

Waldgesellschaften und Standortabhängigkeit der Vegetation vor Beginn der Redynamisierung der Donauaue zwischen Neuburg und Ingolstadt

– Petra Lang, Maximilian Frei und Jörg Ewald –

Zusammenfassung

In Folge von Eindeichung, Eintiefung und Staustufenbau sind an der Donau zwischen Neuburg und Ingolstadt autotypische Überschwemmungen und Grundwasserstandsschwankungen weitgehend verloren gegangen. Die wasserbauliche Redynamisierung wird durch ein umfassendes auenökologisches Monitoring begleitet. Um die Reaktion der Waldvegetation auf Änderungen des Wasserregimes und der Morphodynamik zu beobachten, wurden im Projektgebiet 117 Dauerbeobachtungsflächen (DBF) angelegt und vor Maßnahmenbeginn aufgenommen. Eine Auswertung der Baseline-Aufnahmen hinsichtlich der Waldgesellschaften ergab, dass bergahornreiche Auenfolgesellschaften und eschenreiche Hartholzaunen unterschiedlichen Wasserhaushalts dominieren, während Weichholzaunen nicht mehr anzutreffen sind. Der mittels DCA ermittelte floristische Hauptgradient lässt sich sehr gut durch den modellierten Grundwasserstand und die in den DBF gemessene Bodenfeuchte erklären. Ellenberg-Zeigerwerte deuten auf die Bedeutung des Wasserhaushaltes, der Belichtung und der Nährstoffversorgung für die Zusammensetzung der Bodenvegetation hin, die mit weiteren Analysen (Nährstoffanalyse) quantifiziert werden soll. Die Untersuchungen liefern wichtige Grundlagen für eine modellhafte Vorhersage der erwarteten Effekte der wasserbaulichen Maßnahmen.

Abstract: Forest communities and site dependence of vegetation at the onset of restoration in the Danube floodplain between Neuburg and Ingolstadt

The Danube floodplain between Neuburg and Ingolstadt (Bavaria) is characterised by the absence of flooding and marginal fluctuations in the groundwater level. In order to bring dynamics back to this ecosystem, the project "Restoration of the Danube Floodplain" was initiated. Intensive monitoring shall scientifically record and analyze the processes in the restored floodplain. The reaction of forest vegetation to changes in water regime and morphodynamics is studied on 117 permanent plots positioned in a stratified random design across the project area, and plots were sampled before the onset of restoration measures. The analysis of the baseline-data showed that successional forest communities rich in sycamore and hardwood forests rich in ash dominate, whereas alluvial softwood forests are practically absent. The main gradient, which was filtered out by DCA ordination, can very well be defined by the modeled groundwater level and the measured soil moisture. Ellenberg indicator values indicate the additional importance of light and nutrient supply for the variation in species composition, which requires additional analysis. Vegetation analysis provides an important basis for predictive modeling of the expected effects of the restoration measures.

Keywords: riparian forest communities, permanent plots, environmental factors, ordination.

Mit 1 Beilage.

1. Einleitung

Auf Grund ihrer Dynamik und Strukturvielfalt bieten Auen Lebensraum für viele seltene Tier- und Pflanzenarten (WURZEL 2009). Ein ständiger Wechsel von Überflutungen und Trockenfallen und die damit zusammenhängenden Schwankungen des Grundwassers sind ein wichtiger Bestandteil intakter Auen. Im regelmäßigen Wechselspiel unterschiedlicher Wasserstände und bedingt durch häufige Umformungen durch Sedimentation und Erosion bilden sich an diese Umstände angepasste Pflanzengemeinschaften, wie Weichholz- und Hartholzauwälder (SEIBERT 1958, 1962, VOLK 2007). Die natürlichen hydrologischen Bedingungen wurden jedoch sehr oft durch systematische wasserbauliche Maßnahmen erheblich modifiziert. Die Flüsse wurden begradigt, eingedeicht und es wurden Staustufen zur Energiegewinnung erbaut, was meist negative Auswirkungen auf den Auwald hatte (u. a. DISTER

1983, HÜGIN & HENRICHFREISE 1992, 2000, 2007), dessen Zusammensetzung maßgeblich von Grundwasser, Überflutung und Boden gesteuert wird (u. a. GERKEN 1988, HENLE et al. 2006a, SEIBERT 1958, 1962, VOLK 2007). Pflanzen erwiesen sich als wichtige Bioindikatoren in diesem Wechselspiel der Standortbedingungen (FOLLNER & HENLE 2006).

Eine Reihe von Renaturierungsmaßnahmen an großen Tieflandsflüssen wurden durchgeführt und wissenschaftlich begleitet, wie zum Beispiel an der Oberweserniederung (GERKEN et al. 2000) oder am Rhein (VOLK 2000). Wie wichtig ein dauerhaftes Monitoring in Auwäldern ist, wurde in verschiedenen Studien belegt, und Eingriffe in Auwälder wurden bereits früh durch pflanzensoziologische Beweissicherung bzw. Dauerbeobachtung untersucht (GERKEN et al. 2000, HENLE et al. 2006b, MARGRAF 2004, RINK et al. 2000).

Das Monitoring wird in jüngster Zeit durch die ökologische Modellierung als ein Werkzeug für Szenarien und Prognosen erwarteter Vegetationsveränderungen ergänzt. So lieferten das Lebensraumeignungsmodell INFORM mit dem Modul MOVER (FUCHS & PETER 2000) und das GIS-Modell EMOE (VAN DE RIJT & BOUDEWIJN 2000) wichtige Prognosen in Auen. Die ökologische Modellierung von Vegetationsveränderungen setzt ein tief gehendes Verständnis der Standortfaktoren voraus. Wenn diese im GIS regionalisierbar sind, ist eine flächige Prognose möglich, die wiederum durch punktuelle Dauerbeobachtung validiert werden kann.

An der begradigten, eingedeichten und gestauten Donau zwischen Neuburg und Ingolstadt wird der Auwald durch Reaktivierung eines Umgehungsgewässers redynamisiert. Die wissenschaftliche Begleitung umfasst ein Netz von vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen, die vor Maßnahmenbeginn aufgenommen wurden. Die Auswertung dieser Baseline hinsichtlich der Waldgesellschaften und Standortgradienten ist ein entscheidender Schritt in der Entwicklung eines Vegetationsmodells, an dem die künftig beobachteten Veränderungen gemessen werden können. Daraus sollen Hypothesen über das ökologische Wirkungsgefüge und, daraus abgeleitet, der Rahmen möglicher Effekte der Redynamisierung entwickelt werden.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet gehört gemäß forstlicher Regionalgliederung zum Wuchsbezirk 12.2 Ingolstädter Donauniederung (FOERST & KREUTZER 1977) und umfasst mit einer Fläche von ca. 1200 ha die Auwälder südlich der Donau zwischen den Staustufen Bergheim (Flusskilometer 2473) bei Neuburg und Ingolstadt (km 2459). Die Donauauen liegen auf ca. 375m ü. NN. Die mittleren Jahresniederschläge liegen bei ca. 700 mm, die Jahresmitteltemperatur bei 8°C. Die Klimatönung ist deutlich subkontinental mit ausgeprägtem Sommermaximum der Niederschläge. Geologisch überwiegen junge holozäne Auesedimente der jüngsten Donauterrassen (H 6 und H 7, FREYTAG-LORINGHOVEN 2000). Sie stammen aus dem Subatlantikum (etwa 2000 Jahre vor heute) und sind bisher nur gering verwittert. Die Donauauen waren ursprünglich stark von der Schleppfracht der alpinen Flüsse Iller und insbesondere Lech geprägt (MARGRAF 2006). Über alpinen Schottern, welche an den Innenseiten von Mäanderbögen bis heute als sog. Brennen zu Tage treten, wurden wiederholt feinkörnige Auenlehme abgelagert, die die häufigste Bodenform darstellen. Der Wittelsbacher Ausgleichsfonds ist der größte Grundeigentümer. Daneben sind Teilflächen im Besitz von Privatpersonen, Verbänden und Gemeinden.

In den letzten zwei Jahrhunderten wurde die Donau stark anthropogen verändert. Sie wurde von 1826–1870 begradigt und nach dem ersten Weltkrieg mit Hochwasserdeichen versehen, die die Verbindung der Donau zu ihrer Aue kappten. Das erhöhte Gefälle und der Geschieberückhalt in stromaufwärts erbauten Staustufen führte zur Eintiefung und zum Absinken der Grundwasserstände, denen 1969 durch Bau der Staustufen Bergheim und Ingolstadt Einhalt geboten wurde. Regelmäßige Überflutungen finden nicht mehr statt; der Auwald wird nur noch bei extremen Hochwässern (zuletzt 1999 und 2002) überflutet. Im Oberwasser der Staustufe Ingolstadt stieg der Grundwasserstand durch den Staueffekt deutlich an, während er im Unterwasser der Staustufe Bergheim absank. Die Folge ist, dass Grundwasserstandsschwankungen nur noch minimal sind (SCHLEGEL 2000a). Die fehlende

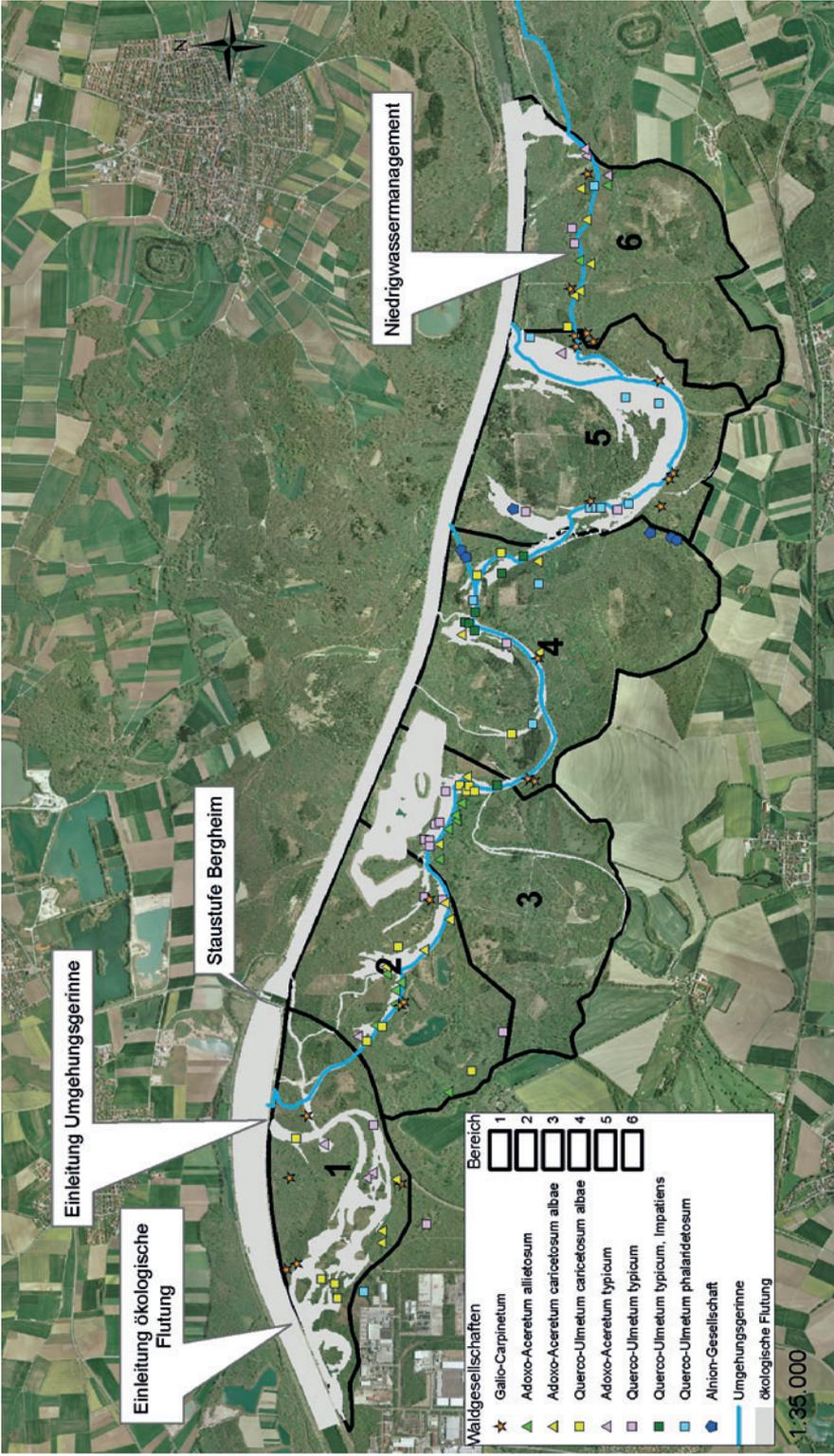


Abb. 1: Projektgebiet mit den drei Maßnahmen zur Redynamisierung; Lage der Dauerbeobachtungsflächen und Verbreitung der Waldgesellschaften.
 Fig. 1: Project area with restoration measures, location of the permanent plots and forest communities.

Vernetzung zwischen Donau und ihrer Aue, sowie nur noch seltene Überflutungen und geringe Grundwasserstandsschwankungen führten dazu, dass die Donauaue insgesamt trockener, tief gelegene Standorte oberhalb der Staustufen dauerfeucht wurden. Die Dynamik von Überflutung und Grundwasserschwankung, die einen Auwald charakterisiert, wurde verhindert und die Vegetation hat sich dadurch gewandelt. Auch wenn die Auwälder an der Donau zwischen Neuburg und Ingolstadt flächenmäßig (1200 ha) zu den größten noch erhaltenden Deutschlands zählen und einen hohen naturschutzfachlichen Wert haben (Ausweisung als FFH- und SPA-Gebiet), ist dieser Raum von einer „intakten“ Aue weit entfernt (LANDSCHAFT + PLAN 2001, MARGRAF 2004).

Um weiteren Verlusten auetypischer Prozesse und Strukturen entgegenzusteuern wurde das Projekt „Redynamisierung der Donauauen“ ins Leben gerufen. Drei wasserbauliche Maßnahmen sollen wieder mehr Dynamik in den Auwäldern initiieren (Abb. 1; BOCK et al. 2006, FREI 2010, SCHLEGEL 2000b, TEXTOR 2007):

1. Umgehungsgerinne: Länge: 8 km (Abflussmenge: 0,5–5 m³/s).
2. Ökologische Flutungen: 2 bis 3/Jahr; bis zu 25 m³/s Wasser
3. Niedrigwassermanagement: natürliche Grundwasserstandsschwankungen sollen in den aufgestauten Bereichen durch gezielte Entwässerungen wieder hergestellt werden.

Angesichts von Umfang und Neuartigkeit der Renaturierungsmaßnahmen ist eine umfassende Beobachtung und Beweissicherung der erzielten Effekte notwendig, die im Rahmen eines wissenschaftlichen Erprobungs- und Entwicklungs-(E & E-)Vorhabens erfolgt. Die vegetationskundliche Untersuchung der Auwälder erfolgt in einem Netz von Dauerbeobachtungsflächen, deren Erstaufnahme vor Maßnahmenbeginn Gegenstand dieser Untersuchung ist. Die wissenschaftliche Begleitung ist dabei auf ein langfristiges Monitoring angelegt.

3. Methoden

3.1. Flächenauswahl

Die Auswahl der Flächen erfolgte als geschichtete Zufallsstichprobe, um die unterschiedlichen Vegetationseinheiten in ausreichender Zahl zu erfassen und gleichzeitig die ökologisch wirksamen Gradienten vor und nach der Renaturierung abzudecken. Als Kriterien kommen nur Faktoren in Betracht, die bereits in der Planungsphase im GIS flächig dargestellt werden können. Der Vorteil einer durch Stratifizierung balancierten Stichprobe ist, dass eine gleichmäßige Verteilung der Aufnahmeflächen bezüglich der berücksichtigten Umweltparameter erzwungen wird. Innerhalb jeder verwirklichten Faktorenkombination wird dieselbe Anzahl an Flächen zufällig ausgewählt. Durch Minimierung der Korrelation zwischen den Faktoren wird es möglich, den Einfluss einzelner Umweltfaktoren auf die Vegetation getrennt zu untersuchen (EWALD et al. 2000, MAIER 2008).

Aus den am Aueninstitut in ArcGIS vorliegenden Layers wurden die folgenden vier Umweltfaktoren als wesentliche Parameter für die Stratifizierung berücksichtigt (FREI 2010, MAIER 2008):

1. Abstand zur Staustufe: Sechs Sektoren im Längsschnitt als Proxy für die unterschiedlichen Grundwasserregime (SCHLEGEL 2000a).
2. Ökologische Flutung: Unterscheidung von voraussichtlichen Flutungsbereichen (ja) und nicht überfluteten Referenzflächen (nein).
3. Relative Höhe über der Tiefenlinie des Umgehungsgerinnes: Proxy für Frequenz und Dauer der ökologischen Flutung; Unterscheidung in Flächen unterhalb/oberhalb von 1,25 m über der Tiefenlinie des neuen Gerinnes.
4. Horizontaler Abstand zum Umgehungsgerinne: Proxy für Fließgeschwindigkeit und Sedimentationsgeschehen bei Flutung sowie forstliche Nutzung, welche in einem Streifen 25 m links und rechts vom Gerinne eingestellt wird; Unterteilung in: gewässernah (< 25 m) und gewässerfernen Bereich (> 25 m).

Diese vier Parameter wurden im GIS klassiert und miteinander verschnitten. Dabei entstanden 48 verschiedene Kombinationen (Straten), von denen 39 im Projektgebiet verwirklicht waren. In jedes Stratum wurden zufällig drei DBF gelegt, um ein Mindestmaß an Replikation zu gewährleisten. Nach der GIS-basierten Zufallsauswahl wurden die Flächen im Gelände lokalisiert und auf ihre Eignung als DBF überprüft. Es wurden nur solche akzeptiert, die naturnahe Bestockungen (keine Nadelholz- oder Hybridpappelforste) und augenscheinliche Homogenität von Relief und Bestockung aufwiesen (MAIER 2008).

Die 117 ausgewählten DBF wurden als Quadrate von 200m² mit Eckpfählen und Magneten dauerhaft markiert und mit GPS-Koordinaten versehen (GARMIN GPS 60; Genauigkeit ~ 4–5 m).

3.2. Vegetationsaufnahme

Um Veränderungen nachweisen zu können, wurden vor Maßnahmenbeginn die Vegetationsaufnahmen in den Jahren 2008 und 2009 als Baseline durchgeführt. Da Auwälder über einen ausgeprägten phänologischen Jahresgang verfügen, erfolgte auf jeder DBF eine Frühjahrs- (Mitte März bis zur Belaubung, nur Krautschicht) und eine Sommeraufnahme (ab Mitte Juni, alle Schichten), welche für die Auswertungen durch Berücksichtigung der artspezifischen Deckungsmaxima zusammengefasst wurden. Es wurden Moos-, Kraut-, Strauch- sowie erste und zweite Baumschicht unterschieden. Der Krautschicht wurden alle Gefäßpflanzen < 1m zugeordnet, der Strauchsicht Gehölzpflanzen von 1–5 m Höhe. Erste und zweite Baumschicht wurden durch visuelle Einschätzung der Kronenüberlappung unterschieden. Gesamtdeckungen der Schichten wurden in % geschätzt. Die Nomenklatur folgt den BfN-Standardlisten (KOPERSKI et al. 2000, WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998). Für jedes Artvorkommen (pro Schicht) wurden Deckungsgrade auf der Dezimal-Skala nach LONDO (1975) geschätzt. Die Daten wurden in einer relationalen Datenbank (MS-Access) abgelegt.

3.3. Umweltvariablen

Ziel der statistischen Auswertung war es, die für die Artenzusammensetzung wesentlichen Umweltfaktoren herauszufiltern. Dazu wurden Attribute der Vegetation, des Geländes und der Böden genutzt (Tab. 1).

Für jede Aufnahme wurden die mit dem Logarithmus der Deckungsklassenmitte gewichtete mittlere Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) berechnet. Zeigerwerte sind zwar keine unabhängigen Umweltfaktoren, ermöglichen aber eine ökologische Interpretation von floristischen Gradienten an Hand von Zeigerarten (BÖCKER et al. 1983, DANCAU 1983). Nach ELLENBERG et al. (2001) wurden

Tabelle 1: Übersicht über die in die Untersuchung eingeflossenen Umweltvariablen
Table 1: Overview of environmental factors

Variable	Kurzform	Messung/Herleitung
1. Vegetationsmerkmale		
aus Vegetationsaufnahmen		
mittlere gewichtete Lichtzahl	mLgew	berechnet
mittlere gewichtete Reaktionszahl	mRgew	berechnet
mittlere gewichtete Nährstoffzahl	mNgew	berechnet
mittlere gewichtete Feuchtezahl	mFgew	berechnet
%-Anteil der Überflutungszeiger an der Artenanzahl	ÜFzArtan	berechnet
%-Anteil der Überflutungszeiger an der Deckungssumme	ÜFzDeck	berechnet
%-Anteil der Wechselwasserzeiger an der Artenanzahl	WWzArtan	berechnet
%-Anteil der Wechselwasserzeiger an der Deckungssumme	WWzDeck	berechnet
Baumschichtdeckung (%)	Bkum	berechnet
2. Geländemerkmale		
aus GIS-Daten (ArcGIS, SAGA)		
Geländehöhe über Tiefenlinie (m)	HöhGer	digitales Geländemodell
seitlicher Abstand zur Tiefenlinie (m)	AbsGer	GIS
Staufufenabstand (m)	StauAbs	GIS
ökologische Flutung (ja/nein)	Flutung	Flutungsmodell
3. Bodenmerkmale		
Mächtigkeit des Feinbodens (cm)	BOMmitt	Standortskarte
Wasserhaushaltsstufe (1-9)	WHH	Standortskarte
mittlere Bodenfeuchte (Vol-%)	BFmittel	TDR-Sonde im Gelände
Grundwasserflurabstand (min/max) (m)	GWMin/GWMax	Grundwassermodell
Grundwasserflurabstand Schwankungsbreite (m)	GWSpann	Grundwassermodell

außerdem Überflutungszeiger und Wechselwasserzeiger als spezifische Zeiger für die Wasserhaushaltsdynamik entnommen und als Anteile an Artenzahl und Deckungssummen quantifiziert. Die Beschattung der Bodenvegetation wurde durch Kumulation der Deckungen der Baumschichten 1 und 2 nach der Formel

$$B_{kum} = \left(\frac{B1}{100} + \frac{B2}{100} - \frac{B1}{100} * \frac{B2}{100} \right) * 100$$

berechnet.

Aus GIS-Karten und digitalem Geländemodell (das Gelände wurde durch eine Befliegung mit einem Laser erfasst; die Auflösung betrug 2 m) wurden Lagemerkmale als kontinuierliche Abstandsvariablen hergeleitet, welche bereits bei der Stratenbildung herangezogen worden waren.

Bodenvariablen wurden aus der digitalen forstlichen Standortskarte (FREYTAG-LORINGHOVEN 2000) abgeleitet: Feinbodenmächtigkeit (8 Stufen von 0–220 cm) und Wasserhaushaltsstufe (9 Stufen von trocken bis nass). Der Kartiermaßstab 1:10.000 erlaubt nur eine ungenaue Zuordnung der Eigenschaften zu den DBF. Die für die Auwald-Vegetation wichtige Bodenfeuchte (DANCAU 1983) wurde zu sieben Terminen auf allen DBF in 7 cm Tiefe mit einer mobilen TDR-Sonde ermittelt. Der mittlere Grundwasserstand unter Flur und seine Schwankungsbreite wurden aus einem eigens errechneten Grundwassermodell abgegriffen, welches durch Grundwasserpegel durch Interpolation erzeugt wurde

3.4. Tabellenarbeit

Frühjahrs- und Sommeraufnahmen wurden durch Abfrage maximaler Deckungsgrade pro DBF zu einer Gesamtaufnahme vereinigt. Mittels Kreuztabellenabfrage wurde eine Rohtabelle erstellt, in der die Arten (Zeilen) nach absteigender Stetigkeit, die Aufnahmen nach aufsteigender Flächennummer angeordnet waren.

Die Laubwaldgesellschaften der Auen sind nach OBERDORFER (1992) und WALENTOWSKI et al. (2004) zum einen durch die Überflutungstoleranz der bestandsbildenden Baumarten, zum anderen durch Wasserhaushaltszeiger differenziert. Deshalb wurden bei der Einteilung von Waldgesellschaften Baumschicht und Bodenvegetation getrennt berücksichtigt.

Als Trennarten der Baumschicht in der Hartholzau wurden die wenig überflutungstoleranten (NINEMETS & VALLADARES 2006) Edellaubbäume *Acer pseudoplatanus*, *A. platanoides*, *Tilia platyphyllos* und *Ulmus glabra*, die nach MÜLLER (in OBERDORFER 1992) Kennarten des Verbandes *Tilio-Acerion* sind, herangezogen (Tab. 3a). Wenn die Deckungssumme dieser Bäume mehr als 20 % betrug, wurden sie dem *Adoxo-Aceretum* zugeordnet, bei weniger als 20 % dem *Quercu-Ulmetum*. Die Abgrenzung von Eichenmischwäldern des *Galio-Carpinetum* erfolgte durch wärmeliebende und xerophytische Trennarten der Bodenvegetation, wobei sich nachträglich *Carpinus betulus*, *Corylus avellana*, *Tilia cordata* und *Quercus robur* (Tab. 3a) als Trennarten der Baumschicht erwiesen. Analog wurden die feuchtesten Einheiten auf Grund von Hygrophyten der Bodenvegetation als *Alnion*-Gesellschaft abgegrenzt; *Populus spec.* (Schwarzpappelhybriden), *P. balsamifera* und *Alnus glutinosa* (Tab. 3a) ergaben sich als Trennarten der Baumschicht.

Die Unterteilung der Waldgesellschaften in Untereinheiten erfolgte mittels einer TWINSPAN-Analyse (HILL 1979a, PC-Ord für Windows 5.10, MCCUNE & MEFFORD 2006) der Bodenvegetations-Matrix mit den Cut-Levels 9, 25 und 64% Deckung. Dadurch ergab sich eine Vorsortierung der Aufnahmen nach hierarchischen Clustern, diejenige der Arten nach den Zeigerarten der Teilungen. Cluster und Artengruppen wurden anschließend manuell bis zur Bildung der endgültigen Vegetationseinheiten und Trennartengruppen umsortiert.

3.5. Ordination

In der Ordination werden Aufnahmen und Arten entlang von wenigen berechneten Achsen so angeordnet, dass ihre Ähnlichkeitsbeziehungen optimal erkennbar werden. Die Baumschicht wurde dabei nicht berücksichtigt, da Bäume anders auf Standortbedingungen reagieren als Bodenpflanzen. Die Datengrundlage für die Analyse war eine Matrix der Kraut- und Strauchschicht der Vegetationsaufnahmen mit den Deckungsklassenmitten der LONDO-Skala, welche ratioskaliert sind und sich somit für viele Auswertemethoden eignen (LEYER & WESCHE 2008). Die Analysen erfolgten mit PC-Ord (MCCUNE & MEFFORD 2006). Versuche mit unterschiedlichen Transformationen zeigten, dass die besten Ergebnisse mit einer Wurzeltransformation (relative Abwertung hoher, relative Aufwertung geringer Deckungsgrade) erzielt wurden. Das Rauschen im Datensatz wurde reduziert, indem ein downweighting of rare species durchgeführt wurde. Bei der Entzerrten Korrespondenzanalyse (DCA, HILL 1979b) wurden

Gradientenlängen >3 (3,299) festgestellt, so dass unimodales Verhalten vieler Arten entlang der Achsen angenommen wurde, wofür die DCA das geeignete Verfahren ist (LEYER & WESCHE 2008).

3.6. Untersuchungen von Beziehungen zu Standortvariablen

Die Auswertung der Vegetation-Standort-Beziehungen hatte das Ziel, die Umweltfaktoren zu bestimmen, die die Variation in der Artenzusammensetzung erklären können und für eine Prognose der Vegetationsentwicklung geeignet sind. Dabei werden Umweltvariablen als Prädiktoren (Dosis), Attribute der Artenzusammensetzung als abhängige Variablen (Wirkung) betrachtet. Zunächst wurden mit PASW 18.0.2 (ANON. 2010) bivariate Rangkorrelationen (Kendall's τ) zwischen allen Variablen in einer Matrix zusammengestellt, wodurch insbesondere Beziehungen zwischen den Prädiktorvariablen erkannt wurden. Der ökologische Vergleich der Waldgesellschaften erfolgte durch Darstellung der Verteilung der Prädiktorvariablen in nach Vegetationstypen gruppierten Boxplots und durch einen Kruskal-Wallis-Test. Außerdem wurde die Klassifikation der Aufnahmen im Ordinationsraum durch Symbole dargestellt. Die DCA-Achsen wurden mit den Zeigerwerten und allen Umweltvariablen korreliert, die Ladung wichtiger Variablen auf die floristischen Achsen wurde durch Vektoren (Jointplots) dargestellt.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1. Waldgesellschaften

In der Baumschicht der DBF waren *Fraxinus excelsior* (86 % Stetigkeit) und *Acer pseudoplatanus* (56 %) die häufigsten Baumarten, oft begleitet von den unterständigen Kleinbäumen *Prunus padus* (40 %), *Cornus sanguinea* (26 %) und *Crataegus monogyna* (17 %). Dieselben Gehölzarten erreichten auch in der überall angetroffenen und in 61 % der DBF > 20 % deckenden Strauchschicht hohe Stetigkeiten. Häufigste Strauchart war mit 87 % *Lonicera xylosteum*. In der Krautschicht waren viele Laubwaldarten höchstet vertreten. Häufigste Arten der Moosschicht war *Eurhynchium bians* (63 %) (Tab. 2).

Durch Tabellenarbeit ließ sich eine klare Diagonalstruktur mit abgestuften Trennartengruppen herausarbeiten (Tab. 2), welche tentativ als Feuchtegradient gedeutet wurde. So wurden extreme Trennartengruppen gefunden, die sich streng auf den linken (d1), andere die sich streng auf den rechten Teil der Tabelle beschränkten (d17-18). Da diese auf Grund der Bodenvegetation herausgearbeiteten Endpunkte auch deutlich vom Mittel abweichende Baumartenzusammensetzungen aufwiesen, wurden am trockenen Ende das *Galio-Carpinetum*, am nassen die *Alnion*-Gesellschaft als Waldgesellschaften ausgewiesen, wobei letztere durch Vorkommen von gepflanzten Hybrid- und Balsampappeln überprägt war. Im breiten Mittelfeld der Aufnahmen ermöglichten einerseits Trennarten mäßig trockener (*Carex alba*-Gruppe; Tab. 2: d1-8), andererseits Trennarten feuchter Standorte (d6-16) eine Untergliederung. Daneben erkannte TWINSPAN im mittleren Feuchtebereich zwei Sondergruppen, die sich durch Frühlingsgeophyten (d8-9, *Allium ursinum*) und Nährstoff- bzw. Ruderalisierungszeiger (d14, *Impatiens parviflora*) auszeichneten. Im linken, trockeneren Teil des Mittelfeldes waren Aufnahmen mit mehr oder weniger auwaldfremden Baumarten des *Tilio-Acerion* (*Acer pseudoplatanus*, *A. platanoides*, *Ulmus glabra* und *Tilia platyphyllos*) gehäuft, so dass ein Edellaubbaum-Mischwald (*Adoxo-Aceretum*) vom eigentlichen Eschen-Hartholzauwald (*Quercu-Ulmetum*) getrennt werden konnte. In der Mitte der Tabelle teilen sich beide Gesellschaften einige Trennarten und werden durch analoge Ausbildungen gegliedert. Die Hauptaufteilung dieser beiden Waldgesellschaften orientierte sich jedoch zunächst an der Baumartenzusammensetzung (Tab. 3a). Doch nicht nur die Baumschicht weist Unterschiede zwischen diesen Vegetationstypen auf, sondern auch die Krautschicht. Das *Adoxo-Aceretum* weist vermehrt Trockenzeiger um die *Carex-alba*-Gruppe (Tab. 3b; d1-2) auf und hat einen höheren Anteil an Frühlingsgeophyten (Tab. 3b: d2; d2-3). Feuchtezeiger weisen geringe Stetigkeiten auf (Tab. 3b; d3; d3-4; d4). Das *Quercu-Ulmetum* hingegen weist höhere Stetigkeiten dieser Feuchte- und Nässezeiger auf. Die Trockenzeiger sind im *Quercu-Ulmetum* geringer vertreten, ebenso die Frühlingsgeophyten (Tab. 3b: d1-2; d2; d2-3). Der Grund hierfür ist, dass innerhalb des *Quercu-Ulmetum* die Subassoziation *phalaridetosum* ausgewiesen wurde, die dem *Adoxo-Aceretum* fehlt (Tab. 2). Als wesentliches Unterschei-

Tabelle 3a: Stetigkeitstabelle der Baumarten der Waldgesellschaften
 Table 3a: Constancy table of the trees of the forest communities

Assoziation		Galio-Carpinetum	Adoxo-Aceretum	Querco-Ulmetum	Alnion-Gesellschaft
Baumarten	Schicht				
<i>Carpinus betulus</i>	B	27	0	0	0
<i>Corylus avellana</i>	B	45	8	6	0
<i>Tilia cordata</i>	B	32	5	8	0
<i>Quercus robur</i>	B	36	5	2	0
<i>Acer platanoides</i>	B	5	45	2	0
<i>Acer pseudoplatanus</i>	B	64	87	33	17
<i>Tilia platyphyllos</i>	B	9	18	4	0
<i>Ulmus glabra</i>	B	9	18	14	0
<i>Alnus glutinosa</i>	B	0	0	0	50
<i>Populus balsamifera</i>	B	0	8	22	33
<i>Populus spec.</i>	B	0	5	6	67

dungskriterium der beiden Einheiten kann, neben der Baumartenzusammensetzung, demnach der Anteil der Trockenis- bzw. Feuchtezeiger gesehen werden. Allerdings muss angemerkt werden, dass sich das *Querco-Ulmetum* und das *Adoxo-Aceretum* auch sehr viele Arten teilen und nur geringe Unterschiede in den Stetigkeiten zu beobachten waren (Tab. 2; 3b). Insbesondere in der Subassoziation *caricetosum albae* und der Typischen Ausbildung ist ein ähnliches ökologisches Verhalten zu beobachten. Abschließend kann festgehalten werden, dass das *Adoxo-Aceretum* tendenziell trockenere, das *Querco-Ulmetum* feuchtere Bereiche besiedelt. Als wichtigste Trennung der beiden sollte jedoch die Baumartenzusammensetzung gesehen werden.

Gesellschaften der dynamischen Weichholzaue wie das *Alnetum incanae* und das *Salicetum albae*, welche vor Staustufenbau (SEIBERT 1958, 1962) noch häufiger anzutreffen waren und durch Aufnahmen von MARGRAF (2004) als Relikte im Gebiet belegt wurden, sind auf Grund ihrer Seltenheit (LANDSCHAFT + PLAN 2001) in unserer Stichprobe nicht erfasst.

Im Folgenden werden die Waldgesellschaften mit ihren wichtigsten floristischen und strukturellen Merkmalen vorgestellt. Die Einordnung in das pflanzensoziologische System wird kurz begründet.

4.1.1. Winterlinden-Eichenmischwald (*Galio-Carpinetum*) (Tab. 2; Typ 1–2; Tab. 3a/b)

22 DBF wurden dem *Galio-Carpinetum* zugeordnet. Die Baumschicht wird dominiert von *Carpinus betulus*, *Corylus avellana*, *Quercus robur* und *Tilia cordata*, die als Trennarten gegenüber den anderen Waldgesellschaften zu verstehen sind. In der Strauchschicht finden sich häufig *Crataegus monogyna*, *Daphne mezereum* und *Lonicera xylosteum*. Hochstet in der Krautschicht sind Trockeniszeiger um die *Carex alba*-Gruppe (Tab. 2: d1-8), aber auch Arten der *Aconitum*-Gruppe (Tab. 2: d1-10; 12; 14) und andere Laubwaldarten (Tab. 2: d1-16) sind hochstet. Der Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwald ist keine typische Gesellschaft der Aue und bleibt auf Bereiche ohne regelmäßige Überflutungen, im Gebiet die hoch gelegenen Bereiche der sog. Brennen, beschränkt (DISTER 1983, GERKEN 1988). Hier entwickelte sich der Wald seit Langem weitgehend unabhängig von der Überflutungsdynamik. Innerhalb des *Galio-Carpinetum* wurden zwei Ausbildungen ausgewiesen: die *Berberis*-Ausbildung (Trennarten siehe Tab. 2; Typ 1) und das *G.-C. convallarietosum* (Trennarten siehe Tab. 2; Typ 2).

Tabelle 3b: Stetigkeitstabelle der wichtigsten Arten der Krautschicht der Waldgesellschaften
 Table 3b: Constancy table with the most important species (ground vegetation layer) of the forest communities

Assoziation		Galio-Carpinetum	Adoxo-Aceretum	Querco-Ulmetum	Alnion-Gesellschaft
		d1	d2	d3	d4
d1					
Cornus mas	S/K	64	3	12	0
Campanula trachelium	K	64	29	25	0
Viburnum lantana	S/K	55	8	20	0
Convallaria majalis	K	50	16	6	17
Berberis vulgaris	S/K	45	3	10	0
d1-2					
Carex alba	K	100	50	35	0
Anemone ranunculoides	K	91	82	51	0
Viola mirabilis	K	91	71	49	0
Pulmonaria obscura	K	95	97	82	0
Aegopodium podagraria	K	95	97	75	0
Scilla bifolia	K	95	84	69	0
Asarum europaeum	K	82	97	63	0
Paris quadrifolia	K	91	84	69	0
Primula elatior	K	77	79	49	0
d2					
Stachys sylvatica	K	68	100	73	0
Carduus personata	K	41	82	65	0
Lamium montanum	K	32	71	43	0
Allium ursinum	K	18	61	14	17
Aconitum napellus	K	50	58	41	0
Sambucus nigra	S/K	5	24	12	0
d2-3					
Glechoma hederacea	K	32	97	96	33
Carex sylvatica	K	68	84	78	0
Eurhynchium hians	M	41	71	69	50
Colchicum autumnale	K	23	58	43	0
Plagiomnium undulatum	M	36	53	51	0
d3					
Ranunculus ficaria	K	5	34	69	33
Impatiens parviflora	K	18	18	43	0
Filipendula ulmaria	K	18	26	41	33
Impatiens noli-tangere	K	9	3	24	17
Galium aparine agg.	K	5	3	20	0
d3-4					
Phalaris arundinacea	K	0	11	31	83
Calliergonella cuspidata	M	0	5	25	67
Carex riparia	K	5	13	22	67
Symphytum officinale	K	0	0	20	50
d4					
Lysimachia vulgaris	K	0	3	10	100
Phragmites australis	K	0	0	8	100
Carex acutiformis	K	23	55	57	67
Calystegia sepium	K	0	0	8	67
Scutellaria galericulata	K	0	0	2	67
Lythrum salicaria	K	0	0	0	50

4.1.2. Ahorn-Mischwald der fossilen Aue (*Adoxo-Aceretum*)

(Tab. 2; Typ 3–4, 6, 8–11; Tab. 3a/b)

Auf insgesamt 38 DBF wurde das *Adoxo-Aceretum* nachgewiesen. In der Baumschicht dominieren neben *Fraxinus excelsior*, *Acer platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *Tilia platyphyllos* und *Ulmus glabra* (Tab. 2; 3a) Die Trennung gegen das *Quercu-Ulmetum* erfolgte dabei anhand der Deckungssumme der nach NIINEMETS & VALLADARES (2006) wenig überflutungstoleranten Edellaubbäume (*Tilio-Acerion*-Kennarten ohne *Fraxinus*). Wenn deren Deckungssumme mehr als 20 % betrug, wurden sie dem *Adoxo-Aceretum* zugeordnet. Hochstete Arten der Krautschicht sind unter anderem *Aegopodium podagraria*, *Anemone ranunculoides*, *Lamium montanum*, *Primula elatior*, *Pulmonaria obscura* und *Stachys sylvatica*, die hier häufiger anzutreffen sind als im *Quercu-Ulmetum* (Tab. 2/3b)

Innerhalb des *Adoxo-Aceretum* wurde noch eine Gliederung in drei Untereinheiten durchgeführt.

Adoxo-Aceretum caricetosum albae (Tab. 2; Typ 3–4, 6)

Das *Adoxo-Aceretum caricetosum albae* (17 Flächen) ist durch Trockenzeiger (d1-8) sowie durch basiphytische Laubwaldarten gekennzeichnet (d1-16) – eine analoge Subassoziation wurde im *Quercu-Ulmetum* unterschieden. Die Gesellschaft weist zwei Varianten auf. Die Variante mit *Convallaria majalis*, vermittelt zum *Galio-Carpinetum* (d2-3), die Variante mit *Circaea lutetiana* deutet auf frischere Bedingungen hin (d6-16).

Adoxo-Aceretum allietosum (Tab. 2; Typ 8–9)

Diese Subassoziation (13 Flächen) wurde nur unter Edellaubbäumen im *Adoxo-Aceretum* nachgewiesen. Ihre Trennarten sind *Allium ursinum* (oft mit hohen Deckungsgraden), *Sambucus nigra* und *Leucosium vernum* (d8-9). Man findet hier die blütenreichsten Frühjahrsaspekte des Gebietes. Innerhalb dieser Subassoziation ist neben einer Typischen (Typ 9) eine Variante mit Trennarten der Subassoziation *caricetosum albae* (Typ 8) zu unterscheiden.

Adoxo-Aceretum typicum (Tab. 2; Typ 10–11)

Stete Arten der Strauchschicht sind *Lonicera xylosteum* und *Crataegus monogyna*. Hochstet in der Krautschicht sind Laubwaldarten und Frühlingsgeophyten (d1-16). Trockenzeiger der *Carex alba*-Gruppe (d1-8) fehlen. In der Mooschicht treten *Eurhynchium hians* und *Plagiomnium undulatum* hervor. Neben der Typischen Variante (Typ 11) ist eine frischere *Aconitum*-Variante (Typ 10) zu unterscheiden.

4.1.3. Feldulmen-Eschen-Hartholzaue (*Quercu-Ulmetum*)

(Tab. 2; Typ 5, 12–16; Tab. 3a/b)

Das *Quercu-Ulmetum* konnte auf 51 DBF nachgewiesen werden. In der Baumschicht dominiert *Fraxinus excelsior*. *Acer pseudoplatanus*, *A. platanoides*, *Tilia platyphyllos* und *Ulmus glabra* sind ebenfalls stet (Tab. 3a), jedoch mit einer Deckungssumme von unter 20 %. Gegenüber dem *Adoxo-Aceretum* kommen *Ulmus minor*, *Crataegus monogyna*, *Cornus sanguinea* und *Ligustrum vulgare* verstärkt vor.

Das *Quercu-Ulmetum* weist im Gebiet nur geringe Anteile von *Quercus robur* auf. Dies hängt möglicherweise damit zusammen, dass die für Eiche förderliche Mittelwaldwirtschaft seit langer Zeit eingestellt wurde. In den letzten Jahrzehnten kam es dann wohl wegen der Nutzung der Altbestände bei ausbleibendem Nachwuchs zu einem Rückgang der Eiche. Der geringe Anteil an Ulmen ist auf das Ulmensterben zurückzuführen.

Die Krautschicht ist derjenigen des *Adoxo-Aceretum* auf mäßig trockenen bis frischen Standorten recht ähnlich (Tab. 2; 3a/b), jedoch sind in den Untereinheiten, insbesondere im feuchten Bereich, klare Unterschiede vorhanden. Folgende Untereinheiten kommen im Untersuchungsgebiet vor:

Quercu-Ulmetum caricetosum albae (Tab. 2; Typ 5 und 7)

Diese Untereinheit (16 Flächen) weist die selben Trennarten wie das *Adoxo-Aceretum caricetosum albae* auf (d1-8; d1-16). Jedoch treten *Hypericum hirsutum*, *Daphne mezereum*, *Viola odorata* und *Sanicula europaea* stärker hervor. Wie auch beim *Adoxo-Aceretum* konnte eine Variante mit *Circaea* (Typ 7) nachgewiesen werden, eine *Convallaria*-Variante hingegen nicht.

Quercus-Ulmetum typicum (Tab. 2; Typ 12–14)

Stete Arten der Strauch- und Krautschicht dieser Untereinheit (23 Flächen) entsprechen der des *Adoxo-Aceretum typicum* (d1-16) Stärker als im *Adoxo-Aceretum* treten *Ranunculus ficaria* und *Valeriana officinalis* (d6-16) sowie die Moose *Eurhynchium hians* (d2-17) und *Plagiomnium undulatum* (d2-16) hervor. In der Baumschicht ist der Anteil der Edellaubbäume deutlich geringer. Neben der Typischen Variante (Typ 13) wurde, wie beim *Adoxo-Aceretum*, eine *Aconitum*-Variante (Typ 12) unterschieden. Als weitere Variante ist die *Impatiens parviflora*-Variante (Typ 14) zu erwähnen, welche auf eine besonders gute Nährstoffversorgung dieser Standorte hinweist.

Quercus-Ulmetum phalaridetosum (Tab. 2; Typ 15–16)

Diese Subassoziation (12 Flächen) ist der feuchten Hartholzauze zuzuordnen und ist nur im *Quercus-Ulmetum*, nicht jedoch im *Adoxo-Aceretum* ausgewiesen worden. Auffallend beim *Q.-U. phalaridetosum* ist, dass in der Baumschicht, bis auf *Fraxinus excelsior*, die Baumarten des *Tilio-Acerion* fast vollständig fehlen oder nur sehr geringe Deckungsgrade aufweisen (Tab. 2). Dabei dürfte neben der Bevorzugung gut durchlüfteter Böden die geringe Überflutungstoleranz der Edellaubbäume eine Rolle spielen. Diese tief gelegenen Bereiche wurden am ehesten und am längsten überflutet, was zum wiederholten Ausfall von natürlicher und künstlicher Verjüngung geführt haben könnte. Neben den steten Arten des *Quercus-Ulmetum typicum* (d1-16) kommen vermehrt Feuchtezeiger hinzu (d15–18). Auch das feuchte Bedingungen anzeigende Moos *Calliergonella cuspidata* tritt hier auf. Neben der Typischen Variante (Typ 15) konnte noch eine *Lysimachia*-Variante (Typ 16) mit einem steten Auftreten von Nässezeigern (d16-18) (EWALD 2007) ausgeschieden werden.

4.1.3. Laubwälder auf Nassböden (*Alnion*-Gesellschaft) (Tab. 2; Typ 17–18; Tab. 3a/b)

Diese Vegetationseinheit (6 Flächen) stellt den nassesten Flügel der nachgewiesenen Waldgesellschaften dar. Hinsichtlich ihrer Baumschicht unterscheidet sie sich wesentlich von den anderen Gesellschaften. Hauptbaumarten sind Pappeln, *Fraxinus excelsior* und *Alnus glutinosa* (Tab. 3a). Hochstet in der Krautschicht sind Feuchte- und Nässezeiger (Tab. 3b: d3-4; d4). Die Laubwaldarten des *Quercus-Ulmetum* beziehungsweise des *Adoxo-Aceretum* fehlen weitestgehend (Tab. 2: d1-16). Die Gesellschaft ist als Übergang zwischen *Alno-Ulmion* und *Alnion glutinosae* einzuordnen.

Neben der Typischen (Typ 17) gibt es eine pappeldominierte Ausbildung (Typ 18) mit den Überstauungszeigern *Galium palustre*, *Senecio paludosus*, *Mentha aquatica* und *Glyceria maxima* (Tab. 2: d18), welches für Röhrichte mit wechselnden Wasserstand typisch ist (WALENTOWSKI et al. 2004).

4.2. Floristische und ökologische Hauptgradienten

Die Klassifikation der Waldgesellschaften mittels Trennarten ergab bereits Hinweise auf die standörtliche Gliederung. Funktionale Verknüpfungen zwischen Umweltfaktoren und Vegetationszusammensetzung wurden durch indirekte Gradientenanalyse und einen Vergleich der Verteilung von Umweltvariablen auf die Waldgesellschaften untersucht.

4.2.1. Indirekte Gradientenanalyse

Die Entscheidung für die Entzerrte Korrespondenzanalyse (DCA) als Ordinationsverfahren mit unimodalem Responsemodell erfolgte auf Grund der Gradientenlänge der ersten Achse von 3,299.

Die Ordination der Arten (Abb. 2) lässt keine deutlichen Gruppierungen erkennen. Die Pflanzenarten zeigen jedoch weit gehende Parallelen zur Anordnung der Trennarten in der Vegetationstabelle (Tab. 2). Im rechten Bereich der ersten Ordinationsachse befinden sich Arten, die fast allesamt Zeiger für mäßig nasse bis nasse Standorte sind (EWALD 2007, OBERDORFER 2001). Besonders hohe Ladungen auf dieser Achse weisen *Calystegia sepium* (Rangkorrelation nach Kendall τ mit erster Achse = 0,333), *Deschampsia cespitosa* (0,475), *Iris*

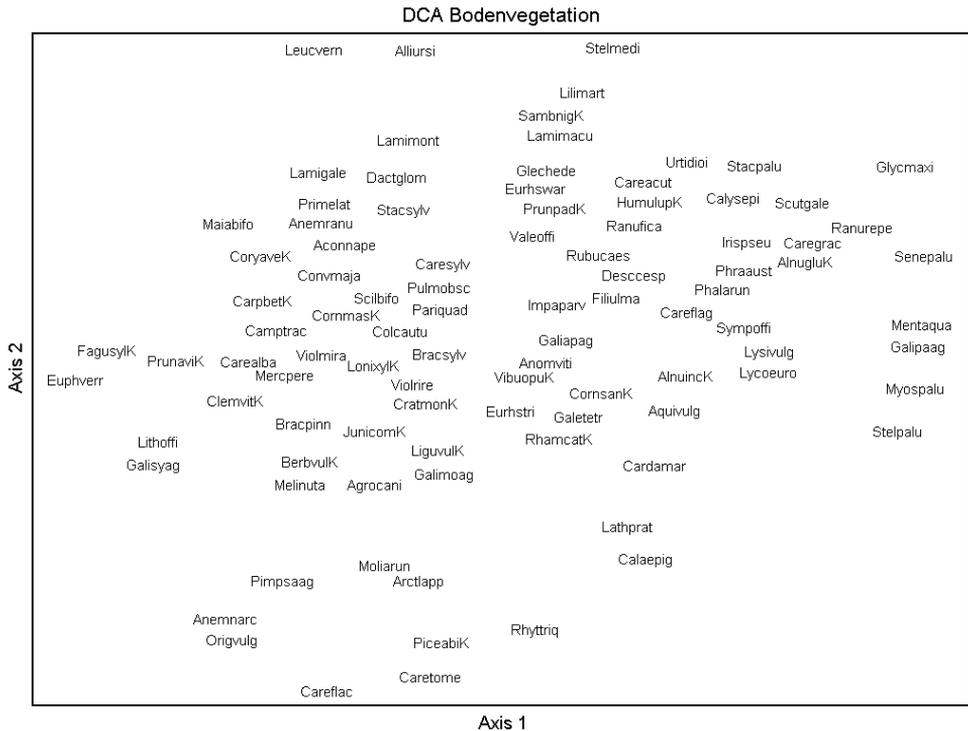


Abb. 2: Verteilung der Arten der Bodenvegetation im Ordinationsraum der DCA.

Fig. 2: Distribution of ground vegetation species in the ordination diagram (DCA).

pseudacorus (0,402), *Lysimachia vulgaris* (0,402), *Phalaris arundinacea* (0,507), *Phragmites australis* (0,372) und *Symphytum officinale* (0,414) auf. Der linke Achsenabschnitt hingegen wird schwerpunktmäßig von Vertretern frischer bis trockener Standorte eingenommen (EWALD 2007, OBERDORFER 2001). Man findet hier *Anemone ranunculoides* (-0,472), *Carex alba* (-0,645), *Paris quadrifolia* (-0,439), *Primula elatior* (-0,358), *Scilla bifolia* (-0,378) und *Viola mirabilis* (-0,498).

Bei der zweiten Achse ist die Anordnung von Nährstoff-, insbesondere Stickstoffliebenden -Arten im oberen Achsenabschnitt (vgl. Abb. 2) auffällig. So finden sich hier unter anderem die Nährstoffzeiger *Allium ursinum* (0,337), *Glechoma hederacea* (0,366), *Lamium maculatum* (0,308), *L. montanum* (0,500) und *Stellaria media* (0,268). Im unteren Teilbereich der zweiten Achse sind dagegen die lichtbedürftigen Straucharten (OBERDORFER 2001) *Berberis vulgaris* (-0,268), *Cornus sanguinea* (-0,334), *Crataegus monogyna* (-0,568) und *Ligustrum vulgare* (-0,546) angeordnet. Die zweite Achse erscheint demnach als Komplexgradient von Lichtangebot und Nährstoffversorgung, welche gegenläufige Wirkungen auf die Artenzusammensetzung zu haben scheinen.

4.2.2. Interkorrelation der Umweltvariablen

Zwischen den Umweltvariablen bestehen mehr oder weniger enge Korrelationen. So korreliert der Grundwasserflurabstand (GWMin/GWMax) deutlich mit der Höhe über dem Gerinne (HöhGer) (Tab. 4), das heißt, je tiefer die Flächen liegen, desto stärker ist der Einfluss des Grundwassers. Alle drei Parameter, wie auch der Wasserhaushalt (WHH) der forstlichen Standortkarte zeigen deutliche Beziehungen zur gemessenen Bodenfeuchte (Bfmittel). Diese Beziehungen verdeutlichen, dass die nur punktuell messbare Bodenfeuchte an Hand von flächendeckend verfügbaren Größen relativ gut regionalisiert werden kann. Der schwache,

Tab. 4: Korrelationsmatrix (Kendall τ) der Umweltvariablen und Zeigerwerte, sowie Korrelationen mit den DCA-Achsen; signifikante Beziehungen grau hinterlegt ($p < 0,001$) (Abkürzungen siehe Tab. 1)

Table 4: Correlation matrix of environmental factors and indicator values (Kendall τ) as well as correlation with DCA-axes; significant correlations marked in grey ($p < 0.001$)

	StauAbs	AbsGer	HohGer	Bfmittel	WHH	BOmitt	GWMin	GWMax	GWSpann	Bkum	mFgew	mLgew	mNgew	mRgew	UFzArtan	WWzArtan	UFzDeck	WWzDeck	DCA 1. Achse	DCA 2. Achse	DCA 3. Achse	
StauAbs	1,000	-0,071	-0,164	-0,025	0,138	0,093	-0,187	-0,141	-0,246	-0,231	0,039	0,152	-0,160	-0,024	0,183	0,094	-0,058	0,151	0,148	-0,110	-0,320	
Abs Ger		1,000	-0,013	0,169	-0,120	-0,117	-0,081	-0,089	-0,014	0,096	0,056	0,136	-0,107	-0,099	0,074	0,098	0,014	0,106	0,124	-0,070	-0,073	
HohGer			1,000	-0,221	-0,301	-0,029	0,509	0,507	0,043	0,144	-0,317	-0,225	-0,074	0,071	-0,266	-0,221	-0,278	-0,146	-0,403	-0,073	0,082	
Bfmittel				1,000	0,372	0,170	-0,340	-0,337	-0,006	0,019	0,550	0,076	0,154	-0,242	0,292	0,307	0,275	0,410	0,438	0,275	-0,173	
WHH					1,000	0,358	-0,303	-0,331	0,134	-0,060	0,436	0,098	0,069	-0,166	0,279	0,280	0,363	0,311	0,324	0,178	-0,199	
BOmitt						1,000	0,032	0,047	-0,046	0,125	0,232	-0,256	0,252	0,011	0,050	0,005	0,115	0,036	-0,012	0,388	-0,213	
GWMin							1,000	0,882	0,025	0,142	-0,393	-0,330	-0,007	0,161	-0,370	-0,236	-0,247	-0,423	-0,559	-0,021	0,068	
GWMax								1,000	-0,093	0,133	-0,394	-0,324	-0,016	0,186	-0,356	-0,249	-0,263	-0,414	-0,571	-0,022	0,039	
GWSpann									1,000	0,073	0,013	0,008	0,095	-0,127	-0,057	0,021	0,037	-0,025	0,047	0,035	0,145	
Bkum										1,000	-0,035	-0,331	0,189	0,008	-0,209	-0,186	-0,150	-0,150	-0,147	0,229	0,173	
mFgew											1,000	0,122	0,292	-0,222	0,489	0,341	0,479	0,451	0,608	0,405	-0,121	
mLgew												1,000	-0,391	0,075	0,370	0,299	0,214	0,308	0,393	-0,398	-0,072	
mNgew													1,000	-0,126	-0,029	-0,084	0,106	-0,134	0,075	0,597	0,245	
mRgew														1,000	-0,129	-0,211	-0,117	-0,233	-0,271	-0,160	0,146	
UFzArtan															1,000	0,221	0,419	0,386	0,561	0,034	-0,149	
WWzArtan																1,000	0,261	0,508	0,351	-0,033	-0,207	
UFzDeck																	1,000	0,248	0,366	0,156	-0,012	
WWzDeck																		1,000	0,524	0,026	-0,232	
DCA 1. Achse																			1,000	0,000	0,000	
DCA 2. Achse																				1,000	0,000	0,000
DCA 3. Achse																					1,000	0,000

aber signifikante Zusammenhang zwischen Staufufenabstand (StauAbs) und Grundwasser-spannweite (GWSpann) zeigt ein West-Ost-Gefälle der Grundwasserdynamik, das auf die Wirkung der Staufufen zurückzuführen ist.

Auch zwischen den mittleren Zeigerwerten bestehen statistische Beziehungen. So nehmen mit der Feuchtezahl (mFgew) die Bedeutung von Überflutungs- und Wechselwasserzeigern (UFzArtan/Deck, WWzArtan/Deck) sowie die Nährstoffzahlen (mNgew) zu, deren Bedeutung wiederum umgekehrt proportional zur Lichtzahl (mLgew) ist.

Des Weiteren konnten enge Beziehungen zwischen den Zeigerwerten und den Umweltvariablen festgestellt werden. So ist die Korrelation zwischen der mittleren gewichteten Feuchtezahl (mFgew) und der mittlere Bodenfeuchte (Bfmittel) am stärksten, während Überflutungs- und Wechselwasserzeiger am engsten mit dem Grundwasserstand verbunden sind. Die Lichtzahl ist am engsten mit der Baumschichtdeckung, die Nährstoffzahl mit der Feinbodenmächtigkeit verbunden. Die Reaktionszahl (mRgew) zeigt, vermutlich auf Grund der geringen Varianz (alle Werte lagen zwischen 6,6 und 7,4) im Untersuchungsgebiet, die schwächsten Korrelationen zu den anderen Variablen.

4.2.3. Umwelt-Vegetation-Beziehungen

Die ökologische Interpretation der floristischen Hauptgradienten erfolgte anhand der DCA-Ordination, welche mit den Zeigerwerten und den Umweltvariablen in Beziehung gesetzt wurden.

Im Biplot (Abb. 3) wird deutlich, dass entlang Achse 1 die Zeigerarten für Feuchte (mFgew), Überflutung (UFzArtan) und wechselnden Wasserstand (WWzArtan), in zweiter Linie auch Lichtzeiger (mLgew) zunehmen. Dies wird auch durch die Umweltvariablen untermauert. Von links nach rechts steigen Grundwasserstand (GWMin) und Bodenfeuchte (Bfmittel) an und die Flächen liegen immer tiefer. Die erste Achse kann somit als Feuchtegradient interpretiert werden. Bemerkenswert ist, dass unabhängig von der Vegetation gemessene Umweltvariablen enger mit der Ordinationsachse korrelieren als die Zeigerwerte. Die zweite Achse spiegelt hingegen einen Nährstoffgradienten wider. Dies wird durch die mittlere gewichtete Nährstoffzahl (mNgew) und die Bodenmächtigkeit (BOMmitt) ausgedrückt, die mit der zweiten Ordinationsachse korrelieren. Die Bodenmächtigkeit nimmt entlang dieser Achse nach oben hin zu, was gewisse Rückschlüsse auf die Nährstoffsituation zulässt: je mächtiger der Feinboden, desto besser die Nährstoffversorgung.

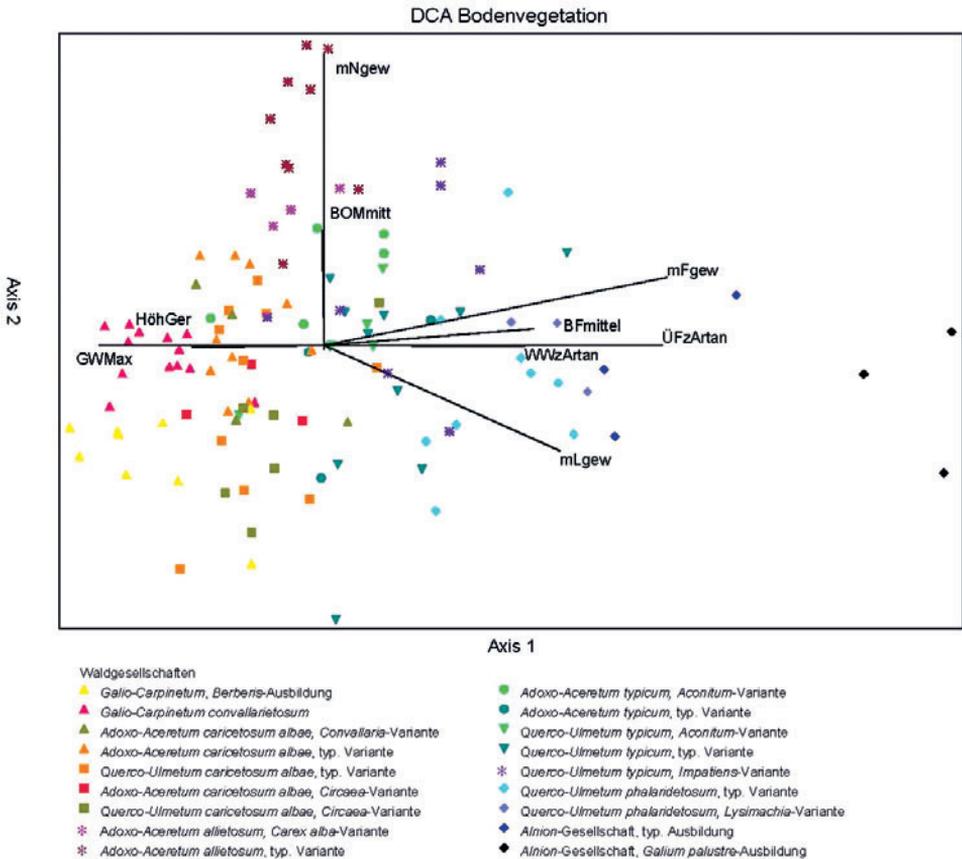


Abb. 3: DCA der Bodenvegetation mit Einbezug der Umweltvariablen und Zeigerwerte; Verteilung der Waldgesellschaften im Ordinationsraum.

Fig. 3: DCA of the ground vegetation with the inclusion of the environmental factors and Ellenberg indicator values; distribution of forest communities in the ordination diagram.

Die beiden Gradienten finden sich auch bei Betrachtung der Waldgesellschaften im Ordinationsraum wieder. Am linken Ende der ersten Achse ist das *Galio-Carpinetum* zu finden, während am rechten, also feuchteren Ende die *Alnion*-Gesellschaft liegt. Aber auch dazwischen ist eine Abstufung von trocken zu feucht deutlich zu erkennen. Die trockenen Ausbildungen des *Quercus-Ulmetum caricetosum albae* und *Adoxo-Aceretum caricetosum albae* haben ihre Schwerpunkte in der linken Hälfte des Diagramms. Daran anschließend finden sich die etwas feuchtere Standorte bevorzugenden Ausbildungen des *Quercus-Ulmetum typicum* und des *Adoxo-Aceretum typicum*. Auffällig ist die Anordnung des *Adoxo-Aceretum allietosum* und des *Quercus-Ulmetum typicum, Impatiens-Variante* im oberen Bereich des Nährstoffgradienten der zweiten Achse.

Um zu überprüfen, inwiefern die Waldgesellschaften von den Umweltfaktoren gesteuert werden, wurden diese mittels eines Kruskal-Wallis-Tests bei unabhängigen Stichproben auf Unterschiede der Umweltparameter untersucht. Für die Auswertung wurden jedoch nicht alle 18 Waldgesellschaften einzeln betrachtet, sondern es wurden der Übersichtlichkeit halber nur die vier Haupttypen (*Galio-Carpinetum*, *Adoxo-Aceretum*, *Quercus-Ulmetum* und *Alnion*-Gesellschaft) betrachtet. Dabei zeigte sich, dass sich die Umweltparameter nach Waldgesellschaften hochsignifikant unterscheiden ($p < 0,001$). Bei den vier Assoziationen wurden die stärksten Unterschiede bei den Zeigerwerten für Feuchte (mFgew, Wert der

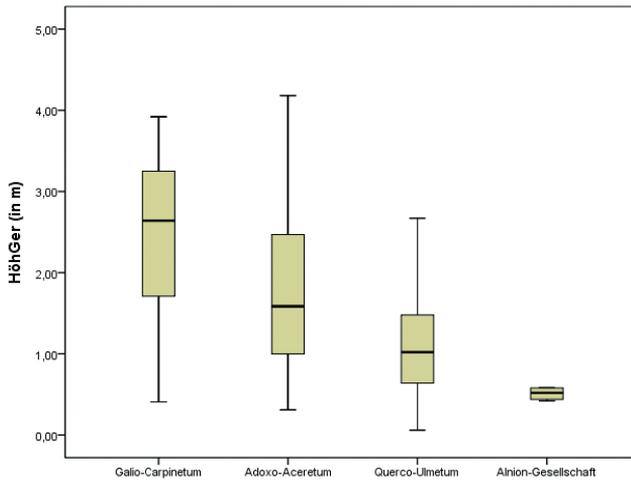


Abb. 4: Verteilung der Waldgesellschaften auf die Geländehöhe (HöhGer).

Fig. 4: Correlation between forest communities and height above watercourse.

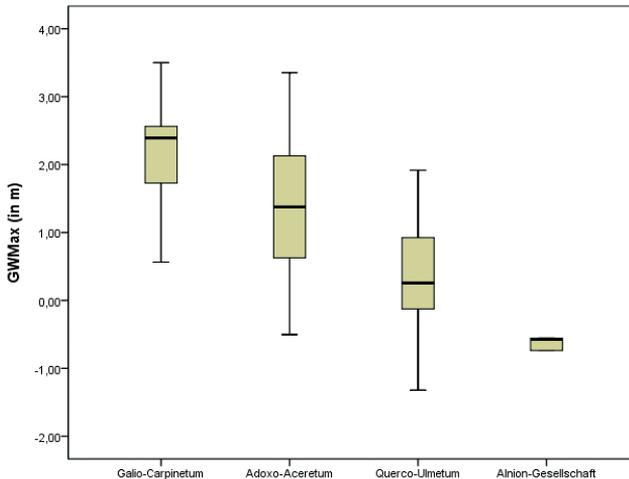


Abb. 5: Zusammenhang zwischen den Waldgesellschaften und dem Grundwasserflurabstand (GWMax).

Fig. 5: Correlation between forest communities and maximum groundwater level.

Teststatistik = 48,179) und bei den Geländemerkmale für die Höhe über dem Gerinne (33,703, Abb. 4) gefunden. Unter den Bodenmerkmalen ist der Grundwasserflurabstand (GWMax = 54,866, Abb. 5) als der wichtigste differenzierende Umweltfaktor zu sehen.

Die hydrologische Gliederung der Vegetationseinheiten ist an Hand dieser Parameter gut nachzuvollziehen. Da die Höhe über dem Gerinne ein wichtiger Gradmesser für die Überflutung ist, ist dieser Aspekt von entscheidender Bedeutung. Denn die Edellaubhölzer haben eine geringere Überflutungstoleranz (NIINEMETS & VALLADARES 2006) und könnten mit einer erhöhten Mortalität auf die ökologischen Flutungen reagieren. Der Grundwasserflurabstand ist ebenfalls ein entscheidendes, jedoch möglicherweise nicht das wichtigste Kriterium für die weitere Entwicklung der Vegetation. Die Schwankungsamplitude könnte hier eine noch größere Rolle spielen. Aktuell zeigt sich noch kein Zusammenhang zu den Waldgesellschaften, doch Ziel ist es, die Amplitude durch die Maßnahmen so zu gestalten, dass dadurch atypische Bedingungen geschaffen werden, die zu einer Stabilisierung der Hartholzaue beziehungsweise Neuschaffung von Weichholzaue führt.

Hinsichtlich der räumlichen Anordnung der Waldgesellschaften im Projektgebiet sind ebenfalls einige Besonderheiten zu erkennen (Abb.1). Die Bestände der *Alnion*-Gesellschaft nehmen auf Grund ihrer großen Entfernung vom Umgehungsgerinne und ihres Fehlens im Westen und äußersten Osten eine gewisse Sonderstellung gegenüber den anderen Gesellschaften ein. Dabei handelt es sich um Bereiche, die zum Zeitpunkt der Aufnahme sehr feucht waren und wo das Grundwasser bis zur Oberfläche reichte. Auffällig ist auch die Verbreitung des *Quercus-Ulmetum phalaridetosum*, das im westlichen Teilbereich nicht vorkommt. Erst ab Bereich 4 tritt es in Erscheinung und hat seinen Schwerpunkt im Bereich 5. Der Grund dafür ist, dass dieser Bereich durch den Rückstau der Staustufe Ingolstadt schon vor Maßnahmenbeginn feuchter einzustufen war und somit die Bedingungen für das *Q.-U.-phalaridetosum* gegeben waren. Die *Allium*-Ausbildung des *Adoxo-Aceretum* tritt hauptsächlich im Bereich zwischen Staustufe Bergheim und Kiesweiher (Bereich 2–3) auf. Das *Adoxo-Aceretum caricetosum albae* und das *Quercus-Ulmetum caricetosum albae* fehlen im sehr feuchten Bereich 5. Im restlichen Projektgebiet sind sie auf den höheren Auenniveaus überall anzutreffen. Während die Typische Ausbildung des *Quercus-Ulmetum* in allen Bereichen (Bereich 5 eher selten) zu finden ist, konnte das *Adoxo-Aceretum typicum* nur in den Bereichen 1 und 6 nachgewiesen werden. Die *Impatiens*-Variante des *Q.-U. typicum* kommt geballt in Bereich 4 vor. Der Grund für die höhere Nährstoffversorgung ist unbekannt. Das *Galio-Carpinetum* ist im Projektgebiet relativ gleichmäßig verteilt.

5. Schlussfolgerungen für Monitoring und Renaturierung

Die Erstaufnahme der DBF hat wichtige Erkenntnisse im Bezug auf die Wechselbeziehungen zwischen Vegetation und Standort geliefert. Die überragende Rolle des Wasserhaushaltes, durch verschiedene Variablen beschrieben, wurde bestätigt. Die Ergebnisse haben gezeigt, dass man an Hand dieser Variablen die Variabilität der Artenzusammensetzung relativ gut erklären kann. Aus diesem Grund sind sie als geeignete Prädiktoren für räumliche Modelle und Szenarien zu betrachten.

Klar wurde aber auch, dass Untersuchungen bezüglich weiterer Umweltfaktoren folgen müssen. Zum einen soll der Bodenwasserhaushalt genauer gekennzeichnet werden. Um die für Aueböden typische, kleinräumige Variabilität von Textur, Wasserhaltekapazität und Durchlüftung zu erfassen, werden momentan auf den DBF Bodenprofile erbohrt und beschrieben, aus denen die nutzbare Wasserspeicherkapazität berechnet werden soll. Zusammen mit einem verfeinerten Modell der Grundwasserstände und Bodenfeuchte sollten diese Daten eine verbesserte Erklärung der Bodenfeuchte und des davon abhängigen Feuchtgradienten erlauben. Die bisherigen Untersuchungen weisen auf die Bedeutung der Nährstoffversorgung hin, zu der jedoch bislang nur grobe Anhaltspunkte vorliegen. Deshalb wird derzeit das pflanzenverfügbare Nährstoffangebot im Rahmen eines Bioassay-Versuches analysiert.

Besonderes Augenmerk wird auf die durch die ökologische Flutung initiierte Dynamik (Grundwasserschwankung, Überflutung, Erosion, Sedimentation) zu legen sein. Dabei soll die komplexe Wirkung des alles überragenden Faktors Wasser genauer analysiert werden. Wasser ist in Auwäldern nicht nur als Ressource, sondern auch als Stressor und Störungsfaktor anzusehen. Die Verfügbarkeit der Ressource Wasser wird dabei einerseits vom Grundwasserflurabstand und kapillarem Aufstieg, andererseits von der Wasserspeicherkapazität der Oberböden gesteuert (HENRICHFREISE 2000). Der durch hoch anstehendes Grundwasser bedingte Luftmangel im Wurzelraum wirkt als Stressor und verlangt den Pflanzen besondere Anpassungen ab (BLOM 1999, BLOM & VOESENEK 1996, LYTLE & POFF 2004). Die Wirkung von Flutungen durch ein Fließgewässer geht über diese beiden Effekte hinaus, indem Störungen an der Vegetationsdecke verursacht werden (AMOROS & ROUX 1988, DEILLER et al. 2001, HUGHES 1997, SCHNITZLER 1997, WARD 1998). Dadurch werden Schattbaumarten auf Kosten überflutungstoleranter Baumarten zurückgedrängt, was für die Wiederherstellung der Hartholzau entscheidend ist (DEILLER et al. 2003). Starke Störungen durch Erosion und Sedimentation initiieren Primärsukzessionen, die lichtliebenden Pionierpflanzen der Weichholzau, aber auch ausbreitungstüchtigen Neophyten eine Nische bieten (GERKEN 1988).

Die Untersuchung der Waldgesellschaften hat gezeigt, dass sich die Baumartenzusammensetzung auf den höheren Auenniveaus des Untersuchungsgebietes bereits seit längerem von typischen Hartholzauen (*Quercu-Ulmetum*) hin zu Folgegesellschaften der fossilen Aue (*Adoxo-Aceretum*) hin entwickelt hat. Diese Unterscheidung mag im Einzelfall spitzfindig wirken, ist jedoch im Hinblick auf eine funktionale Definition der Lebensräume essentiell. Eine allzu großzügige Definition der Hartholzau, die Bestände aus überflutungsempfindlichen Schatthölzern einschließt (MARGRAF 2004), verschleiert das Ausmaß des Verlusts an funktionalen Auwäldern.

Die Deckung der überflutungsempfindlichen Edellaubbäume erscheint hier als das wesentliche Kriterium zur Abgrenzung des *Adoxo-Aceretum* gegen das *Quercu-Ulmetum*. Dagegen sieht MARGRAF (2004) *Acer pseudoplatanus* als eine typische Art des *Quercu-Ulmetum*. Da aber die Edellaubbäume auf vielen Flächen (neben *Fraxinus excelsior*) eine hohe Deckung haben und sich damit deutlich von den übrigen Aufnahmen unterscheiden, ziehen wir es vor, diese dem *Adoxo-Aceretum* zuzuordnen. Die Trennung erscheint aus ökologischer (Dominanz überflutungsempfindlicher Baumarten) und naturschutzfachlicher Sicht (*Adoxo-Aceretum* kein FFH-Lebensraumtyp und nicht nach §30 BNatSchG geschützt) wichtig.

Das *Adoxo-Aceretum* ist kein prioritärer Zieltyp des Auenschutzes und der Dynamisierung, sondern seine weitere Ausbreitung auf Kosten der Hartholzau (im eigentlichen Sinne) soll durch ökologische Flutungen gebremst oder gar umgekehrt werden. Dynamisierung und Renaturierung haben das Ziel, fossile in funktionale Auen umzuwandeln (DISTER 1983, GERKEN et al. 2000, HENRICHFREISE 2007). Waldgesellschaften und ökologische Gradienten sind wichtige vegetationsökologische Benchmarks für die Erreichung dieses Ziels. Regelmäßig stattfindende Vegetationsaufnahmen und ihre statistische Auswertung sind somit ein unverzichtbares Mittel, um die Zielerreichung der Redynamisierung überwachen zu können (DZIOCK et al 2006, FUCHS 2006, FUCHS et al. 1995, 2003, HENLE et al 2006a, b, RINK et al. 2000).

Literatur

- AMOROS, C. & ROUX, A.L. (1988): Interactions between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. – In: SCHREIBER, K. F.: Connectivity in Landscape Ecology. Münst. Geogr. Arb 29: 125–130.
- ANONYMUS (2010): PASW Statistics 18 Version 18.0.2 (02.04.2010).
- BLOM, C.W.P.M. (1999): Adaptions to flooding stress: from plant community to molecule. – Plant Biol. 1(3): 261–273.
- & VOESENEK, L.A.C.J. (1996): Flooding: the survival strategies of plants. – Trends in Ecol. & Evol. 11: 290–295.
- BOCK, M., CYFFKA, B., HAAS, F. & STAMMEL, B. (2006): Remediation of the Danube Floodplain between Neuburg and Ingolstadt (Bavaria/Germany) – GIS supported modelling of ecological flooding. – Göttinger Geogr. Abh. 115: 1–12.
- BÖCKER, R., KOWARIK, I. & BORNKAMM, R. (1983): Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg. – In: SCHMIDT, W. (Hrsg.): Festschrift Ellenberg. Verh. Ges. Ökologie 11: 35–56.
- DANCAU, B. (1983): Erfahrungen bei der Anwendung der Feuchtezahlen zur Beurteilung des Bodenwasserhaushaltes. – In: SCHMIDT, W. (Hrsg.): Festschrift Ellenberg. Verh. Ges. Ökologie 11: 67–70.
- DEILLER, A.-F., WALTER, J.-M. N. & TRÉMOLIÈRES, M. (2003): Regeneration strategies in a temperate hardwood floodplain forest of the Upper Rhine: sexual versus vegetative reproduction of woody species. – Forest Ecol. Management 180 (1–3): 215–225.
- , – & – (2001): Effects of flood interruption on species richness, diversity and floristic composition of woody regeneration in the Upper Rhine alluvial hardwood forest. – In: Regulated Riv.: Research & Management 17 (4–5): 393–405.
- DISTER, E. (1983): Anthropogene Wasserstandsänderungen in Flusssauen und ihre ökologischen Folgen – Beispiele vom Oberrhein und vom Rio Magdalena (Kolumbien). – In: SCHMIDT, W. (Hrsg.): Festschrift Ellenberg. Verh. Ges. Ökologie 11: 89–100.
- DZIOCK, F., HENLE, K., FOECKLER, F., FOLLNER, K. & SCHOLZ, M. (2006): Biological Indicator Systems in Floodplains – a Review. – Internat. Rev. Hydrobiol. 91 (4): 271–291.

- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 1095 S.
- , WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V. & WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Scripta Geobot. 18, Göttingen.
- EWALD, J. (2007): Beurteilung von Waldstandorten und Waldgesellschaften mit Zeigerarten-Ökogrammen. – Tuexenia 27: 7–18.
- , REUTHER, M., NECHWATAL, J. & LANG, K. (2000): Monitoring von Schäden in Waldökosystemen des bayerischen Alpenraumes. – Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, Materialien 155, München.
- FELINKS, B., BESCH-FROTSCHER, W., FRANZKE, F. & MACHULLA, G. (o. J.): Erfassung und Bewertung der zukünftigen Landflächen in der Bergbaufolgelandschaft hinsichtlich ihrer Standortfaktoren für natürliche Vegetation. – URL: www.ufz.de/data/ufz-bericht-22041902.pdf [Zugriff am 24.08.2010].
- FOERST, K. & KREUTZER, K. (1977): Regionale natürliche Waldzusammensetzung und Forstliche Wuchsgebietsgliederung Bayerns. – München.
- FOLLNER, K. & HENLE, K. (2006): The performance of plants, molluscs and carabid beetles as indicators of hydrological conditions in floodplain grasslands. – Internat. Rev. Hydrobiol. 91(4): 364–379.
- FREI, M. (2010): Erstaufnahme der Dauerbeobachtungsflächen im Auwald zwischen Neuburg und Ingolstadt vor Beginn der Dynamisierung. – Unveröff. Diplomarb. Hochsch. Weihensteph. – Triesd., Freising: 48 S.
- FREYTAG-LORINGHOVEN, O. BARON VON (2000): Renaturierung der Donauauen – Auswertung Bodenkundlicher Daten. – Unveröff. Gutachten, München: 26 S.
- FUCHS, E. (2006): Flussmorphologie und Ökologie – Modellierungsansätze. – In: BFG (Hrsg): Meskonzepte und Modellierung in der Gewässermorphologie, 8. Gewässermorphologisches Kolloquium am 23./24. November, 5: 84–93.
- , GIEBEL, H., HETTRICH, A., HÜSING, V., ROSENZWEIG, S. & THEIS, H.-J. (2003): Einsatz von ökologischen Modellen in der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung – Das integrierte Flussauenmodell INFORM. – BfG-Mitteilung 25, Koblenz.
- , GIEBEL, H. HORCHLER, P., LIEBENSTEIN, H. ROSENZWEIG, S. & SCHOELL, F. (1995): Developing a basic methodology for the assessment of ecological impacts of long term variations in mean water stages in a river by means of a test model. – Dtsch. Gewässerkd. Mitt. 39(6): 206–215.
- & PETER, W. (2000): Entwicklung eines Modellsystems zur Prognose ökologischer Veränderungen in Flußauen am Beispiel eines Deichvorlandbereiches am Niederrhein. – Angew. Landschaftsökologie 37: 271–275.
- GERKEN, B. (1988): Auen. – Rombach, Freiburg: 132 S.
- , BÖTTCHER, H., LEIFELD, H., LOHR, M. DÖRFER, K. & LEUSHACKER-SCHNEIDER, C. (2000): Beurteilung von Regenerationsmaßnahmen durch vegetationskundliche und faunistische Untersuchungen – Beispiele aus der Oberweserniederung. – Angew. Landschaftsökologie 37: 205–216.
- GLÄSER, J. (2007): Mitteldeutsche Auenwälder an Weißer Elster und Elbe – die historische Entwicklung des Baumartenbestandes von Hartholz-Auenwäldern. – Ber. Freibg. Forstl. Forsch. 70: 70–81.
- GLAVAC, V. (1996): Vegetationsökologie – Grundfragen, Aufgaben, Methoden. – G. Fischer, Jena: 358 S.
- HENLE, K., SCHOLZ, M., DZIOCK, F., STAB, S. & FOCKLER, F. (2006a): Bioindication and functional response in floodplain systems: where to from here?. – Internat. Rev. Hydrobiol. 91 (4): 380–387.
- , DZIOCK, F., FOCKLER, F., FOLLNER, K., HÜSING, V., HETTRICH, A., RINK, M., STAB, S. & SCHOLZ, M. (2006b): Study design for assessing species environment relationships and developing indicator systems for ecological changes in floodplains – The approach of the RIVA-Project. – Internat. Rev. Hydrobiol. 91 (4): 292–313.
- HENRICHFREISE, A. (2007): Das Auetytische Wasserregime als Grundlage für eine Reaktivierung von Auen. – Ber. Freibg. Forstl. Forsch. 70: 59–67.
- (2000): Zur Erfassung von Grundwasserstandsschwankungen in Flussauen als Grundlage für Landeskultur und Planung – Beispiele von der Donau. – Angew. Landschaftsök. 37: 13–21.
- HILL, M. O. (1979a): TWINSPAN – A FORTRAN-program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. – Ithaca, NY.
- (1979b): DECORANA – A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. – Ithaca, NY.
- HÜGIN, G. & HENRICHFREISE, A. (1992): Naturschutzbewertung der badischen Oberrheinaue – Vegetation und Wasserhaushalt des rheinnahen Waldes. – Bundesforschungsanst. Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn-Bad Godesberg: 48 S.
- HUGHES, F.M.R. (1997): Floodplain biogeomorphology. – Progress Physical Geogr., 21 (4): 501–529.

- KOPERSKI, M., SAUER, M., BRAUN, W. & GRADSTEIN, S. R. (2000): Referenzliste der Moose Deutschlands. – Schriftenr. Vegetationskd. 34, Bonn-Bad Godesberg.
- LANDSCHAFT + PLAN (2001): Leader-II-Projekt: Renaturierung der Donauauen. – Unveröff. Gutachten, Neuburg a. d. Donau: 136 S.
- LEYER, I. & WESCHE, K. (2008): Multivariate Statistik in der Ökologie. – Springer, Berlin, Heidelberg: 221 S.
- LONDO, G. (1975): Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. – In: SCHMIDT, W. (Red.): Sukzessionsforschung. Ber. Int. Symp. IVV Rinteln 1973: 613–617. Cramer Vaduz.
- LYTLE, D.A. & POFF, N.L. (2004): Adaption to natural flow regimes. – Trends Ecol. & Evol. 19 (2): 94–100.
- MAIER, M. (2008): Erstaufnahme und Monitoringkonzept von Auwäldern vor Beginn eines Dynamisierungsprojektes. – Unveröff. Diplomarb. Hochsch. Weihensteph.-Triesd., Freising: 77 S.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M. J. (2006): PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.10. – MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- MARGRAF, C. (2004): Die Vegetationsentwicklung der Donauauen zwischen Ingolstadt und Neuburg. – Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 65: 295–704.
- NIINEMETS, Ü. & VALLADARES, F. (2006): Tolerance to shade drought and water logging of temperate northern hemisphere trees and shrubs. – Ecol. Monographs 76 (4): 521–547.
- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 8. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 1051 S.
- (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV. Wälder und Gebüsche. – Text + Tabellenband. – G. Fischer, Jena, Stuttgart, New York: 862 S.
- RINK, M., HENLE, K. & STAB, S. (2000): Zur Erstellung einer fachlich-statistisch abgestimmten Datenerhebungsstrategie am Beispiel eines synökologisch orientierten Forschungsprojektes in den Elbauen. – Hydrol. Wasserbewirtschaftung 44 (4): 184–190.
- SCHLEGEL GMBH (2000a): Renaturierung der Donau-Auen. Auswertung der Grundwassermessdaten. – Unveröff. Gutachten, München.
- (2000b): Renaturierung der Donau-Auen. Hochwasser Abflusssimulation. – Unveröff. Gutachten, München.
- SCHNITZLER, A. (1997): River dynamics as a forest process: Interaction between fluvial systems and alluvial forests in large European river plains. – Bot. Rev. 63: 40–64.
- SEIBERT, P. (1958): Die Pflanzengesellschaften im Naturschutzgebiet „Pupplinger Au“. – Bayer. Landesstell. Gewässerkd., München: 79 S.
- (1962): Die Auenvegetation an der Isar nördlich von München und ihre Beeinflussung durch den Menschen. – Bayer. Landesstell. Gewässerkd., München: 123 S.
- TEXTOR, H. (2007): Der Auwald des Wittelsbacher Ausgleichsfonds zwischen Neuburg/Donau und Ingolstadt. – Ber. Freibg. Forstl. Forsch. 70: 41–48.
- VAN DE RIJLT, C. & BOUDEWIJN, T. (2000): Wiederherstellung der Süßwassergezeitenvegetation in zwei ehemaligen Poldern im Rhein-Maas-Delta: Simulation mit dem Modell EMOE. – Angew. Landschaftsök. 37: 69–80.
- VOLK, H. (2000): Neue Ergebnisse der Auewaldforschung am Rhein. – Angew. Landschaftsök. 37: 23–32.
- (2007): Landschaftsökologische Grundlagen zu Naturschutzzielen für europäische Flussauen und Auewälder. – Ber. Freibg. Forstl. Forsch. 70: 8–31.
- WALENTOWSKI, H., EWALD, J., FISCHER, A., KÖLLING, C. & TÜRK, W. (2004): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns: Ein auf geobotanischer Grundlage entwickelter Leitfaden für die Praxis in Forstwirtschaft und Naturschutz. – Geobotanica-Verlag, Freising.
- WARD, J.V. (1998): Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes and aquatic conservation. – Biol. Conserv. 83: 269–278.
- WISSKIRCHEN, R. & HAEPLER, H. (1998). Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart. 765 S.
- WURZEL, A. (2009): Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen. – Dtsch. Rat. Landespl., Bonn: 160 S.

Petra Lang/Maximilian Frei/Jörg Ewald
 Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 3
 85354 Freising
 petra.lang@hswt.de/maximilian.frei@web.de/joerg.ewald@hswt.de

Manuskript eingereicht am 18.10.2010, endgültig angenommen am 04.01.2011.

