

Mitt. Bad. Landesverein Naturkunde u. Naturschutz	Bd.26	2024	DOI: 10.6094/BLNN/Mitt/26.09	Seiten 77-98	Freiburg/Breisgau Juli 2024
--	-------	------	------------------------------	--------------	--------------------------------

Naturnähe der Hartholzaue und ihre Veränderung mit der Zeit

ALBERT REIF¹, NICOLAS SCHOOF, RALPH BAUMGÄRTEL²,
MAREIKE ROEDER³, CHRISTIAN DAMM

Zusammenfassung: Völlig natürliche Hartholz-Auwälder von größeren Flüssen in temperierten Regionen Europas existieren nicht, alle rezenten Standorte dieser Waldgesellschaft sind stark anthropogen verändert. Dennoch versuchen Renaturierungsprojekte von Flussauen, eine größere Naturnähe zu schaffen, ohne jedoch eine klare Vorstellung von einer natürlichen Referenzsituation zu haben. Aus diesem Grund stellt die vorliegende Arbeit den Versuch dar, aus Fallstudien, Beobachtungen und Indizien einen Referenznaturzustand der Hartholzaue zu konstruieren. Da sich dieser mit sich ändernden Klimabedingungen ebenfalls weiter verändert, werden im Folgenden ein früherer („urprünglicher“), ein heutiger, und ein wahrscheinlicher zukünftiger Naturzustand des Hartholz-Auwalds unterschieden. In jedem dieser Fälle sind das Zulassen einer natürlichen Flussdynamik, mit Laufverlagerungen, Erosion und Sedimentation, die standörtliche Voraussetzung für das Entstehen, Verschwinden und Neu-Entstehen der Auen-Lebensräume. Die „potentielle natürliche Vegetation“ von Auen wäre damit nicht als stabiler Endzustand („Klimax“) einer Entwicklung, sondern besser als „potentielle natürliche Sukzession“ anzusprechen.

Schlüsselwörter: Quercu-Ulmetum, potentielle natürliche Vegetation, Auwald, Renaturierung, Wiederherstellung.

Englischer Titel: Naturalness of hardwood floodplain forests and its change over time

Abstract: Truly natural hardwood floodplain forests do not exist along large rivers in temperate regions of Europe; all present locations of this forest community have been heavily anthropogenically altered. Nevertheless, floodplain restoration projects attempt to create more natural ecosystems, without having a clear idea of a natural reference situation. For this reason, this study attempts to construct a natural state of hardwood floodplain forests from case studies, observations and evidence. Since the natural state also changes with

¹Prof. Dr. Dr. h.c. Albert Reif, Dr. Nicolas Schoof, Professur für Standorts- und Vegetationskunde, Universität Freiburg, Tennenbacherstraße 4, D-79106 Freiburg. E-Mail: albert.reif@waldbau.uni-freiburg.de, nicolas.schoof@waldbau.uni-freiburg.de. ²Ralph Baumgärtel, Umweltbildungszentrum, Außerhalb 27, D-64589 Stockstadt am Rhein. E-Mail: Ralph.Baumgaertel@forst.hessen.de ³Dr. Mareike Roeder, Dr. Christian Damm, KIT Auen-Institut, Josefstr.1, D-76437 Rastatt. E-Mail: christian.damm@kit.edu, mareike.roeder2@kit.edu

changing climatic conditions, a distinction is made between a previous („original“), a current and a future natural state of hardwood floodplain forests.

In each of these cases, allowing natural river dynamics, with course shifts, including erosion and sedimentation, is a prerequisite for the natural succession, destruction and re-emergence of floodplain habitats. The „potential natural vegetation“ of floodplains should therefore not be regarded as a stable end state („climax“) of a development, but rather is a „potential natural succession“.

Keywords: Querco-Ulmetum, potential natural vegetation, riparian forest, renaturation, restoration.

Französischer Titel: La proximité avec la nature de forêts alluviales et leurs évolutions au fil du temps

Résumé : Il n'existent pas de forêts alluviales de bois dur à l'état naturel dans les régions tempérées d'Europe. Tous les sites de cette communauté forestière ont été fortement modifiés par l'homme. Néanmoins, des projets de renaturation de zones inondables tentent de s'approcher à l'état naturel, sans toutefois avoir une idée claire d'une condition naturelle de référence. C'est pourquoi la présente étude a tenté de reconstruire un l'état naturel de la plaine inondable des feuillus à partir d'études de cas, d'observations et d'évidences. Étant donné que l'état naturel lui change aussi avec l'évolution des conditions climatiques, une distinction est faite entre un état naturel antérieur (« original »), l'actuel et le futur de la forêt riveraine de feuillus. Dans chacun de ces cas, laisser œuvrer la dynamique naturelle des rivières avec des changements de lit, l'érosion et la sédimentation est une condition sine qua non pour l'émergence, la disparition et la réémergence d'habitats de plaine inondable. La « végétation naturelle potentielle » des plaines inondables ne sera donc pas abordée comme un état final stable (« climax ») à l'issue d'un développement, mais plutôt comme une « succession naturelle potentielle ».

Mots clef : Querco-Ulmetum, végétation naturelle potentielle, forêts alluviales, renaturation, restauration,

1. Einleitung

Auen sind Lebensräume für eine große Zahl von Tier- und Pflanzenarten an Bächen, Flüssen und Seen (PIELECH 2021). Sie unterliegen einem periodischen Wasserstandswechsel (Hoch- und Niedrigwasser) und einer Morphodynamik des Substrats (Erosion – Transport – Sedimentation) (BROWN et al. 1997; ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Deren zeitliches Auftreten bestimmt das jeweilige Hochwasserregime: Durch späte Schnee- und Gletscherschmelze geprägte Flüsse aus den Alpen führen tendenziell Sommerhochwasser (wie der Rhein), während Flüsse aus Mittelgebirgen (wie Neckar, Main, Mosel) eher Winter- und Frühjahrshochwasser führen (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Die Prozesse ändern sich auch vom Ober- zum Unterlauf (SURMACZ et al. 2024; VANNOTE et al. 1980) und mit ihnen auch die Bodenart der Sedimente (CARBIENER & SCHNITZLER 1990). Das abnehmende Gefälle führt zu einer morphologischen Differenzierung in einen schneller fließenden Oberlauf (Furkationszone; Gefälle >8 m/km Flusslauf), einen weniger schnell fließenden Mittellauf (Übergangszzone; Gefälle 3-5 m/km) und einen langsam fließenden Unterlauf (Mäanderzone; Gefälle <3 m/km).

Die Vegetation von Auen unterscheidet sich in Abhängigkeit dieser standörtlichen Rahmenbedingungen. Ganz allgemein wird sie in einem räumlichen Nebeneinander durch Pioniergesellschaften, Flussröhrichte, Gebüsche und Wälder geprägt (BOEUF et al. 2007; KOLTZENBURG & BÖCKER 1999). Diese entstehen in einer sukzessionalen Dynamik, werden immer wieder durch die erodierende Kraft von Hochwässern ge- oder zerstört, was die Sukzession wiederum verändert oder „zurücksetzt“ und letztlich an anderem Standort von neuem beginnen lässt (Abb. 1, 2, 3). Man könnte aber auch sagen, dass mit Blick auf die Genese der Auen-Ökosysteme nicht eine Überflutung, sondern ein Ausbleiben von Hochwasser und Morphodynamik als „Störung“ einzustufen ist (SPARKS 1995, WARD 1998).

Für die Wälder der Weichholzaue mit ihrer eher kurzen Entwicklungsdauer kann ein Naturzustand aus rezenten Ökosystemen näherungsweise geschlussfolgert und durch Vegetationsaufnahmen belegt werden. So besiedeln Weiden- und Pappel-Arten als Pioniere mit relativ kurzer Lebensdauer nach Überflutungen neu abgelagerte Sedimente und bilden bereits nach weniger als 10 Jahren geschlossene Bestände (THIESS et al. 2015). Diese können sich potenziell in natürlicher Sukzession zu Wäldern der Hartholzaue entwickeln. Ihre Entstehung und ihr entwickelter Zustand können jedoch nur modellhaft konstruiert werden, denn natürliche Auen sind an den Flüssen und Strömen Mitteleuropas fast vollständig verschwunden (BRUNOTTE et al. 2009; SCHOLZ et al. 2018). So gilt der Hartholz-Ulmen-Wald (*Quercus-Ulmetum*) als eine der am stärksten gefährdeten Waldgesellschaften Deutschlands (Rote Liste 1; RENNWALD et al. 2000, FINCK et al. 2017, HÄRDITL et al. 2020). Ursachen der Gefährdung sind in erster Linie Flussregulierungen und die begleitende flächendeckende Landnutzung (MARGRAF 2004). Hinzu kommen biozönotische Veränderungen in Form des Verschwindens ökosystemrelevanter heimischer Arten, wie etwa von großen Pflanzenfressern (z.B. Auerochse [*Bos primigenius*]), sowie die Einwanderung invasiver Neophyten, beispielsweise Schmetterlingsflieder (*Buddleja davidii*), Bastardindigo (*Amorpha fruticosa*), Robinie (*Robinia pseudoacacia*), Götterbaum (*Ailanthus altissima*; Donau) und Amerikanische Esche (*Fraxinus pennsylvanica*; Elbe) und vor allem auf kalkarmen Sedimenten Eschen-Ahorn (*Acer negundo*).

Die Wasserrahmenrichtlinie der EU strebt eine Wiederherstellung natürlicher oder zumindest naturnaher Auenökosysteme an (Richtlinie 2000/60/EG; BMUB/UBA

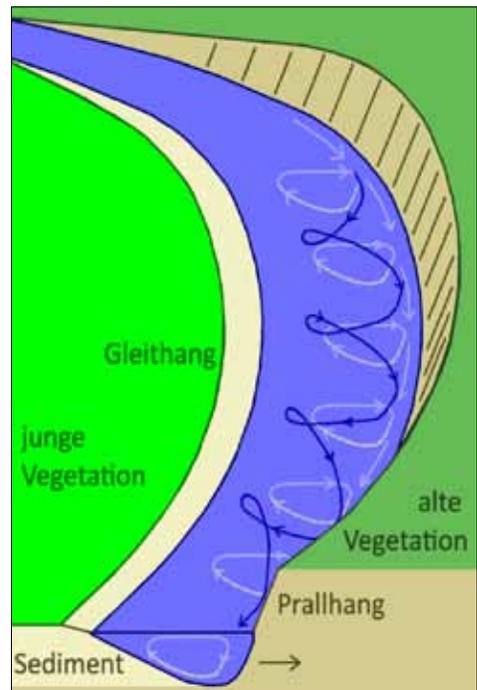


Abb. 1: Schema der morphologischen Veränderung eines Flusslaufs der Mäanderzone. Durch Erosion am Prallhang werden bestehende Ökosysteme zerstört, der Fluss „wandert“ durch die Landschaft. Am „Gleithang“ dagegen werden mitgebrachte Sedimente abgelagert, hier siedeln sich Pionierarten an und leiten die Sukzession ein. Quelle: <https://de.wikipedia.org/wiki/Mäander>, download 30.5.2024.

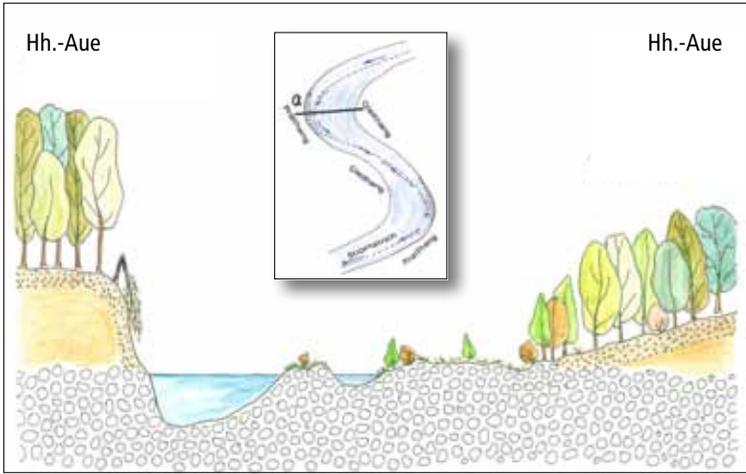


Abb. 2a: Ablagerung von Sediment am Gleithang, mit ersten initialen Weidenarten (rechts), gerinnenahere Erosion des Hartholz-Auwalds am Prallhang (links). Zeichnung: S. Hagenguth.

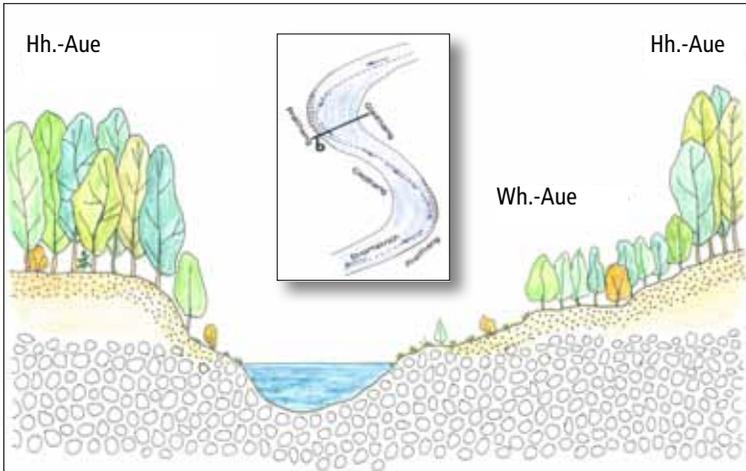


Abb. 2b: Fortschreitende Sukzession am Gleithang mit heranwachsendem Weichlaubholzwald, Auflandung (rechts), verbliebener Hartholz-Auwald am ausklingenden Prallhang (links). Zeichnung: S. Hagenguth.

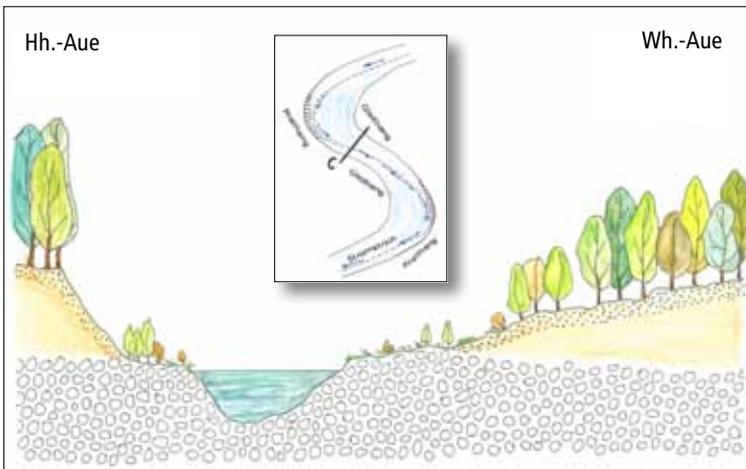


Abb. 2c: Beginnende Verlagerung des Hauptgerinnes nach rechts. Nach weiterer Auflandung eingewanderte Ulmen, Eschen, Eichen überführen die Weichholzaue in Hartholzaue (rechts). Der Hartholzauwald erlebt seine optimale Entfaltung (links), nahe am Gerinne haben sich einzelne Weiden angesiedelt. Zeichnung: S. Hagenguth.

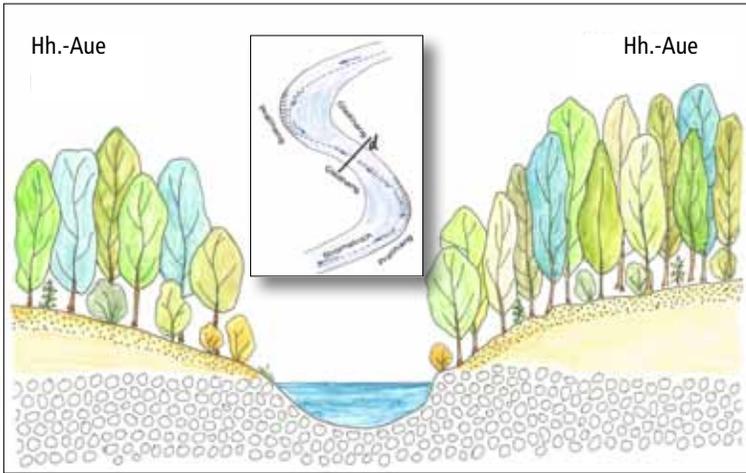


Abb. 2d: Das Hauptgerinne hat sich in die Mitte verlagert. Gerinnenah sind Weiden-Gebüsche und -wäldchen zu finden. An diese grenzt älterer Hartholz-Auwald an oder hat sich neu gebildet. Zeichnung: S. Hagenguth.

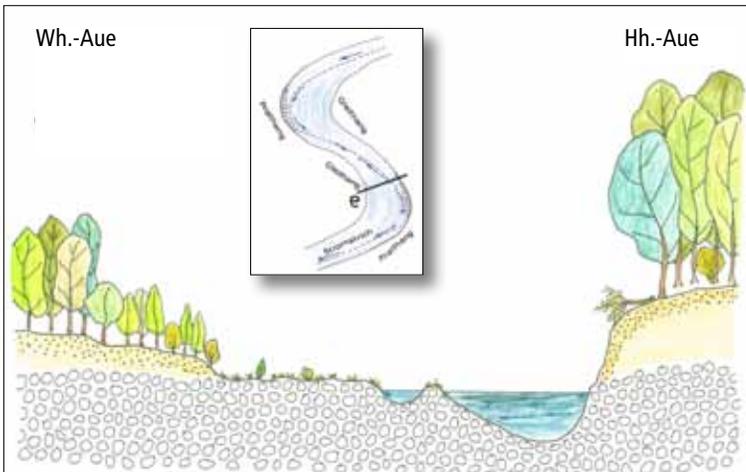


Abb. 2e: Das Hauptgerinne bildet den „neuen Prallhang“ und erodiert die Hartholz-Aue (rechts). Am Gegenufer hat sich der Gleithang mit Sedimentation eingestellt, ein neuer Weichholz-Auwald bildet sich (links), angrenzend an verbliebene Hartholz-Aue (links, außerhalb der Zeichnung). Zeichnung: S. Hagenguth.

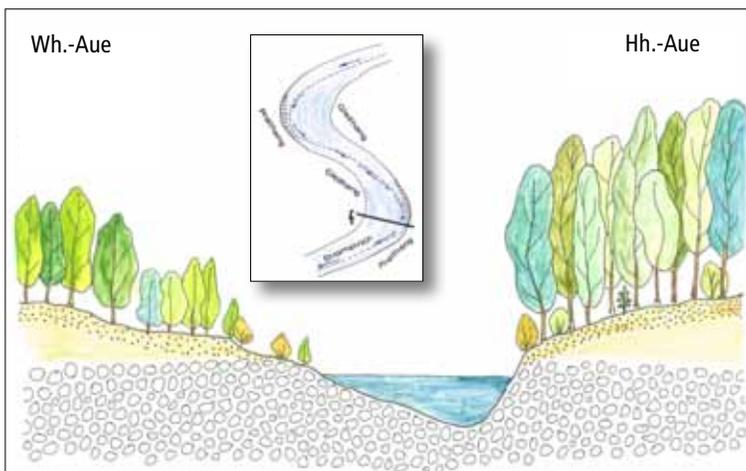


Abb. 2f: Das Hauptgerinne hat sich verlagert und erodiert am Prallhang den Hartholz-Auwald (rechts). Am Gleithang führt die Sukzession zu entwickeltem Weichholz-Auwald (links). Zeichnung: S. Hagenguth.



Abb. 3: Am Prallhang der frei mäandrierenden Save (Kroatien) werden alte Waldbestände durch Erosion zerstört. An anderer Stelle entstehen dafür auf den flussabwärts abgelagerten Sedimenten neue Auenlebensräume. © Ch. Damm.

2016), und verschiedene Naturschutzakteure versuchen dies umzusetzen. Beispiele sind die Schaffung neuer Überflutungsflächen durch Dammrückverlegungen und eine Redynamisierung der Auen (vgl. DAMM 2016). Welche Ausprägung einer „Naturnähe“ in Flussauen durch konkrete Renaturierungsmaßnahmen erreicht wird, hängt unter anderem stark von der Kenntnis des natürlichen Referenzzustandes ab, welche die Entwicklungsziele und das fachliche Vorgehen bei den Maßnahmen mitbestimmt (SCHNEIDER et al. 2018). Der vor Ort als handlungsleitend festgelegte Referenzzustand ergibt sich oftmals aus Einschätzungen der potenziellen natürlichen Vegetation (pnV) als Endstadium der Sukzession („Klimax“) und den enthaltenen Angaben zu Vorkommen und Häufigkeiten der beteiligten Baumarten (SUCK et al. 2014). Dabei ist die pnV ein gedankliches Konstrukt, das von historischen Informationen, gegebenenfalls noch bestehenden naturnahen Referenzflächen und in hohem Maße auch von expertenbasierten Annahmen abhängt (vgl. STARK et al. 2019, 2021).

Auen waren auch in Mitteleuropa ursprünglich an allen Flüssen und Strömen verbreitet, großflächig an Rhein, Donau, Elbe und Oder (BRUNOTTE et al. 2009). Der mögliche Naturzustand der Auenvegetation hat sich im Lauf der Jahrhunderte verändert (SCHNEIDER et al. 2018). Ursachen sind irreversible Veränderungen des Standorts und der Biozöosen. Verbliebene Auenwälder erstrecken sich mittlerweile nur noch entlang von zumeist begradigten, oftmals aufgestauten Flussläufen. Hier finden morphodynamische Prozesse nur mehr kontrolliert und sehr eingeschränkt statt, die natürliche Erosion mit Laufverlegungen bei starken Hochwässern geht verloren, Waldzustand und -dynamik verändern sich (BRUNOTTE et al. 2009). Im Bereich der verbliebenen Hartholz-Auwald-Gesellschaften führen Hoch-

wässer unter anderem zu einer permanenten Aufsedimentierung, beispielsweise wurden Schlickablagerungen von bis zu 90 kg/ha/Jahr gemessen (GRAF-ROSENFELLNER et al. 2016). Weite Teile der Auwälder entlang der regulierten Flüsse entwickeln sich damit weg von einem auetypischen hin zu einem terrestrischen Ökosystem.

Ein „ursprünglicher“ Auenzustand konnte in Mitteleuropa aufgrund der bereits frühen Einwirkung des Menschen bestenfalls kleinräumig erreicht werden. Eine mögliche pnV muss daher auf der Basis des Wissens um die auentypischen Arten und Prozesse modellhaft konstruiert werden. Im Folgenden wird also auf der Basis des Konzepts der pnV der „ursprüngliche“ (sensu PETERKEN 1986), der heutige und der künftige (Referenz-)Naturzustand der Hartholzaue der Mäanderzone gedanklich (re-)konstruiert. Damit soll der praktischen Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen ein fachliches Fundament angeboten werden.

2. Ursprüngliche potentielle natürliche Vegetation

In der „statischen“ Betrachtung der pflanzensoziologischen Literatur (z.B. OBERDORFER 1992; CARBIENER & SCHNITZLER 1990; SCHNITZLER 1994) wird die Hartholzaue als Stieleichen-Ulmen-Wald (*Quercus-Ulmetum minoris* Issler 1924) beschrieben. Die Anteile der (Baum-)Arten am Waldbestand sind je nach Standort und Klima unterschiedlich ausgeprägt.

Aufgrund hydrologischer und vegetationskundlicher Parameter können eine tiefe, eine mittlere und eine hohe Hartholzaue unterschieden werden (MICHIELS & ALDINGER 2002). Die tiefe (sprich: tief im Sinne von relativ nah zum Normalwasserspiegel gelegene) Hartholzaue (*Quercus-Ulmetum phalaridetosum*) wird mit den Baumarten Stiel-Eiche (*Quercus robur*), Feld- und Flatter-Ulme (*Ulmus minor*, *U. laevis*; Abb. 4) beschrieben. Als Sukzessionsrelikte können Weiden- und Pappelindividuen beigemischt sein. In der mittleren Hartholzaue kommen zusätzlich Feld- (*Acer campestre*), Berg- (*Acer pseudoplatanus*) und Spitzahorn (*Acer platanoides*), Winter-Linde (*Tilia cordata*), sowie im Vergleich zu heute geringe Anteile von Esche (*Fraxinus excelsior*) (BECKER 1982) hinzu. Selten sind Wildapfel (*Malus sylvestris*; Abb. 5) und Wildbirne (*Pyrus pyraster*). In der oberen Hartholzaue tritt die Hainbuche (*Carpinus betulus*) in die Baumschicht ein (*Quercus-Ulmetum caricetosum albae*), hier erfolgt der Übergang zum Eichen-Hainbuchen-Wald (*Stellario-Carpinetum*). In den höchstgelegenen und bis zu 10 Tage nur episodisch überfluteten Randbereichen kann sogar die Rot-Buche (*Fagus sylvatica*) auftreten (SPÄTH 1988; GLENZ et al. 2006).

Unterhalb der Baumschicht können sich in der Strauchschicht der tiefen, mittleren und hohen Hartholzaue Esche, Feld- und Flatterulme, Ahorn-Arten und schattentolerante Straucharten mit Rotem Hartriegel (*Cornus sanguinea*), Pfaffenhütchen (*Euonymus europaeus*), Weißdorn (*Crataegus monogyna*, *C. laevigata*), Gewöhnlichem Schneeball (*Viburnum opulus*), Schwarzem Holunder (*Sambucus nigra*), Roter Heckenkirsche (*Lonicera xylosteum*) und Kratzbeere (*Rubus caesius*) halten.

Die krautige Bodenflora ist geprägt durch (1) bereits vor dem Blattaustrieb der Bäume blühende Frühlingsgeophyten wie Bärlauch (*Allium ursinum*), Scharbockskraut (*Ranunculus ficaria*), Gelb- (*Gagea lutea*) und Blaustern (*Scilla bifolia*); (2) Nährstoffzeiger wie Gefleckte Taubnessel (*Lamium maculatum*), Giersch (*Aegopodium podagraria*), Gundermann (*Glechoma hederacea*); (3) Feuchtezeiger wie Waldziest (*Stachys sylvatica*), Winter-Schachtelhalm



Abb. 4: Fruchtende Feld-Ulme (*Ulmus minor*) mit ihren Flügelnüsschen. Rheininsel Ile de Rhinau, Elsass, 15.4.2023. © A. Reif



Abb. 5: Blühender Wildapfel (*Malus sylvestris*) im Hartholz-Auwald. Rheininsel Ile de Rhinau, Elsass, 15.4.2023. © A. Reif

(*Equisetum hyemale*), Schlangen-Lauch (*Allium scorodoprasum*); (4) allgemein verbreitete waldtypische Arten wie Buschwindröschen (*Anemone nemorosa*) oder Wald-Zwenke (*Brachypodium sylvaticum*).

Die „ursprüngliche“ pnV der Hartholzaue konnte sich nach der menschlichen Sesshaftwerdung und Besiedlung der Flusstäler bestenfalls nur noch kleinräumig ausprägen. Gravierende Veränderungen der Aueböden und damit ihrer Ökosysteme erfolgten, nachdem Waldrodungen, Ackerbau und katastrophale Hochwässer wie die „Magdalenenflut“ 1342 zu einer verstärkten Bodenerosion führten. In der Folge kam es zu erhöhter Ablagerung von Auelehmen auf den älteren oftmals kiesigen Substraten (Abb. 6) (BAUDE et al. 2019, MAYORAL et al. 2020).



Abb. 6: Brauner Auenlehm (Vega) über kiesig-sandigem Grund. Wintersdorf bei Rastatt, 3.5.2007. © A. Reif

Insbesondere die Stiel-Eiche wurde über viele Jahrhunderte durch die Mittelwaldwirtschaft gefördert (HASEL 1985, KÜSTER 2013), ihre Anteile in der Baumschicht wurden stark erhöht (Abb. 7). Es kann daher angenommen werden, dass die „ursprüngliche“ pnV im Bereich der Hartholzaue ein Mischwald war, in dem die Stiel-Eiche in eher geringen Anteilen beteiligt war, und schattentolerante Baum- und Straucharten höhere Anteile besessen haben (SUCK et al. 2013, 2014a, b; STARK et al. 2019).

Bei einer dynamischen, an natürlichen Prozessen orientierten Betrachtung der Auenvegetation wird ein stabiler, dauerhafter Endzustand („Klimaxgesellschaft“) im Bereich von Auen nicht erreicht. Auen sind „non-



Abb. 7: Stiel-Eiche (*Quercus robur*) als Relikt der früheren Mittelwaldnutzung im Hartholz-Auwald. Jungwüchse von Eichen fehlen konkurrenzbedingt vollständig. Rheininsel Ile de Rhinau, Elsass, 15.4.2023. © A. Reif



Abb. 8: Junge Stiel-Eichen im häufig überfluteten Randbereich des Rheins. NSG "Kühkopf" (Hessen), 23.10.2020. © A. Reif

equilibrium landscapes“ (SHUGART 2005). Durch die früher mögliche natürliche Verlagerung von Flussläufen ist zu erwarten, dass die damaligen Waldbestände durch die Erosions- und Sedimentationsprozesse immer wieder Störungen unterlagen, welche die Ausbildung eines stabilen Endzustandes verhinderten (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Beispielhaft dafür kann die Erosion alter Hartholzauwälder durch die Mäanderbewegung der unbefestigten Save in Kroatien genannt werden (Abb. 3), wo dieser Prozesse der vollständigen Umarbeitung der Aue noch heute beobachtet werden kann.

Neu abgelagerte Sedimente werden zunächst von Pionierbäumen der Gattungen Weide (*Salix spec.*) und Pappel (*Populus spec.*) besiedelt. Die Stiel-Eiche als langlebige Pionierart (vgl. BOBIEC et al. 2018) hatte sich sehr bald hinzu gesellt. Sie besitzt ebenfalls eine ähnlich große Überflutungstoleranz (DISTER 1983, SPÄTH 2002, GLENZ et al. 2006). Darauf weisen auch die natürlich ablaufenden dynamischen Prozesse im Bereich des Naturwaldreservats „Kühkopf“ in Südhessen hin (REIF et al. 2016, MENGES 2021) (Abb. 8, 9): In den dort 1983 entstandenen Schwarzpappel-Silberweiden-Pionierwäldern kommt als mitherrschende Baumart die langlebige Stiel-Eiche vor.

Pionierwälder reduzieren bei Hochwasser die Strömungsgeschwindigkeit, sie wirken als Sedimentfalle, sie landen dadurch auf und generieren das weniger häufig überflutete Niveau der Hartholzaue. Dies ermöglicht die Besiedlung durch weniger überflu-



Abb. 9: Heranwachsende Stiel-Eichen im häufig überfluteten Randbereich des Rheins auf kiesigem Uferwall. NSG "Kühkopf" (Hessen), 23.10.2020. © A. Reif

tungstolerante Halbschattbaumarten und Sträucher, es bildet sich die tiefe Hartholzaue (*Quercu-Ulmetum salicetosum*) heraus (BAUMGÄRTEL & GRÜNEKLEE 2002) (Tab. 1, Abb. 2b, 2c). Im Verlauf dieser Entwicklung kann sich die Stiel-Eiche aufgrund ihrer Langlebigkeit gegenüber den bereits zusammenbrechenden Weichlaubholzarten sowie ihres Altersvorsprungs gegenüber den einwandernden Halbschattbaumarten halten. Wie die Funde von Eichenstämmen in Kiesgruben nahelegen, so an der Elbe (MÜLLER-STOLL & SÜSS 1966) und am Rhein (BECKER 1982), kam die Stiel-Eiche in Auewäldern vor. Stiel-Eichen in solchen Funden konnten bis zu einem Baumalter von 400 Jahren datiert werden (BECKER 1982, 1993). Verglichen mit dem erreichbaren Alter auf trockeneren Standorten, ist dies für Eichen ein relativ geringes Alter (ULLRICH et al. 2012).

Findet keine weitere katastrophale Zerstörung durch ein Extremhochwasser oder Eisgang statt, wird sich die tiefe Hartholzaue durch weitere Aufsedimentierung zur mittleren Hartholzaue mit einem geschlossenen Hartholz-Auwald entwickeln (vgl. ROEDER et al. 2021; Abb. 2, 6). Mit der Zeit und weiteren Auflandungen würde schließlich die Hainbuche einwandern und die obere Hartholzaue entstehen.

Im Hartholz-Auwald kann sich die Lichtbaumart Stiel-Eiche aufgrund ihrer hohen Lebenserwartung gegenüber beigemischten Schattbaumarten zwar lange behaupten, sich aber nicht mehr natürlich verjüngen. Hierfür ist sie auf natürliche Störungen und gleichzeitig geringen Schalenwildverbiss angewiesen, wie dies nach Extremhochwässern natürlicherweise der Fall sein kann (REIF et al. 2016). Damit entsprechen die heutigen Hartholz-Auwälder einem Zwischenwaldtyp, der sich aufgrund von Auflandungen zu einem buchengeprägten Schlusswald auf nicht mehr überfluteten Böden entwickelt. Diese Sukzession konnte in ursprünglichen Ökosystemen an Stellen stattfinden, in denen und solange keine Störung durch Hochwasser stattfand. Da durch Auflandungen jedoch das Retentionsvolumen des Flusses tendenziell immer kleiner wird, führten große Hochwässer zwangsläufig zu Ausuferung und Überflutung an anderer Stelle, bis hin zu einer erosiven Zerstörung der (Au-)Wälder. So blieb insgesamt gesehen das Retentionsvolumen in etwa erhalten.

3. Heutige potentielle natürliche Vegetation

Die heutige pnV ist durch die oftmals mächtigen Feinlehmauflagen auf kiesig-sandigem Untergrund geprägt. Damit verbesserte sich die Kapazität der Böden zur Wasser- und Nährstoffspeicherung. Wegen unterschiedlicher standörtlicher Annahmen können zwei unterschiedliche potentiell natürliche Zustände bzw. dynamische Entwicklungslinien diskutiert werden:

Tab. 1: Entstehung der Hartholzaue im NSG „Kühkopf“ in der Mäanderzone des Rheins, Hessen (nach BAUMGÄRTEL & GRÜNEKLEE 2002; SCHNEIDER 2002)

Hochwasser Frühjahr 1983: Deichbrüche im Bereich des „Kühkopf“ in der Mäanderzone des Rheins. Danach wird Ackerland aufgelassen und der natürlichen Waldentwicklung überlassen.
Sommer 1983: Der Offenboden wird von zehntausenden Sämlingen von Silber-Weiden (<i>Salix alba</i>) und Schwarz-Pappeln (<i>Populus nigra</i>) besiedelt.
1984-1990: Heranwachsen eines dicht geschlossenen Jungwaldes aus Weiden und Pappeln, vereinzelt Feld-Ulmen, Stiel-Eichen, Eschen.
1990-2000: Natürliche Differenzierung des Bestandes, viele mittel- und unterständige Individuen sterben ab. Die von Anfang an mitherrschenden Stiel-Eichen überleben; Eschen, Ulmen, Wildobst und Berg-Ahorn samen sich an.
2000-2010: Weitere Differenzierung, Abnahme der Silber-Weiden (1482 zu 230 Individuen/ha), Schwarz-Pappeln (1646 zu 430), Eschen (1764 zu 1640), Ulmen (155 zu 120) und Stiel-Eichen (309 zu 160).

- (1) Wird die aktuelle standörtliche Situation des regulierten Flusses mit Begradigungen und Staustufen als gegeben angenommen (vgl. KOLTZENBURG & BÖCKER 1999), so verhindert die regulierte Auendynamik heute im Bereich von Flussauen fast überall das natürliche Erosionsgeschehen. Jedoch werden in den verbliebenen Auwäldern bei Hochwässern feinkörnige Auelehme weiterhin sedimentiert (Abb. 6). Die bis heute verbliebenen, periodisch überfluteten Wälder unterliegen damit einer langsamen, aber kontinuierlichen Auflandung, Erosionsprozesse finden nicht mehr oder nur lokal (in Flutrinnen) statt. Sie sind daher hinsichtlich ihrer Entwicklung als Übergangsstadium zu schattholzreicheren Beständen zu sehen, in denen die Stiel-Eiche und andere Lichtbaumarten, insbesondere auch Weiden und Pappeln, ausgedunkelt werden und verschwinden (vgl. GAUDICHET et al. 2023). Der Verlust der Flusssdynamik mit ihren auenmorphologischen Zyklen schafft daher unvermeidlich neue, länger reifende Bestandestypen. Langfristig wird sich ein buchengeprägter „Schlusswald“ entwickeln. So konnten sich historisch auf früheren Rheininseln nach Auflandung auch manchmal Buchenbestände ansiedeln (VOLK 2009, 2014a, b).
- (2) Nimmt man jedoch an, dass in einer Flusslandschaft ohne den Menschen ein natürliches Überflutungsregime und Morphodynamik auch heute noch ausgeprägt wären, so wird auch heute noch das dynamische „Werden und Vergehen“ der Lebensräume in den Flussauen stattfinden. Dies beinhaltet die Ausbildung eines standortsdiversen Mosaiks aus altersdiversen, strukturell und biozönotisch sehr verschiedenen Waldtypen (von der Weich- zur Hartholzaue) als Ergebnis räumlich differenzierter zyklischer Sukzessionen.

Realistisch kann diese Entwicklungslinie insofern sein, als dass Staustufen als Sedimentfallen fungieren, unterhalb einer Staustufe jedoch die Sohlenerosion weitergeht und letztlich zur Unterminierung der Staustufe führen wird. Dieser Prozess würde sich daraufhin flussaufwärts fortsetzen und im Laufe der Jahrhunderte eine Staustufe nach der anderen zerstören. Um dies zu verhindern, werden beispielsweise unterhalb der Staustufe Iffezheim dem Rhein jährlich etwa 185.000 m³ Geschiebe zur Kompensierung der Sohlenerosion zugegeben (WASSER- UND SCHIFFFAHRTSAMT FREIBURG 2020).

In jeder der genannten denkbaren Entwicklungslinien hat sich die als natürlich anzusehende Artenzusammensetzung, die Waldstruktur und Walddynamik im Bereich der Hartholzaue bereits stark verändert. Ursachen sind ein komplexes Zusammenspiel von Veränderungen des Klimas und damit Überflutungsregimes, Gewässereutrophierungen, neuartige Baumkrankheiten sowie Einbürgerung invasiver fremdländischer (Gehölz-)Arten (BRUNOTTE et al. 2009, SCHNEIDER et al. 2018). Folgende Veränderungen und Prozesse können als Beispiele genannt werden:

- Die früher mitherrschende Baumart Feld-Ulme konnte in natürlichen Flussauen gewaltige Dimensionen mit Stammdurchmessern von über einem Meter erreichen (BECKER 1982). Seit den 1960er Jahren ist sie vom sog. „Ulmensterben“ betroffen und heute nicht mehr im Kronenbereich des Waldes zu finden. Damals wurde der Schlauchpilz *Ceratocystis ulmi* mit infiziertem Holz von Nordamerika auch nach Europa eingeschleppt, er wird vom einheimischen Großen Ulmensplintkäfer (*Scolytus scolytus*) übertragen.
- Seit etwa 2015 fällt mit der Ankunft des neophytischen Pilzes Falsches Stengelbecherchen (*Hymenoscyphus fraxineus*) auch die Esche in der Baumschicht der Auwälder großflächig



Abb. 10a, b, c, d: Reliktische Weinrebe in einem historischen Auebereich zwischen Herrlisheim und St. Croix (Elsaß), in 10b mit dem Botaniker Klaus Rietdorf († 2.2.2014), 22.4.2007. © A. Reif.

aus (ENDERLE & METZLER 2014). Beide Baumarten überleben jedoch in der Strauchschicht, kommen dort auch zur Fruktifikation, können jedoch kaum mehr Baumdimension erreichen (bei der Esche scheint es auch relativ unempfindliche Genotypen zu geben).

- Von den namengebenden Arten des Querco-Ulmetums bleibt nur die Stiel-Eiche, die jedoch als Lichtbaumart in der aktuellen Verjüngung nur mehr im Sämlingstadium vorkommt, sich aufgrund von Lichtmangel und Wildverbiß nicht mehr etablieren kann und somit als langlebiges Sukzessionsrelikt anzusehen ist.
- In Mitteleuropa fast ausgestorben ist die auentypische, kletternde Wilde Weinrebe (*Vitis silvestris*), die Wuchslängen bis zu 40 m erreichen kann (SEBALD et al. 1992) (Abb. 10 a-d).
- Neu eingewandert und regional sich einbürgernd sind teils invasive Arten, darunter die nord-amerikanischen Baumarten Eschen-Ahorn (*Acer negundo*; Abb. 11), Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica*), Walnuss (*Juglans regia*), Schwarz-Nuss (*Juglans nigra*) und Götterbaum (*Ailanthus altissima*).
- In der Bodenvegetation können invasive Arten wie Japan-Knöterich (*Fallopia japonica*) und Himalaya-Springkraut (*Impatiens glandulifera*) dominieren (BÖHMER et al. 2006, KOLTZENBURG & BÖCKER 1999).



Abb. 11: Jungwüchse von Eschen-Ahorn (*Acer negundo*) unter Hybrid-Pappeln (*Populus x canadensis*) auf dem Niveau der Hartholz-Aue. Rheininsel Ile de Rhinau, Elsass, 17.6.2016. © A. Reif

Fazit:

Artenzusammensetzung und Waldstrukturen der Hartholzaue haben sich gravierend und irreversibel verändert (HALE et al. 2008; MÜLLER & OKUDA 1998).

Die tiefe Hartholzaue wird regelmäßig jährlich überflutet, zumeist über längere Zeiträume (MICHIELS & ALDINGER 2002). Hier gibt es heute kaum mehr standortsheimische Baumarten, die tendenziell ein geschlossenes Kronendach zu bilden vermögen. Feld-Ulme, Traubenkirsche (*Prunus padus*) und überflutungstolerante Sträucher wie etwa Roter Hartriegel (*Cornus sanguinea*) oder Gewöhnlicher Schneeball (*Viburnum opulus*) bilden Buschwälder oder Gebüsche mit geringen Baumanteilen. Im Unterwuchs sind oftmals Grasarten wie Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und bei nur geringen Strömungen das Schilf (*Phragmites australis*) dominierend.

Die mittlere Hartholzaue wird alle ein bis zwei Jahre überflutet, zumeist über kürzere Zeiträume, die obere Hartholzaue wird nur mehr episodisch überflutet und lediglich von Spitzenhochwässern erfasst. Dies begünstigt das Überleben von überflutungsempfindlichen Arten bis hin zur Buche an der oberen Auengrenze.



Abb. 12, 13, 14: Gestieltblütige Eiche (*Quercus robur* ssp. *pedunculiflora*) im Hartholz-Auwald der Donau in Rumänien. Insel Caraorman, Donaudelta, 17.5.2005. © A. Reif

4. Künftige potentielle natürliche Vegetation

Wie für alle Wälder ist auch im Auwald mit negativen Auswirkungen des globalen Wandels und insbesondere der Klimaänderung zu rechnen: Direkt durch sich ändernde Standortbedingungen, z.B. durch eine Häufung von Extremereignissen (Trockenperioden, Stürme, Starkregen), und indirekt durch günstigere klimatische Bedingungen für die Vermehrung von Waldschädlingen (IPCC 2014). Die Vegetationsperiode wird sich verlängern, zunehmende Hitzeperioden im Sommer werden bei immer noch wirksamen, jedoch gemilderten Käl-

teeinbrüchen im Winter das Klima prägen. Auch die klimatische Wasserbilanz wird sich ändern, Sommertrockenheit und Winterniederschläge werden zunehmen (KLIWAS 2006, KLIWAS 2014, FELDMANN 2010), die Gefahr von Spät- und Frühfrost wird sich tendenziell vergrößern (LIU et al. 2018). Ansteigende Wärmesummen und höhere CO₂-Gehalte werden mit den veränderten Standortsbedingungen auch das Pflanzenwachstum verändern mit bisher nicht abschätzbaren Folgen, wie z.B. der Abnahme der Holzdichte bei schnellerem Wachstum und daraus resultierender qualitativer Veränderungen des Holzes.

Ein wahrscheinlich gravierenderer Faktor werden zukünftig die indirekten Auswirkungen durch das veränderte Überflutungsregime. In den durch Alpenzuflüsse geprägten Strömen Rhein und Donau werden sich die Hochwasserzeiträume vom Frühsommer zum Spätwinter- und Frühjahr hin verlagern, der Niedrigwasserabfluss wird sich deutlich verringern (KLIWAS 2015). Durch bleibend hohe Winterniederschläge können jedoch auch in Zukunft langdauernde Hochwassersituationen auftreten.

Die Veränderungen des Klimas verändern auch die Biozönosen. Für den Auwald der Zukunft könnte dies die Einwanderung submediterraner oder südosteuropäischer Arten entlang der Donau, z.B. der Schmalblättrigen Esche (*Fraxinus angustifolia*) und Gestieltblütigen Eiche (*Quercus robur* ssp. *pedunculiflora*; Abb. 12, 13, 14), sowie eine weitere Zunahme von bereits heute anwesenden oder noch hinzukommenden neophytischen Baumarten bedeuten.

5. Auenlebensräume – eine potentiell natürliche Sukzession

Es zeigt sich, dass in einem so dynamischen System wie der Aue unter natürlichen Bedingungen kein Endzustand der Sukzession erreicht werden kann. Die Flussläufe und damit auch die Lebensräume von Auen großer Flüsse werden vor allem bei großen Hochwässern ständig verlagert. Daher besteht die Vegetation in Auen großer Flüsse im Naturzustand im Kern ihres Charakters aus verschiedenen alten Sukzessionsphasen nebeneinander bestehender Vegetationstypen einschließlich der Waldtypen. Die „potentielle natürliche Vegetation“ von Auen wäre damit nicht als stabiler Endzustand („Klimax“) einer Entwicklung, sondern besser als „potentielle natürliche Sukzession“ anzusprechen. Dieser dynamische Komplex-Lebensraum könnte zumindest im Bereich des nicht-Wirtschaftswaldes als Entwicklungsziel gesehen werden, der nur durch Zulassen der natürlichen Auendynamik näherungsweise erreichbar ist. Ansonsten muss der sehr stark gefährdete Hartholz-Ulmen-Wald (*Querco-Ulmetum*) als „lebender Toter“ gesehen werden, der in Zukunft durch neue (Auen) Ökosysteme ersetzt werden wird, in denen vor allem weit verbreitete Arten, Neophyten, Generalisten und Stickstoffzeiger zu erwarten sind.

6. Schlussfolgerungen für Naturschutz und Waldwirtschaft

Der Hartholz-Auwald hat sich durch veränderte Klimabedingungen und Überflutungsregimes, durch den Ausfall von Esche und Feld-Ulme in der Baumschicht, durch das Auftreten von Neobiota fundamental in seiner Struktur, Dynamik und Artenzusammensetzung verändert. Vor allem in der tiefen Hartholzaue werden anstelle von Baumarten verstärkt Straucharten strukturbildend werden.

Als Folge des Artenverlustes wird dem Auwald für den Schutz der **Biodiversität** in Zukunft eine noch größere Bedeutung zukommen (GUTTE 2011, PIELECH 2021). Eichen und Weiden beherbergen im Vergleich zu allen übrigen heimischen Baumarten Deutschlands die höchste Insektenartenvielfalt (BRÄNDLE & BRANDL 2001). Dabei kommt der Eiche eine ökologische Schlüsselrolle als Habitat vieler Vogel-, Fledermaus- und Pilzarten zu (vgl. ENGELMANN 2019). Eine Förderung dieser Baumarten ist daher ein wichtiges Ziel.

Angesichts der Klimaänderungen wird auch die Bedeutung von Auen als **Retentionsraum** zunehmen (THOMAS & NISBET 2007). Durch gehäufte Starkregenereignisse werden in Zukunft auch vermehrt extreme Hochwassersituationen auftreten, eine Wiederherstellung des früheren Rückhaltevolumens wird entsprechend immer dringlicher (Abb. 15).

Hingewiesen sei auch auf die Funktion von Auwäldern als **Kohlenstoffsenke** (ZHANG et al. 2023). Die Kohlenstoffvorräte in Auen sind deutlich größer als in terrestrischen Ökosystemen (SCHOLZ et al. 2012, CIERJACKS et al. 2011), wobei dem Bodenspeicher eine größere Rolle zukommt als der oberirdischen Biomasse (ebenda). Daher bieten bestehende, renaturierte oder wiederbegründete Auwälder das Potenzial zur zusätzlichen Kohlenstoffspeicherung. Dieses Speicherpotenzial gilt es durch geeignete Waldbausysteme oder auch mittels Stilllegungsflächen zu erhalten und zu fördern. Die (forst-)wirtschaftliche Nutzung des Waldes ist in den rezenten Auen ohnehin nicht profitabel und deshalb (aktuell) auf dem Rückzug.

Erwähnt seien **weitere Funktionen** von Auen, beispielsweise für die Gewässerreinigung (SABATER et al. 2003), die Jagd und Fischerei, den Tourismus und natürlich die Schwammfunktion für den Wasserhalt auch benachbarter Flächen.

Um ihre Funktionen zu erfüllen, braucht die Aue Platz: Flächen, die durch Deichrückverlegungen wieder an die Flusssdynamik angebunden werden, verbreitern die Aue. Ein enormes Potenzial könnten Wasserstraßenabschnitte bieten, die im Zuge der Reform der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung nicht mehr für den Gütertransport gebraucht werden (BMUB & BfN 2015b).

Zudem werden sich die Veränderungen der Bewirtschaftung von Auwäldern indirekt auf die pnV der Zukunft auswirken. Im Wirtschaftswald soll den Unsicherheiten bezüglich des Klimawandels durch Begründung und Förderung von Mischbeständen zur Risikostreuung und struktureller Vielfalt begegnet werden (UBA 2015). Jedoch ist die Ausgangssituation im Auwald besonders schwierig, da bereits mehrere, bis vor kurzem bewährte wirtschaftliche Hauptbaumarten ausgeschieden sind. In naher Zukunft wird daher für den Wirtschaftswald in Auen der Ruf nach gebietsfremden Baumarten zunehmen (VOR et al. 2015, ROEDER et al. 2021, 2023). Im Fokus sind beispielsweise Schwarz- und Hybrid-Nuss (*Juglans nigra*, *J. x intermedia*), Baumhasel (*Corylus colurna*), Platanen (*Platanus orientalis*; *Platanus x hispanica*), Robinie (*Robinia pseudoacacia*), Amerikanischer Amber- (*Liquidambar styraciflua*), Tulpen- (*Liriodendron tulipifera*) und Götterbaum (*Ailanthus altissima*). Allerdings sind manche dieser Arten invasiv und nach erfolgter Etablierung kaum mehr zu kontrollieren (NENTWIG 2010).

Für den Naturschutz wird es besonders in Auen notwendig sein, sich von statischen Konzepten zur Erhaltung oder Renaturierung von Zuständen zu verabschieden (ZERBE 2019) und Auwaldentwicklung unter den heutigen Bedingungen zuzulassen. Eine auetypische



Abb. 15: Auwald am Rhein als Retentionsraum bei Hochwasser. © M. Roeder

Morphodynamik mit einer entsprechenden biozönotischen Dynamik sollte in großen Prozessschutzgebieten ermöglicht werden (HÄRDTLE et al. 2020) – beispielsweise an der Elbe. Nur dadurch können die auetypischen Lebensgemeinschaften dauerhaft erhalten werden (PRINGLE 2003). Diese natürliche Flussdynamik kann durch simulierende Pflegemaßnahmen wie etwa Ausweisung von Habitatbäumen nicht ersetzt werden. In den meisten Flusssystemen dürften große Prozessschutzgebiete jedoch nicht oder nur kleinräumig umsetzbar sein. Es ist dann sinnvoll, durch entsprechende Pflegemaßnahmen möglichst viele Requisiten der naturnahen Waldzustände zu erhalten, um die Habitattradition kontinuierlich weiterzuführen: Große, langlebige Auenbäume wie Stiel-Eichen, Schwarz-Pappeln oder Flatter-Ulmen sollten also möglichst lange erhalten bleiben und ggf. durch Pflegeeingriffe (Freistellung) gefördert werden. Auch große Hybrid-Pappeln können als grobborkige Höhlenbäume wertvolle Mikrohabitate bieten. Und der Biber (*Castor fiber*) wird in Zukunft verstärkt seinen Beitrag zur Auenrenaturierung beitragen. Seine Integration wird eine Daueraufgabe des Naturschutzes bleiben.

Danksagung

Wir bedanken uns bei Michael Koltzenburg (Tübingen) und Prof. Dr. Reinhard Böcker (Filderstadt) für hilfreiche Kommentare zum Manuskript und bei Siegrid Hagenguth für die Zeichnungen der Abb. 2.

7. Literatur

- BALLASUS H, SCHNEIDER B, VON SUCHODOLETZ H, MIERA J, WERBAN U, FÜTTERER P, WERTHER L, ETTTEL P, VEIT U, ZIELHOFFER CH (2022): Overbank silt-clay deposition and intensive Neolithic land use in a Central European catchment – Coupled or decoupled? - *Science of The Total Environment* 806: 150858. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150858>.
- BAUDE M, MEYER BC, SCHINDEWOLF M (2019): Land use change in an agricultural landscape causing degradation of soil based ecosystem services. - *Sci. Total Environ.* 659: 1526–1536. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.455>.
- BAUMGÄRTEL R, GRÜNEKLEE W (2002): Sukzession nach Dammbbruch auf ehemaligen Ackerflächen in der Rheinaue: Ergebnisse nach 17 Jahren ungestörter Sukzession auf der Rheininsel Kühkopf. – *Natur und Landschaft* 77: 269-273.
- BECKER B (1982): Dendrochronologie und Paläoökologie subfossiler Baumstämme aus Flussablagerungen in der Rheinaue: Ergebnisse zur nacheiszeitlichen Auenentwicklung im südlichen Mitteleuropa. – *Mitt. Komm. Quartärforschung Österr. Akad. d. Wiss.* 5: 120 S.
- BECKER B (1993): An 11000-year German oak and pine chronology for radiocarbon calibration. - *Radiocarbon* 35: 201–213.
- BOEUF R, DURAND E, HAUSCHILD R (2007): Approche phytoécologique des milieux forestiers alluviaux rhénans. – *Actes du Colloque de Strasbourg 2002*: 163-172.
- BMU und BfN [Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Bundesamt für Naturschutz] 2009: Auenzustandsbericht: Flussauen in Deutschland. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/auenzustandsbericht_bf.pdf
- BMUB und UBA (2016): Die Wasserrahmenrichtlinie – Deutschlands Gewässer 2015. 144 S., Bonn, Dessau.
- BOBIEC A, REIF A, ÖLLERER K (2018): Seeing the oakscapes beyond the forest: a landscape approach to the oak regeneration in Europe. – *Landscape Ecology* 33: 513–528.
- BÖHMER H-J, HEGER T, WALSER B (2006): Ökologie, Ausbreitung und Bekämpfung des Japanischen Staudenknöterichs (*Fallopia japonica*) in Deutschland. – *Anliegen Natur* 30: 29-34.
- BRACKHANE S, REIF A (2018): Zurück zum wilden Rhein? Auenrenaturierung und Naturschutz am Oberrhein. - *Freiburger Universitätsblätter* 222: 39-52.
- BROWN, A. G., D. HARPER & G. F. PETERKEN (1997): European floodplain forests: structure, functioning and management. - *Global Ecology and Biogeography Letters* 6: 169–178.
- BRÄNDLE M, BRANDL R (2001): Species richness of insects and mites on trees: expanding Southwood. - *Journal of Animal Ecology* 70(3): 491-504.
- BRUNOTTE E, DISTER E, GÜNTHER-DIRINGER D, KOENZEN U, MEHL D (2009): Flussauen in Deutschland – Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 87: 244.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) (Hrsg.) (2009): Auenzustandsbericht – Flussauen in Deutschland. – 35 S., Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- CARBIENER R, SCHNITZLER A (1990): Evolution of major pattern models and processes of alluvial forest of the Rhine in the rift valley (France/Germany). – *Vegetatio* 88: 115-129.
- CIERJACKS A, KLEINSCHMIT B, KOWARIK I, GRAF M, LANG F (2011): Organic matter distribution in floodplains can be predicted using spatial and vegetation structure data. - *River research and applications* 27(8): 1048-1057.

- DAMM CH (2016): The Lenzer Elbtalau large-scale conservation project - Pilot project actions and experience / Naturschutzgroßprojekt Lenzer Elbtalau - Umsetzung und Erfahrungen eines Pilotprojekts. - *Natur und Landschaft* 91: 359–365. doi:10.17433/8.2016.50153404.359-365
- DISTER E (1983): Zur Hochwassertoleranz von Auenwaldbäumen an lehmigen Standorten. - *Verhandlung der Gesellschaft für Ökologie* 10: 325–335
- DWORAK T (2008): Flood risk management and floodplain restoration in Europe. S. 47–60 in: MOS-SAND T, MONSTADT J (eds): *Restoring floodplains in Europe*. IWA Publishing, London, UK.
- ELLENBERG, LEUSCHNER CH (2010): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. 6. Auflage. 1.334 Seiten. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- ELLWANGER G, FINCK P, RIECKEN U, SCHRÖDER E (2012): Gefährdungssituation von Lebensräumen und Arten der Gewässer und Auen in Deutschland. - *Natur und Landschaft* 87 (4): 150–155.
- ENDERLE R, METZLER B (2014): Sorgenkind Esche – Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse. In: VON TEUFFEL, K. (Hrsg.): *Auewaldwirtschaft – wohin?* - FVA-Einblick 2/2014. Freiburg.
- ENGELMANN RA, HAACK N, HENLE K, KASPERIDUS HD, NISSEN S, SCHLEGEL M, SCHOLZ M, SEELE-DILBAT C, WIRTH C (2019): Reiner Prozessschutz gefährdet Artenvielfalt im Leipziger Auwald. In: *Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ (Hrsg.): UFZ Discussion Papers: 3*.
- FINCK P, HEINZE S, RATHS U, RIECKEN U, SSYMANK A (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. - *NaBiV Heft* 156: 637 S. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- GAUDICHET C, GREULICH S, GRELLIER S, JANSSEN PH, RODRIGUES S (2023): Influence of local environmental gradients on ecological strategies of herbaceous communities in riverine side channels. - *J. Veg. Sci* 2024;35:e13227.
- GERKEN B (1988): *Auen – verborgene Lebensadern der Natur*. 132 S., Rombach-Verlag, Freiburg.
- GLENZ C, SCHLAEPFER R, IORGULESCU I, KIENAST F (2006): Flooding tolerance of Central European tree and shrub species. - *Forest Ecology and Management* 235: 1–13.
- GRAF-ROSENFELLNER M, CIERJACKS A, KLEINSCHMIT B, LANG F (2016): Soil formation and its implications for stabilization of soil organic matter in the riparian zone. - *Catena* 139: 9-18. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2015.11.010>
- GUTTE P (2011): Das Querco-Ulmetum minoris Issler 1942, der Stieleichen-Ulmen-Hartholzwald, in der Elster-Luppe-Aue bei Leipzig. - *Mauritiana (Altenburg)* 22: 213 – 242.
- HÄRDTLE W, BERGMEIER E, FICHTNER A, HEINKEN T, HÖLZEL N, REMY D, SCHNEIDER S, SCHWABE A, TISCHEW S, DIERSCHKE H (2020): Pflanzengesellschaft des Jahres 2021: Hartholz-Auenwald (Ficario-Ulmetum). Plant community of the year 2021: Hardwood floodplain forest (Ficario-Ulmetum). - *Tuexenia* 40: 373–399. doi: 10.14471/2020.40.007
- HALE BW, ALSUM EM, ADAMS MS (2008): Changes in the Floodplain Forest Vegetation of the Lower Wisconsin River over the Last Fifty Years. - *Am. Midl. Nat.* 160: 454–476.
- HASEL K (1985): *Forstgeschichte*. 258 S., Parey, Hamburg - Berlin.
- KARRENBERG S, EDWARDS PJ, KOLLMANN J (2002): The life history of Salicaceae living in the active zone of floodplains. - *Freshwater Biology* 47: 733–748.
- KOLTZENBURG M, BÖCKER R (1999): Die heutige potentielle natürliche Vegetation an Fließgewässern. - S. 25-78 in: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.): *Oberirdische Gewässer*. - *Gewässerökologie* 57.
- KRAMER W (1987): Erläuterungen zu den Standortskarten der Rheinauewäldungen zwischen Mannheim und Karlsruhe. - *Schr. Reihe Landesforstverw. Bad.-Württ.* 65: 7–264.
- KÜSTER H (2013): *Geschichte des Waldes. Von der Urzeit bis zur Gegenwart*. 266 S., C.H. Beck, München.
- LIESS N (2013): Der Baum des Himmels? *Ailanthus altissima*. - *Wiss. Reihe Nationalpark Donau-Auen* 30: 130.

- MARGRAF CH (2004): Die Vegetationsentwicklung der Donauauen zwischen Ingolstadt und Neuburg - Vegetationskundlich-ökologische Studie über den Wandel einer Auenlandschaft 30 Jahre nach Staustufenbau. - *Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges.* 65: 295-703.
- MAYORAL A, GRANAI S, DEVELLE AL, PEIRY JL, MIRAS Y, COUDERC F, VERNET G, BERGER JF (2020): Early human impact on soils and hydro-sedimentary systems: multi-proxy geoarchaeological analyses from La narse de la sauvetat (France). - *The Holocene* 30: 1780–1800. <https://doi.org/10.1177/0959683620950390>.
- MENGES S (2021): Erfassung des Vitalitätszustands und des Standortpotenzials einer Stieleichenpopulation in der Hartholzau entlang des Neurheins im Naturschutzgebiet „Kühkopf-Knoblochsau“. BSc-Thesis, 43 S., Professur für Standorts- und Vegetationskunde, Fak. Umwelt u. Natürl. Ressourcen, Universität Freiburg.
- MICHIELS H-G, ALDINGER E (2002): Forstliche Standortsgliederung in der badischen Rheinaue. - *AFZ-DerWald* 15: 811-815.
- MOSNER E, SCHNEIDER S, LEHMANN B, LEYER I (2011): Hydrological prerequisites for optimum habitats of riparian *Salix* communities – identifying suitable reforestation sites. - *Applied Vegetation Science* 14: 367–377.
- MÜLLER N, OKUDA S (1998): Invasion of Alien Plants in Floodplains – a Comparison of Europe and Japan. – pp. 321-332 in: STARFINGER U, EDWARDS K, KOWARIK I, WILLIAMSON M: *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*. Backhuys, Leiden.
- MÜLLER-STOLL WR, SÜSS H (1966): Der Gehölzbestand der Auenwälder nach subfossilen Holzresten aus holozänen Sedimenten mitteldeutscher Flußauen. – *Die Kulturpflanze* 14: 201-233.
- NENTWIG W (2010): *Invasive Arten*. 128 S., UTB, Haupt-Verlag Bern.
- PETERKEN GF (1996): *Natural Woodland: Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions*. 522 Seiten, Cambridge University Press.
- PETTS GE, MÖLLER H, ROUX AL (1989): *Historical change of large alluvial rivers: Western Europe*. John Wiley and Sons, Chichester, UK.
- PIELECH R (2021) Plant species richness in riparian forests: comparison to other forest ecosystems, longitudinal patterns, role of rare species and topographic factors. - *Forest Ecology and Management* 496: 119400.
- PRINGLE C (2003): What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? - *Hydrol. Process.* 17: 2685–2689. DOI: 10.1002/hyp.5145
- REIF A, BAUMGÄRTEL R, DISTER E, SCHNEIDER E (2016): Zur Natürlichkeit der Stieleiche (*Quercus robur* L.) in Flussauen Mitteleuropas – eine Fallstudie aus dem Naturschutzgebiet „Kühkopf-Knoblochsau“ am hessischen Oberrhein. - *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 15: 69-92.
- RENNWALD E (Koordination) (2000): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands mit Anmerkungen zur Gefährdung. - *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 35: 393-592.
- ROEDER M, UNSELD R, REIF A, EGGER G (2021): Leitfaden zur Auwaldbewirtschaftung. Eigenschaften der Baumarten, Anbaueignung und Beispiele von Oberrhein und Donau. 48 S. <https://mediathek.fnr.de/broschuren/nachwachsende-rohstoffe/wald.html>
- ROEDER M, BINDER F, REIF A, UNSELD R, DICHTL TH, SCHNEIDER E, MAILÄNDER S, STÖGER W, RUSSEL D, EGGER G (2023): Auwaldbewirtschaftung in unsicheren Zeiten – Die Suche nach Baumarten für den Auwald der Zukunft. – *Auenmagazin* 23: 43-50.
- SABATER S, BUTTURINI A, CLEMENT J-CH, BURT T, DOWRICK D, HEFTING M, MAITRE V, PINAY G, POSTOLACHE C, RZEPECKI M, SABATER F (2003): Nitrogen Removal by Riparian Buffers along a European Climatic Gradient: Patterns and Factors of Variation. - *Ecosystems* 6: 20–30. DOI: 10.1007/s10021-002-0183-8
- SCHNEIDER E (2002): Vom Acker zur Auenwiese, 20 Jahre Grünlandsukzession am Kühkopf. - S. 43-49: RP DARMSTADT (Hrsg.): 50 Jahre Naturschutzgebiet Kühkopf-Knoblochsau.

- SCHNEIDER E, WERLING M, STAMMEL B, JANUSCHKE K, LEDESMA-KRIST G, SCHOLZ M, HERING D, GELHAUS M, DISTER E, EGGER G (2018): Biodiversität der Flussauen Deutschland. - NaBiV Heft 163: 512 S. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- SCHNITZLER A (1994): European Alluvial Hardwood Forests of Large Floodplains. - *Journal of Biogeography* 21(6): 605-623.
- SCHOLZ M, DISTER E, EHLERT T, MEHL D, SCHNEIDER E, FOCKLER F, DAMM CH, RUMM A, KRÜGER F, SCHULZ-ZUNKEL C, EGGER G, WERLING M (2018): Nutzungen, Auenzustand und Renaturierung – Zustand der Auen in Deutschland. - S. 79–118 in: SCHNEIDER et al. 2018: Biodiversität der Flussauen Deutschlands, Bundesamt für Naturschutz (BfN), Naturschutz und Biologische Vielfalt. Bonn-Bad Godesberg.
- SEBALD O, SEYBOLD S, PHILIPPI G (Hrsg.) (1992): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 4: Spezieller Teil (Spermatophyta, Unterklasse Rosidae): Haloragaceae bis Apiaceae. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- SHUGART HH (2005): Equilibrium versus non-equilibrium landscapes. Part II - Theory, experiments, and models in landscape ecology. - pp. 36 – 41 in: WIENS JA, MOSS MR (ed): *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511614415.006>
- SPARKS RE (1995): Need for ecosystem management of large rivers and their floodplains. - *BioScience* 45: 168-182.
- SPÄTH V (1988): Zur Hochwassertoleranz von Auenwaldbäumen. - *Natur und Landschaft* 63 (6): 312–314.
- SPÄTH V (2002): Hochwassertoleranz von Waldbäumen in der Rheinaue. - *AFZ Der Wald* 15: 807–810.
- SURMACZ B, FOREMNIK K, PIELECH R (2024): Along the river: Longitudinal patterns of functional and taxonomic diversity of plants in riparian forests. – *J. Veg. Sci.* 2024;35:e13225. Available from: DOI: 10.1111/jvs.13225
- STARK H, GÄRTNER S, REIF A (Hrsg.) (2019): Naturnähe der Baumartenzusammensetzung in Deutschland: Einfluss von Referenz, Bewertungsmethodik und Klimawandel. - BfN-Skripten 531: 275 S. (Band1), 630 S. (Band 2). - DOI: 10.6094/UNIFR/16663 <https://freidok.uni-freiburg.de/data/16663>
- STARK S, GÄRTNER S, SUCK R, REIF A (2021): Bewertung der Naturnähe der Baumartenzusammensetzung von Wäldern in Deutschland – Grenzen und Potentiale. - *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz – Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz (Forest Ecology, Landscape Research and Nature Conservation)* 20: 21-36. https://www.afsv.de/images/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-20-3.pdf
- SUCK R, BUSHART M, HOFMANN G, SCHRÖDER L (2014): Karte der potentiellen natürlichen Vegetation Deutschlands. Grundeinheiten. - BfN-Skripten 348: 449 S. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- THOMAS H, NISBET R (2007): An assessment of the impact of floodplain woodland on flood flows. – *Water and Environment Journal* 21: 114–126. doi:10.1111/j.1747-6593.2006.00056.x
- THIESS L, ZIMMERMANN R, REIF A (2015): Von der „Kieswüste“ zum Auenwald: Gehölzentwicklung auf einer Auskiesungsfläche am südlichen Oberrhein. - *Mitt. Bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F.* 21: 635-658.
- TOCKNER K, UEHLINGER U, ROBINSON CT (2009): *Rivers of Europe*. Academic Press, London, UK.
- ULLRICH B, KÜHN U, KÜHN S (2012): *Unsere 500 ältesten Bäume*. 320 S., BLV, München.
- VANNOTE RR, MINSHALL GW, CUMMINS KW, SEDELL JR, CUSHING CE (1980): The river continuum concept. – *Canad. J. of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- VOLK H (2009): Umbrüche der Landschaft im Oberrheintal. - *Berichte der Naturforsch. Gesellschaft Freiburg* 99: 77-104.

VOLK H (2014a): Die Rheinauen – Eine Karlsruher Landschaft als Naturerbe. G. Braun Verlag, Karlsruhe, 80 S.

VOLK H (2014b): Vom wilden Rhein zur Kulturlandschaft Rheinaue. - FVA-einblick 1: 3-9.

VOR T, SPELLMANN H, BOLTE A, AMMER C (Hrsg.) (2015): Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten: Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. 296 S., Göttinger Forstwissenschaften, Göttingen. doi:10.17875/gup2015-843

WARD JV (1998): Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. - *Biological Conservation* 83 (3): 269-278.

WASSERSTRASSEN- UND SCHIFFFAHRTSAMT OBERRHEIN (Hrsg) (2020): Geschiebezugabe Iffezheim. Download unter: <https://www.wsa-oberrhein.wsv.de>, Zugriff 23.3.2024.

ZERBE S (2019): Renaturierung von Ökosystemen im Spannungsfeld von Mensch und Umwelt. Ein interdisziplinäres Fachbuch. 730 S., Springer Spektrum, Berlin.

ZHANG X, CI X, HU J, BAI Y, THORNHILL AH, CONRAN JG et al. (2023): Riparian areas as a conservation priority under climate change. - *Science of the Total Environment*: 858, 159879.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz e.V. Freiburg i. Br.](#)

Jahr/Year: 2024

Band/Volume: [NF_26](#)

Autor(en)/Author(s): Reif Albert, Schoof Nicolas, Baumgärtel Ralph, Roeder Mareike, Damm Christian

Artikel/Article: [Naturnähe der Hartholzaue und ihre Veränderung mit der Zeit 77-98](#)