

Der Biotopflächenfaktor 2020

Abschluss- und Gesamtbericht zweier Studien zur Anpassung des Berliner Planungsinstrumentes an den aktuellen Stand der Wissenschaft und Technik



iASP

Juli, 2020

Auftragnehmer

Institut für Agrar- und Stadtökologische Projekte
an der Humboldt-Universität zu Berlin (IASP)
Philipstraße 13 / Haus 16
10115 Berlin



☎ 030-2093 9061 Fax: 030-2093 9065
E-Mail: iasp@iasp.hu-berlin.de

Auftraggeber

Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz
z. H. Frau Cloos-Baier
Am Köllnischen Park 3
10179 Berlin

☎ 030/9025 1640
E-Mail: Ingrid.Cloos-Baier@senuvk.berlin.de

Projektleitung:	M.Sc. Dennis Melzer
Wissenschaftliche Bearbeitung:	M.Sc. Dennis Melzer Dipl.-Ing. Susanne Herfort
Fotos: Abbildungen (S. 94-100)	Dipl.-Ing. Susanne Herfort Dominik Joswig

Dieser Bericht stellt eine Zusammenfassung von zwei Berichten dar, die im Zeitraum von September 2018 bis Juli 2020 angefertigt wurden.

1. *Herfort & Melzer, 2018: Literaturstudie zur Ermittlung von Anrechnungsfaktoren des Biotopflächenfaktors unterschiedlicher Kategorien der Flächentypen der Dach- und Vertikalbegrünung.*
2. *Melzer & Herfort, 2020: Entwicklung eines Konzeptes zur Neufassung und -bewertung von Flächentypen des Biotopflächenfaktors.*

Projektlaufzeit: 15.10.2020 bis 15.12.2020



Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung und Aufgabenstellung	1
1.1	Methode der Literaturrecherche und Ableitung der Anrechnungsfaktoren.....	3
2.	Neukonzeptionierung der Flächenkategorien.....	7
2.1	Vegetationsfläche mit Bodenanschluss	7
2.2	Wege- und Verkehrsflächen.....	9
2.3	Vegetationsflächen	13
2.4	Blaue Flächen	16
2.5	Gebäudebegrünungen.....	18
2.5.1	Dachbegrünungen	18
2.5.2	Vertikalbegrünungen	21
3.	Betrachtung der Ökosystemdienstleistungen zur Ableitung der Anrechnungsfaktoren	25
3.1	Mikroklima	25
3.1.1	Die Wirkung von Wege- und Verkehrsflächen auf das Mikroklima	28
3.1.2	Die Wirkung von Vegetationsflächen auf das Mikroklima.....	33
3.1.3	Die Wirkung blauer Flächen auf das Mikroklima	34
3.1.4	Die Wirkung von Gebäudebegrünungen auf das Mikroklima	36
3.1.5	Zusammenfassende Bewertung: Mikroklima.....	41
3.2	Luftqualität.....	44
3.2.1	Die Wirkung von Wege- und Verkehrsflächen auf die Luftqualität	45
3.2.2	Die Wirkung von Vegetationsflächen auf die Luftqualität.....	46
3.2.3	Die Wirkung blauer Flächen auf die Luftqualität	49
3.2.4	Die Wirkung von Gebäudebegrünungen auf die Luftqualität	50
3.2.5	Zusammenfassende Bewertung: Luftqualität	53
3.3	Biologische Vielfalt.....	57
3.3.1	Die Wirkung von Wegeflächen auf die Biologische Vielfalt.....	58
3.3.2	Die Wirkung von Vegetationsflächen auf die Biologische Vielfalt	59
3.3.3	Die Wirkung blauer Flächen auf die Biologische Vielfalt	60
3.3.4	Die Wirkung von Gebäudebegrünungen auf die biologische Vielfalt	62
3.3.5	Zusammenfassende Bewertung Biologische Vielfalt	65
3.4	Regenwasserrückhalt.....	69
3.4.1	Die Wirkung von Wegeflächen auf den Regenwasserrückhalt	70
3.4.2	Die Wirkung von Vegetationsflächen auf den Regenwasserrückhalt	75
3.4.3	Die Wirkung blauer Infrastruktur auf den Regenwasserrückhalt.....	76
3.4.4	Die Wirkung von Gebäudebegrünungen auf den Regenwasserrückhalt.....	77
3.4.5	Zusammenfassende Bewertung: Regenwasserrückhalt	79
3.5	Gesundheitswirksame Effekte	82
3.5.1	Gesundheitswirksame Effekte von Wegflächen	85

3.5.2	Gesundheitswirksame Effekte von Vegetationsflächen	85
3.5.3	Gesundheitswirksame Effekte blauer Flächen	86
3.5.4	Gesundheitswirksame Effekte von Gebäudebegrünungen	88
3.5.5	Zusammenfassende Bewertung gesundheitswirksamer Effekte	89
4.	Zusammenfassende Bewertung der einzelnen Flächenkategorien	92
4.1	Ableitung neuer Anrechnungsfaktoren für verschiedene Flächenkategorien des BFF 2020	93
4.1.1	Wege- und Verkehrsflächen.....	94
4.1.2	Vegetationsflächen	95
4.1.3	Gebäudebegrünungen.....	97
4.1.4	Blaue Flächen	100
5.	Literaturverzeichnis	102

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Grünvolumenzahl verschiedener Vegetationsformen und ausgewählter Flächentypen.....	8
Abbildung 2: Eingrenzung des Wurzelraumes durch unterirdische Begrenzungen.	14
Abbildung 3: Nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (nFK_{we}) verschiedener Berliner Nutzungstypen...14	
Abbildung 4: Vereinfachter Dachaufbau von extensiven, einfach intensiven und intensiven begrünten Dächern...19	
Abbildung 5: Vereinfachter Aufbau von verschiedenen Kategorien der Vertikalbegrünung.	22
Abbildung 6: Schematische Darstellung der städtischen Wärmeinsel.....	25
Abbildung 7: Thermische Belastung der Bevölkerung in Berlin.	25
Abbildung 8: Stark vereinfachte Wärmebilanz einer unversiegelten (links) und einer versiegelten Fläche (rechts).26	
Abbildung 9: Einfluss des urbanen Grünvolumens auf die Temperaturreduktionskapazität einer Standardreferenzfläche an einem heißen Sommertag in 2 m Höhe.....	27
Abbildung 10: Zusammenhang zwischen Grünvolumen und der Strahlungstemperatur ausgesuchter Flächentypen in Berlin um 14:00.	28
Abbildung 11: Evapotranspirationsanteile am Gesamtniederschlag für befestigte Flächentypen nach BFF 2020..	29
Abbildung 12: Gemessene Evaporationsraten von undurchlässigen Belägen und Fugenmaterial im Vergleich zu einer Wasserfläche.....	30
Abbildung 13: Gemessene Oberflächentemperaturen von undurchlässigen Belägen und Fugenmaterial im Vergleich zu einer Wasserfläche.....	30
Abbildung 14: Bodentemperaturen in 30 cm Tiefe unter Zierrasen, begrünten Rasengittersteinen und Asphalt....	31
Abbildung 15: Bodentemperatur unter verschiedenen Belagsklassen nach BFF 2020..	32
Abbildung 16: Temperaturdifferenz des Wärmeinseleffekt (UHI) in Abhängigkeit der Gesamtbiomasse einer Fläche im Sommer in Shenzen (China) am Tag (grün) und in der Nacht (schwarz)..	33
Abbildung 17: Einfluss verschiedener Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung auf den Hitzestress und die Anzahl an Tropennächten pro Jahr..	34
Abbildung 18: Jährliche Evapotranspiration eines extensiven, einfach intensiven und intensiven Dachbegrünung im mediterranem Klima..	38
Abbildung 19: Blattflächenindex verschiedener Pflanzen der bodengebundenen Vertikalbegrünung.	39
Abbildung 20: Einschätzung der Wirkung der im Rahmen des BFF 2020 definierten Kategorien „Wege und Verkehrsflächen“ und „Vegetationsflächen“ auf das städtische Mikroklima.	41
Abbildung 21: Einschätzung der Wirkung der im Rahmen des BFF 2020 definierten Kategorien „Gebäudebegrünungen“ und „Blaue Flächen“ auf das städtische Mikroklima.	42
Abbildung 22: Belastung der Stadtbevölkerung in Berlin durch Feinstaub $PM_{2.5}$ und Stickstoffdioxid NO_2	44
Abbildung 23: Simulationsergebnisse zu Windgeschwindigkeit und Feinstaubdispersion in einer Straßenschlucht mit einem Höhen- Weiten Verhältnis (H/W) von 1, bei unterschiedlichen Blattflächendichten (LAD) und konischer Form der Baumkronen.	47
Abbildung 24: Schadstoffkonzentration in 1,5 m Höhe einer realistischen Stadtstruktur (Seoul, Korea) für ein Szenario ohne und mit Abkühlung von 5 °C.	51
Abbildung 25: Einschätzung der potentiellen Wirkung der Flächenkategorien „Wege und Verkehrsflächen“ und „Vegetationsflächen“ auf die städtische Luftqualität.	54
Abbildung 26: Einschätzung der potentiellen Wirkung der Flächenkategorien „Gebäudebegrünungen“ und „Blaue Flächen“ auf die städtische Luftqualität.	55
Abbildung 27: Biotopverbundsystem der Stadt Berlin. Aktuelle und potenzielle Flächen sind ausgewiesen.....	57
Abbildung 28: Einfluss der Parameter Fugenweite, Lichtintensität und Nutzungsintensität auf die Artenzusammensetzung von Fugenvegetationen (kanonischen Korrelationsanalyse).	58
Abbildung 29: Gewichteter Gesamteffekt (+/- 0,6) verschiedener lokaler Standortfaktoren (Habitatkategorien) auf die Artenvielfalt.....	60

Abbildung 30: Anzahl an Pflanzenarten und seltener Arten in verschiedenen Systemen der Regenwasserbewirtschaftung .	61
Abbildung 31: Unterschiede in der Wasserqualität künstlicher und natürlicher Wasserflächen und Wirkung auf Artenzusammensetzung.	61
Abbildung 32: Artenvielfalt der Fauna im Vergleich zwischen unbegrüntem, bodengebundenen und wandgebundenen "lebenden" Wänden.	64
Abbildung 33: Einschätzung der Wirkung Flächenkategorien „Wege- und Verkehrsflächen“ und „Vegetationsflächen“ auf die biologische Vielfalt der Stadt.	66
Abbildung 34: Einschätzung der Wirkung der definierten Kategorien „Gebäudebegrünung“ und „Blaue Flächen“ auf die biologische Vielfalt der Stadt.	68
Abbildung 35: Vereinfachte Darstellung der Prozesse der hydrologischen Bilanz einer Vegetationsfläche mit Bodenanschluss und einer versiegelten Fläche.	69
Abbildung 36: Räumliche Verteilung der Kanalisationssysteme Berlins.	70
Abbildung 37: Infiltrationsrate unterschiedlicher ausgewählter Belagsarten.	71
Abbildung 38: Infiltrationsrate von Gittersteinen mit und ohne Vegetation.	71
Abbildung 39: Vergleich der gemessenen Infiltration zwischen unbegrüntem Fugen und begrüntem Fugen 15 min nach einer Regengabe.	72
Abbildung 40: Zusammenstellung verschiedener Literaturwerte zu Oberflächenabfluss verschiedener Belagsarten.	72
Abbildung 41: Gemessene Endinfiltrationsrate urbaner Flächen mit unterschiedlichen Vegetationsstrukturen.	75
Abbildung 42: Konzeptionelle Darstellung dreier typischer Arten des präferentiellen Flusses in Böden.	76
Abbildung 43: Einschätzung der Wirkung der Flächenkategorien „Wege und Verkehrsflächen“ und „Vegetationsflächen“ auf den Regenwasserrückhalt.	80
Abbildung 44: Einschätzung der Wirkung der Flächenkategorien „Gebäudebegrünungen“ und „Blaue Flächen“ auf den Regenwasserrückhalt.	81
Abbildung 45: Übersicht über die Lärmbelastung (links) und die Grünversorgung (rechts) der Berliner Bevölkerung.	82
Abbildung 46: Einfluss verschiedener akustischer Oberflächentypen auf die Schalldämpfung auf 100 m Distanz zwischen Sender und Empfänger in 2 m Höhe.	83
Abbildung 47: Ästhetische Präferenzpyramide.	84
Abbildung 48: Abnahme Lautstärkepegel an einer vielbefahrenen Straße über zwei unterschiedlichen Vegetationsflächen (Gras und Wald).	86
Abbildung 49: Einschätzung der Wirkung von „Wege- und Verkehrsflächen“ auf die gesundheitswirksamen Effekte.	90
Abbildung 50: Einschätzung der Wirkung der definierten Flächentypen auf die gesundheitswirksamen Effekte.	91
Abbildung 51: Gesamtdarstellung der Flächentypen des BFF 1990 (links) und entsprechende Flächentypen und Flächenkategorien des BFF 2020 (rechts).	92
Abbildung 52: Bewertung der Wirkung von Wege- und Verkehrsflächen und Vegetationsflächen für die im BFF betrachteten Ökosystemdienstleistungen und der hieraus gemittelte BFF 2020 Anrechnungsfaktor.	97
Abbildung 53: Bewertung der Wirkung von Gebäudebegrünungen und Blauen Flächen für die im BFF betrachteten Ökosystemdienstleistungen und der hieraus gemittelte BFF 2020 Anrechnungsfaktor.	101

Tabellenverzeichnis

<i>Tabelle 1: Die Beurteilung der innerstädtischen Flächentypen hinsichtlich ihrer Wirksamkeit für den Naturhaushalt. Übernommen aus Becker et al. ⁸.</i>	2
<i>Tabelle 2: Anzahl gefundener Publikationen je Schlagwortgruppe der Literaturdatenbank „Web of Science“.</i>	5
<i>Tabelle 3: Skalierung der Grünvolumenzahl nach Richter et al. ¹⁷ und Zuweisung verschiedener Vegetationsformen nach Arlt et al. ¹⁶.</i>	8
<i>Tabelle 4: Einteilung der Belagsklassen nach Hanschke ²⁶, ergänzt um Versiegelungsgrad und Parameter der hydrologischen Bilanz. Übersetzt und erweitert aus Timm ³⁰.</i>	10
<i>Tabelle 5: Einteilung der Nutzungsintensität begrünter Flächenbefestigungen nach FLL (2018).</i>	11
<i>Tabelle 6: Einteilung der Flächentypen der Wege- und Verkehrsflächen im BFF 2020.</i>	12
<i>Tabelle 7: Maximale Wurzeltiefen verschiedener Vegetationsformen aus unterschiedlichen Publikationen. Das Grünvolumen wurde anhand der Vegetationsform eingeschätzt.</i>	15
<i>Tabelle 9: Beispielhafte Albedowerte für verschiedene Belagsarten. Zusammenstellung aus verschiedenen Publikationen.</i>	26
<i>Tabelle 10: Beschriebene Reduzierung der Oberflächentemperaturen durch Fassadenbegrünungen in der Literatur. Klimagruppe nach Köppen-Geiger Klassifikation ¹⁴⁹. Verändert und ergänzt aus Besir & Cuce (2018).</i>	39
<i>Tabelle 10: Jährlicher Entzug an Luftschadstoffen durch extensive Gründächer. Verändert und ergänzt aus Francis und Jensen²⁰².</i>	50
<i>Tabelle 11: Abflussbeiwerte verschiedener ausgewählter Flächenbeläge, nach DIN 1986-100 ²⁷⁶.</i>	73



Hohe Versiegelungsgrade in urbanen Gebieten reduzieren potentielle Vegetationsstandorte.

1. Einleitung und Aufgabenstellung

Die raumgreifende Verstädterung resultiert in einer stetigen Umwandlung von Vegetationsstandorten in Siedlungs- und Verkehrsflächen. Der tägliche Flächenverbrauch sollte in Deutschland bereits bis 2020 auf unter 30 ha gesenkt werden, liegt jedoch mit 56 ha heute noch weit über den ehemals gesteckten Zielen der Bundesregierung ¹. Das Erreichen des angestrebten Netto-Null Flächenverbrauches bis 2050 scheint daher ohne eine konsequent nachhaltige Flächenkreislaufwirtschaft schwer möglich.

Auch in Berlin nahm die Siedlungs- und Verkehrsfläche innerhalb der letzten 20 Jahre um rund 3.000 ha zu ². Besonders in den innerstädtischen Bereichen ging die rasante Verdichtung mit einer großräumigen Versiegelung und Überbauung städtischer Oberflächen einher. Hierdurch reduzierte sich gleichsam die Zahl an potenziellen Vegetationsflächen, die naturhaushaltswirksame Funktionen im Stadtgebiet übernehmen können. Dies kann weitreichende Folgen für die Lebensraumqualität einer Stadt haben, weshalb eine nachhaltige Bauweise im Zentrum der Berliner Stadtentwicklung stehen sollte.

Pflanzen prägen nicht nur entscheidend das Stadtbild, sondern beeinflussen nachhaltig die Lebensqualität der Stadtbewohner ³ und verrichten wichtige Aufgaben wie die Regulierung des städtischen Mikroklimas ⁴ und der Luftqualität ⁵. Zusätzlich dienen Frei- und Vegetationsflächen als Lebensraum für Flora und Fauna und leisten so einen wichtigen Beitrag für die Erhaltung des Ökosystems „Stadt“ ⁶. Durch den Verlust potentieller Vegetationsstandorte können diese Ökosystemdienstleistungen nur noch eingeschränkt übernommen werden, was die Lebensqualität der Stadtbewohner langfristig verringert ⁷. Der Erhalt einer größtmöglichen, durchlässigen und porösen Stadtoberfläche als Ort des Wasser- und Stoffaustausches und als Wurzelraum der Vegetation scheint daher essenziell, damit der Naturraum Stadt sein Angebot an vielfältigen Ökosystemdienstleistungen bestmöglich bereitstellen kann.

Zur Reduzierung der Belastungen für Umwelt und Bevölkerung wurde in Berlin der Biotopflächenfaktor (BFF) etabliert. Der BFF beschreibt den Anteil eines Grundstückes der Funktionen des Naturhaushaltes potentiell übernehmen kann und formuliert hierdurch einen ökologischen Mindeststandard für bauliche Änderungen und Neubebauungen. Er versteht sich als Aggregatgröße, bei der für verschiedene Flächentypen die jeweiligen Anrechnungsfaktoren kombiniert werden, um einen angestrebten Ziel-BFF einer Grundstücksfläche zu erreichen.

In seiner heutigen Form basiert der BFF auf einem Gutachten von 1990 (BFF 1990), in dem typische innerstädtische Flächentypen hinsichtlich ihrer naturhaushaltswirksamen Wertigkeit (Evapotranspiration, Versickerung und Speicherung, Bodenfunktion, Lebensraum für Pflanzen und Tiere und Staubbindung) bewertet wurden ⁸ (Tabelle 1). Ausgehend von Einschätzungen der damaligen Autoren konnten Anrechnungsfaktoren für die jeweiligen Flächentypen abgeleitet werden ⁹. Als Referenzfläche diente eine Vegetationsfläche mit Bodenanschluss, der ein Anrechnungsfaktor von 1 zugeschrieben wurde. Bei den übrigen Flächen erfolgte die Bewertung der naturhaushaltswirksamen Leistungsfähigkeit im Vergleich zu einer solchen Vegetationsfläche, zwischen 0 bis 1. Die Bewertung der Anrechnungsfaktoren basierte dabei rein auf der Einschätzung der Autoren, wobei die verwendete Datengrundlage und Empirie nicht aus dem damaligen Gutachten erkenntlich ist, was bereits an anderer Stelle kritisiert wurde ^{9,10}. Daneben scheint die Ableitung des Anrechnungsfaktors nicht immer in einem konsistent quantitativen Verhältnis zur verbal-argumentativen Einschätzung zu stehen.

Tabelle 1: Die Beurteilung der innerstädtischen Flächentypen hinsichtlich ihrer Wirksamkeit für den Naturhaushalt. Übernommen aus Becker et al. ⁸.

	Evapo- transpiration	Versickerung	Boden	Lebens- raum	Staub- bindung	Anrechnungs- faktor
versiegelte Fläche	keine-gering	keine	keine	keine	keine	0
teilversiegelte Fläche	gering	gering	gering	keine-gering	keine	0,3
halboffene Fläche	mittel	mittel	mittel	gering	gering	0,5
Vegetationsfläche <80cm - ohne Bodenanschluss	mittel-hoch	keine	gering	mittel	mittel- hoch	0,5
Vegetationsfläche >80cm - ohne Bodenanschluss	hoch	keine	mittel	mittel	hoch	0,7
Vegetationsfläche mit Boden- anschluss	hoch- sehr hoch	mittel	hoch- sehr hoch	hoch- sehr hoch	hoch	1
Regenwasser-versickerung	keine	hoch- sehr hoch	keine	keine	keine	0,2
Vertikalbegrünung	mittel-hoch	keine	keine	mittel- hoch	mittel- hoch	0,5
Dachbegrünung	mittel-hoch	keine-gering	gering	mittel- hoch	hoch- sehr hoch	0,7

Zwischen 2018 bis 2020 wurden die Flächentypen und Anrechnungsfaktoren des BFF aktualisiert. Hierzu erfolgte eine stärkere Differenzierung der im BFF 1990 bewerteten Flächentypen. Die Flächentypen wurden im Anschluss anhand wissenschaftlicher Literaturergebnisse neu bewertet wodurch die Anrechnungsfaktoren an die aktuelle Ergebnislage angepasst werden konnten. Dies erfolgte in zwei Teilschritten. In einer ersten Studie wurden die BFF-Flächentypen Dach- und Fassadenbegrünung weiter differenziert und Anrechnungsfaktoren je Flächentyp, auf Grundlage der bewerteten Ökosystemdienstleistungen, abgeleitet. Das gleiche Konzept wurde in der Folge auf die weiteren Flächentypen des BFF angewandt. Dabei sollte die einfach verständliche und modulare Struktur des BFF 1990 unbedingt erhalten bleiben, um dessen flexible Anwendbarkeit auch zukünftig zu gewährleisten.

1.1 Methode der Literaturrecherche und Ableitung der Anrechnungsfaktoren

In der Zeit von Oktober bis Dezember 2018 (Studie 1) sowie November 2019 bis Juni 2020 (Studie 2) wurden zwei intensive Literaturrecherchen durchgeführt mit dem Ziel, die Wirkung verschiedener städtischer Flächentypen auf den Naturhaushalt beurteilen zu können.

Im Fokus der Recherche standen die Flächenkategorien des BFF 1990:

- Versiegelte Fläche,
- Teilversiegelte Fläche,
- Halboffene Fläche,
- Vegetationsfläche ohne Bodenanschluss, Bodenauftrag unter 80 cm,
- Vegetationsfläche ohne Bodenanschluss, Bodenauftrag ab 80 cm,
- Vegetationsfläche mit Bodenanschluss,
- Regenwasserversickerung,
- Dachbegrünung,
- Vertikalbegrünung.

Im Zuge der nun durchgeführten Aktualisierung der Anrechnungsfaktoren zum Biotopflächenfaktor (BFF 2020) wurden die oben gelisteten Flächentypen des BFF 1990 in verschiedene Flächenkategorien neu strukturiert und nach Möglichkeit weiter differenziert. Hierzu wurden alle voll- oder teilweise versiegelten Flächen in *Wege- und Verkehrsflächen* zusammengefasst. Vegetationsflächen ohne Bodenanschluss wurden in einer Kategorie *Unterbauter Flächen* gruppiert. Die im BFF 1990 betrachtete Regenwasserversickerung wird in der Folge gemeinsam mit urbanen Wasserflächen in der Flächenkategorie *Blaue Flächen* betrachtet. Die Flächentypen Dachbegrünung und Fassadenbegrünung werden fortan in der Kategorie *Gebäudebegrünungen* zusammengefasst. Eine ausführliche Beschreibung der Konzeptionierung und der einzelnen Flächenkategorien und -typen erfolgt in Kapitel 0. Eine Gesamtdarstellung der Flächentypen ist in Abbildung 51, S.92 dargestellt.

Für die Literaturrecherche wurde die nationale und internationale Fachliteratur hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Kriterien:

- Mikroklima,
- Regenwasserrückhalt,
- Luftqualität,
- Biologische Vielfalt und
- gesundheitswirksame Effekte (Lärmreduktion und Erholungspotential)

ausgewertet und analysiert.

Hierzu wurde die Literaturdatenbank „Web of Science“ nach Titeln von Publikationen mit folgenden Schlagwörtern untersucht:

Vegetationsfläche mit Bodenanschluss

„green space“, „urban green space“, „vegetation“, „urban vegetation“, „urban forest“, „urban grassland“, „green infrastructure“, „Grünfläche“, „urbane Vegetation“, „urbane Vegetationsfläche“, „Vegetationssystem“;

Wege- und Verkehrsflächen

„sealing“, „pavement“, „pavers“, „asphalt“, „grid pavers“, „lawn pavers“, „sealing materials“, „paved surfaces“, „paved urban environments“, „paved areas“, „permeable pavement“, „impervious surfaces“, „porous pavements“, „concrete surface“, „Belagsarten“, „Belagsmaterialien“, „Versiegelung“, „Pflastersteine“, „Rasengittersteine“, „Rasengitter“, „Asphalt“, „begrünte Beläge“;

Unterbaute Vegetationsflächen

„substructure“, „root depth“, „rooting depth“, „vertical root limitation“, „root zone“, „root space“, „subterranean structure“, „Unterbauung“, „Wurzelaumlimitierung“, „Untergrundstruktur“, „Substratbegrenzung“, „begrenzte Wurzeltiefe“, „Gründigkeit“;

Blaue Flächen

„blue infrastructure“, „urban blue“, „urban drainage systems“, „ponds“, „urban waters“, „urban water bodies“, „urban water surfaces“, „storm water management systems“, „infiltration systems“, „Wasserflächen“, „Versickerungsflächen“, „Blaue Infrastruktur“, „Regenwasserbewirtschaftung“, „Unterbauung“;

Gebäudebegrünungen

green roof“, „roof garden“, „rooftop garden“, „Dachbegrünung“, „Gründach“, „green roofs“, „roof gardens“, „Dachbegrünungen“, „Gründächer“; „green facade“, „green wall“, „living wall“, „vertical green“, „vertical greening system“, „lebende Wand“, „Fassadenbegrünung“, „Vertikalbegrünung“, „green facades“, „green walls“, „living walls“, „vertical greens“, „vertical greening systems“, „lebende Wände“, „Fassadenbegrünungen“, „Vertikalbegrünungen“.

Die erhaltenen Sammlungen wurden anschließend weiter hinsichtlich ihrer Wirkung auf einzelne Ökosystemdienstleistungen differenziert:

Mikroklima:

„microclimate“, „climate“, „thermal performance“, „cooling effect“, „heat reduction“, „heat island“, „thermal performance“, „cooling potential“, „heat reduction“, „evaporation“, „evapotranspiration“, „shading“, „climate adaptation“, „temperature-mitigating“;

Luftqualität:

„air quality“, „air pollution“, „pollution reduction“, „nitrogen dioxide uptake“, „NO₂“, „particulate matter accumulation“, „PM₁₀ accumulation“, „PM_{2.5} accumulation“, „sulphur dioxide uptake“, „SO₂“, „O₃“, „ozone“, „Luftqualität“, „Feinstaubfilterung“;

Biologische Vielfalt:

„biodiversity“, „insect species“, „habitate“, „plant diversity“, „Biodiversität“, „Habitat“, „Pflanzenvielfalt“, „Flora“, „Fauna“;

Regenwasserrückhalt:

„rainwater“, „stormwater“, „water retention“, „runoff“, „interception“, „hydrology“, „infiltration“, „flood control“, „Regenwasser“, „Oberflächenabfluss“, „Wasserretention“, „Infiltration“, „Oberflächenrückhalt“;

Gesundheitswirksame Effekte:

„noise“, „acoustic“, „sound“, „Lärm“, „Schall“, „Reflexion“, „well-being“, „health“, „satisfaction“, „Erholung“, „Gesundheit“, „Stressreduktion“, „thermal performance“, „cooling potential“, „heat reduction“, „heat mortality“.

In Tabelle 2 ist die gefundene Anzahl an Publikationen je Schlagwortgruppe angegeben. Die Zahl an Studien ist sehr unterschiedlich zwischen den einzelnen Flächenkategorien verteilt. Die höchste Zahl an Publikationen wurde für Wegflächen ermittelt, wobei sich hiervon nur ein geringer Anteil mit den im Rahmen des BFF 2020 betrachteten Ökosystemdienstleistungen beschäftigt. Am stärksten betrachtet wurde in dieser Kategorie die Wirkung verschiedener Straßenbeläge auf verkehrsbedingte Lärmemissionen, die im Zuge des BFF 2020 jedoch nicht für eine Bewertung genutzt wurden. Der geringste Anteil der Studien beschäftigte sich mit Ökosystemdienstleistungen unterbauter Vegetationsflächen. Bezüglich dieser Flächenkategorie konnten teilweise nur einzelne Studien in der Literaturdatenbank ermittelt werden. Studien zu blauer Infrastruktur fokussierten sich vorrangig auf die Wirkung dieser Flächentypen auf das Regenwassermanagement. Die Anzahl der Studien zu Dachbegrünungen übersteigt die Forschung zu Vertikalbegrünungen deutlich. Zwischen den einzelnen Kategorien der Dachbegrünung liegt der Forschungsschwerpunkt seit 1990 deutlich auf extensiven Dachbegrünungen. Intensive und semi-intensive Dachbegrünungen sind weit seltener Forschungsgegenstand. Auch bei den Vertikalbegrünungen liegt der Fokus auf traditionellen, bodengebundenen Fassadenbegrünungen, wobei in den letzten Jahren die Forschung zu wandgebundenen Systemen zunimmt. Um die Datengrundlage zu erweitern wurde nach Möglichkeit ebenfalls graue Literatur ausgewertet.

Tabelle 2: Anzahl gefundener Publikationen je Schlagwortgruppe der Literaturdatenbank „Web of Science“.

	Gesamt	Referenzfläche	Wegflächen	Unterbaute Flächen	Blaue Flächen	Gebäude-Begrünungen ¹
Gesamt	-	44.687	52.529	8.484	23.312	2271
Mikroklima	181.593	2.899	361	38	822	983
Luftqualität	91.775	331	29	2	100	212
Biologische Vielfalt	108.209	1.37	144	13	448	185
Regenwasserrückhalt	52.927	596	323	25	1.407	651
Gesundheitswirksame Effekte	1.142.572	555	665	44	293	90

¹ Zusammengefasst aus Angaben zu Einzeldarstellung von Dach- und Vertikalbegrünungen der Teilstudie 1.

Für die weitere Analyse wurden die wichtigsten Publikationen aus den obigen Sammlungen ausgewählt. Hauptkriterien für die weitere Auswahl waren die Relevanz der Studie, der Bezug zum Untersuchungsraum, die Aktualität und Anzahl an Zitierungen. Nach Möglichkeit wurden ebenfalls Datenpublikationen genutzt oder veröffentlichte Daten aus unterschiedlichen Publikationen extrahiert und vergleichend dargestellt. Anhand der Ergebnisse der Literaturrecherchen wurden die Flächentypen verbal-argumentativ bewertet, um hieraus Potentiale zur Übernahme der einzelnen Ökosystemdienstleistungen abzuleiten. Auf dieser Grundlage wurde die Wirkung auf einer Skala zwischen 0 bis 1 geschätzt, wobei 0 keinerlei Wirkung und 1 eine sehr hohe Wirkung beschreibt. Eine quantitative Auswertung der Literaturergebnisse war nicht immer möglich, da die untersuchten Flächenkategorien in der Literatur sehr unterschiedlich definiert werden und eine klare Zuordnung daher nur teilweise möglich ist.

Als Referenz für eine Fläche mit sehr hoher positiver Wirkung auf den Naturaushalt diente eine Vegetationsfläche mit Bodenanschluss, der ein Anrechnungsfaktor von 1 zugeschrieben wurde. Gemittelt ergaben sich aus der Bewertung der Einzelkriterien der Anrechnungsfaktor je Ökosystemdienstleistungen, die wiederum gemittelt den empfohlenen Anrechnungsfaktor je Flächentyp im BFF ergaben.

Hierbei schien es nicht immer sinnvoll alle in der konzeptgebenden Studie zu Gebäudebegrünungen betrachteten Wirkmechanismen, für die in dieser Studie betrachteten Flächenkategorien, zu bewerten. Die nicht betrachteten Mechanismen wurden im Folgenden mit *n. b.* (nicht beachtet) beziffert und bei der Ermittlung der Anrechnungsfaktoren nicht weiter berücksichtigt.



Komplex strukturierte Vegetationsflächen mit niedrigen bis hohen Grünvolumen übernehmen wichtige Ökosystemdienstleistungen im urbanen Raum.

2. Neukonzeptionierung der Flächenkategorien

Für die Neubewertung der Flächentypen des Biotopflächenfaktors (BFF 2020) wurden die Flächentypen des BFF 1990 neu gruppiert, um diese nach aktuellem Stand der Technik hinsichtlich der zu erbringenden Ökosystemdienstleistungen besser darstellen zu können. Demzufolge werden folgende Flächenkategorien unterschieden und in dieser Studie betrachtet:

(1) Wege- und Verkehrsflächen

(BFF 1990: versiegelte, teilversiegelte und halboffene Flächen)

Nach Notwendigkeit sollte eine weitere Differenzierung innerhalb dieser Flächenkategorie erfolgen, um den heutigen Erkenntnissen und der Vergleichbarkeit der Ergebnisse gerecht zu werden.

(2) Vegetationsflächen

(BFF 1990: Vegetationsfläche mit Bodenanschluss, Vegetationsfläche < 80cm ohne Bodenanschluss und Vegetationsfläche >80 cm ohne Bodenanschluss)

Nach Notwendigkeit sollten die Substratgrenzen unterbauter Vegetationsflächen neu eingeteilt werden, um den heutigen Erkenntnissen gerecht zu werden.

(3) Blaue Flächen

(BFF 1990: Regenwasserversickerung)

Die Kategorie der Regenwasserversickerung wurde im BFF 2020 ersetzt durch die Betrachtung der Oberflächenversickerung und regenwassergespeister Wasserflächen.

(4) Gebäudebegrünungen

(BFF 1990: Dachbegrünungen und Vertikalbegrünungen)

Nach Notwendigkeit sollte diese Kategorie stärker in verschiedene Typen von Dach- und Vertikalbegrünung differenziert werden, um den heutigen Erkenntnissen und der Praxis gerecht zu werden.

2.1 Vegetationsfläche mit Bodenanschluss

Die Ableitung der Anrechnungsfaktoren erfolgt im Hinblick auf eine Referenzfläche, der ein Anrechnungsfaktor von 1 zugeschrieben wird. Wie im BFF 1990 ist die Referenzfläche definiert als eine idealisierte Vegetationsfläche mit Bodenanschluss. Urbane Vegetationsflächen leisten eine Vielzahl an Ökosystemdienstleistungen, die positiv auf die städtische Umwelt wirken und die Lebensqualität in den Städten steigern können. Urbane Grünflächen wirken regulierend auf das städtische Mikroklima¹¹, sind essentielle Elemente des städtischen Regenwassermanagements¹², Habitate für Flora und Fauna¹³, leisten eine wichtige Funktion als Erholungsraum für die Stadtbewohner¹⁴ und können die Konzentrationen an Feinstäuben und Luftschadstoffen reduzieren¹⁵. Der Umfang, in dem die Flächen dabei wirken, wird maßgeblich durch die Art und Struktur der Vegetation bestimmt, aber auch durch die Stadt, die Flächengröße und das Klima.

Die Referenzfläche wird definiert als eine ebene, unversiegelte und vollkommen durchlässige Fläche, so dass keinerlei oberflächlicher Abfluss von Niederschlagswasser erfolgt. Der Wurzelraum ist nicht limitiert, weshalb das Potential zur Ausbildung komplexer Vegetationsstrukturen mit teilweise hohen bis sehr hohen Grünvolumen gegeben ist. Das *Grünvolumen* beschreibt die Bestandshöhe einer Fläche und wird mit der *Grünvolumenzahl* ($\text{m}^3 \text{m}^{-2}$) als Verhältnis von Grünvolumen zu begrünter Fläche angegeben¹⁶ (Tabelle 3). In Abbildung 1 sind Grünvolumenzahlen verschiedener Flächennutzungskategorien in Berlin zusammengefasst dargestellt. Durchschnittlich sehr hohe Grünvolumenzahlen weisen die städtischen Waldgebiete auf (Median $17,3 \text{ m}^3 \text{m}^{-2}$). Die Grünvolumenzahlen von Parks und Grünflächen sind

mit $6,8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2}$ hoch und deutlich über der Grünvolumenzahl von Wohngebieten ($2,3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2}$) und Brachen ($2,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2}$). Die Referenzfläche entspricht in ihrem Grünvolumen und Struktur einem typischen Berliner Park bzw. Grünflächen.

Tabelle 3: Skalierung der Grünvolumenzahl nach Richter et al. ¹⁷ und Zuweisung verschiedener Vegetationsformen nach Arlt et al. ¹⁶.

Wertstufe	Grünvolumenzahl	Vegetation
Sehr hoch	$> 7 \text{ [m}^3 \text{ m}^{-2}\text{]}$	Große Bäume
Hoch	$3,5\text{-}7 \text{ [m}^3 \text{ m}^{-2}\text{]}$	Mittelgroße Bäume
Mittel	$1,1\text{-}3,5 \text{ [m}^3 \text{ m}^{-2}\text{]}$	Gebüsche, kleine Bäume
Niedrig	$0,4\text{-}1,1 \text{ [m}^3 \text{ m}^{-2}\text{]}$	Wiesen, Sträucher, Niederhecken
Sehr niedrig	$< 0,4 \text{ [m}^3 \text{ m}^{-2}\text{]}$	Rasen

Das Grünvolumen steht ebenfalls im Zusammenhang mit anderen Vegetationsparametern wie der oberirdischen Biomasse und dem Blattflächenindex ^{17,18}. Der *Blattflächenindex* beschreibt die Blattfläche im Bezug zur Grundfläche (Bodenfläche) und steigt tendenziell mit der Blattdichte und der Vegetationshöhe. Breuer et al. ¹⁹ geben typische Blattflächenindizes von $0,5\text{-}16 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ für Gräser und Kräuter, $0,5\text{-}4,5 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ für Sträucher und Büsche und $4\text{-}16 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ für Bäume an. So kann in der Regel das Grünvolumen von Flächen ebenfalls von deren Bedeckungsgrad, der Bestandshöhe und den Blattflächendichten abgeleitet werden ¹⁸.

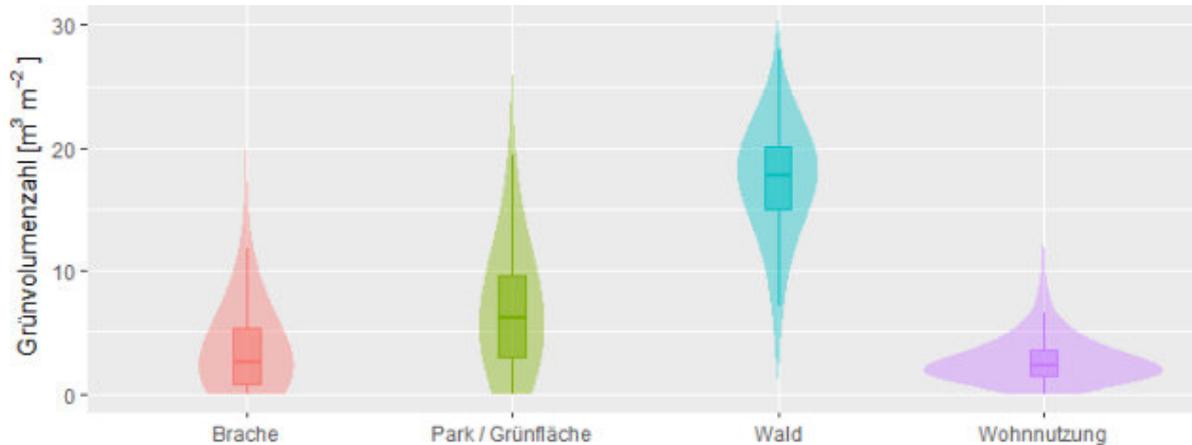


Abbildung 1: Grünvolumenzahl verschiedener Vegetationsformen und ausgewählter Flächentypen. Daten extrahiert aus FIS-Broker.



Verschiedene für Berlin typische Belagsarten von Wege- und Verkehrsflächen.

2.2 Wege- und Verkehrsflächen

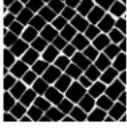
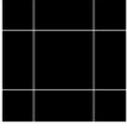
Das vielfältige Nutzungsspektrum unbebauter Grundstücksflächen bedingt eine Reihe von Anforderungen in Abhängigkeit der jeweiligen Nutzung. Wege-, Hof-, Betriebs- und Verkehrsflächen werden aus diesem Grund häufig voll oder teilweise versiegelt.

Neben Gebäuden ist die Versiegelung von Flächen wohl eine der charakteristischsten Eigenschaften urbaner Räume. Versiegelung bezeichnet in diesem Zusammenhang die vollkommene oder anteilige Unterbrechung des Luft- und Wasseraustausches zwischen Boden und Atmosphäre²⁰. Das Versiegeln verhindert oder mindert das Eindringen von Niederschlägen in die Standortoberfläche, deren Versickerung und Wiederverdunstung. Durch gezieltes oberflächliches Abführen des Niederschlagswassers in die angeschlossene Kanalisation wird dieses vom natürlichen Wasserkreislauf entkoppelt, was vielfältige Auswirkungen auf den städtischen Lebensraum und das urbane Ökosystem haben kann²¹. Versiegelte Flächen tragen beispielsweise signifikant zur städtischen Wärmeinsel bei²², reduzieren potentielle regulative Vegetationsstandorte und schränken hierdurch das Wohlbefinden der Stadtbewohner ein²³. Durch Verringerung des versiegelten Oberflächenanteiles oder Nutzen angepasster Materialien ist es möglich, die oben genannten negativen Folgen der Versiegelung zu reduzieren^{24,25}.

Die unterschiedlichen Belagsmaterialien haben hierbei eine Reihe von Stoffeigenschaften, die so verschieden sind wie die Materialien selbst. Im Berliner Umweltatlas werden Belagsarten in Klassen nach Hanschke²⁶ zusammengefasst. Unter Berücksichtigung dieser Einteilung erfolgt die Ermittlung des Gesamtstädtischen Versiegelungsgrades unbebauter Flächen, der über die Jahre relativ konstant zwischen 11 und 12 % der Gesamtfläche Berlins lag²⁷. Der hierfür verwendete Klassifizierungsansatz basiert auf einer Einteilung der Belagsarten nach dem Versiegelungsgrad bzw. dem Versiegelungsanteil an der Gesamtfläche (Tabelle 4). In einem späteren Schritt wurden den einzelnen Belagsklassen hydrologische

Kennwerte zugeordnet, die das Speichervermögen (Effektivitätsparameter n) und das Infiltrationsverhalten (Infiltrationsfaktor F_i) der unterschiedlichen Beläge beschreiben und zur Abschätzung der einzelnen Komponenten der hydrologischen Bilanz dienen^{21,28}. Daneben ist eine „Einschätzung der Auswirkungen auf den Naturhaushalt“ (gering bis extrem) der einzelnen Belagsklassen angegeben, die jedoch nicht weiter in unterschiedliche Komponenten des Naturhaushaltes differenziert wird²⁶. Auch die für die Einschätzung genutzte Datengrundlage ist nicht angegeben. Stark durchlässigen Belagsarten mit hohen Fugenanteilen (z. B. Rasengittersteine, Sickersteine) und unbefestigten Belägen (z. B. Schotterrasen, wassergebundene Decken) wird ein geringer Einfluss auf den Naturhaushalt zugeschrieben, wohingegen die negative Wirkung der Belagsklassen mit zunehmendem Versiegelungsgrad steigt. Die negative Wirkung vollversiegelte Beläge (z. B. Asphalt, Beton, Beläge mit Fugenverguss) wird als extrem hoch eingeschätzt. Die Klassifikation basiert ausschließlich auf der Bewertung der Permeabilität und der Auswirkungen auf die hydrologische Bilanz von Flächen. Einflussfaktoren wie Fugenmaterial, Vegetationsetablierung und Nutzungsintensität spiegeln sich jedoch nicht in dieser Einteilung wider, obwohl diese Aspekte einen signifikanten Einfluss auf das Potential zur Übernahme naturhaushaltswirksamer Funktionen haben können²⁹.

Tabelle 4: Einteilung der Belagsklassen nach Hanschke²⁶, ergänzt um Versiegelungsgrad und Parameter der hydrologischen Bilanz. Übersetzt und erweitert aus Timm³⁰.

Belagsklasse	BLK 1	BLK 2	BLK 3	BLK 4
Versiegelungsanteil	< 70 %	70-94 %	94-98 %	> 98 %
				
Beispiele ²	Rasengitterstein, wassergebundene Decke, Kiesdecken, Schotterrasen	Klein- und Mosaikpflaster (Kantenlänge < 8 cm)	Kunststein- und Plattenbeläge (Kantenlänge > 8 cm), Betonverbundpflaster, Klinker, Mittel- und Großpflaster	Asphalt, Beton, Pflaster mit Fugenverguß oder Betonunterbau, Kunststoffbeläge
Eigenschaften	Hoher Fugenanteil und Vegetation	Hoher Anteil kleiner Fugen, mögliche Vegetationsbildung	Geringer Fugenanteil, kaum Vegetation möglich	Keine Fugen oder Vegetation möglich
Einschätzung der Auswirkung auf den Naturhaushalt ¹	Gering	Mittel	Hoch	Extrem
Oberflächenabfluss	0-7 % (Kein)	3-15 % (Gering)	16- 42 % (Mittel)	70-72 % (Hoch)
Evaporation	26 % (Hoch)	8-35 % (Gering bis Hoch)	8-22 % (gering bis Mittel)	20-24 % (Mittel)
Infiltration	58-68 % (Mittel bis Hoch)	63-79 % Hoch	53-64 % (Mittel)	6-9 % (Gering)
Effektivitätsparameter ²	0,4	0,25	0,11	0,11
Infiltrationsfaktor (F_i) ²	0,9	0,6	0,3	0,1

¹ Hanschke²⁶

² SenStadt²⁷

Im Gegensatz zu obiger Einteilung werden befestigte Flächen im BFF 1990 in drei unterschiedliche Kategorien eingeteilt (vollversiegelt, teilversiegelt, halboffen), die im Verhältnis zu einer Vegetationsfläche mit Bodenanschluss bewertet werden. Die Einteilung berücksichtigte dabei nicht nur den Einfluss der Durchlässigkeit der Oberflächen auf die hydrologischen Eigenschaften der einzelnen Flächentypen, sondern ebenfalls die geplante Ausbildung von Vegetation, sowie die Nutzungsintensität der Flächen. In diesem Sinne wurden Rasengittersteine unter hoher Nutzungsintensität geringer angerechnet (Anrechnungsfaktor 0,3) als Rasengittersteine mit geringen Nutzungsintensitäten (Anrechnungsfaktor 0,5). Hierdurch soll einer ganzheitlichen Betrachtung der Ökosystemdienstleistungen Rechnung getragen werden, die deutlich durch diese Parameter beeinflusst werden.

Die Begrünung der Beläge beeinflusst nicht nur eine Veränderung der hydrologischen Eigenschaften der Flächen, sondern kann ebenso einen Einfluss auf das Mikroklima, die Feinstaubbindung und die biologische Vielfalt haben. Hohe Nutzungsintensitäten begrünter Flächen bedingen einerseits größere Anforderungen an die Untergrundstabilität und den Aufbau der Beläge, was sich negativ auf die Versickerungsleistung auswirken kann. Daneben können die Fugenmaterialien durch die Auf- und Scherlasten verdichtet und die Vegetationsentwicklung eingeschränkt werden ³¹. Die FLL ²⁹ differenziert in diesem Zusammenhang vier Kategorien der Nutzungsintensität begrünter Flächenbefestigungen (Tabelle 5).

Tabelle 5: Einteilung der Nutzungsintensität begrünter Flächenbefestigungen nach FLL (2018).

Nutzungskategorie	Beschreibung
N1	Begehbare, nicht mit Kfz befahrbare Flächenbefestigungen (z. B. Terrassen, Wege, Sitzplätze).
N2	Befahrbare Flächenbefestigungen für Fahrzeuge bis 3,5 t zulässiges Gesamtgewicht (z. B. Garagenzufahrten, PKW-Stellplätze).
N3	Befahrbare Flächenbefestigungen wie N 2, jedoch mit gelegentlichen Befahrungen mit Fahrzeugen bis 20 t zulässiges Gesamtgewicht (z. B. Pflege-, Instandhaltungswege sowie Garagen- und Gebäudezufahrten).
N Fw	Flächenbefestigungen für Feuerwehzufahrten, Aufstell- und Bewegungsflächen für die Feuerwehr (gemäß DIN 14090 oder länderspezifische Regelungen), die mit Fahrzeugen bis 16 t Gesamtgewicht und 10 t Achslast befahrbar sein müssen. Aufstellflächen müssen zudem einer Flächenpressung (Bodenpressung) von mindestens 800 kN m ⁻² standhalten.

Mit steigender Nutzungsintensität erhöht sich die Belastung der Oberfläche, wodurch sich besondere Anforderungen an die Tragschicht und den Unterbau der Beläge ergeben. Es sind keine Forschungsarbeiten bekannt, die eine Änderung der Ökosystemdienstleistung, in Abhängigkeit der von der FLL abgegrenzten Nutzungskategorien, systematisch untersuchten. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass eine zunehmende Schichtdicke und Verdichtung des Baugrundes negativ auf die Versickerung und hierdurch auf die mögliche Grundwasserneubildung wirkt und die Oberflächenverdichtungen ebenfalls mit zunehmenden Drucklasten und Scherkräften zunehmen ³²⁻³⁴. Dies kann sich ebenfalls negativ auf die Etablierung und das Grünvolumen der Vegetation der Belagsflächen auswirken ³⁵. Besondere Anforderungen der Belastbarkeit werden an den Unterbau von Flächenbefestigungen der Nutzungskategorie N Fw gestellt. Hier müssen, insbesondere in den Bereichen der Aufstellflächen, sehr hohe Auflasten sicher gehalten werden. Dagegen ist die Nutzungsfrequenz bei dieser Kategorie meist sehr gering. Neben begrünten Belägen kann sich ebenfalls die hydrologische Leistungsfähigkeit von Pflasterbelägen mit zunehmender Nutzung und Alterung reduzieren ³⁶. Dies wird jedoch maßgeblich auf eine Abnahme der Porosität der Belagsoberfläche und des Fugenmaterials durch Zusetzen der Poren mit Mikroparti-

keln (Reifenabrieb, Abrieb von Bremsen und Getrieben) zurückgeführt³⁷⁻⁴⁰. Zur Erhaltung der hydrologischen Eigenschaften dieser Belagsarten ist eine regelmäßige Reinigung der Oberflächen und des Fugenraumes nötig, inklusive der Entfernung spontan ausgebildeter Vegetation³⁸⁻⁴⁰.

Die grundlegende Einteilung des BFF 1990 wird in der Neubewertung der Flächentypen des BFF 2020 beibehalten und weiter differenziert (Tabelle 6). Die Kategorie der *halboffenen* Flächen der Belagsklasse 1 wird fortan als *begrünte* Flächen bezeichnet. *Begrünte* Flächen beschreiben all solche Beläge, bei denen eine Vegetationsentwicklung, auf Grundlage der Fugenräume und des verwendeten Fugenmaterials, auf Basis der FLL Richtlinie²⁹ für „Planung, Bau und Instandhaltung von begrünbaren Flächenbelägen“, geplant und dauerhaft möglich ist. Die Flächen werden hierbei nur in eingeschränktem Maße größeren Nutzungsintensitäten und Nutzungsfrequenzen ausgesetzt, um eine langfristige Etablierung der Vegetation und die Übernahme von mit der Vegetation in Verbindung stehenden, naturhaushaltswirksamen Aufgaben zu gewährleisten. Der Flächentyp *Teilversiegelt* des BFF 1990 wird im BFF 2020 unterschieden in *teilversiegelte* und *durchlässige* Flächen. *Durchlässige* Belagsarten können ähnliche Versiegelungsgrade wie *begrünte* Beläge aufweisen und zur gleichen Belagsklasse zählen (z. B. Betonrasengittersteine BLK 1), sind jedoch mit gröberen Fugenmaterialien gefüllt, die die Entwicklung einer dauerhaft geschlossenen Vegetationsdecke nicht ermöglichen. Die Integration durchlässiger Beläge in den BFF 2020 bringt diesen in Übereinstimmung mit den Flächentypen des BFF aus Seoul (Korea), in dem durchlässige Belagsflächen ohne Vegetation, als eigenständiger Flächentyp mit einem Anrechnungsfaktor von 0,3 bewertet werden¹⁰. *Teilversiegelte* Belagsflächen fassen verschiedene Belagsarten mit reduzierten Versiegelungsgraden (BLK 2 und 3) zusammen. Belagsflächen der BLK 1 (z.B. Rasengittersteine) unter intensiver Nutzungintensität und -frequenz (> N1) werden ebenso diesem Flächentyp zugeordnet.

Tabelle 6: Einteilung der Flächentypen der Wege- und Verkehrsflächen im BFF 2020. Neben der bereits im BFF 1990 bestehenden versiegelten Belagsklasse werden die ehemals teilversiegelten und halboffenen Flächen unterteilt in teilversiegelte und durchlässige Beläge. Die durchlässigen Beläge schließen halboffene Flächen ohne Vegetation mit ein. Belagsflächen mit geplanter Vegetationsentwicklung werden als Flächentyp „Begrünte Belagsflächen“ zusammengefasst.

	Begrünte Belagsflächen	Durchlässige Belagsflächen	Teilversiegelte Belagsflächen	Versiegelte Belagsflächen
Belagsklasse	1	1	1, 2 und 3	4
Nutzungskategorie nach FLL ²⁹	N1, N Fw	N1, N2, N3, N Fw	N2, N3, N Fw	N2, N3, N Fw
Vegetation	niedrig	Keine	Keine	keine
Anrechnungsfaktor (BFF 1990)	0,5	0,3	0,3	0
Beispiele für Belagsarten	Rasenklinker, Rasenschotter, Holzpflaster mit hohem Fugenananteil, Pflaster mit Rasenfuge, Rasengitter, Rasengittersteine. Die Flächen werden nur mit geringer Intensität und Frequenz genutzt. Die Entwicklung einer geschlossenen Vegetationsdecke ist geplant und nach FLL Richtlinie ²⁹ umsetzbar.	Gittersteine, Sickerpflastersteine, Dränsteine, Pflastersteine mit hoher Sickerleistung. Die hohe Nutzungsintensität und -frequenz führt nicht zu einer signifikanten Minderung der Sickerleistung. Verwendung von besonders grobkörnigen Substraten schließt eine gezielte Vegetationsbildung aus.	Groß- und Kleinsteinpflaster, Klinker, Holzpflaster, Betonverbundsteine und Platten, wassergebundene Decke, offener, verdichteter Boden, durchlässige Kunststoffbeläge. Eine Vegetationsentwicklung ist nicht geplant. Begrünte Belagsflächen mit hoher Nutzungsintensität.	Beton, Asphalt, Terrazzo, Keramik, Platten/Pflasterung (mit geb. Unterbau oder mit Fugenverguss), wasserundurchlässige Kunststoffbeläge.



Mit Tiefgarage unterbaute Vegetationsfläche in Berlin-Adlershof.

2.3 Vegetationsflächen

Im BFF 1990 werden Vegetationsflächen mit und ohne Bodenanschluss bewertet. Wie bereits erwähnt fungieren Vegetationsflächen mit Bodenanschluss im Sinne des BFF als Referenz, zur Bewertung der restlichen Flächentypen (Kapitel 2.1). Vegetationsflächen ohne Bodenanschluss wurden anhand der Substratmächtigkeit von weniger und mehr als 80 cm unterschieden und im Hinblick auf die Referenzfläche bewertet. Eine Beschränkung der Tiefe des Substratkörpers aufgrund Unterbauung, beispielsweise durch Unterkellerung oder ebenerdigen Deckschichten auf Tiefgaragen, schränkt die für die Pflanze durchwurzelbare Zone ein und kann so einen Einfluss auf das potenziell entwickelbare Grünvolumen und folglich die Übernahme von Ökosystemdienstleistungen haben (Abbildung 2). Mit abnehmendem Wurzelraum stehen den Pflanzen, in Abhängigkeit von den Substrateigenschaften und der Pflege, weniger Wasser und Nährstoffe für die Transpiration und Biomassebildung zur Verfügung. Insbesondere in Perioden andauernder Trockenheit kann sich eine Einschränkung des Wurzelraumes daher negativ auf die Pflanzenvitalität und Biomassebildung auswirken. Aber auch ein Anstauen des Wassers im Substratkörper in Zeiten hoher Niederschlagsintensitäten kann die Vegetationsausbildung, aufgrund von Sauerstoffmangel in der Wurzelzone, negativ beeinflussen, was ein künstliches Ableiten des Niederschlagswassers an der unteren Grenze des Substratraumes notwendig macht.

Im Allgemeinen sind Wurzeln recht opportunistisch und werden von der Vegetation bei Bedarf dort gebildet, wo die Umweltbedingungen es zulassen⁴¹. Wie tief eine Pflanze wurzelt wird neben den genetischen Eigenschaften der jeweiligen Pflanze selbst, hauptsächlich durch hydrologische Standortbedingungen, wie den Substrateigenschaften (Gründigkeit, Bodenart, Gehalt an organischer Bodensubstanz) und dem lokalen Klima beeinflusst^{42,43}.

Die *effektive Durchwurzelungstiefe*, also die Tiefe, aus der die Pflanzen potenziell ihren Wasserbedarf decken können, liegt in Sandböden (Bodenart *mS* bis *St3*; *Ld 1*) für Laubgehölze zwischen 120 cm und 150 cm, in schwereren Bodenarten (Ton und Schluff) bei bis zu 225 cm ⁴⁵. Für niedrige Grünvolumen (Grünland) werden mit 60 bis 80 cm deutlich geringere Durchwurzelungstiefen für die gleichen Bodenarten angenommen. Eine Begrenzung der Durchwurzelungstiefe, beispielsweise aufgrund der Unterbauung der Flächen, schränkt demnach die potenzielle Nährstoff- und Wasserversorgung, insbesondere von höheren Grünvolumina mit gesteigertem Wasserbedarf zur Transpiration, ein.

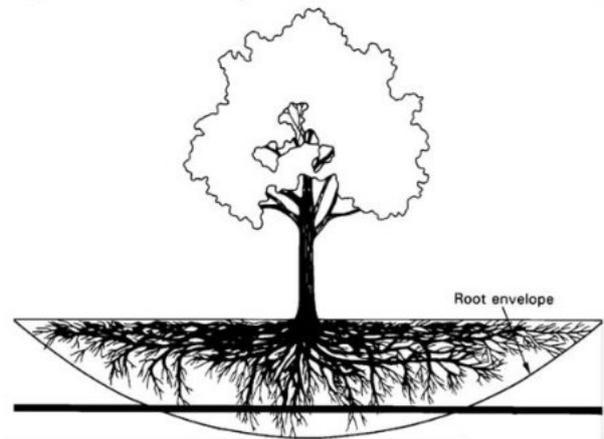


Abbildung 2: Eingrenzung des Wurzelraumes durch unterirdische Begrenzungen. Verändert aus Jim ⁴⁴.

Plath-Dreetz et al. ⁴⁶ gehen von einer durchschnittlichen Tiefe des effektiven Wurzelraumes von 70 bis 80 cm für Parkanlagen in Berlin aus. Bei Forsten wird eine Tiefe von 100 bis 120 cm angegeben. Die maximale Menge an pflanzenverfügbarem Wasser (nutzbare Feldkapazität), das in der effektiven Wurzelzone gespeichert werden kann, wird als nFK_{we} bezeichnet. In Berliner Parkanlagen liegt diese im Median bei 75 mm, die von Forsten mit 140 mm deutlich darüber (Abbildung 3). Unter Annahme einer typischen nutzbaren Feldkapazität feiner Sande von 15 vol.-%, liegt die nFK_{we} einer unterbauten Fläche mit einer 60 cm tiefen Substratauflage bei 90 mm und damit in einem als gering beurteilten Bereich ⁴⁷. Durch Erhöhung der Substrattiefe (81 bis 150 cm) erhöht sich die pflanzenverfügbare Wassermenge im Wurzelraum deutlich (bis 225 mm nFK_{we}) in einen mittleren Bereich. Die potenzielle Speicherung pflanzenverfügbaren Wassers in Substratschichten größer 150 cm ist als hoch zu bewerten.

Ein genereller Zusammenhang zwischen der potenziellen Wurzeltiefe und der Entwicklung des oberirdischen Grünvolumens kann dennoch nur bedingt abgeleitet werden. Lange wurde angenommen, dass die Wurzeltiefe proportional mit der Höhe der oberirdischen Biomasse steigt. Unabhängig von der Vegetationsform befindet sich jedoch der überwiegende Teil der Wurzeln in den oberen 50 cm des Bodens ⁴⁴. Insbesondere bei Bäumen scheint die laterale Wurzelverbreitung deutlich stärker mit der Höhe der oberirdischen Biomasse zu korrelieren als die vertikale Wurzelverteilung ⁴⁸.

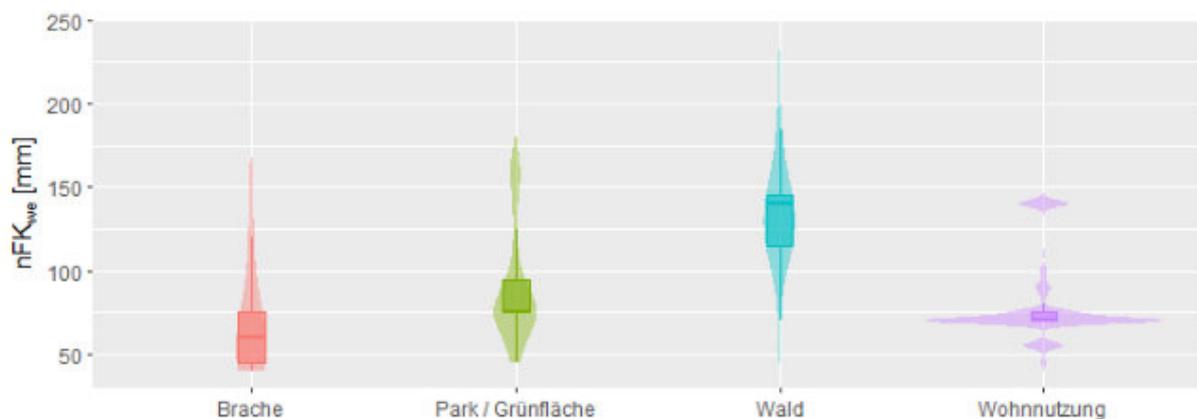


Abbildung 3: Nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (nFK_{we}) verschiedener Berliner Nutzungstypen. Eigene Darstellung. Daten extrahiert aus FIS-Broker.

Dennoch zeigen Vegetationsformen mit höheren Grünvolumina tendenziell ebenfalls tiefere maximale Wurzeltiefen als solche mit geringeren Grünvolumina (Tabelle 7). Fan et al. ⁴² untersuchte eine Vielzahl an Literatur zu maximalen Wurzeltiefen verschiedener Vegetationsformen und fanden die geringsten maximalen Wurzeltiefen bei niedrigen Grünvolumen (Sukkulente, Stauden, Gräsern (Tabelle 7)). Die Wurzeltiefen von Sträuchern und Büsche lagen im Mittel bei 1,79 bis 2,07 m, die von Nadel- und Laubbäumen bei 1,79 bis 6,30 m, wobei sich auch hier ein Großteil der Wurzeln auf die oberen Dezimeter beschränkte. Bei allen Vegetationsformen zeigten sich aufgrund unterschiedlicher Standorteigenschaften, Klimabedingungen und genetischer Eigenschaften der untersuchten Vegetationsarten, deutliche Spannen innerhalb der jeweiligen Gruppe. Insbesondere an trockenen Standorten werden Pflanzen motiviert in tiefere Bodenschichten zu wurzeln und bilden teilweise Wurzeln bis in grundwasserführende Schichten aus. Auch wenn nur ein geringer Anteil der Wurzelmasse unter 100 cm Tiefe gefunden wird ^{44,49}, haben diese tiefen Wurzeln dennoch einen enormen Einfluss auf die ökologische Wirksamkeit der Vegetation. In Feuchtperioden erfolgt die Wasserversorgung der Pflanzen zwar vornehmlich aus dem oberen Hauptwurzelraum, mit steigender Frequenz der Dürreperioden im Zuge des Klimawandels wird der Zugang zu Wasser aus tieferen Schichten aber zusehends wichtiger, um die Ökosystemdienstleistungen (insbesondere Transpirationsraten) der Vegetation auch in diesen Zeiten aufrechtzuerhalten. Eine Unterbauung der Fläche unterbindet darüber hinaus den kapillaren Aufstieg von Grundwasser in den Wurzelraum der Pflanzen und kann daher die Biomassebildung und die Transpirationsraten der Pflanzen einschränken. Der kapillare Aufstieg ist jedoch sehr standortabhängig und von der jeweiligen Grundwassertiefe und potentiellen Aufstiegsrate der Bodenart abhängig und trägt daher unter Berliner Bedingungen nur in eingeschränktem Maße zur Versorgung der Pflanzen bei.

Tabelle 7: Maximale Wurzeltiefen verschiedener Vegetationsformen aus unterschiedlichen Publikationen. Das Grünvolumen wurde anhand der Vegetationsform eingeschätzt.

Vegetationsform	Eingeschätztes Grünvolumen	Maximale Durchwurzelungstiefe (cm)	Quelle
Laubbäume	Hoch	330	Foxx et al. ⁵⁰
Laubbäume	Hoch	290	Canadell et al. ⁴⁹
Laubbäume	Hoch	371-630	Fan et al. ⁴²
Nadelbäume	Hoch	390	Canadell et al. ⁴⁹
Nadelbäume	Hoch	78-179	Fan et al. ⁴²
Großsträucher	Hoch	350	Foxx et al. ⁵⁰
Kleinsträucher	Mittel	140	Foxx et al. ⁵⁰
Büsche und Sträucher	Mittel	176 – 207	Fan et al. ⁴²
Grünland	Mittel	260	Canadell et al. ⁴⁹
Stauden	Niedrig	140-170	Foxx et al. ⁵⁰
Mehrjährige Gräser	Niedrig	104	Fan et al. ⁴²
Stauden	Niedrig	120	Fan et al. ⁴²
Einjährige Kräuter	Niedrig	90	Fan et al. ⁴²
Einjährige Gräser	Niedrig	106	Fan et al. ⁴²
Einjährige Pflanzen	Niedrig	50-80	Foxx et al. ⁵⁰

Vor diesem Hintergrund wird davon ausgegangen, dass das Potenzial zur Etablierung hoher Grünvolumen und die hiermit in Zusammenhang stehende Übernahme von Ökosystemdienstleistungen mit zunehmendem zur Verfügung gestellten Wurzelraum steigt. Eine Unterbauung schränkt daher die Wirksamkeit von Vegetationsflächen für den Naturhaushalt ein. Die Grenzen für eine Unterteilung der Substrattiefen scheinen hierbei jedoch fließend.

Zur Berücksichtigung der potenziell maximal etablierbaren Grünvolumen wird die im BFF 1990 festgesetzte Substratgrenze von 80 cm um eine Substratgrenzen bei 40 cm erweitert. Unterbaute Flächen mit weniger als 20 cm Substratauflage werden nicht bewertet. Dagegen wird eine zusätzliche Grenze für Substrattiefen von mehr als 150 cm, in Anlehnung an die Empfehlungen der FLL für die Tiefe von Pflanzgruben bei Baumpflanzungen ⁵¹, eingeführt.

Die Betrachtung unterbauter Flächen im BFF 2020 erfolgt daher im Weiteren in den Grenzen:

- (1) Unterbaute Vegetationsflächen mit **20 bis 40 cm** Substratauflage,
(zur potenziellen Etablierung niedriger Grünvolumen)
- (2) Unterbaute Vegetationsflächen mit **41 bis 80 cm** Substratauflage,
(zur potenziellen Etablierung mittlerer Grünvolumen)
- (3) Unterbaute Vegetationsflächen mit **81 bis 150 cm** Substratauflage,
(zur potenziellen Etablierung hoher Grünvolumen)
- (4) Unterbaute Vegetationsflächen mit **mehr als 150 cm** Substratauflage,
(zur potenziellen Etablierung sehr hoher Grünvolumen)

2.4 Blaue Flächen

Im Zuge des Klimawandels wird sich der Wasserhaushalt Berlins verändern. Die Zunahme sommerlicher Trockenperioden und Starkregenereignisse stellt die Stadt vor die Herausforderung, sich an diese Entwicklungen nachhaltig anzupassen. Essentiell scheint in diesem Zusammenhang die Reduktion von Abflussspitzen bei hohen Niederschlagssummen, sowie ebenfalls ein oberflächennaher Rückhalt der Niederschläge zur Versorgung der Vegetation in Trockenzeiten. Neben der Repermeabilisierung städtischer Oberflächen und dem Erhalt und Ausbau von Vegetationsflächen bedarf auch die städtische Wasserinfrastruktur (blaue Infrastruktur) einer nachhaltigen Planung, um die optimale Nutzung der Ressource Regenwasser zu gewährleisten. Das Forschungsprojekt KURAS ⁵² untersuchte in diesem Zusammenhang die Wirkung verschiedener Konzepte der urbanen Regenwasserbewirtschaftung auf das städtische Umfeld Berlins und bewertete die Übernahme verschiedene Ökosystemdienstleistungen (Mikroklima, Biodiversität, Regenwasserrückhalt) durch die unterschiedlichen Maßnahmen. Der Bericht stellt das enorme Potential „Blauer Infrastruktur“ dar, den zukünftigen Herausforderungen des städtischen Regenwassermanagements zu begegnen.

Der im BFF 1990 mit 0,2 angerechnete Flächentyp „Regenwasserversickerung je Quadratmeter Dachfläche“ wird im BFF 2020 weiterhin mit betrachtet als „Oberflächenversickerung“. Dieser Flächentyp umfasst alle Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung bei denen Niederschläge von externen Flächen (z. B. Dachflächen) oberflächlich auf Vegetationsflächen mit Bodenanschluss versickert werden (Flächenversickerung, Muldenversickerung, Mulden-Rigolen-Systeme). Dies basiert auf der Annahme, dass die Zufuhr externer (auf anderen Flächen gesammelter, z.B. Dachflächen) Niederschläge bestimmte Ökosystemdienstleistungen von Vegetationsflächen beeinflussen kann (z. B. Evapotranspirationsraten). Die Bewertung der zur Versickerung dienenden Vegetationsfläche (Anrechnungsfaktor 1) bleibt hiervon jedoch unberührt und die Anrechnung erfolgt weiterhin auf die zu entwässernde Fläche. Dabei wird vorausgesetzt, dass die Versickerungsflächen in ihrer Dimensionierung in einem geeigneten Verhältnis zu der zu entwässernden Fläche angelegt sind und die Flächeneigenschaften nach FLL ⁵³ eine Nutzung als Versickerungsfläche zulassen. Unterirdische Versickerungsmaßnahmen (z. B. Rigolenversickerungen), die nur zur Versickerung dienen, werden dagegen nicht betrachtet.

Daneben sollen mit Regenwasser gespeiste Wasserflächen, die im BFF 1990 bisher nicht angerechnet wurden, im BFF 2020 bewertet und zukünftig mit in die Anrechnung des BFF eingegliedert werden. Dabei sollten die Wasserflächen ausreichend dimensioniert sein, damit zusätzliche Niederschläge auch bei Starkniederschlagsereignissen aufgenommen werden können. Hierbei wird eine mögliche Vegetationsetablierung innerhalb der Wasserfläche oder deren Rändern nicht in die Bewertung mit einbezogen. Im Rahmen des BFF 2020 werden daher folgende Maßnahmen der „Blauen Infrastruktur“ betrachtet:

- Oberflächenversickerung,
- Wasserflächen.



Beispiel für eine künstliche Wasserfläche am Potsdamer Platz.

2.5 Gebäudebegrünungen

Im Rahmen des BFF werden als mögliche innerstädtische Flächentypen ebenfalls Dach- und Vertikalbegrünungen berücksichtigt. Diese Begrünungen bieten eine Reihe regulierender und unterstützender Ökosystemdienstleistungen^{54–58}. Durch die Veränderung der Strahlungsbilanzen und Luftbewegungen wirken sie positiv auf das Mikroklima^{59,60} und die thermische Belastung der Bevölkerung^{61,62} ein. Daneben dient die Vegetation als natürlicher Biofilter für Feinstaub^{63,64} und leistet den Entzug gasförmiger Schadstoffe aus der Umgebungsluft^{65,66}. Das Substrat speichert Niederschläge, gibt diese verzögert ab und verhindert hierdurch die Überlastung der Kanalisation^{67,68}. Dach- und Vertikalbegrünungen sind erweiterter Lebensraum für Flora und Fauna der Stadt^{69–71} und vermögen die Lebensqualität der Stadtbewohner zu steigern^{72,73}. Die genannten Effekte können gezielt genutzt werden, um den negativen Einflüssen einer verdichteten, innerstädtischen Bebauung auf die Umwelt, einschließlich der Stadtbewohner, entgegenzuwirken.

Seit 1990 intensivierte sich zusehends die kommerzielle Entwicklung von Gebäudebegrünungen. Heute bieten eine Reihe von Anbietern mannigfaltige technische Lösungen an^{54,74}. Je nach System und Bauweise unterscheidet sich deren Wirkung auf den Naturhaushalt enorm. Diese Unterschiede werden jedoch bis dato nicht in den Anrechnungsfaktoren zum BFF berücksichtigt. Simultan zur technischen Entwicklung vertiefte sich die wissenschaftliche Begleitforschung zu Begrünungen innerhalb der letzten Dekaden. Die unterschiedlichen technischen Eigenschaften und die Zunahme des wissenschaftlichen Erkenntnisstands ermöglicht und bedingt eine Überarbeitung dieser Flächentypen hin zu einer zukünftig stärkeren Differenzierung unterschiedlicher Kategorien der Dach- und Vertikalbegrünungsflächen bei der Anrechnung zum Biotopflächenfaktor.

2.5.1 Dachbegrünungen

Die Differenzierung verschiedener Formen der Dachbegrünung folgt den Richtlinien zur Dachbegrünungen herausgegeben von der Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau (FLL)⁷⁵. Demzufolge werden drei Kategorien der Dachbegrünungen unterschieden:

- Extensive Dachbegrünungen,
- Einfach intensive Dachbegrünungen,
- Intensive Dachbegrünungen.

In Berlin sind rund 400 ha der Dachfläche begrünt, wobei der Großteil mit rund 360 ha aus extensiven Gründächern besteht⁷⁶. Der Anteil intensiver Dachbegrünungen liegt mit 60 ha deutlich darunter. Einfach-intensive Begrünungen wurden in zitierter Studie nicht erfasst.

Die Übergänge zwischen den einzelnen Kategorien sind hierbei fließend und lassen sich in der Praxis nur schwer voneinander abgrenzen. Insbesondere die Vielzahl an Vegetations- und Substrattypen sowie verschiedenste technische Angebote erschweren eine eindeutige Unterscheidung. Die Hauptparameter zur Unterteilung von Gründächern sind in Abbildung 4 dargestellt. Ähnlich zu unterbauten Flächen können die Substrattiefen (Substratmächtigkeit) von Dachbegrünungen unterschiedlich gestaltet sein. Mit der Intensität der Dachbegrünung nimmt hierbei ebenfalls tendenziell die Substratmächtigkeit zu. Aber auch die Zusammensetzung des Substrates, dessen Porenverteilung und Dichte bestimmt maßgeblich die Eigenschaften der Fläche als Pflanzenstandort. Mit steigenden Substratschichten und Intensitäten der Begrünungen nehmen ebenfalls die potentiellen Grünvolumen zu, so dass einfache Intensivbegrünungen eine Grünvolumenzahl von 0,15 bis 1,25 m (niedrige bis mittlere Grünvolumen) und Intensivbegrünungen Grünvolumenzahlen von 0,1 bis 2,5 m aufweisen können (mittlere Grünvolumen)⁷⁷. Die Grünvolumina extensiver Dachbegrünungen liegt tendenziell darunter.

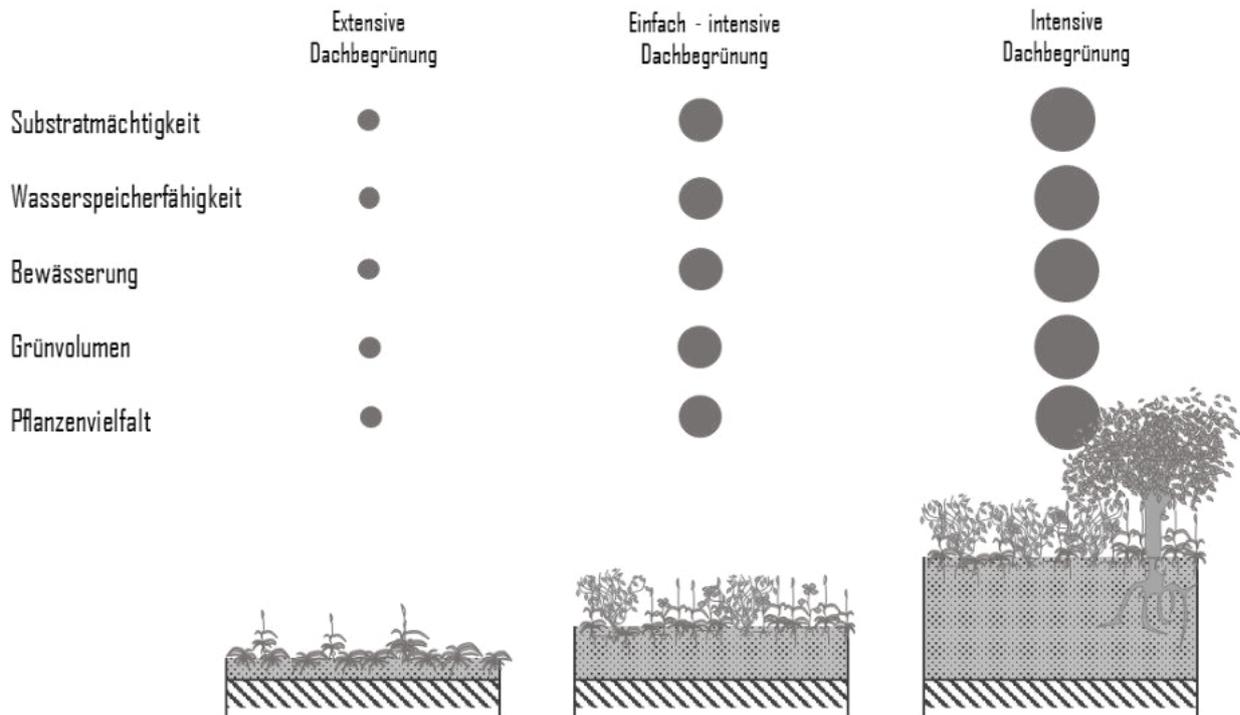


Abbildung 4: Vereinfachter Dachaufbau von extensiven, einfach intensiven und intensiven begrüntem Dächern und schematische Darstellung der Haupteigenschaften (eigene Darstellung).

2.5.1.1 Extensive Dachbegrünungen

Extensive Dachbegrünungen sind die einfachste Art der Dachbegrünung. *Extensiv* bezieht sich auf die naturnahe Gestaltung der Vegetation mit reduziertem wiederkehrendem Eingriff und Pflegeaufwand. Die Substratmächtigkeit ist in der Regel kleiner als 20 cm, was diese Begrünungsform auch auf Dächern mit geringen statischen Kapazitäten ermöglicht⁷⁵ (siehe Anhang 1). In Abhängigkeit von der Wasserspeicherkapazität des verwendeten Substrates und der jeweiligen Schichtdicke kann, die der Vegetation zur Verfügung stehende Wassermenge in Trockenzeiten limitiert sein, wodurch sich spezifische Ansprüche an die Vegetation ergeben. Da extensiv begrünte Dächer meist nicht bewässert werden, muss die Vegetation in der Lage sein, auch über längere Trockenzeiten die Bestände aufrecht zu erhalten, bzw. ein ausreichendes Regenerationsvermögen aufweisen. Aus diesem Grund haben sich Pflanzen aus der Familie der Dickblattgewächse (*Crassulaceae*) für Extensivbegrünungen bewährt. Diese Sedumarten sind durch einen speziellen Stoffwechsel (CAM) bestens an trockene Standorte angepasst und überleben auch Perioden längerer Trockenzeiten⁷⁸. Um Feuchteverluste zu minimieren, werden die Spaltöffnungen der Pflanzen nur nachts zum Gasaustausch geöffnet, um die für die Photosynthese benötigten Mengen an CO₂ aufzunehmen. Dagegen nimmt mit steigendem Anteil an Kräutern und Gräsern auch der Anspruch an die Wasserversorgung und damit an die Schichtdicke der Begrünung zu⁷⁵. Ziel der extensiven Begrünung ist der weitgehende Selbsterhalt der begrüntem Dächer mit Düngegaben und Bewässerung nur bei unmittelbarer Gefährdung der Bestände. Eine Nutzung der Dächer ist nicht vorgesehen.



Beispiel für eine extensive Dachbegrünung mit Sedum.

2.5.1.2 Intensive Dachbegrünungen

Intensive Dachbegrünungen erlauben eine stärkere Nutzung der Dächer, benötigen aber auch einen deutlich intensivierten Pflegeanspruch. Höhere Substratschichten (i.d.R. > 50 cm) ermöglichen die Verwendung verschiedener Vegetationsformen und Mischungen von Stauden, Sträuchern und Bäumen ähnlich bodengebundener Grünflächen⁷⁵ (siehe Anhang 1). Die Auswahl der Vegetation erfolgt frei nach gestalterischen, ökologischen und funktionalen Gesichtspunkten, sofern der bautechnische Gestaltungsspielraum die benötigte Substrathöhe erlaubt. Trotz der einhergehenden hohen Wasserretention ist eine Bewässerung dieser Systeme meist zwingend erforderlich, um den hohen Wasserbedarf der verwendeten Vegetation zu gewährleisten.

Je nach angestrebter Nutzung sind auch Sonderformen der Intensivbegrünungen wie Rasenbegrünungen oder Dachgärten möglich. Diese werden aufgrund ihres hohen Nutzungsanspruchs und erhöhten Pflegebedarfs als intensive Begrünungen angesehen, obwohl sich die Anforderungen an die Wasserretention verändern und auch die Pflanzenvielfalt deutlich eingeschränkt sein kann. Im Hinblick auf eine BFF-relevante Bewertung werden diese Sonderformen aus der Kategorie der intensiven Dachbegrünungen ausgeschlossen und nach Möglichkeit gesondert betrachtet.

2.5.1.3 Einfach-intensive Dachbegrünungen

Die einfach-intensiven (semi-intensiven) Dachbegrünungen sind eine Mischform aus extensiver und intensiver Dachbegrünung. Die Nutzung und der Gestaltungsspielraum dieser Begrünungen sind, im Vergleich zu Intensivbegrünungen, deutlich eingeschränkt. Die verwendeten Gräser, Stauden und Gehölze haben geringere Ansprüche an das Substrat, weshalb die statischen Anforderungen dieser Systeme an die Dachkonstruktion weitaus geringer sind. Je nach Vegetation ist das Substrat mächtiger als bei den extensiven (> 15 cm)⁷⁵ (siehe Anhang 1); da tiefwurzelnde Gehölze jedoch nicht vorgesehen sind, ist die Mächtigkeit nicht zwingend so hoch wie bei intensiven Dachbegrünungen (< 100 cm). Nichtsdestotrotz

erscheint eine Bewässerung für die erfolgreiche Etablierung und das Überleben der Bestände in Trockenzeiten essentiell. Eine Nutzung ist eingeschränkt möglich und der Aufwand an Pflege, im Vergleich zu intensiven Begrünungen, moderat. Funktionelle und ökologische Gesichtspunkte stehen im Fokus der Gestaltung.



Beispiel für eine heterogen strukturierte intensive Dachbegrünung mit stellenweise hohem Grünvolumen.

2.5.1.4 Spezialformen der Dachbegrünungen

Neben den oben beschriebenen Kategorien können verschiedene Sonderformen der Begrünung auf Dächern eingesetzt werden. Hierzu zählen modulare Formen, die aus verschiedenen Pflanzkübeln oder Hochbeeten zusammengesetzt sind, ebenso wie begrünte Sportanlagen mit großen Rasenflächen auf den Dächern. Diese Formen sind jedoch von ihrer Gestaltung und dem Wirken auf das städtische Umfeld im Kontext der hier betrachteten Kriterien nicht relevant, nehmen eine Sonderstellung ein und sollen aus diesem Grund im Folgenden nicht betrachtet werden.

2.5.2 Vertikalbegrünungen

Die Differenzierung verschiedener Kategorien der Vertikalbegrünungen erfolgt in Anlehnung an die Richtlinien zur Fassadenbegrünungen, herausgegeben von der Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau (FLL) ⁷⁹. Die Unterscheidung der Begrünungen richtet sich hierbei hauptsächlich nach dem Wurzelort der Vegetation. Für die Beurteilung des BFF wird zwischen folgenden drei Begrünungssystemen (Abbildung 5) unterschieden:

- Bodengebundene Vertikalbegrünungen;
- Wandgebundene Vertikalbegrünungen mit horizontalen Vegetationsflächen;
- Wandgebundene Vertikalbegrünungen mit vertikalen Vegetationsflächen.

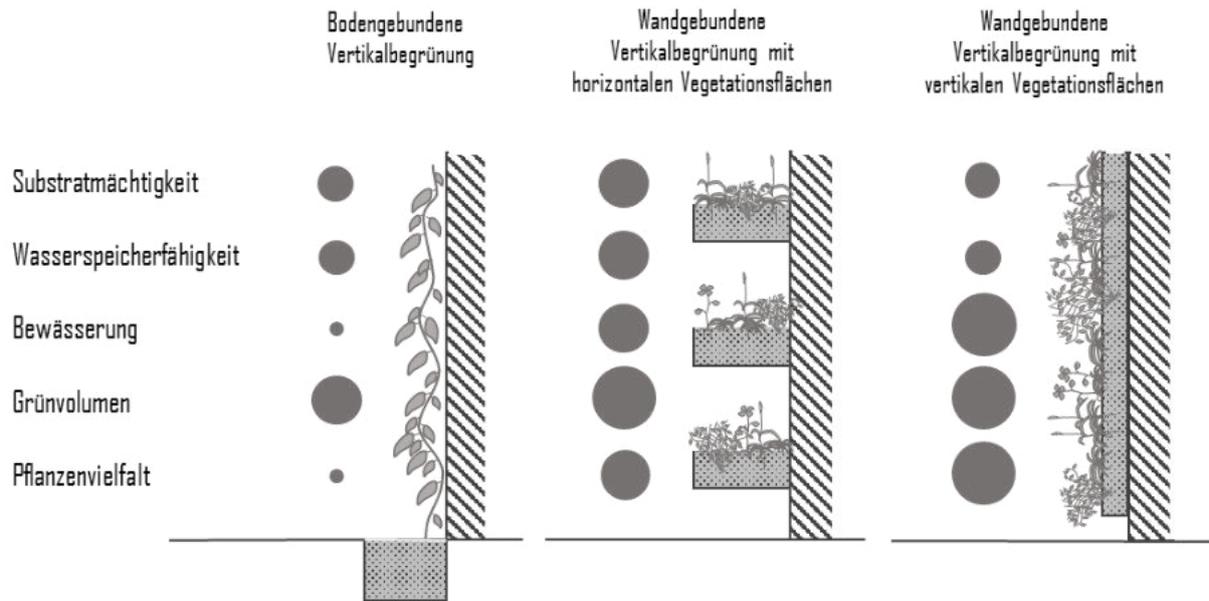


Abbildung 5: Vereinfachter Aufbau von verschiedenen Kategorien der Vertikalbegrünung und schematische Darstellung der Haupteigenschaften (eigene Darstellung)

Vertikalbegrünung bezieht sich in dieser Betrachtung meist auf vertikal begrünte Flächen an Häuserfassaden. Es wird davon ausgegangen, dass die Wirkungen auf freistehende Vertikalbegrünungen vergleichbar sind.

Vertikalbegrünungen sind sehr extreme Pflanzenstandorte. Sie bieten nur einen geringen Wurzelraum und unterliegen besonderer Witterungseinwirkung je nach Exposition im städtischen Umfeld. Die verwendeten Arten müssen sehr stresstolerant sein, mit extremer Beschattung, aber auch Lichtexposition zurechtkommen. Die Böden bzw. Substrate sind meist sehr nährstoffarm, weshalb Pflanzen mit geringen Nährstoffansprüchen bevorzugt genutzt werden. Vertikalbegrünungen wirken sich sehr positiv auf die Berechnung des BFF aus, da die zur Begrünung mögliche Fläche an der Grundstücksfläche erhöht wird.

2.5.2.1 Bodengebundene Vertikalbegrünung

Bei bodengebundenen Vertikalbegrünungen besteht eine direkte Verbindung der vertikal kletternden Pflanze mit dem Erdreich. Als Vegetation werden selbstkletternde oder gerüstkletternde Pflanzen genutzt, welche aufgrund vergleichbarer naturhaushaltswirksamer Eigenschaften jedoch im Folgenden gemeinsam betrachtet werden. Die Versorgung der Vegetation mit Nährstoffen und Wasser erfolgt über den Wurzelraum am Boden der Begrünung. Nach Richtlinie sollte dieser mindestens $0,5 \text{ m}^2$ groß sein und eine Tiefe von $0,5 \text{ m}$ aufweisen. In Abhängigkeit der klimatischen Bedingungen ist eine Bewässerung nicht vorgesehen. In Sommerspitzen kann hierdurch die Wasserversorgung der Pflanzen aus dem Substrat nicht immer gewährleistet werden. Durch die homozentrisch aufsteigende Wuchsweise der bodengebundenen Vertikalbegrünungen können in Abhängigkeit der Standortbedingungen und Pflanzenwahl, längere Etablierungszeiten notwendig sein, um BFF-relevante Wuchshöhen von mindestens 10 m zu erreichen. Als notwendige Dauer zur Etablierung BFF-relevanter Bestände sind 5 Jahre angesetzt.



Beispiel einer gut entwickelten bodengebundene Fassadenbegrünung.

2.5.2.2 Wandgebundene Vertikalbegrünung mit horizontalen Vegetationsflächen

Die wandgebundenen Vertikalbegrünungen besitzen im Gegensatz zu bodengebundenen Vertikalbegrünungen keinen direkten Anschluss zum Boden. In der horizontalen Bauweise stehen die Pflanzen in permanenten Pflanzbehältern mit horizontalen Vegetationsflächen, die sich als Einzel- oder Linearbehälter über die Begrünungsebene erstrecken. Diese Bauweise ermöglicht daher den Einsatz dichter Bestände auch vor Gebäudeöffnungen und Fenstern. Künstliche Bewässerungssysteme ergänzen die Wasserversorgung aus dem Substrat. Die Pflanzenwahl ist standort- und systemabhängig. So können neben Stauden auch Kleingehölzen und mittlere Koniferen eingebracht werden.

2.5.2.3 Wandgebundene Vertikalbegrünung mit vertikalen Vegetationsflächen

Diese Vertikalbegrünung hat ebenfalls keine direkte Verbindung mit dem Boden. Die Vegetation wurzelt in ein modular oder flächig aufgebracht Substrat, das senkrecht zur Gebäudewand oder freistehenden Elementen, angebracht wird. Die gesamte Wasser- und Nährstoffversorgung der Pflanzen erfolgt mittels künstlicher Bewässerung über das Substrat, was die Versorgung der Bestände auch in Trockenzeiten gewährleistet. Die Pflanzenwahl (hauptsächlich Stauden, Kleingehölze und Moose) richtet sich frei nach gestalterischen, funktionellen und ökologischen Gesichtspunkten, sollte aber zwingend standortangepasst erfolgen. Dabei ist für eine BFF-relevante Betrachtung eine vielfältige Pflanzenauswahl von Vorteil. Durch die synchrone Installation der begrünten Gesamtfläche ist die Etablierung naturhaushaltswirksamer Bestände schon nach kurzer Zeit möglich.



Beispiel einer wandgebundene Vertikalbegrünung mit vertikalen Vegetationsflächen.

3. Betrachtung der Ökosystemdienstleistungen zur Ableitung der Anrechnungsfaktoren

3.1 Mikroklima

Städte wirken auch noch weit über die eigentliche Bebauung hinaus als thermische Quellen und weisen ein zu ihrem Umland verändertes Mikroklima auf⁸⁰. Zahlreiche Studien bestätigen einen Temperaturgradienten zwischen den äußeren und innerstädtischen Bereichen einer Stadt (Abbildung 6)^{22,81–83}. Dabei kann das Mikroklima die Gesundheit der Stadtbewohner wesentlich beeinflussen. Fenner et al.⁸⁴ stellten fest, dass rund 4 bis 5 % der jährlichen Todesfälle in Berlin statistisch mit klimatischen Kennzeichen zur Beschreibung der Hitzebelastung (z. B. „heißer Tag“, ($T_{\max} > 30\text{ °C}$) und „Tropennächte“ ($T_{\min} > 20\text{ °C}$)) verbunden werden können. Vor allem hohe Temperaturen in den Abend- und Nachtstunden gelten als bioklimatisch bedenklich für die Gesundheit der Stadtbewohner. Besonders gefährdet scheinen Bewohner der innerstädtischen Gebiete (Abbildung 7). In den Jahren von 2001 bis 2010 lag die Anzahl an Tropennächten innerhalb dicht bebauter Strukturen Berlins dreimal höher als auf den umgebenden Freiflächen⁸⁴.

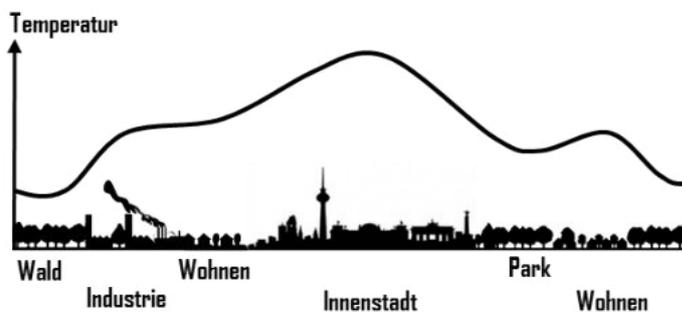


Abbildung 6: Schematische Darstellung der städtischen Wärmeinsel. Eigene Darstellung.

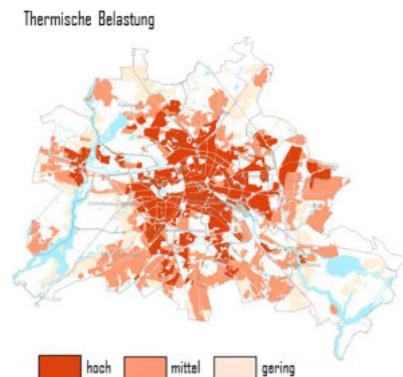


Abbildung 7: Thermische Belastung der Bevölkerung in Berlin. Quelle FIS-Broker.

Der Einfluss der Stadt auf das Mikroklima, meist als *urban heat island effect* oder *städtischer Wärmeinseleffekt* bezeichnet, beruht maßgeblich auf der Veränderung der städtischen Oberflächen im Vergleich zu nicht bebauten Flächen. Die Versiegelung und Umwandlung natürlicher Vegetationsflächen und Böden in dreidimensionalen Strukturen künstlicher Materialien verändert die thermische Bilanz der Stadtoberflächen hin zu einer vermehrten Aufnahme, Speicherung und verzögerter Abstrahlung der eintreffenden Globalstrahlung als latente oder sensible Wärme (Abbildung 8). Die Verringerung der Oberflächenporosität reduziert potenzielle Wurzelräume und die oberflächennahe Speicherung von Niederschlägen. Dies hat einen signifikanten Einfluss auf den urbanen Wasserkreislauf und die Eignung von Flächen als Vegetationsstandort.

Die Aufnahme von Globalstrahlung ist umso größer, je geringer das Rückstrahlvermögen (Albedo) der Oberflächen ist. Die Albedo wird maßgeblich von der Oberflächenbeschaffenheit und den Materialeigenschaften bestimmt. Dunkle, raue Oberflächen absorbieren mehr Strahlung als helle, glatte Flächen, was sich deutlich in der Wärmebilanz urbaner Flächen widerspiegeln kann⁸⁶. Beispielsweise liegt die Albedo von Asphalt im Bereich zwischen 0,08 bis 0,2, die einer Grasfläche oder anderer Vegetationsformen unterschiedlicher Grünvolumen tendenziell darüber (0,2–0,6) (Tabelle 8). Die nicht reflektierte Strahlung wird tagsüber in den Oberflächen gespeichert und kann von dort wieder als sensibler Wärmestrom verzögert in die städtische Umwelt abstrahlen⁸². Die Aufnahme und Abgabe dieser Wärmeenergie ist materialspezifisch und wird durch die thermischen Eigenschaften der Oberflächen (Wärme-

leitfähigkeit und Wärmekapazität) bestimmt. Folglich steigt mit zunehmendem Vorkommen von Materialien mit hoher Wärmespeicherkapazität die Speicherung der Wärme innerhalb der Stadtoberflächen, was die nächtliche Abkühlung verzögert und reduziert.

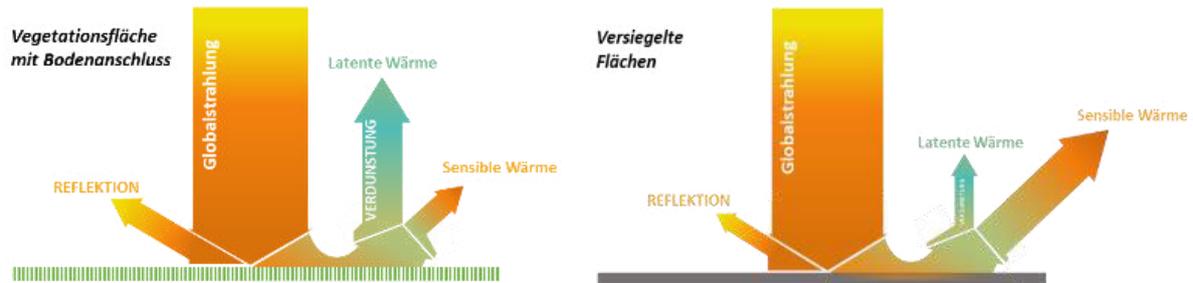


Abbildung 8: Stark vereinfachte Wärmebilanz einer unversiegelten (links) und einer versiegelten Fläche (rechts). Eigene Darstellung.

Tabelle 8: Beispielhafte Albedowerte für verschiedene Belagsarten. Zusammenstellung aus verschiedenen Publikationen.

Oberfläche	Permeabilität	Albedo	Quelle
Asphalt	Versiegelt	0,128 – 0,193	Hendel et al. ⁸⁷
Asphalt	Versiegelt	0,08	Li ⁸⁸
Asphalt	Versiegelt	0,14 – 0,16	Otto ⁸⁹
Straßen (Mittelwert)	Versiegelt	0,18	Baumüller & Ahmadi ⁹⁰
Betonplatten	Versiegelt	0,24	Li ⁸⁸
Granitplatte	Teilversiegelt	0,34	Hendel et al. ⁸⁷
Wassergebundene Decke	Teilversiegelt	0,41	Hendel et al. ⁸⁷
Großpflaster	Teilversiegelt	0,27	Li ⁸⁸
Trockener Sandboden	Unversiegelt	0,24 – 0,45	Baumüller & Ahmadi ⁹⁰
Gras	Unversiegelt	0,2 – 0,26	Hendel et al. ⁸⁷
Gras	Unversiegelt	0,16 – 0,26	Hörschemeyer ⁹¹
Wiese	Unversiegelt	0,15 – 0,25	Baumüller & Ahmadi ⁹⁰
Sträucher	Unversiegelt	0,12 – 0,2	Hörschemeyer ⁹¹
Laubwald	Unversiegelt	0,15 – 0,2	Hörschemeyer ⁹¹
Wiesen, Wälder	Unversiegelt	0,15 – 0,6	Otto ⁸⁹
Laubwald	Unversiegelt	0,15 – 0,2	Baumüller & Ahmadi ⁹⁰
Nadelwald	Unversiegelt	0,1 – 0,15	Baumüller & Ahmadi ⁹⁰
Wasserfläche	Unversiegelt	0,03 – 0,1	Baumüller & Ahmadi ⁹⁰

Im Gegensatz zu bebauten Flächen speichern Vegetationsflächen häufig mehr Niederschlagswasser, welches bei Wärmezufuhr und abnehmender Wasserdampfsättigung der umgebenden Luft wieder verdunsten kann (Evapotranspiration). Dabei umfasst die Evapotranspiration alle Verdunstungsvorgänge von und aus den Oberflächen (Evaporation), der Verdunstung von benetzten Pflanzenoberflächen (Interzeption) und die Verdunstung durch die Pflanzenorgane (Transpiration). Beim Übergang von Wasser aus der flüssigen in die gasförmige Phase werden dem Wasser die energiereichsten Moleküle entzogen, und der zur Überwindung der Oberflächenspannung benötigte Energieaufwand (2.453 kJ bei 20°C) kühlt die Oberflächen ab. Diese notwendige Wärmeenergie wird als latenter Wärmestrom bezeichnet und steht der fühlbaren sensiblen Wärme entgegen. Das Verhältnis beider Wärmeströme zueinander (Bowen-Verhältnis) ist ein Parameter, der zur Quantifizierung des Abkühlungspotentials genutzt werden kann. Je geringer das Verhältnis, also je höher der Anteil latenter Wärme am Gesamtwärmestrom ist, umso höher sind die Evapotranspiration und dadurch der Abkühlungseffekt. Abhängig von der Höhe der Strahlung, der Evapotranspirationsleistung der Vegetation und dem zur Verfügung stehenden Wasser ist dieses Verhältnis unter natürlicher Vegetation mit ausreichender Wasserversorgung zumeist kleiner 1. In urbanen Gebieten nimmt das Verhältnis häufig Werte zwischen 3 bis 5 an, da höhere sensible Wärmeanteile anzurechnen sind.

Ein maßgeblicher Parameter zur Ableitung der Evapotranspirationsraten ist der Blattflächenindex der Vegetation. Trotz pflanzenspezifischer Unterschiede steigen mit zunehmender Blattfläche pro Grundfläche ebenfalls die Anzahl an Blattöffnungen (Stomata) und hiermit die Verdunstungskapazität der Pflanzen^{91,92}. So konnte bei einer Fallstudie in den USA ein eindeutiger inverser Zusammenhang zwischen Blattflächenindex und der städtischen Oberflächentemperatur festgestellt werden, wobei eine Erhöhung des Blattflächenindex um 1 zu einer Verringerung der Oberflächentemperaturen um 1,2 K führte⁹³. Der Blattflächenindex gilt daher häufig als einer der sensibelsten Parameter für die Beschreibung urbaner Verdunstungsraten und des Abkühlungseffektes in Simulationsroutinen⁹¹ und dient in einigen Studien sogar als alleiniger Indikator zur Bewertung des mikroklimatischen Effektes urbaner Flächen^{94,95}.

Daneben steigt mit zunehmendem Blattflächenindex und Grünvolumen ebenfalls das Potenzial zur Beschattung exponierter Oberflächen, was deren Wärmeaufnahme deutlich reduziert. Aus diesem Grund steht die Steigerung des urbanen Baumanteils maßgeblich im Fokus urbaner Klimawandelanpassungsstrategien^{93,96,97}. Die Oberflächentemperaturen im Baumschatten können um 12-20 K geringer sein als solche von nicht beschatteten Oberflächen in der Umgebung⁹⁶. Der kombinierte Effekt von Beschattung und Evapotranspirationsleistung führt daher zu einer Steigerung des Abkühlungseffektes mit zunehmendem Grünvolumen (Abbildung 9). So führten niedrige und mittlere Grünvolumen ($< 3,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2}$) in einer Dresdner Modellstudie nur zu einer vergleichsweise geringen Abkühlung ($< 1 \text{ K}$), wobei der Effekt mit steigendem Grünvolumen ($> 4 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2}$) signifikant zunahm⁹⁸. Urbane Vegetationssysteme mit hohen Grünvolumina gelten daher als Schlüsselstrategien der urbanen Klimawandeladaption.

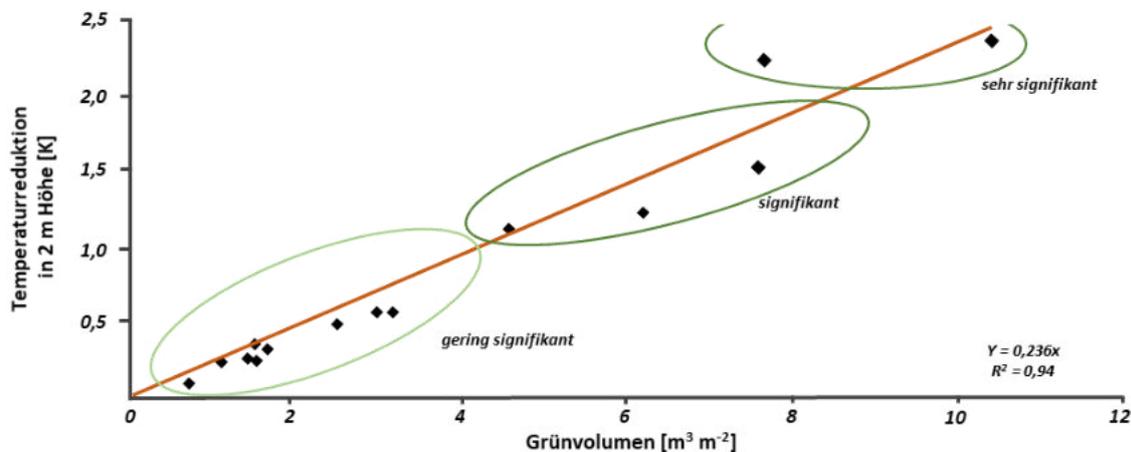


Abbildung 9: Einfluss des urbanen Grünvolumens auf die Temperaturreduktionskapazität einer Standardreferenzfläche an einem heißen Sommertag in 2 m Höhe. Übersetzt und angepasst aus Lehmann et al.⁹⁸

Auch stadtklimatische Simulationen zur Berliner Planungshinweiskarte Stadtklima 2015 zeigen eine mit zunehmender Grünvolumenzahl abnehmende Strahlungstemperatur⁹⁹. Insbesondere Vegetationsstrukturen mit sehr hohem Grünvolumen (Wald) weisen in den Mittagsstunden deutlich geringere Strahlungstemperaturen auf als Flächennutzungen mit niedrigerem Grünvolumen (Wohnnutzung und Brachen) (Abbildung 10). Dagegen wird argumentiert, dass Vegetationsflächen mit hohem Grünvolumen und hoher Vegetationsdichte ebenfalls zu einer Reduktion der Windgeschwindigkeiten führen können, was sich wiederum negativ auf die Durchlüftung und den Wärmeaustausch der Flächen auswirkt. Dieser nachteilige Effekt scheint das thermische Wohlbefinden der Stadtbewohner jedoch insgesamt weniger zu beeinflussen als die positive Wirkung aus Beschattung und Evapotranspiration hoher Grünvolumina auf den Abkühlungseffekt¹⁰⁰.

Zusammenfassend kann abgeleitet werden, dass der mikroklimatische Effekt von Flächen maßgeblich durch die Parameter „Beschattung“ und „Evapotranspirationsleistung“ bestimmt wird, die auch in anderen Studien als Indikatoren zur Bewertung des mikroklimatischen Effektes urbaner Flächentypen genutzt wurden^{17,83}.

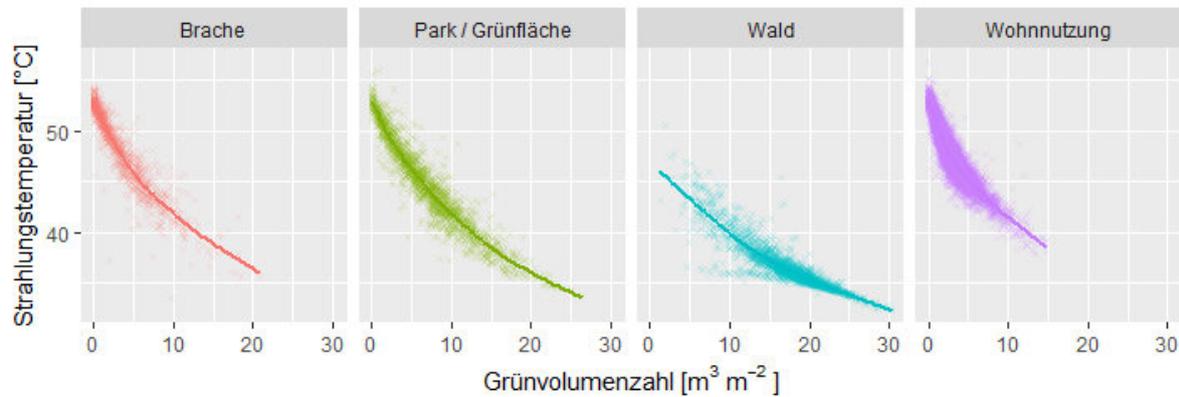


Abbildung 10: Zusammenhang zwischen Grünvolumen und der Strahlungstemperatur ausgesuchter Flächentypen in Berlin um 14:00. Daten extrahiert aus FIS-Broker. Die Strahlungstemperaturen wurden mit dem Model FITNAH berechnet⁹⁹.

3.1.1 Die Wirkung von Wege- und Verkehrsflächen auf das Mikroklima

Die Versiegelung urbaner Oberflächen gilt als einer der Hauptfaktoren für die Ausbildung der urbanen Hitzeinsel^{22,81,82}. Höhere Oberflächentemperaturen von Belagsflächen werden dabei vielfach auf verringerte Albedowerte zurückgeführt (Abbildung 11). Der häufig enge Zusammenhang zwischen Oberflächenalbedo und Temperatur kann einen signifikanten Einfluss auf das städtische Mikroklima haben⁸¹. Für eine Reihe von Belagsmaterialien wurden in Budapest auf hellen Oberflächen durchschnittlich 5-7 K geringere Oberflächentemperaturen festgestellt als auf dunkleren Oberflächen¹⁰¹. Simulationsergebnisse konnten zeigen, dass allein die Erhöhung der Oberflächenalbedo die Umgebungstemperaturen in Straßenschluchten signifikant absenken kann¹⁰². Bei einer Untersuchung der Albedo verschiedener Oberflächen am Gleisdreieckpark im Berliner Bezirk Friedrichshain-Kreuzberg wurden die geringsten Albedowerte bei asphaltierten Flächen und Freizeitflächen mit Kopfsteinpflasterbelag festgestellt, die deutlich unter der Albedo begrünter Flächen (Wiesen und Wald) lagen⁸⁹. Die mittlere Albedo korrelierte hierbei negativ mit der Oberflächentemperatur, weshalb die im Tagesverlauf maximal gemessenen Oberflächentemperaturen der Asphaltflächen (39,3 °C) die des Waldes (32,1 °C) deutlich überstiegen. Geringere Oberflächentemperaturen begrünter Flächen können dabei jedoch nicht allein auf deren Rückstrahlvermögen zurückgeführt werden. Auch bei geringerer Albedo werden auf Grasflächen meist signifikant geringere Oberflächentemperaturen als auf versiegelten oder teilversiegelten Flächen festgestellt, was mit einer reduzierten Wärmespeicherung und vermehrten Verdunstungsleistung begrünter Flächen erklärt werden kann⁸⁷.

Die Wärmespeicherung von Belagsflächen ist maßgeblich geprägt durch die thermischen Eigenschaften der Belags- und Fugenmaterialien (Wärmeleitfähigkeit und Wärmekapazität), die wiederum von der Mineralzusammensetzung, der Porosität und dem Wassergehalt bestimmt werden. Mineralische Bestandteile hoher Dichte speichern vergleichsweise mehr Wärme als Materialien geringerer Dichte und höherer Porosität. Aufgrund seiner hohen Leitfähigkeit gilt insbesondere der Quarzgehalt von Belagsmaterialien als entscheidender Parameter für deren thermisches Verhalten. Trockener Sand hat eine Wärmeleitfähigkeit zwischen 0,15 und 0,25 W/(mK), die mit zunehmender Feuchte auf Werte zwischen 2 und 4 W/(mK) ansteigen kann¹⁰³. Durch die vielfach höhere Wärmeleitfähigkeit von Wasser (0,6 W/(mK)) im Vergleich zu Luft (0,02 W/(mK)) steigt mit zunehmender Wassersättigung die Leitfähigkeit des Fu-

genmaterials deutlich an. Dies hat zur Folge, dass Beläge mit hohen Wasserretentionskapazitäten höhere Wärmeleitfähigkeiten aufweisen können als Beläge, die weniger Wasser in den Poren speichern können. Beispielsweise stellte Lin et al. ¹⁰⁴ deutlich höhere Wärmeleitfähigkeiten bei begrünten Rasengittersteinen im Vergleich zu Belägen anderer Belagsklassen fest. Jedoch nahmen die begrünten Beläge aufgrund einer deutlich höheren Albedo tagsüber weniger Wärmeenergie als die anderen Belagsmaterialien auf und konnten somit der urbanen Wärmeinsel am besten entgegenwirken.

Niederschlag, der auf der Oberfläche der Belagsmaterialien oder im Fugenmaterial zurückgehalten wird, kann bei abnehmender Wasserdampfsättigung der umgebenden Luft und Wärmezufuhr wieder von dort evaporieren. Die Evaporation von Belagsflächen fasst hierbei die Verdunstung aus dem Fugenmaterial, den Poren der Beläge sowie die Verdunstung von der Belagsoberfläche zusammen. Daneben trägt bei begrünten Belägen die Vegetation durch aktive Transpiration aus den Pflanzenorganen zur Gesamtverdunstung bei. Die Evapotranspiration steigt daher mit dem Oberflächenrückhalt, der Retentionskapazität des Belag- und Fugenmaterials und dem Grünvolumen der Beläge an ^{103,105,106}. Je mehr Wasser in der oberflächennahen Grenzschicht zurückgehalten werden kann, umso mehr wird im Anschluss an die Befeuchtungsphase wieder von dort verdunstet ¹⁰⁷.

Aufgrund des höheren Oberflächenrückhaltes, des höheren Speichervermögens des Substrates und der Transpiration des gespeicherten Wassers durch die Vegetationsschicht zeigen begrünte Beläge signifikant höhere Evaporationsanteile im Vergleich zu teilversiegelten Belägen ($p = 0,002$) und deutliche Unterschiede zu anderen Belagsarten (Abbildung 11).

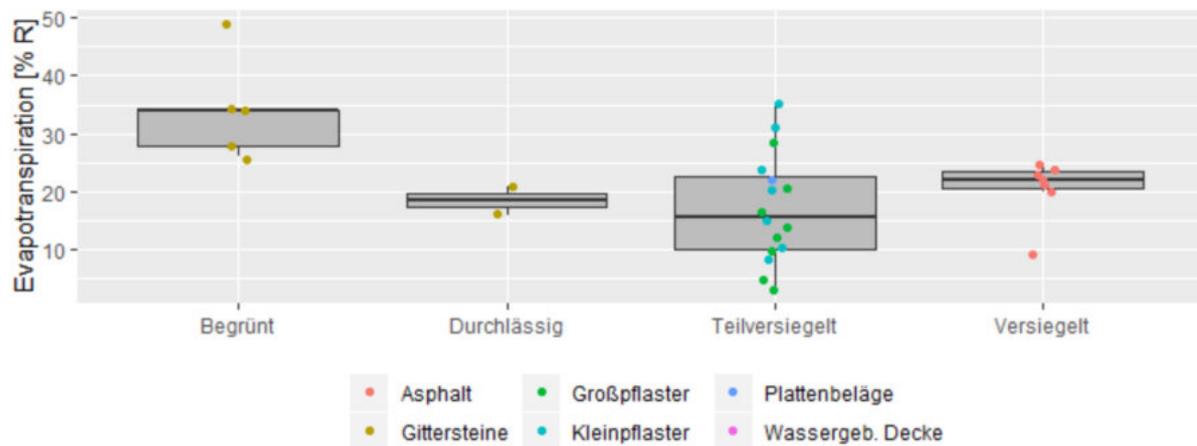


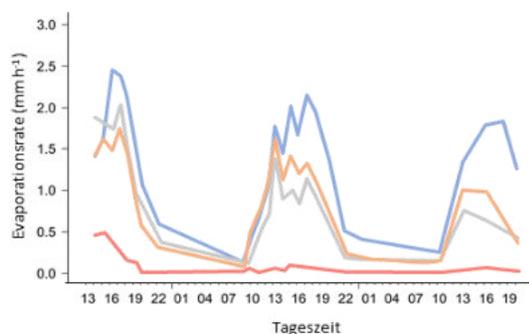
Abbildung 11: Evapotranspirationsanteile am Gesamtniederschlag für befestigte Flächentypen nach BFF 2020. Daten zusammengestellt aus verschiedenen Publikationen (Schmitt et al. ³⁷; Timm ³⁰). Eigene Darstellung.

Doch auch undurchlässige vollversiegelte Beläge können in Abhängigkeit von der Porosität und Benetzungskapazität zwischen 20 und 25 % der anfallenden Niederschläge evaporieren. Allein die Verdunstung eines Wasserfilmes von 1 mm kann einen latenten Wärmefluss von 85 W m^{-2} für 8 Stunden erzeugen ¹⁰⁸. Daher könnten auch undurchlässige Materialien mit einer hohen Benetzungskapazität zur Evaporation beitragen, insbesondere, da diese Materialien meist mehr Wärme speichern und nach Regenfällen zu erhöhter Evaporation beitragen können. Für das Universitätsgelände der UMBC in Maryland (USA) wurde ermittelt, dass 18 % der Gesamtevaporation während einer 10-tägigen Feuchtperiode von versiegelten Flächen stammte ¹⁰⁸. Allerdings erfolgen solche hohen Evaporationsraten von versiegelten Flächen ausschließlich kurzfristig nach Regenfällen, solange die Oberflächen ausreichend benetzt sind. Begrünte Beläge und solche, die größere Mengen an Feuchte im Porenraum des Belagsmaterials oder im Fugenraum speichern, evaporieren zwar anfänglich mit geringeren Raten, doch über einen weit längeren Zeitraum ¹⁰⁹.

Der Evaporationsanteil undurchlässiger Beläge kann im Mittel daher sogar höher sein als bei teildurchlässigen Belägen, da in letztgenannter Gruppe eine größere Menge des Niederschlages in tiefere Schichten perkoliert. Innerhalb dieser Gruppe gibt es deswegen große Unterschiede zwischen den jeweiligen Belagsarten mit tendenziell zunehmender Evaporation aus Belägen mit höheren Fugenanteilen³⁰. Li et al.¹⁰⁷ untersuchte Evaporationsraten verschiedener Versiegelungsbeläge und betont, dass die Evaporation maßgeblich von der Menge Wasser abhängig ist, die oberflächennah zurückgehalten wird. Die Grenzfläche zwischen Atmosphäre und anstehendem Wasser bestimmt daher maßgeblich die Evaporationsraten und den davon abgeleitet potenziellen Kühlungseffekt. Die gemessenen Evaporationsraten und der latente Wärmefluss nehmen dabei in der Reihenfolge Sand > Kies > Beton > Asphalt ab (Abbildung 12), was sich ebenfalls in den Oberflächentemperaturen niederschlägt (Abbildung 13). Verdunstungsraten von lockerem Basalt-Fugensplit mit $1,12 \text{ g h}^{-1}$ liegen beispielsweise deutlich unter denen eines humosen Oberbodens ($1,89 \text{ g h}^{-1}$) oder einer Grasfläche mit $3,9 \text{ g h}^{-1}$ ¹⁰³. Aus diesem Grund reduziert sich das Evaporationsvermögen stark durchlässiger Beläge nahezu auf deren Benetzungskapazität, da nur ein geringer Teil der Niederschläge oberflächennah zurückgehalten wird und kaum kapillare Nachlieferung aus dem Untergrund erfolgt^{30,110}.

Begrünte Flächenbeläge sind dagegen in der Lage, aktiv Wasser durch die Vegetation zu transpirieren. Die Evapotranspiration ist dabei maßgeblich von der Pflanzenart und dessen Grünvolumen abhängig. In der Regel werden bei Rasenfugensteinen oder Rasengittersteinen nur sehr niedrige Grünvolumina ($< 0,1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2}$) erreicht, insbesondere dann, wenn diese einer höheren Nutzungsintensität unterliegen.

Anhand der Grasreferenzverdunstung (ET_0) kann die tägliche potenzielle Verdunstung eines Standortes bei optimaler Wasserversorgung berechnet werden. Als Referenzvegetation gilt eine kurze dichte Grasnarbe von $0,12 \text{ m}$ Höhe unter einheitlichen Standardbedingungen (beispielsweise einer Albedo von $0,23$). Eine Veränderung der Standardbedingungen führt daher ebenfalls zu abweichenden Verdunstungsmengen. Hierbei erhöht sich die Verdunstung mit dem Grünvolumen bzw. Blattflächenindex der Vegetation, wohingegen eine limitierte Wasserversorgung und verminderte Vegetationshöhe zu geringeren Verdunstungswerten führt¹¹¹. Bezogen auf die betrachteten Belagsflächen kann daher abgeleitet werden, dass sich die Verdunstungsleistung von Belägen mit zunehmendem Vegetationsanteil erhöht und begrünte Beläge in der Regel höhere Verdunstungs- und Abkühlungseffekte erreichen können als nicht begrünte Belagsflächen. Daneben sind die Evapotranspirationsraten von der Wassermenge abhängig, die der Vegetation für die Verdunstung zur Verfügung steht und steigen daher mit der Wasserretentionskapazität des Fugenmaterials tendenziell an. Auch wenn begrünte Beläge nicht die Evapora-



— Asphalt — Kies — Sand — Wasser

Abbildung 12: Gemessene Evaporationsraten von undurchlässigen Belägen und Fugenmaterial im Vergleich zu einer Wasserfläche. Verändert aus Li et al.¹⁰⁷

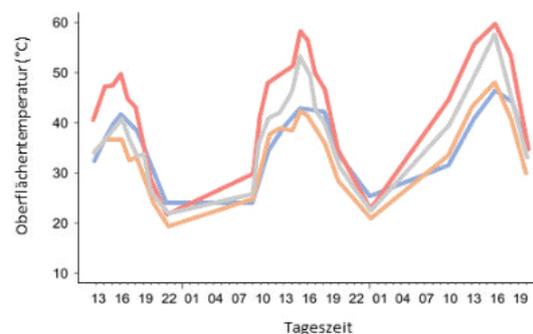


Abbildung 13: Gemessene Oberflächentemperaturen von undurchlässigen Belägen und Fugenmaterial im Vergleich zu einer Wasserfläche. Verändert aus Li et al.¹⁰⁷

tionsraten natürlicher Böden und Vegetationsflächen (geringere Wasserspeicherung und kleinere Grünvolumina) erreichen und daher Böden und Vegetationsflächen nicht kompensieren können, kann im direkten Vergleich mit unbegrüntem Belagsarten doch von einer weit positiveren Wirkung auf das städtische Mikroklima ausgegangen werden. Beispielsweise konnten Starke et al. ¹⁰⁹ dreifach höhere Evapotranspirationraten in den Sommermonaten bei begrünten Belägen im Vergleich zu teilversiegelten und vollversiegelten Belägen feststellen.

Für den Berliner Umweltatlas erfolgt die Berechnung des urbanen Wasserhaushaltes (Abflussbildung, Versickerung und Verdunstung) verschiedener Flächentypen anhand des Modelles *ABIMO*, in welches Annahmen zum Verhältnis von potenzieller zu effektiver Verdunstung einfließen. In Abhängigkeit vom Effektivitätsparameter (n) (Tabelle 4) und den Niederschlagsmengen wird ein Verhältnis von aktueller zu potenzieller Evaporation abgeleitet. Für begrünte Beläge liegt dieses Verhältnis mit 0,45 (Niederschlag \geq potentieller Evaporation) deutlich unter dem von Vegetationsflächen (landwirtschaftliche Flächen und Forststandorte), aber über dem von vegetationslosen Belägen, bei denen das Verhältnis von aktueller zu potenzieller Verdunstung mit ca. 20 % eingeschätzt wird für versiegelte, teilversiegelte und ebenfalls durchlässige Belagsarten.

Das unterschiedliche thermische Verhalten der Belagsarten ist dabei bis in tiefere Bodenschichten messbar. Noch in 30 cm Bodentiefe können deutlich erhöhte Temperaturen unter Asphalt im Vergleich zu einer Rasenfläche auftreten (Abbildung 14).

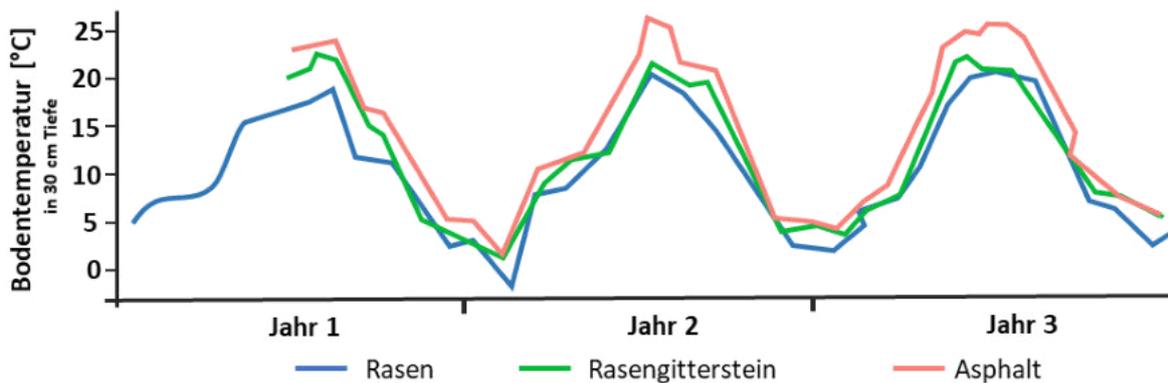


Abbildung 14: Bodentemperaturen in 30 cm Tiefe unter Zierrasen, begrünten Rasengittersteinen und Asphalt. Verändert aus Wessolek ⁸², im Original aus Pagel et al., 1993.

Dagegen waren Temperaturen unter begrünten Flächenbelägen deutlich geringer und insbesondere in den Sommermonaten sogar vergleichbar mit denen der Rasenfläche. Ein ähnlicher Jahresverlauf kann anhand von Daten von Schaffitel et al. ¹¹² beobachtet werden. Im Vergleich zu unversiegelten Flächen waren die Bodentemperaturen in 15 cm Tiefe unter teilversiegelten und durchlässigen Flächenbelägen höher. Dagegen waren die Temperaturen unter begrünten Flächenbelägen deutlich geringer und unterschieden sich nur zeitweise von denen der Referenzfläche. Die Maximaltemperaturen der unbegrüntem Beläge übersteigen hierbei die der begrünten deutlich um 21 % (47 °C gegenüber 37 °C) (Abbildung 15).

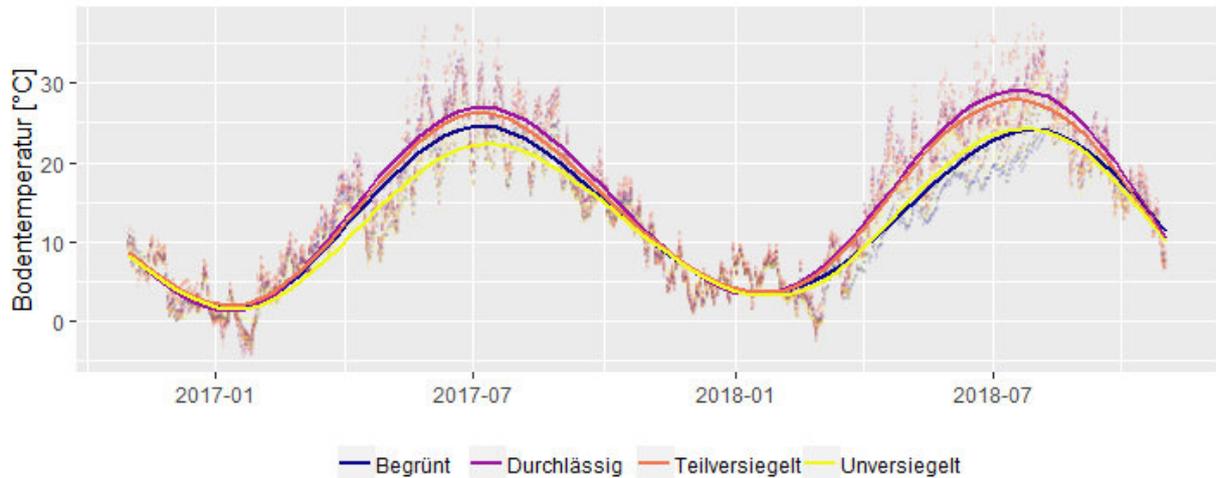


Abbildung 15: Bodentemperatur unter verschiedenen Belagsklassen nach BFF 2020. Bodentiefe bis 15 cm. Punkte geben die täglichen Mittelwerte der jeweiligen untersuchten Beläge an, Linien den geglätteten Mittelwert. Daten aus (Schaffitel et al., 2019). Eigene Einteilung der Flächenkategorien und eigene Darstellung.

Zusammenfassend kann aus obigen Literaturergebnissen abgeleitet werden, dass begrünte Beläge positiver auf das städtische Mikroklima wirken können als versiegelte, teilversiegelte oder durchlässige Beläge. Die Verdunstung nicht begrünter Belagsmaterialien basiert fast ausschließlich auf der kurzfristigen Verdunstung oberflächlich zurückgehaltenen Niederschläge und trägt hierdurch nur in geringem Maße zur Verminderung der städtischen Wärmeinsel bei. Der evapotranspirative Abkühlungseffekt begrünter Beläge kann aufgrund des höheren Oberflächenrückhaltes von Niederschlägen und der aktiven Verdunstung durch die Vegetation höher eingeschätzt werden. Die Einschätzung des Abkühlungseffektes im Vergleich zu einer BFF-Referenzfläche scheint hierbei jedoch nicht immer zielführend. Die Funktion als Wege- und Verkehrsfläche steht der Ausbildung hoher Grünvolumina entgegen, weshalb der mikroklimatische Effekt als Summe von Beschattung und Evapotranspiration insgesamt als eingeschränkt angesehen wird.



Beispiel für unterschiedliche Vegetationsentwicklung bei Rasengittersteinen (vorne) und Pflastersteinen (hinten links), im Vergleich zu einer Grasfläche (hinten rechts).

3.1.2 Die Wirkung von Vegetationsflächen auf das Mikroklima

Die positive Wirkung von Vegetationsflächen auf das städtische Mikroklima ist vielfach bestätigt^{91,113–115}. Insbesondere im Vergleich zu bebauten und versiegelten Flächen zeigen begrünte Flächen häufig eine höhere Albedo⁸⁹, gesteigerte Evapotranspirationsraten⁹¹ und beschatten vermehrt städtische Oberflächen¹¹⁶. Die Beschattung reduziert einerseits die einfallende und gespeicherte Globalstrahlung, andererseits wird die aufgenommene Energie durch Evaporation aus dem Substrat, Interzeption von der Vegetation und Transpiration durch die Vegetation zu größeren Anteilen in latente statt sensibler Wärme umgewandelt. Demnach kann durch eine Erhöhung des Grünvolumenanteils positiv auf das urbane Mikroklima eingewirkt werden, was sich insbesondere nachts in einer geringeren Ausprägung des urbanen Wärmeinseleffekt niederschlägt (Abbildung 16).

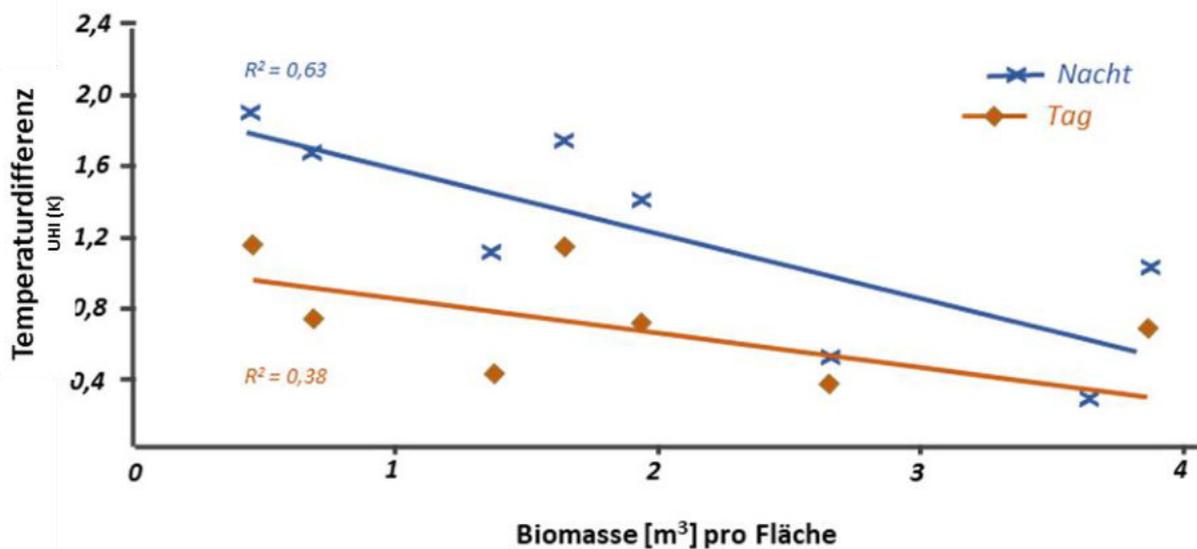


Abbildung 16: Temperaturdifferenz des Wärmeinseleffekt (UHI) in Abhängigkeit der Gesamtbiomasse einer Fläche im Sommer in Shenzhen (China) am Tag (grün) und in der Nacht (schwarz). Verändert aus Qiu et al.¹¹⁷.

Die Wirkung verschiedener Unterbauungstiefen auf den mikroklimatischen Effekt ist nicht systematisch untersucht. Unter Annahme einer tendenziellen Abnahme des Grünvolumens einer Fläche bei Verringerung des Wurzelraumes kann jedoch ebenfalls von einer potenziellen Abnahme des mikroklimatischen Effektes ausgegangen werden. Niedrige Grünvolumen wie z. B. Grasflächen nehmen zwar tagsüber aufgrund ihrer teilweise höheren Albedo weniger Wärmeenergie auf, leisten aber im Vergleich zu mittleren und höheren Grünvolumen deutlich geringere Evapotranspirationsraten¹¹⁷. Zusätzlich steigt mit der Möglichkeit der Grünvolumenzunahme ebenso das Potenzial der Beschattung von Oberflächen, was sich insbesondere am Tag positiv auf die Wärmebelastung der Bewohner auswirken kann. Es wurde gezeigt, dass im Berliner Zentrum vor allem die durch Bäume verschatteten Bereiche mikroklimatisch positive Räume mit deutlich geringeren Strahlungstemperaturen darstellen als baumlose Grünflächen oder größere asphaltierte Bereiche¹¹⁸. Armson et al.⁹⁶ ermittelten die Oberflächentemperaturen einer Grasfläche mit und ohne Beschattung im Vergleich zu einer beschatteten und einer nicht-beschatteten versiegelten Fläche in Manchester (UK). Sie stellten signifikant geringere Temperaturen im Bereich der Grasfläche fest, insbesondere, wenn diese im Verschattungsbereich hoher Grünvolumen lag. Auch wenn die stärkere Ausnutzung des pflanzenverfügbaren Bodenwasservorrates durch höhere Grünvolumen die Verdunstungsraten niedriger Grünvolumen zeitweise einschränken können, zeigen sich insbesondere an heißen Tagen positive Zusammenhänge zwischen der Beschattungsleistung urbaner Bäume und dem Abkühlungseffekt auf Fußgängerniveau⁹⁷.

Dies verdeutlicht die Abhängigkeit des evapotranspirativen Abkühlungseffektes der Vegetation von deren Wasserversorgung. Die Verdunstungsraten können immer nur so hoch sein wie die der Vegetation im Wurzelraum zur Verfügung stehende pflanzenverfügbare Wassermenge. Aus diesem Grund kann die Einschränkung des Wurzelraumes durch Flächenunterbauung die Evapotranspirationsraten und damit den Abkühlungseffekt potenziell reduzieren, vor allem, weil eine Ausbildung von Tiefwurzeln nicht möglich ist. Simon ¹¹⁹ simulierte den relativen latenten Wärmefluss von Bäumen mit unterschiedlichen Wurzeltiefen (0,75 m, 1,5 m und 3 m). Mit zunehmender Dauer der Simulationen wirkte das eingeschränkte Wasserangebot der geringen Wurzelräume zunehmend limitierend auf die Transpirationsraten und die Wärmebilanz des Standortes. Daher birgt die Einschränkung des Wurzelraumes besonders bei Trockenheit, also in Zeiten hohem Abkühlungsbedarfes, die Gefahr, dass die Flächen ihre Abkühlungspotenziale nicht ausschöpfen können und der sensible Wärmestrom trotz Begrünung in die Umgebung zunimmt¹²⁰.

3.1.3 Die Wirkung blauer Flächen auf das Mikroklima

Maßnahmen blauer Infrastruktur wirken aufgrund ihres hohen Evaporationspotentials eindeutig positiv auf das Mikroklima, wobei die Wirkung recht unterschiedlich zwischen den einzelnen Maßnahmen sein kann und maßgeblich von der Vegetationsetablierung abhängig zu sein scheint ⁹⁰. Anhand einer Meta-Analyse konnte ein durchschnittliches Kühlpotential von 2,5 K verschiedener städtischer Maßnahmen der blauen Infrastruktur ermittelt werden ¹²¹.

Die Verdunstungsraten offener vegetationsloser Wasserflächen entsprechend der potenziellen Evaporation und sind daher maßgeblich durch die meteorologischen Bedingungen bestimmt. Die hohe Verdunstung wirkt daher am Tag sehr positiv auf das städtische Mikroklima ⁵² auch mehrere hundert Meter in die umliegende Stadtstruktur hinein ^{122,123}. Qiu et al. ¹¹⁷ untersuchte das Abkühlungspotential von Grün- und Wasserflächen in einer chinesischen Großstadt und zeigte, dass Wasserflächen die Temperaturen um 0,9 K und Grünflächen mit hohem Grünvolumen um bis zu 1,57 K reduzieren konnten. Allerdings speichern Wasserflächen tagsüber mehr Wärme, die sie nachts verzögert abgeben. Daher können Wasserflächen die nächtliche Abkühlung verzögern und im Gegensatz zu anderen Maßnahmen sogar zu einer Steigerung der Tropennächte führen ⁵² (Abbildung 17). Auch Steeneveld et al. ¹²⁴ geben eine signifikante nächtliche Steigerung der Lufttemperaturen in der Nähe urbaner Wasserflächen im Vergleich zu ruralen Gebieten an. Die vergleichsweise hohe Wärmekapazität der Wasserflächen führt insbesondere in Spätsommernächten zu deutlich geringeren Abkühlungseffekten und hierdurch zu einer Steigerung des urbanen Wärmeinseleffektes.

Die oberflächliche Versickerung von Niederschlägen auf Vegetationsflächen kann ebenfalls einen positiven Einfluss auf das städtische Mikroklima haben ⁹⁰. Das Potenzial zur Minderung von Hitzetagen liegt dabei in einem Bereich zwischen extensiven und intensiven Dachbegrünungen ⁵², ist in der Regel jedoch

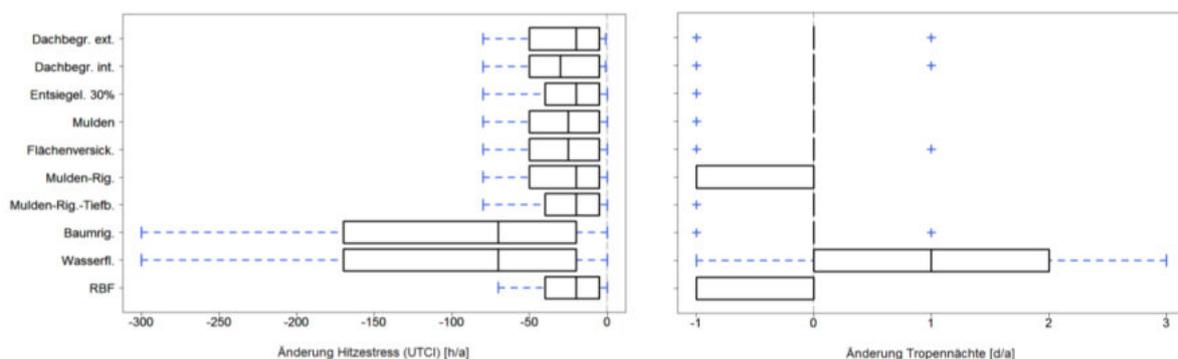
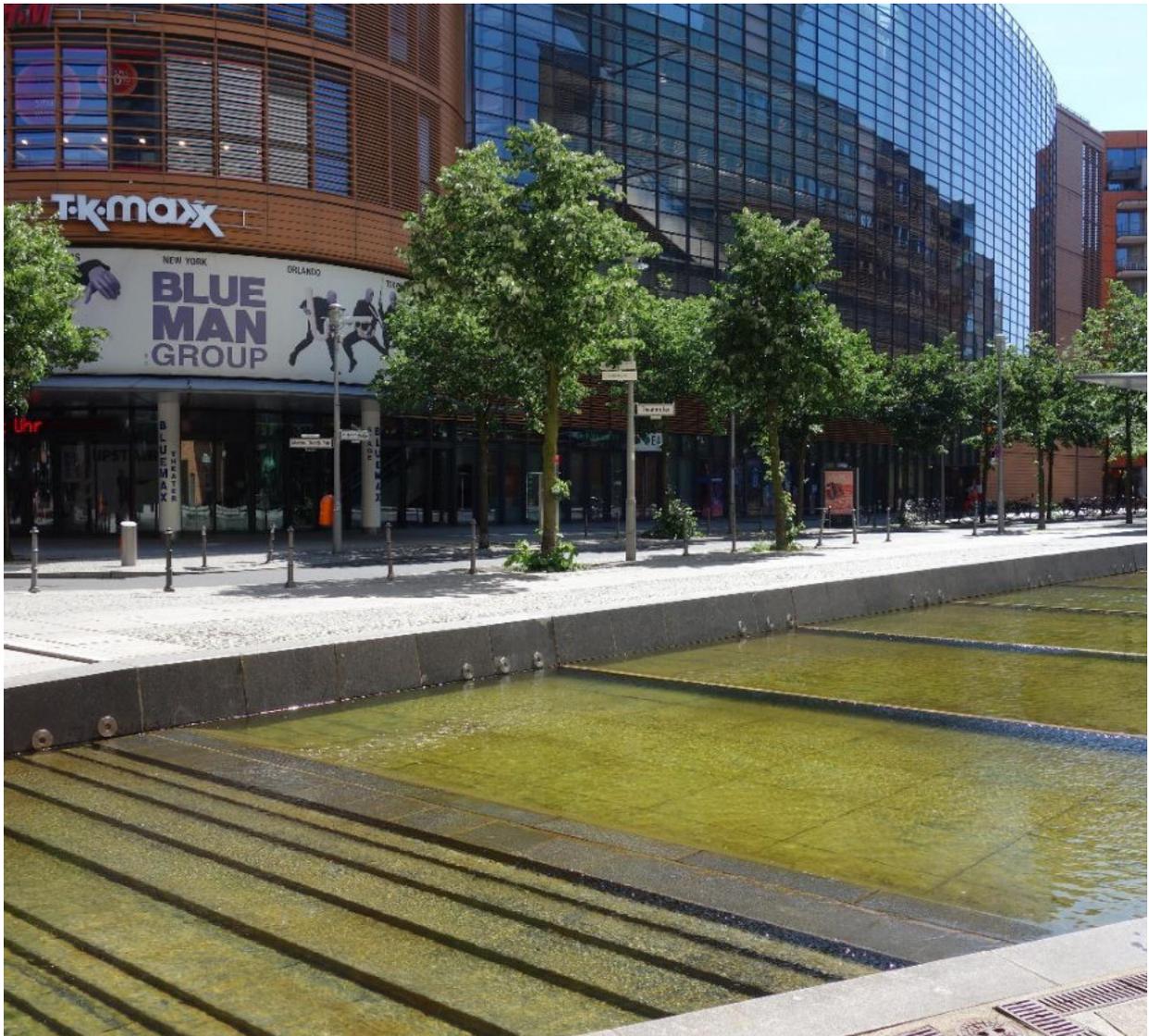


Abbildung 17: Einfluss verschiedener Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung auf den Hitzestress (Stunden pro Jahr) (links) und die Anzahl an Tropennächten pro Jahr (rechts). Aus Matzinger et al. ⁵².

wiederum von der Evapotranspirations- und Beschattungsleistung der Vegetation abhängig. Daher kann auch bei Flächen mit oberflächlicher Versickerung von einem gesteigerten Effekt bei zunehmendem Grünvolumen ausgegangen werden. Die Zufuhr von Niederschlagswasser externer Flächen (z. B. Dachflächen) kann in Abhängigkeit der Wasserspeicherkapazität des Bodenkörpers zu einem vermehrten Angebot an pflanzenverfügbarem Wasser führen, wodurch das Abkühlungspotential auch in Zeiten von Trockenphasen längerfristig erhalten bleibt. Die geringere Wärmeaufnahme der Oberfläche führt dabei im Gegensatz zu Wasserflächen nicht zu einer Steigerung der Anzahl an Tropennächten^{52,90,121}.

Als besonders positiv wird die Wirkung kombinierter Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung mit hohen Grünvolumen (z. B. Baumrigolen) eingeschätzt. Die hohen Transpirationsraten der Vegetation werden hierbei durch eine gezielte Speicherung und Bereitstellung von Niederschlägen auch in Trockenzeiten gewährleistet. Gleichzeitig steigt das Beschattungspotential mit dem Grünvolumen, was zusätzlich die Aufwärmung umliegender Flächen vermindert. Auch wenn es bis heute nur eine geringe Datengrundlage für die Einschätzung der Wirkung dieser Systeme auf das städtische Mikroklima gibt, kann dennoch von einer positiven Wirkung und Senkung der urbanen Hitzestressereignisse ausgegangen werden⁵².



Künstlich geschaffene Wasserflächen am Potsdamer Platz zur Erhöhung der städtischen Verdunstungsleistung.

3.1.4 Die Wirkung von Gebäudebegrünungen auf das Mikroklima

Dach- und Vertikalbegrünungen bilden eine Möglichkeit, positiv auf die urbane Strahlungsbilanz und das städtische Mikroklima einzuwirken¹²⁵. Trotz großer technischer Unterschiede sind die zugrundeliegenden Wirkmechanismen beider Systeme zunächst vergleichbar. Verschiedene Schichten aus Substrat und Vegetation reduzieren i) die Aufnahme, Speicherung und Weitergabe der eintreffenden Globalstrahlung sowie ii) den Anteil an sensiblem Wärmestrom hin zu größeren latenten Anteilen.

Die Faktoren, welche die Ausprägungen dieser Mechanismen bestimmen, sind zwischen den einzelnen Kategorien der Dach- und Vertikalbegrünungen sehr unterschiedlich ausgeprägt. Wesentlich sind in diesem Zusammenhang die verwendete Vegetation und das etablierte Grünvolumen. Diese werden zu großen Teilen durch die verfügbare Wassermenge im Wurzelraum bestimmt, ergo durch die speicherbaren Mengen an Niederschlägen im Substrat bzw. die Möglichkeit zur künstlichen Bewässerung. Daneben unterliegt die positive mikroklimatische Wirkung nachweisbar standortspezifischen Bedingungen des Klimas (Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit, Globalstrahlung, Beschattung)¹²⁶ und der Stadtstruktur (Gebäudehöhe, Verhältnis Straßenbreite/ Gebäudehöhe, Bebauungsdichte)⁶².

3.1.4.1 Der Wirkung von Dachbegrünungen auf das Mikroklima

Der am häufigsten beschriebene Effekt von Dachbegrünungen ist die Funktion der lokalen thermischen Regulation. Viele Studien unterstreichen die regulative Wirkung von Dachbegrünungen und deren Vermögen, die Oberflächen- und Lufttemperaturen, auch im unmittelbaren städtischen Umfeld, zu senken¹²⁷⁻¹²⁹. Weniger untersucht wurde die differenzierte Wirkung verschiedener Kategorien der Dachbegrünung und systematische experimentelle Vergleiche zwischen den verschiedenen Bauarten sind selten¹³⁰. Allerdings kann davon ausgegangen werden, dass durch die unterschiedlichen Substrathöhen, verwendete Vegetationstypen sowie Bewässerungsmöglichkeiten die jeweiligen Kategorien der Dachbegrünung verschieden auf das städtische Mikroklima wirken.

In Zentraleuropa verlässt bis zu 80 % des Niederschlags die Gründächer über die Evapotranspiration als latente Wärme¹³¹ und die Transpirationsleistung der Pflanzen ist neben dem Bedeckungsgrad einer der Hauptparameter zur Beschreibung der Kühlleistung begrünter Dächer⁴. Neben einer Reihe klimatischer Faktoren (u. a. Globalstrahlung, Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit) wird die pflanzliche Transpiration vornehmlich durch Faktoren der Vegetation (u. a. Blattflächenindex, Blattflächendichte, Pflanzenatmung) und dem zur Verfügung stehenden Wasser beeinflusst⁶¹.

Das geringe Wasserretentionsvermögen und der Verzicht auf künstliche Bewässerung extensiver Gründächer zwingen zum Einsatz trockenresistenter Arten und Pflanzengesellschaften wie Sedum oder Sedum-Gras-Mischungen. Viele dieser Arten sind CAM-Strategen (Crassulaceen-Säurestoffwechsel) mit dem Ziel, Feuchteverluste durch Transpiration zu reduzieren. Hierbei werden die Spaltöffnungen der Pflanzen nur nachts zum Gasaustausch geöffnet, um die für die Photosynthese benötigten CO₂-Mengen aufzunehmen. Im Umkehrschluss resultiert aus der Verwendung von Sedum ein geringerer Abkühlungseffekt, als er durch andere Pflanzenarten unter gleichen Bedingungen erreicht werden kann^{132,133}. Pflanzen mit heller Färbung, hohem Blattflächenindex und hoher Transpirationsleistung zeigen deutlich geringere Bowen-Verhältnisse und dadurch höhere Potentiale zur mikroklimatischen Abkühlung¹³². Nichtsdestotrotz konnte auch für verschiedene Sedumarten eine deutliche Reduzierung der Dachoberflächentemperaturen, im Vergleich zu konventionellen Dachbedeckungen, festgestellt werden¹³⁴.



Trockenstress bei einer extensiven Dachbegrünung, sichtbar durch Rotfärbung des Sedums.

Neben den Pflanzenarten wird dies zu großen Teilen durch die verfügbare Wassermenge bestimmt. Die Untersuchung des Wärmestroms eines extensiven Berliner Gründachs, bewachsen mit verschiedenen Sedumarten, zeigte einen latenten Wärmestrom vergleichbar mit dem natürlicher Ökosysteme (Bowen-Verhältnis 0,3), sofern eine ausreichende Wasserversorgung gewährleistet war⁶⁰. Während Trockenzeiten und bei unzureichender Wasserversorgung stieg dieses Verhältnis jedoch um ein Vielfaches an (auf bis zu 10). Somit kann ein Effekt der Abkühlung nur dann geleistet werden, wenn der Vegetation ausreichend Wasser für die Verdunstung zur Verfügung steht. Da extensive Dachbegrünungen vornehmlich nicht bewässert werden, scheint der Einfluss dieser Dächer auf das Mikroklima demnach vergleichsweise gering zu sein, insbesondere, da gerade in Zeiten hoher Temperaturen, also bei hoher Relevanz, die Wasserversorgung limitiert ist. Aus diesem Grund wurde das Potential extensiv begrünter Dächer zur Reduzierung der Hitzemortalität, ebenfalls als eher gering eingeschätzt¹³⁵.

Demgegenüber scheinen Dächer mit Bewässerungsmöglichkeit (*einfach intensiv* und *intensiv*) einen positiveren Effekt auf das Mikroklima zu haben. Bei diesen Dachbegrünungen steht auch in Trockenzeiten genug Bodenfeuchte zur Verfügung, um hohe Evapotranspirationsraten zu ermöglichen¹³⁰ (Abbildung 18). In Modellberechnungen wurde gezeigt, dass der Wärmefluss in die Umgebung durch bewässerte Dachbegrünungen um 15-51 % gesenkt wird, verglichen mit nicht begrüntem Dächern¹³⁶. Ein systematischer Vergleich der Evapotranspirationsleistung verschiedener Kategorien der Dachbegrünung unter Berliner Standortbedingungen ist jedoch nicht bekannt.

Zur Bewertung des mikroklimatischen Effektes ist es notwendig, die Wirkung auf relevantem Niveau zu messen. Gründächer besitzen das Potential, auch innerhalb der Straßenschluchten zu einer Abkühlung beizutragen. Der Effekt ist jedoch unmittelbar von der Gebäudehöhe abhängig und nimmt mit zunehmendem vertikalen Abstand zum Straßenniveau signifikant ab¹³⁷. Hierbei sind deutliche Unterschiede zwischen intensiven und extensiven Begrünungen feststellbar. Intensivgründächer in 20 m Höhe können zu einer signifikanten Reduzierung der Temperaturen auf Fußgängerniveau beitragen, wobei für

extensive Begrünungen, unter vergleichbaren Bedingungen, kein Einfluss mehr nachgewiesen werden konnte¹³⁷. Auch für simulierte Szenarien mit intensiv begrünten Dächern in Hong-Kong wurde eine Reduzierung der Lufttemperaturen auf Fußgängerniveau um 0,5-1,7 °C ermittelt. Der Abkühlungseffekt der extensiv begrünten Varianten war hingegen mit 0,4-0,7 °C zwar feststellbar, aber deutlich geringer¹²⁷.

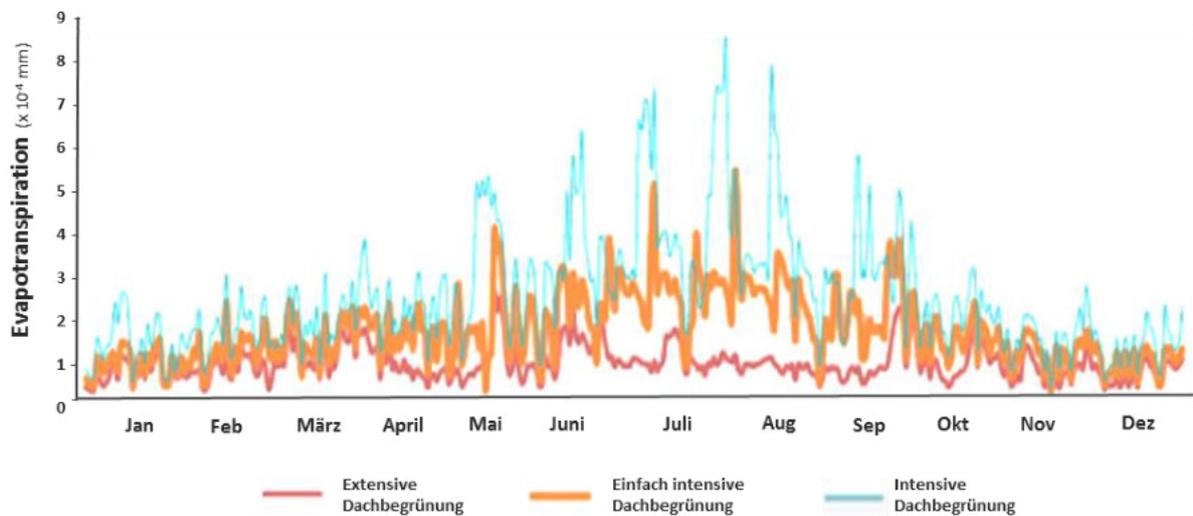


Abbildung 18: Jährliche Evapotranspiration eines extensiven, einfach intensiven und intensiven Dachbegrünung im mediterranem Klima. Übersetzt und angepasst aus Silva et al. (2016)¹³⁰.

Ableitungen aus Studien anderer Klimazonen sind schwierig, da die klimatischen Bedingungen entscheidenden Einfluss auf den Abkühlungseffekt haben¹³⁸. Je höher die globale Sonneneinstrahlung und je niedriger die relative Luftfeuchte, umso stärker scheint der Effekt der Abkühlung ausgeprägt¹²⁶. So konnten für intensive Dachbegrünungen mit Bewässerung in trocken-heißem Klima höhere Temperaturreduktionen auf Straßenebene erreicht werden als für intensive Dächer in feucht-heißen, feuchtwarmen und gemäßigten Klimazonen (Kairo > Hong-Kong > Tokyo > Paris)¹²⁶.

Trotz dieser großen Unterschiede scheint heute Konsens darüber zu herrschen, dass die mikroklimatische Wirkung intensiv begrünter Dächer die Wirkung extensiver Gründächer deutlich übersteigt¹³⁹. In einer räumlichen Simulation konnte darüber hinaus erarbeitet werden, dass die geringeren Hindernisse bei der Etablierung einfach-intensiver Gründächer zu einer höheren regionalen Begrünungsdichte und dadurch intensiveren Abkühlungseffekten auf Stadtniveau führen kann¹²⁶.

3.1.4.2 Der Wirkung von Vertikalbegrünungen auf das Mikroklima

Ähnlich wie Dachbegrünungen können auch Vertikalbegrünungen einen signifikanten Einfluss auf das Mikroklima des städtischen Umfeldes haben. Mehrere Studien beschreiben die reduzierende Wirkung auf die Oberflächentemperaturen der Gebäude durch Fassadenbegrünungen (Tabelle 9). Dabei sind die angegebenen Temperaturen sehr unterschiedlich und von einer Vielzahl an Faktoren abhängig. Neben dem lokalen Klima sind insbesondere die Exposition, d. h. die Ausrichtung der Wand bezogen zur Himmelsrichtung¹⁴⁰, sowie vegetationstypische Parameter und hier insbesondere der Bedeckungsgrad von entscheidender Bedeutung¹⁴¹⁻¹⁴³.

Im Gegensatz zu Dachbegrünungen scheint die Wirkung der Beschattung von Oberflächen die der Evapotranspiration zu übersteigen, insbesondere bei der Verwendung von Pflanzen, welche eine hohe Blattmasse bilden^{144,145} (Abbildung 19). Aber auch die Wasserversorgung der Pflanzen kann auf die Re-

duktion der Temperaturen einwirken. So konnte gezeigt werden, dass schlecht wasserversorgte Pflanzen deutlich höhere Blatttemperaturen aufweisen können¹⁴⁶. Nur wenige Studien vergleichen systematisch die mikroklimatische Wirkung verschiedener Varianten der Vertikalbegrünungen^{56,147,148}.

Tabelle 9: Beschriebene Reduzierung der Oberflächentemperaturen durch Fassadenbegrünungen in der Literatur. Klimagruppe nach Köppen-Geiger Klassifikation¹⁴⁹. Verändert und ergänzt aus Besir & Cuce (2018).

Publikation	Ort	Klimagruppe	Vertikalbegrünung	Reduzierung Oberflächentemperatur
Hoelscher et al., 2016 ¹⁴⁵	Germany	Cfb	Bodengebunden	2,2 bis 4,4 °C ¹
Susorova et al., 2013 ¹⁴⁰	USA	Dfa	Bodengebunden	0,7 bis 13,1 °C ²
Perini et al., 2011 ¹⁵⁰	Niederlande	Cfb	Bodengebunden	1,2 °C
Perini et al., 2011 ¹⁵⁰	Niederlande	Cfb	Wandgebunden, vertikal	8,0 °C
Eumorfopoulou und Kontoleon, 2009 ¹⁵¹	Griechenland	Cfb	Bodengebunden	2 bis 8 °C ³
Di und Wang, 1999 ¹⁵²	China	Cfb	Bodengebunden	16 °C
Sternberg et al., 2011 ¹⁵³	UK	Cfb	Bodengebunden	1,7 bis 9,5 °C ⁴
Koyama et al., 2013 ¹⁴²	Japan	Cfa	Bodengebunden	3,7 bis 11,3 °C ⁵
Mazzali et al., 2013 ¹⁵⁴	Italien	Cfa	Wandgebunden, vertikal	12 bis 20 °C ⁶

¹ Durchschnittliche, tägliche Reduktion der Oberflächentemperaturen von extensiv begrünten Fassaden im Vergleich zu unbegrünten Fassaden.

² Geschätzte Temperaturreduktion durch begrünte Fassaden an den Außenwänden des Gebäudes, in Abhängigkeit des Bedeckungsgrades und der Exposition.

³ Bei 25 cm Vegetationsdicke der Fassadenbegrünung.

⁴ In Abhängigkeit der Mächtigkeit der Vegetationsschicht von *Hedera helix* (<10 cm bis 45 cm).

⁵ Maximale gemessener Temperaturunterschied zwischen bewachsener und unbewachsener Wand, abhängig vom Bedeckungsgrad der Wände.

⁶ Minimaler und maximaler Temperaturunterschied der Oberflächentemperaturen, gemessen an drei verschiedenen „lebenden Wänden“ an Sommertagen.

Dabei zeigt sich im Vergleich der Studien, dass die Abkühlungseffekte der wandgebundenen Vertikalbegrünungen die der bodengebundenen deutlich übersteigen. Ausschlaggebend scheinen der höhere Bedeckungsgrad¹⁵⁴ und die häufig höhere technische Bewässerung der wandgebundenen Systeme zu sein, wodurch sich dichte und geschlossene Vegetationsbestände schon zu Beginn der Begrünung erreichen lassen. In einer Vergleichsstudie aus den Niederlanden konnte gezeigt werden, dass die Oberflächentemperaturen der bodengebundenen Fassaden um 10 %, der mit wandgebundenen vertikalen allerdings um 52 % reduziert werden konnten¹⁵⁰. Besir & Cuce (2018)⁵⁶ fassten Studien zu verschiedenen Vertikalbegrünungen zusammen und geben Temperaturreduktionen von 1-9,5 °C für bodengebundene und bis zu 20°C bei wandgebundenen Fassaden aus Städten mit vergleichbarem Klima wie Berlin an.

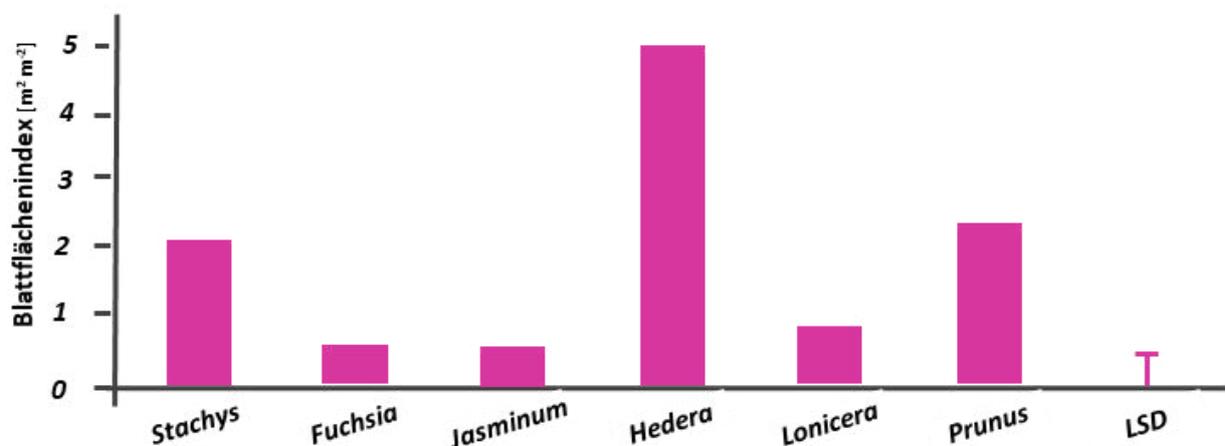


Abbildung 19: Blattflächenindex verschiedener Pflanzen der bodengebundenen Vertikalbegrünung. Aus Cameron et al.,¹⁴⁴.

Trotz dieses übereinstimmend gefundenen Effekts der Abkühlung von Oberflächentemperaturen durch Vertikalbegrünungen sind die Auswirkungen auf die städtische Umgebung nicht eindeutig. Die reduzierten Oberflächentemperaturen können zu einer geringeren Abstrahlung der Wärme in die Umgebung beitragen, wodurch sich die Temperaturen reduzieren und es im weiteren Verlauf zu gesteigerten Luftbewegungen kommen kann. Im Gegensatz zu Untersuchungen aus tropischen und ariden Gebieten, die einen deutlichen Einfluss extensiver Fassadenbegrünung auf das urbane Umfeld beschreiben⁶², zeigten Untersuchungen zu bodengebundenen Fassadenbegrünungen in Berlin nur ein geringes Potential, die Umgebungstemperaturen signifikant abzukühlen und Hitzestress entgegenzuwirken^{145,155}. Allerdings wird angemerkt, dass eine Erhöhung des begrüneten Fassadenanteils die Reduktion deutlich steigern könnte¹⁵⁵. Durch die höhere Evapotranspirationsleistung der wandgebundenen Systeme konnte eine Studie aus Frankreich dagegen zeigen, dass diese Systeme die Temperaturen in den Straßen deutlich senken und dadurch einen wichtigen Beitrag zur Reduzierung der städtischen Wärmeinsel leisten können¹⁵⁶. Ein weiterer wichtiger Einflussfaktor auf diesen Effekt ist die Bebauungsstruktur des städtischen Umfeldes. Mit steigendem Verhältnis zwischen Straßenbreite und Gebäudehöhe, also je weiter die Straßenschluchten sind, umso geringer ist der feststellbare Effekt der Abkühlung in den Straßenschluchten^{128,157}.



Beispiel für eine bodengebundene Vertikalbegrünung mit unterschiedlichen Pflanzen und Bedeckungsgraden.

3.1.5 Zusammenfassende Bewertung: Mikroklima

Die Bewertung der im Rahmen des BFF 2020 betrachteten Flächenkategorien auf das Mikroklima ist in Abbildung 20 und Abbildung 21 zusammenfassend dargestellt. Das Potential positiv auf das Mikroklima einzuwirken wird wesentlich durch die Verdunstungs- und Beschattungsleistung der Flächen bestimmt. Flächen, die höhere Grünvolumen ermöglichen wirken daher tendenziell positiver auf das städtische Mikroklima als Flächen mit niedrigen Grünvolumen oder ohne jegliche Vegetationsausbildung.

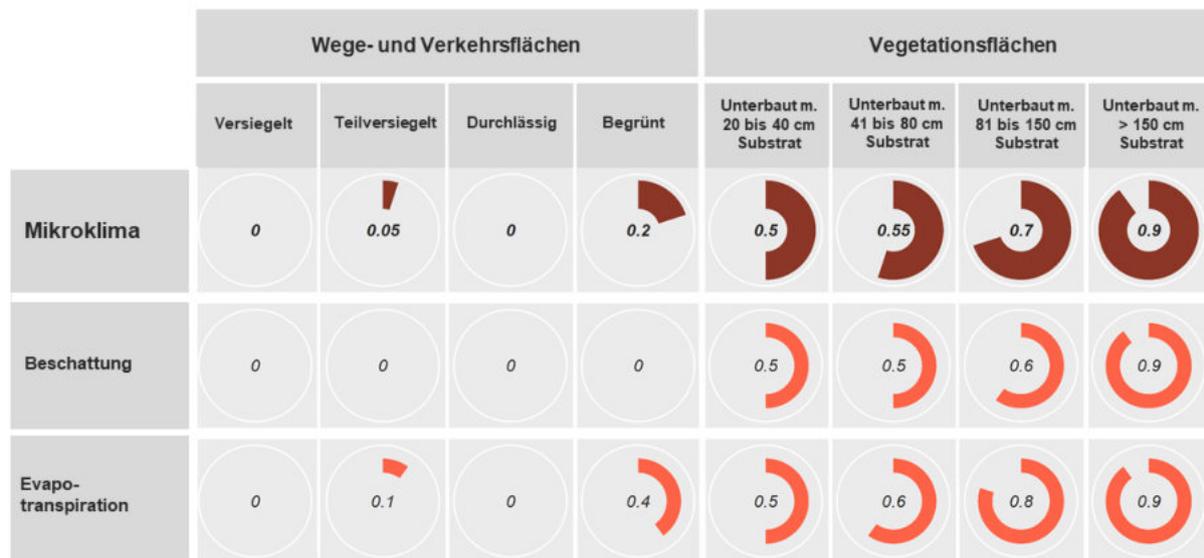


Abbildung 20: Einschätzung der Wirkung der im Rahmen des BFF 2020 definierten Kategorien „Wege und Verkehrsflächen“ und „Vegetationsflächen“ auf das städtische Mikroklima. Die primären Einflussfaktoren „Evapotranspiration“ und „Beschattung“ sind arithmetisch gemittelt und gerundet als Gesamtwirkung „Mikroklima“ dargestellt.

Wege- und Verkehrsflächen

Die Wirkung von Wege- und Verkehrsflächen auf das Mikroklima basiert maßgeblich auf der Evaporation aus dem Belag, dem Fugenmaterial sowie bei begrüntem Belägen auf der Transpiration der Vegetation. Die Verdunstung von oberflächlich zurückgehaltenen Niederschlägen erfolgt bei *versiegelten Belägen* nur kurzfristig in Anschluss an die Niederschlagsereignisse, weshalb diese Beläge keinen positiven mikroklimatischen Effekt aufweisen. Ähnlich wird der Effekt bei sehr *durchlässigen Belägen* eingeschätzt. Aufgrund der hohen Versickerungsleistung speichern durchlässige *Belagsflächen* nur einen sehr geringen Anteil der Niederschläge oberflächennah und weisen dementsprechend geringe Verdunstungsraten aus dem Substrat auf. *Teilversiegelte Flächen* sind hingegen in der Lage, in Abhängigkeit von Fugenanteil und -substrat einen größeren Anteil der Niederschläge in den oberflächennahen Porenräumen zurückzuhalten. Dies kann die Raten anschließender Verdunstung erhöhen. Vor diesem Hintergrund wird der mikroklimatische Effekt dieser Beläge leicht höher eingeschätzt als der von versiegelten und durchlässigen Flächenbelägen. Das größte Potential der Wege- und Verkehrsflächen positiv auf das Mikroklima zu wirken wird begrüntem Belägen zugerechnet. Die höhere Speicherung von Niederschlägen im Fugenmaterial steigert die längerfristige Verdunstung aus dem Substrat und durch die Vegetation. Unter geringer Nutzung können sich, in Abhängigkeit des Fugenanteils, sehr niedrige Grünvolumina etablieren. Im Vergleich zu einer Vegetationsfläche mit hohem Grünvolumen ist der Effekt jedoch als gering einzuschätzen, insbesondere da diese Flächen kein Potenzial zur Beschattung aufweisen.

Vegetationsflächen

Vegetationsflächen wirken sehr positiv auf das urbane Mikroklima. In Abhängigkeit des Grünvolumens steigt das Potential zur Beschattung urbaner Oberflächen und die Verdunstungsraten nehmen mit steigender Vegetation ebenfalls tendenziell zu. Eine Unterbauung der Flächen schränkt hingegen die Ausbildung hoher Grünvolumen ein und limitiert deren Wasserversorgung. Auch wenn keine systematischen Studien bekannt sind, welche den Einfluss verschiedener Unterbauungstiefen auf den mikroklimatischen Effekt quantifizieren, so wird doch von einem steigendem Abkühlungspotenzial mit zunehmender Unterbauungstiefe ausgegangen. Mit Zunahme an Wurzelraum und pflanzenverfügbarem Wasser in der Wurzelzone steigt das Potenzial zur Etablierung hoher Grünvolumina mit vermehrter Evapotranspirations- und Beschattungsleistung. Vor diesem Hintergrund werden unterbaute Flächen mit geringen Substratauflagen geringer angerechnet, als Flächen, die aufgrund ihrer Substratschicht, höhere Grünvolumen ermöglichen. Jedoch unabhängig von der Unterbauungstiefe ist die Wasserversorgung der Vegetation aus tieferen Bodenschichten unterbunden, was die Wirkung solcher Flächen in Trockenzeiten, auch bei tiefen Substratauflagen, einschränken kann.

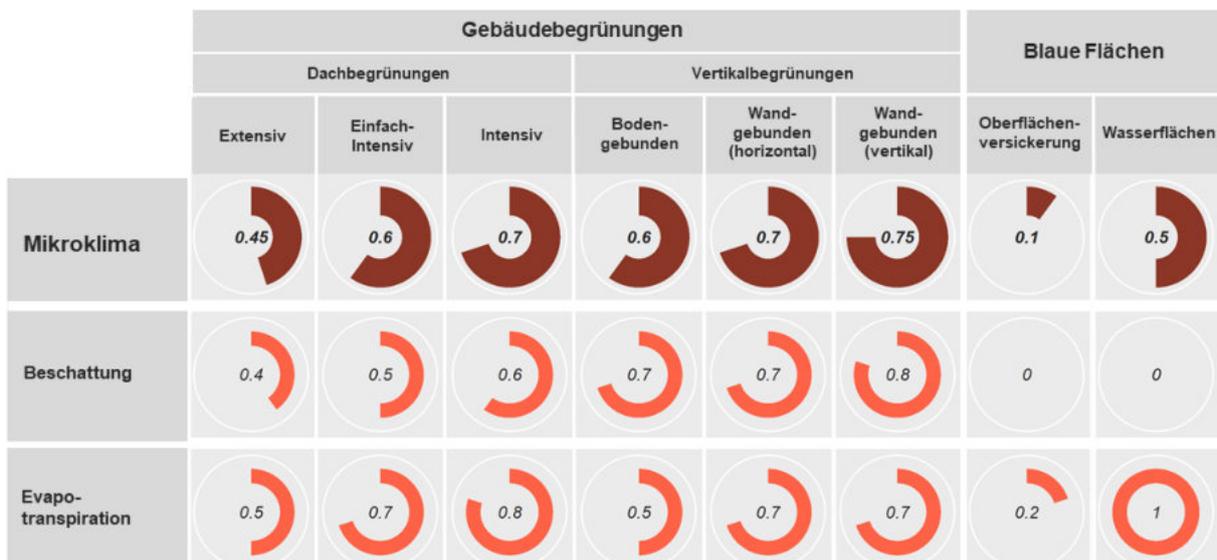


Abbildung 21: Einschätzung der Wirkung der im Rahmen des BFF 2020 definierten Kategorien „Gebäudebegrünungen“ und „Blaue Flächen“ auf das städtische Mikroklima. Die primären Einflussfaktoren „Evapotranspiration“ und „Beschattung“ sind arithmetisch gemittelt und gerundet als Gesamtwirkung „Mikroklima“ dargestellt.

Dachbegrünungen

Die Wirkung von Dachbegrünungen auf das Mikroklima wird maßgeblich durch die Evapotranspirationsleistung und potentielle Beschattung bestimmt. Geringe Wasserretentionskapazitäten und der Verzicht auf Bewässerung fordern die Nutzung trockenresistenter Pflanzengesellschaften auf extensiven Gründächern, wodurch die Evapotranspirationsleistungen limitiert sind. Das Grünvolumen dieser Dachbegrünungen ist daher tendenziell gering und ebenfalls das Potential zur Beschattung verringert. Vor diesem Hintergrund wird die potentielle Wirkung extensiver Gründächer auf das städtische Mikroklima als vergleichsweise gering eingeschätzt. Mit steigender Substratmächtigkeit erhöht sich ebenfalls das Vermögen der Wasserretention im Wurzelraum. Insbesondere in Verbindung mit gezielter Bewässerung in Trockenzeiten steht der Vegetation bei einfach-intensiven Dachbegrünungen somit eine höhere Menge an Wasser zur Verfügung. Dies ermöglicht höhere Raten der Evapotranspiration, auch in Hitzeperioden,

und die Etablierung von Beständen mit höherem Grünvolumen. Aus diesem Grund wird die Wirkung einfach-intensiver Dachbegrünungen auf das städtische Mikroklima höher eingeschätzt als die Wirkung extensiv begrünter Dächer. Durch die hohe Wasserspeicherung im Substrat und bedarfsabhängige Bewässerung werden bei intensiven Dachbegrünungen Pflanzengesellschaften ermöglichen, ähnlich denen bodenständiger Vegetationsflächen. Die Evapotranspiration und Beschattung ist in Abhängigkeit der verwendeten Vegetation hoch, weshalb die Wirkung der intensiven Dachbegrünungen auf das Mikroklima, in der Kategorie der Gebäudebegrünungen am größten eingeschätzt wird.

Vertikalbegrünungen

Etablierte bodengebundene Vertikalbegrünungen mit hohen Bedeckungsgraden beschatten große Teile an Gebäudeflächen. Der Anteil der Evapotranspiration an der Gesamtleistung ist jedoch limitiert, insbesondere bei unzureichender Wasserversorgung. Aus diesem Grund wird die Wirkung bodengebundener Vertikalbegrünungen auf das städtische Mikroklima als vergleichsweise niedrig eingeschätzt. Wandgebundene Vertikalbegrünungen mit horizontalen Vegetationsflächen weisen einen hohen Bedeckungsgrad mit hohem Potential zur Beschattung auf. Mit ausreichender Bewässerung der Vegetationsflächen sind höhere Verdunstungsraten der Vegetation und aus dem Substrat zu erwarten als bei den bodengebundenen Varianten. Dementsprechend wird die Wirkung dieser Vertikalbegrünungen leicht höher eingeschätzt als die der bodengebundenen Vertikalbegrünungen. Durch die horizontalen Substratflächen ist das Beschattungspotential geringer als das wandgebundener Vertikalbegrünungen mit vertikalen Vegetationsflächen. Bei Letzteren werden, durch den von Beginn an hohen Bedeckungsgrad und die durchgängige vertikale Substratfläche, hohe Flächenanteile beschattet. Die systembedingte Bewässerung ermöglicht hohe Evapotranspirationsraten. Infolgedessen wird die Wirkung dieser Vertikalbegrünungskategorie auf das städtische Mikroklima am höchsten eingeschätzt.

Blaue Flächen

Die oberflächliche Versickerung von Niederschlägen kann das den Pflanzen zur Verfügung stehende Wasser einer Vegetationsfläche mit Bodenanschluss erhöhen, wodurch sich deren Potenzial steigert, positiv auf das Mikroklima der Stadt zu wirken. Dabei steigt der mikroklimatische Effekt im Verhältnis zum Grünvolumen und der damit verbundenen höheren Verdunstungs- und Beschattungsleistung. Wasserflächen wirken tagsüber zwar kühlend auf das städtische Umfeld, können dagegen nachts die Abkühlung in der Umgebung reduzieren. Des Weiteren fehlt die der Referenzfläche typische Etablierung hoher Grünvolumina mit Beschattungspotenzial. Dieser Effekt kann durch eine vermehrte Vegetationsetablierung an und um Wasserflächen erhöht werden. Forschungsergebnisse zu diesen Systemen sind bis jetzt jedoch gering und die Betrachtung der Wirkung solcher Systeme war nicht Gegenstand dieser Untersuchung.

3.2 Luftqualität

Trotz deutlicher Verbesserungen der Luftqualität in den Berliner Stadtgebieten innerhalb der letzten Jahre, werden die festgesetzten Grenzwerte in einigen Bereichen des Stadtgebietes nach wie vor zeitweise überschritten^{158,159} (Abbildung 22). Urbane Vegetationssysteme wirken positiv auf die Luftqualität und haben das Potential die gesundheitliche Belastung der Stadtbewohner zu verringern¹⁶⁰. So werden durch die derzeitige Begrünung in der Metropolregion Londons zwischen 0,7 und 1,4 % der jährlichen Feinstaubbelastung reduziert (852 bis 2121 t PM₁₀) und eine Steigerung der Begrünung um 20 bis 30 % könnte diese Reduktion sogar annähernd verdoppeln¹⁶¹.

Pflanzen beeinflussen in vielfältiger Weise die Luftqualität in Städten und sind in der Lage die Schadstoffkonzentration der urbanen Atmosphäre zu reduzieren. Vegetation gilt als effektive Senke für Feinstäube (PM₁₀ und PM_{2,5})^{5,162}, nimmt Luftschadstoffe wie SO₂, NO₂ und O₃ direkt bei der Pflanzenatmung auf und entziehen diese hierdurch der Umgebungsluft^{163–165}, verändert die Luftzirkulation und hierdurch Dispersion bodennaher Luftschadstoffe¹⁶⁶ und ist eine fundamentale Möglichkeit zur Sequestrierung von CO₂¹⁶⁷.

Feinstaub umfasst die Gesamtheit der schwebenden Stoffe in der Umgebungsluft. Für eine weitere Differenzierung werden die aerodynamischen Durchmesser der Partikel unterschieden. PM₁₀ beschreibt die Fraktion kleiner 10 µm und PM_{2,5} kleiner 2,5 µm. Letztere hat besondere Relevanz, da diese alveolengängig sind und je nach Ursprung der Stäube bis zu 70-80 %⁵ des Feinstaubes ausmachen können. Die Hauptquellen für Feinstaub im innerstädtischen Bereich sind verkehrsbedingte Emissionen (Verbrennungsprozesse und Reifenabrieb), Bautätigkeiten, aber auch Emissionen aus Industrieanlagen und Hausbrand^{158,168}. Das Potential zum Feinstaubentzug durch die Vegetation basiert auf der Anlagerung partikulärer Stäube an den Blattoberflächen und steht in einem engen Zusammenhang mit dem Blattflächenindex, den morphologischen Eigenschaften der Blätter und der Vegetationsstruktur^{169–171}. Mit steigender spezifischer Oberfläche und Grünvolumen erhöht sich das Potential der Blätter Feinstäube effektiv anzulagern¹⁷². Eine hohe Zahl an Trichomen (Blatthaaren) ermöglicht dabei insbesondere den Rückhalt gröberer Feinstaubpartikel (PM₁₀), während besonders feine Stäube (PM_{2,5}) vermehrt durch Blätter mit hoher Stomatadichte (Spaltöffnungen) zurückgehalten werden können^{169,170,173}. Hydrophobe epikutiläre Wachse vermindern hingegen die Benetzungsfähigkeit der Blattoberflächen und deren Oberflächenrauigkeit, was sich ebenfalls auf das Feinstaubfiltervermögen, insbesondere von PM_{2,5}, auswirkt¹⁷². Hierdurch besitzen viele Koniferen zwar eine nachteiligere Blattflächenmorphologie, aufgrund ihrer großen Blattflächendichte und ihres immergrünen Charakters, gelten diese Gehölze jedoch als effektive ganzjährige Feinstaubfilter, weshalb häufig Mischungen aus Nadel- und Laubgehölzen empfohlen werden¹⁷⁴. Diese Anlagerungen sind meist reversibel und können je nach Beschaffenheit der Blattoberflächen wieder an die Umgebung abgegeben werden^{5,175}. Daneben steigt das Potential der Vegetation positiv auf die Luftqualität einzuwirken, mit der Nähe zur Emissionsquelle signifikant an, weshalb Vegetationssysteme nah an der potentiellen Schadstoffquelle etabliert werden sollten¹⁵.

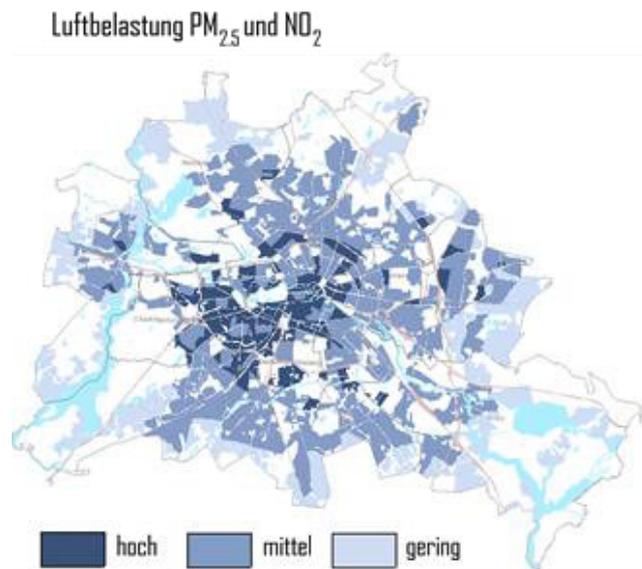


Abbildung 22: Belastung der Stadtbevölkerung in Berlin durch Feinstaub PM_{2,5} und Stickstoffdioxid NO₂. Verändert nach FIS-Broker.

Die Aufnahme gasförmige Luftschadstoffe erfolgt simultan zum Gasaustausch und ist eng an die Transpirationsraten der Vegetation gebunden ¹⁷⁶. Neben vegetationspezifischer Unterschiede der Stomataöffnungszeiten kann die Wasserversorgung der Pflanzen einen Einfluss auf den Luftaustausch und folglich die Aufnahme von Luftschadstoffen haben ^{177,178}. In Zeiten von Trockenstress können Pflanzen die Öffnung der Stomata reduzieren womit ebenfalls das Potenzial zur Aufnahme von Luftschadstoffen entsprechend eingeschränkt sein kann ¹⁷⁸.

Eine Reihe von Autoren betonen weiterhin, dass die Nutzung grüner Infrastruktur nur ein Teilschritt zur Reduktion der Feinstaubbelastung in Städten sein kann. Hewitt et al. ¹⁷⁹ fordern diesbezüglich eine Maßnahmenkonzeptionierung („*reduce – extend – protect*“) die zunächst die eindeutige Reduzierung von Emissionen, als effektivstes Mittel, fokussiert, gefolgt von einer Vergrößerung der Abstandsfläche zwischen Schadstoffquelle und möglichen Empfängern. Grüne Infrastruktur könne hierbei immer nur als letztes schützendes Mittel gedacht werden, um die möglichen Empfänger vor einer unvermeidbaren Belastung zu schützen.



Die gemessene Feinstaubbelastung an der Frankfurter Allee lag 2019 an 14 Tagen über den zugelassenen Grenzwerten ¹⁵⁸.

3.2.1 Die Wirkung von Wege- und Verkehrsflächen auf die Luftqualität

Versiegelungsflächen gelten primär als Quellen von Feinstäuben und werden nur selten als Senken beschrieben, da Feinmaterial der Fugensubstrate und abgelagerte Partikel aufgewirbelt werden können und so zur urbanen Feinstaubbelastung beitragen¹⁸⁰. Auf befahrenen versiegelten Flächen tragen neben den Verbrennungsemissionen auch der Abrieb von Reifen, Bremsen, Kupplung und der Belagsmaterialien signifikant zur städtischen Belastung bei. In Abhängigkeit der Eigenschaften des Fugenmaterials (i.a. Sorptionskapazität, organische Substanz) können Feinstäube zwar in den Fugen zurückgehalten und gebunden werden, allerdings in einem deutlich geringerem Maße als bei natürliche Böden¹⁸¹. Der Eintrag der Stäube reduziert darüber hinaus die Porenquerschnitte, was die hydrologische Funktionsfähigkeit der Beläge deutlich vermindern kann^{36,38}.

Untersuchungen zum spezifischen Feinstaubreduktionspotential begrünter Beläge mit sehr niedrigen Grünvolumen sind nicht bekannt. Die vergleichsweise höhere spezifische Oberfläche begrünter Beläge lässt jedoch vermuten, dass diese in der Lage sind vermehrt Feinstäube zu binden und auch ein Aufwirbeln der Stäube effektiv zu vermindern, insbesondere da diese bei verkehrsbedingten Ursprüngen eine geringe Distanz zur Emissionsquelle aufweisen. Für niedrige Grünvolumen (z.B. Grasflächen) konnte jedoch ein signifikantes Feinstaubfilterpotential festgestellt werden^{100,173,182}. Zusätzlich kann davon ausgegangen werden, dass ein Entzug gasförmiger Luftschadstoffe bei begrünten Belägen in Abhängigkeit der Pflanzenatmung erfolgt.

3.2.2 Die Wirkung von Vegetationsflächen auf die Luftqualität

Die Wirkung von Vegetationsflächen auf die Luftqualität steht in engen Zusammenhang zu deren Grünvolumen. Unter Annahme vergleichbarer blattmorphologischer Eigenschaften steigt der Rückhalt von Feinstaub potentiell mit der zunehmenden Blattfläche und dem Biomasseaufwuchs¹⁸³⁻¹⁸⁵. Daher wird Vegetationsformen mit hohen Grünvolumina (Hecken, Büschen, Bäumen) ein vergleichsweise hohes Potential zugerechnet, positiv auf die Luftqualität zu wirken¹⁸². Jeanjean et al.¹⁸⁶ stellten beispielsweise fest, dass durch Deposition von Feinstaub an Blattflächen von Bäumen die PM_{2.5} Belastung in Leicester City um 2,8 % gesenkt wird, wohingegen Vegetationsflächen mit geringeren Grünvolumen nur zu einer Reduktion von 0,6 % PM_{2.5} beitragen würde.

Nichtsdestotrotz können auch geringe Grünvolumen die Feinstaubbelastung signifikant verringern. Untersuchungen zum Feinstaubadsorptionsvermögen krautigen Straßenbegleitgrünes in Berlin etwa zeigten einen signifikanten Rückhalt von PM₁₀ durch geringe Grünvolumen, in Abhängigkeit der Vegetationseigenschaften und Blattmorphologie sowie der Distanz zur Schadstoffquelle¹⁷³. Letzteres gilt als wichtiger Parameter zur Einschätzung der Wirkung von Vegetation auf die Luftqualität, da ein potentielles Schadstoffzugsvermögen der Vegetation, immer nur im Hinblick auf die jeweilige Exposition zur Schadstoffquelle bewertet werden kann.

Eine Vielzahl an Studien betonen zudem, dass es trotz des hohen Feinstaubadsorptionsvermögens, bei hohen Grünvolumen zu adversen Effekten bezüglich der Luftqualität kommen kann. Ausgelöst durch verminderte Zirkulation und Durchlüftung der Straßenschluchten bei steigenden Grünvolumen stellten mehrere Studien erhöhte Schadstoffkonzentrationen auf Fußgängerniveau fest^{183-185,187}. Bei einer Simulation verschiedener begrünter Szenarien einer Blockbebauung in Nanjing (China) mit unterschiedlichen Vegetationsstrukturen konnte hierdurch ein negativer Zusammenhang zwischen verminderter Ventilation und PM₁₀ Konzentration innerhalb der Bebauung festgestellt werden¹⁰⁰. Der negative aerodynamische Effekt der Begrünung überstieg in den Szenarien mit höheren Grünvolumen sogar die vermehrte Feinstaubfilterung dieser Szenarien, was im Vergleich zu Szenarien mit geringeren Grünvolumen teilweise zu höheren PM₁₀ Konzentrationen führte. Im Gegensatz hierzu unterstreichen andere Studien den positiven Zusammenhang zwischen Grünvolumen und Feinstaubreduktion, trotz veränderter Luft-

strömungen in den Straßenschluchten mit höheren Grünvolumen ¹⁸³. Zwar nehmen die Windgeschwindigkeiten mit steigender Blattflächendichte signifikant ab, dennoch führt die erhöhte potentielle Rückhaltekapazität mit zunehmender Blattflächendichte, zu einer deutlichen Gesamtreduktion der $PM_{2.5}$ Konzentration in den Straßenschluchten (Abbildung 23). Daneben kann mit zunehmendem Grünvolumen ebenso das Aufkommen pflanzenbürtiger, flüchtiger organischer Kohlenstoffe (VOC) verstärkt werden, die in Verbindung mit O_3 Feinstäube bilden können ¹⁸⁸. Churkina et al. ¹⁸⁹ untersuchten den Beitrag solcher Stoffe zur Feinstaubkonzentration in Berlin und stellten fest, dass diese Effekte deutlich zur Gesamtbelastung beitragen können. Den VOC-Emissionen stehen jedoch die Feinstaubfiltration und O_3 -Aufnahme entgegen, weshalb von einer positiven Gesamtbilanz in der Wirkung städtischer Vegetation auf die Luftqualität ausgegangen wird.

Gasförmige Schadstoffe wie NO_2 , SO_2 und O_3 können von Pflanzen direkt beim Gasaustausch über die Blattoffnungen mit aufgenommen werden. Daher kann der Entzug von den Pflanzenatmungsraten leitet werden ¹⁹⁰, die tendenziell mit zunehmendem Grünvolumen ansteigen ¹⁹¹. Der Schadstoffentzug wird demnach beschrieben als Funktion der Schadstoffkonzentration in der Umgebungsluft, der Höhe des Biomasseaufwuchs, dessen Blattflächenindex und der Pflanzenatmungsraten ^{163,165,190,192}. Hohe Entzugsraten können daher nur durch eine gesunde und gut versorgte Vegetation mit hohen Grünvolumen erreicht werden. Insbesondere Wasserstress kann zu einer Verringerung des Stomataöffnungszeiten und einer Reduzierung der Pflanzenatmungsraten führen, wodurch ebenfalls die Aufnahme gasförmiger Schadstoffe reduziert ist ^{177,193}. Eine eindeutige Einschätzung des Entzuges gasförmiger Schadstoffe durch unterschiedliche Grünvolumen ist anhand der aktuellen Studienlage jedoch nur bedingt möglich und es besteht weiterer Forschungsbedarf in der Ermittlung des Einflusses unterschiedlicher urbaner Vegetationsstrukturen auf die Aufnahme gasförmiger Schadstoffe unter Berliner Klimabedingungen. Nichtsdestotrotz wird davon ausgegangen, dass Standorte die höhere Grünvolumina zulassen und den Pflanzen ein höheres Wasserangebot, insbesondere in Trockenzeiten, bieten, ein größeres Potential zur Schadstoffreduktion und damit zur Steigerung der Luftqualität besitzen.

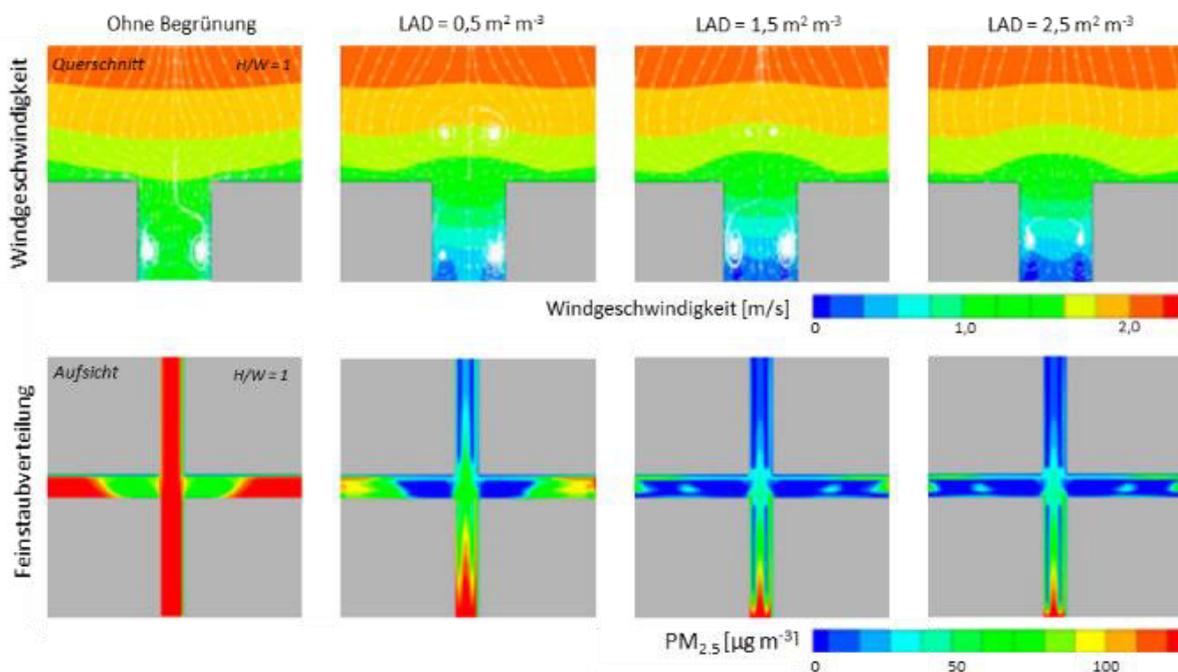


Abbildung 23: Simulationsergebnisse zu Windgeschwindigkeit (oben) und Feinstaubdispersion (unten) in einer Straßenschlucht mit einem Höhen- Weiten Verhältnis (H/W) von 1, bei unterschiedlichen Blattflächendichten (LAD) (zunehmend von links nach rechts) und konischer Form der Baumkronen. Darstellung verändert aus Hong et al. ¹⁸³.

Zusammengefasst kann abgeleitet werden, dass die Wirkung von Vegetationsflächen maßgeblich durch deren Potential zur Etablierung hoher Grünvolumen bestimmt wird. Mit zunehmender Blattmaße erhöhen sich die Abscheidungsflächen für partikuläre Stäube und tendenziell ebenso die Aufnahme gasförmiger Luftschadstoffe. Eine Einschränkung des Wurzelraumes reduziert hierbei nicht nur potentiell das Grünvolumen, sondern ebenso die Wasserversorgung der Vegetation, was zu einer eingeschränkten Schadstoffaufnahme führen kann.

Dabei sollte die Vegetation in Dichte und Höhe so strukturiert werden, dass die bodennahe Durchlüftung der Flächen nicht eingeschränkt und ein Austausch zwischen Atmosphäre und Schadstoffquelle (z.B. Verkehr) zugelassen wird. In diesem Zusammenhang erwiesen sich kaskadenartige Begrünungen mit niedrigen bis hohen Grünvolumen als besonderes effektiv für den Entzug von Luftschadstoffen, da diese neben einer hohen Abscheidungsfläche die Möglichkeit zur Dispersion der Schadstoffe aus der bodennahen Schicht zulassen^{15,184}. Daher scheinen höhere Substrattiefen, die eine kaskadenartige Vegetationsstruktur mit Bereichen niedriger bis hoher Grünvolumen und eine vermehrte Wasserspeicherung im Substrat ermöglichen, positiver als Flächen mit geringen Substratschichten.



Komplexe Vegetationsstrukturen mit hoher Blattflächendichte können als Senke für Feinstaub im Innenstadtbereich wirken.

3.2.3 Die Wirkung blauer Flächen auf die Luftqualität

Die Wirkung von Oberflächenversickerungen und Wasserflächen auf die urbane Luftqualität wurde kaum systematisch untersucht. Es wird nicht davon ausgegangen, dass die oberflächliche Versickerung von Niederschlägen die Filtrationsleistung von Vegetationsflächen zusätzlich steigert. Insbesondere, da Grünvolumen von Versickerungsflächen häufig niedriger sind als die von Flächen, die nicht zur Versickerung genutzt werden. Dagegen kann der Entzug gasförmiger Luftschadstoffe durch gesteigerte Pflanzenatmungsraten, aufgrund des erhöhten Wasserangebotes geringfügig erhöht sein.

Wasserflächen, haben das Potential partikuläre Stäube effektiv zu binden ¹⁹⁴. Daneben erhöht sich die Depositionsgeschwindigkeit von PM_{10} bei einer Luftfeuchtigkeit von 50 bis 75 % deutlich, weshalb die Feinstaubbelastung in der Nähe von Wasserflächen erheblich verringert sein kann ^{122,195}. Die Ablagerung von $PM_{2,5}$ nimmt dagegen erst bei höherer Luftfeuchtigkeit zu ¹⁹⁴. Auch die Transformation gasförmiger Luftschadstoffe in sekundäre $PM_{2,5}$ reduziert sich bei hoher Luftfeuchtigkeit in der Nähe von Wasserflächen. Kuttler et al. ¹⁹⁶ untersuchten die Schadstoffkonzentrationen in der Luft an einem urbanen See in Essen und verglichen die Werte mit anderen Flächentypen (Bebauung, Wald und Verkehr). Im Gegensatz zum Verkehr und der Bebauung waren die Schadstoffkonzentrationen (z.B. NO_2) in der Nähe des Sees deutlich geringer, jedoch noch 3.5-fach höher im Vergleich zur Waldfläche. Die Konzentrationen waren hierbei insbesondere von den Windverhältnissen und der Durchlüftung abhängig. Große Wasserflächen, die zu einer vermehrten Durchlüftung beitragen, könnten daher durch vermehrten Abtransport der Schadstoffe positiv auf die Luftqualität wirken. Allerdings scheinen diese Ergebnisse, aufgrund der notwendigen Größe der Wasserflächen, nur bedingt auf die Anwendung im BFF übertragbar.



Muldenversickerungsfläche an der Rummelsburger Bucht. Die oberflächliche Versickerung von Niederschlägen auf Vegetationsflächen kann die zur Pflanzenatmung verfügbare Wassermenge erhöhen und hierdurch zu einer Steigerung des Schadstoffentzuges führen.

3.2.4 Die Wirkung von Gebäudebegrünungen auf die Luftqualität

3.2.4.1 Der Einfluss von Dachbegrünungen auf den Entzug von Luftschadstoffen

Nur wenige Studien untersuchen die Wirkung unterschiedlicher Kategorien der Dachbegrünungen auf die Luftqualität systematisch^{66,197,198}. Da sich die Kategorien der Dachbegrünungen in ihrem ausgebildeten Grünvolumen deutlich unterscheiden, ist anzunehmen, dass sich dies ebenfalls im quantitativen Rückhalt von Luftschadstoffen niederschlägt. Die Unterschiede ergeben sich demnach maßgeblich durch die verwendete Vegetation, den Biomasseaufwuchs und deren Potential, Stäube zu binden und gasförmige Stoffe aufzunehmen.

Obwohl sedumartige Pflanzen allgemein zu den Akkumulatoren von Feinstaub gezählt werden können, ist die relative Anlagerung aufgrund der geringen Blattfläche und Wuchshöhe eher eingeschränkt¹⁹⁹. Dennoch konnte eine Berliner Modellstudie unter Laborbedingungen zeigen, dass Sedumarten ein 27 % höheres Staubbindungspotential haben können als gewöhnliche Schotterdächer¹⁶². Das maximal festgestellte Bindungsvermögen extensiver Gründächer liegt dieser Studie nach bei 10 g m^{-2} , wovon 90 % der lungengängigen Fraktion ($\text{PM}_{2,5}$) zugerechnet werden können¹⁶².

In anderen Literaturquellen wird der Entzug von Luftschadstoffen durch Sedumarten allerdings deutlich geringer eingeschätzt (Tabelle 10). Mit steigendem Anteil an krautigen Pflanzen und Gräsern erhöht sich das Potential der Dachbegrünungen, Feinstaub aus der Luft zu binden. So wurden in einem Freilandversuch signifikant höhere Mengen von PM_{10} durch Rotschwingel ($3,2 \text{ g m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$) und Straußgras ($1,8 \text{ g m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$) als durch Sedum ($0,42 \text{ g m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$) gebunden¹³⁹. Auf dieser Grundlage wird davon ausgegangen, dass sich die absolut adsorbierte Menge mit steigendem Grünvolumen erhöht. Insbesondere Sträucher zeigen ein hohes Anlagerungspotential, das teilweise sogar über dem von Bäumen liegt^{200,201}. Unter Annahme einer extensiv begrüneten Dachfläche von 340 ha in Berlin⁷⁶ ergibt sich durch die in Tabelle 10 zusammengefassten Ergebnisse ein maximales potentielles Feinstaubbindungsvermögen von 33 t PM_{10} pro Jahr. Mit steigender Intensität der Dachbegrünungen scheint sich dieses Bindungsvermögen weiter zu erhöhen. Allerdings ist der tatsächliche Entzug immer von den entsprechenden Standortbedingungen und der Nähe und Exposition des Daches zur Schadstoffquelle abhängig. Daher ist die Übertragbarkeit solcher Ergebnisse nur eingeschränkt sinnvoll, und abgeleitete Mengen dürfen nur als Annäherungswerte angesehen werden.

Tabelle 10: Jährlicher Entzug an Luftschadstoffen durch extensive Gründächer. Verändert und ergänzt aus Francis und Jensen²⁰².

Publikation	Ort	$\text{PM}_{10} \text{ (g m}^{-2}\text{)}$	$\text{NO}_2 \text{ (g m}^{-2}\text{)}$	$\text{SO}_2 \text{ (g m}^{-2}\text{)}$	$\text{O}_3 \text{ (g m}^{-2}\text{)}$
Currie und Bass ¹⁹⁸	Ca	0,89 bis 9,21	0,6 bis 2,55	0,2 bis 0,84	1,2 bis 3,58
Speak et al. ²⁰³	UK	0,42 bis 3,21	-	-	-
Yang et al. ⁶⁵	US	1,12 bis 2,16	2,33 bis 3,57	0,65 bis 1,01	4,49 bis 7,17
Jayasooriya et al. ¹⁸²	AU	1,53	0,37	0,1	1,24
Gourdji ⁶⁶	CA	4,0	-	-	-

Durch den Einfluss der begrüneten Dächer auf das Mikroklima kann es zu den in Kapitel 3.1.4.1 beschriebenen Abkühlungen in den Straßenschluchten kommen. Dieser Effekt führt zu einer veränderten Luftzirkulation in den Straßenschluchten, was indirekt einen Einfluss auf die Schadstoffkonzentration auf Straßenebene haben kann. Umwälzungsprozesse der Luft sorgen für ein Aufwirbeln und Aufsteigen der Schadstoffe, wodurch die Luftqualität innerhalb der Straßenschluchten steigen kann. Ergo ist zu vermuten, dass der Einfluss der Dachbegrünungen auf die Luftschadstoffkonzentration mit dem Abkühlungspotential der Dächer steigt und der Effekt mit intensiv > einfach intensiv > extensiv bewertet werden kann. Simulationsergebnisse aus Korea betätigen diese Annahme¹⁹⁷ (Abbildung 24).

So war mit zunehmender Abnahme der Temperatur in den Straßenschluchten durch die Begrünung von Dächern eine signifikante Senkung der Schadstoffkonzentrationen auf Fußgängerniveau feststellbar. Diese Ergebnisse waren aber sehr stark durch die Stadtstruktur und der Temperaturreduktion der Gründächer beeinflusst. Andere Studien kommen zu vergleichbaren Ergebnissen. In einer Simulation für Toronto waren intensive Gründächer in der Lage, einen deutlich höheren Entzug an Schadstoffen zu leisten als extensive Gründächer¹⁹⁸. Intensive Gründächer entzogen hierbei umgerechnet 81 % mehr PM₁₀, 28 % mehr O₃, 48 % mehr NO₂ und 41 % mehr SO₂ als extensiv begrünte Dächer⁶⁶. Auch aus Singapur wird berichtet, dass die Konzentration von NO₂ und SO₂ über Gründächern, im Vergleich zu nicht begrünten Dächern, um 21 % respektive 37 % verringert werden konnte⁶³.

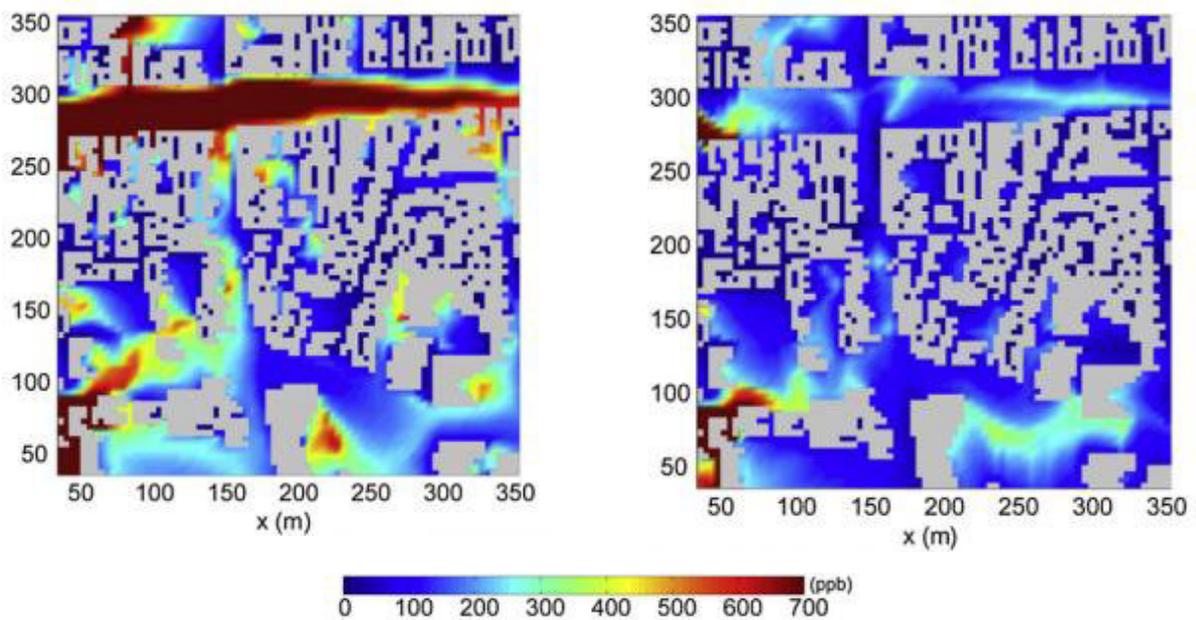


Abbildung 24: Schadstoffkonzentration in 1,5 m Höhe einer realistischen Stadtstruktur (Seoul, Korea) für ein Szenario ohne (links) und mit (rechts) Abkühlung von 5 °C. Gebäudestrukturen sind grau dargestellt. Aus Baik et al. (2012)¹⁹⁷.

Für die Bildung von Biomasse durch die Photosynthese wird der Umgebungsluft CO₂ entzogen. Hierdurch können die CO₂ Konzentrationen über und nahe der Dächer verringert werden⁶³. Mit steigendem Biomassewachstum steigt ebenfalls der Anteil an C, der in die Pflanzenbiomasse eingebaut wird. Untersuchungen an Berliner Extensivgründächern ergaben, dass bis zu 1,2 kg CO₂ m⁻² in die oberirdische Biomasse eingebaut und somit zumindest zeitweise der Luft entzogen werden können¹⁶⁷. Dies unterschied sich zwischen verschiedenen Vegetationsformen, so dass mit steigenden Anteilen an Gräsern und Kräutern die Entzüge abnahmen. Die Gründe hierfür liegen aber weniger in einem geringeren Sequestrierungspotential dieser Pflanzengesellschaften, sondern vielmehr in der trockenheitsreduzierten Biomasseentwicklung der Gras- und Krautkulturen auf Dächern ohne Bewässerung. Es liegt daher nahe, dass mit steigender Wasserversorgung, etwa im Zuge höherer Substratschichten und künstlicher Bewässerung, der absolute Gasaustausch zunimmt, was sich folgerichtig auch auf die CO₂ Entzüge auswirkt. Dieser Effekt konnte in einer anderen Studie an extensiven Gründächern in Berlin nachgewiesen werden²⁰⁴. Die CO₂-Aufnahme der Vegetation korrelierte eng mit deren Wasserversorgung, auch wenn die eigentlichen Gesamtentzüge mit 0,79 kg CO₂ m⁻² geringer waren als bei Herfort et al. (2012). Auch eine Studie aus Michigan bestätigt solche Entzüge durch mit Sedum begrünte, extensive Dächer (0,69 g CO₂ m⁻²)²⁰⁵. Dies impliziert, dass die CO₂ Aufnahme extensiver Dachbegrünungen geringer bewertet werden

muss als die der einfach-intensiven und intensiven Dachbegrünungen. Tatsächlich werden für Intensivbegrünungen mit Stauden und Gehölzen bis zu $2,9 \text{ kg CO}_2 \text{ m}^{-2}$ angegeben ¹⁶⁷. Mit zunehmendem Baumanteil und Alter kann sich dieses Potential noch weiter erhöhen. Unter Annahme eines momentanen Dachbegrünungsbestandes in Berlin von 340 ha extensiver und 60 ha intensiver Dachbegrünungen ⁷⁶ ergeben sich hieraus Annäherungswerte von bis zu 4.080 t CO_2 , die der Umgebungsluft durch extensive und 1.740 t CO_2 durch intensive Dachbegrünungen entzogen werden könnten. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich dieses Potential mit steigender Fläche und höheren Anteilen einfach-intensiver und intensiver Dachbegrünungen weiter erhöht.

Darüber hinaus sind Dachbegrünungen in der Lage, die Energiebilanz von Gebäuden zu verbessern und hierdurch positiv auf deren CO_2 -Bilanz einzuwirken. Durch geringere Wärmeleitung ins Gebäudeinnere reduziert sich der Wärmefluss durch die Dächer im Sommer um bis zu 80 % ⁵⁶. Dieser Dämmeffekt ist hauptsächlich vom Bedeckungsgrad, dem Grünvolumen und der Substratmächtigkeit der Begrünungen abhängig und daher in intensiven > einfach intensiven > extensiven Dachbegrünungen zu bewerten ⁵⁶.

3.2.4.2 Die Wirkung von Vertikalbegrünungen auf den Entzug von Luftschadstoffen

Die Filterleistung von Begrünungen steigt in Abhängigkeit von der Schadstoffkonzentration und der Nähe zur Quelle ⁶⁵. Aus diesem Grund wird das Potential zur Luftreinhaltung von Vertikalbegrünungen generell höher eingeschätzt als das von Dachbegrünungen, zumindest in der Betrachtung verkehrsbedingter Emissionen ^{166,206}. Einer Schätzung nach könnte die vollständige Begrünung aller Fassaden einer Nachbarschaft die jährliche Luftstaubbelastung um 4 % verringern ¹³¹. Im Allgemeinen sind die zugrundeliegenden Mechanismen der Luftfilterung von Vertikalbegrünungen jedoch vergleichbar mit denen von Dachbegrünungen. Mit steigender Blattfläche und -dichte erhöht sich in Abhängigkeit von der Blattmorphologie der Entzug von Stäuben. Die meiste Akkumulation erfolgt in den tieferen, hinteren Schichten der Vegetation, weshalb die Blattdichte von entscheidender Rolle ist ⁵. Ebenso ist die Aufnahme von Luftschadstoffen größtenteils abhängig vom Gasaustausch der Vegetation. Aus diesem Grund wirken sich bei Vertikalbegrünungen dichte Bestände mit hohem Bedeckungsgrad und ausreichender Wasserversorgung positiv auf die Luftreinhaltung aus ²⁰⁷.

Unterschiede zwischen den einzelnen Kategorien der Vertikalbegrünungen resultieren daher hauptsächlich aus unterschiedlichen Bedeckungsgraden. Systembedingt ist dieser bei wandgebundenen Systemen mit vertikaler Begrünung zu Beginn vergleichsweise höher. Die anderen Formen der Vertikalbegrünung erreichen erst langfristig vergleichbare Bestände und können insbesondere in den ersten Jahren der Etablierung geringere Grünvolumina und folglich limitierte Retentionen aufweisen. Dennoch kann das Potential für die Luftreinhaltung zwischen den Kategorien der Fassadenbegrünung nicht per se unterschiedlich bewertet werden. Es wird davon ausgegangen, dass bei hohem Grünvolumen und ausreichender Wasserversorgung alle Systeme positiv auf die Filtrierung von Feinstaub und den Entzug von Schadstoffen wirken. Durch die systembedingte Wasserversorgung der wandgebundenen Begrünungssysteme ist deren Wasserversorgung allerdings auch in Trockenzeiten gewährleistet. Dies ermöglicht hohe Raten des Gasaustausches und obendrein einen stärkeren Abkühlungseffekt der Umgebungsluft. Wie bei den Dachbegrünungen kann dies zu verstärkten Turbulenzen in den Straßenschluchten führen und sich hierdurch positiv auf die Schadstoffkonzentrationen auf Fußgängerniveau auswirken. Auch Substrate besitzen ein signifikantes Retentionsvermögen für Feinstaub und Luftschadstoffe ^{208,209}, was zur Filterleistung der wandgebundenen Vertikalbegrünungen beiträgt. Das unterschiedliche Wurzelwachstum der verwendeten Pflanzen kann hierbei die Adsorptionsleistung signifikant beeinflussen. Pflanzen mit hoher Durchwurzelungsintensität und großen Wurzeldurchmessern tragen zur Bildung von Makroporen im Substrat bei, wodurch präferentielle Strömungswege entstehen, die die Filterwirkung des Substrates verringern können ²⁰⁸. Bei erfolgreicher Etablierung weisen aber auch wandgebundene

Systeme mit horizontalen Vegetationsflächen eine hohe Wirkung auf die Luftqualität auf, insbesondere wenn hohe Anteile an Koniferen und kleinblättrigen Sträuchern verwendet werden. Auch bei diesen Systemen ist eine künstliche Bewässerung gebräuchlich, was in Verbindung mit den höheren Substratmächtigkeiten die Wasserversorgung der Bestände sicherstellt. Dies ermöglicht hohe Raten des Gasaustausches in Abhängigkeit von den gewählten Pflanzenarten.

Die Abnahme der Schadstoffe in den Straßenschluchten verläuft nicht linear zur Begrünungshöhe und ist maßgeblich von den Strömungsverhältnissen abhängig²¹⁰. So konnte ein Minimum an Schadstoffkonzentrationen in 4,5 m Höhe ermittelt werden. Verkehrsbedingte Turbulenzen führen zu einem aktiven Verwirbeln der Luft im bodennahen Raum in die Begrünungen hinein, wodurch in dieser Höhe die größte Adsorptionsleistung nachgewiesen wurde.

Insbesondere in Kombination mit Dachbegrünungen wirken sich Vertikalbegrünungen positiv auf die Schadstoffkonzentration aus. Dichte Begleitvegetation mit Straßenbäumen in engen Straßenquerschnitten können kontraproduktiv auf den strömungsabhängigen Abtransport der Schadstoffe wirken, da dieser durch einen reduzierten Luftaustausch zwischen vertikaler Luv- (unter der Baumkrone) und Leeseite (über der Baumkrone) gehemmt sein kann²¹⁰. Vor diesem Hintergrund werden Fassaden- und freistehende Vertikalbegrünungen deutlich positiver bewertet, da diese den Luftaustausch zwischen den Straßenschluchten und höheren Luftschichten weniger einschränken.

Der Entzug von CO₂ durch Vertikalbegrünungen wird, ebenso wie bei den Dachbegrünungen, durch die aufgewachsene ober- und unterirdische Biomasse bestimmt. In der Literatur werden Werte zwischen 0,48 bis 3,66 kg CO₂ m⁻² angegeben⁵⁶. Die Bedeutung der C-Sequestrierung im Substrat scheint hingegen geringer, insbesondere bei bodengebundenen Systemen, da hier nur vereinzelt Laub auf dem Substrat verbleibt. Nichtsdestotrotz kann es bei gebäudeständigen Vertikalbegrünungen mit dichten Beständen zu einer deutlichen Reduzierung des Energiebedarfes der Gebäude kommen, da sich der Effekt auf größere Bereiche der Gebäudeoberflächen beziehen kann. Hier konnten Energieeinsparungen von 50 % bei wandgebundenen und 33 % bei bodengebundenen Fassadenbegrünungen festgestellt werden im Vergleich zu einer nicht begrünten Häuserwand¹⁴⁷.

3.2.5 Zusammenfassende Bewertung: Luftqualität

Die Wirkung urbaner Flächen auf die Luftqualität wird maßgeblich durch das Grünvolumen der Vegetation bestimmt. Mit steigendem Grünvolumen steigt das Potential zur Abscheidung von Feinstäuben an den Blattoberflächen und die Aufnahme und zeitweise Speicherung gasförmiger Luftschadstoffe in die Pflanzenbiomasse simultan zur Pflanzenatmung. Die Bewertung der Wirkung der im Rahmen des BFF 2020 betrachteten Flächenkategorien auf die Luftqualität ist in Abbildung 25 und Abbildung 26 zusammenfassend dargestellt.

Wege- und Verkehrsflächen

Versiegelte, teilversiegelte und durchlässige Belagsflächen können zur urbanen Feinstaubbelastung beitragen und nehmen keine gasförmigen Luftschadstoffe auf. Daher kann diesen, im Vergleich zu einer Vegetationsfläche, keine positive Wirkung auf die Luftqualität attestiert werden. Begrünte Belagsmaterialien sind dagegen in der Lage Feinstäube in der bodennahen Schicht zurückzuhalten und so die Feinstaubbelastung zu reduzieren. In Abhängigkeit der Pflanzenatmungsraten können der Luft ebenfalls geringe Mengen gasförmiger Schadstoffe entzogen werden. Aufgrund der zu erwartenden sehr niedrigen Grünvolumen ist die Gesamtwirkung auf die Luftqualität jedoch, im Vergleich zu einer Vegetationsfläche, als deutlich geringer einzuschätzen.

Vegetationsflächen

Auf Vegetationsflächen mit Bodenanschluss können sehr hohe Grünvolumen etabliert werden, wodurch diese Flächen in der Lage sind sehr positiv auf die Luftqualität einzuwirken. Das hohe Grünvolumen ermöglicht eine große Abscheidungsfläche für Feinstäube und die Biomasse nimmt über die Pflanzenatmung gasförmige Luftschadstoffe auf. Daher wird das Potential zur Luftverbesserung bei diesem Flächentyp am positivsten bewertet.

Die Limitierung des Wurzelraumes durch Unterbauung von Vegetationsflächen kann zu verminderten Grünvolumina und hierdurch einer verringerten Feinstaubreduktion und Aufnahme gasförmiger Luftschadstoffe führen. Hohe Substratschichten ermöglichen dabei eine kaskadenartige Vegetationsstruktur. Aus diesem Grund wird die Wirkung bei unterbauten Vegetationsflächen geringer eingeschätzt als bei Vegetationsflächen mit Bodenanschluss und steigt mit zunehmender Substratauflage an.

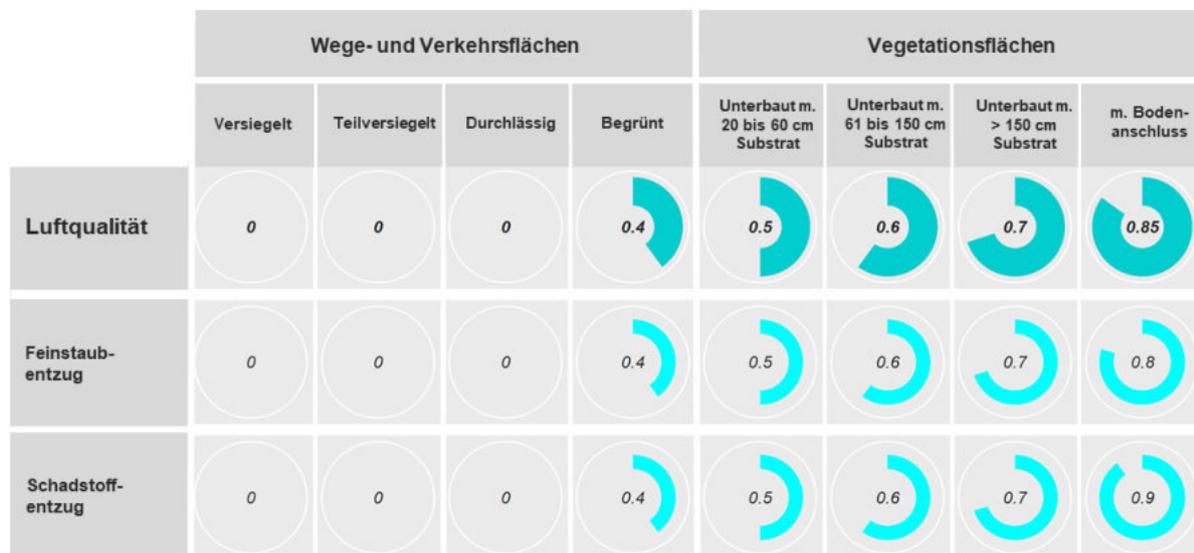


Abbildung 25: Einschätzung der potentiellen Wirkung der Flächenkategorien „Wege und Verkehrsflächen“ und „Vegetationsflächen“ auf die städtische Luftqualität. Die identifizierten Hauptparameter „Feinstaubentzug“ und „Schadstoffentzug“ sind arithmetisch gemittelt und gerundet als Gesamtwirkung „Luftqualität“ dargestellt.

Dachbegrünungen

Aufgrund ihrer niedrigen Grünvolumina besitzen extensive Dachbegrünungen nur ein eingeschränktes Potential, Feinstaub aus der Luft zu binden. Die limitierte Wasserversorgung und bedingte Verwendung von Pflanzenarten mit niedrigen Evapotranspirationsraten reduzieren die Pflanzenatmung und hierdurch ebenfalls die Aufnahme gasförmiger Luftschadstoffe. Aus diesen Gründen wird die positive Wirkung der extensiven Gründächer auf die städtische Luftqualität als vergleichsweise gering eingeschätzt. Mit einem höheren Grünvolumen wirken einfach-intensiv begrünte Dächern zunehmend als Senke für Feinstaub. Die Evapotranspirationsraten werden höher eingeschätzt, wodurch ebenfalls von einer gesteigerten Aufnahme von Luftschadstoffen ausgegangen werden kann. Insgesamt wird das Potential einfach-intensiver Dachbegrünungen zur Verbesserung der Luftqualität daher höher eingeschätzt als bei extensiven Dachbegrünungen. In Abhängigkeit der Vegetation besitzen intensive Dachbegrünungen das größte Potential zu Feinstaubbindung. Die bedarfsgerechte Bewässerung und das hohe Speichervermögen des Substrates ermöglichen hohe Raten des Gasaustausches auch in Trockenzeiten. Zusammenfassend wird das Potential intensiven Dachbegrünungen zur Steigerung der städtischen Luftqualität als hoch angesehen.

Vertikalbegrünungen

Hohe Filterraten durch bodengebundene Vertikalbegrünungen können nur bei dichten Beständen gewährleistet werden. Der Gasaustausch ist in Trockenzeiten reduziert und der mikroklimatische Effekt vergleichsweise gering, weshalb der Effekt der bodengebundenen Vertikalbegrünungen auf die Steigerung der städtischen Luftqualität als gering bewertet wird. Bei hohen Bedeckungsgraden und Einsatz kleinblättriger Sträucher und Koniferen ist ein vermehrtes Staubbindungsvermögen durch wandgebundene Vertikalbegrünungen mit horizontalen Vegetationsflächen möglich. Simultan zur Bewertung der Evapotranspiration ist der Gasaustausch bei ausreichender Bewässerung höher als bei bodengebundenen Systemen. Ebenso ist der Einfluss auf die Luftzirkulation auf Straßenebene höher zu bewerten, weshalb die Wirkung dieser Vertikalbegrünung auf die Luftqualität positiver eingeschätzt wird als die der bodengebundenen Vertikalbegrünung. Durch den Einsatz von kleinblättrigen Stauden, Sträuchern, aber auch Moosen weisen wandgebundenen Vertikalbegrünungen mit vertikalen Vegetationsflächen bei dichten Beständen ein hohes Staubbindungsvermögen auf, was durch eine durchgängig vertikale Substratfläche ergänzt wird. Die künstliche Bewässerung gewährleistet erhöhte Raten des Gasaustausches, auch in Trockenzeiten. Aus diesen Gründen wird das Potential wandgebundener Vertikalbegrünungen mit vertikalen Vegetationsflächen auf die städtische Luftqualität als vergleichsweise hoch bewertet.

Blaue Flächen

Die oberflächliche Versickerung externer Niederschläge auf Vegetationsflächen kann den Wassergehalt in der Wurzelzone erhöhen und hierdurch die Öffnungszeiten der Blattöffnungen in Trockenzeiten verlängern. Aus diesem Grund wird von einer gering gesteigerten Aufnahme gasförmiger Luftschadstoffe durch die zur Versickerung genutzten Vegetationsflächen ausgegangen. Die erhöhte Luftfeuchtigkeit im Bereich urbaner Wasserflächen steigert die Deposition von Feinstäuben und leistet hierdurch einen Beitrag zur Verbesserung der Luftqualität.



Abbildung 26: Einschätzung der potentiellen Wirkung der Flächenkategorien „Gebäudebegrünungen“ und „Blaue Flächen“ auf die städtische Luftqualität. Die identifizierten Hauptparameter „Feinstaubentzug“ und „Schadstoffentzug“ sind arithmetisch gemittelt und gerundet als Gesamtwirkung „Luftqualität“ dargestellt.



Heterogene Vegetationsflächen mit komplexen Vegetationsstrukturen bilden wichtige innerstädtische Habitate.

3.3 Biologische Vielfalt

Die biologische Vielfalt ist in Städten im Vergleich zum Umland häufig eingeschränkt. Die Fragmentierung von Habitaten durch Wohn-, Verkehrs- und Industrieflächen mit hohen Versiegelungsgraden verringert die Zahl potentieller Vegetationsflächen und deren Konnektivität, was einen Einfluss auf das Vorkommen und die Diversität der Flora und Fauna haben kann ^{211,212}. In Berlin weisen natürliche Ökosysteme eine signifikant höhere Artenvielfalt als neu gestaltete Flächen auf ¹³. Nichtsdestotrotz ermöglicht die hohe Diversität der Standortbedingungen in urbanen Gebieten eine Vielzahl heterogener Habitate ²¹³, weshalb manche Flächen in Städten geradezu als Biodiversitätshotspots gelten ¹³. Im innerstädtischen Bereich Berlins konnten über 500 Pflanzenarten gezählt werden ²¹⁴. Insbesondere Wohngebiete besitzen eine hohe Artenvielfalt nativer und nicht-nativer Spezies ²¹⁵ und begrünte Hinterhöfe können neben Park- und Grünflächen ebenso wichtige Lebensräume darstellen ²¹⁶.

Das Potenzial einer Fläche positiv auf die Biodiversität zu wirken wird entscheidend von den Standortfaktoren bestimmt, die die Entwicklung der Vegetation beeinflussen ²¹⁷. Abiotische Standortfaktoren, in erster Linie Licht, Wasser- und das Nährstoffangebot im Wurzelraum, beeinflussen die Pflanzenvielfalt und in Abhängigkeit dieses Ressourcenangebotes können sich vielfältige Pflanzengesellschaften ausbilden ²¹⁸. Die Vegetation gestaltet hierbei nicht nur das oberirdische Habitat für die Fauna, sondern beeinflusst auch die Lebensbedingungen der Bodenlebewesen ²¹⁸. Die Komposition, Struktur und der Bedeckungsgrad der Vegetation gelten daher als Haupteinflussfaktoren auf die faunistische Vielfalt des urbanen Raumes ^{216,218}. Flächen mit hoher Komplexität und Strukturierung der Vegetation in kombinierte Bereiche niedriger und hoher Grünvolumen, gelten daher als besonders artenreich ²¹⁹. Die Heterogenität dieser Habitate gilt zusätzlich als essenzieller Faktor für die Ausbildung einer hohen biologischen Vielfalt ²²⁰. Mit steigender Heterogenität erhöht sich das Ressourcenangebot der Flächen (Pollen, Nektar, Insekten, Nistplätze) und damit das Angebot an multidiversen Lebensräumen, die der Flora und Fauna zur Verfügung stehen. Intensive Pflegemaßnahme, wie unter anderem hochfrequente Mahd, reduzieren dagegen den Unterholzanteil und somit die Komplexität der Vegetationsstruktur, was sich negativ auf die Artenvielfalt auswirken kann ^{221,222}.

Das Zielartenkonzept der Stadt Berlin umfasst 34 Arten (Flora und Fauna), deren Vorkommen in der Stadt über ein Biotopverbundsystem (Abbildung 27) gefördert werden soll ²²³. Der Großteil der aktuellen Kern- und Verbindungsstrukturen befindet sich im städtischen Randbereich mit geringeren Flächenanteilen in innerstädtischen Bereichen. Die geschlossene Bebauung der Innenstadt stellt für viele Arten eine Barriere zur Verbreitung dar, die daher zukünftig durch weitere potentielle Kern- und Verbundflächen gefördert werden soll. Daran anknüpfend hat sich Berlin zum Ziel gesetzt, den Anteil naturnah gestalteter privater Freiflächen zu erhöhen und hierdurch die Diversität der Tier- und Pflanzenarten, auch in dicht bebauten Gebieten der Innenstadt, zu fördern ²²³.

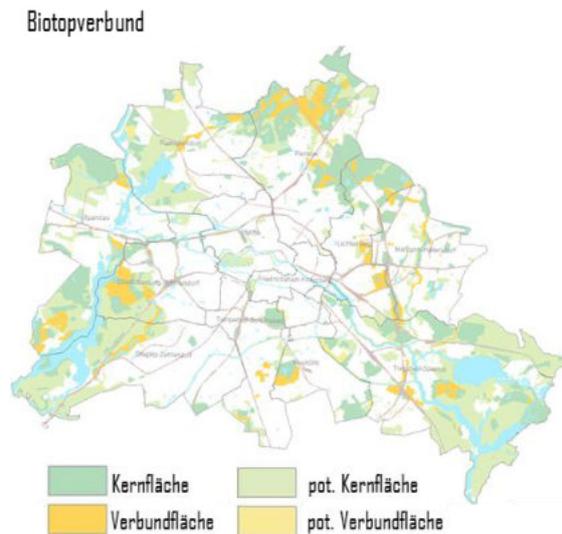


Abbildung 27: Biotopverbundsystem der Stadt Berlin. Aktuelle und potenzielle Flächen sind ausgewiesen. Quelle verändert nach FIS-Broker.

3.3.1 Die Wirkung von Wegeflächen auf die Biologische Vielfalt

Der hohe Versiegelungsgrad urbaner Strukturen ist einer der Hauptgründe, der zur Fragmentierung städtischer Habitats beiträgt^{20,224}. Die verringerte Porosität und Permeabilität versiegelter Oberflächen limitiert die Wurzel- und Lebensräume der Vegetation auf die entstehenden Fugenräume. Nichtsdestotrotz können sogenannte Pflasterritzen- oder Pflasterfugengesellschaften einen wichtigen Beitrag zur städtischen Biodiversität leisten²²⁵. Dabei muss generell zwischen spontaner Vegetationsetablierung in den Fugenräumen teilversiegelter Beläge und geplanter Vegetationsetablierung bei begrünten Belägen unterschieden werden.

Die spontane Vegetationsbildung steht der hydrologischen Wirksamkeit der Beläge entgegen, weshalb spontane Vegetation meist unerwünscht ist und zur Erhaltung der Funktionalität entfernt werden sollte²²⁶. Dennoch können sich, bei Vernachlässigung der Pflege, spontane Pflasterritzen- bzw. Pflasterfugengesellschaften in den Substraträumen der Beläge ausbilden^{226–229}. In einer französischen Kleinstadt konnten über 300 verschiedene Pflanzenarten in Pflasterritzen festgestellt werden²²⁷. Die Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften wird dabei maßgeblich durch die Standorteigenschaften (Fugenbreite, Licht und Nutzungsintensität) bestimmt²²⁸ (Abbildung 28). Fugensubstrate charakterisieren in der Regel mäßig trockene bis leicht feuchte Standorte, mit leicht sauren pH-Werten und mäßiger Nährstoffversorgung²²⁹. Die Nährstoffspeicherung im Substrat steigt hierbei mit abnehmender Korngröße des Fugenmaterials, da geringere Korngrößen in der Regel eine höhere Nährstoffspeicherkapazität besitzen. Daher werden insbesondere in Belägen mit groben Fugenmaterialien Pflanzenarten mit geringen Stickstoffansprüchen gefunden²²⁹.

Im Gegensatz zu den oben genannten Belägen werden bei begrünten Belagsflächen meist gezielt standortangepasste Pflanzenarten mit hoher Trittfestigkeit und Trockenheitstoleranz verwendet. Dies führt zu einer geringen etablierten Artenvielfalt zu Beginn der Begrünung, wobei sich mit zunehmendem Alter eine standortangepasste größere Diversität einstellen kann. Krüsi und Trachsel²²⁹ untersuchten die Artenvielfalt in gepflasterten Bereichen in Zürich und stellten im Mittel 7,5 Arten je Quadratmeter fest. Mit 13,6 Arten war das Artenaufkommen bei Rasengittersteinen im Mittel fast doppelt so hoch wie das Artenaufkommen teilversiegelter Beläge und beinhaltete ebenfalls eine Reihe gefährdeter Arten der Roten Liste. Dies wurde maßgeblich auf eine höhere Heterogenität der Standorteigenschaften innerhalb der Substrata der Rasengitter zurückgeführt, wodurch sehr heterogene Mikrolebensräume und Nischen auf engstem Raum entstehen können. Die höchste Artenvielfalt wurde dabei in den Bereichen gefunden, die nur einer mäßigen Nutzung unterliegen. Sie stellten fest, dass der Deckungsgrad auf den am stärksten genutzten Flächen nur etwa halb so groß war, als auf den weniger genutzten Bereichen und nur sehr wenige, spezialisierte und trittresistente Arten überleben können. Auch ein deutlicher Rückgang

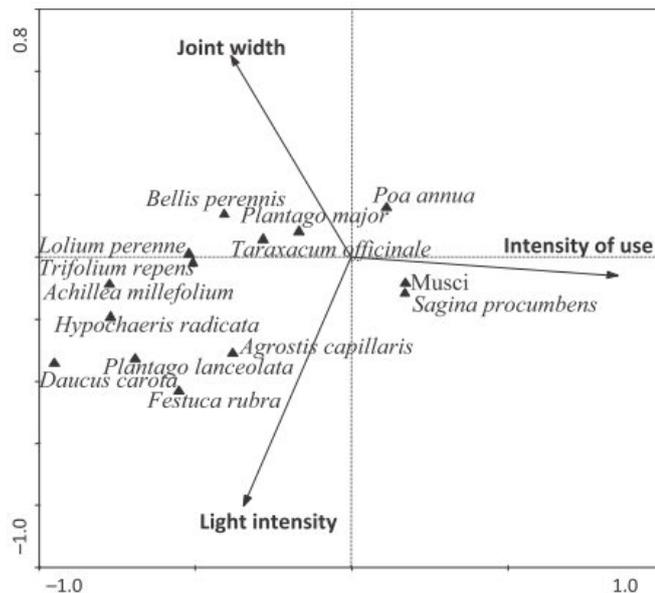


Abbildung 28: Einfluss der Parameter Fugenweite, Lichtintensität und Nutzungsintensität auf die Artenzusammensetzung von Fugenvegetationen (kanonischen Korrelationsanalyse). Aus Fagot et al.²²⁸.

seltener Rote Liste Arten um 75 % wurde in stark genutzten Bereichen festgestellt. Zu ähnlichen Ergebnissen kam eine Untersuchung der Fugenvegetation fünf nordeuropäischer Städte [Braunschweig (DE), Malmö (SE), Næstved (DK), Royal Leamington Spa (UK) und Wageningen (NL)], bei der ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Nutzungsintensität und Artenzusammensetzung festgestellt wurde²²⁶. Standortangepasste Arten, die relativ resistent gegenüber äußeren Störfaktoren sind (trittfeste, verdichtete und schlecht durchlüftete Böden), wie Moose, das Niederliegende Mastkraut (*Sagina procumbens*) oder das Deutsche Weidelgras (*Lolium perenne*) dominieren die Artenzusammensetzung solcher Standorte maßgeblich^{226,228,229}. Weniger genutzte Bereiche zeigen eine höhere Arten- und Individuendiversität mit einer größeren Zahl ausdauernden Arten, vor allem mit Gewöhnlichem Löwenzahn (*Taraxacum officinale*), Breitwegerich (*Plantago major*), Gänseblümchen (*Bellis perennis*) oder Weißklee (*Trifolium repens*)^{228,229} (Abbildung 28).



Spontane Pflanzenentwicklung bei teilversiegelten Belägen (vorne) und geplante Begrünung von Rasengittersteinen (hinten).

Zusammenfassend kann davon ausgegangen werden, dass begrünte Beläge mit hohem Fugenanteil und unter geringer Nutzung mit zunehmender Etablierungszeit positiv auf die städtische Biodiversität wirken können. Je nach Gestaltung kann eine kleinräumige, eingeschränkte Heterogenität des Standortes mit einer gewissen Pflanzenvielfalt erreicht werden. Im Hinblick auf die geringe Komplexität und sehr niedrigen Grünvolumen wird jedoch von einer vergleichsweise geringen Wirkung begrünter Beläge auf die biologische Vielfalt ausgegangen. Andere Belagsarten (teilversiegelte, durchlässige und versiegelte), bei denen eine Vegetationsetablierung nicht vorgesehen ist, wirken dagegen kaum positiv auf die Biodiversität, da spontane Vegetation zum Erhalt der hydrologischen Leistungsfähigkeit planmäßig entfernt werden muss.

3.3.2 Die Wirkung von Vegetationsflächen auf die Biologische Vielfalt

Die Pflanzenvielfalt eines Standortes wird durch dessen Standortbedingungen, insbesondere Licht, Wasser und Nährstoffe, bestimmt. Je nach Bedingungen können sich vielfältige Pflanzengemeinschaften

ausbilden, oder einzelne unter den jeweiligen Bedingungen konkurrenzstarke Arten dominieren die Pflanzengesellschaft. Mit zunehmender Heterogenität, also Diversität der Standortfaktoren und hierdurch größerem Angebot an Nischen, nimmt potenziell ebenso die Artenvielfalt zu ²²¹.

Neben der Größe und Heterogenität des horizontalen Flächenangebotes ²¹⁸ bestimmt ebenso der vertikale Biotopraum die biologische Vielfalt einer Fläche ²³⁰. Tiefere Wurzelräume ermöglichen eine gemeinsame Nutzung der Flächen von Pflanzen mit unterschiedlichen Wurzeltiefen und hierdurch mit vielfältigen strukturierten Pflanzengesellschaften. Dies birgt das Potenzial komplexerer Vegetationsstrukturen mit Zonen niedriger neben hoher Grünvolumen, was wiederum das Ressourcenangebot der Fauna bestimmt ²²². Eine Verringerung des Bodenvolumens durch Unterbauung mindert demgegenüber die Komplementarität und somit den potenziellen Effekt einer Fläche auf die biologische Vielfalt ²³⁰. Die Vegetationsstruktur ist einer der wichtigsten Faktoren, der die Artenvielfalt von Insekten und insbesondere Vögeln bestimmt ²¹⁸ (Abbildung 29).

Hierbei beeinflussen niedrige Grünvolumen vor allem Insekten, wohingegen ein positiver Zusammenhang zwischen der Komplexität der Vegetationsstruktur mit Bereichen hoher (Bäume) und mittlerer (Büsche) Grünvolumen und der Artenzahl von Vögeln in Städten nachgewiesen werden konnte ^{212,218,231,232}. Threlfall et al. ²²² errechneten anhand von Populationsmodellen, dass durch eine Erhöhung des urbanen Unterholzanteiles von 10 auf 30 % ein 30 bis 120 % höheres Vorkommen von Käfern, Vögeln und Fledermäusen erreicht werden könne. Auch die Art

der Bodenbedeckung hat einen Einfluss auf die Diversität dort lebender Insekten. So wurden auf Grasflächen eine signifikant höhere Ameisen- und Käferdiversität gefunden als auf Flächen mit Baumstreu oder Hackschnitzeln ²³³.

Zusammengefasst kann eine Einschränkung des Wurzelraumes durch Unterbauung die Ausbildung heterogener Vegetationsstrukturen beeinträchtigen, was sich ebenfalls negativ in dem Ressourcenangebot der Flächen niederschlägt. Andererseits steigt das Potenzial unterbauter Flächen positiv auf die biologische Vielfalt zu wirken mit der Tiefe des Wurzelraumes. Aufgrund der geringeren vertikalen Distanz ermöglichen unterbaute Vegetationsflächen jedoch ein gutes Vernetzungspotential von Habitaten, was bei Dachbegrünungen nicht gegeben ist. Verglichen mit einer Referenzfläche wird die Biologische Vielfalt bei unterbauten Flächen mit hohen Substratschichten ähnlich hoch eingeschätzt.

3.3.3 Die Wirkung blauer Flächen auf die Biologische Vielfalt

Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung können positiv auf die biologische Vielfalt in Städten wirken. Je nach Art der Maßnahme, Gestaltung und Steuerung können hierdurch neue funktionelle Habitate entstehen, die eine Lebensraumfunktion für die Flora und Fauna erfüllen können. Dennoch untersuchten nur wenige Studien die Effekte urbaner Versickerungsflächen und Wasserflächen auf die städ-

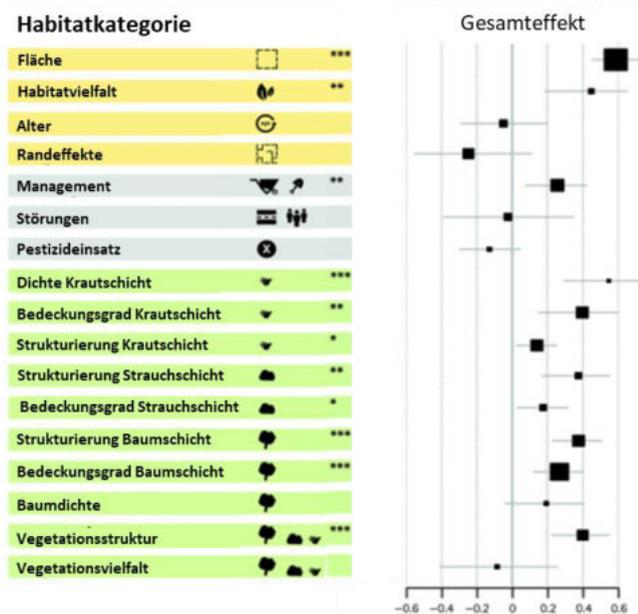


Abbildung 29: Gewichteter Gesamteffekt (+/- 0,6) verschiedener lokaler Standortfaktoren (Habitatkategorien) auf die Artenvielfalt. Die Größe des Effektquadrates korrespondiert mit der Zahl der Eingangsdaten in die statistischen Modelle. Verändert aus Beninde et al. ²¹⁸.

tische Biodiversität. Matzinger et al.⁵² bewerteten verschiedene Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung und stellten die höchste Artenzahl an Pflanzen bei oberflächlichen Muldenbewässerungen fest (Abbildung 30). Dabei scheint das Artenspektrum insgesamt begrenzt und wird dominiert von Generalisten. Arten der Roten Liste konnten nur vereinzelt nachgewiesen werden. Dies kann durch eine meist geringe strukturelle Heterogenität blauer Infrastruktur erklärt werden²³⁴. Die pflanzliche Vielfalt von Wasserflächen wurde deutlich geringer eingeschätzt⁵².

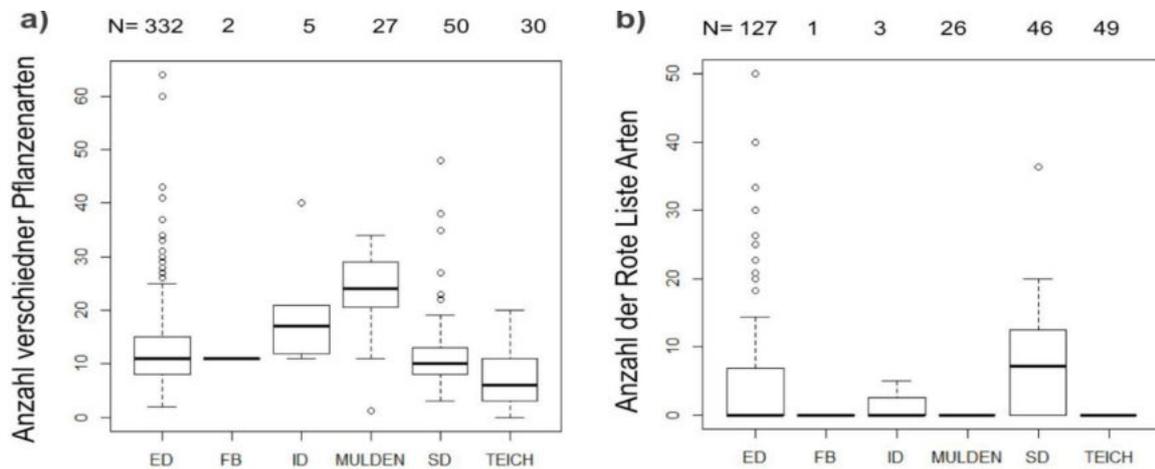


Abbildung 30: Anzahl an Pflanzenarten und seltener Arten in verschiedenen Systemen der Regenwasserbewirtschaftung [ED = Extensive Dachbegrünung; FB = Fassadenbegrünung; ID = Intensive Dachbegrünung; Mulden= oberflächliche Muldenversickerung; SD = Spontane Dachbegrünung; Teiche = Wasserflächen]. Aus Matzinger et al.⁵².

Die faunistische Diversität von Wasserflächen wird dagegen maßgeblich durch die chemischen Wassereigenschaften bestimmt. Bei einer Untersuchung von 36 urbanen Wasserflächen in den Niederlanden stellten Vermond et al.²³⁵ signifikante Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen wirbelloser Tiere und dem Nitratgehalt, dem pH-Wert, der Sedimentzusammensetzung und der Ufervegetation fest. Dabei war die Wirbellosengemeinschaft zwischen Wasserretentionsbecken und anderen Wasserflächen vergleichbar, jedoch stand die Zahl an gefährdeten Arten mit dem Nährstoffgehalt des Wassers in Beziehung mit höherem Vorkommen Roter-Liste-Arten in nährstoffarmen Flächen. Andere Ergebnisse wurden durch Hassal und Anderson²³⁶ in Ottawa (Kanada) festgestellt. Obwohl sich die chemischen Eigenschaften (pH-Wert und Leitfähigkeit) zwischen natürlichen und künstlichen Wasserflächen deutlich unterschieden, wurden nur geringe Unterschiede in der Artenzusammensetzung der Wirbellosengemeinschaft gefunden (Abbildung 31).

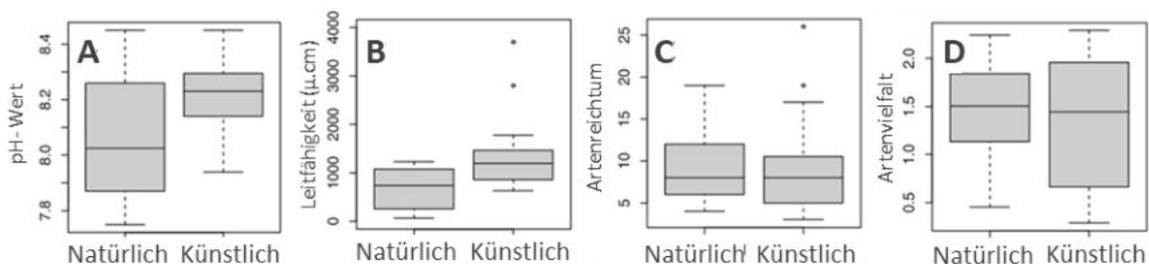


Abbildung 31: Unterschiede in der Wasserqualität künstlicher und natürlicher Wasserflächen und Wirkung auf Artenzusammensetzung. Verändert aus Hassal und Anderson²³⁶.

3.3.4 Die Wirkung von Gebäudebegrünungen auf die biologische Vielfalt

Gebäudebegrünungen imitieren natürliche Habitats und fungieren hierdurch als Lebensraum für Flora und Fauna in der Stadt^{69,237}. Die Beurteilung der Wirkung dieser Begrünungen auf die biologische Vielfalt hängt allerdings stark von der Perspektive und den zugrundeliegenden Vergleichshabitats ab. So verfügen Gründächer über ein signifikant höheres Artenvorkommen als übliche Kiesdächer²³⁸, weshalb deren Wirkung als Trittsteinbiotope und verbindende Elemente innerhalb grüner Korridore positiv gesehen wird⁶⁹. Durch ihre vertikale Distanz gelten diese jedoch nicht als vollständiger Ersatz von Bodenhabitats²³⁹.

3.3.4.1 Die Wirkung von Dachbegrünungen auf die biologische Vielfalt

Die Heterogenität von Habitats gilt als wichtiger Parameter für eine hohe biologische Vielfalt²²⁰. Je heterogener das Substrat und die Vegetation ausgeprägt sind, umso höher scheint die Anzahl an Nischen, die eine längerfristige Etablierung unterschiedlicher Pflanzen- und Tiergesellschaften ermöglichen. Eine ungleichmäßige Oberflächenstrukturierung mit Bereichen unterschiedlicher Feuchtebedingungen ermöglicht daher die Schaffung vielfältiger Habitats auf kleinem Raum, was die Artenvielfalt der Gründächer deutlich erhöhen kann^{69,240}.

Extensive Gründächer wirken, zumindest zeitweise im Jahresverlauf, als trockene Extremstandorte. Das limitierte Wasserangebot bedingt den Einsatz angepasster Spezialisten (Moos-Sedum-Gras). Doch auch mit zunehmender Dauer der Etablierung bilden sich vornehmlich trockenheitsangepasste Pflanzen- und Tiergesellschaften aus, die als Biotoptypen wie Trockenrasen, Magerrasen oder Sandrasen beschrieben werden^{241–243}. Aufgrund ihrer rudimentären Ausprägung und exponierten Lage besitzen diese jedoch nicht dieselbe hohe Wertigkeit wie vergleichbare Biotoptypen in Bodennähe²⁴⁴.

Mit steigendem Feuchteangebot sind Dachbegrünungen zunehmend als Standort für Pflanzen mit höheren Ansprüchen an die Wasserversorgung geeignet. Dies ermöglicht die Etablierung komplexerer Vegetationsformen und -schichten auf einfach-intensiven und intensiven Dachbegrünungen. Simultan erhöht sich die Abundanz von Tiergruppen mit eingeschränkter Trockenheitstoleranz (z.B. Schnecken, Asseln und Ameisen)²⁴¹. Auch die Zahl gering mobiler Arten, wie Spinnen und Käfer, steigt mit zunehmender Komplexität der Vegetation²⁴⁵. Lokale Faktoren wie die Dichte und die Anzahl der Vegetationsschichten, der Anteil an Blütenpflanzen und die begrünt zu nicht-begrünt Flächenanteile sind wichtige Parameter, die das Vorkommen dieser weniger mobilen Arten auf Dachbegrünungen bestimmen²⁴⁶. Auch eingebrachte Elemente wie Totholzblöcke können wichtige strukturelle Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt sein⁶⁹. Dies wirkt sich nachhaltig auf das übergeordnete Nahrungsnetz der Dächer aus. So konnte gezeigt werden, dass ein gesteigertes Vorkommen an Insekten mit einer zunehmenden Sichtung von Vögeln auf Dachbegrünungen einhergehen kann²⁴⁷. Auch die Abundanz mobiler Arten, beispielsweise Wildbienen, wird positiv durch eine heterogene Gestaltung der Habitats auf den Dächern beeinflusst. So steigt die Artenzahl von Bienen in Abhängigkeit der Pflanzenvielfalt und insbesondere der Blütenpflanzen²⁴⁸. Da ein Großteil der Wildbienen im Boden nistet, sind Möglichkeiten zum Nestbau ebenfalls essentiell, weshalb das Auftreten von bodenlebenden Wildbienen mit der Feinheit des Substrates korreliert²⁴⁹. Diese Effekte konnten für intensive Dachbegrünungen mit hohen Anteilen an Rasenflächen hingegen nicht gefunden werden²⁴⁸, was deren Sonderstellung in Hinblick auf die Biodiversitätswirkung verdeutlicht.

Aus diesen Gründen wird die Wirkung der einfach-intensiven und intensiven Dachbegrünungen auf die biologische Vielfalt deutlich positiver als die der extensiven Dachbegrünungen beurteilt. Das gesteigerte Wasserangebot und der stärker ausgeprägte Wurzelraum dieser Systeme ermöglicht das Ansiedeln von

Pflanzengesellschaften mit einer großen Bandbreite an Vegetationsformen²⁵⁰. So konnte sich die Vegetation von einfach-intensiven Dachbegrünungen in Hannover innerhalb von 30 Jahren signifikant verändern, bis schlussendlich nur noch wenige der ursprünglich ausgebrachten Arten festgestellt werden konnten²⁵¹. Dementgegen wurden mehr Arten gezählt als ursprünglich eingebracht und viele dieser Pflanzen scheinen sich aus der direkten Umgebung angesiedelt zu haben. Dies verdeutlicht, dass der Austausch mit der umgebenden Umwelt, die Wertigkeit der Standorte steigern kann, sofern solche Veränderungen toleriert werden. Da bei intensiven Dachbegrünungen der gestalterische und nutzungsorientierte Ansatz dem sukzessiven Entwickeln der Pflanzengesellschaften entgegensteht, wird die Akzeptanz solcher spontanen Besiedelungen bei intensiven Dachbegrünungen als eher gering eingeschätzt.

Nichtsdestotrotz ist es möglich, dass begrünte Dächer als Trittsteinbiotope und innerhalb von Verbundbiotopen fungieren. Im Gegensatz zu mobilen Arten wie Wildbienen, deren Anzahl mit dem Flächenanteil an Dachbegrünungen steigt²⁴⁸, ist dieser Effekt für weniger mobile Arten nur bedingt gegeben²⁴³. Deren Vorkommen scheint vielmehr von den Faktoren des Daches als durch die umgebende Stadtstruktur beeinflusst zu sein, und der hohe vertikale Distanzunterschied zwischen den Habitaten auf Dach und in Bodennähe beschränkt den Austausch von Individuen. Aus diesem Grund wird das Vernetzungspotential von Dachbegrünungen, im Vergleich zu ähnlichen Bodenhabitaten, als gering eingeschätzt. Für solche weniger mobilen Arten könnte eine Kombination aus Dach- und Fassadenbegrünung die Vernetzung mit Bodenhabitaten ermöglichen²⁴³. Der tatsächliche Einfluss einer solchen Kombination auf die Biodiversität wurde, soweit bekannt, bis dato allerdings nicht untersucht.



Auch mit Sedum begrünte extensive Dachbegrünungen bieten ein reichhaltiges Nahrungsangebot für Bienen und andere Fluginsekten.

3.3.4.2 Die Wirkung von Vertikalbegrünungen auf die biologische Vielfalt

Nur wenige Studien untersuchten die Wirkung von Vertikalbegrünungen auf die Biodiversität, weshalb die Datengrundlage diesbezüglich begrenzt ist. Dennoch berichten viele Studien von einer positiven

Wirkung der Vertikalbegrünungen auf die Biodiversität der Stadt ^{70,252}. Im Vergleich zu nicht begrünten Wänden bieten Vertikalbegrünungen einen deutlich besseren Lebensraum für viele Pflanzen und Tiere ²⁵³.

Die Pflanzenvielfalt wird hierbei fast ausschließlich vom genutzten System der Vertikalbegrünung bestimmt. Bodengebundene Vertikalbegrünungen bestehen in der Regel nur aus wenigen Pflanzen, die sich über die Gesamtfläche der Begrünung erstrecken. In den Fassadenbegrünungsrichtlinien der FLL werden über 50 verschiedene, selbstklimmende und gerüstkletternde Pflanzenarten genannt, die sich für bodengebundene Begrünungen eignen ⁷⁹. Die induzierte Pflanzenvielfalt der wandgebundenen Systeme ist dagegen ungemein größer und fast ausschließlich durch gestalterische Gesichtspunkte geprägt. Je nach Bauart des Systems wird eine große Vielfalt an Pflanzen mit unterschiedlichen Eigenschaften und Standortansprüchen kombiniert ⁷⁹. Die hierbei erreichte strukturelle Heterogenität wirkt sich wiederum positiv auf die Artenzahl der Fauna aus. So konnte in einer Studie zur Artenvielfalt bodengebundener und wandgebundener Vertikalbegrünungen gezeigt werden, dass mit der Vielfalt der Pflanzen ebenfalls die Zahl der Insekten zunimmt ²⁵³. Die Studie kommt dabei jedoch zu dem Schluss, dass hinsichtlich der Artenvielfalt nur geringe Unterschiede zwischen bodengebundenen und wandgebundenen Systemen bestehen. Allerdings unterscheidet sich die Zusammensetzung der Arten deutlich voneinander. Die Gründe liegen in den unterschiedlichen Habitaten, die durch die abiotischen Standorteigenschaften der Begrünungen geschaffen werden.

Bodengebundene Vertikalbegrünungen repräsentieren trockene, lichte Standorte, die in der Literatur mit Habitaten von Steilküsten verglichen werden ²⁵². Im Gegensatz werden durch kontinuierliche Bewässerung und dichte Bestände bei wandgebundenen Systemen, kühle und feuchte Bedingungen geschaffen, die eher begrünten Hängen an Wasserfällen ähneln. Aus diesem Grund werden Letztere vornehmlich von hygrophilen Arten, z. B. feuchteliebenden Insekten, Spinnen und Schnecken, besiedelt. Im Gegensatz wird die Vegetation bodengebundener Systeme mehrheitlich von Arten genutzt, die trockene Standorte mit hohem Angebot an Blütenpflanzen bevorzugen ^{252,253}. Dies ist jedoch immer abhängig von den Ressourcen (Nahrung, Schutz- und Nisträume), die der Fauna durch die jeweilige Begrünung bereitgestellt werden. So steigert sich die Zahl der herbivoren Insekten (z. B. Wanzen und Käfer) und Pollensammler (z. B. Fliegen und Bienen) mit der Diversität der Pflanzenbestände und der Blütenzahl ²⁵³. Gleichzeitig erhöht sich mit vermehrtem Vorkommen an Beute die trophische Stufe der Nahrungskette und hiermit die Zahl der Spinnen und Vögel ^{253,254}. Auch in Berlin dienen Fassadenbegrünungen als Ersatzlebensraum und Nahrungslieferant für verschiedene Vogelarten wie Haussperling, Grünfink und Amsel ²⁵⁵. Andere Studien kamen zu vergleichbaren Ergebnissen und wiesen eine hohe Artenzahl von Spinnen in wandgebundenen Systemen nach, wohingegen bodengebundene Systeme durch eine hohe Zahl an Käfern dominiert waren (Abbildung 32) ⁷⁰. Wandgebundene Systeme mit horizontalen Vegetationsflächen fördern zusätzlich die Abundanz bestimmter Fliegen- und Schneckenarten, die für ihre Fortpflanzung und zum Überwintern auf abgestorbene Pflanzenteile und natürliches Substrat angewiesen sind ²⁵³.

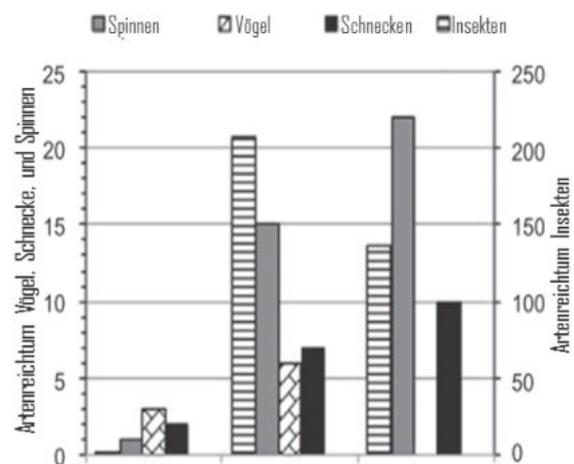


Abbildung 32: Artenvielfalt der Fauna im Vergleich zwischen unbegrünt, bodengebundenen und wandgebundenen "lebenden" Wänden. Übersetzt aus Mayrand et al. ⁷⁰.

Durch die vertikale Struktur scheinen Vertikalbegrünungen ein großes Vernetzungspotential mit der Umgebung zu haben, insbesondere in Verbindung mit Dachbegrünungen, worauf in der Literatur häufig hingewiesen wird^{237,243}. So konnte gezeigt werden, dass ein vermehrter Anteil an Grünfläche im Umfeld der Vertikalbegrünung das Vorkommen und die Artenzusammensetzung der Vertikalbegrünungen positiv beeinflussen konnte²⁵². Ebenfalls wurde eine zunehmende Abundanz von Vögeln auf anliegenden Grünflächen von untersuchten vertikalen Begrünungen beobachtet²⁵⁴. Allerdings sind keine Studien bekannt, die das Vernetzungspotential innerhalb der Stadtstruktur systematisch untersucht und zwischen den einzelnen Kategorien der Vertikalbegrünung verglichen haben. Vor diesem Hintergrund kann die Vernetzung nur als mögliches Potential angesehen werden, deren Einschätzung im Hinblick auf eine BFF-Bewertung weiterer Forschung bedarf, insbesondere im Kontext der Berliner Stadtstruktur.

3.3.5 Zusammenfassende Bewertung Biologische Vielfalt

Die Wirkung verschiedener Flächentypen auf die urbane Biodiversität ist wesentlich von der Heterogenität der Flächeneigenschaften abhängig. Mit steigender Heterogenität der Flächeneigenschaften erhöht sich die potenzielle etablierbare Pflanzenvielfalt und das Ressourcenangebot für die Flora und Fauna. Für einen funktionellen Austausch zwischen den Begrünungen und ihrer Umwelt ist es wichtig, dass eine Vernetzbarkeit der Begrünungen mit anderen Habitaten gewährleistet wird. Die Bewertung der Wirkung der im Rahmen des BFF 2020 betrachteten Flächenkategorien auf die biologische Vielfalt ist in Abbildung 33 und Abbildung 34 zusammenfassend dargestellt.

Wege- und Verkehrsflächen

Begrünte Beläge können eingeschränkt heterogene Standorte mit sehr niedrigen Grünvolumina ausbilden. Die Pflanzenvielfalt ist aufgrund der geringen Wurzelräume eingeschränkt, was der Fauna wiederum nur ein geringes Potenzial an Ressourcen bietet. Die niedrige Vegetationsstruktur ermöglicht eine eingeschränkte Vernetzung. Im Vergleich zu einer Referenzfläche mit komplexer Vegetationsstruktur und niedrigen bis hohen Grünvolumina ist das Potenzial begrünter Beläge, positiv auf die Biodiversität zu wirken, dennoch eingeschränkt. Von anderen Belagsarten (versiegelt, teilversiegelt, durchlässig) kann kein positiver Effekt erwartet werden, da eine Besiedelung durch Pflanzen nur spontan erfolgt und zu Gunsten der Funktionsfähigkeit der Flächen entfernt werden sollte.

Vegetationsflächen

Urbane Vegetationsflächen sind wichtige Habitate für die städtische Flora und Fauna. Die Artenvielfalt steigt hierbei mit der Größe und „Natürlichkeit“ der Fläche an. Doch auch künstlich geschaffenen Vegetationsflächen können, in Abhängigkeit der Vegetationsstruktur, positiv auf die urbane Biodiversität wirken. Eine Unterbauung der Flächen kann das potenziell erreichbare Grünvolumen und hierdurch die Strukturierung der Vegetation wesentlich beeinflussen. Es wird davon ausgegangen, dass mit Abnahme des Wurzelraumes ebenso die potenziell etablierbare Heterogenität und Komplexität der Vegetation abnimmt, was einen Einfluss auf die Habitatqualität haben kann. Vor diesem Hintergrund werden unterbaute Vegetationsflächen geringer als eine Referenzfläche bewertet, wobei die Wirkung mit der Tiefe der Unterbauung ansteigt. Die Wirkung scheint vergleichbar mit der von Dachbegrünungen, allerdings ermöglicht die geringere vertikale Distanz eine stärkere Vernetzung solcher Flächen mit umliegenden Habitaten.

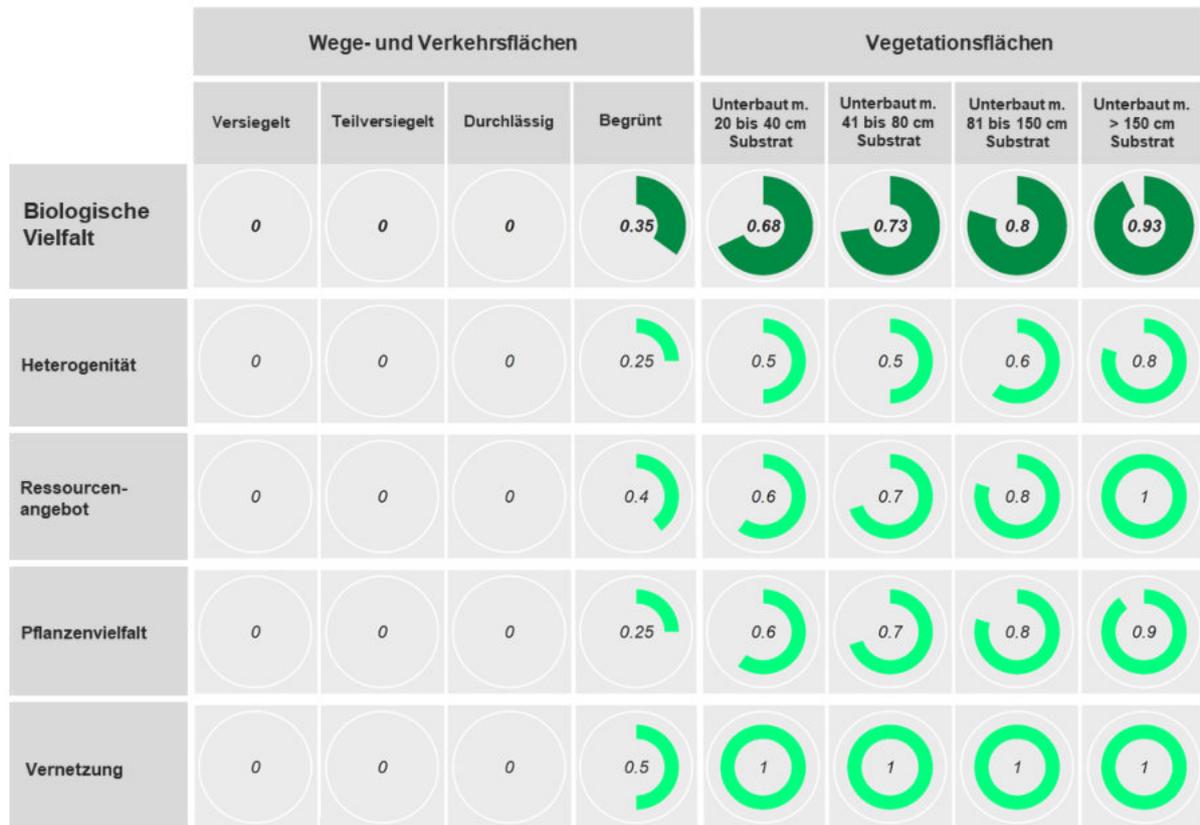


Abbildung 33: Einschätzung der Wirkung Flächenkategorien „Wege- und Verkehrsflächen“ und „Vegetationsflächen“ auf die biologische Vielfalt der Stadt. Die identifizierten Hauptparameter „Heterogenität“, „Ressourcenangebot“, „Pflanzenvielfalt“ und „Vernetzung“ sind arithmetisch gemittelt und gerundet als Gesamtwirkung „Biologische Vielfalt“ dargestellt.

Dachbegrünungen

Im Vergleich zu Kiesdächern ist die biologische Vielfalt bei Dachbegrünungen deutlich erhöht. Die geringen Wasserspeicherkapazitäten bei extensiven Gründächern bedingt dabei den Einsatz von Spezialisten, was die Pflanzenvielfalt und die Anzahl an Vegetationsschichten limitiert und folglich das Nahrungsangebot für viele Organismen reduziert. Aufgrund der großen vertikalen Distanz zwischen Dachbegrünungen und ihrer Umwelt ist das Vernetzungspotential eingeschränkt. Aus diesem Grund wird die Wirkung extensiver Dachbegrünungen auf die urbane Biodiversität, im Vergleich zu anderen Typen der Dachbegrünung, als eher gering eingeschätzt.

Tiefere Substratschichten und Bewässerung in Trockenzeiten ermöglichen dagegen bei einfach-intensiven Dachbegrünungen die Etablierung vielfältigerer Pflanzengesellschaften mit mehreren Vegetationsschichten, wodurch ebenfalls ein vermehrtes Nahrungsangebot für weitere Organismen geschaffen wird. Je nach Ausprägung können dabei sehr heterogene Habitate gestaltet werden. Die eingeschränkte Nutzung ermöglicht Bestände nach funktionellen Gesichtspunkten, ohne sich der Gestaltung unterordnen zu müssen. Vor diesem Hintergrund wird die Wirkung einfach-intensiver Dachbegrünungen höher bewertet als die Wirkung intensiver Dachbegrünungen. Die Vernetzung mit bodenbürtigen Biotopen ist dagegen, aufgrund des vertikalen Abstandes limitiert. Durch gelegentliche Pflegemaßnahmen kann es jedoch zu vermehrter Einschleppung von Organismen kommen, weshalb das Vernetzungspotential dieser Begrünungen leicht höher eingeschätzt wird als das der extensiven Dachbegrünungen. Zusammengefasst wird die Wirkung der einfach-intensiven Dachbegrünungen auf die biologische Vielfalt der Stadt im Vergleich am höchsten bewertet. Zu einer vergleichbaren Bewertung kommt ein kürzlich erstelltes

Gutachten zur Biotopbewertung von Berliner Gründächern²⁵⁰. In diesem wird insbesondere das vermehrte Vorkommen gefährdeter Arten und die höhere Vielfalt an Pflanzen- und Tierarten auf einfach-intensiven Dachbegrünungen herausgestellt.

Bei intensiven Dachbegrünungen ermöglicht das hohe Wasserangebot die Etablierung komplexer Vegetationsformen und je nach Gestaltung und Nutzung sehr heterogene Habitate, die in ihrer Wirkung vergleichbar mit einfach-intensiven Dachbegrünungen sind. Die Pflanzenvielfalt kann, in Abhängigkeit der Nutzung, hoch sein und schafft in Kombination mit tiefgründigen Substraten ein großes Ressourcenangebot für eine Vielzahl von Lebewesen. Die Vernetzbarkeit ist aufgrund der hohen vertikalen Distanz gering, wobei der Eintrag von Organismen durch die stärkere Nutzung möglich ist. Allerdings übersteigt der Nutzungs- und Gestaltungsanspruch dieser Dachbegrünungen häufig den funktionellen Anspruch der Biodiversitätsförderung, weshalb die Wirkung der intensiven Dachbegrünung auf die biologische Vielfalt geringer eingeschätzt wird als bei den einfach-intensiven Dachbegrünungen.

Vertikalbegrünung

Auch vertikale Gebäudebegrünungen können als städtische Habitate wirken. Die Heterogenität bodengebundener Vertikalbegrünungen basiert auf den verschiedenen Schichten des Blattwerkes. Die Pflanzenvielfalt ist gering, dagegen kann das Nahrungs- und Nistangebot für viele Tierarten interessant sein. Eine Vernetzung mit anderen Habitaten ist möglich. Generell ist diese Begrünung nicht schlechter in ihrer Wirkung auf die Biodiversität zu bewerten als die anderer Vertikalbegrünungen, allerdings ist die Pflanzenvielfalt geringer als in wandgebundenen Systemen.

Bei wandgebundene Vertikalbegrünung mit horizontalen Vegetationsflächen kann je nach Gestaltung eine hohe Pflanzenvielfalt geschaffen werden, wovon sich ebenfalls ein hohes potentielles Nahrungsangebot ableitet. Das Substrat steigert die Heterogenität der Begrünung und bietet zusätzliche Ressourcen für bodennistende Arten. Die Vernetzung kann durch die vertikale Begrenzung zwischen den einzelnen Begrünungselementen geringer sein als bei den bodengebundenen oder wandgebundenen Vertikalbegrünungen mit vertikalen Vegetationsflächen. Dennoch wird die Wirkung auf die Biodiversität im Allgemeinen als positiv bewertet.

Die einheitliche Bewässerung wandgebundener Vertikalbegrünung mit vertikalen Vegetationsflächen schafft homogene Habitate, die sich jedoch durch eine hohe induzierte Pflanzenvielfalt positiv auf die Biodiversität auswirken können und ein hohes Nahrungsangebot für viele Arten bereitstellen können. Je nach Bauart ist ein Vernetzungspotential gegeben. Aus diesen Gründen wird die Wirkung wandgebundener Vertikalbegrünungen mit vertikalen Vegetationsflächen auf die biologische Vielfalt der Stadt positiv bewertet.

Blaue Flächen

Flächen zur Oberflächenversickerung können einen positiven Einfluss auf die biologische Vielfalt haben und Habitat für eine hohe Pflanzenzahl sein. Die Wertigkeit ist jedoch von der Gestaltung abhängig. Dabei ist davon auszugehen, dass Vegetationsflächen mit zunehmender Nutzung zur Versickerung eine verminderte Heterogenität der Fläche aufweisen und vermehrt konkurrenzstarke Arten oder Generalisten fördern. Daher scheint die Nutzung einer Vegetationsfläche als Versickerungsfläche nicht positiv auf den Einfluss der Wirkung der Vegetationsfläche auf die urbane Biodiversität zu wirken. Wasserflächen können in Abhängigkeit von ihrer Gestaltung einen urbanen Lebensraum und Ressourcen für Organismen bieten, die von Vegetationsflächen so nicht erreicht werden. Dabei ist die Heterogenität der Flächen häufig eingeschränkt und die Pflanzenvielfalt reduziert sich meist auf den Uferbereich.

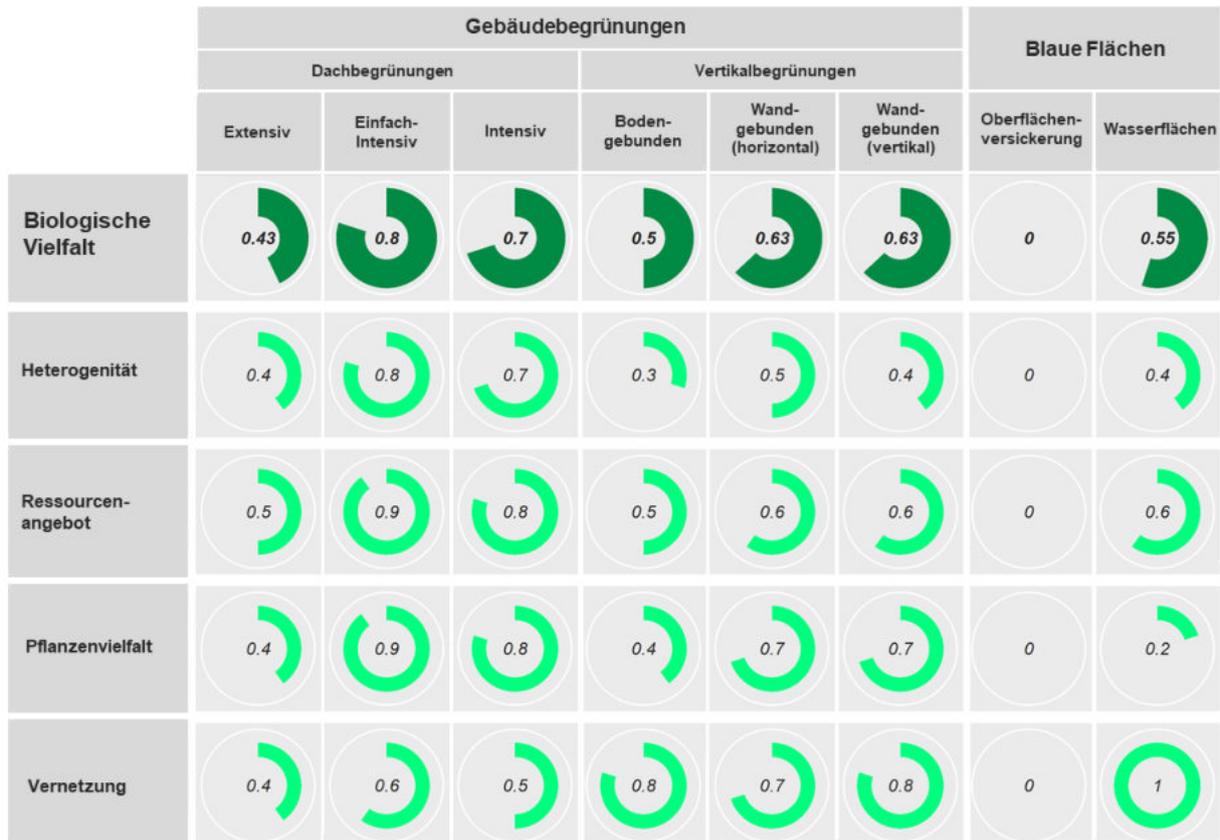


Abbildung 34: Einschätzung der Wirkung der definierten Kategorien „Gebäudebegrünung“ und „Blaue Flächen“ auf die biologische Vielfalt der Stadt. Die identifizierten Hauptparameter „Heterogenität“, „Ressourcenangebot“, „Pflanzenvielfalt“ und „Vernetzung“ sind arithmetisch gemittelt und gerundet als Gesamtwirkung „Biologische Vielfalt“ dargestellt.

3.4 Regenwasserrückhalt

Die Versiegelung urbaner Flächen hat einen enormen Einfluss auf die lokale städtische Wasserbilanz ²⁵⁶. Mit abnehmender Durchlässigkeit und Porosität der Oberflächen steigt der oberflächliche Abfluss und die Ableitung des Wassers in die Kanalisation. Die Niederschläge werden hierdurch dem lokalen Wasserkreislauf entzogen, was in der Folge zu verringerten urbanen Verdunstungs- und Grundwasserneubildungsraten führt.

Die hydrologische Bilanz von Oberflächen beschreibt die quantitative Verteilung eingehender Niederschläge in die Prozesse Oberflächenabfluss, Infiltration, Evaporation und Versickerung (Abbildung 35).

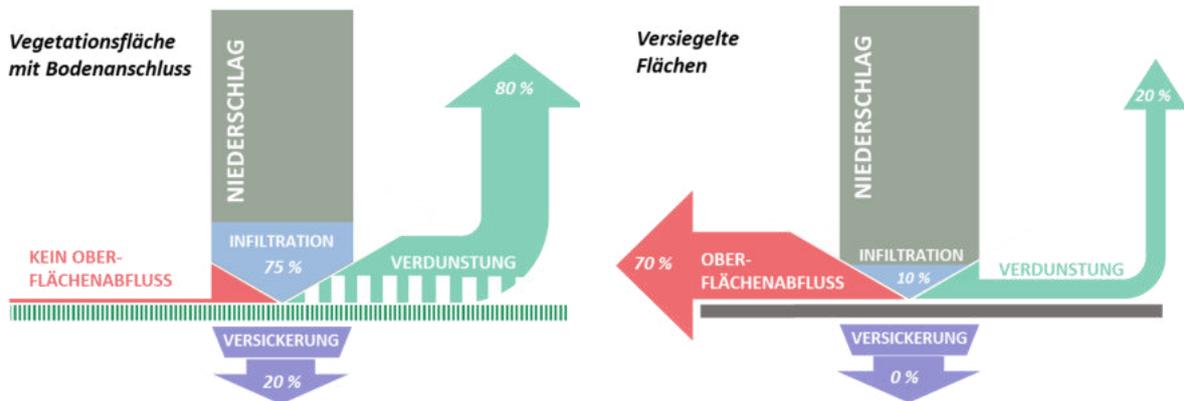


Abbildung 35: Vereinfachte Darstellung der Prozesse der hydrologischen Bilanz einer Vegetationsfläche mit Bodenanschluss und einer versiegelten Fläche. Eigene Darstellung.

Die Niederschläge werden zunächst an der Vegetation oder auf der Oberfläche zurückgehalten, infiltrieren in diese hinein oder fließen oberirdisch ab. Die Bilanzierung dieser Prozesse ist abhängig von den Oberflächeneigenschaften und der Niederschlagsintensität ¹⁰⁵. Der Oberflächenrückhalt steigt in der Regel mit der Rauigkeit der Oberfläche und dem Grünvolumen an. Die Interzeption von Niederschlägen, also der Rückhalt an und die anschließende Verdunstung von der Vegetationsoberfläche, ist maßgeblich durch den Blattflächenindex und der Blattdichte abhängig ²⁵⁷, steigt demnach tendenziell mit dem Grünvolumen der Fläche. Aus diesem Grund können insbesondere Bäume mit hohem Grünvolumen zur Regulierung des urbanen Wasserhaushaltes beitragen und dienen zum Schutz der Städte bei Extremwetterereignissen ^{12,258}. Die Infiltration wird maßgeblich von den Poreneigenschaften der Oberfläche bestimmt. Mit zunehmendem Porendurchmesser steigt in der Regel die Infiltrationsrate ²⁵⁹. Diese gibt die Menge an Wasser an, die in einer bestimmten Zeit maximal in den Boden infiltrieren kann und liefert daher einen Hinweis auf die Entlastung der Kanalisation bei Starkniederschlagsereignissen, was sie zu einem wichtigen Indikator für die Bewertung dieser Ökosystemdienstleistung macht ⁹⁴. Hohe Infiltrationsraten werden in locker gelagerten grobkörnigen Materialien wie Schotter, Splitt und grobem Sand erreicht, wobei die Infiltrationsgeschwindigkeit mit der Korngröße, Lagerungsdichte und Oberflächenverdichtung abnimmt ^{260–262}.

Wasser, das nicht in die Oberfläche infiltriert oder auf dieser zurückgehalten werden kann, fließt oberirdisch ab und wird im urbanen Raum häufig in die Kanalisation abgeleitet. Berlin besitzt auf einer Fläche von rund 66 km² ein Mischkanalisationssystem zur gemeinsamen Abfuhr von Niederschlagswasser, Straßen- und kommunaler Abwässer von 1,5 Mio. Einwohnern (Abbildung 36) ²⁶³.

Übersteigt die Menge abzuführenden Wassers die Kapazität des Kanalisationssystems z. B. bei Starkniederschlägen, wird das überschüssige Wasser an 176 Ausläufen in die Vorfluter eingeleitet, wodurch es in der Folge zu einem Eintrag ökotoxischer Stoffe in angrenzende Ökosysteme kommen kann²⁶⁴. Riechel et al.²⁶³ ermittelten, dass Abwasser bis zu 15 % der Gesamtauslaufmenge der Überlaufventile ausmachen können. Bereits bei einem mittleren angenommenen Abwasserauslauf von 5 % summierte sich dies im Jahr 2016 auf 144.000 m³ Abwasser, das über diesen Weg in die Oberflächengewässer eingeleitet wurde und für 99 % der Pathogenbelastung verantwortlich war. Diese Problematik ist ebenfalls aus anderen Städten bekannt. Bachmann-Machnik et al.²⁶⁵ kombinierten Niederschlagsdaten und Messungen zur Pathogenbelastung der Ruhr und stellten fest, dass Überlaufventile signifikante Eintragungspfade und Punktquellen für pathogene Erreger wie *Escherichia coli* und *Enterococcus* sein können. Daneben gelten Straßenabwässer als wichtiger Eintragungspfad von Mikroplastik (z. B. Brems- und Reifenabrieb) in Oberflächen- und marine Gewässer²⁶⁶. Diese sich mit zunehmenden Ereignissen an Starkniederschlägen im Zuge des Klimawandels weiter verschärfende Problematik²⁶⁷ bedingt eine Beachtung der Wirkung verschiedener Flächentypen auf die Entlastung der Kanalisation und den lokalen Rückhalt an Niederschlägen. Hierbei wird insbesondere das Potenzial zur Reduzierung des Oberflächenabflusses (Interzeption und Infiltration) sowie die Speicherung der Niederschläge in der Bodenzone betrachtet. Der Einfluss der Flächen auf die Versickerung der Niederschläge und die Wirkung auf Zwischenabfluss und Grundwasserneubildung werden dagegen in dieser Bewertung nicht mit betrachtet.

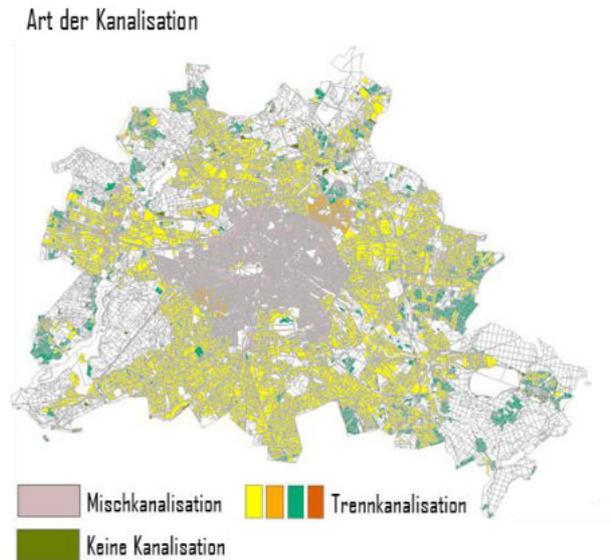


Abbildung 36: Räumliche Verteilung der Kanalisationssysteme Berlins. Im Zentrum der Stadt befindet sich ein Mischkanalisationssystem von rund 200 km Länge. Quelle FIS-Broker, aus Herfort & Melzer⁸⁵.

3.4.1 Die Wirkung von Wegeflächen auf den Regenwasserrückhalt

Die Infiltrationsrate ist einer der am häufigsten erfassten Parameter zur hydrologischen Beschreibung und Bewertung von Flächenbelägen. In (Abbildung 37) sind gemessene Infiltrationsraten unterschiedlicher Belagsklassen verschiedener Studien nach den in Tabelle 4 dargestellten Belagsklassen zusammengefasst.

Wie zu erwarten nimmt die mittlere Infiltrationsgeschwindigkeit mit zunehmendem Versiegelungsgrad ab. Die Infiltrationsraten der BLK 1 (Rasenfugensteinen, Rasengitter, Drain- und Sickersteine) mit hohen Fugenanteilen (im Mittel 35 %, n=34) sind daher teilweise deutlich höher als Raten anderer Belagsklassen. Wassergebundene Decken, die nach Hanschke²⁶ ebenfalls zu den geringversiegelten Belägen der BLK 1 gezählt werden, infiltrieren dagegen deutlich langsamer im Bereich mittlerer Raten der BLK 3. Belagsarten mit sehr geringen Fugenanteilen (BLK 3) (im Mittel 6 %, n=48) oder vollversiegelte Beläge (BLK 4) zeigen dagegen nur sehr geringe Infiltrationsgeschwindigkeiten, häufig nur in die obersten Zentimeter der Belagsschicht. Für teilversiegelte Beläge der BLK 2 und 3 kann daher eine vergleichbare Spanne an Infiltrationsraten angenommen werden, die in der Regel mit dem Fugenanteil und der Fu-

genweite zunehmen (Kleinpflaster > Großpflaster > Plattenbeläge). Es ist zu beachten, dass hydrologische Parameter von Belagsmaterialien aufgrund der großen Heterogenität an Materialien, Messkonzepten und örtlichen Klimabedingungen einen deutlichen Schwankungsbereich innerhalb der Belagsklassen aufweisen können, was eine eindeutige Bewertung der hydrologischen Wirkung erschwert.

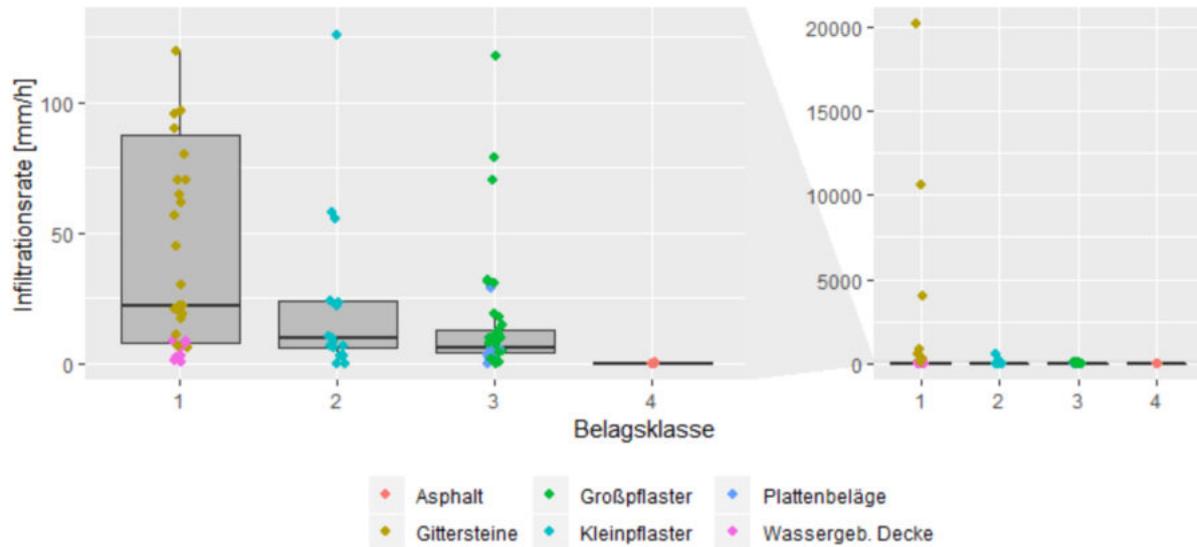


Abbildung 37: Infiltrationsrate unterschiedlicher ausgewählter Belagsarten. Gittersteine fassen unterschiedliche Beläge zusammen wie Rasenfugensteine, Rasengittersteine aus Beton und Kunststoffrasengitter. Unterscheidung zwischen Groß- und Kleinpflaster anhand des Fugenanteiles (> / <= 15 %). Die Farbgebung beschreibt Beläge mit (rot) und ohne Vegetation (blau). Die Daten wurden zusammengestellt aus verschiedenen Veröffentlichungen ^{21,37,82,112,268-271}.

Auch wenn der Fugenanteil häufig als alleiniges Kriterium für die Bewertung von Belagsmaterialien genutzt wird, ist ein direkter Zusammenhang zwischen Fugenanteil und Infiltrationsraten nur bedingt feststellbar. Vielmehr bestimmen Eigenschaften des Fugenmaterials wie Textur, Porosität und der Anteil organischer Substanz entscheidend das hydraulische Verhalten der Flächenbeläge ²⁷². Dies ist insbesondere an den unterschiedlichen Infiltrationsraten von begrünten und nicht begrünten Belagsarten der BLK 1 ersichtlich (Abbildung 38).

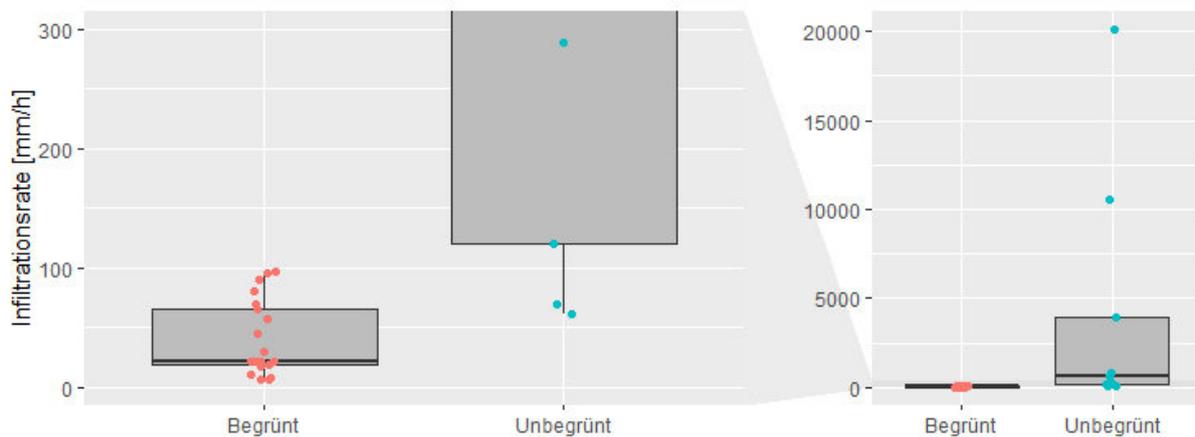


Abbildung 38: Infiltrationsrate von Gittersteinen mit und ohne Vegetation. Eigene Darstellung. Die Daten wurden zusammengefasst aus verschiedenen Studien ^{21,37,82,112,268-271}.

Übersteigt die Niederschlagsintensität die maximale Infiltrationsrate werden die Niederschläge zunächst bis zu einer materialspezifischen Niederschlagsmenge auf der Oberfläche zurückgehalten und fließen erst nach Überschreiten dieses Rückhaltes oberflächlich ab. Ab welcher Menge die Abflussbil-

dung einsetzt ist abhängig von der Benetzungskapazität der Materialien. In der Literatur werden Benetzungskapazitäten zwischen 0,4 und 0,8 mm bei verschiedenen Belagsarten angegeben, die mit der spezifischen Oberfläche und Porosität eines Belages zunehmen^{82,273}. So wird die für die Abflussbildung notwendige Niederschlagsmenge bei Schotterrasen (0,6 mm), Sickersteinen (0,6 mm) und Rasengittersteinen (0,8 mm) deutlich höher eingeschätzt als die von Asphaltflächen (0,4 mm) und Pflasterbeläge (0,4 mm)^{82,274}, was sich bei Verwenden dieser Belagsmaterial positiv auf die Reduktion des Oberflächenabflusses auswirken kann.

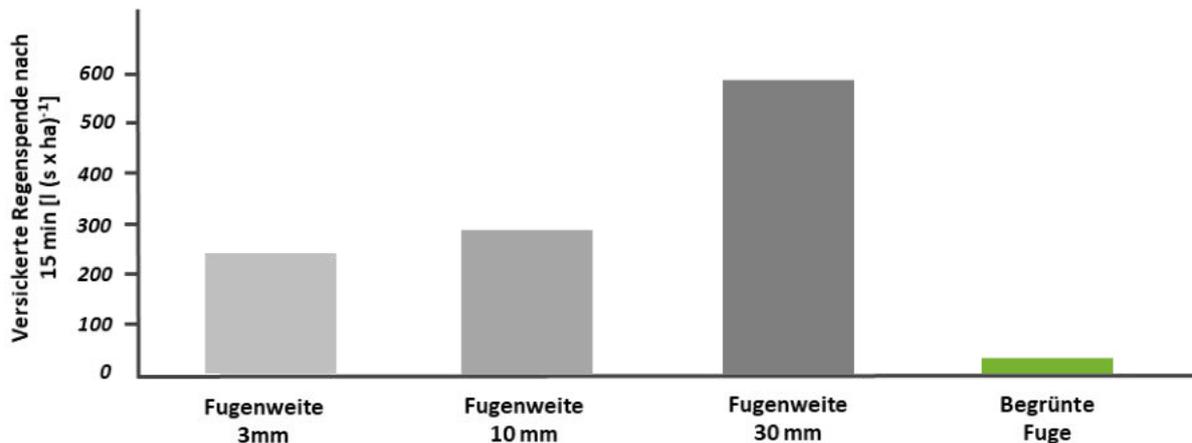


Abbildung 39: Vergleich der gemessenen Infiltration zwischen unbegrüntem Fugen und begrüntem Fugen 15 min nach einer Regengabe. Verändert aus Borgwardt et al.²⁷⁵

Timm³⁰ untersuchte die hydrologische Bilanz zweier berlintypischer Mosaikpflaster- und Betonplattenbeläge (30 cm Kantenlänge) und stellte bei beiden Belagsarten vergleichbare jährliche Infiltrationsanteile des Niederschlages fest. Trotz deutlich höheren Fugenanteils des Kleinpflasters (BLK 2) konnten in der Jahressumme bei beiden Belägen 62 % der Niederschläge infiltrieren. Dennoch verteilte sich der nicht infiltrierte Anteil unterschiedlich zwischen den verglichenen Belägen. Die höhere Oberflächenrauigkeit des berlintypischen Bernburger Mosaikbelages resultierte in einem höheren oberflächlichen Rückhalt insbesondere bei geringen Niederschlagsmengen. Die Plattenbeläge (BLK 3) konnten dagegen nur wenig Niederschläge oberflächlich zurückhalten. Was bei geringen Niederschlagsintensitäten zu vermehrter Infiltration führte, resultierte bei hohen Niederschlägen in einem vermehrten Oberflächenabfluss dieser Belagsart mit 16 % gegenüber 2,6 % beim Bernburger Mosaik.

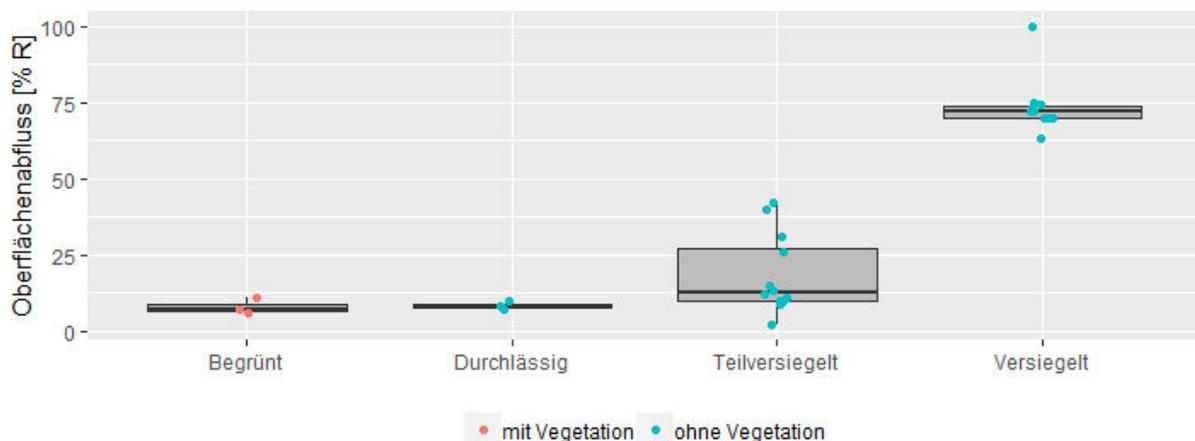


Abbildung 40: Zusammenstellung verschiedener Literaturwerte zu Oberflächenabfluss verschiedener Belagsarten. Eigene Zusammenstellung und Klassifizierung aus Gilbert und Clausen²⁷⁰, Schmitt et al.³⁷, Timm³⁰.

Dagegen fließen im Mittel drei Viertel der Jahresniederschläge oberflächlich von vollversiegelten Belägen der Klasse 4 ab (70 bis 72 %) (Abbildung 40). Der Anteil des Oberflächenabflusses teilversiegelter Oberflächen ist dagegen signifikant geringer mit gemittelten Abflussraten von 23 % (3 bis 42 %), mit deutlichen Unterschieden zwischen verschiedenen Belagsarten (z. B. Kleinpflaster < Großpflaster). Trotz der vergleichsweise geringeren Infiltrationsraten wird der Oberflächenabfluss begrünter Rasengittersteine in der Literatur mit Werten zwischen 0 und 7 % angegeben^{30,105}. Dies wird insbesondere auf die Erhöhung der spezifische Oberfläche durch die Vegetation zurückgeführt, wodurch ein hoher Anteil an Niederschlägen direkt zurückgehalten wird²⁷⁵. Dies steigert daher die Menge an Niederschlägen, die für einen beginnenden Abfluss bei dieser Belagsart notwendig ist, signifikant.

Zur Dimensionierung von Entwässerungsanlagen von Gebäuden und Grundstücken sind in DIN 1986-100 Abflussbeiwerte für die Ermittlung des Regenwasserabflusses von verschiedenen Belagsarten angegeben (Tabelle 11). Der Abflussbeiwert ist der Quotient aus Oberflächenabfluss und Gesamtniederschlag. Hierbei werden bei undurchlässigen Flächenbelägen die gesamten Niederschläge als Oberflächenabfluss angerechnet. Teildurchlässige Belagsarten haben dagegen reduzierte Abflussbeiwerte, wobei der Abfluss von wassergebundenen Decken (BLK 1) mit einem Spitzenabflussbeiwert von 0,9 sehr hoch eingeschätzt wird. Der geringste Abflussbeiwert wird für Rasengittersteinen angenommen mit einem Spitzenabflussbeiwert von 0,2, gleich dem einer flachen Rasenfläche. Bei stärkerer Nutzungsintensität der Rasengittersteine erhöht sich dieser Wert jedoch auf 0,4. Mit zunehmender Verdichtung des Fugenmaterials aufgrund hoher Nutzungsintensität reduzieren sich die Infiltrationsraten der Belagsflächen, wodurch der Oberflächenabfluss drastisch zunehmen kann^{36,277,278}. So können sich die Infiltrationsraten begrünter und hoch durchlässiger Beläge auf stark frequentierten Parkplätzen deutlich reduzieren²⁶⁹. Im Gegensatz zu weniger belasteten Mittelbereichen der Parkplätze infiltrieren die Bereiche hoher Belastungen um 33 bis 85 % langsamer, was in der Folge bei Starkniederschlagsereignissen zu einer vermehrten Abflussbildung führt. Auch Schmitt³⁷ untersuchte Infiltrationsraten verschiedener Pflasterarten (Rechteckpflaster, Sickerfugenpflaster, Porenbetonpflaster) und stellte eine signifikante Abnahme der Infiltrationsgeschwindigkeit in Bereichen der Radspuren fest. Dies wurde auf die hohen Auflasten und den möglichen vermehrten Eintrag von Feinstäuben bei Bremsvorgängen zurückgeführt. Kolb und Leopoldseeder (2000) stellten fest, dass nach 10 jähriger Nutzung das Fugenmaterial von Kleinpflasterflächen um 100 % der Lagerungsdichte nachverdichtet wurde, das von Rasengittersteinen und Verbundpflastern um 70 bis 80 %³⁷. Vor diesem Hintergrund sollte für eine Bewertung der hydrologischen Bilanz solcher Beläge die Nutzungsintensität des Standortes unbedingt mitberücksichtigt werden.

Tabelle 11: Abflussbeiwerte verschiedener ausgewählter Flächenbeläge, nach DIN 1986-100²⁷⁶.

Flächenart	Spitzenabflussbeiwert	Mittlerer Abflussbeiwert
Asphalt, Pflaster mit Fugenverguss, Beton	1,0	1,0
Betonsteinpflaster, Plattenbeläge	0,9	0,7
Pflasterbeläge mit >15% Fugenteil	0,7	0,6
Wassergebunde Decken	0,9	0,7
Schotterrasen, Kiesbelag	0,3	0,2
Sickersteine/ Drainsteine	0,4	0,2
Rasengittersteine (hohe Nutzung)	0,4	0,2
Rasengittersteine (geringe Nutzung)	0,2	0,1
Flache Rasenflächen	0,2	0,1

Zusammenfassend kann aus den obigen Literaturergebnissen abgeleitet werden, dass die Entlastung der Kanalisation durch Wegflächen maßgeblich durch die Infiltrationskapazität und den oberflächlichen Rückhalt der Beläge beschrieben werden kann. Eine Begrünung der Beläge steigert die spezifische Oberfläche und den Rückhalt an der Vegetation, was zu verminderten Ablaufspitzen führt. Die hohen Infiltrationskapazitäten durchlässiger Beläge ermöglicht die Abfuhr von Niederschlägen hoher Intensität. Aus diesem Grund wird die Wirkung dieser Flächen auf den Regenwasserrückhalt als sehr gut bewertet. Teilversiegelte Flächen zeigen aufgrund der Heterogenität der Belagsmaterialien sehr unterschiedliche Abflussraten, die jedoch deutlich über denen durchlässiger und begrünter Belägen liegen. Ein Vergleich zu einer Referenzfläche mit hohem Grünvolumen und hierdurch hoher Interzeptionskapazität scheint in diesem Punkt nicht immer sinnvoll. Ebenfalls wurde die Wasserretentionskapazität im Gegensatz zu anderen Flächentypen nicht in die Bewertung eingeschlossen.



Begrünte Beläge als Garagenausfahrt in Berlin Mitte neben einer Vegetationsfläche. Das Fugensubstrat des Rasengitters ist extrem verdichtet. Als Folge entwickelt sich nur eine spärliche Vegetationsdecke und Niederschläge fließen vermehrt oberflächlich ab.

3.4.2 Die Wirkung von Vegetationsflächen auf den Regenwasserrückhalt

Insbesondere Flächen und Vegetationsstrukturen mit hohen Grünvolumen gelten als besonders positiv zur Regulierung des urbanen Wasserhaushaltes bei Starkniederschlägen und zum Schutz der Städte vor Extremwetterereignissen ²⁵⁸. Die Interzeption von Niederschlägen an der Vegetationsoberfläche steht in engem Zusammenhang zum Blattflächenindex, dem Grünvolumen und der Komplexität der Vegetation ^{221,257,258}. Nadel- und Laubbäume können einen großen Teil des einfallenden Regens bei Starkniederschlägen zurückhalten (25 %), wobei der Rückhalt der Niederschläge bei kleineren Grünvolumen deutlich geringer ist (10 %) ²⁷⁹. Unter Annahme einer eingeschränkten Ausbildung von Grünvolumen bei unterbauten Vegetationsflächen kann daher von einem abnehmenden Interzeptionspotenzial der Flächen mit abnehmender Mächtigkeit der Substratschicht ausgegangen werden, wodurch sich deren Wirkung auf den lokalen Wasserhaushalt verändern kann.

Niederschläge, die nicht durch die Vegetation zurückgehalten werden, fallen auf die Bodenoberfläche und können in Abhängigkeit der Oberflächeneigenschaften in diese infiltrieren. Die Infiltrationsrate urbaner Böden ist hauptsächlich beeinflusst durch deren Lagerungsdichte, der Porosität und dem Gehalt an organischer Substanz ²⁶². Eine zunehmende Verdichtung und Abnahme der Porosität führt zu einer Minderung der Infiltrationsraten. Organische Bodensubstanz fördert dagegen die Bodenstruktur und wirkt Bodenverdichtungen entgegen, was die Infiltrationsraten urbaner Böden erhöhen kann. Die stärkere Durchwurzelung von Böden bei hohen Grünvolumen und vermehrt komplexen Vegetationsstrukturen fördert daneben die Ausbildung von Makroporen und erhöht hierdurch die Infiltrationsraten und gesättigten Leitfähigkeiten der Böden ^{221,262}. So stellten Yang und Zhang ²⁶² signifikant höhere Infiltrationsraten bei Flächen mit hohen Grünvolumen fest als bei Flächen, die nur mit Rasen oder Büschen bewachsen waren (Abbildung 41).

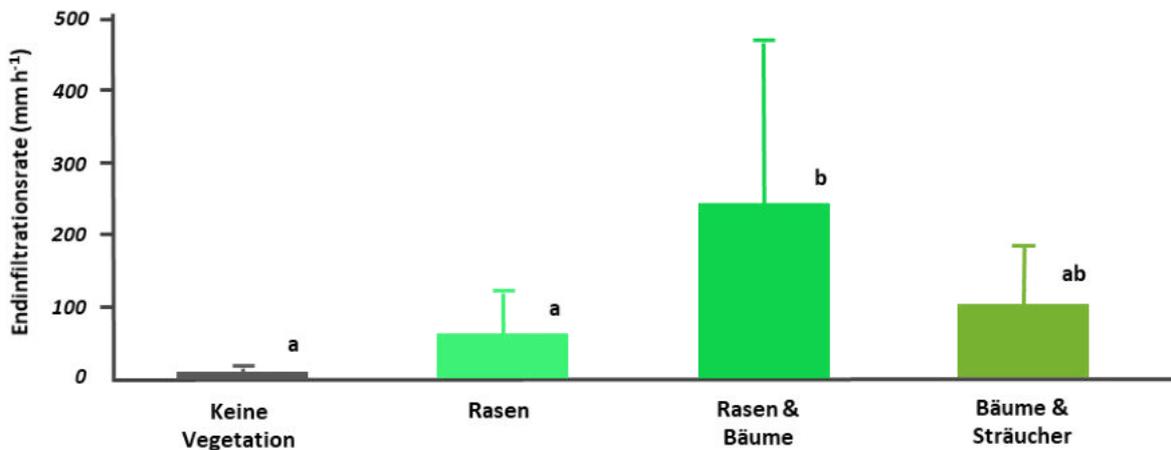


Abbildung 41: Gemessene Endinfiltrationsrate urbaner Flächen mit unterschiedlichen Vegetationsstrukturen. Verändert aus Yang und Zhang ²⁶².

Auch wenn nicht von einem grundsätzlichen Unterschied der Durchlässigkeit und Infiltrationsraten zwischen Bodenoberflächen von unterbauten und nicht unterbauten Vegetationsflächen (Referenzfläche) ausgegangen werden kann, zeigt dies dennoch, dass Flächen mit potenziell höheren Grünvolumen und hierdurch verstärkter Durchwurzelung, sowie vermeintlich langfristig höheren Einträgen an organischer Bodensubstanz tendenziell positiver auf die Infiltrationskapazität der Flächen wirken können, als Flächen mit kleineren Grünvolumen.

Die infiltrierten Niederschläge werden im Substratkörper gespeichert und können im Anschluss von dort, oder durch die Vegetation, wieder evapotranspirieren und so der Atmosphäre zurückgeführt werden. Das Potenzial der Vegetation zur Verdunstung steigt mit dem Grünvolumen bzw. dem Blattflächenindex der Vegetation und der Menge an pflanzenverfügbarem Wasser im Wurzelraum an. Die Höhe der Wasserspeicherung (Feldkapazität) im Substratkörper ist ähnlich wie die Infiltrationskapazität abhängig von der Bodenart, der Lagerungsdichte und dem Gehalt an organischer Substanz, sowie der Tiefe des Substratkörpers selbst. Grundlegend steigt die Feldkapazität mit dem Anteil an Mittel- und Feinporen und liegt bei sandigen Böden (mit einer Lagerungsdichte von $1,3 \text{ g cm}^{-3}$) im Bereich von 13 (mS) bis etwa 33 (SI) vol.-%⁴⁵. Mit steigendem Schluff- oder Tongehalten, sowie Gehalten an organischer Substanz, nimmt die Wasserspeicherkapazität des Substrates weiter zu. Eine Begrenzung des Substratkörpers bei unterbauten Vegetationsflächen schränkt daher die Gesamtwasserretention im Substrat ein. Je nach Bodenart können hierbei innerhalb von 60 cm bereits 78 bis 200 mm im Wurzelraum gespeichert werden, was einen großen Teil des durchschnittlichen Jahresniederschlags Berlins ausmacht. Allerdings erfolgt die Infiltration in die Substratschicht und die Abwärtsbewegung des Sickerwassers selten homogen, sondern meist entlang präferentieller Fließwege. Hierdurch ergibt sich eine hohe räumliche Variabilität der hydraulischen Leitfähigkeiten von Flächenböden²⁶² (Abbildung 42).

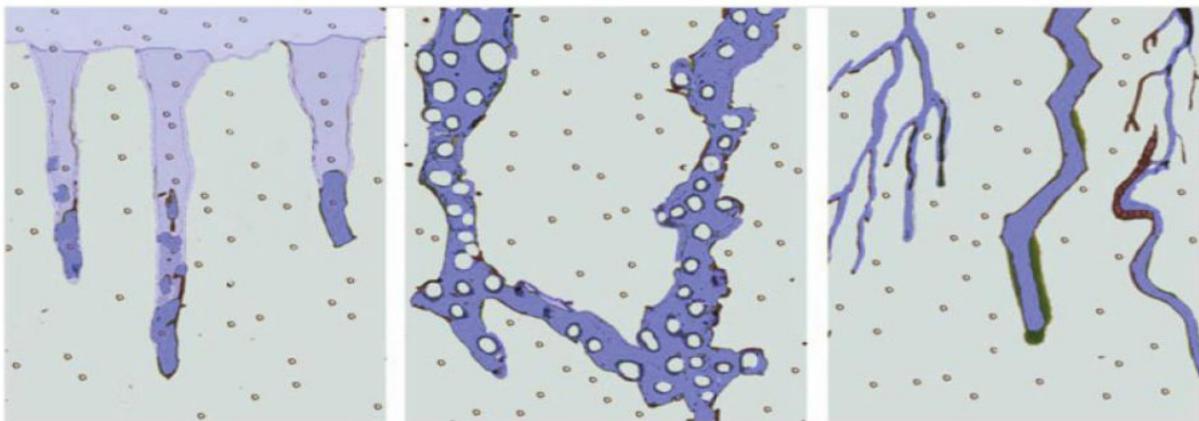


Abbildung 42: Konzeptionelle Darstellung dreier typischer Arten des präferentiellen Flusses in Böden, aus Engström et al.²⁸⁰. (Links) Instabile Benetzungsfront und Ausbilden fingerartige Fließbahnen, meist in Böden gleichförmiger Textur aufgrund unterschiedlich hydrophober Bereiche im Substrat (organische Bodensubstanz, mikrobielle Aktivitäten); (Mitte) heterogenes Flussbild, ausgelöst durch eine heterogene Texturverteilung; (Rechts) Makroporenfluss durch Regenwurmgänge, Wurzelbahnen, Schrumpfungsrisse oder anthropogene Veränderungen der Bodenstruktur.

In der Folge kann sich der Ausfluss des Sickerwassers an der oberen Grenze der Unterbauung und hiermit eine mögliche Einleitung in die Kanalisation erhöhen. Dennoch ist davon auszugehen, dass mit zunehmender Tiefe der Unterbauung die Verzögerung der Weiterleitung der Niederschläge und hiermit die Entlastung der Kanalisation in Zeiten von Regenspitzen steigt.

3.4.3 Die Wirkung blauer Infrastruktur auf den Regenwasserrückhalt

Blaue Infrastrukturmaßnahmen, wie Oberflächenversickerung und Wasserflächen, gehören mit zu den Kernelementen des urbanen Regenwassermanagements^{90,281,282}. Die oberflächliche Versickerung von Niederschlägen von Flächen ohne eigenen Regenwasserrückhalt oder die oberflächliche Zwischenspeicherung von Niederschlägen kann die notwendige Abfuhr der Niederschläge über die Kanalisation verringern und hierdurch zu einer signifikanten Entlastung des Kanalisationsnetzes führen. Im Zuge des BFF

wird davon ausgegangen, dass die Versickerungsmaßnahmen in ihrer Dimensionierung in einem geeigneten Verhältnis zur zu entwässernden Fläche angelegt sind, so dass eine vollständige Entlastung der Kanalisation, auch in Zeiten von Starkniederschlägen, möglich ist.



3.4.4 Die Wirkung von Gebäudebegrünungen auf den Regenwasserrückhalt

3.4.4.1 Die Wirkung von Dachbegrünungen auf den Regenwasserrückhalt

Das Wasserrückhaltevermögen von Dachbegrünungen liegt im Bereich von 10 % bis 99 % des jährlichen Niederschlages^{52,255,283–285}. Diese Kapazität wird maßgeblich durch die unterschiedlichen Substrat- und Vegetationseigenschaften der Dachbegrünungen bestimmt. Mit steigender Mächtigkeit und Wasserretentionskapazität des Substrates verringert sich der Abfluss der Dächer und wird daher bei intensiven Dachbegrünungen (Abflussbeiwert 0,3) höher als bei extensiven Dachbegrünungen (Abflussbeiwert 0,5) eingeschätzt^{255,286}.

In Abhängigkeit von den Substrateigenschaften werden 30 % bis 40 % der anfallenden Niederschläge in typischen Dachbegrünungssubstraten zurückgehalten²⁸⁷. Diese Wasserspeicherfähigkeit wird maßgeblich durch das Porenvolumen, die Porenverteilung und die Dichte des Substrates beeinflusst und beschreibt, wie viel Wasser in dessen Poren gegen die Schwerkraft zurückgehalten werden kann. Je höher der Anteil an Mittel- und Feinporen ist, umso höher sind die Kräfte, die der Schwerkraft entgegenstehen und das Wasser im Boden binden. Substrate extensiver Dachbegrünungen bestehen häufig aus relativ grobporigen Materialien, wohingegen bei einfach-intensiven und intensiven Dachbegrünungen ebenfalls Substrate feinerer Korngrößen eingesetzt werden können. Auch der Gehalt organischer Substanz im Substrat kann die Wasserretentionskapazität beeinflussen. Durch ihre hohe spezifische Oberfläche wirkt abgestorbene organische Substanz wie ein Schwamm im Boden und erhöht somit dessen Speicherfähigkeit²⁸⁴. Dabei gelten hohe organische Substanzgehalte als eher kontraproduktiv für extensive Dachbegrünungen, da dies konkurrenzstarke Pflanzen mit höheren Wasser- und Nährstoffansprüchen

fördert. In Trockenzeiten können diese Bestände jedoch nicht aufrecht erhalten werden, wodurch vermehrt Fehlstellen im Bestand entstehen ²⁸⁸. In einfach-intensiven und intensiven Dachbegrünungen ist die Wasserversorgung der Pflanzen auch in Trockenzeiten gewährleistet, weshalb höhere Anteile organischer Substanz die Wasserretention des Daches weiter steigern können ²⁸⁷. In Kombination mit der Substrathöhe ergibt sich hierdurch eine vermehrte Verzögerung des Abflusses in intensiven Dachbegrünungen, wodurch diese ein größeres Potential besitzen, einer Überlastung der Kanalisation bei Starkniederschlägen entgegenzuwirken ²⁸⁹. Allerdings wird angemerkt, dass mit steigender Durchwurzelungsdichte zunehmend präferentielle Fließwege im Substrat entstehen, die die Infiltration und Perkolation des Wassers und folglich die Abflussraten, erhöhen können ²⁸⁵.

Ein vermehrtes Wasserangebot im Wurzelraum ermöglicht dabei ebenfalls höhere Grünvolumina und den Einsatz von Pflanzenarten mit gesteigerten Evapotranspirationsraten. Dabei zeigt sich ein deutlicher Zusammenhang zwischen reduzierter Abflussmenge und den Verdunstungsraten der Vegetation ^{290,291}, da ein größerer Anteil des Niederschlagswassers der Atmosphäre wieder als Wasserdampf zurückgeführt wird, was den Abfluss dem entsprechend verringert. Darüber hinaus steigt mit dem Grünvolumen die Interzeption der Begrünung, d. h. der Anteil an Niederschlagswasser, der durch die Oberfläche der Vegetation abgefangen und direkt von dieser wieder frei verdunstet bzw. verzögert an tiefere Vegetationsschichten abgegeben wird ²⁹². Dadurch steigt mit der Wasserretentionskapazität des Substrates, dem Grünvolumen und dessen Verdunstungsleistung das Potential zum Regenwasserrückhalt ^{290,293} und ist daher bei intensiven Dachbegrünungen deutlich erhöht ²⁸⁴. Auch die Reduktion der Abflussspitzen ist bei intensiven (Median von 87 %) höher als bei extensiven Dachbegrünungen (Median von 66 %) ⁵². Vor diesem Hintergrund wurde ermittelt, dass eine Steigerung des Flächenanteils intensiver Gründächer in Manchester um 10 % die jährliche Gesamtspeicherung des Regenwassers um 2,3 % erhöhen könnte ²⁸⁴.

3.4.4.2 Die Wirkung von Vertikalbegrünungen auf den Regenwasserrückhalt

Die zugrundeliegenden Prinzipien des Regenwasserrückhaltes sind zwischen Dach- und Vertikalbegrünungen generell vergleichbar ⁶⁸. Die Zahl der Untersuchungen und die Datenlage sind jedoch weit geringer. Systembedingt nimmt die Interzeption der Vegetation eine wichtigere Rolle ein, wohingegen die Wasserretention des Substrates deutlich reduziert ist. In Abhängigkeit von Bedeckungsgrad und Grünvolumen kann der Abfluss von Niederschlägen durch das Abfangen der Niederschläge an der Vegetationsoberfläche deutlich verzögert werden. Für vollständig begrünte Fassaden konnte hierdurch eine Reduktion von bis zu 60 % der Niederschlagsmengen beobachtet werden, was die Abflussspitzen um bis zu 30 Minuten verzögern konnte ²⁹⁴. Lichtere Bestände mit geringeren Grünvolumen wiesen deutlich geringere Werte der Abflussreduktion auf (< 50 %).

Mit zunehmendem Grünvolumen steigen, ebenso wie bei den Dachbegrünungen, die Verdunstungsraten der Vegetation. Für Vancouver wurde ermittelt, dass eine Steigerung des Anteils begrünter Fassaden auf 15 % den Gesamtabfluss der Stadt um 6 % reduziert ²⁹¹. Trotz hoher Evapotranspirationsraten der wandgebundenen Vertikalbegrünungen mit vertikalen Vegetationsflächen leisten diese nur einen geringen Beitrag zur Abflussverzögerung, da die Versorgung der Pflanzen in der Regel mittels künstlicher Bewässerungssysteme und nicht durch den Entzug von Niederschlagswasser aus dem Substrat erfolgt. Dies hätte nur dann einen Einfluss auf den Regenwasserabfluss, sofern Regenwasser für diese Bewässerungssysteme vorgehalten und in den Kreislauf eingespeist wird. Bodengebundene Systeme beziehen dagegen die gesamte Menge des Wassers, das der Vegetation für die Verdunstung zur Verfügung steht, aus den Niederschlägen, die sich in den Pflanzscheiben sammeln. Die aufgenommene Wassermenge ist dabei abhängig von der Größe der Pflanzscheibe und den Infiltrationseigenschaften des Substrates und

kann in Abhängigkeit von der Evapotranspiration zur Grundwasserneubildung beitragen. Wandgebundene Systeme mit horizontalen Vegetationsflächen haben hingegen das größte Potential der Vertikalbegrünungen, Regenwasser im Substrat zu speichern und den Pflanzen zur Verfügung zu stellen, wodurch die Abflussverzögerung wiederum von der Wasserretention des Substrates abhängig ist.

3.4.5 Zusammenfassende Bewertung: Regenwasserrückhalt

Die Wirkung der im Rahmen des BFF 2020 betrachteten Flächenkategorien auf den Regenwasserrückhalt ist in Abbildung 43 und Abbildung 44 zusammenfassend dargestellt. Die unterschiedlichen Flächenkategorien wirken auf verschiedene Weise auf die Be- und Entlastung der Kanalisation. Unter dem Faktor „Reduktion Oberflächenabfluss“ werden verschiedene Einzelfaktoren zusammengefasst. Diese umfassen die Infiltration in die Oberfläche, aber auch der Rückhalt auf der Flächenoberfläche (z.B. Benetzungskapazität von Belagsmaterialien) und an der Vegetationsoberfläche (Interzeption) die zu einer Verringerung des Ableitens an die Kanalisation führen. Daneben wird der Faktor „Wasserretention/ Wasserspeicherung“ genutzt, um die Speicherung der Niederschläge in der Substratschicht und dadurch die verzögerte Ableitung bei Flächen ohne Bodenanschluss anzurechnen (bei Wege- und Verkehrsflächen nicht berücksichtigt). Die Funktion der Grundwasserneubildung wurde im Rahmen der BFF-Bewertung nicht mitberücksichtigt.

Wege- und Verkehrsflächen

Der Einfluss von Wegflächen auf den urbanen Wasserhaushalt sinkt maßgeblich mit dem Versiegelungsgrad und der Durchlässigkeit der verwendeten Materialien. Versiegelte Flächen führen einen Großteil der Niederschläge oberflächlich ab, wobei die Infiltration und die Versickerung der Niederschläge gleichzeitig verhindert werden. Aus diesem Grund zeigen diese Flächen keinerlei positive Wirkung auf den urbanen Wasserhaushalt. Teilversiegelte Flächen können in Abhängigkeit von den verwendeten Materialien den Oberflächenabfluss, verglichen mit versiegelten Belägen, zwar deutlich reduzieren, im Vergleich zur Referenzflächen kann allerdings insbesondere bei Starkniederschlagsereignissen von einem vermehrten Eintrag der Niederschläge in die Kanalisation ausgegangen werden. Die Wirkung dieser Gruppe unterliegt hierbei jedoch einem großen Schwankungsbereich in Abhängigkeit vom Fugenanteils und den Eigenschaften des Fugenmaterials. Im Hinblick auf eine hydrologische Bewertung teilversiegelter Beläge scheint eine stärkere Differenzierung der Belagsarten innerhalb dieser Gruppe sinnvoll. Durchlässige Beläge sind charakterisiert durch besonders hohe Infiltrationsraten und weisen ein großes Potenzial zur Entlastung der Kanalisation bei Starkniederschlägen auf. Unter hohen Nutzungsintensitäten können die Infiltrationsraten jedoch deutlich reduziert werden. Begrünte Beläge können den Oberflächenabfluss durch hohe Infiltrationsraten und einen hohen Oberflächenrückhalt der Niederschläge an der Vegetation deutlich reduzieren. Die infiltrierten Niederschläge werden zu größeren Anteilen im Fugenmaterial zurückgehalten und verdunstet. Daher wird die Versickerung geringer eingeschätzt als in durchlässigen Belägen.

Vegetationsflächen

Vegetationsflächen können trotz Unterbauung positiv auf die Reduktion des Oberflächenabflusses wirken und somit die Kanalisation deutlich entlasten. Das Potenzial zur Reduktion steigt hierbei aufgrund vermehrter Interzeption mit dem Grünvolumen der Flächen an. Die Infiltration in das Substrat ist insgesamt vergleichbar mit dem einer nicht unterbauten Vegetationsfläche, steigt jedoch ebenfalls tendenziell mit dem Grünvolumen. Der Rückhalt der Niederschläge in der Fläche ist, bei vergleichbaren Substrateigenschaften, abhängig von der Tiefe der Substratschicht. Niederschläge werden daher erst verzögert an der unteren Grenze der Substratauflage abgeleitet werden. Daher nimmt der Einfluss auf die

Abflussreduktion mit der Substrattiefe tendenziell zu und scheint bei sehr hohen Substratauflagen vernachlässigbar.

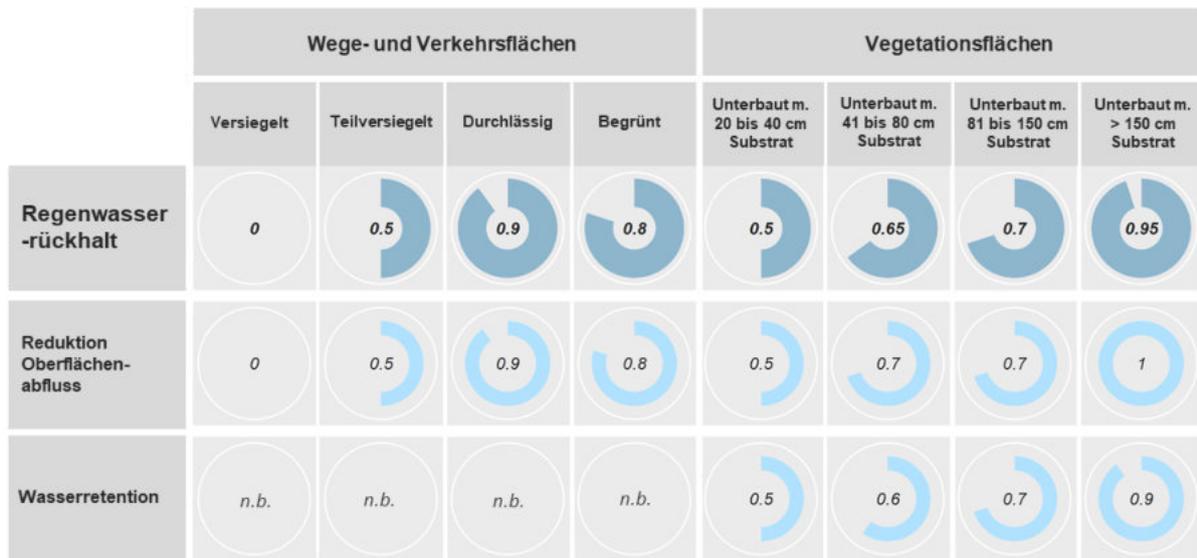


Abbildung 43: Einschätzung der Wirkung der Flächenkategorien „Wege und Verkehrsflächen“ und „Vegetationsflächen“ auf den Regenwasserrückhalt. Die identifizierten Hauptparameter „Reduktion Oberflächenabfluss“ und „Wasserretention“ sind arithmetisch gemittelt und gerundet als Gesamtwirkung „Regenwasserrückhaltung“ dargestellt.

Dachbegrünungen

Die Wirkung extensiver Dachbegrünungen auf die Abflussreduktion ist durch die geringen Substratschichten limitiert. Nur ein geringer Anteil der Niederschläge wird im Substrat zurückgehalten. Die geringen Wuchshöhen besitzen ein eingeschränktes Interzeptionspotential und führen daher nur zu einer geringen Entlastung der Kanalisation, weshalb die Wirkung dieser Form der Dachbegrünung den Regenwasserrückhalt eingeschränkt zu sein scheint. Nichtsdestotrotz kann der Regenwasserrückhalt gegenüber nicht begrüntem Dächern deutlich erhöht sein. Mit steigender Mächtigkeit des Substrates erhöht sich bei einfach-intensiven Dachbegrünungen ebenfalls die Retention von Niederschlägen im Substrat. Zusätzlich werden höhere Grünvolumina möglich, was die Interzeptionsraten deutlich steigert. Vor diesem Hintergrund wird das Potential einfach-intensiver Dachbegrünungen auf die Reduzierung des Regenwasserabflusses höher eingeschätzt als das der extensiven Dachbegrünungen. Bei intensiven Dachbegrünungen ermöglichen hohe Substratschichten und Grünvolumenzahlen einen nahezu vollständigen Rückhalt der üblichen Niederschlagsmengen und führen zu deutlichen Verzögerungen des überschüssigen Abflusses. Aus diesem Grund wird das Potential der intensiven Dachbegrünung zum Regenwasserrückhalt und die Entlastung der Kanalisation als sehr hoch eingeschätzt.

Durch den Einsatz technischer Wasserretentionsschichten (z.B. Blau-Grüne Dächer) kann die Regenwasserrückhalt der Dächer deutlich erhöht werden²⁹⁵. Dies wirkt sich positiv auf die Bewertung des Regenwasserrückhaltes aus (Anrechnungsfaktor 1). In der BFF-Gesamtbetrachtung führt dies jedoch nur bei extensiven Dachbegrünungen zu einer Erhöhung des Anrechnungsfaktors um 0,1 auf 0,6. Bei einfach-intensiven und intensiven Dachbegrünung führt die technische Wasserretention nicht zu einer Erhöhung des Anrechnungsfaktors.

Vertikalbegrünungen

Bodengebundene Vertikalbegrünungen mit dichten Beständen können durch ein hohes Interzeptionspotential positiv auf den Regenwasserrückhalt und die Entlastung der Kanalisation wirken. Die Retention

der Niederschläge im Substrat ist abhängig von der Dimensionierung der Pflanzscheiben und den Infiltrationsraten der Niederschläge. Auch bei wandgebundene Vertikalbegrünung mit horizontalen Vegetationsflächen führen dichte Vegetationsbestände zu erhöhter Interzeption. In Abhängigkeit der Substrateigenschaften kann eine Retention der Niederschläge im Substrat gegeben sein, die sich positiv auf eine verzögerte Abgabe der Niederschläge an die Kanalisation auswirkt. Aus diesem Grund wird die Wirkung der wandgebundenen Vertikalbegrünungen mit horizontalen Vegetationsflächen auf den Regenwasserrückhalt am höchsten bewertet im Vergleich zu anderen Vertikalbegrünungssystemen. Bei wandgebundenen Vertikalbegrünung mit vertikalen Vegetationsflächen können Niederschläge durch die hohen Bedeckungsgrade verzögert abgegeben werden. Aufgrund der künstlichen Bewässerung scheint der Einfluss der Wasserspeicherung im Substrat für die Entlastung der Kanalisation gering. Vor diesem Hintergrund wird der positive Effekt der Regenwasserrückhaltung dieser Vertikalbegrünungen als geringer angesehen im Vergleich zu wandgebundenen Systemen mit horizontalen Vegetationsflächen.

Blaue Flächen

Vegetationsflächen, die der oberflächlichen Versickerung dienen, und Wasserflächen leisten bei ausreichender Dimensionierung ein Potenzial zur vollständigen Entlastung der Kanalisation und werden demnach in Gänze angerechnet.

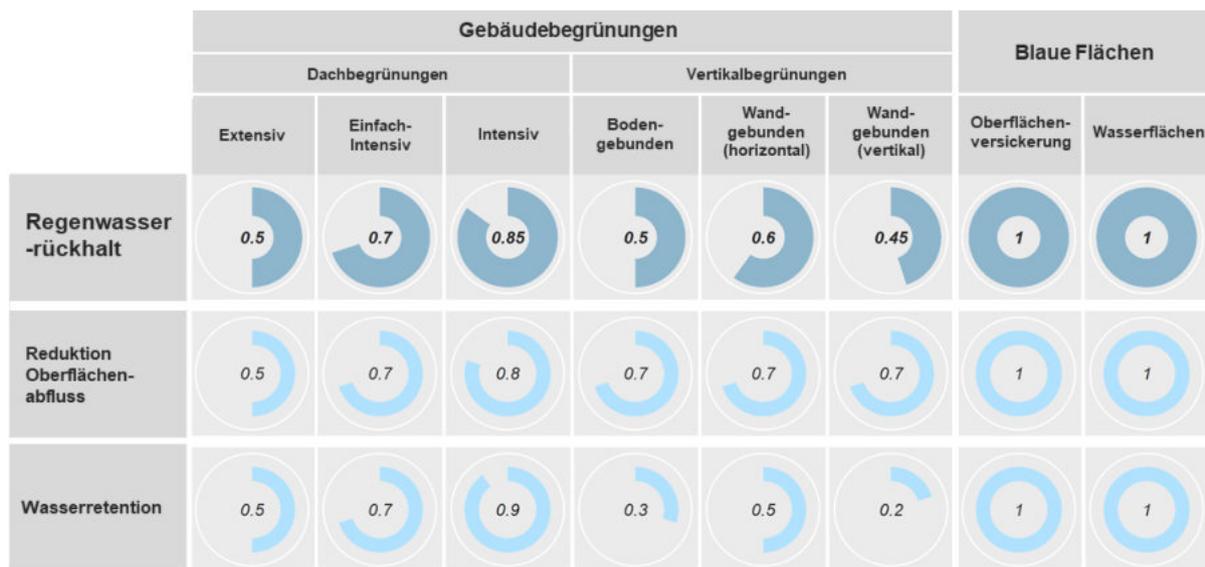


Abbildung 44: Einschätzung der Wirkung der Flächenkategorien „Gebäudebegrünungen“ und „Blaue Flächen“ auf den Regenwasserrückhalt. Die identifizierten Hauptparameter „Reduktion Oberflächenabfluss“ und „Wasserretention“ sind arithmetisch gemittelt und gerundet als Gesamtwirkung „Regenwasserrückhaltung“ dargestellt.

3.5 Gesundheitswirksame Effekte

Die Bewohner von Städten sind multiplen Belastungen ausgesetzt, die sich negativ auf deren Gesundheit und das Wohlbefinden auswirken können. In den Kapiteln 3.1 und 0 wurde bereits die thermische Belastung und Auswirkungen mangelnder Luftqualität der Bewohner gesondert beschrieben. Zusätzlich birgt die Stadt eine Reihe an Lärmbelastungen (Verkehr, Luftfahrt, Bautätigkeiten), die die Gesundheit der Bevölkerung beeinträchtigen können. Insbesondere in der Innenstadt Berlins und den nördlich angrenzenden Stadtgebieten sind die Bewohner einer mittleren bis hohen Lärmbelastung ausgesetzt (Abbildung 45). Eine längerfristige Lärmbelastung kann zu gesundheitlichen Beeinträchtigungen führen^{296,297}. Das Empfinden der Umgebungsgeräusche als Stress ist neben der Konstitution des Empfängers wesentlich von der Intensität, Frequenz und Dauer der Lärmbelastung, sowie ebenfalls von der Sichtbarkeit der Schallquelle beeinflusst^{298,299}.

Die Verminderung der Lärmbelastung durch Vegetation basiert auf der Absorption und Reflexion einfallender Schallwellen durch die Vegetationsoberflächen^{300,301}. Die Schallreflexion ist dabei abhängig von der Wellenlänge des Schalls und der Oberflächenstrukturierung der Blattflächen. Je größer die Unterschiede zwischen Wellenlänge und Oberflächenstruktur, umso diffuser ist die Reflexion des Schalls, wodurch die Schallenergie vermehrt gestreut wird. Daher reduziert Vegetation insbesondere hohe und tiefe Frequenzen, wohingegen mittlere Frequenzen (z.B. Vogelstimmen) sogar verstärkt werden können³⁰¹. Die akustischen Eigenschaften werden dabei wesentlich von der Vegetationsart, dem Blattflächenindex und dem Grünvolumen bestimmt³⁰².

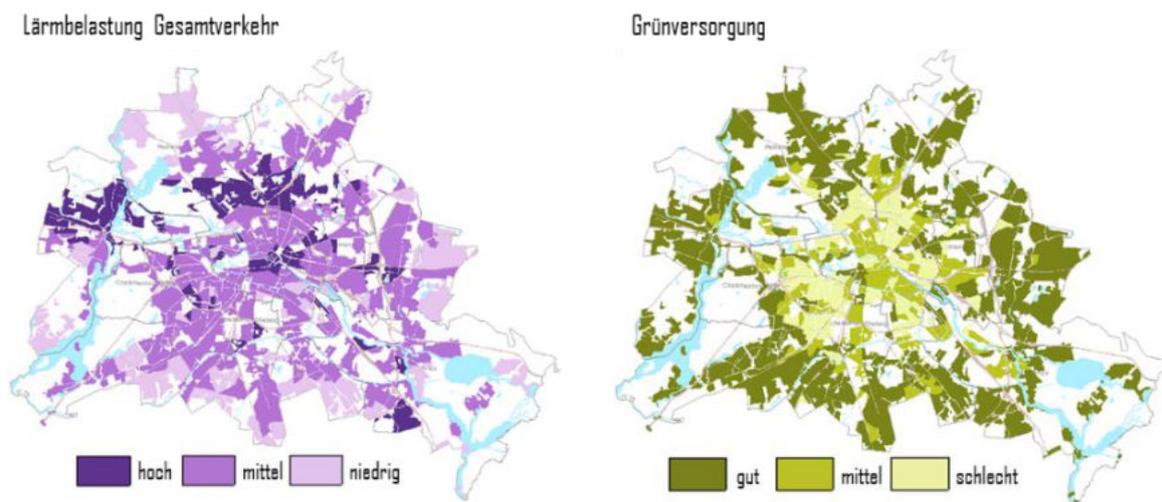


Abbildung 45: Übersicht über die Lärmbelastung (links) und die Grünversorgung (rechts) der Berliner Bevölkerung. Verändert aus FIS-Broker.

Auch plane Bodenoberflächen reflektieren Schall fast unverändert, während dessen Verbreitung mit zunehmender Porosität des Untergrundes stärker reduziert wird. Relativ unporöse Flächen wie beispielsweise Asphalt, Beton, aber auch Wasser- oder Eisflächen, gelten als akustisch *hart*, wobei Flächen mit einer höheren Porosität und Oberflächenrauheit wie natürliche Böden und Vegetationsflächen als akustisch *weich* bezeichnet werden (Abbildung 46). Letztere ermöglichen ein tieferes Eindringen des Schalls in die Oberfläche und hierdurch eine stärkere Reduktion der Schallintensität. Horoshenkov et al.³⁰² untersuchten die Schallabsorption verschiedener Substrate und Pflanzen und stellte signifikant höhere Absorptionskoeffizienten bei locker gelagerten Substraten fest, als bei dicht gelagerten Substraten.

Daneben kann die Schallenergie durch die Oberflächen ebenso absorbiert werden. Die Umwandlung des Schalls in Wärmeenergie reduziert die akustische Energie, was die lokale Lärmbelastung verringert. Die Absorption des Schalls erhöht sich hierbei tendenziell mit der Pflanzdichte und dem Grünvolumen³⁰³. Dabei scheinen dichte Vegetationsstrukturen positiver auf die Schallreduktion zu wirken als punktuelle Büsche und Bäume^{303,304}. Doch auch niedrige Grünvolumen können einer Lärmverbreitung effektiv entgegenwirken, wenn auch nicht in einem gleichen Maße wie dichte Vegetationsstrukturen mit hohen Grünvolumen^{302,305}. Zusätzlich beeinflussen Vegetationsflächen die Schallausbreitung durch eine Änderung der Windströmungen in ihrer Umgebung³⁰⁵ und auch alleine die visuelle Abschirmung der Lärmquelle, beispielsweise durch eine dichtgewachsenen Hecke, kann einen psychologisch wirksamen, audio-visuellen Puffer bilden²⁹⁹. Denn die Lärmbelastung durch eine nicht sichtbaren Schallquelle wird als weniger stark empfunden, als eine nicht visuell abgeschirmte Quelle bei gleicher Lärmimmission²⁹⁹. Dies verdeutlicht den Einfluss grüner Infrastruktur auf das psychischen Stressempfinden der Stadtbewohner. Urbane Grün- und Freiflächen wirken in vielfältiger Weise positiv auf das Wohlbefinden der Stadtbewohner und deren psychische Konstitution^{306–309}. Beispielsweise zeigte Mladenovic et al.³¹⁰, dass alleine 10 Minuten regelmäßiger Gartenarbeit das Stresslevel urbaner Anwohner deutlich reduzieren kann.

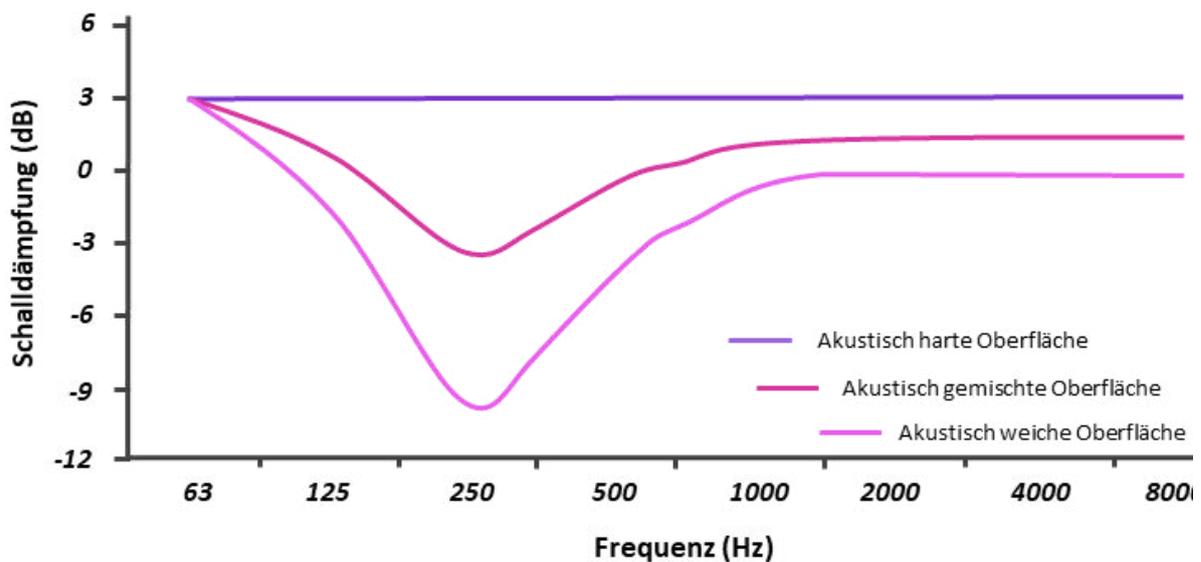


Abbildung 46. Einfluss verschiedener akustischer Oberflächentypen („hard“, „weich“ und „gemischt“) auf die Schalldämpfung auf 100 m Distanz zwischen Sender und Empfänger in 2 m Höhe. Verändert aus Hannah³¹¹.

Obwohl Berlin im Allgemeinen als vergleichsweise grüne Stadt gilt, steht einer hohen Zahl der Einwohner nur ein unzureichendes Angebot an Grünflächen zur Verfügung^{3,14} (Abbildung 45). Vegetation wirkt sich erwiesenermaßen positiv auf das psychische und physische Wohlbefinden der Stadtbevölkerung aus^{14,307}. Je höher der Anteil der Vegetation im Lebensumfeld, umso größer scheint ebenfalls der positive Effekt der Vegetation auf die Gesundheit zu sein³. Berlin strebt eine Versorgung mit wohnungsnahen Frei- und Grünflächen von 6 m² pro Einwohner an. Bei rund 59 % der Einwohner wurde dieses Ziel im Jahr 2017 laut Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Wohnen³¹² jedoch noch nicht erreicht und für 22 % der Bevölkerung steht sogar nur ein Zugang zu wohnungsnahem Grün von weniger

als 0,1 m² zur Verfügung. Das Potenzial der Flächen als Erholungsort kann jedoch nur bei einem ausreichendem Angebot an Flächen geleistet werden³¹³. Coppel und Wüstermann²³ untersuchten den Zusammenhang zwischen der Distanz des Wohnraumes zu Grünflächen und geschätztem Wohlbefinden der Bewohner in Berlin. Sie stellten einen eindeutigen Zusammenhang zwischen dem Zugang zu städtischem Grün und dem Wohlbefinden der Anwohner fest. Ein wohnungsnaher Grünanteil von weniger als 2,5 % und eine Distanz von über 200 m zur nächsten Grünfläche wirke sich signifikant negativ auf das Wohlbefinden

der Bewohner aus im Vergleich zu Bereichen mit höheren Anteilen grüner Infrastruktur. Daher scheint der Grünflächenanteil Berlins weiter ausbaufähig.

Frei- und Grünflächen sind städtische Begegnungsstätte, Erholungs- und Bewegungsraum. Neben dem Zugang und der Größe gelten das ästhetische und strukturelle Empfinden als entscheidende Parameter zur Beurteilung der Freiraumqualität⁵². Die Kohärenz und Lesbarkeit einer Fläche steht hierbei im Gleichgewicht zu spannungssteigernden Faktoren wie der Komplexität und Mysteriosität einer Fläche (). Eine heterogene und komplexe Flächen- und Vegetationsstruktur lädt zum *Erkunden* ein und fördert das *Erleben* der Flächen³¹⁴. Eine geringe Strukturierung und Vegetationsdichte erhöht dagegen die Einsehbarkeit und hierdurch die visuelle Empfindlichkeit einer Fläche³¹⁴.

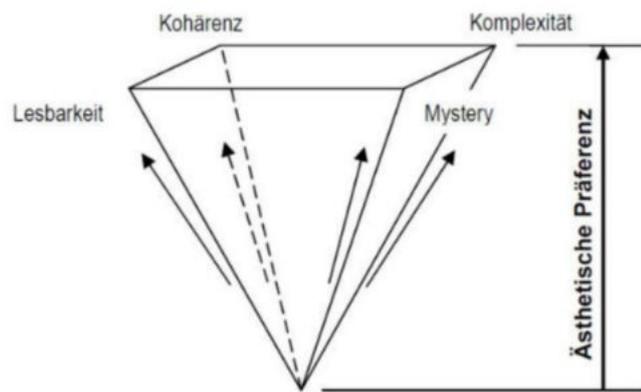
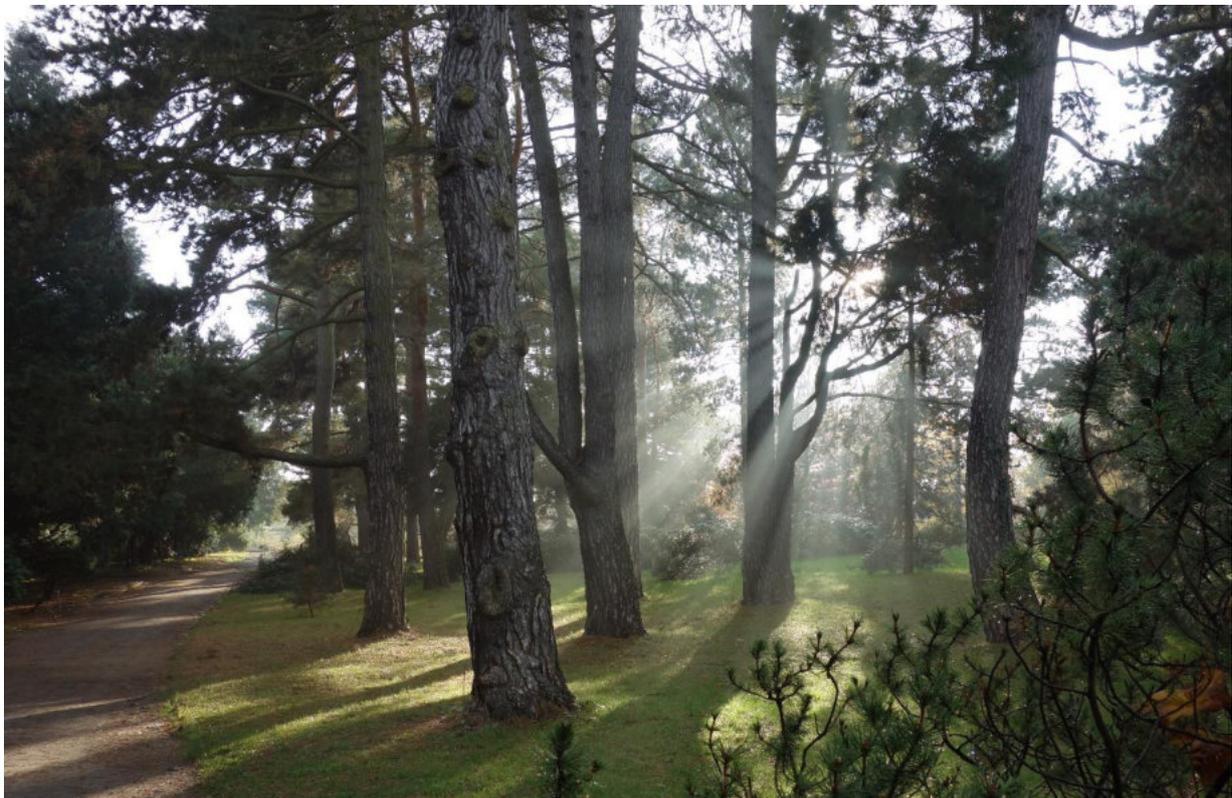


Abbildung 47: Ästhetische Präferenzpyramide. Aus Matzinger⁵² nach Augenstein³¹⁴.



Eine ausgewogene Kombination von Lesbarkeit und Komplexität einer Fläche prägt deren Freiraumqualität und steigert so das Erholungspotential.

3.5.1 Gesundheitswirksame Effekte von Wegflächen

Wegflächen bestehen zumindest anteilig aus akustisch harten Materialien, die eine direkte Reflexion und Verbreitung des Schalls ermöglichen. Der Großteil der Untersuchungen zum Einfluss von Flächenbelägen auf die städtische Lärmbelastung betrachten verkehrsbedingte Lärmstehung auf Flächen mit unterschiedlichen Versiegelungsgraden. Hier zeigt sich, dass die verkehrsbedingte Lärmausbreitung mit zunehmender Porosität des Materials abnimmt, da sich der Luftdruck in der belasteten Grenzfläche (z. B. Reifen–Straße) reduziert³¹⁵. Systematische Untersuchungen zur Wirkung von Flächenbelägen mit unterschiedlichen Versiegelungsgraden, Fugenmaterialien und Begrünungen konnten dagegen nicht ermittelt werden. Es wird jedoch davon ausgegangen, dass die direkte Reflexion von Schallwellen mit abnehmendem Versiegelungsgrad und zunehmendem Anteil hochporiger Fugenmaterialien verringert wird³⁰², da Schallwellen vermehrt in die jeweiligen Oberflächenstrukturen eindringen können. Begrünte Beläge bilden aufgrund ihrer Vegetationsschicht und porösen Fugensubstraten mit häufig erhöhten Gehalten an organischer Substanz akustisch weichere Oberflächen als andere Belagsmaterialien. Yang et al.³¹⁶ konnten zeigen, dass die Lärmverbreitung von Bodenoberflächen mit zunehmendem Bedeckungsgrad an Vegetation zunimmt. Die Schallwellen werden durch die Vegetationsschicht vermehrt gestreut und absorbiert, was sich positiv auf die Lärmreduktion auswirkt. Auch wenn keine systematischen Untersuchungen zur Lärmreduktion von begrünten Belägen mit sehr niedrigen Grünvolumen bekannt sind, können niedrigen Grünvolumen positiv auf die Lärmreduktion und -verbreitung wirken, wenn auch nicht in vergleichbarem Maße wie mittlere oder hohe Grünvolumen^{302,317}.

Ein hoher Versiegelungsgrad kann sich auf Dauer negativ auf die Psyche der Stadtbewohner auswirken. Eine vermehrte Entsiegelung urbaner Flächen kann dagegen positiv auf das Wohlbefinden der Bevölkerung wirken. Begrünte Beläge können daher das visuelle Empfinden des urbanen Raumes verbessern, besitzen jedoch im Vergleich zu einer Referenzfläche aufgrund ihrer geringen Komplexität und Strukturierung der Vegetation nur ein äußerst geringes Erholungspotential.

3.5.2 Gesundheitswirksame Effekte von Vegetationsflächen

Das Potenzial zur Lärminderung steigt tendenziell mit der Dichte, dem Blattflächenindex und dem Grünvolumen einer Fläche an^{301,302}. Systematische Untersuchungen zum Einfluss verschiedener Unterbauungs- oder Wurzelraumtiefen auf die urbane Lärmbelastung sind nicht bekannt. Es kann jedoch angenommen werden, dass eine eingeschränkte Ausbildung des Flächengrünvolumens, aufgrund einer Limitierung des Wurzelraumes bei Unterbauungen, das Potenzial zur Lärmreduktion dieser Flächen ebenso verringert. Beispielsweise untersuchten Samara und Tsitoni³¹⁷ die Reduktion von Verkehrslärm durch unterschiedliche Grünvolumen (Gras- und Waldfläche) in Thessaloniki (Abbildung 48). Sie fanden eine eindeutig höhere Abnahme des Lautstärkepegels bei den Flächen mit hohen Grünvolumen im Vergleich zu den Flächen mit niedrigen Grünvolumen. Insbesondere eine zunehmende Vegetationsdichte scheint einen positiven Einfluss auf die Schallreduktion zu haben³¹⁶. Kragh³¹⁸ stellte anhand von Feldmessungen fest, dass dichte Vegetationsstrukturen hoher Grünvolumen (Büsche und Bäume) Frequenzen über 2 kHz signifikant reduzieren können. Andere Studien rechnen mittleren Grünvolumen wie Hecken dagegen nur ein eingeschränktes Potential verkehrsbedingte Lärmbelastungen zu reduzieren³⁰⁵.

Vegetationsflächen leisten einen wichtigen Beitrag zur Erholung der Stadtbevölkerung in urbanen Räumen³¹⁹. Eine eingeschränkte Ausbildung von Grünvolumen bei limitierten Wurzelräumen kann die Komplexität und Heterogenität der Flächen jedoch reduzieren, was ebenso die Freiraumqualität der Flächen einschränken kann³¹⁴. Fuller et al.³²⁰ konnten zeigen, dass die positiven Effekte auf die Stadtbewohner mit der Komplexität der Vegetationsstrukturen sowie der floralen und faunistischen Artenvielfalt steigt.

Daher kann angenommen werden, dass sich das Potenzial der Flächen als Erholungsort mit zunehmendem Grünvolumen tendenziell erhöht. Nichtsdestotrotz wirken auch Flächen mit geringen Grünvolumen positiv auf die Gesundheit der Stadtbevölkerung.



Abbildung 48: Abnahme Lautstärkepegel an einer vielbefahrenen Straße über zwei unterschiedlichen Vegetationsflächen (Gras und Wald). Daten aus Samara und Tsitsoni³¹⁷.

3.5.3 Gesundheitswirksame Effekte blauer Flächen

Glatte Wasserflächen sind akustisch harte Oberflächen und daher optimale Reflektoren von Schall und tragen zur Lärmausbreitung in Städten bei. Dagegen argumentiert Kistemann¹²², dass urbane Wasserflächen zu einer subjektiven Reduzierung der Lärmbelastung führen würden, da Lärmeinwirkungen im Umfeld der Wasserflächen weniger wahrgenommen werden. Dennoch scheint nach bisherigem Kenntnisstand keine eindeutig positive Wirkung unbegrünter Wasserflächen auf die Lärmbelastung im Vergleich zu einer Referenzfläche gegeben.

Die Versickerung von Niederschlägen auf Vegetationsflächen führt zunächst generell nicht zu einer Veränderung des Lärmreduktionspotentials auf diesen Flächen. Die Absorption und Reflexion der Schallwellen ist maßgeblich durch das Grünvolumen und die Vegetationsdichte abhängig³⁰³. Allerdings kann mit zunehmender Wassersättigung des Bodens der Schallabsorptionskoeffizient der Bodenoberfläche sinken³¹⁶.

Urbane Wasserflächen gelten als ästhetisch ansprechende Landschaftselemente, die durch ihre tiefe sozio-kulturelle Bedeutung eine gesundheitsfördernde, teils sogar therapeutische Wirkung haben können^{122,321}. Die Forschung hierzu basiert jedoch maßgeblich auf größeren Wasserflächen mit multifunktionalen Nutzungsspektren. Matzinger et al. untersuchten dagegen die Freiraumqualität verschiedener Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung durch Betrachterinterviews. Es zeigte sich, dass alle sichtbaren Maßnahmen einen moderaten Einfluss auf die Freiraumqualität haben können. Die Bewertungen hingen jedoch entscheidend von der jeweiligen Gestaltung der Maßnahmen ab und zeigten insbesondere bei der Bewertung der Natürlichkeit eine hohe Spanne.



Sorgfältig gestaltete urbane Wasserflächen gelten als äußerst ästhetische Landschaftselemente und weisen ein hohes Erholungspotential auf.

3.5.4 Gesundheitswirksame Effekte von Gebäudebegrünungen

3.5.4.1 Gesundheitswirksame Effekte von Dachbegrünungen

Dachbegrünungen können die Lärmbelastung im städtischen Umfeld reduzieren³²⁶. Dabei wirkt der Effekt nicht nur direkt auf die Bewohner in Häusern mit Dachbegrünungen, sondern ebenfalls auf die Nachbarschaft^{303,327}. Die eintreffenden Schallwellen werden durch die Vegetations- und Substratschichten der Gründächer im Vergleich zu üblichen Baumaterialien stärker absorbiert. Durch diese dämmende Wirkung reduziert sich der Lärmpegel²⁵⁵ und die thermo-akustische Belastung³²⁴. So konnte festgestellt werden, dass durch Aufbringen von Substrat auf die Gebäudeoberflächen der Absorptionskoeffizient des Schalls um 15 % erhöht werden kann. Durch die Etablierung von Pflanzen kann dieser Effekt noch um weitere 20 % gesteigert werden³²². In der Literatur werden Pegelreduktionen von 1 bis 10 dB(A) berichtet – in Abhängigkeit von den Eigenschaften der Substrat- und Vegetationsschicht^{328,329}. Das Potential der Schallabsorption ist dabei maßgeblich von der Mächtigkeit der Substratschicht abhängig^{255,324,330}. Aber auch Eigenschaften wie der Wassergehalt und der Gehalt an organischer Substanz beeinflussen die Dämmeigenschaften der Dachbegrünung³²⁴. So steigt die Schallabsorption mit Gehalt an organischer Substanz und verringert sich mit dem Wassergehalt³³⁰. Allerdings wurde letzteres nicht durch alle Studien belegt^{324,326}. Auch die Vegetation beeinflusst die Schallabsorption des Daches in Abhängigkeit von Grünvolumen und Bedeckungsgrad²⁵⁵. Einerseits wird durch die Vegetation die Dämmschicht weiter erhöht, was sich positiv auf die Lärmabsorption auswirkt. Andererseits können Makroporen im Substrat geschaffen werden, welche die Absorption ggf. verringern³³⁰.

Dachbegrünungen wirken darüber hinaus positiv auf die Lebensqualität der Menschen im städtischen Umfeld und tragen zur Stressreduktion der Stadtbevölkerung bei³²³. In Abhängigkeit der Nutzungsmöglichkeiten können Dachbegrünungen Raum für soziale Begegnungen schaffen, bieten interessante Szenarien und multisensorische Erfahrungen³³¹. Doch auch ohne Nutzungsmöglichkeit tragen Dachbegrünungen zum Landschaftsbild der städtischen Umwelt bei; so wurden ebenfalls positive Effekte durch mit Sedum begrünte extensive Dächer auf die Bewohner nachgewiesen, sofern diese sichtbar waren³³².

Für die Reduzierung der Belastung der Bevölkerung durch Hitzespitzen spielt nicht nur die Abkühlung der Umgebung eine wichtige Rolle, sondern ebenfalls die Wärmeleitung in und aus dem Gebäude. Durch den dämmenden Effekt der Vegetation und des Substrates kann der Wärmefluss durch die Dächer im Sommer um bis zu 80 % reduziert werden⁵⁶. Die entscheidenden Faktoren hierfür sind die Substratmächtigkeit und Wärmeleitfähigkeit des Substrates, weshalb der Dämmeffekt mit zunehmender Substratschicht steigt. Allerdings konnte ebenfalls gezeigt werden, dass schon eine Schichtdicke von 10 cm einen signifikanten thermalen Dämmeffekt ins Gebäudeinnere haben kann³²⁵. Dachbegrünungen in Athen konnten die Anzahl der Tage mit Temperaturen über 30°C im Gebäudeinneren um 88 % reduzieren¹²⁹. Durch unterschiedliche Substratmächtigkeit und Grünvolumina sind Unterschiede zwischen extensiven und intensiven Dachbegrünungen feststellbar. Intensive Dachbegrünungen zeigen hierbei ein größeres Potential der Hitzestressreduktion. In einer Studie aus Hong-Kong konnte der Hitzestress an einem sonnigen Sommertag im Gebäudeinneren durch eine intensive Dachbegrünung um 9-11 Stunden reduziert werden. Auch die extensive Dachbegrünung konnte zu einer Reduktion beitragen, und zwar für eine Dauer von 6-9 Stunden¹²⁷.

3.5.4.2 Gesundheitswirksame Effekte von Vertikalbegrünungen

Die fehlende oder nur geringmächtige Substratschicht der Vertikalbegrünungen reduziert deren Dämmwirkung. Dennoch werden Reduktionen der thermischen und akustischen Belastung im Gebäudeinneren und auf Straßenniveau festgestellt. Fassadenbegrünungen können in Abhängigkeit von Fassadenexposition, Bedeckungsgrad und Strahlungskoeffizient, den Wärmefluss ins Gebäudeinnere spürbar reduzieren⁵⁶. Für Berliner Verhältnisse wurden Temperaturunterschiede von bis zu 1,7 °C in Sommernächten zwischen Innenwänden mit und ohne bodengebundener Fassadenbegrünung festgestellt⁶¹. Insbesondere durch die Beschattung der Fenster kann es zu deutlichen Reduktion der thermischen Belastung im Gebäudeinneren kommen⁵⁷.

Bei Vertikalbegrünungen beruht das Prinzip der Lärmreduktion vornehmlich auf der Absorption und reduzierten Reflektion der Schallwellen an der Vegetation, da kein oder nur eine geringe Substratschicht zur Verfügung steht. Insbesondere in engen Straßenschluchten zeigen Vertikalbegrünungen ein Potential zur Lärmreduktion¹⁵⁷. Im Modell wurde gezeigt, dass grüne Fassaden die Lärmbelastung in den Straßenschluchten um 1,6 dB verringern können¹⁵⁶. Die Reduktion ist maßgeblich vom Bedeckungsgrad, der Schallfrequenz und der Befestigung an der Gebäudewand beeinflusst. In Laborversuchen konnte gezeigt werden, dass durch wandgebundene Systeme eine Reduktion des Schallpegels um bis zu 15 dB erreicht werden kann¹⁶³. Ergebnisse aus Feldversuchen zeigten dagegen geringere Werte. Unabhängig vom Begrünungssystem, konnte eine 20-30 cm dicke Vegetationsschicht die verkehrstypische Frequenzen um 1 dB senken, wobei andere Schallwellenbereiche stärker absorbieren¹⁶⁴. Durch eine Verbesserung und Verwendung von Substraten mit höheren Massen kann es zu einer vermehrten Absorption von Schallwellen kommen¹⁶⁴. Durch die flächige vertikale Substratschicht erscheint das Potential der wandgebundenen Vertikalbegrünungen mit vertikalen Vegetationsflächen daher am größten.

Ähnlich wie bei Dachbegrünungen wurden auch für Vertikalbegrünungen positive Effekte für das Wohlbefinden der Bewohner festgestellt²⁹. Vertikalbegrünungen gelten als Möglichkeit zur Aufwertung des Stadtbildes, die neue Akzente setzen für soziale, kulturelle und visuelle Diversität.

3.5.5 Zusammenfassende Bewertung gesundheitswirksamer Effekte

Die gesundheitswirksamen Effekte der im Rahmen des BFF 2020 betrachteten Flächenkategorien sind in Abbildung 49 und Abbildung 50 zusammenfassend dargestellt.

Wege- und Verkehrsflächen

Versiegelte, teilversiegelte und durchlässige Belagsflächen zeigen keine positiven Effekte zur Verminderung der Lärmbelastung. Daneben wird bei Nutzung solcher Wegflächen die Anzahl urbaner Grünflächen reduziert. Daher wird das Lärminderungs- und Erholungspotential von versiegelten, teilversiegelten und durchlässigen Belägen als negativ bewertet, im Vergleich zu einer Referenzfläche. Die Vegetationsschicht begrünter Beläge erhöht die Absorptionskoeffizienten und mindert die Reflexion eintreffender Schallwellen, im Vergleich zu anderen Belagsarten der Wegflächen. Daher wird das Potential zur Lärminderung bei dieser Kategorie höher eingeschätzt. Durch das sehr niedrige Grünvolumen wird das Potential jedoch als weit geringer eingeschätzt als bei einer Referenz-Vegetationsfläche. Begrünte Belagsflächen mit sehr niedrigen Grünvolumina können zwar visuell positiv auf die Freiraumqualität wirken, durch die geringe Komplexität und Strukturierung der Vegetation scheint die Wirkung im Vergleich zu einer Referenzfläche jedoch äußerst gering.

Vegetationsflächen

Vegetationsflächen wirken positiv auf das Wohlbefinden der Stadtbevölkerung ein und können die akustische Belastung reduzieren, und die Gesundheit. Eine Unterbauung von Vegetationsflächen kann die oberirdische Biomasse und das Grünvolumen einschränken. Daher sinkt das Lärminderungspotential mit abnehmender Tiefe der Substratschicht. Das Erholungspotential scheint auf allen Flächen unabhängig von der Unterbauungstiefe gegeben. Geringe Substrattiefen können jedoch die Komplexität der Vegetationsstruktur einschränken und werden aus diesem Grund mit leicht geringeren Anrechnungsfaktoren bewertet als Flächen mit höheren Substratschichten.



Abbildung 49: Einschätzung der Wirkung von „Wege- und Verkehrsflächen“ auf die gesundheitswirksamen Effekte. Die Faktoren „Lärminderung“ und „Erholungsfunktion“ wurden arithmetisch gemittelt und als Gesamtwirkung „gesundheitswirksame Effekte“ dargestellt. Der bei der Betrachtung der Gebäudebegrünung berücksichtigte Faktor „Abkühlungseffekte“ wurde bei diesen Kategorien nicht berücksichtigt.

Dachbegrünungen

Dachbegrünungen können die thermische und akustische Belastung der Stadtbewohner reduzieren. Beide Effekte werden maßgeblich durch die Dämmschicht der Vegetation und des Substrates der Begrünungen beeinflusst. Daneben erhöhen Dachbegrünungen den Grünflächenanteil, werten das Stadtbild auf und wirken somit positiv auf das Wohlbefinden der Bevölkerung. Bei extensiven Dachbegrünungen scheint der thermo-akustische Dämmeffekt durch eine geringe Substrat- und Vegetationsschicht eingeschränkt. Da für diese Art der Begrünungen in der Regel keine Nutzung vorgesehen ist, reduziert sich die Erholungsfunktion und somit die positive Wirkung auf die Bevölkerung. Im Vergleich zu anderen Dachbegrünungsvarianten scheint die Wirkung der extensiven Dachbegrünungen auf die gesundheitswirksamen Effekte ebenfalls vergleichsweise gering. Mit den steigenden Substratschichten und vermehrtem Grünvolumenanteil nimmt das Abkühlungs- und Lärminderungspotential bei einfach-intensiven Dachbegrünungen zu. Die mögliche Nutzung trägt zur Erholungsfunktion bei, wenn auch in geringerem Maße als bei intensiven Dachbegrünungen. Diese weisen aufgrund ihrer hohen Dämmschicht aus Substrat und Vegetation das vergleichsweise höchste Abkühlungs- und Lärminderungspotential von Gebäudebegrünungen auf. In Abhängigkeit der Nutzung ist das Erholungspotential hoch. Insgesamt wird die Wirkung dieser Dachbegrünung auf gesundheitswirksame Effekte daher am höchsten bewertet.

Vertikalbegrünungen

Das thermo-akustische Dämmpotential ist bei bodengebundenen Vertikalbegrünungen abhängig vom Bedeckungsgrad der Vegetation. Durch das Fehlen einer Substratschicht scheint das Potential jedoch eingeschränkt. Die Erholungsfunktion ist, wie bei den anderen Formen der Vertikalbegrünung, durch eine direkte Aufwertung des Stadtbildes hoch. Die thermo-akustische Wirkung wandgebundener Vertikalbegrünungen mit horizontalen Vegetationsflächen wird bestimmt durch deren Grünvolumen, ist jedoch durch das Fehlen einer durchgängigen Substratschicht limitiert. Durch die positive Wirkung auf das Stadtbild wird die Erholungsfunktion ebenfalls positiv bewertet. Aufgrund der flächigen, vertikalen Dämmschicht aus Substrat und hohen Bedeckungsgraden bei wandgebundenen Vertikalbegrünungen mit vertikalen Vegetationsflächen wird das Potential zur thermo-akustischen Minderung höher eingeschätzt als bei anderen Vertikalbegrünungen. Der Erholungseffekt scheint mit anderen Vertikalbegrünungen vergleichbar.

Blaue Flächen

Die Versickerung von Niederschlägen auf Vegetationsflächen führt nicht zu einer Steigerung des Potentials dieser Flächen zur Lärminderung oder zu einer Erhöhung des Erholungspotenzials. Wasserflächen können dagegen ergänzende Elemente der Freiraumqualität darstellen und weisen ein hohes Erholungspotential auf. Dagegen wirken Wasserflächen als optimale Reflektoren für Schall, weswegen ihre Wirkung auf die Lärmverbreitung als negativ angesehen wird.

	Gebäudebegrünungen						Blaue Flächen	
	Dachbegrünungen			Vertikalbegrünungen			Oberflächenversickerung	Wasserflächen
	Extensiv	Einfach-Intensiv	Intensiv	Bodengebunden	Wandgebunden (horizontal)	Wandgebunden (vertikal)		
Gesundheitswirksame Effekte	0.38	0.63	0.77	0.57	0.6	0.72	0	0.5
Lärminderung	0.5	0.7	0.8	0.4	0.4	0.7	0	0
Erholungsfunktion	0.2	0.6	0.8	0.7	0.7	0.7	0	1
Abkühlungseffekt	0.45	0.6	0.7	0.6	0.7	0.75	n.b.	n.b.

Abbildung 50: Einschätzung der Wirkung der definierten Flächentypen auf die gesundheitswirksamen Effekte. Die Faktoren „Lärminderung“ und „Erholungsfunktion“ wurden arithmetisch gemittelt und als Gesamtwirkung „gesundheitswirksame Effekte“ dargestellt. Der bei der Betrachtung der Gebäudebegrünung berücksichtigte Faktor „Abkühlungseffekte“ wurde im Rahmen dieser Studie nicht weiter berücksichtigt.

4. Zusammenfassende Bewertung der einzelnen Flächenkategorien

In der vorliegenden Literaturrecherche wurden die Flächentypen des BFF 1990 hinsichtlich ihrer Wirkung auf den Naturhaushalt bewertet. In einem ersten Schritt erfolgte eine Gruppierung der Flächentypen in übergeordnete Flächenkategorien. Sofern notwendig und sinnvoll, wurden die Flächentypen des BFF 1990 innerhalb der Flächenkategorien weiter differenziert. Im Rahmen des BFF 2020 werden fortan die Flächenkategorien

- I) **Wege- und Verkehrsflächen** (i. versiegelte, ii. teilversiegelte, iii. durchlässige und iv. begrünte Belagsarten);
- II) **Vegetationsflächen** (mit i. 20 bis 40 cm Substratauflage, ii. 41 bis 80 cm Substratauflage, iii. 81 bis 150 cm Substratauflage und iv. mehr als 150 cm Substratauflage);
- III) **Gebäudebegrünungen** (i, extensive, ii. einfach-intensive und iii. intensive Dachbegrünungen; iv. bodengebundene Vertikalbegrünung, v. wandgebundene Vertikalbegrünung mit horizontalen Vegetationsflächen, vi. wandgebundene Vertikalbegrünung mit vertikalen Vegetationsflächen);
- IV) **Blaue Flächen** (i. Oberflächenversickerung, ii. Wasserflächen), betrachtet (Abbildung 51).

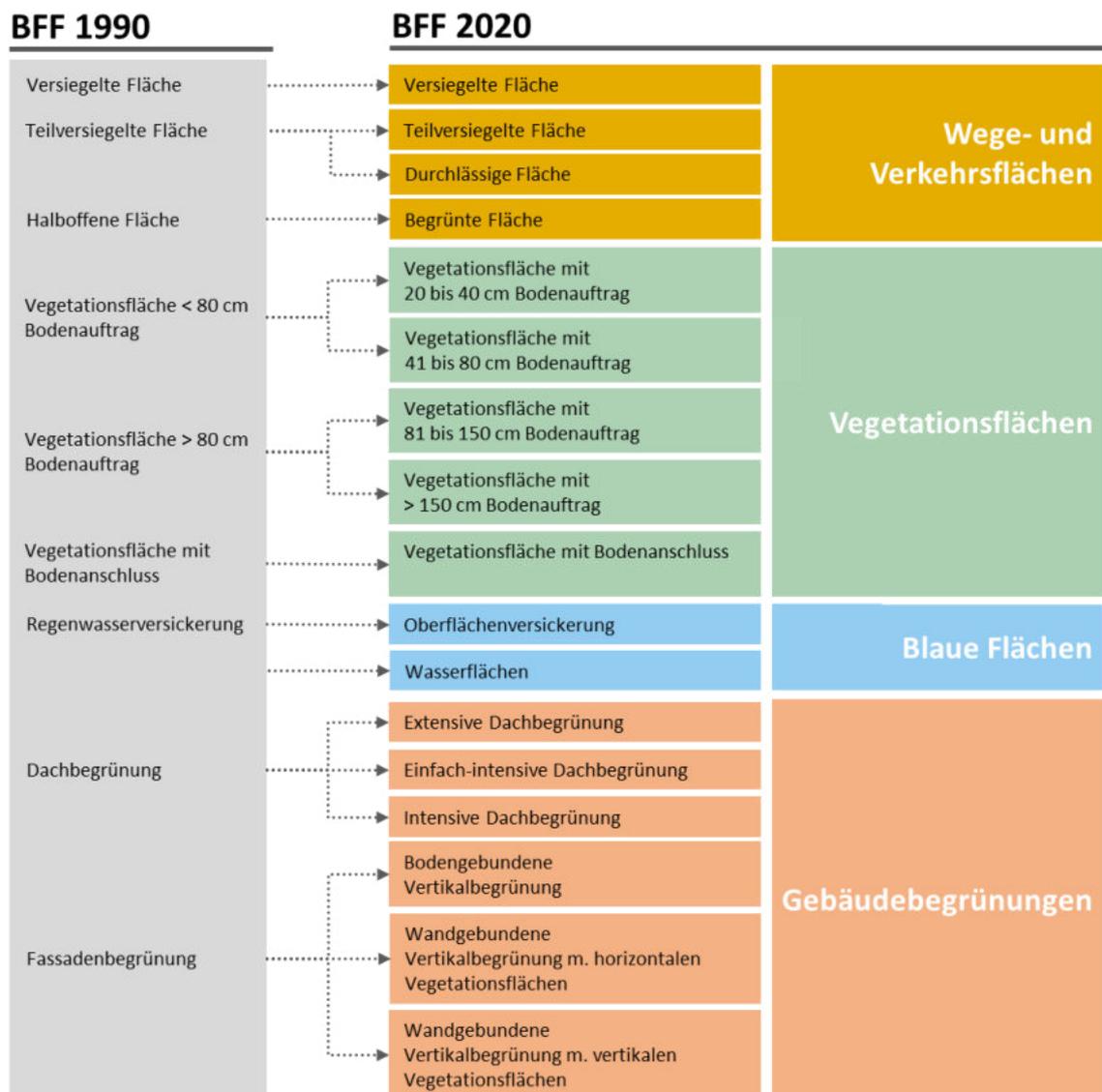


Abbildung 51: Gesamtdarstellung der Flächentypen des BFF 1990 (links) und entsprechende Flächentypen und Flächenkategorien des BFF 2020 (rechts).

Für die Ableitung der Anrechnungsfaktoren zum BFF 2020 wurden die oben aufgeführten Flächentypen, hinsichtlich ihres Potentials zur Übernahme von Ökosystemdienstleistungen, im Vergleich zu einer Referenzfläche (Vegetationsfläche mit Bodenanschluss), bewertet. Das Bewertungskonzept basierte maßgeblich auf dem einer vorrausgegangenen Literaturrecherche zur Anpassung der Anrechnungsfaktoren des BFF unterschiedlicher Kategorien von Gebäudebegrünungen⁸⁵. Um die Vergleichbarkeit beider Studien und der abgeleiteten Anrechnungsfaktoren zu gewährleisten wurde das gleiche Bewertungsschema verwendet und, wenn nötig, angepasst. Einige der zur Bewertung von Gebäudebegrünung genutzten Bewertungsfaktoren stellten sich jedoch für die in dieser Studie betrachteten Flächentypen als nur bedingt geeignet heraus und wurden daher nicht mit in die Bewertung eingeschlossen.

Die Quantität und die Qualität der Literatur zu den jeweiligen Flächenkategorien im Hinblick auf die jeweiligen Ökosystemdienstleistungen sind sehr unterschiedlich verteilt. Systematische Vergleiche zwischen den einzelnen Flächentypen oder der direkte Bezug zu einer Referenz-Vegetationsfläche konnten nur in Ausnahmefällen gefunden werden. Aufgrund der häufig unzureichenden Datenlage basiert die Ableitungen der Anrechnungsfaktoren daher weiterhin auf einer rein verbal-argumentativen Bewertung und qualitativen Einschätzung des Flächenpotentials zur Übernahme von Ökosystemdienstleistungen, im Vergleich zu einer idealisierten Referenzfläche. Aufgrund der Vielzahl an möglichen individuellen Flächenparametern und dem enormen Einfluss der umgebenden Stadtstruktur scheinen eine Erweiterung der Datengrundlage sowie eine Evaluation der hier erfolgten Bewertungen und abgeleiteten Anrechnungsfaktoren, anhand empirischer und simulationsgestützter Betrachtungen der Ökosystemdienstleistungen einzelner Flächenkategorien und -typen, sinnvoll.

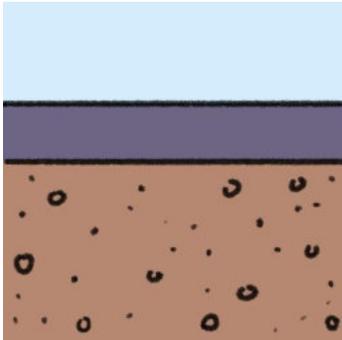
Zusatz: Die Differenzierung der Unterbauungstiefen bei Vegetationsflächen erfolgte in Zusammenarbeit mit den Umwelt- und Naturschutzämtern der Berliner Bezirke und der Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz Berlin im November 2020. Unterbaute Flächen wurden in kleinere Abstufungen der Substratschicht unterschieden, um Anreize für Bauherren und Architekten zu schaffen und eine genauere Bewertung zu ermöglichen. Außerdem wurde aus den Erfahrungen aus der Praxis deutlich, dass es die Möglichkeit geben muss den BFF-Anrechnungsfaktor abzuwerten, wenn es Defizite beim geplanten Grünvolumens gegenüber den Möglichkeiten (z.B. gemessen durch die Substratschicht) gibt. Diese Anpassungsmöglichkeiten wurden von der Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz nach Fertigstellung dieser Literaturstudie umgesetzt und sind nicht Teil dieses Berichts.

4.1 Ableitung neuer Anrechnungsfaktoren für verschiedene Flächenkategorien des BFF 2020

Die Übernahme naturhaushaltswirksamer Ökosystemdienstleistungen im Sinne des BFF 2020 ist maßgeblich gekennzeichnet von der *Durchlässigkeit* und *Grünvolumina* der Flächen. Die Durchlässigkeit einer Oberfläche bestimmt deren Potential zur Aufnahme, Speicherung und Abgabe von Niederschlägen und hiermit entscheidend die Eignung der Fläche als Vegetationsstandort. Mit zunehmendem Versiegelungsgrad werden dagegen potentielle Wurzelräume und der Stoffaustausch mit der umgebenden Umwelt zunehmend ausgeschlossen. Das Grünvolumen steht dabei in einem positiven Zusammenhang zur Verdunstungs- und Beschattungsleistung. Mit zunehmender Vegetationsschicht erhöht sich ebenfalls die Wirkung auf die Luftreinhaltung und das Lärminderungspotential. Auch die Eignung der Flächen als Habitatstandort steigt tendenziell mit der Komplexität der Vegetationsstruktur. Vor diesem Hintergrund scheint die Re-Permeabilisierung und die Erhaltung einer größtmöglichen Stadtoberfläche mit porösen Eigenschaften essentiell, um die Übernahme vegetationsbasierter Ökosystemdienstleistungen in ausreichendem Umfang zu gewährleisten.

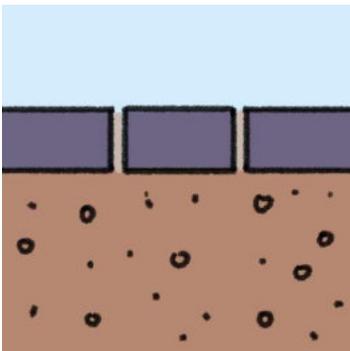
In und Abbildung 53 sind die Bewertungen der Wirkungen, der im Rahmen des BFF betrachteten Flächenkategorien, auf die einzelnen Ökosystemdienstleistungen, sowie der hieraus abgeleitete Anrechnungsfaktor des jeweiligen Flächentyps, dargestellt.

4.1.1 Wege- und Verkehrsflächen



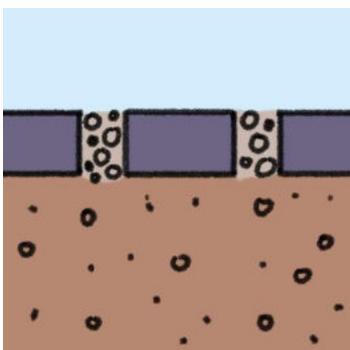
Versiegelte Belagsflächen (Anrechnungsfaktor 0)

Die vollständige Versiegelung von Wege- und Verkehrsflächen unterbricht den Wasser- und Luftaustausch zwischen Boden und Atmosphäre und schließt eine Nutzung der Flächen als Vegetationsstandort aus. Ein Großteil der Niederschläge fließt oberirdisch ab und kann daher nicht von den Flächen verdunsten. Im Vergleich zu einer Vegetationsfläche mit Bodenanschluss wird die Wirkung von versiegelten Belagsflächen daher als äußerst negativ angesehen.



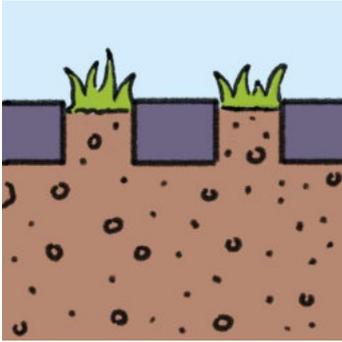
Teilversiegelte Belagsflächen (Anrechnungsfaktor 0,1)

Teilversiegelte Wegflächen ermöglichen eine zumindest anteilige Infiltration von Niederschlägen, wodurch eine mittlere Entlastung der Kanalisation gegeben sein kann. Ein geringer Teil des infiltrierten Wassers kann, in Abhängigkeit von den Materialeigenschaften, aus den Fugenräumen wieder verdunsten und wirkt, im Vergleich zu einer Vegetationsfläche mit Bodenanschluss, in sehr geringem Maße positiv auf das Mikroklima. Die Vegetationsentwicklung dieser teilversiegelten Beläge erfolgt nicht geplant, weshalb diesen Flächen keine positive Wirkung auf die biologische Vielfalt der Stadt attestiert werden kann. Im Vergleich zu einer Vegetationsfläche mit Bodenanschluss wird die Gesamtwirkung teilversiegelter Wegflächen auf den Naturhaushalt als nur sehr gering positiv bewertet.



Durchlässige Belagsflächen (Anrechnungsfaktor 0,2)

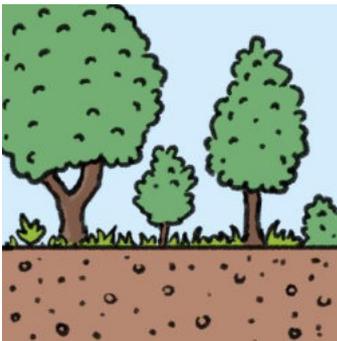
Durchlässige Belagsflächen dienen der schnellen Infiltration hoher Niederschlagsmengen und können einen wichtigen Beitrag zur Entlastung der städtischen Kanalisation leisten. Für die Erhaltung der hydrologischen Leistungsfähigkeit ist eine Vegetationsentwicklung nicht vorgesehen. Im Vergleich zu einer Vegetationsfläche mit Bodenanschluss ist die Übernahme weiterer im Rahmen des BFF betrachteter Ökosystemdienstleistungen daher äußerst gering.



Begrünte Belagsflächen (Anrechnungsfaktor 0,4)

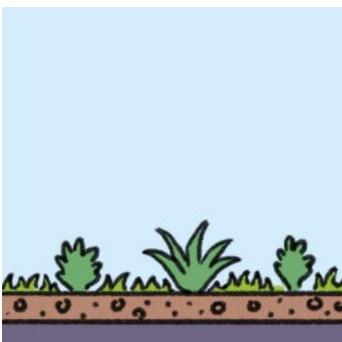
Begrünte Belagsflächen können den Oberflächenabfluss von Niederschlägen im Vergleich zu versiegelten und teilversiegelten Belagsflächen deutlich reduzieren. Durch die Etablierung einer Vegetationsschicht wird ein vermehrter Teil der Niederschläge wieder verdunstet, wodurch begrünte Beläge gering positiv auf das Mikroklima wirken können. Die sehr niedrigen Grünvolumina leisten im Vergleich zu einer Vegetationsfläche mit Bodenanschluss jedoch nur geringe Verdunstungsraten und ermöglichen keine Beschattung von Oberflächen. Vor diesem Hintergrund wird ebenso die Wirkung auf die Luftqualität und städtische Pflanzenvielfalt als gering positiv eingeschätzt. Die Wirkung begrünter Beläge auf den städtischen Naturhaushalt wird zwar im Vergleich zu versiegelten, teilversiegelten und durchlässigen Wegflächen am positiven bewertet, kann aufgrund der sehr geringen Grünvolumina, im Vergleich zu einer Vegetationsfläche mit Bodenanschluss, als nur gering angesehen werden.

4.1.2 Vegetationsflächen



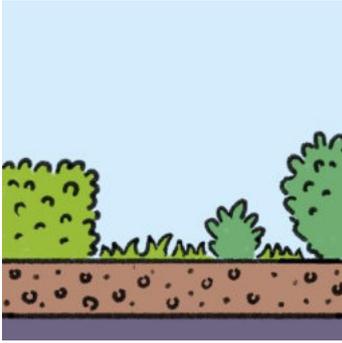
Vegetationsfläche mit Bodenanschluss (Anrechnungsfaktor 1)

Je nach Gestaltung können auf Vegetationsflächen mit anstehendem Boden heterogen strukturierte Flächen mit sehr hohen Grünvolumen etabliert werden, die eine Vielzahl an Ökosystemdienstleistungen übernehmen. Daher besitzen solche Flächen ein sehr hohes Potential positiv auf den städtischen Naturhaushalt einzuwirken.



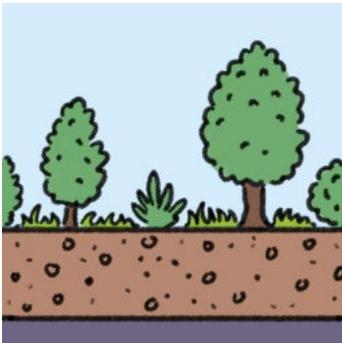
Unterbaute Vegetationsflächen mit 20 bis 40 cm Substratauflage (Anrechnungsfaktor 0,5)

Die Limitierung des Wurzelraumes durch Unterbauung von Vegetationsflächen kann die Ausbildung von Grünvolumen einschränken. Die niedrigen Grünvolumina und eingeschränkte Wasserversorgung führen im Vergleich zu Vegetationsflächen mit Bodenanschluss zu verminderten Verdunstungsraten, wobei das Potential zur Beschattung deutlich verringert ist. Niederschläge können ungehindert in die Fläche infiltrieren, werden jedoch nur in geringem Maße durch die Vegetation zurückgehalten. In gleichem Maße reduziert sich die Wirkung auf die Luftqualität und die potenzielle Komplexität der Vegetationsstruktur, was sich negativ auf die biologische Vielfalt auswirken kann. Insgesamt können durch unterbaute Flächen mit geringen Substratauflage die Ökosystemdienstleistungen von Vegetationsfläche mit Bodenanschluss nur eingeschränkt übernommen werden.



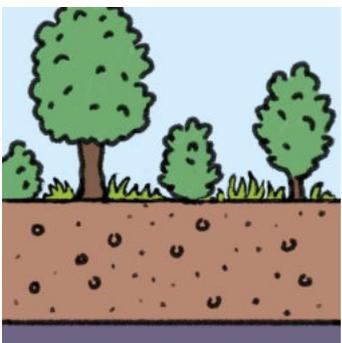
Unterbaute Vegetationsflächen mit 41 bis 80 cm Substratauflage (Anrechnungsfaktor 0,6)

Mit zunehmendem Wurzelraum und Speicherkapazität von pflanzenverfügbarem Wasser können auf unterbauten Vegetationsflächen ebenfalls höhere Grünvolumen entwickelt werden. Dies spiegelt sich in der Folge auch bei der Übernahme von Ökosystemdienstleistungen wider. Mittlere Grünvolumen leisten höhere Verdunstungsraten im Vergleich zu Flächen mit niedrigeren Grünvolumina und bieten eine größere Abscheidungsfläche für Feinstäube. Die Speicherung von Niederschlägen im Substrat ist jedoch weiter eingeschränkt, was eine Ableitung bei hohen Niederschlagssummen notwendig machen kann.



Unterbaute Vegetationsflächen mit 81 bis 150 cm Substratauflage (Anrechnungsfaktor 0,7)

Hohe Substratauflagen ermöglichen ebenfalls die potenzielle Etablierung hoher Grünvolumen auf unterbauten Flächen. Dies erhöht nicht nur die Transpirationsraten der Flächen, sondern ebenfalls eine vermehrte Beschattung von Oberflächen, wodurch diese Flächentypen eine hohe positive Wirkung auf das Mikroklima haben können. Ein hoher oberflächlicher Rückhalt und eine ausreichende Speicherung der Niederschläge in der Substratschicht führen zu einer deutlichen Entlastung der Kanalisation, die im Vergleich zu einer Vegetationsfläche mit Bodenanschluss nur geringfügig eingeschränkt scheint. Aufgrund der hohen Grünvolumina ist eine Etablierung komplexer Vegetationsstrukturen möglich, welche eine hohe Wirkung auf die biologische Vielfalt haben können. Insgesamt können unterbaute Vegetationsflächen mit 81 bis 150 cm einen großen Teil der Ökosystemdienstleistungen einer nicht unterbauten Vegetationsfläche übernehmen.



Unterbaute Vegetationsflächen mit mehr als 150 cm Substratauflage (Anrechnungsfaktor 0,9)

Unterbauten Vegetationsflächen mit mehr als 150 cm Substratauflage wird ein Potential zur Etablierung hoher bis sehr hoher Grünvolumen zugeschrieben. Die einfallenden Niederschläge werden zum überwiegenden Teil in der Substratschicht gespeichert, so dass nur in Extremfällen an die Kanalisation abgeleitet werden muss. Die Wasserspeicherkapazität des tiefgründigen Wurzelraumes ermöglicht hohe Verdunstungsraten der Vegetation auch in Trockenzeiten, wodurch diese Flächen ein hohes Potential aufweisen positiv auf das Mikroklima zu wirken. Auch die Ausbildung komplexer Vegetationsstrukturen mit niedrigen bis sehr hohen Grünvolumina ist potentiell möglich, weshalb die Flächen sehr positiv auf die Luftreinhaltung, das

Erholungspotential und als Habitat für verschiedene Arten der städtischen Flora und Fauna wirken können. Daher scheint die Wirkung dieser Flächen, im Vergleich zu einer Vegetationsfläche mit Bodenanschluss, nur leicht eingeschränkt.

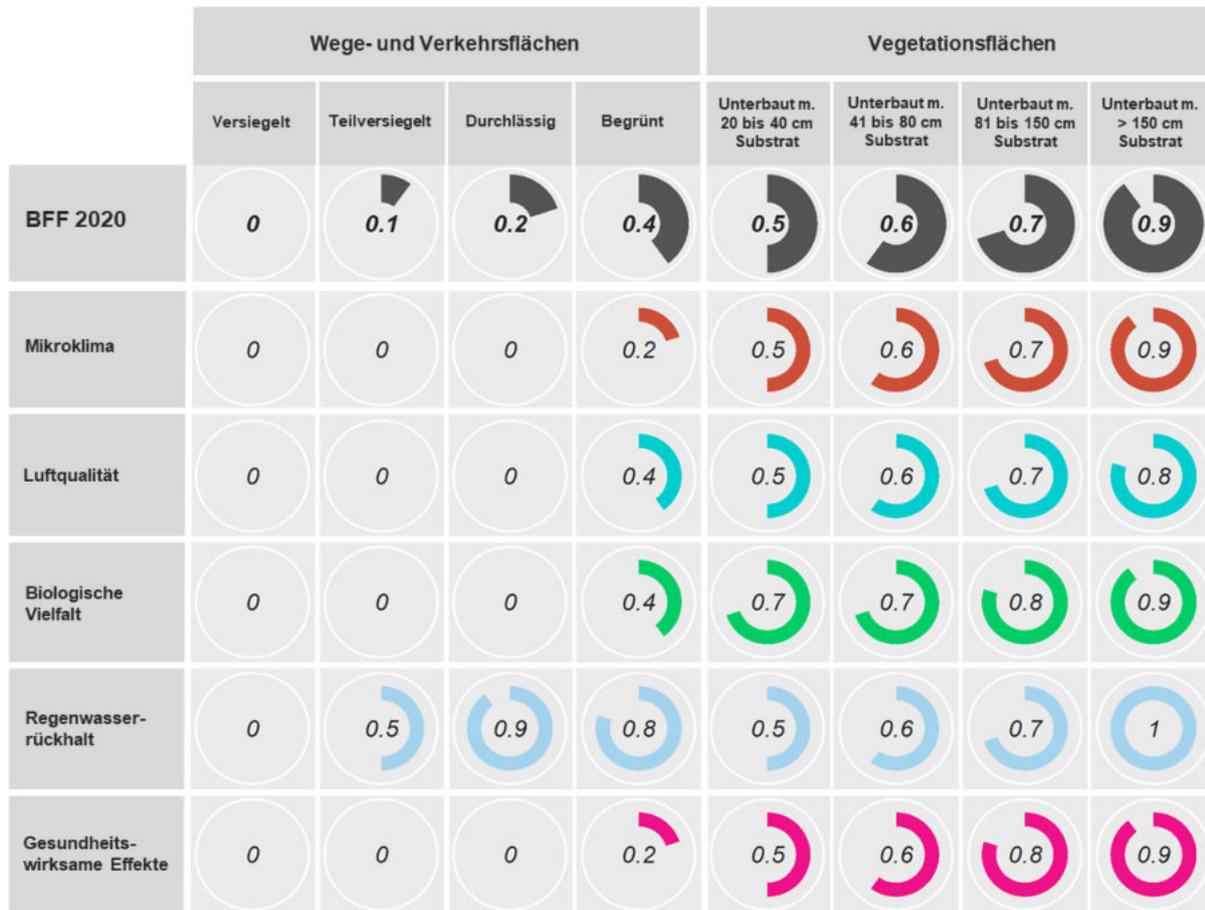
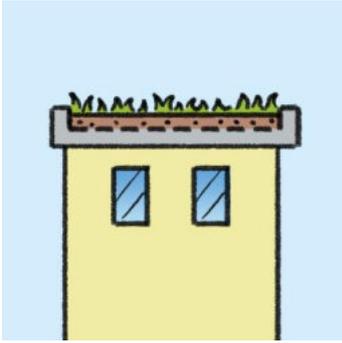


Abbildung 52: Bewertung der Wirkung von Wege- und Verkehrsflächen und Vegetationsflächen für die im BFF betrachteten Ökosystemdienstleistungen und der hieraus gemittelte BFF 2020 Anrechnungsfaktor.

4.1.3 Gebäudebegrünungen

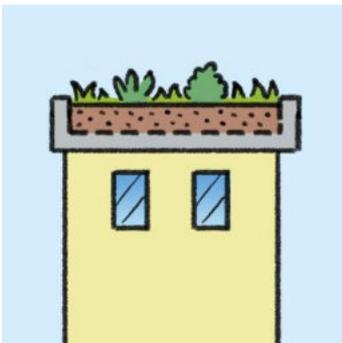
Gebäudebegrünungen wirken nicht nur positiv auf das städtische Umfeld, sondern ebenfalls in die Gebäudestruktur hinein. Das Potenzial zur Übernahme von Ökosystemdienstleistungen wird dabei maßgeblich durch das etablierte Grünvolumen und die Heterogenität der Flächen bestimmt. Die Wirkungen sind teilweise vergleichbar mit denen unterbauter Vegetationsflächen, aufgrund der höheren vertikalen Distanz jedoch stärker eingeschränkt.

4.1.3.1 Dachbegrünungen



Extensive Dachbegrünung (Anrechnungsfaktor 0,5)

Extensive Gründächer wirken deutlich positiver auf den Naturhaushalt als Dächer ohne Begrünung. Die geringen Substratschichten der extensiven Dachbegrünungen limitieren jedoch die Retention von Niederschlägen im flachen Wurzelraum. Zusätzlich bedingt der Verzicht auf künstliche Bewässerung den Einsatz trockenheitstoleranter Vegetationsformen. Der Austausch mit der Atmosphäre und hierdurch die Wirkung auf das Mikroklima und den Entzug gasförmiger Luftschadstoffe sind aus diesem Grund eingeschränkt und geringer als bei anderen Formen der Dachbegrünung. Gleichzeitig ist die Entwicklung des Grünvolumens durch das limitierte Wasserspeichervermögen der Substrate begrenzt, weshalb diese Begrünungen nur ein geringes Potential zur Beschattung und Feinstaubbindung haben. Die geringe Substratschicht und die beschränkte Pflanzenvielfalt bieten ein Ressourcenangebot, das nur von angepassten Arten genutzt werden kann.



Einfach-intensive Dachbegrünung (Anrechnungsfaktor 0,7)

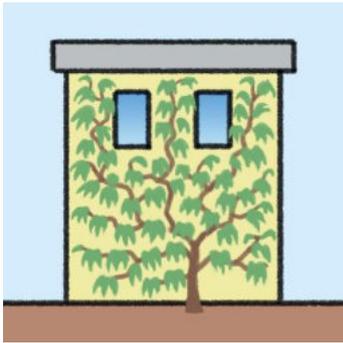
Mit steigender Substratschicht erhöhen sich die Wasserretention und damit der Regenwasserrückhalt. In Kombination mit einer Bewässerung in Trockenperioden können einfach intensive Dachbegrünungen heterogene und vielfältige Pflanzengesellschaften mit gesteigerten Grünvolumen und Evapotranspirationsraten ausbilden. Dies beeinflusst positiv die Wirkung auf das Mikroklima, den Entzug von Luftschadstoffen und die Feinstaubfilterleistung. Die hohe Pflanzenvielfalt bietet vielen Arten ausreichend Ressourcen. Aufgrund des Einbaus von unterschiedlichen Substrathöhen kann die Oberfläche heterogen strukturiert sein, weshalb diese Form der Dachbegrünung besonders positiv auf die biologische Vielfalt wirken kann.



Intensive Dachbegrünungen (Anrechnungsfaktor 0,8)

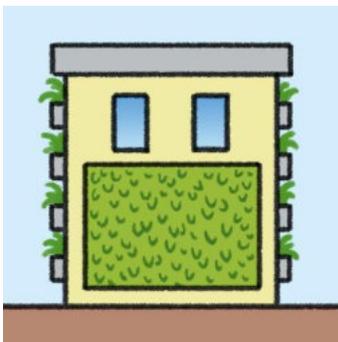
Ein hoher Rückhalt der Niederschläge im tiefgründigen Substrat mit zusätzlicher Bewässerung nach Bedarf ermöglicht eine Vielfalt an Pflanzen mit hohen Grünvolumina. Dies wirkt sich sehr positiv auf das Mikroklima und die Luftqualität aus, da hohe Evapotranspirationsraten und ausreichend Beschattung geleistet werden. Ausgehend von einer hohen strukturellen Heterogenität kann sich diese Dachbegrünung ebenfalls sehr positiv auf die biologische Vielfalt auswirken, wobei der auf Nutzung und Gestaltung liegende Fokus dieser Begrünung einer funktionellen Entwicklung im Sinne der Biodiversitätsförderung entgegenstehen kann.

4.1.3.2 Vertikalbegrünungen



Bodengebundene Vertikalbegrünung (Anrechnungsfaktor 0,5)

Die Wirkung bodengebundener Vertikalbegrünungen ist wesentlich vom Bedeckungsgrad und Grünvolumen der Begrünung abhängig. Mit steigender Vegetationsschicht erhöhen sich die Beschattung der Oberflächen und hierdurch die positive mikroklimatische Wirkung. Ebenso steigen die Filterleistung von Feinstäuben und der Dämmeffekt mit zunehmender Dichte der Vegetation. Die Aufnahme der Luftschadstoffe ist von der Wasserversorgung abhängig und kann in Trockenzeiten eingeschränkt sein. Bodengebundene Vertikalbegrünungen dienen, trotz der geringen Pflanzenvielfalt, einer Vielzahl von Arten als Lebensraum. Aufgrund der unsicheren Wasserversorgung in Trockenzeiten und langen Dauer der Etablierung dichter Bestände werden bodengebundene Fassadenbegrünungen jedoch weniger positiv bewertet als andere Formen der Vertikalbegrünung.



Wandgebundene Vertikalbegrünung mit horizontalen Vegetationsflächen (Anrechnungsfaktor 0,7)

Die Wirkung wandgebundener Vertikalbegrünungen mit horizontalen Vegetationsflächen auf den Naturhaushalt kann in großem Maße durch die individuellen Eigenschaften des Systems (Abstand zwischen den Begrünungselementen, die Pflanzenwahl, Substratmächtigkeit und Bewässerung) beeinflusst werden. Auch bei dieser Kategorie der Vertikalbegrünung gilt, dass mit steigendem Bedeckungsgrad die positive Wirkung auf den Naturhaushalt zunimmt. So wirken höhere Grünvolumina stärker auf das Mikroklima und tragen durch vermehrte Filterleistung und Gasaustauschraten positiv zur Verbesserung der Luftqualität bei, insbesondere, sofern bei der Pflanzenwahl kleinblättrige Gehölze berücksichtigt werden. Die vergleichsweise höhere Substratschicht wirkt sich dabei positiv auf den verzögerten Abfluss von Niederschlagswasser und die biologische Vielfalt aus. Insgesamt kann diese Form der Vertikalbegrünung viele naturhaushaltswirksame Funktionen übernehmen und wird positiver bewertet als bodengebundene Vertikalbegrünungen.



Wandgebundene Vertikalbegrünung mit vertikalen Vegetationsflächen (Anrechnungsfaktor 0,7)

Systembedingt besitzen wandgebundene Vertikalbegrünungen mit vertikalen Vegetationsflächen hohe Bedeckungsgrade und Grünvolumina. Das vertikal flächige Substrat ergänzt die Gebäudehülle der Vegetation und erhöht die Dämmwirkung der Begrünung. Die künstliche Bewässerung ermöglicht auch in Trockenzeiten hohe Evapotranspirations- und Gasaustauschraten, was sich positiv auf das Mikroklima und die Luftreinhaltung auswirkt. Die hohe Pflanzenvielfalt bietet vielen Arten ein hohes Ressourcenangebot. Aus diesem Grund wird die wandgebundene Vertikalbegrünung mit vertikalen

Vegetationsflächen positiver in ihrer Gesamtwirkung auf den Naturhaushalt bewertet.

4.1.4 Blaue Flächen



Oberflächliche Versickerung (Anrechnungsfaktor 0,2)

Die Versickerung von Niederschlägen externer Flächen (z. B. von nicht begrünten Dachflächen) auf Vegetationsflächen mit Bodenanschluss führt zu einer sehr hohen Entlastung der Kanalisation. Zusätzlich kann die Wasserzufuhr das Wasserangebot für die Vegetation erhöhen, wodurch sich ebenfalls die Verdunstungsleistung dieser Fläche erhöhen kann.



Wasserflächen (Anrechnungsfaktor 0,5)

Wasserflächen sind nur eingeschränkt mit Vegetationsflächen vergleichbar. Nichtsdestotrotz können Wasserflächen ähnliche Ökosystemdienstleistungen übernehmen. Die Flächen weisen tagsüber hohe Verdunstungsraten auf und können so positiv auf das städtische Mikroklima wirken. Dagegen fehlt das Potential zur Beschattung, und Wasserflächen nehmen tagsüber vermehrt Globalstrahlung auf, welche nachts wieder in die Umgebung abgegeben wird. Wasserflächen bieten ein hohes Erholungspotential, wirken positiv auf die Feinstaubreduktion und können wichtiges Habitat für angepasste Arten sein. Dagegen ist die Vegetationsausbildung von der Gestaltung abhängig und insgesamt gering. Im direkten Vergleich zu einer Vegetationsfläche mit hohen Grünvolumina wird daher von einer mittleren Wirkung von Wasserflächen auf den Naturhaushalt ausgegangen.

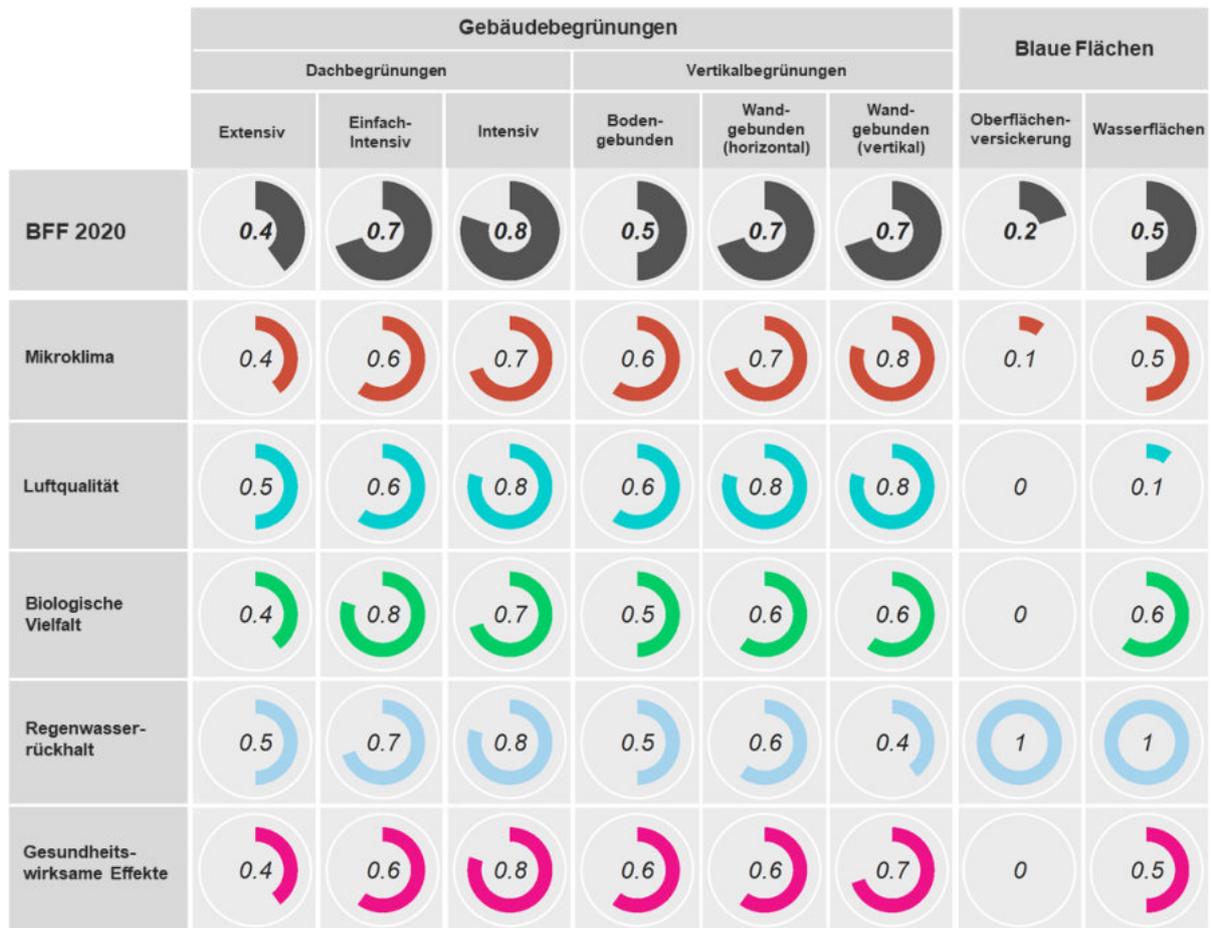


Abbildung 53: Bewertung der Wirkung von Gebäudebegrünungen und Blauen Flächen für die im BFF betrachteten Ökosystemdienstleistungen und der hieraus gemittelte BFF 2020 Anrechnungsfaktor.

5. Literaturverzeichnis

1. Flächennutzung. *Statistisches Bundesamt* https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Flaechennutzung/_inhalt.html.
2. Amt für Statistik Berlin Brandenburg - Statistiken. <https://www.statistik-berlin-brandenburg.de/statistiken/langereihen1.asp?Ptyp=450&Sageb=33000&creg=BBB&anzwer=9>.
3. Groenewegen, P. P., van den Berg, A. E., de Vries, S. & Verheij, R. A. Vitamin G: effects of green space on health, well-being, and social safety. *BMC Public Health* **6**, 149 (2006).
4. Tan, C. L., Wong, N. H., Tan, P. Y., Jusuf, S. K. & Chiam, Z. Q. Impact of plant evapotranspiration rate and shrub albedo on temperature reduction in the tropical outdoor environment. *Build. Environ.* **94**, 206–217 (2015).
5. Kappis, C., Gorbachevskaya, O., Valbuena, R. & Schreiter, H. *Studie zum wissenschaftlichen Erkenntnisstand über das Feinstaubfilterungspotential (qualitativ und quantitativ) von Pflanzen.* (2007).
6. Elmqvist, T. *et al.* Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* **14**, 101–108 (2015).
7. Panagopoulos, T., González Duque, J. A. & Bostenaru Dan, M. Urban planning with respect to environmental quality and human well-being. *Environ. Pollut.* **208**, 137–144 (2016).
8. Becker, Gisecke, Mohren & Richard. *Der Biotopflächenfaktor als ökologischer Kennwert. Grundlagen zur Ermittlung und Zielgrößenbestimmung.* (1990).
9. Keeley, M. The Green Area Ratio: an urban site sustainability metric. *J. Environ. Plan. Manag.* **54**, 937–958 (2011).
10. Lakes, T. & Kim, H.-O. The urban environmental indicator “Biotope Area Ratio”—An enhanced approach to assess and manage the urban ecosystem services using high resolution remote-sensing. *Ecol. Indic.* **13**, 93–103 (2012).
11. Kottmeier, C., Biegert Claudia & Corsmeier Ulrich. Effects of Urban Land Use on Surface Temperature in Berlin: Case Study. *J. Urban Plan. Dev.* **133**, 128–137 (2007).
12. Zölch, T., Henze, L., Keilholz, P. & Pauleit, S. Regulating urban surface runoff through nature-based solutions - An assessment at the micro-scale. *Environ. Res.* **157**, 135–144 (2017).
13. Kowarik, I. & Lippe, M. von der. Plant population success across urban ecosystems: A framework to inform biodiversity conservation in cities. *J. Appl. Ecol.* **55**, 2354–2361 (2018).
14. Claßen, T. Urbane Grün- und Freiräume: Ressourcen einer gesundheitsförderlichen Stadtentwicklung. in *Forschungsberichte der ARL: Aufsätze* 297–313 (Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ARL) - Leibniz-Forum für Raumwissenschaften, 2018).
15. Janhäll, S. Review on urban vegetation and particle air pollution – Deposition and dispersion. *Atmos. Environ.* **105**, 130–137 (2015).
16. Arlt, G., Henersdorf, J., Lehmann, I. & Thinh, N. X. *Auswirkungen städtischer Nutzungsstrukturen auf Grünflächen und Grünvolumen.* vol. 47 (2005).
17. Richter, M., Grunicke, U. & Böcker, R. *Boden- und Flächenressourcen-Management in BALLUNGSRÄUMEN: Entwicklung von Bewertungsrahmen zur Beurteilung der ökosystemaren Potenziale verschiedener Nutzungs- und Strukturtypen im urbanen Bereich.* (2003).
18. Klingberg, J., Konarska, J., Lindberg, F., Johansson, L. & Thorsson, S. Mapping leaf area of urban greenery using aerial LiDAR and ground-based measurements in Gothenburg, Sweden. *Urban For. Urban Green.* **26**, 31–40 (2017).
19. Breuer, L., Kiese, R. & Butterbach-Bahl, K. Temperature and Moisture Effects on Nitrification Rates in Tropical Rain-Forest Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **66**, 834–844 (2002).
20. Scalenghe, R. & Marsan, F. A. The anthropogenic sealing of soils in urban areas. *Landsc. Urban Plan.* **90**, 1–10 (2009).
21. Wessolek, G. & Facklam, M. Standorteigenschaften und Wasserhaushalt von versiegelten Flächen. *Z. Für Pflanzenernähr. Bodenkd.* **160**, 41–46 (1997).
22. Fokaides, P. A., Kylili, A., Nicolaou, L. & Ioannou, B. The effect of soil sealing on the urban heat island phenomenon. *Indoor Built Environ.* **25**, 1136–1147 (2016).
23. Coppel, G. & Wüstemann, H. The impact of urban green space on health in Berlin, Germany: Empirical findings and implications for urban planning. *Landsc. Urban Plan.* **167**, 410–418 (2017).
24. Artmann, M. Assessment of Soil Sealing Management Responses, Strategies, and Targets Toward Ecologically Sustainable Urban Land Use Management. *AMBIO* **43**, 530–541 (2014).
25. Sanicola, O. Using permeable pavements to reduce the environmental impacts of urbanisation. *Int. J. GEOMATE* **14**, (2018).
26. Hanschke, U. *Flächentypen Eine Beschreibung der im Informationssystem Stadt und Umwelt (ISU) der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung erfassten und verwalteten Struktur- und Flächennutzungskategorien von Berlin.* (1995).
27. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Wohnen. 01.02 Versiegelung (Ausgabe 2017). https://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/dd102_07.htm.
28. Ertl, C. Analyse eines urbanen Gewässereinzugsgebietes als Planungsgrundlage nachhaltiger Wasserbewirtschaftung am Beispiel der Wuhle im Raum Berlin. (Humboldt-Universität zu Berlin, 2007).
29. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau (FLL). *Richtlinie für Planung, Bau und Instandhaltung von begrünbaren Flächenbefestigungen.* (2018).
30. Timm, A. Water and heat transport of paved surfaces. (Technische Universität Berlin, 2019).
31. Nolting, B., Schönberger, O., Harting, K. & Gabryl, P. *Prüfung wasserdurchlässiger Flächenbeläge nach mehrjähriger Betriebsdauer.* (2005).

32. Andersen, C. T., Foster, I. D. L. & Pratt, C. J. The role of urban surfaces (permeable pavements) in regulating drainage and evaporation: development of a laboratory simulation experiment. *Hydrol. Process.* **13**, 597–609 (1999).
33. Pitt, R., Chen Shen-En, Clark Shirley E., Swenson Janice & Ong Choo Keong. Compaction's Impacts on Urban Storm-Water Infiltration. *J. Irrig. Drain. Eng.* **134**, 652–658 (2008).
34. Turco, M. *et al.* Unsaturated hydraulic behaviour of a permeable pavement: Laboratory investigation and numerical analysis by using the HYDRUS-2D model. *J. Hydrol.* **554**, 780–791 (2017).
35. Craul, P. J. Soil compaction on heavily used sites. *J. Arboric.* **20**, 69–74 (1994).
36. Kumar, K. *et al.* In-situ infiltration performance of different permeable pavements in a employee used parking lot – A four-year study. *J. Environ. Manage.* **167**, 8–14 (2016).
37. Schmitt, T. G. *et al.* *Untersuchungen des Abfluss und Versickerungsverhaltens wasserdurchlässiger Flächenbeläge.* (2007).
38. Kayhanian, M., Anderson, D., Harvey, J. T., Jones, D. & Muhunthan, B. Permeability measurement and scan imaging to assess clogging of pervious concrete pavements in parking lots. *J. Environ. Manage.* **95**, 114–123 (2012).
39. Kamali, M., Delkash, M. & Tajrishy, M. Evaluation of permeable pavement responses to urban surface runoff. *J. Environ. Manage.* **187**, 43–53 (2017).
40. Hu, M. *et al.* Flood Mitigation by Permeable Pavements in Chinese Sponge City Construction. *Water* **10**, 172 (2018).
41. Day, S., Dickinson, S., Harris, J., Dickinson, S. & Harris, J. Tree Root Ecology in the Urban Environment and Implications for a Sustainable Rhizosphere. *Arboric. Urban For.* **36**, 193–205 (2010).
42. Fan, Y., Miguez-Macho, G., Jobbágy, E. G., Jackson, R. B. & Otero-Casal, C. Hydrologic regulation of plant rooting depth. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **114**, 10572–10577 (2017).
43. Murphy, M. T. & Moore, T. R. Linking root production to aboveground plant characteristics and water table in a temperate bog. *Plant Soil* **336**, 219–231 (2010).
44. Jim, C. Y. Protection of urban trees from trenching damage in compact city environments. *Cities* **20**, 87–94 (2003).
45. Renger, M. *et al.* Ergebnisse und Vorschläge der DBG-Arbeitsgruppe 'Kennwerte des Bodengefüges' zur Schätzung bodenphysikalischer Kennwerte. (2008).
46. Plath-Dreetz, R., Wessolek, G. & Renger, M. *Analyse von Bodengesellschaften, Versiegelung, Vegetation und Grundwasserflurabstand zur Bestimmung der Grundwasserneubildung in Berlin. Teil 2, Gutachten im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung.* (1988).
47. Blume, H.-P., Stahr, K. & Leinweber, P. *Bodenkundliches Praktikum: Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, Land- und Forstwirte, Geo- und Umweltwissenschaftler.* (Springer Spektrum, 2010). doi:10.1007/978-3-8274-2733-5.
48. Schenk, H. J. & Jackson, R. B. Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems. *J. Ecol.* **90**, 480–494 (2002).
49. Canadell, J. *et al.* Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia* **108**, 583–595 (1996).
50. Foxx, T. S., Tierney, G. D. & Williams, J. M. *Rooting depths of plants relative to biological and environmental factors.* <https://www.osti.gov/biblio/6215530-rooting-depths-plants-relative-biological-environmental-factors> (1984) doi:10.2172/6215530.
51. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e.V. (FLL). *Empfehlungen für Baumpflanzungen – Teil 2: Standortvorbereitungen für Neupflanzungen; Pflanzgruben und Wurzelraumerweiterung, Bauweisen und Substrate.* (2010).
52. Matzinger, A. *et al.* *Zielorientierte Planung von Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung - Ergebnisse des Projektes KURAS.* <http://www.kuras-projekt.de/index.php?id=78> (2017).
53. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e.V. (FLL). *Empfehlungen zur Versickerung und Wasser-rückhaltung.* (2005).
54. Manso, M. & Castro-Gomes, J. Green wall systems: A review of their characteristics. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **41**, 863–871 (2015).
55. Sheweka, S. M. & Mohamed, N. M. Green Facades as a New Sustainable Approach Towards Climate Change. *Energy Procedia* **18**, 507–520 (2012).
56. Besir, A. B. & Cuce, E. Green roofs and facades: A comprehensive review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **82**, 915–939 (2018).
57. Oberndorfer, E. *et al.* Green Roofs as Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions, and Services. *BioScience* **57**, 823–833 (2007).
58. Grunwald, L., Heusinger, J. & Weber, S. A GIS-based mapping methodology of urban green roof ecosystem services applied to a Central European city. *Urban For. Urban Green.* **22**, 54–63 (2017).
59. Peng, X., Zhu, Q., Zhang, Z. & Hallett, P. D. Combined turnover of carbon and soil aggregates using rare earth oxides and isotopically labelled carbon as tracers. *Soil Biol. Biochem.* **109**, 81–94 (2017).
60. Heusinger, J. & Weber, S. Surface energy balance of an extensive green roof as quantified by full year eddy-covariance measurements. *Sci. Total Environ.* **577**, 220–230 (2017).
61. Suter, I., Maksimović, Č. & van Reeuwijk, M. A neighbourhood-scale estimate for the cooling potential of green roofs. *Urban Clim.* **20**, 33–45 (2017).
62. Alexandri, E. & Jones, P. The thermal effects of green roofs and green façades on an urban canyon. *Plea Conf. Passive Low Energy Archit.* 19–22 (2004).
63. Rowe, B. Chapter 3.5 - Green Roofs for Pollutants' Reduction. in *Nature Based Strategies for Urban and Building Sustainability* (eds. Pérez, G. & Perini, K.) 141–148 (Butterworth-Heinemann, 2018). doi:10.1016/B978-0-12-812150-4.00013-6.
64. Perini, K., Otteló, M., Giulini, S., Magliocco, A. & Roccotiello, E. Quantification of fine dust deposition on different plant species in a vertical greening system. *Ecol. Eng.* **100**, 268–276 (2017).

65. Yang, J., Yu, Q. & Gong, P. Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago. *Atmos. Environ.* **42**, 7266–7273 (2008).
66. Gourdj, S. Review of plants to mitigate particulate matter, ozone as well as nitrogen dioxide air pollutants and applicable recommendations for green roofs in Montreal, Quebec. *Environ. Pollut.* **241**, 378–387 (2018).
67. Zhang, D., Gersberg, R. M., Ng, W. J. & Tan, S. K. Conventional and decentralized urban stormwater management: A comparison through case studies of Singapore and Berlin, Germany. *Urban Water J.* **14**, 113–124 (2017).
68. Kew, B., Echols, S. & Pennypacker, E. *Green Walls as a Lid Practice for Stormwater Mitigation: Can Green Walls Provide Similar Attributes as Green Roofs?* (Iated-Int Assoc Technology Education a& Development, 2013).
69. Köhler, M. & Ksiazek-Mikenas, K. Chapter 3.14 - Green Roofs as Habitats for Biodiversity. in *Nature Based Strategies for Urban and Building Sustainability* (eds. Pérez, G. & Perini, K.) 239–249 (Butterworth-Heinemann, 2018). doi:10.1016/B978-0-12-812150-4.00022-7.
70. Mayrand, F., Clergeau, P., Vergnes, A. & Madre, F. Chapter 3.13 - Vertical Greening Systems as Habitat for Biodiversity. in *Nature Based Strategies for Urban and Building Sustainability* (eds. Pérez, G. & Perini, K.) 227–237 (Butterworth-Heinemann, 2018). doi:10.1016/B978-0-12-812150-4.00021-5.
71. Collins, R., Schaafsma, M. & Hudson, M. D. The value of green walls to urban biodiversity. *Land Use Policy* **64**, 114–123 (2017).
72. Perez-Urrestarazu, L., Blasco-Romero, A. & Fernandez-Canero, R. Media and social impact valuation of a living wall: The case study of the Sagrado Corazon hospital in Seville (Spain). *Urban For. Urban Green.* **24**, 141–148 (2017).
73. Fernandez-Canero, R., Emilsson, T., Fernandez-Barba, C. & Herrera Machuca, M. A. Green roof systems: A study of public attitudes and preferences in southern Spain. *J. Environ. Manage.* **128**, 106–115 (2013).
74. Pérez, G. & Coma, J. Chapter 2.3 - Green Roofs Classifications, Plant Species, Substrates. in *Nature Based Strategies for Urban and Building Sustainability* (eds. Pérez, G. & Perini, K.) 65–74 (Butterworth-Heinemann, 2018). doi:10.1016/B978-0-12-812150-4.00006-9.
75. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau (FLL). *Dachbegrünungsrichtlinien – Richtlinien für die Planung, Bau und Instandhaltungen von Dachbegrünungen.* (2018).
76. Coenradie, B., Haag, L., Streng, B., Schiffner, S. & Müller, K. *Erhebung und Aufbereitung von Informationen zum Gründachbestand in Berlin.* (2016).
77. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau (FLL). *Bewertung von Dachbegrünungen - Empfehlungen zur Bewertung in der Bauleitplanung, bei der Baugenehmigung und bei der Bauabnahme.* (1998).
78. Nagase, A. & Dunnett, N. Drought tolerance in different vegetation types for extensive green roofs: Effects of watering and diversity. *Landsc. Urban Plan.* **97**, 318–327 (2010).
79. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau (FLL). *Fassadenbegrünungsrichtlinien – Richtlinien für die Planung, Bau und Instandhaltungen von Fassadenbegrünungen.* (2018).
80. Oke, T. R. The energetic basis of the urban heat island. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* **108**, 1–24 (1982).
81. Wen-Juan, Y., Hai-Rong, G. U. & Yong-Ti, S. Influence of Pavement Temperature on Urban Heat Island. *J. Highw. Transp. Res. Dev.* **3,25**, (2008).
82. Wessolek, G. Bodenüberformung und -versiegelung. in *Handbuch der Bodenkunde* 1–35 (American Cancer Society, 2014). doi:10.1002/9783527678495.hbk2001002.
83. Kabisch, N. Ecosystem service implementation and governance challenges in urban green space planning—The case of Berlin, Germany. *Land Use Policy* **42**, 557–567 (2015).
84. Fenner, D., Mücke, H.-G. & Scherer, D. Innerstädtische Lufttemperatur als Indikator gesundheitlicher Belastungen in Großstädten am Beispiel Berlins. *Umw. Mensch - Informationsdienst* **2015**, (2015).
85. Herfort, S. & Melzer, D. *Literaturstudie zur Ermittlung von Anrechnungsfaktoren des Biotopflächenfaktors unterschiedlicher Kategorien der Flächentypen der Dach- und Vertikalbegrünungen.* (2018).
86. Doulos, L., Santamouris, M. & Livada, I. Passive cooling of outdoor urban spaces. The role of materials. *Sol. Energy* **77**, 231–249 (2004).
87. Hendel, M., Parison, S., Grados, A. & Royon, L. Which pavement structures are best suited to limiting the UHI effect? A laboratory-scale study of Parisian pavement structures. *Build. Environ.* (2018) doi:10.1016/j.buildenv.2018.08.027.
88. Li, H. 4 - A comparison of thermal performance of different pavement materials. in *Eco-Efficient Materials for Mitigating Building Cooling Needs* (eds. Pacheco-Torgal, F., Labrincha, J. A., Cabeza, L. F. & Granqvist, C.-G.) 63–124 (Woodhead Publishing, 2015). doi:10.1016/B978-1-78242-380-5.00004-2.
89. Otto, M. Experimentelle Untersuchung des Einflusses der Albedo von Stadtoberflächen auf die Lufttemperatur. www.klima.tu-berlin.de <https://www.klima.tu-berlin.de/insulaner/Text1> (2019).
90. Baumuehler, J. & Ahmadi, Y. Beitrag von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen und freiraumplanerischen Gestaltungselementen zur Verbesserung des Stadtklimas. *SAMUWA Publ.* (2016).
91. Hörschemeyer, B. *Modellierung der Verdunstung urbaner Vegetation: Weiterentwicklung des LID-Bausteins im US EPA Storm Water Management Model.* (Springer Spektrum, 2019). doi:10.1007/978-3-658-26284-6.
92. Grimmond, C. S. B. & Oke, T. R. An evapotranspiration-interception model for urban areas. *Water Resour. Res.* **27**, 1739–1755 (1991).
93. Hardin, P. J. & Jensen, R. R. The effect of urban leaf area on summertime urban surface kinetic temperatures: A Terre Haute case study. *Urban For. Amp Urban Green.* **6**, 63–72 (2007).
94. Farrugia, S., Hudson, M. D. & McCulloch, L. An evaluation of flood control and urban cooling ecosystem services delivered by urban green infrastructure. *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.* **9**, 136–145 (2013).
95. Andersson-Sköld, Y. *et al.* A framework for assessing urban greenery's effects and valuing its ecosystem services. *J. Environ. Manage.* **205**, 274–285 (2018).

96. Armson, D., Stringer, P. & Ennos, A. R. The effect of tree shade and grass on surface and globe temperatures in an urban area. *Urban For. Urban Green.* **11**, 245–255 (2012).
97. Rahman, M. A., Moser, A., Gold, A., Rötzer, T. & Pauleit, S. 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 (2018).
98. Lehmann, I., Mathey, J., Rößler, S., Bräuer, A. & Goldberg, V. Urban vegetation structure types as a methodological approach for identifying ecosystem services – Application to the analysis of micro-climatic effects. *Ecol. Indic.* **42**, 58–72 (2014).
99. GEO-NET Umweltconsulting GmbH. *EFRE Projekt 027 Stadtklima Abschlussbericht.* (2015).
100. Rui, L., Buccolieri, R., Gao, Z., Ding, W. & Shen, J. The Impact of Green Space Layouts on Microclimate and Air Quality in Residential Districts of Nanjing, China. *Forests* **9**, 224 (2018).
101. Dezső, Z., Pongrácz, R. & Bartholy, J. Analysis of surface temperature measurements over complex urban sites. *Geogr. Pannonica* **23**, 337–346 (2019).
102. Tsoka, S., Theodosiou, T., Tsikaloudaki, K. & Flourentzou, F. Modeling the performance of cool pavements and the effect of their aging on outdoor surface and air temperatures. *Sustain. Cities Soc.* **42**, 276–288 (2018).
103. Klostermann, P., Coldewey, W. G. & Göbel, P. *Entwicklung wasserdurchlässiger und verdunstungsfähiger Pflasterstein-Beläge zum Vermeiden von Niederschlagsabflüssen und zur Erhöhung der Evaporation im urbanen Raum (1. Phase) Ergänzende Untersuchungen zur Optimierung wasserdurchlässiger Pflasterstein-Beläge als Beitrag zur Erhöhung der Evaporation im urbanen Raum (2. Phase).* (2012).
104. Lin, J.-D., Hsu, C., Adhitana, P. & Lee, J. The Study of Pavement Surface Temperature Behavior of Different Permeable Pavement Materials during Summer Time. *Adv. Mater. Res.* **723**, 711–718 (2013).
105. Collins, K. A., Hunt William F. & Hathaway Jon M. Hydrologic Comparison of Four Types of Permeable Pavement and Standard Asphalt in Eastern North Carolina. *J. Hydrol. Eng.* **13**, 1146–1157 (2008).
106. Fini, A., Frangi, P., Mori, J., Donzelli, D. & Ferrini, F. Nature based solutions to mitigate soil sealing in urban areas: Results from a 4-year study comparing permeable, porous, and impermeable pavements. *Environ. Res.* **156**, 443–454 (2017).
107. Li, H., Harvey, J. & Ge, Z. Experimental investigation on evaporation rate for enhancing evaporative cooling effect of permeable pavement materials. *Constr. Build. Mater.* **65**, 367–375 (2014).
108. Ramamurthy, P. & Bou-Zeid, E. Contribution of impervious surfaces to urban evaporation. *Water Resour. Res.* **50**, 2889–2902 (2014).
109. Starke, P., Göbel, P. & Coldewey, W. G. Effects on evaporation rates from different water-permeable pavement designs. *Water Sci. Technol.* **63**, 2619–2627 (2011).
110. Starke, P., Göbel, P. & Coldewey, W. G. Urban evaporation rates for water-permeable pavements. *Water Sci. Technol.* **62**, 1161–1169 (2010).
111. Zenker, T. Verdunstungswiderstände und Gras-Referenzverdunstung Lysimeteruntersuchungen zum Penman-Monteith-Ansatz im Berliner Raum. (Technische Universität Berlin, 2003).
112. Schaffitel, A., Schuetz, T. & Weiler, M. A distributed soil moisture, temperature and infiltrometer dataset for permeable pavements and green spaces. *Earth Syst. Sci. Data Discuss.* 1–27 (2019) doi:https://doi.org/10.5194/essd-2019-97.
113. Oliveira, S., Andrade, H. & Vaz, T. The cooling effect of green spaces as a contribution to the mitigation of urban heat: A case study in Lisbon. *Build. Environ.* **46**, 2186–2194 (2011).
114. Schubert, S. & Grossmann-Clarke, S. The Influence of green areas and roof albedos on air temperatures during Extreme Heat Events in Berlin, Germany. *Meteorologische Zeitschrift* **22(2):131-143** (2013) doi:DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0393.
115. Zardo, L., Geneletti, D., Pérez-Soba, M. & Van Eupen, M. Estimating the cooling capacity of green infrastructures to support urban planning. *Ecosyst. Serv.* **26**, 225–235 (2017).
116. Rötzer, T., Rahman, M. A., Moser-Reischl, A., Pauleit, S. & Pretzsch, H. Process based simulation of tree growth and ecosystem services of urban trees under present and future climate conditions. *Sci. Total Environ.* **676**, 651–664 (2019).
117. Qiu, G. Y. *et al.* Experimental studies on the effects of green space and evapotranspiration on urban heat island in a subtropical megacity in China. *Habitat Int.* **68**, 30–42 (2017).
118. GEO-NET Umweltconsulting GmbH, D. *Ökologische und stadtklimatische Untersuchung der Berliner Mitte.* (2017).
119. Simon, H. Modeling urban microclimate Development, implementation and evaluation of new and improved calculation methods for the urban microclimate model ENVI-met. (Johannes Gutenberg-Universität Mainz, 2016).
120. Meili, N. *et al.* An urban ecohydrological model to quantify the effect of vegetation on urban climate and hydrology (UT&C v1.0). *Geosci. Model Dev.* **13**, 335–362 (2020).
121. Völker, S., Baumeister, H., Claßen, T., Hornberg, C. & Kistemann, T. Evidence for the temperature-mitigating capacity of urban blue space – a health geographic perspective. *Erdkunde* **67**, 355–371 (2013).
122. Kistemann, T. *Gesundheitliche Bedeutung blauer Stadtstrukturen.* (Hannover: Verlag der ARL - Akademie für Raumforschung und Landesplanung, 2018).
123. Wu, Z. & Zhang, Y. Water Bodies' Cooling Effects on Urban Land Daytime Surface Temperature: Ecosystem Service Reducing Heat Island Effect. *Sustainability* **11**, 787 (2019).
124. Steeneveld, G. J., Koopmans, S., Heusinkveld, B. G. & Theeuwes, N. E. Refreshing the role of open water surfaces on mitigating the maximum urban heat island effect. *Landsc. Urban Plan.* **121**, 92–96 (2014).
125. Richter, M. Urban climate change-related effects on extreme heat events in Rostock, Germany. *Urban Ecosyst.* **19**, 849–866 (2016).
126. Morakinyo, T. E., Dahanayake, K. W. D., Kalani, C., Ng, E. & Chow, C. L. Temperature and cooling demand reduction by green-roof types in different climates and urban densities: A co-simulation parametric study. *Energy Build.* **145**, 226–237 (2017).

127. Peng, L., Jim, C., Peng, L. L. H. & Jim, C. Y. Green-Roof Effects on Neighborhood Microclimate and Human Thermal Sensation. *Energies* **6**, 598–618 (2013).
128. Alexandri, E. & Jones, P. Temperature decreases in an urban canyon due to green walls and green roofs in diverse climates. *Build. Environ.* **43**, 480–493 (2008).
129. Niachou, A., Papakonstantinou, K., Santamouris, M., Tsangrassoulis, A. & Mihalakakou, G. Analysis of the green roof thermal properties and investigation of its energy performance. *Energy Build.* **33**, 719–729 (2001).
130. Silva, C. M., Gomes, M. G. & Silva, M. Green roofs energy performance in Mediterranean climate. *Energy Build.* **116**, 318–325 (2016).
131. Köhler, M. Green facades—a view back and some visions. *Urban Ecosyst.* **11**, 423 (2008).
132. Vaz Monteiro, M. *et al.* Functional green roofs: Importance of plant choice in maximising summertime environmental cooling and substrate insulation potential. *Energy Build.* **141**, 56–68 (2017).
133. Wolf, D. & Lundholm, J. T. Water uptake in green roof microcosms: Effects of plant species and water availability. *Ecol. Eng.* **33**, 179–186 (2008).
134. Sun, T., Bou-Zeid, E., Wang, Z.-H., Zerba, E. & Ni, G.-H. Hydrometeorological determinants of green roof performance via a vertically-resolved model for heat and water transport. *Build. Environ.* **60**, 211–224 (2013).
135. Buchin, O., Hoelscher, M.-T., Meier, F., Nehls, T. & Ziegler, F. Evaluation of the health-risk reduction potential of countermeasures to urban heat islands. *Energy Build.* **114**, 27–37 (2016).
136. Heusinger, J., Sailor, D. J. & Weber, S. Modeling the reduction of urban excess heat by green roofs with respect to different irrigation scenarios. *Build. Environ.* **131**, 174–183 (2018).
137. Jin, C., Bai, X., Luo, T. & Zou, M. Effects of green roofs' variations on the regional thermal environment using measurements and simulations in Chongqing, China. *Urban For. Urban Green.* **29**, 223–237 (2018).
138. Lin, B.-S., Yu, C.-C., Su, A.-T. & Lin, Y.-J. Impact of climatic conditions on the thermal effectiveness of an extensive green roof. *Build. Environ.* **67**, 26–33 (2013).
139. Speak, A. F., Rothwell, J. J., Lindley, S. J. & Smith, C. L. Reduction of the urban cooling effects of an intensive green roof due to vegetation damage. *Urban Clim.* **3**, 40–55 (2013).
140. Susorova, I., Angulo, M., Bahrami, P. & Brent Stephens. A model of vegetated exterior facades for evaluation of wall thermal performance. *Build. Environ.* **67**, 1–13 (2013).
141. Ip, K., Lam, M. & Miller, A. Shading performance of a vertical deciduous climbing plant canopy. *Build. Environ.* **45**, 81–88 (2010).
142. Koyama, T., Yoshinaga, M., Hayashi, H., Maeda, K. & Yamauchi, A. Identification of key plant traits contributing to the cooling effects of green façades using freestanding walls. *Build. Environ.* **66**, 96–103 (2013).
143. Widiastuti, R., Caesarendra, W., Prianto, E. & Budi, W. S. Study on the Leaves Densities as Parameter for Effectiveness of Energy Transfer on the Green Facade. *Buildings* **8**, 138 (2018).
144. Cameron, R. W. F., Taylor, J. E. & Emmett, M. R. What's 'cool' in the world of green façades? How plant choice influences the cooling properties of green walls. *Build. Environ.* **73**, 198–207 (2014).
145. Hoelscher, M.-T., Nehls, T., Jänicke, B. & Wessolek, G. Quantifying cooling effects of facade greening: Shading, transpiration and insulation. *Energy Build.* **114**, 283–290 (2016).
146. Hoelscher, M.-T. Greenhouse Experiments on Transpiration of Vertical Green (Master thesis). (Technische Universität Berlin, 2013).
147. Coma, J. *et al.* Vertical greenery systems for energy savings in buildings: A comparative study between green walls and green facades. *Build. Environ.* **111**, 228–237 (2017).
148. Pérez, G., Coma, J., Martorell, I. & Cabeza, L. F. Vertical Greenery Systems (VGS) for energy saving in buildings: A review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **39**, 139–165 (2014).
149. Belda, M., Holtanová, E., Halenka, T. & Kalvová, J. Climate classification revisited: from Köppen to Trewartha. *Clim. Res.* **59**, 1–13 (2014).
150. Perini, K., Ottel , M., Fraaij, A. L. A., Haas, E. M. & Raiteri, R. Vertical greening systems and the effect on air flow and temperature on the building envelope. *Build. Environ.* **46**, 2287–2294 (2011).
151. Eumorfopoulou, E. A. & Kontoleon, K. J. Experimental approach to the contribution of plant-covered walls to the thermal behaviour of building envelopes. *Build. Environ.* **44**, 1024–1038 (2009).
152. Di, H. F. & Wang, D. N. Cooling Effect of Ivy on a Wall. *Exp. Heat Transf.* **12**, 235–245 (1999).
153. Sternberg, T., Viles, H. & Cathersides, A. Evaluating the role of ivy (*Hedera helix*) in moderating wall surface microclimates and contributing to the bioprotection of historic buildings. *Build. Environ.* **46**, 293–297 (2011).
154. Mazzali, U., Peron, F., Romagnoni, P., Pulselli, R. M. & Bastianoni, S. Experimental investigation on the energy performance of Living Walls in a temperate climate. *Build. Environ.* **64**, 57–66 (2013).
155. Jänicke, B., Meier, F., Hoelscher, M.-T. & Scherer, D. Evaluating the Effects of Façade Greening on Human Bioclimate in a Complex Urban Environment. *Advances in Meteorology* <https://www.hindawi.com/journals/amete/2015/747259/> (2015) doi:10.1155/2015/747259.
156. Djedjig, R., Bozonnet, E. & Belarbi, R. Experimental study of the urban microclimate mitigation potential of green roofs and green walls in street canyons. *Int. J. Low-Carbon Technol.* **10**, 34–44 (2015).
157. Djedjig, R., Bozonnet, E. & Belarbi, R. Modeling green wall interactions with street canyons for building energy simulation in urban context. *Urban Clim.* **16**, 75–85 (2016).
158. Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz. Langfristige Entwicklung der Luftqualität: Schwebstaub / Feinstaub PM10 / Land Berlin. https://www.berlin.de/senvuk/umwelt/luftqualitaet/de/entwicklung/lang_pm10.shtml (o.D.).
159. v. Stülpnagel, A. *et al.* *Luftgütemessdaten 2017*. (2018).

160. Jones, L. *et al.* Urban natural capital accounts: developing a novel approach to quantify air pollution removal by vegetation. *J. Environ. Econ. Policy* **8**, 413–428 (2019).
161. Tallis, M., Taylor, G., Sinnett, D. & Freer-Smith, P. Estimating the removal of atmospheric particulate pollution by the urban tree canopy of London, under current and future environments. *Landsc. Urban Plan.* **103**, 129–138 (2011).
162. Gorbachevskaya, O. & Herfort, S. *Feinstaubbindungsvermögen der für Bauwerksbegrünung typischen Pflanzen.* (2012).
163. Chaparro-Suarez, I. G., Meixner, F. X. & Kesselmeier, J. Nitrogen dioxide (NO₂) uptake by vegetation controlled by atmospheric concentrations and plant stomatal aperture. *Atmos. Environ.* **45**, 5742–5750 (2011).
164. Winner, W. E. & Mooney, H. A. Ecology of SO₂ resistance: II. Photosynthetic changes of shrubs in relation to SO₂ absorption and stomatal behavior. *Oecologia* **44**, 296–302 (1979).
165. Hill, A. C. Vegetation: A Sink for Atmospheric Pollutants. *J. Air Pollut. Control Assoc.* **21**, 341–346 (1971).
166. Pugh, T. A. M., MacKenzie, A. R., Whyatt, J. D. & Hewitt, C. N. Effectiveness of Green Infrastructure for Improvement of Air Quality in Urban Street Canyons. *Environ. Sci. Technol.* **46**, 7692–7699 (2012).
167. Herfort, S., Tschuikowa, S. & Ibañez, A. *CO₂-Bindungsvermögen der für die Bauwerksbegrünung typischen Pflanzen.* (2012).
168. Clemen, S. *et al.* Quantifying the contribution of wood burning to particulate matter in Berlin using automatic measurements. *Gefahrstoffe Reinhalt. Luft* **78**, 215–222 (2018).
169. Ling, L., Yan-ming, F., Shun-chang, W., Ying, X. & Dan-dan, Y. Leaf Micro-morphology and Features in Adsorbing Air Suspended Particulate Matter and Accumulating Heavy Metals in Seven Tress Species. *Huanjing Kexue* **34**, 2361–2367 (2013).
170. Weerakkody, U., Dover, J. W., Mitchell, P. & Reiling, K. Evaluating the impact of individual leaf traits on atmospheric particulate matter accumulation using natural and synthetic leaves. *Urban For. Urban Green.* **30**, 98–107 (2018).
171. Blanus, T., Garratt, M., Cathcart-James, M., Hunt, L. & Cameron, R. W. F. Urban hedges: A review of plant species and cultivars for ecosystem service delivery in north-west Europe. *Urban For. Urban Green.* **44**, 126391 (2019).
172. Zhang, W., Zhang, Z., Meng, H. & Zhang, T. How Does Leaf Surface Micromorphology of Different Trees Impact Their Ability to Capture Particulate Matter? *Forests* **9**, 681 (2018).
173. Weber, F., Kowarik, I. & Säumel, I. Herbaceous plants as filters: Immobilization of particulates along urban street corridors. *Environ. Pollut.* **186**, 234–240 (2014).
174. Bolund, P. & Hunhammar, S. Ecosystem services in urban areas. *Ecol. Econ.* **29**, 293–301 (1999).
175. Weerakkody, U., Dover, J. W., Mitchell, P. & Reiling, K. The impact of rainfall in remobilising particulate matter accumulated on leaves of four evergreen species grown on a green screen and a living wall. *Urban For. Urban Green.* **35**, 21–31 (2018).
176. Hu, Y. *et al.* Canopy stomatal uptake of NO_x, SO₂ and O₃ by mature urban plantations based on sap flow measurement. *Atmos. Environ.* **125**, 165–177 (2016).
177. Gao, Q., Zhao, P., Zeng, X., Cai, X. & Shen, W. A model of stomatal conductance to quantify the relationship between leaf transpiration, microclimate and soil water stress. *Plant Cell Environ.* **25**, 1373–1381 (2002).
178. Emberson, L. D., Ashmore, M. R., Cambridge, H. M., Simpson, D. & Tuovinen, J.-P. Modelling stomatal ozone flux across Europe. *Environ. Pollut.* **109**, 403–413 (2000).
179. Hewitt, C. N., Ashworth, K. & MacKenzie, A. R. Using green infrastructure to improve urban air quality (GI4AQ). *Ambio* **49**, 62–73 (2020).
180. China, S. & James, D. E. Influence of pavement macrotexture on PM₁₀ emissions from paved roads: A controlled study. *Atmos. Environ.* **63**, 313–326 (2012).
181. Nehls, T., Jozefaciuk, G., Sokolowska, Z., Hajnos, M. & Wessolek, G. Filter properties of seam material from paved urban soils. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* **12**, 691–702 (2008).
182. Jayasooriya, V. M., Ng, A. W. M., Muthukumaran, S. & Perera, B. J. C. Green infrastructure practices for improvement of urban air quality. *Urban For. Urban Green.* **21**, 34–47 (2017).
183. Hong, B., Lin, B. & Qin, H. Numerical Investigation on the Effect of Avenue Trees on PM_{2.5} Dispersion in Urban Street Canyons. *Atmosphere* **8**, 129 (2017).
184. Kim, S., Lee, S., Hwang, K. & An, K. Exploring Sustainable Street Tree Planting Patterns to Be Resistant against Fine Particles (PM_{2.5}). *Sustainability* **9**, 1709 (2017).
185. Sheng, Q. *et al.* An experimental study to quantify road greenbelts and their association with PM_{2.5} concentration along city main roads in Nanjing, China. *Sci. Total Environ.* **667**, 710–717 (2019).
186. Jeanjean, A. P. R., Monks, P. S. & Leigh, R. J. Modelling the effectiveness of urban trees and grass on PM_{2.5} reduction via dispersion and deposition at a city scale. *Atmos. Environ.* **147**, 1–10 (2016).
187. Abhijith, K. V. *et al.* Air pollution abatement performances of green infrastructure in open road and built-up street canyon environments – A review. *Atmos. Environ.* **162**, 71–86 (2017).
188. Leung, D. Y. C. *et al.* Effects of Urban Vegetation on Urban Air Quality. *Landsc. Res.* **36**, 173–188 (2011).
189. Churkina, G. *et al.* Effect of VOC Emissions from Vegetation on Air Quality in Berlin during a Heatwave. *Environ. Sci. Technol.* **51**, 6120–6130 (2017).
190. Hu, Y., Fernández, V. & Ma, L. Nitrate transporters in leaves and their potential roles in foliar uptake of nitrogen dioxide†. *Front. Plant Sci.* **5**, (2014).
191. Jim, C. Y. & Chen, W. Y. Assessing the ecosystem service of air pollutant removal by urban trees in Guangzhou (China). *J. Environ. Manage.* **88**, 665–676 (2008).
192. Setälä, H., Viippola, V., Rantalainen, A.-L., Pennanen, A. & Yli-Pelkonen, V. Does urban vegetation mitigate air pollution in northern conditions? *Environ. Pollut. Barking Essex 1987* **183**, 104–112 (2013).

193. Tuzet, A., Perrier, A. & Leuning, R. A coupled model of stomatal conductance, photosynthesis and transpiration. *Plant Cell Environ.* **26**, 1097–1116 (2003).
194. Zhu, D. & Zhou, X. Effect of urban water bodies on distribution characteristics of particulate matters and NO₂. *Sustain. Cities Soc.* **50**, 101679 (2019).
195. Chazette, P. & Lioussse, C. A case study of optical and chemical ground apportionment for urban aerosols in Thessaloniki. *Atmos. Environ.* **35**, 2497–2506 (2001).
196. Kuttler, W., Lamp, T. & Weber, K. Summer air quality over an artificial lake. *Atmos. Environ.* **36**, 5927–5936 (2002).
197. Baik, J.-J., Kwak, K.-H., Park, S.-B. & Ryu, Y.-H. Effects of building roof greening on air quality in street canyons. *Atmos. Environ.* **61**, 48–55 (2012).
198. Currie, B. A. & Bass, B. Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model. *Urban Ecosyst.* **11**, 409–422 (2008).
199. Schreiter, H. The Ecological Potential of Green Tram Tracks in Urban Areas. in (2010).
200. Xu, Y. *et al.* Quantifying particulate matter accumulated on leaves by 17 species of urban trees in Beijing, China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **25**, 12545–12556 (2018).
201. Yan, J., Lin, L., Zhou, W., Han, L. & Ma, K. Quantifying the characteristics of particulate matters captured by urban plants using an automatic approach. *J. Environ. Sci.* **39**, 259–267 (2016).
202. Francis, L. F. M. & Jensen, M. B. Benefits of green roofs: A systematic review of the evidence for three ecosystem services. *Urban For. Urban Green.* **28**, 167–176 (2017).
203. Speak, A. F., Rothwell, J. J., Lindley, S. J. & Smith, C. L. Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city. *Atmos. Environ.* **61**, 283–293 (2012).
204. Heusinger, J. & Weber, S. Extensive green roof CO₂ exchange and its seasonal variation quantified by eddy covariance measurements. *Sci. Total Environ.* **607–608**, 623–632 (2017).
205. Getter, K. L., Rowe, D. B., Robertson, G. P., Cregg, B. M. & Andresen, J. A. Carbon Sequestration Potential of Extensive Green Roofs. *Environ. Sci. Technol.* **43**, 7564–7570 (2009).
206. Ottel , M., van Bohemen, H. D. & Fraaij, A. L. A. Quantifying the deposition of particulate matter on climber vegetation on living walls. *Ecol. Eng.* **36**, 154–162 (2010).
207. Perini, K. & Rocciotello, E. Chapter 3.4 - Vertical Greening Systems for Pollutants Reduction. in *Nature Based Strategies for Urban and Building Sustainability* (eds. Pérez, G. & Perini, K.) 131–140 (Butterworth-Heinemann, 2018). doi:10.1016/B978-0-12-812150-4.00012-4.
208. Pettit, T., Irga, P. J., Abdo, P. & Torpy, F. R. Do the plants in functional green walls contribute to their ability to filter particulate matter? *Build. Environ.* **125**, 299–307 (2017).
209. Prodanovic, V., Hatt, B., McCarthy, D., Zhang, K. & Deletic, A. Green walls for greywater reuse: Understanding the role of media on pollutant removal. *Ecol. Eng.* **102**, 625–635 (2017).
210. Th nnessen, M. Staubfilternug durch Geh lzbl tter. Beispiele aus Düsseldorf, Essen und Köln. in *Berliner Geographische Arbeiten* vol. 109 (2007).
211. Liu, Z., He, C. & Wu, J. The Relationship between Habitat Loss and Fragmentation during Urbanization: An Empirical Evaluation from 16 World Cities. *PLOS ONE* **11**, e0154613 (2016).
212. Sandström, U. G., Angelstam, P. & Mikusiński, G. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landsc. Urban Plan.* **77**, 39–53 (2006).
213. Callaghan, C. T. *et al.* Heterogeneous urban green areas are bird diversity hotspots: insights using continental-scale citizen science data. *Landsc. Ecol.* **34**, 1231–1246 (2019).
214. Zerbe, S., Maurer, U., Schmitz, S. & Sukopp, H. Biodiversity in Berlin and its potential for nature conservation. *Landsc. Urban Plan.* **62**, 139–148 (2003).
215. Threlfall, C. G. *et al.* Variation in Vegetation Structure and Composition across Urban Green Space Types. *Front. Ecol. Evol.* **4**, (2016).
216. Sperling, C. D. & Lortie, C. J. The importance of urban backgardens on plant and invertebrate recruitment: a field microcosm experiment. *Urban Ecosyst.* **13**, 223–235 (2010).
217. Byrne, L. B. Habitat structure: A fundamental concept and framework for urban soil ecology. *Urban Ecosyst.* **10**, 255–274 (2007).
218. Beninde, J., Veith, M. & Hochkirch, A. Biodiversity in cities needs space: A meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecol. Lett.* **18**, (2015).
219. Tews, J. *et al.* Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J. Biogeogr.* **31**, 79–92 (2004).
220. Kesting, S. & Isselstein, J. Habitat-Heterogenität-Hypothese getestet an einem Sukzessionsgradienten des Gr nlands. in (2006).
221. Ossola, A., Hahs, A. K. & Livesley, S. J. Habitat complexity influences fine scale hydrological processes and the incidence of stormwater runoff in managed urban ecosystems. *J. Environ. Manage.* **159**, 1–10 (2015).
222. Threlfall, C. G. *et al.* Increasing biodiversity in urban green spaces through simple vegetation interventions. *J. Appl. Ecol.* **54**, 1874–1883 (2017).
223. SenStadtUm. *Berliner Strategie zur Biologischen Vielfalt Begr ndung, Themenfelder und Ziele.* (2012).
224. Concepción, E. D. *et al.* Impacts of urban sprawl on species richness of plants, butterflies, gastropods and birds: not only built-up area matters. *Urban Ecosyst.* **19**, 225–242 (2016).
225. Brandes, D. Die spontane Flora der Straßen von Braunschweig: Hohe Artenzahl und unerwartete Florendynamik im lokalen Ma stab. (2016).
226. Melander, B. *et al.* Weed occurrence on pavements in five North European towns. *Weed Res.* **49**, 516–525 (2009).

227. Bonthoux, S., Voisin, L., Bouché-Pillon, S. & Chollet, S. More than weeds: Spontaneous vegetation in streets as a neglected element of urban biodiversity. *Landsc. Urban Plan.* **185**, 163–172 (2019).
228. Fagot, M. *et al.* Weed flora in paved areas in relation to environment, pavement characteristics and weed control. *Weed Res.* **51**, 650–660 (2011).
229. Krüsi, B. & Trachsel, T. Erstaunliche Vielfalt in einem unscheinbaren Lebensraum: die Pflasterfugen-Flora der Stadt Zürich. *Vierteljahrsschr. Naturforschenden Ges. Zür.* **157**, (2012) 157(3/4): 59–72 (2012).
230. Dimitrakopoulos, P. G. & Schmid, B. Biodiversity effects increase linearly with biotope space. *Ecol. Lett.* **7**, 574–583 (2004).
231. Mills, G. S., Dunning, J. B. & Bates, J. M. The Relationship between Breeding Bird Density and Vegetation Volume. *Wilson Bull.* **103**, 468–479 (1991).
232. Ossola, A., Nash, M. A., Christie, F. J., Hahs, A. K. & Livesley, S. J. Urban habitat complexity affects species richness but not environmental filtering of morphologically-diverse ants. *PeerJ* **3**, e1356 (2015).
233. Norton, B. A., Thomson, L. J., Williams, N. S. G. & McDonnell, M. J. The effect of urban ground covers on arthropods: An experiment. *Urban Ecosyst.* **17**, 77–99 (2014).
234. Monberg, R. J., Howe, A. G., Ravn, H. P. & Jensen, M. B. Exploring structural habitat heterogeneity in sustainable urban drainage systems (SUDS) for urban biodiversity support. *Urban Ecosyst.* **21**, 1159–1170 (2018).
235. Vermonden, K. Key factors for biodiversity of urban waters. *Resour. Conserv. Recycl. - RESOUR CONSERV RECYCL* (2011).
236. Hassall, C. & Anderson, S. Stormwater ponds can contain comparable biodiversity to unmanaged wetlands in urban areas. *Hydrobiologia* **745**, 137–149 (2015).
237. Mayrand, F., Clergeau, P., Mayrand, F. & Clergeau, P. Green Roofs and Green Walls for Biodiversity Conservation: A Contribution to Urban Connectivity? *Sustainability* **10**, 985 (2018).
238. Maclvor, J. S. & Lundholm, J. Insect species composition and diversity on intensive green roofs and adjacent level-ground habitats. *Urban Ecosyst.* **14**, 225–241 (2011).
239. Williams, N. S. G., Lundholm, J. & Maclvor, J. S. FORUM: Do green roofs help urban biodiversity conservation? *J. Appl. Ecol.* **51**, 1643–1649 (2014).
240. Bates, A. J., Sadler, J. P. & Mackay, R. Vegetation development over four years on two green roofs in the UK. *Urban For. Urban Green.* **12**, 98–108 (2013).
241. Brenneisen, S. Ökologisches Ausgleichspotenzial von Extensiven Dachbegrünungen. Bedeutung des Ersatz-Ökotops für den Arten- und Naturschutz und die Stadtentwicklungsplanung. (Universität Basel, 2003).
242. Hofmann, M. M. & Renner, S. S. Bee species recorded between 1992 and 2017 from green roofs in Asia, Europe, and North America, with key characteristics and open research questions. *Apidologie* **49**, 307–313 (2018).
243. Kyro, K. *et al.* Local habitat characteristics have a stronger effect than the surrounding urban landscape on beetle communities on green roofs. *Urban For. Urban Green.* **29**, 122–130 (2018).
244. Vogel, P. & Breunig, T. *Bewertung der Biotoptypen BadenWürttembergs zur Bestimmung des Kompensationsbedarfs in der Eingriffsregelung.* (2005).
245. Madre, F., Vergnes, A., Machon, N. & Clergeau, P. A comparison of 3 types of green roof as habitats for arthropods. *Ecol. Eng.* **57**, 109–117 (2013).
246. Braaker, S., Ghazoul, J., Obrist, M. K. & Moretti, M. Habitat connectivity shapes urban arthropod communities: the key role of green roofs. *Ecology* **95**, 1010–1021 (2014).
247. Partridge, D. R. & Clark, J. A. Urban green roofs provide habitat for migrating and breeding birds and their arthropod prey. *Plos One* **13**, e0202298 (2018).
248. Tonietto, R., Fant, J., Ascher, J., Ellis, K. & Larkin, D. A comparison of bee communities of Chicago green roofs, parks and prairies. *Landsc. Urban Plan.* **103**, 102–108 (2011).
249. Kratschmer, S., Kriechbaum, M. & Pachinger, B. Buzzing on top: Linking wild bee diversity, abundance and traits with green roof qualities. *Urban Ecosyst.* **21**, 429–446 (2018).
250. Deiwick, B., Dembeck, M. & Wildanger, F. *Methodische Studie zur Bewertung von Dachbegrünungen im Rahmen der Eingriffsregelung in Berlin.* (2019).
251. Catalano, C., Marcenò, C., Laudicina, V. A. & Guarino, R. Thirty years unmanaged green roofs: Ecological research and design implications. *Landsc. Urban Plan.* **149**, 11–19 (2016).
252. Madre, F., Clergeau, P., Machon, N. & Vergnes, A. Building biodiversity: Vegetated façades as habitats for spider and beetle assemblages. *Glob. Ecol. Conserv.* **3**, 222–233 (2015).
253. Chiquet, C. The Animal Biodiversity of green walls in the urban environment. (Staffordshire University, 2014).
254. Chiquet, C., Dover, J. W. & Mitchell, P. Birds and the urban environment: the value of green walls. *Urban Ecosyst.* **16**, 453–462 (2013).
255. Pfoser, N., Jenner, N., Henrich, J., Heusinger, J. & Weber, S. *Gebäude, Begrünung und Energie: Potenziale und Wechselwirkungen.* (2013).
256. Vaillancourt, C., Duchesne, S. & Pelletier, G. Hydrologic Performance of Permeable Pavement as an Adaptive Measure in Urban Areas: Case Studies near Montreal, Canada. *J. Hydrol. Eng.* **24**, 05019020 (2019).
257. Yang, B., Lee, D. K., Heo, H. K. & Biging, G. The effects of tree characteristics on rainfall interception in urban areas. *Landsc. Ecol. Eng.* **15**, 289–296 (2019).
258. Carlyle-Moses, D. E., Livesley, S., Baptista, M. D., Thom, J. & Szota, C. Urban Trees as Green Infrastructure for Stormwater Mitigation and Use. in *Forest-Water Interactions* (eds. Levina, D. F. *et al.*) 397–432 (Springer International Publishing, 2020). doi:10.1007/978-3-030-26086-6_17.
259. Helalia, A. M. The relation between soil infiltration and effective porosity in different soils. *Agric. Water Manag.* **24**, 39–47 (1993).
260. Pitt, R., Lantrip, J. & O'Connor, T. Infiltration Through Disturbed Urban Soils. in vol. 104 1–10 (2000).

261. Sajjadi, S.-A.-H. *et al.* Effect of soil physical properties on infiltration rate. *Geomech. Eng.* **10**, 727–736 (2016).
262. Yang, J.-L. & Zhang, G.-L. Water infiltration in urban soils and its effects on the quantity and quality of runoff. *J. Soils Sediments* **11**, 751–761 (2011).
263. Riechel, M. *et al.* Impacts of combined sewer overflows on a large urban river – Understanding the effect of different management strategies. *Water Res.* **105**, 264–273 (2016).
264. Ball, J. E. & Rankin, K. The hydrological performance of a permeable pavement. *Urban Water J.* **7**, 79–90 (2010).
265. Bachmann-Machnik, A., Dittmer, U. & Schönfeld, A. Using Precipitation and Combined Sewer Overflow Data for Predicting Hygienic Contaminations in Bathing Waters – A Data Analysis. in *New Trends in Urban Drainage Modelling* (ed. Mannina, G.) 654–659 (Springer International Publishing, 2019). doi:10.1007/978-3-319-99867-1_113.
266. Bondelind, M., Nguyen, A., Sokolova, E. & Björklund, K. Transport of Traffic-Related Microplastic Particles in Receiving Water. in *New Trends in Urban Drainage Modelling: UDM 2018* 317–321 (2019). doi:10.1007/978-3-319-99867-1_53.
267. Cubasch, U. *et al.* Umweltwandel und die Folgen für den Landschaftswasserhaushalt.
268. Bischoff, G. *Entsiegelung und Oberflächenwasserversickerung mit durchlässigen Platten- und Pflasterbelägen: Dokumentation von Vorträgen folgender Veranstaltungen: Kongreß des Bundesverbandes Garten-, Landschafts- und Sportplatzbau e.V. (BGL) in Cottbus am 21. September 1995 in Zusammenarbeit mit der FLL.* (FLL, 1996).
269. Cipolla, S. S., Maglionico, M. & Stojkov, I. Experimental Infiltration Tests on Existing Permeable Pavement Surfaces. *CLEAN – Soil Air Water* **44**, 89–95 (2016).
270. Gilbert, J. K. & Clausen, J. C. Stormwater runoff quality and quantity from asphalt, paver, and crushed stone driveways in Connecticut. *Water Res.* **40**, 826–832 (2006).
271. Illgen, M. Das Versickerungsverhalten durchlässig befestigter Siedlungsflächen und seine urbanhydrologische Quantifizierung. (Technischen Universität Kaiserslautern, 2009).
272. Borgwardt, S. *Versickerungsfähige Verkehrsflächen.* (2017).
273. Weiler, M. *et al.* *Der naturnahe Wasserhaushalt als Leitbild in der Siedlungswasserbewirtschaftung.* (2019).
274. Schmitt, T. G. & Illgen, M. Abflussbeiwerte für die Bemessung und Abflusssimulation von Entwässerungsanlagen. *KA – Wasserwirtsch. Abwasser Abfall* **48**, 1720–1728 (2001).
275. Borgwardt, S., Gerlach, A. & Köhler, M. Prüfung, Überwachung und Unterhaltung. in *Versickerungsfähige Verkehrsflächen: Anforderungen, Einsatz und Bemessung* (eds. Borgwardt, S., Gerlach, A. & Köhler, M.) 125–146 (Springer, 2000). doi:10.1007/978-3-642-57072-8_9.
276. DIN 1986-100. *DIN 1986-100:2016-12, Entwässerungsanlagen für Gebäude und Grundstücke - Teil 100: Bestimmungen in Verbindung mit DIN EN 752 und DIN EN 12056.* <https://www.beuth.de/de/-/-/264064948> (2016) doi:10.31030/2586228.
277. Bean, E. Z., Bidelspach, D. & Burak, R. Study on the Infiltration Rate of Permeable Pavements. (2004) doi:10.1061/40737(2004)72.
278. Huang, J., Valeo Caterina, He Jianxun & Chu Angus. Three Types of Permeable Pavements in Cold Climates: Hydraulic and Environmental Performance. *J. Environ. Eng.* **142**, 04016025 (2016).
279. Liu, X. & Chang, Q. The Rainfall Interception Performance of Urban Tree Canopy in Beijing, China. in *New Trends in Urban Drainage Modelling* (ed. Mannina, G.) 46–51 (Springer International Publishing, 2019). doi:10.1007/978-3-319-99867-1_8.
280. Engström, E., Thunvik, R., Kulabako, R. & Balfors, B. Water Transport, Retention, and Survival of *Escherichia coli* in Unsaturated Porous Media: A Comprehensive Review of Processes, Models, and Factors. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* **45**, 1–100 (2015).
281. Depietri, Y. & McPhearson, T. Integrating the Grey, Green, and Blue in Cities: Nature-Based Solutions for Climate Change Adaptation and Risk Reduction. in *Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas: Linkages between Science, Policy and Practice* (eds. Kabisch, N., Korn, H., Stadler, J. & Bonn, A.) 91–109 (Springer International Publishing, 2017). doi:10.1007/978-3-319-56091-5_6.
282. Davis, M. & Naumann, S. Making the Case for Sustainable Urban Drainage Systems as a Nature-Based Solution to Urban Flooding. in *Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas: Linkages between Science, Policy and Practice* (eds. Kabisch, N., Korn, H., Stadler, J. & Bonn, A.) 123–137 (Springer International Publishing, 2017). doi:10.1007/978-3-319-56091-5_8.
283. Shafique, M., Kim, R. & Kyung-Ho, K. Green Roof for Stormwater Management in a Highly Urbanized Area: The Case of Seoul, Korea. *Sustainability* **10**, 584 (2018).
284. Speak, A. F., Rothwell, J. J., Lindley, S. J. & Smith, C. L. Rainwater runoff retention on an aged intensive green roof. *Sci. Total Environ.* **461**, 28–38 (2013).
285. Zhang, Z. *et al.* Influence of plant composition and water use strategies on green roof stormwater retention. *Sci. Total Environ.* **625**, 775–781 (2018).
286. Viola, F., Hellies, M. & Deidda, R. Retention performance of green roofs in representative climates worldwide. *J. Hydrol.* **553**, 763–772 (2017).
287. Baryla, A., Karczmarczyk, A. & Bus, A. Role of Substrates Used for Green Roofs in Limiting Rainwater Runoff. *J. Ecol. Eng.* **19**, 86–92 (2018).
288. Bates, A. J., Sadler, J. P., Greswell, R. B. & Mackay, R. Effects of varying organic matter content on the development of green roof vegetation: A six year experiment. *Ecol. Eng.* **82**, 301–310 (2015).
289. Trinh, D. H. & Chui, T. F. M. *Assessing Hydrological Behavior of Green Roof for Stormwater Management.* (Tsinghua Univ, 2013).
290. Li, X. *et al.* Green roofs: Effects of plant species used on runoff. *Land Degrad. Dev.* **29**, 3628–3638 (2018).

291. Roehr, D., Laurenz Jon & Yuewei, K. Green Envelopes: Contribution of Green Roofs, Green Facades, and Green Streets to Reducing Stormwater Runoff, CO₂ Emissions, and Energy Demand in Cities. *Low Impact Dev. Urban Ecosyst. Habitat Prot.* doi:10.1061/41009(333)13.
292. Carter, T. & Jackson, C. R. Vegetated roofs for stormwater management at multiple spatial scales. *Landsch. Urban Plan.* **80**, 84–94 (2007).
293. Nagase, A. & Dunnett, N. Amount of water runoff from different vegetation types on extensive green roofs: Effects of plant species, diversity and plant structure. *Landsch. Urban Plan.* **104**, 356–363 (2012).
294. Tiwary, A., Godsmark, K. & Smethurst, J. Field evaluation of precipitation interception potential of green façades. *Ecol. Eng.* **122**, 69–75 (2018).
295. Baryla, A., Karczmarczyk, A., Brandyk, A. & Bus, A. The influence of a green roof drainage layer on retention capacity and leakage quality. *Water Sci. Technol.* **77**, 2886–2895 (2018).
296. Babisch, W., Beule, B., Schust, M., Kersten, N. & Ising, H. Traffic Noise and Risk of Myocardial Infarction. *Epidemiology* **16**, 33–40 (2005).
297. Willich, S. N., Wegscheider, K., Stallmann, M. & Keil, T. Noise burden and the risk of myocardial infarction. *Eur. Heart J.* **27**, 276–282 (2006).
298. de Paiva Vianna, K. M., Alves Cardoso, M. R. & Rodrigues, R. M. C. Noise pollution and annoyance: An urban soundscapes study. *Noise Health* **17**, 125–133 (2015).
299. Van Renterghem, T. Towards explaining the positive effect of vegetation on the perception of environmental noise. *Urban For. Urban Green.* **40**, 133–144 (2019).
300. Aylor, D. SOUND TRANSMISSION THROUGH VEGETATION IN RELATION TO LEAF AREA DENSITY, LEAF WIDTH, AND BREADTH OF CANOPY. *J. Acoust. Soc. Am.* **51**, (1972).
301. Martens, M. J. M. Foliage as a low-pass filter: Experiments with model forests in an anechoic chamber. *J. Acoust. Soc. Am.* **67**, 66–72 (1980).
302. Horoshenkov, K. V., Khan, A. & Benkreira, H. Acoustic properties of low growing plants. *J. Acoust. Soc. Am.* **133**, 2554–2565 (2013).
303. Jang, H. S., Lee, S. C., Jeon, J. Y. & Kang, J. Evaluation of road traffic noise abatement by vegetation treatment in a 1:10 urban scale model. *J. Acoust. Soc. Am.* **138**, 3884–3895 (2015).
304. Ow, L. F. & Ghosh, S. Urban cities and road traffic noise: Reduction through vegetation. *Appl. Acoust.* **120**, 15–20 (2017).
305. Van Renterghem, T. *et al.* Measured light vehicle noise reduction by hedges. *Appl. Acoust.* **78**, 19–27 (2014).
306. Kua, E. & Sia, A. Green Environment and Mental Health in the City. in 1–20 (2016). doi:10.1007/978-981-10-0752-1_2-1.
307. Triguero-Mas, M. *et al.* Natural outdoor environments and mental health: Stress as a possible mechanism. *Environ. Res.* **159**, 629–638 (2017).
308. Katz, C. The Experience of Nature: A Psychological Perspective. *J. Nerv. Ment. Dis.* **179**, 704 (1991).
309. Davies, J. Sense of Place, Health and Quality of Life – Edited by John Eyles and Allison Williams. *Geogr. Res.* **48**, 331–332 (2010).
310. Mladenovic, E., Lakicevic, M., Pavlović, L., Hiel, K. & Padejčev, J. Opportunities and Benefits of Green Balconies and Terraces in Urban Conditions. *Contemp. Agric.* **66**, (2017).
311. Hannah, L. Ground, Terrain and Structure Effects on Sound Propagation. *N. Z. Acoust.* **20**, (2006).
312. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Wohnen. Umweltatlas Berlin, 06.05 Versorgung mit öffentlichen, wohnungsnahen Grünanlagen (Ausgabe 2017). https://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/db605_04.htm#Tab2.
313. Kabisch, N. & van den Bosch, M. A. Urban Green Spaces and the Potential for Health Improvement and Environmental Justice in a Changing Climate. in *Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas: Linkages between Science, Policy and Practice* (eds. Kabisch, N., Korn, H., Stadler, J. & Bonn, A.) 207–220 (Springer International Publishing, 2017). doi:10.1007/978-3-319-56091-5_12.
314. Augenstein, I. *Die Ästhetik der Landschaft: ein Bewertungsverfahren für die planerische Umweltvorsorge.* (Weißensee Verlag, 2002).
315. Staubli, R., Dreyer, J. & Rutsche, M. *Forschungspaket: Lärmarme Beläge innerorts - EP3: Betrieb und Unterhalt lärmarmen Beläge : Forschungsauftrag ASTRA 2010/012 auf Antrag des Bundesamtes für Strassen (ASTRA).* (2013).
316. Yang, H.-S., Kang, J. & Cheal, C. Random-Incidence Absorption and Scattering Coefficients of Vegetation. *Acta Acust. United Acust.* **99**, 379–388 (2013).
317. Samara, T. & Tsitsoni, T. The effects of vegetation on reducing traffic noise from a city ring road. *Noise Control Eng. J.* **59**, 68–74 (2011).
318. Kragh, J. Road traffic noise attenuation by belts of trees. *J. Sound Vib.* **74**, 235–241 (1981).
319. Braubach, M. *et al.* Effects of Urban Green Space on Environmental Health, Equity and Resilience. in *Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas: Linkages between Science, Policy and Practice* (eds. Kabisch, N., Korn, H., Stadler, J. & Bonn, A.) 187–205 (Springer International Publishing, 2017). doi:10.1007/978-3-319-56091-5_11.
320. Fuller, R. A., Irvine, K. N., Devine-Wright, P., Warren, P. H. & Gaston, K. J. Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biol. Lett.* **3**, 390–394 (2007).
321. Völker, S. & Kistemann, T. ‘I’m always entirely happy when I’m here!’ Urban blue enhancing human health and well-being in Cologne and Düsseldorf, Germany. *Soc. Sci. Med.* **1982** **78**, 113–124 (2013).
322. Manso, M. *et al.* Acoustic Evaluation of a New Modular System for Green Roofs and Green Walls. *Archit. Civ. Eng. Environ.* **10**, 99–108 (2017).

323. Feitosa, R. C. & Wilkinson, S. J. Attenuating heat stress through green roof and green wall retrofit. *Build. Environ.* **140**, 11–22 (2018).
324. Fabiani, C. *et al.* Thermo-acoustic performance of green roof substrates in dynamic hygrothermal conditions. *Energy Build.* **178**, 140–153 (2018).
325. Jim, C. Y. & Tsang, S. W. Biophysical properties and thermal performance of an intensive green roof. *Build. Environ.* **46**, 1263–1274 (2011).
326. Galbrun, L. & Scerri, L. Sound insulation of lightweight extensive green roofs. *Build. Environ.* **116**, 130–139 (2017).
327. Van Renterghem, T., Hornikx, M., Forssen, J. & Botteldooren, D. The potential of building envelope greening to achieve quietness. *Build. Environ.* **61**, 34–44 (2013).
328. Van Renterghem, T. & Botteldooren, D. In-situ measurements of sound propagating over extensive green roofs. *Build. Environ.* **46**, 729–738 (2011).
329. Linke, T. Gebäudebegrünung als Lärmschutzmaßnahme im innerstädtischen Raum - Welchen Beitrag können Dach- und Fassadenbegrünungen zum Lärmschutz leisten? (HCU, 2017).
330. Connelly, M. & Hodgson, M. Experimental investigation of the sound absorption characteristics of vegetated roofs. *Build. Environ.* **92**, 335–346 (2015).
331. Mesimäki, M., Hauru, K., Kotze, D. J. & Lehvavirta, S. Neo-spaces for urban livability? Urbanites' versatile mental images of green roofs in the Helsinki metropolitan area, Finland. *Land Use Policy* **61**, 587–600 (2017).
332. Jungels, J., Rakow, D. A., Allred, S. B. & Skelly, S. M. Attitudes and aesthetic reactions toward green roofs in the North-eastern United States. *Landsc. Urban Plan.* **117**, 13–21 (2013).

Begrünungsarten und Vegetationsformen		Durchwurzelbare Aufbaudicke in cm																					
		4	6	8	10	12	15	18	20	25	30	35	40	45	50	60	70	80	90	100	125	150	200
Extensivbegrünungen	Moos-Sedum-Begrünung	■	■																				
	Sedum-Moos-Kraut-Begrünung	■	■																				
	Sedum-Kraut-Gras-Begrünung		■																				
	Gras-Kraut-Begrünung							■															
Einfache Intensivbegrünung	Gras-Kraut-Begrünung						■																
	Wildstauden-Gehölz-Begrünungen						■																
	Gehölz-Stauden-Begrünung						■																
	Gehölzbegrünung																						
Intensivbegrünungen	Rasen																						
	Niedrige Stauden und Gehölze																						
	Mitte lhohe Stauden und Gehölze																						
	Hohe Stauden und Sträucher																						
	Große Sträucher und kleine Bäume																						
	Mitte lhohe und hohe Bäume																						
	Hohe Bäume																						

Anhang 1: Aufbaudicken bei verschiedenen Begrünungsarten und Vegetationsformen. Aus Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau (FLL) ⁷⁷.