

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Die Untersuchungsgebiete	4
2.1	Lage und Abgrenzung	4
2.2	Klima	9
2.3	Geologie	9
2.4	Boden	10
2.5	Hydrologie	11
2.6	Vegetation	13
2.7	Besiedlungsgeschichte	15
3	Methoden	17
3.1	Auswertung historischer Daten	17
3.1.1	Archivalische Quellen	17
3.1.2	Literatur	17
3.1.3	Kartenunterlagen	18
3.2	Vegetationskundliche Methoden	18
3.2.1	Vegetationsaufnahmen	18
3.2.2	Klassifikation der Gefäßpflanzen nach soziologischen und ökologischen Verhalten	22
3.2.3	Funktionstypen	23
3.2.4	Hemerobiestufen und Urbanität	24
3.3	Statistische Methoden	25

4	Ergebnisse	26
4.1	Historische Entwicklung der Untersuchungsgebiete	26
4.1.1	Die Veränderungen des Waldbildes	26
4.1.2	Formen der Waldnutzung	32
4.1.3	Artenzusammensetzung der Baumschicht	39
4.1.4	Zusammenfassung der Ergebnisse der historischen Entwicklung der Untersuchungsgebiete	49
4.2	Neuanlage von Auenwäldern	49
4.3	Vegetation	51
4.3.1	Pflanzengesellschaften	51
4.3.2	Floristischer Vergleich von Alt- und Neuwäldern	60
4.3.3	Funktionstypen, Hemerobiestufen und Urbanität	65
4.3.4	Transekte	71
4.3.5	Zusammenfassung der Ergebnisse der vegetationskundlichen Untersuchungen	80
5	Diskussion	83
5.1	Methodendiskussion	83
5.2	Waldentwicklung	83
5.3	Baumarten	85
5.4	Vegetationskundliche Einordnung	89
5.5	Waldkontinuität und Pflanzengesellschaften	90
5.6	Gefäßpflanzen der Alt- und Neuwälder	91
5.6.1	Krautige Waldarten in Alt- und Neuwäldern	91
5.6.2	Krautige Waldarten entlang von Transekten	94
5.6.3	Indikatorarten für Alt- und Neuwälder	96

5.6.4	Ökologische Zeigerwerte	102
5.7	Funktionstypen	104
6	Naturschutz	108
7	Zusammenfassung	112
8	Danksagung	115
9	Quellenverzeichnis	117
9.1	Literaturverzeichnis	117
9.2	Archivalien	139
9.3	Kartenwerke	142
10	Anhang	143

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2-1:	Lage der Untersuchungsgebiete innerhalb der Bundesrepublik Deutschland	4
Abb. 2-2:	Lage der vegetationskundlichen Untersuchungsflächen 1 bis 4 im Leipziger Auenwald	5
Abb. 2-3:	Übersicht der Lage der Untersuchungsflächen 1 bis 5 in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe	7
Abb. 2-4:	Lage der vegetationskundlichen Untersuchungsflächen 1a/b, 2, 3 und 5 in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe	8
Abb. 2-5:	Lage der vegetationskundlichen Untersuchungsfläche 4 in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe	8
Abb. 3-1:	Anordnung eines Transektes zwischen Alt- und Neuwald	20
Abb. 4-1:	Das Connewitzer Revier 1856	29
Abb. 4-2:	Nummer Wiesen bei Aken um 1850	50
Abb. 4-3:	Nummer Wiesen bei Aken um 2002	50
Abb. 4-4:	Lebensformenspektren im Leipziger Auenwald und in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe, basierend auf mittleren Gruppenmengenanteilen	66
Abb. 4-5:	Spektren der Ausbreitungstypen im Leipziger Auenwald und in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe, basierend auf mittleren Gruppenmengenanteilen	67
Abb. 4-6:	Spektren der ökologischen Strategietypen nach Grime (1979) im Leipziger Auenwald und in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe, basierend auf mittleren Gruppenmengenanteilen	68
Abb. 4-7:	Hemerobiestufen im Leipziger Auenwald und in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe, basierend auf mittleren Gruppenmengenanteilen	69
Abb. 4-8:	Urbanitätsspektren im Leipziger Auenwald und in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe, basierend auf mittleren Gruppenmengenanteilen	70
Abb. 4-9:	Veränderung der durchschnittlichen mittleren Deckung der krautigen Waldarten mit zunehmender Entfernung zum Altwald im Leipziger Auenwald	73
Abb. 4-10:	Veränderung der durchschnittlichen mittleren Deckung der krautigen Waldarten mit zunehmender Entfernung zum Altwald in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe	74
Abb. 4-11:	Durchschnittlicher Gruppenmengenanteil der krautigen Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen bei zunehmender Entfernung zum Altwald im Leipziger Auenwald	77
Abb. 4-12:	Durchschnittlicher Gruppenmengenanteil der krautigen Waldarten mit Fernausbreitungsmechanismen bei zunehmender Entfernung zum Altwald im Leipziger Auenwald	78
Abb. 4-13:	Durchschnittlicher Gruppenmengenanteil der krautigen Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen bei zunehmender Entfernung zum Altwald in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe	79
Abb. 4-14:	Durchschnittlicher Gruppenmengenanteil der krautigen Waldarten mit Fernausbreitungsmechanismen bei zunehmender Entfernung zum Altwald in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe	80

Tabellenverzeichnis

Tab. 2-1:	Klimakennwerte für die Leipziger Aue und die Mittlere Elbe von 1951 bis 1980	9
Tab. 3-1:	Leicht modifizierte Londo-Skala	21
Tab. 4-1:	Prozentuale Baumartenverteilung in ausgewählten Revieren an der Mittleren Elbe in der Mitte des 19. Jahrhunderts	30
Tab. 4-2:	Prozentualer Flächenanteil der Betriebsarten und Blößen von 1870 bis 1955 für den Leipziger Auenwald	30
Tab. 4-3:	Holzeinschlag im Connewitzer Revier	31
Tab. 4-4:	Gräserrechte in den Leipziger Ratswäldungen	32
Tab. 4-5:	Holzleseberechtigungen in den Leipziger Ratswäldungen	34
Tab. 4-6:	Wöchentliche Leseholzmengen in ausgewählten Forsten an der Mittleren Elbe im 18. Jahrhundert	34
Tab. 4-7:	Anzahl des eingetriebenen Viehs pro Fläche in ausgewählten Auenwäldern an der Mittleren Elbe im 18. und 19. Jahrhundert	36
Tab. 4-8:	Größe der Schonungsfläche im Vergleich zur Gesamtfläche in ausgewählten Forsten an der Mittleren Elbe	37
Tab. 4-9:	Anzahl gefällter Loheichen in den Leipziger Ratswäldungen im 17./18. Jahrhundert	38
Tab. 4-10:	Geschlagene Stämme in den Leipziger Ratswäldungen 1620 bis 1709	41
Tab. 4-11:	Prozentuale Verteilung der Holzarten im Burgauer und Connewitzer Revier im 19. und 20. Jahrhundert	42
Tab. 4-12:	Prozentualer Baumartenanteil auf Auen- und auenähnlichen Standorten in den Auenwäldern Leipzigs und der Mittleren Elbe im 20. Jahrhundert	44
Tab. 4-13:	Angaben zum Schlag von <i>Fraxinus excelsior</i> in den mitteldeutschen Auenwäldern	46
Tab. 4-14:	Das Vorkommen der Gemeinen Esche nach floristisch-historischen Arbeiten von 1830 bis 1867 in den Leipziger Ratswäldungen	46
Tab. 4-15:	Anpflanzungen von <i>Fraxinus excelsior</i> und <i>Quercus robur</i> im Akener Revier im 18. Jahrhundert	47
Tab. 4-16:	Arten mit ähnlich hohen Stetigkeiten in beiden Untersuchungsgebieten	51
Tab. 4-17:	Pflanzengesellschaften im Leipziger Auenwald in Beziehung zur Waldkontinuität	52
Tab. 4-18:	Stetigkeitstabelle der Arten in den einzelnen Pflanzengesellschaften im Leipziger Auenwald	54
Tab. 4-19:	Pflanzengesellschaften in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe in Beziehung zur Waldkontinuität	56
Tab. 4-20:	Stetigkeitstabelle der Arten in den Pflanzengesellschaften in den Auenwäldern an der Mittlere Elbe	57
Tab. 4-21:	Gesamtartenzahl der krautigen Gefäßpflanzen und Anzahl der krautigen Waldarten in den Alt- und Neuwäldern im Leipziger Auenwald	60
Tab. 4-22:	Gesamtartenzahl der krautigen Gefäßpflanzen und Anzahl der krautigen Waldarten in den Alt- und Neuwäldern der Auenwälder an der Mittleren Elbe	60
Tab. 4-23:	Vergleich der Gefäßpflanzen der Krautschicht nach Eillenberg et al. (1992) in den Alt- und Neuwäldern im Leipziger Auenwald	61
Tab. 4-24:	Vergleich der Gefäßpflanzen der Krautschicht nach Schmidt et al. (2003) in den Alt- und Neuwäldern im Leipziger Auenwald	62

Tab. 4-25:	Vergleich der Gefäßpflanzen der Krautschicht nach Ellenberg et al. (1992) in den Alt- und Neuwäldern der Auenwälder an der Mittleren Elbe	63
Tab. 4-26:	Vergleich der krautigen Gefäßpflanzen der Krautschicht nach Schmidt et al. (2003) in den Alt- und Neuwäldern der Auenwälder an der Mittleren Elbe	63
Tab. 4-27:	Indikatorarten für Alt- und Neuwälder nach Präsenz/Absenz-Daten im Leipziger Auenwald	64
Tab. 4-28:	Indikatorarten für Alt- und Neuwälder nach Präsenz/Absenz-Daten in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe	65
Tab. 4-29:	Zusammenfassung aller signifikanten Unterschiede im Leipziger Auenwald zwischen Alt- und Neuwäldern	81
Tab. 4-30:	Zusammenfassung aller signifikanten Unterschiede in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe zwischen Alt- und Neuwäldern	82
Tab. 5-1:	Verkürzter Literaturvergleich der Indikatorarten des Leipziger Auenwaldes mit Angaben aus anderen europäischen Ländern	96
Tab. 5-2:	Ausbreitungstypen der Neuwaldindikatoren im Leipziger Auenwald (nur krautige Waldarten)	97
Tab. 5-3:	Verkürzter Literaturvergleich der Indikatorarten in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe mit Angaben aus anderen europäischen Ländern	98
Tab. 5-4:	Geophytenanteil in den verschiedenen Vegetationseinheiten (Ellenberg et al. 1992)	106
Tab. 5-5:	Vergleich der Deckung der krautigen Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen und Geophyten in den Alt- und Neuwäldern im Leipziger Auenwald	106
Tab. 5-6:	Vergleich der Deckung der krautigen Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen und Geophyten in den Alt- und Neuwäldern in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe	106
Tab. 10-1:	Pflanzenliste mit Angaben zum soziologischen Verhalten (Ellenberg et al. 1992), Präferenz der Arten (Schmidt et al. 2003), ökologischen Zeigerwerten (Ellenberg et al. 1992), Lebensformenspektren, Strategietypen, Hemerobiestufen und Urbanität (Klotz et al. 2002) sowie Ausbreitungstypen (Müller-Schneider 1986)	143
Tab. 10-2:	Stetigkeitsvergleich der krautigen Gefäßpflanzen entsprechend ihres soziologischen Verhaltens nach Ellenberg et al. (1992) im Leipziger Auenwald zwischen den Alt- und Neuwäldern	149
Tab. 10-3:	Stetigkeitsvergleich der krautigen Gefäßpflanzen entsprechend ihres soziologischen Verhaltens nach Ellenberg et al. (1992) in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe zwischen den Alt- und Neuwäldern	150
Tab. 10-4:	Gewichtete mittlere ökologische Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (1992) der Gefäßpflanzen der Krautschicht in den Alt- und Neuwäldern im Leipziger Auenwald und in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe	151
Tab. 10-5:	Mittlerer Gruppenmengenanteil der Lebensformenspektren in den Alt- und Neuwäldern im Leipziger Auenwald	151
Tab. 10-6:	Mittlerer Gruppenmengenanteil der Lebensformenspektren in den Alt- und Neuwäldern der Auenwälder an der Mittleren Elbe	151
Tab. 10-7:	Mittlerer Gruppenmengenanteil der Ausbreitungsspektren in den Alt- und Neuwäldern im Leipziger Auenwald	152
Tab. 10-8:	Mittlerer Gruppenmengenanteil der Ausbreitungsspektren in den Alt- und Neuwäldern der Auenwälder an der Mittleren Elbe	152

Tab. 10-9:	Mittlerer Gruppenmengenanteil der Spektren der Strategietypen in den Alt- und Neuwäldern im Leipziger	152
Tab. 10-10:	Mittlerer Gruppenmengenanteil der Spektren der Strategietypen in den Alt- und Neuwäldern der Auenwälder an der Mittleren Elbe	153
Tab. 10-11:	Mittlerer Gruppenmengenanteil der Spektren der Hemerobiestufen in den Alt- und Neuwäldern im Leipziger Auenwald	153
Tab. 10-12:	Mittlerer Gruppenmengenanteil der Spektren der Hemerobiestufen in den Alt- und Neuwäldern der Auenwäldern an der Mittleren Elbe	153
Tab. 10-13:	Mittlerer Gruppenmengenanteil der Urbanitätsspektren in den Alt- und Neuwäldern im Leipziger Auenwald	154
Tab. 10-14:	Mittlerer Gruppenmengenanteil der Urbanitätsspektren in den Alt- und Neuwäldern der Auenwälder an der Mittleren Elbe	154
Tab. 10-15:	Veränderung der mittleren Artenzahl der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihres soziologischen Verhaltens nach Ellenberg et al. (1992) mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald im Leipziger Auenwald	154
Tab. 10-16:	Veränderung des mittleren Deckungsgrades der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihres soziologischen Verhaltens nach Ellenberg et al. (1992) mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald im Leipziger Auenwald	155
Tab. 10-17:	Veränderung der mittleren Artenzahl der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihres soziologischen Verhaltens nach Ellenberg et al. (1992) mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe	155
Tab. 10-18:	Veränderung des mittleren Deckungsgrades der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihres soziologischen Verhaltens nach Ellenberg et al. (1992) mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe	155
Tab. 10-19:	Deckungsgrad der krautigen Waldarten aller Transektflächen der Altwälder im Vergleich zu den Neuwäldern im Leipziger Auenwald	156
Tab. 10-20:	Deckungsgrad der krautigen Waldarten aller Transektflächen der Altwälder im Vergleich zu den Neuwäldern in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe	156
Tab. 10-21:	Veränderung der mittleren Artenzahl der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihrer Präferenz im Vorkommen nach Schmidt et al. (2003) mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald im Leipziger Auenwald	156
Tab. 10-22:	Veränderung des mittleren Deckungsgrades der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihrer Präferenz im Vorkommen nach Schmidt et al. (2003) mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald im Leipziger Auenwald	156
Tab. 10-23:	Veränderung der mittleren Artenzahl der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihrer Präferenz im Vorkommen nach Schmidt et al. (2003) mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe	157
Tab. 10-24:	Veränderung des mittleren Deckungsgrades der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihrer Präferenz im Vorkommen nach Schmidt et al. (2003) mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe	157
Tab. 10-25:	Artenzahl der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihrer Präferenz im Vorkommen nach Schmidt et al. (2003) aller	

	Transektflächen der Altwälder im Vergleich zu den Neuwäldern im Leipziger Auenwald	158
Tab. 10-26:	Deckung der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihrer Präferenz im Vorkommen nach Schmidt et al. (2003) aller Transektflächen der Altwälder im Vergleich zu den Neuwäldern im Leipziger Auenwald	158
Tab. 10-27:	Artenzahl der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihrer Präferenz im Vorkommen nach Schmidt et al. (2003) aller Transektflächen der Altwälder im Vergleich zu den Neuwäldern in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe	158
Tab. 10-28:	Deckung der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihrer Präferenz im Vorkommen nach Schmidt et al. (2003) aller Transektflächen der Altwälder im Vergleich zu den Neuwäldern in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe	159
Tab. 10-29:	Veränderung der gewichteten mittleren Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (1992) der Gefäßpflanzen der Krautschicht mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald im Leipziger Auenwald	159
Tab. 10-30:	Veränderung der gewichteten mittleren Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (1992) der Gefäßpflanzen der Krautschicht mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe	159
Tab. 10-31:	Mittlerer Gruppenmengenanteil der krautigen Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald im Leipziger Auenwald (Kendalls Tau)	160
Tab. 10-32:	Gruppenmengenanteil der krautigen Waldarten mit Fernausbreitungsmechanismen mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald im Leipziger Auenwald	160
Tab. 10-33:	Gruppenmengenanteil der krautigen Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe	160
Tab. 10-34:	Gruppenmengenanteil der krautigen Waldarten mit Fernausbreitungsmechanismen mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe	160
Tab. 10-35:	Literaturvergleich der Indikatorarten des Leipziger Auenwaldes und der Auenwälder an der Mittleren Elbe mit Angaben aus anderen europäischen Ländern	161

Abkürzungsverzeichnis

%	Prozent
§	Paragraph
°C	Grad Celsius
1'	1 Minute
1°	1 Grad
Abb.	Abbildung
bzw.	beziehungsweise
ca.	circa
cm	Zentimeter
d. h.	das heißt
DDR	Deutsche Demokratische Republik
Deck.	Deckung
et al.	et alii (und andere)
etc.	et cetera
FFH-Richtlinie	Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie
ha	Hektar
Kap.	Kapitel
km	Kilometer
km ²	Quadratkilometer
m	Meter
m ²	Quadratmeter
m ³	Kubikmeter
mind.	mindestens
Mittl.	Mittlerer
mm	Millimeter
MTB	Messtischblatt
n	Stichprobenanzahl
n. Chr.	nach Christus
NN	Normalnull
NSG	Naturschutzgebiet
pH-Wert	Maßzahl für die Konzentration der Wasserstoffionen in einer Lösung
Tab.	Tabelle
TK	Topographische Karte
u. a.	und andere
u.d.g.	und der gleichen
UF	Untersuchungsfläche
UNESCO	Organisation der Vereinten Nationen für Erziehung, Wissenschaft und Kultur
usw.	und so weiter
v. Chr.	vor Christus
vgl.	vergleiche
z. B.	zum Beispiel
zit.	zitiert

1 Einleitung

Flussauen stellen als Transitionszonen zwischen terrestrischen und aquatischen Bereichen einzigartige Lebensräume dar. Nach Miehlich (2000) sind Auen aus holozänen fluviatilen Sedimenten aufgebaute Talsohlen von Bächen und Flüssen, die vom Hochwasser überschwemmt werden können (ohne Berücksichtigung von Deichen). Die morphologische Aue gliedert sich in eine rezente Aue und eine Altaue.

Für die Biozönosen der Aue ist das Wasser der prägendste Faktor (Dister 1985). Hier lebende Arten müssen an einen ständigen Wechsel von Überflutungen und ausgesprochenen Trockenheitsphasen angepasst sein (Day et al. 1988; Crawford 1996; Ellenberg 1996). Diese wechselnden Lebensbedingungen in der Aue werden teilweise durch besonders gute Nährstoffverhältnisse kompensiert (Penka et al. 1985; Ellenberg 1996).

Als fruchtbarer und produktiver Lebensraum wurden Auen schon sehr zeitig besiedelt und landwirtschaftlich genutzt, jedoch nicht wesentlich in ihrer Ökologie verändert. Erst im 19. und 20. Jahrhundert erfolgten tiefgreifende Veränderungen in der Aue, die größere Grundwasserflurabstände, seltenere oder ausbleibende Überflutungen sowie eine unterbundene Zufuhr von Feinmaterialien umfassten (Schmidt et al. 2002). Auslöser dafür waren die großflächigen Regulierungen der Wasserstände durch Staueinrichtungen und Flussbegradigungen, verbunden mit einer weiteren Eintiefung der Flüsse, der Kiesabbau und die Folgen des Bergbaues. Heute zählen Flussauen zu den gefährdeten Lebensräumen in Mitteleuropa (Vetter 1992).

Ein besonders charakteristisches Strukturelement von Flusslandschaften sind Hartholz-Auenwälder (Marx 2001a). Als potenzielle natürliche Vegetation befinden sie sich auf der nur wenige Tage bis Wochen überfluteten mittleren bis hohen Stufe der Aue am Mittel- und Unterlauf der Flüsse (Ellenberg 1996; Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 2000; Schmidt et al. 2002). Selbst in den heute hochwasserfreien Talzonen sind durch die sehr langsamen Bodenreifungsprozesse und der Beeinflussungen durch Qualmwasser die Auenwaldstandorte immer noch erhalten. Langfristig ist jedoch eine Umwandlung zu feuchten Stieleichen-Hainbuchenwäldern zu erwarten (Seibert 1962; Weiß & Peterson 2001).

Der fruchtbare Boden und die selteneren Überflutungsereignisse führten in früheren Jahrhunderten zu Rodungen zahlreicher Hartholz-Auenwälder und der Nutzung dieser Standorte für die Landwirtschaft (Ellenberg 1996). Dadurch wurden die Auenwälder auf galerie- und inselartige Restbestände zurückgedrängt und nehmen heute nur noch 10% der ehemaligen Fläche ein (Colditz 1994). Das Einbringen nicht einheimischer Baumarten (*Fraxinus pennsylvanica*, *Populus x canadensis*, *Quercus rubra*) sowie die Holländische Ulmenwelke verändert die Hartholz-Auenwälder zusätzlich (Müller 1995; Schlaghamersky 2003).

Als besonders struktur- und artenreiche Lebensräume mit einer hohen Vitalität und Produktivität stellen Hartholz-Auenwälder für eine große Anzahl von selten gewordenen und im Bestand gefährdeten Arten den letzten Lebensraum dar. Neben der naturschutzfachlichen Wichtigkeit besitzen Hartholz-Auenwälder eine landschaftsökologische Bedeutung, die im Hochwasserschutz durch die Bannung der Hochwassergefahr deutlich wird (Dister 1985; Schmidt 1996; Weiß & Peterson 2001). Deshalb sind Hartholz-Auenwälder heute national sowie international geschützt.

Die Entstehung und Ausbreitung von Hartholz-Auenwäldern ist im Wesentlichen auf die menschliche Tätigkeit zurückzuführen (Schmidt 1996). Für die Beurteilung des ökologischen Zustandes, der Leitbildentwicklung sowie für Naturschutzmaßnahmen ist für ein derart stark anthropogenes Ökosystem neben der Forstgeschichte der Auenwälder im Allgemeinen auch

ein detailliertes und lang zurückreichendes Wissen zur individuellen Geschichte des einzelnen Waldbestandes im Speziellen von großer Bedeutung (Wulf & Kelm 1994).

Viele ökologische und vegetationskundlichen Untersuchungen liegen für die mittel-deutschen und andere Auenwälder vor (Schnelle 1981; Hügin & Henrichfreise 1992; Müller 1995; Weiß & Peterson 2001; Klausnitzer & Schmidt 2002). Aussagen zur Forstgeschichte sind jedoch nur vereinzelt oder für bestimmte Zeitabschnitte vorhanden (Lange 1959; Streitz 1967; Schauer 1970; Caspers 1993; Mathews 1997; Volk 2000a; Pott & Hüppe 2001; Volk 2001, 2003a). Bis zum heutigen Zeitpunkt fehlt eine umfassende Darstellung der Forstgeschichte der mitteldeutschen Auenwälder.

Neben den ökologischen Bedingungen prägte im Wesentlichen die Bewirtschaftung die Baumartenzusammensetzung des Auenwaldes. Jahrhundertlang wurde *Quercus robur* im Anbau gefördert. Dadurch nahm die Stiel-Eiche eine dominierende Stellung ein. Widersprüchliche Ansichten bestehen zur Natürlichkeit von *Fraxinus excelsior* (Bauer 1951; Streitz 1967; Krause 1974; Volk 2000a; Gläser 2001; Volk 2002) und *Acer pseudoplatanus* (Dister 1980; Becker 1982; Frenzel 1995) in Hartholz-Auenwäldern.

Untersuchungen zum Einfluss der Waldkontinuität auf die floristische Zusammensetzung der Waldvegetation begannen in England (Peterken 1974, 1976, 1977; Rackham 1980; Peterken 1981; Peterken & Game 1981). Diese wurden auf zahlreiche andere europäische Länder ausgeweitet (vgl. Hermy & Stieperaere 1981; Dzwonko & Loster 1988; Brunet 1994; Oheimb 1996; Lawesson et al. 1998; Honnay et al. 1998a). In Deutschland hat ein systematisches Arbeiten zu dem Thema erst relativ spät begonnen (Wulf 1993; Zacharias 1993; Wulf 1997; Härdtle & Westphal 1998; Wulf 2003).

Die meisten Arbeiten kamen zu dem Ergebnis, dass historisch alte Wälder im Vergleich zu Neuwäldern durch eine höhere Artenzahl an krautigen Waldarten, Geophyten und myrmekochore Arten gekennzeichnet sind. Zusätzlich enthalten sie spezielle Indikatorarten, also Arten die hier ihren Verbreitungsschwerpunkt haben. Unterschiede zwischen den Alt- und Neuwäldern können ihre Ursachen in den verschiedenen Bodenverhältnissen, der Entfernung und Isolationsdauer der beiden Waldtypen sowie der Ausbreitungsgeschwindigkeit der krautigen Waldarten haben (Peterken & Game 1984).

Unter "ancient woodlands", "historisch alte Wälder" oder dem in dieser Arbeit verwendeten Begriff "Altwälder" werden nach Wulf (1994, S. 3) "Wälder auf Waldstandorten, die nach Hinweisen aus historischen Karten, Bestandsbeschreibungen oder aufgrund sonstiger Indizien mindestens seit mehreren 100 Jahren kontinuierlich existieren" verstanden. Altwälder sind aber nicht mit Urwäldern, Naturwaldzellen oder "Althölzern" gleichzusetzen, denn die Naturnähe oder das Alter des aktuellen Baumbestandes stellen keine ausschlaggebenden Kriterien dar (Wulf 1994; Kühn 2000). Einzig und allein die kontinuierliche Bestockung über einen sehr langen Zeitraum ist das entscheidende Kennzeichen für die Klassifizierung des Waldes als "historisch alter Wald" (Wulf 1994). Bestände ohne kontinuierliche Bestockung heißen "recent woodlands", "junger Wald" oder "Neuwälder" (Wulf 1994), wobei der letzte Begriff in der Arbeit benutzt wird.

Alle bisherigen Arbeiten zum Einfluss der Nutzungsgeschichte auf die floristische Zusammensetzung der Waldvegetation fanden in zonalen Waldgesellschaften statt. In dieser Arbeit wurde erstmalig mit dem *Quercus-Ulmetum minoris* Issler 1924 in Leipzig sowie an der Mittleren Elbe eine azonale Waldgesellschaft untersucht. Diese Hartholz-Auenwälder weisen noch ein hohes Potenzial an auentypischen Habitaten und Lebensgemeinschaften auf und erfüllen damit wertbestimmende Kriterien des Naturschutzes. Der Leipziger Auenwald zeichnet sich trotz seiner unmittelbaren Stadtnähe durch eine reiche faunistische und

floristische Vielfalt aus. Damit kommt ihm ein besonderer Stellenwert unter den deutschen Auenwäldern zu (Gutte & Sickert 1998). Schon Rossmäßler (1836 zit. bei Müller und Zäumer 1992) bezeichnete den Leipziger Auenwald im 19. Jahrhundert als einen der "schönsten Auenwälder Deutschlands".

Außer im Donau-March-Gebiet befinden sich in Mitteleuropa nur noch an der Elbe rezent funktionsfähige Auenwälder, die hydrologisch an den Strom angebunden sind (Schmidt 1996; Engemann & Ringler 2001). Dadurch nehmen diese Auenwälder eine Sonderstellung in Deutschland ein.

Auf Grund der Bedeutung als wichtiger Retentionsraum sowie artenreicher Lebensraum bedarf es prioritär der Erhaltung, Entwicklung und Erweiterung der Hartholz-Auenwälder (Finck et al. 2002). Dafür sind aber durch forstgeschichtliche Untersuchungen Erkenntnisse über ihre Entstehung und bisherige Entwicklung notwendig. Durch einen vegetationskundlichen Vergleich heutiger Alt- und Neuwaldstandorte des Auenwaldes können außerdem wichtige Aussagen für die zukünftige Anlage und Entwicklung von Hartholz-Auenwäldern gewonnen werden. Diese Kenntnisse sollen zu einem schnelleren Erreichen der standort-typischen Artengemeinschaft beitragen.

Für die Erhaltung, Entwicklung und Erweiterung der Auenwälder in Leipzig und an der Mittleren Elbe soll die vorliegende Arbeit durch die Beantwortung folgender Fragen einen wesentlichen Beitrag leisten:

- Welche Auswirkungen hatten natürliche und anthropogene Veränderungen auf die Artenzusammensetzung der Baumschicht der Auenwälder?
- Unterscheiden sich Alt- und Neuwaldstandorte in Auenwäldern in den soziologischen Artengruppen, einzelnen Arten, ökologischen Zeigerwerten und Funktionstypenspektren?
- Wie ändert sich der Deckungsgrad der krautigen Waldarten beim Übergang vom Alt- in den Neuwald?

2 Die Untersuchungsgebiete

2.1 Lage und Abgrenzung

Die untersuchten Hartholz-Auenwälder befinden sich in zwei Auengebieten Mitteldeutschlands:

- Untersuchungsgebiet 1: Leipziger Aue in dem Gebiet um die Stadt Leipzig (Freistaat Sachsen),
- Untersuchungsgebiet 2: Mittlere Elbe innerhalb des Biosphärenreservates "Flusslandschaft Elbe" (Bundesland Sachsen-Anhalt).

Abbildung 2-1 gibt die Lage der Untersuchungsgebiete innerhalb der Bundesrepublik Deutschland wieder.

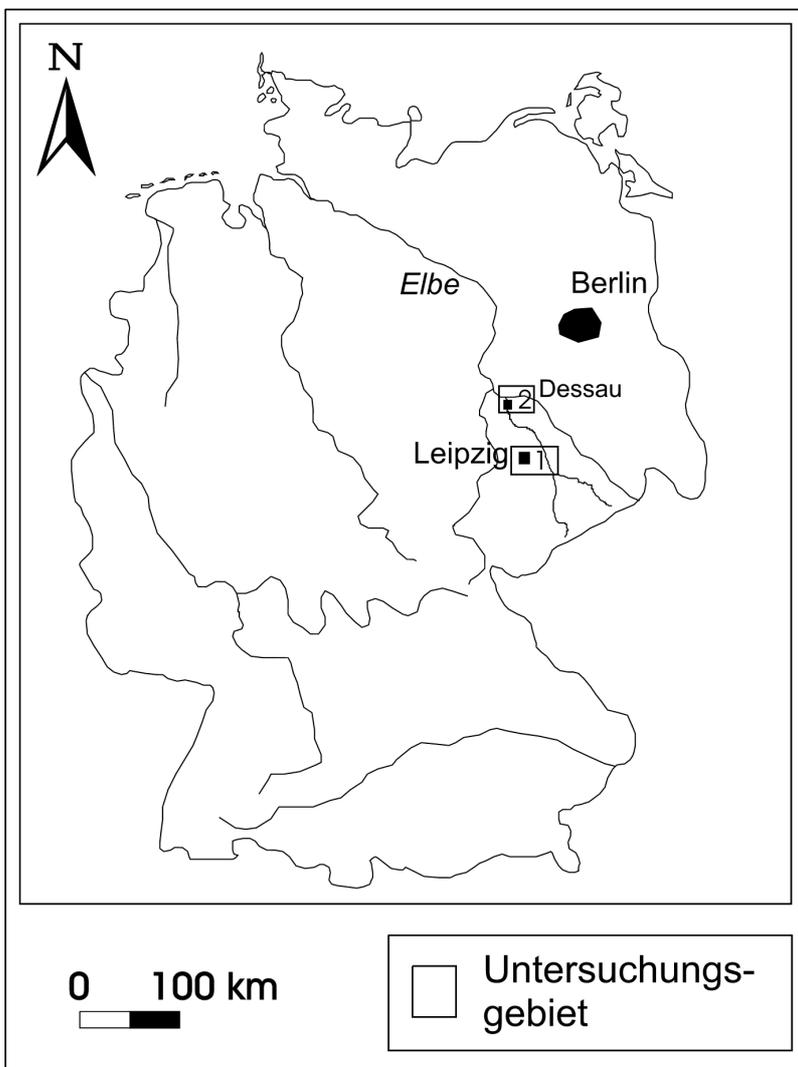


Abb. 2-1: Lage der Untersuchungsgebiete innerhalb der Bundesrepublik Deutschland

Untersuchungsgebiet 1

Die Leipziger Aue erstreckt sich von Zwenkau im Süden bis zur sächsischen Grenze im Nordwesten (MTB 4639, 4640, 4740 der TK 25). Geologisch gehört die Region zu den südlichsten Ausläufern der Norddeutschen Tiefebene (Meynen & Schmithüsen 1959; Neef 1960; Mannsfeld 1992; Richter 1995).

Morphologisch ist das Leipziger Gebiet durch eine schwach gewellte, vielfach jedoch ebene Platte charakterisiert, die nur von den Flussauen der Weißen Elster, Pleiße und Luppe sowie ihrer Nebenflüsse zerschnitten wird. Dabei hebt sich das durchschnittlich zwei bis vier Kilometer breite Auensystem mit einer Einsenkung von 10m deutlich vom saaleeiszeitlich geprägtem Umland ab (Richter 1995). Die etwa 5.900ha große Aue erstreckt sich von 51°17' bis 51°24' nördliche Breite und von 12°10' bis 12°24' östliche Länge mit Höhenlagen von 92 bis 110m über NN (Thomasius 1956; Sickert 2002). Etwa 33% der Leipziger Aue sind aktuell mit Wald bestockt, wovon sich auf 1.860ha (entspricht 96% der gesamten Waldfläche) das *Quercus-Ulmetum minoris* befindet (Sickert 2002). Einige Waldflächen des heutigen Hartholz-Auenwaldes wurden im 19. Jahrhundert aufgeforstet. Diese Neuwälder mit ihren angrenzenden Altwäldern waren Gegenstand des vegetationskundlichen Teiles der Arbeit. Die Lage der Untersuchungsflächen im Leipziger Auenwald gibt Abbildung 2-2 wieder.

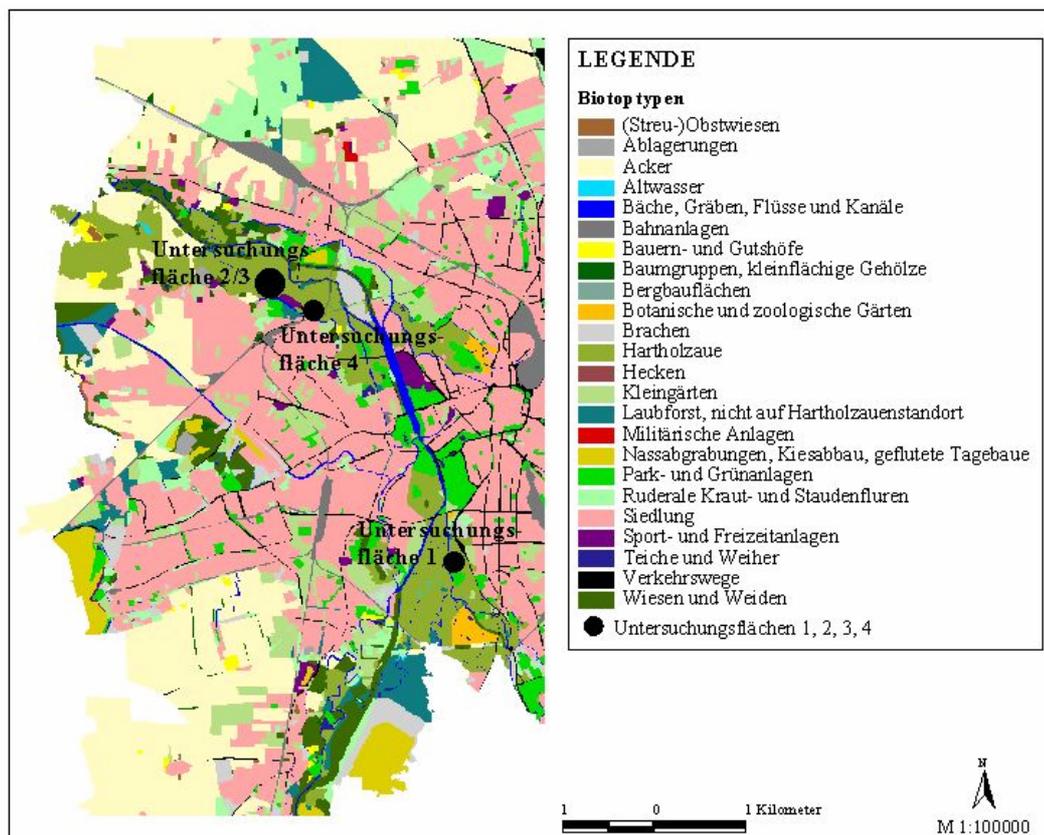


Abb. 2-2: Lage der vegetationskundlichen Untersuchungsflächen 1 bis 4 im Leipziger Auenwald (verändert nach: Color-Infrarot-(CIR)-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Sachsen, Freistaat Sachsen, Landesamt für Umwelt und Geologie, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, 2000 (CD-ROM), Genehmigung zur Veröffentlichung erteilt durch das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie.)

Untersuchungsgebiet 2

Im saaleeiszeitlichen Urstromtal des ost-westwärts gerichteten Elbabschnittes zwischen der Lutherstadt Wittenberg und Magdeburg liegt das Alt-Biosphärenreservat "Mittlere Elbe", das ein Bestandteil des heutigen Biosphärenreservates "Flusslandschaft Elbe" ist (MTB 3935, 3936, 4037, 4138, 4139, 4140, 4141). Nördlich wird das Gebiet durch die wartheeiszeitlichen Endmoränen des Flämings begrenzt. Im Süden schließen sich die großräumig verbreiterten Schotterterrassen von Saale und Mulde an (Neef 1962; Legler 1966; Szekely 2000).

Der östlichste Auenabschnitt der Mittleren Elbe erreicht bei Seegrehna eine Breite bis 10km und verengt sich flussabwärts bis auf die Höhe von Aken. Im weiteren westlichen Verlauf des Flusses kommt es bis zur Saalemündung zu einer erneuten Erweiterung des Elbtales (Schlüter & August 1958). Charakteristisch für den Bereich der Mittleren Elbe sind die weiten Mäander, die einseitig bis drei oder beidseitig bis zu vier Kilometer ausgedehnt sein können (Schlüter & August 1958). Innerhalb des 117,4km² großen Alt-Biosphärenreservates erstreckt sich von Wörlitz bis zur Saalemündung einer der größten zusammenhängenden Hartholz-Auenwaldkomplexe in Mitteleuropa, dessen Schwerpunkt sich mit 3.128ha im NSG "Steckby-Lödderitzer-Forst" befindet (Reichhoff 1991b).

Die Ausdehnung des heutigen Hartholz-Auenwaldes an der Mittleren Elbe ist das Ergebnis zahlreicher Rodungen früherer Jahrhunderte sowie Aufforstungen im 19. und zu Beginn des 20. Jahrhunderts. Neuwälder mit ihren angrenzenden Altwäldern stellen die Untersuchungsflächen für den vegetationskundlichen Teil der Arbeit dar. Ihre Lage geben die Abbildungen 2-3 bis 2-5 wieder.

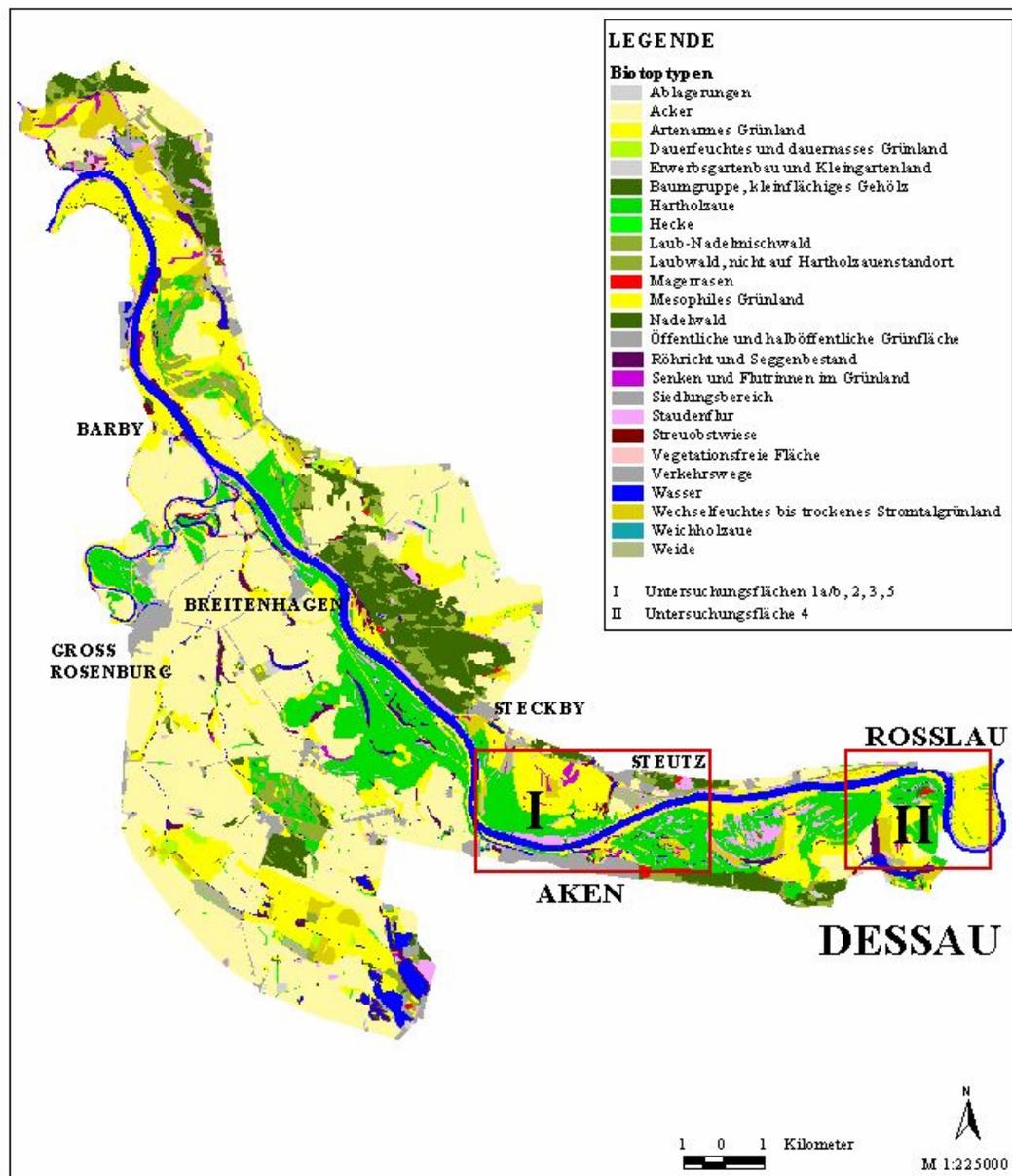


Abb. 2-3: Übersicht der Lage der Untersuchungsflächen 1 bis 5 in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe (verändert nach: integra-Projekt: Integration von Schutz und Nutzung im Biosphärenreservat Mittlere Elbe - westlicher Teil - durch abgestimmte Entwicklung von Naturschutz, Tourismus und Landwirtschaft, Genehmigung zur Veröffentlichung erteilt durch ARUM.)

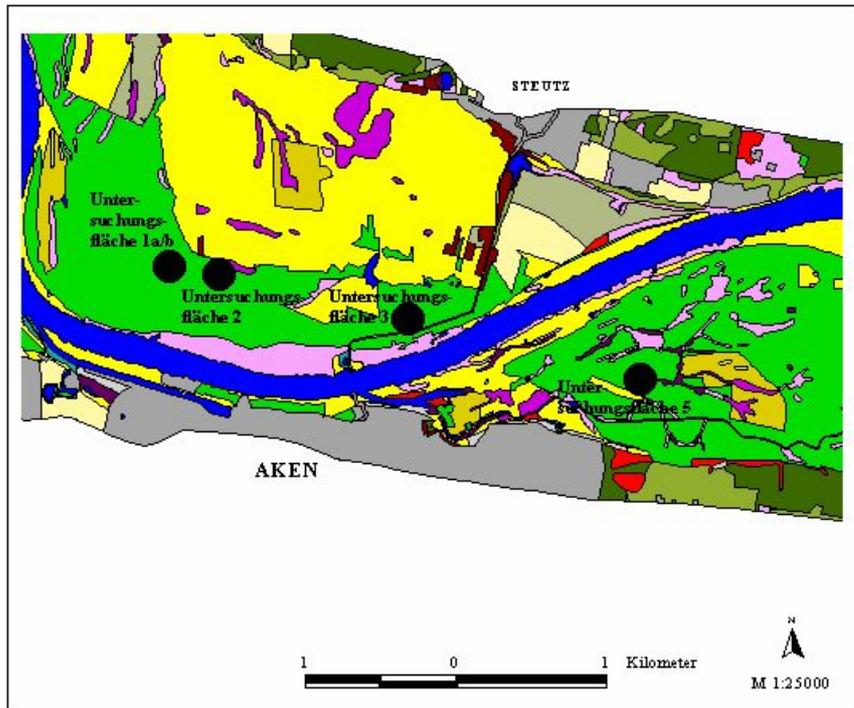


Abb. 2-4: Lage der vegetationskundlichen Untersuchungsflächen 1a/b, 2, 3 und 5 in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe (die Angaben zu den Biotoptypen und der Quelle entsprechen Abb. 2-3)

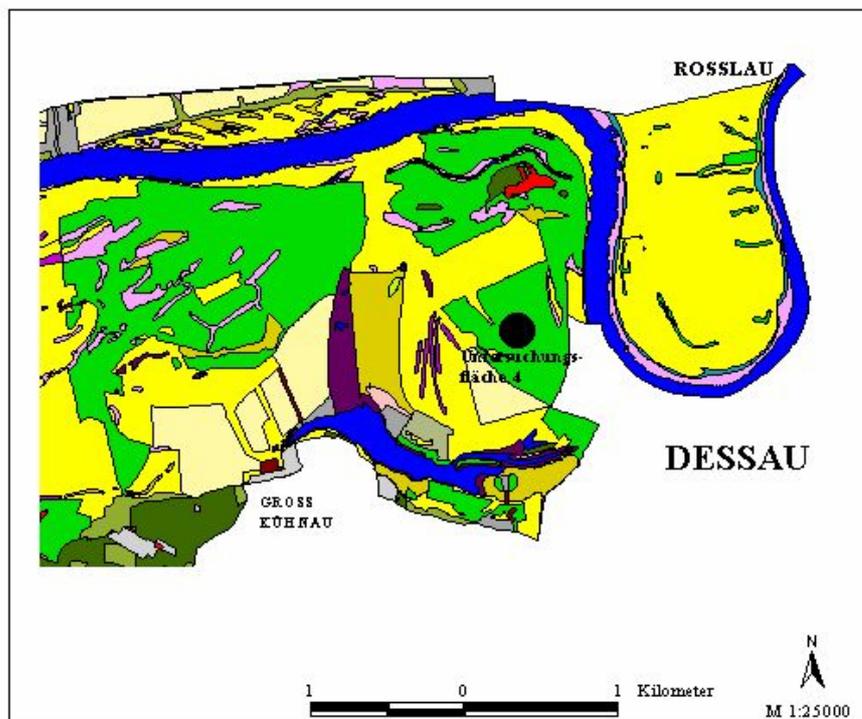


Abb. 2-5: Lage der vegetationskundlichen Untersuchungsfläche 4 in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe (die Angaben zu den Biotoptypen und der Quelle entsprechen Abb. 2-3)

2.2 Klima

Untersuchungsgebiet 1

Das Klima der Leipziger Aue kann allgemein als sehr mild bis mild mit überwiegenden Sommerniederschlägen beschrieben werden. Der Juli ist der durchschnittlich wärmste und der Juni der regenreichste Monat des Jahres (Meteorologischer Dienst der DDR 1987). Im Durchschnitt gibt es 79,3 Frosttage vor Beginn der Hauptvegetationsperiode. Mit 46% beträgt die Hauptwindrichtung Westen (Sickert 2002). Die durchschnittlichen jährlichen Niederschlagsmengen (Tab. 2-1) spiegeln deutlich den "Regenschatten" des Harzes wider.

Tab. 2-1: Klimakennwerte für die Leipziger Aue und die Mittlere Elbe von 1951 bis 1980 (Meteorologischer Dienst der DDR 1987)

	Schkeuditz	Leipzig	Wittenberg	Magdeburg
jährlicher mittlerer Niederschlag in mm	529	586	576	521
mittlere Jahrestemperatur in °C	8,6	8,9	8,6	9,0

Untersuchungsgebiet 2

Zwei klimatisch unterschiedliche Zonen, die durch eine Linie im Raum Saalemündung - Magdeburg getrennt werden, kennzeichnen das Untersuchungsgebiet 2 (Boer 1966; Oelke 1997). Ein maritimer Einfluss ist im nördlichen Abschnitt zu verzeichnen, den Boer (1966) als "stärker maritim beeinflusstes Binnentiefeland" bezeichnet. Die südliche Zone befindet sich im Übergangsbereich vom maritimen zum kontinentalen Klima (Oelke 1997; Marx 2001b). Boer (1966) beschreibt das Gebiet als "stärker kontinental beeinflusstes Binnentiefeland". Eine zunehmende Ozeanität spiegelt sich elbabwärts in einem Anstieg der durchschnittlichen Januar-Mitteltemperaturen wider (Wittenberg -0,9°C; Dessau -0,4°C; Magdeburg 0,3°C). Der Bereich der Saalemündung ist der trockenste Abschnitt an der Mittleren Elbe. Hier wirkt sich besonders die Leewirkung des Harzes aus. In der Vegetationsperiode von April bis September fallen in dem Gebiet durchschnittlich 280 bis 300mm Niederschlag, was zu längeren Trockenperioden führt (Meteorologischer Dienst der DDR 1987).

2.3 Geologie

Die geologische Entwicklung beider Untersuchungsgebiete wurde durch die gleichen Prozesse bestimmt, was eine Gesamtdarstellung des Ablaufes ermöglicht. Für die heutige Gestalt der Landschaft waren besonders die geologischen Vorgänge im Quartär prägend. Das Ergebnis der drei Haupteiszeiten, in deren Verlauf es immer wieder zu Flussverlagerungen kam, war eine aus Ton, Kies, Sand, Mergel und Lehm bestehende quartäre Schichtenfolge. Sie erreicht in den Auengebieten eine Mächtigkeit von 10m und an den randlichen Hochflächen von 10 bis 20m (Müller 1988; Müller & Zäumer 1992). Der endgültige Verlauf der Fließgewässer wurde erst im Holozän festgelegt (Grahmann 1925; Marx 2001b).

Während der Elster-Kaltzeit fanden zwei größere Eisvorstöße statt, die beide Untersuchungsgebiete jeweils vollständig bedeckten (Eissmann 1994). Bei den Eisvorstößen wurden aus dem Untergrund große Gesteinsmengen herausgeschürft. Diese Exaration und die glazifluviatile Erosion der Schmelzwässer unter dem Gletscher führten zur Herausbildung von rinnen-, becken- und wannenförmigen Hohlformen. Aus diesen entstanden später zahlreiche Seen. Das heutige Elbtal zwischen der Lutherstadt Wittenberg und Aken befindet sich über einer fröheisterzeitlichen Rinne, die jedoch im weiteren geologischen Verlauf durch Sedimen-

tation wieder verfüllt wurde (Eissmann 1975; Liedtke 1981; Eissmann 1994; Marx 2001b). Durch die Eisvorstöße in der Elster-Kaltzeit gelangten nordische Gesteine in den mitteleuropäischen Raum. Diese Gesteine vermischten sich in der Interglazialphase mit dem einheimischen Geröll. In der Leipziger Aue bildete sich dadurch den tertiären Ablagerungen aufliegende elstereiszeitliche Fluss-Schotter heraus. Daran schließt sich eine Grundmoräne aus grauem Geschiebemergel an.

Die Gletscher der Saale-Kaltzeit erreichten in ihrer Maximalrandlage nicht mehr die räumliche Ausdehnung der Eisvorstöße der Elster-Kaltzeit. Durch die erheblichen Stauchungen des Untergrundes hatte diese Eiszeit aber bedeutende Auswirkungen auf die Landschaftsgestaltung beider Untersuchungsgebiete. Zum wichtigsten Ergebnis der Saale-Kaltzeit zählt die Entstehung der Hochterrassen, die aus sandig-tonigem Geschiebemergel bzw. Geschiebelehm bestehen (Ruske 1964; Eissmann 1975, 1994).

In der sich anschließenden Weichsel-Kaltzeit, in der das Eis nicht mehr die Untersuchungsgebiete erreichte, erhielten die Auen ihre heutige Form. Unter kälteren und feuchteren Klimabedingungen erfolgte durch die Sedimentfracht der Flüsse die erneute Aufschotterung der Täler (Neef 1960). Dabei sind die unteren Flussablagerungen stärker kiesig, die oberen stärker sandig geprägt. Diese mächtigen Geröllschichten bilden das Gegenstück zu den Hochterrassen und stellen die unterschiedlich breiten, phasenweise wieder abgetragenen Niederterrassen dar (Müller 1988; Eissmann 1994). Heute hebt sich die Niederterrasse bei Dessau mit einer durchschnittlichen Mächtigkeit von drei bis vier Meter als hohe Geländestufe sehr deutlich von der Flussaue ab (Müller 1988). In der Leipziger Aue ist die Niederterrasse größtenteils unter dem Flussbett verborgen (Eissmann 1975).

Abgeschlossen wurde die geologische Auenentwicklung mit der Ablagerung des Auenlehms, der eine Mächtigkeit bis vier Meter erreicht. Die Entstehung der Auenlehmschicht vollzog sich in mehreren Phasen. Als Auslöser kann ein komplexes Gefüge aus menschlicher Besiedlung und Rodung der Wälder sowie Zunahme der Niederschläge angesehen werden (Eissmann 1994). Diese Faktoren bewirkten in den Oberläufen der Flüsse ein verstärktes Abspülen des Bodens, der in Form von Schwebstoffen in das Tiefland gelangte und nach Hochwasserrückgang außerhalb des Flussbettes abgelagert wurde (Müller 1995). Parallel mit der bronzezeitlichen Besiedlung der Untersuchungsgebiete verlief die erste Periode der Auenlehmabildung. Die zweite Phase fand im Mittelalter statt und war eng mit dem zunehmenden Ackerbau in beiden Regionen verbunden (Strautz 1962; Händel 1967; Müller 1995). Bedingt durch die Auenlehmablagerungen erhöhte sich der Talboden der Aue und die Flüsse gruben sich tiefer in die Landschaft ein. Ab dem 19. Jahrhundert beendeten umfangreiche Flussregulierungen und Wasserbaumaßnahmen für den Hochwasserschutz in beiden Untersuchungsgebieten großflächig die Auenlehmsedimentation.

2.4 Boden

Untersuchungsgebiet 1

Im Holozän entstanden die Auenlehm-Böden der Leipziger Aue, die trotz ihrer teilweisen Vergleyung als Vega eingestuft werden können. Die auf stein- bis kieshaltigen Mittel- und Grobsanden bis sandigen Kiesen lagernden Auenböden sind durch mehr oder weniger humose, tonhaltige-schluffige Lehme von ein bis vier Meter Mächtigkeit charakterisiert. Zwischen Auenlehm und Untergrund ist eine scharfe Grenze ausgebildet. Teilweise sind auch Übergänge und Vermischungen festzustellen (Müller & Zäumer 1992).

Ausgehend von der Grundwasserbeeinflussung und der Auenlehmächtigkeit untergliedert sich der Boden des Leipziger Auenwaldes nach Thomasius (1956)¹ wie folgt:

- Au₁ = nasse Auenstandorte,
- Au₂ = grundfeuchte Auenstandorte mit mächtiger Auenlehmdecke,
- Au_{2k} = Unterform der grundfeuchten Auenstandorte mit schwacher Auenlehmdecke über Flussskies und -sand,
- Au₃ = trockene Auenstandorte mit mächtiger Auenlehmdecke,
- Au_{3k} = Unterform der trockenen Auenstandorte mit schwacher bis fehlender Auenlehmdecke über Flussskies und -sand.

Untersuchungsgebiet 2

Die lehmig-schluffigen, teilweise auch tonig-braunen Auenböden der Hartholz-Auenwälder an der Mittleren Elbe zählen zum Bodentyp Vega (Oelke 1997). Dieser Bodentyp prägt die ganze Aue von der Lutherstadt Wittenberg bis Dessau. Ab Dessau bis Magdeburg kommt die Vega nur in der rezenten Aue vor. In Senken, Flutrinnen und tonigen Auenbereichen sind Gleye vorherrschend, die durch einen höheren Wasserstand oder verminderter Fließgeschwindigkeit des sauerstoffarmen Grundwassers entstehen. Zwischen dem hydromorphen Gley und der anhydromorphen Vega befinden sich die als Vegagleye bezeichneten Übergänge. Sie sind im Bereich der Mittleren Elbe südlich von Aken verbreitet (Haase & Schmidt 1971; Rinklebe et al. 2000; Rinklebe 2004).

2.5 Hydrologie

Untersuchungsgebiet 1

Prägend für die Leipziger Aue sind die Flüsse Weiße Elster, Pleiße, Luppe, Parthe sowie die Vielzahl ihrer Nebenflüsse. Im Elstergebirge südöstlich von Aš (Tschechische Republik) entspringt die Weiße Elster und mündet südlich von Halle in die Saale. Die Weiße Elster ist mit einem Einzugsgebiet von 5.154km² und einer Länge von 257km der bedeutendste der oben genannten Flüsse. Ihre Aue vereinigt sich mit der Aue der Pleiße an der "Gautzschen Spitze" im Süden des Leipziger Auenwaldes. Kennzeichnend für alle Flussläufe, die durch die Leipziger Aue fließen, ist ein erhöhter Wasserstand im Frühjahr. Dieser wird durch die Schneeschmelze in den Mittelgebirgen verursacht.

Der heutige Verlauf der Flüsse kann nicht mehr mit dem ursprünglichen Zustand verglichen werden, sondern ist das Ergebnis von jahrhundertelangen anthropogenen Eingriffen. Erste Veränderungen des hydrologischen Systems fanden um 930 mit der Anlegung des Pleiße-mühlgrabens statt. Daran schloss sich die Errichtung zahlreicher Mühlen, Mühlgräben, Dämme, Deiche sowie die Verlegung einiger Flussläufe an (Lange 1959; Böhme & Becker 1995). Bis zum 12. Jahrhundert entstand so ein gut aufeinander abgestimmtes Netz von Wasserbauwerken, das während des Mittelalters durch Floßgräben ergänzt wurde. Ab der Mitte des 19. Jahrhunderts erfolgten grundlegende und tiefgreifende Flussregulierungsarbeiten, die mit dem Bau von Dämmen, Staubecken sowie Wehren verbunden waren. Außerdem kam es zur Beseitigung, Verlegung, Verrohrung, Verfüllung und Begradigung von Flussabschnitten sowie zum Bau des Karl-Heine-Kanals und des Elster-Saale-Kanals (Lange 1959).

Neben den massiven Eingriffen in das Fluss-System innerhalb der Leipziger Aue fanden in den Oberläufen der Flüsse mit der Anlegung von Stauwehren gravierende Veränderungen

¹ Diese unveröffentlichte Arbeit enthält als einzige Quelle eine detaillierte standörtliche Gliederung der Leipziger Aue.

statt. Dadurch entfielen am Ende des 19. und zu Beginn des 20. Jahrhunderts die periodischen Überflutungen und die Leipziger Aue entwickelt sich von einer rezenten Aue zu einer Altaue. 1954 wurde der Leipziger Auenwald letztmalig großflächig überflutet. Neben dem Ausbleiben der Überflutung kam es durch den Braunkohleabbau im Leipziger Umland zu einer Grundwasserabsenkung um ein bis zwei Meter, was zu einem trockeneren Charakter der Aue führte (Müller & Zäumer 1992). Zur Revitalisierung des Leipziger Auenwaldes finden seit dem Ende des 20. Jahrhunderts Versuche zur Wiedervernässung statt. Diese beinhalten sowohl in der Süd- als auch in der Nordaue die Projekte "Pilotprojekt zur kontrollierten Flutung im südlichen Leipziger Auwald" und "Wiedervernässung von Flächen der nordwestlichen Leipziger Aue, Revitalisierung Burgauenbach" (http://www.nabu-sachsen.de/vorOrt/muldental/ansi_leipzig/projekte.html#1).

Untersuchungsgebiet 2

Mit einer Lauflänge von 1.091km und einem Einzugsgebiet von 148.268km² ist die Elbe eines der größten Flussgebiete in Mitteleuropa. Ungefähr zwei Drittel ihrer Laufstrecke und ihres Einzugsgebietes befinden sich in der Bundesrepublik Deutschland. Das Bundesland Sachsen-Anhalt weist mit 301 Flusskilometer den längsten Elbabschnitt auf (IKSE 1995). Die wichtigsten Nebenflüsse der Elbe sind auf deutschem Gebiet Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel sowie auf tschechischer Seite Adler (Orlice), Iser (Jizera), Moldau (Vltava) und Eger (Ohre). Etwa 30% des Einzugsgebietes der Elbe liegen in tschechischen und deutschen Mittelgebirgslandschaften. Durch Regen und Schneeschmelze in den Mittelgebirgslagen werden Winter- und Frühjahrshochwässer hervorgerufen, wodurch die Elbe zu den mitteleuropäischen Strömen des Regen-Schnee-Typs zählt (IKSE 1994). Im Spätsommer und Herbst sind die niedrigsten Wasserstände zu verzeichnen. Trotzdem können mehrtägige, großflächige und ergiebige Niederschläge auch in dem Zeitraum zu Hochwasserereignissen führen wie im August 2002. Charakteristisch für die Mittlere Elbe ist das geringe Gefälle des Flussbettes von durchschnittlich 17cm pro Kilometer.

Obwohl die Elbe bis heute ein wichtiger Transport- und Verbindungsweg ist, fanden in früheren Jahrhunderten nur sehr wenige Flussregulierungen statt. Bis zu einem systematischen Stromausbau im 19. Jahrhundert wurde der Fluss im Wesentlichen in seinem natürlichen Zustand genutzt. Dabei mussten Flussverlagerungen, Stromspaltungen und wandernde Sandbänke toleriert werden (Kiene et al. 2002). Selbst die im 15. und 16. Jahrhundert durchgeführten Strombaumaßnahmen dienten weniger zur Flussregulierung als vielmehr zum Schutz der Siedlungen vor Hochwasser und Eisgang (Rohde 1971). Erst im 17. und 18. Jahrhundert erfolgten Durchstiche und Buhnenbauarbeiten als Strombaumaßnahmen für eine verbesserte Schiff-Fahrt. Da diese Maßnahmen aber sehr punktuell durchgeführt wurden, kann der Lauf der Elbe bis Mitte/ Ende des 18. Jahrhunderts als naturbelassen bezeichnet werden (Kiene et al. 2002). Ab 1900 fanden mit dem Bau von Buhnen, der Durchführung von Baggerungen, Durchstichen und der Entfernung von Felsen und Sandbänken einheitliche und umfangreiche Baumaßnahmen statt. Dadurch erhielt die Elbe den Charakter eines schiffbaren Binnenflusses. Schließlich bewirkte das 1911 verabschiedete Reichsgesetz eine Niedrigwasserregulierung und damit die vollständige Regulierung des Stromes. Die Auswirkungen des Zweiten Weltkrieges und die ökonomischen Schwierigkeiten der DDR verhinderten allerdings weitere Flussregulierungsarbeiten.

Trotzdem sind die Folgen des bisherigen Flussausbaues in der Sohlerosion deutlich spürbar. An verschiedenen Abschnitten der Mittleren Elbe wurde eine fortschreitende Sohlerosion festgestellt, die zum Teil mehr als zwei Meter beträgt (Jährling 1996). Damit verbunden ist das Absinken des Grundwasserstandes in der Talaue, was zu einer Austrocknung der Aue und damit zur Gefährdung der Auenvegetation führt. Schon die Absenkung des mittleren Wasser-

standes im Dezimeterbereich bewirkt eine deutliche Veränderung der Grünlandvegetation im rezenten Auenbereich. Leyer (2002) prognostiziert bei einer Dämpfung der Wasserstandsschwankungen für die hochgelegenen Bereiche mit *Arrhenatheretum elatioris* und für den trockenen Flügel der *Rumex thyrsiflorus-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft einen Übergang zu Trockenrasen. Für die Gesellschaften der tieferen Bereiche wird ein wesentlicher Rückgang erwartet. Im Gegensatz dazu werden die Vorkommen von *Diantho-Armerietum* und *Arrhenatheretum* gefördert, da diese Gesellschaften nun auch auf Standorten mit einem deutlich höheren mittleren Wasserstand als bisher erwartet werden.

2.6 Vegetation

Entlang der breiten Flussauen und Stromtäler kommt in beiden Untersuchungsgebieten auf den höher gelegenen Standorten das *Quercu-Ulmetum minoris* vor, was auch der Potenziellen Natürlichen Vegetation entspricht (Ellenberg 1996; Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 2000; Weiß & Peterson 2001; Schmidt et al. 2002). Diese Assoziation ist durch periodische Überflutungen von einem bis maximal 60 Tagen im Jahr gekennzeichnet (Weiß & Peterson 2001; Schmidt et al. 2002). Außerhalb der Überflutungsaue, auf den erhöhten Standorten, befinden sich im Leipziger Gebiet das *Galio-Carpinetum stachyetosum* Oberd. 1957 (Gutte & Sickert 1998) sowie an der Mittleren Elbe das *Stellario-Carpinetum* Oberd. 1957 (Weiß & Peterson 2001). Auf Standorten mit relativ hohen Grundwasserständen kommen sowohl das *Pado-Fraxinetum* Oberd. 1953 als auch Bruchwälder vor (Müller 1995; Weiß & Peterson 2001).

Ehemalige und heutige Stromregulierungen führen zu Grundwasserabsenkungen, Nivellierung der Wasserschwankungsamplitude sowie einem erhöhten Niedrigwasserabfluss. Dadurch nehmen die Hartholz-Auenwälder viele ehemalige Weichholz-Auenstandorte ein. Innerhalb der Hartholz-Auenbereiche tritt eine Verschiebung der Feuchtestufen hin zu den trockeneren Ausbildungen auf (Weiß & Peterson 2001; Klausnitzer & Schmidt 2002). Heute sind Hartholz-Auenwälder durch weitere Eingriffe in den komplexen Wasserhaushalt der Aue besonders in ihrer Existenz gefährdet. Sie stehen national durch § 30 des Bundesnaturschutzgesetzes sowie international durch die "Ramsar-Konvention" unter Schutz. Im Anhang I der europäischen FFH-Richtlinie werden Hartholz-Auenwälder als besonders geschützter Lebensraum genannt.

Untersuchungsgebiet 1

Nach Müller (1995)² kann der Leipziger Auenwald in drei geographische Rassen untergliedert werden. Der zentrale Bereich des Auenwaldes, der auch das Untersuchungsgebiet beinhaltet, ist durch die planar-subatlantische *Allium ursinum*-Rasse charakterisiert. Hier treten die warm-kontinentalen Arten wie *Acer campestre* und *Allium scorodoprasum* zurück. In der planar-subkontinentalen *Allium scorodoprasum*-Rasse im nordwestlichen Auenbereich nehmen die warm-kontinentalen Arten an Häufigkeit zu. Die colline Rasse im südlichsten Auenwaldbereich wird durch montane Arten wie *Ulmus glabra*, *Sorbus aucuparia* sowie *Lilium martagon* als Kalkzeiger gekennzeichnet (Müller 1995; Gutte & Sickert 1998).

Obwohl der Leipziger Auenwald seit über 50 Jahren nicht mehr überflutet wird, prägt immer noch das *Quercu-Ulmetum minoris* das Gebiet (Müller 1995). Dabei ist eine Veränderung in der Artenzusammensetzung feststellbar. Als direkte Folge des Ausbleibens der periodischen Überflutungen kann das Vorkommen der nur gering überflutungstoleranten *Acer*-Arten

² Diese Arbeit enthält als einzige eine detaillierte vegetationskundliche Gliederung des *Quercu-Ulmetum minoris* für den Leipziger Auenwald.

und von *Sambucus nigra* (Dister 1981; Hellwig 2000) angesehen werden (Gutte & Sickert 1998). Ein erhöhter Stickstoffeintrag wirkte sich ebenfalls förderlich auf die Verbreitung dieser Arten aus.

Durch periodische Überschwemmungen bildeten sich in Abhängigkeit vom Mikrorelief und damit dem Abstand zur mittleren Hochwasserlinie drei heute immer noch existierende Subassoziationen des *Quercus-Ulmetum minoris* heraus (Müller 1995). Nachfolgende Gliederung findet auch in der Arbeit Anwendung:

1. Wasserschwertlilien-Hartholzaue (Subass. von *Iris pseudacorus*) auf den tieferen Standorten, welche die Ränder von Gräben, Altwässer und Senken umfassen,
2. Typische Hartholzaue (Typische Subass.) auf Vega-Böden mit den Ausprägungen:
 - Typische Variante auf den nährstoffärmeren und etwas trockeneren Standorten, die nur kurzzeitig überschwemmt wurden,
 - Bärlauch-Variante auf den regelmäßig überschwemmten Bereichen,
 - Bingelkraut-Variante auf Standorten mit geringer Auenlehmschicht über Sand und Kies,
3. Lindenreiche Hartholzaue (Subass. von *Tilia cordata*) auf Vega-Böden auf den höchsten und nur sehr selten überfluteten Bereichen.

Die Typische Hartholzaue wird bei Gutte und Sickert (1998) ohne weitere Untergliederung als geophytenreiche Ausbildung bezeichnet, die sich von Leipzig-Cospuden bis westlich der Burgaue erstreckt. Schubert (1996) untergliedert den Hartholz-Auenwald hingegen in den typischen Eichen-Ulmen-Auwald (*Fraxino-Ulmetum* (TX. 52) Oberd. 1953 Subass. *typicum*) und den Lindenreichen Eschen-Ulmen-Auwald (*Fraxino-Ulmetum* (TX. 52) Oberd. 1953 Subass. *tilietosum*).

Zu den floristischen Besonderheiten des Leipziger Auenwaldes zählt *Anemone x seemenii*. Weiterhin ist hier in einer hohen Dichte *Leucojum vernum* zu finden, dessen Vorkommen in Sachsen allgemein als gefährdet eingestuft wird (Rote Liste 3) (Müller 1995; Gutte & Sickert 1998).

Untersuchungsgebiet 2

Die Hartholz-Auenwälder an der Mittleren Elbe befinden sich sowohl vor als auch hinter dem Deich. Obwohl einige Auenwälder von der direkten Überflutung mit sedimentreichem Flusswasser abgetrennt sind und heute nur der Qualmwasserbeeinflussung unterliegen, zeigen sie noch keine eindeutigen floristischen Unterschiede zu den periodisch überfluteten Hartholz-Auenwäldern (Weiß & Peterson 2001).

Die Untergliederung des Hartholz-Auenwaldes entlang der Elbe in verschiedene geographische Rassen ist vor allem durch eine Verschiebung der natürlichen Holzartenkombination in Folge von unterschiedlichen klimatischen Bedingungen bedingt. Nach Passarge (1956) weisen die oberhalb von Dessau-Wörlitz gelegenen Auenwälder eine optimale Eschenverbreitung auf. Der Hartholz-Auenwaldbereich zwischen Dessau und Magdeburg-Wolmirstedt, der das Untersuchungsgebiet einschließt, ist hingegen durch eine optimale Feld-Ulmenverbreitung sowie ein natürliches "Verbreitungstief" der Flatter-Ulme gekennzeichnet. Unterhalb von Magdeburg-Wolmirstedt zeichnen sich die Auenwälder durch ein optimales Vorkommen von *Ulmus laevis* sowie ein Fehlen von *Fraxinus excelsior* aus.

Standörtliche Unterschiede ermöglichen nach Klausnitzer und Schmidt (2002) an der Mittleren Elbe folgende Unterteilung des *Quercus-Ulmetum minoris*, auf die auch in der Arbeit Bezug genommen wird:

1. *Phalaris arundinacea*-Ausbildungsform tiefergelegener Standorte mit geringen Wasserstandsschwankungen und relativ hohen Grundwasserständen, z. B. in Altarmen, Gelände-

- senken und Elbufernähe, die im Durchschnitt 15 Tage in der jährlichen Vegetationsperiode überflutet werden,
2. Typischer Stieleichen-Ulmenwald der mittleren Zone der Hartholzaue, der im Durchschnitt neun Tage in der jährlichen Vegetationsperiode überflutet wird. Er untergliedert sich wie folgt:
 - Ausbildungsform des Typischen Stieleichen-Ulmenwaldes ohne Trennarten,
 - Ausbildungsform des Typischen Stieleichen-Ulmenwaldes mit *Anemone ranunculoides*,
 - Ausbildungsform des Typischen Stieleichen-Ulmenwaldes mit *Stellaria holostea*,
 3. *Stellaria holostea*-Ausbildungsform hochgelegener Standorte, die im Durchschnitt zwei Tage in der jährlichen Vegetationsperiode überflutet werden.

Weiß und Peterson (2001) untergliedern das *Quercu-Ulmetum minoris* gemäß den Feuchte- und Aziditätsstufen ebenfalls in drei Ausbildungen. Die mittlere Zone des Hartholz-Auenwaldes unterteilt Schnelle (1981) im "Steckby-Lödderitzer-Forst" entsprechend den standörtlichen Bedingungen in eine *Phalaris arundinacea*-, *Impatiens noli-tangere*- und *Stellaria holostea*-Variante. Von einigen Autoren (Reichhoff 1992; Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 1997) wird die hohe Hartholzaue nach der Überflutungsdauer weiter untergliedert in eine:

- Lindenreiche-Ausbildung auf höher gelegenen und seltener überfluteten Vega-Standorten und
- Hainbuchen-Ausbildung auf höher gelegenen, stark verdichteten Vega-Pseudogleyen.

Im Elbe-Saale-Mündungsbereich wurde von einigen Autoren auf Grund des höheren Kalkgehaltes und der geringeren Azidität durch die Saale innerhalb des *Quercu-Ulmetum minoris* eine durch *Corydalis cava* gekennzeichnete Elementargesellschaft - das *Corydalis-Crataego-Ulmetum* - ausgegliedert (Passarge 1953; Passarge & Hofmann 1968; Schnelle 1981).

2.7 Besiedlungsgeschichte

Untersuchungsgebiet 1

Die ersten menschlichen Spuren im Leipziger Gebiet können aus der Saale-Kaltzeit durch Werkplätze altsteinzeitlicher Menschen in der alten Talaue der Pleiße sowie der Gösel bei Markleeberg nachgewiesen werden. Eine nächste Besiedlungsphase lässt sich etwa um 5.000 v. Chr. am Rand der Aue durch sesshafte Bandkeramiker dokumentieren. Im Verlauf der Jungsteinzeit legten an den fischreichen Wasserläufen die Trichterbecherkultur und die etwa bis 1.800 v. Chr. existierende Kugelamphorenkultur planmäßig Siedlungen an. Aus der sich anschließenden Bronzezeit sind ebenfalls Siedlungsplätze vom Auenrand bekannt (Wustmann 1897, 1905; Beier & Dobritzsch 1911).

In der späten Völkerwanderungszeit verließen die sesshaften germanischen Bauern der Eisenzeit den Leipziger Raum. Dadurch fanden die am Ende des 6. Jahrhunderts aus Südosten einwandernden Sorben ein kaum bewohntes Gebiet vor (Beier & Dobritzsch 1911). Im 11. und 12. Jahrhundert siedelten dann Thüringer, Franken, Bayern, Schwaben und Flamen im Gebiet. Die Anfänge der Stadt gehen auf die 1050 als Burgwartsmittelpunkt erwähnte Burg "Libzi" sowie mehrere Siedlungsansätze in ihrer unmittelbaren Umgebung zurück. Um 1165 erhielt Leipzig durch Markgraf Otto dem Reichen das Stadtrecht (Wustmann 1905; Beier & Dobritzsch 1911; Schlüter & August 1961). Seit jener Zeit erhöhte sich die Zahl der Einwohner von Leipzig kontinuierlich, was nur durch die Auswirkungen verschiedener Kriege unterbrochen wurde (Goebel 1963). Als Folge des Bevölkerungszuwachses kam es zur Vergrößerung der Stadt, was mit Flächenverlusten des Auengebietes verbunden war. Gegenwärtig hat die

Stadt Leipzig eine Flächengröße von 297.621km² sowie eine Einwohnerzahl von ca. 496.000 (<http://de.wikipedia.org/wiki/Leipzig>).

Untersuchungsgebiet 2

Der erste Nachweis zur Siedlungstätigkeit an der Mittleren Elbe stammt aus der mittleren Steinzeit. In den folgenden vor- und frühgeschichtlichen Epochen lassen sich nach Schwineköper (1987) für unterschiedlich räumliche und zeitliche Abschnitte immer wieder Belege für die Besiedlung des Gebietes finden. Da sich die Ansiedlungen auf die Hochhangbereiche sowie die Talsand- und Flussinseln der Aue konzentrierten, können großflächig strukturelle Veränderungen des Auenbereiches ausgeschlossen werden. Erst als im 12. Jahrhundert flämische und holländische Siedler die Elbe einzudeichen begannen, kann endgültig von einer Bebauung und gezielten Bewirtschaftung der Aue gesprochen werden.

Gegen Ende des 5. Jahrhunderts v. Chr. siedelten Bandkeramiker an der Mittleren Elbe und in der Jungsteinzeit dominierte die Trichterbecherkultur. Als weitere Kulturformen waren die Schnurkeramik-, Kugelamphoren- und Glockenbecherkultur vertreten. Im Zeitraum von 500 v. Chr. bis Christi Geburt sind erstmalig germanische Stämme entlang der Elbe nachweisbar. Die ab der zweiten Hälfte des 6. Jahrhunderts erneut in das Gebiet eindringenden Slawen beeinflussten schließlich maßgeblich die nachfolgenden Epochen der Siedlungsentwicklung. Es kam vom 8. bis zum 12. Jahrhundert zu einem kontinuierlichen Anstieg der Bevölkerungszahl in den Siedlungen entlang der Elbe. Das führte ab der Mitte des 12. Jahrhunderts zum Ausbau des Städtewesens und zur Gründung zahlreicher Ortschaften (961 Barby, 1213 Dessau, 1219 Aken und Rosslau) (Schwineköper 1987). Eine negative Beeinflussung der Urbanisierung des Gebietes fand im 14. und 15. Jahrhundert durch zahlreiche Kriege, Seuchen und Naturkatastrophen wie die regelmäßig wiederkehrenden Hochwässer statt. Als Folge der Ereignisse können die zahlreichen mittelalterlichen Wüstungserscheinungen angesehen werden. In der Mitte des 16. Jahrhunderts verdichteten sich die Siedlungen erneut, aber durch den Dreißigjährigen Krieg wurde der Prozess beendet (Hentschel 1991). Erst im Zusammenhang mit der Dessau-Wörlitzer Reformbewegung begann ab dem Ende des 17. Jahrhunderts erneut eine Periode intensiver siedlungs- und kulturgeschichtlicher Entwicklung. Im 19. Jahrhundert setzte sich dies besonders in den industriellen Zentren fort und führte zu einer Umsiedlung der Menschen aus den ländlichen Regionen in die Städte. So erhöhte sich beispielsweise die Einwohnerzahl von Rosslau von 850 in der Mitte des 18. Jahrhunderts auf 3.772 im Jahre 1871. 1900 waren es ca. 10.000 Einwohner, 1925 zählte Rosslau schon 12.500 Bürger und heute sind es ca. 15.000 (Schwineköper 1987).

3 Methoden

3.1 Auswertung historischer Daten

3.1.1 Archivalische Quellen

Für die Erforschung der wald- und forstgeschichtlichen Entwicklung bestimmter Waldbereiche enthalten archivalische Quellen, insbesondere Wald- und Forstakten, sehr wichtige Informationen. Die Archivalien für beide Untersuchungsgebiete befinden sich im Sächsischen Hauptstaatsarchiv in Dresden; für den Leipziger Auenwald im Leipziger Stadtarchiv und im Sächsischen Staatsarchiv Leipzig sowie für die Mittlere Elbe im Landesarchiv Oranienbaum und im Landeshauptarchiv Magdeburg.

Trotz zahlreicher archivalischer Unterlagen ist ihre zeitliche Aussagefähigkeit begrenzt. Die meisten Archivalien umfassen nur das 18. und 19. Jahrhundert.

Eine lückenlose räumliche Darstellung der historischen Auenwaldentwicklung kann nicht erfolgen, da nicht zu allen Auenwaldbereichen archivalische Quellen vorhanden sind. Damit stellt also die Datendichte und ihre Qualität den zweiten limitierenden Faktor bei der Auswertung von Archivalien dar (Traxler 1987).

Für das Arbeiten mit archivalischen Quellen ist ein kritisches Vorgehen sehr wichtig (vgl. Kienitz 1936). Die in Archivalien aufgezählten "Holzarten" müssen nicht alle Baumarten des jeweiligen Waldbereiches umfassen, denn nur beim Bauholz erfolgte eine Auflistung nach Arten. Das zusätzlich geschlagene Holz wurde unter verschiedenen Sammelbegriffen oder als Brennholz zusammengefasst. Daher muss das Fehlen einer Baumart in den archivalischen Unterlagen nicht gleichbedeutend mit dem Nichtvorhandensein im Untersuchungsgebiet sein.

3.1.2 Literatur

Die Auswertung von Literaturquellen - neben den archivalischen Quellen - vergrößert den zeitlichen Betrachtungszeitraum. So ermöglichen die subfossile Holzrestanalyse von Müller-Stoll und Süß (1966) und die Pollenanalyse von Mathews (1997) Angaben zum Vorkommen sowie teilweise auch zu den Dominanzverhältnissen der Baumarten in den Auenwäldern früherer Jahrhunderte, aus denen keine archivalischen Unterlagen vorhanden sind. Für den Leipziger Auenwald wurde außerdem die Standortkartierung von Thomasius (1956) berücksichtigt und für die Auenwälder an der Mittleren Elbe die Standortserkundung von Strohbach (1957). Diese nicht publizierten und nur in den einzelnen Forstverwaltungen vorliegenden Unterlagen enthalten wichtige Informationen zur wald- und forstgeschichtlichen Entwicklung der untersuchten Waldbereiche im 20. Jahrhundert. Zusätzliche Angaben zum Vorkommen bestimmter Baumarten sind in den floristisch-historischen Arbeiten von Wipacher (1726), Klett und Richter (1830), Petermann (1846), Kuntze (1867) für den Leipziger Auenwald und von Du Roi (1771) für die Auenwälder an der Mittleren Elbe enthalten. Ergänzt wurden die Aussagen zur wald- und forstgeschichtlichen Entwicklung der untersuchten Waldbereiche durch die Publikationen von Müller (1913), Specht (1935), Kienitz (1936), Specht (1938, 1940), Reinhold (1942), Minckwitz (1954), Lange (1959), Schauer (1970), Hempel (1983), Wagner (2000) und Gläser (2001).

3.1.3 Kartenunterlagen

Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Maßstabverhältnisse wurde für jedes Untersuchungsgebiet eine detaillierte Kartenauswertung zur exakten Abgrenzung der Alt- von den Neuwaldflächen durchgeführt. Für die Ermittlung der Lage der Neuwaldflächen erfolgte die Übertragung ehemaliger Wiesen aus historischen Karten auf die aktuellen Messtischblätter. Auf den historischen Karten eingezeichnete Landmarken (Wege, Wegkreuzungen etc.), die heute noch Gültigkeit besitzen, waren dabei sehr hilfreich. Das Alter der Neuwälder ergab sich aus den Kartenunterlagen der verschiedenen Jahrhunderte oder aus archivalischen Quellen.

Für den Leipziger Auenwald wurden folgende detaillierte Karten verwendet:

- "Feldensche Karte" von 1827/28 im Maßstab 1:8.000,
- "Übersichtsplan vom Inundationsgebiet der Gewässer bei und in der Umgebung von Leipzig" von 1852 bis 1854 im Maßstab 3.000 Ellen (entspricht 1:1.698),
- "Topographische Karte der Umgegend von Leipzig" nach H. Kuntsch von 1858 im Maßstab 8.000 Dresdner Ellen (entspricht 1:4.528),
- "Leipzig und Umgebung" von 1895 im Maßstab 1:20.000,
- "Stadtplan von Leipzig" von 1925 im Maßstab 1:15.000,
- "Plan von Leipzig" von 1956 im Maßstab 1:10.000,
- Messtischblätter 4639, 4640, 4740 der TK 25 von 1992.

Für die Mittlere Elbe stellt die "Schmettausche Karte" von 1767 bis 1787 mit einem Maßstab von 1:50.000 das älteste Kartenwerk dar. Weitere Kartenwerke waren:

- "Preußische Uraufnahme" von 1852 im Maßstab 1:25.000,
- "Preußische Neuaufnahme" von 1902/03 im Maßstab 1:25.000,
- Messtischblätter 3935, 3936, 4037, 4138, 4139, 4140, 4141 der TK 25 von 1927 bis 1938,
- Messtischblätter 3935, 3936, 4037, 4138, 4139, 4140, 4141 der TK 25 von 1994 bis 1998.

3.2 Vegetationskundliche Methoden

3.2.1 Vegetationsaufnahmen

Zufällig verteilte Vegetationsaufnahmen

Für den floristischen Vergleich der Alt- und Neuwälder wurden die Probeflächen für die Vegetationsaufnahmen der jeweiligen Untersuchungsfläche des Untersuchungsgebietes nach dem Zufallsprinzip bestimmt. Die Auswahl der Untersuchungsflächen folgte nachstehenden Kriterien:

- Die Grenze zwischen Alt- und Neuwald verläuft gut sichtbar. Alte Bäume mit auffallend einseitigem Kronenwachstum sind gute Indikatoren für die ehemals stark unterschiedlichen Lichtverhältnisse.
- Die Lichtverhältnisse innerhalb der ausgewählten Untersuchungsflächen müssen vergleichbar sein. Bereiche mit offensichtlichen Störungen wie Gräben, Lichtungen, Rückespuren, Wege etc. werden nicht mit in die Untersuchung einbezogen.
- Offensichtliche Unterschiede in der Geländehöhe der Alt- und Neuwälder dürfen nicht vorhanden sein. Damit soll gewährleistet werden, dass innerhalb der Untersuchungs-

fläche keine Unterschiede in der Vegetation bestehen, die auf eine unterschiedliche Überflutungsdauer zurückzuführen sind.

- Die Waldkontinuität der Neuwälder beträgt mindestens 50 Jahre. In dem Zeitraum soll es auch den krautigen Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen möglich sein, in die Neuwälder einzuwandern.
- Zwischen Alt- und Neuwäldern sowie innerhalb der Neuwälder dürfen keine breiten Ausbreitungshindernisse wie Flussläufe, Straßen etc. vorhanden sein.
- Das Bestandsalter der Baumarten der Altwälder muss höher sein als das Alter der Baumarten der Neuwälder. Damit soll gewährleistet werden, dass für das Vorkommen und die Fitness der krautigen Waldarten in den Altwäldern optimale Bedingungen existieren, die eine effektive Ausbreitung in die Neuwälder ermöglichen.

Nach der Kartenauswertung und mehreren Geländebegehungen erfolgte für jede Untersuchungsfläche die Festlegung der Breite des zu untersuchenden Alt- und Neuwaldabschnittes. Ausgehend von der Grenze zwischen beiden Waldtypen hatte der Abschnitt im Altwald eine Länge von 175m, während der Neuwaldabschnitt ganz oder maximal bis 375m analysiert wurde.

Über jeden Alt- und Neuwaldabschnitt wurde ein 25 x 25m Raster gelegt, die Anzahl der zu untersuchenden Rasterquadrate proportional zur Fläche des Alt- oder Neuwaldes bestimmt, die Lage der Rasterquadrate zufällig ausgewählt und dann im Gelände aufgesucht. Das Werfen eines Stockes legte die exakte Lage der Probefläche für die Vegetationsaufnahme von drei x drei Metern innerhalb des Rasterquadrates fest. Befanden sich in der Probefläche oder in ihrer unmittelbaren Nähe kleinflächig gestörte Bereiche (Trampelpfade, Wildwechsel etc.) erfolgte das erneute Werfen des Stockes. Die Markierung jeder Probefläche für die Vegetationsaufnahme geschah an einer Ecke mit einem kleinen Plastikstock. Zusätzlich wurde ein Baum in der Probefläche oder ihrer unmittelbaren Umgebung durch ein farbiges Bastband gekennzeichnet. Das Notieren von Besonderheiten in der Umgebung der Probefläche erleichterte außerdem ihr besseres Wiederfinden.

In beiden Untersuchungsgebieten wurde jeweils einmal ein Neuwald trotz gleicher Waldkontinuität auf Grund wesentlicher Unterschiede im aktuellen Baumbestand in zwei Neuwälder unterteilt. Daraus ergibt sich eine ungleiche Anzahl Alt- und Neuwälder für jedes Untersuchungsgebiet. Im Leipziger Auenwald konnten vier Untersuchungsflächen (drei Altwälder und vier Neuwälder) ausgewählt werden. Daraus ergaben sich 41 Probeflächen für die Vegetationsaufnahmen in den Altwäldern und 70 in den angrenzenden Neuwäldern. Insgesamt wurden 77 Sippen von Gefäßpflanzen erfasst, wovon 24 Gehölze und 53 krautige Pflanzen sind.

In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe entsprachen sechs Untersuchungsflächen (fünf Altwälder und sechs Neuwälder) den geforderten Bedingungen. Von den 167 Probeflächen für die Vegetationsaufnahmen befanden sich 59 in den Altwäldern und 108 in den angrenzenden Neuwäldern. Insgesamt konnten auf diesen Probeflächen 25 Gehölze und 57 krautige Pflanzen, also 82 Sippen von Gefäßpflanzen nachgewiesen werden.

Vegetationsaufnahmen entlang von Transekten

Zur Analyse floristischer Veränderungen entlang des Kontinuitätsgradienten wurden im rechten Winkel zur Grenze zwischen Alt- und direkt angrenzendem Neuwald Transekte angelegt. Zu den oben genannten Kriterien galt für die Vegetationsaufnahmen entlang von Transekten folgende Bedingung:

- Lediglich an eine Seite des Neuwaldes grenzt der Altwald oder alle Vegetationsaufnahmeflächen im Neuwald sind dem angrenzenden Altwald näher als jedem anderen Altwald. Dadurch soll gewährleistet werden, dass der Ausgangsbestand mit höchster Wahrscheinlichkeit die Quelle für die Besiedlung der krautigen Waldarten ist.

Die zufällige Festlegung des Areal erfolgte unter Ausschluss von sichtbaren Störungen. Nach drei Metern Abstand von der Grenze befand sich im Altwald die erste Probefläche der Vegetationsaufnahme mit einer Größe von neun Quadratmeter. In einer Entfernung von drei Metern schloss sich die zweite Probefläche an. Damit erreicht der untersuchte Abschnitt im Altwald eine Länge von 12m. Im Neuwald fand das gleiche Probedesign Anwendung. Allerdings beläuft sich hier die Zahl der Probeflächen für die Vegetationsaufnahmen auf acht und damit die Länge des Transektes auf 48m (Abb. 3-1). Pro Untersuchungsfläche erfolgte die Anlage von mindestens drei parallel verlaufenden Transekten mit einem Abstand von 10m. In beiden Waldtypen wurde der Anfang und das Ende sowie im Neuwald ein Abstand von 25m bis zur Altwaldgrenze mit einem kleinen Plastikstock und einem farbigen Bastband um einen Baum permanent markiert. Das Notieren von Besonderheiten in der Probefläche oder ihrer unmittelbaren Umgebung erleichterte ihr späteres Wiederfinden.

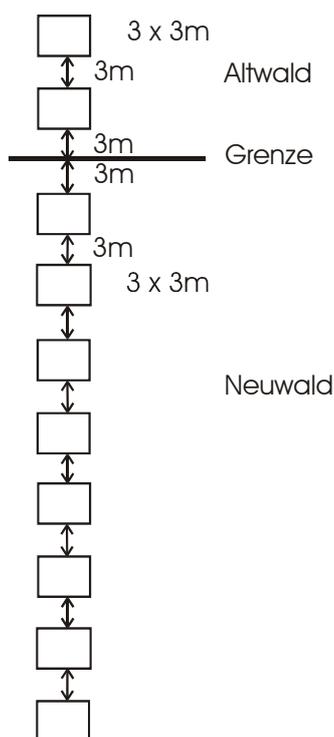


Abb. 3-1: Anordnung eines Transektes zwischen Alt- und Neuwald

Im Leipziger Auenwald wurden drei Untersuchungsflächen mit jeweils drei Transekten und eine Untersuchungsfläche mit vier Transekten beprobt. Das ergab 24 Probeflächen für die Vegetationsaufnahmen in den Altwäldern und 110 Probeflächen in den Neuwäldern. Insgesamt konnten 72 Sippen von Gefäßpflanzen erfasst werden, wovon 24 Gehölze und 48 krautige Pflanzen sind.

In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe erfolgte die Anlage von jeweils drei Transekten auf sechs Untersuchungsflächen. Von den 180 Probeflächen für die Vegetationsaufnahmen befanden sich 36 in den Altwäldern und 144 in den Neuwäldern. Durch die Transekte

konnten 75 Sippen von Gefäßpflanzen, also 26 Gehölze und 49 krautige Pflanzen nachgewiesen werden.

Um das Ausbreitungsverhalten der krautigen Waldarten entlang des Kontinuitätsgradienten mit Hilfe der Transekte analysieren zu können, müssen bestimmte Annahmen getroffen werden. So wird vorausgesetzt, dass die Ausbreitung der Arten im rechten Winkel über die Grenze verläuft. Das dürfte im Wesentlichen aber nicht der Realität entsprechen, denn die Ausbreitung von myrmekochoren Arten wird hauptsächlich von der Lage der Ameisennester bestimmt (Andersen 1988). Viele Rhizompflanzen besitzen außerdem Verzweigungswinkel, so dass eine gerade Ausbreitung entlang des Transektes nur als idealisierte Annahme gesehen werden kann (Shirreffs & Bell 1984). Schließlich wurden alle Arten zum Zeitpunkt der Anlage des Neuwaldes am Waldrand des Altwaldes als vorhanden angesehen. Das dürfte für viele indifferente Arten sowie krautige Waldarten mit einem etwas höheren Lichtbedarf auch zutreffend sein. Allerdings kann dies nicht verallgemeinert werden.

Innerhalb der neun Quadratmeter großen Probefläche der Vegetationsaufnahme erfolgte die Schätzung des Deckungsgrades der Baumschicht (alle Holzpflanzen höher als fünf Meter), der Strauchschicht (alle Holzpflanzen in der Höhe zwischen 0,5 und fünf Meter) und der Krautschicht (alle Gefäßpflanzen bis zu einer Höhe von 0,5 m). Moose wurden nicht berücksichtigt. Es fand eine leicht modifizierte Londo-Skala (Londo 1976) Anwendung (Tab. 3-1).

Tab. 3-1: Leicht modifizierte Londo-Skala

Deckungsgrad	Deckungsgradspanne in %
0,01	0-0,1
0,1	> 0,1-1
0,2	> 1-3
0,4	> 3-5
1	> 5-15
2	> 15-25
3	> 25-35
4	> 35-45
5	> 45-55
6	> 55-65
7	> 65-75
8	> 75-85
9	> 85-95
10	> 95-100

Auf Grund der ausgeprägten Saisonalität der Auenwaldvegetation (Frühjahrs- und Sommeraspekt) wurden zwei Vegetationsaufnahme pro Jahr durchgeführt. Der Erfassungszeitraum war jeweils Ende April bis Anfang Mai sowie Juli 2000 und 2001. Einige Arten wurden in beiden Aspekten angetroffen. Für die vegetationskundliche Tabellenarbeit fand in diesen Fällen der jeweils höchste Deckungsgrad Anwendung.

Die Benennung der Gefäßpflanzen richtet sich nach Wisskirchen und Haeupler (1998). Dem bundesweiten Verzeichnis von Rennwald (2000) folgt die Nomenklatur der Assoziation, dem sich auch Schubert (2001) für Sachsen-Anhalt anschließt.

3.2.2 Klassifikation der Gefäßpflanzen nach soziologischen und ökologischen Verhalten

Basierend auf der Dominanz einzelner Arten bzw. dem Vorkommen bestimmter Artengruppen (Schubert 1972) erfolgte für jedes Untersuchungsgebiet die Abgrenzung verschiedener Pflanzengesellschaften. Dabei wird der Begriff Pflanzengesellschaft nach Glavac (1996) sehr allgemein verwendet und nicht der Assoziation im Sinne von Braun-Blanquet gleichgesetzt. Innerhalb einer Pflanzengesellschaft wurden die Vegetationsaufnahmen entsprechend ihrer floristischen Ähnlichkeit per Hand geordnet. Die Darstellung der Gehölzverjüngung bis zu einer Höhe von 0,5 m fand in der Stetigkeitstabelle gesondert von den anderen Gefäßpflanzen der Krautschicht statt.

Sowohl für das zufällige Probedesign als auch für die Transektuntersuchungen wurden alle Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihres soziologischen Verhaltens nach Ellenberg et al. (1992) sowie parallel dazu nach der Präferenz ihres Vorkommens entsprechend Schmidt et al. (2003) nach den Angaben für das Tiefland eingeteilt. Für jede Reihen des Transektes pro Untersuchungsfläche (alle Vegetationsaufnahmen mit dem gleichen Abstand zur Grenze) erfolgte die Ermittlung der durchschnittlich mittleren Artenzahl, im Folgenden nur noch als Artenzahl bezeichnet, und des durchschnittlich mittleren Deckungsgrades, im Folgenden nur noch als Deckungsgrad bezeichnet, für die Arten der Krautschicht entsprechend der Einteilung nach Ellenberg et al. (1992) und Schmidt et al. (2003). Mittels Rangkorrelationskoeffizient τ nach Kendall wurde auf einen signifikanten Zusammenhang zwischen der zunehmenden Entfernung vom Alt- in den Neuwald und den einzelnen soziologischen Gruppen getestet.

Ellenberg et al. (1992) unterteilen alle Gefäßpflanzen folgendermaßen:

- Gehölzverjüngung,
- krautige Waldarten (= Arten der *Quercus-Fagetea* einschließlich *Melampyrum sylvaticum* und *Viola hirta*),
- Arten des Offenlandes (= Vertreter der *Artemisietea*, der *Molinio-Arrhenatheretea*, der *Phragmitetea* einschließlich *Cerastium arvense*, *Cirsium arvense*, *Rumex conglomeratus*, *Stellaria media* und *Veronica hederifolia*) und
- indifferente Arten (= Gefäßpflanzen, die nirgends Klassen-, Ordnungs- oder Verbandscharakterarten sind, meist sogar in verschiedenen Klassengruppen auftreten) (Tab. 10-1 im Anhang).

Die Arten des Offenlandes wurden in einem zweiten Schritt zusätzlich in die oben aufgeführten Klassen untergliedert.

Wird für die Gefäßpflanzen der Krautschicht an Stelle von ganz Mitteleuropa (Ellenberg et al. 1992) nur Deutschland als Bezugsraum verwendet, können auch indifferente Arten wie *Carex brizoides*, *Galeopsis bifida* und *Galeopsis speciosa* klassifiziert werden. Deshalb wurde parallel zu der Einteilung nach Ellenberg et al. (1992) zusätzlich die Gliederung nach Schmidt et al. (2003) wie folgt vorgenommen (Tab. 10-1 im Anhang):

- Arten der Krautschicht
 - Weitgehend an Wald gebunden
 - Arten vorwiegend im geschlossenen Wald (= "Waldarten"),
 - Arten vorwiegend an Waldrändern und -verlichtungen (= "Waldrandarten"),
 - Im Wald und im Offenland
 - Arten im Wald wie im Offenland (= "Wald- und Offenlandarten"),
 - Arten auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland (= "Offenlandarten").

Die Angaben zum ökologischen Verhalten der Arten sind Ellenberg et al. (1992) entnommen (Tab. 10-1 im Anhang), die Einteilung der Stetigkeitsklassen folgt Dierschke (1992).

3.2.3 Funktionstypen

Die Verwendung von Funktionstypen dient zur Analyse der Gesellschaftsstruktur auf höherem Abstraktionsniveau. Für die Arten der Krautschicht erfolgt eine Untergliederung in die Funktionstypen: Ausbreitungstypen (Müller-Schneider 1986), Lebensformen (Ellenberg et al. 1992) und ökologischer Strategietyp (Klotz et al. 2002) (Tab. 10-1 im Anhang).

In der Arbeit fand das System der Ausbreitungstypen nach Müller-Schneider (1986) Anwendung. Im Gegensatz zu Luftensteiner (1982) berücksichtigt dieses System die Ausbreitungsmöglichkeit durch Wasser (Bonn & Poschlod 1998). Hydrochorie wird für die Ausbreitung vieler Pflanzen in Auen als sehr wichtig angenommen (Dierschke 1984; Ridley 1990; Schwabe 1991). Myrmekochore Arten wurden von den restlichen zoochoren Arten abgetrennt und als eigener Ausbreitungstyp behandelt.

Nach Müller-Schneider (1986) erfolgt die Einteilung in nachfolgende **Ausbreitungstypen**:

- Anemochorie (Windausbreitung),
- Autochorie (Selbstaubreitung),
- Hemerochorie (Ausbreitung durch den Menschen),
- Hydrochorie (Wasserausbreitung),
- Myrmekochorie (Ameisenausbreitung),
- Zoochorie (Ausbreitung durch Tiere, ausgenommen Ameisen).

Die Zuordnung zu den **Lebensformen** richtet sich nach der relativen Lage der Überdauerungs- bzw. Erneuerungsknospen und wird nach Ellenberg et al. (1992) wie folgt definiert:

- Hydrophyt: aquatisch lebende Pflanzen, deren Überwinterungsknospen normalerweise unter Wasser liegen,
- Therophyt: kurzlebig und ungünstige Zeiten als Samen überdauernd,
- Geophyt: Überwinterungsknospen unter der Erdoberfläche, meist mit Speicherorganen,
- Hemikryptophyt: Überwinterungsknospen nahe der Erdoberfläche,
- krautiger Chamaephyt: Knospen meist über der Erde und im Schneeschutz überwinternd,
- holziger Chamaephyt: Zwergstrauch, nur selten über 0,5m hoch werdend,
- Nanophanerophyt: Strauch oder Kleinbaum, meist 0,5m bis fünf Meter hoch werdend,
- Phanerophyt: Baum, der mehr als fünf Meter hoch werden kann.

Die **ökologischen Strategietypen** folgen dem Dreiecksmodell der ökologischen Primärstrategen von Grime (1979) inklusive der Zwischenstufen nach Frank und Klotz (1990). In dieser Arbeit verwendete Angaben zum Strategietyp stammen aus Klotz et al. (2002):

- C Konkurrenz-Strategen: Bäume, Sträucher und krautige Arten mit hoher Konkurrenzkraft, bedingt durch Investition des Hauptteils der Biomasse in vegetative Pflanzenorgane,
- S Stress-Strategen: kleine Sträucher und Kräuter mit geringem Zuwachs und Anpassungen an extreme Umweltfaktoren wie z. B. hohen Salzgehalt, niedrige Temperatur, Trockenheit, Nässe usw.,

- R Ruderal-Strategen: meist einjährige krautige Pflanzen, die sich durch kurze Lebensdauer und hohe Samenproduktion auszeichnen und dadurch Pionierstandorte schneller besiedeln können,
- CR Konkurrenz-Ruderal-Strategen: Übergangstyp zwischen C und R,
- CS Konkurrenz-Stress-Strategen: Übergangstyp zwischen C und S,
- SR Stress-Ruderal-Strategen: Übergangstyp zwischen S und R,
- CSR Konkurrenz-Stress-Ruderal-Strategen: intermediärer Typ zwischen allen Haupttypen stehend. Es sind meist relativ kleinwüchsige, kurzlebige und ausdauernde Rosettenpflanzen.

Unter Berücksichtigung des Deckungsgrades der Arten in den Vegetationsaufnahmen wurde der Gruppenmengenanteil der Funktionstypen für jede Aufnahme wie folgt ermittelt (Tüxen & Ellenberg 1937)

$$GM = \frac{\sum M}{\sum AM}$$

(GM: Gruppenmengenanteil; $\sum M$: Summe der Artmächtigkeiten aller Arten einer Gruppe; $\sum AM$: Summe der Artmächtigkeiten aller Arten der Aufnahme).

Die Gruppenmengenanteile werden unter allen Aufnahmen sowohl der Alt- als auch der Neuwälder im zufälligen Probedesign arithmetisch gemittelt. Enthält ein Funktionstyp mehrere Kategorien, so werden diese gleichmäßig auf die vorhandene Deckung der Art in der entsprechenden Vegetationsaufnahme aufgeteilt.

Der Mittelwert des Gruppenmengenanteiles in der Transektuntersuchung berechnet sich aus allen Aufnahmen einer Reihe.

3.2.4 Hemerobiestufen und Urbanität

Der Gruppenmengenanteil der Hemerobiestufen und Urbanität wurde nach dem gleichen Verfahren berechnet, das bei den Funktionstypen Anwendung fand. Die Zuordnung der einzelnen Arten zu den jeweiligen Hemerobiestufen bzw. zur Urbanität befindet sich in Tab. 10-1 im Anhang.

Unter **Hemerobie** wird der menschliche Einfluss auf die Vegetation verstanden. Die Definition der Hemerobiestufen für die verwendeten Arten ist Klotz et al. (2002) entnommen:

- oligohemerob: Arten schwach durchforsteter oder schwach beweideter Wälder, anwachsender Dünen, wachsender Flach- und Hochmoore; menschlicher Einfluss z. B. durch geringe Holzentnahme, Beweidung, Luft- und Gewässerverschmutzung,
- mesohemerob: Arten in Forsten mit entwickelter Strauch- und Krautschicht, Heiden, Trocken- und Magerrasen, extensive Wiesen und Weiden; menschlicher Einfluss z. B. Rodung und seltener Umbruch bzw. Kahlschlag, Streunutzung und Plaggenhieb, gelegentlich schwache Düngung,
- α -euhemerob: Arten der Intensivweiden, -wiesen und -forsten sowie reicher Zierrasen; menschlicher Einfluss z. B. Düngung, Kalkung, Biozideinsatz, leichte Grabenentwässerung,
- β -euhemerob: Arten der Ackerfluren mit typisch entwickelter Unkrautflora, des Ansaatgrünlandes, armer Zierrasen, der Intensivforste mit kaum entwickelter Krautschicht, Rieselfelder; menschlicher Einfluss z. B. Planierung,

stetiger Umbruch, Mineraldüngung, starke Bewässerung mit Abwässern,

- polyhemerob: Arten der Sonderkulturen (Obst, Wein und Ackerfruchtfolgen), Abfalldeponien, Abraumhalden, Trümmerschuttflächen, teilversiegelte Flächen; menschlicher Einfluss z. B. Tiefenumbruch, dauerhafte und tiefgreifende Entwässerung, Intensivdüngung und Biozideinsatz.

Unter **Urbanität** wird bei Frank und Klotz (1990) das Verhalten der Arten gegenüber dem "Standortkomplex Stadt" verstanden. Dabei werden nach Klotz et al. (2002) folgende Kategorien unterschieden:

- urbanophob: Art wächst ausschließlich außerhalb menschlicher Siedlungen,
- mäßig urbanophob: Art kommt vorwiegend außerhalb menschlicher Siedlungen vor,
- urbanoneutral: keine Bevorzugung siedlungsnaher oder siedlungsferner Standorte,
- mäßig urbanophil: Art wächst vorwiegend in menschlichen Siedlungen,
- urbanophil: Art ist an menschliche Siedlungen gebunden.

3.3 Statistische Methoden

Für die Klassifikation der Vegetationsaufnahmen beider Untersuchungsgebiete wurde die Clusteranalyse mit der Fusionsregel Ward-Methode und dem Euklidischen Distanzmaß verwendet.

Mit dem Chi-Quadrat-Test erfolgte die Überprüfung der Verteilung der gefundenen Arten in Alt- und Neuwäldern auf stochastische Unabhängigkeit. War die Häufigkeit des Erwartungswertes kleiner fünf, so konnte auf Grund zu geringer Besetzungszahlen der Chi-Quadrat-Test nicht ausgeführt werden. Es wurde der "exakte Test" von R. A. Fischer angewendet (Zöfel 1988; Sachs 1992).

Als parameterfreier Test für zwei unabhängige Stichproben fand für den paarweisen Vergleich von Lagemitteln bzw. Verteilungsformen der U-Test nach Wilcoxon, Mann und Whitney Anwendung (Zöfel 1988; Sachs 1992).

Zur Beschreibung der Stärke des Zusammenhanges zwischen zwei abhängigen Merkmalen wurde der Rangkorrelationskoeffizient τ nach Kendall verwendet. Dieser wird bei geringer Stichprobenzahl ($n < 30$), im Gegensatz zum häufig verwendeten Koeffizienten von Spearman, nicht so stark durch "Ausreißerdifferenzen" beeinflusst (Zöfel 1988).

Alle univariaten Analysen wurden mit dem Softwarepaket STATISTICA (Version 5.5) ausgeführt (STATSOFT 2000). Die Durchführung aller Tests erfolgte bei zweiseitiger Fragestellung. Die Definition der Signifikanzniveaus ist folgende (Zöfel 1988):

Signifikanzniveau	Bezeichnung
$p > 0,05$	nicht signifikant
$p \leq 0,05$	signifikant
$p \leq 0,01$	sehr signifikant
$p \leq 0,001$	höchst signifikant

4 Ergebnisse

4.1 Historische Entwicklung der Untersuchungsgebiete

4.1.1 Die Veränderungen des Waldbildes

Die Waldbestände beider Untersuchungsgebiete sind das Ergebnis jahrhundertlang wirkender natürlicher und anthropogener Faktoren. Diese früheren Einflüsse spiegeln sich heute immer noch in der Zusammensetzung und Struktur der Baumschicht der Auenwälder wider. In diesem Kapitel soll der Einfluss der Bewirtschaftung auf die Entwicklung der Auenwälder dargestellt werden.

Verjüngung

Über einen langen Zeitraum besaßen sowohl der Leipziger Auenwald als auch die Auenwälder an der Mittleren Elbe für die verschiedenen Formen der Waldnutzung eine größere Bedeutung als für die eigentliche Holzgewinnung. Deshalb musste die forstliche Nutzung zum Teil stark in den Hintergrund treten, um Waldweide und Gräserei zu ermöglichen (Strohbach 1957; Kammer Zerbst Nr. 50; Kammer Zerbst Nr. 2896). Zahlreiche Nutzungsformen führten zur Entstehung einer Vielzahl baumleerer Plätze. So wurden die Auenwälder an der Mittleren Elbe zu Beginn des 18. Jahrhunderts als ein von "Räumen und Blößen" unterbrochener Komplex beschrieben (Strohbach 1957).

Zur Erhaltung der Waldbestände fand neben der natürlichen Verjüngung auch die künstliche Anpflanzung Anwendung. Schon 1509 wies der Rat der Stadt Leipzig den Raschwitzer Förster zum "Setzen wilder Bäume" im Leipziger Auenwald an (Lange 1959). Für das gleiche Gebiet wurde die Vorschrift in der "Ordnung des Holzhauens" von 1563 (Rehm 1996), der "Ordnung wegen des Holzschlagens" von 1617 (Rehm 1996) und der 3. Waldordnung von 1714 (Lange 1959) wiederholt. In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe erfolgte 1707 die Anordnung zur Anpflanzung von Eichen (Kammer Zerbst Nr. 7384). Erste Hinweise auf die künstliche Verjüngung in diesem Gebiet reichen bis in das 17. Jahrhundert zurück (Minckwitz 1954).

In beiden Untersuchungsgebieten fanden die Anpflanzungen aber nicht im notwendigen Umfang statt. Immer wieder sind Klagen über zahlreiche baumfreie Plätze sowie fehlendes Oberholz zu finden (Müller 1913; Minckwitz 1954; Strohbach 1957; Lange 1959; Schauer 1970; Tit. XVO Nr. 9; Tit. XVO Nr. 68 B 13). Erst im 19. Jahrhundert gewannen Pflanzungen und Baumschulen an Bedeutung (Müller 1913; Minckwitz 1954; Lange 1959; Schauer 1970; Finanzdirektion Forstsachen 1 XVIII Nr. 6).

Das Waldbild bis zur Mitte des 19. Jahrhunderts

Niederwaldbestände mit Erlen und Weiden befanden sich nur kleinflächig in den Vorgehölzen des Leipziger Auenwaldes, wo sie als Brahnen bezeichnet wurden (Tit. XVO Nr. 1). In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe erreichte der Niederwald ebenfalls nur einen geringen Anteil (Wagner 2000).

Großflächig war in den Auenwäldern beider Untersuchungsgebiete jahrhundertlang der oberholzreiche Mittelwald die vorherrschende Betriebsform (Müller 1913; Strohbach 1957; Arnhold 1964; Schauer 1970). Ziel der Betriebsart stellt die Gewinnung von Brennholz durch Stockhieb sowie eine einzelstammweise Nutzholzentnahme zur gleichen Zeit auf den gleichen Flächen dar. Für eine optimale Umsetzung der Bewirtschaftung ist ein jährlich geregelter

Holzeinschlag auf jeweils wechselnden Teilflächen bei gleichzeitiger Schonung des Oberstandes notwendig. Konsequenterweise geschah dies über einen langen Zeitraum in den Auenwäldern beider Untersuchungsgebiete nicht. Vereinzelt fanden immer wieder Bemühungen um eine geregelte Schlagführung statt. Das belegt für den Leipziger Auenwald der Rezess zwischen dem Thomasmünster und dem Landesherrn von 1538 (Müller 1913). 1543 wurde zur Sicherung des Oberstandes im gleichen Gebiet vermerkt, dass "auf 1 Acker 30 Laßreister bleiben, damit das Holz nicht verwüestet" (Tit. XVO Nr. 68 B 13). In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe erfolgte im 16. Jahrhundert die Anordnung "in den jungen hawen viel latreiser zu bauholz stehen" zu lassen (Specht 1935, S. 18).

Kriegsunruhen, Reputationszahlungen, Gleichgültigkeit der Holzhauer, Nachlässigkeit der Forstbeamten und eine fehlende oder nicht umgesetzte Flächeneinteilung des Waldes bewirkten in beiden Untersuchungsgebieten:

- fehlende Stockausschläge,
- nicht ausreichend vorhandenes Oberholz,
- Überalterung des existierenden Oberholzes sowie
- die unzureichende Verjüngung von *Quercus robur*.

Deshalb wurde für den Leipziger Auenwald in der 2. Waldordnung von 1617 erneut eine geregelte Flächennutzung zur Verbesserung der Verjüngung der Mittelwaldbestände gefordert (Tit. XVO Nr. 1).

Trotz der großen Anzahl an baumleeren Plätzen in den Auenwäldern konnte bis in das 18. Jahrhundert hinein der Bedarf an Brenn- und Nutzholz gedeckt werden (Minckwitz 1954). Erst die übertriebene Schonung des Oberstandes bewirkte dessen wesentliche Verschlechterung. Für den Leipziger Auenwald wurde die Anweisung aus der ersten Waldordnung von 1563 in der dritten Waldordnung von 1714 wiederholt. Diese Vorschrift beinhaltet, dass neben windschiefen, krummen und wendelbaren Holz auch der Oberstand zu schlagen sei, der zu dicht steht und dadurch "Schaden nimmt" (Tit. XVO Nr. 1; Tit. XVO Nr. 9).

In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe war der Zustand des Waldes zu jener Zeit lokal sehr unterschiedlich. 1704 sollte der Coswiger Forst noch konserviert und ein pfleglicher Zustand erreicht werden (Kammer Zerbst Nr. 1618). Drei Jahre später wurden für diesen Forst allerdings schon sehr viele Blößen genannt (Kammer Zerbst Nr. 7384). Auch die Mitteilung von 1787 an den Fürsten Friedrich August, dass bei Fortführung einer derartigen Bewirtschaftung bald akuter Holzangel drohe, lässt auf einen Wald mit vielen baumleeren Plätzen sowie geringen Oberstand schließen (Reg. Dessau, Abt. f. Domänen u. Forsten Nr. 126). Für die preußischen Forste Aken, Chörau und Lödderitz erfolgte 1715 die Beschreibung als "völlig befriedigt" (Minckwitz 1954), was auf wenige baumleere Stellen hindeutet. Doch schon um 1800 hatte der Akener Forst einen Blößenanteil von 58,5% (Landesforstverwaltung Sachsen-Anhalt 1995).

Die Bewirtschaftung und Auswirkungen verschiedener Kriege führten zu Beginn des 18. Jahrhunderts in den Auenwäldern beider Untersuchungsgebiete zur Abnahme an nutzholztüchtigem Holz sowie zu einer Zunahme an Schwarz- und Weißdorn (*Prunus spinosa*, *Crataegus spec.*) (Minckwitz 1954; Lange 1959; Schauer 1970; Tit. XVO Nr. 9; Tit. XVO Nr. 68 B 13). Deshalb kam es zu zahlreichen Vorschriften, die hauptsächlich zur Beseitigung der Blößen und baumleeren Plätze beitragen sollten (Lange 1959; Tit. XVO Nr. 11).

Der Leipziger Auenwald wurde im Beckmannschen Gutachten von 1765 als nicht ruiniert eingeschätzt. Beckmann beschrieb ihn "in einen ganz leicht merklichen Verfall" mit einem zu geringen Bestockungsgrad sowie einen schlechten Zustand der bestockten Fläche (Tit. XVO Nr. 11). In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe waren ebenfalls noch "hin und wider in

einigen Forsten" (Minckwitz 1954) baumleere Plätze vorhanden, was aber keinen Allgemeinzustand darstellte.

Es erfolgte das Erlassen zahlreiche Instruktionen zur Beseitigung der vorhandenen Blößen (Lange 1959; Tit. XVO Nr. 51; Tit. XVO Nr. 68 B 13). Trotzdem kam es am Ende des 18. sowie zu Beginn des 19. Jahrhunderts zu einem Holzangel und einer Vielzahl von Klagen wie 1778 im Rosenburger, 1779 im Lödderitzer, 1780 im Breitenhagener und 1781 im Magdeburger Revier (Minckwitz 1954; Strohbach 1957; Schauer 1970). Zur Erhaltung des Waldflächenanteils wurde am 31. Oktober 1877 von der Königlichen Regierung in Magdeburg die Anweisung gegeben: "eine Nachweisung derjenigen, im Besitze von Privat-Personen befindlichen Grundstücke an öden Ländereien und an ganz extensiv benutzten Weidegründen mit absolutem Waldboden, deren Aufforstung ... im allgemeinen Landeskultur-Interesse vorzugsweise erwünscht ist, ... anzufertigen" (Otte 1996, S. 58). Für den Leipziger Auenwald erfolgte im Waldgutachten von 1804 die Feststellung: "Jetzt geht alles Lahm. Unsere Forsten geben bedenkliche Aussichten auf die Zukunft" (Tit. XVO Nr. 59).

Im Mittelalter und am Ende des 18. Jahrhunderts fanden in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe großflächige Rodungen in der Überschwemmungsaue statt. Innerhalb des Lödderitzer Forstes trat von 1766 bis 1800 ein Waldflächenverlust von 32% ein (Schauer 1970). Die ständige Zunahme der Bevölkerung und ein damit verbundener steigender Holzbedarf sowie die Reduktion der Auenwaldflächen bewirkten schließlich die Veränderung der Bewirtschaftungsweise.

Das Waldbild ab Mitte des 19. Jahrhunderts

Die Auenwälder beider Untersuchungsgebiete wurden in der Mitte des 19. Jahrhunderts immer noch vom Mittelwald geprägt. Daneben kamen außerdem Blößen, Eichenreinbestände und einige Niederwaldbestände in Form von Weidenhegern vor. Abbildung 4-1 gibt den Anteil der Mittel- und Niederwaldfläche und der Reinbestände in der Mitte des 19. Jahrhunderts im Connewitzer Revier des Leipziger Auenwaldes wieder.

Tabelle 4-1 verdeutlicht die Baumartenverhältnisse und den Anteil der Blößen im Kührener, Lödderitzer sowie Steckbyer Revier an der Mittleren Elbe in der Mitte des 19. Jahrhunderts. Das örtliche Auftreten vieler baumleerer Plätze sowie eine starke Waldverwüstung beschreibt auch das Herzoglich Anhalt-Dessauische Staatsministerium. Als Ursachen wurden die großen Mengen an Leseholzbefugnissen sowie willkürliche Benutzung der Forste bei Verringerung der Waldfläche angegeben (Finanzdirektion Forstsachen 1 XXX Nr. 10 Dessau). Angaben zum schlechten Zustand des Waldes in der Mitte des 19. Jahrhunderts sind ebenfalls aus dem Steckbyer Forst vorhanden (Reg. Dessau Abt. f. Domänen u. Forsten Nr. 126).

Tab. 4-1: Prozentuale Baumartenverteilung in ausgewählten Revieren an der Mittleren Elbe in der Mitte des 19. Jahrhunderts (Schauer 1970)

	Kührener Revier 1848	Lödderitzer Revier 1848	Steckbyer Revier 1862
Gemischtes Laubholz	69,0%	69,0%	50,0%
Eichen	11,0%	9,0%	-
Weiden und Pappeln	7,0%	11,0%	11,0% ¹
Blößen	12,0%	6,0%	7,0% ²
Birken	1,0%	-	-
Kiefern	-	5,0%	15,0%
Weidenfläche mit Eichen	-	-	17,0%

¹ nur Weidenheger

² und Räumden

Durch zahlreiche Nutzungsformen, die Art der Bewirtschaftung sowie Schonung der Eichen wurde der Oberstand beider Auenwälder größtenteils von Brennholzeichen geprägt. Mit dem Ziel der Beseitigung der überalterten Eichen bei gleichzeitiger Begründung von geschlossenen Jungbeständen fand ein Wechsel von der Mittel- zur Hochwaldwirtschaft statt. 1870 führte der Königlich Sächsische Oberförster Roch im Wirtschaftsplan für den Leipziger Auenwald die Hochwaldwirtschaft ein. Auf Grund der großen Ablehnung der jährlichen Kahlschläge durch die Bevölkerung konnte sich die Bewirtschaftung nicht durchsetzen (Lange 1959). 1883 entschloss sich der Rat der Stadt Leipzig den Wald als Mittelwald mit Gruppen- und Lochhieben in einer hochwaldartigen Form zu bewirtschaften (Tit. XVO Nr. 68 B 9). Angestrebtes Ziel war ein horst- und gruppenweiser Eschen-Ulmen-Hochwald mit Eichen-Überhältern (Thomasius 1956). Zusätzlich sollten die vorhandenen Niederwaldbestände durch Pappelanpflanzungen in Hochwald überführt werden (Lange 1959). Tabelle 4-2 verdeutlicht für den Leipziger Auenwald, dass es durch die veränderte Bewirtschaftung zu einer Abnahme der Mittel- und Niederwaldflächen sowie zu einem Verlust der Blößen bei gleichzeitiger Zunahme des Hochwaldanteils kam (Thomasius 1956; Lange 1959).

Tab. 4-2: Prozentualer Flächenanteil der Betriebsarten und Blößen von 1870 bis 1955 für den Leipziger Auenwald

Jahr	Mittelwald	Hochwald	Niederwald	Blößen
1870*	84,5%	9,7%	3,8%	2,0%
1883*	73,1%	19,9%	2,7%	4,3%
1893*	66,3%	28,5%	1,4%	3,8%
1927* ¹	65,3%	33,6%	1,2%	-
1955**	63,0%	35,0%	1-2%	-

*Lange (1959)

**Thomasius (1956)

¹ = nur Connewitzer und Burgauer Revier

Im 19. Jahrhundert erfolgte auch in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe die Einführung des Hochwaldes, allerdings nicht zeitgleich in allen Auenwaldbereichen (Reichhoff 1991a). 1924 konnte in der Forsteinrichtung für den Vockeroder Forst der Hochwald als begonnen vermerkt werden, während selbiger für den Wörlitzer Bereich erneut gefordert wurde (Wagner 2000). Die Hochwaldbewirtschaftung führte zu einer Zunahme von Eichen-Hochwalddistrikten (Schauer 1970; Landesforstverwaltung Sachsen-Anhalt 1995). Durch die veränderte Auenwaldbewirtschaftung kam es zu einer Abnahme der Blößen, dem Verlust an Weidenhegern sowie dem völligen Verschwinden des Mittelwaldes.

Zu Beginn des 20. Jahrhunderts existierte in den Auenwäldern beider Untersuchungsgebiete immer noch ein enormer Vorrat an Alteichen. Gleichzeitig gab es einen Mangel an Eichen der mittleren Altersklassen (Lange 1959; Wagner 2000). Verschärft wurde dieser Sachverhalt im Leipziger Auenwald durch die ständige Reduktion der zu schlagenden Holzmenge (Tab. 4-3). Als Folge dieses Vorgehens entstanden zu dichte Oberholzbestände in denen keine Verjüngung der Eiche mehr stattfand. Dadurch dominierten im Leipziger Auenwald der Masse nach zwar immer noch *Quercus robur*, aber der Anzahl nach herrschten *Fraxinus excelsior* und *Ulmus spec. vor* (Thomasius 1956; Lange 1959).

Tab. 4-3: Holzeinschlag im Connewitzer Revier (Tit. XVO Nr. 68 B 15)

Jahr	Klafter	Festmeter (entspricht m ³)
1850	1068	3500
1925	-	1200

Bedingt durch die Auswirkungen der Weltkriege erfolgte erst in der Mitte des 20. Jahrhunderts die Festlegung der weiteren Bewirtschaftung. Im Leipziger Auenwald wurde für das Connewitzer und den südöstlichen Teil des Burgauer Reviers mit Rücksicht auf die Stadtnähe eine parkartige Bewirtschaftung vorgeschlagen. Gleichzeitig erhöhte sich der jährliche Hiebsatz, was zu einer verstärkten Verjüngung des Waldes führen sollte (Lange 1959).

Durch das "sozialistische" Wirtschaftssystem mit seinem Streben nach der Produktion großer Holz Mengen kam es in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe nach dem Zweiten Weltkrieg zu Kahlhieben in größeren Dimensionen. Für Aufforstungen, die teilweise in Reinkulturen erfolgten, fanden neben *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur* und anderen Laubhölzern hauptsächlich *Populus x canadensis* Verwendung (Wagner 2000). Im Leipziger Auenwald wurden die Freiflächen, die ehemals mit Ulmen bestockt waren, ebenfalls mit Pappeln aufgeforstet (Gutte & Sickert 1998).

Das heutige Waldbild

Die gegenwärtige Situation im Leipziger Auenwald stellt sich wie folgt dar:

- *Quercus robur* ist immer noch in den jüngeren Altersklassen stark unterrepräsentiert sowie der Anteil bei den besonders wertvollen Alteichen nicht nachhaltig gesichert,
- in der Baumschicht dominieren neben *Quercus robur* vor allem *Acer platanoides*, *A. pseudoplatanus* und *Fraxinus excelsior*,
- die Bestockung wird allgemein als zu dicht eingeschätzt, wodurch die natürliche Verjüngung der Lichtbaumarten weitgehend entfällt (Sickert 2002).

Durch ein verstärktes Herausschlagen, eine femelartige Bewirtschaftung sowie horst- und gruppenweise Verjüngung soll die Auflichtung des Waldes angestrebt werden (Thomasius

1956). Außerdem besteht für einzelne, ausgewählte Bereiche des Leipziger Auenwaldes der Vorschlag der Mittelwaldbewirtschaftung (Sickert 2002).

Die Auenwälder an der Mittleren Elbe sind durch ein deutliches Übergewicht an jüngeren Beständen bzw. der jüngeren Altersklassen der einzelnen Baumarten gekennzeichnet. Ein hoher Anteil von *Quercus robur*, besonders der große Flächenanteil an über 100 Jahre alten Bäumen, bildet den Garant dafür, dass auch zukünftig Altbestände der Eichen gesichert sind. Gleichzeitig wird in den nächsten Jahrzehnten die Bedeutung von *Fraxinus excelsior* auf Grund ihres gewachsenen Anteils an den bis 60-jährigen Bäumen deutlich zunehmen (Schmidt 2002). Zur nachhaltigen Sicherung der Auenwälder soll nach der "Leitlinie Wald" des Bundeslandes Sachsen-Anhalt eine Abkehr vom Kahlschlag hin zu einzelbaum-, trupp-, gruppen- oder horstweisen Verfahren angestrebt werden sowie die natürliche der künstlichen Verjüngung Vorrang gegeben werden (MELF 1997).

4.1.2 Formen der Waldnutzung

Jahrhundertlang wurden die Auenwälder neben der Holzgewinnung für Waldnutzungen wie Eichellesen, Gewinnung von Eichenlohe, Gräserei, Holzlesen und Waldweide genutzt. In diesem Abschnitt sollen neben der Dauer und dem Umfang auch die Auswirkungen der historischen Waldnutzungen auf die Baumschicht dargestellt werden.

Die Gräserei

Einen unterschiedlichen Stellenwert in den Auenwäldern der Untersuchungsgebiete nahm die Gräserei ein. Die größte Bedeutung erlangte sie im Leipziger Auenwald, weshalb im Folgenden auf dieses Gebiet besonders eingegangen wird. Innerhalb der Auenwälder an der Mittleren Elbe erfolgte die Gräserei hauptsächlich auf den Werdern, also im Bereich der Weichholzaue.

Schon 1165 erhielten die Leipziger Bürger das Stadtrecht und gleichzeitig das Privileg in "den stadtnahen Luch (Sumpfwald) zu Lehen und damit zur Nutzung für Gras, Holz und Fischerei" (Rehm 1996, S. 6). Die Einwohner der umliegenden Orte besaßen ebenfalls für verschiedene Waldabschnitte das Gräsereirecht (Tab. 4-4). Für die Bewohner von Böhlitz und Ehrenberg muss das Recht schon seit dem 4./5. Jahrhundert existiert haben (Tit. XVO Nr. 42; Tit. XVO Nr. 86). Es konnte aber erst ab 1420 für die "Burgau" und den "Polenz" belegt werden (Tit. XVO Nr. 97).

Tab. 4-4: Gräsereirechte in den Leipziger Ratswaldungen

Orte	Zeit und Herleitung der Rechte	Quellen
Gundorf, Burghausen, Rückmarsdorf	1470 althergebrachte Rechte	Tit. XVO Nr. 39, Tit. XVO Nr. 89
Groß-Zschocher, Klein-Zschocher, Plagwitz	1624 Graszeichen	Rechnungen über die Raths Hölzer 1620-1750
Leutzsch, Möckern, Wiederitzsch, Gut Raschwitz	1630 unbekannt	Emmerich (1938)
Gohlis	1663 aus kurfürstlicher Zeit	Tit. XVO Nr. 99, Tit. XVO Nr. 106
Wahren, Stahmeln	1693 durch Rezeß	Tit. XVO Nr. 103

Als Gegenleistung waren die nutzungsberechtigten Gemeinden für die Ordnung der Wege verantwortlich (Tit. XVO Nr. 41a). Außerdem zahlten sie an die Stadt Leipzig Grashühner¹, die später durch Graszeichen² ersetzt wurden wie z. B. 1630 für die Gemeinden Leutzsch, Möckern, Wiederitzsch und das Gut Raschwitz (Emmerich 1938). Mit den Graszeichen erfolgte neben der Festlegung des Ortes auch eine zeitliche Begrenzung der Nutzung. Die Gräserei war nur an ganz bestimmten Wochentagen von Frühjahr bis Sommer erlaubt, wobei der tatsächliche Zeitraum zwischen den einzelnen Jahren leicht variierte. Beispielsweise durften die Einwohner der Gemeinden Böhlitz und Ehrenberg 1726 nicht vor dem 2. Sonntag nach Trinitatis bis zum Monat Juni grasen und 1749 erst nach dem 3. Sonntag nach Trinitatis (Tit. XVO Nr. 97). Durch ein zeitweises Verbot der Gräserei in den Verjüngungsflächen sollte eine Verbesserung des allgemeinen Waldbildes erreicht und die Beschädigung oder vollständige Vernichtung der Verjüngung vermieden werden. Der Schonungszeitraum für die "Burgau" betrug 1766 (Tit. XVO Nr. 86) und 1812 vier Jahre (Tit. XVO Nr. 97). 1854 wurde eine Erhöhung auf sieben Jahre gefordert (Tit. XVO Nr. 97).

Auf die Gräserei zurückzuführende Waldverwüstungen veranlassten die Stadt Leipzig schon frühzeitig, diese Nutzungsform auf ein Minimum zu reduzieren bzw. ganz zu verbieten. Allerdings erfolgte erst gegen Ende des 17. Jahrhunderts eine Begrenzung auf ein nicht allzu schädliches Maß (Müller 1913). Die völlige Einstellung der Gräserei in den Ratswäldungen scheiterte immer wieder an den Rechten einiger Nachbardörfer. Erst mit der allgemeinen Servitutenablösung nach 1855 verloren viele Ortschaften das Nutzungsrecht (Müller 1913). An der Wende vom 19. zum 20. Jahrhundert waren die Einnahmen der Stadt Leipzig aus der Verpachtung der Gräserei jedoch immer noch beträchtlich.

Während des Ersten Weltkrieges erlangte die Gräserei durch die Ziegen- und Kleintierhaltung einen erneuten Aufschwung (Tit. XVO Nr. 68 B 13). Wegen der Beschädigung des Unterholzes sowie zahlreicher junger Bäume erfolgte ab 1924 für die Grasnutzung keine Vergabe von Erlaubniskarten mehr. Damit endete in den Leipziger Ratswäldern die häufigste Form der Waldnutzung (Müller 1913; Thomasius 1956), von der immer "reger Gebrauch gemacht" wurde (Thomasius 1956).

In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe wurden einige gravierende Waldverwüstungen auf die Gräserei zurückgeführt wie z. B. 1709 der Zustand des Akener Werders (Strohbach 1957). Im Lödderitzer Forst existierte 1766/67 eine große Anzahl von Blößen, deren Ursache teilweise die Gräserei war (Minckwitz 1954; Strohbach 1957). Durch zahlreiche Schonbestimmungen und Instruktionen ab dem Beginn des 18. Jahrhunderts sollten im Lödderitzer Forst die negativen Folgen der Gräserei eingedämmt werden (Kammer Zerst Nr. 50; Kammer Zerst Nr. 1618). Zur Förderung der Verjüngung wurden allgemein ein bis vierjährige Mittel- und Niederwaldbestände geschont (Kammer Zerst Nr. 3321). Erst am Ende des 19. Jahrhunderts konnte diese seit Jahrhunderten bestehende Nutzungsform auch in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe endgültig eingestellt werden (Finanzdirektion Forstsachen XXIV 14 A1 Nr. 1).

¹ Grashühner "nennt man diejenigen Hühner, so von den jungen Schlagholzgehägen oder Gehauigten, wenn die so stark wieder aufgewachsen, dass mit der Sichel den jungen Gewächs kein Schaden mehr geschehen kann, vor die darinn verstattete Gräserey entweder in Natur von den Bauern an die Eigenthumsherrschaft geliefert, oder ein bestimmtes an Geld dagegen abgestattet wird" (Stahl 1773).

² Graszeichen sind "gewiesse entweder auf Blech geschlagene, oder der auf Papier, Holz, Pappe u.d.g. mit Siegelack gedruckte Zeichen, welche denen, die von der Herrschaft die Gräserey angemiethet, erteilet werden, um solche, wenn die Grasen gehen, bey sich zu haben, damit sie, wenn sie etwas von den Förster, Flurer oder Landsknecht dieser wegen angetastet werden sollten, sich damit limitieren können" (Stahl 1773).

Das Holzlesen

Eine weitere, häufig praktizierte Form der Waldnutzung in den Auenwäldern war das Holzlesen. Den Einwohnern von Leipzig wurde das Recht schon im Stadtbrief von 1165 zugesichert (Rehm 1996). Auch zahlreiche um Leipzig liegende Gemeinden besaßen gegen Bezahlung das Recht des Holzlesens in den Leipziger Ratswaldungen (Tab. 4-5).

Tab. 4-5: Holzleseberechtigungen in den Leipziger Ratswaldungen

Orte	Zeit und Herleitung der Rechte	Quellen
Wahren, Stahmeln	1558 althergebracht	Tit. XVO Nr. 3, Tit. XVO Nr. 103
Dölitz, Oetsch	1565 seit Menschengedenken	Müller (1913)
Connewitz	1581 laut Contractbuch	Tit. XVO Nr. 3
Leutzsch, Lindau	1602 besagte Registratur	Tit. XVO Nr. 3
Gohlis	1663 aus kurfürstlicher Zeit	Tit. XVO Nr. 99, Tit. XVO Nr. 106
Klein-Zschocher, Plagwitz	1693 unbekannt	Tit. XVO Nr. 103

Die Zahl der holzlesenden Personen war sehr hoch. Für den Forst Rosenberg-Breitenhagen an der Mittleren Elbe wurde 1790 angegeben: "... die vielen Holzträger (Holzsammler) werden als größeres Übel als Überschwemmungen und Eisgang bezeichnet." (Strohbach 1957, S. 173). Häufig stellte das Lesen und der daraus folgende Verkauf des Holzes jedoch den einzigen Verdienst für die Bevölkerung dar (Finanzdirektion Forstsachen 1 XXX Nr. 10 Dessau). Aber nicht nur arme und bedürftige Menschen gingen zum Holzlesen im Wald, sondern auch Personen mit gutem Einkommen wie Schiffer und Soldaten. Durch die Vielzahl an Personen wurde eine große Menge an Holz gelesen (Tab. 4-6).

Tab. 4-6: Wöchentliche Leseholzmengen in ausgewählten Forsten an der Mittleren Elbe im 18. Jahrhundert (Minckwitz 1954)

Forst	Zeitraum	Leseholzmenge
Rosenburg	September bis März 1779 bis 1785	wöchentlich suchten viermal 200 bis 300 Menschen Leseholz
Aken	1776	wöchentlich wurden 2.000 Körbe voll Holz aus dem Wald getragen

Bis zur Mitte des 19. Jahrhunderts war das Holzlesen eine wichtige Form der Waldnutzung. Zu der Zeit gab es im Dessau-Anhaltischen Forst 1339 Leseholzbefugnisse und 45 Lese-scheine, die als dritter oder vierter Schein auf den gleichen Namen ausgestellt waren sowie 100 Lesescheine aus früheren Jahrhunderten (Finanzdirektion Forstsachen 1 XXX Nr. 10 Dessau).

Da neben dem Lesen von dürrerem Holz auch immer wieder Klagen über das Abbrechen von grünen Zweigen und "starkem abgesägten Eichenholze" (Tit. XVO Nr. 42 c) zu finden sind, führte das Holzlesen langfristig ebenfalls zu baumleeren Plätzen. Deshalb sollte schon frühzeitig diese Nutzungsform mit der Vergabe von Lesezeichen, die zu zeitlichen und räumlichen Einschränkungen führten, in "tragbare Bahnen" gelenkt werden (Lange 1959). Im Leipziger Auenwald hatten die Einwohner der Gemeinden Wahren und Stahmeln ab 1558 am Mittwoch und Donnerstag das Leseholzrecht in den Ratswaldungen (Tit. XVO Nr. 3). Die Bewohner der Orte Leutzsch und Lindenau besaßen ab 1678 in den Revierorten "Gottge" und "Leutzscher Holz" zwei Holztage pro Woche (Tit. XVO Nr. 105). Vergleichbare Vorschriften bestanden auch

für die Auenwälder an der Mittleren Elbe. So erließ der Graf von Barby 1612 die Anordnung, dass arme und bedürftige Personen nur an zwei Tagen pro Woche Holzlesen durften. Diese Anordnung wurde im 18. Jahrhundert wiederholt (Minckwitz 1954). Im 18. Jahrhundert bestanden noch weitere Anweisungen zur zeitlichen Einschränkung der Leseholzbefugnisse wie z. B. 1707 für den Roßlauer (Kammer Zerbst Nr. 1618), 1709 für den Walternienburger und Zerbster (Kammer Zerbst Nr. 1618) sowie 1764 und 1785 für den Dessauer Forst (Kammer Zerbst Nr. 8544). Neben der zeitlichen Beschränkung kam es auch zur räumlichen Eingrenzung. Ab 1572 war in den anhaltischen Forsten durch die "Holzmarken" das Lesen in den jungen Gehauen verboten (Wagner 2000). Im Leipziger Auenwald wurde 1668 in einem Rezess mit Stahmeln die Schonung der Verjüngungsflächen bis zu vier Jahren und auch sonstige zeitliche Beschränkungen gefordert (Müller 1913). Ohne Ortsangabe wurde selbige Forderung 1703 bis wenigstens "ins dritte Jahr" wiederholt (Lange 1959).

Die Einstellung des Holzlesens scheiterte vielfach an der hartnäckigen Haltung der Berechtigten (Lange 1959; Tit. XVO Nr. 64 b). Erst ab der Mitte des 19. Jahrhunderts erfolgten Reduzierung und Verbot dieser Waldnutzung. Teilweise geschah das per Gesetzesbeschluss wie 1854 für die Gemeinden Wahren und Stahmeln (Tit. XVO Nr. 76).

Das Eichellesen

Beim Eichellesen wurden neben Eicheln auch andere wildwachsende Früchte eingesammelt (Erlbeck et al. 2002). Diese Nutzungsform konnte hauptsächlich für den Leipziger Auenwald nachgewiesen werden.

Um den Eichenbestand nicht zu dezimieren, erfolgte die Verpachtung des Eichellesens nur in den Mastjahren. Trotzdem gab es immer wieder Anfragen wie z. B. 1707 für die "Burgau" (Tit. XVO Nr. 98). Bei der Verpachtung des Eichellesens wurde stets darauf geachtet, dass "nur um die Hälfte zu lesen" sei (Tit. XVO Nr. 98) und der Rest der Naturverjüngung zur Verfügung stand. Fand keine Mast statt, sollten die vorhandenen Eicheln "in die Löcher gesteckt werden", um so den Eichenbestand zu erhalten (Tit. XVO Nr. 98). Die Vergabe der Lesezeichen, worauf Ort und Zeit festgelegt waren, richtete sich schließlich nach der Anzahl der vorhandenen Eicheln.

Im Leipziger Auenwald geht das Eichellesen auf eine lange Tradition zurück (XVO Nr. 99; Tit. XVO Nr. 106). Schon vor 1660 durften die Einwohner von Gohlis gegen einen Betrag von vier Gulden im "Rosental" Eicheln und Obst lesen (Tit. XVO Nr. 99). Den großen Umfang des Eichellesens in den Mastjahren geben die Lesezeichen von 1753/90 für folgende Gemeinden wider: Böhlitz, Brand-Vorwerk, Burghausen, Connowitz, Döhlitz, Ehrenberg, Eutritzsch, Gautzsch, Groß Miltitz, Groß-Zschocher, Gundorf, Klein-Zschocher, Leipzig, Leutzsch, Lindenau, Lindenaundorf, Lößnig, Möckern, Oetzsch, Plagwitz, Reudnitz, Rückmarsdorf, Schleußig, Stahmeln, Thonberg und Wahren (Tit. XVO Nr. 98). Die Verpachtung des Eichellesens stellte damit für die Stadt Leipzig eine wichtige Einnahmequelle dar. 1714 betrugen die Einnahmen der Stadt Leipzig aus der Verpachtung des Eichellesens 827 Taler, wobei ein Bürger einen Taler und drei Groschen für ein Lesezeichen zahlte (Tit. XVO Nr. 68 B 13).

Zeitweise wurde aus Rücksicht auf die Jagd das Eichellesen örtlich eingeschränkt (Müller 1913; Tit. XVO Nr. 1; Tit. XVO Nr. 9). 1753 sollten Teile der "Burgau", des "Polenz" und des "Rosentales" geschont und im "Verschlossenen Holz", dem "Langen Feld und Forst", in der "Burgau" an der Grenze und im "Rosental" beim Rehstand nicht gelesen werden (Tit. XVO Nr. 98). Mit dem ausgehenden 18. Jahrhundert erfolgte im "Rosental" die Einschränkung des Lesens von Eicheln und Holzäpfeln zur Sicherung des Wildtierfutters (Tit. XVO Nr. 42 c). Ab 1893 war das Eichellesen in den ganzen städtischen Wäldern von Leipzig verboten (Tit. XVO Nr. 68 B 10).

In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe muss diese Waldnutzung zum Ende des 19. Jahrhunderts abgenommen haben. 1840 bestand sie im Lödderitzer Revier schon seit 15 Jahren wegen dem schlechten Eichenzustand nicht mehr (Kammer Zerbst Nr. 3321).

Die Waldweide

Schon in der jüngeren Eisenzeit lässt sich in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe die Waldweide nachweisen (Minckwitz 1954). 1644 und 1645 beantragte die Stadt Aken, auf Grund des großen Futtermangels den Lödderitzer Forst zu beweiden (Minckwitz 1954). Zeitweise war die Waldweide sogar wirtschaftsbestimmend. 1787 wurden für die Waldflächen an der Elbe kleine Laubholzbereiche gefordert, da hier die Hutung im Vordergrund stand (Kammer Zerbst Nr. 8207).

Neben Pferden, Rindern, Schafen und Schweinen fand die Beweidung auch mit Ziegen statt. Da Ziegen besonders hohen Schaden in den Wäldern verursachen, waren sie als Weidevieh an der Mittleren Elbe seit 1685 verboten (Strohbach 1957; Wagner 2000).

Durch die Waldweide konnten erhebliche Einnahmen erzielt werden. Für die Verpachtung der Schweinemast im Wörlitzer Bereich vom 2. Oktober bis zum 23. November 1735 betrug der Erlös 1.021 Taler, wobei pro Tier ein Taler berechnet wurde (Wagner 2000).

Im 16. Jahrhundert erfolgte die Beweidung des "Rosentals" im Leipziger Auenwald durch das Hüten von Rindern, Schafen und Schweinen (Tit. XVO Nr. 100). Angaben zu konkreten Stückzahlen pro Fläche konnten allerdings nicht getroffen werden.

Die hohe Anzahl der Tiere pro Fläche (Tab. 4-7) muss in den beweideten Bereichen zu einer großen Waldzerstörung geführt haben. Häufig wurden die Tiere wegen fehlender Stallfütterung selbst im Winter zur Hutung in den Wald getrieben.

Tab. 4-7: Anzahl des eingetriebenen Viehs pro Fläche in ausgewählten Auenwäldern an der Mittleren Elbe im 18. und 19. Jahrhundert (Strohbach 1957)

Forstorte	Jahre	Hutungsfläche in Morgen	Anzahl Vieh
Aken (nur Oberbusch)	1783	4424 (= 1130ha)	714 Rinder, 240 Pferde, 7800 Schafe
Lödderitz	1783		788 Rinder, 68 Pferde, 10200 Schafe
Lödderitz	1790 bis 1800	200 (= 51ha)	545 Rinder, 70 Pferde, 11600 Schafe
Rosenburg	1790 bis 1800	237 (= 61ha)	400 Rinder, 50 Pferde, 4000 Schafe, 90 St. Schlachtvieh, 250 Schweine,
Grüneberg	1790 bis 1800	68 (= 17ha)	12 Rinder
Aken	1801	4404 (= 1125ha)	1225 Rinder, 244 Pferde, 6865 Schafe
Kühren	1825	227 (= 58ha)	68 Rinder, 18 Pferde, 144 Schafe, 6 Kälber

Um die negativen Auswirkungen der Waldweide zu verringern, fand schon frühzeitig der Beweidungsausschluss bestimmter Bereiche zur Förderung der Gehölzverjüngung statt (Wagner 2000). Die Dienstanweisung an den Raschwitzer Förster von 1509 enthält für den Leipziger Auenwald ein Hütungsverbot für die neuen Schlagflächen (Ratsbuch der Stadt Leipzig 3 1501 - 1512). Für die Auenwälder an der Mittleren Elbe lassen sich ebenfalls Schonungsbestimmungen nachweisen. Allerdings nahm häufig der in Schonung liegende Bereich nur einen geringen Flächenanteil ein (Tab. 4-8).

Tab. 4-8: Größe der Schonungsfläche im Vergleich zur Gesamtfläche in ausgewählten Forsten an der Mittleren Elbe (Strohbach 1957)

Forstort	Jahre	Gesamtfläche in Morgen	Schonungsfläche in Morgen
Aken	1800	7161 (= 1829ha)	2743 (= 701ha)
Lödderitz	1790 bis 1800	5251 (= 1341ha)	226 (= 58ha)

Eine Verringerung der Beweidung muss schon im 18. Jahrhundert im Leipziger Gebiet stattgefunden haben. Die Förster des Burgauer, Connewitzer und Rosentaler Reviers gaben im Jahre 1714 an, dass sie ihr Vieh in dem Wald hüten. Dieses Recht sei aber der restlichen Bevölkerung verwehrt (Tit. XVO Nr. 9). Letztmalig wurde die Waldweide für die Zeit des Ersten Weltkrieges in den Leipziger Auenwäldern nachgewiesen (Tit. XVO Nr. 68 B 14). In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe kam es im 19. Jahrhundert durch die Umstellung von Mittel- auf Hochwaldbetrieb zu einem deutlichen Rückgang der Waldweide (Schauer 1970).

Weitere Formen der Waldnutzung

Wildnutzung

Neben den abiotischen Standortbedingungen und der Bewirtschaftung hat auch der Wildbestand einen bedeutenden Einfluss auf die Zusammensetzung der Baumschicht. Innerhalb der Arbeit soll darauf nur kurz eingegangen werden. Der Umfang der Angaben rechtfertigt eine gesonderte Bearbeitung, die im Rahmen dieser Untersuchung nicht zu leisten war.

Seit 1475 lässt sich das Jagdrecht für die Bewohner der Stadt Leipzig in den "gut mit Wild besetzten Waldungen" nachweisen (Lange 1959). Nur von 1626 bis 1657 gab es für die Einwohner der Stadt Einschränkungen in den Jagdgerechtigkeiten (Müller 1913). Gravierende Auswirkungen auf den Wildbestand hatte der Siebenjährige Krieg. Während dieser Zeit lagerten Preußische Truppen mehrfach über einen längeren Zeitraum im Gebiet, was zu einer "gründlichen" Dezimierung des Schwarz- und Rotwildbestandes beitrug (Müller 1913; Lange 1959). Die kurzfristige Unterbrechung der Jagd sowie das Aussetzen von Schwarzwild brachte allerdings nicht die gewünschte Erholung der Wildbestände. Eine weitere Reduzierung bis vollständige Vernichtung der Bestände ergab sich durch die Anordnung König Antons aus dem Jahre 1830. In dieser wurde die Niederschießung des Schwarzwildes sowie die Verminderung des Rotwildes gefordert (Lange 1959). Für andere Wildarten kann für den gleichen Zeitraum eine Zunahme der Bestände verzeichnet werden (Lange 1959), was besonders auf das Rehwild zutrifft.

In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe wird beispielhaft im Steckby-Lödderitzer Forst der Wildbestand für 1780 wie folgt charakterisiert: Das Rotwild unterliegt jahreszeitlichen Schwankungen, während das Rehwild nicht sehr zahlreich vorhanden ist. Der große Schwarzwildbestand verhindert den Eichennachwuchs (Schauer 1970). Nach 1811 erfolgte aus Gründen der Wildschadensregulierung eine Verringerung des Wildbestandes. Zu der Zeit wurden unter anderem die Rot- und Rehwildbestände als gut bezeichnet sowie das Damwild und die Sauen als Wechselwild erwähnt (Schauer 1970). Im Laufe der Jahrhunderte entwickelte sich das Reh zur Wirtschaftswildart, das aber eine zu hohe Wilddichte aufweist. Bei einer zulässigen Wilddichte von 6 Stück je 100ha erfolgte 1968 für das Steckbyer Revier die Angabe von 32 Stück Rehwild und 19 Stück Schwarzwild (Schauer 1970). Auf Grund des geringen Wildbretgewichtes sowie des hohen Grades an Parasiten wäre schon aus Wildbewirtschaftungsaspekten eine Reduzierung des Wildbestandes dringend erforderlich gewesen. Davon hätte auch die phytozönotische Regenerierung (Verjüngung) des Waldes profitiert, was aber nicht geschah (Schauer 1970).

Eichenlohe

Im Leipziger Auenwald zählte zur weiteren Waldnutzung die Gewinnung von Eichenlohe. Die beste Lohe liefern Durchforstungshölzer im Alter von 50 bis 80 Jahren (Erlbeck et al. 2002).

Da die Gerber immer um einen späten Fällungstermin bemüht waren, führte dies zu ständigen Konflikten mit den Holzsachverständigen der Stadt Leipzig (Müller 1913). 1507 kam es daher zu einem Verkaufsverbot von Lohe an die Gerber (Lange 1959), was aber 1516 auf Bitten der Gerber wieder aufgehoben wurde. Tabelle 4-9 verdeutlicht, dass der Bedarf der Gerber an Eichenlohe nicht unerheblich war.

Tab. 4-9: Anzahl gefällter Loheichen in den Leipziger Ratswaldungen im 17./18. Jahrhundert (Rechnungen über die Raths Hölzer 1620-1750)

Jahre	Anzahl der gefällten Loheichen mit Ortsangaben
1620/21	205 im Connewitz Revier, 230 in der "Großen Probstei", 195 im "Verschlossenen Holz", 112 in der "Burgau"
1621/22	255 im "Dehlitzer Holz" (Connewitzer Revier), 220 im "Verschlossenen Holz", 126 in der "Burgau"
1729	46 Eichen
1732	89 Eichen

Noch 1715 wurde Eichenrinde aus dem "Rosental" an die Gerber verkauft (Tit. XVO Nr. 9). Doch ab dem 18. Jahrhundert ging der Bedarf an Lohrinde zurück. Zum Ende des 19. Jahrhunderts fand diese Nutzung mit dem Aufkommen anderer Färbemittel schnell ihr Ende (Streitz 1967). Für die Auenwälder an der Mittleren Elbe konnten keine Hinweise auf die Gewinnung von Eichenlohe gefunden werden.

Streunutzung

Die Streunutzung war eine weitere Form der Waldnutzung. Sowohl für den Leipziger Auenwald als auch für die Auenwälder an der Mittleren Elbe konnten keine konkreten Angaben gefunden werden. Dass die Streunutzung aber noch im 20. Jahrhundert an der Elbe stattfand, belegt die schriftliche Festlegung über die "Beendigung bei Streuverkäufen in den Herzogl. Forsten" von 1924 (Wagner 2000). Selbst 1931 wurde im Vockeroder Revier noch eine zweite Laubstreuverpachtung mit einem Erlös von 166 Reichsmark durchgeführt (Wagner 2000).

Sonstiges

Während des Ersten Weltkrieges und in der Nachkriegszeit unterlag der Leipziger Auenwald nochmals der Beeinflussung folgender Waldnutzungen:

- 1917, 1918 (Tit. XVO Nr. 68 B 14) und 1924 (Tit. XVO Nr. 68 B 15) verpachtete die Stadt die Brennesselnutzung,
- 1915, 1916 und 1921 (Tit. XVO Nr. 68 B 14) wurde hauptsächlich von Kindern unter Forstaufsicht Laubheu gewonnen,
- 1915 waren die Parzellen 181, 183 und 184 des Flurbuches Leutzsch im Burgauer Revier zum Kartoffelanbau frei gegeben (Tit. XVO Nr. 68 B 14).

Heute dienen beide Auenwaldgebiete neben ihren ökologischen Funktionen und der Holzgewinnung im Wesentlichen zur Naherholung. Mit der Zerschneidung der Waldflächen durch Wander- und Reitwege hat die Naherholung bedeutende Auswirkungen auf die Ausbreitung der Arten und damit auf das Erscheinungsbild des Waldes (Sickert 2002).

4.1.3 Artenzusammensetzung der Baumschicht

Entscheidend für die Artenzusammensetzung der Baumschicht in Auenwäldern sind die vom Mikrorelief beeinflusste Überflutungsdauer sowie Waldbewirtschaftung. Während der letzten Jahrhunderte kam es innerhalb der beiden Untersuchungsgebiete zu wesentlichen Veränderungen der abiotischen Faktoren (Absenkung des Grundwasserspiegels, Verringerung der Überflutungshäufigkeit u. a.) sowie der Bewirtschaftung. Das führte zu tiefgreifenden Veränderungen im Baumbestand der Auenwälder. In diesem Kapitel soll der Wandel in der Artenzusammensetzung der Baumschicht und seine Ursachen dargestellt werden.

Der Baumartenbestand bis zum 17. Jahrhundert

Seit der Existenz von Auenlehmböden ist *Quercus robur* die dominierende Baumart in den Auenwäldern im Gebiet um Leipzig sowie an der Mittleren Elbe (Müller-Stoll & Süß 1966; Hempel 1983; Mathews 1997; Nestmann & Büchele 2002). Außerdem kamen in den Flussauen der Weißen Elster und der Elbe noch Ulmen vor (Hempel 1983).

Für das ältere Holozän wurden *Quercus robur*, *Ulmus spec.* sowie *Sambucus spec.* - mutmaßlich *Sambucus nigra* - im Leipziger Auenwald durch subfossile Holzreste nachgewiesen (Müller-Stoll & Süß 1966). Für das jüngere Holozän können diese Angaben um *Acer campestre*, *Corylus avellana*, *Fagus sylvatica* und *Fraxinus excelsior* erweitert werden (Müller-Stoll & Süß 1966). *Corylus avellana* und *Fagus sylvatica* lassen hier bereits auf wenig überflutete Auenbereiche schließen. Daher erscheint es verwunderlich, dass *Carpinus betulus* nicht durch subfossile Holzreste für die Leipziger Auenwälder belegt werden konnte. Ein Ferntransport der subfossilen Holzreste kann für alle Laubwaldarten ausgeschlossen werden (Müller-Stoll & Süß 1966).

Die Auenwälder der Ämter Leipzig, Schkeuditz, Zwenkau, Zeitz sowie der Mulde bei Eilenburg charakterisiert Hempel (1983, S. 94) für das 16. Jahrhundert wie folgt: "Eichen, (Berg)ahorn, Aspen, Ulmen, (Bergulmen ...) und Buchen im Oberholz, Hasel, Rüster (Flatterulme), Faulbaum (*Euonymus europaea* ...), Maßholder (Feldahorn), Erlen, Linden, Schießbeere (*Frangula alnus* ...), Zweckbeere (*Lonicera xylosteum*) u. a. im Unterholz". Dabei sind mit Rüstern Ulmen gemeint (Erlbeck et al. 2002). Bei *Euonymus europaea* dürfte es sich wohl um das Pfaffenhütchen handeln und nicht um den Faulbaum, denn *Frangula alnus* wird später als Schießbeere genannt. *Lonicera xylosteum* kann für den Leipziger Auenwald ausgeschlossen werden. Die Art wird weder in archivalischen Quellen noch bei den floristisch-historischen Arbeiten des 19. Jahrhunderts genannt (Klett & Richter 1830; Petermann 1846; Kuntze 1867). Obwohl Hempel (1983) bei seiner Charakteristik auch die Mulde bei Eilenburg mit einbezieht, weicht doch die Artenzusammensetzung unwesentlich von anderen Angaben aus dieser Zeit für den Leipziger Auenwald ab. Reinhold (1942) weist im selben Jahrhundert im Oberstand des "Rosentals" viele Eichen und Zitter-Pappeln (Aspe) sowie wenige Buchen und Ulmen nach. Dem Unterholz fügt Reinhold (1942) im Vergleich zu Hempel (1983) Buche, Kreuzbeere, Ulmen, Weiden und Zitter-Pappel hinzu. Für das Amt Schkeuditz wurden 1557 bzw. 1591 als Stammholz Eiche, wilde Obstbäume und Zitter-Pappel angegeben. Im Auenwald des Eichholzes befanden sich Buche, Eiche, Feld-Ahorn (Maßholder) im Oberstand sowie Dornensträucher und Hasel im Unterholz (Reinhold 1942). Dass im 16. Jahrhundert Buchen, Eichen, Ulmen und Zitter-Pappeln wesentlich den Oberstand des Leipziger Auenwaldes prägten, belegt auch die archivalische Akte Tit. XVO Nr. 110 für das Connewitzer Revier.

Neben der Dominanz von *Quercus robur* konnte für die Kliekener Elbaue das Vorkommen von *Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior* und *Ulmus spec.* seit der jüngeren Bronzezeit nachgewiesen werden (Mathews 1997). Gerade die Hainbuche lässt durch ihre geringe Überflutungstoleranz auf Auenbereiche schließen, die schon zu dieser Zeit nur sehr kurzfristig

überflutet wurden. Zeitweise noch durchflutete Mäander lassen nur ein vereinzelt bzw. entferntes Vorkommen von *Alnus glutinosa* in diesem Auenbereich vermuten. Mit 10% der Baumpollensumme nimmt *Fagus sylvatica* einen überraschend hohen Anteil ein. Fernflugphänomene können dabei ausgeschlossen und somit ein Vorkommen im weiteren Umkreis des Sedimentationsraumes angenommen werden (Mathews 1997). Ab dem frühen Mittelalter erfolgte im Auenwald und auf den Hochflächenbereichen um Klieken durch anthropozogene Einflüsse eine Aufflichtung des Waldes. Dies führte zu einem Anstieg von *Carpinus*- und *Fagus*-Pollen. Das Pollenspektrum jener Zeit belegt vom Ende der Völkerwanderungszeit (3. bis 5. Jahrhundert n. Chr.) bis zum Einsetzen der mittelalterlichen Rodungen (8. bis 11. Jahrhundert) eine gewisse Regeneration der Laubwälder. Im Hochmittelalter bildeten *Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica* und *Quercus robur* die Hauptwaldarten "in den südlich angrenzenden Gebiet und in Hanglagen bzw. im Auenbereich" von Klieken (Mathews 1997, S. 105). Daneben traten mit geringerer Häufigkeit *Fraxinus excelsior*, *Tilia cordata* und *Ulmus spec. auf*. Vom 12. bis zum 15. Jahrhundert war ein Rückgang der Pollen von *Carpinus betulus* festzustellen. Das geht einerseits auf die frühzeitige Nutzung der Hainbuche zur Gewinnung von Laubheu zurück. Andererseits sind die Standorte von *Carpinus betulus* häufig edaphisch günstige Wirtschaftsräume, die in Ackerland umgewandelt wurden (Mathews 1997). Müller (1913) bestätigt diesen Prozess auch für das mitteldeutsche Trockengebiet. In der frühen Neuzeit war *Quercus robur* immer noch die dominierende Baumart. *Carpinus betulus* und *Fagus sylvatica* konnten ab der frühneuzeitlichen Auennutzung nur noch mit gleichbleibenden niedrigen Werten nachgewiesen werden. *Alnus glutinosa* dominierte den Mäanderbereich. Außerdem weist die Erle als Auenwaldkomponente lokale Vorkommen nur auf den feuchtesten Standorten auf. Erstmals traten *Juglans regia* und *Sambucus nigra* im Pollendiagramm auf, wobei gerade der Schwarze Holunder auf Eutrophierungstendenzen im Auenbereich schließen lässt. Die fortschreitende Waldaufflichtung spiegelt sich in einer erhöhten Repräsentanz der Sträucher *Corylus*, *Rhamnus* und *Viburnum spec. wider* (Mathews 1997). Außerdem wird für das Dessauer Revier im 16. Jahrhundert noch die Zitter-Pappel angegeben (Specht 1935). Im Steutzer Auenwald kommt zusätzlich die Ulme als Hauptbaumart dazu (Specht 1940).

Der Baumbestand vom 17. bis in das 18. Jahrhundert

Im Gegensatz zu den Auenwäldern an der Mittleren Elbe, die häufiger und länger überflutet wurden, prägte den Leipziger Auenwald schon immer eine größere Baumartenvielfalt. Am Aufbau der Baumschicht im 17. und 18. Jahrhundert waren neben der dominierenden Stiel-Eiche in geringerer Häufigkeit Erle, Feld-Ahorn, Hainbuche, Linde, Ulmen, verschiedene Obstbäume und Weiden beteiligt (Kienitz 1936). Dabei stellt die Reihenfolge der Baumarten keine Wertigkeit dar. Die Baumartenvielfalt spiegelt sich auch in dem Schlagregister von 1620 bis 1709 in Tabelle 4-10 wider. Dabei muss berücksichtigt werden, dass zu den Leipziger Ratswäldungen neben den dominierenden Auenwäldern noch weitere Laubwälder zählten.

Tab. 4-10: Geschlagene Stämme in den Leipziger Ratswäldungen 1620 bis 1709 (Lange 1959; Rechnungen über die Raths Hölzer 1620-1750)

Jahrzehnt	Eiche	Ulmen	Zitter-Pappel	Pappeln/ Weiden	Hain- buche	Rot- Buche	Ahorn/ Linde	Erle
1620-29	574	56	293	6	30	-	6	6
1630-39	1829 ¹		2004 ²	-	-	2	-	-
1640-49	1486 ¹		1222 ²	-	44	2	6	1
1650-59	543		360 ²	1	27	8	8	282
1660-69	497	2	513	2	12	-	5	4
1670-79	394	7	1854	12	28	-	14	120
1680-89	59	16	746	8	4	-	5	148
1690-99	128	41	552	-	40	-	6	32
1700-09	317	215	1313	-	99	-	3	179

Kursiv: ohne Fehlangaben

¹ einschließlich Buchen;² einschließlich Erlen

Bei der allgemein in dem Schlagregister als Buche bezeichneten Baumart handelt es sich in den meisten Fällen um *Carpinus betulus* (Lange 1959). 1633, 1638, 1648, 1650 und 1657 wurde aber in den Holzverkäufen der Stadt Leipzig zwischen Hainbuche und Buche unterschieden (Tab. 4-10), wodurch *Fagus sylvatica* für den Auenbereich nicht auszuschließen ist (Rechnungen über die Raths Hölzer 1620-1750).

Vereinzelt muss *Acer pseudoplatanus* vorhanden gewesen sein. Das Schlagregister von 1713 enthält neben *A. campestre* noch eine weitere Ahornart (Rechnungen über die Raths Hölzer 1620-1750). Kienitz (1936) nennt den Berg-Ahorn ebenfalls für den Zeitraum von 1750 bis 1850 für das "Eichholz".

Lokal und zeitlich waren im Leipziger Auenwald und in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe die Ulmen stärker im Oberstand vorhanden. Um 1660 heißt es für das "Rosental", dass auf dem "ganz besonders tragbaren Boden" hauptsächlich "Eichen, Aspen, Ilmen¹" stehen (Tit. XVO Nr. 99).

Die Straucharten wurden meist als Brennholz geschlagen und daher selten nach Arten aufgelistet. Von 1750 bis 1850 nennt Kienitz (1936) Hasel, Hartriegel und Traubenkirsche für die Auenstandorte um Leipzig. 1734 wird der Faulbaum im Windwurfverzeichnis des "Dölitzer Holzes" vermerkt (Tit. XVO Nr. 9).

Bemerkenswert ist, dass weder Kienitz (1936), Reinhold (1942) noch Hempel (1983) *Populus nigra* für den Leipziger Auenwald angeben. Die Baumart nennen nur Müller-Stoll und Süß (1966) mit zwei Holzfunden. Im "Atlas der Farn- und Samenpflanzen Sachsens" (Hardtke & Ihl 2000) findet die Schwarz-Pappel ebenfalls keine Erwähnung. Einzig Schubert (1996) gibt die Schwarz-Pappel als Hauptbaumart für das auf den feuchtesten Standorten, in Bodensenken, ehemals verlandeten Flussarmen und Flutrinnen vorkommende *Salici-Populetum* an.

Als Folge der Mittelwaldwirtschaft entstand bis zu Beginn des 18. Jahrhunderts in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe ein lichter Wald. Den Baumbestand prägten weit auseinander stehende Eichen, die teilweise schon abgestorben waren. Mit geringeren Anteilen ergänzten Wildobstarten, Zitter-Pappel und örtlich die Ulmen die obere Baumschicht. Das Unterholz bestimmten Hartriegel, Schwarz- und Weißdorn, Ulmen, Weiden, Zitter-Pappel und lokal die Hasel (Minckwitz 1954; Strohbach 1957).

¹ norddeutsche Bezeichnung für Ulme (Stahl 1773)

Der Baumbestand ab dem 18. Jahrhundert

Bis zur Mitte des 18. Jahrhunderts waren keine wesentlichen Veränderungen in der Artenzusammensetzung der Baumschicht des Leipziger Auenwaldes sowie der Auenwälder an der Mittleren Elbe nachweisbar. Allerdings führten die Waldnutzungen der Auenwälder (Gräserei, Holzlesen, Waldweide etc.) sowie eine fehlende Gehölzverjüngung zur Entstehung zahlreicher baumleerer Plätze und zu überalterten Beständen. Der steigende Bedarf an Nutzholz konnte nicht mehr gedeckt werden, was sich in zahlreichen Klagen widerspiegelte. Zur Beseitigung des Zustandes erfolgte die Umstellung des bis dahin lichten Mittelwaldes auf Hochwald, was zu dichteren Waldbeständen führte. Gleichzeitig fanden zahlreiche, großflächige Flussregulierungsmaßnahmen statt, die besonders im 19. und 20. Jahrhundert die Ökologie der Aue grundlegend veränderten. Dadurch wurde die flächendeckende Ausbreitung bestimmter Baumarten ermöglicht.

Eine bis dahin in vielen Auenwaldbereichen häufig vertretene Baumart war *Populus tremula*. Ihr Anteil verringerte sich ab 1800 im Leipziger Auenwald kontinuierlich. Auch in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe kann ihr ständiger Rückgang festgestellt werden (Strohbach 1957). Der Wirtschaftsplan des Burgauer Reviers von 1893 nennt die Zitter-Pappel vereinzelt (Thomasius 1956). Im Connewitzer Revier erreicht *Populus tremula* zur gleichen Zeit noch den Status einer Nebenbaumart (Lange 1959).

Die Einführung des Hochwaldes

Die Umstellung von Mittel- auf Hochwald bewirkte schließlich in beiden Auenwäldern die grundlegende Veränderung des Baumartenbestandes. Im Leipziger Auenwald wurden die bis dahin im Mittelwald geförderten Baumarten *Carpinus betulus* und *Quercus robur* in ihren Anteilen reduziert. Dafür erreichte *Fraxinus excelsior* eine größere Ausbreitung (Tab. 4-11). In der Totalinventur des Connewitzer Reviers von 1907 galt die Esche als die am stärksten vertretene Holzart, die neben der Stiel-Eiche auch die Ulmen zurückgedrängt hatte (Tit. XV0 Nr. 68 B 15). Weiterhin profitierte von den Veränderungen in der Aue der Ahorn, hauptsächlich *Acer pseudoplatanus*. Dieser wurde zum Ausgang des 19. Jahrhunderts besonders häufig angepflanzt (Sickert 2002).

Tab. 4-11: Prozentuale Verteilung der Holzarten im Burgauer und Connewitzer Revier im 19. und 20. Jahrhundert (Lange 1959)

Holzart	Prozentanteil				
	Burgauer Revier		Connewitzer Revier		
	1870	1925	1870	1907	1925
Eiche	67,0	13,6	60,0	21,9	23,0
Rüster	12,0	20,0	20,0	15,2	23,0
Hainbuche	7,3	5,7	13,0	7,7	6,0
Zitter-Pappel u. a.	0,3	0,1	5,0	-	0,1
Pappel	-	4,2	-	-	1,9
Birke	-	0,4	-	4,2	0,8
Erle	2,5	2,5	0,7	-	3,1
Linde	7,3	5,9	0,6	6,9	4,0
Ahorn	2,7	15,5	0,4	10,8	9,0
Esche	0,9	27,6	0,3	33,3	24,4
Rot-Buche	-	2,2	-	-	2,1
Rot-Eiche	-	1,2	-	-	1,8
Kastanie	-	0,4	-	-	0,6
Feld-Ahorn	-	0,6	-	-	0,1
Kirsche/Apfel	-	0,1	-	-	0,1

Mit der Einführung des Hochwaldes erhöhte sich in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe der Eichenhochwaldanteil erheblich. Betrug der Flächenanteil mit reiner Stiel-Eiche im Lödderitzer Revier 1848 noch 9% der Gesamtfläche, so stieg dieser bis 1964 auf ca. 70% an. Gleiche Tendenzen sind im Kührener und Steckbyer Revier zu verzeichnen (Schauer 1970). Durch die neue Bewirtschaftung wurden die Pappel sowie Gemeine Esche begünstigt (vgl. Kap. 4.1.1). Besonders *Fraxinus excelsior* erfuhr im Anbau eine Förderung. In der Mitte des 20. Jahrhunderts stellte die Gemeine Esche im Kührener und Roßlauer Revier hinter *Quercus robur* den Hauptanteil unter den Edellaubhölzern in der Aue dar (Landesforstverwaltung Sachsen-Anhalt 1955; Schauer 1970).

Der Baumbestand im 20. Jahrhundert

Nach dem Zweiten Weltkrieg existierte deutschlandweit ein großer Bedarf an Massenholz für die Wirtschaft. Der sollte beispielsweise durch einen umfangreichen Anbau von Hybrid-Pappeln auf den Auenwaldflächen gedeckt werden. In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe fanden die Anpflanzungen fast plantagenartig statt. In den Revieren Grünwald, Kühnau, Olberg, Rehens, Rosenberg, Unterforst, Vockerode und Walternienburg wurde ein Flächenanteil an Hybrid-Pappeln von 15-20% angestrebt (Landesforstverwaltung Sachsen-Anhalt 1964). 1964 forderte die Landesforstverwaltung Sachsen-Anhalt in den Waldschutzgebieten einen Pappelanteil von maximal 10%. Teilweise betrug er aber schon 25% wie im Auenbereich des Steckbyer Forstes. In dem Gebiet erfolgte kein weiterer Pappelanbau mehr. Ausgehend von einem 20%igen Gesamtflächenanteil, unter Berücksichtigung der Bestimmungen für die Schutzgebiete, lag der Pappelanteil außerhalb der Schutzgebiete zwischen 25 und 40% (Landesforstverwaltung Sachsen-Anhalt 1964).

Grundsätzlich unterscheiden sich die Auenwälder beider Untersuchungsgebiete gegenwärtig im Anteil von *Quercus robur* (Tab. 4-12). Im Leipziger Auenwald wurde der Anteil der Stiel-Eiche durch die Hochwaldwirtschaft erheblich reduziert, wodurch sie ihre dominierende Stellung verlor. Hier bestimmen *Acer*-Arten und *Fraxinus excelsior* wesentlich die Zusammensetzung der Baumschicht. In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe ist die Stiel-Eiche auch heute noch die dominierende Baumart (Schmidt 2002).

Wildobstarten waren schon immer im Leipziger Auenwald vertreten (Rechnungen über die Raths Hölzer von 1620 bis 1750; Tit. XVO Nr. 64 c). Allerdings scheint *Malus sylvestris* häufiger gewesen zu sein als *Pyrus pyraeaster* (Tit. XVO Nr. 64 c). Heute wird der Wild-Apfel noch in einigen Exemplaren für das Gebiet angegeben (Anonymus 1992; Müller 1995; Hardtke & Ihl 2000). Obwohl das Vorkommen der Wild-Birne gegenwärtig im Leipziger Auenwald von Müller (1995) bezweifelt wird, soll sie laut "Atlas der Farn- und Samenpflanzen Sachsens" (Hardtke & Ihl 2000) hier existieren.

Auf Wildobstarten in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe verweisen viele Autoren (Du Roi 1771; Minckwitz 1954; Anonymus 2003; Kammer Zerbst Nr. 3421; Kammer Zerbst Nr. 8127). Wildobstarten waren beispielsweise im Steckby-Lödderitzer Forst in früheren Jahrhunderten weit verbreitet (Schauer 1970). Noch 1840 wurden sie für die Forstorte Barby, Kühren und Lödderitz als sehr zahlreich angegeben (Finanzdirektion Forstsachen XXIV 14 A1 Nr. 1). Heute werden *Malus sylvestris* und *Pyrus pyraeaster* für die zweite Baumschicht genannt (Reichhoff 1991a). Allerdings können Wildobstarten durch die genetische Vermischung ihres Erbgutes mit den Kulturarten schwierig von letzteren unterschieden werden. Damit sind ihre autochthonen Populationen im Bestand gefährdet.

Tilia cordata hat für das Leipziger Gebiet eine besondere Bedeutung. Der Name "Leipzig" geht auf "lipsk" zurück, das vom sorbischen "lipa" abgeleitet ist und "der Ort bei den Linden" bedeutet (Eichler & Walther 2001). Während verschiedener Jahrhunderte lässt sich die Linde immer wieder in verschiedenen Schlagregistern für den Leipziger Auenwald nachweisen

(Rechnungen über die Raths Hölzer von 1620 bis 1750; Tit. XVO Nr. 64 a; Tit. XVO Nr. 64 c). Da die Winter-Linde eine geringe Überflutungstoleranz aufweist, zeigt sie kurzzeitig überflutete Auenwaldbereiche an. Heute nimmt *Tilia cordata* mit rund 4% Flächenanteil im Leipziger Auenwald den Status einer Nebenbaumart ein (Tab. 4-12).

In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe kann *Tilia cordata* erstmals für das ausgehende 19. Jahrhundert nachgewiesen werden (Anonymus). Die Linde wurde nur sehr selten in den Archivalien erwähnt (Finanzdirektion Forstsachen 1 XVIII Nr. 44; Forstinspektion Roßlau Nr. 171 bis 175). Heute weist sie in diesen Auenwäldern einen geringen Flächenanteil auf (Tab. 4-12).

Das Vorkommen von *Carpinus betulus* beweist, dass es in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe schon immer sporadisch überflutete Bereiche gegeben haben muss (Mathews 1997). Die Hainbuche wird 1840 ebenfalls in der Revierbeschreibung des Lödderitzer Forstes (Finanzdirektion Forstsachen XXIV 14 A1 Nr. 1) sowie in weiteren Archivalien angegeben (Kammer Zerbst Nr. 480; Kammer Zerbst Nr. 3321; Kammer Zerbst Nr. 8206). Ab dem ausgehenden 18. Jahrhundert kann ihre gezielte Anpflanzung nachgewiesen werden (Strohbach 1957). Heute besitzt *Carpinus betulus* in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe den Status einer Nebenbaumart (Tab. 4-12) und charakterisiert die Winterlinden- und Hainbuchen-Ausbildung des *Quercus-Ulmetum minoris* (Weiß & Peterson 2001).

Tab. 4-12: Prozentualer Baumartenanteil auf Auen- und auenähnlichen Standorten in den Auenwäldern Leipzigs und der Mittleren Elbe im 20. Jahrhundert

Baumarten	Leipziger Auenwald (1993)*	Forstämter Wörlitz und Dessau (2000)**
Stiel-Eiche	19,2%	51,2%
Gemeine Esche	37,8%	12,4%
Linde (vor allem Winter-Linde)	4,1%	1,9%
Hainbuche	4,1%	5,0%
Ahorn (vor allem Berg-Ahorn)	21,3%	2,0%
Ulmen (vor allem Feld-Ulme)	0,6%	1,2%
Pappelsorten	8,1%	9,8%
Sonstige	4,8%	-
Nadelbäume	-	5,9%
Sonstige Hartlaubhölzer	-	3,5%
Sonstige Weichlaubhölzer	-	7,1%

* Sickert (2002)

** (Schmidt 2002)

Ahorn

Zur Ursprünglichkeit von *Acer campestre*, der in den Archivalien häufig als Maßholder oder Weißleber bezeichnet wird, besteht kein Zweifel. Müller-Stoll und Süß (1966) belegen den Feld-Ahorn durch Holzfunde aus dem frühen Holozän für den Leipziger Auenwald. In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe existiert *Acer campestre* seit der Auenlehmlagerung (Specht 1938). Ab dem 17. Jahrhundert zeigen sowohl die floristisch-historischen Arbeiten für Leipzig (Wipacher 1726; Klett & Richter 1830; Petermann 1846; Kuntze 1867) als auch Angaben zum Verkauf an der Mittleren Elbe (Kammer Zerbst Nr. 799; Kammer Zerbst Nr. 3307; Kammer Zerbst Nr. 3311; Kammer Zerbst Nr. 3892; Kammer Zerbst Nr. 7450) das Vorkommen des Feld-Ahorns in beiden Auenwäldern an.

Vereinzelt muss schon in früheren Jahrhunderten der Berg-Ahorn im Leipziger Auenwald vorhanden gewesen sein (Rechnungen über die Raths Hölzer von 1620 bis 1750). Für das 19. Jahrhundert belegen Klett und Richter (1830), Petermann (1846) sowie Kuntze (1867) in ihren Florenwerken seine Existenz. Bemerkenswert ist jedoch der Hinweis aller Autoren auf die teilweise Pflanzung von *Acer pseudoplatanus*.

Als dritte Ahornart wird erstmalig bei Kuntze (1867) die Pflanzung des Spitz-Ahorns im "Rosental" erwähnt. Die Etablierung und Ausbreitung von *Acer platanoides* im Leipziger Auenwald verdankt der Spitz-Ahorn den letzten großen Flussregulierungsarbeiten in den 30er Jahren des 20. Jahrhunderts. Diese führten zu größeren Grundwasserflurabständen und begünstigten damit die Verbreitung von *Acer platanoides*. Heute zeigt der Spitz-Ahorn durch eine massenhafte Naturverjüngung besonders in den stadtnahen Bereichen des Leipziger Auenwaldes eine ruderale Ausbreitungstendenz (Müller 1995).

Für die Auenwälder an der Mittleren Elbe belegt Minckwitz (1954) sowohl für das Akener als auch für das Lödderitzer Revier zum Ausgang des 18. Jahrhunderts den Anbau von Ahorn. Eine genaue Bezeichnung der Art erfolgt jedoch nicht.

Esche

Fraxinus excelsior hat wesentlich von den hydrologischen Veränderungen in der Aue und dem Wechsel in der Bewirtschaftung des Auenwaldes profitiert. Kienitz (1936) nennt *Fraxinus excelsior* erstmalig für den Zeitraum von 1750 bis 1850 für das Gebiet. Ab dem 19. Jahrhundert ist das Vorkommen von *Fraxinus excelsior* im Leipziger Auenwald durch archivalische Quellen belegt (Gläser 2001). Die Beschreibung des Baumbestandes des "Rosentals" von 1835 enthält neben Buchen, Eichen und Ulme auch Eschen (Tit. XVO Nr. 42 d). Ebenso sind auf der Karte des Connewitzer Reviers von 1856 (Abb. 4-1) Waldbereiche mit Eschen der Altersklasse 21 bis 40 Jahre vermerkt. Einen weiteren Hinweis auf die Existenz von *Fraxinus excelsior* gibt das Vorkommen des Eschenscheckenfalters (*Euphydryas maturna*), der die Gemeine Esche als Eiablagemedium benötigt. Da der Auenwald die dominierende Waldgesellschaft im Leipziger Gebiet ist, kann bei der Angabe "... fliegt im Juni in der Leipziger Gegend, nicht häufig, in Laubwäldern" (Ochsenheimer 1805) angenommen werden, dass die Esche im Auenwald vorhanden war. Speyer und Speyer (1858) sowie Reichert (1900) erwähnen ebenfalls den Eschenscheckenfalter für das Leipziger Umland.

Für die Auenwälder an der Mittleren Elbe ist der erste archivalische Nachweis über das Vorkommen der Esche schon aus dem Jahre 1771 vorhanden: "Im Anhalt-Dessauischen an der Elbe, Coswig gegenüber, werden die daselbst in Wäldern häufig wachsenden Eschen zu Schlagholz genutzt, vielleicht aber nur deswegen, weil das dortige häufige Roth- und besonders Dammwildbrett die jungen Bäume auf das erbärmlichste beschält, und daher keinen zum Oberbaume aufwachsen läßt" (Du Roi 1771, S. 282). Ab dem 19. Jahrhundert kann das häufige Vorkommen von *Fraxinus excelsior* in diesen Auenwäldern belegt werden. In der Forsteinrichtung für den "Olberghau" bei Aken befanden sich 1893 in mehreren Abteilungen 90 bis 120-jährige Eschen (Anonymus). 1809 wurde *Fraxinus excelsior* für das Oberholz des Grünberger Reviers angegeben (Strohbach 1957).

Ab der Mitte des 19. Jahrhunderts erfolgte in den Auenwäldern beider Untersuchungsgebiete der zunehmende Schlag von Eschenholz (Tab. 4-13). Das lässt auf eine Zunahme von *Fraxinus excelsior* im Bereich höherer Stärkeklassen innerhalb der Baumschicht schließen.

Tab. 4-13: Angaben zum Schlag von *Fraxinus excelsior* in den mitteldeutschen Auenwäldern

Jahre	Reviere/Region	Schlagholz	Quellen
1832/33	Schwarzeland/Elbe	Eschen	Finanzdirektion Forstsachen 1 XXVII Nr. 3 I Schwarzeland
1844	Kuhturm/Leipzig	1 Esche	Tit. XVO Nr. 64 c
1846	Connewitz/Leipzig	1/4 Schirrstangen	Tit. XVO Nr. 64 c
1849	Wörlitz/Elbe	Nutzhölzer, schwache Eschen	Forstinspection Roßlau Nr. 172 Vol. II
1850/51	Schwarzeland/Elbe	schwache Eschen	Forstinspection Roßlau Nr. 173 Vol. III
1852	Schwarzeland und Roßlau/Elbe	Nutzhölzer	Forstinspection Roßlau Nr. 174 Vol. IV
1853	Rosental/Leipzig	1 Esche	Tit. XVO Nr. 64 c
1855	Kuhturm und Rosental/Leipzig	4 Eschen 2 Eschen	Tit. XVO Nr. 64 c
1861	Connewitz/Leipzig	1 Scheitklatfer	Tit. XVO Nr. 68 B 2
1865	Connewitz/Leipzig	5 Nutzklotzer	Tit. XVO Nr. 68 B 4
1865	Burgau/Leipzig	12 Klötzer	Tit. XVO Nr. 68 B 4
1867	Connewitz/Leipzig	6 Schirrhölzer	Tit. XVO Nr. 68 B 5

Die Erhöhung des Eschenanteils im Leipziger Auenwald ist allgemein auf Anpflanzungen zurückzuführen. 1831 und 1833 erfolgten im Leipziger Auenwald die ersten Vorschriften zum Anbau dieser Baumart (Tit. XVO Nr. 42 d; Tit. XVO Nr. 68 B 1). Die Auswertung der floristisch-historischen Arbeiten von 1830 bis 1867 für das Leipzig Gebiet (Tab. 4-14) belegen den Anbau von *Fraxinus excelsior* in jener Zeit.

Tab. 4-14: Das Vorkommen der Gemeinen Esche nach floristisch-historischen Arbeiten von 1830 bis 1867 in den Leipziger Ratswäldungen

Quellen	Gebiet	Angaben zur Esche
Klett & Richter (1830)	Umgegend von Leipzig	Dieser Baum ist bei uns wohl kaum heimisch; aber um die Dörfer, an Hecken und in Wäldern hier und da angepflanzt, im verschlossenem Holze, der Nonne usw.
Petermann (1846)	Umgegend von Leipzig	In Wäldern und um die Dörfer häufig angepflanzt, z. B. bei Abtnauendorf, Konnewitz, Schleussig, in der Nonne, im Rosenthal, im verschlossenen Holz, bei Leutzsch, Gundorf, Burgliebenau, usw.
Kuntze (1867)	Leipzig	In Laubwäldern nicht selten, außerdem häufig angepflanzt.

1771 wurde gefordert, dass auf Grund des schnellen Wuchses der Esche und der guten Holzpreise mehr für ihre Anzucht und Ausbreitung im Auenwald getan werden soll (Du Roi 1771). Für die Auenwälder an der Mittleren Elbe fand erstmalig von 1772 bis 1778 im Akener Revier der Anbau der Gemeinen Esche Erwähnung. Von 1810 bis 1812 erfolgten im gleichen Revier Anpflanzungen im größeren Umfang (Strohbach 1957). Schauer (1970) und Minckwitz (1954) bestätigen ab dem ausgehenden 18. Jahrhundert ebenfalls den Anbau von *Fraxinus excelsior* in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe. Der § 206 der Anhalt-Bernburger Forst- und Jagdordnung von 1801 schreibt das Sammeln von Eschensamen vor (Wagner 2000). Ab dem Ende des 18. Jahrhunderts wurde das Vorkommen der Gemeinen Esche massiv in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe gefördert (Tab. 4-15).

Tab. 4-15: Anpflanzungen von *Fraxinus excelsior* und *Quercus robur* im Akener Revier im 18. Jahrhundert (Strohbach 1957)

Zeitraum	Pflanzen von <i>Fraxinus excelsior</i>	Pflanzen von <i>Quercus robur</i>
1778	1940	40
1781/82	2400	800
1782/83	1000	100
1785/86	1080*	600

* Weiden, Pappeln, Eschen

Trotz der großen Anzahl von Eschenpflanzen war *Fraxinus excelsior* in der Mitte des 19. Jahrhunderts noch nicht überall verbreitet. 1840 gibt die Bestandsbeschreibung des Lödderitzer Reviers nur für kleine Partien des Mittelwaldes die Gemeine Esche an, wo sie durch Pflanzungen meist auf unpassenden Stellen ausgebracht wurde (Finanzdirektion Forstsachen XXIV 14 A1 Nr. 1; Kammer Zerbst Nr. 3321). Aus Gründen des häufigen Wildverbisses unterblieb zu dieser Zeit ihr großflächiger Anbau (Finanzdirektion Forstsachen XXIV 14 A1 Nr. 1). Für die Saale und in sumpfigen Senkenbereichen des Auenwaldes an der Mittleren Elbe wurde ihr guter Wuchs im 19. Jahrhundert bestätigt (Finanzdirektion Forstsachen XXIV 14 A1 Nr. 1).

Ulmen

Die Ulmen waren schon immer ein wesentlicher Bestandteil der Auenwälder beider Untersuchungsgebiete, in denen sie lokal und zeitlich den Oberstand mit beherrschten (Strohbach 1957; Lange 1959). Obwohl keine Unterscheidung der einzelnen Arten in den Archivalien erfolgte, kann von der Dominanz der Feld-Ulme ausgegangen werden. *Ulmus minor* wurde wegen ihrer Fähigkeit zur Bildung von Stockausschlägen und Wurzelbrut in der Niederwaldwirtschaft sehr geschätzt. Gleichzeitig erreichte die Feld-Ulme im Mittel- und Hochwald respektable Stämme von hervorragender Qualität (Wagner 2000). Sehr selten findet sich der künstliche Anbau der Ulmen. Ihre Vermehrung muss daher hauptsächlich durch Naturverjüngung erfolgt sein.

Erstmalige Ausfallerscheinungen der Ulmen verzeichnete 1877 der Förster H. Schönherr im Leipziger Auenwald. Als Ursache sah er das Auftreten des Großen Ulmensplintkäfers (*Scolytus scolytus*) an (Tit. XVO Nr. 80 B 3). In den Auenwäldern des Wörlitzer Reviers wurden die Ulmen zum Ende des 19. Jahrhunderts als zweite Baumart im Oberstand angegriffen (Wagner 2000). Die Holländische Ulmenwelke hatte zu dem Zeitpunkt noch keine tiefgreifenden Veränderungen in den Ulmenbeständen der Auenwälder bewirkt. Selbst die erste Krankheitswelle zu Beginn des 20. Jahrhunderts scheint die Ulmenbestände nicht wesentlich dezimiert zu haben. Die Forsteinrichtung von 1958 nennt für den Leipziger Auenwald einen baumförmigen Ulmenanteil von 13% (Gutte & Sickert 1998), wobei nicht zwischen Feld- und Flatter-Ulme unterschieden wurde. Eine zweite Krankheitswelle in den 60er Jahren des 20. Jahrhunderts reduzierte die Ulmen und besondere die Feld-Ulmen in der Baumschicht auf gegenwärtig fast Null Prozent (Gutte & Sickert 1998). Heute kommt die gegenüber der Holländischen Ulmenwelke resistenter Flatter-Ulme nur noch vereinzelt in der Baumschicht der Auenwälder beider Untersuchungsgebiete vor. Dank ihrer Wurzelbrut ist die Feld-Ulme aber immer noch recht stark bis in die Strauchschicht vertreten.

Weitere Baumarten in den mitteldeutschen Auenwäldern

Ab 1790 erfolgte in verschiedenen Auenwäldern an der Mittleren Elbe die Anpflanzung von *Larix decidua*, *Pinus strobus* und *Robinia pseudoacacia*. Allerdings war der Lärchenanbau nicht sehr erfolgreich, denn 1790 wurde im Grüneberger Revier das Scheitern wegen Hochwasser angegeben (Strohbach 1957). An der Wende vom 18. zum 19. Jahrhundert setzte der vermehrte Anbau gebiets- und auenwaldfremder Baumarten wie *Alnus incana*, *Fagus sylvatica*, *Populus x canadensis*, *Quercus petraea*, *Quercus rubra* und *Robinia pseudoacacia* ein (Brecher 1897; Minckwitz 1954; Strohbach 1957; Tit. XVO Nr. 68 B 3). Die Pflanzung von *Fraxinus pennsylvanica* in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe ist aus dem gleichen Zeitraum belegt, wobei das Saatgut aus Weimar stammt (Landesforstverwaltung Sachsen-Anhalt 1995). Der Bismarcksche Einfluss, der in dem Anbau und der Einbürgerung von Exoten deutlich wird, spiegelt sich besonders am Ende des 19. Jahrhunderts in der Königlich Preußischen Oberförsterei Grünewalde wider. Hier wurde im Überschwemmungsgebiet der Elbe die erfolgreiche Pflanzung von *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*, *Acer californicum* (= *A. negundo*), *Juglans nigra*, *Carya amara* (= *C. cordiformis*), *Catalpa speciosa*, *Fraxinus alba* (= *F. americana*), *Carya alba* (= *C. ovata*), *Robinia pseudoacacia* und *Larix europaea* (= *L. decidua*) beschrieben (Brecher 1897).

Eine Baumart die sich durch Pflanzungen in den Auenwäldern ausbreitete, ist *Aesculus hippocastanum*. Lange (1959) erwähnt die Roß-Kastanie noch nicht in seiner prozentualen Verteilung der Holzarten im Burgauer und Connewitzer Revier für das Jahr 1870 (Tab. 4-11). Trotzdem muss *Aesculus hippocastanum* schon vereinzelt in dem Zeitraum im Leipziger Auenwald vorhanden gewesen sein. 1875/76, 1876/77, 1881/82 und 1883 verkaufte der Rat von Leipzig Kastanienholz aus dem Connewitzer Revier (RdSt (Kap.) Nr. 408 Bd. 1-8). Für die Auenwälder an der Mittleren Elbe finden sich 1838 (Finanzdirektion Forstsachen 1 XXX Nr. 3 Dessau) sowie 1881 (Wagner 2000) Hinweise auf die Anpflanzung von *Aesculus hippocastanum*.

Im Leipziger Auenwald bei Schkeuditz erfolgte im Zeitraum von 1894 bis 1897 die Anpflanzung von *Carya*- und *Juglans*-Beständen (Schaarschmidt 1989). 1916 wurde ihr erfolgreicher Anbau im Burgauer Revier bestätigt (Tit. XVO Nr. 68 B 14). In der Abteilung 27e des Connewitzer Reviers fand 1897 neben der Pflanzung von Erlen und Pappeln auch der Anbau von *Acer negundo* statt (Tit. XVO Nr. 80 B 9). Schon 1870 hatte der Königlich Sächsische Oberförster Roch für die Lehm- und Flusslachen Stecklinge von *Populus x canadensis* empfohlen (Lange 1959). Als Bodenschutz erfolgte im Leipziger Auenwald und in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe zum Ende des 19. Jahrhunderts immer wieder der Fichtenanbau. Allerdings erreichte diese Baumart nur einen geringen und unbedeutenden Anteil, was 1915 für das Connewitzer Revier bestätigt wurde (Tit. XVO Nr. 68 B 14). Die zunehmende Baumartenvielfalt belegt auch der Wirtschaftsplan des Burgauer Reviers von 1893, in dem es heißt: "Im Oberholz des Mittelwaldes ist der Masse nach immer die Eiche, besonders in Form alter Überhälter, überwiegend vertreten. Der Zahl nach jedoch herrschen Esche und Rüter vor. Nächst denen sind zahlreich vorhanden: Erle, Ahorn und Hornbaum; selten Linde und Birke; und nur vereinzelt: Pappel, Aspe, Maßholder, Fichte, Kirschbaum, Apfelbaum und Kastanie. Das Unterholz ... wird in der Hauptsache von Rüter, Hornbaum, Hartriegel, Hasel, Traubenkirschen, außerdem von Linde, Esche, Ahorn, Maßholder, Faulbaum, Eiche, Erle, Weide und einigen Kleinsträuchern gebildet" (Thomasius 1956, S. 159). Dabei ist mit Hornbaum die Hainbuche gemeint (Erlbeck et al. 2002). Für das Böhlitz-Ehrenberger und Zwenkauer Revier finden noch Grau-Esche, Kanadische Pappel, Nuss und Rot-Eiche Erwähnung (Thomasius 1956).

4.1.4 Zusammenfassung der Ergebnisse der historischen Entwicklung der Untersuchungsgebiete

Jahrhundertlang wurden die Auenwälder beider Untersuchungsgebiete als Mittelwald bewirtschaftet. Trotz zahlreicher Vorschriften setzte sich eine geregelte Schlagführung nicht durch. Übertriebene Schonbestimmungen führten zur Überalterung der Bestände. Im 19. Jahrhundert erfolgte die Einführung der Hochwaldwirtschaft, die das Waldbild und die Zusammensetzung der Baumschicht wesentlich veränderte.

Die Waldnutzung des Auenwaldes hat sich im Laufe der letzten Jahrhunderte gravierend verändert. Eichel- und Holzlesen, Gräserei, Lohgewinnung und Waldweide haben ihre Bedeutung verloren. Damit entfielen auch ihre negativen Auswirkungen auf den Wald und eine ungestörte Entwicklung der Verjüngungsflächen wurde größtenteils ermöglicht. Heute ist die Naherholung ein wichtiger waldprägender Faktor.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass bis in das 19. Jahrhundert hinein im Wesentlichen die Artenzusammensetzung der Baumschicht der Auenwälder in beiden Untersuchungsgebieten fast unverändert geblieben ist. Erst danach bewirkten Eingriffe in das hydrologische Regime der Auen, Hochwaldwirtschaft, künstliche Verjüngung mit ausgewählten, teilweise gebietsfremden Baumarten und das Ulmensterben einen gravierenden Wechsel in der Zusammensetzung der Baumschicht. Aus lichten, im Oberstand von Stiel-Eiche sowie teilweise Ulmen und Zitter-Pappeln geprägten Wäldern entstanden geschlossene, schattige Bestände. Im Leipziger Auenwald wurde *Quercus robur* in ihrer Vorherrschaft von *Acer pseudoplatanus* und *Fraxinus excelsior* verdrängt. In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe ist *Quercus robur* bis heute die dominierende Baumart.

4.2 Neuanlage von Auenwäldern

Schon frühzeitig erfolgten im Leipziger Auenwald die Anlegung von Gräben, Dämmen, Deichen und die Verlegung von Flussläufen für einen verbesserten Hochwasserschutz sowie eine intensivere Bewirtschaftung der Aue. Mit den gleichen Zielen wurden auch an der Mittleren Elbe ab dem 19. Jahrhundert intensive Flussregulierungsarbeiten durchgeführt. Dadurch konnten die hinterdeichs gelegenen, nun nicht mehr überschwemmten Waldflächen gerodet und für die Landwirtschaft zugänglich gemacht werden.

Der ständig steigende Holzbedarf der Bevölkerung bei einer Zunahme an Blößen, baumleeren Plätzen sowie fehlendem Oberholz führte in beiden Auengebieten an der Wende vom 18. zum 19. Jahrhundert zu einem Holzmangel (vgl. Kap. 4.1.1). Zur Sicherung des Holzbedarfes fand die Umstellung von Mittel- auf Hochwald sowie die Neuanlage von Wäldern statt. Wie ein Vergleich der beiden Messtischblätter von 1851 und 1904 für den Steckbyer Forst ergibt, erfolgte neben der Aufforstung von "Heiden" auch die Anlage von weiteren Auenwäldern. Für Auenwälder musste berücksichtigt werden, dass in der Nähe des Flusses häufiger Überschwemmungen und Eisgang auftreten. Damit verbunden ist eine starke mechanische Beanspruchung der dort wachsenden Pflanzen. Deshalb wurden einige Wiesenbereiche, die potenzielle Hartholz-Auenwaldstandorte darstellen, auf Grund der ungünstigen und wenig Erfolg versprechenden Bedingungen nicht aufgeforstet. Dies trifft beispielsweise auf die "Schöneberger Wiesen" bei Steckby zu.

Für eine erfolgreiche Neuanlage von Auenwäldern wurden meist solche Bereiche in Betracht gezogen, die sich nicht in unmittelbarer Nähe des Flusses befanden und innerhalb des bereits bestehenden Auenwaldes lagen (Abb. 4-2 und 4-3). Diese Voraussetzungen ermöglichten der Gehölzverjüngung einen mechanischen Schutz sowie bessere klimatische

Bedingungen. Die Aufforstung der "Streitwiese" im Leipziger Auenwald, die direkt an der Pleiße liegt, kann auf die starke Regulierung des Flusses zurückgeführt werden. Dadurch wurden Eisgang und Überflutung eingeschränkt.

Außerdem erfolgten Wiesenaufforstungen in großer Entfernung zum Fluss und direkt angrenzend an den bestehenden Auenwaldrand. Auch hier stellt der große Abstand zum Fluss eine gute Voraussetzung für ein erfolgreiches Wachstum der Gehölze dar.

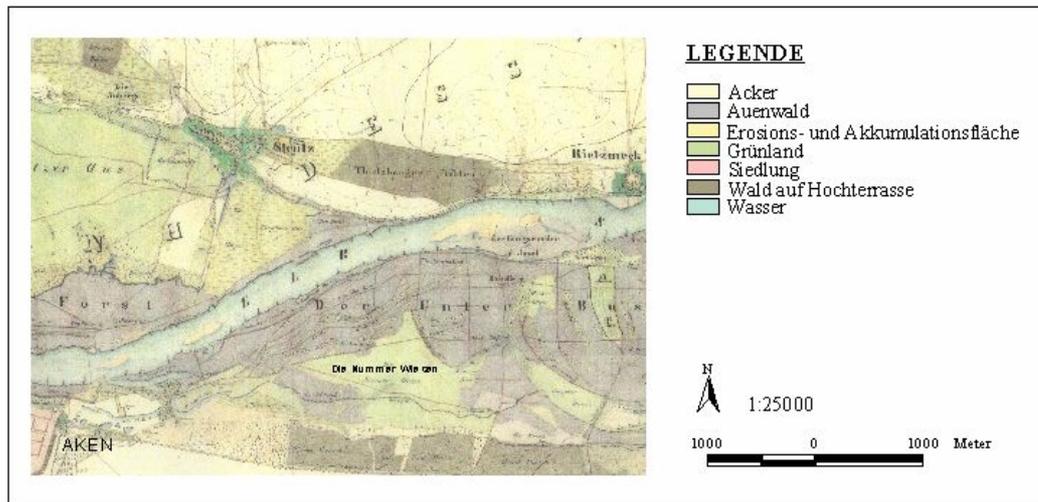


Abb. 4-2: Nummer Wiesen bei Aken um 1850 (verändert nach: "Preußische Uraufnahme" 1852, Genehmigung zur Veröffentlichung erteilt durch das Landesamt für Vermessung und Geoinformation Sachsen-Anhalt, Erlaubnisnummer: LVermGeo/A9-871-2005-07.)

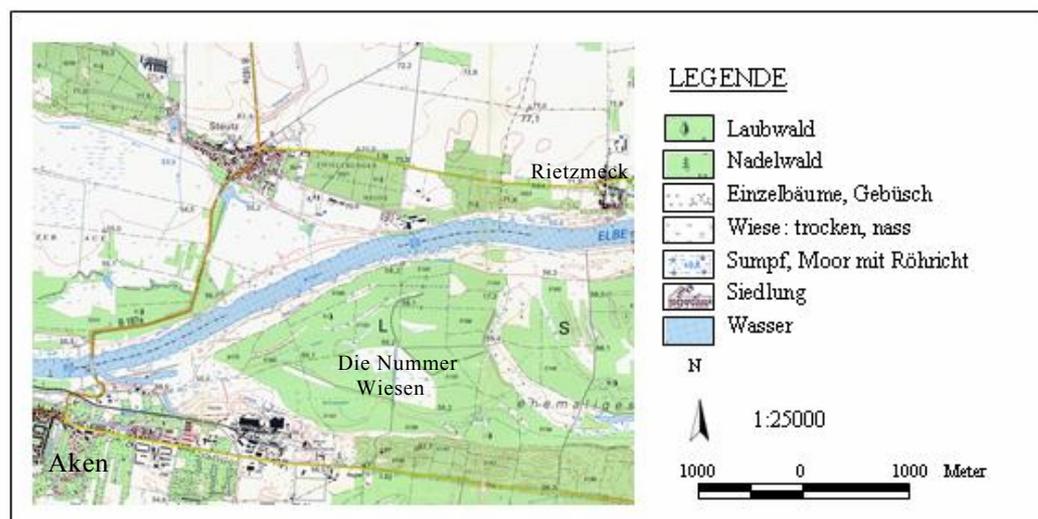


Abb. 4-3: Nummer Wiesen bei Aken um 2002 (verändert nach: Messtischblatt 4138, Genehmigung zur Veröffentlichung erteilt durch das Landesamt für Vermessung und Geoinformation Sachsen-Anhalt, Erlaubnisnummer: LVermGeo/A9-871-2005-07.)

4.3 Vegetation

4.3.1 Pflanzengesellschaften

Die Besonderheit der Auenwälder besteht in ihrer Anpassung an wechselnde Wasserstände. Dabei haben Mikrorelief und die dadurch bedingte Überflutungsdauer einen wesentlichen Einfluss auf die Artenzusammensetzung der Krautschicht. In dem Kapitel soll die Vegetation der einzelnen Untersuchungsgebiete in Pflanzengesellschaften eingeteilt werden, um sie später mit bestehenden pflanzensoziologischen Einheiten (Syntaxa) in Beziehung setzen zu können.

Tabelle 4-16 enthält Arten mit einer ähnlich hohen Stetigkeit in beiden Untersuchungsgebieten. *Ranunculus ficaria* zeigt im Leipziger Auenwald und in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe eine vergleichbar sehr hohe Stetigkeit (IV bzw. V). Die Arten *Geum urbanum*, *Rubus caesius* und *Urtica dioica* besitzen im Leipziger Auenwald eine Stetigkeit von III und in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe die Stetigkeit IV. *Anemone nemorosa* und *Fraxinus excelsior* (Krautschicht) treten in beiden Untersuchungsgebieten mit einer Stetigkeit von III auf.

Tab. 4-16: Arten mit ähnlich hohen Stetigkeiten in beiden Untersuchungsgebieten; die Stetigkeitsklassen entsprechen folgenden Prozentangaben: V: >80 - 100 %, IV: >60 - 80 %, III: >40 - 60 %, II: >20 - 40 %, I: >10- 20 %, +: >5 - 10 %, r: >0 - 5 %

Arten	Stetigkeitsklasse	
	Leipziger Auenwald	Auenwälder an der Mittleren Elbe
<i>Ranunculus ficaria</i>	IV	V
<i>Geum urbanum</i>	III	IV
<i>Rubus caesius</i>	III	IV
<i>Urtica dioica</i>	III	IV
<i>Anemone nemorosa</i>	III	III
<i>Fraxinus excelsior</i> (Krautschicht)	III	III
<i>Galium aparine</i>	II	IV
<i>Glechoma hederacea</i>	II	IV
<i>Poa trivialis</i>	-	III
<i>Milium effusum</i>	V	I
<i>Aegopodium podagraria</i>	III	-
<i>Allium ursinum</i>	III	r
<i>Lamium galeobdolon</i>	III	-
<i>Stellaria holostea</i>	III	-

Den Leipziger Auenwald kennzeichnen *Milium effusum* mit einer Stetigkeit von V sowie *Aegopodium podagraria*, *Allium ursinum*, *Lamium galeobdolon* und *Stellaria holostea* mit einer Stetigkeit von III (Tab. 4-16). Charakteristisch für die untersuchten Auenwälder an der Mittleren Elbe sind *Galium aparine* und *Glechoma hederacea* jeweils mit einer Stetigkeit von IV und *Poa trivialis* mit einer Stetigkeit von III (Tab. 4-16).

Der Leipziger Auenwald wurde letztmalig 1954 großflächig überschwemmt. Heute charakterisieren ihn feuchte bis mäßig trockene Standorte anzeigende Arten wie *Allium ursinum*, *Lamium galeobdolon* und *Milium effusum*. Außerdem fehlt *Impatiens noli-tangere* als Anzeiger für grundfeuchte Auenwälder fast vollständig (Hardtke & Ihl 2000).

Die zusammenfassende Darstellung der Pflanzengesellschaften in den Stetigkeitstabellen beruht auf den Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 2000 und 2001. In den Vegetationstabellen 1 und 2 (Anlage) sind die Tabellen für die einzelnen Pflanzengesellschaften beigelegt.

Untersuchungsgebiet 1

Die Vegetationsaufnahmen im Leipziger Auenwald können in zwei Gruppen unterteilt werden - Bestände mit und ohne *Allium ursinum*-Dominanz. Darüber hinaus werden die "Bestände mit *Allium ursinum*-Dominanz" entsprechend ihrer Artenzahl (Median 11) in eine artenarme (Median 7) und artenreiche Ausprägung (Median 13) untergliedert. Acht Vegetationsaufnahmen konnten auf Grund stark abweichender floristischer Unterschiede nicht in die bestehenden Pflanzengesellschaften eingeordnet werden. Sie sind in Vegetationstabelle 1d (Anlage) beigelegt.

Einzig *Milium effusum* kommt mit hoher Stetigkeit in allen drei Pflanzengesellschaften des Untersuchungsgebietes vor (Tab. 4-18).

Der Chi-Quadrat-Test ergibt ein signifikant häufigeres Vorkommen der "Bestände mit *Allium ursinum*-Dominanz - artenarme Ausprägung" im Altwald sowie der "Bestände ohne *Allium ursinum*-Dominanz" im Neuwald (Tab. 4-17).

Tab. 4-17: Pflanzengesellschaften im Leipziger Auenwald in Beziehung zur Waldkontinuität; n.s. = nicht signifikant

	Anzahl der Probeflächen		Gesamt
	Bestände mit <i>Allium ursinum</i> -Dominanz	Bestände ohne <i>Allium ursinum</i> -Dominanz	
	artenarme Ausprägung	artenreiche Ausprägung	
Altwald	15	5	19
Neuwald	5	16	43
Gesamt	20	21	62
Chi-Quadrat-Test	p < 0,001	p = n.s.	p = 0,048

1. Bestände mit *Allium ursinum*-Dominanz - artenarme Ausprägung

Die von *Allium ursinum* dominierten Bestände mit einer mittleren Artenzahl von sieben sind durch jahreszeitlich stark wechselnde Aspekte gekennzeichnet. Im Frühjahr bedeckt der Bärlauch flächig alle Probeflächen und erreicht dabei einen Deckungsgrad zwischen 80 und 100%. Mit einer hohen Stetigkeit aber geringem Deckungsgrad kommt noch *Lamium galeobdolon* vor (Tab. 4-18 und Vegetationstabelle 1a, Anlage).

Durch eine fast fehlende Krautschicht ist der Sommeraspekt gekennzeichnet. Der überwiegende Teil der Probeflächen liegt in den Altwäldern und 26% sind Neuwaldstandorte. *Fraxinus excelsior* dominiert in der Baumschicht; *Acer platanoides* und *A. pseudoplatanus* in der Strauchschicht.

2. Bestände mit *Allium ursinum*-Dominanz - artenreiche Ausprägung

Zwar sind die Bestände ebenfalls durch die Dominanz von *Allium ursinum* charakterisiert, jedoch erreicht die Art hier einen geringeren Deckungsgrad als in der zuvor beschriebenen Pflanzengesellschaft. Daneben treten auf allen Probeflächen mit sehr hoher Stetigkeit *Aegopodium podagraria*, *Lamium galeobdolon* und *Ranunculus ficaria* auf (Tab. 4-18). Die mittlere Artenzahl beträgt 13.

Innerhalb der Pflanzengesellschaft ist ein Feuchtegradient erkennbar, der eng mit der Waldkontinuität korreliert. Die feuchten, nährstoffreichen bis nitrophilen Standorte werden durch das stete Vorkommen von *Glechoma hederacea*, *Rubus caesius* und *Urtica dioica* gekennzeichnet. Demgegenüber sind die feuchten bis mäßig trockenen Standorte durch lückige Bestände von *Allium ursinum* charakterisiert. Zu ihnen zählen fast ausschließlich die Neuwaldstandorte. Neben den oben genannten Feuchtigkeitszeigern, die eine geringe Stetigkeit aufweisen, kommen mit höherer Stetigkeit *Adoxa moschatellina*, *Arum maculatum*, *Circaea lutetiana* und *Stellaria holostea* hinzu. Die feuchten bis mäßig trockenen Standorte mittlerer Nährstoffversorgung sind durch den Ausfall der Feuchtezeiger *Glechoma hederacea*, *Rubus caesius* und *Urtica dioica* und durch das stete Vorkommen der Arten *Dactylis polygama* und *Stellaria holostea* gekennzeichnet (Vegetationstabelle 1b, Anlage).

Mit höherer Stetigkeit tritt in der Baumschicht nur *Fraxinus excelsior* auf. Die Strauchschicht ist durch die steten Arten *Acer platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior* und *Sambucus nigra* charakterisiert.

3. Bestände ohne *Allium ursinum*-Dominanz

Die Pflanzengesellschaft ist durch eine große Variationsbreite gekennzeichnet und weist im Vergleich zu den "Beständen mit *Allium ursinum*-Dominanz" mit 16 die höchste mittlere Artenzahl auf. In der Krautschicht treten neben Feuchte- und Stickstoffzeigern vermehrt Arten gering nährstoffreicher, feuchter bis mäßig trockener Standorte auf. So kommen auf allen Probeflächen mit Stetigkeit zwischen III und V vor:

- *Glechoma hederacea*, *Rubus caesius* und *Urtica dioica* als Arten mit Verbreitungsschwerpunkt auf mäßig nassen bis feuchten Standorten,
- *Aegopodium podagraria*, *Anemone nemorosa*, *Geum urbanum*, *Pulmonaria obscura*, *Ranunculus ficaria* und *Veronica hederifolia* als Zeiger nährstoffreicher, feuchter bis mäßig trockener Bereiche,
- *Milium effusum* und *Stellaria holostea* als Arten mit Verbreitungsschwerpunkt vorwiegend mittlerer Nährstoffversorgung, feuchter bis mäßig trockener Standorte (Schubert 1972) (Tab. 4-18).

Eine Sonderstellung nehmen die Probeflächen mit *Mercurialis perennis* ein. Kennzeichnend für diese Standorte sind geringmächtige Auenlehmschichten über Sand und Kies sowie eine große Wasserzügigkeit des Bodens (Müller 1995). Das Verhältnis der Probeflächenanzahl zwischen Alt- und Neuwald ist ausgewogen.

Das Vorkommen von *Carex brizoides* kennzeichnet Standorte mit Sicker- und Staunässe (Schubert 1972).

Ausgehend von der Artenzusammensetzung der Vegetationsaufnahmen deutet sich in dieser Pflanzengesellschaft ebenfalls ein Feuchtegradient an. Die feuchten bis mäßig trockenen Standorte lassen sich durch das Vorkommen von *Anemone ranunculoides*, *Arum maculatum* und *Lamium galeobdolon* abgrenzen, wobei die Anzahl der Probeflächen auf Neuwaldstandorten leicht überwiegt. Der Ausfall der Artengruppe mit *Allium ursinum*, *Circaea lutetiana* und *Viola reichenbachiana* leitet zu den frischen bis trockenen Standorten über, während der Ausfall von *Adoxa moschatellina* und *Lamium maculatum* sowie von *Brachypodium sylvaticum* und *Impatiens parviflora* trockenere Standorte andeutet (Vegetationstabelle 1c, Anlage).

In der Baumschicht besitzt *Fraxinus excelsior* die höchste Stetigkeit. Die Strauchschicht wird von *Acer pseudoplatanus* und *Sambucus nigra* dominiert.

Allen Vegetationsaufnahmen im Leipziger Auenwald ist der hohe Anteil von *Acer platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior* und *Sambucus nigra* in der Gehölzverjüngung gemeinsam.

Tab. 4-18: Stetigkeitstabelle der Arten in den einzelnen Pflanzengesellschaften im Leipziger Auenwald; die Stetigkeitsklassen entsprechen folgenden Prozentangaben: V: >80 - 100 %, IV: >60 - 80 %, III: >40 - 60 %, II: >20 - 40 %, I: >10- 20 %, +: >5 - 10 %, r: >0 - 5 %

	Bestände mit <i>Allium ursinum</i> -Dominanz		Bestände ohne <i>Allium ursinum</i> -Dominanz
	artenarme Ausprägung	artenreiche Ausprägung	
Anzahl der Aufnahmen	19	21	62
Mittl. Deck. (%) Baumschicht	50	57	40
Mittl. Deck. (%) Strauchschicht	50	48	57
Mittl. Deck. (%) Krautschicht Frühjahr	94	94	77
Mittl. Deck. (%) Krautschicht Sommer	9	38	62
Mittlere Artenzahl (Median)	7	13	16
Baumschicht			
<i>Fraxinus excelsior</i>	III	III	III
<i>Quercus robur</i>	I	II	II
<i>Carpinus betulus</i>	I	II	r
<i>Acer pseudoplatanus</i>	+	II	I
<i>Populus x canadensis</i>	r	r	+
<i>Tilia cordata</i>	r	r	r
<i>Acer platanoides</i>	+	+	-
<i>Fagus sylvatica</i>	+	r	-
<i>Aesculus hippocastanum</i>	-	r	r
<i>Alnus glutinosa</i>	-	-	r
<i>Ulmus minor</i>	r	-	-
Strauchschicht			
<i>Acer pseudoplatanus</i>	II	V	IV
<i>Acer platanoides</i>	III	III	II
<i>Sambucus nigra</i>	I	III	III
<i>Fraxinus excelsior</i>	+	III	II
<i>Ulmus minor</i>	II	II	II
<i>Tilia cordata</i>	+	II	I
<i>Carpinus betulus</i>	II	I	I
<i>Acer campestre</i>	r	r	r
<i>Prunus padus</i>	.	+	r
<i>Euonymus europaea</i>	-	r	r
<i>Acer negundo</i>	-	-	I
<i>Alnus glutinosa</i>	-	-	r
<i>Cornus sanguinea</i>	-	-	r
<i>Corylus avellana</i>	-	-	r
<i>Quercus robur</i>	-	r	-
Gehölzverjüngung bis 0,5m			
<i>Acer platanoides</i>	IV	IV	IV
<i>Acer pseudoplatanus</i>	IV	V	V
<i>Sambucus nigra</i>	II	IV	III
<i>Fraxinus excelsior</i>	I	IV	III
<i>Ulmus minor</i>	III	II	II
<i>Quercus robur</i>	I	II	III
<i>Tilia cordata</i>	+	I	I

Tab. 4-18: Fortsetzung

	Bestände mit <i>Allium ursinum</i> -Dominanz		Bestände ohne <i>Allium ursinum</i> -Dominanz
	artenarme Ausprägung	artenreiche Ausprägung	
<i>Euonymus europaea</i>	r	I	+
<i>Prunus padus</i>	-	+	+
<i>Aesculus hippocastanum</i>	-	r	r
<i>Acer campestre</i>	-	-	+
<i>Carpinus betulus</i>	-	-	+
<i>Fagus sylvatica</i>	-	-	r
Krautschicht			
Differentialarten			
<i>Allium ursinum</i>	V	V	II
<i>Lamium galeobdolon</i>	V	V	II
<i>Ranunculus ficaria</i>	II	IV	V
<i>Aegopodium podagraria</i>	+	IV	IV
<i>Rubus caesius</i>	I	III	IV
<i>Stellaria holostea</i>	+	III	IV
<i>Geum urbanum</i>	r	III	IV
sonstige Arten			
<i>Milium effusum</i>	IV	V	V
<i>Pulmonaria obscura</i>	r	III	III
<i>Urtica dioica</i>	+	II	III
<i>Glechoma hederacea</i>	r	II	III
<i>Anemone nemorosa</i>	r	II	III
<i>Veronica hederifolia</i>	r	+	III
<i>Viola reichenbachiana</i>	II	III	II
<i>Adoxa moschatellina</i>	I	I	II
<i>Arum maculatum</i>	r	II	II
<i>Anemone ranunculoides</i>	I	+	I
<i>Dactylis polygama</i>	r	+	I
<i>Circaea lutetiana</i>	-	II	II
<i>Hedera helix</i>	-	II	+
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	-	+	II
<i>Galium aparine</i>	-	+	II
<i>Impatiens parviflora</i>	r	+	II
<i>Lamium maculatum</i>	-	+	II
<i>Polygonatum multiflorum</i>	-	+	II
<i>Stachys sylvatica</i>	-	+	II
<i>Carex brizoides</i>	-	+	I
<i>Galeopsis speciosa</i>	r	+	I
<i>Heracleum sphondylium</i>	-	+	I
<i>Silene dioica</i>	-	r	I
<i>Mercurialis perennis</i>	r	-	+
<i>Cardamine pratensis</i> var. <i>nemorosa</i>	r	-	r
<i>Gagea lutea</i>	-	+	r
<i>Viola odorata</i>	-	r	+
<i>Convallaria majalis</i>	-	r	r
<i>Filipendula ulmaria</i>	-	-	II

In "Bestände ohne *Allium ursinum*-Dominanz" kommen außerdem vor:
 Stetigkeit +: *Alliaria petiolata*, *Chaerophyllum temulum* und *Primula elatior*
 Stetigkeit r: *Carex sylvatica*, *Cirsium oleraceum*, *Corydalis cava*, *Deschampsia cespitosa*, *Euphorbia dulcis*,
Humulus lupulus, *Lathyrus vernus*, *Leucojum vernum*, *Moehringia trinervia*, *Paris quadrifolia*, *Ranunculus auricomus* agg.,
Ribes rubrum, *Rumex sanguineus*, *Stellaria media* agg., *Taraxacum officinalis* agg. und *Viola hirta*

Untersuchungsgebiet 2

Die Auswertung der Vegetationsaufnahmen der untersuchten Auenwälder an der Mittleren Elbe ergab drei voneinander abgrenzbare Pflanzengesellschaften. Drei Vegetationsaufnahmen konnten auf Grund stark abweichender floristischer Unterschiede nicht in die bestehenden Pflanzengesellschaften eingeordnet werden. Sie sind in Vegetationstabelle 2 d (Anlage) beigefügt.

Im Chi-Quadrat-Test zeigte keine Pflanzengesellschaft eine signifikante Abhängigkeit von der Waldkontinuität an (Tab. 4-19). Arten mit einer hohen Stetigkeit in der Krautschicht sind in allen drei Pflanzengesellschaften *Galium aparine*, *Geum urbanum*, *Urtica dioica*, *Glechoma hederacea* sowie im Frühjahrsaspekt *Ranunculus ficaria* (Tab. 4-20).

Tab. 4-19: Pflanzengesellschaften in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe in Beziehung zur Waldkontinuität; n.s. = nicht signifikant

	Anzahl der Probeflächen			Gesamt
	Bestände mit <i>Rubus caesius</i> -Dominanz	Bestände mit <i>Circaea lutetiana</i> -Dominanz	Bestände mit <i>Adoxa moschatellina</i> -Dominanz	
Altwald	24	18	15	57
Neuwald	52	24	31	107
Gesamt	76	42	46	164
Chi-Quadrat-Test	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	

1. Bestände mit *Rubus caesius*-Dominanz

Neben den oben genannten Arten kommt in der Krautschicht noch mit sehr hoher Stetigkeit *Rubus caesius* vor (Tab. 4-20). Die Pflanzengesellschaft hat eine mittlere Artenzahl von 12. "Bestände mit *Rubus caesius*-Dominanz" umfassen die tiefgelegensten Standorte der untersuchten Auenwälder und sind durch das Fehlen des typischen Frühjahrsaspektes geprägt. In der Baumschicht dominiert *Quercus robur*, während die Strauchschicht auf Grund der langen Überflutungsdauer fast vollständig fehlt (Tab. 4-20). Hinsichtlich der Waldkontinuität sind Bereiche, in denen *Filipendula ulmaria*, *Phalaris arundinacea*, *Stachys palustris* und *Symphytum officinale* eindeutig dominieren oder vollständig fehlen, zum größten Teil Neuwälder. Altwälder bilden den Übergangsbereich, in dem diese Arten nur eine geringe Stetigkeit besitzen.

Innerhalb der Pflanzengesellschaft ist ein Feuchtegradient erkennbar. Die höhere Stetigkeit von *Filipendula ulmaria*, *Phalaris arundinacea*, *Stachys palustris* und *Symphytum officinale* kennzeichnet die nassen Standorte (Schubert 1972). Der Rückgang dieser Arten bis zu ihrem völligen Ausfall sowie das Hinzutreten von *Anemone nemorosa*, *Dactylis polygama*, *Poa trivialis* und *Veronica hederifolia* leitet zu feuchten Standorten über (Vegetationstabelle 2a, Anlage).

2. Bestände mit *Circaea lutetiana*-Dominanz

In der mittleren Zone der Hartholzaue kommt diese Pflanzengesellschaft mit einer mittleren Artenzahl von 15 vor. Die Strauchschicht weist höhere Deckungsgrade als in der vorherigen Pflanzengesellschaft auf. In der Baumschicht sind mit gleich hoher Stetigkeit *Quercus robur* und *Tilia cordata* vorhanden (Tab. 4-20 und Vegetationstabelle 2b, Anlage).

Mit höherer Stetigkeit treten zu den oben genannten Arten noch *Anemone nemorosa*, *Circaea lutetiana*, *Poa trivialis* und *Veronica hederifolia* hinzu. Innerhalb der "Bestände mit *Circaea lutetiana*-Dominanz" charakterisieren *Filipendula ulmaria*, *Phalaris arundinacea*,

Stachys palustris und *Symphytum officinale* sehr feuchte Standorte. Der vollständige Ausfall der Artengruppe und das stete Vorkommen von *Glechoma hederacea*, *Impatiens noli-tangere* und *Rubus caesius* deutet auf feuchte, nährstoffreiche bis nitrophile Standorte hin. Ein Rückgang der Stetigkeit dieser Arten bei Zunahme von *Dactylis polygama*, *Impatiens parviflora* und *Veronica hederifolia* kennzeichnet feuchte bis mäßig trockene Bereiche (Vegetationstabelle 2b, Anlage).

3. Bestände mit *Adoxa moschatellina*-Dominanz

Die mittlere Artenzahl dieser Pflanzengesellschaft ist 16. "Bestände mit *Adoxa moschatellina*-Dominanz" befinden sich auf den hochgelegenen Standorten der untersuchten Auenwälder. Im Vergleich zu den beiden anderen Pflanzengesellschaften ist die Strauchschicht gut ausgebildet und wird durch *Acer campestre*, *A. pseudoplatanus* und *Ulmus minor* bestimmt. Die Baumschicht charakterisieren mit gleicher Stetigkeit *Quercus robur* und *Tilia cordata* (Tab. 4-20). Hinsichtlich der Waldkontinuität dominieren die Neuwaldstandorte.

Als weitere hochstete Arten kommen *Anemone nemorosa* und *Veronica hederifolia* vor. *Glechoma hederacea* und *Urtica dioica* weisen im Gegensatz zu den beiden anderen Pflanzengesellschaften eine geringere Stetigkeit auf. Das stete Auftreten der anspruchsvollen Laubwaldarten *Adoxa moschatellina*, *Chaerophyllum temulum* und *Milium effusum* deutet auf frische bis trockene und sehr selten überflutete Standorte hin. Die innerhalb der Pflanzengesellschaft etwas feuchteren Bereiche werden zusätzlich durch *Impatiens noli-tangere* und *Poa trivialis* charakterisiert. *Chaerophyllum temulum*, *Geranium robertianum* und *Moehringia trinervia* kennzeichnen hingegen lichte Bereiche (Vegetationstabelle 2c, Anlage).

Tab. 4-20: Stetigkeitstabelle der Arten in den Pflanzengesellschaften in den Auenwäldern an der Mittlere Elbe; die Stetigkeitsklassen entsprechen folgenden Prozentangaben: V: >80 - 100 %, IV: >60 - 80 %, III: >40 - 60 %, II: >20 - 40 %, I: >10- 20 %, +: >5 - 10 %, r: >0 - 5 %

	Bestände mit <i>Rubus caesius</i> -Dominanz	Bestände mit <i>Circaea lutetiana</i> -Dominanz	Bestände mit <i>Adoxa moschatellina</i> -Dominanz
Anzahl der Aufnahmen	76	39	47
Mittl. Deck. (%) Baumschicht	50	49	58
Mittl. Deck. (%) Strauchschicht	14	20	40
Mittl. Deck. (%) Krautschicht Frühjahr	84	92	90
Mittl. Deck. (%) Krautschicht Sommer	75	50	40
Mittlere Artenzahl (Median)	12	15	16
Baumschicht			
<i>Quercus robur</i>	IV	III	II
<i>Tilia cordata</i>	r	II	II
<i>Acer pseudoplatanus</i>	r	I	I
<i>Fraxinus excelsior</i>	+	I	I
<i>Populus x canadensis</i>	-	+	I
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	+	I	-
<i>Acer campestre</i>	r	-	r
<i>Carpinus betulus</i>	r	+	-
<i>Aesculus hippocastanum</i>	-	r	-
<i>Fagus sylvatica</i>	r	-	-
<i>Robinia pseudoacacia</i>	-	-	r

Tab. 4-20: Fortsetzung

	Bestände mit <i>Rubus caesius</i> -Dominanz	Bestände mit <i>Circaea lutetiana</i> -Dominanz	Bestände mit <i>Adoxa moschatellina</i> -Dominanz
Strauchschicht			
<i>Acer campestre</i>	r	+	II
<i>Ulmus minor</i>	+	I	II
<i>Acer pseudoplatanus</i>	r	r	II
<i>Fraxinus excelsior</i>	I	+	+
<i>Crataegus spec.</i>	+	+	I
<i>Carpinus betulus</i>	r	I	r
<i>Quercus robur</i>	I	+	-
<i>Tilia cordata</i>	-	+	I
<i>Cornus sanguinea</i>	I	-	+
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	+	+	-
<i>Ulmus laevis</i>	+	r	-
<i>Robinia pseudoacacia</i>	-	-	r
<i>Humulus lupulus</i>	-	-	r
<i>Acer platanoides</i>	-	-	r
<i>Sambucus nigra</i>	r	-	-
<i>Prunus spinosa</i>	r	-	-
<i>Malus sylvestris</i>	r	-	-
<i>Crataegus monogyna</i>	r	-	-
<i>Corylus avellana</i>	r	-	-
Gehölzverjüngung bis 0,5m			
<i>Fraxinus excelsior</i>	II	III	III
<i>Acer pseudoplatanus</i>	I	III	III
<i>Tilia cordata</i>	r	I	III
<i>Ulmus minor</i>	+	I	III
<i>Quercus robur</i>	II	II	II
<i>Crataegus spec.</i>	I	II	II
<i>Euonymus europaea</i>	II	II	+
<i>Cornus sanguinea</i>	I	r	I
<i>Sambucus nigra</i>	r	r	I
<i>Acer campestre</i>	I	III	III
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	+	I	-
<i>Carpinus betulus</i>	r	r	-
<i>Acer platanoides</i>	-	-	II
<i>Aesculus hippocastanum</i>	-	I	-
<i>Robinia pseudoacacia</i>	-	-	r
Krautschicht			
Differentialarten			
<i>Rubus caesius</i>	V	III	III
<i>Circaea lutetiana</i>	II	IV	III
<i>Poa trivialis</i>	III	IV	II
<i>Anemone nemorosa</i>	II	IV	IV
<i>Veronica hederifolia</i>	II	III	IV
<i>Milium effusum</i>	r	-	III
<i>Chaerophyllum temulum</i>	-	r	III
<i>Adoxa moschatellina</i>	r	r	III

Tab. 4-20: Fortsetzung

	Bestände mit <i>Rubus caesius</i> -Dominanz	Bestände mit <i>Circaea lutetiana</i> -Dominanz	Bestände mit <i>Adoxa moschatellina</i> -Dominanz
sonstige Arten			
<i>Ranunculus ficaria</i>	V	V	V
<i>Galium aparine</i>	IV	V	V
<i>Geum urbanum</i>	IV	V	V
<i>Urtica dioica</i>	V	IV	III
<i>Glechoma hederacea</i>	IV	IV	II
<i>Impatiens noli-tangere</i>	I	III	III
<i>Impatiens parviflora</i>	+	III	III
<i>Stachys sylvatica</i>	I	I	III
<i>Rumex sanguineus</i>	III	II	+
<i>Dactylis polygama</i>	I	II	II
<i>Filipendula ulmaria</i>	II	I	I
<i>Alliaria petiolata</i>	II	II	+
<i>Deschampsia cespitosa</i>	II	II	+
<i>Phalaris arundinacea</i>	II	I	I
<i>Galeopsis speciosa</i>	r	I	II
<i>Viola reichenbachiana</i>	+	+	II
<i>Veronica montana</i>	+	II	r
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	r	+	I
<i>Carex sylvatica</i>	+	I	+
<i>Festuca gigantea</i>	+	I	+
<i>Geranium robertianum</i>	r	r	I
<i>Cardamine impatiens</i>	r	r	r
<i>Carex brizoides</i>	+	+	+
<i>Stachys palustris</i>	II	I	-
<i>Symphytum officinale</i>	I	+	-
<i>Arctium lappa</i>	I	+	-
<i>Cirsium arvense</i>	I	+	-
<i>Carex acutiformis</i>	I	r	-
<i>Galeopsis bifida</i>	+	+	-
<i>Carex cespitosa</i>	+	+	-
<i>Alopecurus pratensis</i>	+	r	-
<i>Cardamine pratensis</i> var. <i>pratensis</i>	+	r	-
<i>Hedera helix</i>	-	r	r
<i>Lapsana communis</i>	r	-	r
<i>Lysimachia nummularia</i>	r	r	-
<i>Scrophularia nodosa</i>	r	r	-
<i>Anemone ranunculoides</i>	-	+	-
<i>Moehringia trinervia</i>	-	-	I

In den „Bestände mit *Adoxa moschatellina*-Dominanz " kommen außerdem vor:
 Stetigkeit +: *Aegopodium podagraria* und *Lamium maculatum*
 Stetigkeit r: *Anthriscus sylvestris*, *Equisetum arvense*, *Oxalis acetosella*, *Poa nemoralis*, *Ranunculus auricomus* agg. und *Stellaria media* agg.
 In den „Bestände mit *Rubus caesius*-Dominanz " kommen außerdem vor:
 Stetigkeit r: *Lysimachia vulgaris*, *Rumex conglomeratus*, *Stellaria nemorum*, *Taraxacum officinale* agg. und *Veronica serpyllifolia*

4.3.2 Floristischer Vergleich von Alt- und Neuwäldern

Einen wesentlichen Einfluss auf die Artenzusammensetzung der Krautschicht in Wäldern hat die Waldkontinuität. Besonders Altwälder enthalten häufig krautige Waldarten, die hier ihren Verbreitungsschwerpunkt haben und daher als Indikatorarten für Altwälder bezeichnet werden (Wulf 1999a). Da bisher keine Untersuchung zum Einfluss der Waldkontinuität auf die Zusammensetzung der Krautschicht in Auenwäldern vorliegt, erfolgt für die Alt- und Neuwälder beider Untersuchungsgebiete ein floristischer Vergleich. Neben Stetigkeit und ökologischen Zeigerwerten wird besonderer Wert auf die soziologischen Gruppen nach Ellenberg et al. (1992) sowie der Präferenz der Arten entsprechend Schmidt et al. (2003) und auf Indikatorarten für die unterschiedliche Waldkontinuität gelegt.

Stetigkeit

Die krautigen Gefäßpflanzen zeigen bezüglich der Stetigkeit in den Alt- und Neuwäldern im Leipziger Auenwald erhebliche Unterschiede (Tab. 10-2 im Anhang). Tabelle 4-21 verdeutlicht, dass wesentlich mehr Arten höhere Stetigkeiten in den Neuwäldern besitzen als in den Altwäldern. Obwohl der Anteil der krautigen Waldarten nach Ellenberg et al. (1992) in allen Stetigkeitsklassen mindestens 50% beträgt, ist ihr Anteil bei den höheren Stetigkeitsklassen der Altwälder leicht höher als in den Neuwäldern.

Tab. 4-21: Gesamtartenzahl der krautigen Gefäßpflanzen und Anzahl der krautigen Waldarten in den Alt- und Neuwäldern im Leipziger Auenwald

	Gesamtartenzahl der krautigen Gefäßpflanzen	Anzahl krautige Waldarten
mind. 2 Stetigkeitsklassen höher im Altwald	6	4
1 Stetigkeitsklasse höher im Altwald	5	3
gleich hohe Stetigkeit	18	11
1 Stetigkeitsklasse höher im Neuwald	18	10
mind. 2 Stetigkeitsklassen höher im Neuwald	6	3
Arten Gesamt	53	31

In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe wurden ebenfalls erhebliche Stetigkeitsunterschiede bei den krautigen Gefäßpflanzen zwischen den Alt- und Neuwäldern nachgewiesen (Tab. 10-3 im Anhang). Ein Vergleich der Gesamtartenzahl der krautigen Gefäßpflanzen ergibt eine größere Anzahl an Arten mit einer höheren Stetigkeit in den Alt- als in den Neuwäldern (Tab. 4-22). Bemerkenswert ist das Fehlen der krautigen Waldarten bei den Arten mit höherer Stetigkeit in den Neuwäldern der Auenwälder an der Mittleren Elbe.

Tab. 4-22: Gesamtartenzahl der krautigen Gefäßpflanzen und Anzahl der krautigen Waldarten in den Alt- und Neuwäldern der Auenwälder an der Mittleren Elbe

	Gesamtartenzahl der krautigen Gefäßpflanzen	Anzahl krautige Waldarten
mind. 2 Stetigkeitsklassen höher im Altwald	3	2
1 Stetigkeitsklasse höher im Altwald	18	10
gleich hohe Stetigkeit	21	10
1 Stetigkeitsklasse höher im Neuwald	13	0
mind. 2 Stetigkeitsklassen höher im Neuwald	2	0
Arten Gesamt	57	22

Ökologische Zeigerwerte

Die gewichteten mittleren Zeigerwerte Stickstoff-, Reaktions- und Feuchtezahl zeigen entsprechend des Mann-Whitney-U-Tests weder im Leipziger Auenwald noch in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe einen signifikanten Unterschied zwischen den Alt- und Neuwäldern (Tab. 10-4 im Anhang). Allerdings weisen die Neuwälder in beiden Untersuchungsgebieten eine signifikant höhere gewichtete mittlere Lichtzahl auf (Leipziger Auenwald: $p < 0,001$; Mittlere Elbe: $p = 0,033$).

Einteilung der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihres soziologischen Verhaltens nach Ellenberg et al. (1992) und der Präferenz ihres Vorkommens nach Schmidt et al. (2003)

Untersuchungsgebiet 1

Die Einteilung der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihres soziologischen Verhaltens nach Ellenberg et al. (1992) führt zu folgenden Ergebnissen: Keine signifikanten Unterschiede zwischen Alt- und Neuwäldern konnten in der Artenzahl und dem Deckungsgrad der Gehölzverjüngung sowie der *Molinio-Arrhenatheretea* nachgewiesen werden. Unter Verwendung der Präsenz/Absenz-Daten zeigen nur die Arten des Offenlandes und besonders der *Artemisietea* in den Neuwäldern des Leipziger Auenwaldes ein signifikant häufigeres Vorkommen (Tab. 4-23). Für alle anderen soziologischen Gruppen konnten keine signifikanten Unterschiede in der Artenzahl zwischen beiden Waldtypen belegt werden.

Wird die Abundanz der Arten in der Auswertung berücksichtigt, so sind in den Altwäldern der Leipziger Auenwälder die krautigen Waldarten signifikant häufiger. Eine Einzelanalyse der Untersuchungsflächen ergibt, dass der Deckungsgrad der krautigen Waldarten nur auf der Untersuchungsfläche 1 hoch signifikant ist ($p < 0,001$). Da diese Untersuchungsfläche am größten ist, enthält sie auch die meisten Probestellen für Vegetationsaufnahmen. Damit geht die Untersuchungsfläche 1 mit einem viel höheren Anteil in die Gesamtanalyse ein. Die restlichen drei Untersuchungsflächen zeigen keinen Unterschied bezüglich der Abundanz der krautigen Waldarten zwischen Alt- und Neuwäldern. Deshalb kann für das ganze Untersuchungsgebiet ein Unterschied im Deckungsgrad der krautigen Waldarten zwischen beiden Waldtypen ausgeschlossen werden.

Im Leipziger Auenwald treten die indifferenten Arten, Arten des Offenlandes und besonders die Arten der *Artemisietea* bei Zugrundelegung der Abundanz signifikant häufiger in den Neuwäldern auf (Tab. 4-23). Der Deckungsgrad aller Arten der Krautschicht ist in den Altwäldern signifikant höher als in den Neuwäldern (Tab. 4-23).

Tab. 4-23: Vergleich der Gefäßpflanzen der Krautschicht nach Ellenberg et al. (1992) in den Alt- und Neuwäldern im Leipziger Auenwald (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

Klassifizierung nach Ellenberg et al. (1992)	Mittlere Artenzahl pro Probestelle in den Altwäldern	Mittlere Artenzahl pro Probestelle in den Neuwäldern	Artenzahl	Deckung
Gehölzverjüngung	9,4	9,9	$p = \text{n.s.}$	$p = \text{n.s.}$
krautige Waldarten	6,6	6,8	$p = \text{n.s.}$	$p < 0,001$
indifferente Arten	1,4	1,5	$p = \text{n.s.}$	$p = 0,002$
Arten des Offenlandes	1,9	2,8	$p = 0,026$	$p = 0,018$
Arten der <i>Artemisietea</i>	1,7	2,6	$p = 0,003$	$p < 0,001$
Arten der <i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,2	0,2	$p = \text{n.s.}$	$p = \text{n.s.}$
Gesamtarten	19,3	21,0	$p = \text{n.s.}$	$p = 0,042$

In einem zweiten Schritt wurden die krautigen Gefäßpflanzen nach Schmidt et al. (2003) eingeteilt. Dabei konnte ein signifikant höherer Deckungsgrad der "Waldarten" in den Altwäldern sowie der "Wald- und Offenlandarten" in den Neuwäldern nachgewiesen werden. Weitere signifikante Unterschiede zwischen Alt- und Neuwäldern zeigen sich weder in der Artenzahl noch im Deckungsgrad der einzelnen Gruppen (Tab. 4-24).

Tab. 4-24: Vergleich der Gefäßpflanzen der Krautschicht nach Schmidt et al. (2003) in den Alt- und Neuwäldern im Leipziger Auenwald (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

Klassifizierung nach Schmidt et al. (2003)	Mittlere Artenzahl pro Probestfläche in den Altwäldern	Mittlere Artenzahl pro Probestfläche in den Neuwäldern	Artenzahl	Deckung
Arten vorwiegend im geschlossenen Wald (= "Waldarten")	5,5	5,3	p = n.s.	p < 0,001
Arten vorwiegend an Waldrändern und -verlichtungen (= "Waldrandarten")	0,6	0,9	p = n.s.	p = n.s.
Arten im Wald wie im Offenland (= "Wald- und Offenlandarten")	2,7	3,5	p = n.s.	p = 0,002
Arten auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland (= "Offenlandarten")	0,1	0,1	p = n.s.	p = n.s.
Arten Gesamt	8,9	9,8	-	-

Die Differenzen in der Gesamtartenzahl pro Probestfläche der Alt- und Neuwälder zwischen der Einteilung der Gefäßpflanzen der Krautschicht nach Ellenberg et al. (1992) und Schmidt et al. (2003) ergeben sich durch folgende Ursachen:

- Die Einteilung der Gefäßpflanzen nach Ellenberg et al. (1992) enthält als zusätzliche Gruppe die Gehölzverjüngung, die bei Schmidt et al. (2003) fehlt.
- Die mit höherer Stetigkeit auftretenden Arten *Hedera helix* und *Rubus caesius* zählen Schmidt et al. (2003) zu der "vorwiegend in der Strauchschicht von Wäldern, an Waldrändern oder -verlichtungen" vorkommenden Gruppe. Damit werden diese Gefäßpflanzen bei Schmidt et al. (2003) nicht in der Krautschicht berücksichtigt. Ellenberg et al. (1992) stellt *Hedera helix* zu den *Quercus-Fagetea* und *Rubus caesius* zu den indifferenten Arten.

Untersuchungsgebiet 2

In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe führt die Einteilung der Gefäßpflanzen in der Krautschicht entsprechend ihres soziologischen Verhaltens nach Ellenberg et al. (1992) zu folgenden Ergebnissen: Zwischen Alt- und Neuwäldern können für die Gehölzverjüngung, indifferente Arten, Arten des Offenlandes, Arten oft gestörter Plätze ohne *Artemisietea* sowie Arten der *Phragmitetea* in der Artenzahl und dem Deckungsgrad keine signifikanten Unterschiede nachgewiesen werden. Bei Zugrundelegung der Präsenz/Absenz-Daten zeigen die Artenzahlen der krautigen Waldarten und *Artemisietea* signifikant höhere Werte in den Altwäldern. Unter Berücksichtigung des Deckungsgrades weisen lediglich die krautigen Waldarten signifikante Unterschiede auf (Tab. 4-25).

Signifikant höhere Werte in der Artenzahl und dem Deckungsgrad wurden für die Arten der *Molinio-Arrhenatheretea* in den Neuwäldern ermittelt. Allerdings ist den Angaben auf Grund der niedrigen Artenzahl nur eine geringe Bedeutung beizumessen.

Die Gesamtartenzahl ist in den Altwäldern signifikant höher, während bei Berücksichtigung der Abundanz kein Unterschied zwischen beiden Waldtypen nachweisbar war (Tab. 4-25).

Tab. 4-25: Vergleich der Gefäßpflanzen der Krautschicht nach Ellenberg et al. (1992) in den Alt- und Neuwäldern der Auenwälder an der Mittleren Elbe (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

Klassifizierung nach Ellenberg et al. (1992)	Mittlere Artenzahl pro Probestfläche in den Altwäldern	Mittlere Artenzahl pro Probestfläche in den Neuwäldern	Artenzahl	Deckung
Gehölzverjüngung	2,5	2,1	p = n.s.	p = n.s.
krautige Waldarten	6,4	5,2	p = 0,009	p = 0,031
indifferente Arten	1,4	1,6	p = n.s.	p = n.s.
Arten des Offenlandes	4,2	4,0	p = n.s.	p = n.s.
Arten der <i>Artemisietea</i>	3,1	2,5	p = 0,001	p = n.s.
Arten der <i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,3	0,5	p = 0,035	p = 0,044
Arten oft gestörter Plätze ohne <i>Artemisietea</i>	0,5	0,7	p = n.s.	p = n.s.
Arten der <i>Phragmitetea</i>	0,3	0,3	p = n.s.	p = n.s.
Gesamtarten	14,5	12,9	p = 0,013	p = n.s.

Die Auswertung entsprechend der "Definition der typischen Waldgefäßpflanzen" (Schmidt et al. 2003) ergibt, dass die Artenzahl und der Deckungsgrad der "Waldrandarten" sowie die Artenzahl der "Waldarten" in den Altwäldern signifikant höher ist. Signifikante Unterschiede zwischen Alt- und Neuwäldern konnten für die beiden anderen Gruppen sowohl für die Artenzahl als auch den Deckungsgrad nicht nachgewiesen werden (Tab. 4-26).

Tab. 4-26: Vergleich der Gefäßpflanzen der Krautschicht nach Schmidt et al. (2003) in den Alt- und Neuwäldern der Auenwälder an der Mittleren Elbe (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

Klassifizierung nach Schmidt et al. (2003)	Mittlere Artenzahl pro Probestfläche in den Altwäldern	Mittlere Artenzahl pro Probestfläche in den Neuwäldern	Artenzahl	Deckung
Arten vorwiegend im geschlossenen Wald (= "Waldarten")	3,9	3,0	p = 0,016	p = n.s.
Arten vorwiegend an Waldrändern und -verlichtungen (= "Waldrandarten")	1,5	1,0	p < 0,001	p = 0,003
Arten im Wald wie im Offenland (= "Wald- und Offenlandarten")	5,4	5,7	p = n.s.	p = n.s.
Arten auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland (= "Offenlandarten")	0,1	0,1	p = n.s.	p = n.s.
Arten Gesamt	10,9	9,8	-	-

Die Differenzen in der Gesamtartenzahl pro Probestfläche der Alt- und Neuwälder zwischen der Einteilung der Gefäßpflanzen der Krautschicht nach Ellenberg et al. (1992) und Schmidt et al. (2003) begründen sich durch die Nichtberücksichtigung der Gehölzverjüngung bei Schmidt et al. (2003) sowie der unterschiedlichen Einordnung von *Rubus caesius* (siehe oben).

Indikatorarten

Arten, die in Altwäldern signifikant häufiger auftreten, werden im Folgenden als Indikatorarten für Altwaldstandorte bezeichnet. Äquivalent sind Indikatorarten für Neuwaldstandort solche, die in Neuwäldern häufiger vorkommen als zufällig erwartet. In Tabelle 4-27 sind diejenigen Sippen für den Leipziger Auenwald und in Tabelle 4-28 für die Auenwälder an der Mittleren Elbe aufgeführt, die in ihrer Verteilung auf die Waldkontinuität signifikant von einer Zufallsverteilung abweichen.

Tab. 4-27: Indikatorarten für Alt- und Neuwälder nach Präsenz/Absenz-Daten im Leipziger Auenwald (Chi²-Test; F: Fischers exakter Test)

Art	Altwälder		Neuwälder		Signifikanzniveau
	Anzahl	Stetigkeit	Anzahl	Stetigkeit	
Indikatorarten für Altwälder					
<i>Anemone ranunculoides</i>	16	39,0	1	1,4	p < 0,001 ^F
<i>Cardamine pratensis</i> var. <i>nemorosa</i>	4	9,8	0	0,0	p = 0,017 ^F
<i>Lamium galeobdolon</i>	31	75,6	23	32,8	p < 0,001
<i>Leucojum vernum</i>	3	7,3	0	0,0	p = 0,048 ^F
<i>Primula elatior</i>	5	12,2	1	1,4	p = 0,025 ^F
Indikatorarten für Neuwälder					
<i>Aegopodium podagraria</i>	11	26,8	53	75,7	p < 0,001
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	1	2,4	14	20,0	p = 0,009 ^F
<i>Lamium maculatum</i>	0	0,0	16	22,9	p < 0,001 ^F
<i>Pulmonaria obscura</i>	11	26,8	33	47,1	p = 0,035
<i>Stachys sylvatica</i>	0	0,0	15	21,4	p < 0,001 ^F
<i>Stellaria holostea</i>	14	34,1	40	57,1	p = 0,019

Indikatorarten der Waldkontinuität sind über Präsenz/Absenz-Daten definiert (Peterken 1974). In der Untersuchung wird zusätzlich der Deckungsgrad berücksichtigt, denn die Arten einer Fläche reagieren auf äußere Einwirkungen zunächst mit Veränderungen ihres Mengenanteils (Statistisches Bundesamt und Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) 2000). Außerdem kann aus dem Vorkommen einer Art noch nichts über ihre Wüchsigkeit, Konkurrenzkraft und bestandsbildender Bedeutung abgeleitet werden (Dierschke 1994).

Für den Leipziger Auenwald ergibt die Berücksichtigung der Abundanzen der Arten in den einzelnen Vegetationsaufnahmen *Anemone nemorosa* mit einem Signifikanzniveau von p = 0,038 als Indikatorart für Altwälder und *Milium effusum* (p = 0,028) sowie *Rubus caesius* (p = 0,022) als Indikatoren für Neuwälder.

Tab. 4-28: Indikatorarten für Alt- und Neuwälder nach Präsenz/Absenz-Daten in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe (Chi²-Test, F: Fischers exakter Test)

Art	Altwälder		Neuwälder		Signifikanzniveau
	Anzahl	Stetigkeit	Anzahl	Stetigkeit	
Indikatorarten für Altwälder					
<i>Alliaria petiolata</i>	21	35,6	14	13,0	p < 0,001
<i>Cardamine impatiens</i>	5	8,5	0	0,0	p = 0,005 ^F
<i>Festuca gigantea</i>	13	22,0	4	3,7	p < 0,001 ^F
<i>Geum urbanum</i>	50	84,7	73	67,6	p = 0,020
<i>Geranium robertianum</i>	7	11,9	4	3,7	p = 0,044 ^F
<i>Viola reichenbachiana</i>	12	20,3	8	7,4	p = 0,015
Indikatorart für Neuwälder					
<i>Symphytum officinale</i>	1	1,7	13	12,0	p = 0,020 ^F

Werden die Abundanzen der Arten in den einzelnen Vegetationsaufnahmen zu Grunde gelegt, kommt *Cardamine pratensis* var. *pratensis* mit einem Signifikanzniveau von $p = 0,046$ bei den Indikatorarten für Neuwälder hinzu.

4.3.3 Funktionstypen, Hemerobiestufen und Urbanität

Neben der Artenzusammensetzung werden häufig die autökologischen Eigenschaften der am Vegetationsaufbau beteiligten Arten verwendet, um Vegetationsbestände voneinander abzugrenzen. Aus diesem Grund wurden im Rahmen der Arbeit die verschiedenen Funktionstypen, Hemerobiestufen und Urbanität für die einzelnen Untersuchungsgebiete analysiert.

Lebensformenspektrum

Die Mittelwerte der Lebensformenspektren für die Alt- und Neuwälder der beiden Untersuchungsgebiete gibt Abbildung 4-4 wieder. Danach stellen die Geophyten in beiden Auenwäldern die größte Gruppe dar, wobei sie in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe mit ca. 50% insgesamt einen geringeren Anteil erreichen als im Leipziger Auenwald. Ein signifikant häufigeres Vorkommen der Geophyten in den Altwäldern konnte nur für den Leipziger Auenwald nachgewiesen werden ($p < 0,001$).

In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe sind die Hemikryptophyten die zweithäufigste Lebensform. Signifikante Unterschiede zwischen Alt- und Neuwäldern bestehen allerdings in dem Untersuchungsgebiet nicht. Mit einem Gruppenmengenanteil von 20% kommen die Hemikryptophyten im Leipziger Auenwald signifikant häufiger in den Neu- als in den Altwäldern vor ($p < 0,001$), wo sie nur einen Anteil von 7,6% erreichen.

Die krautigen Chamaephyten sind im Leipziger Auenwald mit Gruppenmengenanteilen um 10% vertreten. Ein signifikanter Unterschied zwischen den beiden Waldtypen konnte nicht nachgewiesen werden. In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe sind die krautigen Chamaephyten mit 2,4% in den Altwäldern und 3,7% in den Neuwäldern nur von untergeordneter Bedeutung für die Zusammensetzung der Krautschicht. Hier bilden die holzigen Chamaephyten die dritthäufigste Gruppe. Diese Lebensform ist im Leipziger Auenwald wesentlich geringer vertreten (0,5% in den Altwäldern; 3,5% in den Neuwäldern), jedoch in den Neuwäldern signifikant häufiger als in den Altwäldern ($p < 0,001$). In den Altwäldern des

Leipziger Auenwälder kommen signifikant häufiger als zufällig erwartet die Therophyten ($p = 0,022$) vor. Die Phanerophyten in der Krautschicht sind hingegen in den Neuwäldern signifikant häufiger ($p = 0,016$) (Tab. 10-5 im Anhang). In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe zeigen nur die Nanophanerophyten ein signifikant häufigeres Vorkommen in den Altwäldern ($p = 0,012$) (Tab. 10-6 im Anhang). Mit 0,4% in den Altwäldern und 0,1% in den Neuwäldern nehmen die Hydrophyten in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe sehr geringe Anteile ein. Sie fehlen allerdings im Leipziger Auenwald.

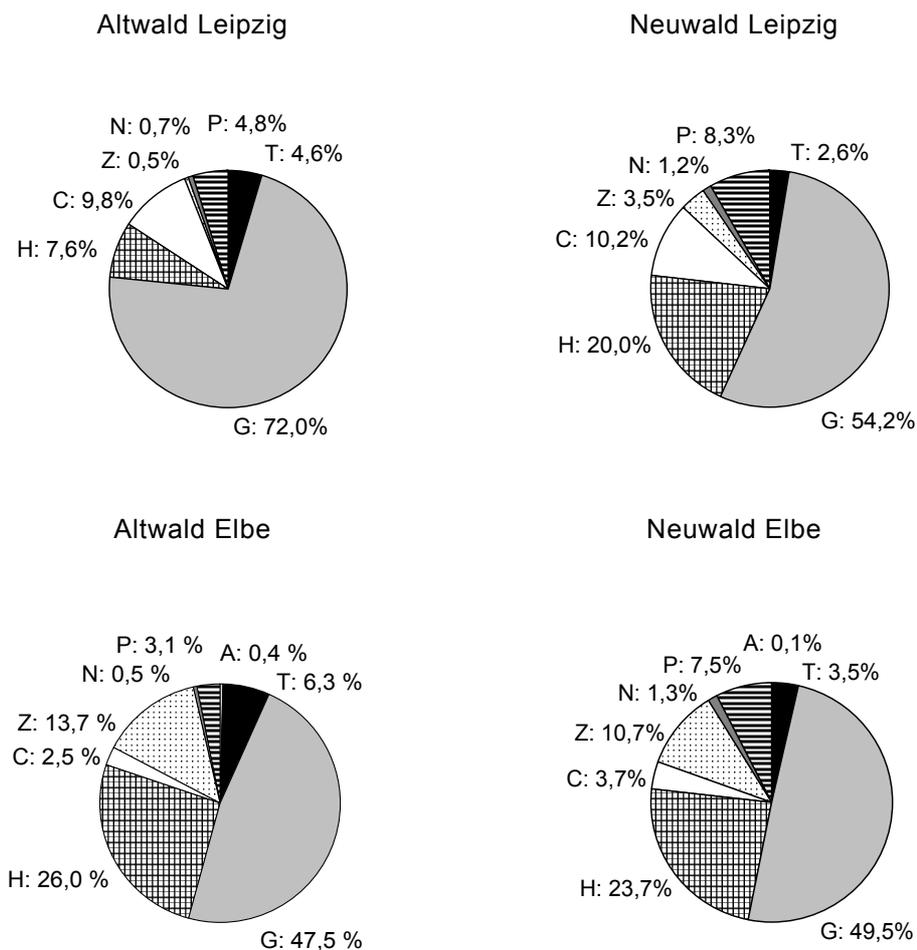


Abb. 4-4: Lebensformenspektren im Leipziger Auenwald und in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe, basierend auf mittleren Gruppenmengenanteilen; A: Hydrophyten, T: Therophyten, G: Geophyten, H: Hemikryptophyten, C: krautige Chamaephyten, Z: holzige Chamaephyten, N: Nanophanerophyten, P: Phanerophyten

Spektren der Ausbreitungstypen

Bei der Analyse der Spektren der Ausbreitungstypen zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsgebieten (Abb. 4-5). Im Leipziger Auenwald dominieren mit 60% die myrmekochoren Arten in den Altwäldern. Im Vergleich zu den Neuwäldern (32,7%) treten sie in den Altwäldern signifikant häufiger auf ($p < 0,001$). In den Neuwäldern ist hingegen die Hemerochorie signifikant vorherrschend ($p < 0,001$). Als dritthäufigster Ausbreitungstyp kommt in beiden Waldtypen die Zoochorie (ohne Myrmekochorie) vor. Zoochore

und anemochore Arten sind signifikant häufiger in den Neuwäldern (Zoochorie: $p = 0,002$; Anemochorie: $p < 0,001$). Die Autochorie erreicht in beiden Waldtypen Anteile von 8 bis 10%; signifikante Unterschiede konnten nicht nachgewiesen werden (Tab. 10-7 im Anhang).

In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe dominiert als häufigster Ausbreitungstyp die Hemerochorie, gefolgt von der Zoochorie und Anemochorie. Die Autochorie, Myrmekochorie und Hydrochorie nehmen nur geringe Anteile ein. Signifikante Unterschiede zwischen den beiden Waldtypen wurden nicht festgestellt (Tab. 10-8 im Anhang).

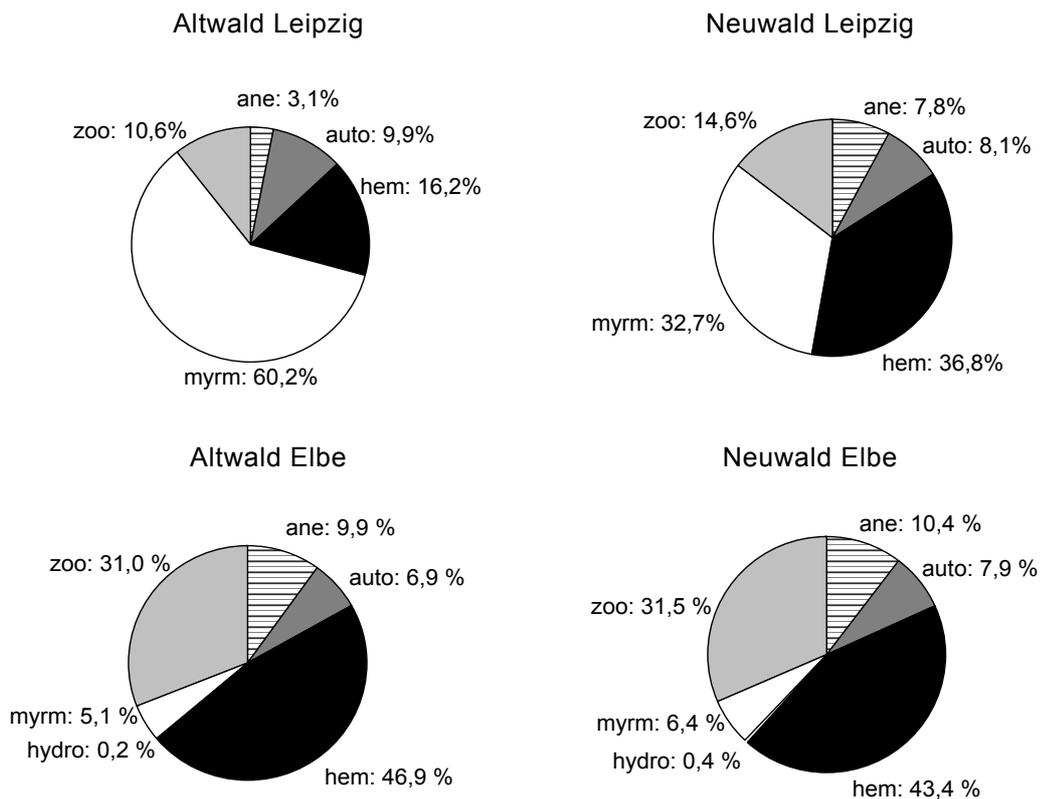


Abb. 4-5: Spektren der Ausbreitungstypen im Leipziger Auenwald und in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe, basierend auf mittleren Gruppenmengenanteilen; ane: Anemochorie, auto: Autochorie, hem: Hemerochorie, hydro: Hydrochorie, myrm: Myrmekochorie, zoo: sonstige Zoochorie

Spektren der ökologischen Strategietypen

Die Auswertung der ökologischen Strategietypen (Grime 1979) zeigt, dass der intermediäre CSR-Typ, außer in den Neuwäldern an der Mittleren Elbe, überall dominiert (Abb. 4-6). In beiden Untersuchungsgebieten tritt dieser Strategietyp in den Altwäldern signifikant häufiger auf als in den Neuwäldern (Leipzig: $p < 0,001$; Mittlere Elbe: $p = 0,047$).

Als zweithäufigster Strategietyp wurden die Konkurrenz-Strategen nachgewiesen. Im Leipziger Auenwald treten sie in den Neuwäldern signifikant häufiger auf als in den Altwäldern ($p < 0,001$). In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe sind die Konkurrenz-Strategen in den Neuwäldern die häufigste Gruppe. Signifikante Unterschiede zu den Altwäldern können allerdings nicht nachgewiesen werden ($p = 0,428$).

Mit einem Gruppenmengenanteil von 5,8% in den Neuwäldern des Leipziger Auenwaldes bilden die CS-Strategien die drittgrößte Gruppe. Sie sind in diesem Waldtyp signifikant häufiger als in den Altwäldern ($p < 0,001$).

Bemerkenswert ist der hohe Anteil der Ruderal-Strategen (4,2%) in den Altwäldern des Leipziger Auenwaldes. Alle anderen Strategietypen sind in beiden Untersuchungsgebieten nur noch von untergeordneter Bedeutung und zeigen keine signifikanten Unterschiede zwischen Neu- und Altwäldern (Tab. 10-9 und 10-10 im Anhang).

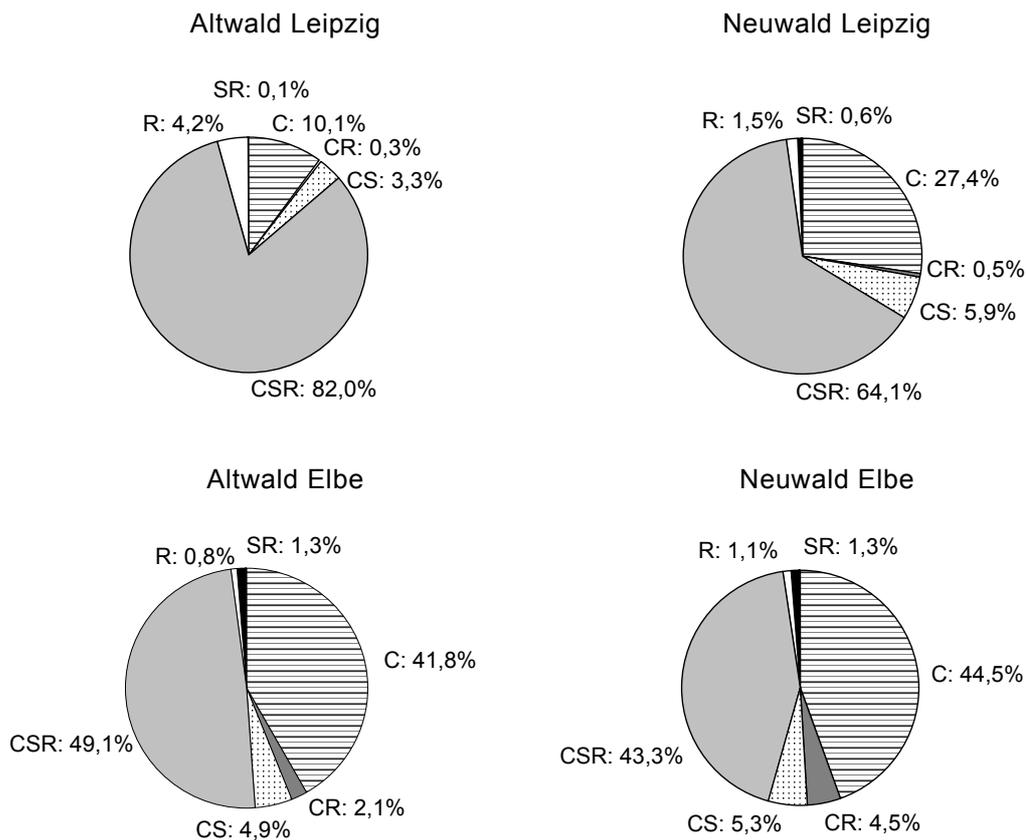


Abb. 4-6: Spektren der ökologischen Strategietypen nach Grime (1979) im Leipziger Auenwald und in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe, basierend auf mittleren Gruppenmengenanteilen; C: Konkurrenz-Strategen, R: Ruderal-Strategen, CR: Konkurrenz-Ruderal-Strategen, CS: Konkurrenz-Stress-Strategen, SR: Stress-Ruderal-Strategen, CSR: Konkurrenz-Stress-Ruderal-Strategen

Spektren der Hemerobiestufen

Bei der Analyse der Hemerobiestufen zeigen sich nur im Leipziger Auenwald signifikante Unterschiede zwischen Alt- und Neuwäldern (Abb. 4-7 und Tab. 10-11 im Anhang). Sowohl in den Alt- als auch in den Neuwäldern beider Untersuchungsgebiete dominieren die mesohemeroben Arten, die im Leipziger Auenwald signifikant häufiger in den Altwäldern sind ($p < 0,001$). Die oligohemeroben Arten stellen im Leipziger Auenwald die zweithäufigste Gruppe dar, die in den Altwäldern ebenfalls signifikant häufiger vorkommen ($p < 0,001$). Größere Anteile im gleichen Untersuchungsgebiet besitzen noch die β - und α -euhemeroben Arten. Beide Hemerobiestufen wurden signifikant häufiger in den Neuwäldern nachgewiesen (β -euhemerob: $p < 0,001$; α -euhemerob: $p = 0,001$). Obwohl die polyhemeroben Arten

signifikant häufiger in den Neuwäldern des Leipziger Auenwaldes sind ($p = 0,017$), besitzen sie nur eine untergeordnete Bedeutung. In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe erreichen die polyhemeroben Arten in beiden Waldtypen ebenfalls nur geringe Anteile.

Im Unterschied zum Leipziger Auenwald sind in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe in beiden Waldtypen die β -euhemeroben Arten die zweithäufigste Gruppe, gefolgt von den oligohemeroben Arten. Geringere Anteile nehmen die α -euhemeroben und polyhemeroben Arten ein. Ein Vergleich der Alt- und Neuwälder ergibt für die Auenwälder an der Mittleren Elbe nur sehr geringe Unterschiede in den einzelnen Hemerobiestufen (Tab. 10-12 im Anhang).

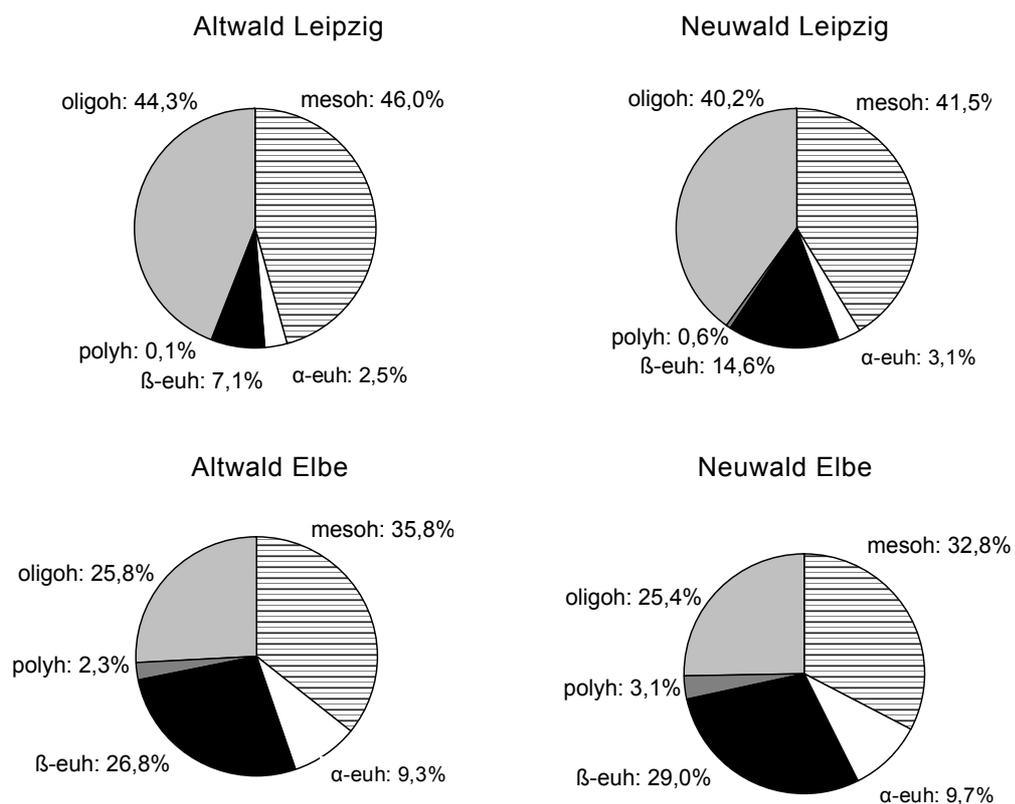


Abb. 4-7: Hemerobiestufen im Leipziger Auenwald und in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe, basierend auf mittleren Gruppenmengenanteilen; mesoh: mesohemerob, β -euh: β -euhemerob, α -euh: α -euhemerob, polyh: polyhemerob, oligoh: oligohemerob

Urbanitätsspektren

Die Auswertung der Urbanitätsspektren zeigt, dass außer in den Neuwäldern der Auenwälder an der Mittleren Elbe die mäßig urbanophoben Arten in allen Waldtypen beider Untersuchungsgebiete am häufigsten vorkommen. Am zweithäufigsten können in beiden Auenwäldern die urbanoneutralen Arten nachgewiesen werden. Eine geringe Bedeutung erreichen in beiden Waldtypen die mäßig urbanophilen und urbanophoben Arten. In den Neuwäldern der Auenwälder an der Mittleren Elbe dominieren die urbanoneutralen Arten, gefolgt von den mäßig urbanophoben Arten.

In den Altwäldern des Leipziger Auenwaldes treten die mäßig urbanophoben Arten signifikant häufiger auf ($p < 0,001$). Die urbanophoben und urbanoneutralen Arten sind hingegen in den Neuwäldern signifikant häufiger vertreten (urbanophob: $p = 0,005$; urbanoneutral: $p < 0,001$) (Abb. 4-7 und Tab. 10-13 im Anhang). In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe können keine signifikanten Unterschiede bezüglich der Urbanitätsspektren nachgewiesen werden (Abb. 4-8 und Tab. 10-14 im Anhang).

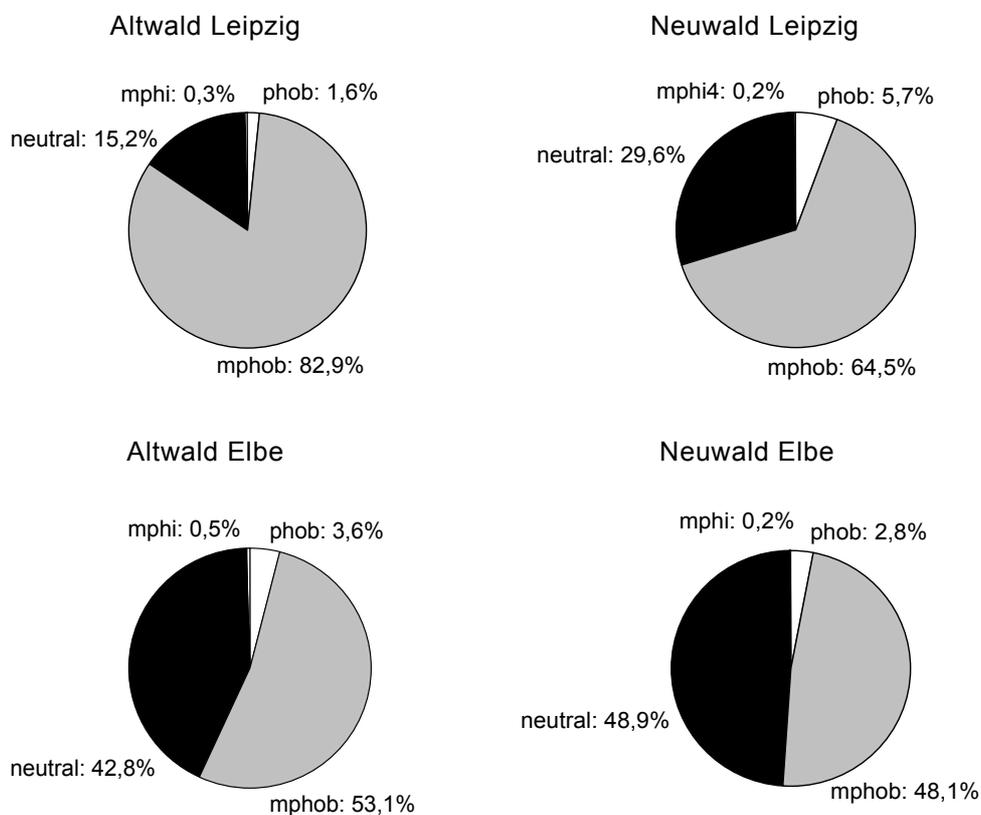


Abb. 4-8: Urbanitätsspektren im Leipziger Auenwald und in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe, basierend auf mittleren Gruppenmengenanteilen; phob: urbanophob, mphob: mäßig urbanophob, neutral: urbanoneutral, mph: mäßig urbanophi

4.3.4 Transekte

Zur Analyse der Veränderung der Artenzusammensetzung vom Alt- in den Neuwald erfolgte die Anlage von Transekten. Dazu wurden im Leipziger Auenwald auf vier und in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe auf sechs Untersuchungsflächen mindestens drei parallel verlaufende Transekte untersucht. Die Daten sind in den Vegetationstabellen 3 und 4 (Anlage) enthalten.

Einteilung der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihres soziologischen Verhaltens nach Ellenberg et al. (1992)

Untersuchungsgebiet 1

Im Leipziger Auenwald zeigen die soziologischen Gruppen nach Ellenberg et al. (1992) bei zunehmender Distanz zum Altwald folgende Resultate:

- Auf keiner Untersuchungsfläche erhöht oder verringert sich signifikant die Artenzahl der Gehölzverjüngung, der indifferenten Arten sowie der Arten der *Artemisietea*.
- Auf Untersuchungsfläche 2 erfolgt ein signifikanter Anstieg der Anzahl der Gesamtarten.
- Auf zwei Untersuchungsflächen konnte eine signifikante Erhöhung der Anzahl der krautigen Waldarten nachgewiesen werden.
- Eine signifikante Erhöhung der Artenzahl des Offenlandes ist nur auf der Untersuchungsfläche 1 nachweisbar, wobei hauptsächlich die Artenzahl der *Molinio-Arrhenatheretea* signifikant ansteigt (Tab. 10-15 im Anhang).

Bildet an Stelle der Artenzahl der Deckungsgrad die Datengrundlage, so wurden im Leipziger Auenwald folgende Resultate ermittelt:

- Auf keiner Untersuchungsfläche konnte ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Deckungsgrad der Gehölzverjüngung und der zunehmenden Entfernung zum Altwald nachgewiesen werden.
- Die Deckung der Gesamtarten sowie der indifferenten Arten nimmt jeweils auf einer Untersuchungsfläche mit steigender Entfernung zum Altwald signifikant zu sowie die Deckung der krautigen Waldarten auf einer Untersuchungsfläche signifikant ab.
- Bei zunehmender Distanz zum Altwald erhöht sich auf Untersuchungsfläche 1 die Deckung der Arten des Offenlandes signifikant, was auf die Arten der *Artemisietea* und *Molinio-Arrhenatheretea* zurückzuführen ist. Im Gegensatz dazu nimmt auf der Untersuchungsfläche 4 vom Alt- in den Neuwald die Deckung der Arten des Offenlandes und damit der *Artemisietea* signifikant ab (Tab. 10-16 im Anhang).

Untersuchungsgebiet 2

Bei zunehmender Entfernung zum Altwald ergaben sich in den untersuchten Auenwäldern an der Mittleren Elbe für die Artenzahl der soziologischen Gruppen nach Ellenberg et al. (1992) folgende Resultate:

- Auf keiner Untersuchungsfläche erhöht oder verringert sich signifikant die Artenzahl der indifferenten Arten.
- Eine signifikante Erhöhung der Anzahl der Gesamtarten konnte auf der Untersuchungsfläche 3 nachgewiesen werden.
- Auf drei Untersuchungsflächen ließ sich eine signifikante Abnahme der Artenzahl der Gehölzverjüngung belegen.
- Die Anzahl der krautigen Waldarten erhöht sich auf Untersuchungsfläche 2 signifikant, während sie sich auf Untersuchungsfläche 3 signifikant verringert.

- Die Arten des Offenlandes zeigen auf zwei Untersuchungsflächen eine signifikante Zunahme ihrer Artenzahl. Auf der Untersuchungsfläche 5 ist das auf die Erhöhung der Arten der *Phragmitetea* sowie *Molinio-Arrhenatheretea* und auf Untersuchungsfläche 2 auf die Arten der *Artemisietea* zurückzuführen (Tab. 10-17 im Anhang).

Bildet an Stelle der Artenzahl der Deckungsgrad die Datengrundlage, werden folgende signifikanten Ergebnisse in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe nachgewiesen:

- Auf zwei Untersuchungsflächen kommt es zu einem signifikanten Anstieg der Deckung der Gesamtarten bei steigender Distanz zum Altwald.
- Die Deckung der Gehölzverjüngung verändert sich auf 83% der Untersuchungsflächen bei Vergrößerung der Entfernung zum Altwald signifikant. Auf vier Untersuchungsflächen wurde eine signifikante Abnahme des Deckungsgrades bei zunehmender Entfernung zum Altwald sowie auf Untersuchungsfläche 2 eine signifikante Zunahme belegt.
- Die Deckung der krautigen Waldarten nimmt auf zwei sowie die Deckung der indifferenten Arten auf einer Untersuchungsfläche signifikant ab.
- Obwohl die Deckung der Arten des Offenlandes auf der Untersuchungsfläche 3 mit zunehmender Entfernung zum Altwald signifikant steigt, kommt es auf dieser Untersuchungsfläche zur signifikanten Abnahme der Deckung der Arten der *Molinio-Arrhenatheretea*. Untersuchungsfläche 1b zeigt ebenfalls eine signifikante Abnahme der Deckung der Arten der *Molinio-Arrhenatheretea* bei zunehmender Distanz zum Altwald. Dies spiegelt sich aber nicht in der Deckung der Arten des Offenlandes wider. Die signifikante Zunahme der Deckung der Arten der *Phragmitetea* auf Untersuchungsfläche 5 sowie der Arten der *Artemisietea* auf Untersuchungsfläche 2 schlägt sich nicht in der Deckung der Arten des Offenlandes wider (Tab. 10-18 im Anhang).

Zusammenfassend lassen sich für beide Untersuchungsgebiete keine verallgemeinerbaren Aussagen hinsichtlich des Zusammenhanges zwischen zunehmender Distanz zum Altwald und Artenzahl/Deckung der Artengruppen entsprechend ihres soziologischen Verhaltens nach Ellenberg et al. (1992) feststellen. Einzig in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe steigt auf 67% der Untersuchungsflächen mit zunehmender Entfernung zum Altwald der Deckungsgrad der Gehölzverjüngung signifikant an.

Der Deckungsgrad der krautigen Waldarten verringert sich signifikant nur auf einer Untersuchungsfläche im Leipziger Auenwald und auf zwei Untersuchungsflächen in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe. Bildet der Deckungsgrad der krautigen Waldarten aller Probestellen des Altwaldes im Vergleich zu denen des Neuwaldes die Datengrundlage, dann sind folgende Ergebnisse nachweisbar: Im Leipziger Auenwald erreichen auf drei von vier Untersuchungsflächen die krautigen Waldarten in den Altwäldern keine signifikant höheren Deckungsgrade als in den Neuwäldern (Tab. 10-19 im Anhang). Teilweise weisen sie sogar in den Neuwäldern die höchsten Deckungsgrade auf (Abb. 4-9). In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe werden auf drei Untersuchungsflächen keine signifikanten Unterschiede im Deckungsgrad der krautigen Waldarten zwischen beiden Waldtypen nachgewiesen. Drei Untersuchungsflächen zeigen in den Altwäldern signifikant höhere Deckungsgrade der krautigen Waldarten als in den Neuwäldern (Abb. 4-10 und Tab. 10-20 im Anhang). Obwohl für die Untersuchungsfläche 5 keine Signifikanz nachgewiesen wurde, ist hier der Deckungsgrad der krautigen Waldarten im Altwald wesentlich höher als im Neuwald. Nur bei 4,5 m im Neuwald werden noch mal ähnliche Deckungswerte der krautigen Waldarten erreicht wie im Altwald (Abb. 4-10). Den Untersuchungsflächen 1a, 1b, 3 und 5, die in den Altwäldern höhere Deckungsgrade an krautigen Waldarten aufweisen als in den Neuwäldern, ist ein Reinbestand der Baumschicht gemeinsam. Das Alter der Baumschicht in den Neuwäldern scheint dabei

nur einen geringen Einfluss auf den Deckungsgrad der krautigen Waldarten zu besitzen. Die mit 100-jährigen Stiel-Eichen bestockte Untersuchungsfläche 5 zeigt über den ganzen untersuchten Bereich des Neuwaldes ähnlich niedrige Deckungsgrade der krautigen Waldarten wie der 40-jährige Hybrid-Pappelbestand der Untersuchungsfläche 3. Demgegenüber weist die Untersuchungsfläche 1a als 25-jährige Stiel-Eichenfläche im Durchschnitt immer höhere Deckungsgrade der krautigen Waldarten auf als die Untersuchungsflächen 3 und 5 (Abb. 4-10).

Im Vergleich dazu zeigen die Untersuchungsflächen 2 und 4 der Auenwälder an der Mittleren Elbe, die einen Mischbestand in der Baumschicht der Neuwälder aufweisen, keinen wesentlichen Unterschied im Deckungsgrad der krautigen Waldarten zwischen den beiden Waldtypen. Aus dem Grund ist für den Deckungsgrad der krautigen Waldarten in den Neuwäldern der Auenwälder an der Mittleren Elbe zu schlussfolgern, dass die Artenzusammensetzung der Baumschicht in diesem Waldtyp entscheidender ist als ihr Alter. Im Leipziger Auenwald sind hingegen alle Neuwaldstandorte mit Mischbeständen bestockt. Außer auf Untersuchungsfläche 1 kann hier kein signifikanter Unterschied im Deckungsgrad der krautigen Waldarten zwischen Alt- und Neuwald festgestellt werden.

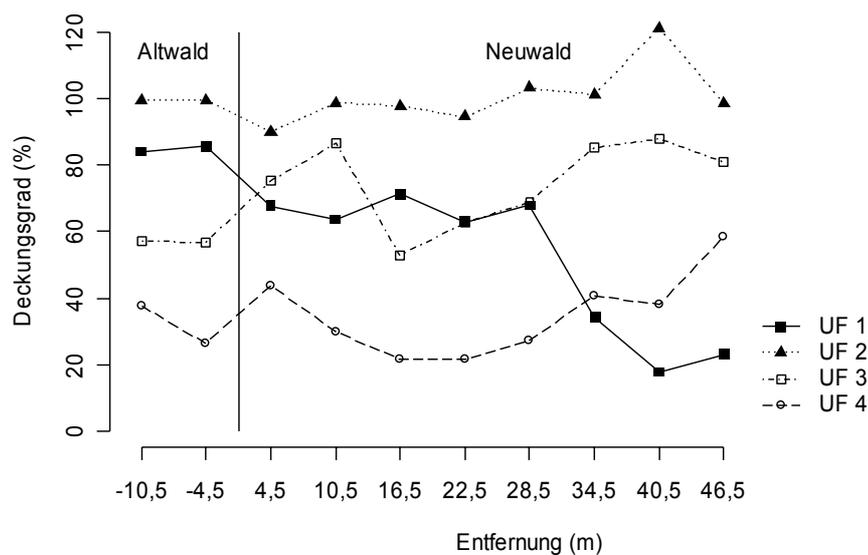


Abb. 4-9: Veränderung der durchschnittlichen mittleren Deckung der krautigen Waldarten mit zunehmender Entfernung zum Altwald im Leipziger Auenwald; UF = Untersuchungsfläche

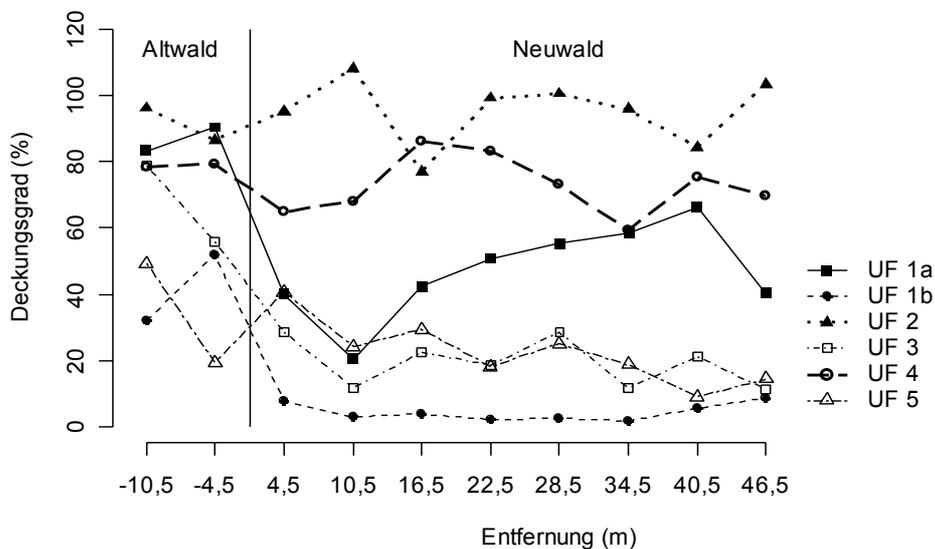


Abb. 4-10: Veränderung der durchschnittlichen mittleren Deckung der krautigen Waldarten mit zunehmender Entfernung zum Altwald in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe; UF = Untersuchungsfläche

Einteilung der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend der Präferenz ihres Vorkommens nach Schmidt et al. (2003)

Untersuchungsgebiet 1

Bei zunehmender Entfernung zum Altwald ergeben sich für den Leipziger Auenwald folgende Ergebnisse:

- Die Artenzahl der "Waldarten" nimmt signifikant auf der Untersuchungsfläche 2 zu und der Deckungsgrad auf der Untersuchungsfläche 1 signifikant ab.
- Für keine Untersuchungsfläche konnte eine signifikante Veränderung der Artenzahl/Deckung der "Waldrandarten" nachgewiesen werden.
- Artenzahl und Deckungsgrad der "Wald- und Offenlandarten" steigen auf der Untersuchungsfläche 1 signifikant an. Auf der Untersuchungsfläche 2 erhöht sich die Artenzahl der "Wald- und Offenlandarten" signifikant, während auf der Untersuchungsfläche 3 ihre signifikante Verringerung nachgewiesen werden konnte. Der Deckungsgrad der "Wald- und Offenlandarten" steigt auf Untersuchungsfläche 4 signifikant an.
- Während die Artenzahl der "Offenlandarten" auf Untersuchungsfläche 1 signifikant ansteigt, zeigt der Deckungsgrad auf keiner Untersuchungsfläche eine signifikante Veränderung (Tab. 10-21 und 10-22 im Anhang).

Untersuchungsgebiet 2

In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe ließen sich bei zunehmender Entfernung zum Altwald folgende signifikante Zusammenhänge nachweisen:

- Die Artenzahl der "Waldarten" nimmt auf den Untersuchungsfläche 2 und 3 signifikant ab. Für den Deckungsgrad dieser Artengruppe konnte auf Untersuchungsfläche 2 eine signifikante Zunahme und auf der Untersuchungsfläche 3 eine signifikante Abnahme nachgewiesen werden.

- Auf den Untersuchungsflächen 1b, 3 und 5 (Reinbestände der Neuwälder) verringert sich die Artenzahl der "Waldrandarten" signifikant. In den Mischbeständen (Untersuchungsflächen 2 und 4) ergeben sich keine Abhängigkeiten der Artenzahl der "Waldrandarten" von der Entfernung zum Altwald (Tab. 10-23 im Anhang). Außer auf der Untersuchungsfläche 5 ließ sich für keine andere Untersuchungsfläche eine Veränderung im Deckungsgrad der "Waldrandarten" belegen.
- Die Artenzahl der "Wald- und Offenlandarten" steigt auf den Untersuchungsflächen 2 und 5 signifikant an. Keine signifikanten Veränderungen konnten für den Deckungsgrad dieser Artengruppe nachgewiesen werden.
- Auf der Untersuchungsfläche 3 erhöht sich die Artenzahl der "Offenlandarten" signifikant, während der Deckungsgrad auf keiner Untersuchungsfläche eine signifikante Änderung aufweist (Tab. 10-23 und 10-24 im Anhang).

Zusammenfassend können im Leipziger Auenwald für alle vier Gruppen nach Schmidt et al. (2003) mit zunehmendem Abstand zum Altwald weder in der Artenzahl noch im Deckungsgrad einheitlich signifikante Änderungen nachgewiesen werden. In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe wird für die "Waldrandarten" mit steigender Distanz zum Altwald in fast allen Reinbeständen der Neuwälder eine signifikante Abnahme der Artenzahl belegt. Für alle anderen Artengruppen nach Schmidt et al. (2003) konnten nur auf vereinzelt Untersuchungsflächen signifikante Zusammenhänge zwischen der steigenden Entfernung zum Altwald und der Artenzahl sowie dem Deckungsgrad nachgewiesen werden.

Werden pro Untersuchungsfläche alle Transekte des Altwaldes denen des Neuwaldes gegenübergestellt, ergeben sich folgende Ergebnisse:

- Im Leipziger Auenwald können nur auf der Untersuchungsfläche 1 signifikante Unterschiede in der Artenzahl und dem Deckungsgrad einzelner Gruppen nach Schmidt et al. (2003) nachgewiesen werden (Tab. 10-25 und 10-26 im Anhang).
- In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe ist, außer auf Untersuchungsfläche 5, die Artenzahl der "Waldarten" in den Reinbeständen des Neuwaldes signifikant geringer als in den Altwäldern. Für die Artenzahl und den Deckungsgrad der anderen Gruppen nach Schmidt et al. (2003) lassen sich nur vereinzelt signifikante Unterschiede zwischen Alt- und Neuwald belegen (Tab. 10-27 und 10-28 im Anhang).

Ökologische Zeigerwerte

Die bei der zufälligen Flächenauswahl in den Neuwäldern festgestellte höhere mittlere Lichtzahl (vgl. Kap. 4.3.3) wird als einheitlicher Trend für die Transekte beider Untersuchungsgebiete nicht bestätigt. Bei zunehmenden Abstand zum Altwald können im Leipziger Auenwald nur auf zwei und in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe nur auf einer Untersuchungsfläche eine signifikant höhere gewichtete mittlere Lichtzahl nachgewiesen werden (Tab. 10-29 und 10-30 im Anhang).

Mit zunehmender Entfernung zum Altwald steigt die gewichtete mittlere Feuchtezahl im Leipziger Auenwald auf zwei Untersuchungsflächen signifikant an. In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe ließ sich, außer auf Untersuchungsfläche 1a, keine signifikante Veränderung der gewichteten mittleren Feuchtezahl bei zunehmender Distanz zum Altwald belegen.

Im Leipziger Auenwald nimmt auf zwei Untersuchungsflächen die gewichtete mittlere Stickstoff- und Reaktionszahl bei Vergrößerung der Entfernung zum Altwald signifikant zu. Das lässt auf diesen Untersuchungsflächen auf einen höheren Stickstoffwert und Basengehalt in den Neuwäldern schließen. In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe zeigen nur zwei von sechs Untersuchungsflächen eine signifikante Abhängigkeit der gewichteten mittleren Stick-

stoffzahl von der Entfernung zum Altwald. Dabei kommt es einmal zu einer Zunahme und im anderen Fall zu einer Abnahme (Tab. 10-29 und 10-30 im Anhang). Die gewichtete mittlere Reaktionszahl weist, außer auf Untersuchungsfläche 5, keine signifikante Veränderung mit steigender Distanz zum Altwald auf (Tab. 10-29 und 10-30 im Anhang).

Ausbreitungstypen der krautigen Waldarten

Untersuchungsgebiet 1

Eine signifikante Abnahme des Deckungsgrades der krautigen Waldarten bei zunehmender Entfernung zum Altwald konnte nur auf einer Untersuchungsfläche festgestellt werden. Auf den anderen Untersuchungsflächen verändert sich der Deckungsgrad der krautigen Waldarten bei zunehmender Distanz zum Altwald nicht signifikant. Deshalb kann für die meisten Untersuchungsflächen im Leipziger Auenwald davon ausgegangen werden, dass die krautigen Waldarten die ersten 50m der Neuwaldfläche bereits vollständig besiedelt haben.

Viele krautige Waldarten verfügen über Autochorie oder Myrmekochorie, also über Nahausbreitungsmechanismen. Ausgehend von der Tatsache, dass der Anteil der myrmekochoren Arten bei der Analyse der Zufallsflächen in den Altwäldern signifikant höher war als in den Neuwäldern, stellt sich hier die Frage: Haben die krautigen Waldarten, die sich nur über eine geringe Distanz ausbreiten können, den untersuchten Neuwaldbereich im Leipziger Auenwald ebenfalls schon vollständig erschlossen?

Abbildung 4-11 zeigt, dass die Ergebnisse für den durchschnittlichen Gruppenmengenanteil der krautigen Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen (Autochorie und Myrmekochorie) bei zunehmender Entfernung zum Altwald nicht einheitlich sind. Auf den Untersuchungsflächen 2, 3 und 4 wurden keine signifikanten Veränderungen nachgewiesen, während es auf der Untersuchungsfläche 1 ($p = 0,016$) zu einer signifikanten Abnahme der krautigen Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen kommt (Tab. 10-31 im Anhang). Die gleiche Gruppe erreicht auf der Untersuchungsfläche 3 im Neuwald sogar höhere Deckungswerte als im Altwald. Dies ist aber nicht signifikant.

Auf Untersuchungsfläche 3 ($p = 0,006$) nimmt der durchschnittliche Gruppenmengenanteil der autochoren und auf Untersuchungsfläche 1 ($p = 0,009$) der myrmekochoren, krautigen Waldarten mit zunehmendem Abstand zum Altwald signifikant ab. Für alle anderen Untersuchungsflächen konnte keine signifikante Veränderung der autochoren oder myrmekochoren, krautigen Waldarten bei steigender Distanz zum Altwald nachgewiesen werden (Tab. 10-31 im Anhang). Dies zeigt, dass die krautigen Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen den untersuchten Neuwaldabschnitt im Leipziger Auenwald zum größten Teil vollständig besiedelt haben.

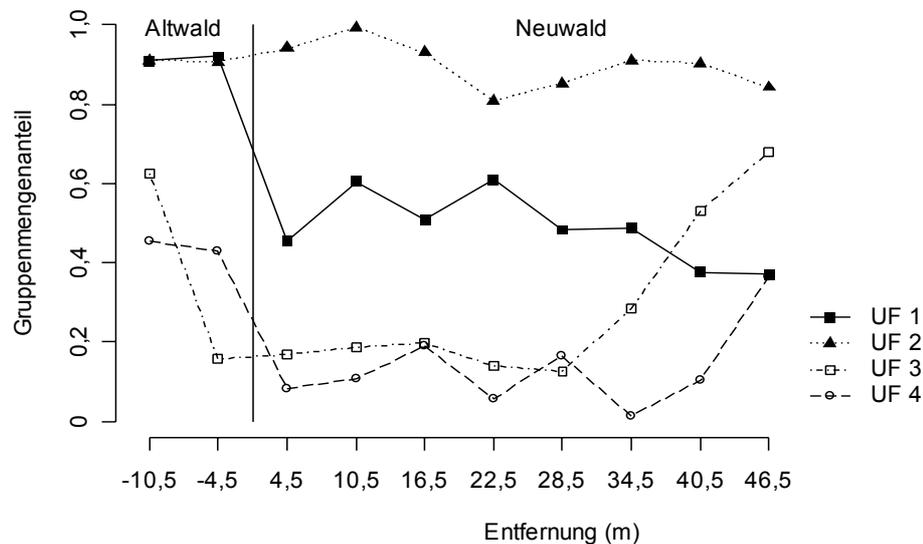


Abb. 4-11: Durchschnittlicher Gruppenmengenanteil der krautigen Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen bei zunehmender Entfernung zum Altwald im Leipziger Auenwald; UF = Untersuchungsfläche

Für den durchschnittlichen Gruppenmengenanteil der krautigen Waldarten mit Fernausbreitungsmechanismen (anemochore und zoochore Arten) konnten auf den Untersuchungsflächen 1, 2 und 4 keine signifikanten Veränderungen bei zunehmender Entfernung zum Altwald nachgewiesen werden. Auf der Untersuchungsfläche 3 ($p = 0,003$) wurde ein signifikanter Abfall der Artengruppe bei steigender Distanz zum Altwald belegt (Abb. 4-12 und Tab. 10-32 im Anhang).

Der durchschnittliche Gruppenmengenanteil der anemochoren, krautigen Waldarten steigt bei zunehmender Entfernung zum Altwald auf der Untersuchungsfläche 3 ($p = 0,016$) signifikant an. Für den Gruppenmengenanteil der zoochoren, krautigen Waldarten konnte auf der Untersuchungsfläche 2 ($p = 0,007$) ein signifikanter Anstieg nachgewiesen werden. Auf allen anderen Untersuchungsflächen zeigen die anemochoren oder zoochoren, krautigen Waldarten keine signifikanten Veränderungen (Tab. 10-32 im Anhang).

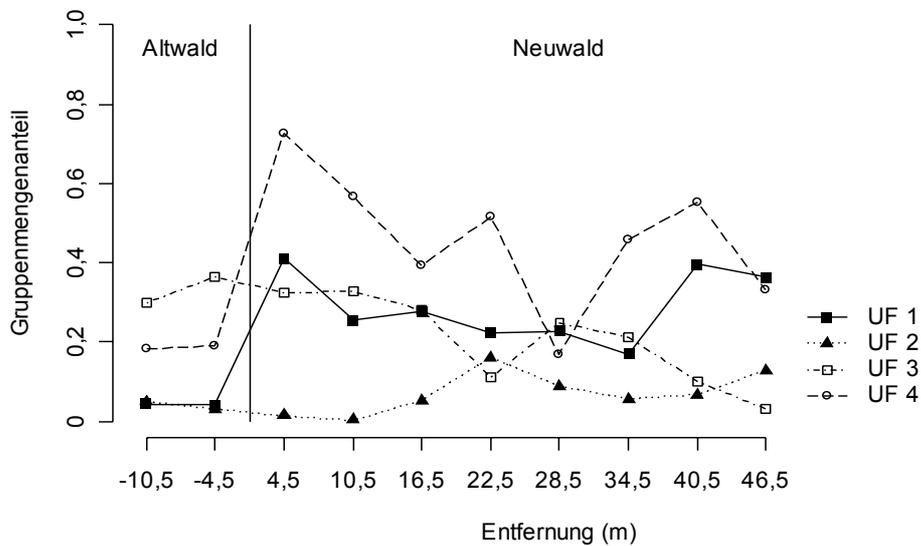


Abb. 4-12: Durchschnittlicher Gruppenmengenanteil der krautigen Waldarten mit Fernausbreitungsmechanismen bei zunehmender Entfernung zum Altwald im Leipziger Auenwald; UF = Untersuchungsfläche

Untersuchungsgebiet 2

Abbildung 4-13 und Tabelle 10-33 im Anhang zeigen, dass signifikante Veränderungen der durchschnittlichen Gruppenmengenanteile der krautigen Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen (autochore und myrmekochore Arten) bei zunehmender Entfernung zum Altwald in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe nicht nachweisbar sind. Bemerkenswert ist der allgemein geringe durchschnittliche Gruppenmengenanteil der Artengruppe. Auf keiner Untersuchungsfläche konnte eine signifikante Veränderung des durchschnittlichen Gruppenmengenanteiles der autochoren oder myrmekochoren, krautigen Waldarten bei steigender Distanz zum Altwald belegt werden (Tab. 10-33 im Anhang).

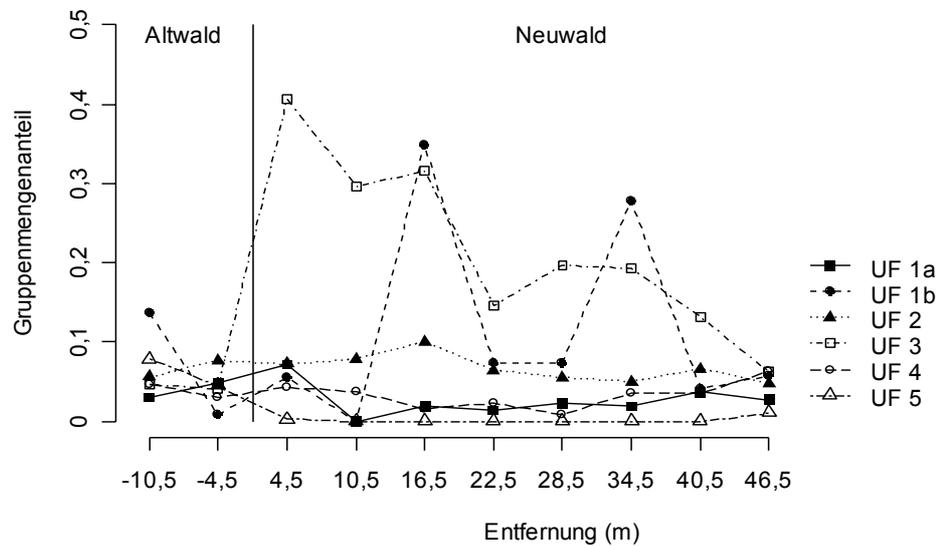


Abb. 4-13: Durchschnittlicher Gruppenmengenanteil der krautigen Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen bei zunehmender Entfernung zum Altwald in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe; UF = Untersuchungsfläche

In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe besitzen die krautigen Waldarten mit Fernausbreitungsmechanismen (anemochore und zoochore Arten) im Vergleich zu den krautigen Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen höhere Deckungsgrade.

Nur auf den Untersuchungsflächen 2 ($p = 0,016$) und 5 ($p = 0,040$) wurde ein signifikanter Anstieg des durchschnittlichen Deckungsgrades der krautigen Waldarten mit Fernausbreitungsmechanismen bei zunehmender Entfernung zum Altwald nachgewiesen (Abb. 4-14 und Tab. 10-34 im Anhang). Keine signifikanten Veränderungen bei steigender Distanz zum Altwald zeigen die anemochoren oder zoochoren, krautigen Waldarten auf den einzelnen Untersuchungsflächen (Tab. 10-34 im Anhang). Insgesamt ist also kein Unterschied für die krautigen Waldarten mit Fernausbreitungsmechanismen bei zunehmender Entfernung zum Altwald feststellbar.

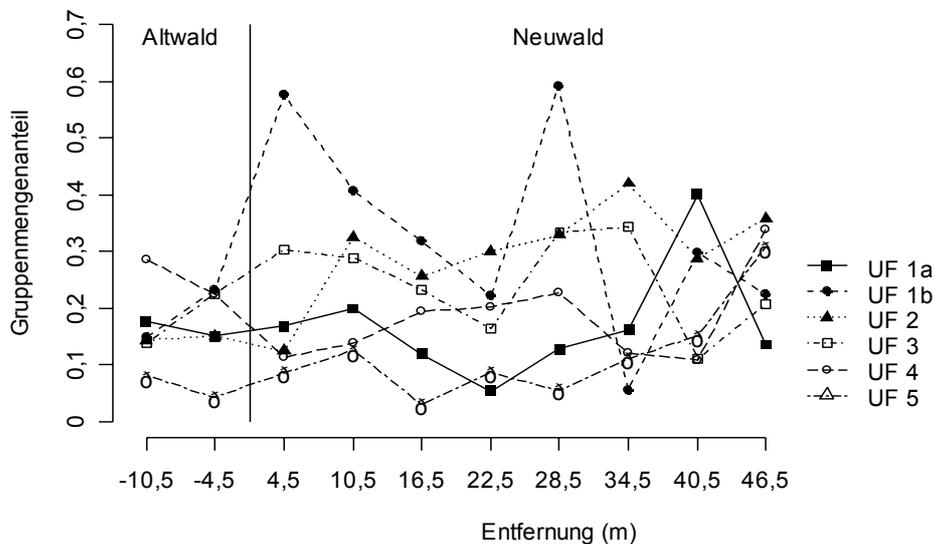


Abb. 4-14: Durchschnittlicher Gruppenmengenanteil der krautigen Waldarten mit Fernausbreitungsmechanismen bei zunehmender Entfernung zum Altwald in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe; UF = Untersuchungsfläche

4.3.5 Zusammenfassung der Ergebnisse der vegetationskundlichen Untersuchungen

Die Auswertung der vegetationskundlichen Untersuchung ergibt für den Leipziger Auenwald und die Auenwälder an der Mittleren Elbe einige Gemeinsamkeiten. Unabhängig von der Waldkontinuität können für beide Untersuchungsgebiete die Ergebnisse folgendermaßen zusammengefasst werden:

- Geophyten sind die häufigste Lebensform (Kap. 4.3.3),
- CSR-Strategen sind der dominierende ökologische Strategietyp (Grime 1979), gefolgt von den C-Strategen (Kap. 4.3.3).

Unabhängig von der Waldkontinuität gelten für beide Untersuchungsgebiete folgende Unterschiede:

- Der Anteil der krautigen Waldarten ist bei den höheren Stetigkeitsklassen der Altwälder im Leipziger Auenwald höher als in den Neuwäldern. In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe fehlen die krautigen Waldarten in den höheren Stetigkeitsklassen in den Neuwäldern (Tab. 4-21 und 4-22).
- Im Leipziger Auenwald sind die Ausbreitungstypen mit Nahausbreitungsmechanismen die dominierenden Formen der Ausbreitung. Im Vergleich dazu sind die Ausbreitungstypen an der Mittleren Elbe von geringer Bedeutung (Kap. 4.3.3). Hier besitzen die Ausbreitungstypen mit Fernausbreitungsmechanismen wesentlich höhere Gruppenmengenanteile.
- Im Leipziger Auenwald stellen die mesohemeroben und oligohemeroben Arten über 80% der Gruppenmengenanteile. In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe bilden die mesohemeroben, oligohemeroben und β -euhemeroben Arten fast zu gleichen Anteilen ca. 80% der Gruppenmengenanteile (Kap. 4.3.3).

- Im Leipziger Auenwald bestimmen die mäßig urbanophoben und urbanoneutralen Arten über 90% der Gruppenmengenanteile. In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe dominieren die mäßig urbanophoben Arten. Die urbanoneutralen Arten nehmen nur einen geringen Gruppenmengenanteil ein (Kap. 4.3.3).

Tabelle 4-29 und 4-30 zeigen, dass prinzipiell für den Leipziger Auenwald größere signifikante Unterschiede zwischen Alt- und Neuwäldern nachgewiesen werden konnten als in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe.

Tab. 4-29: Zusammenfassung aller signifikanten Unterschiede im Leipziger Auenwald zwischen Alt- und Neuwäldern

	Altwälder	Neuwälder
Zufallsflächen		
Pflanzengesellschaften	Bestände mit <i>Allium ursinum</i> -Dominanz - artenarme Ausprägung	Bestände ohne <i>Allium ursinum</i> -Dominanz
ökologische Zeigerwerte	-	höhere gewichtete mittlere Lichtzahl aller Vegetationsaufnahmen
soziologisches Verhalten nach Ellenberg et al. (1992)	-	höherer Deckungsgrad der indifferenten Arten
	-	höhere Artenzahl und Deckungsgrad der Arten des Offenlandes
	-	höhere Artenzahl und Deckungsgrad der Arten der <i>Artemisietea</i>
Präferenz der Arten nach Schmidt et al. (2003)	höherer Deckungsgrad der "Waldarten"	höherer Deckungsgrad der "Wald- und Offenlandarten"
Indikatorarten	<i>Anemone ranunculoides</i> <i>Anemone nemorosa</i> <i>Cardamine pratensis</i> var. <i>nemorosa</i> <i>Lamium galeobdolon</i> <i>Leucojum vernum</i> <i>Primula elatior</i>	<i>Aegopodium podagraria</i> <i>Brachypodium sylvaticum</i> <i>Lamium maculatum</i> <i>Milium effusum</i> <i>Pulmonaria obscura</i> Rubus caesius
	-	<i>Stachys sylvatica</i>
	-	<i>Stellaria holostea</i>
Funktionstypen		
Lebensformen	Geophyten, Therophyten	Hemikryptophyten, holzige Chamaephyten, Phanerophyten
Ausbreitungstyp	Myrmekochorie	Zoochorie, Anemochorie, Hemerochorie
Strategietyp	CSR	C, CS
Hemerobiestufen	mesohemerob	polyhemerob, α -euhemerob, β -euhemerob
Urbanität	mäßig urbanophob	urbanophob; urbanoneutral
Transekte		
ökologische Zeigerwerte	keine signifikanten Unterschiede	
soziologisches Verhalten nach Ellenberg et al. (1992)	keine signifikanten Unterschiede	
Präferenz der Arten nach Schmidt et al. (2003)	keine signifikanten Unterschiede	
Ausbreitungstypen der krautigen Waldarten	keine signifikanten Unterschiede	

Tab. 4-30: Zusammenfassung aller signifikanten Unterschiede in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe zwischen Alt- und Neuwäldern

	Altwälder	Neuwälder
Zufallsflächen		
Pflanzengesellschaft	keine signifikanten Unterschiede	
ökologische Zeigerwerte	-	höhere gewichtete mittlere Lichtzahl aller Vegetationsaufnahmen
soziologisches Verhalten nach Ellenberg et al. (1992)	höhere Artenzahl und Deckungsgrad der krautigen Waldarten	höhere Artenzahl und Deckungsgrad der Arten der <i>Molinio-Arrhenatheretea</i>
Präferenz der Arten nach Schmidt et al. (2003)	höhere Artenzahl der Arten der <i>Artemisietea</i>	-
	höhere Artenzahl der "Waldarten"	-
Indikatorarten	höhere Artenzahl und Deckungsgrad der "Waldrandarten"	-
	<i>Alliaria petiolata</i>	<i>Symphytum officinale</i>
	<i>Cardamine impatiens</i>	<i>Cardamine pratensis</i> var. <i>pratensis</i>
	<i>Festuca gigantea</i>	-
	<i>Geum urbanum</i>	-
	<i>Geranium robertianum</i>	-
Viola reichenbachiana	-	
Funktionstypen		
Lebensformen	-	Nanophanerophyten
Ausbreitungstyp	keine signifikanten Unterschiede	
Strategietyp	keine signifikanten Unterschiede	
Hemerobiestufen	keine signifikanten Unterschiede	
Urbanität	keine signifikanten Unterschiede	
Transekte		
ökologische Zeigerwerte	Anstieg der mittleren gewichteten Feuchtezahl mit zunehmender Entfernung zum Altwald	-
soziologisches Verhalten nach Ellenberg et al. (1992)	-	Anstieg des Deckungsgrades des Gehölzjungwuchses mit zunehmender Entfernung zum Altwald
	-	Deckungsgrad der krautigen Waldarten ist vom Baumbestand abhängig (niedrigere Deckungsgrade in Neuwäldern mit Reinbeständen)
Präferenz der Arten nach Schmidt et al. (2003)	-	Artenzahl der "Waldrandarten" sinkt mit zunehmender Entfernung zum Altwald in den Reinbeständen
Ausbreitungstypen der krautigen Waldarten	keine signifikanten Unterschiede	

5 Diskussion

5.1 Methodendiskussion

Für den floristischen Vergleich der Alt- und Neuwälder wurden die Probeflächen zufällig ausgewählt (random sampling). Bei der Methode hat jeder Punkt der Untersuchungsfläche die gleiche Auswahlchance (Traxler 1987). Durch die Festlegung der Stichprobenanzahl kann es zu einer inhomogenen Beprobung der Untersuchungsfläche sowie zum Nichterfassen seltener Arten kommen. Aus rein statistischer Sicht ist das zufällige Probedesign jedoch das Verfahren der Wahl (Rink 2003). Die Daten können statistischen Tests unterzogen sowie die Varianz der Stichproben errechnet werden (Traxler 1987).

Nicht geeignet ist das zufällige Probedesign für die Erfassung von kontinuierlichen Veränderungen entlang eines bekannten Gradienten. Dafür schlagen verschiedene Autoren das Anlegen von Transekten vor (Austin 1981; Traxler 1987; Mühlenberg 1993; Rink 2003). Das Auffinden bisher nicht bekannter faktoraler Trends inklusive ihrer Richtung kann durch die Transektmethode nicht realisiert werden (Wildi 1986).

Für den floristischen Vergleich der Alt- und Neuwälder wäre die Transektmethode nicht empfehlenswert. Mittels dieser Methode wird lediglich ein begrenzter räumlicher Abschnitt der Untersuchungsfläche abgedeckt. Dadurch wurden im Leipziger Auenwald die Arten *Leucojum vernum*, *Mercurialis perennis* und *Ribes rubrum* nicht erfasst.

Im Kapitel 3 ist eine Annahme für die Analyse des Ausbreitungsverhaltens der krautigen Waldarten, dass sie alle zum Zeitpunkt der Anlage des Neuwaldes am Waldrand des Altwaldes vorhanden waren (vgl. Matlack 1994; Oheimb 1996). Das gilt jedoch nicht für die Gesamtheit der krautigen Waldarten, was durch den direkten Vergleich der Zufallsflächen mit den Transekten belegt wird. *Paris quadrifolia* und *Cardamine pratensis* var. *nemorosa* konnten durch das zufällige Probedesign nur im Inneren des Altwaldes des Leipziger Auenwaldes erfasst werden. Durch die Transektmethode, die nur bis 12m in den Altwald reicht, wurden beide Arten weder im Alt- noch im Neuwald nachgewiesen.

5.2 Waldentwicklung

Mitteleuropa ist eine Kulturlandschaft, in der "buchstäblich kein Fleckchen unverändert seinen Naturzustand bewahren konnte" (Ellenberg 1996, S. 40). Besonders die Auen wurden auf Grund ihrer nährstoffreichen Böden schon sehr zeitig besiedelt und landwirtschaftlich genutzt. Die Entwicklung von Auenwäldern in Deutschland ist nur punktuell dokumentiert (Minckwitz 1954; Strohbach 1957; Lange 1959; Schauer 1970; Caspers 1993; Wagner 2000; Volk 2003a) und verlief parallel zu der allgemeinen Waldentwicklung. Deshalb wird die Auenwaldentwicklung im Kontext mit der Geschichte des Waldes in Deutschland diskutiert.

Waldbild

Seit dem Ende der mittleren Steinzeit verdichtete sich die Besiedlung der Landschaft und es kam zur Herausbildung der bäuerlichen Lebensweise. In der jüngeren Steinzeit entstand mit dem Sesshaftwerden zahlreicher Bauern die Bauernkultur. Der ständig steigende Siedlungsdruck führte zur Zunahme der Gräserei, des Holzlesens, der Schneitelwirtschaft und der Waldweide und damit zu einer Erhöhung des Nutzungsdruckes auf die Wälder. Davon waren die Auenwälder nicht ausgeschlossen. Bis in die Neuzeit hinein bewirkte die Extensivbe-

wirtschaftung eine Auflichtung der nacheiszeitlich geschlossenen Waldlandschaft (Bärthel 1926; Pott 1983) sowie eine Veränderung der Baumartenzusammensetzung (Speier 1999). Gleichzeitig verursachte die Bevölkerungsexpansion mit ihrem erhöhten Flächenbedarf für den Ackerbau eine Reduzierung, teilweise Devastierung oder sogar vollständige Vernichtung der Wälder. Während des 30-jährigen Krieges kam es zur Regenerationsphase vieler baumarmer Bereiche, die aber nicht zur vollständigen Erholung des Waldes führte (Caspers 1993; Freund 1994; Ellenberg 1996; Coburger 1997; Speier 1999). Schon ab der zweiten Hälfte des 17. Jahrhunderts stieg der anthropo-zoogene Druck auf die verbleibenden Waldgebiete wieder an. Die Intensivierung der Waldnutzung bei fehlender Schlägeinteilung erreichte in der Neuzeit ihren Höhepunkt. Sie führte zu zahlreichen Blößen und großflächigen Waldzerstörungen, was zahlreiche Klagen wegen fehlenden Holzes zur Folge hatte (Siebert 1902; Große 1985; Caspers 1993; Ellenberg 1996; Coburger 1997).

Bereits im 13./14. Jahrhundert - aber besonders vom 15. bis in das 17. Jahrhundert - erfolgten zahlreiche Bemühungen zur Erhaltung und Erhöhung der Holzbodenfläche. Aus Angst vor einer entstehenden Holznot wurden für die mitteldeutschen Auenwälder und andere Waldgebiete in Deutschland eine Vielzahl von Gesetzen und Verordnungen zum Schutz des Waldes erlassen (Coburger 1997). Damit eng verbunden war die Einführung der geordneten Schlagholzwirtschaft, die aber häufig keine konsequente Anwendung fand (Bärthel 1926; Minckwitz 1954; Lange 1959; Große 1985; Erlbeck et al. 2002).

Die Anforderungen an den Wald bestimmten im Wesentlichen seine Bewirtschaftung. Der enorme Bau- und Brennholzbedarf sowie die zahlreichen Waldnutzungen auf der gleichen Waldfläche bedingte in den mitteldeutschen Auenwäldern und vielen anderen Waldgebieten frühzeitig die Mittelwaldwirtschaft (Strohbach 1957; Lange 1959). Daneben existierte auf wenigen Flächen der Niederwald (Müller 1913), der in der Aue meist die feuchteren Standorte einnahm (Wagner 2000). An der Mittleren Elbe erfolgte die Umwandlung dieser Niederwaldflächen für die Heugewinnung in Wiesen (Nestmann & Büchele 2002). Im Gegensatz dazu bestimmten in den Rheinauenwäldern hauptsächlich weichholzdominierte Niederwaldbestände für die Faschিংengewinnung das Waldbild (Volk 2000b). Bis 1884 wurde der größte Teil der Rheinauenwälder als Niederwald, von 1884 bis 1924 als Mittelwald und anschließend bis heute als Hochwald bewirtschaftet (Volk 2000b, 2001). In der Rheinaue bei Neuenburg (SteinStadt bis Hartheim) fand allerdings keine Umstellung von Nieder- auf Mittelwald statt. Die Bewirtschaftung der Auenwaldbereiche geschah bis in das 20. Jahrhundert hinein als Faschিংewald (Mittelwald) statt (Volk 2003b).

Mit der deutlichen Trennung von Wald und Weide, der Reduzierung des Brennholz- sowie der Erhöhung des Nutzholzbedarfes setzte sich ab dem Ende des 18. Jahrhunderts in den mitteldeutschen Auenwäldern und in vielen anderen deutschen Wäldern die Hochwaldwirtschaft durch (Lange 1959; Schauer 1970; Speier 1999; Wagner 2000; Erlbeck et al. 2002).

Waldnutzung

Zu den sehr alten Rechten der Waldnutzung zählten in den mitteldeutschen Auenwäldern und in anderen Wäldern die Gräserei und das Holzlesen (Bärthel 1926). Beide Waldnutzungen waren für das Leben der Bevölkerung in früheren Jahrhunderten sehr wichtig. Die hohe Personenzahl sowie Intensität der Gräserei führten zum Abschneiden der Gehölzverjüngung, was langfristig zur Entstehung devastierter Wälder beitrug. Beim Holzlesen entstanden die Waldschäden durch das unerlaubte Abschlagen von grünen Zweigen und Ästen. Obwohl die negativen Auswirkungen beider Waldnutzungen früh erkannt wurden (Müller 1913; Minckwitz 1954; Erlbeck et al. 2002), war ihre Einschränkung oder Beseitigung auf Grund fehlender Alternativen lange Zeit in ganz Deutschland nicht realisierbar (Müller 1913; Minckwitz 1954).

Erst im 17. Jahrhundert konnte die Gräserei und das Holzlesen eingeschränkt werden. Mit der Intensivierung der Landwirtschaft sowie Einführung der Steinkohle ab dem 19. Jahrhundert wurde die großflächige Abschaffung beider Waldnutzungen in ganz Deutschland möglich (Erlbeck et al. 2002).

Ein weiterer waldprägender Faktor war die Waldweide. Sie bildete die Voraussetzung für das Halten von Vieh, denn die Acker- und Wiesenerzeugnisse reichten für die Ernährung der Tiere nicht aus. Für den nordwestdeutschen Raum ist die Waldweide für einen Zeitraum von über 5.000 Jahren nachgewiesen. Damit fällt ihr Beginn wahrscheinlich mit Ackerbau und Viehhaltung der Jungsteinzeit zusammen (Pott 1983; Caspers 1993; Speier 1994). Die größte Bedeutung erlangte die Waldweide in der Zeit des Mittelalters (Vietinghoff-Riesch 1957; Große 1985; Verbücheln & Schneider 1990; Pott & Hüppe 2001). Ab dem Zeitpunkt konnte diese Waldnutzung auch in den mitteldeutschen Auenwäldern nachgewiesen werden.

Zu den Folgen der Waldweide zählt die Ausbildung aller Sukzessionsstadien vom dichtgeschlossenen Wald bis zu freien Triften (Burrichter et al. 1980; Ellenberg 1996). Siebert (1902) bezeichnet die Waldweide als unerlässlich für die Selbstverjüngung des Waldes. Diese Aussage widerlegen Pott und Hüppe (1991) sowie Ellenberg (1996). Härdtle et al. (1995) sowie Thomasius und Schmidt (2003) führen eine Erhöhung von ausschlagkräftigen, dornigen Gehölzen auf die Waldweide zurück. Neben einem höheren Anteil an dornigen Sträuchern gehört die Herausbildung zahlreicher baumleerer Plätze zu den Folgen dieser Waldnutzung (Minckwitz 1954; Schauer 1970; Volk 1998).

Trotz zahlreicher Anpflanzungen und Einschränkungen der Waldweide kam es häufig nicht zu einer Erhöhung des Holzanteiles (Pott & Hüppe 2001). Erst ab dem 19. Jahrhundert verschwand diese Waldnutzung in ganz Deutschland endgültig aus dem Wald. Ermöglicht wurde das mit dem Anbau von Klee, Luzerne und Rüben, der Einführung der Kartoffel sowie der Haltung des Großviehs in Stallungen (Große 1985; Hasel 1985; Speier 1994; Coburger 1997; Finanzdirektion Forstsachen XXIV 14 A1 Nr. 1).

Die Intensivierung der Stallhaltung war in vielen Waldgebieten mit der verstärkten Streunutzung verbunden. Für die mitteldeutschen Auenwälder wurde diese Waldnutzung zwar nachgewiesen, über ihre Intensität konnten keine Aussagen getroffen werden.

Seit dem 13. Jahrhundert ist das Lohschälen für das Gerberhandwerk bekannt (Pott 1992). Eine zunehmende Bedeutung erlangte diese Waldnutzung im 17./18. Jahrhundert (Bärthel 1926), was für den Leipziger Auenwald ebenfalls zutrifft. Als Ursache der Intensivierung der Gewinnung von Eichenlohe ist die vermehrte Nachfrage nach Lederwaren in Folge verschiedener Kriege zu nennen (Speier 1999). Die Einführung synthetischer Gerbstoffe am Ende des 19. Jahrhunderts bewirkte größtenteils die Einstellung des Lohschälens (Streitz 1967; Speier 1994). Vereinzelt waren noch im 20. Jahrhundert Lohschäler in Hirschhorn im Odenwald tätig (Ellenberg 1996).

5.3 Baumarten

Stiel-Eiche

In den mitteldeutschen und in anderen deutschen Auenwäldern wurde *Quercus robur* frühzeitig als die dominierende Baumart nachgewiesen (Müller-Stoll & Süß 1966; Becker 1982; Caspers 1993; Mathews 1997; Pott & Hüppe 2001). Eine gute Anpassung an Winter- und Vorfrühjahrshochwasser sowie an tiefe Grundwasserstände im Sommer begünstigt die Stiel-Eiche in ihrem Vorkommen in den Hartholz-Auenwäldern im gebirgsfernen Mitteleuropa (Ellenberg 1996). Zusätzlich erfolgte die anthropogene Förderung von *Quercus robur* seit mindestens dem Mittelalter. Die Stiel-Eiche erlangte als Hauptwirtschaftsbaum für das Bauholz und in der Schweinemast große Bedeutung erlangte (Coburger 1991). Deshalb wurde

Quercus robur besonders in der Mittelwaldwirtschaft im Anbau bevorzugt sowie ab dem 15. Jahrhundert auch bei Saat und Pflanzung (Volk 1998). Förderlich wirkte sich ebenfalls die Schonung der fruchttragenden Bäume aus.

Eine Reduzierung von *Quercus robur* im Baumbestand des Auenwaldes trat vielerorts im 19. und 20. Jahrhundert ein. Neben der Einführung der Hochwaldwirtschaft, dem Anbau schneller wachsender Baumarten trug der hohe Wildbestand und die fehlende Naturverjüngung entscheidend zur Dezimierung der Stiel-Eiche bei (Lange 1959; Schauer 1970; Volk 2000a). Trotzdem ist *Quercus robur* in den meisten deutschen Auenwäldern immer noch ein bestimmender Baum (Dister & Drescher 1987; Döring-Mederake 1991; Härdtle et al. 1996; Warthemann & Wölfel 1997; Wagner 2000; Schmidt 2002; Walter & Gutte 2003).

Esche

Durch zahlreiche Untersuchungen konnte belegt werden, dass *Fraxinus excelsior* in früheren Jahrhunderten in geringen Anteilen in den mitteldeutschen und vielen anderen Auenwäldern vorhanden war (Müller-Stoll & Süß 1966; Carbiener 1974; Behre 1983; Frenzel 1995; Eissmann 1997; Mathews 1997; Behre 1999; Volk 2000b; Pott & Hüppe 2001). Besonders im Überschneidungsbereich von Überflutungsauere und grundwassergeprägten, planaren Wäldern der Altaue existierte die Esche ursprünglich (Volk 2002). Der Anteil von *Fraxinus excelsior* am Baumbestand des Auenwaldes war lokal sehr unterschiedlich. In den mitteldeutschen Auenwäldern und am Oberrhein zählt die Esche in früheren Jahrhunderten zu den seltenen Baumarten (Becker 1982). Mit gleicher Häufigkeit wie die Ulmen trat *Fraxinus excelsior* in den Donau- und Mainauenwäldern auf. Das Ergebnis von Müller und Stoll (1966) widerlegt die Aussage von Hempel (1983), der *Fraxinus excelsior* für den Leipziger Auenwald als eingewandert angibt.

Das lange Bezweifeln der Natürlichkeit der Esche im Auenwald (Bauer 1951; Mráz & Sika 1965; Streit 1967; Krause 1974) hat verschiedene Ursachen. Durch den menschlichen Einfluss erfolgte das Zurückdrängen der Esche auf Randauenstandorte, die bevorzugt gerodet und als Feuchtgrünland genutzt wurden (Volk 2000a). Großflächige Rodungen in der Überschwemmungsauere fanden im 18. Jahrhundert in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe statt. Dadurch kann ein Verlust von natürlichen Eschenstandorten in dem Gebiet nicht ausgeschlossen werden. Weitere Gründe für das Bezweifeln der Ursprünglichkeit der Esche in den Auenwäldern könnten unzureichende Pollenanalysen sowie fehlende Waldbeschreibungen vor der Mitte des 18. Jahrhunderts sein (Bauer 1951; Strohbach 1957; Mráz & Sika 1965; Streit 1967; Schauer 1970). Außerdem wurde die Esche jahrhundertlang als Unterholz bei fehlender Wiederbegründung genutzt (Caspers 1993; Volk 2000a). Siebert (1902) führt das Nichtvorhandensein von *Fraxinus excelsior* in den alten Waldzinsregistern auf ihre große Gebrauchsfähigkeit zurück, da die Baumart schon im Stangenalter genutzt wurde. In den Archivalien für die Auenwälder an der Mittleren Elbe könnte das lange Fehlen der Esche ebenfalls durch ihre Nutzung als Schlagholz begründet sein (Du Roi 1771). Dass *Fraxinus excelsior* in vorgeschichtlicher Zeit ein bevorzugter Nutzbaum für die Laubheugewinnung war (Speier 1994), geht aus ihrem wissenschaftlichen Namen hervor. *Fraxinus* ist von "frangere = brechen" abgeleitet (Ellenberg 1996). Die Esche gehört außerdem zu den gern verbissenen Baumarten. Deshalb wurde schon im 18. Jahrhundert das Nichtvorhandensein von *Fraxinus excelsior* im Baumbestand der Auenwälder an der Mittleren Elbe mit dem hohen Wildbestand begründet (Du Roi 1771).

Ab dem Ende des 18. und zu Beginn des 19. Jahrhunderts ist die Existenz von *Fraxinus excelsior* für viele Auenwälder belegt (Mráz & Sika 1965; Schauer 1970; Volk 2000b; Gläser 2001). Hydrologische Veränderungen sowie die Einführung der Hochwaldwirtschaft schufen

die Voraussetzungen für die großflächige Etablierung von *Fraxinus excelsior*. Als Schattenholz und Baumart mit geringer Überflutungstoleranz (Dister 1980; Späth 1988; Hellwig 2000) entsprachen die neuen Bedingungen sehr gut ihren ökologischen Ansprüchen. Das führte besonders in den letzten beiden Jahrhunderten zur Saat und Anpflanzung der Esche weit über das natürliche Vorkommen hinaus (Strohbach 1957; Mráz & Sika 1965; Streitz 1967; Schauer 1970; Volk 2000b; Gläser 2001). Schon in der Mitte des 19. Jahrhunderts erreichte die Esche in den mitteldeutschen Auenwäldern und am Rhein "den größten Anteil an der Pflanzung bei Harthölzern" (Strohbach 1957; Lange 1959; Volk 2000b). Der systematische Anbau von *Fraxinus excelsior* legte die Grundlage für ihre heutige Verbreitung in vielen Auenwäldern Deutschlands (Seibert 1987; Döring-Mederake 1991; Schmidt 2002; Walter & Gutte 2003).

Ahorn

Becker (1982) und Frenzel (1995) nennen *Acer pseudoplatanus* als natürlich für die Auenwälder der Rhein- und Donauaue. Für den Leipziger Auenwald kann das Vorkommen des Berg-Ahorns ab dem 17. Jahrhundert belegt werden (Rechnung der Raths Hölzer von 1620 bis 1750). Obwohl Dister (1980) die Ursprünglichkeit von *Acer pseudoplatanus* im Rheinauenwald in Frage stellt, geben Carpiener und Dillmann (1992) ihn als autochthon für das Gebiet an. Die unterschiedlichen Aussagen zur Natürlichkeit des Berg-Ahorns im Auenwald können in der jahrhundertelangen Nutzung der Baumart begründet sein. Dadurch wurde *Acer pseudoplatanus* in seinem Vorkommen dezimiert (Volk 2000a, 2000b).

Durch Standortveränderungen erfolgte ab dem ausgehenden 19. Jahrhundert in den Auenwäldern um Leipziger und am Oberrhein die vermehrte Anpflanzung von *Acer pseudoplatanus* (Klett & Richter 1830; Petermann 1846; Kuntze 1867; Krause 1974). Heute nimmt der Berg-Ahorn einen bedeutenden Anteil im Artenspektrum einiger Auenwälder ein und verdrängt teilweise dabei selbst die Stiel-Eiche (Volk 2000b; Sickert 2002; Walter & Gutte 2003).

Das gegenwärtige Vorkommen von *Acer platanoides* im Auenwald ist ebenfalls auf einen künstlichen Anbau ab dem 19. Jahrhundert zurückzuführen (Klett & Richter 1830; Petermann 1846; Kuntze 1867; Krause 1974). Behre (1983, 1999) gibt den Spitz-Ahorn für die Ems schon im Subatlantikum vereinzelt als Auenwaldbaum an.

Ulmen

Schon immer kamen *Ulmus minor* und *U. laevis* in den mitteldeutschen und anderen Auenwäldern vor (Müller-Stoll & Süß 1966; Becker 1982; Behre 1983; Caspers 1993; Mathews 1997; Behre 1999; Pott & Hüppe 2001). Örtlich und zeitlich erreichten die Ulmen unterschiedliche Anteile am Baumbestand. Teilweise waren sie im Auenwald dominant (Strohbach 1957; Streitz 1967; Schauer 1970; Becker 1982; Finanzdirektion Forstsachen XXIV 14 A1 Nr. 1). In Pollenanalysen werden die Ulmen jedoch häufig als Folge der starken Nutzung mit zu geringen Anteilen angegeben (Pott 1983).

Auch die Ulmen wurden auf Grund ihrer großen wirtschaftlichen Bedeutung jahrhundertlang geschützt und künstlich gefördert (Ellenberg 1996; Volk 1998, 2000a). Heute fehlen sie in der Baumschicht der Auenwälder fast vollständig, was auf das Ulmensterben seit dem letzten Jahrhundert zurückzuführen ist (Röhrig 1996; Volk 2000c). Diese Erkrankung wird ebenfalls als eine Ursache des Ulmen-Rückganges von 5.500 bis 5.000 v. Chr. (Röhrig 1996; Pott & Hüppe 2001) und von 3.200 v. Chr. angegeben (Girling & Greig 1985; Peglar & Birks 1992; Speier 1999). Auslöser dürfte damals eine komplexe Wechselwirkung aus menschlichen Einflüssen wie Waldweide und Schneitelwirtschaft sowie der infektiösen Wirkung des Ascomyceten *Ophistoma* gewesen sein (Behre 1988; Speier 1994; Pott & Hüppe 2001). Der Pilz ist Auslöser der Holländischen Ulmenwelke und wird durch Käferarten der Gattung

Scolytus übertragen (Röhrig 1996). Diese wurden im fossilen Ulmenholz nachgewiesen (Moore 1985).

Durch die größere Widerstandsfähigkeit gegenüber der Holländischen Ulmenwelke sind heute noch vereinzelt Bäume der Flatter-Ulme in Auenwäldern vorhanden (Dister & Drescher 1987; Walter & Gutte 2003). Die Feld-Ulme ist gegenwärtig nur noch in der Strauchschicht vertreten. Trotzdem ist *Ulmus minor* als Assoziationscharakterart des Auenwaldes (Pott 1995; Härdtle et al. 1996; Schubert 2001) durch ihre Wurzelbrut immer noch sehr zahlreich in den Auenwäldern vorhanden.

Rot-Buche

Sehr unterschiedlich wird die Natürlichkeit von *Fagus sylvatica* in den Auenwäldern diskutiert. Ihre ökologischen Ansprüche als Nässe meidende Baumart lassen sie als auenfliehend oder nicht gebietsheimisch erscheinen (Carbiener & Dillmann 1992; Ellenberg 1996). Becker (1982) und Frenzel (1995) belegen für die vergangenen 4.000 Jahre in nacheiszeitlichen Kieslagern die natürliche Kontinuität der Rot-Buche in der Rhein- und Donau-Aue. Die Pollenanalyse von Mathews (1997) und die subfossile Holzrestanalyse von Müller-Stoll und Süß (1966) nennen *Fagus sylvatica* für die mitteldeutschen Auenwälder früherer Jahrhunderte unter Ausschluss des Ferntransportes.

Im 19. Jahrhundert gibt Brecher (1897) *Fagus sylvatica* für die Elbauenbereiche an, die mehrmals jährlich in der Vegetationszeit überflutet werden. Diese sich noch im "Kreuzhorst" befindlichen 200-jährigen Bestände mit Rot-Buche sollen der Rest eines ca. 15ha großen Eichenmischbestandes gewesen sein, der später gefällt wurde (Brecher 1897). Ebenfalls durch Rodung erfolgte die Beseitigung der Auenwälder mit Beteiligung der Rot-Buche im Altauenbereich des unkorrigierten Rheins (Volk 2000b).

Pott und Hüppe (2001) nennen *Fagus sylvatica* ebenfalls für den Auenbereich. Sie zählen die Rot-Buche aber nicht zum "Auenwaldbaum im engeren Sinne", da *Fagus sylvatica* nur die weichselkaltzeitlich-frühholozänen Terrassen und nicht die alluvialen Talauenbereiche besiedelt.

Weitere Baumarten

In der frühen Neuzeit wurde *Juglans regia* für die Auenwälder an der Mittleren Elbe nachgewiesen (Mathews 1997). Volk (1999) gibt die Echte Walnuss für die Rheinauenwälder ab Mitte des 19. Jahrhunderts an. Carbiener (1974) bezeichnet *Juglans regia* in der Rheinaue sogar als gebietsheimisch. Die Verjüngung von *Aesculus hippocastanum* konnte 1851/52 für die Rheinauenwälder belegt werden sowie ab 1858 die Anpflanzung von *Robinia pseudoacacia* (Volk 2000b). Im ausgehenden 19. Jahrhundert wurde im gleichen Gebiet *Populus x canadensis* und zu Beginn des 20. Jahrhunderts *Populus balsamica* und *Quercus rubra* angepflanzt. In den 30er Jahren des gleichen Jahrhunderts erfolgte der Anbau von Douglasien (Volk 2000b).

Ab dem 18. Jahrhundert fand die ständig zunehmende Pflanzung der Bastard-Pappel statt (Strohbach 1957; Schauer 1970). Bis in das 20. Jahrhundert wurde *Populus x canadensis* in Form von eingestreuten Mischpflanzungen in den Auenwald angepflanzt (Carbiener 1974). Erst in den 50er und 60er Jahren des 20. Jahrhunderts erreichte der Anbau der Bastard-Pappel durch die Pappelprogramme ein beträchtliches Ausmaß (Strohbach 1957). Ziel war dabei, den großen Bedarf an Massenh Holz durch schnellwüchsige Baumarten auf den hochproduktiven Auenwaldböden zu decken. Heute werden die Auenwaldbereiche mit *Populus x canadensis* unter naturschutzfachlichen Gesichtspunkten wieder zu hartholzauen-typischen Beständen umgebaut (Schauer 1970; Sickert 2002).

Waldgesellschaften im Auenbereich

Für die Auenwälder um Leipzig, an der Mittleren Elbe und in der Rheinniederung müssen für frühere Jahrhunderte neben dem *Quercu-Ulmetum minoris* noch andere Waldgesellschaften im Auenbereich angenommen werden. Eingriffe in die Flussläufe sowie in das hydrologische Regime führten zeitweise zu überflutungsfreien Bereichen mit Waldgesellschaften wie beispielsweise das *Stellario-Carpinetum*. Volk (2003a) stellt für den Leipziger Auenwald im 17./18. Jahrhundert sogar die überflutungsfreien, vom Grundwasser nur gering oder gar nicht beeinflussten Waldgesellschaften als die dominierenden heraus. Für die Altaue des Rheins vermutet Volk (2003a) im 18./19. Jahrhundert dem Eichen-Hainbuchenwald, den Buchen-Eichenwald sowie den Buchenwald.

Hinweise auf weitere Waldgesellschaften neben den *Quercu-Ulmetum minoris* im Leipziger Auenwald geben die zahlreichen Baumarten (vgl. Kap. 4.1.3) und seltenen Überflutungsereignisse (vgl. Lange 1959). Von 1660 bis 1699 wurde außerdem eine geringere Menge an Ulmenholz geschlagen als von den wenig überflutungstoleranten Baumarten Hainbuchen und Ahorn/Linde (vgl. Tab. 4-10). Das lässt ein häufiges Vorkommen der Ulmen in diesem Auenwald ausschließen und verweist auf ihre örtliche Beimischung.

Für die Auenwälder an der Mittleren Elbe konnte für die junge Bronzezeit *Carpinus betulus* nachgewiesen werden (Mathews 1997). Diese Art ist wenig überflutungsresistent und kennzeichnet gering oder gar nicht überflutete Bereiche der Altaue (Volk 2003a). Im 18. Jahrhundert weisen die Pflanzungen von Ahorn (Minckwitz 1954) ebenfalls auf nur kurzzeitig überflutete Auenbereiche hin.

5.4 Vegetationskundliche Einordnung

Die Beschreibung der Vegetation erfolgt für jedes Untersuchungsgebiet auf der Grundlage der Dominanz einzelner Arten oder Artengruppen (Schubert 1972). Dabei entsprach die Größe der Aufnahmeflächen nicht den allgemein üblichen Anforderungen von 400m² für Vegetationsaufnahmen im Wald (Dierschke 1994). Trotzdem sollen die Pflanzengesellschaften mit den aus der Literatur bekannten pflanzensoziologischen Einheiten (Syntaxa) in Beziehung gesetzt werden, um sie grundsätzlich charakterisieren und beurteilen zu können.

Entsprechend ihres Arteninventars sind die Vegetationsbestände aus beiden Untersuchungsgebieten dem *Quercu-Ulmetum minoris* zuzuordnen, wobei floristische Unterschiede bestehen. Diese Differenzen lassen sich auf hydrologische und pedologische Faktoren zurückführen. Die untersuchten Auenwälder an der Mittleren Elbe befinden sich innerhalb des regelmäßig überfluteten rezenten Auenbereiches, was sich in der höheren Stetigkeit von Arten mäßig nasser bis feuchter Standorte widerspiegelt. Das Ausbleiben basenzeigender Arten, das sich auch in den Verbreitungskarten der Gefäßpflanzen Ostdeutschlands zeigt (Benkert et al. 1996), ist durch ein Vorherrschen von kalkarmen Böden bedingt. Die durch Muschelkalk fließende Saale mündet erst unterhalb des Untersuchungsgebietes in die Elbe, wodurch die Voraussetzungen für das Vorkommen basenzeigender Arten im Elbauenbereich geschaffen werden.

Eine weitere Untergliederung des *Quercu-Ulmetum minoris* in drei verschiedene Ausbildungsformen resultiert aus dem kleinräumigen Mikrorelief, der unterschiedlichen Deckschichthöhe über den sandigen Auensedimenten und der dadurch bedingten Überflutungsdauer sowie Wasserstandsschwankungsbreite (Müller 1995; Klausnitzer & Schmidt 2002; Schmidt et al. 2002). Während die drei Pflanzengesellschaften der Auenwälder an der Mittleren Elbe alle drei Höhenstufen repräsentieren, wurde im Leipziger Auenwald nur der Standort der mittleren Zone der Hartholzaue erfasst.

Alle im Kapitel 4.3.1 für den Leipziger Auenwald angegebenen Pflanzengesellschaften können nach Müller (1995) zur Typischen Subassoziation des *Quercu-Ulmetum minoris* gestellt werden, die sich in weitere Varianten untergliedert. Die "Bestände mit *Allium ursinum*-Dominanz" stehen der Bärlauch-Variante der Typischen Subassoziation des *Quercu-Ulmetum minoris* sehr nahe. Obwohl *Anemone ranunculoides* nur in den "Bestände mit *Allium ursinum*-Dominanz - artenarme Ausprägung" vorhanden ist und die Differentialarten *Leucojum vernum* und *Corydalis cava* vollständig fehlen, kennzeichnet das flächige Vorkommen von *Allium ursinum* die Pflanzengesellschaft sehr deutlich. Der Typischen Variante der Typischen Subassoziation des *Quercu-Ulmetum minoris* stehen die "Bestände ohne *Allium ursinum*-Dominanz" nahe. Eine hohe Stetigkeit von *Stellaria holostea* und *Aegopodium podagraria* als Kennarten des *Stellario-Carpinetum* (Schubert et al. 1995) verweisen auf die hochgelegenen Standorte dieses Auenwaldbereiches. Die hohe Stetigkeit von *Fraxinus excelsior* sowie die geringe Stetigkeit von *Tilia cordata* und *Carpinus betulus* in der Baumschicht ermöglichen eine deutliche Grenz-ziehung zur Subassoziation von *Tilia cordata*.

In der Potenziellen Natürlichen Vegetation für Sachsen bezeichnen Schmidt et al. (2002) die Ausbildungsform der mittleren Zone der Hartholzaue als geophytenreiche Ausbildung. Das entspricht der Typischen Untergesellschaft des *Quercu-Ulmetum minoris* nach Müller (1995).

Die Pflanzengesellschaften in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe können nach Klausnitzer und Schmidt (2002) zu folgenden Ausbildungsformen des *Quercu-Ulmetum minoris* in Beziehung gesetzt werden. Innerhalb der "Bestände mit *Rubus caesius*-Dominanz" verweist die höhere Stetigkeit von *Phalaris arundinacea* auf die Nähe zur *Phalaris arundinacea*-Ausbildungsform tiefergelegener Standorte des *Quercu-Ulmetum minoris* (Klausnitzer & Schmidt 2002). Allerdings lässt das Fehlen weiterer kennzeichnender Arten eine Einordnung in diese Ausbildungsform als nicht gerechtfertigt erscheinen, sondern deutet eher auf den Übergangsbereich der tiefen zur mittleren Hartholzaue hin. Durch das Auftreten von *Anemone ranunculoides* sowie dem Fehlen von *Stellaria holostea* besitzen die "Bestände mit *Circaea lutetiana*-Dominanz" die größten Gemeinsamkeiten mit der Ausbildungsform des Typischen Stieleichen-Ulmenwaldes mit *Anemone ranunculoides*. Die hohe Stetigkeit der mesophilen Laubwaldarten *Milium effusum* und *Adoxa moschatellina* sowie das häufige Vorkommen von *Tilia cordata* in der Baumschicht und Gehölzverjüngung kennzeichnet die "Bestände mit *Adoxa moschatellina*-Dominanz". Obwohl hier die namensgebende Art *Stellaria holostea* fehlt, steht die Pflanzengesellschaft der *Stellaria holostea*-Ausbildungsform hochgelegener Standorte des *Quercu-Ulmetum minoris* sehr nahe.

5.5 Waldkontinuität und Pflanzengesellschaften

Viele Untersuchungen geben die Waldkontinuität als eine wesentliche Erklärungsvariable für die Unterschiede in der Zusammensetzung der krautigen Vegetation von Alt- und Neuwäldern an (Peterken 1977; Rackham 1980; Peterken & Game 1984; Wulf 2003). Dabei ist es nicht entscheidend, ob die Waldgesellschaften beider Waldtypen gleich (Bossuyt et al. 1999; Bossuyt & Hermy 2000) oder verschieden (Hermy 1992; Zacharias 1994; Brunet & Oheimb 1998; Dzwonko 2001b, 2001c) sind. Im Gegensatz dazu steht das Ergebnis von Kühn (2000). In der Westfälischen Bucht kommen die Assoziationen und Ausbildungen des Stieleichen-Hainbuchenwaldes unabhängig von der Waldkontinuität vor (Kühn 2000). Allerdings fand bei der Untersuchung keine Trennung der isoliert liegenden von den direkt angrenzenden Neuwälder an die Altwälder statt. Peterken und Game (1984) belegen, dass die Entfernung zum Altwald aber ein entscheidender Faktor für die Zusammensetzung der krautigen Vegetation

ist. Deshalb kann eine Bedeutung der Waldkontinuität für die krautige Vegetation der isolierten Neuwälder in der Westfälischen Bucht nicht ganz ausgeschlossen werden.

Für die Auenwälder an der Mittleren Elbe konnte ein Zusammenhang zwischen Waldkontinuität und Pflanzengesellschaften nicht nachgewiesen werden (vgl. Kap. 4.3.1). Im Leipziger Auenwald besteht dieser Zusammenhang zwischen Waldkontinuität und Pflanzengesellschaft. Hier könnte das signifikant häufigere Vorkommen aller "Bestände mit *Allium ursinum*-Dominanz" ($p = 0,048$) und der "Bestände mit *Allium ursinum*-Dominanz - artenarme Ausprägung" in den Altwäldern in den autökologischen Eigenschaften von *Allium ursinum* begründet sein. Der Bär-Lauch wird für viele Gebiete als Indikatorart alter Waldstandorte angegeben (Wulf 1999a, S. 164), der für sein Vorkommen ein luftfeuchtes Klima benötigt (Kriebitzsch 1989). Ein möglicher Gefährdungsfaktor für *Allium ursinum* ist eine fehlende Beschattung, was Angaben aus Schleswig-Holstein belegen (Zacharias 1994). Schmidt et al. (1996) und Schmidt (1997) weisen einen Rückgang des Bär-Lauches bei plötzlich erhöhtem Lichteinfall nach. Außerdem verfügt *Allium ursinum* über Ausbreitungstypen mit Nahausbreitungsmechanismen (Schmucker & Drude 1934; Müller-Schneider 1971; Ernst 1979; Füllekrug 1990). Dadurch erfolgt die Besiedlung der Neuwälder nur sehr langsam. Von untergeordneter Bedeutung, aber dennoch nicht ganz auszuschließen, sind Fernausbreitungsmechanismen. Die Hydrochorie wurde von Eklund (1928) in Finnland für den Bär-Lauch dokumentiert. Füllekrug (1990) und Böhling (2003) erklären das Vorkommen von *Allium ursinum* außerhalb der geschlossenen Bestände in Form von Einzelpflanzen oder kleinen Gruppen mit einer Samenverbreitung durch Tiere (Wildscheine) sowie durch erosionsbedingte Bodenabtragungen.

5.6 Gefäßpflanzen der Alt- und Neuwälder

5.6.1 Krautige Waldarten in Alt- und Neuwäldern

Krautige Waldarten verfügen über keine dauerhafte Samenbank (Hermy 1989; Wulf & Kelm 1994) sowie häufig über Nahausbreitungsmechanismen (Heinken 1998; Honnay et al. 1998a). Dadurch erfolgt eine sehr langsame Besiedlung der Neuwaldstandorte und Altwälder weisen häufig eine höhere Anzahl an krautigen Waldarten auf (Wulf 1997; Lawesson et al. 1998; Singleton et al. 2001; Dzwonko 2001c). Ein Vergleich zwischen jüngeren und älteren Beständen auf ehemaligen Braunkohleflächen zeigt, dass die Waldkontinuität für den Anteil der krautigen Waldarten entscheidend ist. In diesen Wäldern nimmt die nach Ellenberg et al. (1992) eingeordnete "Krautige Vegetation oft gestörter Plätze" mit zunehmenden Bestandsalter ab. Umgekehrt steigt der Anteil der Arten "Waldnaher Staudenfluren und Gebüsche" sowie der "Laubwälder und verwandter Gebüsche" (Wulf et al. 1999). Kleinknecht (2002) nennt für die Entwicklung der Artenverteilung in den Gehölzbeständen der Bergbaufolgelandschaft des Leipziger Südraumes neben der Waldkontinuität den Boden als entscheidendes Kriterium. Auf quartärem Substrat nimmt im Laufe der Gehölzsukzession der Anteil der Ruderalarten signifikant ab, während die Laubwaldarten signifikant zunehmen. Signifikant negativ mit dem Alter der Gehölzbestände korreliert der Anteil der Laubwaldarten auf tertiärem Material, während die Ruderalarten mit zunehmender Gehölzentwicklung signifikant an Bedeutung gewinnen (Kleinknecht 2002). Eine schnelle Besiedlung der krautigen Waldarten scheint auf den rekultivierten Braunkohletagebauflächen südlich von Leipzig zu erfolgen, wo nach 25 Jahren Entwicklungszeitraum schon 30 Arten der Eichen-Hainbuchenwälder nachgewiesen wurden (Gutte 1995).

Altwälder enthalten häufig Arten, die hier ihren Verbreitungsschwerpunkt haben und demzufolge als Indikatorarten für Altwälder bezeichnet werden können. Dabei muss eine regionale

Gültigkeit berücksichtigt werden. Da viele der Altwaldindikatoren gleichzeitig krautige Waldarten sind (Hermy et al. 1993), wird im Folgenden das Vorhandensein oder Fehlen der krautigen Waldarten sowie der Indikatorarten zusammen diskutiert.

Waldfragmentierung

Die hohe Bindungsstärke der Altwaldindikatoren sowie der höhere Anteil der krautigen Waldarten in Altwäldern zeigt sich besonders deutlich in Regionen, die relativ walddarm sind sowie eine große Waldfragmentierung aufweisen (Peterken & Game 1981; Hermy 1994; Schneider & Poschlod 1999). Dzwonko und Loster (1988) belegen, dass es mit zunehmender Waldverinselung zu einer Abnahme der Gesamtartenzahl, der Anzahl der krautigen Waldarten sowie zu einer Zunahme der Arten des Offenlandes kommt. Die Anzahl der krautigen Waldarten ist in Neuwäldern zwar geringer als in direkt angrenzenden Altwäldern, aber höher als in isoliert liegenden Neuwäldern (Peterken und Game 1984). Jaquemyn et al. (2003) weisen eine signifikant höhere Anzahl an krautigen Waldarten in direkt angrenzenden Neuwäldern als in isolierten Neuwäldern nach. Ein höherer Anteil an krautigen Waldarten in Altwäldern ist auch in walddreichen Regionen mit geringem Isolationsabstand zu beobachten, obwohl hier eine schnellere Besiedlung der neuen Waldstandorte erfolgt. Peterken (1977) führt dies in der Tschechischen Republik (24 % Waldanteil) und Frankreich (34 % Waldanteil) im Vergleich zu England (im Mittel 8 % Waldanteil) auf einen höheren Waldanteil der beiden ersten Länder zurück. Damit verbundenen ist ein geringerer Abstand der Neuwälder zu den Altwäldern.

Obwohl zahlreiche anthropogene Eingriffe in dem Leipziger Auenwald stattfanden, unterlag er keiner großflächigen Fragmentierung. Diese Tatsache und das direkte Angrenzen der untersuchten Neuwaldstandorte an die Altwälder führt bei der Auswertung der Zufallsflächen im Leipziger Auenwald, außer auf der Untersuchungsfläche 1, zu keine signifikanten Unterschiede in der Artenzahl und dem Deckungsgrad der krautigen Waldarten zwischen beiden Waldtypen. Zu vergleichbaren Ergebnissen kommen Schneider und Poschlod (1999) bei ihrer Untersuchung auf der Schwäbischen Alb. Ursache dafür ist das Fehlen von breiten Barrieren wie landwirtschaftlich genutzten Flächen oder Straßen. Dadurch wird eine schnellere Besiedlung der Neuwaldstandorte ermöglicht. Auch schmale Barrieren besitzen eine nicht zu unterschätzende Auswirkung auf die Ausbreitung der Arten, was auf der Untersuchungsfläche 1 deutlich zu Tage tritt. Obwohl dieser Neuwald im Vergleich zu den anderen Neuwäldern die höchste Waldkontinuität aufweist, konnte für die krautigen Waldarten eine signifikant geringere Artenzahl und Deckungsgrad als im Altwald nachgewiesen werden. Das ist auf das Vorhandensein eines kleinen Damms zurückzuführen, der beide Waldtypen trennt und damit die Ausbreitung der krautigen Waldarten behindert. Im Gegensatz dazu sind auf den Untersuchungsflächen 2 bis 4, wo die Neuwälder ohne Barrieren unmittelbar an die Altwälder angrenzen, keine Unterschiede festzustellen.

In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe zeigt sich, dass trotz fehlender Waldfragmentierung, Barrieren und einem direkten Anschluss an die Altwälder, die krautigen Waldarten mit geringerer Artenzahl und Deckungsgrad in den Neuwäldern vorhanden sind. Das kann auf das häufige Vorkommen von *Rubus caesius* und *Urtica dioica* zurückgeführt werden, die für Auenwälder an der Mittleren Elbe charakteristisch sind (Härdtle et al. 1996; Klausnitzer & Schmidt 2002). Konkurrenzstarke Arten erschweren nachweislich die Etablierung der krautigen Waldarten (Hermy et al. 1993; Hermy 1994). Hohe Dichten von *Carex brizoides* können die Keimung, Etablierung und Entwicklung anderer Arten verhindern (Dzwonko & Gawronski 1994). Sehr hohe Deckungsgrade von *Calamagrostis epigejos* und *Phragmites australis* führen ebenfalls zu einer Einwanderungshemmung von Waldarten (Kleinknecht 2002). Keimungs- sowie Etablierungsbedingungen der krautigen Waldarten müssen also für

eine erfolgreiche Besiedlung der Neuwälder ebenfalls berücksichtigt werden (Honnay et al. 1998a; Dzwonko 2001c).

Ausbreitungstypen

Als weiterer Faktor sind die Ausbreitungstypen der Pflanzen für die Geschwindigkeit der Besiedlung neuer Waldstandorte entscheidend (Wulf 1997; Brunet & Oheimb 1998). Viele Altwaldindikatoren und krautige Waldarten werden über Autochorie, Myrmekochorie oder vegetativ ausgebreitet. Durch diese Ausbreitungstypen mit Nahausbreitungsmechanismen benötigen die krautigen Waldarten für die Besiedlung der Neuwälder einen sehr langen Zeitraum (Peterken & Game 1984; Dzwonko & Loster 1992; Wulf 1997; Hermy et al. 1999; Dzwonko 2001c). Für Ameisen ist bekannt, dass sie den Samen nur wenige Meter transportieren und sehr selten mehr als 10m (Ulbrich E. 1939; Beattie & Culver 1981; Andersen 1988; Gorb & Gorb 1995; Gomez & Espadaler 1998). Allerdings sind genauere Untersuchungen zum Ausbreitungsverhalten der krautigen Waldarten nur in geringem Umfang vorhanden. Häufig wird von der Morphologie der Samen auf ihre Verbreitungsform geschlossen (Wulf 1995c). Für alle Arten die über Ausbreitungstypen mit Nahausbreitungsmechanismen verfügen, können auch größere Ausbreitungsentfernungen nicht ausgeschlossen werden (Heinken 1998; Heinken et al. 2001). Jacquemyn et al. (2003) verweisen darauf, dass einige Arten gelegentlich zur Fernausbreitung befähigt sind. Heinken et al. (2001) geben allerdings nur für wenige krautige Waldarten Endozoochorie und damit Fernausbreitungsmechanismen an.

Im Gegensatz zu den Arten mit Nahausbreitungsmechanismen erreichen anemochore und zoochore, krautige Waldarten schneller die Neuwälder. Dabei sind vor allem bei den zoochoren Arten jene mit auffälligen Früchten sehr effektiv (Dzwonko 1993). Heinken (1998) verweist darauf, dass isolierte Neuwälder besonders erfolgreich durch dysochore, endochore und meteorochore Arten besiedelt werden. Trotzdem verbleiben auch bei den Arten die Mehrzahl der Diasporen in der Nähe der Mutterpflanze (Harper 1977).

Brunet und Oheimb (1998) erstellten für die krautigen Waldarten eine Reihenfolge der Ausbreitungstypen entsprechend ihrer Ausbreitungsrate. Besonders effektive Neuwaldbesiedler sind anemochore und epizoochore, krautige Waldarten. Autochore und myrmekochore, krautige Waldarten sind häufig sehr langsame Kolonisten. Eine ähnliche Reihenfolge der Ausbreitungstypen entsprechend der Ausbreitungsrate fand Matlack (1994) für Nordamerika.

Bodenverhältnisse

Ein geringeres Vorkommen der Altwaldindikatoren und krautigen Waldarten in den Neuwäldern kann in den aktuellen Bodenverhältnissen begründet sein (Hermy 1994; Petersen 1994; Hermy et al. 1999). Hermy und Stieperaere (1981) nennen als wesentlichste Faktoren für die Artenkombination der Alt- und Neuwälder Bodenstruktur und Bodenfeuchte. Die ehemalige Landnutzung steht bei ihnen erst an zweiter Stelle. Hermy (1992) bestätigt, dass es zwischen den Wäldern mit unterschiedlicher Nutzungsgeschichte erhebliche floristische Unterschiede gibt. Der Hauptgrund dafür ist nicht die Nutzung sondern die Bodenart.

Floristische Unterschiede zwischen Alt- und Neuwäldern belegen Rackham (1980), Peterken und Game (1984) sowie Bossuyt et al. (1999). Sie führen dies auf die ehemalige Wiesen- oder Ackernutzung zurück, wodurch der Boden für die Keimung vieler Waldarten ungeeignet erscheint. Dabei ist weniger die bisher angenommene Erhöhung des Stickstoffgehaltes sondern vielmehr der erhöhte Phosphatgehalt für die Etablierung der krautigen Waldarten ausschlaggebend (Wulf 1997; Honnay et al. 1998a). Pigott (1971) stellt eine posi-

tive Beziehung zwischen dem Vorkommen von Phosphat im Boden und der Deckung von *Urtica dioica* fest. Die Deckung von *Anemone nemorosa* wird negativ durch die Erhöhung von Stickstoff und Phosphat beeinflusst (Honnay et al. 1998a).

Zusätzlich haben die Lichtverhältnisse, Dauer der Isolation sowie anthropogene Störungen einen Einfluss auf das Vorkommen der krautigen Waldarten in den Neuwäldern (Dzwonko & Loster 1989; Dzwonko & Gawronski 1994). Dzwonko und Loster (1988, 1989) weisen nach, dass der Anteil der endozoochoren und myrmekochoren Arten in weniger stark anthropogenen und erst seit kürzerer Zeit isolierten Wäldern höher ist als in stärker überformten und länger isolierten Gebieten. Die Vielzahl der Überflutungen, die eine ungestörte Entwicklung der Waldvegetation unterbrechen, sowie der hohe Deckungsgrad von *Urtica dioica* und *Rubus caesius* können als wesentliche Ursache dafür angesehen werden, dass der Anteil der myrmekochoren Arten in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe allgemein sehr gering ist.

5.6.2 Krautige Waldarten entlang von Transekten

Zur genauen Analyse der Besiedlung der Neuwälder mit krautigen Waldarten wurden Transekte angelegt (vgl. Matlack 1994; Brunet & Oheimb 1998; Bossuyt et al. 1999; Brunet et al. 2000; Dzwonko 2001b, 2001c). Matlack (1994) stellt hinsichtlich des zunehmenden Abstandes zum Altwald auf vier von fünf Untersuchungsflächen eine signifikante Abnahme der krautigen Waldarten fest, allerdings auf einer Untersuchungsfläche auch eine signifikante Zunahme. In Polen wird in einem Nadelwald (Dzwonko 2001b) sowie in zwei Laubwäldern (Dzwonko 1993) eine Abnahme der krautigen Waldarten mit zunehmender Entfernung zum Altwald nachgewiesen. Vergleichbare Resultate zeigen die Untersuchungen in Belgien (Bossuyt et al. 1999) und Schweden (Brunet & Oheimb 1998). Als Ursache werden Unterschiede im Boden sowie in den Ausbreitungstypen der krautigen Waldarten angegeben (Bossuyt et al. 1999; Brunet et al. 2000; Dzwonko 2001b, 2001c).

Zu deutlich abweichenden Ergebnissen kommt diese Untersuchung. Im Leipziger Auenwald nehmen die krautigen Waldarten mit zunehmender Entfernung zum Altwald auf zwei Untersuchungsflächen in der Artenzahl zu und auf einer Untersuchungsfläche im Deckungsgrad ab. Damit zeigt die Deckung der krautigen Waldarten in den Neuwäldern keinen wesentlichen Unterschied zu den Altwaldstandorten.

Die Gruppenmengenanteile der krautigen Waldarten mit Fern- als auch Nahausbreitungsmechanismen verringern sich jeweils nur auf einer Untersuchungsfläche mit zunehmender Entfernung zum Altwald signifikant. Damit scheinen die Ausbreitungstypen der krautigen Waldarten also nicht der entscheidende Faktor für die vollständige Besiedlung der Neuwälder zu sein. Vielmehr dürften die von allen bisherigen Resultaten abweichenden Ergebnisse auf den wesentlich längeren Entwicklungszeitraum der Neuwälder im Leipziger Auenwald zurückzuführen sein. Mit mindestens 90 Jahren weisen die Neuwälder eine größere Waldkontinuität auf als viele bisher untersuchte Bereiche. Einzig die Arbeit von Bossuyt et al. (1999) würde mit 132-jährigen Neuwäldern einen Vergleich ermöglichen. In Belgien wurde aber nicht die ganze Gruppe der krautigen Waldarten ausgewertet, sondern nur die bei Honnay et al. (1998) verzeichneten Indikatorarten für Altwälder (Bossuyt et al. 1999). Dadurch entfällt ein direkter Vergleich der Ergebnisse. Neben der Waldfragmentierung und dem Abstand zum Altwald ist das Ansteigen der Artenzahl und des Deckungsgrades in einem Neuwald auch wesentlich auf das Alter der Neuwaldstandorte zurückzuführen (Dzwonko & Loster 1992; Matlack 1994; Brunet & Oheimb 1998). Brunet et al. (2000) belegen, dass 50% der krautigen Waldarten in 70 Jahre alten Neuwäldern die ersten 50m schon vollständig besiedelt haben.

In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe konnte bei den Transekten hinsichtlich der Artenzahl und des Deckungsgrades der krautigen Waldarten ebenfalls kein einheitlicher Trend

mit zunehmender Entfernung zum Altwald festgestellt werden. Allerdings sind Artenzahl und Deckungsgrad der krautigen Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen allgemein in beiden Waldtypen sehr gering und zeigen keine signifikanten Änderungen mit zunehmendem Abstand zum Altwald. Auf den Untersuchungsflächen 1a, 1b und 3 war der Deckungsgrad der krautigen Waldarten in den Neuwäldern signifikant geringer als in den Altwäldern. Das ist besonders bemerkenswert, da es sich bei den Untersuchungsflächen um Reinbestände unterschiedlicher Altersklassen mit fast fehlender Strauchschicht handelt. Auf der Untersuchungsfläche 5, die ebenfalls ein Reinbestand ohne Strauchschicht ist, erreicht der Deckungsgrad der krautigen Waldarten bis 4,5m im Neuwald den gleichen Wert wie im Altwald. Danach ist der Deckungsgrad der krautigen Waldarten im Neuwald geringer als im angrenzenden Altwald. Alle Reinbestände sind durch eine hohe Dominanz der konkurrenzstarken und lichtliebenden Arten *Rubus caesius* und *Urtica dioica* gekennzeichnet. Diese Arten haben einen negativen Einfluss auf die Etablierung der krautigen Waldarten (Dzwonko & Gawronski 1994; Hermy 1994). Nur durch das Anpflanzen schattentoleranter Sträucher wie *Cornus spec.*, *Corylus avellana*, *Viburnum opulus* etc. könnte das Vorkommen von *Urtica dioica* verringert und damit die Ausbreitung der krautigen Waldarten gefördert werden (Muys & Lust 1993).

Auf den Untersuchungsflächen 2 und 4 wurde in beiden Waldtypen ein etwa gleich hoher Deckungsgrad der krautigen Waldarten nachgewiesen. Im Vergleich zu den oben genannten Untersuchungsflächen weisen sie in den Neuwäldern wesentlich höhere Deckungsgrade der krautigen Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen auf. Beide Untersuchungsflächen sind im Neuwald mit Mischbeständen und einer Strauchschicht bestockt. Alle Neuwaldbereiche des Leipziger Auenwaldes weisen ebenfalls einen Mischbestand in der Baumschicht sowie eine Strauchschicht auf. Es scheint, dass für die Etablierung der krautigen Waldarten nicht nur das Alter der Neuwälder ausschlaggebend ist, sondern auch die Zusammensetzung der Baumschicht sowie das Vorhandensein der Strauchschicht. Dieser Sachverhalt, der allerdings noch einer weiteren Überprüfung bedarf, wäre für die erfolgreiche Besiedlung von Neuwäldern mit krautigen Waldarten ein neuer und bisher noch nicht berücksichtigter Aspekt.

Die Bedeutung der Baumschicht für das Arteninventar der Krautschicht belegen Härdtle et al. (1996), Otte (1996) und Brunet et al. (2000). Härdtle et al. (1996) geben für die Auenwälder im Mittelelbegebiet eine Begünstigung von *Rubus*-Arten und *Urtica dioica* sowie einen Rückgang der Artenzahl unter Pappeln an. Brunet et al. (2000) nennen die Zunahme von Gräsern als Ursache für die fehlende Etablierung der krautigen Waldarten in den Neuwäldern. Oheimb (1996) vermutet, dass eine schnelle Entwicklung der Baum- und Strauchschicht die konkurrenzkräftigen Arten unterdrückt und damit die Ausbreitung der krautigen Waldarten begünstigt.

Nur in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe zeigt die Gehölzverjüngung mit zunehmender Entfernung zum Altwald auf den meisten Untersuchungsflächen eine signifikante Abnahme. Da es sich bei den Neuwäldern hauptsächlich um junge Baumbestände handelt, kann das auf Sukzessionsprozesse zurückgeführt werden. Hardt und Forman (1989) sowie Myster und Pickett (1992) verzeichnen ebenfalls zu Beginn der Sukzession auf Ackerbrachen eine Abnahme der Gehölzverjüngung mit zunehmender Entfernung zum Altwald.

Im Leipziger Auenwald und in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe wurden höhere Artenzahlen der *Artemisietea* in den Neuwäldern festgestellt. Das gleiche Phänomen beobachtet Wittig (1998) in einem Vergleich von jungen und älteren Waldbeständen. Wittig (1998) begründet das mit den guten Fernausbreitungsmechanismen der Arten sowie der fehlenden Konkurrenz bei ihrer Etablierung im Neuwald. Da es sich aber bei den *Artemisietea*

nicht um krautige Waldarten handelt, können sie auch als Relikte ehemaliger Nutzung angesehen werden.

5.6.3 Indikatorarten für Alt- und Neuwälder

Leipziger Auenwald

Für den Leipziger Auenwald können sechs Indikatorarten für Altwälder und acht für Neuwälder nachgewiesen werden. Der in Tabelle 5-1 dargestellte verkürzte Literaturvergleich verdeutlicht, dass die Altwaldindikatoren des Leipziger Auenwaldes auch in anderen europäischen Ländern Altwaldstandorte anzeigen. Als Neuwaldindikatoren wurden die Arten bisher jedoch nicht genannt.

Tab. 5-1: Verkürzter Literaturvergleich der Indikatorarten des Leipziger Auenwaldes mit Angaben aus anderen europäischen Ländern. Die Reihenfolge der Arten entspricht der Häufigkeit der Nennung als Indikatorart in Europa. Region- und Quellenangaben sind in Tab. 10-35 im Anhang enthalten

	Bisher als Indikator für Altwälder genannt	Bisher als Indikator für Neuwälder genannt
Indikatorarten für Altwälder		
<i>Lamium galeobdolon</i>	Belgien, Dänemark, Deutschland, England, Polen, Schweden	-
<i>Anemone nemorosa</i>	Belgien, Dänemark, Deutschland, England, Polen	-
<i>Primula elatior</i>	Belgien, Deutschland, England	-
<i>Anemone ranunculoides</i>	Belgien, Deutschland	-
<i>Leucojum vernalis</i>	Deutschland	-
<i>Cardamine pratensis</i> var. <i>nemorosa</i>	-	-
	Bisher als Indikator für Altwälder genannt	Bisher als Indikator für Neuwälder genannt
Indikatorarten für Neuwälder		
<i>Lamium maculatum</i>	-	Deutschland
<i>Aegopodium podagraria</i>	Deutschland	Deutschland, England
<i>Rubus caesius</i>	Deutschland, England	Deutschland
<i>Stachys sylvatica</i>	Belgien, Dänemark, Deutschland, Polen, Schweden,	England
<i>Milium effusum</i>	Belgien, Dänemark, Deutschland, England, Polen, Schweden	-
<i>Stellaria holostea</i>	Dänemark, Deutschland, England, Schweden	-
<i>Pulmonaria obscura</i>	Dänemark, Deutschland, Schweden	-
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	Dänemark, Deutschland	-

Hinsichtlich der regionalen Gültigkeit bestehen zwischen den Indikatorarten für Altwälder erhebliche Differenzen. *Lamium galeobdolon* besitzt in allen bisher untersuchten Ländern (Belgien, Dänemark, Deutschland, England, Polen und Schweden) seinen Verbreitungsschwerpunkt in Altwäldern. *Anemone nemorosa* steht in Belgien, Dänemark, Deutschland,

England und Polen als Indikatorart für Altwälder (Tab. 5-1 und Tab. 10-35 im Anhang). Da beide Arten innerhalb Europas ihren Schwerpunkt in Altwäldern haben, können sie als zuverlässige Indikatorarten für Altwaldstandorte angesehen werden (Wulf 1999a). Stärkere regionale Begrenztheit zeigt *Primula elatior*, die nur für Belgien, Deutschland und England als Indikatorart für Altwälder angegeben wird (Tab. 5-1 und Tab. 10-35 im Anhang). *Anemone ranunculoides* (Zacharias 1994; Wulf 1997) wurde bisher in Deutschland sowie *Leucojum vernum* (Zacharias 1994; Schneider & Poschlod 1999) ebenfalls nur in Deutschland als Indikatorart für Altwälder genannt.

Die Indikatorarten der Neuwälder für den Leipziger Auenwald zeigen in anderen europäischen Regionen kein einheitliches Verhalten hinsichtlich der Waldkontinuität. *Lamium maculatum* wird einzig für das nördliche Harzvorland als Indikatorart für Neuwälder angegeben (Zacharias 1994). *Aegopodium podagraria*, *Rubus caesius* und *Stachys sylvatica* weisen bezüglich der Indikatorfunktion für die Waldkontinuität unterschiedliche Ergebnisse auf. In einigen Regionen Europas gelten sie als Indikatorarten für Altwälder und in anderen für Neuwälder (Tab. 5-1 und Tab. 10-35 im Anhang). Peterken (1993) gibt *Stachys sylvatica* in Central Lincolnshire in 80% der Neuwälder an. Bossuyt et al. (1999) nennen den Wald-Ziest nicht für Alt- aber für Neuwälder, was auf seine bessere Anpassung an die höheren Stickstoffverhältnisse des Neuwaldes zurückgeführt wird. Die restlichen Neuwaldindikatoren des Leipziger Auenwaldes *Brachypodium sylvaticum*, *Milium effusum*, *Pulmonaria obscura* und *Stellaria holostea* wurden bisher nur für Altwälder angegeben (Tab. 5-1 und Tab. 10-35 im Anhang). *Brachypodium sylvaticum* kann auch in Neuwäldern häufiger sein. In Central Lincolnshire kam die Wald-Fiederzwenke auf 50% aller Neuwaldstandorte vor (Peterken 1993).

Unter den Neuwaldindikatoren des Leipziger Auenwaldes befinden sich mit *Brachypodium sylvaticum*, *Milium effusum*, *Pulmonaria obscura*, *Stachys sylvatica* und *Stellaria holostea* fünf krautige Waldarten. Tabelle 5-2 zeigt, dass die meisten Arten Ausbreitungstypen mit Fernausbreitungsmechanismen besitzen. Das könnte zu einer schnellen Besiedlung des Neuwaldes geführt haben. Diesen zeitlichen Vorsprung haben andere krautige Waldarten, die über Ausbreitungstypen mit Nahausbreitungsmechanismen verfügen, noch nicht aufgeholt. Obwohl Heinken (1998) *Stellaria holostea* nicht als Indikatorart für Neuwälder angibt, verweist er darauf, dass die Art zur schnellen Besiedlung der Neuwälder fähig ist.

Tab. 5-2: Ausbreitungstypen der Neuwaldindikatoren im Leipziger Auenwald (nur krautige Waldarten)

Art	Ausbreitungstyp nach Müller-Schneider (1986)
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	Anemochorie
<i>Milium effusum</i>	Anemochorie, Endozoochorie ¹
<i>Pulmonaria obscura</i>	Autochorie, Myrmekochorie
<i>Stachys sylvatica</i>	Zoochorie
<i>Stellaria holostea</i>	Anemochorie ²

¹Heinken et al. (2001)

²Frank & Klotz (1990)

Eine schnelle Besiedlung des Neuwaldes könnte bei einigen Arten durch ihre Standortansprüche erfolgt sein. Neben dem Vorkommen im Wald wächst *Stachys sylvatica* an Waldwegen (Hardtke & Ihl 2000). Im Gegensatz zu Arten des Waldinneren hat der Wald-Ziest bei der Besiedlung des Neuwaldes dadurch einen räumlichen Vorsprung. Für *Milium effusum* nennen Hardtke und Ihl (2000) auch Hochstaudenfluren als Lebensraum. Das Wald-Flattergras kann also schon immer auf Offenlandstandorten vorgekommen sein und musste deshalb die Neuwaldflächen nicht kolonisieren.

Auenwälder an der Mittleren Elbe

Für die Auenwälder an der Mittleren Elbe können sechs Indikatorarten für Altwälder, aber nur zwei für die Neuwaldstandorte nachgewiesen werden. Zu den Indikatorarten *Cardamine impatiens* für Altwaldstandorte sowie *Symphytum officinale* und *Cardamine pratensis* var. *pratensis* für Neuwaldstandorte liegen bisher keine Ergebnisse von anderen Untersuchungen vor (Tab. 5-3 und Tab. 10-35 im Anhang).

Tab. 5-3: Verkürzter Literaturvergleich der Indikatorarten in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe mit Angaben aus anderen europäischen Ländern. Die Reihenfolge der Arten entspricht der Häufigkeit der Nennung als Indikatorart in Europa. Region- und Quellenangaben sind in Tab. 10-35 im Anhang enthalten

	Bisher als Indikator für Altwälder genannt	Bisher als Indikator für Neuwälder genannt
Indikator für Altwälder		
<i>Viola reichenbachiana</i>	Belgien, Dänemark, Deutschland, England, Polen, Schweden	-
<i>Festuca gigantea</i>	Deutschland, Polen, Schweden	-
<i>Geum urbanum</i>	Deutschland	England
<i>Geranium robertianum</i>	Deutschland	England
<i>Alliaria petiolata</i>	-	England
<i>Cardamine impatiens</i>	-	-
	Bisher als Indikator für Altwälder genannt	Bisher als Indikator für Neuwälder genannt
Indikator für Neuwälder		
<i>Symphytum officinale</i>	-	-
<i>Cardamine pratensis</i> var. <i>pratensis</i>	-	-

Der Literaturvergleich ergibt, dass die Indikatorarten für die Altwälder der Auenwälder an der Mittleren Elbe in anderen Regionen Europas nicht nur Altwaldstandorte sondern auch Neuwälder anzeigen (Tab. 5-3 und Tab. 10-35 im Anhang). *Viola reichenbachiana* kann als gute Indikatorart für alte Waldstandorte angegeben werden, da sie in vielen europäischen Ländern (Belgien, Dänemark, Deutschland, England, Polen und Schweden) ihren Verbreitungsschwerpunkt in Altwäldern besitzt. Eine stärkere regionale Begrenztheit zeigt *Festuca gigantea*, die nur in Deutschland, Polen und Schweden als Indikatorart für Altwälder genannt wird (Tab. 5-3 und Tab. 10-35 im Anhang). *Geum urbanum* und *Geranium robertianum* zeigen in einigen Regionen in Deutschland Altwaldstandorte an. In England sind sie Indikatoren für Neuwälder (Tab. 5-3 und Tab. 10-35 im Anhang). Für die böhmischen und mährischen Urwälder nennt Pruša (1985) *Geranium robertianum* als sehr stetig. *Alliaria petiolata* wird bisher nur in Deutschland als Indikator für Neuwaldstandorte genannt, aber nie als Altwaldindikator (Tab. 5-3 und Tab. 10-35 im Anhang).

Die Eignung von *Alliaria petiolata*, *Geum urbanum* und *Geranium robertianum* als gute Indikatoren für eine bestimmte Waldkontinuität ist zweifelhaft. Nach Schmidt et al. (2003) sind neben dem Wald auch Waldränder und -verlichtungen sowie das Offenland Standorte dieser Arten. Das Vorkommen von *Alliaria petiolata*, *Geum urbanum* und *Geranium robertianum* begrenzt sich also nicht ausschließlich auf den Wald. Otte (1996) nennt die Arten als typische Vertreter von Zerfalls- und Verjüngungsstadien der Wald-Sukzession.

Daneben können alle drei Arten ebenso in geeigneten Bestandsstrukturen der Hochwälder alter Waldstandorte vorkommen (Otte 1996).

Neu ist die Indikatorfunktion von *Cardamine pratensis* var. *pratensis* für die Neuwälder der Auenwälder an der Mittleren Elbe. Im Leipziger Auenwald wird *Cardamine pratensis* var. *nemorosa* (diese Arbeit) und in Dänemark *Cardamine pratensis* ssp. *dentata* (Lawesson et al. 1998) als Indikator für Altwälder angegeben. Obwohl alle Sippen zum Aggregat *Cardamine pratensis* agg. gehören, unterscheiden sie sich in ihrer Ökologie.

Die Indikatorfunktion von *Cardamine pratensis* var. *nemorosa* und *Cardamine pratensis* ssp. *dentata* für Altwälder könnte in der Ausbreitung begründet liegen. Ballochorie, der für *Cardamine pratensis* agg. angegebene Ausbreitungstyp (Bonn & Poschlod 1998), ermöglicht nur das Überwinden von kurzen Ausbreitungsdistanzen. Dadurch erfolgt eine sehr langsame Besiedlung der Neuwälder. Ein weiterer Faktor, der das Vorkommen der beiden oben genannten Sippen in den Altwäldern begünstigt haben kann, ist die Bewirtschaftung. Lawesson et al. (1998) nennen als Ursache für die relativ geringe Artenzahl der krautigen Waldarten bei einer hohen Gesamtartenzahl die intensive Bewirtschaftung des Waldes. Häufig auftretende Störungen können nur von wenigen Waldarten toleriert werden. Die intensive Bewirtschaftung bewirkt andererseits die Herausbildung zahlreicher Biotope (Lawesson et al. 1998), die für indifferente Arten wie *Cardamine pratensis* agg. als Lebensraum geeignet sein können (Ellenberg et al. 1992).

Das häufigere Vorkommen von *Cardamine pratensis* var. *pratensis* in den Neuwäldern der Auenwälder an der Mittleren Elbe kann auf die ehemalige Wiesennutzung zurückzuführen sein. Von einigen Arten ist bekannt, dass sie auf Wiesenflächen mit extensiver Nutzung überleben können (Honnay et al. 1998a). Das verschafft ihnen bei der Wiederaufforstung der Flächen einen erheblichen Besiedlungsvorteil.

In der von Wulf (1999) erstellten "Liste von Gefäßpflanzen, die wenigstens in einer europäischen Region eine Affinität für alte Wälder zeigen" werden *Anemone nemorosa*, *Lamium galeobdolon*, *Melica uniflora*, *Milium effusum* und *Paris quadrifolia* am häufigsten genannten. Obwohl Doppelnennungen durch ein und denselben Autor bei diesen 27 Angaben aus sechs europäischen Ländern vorhanden sind, können die Arten doch als "zuverlässige Indikatoren alter Wälder eingestuft werden" (Wulf 1999a). Außer *Lamium galeobdolon* und *Anemone nemorosa* für den Leipziger Auenwald gilt aber keine der oben aufgeführten Arten in den untersuchten Gebieten als Indikatorart für Altwälder.

Ursachen der unterschiedlichen Bindungsstärke

Die Indikatorfunktion von Arten bezüglich der Waldkontinuität innerhalb Europas ist sehr unterschiedlich und nur regional gültig. Sehr eindrucksvoll ist das für *Mercurialis perennis* nachgewiesen. Während Peterken und Game (1981) das Wald-Bingelkraut als Altwaldzeiger für Central Lincolnshire angeben, weist Rackham (1980) für die gleiche Art in Cambridgeshire nur eine mäßige Bindung an Altwälder nach. Allgemein schätzt Rackham (1980) *Mercurialis perennis* als variabel hinsichtlich der Indikatorfunktion für die Waldkontinuität ein. *Sanicula europaea* zeigt in England keine Bindung an Altwälder (Rackham 1980), während in Nordwestdeutschland eine starke Affinität zu Altwäldern besteht (Wulf 1997). Die Beispiele unterstreichen die Forderung von Peterken (1974) und Rackham (1994) nach der Benennung von regionalen Indikatorarten für Altwälder und der Vermeidung der Übertragung der Indikatorarten von einem Gebiet auf ein anderes. Dies kann zu falschen Schlussfolgerungen führen.

Die lokalen Unterschiede in den Umweltparametern stellen einen wesentlichen Faktor für die regionale Gültigkeit der Indikatorarten dar. Neben Standortfaktoren sind auch klimatische Gradienten (Höhenstufen, Kontinentalität etc.) für das Vorkommen einer Art ausschlag-

gebend. Ein weiterer Faktor ist die anthropogene Nutzung (Hermý & Stieperaere 1981). Zacharias (1993) nennt die historische Bewirtschaftung als entscheidende Ursache für die rezente Verbreitung der Arten. Die Gesamtheit aller Faktoren spiegelt sich im Verbreitungsareal der einzelnen Arten wider. Damit kann das Fehlen von Arten in bestimmten Gebieten begründet und die regionale Gültigkeit von Indikatorarten belegt werden. Honnay et al. (1998a) geben Indikatorarten an, die bei Hermý (1992) nicht, dafür aber bei anderen Autoren erwähnt werden (Peterken 1974; Peterken & Game 1984; Wulf 1994; Zacharias 1994). Hermý (1992) führt beispielsweise *Hepatica nobilis* und *Helleborus viridis* als Altwaldindikatoren an. Beide Gefäßpflanzen sind bei Honnay et al. (1998a) nur sehr selten bis gar nicht vorhanden, weil das Untersuchungsgebiet nicht oder nur den Rand des Verbreitungsareals der Arten berührt.

Für das Verbreitungsareal der Arten müssen neben den oben genannten Faktoren auch vegetationsgeschichtliche Vorgänge berücksichtigt werden. Seit der letzten Eiszeit bis heute haben noch nicht alle Arten ihr potenzielles Areal erschlossen. *Picea abies* ist in Skandinavien immer noch auf dem Vormarsch (Aune 1982). Andererseits konnten die Arten *Acer pseudo-platanus* und *Fagus sylvatica* ihr potenzielles Areal, das auch die Insel Irland umfasst, auf Grund von Ausbreitungsschranken noch nicht erreichen (Dierschke 1985).

Charakterisierung der Indikatorarten

Trotz regionaler Unterschiede erfolgte schon frühzeitig eine allgemeine Charakterisierung der Altwaldindikatoren (Hermý et al. 1993). Gleiche Beschreibungen für die Neuwaldindikatoren erwiesen sich als sehr schwierig. Neben der ungleichen Waldkontinuität bestehen tiefgreifende ökologische Unterschiede der Waldstandorte, die sich deutlich im Artenspektrum widerspiegeln. In der Prignitz in Deutschland erfolgten die Aufforstungen im 19. Jahrhundert auf trockenen und sandigen Böden, während im 20. Jahrhundert feuchte und nasse Flächen bewaldet wurden (Wulf 2003).

Altwaldindikatoren

Als erste beschrieben Hermý et al. (1993) die Altwaldindikatoren als krautige Waldarten, die durch die traditionelle Bewirtschaftung meist keine Anpassung an lange Lichtphasen aufweisen. Allerdings können krautige Waldarten auch außerhalb des Waldes überleben wie in Wiesenflächen mit extensiver Nutzung (Honnay et al. 1998a).

Honnay et al. (1998a) charakterisieren die 66 Altwaldarten für Belgien durch eine Präferenz für schattige Standorte und saure Böden. Für die Bodenparameter Feuchte und Stickstoff sowie für den Ausbreitungstyp werden keine allgemeinen Aussagen getroffen. Hermý et al. (1999) haben aus 22 Untersuchungen 132 Altwaldindikatoren für Europa zusammengestellt, die sie zu einer Gilde mit folgenden Eigenschaften zusammenfassen: Altwaldindikatoren zeichnen sich durch eine größere Schattentoleranz aus. Viele Arten gehören zu den Geophyten und Hemikryptophyten sowie zu den stresstoleranten Strategen. Die Besiedlung neuer Standorte erfolgt auf Grund des begrenzten Ausbreitungspotenzials und der geringen Samenproduktion sehr langsam. Hinsichtlich des Standortes meiden sie feuchte und trockene Böden, bevorzugen einen mittleren pH-Bereich sowie geringen Stickstoffgehalt. Die Ansprüche der Altwaldindikatoren an die Standorte sind nicht verwunderlich, denn die meisten Untersuchungen fanden genau in diesen Bereichen statt.

Wulf (2003) charakterisiert die Altwaldindikatoren der Prignitz mittels ökologischer Zeigerwerte und Lebensstrategien. Neben einigen Übereinstimmungen (typische krautige Waldarten, Schattentoleranz, verfügen meist über Nahausbreitungsmechanismen, empfindlich gegenüber Störung) zu Hermý et al. (1999), stellt Wulf (2003) auch wesentliche Unter-

schiede sowie einige Ergänzungen in den Lebensstrategien dar. Altwaldindikatoren der Prignitz sind hauptsächlich Geophyten, CSR-Strategen und hinsichtlich der Hemerobie oligo- und mesohemerob. Trotz unterschiedlicher ökologischer Voraussetzungen werden auch für die Neuwaldindikatoren allgemeine Eigenschaften herausgearbeitet. Zu den Neuwaldindikatoren der Prignitz gehören nach Wulf (2003) keine typischen krautigen Waldarten. Sie besitzen eine relativ hohe Toleranz gegenüber menschlichen Störungen, verfügen über Ausbreitungstypen mit Fern- und Nahausbreitungsmechanismen, gehören meist zu den CR- und CS-Strategen sowie zu den Hemikryptophyten. Die Neuwaldindikatoren weisen signifikant höhere Zeigerwerte für Licht, Feuchtigkeit, Bodenreaktion und Stickstoff auf als die Altwaldindikatoren.

Die meisten Übereinstimmungen zu den Lebensstrategien der Altwaldindikatoren zeigen sich zwischen denen der Prignitz und des Leipziger Auenwaldes. Für die Lichtzahl sind ebenfalls vergleichbare Angaben zwischen beiden Gebieten möglich. Unterschiede ergeben sich bezüglich der Feuchte-, Stickstoff- und Reaktionszahl. Der Grund hierfür dürfte in den Eigenschaften des Untersuchungsraums Aue begründet sein, da es sich hierbei um feuchte und sehr nährstoffreiche Böden handelt. Dadurch sind Aufforstungen auf trockeneren und nährstoffärmeren Standorten, die Wulf (2003) als Ursache für die Unterschiede in den ökologischen Zeigerwerten nennt, ausgeschlossen.

Nur wenige Übereinstimmungen können zwischen den Altwaldindikatoren der Prignitz und den Auenwäldern an der Mittleren Elbe festgestellt werden. Die für die Ermittlung der Eigenschaften der Altwaldindikatoren zu Grunde liegende Untersuchung fand bei Wulf (2003) im Bereich mittlerer Standortbedingungen statt, d. h. extrem feuchte oder trockene Bereiche wurden nicht untersucht. Der Leipziger Auenwald war im Vergleich zu den Auenwäldern an der Mittleren Elbe schon immer durch eine geringere Überflutungshäufigkeit gekennzeichnet (vgl. Lange 1959). Er wurde letztmalig 1954 überflutet und entwickelt sich seit der Zeit immer mehr in Richtung des *Galio-Carpinetum stachyetosum* (Gutte & Sickert 1998). Diese standörtlichen Eigenschaften ermöglichen eine größere Vergleichbarkeit mit dem von Wulf (2003) untersuchten Gebiet, was sich in der Ähnlichkeit der Eigenschaften der Altwaldindikatoren widerspiegelt.

Die Auenwälder an der Mittleren Elbe werden fast jährlich überflutet. Das zeigt sich auch in den Eigenschaften der Altwaldindikatoren. Hier überwiegen anemochore und zoochore Arten, also Ausbreitungstypen mit Fernausbreitungsmechanismen (vgl. Kap. 4.3.3). Heinken et al. (2001) belegen, dass Ausbreitungstypen eine mögliche Erklärung für fehlende Unterschiede zwischen Alt- und Neuwäldern sein können. Auf Grund von Ausbreitungstypen mit Fernausbreitungsmechanismen wurden in bodensauren Wäldern weniger Indikatorarten der Altwälder nachgewiesen als in mesophilen Wäldern (Heinken et al. 2001). Schon Howe und Smallwood (1982) belegen, dass die Bedeutung der Zoochorie bei zunehmender Feuchte des Habitates steigt. Eine hohe Luftfeuchtigkeit, die sich nur in Wäldern mit langer Habitatkontinuität herausbildet (Wulf & Kelm 1994), kann für anemochore Arten die Ausbreitungsdistanz erheblich reduziert (Bonn & Poschlod 1998, S. 7). Das könnte die Kolonisation der Neuwälder erschweren und gleichzeitig begründen, warum viele Altwaldindikatoren in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe anemochor sind. Ein weiterer Ausbreitungstyp, der in bisherigen Untersuchungen relativ wenig Beachtung fand, ist die Hydrochorie (vgl. Renner 1987). Als Folge der Überschwemmungen kommt es zum Verdriften von Diasporen (Schwabe 1991), zur Ablagerung der Diasporen in der Diasporenbank sowie zur Aktivierung der vorhandenen Diasporenbank (Bonn & Poschlod 1998). Dadurch wird die aktuelle Vegetation wesentlich beeinflusst. Schneider und Sharitz (1988) zeigen, dass aber nicht nur Arten mit morphologischer Anpassung an die Hydrochorie durch das Wasser verbreitet werden. Das ursprüngliche Verteilungsmuster der barochoren Diasporen wird durch die Hydrochorie modifiziert (Schneider und Sharitz 1988). Skoglund (1990) und Schwabe (1991) gehen sogar

so weit, dass die Diasporen der verschiedenen Ausbreitungstypen prinzipiell die Möglichkeit der Hydrochorie besitzen, wenn sie vom Wasser erfasst werden. Damit stellt die Hydrochorie die wichtigste Ausbreitungsstrategie in den Auenwäldern dar.

Hydrochorie wird zwar nicht für die Altwaldindikatoren *Alliaria petiolata* und *Geranium robertianum* angegeben (Müller-Schneider 1986), trotzdem werden diese Arten durch das Wasser verbreitet. In den Sedimenten der Hochwässer wurden *Alliaria petiolata* und *Geranium robertianum* durch Keimungsexperimente nachgewiesen (Schwabe 1991). Da aber sowohl die Alt- als auch die Neuwälder überflutet werden, müssten die Arten keine Präferenz für eine bestimmte Waldkontinuität zeigen. Von *Alliaria petiolata* und *Geranium robertianum* ist aber bekannt, dass sie luftfeuchtere Klimlagen bevorzugen (Oberdorfer 1994), die sich nur in Wäldern mit langer Habitatkontinuität herausbilden (Wulf & Kelm 1994). Das könnte eine wesentliche Ursache dafür sein, dass beide Arten in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe häufiger in Altwäldern vorkommen. Die Entwicklungsdauer und Struktur (Baum- und Strauchschicht) der Neuwälder reicht noch nicht aus, um das benötigte luftfeuchte Klima zu schaffen. Otte (1996) und Heinken (1998) vermuten, dass eine luftfeuchtere Klimlage ein entscheidender Faktor für das Vorkommen bestimmter Arten in Altwäldern ist.

Neuwaldindikatoren

Arten der nitrophilen Hochstaudenfluren und des Grünlandes im weiteren Sinne bilden hauptsächlich die Indikatorarten für Neuwälder. Damit stellen sie Relikte ehemaliger Nutzungsformen dar (Hermy et al. 1993; Wulf 2003). Heinken (1998) bezeichnet die Indikatorarten für Neuwälder als Pioniergehölze oder Relikte von Offenlandstandorten. Den ehemaligen Offenlandcharakter spiegeln die Indikatorarten für die Neuwälder der Auenwälder an der Mittleren Elbe wider. Etwas anders verhält es sich im Leipziger Auenwald. Hier zählen von den angegebenen Neuwaldindikatoren zwei zu den Arten des Offenlandes, eine zu den indifferenten Arten sowie vier zu den krautigen Waldarten. Peterken und Game (1984) zeigen, dass Neuwaldindikatoren auch typische krautige Waldarten sein können.

Insgesamt konnte jedoch eine gute Übereinstimmung der Lebensstrategien der Neuwaldindikatoren von Wulf (2003) mit denen des Leipziger Auenwaldes festgestellt werden. Das betrifft vor allem die Ausbreitungstypen, Hemikryptophyten, CS-Strategen, den Hemerobiegrad β -euhemerob sowie die gute Toleranz von menschlichen Störungen.

5.6.4 Ökologische Zeigerwerte

Aussagen zum ökologischen Verhalten der Gefäßpflanzen können durch die Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (1992) getroffen werden. In den letzten Jahren erfolgte eine verstärkte Überprüfung der empirisch gewonnenen Angaben durch verschiedene Standortmessungen. Dabei wurden einzelne Parameter herausgestellt, die für die Einordnung der Arten in die Stufe der Bodenfaktoren Feuchtigkeit, Bodenreaktion und Stickstoffversorgung ausschlaggebend sind sowie eine Kalibrierung der Werte für einzelne Regionen vorgenommen (Böcker et al. 1983; Ertsen et al. 1998).

Dzwonko (2001a) verglich die Zeigerwerte mit Messwerten und stellte fest, dass sie in Altwäldern sehr gut die Bodenreaktion, Lichtverhältnisse sowie den Stickstoffgehalt wiedergeben, während im Neuwald größere Differenzen auftreten. Die Unterschiede zwischen den Zeiger- und Messwerten werden damit begründet, dass trotz gleicher Bodenbedingungen in beiden Waldtypen im Neuwald weniger krautige Waldarten mit niedriger Reaktions- und Stickstoffzahl, aber mehr Gefäßpflanzen mit einer höheren Lichtzahl wachsen. Als Ursache dafür gibt Dzwonko (2001a) die Artenzusammensetzung der Neuwälder an. Diese ist nach

dem Zufallsprinzip geprägt und repräsentiert nicht die wirklichen Bodenverhältnisse. Außerdem konnten viele krautige Waldarten wegen ihrer Nahausbreitungsmechanismen noch nicht in die Neuwälder einwandern (Dzwonko 2001a).

Die gewichteten mittleren Reaktions- und Stickstoffzahlen unterscheiden sich in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe sowohl bei der Auswertung der Zufallsflächen als auch bei den Transekten nicht zwischen den beiden Waldtypen. Im Leipziger Auenwald werden bei den Transektuntersuchungen hingegen bei 50% der Neuwaldflächen auf den ersten 50m signifikante und auf einer Neuwaldfläche tendenziell höhere Reaktions- und Stickstoffzahlen als in den Altwäldern ermittelt. Die Ergebnisse bestätigten sich aber nicht bei der Auswertung der Zufallsflächen. Wulf et al. (1999) stellen in verschiedenen alten Kippenforsten keine Differenz der mittleren Stickstoffzahl fest, während die mittlere Reaktionszahl mit Vergrößerung der Waldkontinuität abnimmt. Eine signifikant höhere Frequenz der Arten mit größeren Reaktions- und Stickstoffzahlen wurde in Polen im Neuwald nachgewiesen (Dzwonko 2001a). Bei Untersuchungen in Belgien (Bossuyt & Hermy 2000) war die Stickstoffzahl sowie in Deutschland (Wulf 2003) die Reaktions- und Stickstoffzahl im Neuwald höher als im Altwald. Koerner et al. (1997) und Petersen (1994) belegen für Neuwälder einen höheren pH-Wert als in Altwäldern. Verheyen et al. (1999) zeigen einen positiven Zusammenhang zwischen der Dauer der ehemaligen landwirtschaftlichen Nutzung heutiger Neuwälder und dem pH-Wert sowie eine negative Korrelation zwischen der Nutzungsdauer und dem Gesamtstickstoff.

Auf den ersten 50m in den Neuwäldern wurde für die gewichtete mittlere Lichtzahl in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe keine einheitliche Aussage getroffen. Im Leipziger Auenwald konnte für zwei Untersuchungsflächen eine signifikante und auf einer weiteren Untersuchungsfläche eine tendenzielle Abnahme gleicher Zeigerzahl nachgewiesen werden. Die Analyse der Zufallsflächen ergibt in beiden Untersuchungsgebieten eine signifikant geringere gewichtete mittlere Lichtzahl in den Neuwäldern, was im Widerspruch zu den bisherigen Ergebnissen steht (Wulf 2003). Auf den Kippenforsten nimmt mit zunehmendem Alter der Bestände die mittlere Lichtzahl ab (Wulf et al. 1999). In Polen ergibt die Lichtmessung zwischen Alt- und Neuwäldern keinen signifikanten Unterschied (Dzwonko 2001a). Allerdings können hier einige Arten mit einer niedrigen Lichtzahl in Neuwäldern auf Standorten mit einer höheren Lichtintensität nachgewiesen werden (Dzwonko 2001a). Lichtmessungen ergaben in Dänemark niedrigere Werte in Alt- als in Neuwäldern (Petersen 1994). Im Gegensatz dazu haben Neuwälder bis zu einem Alter von 90 Jahren eine höhere Lichtzahl als ältere Neuwälder oder Altwälder (Bossuyt & Hermy 2000).

Krautige Waldarten weisen häufig eine niedrigere Lichtzahl als Arten des Offenlandes auf (vgl. Ellenberg et al. 1992). Dadurch ist die gewichtete mittlere Lichtzahl in Altwäldern häufig niedriger als in Neuwäldern. Wittig (1998) belegt, dass eine höhere Lichtzahl in Neuwäldern aber nicht unbedingt auf mehr Arten des Offenlandes als Folge der ehemaligen Nutzungsformen zurückgeführt werden kann, sondern vielmehr durch aktuelle Erscheinungen beeinflusst wird. Bei einem Vergleich des gleichen Waldes von 1983 und 1993 wurde eine Erhöhung der Lichtzahl festgestellt. Das wird auf die Kronenverlichtung der Bäume durch Immissionsbelastung zurückgeführt, was Arten der Ruderal- und Schlagfluren in ihrer Entwicklung begünstigt (Wittig 1998).

5.7 Funktionstypen

Angaben zu den Lebensformen- und Ausbreitungsspektren der Gefäßpflanzen in den Altwäldern enthalten verschiedene Untersuchungen (Hermy et al. 1993; Wulf & Kelm 1994; Wulf 1997; Honnay et al. 1998b). Dabei fanden nicht immer alle Arten der Krautschicht Berücksichtigung. Es bildeten die Altwaldindikatoren oder nur eine bestimmte Anzahl von Arten die Datenbasis für die einzelnen Ausbreitungsspektren (Hermy et al. 1993).

Zusätzlich zu den Aussagen für die Altwälder wurde in einige Arbeiten auf der Basis von Präsenz/Absenz-Daten Unterschiede in den Funktionstypenspektren zwischen beiden Waldtypen dargestellt (Peterken & Game 1984; Dzwonko & Loster 1988, 1989; Dzwonko & Gawronski 1994; Zacharias 1994).

Lebensformenspektren

Für die Lebensformenspektren können im Leipziger Auenwald einige signifikante Unterschiede zwischen Alt- und Neuwäldern nachgewiesen werden. In den Altwäldern der Auenwälder an der Mittleren Elbe sind die Nanophanerophyten signifikant häufiger vertreten als in den Neuwäldern (vgl. Abb. 4-7 im Kap. 4.3.3). Gemeinsam ist beiden Untersuchungsgebieten die Dominanz der Geophyten in beiden Waldtypen. Zu gleichen Geophytenanteilen sowie ähnlicher Verteilung der mittleren Lebensformenspektren kommt Kühn (2000) für das *Stellario-Carpinetum* des Kernmünsterlandes. Bei Zugrundelegung der Präsenz/Absenz-Daten kann der Geophytenanteil jedoch auch geringer sein (Peterken & Game 1984; Zacharias & Brandes 1990). Allerdings werden bei Wulf und Kelm (1994) sowie bei Wulf (1997) immer noch Anteile von 41% erreicht. Damit stellen die Geophyten in den Untersuchungen die dominierende Lebensform dar.

Hinsichtlich des Anteils der Geophyten wies Kühn (2000) keinen Unterschied zwischen Alt- und Neuwäldern nach. Bei Wulf (2003) hat diese Lebensform in den jungen Waldbeständen sogar höhere Anteile als in den älteren Beständen. Das steht im Widerspruch zu anderen Ergebnissen, bei denen der Geophytenanteil in den Altwäldern höher ist als in den Neuwäldern (Peterken & Game 1984; Petersen 1994). Ein signifikant höherer Anteil an Geophyten in den Alt- als in den Neuwäldern ergibt sich für den Leipziger Auenwald. Peterken und Game (1984) kommen zu vergleichbaren Resultaten. Petersen (1994) stellt in den Altwäldern ca. viermal mehr Geophytenarten fest (1,9 pro 0,1m² Aufnahme­fläche) als im Mittel bei den 50-jährigen Neuwäldern (0,5 pro 0,1m² Aufnahme­fläche).

Ausbreitungstypen

Die Spektren der Ausbreitungstypen der Alt- und Neuwälder in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe unterscheiden sich nicht signifikant voneinander. Gleiches weisen auch Honnay et al. (1998a) in West-Belgien und Kühn (2000) für das Kernmünsterland nach.

Anders sind die Ergebnisse im Leipziger Auenwald, wo in den Neuwäldern Arten mit Fernausbreitungsmechanismen dominieren. Wittig et al. (1985) und Wulf et al. (1999) stellen auf jüngeren Rekultivierungsflächen im Vergleich zu den älteren Nachbarbeständen mehr Arten mit Fernausbreitungsmechanismen fest. Whitney und Foster (1988) sowie Dzwonko (1993) weisen in den Neuwäldern mehr anemochore und endozoochore Arten nach. Dzwonko und Loster (1992) geben schwebende und fliegende anemochore sowie endozoochore Arten als die schnellsten Besiedler der Neuwälder an. Heinken (1998) nennt verschiedene Formen der Zoochorie häufiger für diesen Waldtyp.

Der im Leipziger Auenwald statistisch nachgewiesene Zusammenhang zwischen Altwäldern und dem hohen Anteil an myrmekochoren Arten wird auch von Hermy (1989) belegt.

Auf Grund der Nahausbreitungsmechanismen benötigen autochore, barochore, myrmekochore und sich vegetativ fortpflanzende Arten für das Erreichen neuer Waldstandorte einen längeren Zeitraum als Arten mit Fernausbreitungsmechanismen (Peterken & Game 1984; Dzwonko 1993; Brunet & Oheimb 1998; Heinken 1998; Schneider & Poschlod 1999; Wulf et al. 1999). Im Gegensatz dazu stehen die artenarmen Neuwälder des *Stellario-Carpinetum* des Kernmünsterlandes. In ihnen stellt die Ameisenausbreitung mit fast 50% des Ausbreitungsspektrums den dominierenden Anteil dar (Kühn 2000). Werden hier alle Arten mit Nahausbreitungsmechanismen zusammengefasst, so besitzen auch in dem Gebiet diese Gefäßpflanzen in den Altwäldern einen größeren Anteil als in den Neuwäldern.

Der Anteil myrmekochorer Arten schwankt in den einzelnen Untersuchungsgebieten dieser Arbeit jedoch erheblich. Während im Leipziger Auenwald signifikant mehr myrmekochore Arten in den Altwäldern auftreten sowie insgesamt den dominierenden Ausbreitungstyp darstellen, spielen sie in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe in beiden Waldtypen nur eine untergeordnete Rolle. Peterken und Game (1984), Zacharias und Brandes (1990) sowie Wulf und Kelm (1994) geben einen wesentlich höheren myrmekochoren Anteil in den Altwäldern (22 bis 24%) als in den Neuwäldern (14%) an.

Werden die Ausbreitungstypen auf die Altwaldindikatoren berechnet, schwankt der Anteil der myrmekochoren Arten in den verschiedenen Untersuchungsgebieten zwischen 17 und 39%. Honnay et al. (1998a) geben für die 66 Altwaldindikatoren in West-Belgien 17% myrmekochore Arten an, ohne zwischen Alt- und Neuwäldern zu unterscheiden. Von den 90 bei Hermy et al. (1993) genannten europäischen Altwaldindikatoren verfügen 39% über Myrmekochorie. Damit bildet die Ameisenausbreitung die größte Gruppe. Unter Berücksichtigung aller Gefäßpflanzen ergibt die Myrmekochorie in der gleichen Untersuchung nur noch einen Anteil von 12% (Hermy et al. 1993).

Die obigen Werte liegen alle unter den Angaben für den Leipziger Auenwald, aber deutlich über dem Anteil in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe. Der Grund für das geringe Vorkommen der myrmekochoren Arten in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe, die sonst für klimaxnahe Wälder charakteristisch sind (Luftensteiner 1979, 1982; Halfmann 1991), dürfte in den jährlichen Überflutungen liegen. Schlaghamersky (2003) weist in nicht überfluteten Auenwäldern eine größere Artenzahl und Dichte von Ameisen nach als in überfluteten Bereichen. Für einige terricole Ameisenarten konnte aber gezeigt werden, dass sie kurzzeitige Nestüberflutungen problemlos überstehen (Hölzel 1941; Heydemann 1967; Münch 1991; Seifert 1994; Dietrich et al. 1998). Verschiedene *Myrmica*-Arten überleben ebenfalls kurze Überschwemmungen (Heydemann 1967; Münch 1991; Seifert 1994). Allerdings sind einzig für *Myrmica gallienii*, die als Hauptlebensraum allerdings Offenhabitate bevorzugt (Seifert 1996), und *Myrmica rubra* bisher längere Überflutungszeiträume in Auen belegt (Dietrich et al. 1998). Die dabei verwendeten Überlebensstrategien bestehen im Auswandern an die Spitze höherer Pflanzen (Seifert 1994) sowie der Bildung von "Ameisentrauben" (Münch 1991; Dietrich et al. 1998).

Obwohl viele Gefäßpflanzen über mehrere Ausbreitungstypen verfügen (Müller-Schneider 1986), befindet sich der Schwerpunkt der myrmekochoren Arten in Wäldern (Bonn & Poschlod 1998). Myrmekochore Arten müssen allerdings nicht immer in dem Lebensraum dominieren, was nachfolgende Angaben belegen. Die Erweiterung der Liste europäischer Altwaldindikatoren von Hermy et al. (1999) auf 132 enthält 24% myrmekochore und 25% anemochore Arten. Unter Berücksichtigung aller Pflanzen nennen Hermy et al. (1993) die Anemochorie mit 35% als die größte Gruppe. Bei Wulf (1997) und Honnay et al. (1998a) haben die anemochoren Arten ebenfalls die höchsten Anteile am Ausbreitungsspektrum.

In Altwäldern werden häufig mehr Geophyten sowie krautige Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen angegeben (Peterken & Game 1984; Wulf & Kelm 1994; Zacharias & Brandes 1990). Besteht zwischen den beiden Funktionstypenspektren ein Zusammenhang? Die Analyse der Arten entsprechend ihres soziologischen Verhaltens nach Ellenberg et al. (1992) ergab von den 324 aufgeführten Geophyten 23,8% krautige Waldarten (Tab. 5-4). Davon verfügen viele nur über Nahausbreitungsmechanismen.

Tab. 5-4: Geophytenanteil in den verschiedenen Vegetationseinheiten (Ellenberg et al. 1992)

Vegetationseinheiten	Anteil Geophyten
Süßwasser- und Moor-Vegetation	15,7%
Salzwasser- und Meerstrand-Vegetation	2,7%
Krautige Vegetation oft gestörter Plätze	14,8%
Steinfluren und alpine Rasen	7,5%
Anthropo-zoogene Heiden und Rasen	27,5%
Waldnahe Staudenfluren und Gebüsche	4,0%
Nadelwälder und verwandte Heiden	4,0%
Laubwälder und verwandte Gebüsche	23,8%

Befinden sich in den Altwäldern mehr krautige Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen, dann müssen in Folge der oben aufgezeigten Interkorrelation auch mehr Geophyten in ihnen vorhanden sein. Diese Aussage wird bei der Analyse der Zufallsflächen im Leipziger Auenwald sowie in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe bestätigt. In beiden Untersuchungsgebieten kommen insgesamt signifikant mehr krautige Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen in den Altwäldern vor und damit auch mehr Geophyten (Tab. 5-5 und 5-6).

Allerdings zeigt Untersuchungsfläche 3 im Leipziger Auenwald und Untersuchungsfläche 4 in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe, dass ein signifikant höherer Anteil an Geophyten nicht gleichbedeutend mit mehr krautigen Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen im Altwald ist.

Tab. 5-5: Vergleich der Deckung der krautigen Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen und Geophyten in den Alt- und Neuwäldern im Leipziger Auenwald (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4
krautige Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen	p = 0,001	p = 0,004	p = n.s.	p = n.s.
Geophyten	p < 0,001	p < 0,001	p = 0,013	p = n.s.

Tab. 5-6: Vergleich der Deckung der krautigen Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen und Geophyten in den Alt- und Neuwäldern in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1a	Fläche 1b	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5
krautige Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p < 0,001	p = 0,022
Geophyten	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,033	p < 0,001	p = 0,015

Spektren der ökologischen Strategietypen

Viele Arten der typischen Krautschicht der Wälder werden dem Strategietyp CSR zugeordnet (Dierschke 1994). Deshalb ist es nicht verwunderlich, dass bei einer signifikant höheren Abundanz der krautigen Waldarten in den Altwäldern der Auenwälder an der Mittleren Elbe auch der mittlere Gruppenmengenanteil der CSR-Strategen höher ist. Wulf et al. (1999) belegen mit zunehmendem Alter der Waldflächen einen Anstieg der C- und CSR-Strategen bei gleichzeitigem Abfall der CR- und SR-Strategen. Obwohl Kühn (2000) keine signifikanten Unterschiede in den Strategietypen zwischen den Alt- und Neuwäldern feststellt, nehmen die CSR-Strategen in allen Beständen des *Stellario-Carpinetum* des Kernmünsterlandes die höchsten Anteile ein.

Während bei Wulf (2003) die CSR-Strategen die dominierende Stellung unter den Altwaldarten darstellen, trifft dies auf die 132 Altwaldindikatoren für Europa nicht zu (Hermy et al. 1999). Hier haben die S-Strategen, gefolgt von den SC-Strategen die höchsten Anteile. Die C-, R- und CR-Strategen erreichen nur eine untergeordnete Bedeutung (Hermy et al. 1999).

Im Leipziger Auenwald und in Belgien (Hermy et al. 1993; Bossuyt & Hermy 2000) werden höhere Anteile der konkurrenzstarken Arten für die Neuwälder belegt. Kühn (2000) weist für die C-Strategen in dem reichen *Stellario-Carpinetum* der Neuwälder mit einem Anteil von 22% wesentlich höhere Werte nach als in den Altwäldern (8%).

Fazit

Zusammenfassend können für die Funktionstypenspektren der Alt- und Neuwälder im Leipziger Auenwald wesentliche Unterschiede festgestellt werden (vgl. Kap. 4.3.5). Damit reihen sich die Ergebnisse sehr gut in die bisherigen Erkenntnisse zur Bedeutung der Waldkontinuität in anderen Gebieten ein. Im Gegensatz dazu stehen die Resultate der Auenwälder an der Mittleren Elbe, die nur geringe Unterschiede in den Funktionstypenspektren der Alt- und Neuwälder enthalten. Diese Auenwälder werden, im Gegensatz zum Leipziger Auenwald, noch regelmäßig überflutet. Das spiegelt sich neben dem Arteninventar deutlich in den Spektren der Ausbreitungstypen wider. In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe dominieren, im Gegensatz zu vielen anderen Untersuchungen, die Arten mit Fernausbreitungsmechanismen. Heinken (1998) und Heinken et al. (2001) geben für das niedersächsische Tiefland in den Alt- und Neuwäldern ebenfalls das Vorherrschen der Arten mit Fernausbreitungsmechanismen an. Durch diese Ausbreitungstypen wird das höhere Regenerationspotenzial der bodensauren Laubwälder und damit die geringen Unterschiede zwischen beiden Waldtypen erklärt (Heinken 1998; Heinken et al. 2001).

Ein weiterer Grund für die geringen Unterschiede zwischen Alt- und Neuwäldern in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe könnte auf den Boden zurückgeführt werden. Schon Dumortier et al. (2002) vermuten in Auensystemen geringe Unterschiede im Boden zwischen ehemaligen Offenlandstandorten und alten Waldstandorten. Für bodensaure, durchlässige Sandböden nimmt Heinken (1998) an, dass die Stickstoffanreicherung durch ehemalige landwirtschaftliche Nutzung nicht so lange wirksam bleibt und damit nur geringe Unterschiede zwischen Alt- und Neuwaldstandorten auftreten.

6 Naturschutz

1912 wurde mit dem Forstort "Polenz" das erste Naturschutzgebiet in der Leipziger Aue ausgewiesen. 1921 erfolgte die Manifestierung des Schutzstatus sowie die Erweiterung auf die "Gundorfer Lachen" (Lange 1959). Obwohl nach dem Zweiten Weltkrieg zahlreiche Naturschutzbemühungen bestanden, fand die Ernennung des Leipziger Auenwaldes zum Landschaftsschutzgebiet erst am 29.05.1985 statt. Heute beinhaltet das Landschaftsschutzgebiet einige Naturschutzgebiete wie die "Luppeaue", "Burgaue" bei Böhlitz-Ehrenberg sowie den "Elster-Pleiße-Auenwald" (Müller 1995).

An der Mittleren Elbe wurden 1851 die Solitärerleiche als landschaftsprägendes Element unter Schutz gestellt. Seit 1913 sind weitere Naturschutzbemühungen in dem Gebiet nachweisbar (Dornbusch 1991) und am 24.01.1979 erkannte die UNESCO den "Steckby-Lödderitzer-Forst" als Biosphärenreservat an. In den anschließenden Jahren fand eine kontinuierliche Flächenvergrößerung des Biosphärenreservates statt, bis es im Biosphärenreservat "Flusslandschaft Elbe" aufging.

Heute existieren entlang der großen Fließgewässer nur noch Restbestände der naturraumtypischen Hartholz-Auenwälder. Auf Grund ihrer hohen Bedeutung als wichtiger Retentionsraum sowie artenreicher Lebensraum bedarf es prioritär der Erhaltung, anschließenden Entwicklung und Erweiterung von Auenwäldern (Finck et al. 2002). In diesem Zusammenhang werden folgende Ziele und Maßnahmen verfolgt:

- *Quercus robur* soll auf Grund der hohen ökologischen Bedeutung die dominierende Baumart im Auenwald darstellen.
- Trotz der Holländischen Ulmenwelke soll der Anteil von *Ulmus minor* und in geringerem Umfang auch *U. laevis* erhöht werden (Anonymus 1992). Genetische Untersuchungen ergaben die Möglichkeit der Mischabsaaten für *Ulmus laevis*, jedoch nicht für *U. minor*. Die vegetative Vermehrung von *Ulmus minor* kann durch ein vorsichtiges Freistellen angeregt werden (Gehle & Krabel 2002).
- Die noch vorhandenen Reinbestände der Hybrid-Pappeln sollen zu Gunsten von auentypischen Baumarten umgebaut werden (Anonymus 1992; Sickert 2002). Durch *Populus x canadensis* kommt es in Folge verbesserter Licht- und Mineralisationsbedingungen zur Begünstigung von Nitrophyten sowie zum Verlust typischer Auenwaldarten (Härdtle et al. 1996).
- Wildobstarten sollen auch in Zukunft wichtige Nebenbaumarten des Auenwaldes bleiben. Sie sind durch forstliche Eingriffe zu erhalten (Sickert 2002).
- Auf großflächige Kahlschläge, welche die Nachhaltigkeit auf den betroffenen Flächen unterbricht, soll für eine einzelbaum-, trupp-, gruppen- oder horstweise Entnahme verzichtet werden (MELF 1997; Finck et al. 2002; Sickert 2002). Durch eine kleinflächige Holzernte wird eine Verzahnung der einzelnen Altersklassen begünstigt, was zur Verbesserung der Vertikalstruktur führt.
- Die natürliche Verjüngung der Bestände soll der künstlichen Verjüngung vorgezogen werden. Um eine natürliche Verjüngung zu ermöglichen, ein natürliches Gleichgewicht zwischen Wild und Wald erforderlich (Anonymus 1992; MELF 1997; Sickert 2002).
- Innerhalb der Schutzgebiete soll auf eine forstliche Nutzung der Auenwälder verzichtet werden. Damit wird dem Gedanken des "Prozess-Schutzes" in idealer Weise Rechnung getragen (Finck et al. 2002) sowie eine Erhöhung des Totholzanteiles durch absterbende und tote Altbäume angestrebt. Totholzbestände enthalten viele xylobionte Arten, die häufig in ihrem Vorkommen gefährdet sind (Speight 1989; Möller 1991, 1992; Assmann & Kratochwil 1995; Köhler 2000). Durch natürliche Alterungsprozesse der Bäume würde sich die Artenvielfalt erheblich erhöhen (Möller 1991).

- Zur Erhaltung wertvoller Waldstrukturen sowie Lebensräume von krautigen Waldarten sollen alte Waldstandorte erhalten werden (MELF 1997). Diese zählen potenziell zu den "hot spots" der Biodiversität (Wulf 2003).
- Zur Verbesserung der hydrologischen Situation soll auf hydromeliorative Maßnahmen verzichtet, eine Verlangsamung des Hochwasserabflusses zur Verbesserung des Wasserhaushaltes erreicht und eine Erweiterung natürlich überschwemmter Flächen (u. a. durch Deichrückverlegung) angestrebt werden (Gutte & Sickert 1998; Finck et al. 2002). Für den Leipziger Auenwald ist außerdem eine Anhebung des Grundwasserspiegels anzustreben sowie eine Wiederbespannung vorhandener alter Flussläufe, Altwässer und Geländesenken.
- Außerdem soll eine Vergrößerung der Auenwaldfläche sowie Vermeidung weiterer Fragmentierung erfolgen (Finck et al. 2002). Die Zerschneidung von Lebensräumen führt zu einer Unterbindung des Ablaufes walddispersiver Entwicklungsprozesse sowie der Herausbildung phasenspezifischer Strukturen bei gleichzeitiger Verarmung der genetischen Plastizität der Holzarten (Kaule 1986; Geburek 1992; Härdtle et al. 1996). Eine weitere Verringerung der Waldflächengröße bewirkt außerdem eine Verschlechterung der Habitatqualität durch verstärkte Randeffekte und Ruderalisierungsprozesse.

Für die Erhöhung des Waldflächenanteils von Auenwäldern um etwa ein Drittel sollen die Möglichkeiten der natürlichen Sukzession genutzt sowie auf geeigneten Standorten Pflanzmaßnahmen durchgeführt werden. Die Steigerung des Auenwaldanteils kann nur unter Reduktion des aktuellen Ackerflächenanteils erfolgen (Finck et al. 2002). Wiesenflächen besitzen eine höhere naturschutzfachliche Bedeutung. Dabei wird für das schnelle Erreichen naturnaher Waldflächen die Nähe zu Altwäldern gefordert (Wulf 1995c). Zahlreiche Untersuchungen belegen (Dzwonko 1993; Matlack 1994; Brunet & Oheimb 1998; Bossuyt et al. 1999; Brunet et al. 2000; Dzwonko 2001b, 2001c), dass Altwälder der Ausgangspunkt für die Kolonisation mit krautigen Waldarten sind. Diese Artengruppe benötigt auf Grund von Ausbreitungstypen mit Nahausbreitungsmechanismen einen langen Zeitraum, um Neuwälder zu besiedeln (Hermý & Stieperaere 1981; Peterken & Game 1984; Dzwonko & Loster 1988, 1989, 1992; Hermý 1994; Wulf & Kelm 1994; Wulf 1995c, 1997; Wittig 1998; Hermý et al. 1999; Dzwonko 2001c).

Aus faunistischer Sicht wird ebenfalls ein enger Anschluss der Neuwälder an bereits bestehende Altwaldstandorte mit einem guten Faunenpotenzial sowie die Vermeidung von Ausbreitungshindernissen wie Straßen gefordert (Gruttke 1997). Trotz dieser Vorgehensweise ist zwar keine hundertprozentige Sicherheit der raschen Einwanderung von Arten gegeben, doch die Chancen werden deutlich erhöht (Matlack 1994).

Bei Vergrößerung der Waldfläche sollen kreisförmige Flächen einer lang gestreckten Form vorgezogen (Wulf 1995b) sowie eine bestimmte Flächengröße angestrebt werden. Rückriem (1990) weist nach, dass in Eichen-Hainbuchen-Wäldern bis zu 25m in den Wald hinein Randeffekte auftreten. Erst ab einer Größe von 2,25ha kommen im Waldinneren vermehrt krautige Waldarten vor. Zacharias (1993) belegt, dass eine gewisse Flächengröße für die Existenz bestimmter Arten notwendig ist. Gefährdete Arten wurden nur in Waldflächen über 500ha nachgewiesen (Zacharias 1993).

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, dass für das Erreichen einer vergleichbaren Krautschicht zwischen Alt- und Neuwäldern die Zusammensetzung der Baumschicht entscheidend ist. Daraus ergibt sich die Forderung, bei der Anlage von Auenwäldern einen Mischbestand anzustreben. Dieser schein ein schnelleres Einwandern der krautigen Waldarten in die Neuwälder zu begünstigen.

Obwohl die Regenerationsfähigkeit der hier untersuchten Wälder besser als erwartet ist, soll das aber nicht bedeuten, dass alle alten Auenwälder bedenkenlos gerodet werden können. Selbst 100 Jahre sind ein nicht zu akzeptierender Zeitraum für die Kompensation von menschlichen Eingriffen. Alte Waldstandorte sind zudem nicht "widerherstellbar" und im Sinne der Eingriffsregelung auch nicht ausgleichbar (Zacharias 1993). Ein Verlust von alten Waldstandorten würde neben dem Ausfall von Indikatorarten, die häufig gefährdete Arten umfassen (Dzwonko & Loster 1988; Wulf 1995b; Otte 1996; Wulf 1999b), auch Biozönosen benachteiligen, die auf diese Bereiche angewiesen sind (Assmann 1998). Langfristig führt dies zu einer Verringerung des Artenreichtums und der Vollständigkeit der Artengemeinschaft, womit wertbestimmende Kriterien des Naturschutzes nicht erfüllt werden. Außerdem muss offen bleiben, ob die schnelle Regeneration unter den heute veränderten Umweltbedingungen (größere Grundwasserflurabstände, seltene bis ausbleibende Überflutungen, fehlende Zufuhr von Feinsedimenten) noch mit der gleichen Geschwindigkeit stattfinden würde.

Wulf (1999a) zeigt, dass eine Vielzahl von Gefäßpflanzen in Mitteleuropa an alte Waldstandorte gebunden ist. Auch für andere Arten stellen Altwälder einen wichtigen Lebensraum dar. Für einige Gebiete in Deutschland konnte gezeigt werden, dass bestimmte Carabiden-Arten eine Präferenz für Altwälder besitzen (Assmann 1994; Gruttke 1997; Assmann 1998) bzw. an Altholzrelikte gebunden sind (Koch 1990; Möller 1991; Hanning & Drewenskus 1995). Assmann (1998) gibt eine signifikant höhere Artenzahl von Carabiden in grundwasserbeeinflussten, lehmigen Altwäldern als in Neuwäldern an. In nicht grundwasserbeeinflussten Wäldern werden durchschnittlich höhere Artenzahlen in Altwäldern als in direkt angrenzenden sowie in isolierten Neuwäldern nachgewiesen (Assmann 1995; Assmann & Kratochwil 1995; Assmann 1998). Terrell-Nield (1990) belegt für England und Gruttke (1997) für die südliche Niederrheinische Bucht eine Zunahme der Artenzahl der Carabiden im Altwald. Eine mögliche Ursache der Bindung bestimmter Carabiden an Altwälder stellt das geringe Ausbreitungspotenzial der Arten dar, wodurch Neuwälder noch nicht besiedelt werden konnten (Assmann & Kratochwil 1995; Assmann 1998). Zusätzlich hat die Größe der Waldflächen und ihr Isolationsgrad einen Einfluss auf die Population (Gruttke 1997). Die Erklärung der Besiedlungsdefizite xylobionter Käferarten in Wäldern des Rheinlandes erfolgt neben der Höhenlage vor allem durch die Waldgeschichte sowie Totholztradition (Köhler 2000). Für eine zweite Gruppe von Insekten können ebenfalls Präferenzen für Altwälder nachgewiesen werden. Für England (Stubbs 1982) und Deutschland (Ssymank 1994) existiert eine Indikatorliste der Schwebfliegen für Altwälder.

Schon 1934 gibt Boycott (1934) einige Molluskenarten für Altwälder an. Paul (1975, 1978) weist in Altwäldern der Umgebung von Cambridge eine größere Anzahl von Landschnecken nach als in Neuwäldern. Die Mollusken *Limax cinereoniger* und *Malacolimax tenellus* werden von Assmann und Kratochwil (1995) als Reliktarten alter Buchenwälder in Nordwestdeutschland genannt, ebenso der Chilopode *Lithobius curtioes* in den alten Stieleichen-Hainbuchenwäldern. Außer den schon oben aufgeführten Arten führt Ssymank (1994) noch *Sperodea lamellata*, *Nesovitrea petronella*, *Lacinaria plicata* und *Balea perversa* als Molluskenarten auf, die an Altwäldern gebunden sind.

Selbst unter den Wirbeltieren zeigen sich Abhängigkeiten des Vorkommens von der Waldkontinuität. Westhoff (1893 zitiert nach Feldmann & Klewen 1981) belegt den Feuersalamander (*Salamandra salamandra terrestris*) in der Westfälischen Bucht durchweg für Altwälder.

Als Indikatorarten für die Waldkontinuität gibt Rose (1976) 30 Flechtenarten an. 1992 erfolgt eine Erweiterung auf 70 Flechtenarten (Rose 1992). Für Südost-Norwegen wird die Flechte *Lobaria pulmonaria* als Altwaldart beschrieben (Gauslaa 1995).

Rose (1992) nennt nach den Angaben von R. C. Stern auch 8 Lebermoos- und 16 Laubmoosarten als Indikatorarten der Waldkontinuität für das englische Tiefland.

Niedere Pflanzen sind zuverlässige Zeiger einer höheren Luftfeuchtigkeit, die nur in Wäldern mit einer Dauerbestockung alter Bäume ermöglicht wird. Das zeigt Rasmus (1991) am Beispiel der Lungenflechte in einem Altwald in Schleswig-Holstein. Wulf (1995a) vermutet, dass *Frullania tamarisci* wegen ihres bevorzugten Auftretens in subatlantischen bis montanen Regionen im Flachland als Indikatorart alter Waldstandorte gilt. Das wird auf eine höhere Luftfeuchtigkeit in diesen kontinuierlich bestockten Wäldern zurückgeführt.

7 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit stellt die Ergebnisse der historischen Analyse sowie den vegetationskundlichen Vergleich von Alt- und Neuwäldern für den Leipziger Auenwald und die Auenwälder an der Mittleren Elbe vor. Für die Erhaltung, Entwicklung und Erweiterung der mitteldeutschen Auenwälder soll die vorliegende Arbeit durch die Beantwortung folgender Fragen einen wesentlichen Beitrag leisten:

- Welche Auswirkungen hatten natürliche und anthropogene Veränderungen auf die Artenzusammensetzung der Baumschicht der Auenwälder?
- Unterscheiden sich Alt- und Neuwaldstandorte in Auenwäldern in den soziologischen Artengruppen, einzelnen Arten, ökologischen Zeigerwerten und Funktionstypenspektren?
- Wie ändert sich der Deckungsgrad der krautigen Waldarten beim Übergang vom Alt- in den Neuwald?

Für die historische Analyse wurden archivalische Materialien, historische Karten sowie Literaturquellen für den Leipziger Auenwald und die Auenwälder an der Mittleren Elbe ausgewertet. Der vegetationskundliche Vergleich der Alt- und Neuwälder erfolgte durch ein zufälliges Probedesign. Dabei ergaben sich für die vier Untersuchungsflächen im Leipziger Auenwald 41 Vegetationsaufnahmen in den Altwäldern und 70 in den angrenzenden Neuwäldern. In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe wurden auf sechs Untersuchungsflächen 59 Vegetationsaufnahmen in den Altwäldern und 108 in den angrenzenden Neuwäldern durchgeführt. Zur genaueren Analyse des Überganges von dem Alt- in den Neuwald wurden zusätzlich im Leipziger Auenwald drei parallel verlaufende Transekte auf jeweils drei Untersuchungsflächen und vier Transekte auf einer weiteren Untersuchungsfläche angelegt. In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe befanden sich auf sechs Untersuchungsflächen jeweils drei Transekte.

Die Ermittlung von signifikanten Unterschieden zwischen den Artengruppen nach Ellenberg et al. (1992) und Schmidt et al. (2003), ökologischen Zeigerwerten sowie verschiedenen Funktionstypenspektren bildeten die Grundlage für den vegetationskundlichen Vergleich der Alt- und Neuwälder. Auf Basis der Vegetationsaufnahmen aus dem Zufallsdesign erfolgte die Ermittlung der Indikatorarten der Waldkontinuität.

Eine bis in das 19. Jahrhundert in beiden Untersuchungsgebieten stattfindende oberholzreiche Mittelwaldwirtschaft und die ökologischen Auenwaldbedingungen förderten jahrhundertlang das Vorkommen von *Quercus robur*. Zusätzlich wurde die Stiel-Eiche als Bauholz, für die Schweinemast und Lohgerberei bevorzugt angebaut.

Die Zunahme der Bevölkerung hatte die Intensivierung der Waldnutzung und die Erhöhung des Nutzungsdruckes auf die Auenwälder zur Folge. Diese Nutzungsintensität, verbunden mit einer fehlenden Schlageinteilung, führte zu zahlreichen Blößen sowie aus Angst vor einer drohenden Holznot zu einer Überalterung der Bestände. Mit der Trennung von Wald und Weide sowie der Einführung der Kohle als Brennstoff waren im 19. Jahrhundert die Voraussetzungen für die Einführung der Hochwaldwirtschaft gegeben. Veränderungen der Bewirtschaftung des Waldes, Eingriffe in das hydrologische Regime der Aue, ein erhöhter Nutzholzbedarf sowie die zunehmende künstliche Verjüngung bewirkten, dass *Fraxinus excelsior* einen bis dahin nicht vorhandenen Anteil am Baumbestand der Auenwälder erreichte. Im Leipziger Auenwald erhöhte sich außerdem das Vorkommen von *Acer pseudoplatanus*. *Acer platanoides* konnte sich als neue Baumart etablieren. Zum Ende des 19. Jahrhunderts wurde

aus einem lichten, im Oberstand von Stiel-Eiche sowie teilweise Ulmen und Zitter-Pappel geprägten Auenwald ein schattiger Bestand.

Neben der im 20. Jahrhundert mit gravierenden Auswirkungen auftretenden Holländischen Ulmenwelke veränderte nach dem Zweiten Weltkrieg der großflächige Anbau von Hybrid-Pappeln das Waldbild wesentlich. Heute sind *Acer spec.*, *Fraxinus excelsior* und die *Quercus robur* dominierenden Baumarten des Auenwaldes. *Ulmus laevis* und *U. minor* kommen nur noch vereinzelt in der Baum- und Strauchschicht vor.

Die Ergebnisse der historischen Analyse der beiden mitteldeutschen Auenwälder werden im Zusammenhang mit der allgemeinen Waldentwicklung in Deutschland unter besonderer Berücksichtigung der Entwicklung anderer Auenwälder diskutiert.

Um erstmalig den Einfluss der Waldkontinuität in Auenwäldern aufzuzeigen, fanden in beiden Untersuchungsgebieten vegetationskundliche Untersuchungen statt. Nur im Leipziger Auenwald war ein Einfluss der Waldkontinuität auf die einzelnen Pflanzengesellschaften nachweisbar. Dabei wird das signifikant häufigere Vorkommen der "Bestände mit *Allium ursinum*-Dominanz" sowie der "Bestände mit *Allium ursinum*-Dominanz - artenarme Ausprägung" in Altwäldern durch die autökologischen Eigenschaften von *Allium ursinum* selbst begründet.

Im Leipziger Auenwald ergab der vegetationskundliche Vergleich zwischen Alt- und direkt angrenzenden Neuwäldern keinen signifikanten Unterschied im Deckungsgrad der krautigen Waldarten nach Ellenberg et al. (1992). Das, von allen bisherigen Arbeiten abweichende Ergebnis, wird mit der bisher längsten Waldkontinuität der untersuchten Neuwaldstandorte begründet. Die Zeit reichte offensichtlich aus, dass selbst myrmekochore Waldarten die Neuwälder vollständig besiedeln können.

In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe ist der Deckungsgrad der krautigen Waldarten nach Ellenberg et al. (1992) beim zufälligen Probedesign in den Altwäldern höher als in den direkt angrenzenden Neuwäldern. Die Analyse der einzelnen Untersuchungsflächen ergab, dass der Deckungsgrad der krautigen Waldarten wesentlich vom Baumbestand der Neuwälder abzuhängen scheint. Während die Reinbestände der Neuwälder, unabhängig von der Distanz zum Altwald und dem Alter, einen geringen Deckungsgrad an krautigen Waldarten aufweisen, konnten für Mischbestände keine Unterschiede nachgewiesen werden.

Damit wird erstmalig neben Waldfragmentierung, Boden und Ausbreitungstyp der Arten ein Hinweis darauf gegeben, dass der Baumbestand der Neuwälder einen wesentlichen Einfluss auf die Ausbreitung der krautigen Waldarten hat.

Die floristische Analyse ergibt für den Leipziger Auenwald sechs Altwaldindikatoren. Sie sind fast ausschließlich krautige Waldarten und verfügen über Ausbreitungstypen mit Nahausbreitungsmechanismen. Das erklärt ihre Bindung an Standorte mit einer langen Habitatkontinuität. Deshalb wurden diese Arten auch schon in anderen europäischen Regionen als Altwaldindikatoren genannt. Unter den Neuwaldindikatoren des Leipziger Auenwaldes befinden sich mit *Brachypodium sylvaticum*, *Milium effusum*, *Pulmonaria obscura*, *Stachys sylvatica* und *Stellaria holostea* ebenfalls krautige Waldarten. Außer *Pulmonaria obscura* verfügen alle anderen Arten über Fernausbreitungsmechanismen. Das ermöglicht diesen Arten einen zeitlichen Vorsprung in der Besiedlung der Neuwälder, den andere Arten mit Nahausbreitungsmechanismen noch nicht aufgeholt haben.

Mit *Alliaria petiolata*, *Geranium robertianum* und *Geum urbanum* werden für die Altwälder der Auenwälder an der Mittleren Elbe drei Arten genannt, die nach Schmidt et al. (2003) in ihrem Vorkommen nicht ausschließlich auf den Wald begrenzt sind. Diese Arten gehören auch zu den typischen Vertretern von Zerfalls- und Verjüngungsstadien des Waldes (Otte 1996).

Die regionale Gültigkeit der Indikatorarten wird hauptsächlich durch das Verbreitungsareal der Arten, das neben Standortfaktoren, klimatischen Gradienten auch von vegetationsgeschichtlichen Prozessen geprägt ist, bestimmt. Zusätzlich muss bei der Begründung für das Vorkommen oder Fehlen einer Art in einem bestimmten Gebiet die Bewirtschaftung Berücksichtigung finden.

Auf einer höheren Abstraktionsebene erfolgt die Zusammenfassung der einzelnen Arten zu Funktionstypenspektren, Hemerobiestufen und Urbanität. Signifikante Unterschiede zwischen Alt- und Neuwäldern konnten im Leipziger Auenwald für die Lebensformen, Ausbreitungstypen, Strategietypen, Hemerobiestufen und Urbanität ermittelt werden. In den Auenwäldern an der Mittleren Elbe zeigen nur die Lebensformen signifikante Unterschiede zwischen Standorten mit verschiedener Waldkontinuität. Grundsätzlich unterscheiden sich beide Untersuchungsgebiete in dem Anteil der myrmekochoren Arten. Dieser ist im Leipziger Auenwald auf Grund der ökologischen Bedingungen wesentlich höher als in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe.

Abschließend werden Hinweise für eine weitere Bewirtschaftung, Neuanlage von Auenwäldern sowie Verbesserung des hydrologischen Regimes gegeben. Ziel der Maßnahmen ist die Realisierung der in naturschutzfachlichen Landschaftsleitbildern geforderte Erhaltung, Entwicklung und Erweiterung der Auenwälder.

Für einige floristische und faunistische Arten konnte eine Präferenz für Altwälder belegt werden. Bis zum heutigen Zeitpunkt ist über die Bindung von Arten an eine bestimmte Waldkontinuität jedoch sehr wenig bekannt. Deshalb sollten Altwälder im Sinne eines präventiven Naturschutzes besondere Beachtung und Schutz erfahren.

8 Danksagung

An erster Stelle möchte ich mich bei Prof. Dr. Peter A. Schmidt (Tharandt) bedanken, der bereitwillig die Betreuung der Arbeit übernahm und mir somit die Einreichung der Dissertation an der Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften an der TU Dresden erst ermöglichte. Für die freundliche Aufnahme in seiner Arbeitsgruppe, die zahlreichen Diskussionen und konstruktiven Hinweise beim Korrigieren der Arbeit möchte ich mich ebenfalls bedanken.

Ganz besonders möchte ich mich bei Dr. habil. Monika Wulf (Münster/Müncheberg) bedanken. Die fachlichen Hinweise sowie die schönen und hilfreichen Stunden in Berlin und Cottbus haben wesentlich zur Durchführung dieses Projektes beigetragen. Vielen Dank für das sehr zügige Lesen und Korrigieren der Arbeit und für die konstruktiven Vorschläge meiner teilweise noch unausgereiften früheren Versuche.

Danken möchte ich Dr. habil. Peter Gutte (Leipzig) für die Motivationshilfe bei der Durchführung des Projektes. Auch einige Bestimmungsfehler blieben mir durch seine hilfreiche Unterstützung erspart. Für die zahlreichen Diskussionen und das konstruktive Gegenlesen früherer Versionen möchte ich mich ebenfalls bedanken.

Herrn PD Dr. Klaus Henle (Leipzig) möchte ich für die Anfangsfinanzierung sowie die Aufnahme in seiner Arbeitsgruppe danken. Die stets und kurzfristig verfügbare Hilfe sowie die eingeräumten Freiräume bei der Ausgestaltung der Arbeit machten so manches Problem doch noch lösbar.

Ein herzliches Dankeschön an Dr. Birgit Felinks (Leipzig). Sie war immer zu Diskussionen bereit und hatte stets ein offenes Ohr für meine Fragen. Vor allem half sie mir bei dem vegetationskundlichen Teil dieser Arbeit. Auch für die hilfreichen und bunten Kommentare früherer Entwürfe möchte ich mich ganz herzlich bedanken. Es war doch immer wieder schön, die Anmerkungen zu lesen.

Ganz besonders möchte ich mich bei allen Mitarbeiterinnen des Department Naturschutzforschung bedanken (in zufälliger Reihenfolge): Dr. Bernd Gruber, Dr. Frank Dziock, Marion Höhn, Andrea Meyn, Dr. Birgit Felinks, Mathias Scholz, Christiane Schulz, Alica Tschierschke, Uta Glinka, Klaus Follner, Henning Steinicke, Dr. Reinhard Klenke, Oliver Zwirner, Dr. Christoph Knogge, Dr. Burghard Meyer, Marlies Uhlig, Prof. Heidrun Mühle, Dr. Kurt Jax, Dr. Christian Haak, Uta Berghöfer, Sanja Fistic, Carsten Neßhöver, Dr. Anke Jentsch, Mario Wehbrink, Stefan Böger, Silke Friedrich. Ohne die zahlreichen sowie inhaltsreichen Kaffeepausen, die mein biologisches Wissen und Allgemeinwissen erweiterten, Kolloquien sowie die logistische Unterstützung wäre die Arbeit bestimmt nicht so entstanden.

Den Mitarbeitern der Stadtarchive Leipzig und Oranienbaum sowie des Hauptstaatsarchives Dresden möchte ich für ihre zahlreichen Hinweise danken. Die ungezählten Stunden, die ich in allen Archiven verbringen durfte, werde ich bestimmt nicht vergessen.

Danken möchte ich den Mitarbeitern des Biosphärenreservates "Flusslandschaft Elbe" für die zahlreichen Hinweise sowie der Möglichkeit, in diesem Gebiet arbeiten zu dürfen. Bei allen Förstern und Jägern beider Untersuchungsgebiete bedanke ich mich für Hinweise zur

Forstgeschichte einiger Waldbereiche sowie für ein ruhiges und ungestörtes Arbeiten im Gelände.

Herrn Dr. Helmut Volk (Freiburg/Brsg) gebührt ein besonderes Dankeschön für die freundliche Aufnahme in Freiburg/Brsg. und die zahlreichen Diskussionen zur historischen Auenwaldentwicklung in Deutschland.

Herrn Andreas Sickert (Leipzig) danke ich für sein unbürokratisches Vorgehen und für die Bereitstellung von einigen archivalischen Materialien. Das Arbeiten im Leipziger Auenwald war immer sehr schön.

Bei Herrn Wolfgang Schmidt (Gernrode) möchte ich mich für die nette Arbeitsatmosphäre an der Forstlichen Landesanstalt Sachsen-Anhalt bedanken. Ohne seine Hilfe wären einige historische Fakten für mich immer unerreichbar geblieben.

Durch die finanzielle Förderung des Kultusministeriums des Landes Sachsen-Anhalt (FKZ 43039A/0088G) wurde die Durchführung dieses Projektes erst möglich.

9 Quellenverzeichnis

9.1 Literaturverzeichnis

- Andersen, A. N. (1988): Dispersal distance as a benefit of myrmecochory. *Oecologia* **75**: 507-511.
- Anonymus: Forsteinrichtung Olberg. (unveröffentlicht).
- Anonymus (1992): Waldgesetz für den Freistaat Sachsen. SächsGVB 1, 137 S.
- Arnhold, H. (1964): Die Bedeutung der Elster-Pleiße-Aue für die Entwicklung der Stadt Leipzig. In: Lehmann, E. (Hrsg.): Das Leipziger Land. Leipzig: VEB Bibliographisches Institut, 395-422.
- Assmann, T. (1994): Epigäische Coleopteren als Indikatoren für historisch alte Wälder der Nordwestdeutschen Tiefebene. *NNA-Berichte* **7**: 142-151.
- Assmann, T. (1995): Laufkäfer als Reliktarten alter Wälder in Nordwestdeutschland (*Coleoptera: Carabidae*). *Mitteilung der deutschen Gesellschaft für allgemeine angewandte Entomologie* **10**: 305-308.
- Assmann, T. (1998): Bedeutung der Kontinuität von Lebensräumen für den Naturschutz - Untersuchungen an waldbewohnenden Laufkäfern (*Coleoptera: Carabidae*) mit Beispielen für methodische Ergänzungen zur Langzeitforschung. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* **58**: 191-214.
- Assmann, T. & A. Kratochwil (1995): Biozönotische Untersuchungen in Hudelandschaften Nordwestdeutschlands - Grundlagen und erste Ergebnisse. *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* **20/21**: 275-337.
- Aune, E. J. (1982): Structure and dynamics of the forests at the western distribution limit of spruce (*Picea abies*) in central Norway. In: Dierschke, H. (Hrsg.): Struktur und Dynamik von Wäldern. Vaduz: Cramer Verlag, 383-399.
- Austin, M. P. (1981): Permanent quadrates: An interface for the theory and practice. *Vegetatio* **46**: 1-10.
- Bauer, F. W. (1951): Die Überführung der badischen Auewäldungen in Hochwald. Freiburg i. Br.: Verlag der Landesforstverwaltung Freiburg, 119 S.
- Bärthel, E. (1926): Holzarten und Betriebsarten im Gebiet des ehemaligen Herzogtums Sachsen-Altenburg. Dissertation. Universität Gießen, 105 S.
- Beattie, A. J. & D. C. Culver (1981): The guild of myrmecochores in the herbaceous flora of West Virginia forest. *Ecology* **62**: 107-115.

- Becker, B. (1982): Dendrochronologie und Paläoökologie subfossiler Baumstämme aus Flussablagerungen. Ein Beitrag zur nacheiszeitlichen Auenentwicklung im südlichen Mitteleuropa. Wien: Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, 120 S.
- Behre, K.-E. (1983): Die ursprüngliche Vegetation in den deutschen Marschgebieten und deren Veränderung durch prähistorische Besiedlung und Meeresspiegelbewegungen. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **13**: 85-96.
- Behre, K.-E. (1988): The role of man in European vegetation history. In: Huntley, B. & T. Webb (eds.): Vegetation History, Handbook of Vegetation Science 7. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher, 633-672.
- Behre, K.-E. (1999): Vegetationsgeschichte und Paläoökologie - ihre Beiträge zum Verständnis der heutigen Vegetation. Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft **11**: 245-266.
- Beier, K. & A. Dobritzsch (1911): Tausend Jahre deutscher Vergangenheit in Quellen heimatischer Geschichte, insbesondere Leipzig und des Leipziger Kreises. Band 1. Leipzig: Wiegandt Verlag, 515 S.
- Benkert, D., F. Fukarek & H. Korsch (1996): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands. Stuttgart: Fischer Verlag, 615 S.
- Boer, W. (1966): Vorschlag einer Einteilung des Territoriums der Deutschen Demokratischen Republik in Gebiete mit einheitlichem Großklima. Zeitschrift für Meteorologie **9**: 267-275.
- Bonn, S. & P. Poschlod (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Wiesbaden: Quelle und Meyer, 404 S.
- Bossuyt, B. & M. Hermy (2000): Restoration of the under storey layer of recent forest bordering ancient forest. Applied Vegetation Science **3**: 43-50.
- Bossuyt, B., M. Hermy & J. Deckers (1999): Migration of herbaceous plant species across ancient-recent forest ecotones in central Belgium. Journal of Ecology **87**: 628-638.
- Boycott, A. E. (1934): The habitats of land Mollusca in Britain. Journal of Ecology **22**: 1-38.
- Böcker, R., I. Kowarik & R. Bornkamm (1983): Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **11**: 35-56.
- Böhling, N. (2003): Dauerflächen-Untersuchungen in einem Eichen-Hainbuchenwald im Vorland der Schwäbischen Alb (Südwestdeutschland), 1978-2001: Der Niedergang von *Scilla bifolia* und die Invasion von *Allium ursinum*. Tuexenia **23**: 131-161.
- Böhme, H.-J. & C. Becker (1995): Die Leipziger Gewässer von der Jahrtausendwende bis zur Gegenwart. Neue Ufer **3**: 1-64.
- Brecher (1897): Über das Verhalten einiger Holzarten im Überschwemmungsgebiet der Elbe. Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen **29**: 287-291.

- Brunet, J. (1994): Der Einfluss von Waldnutzung und Waldgeschichte auf die Vegetation süd-schwedischer Laubwälder. *NNA-Berichte* **7**: 96-101.
- Brunet, J. & G. v. Oheimb (1998): Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden. *Journal of Ecology* **86**: 429-438.
- Brunet, J., G. v. Oheimb & M. Diekmann (2000): Factors influencing vegetation gradients across ancient-recent woodland borderlines in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science* **11**: 515-524.
- Burricher, E., R. Pott, T. Raus & R. Wittig (1980): Die Hudelandschaft "Borkener Paradies" im Emstal bei Meppen. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* **42**: 3-69.
- Carbiener, R. (1974): Die linksrheinischen Naturräume und Waldungen der Schutzgebiete Rhinau und Daubensand (Frankreich). In: Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg (Hrsg.): *Das Taubergießengebiet*. Ludwigsburg: Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg, 438-535.
- Carbiener, R. & E. Dillmann (1992): Cas Type de Rhinau-Daubensand: l'évolution du paysage rhénan dans la région de Rhinau, au coeur du secteur des Giessen, des Muhlbach et Brunnenwasser. In: Gallusser, W. A. & A. Schenker (Hrsg.): *Die Auen am Oberrhein*. Berlin: Birkhäuser Verlag, 113-136.
- Caspers, G. (1993): Vegetationsgeschichtliche Untersuchungen zur Flußauenentwicklung an der Mittelweser im Spätglazial und Holozän. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* **55**: 1-101.
- Coburger, K. (1991): Historisch-vegetationskundliche Untersuchungen zur Entwicklung der Waldgesellschaften, des Waldbildes und der Baumartenverteilung im östlichen Landesteil des ehemaligen Fürstentums Reuß ältere Linie. Dissertation. Universität Leipzig, 115 S.
- Coburger, K. (1997): Zu Veränderungen des Waldbildes nach der mittelalterlichen Rodungsperiode, Waldnutzungskonflikte und historische Waldschutzverordnungen in einem ehemaligen Fürstentum Ostthüringens. *Natur- und Kulturlandschaft* **2**: 76-79.
- Colditz, G. (1994): *Auen, Moore, Feuchtwiesen: Gefährdung und Schutz von Feuchtgebieten*. Berlin: Birkhäuser Verlag, 199 S.
- Crawford, R. M. M. (1996): Whole plant adaptations to fluctuating water tables. *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* **31**: 7-24.
- Day, F., S. West & E. Tupacz (1988): The influence of ground-water dynamics in a periodically flooded ecosystem, the great dismal swamp. *Wetlands* **8**: 1-13.
- Dierschke, H. (1984): Auswirkungen des Frühjahrshochwassers 1981 auf die Ufervegetation im südwestlichen Harzvorland mit besonderer Berücksichtigung kurzlebiger Pioniergesellschaften. *Braunschweiger Naturkundliche Schriften* **2**: 19-39.

- Dierschke, H. (1985): Anthropogenous areal extension of central European woody species on the British Isles and its significance for the judgement of the present potential natural vegetation. In: Neuhäusl, R., H. Dierschke & J. J. Barkmann (eds.): Chorological phenomena in plant communities. Proceedings of the 26th international Symposium IAVS. Prague 1982. Dordrecht, Boston, Lancaster: Junk, 171-175; 259-261.
- Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie. Stuttgart: Ulmer Verlag, 683 S.
- Dietrich, Ch. O., B. Schlick & F. Steiner (1998): Ameisen bei Hochwasser (*Hymenoptera: Formicidae*) - Beobachtungen in Österreich im Juli 1997. Myrmecologische Nachrichten **2**: 35-41.
- Dister, E. (1980): Geobotanische Untersuchungen in der Hessischen Rheinaue als Grundlage für die Naturschutzarbeit. Dissertation. Universität Göttingen, 170 S.
- Dister, E. (1981): Zur Hochwassertoleranz von Auenwaldbäumen in lehmigen Standorten. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **10**: 325-336.
- Dister, E. (1985): Auenlebensräume und Retentionsfunktion. Laufener Seminarbeiträge **3**: 74-90.
- Dister, E. (1991): Situation der Flußauen in der Bundesrepublik Deutschland. Laufener Seminarbeiträge **4**: 8-16.
- Dister, E. & A. Drescher (1987): Zur Struktur, Dynamik und Ökologie lang überschwemmter Hartholzauenwälder an der unteren March (Niederösterreich). Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **15**: 295-302.
- Dornbusch, M. (1991): Die geschichtliche Entwicklung des Biosphärenreservats. - In: Reichhoff, L. (Hrsg.): Das Biosphärenreservat Mittlere Elbe. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt **28**: 7-10.
- Döring-Mederake, U. (1991): Feuchtwälder im nordwestdeutschen Tiefland; Gliederung - Ökologie - Schutz. Scripta Geobotanica **19**: 1-122.
- Du Roi, D. J. P. (1771): Die Harbkesche wilde Baumzucht theils Nordamerikanischer und anderer fremder, theils einheimischer Bäume, Sträucher und Strauchartigen Pflanzen nach den Kennzeichen, der Anzucht, den Eigenschaften und der Benutzung beschrieben. Braunschweig: Verlag der fürstl. Waisenhaus-Buchhandlung, 606 S.
- Dumortier, M., J. Butaye, H. Jacquemyn, V. N. Camp, N. Lust & M. Hermy (2002): Predicting vascular plant species richness of fragmented forest in agricultural landscapes in central Belgium. Forest Ecology and Management **158**: 85-102.
- Dzwonko, Z. (1989): The number and distribution of woodland vascular plant species in small forest islands on the Carpathian foothills. Studies in Plant Ecology **18**: 67-68.
- Dzwonko, Z. (1993): Relations between the floristic composition of isolated woods and their proximity to ancient woodland. Vegetatio **4**: 693-698.

- Dzwonko, Z. (2001a): Assessment of light and soil conditions in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values. *Journal of Applied Ecology* **38**: 942-951.
- Dzwonko, Z. (2001b): Effect of proximity to ancient deciduous woodland on restoration of the field layer vegetation in a pine plantation. *Ecography* **24**: 198-204.
- Dzwonko, Z. (2001c): Migration of vascular plant species to a recent wood adjoining ancient woodland. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* **70**: 71-77.
- Dzwonko, Z. & S. Gawronski (1994): The role of woodland fragments, soil types, and dominant species in secondary succession on the western Carpathian foothills. *Vegetatio* **111**: 149-160.
- Dzwonko, Z. & S. Loster (1988): Species richness of small woodlands on the western Carpathian foothills. *Vegetatio* **76**: 15-27.
- Dzwonko, Z. & S. Loster (1989): Distribution of vascular plant species in small woodlands on the Western Carpathian foothills. *Oikos* **56**: 77-86.
- Dzwonko, Z. & S. Loster (1992): Species richness and seed dispersal to secondary woods in southern Poland. *Journal of Biogeography* **19**: 195-204.
- Eichler, E. & H. Walther (2001): Historisches Ortsnamenbuch von Sachsen. Band 1. Berlin: Akademie Verlag: 577-578.
- Eissmann, L. (1975): Das Quartäre der Leipziger Tieflandsbucht und angrenzender Gebiete um Saale und Elbe - Modell einer Landschaftszerschneidung am Rand der europäischen Kontinentalvereisung. *Schriftenreihe geologischer Wissenschaften* **2**: 1-263.
- Eissmann, L. (1994): Grundzüge der Quartärgeologie Mitteldeutschlands (Sachsen, Sachsen-Anhalt, Südbrandenburg, Thüringen). - In: Eissmann, L. & T. Litt (Hrsg.): *Das Quartär Mitteldeutschlands. Ein Leitfaden und Exkursionsführer mit einer Übersicht über das Präquartär des Saale-Elbe-Gebietes*. Altenburger Naturwissenschaftliche Forschungen **7**: 1-136.
- Eissmann, L. (1997): Das quartäre Eiszeitalter in Sachsen und Nordostthüringen. *Altenburger Naturwissenschaftliche Forschungen* **8**: 9-98.
- Eklund, O. (1928): *Allium ursinum* L., für Region aboensis neu. Nebst einigen verbreitungsbio-logischen Betrachtungen. *Meddelanden at Societas FFF* **5**: 64-68.
- Ellenberg, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. Stuttgart: Ulmer Verlag, 1095 S.
- Ellenberg, H., H. E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner & D. Paulißen (1992): *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Göttingen: Goltze Verlag, 258 S.
- Emmerich, W. (1938): *Der ländliche Besitz des Leipziger Rates*. Leipzig: Hassel Verlag, 150 S.

- Engemann, R. & A. Ringler (2001): Einführung: - In: LAU (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Landschaftsraum Elbe. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft **3**: 10-20.
- Erlbeck, R., I. E. Haseder & G.K.F. Stinglwagner (2002): Das Kosmos Wald- und Forstlexikon. Stuttgart: Kosmos Verlag, 880 S.
- Ernst, W. H. O. (1979): Population biology of *Allium ursinum* in northern Germany. *Journal of Ecology* **67**: 1-347.
- Ertsen, A. C. D., J. R. M. Alkemade & M. J. Wassen (1998): Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands. *Plant Ecology* **135**: 113-124.
- Feldmann, R. & R. Klewen (1981): Feuersalamander - *Salamandra salamandra terrestris* (LACEPEDE 1877). *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* **3**: 30-44.
- Finck, P., U. Hauke, E. Schröder & R. Forst (2002): Naturschutzfachliche Landschaftsleitbilder. Bonn, Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz, 385 S.
- Frank, D. & S. Klotz. (1990): Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. *Wissenschaftliche Beiträge der Martin-Luther-Universität* **41**: 1-167.
- Frenzel, B. (1995): Exkursion C 10 des 14. internationalen IQUA-Kongresses. Holzartenfunde in nacheiszeitlichen Kieslagern von Donau und Rhein. Posterdarstellung.
- Freund, H. (1994): Pollenanalytische Untersuchungen zur Vegetations- und Siedlungsentwicklung im westlichen Weserbergland. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* **56**: 3-103.
- Füllekrug, E. (1990): Der Anteil der vegetativen Vermehrung von *Allium ursinum* in der Bärlauch-Fazies. *Tuexenia* **10**: 401-407.
- Gauslaa, Y. (1995): The *Lobarion*, an epiphytic community of ancient forests threatened by acid rain. *Lichenologist* **27**: 59-76.
- Geburek, T. (1992): Genetische Strukturen und Architektur bei Waldbäumen - Implikationen für die Erhaltung von forstlichen Genressourcen? *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **109**: 193-203.
- Gehle, T. & D. Krabel (2002): Genetische Aspekte zur Bewirtschaftung und Renaturierung von Auenwäldern. *Wald in Sachsen-Anhalt* **11**: 93-108.
- Girling, M. A. & J. Greig (1985): A first fossil record for *Scolytus scolytus* (F.) (Elm Bark Beetle): its occurrence in elm decline deposits from London and the implications for Neolithic elm disease. *Journal of Archaeologia Science* **12**: 347-351.
- Glavac, V. (1996): *Vegetationsökologie*. Jena: Fischer Verlag, 358 S.

- Gläser, J. (2001): Die Esche (*Fraxinus excelsior* L.) - ein Baum des Leipziger Auenwaldes? Forstwissenschaftliches Centralblatt **120**: 114-121.
- Goebel, C. R. (1963): Leipzig - Von Werden der Messestadt. Leipzig: Prisma Verlag, 240 S.
- Gödde, M., D. Diesing & R. Wittig (1985): Verbreitung ausgewählter Wald- und Ruderalpflanzen in Münster. Natur und Heimat **45** (3): 85-103.
- Gomez, C. & X. Espadaler (1998): Myrmecochorous dispersal distances: a world survey. Journal of Biogeography **25**: 573-580.
- Gorb, S. N. & E. V. Gorb (1995): Removal rates of seeds of five myrmecochorous plants by the ant *Formica polyctena* (Hymenoptera: Formicidae). Oikos **73**: 367-374.
- Grahmann, R. (1925): Diluvium und Pliozän in Nordwestsachsen. Abhandlung der sächsischen Akademie der Wissenschaften, Mathematisch-physikalische Klasse **39**: 1-82.
- Grime, J. P. (1979): Plant strategies and vegetation processes. London: Wiley, 222 p.
- Große, E. (1985): Beiträge zur Geschichte der Wälder des Stadtkreises Halle und des nördlichen Saalkreises. Hercynia **22**: 37-52.
- Gruttke, H. (1997): Berücksichtigung tierökologischer Erfordernisse bei der Standortwahl für Aufforstungen in der Agrarlandschaft. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz **49**: 123-138.
- Gutte, P. (1995): Beitrag zur Gehölz-Sukzession in der Braunkohlen-Folgelandschaft südlich von Leipzig. Schriftenreihe für Vegetationskunde, Sukopp-Festschrift **27**: 119-126.
- Gutte, P. & A. Sickert (1998): Der Leipziger Auenwald - Bestand und Pflege. Mitteilungen des Landesverein Sächsischer Heimatschutz e.V. **2**: 80-85.
- Haase, G. & R. Schmidt (1971): Bodenregionen in der DDR. Albrecht-Thaer-Archiv **15**: 885-896.
- Halfmann, J. (1991): Die Struktur der Vegetation auf periglazialen Basaltblockhalden des Hessischen Berglandes. Stuttgart: Borntraeger Verlagsbuchhandlung, 212 S.
- Hanning, K. & J. Drewenskus (1995): Erstnachweis von *Carabus glabratus* in der Westfälischen Bucht (Nordrhein-Westfalen) (Coleoptera: Carabidae). Entomologische Zeitschrift **105**: 455-456.
- Hardt, R. A. & R. T. T. Forman (1989): Boundary form effects on woody colonization of reclaimed surface mines. Ecology **70**: 1252-1260.
- Hardtke, H.-J. & A. Ihl (2000): Atlas der Farn- und Samenpflanzen Sachsens. Dresden: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 806 S.
- Harper, J. L. (1977): Population biology of plants. London: Academic Press, 892 p.
- Hasel, K. (1985): Forstgeschichte. Hamburg, Berlin: Paray Verlag, 258 S.

- Händel, D. (1967): Das Holozän in den nordwestsächsischen Flußauen. *Hercynia* **4**: 152-198.
- Härdtle, W., H. Bracht & C. Hobohm (1995): Hartholzauenwälder (*Quercus-Ulmetum* Issl. 1924) im Mittelbegebiet zwischen Lauenburg und Havelberg. *Jahrbuch des Naturwissenschaftlichen Vereins für das Fürstentum Lüneburg von 1851* **40**: 193-208.
- Härdtle, W., H. Bracht & C. Hobohm (1996): Vegetation und Erhaltungszustand von Hartholzauen (*Quercus-Ulmetum* Issl. 1924) im Mittelbegebiet zwischen Lauenburg und Havel. *Tuexenia* **16**: 25-38.
- Härdtle, W. & C. Westphal (1998): Zur ökologischen Bedeutung von Altwäldern in der Kulturlandschaft Schleswig-Holsteins. In: Brandes, D. (Hrsg.): *Vegetationsökologie von Habitatisolaten und linearen Strukturen*. Braunschweig: Braunschweiger Geobotanische Arbeiten, 127-138.
- Heinken, T. (1998): Zum Einfluss des Alters von Waldstandorten auf die Vegetation in bodensauren Laubwäldern des niedersächsischen Tieflandes. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* **37**: 201-232.
- Heinken, T., H. Hanspach & F. Schaumann (2001): Welche Rolle spielt die endozoochore Ausbreitung von Pflanzen durch wildlebende Säugetiere? *Hercynia* **34**: 237-259.
- Hellwig, M. (2000): Auenregeneration an der Elbe. Dissertation. Universität Hannover, 148 S.
- Hempel, W. (1983): Ursprüngliche und potentielle natürliche Vegetation in Sachsen - eine Analyse der Entwicklung von Landschaften und Waldvegetation. Dissertation. Universität Dresden, 291 S.
- Hentschel, P. (1991): Mensch und Landschaft. - In: Reichhoff, L. (Hrsg.): *Das Biosphärenreservat Mittlere Elbe*. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* **28**: 18-21.
- Hermý, M. (1989): Former land use and its effect on the composition and diversity of woodland communities in the western part of Belgium. In: Sjörgen, E. (ed.): *Forest of the world: diversity and dynamics*. Stockholm: Almqvist & Wiksell, 104-105.
- Hermý, M. (1992): Compositional development of deciduous forests from non-forest precursors in northern Belgium: evidence from historical ecology. In: Teller, A., P. Matthy & J. N. R. Jeffers (eds.): *Responses of forest ecosystems to environmental changes*. London: Elsevier Applied Science, 437-444.
- Hermý, M. (1994): Effects of former land use on plant species diversity and pattern in European deciduous woodlands. In: Boyle, T. J. B. & C. E. B. Boyle (eds.): *Biodiversity, Temperate Ecosystems and Global Change*. Berlin: Springer Verlag, 123-144.
- Hermý, M., P. V. D. Brems & G. Tack (1993): Effects of site history on woodland vegetation. In: Broekmeyer, M. E. A., W. Vos & H. Kopp (eds.): *European forest reserves*. Wageningen: PUDOC, 219-232.

- Hermý, M., O. Honnay, L. Firbank, C. Grashof-Bokdam & J. E. Lawesson (1999): An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation* **91**: 9-22.
- Hermý, M. & H. Stieperaere (1981): An indirect gradient analysis of the ecological relationship between ancient and recent riverine woodlands to the south of Bruges (Flanders, Belgium). *Vegetatio* **44**: 43-49.
- Heydemann, B. (1967): Die biologische Grenze Land - Meer im Bereich der Salzwiesen. Wiesbaden: Franz Steiner Verlag, 200 S.
- Honnay, O., B. Degroote & M. Hermý (1998a): Ancient-forest plant species in western Belgium: a species list and possible ecological mechanisms. *Belgian Journal of Botany* **130**: 139-154.
- Honnay, O., B. Degroote & M. Hermý (1998b): Distribution of functional ecological groups of woodlands species in 233 woods in Flanders - An exploratory analysis. In: Brandes, D. (Hrsg.): *Vegetationsökologie von Habitatisolaten und linearen Strukturen*. Braunschweig: Braunschweiger Geobotanische Arbeiten, 139-153.
- Howe, H. F. & J. Smallwood (1982): Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* **13**: 201-228.
- Hölzel, E. (1941): Ameisenstudien und Beobachtungen in der näheren und weiteren Umgebung von Klagenfurt und in den Karawanken. *Carinthia II* **51**: 86-120.
- Hügin, G. & A. Henrichfreise (1992): *Vegetation und Wasserhaushalt des rheinnahen Waldes*. Bonn, Bad Godesberg: Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, 48 S.
- IKSE (Internationale Kommission zum Schutz der Elbe) (1994): *Ökologische Studie zum Schutz und zur Gestaltung der Gewässerstruktur und den Uferandregionen der Elbe*. Magdeburg: 106 S.
- IKSE (Internationale Kommission zum Schutz der Elbe) (1995): *Die Elbe und ihr Einzugsgebiet*. Magdeburg: 47 S.
- Jacquemyn, H., J. Butaye & M. Hermý (2003): Impacts of restored patch density and distance from natural forests on colonization success. *Restoration Ecology* **4**: 417-423.
- Jährling, K. H. (1996): *Die flußmorphologischen Veränderungen an der Mittleren Elbe im Regierungsbezirk Magdeburg seit dem Jahr 1989 aus Sicht der Ökologie*. Magdeburg: Staatliches Amt für Umweltschutz, 62 S.
- Kaule, G. (1986): *Arten- und Biotopschutz*. Stuttgart: Ulmer Verlag, 336 S.
- Kiene, S., O. Harms, B. Büchele & F. Nestmann (2002): Morphologische Entwicklung der Elbe vor dem Hintergrund anthropogener Einflüsse - eine Zusammenstellung von Angaben aus der Literatur. In: Nestmann, F. & B. Büchele (Hrsg.): *Morphodynamik der Elbe. Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und*

- Anlagen-CD. Karlsruhe: Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik Universität Karlsruhe (TH), 31-40.
- Kienitz, E. (1936): Wandlungen des Holzartenbildes im sächsischen Staatswalde seit dem 16. Jahrhundert, mit Ausblick auf die Pollenanalyse (Zunächst dargestellt an den Forstinspektionsbezirken Eibenstock und Grimma). Tharandter Forstliches Jahrbuch **87**: 1-2.
- Klausnitzer, U. & P. A. Schmidt (2002): Vegetationskundliche Charakterisierung von Waldbeständen auf Hartholzauenstandorten. Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt **17**: 123-154.
- Kleinknecht, U. (2002): Primäre Gehölzsukzession in der Bergbaufolgelandschaft des Leipziger Südraums. Dissertationes Botanicae **358**: 1-159.
- Klett, G. T. & H. E. F. Richter (1830): Flora der phanerogamischen Gewächse der Umgegend von Leipzig. Leipzig: 816 S.
- Klotz, S., I. Kühn & W. Durka (2002): BIOFLOR - Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. Münster: Landwirtschaftsverlag, 334 S.
- Koch, K. (1990): Dritter Nachtrag zur Käferfauna der Rheinprovinz. Decheniana (Bonn) **143**: 307-339.
- Koerner, W., J. L. Dupouey, E. Dambrine & M. Benoit (1997): Influence of past land use on the vegetation and soils of present day forest in the Vosges mountains, France. Journal of Ecology **85**: 351-358.
- Köhler, F. (2000): Totholzkäfer in Naturwaldzellen des nördlichen Rheinlands. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, Band 18. Recklinghausen: Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, 351 S.
- Krause, W. (1974): Das Taubergießegebiet. Beispiel jüngster Standortsgeschichte in der Oberrheinaue. In: Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg (Hrsg.): Das Taubergießegebiet. Ludwigsburg. Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg, 147-172.
- Kriebitzsch, W.-U. (1989): CO₂- und H₂O-Gaswechsel von verschiedenen Krautschichtpflanzen in einem Kalkbuchenwald nahe Göttingen. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **17**: 189-202.
- Kuntze, O. (1867): Taschen-Flora von Leipzig. Leipzig: Wintersche Verlagshandlung, 298 S.
- Kühn, I. (2000): Ökologisch-numerische Untersuchungen an Wäldern in der Westfälischen Bucht. Nümbrecht: Martina Galunder-Verlag, 192 S.
- Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (1997): Die Naturschutzgebiete Sachsen-Anhalts. Jena: Fischer Verlag, 543 S.
- Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2000): Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation von Sachsen-Anhalt. Erläuterungen zur Naturschutz-Fachkarte

- 1: 200.000. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft **1**: 1-230.
- Landesforstverwaltung Sachsen-Anhalt (1955): Schriftsatz zur Betriebsregulierung für die Zeit vom 1. Januar 1955 - 31. Dezember 1964 für den Staatlichen Forstwirtschaftsbetrieb Rosslau. Das Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Sachsen-Anhalt. (unveröffentlicht).
- Landesforstverwaltung Sachsen-Anhalt (1964): Schriftsatz zur Betriebsregulierung für die Zeit vom 1. Januar 1964 - 31. Dezember 1973 für den Staatlichen Forstwirtschaftsbetrieb Zerbst in Nedlitz. Das Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Sachsen-Anhalt. (unveröffentlicht).
- Landesforstverwaltung Sachsen-Anhalt (1995): Schriftsatz zur Forsteinrichtung im Staatlichen Forstamt Lödderitz Stichtag 1.1.1994. Das Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Sachsen-Anhalt. (unveröffentlicht).
- Lange, O. (1959): Die geschichtliche Entwicklung des Leipziger Stadtwaldes. Dissertation. Universität Freiburg/Brsg. 217 S.
- Lawesson, J. E., G. D. Blust, C. Grashof, L. Firbank, O. Honnay, M. Hermy, P. Hobitz & L. M. Jensen (1998): Species diversity and area-relationship in Danish beech forests. *Forest Ecology and Management* **106**: 235-245.
- Legler, B. (1966): Beitrag zur naturräumlichen Gliederung im "Elbe-Mulde-Winkel". Wissenschaftliche Zeitschrift der Karl-Marx-Universität Leipzig, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe **15**: 753-761.
- Leyer, I. (2002): Auengrünland an der Mittel-elbe-Niederung. *Dissertationes Botanicae* **363**: 1-193.
- Liedtke, H. (1981): Die nordische Vereisungen in Mitteleuropa. *Forschung zur deutschen Landeskunde*, Band **204**: 1-307.
- Londo, G. (1976): The decimal scale for relevés of permanent quadrates. *Vegetatio* **33**: 61-64.
- Luftensteiner, H. W. (1979): The eco-sociological value of dispersal spectra of two plant communities. *Vegetatio* **41**: 61-67.
- Luftensteiner, H. W. (1982): Untersuchungen zur Verbreitungsbiologie von Pflanzengemeinschaften an vier Standorten in Niederösterreich. *Bibliotheca Botanica* **135**: 1-68.
- Mannsfeld, K. (1992): Naturräumliche Gliederung Sachsens. *Sächsische Heimatblätter* **3**: 176-182.
- Marx, J. (2001a): Dynamik und Interaktion der Elbe und ihrer Aue. - In: LAU (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Landschaftsraum Elbe. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft **3**: 29-53.

- Marx, J. (2001b): Standortfaktoren im Elbegebiet - In: LAU (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Landschaftsraum Elbe. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft **3**: 23-61.
- Mathews, M. (1997): Pollenanalytische und pflanzensoziologische Untersuchungen in der Flußauenlandschaft der mittleren Elbe. Dissertation. Universität Hannover, 214 S.
- Matlack, G. R. (1994): Plant species migrations in a mixed-history forest landscape in eastern north America. *Ecology* **5**: 1491-1502.
- MELF (Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Sachsen-Anhalt) (1997): Leitlinie Wald. Magdeburg: 40 S.
- Meteorologischer Dienst der Deutschen Demokratischen Republik (1987): Klimadaten der DDR, Reihe B, Band 14 Klimatologische Normalwerte 1951/80. Potsdam. Meteorologischer Dienst der Deutschen Demokratischen Republik, 111 S.
- Meynen, E. & J. Schmithüsen (1959): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bonn, Bad Godesberg: Selbstverlag der BFANL, 1339 S.
- Miehlich, G. (2000): Eigenschaften, Genese und Funktion von Böden in Auen Mitteleuropas. In: Friese, K., B. Witter, G. Miehlich & M. H. Rode (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auen-ökosystemen. Berlin: Springer Verlag, 3-18.
- Minckwitz, W. (1954): Waldgeschichtliches aus dem Schwarzerde-Eichengebiet zwischen Elbe und Harz. *Archiv für Forstwesen* **3**: 105-121.
- Moore, P. (1985): The death of the elm. *New scientist* **107**: 32-34.
- Möller, G. (1991): Warum und wie sollen Holzbiotope geschützt werden? *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* **6**: 421-437.
- Möller, G. (1992): Holzbewohnende Insekten und Pilze - Ökologie, Gefährdungssituation, Schutzmaßnahmen. *Sitzungsberichte der Gesellschaft Naturforschender Freunde (N.F.)* **32**: 97-121.
- Mráz, K. & A. Sika (1965): Böden und Vegetation der Auewaldstandorte. *Feddes Repertorium* **7**: 5-54.
- Muys, B. & N. Lust (1993): Ecological changes following afforestation with different tree species on a sandy loam soil in Flanders, Belgium. In: Watkins, C. (ed.): *Ecological effects of afforestation*. Wallingford: C. A. B. International, 179-189.
- Mühlenberg, M. (1993): *Freilandökologie*. Heidelberg, Wiesbaden: Quelle & Meyer, 512 S.
- Müller-Schneider, P. (1971): Beiträge zur Kenntnis der Samenverbreitung durch Ameisen. *Bericht des Schweizer Botanischen Gartens* **80**: 289-297.
- Müller-Schneider, P. (1986): Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen Graubündens. Veröffentlichung des Geobotanischen Instituts der ETH, Stiftung Rübel **85**: 20-237.

- Müller-Stoll, W. R. & H. Süß (1966): Der Gehölzbestand der Auenwälder nach subfossilen Holzresten aus holozänen Sedimenten der mitteldeutschen Flußauen. *Die Kulturpflanze* **14**: 201-233.
- Müller, G. K. (1995): Die Leipziger Auen. Bestandsaufnahme und Vorschläge für die Gebietsentwicklung. Leipzig: Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung, 102 S.
- Müller, G. K. & U. Zäumer (1992): Der Leipziger Auwald - ein verkanntes Juwel der Natur. Leipzig: Urania Verlag, 62 S.
- Müller, A. (1913): Zur Geschichte der Waldungen der Stadt Leipzig. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitschrift* **89**: 365-372.
- Müller, A. (1988): Das Quartär im mittleren Elbegebiet zwischen Riesa und Dessau. Dissertation. Universität Halle, Fakultät für Naturwissenschaften, 129 S.
- Münch, W. (1991): Die Ameisen des Federseegebietes - eine faunistische - ökologische Bestandsaufnahme. Dissertation. Universität Tübingen, 411 S.
- Myster, R. W. & S. T. A. Pickett (1992): Effects of palatability and dispersal mode on spatial patterns of tree in oldfields. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **119**: 14-151.
- Neef, E. (1960): Die naturräumliche Gliederung Sachsens. *Sächsische Heimatblätter* **6**: 219-228.
- Neef, E. (1962): Elbe-Mulde-Tiefland. In: Meynen, E. & J. Schmithüsen (Hrsg.): *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. Bonn, Bad Godesberg: Selbstverlag der BFANL, 1189-1200.
- Nestmann, F. & B. Büchele (2002): Morphodynamik der Elbe. Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD. Karlsruhe: Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik Universität Karlsruhe (TH), 439 S.
- Oberdorfer, E. (1992): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil 4. Wälder und Gebüsche*. Stuttgart: Fischer Verlag, 282 S.
- Oberdorfer, E. (1994): *Pflanzensoziologische Exkursionsflora*. Stuttgart: Ulmer Verlag, 1050 S.
- Ochsenheimer, F. (1805): *Die Schmetterlinge Sachsens mit Rücksicht auf alle bekannten Arten*. Leipzig: Fleischer Verlag, 493 S.
- Oelke, E. (1997): *Sachsen-Anhalt*. Gotha: Perthes Verlag, 423 S.
- Oheimb, G. v. (1996): *Ausbreitung und Verbreitung krautiger Pflanzenarten im Vergleich alter und junger Laubwälder in Südschweden*. Diplomarbeit. Göttingen. Georg-August-Universität, Systematisch-Geobotanisches Institut, 115 S.
- Otte, V. (1996): Das Alter des Waldstandortes als Ursache floristischer Unterschiede in Forsten des Alvensleber Hügellandes. *Hercynia* **30**: 53-68.

- Passarge, H. (1953): Waldgesellschaften des mitteldeutschen Trockengebietes. Archiv für Forstwesen **2**: 1-58.
- Passarge, H. (1956): Vegetationskundliche Untersuchungen in Wäldern und Gehölzen der Elbaue. Archiv für Forstwesen **5**: 339-358.
- Passarge, H. & G. Hofmann (1968): Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes. Pflanzensoziologie **16**: 1-324.
- Paul, C. R. C. (1975): Ecological effects of afforestation. 1. The fauna of Hayley Wood, Cambridgeshire. Journal of Conchology **28**: 301-327.
- Paul, C. R. C. (1978): The ecology of Mollusca in ancient woodland. 3. Frequency of occurrence in west Cambridgeshire woods. Journal of Conchology **29**: 295-300.
- Peglar, S. M. & H. J. B. Birks (1992): The mid-Holocene *Ulmus* fall at Diss Mere, south-east England - disease and human impact? Vegetation History and Archaeobotany **2**: 61-68.
- Penka, M., M. Vyscot, E. Klimo & F. Vasieek (1985): Floodplain forest ecosystem. I. Before water management measures. Amsterdam: Elsevier, 466 S.
- Peterken, G. F. (1974): A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. Biological Conservation **4**: 239-245.
- Peterken, G. F. (1976): Long-term changes in the woodlands of Rockingham forest and other areas. Journal of Ecology **6**: 239-245.
- Peterken, G. F. (1977): Habitat conservation priorities in British and European woodlands. Biological Conservation **11**: 223-236.
- Peterken, G. F. (1981): Wood anemone in central Lincolnshire: an ancient woodland indicator? The Lincolnshire naturalist **20**: 78-82.
- Peterken, G. F. (1993): Long-term floristic development of woodland on former agricultural land in Lincolnshire, England. In: Watkins, C. H. (ed.): Ecological effects of afforestation. Wallingford: C. A. B. International, 31-43.
- Peterken, G. F. & M. Game (1981): Historical factors affecting the distribution of *Mercurialis perennis* in central Lincolnshire. Journal of Ecology **69**: 781-796.
- Peterken, G. F. & M. Game (1984): Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of central Lincolnshire. Journal of Ecology **72**: 155-182.
- Petermann, W. L. (1846): Analytischer Pflanzenschlüssel für botanische Excursionen in der Umgegend von Leipzig. Leipzig: Reclam Verlag, 592 S.
- Petersen, P. M. (1994): Flora, vegetation, and soil in broadleaved ancient and planted woodland, and scrub in Rosnaes, Denmark. Nordic Journal of Botany **14**: 693-709.

- Pigott, D. C. (1971): Analysis of the response of *Urtica dioica* to phosphate. *New Phytologist* **70** (5): 953-966.
- Pott, R. (1983): Geschichte der Hude- und Schneitelwirtschaft in Nordwestdeutschland und ihre Auswirkungen auf die Vegetation. *Oldenburger Jahrbuch* **83**: 357-376.
- Pott, R. (1992): Entwicklung von Pflanzengesellschaften durch Ackerbau und Grünlandnutzung. *Gartenbauwissenschaft* **57**: 157-166.
- Pott, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Stuttgart: Ulmer Verlag, 622 S.
- Pott, R. & J. Hüppe (2001): Flussauen- und Vegetationsentwicklung an der mittleren Ems. Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **63**: 5-119.
- Pruša, E. (1985): Die böhmischen und mährischen Urwälder - ihre Struktur und Ökologie. Praha: Academia, Verlag der Tschechoslowakischen Akademie der Wissenschaften, 577 S.
- Rackham, O. (1980): *Ancient woodland*. London: Arnold, 402 S.
- Rackham, O. (1994): *The illustrated history of the countryside*. London: Weidenfeld & Nicolson, 240 S.
- Rassmus, J. (1991): Das Pobüller Bauernholz. *Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein und Hamburg* **2/3**: 62-148.
- Rehm, A. (1996): *Leipzigs Wälder*. Beucha: Sax Verlag, 77 S.
- Reichert, A. (1900): *Die Großschmetterlinge des Leipziger Gebietes*. Leipzig: Selbstverlag, 81 S.
- Reichhoff, L. (1991a): Die Entwicklung der Dessau-Wörlitzer Kulturlandschaft. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* **28**: 22-28.
- Reichhoff, L. (1991b): Die natürliche Entwicklung der Landschaft. - In: Reichhoff, L. (Hrsg.): *Das Biosphärenreservat Mittlere Elbe. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* **28**: 10-17.
- Reichhoff, L. (1992): Die Bedeutung der Auenwälder Mitteldeutschlands und ihre Sicherung. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* **5**: 57-59.
- Reinhold, F. (1942): *Die Bestockung der kursächsischen Wälder im 16. Jahrhundert - eine kritische Quellenzusammenfassung*. Dresden: 126 S.
- Renner, S. S. (1987): Seed dispersal. *Progress in Botany* **49**: 413-432.
- Rennwald, E. (2000): *Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands*. Bonn, Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz, 800 S.
- Richter, H. (1995): Leipziger Land. In: Mannsfeld, K. & H. Richter (Hrsg.): *Naturräume in Sachsen*. Trier: Selbstverlag ZA dt. Landeskunde, 80-86.

- Ridley, H. N. (1990): The dispersal of plants throughout the world. Koenigstein: Koeltz, 744 p.
- Rink, M. (2003): Ordinationsverfahren zur Strukturanalyse ökosystemarer Feldinformation und Lebensraumeignungsmodelle für ausgewählte Arten der Elbauen. UFZ-Bericht **8**: 1-256.
- Rinklebe, J. (2004): Differenzierung von Auenböden der Mittleren Elbe und Quantifizierung des Einflusses von deren Bodenkennwerten auf die mikrobielle Biomasse und die Bodenenzymaktivitäten von β -Glucosidase, Protease und alkalischer Phosphatase. Dissertation. Landwirtschaftliche Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 113 S.
- Rinklebe, J., S. Marahrens, R. Böhnke, U. Amarell & H.-U. Neue (2000): Großmaßstäbige bodenkundliche Kartierung im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. In: Friese, K., B. Witter, G. Miehl & M. H. Rode (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Berlin: Springer Verlag, 27-35.
- Rohde, H. (1971): Eine Studie über die Entwicklung der Elbe als Schifffahrtsstraße. Mitteilungen des Franzius-Instituts für Grund- und Wasserbau der Technischen Universität Hannover **36**: 17-241.
- Rose, F. (1976): Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands. In: Brown, D. H. & D. L. H. Hawksworth (eds.): Lichenology: progress and problems. London: Academic Press, 279-307.
- Rose, F. (1992): Temperate forest management: its effects on bryophyte and lichen floras and habitats. In: Bates, J. W. & A. M. H. Farmer (eds.): Bryophytes and Lichens in a changing environment. Oxford: Clarendon Press, 210-233.
- Röhrig, E. (1996): Die Ulme in Europa. Forstarchiv **67**: 179-198.
- Ruske, R. (1964): Das Pleistozän zwischen Halle (Saale), Bernburg und Dessau. Geologie **13**: 570-597.
- Rückriem, C. (1990): Untersuchungen zum Einfluß der Bestandsgröße auf die floristische Zusammensetzung des *Stellario-Carpinetum* des Zentralmünsterlandes. Diplomarbeit. Münster. Westfälische Wilhelms-Universität, Botanisches Institut, 116 S.
- Sachs, L. (1992): Angewandte Statistik. Berlin: Springer Verlag, 849 S.
- Schaarschmidt, H. (1989): Leipzigs Walnüsse, Flügelnüsse und Hickories (*Juglans*, *Pterocarya* und *Cyclocarya*, *Carya*; *Juglandaceae*). Veröffentlichung Naturkundemuseum Leipzig **6**: 31-47.
- Schauer, W. (1970): Beitrag zur Entwicklung der Waldbestockungen im NSG Steckby-Lödderitzer Forst. Archiv für Forstwesen **19**: 525-541.
- Schlaghamersky, J. (2003): Saprobic invertebrates of floodplains, a particularly endangered component of biodiversity. In: Mason, F., G. Nardi & M. Tisato (eds.): Proceedings of the international Symposium "Dead wood: a key of biodiversity", Montova, May 29th-31st 2003. Sherwood **95** (2): 15-18.

- Schlüter, O. & O. August (1958): Atlas des Saale- und Mittleren Elbegebietes. 1. Teil. Leipzig: Verlag Enzyklopädie Leipzig, 56 S.
- Schlüter, O. & O. August (1961): Atlas des Saale- und Mittleren Elbegebietes. 2. Teil. Leipzig: Verlag Enzyklopädie Leipzig, 218 S.
- Schmidt, M., J. Ewald, A. Fischer, G. v. Oheimb, W.-U. Kriebitzsch, W. Schmidt & H. Ellenberg (2003): Liste der in Deutschland typischen Waldgefäßpflanzen. Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft **212**: 1-34.
- Schmidt, P. A. (1996): Charakteristik wichtiger zentraleuropäischer Waldgesellschaften. In: Thomasius, H. & P. A. Schmidt (Hrsg.): Forstwirtschaft und Umwelt. Bonn: Economica Verlag, 228-299.
- Schmidt, P. A., W. Hempel, M. Denner, N. Döring, A. Gnüchtel, B. Walter & D. Wendel (2002): Potentielle Natürliche Vegetation Sachsens mit Karte 1: 200.000. - In: Sächsisches Landesamt für Umweltschutz und Geologie (Hrsg.): Materialien zu Naturschutz und Landespflanze. Dresden: Sächsische Druck- und Verlagshaus AG, 230 S.
- Schmidt, W. (1997): Zur Vegetationsdynamik von Lochhieben in einem Kalkbuchenwald. Forstwissenschaftliches Centralblatt **116**: 207-217.
- Schmidt, W. (2002): Aktuelle Schutz- und Nutzungssituation der Hartholz-Auenwälder im Bereich der mittleren Elbe. Wald in Sachsen-Anhalt **11**: 13-24.
- Schmidt, W., M. Weitemeier & C. Holzpfel (1996): Vegetation dynamics in canopy gaps of a beech forest on limestone - The influence of the light gradient on species richness. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **25**: 253-260.
- Schmucker, T. & G. Drude (1934): Über Verbreitungsgesetze bei Pflanzen, insbesondere *Allium ursinum*. Berichte zum botanischen Centralblatt **52A**: 540-565.
- Schneider, C. & P. Poschlod (1999): Die Waldvegetation ausgewählter Flächen der Schwäbischen Alb in Abhängigkeit von der Nutzungsgeschichte. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz **8**: 135-146.
- Schneider, R. L. & R. R. Sharitz (1988): Hydrochory and regeneration in a bald cypress-water tupela swamp forest. Ecology **4**: 1055-1063.
- Schnelle, E. (1981): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes "Steckby-Lödderitzer-Forst", III. 1. Die Auenwälder - *Salici-Populetum* und *Fraxino-Ulmetum*. Hercynia **18**: 387-398.
- Schubert, R. (1972): Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teils der DDR. III. Wälder, 1. Teil. Hercynia **9**: 1-34.
- Schubert, R. (1996): Die Pflanzengesellschaften der Elster-Luppe-Aue und ihre voraussichtliche Strukturänderung bei Grundwasserabsenkung. Wissenschaftliche Zeitschrift der Martin-Luther-Universität, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe **28**: 125-162.

- Schubert, R. (2001): Prodrömus der Pflanzengesellschaften Sachsen-Anhalts. Mitteilungen der floristischen Kartieranleitung Sachsen-Anhalt, Sonderheft **2**: 1-688.
- Schubert, R., W. Hilbig & S. Klotz (1995): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. Jena: Fischer Verlag, 403 S.
- Schwabe, A. (1991): Zur Wiederbesiedlung von Auenwald-Vegetationskomplexen nach Hochwasser-Ereignissen: Bedeutung der Diasporen-Verdriftung, der generativen und vegetativen Etablierung. *Phytocoenologia* **20**: 65-94.
- Schwineköper, B. (1987): Handbuch der historischen Stätten Deutschlands. Band 11: Provinz Sachsen-Anhalt. Stuttgart: Körner Verlag, 644 S.
- Seibert, P. (1962): Die Auenvegetation an der Isar nördlich von München und ihre Beeinflussung durch den Menschen. *Landschaftspflege und Vegetationskunde* **3**: 1-123.
- Seibert, P. (1987): Der Eichen-Ulmen-Auwald (*Quercus-Ulmetum* Issl. 24) in Süddeutschland. *Natur und Landschaft* **62**: 347-352.
- Seifert, B. (1994): Die freilebenden Ameisenarten Deutschlands (*Hymenoptera: Formicidae*) - und Angaben zu deren Taxonomie und Verbreitung. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* **5**: 1-67.
- Seifert, B. (1996): Ameisen beobachten, bestimmen. Augsburg: Weltbild Verlag, 351 S.
- Shirreffs, D. A. & A. D. Bell (1984): Rhizome growth and clone development in *Anemone nemorosa*. *Annals of Botany* **54**: 315-324.
- Sickert, A. (2002): Konzeption zur forstlichen Pflege des "Leipziger Auenwaldes". Manuskript. (unveröffentlicht).
- Siebert, Ph. (1902): Die Forsten des regierenden Fürstenhauses Reuß j. L. in der Zeit vom 17. bis zum 19. Jahrhundert. Berlin: Springer Verlag, 172 S.
- Singleton, R., S. Gardescu, P. L. Marks & M. A. Geber (2001): Forest herb colonization of postagricultural forest in central New York State, USA. *Journal of Ecology* **89**: 325-338.
- Skoglund, J. S. (1990): Seed dispersing agents in two regularly flooded river sites. *Canadian Journal of Botany* **68**: 754-750.
- Späth, V. (1988): Zur Hochwassertoleranz von Auwaldbäumen. *Natur und Landschaft* **63**: 312-315.
- Specht, R. (1935): Die anhaltischen Land- und Amtsregister des 16. Jahrhunderts, Teil I. Geschichtsquellen der Provinz Sachsen und des Freistaates Anhalt. Neue Reihe, Band 17. Magdeburg: Landesgeschichtliche Forschungsstelle, 489 S.
- Specht, R. (1938): Die anhaltischen Land- und Amtsregister des 16. Jahrhunderts, Teil II. Geschichtsquellen der Provinz Sachsen und des Freistaates Anhalt. Neue Reihe, Band 19. Magdeburg: Landesgeschichtliche Forschungsstelle, 335 S.

- Specht, R. (1940): Die anhaltischen Land- und Amtsregister des 16. Jahrhunderts, Teil III. Geschichtsquellen der Provinz Sachsen und des Freistaates Anhalt. Neue Reihe, Band 21. Magdeburg: Landesgeschichtliche Forschungsstelle, 458 S.
- Speier, M. (1994): Vegetationskundliche und paläoökologische Untersuchungen zur Rekonstruktion prähistorischer und historischer Landnutzungen im südlichen Rothaargebirge. Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **56**: 3-174.
- Speier, M. (1999): Das Ebbegebirge - Vegetationskundliche und paläoökologische Untersuchungen zur Vegetations- und Landschaftsgeschichte des Hochsauerlandes. Westfälisches Museum für Naturkunde **61**: 3-175.
- Speight, M. C. D. (1989): Saproxyllic invertebrates and their conservation. Council of Europe, Nature and Environment Series **42**: 1-79.
- Speyer, A. & A. Speyer (1858): Die geographische Verbreitung der Schmetterlinge Deutschlands und der Schweiz. Leipzig: Engelmann Verlag, 478 S.
- Ssymank, A. (1994): Indikatorarten der Fauna für historisch alte Wälder. NNA-Berichte **3**: 134-141.
- Stahl, F. J. (1773): Onomatologia forestalis-piscatorio-venatoria oder vollständiges Forst-, Fisch- und Jagd-Lexicon. Leipzig: Wagner Verlag, 1119 S.
- Statistisches Bundesamt und Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2000): Konzepte und Methoden zur Ökologischen Flächenstichprobe - Ebene II: Monitoring von Pflanzen und Tieren. Bonn, Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz, 262 S.
- STATSOFT, Inc. (2000): STATISTICA für Windows (Computer-Programm-Handbuch). Tulsa, Oklahoma, USA.
- Strautz, W. (1962): Auenlehmbildung und -gliederung im Weser- und Leinetal mit vergleichenden Zeitbestimmungen aus dem Flußgebiet der Elbe. Beiträge zur Landschaftspflege **1**: 273-314.
- Streitz, H. (1967): Bestockungswandel in Laubwaldgesellschaften des Rhein-Main-Tieflandes und der Hessischen Rheinebene. Dissertation. Universität Göttingen. 304 S.
- Strohbach, H. (1957): Ergebnisse der Standortserkundung im StFB Nedlitz Oberförsterei Lödderitz. Institut für Forsteinrichtung und Standortserkundung Potsdam, Abt. Standortserkundung Arbeitsgruppe Weimar. Potsdam. (unveröffentlicht).
- Stubbs, A. E. (1982): Hoverflies as primary woodland indicators with reference to Wharncliffe Wood. Sorby Record **20**: 62-67.
- Szekely, S. (2000): Überarbeitung der Landschaftsgliederung Sachsen-Anhalts. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt **37** (1): 57-59.
- Terrell-Nield, C. (1990): Is it possible to age woodlands on the basis of their carabid beetle diversity? Entomologist **109**: 136-145.

- Thomasius, H. (1956): Die Standortverhältnisse der Wälder in und um Leipzig. Leipzig: 372 S.
- Thomasius, H. & P. A. Schmidt (2003): Waldbau und Naturschutz. In: Konold, W., R. Böcker & U. H. Hampicke (Hrsg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege VII-3. 10. ErgLfg. 8/03. Landsberg: Ecomed, 1-45.
- Traxler, A. (1987): Handbuch des Vegetationsökologischen Monitorings - Teil A: Methoden. Wien: Umweltbundesamt, 397 S.
- Tüxen, R. & H. Ellenberg (1937): Der systematische und ökologische Gruppenwert. Ein Beitrag zur Begriffsbildung und Methodik der Pflanzensoziologie. Mitteilung der floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft Niedersachsens **3**: 171-184.
- Ulbrich, E. (1939): Deutsche Myrmekochoren. Repertorium specierum novarum regni vegetabilis **117**: 1-60.
- Verbücheln, G. & K. Schneider (1990): Rezente Zeugnisse historischer Waldwirtschaftsweisen am Niederrhein unter besonderer Berücksichtigung acidophiler Buchenniederwälder. Forstwissenschaftliches Centralblatt **109**: 296-308.
- Verheyen, K., B. Bossuyt, M. Hermy & G. Tack (1999): The land use history (1278-1990) of a mixed hardwood forest in western Belgium and its relationship with chemical soil characteristics. Journal of Biogeography **26**: 1115-1128.
- Vetter, E. (1992): Renaturierung von Flussauen in Europa. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg **13 b**: 8-19.
- Vietinghoff-Riesch, A. (1957): Abriß der Oberlausitzer Forstgeschichte im Rahmen der deutschen Forstgeschichte. Archiv für Forstwesen **6**: 192-202.
- Volk, H. (1998): Beiträge für eine neue Naturschutzbewertung der Auewälder am Oberrhein. Forstwissenschaftliches Centralblatt **117**: 289-304.
- Volk, H. (2000a): Die Rekonstruktion des Auewaldes am Oberrhein - Waldzustand vor der Flusskorrektur (1750-1830). Freiburger Forstliche Forschung/Berichte **21**: 68-87.
- Volk, H. (2000b): Die Rheinauewälder bei Karlsruhe vor und nach der Rheinkorrektur. Mitteilung des Vereins für Forstliche Standortkunde und Forstpflanzenzüchtung **40**: 35-61.
- Volk, H. (2000c): Neue Ergebnisse der Auewaldforschung am Rhein. Angewandte Landschaftsökologie **37**: 23-32.
- Volk, H. (2001): Auewaldforschung am Rhein - welche Wälder sind auetypisch? Natur und Landschaft **76**: 520-529.
- Volk, H. (2002): Zur Natürlichkeit der Esche (*Fraxinus excelsior* L.) in Flussauen Mitteleuropas. Forstwissenschaftliches Centralblatt **121**: 128-137.

- Volk, H. (2003a): Ökologie und Landschaftswandel mitteleuropäischer Aueniederungen - Oberrheinaue und Leipziger Aue. Mitteilungen des badischen Landesvereins Naturkunde und Naturschutz **18**: 85-96.
- Volk, H. (2003b): Ökosysteme der Rheinaue bei Neuenburg. Forst und Holz **21**: 642-646.
- Wagner, D. (2000): Anmerkungen zur Geschichte des Forstreviers Wörlitz. Wald in Sachsen-Anhalt **6**: 1-91.
- Walter, B. & P. Gutte (2003): Die Vegetation des Lauchs bei Eilenburg - ein Beitrag zur Kenntnis nordwestsächsischer Pflanzengesellschaften, insbesondere des Hartholz-Auenwaldes der Mulde. Hercynia **36**: 47-73.
- Warthemann, G. & U. Wölfel (1997): Flora und Vegetation der Muldeaue. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt **34**: 12-16.
- Weiß, G. & J. Peterson (2001): Lebensräume. - In: LAU (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Landschaftsraum Elbe. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft **3**: 67-202.
- Whitney, G. G. & D. R. Foster (1988): Overstorey composition and age as determinants of the understorey flora of woods of central New England. Journal of Ecology **76**: 867-876.
- Wildi, O. (1986): Analyse vegetationskundlicher Daten. Theorie und Einsatz statistischer Methoden. Veröffentlichung des Geobotanischen Instituts der ETH, Stiftung Rübél **90**: 1-226.
- Wipacher, D. (1726): Kurzer doch gründlicher Bericht von denen jenigen Kräutern und Gewächsen, welche allein durch Göttliche Verordnung und Pflege um Leipzig gefunden und erhalten werden. Leipzig: 80 S.
- Wisskirchen, R. & H. Haeupler (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Stuttgart: Ulmer Verlag, 765 S.
- Wittig, R. (1998): Vegetationskundliche Bewertung der Buchenwälder auf den Rekultivierungsflächen des Braunkohlenabbaugebietes Ville. In: Pflug, W. H. (Hrsg.): Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Berlin: Springer Verlag, 256-268.
- Wittig, R., M. Gödde, H. Neite, W. Papajewski & O. Schall (1985): Die Buchenwälder auf den Rekultivierungsflächen im Rheinischen Braunkohlenrevier: Artenkombination, pflanzensoziologische Stellung und Folgerungen für zukünftige Rekultivierungen. Angewandte Botanik **59**: 95-112.
- Wulf, M. (1993): Zur Bedeutung historisch alter Waldflächen für den Pflanzenschutz. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **22**: 269-272.
- Wulf, M. (1994): Überblick zur Beurteilung des Alters von Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispiel "historisch alter Wälder". NNA-Berichte **7**: 3-14.
- Wulf, M. (1995a): *Frullantia tamarisci* (L.) Dum. im Neunburger "Urwald" - eine Zeigerart "historisch alter" Wälder? Floristische Rundbriefe **29**: 101-103.

- Wulf, M. (1995b): Historisch alte Wälder als Orientierungshilfe zur Waldvermehrung. LÖBF-Mitteilungen **4**: 62-70.
- Wulf, M. (1995c): Sollten Erstaufforstungen an kontinuierlich bewaldete Flächen angrenzen? Ein Beitrag zur Migrationsproblematik typischer Waldpflanzen. ZALF-Berichte **22**: 52-68.
- Wulf, M. (1997): Plant species as indicators of ancient woodland in northwestern Germany. Journal of Vegetation Science **8**: 635-642.
- Wulf, M. (1999a): Erstellung langer Zeitreihen mit Hilfe unterschiedlich alter Kartenwerke und deren Anwendung in der Forschung und im Naturschutz am Beispiel historisch alter Wälder. Tübinger Geographische Studien **125**: 157-177.
- Wulf, M. (1999b): Floristische Kartierung der Laubholzflächen auf Mineralstandorten im Naturschutzgebiet Grumsiner Forst/Redernswalde (Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin). Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg **8**: 137-143.
- Wulf, M. (2003): Preference of plant species for woodlands with differing habitat continuities. Flora **198**: 444-460.
- Wulf, M. & H.-J. Kelm (1994): Zur Bedeutung "historisch alter Wälder" für den Naturschutz - Untersuchungen naturnaher Wälder im Elbe-Weser-Dreieck. NNA-Berichte **7**: 15-50.
- Wulf, M., B. Schmincke & E. Weber (1999): Entwicklung der Bodenvegetation in Kippenforsten. In: Hüttl, R. H. (Hrsg.): Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften. Berlin, New York: de Gruyter, 89-100.
- Wustmann, G. (1897): Bilderbuch aus der Geschichte der Stadt Leipzig für Alt und Jung. Leipzig: Hermann Zieger Verlag, 240 S.
- Wustmann, G. (1905): Geschichte der Stadt Leipzig. Leipzig: Hirschfeld Verlag, 348 S.
- Zacharias, D. (1993): Flora und Vegetation von Wäldern des *Quercus-Fagetum* im nördlichen Harzvorland Niedersachsens unter besonderer Berücksichtigung der Eichen-Hainbuchen-Mittelwälder. Dissertation. TU Braunschweig, 276 S.
- Zacharias, D. (1994): Bindung von Gefäßpflanzen an Wälder alter Waldstandorte im nördlichen Harzvorland Niedersachsens - ein Beispiel für die Bedeutung des Alters von Biotopen für den Pflanzenschutz. NNA-Berichte **7**: 76-88.
- Zacharias, D. & D. Brandes (1990): Species area-relationships and frequency - floristical data analysis of 44 isolated woods in northwestern Germany. Vegetatio **88**: 21-29.
- Zöfel, P. (1988): Statistik in der Praxis. Stuttgart: Fischer Verlag, 426 S.

9.2 Archivalien

Aus dem Stadtarchiv Leipzig

Tit. XVO Nr. 1	Hochw. Rahts-Höltzer betr. 1563-1700
Tit. XVO Nr. 3	Forstsachen betr. 1538
Tit. XVO Nr. 9	Acta, die Untersuchung E. E. Hochw. Raths-Gehölze und deren Administration betr. (etwa 1714)
Tit. XVO Nr. 11	Acta, die, wegen besserer Nutzung derer Raths-Gehölze getroffenen Veranstaltungen betr. 1765
Tit. XVO Nr. 39	Acta, Jagd- und Försterey-Sachen mit dem Stift Merseburg betr. 1659
Tit. XVO Nr. 41a	Acta, die Bauern zu Gohlis und Ehrenberg, wegen Grasens in der Bürger Aue betr. 1715-1727
Tit. XVO Nr. 42	Acta, die denen Gemeinden zu Böhlitz und Ehrenberg zur Begrasung derer Rathsgehölze ertheilten Gras-Zeichen betr. 1766
Tit. XVO Nr. 42 c	Die in den Forsten E. E. Hochw. Raths verübten Holzdiebereien und die den Gehölzen zugeführten Beschädigungen, ingleich die Beeinträchtigung der Jagd und die zu Störungen und Verscheuchungen des Wildes gereichenden Ungebuhrnisse betr. 1782-1789 Band I; 1782-1789 Band II; 1782-1789 Band III
Tit. XVO Nr. 42 d	Varia, die Forsten betr. 1771-1833
Tit. XVO Nr. 51	Acta, die Revision derer Försterinstruktionen betr. 1771
Tit. XVO Nr. 59	Fasikel, die befohlenen Anzeigen von der zur Untersuchung und Regulierung der Holzwirtschaft niedergesetzten Deputation und was dem anhängig betr. 1804
Tit. XVO Nr. 64 a	Acta, Concepte zu den Verzeichnissen der Ausgaben wegen der sogenannten alten Höltzer 1813-1831
Tit. XVO Nr. 64 b	Acta, Concepte zu den Verzeichnissen der Ausgaben wegen der sogenannten alten Höltzer 1813
Tit. XVO Nr. 64 c	Acta, Concepte zu den Berechnungen des Geldbetrages für Nutz- und Brenn-Holtz aus sämtlichen Waldungen 1832-1847
Tit. XVO Nr. 76	Acta, die Ablösung des Holzlesebefugnisses seitens der Gemeinden Wahren und Stahmeln in der Burgaue betr. 1853
Tit. XVO Nr. 86	Acta, des von E. E. Rathe zu Leipzig denen Gemeinden Böhlitz und Ehrenberg aufgetragene Äuivalent vor die Gräserei, welche besagte beyde Gemeinden in des Raths Gehölzen zu gewiesen haben betr. 1766
Tit. XVO Nr. 89	Acta, derer Abteyischen Dorfschaften Behlitz, Ehrenberg, Gundorff, Burgkhausen und Rückmarsdorf, Gräserey in der Leipziger Bürgeraue u. andere Gerechtigkeiten betr. 1715
Tit. XVO Nr. 97	Acta, die Holz- und Grasezeichen für Böhlitz und Ehrenberg betr. 1817-1855

Tit. XVO Nr. 98	Acta, die ausgehenden Eichelzeichen und darüber gefertigte Rechnungen betr. 1704-1790
Tit. XVO Nr. 99	Historische Nachrichten, das Rosenthal betr.
Tit. XVO Nr. 100	Untersuchungen wegen allerlei Ungebührendes des Rosenthälers Melchir Linke i. J. 1591
Tit. XVO Nr. 103	Nachrichten des Raths zu Leipzig Hölzer und Jagden um Leipzig herum betr. (etwa 1670)
Tit. XVO Nr. 105	Verschiedenes, die Hölzer und die Jagden betr. 1557-1744
Tit. XVO Nr. 106	Verschiedenes, das Rosenthal betr. 1564-1681
Tit. XVO Nr. 110	Holzbeziehungen (Grasbesichtigungen des Leipziger Rathsförsten betr. 16. u. 17. Jahrhundert)
Tit. XVO Nr. 68 B 1	Acta, die Administration der Försten u. w. d. a. betr. Vol I 1831
Tit. XVO Nr. 68 B 2	Acta, die Administration der Försten u. w. d. a. betr. Vol II 1854
Tit. XVO Nr. 68 B 3	Acta, die Administration der Försten u. w. d. a. betr. Vol III 1861
Tit. XVO Nr. 68 B 4	Acta, die Administration der Försten u. w. d. a. betr. Vol IV 1864
Tit. XVO Nr. 68 B 5	Acta, die Administration der Försten u. w. d. a. betr. Vol XIV 1866
Tit. XVO Nr. 68 B 9	Acta, die Administration der Försten u. w. d. a. betr. Vol XIX 1882
Tit. XVO Nr. 68 B 10	Acta, die Administration der Försten u. w. d. a. betr. Vol X 1887
Tit. XVO Nr. 68 B 13	Acta, die Administration der Försten u. w. d. a. betr. Vol XIII 1910
Tit. XVO Nr. 68 B 14	Acta, die Administration der Försten u. w. d. a. betr. Vol XIV 1914
Tit. XVO Nr. 68 B 15	Acta, die Administration der Försten u. w. d. a. betr. Vol XV 1925
Tit. XVO Nr. 80 B 3	Administration der Försten: das Connewitzer Revier betr. Vol III 1874
Tit. XVO Nr. 80 B 9	Administration der Försten: das Connewitzer Revier betr. Vol IX 1896 Ratsbuch der Stadt Leipzig 3 1501-1512 RdSt (Kap.) Nr. 408 Band 1-8 Rechnungen über die Raths Hölzer 1620-1750 Flurkarte 41

Aus dem Landesarchiv Oranienbaum:

Finanzdirektion Forstsachen 1 XVIII Nr. 6 Coswig	Ertragszusammenstellungen aus Abrechnungen. Summarische Übersicht der jährlichen Hauungsresultate Coswig 1888/89
Finanzdirektion Forstsachen 1 XVIII Nr. 44 Coswig	Acta, die, zu verschiedenen Zeiten in den Forsten des Amtes Coswig bestandenen Holzmassen und Holzpreise betreffend 1798-1880
Finanzdirektion Forstsachen 1 XXVII Nr. 3 I Schwarzeland	Acta betreffend die Bewirtschaftung des Herzogl. Schwarzen-Land-Revieres des Jahres 1832/33
Finanzdirektion Forstsachen 1 XXX Nr. 10 Dessau	Acta Generalia des Herzogl. Oberforstamt zu Dessau 1850
Finanzdirektion Forstsachen 1 XXX Nr. 3 Dessau	Acta Generalia des Herzogl. Oberforstamt zu Dessau, Kulturen betreffend
Finanzdirektion Forstsachen XXIV 14 A1 Nr. 1	Beschreibung des Forstrevieres Lödderitz 1840
Forstinspection Roßlau Nr. 171	Acta Holztaxen 1849
Forstinspection Roßlau Nr. 172	Acta Holztaxen 1849/50
Forstinspection Roßlau Nr. 173	Acta Holztaxen 1850/51
Forstinspection Roßlau Nr. 174	Acta Holztaxen 1852/53
Forstinspection Roßlau Nr. 175	Acta Holztaxen 1853-57
Kammer Zerbst Nr. 50	Instruktion für die Forstbedienten der zerbstischen Lande, die Anhalt-zerbstische Forst- und Waldordnung vom 4. März 1748 und eine Konstitution über Bestrafung bei Unterschlagung von anvertrautem Gute vom Datum Zerbst, 18. Juni 1723; 1723-70
Kammer Zerbst Nr. 480	Anfrage nach der Menge in der Loburger Mühle geschnittenen und verkauften Holzes; Ersuchen des Schmid aus Steutz um einen Weideplatz; Vom Holzhändler Rosenthal an Hillmar Annoldt zu entrichtende Schulden; Forstrechnungen 1725-1751
Kammer Zerbst Nr. 799	Forstordnungen 1760
Kammer Zerbst Nr. 1618	Verordnungen und Resolutionen in Forstsachen 1703 Erg. v. d. Kammer
Kammer Zerbst Nr. 2896	Kopien der Förster-Instruktionen 1704-24
Kammer Zerbst Nr. 3307	Die gemachten Haujgte und Klafterschläge 1792
Kammer Zerbst Nr. 3311	Die gemachten Haujgte und Klafterschläge 1793
Kammer Zerbst Nr. 3321	Unterschiedliche in Holz-Sachen ergangene Nachrichten 1708-1767
Kammer Zerbst Nr. 3421	Die von den Dessauern bei stehender Elbe unternommene Holzdeuben in Roßlauer Forst 1755
Kammer Zerbst Nr. 3892	Haujgte Acta 1783

Kammer Zerbst Nr. 7384	Anpflanzung von Eichen in den F. Forsten des Amts Coswig 1707
Kammer Zerbst Nr. 7450	Vermessungsregister der Steckbyer Elbforst im Amt Zerbst 1793
Kammer Zerbst Nr. 8127	Zerbster Forstsachen 1699-1797
Kammer Zerbst Nr. 8206	Forstsachen 1752-83
Kammer Zerbst Nr. 8207	Forstsachen 1784-98
Kammer Zerbst Nr. 8544	Mißbrauch des Sammelns von Holz in den Coswiger Holzungen (1746) 1777, 1784, 1785
Reg. Dessau Abt. f. Domänen u. Forsten Nr. 126	Acta Generalia der Herzogl. Regierung zu Dessau 1851

9.3 Kartenwerke

Für die Leipziger Aue

- "Feldensche Karte" von 1827/28 im Maßstab 1:8.000
- "Übersichtsplan vom Inundationsgebiet der Gewässer bei und in der Umgebung von Leipzig" von 1852-54 im Maßstab 3.000 Ellen (entspricht 1:1.698)
- "Topographische Karte der Umgegend von Leipzig" nach H. Kuntsch von 1858 im Maßstab 8.000 Dresdner Ellen (entspricht 1:4.528)
- "Leipzig und Umgebung" von 1895 im Maßstab 1:20.000
- "Stadtplan von Leipzig" von 1925 im Maßstab 1:15.000
- "Plan von Leipzig" von 1956 im Maßstab 1:10.000
- Messtischblätter 4639, 4640, 4740 der TK 25 von 1992

Für die Mittlere Elbe

- "Schmettausche Karte" von 1767 bis 1787 mit einem Maßstab von 1:50.000
- "Preußische Uraufnahme" von 1852 im Maßstab 1:25.000
- "Preußische Neuaufnahme" von 1902/03 im Maßstab 1:25.000
- Messtischblätter 3935, 3936, 4037, 4138, 4139, 4140, 4141 der TK 25 von 1927 bis 1938
- Messtischblätter 3935, 3936, 4037, 4138, 4139, 4140, 4141 der TK 25 von 1994 bis 1998

10 Anhang

Tab. 10-1: Pflanzenliste mit Angaben zum soziologischen Verhalten (Ellenberg et al. 1992), Präferenz der Arten (Schmidt et al. 2003), ökologischen Zeigerwerten (Ellenberg et al. 1992), Lebensformenspektren, Strategietypen, Hemerobiestufen und Urbanität (Klotz et al. 2002) sowie Ausbreitungstypen (Müller-Schneider 1986)

Abkürzungen:

Soziologisches Verhalten nach
Ellenberg et al. (1992):

X: keine Klassen-, Ordnungs- oder Verbandscharakterarten
1: Süßwasser- und Moor-Vegetation
3: Krautige Vegetation oft gestörter Plätze
6: Waldnahe Staudenfluren und Gebüsche
7: Nadelwälder und verwandte Heiden
8: Laubwälder und verwandte Gebüsche

Einteilung nach Schmidt et al. (2003)

B Arten der Baumschicht
S2.1 Arten der Strauchschicht: vorwiegend im Wald wie im Offenland
K1.1 Arten der Krautschicht, vorwiegend im geschlossenen Wald
K1.2 Arten der Krautschicht, vorwiegend an Waldrändern und -verlichtungen
K2.1 Arten der Krautschicht, im Wald wie im Offenland
K2.2 Arten der Krautschicht, auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland

Zeigerzahlen

L:

Lichtzahl nach Ellenberg et al. (1992); von 1: Tiefschattenpflanzen bis 9: Voll-Lichtpflanze

F:

Feuchtezahl nach Ellenberg et al. (1992); von 1: Starktrockniszeiger bis 12: Unterwasserpflanze

R:

Reaktionszahl nach Ellenberg et al. (1992); von 1: Starksäurezeiger bis 9: Basen- und Kalkzeiger

N:

Stickstoffzahl nach Ellenberg et al. (1992); von 1: Stickstoffärmste bis 9: übermäßig Stickstoffreiche Standorte

Lebensformenspektren

A: Hydrophyt; T: Therophyt; G: Geophyt; H: Hemikryptophyt; C: krautiger Chamaephyt; Z: holziger Chamaephyt; N: Nanophanerophyt;
P: Phanerophyt

Ausbreitungstypen

ane: Anemochor; auto: Autochor; hem: Hemerochor; hydro: Hydrochor; myrm: Myrmekochor; zoo: Zoochor

Strategietypen

C: Konkurrenz-Strategen; R: Ruderal-Strategen; CR: Konkurrenz-Ruderal-Strategen; CS: Konkurrenz-Stress-Strategen; SR: Stress-Ruderal-Strategen; CSR: Konkurrenz-Stress-Ruderal-Strategen

Hemerobiestufen

o: oligohemerob; m: mesohemerob; b: β -euhemerob; c: α -euhemerob; p: polyhemerob

Urbanität

phob : urbanophob; mphob: mäßig urbanophob; neutral: urbanoneutral; mph4: mäßig urbanophil

Tab. 10-1: Fortsetzung

Art	Ellenberg et al. (1992)	Schmidt et al. (2003)	Zeigerzahlen				Lebens- formen- spektr	Ausbreitungs- typen	Strategie- typen	Hemerobie- stufen	Urbanität
			L	F	R	N					
<i>Acer campestre</i>	8.41	B	5	5	7	6	P	ane, hem, zoo	C	om	mphob
<i>Acer negundo</i>	8.433	B	5	6	7	7	P	-	C	mb	mphi
<i>Acer platanoides</i>	8.434	B	4	X	X	X	P	ane, hem, zoo	C	ombc	neutral
<i>Acer pseudoplatanus</i>	8.434	B	4	6	X	7	P	ane, hem, zoo	C	ombc	neutral
<i>Adoxa moschatellina</i>	8.4	K1.1	5	6	7	8	G	zoo	CSR	om	mphob
<i>Aegopodium podagraria</i>	3.531	K2.1	5	6	7	8	H, G	hem	C	omb	neutral
<i>Aesculus hippocastanum</i>	-	-	-	-	-	-	P	-	C	mbc	mphi
<i>Alliaria petiolata</i>	3.5.3	K1.2	5	5	7	9	H	ane, hem	CR	omb	mphob
<i>Allium ursinum</i>	8.43	K1.1	2	6	7	8	G	myrm	CSR	om	mphob
<i>Alnus glutinosa</i>	8.211	B	5	9	6	X	P	ane, hydro, zoo	C	om	mphob
<i>Alopecurus pratensis</i>	5.4	-	6	6	6	7	H	hem	C	mb	mphob
<i>Anemone nemorosa</i>	8.4	K1.1	X	5	X	X	G	auto, myrm, hem	CSR	om	mphob
<i>Anemone ranunculoides</i>	8.43	K1.1	3	6	8	8	G	auto, myrm, hem	CSR	om	mphob
<i>Anthriscus sylvestris</i>	5.42	K2.2	7	5	X	8	H	-	C	mbcp	neutral
<i>Arctium lappa</i>	3.5.11	-	9	5	7	9	H	zoo	C	mb	mphi
<i>Arum maculatum</i>	8.43	K1.1	3	7	7	8	G	zoo	CSR	om	mphob
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	8.4	K1.1	3	5	6	6	H	ane	CS	om	mphob
<i>Cardamine impatiens</i>	3.532	K1.2	5	6	7	8	H, T	auto	CSR	om	phob
<i>Cardamine pratensis</i> ¹	X	K2.1	4	6	X	X	H	auto	CSR	om	mphob
<i>Carex acutiformis</i>	X	K2.1	7	9	7	5	G, A	ane, hydro	CS	omb	mphob
<i>Carex brizoides</i>	X	K1.2	6	6	4	3	H, G	auto, ane	CSR	om	phob
<i>Carex cespitosa</i>	1.514	-	6	9	6	4	H	-	CS	om	phob
<i>Carex sylvatica</i>	8.43	K1.1	2	5	6	5	H	zoo	CSR	om	phob
<i>Carpinus betulus</i>	8.432	B	4	X	X	X	P	ane, zoo	C	omb	mphob
<i>Cerastium arvense</i>	3.61	-	8	4	6	4	C	ane, hydro	CR	mb	neutral

Tab. 10-1: Fortsetzung

Art	Ellenberg et al. (1992)	Schmidt et al. (2003)	Zeigerzahlen				Lebens- formen- spektren	Ausbreitungs- typen	Strategie- typen	Hemerobie- stufen	Urbanität
			L	F	R	N					
<i>Chaerophyllum temulum</i>	3.532	K1.2	5	5	X	8	H, T	ane	CR	mb	neutral
<i>Circaea lutetiana</i>	8.43	K1.1	4	6	7	7	G	zoo	CS	om	mphob
<i>Cirsium arvense</i>	3.	K2.2	8	X	X	7	G	ane	C	mbcp	neutral
<i>Cirsium oleraceum</i>	5.415	K2.1	6	7	7	5	H	ane, zoo	C	mb	mphob
<i>Convallaria majalis</i>	8.4	K1.1	5	4	X	4	G	zoo	CS	om	mphob
<i>Cornus sanguinea</i>	8.44	S2.1	7	5	7	X	N	zoo	C	om	mphob
<i>Corydalis cava</i>	8.43	K1.1	3	6	8	8	G	myrm	CSR	om	mphob
<i>Corylus avellana</i>	8.4	S2.1	6	X	X	5	N	zoo, hem	C	om	mphob
<i>Crataegus laevigata</i>	8.44	S2.1	6	5	7	5	N, P	zoo, hem	C	omb	mphob
<i>Crataegus monogyna</i>	8.44	S2.1	7	4	8	4	N, P	zoo, hem	C	omb	mphob
<i>Dactylis polygama</i>	8.432	K1.1	5	5	6	5	H	ane, hem, zoo	CS	om	phob
<i>Deschampsia cespitosa</i>	X	K2.1	6	7	X	3	H	ane, hem, zoo	C	omb	mphob
<i>Dryopteris filix-mas</i> agg.	8.43	K1.1	3	5	5	6	H	-	CS	om	mphob
<i>Equisetum arvense</i>	X	K2.1	6	X	X	3	G	-	CR	mbcp	neutral
<i>Euonymus europaea</i>	8.44	S2.1	6	5	8	5	N	zoo	C	om	mphob
<i>Euphorbia dulcis</i>	8.43	K1.1	4	5	8	5	H, G	auto, myrm	CSR	om	phob
<i>Fagus sylvatica</i>	8.43	B	3	5	X	X	P	zoo, hem	C	omb	mphob
<i>Festuca gigantea</i>	8.433	K1.1	4	7	6	6	H	ane	CS	om	mphob
<i>Filipendula ulmaria</i>	5.412	K2.1	7	8	X	5	H	ane, hem, zoo	C	omb	mphob
<i>Fraxinus excelsior</i>	8.43	B	4	X	7	7	P	ane, hem, zoo	C	ombc	mphob
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	-	B	-	-	-	-	P	-	C	m	mphob
<i>Gagea lutea</i>	8.433	K1.1	4	6	7	7	G	auto, myrm	CSR	om	mphob
<i>Galeopsis bifida</i>	X	K2.1	7	5	6	6	T	-	CR	mbc	neutral
<i>Galeopsis speciosa</i>	X	K2.1	7	5	X	8	T	-	CR	omb	mphob
<i>Galium aparine</i>	3.5	K2.1	7	X	6	8	T	zoo, hem	CR	ombcp	neutral

Tab. 10-1: Fortsetzung

Art	Ellenberg et al. (1992)	Schmidt et al. (2003)	Zeigerzahlen				Lebens- formen- spektr	Ausbreitungs- typen	Strategie- typen	Hemerobie- stufen	Urbanität
			L	F	R	N					
<i>Geranium robertianum</i>	3.532	K2.1	5	X	X	7	H, T	auto, zoo	CSR	mbcp	neutral
<i>Geum urbanum</i>	8.43	K1.2	4	5	X	7	H	zoo	CSR	omb	neutral
<i>Glechoma hederacea</i>	3.53	K2.1	6	6	X	7	H, G	auto, myrm	CSR	omb	neutral
<i>Glyceria maxima</i>	1.511	K2.1	9	10	8	9	H, A	-	CS	om	mphob
<i>Hedera helix</i>	8.4	B	4	5	X	X	Z, P	zoo, hem	CS	omb	neutral
<i>Heracleum sphondylium</i>	5.42	K2.2	7	5	X	8	H	ane, hem, zoo	C	omb	mphob
<i>Humulus lupulus</i>	8.	K1.2	7	8	6	8	H	ane, hem	C	omb	neutral
<i>Impatiens noli-tangere</i>	8.433	K1.1	4	7	7	6	T	auto	SR	om	phob
<i>Impatiens parviflora</i>	8.43	K1.1	4	5	X	6	T	auto, hem	SR	mbc	mphob
<i>Iris pseudacorus</i>	1.51	K2.1	7	9	X	7	G, A	-	CS	om	phob
<i>Lamium galeobdolon</i>	8.43	K1.1	3	5	7	5	C	myrm	CSR	om	mphob
<i>Lamium maculatum</i>	3.521	K2.1	5	6	7	8	H	myrm	CSR	omb	mphob
<i>Lapsana communis</i>	3.532	K2.1	5	5	X	7	H, T	ane, hem	CR	ombc	mphob
<i>Lathraea squamaria</i>	8.4	K1.1	3	6	7	6	G	-		om	phob
<i>Lathyrus vernus</i>	8.43	K1.1	4	5	8	4	H, G	auto, hem	CSR	om	phob
<i>Leucojum vernum</i>	8.43	K2.1	6	6	7	8	G	auto, myrm, hem	CSR	om	phob
<i>Lysimachia nummularia</i>	X	K2.1	4	6	X	X	C	auto	CSR	omb	neutral
<i>Lysimachia vulgaris</i>	X	K2.1	6	8	X	X	H	auto, hydro, zoo	CS	omb	phob
<i>Malus sylvestris</i>	8.4	B	7	5	7	5	P	-	C	om	mphob
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	7.31	K1.1	4	5	2	2	T	myrm, zoo	-	om	phob
<i>Mercurialis perennis</i>	8.43	K1.1	2	X	8	7	H, G	auto, myrm	CS	om	mphob
<i>Milium effusum</i>	8.4	K1.1	4	5	5	5	H	ane	CS	om	phob
<i>Moehringia trinervia</i>	8.4	K1.1	4	5	6	7	H, T	zoo, hem	CSR	omb	mphob
<i>Oxalis acetosella</i>	X	K1.1	1	5	4	6	H, G	-	CSR	omb	mphob
<i>Paris quadrifolia</i>	8.43	K1.1	3	6	7	7	G	zoo	CSR	om	phob

Tab. 10-1: Fortsetzung

Art	Ellenberg et al. (1992)	Schmidt et al. (2003)	Zeigerzahlen				Lebens- formen- spektren	Ausbreitungs- typen	Strategie- typen	Hemerobie- stufen	Urbanität
			L	F	R	N					
<i>Phalaris arundinacea</i>	1.51	K2.1	7	8	7	7	H, G	-	C	ombc	mphob
<i>Poa nemoralis</i>	8.4	K1.1	5	5	5	4	H, C	zoo, hem	CSR	mbc	neutral
<i>Poa trivialis</i>	5.4	K2.1	6	7	X	7	H, C	zoo, hem	CSR	mbc	neutral
<i>Polygonatum multiflorum</i>	8.43	K1.1	2	5	6	5	G	zoo, hem	CSR	om	mphob
<i>Populus x canadensis</i>	-	B	-	-	-	-	P	-	C	mb	neutral
<i>Primula elatior</i>	X	K1.1	6	6	7	7	H	ane, zoo	CSR	om	mphob
<i>Prunus padus</i>	8.433	B	5	8	7	6	N	zoo, hem	C	om	mphob
<i>Prunus spinosa</i>	8.44	S2.1	7	4	7	X	N	zoo	C	om	phob
<i>Pulmonaria obscura</i>	8.43	K1.1	4	6	8	7	H	auto, myrm	CSR	om	mphob
<i>Quercus robur</i>	8.4	B	7	X	X	X	P	zoo	C	om	mphob
<i>Ranunculus auricomus agg.</i>	8.432	K2.1	5	X	7	X	H	ane, myrm	CSR	omb	mphob
<i>Ranunculus ficaria</i>	8.4	K2.1	4	6	7	7	G	hem	CSR	omb	mphob
<i>Ribes rubrum</i>	8.433	S1.1	4	8	6	6	N	-	C	omb	mphob
<i>Ribes uva-crispa</i>	8.4	S2.1	4	X	X	6	N	zoo, hem	C	omb	neutral
<i>Robinia pseudoacacia</i>	X	B	5	4	X	8	P	ane, hem	C	mbc	neutral
<i>Rubus caesius</i>	X	S2.1	6	X	8	7	Z, P	zoo	C	ombcp	neutral
<i>Rumex conglomeratus</i>	3.811	-	8	7	X	8	H	ane, zoo	C	mb	phob
<i>Rumex sanguineus</i>	8.433	K1.1	4	8	7	7	H	zoo	CS	omb	phob
<i>Sambucus nigra</i>	X	S2.1	7	5	X	9	N	zoo, hem	C	ombc	neutral
<i>Sambucus nigra 'Laciniata'</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scrophularia nodosa</i>	8.43	K1.1	4	6	6	7	H	ane, zoo	CS	om	mphob
<i>Scutellaria galericulata</i>	1.514	K2.1	7	9	7	6	H	-	CSR	om	phob
<i>Silene dioica</i>	X	K2.1	X	6	7	8	H	ane, hem, zoo	C	omb	mphob
<i>Solidago canadensis</i>	3.5	K2.2	8	X	X	6	H, G	ane, hem	C	mbc	neutral
<i>Stachys palustris</i>	5.412	K2.1	7	7	7	6	G	hem	C	mbc	mphob

Tab. 10-1: Fortsetzung

Art	Ellenberg et al. (1992)	Schmidt et al. (2003)	Zeigerzahlen				Lebens- formen- spektren	Ausbreitungs- typen	Strategie- typen	Hemerobie- stufen	Urbanität
			L	F	R	N					
<i>Stachys sylvatica</i>	8.433	K1.1	4	7	7	7	H	zoo	CS	om	mphob
<i>Stellaria holostea</i>	8.432	K1.1	5	5	6	5	C	-	CSR	om	mphob
<i>Stellaria media</i> agg.	3.3	K2.2	6	X	7	8	T	auto, zoo, hem	CR	bcp	neutral
<i>Stellaria nemorum</i>	8.433	K1.1	4	7	5	7	H	ane	CSR	om	mphob
<i>Symphytum officinale</i>	X	K2.1	7	7	X	8	H, G	ane, hem	C	omb	mphob
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	X	K2.1	7	5	X	8	H	ane, hem, zoo	CSR	mbc	neutral
<i>Tilia cordata</i>	8.432	B	5	5	X	5	P	ane, hem	C	omb	mphob
<i>Ulmus laevis</i>	8.433	B	4	8	7	7	P	ane	C	omb	mphob
<i>Ulmus minor</i>	8.433	B	5	X	8	X	P	ane	C	omb	mphob
<i>Urtica dioica</i>	3.5	K2.1	X	6	7	9	H	ane, hem, zoo	C	mbc	neutral
<i>Veronica hederifolia</i>	3.	K2.1	6	5	7	7	T	auto, myrm, zoo	R	mbc	neutral
<i>Veronica montana</i>	8.433	K1.1	4	7	5	6	C	ane	C	om	phob
<i>Veronica serpyllifolia</i>	5.423	-	X	5	5	5	H	hydro	CSR	mbc	mphob
<i>Vicia cracca</i>	5.4	-	7	6	X	X	H	auto, zoo, hem	C	mb	mphob
<i>Viola hirta</i>	6.11	K2.1	6	3	8	3	H	auto, myrm	CSR	om	mphob
<i>Viola odorata</i>	3.53	K1.2	5	5	X	8	H	auto, myrm	CSR	mb	mphob
<i>Viola reichenbachiana</i>	8.43	K1.1	4	5	7	6	H	auto, myrm	CSR	om	mphob
<i>Viola riviniana</i>	8.411.1	K1.1	5	4	4	X	H	auto, myrm	CSR	om	mphob

¹ Zur Sammelart *Cardamine pratensis* gehört im Leipziger Auenwald *Cardamine pratensis* var. *nemorosa* und in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe *Cardamine pratensis* var. *pratensis*.

Tab. 10-2: Stetigkeitsvergleich der krautigen Gefäßpflanzen entsprechend ihres soziologischen Verhaltens nach Ellenberg et al. (1992) im Leipziger Auenwald zwischen den Alt- und Neuwäldern (Fett und Kursiv: krautige Waldart, nicht Fett und nicht Kursiv: Arten des Offenlandes, Kursiv: indifferente Arten)

mind. 2 Stetigkeitsklassen höher im Altwald	1 Stetigkeitsklasse höher im Altwald	gleich hohe Stetigkeit	1 Stetigkeitsklasse höher im Neuwald	mind. 2 Stetigkeitsklassen höher im Neuwald
Anemone ranunculoides	Anemone nemorosa	Adoxa moschatellina	Alliaria petiolata	Aegopodium podagraria
<i>Cardamine pratensis</i> var. <i>nemorosa</i>	Filipendula ulmaria	Allium ursinum	<i>Carex brizoides</i>	Brachypodium sylvaticum
Lamium galeobdolon	Lathyrus vernus	Arum maculatum	Circaea lutetiana	Dactylis polygama
Leucojum vernalis	Paris quadrifolia	Carex sylvatica	Corydalis cava	Heracleum sphondylium
Mercurialis perennis	Viola odorata	Chaerophyllum temulum	Euphorbia dulcis	Lamium maculatum
<i>Primula elatior</i>		Cirsium oleraceum	Gagea lutea	Stachys sylvatica
		Convallaria majalis	Impatiens parviflora	
		<i>Deschampsia cespitosa</i>	Moehringia trinervia	
		<i>Galeopsis speciosa</i>	Poa trivialis	
		Galium aparine	Pulmonaria obscura	
		Geum urbanum	Ranunculus auricomus agg.	
		Glechoma hederacea	<i>Silene dioica</i>	
		Milium effusum	Stellaria holostea	
		Polygonatum multiflorum	Stellaria media agg.	
		Ranunculus ficaria	<i>Taraxacum officinale</i> agg.	
		Rumex sanguineus	Urtica dioica	
		Veronica hederifolia	Viola hirta	
		Viola reichenbachiana	Viola riviniana	

Tab. 10-3: Stetigkeitsvergleich der krautigen Gefäßpflanzen entsprechend ihres soziologischen Verhaltens nach Ellenberg et al. (1992) in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe zwischen den Alt- und Neuwäldern (Fett und Kursiv: krautige Waldart, nicht Fett und nicht Kursiv: Arten des Offenlandes, Kursiv: indifferente Arten)

mind. 2 Stetigkeitsklassen höher im Altwald	1 Stetigkeitsklasse höher im Altwald	gleich hohe Stetigkeit	1 Stetigkeitsklasse höher im Neuwald	mind. 2 Stetigkeitsklassen höher im Neuwald
<i>Festuca gigantea</i> Geranium robertianum <i>Viola reichenbachiana</i>	Alliaria petiolata <i>Anemone ranunculoides</i> Arctium lappa <i>Brachypodium sylvaticum</i> Cardamine impatiens <i>Carex acutiformis</i> <i>Carex brizoides</i> <i>Carex sylvatica</i> <i>Dactylis polygama</i> <i>Geum urbanum</i> Glechoma hederacea Lapsana communis <i>Moehringia trinervia</i> <i>Oxalis acetosella</i> <i>Poa nemoralis</i> <i>Ranunculus auricomus</i> agg. <i>Stellaria nemorum</i> <i>Veronica montana</i>	<i>Adoxa moschatellina</i> Aegopodium podagraria Alopecurus pratensis <i>Anemone nemorosa</i> Chaerophyllum temulum <i>Circaea lutetiana</i> <i>Galeopsis speciosa</i> Galium aparine <i>Impatiens nolitangere</i> <i>Impatiens parviflora</i> <i>Lysimachia nummularia</i> <i>Lysimachia vulgaris</i> <i>Milium effusum</i> Phalaris arundinacea Poa trivialis <i>Ranunculus ficaria</i> <i>Rumex sanguineus</i> <i>Scrophularia nodosa</i> <i>Stachys sylvatica</i> Urtica dioica Veronica hederifolia	Anthriscus sylvestris <i>Cardamine pratensis</i> var. <i>pratensis</i> Carex cespitosa <i>Deschampsia cespitosa</i> <i>Equisetum arvense</i> Filipendula ulmaria <i>Galeopsis bifida</i> Lamium maculatum Rumex conglomeratus Stachys palustris Stellaria media agg. <i>Taraxacum officinale</i> agg. Veronica serpyllifolia	Cirsium arvense <i>Symphytum officinale</i>

Tab. 10-4: Gewichtete mittlere ökologische Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (1992) der Gefäßpflanzen der Krautschicht in den Alt- und Neuwäldern im Leipziger Auenwald und in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

Untersuchungsgebiet	Stickstoffzahl	Reaktionszahl	Feuchtezahl	Lichtzahl
Leipzig	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p < 0,001
Mittlere Elbe	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,033

Tab. 10-5: Mittlerer Gruppenmengenanteil der Lebensformenspektren in den Alt- und Neuwäldern im Leipziger Auenwald (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

	Artenzahl in den Altwäldern	Artenzahl in den Neuwäldern	Signifikanzniveau
Therophyten	5	6	p = 0,022
Geophyten	16	16	p < 0,001
Hemikryptophyten	24	32	p < 0,001
krautige Chamaephyten	2	3	p = n.s.
holzige Chamaephyten	2	2	p < 0,001
Nanophanerophyten	4	5	p = n.s.
Phanerophyten	11	12	p = 0,016

Tab. 10-6: Mittlerer Gruppenmengenanteil der Lebensformenspektren in den Alt- und Neuwäldern der Auenwälder an der Mittleren Elbe (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

	Artenzahl in den Altwäldern	Artenzahl in den Neuwäldern	Signifikanzniveau
Hydrophyten	1	1	p = n.s.
Therophyten	11	10	p = n.s.
Geophyten	15	14	p = n.s.
Hemikryptophyten	32	31	p = n.s.
krautige Chamaephyten	4	3	p = n.s.
holzige Chamaephyten	1	2	p = n.s.
Nanophanerophyten	5	4	p = 0,012
Phanerophyten	10	10	p = n.s.

Tab. 10-7: Mittlerer Gruppenmengenanteil der Ausbreitungsspektren in den Alt- und Neuwäldern im Leipziger Auenwald (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

	Artenzahl in den Altwäldern	Artenzahl in den Neuwäldern	Signifikanzniveau
Anemochorie	20	23	$p < 0,001$
Autochorie	11	10	$p = \text{n.s.}$
Hemerochorie	24	26	$p < 0,001$
Myrmekochorie	11	17	$p < 0,001$
sonstige Zoochorie	30	34	$p = 0,002$

Tab. 10-8: Mittlerer Gruppenmengenanteil der Ausbreitungsspektren in den Alt- und Neuwäldern der Auenwälder an der Mittleren Elbe (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

	Artenzahl in den Altwäldern	Artenzahl in den Neuwäldern	Signifikanzniveau
Anemochorie	24	25	$p = \text{n.s.}$
Autochorie	11	10	$p = \text{n.s.}$
Hemerochorie	25	25	$p = \text{n.s.}$
Hydrochorie	2	3	$p = \text{n.s.}$
Myrmekochorie	4	4	$p = \text{n.s.}$
Sonstige Zoochorie	30	31	$p = \text{n.s.}$

Tab. 10-9: Mittlerer Gruppenmengenanteil der Spektren der Strategietypen in den Alt- und Neuwäldern im Leipziger Auenwald (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

	Artenzahl in den Altwäldern	Artenzahl in den Neuwäldern	Signifikanzniveau
Konkurrenz-Strategen	21	24	$p < 0,001$
Ruderal-Strategen	1	1	$p = \text{n.s.}$
Konkurrenz-Ruderal-Strategen	1	1	$p = \text{n.s.}$
Konkurrenz-Stress-Strategen	8	9	$p = 0,002$
Stress-Ruderal-Strategen	4	4	$p = \text{n.s.}$
Konkurrenz-Stress-Ruderal-Strategen	22	29	$p < 0,001$

Tab. 10-10: Mittlerer Gruppenmengenanteil der Spektren der Strategietypen in den Alt- und Neuwäldern der Auenwälder an der Mittleren Elbe (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

	Artenzahl in den Altwäldern	Artenzahl in den Neuwäldern	Signifikanzniveau
Konkurrenz- Strategen	26	30	p = n.s.
Ruderal-Strategen	1	1	p = n.s.
Konkurrenz-Ruderal-Strategen	6	6	p = n.s.
Konkurrenz-Stress-Strategen	11	12	p = n.s.
Stress-Ruderal-Strategen	2	2	p = n.s.
Konkurrenz-Stress-Ruderal-Strategen	17	17	p = 0,047

Tab. 10-11: Mittlerer Gruppenmengenanteil der Spektren der Hemerobiestufen in den Alt- und Neuwäldern im Leipziger Auenwald (Signifikanztest: Mann-Whitney-U-Test)

	Artenzahl in den Altwäldern	Artenzahl in den Neuwäldern	Signifikanzniveau
mesohemerob	56	67	p < 0,001
β-euhemerob	29	37	p < 0,001
α-euhemerob	10	13	p = 0,001
polyhemerob	2	2	p = 0,017
oligohemerob	49	58	p < 0,001

Tab. 10-12: Mittlerer Gruppenmengenanteil der Spektren der Hemerobiestufen in den Alt- und Neuwäldern der Auenwäldern an der Mittleren Elbe (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

	Artenzahl in den Altwäldern	Artenzahl in den Neuwäldern	Signifikanzniveau
mesohemerob	64	67	p = n.s.
β-euhemerob	42	45	p = n.s.
α-euhemerob	18	22	p = n.s.
polyhemerob	5	6	p = n.s.
oligohemerob	48	46	p = n.s.

Tab. 10-13: Mittlerer Gruppenmengenanteil der Urbanitätsspektren in den Alt- und Neuwäldern im Leipziger Auenwald (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

	Artenzahl in den Altwäldern	Artenzahl in den Neuwäldern	Signifikanzniveau
urbanophob	8	6	$p = 0,005$
mäßig urbanophob	35	6	$p < 0,001$
urbanoneutral	12	44	$p < 0,001$
mäßig urbanophil	1	15	$p = n.s.$

Tab. 10-14: Mittlerer Gruppenmengenanteil der Urbanitätsspektren in den Alt- und Neuwäldern der Auenwälder an der Mittleren Elbe (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

	Artenzahl in den Altwäldern	Artenzahl in den Neuwäldern	Signifikanzniveau
urbanophob	10	10	$p = n.s.$
mäßig urbanophob	34	32	$p = n.s.$
urbanoneutral	17	21	$p = n.s.$
mäßig urbanophil	1	2	$p = n.s.$

Tab. 10-15: Veränderung der mittleren Artenzahl der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihres soziologischen Verhaltens nach Ellenberg et al. (1992) mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald im Leipziger Auenwald (Kendalls Tau); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4
Gehölzverjüngung	$p = n.s.$	$p = n.s.$	$p = n.s.$	$p = n.s.$
krautige Waldarten	$p = n.s.$	$p = 0,027$	$p = n.s.$	$p = 0,022$
indifferente Arten	$p = n.s.$	$p = n.s.$	$p = n.s.$	$p = n.s.$
Arten des Offenlandes	$p = 0,005$	$p = n.s.$	$p = n.s.$	$p = n.s.$
Arten der <i>Artemisietea</i>	$p = n.s.$	$p = n.s.$	$p = n.s.$	$p = n.s.$
Arten der <i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	$p = 0,002$	-	$p = n.s.$	-
Gesamtarten	$p = n.s.$	$p = 0,002$	$p = n.s.$	$p = n.s.$

Tab. 10-16: Veränderung des mittleren Deckungsgrades der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihres soziologischen Verhaltens nach Ellenberg et al. (1992) mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald im Leipziger Auenwald (Kendalls Tau); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4
Gehölzverjüngung	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
krautige Waldarten	p = 0,006	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
indifferente Arten	p < 0,001	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
Arten des Offenlandes	p = 0,016	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,019
Arten der <i>Artemisietea</i>	p = 0,016	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,019
Arten der <i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	p = 0,003	-	p = n.s.	-
Gesamtartenzahl	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,025	p = n.s.

Tab. 10-17: Veränderung der mittleren Artenzahl der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihres soziologischen Verhaltens nach Ellenberg et al. (1992) mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe (Kendalls Tau); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1a	Fläche 1b	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5
Gehölzverjüngung	p = 0,049	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,046	p = n.s.	p = 0,035
krautige Waldarten	p = n.s.	p = n.s.	p < 0,001	p = 0,014	p = n.s.	p = n.s.
indifferente Arten	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
Arten des Offenlandes	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,008	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,049
Arten der <i>Phragmitetea</i>	-	p = n.s.	-	p = n.s.	-	p = 0,002
Arten der <i>Artemisietea</i>	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,011	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
Arten der <i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,009
Gesamtarten	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,003	p = n.s.	p = n.s.

Tab. 10-18: Veränderung des mittleren Deckungsgrades der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihres soziologischen Verhaltens nach Ellenberg et al. (1992) mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe (Kendalls Tau); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1a	Fläche 1b	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5
Gehölzverjüngung	p = 0,022	p = 0,030	p = 0,035	p = 0,020	p = n.s.	p = 0,040
krautige Waldarten	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,016	p = n.s.	p = 0,016
indifferente Arten	p = n.s.	p = 0,030	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
Arten des Offenlandes	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,016	p = n.s.	p = n.s.
Arten der <i>Phragmitetea</i>	-	p = n.s.	-	p = n.s.	-	p = 0,004
Arten der <i>Artemisietea</i>	p = 0,325	p = n.s.	p = 0,040	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
Arten der <i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	p = 0,531	p = 0,009	p = n.s.	p = 0,047	p = n.s.	p = n.s.
Gesamtarten	p = 0,040	p = n.s.	p = 0,025	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.

Tab. 10-19: Deckungsgrad der krautigen Waldarten aller Transektflächen der Altwälder im Vergleich zu den Neuwäldern im Leipziger Auenwald (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4
krautige Waldarten	p = 0,037	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.

Tab. 10-20: Deckungsgrad der krautigen Waldarten aller Transektflächen der Altwälder im Vergleich zu den Neuwäldern in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1a	Fläche 1b	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5
krautige Waldarten	p = 0,037	p = 0,037	p = n.s.	p = 0,037	p = n.s.	p = n.s.

Tab. 10-21: Veränderung der mittleren Artenzahl der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihrer Präferenz im Vorkommen nach Schmidt et al. (2003) mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald im Leipziger Auenwald (Kendalls Tau); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4
Arten vorwiegend im geschlossenen Wald (= "Waldarten")	p = n.s.	p = 0,009	p = n.s.	p = n.s.
Arten vorwiegend an Waldrändern und -verlichtungen (= "Waldrandarten")	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
Arten im Wald wie im Offenland (= "Wald- und Offenlandarten")	p = 0,007	p = 0,010	p = 0,035	p = n.s.
Arten auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland (= "Offenlandarten")	p = 0,041	-	p = n.s.	-

Tab. 10-22: Veränderung des mittleren Deckungsgrades der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihrer Präferenz im Vorkommen nach Schmidt et al. (2003) mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald im Leipziger Auenwald (Kendalls Tau); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4
Arten vorwiegend im geschlossenen Wald (= "Waldarten")	p < 0,001	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
Arten vorwiegend an Waldrändern und -verlichtungen (= "Waldrandarten")	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
Arten im Wald wie im Offenland (= "Wald- und Offenlandarten")	p = 0,006	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,009
Arten auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland (= "Offenlandarten")	p = n.s.	-	p = n.s.	-

Tab. 10-23: Veränderung der mittleren Artenzahl der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihrer Präferenz im Vorkommen nach Schmidt et al. (2003) mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe (Kendalls Tau); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1a	Fläche 1b	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5
Arten vorwiegend im geschlossenen Wald (= "Waldarten")	p = n.s.	p = n.s.	p < 0,001	p = 0,011	p = n.s.	p = n.s.
Arten vorwiegend an Waldrändern und -verlichtungen (= "Waldrandarten")	p = n.s.	p = 0,016	p = n.s.	p = 0,027	p = n.s.	p = 0,008
Arten im Wald wie im Offenland (= "Wald- und Offenlandarten")	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,011	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,019
Arten auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland (= "Offenlandarten")	-	-	-	p = 0,033	p = n.s.	-

Tab. 10-24: Veränderung des mittleren Deckungsgrades der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihrer Präferenz im Vorkommen nach Schmidt et al. (2003) mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe (Kendalls Tau); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1a	Fläche 1b	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5
Arten vorwiegend im geschlossenen Wald (= "Waldarten")	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,025	p = 0,006	p = n.s.	p = n.s.
Arten vorwiegend an Waldrändern und -verlichtungen (= "Waldrandarten")	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,011
Arten im Wald wie im Offenland (= "Wald- und Offenlandarten")	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
Arten auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland (= "Offenlandarten")	-	-	-	p = n.s.	p = n.s.	-

Tab. 10-25: Artenzahl der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihrer Präferenz im Vorkommen nach Schmidt et al. (2003) aller Transektflächen der Altwälder im Vergleich zu den Neuwäldern im Leipziger Auenwald (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4
Arten vorwiegend im geschlossenen Wald (= "Waldarten")	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
Arten vorwiegend an Waldrändern und -verlichtungen (= "Waldrandarten")	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
Arten im Wald wie im Offenland (= "Wald- und Offenlandarten")	p = 0,036	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
Arten auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland (= "Offenlandarten")	p = n.s.	-	p = n.s.	-

Tab. 10-26: Deckung der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihrer Präferenz im Vorkommen nach Schmidt et al. (2003) aller Transektflächen der Altwälder im Vergleich zu den Neuwäldern im Leipziger Auenwald (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4
Arten vorwiegend im geschlossenen Wald (= "Waldarten")	p = 0,037	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
Arten vorwiegend an Waldrändern und -verlichtungen (= "Waldrandarten")	p = 0,036	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
Arten im Wald wie im Offenland (= "Wald- und Offenlandarten")	p = 0,037	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
Arten auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland (= "Offenlandarten")	p = n.s.	-	p = n.s.	-

Tab. 10-27: Artenzahl der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihrer Präferenz im Vorkommen nach Schmidt et al. (2003) aller Transektflächen der Altwälder im Vergleich zu den Neuwäldern in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1a	Fläche 1b	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5
Arten vorwiegend im geschlossenen Wald (= "Waldarten")	p = 0,031	p = 0,034	p = n.s.	p = 0,036	p = n.s.	p = n.s.
Arten vorwiegend an Waldrändern und -verlichtungen (= "Waldrandarten")	p = 0,046	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,032	p = n.s.	p = 0,033
Arten im Wald wie im Offenland (= "Wald- und Offenlandarten")	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,033	p = n.s.
Arten auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland (= "Offenlandarten")	-	-	-	p = n.s.	p = n.s.	-

Tab. 10-28: Deckung der Gefäßpflanzen der Krautschicht entsprechend ihrer Präferenz im Vorkommen nach Schmidt et al. (2003) aller Transektflächen der Altwälder im Vergleich zu den Neuwäldern in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe (Mann-Whitney-U-Test); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1a	Fläche 1b	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5
Arten vorwiegend im geschlossenen Wald (= "Waldarten")	p = n.s.	p = 0,034	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
Arten vorwiegend an Waldrändern und -verlichtungen (= "Waldrandarten")	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,034	p = n.s.	p = n.s.
Arten im Wald wie im Offenland (= "Wald- und Offenlandarten")	p = 0,037	p = 0,037	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
Arten auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland (= "Offenlandarten")	-	-	-	p = n.s.	p = n.s.	-

Tab. 10-29: Veränderung der gewichteten mittleren Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (1992) der Gefäßpflanzen der Krautschicht mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald im Leipziger Auenwald (Kendalls Tau); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4
Lichtzahl	p < 0,001	p = 0,025	p = n.s.	p = n.s.
Feuchtezahl	p = n.s.	p = 0,040	p = 0,009	p = n.s.
Stickstoffzahl	p = 0,025	p = n.s.	p = 0,003	p = n.s.
Reaktionszahl	p = 0,016	p = n.s.	p = 0,002	p = n.s.

Tab. 10-30: Veränderung der gewichteten mittleren Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (1992) der Gefäßpflanzen der Krautschicht mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe (Kendalls Tau); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1a	Fläche 1b	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5
Lichtzahl	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,025	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
Feuchtezahl	p = 0,040	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
Stickstoffzahl	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,025	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,002
Reaktionszahl	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,040

Tab. 10-31: Mittlerer Gruppenmengenanteil der krautigen Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald im Leipziger Auenwald (Kendalls Tau); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4
krautige Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen	p = 0,016	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
autochore, krautige Waldarten	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,006	p = n.s.
myrmekochore, krautige Waldarten	p = 0,009	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.

Tab. 10-32: Gruppenmengenanteil der krautigen Waldarten mit Fernausbreitungsmechanismen mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald im Leipziger Auenwald (Kendalls Tau); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4
krautige Waldarten mit Fernausbreitungsmechanismen	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,003	p = n.s.
anemochore, krautige Waldarten	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,016	p = n.s.
zoochore, krautige Waldarten	p = n.s.	p = 0,007	p = n.s.	p = n.s.

Tab. 10-33: Gruppenmengenanteil der krautigen Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe (Kendalls Tau); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1a	Fläche 1b	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5
krautige Waldarten mit Nahausbreitungsmechanismen	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
autochore, krautige Waldarten	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
myrmekochore, krautige Waldarten	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.

Tab. 10-34: Gruppenmengenanteil der krautigen Waldarten mit Fernausbreitungsmechanismen mit zunehmender Entfernung vom Alt- in den Neuwald in den Auenwäldern an der Mittleren Elbe (Kendalls Tau); n.s. = nicht signifikant

	Fläche 1a	Fläche 1b	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5
krautige Waldarten mit Fernausbreitungsmechanismen	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,016	p = n.s.	p = n.s.	p = 0,040
anemochore, krautige Waldarten	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.
zoochore, krautige Waldarten	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.	p = n.s.

Tab. 10-35: Literaturvergleich der Indikatorarten des Leipziger Auenwaldes und der Auenwälder an der Mittleren Elbe mit Angaben aus anderen europäischen Ländern. Die Reihenfolge der Arten entspricht der Häufigkeit der Nennung als Indikatorart in Europa.

	Bisher als Indikator für Altwälder genannt	Bisher als Indikator für Neuwälder genannt
Leipziger Auenwald		
Indikatorarten für Altwälder		
<i>Lamium galeobdolon</i>	Belgien , Flandern: (Hermy 1994; Hermy & Stieperaere 1981; Hermy et al. 1993); Dänemark , Jutland: (Lawesson et al. 1998); Deutschland , Alvenslebener Hügelland: (Otte 1996), Elbe-Weser-Dreieck: (Wulf 1997; Wulf & Kelm 1994), nördliches Harzvorland: (Zacharias 1994) und Schwäbische Alb: (Schneider & Poschold 1999); England , Lincolnshire: (Peterken 1974, 1993; Peterken & Game 1984) und Ostengland: (Rackham 1980); Polen , Karpaten: (Dzwonko 1989; Dzwonko & Loster 1988); Schweden : (Brunet 1994)	-
<i>Anemone nemorosa</i>	Belgien , Flandern: (Hermy 1994; Hermy & Stieperaere 1981; Hermy et al. 1993); Dänemark , Nordwest Seeland: (Petersen 1994); Deutschland , Alvenslebener Hügelland: (Otte 1996), niedersächsisches Tiefland: (Heinken 1998), nördliches Harzvorland: (Zacharias 1994), Münster: (Gödde & Diesing 1985) und Schwäbische Alb: (Schneider & Poschold 1999); England , Lincolnshire: (Peterken 1974, 1993; Peterken & Game 1984) und Ostengland: (Rackham 1980); Polen , Karpaten: (Dzwonko 1989)	-
<i>Primula elatior</i>	Belgien , Flandern: (Hermy 1994; Hermy & Stieperaere 1981; Hermy et al. 1993); Deutschland , Alvenslebener Hügelland: (Otte 1996), Elbe-Weser-Dreieck: (Wulf & Kelm 1994), nördliches Harzvorland: (Zacharias 1994) und Münster: (Gödde & Diesing 1985); England , Ostengland: (Rackham 1980)	-
<i>Anemone ranunculoides</i>	Belgien , Flandern: (Hermy 1994; Hermy et al. 1993); Deutschland , Elbe-Weser-Dreieck: (Wulf 1997) und nördliches Harzvorland: (Zacharias 1994)	-
<i>Leucojum vernum</i>	Deutschland , nördliches Harzvorland: (Zacharias 1994) und Schwäbische Alb: (Schneider & Poschold 1999)	-
<i>Cardamine pratensis</i> var. <i>nemorosa</i>	Dänemark , Jutland: (Lawesson et al. 1998)	-

	Bisher als Indikator für Altwälder genannt	Bisher als Indikator für Neuwälder genannt
Leipziger Auenwald		
Indikatorarten für Neuwälder		
<i>Lamium maculatum</i>	-	Deutschland , nördliches Harzvorland: (Zacharias 1994)-
<i>Aegopodium podagraria</i>	Deutschland , nördliches Harzvorland: (Zacharias 1994)	Deutschland , Schwäbische Alp: (Schneider & Poschold 1999); England , Lincolnshire: (Peterken & Game 1984)
<i>Rubus caesius</i>	Deutschland , nördliches Harzvorland: (Zacharias 1994); England , Lincolnshire: (Peterken & Game 1984)	Deutschland , Kernmünsterland: (Kühn 2000)
<i>Stachys sylvatica</i>	Belgien , Flandern: (Hermy & Stieperaere 1981); Dänemark , Jutland: (Lawesson et al. 1998) und Nordwest Seeland: (Petersen 1994); Deutschland , Elbe-Weser-Dreieck: (Wulf 1997; Wulf & Kelm 1994), nördliches Harzvorland: (Zacharias 1994) und Schwäbische Alp: (Schneider & Poschold 1999); Polen , Karpaten: (Dzwonko 1989; Dzwonko & Gawronski 1994); Schweden : (Brunet 1994)	England , Lincolnshire: (Peterken 1974; Peterken & Game 1984)
<i>Milium effusum</i>	Belgien , Flandern: (Hermy 1994; Hermy et al. 1993); Dänemark , Jutland: (Lawesson et al. 1998) und Nordwest Seeland: (Petersen 1994); Deutschland , niedersächsisches Tiefland: (Heinken 1998) und nördliches Harzvorland: (Zacharias 1994); England , Lincolnshire: (Peterken 1974, 1993; Peterken & Game 1984) und Ostengland: (Rackham 1980); Polen , Karpaten: (Dzwonko 1989; Dzwonko & Loster 1988) Schweden : (Brunet 1994)-	-
<i>Stellaria holostea</i>	Dänemark , Nordwest Seeland: (Petersen 1994); Deutschland , Münster: (Gödde & Diesing 1985) und nördliches Harzvorland: (Zacharias 1994); England , Lincolnshire: (Peterken & Game 1984); Schweden : (Brunet 1994)	-
<i>Pulmonaria obscura</i>	Belgien , Flandern: (Hermy 1994; Hermy et al. 1993); Deutschland , Alvenslebener Hügelland: (Otte 1996), Elbe-Weser-Dreieck: (Wulf 1997; Wulf & Kelm 1994) und nördliches Harzvorland: (Zacharias 1994); Polen , Karpaten: (Dzwonko 1989; Dzwonko & Loster 1988)	-
<i>Brachypodium sylvatica</i>	Dänemark , Jutland: (Lawesson et al. 1998); Deutschland , Elbe-Weser-Dreieck: (Wulf 1997; Wulf & Kelm 1994) und nördliches Harzvorland: (Zacharias 1994)	-

Tab. 10-35: Fortsetzung

	Bisher als Indikator für Altwälder genannt	Bisher als Indikator für Neuwälder genannt
Mittlere Elbe		
Indikatorarten für Altwälder		
<i>Viola reichenbachiana</i>	Belgien , Flandern: (Hermy 1994; Hermy et al. 1993); Dänemark , Nordwest Seeland: (Petersen 1994); Deutschland , Elbe-Weser-Dreieck: (Wulf 1997), nördliches Harzvorland: (Zacharias 1994) und Schwäbische Alb: (Schneider & Poschold 1999); England , Lincolnshire: (Peterken 1974; Peterken & Game 1984) und Ostengland: (Rackham 1980); Polen , Karpaten: (Dzwonko 1989; Dzwonko & Loster 1988); Schweden : (Brunet 1994)	-
<i>Festuca gigantea</i>	Deutschland , Elbe-Weser-Dreieck: (Wulf 1997; Wulf & Kelm 1994) und nördliches Harzvorland: (Zacharias 1994); Polen , Karpaten: (Dzwonko 1989; Dzwonko & Loster 1988); Schweden : (Brunet 1994);	-
<i>Geum urbanum</i>	Deutschland , Elbe-Weser-Dreieck: (Wulf 1997) und nördliches Harzvorland: (Zacharias 1994)	England , Lincolnshire: (Peterken 1976; Peterken & Game 1981)
<i>Geranium robertianum</i>	Deutschland , nördliches Harzvorland: (Zacharias 1994)	England , Lincolnshire: (Peterken 1976; Peterken & Game 1981)
<i>Alliaria petiolata</i>	-	England , Lincolnshire: (Peterken & Game 1981)
<i>Cardamine impatiens</i>	-	-
	Bisher als Indikator für Altwälder genannt	Bisher als Indikator für Neuwälder genannt
Indikatorarten für Neuwälder		
<i>Symphytum officinale</i>	-	-
<i>Cardamine pratensis</i> var. <i>pratensis</i>	-	-

Anlage

Tabellen 1 a bis 1 d

Tabellen 2 a bis 2 d

Tabelle 3

Tabelle 4

Vegetationstabelle 1a: Bestände mit *Allium ursinum* -Dominanz - artenarme Ausprägung

Anlage

Alle Aufnahmen stammen aus dem Jahr 2001

Lfd. Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Flächen-Nr.	3	2	1	2	2	2	3	3	1	2	3	2	3	2	3	3	3	1	3	1
Aufnahme-Nr.	44	9	57	72	70	77	1	38	77	18	41	88	7	67	42	37	50	72	8	87
1. Datum	20.4	24.4	27.4	24.4	24.4	24.4	20.4	20.4	27.4	24.4	20.4	24.4	20.4	24.4	20.4	20.4	20.4	27.4	20.4	27.4
2. Datum	2.7	3.7	6.7	3.7	3.7	3.7	2.7	2.7	6.7	3.7	2.7	3.7	2.7	3.7	2.7	2.7	2.7	6.7	2.7	6.7
Alter	a	a	a	a	a	a	a	a	a	n	a	a	n	a	a	a	a	n	n	n
Deckung Baumschicht	40	40	60	40	20	60	90	80	60	20	50	30	95	60	40	40	30	40	70	50
Deckung Strauchschicht	60	50	90	2	60	10	60	2	25	60	70	40	60	50	70	70	40	30	60	95
Deckung Krautschicht Frühjahr	100	100	100	100	10	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	85	80
Deckung Krautschicht Sommer	25	20	7	5	2	8	5	5	5	4	5	5	3	2	5	2	5	5	45	50
Abstandsklasse zur Grenze in m	150	25	25	125	100	125	50	125	25	50	125	175	25	125	125	125	175	75	25	75

Baumschicht

<i>Fraxinus excelsior</i>	4	.	6	2	2	6	1	.	.	2	5	.	1	.	.	4	3	.	4	.
<i>Carpinus betulus</i>	.	1	1	8	3
<i>Acer platanoides</i>	7	4
<i>Acer pseudoplatanus</i>	.	.	.	2	3
<i>Fagus sylvatica</i>	.	3	8
<i>Quercus robur</i>	4	3	5
<i>Populus x canadensis</i>	2
<i>Tilia cordata</i>	3
<i>Ulmus minor</i>	4

Strauchschicht

<i>Acer platanoides</i>	0,4	.	.	.	1	1	.	0,1	1	.	7	.	.	5	7	6	2	0,2	.	2
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0,2	3	1	.	2	.	.	0,1	0,4	.	.	4	.	.	0,2	.	.	0,2	.	0,2
<i>Carpinus betulus</i>	.	2	8	.	3	.	.	.	0,4	.	.	.	6	.	.	1	2	.	.	.
<i>Ulmus minor</i>	6	.	.	6	.	.	0,2	3	6	.
<i>Fraxinus excelsior</i>	0,2	.	0,2
<i>Sambucus nigra</i>	.	.	.	0,2	2	0,1	.
<i>Tilia cordata</i>	5	7
<i>Acer campestre</i>	0,4

Krautschicht

<i>Allium ursinum</i>	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	9	9	8	8
<i>Lamium galeobdolon</i>	2	2	0,4	0,2	0,1	0,01	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,01	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	.	1	0,1	

<i>Milium effusum</i>	0,1	0,1	0,01	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	.	.	0,1	0,1	0,4	0,2	
<i>Acer platanoides</i>	0,2	0,1	0,1	0,1	0,01	0,1	0,4	0,2	.	0,1	0,1	.	0,1	.	0,1	.	0,1	.	0,2	0,2
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0,1	0,01	0,1	0,1	0,1	.	.	0,1	0,1	0,2	.	.	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	.	
<i>Ulmus minor</i>	.	0,1	0,1	.	.	0,1	0,2	.	0,2	0,1	0,1	.	0,01	0,1	0,2	.
<i>Ranunculus ficaria</i>	.	.	0,1	0,1	0,1	0,01	0,2	0,1	0,1	0,1
<i>Sambucus nigra</i>	.	.	.	0,1	.	0,1	0,01	.	0,1	.	.	0,1	0,1	.
<i>Anemone ranunculoides</i>	.	.	.	0,01	0,01	0,1	0,1	.	.	.
<i>Fraxinus excelsior</i>	0,4	.	0,2	0,01	.	.	0,2	.	.
<i>Viola reichenbachiana</i>	.	.	0,2	0,1	.	0,1	.	.	.	0,1	0,1	0,2	.	.	.
<i>Adoxa moschatellina</i>	0,01	0,1	0,4	.	.	.
<i>Quercus robur</i>	0,01	.	0,1	0,1	0,1	.	
<i>Rubus caesius</i>	.	0,01	0,1	.	0,1
<i>Aegopodium podagraria</i>	.	0,01	4
<i>Stellaria holostea</i>	0,1	.	0,4	.
<i>Tilia cordata</i>	0,1	0,2
<i>Urtica dioica</i>	0,01	0,01
<i>Anemone nemorosa</i>	0,4	.	.	.
<i>Arum maculatum</i>	0,1
<i>Cardamine pratensis</i> var. <i>nemorosa</i>	0,01
<i>Dactylis polygama</i>	0,1
<i>Euonymus europaea</i>	0,1
<i>Geum urbanum</i>	0,1
<i>Glechoma hederacea</i>	0,1	.	.	.
<i>Mercurialis perennis</i>	.	.	0,1
<i>Pulmonaria obscura</i>	0,1
<i>Veronica hederifolia</i>	0,1
<i>Galeopsis speciosa</i>	0,2	.
<i>Impatiens parviflora</i>	1	.	.

Vegetationstabelle 1c: Bestände ohne *Allium ursinum* -Dominanz

Alle Aufnahmen stammen aus dem Jahr 2001

Lfd. Nummer	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54
Flächen-Nr.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
Aufnahme-Nr.	43	61	125	81	19	16	120	159	132	145	111	41_1	93
1. Datum	27.4	27.4	27.4	27.4	27.4	27.4	27.4	27.4	27.4	27.4	27.4	24.4	27.4
2. Datum	6.7	6.7	6.7	6.7	6.7	6.7	6.7	6.7	6.7	6.7	6.7	3.7	6.7
Alter	a	a	n	a	a	n	n	n	n	n	a	n	a
Deckung Baumschicht	50	30	50	40	80	60	0	40	60	50	40	70	0
Deckung Strauchschicht	70	80	90	50	2	10	70	80	90	95	60	60	80
Deckung Krautschicht Frühjahr	100	100	80	100	100	50	95	30	90	70	100	80	100
Deckung Krautschicht Sommer	80	85	70	60	60	90	20	50	60	25	25	70	60
Abstandsklasse zur Grenze in m	100	75	125	75	175	50	25	75	50	75	25	100	75
Baumschicht													
<i>Fraxinus excelsior</i>	1	.	5	4	.	4	.	.	6	.	2	3	.
<i>Quercus robur</i>	4	4	.	5	.	.	.
<i>Acer pseudoplatanus</i>	4	.
<i>Populus x canadensis</i>	.	3	2	.	.
<i>Carpinus betulus</i>
<i>Tilia cordata</i>
<i>Aesculus hippocastanum</i>	8
<i>Alnus glutinosa</i>
Strauchschicht													
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0,2	0,4	0,2	4	.	2	1	5	5	0,2	0,2	.	5
<i>Acer platanoides</i>	0,4	8	4	.	.	0,2	0,4	2	2	8	8	2	2
<i>Sambucus nigra</i>	.	.	2	1	.	1	0,4	.	0,2	0,2	.	.	.
<i>Ulmus minor</i>	6	.	1	2	0,4	.	4	0,4
<i>Fraxinus excelsior</i>	.	.	2	0,4	0,2	.	.	.	0,4
<i>Acer negundo</i>
<i>Tilia cordata</i>	0,2	.	.	0,2	.	0,2	.	.	.
<i>Carpinus betulus</i>	1	.	.	.
<i>Cornus sanguinea</i>
<i>Prunus padus</i>	.	.	.	0,2	.	.	5
<i>Acer campestre</i>
<i>Alnus glutinosa</i>
<i>Corylus avellana</i>
<i>Euonymus europaea</i>	0,1	.	.	.
Krautschicht													
<i>Mercurialis perennis</i>	0,4	0,4	0,2	4	2	7
<i>Anemone ranunculoides</i>	0,2	0,2	.	.	1	0,1	.	0,4
<i>Arum maculatum</i>	1	0,1	0,2	0,1	.	0,2	0,1	0,2	0,2	1	.	0,1	0,1
<i>Lamium galeobdolon</i>	5	2	.	0,2	0,2	2	2	0,1
<i>Allium ursinum</i>	.	.	0,4	2	.	.	0,4	0,01	0,2	0,01	5	0,2	.
<i>Viola reichenbachiana</i>	.	0,1	.	0,1	0,1	.	0,1	0,2	2	0,4	0,2	0,1	.
<i>Circaea lutetiana</i>	.	.	0,4	0	.
<i>Adoxa moschatellina</i>	2	0,4	1	.	0,4	.	0,1	0,1	0,1
<i>Lamium maculatum</i>	0,2
<i>Impatiens parviflora</i>	0,2
<i>Brachypodium sylvaticum</i>
<i>Carex brizoides</i>
<i>Milium effusum</i>	0,2	0,2	0,2	0,2	0,4	.	0,2	0,4	0,1	.	0,1	0,2	0,1
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0,1	0,4	0,2	0,4	0,4	.	0,1	.	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1
<i>Ranunculus ficaria</i>	5	3	3	0,2	1	.	0,4	1	5	0,2	0,2	7	0,4
<i>Aegopodium podagraria</i>	.	.	4	0,1	.	1	0,4	1	.
<i>Rubus caesius</i>	0,2	0,2	0,2	.	.	.	0,4	0,4	1	0,4	0,2	.	.
<i>Stellaria holostea</i>	.	3	1	0,4	0,2	.	.	0,4	1	0,2	0,4	3	.

55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73
1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2	2	1	2	2	2	2	2
97	53	84	29	27	63	59	106	27_1	89	135	35_1	55_1	117	52_1	57_1	39_1	54_1	23_1
27.4	27.4	27.4	27.4	27.4	27.4	27.4	27.4	24.4	27.4	27.4	24.4	24.4	27.4	24.4	24.4	24.4	24.4	24.4
6.7	6.7	6.7	6.7	6.7	6.7	6.7	6.7	3.7	6.7	6.7	3.7	3.7	6.7	3.7	3.7	3.7	3.7	3.7
a	n	a	a	a	a	a	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n
40	40	40	50	30	70	60	50	20	50	30	70	30	0	90	20	30	70	30
50	70	80	80	90	60	10	60	40	60	60	10	80	80	0	80	70	40	40
100	80	100	100	95	90	100	70	80	100	95	90	100	80	95	85	60	100	90
70	90	15	60	60	45	70	45	80	90	40	70	20	85	70	80	35	60	75
50	50	75	150	150	100	50	25	75	50	25	100	150	50	150	150	100	125	50
.	4	4	1	3	.	2	5	1	5	.	2	3	.	2	.	3	7	1
.	.	.	4	1	.	1	2
4	7	6
.	4	.	.	.	2
.	7
.	2	.	.	.
.
.
2	5	2	0,4	.	0,4	.	.	4	4	.	1	6	.	.	8	7	4	4
.	0,2	6	7	9	.	2	6
.	.	.	0,2	.	.	0,4	.	0,2	2	2	.	0,2	.	.	0,2	0,1	0,2	.
3	1	0,2	2	.	0,2	0,2	2
.	0,4	.	0,4	0,2
.	8
0,4	.	0,4
.	5	3
.
.
.	.	0,1	1
.	0,4
.
.
.
5	2	1	.	.	0,1	0,4
0,2	0,2	0,1	0,1	.	.	.	1	0,1
4	0,2	.	.	0,4	2	0,2	0,4	.	.	1	0,4	0,1
.	3	0,1	2	4	2	2	2	.	.	0,2	0,01	4	0,2
.	.	0,4	.	0,2	0,1	0,2	.	.	0,1	0,2	0,1	.
.	3	0,1	2	4	2	2	.	.	.	0	0,1	4	0,2
0,1	.	.	0,1	0,4	0,2	.	0,2	2	0,1
.	0,2	0,2	0,1	.	0,1	.	0,01	2	0,2	0,1	0,1	.
.	2	0,1	0,2	0,1
.	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2
.
0,4	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,4	0,2	0,2	0,4	0,2	0,1	1	0,1
0,2	.	0,2	0,2	0,1	0,4	0,2	0,4	0,4	0,1	0,2	0,2	1	.	0,01	0,2	2	3	0,2
2	0,1	0,2	3	6	0,4	2	4	3	2	2	4	7	.	0,4	7	5	5	8
.	8	0,2	3	0,4	4	.	.	2	3	.	0,2	0,1
0,2	0,2	.	0,2	0,2	.	.	0,4	.	0,4	0,4	0,2	0,1	0,2	.
0,4	.	.	.	1	0,2	6	.	5	.	.	1	.	.	1	.	1	.	5

<i>Hedera helix</i>	2	.
<i>Rubus caesius</i>	.	.	0,4	.	.	.	1
<i>Stellaria holostea</i>	.	0,2	2	.	.	.	1
<i>Tilia cordata</i>	0,1	.	.
<i>Ulmus minor</i>
<i>Urtica dioica</i>	.	.	0,1	.	.	0,1	.
<i>Veronica hederifolia</i>	.	0,2	.	0,1	.	.	.
<i>Viola riviniana</i>	.	.	0,1
<i>Viola reichenbachiana</i>	0,1
<i>Acer campestre</i>	.	.	0,2

39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60
1	1	1	2	1	1	1	1	1	2	1	2	1	1	2	5	1	2	2	1	1	1
119	97	135	61	91	81	111	117	113	55	109	75	119	107	77	22	79	67	57	105	103	101
16.5	15.5	16.5	15.5	15.5	15.5	16.5	16.5	16.5	14.5	16.5	15.5	16.5	16.5	15.5	10.5	15.5	14.5	15.5	16.5	16.5	15.5
19.7	20.7	20.7	17.7	20.7	20.7	19.7	19.7	19.7	16.7	19.7	17.7	20.7	19.7	17.7	10.7	20.7	16.7	17.7	19.7	19.7	20.7
n	n	a	a	n	n	n	n	n	n	n	a	a	n	a	a	n	n	a	n	n	n
70	70	40	40	50	60	70	80	60	60	90	40	40	80	30	70	50	70	50	60	70	70
0	0	20	20	0	0	0	0	0	50	0	10	20	0	60	0	0	20	10	0	0	0
65	100	100	80	100	100	90	90	40	70	40	100	90	80	100	100	100	100	100	50	40	100
45	60	80	60	80	40	15	25	45	30	10	100	80	60	70	95	80	40	80	50	50	60
175	150	50	75	100	50	100	175	125	25	100	50	25	75	50	125	25	25	25	50	25	50
7	6	.	.	5	6	7	8	3	.	5	.	.	3	.	2	5	.	.	6	7	7
.	.	.	3	4	.	.	3	5	.	.	5	.	.	.
.	.	4	4
.	0,4
.	.	.	1
.	6
.	6
.	0,4
0,4	1	3	.	4	.	.	5
.
.	1	0,2
.	0,4
.
.	.	2	0,2
.	1	.	.
.	.	.	2
.	0,2	.	.	.
.	5
.
.
.
.	0,2
0,1	0,1	0,1
.
.
0,2	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1	0,2	0,2	0,1	0,4	0,1	0,2	2	0,1
.	0,2	0,2	0,2	1	0,2	0,2	.	0,1	0,1	0,2
1	4	4	3	4	0,2	3	7	2	0,4	2	7	1	4	5	0,4	0,1	0,4	5	0,1	0,2	.
.	0,2	0,4	0,2	0,01	.	0,1	0,1	0,2	2	0,1	0,2	0,1	0,1	4	0,1	0,1	5
.	3	5	4	3	6	5	1	.	2	1	0,2	0,2	0,2	1	.	0,2	0,4	.	.	0,2	3
0,1	3	1	0,2	1	3	0,2	0,2	0,1	0,1	.	0,2	0,4	0,2	0,2	2	3	.	0,1	2	.	5
0,1	.	0,2	.	.	.	0,2	0,2	.	.	.	0,2	.	0,2	0,2	4	0,2	.	0,1	0,2	0,1	.
4	1	.	0,4	0,4	0,4	.	0,4	3	.	.	.	7	4	0,1	2	6	.	.	3	1	2
.	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,01	.	.	0,1	0,1	0,1	0,4	.	1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	.	0,1
.	0,2	0,4	0,4	0,2	0,1	.	0,1	0,4	2	0,1	1	0,2	.	0,2	0,4	.	0,4	2	.	0,1	.
1	.	.	0,2	0,2	0,2	.	.	3	.	.	.
0,1	0,2	0,1	0,1	1	.	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	.	0,1	0,2	.	.	1	.	0,2	0,1	0,4

Vegetationstabelle 2b: Bestände mit *Circaea lutetiana* -Dominanz

Alle Aufnahmen stammen aus dem Jahr 2001

Lfd. Nummer	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91
Flächen-Nr.	5	5	5	6	6	6	6	6	2	6	1	1	1	2	5
Aufnahme-Nr.	1	163	178	129	145	131	139	148	51	151	127	125	88	53	5
1. Datum	10.5	18.5	18.5	9.5	9.5	9.5	9.5	9.5	14.5	9.5	16.5	16.5	15.5	14.5	10.5
2. Datum	10.7	12.7	12.7	1.8	27.7	3.8	11.8	28.7	16.7	31.7	20.7	20.7	20.7	16.7	10.7
Alter	a	n	n	n	a	n	n	a	n	a	a	a	n	n	a
Deckung Baumschicht	80	20	2	30	1	60	30	60	40		30	40	50	60	75
Deckung Strauchschicht	10	0	30	50	20	30	80		15	80	40	30	0	0	4
Deckung Krautschicht Frühjahr	95	100	60	100	100	90	90	100	100	100	100	95	100	100	100
Deckung Krautschicht Sommer	75	95	50	100	80	80	60	60	60	50	20	30	90	80	90
Abstandsklasse zur Grenze in m	25	125	25	25	50	50	50	25	100	50	100	100	75	50	50
Baumschicht															
<i>Quercus robur</i>	8	2	2	3	1	6	3	6	5	.	7
<i>Tilia cordata</i>	2	6	.
<i>Acer pseudoplatanus</i>
<i>Fraxinus excelsior</i>
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	3	4	.	.	.
<i>Populus x canadensis</i>	1
<i>Carpinus betulus</i>	2
<i>Aesculus hippocastanum</i>
Strauchschicht															
<i>Ulmus minor</i>	.	.	3	.	2	8
<i>Carpinus betulus</i>
<i>Acer campestre</i>
<i>Crataegus spec.</i>	6	0,4
<i>Fraxinus excelsior</i>	.	.	.	5	.	3	.	.	0,4
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	4	3	.	.	.
<i>Quercus robur</i>	1
<i>Tilia cordata</i>	1
<i>Acer pseudoplatanus</i>
<i>Ulmus laevis</i>	2
Krautschicht															
<i>Filipendula ulmaria</i>	.	.	0,1	0,4	0,4	0,2	.	.	0,1	0,2	0,2	0,2	.	.	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,2	.	.	2	0,2	.	0,1	.	0,1	.	.	0,2	.	.	.
<i>Stachys palustris</i>	.	1	.	0,2	0,4	0,1	.	0,2	.	0,1
<i>Symphytum officinale</i>	.	.	.	0,2	0,1	0,1	0,2
<i>Glechoma hederacea</i>	0,2	.	.	0,4	3	2	3	1	3	2	0,2	0,1	4	0,4	2
<i>Rubus caesius</i>	4	3	1	4	2	4	0,4	1	0,1	1	1	0,4	.	.	5
<i>Impatiens noli-tangere</i>	0,1	0,1	.	.	0,1	0,1	0,1	.
<i>Veronica hederifolia</i>	0,1	0,1	0,1	.	.	.
<i>Dactylis polygama</i>
<i>Impatiens parviflora</i>	0,1	0,2	.	.	0,2	.	.	.
<i>Ranunculus ficaria</i>	8	8	3	7	6	5	6	5	7	8	8	7	6	5	6
<i>Geum urbanum</i>	.	.	0,2	.	0,2	.	.	0,2	0,2	.	0,2	1	0,1	2	0,1
<i>Circaea lutetiana</i>	.	.	4	0,2	0,4	0,2	0,2	0,2	2	1	.	.	1	4	0,1
<i>Anemone nemorosa</i>	.	.	.	0,1	0,4	.	.	2	0,1	0,4	.	.	0,2	.	0,1
<i>Galium aparine</i>	.	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Urtica dioica</i>	0,2	0,2	.	2	0,4	0,4	0,4	0,4	0,2	0,2	0,2	0,1	4	0,1	2
<i>Poa trivialis</i>	0,1	0,1	0,2	.	0,1	0,4	.	0,1	0,4	.
<i>Rumex sanguineus</i>	0,1	0,2	0,1	0,2
<i>Veronica montana</i>	0,1	.
<i>Alliaria petiolata</i>	3	.	.	.	0,2	0,2	0,2	.	.	0,4	0,4
<i>Deschampsia cespitosa</i>	.	.	.	0,4	0,2	.	1	0,2	0,1	.	.	0,2	.	.	.

Anlage

112	113	114	115	116	117	118
1	5	1	2	2	2	2
143	20	95	65	35	69	31
16.5	10.5	15.5	15.5	14.5	15.5	14.5
20.7	10.7	20.7	17.7	16.7	17.7	16.7
a	a	n	a	n	a	n
30	30	60	80	70	40	60
40	25	0	4	0	90	0
90	100	100	70	95	100	100
50	60	40	20	40	2	50
25	125	150	75	100	50	50

.	3	6	.	.	3	.
.	.	.	.	7	.	6
.
.	1	.
3
.
.	.	.	8	.	.	.
.

.	2
.	.	.	0,4	.	9	.
2
2
.	0,4
.
.
.
.

.	.	2
0,2	3
.	.	0,2	0,01	.	.	.
0,1	0,1	0,2	.	0,2	0,1	0,2
.	0,2	0,2	0,2	1	0,1	0,1
0,2	.	.	.	0,2	0,01	.
6	8	6	5	6	9	9
2	0,4	0,2	0,2	0,4	0,2	0,1
0,1	.	1	0,4	2	.	.
0,4	0,2	.	0,4	0,2	0,2	0,4
0,1	0,1	0,2	0,01	0,1	0,01	0,1
0,2	1	1	.	0,1	.	.
0,2	0,2	.	.	0,1	.	0,2

0,2	0,1	.	0,1	.	.	.
1	.	.	0,1	0,1	.	.
.	0,4
.	.	.	0,1	.	.	.

Vegetationstabelle 2c: Bestände mit *Adoxa moschatellina* -Dominanz

Alle Aufnahmen stammen aus dem Jahr 2000

Lfd. Nummer	119	120	121	122	123	124	125	126	127	128	129	130	131	132
Flächen-Nr.	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Aufnahme-Nr.	278	273	274	247	280	258	277	275	249	264	257	251	253	262
1. Datum	10.5	10.5	10.5	10.5	10.5	10.5	10.5	10.5	10.5	10.5	10.5	10.5	10.5	10.5
2. Datum	29.6	29.6	29.6	29.6	29.6	29.6	29.6	29.6	29.6	29.6	29.6	29.6	29.6	29.6
Alter	a	a	a	n	a	n	a	a	n	n	n	n	n	n
Deckung Baumschicht	60	70	40	100	10	70	50	40	80	80	80	70	80	60
Deckung Strauchschicht	5	60	80	0	5	0	80	80	0	0	0	0	0	0
Deckung Krautschicht Frühjahr	95	100	100	95	90	100	95	90	95	90	90	90	95	100
Deckung Krautschicht Sommer	10	15	45	35	80	70	25	30	20	25	75	35	15	30
Abstandsklasse zur Grenze in m	75	25	50	100	50	50	25	50	25	100	100	50	75	75

Baumschicht

<i>Acer campestre</i>
<i>Acer pseudoplatanus</i>
<i>Fraxinus excelsior</i>
<i>Populus x canadensis</i>	.	.	.	5	.	5	.	.	.	3
<i>Quercus robur</i>	6	7	4	.	7	.	5	4
<i>Robinia pseudoacacia</i>
<i>Tilia cordata</i>	.	.	.	5	.	2	.	.	8	5	8	7	8	6

Strauchschicht

<i>Acer campestre</i>
<i>Acer platanoides</i>	3
<i>Acer pseudoplatanus</i>
<i>Carpinus betulus</i>
<i>Cornus sanguinea</i>	0,2	5
<i>Crataegus spec.</i>	0,1	5	.	.	0,2
<i>Fraxinus excelsior</i>	3
<i>Humulus lupulus</i>	.	.	0,1
<i>Robinia pseudoacacia</i>
<i>Tilia cordata</i>
<i>Ulmus minor</i>	0,2	1	8	5

Krautschicht

<i>Chaerophyllum temulum</i>	0,2	0,2	0,1	0,4	0,2	2	0,2	0,1	0,4	2	0,2	2	8	2
<i>Geranium robertianum</i>	0,2	0,2	0,2	1	0,1	0,2	0,1	.	0,2
<i>Moehringia trinervia</i>	0,1	0,1	.	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1
<i>Adoxa moschatellina</i>
<i>Milium effusum</i>	0,1	0,4
<i>Impatiens noli-tangere</i>	0,01	0,1
<i>Poa trivialis</i>	0,1	0,2

<i>Ranunculus ficaria</i>	7	8	3	6	6	3	7	7	7	7	3	5	0,2	6
<i>Galium aparine</i>	.	.	0,1	0,2	0,1	0,4	0,1	0,1	0,4	0,4	0,2	1	0,2	0,1
<i>Geum urbanum</i>	0,2	0,4	0,4	0,2	0,2	0,2	0,2	0,4	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2
<i>Veronica hederifolia</i>	0,4	0,2	0,2	0,2	0,4	0,1	0,4	0,4	0,1	0,1	0,2	0,1	0,4	0,2
<i>Anemone nemorosa</i>	.	0,2	.	.	.	0,2	0,2	0,2	.	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1

<i>Circaea lutetiana</i>	.	0,1	0,1	0,2	.	0,1	0,1	0,2	0,1	.	0,1	0,1	.	.
<i>Rubus caesius</i>	0,2	0,2	0,2	.	0,1
<i>Stachys sylvatica</i>	.	0,1	.	0,4	.	0,2	0,2	0,1	0,2	0,1	.	.	0,2	0,1
<i>Urtica dioica</i>	0,4	0,1	5	.	3	0,1	0,4	0,4
<i>Impatiens parviflora</i>	.	.	0,1	2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,4	0,2	.
<i>Acer pseudoplatanus</i>	.	.	0,1
<i>Fraxinus excelsior</i>	0,1	0,1	0,1	.	.	.	0,2
<i>Acer campestre</i>	0,2	0,1	0,1	.	0,1
<i>Glechoma hederacea</i>	0,2	0,1	0,4	.	3	4	0,2	0,4	.	.	7	.	0,2	0,1

133	134	135	136	137	138	139	140	141	142	143	144	145	146	147	148	149	150	151	152	153
3	3	3	3	3	3	3	3	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
271	267	243	241	276	245	269	260	265	240	238	237	233	203	214	239	216	219	232	210	217
10.5	10.5	10.5	10.5	10.5	10.5	10.5	10.5	10.5	9.5	9.5	9.5	9.5	8.5	8.5	9.5	8.5	9.5	9.5	8.5	9.5
29.6	29.6	29.6	29.6	29.6	29.6	29.6	29.6	29.6	10.7	10.7	10.7	10.7	30.6	30.6	10.7	30.6	30.6	30.6	30.6	30.6
n	n	n	n	a	n	n	n	n	a	a	a	a	n	n	a	n	n	n	n	n
20	90	90	90	10	90	40	100	60	20	60	80	70	10	80	40	90	50	0	40	60
35	70	0	0	5	0	30	0	40	50	60	30	10	5	10	30	30	40	80	60	590
100	100	90	80	100	95	100	100	90	100	70	55	60	80	100	90	80	100	95	90	95
40	5	10	8	80	15	95	70	60	70	40	30	25	10	65	40	30	60	30	25	25
100	50	50	25	75	75	75	75	25	50	50	25	25	50	100	25	100	50	100	50	25
.	2
.	3	2	7	.	6
.	.	.	.	1	.	2	.	.	.	1	.	.	1	.	4	9	.	.	.	1
2	4	.	.	.	4	2	4	5
.	.	.	.	6	2	5	.	.	8
.	5	1
.	.	9	9	.	5	.	6	.	.	2	6	4	.
.	5	0,4	.	.	0,2	.	.	.	8	.	.
.
.	2	1	2	1	0,2	.	1	3	.	.	2	.
.
0,4	1
.	0,2	.	0,1	3	.
3	3
.
.	3
.	3	0,1	.	.	.	1	2
.	7	0,1	.	.	4	.	1	0,4	.
2	3	2	0,2	0,4	2	2	6	2
.	1
.	0,2	0,1
.	2	1	1	0,4	0,4	1	2	1	1	0,4	3	0,2
.	0,1	.	.	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	.	.	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1
.	0,1	.	.	0,1	0,1	0,01	.	.	.	0,1	0,01	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1
.	0,2	.	.	1	0,2	1	0,1	0,1	0,2	0,4	0,2	.	.	.	0,4	.
3	6	5	7	8	3	3	4	3	5	3	2	3	6	5	3	5	5	2	3	5
3	0,2	2	0,1	.	3	0,4	0,4	0,4	0,1	0,1	0,1	0,1	0,01	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4
0,4	.	0,1	.	0,1	.	1	0,2	0,2	0,4	0,4	0,2	.	0,2	0,4	0,4	0,4	0,1	.	.	.
.	.	.	0,1	0,4	0,1	0,2	0,1	0,2	.	.	.	0,2	0,4	0,4	.	0,1	0,4	.	0,2	0,2
0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	.	0,2	0,2	0,2	0,4	0,4	0,1	0,4	0,2	0,2
.	0,2	0,1	0,1	0,1	.	1	0,4	.	.	0,1	0,4	.
0,2	0,1	.	.	0,2	.	3	.	0,2	3	.	0,4	0,1	0,2	0,2	1	2	0,2	0,4	0,4	0,2
0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,2	0,1	0,2	0,2	0,1	0,2
.	.	.	.	5	0,1	0,1	.	0,4	0,2	.	.	.	0,1	0,1	.	0,1	0,4	0,4	0,2	0,2
.	.	0,4	0,4	.	0,4	.	0,1	0,2	.	.	0,1	1	0,1	0,1	0,1	0,2
.	0,4	1	1	1	0,2	0,4	0,2	0,4	1	0,2	0,4	0,2
0,1	0,2	.	0,4	0,1	0,4	0,1	0,2	0,1	.	0,2	0,2	0,1	.
.	.	.	.	0,1	.	.	.	0,2	0,2	.	.	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	.	0,2
0,4	.	.	.	2	.	0,2	.	.	1	0,4	0,1	.	.	.	0,2

Lfd. Nummer	165	166	167
Flächen-Nr.	1	3	4
Aufnahme-Nr.	123	179	101
1. Datum	16.05.01	10.05.00	08.05.00
2. Datum	20.07.01	29.06.00	30.06.00
Alter	a	a	n
Deckung Baumschicht	40	70	90
Deckung Strauchschicht	0	0	0
Deckung Krautschicht Frühjahr	20	100	85
Deckung Krautschicht Sommer	30	90	15
Abstandsklasse zur Grenze in m	75	25	25

Baumschicht

<i>Acer pseudoplatanus</i>	.	.	8
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	4	.	.
<i>Quercus robur</i>	.	1	.

Strauchschicht

<i>Tilia cordata</i>	.	.	.
<i>Ulmus minor</i>	.	0,4	.

Krautschicht

<i>Urtica dioica</i>	0,1	5	0,1
<i>Galium aparine</i>	.	0,2	0,1
<i>Geum urbanum</i>	.	0,2	0,2
<i>Glechoma hederacea</i>	.	0,4	0,1
<i>Poa trivialis</i>	.	0,2	0,2
<i>Ranunculus ficaria</i>	.	2	6
<i>Circaea lutetiana</i>	.	0,2	0,1
<i>Dactylis polygama</i>	.	0,2	0,1
<i>Veronica hederifolia</i>	.	0,2	0,4
<i>Rubus caesius</i>	0,1	.	0,2
<i>Acer platanoides</i>	.	0,1	.
<i>Ribes rubrum</i>	.	4	.
<i>Acer pseudoplatanus</i>	.	.	0,2
<i>Adoxa moschatellina</i>	.	.	0,4
<i>Anemone nemorosa</i>	.	.	0,1
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	.	.	0,1
<i>Fraxinus excelsior</i>	.	.	0,1
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	3	.	.
<i>Stachys sylvatica</i>	.	.	0,1
<i>Viola reichenbachiana</i>	.	.	0,1

<i>Cerastium arvense</i>	
<i>Chaerophyllum temulum</i>	
<i>Circaea lutetiana</i>	.	.	.	0,01	.	.	.	0,2	0,1	
<i>Convallaria majalis</i>	.	.	0,01	
<i>Cornus sanguinea</i>	
<i>Corydalis cava</i>	0,1	.	0,01	
<i>Corylus avellana</i>	0,1	
<i>Crataegus spec.</i>	
<i>Dactylis polygama</i>	0,1	
<i>Deschampsia cespitosa</i>	
<i>Dryopteris filix-mas</i>	
<i>Euonymus europaea</i>	0,1	.	.	
<i>Euphorbia dulcis</i>	
<i>Fagus sylvatica</i>	
<i>Filipendula ulmarai</i>	
<i>Fraxinus excelsior</i>	0,4	.	0,01	0,1	0,4	.	0,1	0,4	0,2	.	0,01	.	0,2	.	
<i>Gagea lutea</i>	
<i>Galeopsis speciosa</i>	0,1	.	0,1	0,1	
<i>Galium aparine agg.</i>	
<i>Geum urbanum</i>	0,1	.	0,1	0,1	.	.	.	0,1	.	0,1	
<i>Glechoma hederacea</i>	0,1	0,2	
<i>Hedera helix</i>	.	.	0,2	0,2	0,2	0,2	1	0,4	0,1	
<i>Heracleum sphondylium</i>	
<i>Humulus lupulus</i>	
<i>Impatiens parviflora</i>	0,4	.	.	0,1	
<i>Lamium galeobdolum agg.</i>	0,1	0,4	1	.	0,2	0,01	0,4	4	2	1	0,1	0,2	0,2	1	0,1
<i>Lamium maculatum</i>
<i>Lamium spec.</i>
<i>Lapsana communis</i>
<i>Lathraea squamaria</i>
<i>Melampyrum sylvaticum</i>
<i>Milium effusum</i>	.	.	0,1	.	0,2	0,01	0,2	.	0,4	.	0,2	0,1	0,1	0,2	.
<i>Polygonatum multiflorum</i>	.	.	.	0,01	.	0,1
<i>Prunus padus</i>
<i>Pulmonaria officinalis agg.</i>	0,1	.	0,1	0,1
<i>Quercus robur</i>	0,1	0,01	.	.	.	0,01	0,1
<i>Ranunculus ficaria</i>	1	0,4	0,4	.	.	.	0,1	.	0,2	0,4	.
<i>Ribes rubrum agg.</i>	0,2
<i>Ribes uva-crispa</i>
<i>Rubus caesius</i>
<i>Rumex sanguineus</i>
<i>Sambucus nigra</i>	.	0,1	0,1	2	0,2	0,4	2	0,4	0,1	0,4	0,2	0,1	0,1	.	0,4
<i>Sambucus nigra 'Laciniata'</i>
<i>Silene dioica</i>
<i>Solidago canadensis</i>
<i>Stachys sylvatica</i>	0,2
<i>Stellaria holostea</i>	.	0,1	.	.	1	0,1	1	3	.
<i>Tilia cordata</i>	0,1	.	0,1
<i>Ulmus minor</i>	.	.	.	0,1	.	0,1	0,1	.	.	.	1	0,4	0,2	.	.
<i>Urtica dioica</i>	.	.	0,1	0,1	.	.	.	0,1	0,1	.	.	.	0,2	0,4	.
<i>Veronica hederifolia agg.</i>	0,1
<i>Viola hirta</i>
<i>Viola reichenbachiana</i>
<i>Viola riviniana</i>
<i>Viola spec.</i>	0,1	.	.	.

16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37
2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	3
5_7	5_8	5_9	5_10	6_1	6_2	6_3	6_4	6_5	6_6	7_2	7_3	7_4	7_5	7_6	7_7	7_8	7_9	7_10	12_1	12_2	12_3
32	33	34	35	40	41	36	37	38	39	52	44	45	46	47	48	49	50	51	103	102	94
n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	a	n	n	n	n	n	n	n	n	a	a	n
7.4	7.4	7.4	7.4	7.4	7.4	7.4	7.4	7.4	7.4	7.4	7.4	7.4	7.4	7.4	7.4	7.4	7.4	7.4	14.4	14.4	14.4
20.6	20.6	20.6	20.6	20.6	20.6	20.6	20.6	20.6	20.6	20.6	20.6	20.6	20.6	20.6	20.6	20.6	20.6	20.6	22.6	22.6	22.6
90	80	80	40	30	50	60	90	40	40	60	90	90	20	75	10	80	40	60	90	90	10
10	40	90	80	70	5	0	5	50	40	0	0	2	25	25	0	0	25	10	2	0	100
100	100	75	85	70	70	70	95	80	60	90	60	90	100	90	90	80	80	70	40	25	75
60	35	60	20	20	5	55	15	20	65	90	20	5	15	30	25	30	50	45	70	35	60
28,5	34,2	40,5	46,5	-10,5	-4,5	4,5	10,5	16,5	22,5	-4,5	4,5	10,5	16,5	22,5	28,5	34,2	40,5	46,5	-10,5	-4,5	4,5
17	16	16	13	16	17	16	10	15	16	20	16	6	10	12	14	15	15	19	16	13	16

.
5	6	4	9	1	.	.	2	9	2	7	6	5	.	6	.	.	.
.	.	.	.	3	5	3	9	6	.
.
4	2	8	4	.	.	2	.	3	4	.	2	.	.	.	2	3	4	.	.	.	1
.
.	2	1	2	3	.
.	3

.
.
.	.	.	3
.	.	.	.	7	.	.	0,4	1	2	1	.	.	10
.
.
.
.
.
.
.
.
.
1	1	0,4	5	0,1	0,4	.	.	4	2	0,1	.	0,2	2	0,4	.	.	0,2	.	.	.	
.
.
.	3	8

.
.	0,1	0,2	0,4	0,2	.	0,2	0,2	0,1	.	0,1
0,4	0,1	0,4	.	0,4	3	1	0,4	0,2	0,4	1	0,2	.	0,2	.	0,2	0,1	0,4	0,2	3	2	0,2
.	0,2
0,2	0,1	0,1	.	.	0,01	0,01	0,1	0,1	0,01	0,1	0,1	0,1	0,01	.	.	0,4	2
.	0,1
9	9	5	8	9	6	5	7	7	3	5	5	9	10	9	8	8	8	6	1	0,2	2
.	0,1	1	0,1	0,01	0,1	0,01	0,01	0,1	0,4	0,2	2	0,4	.
.
.	.	.	.	0,1
.	.	.	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
.	0,2	0,1	.	.
.
.	0,1

38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58
3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
12_4	12_5	12_6	12_7	12_8	12_9	12_10	9_1	9_2	9_3	9_4	9_5	9_6	9_7	9_8	9_9	9_10	8_1	8_2	8_3	8_4
95	96	97	98	99	100	101	71	70	62	63	64	65	66	67	68	69	61	60	53	54
n	n	n	n	n	n	n	a	a	n	n	n	n	n	n	n	n	a	a	n	n
14.4	14.4	14.4	14.4	14.4	14.4	14.4	10.4	10.4	10.4	10.4	10.4	10.4	10.4	10.4	10.4	10.4	10.4	10.4	10.4	10.4
22.6	22.6	22.6	22.6	22.6	22.6	22.6	22.6	22.6	22.6	22.6	22.6	22.6	22.6	22.6	22.6	22.6	22.6	22.6	22.6	22.6
50	80	70	20	90	90	90	70	30	50	70	80	60	70	40	70	40	70	60	40	60
80	10	80	60	40	50	20	80	80	80	60	5	75	50	30	60	100	70	100	100	80
90	70	70	90	90	95	100	45	60	40	45	50	70	60	50	80	60	60	55	90	60
65	60	55	70	35	60	25	40	70	80	90	100	100	95	100	75	40	65	90	40	80
10,5	16,5	22,5	28,5	34,2	40,5	46,5	-10,5	-4,5	4,5	10,5	16,5	22,5	28,5	34,2	40,5	46,5	-10,5	-4,5	4,5	10,5
17	15	15	19	19	17	8	16	17	17	19	18	16	19	20	23	16	15	20	13	21

.	2
.	3
.	6
.	4
5	4	.	2	2	3	.	3	.	2	1	2	2	7	4	3	3	5	2	4	6
.
.	4	7	.	.	.	4	.	3	.	.	6	4	.	.	.	1	.	4	.	.
.	.	.	.	7	6	5	4	2	.	.	.

.
.
3
5	1	8	6	4	5	2	.	.	8	6	0,2	5	3	0,4	.	10	.	.	10	2
.	8	4	.	.	.
.
.
.
.
.	.	0,4	0,2	2	0,2	1	1	1
.
.	0,2	5	.	3	6	.	.
.	8	4	.	.

.
0,1	.	0,1	0,1	0,1	.	0,1	0,1	0,2
0,2	0,2	0,2	1	0,2	1	1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,4	1	1	0,2	.	0,4	0,1	1
.	0,1	0,4	0,2	.	.	.	0,1	.	.	.	0,2	1	0,01	.
1	2	3	.	.	4	0,4	2	1	0,2	1	0,4	2	1	2	3	3	2	0,2	2	1
.	.	.	.	0,1	0,1
0,4	.	.	1	6	7	10	1	.	0,1	0,01	0,1	1	0,1	4	0,01	0,2
.	.	.	.	0,1	.	.	1	0,4	0,2	0,1	.	.	0,4	.	0,1
.
.	.	.	0,1	.	0,1
.	0,1	0,1
.	0,2
.
.	.	.	.	0,1	0,1	0,1

Anlage

122	123	124	125	126	127	128	129	130	131	132	133	134
4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
15_8	15_9	15_10	16_1	16_2	16_3	16_4	16_5	16_6	16_7	16_8	16_9	16_10
129	130	131	143	142	134	135	136	137	138	139	140	141
n	n	n	a	a	n	n	n	n	n	n	n	n
14.4	14.4	14.4	14.4	14.4	14.4	14.4	14.4	14.4	14.4	14.4	14.4	14.4
21.6	21.6	21.6	21.6	21.6	21.6	21.6	21.6	21.6	21.6	21.6	21.6	21.6
30	40	30	40	30	10	20	40	40	50	70	70	30
30	50	60	100	80	100	80	70	20	70	20	30	80
55	50	50	40	50	70	60	50	90	70	40	60	60
90	50	70	60	55	100	70	35	100	100	80	100	50
34,2	40,5	46,5	-10,5	-4,5	4,5	10,5	16,5	22,5	28,5	34,2	40,5	46,5
10	13	12	10	6	8	11	10	6	10	6	18	11

.
.	.	6
.
.
.
.
.
3	4	3	4	3	1	2	4	4	5	7	7	3
.

.
.
.
.
.
.
.
3	.	.	5	.	10	3	7	.	4	.	.	.
.	0,2	.	5	8	.	1	.	2	.	2	0,4	6
.	1	2
.
.
.
.
.
.
.
.	5	2	.
.
.
.

.
.	0,1	0,1	0,1	.	.	.	0,2	0,1
0,2	.	.	0,2	.	.	0,1	0,4	.
.
1	1	0,2	5	5	3	5	4	0,4	7	.	.	.
.	.	0,2
.
.	0,1	.	.	.	0,1	0,2	0,2	.	0,2	.	0,4	4
.
.
.
.	.	0,2
0,2	0,2	0,4	7	2	2	.	.
.
.
.	1	.	.	0,1

.	0,1
0,1	.	0,4	0,2	0,1	.	.	.	1
.	0,1
.	0,1	.	0,2
.	0,2	0,4	0,2	.	0,1	0,2	.	.	0,1	.	0,1	.	0,2	0,2	0,1
.	0,2
.	0,01
0,2	.	.	0,1	0,1	0,2	1	.	.	0,2
0,2	.	0,1	.	.	0,2	0,1	.	.	.	0,2	.	0,1	.	.	.
.	0,1	.	.	0,1	0,1	.	.	.	0,1	.
.
.	0,2
0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	.	.	0,2	.	.	0,1	0,1	0,1	0,2
.	0,2
.	.	0,01	.	.	.	0,01
.	0,01	0,1	.	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	.	.	0,1	0,1	.	.
0,2	.	0,2	.	.	0,2	.	0,1	0,4	.	.	0,1	.	0,1	.	0,2
3	2	1	0,2	1	3	1	0,4	0,2	6	9	8	.	.	.	5
.	8
.
.
.
.
.
.
.
.	0,1
2	3	0,2	0,2	1	0,4	2	9	7	0,1	.	0,01	0,1	0,1	0,1	0,2
.	0,1
0,1	0,1	.	0,1	0,2	0,4	0,4	0,4	2	0,1	0,1	.	0,1	.	.	0,2
.
0,1	.	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,4	0,2	0,2	0,2	0,1	.	.	.	0,2
.	0,1	0,1
.	0,01	.	.	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	.	.
.	0,1	.	.	0,2
.
.	0,1	0,4
.
.
.	0,1	.	.	.	0,1
0,2	.	0,1	0,1	0,01	0,2	0,2	0,4	1	0,1	0,2	1
0,4	1	1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	.	0,1	.	0,1	0,1	.	.	0,1
.	0,1
.
.	0,1

.
.	1
.	.	0,2	0,1	0,1	.	.	.	0,1	0,1	0,2	.
.	.	.	0,1	0,1
2	2	0,2	0,1	0,4	0,4	2	0,1	0,1	0,2	0,4	0,2	3	2	4	0,1
.
.
.	0,1
.	0,2	0,2	.	.	.	0,2
.	.	.	0,2	.	.	0,1
.	0,1
0,4	0,4	0,4	0,4	1	0,1	.	0,1	0,2	1	0,4	1	0,4	0,4	0,2	.
.
.	.	.	0,1	0,2
0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	.
2	2	2	1	2	0,2	0,4	0,1	3	2	1	2	1	1	0,4	0,2
0,2	0,2	.	0,2	0,1	0,1	0,4
.
.	0,2	0,1	0,1	0,2	.	.	0,01	.	0,1	0,1	0,1	0,1	.	0,2	0,2
.	.	0,1	0,2	.	.	.	0,1	0,1	0,1	.
.
.
.
.
0,2	0,2	0,2	5	0,2	0,1	1	.	1	0,2	0,4	0,4	0,4	0,4	0,1	3
0,01
6	7	3	3	7	7	7	7	6	5	6	6	7	7	6	5,0
.	.	.	.	0,1
.
.	0,1
.
.	.	.	0,2
.
0,1	0,2	0,2	0,2	0,4	.	0,1	.	0,1	.	0,1	.	0,1	0,2	0,2	.
.	.	0,2	1	1	0,1	0,4	0,1	0,1	0,1	.
1	1	0,2	1	1	0,2	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,2	1	0,2	0,1	0,2
.	0,1	.	.	.	0,1	0,1	.	.
.
0,1	.	.	0,1	0,1	.	.	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1

.
.
.
.
.	.	.	0,1
0,1	.	.	.	0,2	0,4	0,1	.	0,4	0,4	0,2	.	0,2	0,2
.	0,1	0,2	0,2	1,0	0,4	0,2
.	0,0
.
.
.	.	.	.	0,1
.	.	.	2,0	0,2	.	.	.	0,2
.	0,1
.
.	0,1	0,2	.	1,0	0,2
0,4	0,2	0,2	1,0	0,2	0,2	.	0,4	0,4
.
.	0,1	.	.	.	0,1	.	1	1	0,1	.
.
.
.
.	.	.	0,2	0,1	0,2	0,2	0,4	.
.	.	.	0,2	0,1	0,4	.	.	.	1	0,2	0,2	0,2	.
0,1	6,0	6,0	0,2	0,1	.	.	2,0	.	0,2
.
0,2	.	0,1	0,0	.	.	0,2	0,2	0,1	.	.	0,2	0,1	0,1
.	.	.	0,4	0,1	0,4	.	.	0,1	0,1	.	.	0,1	.
.
.	.	.	.	0,1
.
.
.
.
.	.	0,1	0,4	0,2	0,2	0,1	0,2	2	4	.	.	.
.	.	0,0
0,2	2,0	2,0	7,0	3	0,4	0,4	0,4	0,2	0,1	0,4	3,0	0,4	7	5	8	.	.
.
4,0	0,4	2,0	.	.	5,0	0,4	4,0	8,0	5,0	3,0	5,0	0,4
.	0,2
.
.
.	0,2	0,4	.	0,1	0,2	0,1	2,0	0,2
.
.	0,1	0,2	0,2	.	0,2
.
.
.
.	.	.	.	0,2	0,1	0,2	0,1	.	.
7,0	3,0	1,0	.	6	3,0	7,0	1,0	0,2	3,0	7,0	1,0	2,0	0,1	.	.	0,01	.
.	.	.	0,1	0,2	0,4	0,2	.	.
.
.
.	.	.	0,2	0,1	0,2	.	.

.
.	0,2	0,1
.	0,2
0,01	.	.	0,01	0,01
0,1	2	0,2	1	0,1	0,2	1	1	0,1	.	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2
.
.	0,1
.
.	.	0,01	0,1
.	0,1
.	.	.	0,2
.	0,1	0,1	.
.
.	0,1
1	1	1	1	0,2	0,1	.	2	0,4	.	0,1	0,4	1	0,2	0,1	0,2
.	0,1
.
0,2	0,1	0,1	0,2	0,4	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,4	0,1	0,2	0,2	0,4
0,4	0,2	0,2	0,4	0,4	0,4	0,2	2	1	0,2	0,2	1	3	0,4	0,2	0,4
.	.	0,1	0,4	0,4	.	0,1	0,2	0,4
.
.	0,1
.	0,01	0,2	.	0,01	0,1	1	0,2	.	.	.	0,01	0,01	0,1	0,2	0,01
0,2	0,1	0,01	.	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,1	.	.	0,01	0,1	0,2
.
.
.
.
0,4	0,2	.	0,4	0,2	0,4	.	0,2	0,4	0,2	0,2	0,1	0,2	0,1	.	0,2
6	6	4	4	4	6	5	4	7	7	8	7	6	5	4	7
.
.
.
.
.
.
.
.	0,01	0,4	.	.	0,1	.	0,2	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	.	.
.	.	0,4	0,01	0,2	0,2	0,01	0,01
.	0,1	0,2	0,4	0,2	.	.	.	0,1	.	.	.
0,4	0,4	.	0,2	0,2	1	0,2	0,2	1	0,4	0,2	0,4	0,4	0,2	1	0,2
.
.
.	0,2	.	.	0,2	0,2	.	.	0,1

.
.
.	0,1	0,1	0,1
.
0,2	1	3	0,2	0,4	0,01	0,1	0,4	0,2	0,1	.	1	0,1	2	.	.
.	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4
.
.	.	.	.	0,01	0,1	.	.	.	0,2
0,1
.	.	.	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
.
.	0,2	.	.	0,2
0,1	0,2	0,4	.	0,4	0,2	0,2	0,4	0,2	0,4	.	0,2	0,1	.	0,1	.
.	0,2	.	0,2
.
0,2	.	0,1	0,1	0,01	0,1	0,1	0,1	.	0,2	.	0,1	0,1	.	.	0,1
0,1	0,1	0,2	0,4	0,1	0,2	.	0,1	0,1	0,2	.	.	.	0,1	1	.
.	0,1	0,2	2	.	.	0,2	.	.	0,4
.
0,01	.	.	0,01
0,1	.	.	0,1	0,1	0,1	0,01	.	0,2	0,01
.	.	.	0,4	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1
.
.	0,1
.	0,2
.	0,1
.
0,4	.	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	1	0,2
8	4	5	2	0,1	0,1	5	.	0,1	0,1	0,1	0,1
.	4	2	6	2	4
.	0,1
.	0,2	0,4	4	6	3	2	3
.	0,1	.	.	.	0,2	.
.	0,2
.	0,4
.	0,2
.	.	.	.	0,1	1
.
.	.	0,2	.	.	0,1	.	0,1
.	0,1	0,1	0,1	.	0,1	.	0,1	1	.
0,2	.	0,01	0,1	0,1	.	1	3	0,2	.	0,2
.	.	0,1	0,4	.	0,4	0,2	0,2	0,4	0,4	0,1
.
0,2	0,1	.	.	0,1	0,1	.	.	0,1	0,2	0,1

