
Schlussbericht

Stadtbäume im Klimawandel II

Wuchsverhalten, Umweltleistungen und Perspektiven

11. Dezember 2018

Projektleitung

Prof. Dr. Hans Pretzsch, Prof. Dr. Thomas Rötzer

Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, TU München, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2,
85354 Freising

Projektbearbeitung

Prof. Dr. Thomas Rötzer, Dr. Astrid Reischl

Förderkennzeichen TLK01UFuE69397



finanziert durch
Bayerisches Staatsministerium für
Umwelt und Verbraucherschutz



INHALTSVERZEICHNIS

Abbildungsverzeichnis	3
Tabellenverzeichnis	5
1. Zusammenfassung	6
2. Aufgabenstellung.....	6
3. Dokumentation und Auswertung der verwendeten Literatur.....	7
4. Voraussetzungen, unter denen die Arbeit durchgeführt wurde	9
5. Planung und Ablauf der Arbeiten	10
6. Zusammenstellung der Gesamtproblematik mit bisher bekannt gewordenen Ergebnissen auf dem Gebiet der Aufgabenstellung.....	12
7. Während der Durchführung des Vorhabens bekannt gewordene Fortschritte auf diesem Gebiet	13
8. Methodik.....	15
8.1. Auswahl der Städte	15
8.2. Auswahl Baumarten	16
8.3. Messmethodik	17
8.3.1. Vermessung der Bäume.....	17
8.3.2. Hemisphärische Fotografie.....	18
8.4. Empirische Analysen und statistische Auswertungen	18
8.5. Biodiversität.....	19
8.6. Aufbau und Weiterentwicklung des Wachstumsmodels CityTree.....	21
9. Darstellung und Bewertung der Ergebnisse und praktische Anwendbarkeit.....	28
9.1. Messung von Baumdimensionen, Auswertung und Modellerweiterung	28
9.2. Validierung und Sensitivitätstests des Modells City	34
9.3. Ableiten von Biodiversitätsindizes für Winterlinden und Robinien	42
9.4. Zuwachs und Ökosystemleistungen neu eingeführter Baumarten	47
9.5. Simulationsstudie: Wachstum und Ökosystemleistungen von vier Baumarten in bayerischen Städten unter gegebenen und möglichen künftigen Klimabedingungen	52
9.5.1 Klima der Gegenwart (1965-2015).....	53
9.5.2 Klima der nahen Zukunft (2026-2050)	61
9.6. Ableitung praxisnaher Hinweise (Tabellenwerk und Grafiksammlung).....	64
10. Ausblick.....	64
11. Fachliche Ergebnisse des Projekts	66
12. Glossar	69
13. Literaturverzeichnis.....	70

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

ABB. 1: SCHRUMPFENDE UND WACHSENDE STÄDTE IN DEUTSCHLAND (QUELLE: BABR (2004)).....	7
ABB. 2: LAGE UND JAHRESMITTELWERTE DER TEMPERATUR UND DES NIEDERSCHLAGS DER UNTERSUCHTEN BAYERISCHEN STÄDTE (KARTENQUELLE: AGRAR- UND UMWELTKLIMATOLOGISCHER ATLAS VON BAYERN, RÖTZER ET AL. 1997).....	16
ABB. 3: AKUSTISCHES AUFNAHMEGERÄT SONG METER SM 4 DER FIRMA WILDLIFE ACOUSTICS FÜR VOGELSTIMMEN UND SEINE MONTAGE AN EINEM VERSUCHSBAUM IN MÜNCHEN RIEM	20
ABB. 4: SCHEMA UND MODULARE ZUSAMMENSETZUNG DES UMWELTSENSITIVEN EINZELBAUMWACHSTUMSMODELLS CITYTREE	22
ABB. 5: ENTWICKLUNG DER HÖHE ÜBER DAS ALTER DER UNTERSUCHTEN BAUMARTEN IN DEN EINZELNEN STÄDTEN.....	29
ABB. 6: ENTWICKLUNG DES KRONENDURCHMESSERS ÜBER DAS ALTER FÜR WINTERLINDEN, ROBINIEN, PLATANEN UND KASTANIEN IN BAYERN	30
ABB. 7: VERTEILUNG DES STAMMDURCHMESSERS (BHD) ALLER VERMESSENEN ROBINIEN, WINTERLINDEN, KASTANIEN UND PLATANEN IN BAYERN IN PARKS, AN PLÄTZEN UND AN STRAßEN, * : $P < 0.05$, ** : $P < 0.01$, *** : $P < 0.001$ (DIE LINIEN ZEIGEN DIE VERGLEICHE MIT DEN DARÜBER ANGEGEBENEN SIGNIFIKANZEN).....	31
ABB. 8: HÖHE DER BÄUME IN ABHÄNGIGKEIT DES ALTERS FÜR VIER BAUMARTEN IN BAYERISCHEN STÄDTEN	33
ABB. 9: BERECHNETE STAMMVOLUMINA (BIS ZUM KRONENANSATZ) UND AUS TLS-MESSUNGEN ABGELEITETE STAMMVOLUMINA (BIS ZUM KRONENANSATZ) FÜR LINDEN (LINKS) UND ROBINIEN (RECHTS).....	34
ABB. 10: GEMESSENER UND SIMULIERTER MITTLERER JÄHRLICHER ZUWACHS DES STAMMDURCHMESSERS (BHD) VON <i>T. CORDATA</i> UND <i>R. PSEUDOACACIA</i> FÜR VIER STANDORTE IN MÜNCHEN (STADTTEIL AU-HAIDHAUSEN: PARISER PLATZ, BORDEAUX PLATZ; STADTTEIL: RIEM: EDINBURGH-PLATZ, LEHRER-WIRTH-STRASSE)	36
ABB. 11: GEMESSENE UND SIMULIERTE MITTLERE MONATLICHE TRANSPIRATIONSSUMMEN VON <i>T. CORDATA</i> UND <i>R. PSEUDOACACIA</i> FÜR VIER STANDORTE IN MÜNCHEN.....	37
ABB. 12: LINKS: GEMESSENE UND SIMULIERTE JÄHRLICHE STAMMDURCHMESSERZUWÄCHSE DER EINZELNEN BÄUME AM ENDE DES SIMULATIONSJAHRES FÜR MÜNCHEN (2015 UND 2016) UND RECHTS: GEMESSENE UND SIMULIERTE MONATLICHE TRANSPIRATIONSSUMMEN DER EINZELNEN BÄUME FÜR MÜNCHEN (2015 UND 2016) FÜR MÜNCHEN (2015 UND 2016)	38
ABB. 13: REAKTION DER VIER BAUMARTEN AUF EINE ÄNDERUNG DER JAHRESMITTELTEMPERATUR (KLIMADATENBASIS: MONATSMITTEL DER SECHS STÄDTE VON 1965 – 2015 (DWD 2015)	39
ABB. 14: REAKTION DER VIER BAUMARTEN AUF EINE ÄNDERUNG DER JAHRESNIEDERSCHLAGSSUMME (KLIMADATENBASIS: MONATSMITTEL DER SECHS STÄDTE VON 1965 – 2015).....	39
ABB. 15: REAKTION DER VIER BAUMARTEN AUF EINE ÄNDERUNG DER STRALUNG (KLIMADATENBASIS: MONATSMITTEL DER SECHS STÄDTE VON 1965 – 2015)	40
ABB. 16: REAKTION DER VIER BAUMARTEN AUF EINE ÄNDERUNG DER KOHLENDIOXIDKONZENTRATION DER ATMOSPHERE (KLIMADATENBASIS: MONATSMITTEL DER SECHS STÄDTE VON 1965 – 2015)	40
ABB. 17: REAKTION DER VIER BAUMARTEN AUF EINE ÄNDERUNG DER VERLÄNGERUNG DER VEGETATIONSZEIT (KLIMADATENBASIS: MONATSMITTEL DER SECHS STÄDTE VON 1965 – 2015).....	41
ABB. 18: REAKTION DER VIER BAUMARTEN AUF EINE ÄNDERUNG DES PFLANZENVERFÜGBAREN BODENWASSERGEHALTS (BWG_{PFL}) (KLIMADATENBASIS: MONATSMITTEL DER SECHS STÄDTE VON 1965 – 2015; VERSIEGELUNGSGRAD: 30 %)	41
ABB. 19: LAGE DES PLOTS WINTERLINDE, DER ROTE PUNKT MARKIERT DEN STANDORT DER AUDIOBOX	43
ABB. 20: LAGE DES PLOTS ROBINIE, DER ROTE PUNKT MARKIERT DEN STANDORT DER AUDIOBOX.....	43
ABB. 21: STRUKTUR DER UNTERSUCHUNGSSTANDORTE, GEWONNEN AUS TLS-DATEN.....	44
ABB. 22: MITTELWERTE DER RUFAKTIVITÄT DES HAUSSPERLINGS ALLER AUFNAHMEMONATE DES PLOTS ROBINIE MIT STANDARTABWEICHUNG	45
ABB. 23: MITTELWERTE DER RUFAKTIVITÄT DES HAUSSPERLINGS ALLER AUFNAHMEMONATE DES PLOTS WINTERLINDE MIT STANDARTABWEICHUNG.....	45

Abb. 24: MITTELWERTE MIT STANDARTABWEICHUNG DER GEPOOLTEN DATENSÄTZE FÜR DIE VOGELART HAUSSPERLING DES JAHRES 2017 FÜR BEIDE PLOTS	46
Abb. 25: MITTLERER DURCHMESSERZUWACHS ALLER BÄUME DES PROJEKTS „STADTGRÜN 2021“ IN DEN VERSUCHSSTÄDTEN HOF/MÜNCHBERG, KEMPTEN UND WÜRZBURG.....	49
Abb. 26: HAUPTKOMPONENTENANALYSE DER BÄUME DES PROJEKTS „STADTGRÜN 2021“ AUFGETEILT NACH HERKUNFT IN ASIEN (AS), EUROPA (EU), NORDAMERIKA (NAM) UND SÜDOSTASIEN (SO)	49
Abb. 27: DURCHMESSERZUWÄCHSE DER VERSUCHSBAUMARTEN DES PROJEKTS „STADTGRÜN 2021“ NACH DEREN VERBREITUNGSGEBIET (HERKUNFT) FÜR ALLE BÄUME, SOWIE AUFGEGLIEDERT NACH DEN VERSUCHSSTANDORTEN HOF/MÜNCHBERG, KEMPTEN UND WÜRZBURG	50
Abb. 28: MITTLERER JÄHRLICHER ZUWACHS AN BIOMASSE IN ABHÄNGIGKEIT VON DER BAUMART UND DEM BAUMALTER IM MITTEL DER SECHS BAYERISCHEN STÄDTE.....	53
Abb. 29: MITTLERER JÄHRLICHER BIOMASSEZUWACHS IN ABHÄNGIGKEIT VON DER BAUMART IN SECHS BAYERISCHEN STÄDTEN IM MITTEL ÜBER ALLE ALTERSKLASSEN.....	54
Abb. 30: MITTLERER JÄHRLICHER STAMMDURCHMESSERZUWACHS IN ABHÄNGIGKEIT VON DER BAUMART IN SECHS BAYERISCHEN STÄDTEN IM MITTEL ÜBER ALLE ALTERSKLASSEN	54
Abb. 31: MITTLERE JÄHRLICHE ZUNAHME DES KRONENVOLUMENS IN ABHÄNGIGKEIT VON DER BAUMART UND DEM BAUMALTER IM MITTEL DER SECHS BAYERISCHEN STÄDTE.....	55
Abb. 32: MITTLERE JÄHRLICHE ZUNAHME DER KRONENPROJEKTIONSFLÄCHE VON JUNGEN, MITTELALTEN UND ALTEN BÄUMEN DER BAUMARTEN IM MITTEL ALLER BAYERISCHEN STÄDTE	55
Abb. 33: MITTLERE JÄHRLICHE TRANSPIRATIONSSUMMEN IN ABHÄNGIGKEIT VON DER BAUMART UND DEM BAUMALTER IM MITTEL DER SECHS BAYERISCHEN STÄDTE.....	56
Abb. 34: MITTLERE JÄHRLICHE KÜHLEISTUNG IN ABHÄNGIGKEIT VON DER BAUMART UND DEM BAUMALTER IM MITTEL DER SECHS BAYERISCHEN STÄDTE.....	56
Abb. 35: JÄHRLICHE ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN KOHLENSTOFFFIXIERUNG (OBEN LINKS), WASSERVERBRAUCH (=TRANSPIRATION, OBEN RECHTS) ABFLUSS (100% = MITTEL DER ABFLUSSSUMME ALLER BAUMARTEN EINER STADT, UNTEN LINKS) UND KÜHLUNG DURCH TRANSPIRATION (UNTEN RECHTS) DER VIER BAUMARTEN IM MITTEL ÜBER ALLE ALTERSKLASSEN FÜR BAYERISCHEN STÄDTE.....	57
Abb. 36: VERÄNDERUNG DES MITTLEREN JÄHRLICHEN BIOMASSEZUWACHSES DER VIER BAUMARTEN IN ABHÄNGIGKEIT DES PFLANZENVERFÜGBAREN BODENWASSERGEHALTS IM MITTEL DER SECHS BAYERISCHEN STÄDTE; BASIS (=1): SANDIGER LEHM MIT $BWG_{PFL} = 170$ MM.....	58
Abb. 37: VERÄNDERUNG DER MITTLEREN JÄHRLICHEN KÜHLUNGSLEISTUNG DURCH TRANSPIRATION DER VIER BAUMARTEN IN ABHÄNGIGKEIT DES PFLANZENVERFÜGBAREN BODENWASSERGEHALTS IM MITTEL DER SECHS BAYERISCHEN STÄDTE; BASIS (=1): SANDIGER LEHM MIT $BWG_{PFL} = 170$ MM	59
Abb. 38: VERÄNDERUNG DES MITTLEREN JÄHRLICHEN BIOMASSEZUWACHSES DER VIER BAUMARTEN IN ABHÄNGIGKEIT DES VERSIEGELUNGSGRADES IM MITTEL DER SECHS BAYERISCHEN STÄDTE; BASIS (=1): VERSIEGELUNG 50%	59
Abb. 39: VERÄNDERUNG DER MITTLEREN JÄHRLICHEN KÜHLUNGSLEISTUNG DURCH TRANSPIRATION DER VIER BAUMARTEN IN ABHÄNGIGKEIT DES VERSIEGELUNGSGRADES IM MITTEL DER SECHS BAYERISCHEN STÄDTE; BASIS (=1): VERSIEGELUNG 50%.....	60
Abb. 40: VERÄNDERUNG DES MITTLEREN JÄHRLICHEN BIOMASSEZUWACHSES DER VIER BAUMARTEN IN ABHÄNGIGKEIT DES STRAHLUNGSANGEBOTES IM MITTEL DER SECHS BAYERISCHEN STÄDTE; BASIS (=1): MITTLERE STRAHLUNGSSUMME DER SECHS STÄDTE. INSBESONDERE DIE LICHTBAUMART ROBINIE ZEIGT BEI EINER ERHÖHUNG DES STRAHLUNGSANGEBOTES EINE STARKE ZUNAHME DES BIOMASSEZUWACHSES. ÜBER <i>P. x. ACERIFOLIA</i> , <i>T. CORDATA</i> BIS ZU <i>A. HIPPOCASTANUM</i> NIMMT DIE BIOMASSEZUWACHSERHÖHUNG BEI ERHÖHTER STRAHLUNG AB. BEI EINSCHRÄNKUNGEN DER JÄHRLICHEN STRAHLUNGSSUMME REDUZIERT SICH DER ZUWACHS BEI ALLEN BAUMARTEN SEHR DEUTLICH. LEDIGLICH <i>A. HIPPOCASTANUM</i> ZEIGT EINE ETWAS SCHWÄCHERE REAKTION AUF EINE STRAHLUNGSREDUKTION.....	60
Abb. 41: VERÄNDERUNG DER MITTLEREN JÄHRLICHEN KÜHLUNGSLEISTUNG DURCH TRANSPIRATION DER VIER BAUMARTEN IN ABHÄNGIGKEIT DES VERSIEGELUNGSGRADES IM MITTEL DER SECHS BAYERISCHEN STÄDTE; BASIS (=1): MITTLERE STRAHLUNGSSUMME DER SECHS STÄDTE	61
Abb. 42: MITTLERE MONATLICHE NIEDERSCHLAGSSUMMEN FÜR DAS AKTUELLE KLIMA (1965-2015) UND DIE NAHE ZUKUNFT (2026-2050) DES SZENARIUMS A1B IM MITTEL DER SECHS BAYERISCHEN STÄDTE	62

ABB. 43: VERÄNDERUNG DES MITTLEREN JÄHRLICHEN BIOMASSEZUWACHSES DER VIER BAUMARTEN FÜR DIE NAHE ZUKUNFT (2026-2050) UNTER DEN BEDINGUNGEN DES SZENARIUMS A1B GEGENÜBER DEM AKTUELLEN KLIMA (1965-2015) IM MITTEL DER SECHS BAYERISCHEN STÄDTE..... 62

Tabellenverzeichnis

TAB. 1: GEOGRAPHIE UND KLIMA DER UNTERSUCHTEN BAYERISCHEN STÄDTE; TEMP.: TEMPERATUR, NIE.: NIEDERSCHLAG. DIE KLIMATISCHEN WERTE BEZIEHEN SICH AUF DEN ZEITRAUM 1965-2015.	15
TAB. 2: EINTEILUNG DER BAUMARTEN NACH DER TROCKENTOLERANZ (1= SEHR HOCH BIS 4= SEHR GERING) UND DEM WASSERBEDARF (1=SEHR GERING BIS 4=SEHR HOCH) NACH ROLOFF (2013). ROT MARKIERT SIND DIE UNTERSUCHTEN BAUMARTEN.	17
TAB. 3: AUFNAHMEZEITPUNKTE UND -SCHEMA DER BIODIVERSITÄTSAUFNAHMEN AN WINTERLINDEN, ROBINIEN UND EINEM KONTROLLSTANDORT IN 2016 UND IN 2017.....	21
TAB. 4: BAUMARTENSPEZIFISCHE PARAMETER FÜR DAS EINZELBAUMWACHSTUMSMODELL CITYTREE.....	27
TAB. 5: ANZAHL AUFGENOMMENER BÄUME UND CHARAKTERISTIKA DER VIER BAUMARTEN (MITTELWERTE, MINIMUM (=MIN) UND MAXIMUM (=MAX))	28
TAB. 6: BLATTFLÄCHENINDIZES DER VIER BAUMARTEN AUFGETEILT IN ALTERSKLASSEN ALS BASIS FÜR DIE ABLEITUNG VON LAI-FUNKTIONEN (MITTEL=MITTELWERT, SA=STANDARDABWEICHUNG)	32
TAB. 7: AUS MESSDATEN ABGELEITETE FUNKTIONEN FÜR DAS MODELL CITYTREE.....	34
TAB. 8: STANDORTSBESCHREIBUNG UND CHARAKTERISTIKA DER FÜR DIE VALIDIERUNG VERWENDETEN BÄUME	35
TAB. 9: TEST AUF NORMALVERTEILUNG DER GEPOOLTEN DATENSÄTZE DES HAUSSPERLINGS(ROT: NICHT SIGNIFIKANT BEI EINEM SIGNIFIKANZNIVEAU VON 5%).....	46
TAB. 10: ERGEBNISSE MANN-WHITNEY-U-TEST FÜR DEN HAUSSPERLING	47
TAB. 11: MIT KLASSISCHEN UNTERSUCHUNGSMETHODEN AUFGENOMMENE BAUMARTEN DES PROJEKTS „STADTGRÜN 2021“ IN HOF/MÜNCHBERG, KEMPTEN UND WÜRZBURG	48
TAB. 12: ERGEBNISSE DES LINEAREN GEMISCHTEN MODELLS MIT DEN DURCHMESSERZUWÄCHSEN DER VERSUCHSBAUMARTEN VON „STADTGRÜN 2021“ ALS ABHÄNGIGE VARIABLE UND DEM VERBREITUNGSGBEIT (HERKUNFT) DER ARTEN ALS ERKLÄRENDE VARIABLE FÜR ALLE BÄUME GEPOOLT UND FÜR WÜRZBURG, KEMPTEN UND HOF/MÜNCHBERG SEPARAT. DARGESTELLT SIND DIE STEIGUNG (INTERCEPT), DER WERT (VALUE), DIE STANDARDABWEICHUNG (S), DER T-WERT UND DER P-WERT (SIGNIFIKANZ) DER VARIABLEN SOWIE DER STANDARDFEHLER (SD-WERT) UND DER RESTWERT DER SCHWANKUNGEN (E) DER RANDOM EFFECTS.	51
TAB. 13: KENNGRÖßEN DER BÄUME DER ZEHN ALTERSKLASSEN FÜR DIE BAUMARTEN <i>T. CORDATA</i> , <i>R. PSEUDOACACIA</i> , <i>P. ACERIFOLIA</i> UND <i>A. HIPPOCASTANUM</i> IM MITTEL DER 6 BAYERISCHEN STÄDTE (ANGEGEBEN IST DAS MITTEL EINER ALTERSKLASSE, D.H. IN DER ALTERSKLASSE 20 SIND ALLE BÄUME ZWISCHEN 16 UND 25 JAHREN ENTHALTEN).....	52
TAB. 14: MITTLERE JÄHRLICHE TEMPERATUREN UND NIEDERSCHLAGSSUMMEN DER SECHS BAYERISCHEN STÄDTE FÜR DAS SZENARIO A1B DER NAHEN ZUKUNFT (2026-2050) UND DIFFERENZEN GEGENÜBER DEM AKTUELLEN KLIMA (1965-2015)	61
TAB. 15: PROZENTUALE VERÄNDERUNG DER ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN DER VIER BAUMARTEN IM MITTEL DER SECHS BAYERISCHEN STÄDTE FÜR DIE NAHE ZUKUNFT (2026-2050) UNTER DEN BEDINGUNGEN DES SZENARIUMS A1B GEGENÜBER DEM AKTUELLEN KLIMA (1965-2015)	63

1. Zusammenfassung

Im Projekt CityTree II „Stadtbäume im Klimawandel: Wuchsverhalten, Umweltleistungen und Perspektiven“ wurden, aufbauend auf dem Projekt CityTree I, das Wachstum und die Ökosystemleistungen von zwei weiteren Baumarten untersucht. Neben Platanen (*Platanus x acerifolia*) wurden auch Rosskastanien (*Aesculus hippocastanum*) vermessen und analysiert. Zusätzlich zu den Aufnahmen der zwei neuen Baumarten in den Städten München und Würzburg wurden Messungen der vier Baumarten in weiteren Städten (Hof, Kempten, Nürnberg, Bayreuth) durchgeführt. Die exakte Vermessung von insgesamt über 2000 Bäumen bildete die Grundlage für die Analyse empirischer Zusammenhänge und die Entwicklung eines prozessorientierten Einzelbaumwachstumsmodells. Mit dem validierten Modell können so Zuwachs und Ökosystemleistungen der vier in Bayern häufig vorkommenden Stadtbaumarten bestimmt werden.

In einem Tabellenwerk und einer Grafiksammlung sind das Wachstum und die Ökosystemleistungen Kohlenstoffspeicherung, Abkühlungs- und Beschattungswirkung sowie Wasserverbrauch und Abflussreduktion bayerischer Städte für das gegebene Klima und unter den Bedingungen eines veränderten Klimas der nahen Zukunft (2026-2050) übersichtlich zusammengefasst. Sie stellen wichtige praxisrelevante Hinweise für eine nachhaltige Stadtplanung dar, die aktuell in einem Leitfaden zusammengefasst werden.

In Masterarbeiten wurden zudem die Biodiversität sowie das Verhalten von zwanzig Baumarten in den Städten Hof, München, Kempten und Würzburg untersucht.

2. Aufgabenstellung

Über das Wachstum von Stadtbäumen und deren Umweltleistungen in Abhängigkeit der Standortverhältnisse ist bis jetzt wenig bekannt. Das Projekt „Stadtbäume im Klimawandel“ Teil 1 und 2 beschäftigte sich mit diesen Aspekten und hat Wissenslücken hinsichtlich der Freiraumplanung geschlossen. Dabei sollte der Einfluss des Stadtklimas auf das Wachstum und die Umweltleistungen von vier Baumarten in bayerischen Städten untersucht, modelliert und die Zukunft projiziert werden. Damit soll ein Beitrag zur Klimaanpassung von Stadtbäumen geleistet werden. Entsprechend dem Projektantrag und der Erweiterung des Projekts für die Baumart Rosskastanie wurden folgende Forschungsfragen vorgegeben:

- (1) Ist das öko-physiologische Einzelbaumwachstumsmodell geeignet, Wachstum und Ökosystemleistungen von Stadtbäumen plausibel abzubilden?
- (2) Können die Ergebnisse der untersuchten Städte auf andere bayerische Städte übertragen werden?
- (3) Lassen sich mittels der gewonnenen Daten auch Aussagen über die Biodiversität in Abhängigkeit der Baumarten und ihrer Dimensionen treffen?
- (4) Können über neu eingeführte Baumarten Aussagen zu deren Wachstum und Ökosystemleistungen gemacht werden?
- (5) Wie verändern sich Wachstum und Ökosystemleistungen der Baumarten unter veränderten Klimaverhältnissen in den einzelnen Städten Bayerns?

Im Rahmen des Aufstockungsprojekts wurden zwei weitere Forschungsfragen formuliert:

- (6) Lassen sich baumartenspezifische Wachstumsreaktionen und Ökosystemleistungen in bayerischen Städten mittels eines prozessbasierten Wachstumsmodells auch anhand der häufig in Städten vorkommenden Baumart Rosskastanie nachvollziehen? (siehe dazu auch Frage 1)
- (7) Können anhand der Modellierungsergebnisse Klimaanpassungsmaßnahmen abgeleitet werden? (siehe dazu auch Frage 5)

3. Dokumentation und Auswertung der verwendeten Literatur

Anthropogene Aktivitäten haben einen globalen Anstieg der Temperatur um etwa 1,0 °C gegenüber vorindustriellen Werten ausgelöst (wahrscheinliche Bandbreite: 0,8 °C - 1,2 °C). Sofern die aktuelle Geschwindigkeit beibehalten wird, - was sehr wahrscheinlich ist - wird die Erwärmung im Zeitraum 2030 - 2052 bei etwa 1,5 °C liegen (IPCC, 2018). Der IPCC-Sonderbericht (IPCC, 2018) zeigt deutlich die Folgen einer globalen Erwärmung von 1,5 °C gegenüber vorindustriellem Niveau auf. In Deutschland ist mit einer Erwärmung von 2 °C - 4,5°C bis in 60 Jahren zu rechnen (IPCC, 2013). Extremwetterereignisse wie Starkregen, Unwetter und extreme Hitze werden vermehrt auftreten. Sinnflutartige Niederschläge wie zum Beispiel im Juni 2016 in Bayern als bis zu 150 Liter pro Quadratmeter innerhalb von wenigen Tagen fielen, können häufiger vorkommen. Auch Tropennächte, die bis vor wenigen Jahren noch kaum in Deutschland vorkamen, werden vermehrt auftreten. Die Anzahl der Sommertage (Tagesmaximum > 25°C) und der heißen Tage (Tagesmaximum > 30°C) werden voraussichtlich deutlich zunehmen (IPCC, 2013).

Zudem hat die Urbanisierung der vergangenen Jahrzehnte zu einem starken Bevölkerungsanstieg in den Städten geführt. Bis 2030 wird sie weltweit mehr als 60 % der Gesamtbevölkerung ausmachen und bis 2050 auf 6 Milliarden ansteigen (UN, 2014). Auch in Deutschland und insbesondere in Bayern wachsen die Städte stetig an (siehe Abb. 1).

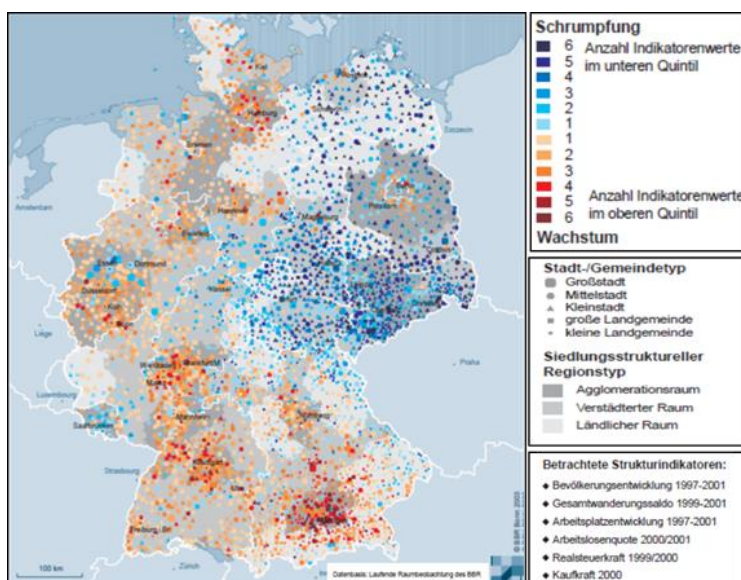


Abb. 1: Schrumpfende und wachsende Städte in Deutschland (Quelle: BABR (2004))

Die Großstädte Deutschlands werden bis 2035 um zum Teil über 10% gegenüber 2015 anwachsen. So wird die Einwohnerzahl für München im Jahr 2035 auf 1,66 Mio. prognostiziert, was einen Anstieg gegenüber 2015 von 14,4 % entspricht (Statista, 2018).

Die Auswirkungen dieser zunehmenden Urbanisierung sind komplex und betreffen soziale, ökonomische und ökologische Belange (Verbeiren et al., 2013). Zu nennen sind eine zunehmende Versiegelung (Scalenghe & Marsan, 2008), ein höheres Verkehrsaufkommen, erhöhter Regenwasserabfluss einhergehend mit verringerter Versickerung (Armson et al., 2013; Mejia & Moglen, 2010), ein steigender Lärmpegel und Schadstoffbelastungen der Luft (Gong et al., 2012), veränderte Strahlen- und Temperaturbelastung (Akbari et al., 2001) und negative Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit (Foraster et al., 2011).

Diese Umweltbedingungen in Städten betreffen auch die heimische Flora und Fauna. So sind Stadtbäume deutlich anderen Umwelteinflüssen ausgesetzt als Waldbäume, denn der Standort Stadt unterscheidet sich stark von ländlichen Regionen. Das Stadtklima ist aufgrund des Wärmeinseleffektes („urban heat island“ UHI) wärmer, trockener und von erhöhter Strahlenbelastung gekennzeichnet (Oke, 1982; Pongracz et al., 2010; Wilby, 2003). Gründe hierfür sind die hohen Anteile versiegelter Flächen wie Asphalt oder Gebäude, die die einfallende Sonnenstrahlung reflektieren aber auch absorbieren und als Wärmeenergie wieder abgeben (Santamouris et al., 2001). Verminderte Windbewegungen halten die warme Luft in der Stadt, was zur urbanen Grenzschicht führt (Oßenbrügge & Bechtel, 2010). Daneben sind in der Stadt oft nur geringe Grünanteile vorhanden, welche eine Kühlungswirkung erzielen könnten (Collier, 2006; Kuttler, 2004; Rahman et al., 2017a). (IPCC, 2018)

Der Standort Stadt ist auch deutlich heterogener als ein Wald, es gibt vielfältige Wuchsstandorte wie u.a. entlang von Hauptstraßen, an Seitenstraßen, öffentlichen Plätzen, Parkplätzen, Parks, entlang von Eisenbahn-, Straßenbahn- oder Tramlinien, in privaten Gärten. Insgesamt leiden Stadtbäume häufiger an Trockenstress (Beatty & Heckman, 1981; Whitlow & Bassuk, 1986), was sich auf die Wuchsleistung und Vitalität der Bäume auswirken kann. Auch bedingen die oft sehr kleinen Pflanzgruben eine verminderte Sauerstoff- und Nährstoffversorgung (Morgenroth & Buchan, 2009; Rahman et al., 2013). Straßenverkehr erhöht die Bodenverdichtung (Bartens et al., 2008; Bühler et al., 2007) und den Schadstoffeintrag (Beatty & Heckman, 1981; Day et al., 1995; Grabosky & Bassuk, 1995).

Andere Studien wie Pretzsch et al. (2017) konnten zeigen, dass eine verlängerte Vegetationsperiode (Chmielewski & Rötzer, 2001), höhere Temperaturen (IPCC, 2014) und höhere Stickstoff- und CO₂-Einträge (Churkina et al., 2010) weltweit zu einem verstärkten Wachstum von Stadtbäumen im Vergleich zu ländlicheren Gebieten oder Wäldern führen können. Je nach Klimazone sind die Unterschiede jedoch sehr hoch. Das Wachstum und die Gesundheit von Stadtbäumen sind nicht nur für die Ästhetik und für ein kostengünstiges Stadtbaummanagement von Bedeutung. Stadtbäume erbringen auch vielfältige Ökosystemleistungen für das Stadtklima und den Stadtbewohner, welche maßgeblich von der Vitalität, dem Wuchs und dem Alter des Baumes abhängen. Am Wichtigsten für die klimaangepasste Stadt der Zukunft ist die Abkühlungswirkung durch Beschattung und Evapotranspiration (Akbari et al., 2001; Dimoudi & Nikolopoulou, 2003; Shashua-Bar & Hoffman, 2003). Daneben speichern Stadtbäume Koh-

lenstoff (McPherson, 1998; Nowak & Crane, 2002; Yoon et al., 2013), mindern den Regenwasserabfluss (Xiao et al., 2000a, b), filtern Schadstoffe (McPherson et al., 1997; Pretzsch et al., 2015a) und stellen Oasen für Erholung und Regeneration dar.

Neben des Gesamtanteils der Grünfläche einer Stadt ist für die Aufrechterhaltung und Stärkung von Ökosystemdienstleistungen insbesondere die Ausprägung und Struktur des Grüns entscheidend. Bäume spielen dabei aufgrund ihrer dreidimensionalen Struktur und des Grünvolumens eine besondere Rolle. Umfassende Kenntnisse zur räumlichen und zeitlichen Dynamik von „urbanen Wäldern“ in europäischen Städten sind bisher aber praktisch nicht vorhanden (Moser et al., 2018a). Bestenfalls bestehen Informationen zu Bäumen im öffentlichen Raum, insbesondere des Straßenbaumbestands, falls entsprechende Katasterwerke angelegt und regelmäßig aktualisiert wurden. Die Erfassung und Modellierung der Wachstumsdynamik von in Städten häufig vorkommenden Baumarten sind daher wichtige Schritte hin zur Modellierung des gesamten Grüns einer Stadt, und stellen somit die Basis für klimaangepasste Städte dar.

Die Planung von Grünflächensystemen, die vielfältige Ökosystemleistungen erbringen (Hansen & Pauleit, 2014; Pauleit et al., 2011), erfordert umfassende und wissenschaftlich abgesicherte Informationen zu städtischen Grünstrukturen. Für große Verdichtungsräume konnten Gill et al. (2007), Lindley et al. (2015) und Printz et al. (2015) beispielhaft zeigen, wie in Modellierungsansätzen Planungsszenarien für grüne Infrastrukturen entwickelt und ihre Ökosystemleistungen quantifiziert werden können. Solche Ansätze liefern wichtige Entscheidungsgrundlagen für die Stadtplanung (Leistung des Stadtgrüns für die Verminderung des Wärmeinseleffekts, Verminderung des Regenwasserabflusses von versiegelten Flächen nach Starkregen).

Die Entwicklung von öko-physiologischen Wachstumsmodellen Stadtbäume ist sehr wichtig, um beispielsweise die Veränderungen des Wachstums und der Ökosystemleistungen von Stadtbäumen abschätzen zu können, die neben dem Klimawandel auch von kleinräumigen Stadteffekten beeinflusst werden. In einer ersten Version zeigt beispielsweise das neu entwickelte prozessorientierte Modell „CityTree“ (Pretzsch et al., 2015b) den Einfluss von Klima und kleinräumiger Umgebung auf Wachstum und Umweltleistungen (Kohlenstoffspeicherung, Wasserhaushalt, Abkühlung, Beschattung) von Stadtbäumen wie Linden oder Robinien (Mack, 2016; Vargas, 2016). Solche Modelle können wichtige Instrumente für eine vorausschauende Planung von Stadtgrün und deren Management sein.

4. Voraussetzungen, unter denen die Arbeit durchgeführt wurde

Für mitteleuropäische Stadtbaumarten gibt es bisher kaum Daten zu Wachstums- und Ökosystemleistungen. Die wenigen verfügbaren Informationen lassen sich nur schwer auf andere Klima- und Standortssituationen übertragen (Pace et al., 2018). Modellierungswerkzeuge wie empirische Wachstumsmodell i-Tree (Nowak & Crane, 2002) sind für die USA und Großbritannien vielfach erprobt, jedoch für Mitteleuropa nicht angepasst und standardisiert. Andere Modellierungsansätze beziehen sich dagegen auf Waldbäume (Astrup et al., 2014; Chave et al., 2014; Pretzsch, 2014; Rötzer et al., 2013) und lassen sich auch kaum auf Stadtbäume übertragen.

Erste Ansätze diese Wissenslücken für den mitteleuropäischen Raum zu schließen wurden durch das prozessbasierte Modell CityTree (Pretzsch et al., 2015b) geschaffen, welches im Rahmen des vorliegenden Projekts weiter entwickelt, validiert und für neue Baumarten parametrisiert worden ist. Das Modell erlaubt, die Wachstums- und Ökosystemleistungen von Stadtbäumen unter unterschiedlichen Standortverhältnissen für die verschiedenen Altersklassen der Bäume zu simulieren und dabei auch Änderungen der Standortverhältnisse, etwa durch den Klimawandel, zu berücksichtigen.

Das Projekt baut auf bekannten Grundlagen zur Stadtbaumforschung und zur Modellierung von Ökosystemleistungen von Stadtbäumen auf. Die Ergebnisse der durchgeführten Studie sollen darüber hinaus Handlungsempfehlungen für Freiraumplaner in Form eines Tabellenwerks bzw. einer Grafiksammlung beinhalten. Insbesondere der Anwendungsbezug der gewonnenen Erkenntnisse für bayerische Städte im Klimawandel steht somit im Mittelpunkt.

5. Planung und Ablauf der Arbeiten

Zur Beantwortung der Forschungsfragen entsprechend dem Projektantrag und seiner Aufstockung waren folgende Arbeitspakete durchzuführen:

Arbeitspaket 1

Messungen von Baumdimensionen, Wachstumsanalyse und Erweiterung des Modells: Dies sollte für Winterlinde und Robinie in zwei weiteren Städten Bayerns als Grundlage der Modellvalidierung, zur Erweiterung des Modells und zur Prüfung der Übertragbarkeit auf andere Städte erfolgen. Daneben wird eine weitere Baumart (Platane) in allen Städten zur Erweiterung des Baumartenspektrums und des Einzelbaumwachstumsmodells aufgenommen und analysiert. Im Rahmen der Aufstockung sollen Aufnahmen von Baumparametern der Baumart Kastanie eine Datenaufbereitung der Messwerte und eine Parametrisierung des Wachstumsmodells für die Baumart Kastanie durchgeführt werden. Zusammen mit den Ergebnissen aus dem Projekt Stadtbäume im Klimawandel I und II sind dann für insgesamt vier, häufig vorkommende Stadtbaumarten die Wachstumsdynamik modellhaft abbildbar (Linde, Robinie, Platane, Kastanie).

Arbeitspaket 2

Validierung und Sensitivitätstests des öko-physiologischen Einzelbaumwachstumsmodells CityTree 2.0 im Hinblick auf Wachstum und Ökosystemleistungen der parametrisierten Baumarten. Anhand unabhängiger Datensätze zum Wachstum von Stadtbäumen in bayerischen Städten wird eine Validierung des Einzelbaumwachstums angestrebt. Mit Hilfe der gewonnenen Daten der mikro-meteorologische Messungen an Winterlinden und Robinien in München (Dr. Mohammad Rahman) können sowohl das Wachstum als auch Umweltleistungen (z.B. Transpiration) von Stadtbäumen, die durch das Modell berechnet worden sind, mit realen Werten verglichen und validiert werden. Die Sensitivität des Modells wird durch eine Variation von Umweltparametern wie des verfügbaren Bodenwassergehalts, der Temperatur und der Strahlung getestet, d.h. es kann gezeigt werden, in welcher Bandbreite sich die Werte bewegen und ob sie plausibel sind.

Arbeitspaket 3

Ableiten von Biodiversitätsindizes für Winterlinden und Robinien in München und deren Evaluierung. Bäume stellen ein wichtiges Habitat für Artengruppen wie Insekten, Vögel und Fledermäuse dar. Untersuchungen wie von Blair (1996), Melles et al. (2003) und Sandström et al. (2006) zur Biodiversität an Stadtbäumen wurden bisher in Deutschland kaum durchgeführt. Einen zielführender Ansatz im Bereich der Insekten stellen die Untersuchungen des Teilprojekts TP5 „Klimaanpassung in den Städten Bayerns - Vergleichende Untersuchungen zum Einsatz gebietsfremder und heimischer Stadtklimabäume“ im ZSK dar (siehe <https://www.zsk.tum.de/index.php?id=60&L=0>). Die Analysen im Rahmen dieses Projekts konzentrieren sich auf eine akustische Analyse der Biodiversität des Vogelbestands an Stadtbäumen. Geeignete Software ermöglicht die schnelle und zuverlässige Auswertung der Aufnahmen auf Artniveau.

Arbeitspaket 4

Bestimmung des Zuwachses und der Ökosystemleistungen von neu eingeführten Baumarten des Projekts „Stadtgrün 2021“ im Vergleich zu den erbrachten Umweltleistungen der untersuchten Baumarten des Projekts Stadtbäume im Klimawandel. Geplant sind Aufnahmen von Strukturdaten und hemisphärische Photographien von Silberlinden und Gleditschien (Bäume Stadtgrün 2021, Bayerischen Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau, Dr. Susanne Böll) und Berechnung der Umweltleistungen Kohlenstoffspeicherung, Abkühlungs- und Beschattungswirkung für beide Baumarten. Diese Ergebnisse können mit den erbrachten Umweltleistungen von Winterlinden und Robinien verglichen und Rückschlüsse über die Eignung neuer Baumarten für Bayern gezogen werden. Während das Projekt „Stadtgrün 2021“ die Wüchsigkeit von gebietsfremden Baumarten anhand gartenbaulicher Maßnahmen (z. B. Erfassung des Leittriebwachses, Bonitierung) ermittelt, werden im Projekt „Stadtbäume im Klimawandel“ die Messungen von „Stadtgrün 2021“ um forstliche Messmethoden ergänzt, wie beispielsweise Erfassung des Brusthöhendurchmessers auf 1.3 m, Kronenparameter, Umgebungssituation und Blattflächenindex. Darüber hinaus kann durch die Ermittlung von Zuwachs und Ökosystemleistungen ein Vergleich von der Baumarten an unterschiedlichen Standorten erfolgen.

Arbeitspaket 5

Modellierung von Wachstum und Ökosystemleistungen (Kohlenstoffspeicherung, Abkühlungswirkung, Beschattung) von drei Baumarten (Winterlinde, Robinie und eine neu ausgewählte Baumart (Platane) für verschiedene Städte Bayerns (München, Würzburg und zwei weitere Städte) unter möglichen künftigen Klimaverhältnissen unter Verwendung der regionalen Klimaszenarien des Zentrums Stadtnatur und Klimaanpassung ZSK. Im Rahmen des Aufstockungsprojekts sollen Simulationsstudien zum Wachstum und zu den Ökosystemleistungen der Baumart Kastanie in sechs Städten Bayerns unter gegebenen und möglichen künftigen Klimaverhältnissen (Klimaszenarium A1B) vorgelegt werden.

Arbeitspaket 6

Ableitung von praxisnahen Hinweisen (Tabellenwerk und Grafiksammlung) sowie eines Leitfadens für ein nachhaltiges Management der Stadtbäume Bayerns.

Die Untersuchungen stellen somit einen weiteren wichtigen Schritt zur realistischen Abbildung des Wuchsverhaltens und der Umweltleistungen von Stadtbäumen dar sowie deren Perspektiven unter Klimaveränderungen.

6. Zusammenstellung der Gesamtproblematik mit bisher bekannt gewordenen Ergebnissen auf dem Gebiet der Aufgabenstellung

Für die Stadtplanung fehlen bisher prozessbasierte Ansätze zur Quantifizierung des Wachstums und der Umweltleistungen von Stadtbaumbeständen. Insbesondere hinsichtlich der Dimensionsveränderung von Stadtbäumen mit zunehmenden Alter sowie hinsichtlich der Beschattung, Abkühlungsleistung und Kohlenstoffbindung verschiedener Stadtbaumarten ist wenig bekannt. In der Praxis wird in der Regel auf Erfahrungswerte zurückgegriffen. Solche Erfahrungswerte sind jedoch schon unter steady-state Klimabedingungen fraglich, werden aber unter sich verändernden Klimabedingungen noch fragwürdiger.

Die Wachstumsmodellierung von Stadtbäumen ist im Vergleich zur Modellierung von Waldbeständen (Hasenauer & Monserud, 1996; Hemery et al., 2005; Pretzsch, 2014; Pretzsch & Schütze, 2005; Stage, 1973; Watt & Kirschbaum, 2011) noch ein recht junger Forschungszweig. So gibt es speziell für Stadtbäume nur wenig, meist rein allometrische Wachstumsbeziehungen wie z. B. Studien von Peper et al. (2014), Semenzato et al. (2011), Rust (2014) oder Moser et al. (2015). Angaben zu Ökosystemleistungen von Stadtbäumen wie Kohlenstoffspeicherung, Sauerstofffreisetzung, Abkühlungswirkung und Beschattung beruhen vielfach auf groben Schätzungen (Peper et al., 2014; Rust, 2014; Semenzato et al., 2011). Pflanzungen in Städten erfolgen bisher zumeist anhand langjähriger Erfahrung von Gartenämtern oder basieren auf Literatur und Pflanzlisten (z.B. GALK e. V. (2018), Gaida & Grothe (2000), Roloff & Bärtels (2008), Krüssmann (1970), Roloff (2013)). Sie sind weniger an den Leistungen der Bäume sondern mehr an der gärtnerischen Eignung orientiert. Eine verbesserte wissenschaftliche Kenntnis der Ansprüche einzelner Baumarten und Wissen über die Ökosystemleistungen von Stadtbäumen für das Stadtklima ist im Hinblick auf den Klimawandel und der Problematik vermehrter Schädlinge im Stadtbaumbereich jedoch dringend notwendig (Tubby & Webber, 2010). Dabei spielen auch die Klimazone, die Heterogenität der Stadt, sowie die spezifischen Wuchsreaktionen der Baumarten eine wichtige Rolle.

Deshalb sind Studien in zahlreichen Städten und für Baumarten mit unterschiedlicher Ökophysiologie dringend notwendig. Auch andere Ansätze, wie die modellbasierte Modellierung des Wachstums und der Ökosystemleistungen von Stadtbäumen werden zunehmend wichtiger. Aufgrund fehlender Datensätze wird für die Modellierung von Wachstum und Umweltleistungen oftmals auf bestehendes Wissen aus Waldbeständen zurückgegriffen (Aguaron & McPherson, 2012; Peper et al., 2014; Pretzsch et al., 2015a). Prozessorientierte Modelle, wie sie für Waldbestände vielfach vorliegen, die das Wachstum, den Ertrag und die Ökosystemleistungen von Beständen in Abhängigkeit von klimatischen Bedingungen und anderen Umweltfaktoren simulieren (Rötzer et al., 2010), liegen für Stadtbäume nicht bzw. nur rudimentär vor. Außer einigen US-amerikanischen Informationssystemen über den Wert von Stadtbäumen, existieren aktuell keine Modelle für das Stadtbaumwachstum mitteleuropäischer Baumarten. Ansätze aus den USA (insbes. das UFORE Modell und das daraus abgeleitete i-Trees Modellierungswerkzeug, <http://www.itreetools.org>) lassen sich wegen grundlegender Unterschiede im Inventurdesign, in der Stadtstruktur und in den modellierten Umweltleistungen auf

deutsche Verhältnisse nur bedingt übertragen. So basiert zum Beispiel das online verfügbare Softwaretool von i-Trees (Nowak & Crane, 2002) auf Baumkatasterdaten und einfachen empirischen Funktionen, die nur bedingt veränderte Verhältnisse wie etwa die Auswirkungen des Klimawandels berücksichtigen können (z.B. Pace et al. (2018)).

Der Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der TU München beschäftigt sich seit mehreren Jahren mit der Reaktionskinetik von Stadtbäumen insbesondere unter veränderten Klimaverhältnissen. So untersuchten z.B. Pretzsch et al. (2017) weltweit Bäume in 10 Metropolen borealer, temperierter, mediterraner und subtropischer Klimazonen und führten dendrochronologische Analysen durch, die aufzeigten, dass sich zwischen dem Stadtzentrum und den ruralen Randbereichen der Städte das Zuwachsverhalten von Stadtbäumen klar verändert. Neben einem Klimawandeleffekt konnte auch ein signifikanter „urban climate effect“ nachgewiesen werden. Die Unterstützung solcher Analysen mit Modellsimulationen kann helfen, die biologischen Prozesse und Zusammenhänge besser zu verstehen, Projektionen in die Zukunft können durchgeführt werden.

7. Während der Durchführung des Vorhabens bekannt gewordene Fortschritte auf diesem Gebiet

Während der Projektlaufzeit vom November 2015 bis zum 31. Mai 2017 wurde vom Lehrstuhl für Waldwachstumskunde Ergebnisse einer weltweiten Studie veröffentlicht (Pretzsch et al., 2017), die zeigen, dass sich das Wachstum der Stadtbäume im Laufe des letzten Jahrhunderts deutlich beschleunigt hat. Dies konnte bereits für Wälder der temperierten und borealen Klimazonen nachgewiesen werden (Aertsens et al., 2014; Fang et al., 2014; Kauppi et al., 2014; Pretzsch et al., 2014). Das Ausmaß des schnelleren Wachstums von Stadtbäumen ist jedoch abhängig von der Klimazone. Zudem zeigte sich, dass auch das Baumwachstum im Stadtzentrum verglichen mit der Stadtperipherie erhöht ist (Pretzsch et al., 2017). Untersuchungen wie z.B. von Dahlhausen et al. (2018) oder Moser et al. (2018b) konnten belegen, dass die Temperatur, das Niederschlagsmuster, die Phänologie der Baumart oder auch die Deposition von Stickstoff und die CO₂-Konzentration der Atmosphäre hierbei entscheidend sind. Mittels Modellsimulationen wie z.B. mit den öko-physiologischen Wachstumsmodell CityTree können solche multiplen Einflüsse und Feedbackreaktionen auch modelhaft nachvollzogen werden.

McPherson et al. (2016) veröffentlichen in 2016 eine „Urban Tree Database and Allometric Equations“ für US-amerikanische Städte, dessen Ergebnisse z.T. auch für die Modellierung mit dem Modell CityTree genutzt werden.

In einer dendrochronologischen Studie für die Stadt Paris untersuchten David et al. (2018) das Wachstum von Stadtbäumen in Bezug auf sich ändernde Umweltbedingungen. Das Wachstum der untersuchten Silberlinden (*Tilia tomentosa*) war hauptsächlich von den Niederschlägen im Frühling und im Herbst geprägt. Nitschke et al. (2017) untersuchten die Reaktion von Stadtbäumen (*Quercus robur*, *Ulmus procera* und *Platanus x acerifolia*) in Melbourne/Australien unter Trockenheit und Klimawandel. Auch sie fanden eine enge Korrelation zum Wasserangebot im Herbst und im Frühjahr.

Boukili et al. (2017) analysierten CO₂-Sequestrierungsraten von Stadtbäumen in Cambridge/MA und fanden sehr hohe Differenzen je nach Baumart und Baumdimension. Die auf Basis des BHD berechneten CO₂-Sequestrierungsraten wurden mit verschiedenen statistisch,

empirischen Methoden (Modell i-Tree Streets, Stadtbaumdatenbank und baumartenspezifische Allometriegleichungen) bestimmt und zeigten für die meisten Baumarten signifikante Unterschiede je nach Wahl der Methode. Dies zeigt, dass die Quantifizierung der Biomasse aufgrund solcher rein statistischer Ansätze stark von den zugrundeliegenden Gleichungen abhängt, d.h. dass diese Modelle nur für die räumlichen und zeitlichen Bedingungen Gültigkeit besitzen, für die sie erstellt wurden.

Eine Quantifizierung der Transpirationsleistung und der Abkühlungswirkung durch Stadtbäume ist aufgrund der stark heterogenen städtischen Umgebung und großer Baumartenunterschiede äußerst schwierig (Ennos et al., 2014; Rahman et al., 2017a). Dabei ist das Ausmaß der Kühlungswirkung von Bäumen eng mit ihrer Struktur wie der Blattfläche, der Kronendimension und dem Baumalter verknüpft (McPherson & Peper, 2012). Riikonen et al. (2016) untersuchten beispielsweise den Wasserverbrauch der Baumarten *Tilia x vulgaris* und *Alnus glutinosa* in Helsinki unter semi-borealen Klimabedingungen, während Litvak et al. (2017) eine Methode zur Bestimmung der Verdunstung von Stadtbäumen in Kalifornien vorstellten. Rahman et al. (2017a) bestimmten die Transpiration und die Abkühlungsleistung von *T. cordata* an zwei unterschiedlichen Plätzen in München. Sie fanden, dass diese Baumart aufgrund ihrer anisohydrischen Wasserstressstrategie, d.h. dass auch bei Trockenheit die Stomata offen gehalten werden, eine gute Abkühlungswirkung bei Trockenheit aufweist. Nach Moser et al. (2016) ist der Wasserverlust jedoch mit einer Wachstumsreduktion verbunden. Jedoch sind auch Unterschiede in der Kühlungswirkung von zerstreut- und ringporigen Baumarten vorhanden. Während zerstreutporige Winterlinden aufgrund ihrer hohen Transpirationsleistung bei stark versiegelten Standorten zu empfehlen sind, sind ringporige Robinien bei offenen Grasflächen aufgrund des höheren Bodenwassergehalts sinnvoller (Rahman et al., 2018).

McPherson et al. (2018) untersuchten die Klimaresistenz von Stadtbaumarten in Kalifornien. Sie beschreiben einen 5 Stufen Prozess zur Auswahl passender Arten und zur Evaluierung der Anfälligkeit der Baumarten gegenüber klimatischen Stress. Hierzu wurden im Jahr 2015 von 12 Baumarten 144 Bäume gepflanzt. Dieser Ansatz kann nach McPherson et al. (2018) als internationales Modell für die Auswahl geeigneter Baumarten für Städte dienen.

Im Zentrum Stadtnatur und Klimaanpassung (ZSK) befasste sich das Teilprojekt TP1 mit der Entwicklung von integrierten Strategien für den Klimaschutz und die Klimaanpassung in Städten und deren Umsetzung. Das vom bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz finanzierte Projekt analysierte unter Verwendung des Mikroklimamodells ENVImet drei Stadtquartiere in Würzburg und München. Dabei wurden die Auswirkungen verschiedener Begrünungsszenarien zur Verminderung von Überwärmungserscheinungen und Starkregenabflüssen auf das Standortklima untersucht. Es zeigte sich, dass die Vegetationsstruktur eines Standortes einen wesentlichen Einfluss hat (Zölch, 2018). Modellsimulationen mit dem Wachstumsmodell CityTree unterstützen dies. Eine Kombination der Modelle wäre sinnvoll, die Verknüpfung des neu entwickelten Baumwachstumsmodells CityTree 2.0 mit kleinklimatischen Modellen wie ENVImet hat ein großes Potential für ein nachhaltiges Management von Stadtbäumen, insbesondere im Zuge eines sich ändernden Klimas.

8. Methodik

8.1. Auswahl der Städte

Für die Untersuchungen im Rahmen des CityTree-Projekts (TUF01UF-64971 bzw. TLK01UFuE69397) wurden die Städte München, Würzburg, Nürnberg, Bayreuth, Kempten und Hof ausgewählt. Um das Spektrum der Untersuchungsstandorte sinnvoll zu ergänzen, wurden bayerische Städte mit unterschiedlichen klimatischen Standortbedingungen ausgewählt, die dem Klimawandel in unterschiedlichen Maße unterworfen sein werden. In Tab. 1 und Abb. 2 sind die geographische Lage und die meteorologischen Daten der Untersuchungsstandorte zusammengefasst.

Stadt	Einwohnerzahl	Größe [km ²]	Breite [°]	Länge [°]	Höhe [m]	Temp. [°C]	Nie. [mm]
Würzburg	126.010	87,6	49,79	9,95	177	9,6	599
Nürnberg	511.628	186,4	49,45	11,08	309	9,2	634
Hof	45.183	58	50,31	11,91	500	7,5	716
Bayreuth	73.065	66,9	49,95	11,57	340	8,4	728
München	1.464.301	310,7	48,14	11,58	519	9,6	960
Kempten	67.529	63,3	47,73	10,32	674	7,4	1257

Tab. 1: Geographie und Klima der untersuchten bayerischen Städte; Temp.: Temperatur, Nie.: Niederschlag. Die klimatischen Werte beziehen sich auf den Zeitraum 1965-2015.

Während Kempten niedrige Jahresmitteltemperaturen mit hohen Niederschlagssummen aufweist, sind Nürnberg, Bayreuth und Hof durch gemäßigte Jahresmitteltemperaturen mit niedrigen bis mittleren Niederschlägen gekennzeichnet. Die Auswahl der Städte Nürnberg, Kempten, Bayreuth und Hof schafft eine deutliche Erweiterung des klimatischen Spektrums, und erhöht damit die Grundlage zur Absicherung der Ergebnisse zum Einfluss des Klimas und seiner Änderungen auf das Wachstum von Stadtbäumen in Bayern.

Vor Beginn der Aufnahmen wurde mit dem Servicebetrieb Öffentlicher Raum Nürnberg, der Stadt Hof, der Stadt Kempten, der Stadt Bayreuth, dem Baureferat Gartenbau München und dem Gartenamt in Würzburg Kontakt aufgenommen, um die Erlaubnis für die durchzuführenden Messungen einzuholen und um den vorhandenen Baumbestand aller Städte zu evaluieren. Für die anschließende Vermessung der ausgewählten Stadtbaumarten wurden klassische Aufnahmemethoden angewandt. Zudem wurden von jedem Baum die Standortskordinaten (Längengrad, Breitengrad, Höhe über NN) aufgenommen.

Für die Modellierung standen Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes aller sechs Städte für den Zeitraum 1961-2015 zur Verfügung (DWD, 2015). Die verwendeten standortspezifischen Klimaszenarien für die nahe Zukunft (A1B, 2026-2050) basieren auf dem statistischen Klimamodell WETTREG (CEC, Potsdam, UBA) nach Spekat et al. (2007). Die Daten wurden Online über die RaKliDa-Homepage bezogen (http://141.30.160.227/RaKliDa_WebServ/let/index.jsp, 2017).

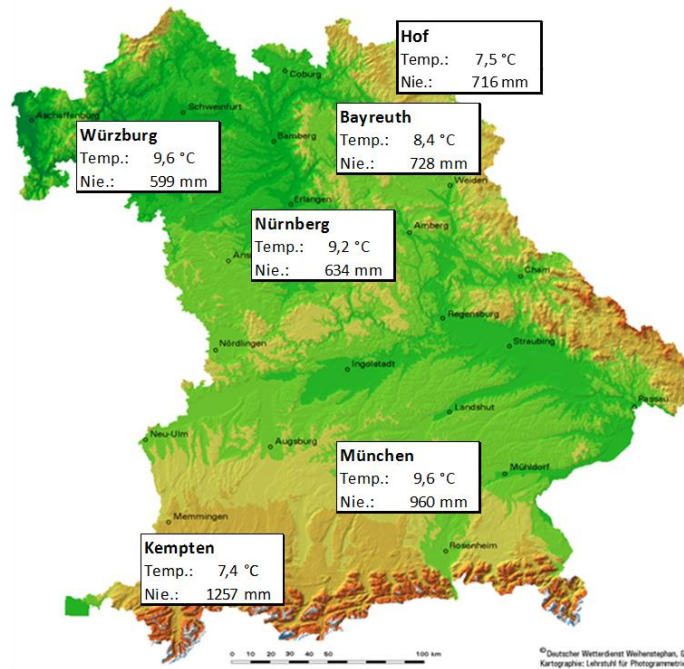


Abb. 2: Lage und Jahresmittelwerte der Temperatur und des Niederschlags der untersuchten bayerischen Städte (Kartenquelle: Agrar- und Umweltklimatologischer Atlas von Bayern, Rötzer et al. 1997)

8.2. Auswahl Baumarten

Mit den Baumarten Winterlinde (*Tilia cordata*), Scheinakazie (*Robinia pseudoacacia*), Platane (*Platanus acerifolia* oder *Platanus x hispanica*, einer Hybride aus der Gattung *Platanus* entstanden um 1650 aus einer Kreuzung von *Platanus occidentalis* und *Platanus orientalis*) und Rosskastanie (*Aesculus hippocastanum*) wurden häufig in mitteleuropäischen Städten gepflanzte Baumarten ausgewählt (Pauleit et al., 2002). Gleichzeitig wird mit den vier untersuchten Baumarten eine breite ökologische Spanne im Hinblick auf den Wasserbedarf und die Trockentoleranz der Arten abgedeckt (Tab. 2).

Baumart		Trockentoleranz	Wasserbedarf
Ailanthus altissima	Drüsiger Götterbaum	1	1
Populus tremula	Zitter-Pappel	1	1
Robinia pseudoacacia	Scheinakazie	1	1
Pinus nigra	Schwarzkiefer	1	1.5
Sophora japonica	Japanischer Schnurbaum	1	2
Ginkgo biloba	Ginkgo	1	2.5
Gleditsia triacanthos	Amerikanische Gleditsche	1	2.5
Platanus X hispanica	Platane	1	2.5
Prunus avium	Vogel-Kirsche	1	2.5
Acer platanoides	Spitzahorn	2	2
Betula pendula	Hänge-Birke	2	2
Castanea sativa	Ess-Kastanie	2	2
Corylus colurna	Baum-Hasel	2	2
Liquidambar styraciflua	Amerikanischer Amberbaum	2	2
Pyrus communis	Kultur-Birne/Birnbaum	2	2
Sorbus intermedia	Schwedische Mehlbeere	2	2
Tilia cordata	Winterlinde	2	2
Fraxinus excelsior	Gemeine Esche	2	2.5
Carpinus betulus	Hainbuche	2	3
Quercus robur	Stieleiche	2	3
Quercus rubra	Rot-Eiche	2	3
Salix alba	Silber-Weide	3	2.5
Aesculus hippocastanum	Roskastanie	3	3
Fagus sylvatica	Rot-Buche	3	3
Juglans regia	Echte Walnuss	3	3
Tilia platyphyllos	Sommerlinde	3	3
Ulmus glabra	Berg-Ulme	4	2.5
Ulmus hollandica	Holländische Ulme	4	2.5
Alnus glutinosa	Schwarz-Erle	4	3
Acer pseudoplatanus	Berg-Ahorn	4	4

Tab. 2: Einteilung der Baumarten nach der Trockentoleranz (1= sehr hoch bis 4= sehr gering) und dem Wasserbedarf (1=sehr gering bis 4=sehr hoch) nach Roloff (2013). Rot markiert sind die untersuchten Baumarten.

Messmethodik

Die Erfassung der Dimensionen eines jeden Baumindividuums erfolgte anhand klassischer Aufnahmemethoden in allen sechs Städten. Von allen Bäumen wurden zudem hemisphärische Bilder aufgenommen, um deren Blattflächenindex ableiten zu können.

8.2.1. Vermessung der Bäume

Die Baumdimensionen wurden anhand klassischer Aufnahmemethoden eruiert. Nach Auswahl eines Baumes wurden zunächst seine Koordinaten aufgenommen und ein GPS-Punkt (Garmin e-trex) gesetzt. Die Standortseinteilung erfolgte in die Kategorien Park (in einem unbebauten Gebiet wachsend und von Grünflächen umgeben), Straße (an einer Straße wachsend) und Platz (Bäume an öffentlichen Plätzen, mit umgebender Bebauung).

Der Stammdurchmesser auf Brusthöhe (BHD), d.h. in 1,3 m Höhe, wurde mit einem Umfangmaßband aufgenommen. Baumhöhe und Kronenansatz wurden mit einem Vertex Forestor gemessen. Zudem erfolgte eine Ablotung der Krone und der Baumscheibe (offene, unversiegelte Fläche um den Baumstamm) in acht subkardinalen Richtungen (N, NO, ..., W). Dabei wird die Kronenablotung durch eine Projizierung der maximalen Ausdehnung des Astes auf den Boden durchgeführt.

Die Vitalität aller Bäume wurde nach Roloff (2001) anhand einer vierstufigen Skala aufgenommen, die von sehr gutem Zustand (0) bis sehr schlechter Zustand (3) reicht. Um die Konkurrenzsituation und die Bebauungsintensität zu erfassen, wurde die Entfernung der benachbarten Bäume und Häuser in den acht subkardinalen Richtungen in Meter abgeschätzt.

8.2.2. Hemisphärische Fotografie

Mit einer Nikon Coolpix P5100 Kamera mit Fisheye-Objektiv und einem Mid-OMount wurden hemisphärische Bilder von einem Großteil der Bäume aufgenommen. Die sich daran anschließende Auswertung erfolgte mit den Programmen WinSCANOPY und XIScanopy (RÉGENT INSTRUMENTS INC.). WinSCANOPY ermittelt verschiedene Baum- und Umgebungsparameter basierend auf den hemisphärischen Bildern, wie die Openness, der Strahlung oberhalb und unterhalb der Krone und den Blattflächenindex (Leaf Area Index LAI).

Die Openness bzw. der Sky View Factor (SVF, Himmelssichtfaktor HSF) beschreibt die Strahlungsflüsse in und um urbane Strukturen (Matzarakis et al., 2007). Dies kann als Maß für den Grad der Urbanität bzw. des Bebauungsgrades (Yamashita et al., 1986) verwendet werden und quantifiziert den Anteil des sichtbaren Himmels von einem bestimmten Punkt aus innerhalb eines definierten Radius (Doneus, 2013b; Kokalj et al., 2011). Das Programm WinSCANOPY berechnet das Bebauungsmaß des analysierten Fotos als sog. Openness, ein Grad der Dominanz oder Abgrenzung eines Standorts auf einer unregelmäßigen Oberfläche (Doneus, 2013a, b). Openness ist ein analoges Maß zum häufiger verwendeten Sky View Factor, insbesondere im Hinblick auf die Bebauungsdichte.

Die Bestimmung des Blattflächenindex erfolgte nach der Methode LAI-2000-G basierend auf Miller (1967) und Welles & Norman (1991).

8.3. Empirische Analysen und statistische Auswertungen

Basierend auf den gemessenen Baumdimensionen wurden der Kronenradius, der Kronendurchmesser, das Kronenvolumen und die Kronenprojektionsfläche der einzelnen Bäume berechnet.

Der durchschnittliche Kronenradius cr bestimmt sich aus:

$$cr = \sqrt{(r_N^2 + r_{NO}^2 + \dots + r_{NW}^2)/8}$$

darin bedeuten:

r_N längste Kronenausdehnung in nördlicher Richtung, r_{NO} längste Kronenausdehnung in nordöstliche Richtung, etc.

Der Kronendurchmesser cd aller Bäume wurde mit $cd = cr * 2$ berechnet. Die Kronenprojektionsfläche CPA ergibt sich aus $CPA = cr^2 * \pi$ ermittelt.

Das Alter der vermessenen Bäume wurde zunächst anhand des Stammdurchmessers und der Höhe berechnet. Für die Winterlinde wurde die Formel von Lukaszkiwicz & Kosmala (2008) verwendet

$$\text{Alter} = a + e^{(b + c * \text{BHD}/100 + d * h)}$$

darin bedeuten:

a, b, c, d Parameter mit a=264,073, b=5,5834, c=0,3397, d=0,0026
BHD Brusthöhendurchmesser [cm]
h Baumhöhe [m]

Für die Altersberechnung der Robinien wurde der Stammdurchmesser aller Bäume mit einem artabhängigen Altersfaktor multipliziert, der auf den Messungen von Dwyer (2009) für die Gleditschie (*Gleditsia triacanthos*) beruht:

$$\text{Alter} = 0,996 * \text{BHD}$$

Das Alter der Platanen wurde mit der Formel von Bühler et al. (2007) berechnet:

$$\text{Alter} = 1.01 * \text{BHD}$$

Dagegen konnte das Alter der Kastanien anhand einer Gleichung von Lukaszkiwicz & Kosmala (2008) angegeben werden:

$$\text{Alter} = a + e^{(b + c * \text{BHD}/100 + d * h)}$$

darin bedeuten:

a, b, c, d Parameter mit a=54,2714, b=4,0709, c=0,7988, d=0,0209.

Die statistische Auswertung wurden mit dem Programm R, Version 3.5.0 (R Core Team, 2018) durchgeführt. Zuerst wurden Regressionsanalysen gerechnet, um die Zusammenhänge zwischen dem Stammdurchmesser bzw. dem Alter (=abhängige Variable) und der Baumhöhe, der Kronengröße, dem Kronenansatz, dem Kronendurchmesser, dem Kronenvolumen und der Kronenprojektionsfläche (=unabhängige Variablen) darzustellen. Varianzanalysen (ANOVA) mit Tukey's HSD Post-Hoc Test zeigen die Signifikanzen und Unterschiede zwischen der Baumdimension (BHD) oder dem Alter und den unabhängigen Faktoren auf.

Alle Regressionen wurden mit der logarithmischen Transformation der Baumdimensionen nach Pretzsch et al. (2012b) durchgeführt: $\ln(y) = a + b * \ln(x)$

Bei den verwendeten OLS-Regressionen (ordinary least square) wird das Ergebnis y ausgehend vom Prädiktor x berechnet. Da in der nachfolgenden Anwendung des Modells das Baumwachstum (y) auf Basis von x berechnet wird, wurde die Verwendung der OLS-Regression der Anwendung der RMA-(reduced major axis) und MA-(moving average)-Regressionen vorgezogen (Niklas, 1994)

8.4. Biodiversität

Die Aufnahmen zur Biodiversität wurden an Versuchsbäumen in München Riem in den Jahren 2016 und 2017 durchgeführt. Hierfür wurden in den Kronen von zwei Winterlinden und zwei Robinien über die Vegetationsperioden an mehreren Tagen Vogelstimmenrekorder angebracht (Abb. 2Abb. 3). Zusätzlich wurden in 2016 noch an 32 weiteren Tagen Kontrollaufnahmen in Freising gemacht (Tab. 3). Verwendet wurden die Geräte Song Meter SM4 der Firma Wildlife Acoustics. Es wurden zwei verschiedene Aufnahmeschemen angewandt, jeweils stündliche und halbstündliche Aufnahmen.



Abb. 3: Akustisches Aufnahmegerät Song Meter SM 4 der Firma Wildlife Acoustics für Vogelstimmen und seine Montage an einem Versuchsbaum in München Riem

Monat.	Datum	Robinie	Winterlinde	Kontrolle (nur 2016)	Aufnahmeschema
Mai	02. – 09.05.2016			x	stündlich
Mai	20. – 31.05.2016			x	stündlich
Juni	01. – 02.06.2016			x	stündlich
Juni	23. – 27.06.2016			x	stündlich
September	16. – 20.09.2016			x	stündlich
April	29. – 30.04.2016	x			halbstündlich
April	29. – 30.04.2016	x			stündlich
April	01. – 13.05.2016	x			halbstündlich
April	01. – 13.05.2016	x			stündlich
Mai	20. – 23.05.2016	x			halbstündlich
Mai	20. – 23.05.2016	x			stündlich
Juni	22. – 30.06.2016	x			halbstündlich
Juni	22. – 30.06.2016	x			stündlich
Juli	01.07.2016	x			halbstündlich
Juli	01.07.2016	x			stündlich
März	28. – 31.03.2016		x		halbstündlich
April	01. – 08.04.2016		x		halbstündlich
April	19. – 26.04.2016		x		halbstündlich

April	28. – 30.04.2016		x		stündlich
Mai	01. – 09.05.2016		x		stündlich
Mai	20. – 28.05.2016		x		stündlich
Juni	22. – 26.06.2016		x		halbstündlich
Februar	16. – 24.02.2017	x			halbstündlich
April	10. – 25.04.2017	x			halbstündlich
Juni	09. – 16.06.2017	x			halbstündlich
Februar	16. – 28.02.2017		x		halbstündlich
März	01. – 05.03.2017		x		halbstündlich
Mai	11. – 24.05.2017		x		halbstündlich
Juni	09. – 15.06.2017		x		halbstündlich
August	02. – 15.08.2017		x		halbstündlich

Tab. 3: Aufnahmezeitpunkte und -schema der Biodiversitätsaufnahmen an Winterlinden, Robnien und einem Kontrollstandort in 2016 und in 2017

Die Auswertung der Daten erfolgte mit der Software Songscope (Firma Wildlife Acoustics) im Rahmen der Masterarbeit von Michael Frenzel am Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der TUM. Parallel zu den Biodiversitätsaufnahmen wurden 2016 und 2017 die Versuchsbäume und deren Umgebungssituation mit Laserscanner-Aufnahmen parametrisiert. Weitere Auswertungen und Ergebnisse folgten im Laufe des Jahres 2018. Die Masterarbeit wurde fertiggestellt und Anfang 2019 abgegeben.

8.5. Aufbau und Weiterentwicklung des Wachstumsmodells CityTree

Auf Basis der gemessenen Baumdimensionen konnten hoch signifikante Beziehungen zwischen Baumalter und einzelnen Parametern für die Baumarten Winterlinde (*Tilia cordata*), Scheinakazie (*Robinia pseudoacacia*), Platane (*Platanus x acerifolia*) und Rosskastanie (*Aesculus hippocastanum*), die für die Modellierung benötigt werden, abgeleitet werden.

Eingangsparameter für das Modell CityTree (Abb. 4) sind Kennwerte des Baumes, d.h. Angaben über das Alter, den Durchmesser, die Höhe, den Kronenansatz und die Kronenradien sowie das Jahresmaximum des Blattflächenindex, das im Juli erreicht wird. Als Triebkräfte des Wachstums werden neben der CO₂-Konzentration der Atmosphäre monatliche Werte der Strahlung, der Temperatur, der relativen Luftfeuchte, der Windgeschwindigkeit und des Niederschlags benötigt. Der Boden wird über die Feldkapazität, den permanenten Welkepunkt und die Durchwurzelungstiefe beschrieben. Weitere, das Wachstum beeinflussende Faktoren wie Nährstoffe sind im Modell nicht berücksichtigt.

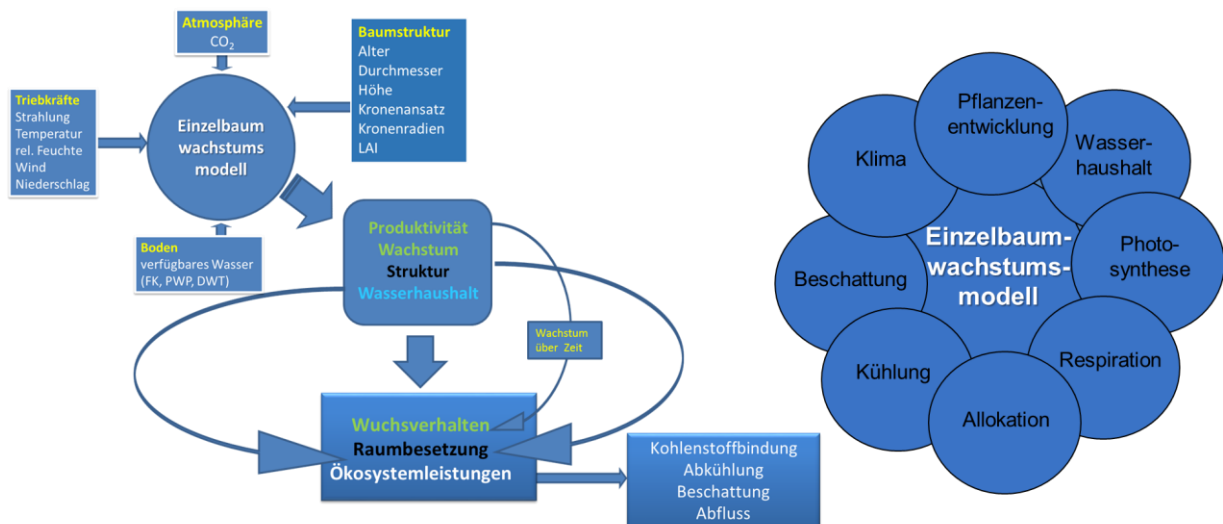


Abb. 4: Schema und modulare Zusammensetzung des umweltsensitiven Einzelbaumwachstumsmodells CityTree

CityTree ist aus 7 Modulen aufgebaut:

Im **Modul Klima** werden die Monatsmittelwerte bzw. Monatssummen von Temperatur, Niederschlag, Strahlung, Windgeschwindigkeit, Luftfeuchtigkeit und Sonnenscheindauer bereitgestellt. Diese können klimatische Mittelwerte, aber auch Werte einzelner Jahre sein.

Im **Modul Pflanze** wird sowohl für den LAI und der Blattfläche als auch für den f_P -Faktor der Verdunstung der Jahresverlauf berechnet. Dieser ist baumartenspezifisch und beruht auf den mittleren, für die einzelnen Städte beobachteten Datum des Blattaustriebs- bzw. der Blattverfärbung (Datenbasis: Deutscher Wetterdienst). Zwischen Austrieb und Verfärbung erfolgt eine sinusförmige Interpolation.

Im **Modul Wasser** wird der Wasserhaushalt eines Einzelbaumes in Anlehnung an das Wasserhaushaltsmodell HYMO (Rötzer et al., 2004) bestimmt. Grundlage ist die allgemeine Wasserbilanzgleichung:

$$NS - INT - ET_t - RO_{tot} - \Delta\Psi = 0$$

darin bedeuten:

- NS Niederschlag [mm],
- INT Interzeption [mm],
- ET_t tatsächliche Evapotranspiration [mm],
- RO_{tot} Gesamtabfluss [mm],
- $\Delta\Psi$ Änderung des Bodenwassergehaltes [mm]

Mit Ausnahme der Messgröße Niederschlag müssen die Wasserbilanzelemente Interzeption, tatsächliche Evapotranspiration und Abfluss berechnet werden. Die monatliche Interzeptionsrate wird entsprechend der Methodik im Wachstumsmodells 3PG (Landsberg, 1981) abgeschätzt, d.h. die Monatssumme der Interzeption INT ist eine Funktion des Blattflächenindex, der Interzeptionskapazität und des Niederschlags:

$$INT = f(NS, LAI, LAI_{max}, INT_{cap}, INT_{Winter})$$

darin bedeuten:

LAI	Blattflächenindex im aktuellen Monat [m ² /m ²]
LAI _{max}	maximaler Blattflächenindex (Juli) [m ² /m ²]
INT _{cap}	baumartenspezifische Interzeptionskapazität [mm]
INT _{Winter}	Interzeptionskapazität im Winter [mm]

Die tatsächliche Evapotranspiration ET_t muss in mehreren Teilschritten berechnet werden. Zunächst wird die potentielle Evapotranspiration nach Penman (DVWK, 1996) ermittelt, die für wassergesättigte Oberflächen gilt:

$$ET_p = [s / (s + y) * (r_s - r_l) / L + [1 - s / (s + y)] * e_s * f(v_u)]$$

darin bedeuten:

ET _p	potentielle Evapotranspiration [mm]
y	Psychrometerkonstante [hPa K ⁻¹]
s	Anstieg des Sättigungsdampfdruckkurve [hPa/K]
r _s	kurzwellige Strahlungsbilanz [W m ⁻²]
r _l	langwellige Strahlungsbilanz [W m ⁻²]
L	spezifische Verdunstungswärme [W m ⁻² mm ⁻¹]
e _s	Sättigungsdefizit [hPa]
f(v _u)	Windfunktion [m s ⁻¹]

Im zweiten Schritt wird die potentielle Evapotranspiration, die mit der Grasreferenzverdunstung identisch ist, mit Hilfe eines art- und zeitspezifischen Verdunstungsfaktors in die potentielle Evapotranspiration der jeweiligen Baumart transformiert:

$$ET_p[B] = f_s[t] * ET_p$$

darin bedeuten:

ET _p [B]	potentielle Evapotranspiration der Baumart B [mm]
f _s [t]	baumartenspezifischer Faktor in Abhängigkeit der Zeit t (berechnet über baumartenspezifische Maximum- und Minimumwerte p _{max} und p _{min})

Im letzten Schritt wird die tatsächliche Evapotranspiration aus der potentiellen Evapotranspiration der Baumart mittels eines Reduktionsfaktors bestimmt, der sich aus dem Bodenwassergehalt des Vormonats, dem Niederschlag, der potentiellen Verdunstung der Baumart und der nutzbaren Feldkapazität berechnet:

$$ET_t = f_{red} * ET_p[B]$$

darin bedeuten:

f _{red}	Reduktionsfaktor mit $f_{red} = \Psi_v - (ET_p[s] - NS) / (FK - PWP)$
------------------	---

darin bedeuten:

Ψ _v	Bodenwassergehalt des Vormonats [mm]
FK	Feldkapazität [mm]
PWP	permanenter Welkepunkt [mm]

Die monatliche Abflusssumme RO_{tot} ergibt sich aus der Differenz von aktuellem Bodenwassergehalt und maximalen Bodenwassergehalt, wenn bei der Bilanzierung der aktuelle Bodenwassergehalt den maximalen Bodenwassergehalt überschreiten würde.

$$RO_{tot} = \Psi_a - \Psi_{max} \quad \text{wenn} \quad \Psi_a > \Psi_{max}$$

darin bedeuten:

Ψ_a aktueller Bodenwassergehalt [mm]

Ψ_{max} maximaler Bodenwassergehalt [mm] = FK*DWT

Zusätzlich wurde ein Hysterese-Effekt in das Wasserhaushaltsmodul eingebaut, der ein verzögertes Wiederbefeuchten des Bodens in Abhängigkeit der Stärke des vorhergehenden Austrocknens berücksichtigt.

Somit sind alle Glieder des monatlichen Wasserhaushalts bestimmt. Die Einschränkung der Photosynthese unter Wassermangel, die über das Öffnen und Schließen der Stomata reguliert wird, beschreibt der Wasserstressfaktor η . Dieser berechnet sich aus dem Verhältnis von ET_t und $ET_p[B]$, multipliziert mit einem baumartenspezifischen Skalierungsfaktor. Er reduziert auf diese Weise den internen CO_2 -Partialdruck unter Wasserstress.

Im **Modul Photosynthese** wird auf Grundlage der Arbeiten von Haxeltine & Prentice (1996) die Nettoassimilation berechnet. Die Vorgangsweise entspricht der im einzelbaumbasierten Waldwachstumsmodell BALANCE (Rötzer et al., 2010).

Zur Berechnung werden die monatlichen Mittelwerte bzw. Summen von Temperatur, Strahlung und Tageslänge sowie die CO_2 -Konzentration der Atmosphäre und der Wasserstressfaktor des Monats aus dem Modul Wasserhaushalt benötigt.

Die Bruttoassimilation A errechnet sich aus:

$$A = d * [(J_p + J_r - \sqrt{(J_p + J_r)^2 - 4 * \theta * J_p * J_r})] / 1,4$$

darin bedeuten:

A Bruttoassimilation [$g\ C\ m^{-2}\ d^{-1}$]

d mittlere Tageslänge des Monats [h]

J_p Reaktion der Photosynthese auf absorbierte photosynthetisch aktive Strahlung [$g\ C\ m^{-2}\ h^{-1}$]

J_r Rubisco limitierte Rate der Photosynthese [$g\ C\ m^{-2}\ h^{-1}$]

Hierin ist J_p eine Funktion der absorbierten Strahlung:

$$J_p = c_p * PAR$$

darin bedeuten

c_p Kohlenstoffspeicherung pro absorbiertes Mol photosynthetisch aktiver Strahlung [$g\ C\ mol^{-1}$]

PAR photosynthetisch aktive Strahlung [$mol\ m^{-2}\ h^{-1}$]

Die Effizienz der C-Speicherung, d.h. die Kohlenstoffspeicherung pro absorbierte Strahlungseinheit c_p lässt sich wiederum bestimmen aus:

$$c_p := \alpha * (p_{ci} - r) / (p_{ci} + r) * Y * m_{CO_2} * i[t]$$

darin bedeuten

- α immanente Quanteneffizienz der CO_2 Aufnahme = 0,08
- p_{ci} interner CO_2 Partialdruck [Pa]
- r CO_2 Kompensationspunkt [Pa]
- Y baumarten- und altersabhängige Anpassungsfunktion zur Reduktion der Photosynthese
- m_{CO_2} molare Masse des Kohlenstoffs = $12,0 \text{ g mol}^{-1}$
- $i[t]$ Einfluss der Temperatur t auf den Effizienz

Die für die Bestimmung der Bruttoassimilation ferner benötigte Rubisco-limitierte Rate der Photosynthese J_r ergibt sich aus:

$$J_r = V_m / d_{max} * (p_{ci} - r) / (p_{ci} + k_{CO_2}[t] * (1 + p_{O_2} / k_{O_2}[t]))$$

darin bedeuten

- V_m maximale katalytische Rubisco-Kapazität [g C m^{-2}]
- d_{max} Tageslänge = 24 h
- r CO_2 Kompensationspunkt [Pa]
- p_{ci} interner CO_2 Partialdruck [Pa]
- $k_{CO_2}[t]$ Michaelis-Menten-Konstante für CO_2 in Abhängigkeit der Temperatur t [Pa]
- $k_{O_2}[t]$ Inhibitions-Konstante für O_2 gegenüber CO_2 in Abhängigkeit der Temperatur t [Pa]
- p_{O_2} Sauerstoffkonzentration der Luft = 20.900 Pa

Aus der in der vorherigen Gleichung berechneten Bruttoassimilation ergibt sich nach Abzug der Dunkelatmung die Nettoassimilation:

$$A_N = A - R_d$$

darin bedeuten:

- A_N Nettoassimilation [$\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$]
- A Bruttoassimilation [$\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$]
- R_d Dunkelatmung [$\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$]

Dabei ist die Dunkelatmung das Produkt von

$$R_d = \beta * V_m$$

darin bedeuten:

- β Verhältnis maximale katalytische Rubisco-Kapazität zu Respirationskosten = 0,015

Die benötigte maximale katalytische Rubisco-Kapazität V_m errechnet sich aus:

$$V_m = 1/\beta * c_p / c_r * PAR * [(2\theta - 1) * \beta * d / d_{max} - (2\theta * \beta * d / d_{max} - c_r) * \zeta]$$

darin bedeuten

$$c_r = c_r := (p_{ci} - r) / (p_{ci} + k_{CO_2}[t] * (1 + p_{O_2} / k_{O_2}[t]))$$

$$\zeta = \sqrt{(1 - (c_r - \beta \cdot d / d_{\max}) / (c_r - \theta \cdot \beta \cdot d / d_{\max}))}$$

Die auf diese Weise berechnete Nettoassimilation ist die über den jeweiligen Monat gemittelte Tagessumme des Baumes und bezieht sich auf 1 m² Blattfläche. Multipliziert mit der Anzahl der Tage des Monats und der LAI des jeweiligen Monats ergibt sich die gesamte Nettoassimilation des Baumes für den Monat. Der im Wasserhaushaltsmodul berechnete Wasserstressfaktor η greift in obige Gleichungen ein, in dem der interne CO₂ Partialdruck p_{ci} bei Wasserstress verringert wird.

Im **Modul Respiration** wird der Anteil der Wachstums- und der Erhaltungatmung von der Nettoassimilation (=Bruttoprimärproduktion) subtrahiert, woraus sich die Nettoprimärproduktion des Baumes *NPP* ergibt. Hierbei wird ein fester Anteil von 50 % der Respiration an der Bruttoprimärproduktion angenommen (Pretzsch et al., 2012a). Gleichzeitig erhält man damit auch den Anteil an gebundenen Kohlenstoff aus der Atmosphäre, in dem die *NPP* mit dem Kohlenstoffkonversionsfaktor multipliziert wird. Nach den Angaben von IPCC (2003) bzw. Yoon et al. (2013) kann dabei ein Wert von 0,5 angesetzt werden.

Im **Modul Allokation** wird der bis zum Ende des Jahres gewonnene Kohlenstoff in die einzelnen Kompartimente der Pflanze aufgeteilt und so der Zuwachs von Stamm, Ästen, Blättern und Fein- und Grobwurzeln bestimmt. Zudem wird ein C-Pool für nichtstrukturellen Kohlenstoff NSC in Abhängigkeit des Baumalters und der gesamten Biomasse angelegt, der C-Anforderungen für Respirations- und Abwehrprozesse berücksichtigt.

Die Stammbiomasse ist das Produkt von Stammvolumen und Holzdichte (Tab. 4). Dabei wird angenommen, dass das Stammvolumen bis zum Kronenansatz einen Kegelstumpf darstellt, der anhand des Stammbasisdurchmessers (0,2 m) berechnet werden kann. Der Stammbasisdurchmesser wiederum kann geometrisch aus dem BHD und der Gesamthöhe des Baumes berechnet werden. Mittels baumartenspezifischen Korrekturfunktionen, die für Linde und Robinie anhand von terrestrische Laserscans erstellt worden sind, kann das Stammvolumen eines Baumes an das wahre Volumen angepasst werden.

Das Stammvolumen innerhalb der Krone wird als Kegel mit den Stammradius am Kronenansatz und der Kronenlänge berechnet. Die Astbiomasse wird in Anlehnung an Čihák et al. (2014), Annighöfer et al. (2012) und Patrício & Monteiro (2005) baumartenspezifisch als konstanter Anteil der Stammbiomasse für große Bäume und in Abhängigkeit des BHDs für kleine Bäume abgeschätzt. Da in der Literatur keine Ansätze für *P. x acerifolia* gefunden werden konnte, wurde für die Abschätzung der Astbiomasse von *P. x acerifolia* die Parameter der *T. cordata* verwendet.

Die Laubbiomasse ist eine Funktion der Blattfläche und des spezifischen Blattflächenindex SLA (Tab. 4). Stamm-, Ast- und Laubbiomasse ergeben zusammen die oberirdische Biomasse. Die unterirdische Biomasse setzt sich aus der Fein- und de Grobwurzelbiomasse zusammen. Im Modell CityTree 2.0 wird die Grobwurzelbiomasse nach Cairns et al. (1997) als Funktion der oberirdischen Biomasse und des Baumalters bestimmt. Die Startbiomasse für die Feinwurzel ist ein konstanter Anteil der Grobwurzelbiomasse (Tab. 4).

Parameter	Tilia cordata	Robinia pseudoac.	Platanus acerifolia	Aesculus hippocast.	Referenz
Albedo	0,230	0,300	0,255	0,265	Breuer et al. (2003), Gates (1980)
Pflanzenspezifischer Faktor für ETp	0,85	0,75	0,80	0,85	Rötzer 1996, Rötzer et al. 2004
Wasserstressfaktor des Wachstums (Skalierungsfaktor)	1,3	1,5	1,5	1,3	nach Roloff (2013)
Interzeptionsrate im Winter (Laubbäume)	0,1	0,1	0,1	0,1	Landsberg and Waring(1997)
maximale Interzeptionsrate (mm)	1,0	0,8	1,0	1,5	Breuer et al. (2003)
spezifische Blattfläche (m ² kg ⁻¹)	23,44	17,29	9,39	11,71	McPherson et al. 2016, Forrester et al. 2017, etc.
initiales Verhältnis Feinwurzel - Grobwurzel	0,05	0,05	0,05	0,05	empirisch bestimmt
Verhältnis Feinwurzel/Laub	0,4	0,4	0,4	0,4	empirisch bestimmt
Turnover Feinwurzel	1	1	1	1	Brunner et al. (2013), Rötzer et al. (2010)
spezifische Holzdicke (kg cm ⁻³)	435	677	510	525	Gschwantner and Schadauer (2006), Forrester et al. 2017, Merganic et al. 2017, McPherson et al. 2016, etc.
Astbiomasse	15	35	15	30	Cihak et al. (2014), Annighöfer et al (2012), Patricio et al.(2005)
BHD > x cm	0,23	0,30	0,23	0,24	
BHD < x cm: a + b * dbh	a	1,6738	0,1592	1,6738	0,1327
	b	-0,0963	0,0039	-0,0963	0,0036
unterirdische Biomasse	1,3267	1,3267	1,3267	1,3267	Cairns et al. (1997)
B _{below} =EXP(-a+LN(B _{above} /0,01/CPA)*b+LN(Age)*c)*0,01*CPA	b	0,8877	0,8877	0,8877	0,8877
	c	0,1045	0,1045	0,1045	0,1045
Reduktionsfunktion der Photosyntheseaktivität	a	0,204168	0,091638	0,214703	0,429392
s _{fPS} = a + b*Alter + c*Alter ²	b	-0,004849	0,005146	0,000808	-0,007321
	c	0,000054	-0,000042	0,000007	0,000044

Tab. 4: Baumartenspezifische Parameter für das Einzelbaumwachstumsmodell CityTree

Für die Allokation des neu aufgenommenen Kohlenstoffs am Ende eines Jahres muss zunächst der Kohlenstoffpool NSC basierend auf der aktualisierten Gesamtbiomasse (=initiale Biomasse plus Nettoprimärproduktion NPP) aufgefüllt werden. Im nächsten Schritt kann die Feinwurzelbiomasse als konstanter Anteil der Laubbiomasse berechnet werden. Die verbleibende neu aufgenommene Kohlenstoffbiomasse C_{rest} stellt den Zuwachs der Holzigen Biomasse dar. Dieser wird proportional auf die Ast- und Grobwurzelbiomasse aufgeteilt (Wachstumsrate Holzige Biomasse = C_{rest} /initiale Gesamtbiomasse). Die aktualisierte Stammbiomasse ist dann die Summe der Stammbiomasse zu Beginn der Simulation plus die verbleibende neu aufgenommene Kohlenstoffbiomasse.

Anhand der aktualisierten Biomassen können neue Baumdimensionen wie Stammvolumen, Kronenvolumen, CPA, Kronendurchmesser, BHD bestimmt werden. Dabei wird angenommen, dass der Höhenzuwachs eines Baumes i_H über das Alter bestimmt werden kann

$$i_H = a * \text{Alter}^b$$

Die Faktoren a und b sind artspezifisch und wurden für die vier Baumarten aus der Vermessung der Bäume in den sechs bayerischen Städten abgeleitet (siehe Kapitel 9.1 und Tab. 7).

Im **Modul Kühlung** wird auf Basis der Jahressumme der Transpiration des Baumes die Energie berechnet, die aufgrund des Phasenübergangs des Wassers von flüssig zu gasförmig freigesetzt wird.

$$E_A = ET_t * L$$

Darin bedeuten

E_A durch die Verdunstung des Baumes freigesetzte Energie [kWh Baum⁻¹]

L latente Energie des Phasenübergang von Wasser flüssig fest = 2.34 MJ (kgH₂O)⁻¹

Im **Modul Beschattung** wird die Beschattungswirkung als Funktion der Baumhöhe und des Kronendurchmessers für den längsten Sommertag im Jahr, den 21. Juni berechnet:

$$A_s[h] = \cot(\delta) * h_B * d_B$$

darin bedeuten:

- $A_s[h]$ beschattete Fläche zur Stunde h
 δ Sonnenhöhenwinkel am Tag 172 (=21.Juni) für die Stunde h
 h_B Höhe des Baumes [m]
 d_B Kronendurchmesser des Baumes [m]

Als Vergleichswerte wurden die mittleren beschatteten Flächen zwischen 8:00 Uhr und 18:00 Uhr berechnet.

Anhand der Verknüpfung der acht Module im Modell CityTree 2.0 können das jährliche Wachstum und die Ökosystemleistungen wie Kohlenstoffbindung, Beschattung, Abkühlung durch Verdunstung und Wasserverbrauch von vier Baumarten unterschiedlicher Altersstufen in Abhängigkeit des Klimas und der Bodenbedingungen sowie der Umgebungsbedingungen für bayerische Städte berechnet werden.

9. Darstellung und Bewertung der Ergebnisse und praktische Anwendbarkeit

9.1. Messung von Baumdimensionen, Auswertung und Modellerweiterung

Messkampagnen

Im Rahmen der Messkampagnen der Projekte CityTree I und II konnten insgesamt 2000 Bäume in sechs Städten aufgenommen werden (Tab. 5). Die vier vermessenen Baumarten Winterlinde (*Tilia cordata*), Scheinakazie oder Robinie (*Robinia pseudoacacia*), Platane (*Platanus x acerifolia*) und Rosskastanie (*Aesculus hippocastanum*) sind häufig in bayerischen Städten vorkommende Baumarten. Von einer sehr jungen Robinie (*R. pseudoacacia*) mit einem Alter von 6 Jahren bis zu einer 210 Jahre alten Rosskastanie (*A. hippocastanum*) wurden Bäume mit einem breiten Altersspektrum vermessen.

Parameter	<i>Tilia cordata</i>			<i>Robinia pseudoacacia</i>			<i>Platanus acerifolia</i>			<i>Aesculus hippocastanum</i>		
Anzahl Bäume	551			411			448			590		
	Mittel	Min	Max	Mittel	Min	Max	Mittel	Min	Max	Mittel	Min	Max
Alter [Jahre]	44	11	140	40	6	102	38	4	160	68	14	210
BHD [cm]	32,9	6,4	107,0	39,7	6,0	102,2	37,1	3,9	158,7	50,1	6,5	123,6
Höhe [m]	13,0	5,0	32,0	14,5	5,0	29,6	15,7	6,0	32,0	14,4	4,4	30,0
Kronendurchmesser [m]	8,1	2,0	20,6	9,0	1,2	20,1	11,2	2,1	28,4	9,7	1,5	19,7
Kronenhöhe [m]	9,6	2,5	27,3	10,7	3,1	23,5	12,2	2,0	28,5	11,4	1,7	26,5
Anzahl Bäume	348			305			168			175		
LAI [m ² /m ²]	3,7	0,7	8,4	3,7	0,6	11,6	2,4	0,9	5,4	3,0	0,7	5,8

Tab. 5: Anzahl aufgenommener Bäume und Charakteristika der vier Baumarten (Mittelwerte, Minimum (=Min) und Maximum (=Max))

Die Stammdurchmesser der Bäume liegen zwischen 3,9 cm und 158,7 cm, die beide bei *P. x acerifolia* gefunden wurden. Der kleinste Baum war eine Rosskastanie mit 4.4 m Höhe, während die größten Bäume eine Höhe von 32 m aufwiesen (*T. cordata* und *P. x acerifolia*). Der Blattflächenindex LAI wurde für eine geringere Anzahl Bäume gemessen. Die Werte liegen zwischen 0.6 und 11.6 m² Blattfläche pro m² Standfläche.

Statistische Auswertungen

Alle Baumarten zeigen ein ähnliches Wachstumsmuster in den Versuchsstädten in Bezug auf die Baumhöhe (Abb. 5). In allen Städten wies *P. x acerifolia* das stärkste Höhenwachstum auf, während *A. hippocastanum* die niedrigsten Höhen ausbilden konnte. *R. pseudoacacia* und *T. cordata* zeigten intermediäres Höhenwachstum. Insgesamt kam es zu keinen auffälligen Abweichungen zwischen den Städten.

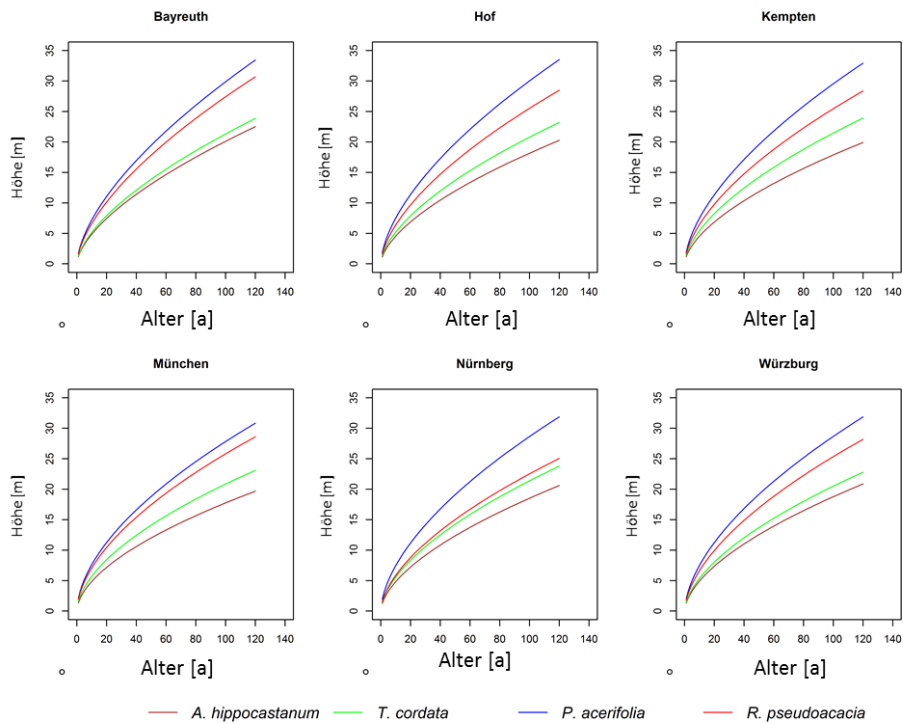


Abb. 5: Entwicklung der Höhe über das Alter der untersuchten Baumarten in den einzelnen Städten

Betrachtet man die Entwicklung des Kronendurchmessers in Abhängigkeit des Alters in den sechs bayerischen Städten, zeigen sich geringe baumartenspezifische Unterschiede (Abb. 6). So zeigte *P. x acerifolia* die größten Abweichungen zwischen den Städten. Sie wies auch insgesamt die größte Kronenentwicklung aller Baumarten auf. Dagegen zeigten die anderen Baumarten kaum Unterschiede in ihrem Wuchs, wobei Bäume der Art *A. hippocastanum* die kleinsten Kronen ausbilden.

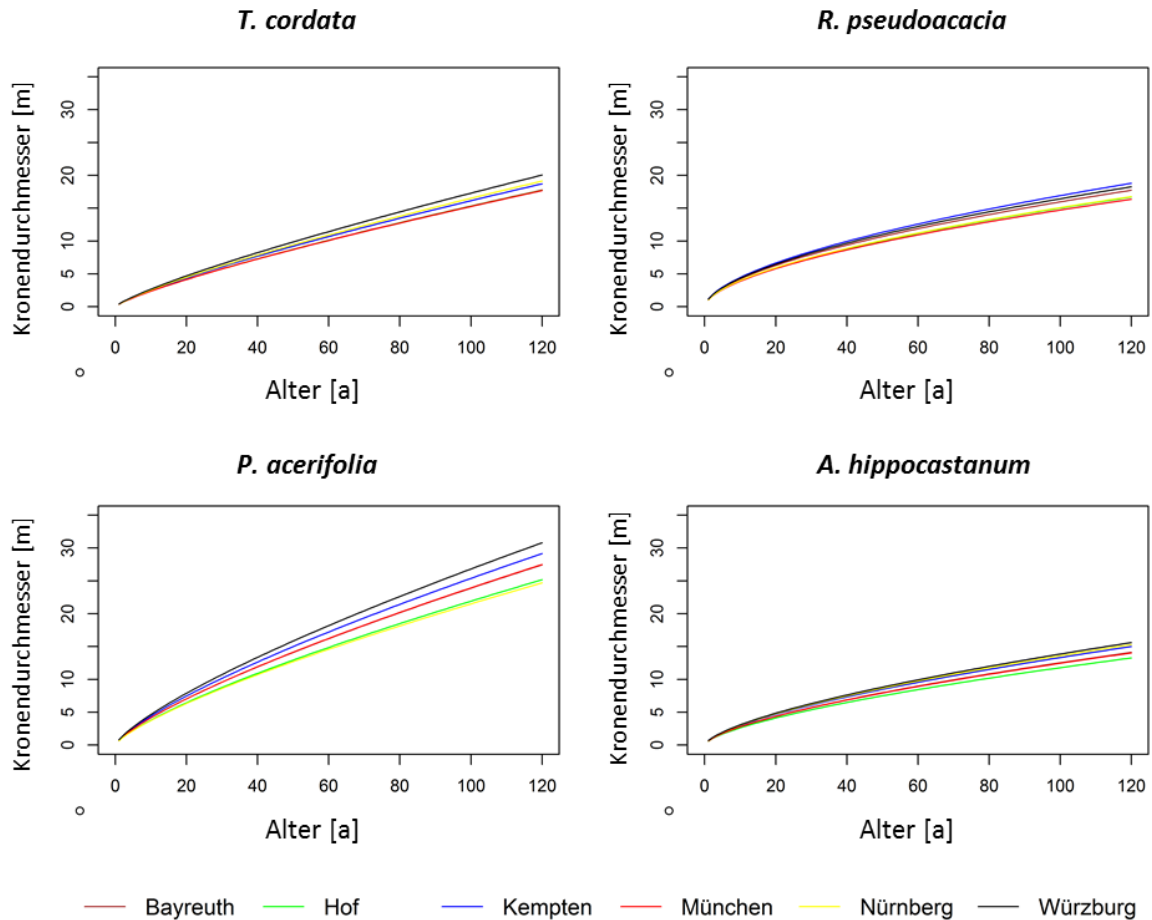


Abb. 6: Entwicklung des Kronendurchmessers über das Alter für Winterlinden, Robinien, Platanen und Kastanien in Bayern

Neben Unterschieden zwischen den Baumarten und den Städten wurde weiter untersucht, wie sich die Stammdurchmesser der Baumarten an verschiedenen Standorten innerhalb der Städte (Park, Platz, Straße) unterscheiden (Abb. 7). Durchschnittlich wiesen Bäume in Parks aller untersuchten Baumarten die größten Stammdurchmesser auf. Zwischen den Standorten Platz und Straße wurden nur für *A. hippocastanum* signifikante Unterschiede mit einem größeren Stammdurchmesser an Straßen gefunden. Nur bei *T. cordata* zeigten die Straßebäume einen nicht signifikanten geringeren BHD im Vergleich zu Bäumen der gleichen Art auf Plätzen.

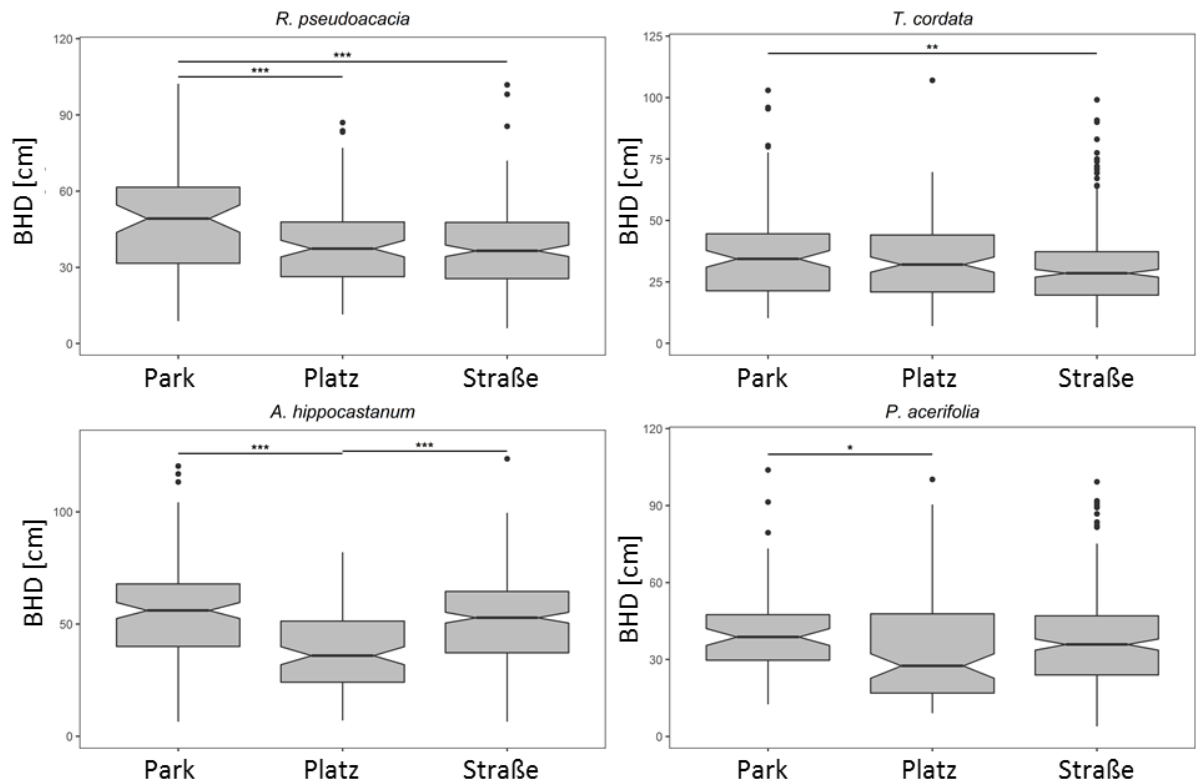


Abb. 7: Verteilung des Stammdurchmessers (BHD) aller vermessenen Robinien, Winterlinden, Kastanien und Platanen in Bayern in Parks, an Plätzen und an Straßen, * : $p < 0.05$, ** : $p < 0.01$, * : $p < 0.001$ (die Linien zeigen die Vergleiche mit den darüber angegebenen Signifikanzen)**

Modellerweiterung

Für das Einzelbaumwachstumsmodell CityTree mussten Funktionen für den Blattflächenindex, den Höhenzuwachs und für die Korrektur des Stammvolumens aus gemessenen Daten abgeleitet werden, da keine Literaturangaben vorlagen.

Der **Blattflächenindex** wurde mittels hemisphärischer Photographie für die einzelnen Baumarten von insgesamt 996 Baumindividuen bestimmt. Tabelle 6 zeigt diese Werte zusammengefasst zu 10 Altersklassen für jede Baumart.

T. cordata

Altersklasse		Anzahl Werte	LAI [$m^2 m^{-2}$]	
Grenzen	Mittel		Mittel	sa
<15	13	10	2,8	1,7
≥ 15 < 25	19	63	3,2	1,6
≥ 25 < 35	30	65	3,7	1,5
≥ 35 < 45	40	81	3,6	1,4
≥ 45 < 55	49	51	4,1	1,3
≥ 55 < 65	59	28	4,6	1,6
≥ 65 < 75	70	20	4,0	1,5
≥ 75 < 85	80	12	4,0	1,2
≥ 85 < 95	90	9	4,1	2,1
≥ 95	112	9	4,0	1,0

R. pseudoacacia

Altersklasse		Anzahl Werte	LAI [$m^2 m^{-2}$]	
Grenzen	Mittel		Mittel	sa
<15	11	17	3,5	1,6
≥ 15 < 25	20	32	3,5	1,7
≥ 25 < 35	29	76	3,7	1,8
≥ 35 < 45	39	72	3,5	1,6
≥ 45 < 55	49	60	4,0	2,2
≥ 55 < 65	59	25	3,4	1,6
≥ 65 < 75	70	10	4,6	2,0
≥ 75 < 85	79	6	4,1	1,0
≥ 85 < 95	89	5	4,8	1,8
≥ 95	100	2	4,5	0,4

P. x acerifolia

Altersklasse		Anzahl Werte	LAI [$m^2 m^{-2}$]	
Grenzen	Mittel		Mittel	sa
<15	12	12	2,3	1,1
≥ 15 < 25	20	23	2,4	0,6
≥ 25 < 35	29	27	2,6	1,2
≥ 35 < 45	40	42	2,2	0,7
≥ 45 < 55	48	28	2,3	0,7
≥ 55 < 65	59	19	2,5	1,0
≥ 65 < 75	71	2	2,1	1,0
≥ 75 < 85	82	4	2,2	0,7
≥ 85 < 95	91	7	2,7	0,9
≥ 95	117	4	3,1	1,2

A. hippocastanum

Altersklasse		Anzahl Werte	LAI [$m^2 m^{-2}$]	
Grenzen	Mittel		Mittel	sa
<15	14	2	1,9	0,5
≥ 15 < 25	20	15	2,5	1,2
≥ 25 < 35	30	29	3,0	1,0
≥ 35 < 45	40	22	3,1	1,0
≥ 45 < 55	49	29	2,8	0,9
≥ 55 < 65	60	17	3,2	1,2
≥ 65 < 75	68	12	3,1	1,2
≥ 75 < 85	80	15	3,1	1,0
≥ 85 < 95	89	8	3,4	1,0
≥ 95	118	26	3,2	0,7

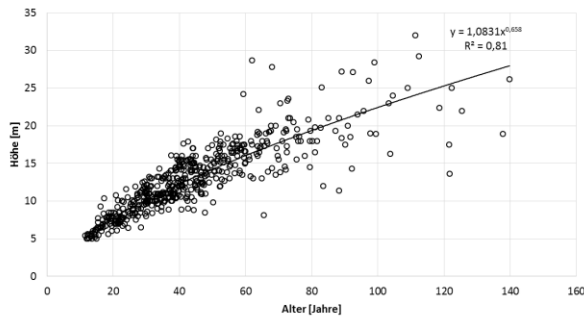
Tab. 6: Blattflächenindizes der vier Baumarten aufgeteilt in Altersklassen als Basis für die Ableitung von LAI-Funktionen (Mittel=Mittelwert, sa=Standardabweichung)

Hohe Blattflächenindizes mit Werte über $4,0 m^2 m^{-2}$ wurden für über 50 Jahre alte Linden und über 70 Jahre alte Robinien gemessen. Bei sehr alten Bäume ist oftmals ein Rückgang des LAI zu erkennen. Die Schwankungsbreite der LAI-Werte innerhalb der Altersklassen ist jedoch hoch. Aufbauend auf über 150 Einzelmessungen pro Baumart, konnten jedoch aus den Mittelwerten der Altersklassen realistische Funktionen abgeleitet werden (Tab. 6), die den LAI eines Einzelbaumes aus dem Alter abschätzen.

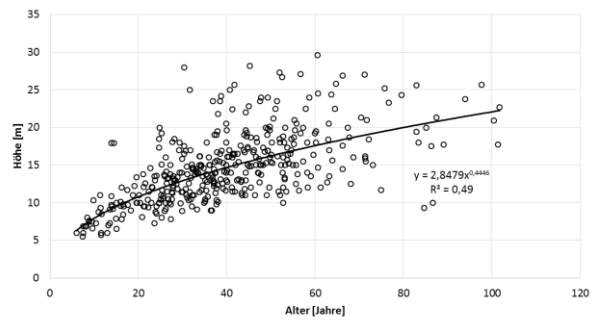
Für die Berechnung der neuen Dimensionen eines Baumes am Ende der Simulation muss der **Höhenzuwachs** abgeschätzt werden. Dies erfolgt anhand der Beziehung zwischen Alter und Baumhöhe. Anhand der 2000 Höhenmessungen von Einzelbäumen konnten für jede Baumart signifikante Zusammenhänge mit den Baumalter parametrisiert werden (Abb. 8).

Einzig bei *R. pseudoacacia* ergab sich aufgrund der hohen Streuung der Höhen ein Bestimmtheitsmaß von lediglich 0,49. Bei allen anderen Baumarten liegt das Bestimmtheitsmaß über 0,80, was eine klare Abhängigkeit der Höhe und damit des Höhenzuwachses vom Alter anzeigt. Mit den gefundenen Funktionen kann so im Modell CityTree der Höhenzuwachs eines Baumes in Abhängigkeit vom Alter und der Baumart bestimmt werden.

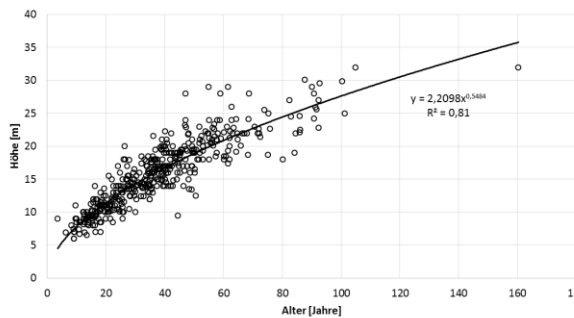
T. cordata



R. pseudoacacia



P. x acerifolia



A. hippocastanum

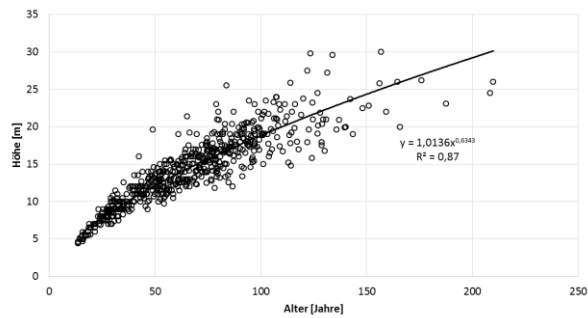


Abb. 8: Höhe der Bäume in Abhängigkeit des Alters für vier Baumarten in bayerischen Städten

Zur Berechnung des Stammvolumens eines Baumes muss seine Schafform, d.h. seine geometrische Form bekannt sein, die von der zunächst angenommenen Form eines Kegelstumpfes abweicht. Für viele Baumarten und insbesondere für Stadtbäume liegen solche Werte jedoch nicht vor. Das Stammvolumen wurde daher mit einer **Korrekturfunktion** angepasst. Die Korrekturfunktionen für die Baumarten Linde und Robinie basieren auf Messungen mit dem terrestrischen Laserscanner für diese zwei Baumarten. Aus den 3D-Aufnahmen kann das Stammvolumen von Einzelbäumen bestimmt werden. Im Vergleich mit den berechneten Volumina kann so eine Korrekturfunktion abgeleitet werden (Abb. 9).

Die zwei parametrisierten Regressionsfunktionen zeigen mit Bestimmtheitsmaßen von 0,97 für Linde und 0,96 für Robinie hohe Korrelationen an, d.h. eine Korrektur des Stammvolumens mittels der in Abb. 9 angegebenen Gleichungen erhöht die Genauigkeit der Stammvolumenbestimmung. Da für Platanen und Kastanien keine TLS-Daten vorlagen, wurde in einer ersten Annäherung für Platanen die Funktion der Linde verwendet, für Kastanie die der Robinie (Tab. 7).

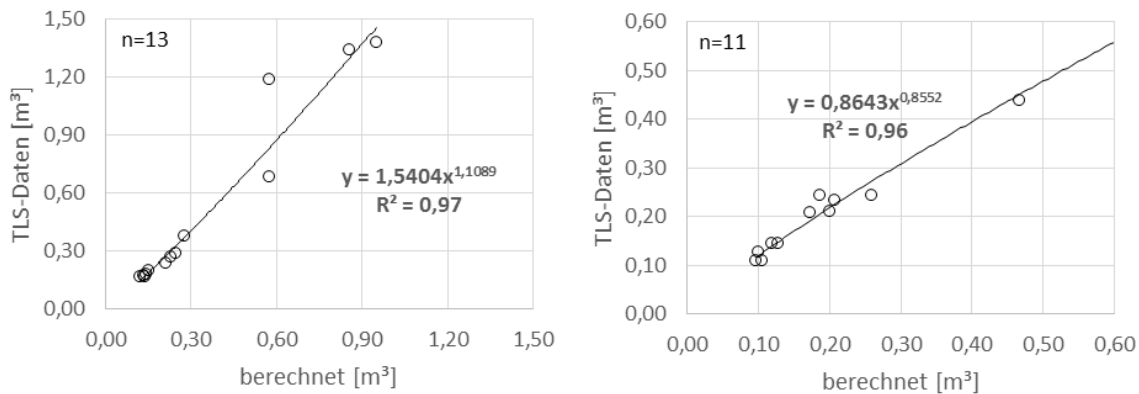


Abb. 9: Berechnete Stammvolumina (bis zum Kronenansatz) und aus TLS-Messungen abgeleitete Stammvolumina (bis zum Kronenansatz) für Linden (links) und Robinien (rechts)

Tab. 7 zeigt die aus Stadtbäumen bayerischer Städte abgeleiteten Funktionen der vier Baumarten für das Modell CityTree.

Parameter		Tilia cordata	Robinia pseudoacacia	Platanus x acerifolia	Aesculus hippocastanum	
Korrekturfaktor Stammvolumen	a	1,5404	0,8643	1,5404	0,8643	
	$V_{S1,corr} = y = a * V_{S1}^b$	b	1,1089	0,8552	1,1089	0,8552
LAI (Juli -Maximum)	a	2,36931	3,35033	2,081141	1,81352	
	$LAI = a + b * Alter + c * Alter^2 + d * Alter^3$	b	0,04857	0,00545	0,024769	0,03364
	c	-0,00032	0,00008	-0,000579	0,00019	
	d	0	0	0,000004	0	
Höhenzuwachs pro Jahr (m)	a	1,0831	2,8479	2,2098	1,0136	
	$i_H = a * Alter^b - a * (Alter+1)^b$	b	0,658	0,445	0,548	0,634

Tab. 7: Aus Messdaten abgeleitete Funktionen für das Modell CityTree

9.2. Validierung und Sensitivitätstests des Modells City

Modellvalidierung

Um das Wachstumsmodell CityTree 2.0 zu validieren, lagen zeitlich und räumlich hoch aufgelöste Messungen von zwei Baumarten auf vier Standorten in München (Stadtteil Au-Haidhausen: Pariser Platz, Bordeaux Platz; Stadtteil: Riem: Edinburgh-Platz, Lehrer-Wirth-Straße) vor. Diese Daten entstammen dem Baumlabor-Projekten des Lehrstuhls für Strategie und Management in der Landschaftsentwicklung, der TU München. In Tab. 8 sind die einzelnen Standorte in München sowie der vermessenen und für die Validierung verwendeten Bäume beschrieben.

Standort	Lage	Charakterisierung	Versiegelungsgrad	Messperiode	Baumart	Anzahl	Alter [Jahre]	BHD [cm]	Höhe [m]
Pariser Platz	Zentrum	kleiner kreisförmiger Platz	hoch	7/2015 - 10/2015	<i>T. cordata</i>	5	89 ± 18.5	44.7 ± 2.5	16.8 ± 0.6
Bordeaux Platz	Zentrum	offener Platz	mittel	7/2015 - 10/2015	<i>T. cordata</i>	5	40 ± 7.2	29.2 ± 1.0	15.1 ± 0.4
Edinburghplatz	Vorstadt	Straße/offener Platz	gering	6/2016 - 12/2017	<i>T. cordata</i>	7	32 ± 0.8	23.3 ± 0.6	10.3 ± 0.4
Lehrer-Wirth-Straße	Vorstadt	Straße	gering	6/2016 - 12/2017	<i>R. pseudoacacia</i>	7	27 ± 3.9	27.4 ± 3.9	11.8 ± 1.0

Tab. 8: Standortbeschreibung und Charakteristika der für die Validierung verwendeten Bäume

Die Messungen wurden in den Jahren 2015 und 2016 durchgeführt. Zusammen mit den Wetterdaten wurden an jedem Standort das Wachstum und die Verdunstung von Winterlinden und Robinien aufgezeichnet. Die monatlichen meteorologischen Werte dienten als Antriebskräfte für das Modell. Als Bodenart für die Simulation wurde im Stadtzentrum (Pariser Platz und Bordeaux Platz) ein lehmiger Sand mit einer Feldkapazität von 18 vol% und einem Welkepunkt von 8 vol% bei einer Durchwurzelungstiefe vom 70 cm angenommen, während für die Standorte in der Vorstadt mit einem sandigen Lehm bei einer Feldkapazität von 25 vol% und einem Welkepunkt von 8 vol% bei einer Durchwurzelungstiefe vom 80 cm gerechnet wurde.

Die zwei Plätze Pariser Platz und Bordeaux Platz unterscheiden sich sehr stark voneinander: Während der Pariser Platz klein und stark versiegelt ist, ist der Bordeaux Platz offen und mittelmäßig versiegelt. Auch die Baumcharakteristika unterscheiden sich deutlich. Im Jahr 2016 wurden im Stadtteil Riem Messungen an *T. cordata* und *R. pseudoacacia* durchgeführt. Die zwei ausgewählten Standorte waren sehr ähnlich, relativ offen und wenig versiegelt. Exakte Beschreibungen der Standorte sind bei Moser et al. (2016) und Rahman et al. (2018); Rahman et al. (2017a, 2017b) nachzulesen.

Somit konnten Validierungen für zwei physiologisch unterschiedliche Baumarten, für unterschiedliche Baumdimensionen (BHD von 21.5 cm bis 48.2 cm; Höhe von 10 m bis 17.5 m) sowie für unterschiedlich alte Bäume (von einer 21 Jahre alten Robinie bis zu einer 112 Jahre alten Winterlinde) durchgeführt werden. Zudem konnten auch unterschiedliche Standortbedingungen, verschiedene Versiegelungsgrade und standörtlich verschiedene Klimabedingungen mit einbezogen werden. Neben dem Zuwachs (Durchmesserzuwachs) konnte auch der Wasserverbrauch der Bäume (Transpiration) validiert werden.

Der jährliche Durchmesserzuwachs von *T. cordata* und *R. pseudoacacia* konnte für die Jahre 2015 und 2016 für jeden Baum mit simulierten Werten verglichen werden. Abb. 10 zeigt die mittleren jährlichen Stammdurchmesserzuwächse der zwei Baumarten für die vier Standorte in München.

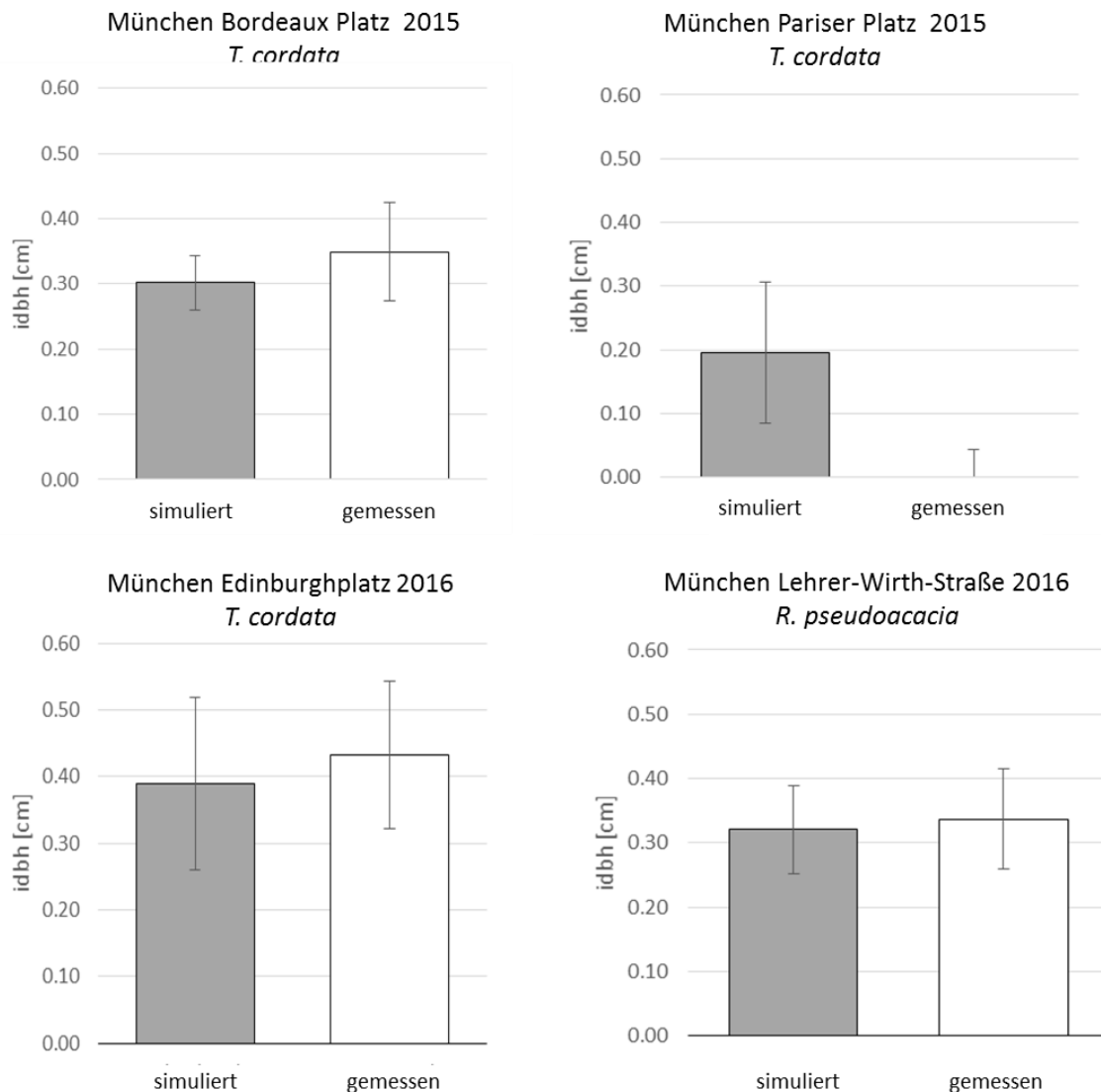


Abb. 10: Gemessener und simulierter mittlerer jährlicher Zuwachs des Stammdurchmessers (BHD) von *T. cordata* und *R. pseudoacacia* für vier Standorte in München (Stadtteil Au-Haidhausen: Pariser Platz, Bordeaux Platz; Stadtteil: Riem: Edinburgh-Platz, Lehrer-Wirth-Straße)

Die Ergebnisse zeigen keine signifikanten Unterschiede zwischen Messung und Simulation für *T. cordata* am Bordeaux Platz ($p > 0.50$) und am Edinburghplatz ($p > 0.60$) sowie für *R. pseudoacacia* ($p > 0.80$) in der Lehrer-Wirth-Straße. Für den Pariser Platz lagen die Stammdurchmesserzuwächse bei null, bzw. teilweise sogar unter null, was vom Modell nicht nachvollzogen werden kann.

Anhand von Saffflussmessungen konnte die Verdunstung von Baumindividuen bestimmt werden. Die monatlichen Transpirationssummen konnten dann Simulationsergebnissen gegenübergestellt werden (Abb. 11).

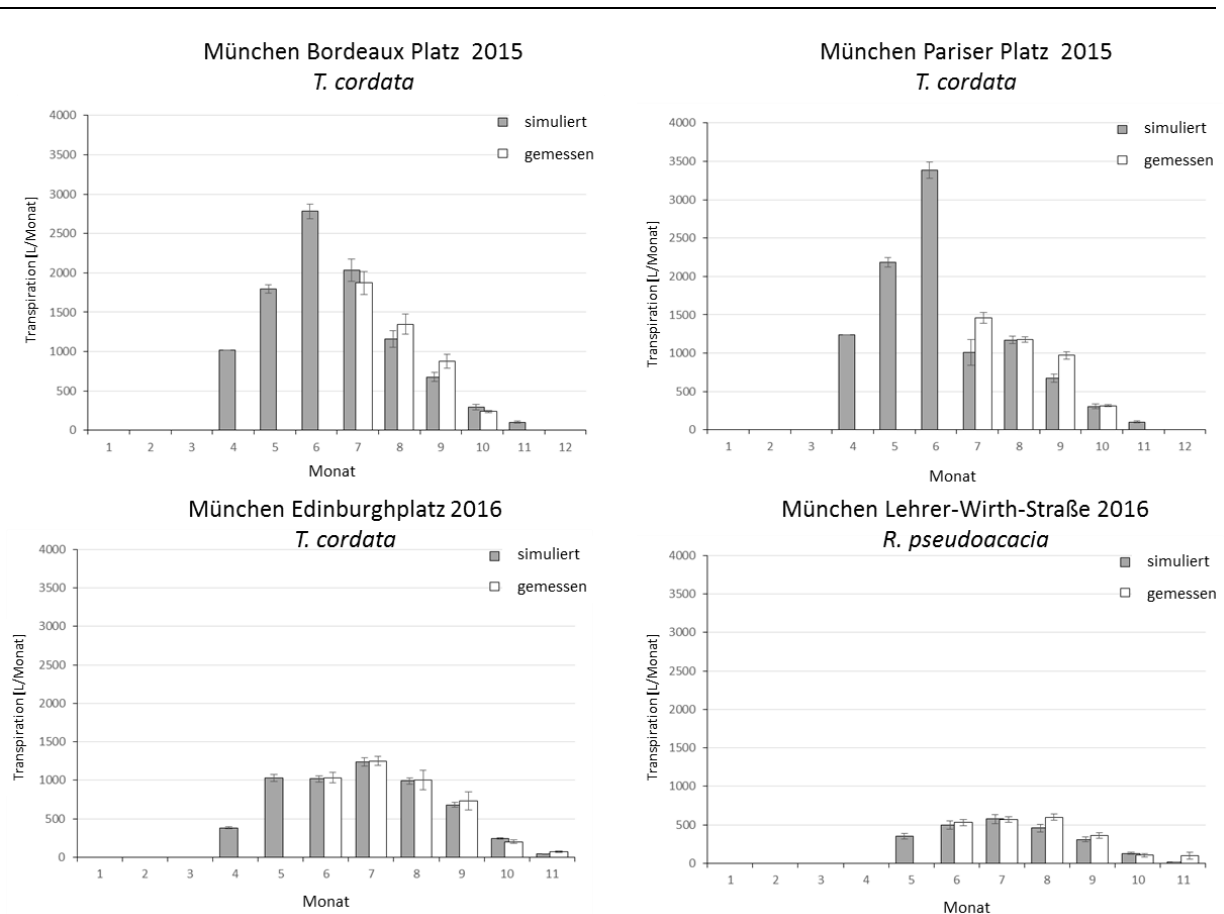


Abb. 11: Gemessene und simulierte mittlere monatliche Transpirationssummen von *T. cordata* und *R. pseudoacacia* für vier Standorte in München

Abb. 11 zeigt, dass das Modell CityTree den Jahresverlauf der Transpiration von Einzelbäumen simulieren kann, der deutlich vom Standort und der Baumart abhängig ist. Trotz einiger deutlicher Unterschiede - wie zum Beispiel im Juli 2015 für *T. cordata* am Pariser Platz- ist in den meisten Fällen eine gute Übereinstimmung zwischen Modell und Messung vorhanden.

Aufsummiert über die Baumarten, Jahre und Standorte decken sich die simulierten Werte des Wachstums und des Wasserhaushalts, d.h. der Transpiration gut mit den jeweiligen Messwerten (Abb. 12). Der Korrelationskoeffizient der Regression für den Durchmesserzuwachs der 19 Bäume liegt bei 0,76. Für die 114 Monatswerte der Transpiration lag der Korrelationskoeffizient bei 0,92, die Abweichungen zwischen Simulation und Messung sind hier deutlich geringer.

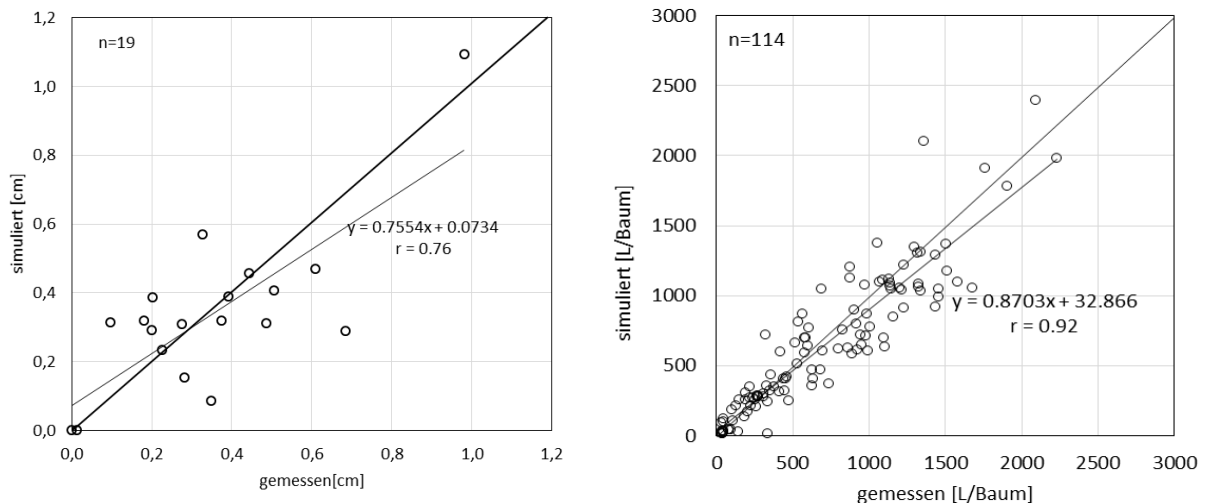


Abb. 12: links: Gemessene und simulierte jährliche Stammdurchmesserzuwächse der einzelnen Bäume am Ende des Simulationsjahres für München (2015 und 2016) und rechts: Gemessene und simulierte monatliche Transpirationssummen der einzelnen Bäume für München (2015 und 2016) für München (2015 und 2016)

Damit konnte gezeigt werden, dass das prozess-orientierte Einzelbaumwachstumsmodell CityTree 2.0 fähig ist, das Wachstum und den Wasserhaushalt von Bäumen in bayerischen Städten realitätsnah in Abhängigkeit der Umgebungsbedingungen wiederzugeben.

Sensitivitätstests

Um die Reaktion des Wachstumsmodells auf die zentralen Eingangsparameter abschätzen zu können, müssen Sensitivitätstests durchgeführt werden. Für das Modell CityTree wurde der Einfluss der Klimaparameter Temperatur, Strahlung und Niederschlag auf das Wachstum (Biomasse und Stammdurchmesser), die Kohlenstofffixierung und die Transpiration der einzelnen Baumarten getestet. Zudem wurde das Verhalten der vier Baumarten auf eine Änderung der Phänologie, der Kohlendioxidkonzentration der Atmosphäre und des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts (BWG_{Pfl}) geprüft.

Bei Sensitivitätstests wird jeweils ein Faktor verändert, während alle anderen Faktoren nicht verändert werden und so die Reaktion des Modells auf die Änderung eines Faktors untersucht werden kann. Die Abb. 13 bis Abb. 18 zeigen die Reaktionen der vier Baumarten. Die Simulationen wurden für einen 60 Jahre alten Baum je Art unter Verwendung der klimatischen Monatsmittelwerte der sechs Städte (1965-2015) durchgeführt.

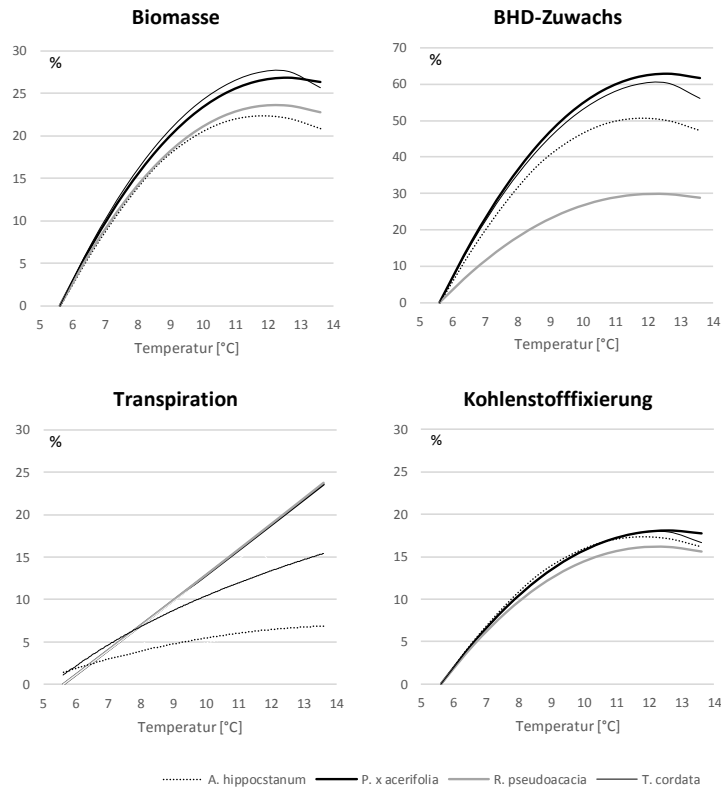


Abb. 13: Reaktion der vier Baumarten auf eine Änderung der Jahresmitteltemperatur (Klimadatenbasis: Monatsmittel der sechs Städte von 1965 – 2015 (DWD 2015))

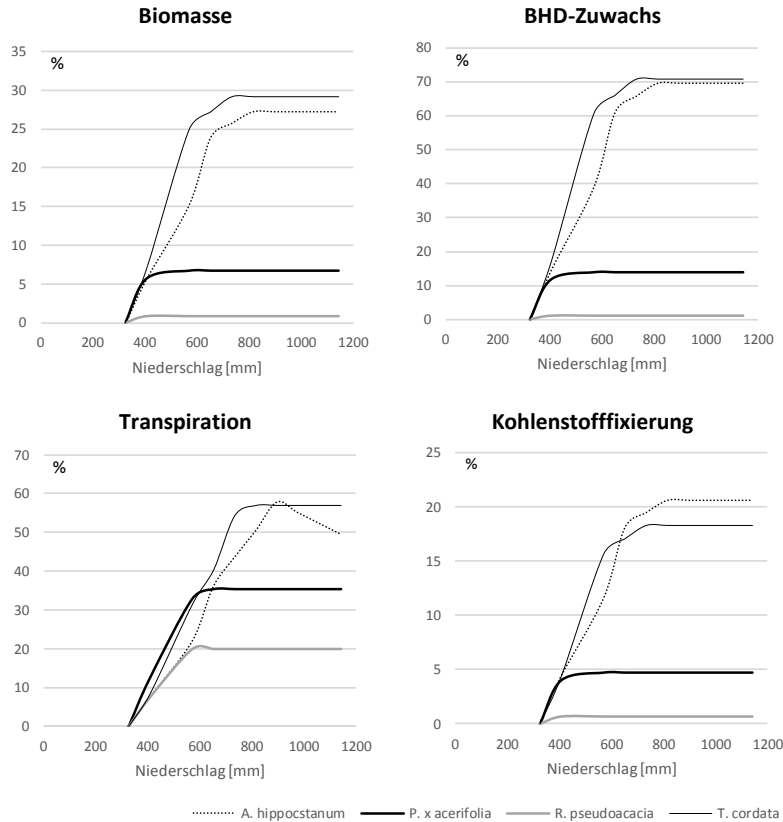


Abb. 14: Reaktion der vier Baumarten auf eine Änderung der Jahresniederschlagssumme (Klimadatenbasis: Monatsmittel der sechs Städte von 1965 – 2015)

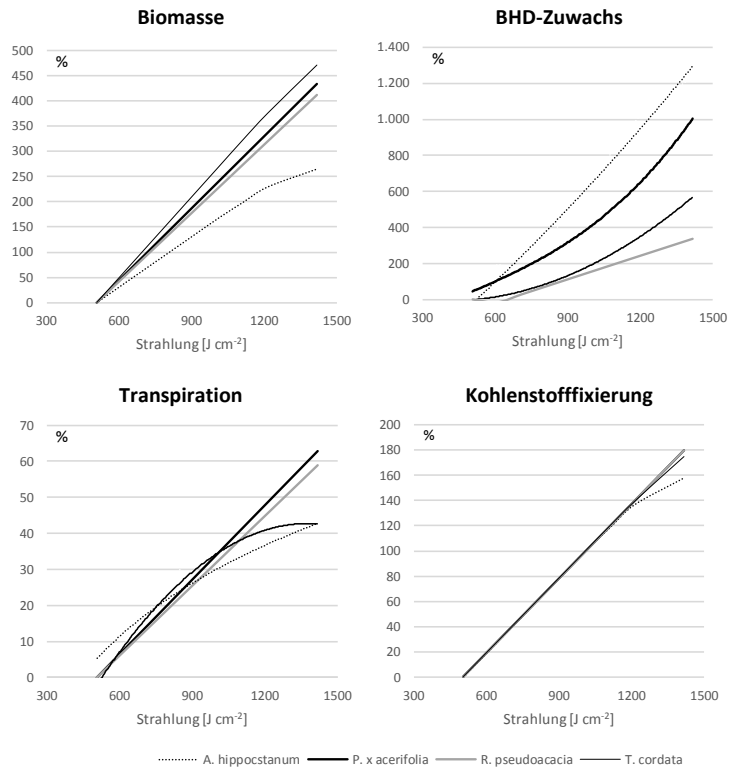


Abb. 15: Reaktion der vier Baumarten auf eine Änderung der Strahlung (Klimadatenbasis: Monatsmittel der sechs Städte von 1965 – 2015)

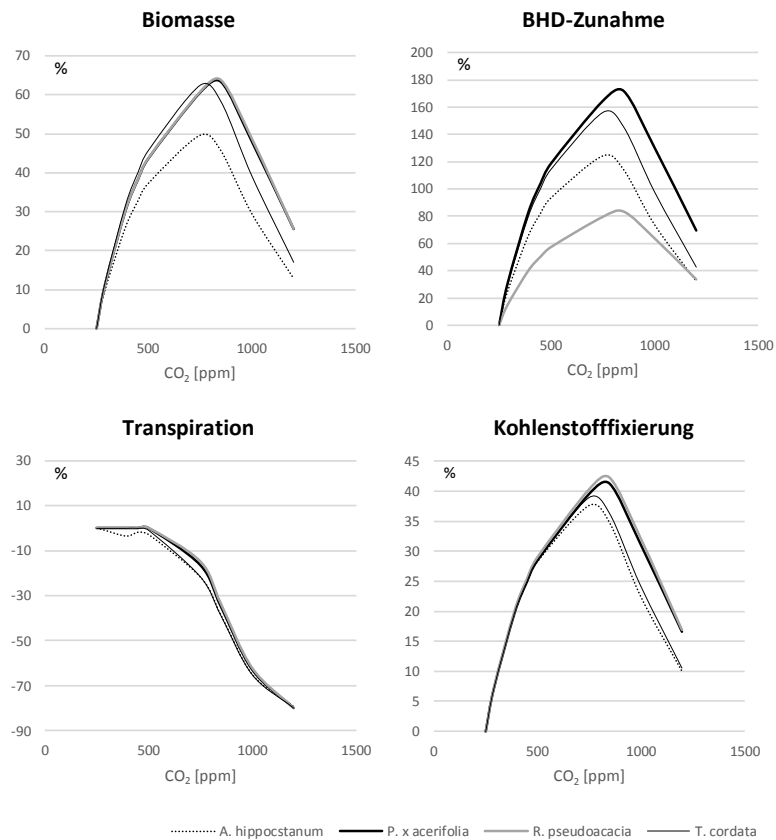


Abb. 16: Reaktion der vier Baumarten auf eine Änderung der Kohlendioxidkonzentration der Atmosphäre (Klimadatenbasis: Monatsmittel der sechs Städte von 1965 – 2015)

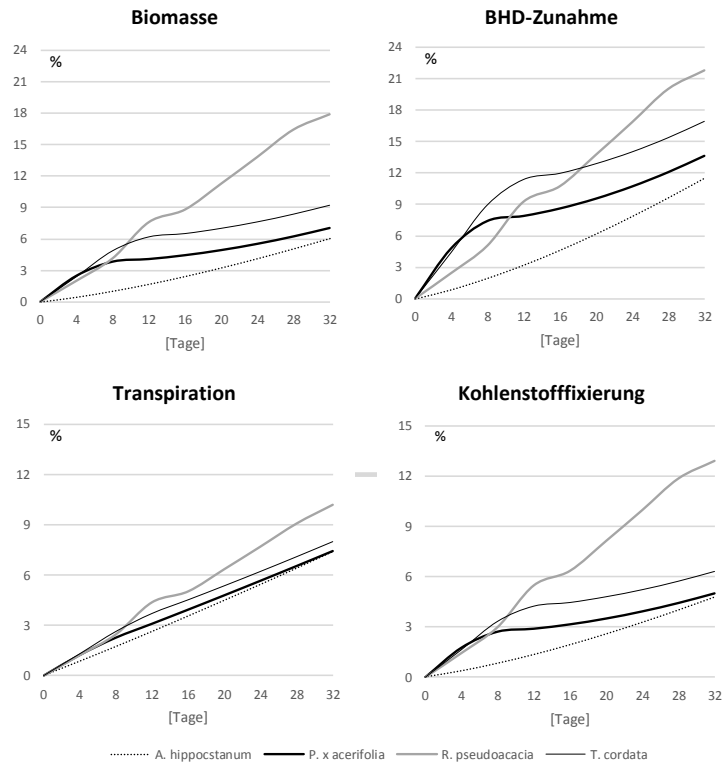


Abb. 17: Reaktion der vier Baumarten auf eine Änderung der Verlängerung der Vegetationszeit (Klimadatenbasis: Monatsmittel der sechs Städte von 1965 – 2015)

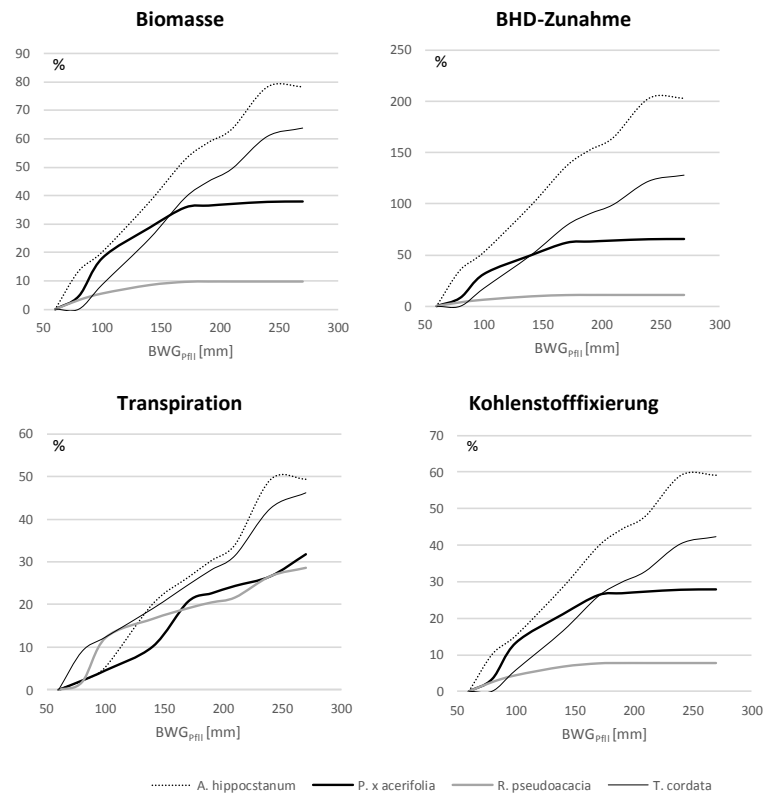


Abb. 18: Reaktion der vier Baumarten auf eine Änderung des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts (BWG_{Pfl}) (Klimadatenbasis: Monatsmittel der sechs Städte von 1965 – 2015; Versiegelungsgrad: 30 %)

Die Ergebnisse der Sensitivitätstests zeigen klare baumartenspezifische Reaktionen bei Veränderungen der einzelnen Haupteinflussfaktoren. Sämtliche Veränderungen liegen in plausiblen Bandbreiten. Die Zuwächse der Biomasse unterscheiden sich deutlich von den Zuwächsen des Stammdurchmessers. Gut zu sehen ist, dass oftmals ab einem bestimmten Wert eine Sättigung eintritt. Eine weitere Erhöhung des Niederschlags (bei allen Baumarten) oder des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts (bei Platane und Robinie) führt ab einem bestimmten Punkt nicht mehr zu einer Steigerung des Wachstums, der CO₂-Fixierung bzw. der Transpiration. Bei der Temperatur und der CO₂-Konzentration der Atmosphäre führen sehr hohe Werte sogar zu einem Rückgang des Zuwachses. Auch die Verlängerung der Vegetationszeit führt zu einer Erhöhung von Wachstum, CO₂-Fixierung und Verdunstung. Da die Sensitivitätstests realistische Reaktionen der einzelnen Baumarten auf eine Veränderung der Eingangsparameter zeigen, können Simulationsstudien für Winterlinde (*T. cordata*), Scheinakazie (*R. pseudoacacia*), Platane (*P. x acerifolia*) und Rosskastanie (*A. hippocastanum*) durchgeführt werden.

9.3. Ableiten von Biodiversitätsindizes für Winterlinden und Robinien

Die Ergebnisse der Biodiversitätsaufzeichnungen werden aktuell im Rahmen einer Masterarbeit von Michael Frenzel ausgewertet. Die Arbeit hat das Ziel, die aufgenommenen Vogelvorkommen mit der Struktur der Baumarten und der Plätze, aufgenommen über Laserscannerdaten, zu verschneiden. So können Erkenntnisse gewonnen werden, bezüglich folgender Fragestellungen: Welche Vogelvorkommen sind an Stadtbäumen jüngeren Alters zu erwarten? Unterscheidet sich die Biodiversität an Winterlinden und Robinien? Welchen Einfluss hat die Baumstruktur bezüglich Krone, Stamm, Astwinkel, etc. auf die Biodiversität? Welchen Einfluss hat die Struktur der Plätze bezüglich Offenheit, Gebäudenähe, Vorhandensein weiterer Grünangebote auf die Biodiversität?

Anhand von vier akustischen Aufnahmegeräten vom Typ Song Meter SM4 der Firma Wildlife Acoustics wurde deren Eignung als Monitoring Tool für innerstädtische Vogeldiversität untersucht. Diese Geräte wurden an zwei Plätzen in der Landeshauptstadt München eingesetzt, die sich auf dem ehemaligen Gelände des Flughafens München-Riem befinden und in Bezug auf Struktur und Vernetzung unterschiedliche Charakteristika aufweisen.

Die erste Fläche, im weiteren Verlauf „Plot Winterlinde“ genannt, ist die Grünfläche des Edinburghplatzes in München-Riem (Abb. 19), die eine Ausdehnung von 300 m in Ost-West und 50 m Nord-Süd-Richtung aufweist. Im direkten Anschluss der Fläche ist eine Straße, welche diese an allen vier Seiten umschließt. In der näheren Umgebung besteht nur im Westen eine Verbindung zu einer weiteren Grünfläche mit Baumbestand, die ein Ausläufer des Riemer Parks ist. In den anderen drei Himmelsrichtungen ist der Platz entweder von mehrstöckigen Gebäuden oder anderweitig versiegelter Flächen umgeben.

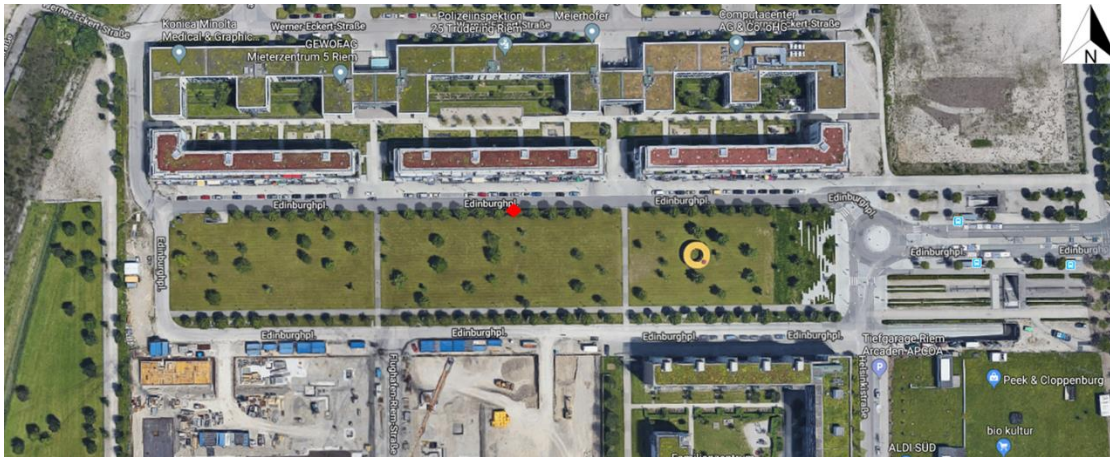


Abb. 19: Lage des Plots Winterlinde, der rote Punkt markiert den Standort der Audiobox

Die zweite Fläche (Abb. 20), im Weiteren „Plot Robinie“ genannt, befindet sich circa 550 m Luftlinie südöstlich des Edinburgplatzes und ist eine Alleepflanzung um einen Geh- und Radweg. Sie ist in ihrer Gesamtausdehnung mit 160 m in Ost-West-Richtung und 18 m in Nord-Süd-Richtung kleiner als der Winterlindenplot, weist jedoch eine höhere Vernetzung zu weiteren Grünflächen und eine höhere Baumdichte je Flächeneinheit auf. Sie ist im Norden und Süden von Gebäuden umgeben. Jedoch sind diese, vor allem im Norden, nicht auf der gesamten Länge vorhanden. Wie in Abb. 20 zu sehen, schließen im Westen und Süden Grünflächen des Riemer Parks an, im Osten schließt sich nach einem kleinen Platz eine weitere Allee an und im Norden besteht ein direkter Verbund mit den Gärten der dortigen Häuser.

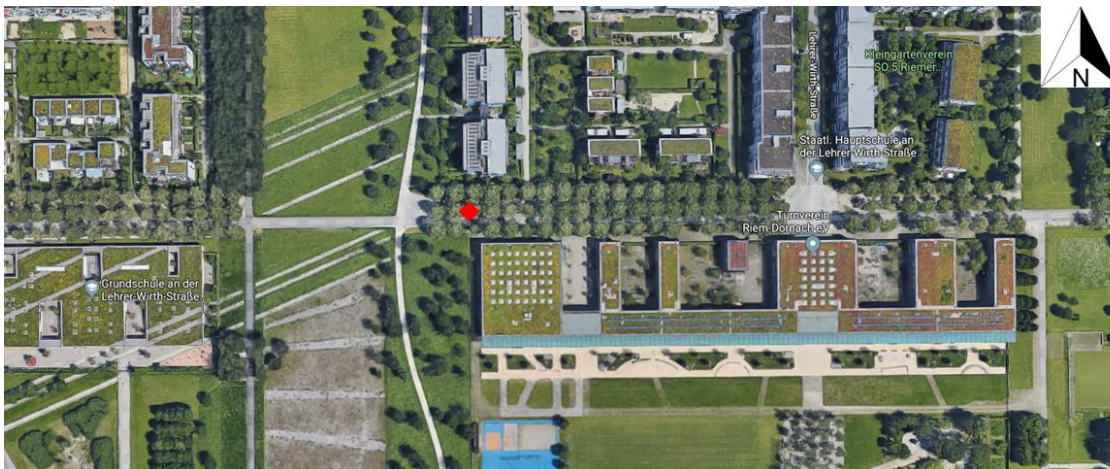


Abb. 20: Lage des Plots Robinie, der rote Punkt markiert den Standort der Audiobox

In einem ersten Schritt wurde aus den TLS-Scans eine Überblicksgrafik der Plots erstellt (Abb. 21). Es ist deutlich zu erkennen, dass der Robinien-Standort dichter ist als der Linden-Standort. Während die Linden in einer Reihe stehen und eine Grasfläche begrenzen, sind die Robinien dreireihig angeordnet, an ein Wohngebiet anschließend. Im Rahmen der Masterarbeit wurden weitere Strukturdaten wie Verzweigung, Rauigkeit, Offenheit der Standorte aus den TLS-Daten abgeleitet.

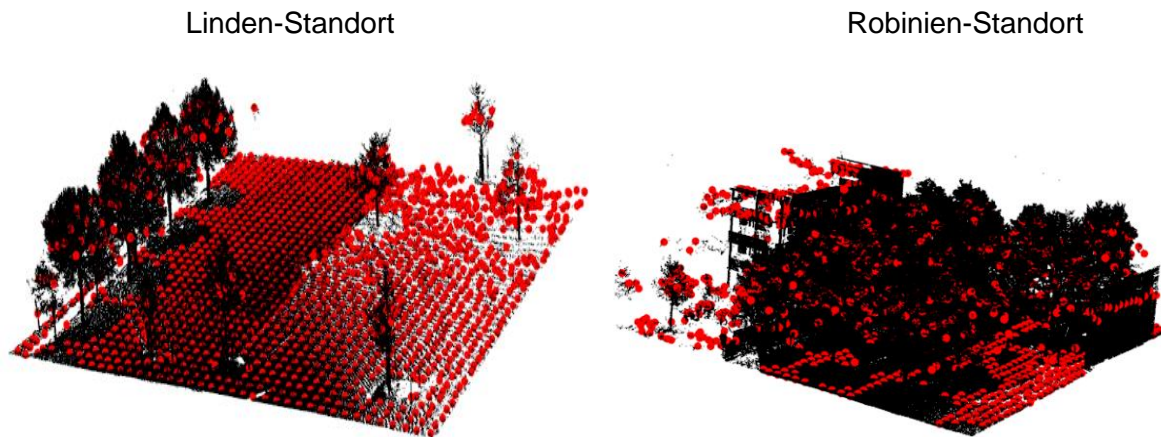


Abb. 21: Struktur der Untersuchungsstandorte, gewonnen aus TLS-Daten

In den Jahren 2016 und 2017 wurden an beiden Standorten die akustischen Aufnahmegeräte eingesetzt. Im ersten Jahr erfolgte ein Test von verschiedenen Aufnahmemethoden in Bezug auf die Dauer. Drei verschiedene Aufnahmemodi wurden getestet:

1. Halbstundenintervall von Aufnahme- und Nichtaufnahmezeitraum
2. Stundenintervall von Aufnahme- und Nichtaufnahmezeitraum und
3. Komplettaufnahme von Sonnenaufgang bis Sonnenuntergang.

Nach Auswertungen der ersten Testmonate im Jahr 2016 wurde entschieden, den Halbstundenintervall von Aufnahme- und Nichtaufnahmezeitraum als Standardverfahren einzusetzen, da es die größten Vorteile (lückenlose, aktive Aufnahmeintervalle, arbeitseffizienter) innerhalb der drei Aufnahmemethoden aufwies. Die aufgenommenen Daten wurden mittels Audioboxen, d.h. Erkennungsalgorithmen, auf die Aktivität von zwei Vogelarten hin überprüft und ausgewertet. Die hierbei verwendeten Arten sind Buchfink und Haussperling, da diese beide im urbanen Raum vorkommen, aktiv Lautäußerungen in ihrem Revier vornehmen und ihre Rufe bzw. Gesänge sehr verschieden sind.

In Abb. 22 und Abb. 23 sind die Mittelwerte der Rufe jedes Aufnahmemonats der beiden Plots für den Haussperling bzw. den Buchfink abgebildet. Es ist ersichtlich, dass sich die beiden Standorte hinsichtlich der Rufaktivität stark voneinander unterscheiden.

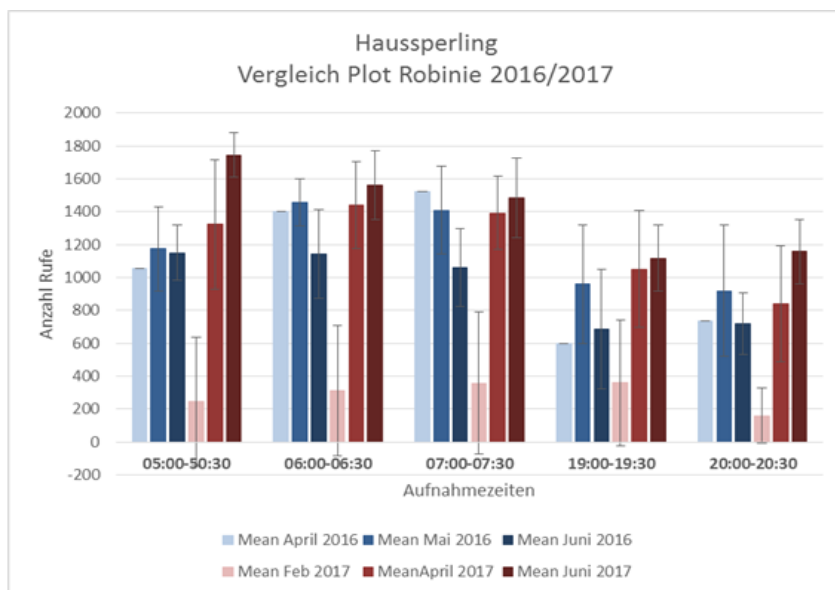


Abb. 22: Mittelwerte der Rufaktivität des Haussperlings aller Aufnahmemonate des Plots Robinie mit Standardabweichung

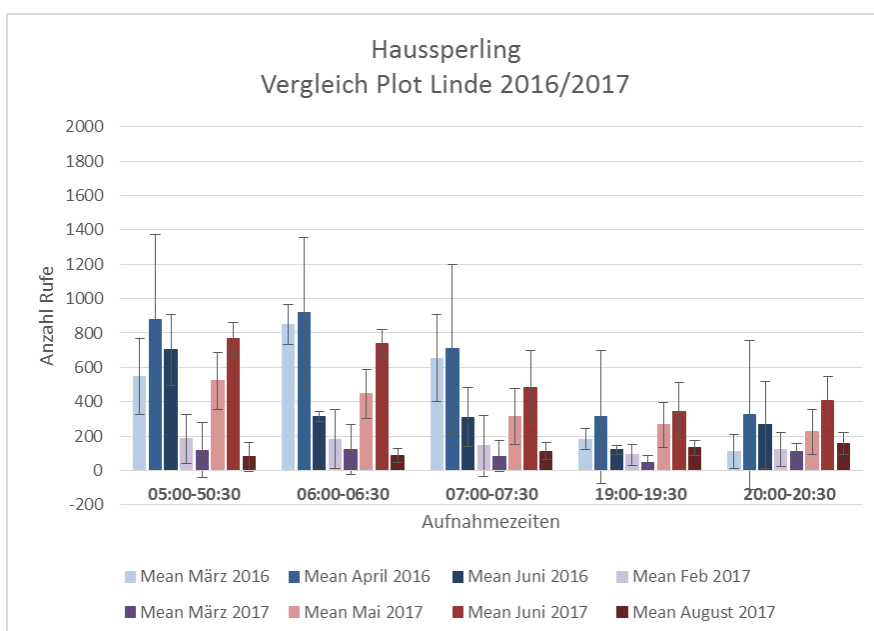


Abb. 23: Mittelwerte der Rufaktivität des Haussperlings aller Aufnahmemonate des Plots Winterlinde mit Standardabweichung

Da die Datenstruktur weder innerhalb der Monate noch zwischen den Jahren und Plots einheitlich ist, wurden zur Vergleichbarkeit und statistischen Auswertung alle Rufe beziehungsweise Gesänge je Aufnahmezeitraum je Jahr und Plot zusammengefasst (gepoolt), was in Abb. 24 exemplarisch zu sehen ist.

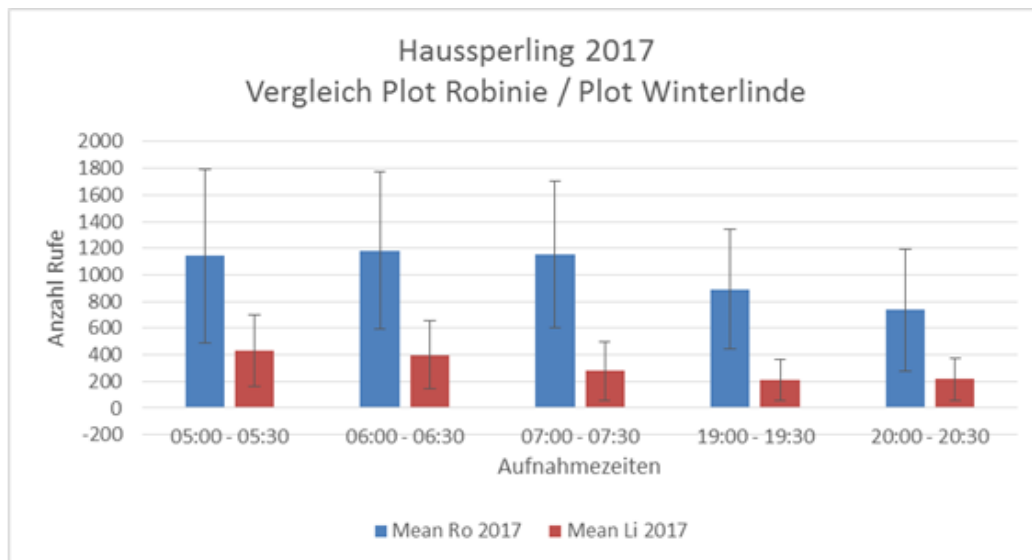


Abb. 24: Mittelwerte mit Standardabweichung der gepoolten Datensätze für die Vogelart Haussperling des Jahres 2017 für beide Plots

Zuerst wurden die Datensätze auf Normalverteilung und Varianzhomogenität überprüft, wobei bei den Datensätzen des Haussperlings bei 50% der Datensätze mit einer Fehlerwahrscheinlichkeit von 5% die Annahme der Normalverteilung verworfen werden musste (Tab. 9) bei den Datensätzen des Buchfinken waren es 18 von 20 Datensätzen.

Jahr	Plot	2016			2017		
		Statistik	df	Signifikanz	Statistik	df	Signifikanz
Gesänge 0500	Ro	0,954	21	0,403	0,845	28	0,001
	Li	0,889	17	0,044	0,941	29	0,109
Gesänge 0600	Ro	0,934	21	0,163	0,834	28	0,000
	Li	0,949	17	0,435	0,956	29	0,259
Gesänge 0700	Ro	0,906	21	0,046	0,837	28	0,001
	Li	0,831	17	0,006	0,933	29	0,065
Gesänge 1900	Ro	0,958	21	0,481	0,863	28	0,002
	Li	0,635	17	0,000	0,933	29	0,064
Gesänge 2000	Ro	0,958	21	0,480	0,897	28	0,010
	Li	0,685	17	0,000	0,940	29	0,097

Tab. 9: Test auf Normalverteilung der gepoolten Datensätze des Haussperlings (rot: nicht signifikant bei einem Signifikanzniveau von 5%)

Danach wurden Tests zum Vergleich der Mittelwerte zwischen den beiden Untersuchungsflächen vorgenommen. Zum einen der nichtparametrische Mann-Whitney-U-Test, da ein großer Teil der Datensätze nicht normalverteilt ist, zum anderen der parametrische Welch-Test als Vergleich, da aufgrund der zentralen Grenzwerttheorie trotz negativem Shapiro-Wilk-Test parametrische Tests durchgeführt werden können, wenn die Stichprobengröße groß genug ist.

Im Fall des Haussperling zeigen beide Tests, dass die Mittelwerte auf den zwei untersuchten Flächen sich mit einer Fehlerwahrscheinlichkeit von $p < 5\%$ signifikant voneinander unterscheiden (Tab. 10). Für die Vogelart Buchfink ist das Ergebnis der statistischen Tests vor allem für

das Jahr 2016 nicht eindeutig wobei sowohl der Mann-Whitney-U-Test wie auch der Welch-Test fast durchgehend zu den gleichen Ergebnissen kommen.

Jahr	2016					2017				
	Statistik für Test ^a					Statistik für Test ^a				
	Gesänge 0500	Gesänge 0600	Gesänge 0700	Gesänge 1900	Gesänge 2000	Gesänge 0500	Gesänge 0600	Gesänge 0700	Gesänge 1900	Gesänge 2000
Mann-Whitney-U	69,000	50,000	32,000	41,000	43,000	174,000	133,000	104,500	123,000	161,000
Wilcoxon-W	222,000	203,000	185,000	194,000	196,000	609,000	568,000	539,500	558,000	596,000
Z	-3,215	-3,773	-4,301	-4,037	-3,978	-3,703	-4,358	-4,813	-4,517	-3,911
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Exakte Signifikanz [2*(1-seitige Sig.)]	,001 ^b	,000 ^b	,000 ^b	,000 ^b	,000 ^b					
Asymptotische Signifikanz (1-seitig)	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
a. Gruppenvariable: Plot										
b. Nicht für Bindungen korrigiert.										

Tab. 10: Ergebnisse Mann-Whitney-U-Test für den Haussperling

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Methode des akustischen Biodiversitätsmonitorings von Tieren vor allem bei Singvögeln interessant ist, da sie relativ laut, regelmäßig und meist gut unterscheidbar Laute erzeugen und Audiodaten zur Erstellung von Recognizern in Datenbanken bereits vorliegen. Außerdem weisen sie relativ zu anderen Tiergruppen viele Kulturfolger auf, weshalb gerade die Gruppe der Singvögel für urbane Biodiversitätsstudien sehr gut geeignet ist.

Insgesamt wurden bei dem Robinien-Plot insgesamt mehr Rufe beider Arten verzeichnet. Statistisch sind die Plots bezüglich der Rufaktivität signifikant verschieden. Sowohl der Buchfink als auch der Haussperling sangen auf beiden Plots vorwiegend im späten Frühjahr und Frühsummer. In den erfassten Winter- und Sommermonaten wurden deutlich weniger Rufe erfasst. Diese Ergebnisse sind vermutlich von der umgebenden Struktur der Plots und weniger durch die Arten Robinie und Winterlinde bedingt. Denn während der Linden-Plot in unmittelbarer Nähe der Riem-Arcaden mit starker Verkehrsbelastung und wenig angrenzenden Grünflächen zu finden ist, liegt der Robinien-Plot in ruhiger Lage direkt im Anschluss an den Riemer Park mit großen Wiesenflächen und weiteren Gehölzbeständen.

Die Vorteile gegenüber der traditionellen Methode für avifaunistische Untersuchungen, d.gh. gegenüber Begehungen durch ornithologisches Fachpersonal, sind vielfältig. Einerseits sind die Daten direkt überprüfbar, da sie als digitale Aufnahmen vorliegen. Außerdem sind mit dieser Methode lange Zeitreihen mit hoher Aufnahmedichte bei vergleichsweise geringen Kosten und Zeitaufwand möglich, was herkömmliche Begehungen nicht leisten können. Ein Nachteil dieser Methode, den jedoch auch die meisten Begehungsmethoden (abgesehen von der Revierkartierung) haben, ist, dass anhand der Daten nur eine Präsenz-Absenz Aussage getroffen werden kann. Eine zahlenmäßige Feststellung von Populationsgrößen ist mit dieser Methode derzeit nicht möglich. Insgesamt zeigt diese Machbarkeitstudie, dass das akustischen Biodiversitätsmonitoring von Vögeln mittels „Song Metern“ eine sehr gute Alternative zu den traditionellen Begehungen durch Ornithologen darstellt.

9.4. Zuwachs und Ökosystemleistungen neu eingeführter Baumarten

In Kooperation mit der Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau (LGW) Veitshöchheim wurden die Versuchsbäume des Projekts „Stadtgrün 2021 - Selektion, Anzucht und Verwendung

von Gehölzen unter sich ändernden klimatischen Bedingungen“ mit klassischen Vermessungsmethoden des Projekts Stadtbäume II aufgenommen. Im Rahmen der Masterarbeit von Robert Geiser wurde untersucht, ob sich die Wuchsdaten und die Umweltleistungen der Versuchsbäume von „Stadtgrün 2021“ von heimischen Winterlinden und Robinien eines ähnlichen Altersspektrums unterscheiden. Tab. 11 stellt die vermessenen Arten des Projekts „Stadtgrün 2021“ dar.

Untersuchte Arten	
<i>Acer buergerianum</i> (Dreizahn-Ahorn)	<i>Magnolia kobus</i> (Kobushi-Magnolie)
<i>Acer monspessulanum</i> (Französische Ahorn)	<i>Ostrya carpinifolia</i> (Hopfen-Buche)
<i>Alnus x spaethii</i> (Purpur-Erle)	<i>Parrotia persica</i> (Eisenholzbaum)
<i>Carpinus betulus</i> 'Frans Fontaine' (Hainbuche)	<i>Quercus cerris</i> (Zerr-Eiche)
<i>Celtis australis</i> (Zürgelbaum)	<i>Quercus frainetto</i> 'Trumpf' (Ungarische Eiche)
<i>Fraxinus ornus</i> (Blumen-Esche)	<i>Quercus x hispanica</i> 'Wageningen' (Spanische Eiche)
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> 'Summit' (Nordamerikanische Rotesche)	<i>Sophora japonica</i> 'Regent' (Perlschnurbaum, Honigbaum)
<i>Ginkgo biloba</i> (Ginkgo)	<i>Tilia tomentosa</i> 'Brabant' (Silber-Linde)
<i>Gleditsia triacanthos</i> 'Skyline' (Gleditschie, Lederhülsenbaum)	<i>Ulmus</i> 'Lobel' (Ulme)
<i>Liquidambar styraciflua</i> (Amberbaum)	<i>Zelkova serrata</i> 'Green Vase' (Zelkove)

Tab. 11: Mit klassischen Untersuchungsmethoden aufgenommene Baumarten des Projekts „Stadtgrün 2021“ in Hof/Münchberg, Kempten und Würzburg

Die Versuchsbäume von „Stadtgrün 2021“ wurden in den Städten Hof/Münchberg, Würzburg und Kempten zu Versuchsbeginn im Jahr 2009 gepflanzt, um den Einfluss unterschiedlicher Witterungsbedingungen auf neu eingebrachte Baumarten zu testen. Es wurden annähernd gleichaltrige Bäume verwendet. In 2015 erfolgte eine Erweiterung des Baumsortiments um weitere zehn Arten.

Auf Basis der Aufnahmen der Strukturdimensionen der Bäume können Aussagen über das bisherige Wachstum der Probestämme in den ausgewählten Städten getroffen werden. So konnte ein durchschnittlicher Stammdurchmesserzuwachs von 0,59 cm für alle Bäume in allen Städten errechnet werden (Abb. 25). Dabei unterschied sich das Wachstum in den einzelnen Städten kaum, nur in Hof/Münchberg wurde ein deutlich geringerer Zuwachs nachgewiesen.

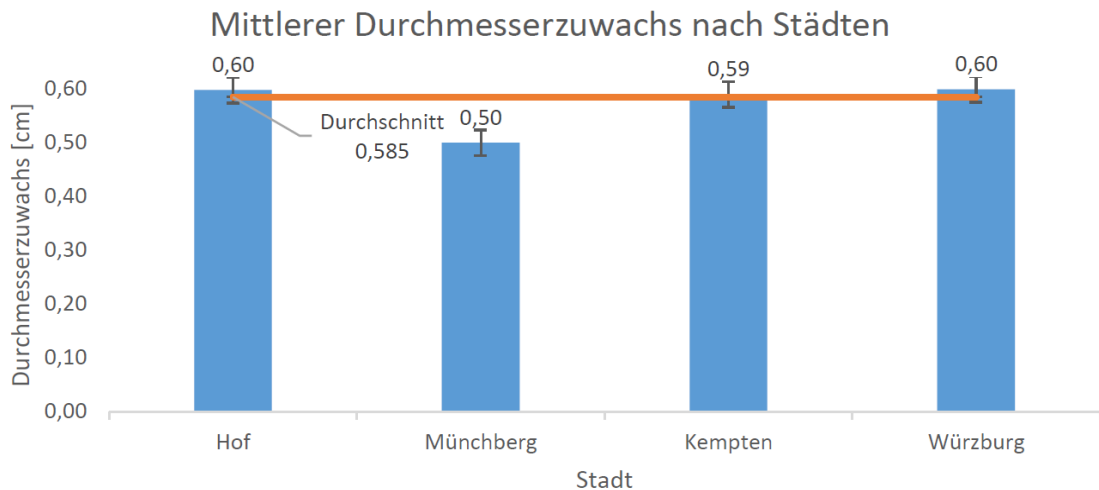


Abb. 25: Mittlerer Durchmesserzuwachs aller Bäume des Projekts „Stadtgrün 2021“ in den Ver- suchsstädten Hof/Münchenberg, Kempten und Würzburg

Weitere Auswertungen zeigten, dass die Zuwächse der untersuchten Arten insbesondere mit den jeweiligen Arteigenschaften und der Herkunft der Arten verknüpft sind. Abb. 26 beschreibt die Stammdurchmesserverteilung (inklusive Volumen und Durchmesserzuwachs) der vermessen en Bäume in allen Städten in Abhängigkeit des Standortklimas aufgetragen nach ihrer Her- kunft. So spalten sich die Bäume in Würzburg entlang des Temperaturpfeils (T) nach oben auf, während die Bäume aus Kempten anhand des Niederschlagspfeils (N) nach unten aufgetra- gen sind. Die Pfeile mit den Beschriftungen BHD (Stammdurchmesser) und V (Volumen) un- erteilen die Bäume anhand ihrer Herkunft. So weisen die Bäume mit der Herkunft „Europa“ die stärksten Baumdimensionen auf, während die Arten aus Südosteuropa gemischt mit den asiatischen Bäumen die geringsten Baumdimensionen gezeigt haben.

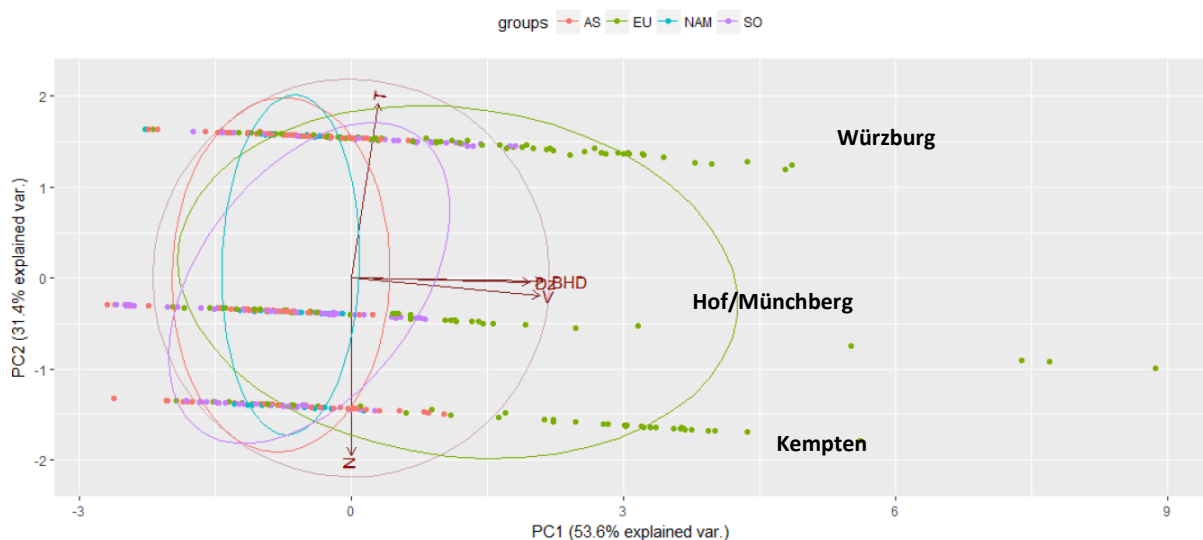


Abb. 26: Hauptkomponentenanalyse der Bäume des Projekts „Stadtgrün 2021“ aufgeteilt nach Herkunft in Asien (AS), Europa (EU), Nordamerika (NAM) und Südostasien (SO)

Eine Auswertung der mittleren Durchmesserzuwächse nach Städten zeigt ebenfalls, dass insbesondere die Bäume mit europäischer Herkunft ein höheres Wachstum aufweisen und sich dies in allen Städten bestätigte. Jedoch sind je nach Standort folgende Unterschiede im Wachstum festzustellen: Während in Würzburg auch Arten aus Südosteuropa hohe Wachstumsleistungen zeigen, wurden in den anderen Städten ähnliche Durchmesserzuwächse entsprechend ihrer Herkunft nachgewiesen (Abb. 27).

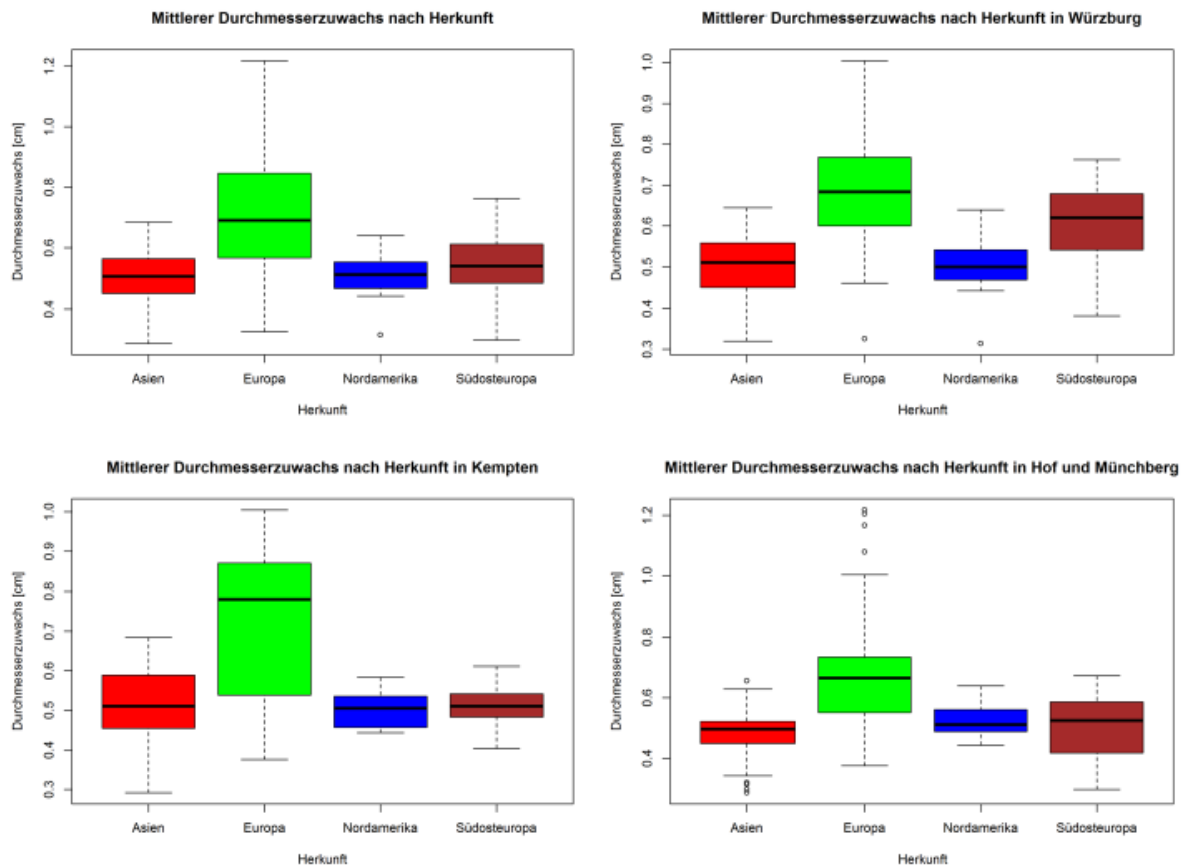


Abb. 27: Durchmesserzuwächse der Versuchsbaumarten des Projekts „Stadtgrün 2021“ nach deren Verbreitungsgebiet (Herkunft) für alle Bäume, sowie aufgliedert nach den Versuchstandorten Hof/Münchenberg, Kempten und Würzburg

Diese Erkenntnisse konnten auch statistisch mit einem linearen gemischten Modell gezeigt werden (Tab. 12). Der Intercept stellt die Wachstumsleistung der asiatischen Bäume dar. Zumeist konnten im Vergleich zum Intercept (Asien) höhere Wachstumsleistungen für andere Herkünfte nachgewiesen werden. Über alle Städte hinweg zeigten die Arten aus Europa eine um 0,2 cm bessere Wachstumsleistung gegenüber asiatischen Baumarten. In Kempten wiesen erneut europäische Arten die höchste Wachstumsleistung auf, dagegen wuchsen Arten aus Nordeuropa und Südosteuropa weniger als Bäume aus Asien und Europa.

Herkunft/Intercept	Value	S	t-Wert	p-Wert	SD-Intercept	ε
Intercept ²	0,50	0,03	18,45	0,00		
Europa	0,20	0,04	5,30	0,00	0,11	0,73
Nordamerika	0,01	0,05	0,17	0,87		
Südosteuropa	0,03	0,04	0,75	0,45		
Würzburg						
Intercept	0,51	0,04	11,48	0,00		
Europa	0,20	0,06	3,25	0,01	0,11	0,07
Nordamerika	0,00	0,08	-0,01	0,99		
Südosteuropa	0,09	0,07	1,33	0,20		
Kempten						
Intercept	0,52	0,05	10,58	0,00		
Europa	0,20	0,07	2,91	0,01	0,12	0,06
Nordamerika	-0,02	0,10	-0,20	0,84		
Südosteuropa	-0,01	0,07	-0,19	0,85		
Hof/Münchberg						
Intercept	0,47	0,05	8,62	0,00		
Europa	0,20	0,07	2,71	0,02	0,12	0,09
Nordamerika	0,05	0,09	0,52	0,61		
Südosteuropa	0,03	0,07	0,37	0,72		

Tab. 12: Ergebnisse des linearen gemischten Modells mit den Durchmesserzuwächsen der Versuchsbaumarten von „Stadtgrün 2021“ als abhängige Variable und dem Verbreitungsgebiet (Herkunft) der Arten als erklärende Variable für alle Bäume gepoolt und für Würzburg, Kempten und Hof/Münchberg separat. Dargestellt sind die Steigung (Intercept), der Wert (Value), die Standardabweichung (S), der t-Wert und der p-Wert (Signifikanz) der Variablen sowie der Standardfehler (SD-Wert) und der Restwert der Schwankungen (ε) der random effects.

Weitere Auswertungen zum Einfluss der Ansässigkeit, der spezifischen Baumeigenschaften, der ursprünglichen Lebensbereiche, der Bodenfaktoren und Klimafaktoren auf das Wachstum von neu eingebrachten Arten können der Masterarbeit von Robert Geiser entnommen werden. Zusammengefasst zeigen die Ergebnisse neue Erkenntnisse zur Strukturentwicklung der neu eingebrachten Baumarten. Die Eignung dieser Baumarten im spezifischen Stadtklima der ausgewählten Städte aufgrund ihrer ökologischen Eigenschaften wurde aufgezeigt. Es zeichnet sich ab, dass Baumarten mit einer breiten Standortamplitude, d.h. insbesondere Arten aus dem europäischen und südosteuropäischen Raum, gut wachsen. Jedoch sind standortspezifische Abweichungen vorhanden. So haben beispielsweise in Kempten die asiatischen Baumarten ebenfalls ein gutes Wachstum gezeigt, während in Hof/Münchberg die nordamerikanischen Baumarten gut wuchsen. Ein Fazit zur Wüchsigkeit von neuen Klimabäumen kann jedoch erst nach der Analyse des Wachstums über mehrere Jahre gezogen werden.

Zuletzt wurde in der Arbeit ausgewertet, wie sich die Erbringung von Umweltleistungen der neu eingebrachten Baumarten *Tilia spec.* und *Gleditsia triacanthos* im Vergleich zu den heimischen bzw. häufig vorkommenden Baumarten *T. cordata* und *R. pseudoacacia* darstellen. Dazu wurde exemplarisch der Energieentzug durch Transpiration mit dem Modell CityTree 1.0 berechnet. Dabei wurden die Modellparameter soweit möglich angepasst bzw. Werte für schon vorliegende Baumarten verwendet. Diese Ergebnisse sind jedoch zum einen vom sehr geringen Alter aller Versuchsbäume, von einem durchschnittlich höheren Alter der heimischen Baumarten und der Verwendung einer vorläufigen Version des Modells CityTree beeinflusst. Eine Wiederholung dieser Auswertungen in der Zukunft ist deshalb sinnvoll.

9.5. Simulationsstudie: Wachstum und Ökosystemleistungen von vier Baumarten in bayerischen Städten unter gegebenen und möglichen künftigen Klimabedingungen

Die Simulationen des Wachstums und der Ökosystemleistungen von vier Baumarten in bayerischen Städten beruhen auf den mittleren monatlichen Klimabedingungen des Zeitraums 1965 bis 2015. Als Bodenart wurde für alle Simulationen ein sandiger Lehm mit einer Feldkapazität von 25 vol% und einem Welkepunkt von 8 vol% bei einer maximalen Durchwurzelungstiefe von 100 cm angenommen. Als Versiegelungsgrad wurde – sofern nicht anders angegeben - 0% angenommen.

Für das Tabellenwerk und die Grafiksammlung wurden das Wachstum, die Dimensionsveränderung und die Ökosystemleistungen Kohlenstoffspeicherung, Transpiration, Kühlung durch Verdunstung, Abfluss und Beschattung für sechs bayerische Städte sowie für das Mittel der sechs Städte von den Baumarten Winterlinde (*Tilia cordata*), Robinie (*Robinia pseudoacacia*), Platane (*Platanus x acerifolia*) und Rosskastanie (*Aesculus hippocastanum*) simuliert. Dargestellt werden jährliche Mittelwerte und Summen für das gegebene Klima (1965-2015) sowie für die Klimabedingungen der nahen Zukunft, d.h. der Jahre 2026-2050.

Für die Simulationsstudie wurden alle gemessenen Bäume in 10 Altersklassen unterteilt. Die Mittelwerte der Messwerte des BHDs, der Baumhöhe, der Kronenlänge und des Kronendurchmessers einer Altersklasse bilden die Initialwerte der Modellierung (Tab. 13)

<i>Tilia cordata</i>										
Altersklasse [Jahre]	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
BHD [cm]	7,2	14,5	22,2	30,3	38,5	47,0	55,6	64,4	73,3	82,3
Baumhöhe [m]	5,8	8,6	11,1	13,3	15,3	17,2	19,0	20,7	22,3	23,9
Kronenlänge [m]	3,8	6,0	8,1	10,0	11,9	13,7	15,5	17,2	18,9	20,6
Kronendurchmesser [m]	3,3	5,1	6,9	8,6	10,3	11,9	13,4	15,0	16,5	18,0

<i>Robinia pseudoacacia</i>										
Altersklasse [Jahre]	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
BHD [cm]	11,0	21,1	31,1	41,2	51,2	61,3	71,3	81,4	91,4	101,5
Baumhöhe [m]	9,3	12,1	14,2	15,8	17,3	18,6	19,8	20,9	21,9	22,8
Kronenlänge [m]	6,1	8,4	10,2	11,8	13,1	14,4	15,5	16,6	17,6	18,6
Kronendurchmesser [m]	5,0	7,0	8,7	10,2	11,5	12,7	13,8	14,9	15,9	16,9

<i>Platanus x acerifolia</i>										
Altersklasse [Jahre]	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
BHD [cm]	11,9	19,9	30,4	39,7	49,6	59,5	69,7	80,9	88,9	101,1
Baumhöhe [m]	8,6	11,2	14,4	17,2	19,5	21,6	22,5	22,2	26,0	29,0
Kronenlänge [m]	5,8	7,9	10,5	13,2	15,8	18,4	19,6	19,9	22,3	25,5
Kronendurchmesser [m]	4,3	7,3	10,4	12,3	14,3	15,7	18,0	19,1	20,0	20,4

<i>Aesculus hippocastanum</i>										
Altersklasse [Jahre]	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
BHD [cm]	6,9	13,6	23,1	31,5	40,5	48,3	54,7	60,7	66,4	71,5
Baumhöhe [m]	4,7	6,9	9,0	11,2	12,5	13,9	15,4	16,6	17,9	18,8
Kronenlänge [m]	2,4	4,5	6,2	8,6	9,8	11,1	12,2	12,9	14,6	15,0
Kronendurchmesser [m]	2,0	4,4	6,2	7,8	9,0	9,8	10,5	11,2	11,6	12,3

Tab. 13: Kenngrößen der Bäume der zehn Altersklassen für die Baumarten *T. cordata*, *R. pseudoacacia*, *P. acerifolia* und *A. hippocastanum* im Mittel der 6 bayerischen Städte (angegeben ist das Mittel einer Altersklasse, d.h. in der Altersklasse 20 sind alle Bäume zwischen 16 und 25 Jahren enthalten)

9.5.1 Klima der Gegenwart (1965-2015)

Im Mittel der sechs bayerischen Städte (Abb. 28: Mittlerer jährlicher Zuwachs an Biomasse in Abhängigkeit von der Baumart und dem Baumalter im Mittel der sechs bayerischen Städte. Abb. 28) zeigen Platanen nahezu jeden Alters die höchsten jährlichen Biomassezuwächse. In bayerischen Städten nimmt beispielsweise die Biomasse einer 80-jährigen Platane pro Jahr um 80 kg zu. Die Biomasse einer gleichaltrigen Rosskastanie dagegen erhöht sich um 38 kg, die einer Linde um 46 kg und die einer Robinie um 56 kg.

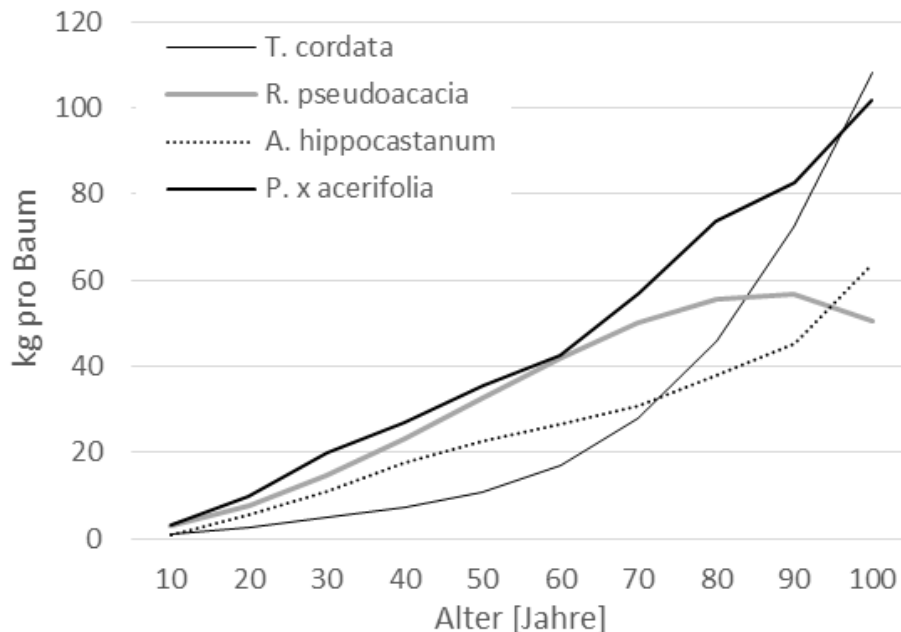


Abb. 28: Mittlerer jährlicher Zuwachs an Biomasse in Abhängigkeit von der Baumart und dem Baumalter im Mittel der sechs bayerischen Städte.

Junge Bäume (kleiner 30 Jahre) produzieren dagegen jährlich weniger als 20 kg, während sehr alte Bäume wie z.B. eine 100 Jahre alte Linde auf ein Biomassewachstum von über 108 kg kommen. Die Biomassezunahmen zwischen den Baumarten unterscheiden sich alle signifikant ($p < 0.05$).

Betrachtet man die Biomassenzuwächse im Mittel über alle Altersklassen in den einzelnen Städten erkennt man, dass Platanen in allen Städten die höchsten Wachstumsraten aufweisen (Abb. 29). Geringe Zuwächse sind vor allem in Kempten und in Hof sichtbar. Minimale jährliche Biomassezuwächse ergaben sich für Rosskastanien mit 23 kg im kalt-feuchten Kempten und 22 kg im warm- trockenen Würzburg.

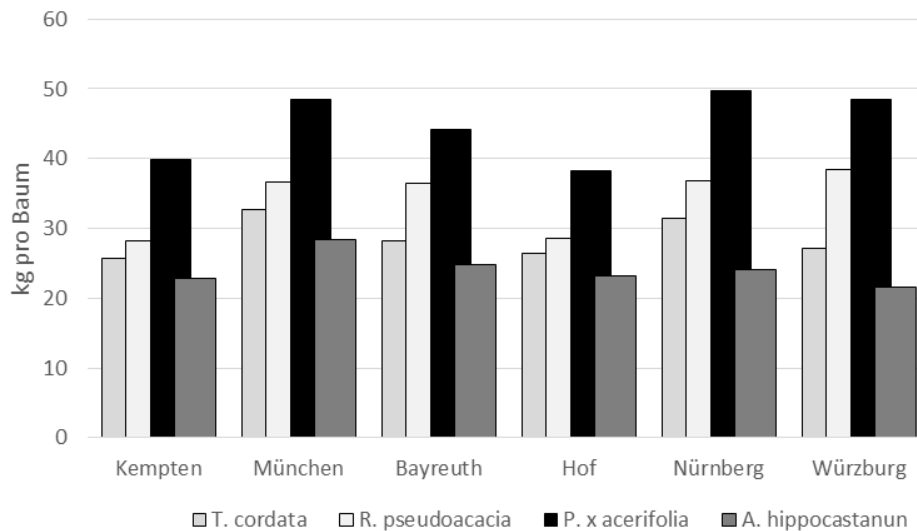


Abb. 29: Mittlerer jährlicher Biomassezuwachs in Abhängigkeit von der Baumart in sechs bayerischen Städten im Mittel über alle Altersklassen

Betrachtet man den mittleren jährlichen Stammdurchmesserzuwachs BHD der Periode 1965 bis 2015 zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den Städten und Baumarten (Abb. 30). Städte mit niedrigen Jahresmitteltemperaturen wie Kempten und Hof weisen BHD-Zuwächse unter 0,37 cm pro Jahr auf, während in München, d.h. einer Stadt mit hoher Jahresmitteltemperatur und hohen Niederschlägen, die höchsten BHD-Zuwächse erreicht werden mit Werten bis zu 0.52 cm pro Jahr für *A. hippocastanum*.

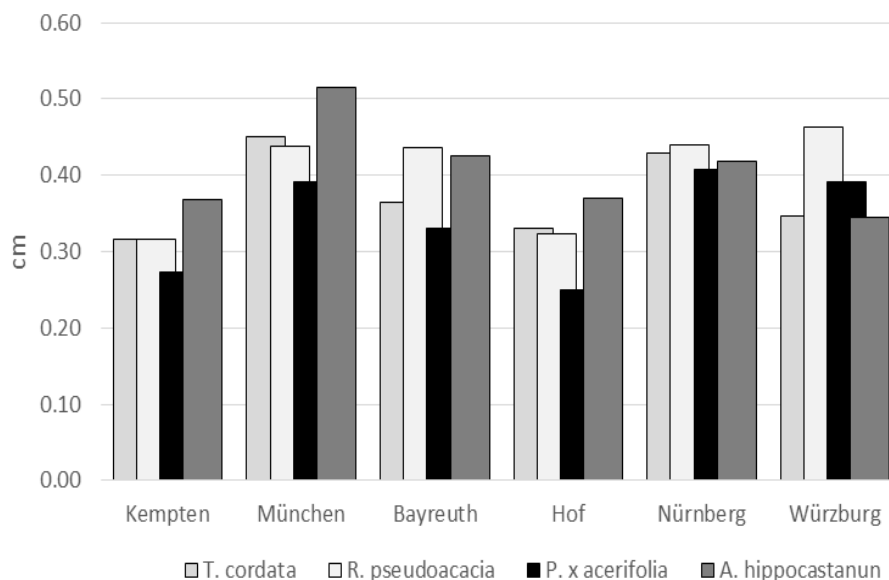


Abb. 30: Mittlerer jährlicher Stammdurchmesserzuwachs in Abhängigkeit von der Baumart in sechs bayerischen Städten im Mittel über alle Altersklassen

Im Mittel über alle Städte ist die jährliche BHD-Zunahme von *R. pseudoacacia* und *A. hippocastanum* mit 0,40 cm bzw. 0,41 cm deutlich höher als die der anderen zwei Baumarten (*T. cordata* 0,37 cm; *P. x acerifolia* 0,34 cm).

Mit der Biomassenzunahme geht eine Veränderung der Baumdimensionen einher. Die Zunahme des Kronenvolumens ist in Abb. 31 dargestellt.

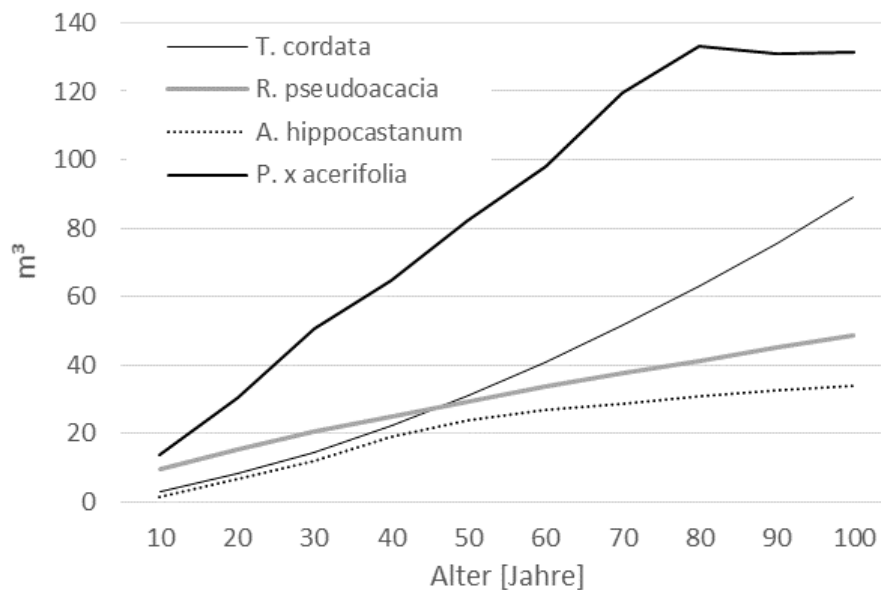


Abb. 31: Mittlere jährliche Zunahme des Kronenvolumens in Abhängigkeit von der Baumart und dem Baumalter im Mittel der sechs bayerischen Städte.

Auch hier zeigt die Platane in allen Altersklassen die höchsten Anstiege. Ab einem Alter von ca. 75 Jahren verbleibt jedoch die Zunahme bei ca. 130 m³ pro Jahr. Alle anderen Baumarten zeigen im Mittel der bayerischen Städte deutlich geringere Zunahmen des Kronenvolumens. Am geringsten sind sie bei Rosskastanien, dessen Kronenvolumen im Alter von 100 Jahren um maximal 34 m³ pro Jahr zunimmt.

Wichtig für die Stadtplanung ist auch die Fläche die ein Baum einnimmt. Abb. 32 zeigt die jährliche Zunahme der Kronenprojektionsfläche für junge (Alter < 35 Jahre), mittelalte (Alter ≥ 35 Jahre und ≤ 75 Jahre) und alte Bäume (Alter > 75 Jahre) der vier Baumarten im Mittel aller bayerischen Städte.

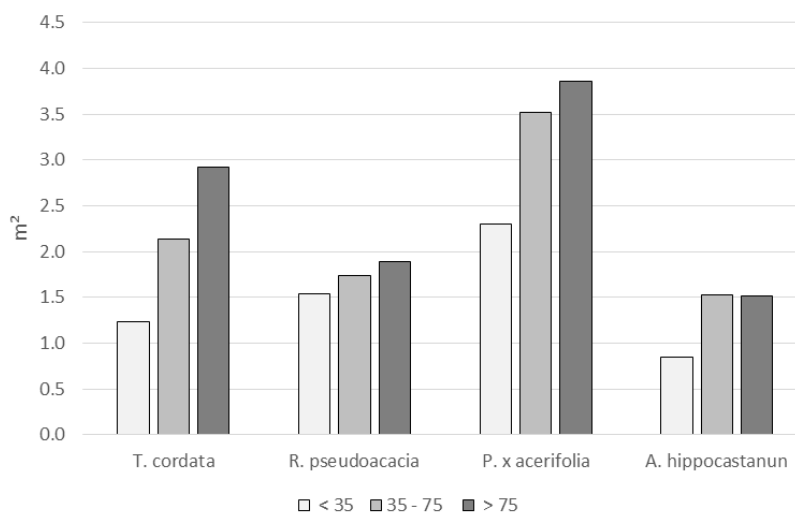


Abb. 32: Mittlere jährliche Zunahme der Kronenprojektionsfläche von jungen, mittelalten und alten Bäumen der Baumarten im Mittel aller bayerischen Städte

Vor allem bei *T. cordata* und *P. x acerifolia* ist ein deutlicher Anstieg der Kronenprojektionsfläche mit bis zu 3.9 m² pro Jahr bei alten Bäumen zu erkennen. Demgegenüber liegt die Zunahme der CPA bei mittelalten und alten *A. hippocastanum* Bäumen bei lediglich 1.5 m² pro Jahr.

Eng verknüpft mit dem Wachstum und der Dimensionsveränderung der Bäume ist ihre Transpiration. Mit zunehmenden Alter erhöht sie sich stetig. So transpiert eine 100-jährige Platane in bayerischen Städten im Mittel pro Jahr 124 m³ Wasser (Abb. 33).

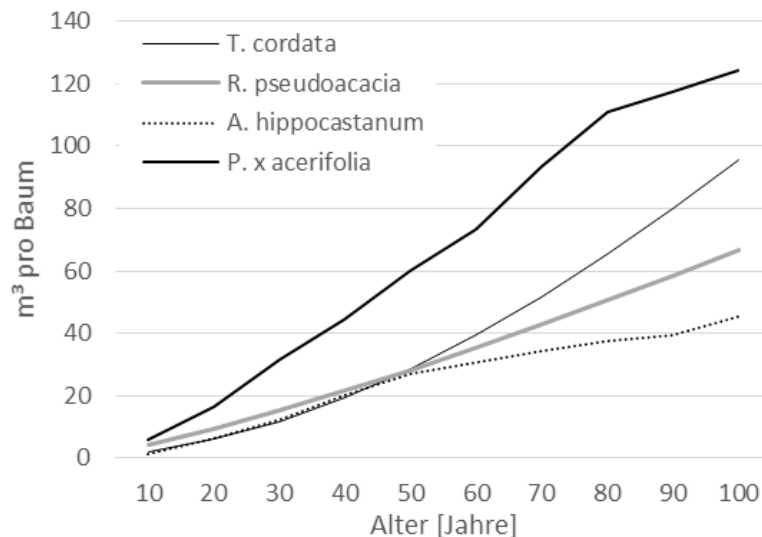


Abb. 33: Mittlere jährliche Transpirationssummen in Abhängigkeit von der Baumart und dem Baumalter im Mittel der sechs bayerischen Städte.

Die Transpirationssummen von Linden, Robinien und Rosskastanien mit einem Alter unter 50 Jahren zeigen keine großen Unterschiede. Von 1 m³ bis 4 m³ bei 10-jährigen Bäumen steigen die Summen bis auf 27 m³ bis 29 m³ im Alter von 50 Jahren an. Bei älteren Bäumen sind dann jedoch klare Baumartenunterschiede vorhanden (Abb. 33).

Parallel zur Verdunstung eines Baumes verändert sich auch seine Abkühlungsleistung (Abb. 34). So beträgt die Kühlleistung junger Bäume (kleiner 35 Jahre) zwischen 5.158 kWh pro Baum bei *T. cordata* und 14.074 kWh pro Baum bei *P. x acerifolia*.

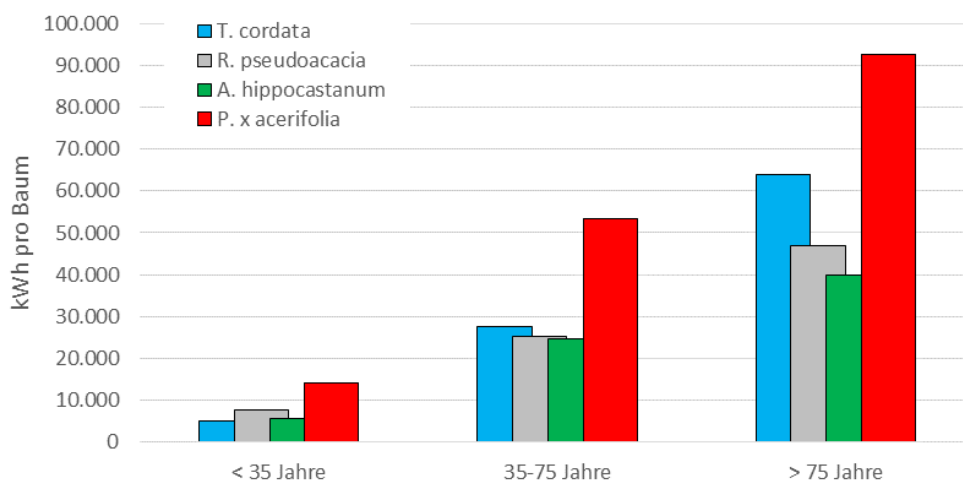


Abb. 34: Mittlere jährliche Kühlleistung in Abhängigkeit von der Baumart und dem Baumalter im Mittel der sechs bayerischen Städte.

Bei älteren Bäumen (über 75 Jahre) nimmt die Kühlleistung deutlich zu. So beträgt sie bei Linden 64.044 kWh pro Jahr, bei Platanen sogar 92.570 kWh pro Jahr.

Im Durchschnitt aller untersuchten bayerischen Städte ergeben sich für die vier Baumarten gemittelt über das Alter die in Abb. 35 dargestellten Ökosystemleistungen Kohlenstofffixierung, Wasserverbrauch (=Transpiration), Abfluss und Kühlung durch Transpiration. Im Vergleich mit den anderen drei Baumarten zeigt *P. x acerifolia* eine signifikant höhere Kohlenstofffixierung mit 22.4 kg C Baum⁻¹ ($p < 0.01$). Deutlich geringere Werte wurden für *T. cordata* mit 14.3 kg C Baum⁻¹, *R. pseudoacacia* mit 17.1 kg C Baum⁻¹ und *A. hippocastanum* mit 12.1 kg C Baum⁻¹ berechnet.

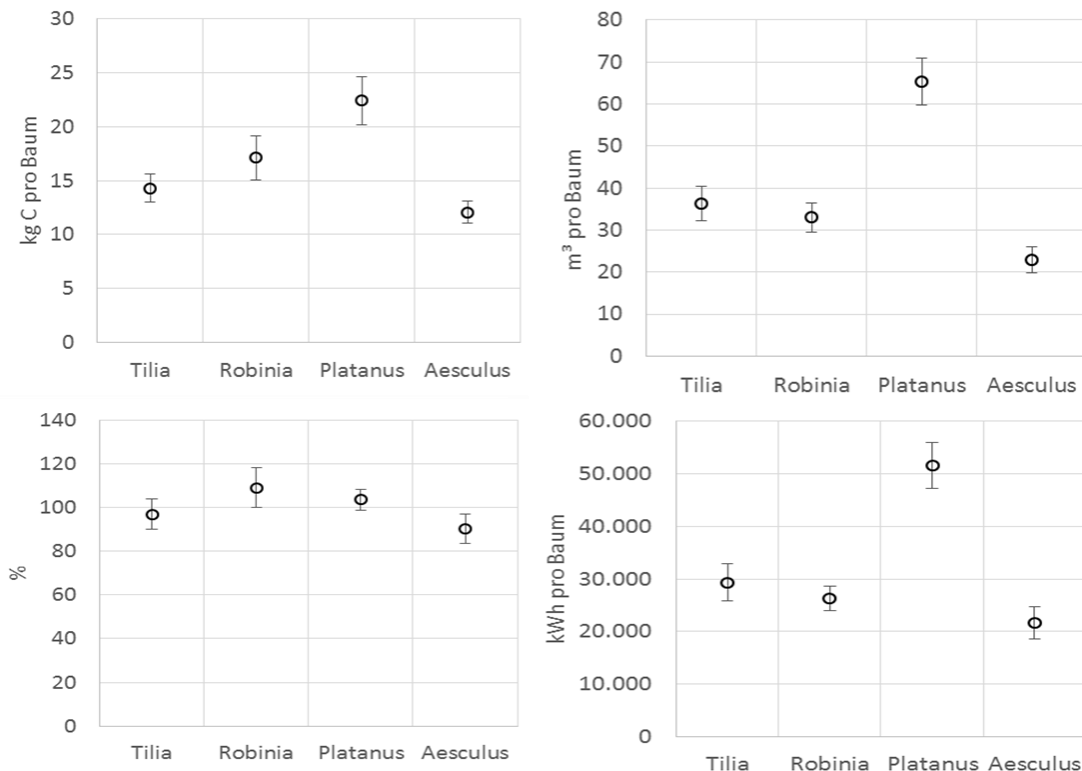


Abb. 35: Jährliche Ökosystemleistungen Kohlenstofffixierung (oben links), Wasserverbrauch (=Transpiration, oben rechts) Abfluss (100% = Mittel der Abflusssumme aller Baumarten einer Stadt, unten links) und Kühlung durch Transpiration (unten rechts) der vier Baumarten im Mittel über alle Altersklassen für bayerischen Städte

Dasselbe Muster ist beim Wasserverbrauch der Bäume, d.h. ihrer Transpirationssumme zu erkennen (Abb. 35, oben rechts): eine sehr hohe Summe von 65.3 m³ Baum⁻¹ bei *P. x acerifolia*, und deutlich geringere Werte bei den anderen Baumarten, die alle unter 36.3 m³ Baum⁻¹ liegen. Da die Abflusssummen sehr stark von den Niederschlägen des Standorts abhängen, wurde für den Vergleich der Abflusswerte der Baumarten der Abfluss auf den Mittelwert des Abflusses am jeweiligen Standort bezogen. Auf diese Weise konnte der Einfluss einer Baumart am Gesamtabfluss abgeschätzt und im Mittel aller Städte dargestellt werden (Abb. 35, unten links). Es zeigt sich, dass im Mittel aller bayerischen Städte der Abfluss unter *R. pseudoacacia* um 9% höher als der Abfluss aller anderen Arten. Während die Abflusssumme unter *P. x acerifolia* um 4% höher ausfällt als im Mittel alle Baumarten, sind die Abflüsse unter *T. cordata* und *A. hippocastanum* um -3% bzw. -10% geringer. Dies bedeutet, dass die Abflusssumme je nach Baumart um bis zu 19% variiert. Die Kühlungsleistung durch Transpiration (Abb. 35, unten rechts) liegt zwischen 51.649 kWh Baum⁻¹ bei *P. x acerifolia* und 21.675 kWh Baum⁻¹

bei *A. hippocastanum*. Alle Unterschiede zwischen den Baumarten sind signifikant ($p < 0.01$) außer für *T. cordata* und *R. pseudoacacia* ($p < 0.1$)

Auch **kleinräumige Standortbedingungen** können das Baumwachstum und die Ökosystemleistungen einer Baumart an einem Standort erheblich beeinflussen. Die Abhängigkeit von der Bodenart, vom Versiegelungsgrad und der Horizonteteinschränkung sind beispielhaft in den Abbildungen 37 bis 42 für 60 Jahre alte Bäume der vier Baumarten dargestellt

Hinsichtlich der Bodenart bestimmt vor allem der pflanzenverfügbare Bodenwassergehalt BWG_{Pfl} das Verhalten der Bäume. Abb. 36 zeigt die Veränderung des mittleren jährlichen Biomassezuwachses der vier Baumarten in Abhängigkeit des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts im Mittel der sechs bayerischen Städte. Die Grafiken (Regressionslinien der Einzelwerte als Polynome 2. Grades) geben die relative Abweichung des Biomassezuwachses auf sandigem Lehm mit einem pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalt von 170 mm bei einem Versiegelungsgrad von 50% für die jeweilige Baumart an.

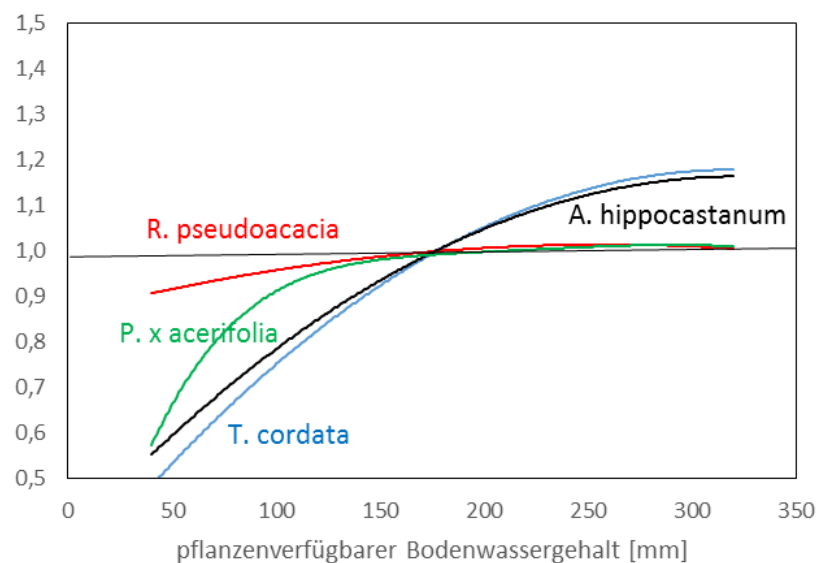


Abb. 36: Veränderung des mittleren jährlichen Biomassezuwachses der vier Baumarten in Abhängigkeit des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts im Mittel der sechs bayerischen Städte; Basis (=1): sandiger Lehm mit $BWG_{Pfl} = 170$ mm

Im Mittel der bayerischen Städte sind bei geringeren BWG_{Pfl} deutliche Baumartenunterschiede beim Biomassezuwachs zu erkennen. Insbesondere Linden und Rosskastanien zeigen starke Rückgänge im Biomassezuwachs bis zu 50 %. Am geringsten wird das Wachstum der Robinie von geringen Bodenwassergehalten beeinflusst. Bei höheren BWG_{Pfl} -Werten zeigen *P. x acerifolia* und *R. pseudoacacia* keine Reaktion, während *A. hippocastanum* und *T. cordata* von höheren Wasserangebot profitieren.

Auch die Kühlleistung durch Transpiration (Abb. 37) wird vom pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalt beeinflusst. Um bis zu 15 % steigt die Kühlleistung von *A. hippocastanum* und *T. cordata* mit zunehmenden BWG_{Pfl} an. Unter geringeren Bodenwassergehalten dagegen reduziert sich die Kühlleistung im Vergleich aller Baumarten bei *P. x acerifolia* am stärksten (20%).

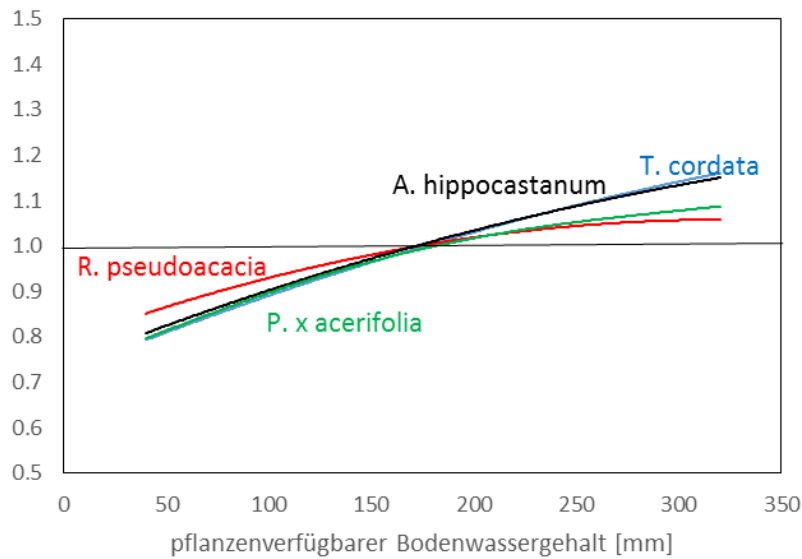


Abb. 37: Veränderung der mittleren jährlichen Kühlleistung durch Transpiration der vier Baumarten in Abhängigkeit des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts im Mittel der sechs bayerischen Städte; Basis (=1): sandiger Lehm mit $BWG_{Pfl} = 170$ mm

Ebenfalls spielt der Versiegelungsgrad im Wassereinzugsgebiet eines Baumes eine große Rolle für das Wachstum und die Ökosystemleistungen einer Baumart (Abb. 38).

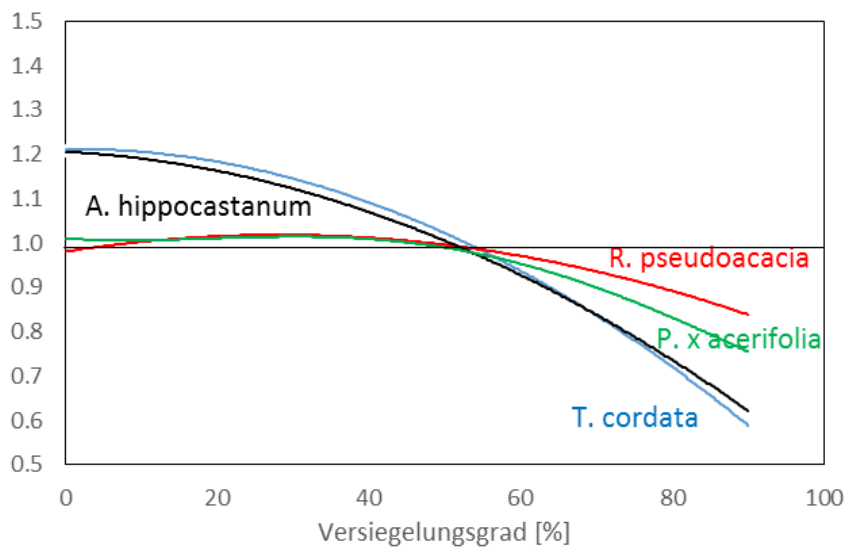


Abb. 38: Veränderung des mittleren jährlichen Biomassezuwachses der vier Baumarten in Abhängigkeit des Versiegelungsgrades im Mittel der sechs bayerischen Städte; Basis (=1): Versiegelung 50%

Auch hier zeigen *A. hippocastanum* und *T. cordata* im Mittel der bayerischen Städte die stärksten Reaktionen von bis zu 20% Mehrzuwachs bei geringer Versiegelung und bis zu 40% Wachstumsreduktion bei hohem Versiegelungsgrad. Der Biomassezuwachs von *R. pseudoacacia* verringert sich merklich erst ab einem Versiegelungsgrad von mehr als 60%. Deutlich wirkt sich eine Veränderung des Versiegelungsgrades auf die Kühlleistung durch Transpiration aus (Abb. 39). Um bis zu 40% (*T. cordata*) erhöht sich die Kühlleistung bei einer geringeren Versiegelung der Umgebung des Baumes. Ein höherer Versiegelungsgrad reduziert dagegen die Kühlleistung um bis 22% bei *A. hippocastanum* bzw. 27% bei *R. pseudoacacia*.

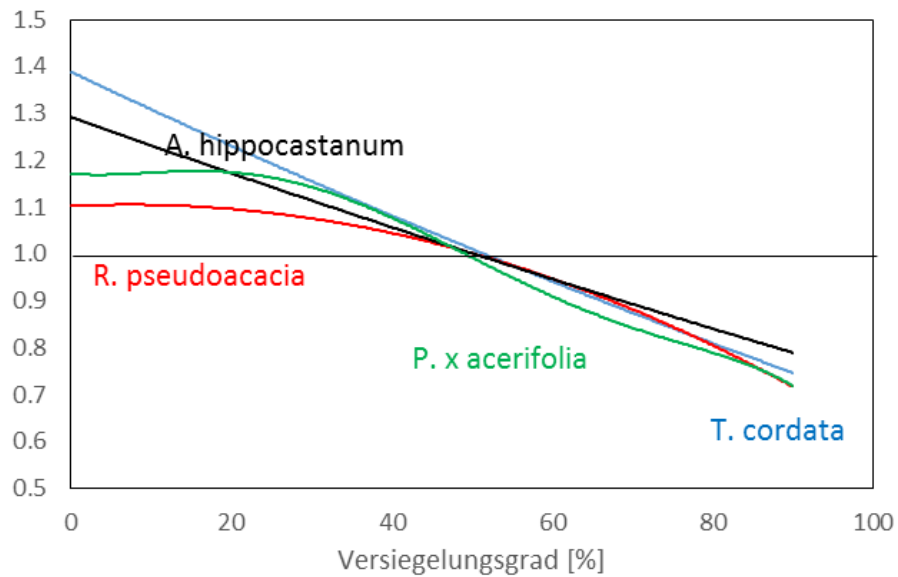


Abb. 39: Veränderung der mittleren jährlichen Kühlungsleistung durch Transpiration der vier Baumarten in Abhängigkeit des Versiegelungsgrades im Mittel der sechs bayerischen Städte; Basis (=1): Versiegelung 50%

Die Strahlung kann kleinräumig durch Gebäude und Objekte in der Umgebung eingeschränkt sein. Ein verändertes Klima kann dagegen höhere Strahlungssummen bringen. Abb. 40 zeigt deshalb den Einfluss veränderter Strahlungssummen auf den Biomassezuwachs von 60 Jahre alten Bäume für die vier Baumarten im Mittel der sechs bayerischen Städte.

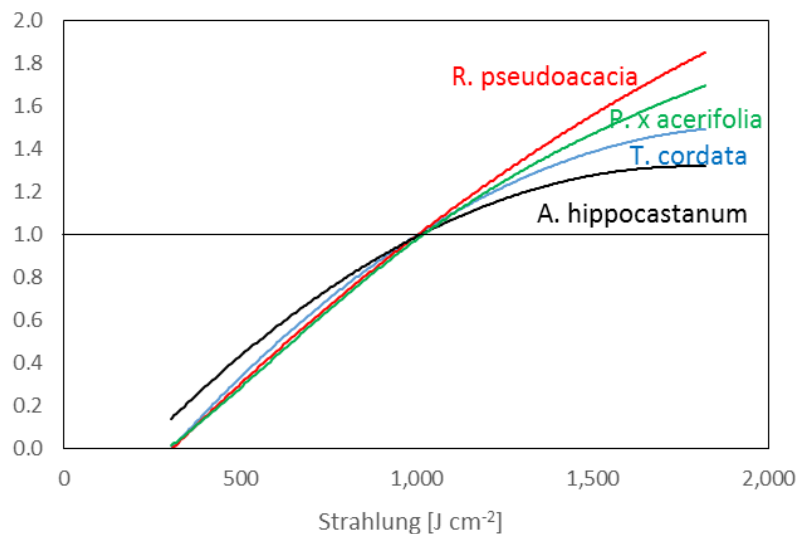


Abb. 40: Veränderung des mittleren jährlichen Biomassezuwachses der vier Baumarten in Abhängigkeit des Strahlungsangebotes im Mittel der sechs bayerischen Städte; Basis (=1): mittlere Strahlungssumme der sechs Städte.

Insbesondere die Lichtbaumart Robinie zeigt bei einer Erhöhung des Strahlungsangebotes eine starke Zunahme des Biomassezuwachses. Über *P. x acerifolia*, *T. cordata* bis zu *A. hippocastanum* nimmt die Biomassezuwacherhöhung bei erhöhter Strahlung ab. Bei Einschränkungen der jährlichen Strahlungssumme reduziert sich der Zuwachs bei allen Baumarten sehr deutlich. Lediglich *A. hippocastanum* zeigt eine etwas schwächere Reaktion auf eine Strahlungsreduktion. Während sich die Kühlleistung durch Transpiration bei einem höherem Strah-

lungsangebot bei allen Baumarten nur geringfügig ändert (Abb. 41), bewirkt ein eingeschränktes Strahlungsangebot insbesondere bei *P. x acerifolia* und *R. pseudoacacia* einen deutlichen Rückgang der Kühlleistung um bis zu 20 %.

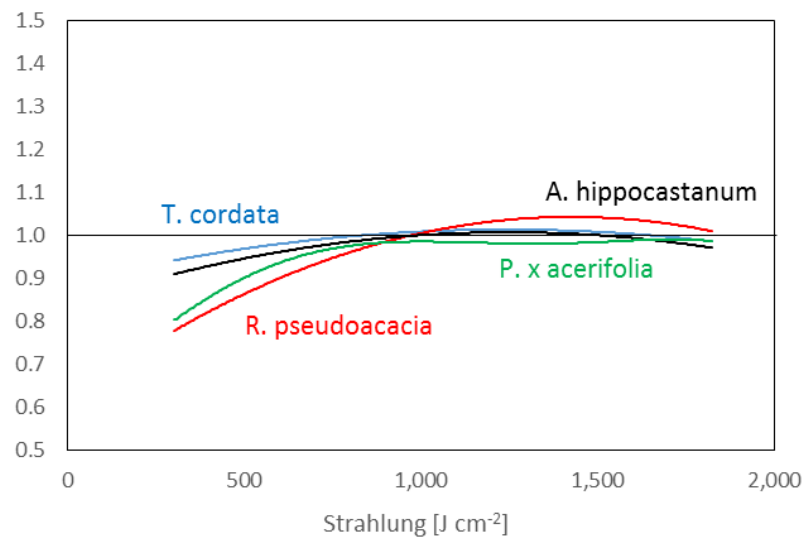


Abb. 41: Veränderung der mittleren jährlichen Kühlleistung durch Transpiration der vier Baumarten in Abhängigkeit des Versiegelungsgrades im Mittel der sechs bayerischen Städte; Basis (=1): mittlere Strahlungssumme der sechs Städte

9.5.2 Klima der nahen Zukunft (2026-2050)

Die für jede Stadt spezifischen Klimaszenarien basieren auf dem regionalen Klimamodell Wett-Reg, in dem alle Klimafaktoren statistisch herunterskaliert werden (Spekat et al., 2007). Für die vorliegende Simulationsstudie für die nahe Zukunft wurden Zeitreihen der Jahre 2026 bis 2050 des Szenarios A1B verwendet (Tab. 14).

city	temperature [°C]		precipitation [mm]	
	average	change	average	change
Würzburg	10.3	0.8	590	-9
Nürnberg	10.3	1.1	645	11
Hof	8.4	0.8	776	60
Bayreuth	9.1	0.8	759	31
München	10.2	0.6	959	-1
Kempten	8.5	1.1	1356	99

Tab. 14: Mittlere jährliche Temperaturen und Niederschlagssummen der sechs bayerischen Städte für das Szenario A1B der nahen Zukunft (2026-2050) und Differenzen gegenüber dem aktuellen Klima (1965-2015)

In der nahen Zukunft, d.h. im Mittel der Jahre 2026 bis 2050 wird sich die Jahresmitteltemperatur zwischen 0,6 °C in München und 1,1 °C in Kempten und Nürnberg erhöhen. Die Veränderungen beim Niederschlag fallen in der Jahressumme mit Werten zwischen -9 mm in Würzburg und +99 mm in Kempten gering aus. Entscheidend ist jedoch die Verteilung des Niederschlags über das Jahr. Hier zeigen sich deutliche Verschiebungen mit deutlich mehr Niederschlägen im Winter und dafür weniger Niederschlägen im Sommer. Im Mittel der sechs Städte erhöht sich die Temperatur um 0,9 °C und die mittlere Jahressumme des Niederschlags erhöht sich um 32 mm, d.h. um 4%. Die Niederschlagsverteilung für das gegebene Klima und unter

den Bedingungen des Szenariums A1B für die nahe Zukunft ist in Abb. 42 dargestellt und zeigt deutliche Unterschiede.

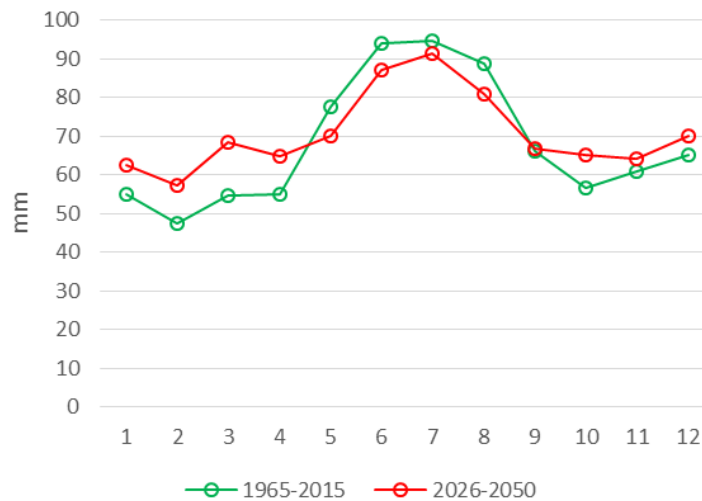


Abb. 42: Mittlere monatliche Niederschlagssummen für das aktuelle Klima (1965-2015) und die nahe Zukunft (2026-2050) des Szenariums A1B im Mittel der sechs bayerischen Städte

Um die Auswirkungen der veränderten Klimabedingungen auf einzelnen Baumarten in bayerischen Städten zu untersuchen, wurden unter den gleichen Bedingungen wie für die Ist-Situation beschrieben (siehe oben) Simulationen durchgeführt, für die lediglich die Klimabedingungen des Modells WettReg als Eingangsdaten dienten. Zudem wurde die CO₂-Konzentration der Atmosphäre entsprechend den Annahmen des IPCC (2014) im Modell CityTree 2.0 von 390 ppm auf 490 ppm erhöht.

Abb. 43 zeigt die prozentualen Veränderungen des mittleren jährlichen Zuwachses an Biomasse für die vier Baumarten in der nahen Zukunft (2026-2050) unter den Bedingungen des Szenariums A1B gegenüber dem aktuellen Klima (1965-2015) im Mittel der sechs bayerischen Städte in Abhängigkeit des Baumalters.

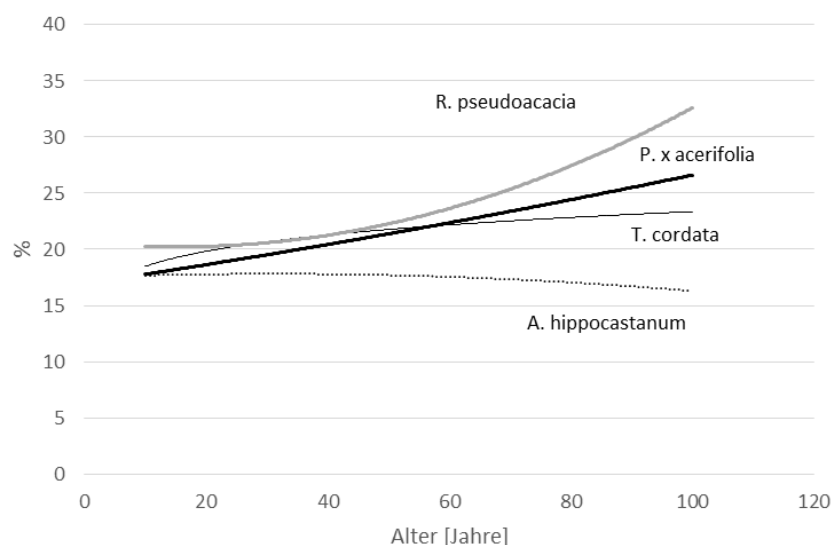


Abb. 43: Veränderung des mittleren jährlichen Biomassezuwachses der vier Baumarten für die nahe Zukunft (2026-2050) unter den Bedingungen des Szenariums A1B gegenüber dem aktuellen Klima (1965-2015) im Mittel der sechs bayerischen Städte

Die als Regressionslinien der Einzelwerte (Polynome 2. Grades) dargestellten Veränderungen unter zukünftigen Klimabedingungen sind sowohl altersabhängig als auch unterschiedlich je nach Baumart. Hervorzuheben ist, dass bei allen Baumarten einer Erhöhung des Zuwachses zu erkennen ist. Dies liegt zum einen an der höheren CO₂-Konzentration der Atmosphäre, zum anderen aber auch an der nur geringfügig veränderten Niederschlagssumme. In der Mehrzahl der Städte bewirkt eine Temperaturerhöhung auch eine Erhöhung des Wachstums. Die Biomasse von *A. hippocastanum* nimmt unter den Bedingungen Klimaszenariums A1B nahezu altersunabhängig zwischen 16% und 18% zu. Die stärkste Altersabhängigkeit zeigt sich bei *R. pseudoacacia*. Während junge Bäume einen Zuwachsanstieg von 20% zeigen, liegt der Wert für alte Bäume (> 90 Jahre) deutlich über 30%. Auch bei *T. cordata* und *P. x acerifolia* erhöht sich das Biomassewachstum in der nahen Zukunft altersabhängig zwischen 18% und 22% bzw. zwischen 18% und 27%.

Es ist klar, dass diese Simulationen nur das Verhalten der Bäume unter mittleren klimatischen Bedingungen angeben. Extremjahre oder trocken-warme Städte können natürlich z.T. gegenteilige Effekte bewirken. Im Tabellenwerk und der Grafiksammlung wird dies bei den Ergebnissen zu den einzelnen Städten auch sichtbar.

Mit dem Wachstum verändern sich auch die Ökosystemleistungen der einzelnen Baumarten (Tab. 15). Die Zunahme Kohlenstofffixierung der einzelnen Baumarten unter den Bedingungen des Szenariums A1B für die nahe Zukunft schwankt zwischen 13% bei *A. hippocastanum* und 17% bei *R. pseudoacacia*. Die Abhängigkeit vom Baumalter ist sehr gering.

Ökosystemleistung	Altersklasse	<i>T. cordata</i>	<i>R. pseudoacacia</i>	<i>A. hippocastanum</i>	<i>P. x acerifolia</i>
C-Fixierung	< 35 Jahre	16	17	16	16
	35-75 Jahre	16	17	14	16
	> 75 Jahre	16	17	13	16
Transpiration	< 35 Jahre	3	6	2	6
	35-75 Jahre	-1	6	-6	6
	> 75 Jahre	-2	6	-4	6
Abfluss	< 35 Jahre	6	3	9	3
	35-75 Jahre	12	3	20	3
	> 75 Jahre	13	3	18	3
Kühlleistung	< 35 Jahre	2	5	1	5
	35-75 Jahre	-2	5	-5	5
	> 75 Jahre	-2	5	-4	5

Tab. 15: Prozentuale Veränderung der Ökosystemleistungen der vier Baumarten im Mittel der sechs bayerischen Städte für die nahe Zukunft (2026-2050) unter den Bedingungen des Szenariums A1B gegenüber dem aktuellen Klima (1965-2015)

Bei der Transpiration zeigen *R. pseudoacacia* und *P. x acerifolia* altersübergreifend Zunahmen von 6% während vor allem bei mittelalten und alten Bäumen der Arten *T. cordata* und *A. hippocastanum* um bis zu 6% geringere Transpirationssummen zu erwarten sind.

Dies wirkt sich auf den Abfluss unter den Bäumen aus. Unter *T. cordata* als auch unter *A. hippocastanum* erhöht sich die Abflusssumme im Mittel der bayerischen Städte deutlich um bis 20% (mittelalte Rosskastanien). Bei *R. pseudoacacia* und *P. x acerifolia* hingegen erhöht sich der Abfluss lediglich um 3%, unabhängig vom Baumalter.

Die Kühlleistung der Bäume zeigt ein ähnliches Muster wie die Transpiration. *R. pseudoacacia* und *P. x acerifolia* weisen eine altersunabhängige Erhöhung der Kühlleistung unter Szenarium

A1B um 5% auf. Bei den anderen zwei Baumarten dagegen ist bei mittelalten und alten Bäumen ein Rückgang der Kühlleistung im Mittel der bayerischen Städte zu erwarten, bei kleinen Bäume dagegen ist eine leichte Erhöhung um bis zu 2% zu erkennen.

Je nach Stadt, ihrer Lage und der klimatischen Gegebenheiten sowie je nach kleinräumigen Bedingungen können sich das Wachstum und die Ökosystemleistungen einer Baumart in der nahen Zukunft (2026-2050) unter den Bedingungen des Szenariums A1B verschieben. Im Tabellenwerk und der Grafiksammlung sowie im Leitfaden ist dies aufgezeigt.

9.6. Ableitung praxisnaher Hinweise (Tabellenwerk und Grafiksammlung)

Der vorgelegte Bericht beschreibt das im Rahmen der Projekte CityTree 1 und 2 neu entwickelte Wachstumsmodell für Stadtbäume CityTree 2.0 im Detail. Zudem wurden neben Validierungsergebnissen und einer Sensitivitätsstudie Resultate von umfangreichen Simulationen aufgezeigt. Um sie für Praktiker und Stadtplaner verfügbar zu machen, wurde ein Tabellenwerk und eine Grafiksammlung sowie ein Leitfaden entworfen, der in Übersichten das Wachstum und die Ökosystemleistungen Kohlenstoffspeicherung, Abkühlungs- und Beschattungswirkung sowie Wasserverbrauch und Abflussreduktion von sechs bayerischen Städte für das gegebene Klima und unter den Bedingungen eines veränderten Klimas der nahen Zukunft (2026-2050) darstellt.

Die Simulationen und Auswertungen wurden altersabhängig für die Baumarten Winterlinde (*Tilia cordata*), Scheinakazie (*Robinia pseudoacacia*), Platane (*Platanus x acerifolia*) und Rosskastanie (*Aesculus hippocastanum*) durchgeführt. Kleinräumige Einflüsse wie Versiegelungsgrad, Bodenart oder Abschattung wurden grafisch dargestellt. So kann ein Planer baumartenspezifisch das Wachstum und die Ökosystemleistungen eines Baumes an einem Standort schnell und einfach bestimmen. Neben spezifischen Werten für die sechs Städte sind alle Wachstumswerte und Ökosystemleistungen der Baumarten auch im Mittel der bayerischen Städte angegeben. Da auch die Veränderungen unter künftigen Klimaverhältnissen tabellarisch und grafisch aufbereitet sind, gibt der Leitfaden wichtige praxisrelevante Hinweise für eine zukünftige nachhaltige Stadtplanung.

10. Ausblick

Der Bericht zeigt, dass das Wachstum von Stadtbaumarten nach intensiver Messung mittels eines klimasensitiven Wachstumsmodells nachvollzogen werden kann. Auch deren Ökosystemleistungen wie Beschattung, Transpiration, Kohlenstofffixierung, Kühlung durch Verdunstung und Abflussreduktion kann standortsabhängig bestimmt werden. Bis jetzt wurden vier häufig in Städten anzutreffende Baumarten (Limmer, 2018; Pauleit, 1988), aufgenommen und im Modell CityTree 2.0 parametrisiert. Jedoch sollten weitere Baumarten wie *Acer ssp.*, *Fraxinus excelsior*, *Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica* und *Quercus robur* vermessen und parametrisiert werden, da – wie gezeigt - die Baumart und ihr Alter einen sehr großen Einfluss auf die Ökosystemleistungen besitzt. Wünschenswert wäre es, wenn das Modell auf die häufigsten Baumarten erweitert werden könnte, so dass ein Großteil des Baumartenspektrums bayerischer Städte abdeckt ist. Nach Pauleit (1988) bzw. Limmer (2018) könnte mit ca. 10 Baumarten mehr als 60% aller Arten in Städten wie München oder Würzburg abgedeckt werden. Ne-

ben *Tilia*, *Platanus*, *Aesculus* und *Robinia* sind Ahorn (*Acer*), Eichen (*Quercus*), Birken (*Betulus*), Hainbuchen (*Carpinus*), Eschen (*Fraxinus*), Ulmen (*Ulmus*) häufig in Städten anzutreffende Baumgattungen (GALK e. V., 2018; Roloff, 2013).

Wachstumsmodelle wie z.B. das umweltsensitive CityTree-Modell stellen immer eine Annäherung an das reale Wachstum und an die realen Ökosystemleistungen dar. Daher müssen diese Modelle immer wieder, vor allem aber nach Erweiterungen und Veränderungen im Modellaufbau validiert werden. Zusätzliche Validierungen mit Messwerten von weiteren Standorten, für weitere Baumarten und für kleinräumige Einflüsse erhöhen die Aussagekraft des Modells.

Auch das Modell CityTree 2.0 sollte noch weiter entwickelt werden. Wichtige Schritte wären eine detaillierte Betrachtung des Einflusses des Bodens, d.h. inwieweit nimmt der verfügbare Wurzelraum, die Bodenzusammensetzung oder das Nährstoffangebot Einfluss auf das Baumwachstum. Ferner sollte die Allokation des Kohlenstoffs in die Wurzeln näher betrachtet und dann baumartenspezifisch in das Modell eingebaut werden. Die Wurzeluntersuchung an Stadtbaumarten von Chi Zhang und Laura Stratopoulos (beide Doktoranden an der TU München) stellen hierfür eine gute Grundlage dar.

Auch eine nähere Untersuchung der Baumdimensionen verschiedener Baumarten mittels terrestrischen Laserscanner würde helfen, die Stammbiomassen und den Astanteil von Bäumen genauer zu quantifizieren. Erste Ergebnisse wurden für die Baumarten *T. cordata* und *R. pseudoacacia* bereits in das Modell CityTree 2.0 integriert.

Für ein nachhaltiges Grünraummanagement ist die Betrachtung auf Einzelbaumebene jedoch nicht ausreichend. Eine exakte und umfangreiche Darstellung des Wachstums und der Leistungen des Baumbestandes ist für ganze Straßenzüge bzw. Stadtteile und letztendlich für die gesamte Stadt erforderlich. Erste Ansätze hierzu, d.h. ein Hochskalieren vom Einzelbaum auf einen Platz sollen im beantragten StMUV-Projekt durchgeführt werden.

Den Einfluss der Qualität und der Quantität der grünen Infrastruktur eines Platzes, das vom Modell CityTree geliefert wird, auf das Mikroklima des Standortes kann mit einem Modell wie ENVImet simuliert werden, das das Klein- und Mikroklima eines Platzes in hoher zeitlicher Auflösung beschreibt. Eine Kopplung dieser zwei Modelle könnte so Simulationen des Einflusses von Bäumen auf das Stadtklima und die Wirkung des spezifischen Standortklimas auf das Baumwachstum liefern.

Sehr wichtig sind zudem Untersuchungen zum Verhalten der Baumarten unter Extremereignissen, d.h. zum Beispiel von Simulationen des Wachstums und der Ökosystemleistungen für Trockenjahre in Abhängigkeit von Baumart, Baumalter und kleinräumiger Umgebung.

Die Klima- und Umweltsensitivität des Modells CityTree ermöglicht ferner, das Wachstum und die Ökosystemleistungen einzelner Baumarten unter veränderten Klimaverhältnissen zu betrachten. In Zukunft kann so auch die neue Generation von Klimaszenarien (RCP2.5, RCP4.5 und RCP6.0 - Moss et al. (2010)), die regionspezifisch für die einzelnen Städte berechnet worden sind, in die Simulationen mit einbezogen werden.

11. Fachliche Ergebnisse des Projekts

Wissenschaftliche Artikel

- Moser, A., Rötzer, T., Pauleit, S., Pretzsch, H. (2018).** Stadtbäume: Wachstum, Funktionen und Leistungen - Risiken und Forschungsperspektiven. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung AFJZ. 188. Jahrgang 2017, Heft 5/6, 94-111. doi 10.23765/afjz0002006.
- Duthweiler, S., Pauleit, S., Rötzer, T., Moser, A., Rahman, M., Stratopoulos L., Zölch, T. (2017).** Studien zur Trockenheitsverträglichkeit von Stadtbäumen. Jahrbuch der Baumpflege 21:137-154 ISBN: 978-3-87815-253-8.
- Rötzer, T., Rahman, M.A., Moser-Reischl, A., Pauleit, S., Pretzsch, H. (2019).** Process based simulation of tree growth and ecosystem services of urban trees under present and future climate conditions. Science of the Total Environment 676: 651-664
- Rahman, M. A., Moser, A., Rötzer, T., & Pauleit, S. (2017).** Microclimatic differences and their influence on evapotranspirational cooling of *Tilia cordata* in two contrasting street canyons in Munich, Germany. In: Agricultural and Forest Meteorology 232, pp. 443–456. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.10.006>
- Rahman, M. A., Moser, A., Rötzer, T., & Pauleit, S. (2017).** Within canopy temperature differences and cooling ability of *Tilia cordata* trees grown in urban conditions. In: Building and Environment 114:118-128. doi: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.12.013>
- Pretzsch, H., Biber, P., Uhl, E., Dahlhausen, J., Schütze, G., Perkins, D., Rötzer, T., Caldentey, J., Koike, T., van Con, T., Chavanne, A., du Toit, B., Foster, K. & Lefer, B. (2017).** Climate change accelerates growth of urban trees in metropolises worldwide. Scientific Reports 7: 15403; doi: 10.1038/s41598-017-14831-w
- Moser, A. (2016).** Structure and Growth of Urban Trees and Their Impacts on the Environment – From Assessment to Model. (Dissertation). Technische Universität München, Deutschland
- Moser, A., Rötzer, T., & Pretzsch, H. (2016).** The urban environment can modify drought stress of small-leaved lime (*Tilia cordata* Mill.) and black locust (*Robinia pseudoacacia* L.). Forests 7, p. 71. doi:10.3390/f7030071
- Moser, A., Rahman, M. A., Pauleit, S., Pretzsch, H., & Rötzer, T. (2016).** Inter- and intra-annual growth patterns of urban small-leaved lime (*Tilia cordata* Mill.) at two public squares with contrasting microclimatic conditions. In: International Journal of Biometeorology. doi: <https://doi.org/10.1007/s00484-016-1290-0>
- Moser, A., Rötzer, T., Pauleit, S., & Pretzsch, H. (2015).** Structure and ecosystem services of small-leaved lime (*Tilia cordata* Mill.) and black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in urban environments. Urban Forestry & Urban Greening, 14(4), pp. 1110-1121. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.10.005>

Tagungs-und Seminarbeiträge

- Moser-Reischl, A., Rahman, M. A., Pretzsch, H., Pauleit, S., Rötzer, T. (2018).** Auswirkungen des Standortklimas auf das Wachstum und die Umweltleistungen von Stadtbaumarten in München. Urbane Pflanzen Konferenzen, Wie funktioniert Stadtgrün? Selbstregulierende Ökosystemleistungen grüner Infrastruktur, Julius Kühn Institut, Braunschweig, Deutschland.

-
- Moser, A., Rahman, M. A., Pretzsch, H., Pauleit, S., Rötzer, T. (2017).** Einfluss des Standortsklimas auf den Wachstumsverlauf von Linde und Robinie in München. BIOMET Konferenz. Stralsund, Deutschland.
- Rahman, M. A., Moser, A., Rötzer, T., Pauleit, S. (2017).** Microclimatic thermal benefits through urban greenspaces – influences of species and growth conditions. BIOMET Konferenz. Stralsund, Deutschland.
- Rötzer, T., Pretzsch, H., Moser, A. (2017).** Wachstum und Umweltleistungen von Stadtbäumen unter veränderten Klimaverhältnissen – eine Simulationsstudie für süddeutsche Großstädte. BIOMET Konferenz. Stralsund, Deutschland.
- Zölch, T., Moser, A., Pauleit, S., Pretzsch, H., Rötzer, T. (2017).** Jahreszeitliche Unterschiede im Blattflächenindex von Stadtbäumen als Grundlage zur Bewertung ihrer klimaregulierenden Leistungen. BIOMET Konferenz. Stralsund, Deutschland.
- Rahman, M. A., Moser, A., Rötzer, T. & Pauleit, S. (2017).** How effective are our urban trees in reducing urban heat? Green Infrastructure: Nature based solutions for sustainable and resilient cities: GreenInUrbs COST FP1204 Konferenz. Orvieto, Italien.
- Moser, A., Rahman, M. A., Pretzsch, H., Pauleit, S. & Rötzer, T. (2017).** Effects of planting sites on growth and services of inner-urban small-leaved lime (*Tilia cordata* Mill.). Green Infra-structure: Nature based solutions for sustainable and resilient cities: GreenInUrbs COST FP1204 Konferenz Orvieto, Italien.
- Rötzer, T., Moser, A., Rahman, M. A., Pauleit, S. & Pretzsch, H. (2017).** Wachstum und Ökosystemleistungen von Stadtbäumen im Klimawandel. 8. Agrarwissenschaftliches Symposium. Freising, Deutschland.
- Moser, A., Rötzer, T., Pauleit, S., & Pretzsch, H. (2016).** Risk assessment: How do urban tree species respond to drought? Analyzing tree growth in relation to the surrounding urban environment. Urban Tree Diversity 2 Conference. Melbourne, Australien.
- Moser, A., & Zölch, T. (2016).** Modelling growth and cooling effects of urban trees in Munich, Germany. Workshop "Urban biodiversity versus functional design in cities? - The case of urban trees". Salzburg.

Workshops und Seminare

- Workshop Würzburg: Vortrag „Struktur und Dynamik von Stadtbäumen in Würzburg und München“, Oktober 2014
- Seminarreihe Forstliches Versuchswesen: Vortrag „Stadtbäume im Klimawandel: Wuchsverhalten, Umweltleistungen und Perspektiven“, Dezember 2014
- Workshop i-Tree: Teilnahme an der European i-Tree Conference in Alnarp, Schweden im März 2015
- Seminarreihe Forstliches Versuchswesen: Vortrag „Wachstumsreaktionen von Winterlinde (*Tilia cordata* Mill.) und Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) als Stadtbaum in Bezug auf Klima, Trockenheit und Standort“, November 2015
- Workshop Bayreuth: Vortrag „Stadtbäume im Klimawandel“, Januar 2016
- Workshop Veitshöchheim an der Landesanstalt für Wein- und Gartenbau: Vortrag „Stadtbäume im Klimawandel - Wuchsverhalten, Umweltleistungen und Perspektiven“, März 2016

-
- Seminarreihe Forstliches Versuchswesen: Vortrag „Growth of urban small-leaved lime (*Tilia cordata* Mill.) at two public squares with contrasting microclimatic conditions“, Mai 2016
 - Workshop München in Kooperation mit Vertretern der Universität Hamburg: Vortrag „Wachstumsdynamik von Stadtbäumen und Modellierung ihrer Ökosystemleistungen“, Oktober 2016
 - Workshop Veitshöchheim in Kooperation mit der Landesanstalt für Wein- und Gartenbau: Vortrag „Projekt Stadtbäume im Klimawandel II - Wuchsverhalten, Umweltleistungen und Perspektiven“, Dezember 2016
 - Workshop Garmisch-Partenkirchen (KIT): Vortrag „Growth and structure of urban trees and modelling of ecosystem services“, März 2017
 - Workshop München in Kooperation mit dem Zentrum Stadtnatur und Klimaanpassung ZSK: Vortrag „Projekt Stadtbäume im Klimawandel II - Wuchsverhalten, Umweltleistungen und Perspektiven“, Mai 2017
 - Seminarreihe Forstliches Versuchswesen: Vortrag „Wachstumsstrategien und Klimawechselwirkungen zweier gegensätzlicher Stadtbaumarten in München“, Mai 2017

Vorlesung „Urban Forestry“

Zum Wintersemester 2016/17 wurde unter der Leitung von Thomas Rötzer, Hans Pretzsch und Stephan Pauleit eine Vorlesung Urban Forestry für Masterstudenten verschiedener Studienrichtungen eingerichtet. Die Vorlesung vermittelt den Studierenden die Grundlagen und Hintergründe der Stadtbaumforschung, aktuelle Forschung und umfasst auch eine Feldstudie für die teilnehmenden Studierenden zur Anwendung der gelernten Methoden.

Masterarbeiten und Bachelorarbeiten

2019 abgeschlossen wurde die Masterarbeit von **Michael Frenzel** zum Thema „Erfassung von Struktureigenschaften und Biodiversität von urbanen Grünflächen der Stadt München am Beispiel zweier Plätze im Stadtteil Riem“. 2017 wurden im Rahmen des Projekts „Stadtbäume im Klimawandel“ drei Bachelor- und Masterarbeiten durchgeführt. Diese beschäftigen sich mit der Auswertung bereits gewonnener Daten (**Bachelorarbeit Dorina Weingart** zu den Laserscannerdaten in München, Titel: „Kronenmerkmale von Linde und Robinie im urbanen Raum“, Bachelorarbeit **Constantin von Thielmann**, Titel: „GIS- und R-gestützte Untersuchung des Einflusses von Bebauung auf das Wachstum von Stadtbäumen“) oder führen eigene Datenerhebungen durch (Masterarbeit **Robert Geiser**, Titel: „Wachstum und Ökosystemdienstleistungen der Versuchsbäume des Projektes „Stadtgrün 2021“ im Vergleich mit heimischen Stadtbaumarten in Hof, Kempten und Würzburg“). Weitere, bereits abgeschlossene Masterarbeiten seit Projektbeginn im Januar 2016 sind die Masterarbeiten von **Julia Mack** (“Field measurements of the cooling effect of *Tilia cordata* and *Robinia pseudoacacia* in Bayreuth, Germany using low-cost-devices“), **Cathrin Cailliau** (“Bayreuth's Next Top Tree - Comparing Four Common City Tree Species under Climate Change“) und **Maria Camila Vargas Quiroz** (“Urban tree growth and ecosystem services of lime and locust under present and future climate conditions. Simulation study for six major cities in Southern Germany“).

12. Glossar

Bezeichnung	Erklärung
Albedo	Anteil der reflektierten kurzwelligigen Zustrahlung
Allometrie	Beziehungen zwischen Größe, Form, Anatomie und Physiologie
Blattflächenindex	Blattfläche pro Bodenoberfläche m^2/m^2
Brusthöhendurchmesser	Stammdurchmesser gemessen auf Brusthöhe (1,3 m)
Dendrochronologie	Jahresringdatierung an Bäumen zur Messung des jährlichen Stammzuwachses
Evapotranspiration	Summe aus Transpiration und Evaporation
Evaporation	Verdunstung von Wasser von unbewachsenen Oberflächen oder Wasserflächen
Feldkapazität	Wassermenge, die ein Boden gegen die Schwerkraft halten kann
Freiraumtyp	Nicht durch Gebäude bebaute Flächen, z. B. Park, Platz, Straße
Hemisphärische Bilder	Mit einem Fisheye-Objektiv erzeugte Bilder
Hysterese	Verhalten eines Systems, bei dem der Ausgangsparameter nicht allein von den veränderlichen Eingangsparametern abhängt; auch der vorherige Zustand der Ausgangsparameter ist entscheidend
Interzeption	Zurückhalten von Niederschlägen auf der Oberfläche von Pflanzen (Blätter, Äste, etc.)
Inventurdesign	Inventur auf Stichprobenbasis
Ökosystemleistungen	Vorteile bzw. Nutzen eines Ökosystems für den Menschen
Openness	Prozent der Offenheit eines bebauten oder unbebauten Standorts
permanenter Welkepunkt	Austrocknungsgrad des Bodens, unter dem es zur irreversiblen Welke der Pflanze kommt
pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalt	Bodenwassergehalt, der von den Pflanzen aufgenommen werden kann
potentielle Evapotranspiration	die unter meteorologischen Gegebenheiten mögliche Verdunstung einer Oberfläche, unabhängig von der zur Verfügung stehenden Wassermenge
Psychometerkonstante	Konstante zum Zusammenhang Temperatur und aktueller Dampfdruck
Rubisco limitierte Rate der Photosynthese	das Enzym Ribulose-1,5-bisphosphat-carboxylase/-oxygenase (RuBisCO) ist in den Chloroplasten und reguliert die Photosynthese
Schlankheitsgrad	Schlankheitsgrad, auch h/d-Wert (Höhe/Durchmesser) genannt, beschreibt die Stabilität eines Baumes
Sky View Factor	Verhältnis zwischen der Strahlung auf einer ebenen Fläche und der gesamten hemisphärischen strahlenden Umgebung, berechnet als Anteil sichtbaren Himmels vom Boden aus betrachtet, äquivalent zur Openness verwendbar
Strukturdimensionen	Baumparameter wie Höhe, Durchmesser, Kronengröße
tatsächliche Evapotranspiration	Verdunstung einer Oberfläche basierend auf den meteorologischen Bedingungen in Abhängigkeit der Wasserversorgung
Turnover	Umsatz an Biomasse
Transpiration	Verdunstung von Wasser durch Organismen
Vertex Forestor	Messgerät zur Ermittlung von Gesamthöhe und Kronenansatz von Bäumen

13. Literaturverzeichnis

- Aertsen, W., Janssen, E., Kint, V., Bontemps, J.D., Van Orshoven, J., Muys, B., 2014. Long-term growth changes of common beech (*Fagus sylvatica* L.) are less pronounced on highly productive sites. *Forest Ecology and Management* 312, 252-259.
- Aguaron, E., McPherson, E.G., 2012. Comparison of methods for estimating carbon dioxide storage by Sacramento's urban forest, in: Lal, R., Augustin, B. (Eds.), *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems*. Springer, New York, pp. 43–71.
- Akbari, H., Pomerantz, M., Taha, H., 2001. Cool surfaces and shade trees to reduce energy use and improve air quality in urban areas. *Sol Energy* 70, 295-310. doi:10.1016/S0038-092X(00)00089-X
- Annighöfer, P., Mölder, I., Zerbe, S., Kawalec, H., Terwei, A., Ammer, C., 2012. Biomass functions for the two alien tree species *Prunus serotina* Ehrh. and *Robinia pseudoacacia* L. in floodplain forests of Northern Italy. *Eur J For Res* 131, 1619-1635. doi:10.1007/s10342-012-0629-2
- Armson, D., Stringer, P., Ennos, A.R., 2013. The effect of street trees and amenity grass on urban surface water runoff in Manchester, UK. *Urban For Urban Greening* 12, 282–286.
- Astrup, R., Ducey, M.J., Granhus, A., Ritter, T., Lüpke, N.v., 2014. Approaches for estimating stand-level volume using terrestrial laser scanning in a single-scan mode. *Can J For Res* 44, 666-676.
- BABR, 2004. Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung: 2. Nationaler Städtebaukongress, Stadtentwicklung in Deutschland, Tagungsmappe, Berlin, p. 12 Seiten.
- Bartens, J., Day, S.D., Harris, J.R., Dove, E.E., Wynn, T.M., 2008. Can Urban Tree Roots Improve Infiltration through Compacted Subsoils for Stormwater Management? *J Environ Qual* 37, 2048-2057. doi:10.2134/jeq2008.0117
- Beatty, R.A., Heckman, C.T., 1981. Survey of urban tree programs in the United States. *Urban Ecol* 5, 81-102.
- Blair, R.B., 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecol Appl* 6, 506-519.
- Boukili, V.K., Bebbler, D.P., Mortimer, T., Venicx, G., Lefcourt, D., Chandler, M., Eisenberg, C., 2017. Assessing the performance of urban forest carbon sequestration models using direct measurements of tree growth. *Urban For Urban Greening* 24, 212-221.
- 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* 5, 330-337.
- Cairns, M.A., Brown, S., Helmer, E.H., Baumgardner, G.A., 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111, 1-11.
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M.S., Delitti, W.B.C., Duque, A., Eidt, D.C., Fearnside, P.M., Goodman, R.C., Henry, M., Martínez-Yrizar, A., Mugasha, W.A., Muller-Landau, H.C., Mencuccini, M., Nelson, B.W., Ngomanda, A., Nogueira, E.M., Ortiz-Malavassi, E., Pélissier, R., Ploton, P., Ryan, C.M., Saldarriaga, J.G., Vieilledent, G., 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Glob Chang Biol* 20, 3177-3190.
- Chmielewski, F.M., Rötzer, T., 2001. Response of tree phenology to climate change across Europe. *Agric For Meteorol* 108, 101-112.
- Churkina, G., Zaehle, S., Hughes, J., Viovy, N., Chen, Y., Jung, M., Heumann, B.W., Ramankutty, N., Heimann, M., Jones, C., 2010. Interactions between nitrogen deposition, land cover conversion, and climate change determine the contemporary carbon balance of Europe. *Biogeosciences* 7, 2749-2764.
- Čihák, T., Hlásny, T., Stolariková, R., Vejpusťková, M., Marušák, R., 2014. Functions for the aboveground woody biomass in Small-leaved lime (*Tilia cordata* Mill.). *Forestry Journal* 60, 150. doi:10.2478/forj-2014-0016
- Collier, C.G., 2006. The impact of urban areas on weather. *Q J R Meteorol Soc* 132, 1-25.
- Dahlhausen, J., Rötzer, T., Biber, P., Uhl, E., Pretzsch, H., 2018. Urban climate modifies tree growth in Berlin. *Int J Biometeor* 62, 795-808.
- David, A.A., Boura, A., Lata, J.C., Rankovic, A., Kraepiel, Y., Charlot, C., Barot, S., Abbadie, L., Ngao, J., 2018. Street trees in Paris are sensitive to spring and autumn precipitation and recent climate changes. *Urban Ecosyst* 21, 133-145.
- Day, S.D., Bassuk, N.L., van Es, H., 1995. Effects of four compaction remediation methods for landscape trees on soil aeration, mechanical impedance and tree establishment. *J Arboric* 22, 144-150.
- Dimoudi, A., Nikolopoulou, M., 2003. Vegetation in the urban environment: microclimatic analysis and benefits. *Energy Build* 35, 69-76. doi:10.1016/S0378-7788(02)00081-6
- Doneus, M., 2013a. Die Hinterlassene Landschaft—Prospektion und Interpretation in der Landschaftsarchäologie. Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Vienna, Austria

- Doneus, M., 2013b. Openness as Visualization Technique for Interpretative Mapping of Airborne Lidar Derived Digital Terrain Models. *Remote Sens* 5, 6427-6442.
- DVWK, 1996. Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft. Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser, Bonn
- DWD, 2015. Deutscher Wetterdienst.
- Dwyer, J.F., 2009. *How old is that tree?*, Oxford, UK
- Ennos, A.R., Armson, D., Rahman, M.A., 2014. Trees, people and the built environment II, TPBEII Proceedings: A Milestone for Research on Urban Trees and Green Infrastructure.
- Fang, J., Kato, T., Guo, Z., Yang, Y., Hu, H., Shen, H., Zhao, X., Kisimoto-Mo, A.W., Tang, Y., Houghton, R.A., 2014. Evidence for environmentally enhanced forest growth. *PNAS* 111, 9527-9532. doi:10.1073/pnas.1402333111
- Foraster, M., Deltell, A., Basagaña, X., Medina-Ramón, M., Aguilera, I., Bouso, L., Grau, M., Phuleria, H.C., Rivera, M., Slama, R., Sunyer, J., Targa, J., Künzli, N., 2011. Local determinants of road traffic noise levels versus determinants of air pollution levels in a Mediterranean city. *Environmental Research* 111, 177-183.
- Gaida, W., Grothe, H., 2000. *Gehölze - Handbuch für Planung und Ausführung*. Patzer, Berlin/Hannover
- GALK e. V., 2018. *GALK Straßenbaumliste*. Deutsche Gartenamtsleiterkonferenz.
- Gill, S., Handley, J., Ennos, R., Pauleit, S., 2007. Adapting cities for climate change: the role of the green infrastructure. *Build Environ* 33, 115-133.
- Gong, P., Liang, S., Carlton, E.J., Jiang, Q., Wu, J., Wang, L., Remais, J.V., 2012. Urbanisation and health in China. *Lancet* 379, 843-852.
- Grabosky, J., Bassuk, N.L., 1995. A new urban tree soil to safely increase rooting volumes under sidewalks. *J Arboric* 21, 187-201.
- Gschwantner, T., Schadauer, K., 2006. Branch biomass functions for broadleaved tree species in Austria. *Austrian J For Sci* 123, 17-34.
- Hansen, R., Pauleit, S., 2014. From multifunctionality to multiple ecosystem services? A conceptual framework for multifunctionality in green infrastructure planning for urban areas. *AMBIO* 43, 516-529.
- Hasenauer, H., Monserud, R.A., 1996. A crown ratio model for Austrian forests. *For Ecol Manage* 84, 49-60.
- Haxeltine, A., Prentice, I.C., 1996. A general model for the light-use efficiency of primary production. *Funct Ecol* 10, 551-561.
- Hemery, G.E., Savill, P.S., Pryor, S.N., 2005. Applications of the crown diameter-stem diameter relationship for different species of broadleaved trees. *For Ecol Manage* 215, 285-294.
- IPCC, 2003. *The Intergovernmental Panel on Climate Change. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry*. Institute for Global Environmental Strategies for the IPCC. Kanagawa.
- IPCC, 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. IPCC Working Group I Contribution to AR5.
- IPCC, 2014. *Synthesis Report, International Panel on Climate Change*. Cambridge Univ Press.
- IPCC, 2018. *Sonderbericht SR1.5 IPCC: 1,5 °C globale Erwärmung*.
- Kauppi, P.E., Posch, M., Pirinen, P., 2014. Large impacts of climate warming on growth of boreal forest since 1960. *PLoS One* 10. doi:10.1371/journal.pone.0111340. eCollection 2014.
- Kokalj, Ž., Zakšek, K., Oštir, K., 2011. Application of sky-view factor for the visualisation of historic landscape features in lidar-derived relief models. *Antiquity* 85, 263–273.
- Krüssmann, G., 1970. *Taschenbuch der Gehölzverwendung*. Parey, Berlin/Hamburg
- Kuttler, W., 2004. Stadtklima, Teil 1: Grundzüge und Ursachen. *Umweltwissenschaften und Schadstoffforschung. Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie* 16, 187–199.
- Landsberg, H.E., 1981. *The urban climate*. Academic Press, New York, London
- Limmer, T., 2018. *Stadtbäume in Würzburg: Wie die Öffentlichkeit durch Informationsvisualisierungen sensibilisiert werden kann*. HAW München, TU München, München.
- Lindley, S.J., Gill, S.E., Cavan, G., Yeshitela, K., Nebebe, A., Woldegerima, T., Kibassa, D., Shemdoe, R., Renner, F., Buchta, K., Abo-El-Wafa, H., Printz, A., Sall, F., Coly, A., Ndour, N.M., Feumba, R.A., Zogning, M.O.M., Tonyé, E., Ouédraogo, Y., Bani Samari, S., Sankara, B.T., 2015. Green Infrastructure for Climate Adaptation in African Cities, in: Pauleit, S., Coly, A., Fohlmeister, S., Gasparini, P., Jørgensen, G., Kabisch, S., Kombe, W.J., Lindley, S., Simonis, I., Yeshitela, K. (Eds.), *Urban Vulnerability and Climate Change in Africa: A Multidisciplinary Approach*. Springer, Dordrecht, pp. 107-152.
- Litvak, E., McCarthy, H.R., Pataki, D.E., 2017. A method for estimating transpiration of irrigated urban trees in California. *Landsc Urban Plan* 158, 48-61.

-
- Lukaszkiwicz, J., Kosmala, M., 2008. Determining the Age of Streetside Trees with Diameter at Breast Height-based Multifactorial Model. *Arboric Urban For* 34, 137-143.
- Mack, J., 2016. Field measurements of the cooling effect of *Tilia cordata* and *Robinia pseudoacacia* in Bayreuth, Germany using low-cost-devices, Technische Universität München, Universität Bayreuth.
- Matzarakis, A., Rutz, F., Mayer, H., 2007. Modelling radiation fluxes in simple and complex environments—application of the RayMan model. *Int J Biometeorol* 51, 323–334.
- McPherson, E.G., 1998. Atmospheric carbon dioxide reduction by Sacramento's urban forest. *J Arboric* 24, 215-223.
- McPherson, E.G., Berry, A.M., van Doorn, N.S., 2018. Performance testing to identify climate-ready trees. *Urban For Urban Greening* 29, 28-39.
- McPherson, E.G., Nowak, D.J., Heisler, G., Grimmond, S., Souch, C., Grant, R., Rowntree, R.A., 1997. Quantifying urban forest structure, function, and value: the Chicago Urban Forest Climate Project. *Urban Ecosyst* 1, 49-61.
- McPherson, E.G., Peper, P.J., 2012. Urban tree growth modeling. *Arboric Urban For* 38, 172-180.
- McPherson, E.G., van Doorn, N.S., Peper, P.J., 2016. Urban tree database and allometric equations. Albany, CA: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, p. 86.
- Mejia, A.I., Moglen, G.E., 2010. Impact of the spatial distribution of imperviousness on the hydrologic response of an urbanizing basin. *Hydrological Processes* 24, 3359–3373.
- Melles, S., Glenn, S., Martin, K., 2003. Urban Bird Diversity and Landscape Complexity: Species–Environment Associations Along a Multiscale Habitat Gradient. *Ecol Soc* 7, 5.
- Merganič, J., Merganičová, K., Konôpka, B., Kučera, M., 2017. Country and regional carbon stock in forest cover—estimates based on the first cycle of the Czech National Forest Inventory data (2001–2004). *Central European Forestry Journal* 63, 113-125.
- Miller, J.B., 1967. A formula for average foliage density. *Aust J Bot* 15, 141-144.
- Morgenroth, J., Buchan, G.D., 2009. Soil moisture and aeration beneath pervious and impervious pavements. *Arboric Urban For* 35, 135–141.
- Moser, A., Rahman, M.A., Pretzsch, H., Pauleit, S., Rötzer, T., 2016. Inter- and intraannual growth patterns of urban small-leaved lime (*Tilia cordata* mill.) at two public squares with contrasting microclimatic conditions. *Int J Biometeorol* 61, 1095-1107. doi:10.1007/s00484-016-1290-0
- Moser, A., Rötzer, T., Pauleit, S., Pretzsch, H., 2015. Structure and ecosystem services of small-leaved lime (*Tilia cordata* Mill.) and black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in urban environments. *Urban Forestry & Urban Greening* 14, 1110-1121.
- Moser, A., Rötzer, T., Pauleit, S., Pretzsch, H., 2018a. Stadtbäume: Wachstum, Funktionen und Leistungen - Risiken und Forschungsperspektiven. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 188, 94-111.
- Moser, A., Uhl, E., Rötzer, T., Biber, P., Caldentey, J.M., Pretzsch, H., 2018b. Effects of climate trends and drought events on urban tree growth in Santiago de Chile. *Cien. Inv. Agr.* 45, 35-50.
- Moss, R.H., Edmonds, J.A., Hibbard, K.A., Manning, M.R., Rose, S.K., Van Vuuren, D.P., Carter, T.R., Emori, S., Kainuma, M., Kram, T., Meehl, G.A., Mitchell, J.F.B., Nakicenovic, N., Riahi, K., Smith, S.J., Stouffer, R.J., Thomson, A.M., Weyant, J.P., Wilbanks, T.J., 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463, 747-756.
- Niklas, K.J., 1994. Plant Allometry. The scaling of form and process. University of Chicago Press
- Nitschke, C.R., Nichols, S., Allen, K., Dobbs, C., Livesley, S.J., Baker, P.J., Lynch, Y., 2017. The influence of climate and drought on urban tree growth in southeast Australia and the implications for future growth under climate change. *Landsc Urban Plan* 167, 275-287.
- Nowak, D.J., Crane, D.E., 2002. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environ Pollut* 116, 381-389. doi:10.1016/S0269-7491(01)00214-7
- Oke, T., 1982. The energetic basis of the urban heat island. *Q J R Meteorol Soc* 108, 1–24.
- Oßenbrügge, J., Bechtel, B., 2010. Klimawandel und Stadt: Der Faktor Klima als Determinante der Stadtentwicklung. *Hamburger Symposium Geographie Band 2*.
- Pace, R., Biber, P., Pretzsch, H., Grote, R., 2018. Modeling Ecosystem Services for Park Trees: Sensitivity of i-Tree Eco Simulations to Light Exposure and Tree Species Classification. *Forests* 9, 89.
- Patrício, M.S., Monteiro, M.L., 2005. Biomass Equations for *Castanea sativa* High Forest in the Northwest of Portugal, in: Abreu, C.G., Rosa, E., Monteiro, A.A. (Eds.), Proc. IIIrd Intl. Chestnut Congress. *Acta Hort*.
- Pauleit, S., 1988. Vitalitätskartierung von Stadtbäumen in München. *Garten und Landschaft* 7, 38-40.
- Pauleit, S., Liu, L., Ahern, J., Kazmierczak, A., 2011. Multifunctional green infrastructure planning to promote ecological services in the city, in: Niemelä, J. (Ed.), *Handbook of Urban Ecology*. Oxford University Press, Oxford, pp. 272-285.

-
- Peper, P.J., Alzate, C.P., McNeil, J.W., Hashemi, J., 2014. Allometric equations for urban ash trees (*Fraxinus* spp.) in Oakville, Southern Ontario, Canada. *Urban For Urban Greening* 13, 175-183. doi:10.1016/j.ufug.2013.07.002
- Pongracz, R., Bartholy, J., Dezsoe, Z., 2010. Application of remotely sensed thermal information to urban climatology of Central European cities. *Physics and Chemistry of the Earth* 35, 95-99.
- Pretzsch, H., 2014. Canopy space filling and tree crown morphology in mixed-species stands compared with monocultures. *For Ecol Manage* 327, 251-264.
- Pretzsch, H., Biber, P., Schütze, G., Uhl, E., Rötzer, T., 2014. Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nat. Commun* 5 (suppl. 1), 4967. doi:10.1038/ncomms5967
- Pretzsch, H., Biber, P., Uhl, E., Dahlhausen, J., Rötzer, T., Caldentey, J., Koike, T., van Con, T., Chavanne, A., Seifert, T., du Toit, B., Farnden, C., Pauleit, S., 2015a. Crown size and growing space requirement of common tree species in urban centres, parks, and forests. *Urban For Urban Greening* 14, 466-479. doi:10.1016/j.ufug.2015.04.006
- Pretzsch, H., Biber, P., Uhl, E., Dahlhausen, J., Schütze, G., Perkins, D., Rötzer, T., Caldentey, J., Koike, T., van Con, T., du Toit, B., Foster, K., Lefer, B., 2017. Climate change accelerates growth of urban trees in metropolises worldwide. *Scientific Reports* 7, 1-10. doi:10.1038/s41598-017-14831-w
- Pretzsch, H., Dieler, J., Seifert, T., Rötzer, T., 2012a. Climate effects on productivity and resource-use efficiency of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* [L.]) in stands with different spatial mixing patterns. *Trees* 24.
- Pretzsch, H., Matthew, C., Dieler, J., 2012b. Allometry of Tree Crown Structure. Relevance for Space Occupation at the Individual Plant Level and for Self-Thinning at the Stand Level, in: Matyssek, R.e.a. (Ed.), *Growth and Defence in Plants*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg.
- Pretzsch, H., Rötzer, T., Pauleit, S., Moser, A., 2015b. Stadtbäume im Klimawandel Wuchsverhalten, Umweltleistungen und Perspektiven. Schlussbericht mit Leitfaden.
- Pretzsch, H., Schütze, G., 2005. Crown Allometry and Growing Space Efficiency of Norway Spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and European Beech (*Fagus sylvatica* L.) in Pure and Mixed Stands. *Plant Biol* 7, 628-639.
- Printz, A., Abo-El-Wafa, H., Buchta, K., Pauleit, S., 2015. USSDM – Urban Spatial Scenario Design Modelling, in: Pauleit, S., Coly, A., Fohlmeister, S., Gasparini, P., Jørgensen, G., Kabisch, S., Kombe, W.J., Lindley, S., Simonis, I., Yeshitela, K. (Eds.), *Urban Vulnerability and Climate Change in Africa: A Multidisciplinary Approach*. Springer, Dordrecht, pp. 259-286.
- R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rahman, M.A., Moser, A., Gold, A., Rötzer, T., Pauleit, S., 2018. Vertical air temperature gradients under the shade of two contrasting urban tree species during different types of summer days. *Sci Total Environ* 633, 100-111. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.03.168
- Rahman, M.A., Moser, A., Rötzer, T., Pauleit, S., 2017a. Microclimatic differences and their influence on transpirational cooling of *Tilia cordata* in two contrasting street canyons in Munich, Germany. *Agric For Meteorol* 232, 443-456.
- Rahman, M.A., Moser, A., Rötzer, T., Pauleit, S., 2017b. Within canopy temperature differences and cooling ability of *Tilia cordata* trees grown in urban conditions. *Build Environ* 114, 118-128.
- Rahman, M.A., Stringer, P., Ennos, A.R., 2013. Effect of Pit Design and Soil Composition on Performance of *Pyrus calleryana* Street Trees in the Establishment Period. *Arboric Urban For* 39, 256–266.
- Riikonen, A., Järvi, L., Nikinmaa, E., 2016. Environmental and crown related factors affecting street tree transpiration in Helsinki, Finland. *Urban Ecosyst* 19, 1693-1715.
- Roloff, A., 2001. Baumkronen. Verständnis und praktische Bedeutung eines komplexen Naturphänomens. Ulmer
- Roloff, A., 2013. Bäume in der Stadt. Ulmer, Stuttgart
- Roloff, A., Bärtels, A., 2008. Flora der Gehölze - Bestimmung, Eigenschaften, Verwendung. Ulmer, Stuttgart
- Rötzer, T., Dittmar, C., Elling, W., 2004. A model for site specific estimation of the actual soil water content and the evapotranspiration in forest ecosystems. *Journal of Environmental Hydrology* 12, 1-14.
- Rötzer, T., Leuchner, M., Nunn, A.J., 2010. Simulating stand climate, phenology, and photosynthesis of a forest stand with a process-based growth model. *Int J Biometeorol* 54, 449-464. doi:10.1007/s00484-009-0298-0
- Rötzer, T., Liao, Y., Görgen, K., Schüller, G., Pretzsch, H., 2013. Modelling the impact of climate change on the productivity and water-use efficiency of a central European beech forest. *Clim Res* 58, 81-95.

- Rust, S., 2014. Analysis of regional variation of height growth and slenderness in populations of six urban tree species using a quantile regression approach. *Urban For Urban Greening* 13, 336-343. doi:10.1016/j.ufug.2013.12.003
- Sandström, U.G., Angelstam, P., Mikusinski, G., 2006. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landsc Urban Plan* 77, 39–53.
- Santamouris, M., Papanikolaou, N., Livada, I., Koronakis, I., Georgakis, C., Argiriou, A., Assimakopoulos, D.N., 2001. On the impact of urban climate to the energy consumption of buildings. *Sol Energy* 70, 201–216.
- Scalenghe, R., Marsan, F.A., 2008. The anthropogenic sealing of soils in urban areas. *Landsc Urban Plan* 90, 1-10.
- Semenzato, P., Cattaneo, D., Dainese, M., 2011. Growth prediction for five tree species in an Italian urban forest. *Urban For Urban Greening* 10, 169-176. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2011.05.001>
- Shashua-Bar, L., Hoffman, M.E., 2003. Geometry and orientation aspects in passive cooling of canyon streets with trees. *Energy Build* 35, 61–68.
- Spekat, A., Enke, W., Kreienkamp, F., 2007. Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarien mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG 2005 auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI – OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES – Szenarien B1, A1B und A2. Projektbericht im Rahmen des F+E-Vorhabens 204 41 138 „Klimaauswirkungen und Anpassung in Deutschland – Phase 1: Erstellung regionaler Klimaszenarien für Deutschland“. Mitteilungen des Umweltbundesamtes, 149 S.
- Stage, A.R., 1973. Prognosis Model for Stand Development. Research Paper INT-137. USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden, UT, 32 pp.
- Statista, 2018. <https://de.statista.com/infografik/7429/einwohnerzahl-prognose-ausgewaehelter-staedte-in-deutschland/>.
- Tubby, K.V., Webber, J.F., 2010. Pests and diseases threatening urban trees under a changing climate. *Forestry* 83, 451-459.
- UN, 2014. World Urbanization Prospects, the 2014 Revision. Department of Economic and Social Affairs, United Nations, New York.
- Vargas, M.C.Q., 2016. Urban tree growth and ecosystem services of locust (*Robinia pseudoacacia*) and lime (*Tilia cordata*) under past, present and future climate conditions. Simulation study for six major cities in Southern Germany, School of Forest Science and Resource Management. TU München, p. 124.
- Verbeiren, B., Van De Voorde, T., Canters, F., Binard, M., Cornet, Y., Batelaan, O., 2013. Assessing urbanisation effects on rainfall-runoff using a remote sensing supported modelling strategy. *Int J Appl Earth Obs Geoinf* 21, 92-102.
- Watt, M.S., Kirschbaum, M.U.F., 2011. Moving beyond simple linear allometric relationships between tree height and diameter. *Ecol Model* 222, 3910-3916. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.10.011>
- Welles, J.M., Norman, J.M., 1991. Instrument for indirect measurement of canopy architecture. *Agron J* 83, 818-825.
- Whitlow, T.H., Bassuk, N.L., 1986. Trees in difficult sites. *J Arboric* 13, 10-17.
- Wilby, R.L., 2003. Past and projected trends in London's urban heat island. *Weather* 58, 251-260.
- Xiao, Q., McPherson, E.G., Ustin, S.L., Grismer, M.E., Simpson, J.R., 2000a. A new approach to modeling tree rainfall interception. *J Geophys Res* 105, 29-173.
- Xiao, Q., McPherson, E.G., Ustin, S.L., Grismer, M.E., Simpson, J.R., 2000b. Winter rainfall interception by two mature open-grown trees in Davis, California. *Hydrol Process* 14, 763-784.
- Yamashita, S., Sekine, K., Shoda, M., Yamashita, K., Hara, Y., 1986. On relationships between heat island and sky view factor in the cities of Tama River Basin, Japan. *Atmos Environ* 20, 681-686.
- Yoon, T.K., Park, C.-W., Lee, S.J., Ko, S., Kim, K.N., Son, Y., Lee, K.-H., Oh, S., Lee, W.-K., Son, Y., 2013. Allometric equations for estimating the aboveground volume of five common urban street tree species in Daegu, Korea. *Urban For Urban Greening* 12, 344-349. doi:10.1016/j.ufug.2013.03.006
- Zölch, T., 2018. The potential of ecosystem-based adaptation: Integration into urban planning and effectiveness for heat and flood mitigation, Dissertation, Technische Universität München, Deutschland.