

Stadtbäume im Klimawandel – Dendrochronologische  
und physiologische Untersuchungen zur Identifikation  
der Trockenstressempfindlichkeit häufig verwendeter  
Stadtbaumarten in Dresden.

Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades  
Doctor rerum silvaticarum (Dr. rer. silv.)

vorgelegt von  
**Dipl.-Forstwirt Sten Gillner**

Gutachter:

Herr Prof. Dr. A. Roloff  
TU Dresden, Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Professur für  
Forstbotanik

Herr Prof. Dr. A. Bräuning  
Universität Erlangen-Nürnberg, Institut für Geographie

Dresden, 12.07.2012

Erklärung des Promovenden

Die Übereinstimmung dieses Exemplars mit dem Original der Dissertation zum Thema:

**„Stadtbäume im Klimawandel – Dendrochronologische und physiologische Untersuchungen zur Identifikation der Trockenstressempfindlichkeit häufig verwendeter Stadtbaumarten in Dresden.“**

wird hiermit bestätigt.

Tharandt, 12.07.2012

.....  
Ort, Datum

.....  
Unterschrift (Vorname Name)

# Inhalt

<b>Abkürzungsverzeichnis .....</b>		<b>IV</b>
<b>1</b>	<b>Einleitung.....</b>	<b>1</b>
1.1	Forschungsziele .....	2
1.2	Hypothesen und Fragestellungen.....	3
<b>2</b>	<b>Stand des Wissens .....</b>	<b>5</b>
2.1	Verwendung der Baumarten in der Stadt Dresden und Kurzcharakteristik anhand ausgewählter dendrochronologischer und physiologischer Merkmale.....	5
2.2	Klima und Zuwachs .....	12
2.3	Gasaustausch und Wasserhaushalt .....	14
<b>3</b>	<b>Material und Methoden .....</b>	<b>18</b>
3.1	Standörtliche Charakterisierung und verwendete Arten.....	18
3.2	Dendrochronologische Datengrundlage und Datenerfassung .....	22
3.2.1	Auswahl der Probebäume und Datenerhebung.....	22
3.2.2	Probenentnahme und Präparation .....	23
3.2.3	Vordatierung und Vermessung .....	25
3.2.4	Methodik der Datierung und Synchronisation.....	25
3.3	Klimadaten und Bodenwasserhaushalt .....	26
3.3.1	Klimadaten.....	26
3.3.2	Witterung in den Jahren 2009 und 2010.....	27
3.3.3	Berechnung der mikroklimatischen Parameter.....	28
3.3.4	Bodenwasserhaushalt in den Jahren 2009 und 2010.....	29
3.4	Wachstumsbeschreibung .....	30
3.5	Klima-Zuwachs-Analysen .....	30
3.5.1	Trendeliminierung.....	30
3.5.2	Statistische Qualität der Chronologien .....	31
3.5.3	Korrelations- und Regressions-Analysen .....	32
3.5.4	Einzeljahr-Analysen.....	33
3.6	Ermittlung des Blattwasserpotentials .....	34

3.7	Gaswechsellanalytik .....	35
3.7.1	Transpiration, stomatäre Leitfähigkeit und CO <sub>2</sub> -Gaswechsel .....	35
3.7.2	Wassernutzungskoeffizient (WUE) .....	36
3.7.3	Statistische Auswertung der Gaswechsellanalytik und des Wasserhaushaltes ..	36
<b>4</b>	<b>Ergebnisse.....</b>	<b>38</b>
4.1	Datierung und Synchronisation .....	38
4.2	Beziehung zwischen den Chronologien und den Standorten .....	40
4.2.1	Vergleich der urbanen Standorte .....	48
4.2.2	Abhängigkeit der Zuwachparameter von der standörtlichen Porosität .....	50
4.3	Klima und Zuwachs .....	51
4.3.1	Korrelationsanalysen.....	51
4.3.2	Regressionsanalysen .....	63
4.3.3	Zusammenfassende Betrachtung der klimatischen Zuwachssteuerung .....	68
4.3.4	Dynamik der Klima-Zuwachs-Relation .....	69
4.3.5	Einzeljahr-Analysen.....	79
4.4	Bodenwasserhaushalt in den Jahren 2009 und 2010 .....	94
4.5	Blattwasserpotential und Einflussgrößen .....	97
4.6	Gaswechsellanalytik .....	99
4.6.1	Transpiration und stomatäre Leitfähigkeit.....	99
4.6.2	Photosynthese und WUE .....	102
4.6.3	Gaswechsel unter Trockenheit.....	106
4.6.4	Einflussgrößen des Gaswechsels .....	108
<b>5</b>	<b>Diskussion.....</b>	<b>117</b>
5.1	Eignung der Datenbasis und der Methoden.....	117
5.1.1	Standort und Bodenwasserhaushalt .....	117
5.1.2	Klimadaten.....	119
5.1.3	Dendrochronologische Daten.....	120
5.1.4	Physiologische Daten.....	121
5.2	Wachstum und Standort.....	123
5.2.1	Zuwachstrends und Wachstumsentwicklung.....	123

5.2.2	Art- und standortsabhängiges Wachstum .....	129
5.2.3	Beurteilung der Hypothese I zum art- und standortsabhängigen Wachstum..	133
5.3	Klima und Wachstum .....	134
5.3.1	Allgemeine Klima-Wachstums-Beziehungen.....	134
5.3.2	Veränderung der Klimawirkung .....	143
5.3.3	Reaktion der Baumarten auf stark unter- und überdurchschnittliche Witterungsbedingungen .....	152
5.3.4	Beurteilung der Hypothese II zum Klima-Zuwachs-Verhalten und zur Klimasensitivität unter zunehmender Trockenheit .....	156
5.4	Gaswechsel .....	157
5.4.1	Gasaustausch und Wasserhaushalt unter Trockenheit .....	157
5.4.2	Charakteristischer Gasaustausch der Baumarten im urbanen Raum .....	158
5.4.3	Abhängigkeit des Gasaustausches vom ALVPD, vom volumetrischen Bodenwassergehalt und vom Bodenmatrixpotential .....	170
5.4.4	Beurteilung der Hypothese III zum artspezifischen Gaswechsels der Stadtbäume.....	172
5.5	Blattwasserpotential.....	173
5.5.1	Physiologische Strategie der Baumarten .....	173
5.5.2	Abhängigkeit des Blattwasserpotentials vom VPD, vom volumetrischen Bodenwassergehalt und vom Bodenmatrixpotential .....	175
5.5.3	Beurteilung der Hypothese IV zum Blattwasserpotential.....	175
5.6	Eignung der verwendeten Untersuchungsmethoden .....	176
5.7	Schlussfolgerungen für die zukünftige Verwendung der untersuchten Baumarten in der Stadt .....	178
<b>6</b>	<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>182</b>
<b>7</b>	<b>Summary .....</b>	<b>186</b>
	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>189</b>
	<b>Danksagung .....</b>	<b>222</b>

## Abkürzungsverzeichnis

ALVPD	Air-to-Leaf-Vapor-Pressure-Deficit [Pa kPa <sup>-1</sup> ]
BHD	Brusthöhendurchmesser [cm]
E	Transpirationsrate H <sub>2</sub> O [mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ]
EPS	Expressed Population Signal
g <sub>s</sub>	stomatäre Leitfähigkeit für Wasserdampf [mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ]
LAI	Leaf-Area-Index
n	Stichprobenumfang
NP	Netto-Photosyntheserate [μmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ]
P	Irrtumswahrscheinlichkeit
PPFD	Photosynthetische Photonenflussdichte [μmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ]
r	Korrelationskoeffizient
R <sup>2</sup>	Bestimmtheitsmaß
scPDSI	selbstkalibrierender ‚Palmer Drought Severity Index‘
SEA	Superposed Epoch Analysis
SPAC	Soil Plant Atmosphere Continuum
VPD	Vapor-Pressure-Deficit [Pa kPa <sup>-1</sup> ]
WUE	Water Use Efficiency [μmol mmol <sup>-1</sup> ] [μmol CO <sub>2</sub> mmol <sup>-1</sup> H <sub>2</sub> O]
Θ	volumetrischer Bodenwassergehalt [Vol.-%]
Ψ <sub>min</sub>	Tagesminimum-Blattwasserpotential [MPa]
Ψ <sub>soil</sub>	Bodenmatrixpotential [hPa]

## 1 Einleitung

In der aktuellen Diskussion zum Klimawandel stehen neben dem Ziel einer weltweiten Reduktion von CO<sub>2</sub> zunehmend die verschiedensten Anpassungsstrategien an dessen Folgen im Vordergrund. Gerade in urbanen Verdichtungsräumen sind die Auswirkungen des Klimawandels, wie Hitzewellen oder die Häufung ausgeprägter Trockenperioden, schon heute deutlich spürbar. In Städten kann die Verwendung von Gehölzen in Form von Park- und Straßenbäumen als ein bedeutender Teil einer stadtplanerischen Anpassungsstrategie betrachtet werden. Obwohl urbane Baumstandorte häufig nachteilige Eigenschaften für ein gesundes Wachstum aufweisen, wie zum Beispiel Streusalzbelastungen, stark alkalische Bodenverhältnisse (MEYER, 1982; CRAUL, 1999), Bodenverdichtung und einen gestörten Bodenluftaustausch (DAY & BASSUK, 1994; WATSON & KELSEY, 2006), tragen Stadtbäume im besonderen Umfang zu einer Verbesserung des Bioklimas bei. Die Beschattung durch die Kronen vermindert die Überwärmung (SIMPSON & MCPHERSON, 1998; HAMADA & OHTA, 2010; SHASHUA-BAR et al., 2010) und sorgt für eine Reduktion der ultravioletten Strahlung (YANG et al., 2005; HARDIN & JENSEN, 2007). Zusätzlich erhöht sich die Luftfeuchtigkeit durch die Transpirationsleistung, was zu einer Verbesserung der Luftqualität beiträgt (BECKETT et al., 2000; NOWAK et al., 2006). Dies ist besonders in Perioden langanhaltend heißer und trockener Witterungsbedingungen während der Sommermonate (ERMER et al., 1996; ROLOFF, 2009) von Bedeutung. In den meisten bioklimatologischen Untersuchungen wird jedoch kaum zwischen verschiedenen Baumarten unterschieden. Damit wird außer Acht gelassen, dass die genannten Wohlfahrtswirkungen nur erzielt werden können, wenn den Gehölzen durch spezifische Voraussetzungen ein optimales Wachstum ermöglicht wird. Dazu zählen Maßnahmen zur Optimierung der Pflanzplätze, z. B. durch die Schaffung einer ausreichend großen Pflanzgrube (LOH et al., 2003; FLL, 2010 a, b) oder durch die Verwendung von geeigneten Pflanzsubstraten (GRABOSKY & BASSUK, 1995; LIESECKE & HEIDGER, 2000; LOH et al., 2003; CONSOLLY, 2007; SCHEIBER et al., 2007). Wesentlich in diesem Zusammenhang ist jedoch vor allem die Anpflanzung standorts- und klimaangepasster Gehölze (MEYER, 1982; SÆBØ et al., 2003, 2005; ROLOFF et al., 2009; BÖLL et al., 2010).

Die Veränderung der Frequenz und Stärke des Niederschlags und hauptsächlich die prognostizierten Temperaturerhöhungen bis zu 3 K bis zum Ende der Jahrhunderts (BERNHOFER et al., 2009, 2011) unterstreichen die Dringlichkeit einer vergleichenden Untersuchung verschiedener Arten. Eine Interpretation der Trockentoleranz hilft dabei, geeignete Arten zu identifizieren und ihre Resilienz unter den prognostizierten Klimabedingungen abzuschätzen.

Momentan werden die verschiedenen Herangehensweisen und Methoden zu einer sicheren und verlässlichen Einschätzung der zukünftigen Arteignung, nicht nur für den städtischen Raum, sondern auch für das Ökosystem Wald, kontrovers diskutiert (BOLTE et al., 2008; RUST, 2010). Im Unterschied zu einigen theoretisch basierten Modellen, z. B. dem Klimahüllenmodell (KÖLLING, 2007) oder der Klima-Arten-Matrix (ROLOFF et al., 2009), sollen die Artempfehlungen in dieser Arbeit auf der Basis von empirischen Untersuchungen zum klimatischen Zuwachsverhalten und von physiologischen Untersuchungen zum Gasaustausch und zum Wasserhaushalt erfolgen.

### **1.1 Forschungsziele**

Das Hauptziel dieser Arbeit ist es, Eignungsempfehlungen für mehrere Baumarten im urbanen Raum abzuleiten. Dabei steht ihre Sensitivität gegenüber höheren Temperaturen und vermehrten Trockenperioden im Vordergrund.

Mit Hilfe der Dendrochronologie werden das Wachstumsverhalten, die Klimasensitivität der Gehölze und der Einfluss von überdurchschnittlich trockenen Jahren retrospektiv erfasst.

Durch die Ermittlung der Netto-Photosyntheserate und der Transpirationsrate soll die artspezifische Wassernutzungseffizienz abgeleitet und unter atmosphärischer und edaphischer Trockenheit verglichen werden. Zusätzlich geben die Blattleitfähigkeiten und die Blattwasserpotentiale Auskunft über mögliche unterschiedliche Reaktionsmechanismen der Baumarten auf Trockenheit.

Die Bewertung der Baumarten hinsichtlich ihrer zukünftigen Tauglichkeit im urbanen Raum soll sich aus den Ergebnissen der beiden unterschiedlichen Ansätze herleiten.



## 1.2 Hypothesen und Fragestellungen

Der dendrochronologische Ansatz verfolgt zwei Hypothesen, die mit den integrierten Forschungsfragen beantwortet werden sollen.

### (I)

- *Bäume vergleichbarer urbaner Standorte zeigen eine artabhängige Wachstumssensitivität.*
  - *Auf den urbanen Standorten findet sich eine geringer ausgeprägte Sensitivität als auf dem trockenen Waldstandort.*
  - *Ein hoher Versiegelungsgrad in der Stadt äußert sich in geringen Radialzuwachsen und einer verminderten Empfindlichkeit.*
- Welche Wachstumsentwicklung weisen die Baumarten auf den unterschiedlich stark versiegelten städtischen Standorten auf, und welche Besonderheiten des Wachstums zeigen städtische Straßenbäume im Vergleich zu Waldbäumen?
  - Können artabhängige Wachstumsmuster festgestellt werden?

### (II)

- *Die klimatische Zuwachssteuerung von Stadtbäumen ist gering.*
  - *Trotzdem finden sich markante artspezifische Veränderungen der Klimasensitivität, die mit den ansteigenden Temperaturen erklärt werden können.*
  - *Trockentolerante Arten lassen eine geringere Anzahl von Weiserjahren und geringere Wachstumsrückgänge in niederschlagsarmen, heißen Jahren erkennen.*
- Welchen grundlegenden Einfluss üben Niederschlag, Temperatur und der selbstkalibrierende Palmer Drought Severity Index (scPDSI) auf den Zuwachs aus?
  - Zeigt sich eine Dynamik in der Klimawirkung?
  - Wie empfindlich reagieren die verschiedenen Baumarten auf stark unter- und überdurchschnittliche Witterungsbedingungen?

Im ökophysiologischen Ansatz wurden die folgenden zwei Hypothesen und die daraus resultierenden Fragen definiert.

(III)

- *Die fünf untersuchten Baumarten lassen sich artspezifisch hinsichtlich ihrer physiologischen Leistung auf urbanen Standorten klassifizieren, wobei sich besonders unter trockenen Witterungsbedingungen ausgeprägte Unterschiede in der Wassernutzungseffizienz und damit in der Trockentoleranz zeigen.*
  - *Die Unterschiede der physiologischen Größen werden durch eine artspezifische Abhängigkeit dieser vom ALVPD, vom volumetrischen Bodenwassergehalt und vom Bodenmatrixpotential bestätigt.*
- Wie unterscheiden sich die erhobenen physiologischen Parameter der fünf Baumarten und wie verändern sich die Parameter unter Trockenheit?
  - Gibt es Unterschiede in der Abhängigkeit von den atmosphärischen und edaphischen Kenngrößen?

(IV)

- *Das Blattwasserpotential zur Mittagszeit gibt Aufschluss über die Strategien der verschiedenen Baumarten im Umgang mit Wassermangel.*
  - *Diese Strategien lassen sich in der Abhängigkeit des artspezifischen Blattwasserpotentials vom VPD, vom volumetrischen Bodenwassergehalt und vom Bodenmatrixpotential wiederfinden.*
- Gibt es zwischen den Tagesminimum-Blattwasserpotentialen signifikante Artunterschiede und welche Abhängigkeit besteht zwischen den Tagesminimum-Blattwasserpotentialen, dem Bodenwasserhaushalt und den atmosphärischen Kenngrößen?

## 2 Stand des Wissens

### 2.1 Verwendung der Baumarten in der Stadt Dresden und Kurzcharakteristik anhand ausgewählter dendrochronologischer und physiologischer Merkmale

Im folgenden Kapitel sollen Ergebnisse aus jahrringanalytischen und physiologischen Untersuchungen genutzt werden, um die Baumarten vergleichend zu beurteilen und darüber hinaus zu einer vorläufigen Einschätzung der Trockentoleranz beizutragen. Zusätzlich soll die Bedeutung der einzelnen Baumarten im Stadtgebiet von Dresden herausgestellt werden.

Der **Spitz-Ahorn** (*Acer platanoides* L.) besitzt eine breite physiologische Amplitude und ist als Baumart eher auf sommerwarmen Standorten mäßiger Kontinentalität zu finden (ROLOFF & PIETZARKA, 1998). In der Stadt Dresden ist der Spitz-Ahorn mit einem Anteil von 8 % am gesamten Straßenbaumbestand bzw. mit über 4.000 Straßenbäumen häufig vertreten (LÖBEL, 2011).

Für die dendrochronologische Auswertung ist zu berücksichtigen, dass die zerstreutporige Baumart bis in den Juni hinein von den gespeicherten Reservestoffen abhängig ist (ROLOFF & PIETZARKA, 1998) und sich demnach die Witterungsbedingungen des Vorjahres stark auf den aktuellen Radialzuwachs auswirken. Anhand von Straßenbäumen in Slowenien konnten MARION et al. (2007) eindeutige Unterschiede in der Kambiumaktivität zwischen gesunden und geschädigten Exemplaren beobachten, die sich in einem mehrere Wochen früheren Abschluss der Holzbildung in den geschädigten Bäumen äußerten. Nach FERRINI & BAIETTO (2006) besteht für urbane Standorte ein enger Zusammenhang zwischen einem hohen Versiegelungsgrad und einer verminderten Netto-Photosynthese. Die beim Spitz-Ahorn im Vergleich zur Trauben-Eiche und zur Winter-Linde stärkere stomatäre Regulierung der Photosynthese durch die Luftfeuchtigkeit lässt eine höhere Empfindlichkeit gegenüber atmosphärischer Trockenheit vermuten (AASAMAA & SÖBER, 2011 a, b). KÖLLING (2007) hält sinkende Niederschläge jedoch für zweitrangig für die Verbreitung des Spitz-Ahorns in Deutschland. Vielmehr knüpft er die Verbreitung der Art an Regionen mit einer durchschnittlichen Jahresmitteltemperatur von unter 10,5 °C.

Der **Berg-Ahorn** (*Acer pseudoplatanus* L.) bevorzugt kühl-feuchte Lagen auf tiefgründigen und frischen Böden in den Mittelgebirgen (SCHMIDT & ROLOFF, 2009). Genau wie der Spitz-

Ahorn zählt er zu den zerstreutporigen Holzarten, was teilweise Schwierigkeiten beim korrekten Auffinden der Jahringgrenzen nach sich zieht (DEFLORIO et al., 2005). In der Stadt Dresden wurden für den Berg-Ahorn in den letzten Jahren zunehmend Vitalitätsrückgänge durch Frostrisse, Rindennekrosen und Blattrandnekrosen registriert (LÖBEL, 2011). Trotzdem ist er im Stadtgebiet als Straßenbaum nach dem Spitz-Ahorn die zweithäufigste Art der Gattung *Acer*.

Obwohl KÖLLING (2007) dieser Baumart eine gute Eignung sowohl unter den gegenwärtigen als auch unter den zukünftigen Klimabedingungen in Deutschland ausstellt, reagiert der Berg-Ahorn in trockenen Jahren mit stark unterdurchschnittlichen Radialzuwachsen (MORECROFT et al., 2008). Seine hohen Ansprüche an die Wasserversorgung werden durch vergleichende Untersuchungen zur stomatären Leitfähigkeit und zu den Blattwasserpotentialen (Tagesminimum und Tagesmaximum) bestätigt (KÖCHER et al., 2009). So ermitteln die Autoren maximale stomatäre Leitfähigkeiten ( $g_{\max}$ ) von *A. pseudoplatanus* bis zu  $160 \text{ mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ , während  $g_{\max}$  von *T. cordata*, *C. betulus* und *F. excelsior* bis auf Werte von  $280 \text{ mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  steigt. Zudem wurde eine starke Abhängigkeit der stomatären Leitfähigkeit vom Bodenmatrixpotential, nicht jedoch vom Wasserdampfdruckdefizit der Luft ermittelt. Die am wenigsten negativen Blattwasserpotentiale unter allen fünf Baumarten sind ein weiterer Grund, den Berg-Ahorn letztendlich als eine trockenheitssensitive Art zu klassifizieren (KÖCHER et al., 2009). Die im Gegensatz zu *A. opalus* hohe Anfälligkeit für trockenheitsinduzierte Kavitationen in Zweigen des Berg-Ahorns unterstützt wiederum eher die Einstufung in eine wenig trockentolerante Art (LEMOINE et al., 2001). Allerdings belegen Untersuchungen von STOKES et al. (2010) in den Blättern der Sonnenkronen von Berg-Ahorn eine ähnliche Effizienz der Wassernutzung wie bei der Stiel-Eiche, was für eine vergleichbare Trockentoleranz und damit eher für die Arteinschätzung von KÖLLING (2007) als zukünftig geeignete Art spricht.

Die schattenverträgliche **Rot-Buche** (*Fagus sylvatica* L.) ist die dominierende Baumart der natürlichen Waldentwicklung in weiten Teilen des warm gemäßigten Klimagebietes in Europa (FELBERMEIER & MOSANDL, 2002). Obwohl die Baumart als Straßenbaum keine Bedeutung hat, ist sie doch häufig in städtischen Parks, Gärten und Wäldern vertreten. Auch in der Dresdner Heide, einem städtischen Waldgebiet nördlich des Zentrums, bildet diese Baumart vielfach Reinbestände aus. Aufgrund ihres häufigen Vorkommens auf den urbanen

Wald- und Grünflächen in Dresden wurde diese Baumart in die Untersuchung mit einbezogen.

Die Baumart ist ebenfalls den zerstreutporigen Hölzern zugeordnet. Trotzdem sind die Jahrringe visuell sehr gut zu unterscheiden, was vor allem auf die farbliche Abstufung zwischen Früh- und Spätholz zurückzuführen ist. Der hohe Stellenwert der Rot-Buche für die europäischen Waldgesellschaften lässt sich an der Vielzahl von dendroklimatologischen und dendroökologischen Untersuchungen erkennen, die generell eine hohe Sensitivität und einen starken Einfluss der Witterung auf den Radialzuwachs belegen (BONN, 1998; VAN DER WERF et al., 2007; GRUNDMANN, 2009). In trockenen Jahren ist der Radialzuwachs gegenüber dem durchschnittlichen Zuwachs deutlich vermindert (CZAJKOWSKI & BOLTE, 2006 a, b; KERN & POPA, 2007; GRUNDMANN, 2009). SCHARNWEBER et al. (2011) prognostizieren für die Rot-Buche gegenüber der Stiel-Eiche einen Verlust der Wachstumsüberlegenheit unter verminderten Niederschlägen und ansteigenden Temperaturen. Als Basis für diese Einschätzung dienten dendroökologische Untersuchungen zur Klimasensitivität und Weiserjahrenanalysen. Die ausgeprägte Empfindlichkeit gegenüber trockenen Bedingungen bestätigt sich auch in physiologischen Untersuchungen zum Wasserhaushalt und zum Gasaustausch (ARANDA et al., 1996, 2000; LEUSCHNER et al., 2001). In mehrtägigen Trockenperioden zeigt die Rot-Buche eine geringere Erholung der Predawn-Blattwasserpotentiale als die Trauben-Eiche (ARANDA et al., 2000). Allerdings spielt die Provenienz für die Reaktion auf Trockenheit eine große Rolle. CZAJKOWSKI & BOLTE (2006 a, b) ermitteln für Provenienzen nahe der östlichen, trockeneren Verbreitungsgrenze eine bessere Regeneration der Predawn-Blattwasserpotentiale sowie geringere Transpirationsraten. Daraus schlussfolgern sie für solche zentralpolnischen Herkünfte auf eine höhere Nutzungseffizienz unter angespannter Wasserversorgung und eine höhere Trockentoleranz.

Der Arthybrid aus der Morgenländischen Platane (*Platanus orientalis* L.) und der Abendländischen Platane (*Platanus occidentalis* L.) ist die **Ahornblättrige Platane** (*Platanus* x *hispanica* Münchh.). Sie gilt in ganz Europa als typischer Straßenbaum (ASLANBOĞA & GEMICI, 1998). In Dresden wird die Ahornblättrige Platane schon seit mehr als 100 Jahren zur Begrünung von Straßenzügen angepflanzt. So wurden im Jahr 2010 von

den insgesamt 50.419 Bäumen im Straßenbaumkataster rund 1.800 (~ 4 %) als Ahornblättrige Platane angegeben.

Die vorrangige Verwendung dieser Baumart im urbanen Bereich hat zur Folge, dass sich die wenigen dendrochronologischen Untersuchungen des typischen Zerstreutporers auf stark anthropogen geprägte Standorte konzentrieren. CEDRO & NOWAK (2006) finden für Stadtbäume in Szczecin (Polen) einen starken Zusammenhang zwischen dem Radialzuwachs und den Februarniederschlägen sowie den Temperaturen des Julis im Vorjahr. Die als trockentolerant geltende Baumart bevorzugt warme Lagen, was nach einer Studie von SJÖMAN et al. (2012) über die Verwendung der Ahornblättrigen Platane in skandinavischen Ländern zur häufigeren Anpflanzung in südsandinavischen Städten führt. Im Vergleich mit Ginkgo stellen CHUNXIA et al. (2008) an den Blättern in den Oberkronen Wassernutzungskoeffizienten zwischen  $3,0 - 4,0 \mu\text{mol mmol}^{-1}$  fest. Die Autoren charakterisieren die Ahornblättrige Platane als eine Baumart, die ihre stomatare Leitfähigkeit unter trockenen Bedingungen stark einschränken kann. MONTAGUE et al. (2004) führten mit Hilfe von Lysimetern vergleichende Untersuchungen zur Wasserausnutzung von fünf Baumarten unter semiariden Klimabedingungen durch. Dabei belegt die Ahornblättrige Platane jedoch nur eine Mittelstellung zwischen den Arten mit großen täglichen Wasserverlusten, wie der Winter-Linde, und denen mit den geringsten täglichen Wasserverlusten, wie dem Spitz-Ahorn.

Auch die **Kultur-Birne** (*Pyrus communis* L.) gilt als stadtklimafest und verträgt sommerliche Hitze- und Trockenperioden sehr gut (WARDA, 2001; WAGNER, 2009). *Pyrus communis* ist ein Kulturhybrid mehrerer Wildbirnenarten, unter anderem aus *Pyrus pyraster* Burgsd. und *Pyrus nivalis* Jacq. In Dresden ist die relative Häufigkeit von über 1.600 Straßenbäumen (~ 3 %) vor allem auf die verstärkten Anpflanzungen in den 1950er Jahren zurückzuführen (LÖBEL, 2011). Gegenwärtig wird *P. communis* für Neupflanzungen kaum noch verwendet und durch gering oder nicht fruktifizierende Arten abgelöst.

Nach ROCHETTE et al. (2004) ist weniger die Trockenheit ein limitierender Faktor für die Anpflanzung dieser wärmeliebenden Baumart, sondern vielmehr sind es tiefe Wintertemperaturen und die daraus resultierenden Frostschäden. Infolge ihrer Bedeutung für den Obstbau finden sich für diese zerstreutporige Baumart einige physiologische

Untersuchungen zum Wasserhaushalt, die jedoch zumeist mit der Zielstellung auf eine optimale Fruchtausbeute angelegt sind (ANDERSEN, 1991; MARSAL et al., 2002). Ein sehr geringer Bodenwassergehalt resultiert für die Kultur-Birne in deutlich verminderten Wasseraufnahmeraten, aber auch in einer Abnahme des Transpirationsverlustes und einer verbesserten hydraulischen Leitfähigkeit der Wurzeln (KANG et al., 2003). Diese Reaktionsmechanismen können als Hinweise auf eine Anpassungsstrategie an Trockenheit verstanden werden und stehen im Einklang mit Messungen des Blattwasserpotentials und des relativen Blattwassergehalts von *P. communis* (MARSAL & GIRONA, 1997). Nach einer initialen Phase mit Bodenwasserdefiziten findet sich für die Baumart eine verbesserte physiologische Reaktionsfähigkeit auf nachfolgende Trockenperioden.

Die heimische **Trauben-Eiche** (*Quercus robur* subsp. *sessiliflora* (Salisb.) A. DC.) ist in den atlantischen bis submediterranen Klimabereichen Europas als Mischbaumart weit verbreitet (AAS, 2000). Das teilweise überlappende Vorkommen in Wäldern mit der Rot-Buche und die leicht zu erkennenden Jahrringgrenzen der ringporigen Trauben-Eiche machen sie zu einer beliebten Baumart für ökologische Fragestellungen. Im Vergleich zur Stiel-Eiche hat die Art geringere Ansprüche an die Nährstoff- und Bodenwasserversorgung (LÉVY et al., 1992). Die Gattung *Quercus* ist in Dresden mit über 3.200 Straßenbäumen (~ 6 %) vertreten, wobei sich die Stiel-Eiche und die Rot-Eiche neben der Trauben-Eiche am häufigsten finden. Jahrringanalytische Untersuchungen (BONN, 1998; SCHARNWEBER et al., 2011) zeigen ein ausgeglichenes Wachstum ("complacent") mit hohen jährlichen Radialzuwächsen in der Jugend. Für die Baumart wurden vergleichsweise geringe klimatische Abhängigkeiten des Wachstums (FRIEDRICHS et al., 2009 a, b; GARCÍA-SUÁREZ et al., 2009; ROZAS et al., 2009) und eine hohe Toleranz gegenüber Wasserdefiziten (ARANDA et al., 1996; LEUSCHNER et al., 2001) beobachtet. KÖLLING (2007) vermutet für die Trauben-Eiche eine gute Eignung unter den prognostizierten Temperaturverhältnissen, da sie bis zu durchschnittlichen jährlichen Mitteltemperaturen von 14 °C natürlich zu finden ist. Dabei ist in längeren Trockenperioden ihr weit reichendes Feinwurzelsystem, das auf große Bodenvolumina verteilt ist und tiefste Bodenbereiche noch bis in den C-Horizont erschließt, besonders hilfreich (POLOMSKI & KUHN, 1998). Obwohl auch für diese Baumart über die letzten Jahrzehnte eine zunehmende Wachstumsabhängigkeit von den Niederschlägen und dem scPDSI ermittelt wurden, korreliert sie weniger stark mit den Witterungsvariablen als die Stiel-Eiche (FRIEDRICHS et

al., 2009 a). Dies kann als Indiz für eine höhere Trockentoleranz der Trauben-Eiche gewertet werden.

Die nordamerikanische **Rot-Eiche** (*Quercus rubra* L.) wurde in Europa erst Ende des 17. Jahrhunderts eingeführt. Mit Ausnahme von Florida ist sie im gesamten Osten der USA und bis ins nördliche Québec in Kanada verbreitet (SANDER, 1990). Die Rot-Eiche besitzt eine weite ökologische Amplitude und ist dadurch auf einer Vielzahl ganz unterschiedlicher Standorte, von südexponierten Trockenhängen bis zu frisch-feuchten Tallagen (GAUTHIER & GAGNON, 1990), zu finden, was für ein hohes klimatisches und standörtliches Adaptionspotential spricht. Nicht zuletzt diese Eigenschaft macht die Rot-Eiche zu einem idealen Stadtbaum. In Dresden finden sich Rot-Eichen-Anpflanzungen in Form von Straßenbäumen schon seit Ende des 19. Jahrhunderts. Holzanatomisch wird sie den ringporigen Hölzern zugeordnet. Ähnlich wie für die Trauben-Eiche existiert auch für die Rot-Eiche eine Vielzahl dendrochronologischer Studien verschiedenster Fragestellungen (DEMCHIK & SHARPE, 2000; TARDIF & CONCIATORI, 2006 a, b), die ihr im Allgemeinen eine starke klimatische Wachstumsabhängigkeit und eine hohe Winterhärte bescheinigen. Der Gaswechsel der Rot-Eiche ist stark von der Wasserversorgung des Standortes determiniert (TURNBULL et al., 2001) und zeigt ausgeprägte Leistungsunterschiede zwischen Licht- und Schattenblättern (WHITEHEAD et al., 2004; XU & GRIFFIN, 2007). Auf urbanen Standorten wurden im zwischenartlichen Vergleich für die Rot-Eiche höhere Netto-Photosyntheseraten und negativere Blattwasserpotentiale als für die Schwarz-Kiefer und die Rot-Esche festgestellt (CREGG & DIX, 2001). Dies lässt schlussfolgern, dass die Rot-Eiche eine trockenolerante Baumart ist.

Die **Winter-Linde** (*Tilia cordata* Mill.) besitzt eine weite Klima- und Standortamplitude und ist in ganz Europa vom 40. bis zum 63. Breitengrad nordwärts mit einem Schwerpunkt im östlichen Europa natürlich verbreitet (MEUSEL & BUHL, 1962; GÖTZ & WOLF, 2004). In der Stadt Dresden nehmen die verschiedenen Arten der Gattung *Tilia* eine Sonderstellung unter den Straßenbäumen ein. Von insgesamt 50.419 Straßenbäumen entfallen über 14.000 Bäume auf diese Gattung, was einem prozentualen Anteil von rund 28 % entspricht (LÖBEL, 2011). Die Gründe für den Mangel an jahrringanalytischen Untersuchungen zu dieser Baumart liegen zum einen an ihrem relativ geringen Anteil an der Baumartenzusammensetzung in den Wäldern Europas und zum anderen an den Schwierigkeiten bei der Datierung des typischen



Zerstreutporers. Untersuchungen zur Physiologie der Winter-Linde zeigen z. B., dass sich ebenso wie für die Rot-Eiche die Photosyntheseaktivität zwischen Licht- und Schattenblättern sehr stark unterscheidet (KAZDA et al., 2000). Dabei wurde in den Kronen der Winter-Linde eine hohe Effizienz der Lichtnutzung festgestellt (KULL & TULVA, 2002) und ein im Vergleich zu *Populus tremula* stärkeres Triebwachstum in den unteren Kronenteilen. Demnach steht sie zwischen den Licht- und den Schattenbaumarten (GÖTZ & WOLF, 2004). Die allgemeine Klassifizierung der Art als trocken tolerant wird anhand von Messungen der Blattleitfähigkeit, des Blattwasserpotentials und des Xylem-Saftflusses in Frage gestellt (KÖCHER et al., 2009). Demnach reagiert die Art zwar weniger empfindlich auf atmosphärische und edaphische Trockenheit als *Acer pseudoplatanus* und *Fagus sylvatica*, dennoch wird die Winter-Linde als teilweise trockenheitssensitive Art eingestuft. Diese Ergebnisse stehen im Einklang mit der Einschätzung für die zukünftige Verbreitung der Winter-Linde anhand des Klimahüllen-Modells nach KÖLLING (2007). Danach beschränkt sich das Vorkommen der Winter-Linde in Zukunft auf Regionen mit durchschnittlichen jährlichen Niederschlägen von über 575 mm und Jahresdurchschnittstemperaturen unter 10,5 °C.

Im Vergleich zur Winter-Linde ist das natürliche Verbreitungsgebiet der **Sommer-Linde** (*Tilia platyphyllos* Scop.) deutlich kleiner und reicht weniger weit in den Osten und Norden (MEUSEL et al., 1978). Auch hinsichtlich ihrer Standortansprüche unterscheiden sich die beiden Lindenarten deutlich. Dem Wachstum der Sommer-Linde sind hohe Bodenfeuchtigkeiten und Nährstoffgehalte, aber auch ein hoher Lichtgenuss besonders förderlich. Sie gilt allgemein als weniger tolerant gegenüber Spätfrost und Trockenheit (ELLENBERG & LEUSCHNER, 2010) als die Winter-Linde. Gemeinsam mit der Winter-Linde zählt die Sommer-Linde zu den häufigsten Straßenbaumarten in Dresden (LÖBEL, 2011). Ihre Empfindlichkeit auf Wasserdefizite wird durch Xylem-Saftflussmessungen von SCHERRER et al. (2011) bestätigt. Mehrtägige Trockenperioden führten für die Sommer-Linde zu einem deutlich reduzierten Saftfluss und zu gesteigerten Blattemperaturen. Unter den fünf untersuchten Baumarten nimmt die Sommer-Linde eine Mittelstellung zwischen den sehr trockenheitssensitiv reagierenden Baumarten (*A. pseudoplatanus*, *F. sylvatica*) und den trocken tolerantesten Baumarten (*F. excelsior*, *Q. robur* subsp. *sessiliflora*) ein. LEUZINGER et al. (2005) ermitteln für *F. sylvatica* und *T. platyphyllos* gegenüber *A. campestre*, *C. betulus*

und *Q. petraea* eine sehr starke Reduktion des Grundflächenzuwachses im Trockenjahr 2003 von rund 25 % gegenüber den beiden Vorjahren, was wiederum die Einstufung in eine trockenheitssensitive Art unterstreicht.

In mitteleuropäischen Wäldern, in denen die Sommer- und die Winter-Linde gemeinsam vorkommen, kann eine natürliche Hybridisierung zwischen diesen Arten beobachtet werden (PIGOTT, 1991). Die daraus hervorgehende **Holländische Linde** (*Tilia x vulgaris* Hayne) ist jedoch stärker als Straßen- und Parkbaum verbreitet als in Waldökosystemen (FROMM, 1999). In Oslo entfielen in den 1990er Jahren mehr als 70 % der Neupflanzungen auf die Sorte ‚Pallida‘, einen Klon der Holländischen Linde (PAULEIT et al., 2002). Auch in Dresden findet sich die Holländische Linde auf typischen Straßenbaumstandorten. Wie für die meisten Arten der Gattung *Tilia* wurde das klimatische Reaktionspotential anhand der Jahrringe kaum erforscht. Dennoch existieren dendrochronologische Untersuchungen zur Altersbestimmung von Parkbäumen in England, die die ältesten Bäume auf mehr als 300 Jahre datieren (PIGOTT, 1992). In Kopenhagen wurden diskontinuierliche Stammumfangmessungen an *Tilia x vulgaris* und den beiden Elternarten durchgeführt (BÜHLER et al., 2007). Aus diesen Messungen geht klar hervor, dass das Wachstum des Hybrids zwischen dem der zuwachsschwachen Winter-Linde und dem der zuwachsstarken Sommer-Linde liegt und sich durch Anpflanzungen auf Straßenbaumstandorten stark vermindert.

## 2.2 Klima und Zuwachs

Um die Klimaverhältnisse vergangener Zeiträume zu rekonstruieren, in denen noch keine kontinuierlichen meteorologischen Messungen durchgeführt wurden, sind sogenannte natürliche Archive unerlässlich und das einzige zur Verfügung stehende Mittel (SCHLESER et al., 1999; SOON et al., 2003). Jahrringe stellen dabei neben Eisbohrkernen und Sedimentablagerungen eines dieser natürlichen Archive dar, mit denen z. B. Temperaturen und Niederschlagsdaten indirekt erfasst und geschätzt werden (AFFOLTER, 2007).

In der vorliegenden Untersuchung soll jedoch mit Hilfe aufgezeichneter Klimadaten das davon abhängige Wachstum interpretiert werden. Die Jahrringbildung ist sowohl genetisch determiniert als auch von den standörtlichen (SCHWEINGRUBER, 1983, 1996; NEUWIRTH et al., 2004) und klimatischen Gegebenheiten abhängig (FRITTS, 1976; SCHWEINGRUBER, 1983,

1996). Daneben spielen ökologische Faktoren eine Rolle, wie zum Beispiel Insektenkalamitäten (BHIRY, & FILION, 1996; CAMARERO et al., 2003; JONES et al., 2004, ESPER et al., 2007), Waldbrände (MCBRIDE, 1983; SWETNAM & BETANCOURT, 1990) oder das Konkurrenzgefüge (BONN, 1998; PRETZSCH, 2003; GRUNDMANN, 2009).

Die Dendrochronologie stellt sich in den letzten Jahren zunehmend neuen Herausforderungen, wie der Erforschung des Zuwachsverhaltens tropischer Gehölze (WORBES, 2002; BRÄUNING & BURCHARDT, 2006; D'ARRIGO et al., 2010; VOLLAND-VOIGT et al., 2011; WILS et al., 2011) oder des bisher kaum untersuchten Wurzelzuwachses (HITZ et al., 2008; WAGNER et al., 2011). Dabei ist eine Fokussierung auf die intra-annuelle Zuwachsebene zu beobachten (HITZ et al., 2008; MARTINEZ-MEIER et al., 2008; DE LUIS et al., 2011; SZYMCZAK et al., 2011). Aus standörtlicher Sicht konzentriert sich die Mehrzahl der dendroklimatologischen Studien jedoch bisher vor allem auf Waldgebiete oder Naturräume, wie relative Trockengebiete (RODRÍGUEZ et al., 2005; VAN DER WERF et al., 2007), alpine Hochlagen (PIOVESAN et al., 2003; FRANK & ESPER, 2005; BORGAONKAR et al., 2009) und die nördliche Verbreitungsgrenze der Baumarten (BERGERON et al., 2002; TARDIF & CONCIATORI, 2006 b). Eine Fokussierung auf urbane Standorte fand bis dato kaum statt. Die Hauptgründe für die wenigen dendrochronologischen Untersuchungen an Stadtbäumen sind die verschiedenen sich überlagernden Standortseinflüsse, die sich im Jahrringbild manifestieren und eine klimatische Interpretation des Wachstums erschweren können. Dazu können z. B. Wurzelschäden, negative Beeinträchtigungen des Wachstums durch Auftausalze (ECKSTEIN et al., 1981; PETERSEN et al., 1982; CEKSTERE et al. 2008, 2010) oder der Einfluss von Kroneneinkürzungen und Schnittmaßnahmen gezählt werden. BARTENS et al. (2011) vermuten für Stadt- gegenüber Waldbäumen einen stärkeren Einfluss des Standortes auf den Zuwachs und das klimatische Reaktionspotential, z. B. durch die Bodenquantität und -qualität, der statistisch jedoch nicht nachweisbar war. Wie Untersuchungen von ECKSTEIN et al. (1981), LUKEN et al. (1994), CHEN et al. (2006) und BARTENS et al. (2011) zeigen, ist die klimatische Beeinflussung des Zuwachses von Bäumen jedoch auch auf stark anthropogen geprägten Standorten vorhanden.

Die klassischen Verfahren zur Prüfung einer klimatischen Wachstumsabhängigkeit, z. B. über response functions, geben zwar Aufschluss über den Einfluss des Klimas (FRITTS, 1976; SCHWEINGRUBER, 1983, 1996; HUGHES, 2002), lassen aber den Aspekt einer möglichen

Dynamik dieser Beziehung außer Acht. Gerade sich wandelnde Klima-Zuwachs-Relationen geben wichtige Hinweise auf arttypische Wachstumsänderungen unter ansteigenden Temperaturen (JACOBY et al., 1996; BRIFFA et al., 1998; KNAPP et al., 2001; WILMKING et al., 2004; BÜNTGEN et al., 2008; WILMKING & MYERS-SMITH, 2008; GRUNDMANN, 2009; ZHANG et al., 2009). Deshalb ist die Prüfung der Stabilität dieser Beziehung eines der wichtigsten Instrumente, um die zukünftige Eignung verschiedener Baumarten vergleichend zu beurteilen. Weitere Möglichkeiten bieten Weiserjahrenanalysen (SCHWEINGRUBER et al., 1990) und die Methodik der Superposed Epoch Analysis (SEA). Weiserjahre werden als besonders zuwachsstarke oder zuwachsschwache Jahre definiert, die bei mindestens 80 % (HUBER, 1948) oder 90 % (SCHWEINGRUBER et al., 1990) des Kollektivs einer Untersuchungseinheit auftreten. Der Schwerpunkt der Ursachenforschung für das Auftreten von Weiserjahren liegt auf den klimatischen Beziehungen zum Radialzuwachs, wobei meist das Temperatur- und Niederschlagsregime dieser Jahre verglichen wird. Im Gegensatz zur Weiserjahranalyse wird bei den SEA von der Ursache auf die Wirkung geschlossen (HAURWITZ & BRIER, 1981), d. h. von Extremen (key events) auf die Stärke der Antwort (key response) in den Zuwachsmustern. In dieser Arbeit soll das Reaktionsverhalten der Arten auf Trockenheit untersucht werden, so dass für die ‚key events‘ mehrere Jahre mit ausgeprägten mehrwöchigen Trockenperioden ausgewählt wurden. Letztendlich sollen dabei die Ergebnisse zur Auswirkung von Trockenheit in Kombination mit der Klima-Zuwachs-Analyse für den gesamten Zeitraum zu einem besseren Verständnis der klimatischen Steuerung des Zuwachses beitragen und Artunterschiede erkennen lassen.

### **2.3 Gasaustausch und Wasserhaushalt**

Die Wasserverfügbarkeit ist einer der stärksten limitierenden Faktoren (KOZLOWSKI, 1982; KRAMER & BOYER, 1995), die sich direkt auf die Vitalität und das Wachstum von Landpflanzen auswirken. In der Vergangenheit waren periodisch auftretende Trockenperioden im Zusammenspiel mit dem allgemeinen Wasserhaushalt des Standortes ein wesentlicher Mechanismus, der zur räumlichen Verbreitung der Arten auf entsprechende Habitate führte (KOZLOWSKI, 1982; FOETZKI, 2003). Die zeitliche Variabilität der Wasserverfügbarkeit führte im Lauf der Evolution zu den verschiedensten morphologischen, anatomischen, biochemischen oder physiologischen Anpassungsmechanismen der Pflanzen

mit dem Ziel, den Wasserverbrauch zu kontrollieren und die Wassernutzungseffizienz zu erhöhen (TURNER & JONES, 1980; TURNER & BEGG, 1981; CHAPIN et al., 1993; LARCHER, 2003).

Grundsätzlich unterscheidet man dabei zwei gegensätzliche Strategien zur Reaktion gegenüber Wasserdefiziten und zur Verhinderung einer Dehydration pflanzlicher Zellen: die Vermeidung von Stress (avoidance) und die Toleranz (tolerance) oder das Ertragen des Stressors, in dem hier betrachteten Fall Wasserverlust bzw. Trockenheit (TURNER & JONES, 1980; MORGAN, 1984; POWLES, 1984; LÖSCH, 2001). Zur Strategie der Vermeidung können Reaktionen wie das Einrollen der Blätter oder der Laubfall bei Trockenheit, aber auch die Ausbildung einer geringen Blattleitfähigkeit und eine hochempfindliche stomatare Regulation gezählt werden (TURNER, 1979; CROKER et al., 1998; LÖSCH, 2001). Dadurch werden starke Rückgänge des Wasserpotentials vermieden und Wasserverluste minimiert. Die Strategie einer Toleranz wird im Wesentlichen durch geringe osmotische Potentiale erreicht (MORGAN, 1984) und zielt auf eine bessere Erschließung des pflanzenverfügbaren Bodenwassers ab (GREEN & CLOTHIER, 1999; LEMOINE et al., 2001; ZIMMERMANN & TYREE, 2002). Durch eine anhaltende Transpirationskühlung kann so eine Herabsetzung der Blatttemperatur erreicht werden (BERRY & BJÖRKMANN, 1980; LEUZINGER & KÖRNER, 2007; LEUZINGER et al., 2010). Die aktive Regulierung der Spaltöffnungsweiten wirkt sich dabei entscheidend auf den Gasaustausch der Pflanze aus. So können zwar Wasserverluste durch einen Stomataschluss minimiert werden, gleichzeitig wird aber die Diffusion von CO<sub>2</sub> in die Pflanze weitestgehend unterbunden (KRAMER & BOYER, 1995). Für die Gegenüberstellung von Arten ist es deshalb wichtig, eine Vergleichsgröße zu nutzen, mit der sich die Kohlenstoffaufnahme in Relation zur Wasserdampfabgabe unter limitierter Wasserversorgung beschreiben lässt (MARTIN & THORSTENSON, 1988; KRAMER & BOYER, 1995; LÖSCH, 2001). Dies erfolgt im Allgemeinen mit Hilfe der Effizienz der Wassernutzung (WUE = Water Use Efficiency), auch Wasserausnutzungskoeffizient der Photosynthese genannt (MARTIN & THORSTENSON, 1988; LARCHER, 2001, 2003). Für kurzfristige physiologische Experimente auf Basis von Messungen des Gasaustausches an Blättern werden dabei die molaren Mengen des aufgenommenen Kohlendioxids (Netto-Photosynthese) und die der Wasserdampfabgabe (Transpiration) ins Verhältnis gesetzt (ROBICHAUX & PEARCY, 1984; LARCHER, 2001, 2003; LÖSCH, 2001). Ein anderer Weg zur

Herleitung dieses Koeffizienten besteht in der Berechnung des Verhältnisses der assimilierten Trockenmasse zum Wasserverbrauch, der häufig im landwirtschaftlichen Bereich Anwendung findet (LÖSCH, 2001). Ein Vergleich der WUE kann somit Antworten zu den verschiedensten wissenschaftlichen Fragestellungen liefern.

Die stomatäre Leitfähigkeit für Wasserdampf verläuft synchron zur Wasserversorgung der Pflanzen und den aktuellen atmosphärischen und edaphischen Witterungsbedingungen (SCHOPFER & BRENNICKE, 2006). Dieser Vorgang ist folglich stark vom Wasserstatus der Pflanzen abhängig. Ein tiefes Absinken der Blattwasserpotentiale kann als Anpassung an eine Trockenstressbelastung in Form einer Trockenstresstoleranz verstanden werden (SCHIPKA, 2003; KÖCHER et al., 2009). Dagegen verweisen eher geringere Abnahmen auf eine Strategie der Trockenstressvermeidung (ARANDA et al., 2000; CREGG & DIX, 2001).

In vielen Untersuchungen steht die Sensitivität gegenüber Trockenheit im interspezifischen Artvergleich im Vordergrund (BASSOW & BAZZAZ, 1998; O'GRADY et al., 1999; FRANCO & LÜTTGE, 2002; STOKES et al., 2010). Andere Studien legen den Schwerpunkt auf die Identifikation von Unterschieden zwischen verschiedenen Genotypen (PONTON et al., 2001; MONCLUS et al., 2006) oder untersuchen die Auswirkung eines ansteigendes CO<sub>2</sub>-Gehaltes auf die Wassernutzung (EAMUS et al., 1993; DRAKE et al., 1997; LINARES et al., 2009). Auch für urbane Ökosysteme wurden wichtige Erkenntnisse zur Auswirkung von Trockenheit anhand der WUE und des Blattwasserpotentials ermittelt. Neben wachstumskundlichen Analysen konnten STRUVE et al. (2006) durch die Berechnung der WUE, die hier auf Basis der Trockenmasse bestimmt wurde, für nordamerikanische Eichenarten deutliche Unterschiede in ihrer Trockentoleranz ermitteln. Eine Kronenhöhenabhängigkeit der Photosyntheseleistung und der Effizienz der Wassernutzung konnten CHUNXIA et al. (2008) für vier häufig verwendete Stadtbaumarten in Peking nachweisen. So können gerade auf stark anthropogen geprägten Standorten interessante Vergleiche, z. B. zur Entwicklung der Biodiversität (ZIPPERER et al., 1997), zum Einfluss von Düngung (FERRINI & BAIETTO, 2006; HARRIS et al., 2008) oder zur Auswirkung verschiedener Standortfaktoren auf die physiologischen Mechanismen (KJELGREN & CLARK, 1992; KJELGREN & MONTAGUE, 1998), untersucht werden. Der physiologische Ansatz der vorliegenden Untersuchung beruht dagegen auf vergleichbaren, nahe beieinander liegenden urbanen Straßenbaumstandorten, um durch die Ermittlung der Blattwasserpotentiale und des Gasaustausches die spezifischen

Artansprüche und die Reaktionspotentiale als Grundlage für Zuordnung der Stress-Strategien zu bestimmen.

### 3 Material und Methoden

#### 3.1 Standörtliche Charakterisierung und verwendete Arten

Die Vorauswahl potentiell geeigneter Straßen- und Waldbäume für eine Zuwachsbohrung wurde durch Recherchen zu Alter, Standort und Gesundheitszustand im Baumkataster der Stadt Dresden und in den Unterlagen der Forsteinrichtung der Forstämter Neustadt/Sa. sowie Dresden getroffen. Nach Absprachen mit dem Amt für Stadtgrün, den Forstämtern Neustadt/Sa. und Dresden und der oberen Naturschutzbehörde im Regierungspräsidium Dresden erfolgte für die Bäume der ausgewählten und genehmigten Standorte eine genauere visuelle Begutachtung. Eine Übersicht über die detaillierte Lage der Standorte im Stadtgebiet gibt Abbildung 3.1.

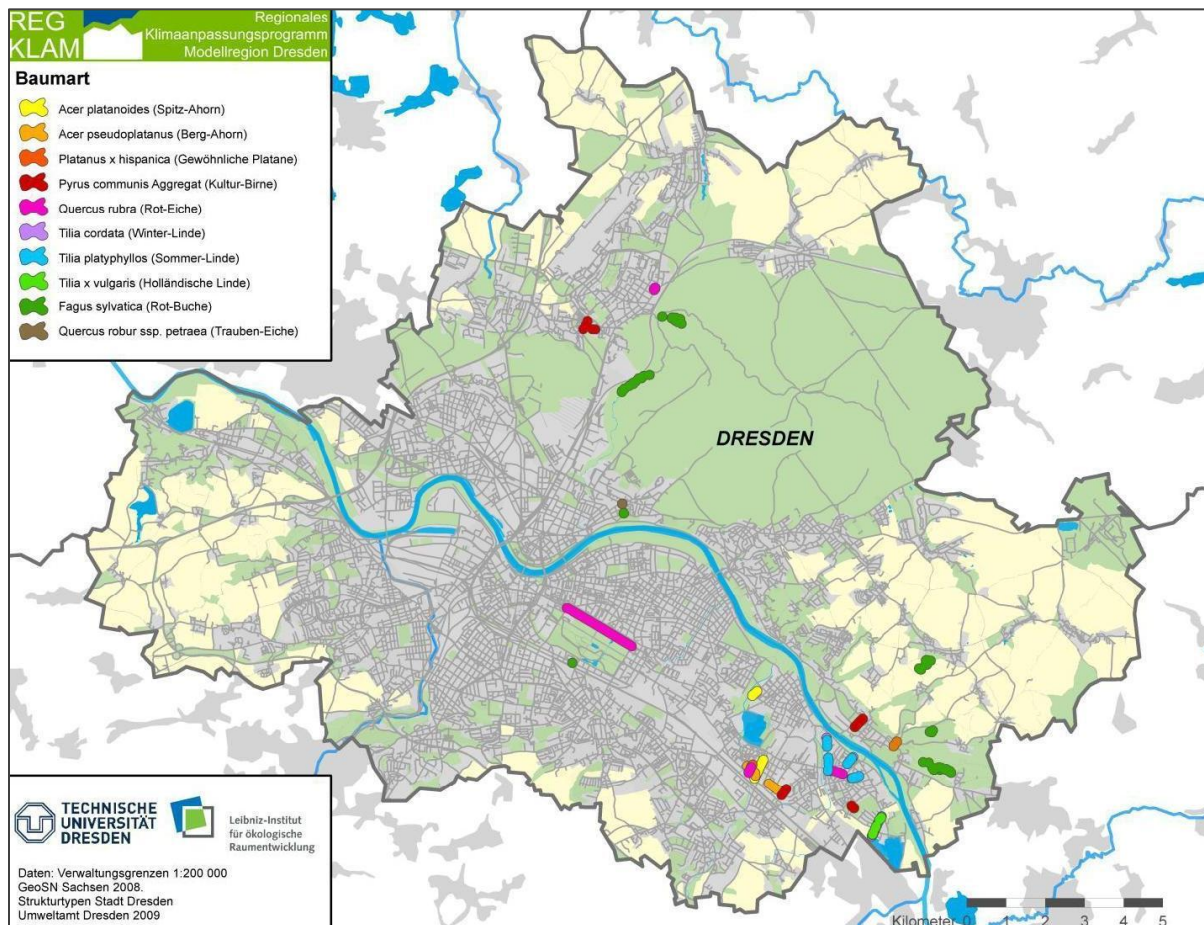


Abbildung 3.1: Übersichtskarte der dendrochronologischen Probestandorte im Stadtgebiet von Dresden. Quelle: IÖR.

Von primärer Bedeutung für die Pedogenese und die daraus resultierenden Bodenentwicklungsreihen ist das Ausgangsgestein, welches die Eigenschaften des Bodens



festlegt. Eine vorläufige Einschätzung der Bodencharakteristik wurde durch die Zuordnungen der Standorte zu den Mesoreliefformen des Dresdner Stadtgebietes, der Lithologie und der Mächtigkeit der bindigen Schichten abgeleitet (Tab. 3.1)

**Tabelle 3.1: Neigung, Höhe und Bodencharakteristik der Standorte (Landeshauptstadt Dresden, 1993).**

<b>Gebiete Standort (Straße)</b>	<b>Neigung</b>	<b>Höhe [m ü. NN]</b>	<b>Lithologie Hauptdeckungsschichttype n</b>	<b>Bindige Schichten Mächtigkeit [m]</b>
<b>1. Gebiete des Elbtales</b>				
Berchtesgadener Straße	e	113	Altwasserläufe der Elbe, Auenlehm; WL T/U – S, über G und S	0,5 – 3,0 i.M. 2,5
Bernard-Shaw-Straße	e	117	Niederterrasse, Talsand; S, über G und X	Nicht durchgängig ausgebildet
Bosewitzer Straße	e	118	Niederterrasse, Tallehm; t/s – kL über G und X	0,5 – 4,0 i.M. 2,5
Försterlingstraße	e	117	Niederterrasse, Tallehm; t/s – kL über G und X	0,5 – 4,0 i.M. 2,5
Krippener Straße	e	118	Niederterrasse, Talsand; S, über G und X	Nicht durchgängig ausgebildet
Lilienthalstraße	e	119	Niederterrasse, Tallehm; t/s – kL über G und X	0,5 – 4,0 i.M. 2,5
Meußlitzer Straße	e-sch.g.	116 –119	Niederterrasse, Talsand; S, über G und X	Nicht durchgängig ausgebildet
Nussallee	mg-s.g.	114 –126	Niederterrasse, Tallehm; t/s – kL über G und X	0,5 – 4,0 i.M. 2,5
Peter-Schmoll-Straße	e-sch.g.	115 – 119	Niederterrasse, Talsand; S, über G und X	Nicht durchgängig ausgebildet
Robert-Berndt-Straße	e	119	Niederterrasse, Tallehm; t/s – kL über G und X	0,5 – 4,0 i.M. 2,5
Sachsenwerkstraße	e	119	Niederterrasse, Tallehm; t/s – kL über G und X	0,5 – 4,0 i.M. 2,5
Stübelallee	e-sch.g.	114 –117	Niederterrasse, Tallehm; t/s – kL über G und X	0,5 – 4,0 i.M. 2,5
Tronitzer Straße	e-sch.g.	113 –117	Niederterrasse, Tallehm; t/s – kL über G und X	0,5 – 4,0 i.M. 2,5
Wiener Straße	e	119	Niederterrasse, Tallehm; t/s – kL über G und X	0,5 – 4,0 i.M. 2,5
Zschierener Straße	e	118	Niederterrasse, Tallehm; G und X	0,5 – 4,0 i.M. 2,5

Fortsetzung Tabelle 3.1: Neigung, Höhe und Bodencharakteristik der Standorte (Landeshauptstadt Dresden, 1993).

Gebiete Standort (Straße)	Neigung	Höhe [m ü. NN]	Lithologie Hauptdeckungsschichttype n	Bindige Schichten Mächtigkeit [m]
<b>2. Gebiete der Nebentäler</b>				
Prießnitzwasserfall	mg-s.g	170–180	Altwasserläufe Nebentäler, WL T/Ü-S, über G und X	0,5–3,0 i.M. 2,5
<b>3. Gebiete der flachen Hänge</b>				
Am Hellerrand	sch.g.	198–199	S (höhere Terrassen)	Keine
Kellerbrücke	s	170–190	S (höhere Terrassen)	Keine
Waldschlösschenstraße	sch.g- m.g	124–135	S (höhere Terrassen)	Keine
Wiener Straße	e	119	Lö/LöL über G und X (Niederterrasse)	2,0–5,0 i.M. 3,5
<b>4. Gebiete der Hochflächen und Steilhänge</b>				
Borsberghänge	s-schr	180–220	FS (Granodiorit) – zersetzt, z.T. t/s bedeckt	Angaben nicht erfüllt
Friedrichsgrund	m.g-s	210–270	FS (Granodiorit) – zersetzt, z.T. t/s bedeckt	Angaben entfallen
Käthe-Kollwitz-Platz	sch.g	197–198	WL S/L über FS	Nicht durchgängig ausgebildet
Meixstraße	m.g	179–182	FS (Granodiorit) – zersetzt, z.T. t/s bedeckt	Angaben entfallen
W.-Shakespeare-Straße	sch.g	211–213	FS (Gneis) – zersetzt, z.T. t/s bedeckt	Angaben entfallen

Abkürzungen

**Lithologie**

T	Ton	t	tonig
U	Schluff	u	schluffig
L	Lehm	l	lehmig
S	Sand	s	sandig
G	Kies	g	kiesig
X	Stein	x	steinig
Lö	Löß		
FS	Festgestein		

**Neigung**

sch.g	schwach geneigt
m.g	mittel geneigt
s.g	stark geneigt
s	steil
schr	schröff
e	eben

Die mikrostandörtlichen Bodeneigenschaften urbaner Standorte können jedoch stark von den Angaben in Tabelle 3.1 abweichen (BLUME, 2000). Dementsprechend wurde eine Klassifikation des Einzelbaumstandortes der Straßenbäume angestrebt, indem zunächst für

die Straßen der Versiegelungsgrad nach BLUME (1993) und die Versiegelungsstufe nach RENGER (1993) erfasst wurden. Anschließend wurden die Flächenanteile der Belagsarten nach BLUME (1993) (Asphalt; Kleinpflaster, Kantenlänge < 10 cm; Großpflaster, Kantenlänge > 10 cm; Schotter und Schotterrasen) in einem Radius von zehn Metern um den Stamm geschätzt. Aus der jeweiligen Porosität der Belagsart und dem Flächenanteil der Oberflächenversiegelung wurden die mittlere Porosität des Einzelbaumes sowie die mittlere Porosität der jeweiligen Straße berechnet.

Die statistische Prüfung der Porosität zwischen den Straßenbaumstandorten erfolgte über multiple paarweise Vergleiche der mittleren Ränge nach dem  $\chi^2$ -Ansatz von SACHS & HEDDERICH (2006).

Die ordinalskalierten Datensätze der Porosität beruhen auf einer Einschätzung der prozentualen Flächenanteile der Belagsarten und der Richtwerte der Durchlässigkeit nach BLUME (1993). In einem weiteren Schritt wurde die Abhängigkeit der drei Wachstumsparameter mittlere Sensitivität, Autokorrelation (1. Ordnung) und durchschnittlicher jährlicher Radialzuwachs zur Porosität mittels Spearmans Rangkorrelationskoeffizient überprüft. Die Signifikanz der Beziehungen wurde nach dem Verfahren von BEST & ROBERTS (1975) mit der Software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008) ermittelt.

Die Wachstumsdynamik der Baumarten Rot-Buche, Rot-Eiche, Trauben-Eiche und Winter-Linde auf stark anthropogen überformten Standorten im städtischen Bereich wurde der auf einem trockenen Steilhangkomplexstandort (Borsberg) gegenübergestellt. Dieser Standort befindet sich in einer Höhenlage von 180 – 220 m ü. NN und ist südlich bis südwestlich exponiert. Der Komplexstandort lässt sich durch eine mäßige bis mittlere Nährkraftstufe und trockene Bodenbedingungen charakterisieren. Seit 1961 unterliegt die Fläche dem Naturschutz. Für die Rot-Buche wurden die Zuwachsentwicklung und das klimatische Reaktionspotential zusätzlich auf drei weiteren Waldflächen im Stadtgebiet von Dresden untersucht. Dafür wurden zwei frische bis feuchte Bachtälchenstandorte (Friedrichgrund, Prießnitzwasserfall) und eine weitere trockene Standortvariante (Kellerbrücke) ausgewählt. Beide Bachtälchenstandorte weisen mäßig frische bis feuchte Standortbedingungen und ein ebenes bis schwach geneigtes Gelände auf. Die beprobten Rot-Buchen stocken vorwiegend auf Auenlehm. Während die Fläche des Prießnitzwasserfalls zwischen 170 und 190 m ü. NN

liegt, befinden sich die Bäume des Friedrichsgrunds in 210 bis 270 m ü. NN. Der südöstlich bis östlich exponierte Hangstandort Kellerbrücke zeichnet sich durch trockene Bodenbedingungen und eine mittlere Nährkraftstufe aus. Die Hangneigung variiert zwischen 20° und 30°.

Die ökophysiologischen Untersuchungen der ausgewählten Baumarten wurden auf der Krippener Straße, der Lilienthalstraße, der Robert-Berndt-Straße und der Sachsenwerkstraße in den Jahren 2009 und 2010 durchgeführt (Tab. 3.2). Zur Bestimmung des Bodenwassergehaltes und des Bodenmatrixpotentials wurden im Vorfeld der physiologischen Messungen an jeden Straßenbaum Tensiometer und Bodenfeuchtemessröhren installiert.

**Tabelle 3.2: Arten und Standorte für die ökophysiologischen Messungen und die Ermittlung des Bodenwasserhaushaltes.**

Arten		Anzahl	Standort
<i>Acer platanoides</i>	Spitz-Ahorn	5	Lilienthalstraße
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Berg-Ahorn	4	Sachsenwerkstraße
<i>Platanus x hispanica</i>	Ahornblättrige Platane	6	Robert-Berndt-Straße
<i>Quercus rubra</i>	Rot-Eiche	3	Robert-Berndt-Straße
<i>Tilia platyphyllos</i>	Sommer-Linde	4	Krippener Straße
<i>Tilia x vulgaris</i>	Holländische Linde	1	Krippener Straße

## 3.2 Dendrochronologische Datengrundlage und Datenerfassung

### 3.2.1 Auswahl der Prohebäume und Datenerhebung

Die Untersuchung konzentriert sich ausschließlich auf Altbäume, da nur durch die langjährige Interpretation Veränderungen der Klimasensitivität sichtbar werden, und auch die Gaswechselanalytik erst für etablierte Altbäume vergleichbare Ergebnisse liefert. Die Vorauswahl für die urbanen Standorte erfolgte deshalb primär anhand eines minimalen Alters der Straßenbäume (Alter > 60 Jahre) und eines möglichen Stichprobenumfangs von zehn Bäumen pro Art und Straße sowie nach der visuellen Begutachtung des Einzelbaumes und des Einzelbaumstandortes. Eine Probenentnahme wurde nur an Individuen durchgeführt, die keine oder nur wenig sichtbare Schnittmaßnahmen im Kronenbereich aufwiesen, keine sichtbaren Befallssymptome durch Pathogene zeigten sowie keine grundsätzlich abweichende Standortcharakteristik im Vergleich zum Gesamtkollektiv aufwiesen. Bei zerstreutporigen Hölzern und Straßenbäumen mit weniger als zehn Individuen je Standort wurde die Bohrprobenzahl pro Baum auf mindestens drei erhöht, um die Wahrscheinlichkeit

zur Bildung sicherer Baummittelkurven zu erhöhen und so eventuell auftretende Jahringausfälle oder undeutliche Jahringgrenzen einzelner Radien besser zu erkennen.

Um Jahringzeitreihen mit einem maximalen Klimasignal zu gewinnen, orientierte sich die Auswahl der Probebäume auf dem Waldstandort an ihrer sozialen Klasse nach Kraft (1884, zitiert nach KRAMER & AKÇA, 2002). Gehörten die Bäume den Kraft'schen Klassen 1 (vorherrschende Individuen) und 2 (herrschende Individuen) an, kamen sie in die engere Auswahl für eine Bohrkernentnahme.

### **3.2.2 Probenentnahme und Präparation**

Die Bäume wurden in 1,3 m Höhe mit einem Zuwachsbohrer mindestens zweimal, radial von der Borke zum Mark, angebohrt (GRISSINO-MAYER, 2001; FRITTS, 1976, STOKES & SMILEY, 1996). Bei einigen Straßenbäumen konnten im Zuge von Fällungen Stammscheiben in 1,3 m Höhe entnommen werden, was den Arbeitsschritt der Synchronisation durch den Blick auf den gesamten Stammquerschnitt deutlich erleichterte. Einen Überblick über die Standorte, die Arten und den Umfang des Probenmaterials gibt Tabelle 3.3.

Für ein bestmögliches Erkennen der Jahringgrenzen war es erforderlich, die Bohrproben mit Hilfe eines Stereomikroskops so zu fixieren und aufzukleben, dass die Zellen im Querschnitt optimal sichtbar wurden (BONN, 1998). Dies stellte zudem sicher, dass beim späteren Arbeitsschritt des horizontalen Einmessens die wirkliche Breite des Jahrrings ermittelt wird.

Anschließend wurden die Proben mit einer Bandschleifmaschine bis zur Hälfte des Querschnittes abgeschliffen. Dazu wurde Schleifpapier mit Körnungen von 180 bis zum Feinschliff von 400 genutzt. Bei einigen zerstreutporigen Holzarten wie Linde, Birne oder Ahorn führte das Schleifen nicht zu befriedigenden Ergebnissen, so dass die Bohrproben mit einem Skalpell schräg angeschnitten und zum besseren Sichtbarmachen der Jahringgrenzen teilweise mit Kontrastmitteln (Methylrot, Kreide, Tinte) behandelt wurden.

**Tabelle 3.3: Übersicht der Baumarten, Standorte (W = Waldbaum, S = Straßenbaum, E = städtischer Einzelbaum), Proben (B = Bohrproben, S = Stammscheibe), Anzahl der Probebäume je Standort.**

Baumart		Standort	Bezeichnung, (Abkürzung)	Prob.	Anzahl
<i>Acer platanoides</i>	Spitz-Ahorn	S	Berchtesgadener Straße (BER)	B	13
<i>Acer platanoides</i>	Spitz-Ahorn	S	Lilienthalstraße (LIL)	B	36
<i>Acer platanoides</i>	Spitz-Ahorn	S	Sachsenwerkstraße (SAC)	B	6
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Berg-Ahorn	S	Sachsenwerkstraße (SAC)	B	27
<i>Fagus sylvatica</i>	Rot-Buche	W	Borsberghänge (BOR)	B	19
<i>Fagus sylvatica</i>	Rot-Buche	E	Bosewitzer Straße (BOS)	S	1
<i>Fagus sylvatica</i>	Rot-Buche	W	Friedrichsgrund (FRI)	B	16
<i>Fagus sylvatica</i>	Rot-Buche	W	Kellerbrücke (KEL)	B	16
<i>Fagus sylvatica</i>	Rot-Buche	W	Prießnitzwasserfall (PRI)	B	16
<i>Fagus sylvatica</i>	Rot-Buche	E	Waldschlösschenstraße (WSC)	S	1
<i>Fagus sylvatica</i>	Rot-Buche	E	Wiener Straße (WIE)	S	2
<i>Platanus x hispanica</i>	Ahornblättrige Platane	S	Meixstraße (MEI)	B	6
<i>Platanus x hispanica</i>	Ahornblättrige Platane	S	Robert-Berndt-Straße (ROB)	B	14
<i>Pyrus communis</i>	Kultur-Birne	S	Am Hellerrand (AM)	B	8
<i>Pyrus communis</i>	Kultur-Birne	S	Bernard-Shaw-Straße (BSH)	B	10
<i>Pyrus communis</i>	Kultur-Birne	S	Försterlingstraße (FOE)	B	12
<i>Pyrus communis</i>	Kultur-Birne	S	Nussallee (NUS)	B	57
<i>Pyrus communis</i>	Kultur-Birne	S	W.-Shakespeare-Straße (WIL)	B	8
<i>Quercus robur</i> subsp. <i>sessiliflora</i>	Trauben-Eiche	W	Borsberghänge (BOR)	B	19
<i>Quercus robur</i> subsp. <i>sessiliflora</i>	Trauben-Eiche	S	Waldschlösschenstraße (WSC)	S	12
<i>Quercus rubra</i>	Rot-Eiche	W	Borsberghänge (BOR)	B	19
<i>Quercus rubra</i>	Rot-Eiche	S	Käthe-Kollwitz-Platz (KKP)	B	14
<i>Quercus rubra</i>	Rot-Eiche	S	Robert-Berndt-Straße (ROB)	B	10
<i>Quercus rubra</i>	Rot-Eiche	S	Stübelallee (STU)	S	60
<i>Quercus rubra</i>	Rot-Eiche	S	Zschierener Straße (ZSC)	B	10
<i>Tilia cordata</i>	Winter-Linde	W	Borsberghänge (BOR)	B	18
<i>Tilia cordata</i>	Winter-Linde	S	Tronitzer Straße (TRO)	B	10
<i>Tilia platyphyllos</i>	Sommer-Linde	S	Krippener Straße (KRI)	B	14
<i>Tilia platyphyllos</i>	Sommer-Linde	S	Meußlitzer Straße (MEU)	B	12
<i>Tilia platyphyllos</i>	Sommer-Linde	S	Peter-Schmoll-Straße (PSC)	B	13
<i>Tilia platyphyllos</i>	Sommer-Linde	S	Tronitzer Straße (TRO)	B	12
<i>Tilia x vulgaris</i>	Holländische Linde	S	Tronitzer Straße (TRO)	B	12

### **3.2.3 Vordatierung und Vermessung**

Eine Hilfe zum vorläufigen Festlegen der Lage der einzelnen Jahrringe bietet eine Vordatierung. Dafür wurden die Proben unter dem Stereomikroskop mittels einfachen Auszählens der Jahrringe einer vorläufigen Zuordnung unterzogen.

Für die Vermessung der Jahrringbreiten wurde die Messanlage LINTAB (Rinntech, Heidelberg) genutzt. Das System arbeitet mit einer Auflösung von 1/100 mm. Die Messung erfolgte von der Rinde in Richtung des Marks, also von der Waldkante (Endjahr) bis zum letzten vordatierten Jahr im Zentrum der Probe.

### **3.2.4 Methodik der Datierung und Synchronisation**

Die vermessenen Jahrringzeitreihen wurden nun auf ihre exakte Synchronlage kontrolliert und anschließend art- und standortspezifisch zu Masterchronologien zusammengefasst. Dafür wurde die Methodik des „crossdating“ mit den Programmen TSAP (Rinntech, Heidelberg; SANDER, 2004) und COFECHA (COOK, 1985; HOLMES, 1986; COOK et al., 1990; GRISSINO-MAYER et al., 1996; GRISSINO-MAYER, 2001) angewendet, wodurch Messfehler erkannt und durch eine erneute Messung beseitigt werden können. Durch eine Überlagerung der temporal und regional typischen Jahrringfolgen wird ein Vergleich zwischen diesen ermöglicht, der zur Identifizierung vorhandener Messfehler führt.

Zuerst wurden die Radian ( $n > 2$ ) eines Baumes mit TSAP einer optischen Datierung unterzogen. Danach erfolgte die Beurteilung der Synchronität der Jahrringkurven durch statistische Kenngrößen (Gleichläufigkeit, Korrelationskoeffizient nach Bravais-Pearson, t-Werte nach BAILLIE & PILCHER (1973) und HOLLSTEIN (1980), CDI). Falls einzelne Segmente nicht synchron zueinander verliefen, konnte durch eine Verschiebung der Zeitreihen zueinander die Fehlstelle identifiziert werden.

Eine abschließende Prüfung der Synchronlage erfolgte mit dem Programm COFECHA (COOK, 1985; HOLMES, 1986), indem zunächst die Varianz mit Hilfe eines 32-jährigen Filters um 50 % verringert wurde. Nach der sich anschließenden internen Indexierung wurden die trendbereinigten Zeitreihen gegeneinander korreliert. Die Korrelationswerte geben nun den Grad der Übereinstimmung zwischen den Zeitreihen an. Ein großer Vorteil dieses Programmes liegt darin, dass Abweichungen der zu vergleichenden Kurven sowie Möglichkeiten zu ihrer Korrektur vorgeschlagen werden (COOK, 1985). Nachdem die

Fehlstellen lokalisiert und durch eine Nachmessung beseitigt wurden, konnten die Baummittelkurven der Jahrringserien zu Standortschronologien gemittelt werden. Jahrringzeitreihen, die durch ein stark individuelles Wachstum oder durch ausgeprägte Wachstumsschwankungen gekennzeichnet waren, sowie Kurven mit nicht identifizierbaren Jahrringgrenzen wurden nicht für die Chronologiebildung verwendet. Die Datierung der urbanen Rot-Buchen wurde durch Synchronisation mit den Zeitreihen der Waldbäume gewährleistet.

### **3.3 Klimadaten und Bodenwasserhaushalt**

#### **3.3.1 Klimadaten**

Die Prüfung der klimatischen Wachstumsabhängigkeit wurde mit der Lufttemperatur, dem Niederschlag und dem selbstkalibrierenden ‚Palmer Drought Severity Index‘ (scPDSI) durchgeführt. Die langjährigen Zeitreihen der Monatsmittelwerte für die Temperatur und den Niederschlag reichen bis in das Jahr 1812 zurück und wurden durch die Professur für Meteorologie der TU Dresden bereitgestellt. Im Zeitraum von 1812 bis 1916 wurden die Monatsmittelwerte von Temperatur und Niederschlag verschiedener Quellen zu einheitlichen Zeitreihen zusammengesetzt. Eine Übersicht über die Beobachtungsorte vor 1916 liefern BERNHOFER et al. (2009). Die Zeitreihen wurden auf Inhomogenitäten, die z. B. durch Stationsverlegungen oder einen Austausch von Messgeräten verursacht wurden, geprüft und gegebenenfalls homogenisiert (FRANKE et al., 2004, 2007). Die Messreihen der Niederschläge wiesen systematische Fehler auf, die an der Professur für Meteorologie durch das Korrekturverfahren von ERBE (2002) auf Grundlage von RICHTER (1995) beseitigt werden konnten.

Der scPDSI integriert die Werte von Temperatur, Niederschlag und regionaler Bodenbeschaffenheit in ein Maß zur Beurteilung des Feuchtigkeitsangebotes einer Region (WELLS et al., 2004; VAN DER SCHRIER et al., 2006). Negative Werte unter  $-4$  sind als „extrem trocken“ definiert. Positive Werte über  $+4$  stehen für extrem feuchte Bedingungen. Die gegitterten Datensätze des Index liegen für Europa im Zeitraum von 1901 bis 2002 vor (VAN DER SCHRIER et al., 2006).



Um mögliche Wirkungszusammenhänge zwischen dem Klima und dem Zuwachs der Weiserjahre abzuleiten, wurden die Zeitreihen der Temperatur und des Niederschlags im Zeitraum 1920 bis 2007 normalisiert. Für diesen Zeitraum wurde die Standardabweichung auf 1 und der Mittelwert auf 0 gesetzt (NEUWIRTH et al., 2007). Damit lassen sich Abweichungen der Witterung einzelner Monate in den Weiserjahren vom langjährigen Mittel einfacher erkennen und beschreiben sowie Ursachen für über- bzw. unterdurchschnittliche Zuwächse ableiten. Für Jahrringzeitreihen, die bis zum Jahr 1920 zurückreichen, wurde die Berechnung in der gemeinsamen Periode 1920 bis 2007 durchgeführt, für alle kürzeren Chronologien im Zeitraum 1955 bis 2007.

Der Einfluss von Trockenjahren und die sich daran anschließende Erholung wurden zwischen 1920 und 2007 für insgesamt zwölf Trockenjahre ermittelt, die zu einer sogenannten Superposed Epoch (LOUGH & FRITTS, 1987) zusammengefasst wurden (vgl. Kap. 3.5.4). Das Kriterium für die Auswahl der Trockenjahre war der scPDSI. Im Zeitraum von 1920 bis 2002 wurden saisonale Mittelwerte gebildet und die elf Jahre mit den niedrigsten mittleren Indizes vom März bis Juli ausgewählt (Tab. 3.4). Zusätzlich wurde das überregionale Trockenjahr 2003 (CIAIS et al., 2005; DELLA-MARTA et al., 2007) in die Superposed Epoch integriert.

**Tabelle 3.4:** Die niedrigsten mittleren Werte des scPDSI vom März bis Juli im Zeitraum von 1920 bis 2002 für die Region Dresden. Der mittlere langjährige Index des scPDSI dieses Zeitraumes beträgt  $-0,06$ .

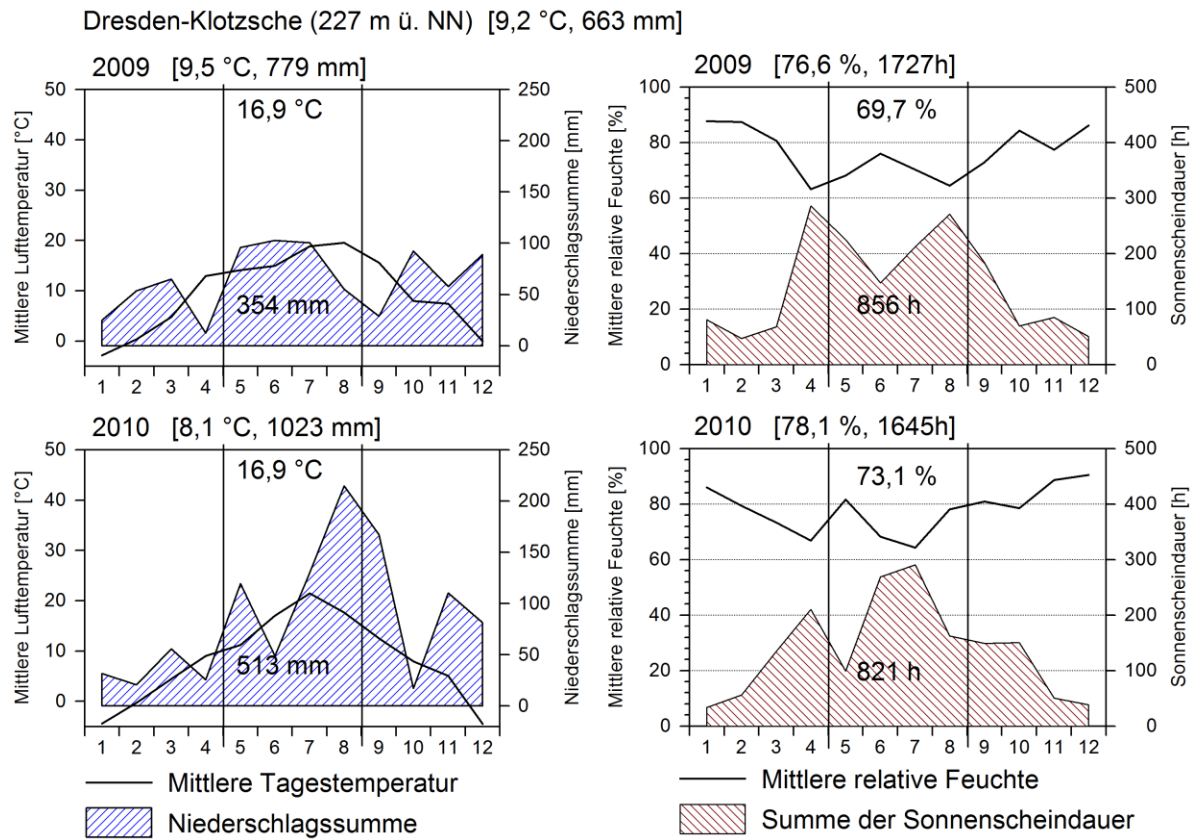
Jahr	1964	1973	1983	1991	1954	1993	1963	1984	1934	1992	1998
scPDSI	-5,08	-3,51	-3,35	-3,23	-3,22	3,10	-3,10	-2,94	-2,91	-2,77	-2,49

### 3.3.2 Witterung in den Jahren 2009 und 2010

In Abbildung 3.2 ist der Witterungsverlauf der Jahre 2009 und 2010 auf Basis der Datenreihen des Deutschen Wetterdienstes abgebildet. In den Vegetationsperioden dieser beiden Jahre wurden die Untersuchungen zur Ökophysiologie der Stadtbäume durchgeführt.

Während sich der gesamte Juni und Juli im Jahr 2009 durch häufigere Regenereignisse und eher wechselhafte Witterungsbedingungen mit nur wenigen trockenen Einzeltagen charakterisieren lässt, konnten für das Jahr 2010 eine höhere Anzahl von Sonnenstunden und geringere Niederschlagsmengen mit zwei ausgeprägten Perioden trockener und hochsommerlich heißer Witterung vom 26.06. bis zum 04.07.2010 sowie vom 08.07. bis

14.07.2010 beobachtet werden. Im August 2010 fiel über 200 mm Niederschlag und damit an annähernd 20 Tagen fast ein Drittel der mittleren jährlichen Niederschlagssumme.



**Abbildung 3.2:** Klimatische Verhältnisse in den Untersuchungsjahren 2009 und 2010. Die Zeitreihen wurden anhand der Monatswerte der mittleren Lufttemperatur, der Niederschlagssummen, der mittleren relativen Feuchte sowie der Sonnenscheindauer zusammengestellt. Mittelwerte bzw. Summen für die Untersuchungsperiode von Mai bis August und für das gesamte Jahr [in eckigen Klammern] sind im Diagramm angegeben. Oberhalb der Diagramme sind die langjährigen Mittelwerte der Lufttemperatur und des Niederschlags für die Periode 1971 bis 2000 aufgeführt. Datenquelle: Deutscher Wetterdienst 2011, Klimastation: Dresden-Klotzsche.

### 3.3.3 Berechnung der mikroklimatischen Parameter

Auf Basis der Datensätze der Temperatur und der relativen Luftfeuchtigkeit wurde mit Hilfe der MAGNUS-Formel das Wasserdampf-sättigungsdefizit der Luft (VPD, hPa) berechnet (Gleichung 3.1). Das VPD wurde verwendet, um Perioden mit atmosphärischer Trockenheit für die Sommermonate der Jahre 2009 und 2010 zu identifizieren und um die Abhängigkeiten der physiologischen Parameter der Baumarten von den atmosphärischen Bedingungen zu prüfen:

$$e^0 = 6,1078 * e^{((17,08085 * Tu)/(234,175 + Tu))} \quad (3.1)$$

Tu Umgebungstemperatur [°C]

e<sup>0</sup> Sättigungsdampfdruck [hPa]

e Wasserdampfdruck der Umgebungsluft [hPa]

Mit Hilfe der relativen Luftfeuchte (RF) wurde aus Gleichung 3.2 der Wasserdampfdruck der Umgebungsluft ermittelt.

$$e = \frac{RF * e^0}{100} \quad (3.2)$$

Schließlich lässt sich aus dem Sättigungsdampfdruck und dem Wasserdampfdruck der Umgebungsluft das VPD (Gleichung 3.3) bilden.

$$VPD = e^0 - e \quad (3.3)$$

Da zwischen der relativen Luftfeuchtigkeit, dem Druck und der Temperatur der Luft und den interzellulären Lufträumen in den Blättern ein enger Zusammenhang besteht, wird in der vorliegenden Arbeit der Einfluss des ALVPD (Air-to-Leaf-Vapor-Pressure-Deficit) auf den Gaswechsel der Baumarten untersucht. Das ALVPD wurde mit Hilfe des eingesetzten Photosynthese-Messgerätes (vgl. Kap. 3.7.1) aus dem Stoffmengenanteil des Wasserdampfes in der Luft in unmittelbarer Nähe der Blattoberfläche und dem des Wasserdampfes innerhalb des Blattes, dem Gesamtdruck und der Blattemperatur ermittelt.

### 3.3.4 Bodenwasserhaushalt in den Jahren 2009 und 2010

Zur Beschreibung des Bodenwasserhaushaltes wurden der volumetrische Bodenwassergehalt (Θ) und das Bodenmatrixpotential (Ψ<sub>soil</sub>) gemessen.

Der volumetrische Bodenwassergehalt wurde mit dem Delta-T Bodenfeuchtesensor (Fa. UP GmbH, Cottbus) in den Bodentiefen 20, 30, 40, 60 und 100 cm Tiefe diskontinuierlich an den Messtagen ermittelt. Diese Sonde überträgt ein elektromagnetisches Feld in verschiedene Bodentiefen. Je nach Stärke dieses Feldes im umgebenden Raum kann über die Dielektrizitätskonstante (ε) und über bodentypabhängige Umrechnungstabellen der

volumetrische Bodenwassergehalt in (Vol.-%) bestimmt werden. Das Bodenmatrixpotential wurde durch Einstich-Tensiometer in Bodentiefen von 20, 40, 60 und 80 cm erfasst, die im Mai des jeweiligen Jahres installiert und mit entgastem, destillierten Wasser befüllt wurden. Bei der Messung überträgt die entgaste Einstichnadel die abgegriffenen Werte des Bodenmatrixpotentials direkt auf einen Druckaufnehmer, der ein entsprechendes Signal zum Speichergerät sendet. Die Messungen des Bodenmatrixpotentials erfolgten in hPa mit einer Genauigkeit von  $\pm 0,5\%$ . Für jeden Baum der vier Straßen wurden mindestens zwei Messröhren zur Bestimmung des Bodenwassergehaltes und zwei Tensiometer installiert und parallel zu den Bodenwassergehalten abgelesen.

### **3.4 Wachstumsbeschreibung**

Für die Charakterisierung der Standortschronologien wurden der durchschnittliche Radialzuwachs mit Standardabweichung und die beiden wichtigsten Indikatoren für eine Wachstumsbeschreibung, die mittlere Sensitivität und die Autokorrelation erster Ordnung berechnet. Zur Berechnung der Werte wurden die Programme TSAP und ARSTAN (COOK & HOLMES, 1986) genutzt.

Zur Abschätzung der standortspezifischen Wirkung der Umwelteinflüsse auf die Baumarten wurde aus den Jahressensitivitäten der Standortschronologie die mittlere Sensitivität berechnet. Da positiv wie auch negativ wirkende Klimaereignisse nicht nur Auswirkungen auf den Zuwachs des aktuellen Jahres, sondern auch auf das Folgejahr haben, muss diese Verzögerung erfasst werden. Durch die Autokorrelation, die das mittlere lineare Verhältnis der laufenden Jahrringbreite zur vorherigen Jahrringbreite (NEUMANN, 2001) wiedergibt, lässt sich diese Vorgabe erfüllen und gleichzeitig lassen sich Aussagen zum Puffer- und Regelungsvermögen der Bäume treffen.

### **3.5 Klima-Zuwachs-Analysen**

#### **3.5.1 Trendeliminierung**

Um langwellige Zuwachsschwankungen zu eliminieren, muss im Schritt der Indexierung bzw. Standardisierung eine Trendbereinigung durchgeführt werden (COOK & PETERS, 1997). Die Trendeliminierung der Zuwachszeitreihen bewirkt, dass die gemeinsame Varianz betont

wird und niedrig-frequentierte Anteile eliminiert werden. Die Varianz der indexierten Zeitreihen kann nun klimatisch interpretiert werden.

Die Standardisierung wurde im Programm ARSTAN (COOK & HOLMES, 1986) vorgenommen und erfolgte durch ein ‚double detrending‘ in einem zweistufigen Verfahren nach COOK et al. (1990). Im ersten Schritt wurden verschiedene deterministische Funktionen an die Zuwachskurve angepasst. Dieser Schritt beinhaltet die Trendeliminierung durch die Anpassung einer negativen Exponentialfunktion, einer einfachen linearen Regressionsgeraden oder einer Hegershoff-Funktion. Im zweiten Schritt wurde eine stochastische Methode, die ‚kubische Spline-Funktion‘ von 60 Jahren an jede Jahrringzeitreihe angepasst. Die Varianzen der Ringbreiten verringern sich mit zunehmendem Alter ebenso wie die Zuwachsleistung der Bäume. Deshalb wurde eine Varianzstabilisierung mit einer sogenannten ‚smoothing spline‘ mit 50 % cutoff im Programm ARSTAN durchgeführt, um die Varianzen auszugleichen.

Die Chronologie beinhaltet jedoch noch immer den Vorjahreseinfluss auf den aktuellen Radialzuwachs, die Autokorrelation. Um Fehlinterpretationen durch die Nachwirkung vorangegangener Klimasignale auszuschließen, wurden die klimatischen Wirkungszusammenhänge in dieser Arbeit mit der Residual-Chronologie durchgeführt, in der die Autokorrelation mittels autoregressiver Modellierung (AR) entfernt wurde.

Die standardisierten Zeitreihen wurden standort- und artspezifisch gemittelt und ab einer Belegungsstärke von vier Serien verwendet.

### **3.5.2 Statistische Qualität der Chronologien**

Neben der Komponente des Signals, die den interpretierbaren Informationsgehalt der Zeitreihen beinhaltet, findet sich in den Zeitreihen eine zweite Komponente, das sogenannte Rauschen. Mittels der Trendeliminierung wird versucht, den Anteil der Störgröße des Rauschens zu verringern und die Signalstärke zu optimieren. In dieser Arbeit wurde das ‚Expressed Population Signal‘ (EPS) genutzt, um das Verhältnis von mittlerem Signal der Indexreihen (Varianz der Signalkomponente) zur Gesamtvarianz der Chronologie zu beurteilen (NEUMANN, 2001). Es kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen und sollte über dem von WIGLEY et al. (1984) definierten Schwellenwert von 0,85 liegen. Grundsätzlich wurde die Berechnung über eine Zeitspanne von 50 Jahren mit einer Überlappungslänge von

25 Jahren geprüft. Bei kurzen Zeitreihen von nur wenigen Jahrzehnten wurde das EPS teilweise über kürzere Zeitspannen bis zu 20 Jahren mit Überlappungslängen von 10 Jahren berechnet.

### **3.5.3 Korrelations- und Regressions-Analysen**

Der Zusammenhang zwischen den Klimavariablen und dem Jahrringbreitenindex wurde zunächst über monatsweise Korrelationsanalysen in der gemeinsamen Überlappungsperiode 1920 bis 2007 bzw. für kürzere Chronologien in der gemeinsamen Überlappungsperiode 1955 bis 2007 untersucht. Mit Hilfe des Programms DENDROCLIM2002 (BIONDI & WAIKUL, 2004) wurde ein ‚bootstrapping‘ durchgeführt, indem künstlich ein höherer Stichprobenumfang (1.000 Stichproben) generiert wird und wiederholt Stichproben aus demselben Datensatz gezogen werden. Die Relation der Klima-Zuwachs-Beziehung wurde vom Vorjahres-Juli bis zum August des aktuellen Jahres getestet.

Zusätzlich wurden Regressionsanalysen auf Basis linearer Regressionsmodelle mittels der Klimaparameter Temperatur, Niederschlag und dem scPDSI für die Gesamtheit der Monatswerte vom Vorjahres-Juli bis zum August des aktuellen Jahres durchgeführt. Die wesentlichen wachstumslimitierenden Klimaparameter und der Zeitraum ihrer Wirksamkeit wurden komplementär auf der Grundlage der zuvor erstellten linearen Modelle durch schrittweise Regressionsanalysen identifiziert. Die Berechnungen erfolgten mit dem Statistikprogramm R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008).

Die Prüfung mittels ‚moving intervals‘ ermöglicht Aussagen zur zeitlichen Stabilität der klimatischen Wirkung auf den Zuwachs. Diese Dynamik wurde für Chronologien, die bis zum Jahr 1939 zurückreichen, mit Zeitfenstern von 30 Jahren und für Chronologien, die weiter als bis zum Jahr 1939 zurückreichen, mit einer Basislänge von 60 Jahren ausgewertet. Diese Intervalle schreiten um jeweils ein Jahr voran über die Zeitreihen und lassen Veränderungen der Relationen sichtbar werden. Zur Anwendung kamen dabei ‚moving correlation‘, die durch die Software DENDROCLIM2002 (BIONDI & WAIKUL, 2004) berechnet wurden. Anders als für die Korrelations- und Regressionsanalysen wurden die Berechnungen mit Hilfe der ‚moving intervals‘ über die gesamte Länge der Zeitreihen ab einer Belegungsstärke von vier Kurven durchgeführt.

### 3.5.4 Einzeljahr-Analysen

#### Weiserjahre

Mit Weiserjhranalysen können die wachstumslimitierenden Faktoren einzelner Jahre untersucht werden, die in Kombination mit der Klima-Zuwachs-Analyse über den gesamten Zeitraum zu einem besseren Verständnis der klimatischen Steuerung des Zuwachses führen. Zur rechnerischen Bestimmung wurden im ersten Schritt, ausgehend von den Rohwerten der Standortschronologie, Cropper-Werte berechnet (CROPPER, 1979).

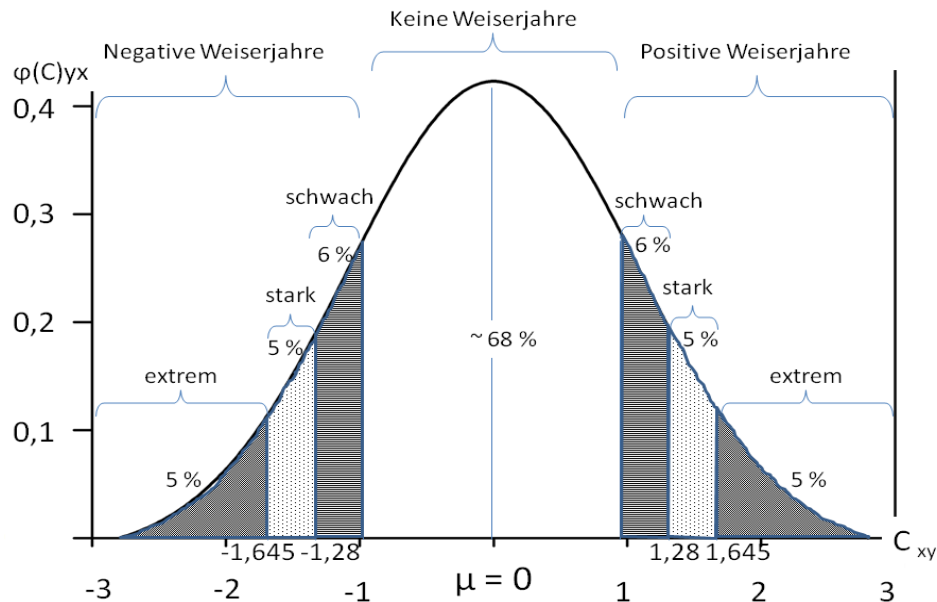


Abbildung 3.3: Dichtefunktionen der Normalverteilungen  $\varphi(Z) = 0$  und  $\sigma = 1$  für die drei Gruppen von Weiserjahren (schwach, stark, extrem) nach NEUWIRTH et al. (2007).

Dabei wurden für jede Baummittelkurve die Quotienten aus den Rohwerten der Zeitreihen und ihrer ungewichteten gleitenden Mittel über 13 Jahre gebildet. Diese Cropper-Werte wurden für die Perioden von 1920 bis 2007 bzw. von 1955 bis 2007 normalisiert, indem die Standardabweichung auf 1 und der Mittelwert auf 0 gesetzt wurde (NEUWIRTH et al., 2007).

In Anlehnung an NEUWIRTH et al. (2007) wurden nun drei Klassen von Weiserjahren definiert: „schwach“ für  $|C_{y,z}| > 1,000$ , „stark“ für  $|C_{y,z}| > 1,280$ , „extrem“ für  $|C_{y,z}| > 1,645$  sowie eine Klasse für Jahre mit durchschnittlichem Zuwachs („normal“ für  $-1 \leq C_{y,z} \leq 1$ ). Die Berechnung orientiert sich an den Wahrscheinlichkeitsdichten für die Standardnormalverteilung (vgl. Abb. 3.3).

### **Superposed Epoch Analysis**

Um die Auswirkungen von Trockenjahren zu bestimmen, wurden Superposed Epoch Analyses (SEA) durchgeführt (LOUGH & FRITTS, 1987; ORWIG & ABRAMS, 1997).

In einem ersten Schritt wurde die Differenz aus dem mittleren Jahringindex jedes Baumes und dem dazugehörigem Mittelwert für insgesamt elf Jahre (fünf Jahre vor dem Trockenjahr, das Trockenjahr selbst und die fünf Jahre danach) gemittelt. Der Signifikanztest wurde mittels eines ‚bootstrappings‘ zur Herleitung von Konfidenzintervallen ( $P < 0,05$ ) (dplR, BUNN, 2008) durchgeführt. Ausgehend von den jeweiligen Chronologien wurden 1.000 programmintern erstellte Zeitreihen berechnet und anhand dieser wurde getestet, ob sich der Indexwert im betreffenden Jahr signifikant vom durchschnittlichen Zuwachs unterscheidet. Diese Analyse erfolgte mit der Software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008).

### **3.6 Ermittlung des Blattwasserpotentials**

Das Blattwasserpotential  $\Psi_{\min}$  wurde mit der Druckkammer-Methode nach SCHOLANDER (SCHOLANDER et al., 1965) mit der Scholander-Apparatur (PMS 1000, PMS Instruments, Corvallis, OR, USA) bestimmt. Die Messungen erfolgten für das Tagesminimum-Blattwasserpotential  $\Psi_{\min}$  in den Mittagsstunden zwischen 12:00 Uhr und 13:30 Uhr mitteleuropäischer Sommerzeit (MESZ) an mindestens vier Blättern pro Baum und wenigstens drei Bäumen pro Messung. Dafür wurden intakte Blätter (unverletzt, keine Fraßspuren oder Verfärbungen) des zweiten und dritten Blattaustriebes aus der Lichtkrone genutzt. Die Blätter wurden zunächst abgeschnitten und unmittelbar anschließend so in die Messkammer des Druckgefäßes eingespannt, dass der Blattstiel aus dem Aufsatz herausragte. Durch das Abschneiden des Blattes zieht sich die Wassersäule ins Xylem zurück. Danach wurde durch allmähliches Einleiten von Stickstoff der Druck in der Messkammer erhöht, bis das Xylemwasser an der Schnittfläche erschien. Sobald auf dem Querschnitt des Blattstiels Feuchtigkeit sichtbar wird, entspricht der aktuelle positive Kammerdruck dem negativen Druckwert des Blattwasserpotentials und der Messwert konnte abgelesen werden (VON WILLERT et al., 1995).



### 3.7 Gaswechsellanalytik

#### 3.7.1 Transpiration, stomatäre Leitfähigkeit und CO<sub>2</sub>-Gaswechsel

Bei der Gaswechsellanalytik werden die pflanzlichen CO<sub>2</sub>-Umsätze, die Transpiration und die stomatäre Leitfähigkeit für Wasserdampf ins Verhältnis gesetzt. Dafür kam das tragbare Photosynthese-Messgerät HCM-1000 (Fa. Walz, Effeltrich) mit einem Lichtaufsatz zum Einsatz. Die Messungen wurden, ebenso wie die Erfassung des Blattwasserpotentials, an Blättern des zweiten und dritten Blattaustriebes in den Lichtkronen vorgenommen (Abb. 3.4). Es wurde versucht, pro Messtag mindestens acht Blätter pro Baum zu messen.

Die Messung der Gaswechsellparameter

E	Transpirationsrate H <sub>2</sub> O [mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ]
NP	Netto-Photosyntheserate CO <sub>2</sub> [μmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ]
g <sub>s</sub>	stomatäre Leitfähigkeit für Wasserdampf [mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ]

erfolgte unter konstanten Temperaturbedingungen von 25 °C und einer konstanten Photonenflussdichte (PPFD) von 1.600 μmol m<sup>-2</sup>s<sup>-1</sup>. Mit Ausnahme von Tagen mit plötzlich einsetzenden Regenschauern, Gewittern oder Gerätestörungen, wurde in der Zeit von ca. 08:00 Uhr bis maximal 18:00 Uhr mitteleuropäischer Sommerzeit (MESZ) gemessen.

Das Porometer ermittelt die CO<sub>2</sub>- und H<sub>2</sub>O-Konzentrationen mit Hilfe von Infra-Rot-Gas-Analysatoren (IRGA) über die spezifischen Absorptionsbanden der gasförmigen Moleküle (H<sub>2</sub>O und CO<sub>2</sub>). Das Gerät berechnet die Werte intern nach der Methode von VON CAEMMERER & FARQUHAR (1981). Dabei arbeitet das Gerät nach dem Prinzip der Differenzmessung, indem durch zwei Messküvetten für H<sub>2</sub>O und CO<sub>2</sub> die jeweilige Konzentration der Moleküle im Eingangs- und Ausgangsluftstrom erfasst wird. Nach der Kalibrierung des Gerätes und der Festlegung des Nullpunkts erfolgte die Umstellung in den Messmodus. Das Blatt wurde in der Küvette fixiert, und die Stoffumsätze wurden bis zum Erreichen einer am Gerät abzulesenden konstanten Netto-Photosyntheserate aufgezeichnet.



Abbildung 3.4: Messküvette mit Lichtaufsatz des Steady-State-Porometers bei der Messung an Spitz-Ahorn (Sommer 2009) auf der Lilienthalstraße.

### 3.7.2 Wassernutzungskoeffizient (WUE)

Aus den beiden Parametern Netto-Photosyntheserate und Transpirationsrate lässt sich die die Effizienz der Wassernutzung (WUE, water use efficiency) (LARCHER, 2001) ermitteln, indem der Quotient aus der Netto-Photosyntheserate und der Transpirationsrate gebildet wird. Damit soll eine Beschreibung der sippen-spezifischen Effizienz der Netto-Photosynthese unter limitierter Wasserversorgung ermöglicht werden (MORISON et al., 2008).

### 3.7.3 Statistische Auswertung der Gaswechselanalytik und des Wasserhaushaltes

Die Datensätze wurden zuerst mit dem Shapiro-Wilk-Test ( $P \leq 0,05$ ) (SHAPIRO & WILK, 1965) auf Normalverteilung kontrolliert. In den Fällen, in denen keine Normalverteilung vorlag, wurden die Datensätze mit dem nicht-parametrischen H-Test nach Kruskal-Wallis (SACHS & HEDDERICH, 2006) überprüft. Lieferten die H-Werte signifikante Unterschiede, wurde der Mann-Whitney-U-Test angewendet, um zu lokalisieren, welche Datensätze sich signifikant unterscheiden. Wurde für die Daten eine Normalverteilung festgestellt, konnten die Signifikanzen mit einer ANOVA überprüft werden. In Fällen von statistisch nachweisbaren Unterschieden wurde hier der Tukey-Post-Hoc-Test ( $P \leq 0,05$ ) nachgestellt.

Zur Prüfung auf lineare und nicht-lineare Abhängigkeiten zwischen den untersuchten Parametern wurden Regressionsanalysen und der Spearman-Rang-Korrelationstest verwendet.

Für den Vergleich der Ergebnisse wurde in den entsprechenden Tabellen und Graphiken der Median und die Standardabweichung berechnet. Die Berechnungen erfolgten mit dem Statistikprogramm R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008).

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Datierung und Synchronisation

Der dendrochronologische Ansatz der Arbeit beinhaltet die Untersuchung der Wachstumsmuster von insgesamt 503 Bäumen mit insgesamt 1.466 Bohrproben für zehn Baumarten. Von den Wald- und Stadtbäumen konnten die Proben von 467 Bäumen zu sicher synchronisierten Baummittelkurven zusammengefügt werden (Tab. 4.1). Insgesamt wurde eine Datengrundlage für die Interpretation von 7 Standortschronologien für Waldbäume (W), von 3 urbanen Einzelbaum-Chronologien (E) und von 20 urbanen Straßenbaum-Chronologien für den Dresdner Raum geschaffen (Tab. 4.1).

Besondere Probleme bereitete die Analyse der Jahrringmuster von *Pyrus communis*. Auf den Standorten Am Hellerrand (AM) und W.-Shakespeare-Straße (WIL) konnte trotz einer Stichprobenentnahme von teilweise vier Proben pro Baum keine sichere Chronologie erstellt werden. Auch für die Straßenbäume von *Platanus x hispanica* auf der Meixstraße konnte keine gesicherte Standortschronologie gebildet werden. Die Gründe dafür sind die sehr eng beieinander liegenden, undeutlichen Jahrringgrenzen, partielle Jahrringausfälle und auskeilende Jahrringe. Für die Gattung *Tilia* ergaben sich mehrfach Schwierigkeiten im Arbeitsschritt der Datierung durch auskeilende und ausgefallene Jahrringe. Diese Probleme führten für insgesamt 51 Bäume zu einer Kürzung der Zeitreihen. Ein Großteil der Kürzungen (74,5 %) wurde nach dem Jahr 1991 vorgenommen, was sich in einigen Chronologien in einer verminderten Belegungsstärke nach 1991 zeigt (vgl. Abb. 4.1 bis 4.6).

## Ergebnisse

**Tabelle 4.1: Übersicht über die Anzahl der beprobten Bäume pro Standort (W = Waldbäume, S = Straßenbäume, E = städtischer Einzelbaum), der sicher datierten Jahrringzeitreihen, der maximal eingefügten Jahrringe pro Radius und pro Baum sowie die gekürzten Chronologien.**

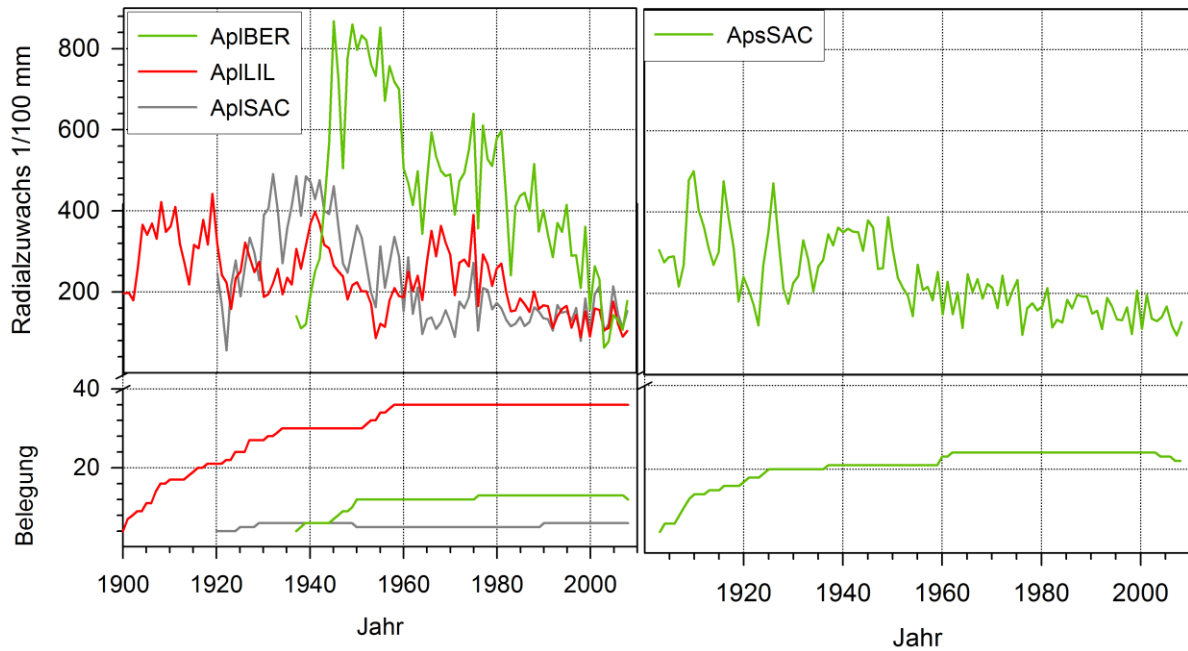
Baumart	Abk.	Std	Standortsbezeichnung	Anzahl (n)	sicher datiert (n)	max. eing. Jahrr. pro Radius	max. eing. Jahrr. pro Baum	gekü. Chro.
<i>Acer platanoides</i>	Apl	S	Berchtesgadener Straße (BER)	13	13			
<i>Acer platanoides</i>	Apl	S	Lilienthalstraße (LIL)	36	36	5	1	5
<i>Acer platanoides</i>	Apl	S	Sachsenwerkstraße (SAC)	6	6	3	2	2
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Aps	S	Sachsenwerkstraße (SAC)	27	24	3	1	2
<i>Fagus sylvatica</i>	Fsy	W	Borsberghänge (BOR)	19	19			
<i>Fagus sylvatica</i>	Fsy	E	Bosewitzer Straße (BOS)	1	1			
<i>Fagus sylvatica</i>	Fsy	W	Friedrichsgrund (FRI)	16	16			
<i>Fagus sylvatica</i>	Fsy	W	Kellerbrücke (KEL)	16	16			
<i>Fagus sylvatica</i>	Fsy	W	Prießnitzwasserfall (PRI)	16	16			
<i>Fagus sylvatica</i>	Fsy	E	Waldschlösschenstraße (WSC)	1	1			
<i>Fagus sylvatica</i>	Fsy	E	Wiener Straße (WIE)	2	2			
<i>Platanus x hispanica</i>	Pxh	S	Meixstraße (MEI)	6	0			
<i>Platanus x hispanica</i>	Pxh	S	Robert-Berndt-Straße (ROB)	14	14	4	2	1
<i>Pyrus communis</i>	Pco	S	Am Hellerrand (AM)	8	0			
<i>Pyrus communis</i>	Pco	S	Bernard-Shaw-Straße (BSH)	10	10	16	7	2
<i>Pyrus communis</i>	Pco	S	Försterlingstraße (FOE)	12	12	4	5	4
<i>Pyrus communis</i>	Pco	S	Nussallee (NUS)	57	54	8	3	10
<i>Pyrus communis</i>	Pco	S	W.-Shakespeare-Straße (WIL)	8	0			
<i>Quercus robur</i> subsp. <i>sessiliflora</i>	Qrs	W	Borsberghänge (BOR)	19	19			
<i>Quercus robur</i> subsp. <i>sessiliflora</i>	Qrs	S	Waldschlösschenstraße (WSC)	12	12			
<i>Quercus rubra</i>	Qru	W	Borsberghänge (BOR)	19	19			
<i>Quercus rubra</i>	Qru	S	Käthe-Kollwitz-Platz (KKP)	14	14			
<i>Quercus rubra</i>	Qru	S	Robert-Berndt-Straße (ROB)	10	10			
<i>Quercus rubra</i>	Qru	S	Stübelallee (STU)	48	48			
<i>Quercus rubra</i>	Qru	S	Stübelallee (STUJ)	12	10			
<i>Quercus rubra</i>	Qru	S	Zschierener Straße (ZSC)	10	10			
<i>Tilia cordata</i>	Tco	W	Borsberghänge (BOR)	18	12	6	3	2
<i>Tilia cordata</i>	Tco	S	Tronitzer Straße (TRO)	10	10	12	5	4
<i>Tilia platyphyllos</i>	Tpl	S	Krippener Straße (KRI)	14	14	7	5	2
<i>Tilia platyphyllos</i>	Tpl	S	Meußlitzer Straße (MEU)	12	12	12	7	4
<i>Tilia platyphyllos</i>	Tpl	S	Peter-Schmoll-Straße (PSC)	13	13	8	4	3
<i>Tilia platyphyllos</i>	Tpl	S	Tronitzer Straße (TRO)	12	12	13	9	5
<i>Tilia x vulgaris</i>	Txv	S	Tronitzer Straße (TRO)	12	12	8	8	5

## 4.2 Beziehung zwischen den Chronologien und den Standorten

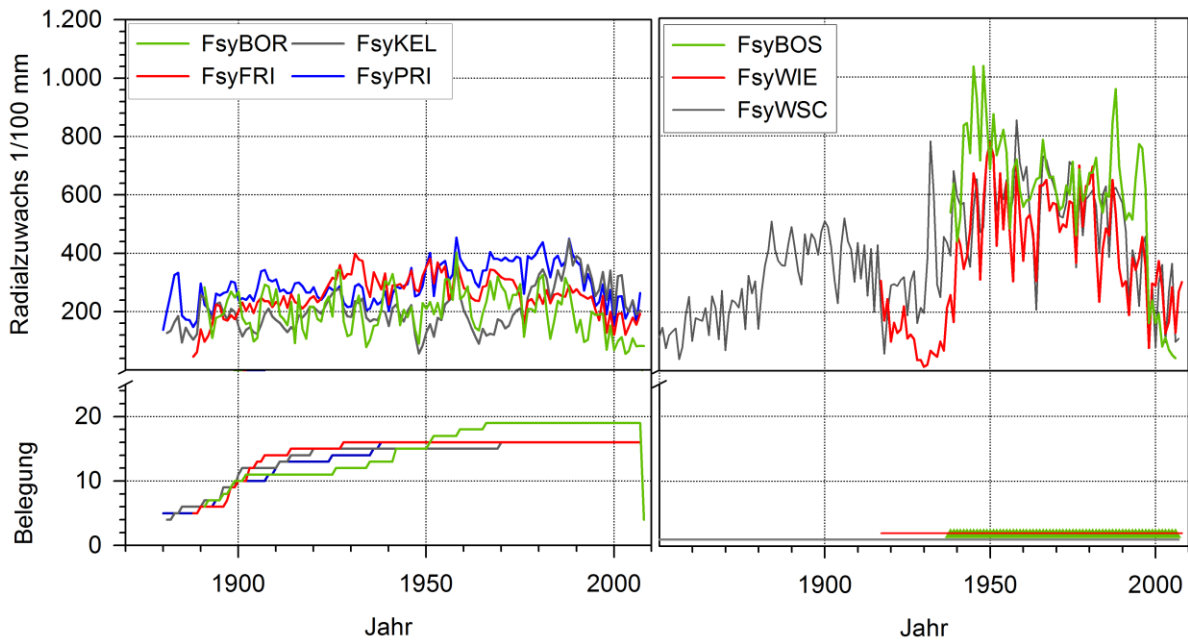
Die Zeitreihen der einzelnen Zuwachsmessungen wurden jeweils zu einer Standortschronologie pro Art gemittelt. Anhand dieser Chronologie wurden das Reaktionsverhalten sowie der Zuwachsverlauf verglichen. In Tabelle 4.2 sind die wesentlichen Parameter zur Wachstumsbeschreibung der Standortschronologien zusammengestellt. Mit Ausnahme der städtischen Einzelbäume der Rot-Buche (Abb. 4.2, rechts), sind alle Chronologien erst ab einer Belegungsstärke von vier Baummittelkurven aufgeführt. Angaben zu den nachfolgend verwendeten Abkürzungen der Baumarten und Standorte finden sich in Tabelle 4.1.

Die Stadtbäume lassen häufig ein starkes Jugendwachstum erkennen, da sich die Mehrzahl dieser Bäume aufgrund der homogenen Alterszusammensetzung der Chronologien in der gleichen Entwicklungsphase befindet. Vier städtische Chronologien (AplBER, FsyBOS, PxhROB, QruKKP, Abkürzungen in Tab. 4.1) zeigen in den ersten 10 bis 20 Jahren einzelne Jahreszuwächse von über 0,8 cm, die in späteren Entwicklungsphasen nicht wieder erreicht wurden. Eine Ausnahme hiervon kann für eine urbane Rot-Buche (FsyWSC) beobachtet werden (Abb. 4.2, rechts), deren Chronologie bis ins Jahr 1849 zurückreicht. Für diesen Einzelbaum wurden die stärksten Zuwächse um das Jahr 1960 registriert, in einer Zeit in der der Baum schon mehr als 100 Jahre alt war. Die Zeitreihen der Trauben-Eiche (Abb. 4.4, links) und Rot-Eichen (Abb. 4.4) zeigen in den letzten fünf Jahrzehnten nur eine leichte Abnahme des jährlichen Radialwachstums. Alle anderen Baumarten lassen stärkere Zuwachsrückgänge erkennen. Beispiele für eine besonders reduzierte jährliche Zuwachsleistung geben die Wachstumsmuster der drei Chronologien der Kultur-Birne, die in den letzten fünf Jahren einen jährlichen Zuwachs von 0,15 cm nicht überschreiten (Abb. 4.3). Die Standortschronologie der Sommer-Linde auf der Meußlitzer Straße (TplMEU, Abb. 4.5, rechts) wurde aus vier Bäumen mit einem Mindestalter von 104 Jahren und aus acht Bäumen mit einem Mindestalter von nur 61 Jahren gebildet. Dies erklärt die starken jährlichen Radialzuwächse nach 1965, die vor allem auf den starken Juvenilitätstrend der jüngeren Gruppe zurückzuführen sind. Für alle Zeitreihen einer Art lässt sich beobachten, dass sich die jährlichen Radialzuwächse und damit auch das Zuwachsniveau im letzten Jahrzehnt zunehmend angleichen.

## Ergebnisse



**Abbildung 4.1:** Standortchronologien der Spitz-Ahorne (Apl, links) und des Berg-Ahorns (Aps, rechts) sowie deren Belegung.



**Abbildung 4.2:** Standortchronologien der Waldbäume (links) und der Einzelbäume im städtischen Raum (rechts) der Rot-Buchen (Fsy) sowie deren Belegung.

## Ergebnisse

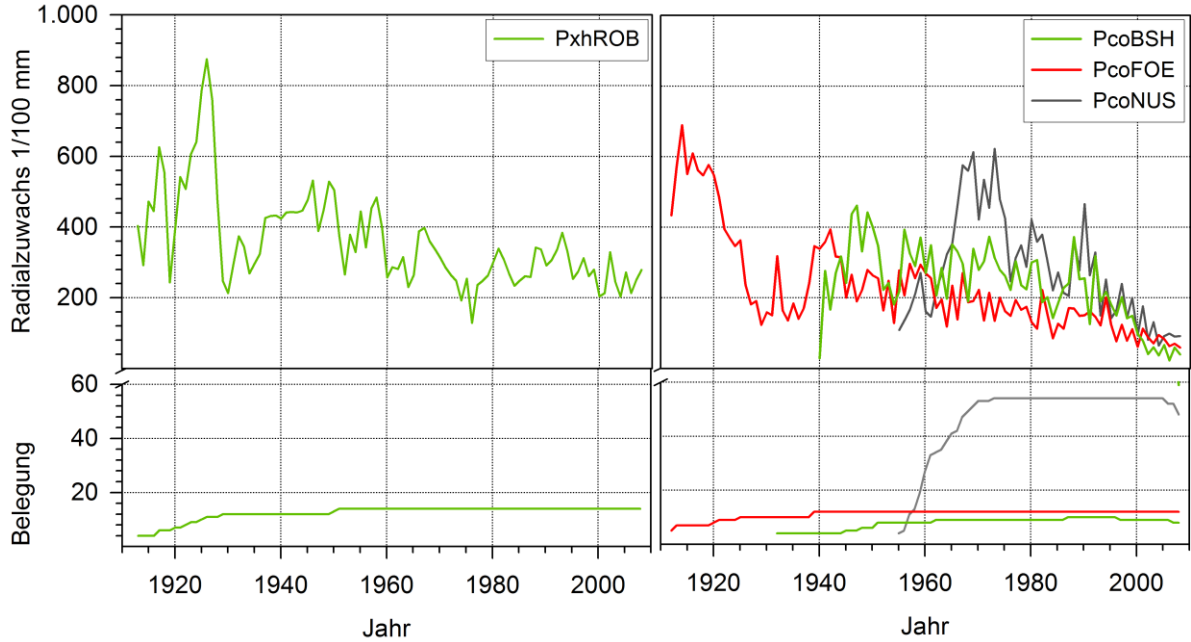


Abbildung 4.3: Standortchronologien der Ahornblättrigen Platane (Pxm, links) und der Kultur-Birne (Pco, rechts) sowie deren Belegung.

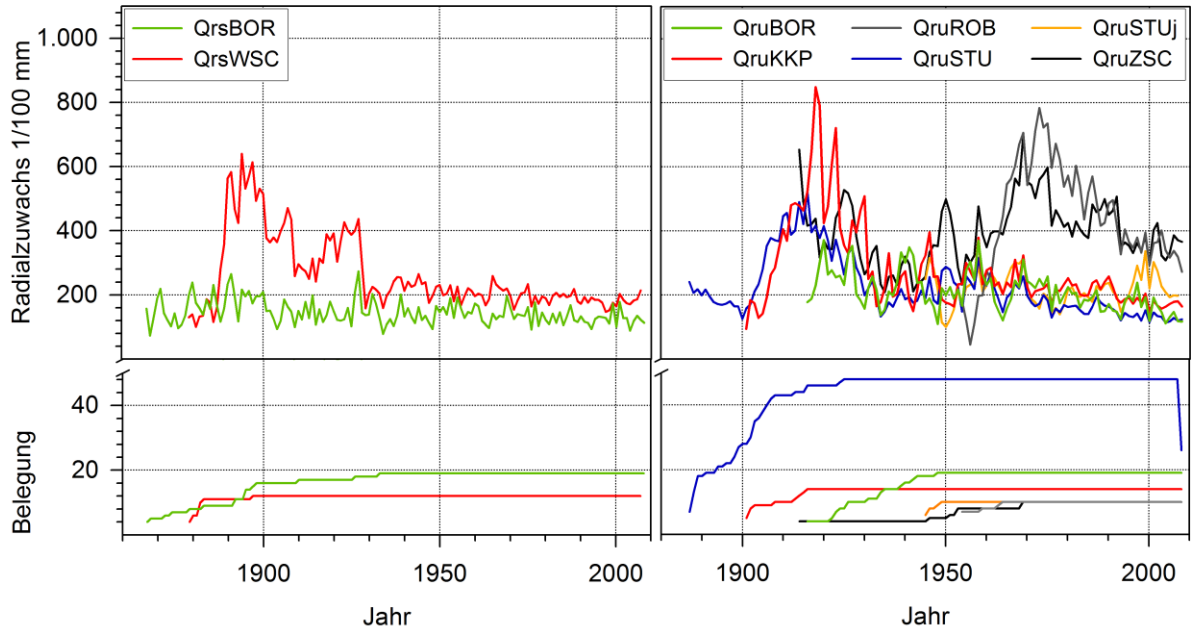


Abbildung 4.4: Standortchronologien der Trauben-Eichen (Qrs, links) und der Rot-Eichen (Qru, rechts) sowie deren Belegung.



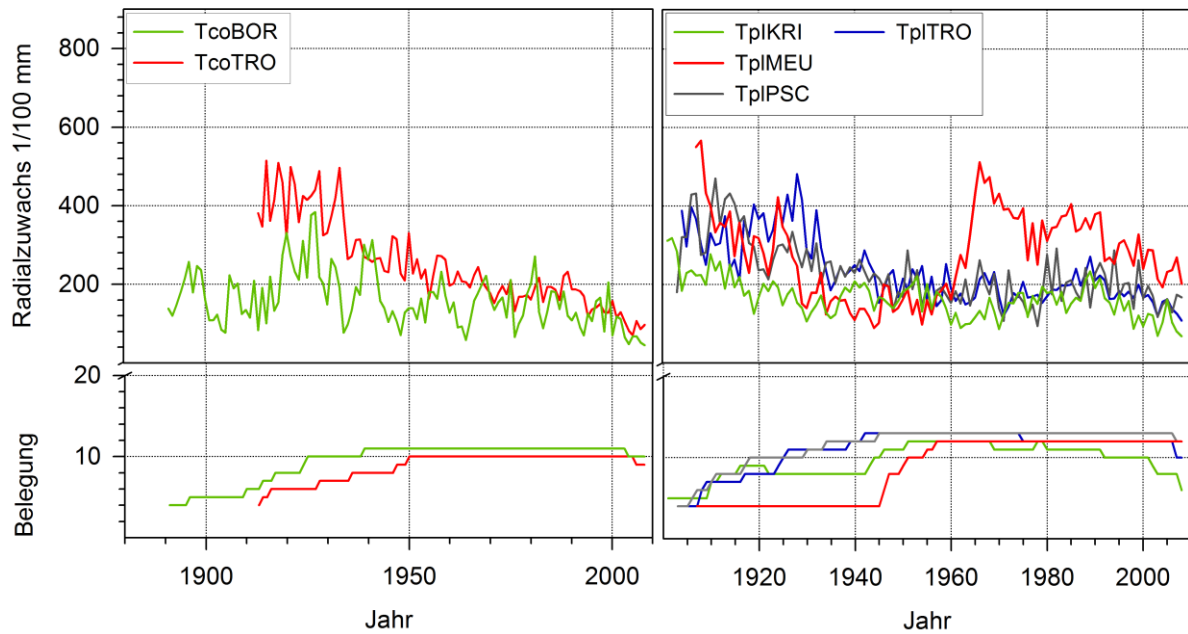


Abbildung 4.5: Standortchronologien der Winter-Linde (Tco, links) und der Sommer-Linde (Tpi, rechts) sowie deren Belegung.

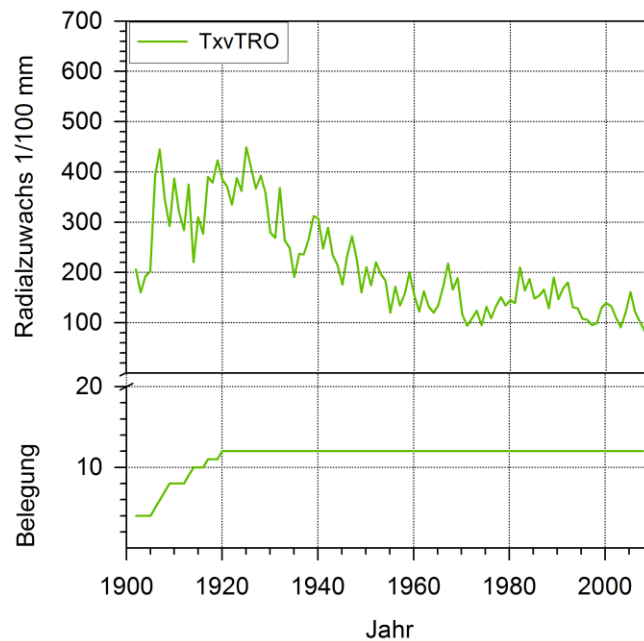


Abbildung 4.6: Standortchronologie der Holländischen Linde (Txv) sowie deren Belegung.

In Tabelle 4.2 sind die statistischen Kennzahlen der Standortchronologien aufgelistet. Für vier Zeitreihen (QruSTUJ, TpiMEU, TpiTRO und TxvTRO) wurden EPS-Werte unter 0,85 berechnet.

## Ergebnisse

Tabelle 4.2: Deskriptive Statistik der datierten Standortschronologien ab einer Anzahl von vier Baummittelkurven. Berechnungsgrundlagen: a = Rohwerte, b = standardisierte ARSTAN-Chronologie vor der autoregressiven Modellierung, c = residual ARSTAN-Chronologie. Der ausgeschriebene Name der verwendeten Abkürzungen für den Standort findet sich in Tabelle 4.1. Fett markierte Chronologien (EPS < 0,85) wurden nicht in die klimatische Auswertung einbezogen.

Art Abk.	Standort Abk.	Periode (n>4)	Mittl. jährl. Radialzuwachs ± Std. [mm] a	Mittl. Sens. b	Autok. (1. Ord.) b	Mittl. EPS c
<b><i>Acer platanoides</i></b>						
Apl	BER	1938 – 2008	4,54 ± 2,14	0,33	0,50	0,92
Apl	LIL	1900 – 2008	2,35 ± 0,85	0,38	0,37	0,93
Apl	SAC	1920 – 2008	2,27 ± 1,15	0,41	0,26	0,85
<b><i>Acer pseudoplatanus</i></b>						
Aps	SAC	1903 – 2008	2,34 ± 0,92	0,41	0,27	0,88
<b><i>Fagus sylvatica</i></b>						
Fsy	BOR	1891 – 2008	2,00 ± 0,74	0,38	0,32	0,97
Fsy	BOS	1938 – 2006	6,05 ± 2,25	0,19	0,67	–
Fsy	FRI	1888 – 2007	2,53 ± 0,68	0,21	0,41	0,92
Fsy	KEL	1881 – 2007	2,08 ± 0,74	0,25	0,62	0,93
Fsy	PRI	1880 – 2007	2,91 ± 0,70	0,21	0,39	0,89
Fsy	WSC	1849 – 2007	3,89 ± 1,89	0,35	0,10	–
Fsy	WIE	1917 – 2008	3,74 ± 2,06	0,36	0,44	–
<b><i>Platanus x hispanica</i></b>						
Pxh	ROB	1913 – 2008	3,59 ± 1,32	0,27	0,59	0,90
<b><i>Pyrus communis</i></b>						
Pco	BSH	1940 – 2008	2,45 ± 1,01	0,48	0,29	0,86
Pco	FOE	1913 – 2008	2,28 ± 1,38	0,39	0,29	0,88
Pco	NUS	1955 – 2008	2,78 ± 1,50	0,46	0,20	0,95
<b><i>Quercus robur subsp. sessiliflora</i></b>						
Qrs	BOR	1867 – 2008	1,42 ± 0,36	0,29	0,20	0,95
Qrs	WSC	1879 – 2007	2,60 ± 1,16	0,21	0,59	0,89
<b><i>Quercus rubra</i></b>						
Qru	BOR	1916 – 2008	2,11 ± 0,61	0,25	0,43	0,95
Qru	KKP	1901 – 2008	2,77 ± 1,37	0,22	0,55	0,95
Qru	ROB	1954 – 2008	4,40 ± 1,72	0,20	0,64	0,88
Qru	STU	1887 – 2008	2,22 ± 0,91	0,20	0,61	0,98
<b>Qru</b>	<b>STUJ</b>	<b>1945 – 2008</b>	<b>2,18 ± 0,51</b>	<b>0,23</b>	<b>0,60</b>	<b>0,79</b>
Qru	ZSC	1914 – 2008	3,95 ± 0,99	0,19	0,52	0,88
<b><i>Tilia cordata</i></b>						
Tco	BOR	1891 – 2008	1,60 ± 0,70	0,42	0,35	0,92
Tco	TRO	1916 – 2008	2,43 ± 1,06	0,34	0,30	0,85
<b><i>Tilia platyphyllos</i></b>						
Tpl	KRI	1901 – 2008	1,64 ± 0,50	0,32	0,41	0,86
<b>Tpl</b>	<b>MEU</b>	<b>1907 – 2008</b>	<b>2,75 ± 1,08</b>	<b>0,29</b>	<b>0,47</b>	<b>0,80</b>
Tpl	PSC	1903 – 2008	2,29 ± 0,79	0,36	0,18	0,85
<b>Tpl</b>	<b>TRO</b>	<b>1904 – 2008</b>	<b>2,34 ± 0,82</b>	<b>0,29</b>	<b>0,36</b>	<b>0,71</b>
<b><i>Tilia x vulgaris</i></b>						
Txv	TRO	1902 – 2008	2,15 ± 0,98	0,30	0,37	0,77

Diese Standortschronologien wurden nicht für die weiteren klimatischen Auswertungen verwendet. Für die drei Einzelbaum-Chronologien der Rot-Buche konnte kein EPS berechnet werden.

Um eine Vergleichbarkeit der mittleren Sensitivität und der Autokorrelation der unterschiedlich weit zurückreichenden Zeitreihen sowie der unterschiedlichen Standorte und Arten unterschiedlicher Altersklassen zu gewährleisten, wurden die Werte der standardisierten Chronologien vor dem Schritt der autoregressiven Modellierung verwendet (Tabelle 4.2).

Alle drei Chronologien der Kultur-Birne und die vier Chronologien der beiden Ahornarten weisen eine hohe mittlere Sensitivität bei gleichzeitig niedriger Autokorrelation auf. Demgegenüber finden sich für die Ahornblättrige Platane, die Rot- und Trauben-Eichen inverse Relationen. Die Ergebnisse für die Rot-Buchen streuen standortsabhängig sehr stark. So finden sich für die frischen bis feuchten Waldstandorte (FsyFRI, FsyPRI) geringe mittlere Sensitivitäten (0,21). Dagegen zeichnen sich die urbanen Einzelbäume der Waldschlösschenstraße (FsyWSC) und der Wiener Straße durch hohe Sensitivitätswerte aus (0,35; 0,36). Die Werte für die urbanen Linden liegen im Mittelfeld zwischen diesen zwei Gruppen. Die Waldbäume der Winter-Linde lassen sich durch eine hohe mittlere Sensitivität charakterisieren.

Um Zusammenhänge zwischen den indexierten Standortschronologien sichtbar zu machen, wurde die Darstellung einer Korrelationsmatrix gewählt (Abb. 4.7), die signifikanten Korrelationskoeffizienten (95 %-Signifikanzniveau) der Chronologien zueinander sind in einer farblichen Abstufung dargestellt.

Dabei wird deutlich, dass der Spitz-Ahorn, die Rot-Buche sowie die Ahornblättrige Platane untereinander eine hohe Konformität zeigen (orange Felder). Sowohl für die Lindenarten wie auch für die Kultur-Birne ergeben sich in der Mehrzahl keine signifikanten Übereinstimmungen mit den übrigen Baumarten (weiße Felder). Daneben lassen sich einige signifikante Korrelationen der Wachstumsmuster unterschiedlicher Arten auf gleichen Standorten (z. B. Sachsenwerkstraße, SAC) feststellen. Dementsprechend häufig korrelieren die Wachstumsmuster der Baumarten Rot-Buche, Trauben-Eiche, Rot-Eiche und Winter-Linde auf der Fläche Borsberg (BOR) auf einem signifikanten Niveau. Das Gleiche gilt für die Straßenbäume der drei Lindenarten (*T. cordata*, *T. platyphyllos*, *T. x vulgaris*) auf der

Tronitzer Straße (TRO) und für die beiden Ahornarten (*A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*) auf der Sachsenwerkstraße.

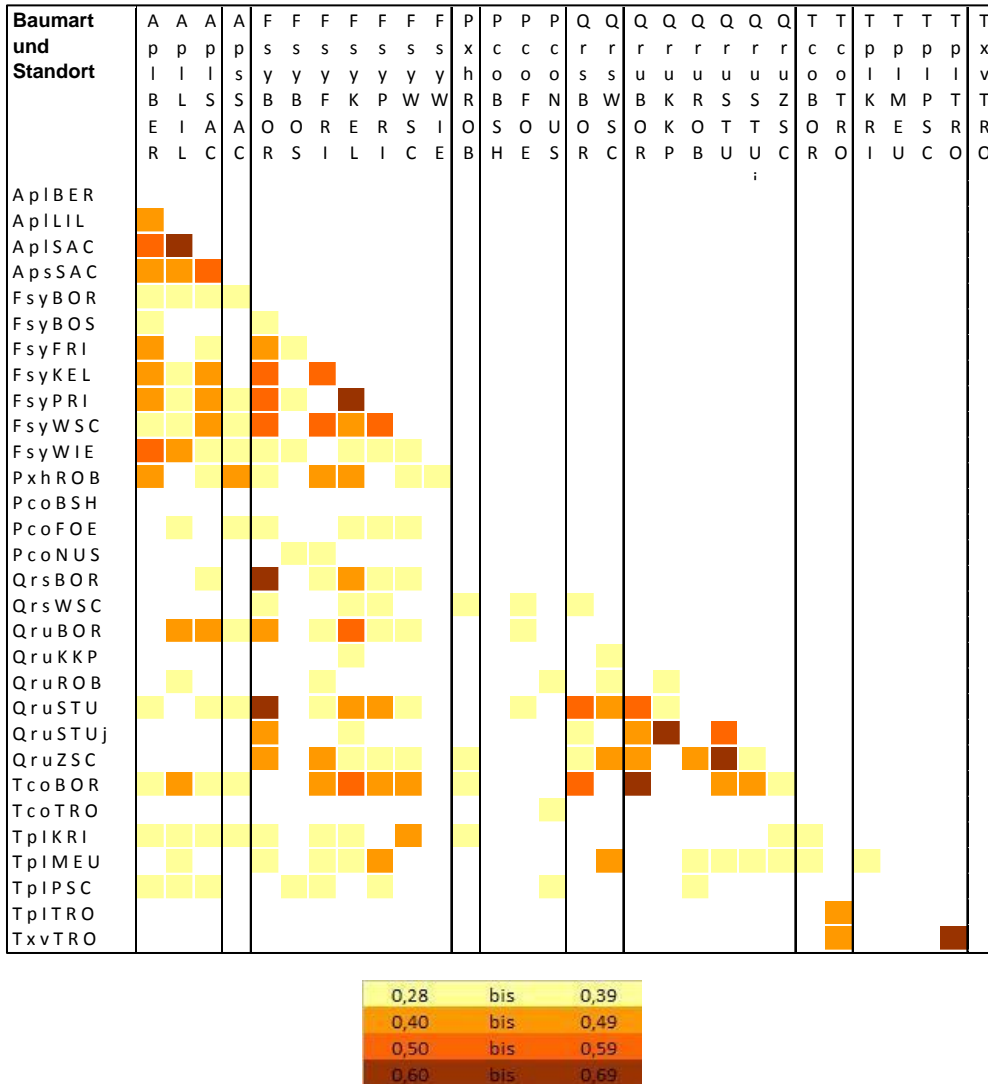


Abbildung 4.7: Korrelationsmatrix zwischen den Standortschronologien über dem jeweiligen Überlappungszeitraum auf dem 95 %-Signifikanzniveau (farbige Felder). Angaben zu den Korrelationskoeffizienten und den genutzten Farben unterhalb der Matrix. Übersicht über die verwendeten Abkürzungen für die Arten und Standorte in Tabelle 4.1.

Zur weiteren Prüfung der Ähnlichkeit zwischen den Arten und Standorten wurde eine Hauptkomponentenanalyse durchgeführt (Abb. 4.8). Die Berechnung erfolgte mit dem mittleren Zuwachs und der dazugehörigen Standardabweichung, der mittleren Sensitivität und der Autokorrelation für die Überlappungsperioden 1920 bis 2007 bzw. von 1955 bis 2007. Mit Hilfe der ersten beiden Hauptkomponenten (PC1 und PC2) lassen sich 91 % der Varianz erklären. Aus diesem Grund wurden die Ergebnisse in Form eines

zweidimensionalen Streudiagramms abgebildet, in dem nur die beiden ersten Hauptkomponenten dargestellt sind (Abb. 4.8).

Die Rot-Eichen weisen hinsichtlich ihrer Autokorrelation und Sensitivität nur eine geringe interne Streuung auf (rote Ellipse) und unterscheiden sich nur in ihrer Zuwachsleistung sowie in der dazugehörigen Standardabweichung.

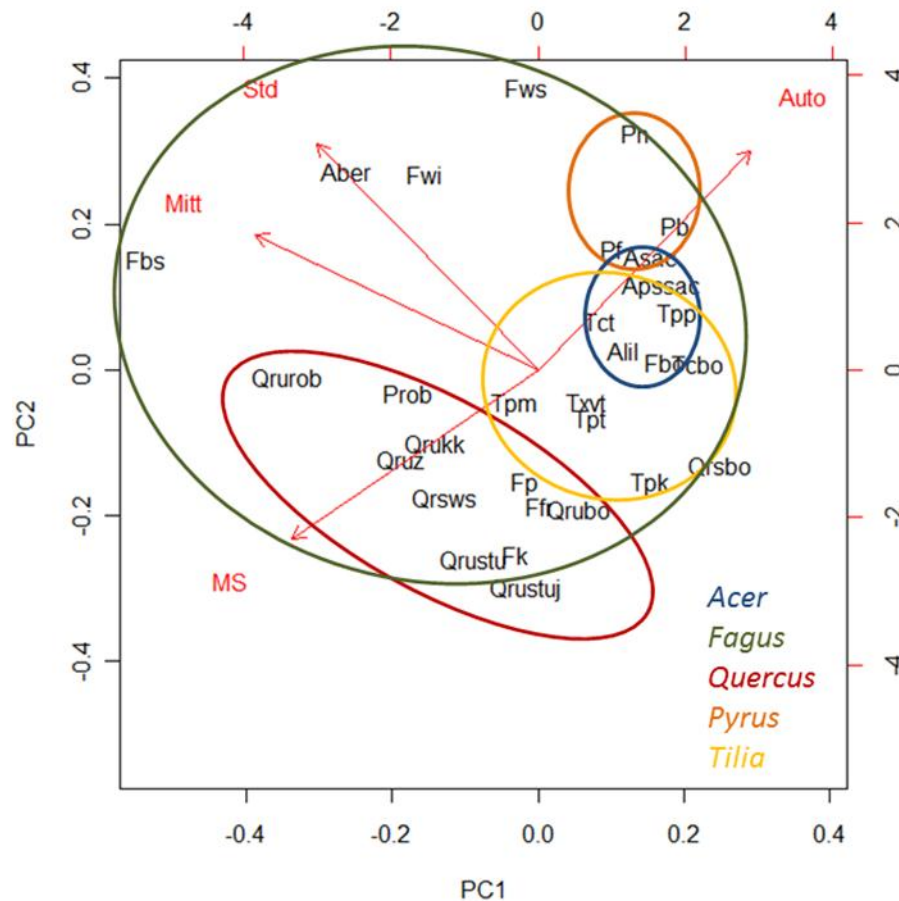


Abbildung 4.8: Graphische Darstellung der Hauptkomponentenanalyse hinsichtlich des durchschnittlichen jährlichen Radialzuwachses (Mitt), dessen Standardabweichung (Std) sowie der mittleren Sensitivität (MS) und der Autokorrelation (1. Ordnung) der standardisierten Zeitreihen vor der autoregressiven Modellierung. Die farbigen Kreise begrenzen Gruppen gleicher Gattungen unterschiedlicher Standorte. Zur besseren Übersicht wurden die Abkürzungen der Arten und Standorte nochmals verkürzt.

Bei den restlichen Baumarten kann eine größere Streuung dieser Parameter beobachtet werden. Trotzdem lassen sich auch für die Ahorn- (blaue Ellipse) und Lindenarten (gelbe Ellipse) sowie für die Kultur-Birne (orange Ellipse) Areale mit einer hohen Anzahl von Standortschronologien der gleichen Art abgrenzen, was auf artspezifische Reaktionsmuster verweist. Die größte interne Streuung findet sich für die Baumart Rot-Buche (Abkürzung F;

grüne Ellipse). Beispielsweise zeigen sich für die Rot-Buchen des Borsberges (Fbo) hohe mittlere Sensitivitäten, eine geringe Autokorrelation und ein geringer mittlerer Radialzuwachs. Dagegen wurden für den urbanen Einzelbaum auf der Bosewitzer Straße (Fbs) entgegengesetzte Relationen berechnet. Dieses gegensätzliche Reaktionsverhalten kommt auch durch die Stellung der Chronologien im Streudiagramm zum Ausdruck. Dennoch kann für die Waldbäume der Rot-Buche (Fbo, Ffr, Fk, Fp) eine hohe Übereinstimmung der Wachstumsparameter abgeleitet werden. Ebenso wie für die Korrelationsmatrix finden sich für alle Baumarten des Waldstandortes Borsberg und für die Ahornarten auf der Sachsenwerkstraße hohe standortsabhängige Übereinstimmungen im Reaktionsverhalten.

#### 4.2.1 Vergleich der urbanen Standorte

Jeder Einzelbaum der Straßenstandorte wurde nach seinem Versiegelungsgrad, der Versiegelungsstufe und der Porosität systematisiert. In Abbildung 4.9 sind die aufgenommenen Standortparameter der 20 Straßenbaumstandorte veranschaulicht.

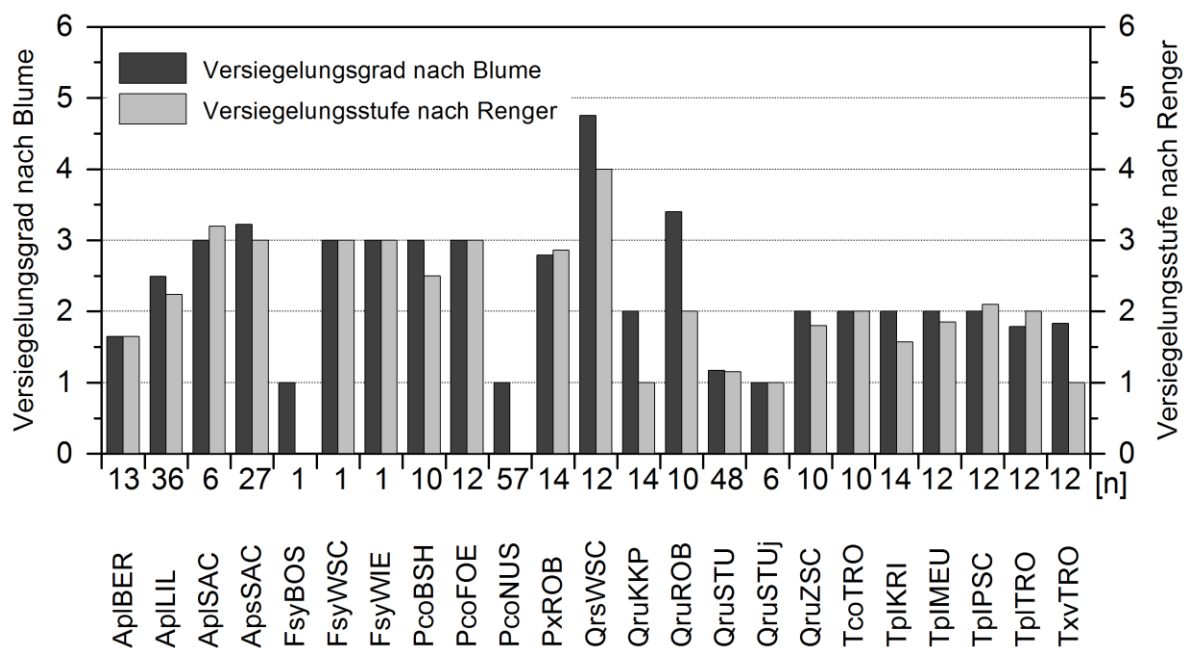


Abbildung 4.9: Versiegelungsstufe nach Renger (1993) und Versiegelungsgrad nach Blume (1993) der urbanen Straßenbaumstandorte. Stichprobenumfang [n].

Je geringer die Versiegelungsstufe nach Renger (1993) bzw. der Versiegelungsgrad nach Blume (1993) ist, desto geringer ist der versiegelte Flächenanteil der jeweiligen Straße. Die

Rot-Eichen QruSTU und QruKKP, die Kultur-Birnen PcoNUS und die Holländische Linde TxvTRO befinden sich auf Standorten mit den geringsten Versiegelungsstufen (< 1,1). Dagegen lassen sich die drei Standorte der Ahornarten (Spitz-Ahorn Apl, Berg-Ahorn Aps) auf der Lilienthal- und der Sachsenwerkstraße schon in einem Bereich der Versiegelungsstufe von 2,2 bis 3,1 einordnen. Die städtischen Standorte für die Lindenarten unterscheiden sich in ihrer Klassifizierung nach dem Versiegelungsgrad und der Versiegelungsstufe nur geringfügig. Am höchsten sind der Versiegelungsgrad und die Versiegelungsstufe für die Trauben-Eichen (QrsWSC).

Um die Straßenbaumstandorte detaillierter miteinander zu vergleichen, sind die Porositäten der Straßenbaumstandorte in Abbildung 4.10 aufgeführt. Abgebildet sind die Relativwerte im Vergleich zu natürlichen Böden mittlerer Lagerungsdichte.

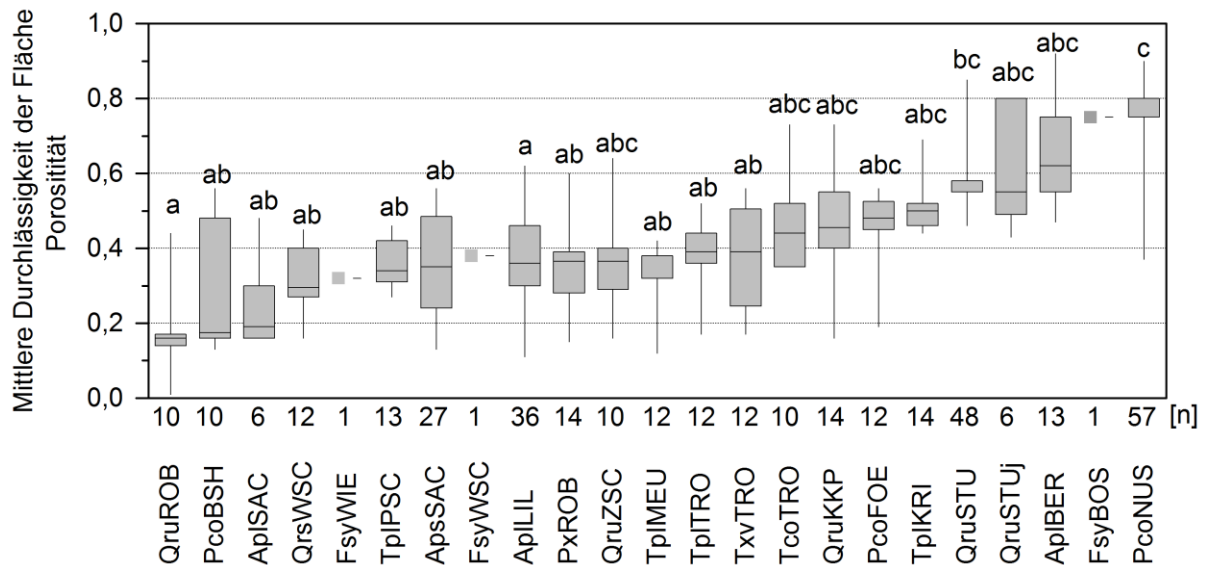


Abbildung 4.10: Darstellung der mittleren Durchlässigkeit (Porosität) der Straßenbaumstandorte (sortiert nach aufsteigendem Median) und des Stichprobenumfangs [n]. Box-Whisker-Plots mit unterschiedlichen Buchstaben oder Buchstabenkombinationen unterschieden sich auf dem 95 %-Signifikanzniveau.

Je höher die Porosität ist, desto geringer ist auch die Flächenversiegelung und desto besser ist die Durchlässigkeit. Damit ergibt sich eine klare Standortsabstufung. Signifikante Unterschiede der Porosität wurden durch multiple paarweise Vergleiche der mittleren Ränge nach dem  $\chi^2$ -Ansatz nach SACHS & HEDDERICH (2006) errechnet und für elf Fälle im Vergleich mit der Nussallee sowie für zwei Fälle im Vergleich mit der Stübelallee nachgewiesen (Abb. 4.10).

#### 4.2.2 Abhängigkeit der Zuwachsparemeter von der standörtlichen Porosität

Ein Test der Rangkorrelationskoeffizienten nach SPEARMAN (Rho) soll Aufschluss über eine Abhängigkeit der mittleren Sensitivität, der Autokorrelation, des BHD und des mittleren jährlichen Radialzuwachses von der Porosität geben. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4.3 aufgelistet.

Tabelle 4.3: Spearmans Rangkorrelationskoeffizienten (Rho) zwischen Porosität der Straßenbaumstandorte und BHD, mittlerem jährlichen Radialzuwachs (Mitt. Zuw.), Varianz sowie die Werte der standardisierten Chronologien der mittleren Sensitivität (Mitt. Sens.) und Autokorrelation (Autok.) (b = standardisierte Werte vor der autoregressiven Modellierung). Signifikante Zusammenhänge auf dem 95 %-Signifikanzniveau sind fett markiert.

Art und Standort (Abk.)	BHD	Mitt. Zuw.	Varianz	Mitt. Sens. b	Autok. (1. Ord.) b
ApIBER	-0,09	-0,05	0,03	-0,10	-0,35
ApILLL	-0,20	0,11	0,21	-0,01	-0,19
ApISAC	<b>0,37</b>	<b>0,45</b>	-0,03	0,08	-0,32
ApsSAC	0,25	-0,17	0,28	0,30	-0,09
PcoBSH	0,45	<b>0,60</b>	<b>0,61</b>	-0,17	0,29
PcoFOE	-0,17	-0,34	-0,21	<b>0,84</b>	-0,47
PcoNUS	-0,04	-0,07	0,01	<b>0,28</b>	-0,17
PxhROB	<b>0,69</b>	0,09	-0,16	-0,18	-0,32
QrsWSC	0,01	-0,22	-0,26	-0,57	0,01
QruKKP	0,03	-0,08	0,16	0,09	0,03
QruROB	0,10	-0,04	0,34	0,08	0,23
QruSTU	-0,21	-0,22	-0,20	-0,21	0,02
QruSTUj	-0,10	0,19	<b>0,50</b>	-0,08	0,15
QruZSC	0,14	-0,24	-0,30	-0,02	-0,22
TcoTRO	-0,32	-0,30	-0,46	0,12	-0,10
TpIKRI	-0,11	-0,27	-0,19	<b>0,54</b>	-0,30
TpIMEU	-0,38	-0,39	-0,16	-0,23	0,04
TpIPSC	0,26	0,00	0,20	-0,19	0,21
TpITRO	0,24	0,10	0,03	-0,05	0,11
TxvTRO	-0,37	0,04	0,05	0,20	0,07

In neun von 100 Fällen konnten signifikante Koeffizienten ermittelt werden. Insgesamt ergeben sich damit keine eindeutigen Abhängigkeiten im Zuwachsverhalten von der Porosität. Jedoch zeigen die Kultur-Birnen der stark versiegelten Bernhard-Shaw-Straße (PcoBSH) und die Spitz-Ahorne der Sachsenwerkstraße (ApISAC), eine signifikante Abhängigkeit des jährlichen Radialzuwachses von der Porosität, nicht aber die ebenfalls auf der Sachsenwerkstraße vorkommenden Berg-Ahorne (ApsSAC).



### 4.3 Klima und Zuwachs

#### 4.3.1 Korrelationsanalysen

Abbildung 4.11 gibt die Klima-Zuwachs-Relationen für den **Spitz-Ahorn** wieder. Auf allen Standorten konnte eine Abhängigkeit der Radialzuwächse von den Temperaturen im Vorjahres-Juli und von den Niederschlägen im Vorjahres-September sowie im Juni des aktuellen Jahres identifiziert werden.

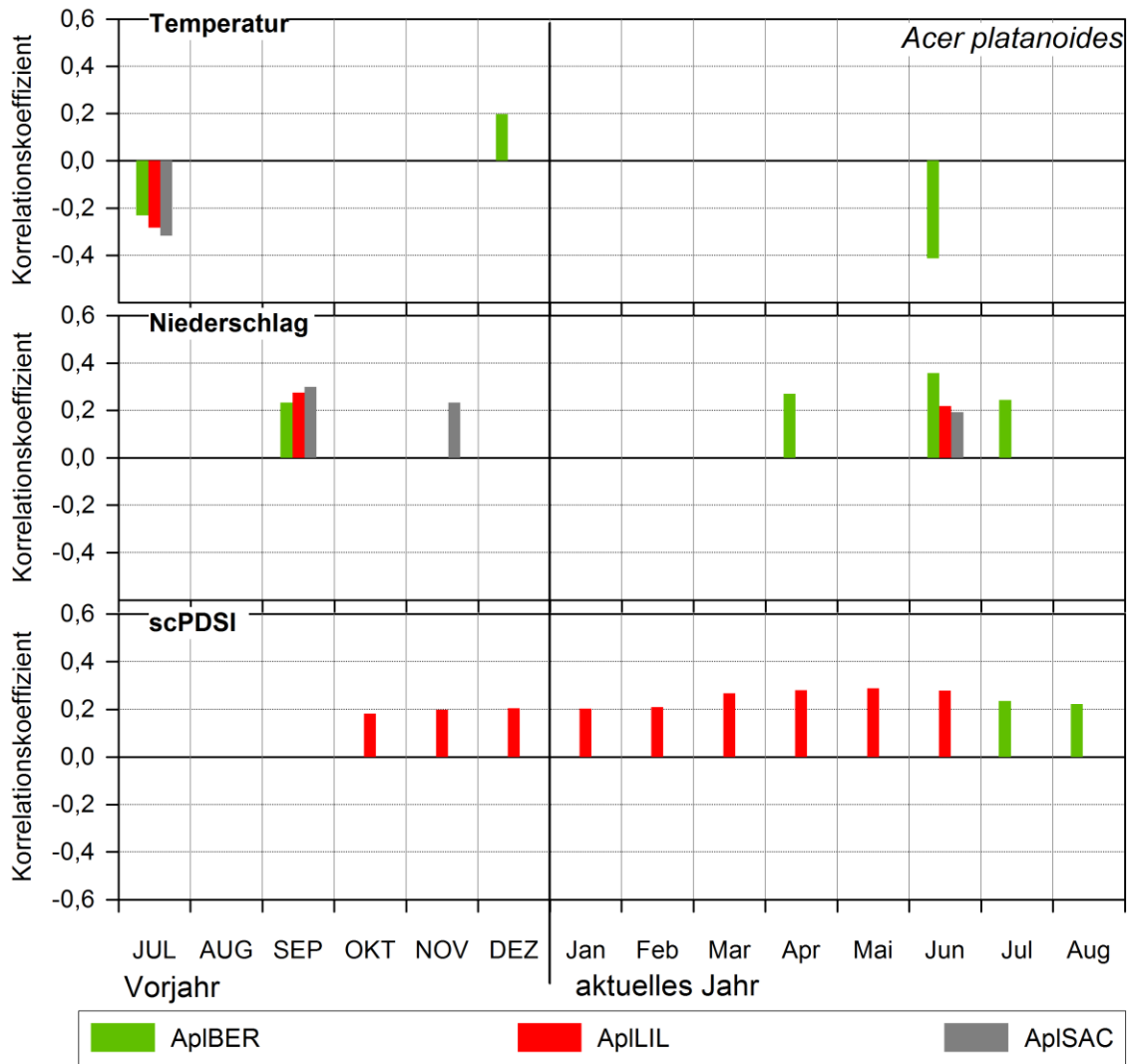


Abbildung 4.11: Signifikante Korrelationskoeffizienten zwischen indexierten Zuwachszeitreihen und Temperatur, Niederschlag und dem selbstkalibrierenden ‚Palmer Drought Severity Index‘ (scPDSI) vom Vorjahres-Juli bis zum August des aktuellen Jahres für Spitz-Ahorn (Apl) für die Standorte Berchtesgadener Straße (BER) im Zeitraum 1955 bis 2007 und Lilienthalstraße (LIL) sowie Sachsenwerkstraße (SAC) von 1920 bis 2007. Der scPDSI reicht nur bis zum Jahr 2002.

Die beiden stark versiegelten Straßenbaumstandorte der Lilienthalstraße (ApILIL) und der Sachsenwerkstraße (ApISAC) zeigen ein hohes Maß an Übereinstimmungen in der Stärke

und im Zeitraum der Korrelationen zur Temperatur und zum Niederschlag. Für die Spitz-Ahorne des gering versiegelten Standortes (ApIBER) wurde eine ausgeprägte Klimaabhängigkeit zu den Temperatur- und Niederschlagsbedingungen ( $r = -0,41$ ;  $r = 0,38$ ) im aktuellen Juni ermittelt. Signifikante Abhängigkeiten des Radialzuwachses vom scPDSI zeigen sich einzig für die Bäume auf der Lilienthalstraße vom März bis Juni und auf der Berchtesgadener Straße in den Monaten Juli und August.

Der Radialzuwachs des **Berg-Ahorns** wird primär durch die Niederschläge im Zeitraum Mai bis Juli des aktuellen Jahres bestimmt (Abb. 4.12).

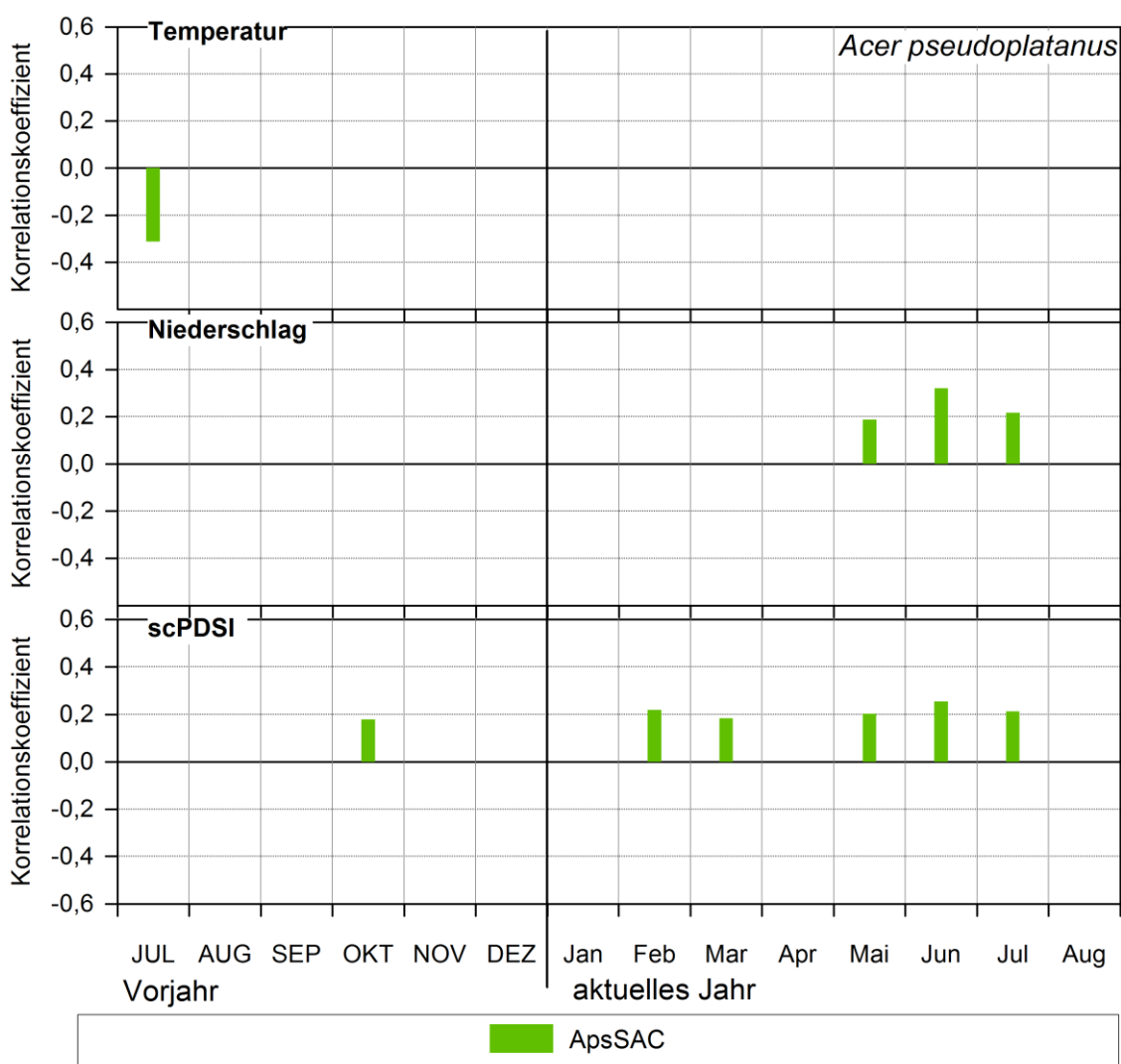


Abbildung 4.12: Signifikante Korrelationskoeffizienten zwischen der indexierten Zuwachszeitreihe und Temperatur, Niederschlag und dem selbstkalibrierenden ‚Palmer Drought Severity Index‘ (scPDSI) vom Vorjahres-Juli bis zum August des aktuellen Jahres für den Berg-Ahorn (Aps) des Standortes Sachsenwerkstraße (SAC) von 1920 bis 2007. Der scPDSI reicht nur bis zum Jahr 2002.

Hohe Niederschläge in diesem Zeitraum fördern einen hohen Zuwachs. Analog zur Bedeutung der Niederschläge in diesem Zeitraum zeigen sich auch signifikante Abhängigkeiten des Zuwachses vom scPDSI von Mai bis Juli mit ähnlich engen Zusammenhängen. Zusätzlich verweisen die signifikanten, jedoch schwachen Korrelationen im Vorjahres-Oktober und im Februar und März auf eine Bedeutung des Feuchtigkeitsangebotes für den Berg-Ahorn in diesen Zeiträumen. Ein statistisch nachweisbarer Einfluss der Temperatur ist nur im Juli des Vorjahres gegeben. Hier wurde ein negativer Korrelationskoeffizient von  $r = -0,31$  berechnet.

Für eine übersichtliche Darstellung des klimatischen Reaktionspotentials der **Rot-Buche** wurden die Ergebnisse für Waldbäume (Abb. 4.13) und Stadtbäume (Abb. 4.14) getrennt abgebildet. Für den Vergleich der Waldbäume wurden zwei trockene (BOR, KEL) und zwei frisch-feuchte Waldstandorte (FRI, PRI) gegenübergestellt. Erwartungsgemäß wurde für die trockenen Waldstandorte eine stärkere klimatische Abhängigkeit und eine höhere Bedeutung des Feuchtigkeitsangebotes (scPDSI) als für die frischen Waldstandorte ermittelt. Die stärksten Zusammenhänge zwischen dem Wachstum und den Klimaparametern finden sich für die Niederschläge ( $r = 0,44$ ) und den scPDSI ( $r = 0,59$ ) im Juni des aktuellen Jahres für die trockene Fläche des Borsberges (FsyBOR). Jedoch korreliert der scPDSI auch mit den Rot-Buchen des zweiten trockenen Standortes (FsyKEL) und des frischen Standortes des Prießnitzwasserfalls (FsyPRI) in der Mehrzahl der betrachteten Monate des Vorjahres und des aktuellen Jahres signifikant positiv. Anhand der signifikant positiven Temperaturkorrelationen im Oktober des Vorjahres für die frisch-feuchten Buchenstandorte werden Differenzen in der klimatischen Wachstumssteuerung zu den trockenen Flächen deutlich. Ein weiterer markanter Unterschied dieser Flächen zeigt sich in Form von signifikant positiven Korrelationen zu den Temperaturen im Januar und Februar, die mit Korrelationskoeffizienten von maximal  $r = 0,18$  jedoch nur auf einen geringen Einfluss der Wintertemperaturen auf das Wachstum deuten. Für alle Standorte gemeinsam lassen sich zwei Monate eingrenzen, in denen die Temperaturen und die Niederschläge von vorrangiger Bedeutung sind. Im Vorjahr sind die Temperaturen im September und im aktuellen Jahr sowohl die Temperaturen als auch die Niederschläge im Juni signifikant zuwachsprägend.

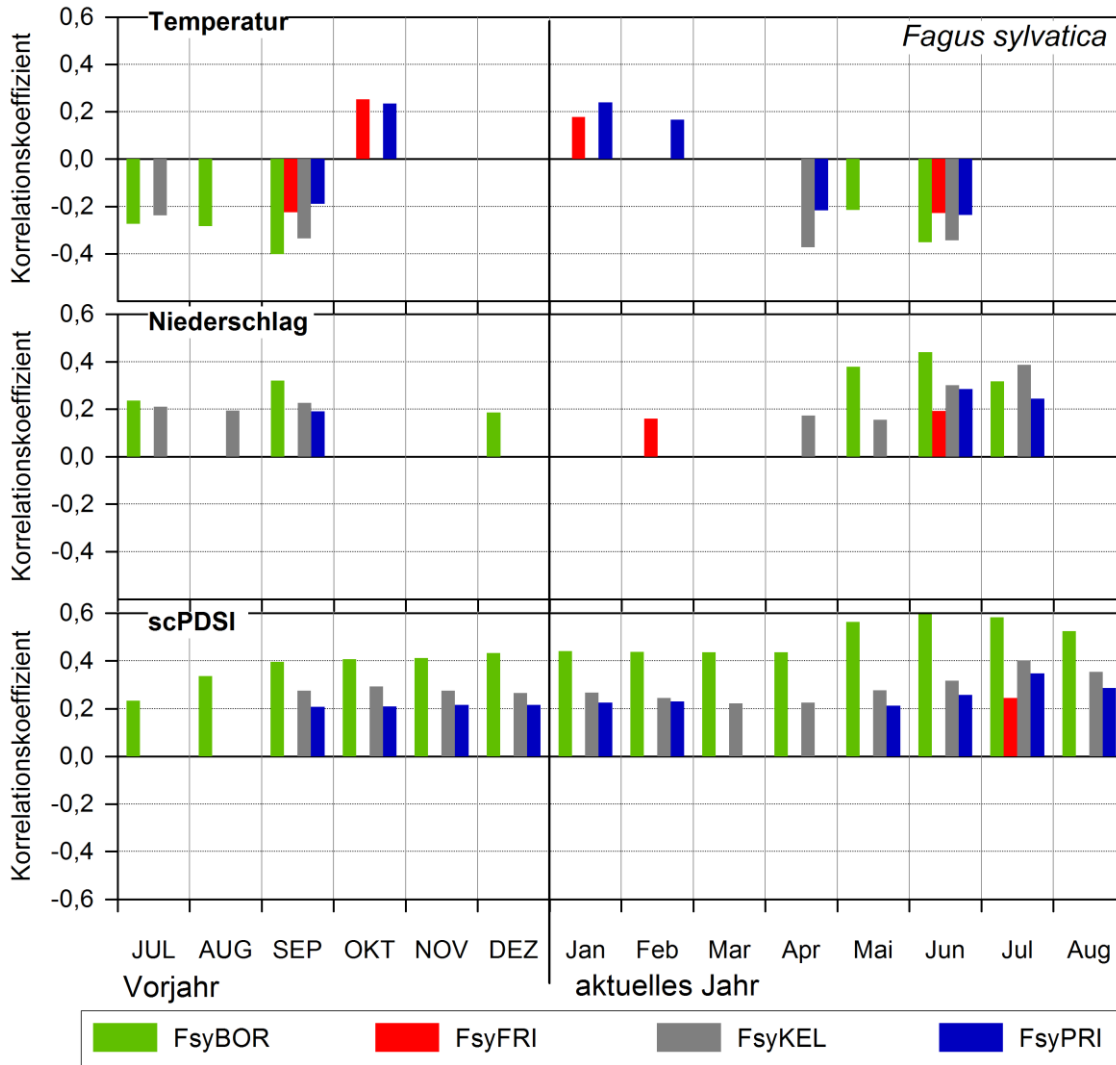


Abbildung 4.13: Signifikante Korrelationskoeffizienten zwischen indexierten Zuwachszeitreihen und Temperatur, Niederschlag und dem selbstkalibrierenden ‚Palmer Drought Severity Index‘ (scPDSI) vom Vorjahres-Juli bis zum August des aktuellen Jahres für Rot-Buche (Fsy) für die trockenen Waldstandorte Borsberghänge (BOR) sowie Kellerbrücke (KEL) und die frischen bis feuchten Waldstandorte Friedrichsgrund (FRI) und Prießnitzwasserfall (PRI) im Zeitraum 1920 bis 2007. Der scPDSI reicht nur bis zum Jahr 2002.

Die Ergebnisse für die städtischen Einzelbäume der Rot-Buche lassen dagegen eine geringere klimatische Zuwachssteuerung erkennen (Abb. 4.14). Dies zeigt sich besonders für den Standort Bosewitzer Straße (FsyBOS), auf dem signifikante Zusammenhänge einzig für die Niederschläge im Vorjahres-August und im aktuellen Juli bestehen. Mit dieser Ausnahme korrelieren die Zuwächse der Stadtbäume am häufigsten signifikant mit den Niederschlägen in der laufenden Vegetationsperiode von Mai bis Juli. Die Temperatur ist für den Radialzuwachs aller drei Standorte nur von untergeordneter Bedeutung. Auffällig sind die im gesamten Analysezeitraum signifikanten, starken Korrelationen der Buche auf der

Waldschlösschenstraße (FsyWSC) zum scPDSI, die vergleichbar mit denen der trockenen Waldstandorte (FsyKEL und FsyBOR) sind.

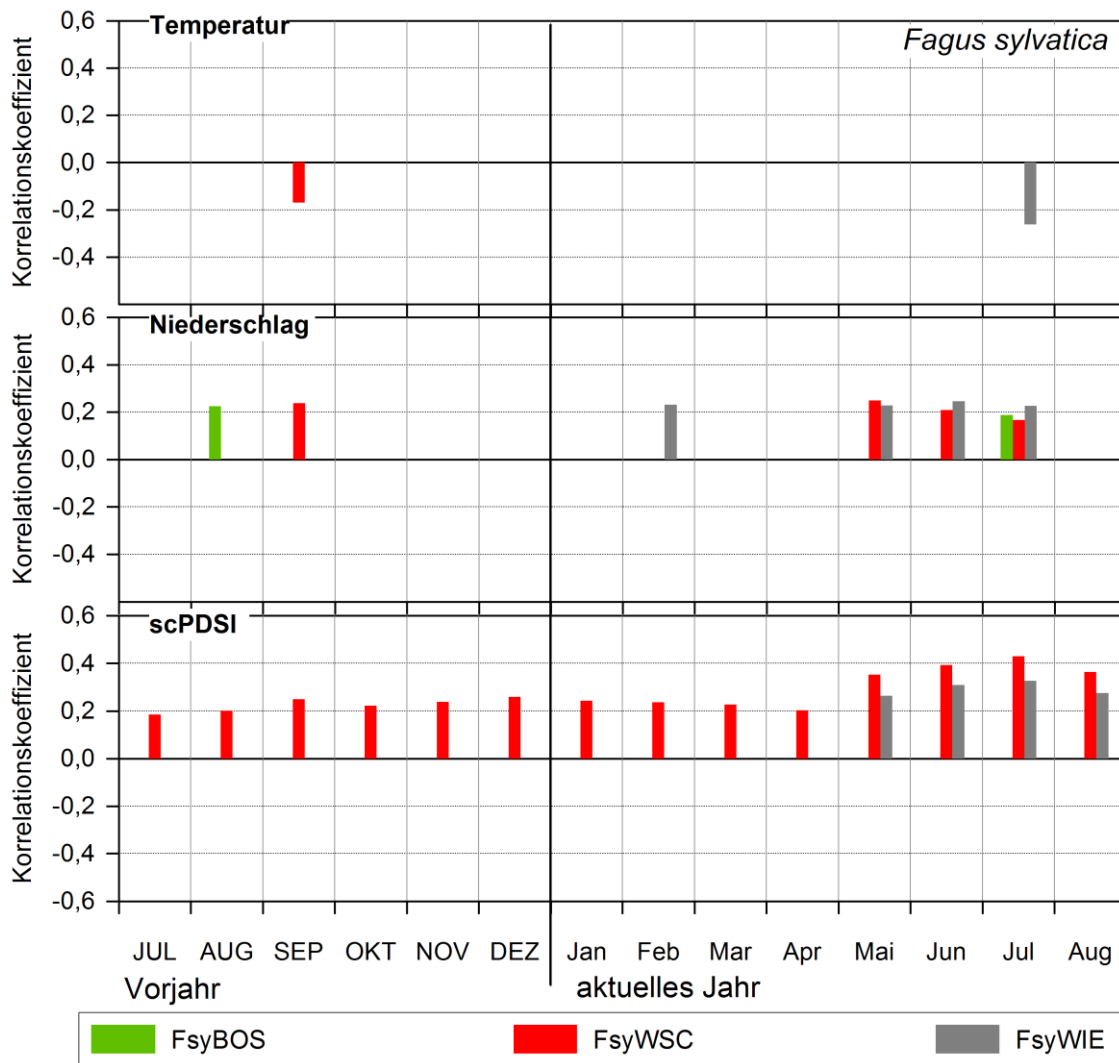


Abbildung 4.14: Signifikante Korrelationskoeffizienten zwischen indexierten Zuwachszeitreihen und Temperatur, Niederschlag und dem selbstkalibrierenden ‚Palmer Drought Severity Index‘ (scPDSI) vom Vorjahres-Juli bis zum August des aktuellen Jahres für Rot-Buche (Fsy) für die drei städtischen Einzelbaumstandorte Bosewitzer Straße (BOS) und Wiener Straße (WIE) im Zeitraum 1955 bis 2007 sowie Waldschlösschenstraße (WSC) von 1920 bis 2007. Der scPDSI reicht nur bis zum Jahr 2002.

Für die **Ahornblättrige Platane** findet man eine Temperaturabhängigkeit des Radialzuwachses in den drei Monaten von Juli bis September sowie im November des Vorjahres (Abb. 4.15). Im Jahr der Ringbildung übt einzig die Temperatur im Februar einen signifikanten Einfluss auf den Zuwachs aus. Zusätzlich wird der Radialzuwachs von den Niederschlägen im September des Vorjahres, im Februar und in den beiden Sommermonaten Juni und Juli beeinflusst. Die höchsten Korrelationskoeffizienten wurden für den Monat Juli

zu den Niederschlägen ( $r = 0,38$ ) und im Monat August zum scPDSI ( $r = 0,40$ ) berechnet. Über den gesamten Analysezeitraum wurde auch für diese Baumart eine signifikante Abhängigkeit des Zuwachses vom scPDSI nachgewiesen.

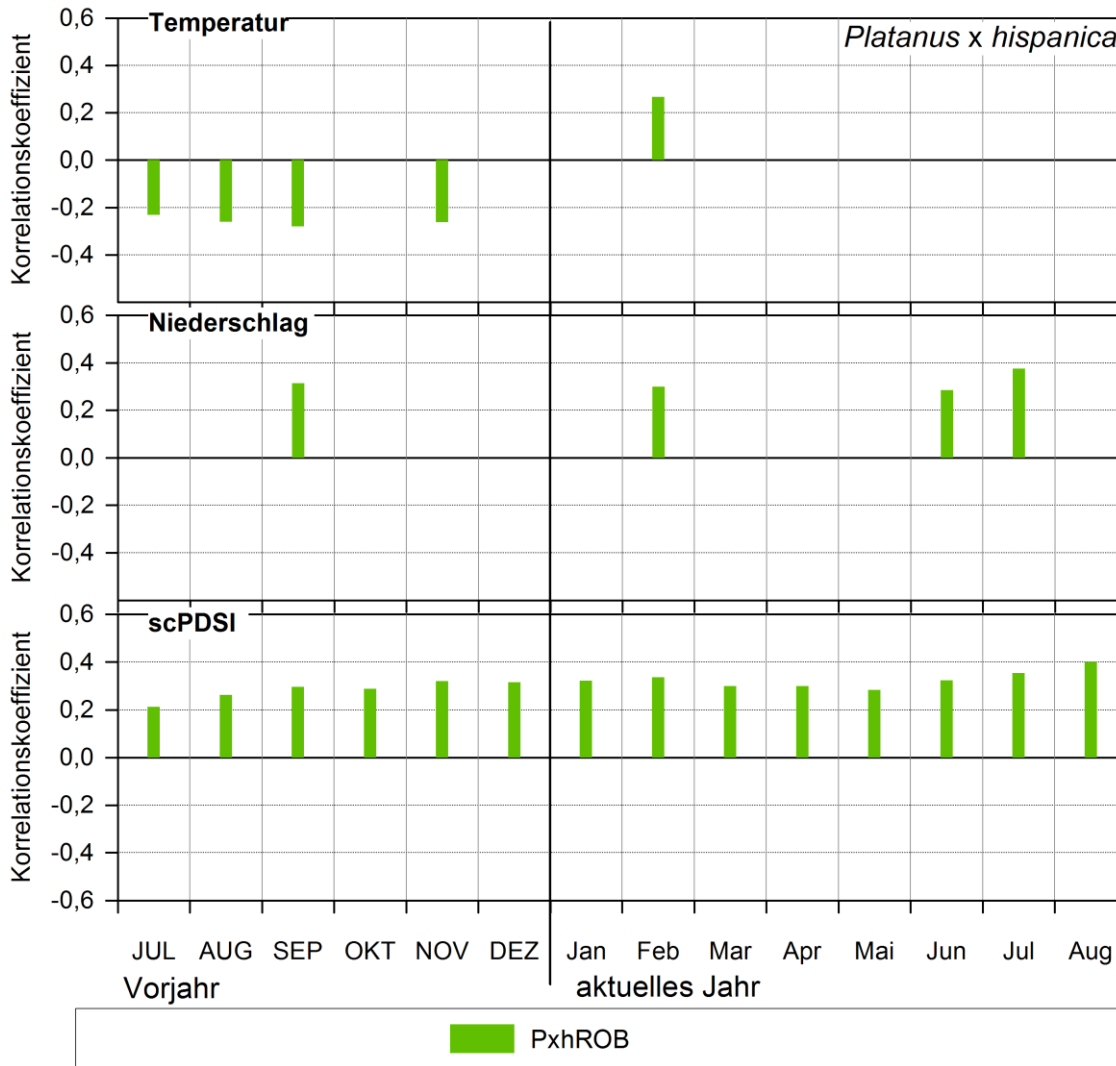


Abbildung 4.15: Signifikante Korrelationskoeffizienten zwischen der indexierten Zuwachszeitreihe und Temperatur, Niederschlag und dem selbstkalibrierenden ‚Palmer Drought Severity Index‘ (scPDSI) vom Vorjahres-Juli bis zum August des aktuellen Jahres für die Ahornblättrige Platane (Pxx) für die Robert-Berndt-Straße (ROB) von 1920 bis 2007. Der scPDSI reicht nur bis zum Jahr 2002.

Für das klimatisch bestimmte Zuwachsverhalten der **Kultur-Birne** wurden nur wenig übereinstimmende Ergebnisse zwischen den drei Standortschronologien (Abb. 4.16) festgestellt. In diesem Zusammenhang soll erwähnt werden, dass die Nussallee die höchste Porosität, die Bernard-Shaw-Straße aber die zweitgeringste Porosität aller städtischen Straßenbaumstandorte aufzeigt und beide Standorte damit die größte standörtliche Variation

für die hier betrachteten Arten aufweisen. Ähnlichkeiten der Klima-Zuwachs-Relationen auf diesen Standorten finden sich in vergleichbar negativen Korrelationen zur Temperatur in den Monaten Juli und August des Vorjahres. Auffällig ist die herausragende Bedeutung der Temperaturen im Juli ( $r = 0,33$ ) und im August ( $r = 0,43$ ) im Jahr der Ringbildung für die Kultur-Birnen der Nussallee, während alle anderen Baumarten keine oder negative Korrelationen zwischen Temperatur und Zuwachs für diesen Zeitraum zeigen.

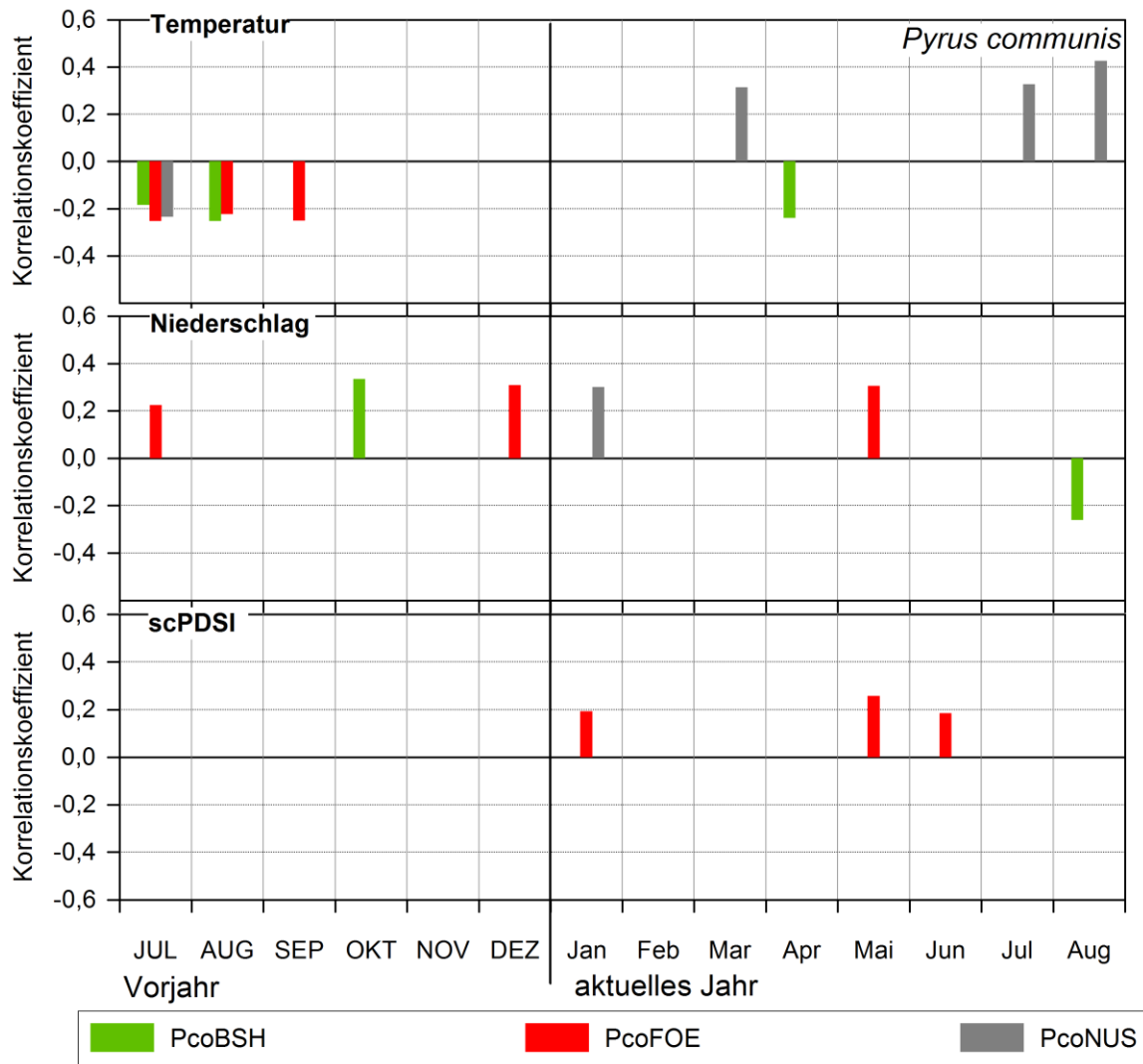


Abbildung 4.16: Signifikante Korrelationskoeffizienten zwischen indexierten Zuwachszeitreihen und Temperatur, Niederschlag und dem selbstkalibrierenden ‚Palmer Drought Severity Index‘ (scPDSI) vom Vorjahres-Juli bis zum August des aktuellen Jahres für die Kultur-Birne (Pco) für den Standort Försterlingstraße (FOE) von 1920 bis 2007 und für die Standorte Nussallee (NUS) sowie Bernard-Shaw-Straße (BSH) von 1955 bis 2007. Der scPDSI reicht nur bis zum Jahr 2002.

Im Unterschied zu den übrigen Baumarten zeigen die Kultur-Birnen auch nur eine geringe Abhängigkeit vom scPDSI, die nur für die Bäume der Försterlingstraße (FOE) in drei

Monaten signifikante Abhängigkeiten mit Korrelationskoeffizienten von maximal 0,26 ergaben.

Auf den trockenen Borsberghängen (QrsBOR) reagieren die **Trauben-Eichen** auf hohe Temperaturen im Vorjahres-September und in der laufenden Vegetationsperiode von April bis Juni mit einem geringen Zuwachs (Abb. 4.17).

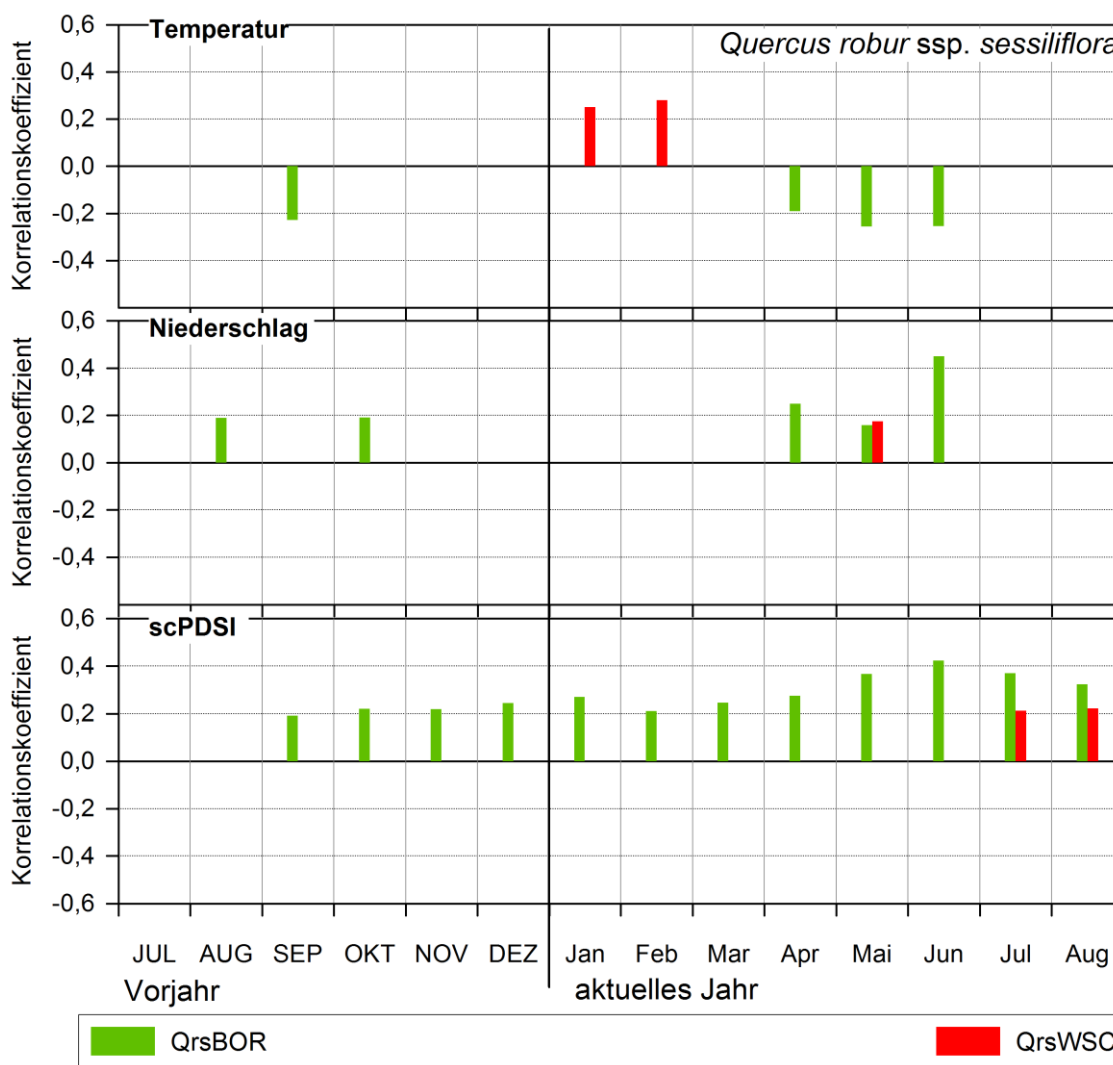


Abbildung 4.17: Signifikante Korrelationskoeffizienten zwischen indexierten Zuwachszeitreihen und Temperatur, Niederschlag und dem selbstkalibrierenden ‚Palmer Drought Severity Index‘ (scPDSI) vom Vorjahres-Juli bis zum August des aktuellen Jahres für die Trauben-Eiche (Qrs) für den urbanen Standort Waldschlösschenstraße (WSC) sowie den Waldstandort Borsberghänge (BOR) von 1920 bis 2007. Der scPDSI reicht nur bis zum Jahr 2002.

Dagegen bewirken hohe Niederschlagsmengen im August sowie im Oktober des Vorjahres und in den drei Monaten von April bis Juni im aktuellen Jahr einen hohen Zuwachs. Mit Korrelationskoeffizienten von 0,45 bzw. 0,42 zeigen die Trauben-Eichen des trockenen



Waldstandortes die stärkste Abhängigkeit von den Niederschlägen und vom scPDSI im aktuellen Juni. Jedoch besteht im gesamten Zeitraum vom September des Vorjahres bis zum August des aktuellen Jahres ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Wachstum und dem scPDSI. Ein konträres Bild der Klima-Zuwachs Relation zeigen die Trauben-Eichen des urbanen Standortes. Auf diesem Standort wird das Zuwachsgeschehen primär von den Wintertemperaturen im Januar und Februar bestimmt. Geringe Wintertemperaturen äußern sich hier in höheren Zuwächsen. Betrachtet man die Niederschlagsabhängigkeit der Stadtbäume, so besteht eine signifikante Korrelation nur im Mai des aktuellen Jahres. Die Beziehung zum Trockenheitsindex ist nur schwach ausgeprägt und einzig für die Monate Juli und August im aktuellen Jahr signifikant.

Auch für die Waldbäume der **Rot-Eiche** (QruBOR) ergeben sich engere Zusammenhänge zwischen Klima und Zuwachs als für die städtischen Standorte (Abb. 4.18). Für die Bäume des Borsberges bestehen die stärksten Zusammenhänge zur Temperatur im Vorjahres-September und zu den Niederschlägen im aktuellen Juni. Im Zeitraum vom September des Vorjahres bis zum August des aktuellen Jahres wurden signifikante Zusammenhänge zwischen dem Radialzuwachs und dem scPDSI berechnet, mit Höchstwerten vom Mai bis zum August des aktuellen Jahres.

Für die gesamte Periode vom Vorjahres-Juli bis zum August des aktuellen Jahres fallen zwei Besonderheiten auf. So reagieren die beiden Rot-Eichen-Chronologien des Käthe-Kollwitz-Platzes (QruKKP) und der Stübelallee (QruSTU) auf die klimatischen Bedingungen im Winter. Ein zweiter markanter Unterschied betrifft den Zeitraum der Korrelationen. Im aktuellen Jahr übt der Niederschlag für die Waldbäume bereits ab April einen starken Einfluss auf den Zuwachs aus, für die Stadtbäume lediglich im Juni. Für alle Chronologien lässt sich jedoch eine Fokussierung der Niederschlagswirkung im Monat Juni des aktuellen Jahres erkennen.

Die drei Chronologien QruBOR, QruSTU und QruZSC zeigen eine Abhängigkeit vom Trockenheitsindex von Januar bis August des aktuellen Jahres mit besonders starken Korrelationen vom Mai bis Juli. Die geringste Klimasensitivität besteht für die Rot-Eichen auf der Robert-Berndt-Straße (QruROB), die nur auf die Klimasignale im September des Vorjahres und im Juli des aktuellen Jahres reagieren. Dieser Straßenbaumstandort weist die geringste Porosität aller Standorte auf (vgl. Abb. 4.10). Im Gegensatz dazu hat der Standort

der Rot-Eichen auf der Stübelallee (QruSTU) eine signifikant höhere mittlere Porosität und eine geringere Versiegelung und zeigt vergleichbare Klima-Zuwachs-Reaktionen wie die Rot-Eichen des Waldstandortes auf.

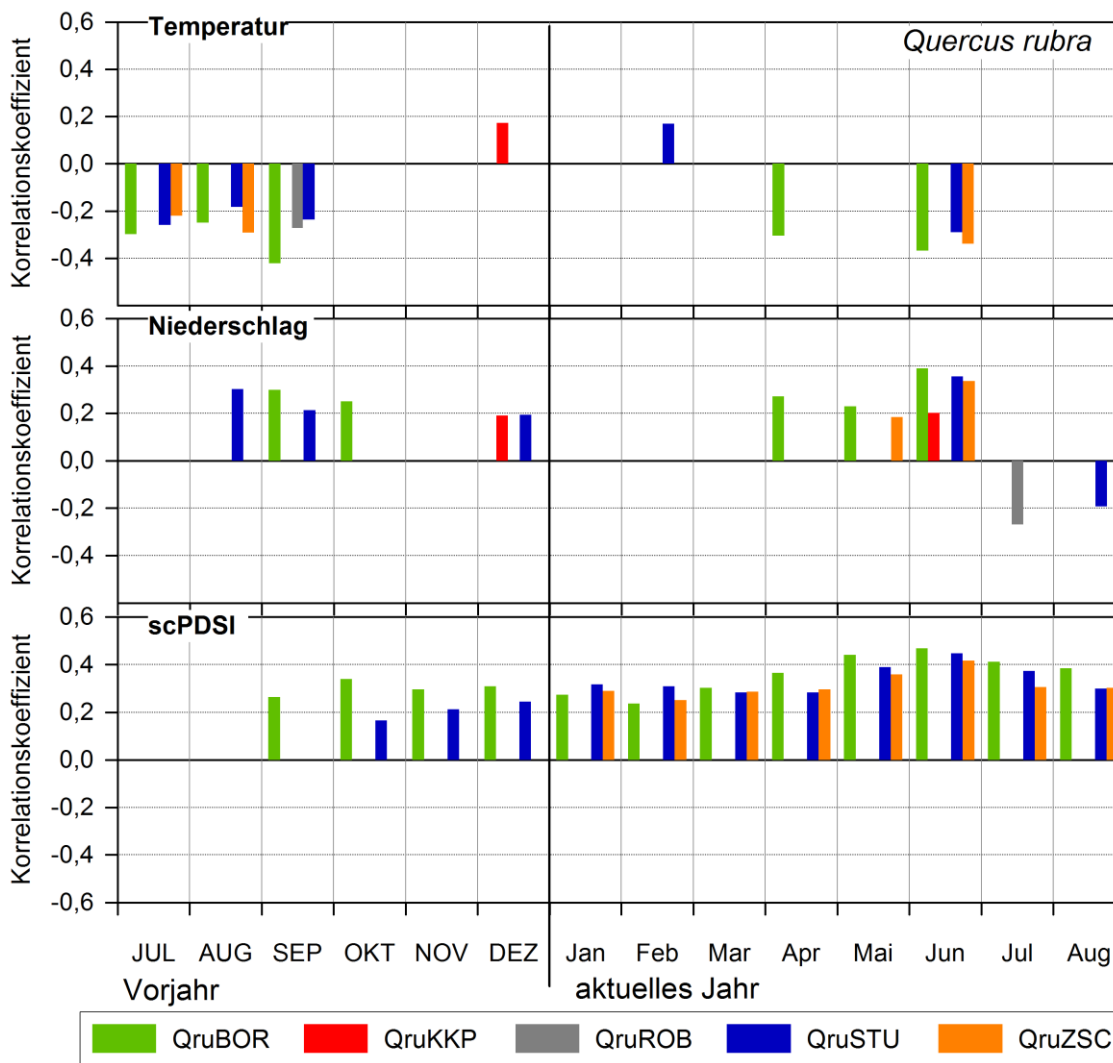


Abbildung 4.18: Signifikante Korrelationskoeffizienten zwischen indexierten Zuwachszeitreihen und Temperatur, Niederschlag und dem selbstkalibrierenden ‚Palmer Drought Severity Index‘ (scPDSI) vom Vorjahres-Juli bis zum August des aktuellen Jahres für die Rot-Eiche (Qru) der urbanen Standorte Käthe-Kollwitz-Platz (KKP), Stübelallee (STU), Zschierener Straße (ZSC) sowie den Waldstandort Borsberghänge (BOR) von 1920 bis 2007 und für den Standort Robert-Berndt-Straße (Rob) von 1955 bis 2007. Der scPDSI reicht nur bis zum Jahr 2002.

Die **Winter-Linde** des Waldstandortes Borsberg (TcoBOR) zeigt eine Zuwachsabhängigkeit von den Vorjahrestemperaturen von Juli bis September sowie zu den Vorjahresniederschlägen im Juli, September und Oktober (Abb. 4.19). Im Jahr der Ringbildung bestimmen beide betrachteten Klimaparameter das Wachstum hauptsächlich in der Vegetationsperiode von April bis Juli, am stärksten jedoch im Monat Juni (Temp.

$r = -0,33$ ; Ns.  $r = 0,37$ ). Für die Korrelationsanalysen des scPDSI wurden mit Ausnahme des Vorjahres-Juli stets höhere Korrelationskoeffizienten berechnet als zur Temperatur und dem Niederschlag. In allen betrachteten Monaten zeigen sich signifikante Abhängigkeiten zum Feuchteangebot. Auch für diesen Parameter wurde der höchste Korrelationskoeffizient im Juni ermittelt ( $r = 0,53$ ). Für die Stadtbäume (TcoTRO) ist nur eine schwache klimatische Wachstumssteuerung zu beobachten, die sich auf wenige Monate im Vorjahr beschränkt.

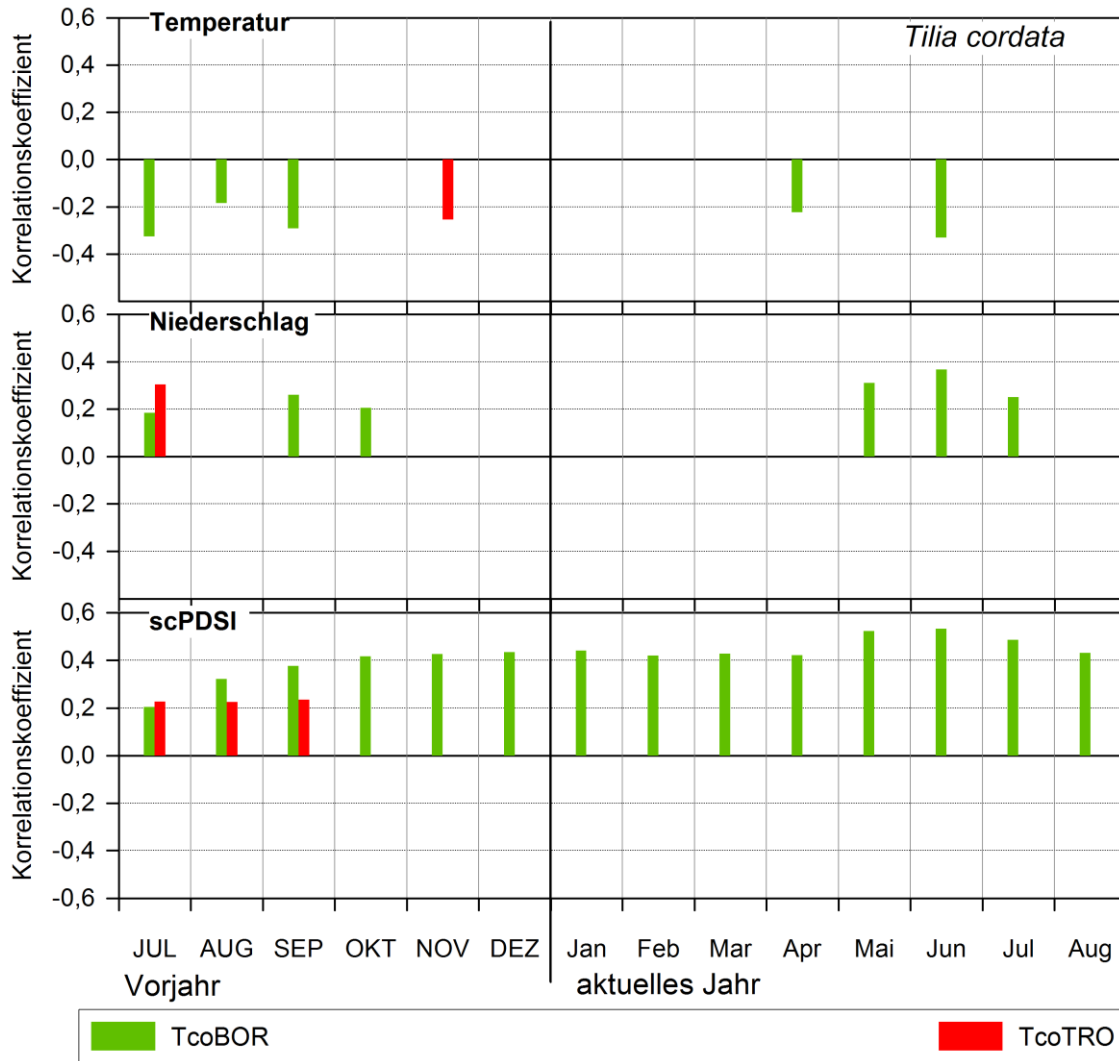


Abbildung 4.19: Signifikante Korrelationskoeffizienten zwischen indextierten Zuwachszeitreihen und Temperatur, Niederschlag und dem selbstkalibrierenden ‚Palmer Drought Severity Index‘ (scPDSI) vom Vorjahres-Juli bis zum August des aktuellen Jahres für die Winter-Linde (Tco) des Waldstandortes Borsberghänge (BOR) von 1920 bis 2007. Der scPDSI reicht nur bis zum Jahr 2002.

Die Standortbedingungen der **Sommer-Linden** auf der Krippener Straße lassen sich durch eine höhere Porosität und eine geringere Versiegelung gegenüber der Peter-Schmoll-Straße

charakterisieren (vgl. Abb. 4.9 und 4.10). Trotzdem unterscheiden sich die beiden Parameter für die Straßenbaumstandorte nur gering. Im klimatischen Zuwachsverhalten der Sommer-Linden zeigt sich jedoch nur eine geringe Konformität (Abb. 4.20). Die einzigen Übereinstimmungen sind in der Abhängigkeit des Zuwachses vom Niederschlag des Vorjahres-September und vom scPDSI des Zeitraumes vom Vorjahres-September bis zum aktuellen Januar zu sehen.

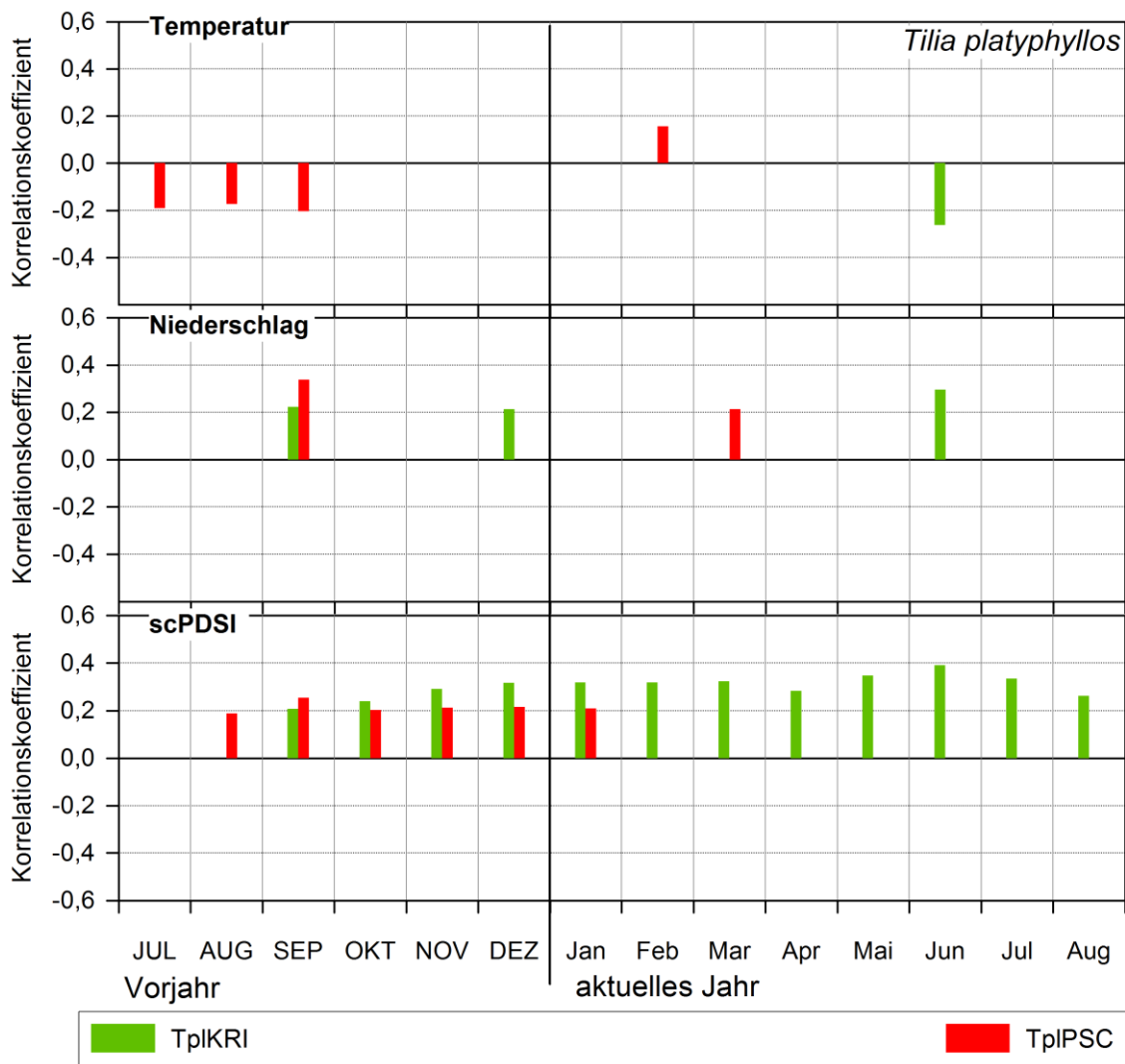


Abbildung 4.20: Signifikante Korrelationskoeffizienten zwischen indexierten Zuwachszeitreihen und Temperatur sowie Niederschlag und dem selbstkalibrierenden ‚Palmer Drought Severity Index‘ (scPDSI) vom Vorjahres-Juli bis zum August des aktuellen Jahres für Sommer-Linde (Tpl) der urbanen Standorte Krippener Straße (KRI) und Peter-Schmoll-Straße (PSC) von 1920 bis 2007. Der scPDSI reicht nur bis zum Jahr 2002.

Während für die Sommer-Linden auf der Krippener Straße (KRI) die Witterungsbedingungen im aktuellen Juni von primärer Bedeutung sind, kann für die Peter-Schmoll-Straße eine

signifikante Wirkung der Temperaturen im Vorjahr von Juli bis September und der Niederschläge im September ( $r = 0,30$ ) als wesentlich zuwachsprägend bestimmt werden. Besonders im aktuellen Jahr belegen die hohen und stets signifikanten Korrelationen zum scPDSI für die Krippener Straße die stärkere Bedeutung der Feuchtigkeit für das Wachstum dieses Standortes.

### 4.3.2 Regressionsanalysen

Durch lineare Regressionsanalysen mit den beiden Parametern Temperatur und Niederschlag für alle Monatswerte vom Vorjahres-Juli bis zum aktuellen August wurde artunabhängig für die Waldbäume eine stärkere klimatische Steuerung als für die Stadtbäume festgestellt (Tab. 4.4). Eine nachweisbare Temperatur- und Niederschlagsabhängigkeit im gesamten Zeitraum ist nur für vier (PcoFOE, QruSTU, TcoTRO, TplKRI) der insgesamt 19 urbanen Chronologien gegeben.

**Tabelle 4.4: Signifikante Ergebnisse für die lineare Regressionsanalyse mit sämtlichen Monatswerten der Temperatur und des Niederschlags vom Vorjahres-Juli bis zum aktuellen Jahr im August.**

Art und Standort	FG	Stdf.	Multiples $R^2$	Korrigiertes $R^2$	F-Test	P-Wert
FsyBOR	60	0,20	0,73	0,55	4,15	0,0000
FsyFRI	60	0,13	0,55	0,27	1,96	0,0050
FsyKEL	60	0,14	0,67	0,48	3,55	0,0000
FsyPRI	60	0,12	0,59	0,36	2,57	0,0001
PcoFOE	60	0,20	0,64	0,30	1,87	0,0162
QrsBOR	60	0,15	0,68	0,53	4,42	0,0000
QruBOR	60	0,15	0,71	0,42	2,45	0,0016
QruSTU	60	0,12	0,60	0,36	2,47	0,0003
TcoBOR	60	0,27	0,59	0,33	2,23	0,0012
TcoTRO	60	0,14	0,71	0,41	2,40	0,0018
TplKRI	60	0,17	0,55	0,21	1,63	0,0368

Die Porosität dieser Standorte ist mit Werten von 0,42 bis 0,53 eher mittel bis hoch einzuschätzen. Dagegen lässt sich für keine Straßenbaumchronologie mit geringen bis mittleren Werten der Standortsporosität (Wert der mittleren Standortsporosität  $\leq 0,42$ ) ein

lineares Regressionsmodell mit den beiden erklärenden Variablen Temperatur und Niederschlag bilden, das die Variabilität des Radialzuwachses signifikant erklärt. Im Gegensatz dazu zeigen die Regressionsmodelle für alle Baumarten des Borsberges (BOR) und für die Waldstandorte der Rot-Buche (FsyKEL, FsyFRI, FsyPRI) stets einen signifikanten Einfluss von Temperatur und Niederschlag. Die besten Approximationen durch die linearen Modelle mit den Variablen Temperatur und Niederschlag ergeben sich für die Rot-Buche (korr.  $R^2 = 0,55$ ) und die Trauben-Eiche (korr.  $R^2 = 0,53$ ) des Borsberges (BOR).

Die Wasserversorgung spielt auf trockenen Standorten eine größere Rolle für das Wachstum und dementsprechend ergeben sich auch standörtliche Unterschiede der linearen Regressionsmodelle mit dem Trockenheitsindex als unabhängige Variable (Tab. 4.5).

**Tabelle 4.5: Signifikante Ergebnisse für die lineare Regressionsanalyse mit sämtlichen Monatswerten des scPDSI vom Vorjahres-Juli bis zum aktuellen Jahr im August**

<b>Art und Standort</b>	<b>FG</b>	<b>Stdf.</b>	<b>Multipl. <math>R^2</math></b>	<b>Korrigiertes <math>R^2</math></b>	<b>F-Test</b>	<b>P-Wert</b>
FsyBOR	68	0,23	0,53	0,44	5,54	0,0000
FsyKEL	68	0,18	0,35	0,28	2,62	0,0041
FsyWSC	68	0,26	0,33	0,19	2,36	0,0098
FsyWIE	68	0,30	0,28	0,13	1,86	0,0483
PxhROB	68	0,17	0,31	0,17	2,20	0,0160
PcoFOE	68	0,22	0,31	0,17	2,21	0,0156
QrsBOR	68	0,19	0,34	0,20	2,48	0,0067
QruBOR	68	0,15	0,52	0,42	5,35	0,0000
QruSTU	68	0,13	0,43	0,31	3,67	0,0001
QruZSC	68	0,12	0,37	0,24	2,81	0,0023
TcoBOR	68	0,26	0,52	0,41	5,17	0,0000
TpIKRI	68	0,16	0,31	0,17	2,24	0,0145

So konnte für alle Baumarten des trockenen Waldstandortes Borsberg (BOR) ein starker linearer Zusammenhang zwischen dem Zuwachs und dem scPDSI vom Vorjahres-Juli bis zum aktuellen August berechnet werden.

Abweichend von den linearen Regressionsmodellen für die Rot-Buche auf der Basis der Temperatur und des Niederschlags konnte für die Berechnung mit dem Trockenheitsindex

nur für die beiden trockenen Waldstandorte (FsyBOR, FsyKEL) ein signifikanter Einfluss ermittelt werden, nicht jedoch für die frischen bis feuchten Waldstandorte. Dagegen deuten die Ergebnisse für die städtischen Einzelbäume mit einer hohen Versiegelung (FsyWSC, FsyWIE) auf eine Wachstumslimitierung durch die Wasserversorgung hin.

Auch die Modelle für die beiden urbanen Chronologien der Ahornblättrigen Platane (PxxROB) und der Rot-Eiche (QruZSC) verweisen auf den Einfluss von Wasserdefiziten und –überschüssen für den Zuwachs.

Für alle Regressionsmodelle mit der Variablen scPDSI ist der Anteil der erklärbaren Varianz stets niedriger als mit den beiden Variablen Temperatur und Niederschlag. Zudem erreichen die linearen Modelle der städtischen Chronologien kaum 20 % der erklärbaren Varianz und nur für die Rot-Eichen der Stübelallee einen Anteil von 31 %.

Um zu testen, welche Klimavariablen in welchen Zeiträumen den stärksten Einfluss auf den Zuwachs ausüben, wurden schrittweise Regressionsmodelle verwendet (Tab. 4.6).

Mit Ausnahme für die Rot-Eichen der Stübelallee konnte auch mit dieser Methode für die Stadtbäume kein einzelner Zeitraum gefunden werden, der durch einen Haupteinfluss der Temperatur- und Niederschlagsabhängigkeit gekennzeichnet ist. Den höchsten Anteil erklärbarer Varianz ( $R^2 = 0,44$ ) liefert das lineare Regressionsmodell für den Waldstandort der Rot-Buchen am Borsberg. Dagegen wurde für die Winter-Linden des gleichen Standortes nur die Temperatur im aktuellen Juni als Haupteinflussfaktor berechnet. Dementsprechend ist hier der Anteil erklärbarer Varianz mit  $R^2 = 0,08$  am geringsten. Alle Modelle selektieren übereinstimmend entweder die Temperatur oder den Niederschlag im aktuellen Juni als beeinflussenden Faktor, damit lässt sich für die Baumarten ein starker Einfluss der Witterung im Juni ableiten. Trotzdem wurden mit Ausnahme der Winter-Linden für die aufgeführten Standorte auch noch weitere Monate selektiert, in denen ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Witterungsgeschehen und der Jahrringbildung besteht.

## Ergebnisse

**Tabelle 4.6: Ergebnisse für die schrittweise Regression (Faktoren) und statistische Kennziffern der darauf basierenden linearen Gesamtmodelle mit den selektierten Variablen Temperatur und Niederschlag.**

Art und Standort	Faktoren	FG	Intercept	Stdf.	Mult. R <sup>2</sup>	Korrig. R <sup>2</sup>	F-Test	P-Wert
FsyBOR	<u>Niederschlag</u> Mai Juni Juli Vorjahr September							
gesamt		83	0,2306	0,24	0,47	0,44	18,11	0,0000
FsyKEL	<u>Temperatur</u> April Juni <u>Niederschlag</u> Juli							
gesamt		84	1,8264	0,16	0,41	0,39	19,43	0,0000
FsyPRI	<u>Temperatur</u> Vorjahr Oktober <u>Niederschlag</u> Juni							
gesamt		85	0,6308	0,13	0,19	0,17	10,18	0,0001
QrsBOR	<u>Temperatur</u> Vorjahr Oktober <u>Niederschlag</u> Februar März Juni Vorjahr August							
gesamt		82	0,3931	0,18	0,33	0,28	6,60	0,0000
QruBOR	<u>Temperatur</u> April Juni							
gesamt		85	1,9023	0,18	0,20	0,18	10,75	0,0000
QruSTU	<u>Temperatur</u> Vorjahr Juli <u>Niederschlag</u> Juni							
gesamt		85	1,3779	0,13	0,27	0,26	16,10	0,0000
TcoBOR	<u>Temperatur</u> Juni							
gesamt		86	2,0431	0,33	0,09	0,08	8,46	0,0046



## Ergebnisse

Der Einfluss des Trockenheitsindex wurde ebenso wie für die Temperatur und den Niederschlag mit schrittweisen Regressionen untersucht (Tab. 4.7).

**Tabelle 4.7: Ergebnisse für die schrittweise Regression (Faktoren) und statistische Kennziffern der darauf basierenden linearen Gesamtmodelle mit den selektierten Zeiträumen für den scPDSI.**

Art und Standort	Faktoren	FG	Intercept	Stdf.	Mult. R <sup>2</sup>	Korrig. R <sup>2</sup>	F-Test	P-Wert
FsyBOR gesamt	April Mai	81	0,9991	0,25	0,38	0,36	24,30	0,0000
FsyKEL gesamt	Vorjahres Juli Vorjahres September	81	1,0108	0,18	0,22	0,20	11,17	0,0000
FsyWSC gesamt	Mai	81	1,0008	0,28	0,08	0,07	6,82	0,0105
PxhROB gesamt	Juli	81	1,0046	0,17	0,18	0,17	17,74	0,0000
PcoFOE gesamt	Mai	81	0,9863	0,24	0,09	0,07	7,63	0,0071
QrsBOR gesamt	Juni	81	0,9956	0,19	0,20	0,19	20,71	0,0000
QruBOR gesamt	Vorjahr Oktober Aktuelles Jahr Februar, Juni	79	1,0073	0,16	0,39	0,37	16,91	0,0000
QruSTU gesamt	Juni	81	0,9924	0,13	0,25	0,25	27,58	0,0000
QruZSC gesamt	Juni	81	0,9954	0,12	0,18	0,17	17,29	0,0000
TcoBOR gesamt	Vorjahr Juli, September Aktuelles Jahr Juni	79	1,0335	0,25	0,46	0,44	22,43	0,0000
TplKRI gesamt	Juni	81	0,9960	0,16	0,15	0,14	13,94	0,0003

Wenngleich der Anteil der erklärbaren Varianz für die Modelle der urbanen Chronologien lediglich bei maximal  $R^2 = 0,25$  (QruSTU) liegt, können für insgesamt sechs urbane Standorte einzelne Monate eingegrenzt werden, in denen Wasserdefizite für das

Zuwachsgeschehen von primärer Bedeutung sind. Für die Waldbäume des trockenen Standortes liefern die Modelle, in die zumeist mehrere Monate einfließen, einen höheren Erklärungsgehalt als für die urbanen Chronologien der gleichen Art. Ebenfalls wie für die Temperatur und den Niederschlag zeigt die Berechnung mit dem scPDSI in der Zeit von Mai bis Juli im aktuellen Jahr, am häufigsten aber im Juni im aktuellen Jahr die stärksten Zusammenhänge.

#### **4.3.3 Zusammenfassende Betrachtung der klimatischen Zuwachssteuerung**

Für die Mehrzahl der untersuchten Baumarten lässt sich deutlich erkennen, dass der Temperatur im Vorjahr in der Periode von Juli bis September und im aktuellen Juni für das Wachstum die größte Bedeutung zukommt. Für die Waldbäume des Standortes Borsberg wurde die stärkste Temperaturabhängigkeit ermittelt, mit signifikant negativen Zusammenhängen im gesamten Vorjahreszeitraum von Juli bis September und in der aktuellen Vegetationsperiode primär von April bis Juli. Betrachtet man die Buchenstandorte unterschiedlicher Wasserversorgung, ist der Radialzuwachs für die frischen bis feuchten Standorte geringer von der Temperatur beeinflusst als an den übrigen Standorten.

Hervorzuheben ist auch die nachweisbare Temperaturwirkung in den Wintermonaten für acht urbane Chronologien und für zwei Chronologien der Rot-Buche der Bachtälchenstandorte Friedrichsgrund (FRI) und Prießnitzwasserfall (PRI). Durch die positiven Korrelationskoeffizienten wird eine wachstumsfördernde Wirkung von milden Wintertemperaturen auf den nachfolgenden Zuwachs erkennbar, die besonders hoch für die Ahornblättrige Platane und die Trauben-Eiche ist. Im Baumartenvergleich weisen die urbanen Sommer-Linden die geringste und die Rot-Buchen des Borsberges die stärkste Temperaturabhängigkeit aller untersuchten Baumarten auf.

Für die Wachstumsabhängigkeit von den Niederschlagsmengen lassen sich wiederum häufig starke Zusammenhänge im September des Vorjahres und in der laufenden Vegetationsperiode von April bis Juli eingrenzen. Bis auf drei Ausnahmen (PcoBSH, QruROB, QruSTU) in wenigen Monaten fördern überdurchschnittliche Niederschlagsmengen stets hohe Zuwächse. Analog zu den Ergebnissen für die Temperatur konnte für die Waldbäume des Borsberges eine stärkere Wachstumslimitierung durch das Niederschlagsgeschehen festgestellt werden als für die entsprechenden Arten auf den

städtischen Standorten. Der Berg-Ahorn, die Rot-Buche und die Ahornblättrige Platane reagieren häufig noch im Monat Juli des aktuellen Jahres auf hohe Niederschläge mit verstärktem Zuwachs, während ein Einfluss für den größten Teil der Eichenchronologien im Juli und August nicht mehr gegeben ist.

Vor allem die Korrelationsanalysen lassen eine ausgeprägte Abhängigkeit vom scPDSI über längere Zeiträume erkennen. Damit lässt sich schlussfolgern, dass sich der Einfluss der Wasserverfügbarkeit nicht auf einzelne Monate begrenzen lässt, sondern über eine längere Periode eine Wirksamkeit auf die Jahrringbildung entfaltet. Trotzdem zeigen die schrittweisen Regressionsanalysen auf, dass sich die Wasserverfügbarkeit im aktuellen Juni am stärksten auf den Radialzuwachs auswirkt.

Die Stadtbaumchronologien reagieren deutlich differenzierter auf den scPDSI als die Waldbäume. So wurden einerseits stärkere Zusammenhänge zwischen den Wachstumsmustern und den scPDSI für stark versiegelte Straßenbaumstandorte (z. B. AplLIL, PxxROB, QruZSC) und für zwei stark versiegelte Einzelbaumstandorte der Rot-Buche (FsyWSC, FsyWIE) gefunden, aber auch keine oder kaum Abhängigkeiten für Standorte ähnlich hoher Versiegelung (z. B. AplSAC, PcoBSH, QrsWSC, QruROB). Im Baumartenvergleich der städtischen Chronologien zeichnen sich die Lindenarten durch eine vergleichsweise geringe Beeinflussung durch den scPDSI aus, während die Jahrringmuster der Rot-Eichen und der Ahornblättrigen Platanen stark zum scPDSI zeichnen. Der Radialzuwachs der Kultur-Birnen ist am wenigsten vom Trockenheitsindex determiniert.

#### **4.3.4 Dynamik der Klima-Zuwachs-Relation**

Für jede Chronologie wurden ‚moving correlations‘ im Zeitraum vom Juli des Vorjahres bis zum aktuellen August über 14 Monate berechnet. Zunächst soll am Beispiel für die Berg-Ahorne der Sachsenwerkstraße die zeitliche Entwicklung der Klima-Zuwachs-Relation für den Monat Juni im aktuellen Jahr erklärt werden (Abb. 4.21).

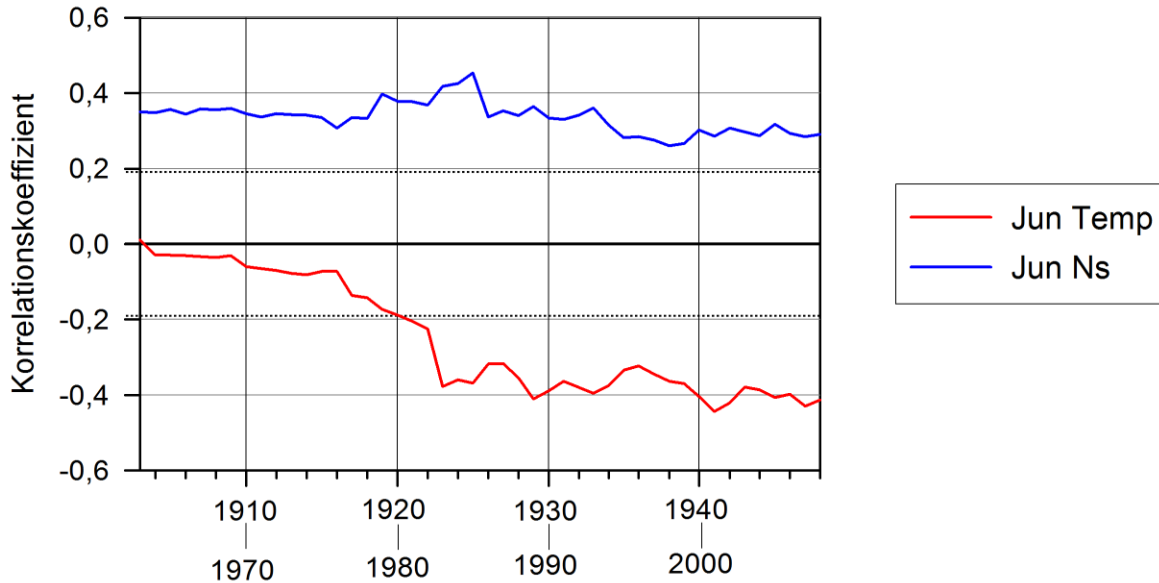


Abbildung 4.21: 'Moving correlations' (Basislänge 60 Jahre) für Berg-Ahorn der Sachsenwerkstraße für Temperatur (rote Linie) und Niederschlag (blaue Linie) im Monat Juni im Zeitraum 1904 bis 2008. Die gepunkteten horizontalen Linien markieren die Signifikanzlevel ( $P < 0,05$ ).

Der signifikante Niederschlagseinfluss ist dabei über den gesamten Analysezeitraum von 1904 bis 2008 nahezu konstant und oszilliert um einen Korrelationskoeffizienten von 0,35, was auf einen gleichbleibend hohen Einfluss der Niederschläge deutet. Anders verläuft die Entwicklung der Temperaturabhängigkeit. Hier kann eine stark ansteigende Abhängigkeit des Zuwachses von der Temperatur im Juni im Jahr der Ringbildung berechnet werden, die sich besonders dramatisch innerhalb von nur zehn Jahren (1915 bis 1925 bis 1985) verstärkt und hier erstmals statistisch nachweisbar mit dem Radialzuwachs korreliert. Auch anschließend ist eine leichte Zunahme bis zu  $r = -0,40$  zu beobachten. In den letzten drei Dekaden hat damit die Temperatur gegenüber dem Niederschlag für den Zuwachs des Berg-Ahorns stark an Bedeutung gewonnen.

In Abbildung 4.22 soll beispielhaft für den Einzelbaum der Rot-Buche auf der Waldschlösschenstraße (FsyWSC) eine sich verringernde klimatische Wirkung am Beispiel für den Dezember des Vorjahres erläutert werden. Für die Temperatur kann eine abnehmende Wirkung auf den Radialzuwachs festgestellt werden. So verringert sich der Korrelationskoeffizient von  $\sim 0,40$  zu Beginn des Zeitraums bis zum Intervall 1875 bis 1935 auf  $\sim 0,20$  und sinkt anschließend auf ein Niveau, in dem keine Einflüsse mehr nachweisbar

sind. Die Zuwachswirksamkeit des Niederschlags erhöht sich hingegen leicht und erreicht im letzten Drittel des Analysezeitraums signifikante Werte.

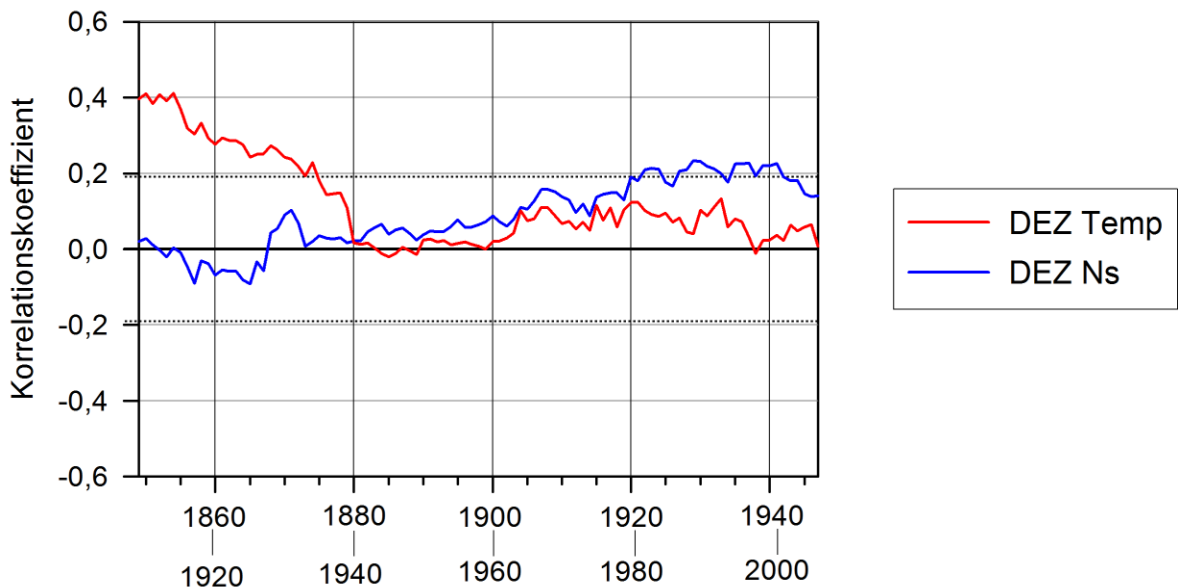


Abbildung 4.22: 'Moving correlations' (Basislänge 60 Jahre) für einen urbanen Einzelbaum der Rot-Buche der Waldschlösschenstraße für Temperatur (rote Linie) und Niederschlag (blaue Linie) im Monat Juni des aktuellen Jahres im Zeitraum 1849 bis 2007. Die gepunktete horizontale Linien markieren die Signifikanzlevel ( $P < 0,05$ ).

In den Tabellen 4.8 bis 4.10 sind sämtliche signifikanten Klimaeinflüsse und deren Veränderungen für alle Chronologien zusammengefasst. Damit können die Gemeinsamkeiten und Unterschiede zwischen den verschiedenen Arten und Standorten besser und schneller erfasst werden als über die Analyse der Einzelgraphiken.

Für die drei Chronologien der **Spitz-Ahorne** zeigt sich übereinstimmend eine Zunahme der Wachstumsabhängigkeit von den Niederschlägen im Monat September des Vorjahres und im Juni des aktuellen Jahres (Tab. 4.9). Auch die Entwicklung der Temperatur-Zuwachs-Relationen lässt einen steigenden Einfluss der Juni-Temperaturen erkennen (Tab. 4.8). Eine Veränderung der Abhängigkeit vom scPDSI in den letzten Jahrzehnten (Tab. 4.10) wurde, mit stark zunehmenden Abhängigkeiten über den gesamten Zeitraum vom Oktober des Vorjahres bis zum August des aktuellen Jahres, nur für die Bäume der Lilienthalstraße gefunden.

Für den **Berg-Ahorn** auf der Sachsenwerkstraße konnte eine stark gesteigerte Empfindlichkeit des Radialzuwachses sowohl gegenüber der Juli-Temperatur im Vorjahr als auch gegenüber den Juni-Temperaturen im aktuellen Jahr berechnet werden (Tab. 4.8).

Damit wurden Korrelationskoeffizienten unter  $-0,40$  zu den Temperaturen für das letzte Analyseintervall (bis 2007) ermittelt. Auch die Niederschläge im Vorjahres-Oktober wurden in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts für das Zuwachsgeschehen immer wichtiger. Dagegen erfahren sie im jeweils aktuellen Jahr im Mai und Juni eine gleichbleibende bzw. leicht abnehmende Bedeutung (Tab. 4.9). Für die zeitliche Dynamik der Korrelation zwischen dem Zuwachs und dem scPDSI lässt sich ein besonders starker Anstieg feststellen (Tab. 4.10). Dabei lässt sie in ihrem Zeitraum und in ihrer Stärke klare Parallelen zum Spitz-Ahorn auf der Lilienthalstraße erkennen.

Für die **Rot-Buchen** kann sowohl für die Waldstandorte als auch für die urbanen Standorte eine deutliche Zunahme der negativen Korrelation zu den Vorjahrestemperaturen im August und September berechnet werden (Tab. 4.8). Im Unterschied zu den urbanen Chronologien belegen die ‚moving intervals‘ für alle Waldstandorte eine stark steigende Bedeutung der aktuellen April-Temperaturen auf den Zuwachs. Alle Rot-Buchen, mit Ausnahme der Bäume des feuchten Waldstandortes Friedrichsgrund (FsyFRI), reagieren zunehmend sensitiver auf die Temperaturen im Juni des aktuellen Jahres. Für die beiden frischen bis feuchten Waldstandorte (FsyFRI, FsyPRI) zeigt sich eine steigende Bedeutung der Temperaturen im Oktober des Vorjahres. Allerdings ist der Zuwachs hier positiv mit der Temperatur korreliert. Für den urbanen Einzelbaumstandort (FsyWIE) und die beiden frischen bis feuchten Waldstandorte (FsyFRI, FsyPRI) konnte ein nahezu konstanter Witterungseinfluss im Winter (Dezember bis Februar) festgestellt werden. Einzig die positive Relation zwischen dem Radialzuwachs und der Januar-Temperatur für FsyPRI verringert sich auf ein nicht-signifikantes Niveau bis zum Jahr 2007.

Hinsichtlich der Niederschlagsabhängigkeit zeigt sich für die Rot-Buchen des Borsberges die stärkste Veränderung (Tab. 4.9), mit einer stark zunehmenden Sensitivität gegenüber den Niederschlagsmengen im April des aktuellen Jahres. Für beide trockene Waldstandorte kann ein relativ gleichbleibender Niederschlagseinfluss im Vorjahr von August bis September (FsyBOR) bzw. von Juli bis August (FsyKEL) beobachtet werden. Eine weitere Übereinstimmung ergibt sich in der Tendenz der Korrelation zwischen Zuwachs und Niederschlag für den Monat Juni auf den beiden Waldstandorten Kellerbrücke (KEL) und Prießnitzwasserfall (PRI) sowie auf den drei urbanen Einzelbaumstandorten Bosewitzer Straße (FsyBOS), Waldschlösschenstraße (WSC) und Wiener Straße (WIE).

## Ergebnisse

**Tabelle 4.8:** Ergebnisse für die ‚moving intervals‘ für den Temperatureinfluss im Vorjahr und im aktuellen Jahr. Rot markierte Kürzel stehen für negative Korrelationen, grüne Kürzel für positive Korrelationen. Die Veränderungen wurden immer vom ersten Jahrzehnt des Analysezeitraums bis zum letzten Jahrzehnt verglichen. Eine Erläuterung der Abkürzungen findet sich unterhalb der Tabelle.

Art und Standort	Temperatureinfluss													
	Vorjahr						Aktuelles Jahr							
	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DEZ	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug
ApIBER	0	+++	+++			0						++		
ApILIL	++											+++		
ApISAC	0											±		
ApsSAC	+++							N--		N--		+++		
FsyBOR	0	++	++						+++	+	++			
FsyFRI		+++	+++	++				+	+++		0			
FsyKEL	N--		+++						++		+			
FsyPRI	++	+++	++	++			N--	0	+++		++			
FsyBOS		+++									+++			
FsyWSC	+++		+++								+++			
FsyWIE											+++		-	
PxhROB	0	0	0		-			--						
PcoBSH	+++	++								0				+++
PcoFOE	+	0	0						+++					+++
PcoNUS	0	+							+			0		++
QrsBOR		++								++	0	0		
QrsWSC							-	0						
QruBOR	0	0	++							+++		0		
QruKKP			+++			N-				++		±		
QruROB	+++	++	++							+++				
QruSTU	0	+++	++			N-	N--	N--				0		
QruZSC	-	+						N-				--		
TcoBOR	++	+++	+++							++		-		
TcoTRO					N-						±			
TpIKRI						+++		0				±		
TpIPSC	+++	++	0		+++			N--						

+	Zunahme der Korrelation (0,06 < 0,10)	-	Abnahme der Korrelation (0,06 < 0,10)
++	Zunahme der Korrelation (< 0,20)	--	Abnahme der Korrelation (< 0,20)
+++	starke Zunahme der Korrelation (> 0,20)	---	starke Abnahme der Korrelation (> 0,20)
0	keine Veränderung (-0,05 ≤ 0 ≤ 0,05)	N	Entwicklung zu nicht signifikantem Einfluss
<u>Unterstrichen</u>	signifikanter Einfluss, der für die Gesamtanalyse der Chronologie nicht besteht		

Hier wirken sich hohe Niederschlagsmengen im aktuellen Juni zunehmend wachstumsfördernd aus. Anders ausgedrückt bedeutet dies jedoch auch, dass geringe

Niederschläge im Juni ein geringes Wachstum hervorrufen. Trotz der tendenziell abnehmenden Wachstumsabhängigkeit von den Juni-Niederschlägen für den trockenen Waldstandort FsyBOR, bleibt die Witterung dieses Monats für den Radialzuwachs für alle Buchenstandorte damit von primärer Bedeutung.

Betrachtet man die Ergebnisse für die ‚moving intervals‘ zum scPDSI für die Rot-Buchen, so stellt man zunächst weniger Gemeinsamkeiten als für die Temperatur- und Niederschlagsanalysen fest (Tab. 4.10). Trotzdem zeigen sich für die Waldbäume übereinstimmend reduzierte oder zumindest gleichbleibend hohe Korrelationen zum scPDSI vom im Zeitraum von Mai bis zum August im aktuellen Jahr. Auch für die urbane Chronologie FsyWSC konnte diese Tendenz beobachtet werden. Dagegen zeigt die Berechnung für die städtischen Einzelbäume FsyBOS und FsyWIE zum scPDSI über die letzten Jahrzehnte eine ansteigende Korrelation von Mai bis August. In dieser Betrachtung müssen natürlich auch die Ergebnisse für die Korrelationsanalysen über den gesamten Zeitraum von 1920 bis 2007 beachtet werden, für die bisher keine signifikanten Ergebnisse zum scPDSI für FsyBOS ermittelt wurden. Dagegen ist eine signifikante Zuwachsabhängigkeit für die übrigen Standorte im gemeinsamen Analysezeitraum bereits gegeben.

Die ‚moving intervals‘ bestätigen weitestgehend die Ergebnisse der Korrelationsanalyse für die Klimaabhängigkeit des Radialzuwachses der **Ahornblättrigen Platane**. Die negativen Korrelationen mit den Temperaturen von Juli bis September im Vorjahr sind über die Zeit stabil oder verringern sich nur leicht im November des Vorjahres und im Februar des aktuellen Jahres. Niederschlag und Zuwachs im Vorjahres-September und im Juni des aktuellen Jahres zeigen einen zurückgehenden oder gleichbleibend hohen Zusammenhang im Februar und Juli des aktuellen Jahres (Tab. 4.9). Einzig für den scPDSI konnte ein Anstieg der Klimasensitivität des Wachstums im Zeitraum Juli bis September des Vorjahres und im jeweils aktuellen April beobachtet werden (Tab. 4.10). Dennoch ist der Einfluss der Wasserverfügbarkeit auf den Zuwachs über die meisten Monate relativ stabil und oder verringert sich sogar, wie beispielsweise für den aktuellen Juni.

Für die Klima-Zuwachs-Analyse (vgl. Abb. 4.16) der **Kultur-Birne** wurden einzig auf der Nussallee (PcoNUS) positive Korrelationen zu den Sommertemperaturen im aktuellen Jahr gefunden (Tab. 4.8), die sich über die ‚moving correlations‘ nun auch für die Chronologien



der Bernard-Shaw-Straße (PcoBSH) sowie auf der Försterlingstraße (PcoFOE) zeigen. Für den Niederschlageinfluss ergibt sich ein differenzierteres Bild (Tab. 4.9). Während die Kultur-Birnen auf der Bernard-Shaw-Straße (PcoBSH) über die Zeit schwächere Zusammenhänge zwischen den Niederschlagsmengen im Oktober des Vorjahres und den Zuwachsleistungen der einzelnen Jahre erkennen lassen, entwickeln die Bäume der Försterlingstraße im gleichen Monat eine stärkere Niederschlagsabhängigkeit. Die gleitenden Korrelationen zum scPDSI ergeben nur für die Birnbäume der Försterlingstraße signifikante Veränderungen, die im aktuellen Jahr im Januar und April auf steigende und für den Mai und Juni auf rückgängige Abhängigkeiten hinweisen (Tab. 4.10).

Auch für die **Trauben-Eichen** konnten nur in wenigen Monaten Veränderungen in der Temperaturabhängigkeit des Radialzuwachses ermittelt werden (Tab. 4.8). Der Einfluss der Wintertemperaturen im Januar auf die städtischen Trauben-Eichen (QrsWSC) verringert sich so stark, dass Effekte der Januartemperatur in den letzten Jahrzehnten statistisch nicht mehr nachweisbar sind. Für den Waldstandort verstärkt sich die Wachstumssteuerung durch die Temperatur im Vorjahres-August und im aktuellen April.

Der Zuwachs der Trauben-Eichen des Waldstandortes (QrsBOR) korreliert zunehmend mit den Niederschlagsmengen von August bis Oktober des Vorjahres sowie vom April des aktuellen Jahres (Tab. 4.9). Dagegen verringert sich die Korrelation mit den Niederschlägen im aktuellen Juli. Die Niederschlagssensitivität der urbanen Trauben-Eichen verändert sich jedoch kaum. Die ‚moving intervals‘ der urbanen Chronologie zeigen, dass sich der geringe Zusammenhang mit dem scPDSI in den Monaten Juli und August im aktuellen Jahr in den letzten vier Dekaden vollständig verliert (Tab. 4.10). Die Waldbaumchronologie entwickelt besonders im Monat April eine zunehmende Wachstumsabhängigkeit vom Feuchtigkeitsangebot (scPDSI).

Ähnlich wie für den Waldstandort der Trauben-Eichen intensiviert sich die Abhängigkeit der Zuwachswerte von den Vorjahrestemperaturen im August oder September für alle Chronologien der **Rot-Eichen** (Tab. 4.8). Diese Relation entwickelt sich für die Mehrzahl der gefundenen Zusammenhänge erst in den letzten drei bis vier Dekaden zu signifikanten Einflüssen.

## Ergebnisse

**Tabelle 4.9: Ergebnisse für die ‚moving intervals‘ für den Niederschlagseinfluss im Vorjahr und im aktuellen Jahr. Rot markierte Kürzel stehen für negative Korrelationen, grüne Kürzel für positive Korrelationen. Die Veränderungen wurden immer vom ersten Jahrzehnt des Analysezeitraums bis zum letzten Jahrzehnt verglichen. Eine Erläuterung der Abkürzungen findet sich unterhalb der Tabelle.**

Art und Standort	Niederschlagseinfluss													
	Vorjahr						Aktuelles Jahr							
	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DEZ	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug
ApIBER			++							S+		++	-	
ApILIL			+++								±	+		
ApISAC			+		0							+		
ApsSAC				+++							0	-	0	
FsyBOR	N--	±	0							+++	--	--	0	
FsyFRI								++				0		
FsyKEL	0	0	++							-	---	++	+	
FsyPRI												+	++	
FsyBOS		+++										+++	0	
FsyWSC			0								N--	++	++	
FsyWIE								0			+	0	0	
PxhROB			--					0				N--	0	
PcoBSH				--					±					0
PcoFOE	0			++		0			0		--			N--
PcoNUS							0							
QrsBOR		+	+++	+++						++	0	-		
QrsWSC											+			
QruBOR		±	0	0						+++	0	-		N--
QruKKP						0	N--					+++		
QruROB			±	++	±					+++		--		
QruSTU		0	0			0		0			+++	+		0
QruZSC						++					0	-		
TcoBOR	0		+++	0						±	---	--	++	
TcoTRO	0													
TpIKRI			+			0					N---	+++		
TpIPSC			+					N-				±		±

+	Zunahme der Korrelation (0,06 < 0,10)	-	Abnahme der Korrelation (0,06 < 0,10)
++	Zunahme der Korrelation (< 0,20)	--	Abnahme der Korrelation (< 0,20)
+++	starke Zunahme der Korrelation (> 0,20)	---	starke Abnahme der Korrelation (> 0,20)
0	keine Veränderung (-0,05 ≤ 0 ≤ 0,05)	N	Entwicklung zu nicht signifikantem Einfluss
<u>Unterstrichen</u>	signifikanter Einfluss, der für die Gesamtanalyse der Chronologie nicht besteht		

Bis auf zwei Chronologien (QruSTU, QruZSC) wurde für alle Rot-Eichen-Chronologien ein sehr starker Anstieg der Wachstumssensitivität auf die Apriltemperaturen des aktuellen

Jahres gefunden. Für zwei städtische Standorte (QruSTU, QruZSC) wurde zusätzlich ein rückläufiger Einfluss der Wintertemperaturen abgeleitet (Tab. 4.8).

Der Niederschlagseinfluss des Vorjahres auf den Rot-Eichen-Zuwachs bleibt über die Jahrzehnte relativ stabil (Tab. 4.9), mit Ausnahme der Eichen auf der Robert-Berndt-Straße (QruROB), die zunehmend vom Niederschlag beeinflusst werden. Jedoch verstärkt sich die Wachstumssteuerung von QruBOR und QruROB durch die April-Niederschläge im aktuellen Jahr, vergleichbar mit dem Einfluss der Temperatur. Die zeitliche Dynamik der Korrelation zum scPDSI lässt deutliche Parallelen zwischen den beiden urbanen Standorten QruKKP und QruSTU sowie zwischen den Waldbäumen von QruBOR und den Stadtbäumen von QruZSC erkennen (Tab. 4.10). Während jedoch die erstgenannte Gruppe in allen Monaten stark steigende Korrelationen ( $r > 0,20$ ) erkennen lässt, konnte für den Waldstandort QruBOR und Stadtstandort QruZSC keine gesteigerte Einflussnahme des scPDSI errechnet werden.

Für die **Winter-Linde** auf dem Waldstandort (TcoBOR) intensiviert sich die negative Korrelation zu den Temperaturen des Vorjahres-Juli, -August und -September sowie des Aprils im aktuellen Jahr (Tab. 4.8). Demgegenüber wurde für die Niederschlagssensitivität eine starke Steigerung der Korrelationen nur für den Vorjahres-September gefunden (Tab. 4.9). Besonders in der aktuellen Vegetationsperiode von Mai bis Juni nimmt die Bedeutung der Niederschläge für das Wachstum der Winter-Linde auf dem Trockenstandort deutlich ab. Die Waldbäume korrelieren von Mai bis August im aktuellen Jahr der letzten Jahrzehnte zunehmend schwächer mit dem scPDSI und in der Periode vom Vorjahres-Juli bis zum aktuellen April zunehmend stärker (Tab. 4.10). Über die letzte Dekade des ‚moving intervals‘ liegen die Korrelationskoeffizienten damit stets über 0,50 für alle Monate vom Vorjahres-September bis zum Juni des aktuellen Jahres.

Auf dem urbanen Standort (TcoTRO) wurde keine nennenswerte Veränderung in der Wachstumsabhängigkeit von Temperatur und Niederschlag festgestellt (Tab. 4.8 und 4.9). Auch der kaum ausgeprägte Zusammenhang zwischen den Zuwachsmustern und dem scPDSI vom Juli bis zum September des Vorjahres nimmt tendenziell ab (Tab. 4.10).

## Ergebnisse

**Tabelle 4.10:** Ergebnisse für die ‚moving intervals‘ für den Einfluss des scPDSI vom Vorjahr bis zum August im aktuellen Jahr. Rote Kürzel stehen für negative Korrelationen, grüne Kürzel für positive Korrelationen. Die Veränderungen wurden immer vom ersten Jahrzehnt des Analysezeitraums bis zum letzten Jahrzehnt verglichen. Eine Erläuterung der Abkürzungen findet sich unterhalb der Tabelle.

Art und Standort	Einfluss des scPDSI													
	Vorjahr						Aktuelles Jahr							
	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DEZ	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug
ApIBER													+	0
ApLIL				+	++	++	++	+++	++	++	+++	+++	+++	+++
ApISAC														
ApsSAC				±	±	++	+++	+++	+++	+++	+++	++	++	++
FsyBOR	++	+	+	0	0	0	0	+	+	++	0	-	---	--
FsyFRI													N--	N--
FsyKEL					--	--	-	N-	N-	0	--	--	0	0
FsyPRI			0	0	+	+	+	+	±	±	0	0	0	0
FsyBOS			++	++					++	±	++	±	±	±
FsyWSC	++	+	+	++	++	++	++	++	+	++	--	--	--	--
FsyWIE									++	+++	+++	+++	+++	+++
PxhROB	++	+	+	0	0	0	0	0	0	+	-	--	0	-
PcoBSH														
PcoFOE							++			±	-	-		
PcoNUS														
QrsBOR			0	+	+	0	0	+	0	++	+	0	0	0
QrsWSC													N--	N--
QruBOR			--	--	--	--	--	-	-	0	0	0	--	--
QruKKP			++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
QruROB														
QruSTU				+++	+++	++	++	++	+++	+++	+++	+++	++	+++
QruZSC							0	0	-	-	-	0	-	-
TcoBOR	+++	+++	+++	+++	+++	++	++	+++	++	++	--	--	--	--
TcoTRO	-	--	--											
TpIKRI			N---	N---	N---	N---	N---	N---	N---	N---	N---	N---	N---	N---
TpIPSC		N--	--	0	+	+	0							

+	Zunahme der Korrelation (0,06 < 0,10)	-	Abnahme der Korrelation (0,06 < 0,10)
++	Zunahme der Korrelation (< 0,20)	--	Abnahme der Korrelation (< 0,20)
+++	starke Zunahme der Korrelation (> 0,20)	---	starke Abnahme der Korrelation (> 0,20)
0	keine Veränderung (-0,05 ≤ 0 ≤ 0,05)	N	Entwicklung zu nicht signifikantem Einfluss
<u>Unterstrichen</u>	signifikanter Einfluss, der für die Gesamtanalyse der Chronologie nicht besteht		

Für die **Sommer-Linde** ergeben sich aus der Berechnung der ‚moving correlations‘ keine eindeutigen, zum Teil konträre Tendenzen (Tab. 4.8, 4.10). So zeigen sich für die

Chronologie der Peter-Schmoll-Straße zunehmende, für die Chronologie der Krippener Straße gleichbleibende Korrelationen mit der Temperatur vom Juli bis zum August des Vorjahres. Jedoch reagieren die Sommer-Linden auf beiden Standorten mit einer ansteigenden Sensitivität auf die Niederschläge im Vorjahres-September und im Juni des aktuellen Jahres.

Im Vergleich mit allen anderen Baumarten und Standorten konnte allein für die Sommer-Linden auf der Krippener Straße für alle Monate vom Vorjahres-September bis zum August des aktuellen Jahres ein sehr starker Rückgang der Korrelation mit dem scPDSI auf ein nicht signifikantes Niveau beobachtet werden. Auch auf dem zweiten Standort der Sommer-Linden, der Peter-Schmoll-Straße (TplPSC), verringert sich die Korrelation im Vorjahres-August sehr stark. Für diesen Standort bleiben die geringen, aber signifikanten Zusammenhänge mit dem scPDSI von Oktober des Vorjahres bis zum aktuellen Januar weitestgehend stabil.

#### **4.3.5 Einzeljahr-Analysen**

##### **Weiserjahranalyse**

In Tabelle 4.11 sind alle Weiserjahre aufgeführt, die anhand der Dichtefunktionen der Normalverteilungen ermittelt wurden. Die Chronologien sind artspezifisch absteigend nach der mittleren Standortsporosität aufgelistet. In der Tabelle kann grundsätzlich nach den positiven und negativen Weiserjahren unterschieden werden, für die wiederum eine Unterteilung in schwache, starke und extreme Weiserjahre zu finden ist.

Im Vergleich der Anzahl von über- und unterdurchschnittlichen Zuwächsen zeigt sich eine Häufung für die Rot-Buchen, die Trauben-Eichen und die Winter-Linden des trockenen Waldstandortes (Borsberg, BOR). Die Rot-Buchen dieses Standortes (FsyBOR) und des frischen Waldstandortes Priebnitzwasserfall (FsyPRI) haben von 1920 bis 2007 mit insgesamt 31 bzw. 30 die höchste Anzahl an Weiserjahren. Dagegen weisen die urbanen Einzelbäume der Rot-Buchen auf der Wiener Straße (FsyWIE), auf der Waldschlösschenstraße (FsyWSC) und auf dem Waldstandort Kellerbrücke (FsyKEL) die geringsten Anzahlen auf (12, 20 bzw. 21 Weiserjahre). Für die fünf Chronologien, die im Zeitraum 1955 bis 2007 untersucht wurden, finden sich erwartungsgemäß die wenigsten Weiserjahre. Eine Ausnahme bilden die Kultur-Birnen auf der Nussallee (PcoNUS), die in

den 52 Jahren eine Anzahl von 22 Weiserjahren zeigen und damit alle zwei bis drei Jahre mit einem unter- oder überdurchschnittlichen Radialwachstum reagieren.

**Tabelle 4.11: Artspezifische Anzahl von Weiserjahren für die gemeinsamen Perioden 1920 bis 2007 (Chronologien > 70 Jahre) sowie für 1955 bis 2007 (Chronologien < 70 Jahre, mit # gekennzeichnet). Die Weiserjahre wurden nach „schwach“, „stark“ sowie „extrem“ unterteilt.**

Art und Standort	Positive Weiserjahre				Negative Weiserjahre				gesamt
	schwach	stark	extrem	gesamt	schwach	stark	extrem	gesamt	
AplBER #	5	2	1	8	3	2	3	8	16
AplLIL	5	3	4	12	4	6	4	14	26
AplSAC	1	5	3	9	7	4	3	14	23
ApsSAC	3	4	4	11	7	3	5	15	26
FsyBOR	4	5	6	15	4	8	4	16	31
FsyFRI	7	2	2	11	2	4	6	12	23
FsyKEL	7	3	2	12	2	4	3	9	21
FsyPRI	7	3	3	13	7	6	4	17	30
FsyBOS #	1	0	4	5	1	2	4	7	12
FsyWSC	2	3	2	7	6	4	3	13	20
FsyWIE	2	1	1	4	5	2	1	8	12
PxhROB	2	2	8	12	7	4	2	13	25
PcoNUS #	7	3	1	11	6	5	0	11	22
PcoFOE	4	2	5	11	10	4	3	17	28
PcoBSH #	2	3	1	6	2	1	3	6	12
QrsBOR	2	2	8	12	7	4	2	13	25
QrsWSC	7	1	4	12	3	3	4	10	22
QruBOR	4	0	8	12	5	6	3	14	26
QruSTU	3	4	5	12	5	4	3	12	24
QruKKP	3	3	6	12	5	4	3	12	24
QruZSC	5	3	7	15	5	6	1	12	27
QruROB #	4	1	0	5	2	1	3	6	11
TcoBOR	4	4	5	13	5	3	3	11	24
TcoTRO	0	4	6	10	2	6	4	12	22
TplKRI	6	3	3	12	7	6	2	15	27
TplPSC	4	1	7	12	4	3	2	9	21

Auch im Verhältnis von positiven zu negativen Weiserjahren streuen die Ergebnisse für die Rot-Buchen-Chronologien standortsabhängig sehr stark. Während das Verhältnis für die Waldbäume der Kellerbrücke (FsyKEL) mit 4/3 zugunsten der positiven Weiserjahre tendiert, liegt das Verhältnis für die beiden städtischen Einzelbäume stark auf der Seite der negativen Weiserjahre (FsyBOS = 5/7; FsyWIE = 1/4; FsyWSC = 7/13). In der gemeinsamen Überlappungsperiode 1955 bis 2007 lässt sich für die stark versiegelten Standorte der Ahorne mit 8/11 (AplLIL), 8/9 (AplSAC) und 7/9 (ApsSAC) stets eine höhere Anzahl von negativen Weiserjahren feststellen als für den gering versiegelten Standort (AplBER, 8/8). Auch für die Kultur-Birnen auf dem stark versiegelten Standort der Försterlingstraße finden sich

vergleichsweise häufiger negative Weiserjahre. Im Gegensatz dazu ist das Verhältnis von negativen zu positiven Weiserjahren für die Rot-Eichen für beide Standortstypen nahezu ausgeglichen.

Betrachtet man die Anzahl extremer Weiserjahre, fallen wieder die zwei Buchenstandorte FsyBOS und FsyFRI und der Berg-Ahorn auf der Sachsenwerkstraße (ApsSAC) mit den meisten negativen Extremen auf. Dagegen konnten für die Kultur-Birnen (PcoFOE) nur drei extrem negative Weiserjahre, aber zehn schwach negative Weiserjahre ermittelt werden. Die höchste Anzahl von extrem positiven Wachstumsabweichungen ergaben sich für die Ahornblättrigen Platanen (PxmROB) und die Trauben-Eichen (QrsBOR) und die Rot-Eichen des Borsberges (QruBOR) mit jeweils acht Jahren.

In der Verteilung der Weiserjahre im Zeitraum von 1920 bis zum Jahr 2007 lässt sich für die beiden urbanen Rot-Buchenstandorte (FsyBOS, FsyWSC) und für den Berg- und Spitz-Ahorn eine Häufung von Weiserjahren seit dem Jahr 1990 erkennen (Tab. 4.12). Für alle urbanen Rot-Buchen kann zusätzlich ein Zeitraum von 1940 bis 1990 mit einer geringen Anzahl von Weiserjahren eingegrenzt werden. Im Gegensatz dazu steht das Reaktionsverhalten der Rot-Eichen. Die Rot-Eichen zeigen im Zeitraum von 1920 bis ca. 1970 die häufigsten Weiserjahre, die sich oft in aufeinanderfolgenden Reihen positiver oder negativer Weiserjahre wiederfinden (Bsp. QruKKP, 1950 – 1953; QruZSC, 1924 – 1927). Dagegen wurden in den letzten Jahrzehnten für die Rot-Eichen eine deutlich geringere Frequenz und keine aufeinanderfolgende Weiserjahre mehr gefunden.

# Ergebnisse

**Tabelle 4.12: Weiserjahre zwischen 1920 und 2007 und zwischen 1955 und 2007. Grün = positive Weiserjahre, Rot = negative Weiserjahre, 1 = schwaches, 2 = starkes, 3 = extremes Weiserjahr.**

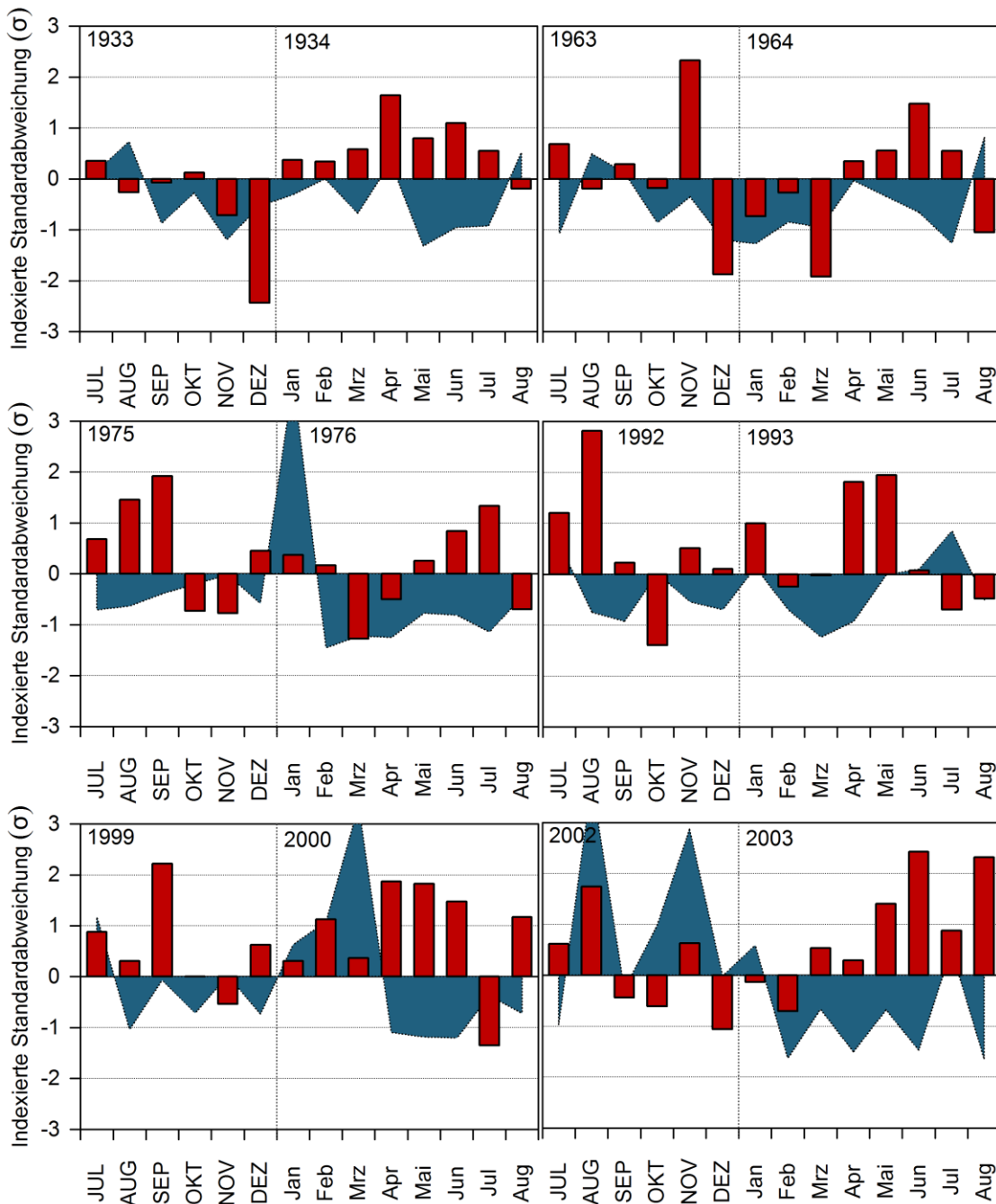
Jahr	Baumart und Standort																										
	AplBER	AplLIL	AplSAC	ApsSAC	FsyBOR	FsyFRI	FsyKEL	FsyPRI	FsyBOS	FsyWSC	FsyWIE	PxhROB	PcoBSH	PcoFOE	PcoNUS	QrsBOR	QrsWSC	QruBOR	QruKPK	QruROB	QruSTU	QruZSC	TcoBOR	TcoTRO	TpiKRI	TpiPSC	
1920																											
1921			2	1															3	1				1	2		1
1922			3	3																		1	1				1
1923		3		3																						1	
1924																											
1925				3									3										1	3			
1926		2		3	3																		3	1			
1927				2	3		1								1								2	2	2		1
1928																											
1929			1	2	2				1						3					2					2		
1930					1				1	3										3	2	3			3	2	
1931							2		1						3												
1932		2			1	1			2						3												
1933					1	1			1						2										3		
1934	1	1	1		3				1						1								3	1	3		
1935					2	2									1								2	2	2	2	2
1936															1												1
1937															1												
1938																											
1939					3																						
1940		2			2	3			2																		2
1941		3			3										1								2	2			2
1942		1			3										2									3			1
1943															3												
1944																											
1945																											
1946																											
1947					1				1	1																	
1948					3	1			3	1																	2
1949				3																							
1950																											
1951																											
1952																											3
1953																											
1954		3	2	3																							1
1955		2																									1
1956		3																									1
1957																											
1958					3				3	3	3	3			1												1
1959					2	2																					
1960					1	1																					
1961					2																						
1962																											
1963																											
1964		2	2	3	3				1	2	2	2	1														
1965																											
1966		1	2																								3
1967																											
1968																											
1969																											
1970																											
1971																											
1972																											
1973																											
1974																											
1975																											
1976																											
1977																											
1978																											
1979																											
1980																											
1981																											
1982																											
1983																											
1984																											
1985																											
1986																											
1987																											
1988																											
1989																											
1990																											
1991																											
1992																											
1993																											
1994																											
1995																											
1996																											
1997																											
1998																											
1999																											
2000																											
2001																											
2002																											
2003																											
2004																											
2005																											
2006																											
2007																											



Im Folgenden sollen durch die Bildung der Residuen der Standardabweichung der Parameter Temperatur und Niederschlag im Zeitraum 1920 bis 2007 und die Gegenüberstellung mit dem durchschnittlichen Klimaverlauf die Ursachen für das Auftreten der **negativen Weiserjahre** in Tabelle 4.12 identifiziert werden (Abb. 4.23). Es wird deutlich, dass sich kein negatives Weiserjahr findet, das auf allen Standorten für alle Arten durchgehend vertreten ist. Im Zeitfenster 1920 bis 2007 werden aber einige Jahre mit einer besonders hohen Anzahl von Weiserjahren sichtbar. Unter diesen Jahren korrespondieren die geringen Zuwächse in den Jahren 1934, 1964, 1976, 2000 sowie 2003 häufig mit überdurchschnittlichen Temperaturen und unterdurchschnittlichen Niederschlägen von März bis Juli in der laufenden Vegetationsperiode (Abb. 4.23). Weiterhin ist die Witterung von Juli bis September im Vorjahr der Jahre 1976, 1993 und 2000 als zu trocken und zu warm zu werten. Eine Ausnahme stellt das Jahr 1993 dar. In diesem Jahr sind einzig die Temperaturen im April und Mai in der Vegetationsperiode stark überdurchschnittlich und die Niederschläge von Februar bis Mai unterdurchschnittlich, während die Witterung im Juni dem langjährigen Mittel entspricht.

Die Eichen, die Ahornblättrigen Platanen und die Kultur-Birnen reagieren im Jahr 1993 mit einem negativen Weiserjahr (vgl. Tab. 4.12), ebenso wie alle Baumarten, die auf dem Waldstandort Borsberg untersucht wurden. Dagegen zeigen die Ahorne und die Rot-Buchen der Stadtstandorte keine unterdurchschnittlichen Zuwachsrückgänge. Für die Jahre 1934 (17 Chronologien), 1964 (20 Chronologien) und 1976 (20 Chronologien) wurde die höchste Anzahl gemeinsamer Weiserjahre berechnet. Neben den trockenen Witterungsbedingungen in den Vegetationsperioden der Jahre 1934 und 1964 sind die Temperaturen im Vorjahres-Dezember bzw. im März 1964 stark unterdurchschnittlich. Das Jahr 1963 ist ein ausgesprochenes Trockenjahr, was sich für elf Chronologien (alle Waldbäume, P<sub>xh</sub>ROB, Q<sub>rs</sub>WSC, Q<sub>ru</sub>STU, T<sub>pl</sub>KRI) in einem unterdurchschnittlichen Radialzuwachs auswirkt. Auch im sehr trockenen Folgejahr 1964 reagieren diese Chronologien wieder mit einem negativen Weiserjahr, jedoch in stärkerer Ausprägung. Für die Jahre 2000 und 2003 antworten die Spitz- und Berg-Ahorne sowie die Rot-Buchen mit stark negativen bis hin zu extrem negativen Weiserjahren. Obwohl der Witterungsverlauf (Abb. 4.23) von April bis Juli im Jahr 2000 sowie im Jahr 2003 für das Wachstum eindeutig ungünstige

Wachstumsbedingungen aufweist, zeigt die Mehrheit der Chronologien der Eichenarten keine und die der Winter-Linden erst im Jahr 2004 unterdurchschnittlichen Zuwächse.



**Abbildung 4.23: Witterungsverlauf vom Juli des Vorjahres bis zum August des aktuellen Jahres in den sechs negativen Weiserjahren, die übereinstimmend am häufigsten bei allen Chronologien auftreten. Rote Balken = Residuen der Temperatur, Blaue Flächen = Residuen des Niederschlags.**

Auch der Radialzuwachs der Kultur-Birnen und der Ahornblättrige Platane im Jahr 2003 ist durchschnittlich. Betrachtet man die mittlere Porosität der Standorte, so prägen sich die

Witterungsbedingungen 1964 und 1976 für den stark versiegelten Standort der Sachsenwerkstraße (AplSAC, ApsSAC) in starken bis extremen und für den nur schwach versiegelten Standort der Berchtesgadener Straße (AplBER) in schwächeren Zuwachsreduktionen aus. Für die beiden Jahre 2000 und 2003 ist das Verhältnis umgekehrt, mit geringen Zuwachsreduktionen für den stark versiegelten und starken bis extremen Reduktionen für den gering versiegelten Standort. Ebenso finden sich für die Rot-Eichen häufiger stark-negative bis extrem-negative Weiserjahre auf den Standorten geringer Porositäten (QruSTU, QruKKP) für die Jahre 1947, 1964 und 1992.

Auch in den negativen Weiserjahren 1947, 1948, 1983 und 1992 sind die Witterungsbedingungen in der Vegetationsperiode von März bis Juni als zu trocken und zu warm zu werten.

Um mögliche Auswirkungen von Spätfrösten zu berücksichtigen, wurden in der Arbeit alle Tagesminimumtemperaturen unter 0 °C der Klimastationen Radebeul-Wahnsdorf (246 m ü. NN) und Dresden-Klotzsche (220 m ü. NN) nach dem 15.04.1920 bis zum Jahr 2007 berücksichtigt. Mögliche Zusammenhänge zwischen einem geringen Zuwachs und Spätfrösten lassen sich für die Jahre 1929, 1955, 1956, 1973, 1976, 1978, 1984, 1985 sowie 1986 ableiten. Für die Jahre 1973, 1976 und 1984 herrschten zudem trockene und heiße Witterungsbedingungen in der Vegetationsperiode. Im Februar des Jahres 1929 wurden zudem Tiefsttemperaturen bis -30,5 °C aufgezeichnet. Am 11.05.1978 wurden Tiefsttemperaturen von -3,4 °C ermittelt. In diesem Jahr zeigen die drei Chronologien PxxROB, QrsBOR sowie TplPSC unterdurchschnittliche Radialzuwächse.

Um einen besseren Vergleich der Reaktionsschemata auf außergewöhnliche Abweichungen von der durchschnittlichen Witterung zu gewährleisten, wurde nach bestimmten Mustern der Witterung gesucht, die eine artspezifische Ausbildung von Weiserjahren erkennen lassen. Die folgende Übersicht gibt die beiden möglichen Hauptursachen für die Bildung von negativen Weiserjahren und die reagierenden Baumarten wieder:

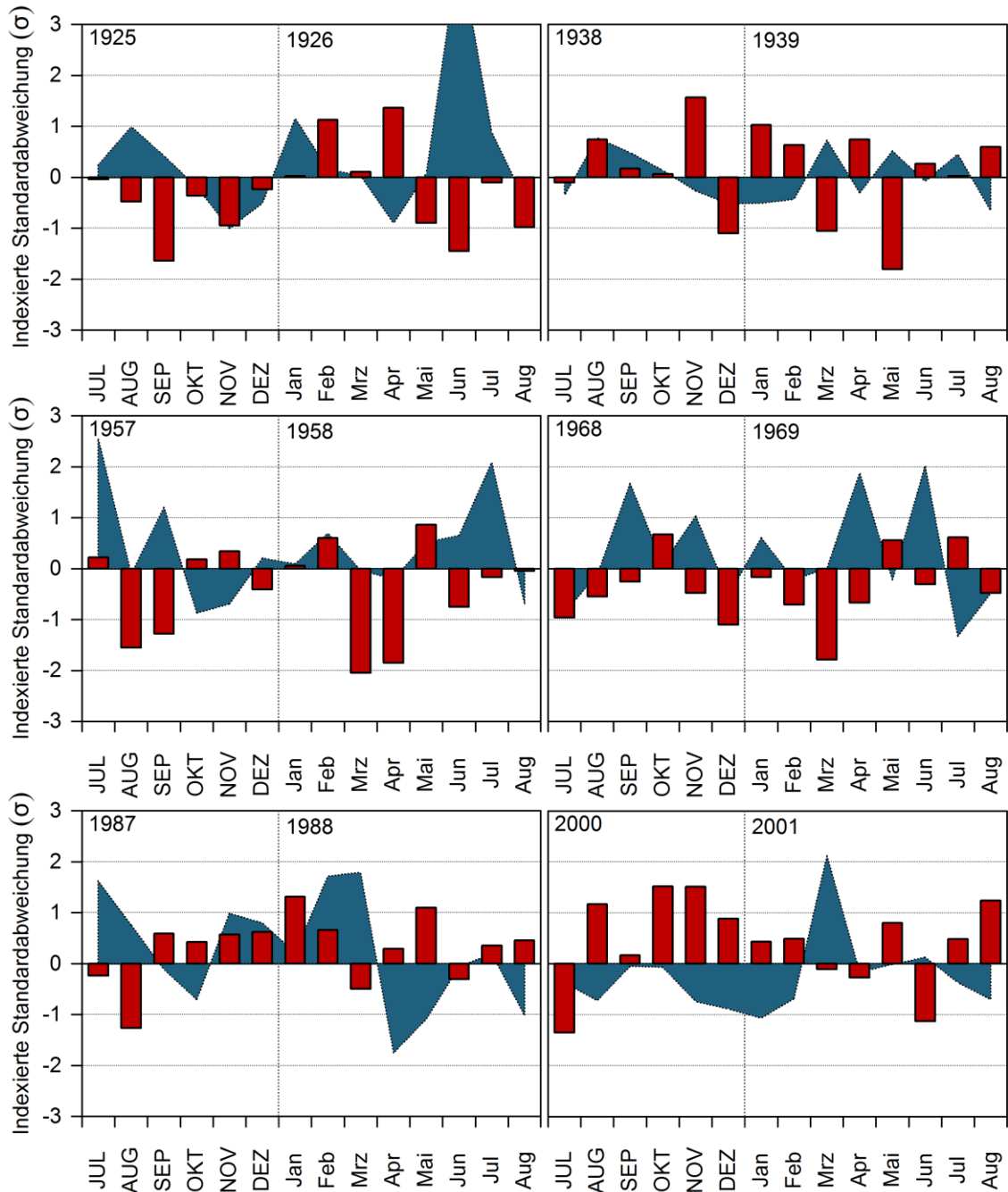
- Niederschlagsdefizite (mind. ein Monat  $\sigma < -1$ ) und hohe Temperaturen (mind. ein Monat  $\sigma > 1$ ) im gesamten Zeitraum März bis Juli: grundsätzlich alle Baumarten.
  - Niederschlagsdefizite von März bis Juli und/oder überdurchschnittlich hohe Temperaturen von März bis Juli mit einer besonderen Bedeutung im Juni und/oder

Juli (mind. ein Monat Temp.  $\sigma > 1$ ) und geringe Niederschläge und hohe Temp. von Juli bis Sept. des Vorjahres (Bsp. 1976, 2000, 2003): Spitz-Ahorn, Berg-Ahorn, Rot-Buchen, Sommer-Linde.

- Durchschnittliche bis leicht unterdurchschnittliche Niederschläge von März bis Juli, aber extrem überdurchschnittlich hohe Temperaturen ( $\sigma > 2$ ) von März bis Juli in einzelnen Monaten (Bsp. 1983, 1992): Spitz-Ahorn, Berg-Ahorn, Rot-Buchen (schwache Weiserjahre).
- Große Niederschlagsdefizite ( $\sigma < -1$ ) und/oder hohe Temperaturen ( $\sigma > 1,5$ ) im April/Mai (Bsp. 1934, 1993): Kultur-Birne, Ahornblättrige Platane, Trauben-Eiche, Rot-Eiche, Rot-Buchen (trockene Flächen).
- Spätfrost nach dem 10.04. (Bsp. 1929, 1973, 1978): Rot-Buche, Ahornblättrige Platane, Kultur-Birne.

In den sechs Jahren 1926, 1939, 1958, 1969, 1988 und 2001 konnte eine Häufung von überdurchschnittlichen Zuwächsen in Form von **positiven Weiserjahren** gemäß der hier verwendeten Definition ( $\sigma > 1$ ) berechnet werden (Tab. 4.12). In diesen Jahren liegen die Temperaturen im Juni mit Ausnahme für das Jahr 1939 stets unter dem langjährigen Mittel von 1920 bis 2007 (Abb. 4.24).

Im Jahr 1939 zeichnet sich der Mai durch eine kühle und feuchte Witterung aus. Acht Chronologien reagieren in diesem Jahr mit überdurchschnittlichen Zuwächsen. Ein weiterer wichtiger Faktor bei der Zuwachsteuerung sind die Niederschläge, die für die Jahre 1926, 1939, 1958 sowie 1969 von Mai bis Juni/Juli häufig überdurchschnittlich hohe Niederschlagsmengen erkennen lassen. In den positiven Weiserjahren weichen die Witterungsbedingungen im März/April und im Sommer und Herbst des Vorjahres häufig vom langjährigen Mittelwert ab. So lässt sich eine kühle und feuchte Witterung von Juli bis September im Vorjahr der Weiserjahre 1926, 1958, 1969 und 1988 beobachten.



**Abbildung 4.24:** Witterungsverlauf in den sechs positiven Weiserjahren, die übereinstimmend am häufigsten bei allen Chronologien auftreten. Rote Balken = Residuen der Temperatur, Blaue Flächen = Residuen des Niederschlags von Juli des Vorjahres bis zum August des aktuellen Jahres.

Die Trauben-Eichen des Borsberges und alle Rot-Eichen-Chronologien mit Ausnahme von QruROB zeigen im Jahr 1969 übereinstimmend extrem-positive Weiserjahre (Tab. 4.12). Die Witterung im Jahr 1969 zeichnet sich durch überdurchschnittliche Niederschlagsmengen von April bis Juni und zusätzlich durch milde Temperaturen und hohe Niederschlagsmengen im

Vorjahressommer und -herbst aus (Abb. 4.24). Ganz ähnliche Witterungsbedingungen finden sich für das Jahr 1958. Allerdings wurden für dieses Jahr neben den Rot-Eichen auch für die Rot-Buchen der Waldstandorte extrem-starke Radialzuwächse beobachtet.

Der Unterschied in den Witterungsverhältnissen der beiden Jahre 1958 und 1969 tritt besonders scharf für den Monat Juli hervor. Während im Jahr 1958 stark überdurchschnittliche Niederschläge bis in den August registriert wurden, folgt im Jahr 1969 ab dem Monat Juli eine trockene Periode mit unterdurchschnittlichen Niederschlagsmengen (Abb. 4.24). Die Ahornarten reagieren in den Jahren 1975 und 2001 stärker auf die Witterung des aktuellen Jahres.

Genau wie für die negativen Weiserjahre wurde im Folgenden eine Einteilung der Witterungsbedingungen vorgenommen, die mit einem häufigen Vorkommen artspezifischer positiver Weiserjahre assoziiert sind:

- Überdurchschnittliche Niederschläge sowie unterdurchschnittliche Temperaturen während der gesamten Vegetationsperiode von April bis Juli (Bsp. 1958, 1981): Grundsätzlich alle Baumarten.
  - Überdurchschnittliche Niederschläge während der gesamten Vegetationsperiode von April bis Juli in einem Monat (mind.  $\sigma > 1,5$ ) und günstige Wachstumsbedingungen im Vorjahr (hohe Niederschläge, geringe Temperaturen von Juli bis September, überdurchschnittliche Temperaturen im Oktober) (Bsp. 1958, 1987, 1997): Rot-Buche, Rot-Eiche, Trauben-Eiche.
  - Hohe Niederschläge (mind. ein Monat  $\sigma > 1$ ) und durchschnittliche Temperaturen im März/April (mind. einen Monat  $\sigma < \pm 1$ ) sowie überdurchschnittliche Niederschläge im Juni ( $\sigma > 1,5$ ) in der aktuellen Vegetationsperiode und günstige Wachstumsbedingungen im Vorjahresherbst (Bsp. 1969): Ahornblättrige Platane, Tauben-Eiche, Rot-Eiche, Winter-Linde.
  - Hohe Niederschläge (mind. ein Monat  $\sigma > 1,5$ ) und durchschnittliche Temperaturen im März/April ( $\sigma < \pm 1$ ) sowie unterdurchschnittliche Temperaturen ( $\sigma < -1$ ) und durchschnittliche Niederschlagsmengen ( $\sigma < \pm 1$ ) im Juni in der aktuellen Vegetationsperiode (Bsp. 2001): Spitz-Ahorn, Berg-Ahorn, Kultur-Birne, Ahornblättrige Platane.

Tabelle 4.13 gibt Auskunft über mögliche Auswirkungen von forstlichen Eingriffen, Baumpflegemaßnahmen und Bauarbeiten auf das Baumwachstum. So ist das schwach bis stark negative Weiserjahr 2007 der Ahorne auf die Schnittmaßnahmen in den Kronen der Bäume in den Jahren 2006/2007 zurückzuführen.

**Tabelle 4.13: Forstliche Eingriffe, Baumpflegemaßnahmen und Bauarbeiten mit Jahresangabe bis zum Jahr 2007**

	Bauarbeiten	Baumpflege	Forstliche Eingriffe
AplBER	Keine in den letzten 10 Jahren	2007 teilweise Schnitt	
AplLIL	2006 teilweise Gehwegsanierung	2006 teilweise Schnitt	
AplSAC	Keine in den letzten 10 Jahren	2006 teilweise Schnitt	
ApsSAC	Keine in den letzten 10 Jahren	2006 teilweise Schnitt	
FsyBOR			Wegesicherung
FsyFRI			Einzelbaumentnahmen
FsyKEL			Auflichtungen 1967
FsyPRI			Wegesicherung
FsyBOS	Überschüttung am Stammfuß 2003		
PxhROB	2007 teilweise Gehwegsanierung		
PcoBSH	Keine in den letzten 10 Jahren	2006 teilweise Schnitt	
QrsBOR			Wegesicherung
QrsWSC	2006 Kroneneinkürzungen		
QruBOR			Wegesicherung
QruROB	2007 teilweise Gehwegsanierung		
QruZSC	Keine in den letzten 10 Jahren		
TcoBOR			Wegesicherung
TcoTRO	2005 Gehwegsanierung	Ab 2006 jährliche Kroneneinkürzungen und Fällungen	
TplKRI	2004 kleinere Gehwegsanierung	2006 teilweise Schnitt	
TplPSC	Keine in den letzten 10 Jahren		

Auch die Kroneneinkürzungen 2006 und 2007 resultieren in schwach bis stark negativen Weiserjahren für die Kultur-Birnen auf der Bernhard-Shaw-Straße und für die Winter-Linden auf der Tronitzer Straße. Für die Lilienthalstraße (AplLIL) wurden im Jahr 2006 Gehwegsanierungen durchgeführt. Die vier aufeinanderfolgenden negativen Weiserjahre für den Einzelbaum der Rot-Buche auf der Bosewitzer Straße ab dem Jahr 2003 können auf die Überschüttung des Stammfußes zurückgeführt werden, was letztendlich zum Absterben des Baumes führte. Eine weitere markante Reihe negativer Weiserjahre ab dem Jahr 1955 für die Rot-Eichen der Robert-Berndt-Straße (Tab. 4.12, QruROB) ist die Folge des Pflanzschockes und der Etablierung der Bäume. Ähnliche Abfolgen negativer Weiserjahre finden sich für die Stadtbäume der Rot-Eichen der Standorte Käthe-Kollwitz-Platz (QruKKP) ab 1949 sowie auf

der Zschierener Straße (QruZSC) ab 1942. Über die möglichen Ursachen ist hier nichts bekannt.

### **Superposed Epoch Analysis (SEA)**

In den Abbildungen 4.25 und 4.26 sind die gemittelten Indexwerte der Zuwachszeitreihen der Trockenjahre in alphabetischer Reihenfolge, nach den Artnamen geordnet, dargestellt. In diesen Jahren wurden die niedrigsten Werte des scPDSI vom März bis Juli im Zeitraum 1920 bis 2007 und damit die höchsten Wasserdefizite ermittelt.

Alle drei Chronologien des **Spitz-Ahorns** reagieren mit einem signifikanten Zuwachsrückgang im Trockenjahr. Beim Betrachten der indexierten Zeitreihen wird für alle Standorte neben den signifikanten Zuwachsreduktionen eine überdurchschnittliche Zuwachserholung im zweiten Folgejahr sichtbar, der für die Lilienthalstraße (AplLIL) sogar signifikant über dem durchschnittlichen Radialzuwachs liegt (Abb. 4.25).

Der **Berg-Ahorn** auf der Sachsenwerkstraße (ApsSAC) zeigt eine ähnliche Zuwachsdynamik wie der Spitz-Ahorn des gleichen Standortes, mit einem signifikant geringeren Zuwachs in den gemittelten Trockenjahren und einem leicht überdurchschnittlichen Zuwachs im zweiten Folgejahr (Abb. 4.25). Im Trockenjahr reduziert der Berg-Ahorn den Zuwachs stärker und die Erholung im zweiten Folgejahr ist niedriger als beim Spitz-Ahorn des gleichen Standortes.

Ein besonders starker Zuwachsrückgang im Trockenjahr konnte für die **Rot-Buchen** des Borsberges festgestellt werden (Abb. 4.25). Dagegen zeigen die Buchen auf den frischen bis feuchten Standorten keine signifikanten Wachstumsrückgänge. Für alle Buchen-Chronologien gemeinsam wurden jedoch signifikante Zuwachssteigerungen im vierten Folgejahr nach der Trockenheit analysiert. Betrachtet man die Radialzuwächse dieser Jahre (1938, 1958, 1967, 1968, 1977, 1987, 1988, 1995, 1996, 1997, 2002, 2007) genauer, so fällt auf, dass sich die Jahre 1958, 1987, 1988, 1996 und 1997 durch stark wachstumsfördernde Witterungsbedingungen hervorheben (vgl. Abb. 4.24), auf die eine große Anzahl der positiven Weiserjahre der Rot-Buche entfällt. Analog zu den trockenen Waldstandorten reduziert sich der Zuwachs der Stadtbäume der beiden Chronologien FsyWSC und FsyWIE in den Trockenjahren sehr stark.



## Ergebnisse

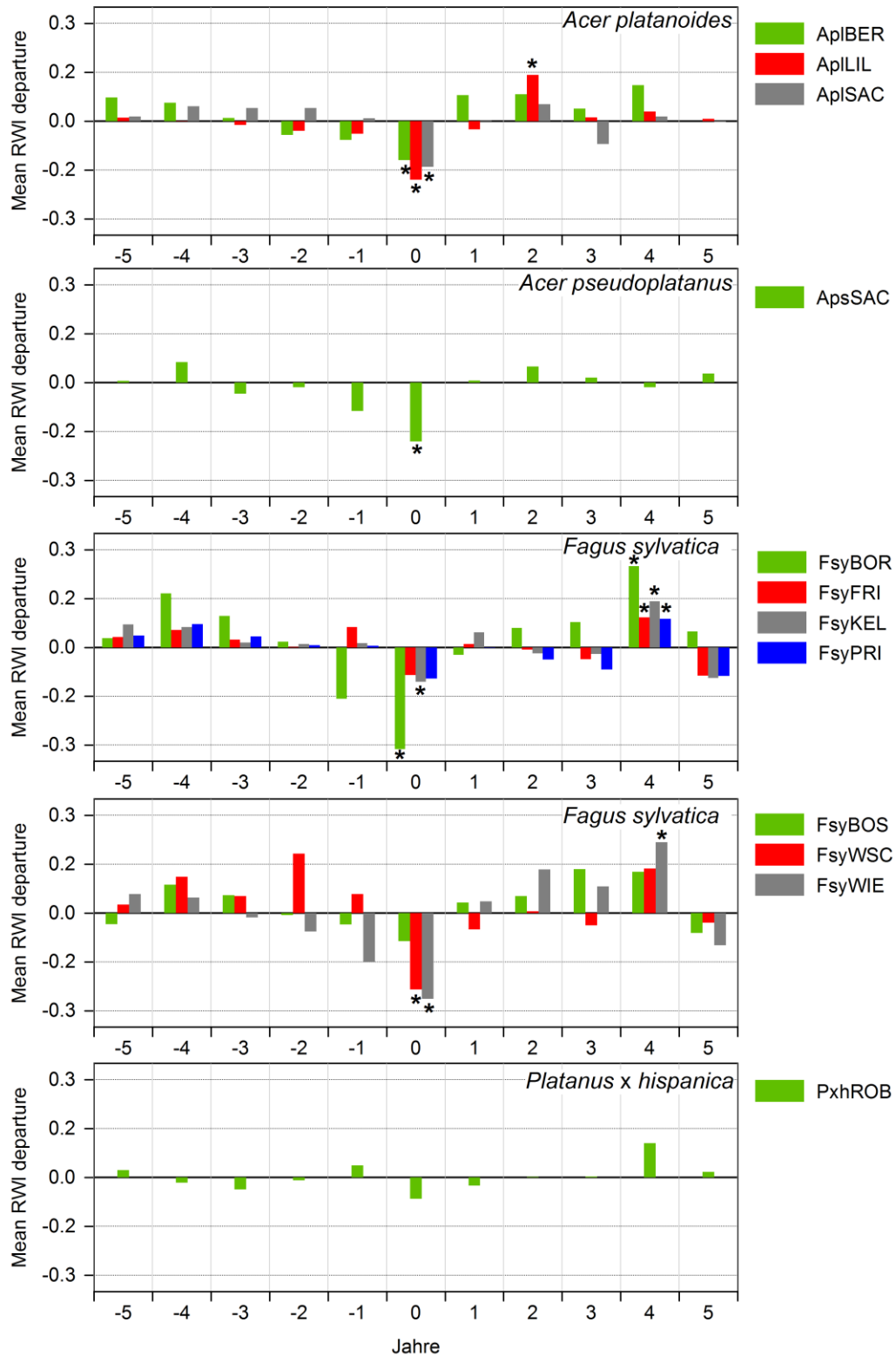


Abbildung 4.25: Mittlere Abweichung des Indexwertes für die Trockenjahre. Das Jahr 0 entspricht dem Mittelwert des Zuwachses der Trockenjahre, -5 fünf Jahre vorher, +5 fünf Jahre danach usw. Mit Sternchen markierte Abweichungen unterscheiden sich signifikant ( $P < 0,05$ ) vom durchschnittlichen Zuwachs. Für die Chronologien ApiBER, FsyBOS, FsyWIE wurden nur die zehn Trockenjahre von 1963 bis 2004 analysiert. Fortsetzung für die weiteren Baumarten in Abb. 4.26.

## Ergebnisse

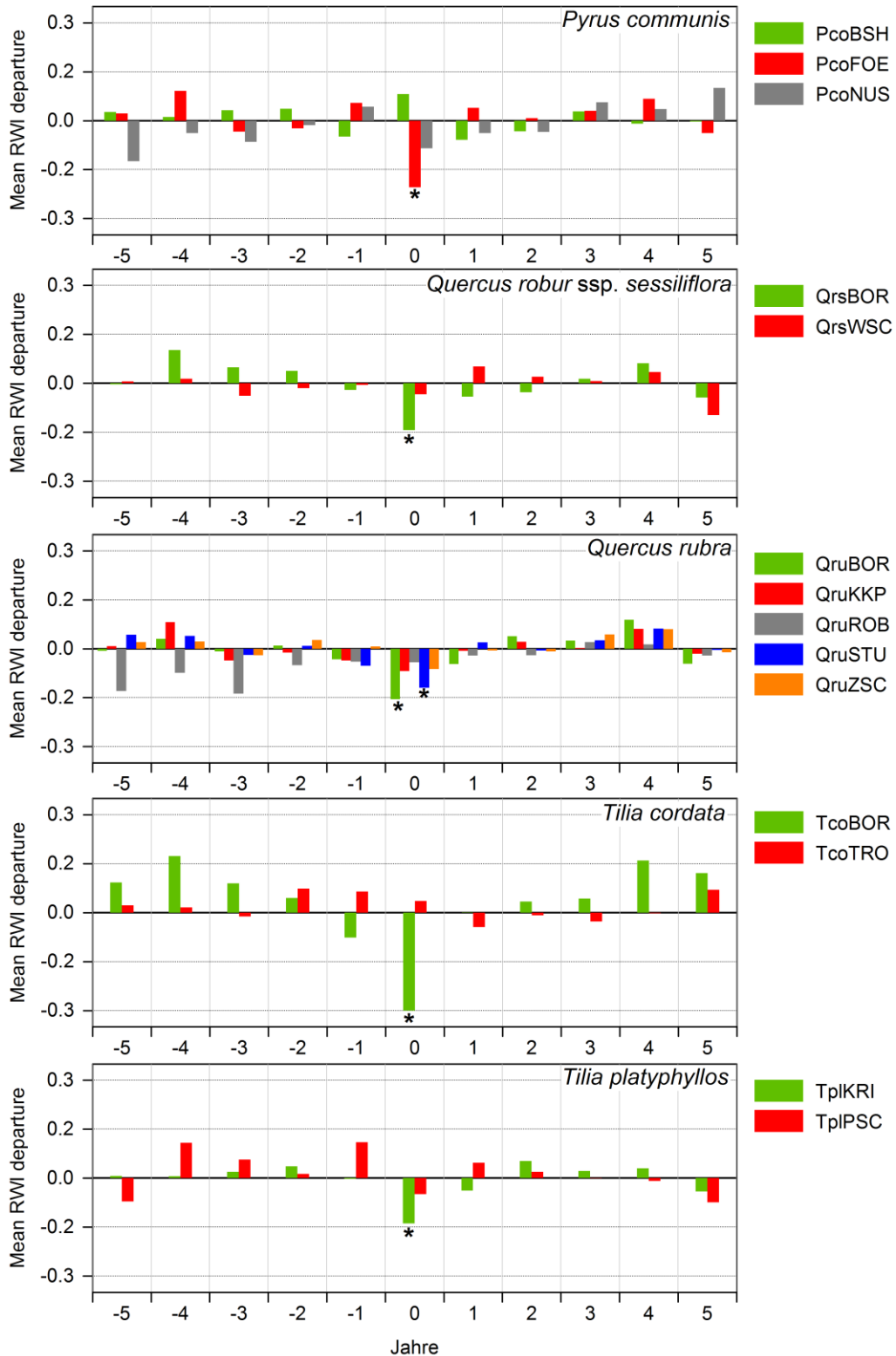


Abbildung 4.26 (Fortsetzung der Abb. 4.25): Mittlere Abweichung des Indexwertes für die Trockenjahre. Das Jahr 0 entspricht dem Mittelwert des Zuwachses der Trockenjahre, -5 fünf Jahre vorher, +5 fünf Jahre danach usw. Mit Sternchen markierte Abweichungen unterscheiden sich signifikant ( $P < 0,05$ ) vom durchschnittlichen Zuwachs. Für die Chronologien PcoBSH, PcoNUS und QruROB wurden nur die zehn Trockenjahre von 1963 bis 2003 analysiert.

Der mittlere indexierte Radialzuwachs für die **Ahornblättrige Platane** (P<sub>xh</sub>ROB) in Abbildung 4.25 lässt nur geringe Abweichungen erkennen. Dennoch zeigt auch diese Baumart einen Zuwachsrückgang in den selektierten Trockenjahren. Ebenso wie für viele der Rot-Buchen weicht der Indexwert, wenn auch nicht signifikant, im vierten Folgejahr stärker vom Mittelwert ab. Dieser Zusammenhang ist wiederum auf die Häufung von positiven Weiserjahren zurückzuführen.

Unter allen untersuchten Baumarten konnte nur für zwei Chronologien auch in Trockenjahren ein durchschnittlicher oder überdurchschnittlicher Zuwachs berechnet werden. Eine davon ist die Chronologie der **Kultur-Birnen** auf der Bernhard-Shaw-Straße (Abb. 4.26). Dagegen entsprechen die Zuwachsmuster der Bäume auf der Försterlingstraße dem Schema einer signifikanten Zuwachsreduktion im Trockenjahr und einer Erholung im ersten Folgejahr.

Im statistischen Vergleich zum langjährigen Mittel ergibt sich keine nachweisbare Abweichung im Radialzuwachs der Stadtbäume der **Trauben-Eiche** (Q<sub>rs</sub>WSC), wohl aber der Waldbäume. Im Trockenjahr findet sich für die Waldbäume die stärkste Abweichung des Zuwachsindex im Zeitraum vom fünften Vortrockenjahr bis zum fünften Folgejahr nach der Trockenheit (Abb. 4.26).

Damit ähneln die Zuwachsmuster der Trauben-Eichen des trockenen Waldstandortes Borsberg in ihrer Entwicklung sehr stark denen der **Rot-Eichen**, mit sehr geringen Zuwächsen im Trockenjahr. Auf allen anderen Standorten der Rot-Eiche vermindert sich der Radialzuwachs zwar ebenfalls, aber einzig signifikant für die Bäume auf der Stübelallee (Q<sub>ru</sub>STU, Abb. 4.26). Die Eichen-Chronologien (Trauben-Eichen und Rot-Eichen) zeichnen sich damit artunabhängig durch eher mäßige Reduktionen in den betrachteten Trockenjahren aus.

Die **Winter-Linden** der Tronitzer Straße (T<sub>co</sub>TRO) zeigen eine leichte Zuwachssteigerung im Trockenjahr (Abb. 4.26). Demgegenüber schränken die Waldbäume ihren Radialzuwachs in den Trockenjahren sehr stark ein. Gemeinsam mit den Rot-Buchen des gleichen Standortes zeigen die Winter-Linden damit die stärksten Zuwachsrückgänge.

Für die **Sommer-Linden** wirken sich einzig auf der Krippener Straße die gemittelten Trockenjahre in einer signifikanten Verringerung der Zuwachsleistung aus (T<sub>pl</sub>KRI, Abb. 4.26).

Die Waldbäume der Rot-Buchen (FsyBOR) und der Winter-Linden (TcoBOR) des trockenen Standortes Borsberg weisen die stärksten Zuwachsrückgänge aller Chronologien auf. Demgegenüber lassen sich zwar signifikante, aber geringere Rückgänge für die Trauben- und Rot-Eichen feststellen. Alle Baumarten erreichen das durchschnittliche Zuwachsniveau erst wieder ab dem zweiten Folgejahr. Damit wird auf dem trockenen Waldstandort ein stark nachwirkender Einfluss infolge von Trockenheit sichtbar. Für die drei weiteren Waldstandorte der Rot-Buche (Friedrichsgrund (FsyFRI), Kellerbrücke (FsyKEL) und Prießnitzwasserfall (FsyPRI)) konnten keine signifikanten Zuwachsreduktionen und keine Effekte auf den nachfolgenden Zuwachs beobachtet werden.

Im Gegensatz dazu reagieren die Stadtbäume uneinheitlich, so dass es deutlich schwieriger ist, eindeutige Reaktionsschemata abzuleiten. Trotzdem lässt sich übereinstimmend zum trockenen Waldstandort feststellen, dass mehrwöchige Trockenperioden während der aktuellen Vegetationszeit bis zum August zu einer starken Verminderung des Radialwachstums bei den Rot-Buchen führen.

#### **4.4 Bodenwasserhaushalt in den Jahren 2009 und 2010**

Die Abbildungen 4.27 und 4.28 zeigen das Bodenmatrixpotential und den volumetrischen Bodenwassergehalt für die vier Straßenbaumstandorte in den Untersuchungsperioden 2009 und 2010. Für alle Standorte lässt sich eine Änderung des Bodenwassergehaltes und des Bodenmatrixpotentials mit der Zeit beobachten. Dabei konnten für das Jahr 2009 besonders geringe Werte von Anfang bis Mitte Juli sowie von Anfang bis Mitte August und im Folgejahr 2010 vom 25. Juni bis zum 02. Juli sowie in einer zweiten Periode vom 12. bis 21. Juli beobachtet werden.

Zwischen den auch räumlich nahe beieinander liegenden Straßenbaumstandorten Lilienthalstraße (Abb. 4.27), Robert-Berndt-Straße und Sachsenwerkstraße (Abb. 4.28) zeigt sich auch eine starke Ähnlichkeit im Verlauf und im Niveau des Wassergehaltes und des Matrixpotentials. Für diese drei Standorte belegen die Daten und die statistische Auswertung eine deutliche Differenzierung des volumetrischen Bodenwassergehaltes nach der Bodentiefe (Abb. 4.29), mit durchgehend geringeren Werten in den oberflächennahen Tiefen.

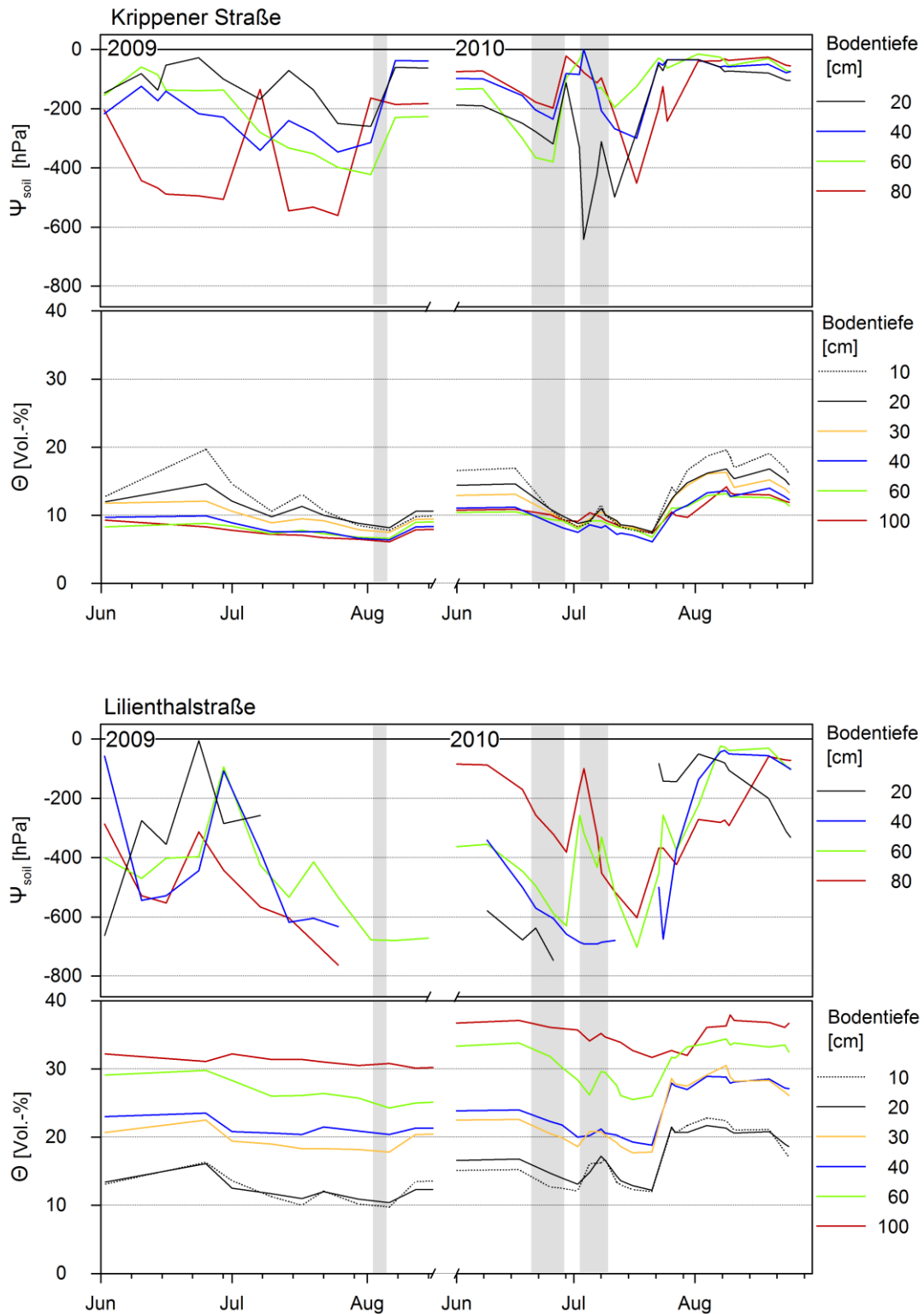


Abbildung 4.27: Saisonaler Verlauf des Bodenmatrixpotentials ( $\Psi_{\text{soil}}$ ) und des volumetrischen Bodenwassergehaltes ( $\Theta$ ) für die Straßenbaumstandorte Krippener Straße und Lilienthalstraße im Zeitraum vom 01.06. bis zum 16.08.2009 (n = 12 Messtermine) sowie vom 01.06. bis zum 31.08.2010 (n = 22 Messtermine). Der Verlauf wurde aus den einzelnen Tagesmesswerten gemittelt. Graue Balken markieren mehrtägige atmosphärische Trockenperioden mit aufeinander folgenden Tagen mit einem VPD von über 10 hPa (Daten der Station Dresden-Klotzsche).

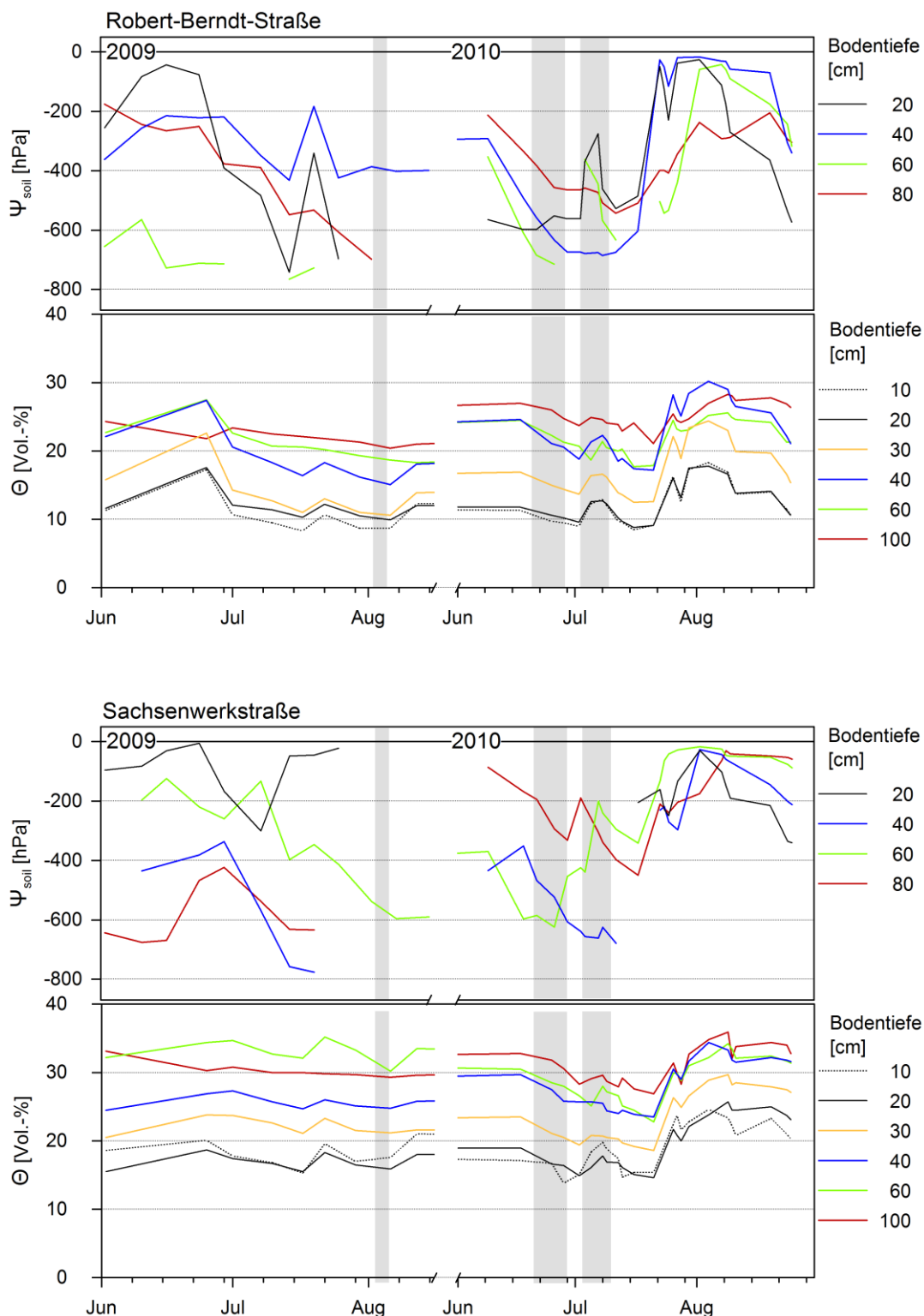


Abbildung 4.28: Saisonaler Verlauf des Bodenmatrixpotentials ( $\Psi_{\text{soil}}$ ) und des volumetrischen Bodenwassergehaltes ( $\Theta$ ) für die Straßenbaumstandorte Robert-Berndt-Straße und Sachsenwerkstraße im Zeitraum vom 01.06. bis zum 16.08.2009 (n = 12 Messtermine) sowie vom 01.06. bis zum 31.08.2010 (n = 22 Messtermine). Der Verlauf wurde aus den einzelnen Tagesmesswerten ermittelt. Graue Balken markieren mehrtägige atmosphärische Trockenperioden mit aufeinander folgenden Tagen mit einem VPD von über 10 hPa (Daten der Station Dresden-Klotzsche).

Für die Bodentiefen bis 40 cm kann eine stärkere Amplitude des Bodenmatrixpotentials beobachtet werden, was im Zusammenhang mit einem schnellen Austrocknen bei trocken-heißen Witterung, aber auch einen raschen Anstieg des Potentials bei Niederschlagsereignissen steht.

Diesen relativ einheitlichen Standortbedingungen steht der sandige Straßenbaumstandort der Krippener Straße gegenüber (Abb. 4.27). Hier ist der volumetrische Bodenwassergehalt mit Werten von nur maximal 20 Vol.-% generell geringer, und auch die Unterschiede im Wassergehalt zwischen den Bodentiefen sind nur unwesentlich ausgeprägt. Zudem sinkt das Bodenmatrixpotential im Gegensatz zu den drei übrigen Straßenbaumstandorten niemals unter  $-700$  hPa. Eine Besonderheit ist, dass hier die oberflächennahen 10 bis 20 cm tief gelegenen Schichten einen signifikant höheren mittleren Bodenwassergehalt aufweisen als Bodentiefen unter 40 cm (Abb. 4.29). Ab einer Bodentiefe von 40 cm unterscheidet sich der Bodenwassergehalt für die Krippener Straße signifikant von den drei anderen Straßenbaumstandorten.

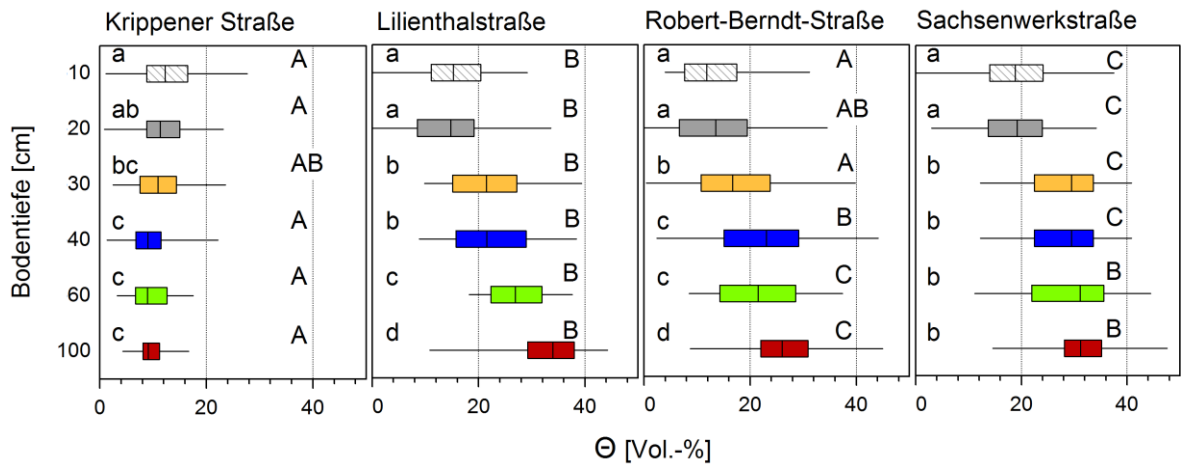


Abbildung 4.29: Volumetrischer Bodenwassergehalt in den beiden Messperioden 2009 und 2010 in 6 Bodentiefen auf 4 Standorten. Unterschiedliche Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Bodentiefen eines Standortes, unterschiedliche Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Standorten.

## 4.5 Blattwasserpotential und Einflussgrößen

Die Tagesminima der Blattwasserpotentiale ( $\Psi_{\min}$ ) in den Vegetationsperioden 2009 und 2010 für die Baumarten auf der Robert-Berndt-Straße und auf der Krippener Straße sind in Abbildung 4.30 gegenübergestellt. Auf der Krippener Straße liegen die gemessenen Blattwasserpotentiale zwischen  $-0,8$  MPa (Sommer-Linde) und  $-2,4$  MPa (Sommer-Linde)

und auf der Robert-Berndt-Straße zwischen  $-1,1$  MPa (Ahornblättrige Platane) und  $-3,5$  MPa (Rot-Eiche). Im Vergleich der Ahornblättrigen Platane mit der Rot-Eiche auf der Robert-Berndt-Straße zeigen sich unterschiedliche Verläufe des Blattwasserpotentials. Während die Rot-Eiche im Laufe des Sommers ihr Wasserpotential stärker absenkt, variiert das Wasserpotential der Ahornblättrigen Platane nur gering. Dies führt dazu, dass die Blattwasserpotentiale der Rot-Eiche im August beider Jahre signifikant negativer sind als die der Ahornblättrigen Platane. Dagegen konnten für die beiden Lindenarten auf der Krippener Straße keine signifikanten Unterschiede zwischen den Tagesminima gemessen werden. Eine Absenkung des Wasserpotentials auf mit der Rot-Eiche vergleichbare Werte ist nicht erkennbar.

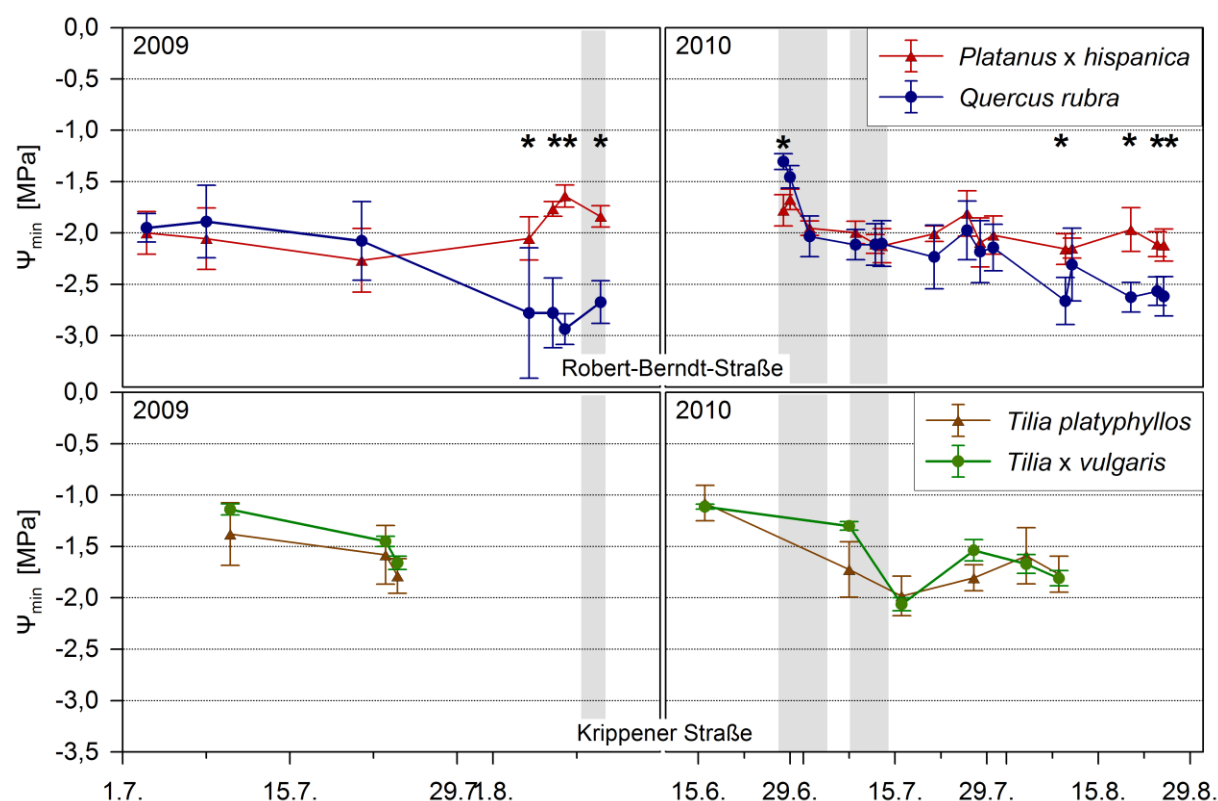


Abbildung 4.30: Tagesminima der Blattwasserpotentiale  $\Psi_{\min}$  mit Angaben des Median und der Standardabweichung in den Untersuchungsperioden 2009 und 2010. Signifikante Unterschiede zwischen den Baumarten eines Standortes sind mit einem Sternchen (\*) gekennzeichnet. Graue, vertikale Balken markieren mehrtägige Trockenperioden ( $VPD > 10$  hPa).

In Tabelle 4.14 wird deutlich, dass es kaum gesicherte Zusammenhänge zwischen dem Tagesminimum-Blattwasserpotential und dem volumetrischen Bodenwassergehalt bzw. dem Bodenmatrixpotential gibt. Die einzigen signifikanten Ergebnisse lieferte die



Korrelationsanalyse zwischen dem Blattwasserpotential und dem Bodenwassergehalt in 100 cm (*P. x. hispanica*), in 40 cm (*Q. rubra*) und in 10 cm Bodentiefe (*T. platyphyllos*) sowie zum Matrixpotential in 60 cm Bodentiefe (*Q. rubra*). Ein hohes VPD äußert sich für *Q. rubra* und für *T. platyphyllos* nachweisbar in negativeren Blattwasserpotentialen.

Tabelle 4.14: Spearman'sche Korrelationskoeffizienten zwischen dem Tagesminimum-Blattwasserpotential ( $\Psi_{\min}$ ) dem volumetrischen Bodenwassergehalt ( $\Theta$ ), dem Bodenmatrixpotential ( $\Psi_{\text{soil}}$ ) und dem Vapor-Pressure-Deficit (VPD). Fett gedruckte Wert sind signifikant ( $P < 0,05$ ).

	Bodentiefe [cm]	$\Theta$ [Vol.-%]						$\Psi_{\text{soil}}$ [hPa]				VPD [hPa]
		10	20	30	40	60	100	20	40	60	80	
Baumart	<i>Pxh</i>	0,01	0,09	0,07	-0,02	-0,15	<b>-0,19</b>	0,18	0,03	-0,08	-0,03	-0,17
	<i>Qru</i>	0,17	-0,16	0,18	<b>-0,29</b>	-0,03	-0,24	-0,20	-0,19	<b>0,55</b>	0,24	<b>-0,25</b>
	<i>Tpl</i>	<b>0,39</b>	0,23	0,17	0,15	-0,07	-0,14	0,18	-0,12	0,13	-0,08	<b>-0,37</b>
	<i>Txv</i>	0,00	0,05	0,00	0,04	-0,37	-0,29	-0,21	0,22	0,23	-0,26	0,01

## 4.6 Gaswechsellanalytik

### 4.6.1 Transpiration und stomatäre Leitfähigkeit

Die gemittelten Leistungen der Transpiration und der stomatären Leitfähigkeit wurden zunächst separat über die jeweiligen Messwerte der Jahre 2009 und 2010 mittels Box-Whisker-Plots verglichen (Abb. 4.31). Generell kann damit festgestellt werden, dass Baumarten mit einer hohen Transpirationsleistung auch eine hohe stomatäre Leitfähigkeit aufweisen.

In beiden Jahren wurden die Höchstwerte der Transpiration bis maximal  $2,3 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  für *P. x hispanica* und die niedrigsten Werte für *A. platanoides* gemessen. Für alle sechs Baumarten finden sich im Jahr 2010 höhere Werte der Transpiration, aber auch der stomatären Leitfähigkeit bis maximal  $92,1 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  (*Q. rubra*). Im Jahr 2010 zeigen die mittleren Transpirationsleistungen der Baumarten *A. pseudoplatanus*, *P. x hispanica*, *Q. rubra* sowie *T. platyphyllos* einerseits und *A. platanoides* und *T. x vulgaris* andererseits jeweils keine signifikanten Unterschiede. Eine ähnliche Einordnung lässt sich für die stomatäre Leitfähigkeit erkennen. Hier weisen *P. x hispanica*, *Q. rubra* und *T. platyphyllos* signifikant höhere stomatäre Leitfähigkeiten auf als die beiden Ahornarten. Im Jahr 2009

sind sowohl die Transpiration als auch die stomatäre Leitfähigkeit von *T. x vulgaris* von keiner anderen Art signifikant verschieden.

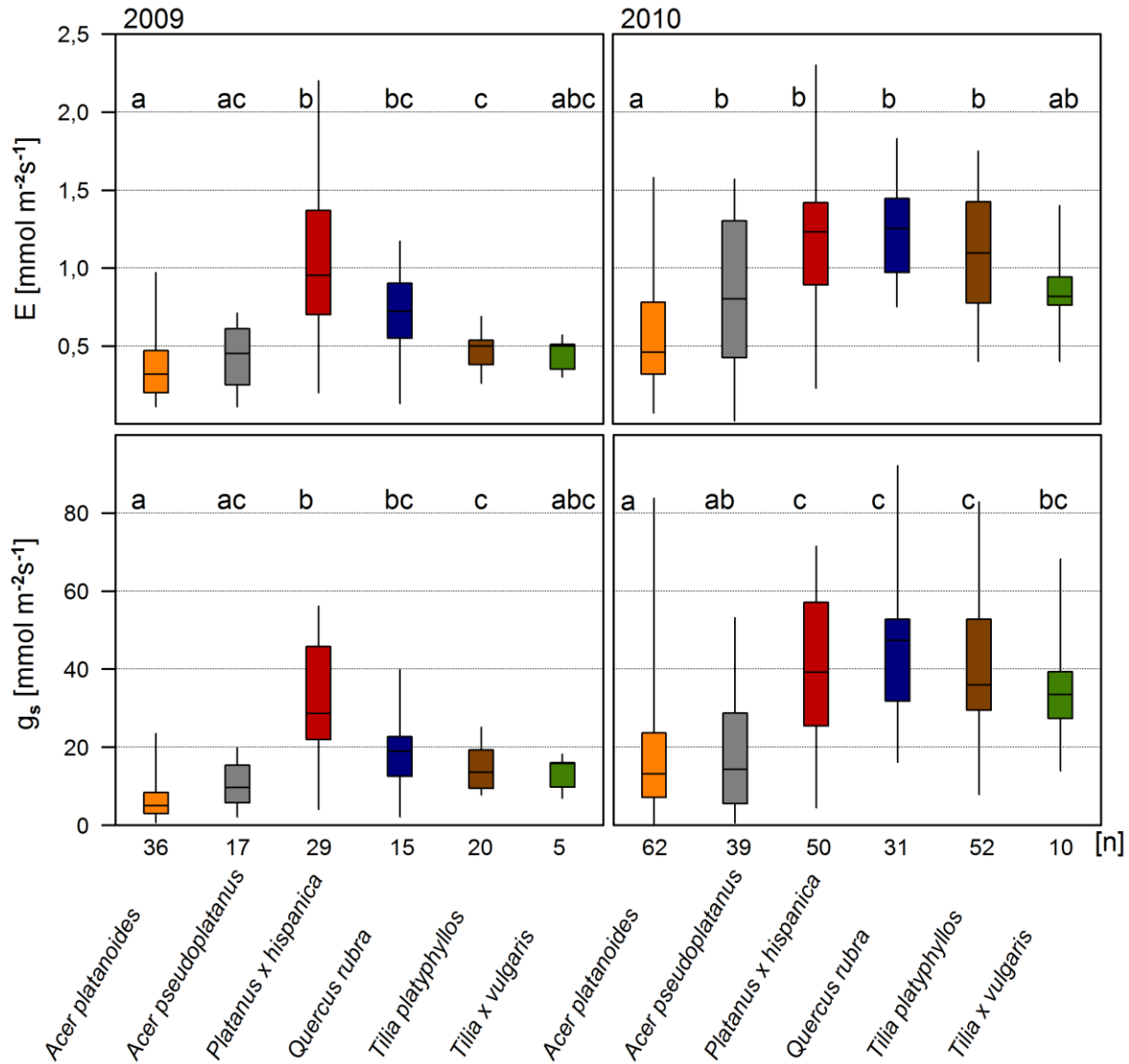


Abbildung 4.31: Gemittelte Transpirationsraten (E) und stomatäre Leitfähigkeiten (g<sub>s</sub>) in den Jahren 2009 und 2010. Für jedes Jahr sind die signifikanten Unterschiede (P < 0,05) zwischen den Arten mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet. Angaben zur Anzahl der Gaswechsellmessungen je Art finden sich oberhalb der Artbezeichnung [n].

In den Abbildungen 4.32 und 4.33 sind die Transpirationsraten (E) bzw. die stomatären Leitfähigkeiten (g<sub>s</sub>) im saisonalen Verlauf mit den korrespondierenden Messungen dargestellt. Bei Parallelen ohne statistische Auswertung ist der Stichprobenumfang aufgrund von Messausfällen oder plötzlich einsetzendem Regen für einen gesicherten statistischen Vergleich zu gering.

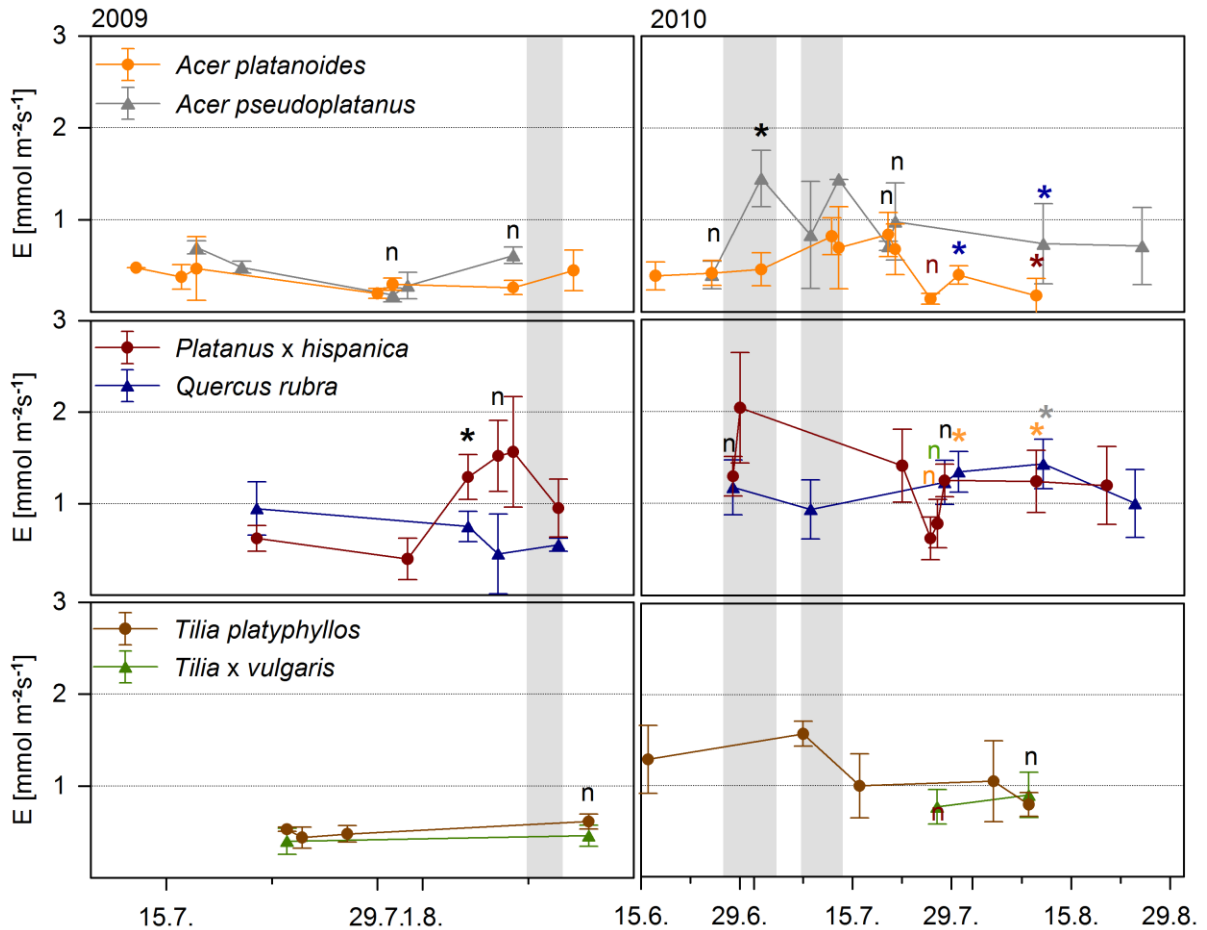


Abbildung 4.32: Transpirationsraten ( $E$ ) der Tagesmessungen im saisonalen Vergleich der Jahre 2009 und 2010. Sternchen (\*) markieren Parallelmessungen an zwei Arten, die sich in ihren Transpirationsraten signifikant unterscheiden. Statistisch nicht signifikante Unterschiede sind mit (n) gekennzeichnet. Schwarze Symbole verweisen auf einen Vergleich der beiden Arten eines Fensters. Farbige Symbole verweisen auf einen Vergleich mit der in der entsprechenden Farbe markierten Art. Mehrtägige atmosphärische Trockenperioden ( $VPD > 10$  hPa) sind durch grau hinterlegte, vertikale Felder angezeigt. Aufgetragen sind jeweils die mittleren Tageswerte mit der Standardabweichung.

Grundsätzlich bestätigen sich dabei die Ergebnisse für die jahresweise ermittelten Werte. So können im Baumartenvergleich für *P. x hispanica* und *Q. rubra* auf der Robert-Berndt-Straße zumeist höhere Transpirationsraten als für die anderen vier Baumarten gemessen werden (Abb. 4.32). Im direkten Tagesvergleich zeigen sich im Jahr 2009 keine signifikanten Unterschiede der Transpirationsleistung und der stomatären Leitfähigkeit von *A. platanoides* (Lilienthalstraße) und *A. pseudoplatanus* (Sachsenwerkstraße) sowie zwischen *T. platyphyllos* und *T. x vulgaris* (beide auf der Krippener Straße).

Auf der Robert-Berndt-Straße wurden für *P. x hispanica* während der Parallelmessungen im Jahr 2009 stets signifikant höhere stomatäre Leitfähigkeiten und am 04.08.2009 auch eine höhere Transpirationsleistung gegenüber *Q. rubra* ermittelt (Abb. 4.33).

In den beiden Trockenperioden vom 27.06. bis zum 04.07.2010 und vom 08.07. bis zum 14.07.2010 zeigt *A. pseudoplatanus* höhere Transpirationsraten und Leitfähigkeiten als *A. platanoides*.

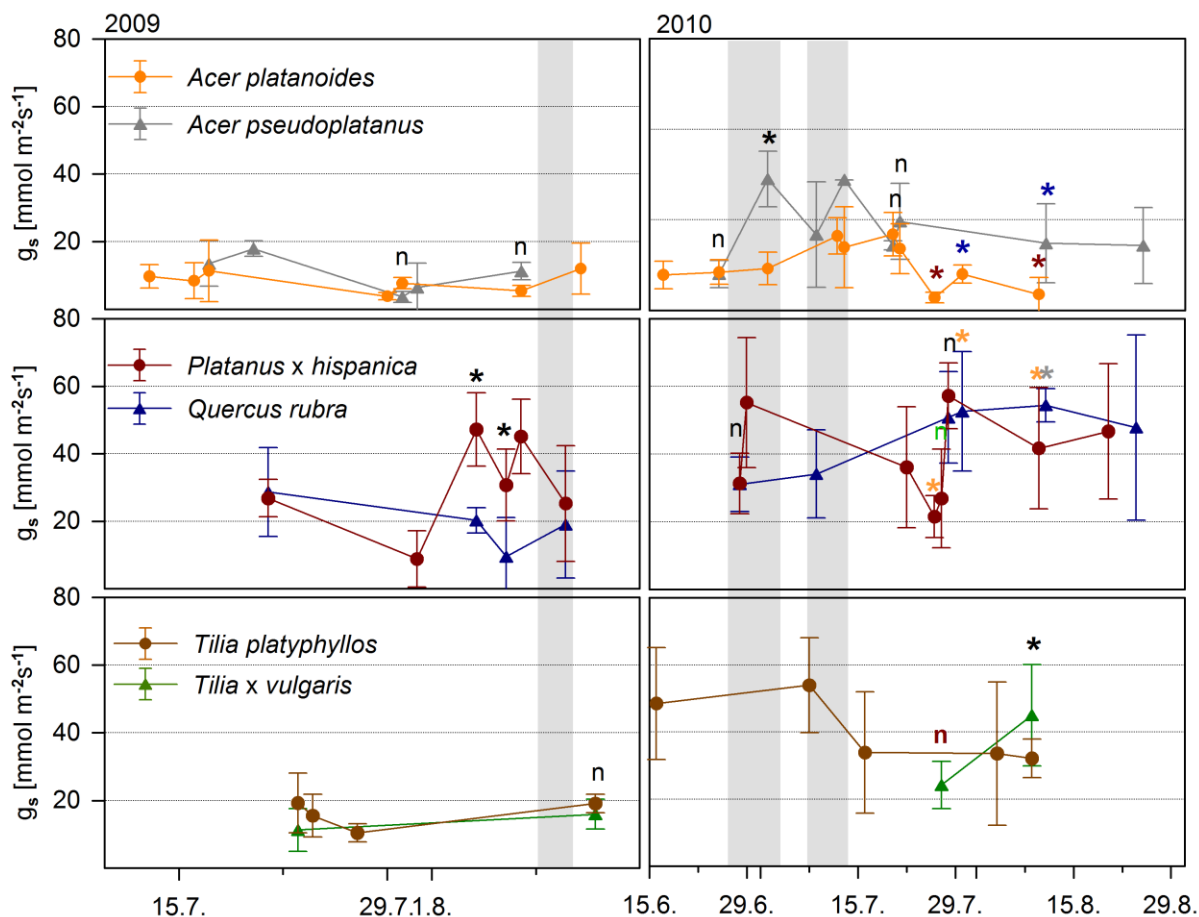


Abbildung 4.33: Stomatäre Leitfähigkeiten ( $g_s$ ) der Tagesmessungen im saisonalen Vergleich der Jahre 2009 und 2010. Sternchen (\*) markieren Parallelmessungen an zwei Arten, die sich in ihrer stomatären Leitfähigkeit signifikant unterscheiden. Statistisch nicht signifikante Unterschiede sind mit (n) gekennzeichnet. Schwarze Symbole verweisen auf einen Vergleich der beiden Arten eines Fensters. Farbige Symbole verweisen auf einen Vergleich mit der in der entsprechenden Farbe markierten Art. Mehrtägige atmosphärische Trockenperioden ( $VPD > 10$  hPa) sind durch grau hinterlegte, vertikale Felder angezeigt. Dargestellt sind jeweils die gemittelten Tageswerte und die Standardabweichung.

#### 4.6.2 Photosynthese und WUE

Die höchsten Werte der Netto-Photosyntheserate unter Lichtsättigung mit über  $8 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  konnten an Blättern von *P. x hispanica* und *Q. rubra* gemessen werden (Abb. 4.34). Gleichzeitig zeigen sich in beiden Jahren signifikante Unterschiede in den Netto-Photosyntheseraten von *P. x hispanica* und *Q. rubra* zu den restlichen Baumarten. Analog zu

den Ergebnissen für die Transpiration fallen im Jahr 2010 wiederum die grundsätzlich höhere Streuung, aber auch die höheren Mediane und Maximalwerte als im Vorjahr auf.

Auch für die WUE lässt sich eine Differenzierung zwischen der Gruppe der Ahorn- und Lindenarten einerseits und der Gruppe von *P. x hispanica* und *Q. rubra* andererseits treffen (Abb. 4.34). Im Jahr 2010 ist die Effizienz der Wassernutzung von *Q. rubra* mit einem Median von  $3,56 \mu\text{mol mmol}^{-1}$  und von *P. x hispanica* mit einem Median von  $3,86 \mu\text{mol mmol}^{-1}$  deutlich höher und weicht signifikant von den anderen Arten ab.

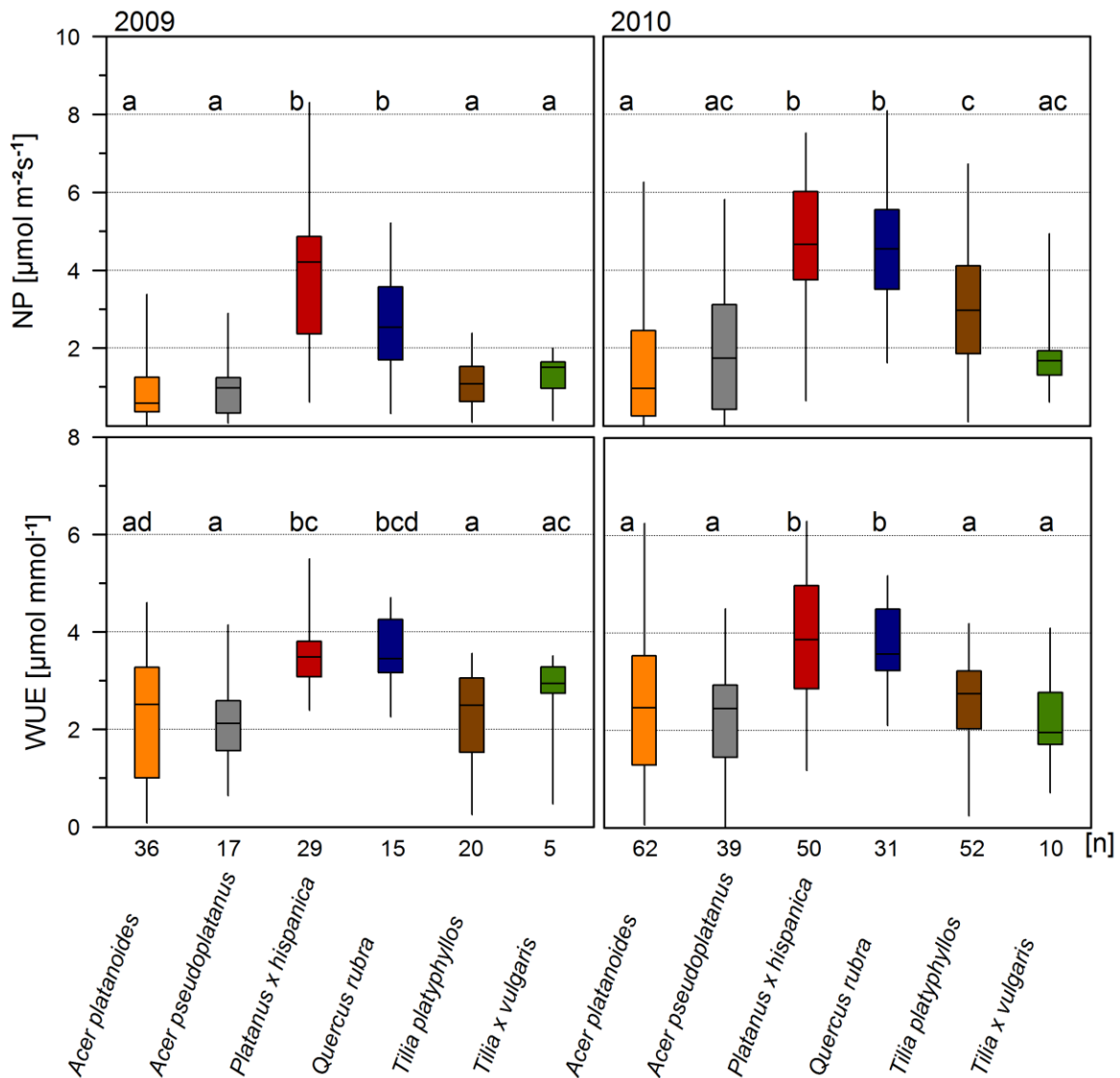


Abbildung 4.34: Netto-Photosyntheserate (NP) und Wassernutzungseffizienz (WUE) in den Jahren 2009 und 2010. Signifikante Unterschiede ( $P < 0,05$ ) zwischen den Arten sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet. Angaben zur Anzahl der Gaswechsellmessungen je Art befinden sich für jedes Jahr oberhalb der Artbezeichnung [n].

Im Jahr 2010 zeigt *T. x vulgaris* mit einer WUE von lediglich  $1,96 \mu\text{mol mmol}^{-1}$  den niedrigsten Median. Der Maximalwert wurde am 26.07.2010 mit  $6,30 \mu\text{mol mmol}^{-1}$  für *P. x hispanica* ermittelt. Damit weisen *P. x hispanica* und *Q. rubra* eine durchschnittlich 1,5-mal höhere Effizienz der Wassernutzung gegenüber den Ahornen und Linden auf. Im Jahr 2009 ist die statistische Trennung in die beiden genannten Gruppen weniger scharf, da hier die Unterschiede zwischen den WUE-Werten von *P. x hispanica* bzw. *Q. rubra* und *T. x vulgaris* sowie zwischen *A. platanoides* und *Q. rubra* statistisch nicht belegt werden konnten. Trotzdem finden sich im Vergleich auch hier höhere Werte für *Q. rubra* und *P. x hispanica*. Auffällig ist die starke Streuung der Effizienz der Wassernutzung für *A. platanoides* im Jahr 2010. Bestimmt wird diese nicht nur durch den Interquartilabstand, sondern auch durch die weit auseinander liegenden Minimal- und Maximalwerte.

In Abbildung 4.35 ist die Netto-Photosyntheserate in den beiden Messperioden im saisonalen Verlauf dargestellt. Dabei wird die höhere Netto-Photosyntheserate für *Q. rubra* und *P. x hispanica* zu den restlichen vier Arten auch im jeweiligen Jahresverlauf noch einmal sichtbar. Im Gegensatz zu den Ergebnissen für den tagesweisen Vergleich der Transpiration (vgl. Abb. 4.32), zeigt *P. x hispanica* an allen drei Parallelmesstagen mit *Q. rubra* stets eine signifikant höhere Netto-Photosyntheserate. Vergleichbar mit dem saisonalen Verlauf der Transpirationsraten zeichnet sich *A. pseudoplatanus* gegenüber *A. platanoides* auch durch eine signifikant höhere Netto-Photosyntheserate aus. Jedoch finden sich in der zweiten Trockenperiode vom 08.07. bis 14.07.2010 zwischen den beiden Ahornarten wesentlich geringere Unterschiede. Abgesehen vom 02.07.2010 finden sich somit keine Unterschiede der Netto-Photosyntheseraten von *A. platanoides* mit *A. pseudoplatanus* und von *T. platyphyllos* mit *T. x vulgaris*.

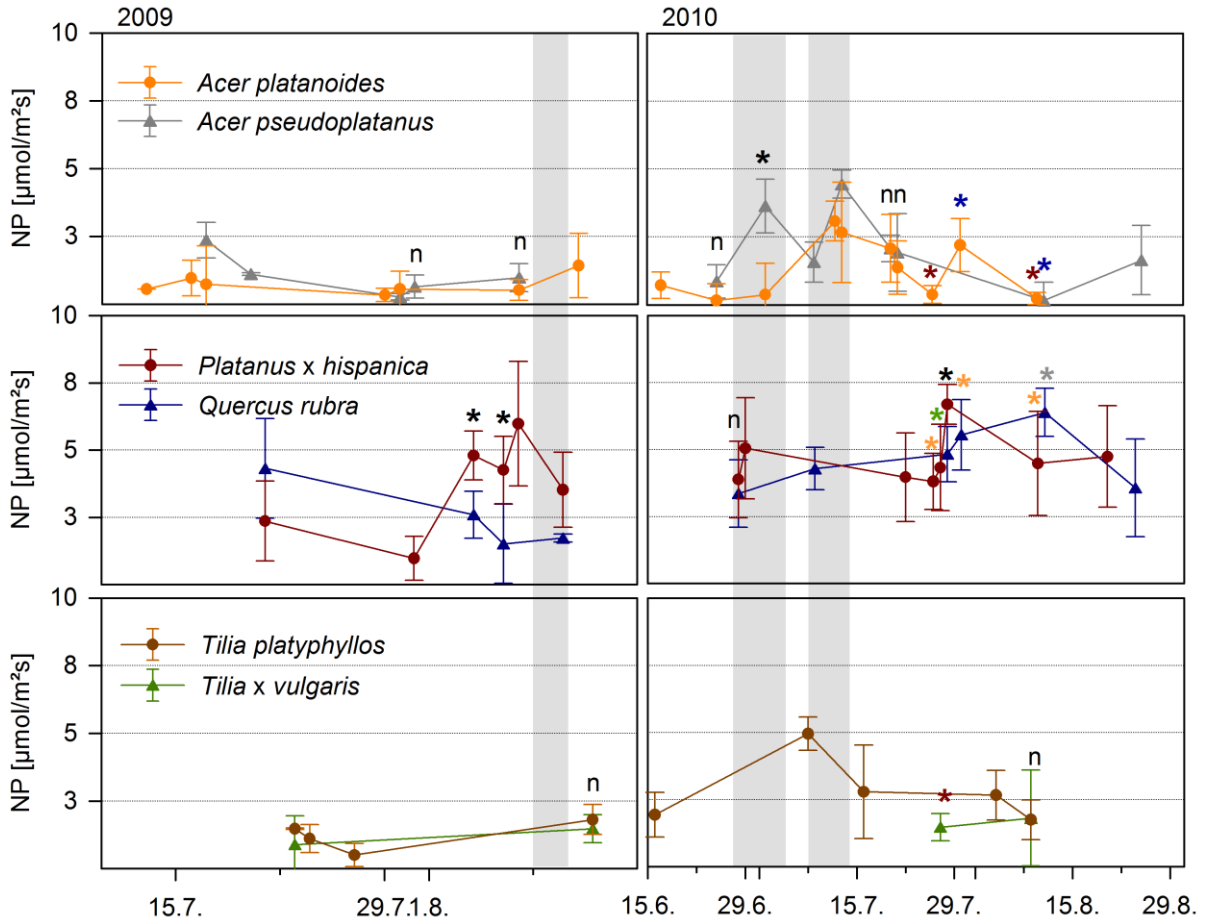


Abbildung 4.35: Netto-Photosyntheseraten (NP) der Tagesmessungen im saisonalen Vergleich der Jahre 2009 und 2010. Sternchen (\*) markieren Parallelmessungen an zwei Arten, die sich in ihrer Netto-Photosynthese signifikant unterscheiden. Statistisch nicht signifikante Unterschiede sind mit (n) gekennzeichnet. Schwarze Symbole verweisen auf einen Vergleich der beiden Arten eines Fensters. Farbige Symbole verweisen auf einen Vergleich mit der in der entsprechenden Farbe markierten Art. Mehrtägige atmosphärische Trockenperioden ( $\text{VPD} > 10 \text{ hPa}$ ) sind durch grau hinterlegte, vertikale Felder angezeigt. Dargestellt sind jeweils die gemittelten Tageswerte und die Standardabweichung.

An den Tagen, an denen die Baumarten jeweils parallel untersucht wurden, zeigen sich auch für die WUE in den meisten Fällen statistisch nachweisbare Unterschiede (Abb. 4.36). Die Werte der WUE sind an diesen Tagen für *P. x hispanica* und *Q. rubra* grundsätzlich höher.

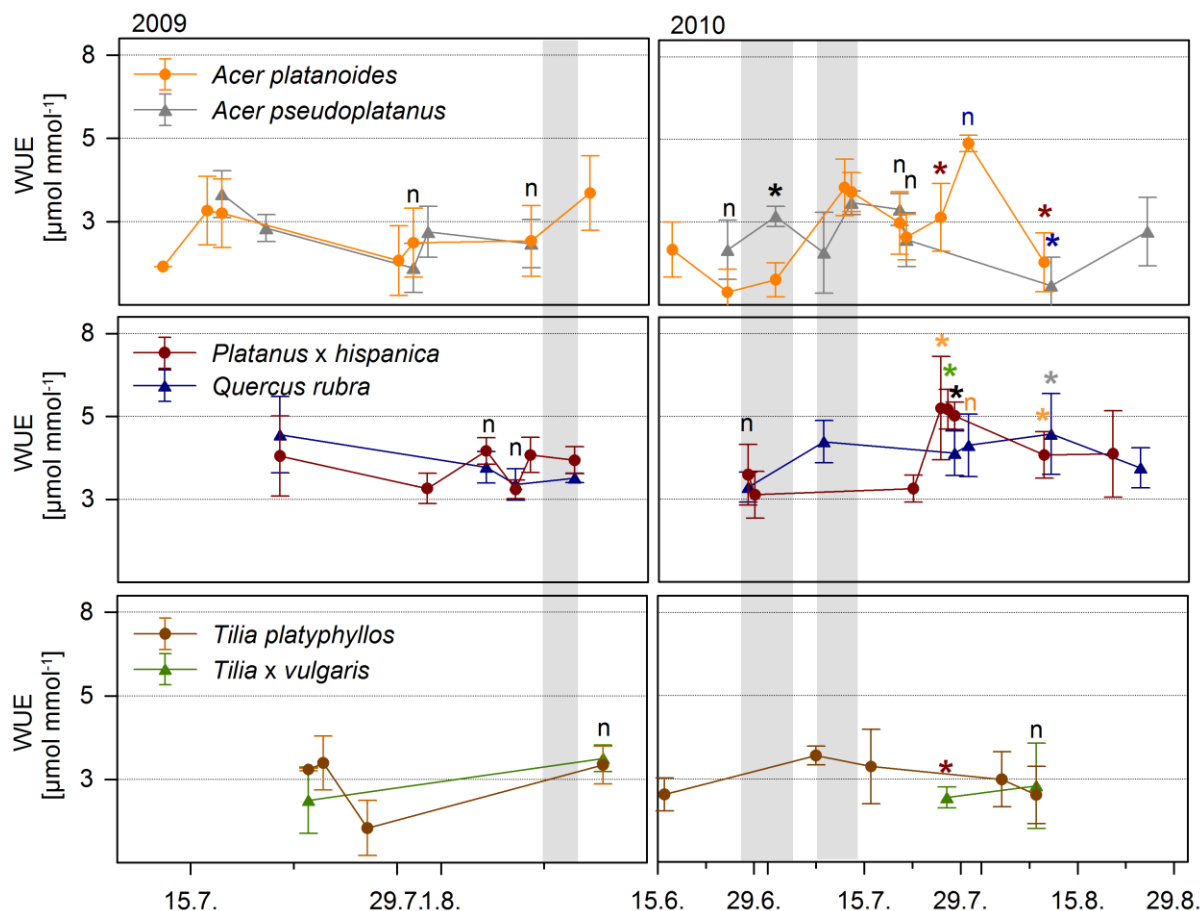


Abbildung 4.36: Effizienz der Wassernutzung (WUE) der Tagesmessungen im saisonalen Vergleich der Jahre 2009 und 2010. Sternchen (\*) markieren Parallelmessungen an zwei Arten, die sich in ihrer WUE signifikant unterscheiden. Statistisch nicht signifikante Unterschiede sind mit (n) gekennzeichnet. Schwarze Symbole verweisen auf einen Vergleich der beiden Arten eines Fensters. Farbige Symbole verweisen auf einen Vergleich mit der in der entsprechenden Farbe markierten Art. Mehrtägige atmosphärische Trockenperioden ( $VPD > 10$  hPa) sind durch grau hinterlegte, vertikale Felder angezeigt. Dargestellt sind jeweils die gemittelten Tageswerte und die Standardabweichung.

#### 4.6.3 Gaswechsel unter Trockenheit

Um eine mögliche Veränderung des Gaswechsels durch mehrtägige Trockenperioden zu erfassen, wurden für das Jahr 2010 jeweils zwei ausgeprägte Perioden mit atmosphärischer und edaphischer Trockenheit ausgewählt und die physiologischen Parameter der Arten verglichen.

Während mehrtägiger Lufttrockenheit ( $VPD > 10$  hPa) zeichnen sich deutliche Unterschiede der Transpiration und der stomatären Leitfähigkeit zwischen *A. platanoides* mit besonders niedrigen Werten und den restlichen Arten ab (Tab. 4.15). Die höchsten Werte der Netto-Photosynthese und der WUE konnten für *P. x hispanica* und *Q. rubra* gefunden werden. Die



Netto-Photosyntheseleistung von *P. x hispanica* und *Q. rubra* hebt sich dabei mit einem Median von  $5,66 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  bzw.  $4,29 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  signifikant und deutlich von *A. platanoides* mit nur  $1,41 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  ab. Zwischen *P. x hispanica* und *Q. rubra* auf der einen Seite und *A. platanoides* und *A. pseudoplatanus* auf der anderen Seite werden signifikante Abweichungen in der Wassernutzungseffizienz unter Lufttrockenheit zugunsten der erstgenannten Baumarten erkennbar.

**Tabelle 4.15:** Mittlere Werte (Median) der Transpirationsrate (E), der stomatären Leitfähigkeit ( $g_s$ ), der Netto-Photosyntheserate (NP) und der Wassernutzungseffizienz (WUE) sowie der Standardabweichung für die Messungen während atmosphärischer Trockenheit (VPD > 10 hPa) in der Zeit vom 28.06. bis zum 04.07.2010 und vom 08.07 bis zum 14.07.2010. Unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede zwischen den Arten auf dem 95 %-Signifikanzniveau.

Art	n	E [mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ]	$g_s$ [mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ]	NP [μmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ]	WUE [μmol mmol <sup>-1</sup> ]
<i>A. platanoides</i>	27	0,60 ± 0,29 a	16,60 ± 11,02 a	1,41 ± 1,25 a	2,53 ± 1,26 b
<i>A. pseudoplatanus</i>	19	1,15 ± 0,46 b	32,60 ± 15,19 ab	2,97 ± 1,49 ac	2,59 ± 0,89 b
<i>P. x hispanica</i>	13	1,37 ± 0,42 b	50,70 ± 14,75 b	5,66 ± 1,28 b	3,61 ± 1,16 a
<i>Q. rubra</i>	8	1,18 ± 0,29 b	34,10 ± 10,69 b	4,29 ± 0,85 bc	3,56 ± 0,78 a
<i>T. platyphyllos</i>	24	1,33 ± 0,37 b	37,30 ± 16,76 b	3,85 ± 1,54 c	2,97 ± 0,89 ab

Für die Bodentrockenheit wurden die Gaswechsellmessungen in den Perioden vom 25.06. bis zum 02.07.2010 und vom 12.07. bis zum 21.07.2010 verglichen, da hier für alle Standorte übereinstimmend die niedrigsten Werte des volumetrischen Bodenwassergehalts ( $\Theta < 7,6 \text{ Vol.-%}$  (Krippener Straße, 40 cm);  $\Theta < 36,6 \text{ Vol.-%}$  (Lilienthalstraße, 80 cm)) zu finden waren (Tab. 4.16).

**Tabelle 4.16:** Zusammenfassung der mittleren Werte (Median) der Transpirationsrate (E), der stomatären Leitfähigkeit ( $g_s$ ), der Netto-Photosyntheserate (NP) und der Wassernutzungseffizienz (WUE) sowie der dazu ermittelten Standardabweichung für die Messungen während edaphischer Trockenheit (vgl. Tab. 4.29 bis 4.30) in der Zeit vom 25.06. bis zum 02.07.2010 und vom 12.07 bis zum 21.07.2010. Unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede zwischen den Arten auf dem 95 %-Signifikanzniveau.

Art	n	E [mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ]	$g_s$ [mmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ]	NP [μmol m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ]	WUE [μmol mmol <sup>-1</sup> ]
<i>A. platanoides</i>	36	0,67 ± 0,19 a	17,50 ± 4,03 a	1,94 ± 0,78 a	2,54 ± 1,38 a
<i>A. pseudoplatanus</i>	21	0,98 ± 0,47 ab	23,90 ± 15,82 a	2,42 ± 1,57 a	2,59 ± 0,88 a
<i>P. x hispanica</i>	13	1,39 ± 0,50 b	39,20 ± 15,81 b	4,94 ± 1,65 b	2,70 ± 0,84 a
<i>Q. rubra</i>	4	1,18 ± 0,30 ab	31,05 ± 8,01 ab	3,36 ± 1,26 ab	2,86 ± 0,45 a
<i>T. platyphyllos</i>	16	1,00 ± 0,35 b	33,90 ± 18,04 ab	2,80 ± 1,74 ab	2,87 ± 1,11 a

Die Transpiration von *P. x hispanica* und *T. platyphyllos* ist signifikant höher als die von *A. platanoides*. Die stomatäre Leitfähigkeit und die Netto-Photosynthese lassen statistisch signifikante Unterschiede zwischen *P. x hispanica* und den beiden Ahornarten erkennen.

Jedoch unterscheiden sich die Werte von *A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *Q. rubra* und *T. platyphyllos* nicht signifikant. Auch die Werte der stomatären Leitfähigkeit sowie der Netto-Photosynthese von *P. x hispanica*, *Q. rubra* und *T. platyphyllos* sind statistisch nicht unterschiedlich. Unter Bodentrockenheit zeigen die Arten mit 2,54 bis 2,87 mmol mmol<sup>-1</sup> ähnlich hohe Werte der WUE ohne eindeutige artspezifische Unterschiede.

#### 4.6.4 Einflussgrößen des Gaswechsels

In Tabelle 4.17 sind die Korrelationskoeffizienten nach Spearman für die Abhängigkeit der Gaswechsellmessungen vom volumetrischen Bodenwassergehalt ( $\Theta$ ), vom Bodenmatrixpotential ( $\Psi_{\text{soil}}$ ) und vom ALVPD aufgetragen.

Es wird deutlich, dass das Air-to-Leaf-Vapor-Pressure-Deficit (ALVPD) am häufigsten signifikant mit den physiologischen Parametern Transpiration, Netto-Photosynthese und der WUE korreliert. Einzig für die Transpirationsleistung der Ahornblättrigen Platane und für die WUE der Holländischen Linde konnten nur sehr geringe nicht signifikante Korrelationskoeffizienten berechnet werden. Alle Zusammenhänge zum ALVPD sind negativ und damit können hohe ALVPD-Werte mit einer geringen Transpiration, einer geringen Netto-Photosynthese sowie einer geringen Effizienz der Wassernutzung assoziiert werden.

Die Prüfung des Einflusses vom volumetrischen Bodenwassergehalt und vom Bodenmatrixpotential lieferte teilweise widersprüchliche Ergebnisse. So gehen für die Rot-Eiche hohe Netto-Photosyntheseraten mit hohen Werten des volumetrischen Bodenwassergehaltes einher, während für den Berg- und den Spitz-Ahorn inverse Beziehungen berechnet wurden (Tab. 4.17). Die stomatäre Leitfähigkeit für Wasserdampf ( $g_s$ ), aber auch die Transpiration der Holländischen Linde sind mit Korrelationskoeffizienten bis zu 0,90 am stärksten durch  $\Theta$  determiniert.

## Ergebnisse

**Tabelle 4.17: Spearman'sche Korrelationskoeffizienten zwischen den Parametern der Gaswechsellmessungen und dem ALVPD, des volumetrischen Bodenwassergehaltes ( $\Theta$ ) und dem Bodenmatrixpotential ( $\Psi_{\text{soil}}$ ) in verschiedenen Bodentiefen für die Messungen 2009 und 2010. Fett gedruckte Wert sind signifikant ( $P < 0,05$ ). Die stomatäre Leitfähigkeit wurde nicht mit dem ALVPD korreliert, da das ALVPD in deren Berechnung einfließt.**

Bodentiefe [cm]	$\Theta$ [Vol.-%]						$\Psi_{\text{soil}}$ [hPa]				ALVPD [Pa kPa <sup>-1</sup> ]
	10	20	30	40	60	100	20	40	60	80	
<b>Transpiration</b>											
<i>Apl</i>	0,00	0,12	-0,07	<b>-0,54</b>	0,01	0,11	<b>-0,43</b>	<b>-0,48</b>	-0,15	0,06	<b>-0,64</b>
<i>Aps</i>	<b>-0,32</b>	-0,23	<b>-0,36</b>	-0,07	<b>-0,44</b>	-0,28	<b>-0,36</b>	-0,12	-0,12	-0,18	<b>-0,30</b>
<i>Pxh</i>	-0,13	<b>-0,29</b>	-0,10	-0,09	-0,10	0,04	-0,10	-0,17	0,27	0,10	-0,10
<i>Qru</i>	<b>0,39</b>	<b>0,42</b>	<b>0,47</b>	<b>0,47</b>	<b>0,52</b>	<b>0,50</b>	0,11	0,27	0,22	<b>0,50</b>	<b>-0,61</b>
<i>Tpl</i>	0,07	0,07	0,24	0,17	<b>0,26</b>	<b>0,31</b>	0,20	<b>-0,38</b>	<b>0,32</b>	<b>0,43</b>	<b>-0,38</b>
<i>Txv</i>	<b>0,80</b>	<b>0,84</b>	<b>0,84</b>	<b>0,84</b>	<b>0,84</b>	<b>0,84</b>	0,39	-0,03	-0,08	-0,18	<b>-0,79</b>
<b>Stomatäre Leitfähigkeit</b>											
<i>Apl</i>	0,03	0,14	-0,03	<b>-0,51</b>	0,00	0,06	<b>-0,41</b>	<b>-0,52</b>	-0,11	0,02	/
<i>Aps</i>	<b>-0,35</b>	-0,24	<b>-0,37</b>	-0,08	<b>-0,45</b>	-0,31	<b>-0,41</b>	-0,21	-0,09	<b>-0,34</b>	/
<i>Pxh</i>	-0,10	-0,00	0,13	0,14	0,13	0,21	-0,05	0,03	0,08	0,08	/
<i>Qru</i>	<b>0,61</b>	<b>0,64</b>	<b>0,68</b>	<b>0,69</b>	<b>0,63</b>	<b>0,48</b>	<b>0,40</b>	<b>0,34</b>	<b>0,41</b>	<b>0,59</b>	/
<i>Tpl</i>	0,23	0,23	<b>0,39</b>	<b>0,32</b>	<b>0,40</b>	<b>0,46</b>	-0,05	-0,19	<b>0,35</b>	<b>0,43</b>	/
<i>Txv</i>	<b>0,86</b>	<b>0,90</b>	<b>0,90</b>	<b>0,90</b>	<b>0,90</b>	<b>0,90</b>	0,34	-0,11	-0,26	-0,23	/
<b>Netto-Photosynthese</b>											
<i>Apl</i>	0,04	0,12	0,00	<b>-0,37</b>	0,07	0,04	0,02	<b>-0,53</b>	0,04	0,07	<b>-0,69</b>
<i>Aps</i>	<b>-0,50</b>	<b>-0,39</b>	<b>-0,44</b>	-0,15	<b>0,35</b>	<b>-0,38</b>	<b>-0,40</b>	<b>-0,36</b>	-0,26	<b>-0,38</b>	<b>-0,55</b>
<i>Pxh</i>	0,20	0,11	0,22	0,22	0,20	0,16	0,07	0,16	0,03	0,21	<b>-0,53</b>
<i>Qru</i>	<b>0,54</b>	<b>0,58</b>	<b>0,59</b>	<b>0,60</b>	<b>0,48</b>	<b>0,22</b>	<b>0,51</b>	<b>0,54</b>	<b>0,40</b>	<b>0,54</b>	<b>-0,73</b>
<i>Tpl</i>	-0,04	-0,04	0,13	0,07	0,15	0,19	0,08	<b>-0,48</b>	0,23	<b>0,56</b>	<b>-0,41</b>
<i>Txv</i>	0,28	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	-0,12	0,20	0,28	0,28	<b>-0,56</b>
<b>WUE</b>											
<i>Apl</i>	0,04	0,08	0,08	-0,09	-0,10	-0,15	0,23	<b>-0,37</b>	0,05	-0,14	<b>-0,54</b>
<i>Aps</i>	<b>-0,30</b>	-0,20	-0,19	-0,06	-0,16	-0,13	-0,11	-0,28	-0,09	-0,26	<b>-0,59</b>
<i>Pxh</i>	<b>0,53</b>	<b>0,59</b>	<b>0,49</b>	<b>0,50</b>	<b>0,44</b>	0,20	0,30	<b>0,51</b>	-0,25	0,22	<b>-0,66</b>
<i>Qru</i>	<b>0,38</b>	<b>0,42</b>	<b>0,41</b>	<b>0,41</b>	0,19	-0,05	<b>0,44</b>	<b>0,37</b>	<b>0,33</b>	0,07	<b>-0,61</b>
<i>Tpl</i>	-0,12	-0,12	0,04	0,03	0,04	0,04	0,35	<b>0,34</b>	0,08	0,21	<b>-0,30</b>
<i>Txv</i>	0,11	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,22	0,41	0,11	0,39	-0,20

Zur weiteren Beurteilung der Abhängigkeiten wurden einfache lineare Regressionsmodelle berechnet und die Zusammenhänge zwischen den Parametern des Gaswechsels und den Bodenwasserhaushalt bzw. dem ALVPD in graphischer Form dargestellt (Abb. 4.37 bis 4.41). Die Streudiagramme in Abbildung 4.37 zeigen, dass einzig für die Rot-Eiche und die Holländische Linde eine Abhängigkeit der Transpiration vom volumetrischen Bodenwassergehalt erkennbar ist.

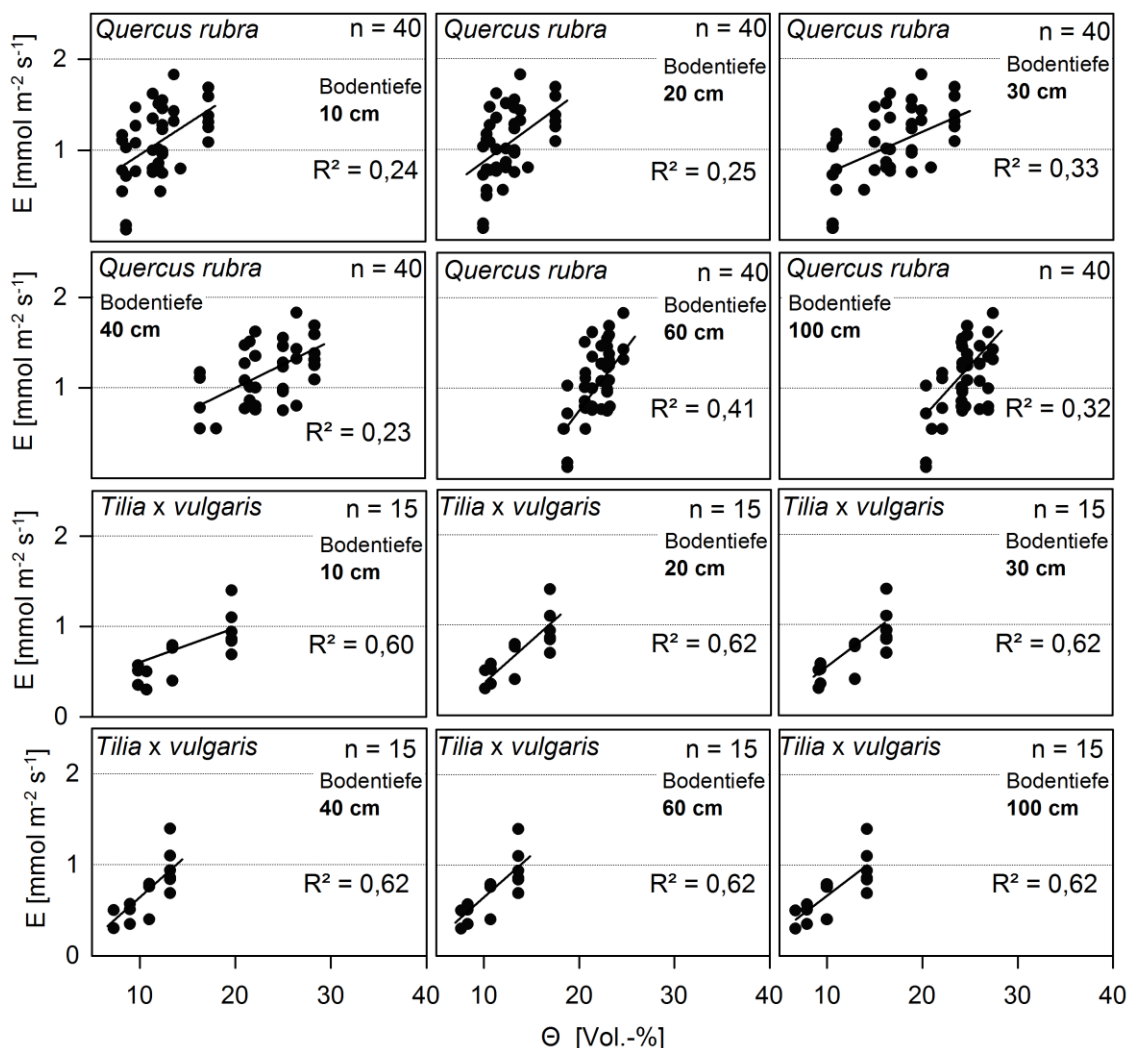


Abbildung 4.37: Signifikante Abhängigkeiten zwischen der Transpiration ( $E$ ) und dem volumetrischen Bodenwassergehalt ( $\Theta$ ). Alle Beziehungen sind signifikant ( $P < 0,05$ ). Anzahl der Messungen [ $n$ ].

Auch für die stomatären Leifähigkeiten wird ein ähnlich starker Einfluss von  $\Theta$  auf die Rot-Eiche und auf die Holländische Linde sichtbar (Tab. 4.17). Zusätzlich reagiert der Berg-Ahorn in der Sachsenwerkstraße mit einer abnehmenden Leifähigkeit bei steigendem Bodenwassergehalt in einer Bodentiefe von 60 cm. Betrachtet man die Punktwolke, auf der diese Regressionsgerade basiert, so lässt sich kaum eine gerichtete Beziehung erkennen. Auch das Bestimmtheitsmaß ist mit  $R^2 = 0,21$  nur gering.

Die Werte des volumetrischen Bodenwassergehaltes in den verschiedenen Bodentiefen auf der Krippener Straße liegen sehr eng beieinander (vgl. Abb. 4.27). Dadurch unterscheiden sich die Zusammenhänge für die verschiedenen Bodentiefen für die Holländische Linde dieser Straße nur unwesentlich (Abb. 4.37 und 4.38). Dagegen zeichnet sich  $\Theta$  auf der

Robert-Berndt-Straße durch eine ausgeprägt tiefenabhängige Differenzierung aus (vgl. Abb. 4.28). Für die Rot-Eichen auf der Robert-Bernd-Straße ist das Bestimmtheitsmaß der Abhängigkeit vom Bodenwassergehalt für die Transpirationsrate ( $R^2 = 0,41$ ) und für die stomatäre Leifähigkeit ( $R^2 = 0,34$ ) in 60 cm Tiefe am höchsten.

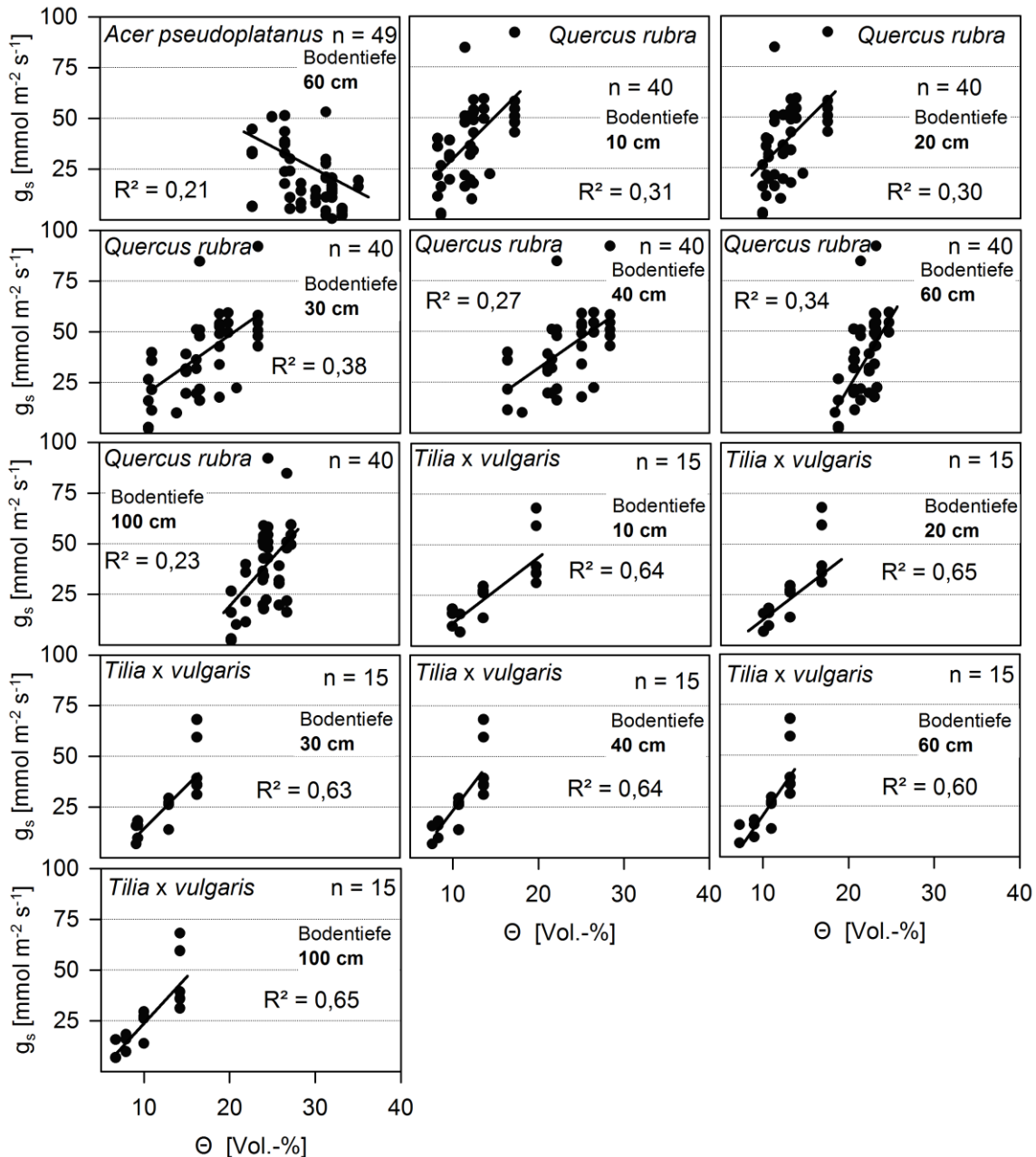


Abbildung 4.38: Signifikante Abhängigkeiten der stomatären Leifähigkeit ( $g_s$ ) vom volumetrischen Bodenwassergehalt ( $\Theta$ ), ermittelt anhand einfacher linearer Regression ( $P < 0,05$ ). Anzahl der Messungen [n].

Im Folgenden sind die statistisch nachweisbaren Zusammenhänge der Netto-Photosyntheserate bzw. der WUE vom volumetrischen Bodenwassergehalt abgebildet (Abb. 4.39). Nur für die Rot-Eiche konnten belegbare Abhängigkeiten der Netto-Photosyntheserate vom Bodenwassergehalt ermittelt werden. In allen sechs Bodentiefen finden sich hier signifikante Zusammenhänge.

Eine signifikante Abhängigkeit der WUE von  $\Theta$  ist nur für die Ahornblättrige Platane in drei Bodentiefen (30, 40, 60 cm) gegeben. Insgesamt liegt der Anteil erklärbarer Varianz der linearen Modelle je nach Bodentiefe für die Beziehungen zwischen  $\Theta$  und der Netto-Photosyntheserate bzw. der WUE bei maximal 34 %.

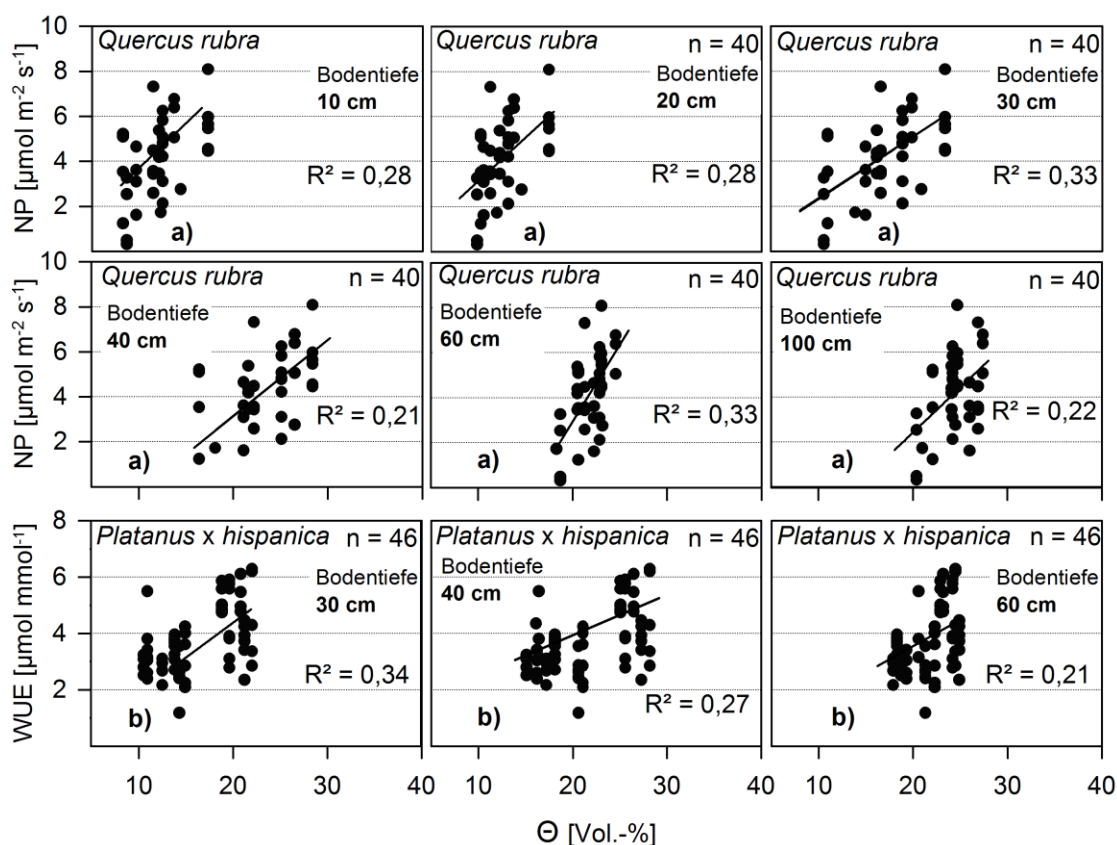


Abbildung 4.39: Abhängigkeit a) der Netto-Photosyntheserate (NP) und b) der Effizienz der Wassernutzung (WUE) vom volumetrischen Bodenwassergehalt ( $\Theta$ ), ermittelt anhand einfacher linearer Regression ( $P < 0,05$ ). Anzahl der Messungen [n].

Die Varianz der physiologischen Kennwerte wird nur zu einem geringen Teil vom Bodenmatrixpotential bestimmt (Abb. 4.40). Ein nachweisbarer Einfluss des Bodenmatrixpotentials auf die Transpirationsleistung und die stomatäre Leitfähigkeit

beschränkt sich auf die Rot-Eiche und die Sommer-Linde. Die Wassernutzungseffizienz ist einzig für die Ahornblättrige Platane in 40 cm Bodentiefe signifikant von  $\Psi_{\text{soil}}$  abhängig.

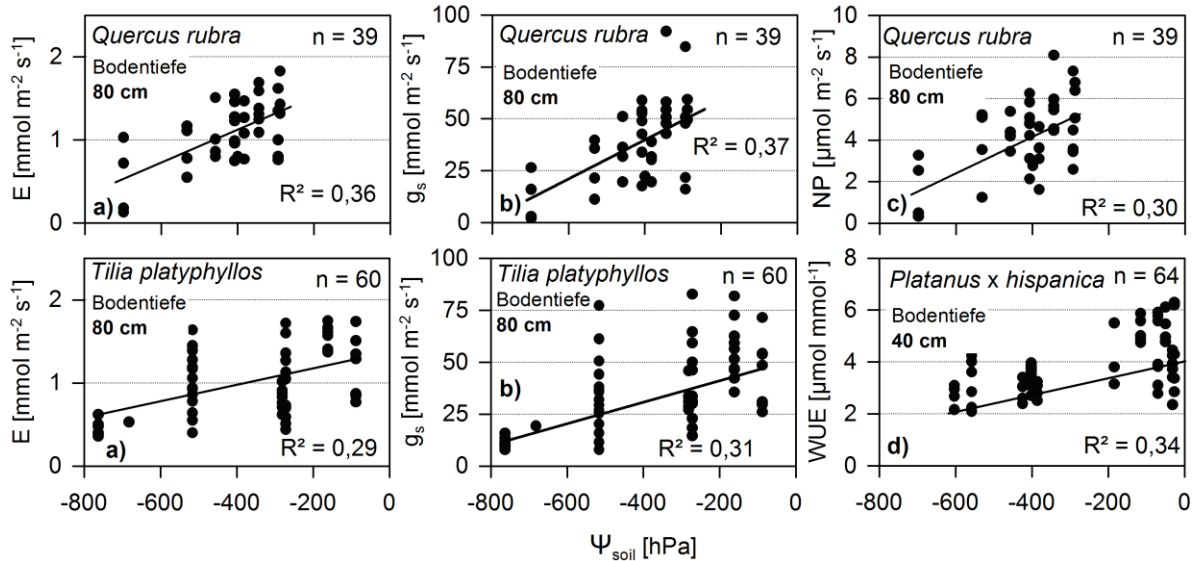


Abbildung 4.40: Signifikante Abhängigkeiten a) der Transpirationsrate ( $E$ ), b) der stomatären Leitfähigkeit ( $g_s$ ), c) der Netto-Photosyntheserate (NP) und d) der Effizienz der Wassernutzung (WUE) vom Bodenmatrixpotential ( $\Psi_{\text{soil}}$ ), mittels einfacher linearer Regression ( $P < 0,05$ ). Anzahl der Messungen [n].

In Abbildung 4.41 sind die Ergebnisse für die Regressionsanalysen der Transpirationsrate, der Netto-Photosyntheserate und der WUE zum ALVPD dargestellt. Im Gegensatz zum Bodenwasserhaushalt wurden deutlich höhere Bestimmtheitsmaße ( $R^2 < 0,68$ ) und häufiger signifikante Zusammenhänge berechnet. Insgesamt verringern sich die Gasaustauschraten mit steigendem ALVPD. Im Vergleich der blattphysiologischen Kennwerte wurden unterschiedlich starke Abhängigkeiten vom ALVPD berechnet. Beispielsweise wird in den Blättern der Holländischen Linde die Transpiration am stärksten vom ALVPD determiniert, während für die Ahornblättrige Platane die WUE der am stärksten abhängige Parameter ist. Für die signifikanten Regressionsmodelle konnten wieder für die Rot-Eichen die engsten (68 % erklärable Varianz) und für die Sommer-Linden zumeist die geringsten Zusammenhänge (18 % erklärable Varianz) gefunden werden. Zur Ermittlung der Bedeutung der verschiedenen Einflussgrößen auf den Gaswechsel wurde eine schrittweise multiple Regression durchgeführt. In Tabelle 4.18 sind die Ergebnisse der Regressionsmodelle aufgeführt.

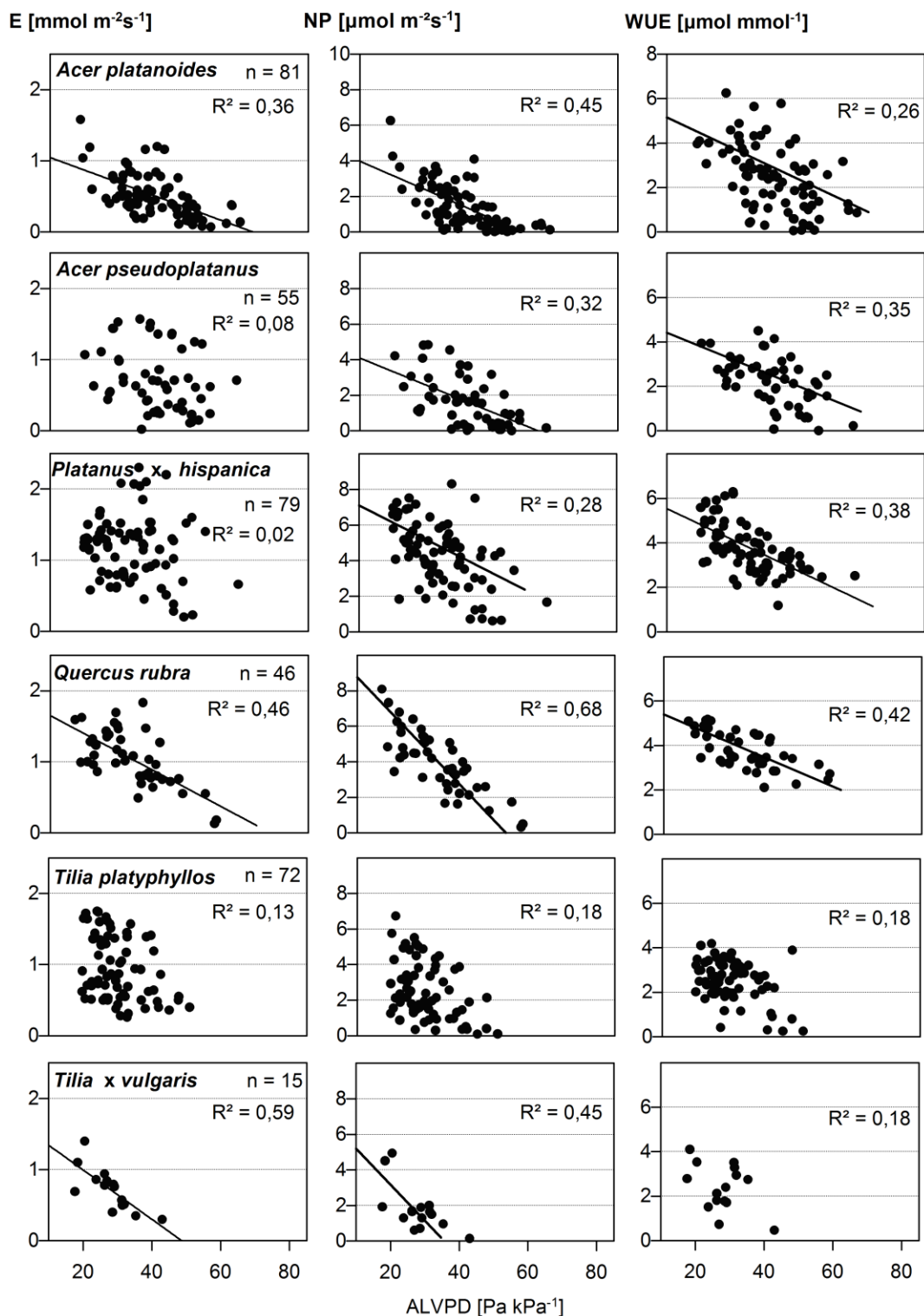


Abbildung 4.41: Ergebnisse der linearen Regressionsanalysen der Transpirationsrate (E), der stomatären Leitfähigkeit ( $g_s$ ), der Netto-Photosyntheserate (NP) und der Effizienz der Wassernutzung (WUE) in Abhängigkeit vom ALVPD. Für Relationen mit  $R^2 > 0,2$  wurden die Regressionsgeraden eingezeichnet. Mit Ausnahme der Transpirationsrate von *A. pseudoplatanus* und *P. x hispanica* sind alle Zusammenhänge signifikant ( $P < 0,05$ ). Anzahl der Messungen [n].



## Ergebnisse

**Tabelle 4.18:** Ergebnisse für die schrittweisen Regressionsanalysen (Faktoren) und die darauf basierenden Regressionsmodelle. In der Spalte Faktoren sind die Variablen ( $\Theta$  = volumetrischer Bodenwassergehalt,  $\Psi_{\text{soil}}$  = Bodenmatrixpotential, Zahl = Bodentiefe; ALVPD = Air-to-Leaf-Vapor-Pressure-Deficit) aufgeführt, die in das jeweilige Modell einfließen. \* eine schrittweise Regression war nicht mit allen Bodentiefen gleichzeitig möglich. FG = Freiheitsgrade.

	Faktoren	FG	Intercept	Stdf	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> <sub>adj.</sub>	F-Test	P-Wert
<b>Transpiration</b>								
<i>A. platanooides</i>	ALVPD	79	1,223	0,24	0,36	0,35	44,25	0,0000
<i>A. pseudoplatanus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>P. x hispanica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Q. rubra</i>	ALVPD	44	1,905	0,28	0,46	0,45	37,95	0,0000
<i>T. platyphyllos</i>	ALVPD	57	1,687	0,27	0,61	0,59	29,64	0,0000
	$\Psi_{\text{soil}40}$ $\Psi_{\text{soil}80}$							
<i>T. x vulgaris</i>	$\Theta$ 40*	13	-0,317	0,19	0,62	0,59	21,51	0,0005
<b>Stomatäre Leitfähigkeit</b>								
<i>A. platanooides</i>	$\Theta$ 200 $\Theta$ 400 $\Psi_{\text{soil}60}$	68	117,335	10,96	0,36	0,33	12,9	0,0001
<i>A. pseudoplatanus</i>	$\Theta$ 400 $\Theta$ 1000	46	134,800	13,23	0,22	0,18	6,57	0,0031
<i>P. x hispanica</i>	$\Theta$ 100 $\Theta$ 400 $\Psi_{\text{soil}60}$	43	9,379	14,40	0,35	0,30	7,60	0,0003
<i>Q. rubra</i>	$\Theta$ 200	38	-20,097	16,89	0,31	0,29	17,24	0,0002
<i>T. platyphyllos</i>	$\Psi_{\text{soil}80}$	63	47,344	17,93	0,17	0,16	12,85	0,0007
<i>T. x vulgaris</i>	$\Theta$ 100	13	-20,311	10,41	0,67	0,64	25,99	0,0002
<b>Netto-Photosynthese</b>								
<i>A. platanooides</i>	ALVPD	79	4,011	0,95	0,45	0,45	65,64	0,0000
<i>A. pseudoplatanus</i>	ALVPD	53	4,115	1,16	0,32	0,29	23,14	0,0000
<i>P. x hispanica</i>	ALVPD	77	7,745	1,56	0,28	0,27	30,22	0,0003
<i>Q. rubra</i>	ALVPD	44	8,763	1,00	0,68	0,67	93,29	0,0000
<i>T. platyphyllos</i>	ALVPD	57	5,683	0,95	0,68	0,67	40,93	0,0000
	$\Psi_{\text{soil}40}$ $\Psi_{\text{soil}80}$							
<i>T. x vulgaris</i>	ALVPD	13	5,526	1,01	0,45	0,40	10,52	0,0064
<b>WUE</b>								
<i>A. platanooides</i>	ALVPD	79	5,451	1,27	0,26	0,25	27,94	0,0000
<i>A. pseudoplatanus</i>	ALVPD	53	4,156	0,89	0,35	0,34	28,66	0,0000
<i>P. x hispanica</i>	ALVPD	65	6,188	0,75	0,64	0,61	22,70	0,0000
	$\Theta$ 10 $\Theta$ 20 $\Theta$ 30 $\Theta$ 60							
<i>Q. rubra</i>	ALVPD	44	5,532	0,63	0,42	0,41	32,77	0,0000
<i>T. platyphyllos</i>	ALVPD	58	4,419	0,85	0,35	0,33	15,49	0,0000
	$\Psi_{\text{soil}40}$							
<i>T. x vulgaris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-

Aufgrund der Gleichartigkeit der Werte des Bodenwassergehaltes zwischen den Bodentiefen war die schrittweise Variablenselektion auf der Krippener Straße nicht mit allen Bodentiefen gleichzeitig möglich. Deshalb wurden immer nur zwei Tiefen in das Modell eingebunden. Es wurde immer diejenige Bodentiefe ausgewählt, die sich hinsichtlich Steigung der Regressionsgraden und  $R^2$  nicht signifikant von den übrigen Wassergehalten des Standortes unterschied (vgl. Tab. 4.18,  $\Theta^*$ ). Erstellt man ein multiples Modell mit allen Bodentiefen, ergeben sich geringere Bestimmtheitsmaße als für das einfache lineare Modell mit den Datenreihen des Bodenwassergehaltes in nur einer Bodentiefe. Die linearen Modelle, die auf der Basis der selektierten Faktoren aus den schrittweisen Regressionsanalysen erstellt wurden, zeigen für die Rot-Eichen die stärkste Abhängigkeit ihres physiologischen Leistungsvermögens vom ALVPD. Daneben besteht für die Rot-Eichen ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem volumetrischen Bodenwassergehalt und dem Bodenmatrixpotential. In drei Fällen konnte keine der unabhängigen Variablen die Varianz der Gaswechselfparameter ausreichend erklären. Die Ahornarten zeigen zwar negative Korrelationen zum Bodenwassergehalt und zum ALVPD (vgl. Tab. 4.17), aber die schrittweisen Regressionen liefern einzig für das ALVPD plausible Ergebnisse.

Für drei der untersuchten Gaswechselfparameter der Sommer-Linden (Transpirationsrate, Netto-Photosyntheserate, WUE) ist in den so erstellten Modellen neben dem ALVPD auch die Bodenfeuchte als ein die Varianz erklärender Parameter enthalten. Ebenfalls die Varianz der WUE der Ahornblättrigen Platane erklärt das Modell mit den beiden unabhängigen Variablen Bodenfeuchte und ALVPD am besten. Damit wird ein Zusammenspiel der Einwirkung von edaphischen wie auch atmosphärischen Bedingungen auf den Gaswechsel der Baumarten erkennbar.

## **5 Diskussion**

### **5.1 Eignung der Datenbasis und der Methoden**

#### **5.1.1 Standort und Bodenwasserhaushalt**

Die Untersuchung von Bäumen auf urbanen Standorten stellt besondere Anforderungen an die eingesetzten Methoden und die verwendete Datenbasis. Die Heterogenität der räumlichen, edaphischen und mikroklimatischen Bedingungen städtischer Baumstandorte stellt für vergleichende Artuntersuchungen eine Herausforderung dar. Besonders die kleinräumig stark abweichenden edaphischen Eigenschaften können zu einer Fehlinterpretation der mikrostandörtlichen Wasserversorgung führen (WHITLOW & BASSUK, 1988; ROBERTS et al., 2006). In Freilanduntersuchungen auf versiegelten Flächen im Stadtraum von Berlin konnte ein deutlich verzögerter Eintritt der Infiltration in betongebundene Beläge, Pflasterstein- und Klinkerverbände festgestellt werden (WESSOLEK & FACKLAM, 1997). Im Vergleich zu unversiegelten Flächen wie Rasen und Sandflächen zeichnen sich diese versiegelten Flächen durch eine stärkere Oberflächenerwärmung und eine höhere Verdunstung (GRAVES et al., 1989), vor allem aber durch den hohen Oberflächenabfluss aus (WESSOLEK & FACKLAM, 1997). Aus diesen Untersuchungen lässt sich entnehmen, dass die Aufnahme der Art und des Anteils der Oberflächenversiegelung eine wichtige Grundlage für die Beurteilung der Wasserversorgung urbaner Baumstandorte darstellt.

Die Standorte wurden zunächst anhand der Kartenwerke der Lithologie klassifiziert (LANDESHAUPTSTADT DRESDEN, 1998). Die Aufnahmen des mittleren Versiegelungsgrades nach BLUME (1993) sowie der Versiegelungsstufen nach RENGER (1993), die eine Einteilung der Gehölzstandorte anhand der umgebenden Gebäudedichten ableiten, erwiesen sich für die Klassifikation der Einzelbaumstandorte als zu ungenau. Deshalb wurde zusätzlich die mittlere Porosität nach BLUME (1993, 2000) für jeden Straßenbaumstandort aus dem Anteil und der Art der Versiegelung bestimmt. Obwohl einige Studien (QUIGLEY, 2004; GRABOSKY & GILMAN, 2004; DAY & AMATEIS, 2011) durch den Nachweis eines Zusammenhanges zwischen Versiegelung und Zuwachs die Wichtigkeit dieser Beschreibung unterstreichen, ist die Erhebung der Versiegelung und der Porosität für die Beurteilung des standörtlichen Wuchspotentials in der vorliegenden Arbeit kritisch zu bewerten. Urbane Böden haben eine teilweise Jahrhunderte währende anthropogene Überprägung und wiederholte Störungen

erfahren (BARKER & WAGER, 1986; WHITLOW & BASSUK, 1988; AK STADTBÖDEN, 1997; ROBERTS et al., 2006; WATSON & KELSEY, 2006). Die Angaben zu den Bodenformen und Hauptdeckungsschichttypen im Umweltatlas der LANDESHAUPTSTADT DRESDEN (1998) können daher stark von den tatsächlichen Bedingungen abweichen und einen stärkeren Einfluss auf die Wasserversorgung ausüben als die Versiegelung des Einzelbaumstandortes.

Für eine profundere Standortsbeschreibung bedarf es mehrerer edaphischer Kriterien. Die anthropogenen Störungen der natürlichen Böden führen zu einer Veränderung der Nährstoffzusammensetzung und der Schadstoffkonzentration sowie zu einer Behinderung des Gasaustausches zwischen der Bodenluft und der Atmosphäre (CRAUL, 1992; BLUME, 2000; DE KIMPE & MOREL, 2000; ROBERTS et al., 2006). In der Folge verringern sich die Bodenatmung und die biologische Aktivität der Bodenbiozönose, auch die für den Stoffaustausch wichtigen Reduktions- und Oxidationsprozesse werden negativ beeinträchtigt (ROBERTS et al., 2006; BLUME et al., 2010). Die Bodenverdichtung und die häufig vorzufindenden basischen Bodenbedingungen bewirken ungünstige Wachstumsbedingungen für die Mykorrhiza, was sich wiederum nachteilig auf die Nährstoffversorgung und die Wasseraufnahme der Stadtbäume auswirkt (ROBERTS et al., 2006).

Eine bodenkundliche Kartierung der Straßenbaumstandorte, z. B. nach der AK STADTBÖDEN (1997) und der AG BODENKUNDE (2005), bietet eine Möglichkeit zur genauen Klassifikation von Stadtböden. Für die Beurteilung des konkreten kleinstandörtlichen Wuchspotentials sind weiterhin die Aufnahmen der Bodendichten, der Nährstoff- und Schadstoffzusammensetzung sowie der Bodenkonsistenz ausschlaggebend – Aspekte, die in vielen Studien zum Wuchspotential von Gehölzen im urbanen Raum durch zu grobe und eher allgemeine Standortsangaben ersetzt werden (WHITLOW & BASSUK, 1988). Dennoch bilden die Ergebnisse solcher Datenerhebungen nur die kumulative Entwicklung der letzten Jahre ab und lassen die für die Interpretation von Zuwachszeitreihen wichtige zeitliche Dynamik der zurückliegenden Jahrzehnte außer Acht (DE KIMPE & MOREL, 2000).

Erst eine kontinuierliche oder, wie in der vorliegenden Untersuchung, diskontinuierliche Messung der Bodenfeuchte ermöglicht eine Einschätzung der standörtlichen Wasserverfügbarkeit. Zudem lassen sich so die Zusammenhänge zwischen dem baumbezogenen Transpirationsverhalten, den Blattwasserpotentialen und der Bodenfeuchte feststellen. Auch Untersuchungen zur Grob- und Feinwurzelverteilung sowie

Xylemsaftflussmessungen an Wurzeln bieten eine Möglichkeit zur Abschätzung standort- und artspezifischer Wuchspotentiale (KORN, 2004). Allerdings ist der urbane Baumstandort Teil des städtischen Verdichtungsraumes mit seinem unterirdischen Kanal- und Abwassersystem. Ein Einwachsen der Wurzeln in Wasserleitungssysteme wurde vielfach dokumentiert (ROBERTS et al., 2006; STÜTZEL et al., 2008). Dies hat eine bessere Wasserversorgung des Baumes zu Folge (ROBERTS et al., 2006) und führt zu Fehlinterpretationen der Klima-Zuwachs-Relation und des physiologischen Verhaltens von Stadtbäumen.

### 5.1.2 Klimadaten

Meteorologische Datenreihen der Temperatur und des Niederschlags sind ein wichtiges Hilfsmittel zur Beurteilung der artspezifischen Resilienz auf sich wandelnde Klimabedingungen. Die Zeitreihen dienen in der Arbeit als Basis für die Klima-Zuwachs-Analysen, der Abschätzung der Veränderung des Temperatur- und Niederschlagsregimes und der Eingrenzung von sommerlichen Trockenperioden in den Jahren 2009 und 2010.

Von 1917 bis zum Ende des Jahres 1966 basieren die Datensätze auf den Messreihen der Klimastationen Radebeul-Wahnsdorf (51°07'12"N, 13°40'37"E, 246 m ü. NN) und ab dem Jahr 1967 auf den Daten der Station Dresden-Klotzsche (51°07'45"N, 13°45'22"E, 227 m ü. NN). Die beiden Klimastationen liegen außerhalb des Dresdner Elbtals und damit annähernd auf gleicher Höhenlage wie der trockene Waldstandort Borsberg (180 – 220 m ü. NN), aber mindestens 90 m höher als die Straßenbaumstandorte in den südöstlichen Stadtgebieten (Niedersedlitz, Leuben etc.).

Die Verwendung dieser Datenbasis ist jedoch nicht nur durch die abweichende Höhenlage mit einer Ungenauigkeit in der Abbildung der realen klimatischen Bedingungen für die urbanen Standorte verbunden. Die Klimaparameter können in Städten eine starke Abweichung vom Umland erfahren (WITTIG, 1991; KUTTLER, 1998; ARNFELD, 2003; BERNHOFER et al., 2009). Der ‚Effekt der städtischen Hitzeinsel‘ (urban heat island effect) bewirkt eine 0,5 – 1,5 K höhere Durchschnittstemperatur, an einzelnen heißen Sommertagen sogar um bis zu 10 K höhere Tagesmitteltemperaturen (WITTIG, 1991; BALDER et al., 1997). In dichtbesiedelten innerstädtischen Stadtteilen mit mehrstöckigen Gebäuden kommt es zudem zu einer Verschiebung des täglichen Temperaturverlaufs mit geringeren

Temperaturen in der Morgenzeit und höheren Temperaturen in der Nachmittagszeit. Meteorologische Untersuchungen belegen dabei eine starke Abhängigkeit der Lufttemperatur von den räumlichen Strukturen und der Oberflächenrauigkeit in Städten (MURAKAMI & MOCHIDA, 1989; HALL et al., 1999; SMITH et al., 2001). Zusätzlich kann für stark besiedelte Verdichtungsräume eine veränderte Niederschlagsverteilung mit hohen Niederschlagsmengen im Stadtzentrum und geringeren im Umland beobachtet werden (LOWRY, 1998).

### 5.1.3 Dendrochronologische Daten

Ein ausreichend hoher Stichprobenumfang ist eine elementare Kenngröße der Dendrochronologie, um ein stabiles Signal der untersuchten Population zu erhalten und verlässliche Aussagen zum Zuwachsgeschehen zu treffen. Für die urbanen Standorte konnte die Vorgabe einer Mindestanzahl von 10 bis 15 Probestämmen nicht immer erfüllt werden (SCHWEINGRUBER, 1983). Im Wald wurden pro Art mindestens 15 Bäume mit zwei Bohrkernen je Baum gewonnen. Die Probenentnahme wurde hier nur an vorherrschenden oder herrschenden Bäumen (Kraft'sche Klasse 1 und 2) durchgeführt (KRAFT, 1884, zitiert nach KRAMER & AKÇA, 2002). Bei diesen Individuen kann davon ausgegangen werden, dass nur geringe Änderungen im Zuwachsgeschehen infolge von Konkurrenzeffekten im Jahrringbild erkennbar sind. Die Straßenbäume wurden reihenweise angepflanzt, so dass hier keine Unterschiede nach der soziologischen Stellung gemacht werden konnten und alle Untersuchungsbäume als vorherrschend betrachtet werden können.

Im Zuge der Bearbeitung wurden drei Linden-Chronologien und eine Rot-Eichen-Chronologie von der weiteren Interpretation ausgeschlossen. Die Gründe hierfür liegen in den sehr individuell reagierenden Zuwachskurven einiger Individuen, die zu Problemen in der Bildung einer abgesicherten Standortchronologie und einem geringen EPS führten. Für weitere dendrochronologische Untersuchungen im urbanen Raum ergibt sich daraus die Forderung nach einem möglichst hohen Stichprobenumfang, um ein ausreichend hohes Signal zu gewährleisten (MÄKINEN & VANNINEN, 1999).

Für die Beurteilung des artspezifischen Wachstumsverhaltens von Stadtbäumen muss beachtet werden, dass Individuen mit einer stark nachlassenden Vitalität oder mit einer erhöhten Mortalität gefällt und durch Neupflanzungen ersetzt werden. Damit erfolgte über

die Jahrzehnte eine Selektion von geeigneten Bäumen. Die vorliegende Studie kann demnach nur Empfehlungen für das Zuwachsverhalten und die Klimaabhängigkeit von Baumarten abgeben, die über die zurückliegenden Jahrzehnte eine ausreichend hohe Vitalität zeigten.

Um das Zuwachsverhalten von Baumarten vergleichend zu beurteilen, sollten die Probeebäume unter homogenen Standortbedingungen wachsen und eine ähnliche Altersstruktur aufweisen. Für Stadtbäume sind Individuen auszuschließen, an denen häufig baumpflegerische Maßnahmen durchgeführt wurden. Der mindestens fünf bis mehr als zehn Dekaden zurückliegende Pflanz- und Erziehungsschnitt sowie die Bewässerung in den ersten zwei bis drei Jahren nach der Pflanzung stellen für die Klima-Zuwachs-Analysen keine Beeinträchtigung dar. Durch die Wahl der Periode 1920 bis 2007 sowie 1955 bis 2007 liegen diese Maßnahmen außerhalb des Analysezeitraumes. Anders verhält es sich für die Obstbäume der Kultur-Birnen. Es liegen zwar keine Informationen zu Schnittmaßnahmen im Kronenbereich vor, jedoch kann davon ausgegangen werden, dass die Bäume mehrfach einen Gehölzschnitt erfahren haben. Gerade die vermehrte Anpflanzung der Kultur-Birne in den 1950er Jahren zum Zweck der Fruchternte macht einen häufigen Obstbaumschnitt wahrscheinlich (LÖBEL, 2011). Dagegen sind jährlich stattfindende Kroneneinkürzungen für die Linden auf der Tronitzer Straße seit dem Jahr 2006 dokumentiert und stellen einen möglichen Grund für das geringe EPS der Winter-Linde und der Holländischen Linde dieses Standortes dar (vgl. Tab. 4.2 und Tab. 4.13).

#### **5.1.4 Physiologische Daten**

Auf vier Straßenbaumstandorten wurde eine unterschiedliche Anzahl an Gaswechsellmessungen für die Arten durchgeführt. Am geringsten ist der Stichprobenumfang für die Holländische Linde auf der Krippener Straße mit nur einem Baum, für den die physiologischen Parameter an vier Tagen an 15 Blättern erfasst wurden.

Das Reaktionsverhalten während Perioden von edaphischer und atmosphärischer Trockenheit wurde nur an wenigen Tagen mit einer unterschiedlichen Anzahl von Wiederholungen untersucht. Unter atmosphärischer Trockenheit wurden die Messwerte für zwei Tage (*P. x hispanica*, *Q. rubra*, *T. platyphyllos*) bis fünf Tage (*A. platanoides*) und unter edaphischer Trockenheit für einen Tag (*T. platyphyllos*) bis sechs Tage (*A. platanoides*) verwendet. Im Vergleich wurde die Holländische Linde aufgrund der geringen Anzahl der Messungen

ausgeschlossen. Nur im Sommer des Jahres 2010 konnten strahlungsreiche und niederschlagsarme mehrtägige Perioden genutzt werden, um deren Einfluss unter Trockenheit zu untersuchen. Die Werte des VPD ( $> 10$  hPa) und die mittleren Tagestemperaturen ( $> 0,5$  °C) weisen die gewählten Zeiträume zwar als Trockenperioden aus, jedoch umfassen diese Perioden maximal acht Tage (27.06. bis 04.04.2010), so dass Rückschlüsse auf das Reaktionsverhalten unter wochenlang währender Trockenheit mit Unsicherheit behaftet sind.

Der direkte Vergleich der unterschiedlichen Standorte und Arten wird durch die starke diurnale und saisonale Dynamik der physiologischen Prozesse erschwert (VON WILLERT et al., 1995; KOZLOWSKI & PALLARDY, 2002; MORECROFT et al., 2003; STOKES et al. 2010). Im Vorfeld der Datenerhebung stand deshalb die Forderung nach einer möglichst weitgehenden Standardisierung der Messbedingungen. Die Auswahl von Bäumen auf vergleichbaren Standorten, die Lokalisation der Blätter in der Krone und eine konstante Küvettentemperatur von 25 °C sind dafür einige der Grundvoraussetzungen. Zudem wurde mit einer konstanten Photonenflussdichte von  $1.600 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  gemessen. Der Artvergleich wird dadurch erleichtert, dass sich mit zunehmender PPFD (Werte über  $1.200 \mu\text{mol}$ ) asymptotisch eine maximale  $\text{CO}_2$ -Aufnahmerate einstellt (VON WILLERT et al., 1995). KAZDA et al. (2000) verwendeten eine PPFD von maximal  $1.500 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ , um die Photosynthesekapazität von *Quercus robur*, *Fraxinus angustifolia* und *Tilia cordata* gegenüberzustellen. Auch GIEGER (2002) nutzte diesen Wert für den Vergleich von *Q. robur* subsp. *robur* und *Q. robur* subsp. *sessiliflora*. Die Konstanten der Temperatur und der PPFD wurden jedoch auch gewählt, um sommerliche Temperatur- und Strahlungsverhältnisse zu simulieren. Dennoch muss beachtet werden, dass die relative Luftfeuchtigkeit während der Messungen tages- und witterungsabhängig variiert (BERNHOFER et al., 2009) und einen bedeutenden Einfluss auf die physiologischen Reaktionsmechanismen (z. B. die stomatäre Regulierung) ausübt (KRAMER & BOYER, 1995; VON WILLERT et al., 1995; LARCHER, 2001).

Die Messungen von  $\Theta$  und  $\Psi_{\text{soil}}$  erfolgten für jeden Tag nur einmalig und die verwendete Gerätetechnik ist weniger geeignet, tagesperiodische Schwankungen der Bodenfeuchte zu erfassen (Fa. UP GmbH, Cottbus). Daraus ergibt sich, dass sämtliche physiologischen Messwerte eines Tages nur zu einem Wert je Bodentiefe ausgewertet werden konnten. Demgegenüber wurden die atmosphärischen Kenngrößen zeitgleich zu den Messwerten des



Gasaustausches erhoben. Für die Korrelationsanalysen zwischen  $\Psi_{\min}$  und dem VPD wurden die Zeitreihen der Klimastation Dresden-Klotzsche verwendet. Hier ergeben sich aus den bereits genannten Gründen wesentlich höhere Ungenauigkeiten in der Abbildung der realen mikroklimatischen Witterungsbedingungen vor Ort (vgl. Kap. 5.1.2).

## **5.2 Wachstum und Standort**

### **5.2.1 Zuwachstrends und Wachstumsentwicklung**

Jede Jahrringchronologie kann als eine Abfolge von Signalen verschiedenster Einflüsse betrachtet werden (MÄKINEN & VANNINEN, 1999). Für dendroökologische Zeitreihenanalysen kann nach PRETZSCH (2002) eine glatte und eine oszillierende Komponente unterschieden werden. Die Summe von Alterstrend, Behandlungseffekt, Störeinfluss, Klimaeffekt und Rest bildet dabei die Zuwachszeitreihe. Die glatte Komponente zeichnet sich in den urbanen Zeitreihen in den Rohwertchronologien als ein typischer Alterstrend ab, meistens mit einem hohen Radialzuwachs in der Jugend (Juvenilitätstrend), aber stets mit abnehmenden Zuwachsleistungen mit zunehmendem Alter. Die Chronologien der Waldbäume wurden aus ungleichaltrigen Individuen gebildet. Hierdurch wird der Zuwachsverlauf der Chronologien auf ein Niveau gemittelt, in dem nur wenige mittelfristige Trendänderungen erkennbar sind.

Neben der Phase des starken Jugendwachstums lässt sich für die drei urbanen Einzelbaumchronologien der Rot-Buche, und hier besonders für FsyWSC, sowie für die Rot-Eichen-Chronologien (QruZSC) noch eine weitere Periode mit hohen Zuwächsen von ca. 1950/1960 bis 1990 eingrenzen. Der stark ansteigende Radialzuwachs der Rot-Buchen des Waldstandortes FsyKEL von ca. 1970 bis 1990 liegt ursächlich an der Auflichtung des Bestandes im Jahr 1967. Für die anderen Waldflächen sind keine Eingriffe in den Bestandesverband dokumentiert. Auch nach dem Jahr 1990 unterscheiden sich die Rot-Buchen in ihren Zuwachstrends sehr deutlich von den restlichen Baumarten. Sowohl auf den jeweils zwei frischen und trockenen Waldstandorten als auch auf den drei urbanen Standorten konnten tendenziell starke Zuwachsrückgänge beobachtet werden. Ähnlich starke Trends nach 1990 lassen sich nur noch für die Straßenbäume der Kultur-Birnen und die Winter-Linden des trockenen Waldstandortes erkennen. Für die Waldbäume der Rot-Buchen

finden sich das geringste mittlere Alter für FsyBOR mit  $80 \pm 31$  Jahren und das höchste mittlere Alter für FsyFRI mit  $109 \pm 10$  Jahren. Damit wird deutlich, dass sich die Standortchronologien nur zu einem unwesentlichen Teil im mittleren Alter, wohl aber in ihrer Alterszusammensetzung unterscheiden.

Der Alterstrend wird als die Hauptkomponente für den langfristigen Trend der Zuwachszeitreihen betrachtet (BRÄKER, 1981; SCHWEINGRUBER, 1983; FRITTS, 1991, NEUMANN, 2001, PRETZSCH, 2002). Der mittlere jährliche Radialzuwachs ist demnach stark vom durchschnittlichen Alter der Bäume abhängig. RYAN et al. (1997) liefern eine detaillierte Übersicht über die altersabhängigen Ursachen. Änderungen der Wachstumstrends können durch altersbedingte Abweichungen in der Photosyntheseleistung, der Nährstoffversorgung, der Allokation von CO<sub>2</sub> und Respiration sowie durch Veränderungen des Konkurrenzgefüges im Bestandesverband verursacht werden.

Mit zunehmendem Kronenschluss kommt es zu einem Rückgang der Blattfläche je Baum, und damit verringert sich die Photosyntheseleistung mit der weiteren Folge einer geringeren Kohlenstoffallokation (RYAN et al., 1997). Da für die Auswahl der Bäume jedoch nur die Kraft'schen Klassen 1 und 2 verwendet wurden, spielt die Lichtkonkurrenz zumindest in den letzten Dekaden für die Zuwachsentwicklung der Waldbäume nur eine sekundäre Rolle. Auch für die Stadtbaumalleen sind der Kronenschluss und der Aspekt der Lichtkonkurrenz von untergeordneter Bedeutung, da sich die Kronen der Individuen im Pflanzverband in Alleen oder Reihen meist nur an zwei Stellen berühren. Dennoch können auch für lange etablierte Altbäume Wachstumsänderungen des Radialzuwachses durch ein verändertes Konkurrenzgefüge (BEBBER et al., 2004), z. B. infolge von Kronenauflichtungen, nicht ausgeschlossen werden (EICHHORN et al., 2005).

Neben dem Alterstrend können Emissionen (FRITTS, 1976; PRETZSCH & UTSCHIG, 1989; WENK & VOGEL, 1995; RIGLING & CHERUBINI, 1999) oder Kalamitäten (DULAMSUREN et al., 2010) das langfristige Zuwachsgeschehen prägen und zu entsprechenden Wachstumsänderungen führen. Die SO<sub>2</sub>-Belastungen, die an den drei Messstationen Dresden-Nord, Dresden-Postplatz und Radebeul-Wahnsdorf aufgezeichnet wurden, lagen im Zeitraum von 2000 bis 2010 nur noch bei 4 – 6 % des Vergleichszeitraumes 1970 bis 1980 (PAUSCH, 2011). Starke SO<sub>2</sub>-Emissionen wirken sich jedoch vor allem bei Nadelgehölzen in einem verminderten Radialwachstum aus (PRETZSCH & UTSCHIG, 1989; WENK & VOGEL,

1995; RIGLING & CHERUBINI, 1999). Dagegen ist für das Schadgas Ozon und die NO<sub>x</sub>-Emissionen eine ansteigende Konzentration seit dem Jahr 1990 zu verzeichnen, die zur regelmäßigen Überschreitung der zulässigen Grenzwerte führt (SMUL, 2005; PAUSCH, 2011). Obwohl GÖTTLEIN et al. (2009) nur geringfügige Auswirkungen von erhöhten Ozonwerten auf die Biomasseakkumulation finden, zeigen sich in ihrer Studie doch sehr deutliche Unterschiede in der Nährstoffkonzentration der Blätter von Rot-Buche. Im Folgejahr einer starken Ozonbelastung wurden signifikant geringere Kalium- und Phosphorgehalte in den Laubblättern ermittelt. Nährstoffungleichgewichte infolge einer erhöhten Ozonkonzentration werden auch für *Pinus strobus* und *Liriodendron tulipifera* beschrieben (SCHERZER et al., 1998). Eine hohe Ozonbelastung wirkt sich jedoch nicht auf den Durchmesserzuwachs von Rot-Eichen-Sämlingen aus (SAMUELSON & EDWARDS, 1993). Dagegen werden für die Rot-Buchen abnehmende Zuwachse mit einer hohen Ozonkonzentration in Verbindung gebracht (DITTMAR et al., 2003; BRAUN et al., 2007). In der vorliegenden Studie kann ein Zusammenhang zwischen den stark rückläufigen Zuwächsen der Rot-Buchen und der Kultur-Birnen und der im gleichen Zeitraum stark angestiegenen Schadstoffkonzentration ebenfalls nur vermutet werden, da keine gesicherten Kenntnisse für den Zusammenhang Schadstoff – Zuwachs vorliegen.

Deutliche Vitalitätsbeeinträchtigungen durch die Verwendung von Streusalz wurden für Lindenarten beschrieben (PAUL et al., 1987). Auch an weiteren häufigen Straßenbäumen wurden geringe Zuwächse mit der Verwendung von Streusalz assoziiert (PETERSEN et al., 1982), die sich besonders stark für die Gattungen *Acer* und *Tilia* sowie für *Aesculus hippocastanum* abzeichnen. Dagegen scheinen *Quercus robur* subsp. *sessiliflora* und *Platanus x hispanica* einen hohen Chloridgehalt im Boden besser zu tolerieren.

Auch die Nährstoffverfügbarkeit beeinflusst die Zuwachseistung sehr stark. So finden sich deutlich verminderte Wuchseleistungen und eine hohe Mortalität von *Q. rubra* unter Kalium- und Calciummangel (DEMCHIK & SHARPE, 2000).

Bei Stadt- und Straßenbäumen können Baumaßnahmen zu Wurzelverletzungen oder -verlusten führen, die sich als Zuwachseinbrüche im Jahrringbild darstellen. Die Umstellung von Stadt- auf Erdgas Anfang der 1990er Jahre führte bis ca. 1996 für viele Straßenbäume zu deutlichen Vitalitätseinbrüchen und einer erhöhten Mortalität (THIEL & LÖBEL, 2008). Die Anfragen bei den Medienträgern (DREWAG, ENSO) ergaben, dass Gasleitungen unter der

Tronitzer Straße, der Krippener Straße, der Sachsenwerkstraße sowie der Robert-Berndt-Straße verlegt sind. Allerdings sind die Leitungen der beiden letztgenannten Straßen seit mehr als einem Jahrzehnt stillgelegt, auch konnte auf diesen vier Standorten kein abweichendes Wachstumsverhalten registriert werden.

PETERS (1997) bemerkt, dass ein altersabhängiger Zuwachstrend bei der Klimax-Baumart *F. sylvatica* eher schwach ausgeprägt ist und sich klimatische Bedingungen stärker in einem entsprechenden Trend niederschlagen. Die Ergebnisse lassen die Vermutung zu, dass die Rot-Buche auf den Waldflächen bis in die 1980er Jahre durch höhere Zuwächse einen Konkurrenzvorteil gegenüber anderen Baumarten hatte, diesen aber in den letzten zwei bis drei Dekaden zunehmend verliert. In Übereinstimmung mit der vorliegenden Studie finden ELLING & DITTMAR (2003) für mitteleuropäische Buchenwälder des Tieflands seit den 1950er Jahren ansteigende Radialzuwächse, während die Rot-Buchen der Dresdener Region seit dem Jahr 1990 verstärkt rückgängige Zuwachstrends erkennen lassen. Im Vergleich mit Trauben- und Stiel-Eiche findet BONN (1998) für die Rot-Buche einen höheren Radialzuwachs auf trockenen Standorten in Thüringen und Sachsen-Anhalt. Dem widersprechen die Ergebnisse von RENNENBERG et al. (2004), die eine geringe Konkurrenzkraft der Rot-Buche mit geringeren Radialzuwächsen gegenüber anderen Baumarten auf Trockenstandorten feststellen und dies vor allem auf das reduzierte Wasser- und Nährstoffangebot zurückführen. Auch neuere jahrringanalytische Untersuchungen (PIOVESAN et al., 2005, 2008; JUMP et al., 2006) unterstützen die These eines zunehmenden Konkurrenzverlustes der Rot-Buche auf trockenen Standorten infolge ansteigender Temperaturen und verminderter Niederschläge. Für östliche Buchenvorkommen Deutschlands konnten im Vergleich von *F. sylvatica* und *Q. robur* subsp. *robur* deutlich negative Wachstumstrends für die Rot-Buche in den letzten beiden Dekaden registriert werden (SCHARNWEBER et al., 2011). Dieses Ergebnis bestätigt sich auch für die Zuwachsentwicklung von Altbeständen an der südlichen Rot-Buchen-Verbreitungsgrenze im Apennin (PIOVESAN et al., 2008) und in Katalonien (JUMP et al., 2006). Die Autoren vermuten die Witterungsveränderungen zu tendenziell trockenen Bedingungen als treibende Kraft hinter dieser Entwicklung. In der vorliegenden Untersuchung zeigen sich die rückgängigen Zuwachstrends nicht nur auf den trockenen, südlich exponierten Steilhangflächen (FsyBOR, FsyKEL), sondern auch auf den ebenen bis schwach geneigten, frischen bis feuchten Bachtälchenstandorten (FsyFRI, FsyPRI) und für

die urbanen Einzelbäume (FsyBOS, FsyWSC, FsyWIE), so dass die Ursachen ebenfalls in großräumig regional oder überregional wirkenden Einflüssen wie den Klimaänderungen zu suchen sind (vgl. Kap. 5.3.1). Für den Einzelbaum FsyBOS resultieren die sehr geringen Radialzuwächse seit 2000 aus der Übersättigung im Wurzelbereich mit einer Erdauflage von ca. einem Meter. Aber auch für den erst 91 Jahre alten Einzelbaum (FsyWIE) und für die bereits 158 Jahre alte Rot-Buche (FsyWSC) zeichnen sich ebenso ausgeprägte Zuwachsrückgänge seit dem Jahr 1990 ab. Damit lässt sich auf einen altersunabhängigen Wachstumstrend schließen. GENET et al. (2010) stellen im Baumartenvergleich von *F. sylvatica* zu *Q. robur* subsp. *sessiliflora* eine unterschiedliche altersabhängige Kohlenstoffallokation fest. Während sich für die Eiche das Verhältnis von Kohlenstofffestlegung für die Speicherung und Fortpflanzung zur Allokation für das Wachstum über das Alter kaum verändert, verschiebt sich die Relation für *F. sylvatica* deutlich zugunsten der Speicherung und Fortpflanzung. Die verringerten Radialzuwächse können damit zum Teil durch die verminderte Nutzung der Assimilate für den Rot-Buchen-Zuwachs erklärt werden.

Auch für *P. communis* kann die vermehrt einsetzende Fruktifikation nach der Etablierung als Ursache für einen reduzierten Radialzuwachs gesehen werden. Allerdings zeigt sich für alle drei Standorte nach 1990 noch einmal eine deutliche Verminderung der jährlichen Zuwachsleistungen. Hier kommen mehrere mögliche Gründe in Frage: Ein verändertes Pflegeregime nach 1990, eine veränderte Klimatoleranz der Baumart oder das verstärkte Auftreten des Birnengitterrostes (*Gymnosporangium sabinae* (Dicks.)). Seit der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurden in Gärten und Parks verstärkt *Juniperus sabina* L., *J. chinensis* L. und *J. virginiana* L. angepflanzt, die bevorzugten Winterwirte des Basidiomyceten. Damit erfuhr das Pathogen des Birnengitterrostes eine zusätzliche Verbreitung (JUHÁSOVÁ & PRASLIKA, 2002). Allerdings konnten Untersuchungen unterschiedlicher Belaubungsdichten an Rot-Buche bei einem Blattverlust bis 15 % keine Unterschiede im Radialzuwachs und nur geringe Zuwachsverluste bei einem Blattverlust bis 35 % im Vergleich zu vollbelaubten Bäumen ermitteln (FISCHER & ROMMEL, 1989), so dass neben dieser pathogenen Ursache auch klimatische Ursachen für die rückläufigen Zuwachstrends in Frage kommen.

PIGOTT & PIGOTT (1993) berichten für *T. cordata* von starken Begrenzungen der Höhen- und Radialzuwachsleistung nahe der südlichen Verbreitungsgrenze und einer Einschränkung der räumlichen Verbreitung auf nordexponierten Hanglagen und Schluchten. Demnach sind die Zuwachsrückgänge der Winter-Linden auf der sehr trockenen, südexponierten Waldfläche (TcoBOR) mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die ansteigenden Temperaturen und die häufigeren Niederschlagsdefizite zurückzuführen. Allerdings kann für Winter-Linden in Niedersachsen und Nordhessen ein höheres Ertragsniveau festgestellt werden als für die Rot-Buche (BÖCKMANN, 1990). Im Nationalpark Hainich wurden sehr stark rückläufige Radialzuwächse seit 1970 für die Winter-Linden festgestellt (FRECH, 2006). Als Ursache für diese Entwicklung wird der natürliche Alterstrend ausgeschlossen. Vielmehr wird die stark nachlassende Wachstumsleistung durch die forstwirtschaftliche Nutzungsänderung seit der Ausweisung als Naturschutzgebiet 1961 und durch eine Verschiebung des Konkurrenzgefüges begründet. Aufgrund der Steilhanglage erfolgte die forstwirtschaftliche Nutzung des Borsberges auch vor dem Naturschutzstatus im Jahr 1961 sehr extensiv. Damit lässt sich die tendenzielle Einschränkung des Wachstums eher durch die zunehmend heißeren und trockeneren Witterungsbedingungen erklären, die sich besonders auf den süd-südwest-exponierten Steilhanglagen als unvorteilhaft für einen hohen Zuwachs erweisen (PIGOTT & PIGOTT, 1993).

Im Kontrast zur stark rückläufigen Zuwachsentwicklung der eben genannten drei Baumarten steht die Zuwachsentwicklung für die beiden Eichenarten *Q. rubra* und *Q. robur subsp. sessiliflora*. Hier können nur leichte Änderungen mit geringen Rückgängen bzw. mit einem gleichbleibend hohen Wachstum beobachtet werden. Im Gegensatz zu gleichalten Rot-Buchen kann für Trauben-Eichen mit zunehmendem Alter keine vermehrte Kohlenstoffallokation für die Speicherung und Fruktifikation festgestellt werden (GENET et al., 2010). Wenngleich sich der Radialzuwachs der Trauben-Eiche weniger stark verändert, so ist doch eine Reduzierung unter zunehmend trockenen Witterungsbedingungen zu beobachten (SCHARNWEBER et al., 2011). Auch DROBYSHEV et al. (2008) sehen für *Q. robur subsp. robur* in Südschweden Trockenjahre als ursächlich für ein vermindertes Radialwachstum und das vermehrte Absterben der Bäume. Zuwachsrückgänge für die Gattung *Quercus* werden für Trauben-Eichen aus Finnland nahe Helsinki (HELAMA et al., 2009) und für Zerr-Eichen in Italien (DI FILIPPO et al., 2010) berichtet. Demgegenüber

wurden im westlichen Frankreich des atlantisch geprägten Loiregebietes im Zeitraum von 1910 bis 2001 sogar ansteigende Zuwachstrends für Trauben-Eichen gefunden (LEBOURGEOIS et al., 2004).

### **5.2.2 Art- und standortsabhängiges Wachstum**

Auf dem trockenen Waldstandort Borsberg zeigen die Winter-Linden (0,42) und die Rot-Buchen (0,38) die höchsten und die Trauben-Eichen (0,29) und die Rot-Eichen (0,25) die niedrigsten Werte der mittleren Sensitivität. Für die Autokorrelation ergeben sich Unterschiede zwischen der Trauben-Eiche mit relativ niedrigen Werten von 0,20 und den restlichen Baumarten ( $> 0,32$ ). Die arttypisch hohe Wachstumssensitivität der Rot-Buche ist in vielen dendrochronologischen Untersuchungen dokumentiert (KRAUSE, 1992; WORBES et al., 1992; BONN, 1998; DITTMAR & ELLING, 1999; DITTMAR et al., 2003; PIOVESAN et al., 2005). Für die Rot-Buche ergibt sich ein besonders stark sensitives Wachstumsverhalten unter trockenen Bedingungen (BONN, 1998). Auch LEBOURGEOIS et al. (2005) ermitteln für französische Buchenstandorte höhere Sensitivitäten (0,31 bis 0,32) für die nordöstlichen Herkünfte mit trockenen Klimabedingungen.

Für Trauben- und Rot-Eichen wurden relativ niedrigere mittlere Sensitivitäten zwischen 0,17 und 0,25 sowie hohe Werte der Autokorrelation erhoben, was in Übereinstimmung mit vergleichbaren Werten dendroklimatologischer Untersuchungen zu dieser Baumart steht (VON LÜHRTE, 1991; BONN, 1998; LEBOURGEOIS et al., 2004). Auf Standorten im natürlichen Verbreitungsgebiet in Québec erreicht die Rot-Eiche mittlere Sensitivitäten von 0,24 – 0,31 bei Werten der Autokorrelation von 0,12 – 0,47 (TARDIF & CONCIATORI, 2006 a, b). Im Vergleich mit der Rot-Buche findet FRECH (2006) für die Winter-Linden im Hainich auf kräftigen Böden mit einer Lössauflage unter guter Wasserversorgung nur eine geringe Sensitivität (0,12) der rohen Zuwachskurven. In der vorliegenden Untersuchung entsprechen sowohl der stark rückgängige Zuwachstrend als auch die statistischen Daten der Winter-Linde eher denen der Rot-Buche. Im Rückschluss lässt sich aus den ermittelten Werten der Sensitivität ein starkes Reaktionspotential auf die sich jährlich ändernden Umwelteinflüsse für Winter-Linde und Rot-Buche und ein geringeres für die Eichen ableiten. Aus den Autokorrelationswerten lässt sich folgern, dass sich der Vorjahreszuwachs für die Rot-Eichen

am stärksten und für die Trauben-Eichen am schwächsten auf die Zuwächse des Folgejahres auswirkt.

Von den insgesamt 17 untersuchten urbanen Baumstandorten befinden sich 14 auf der Niederterrasse im Gebiet des Elbtals, davon in 11 Fällen auf Tallehm und in 3 Fällen auf Talsand (LANDESHAUPTSTADT DRESDEN, 1993). Beschränkt man die Auswahl auf die lehmigen Standorte, werden zwei Gruppen mit unterschiedlichen Reaktionsmustern sichtbar. Der Gruppe mit einem eher ausgeglichenen Wachstumsverlauf und einem hohen Vorjahreseinfluss können die Ahornblättrige Platane und die Rot-Eiche zugeordnet werden. Die Werte der mittleren Sensitivität liegen für beide Baumarten bei maximal 0,27 und die der Autokorrelation bei mindestens 0,52. Für die Platane finden CEDRO & NOWAK (2006) ähnlich hohe Werte an urbanen Straßenbäumen in Polen.

Die zweite Gruppe lässt sich durch ein sensitives Wachstumsverhalten und einen geringen Vorjahreseinfluss (mittlere Sensitivitäten von 0,34 – 0,41 und Autokorrelationswerte der indexierten Chronologien von 0,29 – 0,37) charakterisieren. In diese Gruppe fallen die Ahornarten, die Rot-Buchen sowie die Winter-Linden. Die Kultur-Birne weist das sensitivste Reaktionsverhalten auf. Allerdings ist zu beachten, dass die beiden Straßenbaumstandorte der Kultur-Birne (PcoBSH, PcoNUS) sich in der mittleren Porosität stark von den restlichen Standorten unterscheiden und diese beiden Chronologien nur bis in die Jahre 1940 bzw. 1955 zurückreichen, womit die Vergleichbarkeit eingeschränkt ist. Die hohe mittlere Sensitivität dieser Baumart ist jedoch vermutlich weniger in der Alterszusammensetzung und den Standortbedingungen zu suchen, sondern vielmehr in der jährlichen oder zwei-jährlichen Fruktifikation (Alternanz) der Kultivare (MARSAL et al., 2002; KANG et al., 2003).

Die These, dass Bäume auf trockenen Standorten eine erhöhte Sensitivität aufweisen, ist allgemein bestätigt und anerkannt (DOUGLASS, 1928, zitiert in SCHWEINGRUBER, 1996; JAZEWITSCH, 1961; KIENAST et al., 1987; KULLMAN, 1993; LEBOURGEOIS et al., 2005). In der vorliegenden Untersuchung sollten sich demnach ein sensitives Wachstumsverhalten für die Baumarten des trockenen, flachgründigen Steilhangstandortes und ein ausgeglichenes für die frischen bis feuchten Waldstandorte ergeben. Eine Einordnung der Wasserversorgung der urbanen Standorte ist schwierig. Die Messungen der Bodenfeuchte belegen jedoch für die lehmigen Standorte (LIL, ROB, SAC) einen signifikant höheren volumetrischen Bodenwassergehalt als für den sandigen Standort (KRI), so dass sich für die Standorte mit



sandigen Bodenverhältnissen in Näherung auf eher trockene Bodenverhältnisse schließen lässt. Für Standorte mit einem geringen Versiegelungsgrad und hoher Porosität ist ebenso von einer besseren Wasserversorgung auszugehen (BLUME, 1993, 2000; RENGER, 1993). Demnach bietet sich ein Vergleich der Baumarten der verschiedenen Standorte an, um Rückschlüsse auf ein standortsabhängiges Wachstumsverhalten zu ziehen. Erwartungsgemäß reagieren die Bäume des trockenen Waldstandortes (*F. sylvatica*, *Q. robur subsp. sessiliflora*, *Q. rubra*, *T. cordata*) im Gegensatz zu den städtischen Standorten sensitiver. Die Zeitreihen der Rot-Buchen, die bis zum Jahr 1920 zurückreichen, zeigen eine eindeutig standortsabhängige Ausprägung des Wachstumsverhaltens mit den höchsten Werten der mittleren Sensitivität für die beiden trockenen (0,38; 0,25) und den geringsten für die frischen bis feuchten Waldstandorte (0,21). An den Stadtbaumstandort der Rot-Buche auf der Bosewitzer Straße (FsyBOS) grenzt in ca. 30 m Entfernung der Bachlauf des Lockwitzbaches. So lässt sich die niedrige mittlere Sensitivität dieses Baumes (0,19), ebenso wie für die frischen bis feuchten Waldstandorte, auf die frischen Bodenverhältnisse und den ausgeglichenen Bodenwasserhaushalt zurückführen. Diese Ergebnisse decken sich mit dendroökologischen Untersuchungen zu französischen Rot-Buchen-Standorten, die einen eindeutig negativen Zusammenhang zwischen dem standörtlichen Bodenwassergehalt und der mittleren Sensitivität der Standorte belegen (LEBOURGEOIS et al., 2005). Abweichend davon reagieren die urbanen Einzelbäume der Rot-Buchen (FsyWSC, FsyWIE) auf lehmigen Böden der Niederterrasse stark sensitiv (0,35; 0,36). Betrachtet man die mittlere Standortporosität und die Versiegelung, so lassen sich die hohen Werte der mittleren Sensitivität erklären. Im Gegensatz zur Rot-Buche der Bosewitzer Straße wachsen die beiden Rot-Buchen auf der Waldschlösschenstraße und der Wiener Straße auf stark versiegelten Standorten bei einer geringen Porosität. Dabei grenzen die Kronen unmittelbar an die Gebäudewände. Dies führt zu einer standörtlich hohen Hitzebelastung, geringen Infiltrationsrate der Niederschläge und damit zu trockenen Standortsbedingungen (BLUME, 1993, 2000; ROBERTS et al., 2006). Daraus lässt sich schlussfolgern, dass die urbanen Rot-Buchen stark sensitiv auf diese urban geprägten Standortsbedingungen reagieren und die Wasserversorgung für die Bäume durch den hohen Anteil der Versiegelung und durch die geringen Porosität stark negativ beeinträchtigt ist (GRABOSKY & GILMAN, 2004). Analog dazu finden sich auch für den Spitz-Ahorn höhere mittlere Sensitivitäten auf den beiden stark

versiegelten, lehmigen Standorten (AplLIL, AplSAC) und geringere für den gering versiegelten Standort (AplBER).

In der Hauptkomponentenanalyse wird sehr deutlich, dass sich hauptsächlich die Zuwachsleistung der Rot-Eichen-Standorte unterscheidet, aber die Werte der Sensitivität (0,19 – 0,23) und der Autokorrelation (0,52 – 0,64) standörtlich nur sehr gering streuen. Im Gegensatz zum Spitz-Ahorn und zur Rot-Buche lässt sich damit für die Rot-Eiche keine Abhängigkeit der mittleren Sensitivität von der Porosität herstellen. Ein Grund dafür ist die arttypisch geringe Variation der Frühholzbreite (ZHANG, 1997), die zu einer gewissen Pufferung der Sensitivität beiträgt.

Zwar wurden für die Sommer-Linden des am stärksten versiegelten, sandigen Standortes auf der Peter-Schmoll-Straße (TcoPSC) die höchste mittlere Sensitivität mit 0,36 ermittelt, jedoch unterscheidet sich der Wert nur unwesentlich (0,32) vom Standort mit der geringsten Versiegelung, so dass sich auch für die Sommer-Linde kein Bezug zur Porosität herstellen lässt.

Die Berechnung der Spearman'schen Rangkorrelation zwischen der mittleren Porosität und den Wachstumsparametern für jeden einzelnen urbanen Standort spricht gegen einen möglichen Zusammenhang (vgl. Kap. 4.2.2). Dieses Ergebnis steht im Widerspruch zu Untersuchungen an Stadtbäumen, die eine starke Einschränkung der Wachstumsleistung unter einer starken Stressbelastung zeigen (ASLANBOGA et al., 1978; ECKSTEIN et al., 1981; PETERSEN et al., 1982). Der Einfluss der Bodenversiegelung und des Bodenvolumens auf den Zuwachs urbaner Bäume wurde dabei häufig nachgewiesen (QUIGLEY, 2004; DAY & AMATEIS, 2011). Auch eine hohe Bodenverdichtung führt zu einem stark reduzierten Wachstum (BARKER & WAGER, 1986; KRISTOFFERSEN, 1998; KOZLOWSKI, 1999; SJÖMAN & NIELSEN, 2010; AMPOORTER et al., 2011). DAY & AMATEIS (2011) konnten eine starke Abhängigkeit des Höhenzuwachses und der Kronenprojektionsfläche vom Anteil der unversiegelten Bodenfläche des Standortes finden. Für versiegelte Stadtstandorte in Clintonville, Ohio, wurde ein geringerer BHD als auf naturnahen Baumstandorten des ländlichen Umlandes gefunden (QUIGLEY, 2004). Während die Pionier- und Intermediär-Baumarten, bspw. *Gleditsia triacanthos* und *Liriodendron tulipifera*, nach einer längeren Etablierungsphase ähnliche Zuwächse wie die Vergleichsgruppe zeigten, reagierten die Klimax-Baumarten dauerhaft mit einer verminderten Höhen- und Radialzuwachsleistung.

Der Autor schlussfolgert daraus eine geringere Lebenserwartung für Klimax-Baumarten im urbanen Raum auf stark versiegelten Standorten.

HE et al. (2007) und CHEN et al. (2008) stellen an *Pinus tabulaeformis* auf innerstädtischen Standorten geringere Sensitivitätswerte als auf vorstädtischen Standorten fest, was mit der allgemein höheren Beeinträchtigung des Wachstums durch Luftschadstoffe und Hitze begründet wird. Daraus lässt sich ableiten, dass die atmosphärischen Bedingungen in zukünftigen Untersuchungen eine stärkere Beachtung finden müssen und die Bodenverdichtung berücksichtigt werden sollte. Ein lichter Bestandesverband in einer südexponierten Hanglage mit einem hohen Felsanteil kann durch eine geringe Luftfeuchtigkeit, eine hohe Lufttemperatur und ein hohes Strahlungsangebot charakterisiert werden. Diese mikroklimatischen Besonderheiten beschreiben auch stark versiegelte städtische Baumstandorte vor südexponierten Häuserzeilen und stellen einen möglichen Grund für die vergleichsweise hohen Sensitivitätswerte der urbanen Ahorne und Rot-Buchen dar.

### 5.2.3 Beurteilung der Hypothese I zum art- und standortsabhängigen Wachstum

- *Bäume vergleichbarer urbaner Standorte zeigen eine artabhängige Wachstumssensitivität.*

Bei der Betrachtung der Baumarten auf vergleichbaren Standorten der mittleren Porosität lassen sich zwei Hauptgruppen erkennen. Auf städtischen Standorten weisen die Baumarten *A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *F. sylvatica* und *P. communis* eine hohe mittlere Sensitivität bei unterschiedlichen Werten der Autokorrelation auf. Dagegen zeichnen sich *P. x hispanica*, *Q. robur* subsp. *sessiliflora* und *Q. rubra* durch eine geringe mittlere Sensitivität und eine hohe Autokorrelation aus. Die mittlere Sensitivität von *T. platyphyllos* und *T. x vulgaris* der urbanen Standorte variiert zwischen diesen beiden Gruppen.

Auch für den trockenen, südexponierten Waldstandort bestätigen sich die Unterschiede zwischen *F. sylvatica* mit hohen mittleren Sensitivitäten und der Gruppe für *Q. robur* subsp. *sessiliflora* und *Q. rubra* mit niedrigeren Werten der Sensitivität. Allerdings zeigt sich im Baumartenvergleich dieses Waldstandortes für *T. cordata* die höchste mittlere Sensitivität.

Weiterhin soll gelten:

- *Auf den urbanen Standorten findet sich eine geringer ausgeprägte Sensitivität als auf dem trockenen Waldstandort.*

Die mittlere Sensitivität der Waldbäume für *Q. robur* subsp. *sessiliflora*, *Q. rubra* und *T. cordata* liegt über den Werten für die Stadtbäume. Dagegen zeigen gleichalte Bäume von *F. sylvatica* auf stark versiegelten urbanen Standorten mit einer geringen Porosität vergleichbar hohe Sensitivitätswerte wie auf dem trockenen Waldstandort. Dadurch lässt sich die These für die Baumarten *Q. robur* subsp. *sessiliflora*, *Q. rubra* und *T. cordata* bestätigen.

Dagegen muss die Nullhypothese:

- *Ein hoher Versiegelungsgrad in der Stadt äußert sich in geringen Radialzuwachsen und einer verminderten Empfindlichkeit.*

abgelehnt werden. Die Bäume eines Standortes zeigen keine eindeutig nachweisbaren Abhängigkeiten vom Versiegelungsgrad und von der Porosität.

## **5.3 Klima und Wachstum**

### **5.3.1 Allgemeine Klima-Wachstums-Beziehungen**

Die Identifikation des artspezifisch wirkenden Klimaeinflusses ist ein Hauptanliegen der vorliegenden Arbeit. Die retrospektiven Untersuchungen des langfristigen Klima-Zuwachs-Verhaltens und dessen Veränderung sowie die Einzeljahr-Analysen geben Aufschluss über die Klimasensitivität der Arten. Auf dieser Grundlage lassen sich Baumartenempfehlungen für die prognostizierten Klimabedingungen ableiten.

Bäume vom Rand der physiologischen Amplitude reagieren auf einen einzelnen Klimafaktor am stärksten (HUGHES, 2002). Für die Baumarten *F. sylvatica*, *Q. robur* subsp. *sessiliflora*, *Q. rubra* und *T. cordata* zeigt sich die stärkste klimatische Wachstumsabhängigkeit auf dem trockenen Waldstandort Borsberg. Der Einfluss des Wasserangebotes anhand des scPDSI liefert für diese Fläche die engsten Zusammenhänge und kann für mehr Monate nachgewiesen werden als für die Zeitreihen der Temperatur und des Niederschlags. Für die Stadtbäume ist die Zuwachssteuerung durch das Klima deutlich schwächer ausgeprägt.

LAMARCHE (1974) und DITTMAR & ELLING (2007) leiten für die untere Baumgrenze den Niederschlag und damit das Wasserangebot als entscheidenden Klimafaktor ab. Auf trockenen Standorten im Kanton Wallis in der Schweiz, mit sehr ähnlichen klimatischen Bedingungen der Jahresdurchschnittstemperatur (9,2 °C) und mittleren Niederschlagsmengen (664 mm) wie in Dresden, korreliert der Radialzuwachs der Kiefer ( $r = 0,34$ ) und Flaumeiche ( $r = 0,54$ ) stark mit einem jährlichen Trockenindex, der sich aus der Differenz zwischen den monatlichen Niederschlägen und der potentiellen Evapotranspiration herleitet (EILMANN et al., 2006). In den unteren Berglagen des Apennin finden PIOVESAN et al. (2003) den Niederschlag, in den oberen Berglagen die Temperatur als wachstumslimitierenden Faktor. Auf Trockenstandorten in Nordrhein-Westfalen und Hessen konnten für *Q. robur* subsp. *sessiliflora* starke Zusammenhänge zwischen dem Wachstum und dem scPDSI sowie dem Niederschlag hergestellt werden (FRIEDRICHS et al., 2009 a, b). Auch im landesweiten Vergleich von 15 Buchenflächen in Frankreich zeichnen die trockenen Rot-Buchen-Standorte stärker auf das Klima, was den hohen Stellenwert des Bodenwasserhaushaltes auf trockenen Flächen unterstreicht (LEBOURGEOIS et al., 2005). Große Unterschiede in der Stärke der klimatischen Antwort werden auch für *A. pseudoplatanus* zwischen grundwassernahen und grundwasserfernen Standorten beschrieben (BÄHRING, 2010). Demnach finden sich geringere Korrelationen zur Temperatur des Vorjahres und höhere zur Temperatur im aktuellen Jahr für die grundwassernahen Standorte. Allerdings steuern nicht allein Niederschlagsmengen und Temperatur das Zuwachsgeschehen, sondern auch die zeitliche Verteilung der Niederschläge sowie die Wasserspeicherkapazität des Bodens (BONN, 1998; LEBOURGEOIS et al., 2004, 2005). In dieser Arbeit belegen die starken und über mehrere Monate anhaltenden signifikanten Korrelationen zum scPDSI, gerade für den trockenen Waldstandort, diesen Zusammenhang sehr deutlich.

Eine Unterscheidung der Baumarten hinsichtlich ihrer Holzanatomie ist für das Verständnis der Klimawirkung auf die Jahrringbildung ein wesentlicher Anhaltspunkt. Die Traubeneichen und die Rot-Eichen sind die beiden einzigen ringporigen Baumarten in der vorliegenden Untersuchung. Alle übrigen Baumarten sind Zerstreuporer. Die Wasserleitung der zerstreuporigen Hölzer erfolgt über einen großen Teil des peripheren Splintholzbereiches an bis zu 20 der äußeren Jahrringe in 1 – 2 m langen Gefäßen mit Durchmessern bis zu 10 µm (NULTSCH, 2001). Dagegen beschränkt sich die Wasserleitung für die ringporigen

Holzarten vor allem auf den äußeren zuletzt gebildeten Jahrring (LARCHER, 2001; NULTSCH, 2001), da die Gefäße des Vorjahres in ihrer Funktion durch Winterfrost stark beeinträchtigt sind (COCHARD & TYREE, 1990; HACKE & SAUTER, 1996; TYREE & COCHARD 1996). Die sehr weitleumigen (mehr als 100  $\mu\text{m}$ ) und bis zu 10 m langen Gefäße des Frühholzes ermöglichen den Ringporern einen sehr schnellen und effizienten Wassertransport, der bis zu 10-fach schneller erfolgen kann als bei den Zerstreuporern (NULTSCH, 2001). Diese anatomische Struktur macht die ringporigen Baumarten jedoch im verstärkten Maße anfällig für Kavitationen durch trockenheitsinduzierte Embolien während der Vegetationsperiode (BRÉDA et al., 1993; COCHARD et al., 1996; TYREE & COCHARD 1996; THOMAS et al., 2002). Zerstreuporer sind weniger anfällig gegenüber Winter-Embolien, und der Nachteil des langsameren Wassertransportes wird durch die Verteilung der Wasserleitung auf größere Teile des äußeren Xylems kompensiert (NULTSCH, 2001; GENET et al. 2010).

Die Klimawirkung auf die Arten ist demnach differenziert zu betrachten. In Übereinstimmung mit BONN (1998), der eine geringere klimatische Determination des Jahrringzuwachses bei Trauben- und Stiel-Eichen und eine höhere bei den Rot-Buchen auf Flächen verschiedener Feuchtestufen und Höhenlagen (116 m ü. NN (Lüß, Niedersachsen) bis 550 m ü. NN (Braunlage, Harz)) findet, stehen auch die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung (vgl. Abb. 4.17 und 4.18). Beide Eichenarten zeigen auf dem Trockenstandort geringere Korrelationen zu den Klimaparametern als die Rot-Buchen. Auch für die Winter-Linde liefern die Ergebnisse häufig schwächere Zusammenhänge mit der Temperatur und dem Niederschlag als für die Eichen. Betrachtet man jedoch die Korrelationsanalysen des scPDSI (vgl. Abb. 4.19), fällt auf, dass die Winter-Linde verstärkt auf das Wasserangebot reagiert und damit Parallelen zur Klimawirkung auf die Rot-Buche (Abb. 4.13) sichtbar werden. Dieses Ergebnis steht im Widerspruch zu FRECH (2006), die auf einem durchschnittlich wasserversorgten Standort nur einen schwachen Zusammenhang zwischen Klima und Zuwachs während der Vegetationsperiode für die Winter-Linde findet und wesentlich engere Zusammenhänge für Rot-Buche und Gewöhnliche Esche.

Zu den unterschiedlich starken Korrelationen des Radialzuwachses mit den Klimabedingungen trägt auch die art- und standorttypische Ausprägung der Wurzelsysteme bei. Auf flachgründigen Kalkböden wird über ein ausgedehntes Wurzelsystem der Rot-Buche berichtet, das sich jedoch im Wesentlichen auf eine Tiefe von 30 cm beschränkt (POLOMSKI

& KUHN, 1998). Überdies wächst die Rot-Buche auf steinigem Böden nur, wenn ausreichend Feinsedimente vorhanden sind, ansonsten muss sie der Kiefer weichen (KUTSCHERA & LICHTENEGGER, 2002). Starke Wurzelverformungen und ein sehr flaches, tellerförmiges Wurzelwerk der Rot-Buchen auf steinigem, südseitigen Kalkschutthängen wirken sich in Trockenperioden infolge der stärkeren Austrocknung der oberen Bodenhorizonte sehr nachteilig aus (KUTSCHERA & LICHTENEGGER, 2002). Die stark negative Korrelation des Rot-Buchen-Zuwachses mit dem scPDSI auf dem trockenen Waldstandort und für die beiden stark versiegelten städtischen Standorte kann hierfür ein Hinweis sein.

Für die Winter-Linde beschreiben KÖSTLER et al. (1968) ein extensives, auf geringe Volumina verteiltes Wurzelsystem, das in seiner Ausprägung jedoch stark mit der soziologischen Stellung des Baumes korreliert. Die oberflächlich konzentrierten Wurzelsysteme von Berg- und Spitz-Ahorn lassen genau wie für die Rot-Buche eher auf Probleme unter zunehmender Trockenheit schließen (KÖSTLER et al., 1968).

Dagegen ist die Trauben-Eiche gegen längere Trockenperioden durch ein weit reichendes Feinwurzelsystem, das auf große Bodenvolumina verteilt ist und tiefste Bodenbereiche noch bis in den C-Horizont erschließt, besser angepasst (POLOMSKI & KUHN, 1998). Auch KUTSCHERA & LICHTENEGGER (2002) finden in trockenen Gebieten ein deutliches Tiefenstreben der Wurzeln der Trauben-Eiche. Zudem vermag die Trauben-Eiche in Klüfte und feinerdereiche Gesteinsspalten einzudringen (KÖSTLER et al., 1968). Auch für die Rot-Eiche kann ein starkes Tiefenstreben des Wurzelsystems beobachtet werden (TRAUBOTH, 2004), das sich in Trockenperioden als vorteilhaft für die Wasserversorgung erweist.

Für Stadtbäume werden jedoch atypisch ausgeprägte Wurzelsysteme beschrieben, die aus den standörtlichen Gegebenheiten wie Bodenverdichtung, geringem Grobporenanteil und einer gestörten Wurzelatmung infolge geringer O<sub>2</sub>-Konzentrationen resultieren (ROBERTS et al., 2006). So können die teilweise geringeren Klimaabhängigkeiten der Stadtbäume auch auf die standörtlichen Restriktionen des Wurzelwachstums zurückgeführt werden (KRISTOFFERSEN, 1998; KOZLOWSKI, 1999).

Der Beginn der kambialen Aktivität in Brusthöhe setzt bei *Tilia* ab Ende April nach dem Aufbrechen der Knospen, bei *Quercus* ab Anfang Mai zwei bis sechs Wochen vor dem Aufbrechen der Knospen (SUZUKI et al., 1996) und am spätesten bei *Fagus* und *Acer* ca. zwei Wochen nach dem Knospenaufbruch (BOSSARD, 1984). Der Knospenaufbruch und die

Blattentfaltung finden in urbanen Lebensräumen mehrere Tage früher statt (MIMET et al., 2009), und damit ist auch ein entsprechend früherer Eintritt der kambialen Aktivität zu erwarten. Zudem variiert der Zeitpunkt des Knospenaufbruchs in Mitteleuropa jährlich um bis zu 22 Tage (RÖTZER et al., 2004). Im Gegensatz zu zerstreutporigen Baumarten finden für ringporige Baumarten bis zu 30 % des Jahrringbreitenzuwachses in Form des Frühholzes bereits vor der Blattentfaltung statt (BRÉDA & GRANIER, 1996; BARBAROUX & BRÉDA, 2002). Auf dem trockenen Waldstandort Borsberg zeigt sich sehr genau, dass die signifikante Wirkung der Temperatur und des Niederschlags bei Trauben- und Rot-Eiche schon ab April und bei Rot-Buche erst ab Mai nachweisbar ist. Für die Winter-Linde ist nur die Apriltemperatur von Bedeutung, das Niederschlagsgeschehen wirkt sich erst ab Mai auf die Jahrringbreite aus. Auch für den Berg-Ahorn stimmt der Beginn einer signifikanten Niederschlagskorrelation im Mai sehr gut mit dem mittleren Beginn der Kambiumaktivität überein (BOSSARD, 1984).

Nach der Blattentfaltung im Mai kommt es auf trockenen Standorten wie z. B. den sandigen urbanen Standorten oder den flachgründigen Südhanglagen bei hohen Temperaturen und geringen Niederschlagsmengen zu einem vergleichsweise raschen Abfall der Bodenfeuchtigkeit. Diese Entwicklung führt zu einer verstärkten Limitierung der CO<sub>2</sub>-Aufnahme durch einen frühzeitigen Stomataschluss (GRANIER et al., 2000; RAFTOYANNIS & RADOGLU, 2002). AREND & FROMM (2007) unterscheiden dabei zwischen direkten Effekten von Trockenheit auf zellulärer Ebene und indirekten Effekten, zu denen sie Änderungen des Gaswechsels und des Wasserstatus zählen. Mit anhaltender Trockenheit kommt es auf zellulärer Ebene zu einer geringeren Wasseraufnahme und zu einem Rückgang des Zellurgors (ABE et al., 2003). Das Streckungswachstums der Zellen wird stark durch den Wasserstatus und die Osmoregulation bestimmt (LANGER et al. 2002). In der Folge wirkt sich dieser Zustand in einer Reduktion der Zellwandsynthese, des Zellwachstums und der kambialen Aktivität und letztendlich in geringen Gefäßdurchmessern und geringen Zellteilungsraten aus (LANGER et al. 2002; ABE et al., 2003). Halten die trockenen Witterungsbedingungen über mehrere Tage oder sogar Wochen an, so bewirken der frühe Wachstumsabschluss, die geringen Gefäßdurchmesser und die wenigen Zellschichten einen schmalen Jahrring (FRITTS, 1976; LANGER et al. 2002; BRÉDA & BADEAU, 2008). Untersuchungen an einem zerstreutporigen Schwarz-Pappelhybrid belegen, dass sich vor



allem Wasserdefizite im Frühjahr und im Frühsommer auf das Wachstum auswirken, aber spätsommerliche Trockenheit keinen Einfluss mehr auf die Jahrringbreite ausübt (ARENDE & FROMM, 2007). Für die zerstreutporigen Stadtbaumarten Berg-Ahorn (ApsSAC), Rot-Buche (FsyWSC, FsyWIE) und Ahornblättrige Platane (PxhROB), aber auch für die urbanen ringporigen Rot-Eichen kann eine Wirkung der Temperatur und des Niederschlags zumeist erst ab Mai/Juni beobachtet werden. Unabhängig davon ob es sich um Gehölze mit freiem oder gebundenem Wachstum handelt, wird der Hauptteil des Radialzuwachses in mitteleuropäischen Breiten von Mai bis Juli erreicht (SCHIPKA, 2003). Bis Ende Juni sind zwischen 30 und 70 % des Jahrringbreitenzuwachses abgeschlossen (LEBOURGEOIS et al., 2005). Unter günstigen Witterungsbedingungen kann der Zuwachs jedoch bis Ende August oder sogar bis Mitte September andauern (LEBAUBE et al. 2000; SCHMITT et al., 2000; BOURIAUD et al., 2003).

Auf Untersuchungsgebieten des Tieflandes finden DI FILIPO et al. (2007), VAN DER WERF et al. (2007), SCHARNWEBER et al. (2011), MICHELOT et al. (2012) für Rot-Buchen, LEBOURGEOIS et al., (2004), DROBYSHEV et al. (2008), FRIEDRICHS et al. (2009 a, b) für Trauben-Eichen und TARDIF & CONCIATORI (2006 a, b) für Rot-Eiche mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit vergleichbare Zusammenhänge zwischen dem Zuwachs und dem Klima in der laufenden Vegetationsperiode bis Juli. Für die Eichen sind die Witterungsbedingungen von April bis Juni für das Wachstum am bedeutendsten (FRIEDRICHS et al., 2009 a, b). Allerdings bestehen sehr differenzierte Abhängigkeiten von den klimatischen Faktoren der Früh- und der Spätholzbreite der Trauben-Eiche (ZHANG, 1997; MICHELOT et al., 2012). Während die Spätholzbreite sehr sensitiv auf die Niederschläge von Mai bis Juli im aktuellen Jahr reagiert, wurde für die Frühholzbreite eine geringe Klimasensitivität gefunden. Die Spätholzbreite hat altersabhängig einen Anteil von 50 – 80 % an der gesamten Jahrringbreite der Trauben-Eiche (ZHANG et al., 1994; LEBOURGEOIS et al., 2004) und wird vorrangig durch die Witterungsbedingungen im aktuellen Jahr determiniert (ZHANG, 1997).

In der vorliegenden Studie zeigen sich auch signifikante Einflüsse der Witterungsbedingungen im Vorjahressommer und -herbst. Vor allem die Witterungsbedingungen des Herbstes im Vorjahr haben einen entscheidenden Einfluss auf die Quantität der Assimilatspeicherung (PIOVESAN et al., 2003; TARDIF & CONCIATORI, 2006

a, b; FRIEDRICHS et al., 2009 a, b; MICHELOT et al., 2012). Für die Kohlenhydrat-Konzentration (TNC „total nonstructural carbohydrate“) von Gehölzen lässt sich eine saisonale Dynamik mit einem Maximum Ende Oktober nach dem Beginn des Blattfalls nachweisen (BARBAROUX & BRÉDA, 2002). Eine hohe Kohlenhydrat-Konzentration (Stärke, Zucker) ermöglicht eine höhere Assimilateinlagerung und begünstigt die Frühholzbildung im Folgejahr.

Auch GRUNDMANN (2009) findet für *F. sylvatica* und *Picea abies* eine starke Relation des Zuwachses zur Vorjahreswitterung von Juli bis September für verschiedene Standorte in Süd-Schweden und im Harz. Die Autorin stellt neben der Bedeutung milder Temperaturen und hoher Niederschläge für die Assimilatspeicherung im Herbst noch die Knospenanlage und die Determination der Blattgröße im Sommer des Vorjahres als wesentlich für das Zuwachsgeschehen im Folgejahr heraus. Ein hoher LAI und damit eine hohe potentiell mögliche Photosyntheserate im Folgejahr werden durch die Anlage einer hohen Knospenanzahl und große Blätter im Vorjahr gefördert. Sowohl die Anzahl der Knospen als auch die Blattgröße werden dabei entscheidend durch die Witterungsbedingungen im Vorjahressommer (bis Juli) gesteuert (ROLOFF, 1989). Dagegen induzieren hohe Temperaturen, vor allem aber Trockenheit im Sommer und im Spätsommer des Vorjahres, eine starke Blütenknospenbildung der Rot-Buche (PIOVESAN & ADAMS, 2001; KERN & POPPA, 2007) mit der Konsequenz, dass ein hoher Anteil der Assimilate verbraucht wird und der Anteil für die Speicherung geringer ausfällt. Die geringen Reserven für die Jahrringbildung führen zu einem geringen Zuwachs im Folgejahr. Zudem gibt es Hinweise, dass eine Mast eine geringe Blattfläche zur Folge hat, was sich wiederum nachteilig auf die Jahrringbreite auswirkt (INNES, 1994). Für vier Chronologien (PcoBSH, QrsBOR, QruBOR, TcoBOR) ist noch ein wachstumsfördernder Einfluss hoher Niederschläge im Vorjahres-Oktober zu beobachten. TESKEY & HINCKLEY (1981) konnten nach einer längeren Trockenperiode im Sommer für *Q. alba* ein starkes Einsetzen des Wurzelwachstums im Oktober feststellen, ein Indiz für eine Förderung der Assimilatspeicherung. Das Wurzelwachstum für die meisten Baumarten der gemäßigten Breiten ist während der laufenden Vegetationsperiode am stärksten und endet in der Regel mit dem Laubfall bei Temperaturen unter 5 °C (ROBERTS et al., 2006). Auch die positiven Temperaturkorrelationen im Vorjahres-Oktober für die Rot-Buchen der frischen bis feuchten

Waldflächen können in diesem Zusammenhang betrachtet werden. Hohe Temperaturen im Oktober sind demnach auf frischen Standorten für die Reservestoffbildung förderlich.

Auf den Standorten mit der stärksten Versiegelung und der geringsten Porosität (QruROB, PcoBSH, AplSAC, QrsWSC, TplPSC) zeigt sich ebenfalls eine geringe Klimasensitivität, während auf den Standorten mit hoher Porosität (AplBER, QruSTU, TplKRI) stärkere Abhängigkeiten von den Klimasignalen bestehen. Dieses Ergebnis steht im Einklang mit den Untersuchungen von BARTENS et al. (2011), die ein deutlich geringeres Klimasignal für *Quercus virginiana* auf urbanen als auf ruralen Standorten registrieren. Als Ursachen für die geringen Korrelationen sehen sie in erster Linie die Bodenbedingungen, hier sind besonders Nährstoffungleichgewichte hervorzuheben, aber auch mikroklimatisch stark abweichende Standortbedingungen der Stadtbaumstandorte. Allerdings beziehen sich die Analysen ausschließlich auf Jungbäume bis zu einem Alter von 16 Jahren. Im Vergleich zu Waldbäumen bedingt der Pflanzverband in Reihen in Kombination mit der versiegelten Bodenoberfläche eine geringe Infiltrationsleistung pro Grundfläche (JOHNSON et al., 1975). Demnach können die realen Bedingungen der Wasserversorgung (Einfluss der Niederschläge, relative Luftfeuchtigkeit, scPDSI) der stark versiegelten Standorte stark von langjährigen Klimazeitreihen der meteorologischen Messstationen abweichen. Dies ist ein möglicher Grund für die geringeren Zusammenhänge zwischen den urbanen Chronologien und den Klimazeitreihen. Weitere Ursachen können in der verminderten Zellteilungsaktivität und der bis zu sieben Wochen kürzeren aktiven Wachstumsphase auf Straßenbaumstandorten im Vergleich zu anthropogen weniger stark beeinflussten Standorten gesehen werden (MARION et al., 2007). Zwar können die klimatischen Reaktionen der Zuwachszeitreihen der Kultur-Birnen gut mit den bereits genannten Ursachen erklärt werden, eine Ausnahme bildet jedoch die Klimasensitivität der Kultur-Birnen im aktuellen Jahr auf dem am wenigsten versiegelten Standort (PcoNUS). Hier wirken hohe Temperaturen im März, Juli und August wachstumsfördernd. Als standörtliche Besonderheit grenzen hier Felder mit Obstbaumpflanzungen und Gemüsekulturen unmittelbar an die Straßenbäume. Eine Bewässerung der Felder ist nicht auszuschließen, so dass hohe Temperaturen mit einer intensiven Bewässerung in der Vegetationsperiode verbunden sind und sich in einem höheren Radialzuwachs auswirken können.

Aus den Ergebnissen lässt sich jedoch nicht eindeutig auf einen verminderten Klimaeinfluss aufgrund einer starken Oberflächenversiegelung schließen. So findet sich beispielsweise ein signifikanter Einfluss durch den scPDSI vom Vorjahres-Oktober bis zum aktuellen Juni für den Spitz-Ahorn der Lilienthalstraße (AplLIL) mit einem hohen Anteil der Oberflächenversiegelung auf lehmigen Böden. Demgegenüber ist für die gleiche Art auf einem nur ca. 50 m von der Lilienthalstraße entfernten Straßenbaumstandort mit ganz ähnlichen Wachstums- und Standortbedingungen (AplSAC) kein Einfluss des scPDSI mehr nachweisbar. Gerade für *Acer platanoides* ermitteln KJELGREN & MONTAGUE (1998) einen starken Rückgang der Transpiration über stark versiegelten Asphaltflächen. Dies spricht jedoch eher für einen höheren Anteil der erklärbaren Varianz des Wachstums infolge einer stärkeren Trockenstressbelastung durch die mikroklimatischen Gegebenheiten (MCIPHERSON & SIMPSON, 2002). Vergleicht man alle fünf Baumarten der unmittelbar aneinandergrenzenden Straßenbaumstandorte mit ähnlichen Versiegelungsgraden und einer vergleichbaren mittleren Porosität, so erkennt man für die zwei Standorte von *A. platanoides* (AplLIL, AplSAC) eine ähnliche Niederschlags- und Temperaturwirkung, aber einen differenzierten Einfluss des scPDSI (vgl. Abb. 4.11 und 4.12). Für *A. pseudoplatanus* und *P. x hispanica* zeichnet sich der Niederschlagseinfluss in der Vegetationsperiode stärker in den Jahrringmustern ab. Die Ergebnisse für *A. pseudoplatanus* stehen dabei im Widerspruch zu MUND et al. (2010), die für Waldbäume im Hainich kein klimaabhängiges Wachstum des Berg-Ahorns finden. Zusätzlich zeigt sich ein Einfluss des scPDSI auf das Wachstum von *A. platanoides* (AplLIL) und *P. x hispanica* in der aktuellen Vegetationsperiode. Für *P. x hispanica* ist die Temperatur in der laufenden Vegetationsperiode von untergeordneter Bedeutung (CEDRO & NOWAK, 2006). Vielmehr wirken niedrige Temperaturen und hohe Niederschläge im Vorjahressommer und -herbst zuwachsfördernd. Die Sensitivität der frostempfindlichen Baumart hinsichtlich niedriger Temperaturen und Niederschläge im Februar wird auch durch CEDRO & NOWAK (2006) für Stadtbäume in Szczecin bestätigt. Auch für die beiden urbanen Rot-Buchen der stark versiegelten Standorte (FsyWSC, FsyWIE) mit einer geringen Porosität wirken sich Niederschlagsdefizite stärker in einem geringen Zuwachs aus als für den Standort mit einer hohen Porosität (FsyBOS) (vgl. Abb. 4.13).

Insgesamt zeigt sich für die Stadtbäume (*F. sylvatica*, *P. communis*, *Q. robur subsp. sessiliflora*, *Q. rubra*, *T. platyphyllos*) und für die Waldbäume der Rot-Buche an den frischen

bis feuchten Standorten häufig eine positiv signifikante Korrelation zu den Wintertemperaturen und -niederschlägen. Wenngleich die Zusammenhänge nur schwach sind, weisen sie doch darauf hin, dass tiefe Wintertemperaturen zu einer Zuwachsreduktion beitragen. Der relative Freiland der Straßenbäume und der größere Temperaturgradient zwischen Tag und Nacht im innerstädtischen Bereich während der Wintermonate könnten eine mögliche Erklärung liefern. Für die frischen bis feuchten Buchenstandorte können Kaltluftansammlungen während der Wintermonate in den schmalen, tiefeingeschnittenen Tälern zu einer vermehrten Schädigung von Pflanzenteilen und zu Embolien durch starken Winterfrost führen (LEMOINE et al., 1999). Tiefe Winterfröste mit Temperaturen unter  $-20\text{ °C}$  wie in den Jahren 1929 und 1944 führen im Allgemeinen zu einer Schädigung des Kambiums mit kurzfristigen Folgen wie starken Zuwachsrückgängen, aber auch mit langanhaltend negativen Folgen, wie z. B. Pilzinfektionen (JÖNSSON, 2000).

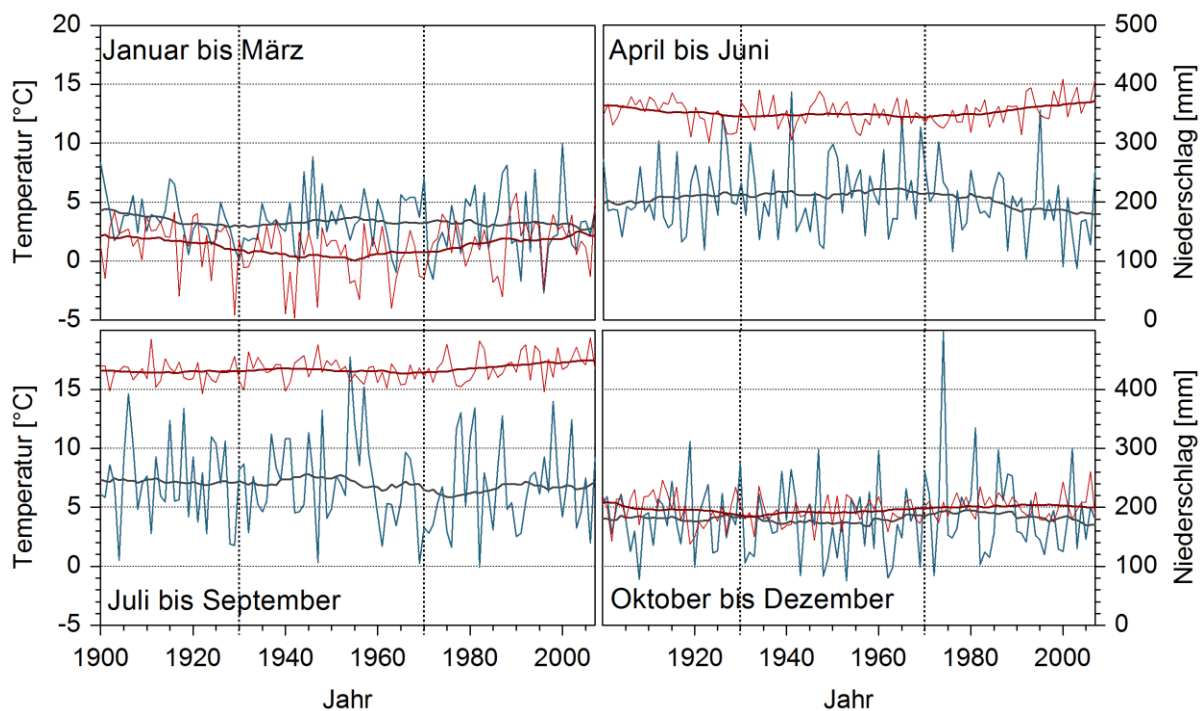
Generell sind jedoch die Wurzeln der Waldbäume durch eine Streuauflage besser geschützt, und der Bestandesverband verringert den Tag-Nacht-Gradienten sowie die Besonnung des Stammes. Die signifikanten Korrelationen zu den Wintertemperaturen können aber auch als Anzeichen für die Förderung des Wurzelwachstums unter hohen Temperaturen gewertet werden. LEBOURGEOIS et al. (2004) halten ein langanhaltendes Wurzelwachstum auch nach dem Abschluss der Vegetationsperiode im Herbst und im Winter für möglich. Die größere Wurzelfläche kann sich wachstumsfördernd im Folgejahr auswirken (SANTINI et al., 1994). Auch HELAMA et al. (2009) stellen für *Q. robur* subsp. *robur* in Finnland einen hochsignifikanten Zusammenhang zwischen dem Zuwachs und den Temperaturen im aktuellen Februar her. Hohe Niederschläge in Form von Schnee tragen zu einem gewissen Schutz der oberflächennahen Feinwurzeln bei (HARDY et al. 2001; TIERNEY et al. 2001; PEDERSON et al., 2004). Dieser Zusammenhang wird für Rot-Eichen durch APOSTOL et al. (2007) bestätigt, die einen engen Zusammenhang zwischen geringen Triebblängen, geringen Blattflächen und niedrigen Temperaturen finden.

### 5.3.2 Veränderung der Klimawirkung

Um die Ursachen für eine Veränderung der Klima-Zuwachs-Relation zu identifizieren, ist es hilfreich nach externen und internen Einflussfaktoren zu differenzieren, die zu einer entsprechenden Verschiebung des Zusammenhangs führen können (WILMKING & MYERS-

SMITH, 2008). Zu den externen Faktoren zählen hauptsächlich klimatische Veränderungen. Daneben kann aber auch ein Wandel des Landschafts- und Vegetationsgefüges, z. B. infolge von Waldbränden oder Grundwasserspiegeländerungen, zu einer Variabilität in der Klimaabhängigkeit führen. Den internen Faktoren werden vorrangig altersbedingte Abweichungen zugeordnet.

Die Trendentwicklung der externen Faktoren der mittleren Temperaturen und der Niederschläge wurde separat für jedes Quartal dargestellt (Abb. 5.1). Die mittelfristige, dekadische Entwicklung des jeweiligen Parameters wird durch 31-jährige Indexkurven deutlich.



**Abbildung 5.1: Mittlere Temperatur (rote Linien) und Niederschlagssummen (blaue Linien) des jeweiligen Quartals im Zeitraum 1900 bis 2007 mit dem jeweiligen 31-jährigen Trend für die Region Dresden (BERNHOFER et al., 2009).**

Für jedes der vier Quartale ist ein Anstieg der Temperaturen im Lauf der letzten 40 Jahre zu erkennen. Von April bis Juni zeigen sich die stärksten Veränderungen im Vergleich der beiden Perioden 1930 bis 1960 und 1970 bis 2007 (BERNHOFER et al., 2009). So erhöhte sich die mittlere Temperatur besonders zu Beginn der Vegetationsperiode im Frühling bis in den Frühsommer um 1,5 K auf durchschnittlich 13 °C. Gleichzeitig verringern sich in dieser Zeit die mittleren Niederschlagssummen von ca. 220 mm auf 190 mm. Auch von Oktober bis Dezember zeigt sich eine rückläufige Niederschlagsentwicklung über die letzten 40 Jahre.

Dies ist jedoch auf die stark überdurchschnittlichen Niederschlagsmengen von 1974 (Oktober bis Dezember 497 mm) zurückzuführen, die einen starken Einfluss auf die Berechnung des gleitenden Mittels ausüben.

Für alle Baumarten zeigt sich auf wenigstens einem Standort ein zunehmender Einfluss der Temperatur von Juli bis September des Vorjahres. Auch in der laufenden Vegetationsperiode ist zumeist ein Anstieg der Temperaturwirkung zu beobachten. Dagegen verringert sich die positive Korrelation zu den Wintertemperaturen. Die Veränderungen der Niederschlagswirkung sind schwächer ausgeprägt. Dennoch ist für den größten Teil der Standorte und Arten eine zunehmend wachstumsfördernde Wirkung hoher Niederschlagsmengen im September und Oktober des Vorjahres sowie im April und Juni des aktuellen Jahres zu finden. Dies bedeutet gleichzeitig, dass die zunehmend trockenen Bedingungen zu einem tendenziellen Wachstumsrückgang führen. Besonders für den Trockenstandort Borsberg in der Dresdner Elbtalweitung können die verstärkten Korrelationen zur Temperatur, zum Niederschlag und zum scPDSI im April für alle dort wachsenden Baumarten (*F. sylvatica*, *Q. robur* subsp. *sessiliflora*, *Q. rubra*, *T. cordata*) mit dem bis zu zehn Tage früheren Einsetzen der Blattentfaltung und demnach auch mit dem früheren Einsetzen der Kambiumaktivität seit 1990 im Vergleich zur Referenz 1961 bis 1990 erklärt werden (BERNHOFER et al., 2009). Zudem wurde ein bis zu vier Tage späteres Einsetzen der Blattverfärbung registriert, was eine Verlängerung der Vegetationsperiode bedeutet. Diese Entwicklung zeigt sich in Mitteleuropa mit einem früheren Einsetzen der Blattentfaltung von  $-0,26$  Tagen pro Jahr und mit der zunehmend späteren Blattverfärbung von  $+0,15$  Tagen pro Jahr seit 1950 (MENZEL, 2000). So wirkt sich eine Temperaturerhöhung von 1 K im Vorfrühling von Februar bis April in einer bis zu sieben Tage früheren Blattentfaltung aus (CHMIELEWSKI & RÖTZER, 2001). SCHWARTZ et al. (2006) stellen allerdings eine räumlich differenzierte Phasenverschiebung der Blattentfaltung für Europa fest. Demnach verschieben sich sowohl der letzte Frost im Jahr als auch die Blattentfaltung für Mitteleuropa in der gleichen Geschwindigkeit in Richtung Vorfrühling (SCHEIFINGER et al., 2003), während sich für Ost- und Nordeuropa vorrangig eine frühere Blattentfaltung und weniger eine Verschiebung des Zeitpunktes des letzten Frostes ergibt. So erhöht sich das Risiko für Frostschäden während des Blattaustriebes besonders für osteuropäische und nordeuropäische Regionen stärker. Demgegenüber prognostizieren JÖNSSON & BÄRRING

(2011) gerade für Deutschland eine starke Zunahme von Spätfrostschäden. Aufgrund der höheren Wintertemperaturen erfahren die Pflanzen bis Ende Dezember eine geringere Abhärtung und sind durch den früheren Austrieb zusätzlich gefährdet. In der vorliegenden Untersuchung lässt sich eine abnehmende Korrelation der Zuwachskurven zur Temperatur in den Wintermonaten beobachten, was zum einen mit den generell wärmeren Temperaturen während der Wintermonate (vgl. Abb. 5.1) und zum anderen mit physiologischen Veränderungen erklärt werden kann (ROZAS, 2005). Jungbäume sind generell anfälliger für eine Schädigung durch tiefe Wintertemperaturen (KRAHL-URBAN, 1955; TILL, 1956; CHAAR & COLIN, 1999). Mit zunehmendem Alter führen eine dickere Borke und der Höhen- und Kronenzuwachs zu einem besseren Schutz gegen tiefe Wintertemperaturen.

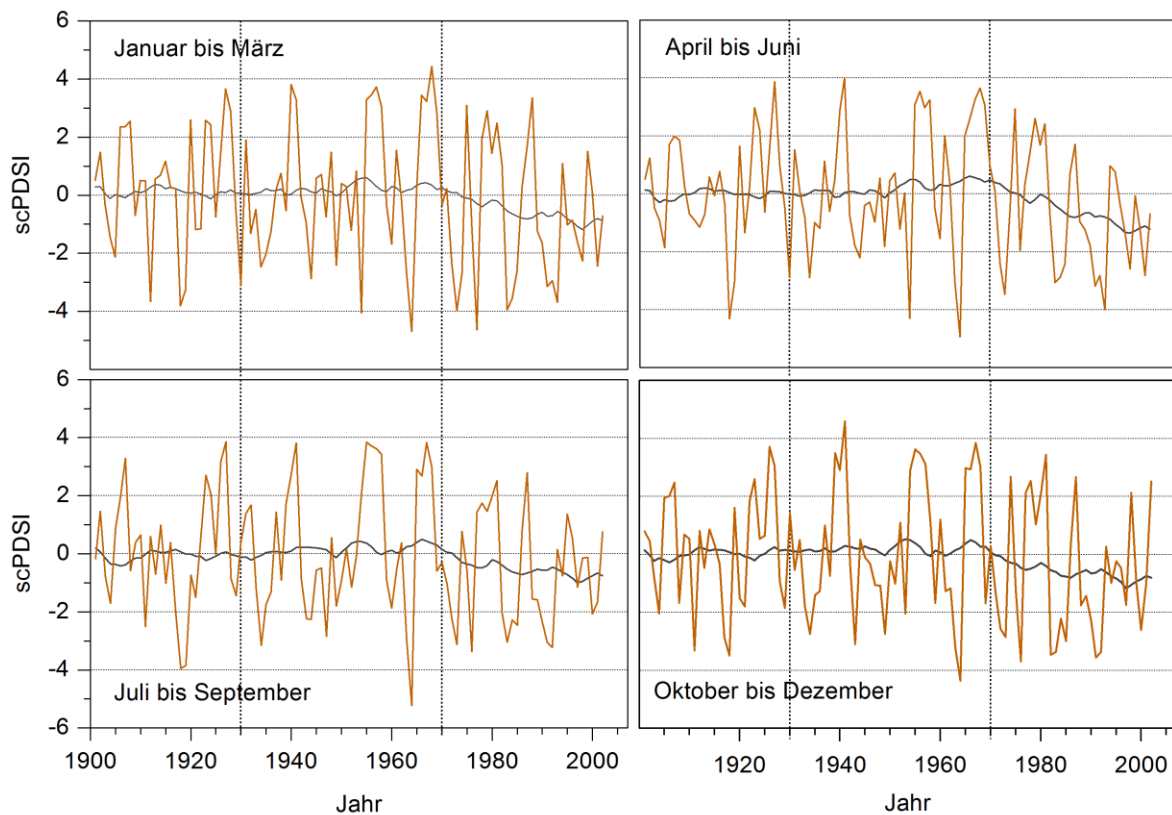
Eine Berechnung der mittleren Werte des scPDSI in den vier Jahreszeiträumen ist jedoch besser geeignet, einen Trend der Trockenstressbelastung zu erkennen, als das durch die Niederschlags- und Temperaturzeitreihen möglich ist (Abb. 5.2). In Abbildung 5.2 wird deutlich, dass sich in den letzten zwei bis drei Dekaden ein eindeutiger Rückgang des Feuchtigkeitsangebotes in allen Jahreszeiten von normalen Bedingungen hin zur PDSI-Kategorie „Incipient drought“ (beginnende Trockenheit) abzeichnet.

Mit Ausnahme der Rot-Eiche zeigt sich hier für alle untersuchten Baumarten eine Phasenverschiebung mit einer zunehmenden Bedeutung des Wasserangebotes im Frühling in den Monaten März und April und einem Rückgang der Bedeutung im Sommer. Die Berechnung der moving correlations zum scPDSI lässt jedoch Unterschiede zwischen den Standorten und Arten erkennen. So zeigen sich für einige Standorte sehr starke Zunahmen der Korrelationen im aktuellen Jahr, während für andere Chronologien starke Abnahmen registriert wurden.

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung stehen im Einklang mit der ansteigenden Klimasensitivität von Rot-Buche und Trauben-Eiche in westlichen Teilen Deutschlands (FRIEDRICHS et al., 2009 a, b). Allerdings bestehen für diese beiden Baumarten starke regionale Unterschiede in der Klimaantwort. So finden SCHARNWEBER et al. (2011) für einen norddeutschen Ost-West-Gradienten an Rot-Buche und Stiel-Eiche eine stärkere Wachstumsabhängigkeit mit zunehmender Kontinentalität unter einer höheren Trockenstressbelastung. Für die Rot-Buche stellen sie insgesamt eine zunehmend höhere Varianz der Radialzuwächse fest, die sie mit den ansteigenden Temperaturen und der



zunehmenden Klimavariabilität in Verbindung bringen. Das eher ausgeglichene Wachstum der Stiel-Eiche sehen sie unter diesen Bedingungen als vorteilhaft an.



Wet conditions		Dry conditions	
PDSI value	PDSI category	PDSI value	PDSI category
Above 4.00	Extreme wet spell	Below - 4.00	Extreme drought
3.00 to 3.99	Severe wet spell	-3.00 to -3.99	Severe drought
2.00 to 2.99	Moderate wet spell	-2.00 to -2.99	Moderate drought
1.00 to 1.99	Mild wet spell	-1.00 to -1.99	Mild drought
0.50 to 0.99	Incipient wet spell	-0.50 to -0.49	Incipient drought

Abbildung 5.2: Mittlerer scPDSI für Dresden (51°00N, 13°45'E bis 51°02N, 13°53'E) (orange Linien) der vier Quartale im Zeitraum 1901 bis 2002 mit dem jeweiligen 31-jährigen gleitenden Mittel. In der Tabelle sind die PDSI-Werte nach WELLS et al. (2004) definiert. Werte des PDSI zwischen 0.49 und -0.49 beschreiben normale Witterungsbedingungen.

Auch die Ergebnisse der Untersuchung der Stabilität des Klima-Zuwachs-Verhaltens in der vorliegenden Studie machen Unterschiede des klimatischen Reaktionspotentials zwischen den Arten sichtbar. Mit Ausnahme für FsyFRI kann eine mittlere bis stark zunehmende Beeinflussung der Wachstumsmuster von *F. sylvatica* besonders durch die Temperaturen und Niederschläge im Juni und April im aktuellen Jahr ermittelt werden. Besonders drastisch ist diese Entwicklung für die Stadtbäume. Dagegen ist für die Mehrzahl der Standorte eine

abnehmende Korrelation zum scPDSI im aktuellen Juli und August zu beobachten. Für die trockenen und frischen bis feuchten Waldstandorte zeigen sich nur geringe Veränderungen der Korrelation zum scPDSI. Durch die Bachläufe ist eine vergleichsweise bessere Wasserversorgung der Bäume gewährleistet und daher der Zusammenhang zum scPDSI nur schwach ausgeprägt. Die Korrelationen zwischen Klima und Zuwachs sind für die trockenen Waldstandorte bereits seit mehr als fünf Jahrzehnten sehr eng. Dagegen entwickelt sich ein signifikanter Einfluss des Klimas auf den Zuwachs auf den urbanen Standorten erst in den drei letzten Jahrzehnten. Die altersbedingte Verschiebung der Kohlenstofffestlegung, vor allem zugunsten der Fortpflanzung (Mast) (GENET et al. (2010), kann zu einer veränderten Klimaabhängigkeit im Sommer und im Herbst des Vorjahres für die Rot-Buche beitragen. So führen die altersbedingt häufigeren Mastjahre zu einer Verminderung des potentiellen Assimilatanteils für die Reservestoffeinlagerung. Auch GRUNDMANN (2009) findet zunehmend stärkere Zusammenhänge für den Vorjahressommer und -herbst zwischen Wachstum und Temperatur sowie Niederschlag auf Buchenstandorten in Südschweden und im Harz, die sie jedoch vor allem mit einer Zunahme der Trockenstressempfindlichkeit in Verbindung bringt.

Bei *Q. robur subsp. sessiliflora* und *Q. rubra* konzentrieren sich die Trendänderungen auf die Apriltemperaturen. Beide Arten dieser Gattung reagieren vermehrt auf die Temperaturen von Juli bis September des Vorjahres. Auf den Standorten der Rot-Eichen mit dem geringsten Versiegelungsgrad (QruSTU, QruKKP) nehmen der Niederschlagseinfluss in der aktuellen Vegetationsperiode und die Korrelation zum scPDSI vom Vorjahresoktober bis in den aktuellen August stark zu. Aber auch für die urbanen Trauben-Eichen auf dem stark versiegelten Standort (QrsWSC) zeigt sich eine zunehmende Abhängigkeit von den Niederschlägen im Mai. GENET et al. (2010) stellen für *Q. robur subsp. sessiliflora* ein stabiles Verhältnis der Kohlenstoffallokation für Speicherung, Fortpflanzung und Wachstum über das Alter fest. Dies lässt die Vermutung zu, dass die Dynamik der Korrelationen zur Witterung des Vorjahres und im aktuellen April vor allem durch höhere Temperaturen und ansteigender Trockenheit hervorgerufen wurde. Höhere Apriltemperaturen führen jedoch grundsätzlich für alle Baumarten zu einem frühzeitigeren Einsetzen der kambialen Aktivität und einem zeitigen Blattaustrieb.

Bei *A. platanoides* und *A. pseudoplatanus* konnte eine verstärkte Abhängigkeit des Radialzuwachses von der Temperatur im Juni beobachtet werden. Auch die Bedeutung der Niederschläge im Juni für den Zuwachs des Spitz-Ahorns nimmt zu. Dagegen zeigt der Berg-Ahorn hier abnehmende Korrelationen. Für den Spitz-Ahorn erfährt das Niederschlagsregime im Vorjahreseptember und für den Berg-Ahorn das im Vorjahresoktober eine zunehmende Bedeutung.

Für den Spitz- und den Berg-Ahorn zeigt sich auf den stark versiegelten Standorten (AplLIL, ApsSAC) eine Zunahme der Korrelation zum scPDSI. Dagegen ist für die Rot-Eiche auf ähnlich stark versiegelten Standorten (QruROB, QruZSC) eine Abnahme der Korrelation zu beobachten. Die Ursache kann in der besonders unter versiegelten Oberflächen unterschiedlichen Ausprägung der Wurzelsysteme liegen. Die Rot-Eiche verfügt über ein sehr intensives Wurzelsystem mit ausgeprägten Vertikal- und Diagonalwurzeln (BAUER, 1953; SANDER, 1990; TRAUBOTH, 2004). Dies ist auf versiegelten Flächen von besonderer Bedeutung, da dort Bodenwasservorräte durch eine vergleichsweise bessere Tiefendurchwurzelung intensiver ausgeschöpft werden können und so zu einer Pufferung der zunehmenden Trockenheit beitragen. Dagegen reagiert der Ahorn mit deutlichen Wachstumsrückgängen auf verdichteten Böden mit Sauerstoffmangel und bildet dort bevorzugt ein oberflächennahes Wurzelsystem aus (KÖSTLER et al., 1968). Ein schnelleres Absinken des Bodenwassergehaltes in den oberen Horizonten wurde auf den lehmigen Standorten der Lilienthalstraße, der Robert-Berndt-Straße und der Sachsenwerkstraße in der vorliegenden Untersuchung beobachtet. Die bereits einsetzende Häufung von Trockenperioden führt somit für die Ahorne und die urbanen Rot-Buchen zu einem vermehrten Austrocknen der vorrangig oberflächennah ausgebildeten Feinwurzelsysteme (KÖSTLER, et al., 1968) und folglich zu verminderten Zuwächsen. Dies deutet auf Probleme der Rot-Buche und des Berg-Ahorns unter zukünftig noch zunehmender Trockenheit hin und steht im Einklang mit einer zunehmenden Abhängigkeit vom Witterungsgeschehen.

*T. cordata* und *T. platyphyllos* zeigen im Gegensatz zu den zuvor beschriebenen Baumarten ein heterogenes Reaktionsverhalten. Ein zunehmender Einfluss durch die Niederschläge des Vorjahreseptembers und zusätzlich im Juni im aktuellen Jahr auf den beiden Standorten der Sommer-Linde lässt sich als Antwort auf die rückgängigen Niederschläge interpretieren. Außerdem zeichnen sich engere Zusammenhänge zwischen dem Zuwachs und den

Temperaturen von Juli bis September des Vorjahres auf dem Waldstandort der Winter-Linde ab, was ebenso für die Sommer-Linde auf einem Standort mittlerer Porosität beobachtet wurde. Für alle urbanen Standorte konnten rückgängige Korrelationen zum scPDSI bis ins Jahr 2002 ermittelt werden. Messungen der Blattleitfähigkeit, des Blattwasserpotentials und Saftflussmessungen von KÖCHER et al. (2009) belegen einen starken Einfluss von atmosphärischer und edaphischer Trockenheit auf die physiologische Reaktion der Winter- und Sommer-Linden. Zudem reagieren Linden mit deutlich reduzierten Saftflussraten in Trockenperioden (SCHERRER et al., 2011). LEUZINGER et al. (2005) beschreiben für *T. platyphyllos* eine sehr sensitive Reaktion auf Trockenheit.

Die Schnittmaßnahmen für die Linden setzten erst ab dem Jahr 2006 ein und können daher als Ursache für Zuwachseinbrüche ausgeschlossen werden. Vor dem Jahr 1991 bestand auf der Krippener Straße eine sehr starke Wachstumsabhängigkeit vom Wasserangebot (scPDSI) mit Korrelationskoeffizienten bis zu 0,55, die 1991 abrupt endet. Hier können eine vermehrt einsetzende Bautätigkeit nach 1991 mit Eingriffen ins Abwassernetz oder Leitungsverlegungen als Ursache genannt werden.

Für *P. communis* ist von Bedeutung, dass sich die positiven Korrelationen zur Temperatur im aktuellen August für den schwach versiegelten Standort der Nussallee nun auch auf den beiden stark versiegelten Standorten zeigen. KANG et al. (2003) beobachten für *P. communis* eine stark verminderte Transpiration unter Bodentrockenheit, die sich in der Folge in einer geringeren Fruchtanzahl äußert. Demnach beeinträchtigen höhere Augusttemperaturen im aktuellen Jahr die Fruktifikation negativ (MITCHELL et al., 1986), so dass Assimilate verstärkt für den Zuwachs genutzt werden können. Für den Standort Nussallee könnte zusätzlich die bereits erwähnte Bewässerung auf den angrenzenden Feldern eine Rolle spielen.

Für *P. x hispanica* wurden rückgängige Niederschlagseinflüsse im September des Vorjahres und im Juni des aktuellen Jahres festgestellt. Der Temperatureinfluss des Vorjahres bleibt stabil und verringert im Februar des aktuellen Jahres. Die Korrelation zum scPDSI im Vorjahressommer und -herbst nimmt zu und verringert sich im aktuellen Sommer. Dennoch kann für die Baumart über die Zeit ein relativ stabiles Klima-Zuwachs-Verhalten festgehalten werden. Gerade der Vergleich zur Dynamik des Klima-Zuwachs-Verhaltens von *A. platanoides* (LIL, SAC), *A. pseudoplatanus* (SAC) und *Q. rubra* (ROB) der unmittelbar angrenzenden Straßenbaumstandorte unterstreicht diese Feststellung. Die milderen

Februartemperaturen der letzten Jahrzehnte wirken sich in geringeren Frostschäden für die wärmeliebende Baumart und demnach förderlich für das Wachstum aus (CEDRO & NOWAK, 2006).

Für die Beurteilung der Trockenheitsempfindlichkeit sind neben der Interpretation der Klima-Zuwachs-Relationen und deren Veränderungen die Wachstumstrends ein wichtiges Hilfsmittel. Die Rot- und Trauben-Eichen sowie die Ahornblättrige Platane zeigen in den letzten zwei Dekaden eine relativ gleichbleibende Zuwachsleistung. Dagegen finden sich für die Rot-Buchen, die Kultur-Birnen, die Winter- und Sommer-Linden stärkere Rückgänge sowie mäßige für den Spitz- und Berg-Ahorn. Die zunehmende Korrelation mit den Witterungsparametern kann zusammen mit den Zuwachsrückgängen der letzten zwei Dekaden für die Rot-Buchen und für die Linden als eine Zunahme der Trockenheitsempfindlichkeit gewertet werden. Für die Rot-Buche steht diese Schlussfolgerung im Einklang mit DI FILIPO et al. (2007), die für Tieflandstandorte der Rot-Buche zukünftig Probleme aufgrund höherer Temperaturen und rückgängiger Niederschläge vermuten. Für Obstbäume ist bekannt, dass sich veränderte Bodenbedingungen, Nährstoffungleichgewichte und Pathogene sehr stark im Wachstum manifestieren (MERWIN & STILES, 1994). So können neben den Klimaveränderungen das intensive Auftreten des Birnengitterrostes (JUHÁSOVÁ & PRASLIKA, 2002) und ein verändertes Pflegeregime nach 1990 Ursachen für die starken Wachstumsrückgänge und die veränderten Klima-Zuwachs-Relationen der Kultur-Birne sein. Dagegen kann der Anstieg der Klimasensitivität der Rot-Eiche und der Trauben-Eiche als eine Anpassung interpretiert werden, da beide Arten die Zuwachsleistung weniger stark vermindern und als vergleichsweise trockentolerant eingestuft werden (ABRAMS, 1990; BRÉDA et al., 1993, 1995; EPRON et al., 1993; COCHARD et al., 1996; TARDIF & CONCIATORI, 2006 a, b; GENET et al., 2010). Auch die relativ gleichbleibend hohen Zuwächse der Ahornblättrigen Platane und die Stabilität der Klimaantwort in den Jahrringmustern auf die Klimaänderungen für diese Baumart deuten auf ein hohes Adaptionpotential unter trockenen und wärmeren Witterungsverhältnissen hin (SJÖMAN & NIELSEN, 2010; SJÖMAN et al., 2012). Die stark ansteigenden Korrelationen des Berg-Ahorns vor allem zum scPDSI können im Vergleich mit dem Spitz-Ahorn als ein Hinweis für ein geringeres Adaptionpotential gegenüber Trockenheit interpretiert werden (ELLENBERG & LEUSCHNER, 2010). Auch BÄHRING (2010) konnte für den Berg-Ahorn eine

engere Korrelation zur Temperatur und zu den Frühjahrsniederschlägen über die letzten Dekaden des 20. Jahrhunderts für den Leipziger Auwald belegen.

### **5.3.3 Reaktion der Baumarten auf stark unter- und überdurchschnittliche Witterungsbedingungen**

SCHWEINGRUBER (1983) und SCHWEINGRUBER et al. (1990) postulieren die artspezifische Bedeutung von Weiserjehranalysen im Hinblick auf die Häufigkeit und die Ursachen ihres Auftretens. Auch in der vorliegenden Arbeit zeigen sich im Vergleichszeitraum von 1920 bis 2007 Unterschiede in der Anzahl, im Verhältnis von positiven zu negativen Weiserjahren und in der Häufigkeit der Weiserjahre. Damit wird eine Klassifizierung des Reaktionspotentials während stark vom Durchschnitt abweichender Witterungsbedingungen einzelner Jahre erleichtert.

Weiserjehranalysen im europäischen Raum konzentrieren sich vorrangig auf die Baumarten *Fagus sylvatica* (BONN, 1998; PIOVESAN et al., 2003; NEUWIRTH et al., 2007; GRUNDMANN, 2009; SCHARNWEBER et al., 2011), *Q. robur* subsp. *robur* (DROBYSHEV et al., 2008; ANDERSSON et al., 2011; SCHARNWEBER et al., 2011), *Q. robur* subsp. *sessiliflora* (BONN, 1998; NEUWIRTH et al., 2007) und auf Nadelbäume wie *Picea abies* und *Pinus sylvestris* var *sylvestris* (NEUWIRTH et al., 2007). Vergleichswerte für die Gattungen *Acer*, *Platanus*, *Pyrus* und *Tilia* liegen nicht vor. Insgesamt finden sich in der Literatur die markanten Weiserjahre 1934, 1954, 1963, 1964, 1976, 1983, 1993, 2000 (SCHARNWEBER et al., 2011) für den ostdeutschen Raum für eine Vielzahl der Standorte und Arten in der vorliegenden Untersuchung. Obwohl NEUWIRTH et al. (2007) eine regional differenzierte Ausprägung von positiven und negativen Weiserjahren für den süddeutschen, norddeutschen und ostdeutschen Raum feststellen, stimmen die meisten der negativen Weiserjahre für Ost- und Süd-Deutschland und teilweise auch für Norddeutschland im Zeitraum 1920 bis 1971 häufig mit denen der vorliegenden Untersuchung überein. Die überregional bis europaweit registrierten besonders starken Zuwachsrückgänge der trockenen Jahre 1934, 1947, 1964 und 1976 (BRIDGE et al., 1996; LEBOURGEOIS et al., 2004, 2010; MICHELOT et al., 2012) zeigen sich auch in dieser Arbeit. Für die positiven Weiserjahre finden sich weniger Übereinstimmungen im europäischen Vergleich. Dies könnte in der stärkeren räumlichen Variabilität der Niederschläge, z. B. durch die Höhenlage und die Windrichtung, und in den regional

unterschiedlichen Bodenverhältnissen begründet sein, die sich in regenreichen Perioden stärker bemerkbar machen. BRÉDA & BADEAU (2008) konnten die Bedeutung von Bodenwasserdefiziten für die Weiserjahrausbildung nachweisen und finden im Weiserjahr 1969 mit den geringsten Wasserdefiziten in der Periode 1964 bis 1994 den stärksten Zuwachs.

Für den Borsberg wurde die höchste Anzahl an Weiserjahren registriert, was durch die höhere Wachstumssensitivität der Arten auf Trockenstandorten bzw. in trockeneren Regionen begründet werden kann (SCHWEINGRUBER, 1983; BONN, 1998; SCHARNWEBER et al., 2011). Für 15 permanente Probestellen der Rot-Buche in Frankreich können LEBOURGEOIS et al. (2005) einen sehr engen Zusammenhang zwischen dem Bodenwassergehalt, der mittleren Sensitivität und der Anzahl der Weiserjahre nachweisen. Auch zeigen sich grundsätzlich häufiger Weiserjahre für sensitiv reagierende Chronologien (BRÉDA & BADEAU, 2008). Für eine Abhängigkeit der Anzahl der Weiserjahre von der mittleren Porosität lassen sich keine eindeutigen Belege aufführen.

Die Ursachen für die Weiserjahrbildung lassen sich mit den Temperatur- und Niederschlagsverhältnissen der betreffenden Jahre und teilweise der jeweiligen Vorjahre sehr gut erklären und bestätigen die Ergebnisse der Klima-Zuwachs-Relationen. So spiegeln sich mehrwöchige Trockenperioden oder überdurchschnittlich feuchte und milde Witterungsbedingungen von März bis Juli im aktuellen Jahr für alle Baumarten am stärksten in einem verminderten bzw. überdurchschnittlichen Zuwachs wieder (BRIDGE et al., 1996; DITTMAR et al., 2003; NEUWIRTH, 2004; LEBOURGEOIS et al., 2005; DITTMAR & ELLING, 2007; NEUWIRTH et al., 2007; SCHARNWEBER et al., 2011). Darüber hinaus ist eine optimale Reservestoffeinlagerung im Vorjahressommer und -herbst durch milde Temperaturen und überdurchschnittliche Niederschläge für die Ausbildung eines positiven Weiserjahres im Folgejahr förderlich (SCHWEINGRUBER, 1983; SCHWEINGRUBER et al., 1990; GRUNDMANN, 2009).

Neben diesen klimatisch induzierten Weiserjahren lassen sich für die Baumarten noch Mastjahre, Spätfröste und für die Stadtbäume Schnitt- und Baumaßnahmen auflisten, die zu negativen Weiserjahren führen können. Während der Einfluss von Trockenheit im Vorjahressommer auf die Blütenknospenbildung für die Rot-Buche als belegt gilt (INNES,

1994; PIOVESAN & ADAMS, 2001; ÖVERGAARD et al., 2007), zeigen Eichen für ihre Blütenknospenbildung eine geringere Abhängigkeit von der Witterung im Vorjahr (ABRAHAMSON & LAYNE, 2003; PEREZ-RAMOS et al., 2010). Die Eichen-Mast ist dagegen stark durch die Witterungsbedingungen und hier vor allem die Wasserverfügbarkeit im Frühjahr und im Sommer im Jahr der Mast bestimmt (PEREZ-RAMOS et al., 2010). Bei *Fagus*, *Quercus* und *Tilia* ist im Mastjahr vor allem eine kühle und feuchte Witterung für die Quantität der Mast ausschlaggebend (ABETZ, 1988; PIOVESAN & ADAMS, 2001; ABRAHAMSON & LAYNE, 2003; PEREZ-RAMOS et al., 2010), allerdings mit dem Resultat einer verringerten Jahrringbreite. Die Quantität der Fruktifikation des Berg-Ahorns scheint dagegen relativ unbeeinflusst von der Temperatur zu sein (PIGOTT & WARR, 1989; MUND et al., 2010). Markante Vollmasten der Rot-Buche in Sachsen wurden in den Jahren 1992, 1995, 2003, 2004 und 2006 registriert (SMUL, 2008). Die Weiserjahre 1992 und 1995 für Rot-Buche (FsyPRI, FsyWSC) können deshalb ursächlich auf die verstärkte Mast zurückgeführt werden. Im Obstbau ist bekannt, dass ein starker Fruchtbehang mit einem sehr geringen Fruchtertrag im Folgejahr verbunden ist („Alternanz“). Für die Kultur-Birne können das Zuwachsverhalten und die hohe Anzahl der Weiserjahre auf diesen meist zweijährigen Rhythmus bei Obstbäumen zurückgeführt werden (SEEHUBER et al., 2011). Negative Weiserjahre der Eichen während der Vollmasten der Jahre 2005 bis 2008 wurden nicht gefunden (SMUL, 2008). Von 1993 bis 1997 wurden in Sachsen starke Blattverluste durch den Eichenwickler und Frostspanner registriert (SMUL, 2008). Mit Ausnahme des negativen Weiserjahres 1993 liegen für die Eichen jedoch keine der weiteren negativen Weiserjahre in dieser Periode. In Übereinstimmung mit MORECROFT et al. (2008) finden sich für den Berg-Ahorn gegenüber *Quercus* stärkere Zuwachsrückgänge in Trockenjahren.

Selbst wenn keine sichtbaren Schäden an Blättern und Trieben feststellbar sind, so führen Spätfröste dennoch zu einer Beeinträchtigung der kambialen Mobilisierung und der Jahrringbildung im Frühjahr mit der Folge eines geringeren Wachstums (COCHARD et al., 2001). Spätfröste, die charakterisiert sind durch Temperaturen unter 0 °C, die noch nach dem 15.04. auftreten, wurden in den Jahren 1929, 1955, 1956, 1973, 1976, 1978, 1984, 1985 sowie 1986 aufgezeichnet und können zur Induktion der negativen Weiserjahre auf einigen Standorten beigetragen haben. Allerdings wurden einzig für das Jahr 1986 Ende April Temperaturen unter -4 °C gefunden, die im Allgemeinen mit einer Schädigung der Triebe



und Blätter nach dem Austrieb einhergehen (DITTMAR et al., 2006). In diesem Jahr konnte jedoch nur im Jahrringbild der Kultur-Birne ein negatives Weiserjahr festgestellt werden.

ORWIG & ABRAMS (1997) nutzen die Superposed Epoch Analysis für eine vergleichende Untersuchung des Reaktionsverhaltens gegenüber Trockenheit zwischen ober- und unterständigen Bäumen sechs nordamerikanischer Baumarten. Im Ergebnis reduzieren die unterständigen Bäume ihren Radialzuwachs in Trockenjahren stärker. Diese Ergebnisse bestätigen sich für *Pinus nigra* auf mediterranen Standorten (MARTÍN-BENITO et al., 2008). Zuwachsrückgänge aufgrund der sozialen Stellung können in der vorliegenden Arbeit ausgeschlossen werden, da alle untersuchten Bäume der Kraft'schen Klasse 1 und 2 angehören und der Gesichtspunkt des Konkurrenzgefüges für die Reihenpflanzungen der Stadtbäume vernachlässigt werden kann. HE et al. (2005) erreichen durch die Anwendung einer SEA eine Identifikation der baumartenspezifischen Antworten auf Trockenheit nordamerikanischer *Betula spec.* und *Acer spec.* während SCHARNWEBER et al. (2011) dies für *F. sylvatica* und *Q. robur* subsp. *robur* vornahmen.

Aus den Weiserjahrmustern und den SEA lassen sich sehr gut zwei Hauptgruppen von Baumarten differenzieren. In die trockenheitsempfindliche Gruppe können hauptsächlich die Baumarten *F. sylvatica* und *A. pseudoplatanus* und an zweiter Stelle *A. platanoides* eingeordnet werden. Zum einen zeigen sich hier starke Wachstumsrückgänge in Trockenjahren durch die SEA, vorrangig bei Berg-Ahorn und Rot-Buche, und zum anderen häufiger eine höhere Anzahl trockenheitsinduzierter negativer Weiserjahre. Auch die ansteigende Frequenz der Weiserjahre seit dem Jahr 1990 kann als Beleg für eine zunehmende Trockenheitsempfindlichkeit gewertet werden. Ein Trend hinsichtlich der Stärke der Weiserjahre, z. B. eine Zunahme der extrem negativen Weiserjahre, zeichnet sich jedoch nicht ab.

Dieser Gruppe stehen die Baumarten *P. x hispanica*, *Q. robur* subsp. *sessiflora* und *Q. rubra* mit einem eher unempfindlichen Verhalten gegenüber. Mit Ausnahme für *P. x hispanica* zeigen zwar auch diese Baumarten teilweise signifikante Zuwachsrückgänge in den Trockenjahren, jedoch fallen diese geringer aus als für die sensitiv reagierende Gruppe. Zudem liegt das Verhältnis von positiven zu negativen Weiserjahren häufiger auf der Seite der Positiven oder ist ausgeglichen. Die Frequenz der Weiserjahre bleibt über die Zeit gleich oder nimmt ab (*Q. rubra*). Für die Rot-Eichen zeigen die Ergebnisse zusätzlich noch einen

Trend auf: von starken und extremen Weiserjahren in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts hin zu schwachen Weiserjahren am Ende des Jahrhunderts. Im östlichen Brandenburg zeigen Rot-Buchen eine höhere Anzahl negativer Weiserjahre als die Trauben-Eichen und für beide Baumarten zeigt sich eine zunehmende Anzahl auf östlicheren Standorten (SCHARNWEBER et al., 2011). Vergleichsweise mehr negative Weiserjahre für die Rot-Buchen als für die Trauben- und die Rot-Eichen wurden auch in der vorliegenden Arbeit gefunden.

Eine entsprechende Einordnung von *T. cordata* und *T. platyphyllos* sowie *P. communis* anhand der Weiserjahranalysen und der SEA lässt sich nicht so eindeutig vornehmen. Zwar zeigt auch die Kultur-Birne eine zunehmende Frequenz von Weiserjahren, jedoch ist dies mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die arttypischen Ursachen wie eine zunehmende Fruktifikation zurückzuführen. Zumindest die Einschätzung der Winter-Linde als teilweise trockenheitssensitive Art (KÖCHER et al., 2009) stimmt mit den starken Zuwachsrückgängen in Trockenjahren auf dem Borsberg, nachgewiesen durch die Weiserjahranalysen und durch die SEA, überein.

#### **5.3.4 Beurteilung der Hypothese II zum Klima-Zuwachs-Verhalten und zur Klimasensitivität unter zunehmender Trockenheit**

- *Die klimatische Zuwachssteuerung von Stadtbäumen ist gering.*

Im Vergleich der Baumarten *F. sylvatica*, *Q. robur* subsp. *sessiliflora*, *Q. rubra* und *T. cordata* des trockenen Waldstandortes mit den urbanen Bäumen lässt sich eine geringere klimatische Zuwachssteuerung für die Stadtbäume bestätigen. Jedoch zeigt *F. sylvatica* auf den urbanen Standorten mit einer geringen Porosität und einer hohen Versiegelung eine ausgeprägtere Klimaabhängigkeit als auf den frischen bis feuchten Waldstandorten.

- *Trotzdem finden sich markante artspezifische Veränderungen der Klimasensitivität, die mit den ansteigenden Temperaturen erklärt werden können.*

Für alle Arten und Standorte zeigen sich Veränderungen des Klima-Zuwachs-Verhaltens über die Zeit, die jedoch nicht eindeutig auf die ansteigenden Temperaturen zurückgeführt werden können.

- *Trockentolerante Arten lassen eine geringere Anzahl von Weiserjahren und geringere Wachstumsrückgänge in niederschlagsarmen, heißen Jahren erkennen.*

Die Klassifikation anhand der Jahrringmuster ermöglichte eine Segregation in eine trockenheitsempfindliche Gruppe (*F. sylvatica*, *A. pseudoplatanus*, *A. platanooides*) und eine trockenheitsunempfindliche Gruppe (*Platanus x hispanica*, *Q. robur* subsp. *sessiliflora*, *Q. rubra*). Eine eindeutige Zuordnung anhand der Weiserjahrenanalysen und der SEA von *T. cordata* und *T. platyphyllos* sowie *P. communis* war nicht möglich. Es ist jedoch eine Mittelstellung zwischen den beiden Gruppen anzunehmen.

## **5.4 Gaswechsel**

### **5.4.1 Gasaustausch und Wasserhaushalt unter Trockenheit**

Gehölze unterscheiden sich sehr stark in ihrer Fähigkeit, Trockenheit zu ertragen oder zu tolerieren, und haben im Laufe der Evolution die verschiedensten Anpassungsmechanismen an Hitze- und Trockenstress entwickelt. Wichtige Merkmale einer möglichen Trockenstressanpassung von Pflanzen sind sichtbare morphologische Kennzeichen, wie z. B. kleine Blattflächen zur Einschränkung von Wasserverlusten (Mikrophyllie) (LÖSCH, 2001). ROLOFF et al. (2010) belegen für einige Arten der Klima-Arten-Matrix (ROLOFF et al., 2009), dass sich durch das Vorhandensein eines morphologisch-anatomischen Parameters noch nicht auf eine entsprechende Trockentoleranz schließen lässt. Die Autoren unterstreichen vielmehr die Bedeutung von physiologischen Messmethoden zur Trockenstressklassifikation. Alle physiologischen, morphologischen und anatomischen Parameter zur Anpassung an Trockenheit zielen letztendlich entweder auf die Vermeidung oder die Toleranz einer Dehydration ab (LARCHER, 2001; KOZLOWSKI & PALLARDY, 2002). Unter Lichtsättigung führt eine Temperaturerhöhung bzw. ein Rückgang der Luftfeuchtigkeit zunächst zu einem Anstieg der stomatären Leitfähigkeit und der Transpiration bis zu einem artabhängigen Maximum (LYR et al., 1992). Wird dieses Maximum überschritten, führen eine weitere Temperaturerhöhung und Minderungen der Luftfeuchtigkeit zu Hitzestress und Wassermangel für die Pflanze. Die stomatäre Regulierung kann als das zentrale Element betrachtet werden, diesem Witterungsstress entgegenzuwirken. Dabei lassen sich drei

wesentliche Funktionen mit unterschiedlicher witterungsabhängiger Bedeutung eingrenzen (JONES, 1998): Generell werden über die Änderung der stomatären Durchlässigkeit die Kohlenstoffaufnahme und die Wasserdampfabgabe reguliert. Daneben wird durch die Stomata-Aktivität die Transpirationskühlung beeinflusst, die besonders für die Temperaturregulation des Blattes unter hohen Temperaturen bedeutend ist (MATYSSEK et al., 2010). Die dritte hier zu nennende Funktion ist, das Blattwasserpotential über dem artspezifischen Limit für eine Kavitation zu halten (TYREE & SPERRY, 1989). In sommerlichen Trockenperioden können hohe Temperaturen mit geringer Luftfeuchtigkeit über Tage und Wochen andauern. In diesen Perioden muss die Pflanze verstärkt auf die Wasservorräte des Bodens zurückgreifen, die stark vom Grob- und Feinporenanteil abhängig sind (WESSOLEK & FACKLAM, 1997; BLUME, 2000). Unter Lufttrockenheit können auf gut wasserversorgten Standorten auch trockenheitssensitiv reagierende Baumarten noch ohne Einschränkungen transpirieren (LYR et al., 1992). Wie schon in Kap. 5.1.1 besprochen wurde, resultiert daraus das methodische Problem der Nicht-Vergleichbarkeit von Standorten unterschiedlicher Wasserversorgung, erweitert um den tagesperiodischen Anstieg und Abfall der mikroklimatischen Parameter der umgebenden Atmosphäre und um die damit einhergehende Varianz des Gaswechsels (VON WILLERT et al., 1995; LÖSCH, 2001; KOZLOWSKI & PALLARDY, 2002). Durch die Standardisierung der Messmethoden und durch die Aufnahme der Bodenfeuchte ließen sich diese Probleme weitgehend ausschließen. Damit können die spezifischen Klimaansprüche und das spezifische Leistungsvermögen der Baumarten im urbanen Raum sowie die Auswirkungen von Temperatur- und Wasserstress auf die Stadtbaumarten verglichen werden.

#### **5.4.2 Charakteristischer Gasaustausch der Baumarten im urbanen Raum**

Im Folgenden sollen die physiologischen Ergebnisse zunächst mit den Messwerten aus der Literatur für Waldstandorte abgeglichen werden, um Rückschlüsse auf das spezifische Reaktionspotential der urbanen Straßenbaumstandorte zu ziehen. Für die Lichtblätter der sommergrünen Laubbäume der gemäßigten Klimazonen werden mittlere maximale stomatäre Leitfähigkeiten ( $g_s$ ) von  $50 - 250 \text{ mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ , mittlere maximale Transpirationsraten ( $E$ ) von 1,2 für Schattholzarten bzw.  $3,7 \text{ mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  für Lichtholzarten und mittlere Höchstwerte der Netto-Photosyntheserate (NP) von  $10 - 15 \text{ } \mu\text{mol mmol}^{-1}$  angegeben

(LACHER, 2001). Im Nationalpark Hainich wurden im Jahr 2006 für die Blätter der Sonnenkronen fünf einheimischer Baumarten maximale  $g_s$  von  $150 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  (*A. pseudoplatanus*, *F. sylvatica*) bis über  $250 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  (*C. betulus*, *F. excelsior*, *T. cordata*) ermittelt (KÖCHER et al., 2010). Die niedrigsten Werte wurden vor allem im Zusammenhang mit niedrigen Werten des VPD gemessen und liegen bei ca.  $50 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  für *A. pseudoplatanus* und *C. betulus*, für die restlichen Baumarten sogar bei Minimalwerten von nur  $20 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ . Für Altbäume von *F. angustifolia*, *Q. robur* subsp. *robur* und *T. cordata* zeigen sich auf einem Auwaldstandort in der Tschechischen Republik Mittelwerte der  $g_s$  von  $180 - 380 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ , der E von  $1,24 - 2,16 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  und der NP von  $10,89 - 21,08 \text{ } \mu\text{mol mmol}^{-1}$  (KAZDA et al., 2000). Die  $g_s$  von *Q. rubra* auf einem Naturstandort in Michigan erreicht Werte von bis zu  $390 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  m und die NP bis zu  $11,18 \text{ } \mu\text{mol mmol}^{-1}$  (WEBER & GATES, 1990). In einem Mischbestand nahe Basel registrieren ZOTZ et al. (2005) für Messungen im Jahr 2003 mittlere Werte der lichtgesättigten NP von 10 (*T. platyphyllos*) bis  $18 \text{ } \mu\text{mol mmol}^{-1}$  (*Q. robur* subsp. *sessiliflora*). Obwohl sich die Witterungsbedingungen in den beiden Messjahren 2009 und 2010 durch eher durchschnittliche Temperaturen und überdurchschnittliche Regenmengen charakterisieren lassen und sich die atmosphärische Trockenstress-Belastung auf wenige Tage beschränkt, erreichen die maximalen Medianwerte unter Lichtsättigung in der vorliegenden Untersuchung für die Transpirationsrate nur  $1,25 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  (*P. x hispanica*), für die stomatäre Leitfähigkeit  $50 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  (*Q. rubra*) und für die Netto-Photosyntheserate  $4,3 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  (*P. x hispanica*, *Q. rubra*).

In dieser Gegenüberstellung wird damit ein sehr geringer Umsatz des Gaswechsels für die Stadtbäume im Vergleich zu den Waldbäumen sichtbar. Gerade für *Q. rubra* lassen sich dabei die relativ niedrigen Mittelwerte der Netto-Photosyntheserate von  $\sim 4 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  auch für Stadtbäume in Lincoln, Nebraska, durch entsprechend niedrige Werte wiederfinden, die im Vergleich zu Parkbäumen eine vierfach niedrigere Netto-Photosyntheserate aufweisen (CREGG & DIX, 2001). Für *Nerium oleander* weisen MUELLER & DAY (2004) einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Art der Oberflächenversiegelung und dem physiologischen Leistungsvermögen während der Sommermonate nach. Die höheren Oberflächentemperaturen über asphaltierten Flächen im Vergleich zu grasbedeckten Oberflächen bewirken höhere Temperaturen und ein höheres VPD. In Perioden

hochsommerlicher Witterung führt dies zu einer drastischen Reduktion der stomatären Leitfähigkeit, zu einer geringeren Netto-Photosyntheserate und zu einer schlechteren Wassernutzungseffizienz für die Individuen der asphaltversiegelten Fläche. Für diese Pflanzen äußert sich dies mittelfristig in niedrigen relativen Wachstumsraten, in einer geringen ober- und unterirdischen Biomasse, in einer geringen Blattfläche, aber auch in geringeren Pflanzhöhen (MUELLER & DAY, 2004). Aus dieser Studie bestätigt sich die Abhängigkeit der physiologischen Leistung von der Art und dem Anteil der Oberflächenversiegelung und von den spezifischen urbanen Mikroklimaten, die sich grundsätzlich in deutlich niedrigeren Gaswechselraten für Stadtbäume äußern (WHITLOW & BASSUK, 1986; KJELGREN & CLARK, 1992; KJELGREN & MONTAGUE, 1998; CREGG & DIX, 2001; MONTAGUE & KJELGREN, 2004; BARTENS et al., 2009). In den Sommermonaten erfahren urbane Straßenbäume mit versiegelten Parkstreifen unter den Kronen eine zusätzliche Hitzebelastung durch starke Rückstrahlungseffekte parkender Fahrzeuge (WHITLOW & BASSUK, 1986). In der vorliegenden Untersuchung können Rückstrahlungseffekte durch parkende Fahrzeuge unmittelbar unter der Krone des jeweiligen Messbaumes durch die Straßen-Absperrung während der Messungen jedoch ausgeschlossen werden.

Als weitere Ursache für geringe Gaswechselraten auf urbanen Standorten lassen sich Nährstoffmangel (KAZDA, et al., 2000; ALLEN et al., 2005; MATYSSEK et al., 2010), eine erhöhte Ozonbelastung (GÖTTLEIN et al., 2009) und eine erhöhte Salz- und Schwermetall-Konzentration aufführen (MEYER, 1982; PAUL et al., 1987; CRAUL, 1999; CEKSTERE et al. 2008, 2010). Zudem ist gerade während sommerlicher Hitzeperioden die Ozonkonzentration in Dresden sehr hoch (PAUSCH, 2011). Hohe Salzkonzentrationen führen zu starker osmotischer Bindung des Wassers im Boden und machen es für die Pflanzen schwerer verfügbar.

Eine typische Blockbebauung mit einer mittig angeordneten Straße führt zu einer höheren Windgeschwindigkeit (Tunneleffekt), aber auch zu einer höheren Hitzebelastung (MURAKAMI & MOCHIDA, (1989). In der Folge verringert sich die Luftfeuchtigkeit und bewirkt einen frühzeitigen Stomataschluss bei den dort wachsenden Straßenbäumen (KJELGREN & MONTAGUE, 1998; ROBERTS et al., 2006; LEUZINGER et al., 2010). Diese Hitze- und Windeffekte sind jedoch stark von der Höhe der umgebenden Gebäude und der

Gebäudeanordnung abhängig und davon, ob es sich um eine offene oder geschlossene Bebauung handelt (HALL et al., 1999; SMITH et al., 2001). Dabei ist ein geringerer Einfluss des Mikroklimas auf die Messwerte aus höheren Höhen zu erwarten, da sich die Rückstrahlungs- und Tunneleffekte sowie die Hitzebelastung mit zunehmenden Höhen über dem Bodenniveau abschwächen (ARNFIELD, 2003).

Für *P. x hispanica* und *T. x vulgaris* entstammen die physiologischen Daten aus Messhöhen von über 19 m (Tab. 5.1) und für *A. pseudoplatanus* durchschnittlich aus 13 m Höhe. Besonders die höheren mittleren Werte der externen Lufttemperatur außerhalb der Messküvette und die geringen relativen Luftfeuchten für *A. pseudoplatanus* können auf die vergleichsweise geringere Messhöhe zurückgeführt werden (Tab. 5.2). Dagegen unterscheiden sich die Messhöhen für *A. platanooides*, *T. platyphyllos* und *Q. rubra* nur unwesentlich.

**Tabelle 5.1: Stichprobenumfang (n), Medianwerte der Höhen und der Porosität für die Messbäume der physiologischen Erhebungen.**

Art	n	h [m]	Porosität
<i>A. platanooides</i>	5	16,2 ± 1,2	0,40 ± 0,11
<i>A. pseudoplatanus</i>	4	13,2 ± 2,2	0,35 ± 0,14
<i>P. x hispanica</i>	6	19,3 ± 4,0	0,35 ± 0,10
<i>Q. rubra</i>	3	15,9 ± 0,7	0,15 ± 0,03
<i>T. platyphyllos</i>	4	17,1 ± 1,2	0,50 ± 0,16
<i>T. x vulgaris</i>	1	19,4	0,52

Alle Straßenbaumstandorte, an denen physiologische Messungen durchgeführt wurden, lassen sich durch eine offene Blockbebauung kennzeichnen. Damit verringern sich die negativen Auswirkungen des Tunneleffektes und der Überhitzung (HALL et al., 1999; SMITH et al., 2001). Dennoch gibt es Unterschiede der Messstandorte hinsichtlich ihrer Gebäudedichten. Der Versiegelungsgrad und die Versiegelungsstufe, in die die umgebenden Gebäudedichten einfließen, zeigen für die Robert-Berndt-Straße, die Lilienthal- und die Sachsenwerkstraße eine höhere Gebäudedichte auf als für die Krippener Straße (vgl. Abb. 4.9). Höhere Gebäudedichten verursachen höhere Oberflächentemperaturen und eine stärkere Rückstrahlung (ARNFIELD, 2003). Aus den Angaben in Tabelle 5.1 zur mittleren Porosität geht hervor, dass die Baumstandorte von *Q. rubra* einen hohen Anteil versiegelter Bodenfläche mit einer geringen Porosität aufweisen. Daraus lässt sich auf nachteilige Effekte

für den Gasaustausch, das Wachstum und den Stoffumsatz von *Q. rubra* schließen (CREGG & DIX, 2001).

Unter ähnlichen edaphischen und atmosphärischen Bedingungen ist ein artspezifisches physiologisches Reaktionspotential zu erwarten (LARCHER, 2001; LEMOINE et al., 2001; KORN, 2004; STOKES et al., 2010; AASAMAA & SÖBER, 2011; FERRINI & BAIETTO, 2011). In Zeiten des Klimawandels kommt der systematischen Suche nach Pflanzenarten, die auf gleiche äußere Einflüsse ein unterschiedliches Reaktionsverhalten offenlegen, eine besondere Rolle zu (LARCHER, 2001, 2003). Trotzdem muss im Vergleich beachtet werden, dass das Photosynthesevermögen vom Blattaustrieb bis zum Blattfall einer Änderung unterworfen ist. Die Blätter von Pionierbaumarten, wie Birken und Pappeln, sind photosynthetisch sehr leistungsstark, mit dem Nachteil, dass sie diese hohe Leistung nur über eine kurze Zeit aufrecht erhalten können und fortlaufend neue Blätter bilden müssen (KOIKE, 1990; KOIKE et al., 2001). Im Gegensatz dazu ist für die Intermediär- und Klimax-Baumarten ein stabilerer Verlauf der Photosynthese über die Vegetationsperiode mit einem geringeren Leistungsvermögen zu beobachten (KOIKE, 1990; KOIKE et al., 2001). Die hier untersuchten Baumarten sind der Gruppe der Intermediär-Baumarten zuzuordnen. So zeigen sich erwartungsgemäß in der Trendentwicklung der physiologischen Parameter während der Sommermonate 2009 und 2010 nur geringe Änderungen im mittelfristigen Leistungsvermögen (vgl. Abb. 4.32 bis 4.36). Dieses relativ stabile Verhalten steht in Übereinstimmung mit physiologischen Untersuchungen an *Q. rubra* (MORECROFT et al., 2003) und *T. platyphyllos* bzw. *T. x vulgaris* (FINI et al., 2009).

Wenngleich sich nicht immer signifikante Unterschiede zwischen den Arten ergeben, so lassen sich doch für die Gesamtheit der Messungen *P. x hispanica* und *Q. rubra* durch hohe Werte der Transpirationsrate, stomatären Leitfähigkeit und der Netto-Photosyntheserate sowie die Ahorn- und Lindenarten durch niedrigere Werte charakterisieren. Im Jahr 2010 sind die Unterschiede zwischen der erstgenannten Gruppe und *T. platyphyllos* weniger stark. Eine hohe stomatäre Leitfähigkeit geht mit einer potentiell hohen Transpiration und Netto-Photosynthese einher (LÖSCH, 2001; LARCHER, 2003). Die geringeren stomatären Leitfähigkeiten für die Ahornarten können teilweise mit den höheren mittleren Lufttemperaturen und mit der niedrigeren mittleren Luftfeuchtigkeit während der Messungen begründet werden (Tab. 5.2). Bestätigt wird dies durch die signifikant höheren ALVPD-



Werte von *A. platanoides* und *Q. rubra*. Allerdings muss beachtet werden, dass die Blatttemperaturen für die beiden Ahornarten in der vorliegenden Untersuchung signifikant höher lagen als für die übrigen Arten (vgl. Tab. 5.2). Dementsprechend ergeben sich auch höhere Werte des ALVPD für die Ahorne (vgl. Abb. 4.41).

Bei mittleren Werten der Blatttemperatur von 35 °C von *A. platanoides* und *A. pseudoplatanus* ist zwar die Hitzegrenze der CO<sub>2</sub>-Aufnahme für sommergrüne Laubbäume von ca. 40 °C noch nicht erreicht, allerdings liegt dieser Bereich mehr als 10 K über dem Temperaturoptimum der Netto-Photosynthese für sommergrüne Laubbäume der gemäßigten Breiten (LARCHER, 2001)

**Tabelle 5.2:** Anzahl der Messungen (n) und T<sub>ext</sub> = Lufttemperatur außerhalb der Küvette, T<sub>leaf</sub> = Blatttemperatur, RH = relative Luftfeuchtigkeit, ALVPD = Air-to-Leaf-Vapor-Pressure-Deficit während der Messungen von ca. 08:00 bis 12:00 Uhr und von 14:00 bis 18:00 Uhr in den Jahren 2009 und 2010.

Art	n	T <sub>ext</sub> [°C]	T <sub>leaf</sub> [°C]	RH [%]	ALVPD [Pa kPa <sup>-1</sup> ]
<i>A. platanoides</i>	81	25,4 ± 3,5 ab	35,6 ± 2,9 a	46,1 ± 9,4 a	44,0 ± 11,2 a
<i>A. pseudoplatanus</i>	55	26,0 ± 3,3 a	34,9 ± 2,8 a	47,7 ± 9,7 ab	41,3 ± 10,9 a
<i>P. x hispanica</i>	79	24,9 ± 3,1 b	32,2 ± 2,6 b	53,5 ± 8,0 ab	33,2 ± 9,5 bc
<i>Q. rubra</i>	46	24,2 ± 3,2 bc	32,1 ± 2,9 b	51,5 ± 5,2 ab	34,1 ± 9,7 b
<i>T. platyphyllos</i>	72	23,2 ± 4,3 bc	31,3 ± 2,2 b	49,9 ± 7,6 ab	28,6 ± 7,4 c
<i>T. x vulgaris</i>	15	21,5 ± 2,4 c	30,7 ± 2,1 b	56,1 ± 5,1 b	28,6 ± 6,3 c

In der vorliegenden Untersuchung weisen die Baumarten signifikante Unterschiede im physiologischen Reaktionsverhalten auf, die auf Unterschiede in der Trockentoleranz, aber auch auf differierende Reaktionen auf die urbanen Standortgegebenheiten zurückgeführt werden können.

Unter standardisierten Bedingungen ( $\theta = 45$  Vol.-%,  $PPFD_{max} = 1.400 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ,  $T = 25$  °C) zeigt *A. platanoides* im Vergleich zu *T. cordata* und *Q. robur* subsp. *robur* stets eine niedrigere stomatäre Leitfähigkeit (AASAMAA & SÖBER, 2011 b). Besonders unter trockenen Bodenbedingungen ist für die Art eine vergleichsweise stärkere stomatäre Limitierung des Gaswechsels zu beobachten (AASAMAA & SÖBER, 2011 a, b). Die hochempfindliche stomatäre Regulierung und die starke Reduktion der Netto-Photosyntheserate und Transpirationsrate auf stark versiegelten Flächen können demnach als ursächlich für die relativ niedrigen physiologischen Kennwerte der Straßenbäume von *A. platanoides* betrachtet werden (KJELGREN & MONTAGUE, 1998). Auch hohes VPD äußert sich in einer starken Reduktion der Transpiration, der Netto-Photosynthese und der Saftflussdichte (BUSH et al.,

2008), was die Ergebnisse der vorliegenden Studie bestätigt. *A. platanoides* weist unter einer Außenluft-Temperatur von 25 °C auf Infrarotbildern eine bis zu 4 K höhere Oberflächentemperatur der Blätter auf (LEUZINGER et al., 2010). Generell weisen großblättrige Arten wie *A. platanoides* oder *Aesculus hippocastanum* höhere Blatttemperaturen auf. Dies führt besonders an heißen Sommertagen durch einen früheren Stomataschluss zu einer im Vergleich zu kleinblättrigen Arten geringeren Transpiration (LEUZINGER et al., 2010). Auch in dieser Untersuchung finden sich signifikant höhere Blatttemperaturen für *A. platanoides* und *A. pseudoplatanus* als für die übrigen Arten (vgl. Tab. 5.2). Die Temperaturdifferenz zwischen der konstanten Lufttemperatur in der Messküvette (25 °C) und der mittleren Blatttemperatur beträgt für *A. platanoides* mehr als 10 K, während es beispielsweise für *T. platyphyllos* lediglich 5 K sind.

Innerhalb der Gattung *Acer* bestehen jedoch große Unterschiede hinsichtlich des Licht- und Feuchtigkeitsanspruches, die sich stark in der WUE niederschlagen (KLOEPPPEL & ABRAMS, 1995; HANBA et al., 2002). Für die Verwendung der Art im urbanen Bereich sind die sortenabhängigen Unterschiede in der WUE besonders wichtig (FINI et al., 2009). So wurden für die Sorten von *A. platanoides* ‘Emerald Queen’ und ‘Deborah’ höhere mittlere Werte der WUE von 3,0  $\mu\text{mol mmol}^{-1}$  als für die Sorte ‘Summershade’ mit 2,7  $\mu\text{mol mmol}^{-1}$  ermittelt. Dabei stimmen die mittleren Werte der WUE in der vorliegenden Untersuchung für die Art eher mit denen der Sorte ‘Summershade’ überein, für die eine geringere Trockentoleranz ermittelt wurde (FINI et al., 2009). HEMERY et al. (2010) schlussfolgern für die zukünftige Verbreitung und Vitalität der Art kaum Einschränkungen durch zunehmende Trockenheit. Für die Verwendung von *A. platanoides* im urbanen Raum auf stark versiegelten Flächen muss dieser Einschätzung der Trockentoleranz widersprochen werden. Zum einen finden sich signifikant geringere Werte der WUE als für *Q. rubra* und *P. x hispanica*, zum anderen belegen die physiologischen Daten auch während der Parallelmessungen im saisonalen Verlauf und im Artvergleich unter atmosphärischer Trockenheit eine signifikant niedrigere Transpirationsrate und Netto-Photosyntheserate mit einer geringeren WUE.

Auch *A. pseudoplatanus* zeigt im Artvergleich für die Messungen 2009 und 2010 eine geringe WUE ( $\text{WUE}_{\text{max}} < 4,3 \mu\text{mol mmol}^{-1}$ ) mit ähnlich niedrigen Werten der stomatären Leitfähigkeit ( $g_{\text{smax}} < 55 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ), der Transpirationsrate ( $E_{\text{max}} < 1,8 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ) und der Netto-Photosyntheserate ( $\text{NP}_{\text{max}} < 5,8 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ) wie *A. platanoides*. Besonders in den

selektierten Trockenperioden reduziert *A. pseudoplatanus* seine stomatäre Leitfähigkeit sehr stark. MORECROFT et al. (2008) ermitteln für einen Waldstandort in Großbritannien im relativ trockenen Jahr 1996 eine maximale lichtgesättigte Netto-Photosyntheserate bis zu  $5 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  und im relativ feuchten Jahr 1999 Werte bis zu  $11 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ . Obwohl die Jahre 2009 und 2010 eher als durchschnittlich trocken zu bezeichnen sind (vgl. Abb. 3.2), wurden für *A. pseudoplatanus* in der vorliegenden Untersuchung vergleichbar niedrige maximale Netto-Photosyntheseraten wie in Trockenjahren aufgezeichnet. Unter aktuellen Witterungsbedingungen konnten an Lichtblättern in der Sonnenkrone von *A. pseudoplatanus* höhere mittlere Netto-Photosyntheseraten von  $4,9 - 5,8 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  und eine mittlere WUE von  $6,4 - 6,7 \mu\text{mol mmol}^{-1}$  gemessen werden (STOKES et al., 2010). LICHTENTHALER et al. (2007) ermitteln für Lichtblätter der Sonnenkronen sogar Werte der Netto-Photosyntheserate bis  $9,5 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ . Ein starkes Absinken des Bodenwassergehaltes führt für Sämlinge von *A. pseudoplatanus* zu starken Rückgängen der stomatären Leitfähigkeit bis zu einem vollständigen Stomataschluss nach tagelang anhaltender Trockenheit (KHALIL & GRACE, 1992). Als Ursache für dieses Verhalten kann die Verminderung der Wasseraufnahme durch die Wurzeln in Trockenperioden betrachtet werden. Bei einer Reduzierung des Bodenwassergehaltes schränken aber auch *F. sylvatica* und *T. platyphyllos* die Wasseraufnahme stark ein, während sie bei *F. excelsior* und *Q. robur* subsp. *robur* relativ gleich bleibt (KORN, 2004). Im Nationalpark Hainich wurde für die Art eine ähnlich hohe stomatäre Leitfähigkeit wie für *F. sylvatica* mit hohen mittleren Werten bis  $160 \text{mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  registriert, die sich mit zunehmender Bodentrockenheit aber auf  $100 \text{mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  verringert (KÖCHER et al., 2009). Ebenfalls im Nationalpark Hainich wurde im Sommer des Jahres 2001 bei PPFD von  $1.500 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  eine NP von  $12,5 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  (HÖLSCHER, 2004), und damit wiederum ein deutlich höherer Wert gemessen als für die hier untersuchten Stadtbäume. Die Bedeutung einer guten Wasserversorgung für die Vitalität von *A. pseudoplatanus* tritt in Messungen der Stammsaftflussdichten auf einer trockenen und einer feuchten Standortvariante noch einmal besonders hervor (SCHERRER et al., 2011). Dabei zeigen die Messungen deutlich höhere Saftflussdichten im Vergleich zu *F. excelsior*, *Q. robur* subsp. *sessiliflora*, *F. sylvatica*, *T. platyphyllos* und *P. avium* var. *avium*, die nach einer 22-tägigen Trockenperiode aber auch am stärksten reduziert werden. Im Ranking der Trockenheitsempfindlichkeit anhand von physiologischen Untersuchungen wird *A.*

*pseudoplatanus* als eine sehr trockenheitsempfindliche Art eingeordnet (KHALIL & GRACE, 1992; LICHTENTHALER et al., 2007; MORECROFT et al., 2008; KÖCHER et al., 2009; HEMERY et al. 2010; SCHERRER et al., 2011). Demgegenüber stufen HÖLSCHER et al. (2005) *A. pseudoplatanus* anhand von Stammsaftflussmessungen als weniger trockenheitsempfindlich als *T. cordata* und *F. sylvatica* ein, da die Art hier nur eine geringe Reduktion der Saftflussdichte unter edaphischer und atmosphärischer Trockenheit zeigt. In Zweigen von *A. pseudoplatanus* wird beim Anlegen eines Drucks von  $-2$  MPa ein Verlust der Leitfähigkeit von nahezu 100 % erreicht, *Fraxinus excelsior* erfährt dagegen nur einen Leitfähigkeitsverlust von ca. 35 % (LEMOINE et al., 2001). Diese hohe Empfindlichkeit für trockenheitsinduzierte Kavitationen kann als ein weiterer Beweis für eine hohe Trockenheitsempfindlichkeit gewertet werden. Im urbanen Umfeld zeigt diese Art selbst unter durchschnittlichen Witterungsbedingungen vergleichsweise geringe Gaswechselraten. Unter der Annahme einer Häufung von Trockenperioden könnte *A. pseudoplatanus* deshalb an die Grenzen seines physiologischen Leistungsvermögens stoßen. Diese Schlussfolgerung unterstreicht auch der Artvergleich in atmosphärischen Trockenperioden mittels der WUE gegenüber *P. x hispanica* und *Q. rubra*, die hier höhere Werte aufzeigen. Zukünftige Anpflanzungen sollten sich daher auf wenig versiegelte, frische Standorte, z. B. an entlang von Wasserläufen in Parks und Grünflächen, konzentrieren.

Auf dem innerstädtischen Campus der Pekinger Universität wurden von Mai bis September in den Oberkronen in Messhöhen von 19 m für *P. x hispanica* nur mittlere Netto-Photosyntheseraten von  $1,04 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  und Transpirationsraten von  $0,3 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  mit mittleren Werten der WUE von  $4,1 \mu\text{mol mmol}^{-1}$  gemessen (CHUNXIA et al., 2008). Damit liegen die mittleren Werte der Netto-Photosyntheserate und Transpirationsrate für die Pekinger Bäume deutlich unter denen in der vorliegenden Untersuchung, während die mittlere WUE im Jahr 2010 mit  $3,9 \mu\text{mol mmol}^{-1}$  vergleichbare Werte liefert. Im Vergleich der stomatären Leitfähigkeit von sechs einheimischen und fremdländischen Baumarten im Stadtgebiet von Basel im August 2007 wurden für *P. x hispanica* die Höchstwerte von  $247 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  aufgezeichnet und damit bis zu sechsfach höhere Werte als in der vorliegenden Untersuchung (LEUZINGER et al., 2010). Die Vergleichbarkeit wird jedoch dadurch eingeschränkt, dass in der Untersuchung in Basel die Daten von Park- und Straßenbäumen gemittelt wurden. Zudem belegen die Niederschlagsverteilung und die

Niederschlagsmengen im Jahr 2007 für Basel keine Restriktionen durch Wassermangel während der Sommermonate, was eine hohe stomatäre Leitfähigkeit ermöglicht (LARCHER, 2001).

Obwohl die Blattfläche von *P. x hispanica* noch größer als diejenige von *A. pseudoplatanus* ist, wurden bei einer Standard-Lufttemperatur von 25 °C für *P. x hispanica* nur bis zu 2 K, für *A. pseudoplatanus* aber bis zu 4 K höhere Blatttemperaturen gemessen (LEUZINGER et al., 2010). Die hohe Transpirationskühlung durch die Blätter ist dabei entscheidend für die relativ niedrigen Blatttemperaturen von *P. x hispanica* (LEUZINGER et al., 2010) und steht im Einklang mit den Ergebnissen in der vorliegenden Untersuchung (vgl. Abb. 4.31 und 4.32). Unter atmosphärischer Trockenheit reduziert *P. x hispanica* die stomatäre Leitfähigkeit weniger stark als die Ahorn- und die Lindenarten und zeigt eine höhere WUE (vgl. Tab. 4.15). Das Verhältnis von Transpiration zu Netto-Photosynthese lässt einen entsprechend sparsamen Umgang mit Wasser erkennen, was für die Verwendung als Straßenbaum vorteilhaft ist. Allerdings zeigen PATAKI et al. (2011), dass bewässerte *P. x hispanica* im Stadtgebiet von Los Angeles den höchsten Wasserverbrauch von 18 häufig verwendeten Baumarten aufweisen. Hier steht ein täglicher Wasserverbrauch von 176 kg Baum<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> von *P. x hispanica* dem von Baumarten wie *Jacaranda mimosifolia* und *Sequoia sempervirens* mit nur 8,8 bzw. 12,7 kg Baum<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> gegenüber (PATAKI et al., 2011). Unter guter Wasserversorgung lässt sich damit eine „wasserverschwendende“ Baumart erkennen. Auch Untersuchungen an Heistern zum Einfluss der Bewässerung auf den Gaswechsel zeigt für die bewässerten Bäume von *P. occidentalis* eine wesentlich höhere stomatäre Leitfähigkeit und Netto-Photosynthese als für die nicht bewässerten Bäume (ALLEN et al., 2005).

An *Platanus orientalis*, einer der Elternarten von *P. x hispanica*, wurden für Stadtbäume zwar geringe Blattflächen und ein hoher Belag durch Staubpartikel auf den Blättern festgestellt, jedoch wurden keine Schäden der Stomata und Blattoberflächen gefunden (POURKHABBAZ et al., 2010). Die hohe Toleranz gegen Luftverschmutzung durch Feinstaubpartikel ist neben der vergleichsweise höheren WUE ein weiterer Vorteil für die Verwendung dieser Baumart auf stark versiegelten urbanen Standorten. Mit Hilfe von Messungen der Chlorophyll-*a*-Fluoreszenz an verschiedenen Warschauer Straßenbäumen wurde ein Ranking der Stresstoleranz der Arten auf die spezifischen urbanen Standorteinflüsse durchgeführt (SWOCZYNA et al., 2010). Die Messungen belegen eine

signifikant höhere Toleranz gegenüber den vorherrschenden trockenen Witterungsbedingungen von *Platanus x hispanica*, *Pyrus calleryana* und *Q. rubra* im Vergleich zu *T. cordata* und *T. x vulgaris*.

Ein Kennzeichen nordamerikanischer Eichenarten ist ihre Fähigkeit, die Photosyntheserate auch in Trockenperioden auf einem hohen Level zu halten (ABRAMS, 1990). Durch ein starkes Absenken des Wasserpotentials, ein ausgeprägtes Tiefenstreben der Wurzeln, einen effektiven Wassertransport durch die Frühholzgefäße im Frühling bis in den Sommer hinein und durch die kleineren Spätholzgefäße mit einem langsameren, aber beständigen Wassertransport und damit einem geringen Risiko der Embolie-Bildung in hoch- und spätsommerlichen Phasen gilt die Gattung *Quercus* als relativ trocken tolerant (ABRAMS, 1990). Allerdings wird *Q. rubra* im Vergleich zu anderen nordamerikanischen Eichenarten wie *Q. velutina*, *Q. ilicifolia* und *Q. prinus* eine geringere Trockentoleranz zugesprochen (ABRAMS, 1990; AUGÉ et al., 1998; STRUVE et al., 2006).

Adulte Bäume halten die Netto-Photosyntheserate in trockenen Jahren ( $16 - 19 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ) im Vergleich zu feuchten Jahren ( $19 - 21 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ) relativ konstant (CAVANDER-BARES & BAZZAZ, 2000). Dieses Verhalten verweist auf die Fähigkeit, sich langfristig an trockene Witterungsbedingungen anzupassen, was mit zunehmendem Alter durch ein vergleichsweise starkes Wurzelwachstum und ein relativ großes Wurzelvolumen erreicht wird (JACOBS et al., 2009). Dennoch kann unter anhaltender Trockenheit in den Sommermonaten auch für *Q. rubra* eine zunehmende Einschränkung der stomatären Leitfähigkeit beobachtet werden (CAVANDER-BARES & BAZZAZ, 2000; CREGG & DIX, 2001). Während einer Trockenperiode konnten WEBER & GATES (1990) einen deutlichen Rückgang der Transpirationsrate von 1,0 auf  $0,8 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  und der Netto-Photosyntheserate von 4,5 auf  $0,5 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  feststellen. Die Autoren ordnen *Q. rubra* deshalb als eine relativ trockenheitssensitive Baumart ein. Im Gegensatz dazu wurden von BUSH et al. (2008) unter zunehmenden VPD gleichbleibend hohe Werte der Transpirationsrate um  $5 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  nachgewiesen. Für die Altbäume der vorliegenden Untersuchung wurden ähnlich geringe Mittelwerte der stomatären Leitfähigkeit ( $\sim 0 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ), der Transpirationsrate ( $\sim 1,25 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ) und der Netto-Photosyntheserate ( $\sim 4,0 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ) wie in der Untersuchung von WEBER & GATES (1990) gemessen. Die Netto-Photosyntheseraten der vorliegenden Untersuchung stimmen wiederum sehr gut mit den Gaswechselraten von *Q. rubra* auf urbanen Standorten von durchschnittlich

4,0  $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  überein (CREGG & DIX, 2001). Im Artvergleich zeigen sich signifikant höhere Werte der WUE als für die untersuchten Arten der Gattungen *Tilia* und *Acer*. Besonders während atmosphärischer Trockenheit wird ein vergleichsweise sparsamerer Umgang von *Q. rubra* mit der Ressource Wasser sichtbar. Für die Verwendung als Straßenbaum im urbanen Bereich wird *Q. rubra* zwar als weniger hitzetolerant als *P. x hispanica* eingestuft, dennoch zeigen die höheren Werte eines Leistungsindex für die Baumartenverwendung im urbanen Raum im Vergleich zu *T. cordata* und *T. x vulgaris* eine höhere Trockenstresstoleranz auf (SWOCZYNA et al., 2010).

*T. platyphyllos* und *T. x vulgaris* werden allgemein als trockenheitssensitive Arten beschrieben (ELLENBERG & LEUSCHNER, 2010; FINI et al., 2009). LAZARESCU & FIDANOF (1968) konnten einen stark negativen Einfluss von Sommertrockenheit auf die Transpirationsleistung von *T. platyphyllos* feststellen. Ebenso wie für *T. platyphyllos* in der vorliegenden Untersuchung wurde eine mittlere Transpirationsintensität bis 1,5  $\text{mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  bis in die Trockenperioden hinein und eine sich anschließende deutliche Verringerung beobachtet. Anders als bei LAZARESCU & FIDANOF (1968) blieb die Transpirationsrate aber auch nach dem Ende der atmosphärischen Trockenperioden dauerhaft auf einem niedrigeren Niveau. Für Altbäume in einem Waldgebiet nahe Basel finden sich ähnliche Reaktionen (LEUZINGER et al., 2005). Unter Trockenheit reduzierten sich die stomatäre Leitfähigkeit von 125 auf 25  $\text{mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  und die Netto-Photosyntheserate von 13 auf 4  $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  (LEUZINGER et al., 2005). Eine Erklärung für die geringen Werte der vorliegenden Untersuchung bietet der geringe Bodenwassergehalt des sandigen Standortes der Krippener Straße, der sich auch nach den Niederschlägen ab Mitte Juli 2010 nur bis zu 20 Vol.-% für Bodentiefen bis 40 cm aufsättigt und für die tiefer liegenden Schichten dauerhaft noch niedrigere Werte zeigt (vgl. Abb. 4.27). Für *T. x vulgaris* ergeben sich keine signifikanten Unterschiede zu *T. platyphyllos*, was auf ein ähnliches physiologisches Reaktionsverhalten schließen lässt.

Ebenso wie für Stadtbäume in Basel konnten in der vorliegenden Untersuchung geringere Blatttemperaturen der Linden im Vergleich zu den Ahornarten bei einer gleichbleibend hohen Lufttemperatur von 25 °C gemessen werden (LEUZINGER et al., 2010). Unter der Annahme einer Einschränkung der stomatären Leitfähigkeit um 25 % bei einem Anstieg der Lufttemperatur von 25 auf 40 °C erhöht sich jedoch die Blatttemperatur für *T. platyphyllos*

im Vergleich mit elf weiteren Baumarten am stärksten und übertrifft dann *A. pseudoplatanus* und *A. platanoides* (LEUZINGER et al., 2010). In Erhebungen zum Stammsaftfluss zeigt *T. platyphyllos* gemeinsam mit *F. sylvatica* und *A. pseudoplatanus* die stärksten, die Traubeneiche und die Esche die geringsten Reduktionen im Vergleich einer feuchten mit einer trockenen Standortsvariante (SCHERRER et al., 2011). Auch in Messungen der Chlorophyll-*a*-Fluoreszenz zur Identifikation der Trockenstresstoleranz wird für *T. platyphyllos* gegenüber *T. cordata* eine höhere Trockenheitsempfindlichkeit sichtbar (FINI et al., 2009).

Für Heister in Norditalien wurden mittlere Werte der WUE für *T. platyphyllos* und *T. x vulgaris* von  $2,5 \mu\text{mol mmol}^{-1}$  bzw.  $2,4 \mu\text{mol mmol}^{-1}$  und für Sorten von *A. platanoides* Werte von  $2,7$  bis  $3,0 \mu\text{mol mmol}^{-1}$  ermittelt (FINI et al., 2009). Damit wird eine bessere Effizienz der Wassernutzung für *A. platanoides* sichtbar, die sich in der vorliegenden Untersuchung jedoch nicht wiederfindet. Allerdings lassen sich sowohl für die Lindenarten als auch für die Ahornarten signifikant geringere WUE im Vergleich zu *P. x hispanica* und *Q. rubra* finden, die auf eine schwächere Trockenstresstoleranz schließen lassen. Diese Schlussfolgerung stimmt auch mit der Klassifizierung von *T. platyphyllos* auf der Basis von Messungen der Chlorophyll-*a*-Fluoreszenz überein (SWOCZYNA et al., 2010).

#### **5.4.3 Abhängigkeit des Gasaustausches vom ALVPD, vom volumetrischen Bodenwassergehalt und vom Bodenmatrixpotential**

Die Anpassungsstrategie für die jeweilige Art sollte sich auch in der Untersuchung der Abhängigkeit der Parameter des Gaswechsels von den verwendeten Kenngrößen wiederfinden lassen. In der vorliegenden Untersuchung konnte eine differenzierte physiologische Reaktion der Arten auf Änderungen der Bodenfeuchte und der atmosphärischen Kenngrößen berechnet werden. Während die stomatäre Leitfähigkeit und die Transpiration der Ahornarten und von *P. x hispanica* nicht signifikant auf Änderungen des volumetrischen Bodenwassergehaltes reagierten, zeigen *T. platyphyllos*, *T. x vulgaris* und *Q. rubra* einen engeren positiven Zusammenhang. *Q. rubra* wird allgemein eine starke Abhängigkeit des Gaswechsels von der Bodenfeuchtigkeit bescheinigt (CREGG & DIX, 2001; JACOBS et al., 2009; WOOLERY & JACOBS, 2011), was in guter Übereinstimmung mit den gefundenen Zusammenhängen steht.

DUURSMA et al. (2008) berichten für *Pinus* über eine lineare Abhängigkeit der täglichen maximalen Transpirationsrate vom volumetrischen Bodenwassergehalt. Für bewässerte



Stadtbäume von *P. x hispanica* lässt sich ein enger Zusammenhang zwischen dem VPD und der Xylemsaftflussdichte herstellen (BUSH et al., 2008). Mit zunehmenden VPD steigen linear die Saftflussdichte und die Transpiration an. Demgegenüber reagiert *Q. rubra* kaum auf einen Anstieg des VPD (BUSH et al., 2008). Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung zeigen jedoch ein entgegengesetztes Bild. Hier wurde für *Q. rubra* eine stärkere Abhängigkeit der physiologischen Parameter sowohl vom ALVPD als auch vom volumetrischen Bodenwassergehalt und vom Bodenmatrixpotential als für *P. x hispanica* festgestellt. Besonders auf eine Abnahme des Bodenwassergehaltes reagiert *Q. rubra* mit einer stärkeren stomatären Regulierung als *P. x hispanica*. Dies steht in Übereinstimmung mit Untersuchungen von Sämlingen von *Q. rubra*, die einen deutlichen Abfall der Netto-Photosynthese, aber auch der Blattwasserpotentials unter Bodentrockenheit belegen (EPON et al., 1993). Trotzdem findet sich im saisonalen Vergleich der physiologischen Parameter ein stabilerer Verlauf für *Q. rubra* als für *P. x hispanica*. Ein Grund für die konträren Ergebnisse zu BUSH et al. (2008) könnte die Bewässerung für die kalifornischen Bäume sein, die für *P. x hispanica* mit einem hohen Gasaustausch einhergeht und zu einem starken Anstieg der Transpiration führt (ALLEN et al., 2005; BUSH et al., 2008; PATAKI et al., 2011). Ein weiterer wichtiger Aspekt in diesem Zusammenhang ist die Berechnung des ALVPD, in die auch Blatttemperatur und Stoffmengenanteil des Wasserdampfes des Blattes eingehen. Die ALVPD-Werte unter konstanten Temperaturbedingungen geben damit einen sehr guten Hinweis auf die atmosphärische Trockenstressbelastung. IO et al. (2003) nutzen das ALVPD als unabhängige Variable, um den Stomataschluss und die Netto-Photosyntheserate von *Fagus crenata* während der Zeit der Mittagsdepression zu untersuchen und um entsprechende Abhängigkeiten zu testen.

Besonders interessant für die Bewertung der Trockenstresssensitivität ist die Bedeutung des ALVPD für die WUE. Für ein Absinken der WUE auf  $2 \mu\text{mol mmol}^{-1}$  ist für *P. x hispanica* und *Q. rubra* ein ALVPD von ca.  $60 \text{ Pa kPa}^{-1}$ , für *A. platanoides* von ca.  $55 \text{ Pa kPa}^{-1}$  und für *A. pseudoplatanus* sogar nur von  $45 \text{ Pa kPa}^{-1}$  verantwortlich. Damit wird deutlich, dass sich eine niedrige Luftfeuchtigkeit und hohe Temperaturen in strahlungsreichen Trockenperioden vor allem für die Ahornarten nachteilig auf die Effizienz der Wassernutzung auswirken. Für die Linden sind die Ergebnisse der Regressionsanalyse nicht signifikant. Allerdings zeigen die Regressionsgeraden bei einem zunehmenden ALVPD für *T. x vulgaris* einen stärkeren

Abfall der Transpiration und der Netto-Photosynthese als für *Q. rubra*. Damit wird eine vergleichsweise höhere Empfindlichkeit von *T. x vulgaris* sichtbar.

#### 5.4.4 Beurteilung der Hypothese III zum artspezifischen Gaswechsels der Stadtbäume

- *Die fünf untersuchten Baumarten lassen sich artspezifisch hinsichtlich ihrer physiologischen Leistung auf urbanen Standorten klassifizieren, wobei sich besonders unter trockenen Witterungsbedingungen ausgeprägte Unterschiede in der Wassernutzungseffizienz und damit in der Trockentoleranz zeigen.*

Im Artvergleich zeigen sich für *P. x hispanica* und *Q. rubra* höhere Gaswechselraten sowohl in der Transpiration und als auch in der Netto-Photosynthese und damit eine höhere physiologische Leistung als für *A. platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *T. platyphyllos* und *T. x vulgaris*. Im Verhältnis von Transpiration und Netto-Photosynthese wird ein sparsamerer Umgang mit Wasser für *P. x hispanica* und *Q. rubra* anhand der WUE sichtbar.

Besonders in mehrtägigen Trockenperioden mit einer geringen Luftfeuchtigkeit und hohen Temperaturen schränken die beiden Ahornarten ihre Transpiration, stomatäre Leitfähigkeit und Netto-Photosynthese stärker ein als *P. x hispanica* und *Q. rubra*.

Damit lässt sich zwar keine artspezifische Klassifizierung des physiologischen Leistungsvermögens und der Trockentoleranz für die einzelnen Arten vornehmen, jedoch lässt sich eine Gruppe mit vergleichsweise trockenheitssensitiv reagierenden Baumarten mit *A. platanoides* und *A. pseudoplatanus* sowie eine Gruppe mit einem relativ trockenintoleranten physiologischen Verhalten durch die Baumarten *Platanus x hispanica* und *Q. rubra* unterscheiden. Obwohl *T. platyphyllos* und *T. x vulgaris* häufig keine signifikanten Unterschiede des physiologischen Verhaltens gegenüber den Ahornarten zeigen, so geben doch die höheren Werte der WUE in den Trockenperioden bei gleichzeitig signifikant trockeneren Bodenbedingungen einen Hinweis auf eine höhere Trockentoleranz.

- *Die Unterschiede der physiologischen Größen werden durch eine artspezifische Abhängigkeit dieser vom ALVPD, vom volumetrischen Bodenwassergehalt und vom Bodenmatrixpotential bestätigt.*

Die Unterschiede zwischen den Arten lassen sich nicht durch die Abhängigkeiten der Parameter des Gaswechsels von den Parametern der Bodenfeuchte und vom ALVPD beschreiben. Dennoch bestätigen die Regressionsanalysen eine stärkere Beeinflussung der Effizienz der Wassernutzung durch Lufttrockenheit und Hitze anhand des ALVPD für *A. platanoides* und *A. pseudoplatanus* gegenüber *P. x hispanica* und *Q. rubra*. Damit wird die Einteilung dieser beiden Gruppen bestätigt. Die physiologischen Parameter von *T. platyphyllos* sind weniger stark durch das ALVPD bestimmt, so dass sich hier keine Rückschlüsse für die Baumart ziehen lassen. *T. x vulgaris* und *Q. rubra* zeigen häufig eine starke Abhängigkeit von der Bodenfeuchte.

## 5.5 Blattwasserpotential

### 5.5.1 Physiologische Strategie der Baumarten

Anhand der Tagesminima der Blattwasserpotentiale lassen sich die zwei unterschiedlichen physiologischen Strategien von Bäumen im Umgang mit Wassermangel gut erkennen. Für *Q. rubra* können stark negative Tagesminima bis zu  $-3,5$  MPa beobachtet werden. Im saisonalen Verlauf ist ein zunehmend niedrigeres Wasserpotential zu beobachten. Ein starkes Absenken der Wasserpotentiale lässt auf eine weitgehende Trockenstresstoleranz schließen (POWLES, 1984; CAVANDER-BARES & BAZZAZ, 2000; LÖSCH, 2001). Die Zuordnung der Gattung *Quercus* zu den Baumarten mit einer Vermeidungsstrategie für Trockenheit (BRÉDA & GRANIER, 1993; DONOVAN et al., 2000) lässt sich damit für *Q. rubra* nicht bestätigen. Durch ein starkes Absenken der Wasserpotentiale können stark gebundene Wasservorräte im Boden erschlossen und es kann auch in Trockenperioden eine gleichbleibend hohe Wasserversorgung gewährleistet werden (BUSH et al., 2008). Ein tiefreichendes Wurzelwerk in Kombination mit einem stark negativen Blattwasserpotential bietet *Q. rubra* so die Möglichkeit, tiefer gelegene Wasserreserven zu erschließen und den Gasaustausch weiterhin aufrecht zu halten (TURNER, 1986; JACOBS et al., 2009; BUSH et al., 2008).

Ein andere Strategie im Umgang mit Trockenheit verfolgen *P. x hispanica* und *T. platyphyllos* sowie *T. x vulgaris*. Die Werte der Tagesminimum-Blattwasserpotentiale bewegen sich in einem Bereich von maximal  $-1,10$  MPa bis minimal  $-2,25$  MPa und bleiben im Vergleich zu denen von *Q. rubra* relativ konstant. Unter limitierter Wasserversorgung

lässt sich dieses Verhalten als eine Vermeidungsstrategie identifizieren. Durch einen frühzeitigen Stomataschluss wird der Transpirationsstrom stark reduziert. Die Wasserverluste in Trockenperioden können so minimiert und verzögert werden (KAPPEN & VALLADARES, 2007; MATYSSEK et al., 2010).

Obwohl in den beiden Jahren 2009 und 2010 keine langanhaltende Trockenheit registriert wurde, finden sich für *Q. rubra* sehr ähnliche saisonale Trends im Tagesminimum-Blattwasserpotential wie an Altbäumen eines Waldstandortes in Massachusetts im ausgeprägten Trockenjahr 1995 (CAVANDER-BARES & BAZZAZ, 2000). Mit zunehmender Trockenheit wurde ein starkes Absinken der Werte bis unter  $-2,5$  MPa bei einem Bodenwassergehalt von 10 Vol.-% beobachtet, ohne jedoch statistische Unterschiede zwischen *P. x hispanica* und *Q. rubra* feststellen zu können. Dagegen wurden an *Q. rubra*- Stadtbäumen in Utah im Verlauf der Vegetationsperiode zunehmend tiefere Werte bis  $-2,7$  MPa gemessen, während das Blattwasserpotential von *P. x hispanica* relativ konstant bei Werten um  $-2,0$  MPa blieb (BUSH et al., 2008). Für die Messperiode im Jahr 2010 stimmen die Werte beider Baumarten sehr gut mit denen der Stadtbäume in Utah überein. Vergleichbare Werte für diese beiden Arten werden auch von LO GULLO et al. (2005) für Stadtbäume aus dem italienischen Messina berichtet. Allerdings weisen im klimatisch mediterran geprägten Sizilien mit einer mehrwöchigen Trockenperiode im Sommer sowohl *P. x hispanica* als auch *Q. rubra* im saisonalen Verlauf deutliche Symptome von Trockenstress auf, wie einen Rückgang der stomatären Leitfähigkeit und ein Absinken der Blattwasserpotentiale (LO GULLO et al., 2005). In der vorliegenden Untersuchung konnten zunehmend negativere Blattwasserpotentiale im Verlauf der Sommermonate jedoch nur für *Q. rubra* beobachtet werden. Dieses Ergebnis kann wieder im Zusammenhang mit der vergleichsweise besseren Ausschöpfung der Bodenwasservorräte durch das größere Wurzelvolumen (JACOBS et al., 2009) und das tiefreichende Wurzelwerk (TRAUBOTH, 2004) der Art gesehen werden. Im Gegensatz zur ringporigen *Q. rubra* besteht für die zerstreutporige Platane eine enge Korrelation zwischen dem VPD und der Xylemflussdichte sowie der Transpiration (BUSH et al., 2008). Demzufolge müsste *P. x hispanica* in der vorliegenden Untersuchung aber ein negativeres Wasserpotential aufweisen, um die hohe Transpirationsrate zu gewährleisten. Auch zwischen dem ALVPD und der Transpiration besteht für *P. x hispanica* kein signifikanter Zusammenhang, so dass die Ergebnisse der

vorliegenden Untersuchung klar gegen eine mögliche Abhängigkeit sprechen. In diesem Zusammenhang sind jedoch die Tageszeiten, zu denen die Gaswechselfmessungen durchgeführt werden, von großer Bedeutung, um die Zeit der Mittagsdepression entweder gezielt zu untersuchen oder auszuschließen. In der vorliegenden Untersuchung wurden keine Gaswechselfmessungen zeitgleich mit den Blattwasserpotential-Messungen zur Mittagszeit durchgeführt, so dass ein direkter Vergleich zwischen der Transpiration und dem Tagesminimum-Blattwasserpotential nicht möglich ist. Grundsätzlich wird anhand von *P. x hispanica* bestätigt, dass ein weniger tiefes Blattwasserpotential mit einem deutlich geringerem Risiko für Kavitationen einhergeht (LO GULLO et al., 2005; TRIFILÒ et al., 2008). Für dreijährige Heister von *Q. rubra* bewirkt ein Absinken des Blattwasserpotentials unter  $-3,34$  MPa eine letale Schädigung des Blattes (AUGÉ et al., 1998). Dagegen ist dieser Punkt für *Nyssa sylvatica* und *Liriodendron tulipifera* schon bei Werten knapp unter  $-2,3$  MPa erreicht und bei *Q. acutissima* erst bei  $-6,14$  MPa.

### **5.5.2 Abhängigkeit des Blattwasserpotentials vom VPD, vom volumetrischen Bodenwassergehalt und vom Bodenmatrixpotential**

Obwohl die Korrelationsanalyse für *Q. rubra* und *T. platyphyllos* signifikante Abhängigkeiten zwischen dem Minimum-Blattwasserpotential und dem VPD liefert, sind die Korrelationskoeffizienten mit 0,27 bzw. 0,37 gering. Die Korrelationsanalysen zur Bodenfeuchte lassen keine eindeutige Abhängigkeit erkennen. Die Ergebnisse können auf die Restriktionen im urbanen Raum zurückgeführt werden (vgl. Kap. 4.2.1 und 5.1.1), die ein verändertes physiologisches Verhalten im Vergleich zu Naturstandorten bewirken (WITHLOW & BASSUK, 1988). Gerade in Untersuchungen des Blattwasserpotentials im urbanen Bereich werden häufig Abhängigkeiten von den edaphischen und atmosphärischen Kenngrößen kaum berücksichtigt (LO GULLO et al., 2005; BUSH et al., 2008).

### **5.5.3 Beurteilung der Hypothese IV zum Blattwasserpotential**

- *Das Blattwasserpotential zur Mittagszeit gibt Aufschluss über die Strategien der verschiedenen Baumarten im Umgang mit Wassermangel.*

Diese Hypothese lässt sich für die untersuchten Baumarten bestätigen. So zeigen die Werte des Blattwasserpotentials für *Q. rubra* eine Strategie der Trockenstresstoleranz, während sie

für *P. x hispanica*, *T. platyphyllos* und *T. x vulgaris* auf eine Strategie zur Trockenstressvermeidung verweisen.

Die Nullhypothese:

- *Diese Strategien lassen sich in der Abhängigkeit des artspezifischen Blattwasserpotentials vom VPD, vom volumetrischen Bodenwassergehalt und vom Bodenmatrixpotential wiederfinden.*

hingegen muss abgelehnt werden. Die Korrelationsanalysen lassen keine Unterschiede in der Abhängigkeit der beiden Gruppen von den edaphischen und atmosphärischen Parametern erkennen.

## **5.6 Eignung der verwendeten Untersuchungsmethoden**

Die Eignungsempfehlungen für die Stadtbaumarten in der vorliegenden Untersuchung basieren auf dendrochronologischen und physiologischen Analysen. Beide Ansätze weisen dabei Vorteile und Nachteile im Hinblick auf die Zielstellung in dieser Arbeit auf.

Die Jahrringzeitreihen der Stadtbäume geben Aufschluss über deren Zuwachsverhalten, die Klimawirkung sowie die art- und standorttypischen Reaktionsmuster auf stark vom Durchschnitt abweichende Witterungsverhältnisse. Dabei muss jedoch beachtet werden, dass sich sämtliche Umwelt- und Standorteinflüsse, aber auch die Vielzahl anthropogen bedingter positiv wie negativ wirkender Einflüsse im Jahrringbild manifestieren. Pro Standort und Art sollten mindestens 15 bis 20 Bäume mit jeweils zwei Bohrkernen untersucht werden, um die sichere Datierung einer Chronologie mit ausreichender Signalstärke und letztendlich eine verlässliche Beurteilung des Wachstumsverhaltens und der Vitalität von urbanen Bäumen zu gewährleisten. Bei Untersuchungen mit geringem Stichprobenumfang sollte auf andere Untersuchungsmethoden, z.B. physiologische, zurückgegriffen werden.

Für Klima-Zuwachs-Analysen an Stadtbäumen ist es zudem äußerst wichtig, die Historie der anthropogenen Einflussnahme zu kennen. In Fällen, in denen kaum Aufzeichnungen für die Standorte und Bäume vorliegen, bieten Weiserjhranalysen eine Möglichkeit, die Arten hinsichtlich ihrer klimatischen Reaktionsmechanismen in Einzeljahren zu vergleichen. Eine weitere Methode, um verallgemeinerbare Aussagen zum artspezifischen Reaktionsverhalten

auf Trockenheit zu treffen, ist die SEA. Dabei werden Fehlinterpretationen, die bei Weiserjahrenanalysen durch die Fokussierung auf einzelne Jahre auftreten können, durch die Bildung einer Superposed Epoch minimiert. Für die Prüfung der klimatischen Abhängigkeit der Zuwachskurven im Hinblick auf Trockentoleranz sollten neben den Variablen der Temperatur und des Niederschlags Trockenheitsindizes, z.B. der scPDSI, verwendet werden. Unabhängig von den Klima-Zuwachs-Analysen sind dendrochronologische Zeitreihen geeignet, die Zuwachsleistung und damit die Vitalitätsentwicklung der verschiedenen urbanen Standorte und Arten zu vergleichen.

Untersuchungen zum Gaswechsel und zum Wasserhaushalt der Stadtbäume werden vorrangig verwendet, um das physiologische Verhalten unter aktuellen Witterungsbedingungen gegenüberzustellen. Freilanduntersuchungen der artspezifischen Trockentoleranz an adulten Bäumen sind jedoch stark von vorherrschenden Witterungsbedingungen während der Messperioden abhängig. Ohne ausgeprägte Trockenperioden führt dies dazu, dass die Ergebnisse zwar Aufschluss über das physiologische Leistungsvermögen der Arten auf den betreffenden Standorten geben, aber keine Antworten auf trockenheitsabhängige Reaktionen liefern. Für die beiden Messperioden in der vorliegenden Untersuchung wurden nur tageweise anhaltend-trockene Bedingungen registriert, so dass der Stichprobenumfang der einzelnen Arten sehr unterschiedlich ist und sich die Aussagen bei länger anhaltender Trockenheit ändern können.

Der Wasserhaushalt und der Gasaustausch sind zudem sehr stark von den standörtlichen Bodenbedingungen und der Wasserversorgung abhängig. Vergleichende physiologische Untersuchungen sollten deshalb immer die zeitgleiche Messung der Bodenfeuchte beinhalten. Auch die Messungen der Tagesminima der Blattwasserpotentiale tragen zur Charakterisierung der Baumarten hinsichtlich ihrer Trockentoleranz und ihres physiologischen Leistungsvermögens bei. Zur Unterstützung der Aussagen ist jedoch die Abbildung der realen mikroklimatischen Situation am Standort erforderlich. So ergibt sich für zukünftige physiologische Untersuchungen die Notwendigkeit permanenter Aufzeichnungen der Luftfeuchtigkeit und der Lufttemperatur in den Kronen der jeweiligen Messbäume.

Beide Untersuchungsansätze sind unter den genannten Voraussetzungen letztendlich geeignet, eine Klassifizierung der Arten hinsichtlich ihrer Eignung für urbane Standorte und ihrer Empfindlichkeit unter zunehmender Trockenheit vorzunehmen. Für verlässliche Aussagen ist sowohl für die Anwendung dendrochronologischer als auch physiologischer Methoden eine hohe Informationsdichte der standörtlichen und mikroklimatischen Gegebenheiten notwendig.

### **5.7 Schlussfolgerungen für die zukünftige Verwendung der untersuchten Baumarten in der Stadt**

Mit Hilfe der beiden wissenschaftlichen Ansätze der vorliegenden Arbeit lassen sich drei Gruppen von Baumarten mit differenzierten Eignungen für stark versiegelte, städtische Straßenbaumstandorte ableiten.

#### **Geringe Eignung**

Für die Baumarten *A. platanooides*, *A. pseudoplatanus* und *F. sylvatica* wurden im Vergleichszeitraum 1990 bis 2007 starke Zuwachsrückgänge, große Veränderungen der Klima-Zuwachs-Korrelationen (Stabilität), starke Zuwachsrückgänge in Trockenjahren und häufiger negative Weiserjahre festgestellt (Abb. 5.3). Diese dendrochronologischen Ergebnisse lassen eine zunehmende Einschränkung der Vitalität und Probleme durch ansteigende Temperaturen und vermehrte Trockenheit für die Verwendung auf stark versiegelten Straßenbaumstandorten erkennen. Dies spiegeln die vergleichsweise geringen Flächengrößen der Vierecke in Abbildung 5.3 deutlich wieder.



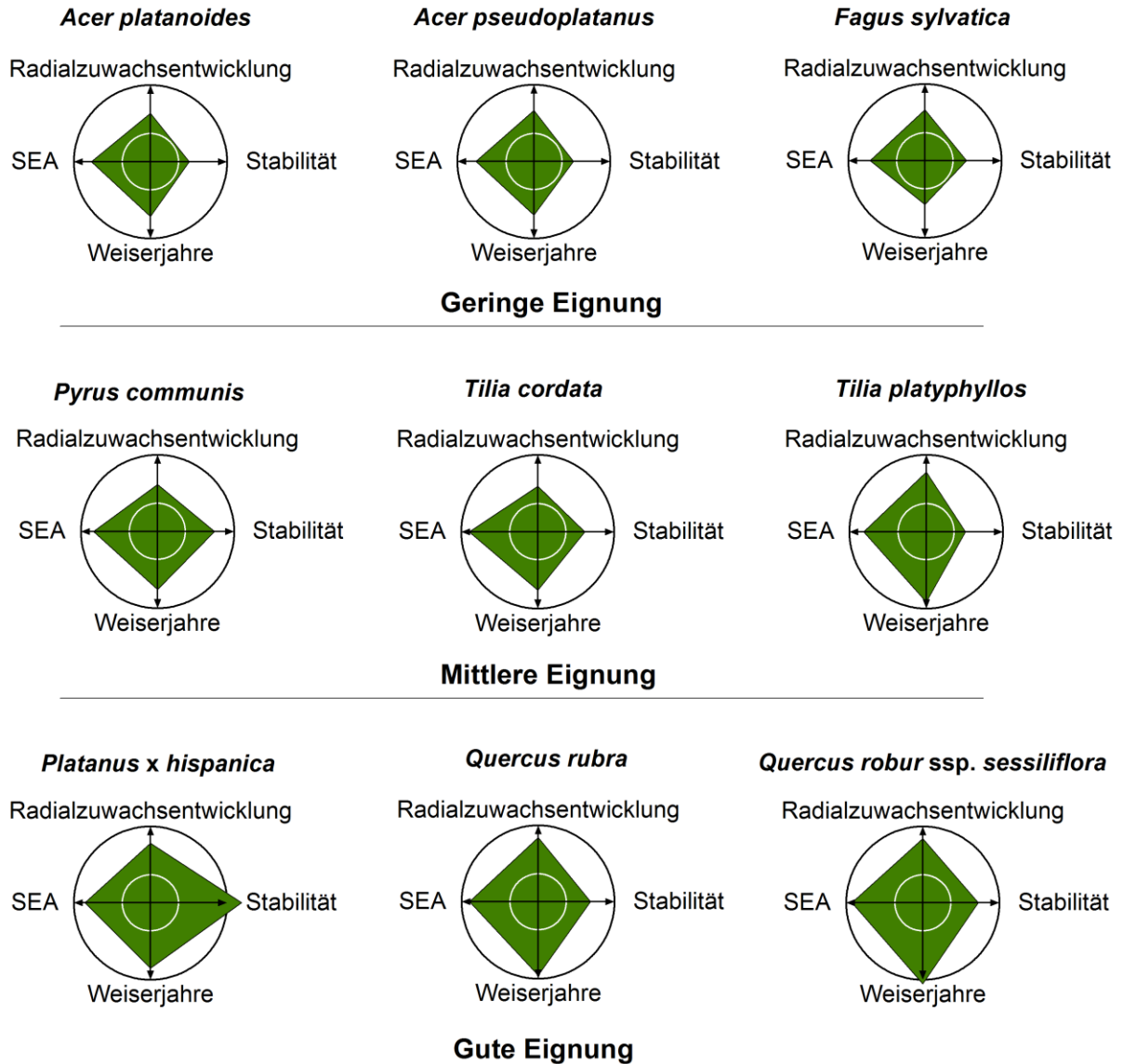


Abbildung 5.3: Klassifizierung der Baumarten hinsichtlich ihrer Eignung für urbane Straßenbaumstandorte auf Basis der dendrochronologischen Ergebnisse. Für diese Bewertung wurden nur die Chronologien auf stark versiegelten Straßenbaumstandorten mit einer mittleren Porosität von 0,15 bis 0,45 verwendet (vgl. Abb. 4.10). Für die Eignungsempfehlung wurden die Parameter Radialzuwachsentwicklung (prozentuale Veränderung des Radialzuwachses von 1990 bis 2007 zum Gesamtzuwachs), SEA (prozentualer Zuwachsrückgang in Trockenjahren, invers), Weiserjahre (Verhältnis von positiven zu negativen Weiserjahren) und Stabilität (Anzahl der Monate mit Veränderungen der Klima-Zuwachs-Korrelation  $r > 0,15$ ) verwendet. Je größer die Fläche für die jeweilige Art und je höher der Wert für den jeweiligen Parameter ist, desto besser ist die Eignung für die zukünftige Verwendung auf urbanen Straßenbaumstandorten bei zunehmender Trockenheit.

### Mittlere Eignung

Die Arten *P. communis*, *T. cordata* und *T. platyphyllos* belegen eine Mittelstellung zwischen den Arten mit einer guten und einer geringen Eignung. Besonders die Zuwachsreduktion in Trockenjahren fällt für diese Baumarten weniger stark aus als für die gering geeigneten, aber auch in mindestens einem weiteren Parameter lässt sich eine bessere Eignung ableiten.

Demnach ergeben sich intermediäre Flächengrößen der Vierecke, die zwischen den Baumarten guter und geringer Eignung liegen (Abb. 5.3).

### **Gute Eignung**

Im Kontrast zu dieser Gruppe stehen die Baumarten *P. x hispanica*, *Q. rubra* und *Q. robur* subsp. *sessiliflora*. Die gute Eignung auf stark versiegelten Standorten lässt sich durch die relativ stabilen Radialzuwächse, die hohe Stabilität der Klima-Zuwachs-Korrelationen, die vergleichsweise geringen Zuwachsrückgänge in Trockenjahren und das häufigere Auftreten positiver Weiserjahre begründen. In Abbildung 5.3 wird die Einordnung im Vergleich der Flächengrößen der Vierecke noch einmal sichtbar. Für die gut geeigneten Baumarten zeigen sich größere Vierecke als für die weniger gut geeigneten Baumarten.

Die vorgenommene Klassifizierung anhand der dendrochronologischen Ergebnisse lässt sich mittels der physiologischen Ergebnisse für die untersuchten Arten bestätigen (Abb. 5.4).

### **Geringe Eignung**

Für die Baumarten *A. platanooides* und *A. pseudoplatanus* zeigt sich anhand der geringen Transpirations- und Netto-Photosyntheserate, der geringen stomatären Leitfähigkeit, vor allem aber durch die geringe WUE eine geringe physiologische Leistung auf urbanen Standorten und eine vergleichsweise geringe Trockentoleranz. Dies wird durch die geringen Flächengrößen der Vierecke in Abbildung 5.4 verdeutlicht.

### **Mittlere Eignung**

Die physiologischen Parametern für die beiden Lindenarten *T. platyphyllos* und *T. x vulgaris* weisen in allen Parametern eine Mittelstellung zwischen diesen beiden Gruppen auf.

### **Gute Eignung**

Unter den sechs Baumarten, für die der Gaswechsel erhoben wurde, konnten für *P. x hispanica* und *Q. rubra* die höchsten stomatären Leitfähigkeiten und Gaswechselraten sowie die höchste Wassernutzungseffizienz ermittelt werden. Dies zeigt sich in Abbildung 5.4 wieder an den wesentlich größeren Vierecken für diese beiden Arten und an den deutlich kleineren Vierecken für die Ahorne. Damit weisen diese beiden Arten die beste physiologische Leistung auf stark versiegelten Straßenbaumstandorten auf, und es kann eine hohe Trockentoleranz erwartet werden.

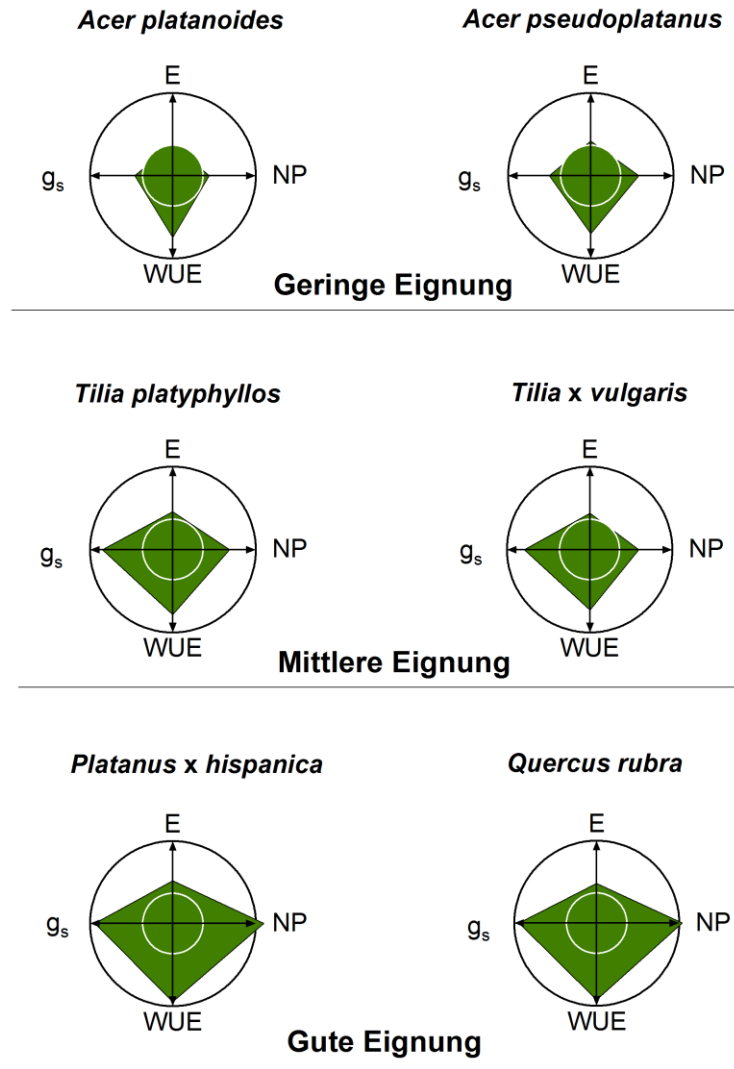


Abbildung 5.4: Klassifizierung der Baumarten hinsichtlich ihrer Eignung für urbane Straßenbaumstandorte auf Basis der physiologischen Ergebnisse. Für diese Bewertung wurden die Individuen auf stark versiegelten Straßenbaumstandorten mit einer mittleren Porosität von 0,15 bis 0,45 verwendet (vgl. Abb. 4.10). Für die Eignungsempfehlung wurden die mittleren Werte der Transpirationsrate (E), der stomatären Leitfähigkeit ( $g_s$ ), der Wassernutzungseffizienz (WUE) und der Netto-Photosyntheserate (NP) verwendet. Je größer die Fläche für die jeweilige Art und je höher der Wert für den jeweiligen Parameter ist, desto besser ist das physiologische Leistungsvermögen auf urbanen Straßenbaumstandorten.

## 6 Zusammenfassung

Der bereits stattfindende Klimawandel mit ansteigenden Temperaturen, einer Zunahme von Trockenperioden und Hitzewellen während der Vegetationsperiode wird das Risiko von Trockenstress für Bäume und Sträucher erheblich erhöhen. Eine der Herausforderungen ist daher die erfolgreiche Etablierung von gesunden, langlebigen und an die spezifischen urbanen Standorte adaptierten Bäume, um die ökologischen und ökonomischen Wohlfahrtswirkungen städtischen Grüns auch in Zukunft zu gewährleisten. Durch die vergleichsweise geringen Wurzelvolumina, die Bodenverdichtung und die generell höheren Temperaturen auf versiegelten Standorten sind Stadtbäume in besonderer Weise einem negativen Wachstumsumfeld durch Hitzestress, eine geringe Luftfeuchtigkeit und Bodentrockenheit ausgesetzt. In Zukunft sollten die Trockenstress-Resistenz und eine hohe Vitalität unter urbanen Standortbedingungen neben den ästhetischen Gesichtspunkten Hauptkriterien für die Baumartenwahl sein. Das Ziel dieser Arbeit war es deshalb, sowohl die Eignung einiger häufig verwendeter Straßenbaumarten für stark versiegelte Straßenbaumstandorte als auch deren Toleranz gegenüber Trockenstress am Beispiel von Dresden zu identifizieren.

Die Arbeit verfolgt einen dendrochronologischen und einen physiologischen Ansatz.

Im dendrochronologischen Teil der Arbeit wurden die Jahrringzeitreihen von 16 Straßenbaum-Chronologien, 3 Einzelbaum-Chronologien im Stadtgebiet von Dresden und 4 Chronologien eines trockenen Waldstandortes in einem Naturschutzgebiet sowie 2 Chronologien frischer Waldstandorte analysiert. Auf Basis der trendbereinigten Zuwachszeitreihen wurden Klima-Zuwachs-Relationen, moving correlations, Weiserjahrenanalysen und superposed epoch analyses (SEA) durchgeführt.

Im physiologischen Teil der Arbeit wurde in den Sommermonaten der Jahre 2009 und 2010 auf vier urbanen Straßenbaumstandorten der lichtgesättigte Gasaustausch von sechs Baumarten und das Blattwasserpotential von vier Baumarten ermittelt. Für die Messperioden und in ausgewählten Trockenperioden wurde die Wassernutzungseffizienz der Baumarten verglichen.

Die dendroklimatologischen Ergebnisse zeigen, dass sich die Temperaturen und die Wasserverfügbarkeit von April bis Juli in der aktuellen Vegetationsperiode und im Sommer und im Herbst des Vorjahres am stärksten auf den Radialzuwachs auswirken. Die Weiserjhranalysen verifizieren die gefundenen Zusammenhänge für die Klima-Zuwachs-Beziehungen. Das Klima wirkt sich für die Waldbäume des trockenen Standortes stärker auf den Zuwachs aus als für die Stadtbäume und die Waldbäume der beiden feuchten Standorte. Abgesehen von den standortspezifischen Unterschieden des Wachstums finden sich deutliche artspezifische Unterschiede in der Abhängigkeit des Wachstums von den Klimavariablen Temperatur, Niederschlag und selbstkalibrierendem Palmer Drought Severity Index (scPDSI), die sich wiederum durch die Weiserjhranalysen und die SEA bestätigen lassen.

Auf urbanen Straßenbaumstandorten reagieren die Arten *Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus* und *Fagus sylvatica* stark sensitiv auf Trockenheit. Die zunehmende Korrelation zu den Klimavariablen, besonders zur Temperatur im Juni, die höhere Anzahl von negativen Weiserjahren mit einer zunehmenden Häufigkeit in den letzten Jahrzehnten und die signifikanten Wachstumsrückgänge in Trockenjahren weisen auf eine geringe Eignung für stark versiegelte Stadtstandorte hin. Die ansteigenden Temperaturen und die häufigeren Trockenperioden während der Vegetationsperiode äußern sich für diese drei Arten in den zurückliegenden drei Dekaden in rückgängigen Zuwachstrends und unterstreichen die Klassifikation in eine trockenheitssensitive Gruppe.

Im Gegensatz dazu können die Arten *Platanus x hispanica*, *Quercus robur* subsp. *sessiliflora* und *Quercus rubra* als weniger trockenheitsempfindlich betrachtet werden. Diese Einschätzung basiert auf der geringen mittleren Sensitivität des Wachstums, der geringen Anzahl negativer Weiserjahre bzw. dem häufigeren Auftreten von positiven Weiserjahren und den geringen Wachstumsrückgängen in Trockenjahren. Die moving correlations zeigen relativ stabile Zusammenhänge zwischen Wachstum und Klima für *P. x hispanica*. Dagegen beeinflussen die häufigeren Trockenperioden und die ansteigenden Temperaturen im aktuellen April das Wachstum von *Quercus* ssp. zunehmend negativ. Dennoch lässt sich für diese Arten, auch durch das relativ stabile Zuwachsverhalten, eine vergleichsweise hohe Trockentoleranz ableiten.

Auf den urbanen Standorten erlauben die dendrochronologischen Ergebnisse für *Tilia cordata* Mill., *Tilia platyphyllos* und *Pyrus communis* eine Einordnung in eine mittlere

Eignung für versiegelte Flächen. Dies lässt sich durch die geringeren Zuwachsrückgänge in Trockenjahren und die geringere Anzahl von negativen Weiserjahren ableiten. Dabei ist die höhere Anzahl von Weiserjahren für *Pyrus communis* weniger auf klimatische Ursachen zurückzuführen, sondern sie ist vielmehr das Ergebnis der häufigen Fruktifikation dieser Baumart.

Die physiologischen Untersuchungen bestätigen die dendrochronologischen Ergebnisse für sechs Arten. Die mittleren Werte der stomatären Leitfähigkeit, der Transpirations- und der Netto-Photosyntheseraten ergeben für die Arten *Platanus x hispanica* und *Quercus rubra* eine signifikant höhere Leistungsfähigkeit unter urbanen Standortsbedingungen im Vergleich zur Gruppe mit einer niedrigen physiologischen Leistung mit den Arten *Acer platanoides* und *Acer pseudoplatanus*. Die signifikant höheren mittleren Werte der Wassernutzungseffizienz (WUE) von *Platanus x hispanica* und *Quercus rubra* für die Messperioden der Jahre 2009 und 2010, aber besonders die höheren Werte der WUE während atmosphärischer Trockenheit weisen auf einen sparsameren Umgang mit Wasser im Vergleich zu *Acer platanoides* und *Acer pseudoplatanus* hin.

Die Ergebnisse für den Gasaustausch der Linden *Tilia platyphyllos* und *Tilia x vulgaris* zeigen kaum statistische Unterschiede zu den Ahornarten. Allerdings lässt sich aus der höheren WUE während atmosphärischer Trockenperioden auf eine bessere Anpassung an trockene Bedingungen auf urbanen Standorten ableiten.

Aus den dendrochronologischen und physiologischen Ergebnissen dieser Untersuchung lässt sich schließen, dass sich die höheren Temperaturen und die zunehmenden Trockenperioden für alle untersuchten Arten negativ auswirken können. Dennoch zeigen die Baumarten *Platanus x hispanica*, *Quercus robur* subsp. *sessiliflora* und *Quercus rubra*, dass sie den sich verändernden Klimabedingungen auf stark versiegelten urbanen Standorten gut widerstehen können und auch in Zukunft eine hohe Vitalität beibehalten werden. So sind diese Arten auch zukünftig auf stark versiegelten Stadtstandorten bevorzugt anzupflanzen.

Im Gegensatz dazu werden der Zuwachs und die Vitalität von *Tilia cordata*, *Tilia platyphyllos* und *Pyrus communis* stärker durch höhere Temperaturen und Trockenperioden eingeschränkt, wenngleich weniger stark als bei *Acer platanoides*. Die beiden Arten *Acer pseudoplatanus* und *Fagus sylvatica* können als die trockenheitssensitivsten Baumarten

betrachtet werden. Dies bedeutet, dass die beiden *Tilia*-Arten und *Pyrus communis* auf urbanen Standorten mit einer hohen Bodenversiegelung nur in Ausnahmefällen gepflanzt werden sollten. Die Anpflanzung von *Acer platanoides* sollte sich auf weniger stark versiegelte Pflanzplätze mit einem höheren Bodenvolumen und die von *Acer pseudoplatanus* und *Fagus sylvatica* ausschließlich auf Grünflächen, urbane Wälder und Parks mit deutlich besseren Wachstumsbedingungen beschränken.

## 7 Summary

Changing climatic conditions will induce water stress to trees and shrubs due to increased average temperatures, more frequent heat waves and periods of drought during the growing season. One of the numerous problems associated with climate change is the successful establishment of healthy, long living plants adapted to the specific urban sites and changing climatic conditions, aiming to maintain the ecologic and economic benefits of city trees throughout future decades. Especially trees in urban environments are exposed to heat stress, low air humidity and soil drought due to a restricted rooting space, soil compaction and the generally higher temperatures at paved sites. In future the general drought resistance and the ability to cope with the specific environmental conditions in cities should be key criteria for the use of tree-species. Therefore the main focus of this study was to identify tolerant tree-species at highly sealed urban sites and potential drought stress exemplarily for some of the commonly used street tree species growing in the city of Dresden, Germany.

For the identification of drought tolerance a dendrochronological and a physiological approach were used.

Tree-ring series of 16 chronologies of street trees, 3 single tree chronologies in the city of Dresden, and 4 chronologies at a dry site in a nature reserve plus 2 chronologies at moist sites close to the urban area were analyzed. Climatic-response, moving correlation functions, pointer years and superposed epoch analysis (SEA) of the detrended chronologies were computed.

At four urban street-tree sites light-saturated leaf gas exchange rates of six trees species and leaf-water potential of four species in the upper crown of adult street trees were measured during the summer months in 2009 and 2010. The water-use-efficiency was compared for the total of measurements and in periods of drought.

Dendroclimatological analyses show that temperatures and water availability from April to July in the actual year and in summer and autumn of the previous year are the main limiting factors for radial growth. The pointer year analysis verifies the results of the climate-growth relationship. Forest trees at the dry site are more affected by the climatic conditions than trees at urban and moist sites. Apart from site-specific growth reactions exist distinct species-



specific differences visible in the response to the climatic variables temperatures, precipitation and the self-calibrated Palmer Drought Severity Index (scPDSI), that were confirmed by pointer-year analyses and SEA.

At urban street-tree sites the species *Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus* and *Fagus sylvatica* can be characterized by a high sensitivity to drought. The increasing climate-growth correlation especially to the temperatures in June, the high number of negative pointer years with an increasing frequency over the last three decades, and the significant growth declines in drought years, indicate problems for their use at impervious surfaces in urban areas. The increasing temperatures and more frequent drought periods during the growing season result in decreasing growth trends over the last three decades and support the classification into the group sensitive to drought.

*Platanus x hispanica*, *Quercus robur* subsp. *sessiliflora*, and *Quercus rubra* in contrast show a lower mean sensitivity, a lower number of negative pointer years or more frequent positive pointer years, and the growth declines are moderate in drought years. The climate-growth relationship of *P. x hispanica* is more or less stable over time, whereas temperatures and drought in April became more important for the growth of *Quercus* species. However, the results indicate a higher drought tolerance for this group compared to the drought sensitive group.

At urban sites the dendrochronological results of *Tilia cordata*, *Tilia platyphyllos* and *Pyrus communis* enable a classification into a group of mean suitability at highly sealed urban sites, resulting from lower growth declines in drought years, and the lower amount of extreme negative pointer years than the drought sensitive group. The high number of pointer years for *Pyrus communis* may be due to fructification events and primarily not induced by climatic events.

The physiological approach confirms the dendrochronological results for six species. The mean values of stomatal conductance, transpiration rates and net-photosynthesis rates show a group with significant better physiological performance under urban conditions for the species *Platanus x hispanica* and *Quercus rubra*, compared to the species *Acer platanoides* and *Acer pseudoplatanus* with a lower physiological performance. The significant higher mean values of water-use efficiency (WUE) of *Platanus x hispanica* and *Quercus rubra*, and

in particular the values during atmospheric drought periods indicate more economical water consumption.

The results of the leaf gas exchange of *Tilia platyphyllos* and *Tilia x vulgaris* exhibit no statistical difference to the *Acer* species. However, the drier site conditions for the linden in combination with a higher WUE during atmospheric drought periods indicate a better adaptation to drought conditions at urban sites.

Based on the results of this study, it can be expected that growth and vitality of all species will be influenced negatively by the predicted climatic changes coming along with higher temperatures and more pronounced drought episodes. However, under changing climatic conditions at urban sites with a great proportion of sealed surface, heat and drought stress *Platanus x hispanica*, *Quercus robur* subsp. *sessiliflora* and *Quercus rubra* are more able to maintain a high vitality over decades. So these species may be the favored species for planting at highly sealed urban sites.

In contrast, the vitality and growth of *Tilia cordata*, *Tilia platyphyllos* and *Pyrus communis* will be more affected by drought and the higher temperatures, but less than *Acer platanoides*. *Acer pseudoplatanus* and *Fagus sylvatica* on the other hand have to be considered as the most drought sensitive species. This leads to the recommendation that both *Tilia* species and *Pyrus communis* should be planted at highly sealed urban sites only exceptionally, while *Acer platanoides* should be planted at sites with lower percentage of sealed soil and higher soil volume. The use of *Acer pseudoplatanus* and *Fagus sylvatica* should be limited to green spaces, urban forests and parks with better growing conditions.

## Literaturverzeichnis

- AAS, G. (2000): *Quercus petraea* (Mattuschka) Lieblein, 1784. Enzykl.d. Holzgew. **20**: 1–15.
- AASAMAA, K., SÖBER, A. (2011 a): Stomatal sensitivities to changes in leaf water potential, air humidity, CO<sub>2</sub> concentration and light intensity, and the effect of abscisic acid on the sensitivities in six temperate deciduous tree species. Environ. Exp. Bot. **71**: 72–78.
- AASAMAA, K., SÖBER, A. (2011 b): Responses of stomatal conductance to simultaneous changes in two environmental factors. Tree Physiol. **31**: 855–864.
- ABE, H., NAKAI, T., UTSUMI, Y., KAGAWA, A. (2003): Temporal water deficit and wood formation in *Cryptomeria japonica*. Tree Physiol. **23**: 859–863.
- ABETZ, P. (1988): Untersuchung zum Wachstum von Buchen auf der Schwäbischen Alb. Allg. For.- u. J.-Ztg. **159**: 215–223.
- ABRAHAMSON, W.G., LAYNE, J.N. (2003): Long-term patterns of acorn production for five oak species in xeric Florida uplands. Ecol. **84**: 2476–2492.
- ABRAMS, M.D. (1990): Adaptations and responses to drought in *Quercus* species of North America. Tree Physiol. **7**: 227–238.
- AFFOLTER, N.P. (2007): Aufbau eines Tieflagen- Jahrringnetzwerkes im Rhonetal, Wallis und seine klimatische Analyse. Diplomarbeit, Universität Bern, 85 S.
- AG BODENKUNDE (Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, (Hrsg.)) (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA 5). Schweizerbart'sche Vlgsg.: Stuttgart, 438 S.
- AK STADTBÖDEN (Arbeitskreis Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (Hrsg.)) (1997): Empfehlungen des Arbeitskreises Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft für die bodenkundliche Kartierung urban, gewerblich, industriell und montan überformter Flächen (Stadtböden). T1: Feldführer, T2: Textteil, Kiel, 111 S.
- ALLEN, C.B., WILL, R.E., MCGARVERY, R.C., COYLE, D.R., COLEMAN, M.D. (2005): Radiation-use efficiency and gas exchange responses to water and nutrient availability in irrigated and fertilized stands of sweetgum and sycamore. Tree Physiol. **25**: 191–200.
- AMPOORTER, E., FRENNE, P.D., HERMY, M., VERHEYEN, K. (2011): Effects of soil compaction on growth and survival of tree saplings: A meta-analysis. Basic Appl. Ecol. **12**: 394–402.

- ANDERSEN, P.C. (1991): Leaf gas exchange of 11 species of fruit crops with reference to sun-tracking/non-sun-tracking responses. *Can. J. Plant Sci.* **71**: 1183–1193.
- ANDERSSON, M., MILBERG, P., BERGMAN, K.-O. (2011): Low pre-death growth rates of oak (*Quercus robur* L.) – Is oak death a long-term process induced by dry years? *Ann. For. Sci.* **68**: 159–168.
- APOSTOL, K.G., JACOBS, D.F., WILSON, B.C., SALIFU, K.F., DUMROESE, R.K. (2007): Growth, gas exchange, and root respiration of *Quercus rubra* seedlings exposed to low root zone temperatures in solution culture. *For. Ecol. Manage.* **253**: 89–96.
- ARANDA, I., GIL, L., PARDOS, J. (1996): Seasonal water relations of three broadleaved species (*Fagus sylvatica* L., *Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl. and *Quercus pyrenaica* Willd.) in a mixed stand in the centre of the Iberian Peninsula. *For. Ecol. Manage.* **84**: 219–229.
- ARANDA, I., GIL, L., PARDOS, J.A. (2000): Water relations and gas exchange in *Fagus sylvatica* L. and *Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl. in a mixed stand at their southern limit of distribution in Europe. *Trees* **14**: 344–352.
- AREND, M., FROMM, J. (2007): Seasonal change in the drought response of wood cell development in poplar. *Tree Physiol.* **27**: 985–992.
- ARNFIELD, A.J. (2003): Two decades of urban climate research: a review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. *Int. J. Climatol.* **23**: 1–26.
- ASLANBOĞA, I., GEMICI, Y. (1998): *Platanus orientalis* Linné. *Enzykl.d. Holzgew.* **11**: 1–7.
- ASLANBOĞA, I., HÖSTER, H., MEYER, F. (1978): Umweltschäden an Strassenbäumen in Hannover. *Mitt. Dtsch. Dendrolog. Ges.* **70**: 31–57.
- AUGÉ, R.M., DUAN, J.L., CROCKER, W.T., WITTE GREEN, C.D. (1998): Foliar dehydration tolerance of twelve deciduous tree species. *J. Exp. Bot.* **49**: 753–759.
- BÄHRING, A. (2010): Der Einfluss hydrologischer Änderungen auf das Wachstum von Auwaldbaumarten – eine dendroökologische Studie. Diplomarbeit. Universität Leipzig. 93 S.
- BAILLIE, M.G.L., PILCHER, J.R. (1973): A simple crossdating program for tree-ring research. *Tree-Ring Bull.* **33**: 7–14.
- BALDER, H., EHLEBRACHT, K., MAHLER, E. (1997): Strassenbäume. Planen, Pflanzen, Pflegen am Beispiel Berlin. Patzer: Berlin, 240 S.

- BARBAROUX, C., BRÉDA, N. (2002): Contrasting distribution and seasonal dynamics of carbohydrate reserves in stem wood of adult ring-porous sessile oak and diffuse-porous beech trees. *Tree Physiol.* **22**: 1201–1210.
- BARKER, P.A., WAGER, A.J. (1986): Tree roots and sidewalks. Proc. Third National Urban For. Conf., Orlando, FL: 136–139.
- BARTENS, J., DAY, S., HARRIS, J., WYNN, T., DOVE, J. (2009): Transpiration and root development of urban trees in structural soil stormwater reservoirs. *Environ. Manage.* **44**: 646–657.
- BARTENS, J., GRISSINO-MAYER, H.D., DAY, S.D., WISEMAN, P.E. (2012): Evaluating the potential for dendrochronological analysis of live oak (*Quercus virginiana* Mill.) from the urban and rural environment – An explorative study. *Dendrochron.* **30**: 15–21.
- BASSOW, S.L., BAZZAZ, F.A. (1998): How environmental conditions affect canopy leaf-level photosynthesis in four deciduous tree species. *Ecol.* **79**: 2660–2675.
- BAUER, F. (1953): Die Rot-Eiche. Sauerländer: Frankfurt am Main, 106 S.
- BEBBER, D.P., THOMAS, S.C., COLE, W.G., BALSILLIE, D. (2004): Diameter increment in mature eastern white pine *Pinus strobus* L. following partial harvest of old-growth stands in Ontario, Canada. *Trees* **18**: 29–34.
- BECKETT, K.P., FREER-SMITH, P.H., TAYLOR, G. (2000): The capture of particulate pollution by trees at five contrasting urban sites. *Arboric. J.* **24**: 209–230.
- BERGERON, Y., DENNELER, B., CHARRON, D., GIRARDIN M.-P. (2002): Using dendrochronology to reconstruct disturbance and forest dynamics around Lake Duparquet, northwestern Quebec. *Dendrochron.* **20**: 175–189.
- BERNHOFER, C., MATSCHULLAT, J., BOBETH, A. (Hrsg.) (2009): Das Klima in der REGKLAM-Modelregion Dresden. Regklam Publikationsreihe Heft 1. Rhombos: Berlin, 117 S.
- BERNHOFER, C., MATSCHULLAT, J., BOBETH, A. (Hrsg.) (2011): Klimaprojektionen für die REGKLAM-Modelregion Dresden. Regklam Publikationsreihe Heft 2. Rhombos: Berlin, 112 S.
- BERRY, J., BJÖRKMAN, O. (1980): Photosynthetic response and adaptation to temperature in higher plants. *Ann. Rev. Plant Physiol.* **31**: 491–543.
- BEST, D.J., ROBERTS, D.E. (1975): Algorithm AS 89: The Upper Tail Probabilities of Spearman's *rho*. *Appl. Statistics* **24**: 377–379.

- BHIRY, N., FILION, L. (1996): Mid-Holocene hemlock decline in eastern North America linked with phytophagous insect activity. *Quaternary Res.* **45**: 312–320.
- BIONDI, F., WAIKUL, K. (2004): DENDROCLIM2002: A C ++ program for statistical calibration of climate signals in tree-ring chronologies. *Comp. & Geosci.* **30**: 303–311.
- BLUME, H.-P. (1993): Böden. In: SUKOPP, H., WITTIG, R. (Hrsg.): *Stadtökologie*. Fischer: Stuttgart, Jena, New York, 154–171.
- BLUME, H.-P. (2000): Böden städtisch-industrieller Verdichtungsräume. In: BLUME H.-P., FELIX-HENNINGSSEN, P., FISCHER, W.R., FREDE, H.G., HORN, R., STAHR K. (Hrsg.): *Handbuch der Bodenkunde*. Ecomed: Landsberg, 154–171.
- BLUME, H.-P., BRÜMMER, G.W., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K., WILKE, B.-M. (2010): *Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde*. Spektrum – Akademischer Verlag: Heidelberg, 570 S.
- BÖCKMANN, T. (1990): Wachstum und Ertrag der Winter-Linde (*Tilia cordata* Mill.) in Niedersachsen und Nordhessen. Dissertation, Georg-August-Universität, Göttingen, 143 S.
- BÖLL, S., KÖRBER, K., SCHÖNFELD, P. (2010): Zur Auswahl von Baumarten unter dem Aspekt des Klimawandels: Das Projekt “Stadtgrün 2021”. In: DUJESIEFKEN, D. (Hrsg.) (2010): *Jahrbuch der Baumpflege 2010*. Haymarket Media: Braunschweig, 300–305.
- BOLTE, A., IBISCH, P., MENZEL, A., ROTHE, A. (2008): Was Klimahüllenmodelle uns verschweigen. *Allg. For. Zeitschr.* **63**: 800–804.
- BONN, S. (1998): Dendroökologische Untersuchung der Konkurrenzdynamik in Buchen/Eichen-Mischbeständen und zu erwartende Modifikationen durch Klimaänderungen. *Forstw. Beitr. Tharandt/Contrib. For. Sc.* **3**, 226 S.
- BONN, S. (2006): Jahrringe als Indikator für Schadereignisse und als Archiv der Baumlebensgeschichte von Stadtbäumen. *Forst und Holz* **61**: 366–368.
- BORGAONKAR, H.P., RAM, S., SIKDER, A.B. (2009): Assessment of tree-ring analysis of high-elevation *Cedrus deodara* G. Don from Western Himalaya (India) in relation to climate and glacier fluctuations. *Dendrochron.* **27**: 59–69.
- BOSSARD, H.H. (1984): *Holzkunde II und III*. Birkenhäuser Verlag: Basel, Boston, Stuttgart, 312 S., 286 S.

- BOURIAUD, O., BRÉDA, N., LE MOGUÉDEC, G., NEPVEU, G. (2003): Modeling variability of wood density in beech as affected by ring age, radial growth and climate. *Trees* **18**: 264–276.
- BRÄKER, O.U. (1981): Der Alterstrend der Jahrringdichten und Jahrringbreiten von Nadelhölzern und sein Ausgleich. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien **142**: 75–102.
- BRAUN, S., SCHINDLER, C., RIHM, B., FLÜCKIGER, W. (2007): Shoot growth of mature *Fagus sylvatica* and *Picea abies* in relation to ozone. *Environ. Pollut.* **146**: 624–628.
- BÄRUNING, A., BURCHARDT, I. (2006): Detection of growth dynamics in tree species of a tropical mountain rain forest in southern Ecuador. TRACE – Tree Rings in Archaeol., Climatol. and Ecol. **4**: 127–131.
- BRÉDA, N., BADEAU, V. (2008): Forest tree responses to extreme drought and some biotic events: towards a selection according to hazard tolerance? *CR Geosci.* **340**: 651–62.
- BRÉDA, N., COCHARD, H., DREYER E., GRANIER, A. (1993): Water transfer in a mature oak stand (*Quercus petraea*): seasonal evolution and effects of a severe drought. *Can. J. For. Res.* **23**: 1136–1143.
- BRÉDA, N., GRANIER, A. (1996): Intra- and interannual variations of transpiration, leaf area index and radial growth of a sessile oak stand (*Quercus petraea*). *Ann. Sci. For.* **53**: 521–536.
- BRÉDA, N., GRANIER, A., BARATAUD, F., MOYNE, C. (1995): Soil water dynamics in an oak stand. Soil moisture, water potentials and water uptake by roots. *Plant Soil* **172**: 17–27.
- BRIDGE, M.C., GASSON, P.E., CUTLER, D.F. (1996): Dendroclimatological observations on trees at Kew and Wakehurst Place: event and pointer years. *For.* **69**: 263–269.
- BRIFFA, K., SCHWEINGRUBER, F., JONES, P., OSBORN, T. (1998): Reduced sensitivity of recent tree growth to temperature at high northern latitudes. *Nature* **391**: 678–682.
- BÜHLER, O., KRISTOFFERSEN, P., LARSEN, S.U. (2007): Growth of street trees in Copenhagen with emphasis on the effect of different establishment concepts. *Arboric. Urban For.* **33**: 330–337.
- BÜNTGEN, U., FRANK, D., WILSON, R., CARRER, M., URBINATI, C., ESPER, J. (2008): Testing for tree-ring divergence in the European Alps. *Glob. Change Biol.* **14**: 2443–2453.
- BUNN, A.G. (2008): A dendrochronology program library in R (dplR). *Dendrochron.* **26**: 115–124.

- BUSH, S.E., PATAKI, D.E., HULTINE, K.R., WEST, A.G., SPERRY, J.S., EHLERINGER, J.R. (2008): Wood anatomy constrains stomatal responses to atmospheric vapor pressure deficit in irrigated, urban trees. *Oecol.* **156**: 13–20.
- CAMARERO, J.J., MARTÍN, E., GIL-PELEGRÍN, E. (2003): The impact of a needleminer (*Epinotia subsequana*) outbreak on radial growth of silver fir (*Abies alba*) in the Aragón Pyrenees: A dendrochronological assessment. *Dendrochron.* **21**: 3–12.
- CAVANDER-BARES, J., BAZZAZ, F.A. (2000): Changes in drought response strategies with ontogeny in *Quercus rubra*: implications for scaling from seedlings to mature trees. *Oecol.* **124**: 8–18.
- CEDRO, A., NOWAK, G. (2006): Effects of climatic conditions on annual tree ring growth of the *Platanus x hispanica* ‘Acerifolia’ under urban conditions of Szczecin. *Dendrobiol.* **55**: 11–17.
- CEKSTERE, G., NIKODEMUS, O., OSVALDE, A. (2008): Toxic impact of the de-icing material to street greenery in Riga, Latvia. *Urban For. & Urban Green.* **7**: 207–217.
- CEKSTERE, G., OSVALDE A., NIKODEMUS, O. (2010): Influence of de-icing salt on K supply and street trees ecological status in Riga, Latvia. *Highway and Urban Environ. All. Glob. Sustain. Bookss.* **17**: 337–345.
- CHAAR H., COLIN F. (1999): Impact of late frost on height growth in young sessile oak regenerations. *Ann. For. Sci.* **56**: 417–429.
- CHAPIN, F.S. III, AUTUMN, K., PUGNAIRE, F. (1993): Evolution of suites of traits in response to environmental stress. *Amer. Natural.* **142**: 78–92.
- CHEN, Z.J., HE, X.Y., CHEN, W., SHAO, X.M., SUN, Y., TAO, D.L. (2006): Solar activity, global surface air temperature anomaly and pacific decadal oscillation signals observed in urban outskirts tree ring records from Shenyang, China. *Adv. Space Res.* **38**: 2272–2284.
- CHEN, Z.J., HE, X.Y., CUI, M., DAVI, N., ZHANG, X., CHEN, W., SUN, Y. (2008): The effect of anthropogenic activities on the reduction of urban tree sensitivity to climatic change: dendrochronological evidence from Chinese pine in Shenyang city. *Trees* **25**: 393–405.
- CHMIELEWSKI, F.M., RÖTZER, T. (2001): Response of tree phenology to climate change across Europe. *Agric. For. Meteorol.* **108**: 101–112.
- CHUNXIA, H., JIYUE, L., MING, G., YUTAO, W., CHONG, C. (2008): Changes in leaf photosynthetic characteristics and water use efficiency along with tree height of 4 tree species. *Acta Ecol. Sinica* **28**: 3008–3016.



- CIAIS, PH., REICHSTEIN, M., VIOVY, N., GRANIER, A., OGLEE, J., ALLARD, V., AUBIGNET, M., BUCHMANN, N., BERNHOFER, CHR., CARRARA, A., CHEVALLIER, F., DE NOBLET, N., FRIEND, A.D., FRIEDLINGSTEIN, P., GRÜNWARD, T., HEINESCH, B., KERONEN, P., KNOHL, A., KRINNER, G., LOUSTAU, D., MANCA, G., MATTEUCCI, G., MIGLIETTA, F., OURCIVAL, J.M., PAPALE, D., PILEGAARD, K., RAMBAL, S., SEUFERT, G., SOUSSANA, J.F., SANZ, M.J., SCHULZE, E.D., VESALA, T., VALENTINI, R. (2005): European-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature* **437**: 529–533.
- COCHARD, H., BREDI, N., GRANIER, A. (1996): Whole tree hydraulic conductance and water loss regulation in *Quercus* during drought – evidence for stomatal control of embolism. *Ann. Sci. For.* **53**: 197–206.
- COCHARD, H., LEMOINE, D., AMÉGLIO, T., GRANIER, A. (2001): Mechanisms of xylem recovery from winter embolism in *Fagus sylvatica*. *Tree Physiol.* **21**: 27–33.
- COCHARD, H., TYREE, M.T. (1990): Xylem dysfunction in *Quercus*: vessel sizes, tyloses, cavitation and seasonal changes in embolism. *Tree Physiol.* **6**: 393–407.
- CONSOLLY, J.W. (2007): Planting and maintenance. In: KUSER, J.E. (Hrsg.): *Urban and community forestry in the Northeast*. Springer: New York, 221–236.
- COOK, E.R. (1985): A time series approach to tree ring standardization. Dissertation, Universität Arizona, Tucson, Arizona USA, 183 S.
- COOK, E.R., BRIFFA, K., SHIYATOV, S., MAZEPA, V. (1990): Tree-ring standardization and growth-trend estimation. In: COOK, E.R., KAIRIUKSTIS, L.A. (Hrsg.): *Methods of dendrochronology. Applications in the environmental sciences*. Kluwer Academic Publishers: Dordrecht, Boston, London, 104–123.
- COOK, E.R., HOLMES, R.L. (1986): User manual for computer program ARSTAN. In: HOLMES, R.L., ADAMS, R.K., FRITTS, H.C. (Hrsg.): *Tree-ring chronologies of western North America: California, Eastern Oregon, and Northern Great Basin*, Laboratory of Tree-Ring Research. University of Arizona, Tucson, 50–56.
- COOK, E.R., PETERS, K. (1997): Calculating unbiased tree-ring indices for the study of climatic and environmental change. *Holocene* **7**: 361–370.
- CRAUL, P.J. (1992): *Urban soil in landscape design*. John Wiley: Chichester, 396 S.
- CRAUL, P.J. (1999): *Urban soils: applications and practices*. John Wiley: New York, 366 S.
- CREGG, B.M., DIX, M.E. (2001): Tree moisture stress and insect damage in urban areas in relation to heat island effects. *J. Arboric.* **27**: 8–17.

- CROKER, J.L., WILLARD, W.T., AUGE, R. (1998): Stomatal sensitivity of six temperate, deciduous tree species to non-hydraulic root-to-shoot signaling of partial soil drying. *J. Exp. Bot.* **49**: 761–774.
- CROPPER, J.P. (1979): Tree-ring skeleton plotting by computer. *Tree-Ring Bull.* **39**: 47–59.
- CZAJKOWSKI, T., BOLTE, A. (2006 a): Frosttoleranz deutscher und polnischer Herkünfte der Buche (*Fagus sylvatica* L.) und ihre Beeinflussung durch Trockenheit. *Arch. f. Forstw. u. Landschaftsökol.* **40**: 119–126.
- CZAJKOWSKI, T., BOLTE, A. (2006 b): Unterschiedliche Reaktion deutscher und polnischer Herkünfte der Buche (*Fagus sylvatica* L.) auf Trockenheit. *Allg. For.-u. J.-Ztg.* **177**: 30–40.
- D'ARRIGO, R., ABRAM, N., UMMENHOFER, C., PALMER, J., MUDELSEE, M. (2010): Reconstructed streamflow for Citarum River, Java, Indonesia: linkages to tropical climate dynamics. *Clim. Dyn.* **36**: 451–462.
- DAY, S., BASSUK, N.L. (1994): A review of the effects of soil compaction and amelioration treatments on landscape trees. *J. Arboric.* **20**: 9–17.
- DAY, S.D., AMATEIS, R. (2011): Predicting canopy and trunk cross-sectional area of silver linden (*Tilia tomentosa*) in confined planting cutouts. *Urban For. & Urban Green.* **10**: 317–323.
- DE KIMPE, C., MOREL, J. (2000): Urban soil management: a growing concern. *Soil Sci.* **165**: 31–40.
- DE LUIS, M., NOVAK, K., RAVENTÓS, J., GRIČAR, J., PRISLAN, P., ČUFAR, K. (2011): Climate factors promoting intra-annual density fluctuations in Aleppo pine (*Pinus halepensis*) from semiarid sites. *Dendrochron.* **29**: 163–169.
- DEFIORIO, G., HEIN, S., FINK, S., SPIECKER, H., SCHWARZE, F.W.M.R. (2005): The application of wood decay fungi to enhance annual ring detection in three diffuse-porous hardwoods. *Dendrochron.* **22**: 123–130.
- DELLA-MARTA, P.M., LUTERBACHER, J., VON WEISSENFLUH, H., XOPLAKI, E., BRUNET, M., WANNER, H. (2007): Summer heat waves over western Europe 1880–2003, their relationship to large-scale forcings and predictability. *Clim. Dyn.* **29**: 251–275.
- DEMCHIK, M.C., SHARPE, W.E. (2000): The effect of soil nutrition, soil acidity and drought on northern red oak (*Quercus rubra* L.) growth and nutrition on Pennsylvania sites with high and low red oak mortality. *For. Ecol. Manage.* **136**: 199–207.

- DI FILIPPO, A., ALESSANDRINI, A., BIONDI, F., BLASI, S., PORTOGHESI, L., PIOVESAN, G. (2010): Climate change and oak growth decline: dendroecology and stand productivity of a Turkey oak (*Quercus cerris* L.) old stored coppice in Central Italy. *Ann. For. Sci.* **67**: 1–12.
- DI FILIPPO, A., BIONDI, F., CUFAR, K., DE LUIS, M., GRABNER, M., MAUGERI, M., PRESUTTI SABA, E., SCHIRONE, B., PIOVESAN, G. (2007): Bioclimatology of beech (*Fagus sylvatica* L.) in the Eastern Alps: spatial and altitudinal climatic signals identified through a tree-ring network. *J. Biogeogr.* **34**:1873–1892.
- DITTMAR, C., ELLING, W. (1999): Jahringbreite von Fichte und Buche in Abhängigkeit von Witterung und Höhenlage. *Forstw. Cbl.* **118**: 251–270.
- DITTMAR, C., ELLING, W. (2007): Dendroecological investigation of the vitality of Common Beech (*Fagus sylvatica* L.) in mixed mountain forests of the Northern Alps (South Bavaria). *Dendrochron.* **25**: 37–56.
- DITTMAR, C., FRICKE, W., ELLING, W. (2006): Impact of late frost events on radial growth of common beech (*Fagus sylvatica* L.) in Southern Germany. *Eur. J. For. Res.* **125**: 249–259.
- DITTMAR, C., ZECH, W., ELLING, W. (2003): Growth variation of Common beech (*Fagus sylvatica* L.) under different climatic and environmental conditions in Europe – a dendroecological study. *For. Ecol. Manage.* **173**: 63–78.
- DONOVAN, L.A., WEST, J.B., MCLEOD, K.W. (2000): *Quercus* species differ in water and nutrient characteristics in a resource-limited fall-line sandhill habitat. *Tree Physiol.* **20**: 929–936.
- DRAKE, B.G., GONZÁLEZ-MELER, M.A., LONG, S.P. (1997): More efficient plants: a consequence of rising atmospheric CO<sub>2</sub>? *Ann. Rev. Plant Physiol. Plant Molec. Biol.* **48**: 609–639.
- DROBYSHEV, I., NIKLASSON, M., EGGERTSSON, O., LINDERSON, H., SONESSON, K. (2008): Influence of annual weather on growth of pedunculate oak in southern Sweden. *Ann. For. Sci.* **65**: 512.
- DULAMSUREN, CH., HAUCK, M., LEUSCHNER, H.H., LEUSCHNER, C. (2010): Gypsy moth-induced growth decline of *Larix sibirica* in a forest-steppe ecotone. *Dendrochron.*, **28**: 207–213.
- DUURSMA, R.A., KOLARI, P., PERÄMÄKI, M., NIKINMAA, E., HARI, P., DELZON, S., LOUSTAU, D., ILVESNIEMI, H., PUMPANEN, J., MÄKELÄ, A. (2008): Predicting the decline in daily maximum transpiration rate of two pine stands during drought based on constant minimum leaf water potential and plant hydraulic conductance. *Tree Physiol.* **28**: 265–276.

- EAMUS, D., BERRYMAN, C.A., DUFF, G.A. (1993): Assimilation, stomatal conductance, specific leaf area and chlorophyll responses to elevated CO<sub>2</sub> of *Maranthes corymbosa*, a tropical monsoon rain forest species. *Aust. J. Plant Physiol.* **20**: 741–755.
- ECKSTEIN, D., BREYNE, A., ANIOL, R.W., LIESE, W. (1981): Dendroklimatologische Untersuchungen zur Entwicklung von Straßenbäumen. *Forstw. Cbl.* **100**: 381–396.
- EICHHORN, J., ICKE, R., ISENBERG, A., PAAR, U., SCHÖNFELDER, E. (2005): Temporal development of crown condition of beech and oak as a response variable for integrated evaluation. *Eur. J. For. Res.* **124**: 335–347.
- EILMANN, B., WEBER, P., RIGLING, A., ECKSTEIN, D. (2006): Growth reactions of *Pinus sylvestris* L. and *Quercus pubescens* Willd. to drought years at a xeric site in Valais, Switzerland. *Dendrochron.* **23**, 121–132.
- ELLENBERG, H., LEUSCHNER, CH. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Ulmer: Stuttgart, 1357 S.
- ELLING, W., DITTMAR, C. (2003): Neuartige Zuwachsdepressionen bei Buche. *Allg. For. Zeitschr.* **58**: 42–45.
- EPRON, D., DREYER, E., AUSSÉNAC, G. (1993): A comparison of photosynthetic responses to water stress in saplings from three oak species: *Quercus petraea* (Matt) Liebl., *Q. rubra* L. and *Q. cerris* L.. *Ann. Sci. For.* **50**: 48–60.
- ERBE, S. (2002): Untersuchungen zur räumlichen Verteilung und zum Trend korrigierter Niederschläge in Sachsen im Zeitraum 1971-2000. Diplomarbeit, TU Dresden, Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Institut für Geographie, 65 S.
- ERMER, K., HOFF, R., MOHRMANN, R. (1996): Landschaftsplanung in der Stadt. Ulmer: Stuttgart, 304 S.
- ESPER, J., BÜNTGEN, U., FRANK, D.C., NIEVERGELT, D., LIEBHOLD, A. (2007): 1200 years of regular outbreaks in alpine insect. *Proc. Roy. Socie. B* **274**: 671–679.
- EVANS, J. (1982): Plantation forestry in the tropics. Clarendon Press: Oxford, 488 S.
- FELBERMEIER, B., MOSANDL, R. (2002): *Fagus sylvatica* Linné, 1753. *Enzykl.d. Holzgew.* **27**: 1–20.
- FERRINI, F., BAIETTO, M. (2006): Response to fertilization of different tree species in the urban environment. *Arboric. Urban For.* **32**: 93–99.

- FINI, A., FERRINI, F., FRANGI, P., AMOROSO, G., PIATTI, R. (2009): Withholding irrigation during the establishment phase affected growth and physiology of Norway maple (*Acer platanoides*) and linden (*Tilia* spp.). *Arboric. Urban For.* **35**: 241–251.
- FISCHER, H., ROMMEL, W.-D. (1989): Jahrringbreiten und Höhentriebblängen von Buchen mit unterschiedlicher Belaubungsdichte in Baden-Württemberg. *Allg. For. Zeitschr.* **44**: 264–265.
- FLL (Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V.) (2010 a): Empfehlungen für Baumpflanzungen. Teil 1: Planung, Pflanzarbeiten, Pflege. Hrsg.: Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung, Landschaftsbau e.V. (FLL), Bonn, 60 S.
- FLL (Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V.) (2010 b): Empfehlungen für Baumpflanzungen. Teil 2: Standortvorbereitung für Neupflanzungen, Pflanzgruben und Wurzelraumerweiterung, Baumweisen und Substrate. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung, Landschaftsbau e.V. (FLL), Bonn, 64 S.
- FLORINETH, F. (2011): Baumsubstrate auf Basis von Baustoff-Recycling-Materialien – Aktuelle Erfahrungen in Österreich. In: DUJESIEFKEN, D. (Hrsg.) (2011): *Jahrbuch der Baumpflege 2011*. Haymarket Media: Braunschweig, 27–37.
- FOETZKI, A. (2003): Wasserhaushalt und Wassernutzungseffizienz von vier perennierenden Pflanzenarten im Vorland einer zentralasiatischen Flussoase. Dissertation, Georg-August-Universität, Göttingen, 189 S.
- FRANCO, A.C., LÜTTGE, U. (2002): Midday depression in savanna trees: coordinated adjustments in photochemical, efficiency, photorespiration, CO<sub>2</sub> assimilation and water use efficiency. *Oecol.* **131**: 356–365.
- FRANK, D., ESPER, J. (2005): Characterization and climate response patterns of a high-elevation, multi-species tree-ring network in the European Alps. *Dendrochron.* **22**: 107–121.
- FRANKE, J., GOLDBERG, V., EICHELMANN, U., FREYDANK, E., BERNHOFER, C. (2004): Statistical analysis of regional climate trends in Saxony, Germany. *Clim. Res.* **27**: 145–150.
- FRANKE, J., SURKE, M., LANGROCK, M. (2007): *Handbuch zur „Klimadatenbank Mitteldeutschland“*. Unveröffentlichtes Handbuch, TU Dresden, Professur Meteorologie, Tharandt.
- FRECH, A. (2006): Walddynamik in Mischwäldern des Nationalparks Hainich Untersuchung der Mechanismen und Prognose der Waldentwicklung. Dissertation, Georg-August-Universität, Göttingen, 120 S.

- FRIEDRICH, D.A., BÜNTGEN, U., FRANK, D.C., ESPER, J., NEUWIRTH, B., LÖFFLER, J., (2009 a): Complex climate controls on 20th century oak growth in Central-West Germany. *Tree Physiol.* **29**: 39–51.
- FRIEDRICH, D.A., TROUET, V., BÜNTGEN, U., FRANK, D.C., ESPER, J., NEUWIRTH, B., LÖFFLER, J. (2009 b): Species-specific climate sensitivity of tree growth in Central-West Germany. *Trees* **23**: 729–739.
- FRITTS, H.C. (1976): *Tree-rings and climate*. Academic press: London, New York, San Francisco, 567 S.
- FRITTS, H.C. (1991): *Reconstructing large-scale climatic patterns from tree-ring data*. The University of Arizona Press: Tucson, London, 286 S.
- FROMM, M. (1999): Artbestimmung von Winter-Linde, Sommer-Linde und der Arthybride. *Allg. For. Zeitschr.* **5**: 244–246.
- GARCÍA-SUÁREZ, A.M., BUTLER, C.J., BAILLIE, M.G.L. (2009): Climate signal in tree-ring chronologies in a temperate climate: A multi-species approach. *Dendrochron.* **27**: 183–198.
- GAUTHIER, S., GAGNON, D. (1990): La végétation des contreforts des Laurentides: une analyse des gradients écologiques et du niveau successional des communautés. *Can. J. Bot.* **68**: 391–401.
- GENET, H., BRÉDA, N., DUFRÊNE, H. (2010): Age-related variation in carbon allocation at tree and stand scales in beech (*Fagus sylvatica* L.) and sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) using a chronosequence approach. *Tree Physiol.* **30**: 177–192.
- GIEGER, T. (2002): *Auswirkungen von Trockenheit und Entlaubung auf den Wasserhaushalt von Stiel- und Traubeneiche*. Dissertation, Georg-August-Universität, Göttingen, 132 S.
- GÖTTLEIN, A., RODENKIRCHEN, H., HÄBERLE, K.H., MATYSSEK, R. (2009): Nutritional effects triggered by the extreme summer 2003 in the free air ozone fumigation experiment at the Kranzberger Forst. *Eur. J. For. Res.* **128**: 129–134.
- GÖTZ, B., WOLF, C. (2004): *Tilia cordata* Miller. *Enzykl.d. Holzgew.* **38**: 1–16.
- GRABOSKY, J., BASSUK, N.L. (1995): A new urban tree soil to safely increase rooting volumes under sidewalks. *J. Arboric.* **21**: 187–200.
- GRABOSKY, J., GILMAN, E.F. (2004): Measurement and prediction of tree growth reduction from tree planting space design in established parking lots. *J. Arboric.* **30**: 154–159.

- GRANIER, A., BIRON, P., LEMOINE, D. (2000): Water balance, transpiration and canopy conductance in two beech stands. *Agric. For. Meteorol.* **100**: 291–308.
- GRAVES, W.R., DANA, M.N., JOLY, R.J. (1989): Root-zone temperature affects water status and growth of red maple. *J. Amer. Socie. Hortic. Sci.* **114**: 406–410.
- GREEN, S.R., CLOTHIER, B.E. (1999): The root zone dynamics of water uptake by a mature apple tree. *Plant and Soil* **206**: 61–77.
- GRISSINO-MAYER, H.D. (2001): Evaluating crossdating accuracy: A manual and tutorial for the computer program COFECHA. *Tree-Ring-Res.* **57**: 205–221.
- GRISSINO-MAYER, H.D., HOLMES, R.L., FRITTS, H.C. (1996): The international tree-ring data bank. Program library version 2.0 user's manual. Tucson, USA, 106 S.
- GRUNDMANN, B. (2009): Dendroklimatologische Untersuchung von Buche und Fichte – Blick auf naturnahe Mischwälder. Südwestdt. Verlag f. Hochschulschriften: Saarbrücken, 203 S.
- HACKE, U., SAUTER, J.J. (1996): Xylem dysfunction during winter and recovery of hydraulic conductivity in diffuse-porous and ring-porous trees. *Oecol.* **105**: 435–439.
- HALL, D.J., WALKER, S., SPANTON, A.M. (1999): Dispersion from courtyards and other enclosed spaces. *Atmosph. Environ.* **33**: 1187–1203.
- HAMADA, S., OHTA T. (2010): Seasonal variations in the cooling effect of urban green areas on surrounding urban areas. *Urban For. & Urban Green.* **9**: 15–24.
- HANBA, Y.T., KOGAMI, H., TERASHIMA, I. (2002): The effect of growth irradiance on leaf anatomy and photosynthesis in *Acer* species differing in light demand. *Plant Cell Environ.* **25**: 1021–1030.
- HARDIN, P.J., JENSEN, R.R. (2007): The effect of urban leaf area on summertime urban surface kinetic temperatures: A Terre Haute case study. *Urban For. & Urban Green.* **6**: 63–72.
- HARDY, J.P., GROFFMAN, P.M., FITZHUGH, R.D., HENRY, K.S., WELMAN, A.T., DEMERS, J.D., FAHEY, T.J., DRISCOLL, C.T., TIERNEY, G.L., NOLAN, S. (2001): Snow depth manipulation and its influence on soil frost and water dynamics in a northern hardwood forest. *Biogeochem.* **56**: 151–174.
- HARRIS, J.R., DAY, S.D., KANE, B. (2008): Nitrogen fertilization during planting and establishment of the urban forest: a collection of five studies. *Urban For. & Urban Green.* **7**: 195–206.

- HAURWITZ, M.W., BRIER, G.W. (1981): A critique of the superposed epoch analysis method: its application to solar-weather relations. *Mon. Weather Rev.* **109**: 2074–2079.
- HE, J.-S., ZHANG, Q.-B., BAZZAZ, F.A. (2005): Differential drought responses between saplings and adult trees in four co-occurring species of New England. *Trees* **19**: 442–450.
- HE, X., CHEN, Z., CHEN, W., SHAO, X., HE, H., SUN, Y. (2007): Solar activity, global surface air temperature anomaly and Pacific Decadal Oscillation recorded in urban tree rings. *Ann. For. Sci.* **64**: 743–756.
- HELAMA, S., LÄÄNELAID, A., RAISIO, J., TUOMENVIRTA, H. (2009): Oak decline in Helsinki portrayed by tree-rings, climate and soil data. *Plant Soil* **319**: 163–174.
- HEMERY, G.E., CLARK, J.R., ALDINGER, E., CLAESSENS, H., MALVOLTI, M.E., O’CONNOR, E., RAFTOYANNIS, Y., SAVILL, P.S., BRUS, R. (2010): Growing scattered broadleaved tree species in Europe in a changing climate: a review of risks and opportunities. *For.* **83**: 65–81.
- HITZ, O.M., GÄRTNER, H., HEINRICH, I., MONBARON, M. (2008): Wood anatomical changes in roots of European ash (*Fraxinus excelsior* L.) after exposure. *Dendrochron.* **25**: 145–152.
- HOLLSTEIN, E. (1980): Mitteleuropäische Eichenchronologie. *Trierer Grabungen und Forschungen* 11, 273 S.
- HOLMES, R.L. (1986): User manual for program COFECHA. In: HOLMES, R.L., ADAMS, R.K., FRITTS, H.C. (Hrsg.): *Tree-ring chronologies of western North America: California, eastern Oregon, and Northern Great Basin*, Laboratory of Tree-Ring Research. University of Arizona, Tucson, 41–49.
- HÖLSCHER, D. (2004): Leaf traits and photosynthetic parameters of sapling and adult trees of co-existing species in a temperate broad-leaved forest. *Basic Appl. Ecol.* **5**: 163–172.
- HÖLSCHER, D., KOCH, O., KORN, S., LEUSCHNER, CH. (2005): Sap flux of five co-occurring tree species in a temperate broad-leaved forest during seasonal soil drought. *Trees* **19**: 628–637.
- HUBER, B. (1948): Die Jahrringe der Bäume als Hilfsmittel der Klimatologie und Chronologie. *Naturwissensch.* **33**: 151–154.
- HUGHES, M.K. (2002): Dendrochronology in climatology – the state of the art. *Dendrochron.* **20**: 95–116.



- IIO, A., FUKASAWA, H., NOSE, Y., KAKUBARI, Y. (2004): Stomatal closure induced by high vapor pressure deficit limited midday photosynthesis at the canopy top of *Fagus crenata* Blume on Naeba mountain in Japan. *Trees* **18**: 510–517.
- INNES, J.L. (1994): The occurrence of flowering and fruiting on individual trees over 3 years and their effects on subsequent crown condition. *Trees* **8**: 139–150.
- JACOBS, D.F., SALIFU, K.F., DAVIS, A.S. (2009): Drought susceptibility and recovery of transplanted *Quercus rubra* seedlings in relation to root system morphology. *Ann. For. Sci.* **66**: 504
- JACOBY, G.C., D'ARRIGO, R., DAVAAJAMTS, T.S. (1996): Mongolian tree rings and twentieth century warming. *Sci.* **273**: 771–773.
- JOHNSON, F.L., BELL, D.T., SANLEY, S.K. (1975): A comparison of urban and forest microclimates in the Midwest United States. *Agric. Meteorol.* **14**: 335–345.
- JONES, H.G. (1998): Stomatal control of photosynthesis and transpiration. *J. Exp. Bot.* **49**: 387–398.
- JONES, M.E., PAINE, T.D., FENN, M.E., POTH, M.A. (2004): Influence of ozone and nitrogen deposition on bark beetle activity under drought conditions. *For. Ecol. Manage.* **200**: 67–76.
- JÖNSSON, A.M. (2000): Soil treatment effects on bark lesions and frost sensitivity of beech (*Fagus sylvatica*) in southern Sweden. *For. Ecol. Manage.* **129**: 167–175.
- JÖNSSON, A.M., BÄRRING, L. (2011): Ensemble analysis of frost damage on vegetation caused by spring backlashes in a warmer Europe. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* **11**: 401–418.
- JUHÁSOVÁ, G., PRASLIKA, J. (2002): Occurrence and harmful effects of *Gymnosporangium sabinae* (Dicks.) in Slovakia. *Plant Protection Sci.* **26**: 89–93.
- JUMP, A.S., HUNT, J.M., PEÑUELAS, J. (2006): Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Glob. Change Biol.* **12**: 2163–2174.
- KANG, S., HU, X., JERIE, P., ZHANG, J. (2003): The effects of partial rootzone drying on root, trunk sap flow and water balance in an irrigated pear (*Pyrus communis* L.) orchard. *J. Hydrol.* **280**: 192–206.
- KAPPEN, L., VALLADARES, F. (2007): Opportunistic growth and desiccation tolerance: The ecological success of poikilohydrous autotrophs. In: PUGNAIRE, F., VALLADARES, F. (Hrsg.): *Functional plant Ecology*. Taylor & Francis: New York, 7–48.

- KAZDA, M., SALZER, J., REITER, I. (2000): Photosynthetic capacity in relation to nitrogen in the canopy of a *Quercus robur*, *Fraxinus angustifolia* and *Tilia cordata* flood plain forest. *Tree Physiol.* **20**: 1029–1037.
- KERN, Z., POPA, I. (2007): Climate-growth relationship of tree species from a mixed stand of Apuseni Mts., Romania. *Dendrochron.* **24**: 109–115.
- KHALIL, A.A.M., GRACE, J. (1992): Acclimation to drought in *Acer pseudoplatanus* L. (Sycamore) seedlings. *J. Exp. Bot.* **43**: 1591–1602.
- KIENAST, F., SCHWEINGRUBER, F.H., BRÄKER, O.U., SCHÄR, E. (1987): Tree-ring studies on conifers along gradients and the potential of single-year analyses. *Can. J. For. Res.* **17**: 683–696.
- KJELGREN, R., CLARK, J. (1992): Microclimates and tree growth in three urban spaces. *J. Environ. Hortic.* **10**: 139–145.
- KJELGREN, R., MONTAGUE, T. (1998): Urban tree transpiration over turf and asphalt surfaces. *Atmosph. Environ.* **32**: 35–41.
- KLOEPPPEL, B.D., ABRAMS, M.D. (1995): Ecophysiological attributes of the native *Acer saccharum* and the exotic *Acer platanoides* in urban oak forests in Pennsylvania, USA. *Tree Physiol.* **15**: 739–746.
- KNAPP, P.A., SOULE, P.T., GRISSINO-MAYER, H.D. (2001): Detecting potential regional effects of increased atmospheric CO<sub>2</sub> on growth rates of western Juniper. *Glob. Change Biol.* **7**: 903–917.
- KÖCHER, P., GEBAUER, T., HORNA, V., LEUSCHNER, C. (2009): Leaf water status and stem xylem flux in relation to soil drought in five temperate broad-leaved tree species with contrasting water use strategies. *Ann. For. Sci.* **66**: 1–11.
- KOIKE, T. (1990): Autumn coloring, photosynthetic performance and leaf development of deciduous broad-leaved trees in relation to forest succession. *Tree Physiol.* **7**: 21–32.
- KOIKE, T., KITAO, M., MARUYAMA, Y., MORI, S., LEI, T.T. (2001): Leaf morphology and photosynthetic adjustments among deciduous broadleaved trees within the vertical canopy profile. *Tree Physiol.* **21**: 951–958.
- KÖLLING, C. (2007): Klimahüllen für 27 Waldbaumarten. *Allg. For. Zeitschr.* **62**: 1242–1245.
- KORN, S. (2004): Experimentelle Untersuchungen der Wasseraufnahme und der hydraulischen Eigenschaften des Wurzelsystems von sechs heimischen Laubbaumarten. Dissertation, Georg-August-Universität, Göttingen, 148 S.

- KÖSTLER, J. N., BRÜCKNER, E., BIBELRIETHER, H. (1968): Die Wurzeln der Waldbäume. Parey: Hamburg, 284 S.
- KOZŁOWSKI, T.T. (1982): Water supply and tree growth. Part I. Water deficit. For. Abstr. **43**: 57–95.
- KOZŁOWSKI, T.T. (1999): Soil compaction and growth of woody plants. Scand. J. For. Res. **14**: 596–619.
- KOZŁOWSKI, T.T., PALLARDY, S.G. (2002): Acclimation and adaptive responses of woody plants to environmental stresses. The Bot. Rev. **68**: 270–334.
- KRAHL-URBAN, J. (1955): Winterfrostschäden an Trauben-, Stiel- und Roteichen. Der Forst- u. Holzw. **10**: 111–113.
- KRAMER P.J., BOYER J.S. (1995): Water relation of plants and soils. Academic Press: London, 495 S.
- KRAMER, H., AKÇA, A. (2002): Leitfaden zur Waldmesslehre. Sauerländer: Frankfurt am Main, 266 S.
- KRAUSE, C. (1992): Ganzbaumanalyse von Eiche, Buche, Kiefer und Fichte mit dendrochronologischen Methoden – unter besonderer Berücksichtigung von Klima-Wachstums-Beziehungen und Weiserjahren. Dissertation, Universität Hamburg, 163 S.
- KRISTOFFERSEN, P. (1998): Designing urban pavements sub-bases to support trees. J. Arboric. **1**: 1–10.
- KULL, O., TULVA, I. (2002): Shoot structure and growth along a vertical profile within a *Populus-Tilia* canopy. Tree Physiol. **22**: 1167–1175.
- KULLMAN, L. (1993): Tree limits dynamics of *Betula pubescens* ssp. *tortuosa* in relation to climatic variability: evidence from central Sweden. J. Veget. Sci. **4**: 765–772.
- KUTSCHERA, L., LICHTENEGGER, E. (2002): Wurzelatlas mitteleuropäischer Waldbäume und Sträucher. Leopold Stocker: Graz, Stuttgart, 604 S.
- KUTTLER, W. (1998): Veränderungen des Stadtklimas. In: LOZÁN, J.L., GRASSL, H., HUPFER, P. (Hrsg.): Warnsignal Klima – Das Klima des 21. Jahrhunderts. Wissenschaftliche Auswertung: Hamburg, 348–353.
- LAMARCHE, V.C. (1974): Paleoclimatic inferences from long tree-ring records. Sci. **183**: 1043–1048.

- LANDESHAUPTSTADT DRESDEN (Hrsg.) (1993): Umweltbericht 1993. Amt für Presse- und Öffentlichkeitsarbeit, Dezernat Umwelt. Dresden, 139 S.
- LANDESHAUPTSTADT DRESDEN (Hrsg.) (1998): Umweltbericht 1998. Amt für Presse- und Öffentlichkeitsarbeit, Dezernat Umwelt. Dresden, 37. S.
- LANGER, K., ACHE, P., GEIGER, D., STINZING, A., AREND, M., WIND, C., REGAN, S., FROMM, J., HEDRICH, R. (2002): Poplar potassium transporters capable of controlling K<sup>+</sup> homeostasis and K<sup>+</sup>-dependent xylogenesis. *Plant J.* **32**: 997–1009.
- LARCHER, W. (2001): Ökophysiologie der Pflanzen. – Leben, Leistung und Stressbewältigung der Pflanzen in ihrer Umwelt. Ulmer: Stuttgart, 408 S.
- LARCHER, W. (2003): Physiological plant ecology: Ecophysiology and stress physiology of functional groups. Springer: Berlin, 513 S.
- LAZARESCU, D., FIDANOF, F. (1968): Forschungen in Bezug auf die Verdunstung bei der Linde. *Cercetari privind traspiratia la tei. Reva Padurilor* **10**: 515–518.
- LEBAUBE, S., LE GOFF, N., OTTORINI, J.M., GRANIER, A. (2000): Carbon balance and tree growth in a *Fagus sylvatica* stand. *Ann. For. Sci.* **57**: 49–61.
- LEBOURGEOIS, F., BRÉDA, N., ULRICH, E., GRANIER, A. (2005): Climate-tree-growth relationships of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in the French Permanent Plot Network (RENECOFOR). *Trees* **19**: 385–401.
- LEBOURGEOIS, F., COUSSEAU, G., DUCOS, Y. (2004): Climate-tree-growth relationships of *Quercus petraea* Mill stand in the Forest of Bercé (Futaie des Clos, Sarthe, France). *Ann. For. Sci.* **61**: 361–372
- LEBOURGEOIS, F., RATHGEBER, C.B.K., ULRICH, E. (2010): Sensitivity of French temperate coniferous forests to climate variability and extreme events (*Abies alba*, *Picea abies* and *Pinus sylvestris*). *J. Veget. Sci.* **21**: 364–376.
- LEMOINE, D., GRANIER, A., COCHARD, H. (1999): Mechanism of freeze induced embolism in *Fagus sylvatica* L.. *Trees* **13**: 206–210.
- LEMOINE, D., PELTIER, J.-P., MARIGO, G. (2001): Comparative studies of the water relations and the hydraulic characteristics in *Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus* and *A.opalus* trees under soil water contrasted conditions. *Ann. For. Sci.* **58**: 723–731.
- LEUSCHNER, C., BACKES, K., HERTEL, D., SCHIPKA, F., SCHMITT, U., TERBORG, O., RUNGE, M. (2001): Drought responses at leaf, stem and fine root levels of competitive *Fagus sylvatica* L. and *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. trees in dry and wet years. *For. Ecol. Manage.* **149**: 33–46.

- LEUZINGER, S., KÖRNER, C. (2007): Tree species diversity affects canopy leaf temperatures in a mature temperate forest. **146**: 29–37.
- LEUZINGER, S., VOGT, R., KÖRNER, C. (2010): Tree surface temperature in an urban environment. *Agric. For. Meteorol.* **150**: 56–62.
- LEUZINGER, S., ZOTZ, G., ASSHOFF, R., KÖRNER, C. (2005): Responses of deciduous forest trees to severe drought in Central Europe. *Tree Physiol.* **25**: 641–650.
- LÉVY, G., BECKER, M., DUHAMEL, D. (1992): A comparison of the ecology of pedunculate and sessile oaks: radial growth in the center and northwest of France. *For. Ecol. Manage.* **55**: 51–63.
- LICHTENTHALER, H.K., AČ, A., MAREK, M.V., KALINA J., URBAN, O. (2007): Differences in pigment composition, photosynthetic rates and chlorophyll fluorescence images of sun and shade leaves of four tree species. *Plant Physiol. Biochem.* **45**: 577–588.
- LIESECKE, H.-J., HEIDGER, C. (2000): Substrate für Bäume auf Stadtstraßen. Teil 2: Diskussion der Ergebnisse und Ableitung eines Anforderungsprofils. *Stadt+Grün* **9**: 620–624.
- LINARES, J.C., DELGADO-HUERTAS, A., CAMARERO, J.J., MERINO, J., CARREIRA, J.A. (2009): Competition and drought limit the response of water-use efficiency to rising atmospheric carbon dioxide in the Mediterranean fir *Abies pinsapo*. *Oecol.* **161**: 611–624.
- LO GULLO, M.A., NARDINI, A., TRIFILO, P., SALLEO, S. (2005): Diurnal and seasonal variations in leaf hydraulic conductance in evergreen and deciduous trees. *Tree Physiol.* **25**: 505–512.
- LÖBEL, S. (2011): Die Straßenbaumartenverwendung in Dresden – Rück- und Ausblick. ROLOFF, A. THIEL, D., WEISS, H. (Hrsg.): Aktuelle Fragen der Baumpflege, Baumverwendung und Jungbaumpflege. *Forstw. Beitr. Tharandt/Contrib. For. Sc., Beiheft* **10**: 112–131.
- LOH, F.C., GRABOSKY, J.C., BASSUK, N.L. (2003): Growth response of *Ficus benjamina* to limited soil volume and soil dilution in a skeletal soil container study. *Urban For. & Urban Green.* **2**: 53–62.
- LÖSCH, R. (2001): Wasserhaushalt der Pflanzen. Quelle & Meyer: Wiebelsheim, 433 S.
- LOUGH, J.M., FRITTS, H.C. (1987): An assessment of the possible effects of volcanic eruptions on North American climate using tree-ring data, 1602 to 1900 A.D.. *Clim. Change* **10**: 219–239.

- LOWRY, W.P. (1998): Urban effects on precipitation amount. *Progr. Physical. Geograph.* **22**: 477–520.
- LUKEN, J., PORTER, D., AGRAD, D. (1994): Relationships between recent growth and climate for rural and urban *Fraxinus americana* L.. *Transact. Kent. Acad. Sci.* **55**: 102–107.
- MÄKINEN, H., VANNINEN, P. (1999): Effect of sample selection on the environmental signal derived from tree-ring series. *For. Ecol. Manage.* **113**: 83–89.
- MARION, L., GRIČAR, J., OVEN, P. (2007): Wood formation in urban Norway maple trees studied by the micro-coring method. *Dendrochron.* **25**: 97–102.
- MARSAL, J., GIRONA, J. (1997): Effects of water stress cycles on turgor maintenance processes in pear leaves. *Tree Physiol.* **17**: 327–333.
- MARSAL, J., MATA, M., ARBONÉS, A., RUFAT, J., GIRONA, J. (2002): Regulated deficit irrigation and rectification of irrigation scheduling in young pear trees: An evaluation based on vegetative and productive response. *Eur. J. Agron.* **17**: 111–122.
- MARTIN, B., THORSTENSON, Y.R. (1988): Stable Carbon Isotope Composition ( $\delta^{13}\text{C}$ ), Water Use Efficiency, and Biomass Productivity of *Lycopersicon esculentum*, *Lycopersicon pennellii*, and the F<sub>1</sub> Hybrid. *Plant Physiol.* **88**: 213–217.
- MARTÍN-BENITO, D., CHERUBINI, P., DEL RÍO, D., CAÑELLAS, I. (2008): Growth response to climate and drought in *Pinus nigra* Arn. trees of different crown classes. *Trees* **22**: 363–373.
- MARTINEZ-MEIER, A., SANCHEZ, L., PASTORINO, M., GALLO, L., ROZENBERG, P. (2008): What is hot in tree rings? The wood density of surviving Douglas-firs to the 2003 drought and heat wave. *For. Ecol. Manage.* **256**: 837–843.
- MATYSSEK, R., FROMM, J., RENNENBERG, H., ROLOFF, A. (2010): *Biologie der Bäume – von der Zelle zur globalen Ebene*. Ulmer: Stuttgart, 349 S.
- MCBRIDE, J.R. (1983): Analysis of tree rings and fire scars to establish fire history. *Tree-Ring Bull.* **43**: 51–67.
- MCPHERSON, E.G., SIMPSON, J.R. (2002): A comparison of municipal forest benefits and costs in Modesto and Santa Monica, California, USA. *Urban For. & Urban Green.* **1**: 61–74.
- MENZEL, A. (2000): Trends in phenological phases in Europe between 1951 and 1996. *Int. J. Biometeorol.* **44**: 76–81.

- MERWIN, I.A., STILES W.C. (1994): Orchard groundcover management impacts on apple tree growth and yield, and nutrient availability and uptake. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* **119**: 209–215.
- MEUSEL, H., BUHL, A. (1962): Verbreitungskarten mitteldeutscher Leitpflanzen. *Wiss. Zeitschrift Univ. Halle. Math.-Nat.* **11**: 1245–1318.
- MEUSEL, H., JÄGER, E. J., RAUSCHERT, S., WEINERT, E. (1978): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Bd. 2, Text u. Karten. Gustav Fischer: Jena, 171 S.
- MEYER, F.H. (Hrsg.) (1982): Bäume in der Stadt. 2. Aufl. Ulmer: Stuttgart, 380 S.
- MICHELOT, A., BRÉDA, N., DAMESIN, C., DUFRÊNE, E. (2012): Differing growth responses to climatic variations and soil water deficits of *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea* and *Pinus sylvestris* in a temperate forest. *For. Ecol. Manage.* **265**: 161–171.
- MIMET, A., PELLISIER, V., QUÉNOL, H., AGUEJDAD, R., DUBREUIL, V., ROZÉ, H. (2009): Urbanisation induces early flowering: evidence from *Platanus acerifolia* and *Prunus cerasus*. *Int. J. Biometeorol.* **53**: 287–298.
- MITCHELL, P.D., CHALMERS, D.J., JERIE, P.H., BURGE, G. (1986): The use of initial withholding of irrigation and tree spacing to enhance the effect of regulated deficit irrigation in pear trees. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* **111**: 858–864.
- MONCLUS, R., DREYER, E., VILLAR, M., DELMOTTE, F.M., DELAY, D., PETIT, J.M., BARBAROUX, C., THIEC, D., BRECHET, C., BRIGNOLAS, F. (2006): Impact of drought on productivity and water use efficiency in 29 genotypes of *Populus deltoides* x *Populus nigra*. *New Phytol.* **169**: 765–777.
- MONTAGUE, T., KJELGREN, R. (2004): Energy balance of six common landscape surfaces and the influence of surface properties on gas exchange of four containerized tree species. *Sci. Hortic.* **100**: 229–249.
- MONTAGUE, T., KJELGREN, R., ALLEN, R., WEBSTER, D. (2004): Water loss estimates for five recently transplanted tree species in a semi-arid climate. *J. Environ. Hort.* **22**: 189–196.
- MORECROFT, M.D., STOKES, V.J., MORISON, J.I.L. (2003): Seasonal changes in the photosynthetic capacity of canopy oak (*Quercus robur*) leaves: the impact of slow development on annual carbon uptake. *Int. J. Biometeorol.* **47**: 221–226.
- MORECROFT, M.D., STOKES, V.J., TAYLOR, M.E., MORISON, J.I.L. (2008): Effects of climate and management history on the distribution and growth of sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.) in southern British woodland in comparison to native competitors. *For.* **81**: 59–74.

- MORGAN, J.M. (1984): Osmoregulation and water stress in higher plants. *Ann. Rev. Plant Physiol.* **35**: 299–319.
- MORISON, J.I.L., BAKER, N.R., MULLINEAUX, P.M., DAVIES, W.J (2008): Improving water use in crop production. *Philos. Transact. Roy. Socie. B* **363**: 639–658.
- MUND, M., KUTSCH, W., WIRTH, C., KAHL, T., KNOHL, A., SKOMARKOVA, M., SCHULZE, E. (2010): The influence of climate and fructification on the inter-annual variability of stem growth and net primary productivity in an old-growth, mixed beech forest. *Tree Physiol.* **30**: 689–704.
- MURAKAMI, S., MOCHIDA, A. (1989): Three-dimensional numerical simulation of turbulent flow around buildings using the  $k - \epsilon$  turbulence model. *Building and Environ.* **24**: 51–64.
- NEUMANN, U. (2001): Zusammenhang von Witterungsgeschehen und Zuwachsverläufen in Fichtenbeständen des Osterzgebirges. *Forstw. Beitr. Tharandt/Contrib. For. Sc.* **11**, 193 S.
- NEUWIRTH, B. (2004): Interannuelle Klima/Wachstums–Beziehungen zentraleuropäischer Bäume von AD 1901 bis 1971. Eine dendroklimatologische Netzwerkanalyse. Dissertation, Universität Bonn, 165 S.
- NEUWIRTH, B., ESPER, J., SCHWEINGRUBER, F., WINIGER, M. (2004): Site ecological differences to the climatic forcing of spruce pointer years from the Löttsental, Switzerland. *Dendrochron.* **21**: 69–78.
- NEUWIRTH, B., SCHWEINGRUBER, F.H., WINIGER, M. (2007): Spatial patterns of central European pointer years from 1901 to 1971. *Dendrochron.* **24**: 79–89.
- NOWAK, D.J., CRANE, D.E., STEVENS, J.C. (2006): Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban For. & Urban Green.* **4**: 115–123.
- NULTSCH, W. (2001): *Allgemeine Botanik*. Georg Thieme: Stuttgart, New York, 663 S.
- O'GRADY, A.P., EAMUS, D., HUTLEY, L.B. (1999): Transpiration increases during the dry season: patterns of tree water use in eucalypt open-forests of Northern Australia. *Tree Physiol.* **19**: 591–597.
- ORWIG, D.A., ABRAMS, M.D. (1997): Variation in radial growth responses to drought among species, site, and canopy strata. *Trees* **11**: 474–484.
- ÖVERGAARD, R., GEMMEL, P., KARLSSON, M. (2007): Effects of weather conditions on mast year frequency in beech (*Fagus sylvatica* L.) in Sweden. *For.* **80**: 555–565.



- PATAKI, D.E., MCCARTHY, H.R., LITVAK, E.V., PINCETL, S. (2011): Transpiration of urban forests in the Los Angeles metropolitan area. *Ecol. Applic.* **21**: 661–677.
- PAUL, R., ROCHER, M., IMPENS, R. (1987): Influence of winter de-icing with CaCl<sub>2</sub> on *Sorbus*, *Acer*, *Tilia*, and *Platanus*. *Scie. Total Environ.* **59**: 277–282.
- PAULEIT, S., JONES, N., GARCIA-MARTIN, G., GARCIA-VALDECANTOS, J.L., RIVIERE, L.M., VIDAL-BEAUDET, L., BODSON, M., RANDRUP, T.B. (2002): Tree establishment practice in towns and cities. Results from a European survey. *Urban For. & Urban Green.* **1**: 83–96.
- PAUSCH, A. (2011): Luftqualität in Sachsen – Jahresbericht 2010. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. LfUG, 51 S.
- PEDERSON, N., COOK, E.R., JACOBY, G.C., PETEET, D.M., GRIFFIN, K.L. (2004): The influence of winter temperatures on the annual radial growth of six northern range margin tree species. *Dendrochron.* **22**: 7–29.
- PEREZ-RAMOS, I.M., OURCIVAL, J.M., LIMOUSIN, J.M., RAMBAL, S. (2010): Mast seeding and flowering in Mediterranean oak woodlands under increasing drought: results from a long-term dataset and from a rainfall exclusion experiment. *Ecol.* **91**: 3057–3068.
- PETERS, R. (1997): Beech Forests. *Geobotany* 24. Kluwer: Dordrecht, Boston, London, 169 S.
- PETERSEN, A., ECKSTEIN, D., LIESE, W. (1982): Holzbiologische Untersuchungen über den Einfluss von Auftausalz auf Hamburger Strassenbäume. *Forstw. Cbl.* **101**: 353–365.
- PIGOTT, C.D. (1991): *Tilia cordata* Miller. *J. Ecol.* **79**: 1147–1207.
- PIGOTT, C.D. (1992): The clones of common lime (*Tilia x vulgaris* Hayne) planted in England during the seventeenth and eighteenth centuries. *New Phytol.* **121**: 487–493.
- PIGOTT, C.D., PIGOTT, S. (1993): Water as a determinant of the distribution of trees at the boundary of the Mediterranean zone. *J. Ecol.* **81**: 557–566.
- PIGOTT, C.D., WARR, S.J. (1989): Pollination, fertilization and fruit development in sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.). *New Phytol.* **111**: 99–103.
- PIOVESAN, G., ADAMS, J.M. (2001): Masting behaviour in beech: linking reproduction and climatic variation. *Can. J. Bot.* **79**: 1039–1047.
- PIOVESAN, G., BIONDI, F., BERNABEI, M., DI FILIPPO, A., SCHIRONE, B. (2005): Spatial and altitudinal bioclimatic zones of the Italian Peninsula identified from a beech (*Fagus sylvatica* L.) tree-ring network. *Acta Oecol.* **27**: 197–210.

- PIOVESAN, G., BIONDI, F., DI FILIPPO, A., ALESSANDRINI, A., MAUGERI, M. (2008): Drought-driven growth reduction in old beech (*Fagus sylvatica* L.) forests of the central Apennines, Italy. *Glob. Change Biol.* **14**: 1–17.
- PIOVESAN, G., BIRNABEI M., DI FILIPPO, A., ROMAGNOLI, M., SCHIRONE, B. (2003): A long-term tree ring beech chronology from a high-elevation old-growth forest of Central Italy. *Dendrochron.* **21**: 13–22.
- PLOMSKI, J., KUHN, N. (1998): *Wurzelsysteme*. Paul Haupt: Bern, Stuttgart, Wien, 290 S.
- PONTON, S., DUPOUEY, J.-L., BRÉDA, N., FEUILLAT, F., BODÉNÈS, C., DREYER, E. (2001): Carbon isotope discrimination and wood anatomy variations in mixed stands of *Quercus robur* and *Quercus petraea*. *Plant. Cell Environ.* **24**: 861–868.
- POURKHABBAZ, A., RASTIN, N., OLBRICH, A., LANGENFELD-HEYSER, R., POLLE, A. (2010): Influence of environmental pollution on leaf properties of urban plane trees, *Platanus orientalis* L. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **85**: 251–255.
- POWLES, S.B. (1984): Photoinhibition of photosynthesis induced by visible light. *Ann. Rev. Plant Physiol.* **35**: 15–44.
- PRETZSCH, H. (2002): *Grundlagen der Waldwachstumsforschung*. Parey: Berlin, 414 S.
- PRETZSCH, H. (2003): The elasticity of growth in pure and mixed stands of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and Common beech (*Fagus sylvatica* L.). *J. For. Sci.* **49**: 491–501.
- PRETZSCH, H., UTSCHIG, H. (1989): Zuwachstrend-Verfahren für die Abschätzung krankheitsbedingter Zuwachsverluste auf den Fichten- und Kiefernweiserflächen in den bayerischen Schadgebieten. *Forstarchiv* **60**: 188–193.
- QUIGLEY, M.F. (2004): Street trees and rural conspecifics: will long-lived trees reach full size in urban conditions? *Urban Ecosyst.* **7**: 29–39.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2008): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>. [01.11.2011]
- RAFTOYANNIS, Y., RADOGLU, K. (2002): Physiological responses of beech and sessile oak in a natural mixed stand during a dry summer. *Ann. Bot.* **89**: 723–730.
- RENGER, M. (1993): Bodenwasser- und Grundwasserhaushalt. In: SUKOPP, H., WITTIG, R. (Hrsg.): *Stadtökologie*. Fischer: Stuttgart, Jena, New York, 172–182.

- RENNENBERG, H., SEILER, W., MATYSSEK, R., GESSLER, A., KREUZWIESER, J. (2004): Die Buche (*Fagus sylvatica* L.): ein Waldbaum ohne Zukunft im südlichen Mitteleuropa? Allg. For.-u. J.-Ztg. **175**: 210–224.
- RICHTER, D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Messfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. Berichte des Deutschen Wetterdienstes 194, Eigenverlag Deutscher Wetterdienst: Offenbach a. M., 93 S.
- RIGLING, A., CHERUBINI, P. (1999): Wieso sterben die Waldföhren im „Telwald“ bei Visp? Eine Zusammenfassung bisheriger Studien und eine dendroökologische Untersuchung. Schweizer. Zeitschr. Forstw. **150**: 113–131.
- ROBERTS, J., JACKSON, N., SMITH, M. (2006): Tree Roots in the Built Environment. The Stationery Office: Norwich, 506 S.
- ROBICHAUX, R.H., PEARCY, R.W. (1984): Evolution of C3 and C4 plants along an environmental moisture gradient: Patterns of photosynthetic differentiation in Hawaiian *Scaevola* and *Euphorbia* species. A. J. Bot. **71**: 121–129.
- ROCHETTE, P., BELANGER, G., CASTONGUAY, Y., BOOTSMA, A., MONGRAIN, D. (2004): Climate change and winter damage to fruit trees in eastern Canada. Can. J. Plant Sci. **84**: 1113–1125.
- RODRÍGUEZ, R., MABRES, A., LUCKMAN, B., EVANS, M., MASIOKAS, M., EKTVEDT, T.M. (2005): “El Niño” events recorded in dry-forest species of the lowlands of northwest Peru. Dendrochron. **22**: 181–186.
- ROLOFF, A. (1989): Kronenentwicklung und Vitalitätsbeurteilung ausgewählter Baumarten der gemäßigten Breiten. Sauerländer: Frankfurt am Main, 258 S.
- ROLOFF, A. (2009): Bedeutung und positive Wirkungen von Bäumen in der Stadt für Mensch und Umwelt. In: ROLOFF, A., THIEL, D., WEISS, H. (Hrsg.): Konzepte und Gestaltung mit Stadtbäumen und aktuelle Fragen der Baumpflege. Forstw. Beitr. Tharandt/Contrib. For. Sc., Beiheft **8**: 1–18.
- ROLOFF, A., GRUNDMANN, B., KORN, S. (2010): Trockenstress bei Stadtbäumen – Ursachen, Reaktionen, Konsequenzen für die Artenwahl. In: ROLOFF, A., THIEL, D., WEISS, H. (Hrsg.): Urbane Gehölzverwendung im Klimawandel und aktuelle Fragen der Baumpflege. Forstw. Beitr. Tharandt/Contrib. For. Sc., Beiheft **9**: 63–81.
- ROLOFF, A., KORN, S., GILLNER, S. (2009): The Climate-Species-Matrix to select tree species for urban habitats considering climate change. Urban For. & Urban Green. **8**: 295–308.

- ROLOFF, A., PIETZARKA, U. (1998): *Acer platanoides* Linné, 1753. Enzykl.d. Holzw. **13**: 1–16.
- RÖTZER, T., GROTE, R., PRETZSCH, H. (2004): The timing of bud burst and its effect on tree growth. *Int. J. Biometeorol.* **48**:109–118.
- ROZAS, V. (2005): Dendrochronology of pedunculate oak (*Quercus robur* L.) in an old-growth pollarded woodland in northern Spain: Tree-ring growth responses to climate. *Ann. For. Sci.* **62**: 209–218.
- ROZAS, V., LAMAS, S., GARCÍA-GONZÁLEZ, L. (2009): Differential tree-growth responses to local and large-scale climatic variation in two *Pinus* and two *Quercus* species in northwest Spain. *Ecosci.* **16**: 299–310.
- RUST, S. (2010): Stadtbäume – Überleben trotz häufigerer Trockenphasen in der Vegetationsperiode. In DUJESIEFKEN, D. (Hrsg.): Jahrbuch der Baumpflege 2010. Haymarket Media: Braunschweig, 39–49.
- RYAN, M.G., BINKLEY, D., FOWNES, J.H. (1997): Age-related decline in forest productivity: pattern and process. *Adv. Ecol. Res.* **27**: 213–262.
- SACHS L., HEDDERICH J. (2006): Angewandte Statistik. Methodensammlung in R. Springer: Berlin, Heidelberg, New York, 702 S.
- SAMUELSON, L.J., EDWARDS, G.S. (1993): A comparison of sensitivity to ozone in seedlings and trees of *Quercus rubra* L.. *New Phytol.* **125**: 373–379.
- SANDER, C. (2004): Innovations in computer based tree-ring analysis programs (abstracts). In: TRACE 2004 Tree Rings in Archaeology, Climatology and Ecology, 22–24 April 2004, Swiss Federal Research Institute, WSL, Birmensdorf, Switzerland.
- SANDER, I.L. (1990): *Quercus rubra* L. In: BURNS, R.M. (Hrsg.) *Silvics of North America: 2. Hardwoods. Agriculture Handbook 654.* US Department of Agriculture, Forest Service, Washington, DC., 727–733.
- SANTINI, A., BOTTACCI, A., GELLINI, R. (1994): Preliminary dendroecological survey on pedunculate oak (*Quercus robur* L.) stands in Tuscany (Italy). *Ann. Sci. For.* **51**: 1–10.
- SCHARNWEBER, T., MANTHEY, M., CRIEGEE, C., BAUWE, A., SCHRÖDER, C., WILMKING, M. (2011): Drought matters – declining precipitation influences growth of *Fagus sylvatica* L. and *Quercus robur* L. in north-eastern Germany. *For. Ecol. Manage.* **262**: 947–961.

- SCHEIBER, S.M., BEESON JR., R.C., VYAPARI, S. (2007): Pentas water use and growth in simulated landscapes as affected by municipal compost and mined field clay soil amendments. *Hort. Sci.* **42**: 1744–1747.
- SCHEIFINGER, H., MENZEL, A., KOCH, E., PETER, C. (2003): Trends of spring time frost events and phenological dates in Central Europe. *Theor. Appl. Climatol.* **74**: 41–51.
- SCHERRER, D., BADER, M. K.-F., KÖRNER, C. (2011): Drought-sensitivity ranking of deciduous tree species based on thermal imaging of forest canopies. *Agric. For. Meteorol.* **151**: 1632–1640.
- SCHERZER A.J., REBBECK, J., BOERNER, R.E.J. (1998): Foliar nitrogen dynamics and decomposition of yellow-poplar and eastern white pine during four seasons of exposure to elevated ozone and carbon dioxide. *For. Ecol. Manage.* **109**: 355–366.
- SCHIPKA, F. (2003): Blattwasserzustand und Wasserumsatz von vier Buchenwäldern entlang eines Niederschlagsgradienten in Mitteldeutschland. Dissertation, Georg-August-Universität, Göttingen, 168 S.
- SCHLESER, G.H., HELLE, G., LUCKE, A., VOS, H. (1999): Isotope signals as climate proxies: The role of transfer functions in the study of terrestrial archives. *Quat. Sci. Rev.* **18**: 927–943.
- SCHMIDT, O., ROLOFF, A. (2009): *Acer pseudoplatanus* Linné, 1753. *Enzykl.d. Holzgew.* **51**: 1–26.
- SCHMITT, U., MÖLLER, R., ECKSTEIN, D. (2000): Seasonal wood formation dynamics of beech (*Fagus sylvatica* L.) and black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) as determined by the “pinning” technique. *J. Appl. Bot.* **74**: 10–16.
- SCHOPFER, P., BRENNICKE, A. (2006): *Pflanzenphysiologie*. Elsevier: München, 700 S.
- SCHWARTZ, M.D., AHAS, R., AASA, A. (2006): Onset of spring starting earlier across the Northern hemisphere. *Glob. Change Biol.* **12**: 343–351.
- SCHWEINGRUBER, F.H. (1983): *Der Jahrring: Standort, Methodik, Zeit und Klima in der Dendrochronologie*. Haupt: Bern, Stuttgart, 234 S.
- SCHWEINGRUBER, F.H. (1996): *Tree rings and environment. Dendroecology*. Birmensdorf, Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research. Haupt: Bern, Stuttgart, Vienna, 609 S.
- SCHWEINGRUBER, F.H., ECKSTEIN, D., SERRE-BACHET, F., BRÄKER, O.U. (1990): Identification, presentation and interpretation of event years and pointer years in dendrochronology. *Dendrochron.* **8**: 9–38.

- SEEHUBER, C., DAMEROW, L., BLANKE, M. (2011): Regulation of source: sink relationship, fruit set, fruit growth and fruit quality in European plum (*Prunus domestica* L.) using thinning for crop load management. *Plant Growth Regul.* **65**: 335–341.
- SHASHUA-BAR, L., POTCHTER, O., BITAN, A., BOLTANSKY, D., YAAKOV, Y. (2010): Microclimate modelling of street tree species effects within the varied urban morphology in the Mediterranean city of Tel Aviv, Israel. *Int. J. Climatol.* **30**: 44–57.
- SIMPSON, J.R., MCPHERSON, E.G. (1998): Simulation of tree shade impacts on residential energy use for space conditioning in Sacramento. *Atmosph. Environ.* **32**: 69–74.
- SJÖMAN, H., NIELSEN, A.B. (2010): Selecting trees for urban paved sites in Scandinavia – a review of information on stress tolerance and its relation to the requirements of tree planners. *Urban For. & Urban Green.* **9**: 281–293.
- SJÖMAN, H., ÖSTBERGA, J., BÜHLER, O. (2012): Diversity and distribution of the urban tree population in ten major Nordic cities. *Urban For. & Urban Green.* **11**: 31–39.
- SMITH, W.S., REISNER, J.M., KAO, C.-Y.J. (2001): Simulations of flow around a cubical building: comparison with towing-tank data and assessment of radiatively induced thermal effects. *Atmosph. Environ.* **35**: 3811–3821.
- SMUL (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.)) (2005): Klimawandel in Sachsen: Sachstand und Ausblick. 111 S.
- SMUL (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.)) (2008): Waldzustandsbericht 2008 – Waldschadensbericht nach § 58 SächsWaldG. 48 S.
- SOON, W., BALIUNAS, S., IDSO, C., IDSO, S., LEGATES, D.R. (2003): Reconstructing climatic and environmental changes of the past 1000 years: a reappraisal. *Energ. Environ.* **14**: 233–296.
- STOKES, M.A., SMILEY, T.L. (1996): An introduction to tree-ring dating. The University of Arizona Press: Tucson, London, 73 S.
- STOKES, V.J., MORECROFT, M.D., MORISON, J.I.L. (2010): Comparison of leaf water use efficiency of oak and sycamore in the canopy over two growing seasons. *Trees* **24**: 297–306.
- STRUVE, D.K., STERNBERG, P., DRUNASKY, N., BRESKO, K., GONZALEZ, R. (2006): Growth and water use characteristics of six eastern North American oak (*Quercus*) species and the implications for urban forestry. *Arboric. & Urban For.* **32**: 202–213.

- STÜTZEL, T., STRECKENBACH, M., BOSSELER, B. (2008): Ursachen des Wurzeleinwuchses in Kanälen. In: ROLOFF, A., THIEL, D., WEISS, H. (Hrsg.): Aktuelle Fragen der Baumpflege und Stadtböden als Substrat für ein Baumleben. Forstw. Beitr. Tharandt/Contrib. For. Sc., Beiheft 7: 117–128.
- SUZUKI, M., YODA, K., SUZUKI, H. (1996): Phenological comparison on the onset of vessel formation between ring-porous and diffuse-porous deciduous trees in a Japanese temperate forest. IAWA J. 17: 431–444.
- SWETNAM, T.W., BETANCOURT J.L. (1990): Fire-southern oscillation relations in the southwestern United States. Sci. 249: 1017–1020.
- SWOCZYNA, T., KALAJI, H.M., PIETKIEWICZ, S., BOROWSKI, J., ZARAS-JANUSZKIEWICZ, E. (2010): Photosynthetic apparatus efficiency of eight tree taxa as an indicator of their tolerance to urban environments. Dendrobiol. 63: 65–75.
- SZYMCZAK, S., JOACHIMSKI, M.M., BRÄUNING, A., HETZER, T., KUHLEMANN, J. (2011): Comparison of whole wood and cellulose carbon and oxygen isotope series from *Pinus nigra* ssp. *laricio* (Corsica/France). Dendrochron. 29: 219–226.
- SÆBØ, A., BENEDIKZ, T., RANDRUP, T.B. (2003): Selection of trees for urban forestry in the Nordic countries. Urban For. & Urban Green. 2: 101–114.
- SÆBØ, A., ZELIMIR, B., DUCATILLION, C., HATZISTATHIS, A., LAGERSTRÖM, T., SUPUKA, J., GARCIS-VALDECANTOS, J.L., REGO, F., SLYCKEN, J. (2005): The selection of plant materials for street trees, park trees and urban woodlands. In: KONIJNENDIJK, C.C., NILSSON, K., RANDRUP, T.B., SCHIPPERIJN, J. (Hrsg.): Urban Forests and Trees. Springer: Berlin, 257–280.
- TARDIF, J.C., CONCIATORI, F. (2006 a): A comparison of ring-width and event-year chronologies derived from white oak (*Quercus alba*) and northern red oak (*Quercus rubra*), southwestern Quebec, Canada. Dendrochron. 23: 133–138.
- TARDIF, J.C., CONCIATORI, F. (2006 b): Influence of climate on tree rings and vessel features in red oak and white oak growing near their northern distribution limit, southwestern Quebec, Canada. Can. J. For. Res. 36: 2317–2330.
- TESKEY, R.O., HINCKLEY, T.M. (1981): Influence of temperature and water potentials on root growth of white oak. Physiol. Plant. 52: 363–369.
- THIEL, D., LÖBEL, S. (2008): Dresdner Stadtgrün eng mit der Stadtgeschichte verbunden. In: ROLOFF, A., THIEL, D., WEISS, H. (Hrsg.): Aktuelle Fragen der Baumpflege und Stadtböden als Substrat für ein Baumleben. Forstw. Beitr. Tharandt/Contrib. For. Sc., Beiheft 7: 108–116.

- THOMAS, F.M., BLANK, R., HARTMANN, G. (2002): Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe, *For. Pathol.* **32**: 277–307.
- TIERNEY, G.L., FAHEY, T.J., GROFFMAN, P.M., HARDY, J.P., FITZHUGH, R.D., DRISCOLL, C.T. (2001): Soil freezing alters fine root dynamics in a northern hardwood forest. *Biogeochem.* **56**: 175–190.
- TILL, O. (1956): Über die Frosthärte von Pflanzen sommergrüner Laubwälder. *Flora oder Allg. bot. Zeitung* **143**: 499–542.
- TRAUBOTH, V. (2004): Anbau der Amerikanischen Rot-Eiche in Thüringen. *Forst u. Holz* **59**: 45–49.
- TRIFILÒ, P., LO GULLO, M.A., SALLEO, S., CALLEA, K., NARDINI, A. (2008): Xylem embolism alleviated by ion-mediated increase in hydraulic conductivity of functional xylem: insights from field measurements. *Tree Physiol.* **28**: 1505–1512.
- TURNBULL, M.H., WHITEHEAD, D., TISSUE, D.T., SCHUSTER, W.S.F., BROWN, K.J., GRIFFIN, K.L. (2001): Responses of leaf respiration to temperature and leaf characteristics in three deciduous tree species vary with site water availability. *Tree Physiol.* **21**: 571–578.
- TURNER N.C., BEGG, J.E. (1981): Plant water relationships and adaptation to stress. *Plant Soil* **58**: 97–131.
- TURNER, N.C. (1979): Drought resistance and adaptation to water deficits in crop plants. In: MUSSELL, H., STAPLES, R.C. (Hrsg.): *Stress Physiology in Crop Plants*. Wiley-Interscience: New York, 81–94.
- TURNER, N.C. (1986): Adaption to water deficits: a changing perspective. *Austr. J. Plant Physiol.* **13**: 175–190.
- TURNER, N.C., JONES, M.M. (1980): Turgor maintenance by osmotic adjustment: a review and evaluation. In: TURNER, N.C., KRAMER, P.J. (Hrsg.): *Adaptation of plants to water and high temperature stress*. John Wiley: New York, 87–103.
- TYREE M.T., COCHARD, H. (1996): Summer and winter embolism in oak: impact on water relations. *Ann. Sci. For.* **53**, 173–180.
- TYREE, M.T., SPERRY, J.S. (1989): Vulnerability of xylem to cavitation and embolism. *Ann. Rev. Plant Physiol.* **40**: 19–38.
- VAN DER SCHRIER, G., BRIFFA, K.R., JONES, P.D., OSBORN, T.J. (2006): Summer moisture variability across Europe. *J. Climatol.* **19**: 2818–2834.



- VAN DER WERF, G.W., SASS-KLAASSEN, U.G.W. MOHREN, G.M.J. (2007): The impact of the 2003 summer drought on the intra-annual growth pattern of beech (*Fagus sylvatica* L.) and oak (*Quercus robur* L.) on a dry site in the Netherlands. *Dendrochron.* **25**: 103–112.
- VOLLAND-VOIGT, F., BRÄUNING, A., GANZHI, O. PETERS, T., MAZA, H. (2011): Radial stem variations of *Tabebuia chrysantha* (Bignoniaceae) in different tropical forest ecosystems of southern Ecuador. *Trees* **25**: 39–48.
- VON CAEMMERER, S., FARQUHAR, G.D. (1981): Some relationships between the biochemistry of photosynthesis and the gas exchange of leaves. *Planta* **153**: 376–387.
- VON LÜHRTE, A. (1991): Dendroökologische Untersuchung an Kiefern und Eichen in den stadtnahen Berliner Forsten. *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin* **77**, 186 S.
- VON WILLERT, D., MATYSSEK R., HERPICH, W. (1995): *Experimentelle Pflanzenökologie. Grundlagen und Anwendungen.* Georg Thieme: Stuttgart, New York, 344 S.
- WAGNER, B., GÄRTNER, H., SANTINI, S., INGENSAND, H. (2011): Cross-sectional interpolation of annual rings within a 3D root model. *Dendrochron.* **29**: 201–210.
- WAGNER, I. (2009): *Pyrus pyraster* (L.) Burgsdorf, 1787. *Enzykl.d. Holzgew.* **52**: 1–20.
- WARDA, H.-D. (2001): *Das große Buch der Garten- und Landschaftsgehölze.* Bruns: Bad Zwischenahn, 935 S.
- WATSON, G.W., KELSEY, P. (2006): The impact of soil compaction on soil aeration and fine root density of *Quercus palustris*. *Urban For. & Urban Green.* **4**: 69–74.
- WEBER, J.A., GATES, D.M. (1990): Gas exchange in *Quercus rubra* (northern red oak) during a drought: analysis of relations among photosynthesis, transpiration, and leaf conductance. *Tree Physiol.* **7**: 215–225.
- WELLS, N., GODDARD, S., HAYES, M.J. (2004): A self-calibrating Palmer Drought Severity Index. *J. Clim.* **17**: 2335–2351.
- WENK, G., VOGEL, M. (1995): Einfluss von Temperatur, Wasserhaushalt, Strahlung und Stoffeinträgen auf das Durchmesserwachstum von Fichten im Erzgebirge und Untersuchungen über Struktur und Dynamik des Wachstums von Mischbeständen. In: NEBE, W., ROLOFF, A., VOGEL, M. (Hrsg.) (1998): *Untersuchung von Waldökosystemen im Erzgebirge als Grundlage für einen ökologisch begründeten Waldumbau.* *Forstw. Beitr. Tharandt/Contrib. For. Sc.* **4**, 104–114.
- WESSOLEK, G., FACKLAM, M. (1997): Standorteigenschaften und Wasserhaushalt von versiegelten Flächen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **160**: 41–46.

- WHITEHEAD, D., GRIFFIN, K.L., TURNBULL, M.H., TISSUE, D.T., ENGEL, V.C., BROWN, K.J., SCHUSTER, W.S.F., WALCROFT, A.S. (2004): Response of total night-time respiration to differences in total daily photosynthesis for leaves in a *Quercus rubra* L. canopy: implications for modelling canopy CO<sub>2</sub> exchange. *Glob. Change Biol.* **10**: 925–938.
- WHITLOW, T.H., BASSUK, N.L. (1986): Trees in difficult sites. *J. Arboric.* **13**: 10–17.
- WHITLOW, T.H., BASSUK, N.L. (1988): Ecophysiology of urban trees and their management. The North American experience. *Hort. Sci.* **23**: 542–546.
- WIGLEY, T.M.L., BRIFFA, K.R., JONES, P.D. (1984): On the average value of correlated time series with applications in dendroclimatology and hydrometeorology. *J. Clim. Appl. Meteorol.* **23**: 201–213.
- WILMKING, M., JUDAY, G.P., BARBER, V.A., ZALD, H.S.J. (2004): Recent climate warming forces contrasting growth responses of white spruce at treeline in Alaska through temperature thresholds. *Glob. Change Biol.* **10**: 1724–1736.
- WILMKING, M., MYERS-SMITH, I. (2008): Changing climate sensitivity of black spruce (*Picea mariana* Mill.) in a peatland-forest landscape in interior Alaska. *Dendrochron.* **25**: 167–175.
- WILS, T.H.G., SASS-KLAASSEN, U.G.W., ESHETU, Z., BRÄUNING, A., GEBREKIRSTOS, A., COURALET, C., ROBERTSON, I., TOUCHAN, R., KOPROWSKI, M., CONWAY, D., BRIFFA, K.R., BEECKMAN, H. (2011): Dendrochronology in the dry tropics: The Ethiopian case. *Trees* **25**: 345–354.
- WITTIG, R. (1991): Ökologie der Großstadtflora. Flora und Vegetation der Städte des nordwestlichen Mitteleuropas. Gustav Fischer: Stuttgart, 261 S.
- WOOLERY, P.O., JACOBS, D.F. (2011): Photosynthetic assimilation and carbohydrate allocation of *Quercus rubra* seedlings in response to simulated herbivory. *Ann. For. Sci.* **68**: 617–624.
- WORBES, M. (2002): One hundred years of tree-ring research in the tropics – a brief history and an outlook to future challenges. *Dendrochron.* **20**: 217–231.
- WORBES, M., HOFMANN, M., ROLOFF, A. (1992): Wuchsdynamik der Baumschicht in einem Seggen-Kalkbuchenwald in Nordwestdeutschland (Huckstein). *Dendrochron.* **10**: 96–106.
- XU, C.Y., GRIFFIN, K.L. (2007): Seasonal variation in the temperature response of leaf respiration in *Quercus rubra*: foliage respiration and leaf properties. *Funct. Ecol.* **20**: 778–789.

- YANG, J., MCBRIDE, J., ZHOU, J., SUN, Z. (2005): The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. *Urban For. & Urban Green.* **3**: 65–78.
- ZHANG, S.Y. (1997): Variations and correlations of various ring width and ring density features in European oak: implications in dendroclimatology. *Wood Sci. Technol.* **31**: 63–72.
- ZHANG, S.Y., NEPVEU, G., OWOUNDI, R.E. (1994): Intratree and intertree variation in selected wood quality characteristics of European oak (*Quercus petraea* and *Quercus robur*). *Can. J. For. Res.* **24**: 1818–1823.
- ZHANG, S.Y., WILMKING, M., GOU, X. (2009): Changing relationships between tree growth and climate in Northwest China. *Plant Ecol.* **201**: 39–50.
- ZIMMERMANN, M.H., TYREE, M.T. (2002): Xylem structure and the ascent of sap. Springer: Berlin, 283 S.
- ZIPPERER, W.C., SISINNI, S.M., POUYAT, R.V., FORESMAN, T.W. (1997): Urban tree cover: an ecological perspective. *Urban Ecosyst.* **1**: 229–246.
- ZOTZ, G., PEPIN, S., KÖRNER, C. (2005): No down-regulation of leaf photosynthesis in mature forest trees after three years of exposure to elevated CO<sub>2</sub>. *Plant Biol.* **7**: 369–374.

## **Danksagung**

An dieser Stelle möchte ich auf die namentliche Auflistung der verschiedensten Mitarbeiter und Institution größtenteils verzichten und einfach allen Menschen, die durch ihre Kritik, Anregungen und Aufmunterung, materielle und geistige Unterstützung zum Gelingen meiner Arbeit beigetragen haben, meinen herzlichen Dank aussprechen.

Trotzdem gilt mein besonderer Dank meinem Doktorvater Herrn Prof. Dr. A. Roloff, dem Direktor des Institutes für Forstbotanik und Forstzoologie der TU Dresden und Herrn Prof. A. Bräuning, Inhaber des Lehrstuhls für Physische Geographie am Institut für Geographie der Friedrich-Alexander Universität Erlangen-Nürnberg.

Ein großes Dankeschön für die großartige Unterstützung geht an alle Mitarbeiter der Forstbotanik.

Bei den Mitarbeitern des Amtes für Stadtgrün und Abfallwirtschaft und des Umweltamtes der Stadt Dresden möchte ich mich für die unkomplizierte, engagierte und freundliche Hilfe und Unterstützung bedanken.

Ein Dankeschön möchte ich auch an meine Eltern, meine Schwester, meine Freunde und Verwandten richten.

**Erklärung:**

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Arbeit ohne unzulässige Hilfe Dritter und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe; die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind als diese kenntlich gemacht worden.

Weitere Personen waren an der geistigen Herstellung der vorliegenden Arbeit nicht beteiligt. Insbesondere habe ich nicht die Hilfe eines oder mehrerer Promotionsberater(s) in Anspruch genommen. Dritte haben von mir weder unmittelbar noch mittelbar geldwerte Leistungen für Arbeiten erhalten, die im Zusammenhang mit dem Inhalt der vorgelegten Dissertation stehen.

Die Arbeit wurde bisher weder im Inland noch im Ausland in gleicher oder ähnlicher Form einer anderen Prüfungsbehörde zum Zwecke der Promotion vorgelegt.

Ich bestätige, dass ich die Promotionsordnung der Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der TU Dresden anerkenne.

Tharandt, 25.04.2012,