

Untersuchungen zur Trockenheitsverträglichkeit von Stadtbäumen

Studies on the drought resistance of urban trees

von Swantje Duthweiler, Stephan Pauleit, Thomas Rötzer, Astrid Moser, Mohammad Rahman, Laura Stratopoulos und Teresa Zölch

Zusammenfassung

Straßenbäume und ihr Einfluss auf das Stadtklima werden angesichts des sich beschleunigenden Klimawandels immer bedeutsamer für die Stadtplanung und Landschaftsarchitektur. Doch welche Ökosystemleistungen können sie wirklich leisten? Im Gegensatz zu Amerika ist in Europa das Wachstum von Bäumen unter dem Einfluss des Stadtklimas und unter Klimaveränderungen bisher kaum untersucht worden. Auch quantifizierte Angaben zu den Leistungen der Stadtbäume für den Menschen und das Klima sind nur wenig vorhanden. Ein Team von der Technischen Universität München am Lehrstuhl für Strategie und Management der Landschaftsentwicklung, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde und der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf/Fakultät Landschaftsarchitektur erarbeitet im Rahmen eines Forschungsclusters wichtige Grundlagenfragen als Hilfestellung für zukünftige Planungen im Stadtgrün.

Summary

Due to accelerating climate change, urban trees and their influences on the urban climate will be of higher significance for urban planning and landscape architecture. However, which ecosystem services can urban trees really provide? In contrast to the U.S., in Europe tree growth influenced by the urban climate and climate change has rarely been investigated to date. Empirical information about the service provisions of urban trees for humans and the climate are scarce. Within the framework of a research cluster a team of the Technical University Munich (Chair for Strategic Landscape Planning and Management, Chair for Forest Growth and Yield Science) and the University of Applied Sciences Weihenstephan-Triesdorf (Faculty of Landscape Architecture) elaborates relevant principles to support future urban green planning.

1 Einleitung

Urbane grüne Infrastrukturen sind multifunktionale Netzwerke von Grün- und Freiflächen, die strategisch entwickelt werden, um die Lebensqualität in Städten zu fördern und sie an den Klimawandel anzupassen (PAULEIT et al. 2011; EC 2013). Durch den städtischen Wärmeinseleffekt sind Stadtbewohner immer häufiger sommerlichen Hitzetagen (max. Lufttemperatur über 30 °C (DWD 2015) ausgesetzt, was zu Hitzestress und negativen gesundheitlichen Beeinträchtigungen führen kann (EEA 2012). Klimawandel wird die Häu-

figkeit und Intensität solcher Extremereignisse weiter erhöhen (IPCC 2014). Um diesen Effekten entgegenzuwirken, müssen effektive Klimaanpassungsstrategien gerade für urbane Räume entwickelt werden.

Bäume sind mit ihren vielfältigen ökologischen und sozialen Funktionen, die zunehmend mit dem Begriff der Ökosystemleistungen beschrieben werden, ein besonders wichtiges Element der urbanen grünen Infrastruktur. Stadtbäume stellen nicht nur einen ästhetischen Bestandteil des Stadtbildes dar, sie speichern Kohlenstoff (NOWAK & CRANE 2002), mildern

den Wärmeinseleffekt (AKBARI et al. 2001) und den Regenwasserabfluss (XIAO et al. 2000a, b), sie filtern Schadstoffe (McPHERSON et al. 1997; PRETZSCH et al. 2015) und kühlen ihre Umgebung durch Beschattung und Transpiration (AKBARI et al. 2001; SHASHUA-BAR & HOFFMAN 2003).

Strategien für die Entwicklung von grünen Infrastrukturen sollten auf detaillierten Kenntnissen aufbauen, welche Ökosystemleistungen ihre Elemente wie die Stadtbäume erbringen und wie diese gefördert werden können. Zu beantwortende Fragen sind etwa, wie die städtische Umwelt das Wachstum der Bäume beeinflusst, welche Leistungen unterschiedliche Baumarten erbringen können, wie angepasst sie an den Klimawandel sind, wo Bäume am effektivsten ihre Ökosystemleistungen erbringen können, u. a. m. Obwohl wir auf eine reichhaltige gärtnerische Erfahrung zurückgreifen können, wenn es um die Auswahl von Baumarten oder die Gestaltung von Pflanzgruben geht, sind die wissenschaftlichen Kenntnisse zu Stadtbäumen doch immer noch erstaunlich begrenzt.

Wie schnell ein Baum an einem bestimmten Standort aufgrund des Kleinklimas und der Bodenverhältnisse wächst, z. B. einem versiegelten Stadtplatz, wie sich das Wachstum unterschiedlicher Baumarten darin unterscheidet und wie sich das auf ihre Ökosystemleistungen auswirkt, ist kaum untersucht worden. Auch zum Wasserverbrauch von Stadtbäumen liegen kaum Informationen vor. Da die Stadt andere Herausforderungen an das Wachstum von Bäumen stellt als typische Forststandorte, sind Angaben zum Wachstum und den Leistungen von Forstbäumen nur bedingt auf Stadtbäume übertragbar (McHALE et al. 2009; NOWAK & CRANE 2002). Insbesondere für häufige Stadtbaumarten fehlen Daten zum Wachstum in typischen Habitaten der Stadt wie an Straßen, öffentlichen Plätzen, Industriegebieten und auch Parks. Diese Daten sind jedoch nötig, um mit richtigen Pflanzungen den vorhandenen Wuchsraum optimal auszunutzen, ohne Vitalitätseinbußen der Bäume zu riskieren.

In mehreren Projekten beschäftigt sich eine Forschergruppe an der TU München und der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf daher mit Stadtbäumen im Klimawandel und geht der Frage nach, wie grüne Infrastruktur Städte möglichst effektiv an den Klima-

wandel anpassen kann. Gefördert werden sie durch das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz, das Bayerische Ministerium für Bildung und Forschung sowie die Humboldt Stiftung. Ziel dieser ineinandergreifenden Projekte ist es, die Verwendung von Stadtbäumen auf eine abgesicherte Wissensgrundlage zu stellen. Die Untersuchungen beziehen sich auf:

- das Wachstum und die Struktur von häufigen Stadtbaumarten und ihre Auswirkungen auf die Umwelt,
- speziell die Beziehungen zwischen Wasserhaushalt und Baumwachstum,
- die Unterschiede der zu erwartenden Ökosystemleistungen von mitteleuropäischen Stadtbaumarten im Vergleich zu trockenheitstoleranteren Stadtbäumen der Zukunft,
- die Entwicklung eines prozessbasierten Modells, das eine baumarten- und standortabhängige Quantifizierung von Ökosystemleistungen ermöglicht,
- die Beurteilung der Wirksamkeit von verschiedenen Optionen für die Begrünung von Städten zur Klimawandelanpassung durch ein Simulationsmodell.

Die letztgenannte Untersuchung geht über die Betrachtung von Stadtbäumen hinaus und stellt so das Thema Stadtbaum in den weiteren Zusammenhang der Grün- und Freiraumplanung von Städten. Die Projekte versuchen damit ein grundlegendes Verständnis von Struktur und Dynamik von Stadtbäumen zu entwickeln, um daraus ihre Ökosystemleistungen ableiten zu können und dieses Wissen in die Stadtplanung zu überführen. Nachfolgend werden die verschiedenen Teilprojekte vorgestellt, um daraus Schlussfolgerungen über die Perspektiven der Stadtbaumforschung zu ziehen.

2 Wachstum und Struktur von häufigen Stadtbaumarten und ihre Auswirkungen auf die Umwelt

Diese Studie hat sich mit dem Wachstum von vier häufigen Stadtbaumarten, der Winter-Linde *Tilia cordata*, der Rosskastanie *Aesculus hippocastanum*,

der Robinie *Robinia pseudoacacia* und der Platane *Platanus x hispanica*, in fünf bayerischen Städten befasst. Mit allometrischen Wachstumsbeziehungen wurde exemplarisch das Höhenwachstum der vier Arten in den Städten bestimmt sowie allgemeine Angaben zum Wachstum (Stammdurchmesser, Höhe, Kronendurchmesser, Kronenprojektionsfläche, Kronenvolumen, Biomasse) in verschiedenen Altersklassen generiert. Darüber hinaus wurden die Ökosystemleistungen Kohlenstoffspeicherung, Beschattung und Abkühlungswirkung baumartenspezifisch berechnet und verglichen.

Die ausgewählten Stadtbaumarten sind typisch für mitteleuropäische Städte und unterscheiden sich in ihren Eigenschaften. Ausgesucht wurden die schattentolerante, heimische Winter-Linde *Tilia cordata*, die intermediär schattentolerante, eingebürgerte Rosskastanie *Aesculus hippocastanum*, die lichtbedürftige, eingeführte Robinie *Robinia pseudoacacia* und die lichtbedürftige, eingeführte Platane *Platanus x hispanica*. Die Aufnahmen wurden in Bayreuth, Würzburg, Nürnberg, München und Kempten durchgeführt, wobei insgesamt 1.739 Bäume vermessen wurden. Die Auswahl der aufgenommenen Bäume erfolgte in drei Kategorien: in Parks, an Straßen und an öffentlichen Plätzen. Für die Vermessung der Bäume wurden zunächst klassische Aufnahmemethoden angewandt, d. h. die Messung des Stammdurchmessers auf Brusthöhe (BHD, 1,3 m), der Baumhöhe und des Kronenansatzes. Weiter erfolgte eine Ablotung der Krone in acht subkardinalen Richtungen (N, NO, ..., W) durch eine Projizierung des längsten Astes auf den Boden. Zur Bestimmung des Blattflächenindex LAI wurden hemisphärische Bilder verwendet.

Basierend auf den gemessenen Baumdaten konnte der Kronenradius, der Kronendurchmesser, das Kronenvolumen, die Kronenprojektionsfläche, das Alter und die Biomasse der einzelnen Bäume berechnet werden (für eine genaue Beschreibung der Methodik siehe MOSER et al. 2015). Das Alter der Rosskastanie wurde anhand von LUKASZKIEWICZ & KOSMALA (2008) berechnet, während das Alter der Platane nach BÜHLER et al. (2007) bestimmt wurde.

Die statistische Auswertung erfolgte mit dem Programm R, Version 3.0.3 (R CORE TEAM 2014). Hierbei

wurden Regressionsanalysen gerechnet, um die Zusammenhänge zwischen dem Stammdurchmesser bzw. dem Alter mit der Baumhöhe und verschiedenen Kronenparametern darzustellen. Alle Regressionen wurden mit der logarithmischen Transformation der Baumdimensionen nach PRETZSCH et al. (2012) durchgeführt.

Zur Darstellung der Umweltleistungen von Bäumen auf das Stadtklima wurden für die vier Arten die Ökosystemleistungen: Kohlenstoffspeicherung, Beschattung, Transpiration und Abkühlung durch Transpiration berechnet. Da der Anteil des Kohlenstoffs in der Biomasse nur geringfügig um den Wert 0,5 schwankt, wurde zur Berechnung der Kohlenstoffspeicherung eines Baumes aus der Biomasse ein einheitlicher Wert von 0,5 angenommen (IPCC 2003; YOON et al. 2013). Die Beschattungswirkung wurde als Funktion der Baumhöhe und des Kronendurchmessers für den längsten Sommertag im Jahr, den 21. Juni, bestimmt. Als Beschattungskoeffizient wurde die durchschnittliche beschattete Fläche aller Sonnenstunden verwendet. Eine baumartenspezifische, detaillierte Bestimmung der Verdunstung und der Abkühlungswirkung von Stadtbäumen wurde über ein neu entwickeltes Einzelbaumwachstumsmodell berechnet (RÖTZER et al. in Bearbeitung). Dieses ermittelt die jährliche Verdunstungs- und Abkühlungsleistung ebenso wie die Kohlenstoffbindung bezogen auf die Nettoprimärproduktion der Baumarten Winter-Linde, Rosskastanie, Platane und Robinie aufgrund der jeweiligen Umweltbedingungen eines Standorts.

In Tabelle 1 ist die Entwicklung verschiedener Baumstrukturen wie des Stammdurchmessers, der Baumhöhe und einiger Kronenparameter sowie der Biomasse über das Alter für alle vier Baumarten dargestellt. Gezeigt wird der Lebenszyklus der untersuchten Stadtbaumarten an Straßen, Parks und Plätzen als Mittel über alle Bäume, sowie deren Minimum und Maximum. So lässt sich beispielsweise daraus ablesen, dass eine Kastanie in der Altersklasse 50 bis 60 im Mittel einen BHD von 44,2 cm, eine Höhe von 12,8 m und einen Kronendurchmesser von 9,4 m aufweist. Dagegen wurde bei der Winter-Linde in der gleichen Altersklasse im Mittel ein BHD von 41,5 cm, eine Höhe von 15,9 m und ein Kronendurchmesser von 10,2 m berechnet, während die Platane einen BHD von 54,0 cm,

Tabelle 1: Entwicklung der Baumparameter Stammdurchmesser BHD, Baumhöhe, Kronendurchmesser, Kronenprojektionsfläche CPA, Kronenvolumen und Biomasse in verschiedenen Altersklassen von Kastanie (a), Winter-Linde (b), Platane (c) und Robinie (d)

Alters-klasse	n	BHD			Kronen-Ø			Höhe			CPA			Kronenvolumen			Biomasse		
		min	Ø	max	min	Ø	max	min	Ø	max	min	Ø	max	min	Ø	max	min	Ø	max
(a) Kastanie																			
10–20	19	6,5	10,3	14,5	4,4	5,7	7,0	1,6	3,6	5,4	4,9	11,3	16,9	10,6	42,8	70,8	8,7	49,3	242,1
20–30	39	11,4	19,5	28,5	6,5	8,3	10,5	3,5	5,8	8,9	10,9	18,2	28,1	56,6	107,6	177,0	35,3	156,0	429,5
30–40	36	17,2	26,5	39,5	7,4	9,8	13,0	4,7	7,0	10,5	14,7	22,1	32,8	87,2	163,8	354,7	98,0	304,5	730,7
40–50	46	19,6	34,4	43,3	9,4	12,4	19,6	6,4	8,7	14,8	20,1	27,2	46,4	146,0	273,0	789,2	135,6	568,5	970,9
50–60	62	35,7	44,2	51,7	9,7	12,8	15,6	6,4	9,4	12,5	20,5	29,4	39,3	137,9	294,8	471,6	601,2	1033,2	1508,0
60–70	55	33,0	50,5	61,7	11,5	14,7	21,4	6,4	10,1	14,0	20,2	31,7	43,8	206,2	376,9	535,1	494,5	1456,6	2339,0
70–80	72	42,7	58,0	71,2	11,8	15,9	23,0	8,4	11,1	16,9	26,3	34,8	53,2	213,8	436,7	1064,1	937,8	2038,0	3339,0
80–90	49	40,5	62,9	78,4	12,0	17,1	25,5	6,7	11,4	16,2	21,0	35,7	50,7	271,1	482,0	831,1	822,4	2510,8	4241,0
90–100	49	55,0	68,6	79,0	13,4	18,4	23,5	8,4	11,8	16,7	26,4	37,0	52,6	289,4	544,5	817,5	1758,0	3083,7	4322,0
> 100	79	60,8	83,0	123,6	14,8	21,0	30,0	8,6	13,6	19,7	26,9	42,7	61,9	358,9	746,0	1347,9	2256,0	5146,4	13136,0
(b) Winter-Linde																			
10–20	49	6,4	10,2	14,3	5,0	6,6	10,4	2,0	3,3	5,5	6,4	10,4	17,2	18,7	43,6	86,8	6,2	19,6	35,8
20–30	77	11,9	17,7	23,4	6,1	9,0	12,6	2,9	5,2	7,7	9,0	16,4	24,3	28,8	103,8	211,6	33,3	71,7	118,5
30–40	96	20,4	26,0	31,0	8,4	11,6	16,1	5,5	7,4	10,1	17,1	23,3	31,7	110,7	198,0	358,4	110,7	182,2	252,4
40–50	99	27,2	33,2	40,3	8,5	13,5	17,9	5,1	8,8	11,8	16,1	27,8	37,0	80,6	281,1	452,4	240,9	328,0	445,0
50–60	62	36,0	41,5	46,9	9,8	15,9	24,2	8,2	10,2	13,1	25,7	31,9	41,1	202,3	390,6	588,4	446,2	576,6	712,7
60–70	32	38,0	49,3	56,9	8,1	17,7	28,7	8,0	11,0	14,6	25,2	34,7	45,8	193,0	484,3	879,6	656,8	868,0	1032,0
70–80	24	49,9	56,1	61,8	13,8	18,4	23,6	9,2	11,8	15,1	28,	37,1	47,5	313,9	558,7	859,3	1037,0	1195,1	1429,0
80–90	13	59,1	65,1	74,0	11,4	19,0	27,2	9,1	12,0	14,4	28,5	37,8	45,3	200,2	591,8	872,4	1449,0	1621,6	1843,0
90–100	11	65,5	71,8	77,5	14,3	21,2	28,4	10,1	12,9	15,2	31,6	40,4	47,6	458,7	677,5	951,8	1882,0	2121,4	2368,0
> 100	12	77,0	89,7	107,0	13,6	22,5	32,0	11,3	15,6	20,7	35,3	48,9	64,9	494,1	890,1	1407,5	2528,0	3525,3	5142,0
(c) Platane																			
10–20	63	10,7	15,9	19,7	6,5	10,0	14,0	2,2	6,1	11,5	6,8	19,1	36,3	23,7	136,3	324,2	212,8	283,6	358,9
20–30	68	20,4	25,0	29,3	9,0	13,1	20,0	5,9	9,2	16,2	18,6	29,0	51,0	137,9	275,6	533,7	334,0	450,1	590,4
30–40	88	29,8	35,1	39,5	12,0	16,0	21,6	7,9	11,5	15,7	25,0	36,2	49,3	246,1	442,1	777,9	518,2	716,6	924,4
40–50	70	39,7	44,1	49,4	9,5	18,0	28,0	9,0	13,3	17,4	28,1	41,8	54,6	231,2	593,4	1101,4	698,3	1011,1	1417,9
50–60	34	49,5	54,0	58,5	12,5	20,8	29,0	11,4	15,7	19,1	35,8	49,4	60,0	387,9	859,2	1381,1	954,5	1438,5	1928,3
60–70	23	59,5	63,0	67,9	17,4	22,0	29,0	13,7	17,1	20,2	43,0	53,7	63,3	726,1	1008,0	1277,7	1495,1	1833,0	2379,9
70–80	8	69,9	72,6	75,1	18,7	22,6	25,5	16,3	18,7	20,9	51,2	58,7	65,8	1045,5	1171,7	1506,9	2072,8	2272,9	2517,3
80–90	9	79,4	83,6	86,8	18,0	23,3	30,1	9,5	19,5	24,9	29,9	61,2	78,2	477,8	1266,2	1613,2	2218,2	2828,4	3544,4
90–100	8	89,2	90,6	91,8	22,8	26,5	29,6	17,3	20,0	26,8	54,3	62,9	84,1	971,5	1444,3	2077,6	3172,4	3457,8	3799,7
> 100	4	99,3	115,5	158,7	25,0	29,7	32,0	16,3	22,4	28,4	51,1	70,4	89,2	1411,1	1856,9	2540,8	3847,2	5469,5	8947,6
(d) Robinie																			
10–20	34	10,5	15,1	19,8	5,7	9,7	17,9	1,2	5,4	9,4	3,8	16,9	29,5	22,0	109,3	285,9	16,3	49,4	109,1
20–30	69	20,5	25,9	30,0	7,3	12,3	20,0	5,0	7,5	9,9	15,6	23,6	31,1	77,2	202,4	540,8	82,7	189,7	341,0
30–40	96	30,2	35,5	40,1	9,0	14,3	28,0	4,7	8,9	12,8	14,8	28,1	40,4	97,6	295,8	633,9	243,4	426,6	804,8
40–50	77	40,2	45,2	50,0	11,0	16,4	28,2	5,3	10,1	14,5	16,5	31,7	45,7	194,8	388,5	693,7	500,6	817,4	1363,3
50–60	50	50,2	54,5	60,2	10,0	17,2	27,3	7,5	10,9	14,9	23,4	34,2	46,9	230,0	459,7	817,5	766,3	1279,6	2061,5
60–70	20	60,5	64,5	68,9	12,5	19,2	29,6	6,5	11,8	15,5	20,3	36,9	48,8	294,0	552,7	939,5	1370,8	2020,9	2883,0
70–80	12	70,7	73,6	79,9	11,7	19,6	27,0	11,3	13,5	17,4	35,4	42,4	54,7	397,1	645,2	955,1	1901,1	2778,3	3979,3
80–90	9	83,3	85,8	89,5	9,3	17,6	25,6	5,1	13,7	19,0	16,1	42,9	59,8	129,2	656,6	991,2	2054,7	3539,7	4557,3
90–100	2	94,4	96,3	98,1	23,8	24,8	25,7	16,8	17,8	18,7	52,9	55,8	58,6	955,8	1099,7	1243,7	5659,5	6114,1	6568,8
> 100	3	100,9	101,7	102,2	17,7	20,4	22,7	12,8	16,4	20,1	40,2	51,5	63,0	602,8	879,3	1146,7	5237,2	5871,0	6487,8

eine Höhe von 20,8 m und einen Kronendurchmesser von 15,7 m hat. Die Robinie der gleichen Altersklasse hat im Mittel einen BHD von 54,5 cm, eine Höhe von 17,2 m und einen Kronendurchmesser von 10,9 m.

In einem weiteren Schritt wurde das Höhenwachstum über dem Stammdurchmesser aufgeteilt nach Wuchsort, d. h. in Abhängigkeit der klimatischen Bedingungen, dargestellt. Es ist klar ersichtlich, dass das Wachstum der Winter-Linde und der Platane vom Wuchsort kaum beeinflusst wird, es konnten keine Unterschiede in der Höhenentwicklung in den verschiedenen Städten gefunden werden. Die Rosskastanie und die Robinie zeigen dagegen eine differenzierte Entwicklung. Je nach Stadt weisen beide Arten ein schnelleres bzw. langsames Wachstum oder eine Verschiebung des Wachstums auf. So haben beispielsweise die Robinien in München bei gleichem Stammdurchmesser eine größere Höhe als die Bäume der gleichen Art in Kempten (siehe Tabelle 1).

Im Folgenden wurden auch die Umweltleistungen Kohlenstoffsequestrierung, Abkühlungswirkung und

Beschattung artspezifisch berechnet und die gemittelten Werte graphisch dargestellt (Abbildung 1). Während die Kastanie die höchste Kohlenstoffspeicherung aufwies, konnte die Platane die größten Verdunstungsleistungen erzielen und damit der Atmosphäre die meiste Energie entziehen sowie die größte Fläche beschatten.

Die vorliegende Studie zeigt die Wuchsdimensionen von vier häufig gepflanzten Stadtbaumarten in Bayern über den gesamten Lebenszyklus auf. Somit kann bereits bei Neupflanzungen abgeschätzt werden, welcher Raum für die jeweilige Baumart zur Verfügung stehen sollte. Es wurde gezeigt, dass die Entwicklung je nach Standort und Baumart unterschiedlich stark ausfällt. Dies ist insbesondere in den Eigenschaften der Baumarten begründet. Die extrem lichtbedürftige Robinie kann je nach Standort in ihrem Wachstum eingeschränkt sein, wenn durch anstehende Gebäude oder andere Bäume Lichtmangel auftritt. Überraschend ist der uniforme Wachstumsverlauf der Platane, der sich trotz ihres Lichtbaumcharakters wenig von den Umgebungsbedingungen beeinflussen lässt.

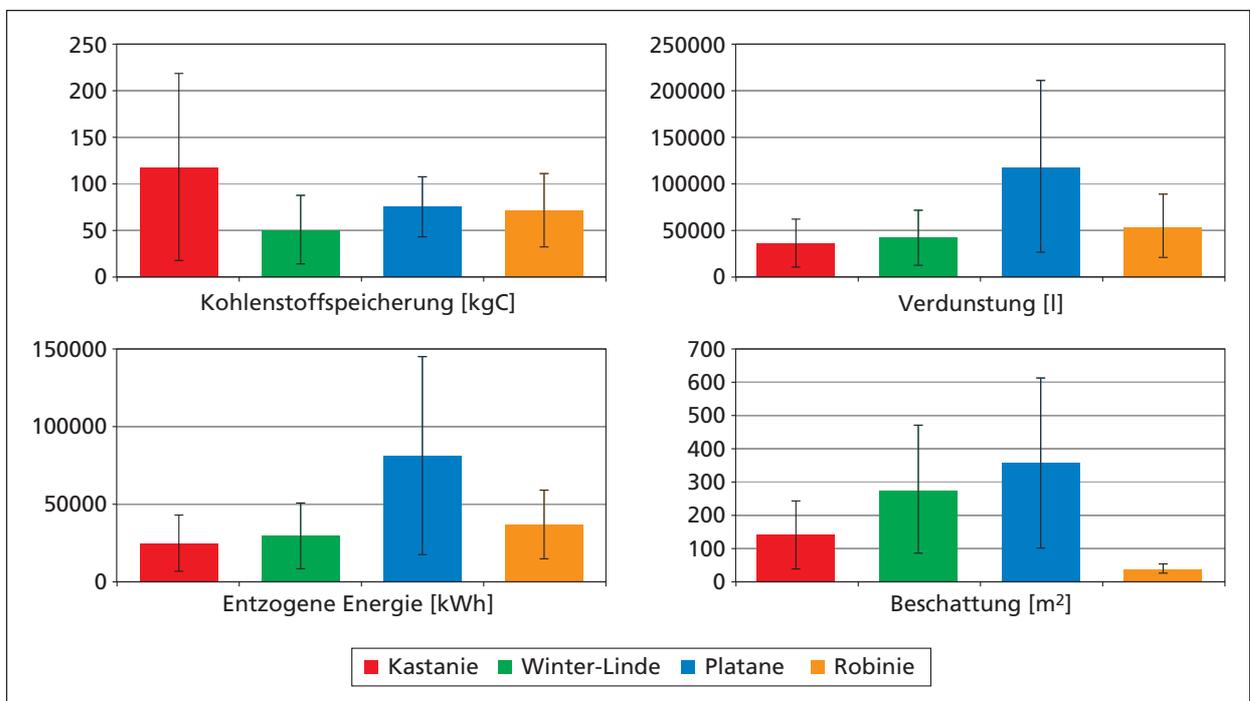


Abbildung 1: Durchschnittliche jährliche Kohlenstoffspeicherung in kg C, Verdunstungsleistung in l, die dafür entzogene Energie aus der Atmosphäre in kWh und die Beschattung in m² mit der Standardabweichung der vermessenen Kastanien (braun), Winter-Linden (grün), Platanen (blau) und Robinien (rot) in Bayreuth, Würzburg, Nürnberg, München und Kempten

Die Winter-Linde als schattentolerante Art ist ebenfalls in ihrem Wachstum wenig variabel und umweltbeeinflusst.

In ihren Umweltleistungen unterscheiden sich die ausgewählten Baumarten stark. Aufgrund ihrer hohen Wuchseleistungen, des großen möglichen Stammumfangs und ausladenden Blattstandes kann die Platane hohe Werte insbesondere in der Abkühlungswirkung und Beschattung erzielen. Die Robinie ist aufgrund ihrer oft lichten Blätterdichte wenig schattenspendend. Diese Angaben sind allerdings erheblich vom Alter und der Vitalität der Bäume abhängig. Somit wird klar, dass Stadtbäume neben ihrer Ästhetik auch ein hohes Maß an Umweltleistungen erbringen, die von Art zu Art erheblich variieren.

3 Auswirkungen der städtischen Standortbedingungen auf die Kühlwirkung von Bäumen

Durch Verschattung können Stadtbäume in Grünanlagen die Oberflächentemperaturen um bis zu 20 °C (ARMSON et al. 2012) und die Bodentemperaturen um bis 4,1 °C in einer Tiefe von 10 cm verringern (JOHNSON et al. 1975). Zusätzlich kühlen Bäume durch Verdunstung (OKE 1978). Die Kühlleistungen konnten allerdings bisher nur kleinräumig quantifiziert und durch Modellierung für größere Stadtgebiete hochgerechnet werden. Dieser Ansatz stößt aber wegen der räumlichen Heterogenität von Städten an seine Grenzen.

Felduntersuchungen zu den Kühlleistungen unterschiedlicher Grünflächentypen und Formen von Baumpflanzungen sind wegen der damit verbundenen Schwierigkeiten (Kosten, Vandalismus) nur selten durchgeführt worden. In vorhergehenden Studien konnte durch Punktmessungen in Baumkronen gezeigt werden, dass der Kühleffekt zwischen Baumarten um das zwei- bis dreifache (RAHMAN et al. 2015) und zwischen unterschiedlichen Wuchsorten sogar um das fünffache variieren kann (GILL et al. 2013; RAHMAN et al. 2014; RAHMAN et al. 2011; RAHMAN et al. 2013).

Bei der Ermittlung der Energiebilanz in bisherigen Untersuchungen durch die selektive Erfassung von einzelnen Komponenten und das Extrapolieren von

Ergebnissen aus Punktmessungen auf die ganze Baumkrone ergeben sich zahlreiche Fehlerquellen. Nicht erfasst wurde bisher auch die Dynamik dieser Messgrößen im Tagesgang.

Ziel der Untersuchung war es daher, den Zusammenhang zwischen der Verdunstung durch Bäume und die dadurch bewirkte Kühlung der Luft in Abhängigkeit von den mikroklimatischen Bedingungen im Verlauf einer Vegetationsperiode zu ermitteln. Die Messungen erfolgten an jeweils fünf Winter-Linden auf zwei benachbarten Stadtplätzen in München. Der Bordeauxplatz ist durch einen hohen Grünanteil gekennzeichnet, während der Pariser Platz stark versiegelt ist. Anzunehmen war daher, dass sich auch die kleinklimatischen Verhältnisse auf diesen zwei Plätzen unterscheiden. Beide Plätze sind in dichte, drei- bis viergeschossige Blockrandbebauung eingebettet.

Zur Erfassung von Kleinklima und Bodenmerkmalen wurden Lufttemperatur, Luftdruck, relative Luftfeuchtigkeit, Niederschlag, Windgeschwindigkeit und Windrichtung mit zwei Vaisala-Wetterstationen WXT520 (EcoTech Umwelt-Meßsysteme GmbH, Bonn, Deutschland) gemessen. Sie wurden jeweils an der Spitze von freistehenden Säulen für die Straßenbeleuchtung angebracht. Auf dem Bordeauxplatz wurden zudem ein CMP3 Pyranometer für die Erfassung der Globalstrahlung und ein PQS1 Sensor zur Messung der photosynthetisch aktiven Strahlung (Kipp & Zonen, Delft, Niederlande) angebracht. Das Wasserpotenzial der Bodenmatrix und die Bodentemperatur wurden auf beiden Plätzen mit Tensiomark 1 (4244/1, range pF0-pF7) (EcoTech Umwelt-Meßsysteme GmbH, Bonn, Deutschland) in einem Abstand von 1,5–3,5 m vom Baumstamm an einem verschatteten Standort bis in 30 cm Tiefe gemessen.

Die Verdunstung durch die Bäume wurde durch eine kontinuierliche Messung der Saftflussdichte (J_s ; $\text{ml cm}^{-2} \text{min}^{-1}$) von Juni bis Oktober 2015 erfasst. Verwendet wurde die Wärmeausgleichstechnik nach GRANIER (1987). Zwei Nadeln (SF-G) werden vertikal übereinander in die Baumstämme inseriert und die obere Nadel anschließend durch eine Konstantstromquelle beheizt (CCS; beide: Ecomatik, Dachau, Deutschland). Durch den Xylemfluss verändert sich die Temperaturdifferenz zwischen der beheizten und der unbeheizten

Nadel und dient somit als Berechnungsgrundlage für den Wasserverbrauch.

Von jedem Baum wurden Bohrkernentnahmen, um die Ausdehnung des wasserleitenden Holzanteils zu ermitteln. Auf diese Weise konnte der vollständige Saftstrom (SF) und durch Multiplikation mit dem Energiebedarf, der für die Verdunstung von Wasser benötigt wird ($2,45 \text{ kJ g}^{-1}$), der gesamte Energieverbrauch für die Verdunstung durch den Baum berechnet werden (W Baum^{-1}).

Für die statistischen Auswertungen wurde das Programm R (V. 3.2.1, R CORE TEAM 2014) verwendet. Zweiseitige T-Tests wurden angewandt, um die Unterschiede in den Ergebnissen zwischen den Plätzen und im zeitlichen Verlauf auf ihre Signifikanz zu prüfen ($p < 0,05$).

Die mikro-meteorologischen Verhältnisse und die Bodenfeuchte unterschieden sich deutlich auf den beiden Plätzen. Die Unterschiede waren im Hochsommer (August) am größten und verringerten sich mit der Abnahme der Globalstrahlung und der photosynthetisch aktiven Strahlung im September und Oktober. Nur die Lufttemperaturen waren zwischen den beiden Plätzen während der Messperiode kaum unterschiedlich. Die Windgeschwindigkeit war auf dem offenen Bordeauxplatz nahezu doppelt so hoch wie auf dem enger umbauten Pariser Platz (Abbildung 2). Das Dampfdruckdefizit (VPD) war dementsprechend tagsüber auf dem Bordeauxplatz höher, während das Wasserpotenzial auf dem Pariser Platz niedriger war. Besonders groß waren die Unterschiede bei den

Bodentemperaturen, die unter dem Pariser Platz im trockenen und heißen August um bis zu 7 °C höher waren C (Abbildung 2).

Die durchschnittliche tägliche Kühlleistung durch Verdunstung war im August für die Bäume auf dem Bordeauxplatz signifikant höher ($1,3 \text{ kW Baum}^{-1}$) als auf dem Pariser Platz ($1,1 \text{ kW Baum}^{-1}$) (Abbildung 3). Über die ganze Messperiode gemittelt lag sie nachmittags (12–18 Uhr) auf dem Bordeauxplatz um 20 % höher ($2,3 \text{ kW Baum}^{-1}$) als auf dem Pariser Platz ($1,9 \text{ kW Baum}^{-1}$). Interessanterweise sind die Werte auf dem Pariser Platz nachts (0–6 Uhr) höher (344 W Baum^{-1}) als auf dem Pariser Platz (47 W Baum^{-1}).

Die Untersuchung zeigt, wie sich die kleinklimatischen Verhältnisse, Bodenfeuchte und -temperatur auf zwei verschieden stark versiegelten Plätzen auf die Verdunstungskühlung von Bäumen auswirken. Auf dem kreisförmigen Pariser Platz war die Wind-

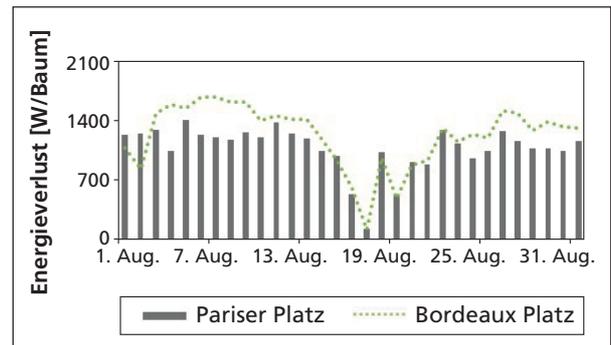


Abbildung 3: Durchschnittlicher Energieverlust pro Baum und Tag für die Bäume auf dem Bordeaux Platz und Pariser Platz im August 2015

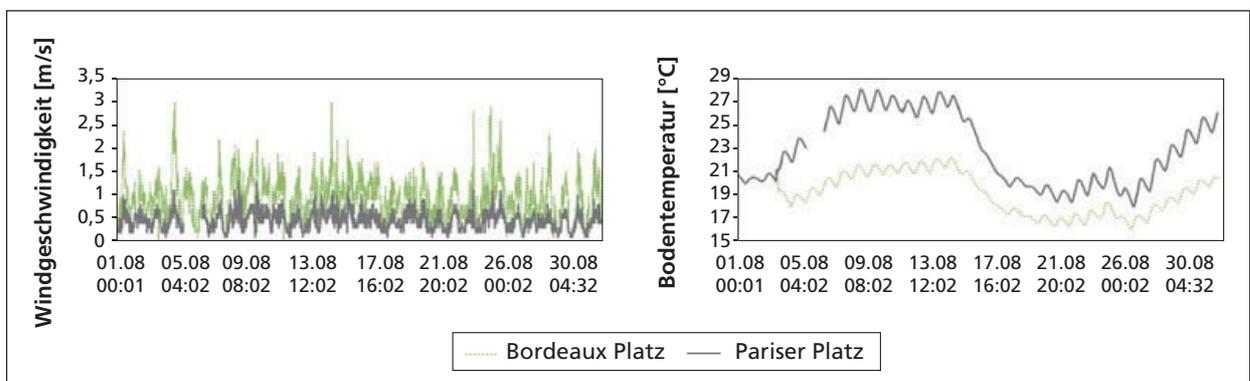


Abbildung 2: Windgeschwindigkeit und Bodentemperaturen von Bordeauxplatz und Pariser Platz im August 2015

geschwindigkeit verringert, was zu einer erhöhten relativen Luftfeuchtigkeit führte. Auf dem offenen Bordeauxplatz war durch die höheren Windgeschwindigkeiten das Dampfdruckdefizit dagegen höher (s. a. MONTALDO & OREN 2016), was bei ausreichender Wasserversorgung zu einer deutlich höheren Verdunstungsleistung der Linden führte. Die höhere Absorption von eingestrahelter Sonnenenergie auf dem engeren und stark versiegelten Pariser Platz führte zu einer erhöhten Wärmespeicherung und geringerer Bodenfeuchte (s. a. SHASHUA-BAR et al. 2006). Dies hatte eine geringere Verdunstungsleistung der Bäume auf dem Pariser Platz zur Folge. Die ermittelten Werte für den Energieverlust durch Verdunstung waren kleiner als bei anderen Studien (RAHMAN et al. 2011; GRIMMOND & Oke 1999; JACOBS et al. 2015). Das Bodenwasserpotenzial konnte unter 1,5 MPa absinken und VPD Werte von über 4 kPa annehmen. Bei solchen Verhältnissen ist die Verdunstung von Pflanzen mit flachem Wurzelwerk (etwa Rasen) deutlich eingeschränkt.

Interessanterweise lieferten die Bäume auf dem Pariser Platz nachts aber eine höhere Verdunstungskühlung. Dies ist insofern von Bedeutung, als dadurch nachts die Lufttemperaturen stärker abkühlen können, wodurch der städtische Wärmeineffekt verringert wird (OKE 1978).

Die Studie zeigte, dass Baumpflanzungen in offenen Grünflächen einen wesentlich größeren Beitrag zur Verringerung der Wärmespeicherung in der Stadt leisten können als dies bei engen und stark versiegelten Plätzen der Fall ist. Offene Plätze würden auch bei 20 % niedrigerem Baumbestand eine ähnliche Kühlleistung erbringen gegenüber stark versiegelten Plätzen. Falls sich eine starke Flächenversiegelung nicht vermeiden lässt, sollten trockenheitstolerante Baumarten verwendet werden, die – wie gezeigt – auch nachts einen wichtigen Beitrag zur Kühlung beitragen.

4 Einfluss von Trockenheitstoleranz auf die mikroklimatisch wirksamen Ökosystemleistungen von Straßenbaumarten

Der Klimawandel stellt erhöhte Anforderungen an die Trockenheitstoleranz von Stadtbäumen – insbesondere am Extremstandort Straße (ROLOFF 2013). Aktuell werden daher intensiv neue, z. T. gebietsfremde Arten und Sorten getestet, denen man eine erhöhte Trockenheitstoleranz zuschreibt. Die sie hierzu befähigenden Eigenschaften (z. B. erhöhte stomatäre Regulation der Wasserverluste) können jedoch eine geringere Biomasseproduktion (WEBB et al. 1978; GLEASON et al. 2013) und einen eingeschränkten Wasserverbrauch implizieren (LÖSCH 2001). Im Hinblick auf die künftige Baumartenwahl für den Standort Straße wird folglich der Frage nachgegangen, ob Trockenheitstoleranz zu Lasten der mikroklimatisch wirksamen Ökosystemleistungen geht, welche von der Biomasseproduktion und der Verdunstung abhängen.

Die Messungen zu dieser Studie wurden auf zwei Quartieren der städtischen Baumschule München-Laim durchgeführt. Hier stehen rund 200 Arten und Sorten von Bäumen und Sträuchern in verschiedenen Wachstumsstadien, die nach spätestens vier Jahren in die Stadt verpflanzt werden. Die edaphischen Verhältnisse in den Quartieren variieren nur geringfügig: Der Oberboden besteht aus 0,5–0,75 m Rotlage und Humusaufgabe, darunter befindet sich Kies.

Jeweils sechs Individuen der folgenden Arten und Sorten wurden hinsichtlich Wuchs und Wasserverbrauch untersucht: *Acer platanoides* (Spitz-Ahorn), *A. campestre* (Feld-Ahorn), *Carpinus betulus* 'Fastigiata' (Hainbuche), *Ostrya carpinifolia* (Europäische Hopfenbuche), *Tilia cordata* 'Greenspire' (Winter-Linde) und *T. tomentosa* 'Brabant' (Silber-Linde). Sämtliche Individuen hatten zur Zeit der Auswahl Stammumfänge von 16–18 cm und wurden 2014 gepflanzt.

Etablierte Straßenbaumarten/-sorten (Gruppe 1) wurden paar- und gruppenweise mit neuen, z. T. fremdländischen Arten/Sorten (Gruppe 2) verglichen (siehe Tabelle 2). Auf Basis ihrer Stressbelastung im Ursprungshabitat wurden ihnen unterschiedliche Grade der Trockenheitstoleranz zugeschrieben:

Tabelle 2: Charakteristika der untersuchten Baumarten/-sorten

Hauptgruppe Vergleichspaar	kurz	n	Lebens- bereich ¹	Durch- messer [cm ± SD]	Kronen- fläche [m ² ± SD]	Blattflächen- dichte [m ² m ⁻³ ± SD]
1 etablierte Art/Sorte						
1 <i>Acer platanoides</i>	Ap	6	3	5,12 ± 0,10	2,36 ± 1,11	3,18 ± 1,18
2 <i>Carpinus betulus</i> 'Fastigiata'	Cb	6	3	5,05 ± 0,07	0,89 ± 0,12	3,84 ± 0,80
3 <i>Tilia cordata</i> 'Greenspire'	Tc	6	3	5,23 ± 0,21	1,28 ± 0,31	2,24 ± 0,16
2 aussichtsreiche, neue Art/Sorte						
1 <i>Acer campestre</i> ^{1,2}	Ac	6	6	4,82 ± 0,14	4,10 ± 1,21	2,77 ± 0,47
2 <i>Ostrya carpinifolia</i> ^{1,2,3}	Oc	6	6	5,13 ± 0,16	2,87 ± 0,39	2,22 ± 0,29
3 <i>Tilia tomentosa</i> 'Brabant' 1, 2 (S), 3 (S)	Tt	6	6	5,29 ± 0,16	1,95 ± 0,78	4,48 ± 1,14

¹ nach KIERMEIER 1995; ROLOFF & BÄRTELS 2006: 3: artenreiche Wälder & Gehölzgruppen, 6: Steppengehölze & Trockenwälder im Test bei ¹ GALK, ² Stadtgrün 2021, ³ Straßenbaumtest NL (S: Sorte)

Klimaparameter wurden mit Hilfe einer frei stehenden Wetterstation (Davis Vantage Pro2; Davis Instruments, Hayward, USA) in 10 Minuten-Intervallen erfasst. Die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR; $\mu\text{mol s}^{-1}$; LI-190; LI-COR Biosciences, Lincoln, USA) wurde gemeinsam mit der Bodenfeuchte im Oberboden (Vol. %; HS-10, Decagon Devices, Pullman, USA) direkt auf den Versuchsquartieren und synchron zum Xylemfluss gemessen.

Von Mai bis September wurden monatliche Zuwächse mit Hilfe eines digitalen Messschiebers auf 1 m Höhe erfasst. Um Unregelmäßigkeiten in der Stammbildung gerecht zu werden, wurden jeweils zwei Messungen pro Baum (N-S, O-W) vorgenommen und gemittelt. Im August wurden die Baumkronen hinsichtlich ihrer Struktur vermessen und ihre Blattflächendichte (engl. leaf area density (LAD); $\text{m}^2 \text{m}^{-3}$) mit Hilfe eines optischen Verfahrens bestimmt (LAI-2000 Plant Canopy Analyzer; LI-COR Biosciences, Lincoln, USA).

Für Transpirationmessungen wurde – wie in Kap. 3 beschrieben – in den Sommermonaten Juli, August und September die Wärmeausgleichstechnik nach GRANIER (1987) verwendet. Um die Messwerte von Bäumen mit unterschiedlichen Kronendimensionen (siehe Tabelle 1) vergleichbar machen zu können, wurden neben der Saftflussdichte (J_s ; $\text{ml cm}^{-2} \text{min}^{-1}$)

und dem Saftstrom (SF; l Baum⁻¹) auch Quotienten aus den SF-Tagessummen und den Kronenprojektionsflächen gebildet (E_c ; l m⁻² Tag⁻¹).

Abbildung 4 zeigt exemplarisch Tagesverläufe der Saftflussdichte (J_s) für die beiden *Tilia*-Sorten. Gut mit Wasser versorgte Böden und eine hohe Einstrahlung (PAR) im August führten zu einem relativ hohen Wertenniveau bei allen untersuchten Arten und Sorten. In dieser Situation weist *T. tomentosa* 'Brabant' als trockenheitstolerantere Sorte zu den Spitzenzeiten am Tag höhere J_s -Werte auf als ihre Vergleichssorte *T. cordata* 'Greenspire'. Dieses Muster wurde auch bei den anderen Vergleichspaaren und entlang beinahe der gesamten Messkampagne beobachtet. Auch die mittleren Transpirationssummen waren höher bei den trockenheitsadaptierten Arten/Sorten; signifikant war dieser Unterschied bei dem Vergleichspaar *Tilia* und insgesamt zwischen den zwei Hauptgruppen (SF G1: 1,33 l Tag⁻¹, SF G2: 1,82 l Tag⁻¹). Da die Individuen der Gruppe 1 deutlich kleinere Kronenflächen aufwiesen, waren ihre Wasserverluste pro Quadratmeter Kronenfläche (E_c) hingegen in allen drei Fällen höher als die ihrer Vergleichspartner (siehe Abbildung 4). Signifikant war der Unterschied zwischen der säulenförmig wachsenden und sehr dicht belaubten Sorte *Carpinus betulus* 'Fastigiata' und ihrer Vergleichsart *Ostrya carpinifolia* als auch zwischen den Hauptgruppen

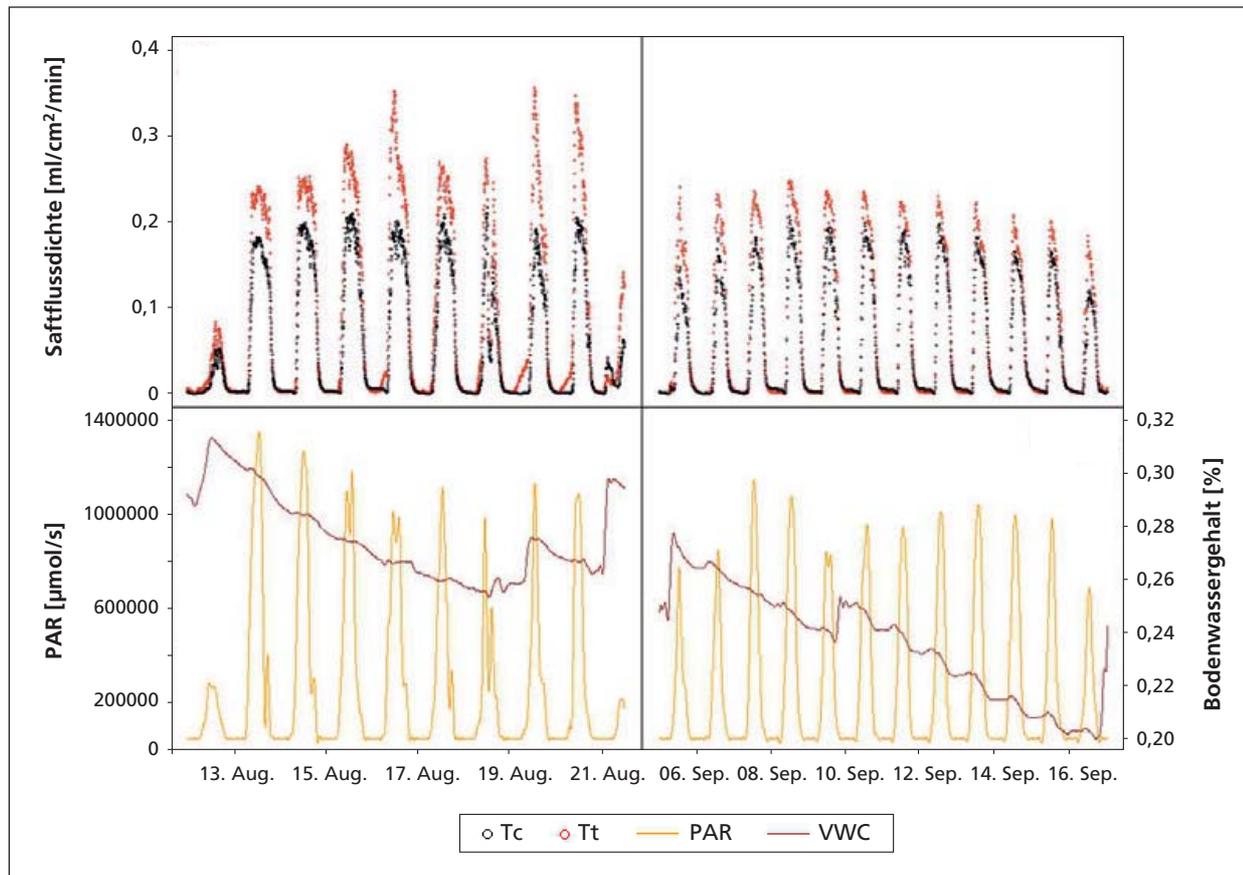


Abbildung 4: Tagesverläufe der Saftflussdichten (J_s) der Sorten *Tilia cordata* 'Greenspire' und *Tilia tomentosa* 'Brabant' für zwei Zeitabschnitte im August und September. Im unteren Bereich der Grafik sind außerdem der volumetrische Bodenwassergehalt und die photosynthetisch aktive Strahlung aufgetragen.

insgesamt (Ec G1: $1,17 \text{ l m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$, Ec G2: $0,74 \text{ l m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$).

Bei länger anhaltender Trockenheit und deutlich niedrigeren Bodenwassergehalten im September (Abbildung 4) waren die Unterschiede zwischen beiden Sorten parallel zur Abnahme der Wasserverfügbarkeit geringer; beim Vergleichspaar Hain- und Hopfenbuche kam es sogar kurzzeitig zu einer Umkehrung zugunsten höherer J_s -Werte der Hainbuche. Die Unterschiede der Ec-Werte waren dementsprechend noch stärker ausgeprägt als im August zugunsten einer deutlich höheren Transpirationsleistung der heimischen Arten und Sorten.

Diese Vermeidung größerer Wasserverluste bei aufkommender Ressourcenknappheit bzw. die Fähigkeit zur Abkoppelung der Transpiration von atmosphä-

rischen Triebkräften zeigt sich auch daran, dass die J_s -Werte der trockenheitstoleranten Arten/Sorten eine deutlich geringere Korrelation ($R^2 = 0,69$) mit den jeweils parallel gemessenen Werten des Sättigungsdefizites der Luft aufwiesen als die der heimischen Arten/Sorten ($R^2 = 0,81$).

In Abbildung 6 sind die relativen Stammzuwächse den für August ermittelten Transpirationssummen gegenübergestellt. Die sich daraus ergebenden Quotienten können als eine auf den Stammzuwachs bezogene Wassernutzungseffizienz (WUE) interpretiert werden. Die sichtbar höheren Werte der Gruppe 2 ergeben sich aus einem höheren Wasserverbrauch einerseits und einem umso stärkeren ($P < 0,001$; $\alpha = 0,05$) Wachstum andererseits. Die Silber-Linden wuchsen beispielsweise mehr als viermal stärker als die Hainbuchen oder Winter-Linden. In den Monaten Juni und

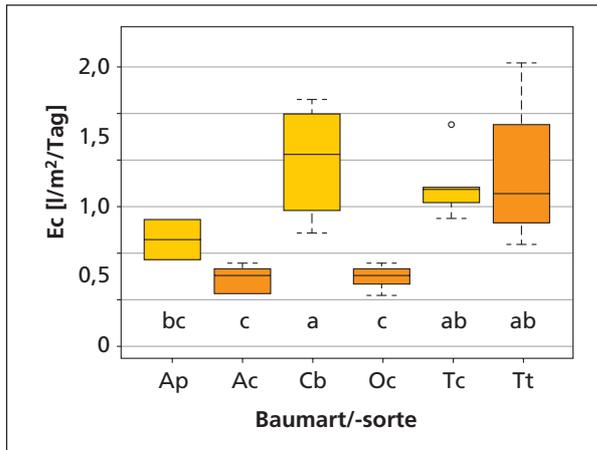


Abbildung 5: Streue- und Lagemaße der mittleren täglichen Transpirationen pro Quadratmeter Kronenfläche im August. Weiße Kästen stehen für heimische/eingebürgerte, rote für trockenheitsadaptierte Arten/Sorten; Vergleichspaare stehen nebeneinander. Verschiedene Buchstaben beschreiben signifikante Unterschiede (Duncan-Test, $\alpha = 0,05$).

Juli waren die Unterschiede im Wachstum ebenfalls hoch ($P_{\text{Jun}} < 0,01$) bzw. sehr hoch ($P_{\text{Jul}} < 0,001$). Im Mai und September hingegen waren die Unterschiede nicht signifikant ($P_{\text{Mai}} = 0,3615$, $P_{\text{Sep}} = 0,2509$).

Die zu Zeiten ausreichender Wasserversorgung gemessenen Werte decken sich mit Beobachtungen aus anderen Studien, bei denen trockenheitstolerante Arten ebenfalls keine geringeren Wachstums- (MC-CARTHY et al. 2011) und Saftflussraten (SACHS & SHAW 1993; GOEDHART & PATAKI 2012) aufwiesen als weniger angepasste Spezies. ALDER et al. (1996) schrieben trockenheitsadaptierten Arten gar eine höhere Kapazität zur Transpiration unter nicht-limitierenden Bedingungen zu.

Bei einsetzender Trockenheit zeigte sich bei den trockenheitsadaptierten Arten/Sorten eine deutliche Verminderung der Js-Werte und eine Abkoppelung der Transpiration von atmosphärischen Triebkräften während die heimischen Arten/Sorten ihre Transpiration weniger stark einschränkten. Dieser Nachweis für das Vorhandensein zweier sich maßgeblich unterscheidender Reaktionsmuster auf Ressourcenverfügbarkeit und klimatische Triebkräfte ist bedeutend für die Einstufung der Eignung von Arten/Sorten im

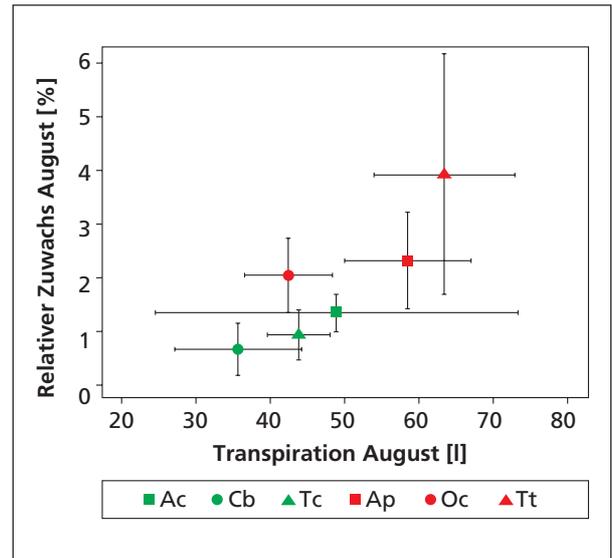


Abbildung 6: Art-/sortenspezifische Mittelwerte und Streuungen der relativen Zuwächse und transpirierten Mengen im August (schwarz: Gruppe 1, rot: Gruppe 2; gleiche Symbole für Vergleichspaare)

Hinblick auf den Klimawandel. Die Ursprungshabitate von Baumarten können ein guter Indikator für die Zugehörigkeit von Arten/Sorten zu der einen oder anderen Reaktionsgruppe sein. Fraglich ist, ab welchem Grad des Ressourcenmangels die Transpirations- und Photosyntheseleistung aufgrund der Überlebensstrategie der trockenheitstoleranten Spezies derart eingeschränkt werden, dass es sich nachteilig auf ihre Ökosystemleistungen auswirkt. Eine Folgestudie in Form eines künstlich herbeigeführten Stressexperimentes soll im Jahr 2017 hierzu weitere Erkenntnisse liefern.

Abgesehen von der Herkunft und damit einhergehenden Reaktionsmustern hängen die zu erwartenden Ökosystemleistungen aber auch immer von der Größe und Dichte der transpirierenden Kronen ab (LÖSCH 2001; GILLNER et al. 2015). Dies erklärt z. B., dass die sehr dicht belaubten Silber-Linden trotz ihrer stärkeren Regulation der Wasserverluste ähnlich hohe Transpirationssummen pro Quadratmeter aufwiesen wie die nur halb so dicht belaubten heimischen Winter-Linden. Somit könnten eine Pflanzung dicht belaubter Spezies und der Erhalt möglichst großer Kronen teilweise die durch Trockenheitstoleranz entstehenden Defizite in der Kühlleistung kompensieren.

5 Hitzeregulation durch grüne Infrastruktur: Die mikroklimatische Wirkung von Stadtbäumen, Gründächern und -fassaden

Im Rahmen dieser Studie wird für verschiedene Siedlungstypen in bayerischen Städten die Wirksamkeit von unterschiedlichen Maßnahmen zur Entwicklung der grünen Infrastruktur (GI) quantifiziert und Entscheidungshilfen für Planer abgeleitet. Unter grüner Infrastruktur fallen verschiedene städtische Begrünungsformen, von Parks über Bäume bis zu Dach- und Fassadenbegrünungen (GAFFIN et al. 2012). Für Stadtplaner ist es trotz der allgemein anerkannten Wirksamkeit von GI-Maßnahmen schwierig zu entscheiden, welche Option unter welchen lokalen Bedingungen einzusetzen ist, um einen größtmöglichen Anpassungsnutzen zu erzielen (BOWLER et al. 2010; NORTON et al. 2015).

Zuerst wird die thermische Belastung in den Siedlungsstrukturen analysiert, um anschließend in verschiedenen Begrünungsszenarien mit Stadtbäumen, Dach- und Fassadenbegrünungen (Abbildung 7) die Regulationsleistung dieser Maßnahmen auf das Mikroklima aufzuzeigen.

Je nach Bebauungsstruktur, Versiegelungsgrad und Grünanteil beeinflussen Hitzeereignisse Siedlungstypen in unterschiedlichem Maße. Es wurden drei Typen

städtischer Bebauungsstrukturen ausgewählt: Block- und Zeilenbebauung sowie mittelalterlicher Stadtkern (Abbildung 8). Diese Typen kommen in bayerischen Städten häufig vor und unterscheiden sich in ihren Charakteristika. In den Städten München und Würzburg wurden Straßenblöcke als typische Vertreter dieser Siedlungstypen gewählt, an denen die Untersuchungen durchgeführt wurden.

Für die Quantifizierung des städtischen Mikroklimas und der Wirkung grüner Infrastruktur wurde das dreidimensionale Mikroklimamodell ENVI-met V4 herangezogen (BRUSE & ENVIRONMENTAL MODELLING GROUP 2015). Es berechnet auf kleinräumigen Skalen und für Zeiträume von einzelnen Tagen die Interaktionen zwischen Atmosphäre, Oberflächen und Vegetation. Die Simulationen für diese Studie wurden für die Straßenblöcke inkl. umgebendem Straßenraum in einer Rasterauflösung von 2 m simuliert. Der Simulationszeitraum beträgt 48 h und repräsentiert einen durchschnittlichen Hitzetag in den jeweiligen Städten. Die Lufttemperaturen erreichen dann in München maximal 32,1 °C und in Würzburg 30,2 °C.



Abbildung 7: Grüne Infrastrukturmaßnahmen

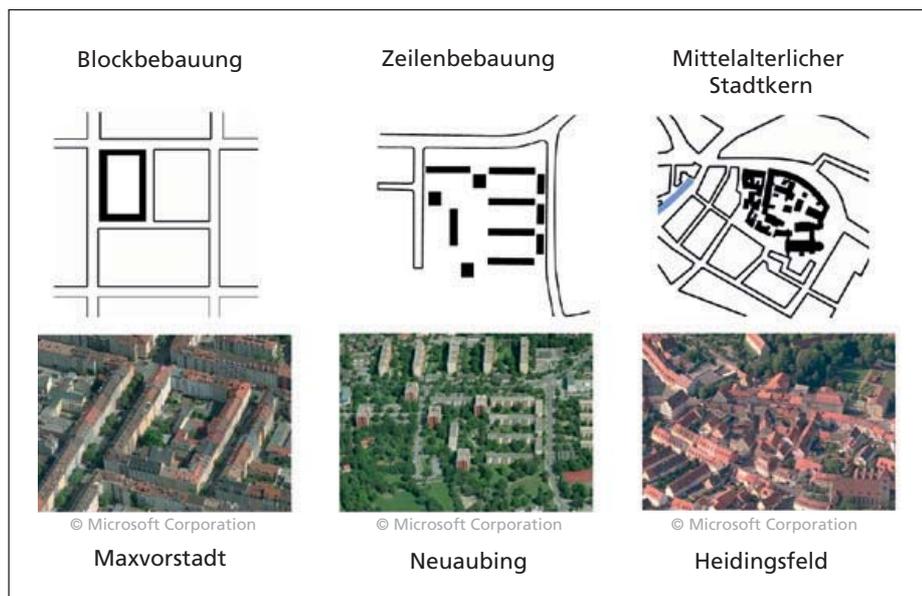


Abbildung 8: Ausgewählte Siedlungstypen in München und Würzburg

Tabelle 3: Prozentuale Änderung der PET um 15 Uhr auf 1,4 m Höhe für alle Szenarien und Siedlungstypen

Szenario	Relative Änderung (%) im jeweiligen Siedlungstyp verglichen mit Szenario B		
	Blockbebauung	Zeilenbebauung	Mittleralterlicher Stadtkern
A = Kein Grün	+4,3	+13,1	+2,7
B = Aktuelle Begrünung, Referenzszenario	0,0	0,0	0,0
C1 = Bäume, mittel	-10,3	-3,8	-10,4
C2 = Gründächer, mittel	0,0	-0,2	-0,1
C3 = Grüne Fassaden, mittel	-5,1	-1,3	-7,3
D1 = Bäume, max.	-13,0	-18,1	-17,5
D2 = Gründächer, max.	-0,5	-0,2	-0,9
D3 = Grüne Fassaden, max.	-9,8	-2,0	-13,8

Die Auswertung erfolgte für 15 Uhr des zweiten Simulationstags, es wurde der thermische Komfortindex „Physiologisch Äquivalente Temperatur“ (PET, in °C) in 1,4 m Höhe herangezogen (Tabelle 3). Die PET fasst die Wirkung der meteorologischen Parameter Lufttemperatur, Wind, Feuchte und Strahlungstemperatur auf den Menschen im Außenraum in einem Wert – der gefühlten Temperatur – zusammen und lässt sich in Klassen von thermischem Empfinden untergliedern (18–23 °C Behaglichkeit, über 23 °C Wärmebelastung, über 41 °C extreme Wärmebelastung).

Aus Luftbildern und Ortsbegehungen wurde die existierende Vegetation für das aktuelle Begrünungsszenario aller Gebiete erhoben. Zusätzlich dazu wurde ein Null-Szenario untersucht, bei dem alle Vegetation entfernt wurde. Für eine Umsetzung von GI Maßnahmen in bestehenden Siedlungsgebieten eignen sich Bäume, Dach- und Fassadenbegrünung. Diese wurden in Begrünungsszenarien einmal auf theoretisch möglichen und thermisch besonders belasteten Flächen (mittlere Szenarien, z. B. stark besonnte Bereiche, Süd-Westfassaden), einmal auf allen verfügbaren Flächen (maximale Szenarien) eingesetzt (siehe ZÖLCH et al. 2016).

In allen Siedlungstypen erreicht die thermische Belastung, ausgedrückt durch die PET, ein sehr hohes

Niveau (durchschnittlich 41–43 °C), v. a. in zur Nachmittagszeit besonnten Bereichen mit wenig Durchlüftung wie z. B. Innenhöfen (Abbildung 9). In Gebieten, wo Gebäude und Bäume den öffentlichen Raum verschatten, herrschen die angenehmsten Bedingungen (ca. 30 °C).

Der typische Häuserblock in der Blockbebauung ist durch einen geringen Grünanteil charakterisiert, welcher sich aus Straßenbäumen sowie wenigen Sträuchern und Bäumen in den Hinterhöfen zusammensetzt. Der Vergleich von Null- mit B-Szenario zeigt aber, dass bereits die vorhandene Vegetation einen wichtigen Beitrag zur Reduktion der Hitzebelastung leistet: In den Straßenräumen wird der verschattete und damit kühlere Raum durch den Schatten der Baumkronen erweitert, in den Innenhöfen schwächt die Begrünung mit Sträuchern in den stark besonnten Bereichen die lokale Überhitzung. So liegt die gefühlte Temperatur im Schnitt bei 41 °C im Vergleich zu 43 °C ohne Vegetation.

Dies trifft auch im Siedlungstyp Mittelalterlicher Stadtkern zu, der wie die Blockbebauung kaum durchgrünt ist, und wenn, dann nur in den Innenhöfen. Im Siedlungstyp Zeilenbebauung ist die Ausgangslage eine andere: Es liegen großzügige und begrünte Freiflächen zwischen den Gebäuden. Dies führt zu einem

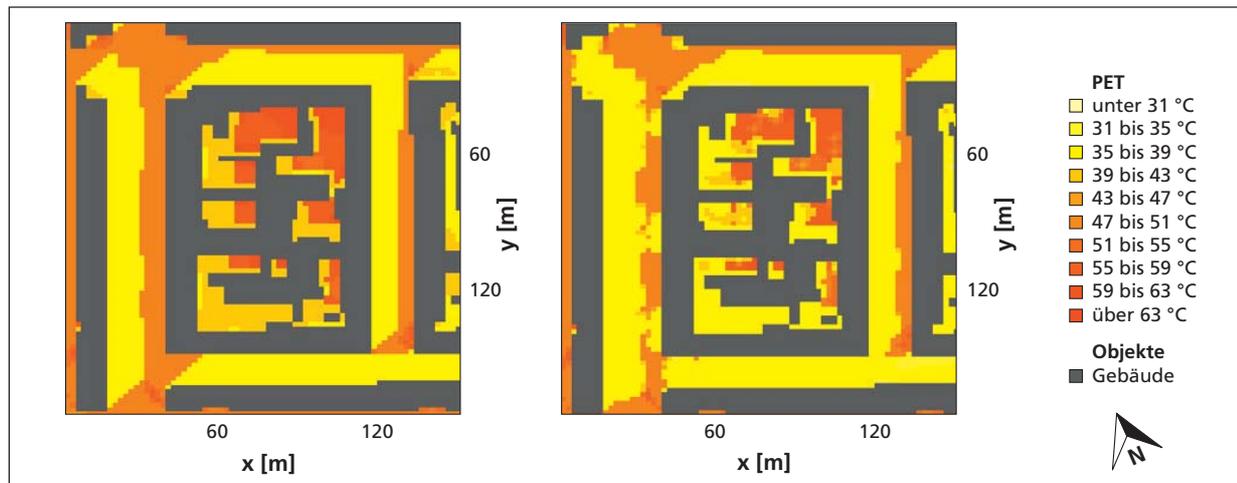


Abbildung 9: Die Szenarien ohne Vegetation und mit aktueller Begrünung für die Blockbebauung

dazu, dass die Bereiche mit angenehmen thermischen Bedingungen einen geringeren Anteil haben, da Gebäude nur einen geringen Teil der Freiflächen beschatten. Die Freiflächen werden also länger besonnt und heizen sich dadurch mehr auf (Maximalwerte über 60 °C). Gleichzeitig haben die durch Bäume verschatteten Flächen einen größeren Anteil als in den anderen Siedlungstypen. In der Zeilenbebauung liegen die Bereiche mit der höchsten thermischen Belastung vor den Süd-Westfassaden, wo die Sonneneinstrahlung von den Wänden zurückgestrahlt wird.

Durch die gezielte Umsetzung verschiedener GI Maßnahmen kann eine Reduktion der thermischen Belastung im Außenraum erwirkt werden. Deren Wirkung unterscheidet sich je nach Verschattungs- und Verdunstungsleistung sowie ihrem Standort. Als besonders geeignet für alle Siedlungstypen erweisen sich Baumpflanzungen, die sowohl die verschattete Fläche vergrößern sowie durch Evapotranspiration zur Kühlung der Umgebungsluft beitragen. Die Reduktion der thermischen Belastung im Außenraum kann bis zu 18 % gegenüber der aktuellen Begrünung erreichen, v. a. wenn die Bäume vor Süd-West-Fassaden platziert werden. Auch die Fassadenbegrünung erhöht durch Evapotranspiration die Luftfeuchtigkeit und kühlt. Durch die Verschattung der Gebäudewände sinkt zudem die Wärmerückstrahlung, was die Reduktion der thermischen Belastung unterstützt. Dies hat einen besonders großen Einfluss auf die sonnenexponierten Süd- und Westfassaden, wo die gefühlte Temperatur um bis zu 14 % gesenkt werden kann.

Im Vergleich dazu reicht die Wirkung einer extensiven Dachbegrünung jedoch kaum in den Straßenraum hinein. Die Wirkung der Dachbegrünung auf den Straßenraum reduziert sich zudem, je höher die Gebäude sind, d. h. die Dachbegrünung hat ihr größtes Potenzial auf niedrigen Gebäuden im mittelalterlichen Stadtkern oder in den Innenhöfen der Blockbebauung. Im Schnitt beträgt die Reduktion der thermischen Belastung im Straßenraum (auf Höhe der Fußgänger) max. 1 %. Die Wirkung der Evapotranspiration ist räumlich auf die nähere Umgebung der Begrünung begrenzt. So zeigt sich, dass Bäume den größten Nutzen haben, da sie am weitesten in den Außenraum hineinreichen und ihre Kühlleistung dort wirken kann.

Die Studie belegt, dass die Durchführung von Klimaanpassungsmaßnahmen in allen Siedlungstypen dringend notwendig ist, da in allen Gebieten sehr hohe PET-Werte vorherrschen. Dies bestätigen auch Studien aus anderen deutschen Städten wie Freiburg und Gelsenkirchen (DÜTEMEYER et al. 2013; LEE et al. 2016). Das Mikroklima unterscheidet sich jedoch in den Siedlungstypen durch verschiedene Gebäudehöhen und Durchlüftungs- und Verschattungsverhältnisse. Gleichzeitig zeigen die Ergebnisse, dass GI diesen Hitzestress regulieren kann. Verschattung und Evapotranspiration sind dabei die wichtigsten Funktionen. Bäume leisten beide Funktionen, sind aber in Bestandsgebieten oft schwierig umzusetzen, auch in der Anzahl, die in den Szenarien als realistisch angenommen wurde. In diesen Fällen können Planer

auch Fassadenbegrünungen bevorzugen. Gründächer zeigen aus mikroklimatischer Sicht nur auf niedrigen Gebäuden eine effektive Wirkung, können aber dennoch eine sinnvolle Maßnahme darstellen, wenn auch ihr Mehrwert für z. B. Regenwasserrückhaltung betrachtet wird (GREGOIRE & CLAUSEN 2011).

6 Schlussfolgerungen

An der TU München und Hochschule Weihenstephan-Triesdorf hat sich in den letzten Jahren eine Forschungsgruppe gebildet, um zu einem besseren Verständnis des Wachstums, der Kühlungswirkung und der damit in Zusammenhang stehenden Ökosystemleistungen von Stadtbäumen beizutragen und dieses Wissen in der Planung von grünen Infrastrukturen anzuwenden.

Die überwiegend noch laufenden Untersuchungen haben bereits zu einer Fülle von neuen Ergebnissen geführt, etwa zum Baumwachstum und zur Kronenstruktur von sehr unterschiedlichen Baumarten wie Linde, Robinie, Rosskastanie und Platane unter deutlich variierenden Wuchsbedingungen in bayerischen Städten. Abgeleitet wurden hieraus nicht nur Wuchstabellen, aus denen sich die je nach Alter und Standort zu erwartende Dimension der Baumarten ablesen lässt, sondern es konnten auch Ökosystemleistungen wie die Kohlenstoffspeicherung und die Verdunstungsleistung (durch Koppelung mit einem prozessbasierten Baumwachstumsmodell) abgeleitet werden.

Auch die Reaktion der Baumarten auf Dürreperioden wurde durch die Auswertung von Bohrkernen ermittelt. Dabei zeigte sich, dass die Winter-Linde als zerstreutporige Baumart während der Trockenphase eine vergleichsweise hohe Verdunstungsleistung aufrechterhält und damit aktiv kühlt. Die ringporige Robinie hingegen schränkt ihre Verdunstung während der Trockenperiode rasch ein, was sich in Zuwachseinbußen in den Trockenjahren bemerkbar macht. Sie erholt sich allerdings auch wieder rasch von diesen Stressphasen, während die Winter-Linde noch Zuwachseinbußen in den folgenden ein bis zwei Jahren zeigt. Bei fortschreitendem Klimawandel ist ihre Verwendung daher zunehmend kritisch zu sehen. Letzteres gilt insbesondere für stärker trockengefähr-

dete Städte wie Würzburg, während die Winter-Linde in München wohl durch die höheren Niederschläge besser zurechtkommen wird.

Insgesamt unterstreichen diese Ergebnisse die Notwendigkeit, sich vertiefend mit den ökophysiologischen Reaktionsmustern von Stadtbaumarten zu beschäftigen, um die Auswahl geeigneter Baumarten besonders an kritischen Straßenstandorten zu unterstützen und um die Ökosystemleistungen der Bäume zu quantifizieren. Die Messungen der Verdunstungsleistung von Winter-Linden auf zwei Münchner Plätzen führten diesbezüglich zu sehr interessanten Erkenntnissen. Der Zusammenhang zwischen mikrometeorologischen Bedingungen, dem Versiegelungsgrad der Stadtplätze und der Verdunstungsleistung konnte klar belegt werden. Bisher standen vergleichbare Daten etwa zum Wasserverbrauch kaum oder gar nicht zur Verfügung. Nicht zuletzt war es überraschend, die nächtliche Kühlwirkung der Winter-Linden auf dem stark versiegelten Pariser Platz zu beobachten. Trotz ihrer insgesamt eingeschränkten Wuchsleistung tragen sie damit zur Reduzierung der nächtlichen Wärmebelastung an Hitzetagen für die Anwohner bei. Dies geht allerdings dauerhaft nur, wenn die Bäume ausreichend mit Wasser versorgt werden. Daher sollten an hochversiegelten Plätzen zukünftig verstärkt Maßnahmen vorgesehen werden, um ausreichend große Pflanzgruben und gegebenenfalls sogar Bewässerungsmöglichkeiten einzurichten. Synergien mit dem lokalen Management von Regenwasserabflüssen bei Starkregen werden zunehmend diskutiert.

Die Untersuchung in der städtischen Baumschule München ermöglicht es, unter weitgehend homogenen Wuchsbedingungen Unterschiede im Wasserverbrauch und der Biomasseproduktion zwischen verschiedenen Arten und Sorten zu analysieren. Die vorläufigen Ergebnisse deuten an, dass sich „Zukunftsbäume“ aufgrund ihrer Herkunft aus trockeneren Gebieten tatsächlich markant von bisher häufig verwendeten Stadtbaumarten unterscheiden. Interessanterweise waren sie in der Lage, das im Sommer 2016 reichlich zur Verfügung stehende Niederschlagswasser stärker in Wachstum umzusetzen, gleichzeitig aber auch sensibler auf zunehmende Trockenheit durch Einschränkung der Transpiration zu

reagieren als ihre mitteleuropäischen Vergleichspartner. Letztere Beobachtung bestätigt die Hypothese, dass bei trockenheitstoleranten Spezies Einbußen der Kühlleistung in Zeiten einer Ressourcenlimitierung zu erwarten sind. Da diese „Zukunftsbäume“ jedoch aufgrund ihrer besseren Angepasstheit an den Klimawandel zu Recht für künftige Pflanzungen diskutiert werden, könnte diesem Defizit durch reduzierten Rückschnitt und die Wahl dicht belaubter Spezies teilweise entgegengewirkt werden. Eine Erweiterung bestehender Pflanzsortimente wäre nicht nur im Hinblick auf den Klimawandel sinnvoll, sondern auch, weil eine Erhöhung der genetischen Vielfalt die Widerstandsfähigkeit des Pflanzenbestandes gegenüber neuen Schädlingen und Krankheiten erhöhen könnte.

Schließlich zeigt die Modellierungsstudie die unterschiedliche Wirksamkeit von Begrünungsmaßnahmen zur Verbesserung des thermischen Komforts im Außenraum in Abhängigkeit vom Siedlungstyp. Die Studie zeigt Planern, dass GI als Klimaanpassungsmaßnahme gute Effekte erzielt, wenn lokale Unterschiede in der Siedlungsstruktur in Entscheidungsprozesse für eine Umsetzung einbezogen werden und die Maßnahmen strategisch platziert werden. Bäume waren aufgrund ihrer Schattenwirkung und der höheren Verdunstungsleistung den anderen GI Maßnahmen eindeutig überlegen. Aufgrund des Platzmangels bzw. der intensiven Nutzung der Freiräume wird es aber darauf ankommen, die hier exemplarisch miteinander verglichenen Begrünungsmaßnahmen geschickt zu kombinieren, um eine optimale Regulierung des Mikroklimas zu ermöglichen.

Das hochaufgelöste Modell ENVI-met erweist sich als gut geeignet für diese Untersuchungen, kann derzeit aber die Dynamik der Vegetation im tages- und jahreszeitlichen Verlauf nicht abbilden, etwa um die jeweilige Wasserversorgung zu berücksichtigen. Hierin sehen wir eine wichtige Fragestellung für die Verknüpfung der in diesem Aufsatz vorgestellten Untersuchungen. Insgesamt ist es unser Ziel, ein prozessbasiertes Modell der Ökosystemleistungen von Stadtbaumbeständen und darüber hinaus der grünen Infrastruktur in ihrer Gesamtheit zu entwickeln. Es soll dem Planer ermöglichen, die Ökosystemleistungen des Stadtgrüns auf verschiedenen Skalenebenen in Abhängigkeit von Standortverhältnissen, Pflanzty-

pen und Baumarten/-sorten in ihrer räumlichen und zeitlichen Veränderung abzubilden. Warum sollte es nicht möglich werden, etwa für Städte wie München oder Würzburg in Szenarien vorherzusagen, wie sich der Stadtbaumbestand in der Zukunft entwickeln wird, welche Ökosystemleistungen er an welcher Stelle in der Stadt erbringt und an welcher Stelle Defizite zu erwarten sind, um dann die Wirksamkeit verschiedener GI-Maßnahmen zu vergleichen?

Literatur

- 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, 2953-10.
- ALDER, N.; SPERRY, J.; POCKMAN, W., 1996: Root and stem xylem embolism, stomatal conductance, and leaf turgor in *Acer grandidentatum* populations along a soil moisture gradient. *Oecologia* 105, 293–301.
- ARMSON, D.; STRINGER, P.; ENNOS, A. R., 2012: The effect of tree shade and grass on surface and globe temperatures in an urban area. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11(3): 245–255.
- BRIDGMAN, H.; WARNER, R.; DODSON, J., 1995: *Urban Biophysical Environments*. Oxford University Press, Oxford.
- BOLUND, P.; HUNHAMMAR, S., 1999: Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29, 293–301.
- BOWLER, D. E.; BUYUNG-ALL, L.; KNIGHT, T. M.; PULLIN, A. S., 2010: Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape and Urban Planning*, 97(3), 147–155. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.05.006>
- BRUSE, M.; Environmental Modelling Group., 2015: ENVI-met. Retrieved 2015/02/01, from <http://envi-met.info/>
- 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.
- Deutscher Wetterdienst (DWD), 2015: Klimatologische Kenntage. Retrieved 01.04.2015, from www.deutscher-wetterdienst.de/lexikon/index.htm?ID=K&DAT=Klimatologische-Kenntage
- DÜTEMAYER, D.; BARLAG, A.; KUTTLER, W.; AXT-KITTNER, U., 2013: Measures against heat stress in the city of Gelsenkirchen, Germany. *Die Erde*, 144(3–4).
- DUPONT, S.; MESTAYER, P. G., 2006: Parameterization of the urban energy budget with the submesoscale soil model. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 45(12): 1744–1765.
- ENNOS, A. R.; ARMSON, A.; RAHMAN, M. A., 2014: How useful are urban trees: the lessons of the Manchester research project, *Trees, People and the Built Environment II*. Institute of Chartered Foresters, pp. 62–70.
- European Commission (EC), 2013: *Green infrastructure – Enhancing Europe’s natural capital* Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Brussels: European Commission.
- European Environmental Agency (EEA), 2012: *Urban adaptation to climate change in Europe – Challenges and opportunities for cities together with supportive national and European policies* EEA report (Vol. 2/2012): EEA.

- GAFFIN, S. R.; ROSENZWEIG, C.; KONG, A. Y. Y., 2012: Adapting to climate change through urban green infrastructure. *Nature Clim. Change*, 2(10), 704–704.
- GILL, S. E.; RAHMAN, M. A.; HANDLEY, J. F.; ENNOS, A. R., 2013: Modelling water stress to urban amenity grass in Manchester UK under climatechange and its potential impacts in reducing urban cooling. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12(3): 350–358.
- GILLNER, S.; VOGT, J.; THARANG, A.; DETTMANN, S.; ROLOFF, A., 2015: Role of street trees in mitigating effects of heat and drought at highly sealed urban sites. *Landsc. & Urban Plan.* 143, 33–42.
- GLEASON, S.; BUTLER, D.; WARYSZAK, P., 2013: Shifts in Leaf and Stem Hydraulic Traits across Aridity Gradients in Eastern Australia. *Internat. Journ. Of Plant. Sc.* 174, 1292–1301.
- GOEDHART, C.; PATAKI, D., 2012: Do arid species use less water than mesic species in an irrigated common garden? *Urban Ecosyst.* 15, 215–232.
- GRANIER, A., 1987: Evaluation of transpiration in a Douglas-fir stand by means of sap flow measurements. *Tree Phys.* 3, 309–320.
- GRANIER, A., 1987: Evaluation of transpiration in a douglas-fir stand by means of sap flow measurements. *Tree Physiol.*, 3(4): 309–319.
- GREGOIRE, B. G.; CLAUSEN, J. C., 2011: Effect of a modular extensive green roof on stormwater runoff and water quality. *Ecological Engineering*, 37(6), 963–969. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.02.004>
- GRIMMOND, C. S. B.; OKE, T. R., 1999: Evapotranspiration rates in urban areas. In: ELLIS, J. B. (Hrsg.), *Impacts of Urban Growth on Surface Water and Groundwater Quality*. Iahs Publication. Int Assoc Hydrological Sciences, Wallingford, pp. 235–243.
- HARDIN, P.; JENSEN, R., 2007: The effect of urban leaf area on summertime urban surface kinetic temperatures: A Terre Haute case study. *Urban For. & Urban Greening* 6, 63–72.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2014: *Climate Change 2014 – Synthesis Report – Summary for Policy Makers: IPCC*.
- 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.
- LUKASZKIEWICZ, J.; KOSMALA, M., 2008: Determining the Age of Street-side Trees with Diameter at Breast Height-based Multifactorial Model. *Arboric Urban For* 34, 137–143.
- JACOBS, C. et al., 2015: Assessment of evaporative water loss from Dutch cities. *Building and Environment*, 83: 27–38.
- JOHNSON, F. L.; BELL, D. T.; SIPP, S. K., 1975: A comparison of urban and forest microclimates in the Midwestern United States. *Agricultural Meteorology*, 14(3): 335–345.
- KIERMEIER, P., 1995: *Die Lebensbereiche der Gehölze eingeteilt nach dem Kennziffernsystem*, Verlagsges. Grün ist Leben, Pinneberg, 108 S.
- LAFORTEZZA, R.; CARRUS, G.; SANESI, G.; DAVIES, C., 2009: Benefits and well-being perceived by people visiting green spaces in periods of heat stress. *Urban Forestry & Urban Greening*, 8(2), 97–108. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2009.02.003>
- LEE, H.; MAYER, H.; CHEN, L., 2016: Contribution of trees and grasslands to the mitigation of human heat stress in a residential district of Freiburg, Southwest Germany. *Landscape and Urban Planning*, 148, 37–50. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.12.004>
- LÖSCH, R., 2003: *Wasserhaushalt der Pflanzen*, Quelle & Meyer, Wiebelsheim, 595 S.
- MCCARTHY, H.; PATAKI, D.; JENERETTE, G., 2011: Plant water-use efficiency as a metric of urban ecosystem services. *Ec. Applic.* 21, 3115–3127.
- MCHALE, M. R.; BURKE, I. C.; LEFSKY, M. A.; PEPPER, P. J.; MCPHERSON, E. G., 2009: Urban forest biomass estimates: is it important to use allometric relationships developed specifically for urban trees? *Urban Ecosyst* 12, 95–113.
- 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.
- MONTALDO, N.; OREN, R., 2016: The way the wind blows matters to ecosystem water use efficiency. *Agric. For. Meteorol.*, 217: 1–9.
- 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 For Urban Greening* 14, 1110–1121.
- NORTON, B. A.; COUTTS, A. M.; LIVESLEY, S. J.; HARRIS, R. J.; HUNTER, A. M.; WILLIAMS, N. S. G., 2015: Planning for cooler cities: A framework to prioritise green infrastructure to mitigate high temperatures in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 134, 127–138. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.018>
- NOWAK, D. J.; CRANE, D. E., 2002: Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environ Pollut* 116, 381–389.
- OKE, T. R., 1978: *Boundary Layer Climates*. Methuen & Co Ltd, London.
- PAULEIT, S.; DUHME, E., 2000: Assessing the environmental performance of land cover types for urban planning. *Landsc. Urban Plan.*, 52(1): 1–20.
- 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(1–2): 95–99.
- PRETZSCH, H.; BIBER, P.; UHL, E.; DAHLHAUSEN, J.; RÖTZER, T.; CALDENTY, J.; KOIKE, T.; VAN CON, T.; CHAVANNE, A.; SEIFERT, T.; DU TOIT, B.; FARN DEN, C.; PAULEIT, S., 2015: Crown size and growing space requirement of common tree species in urban centres, parks, and forests. *Urban For Urban Greening* 14, 466–479.
- PRETZSCH, H.; MATTHEW, C.; DIELER, J., 2012: 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. (Hrsg.), *Growth and Defence in Plants*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg.
- RAHMAN, M. A.; ARMSON, D.; ENNOS, A. R., 2014: Effect of urbanization and climate change in the rooting zone on the growth and physiology of *Pyrus calleryana*. *Urban Forestry & Urban Greening*, 13(2): 325–335.
- RAHMAN, M. A.; ARMSON, D.; ENNOS, A. R., 2015: A comparison of the growth and cooling effectiveness of five commonly planted urban tree species. *Urban Ecosystems*, 18(2): 371–389.
- RAHMAN, M. A.; MOSER, A.; RÖTZER, T.; PAULEIT, S., 2017: 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.; SMITH, J. G.; STRINGER, P.; ENNOS, A. R., 2011: Effect of rooting conditions on the growth and cooling ability of *Pyrus calleryana*. *Urban Forestry & Urban Greening*, 10(3): 185–192.
- 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. *Arboriculture & Urban Forestry*, 39(6): 256–266.

- R CORE TEAM, 2014: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- ROLOFF, A.; BÄRTELS, A., 2006: Flora der Gehölze – Bestimmung, Eigenschaften, Verwendung, Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 847 S.
- ROLOFF, A., 2013: Stadt- und Straßenbäume der Zukunft – welche Arten sind geeignet? In: ROLOFF, A., THIEL, D.; WEISS, H. (Hrsg.): Aktuelle Fragen der Stadtbaumplanung, -pflege und -verwendung (Tagungsband Dresdner Stadtbaumtage 14./15.03.2013), Forstwiss. Beiträge Tharandt Beiheft Bd. 14, 173–187.
- SACHS, R.; SHAW, D., 1993: Avoidance of drought injury and minimum irrigation in a mediterranean climate: the requirements for acclimatized (hardened) plants. *J. Arboric.* 19, 99–105.
- SHASHUA-BAR, L.; HOFFMAN, M. E., 2003: Geometry and orientation aspects in passive cooling of canyon streets with trees. *Energy Build* 35, 61–68.
- SHASHUA-BAR, L.; HOFFMAN, M. E.; TZAMIR, Y., 2006: Integrated thermal effects of generic built forms and vegetation on the UCL microclimate. *Building and Environment*, 41(3): 343–354.
- 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(4): 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.
- WEBB, W.; SZAREK, S.; LAUENROTH, W.; KINERSON, R.; SMITH, M., 1978: Primary productivity and water use in native forest, grassland, and desert ecosystems. *Ecol.* 59, 1239–1247.
- WILBY, R. L., 2003: Past and projected trends in London's urban heat island. *Weather*, 58(7): 251–260.
- ZÖLCH, T.; MADERSPACHER, J.; WAMSLER, C.; PAULEIT, S., 2016: Using green infrastructure for urban climate-proofing: An evaluation of heat mitigation measures at the micro-scale. *Urban Forestry & Urban Greening*, 20, 305–316. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2016.09.011>

Autoren

Prof. Dr. Swantje Duthweiler ist an der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf (HSWT), Fakultät Landschaftsarchitektur im Fachbereich Pflanzenverwendung tätig. *M.Sc. Laura Stratopoulos* ist wissenschaftliche Mitarbeiterin und im Graduiertenkolleg „Nachhaltige Wertschöpfungsketten“ HSWT und TUM.

*Hochschule Weihenstephan-Triesdorf (HSWT)
Fakultät Landschaftsarchitektur
Fachbereich Pflanzenverwendung, 85350 Freising
Tel. (0 81 61) 2 34 63 65
swantje.duthweiler@hswt.de
laura.stratopoulos@hswt.de*



Prof. Dr. Stephan Pauleit arbeitet an der Technischen Universität München (TUM), im Wissenschaftszentrum Weihenstephan und hat den Lehrstuhl für Strategie und Management der Landschaftsentwicklung inne. *PD Dr. Thomas Rötzer* und *Dr. Astrid Moser* sind im Wissenschaftszentrum Weihenstephan wissenschaftliche Mitarbeiter am Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, *Dr. Mohammad Rahman* und *M. Sc. Teresa Zölch* sind dort wissenschaftliche Mitarbeiterinnen am Lehrstuhl für Strategie und Management der Landschaftsentwicklung.

*Technische Universität München (TUM)
Wissenschaftszentrum Weihenstephan
Lehrstuhl für Strategie und Management der
Landschaftsentwicklung
Emil-Ramann-Straße 6, 85354 Freising
pauleit@wzw.tum.de
thomas.roetzer@lrz.tu-muenchen.de
astrid.moser@lrz-tu-muenschen.de
asrafjescu@googlemail.com
teresa.zoelch@tum.de*

