



SCHLUSSBERICHT ZUM FORSCHUNGSVORHABEN

„MULTIFUNKTIONALE VERSICKERUNGSMULDEN IM SIEDLUNGSRAUM“

AZ: 67-0270-97540/2020

Auftraggeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)

Auftragnehmer:

Technische Universität München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, Am Coulombwall 3, 85748 Garching

Autoren:

Philipp Stinshoff, Brigitte Helmreich¹

Patrizia Eben, Swantje Duthweiler, Christoph Moning²

Sebastian Knoll, Johannes Prügl³

¹ Technische Universität München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, Am Coulombwall 3, 85748 Garching, Email: info.sww@ed.tum.de

² Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Institut für Ökologie und Landschaft, Am Hofgarten 4, 85354 Freising

³ Bodeninstitut Johannes Prügl; Ingenieurbüro für Boden- und Vegetationstechnik, Moosburger Straße 5; 84072 Au in der Hallertau

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	1
Abkürzungsverzeichnis.....	4
Abstract (Kurzfassung)	5
Zusammenfassung	6
Schlagwörter gemäß Thesaurus GEMET	9
1 Einleitung.....	10
1.1 Hintergrund	10
1.2 Zielsetzung.....	12
2 Angewandte wissenschaftliche und technische Methoden.....	15
2.1 Allgemeine Recherche (AP1).....	15
2.2 Laborversuche zu Entwässerungssicherheit und Schadstoffrückhalt (AP2)	15
2.3 Aufbau einer Datenbank zu Flora und Fauna (AP3).....	20
2.4 Halbtechnische Versuche	23
2.4.1 Substratzusammensetzung	23
2.4.2 Artenauswahl und Bepflanzung	26
2.4.3 Versuchsaufbau	28
2.4.4 Pflegekonzept	30
2.4.5 Versuche zur stofflichen Belastung und Betriebsstabilität der Substrate (AP5).....	30
2.4.6 Versuche zur Toleranz ausgewählter heimischer Pflanzenarten gegenüber sickermuldenspezifischen Stresseinflüssen (AP4)	34
2.5 Pilotierung im Siedlungsraum (AP6)	39
2.5.1 Versickerungsmulden in der Otto-Warburg-Straße	39
2.5.1.1 Versuchsaufbau.....	39
2.5.1.2 Versuchsdurchführung.....	41
2.5.2 „Baumrigolen“ in Pfaffenhofen	42
2.5.2.1 Versuchsaufbau	42
2.5.2.2 Versuchsdurchführung.....	44
2.5.3 Insektenerfassung.....	45
2.6 Kostenberechnung	47
2.7 Analysemethoden	48
2.8 Statistische Auswertung.....	51
3 Ergebnisse und Diskussion.....	52
3.1 Versickerungsmulden.....	52
3.1.1 Allgemeine Recherche	52
3.1.1.1 Versickerungsmulden als Teil wassersensibler Stadtentwicklung	52
3.1.1.2 Gewässerrelevante Substanzen in Niederschlagsabflüssen und Rückhalt in der bewachsenen Bodenzone	55
3.1.1.3 Bepflanzung des Extremstandorts urbaner Versickerungsmulden	58
3.1.1.4 Forschungsbeispiele zur Insektenvielfalt.....	61
3.1.2 Schadstoffrückhalt und Betriebsstabilität.....	62
3.1.2.1 Laborversuche	62

3.1.2.2	Halbtechnische Versuche zum Schadstoffrückhalt (AP5)	68
3.1.2.2.1	pH und elektrische Leitfähigkeit der Beschickungswässer	68
3.1.2.2.2	Versuche mit Kupferdachabfluss.....	69
3.1.2.2.3	Zusatzversuche zur Adsorptionskapazität.....	72
3.1.2.2.4	Versuche mit biozidhaltigem Fassadenabfluss	73
3.1.2.2.5	Versuche mit Verkehrsflächenabfluss	78
3.1.2.3	Betriebsstabilität	81
3.1.2.4	Nährstoff- und Vanadium-Auslaugung aus den Substratmischungen	82
3.1.2.5	Pilotierung in der Otto-Warburg-Straße zum Schadstoffrückhalt (AP6).....	84
3.1.3	Eignung heimischer Pflanzenarten für urbane Versickerungsmulden.....	90
3.1.3.1	Aufbau einer Datenbank (AP3).....	90
3.1.3.2	Ergebnisse aus den Probepflanzungen der halbtechnischen Versuche (AP4).....	91
3.1.3.2.1	Klimatische Bedingungen	91
3.1.3.2.2	Bodenparameter	93
3.1.3.2.3	Überstauungsereignisse	94
3.1.3.2.4	Ausfälle	95
3.1.3.2.5	Deckungsgrad.....	99
3.1.3.2.6	Visuelle Qualität.....	101
3.1.3.2.7	Phänologische Entwicklung.....	103
3.1.3.2.8	Wuchshöhen.....	104
3.1.3.2.9	Pflegebedarf	104
3.1.3.2.10	Ergebnisse aus den Pilotierungen (AP6)	105
3.1.4	Insektenerfassung.....	106
3.1.4.1	Quantitative Ergebnisse.....	106
3.1.4.2	Qualitative Ergebnisse.....	109
3.1.5	Zusammenfassung der Ergebnisse	111
3.1.6	Kostenberechnung (AP7.3)	121
3.2	„Baumrigolen“	124
3.2.1	Allgemeine Recherche (AP1)	124
3.2.2	Untersuchung zum Schadstoffrückhalt	125
3.2.3	Entwicklung der beiden Gehölze	125
4	Kommunikation / Wissenstransfer (AP7)	127
5	Fazit und Ausblick	130
6	Literaturverzeichnis	133
Anhang		146
A1 Arbeits- und Zeitplan		146
A2 Dokumentation des Versuchsaufbaus an der TUM		148
A3 Dokumentation des Versuchsaufbaus an der HSWT.....		149
A4 Dokumentation des Versuchsaufbaus in der Otto-Warburg-Straße		151
A5 Pflanzpläne der Versickerungsmulden in München		152
A6 Messtechnik in den Versickerungsmulden in München		155
A7 Entwürfe der „Baumrigolen“ in Pfaffenhofen an der Ilm		157
A8 Auszug des Pflanzplans der „Baumrigolen“unterpflanzung in Pfaffenhofen an der Ilm.....		161

A9 Messtechnik in Pfaffenhofen an der Ilm	163
A10 Dokumentation des Versuchsaufbaus in Pfaffenhofen an der Ilm	165
A11 Auswertungen des Deckungsgrads einzelner Gefäße und Arten	169
A12 Visuelle Qualität.....	183
A13 Kostenberechnung	187

Abkürzungsverzeichnis

AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AFS63	Abfiltrierbare Stoffe mit Korngrößen von 0,45 µm bis 63 µm (Feinpartikuläre Stoffe)
AFS _{grob}	Abfiltrierbare Stoffe mit Korngrößen größer 63 µm
AP	Arbeitspaket
Br	Bromid
Cd	Cadmium
Cl ⁻	Chlorid
Cu	Kupfer
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff
DTV	durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärke
DTV _w	durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärke an Werktagen
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
DWD	Deutscher Wetterdienst
EC	Elektrische Leitfähigkeit (Engl. Electric Conductivity)
F	Fluorid
FLL	Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V.
HSWT	Hochschule Weihenstephan-Triesdorf
k _f	Durchlässigkeit
LF	Elektrische Leitfähigkeit
LfU	Bayerisches Landesamt für Umwelt
LWG	Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau
Na	Natrium
NaCl	Natriumchlorid
NO ₂ ⁻	Nitrit
NO ₃ ⁻	Nitrat
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PE	Polyethylen
PO ₄ ³⁻	Phosphat
PP	Polypropylen
SO ₄ ²⁻	Sulfat
StMUV	Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz
TUM	Technische Universität München
VSA	Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute
V	Vanadium
Zn	Zink

Abstract (Kurzfassung)

In Zeiten des Klimawandels mit zunehmender Häufigkeit von Extremereignissen wie Hitze, Trockenheit und Starkregen sowie verstärkter Nachverdichtung zeigt sich der Bedarf einer wassersensiblen Siedlungsgestaltung. Bewachsene Versickerungsmulden werden als besonders vielversprechende Maßnahme einer naturnahen, dezentralen Niederschlagswasserbewirtschaftung angesehen.

An der Technischen Universität München und an der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf wurde daher gemeinsam mit dem Bodeninstitut Prügl ein Forschungsvorhaben zur Entwicklung einer multifunktionalen Versickerungsmulde konzipiert und durchgeführt. Die vorrangigen Ziele sind sowohl die Entwässerungssicherheit, wie auch der Rückhalt gewässerschädigender Stoffe und die Verbesserung der Artenvielfalt in der Stadt. Der multifunktionale Ansatz sowie die Kombination interdisziplinärer Fragestellungen unter Beachtung unterschiedlichen Regelwerken (DWA, FLL) stellen leider noch eine Ausnahme dar. Für die gewählten Substratmischungen konnten gute Rückhalte für verschiedene Stoffe aus Verkehrs-, Kupferdach- und Fassadenabflüssen nachgewiesen werden. Die heimische, krautige Bepflanzung der multifunktionalen Mulde wurde muldenspezifische Stresseinflüsse wie Trockenheit, Salzeintrag, temporärer Einstau getestet, wobei sich ein Großteil als stresstolerant und empfehlenswert herausstellte. Ein negativer Effekt auf den Schadstoffrückhalt durch die Bepflanzung konnte nicht festgestellt werden. Auch in den Pilotierungen an zwei Standorten konnte die Wirksamkeit der Substratmischungen und die Robustheit der Pflanzenarten bestätigt werden. Durch das vielfältige Blühangebot konnten zahlreiche Insekten nachgewiesen werden.

Zusammenfassung

Bei den immer häufiger auftretenden klimatischen Extremereignissen wie Starkregen und Trockenperioden zeigen sich die negativen Auswirkungen der zunehmenden (Nach-)Verdichtung im Siedlungsraum und der damit verbundenen Reduzierung von Grünflächen: Neben dem Unterbinden der Versickerung und Verdunstung durch befestigte Flächen verstärkt der Rückgang der Biodiversität den städtischen Wärmeinseleffekt. Zudem ist die öffentliche Kanalisation für seltene und außergewöhnliche Starkregen nicht ausgelegt und es kann zu Überflutungen kommen. Gleichzeitig darf neben den Anforderungen an eine hydraulische Bewirtschaftung von Extremereignissen die mögliche stoffliche Belastung urbaner Niederschlagsabflüsse mit gewässerschädigenden Substanzen nicht vergessen werden. Vor dem Versickern in das Grundwasser bedarf es – je nach Belastung - einer adäquaten Behandlung.

Bewachsene Versickerungsmulden werden als besonders vielversprechende Maßnahme einer naturnahen, dezentralen Niederschlagswasserbewirtschaftung mit integrierter Schadstoffbehandlung im Siedlungsbereich gesehen. **Neben den zu erwartenden positiven Wirkungen für das Siedlungsklima können bewachsene Versickerungsmulden eine multifunktionale Rolle einnehmen:**

- ortsnahe Regenwasserbewirtschaftung,
- Rückhalt gewässerschädlicher Substanzen,
- Hitze- und Starkregenregulation,
- attraktive Standortgestaltung und
- Verbesserung der Biodiversität in der Stadt.

Bisher lag der Fokus wissenschaftlicher Untersuchungen von Versickerungsmulden fast ausschließlich auf der sicheren Siedlungsentwässerung, in einigen Fällen auf dem Stoffrückhalt, selten auf der Biodiversität und vor allem nicht auf allen zusammen. **Vor diesem Hintergrund wurde am Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität München (TUM) und an der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf (HSWT) gemeinsam mit dem Bodeninstitut Prügl (Prügl) ein interdisziplinäres Team zusammengestellt und ein Forschungsvorhaben zur Entwicklung einer multifunktionalen Versickerungsmulde konzipiert und durchgeführt. Die multifunktionale Versickerungsmulde soll sowohl Entwässerungssicherheit wie auch Rückhalt gewässerschädigender Stoffe und Verbesserung der Artenvielfalt in der Stadt gewährleisten. Der multifunktionale Ansatz sowie die Idee zu dieser Kombination interdisziplinärer Fragestellungen mit unterschiedlichen Regelwerken sind nach unserer Kenntnis einzigartig im Vergleich zu anderen Projekten, die sich entweder nur mit siedlungswasserwirtschaftlichen oder nur mit ökologischen Fragestellungen befassen.** Das Projekt wurde von einer Expertengruppe begleitet, bestehend aus Betreibern und Sachkundigen aus zuständigen Behörden (z.B. WWA, Bayerisches Artenschutzzentrum). Durch den regelmäßigen Austausch wurde die praxisnahe Umsetzung gefördert.

In einem mehrstufigen Forschungsansatz, bestehend aus Literaturrecherche, Laborversuchen, halbtechnischen Freilandversuchen und Pilotierungen, wurden unter anderem Untersuchungen zu Schadstoffrückhalt und Betriebsstabilität verschiedener Substratmischungen durchgeführt. Zudem wurden heimische, krautige Pflanzenarten auf deren Stresstoleranz gegenüber muldenspezifischer Stresseinflüsse (Trockenheit, Hitze, temporärer Einstau, Salzeintrag) getestet. Durch Insektenerfassungen wurde der Effekt der Bepflanzung auf die Artenvielfalt untersucht. Die Ergebnisse waren Grundlage für die Erstellung eines praxisnahen Leitfadens mit Handlungsempfehlung.

An der TUM wurden basierend auf Laborversuchen zur Entwicklung geeigneter Bodensubstrate ab Mitte 2021 halbtechnische Versuche aufgebaut, um eine Optimierung der bewachsenen Bodenzone gemäß Arbeitsblatt DWA-A 138-1 (Gelbdruck-Stand: 2020) mit Substratmischungen auf den Rückhalt

gewässerschädlicher Substanzen hin zu untersuchen. An 20 Gefäßen fand eine regelmäßige Beschickung mit drei unterschiedlichen Niederschlagswasserabfluss-Typen (Verkehrsflächen-, Fassaden- und Kupferdachabfluss) statt. Es wurden an den Niederschlagsabfluss-Typ angepasste Substratmischungen eingesetzt, die vorher in Laborversuchen entwickelt wurden. **Mit den verschiedenen Substratmischungen konnten gute Rückhalte für partikuläre Stoffe und Schwermetalle wie Zink und Kupfer aus Verkehrsabflüssen nachgewiesen werden. Es konnten keine signifikanten Unterschiede in der Schwermetallretention zwischen den angepassten Substratmischungen mit heimischer Bepflanzung im Vergleich zur Referenz - bewachsener Oberboden mit Rasenansaat – nachgewiesen werden.** Die mit Ionenaustauscher angereicherten Substratmischungen konnten gute Rückhalte für Kupfer aus Kupferdachabflüssen erzielen. Für Mecoprop, das als Durchwurzelungsschutz auf Bitumendachbahnen von Gründächern eingesetzt wird, wurde in einer mit Aktivkohle angereicherten Substratmischung ein deutlich schlechterer Rückhalt festgestellt als für Diuron und Terbutryn, die als Biozide in Gebäudefassaden eingesetzt werden. **Die Beimengung von Aktivkohle hatte daher nicht den gewünschten nachhaltigen Effekten auf den Schadstoffrückhalt von Fassadenabflüssen und kann auch aufgrund seiner erheblichen Kosten nicht in der bewachsenen Bodenzone zum Rückhalt von organischen Stoffen empfohlen werden.**

Die multifunktionale Versickerungsmulde sollte zudem eine **optimierte und artenreiche, heimische Bepflanzung** beinhalten, die nicht nur durch eine hohe Toleranz muldenspezifischer Stresseinflüsse (z. B. Trockenheit, Salzeintrag, temporärer Einstau) überzeugt, sondern auch zur **Förderung der Insektenvielfalt** beiträgt. Dazu wurden an der HSWT in ähnlicher Art und Weise wie an der TUM halbtechnische Versuche mit Probepflanzungen von 73 verschiedenen Arten angelegt, deren Entwicklung unter der Simulation oben genannter Stresseinflüsse regelmäßig dokumentiert wurde. Es können 57 der verwendeten Arten für eine Bepflanzung urbaner Versickerungsmulden empfohlen werden.

Zusätzlich zu den halbtechnischen Versuchen wurden Pilotierungen an zwei verschiedenen Standorten umgesetzt: An einer **stark befahrenen Straße** in München wurden – basierend auf den Voruntersuchungen – **sechs Versickerungsmulden** angelegt und bepflanzt. In Pfaffenhofen an der Ilm wurden zusätzlich **Baumpflanzungen in den Mulden in zwei Varianten** realisiert, bei denen eine Substratmischung eingesetzt wurde, die sowohl der Wasserspeicherung wie auch zum Stoffrückhalt dienen sollte, und mit den krautigen Arten der halbtechnischen Versuche unterpflanzt wurde. Die beiden Varianten unterschieden sich durch eine Abdichtung zur Wasserspeicherung unterhalb des Substrats bei einer der Varianten.

An beiden Standorten wurde ein Monitoring von gewässerrelevanten Substanzen im Ablauf der Anlagen durchgeführt. **Die Ergebnisse der zwei Pilotierungen zeigen ähnlich niedrige Ablaufkonzentrationen für Zink, Kupfer und AFS wie in den halbtechnischen Versuchen, wodurch die Wirksamkeit der Substratmischungen bestätigt wird und eine Kurzschlussströmung durch die Wurzeln der heimischen Staudenbepflanzung bzw. der Bäume nach über einem Jahr Betriebszeit ausgeschlossen werden kann.** Die Bepflanzung konnte sich an beiden Standorten gut entwickeln. Im Frühjahr 2023 wurde mit Insekterfassungen begonnen, wobei eine erhöhte Abundanz verschiedener Ordnungen in den bepflanzt Mulden verglichen mit Referenzflächen nachgewiesen werden konnte.

Aufgrund der kurzen Monitoringzeit können zum Endbericht keine Aussagen zur langfristigen Entwicklung der Bäume in den Versickerungsmulden gemacht werden, die bisherige Entwicklung beider Bäume ist aber als gut einzustufen.

Zusammenfassend konnte das Forschungsvorhaben bestätigen, dass die Umsetzung einer multifunktionalen Versickerungsmulde möglich ist und durch eine geeignete Substratzusammensetzung gute Ergebnisse hinsichtlich Schadstoffrückhalt und Betriebsstabilität erreicht werden können. Die Verwendung ausgewählter, ausschließlich heimischer Stauden und kurzlebiger Arten konnte sich nicht nur durch eine gute Stresstoleranz, sondern auch einem positiven Effekt für die Insektenvielfalt beweisen.

Ein wichtiges Ziel des Projekts war der Transfer der Forschungsergebnisse in die Praxis sowie die Öffentlichkeitsarbeit. Es wurden Vorträge/ Präsentationen auf Fachtagungen gehalten, Videobeiträge für das Fernsehen und im Web, Zeitungsbeiträge und Infotafeln an den Pilotierungen erstellt. Zum Projektabschluss ist eine Kurzdarstellung des Projekts als Poster und ein ausführlicher Endbericht mit allen Ergebnissen erstellt worden, welcher veröffentlicht wird. Des Weiteren werden durch den erarbeiteten praxisnahen Leitfaden mit Handlungsempfehlungen die Forschungsergebnisse in die Praxis gebracht. Die bei der Bearbeitung des Vorhabens gewonnenen Erkenntnisse dienen insbesondere auch als fundierte Grundlagen für zukünftige Regelwerksarbeit.

Schlagwörter gemäß Thesaurus GEMET

Abwasser; Abwasserbehandlungsanlage; Abwasserbehandlung vor Ort; Abwasserentsorgung; Adsorption; Anpassung an den Klimawandel; Artenvielfalt; Bepflanzung; Biozid; Bodenauslaugung; Filtration; Grundwassergefährdung; Grundwasserschutz; Insekt; Ionenaustauscher; Klimaänderung; Oberflächenabfluss; Oberflächenwasserbewirtschaftung; Organische Substanz; Organischer Kohlenstoff; Biozide; Reinigungsanlage; Salzbelastung; Schwermetallbelastung; Vegetation; Versickerung; Wassergüteverbesserung; Wasserinfiltration in den Boden; Wasserkreislauf.

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Zunehmende Bodenversiegelung und Verringerung der innerstädtischen Grünflächen führen zu Veränderungen im lokalen Wasserhaushalt, einer Verstärkung städtischer Wärmeinseln und einem Rückgang der Biodiversität. Global beobachtete Klimaveränderungen, einschließlich häufigerer Extremereignisse wie Starkregen und Trockenperioden, verstärken die negativen Auswirkungen eines Mangels an offenen (Grün-)Flächen in Städten.

Das Wasserhaushaltsgesetz (WHG (idF. v. 2009)) sieht im § 55 vor, dass Niederschlagswasser ortsnah versickert, verrieselt oder direkt beziehungsweise über eine Kanalisation ohne Vermischung mit Schmutzwasser in ein Gewässer eingeleitet werden soll. Gleichzeitig fordert das Regelwerk DWA-A 100 „Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung“ als übergeordnete Zielsetzung die Änderung des natürlichen Wasserhaushaltes durch Siedlungsaktivitäten so gering wie möglich zu halten. Zusätzlich muss beachtet werden, dass die Niederschlagsabflüsse befestigter Flächen wie Verkehrs-, Fassaden- oder Dachflächen mit einer Reihe an gewässerschädlichen Substanzen wie Schwermetallen und organischen Stoffen (z. B. Biozide, Mineralölkohlenwasserstoffe, Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe) verunreinigt sein können. Eine ortsnahe Bewirtschaftung von Niederschlagswasser, die Verdunstung, Versickerung und Abfluss des natürlichen Wasserhaushaltes aber auch den Rückhalt von Stoffen aus belasteten Niederschlagsabflüssen gleichermaßen berücksichtigt, ist daher für den städtischen Bereich aus wasserwirtschaftlicher und aus stadtklimatischer Sicht zielführend.

Begrünte Versickerungsmulden in Siedlungsbereichen können hierfür einen Lösungsansatz darstellen und nehmen als Baustein der wasserbewussten Siedlungsentwicklung einen großen Stellenwert ein (STMUV, 2020).

Im Gegensatz zu den Regelungen vieler anderer Staaten sind Versickerungsmulden nach deutscher Rechtsprechung Abwasseranlagen und müssen in verbindlich definiertem Umfang wasserwirtschaftliche Funktionen erfüllen. Diese sind

- 1. Abflüsse versiegelter Flächen wie Straßen und Dächer für Niederschlagsereignisse bestimmter statistischer Eintrittswahrscheinlichkeit kontrolliert zu entwässern und dabei**
- 2. gewässerschädliche Substanzen zum Schutz des Grundwassers zurückhalten.**

Ein Teil des Niederschlagswassers wird dabei in der Mulde zwischengespeichert und kann anschließend verdunstet und versickert werden. Dadurch wird zur Grundwasserneubildung, aber auch zu kleinklimatischen Effekten wie Verdunstungskühlung im Siedlungsraum beigetragen. Die Bepflanzung der Versickerungsmulde fördert die Verdunstung (Evapotranspiration), dient zur Erosionssicherung und hilft Verschlammung und Kolmation zu verhindern. **Die Anforderungen an Planung, Bau und Betrieb von Versickerungsmulden im Siedlungsraum sind im DWA Regelwerk DWA-A 138 bzw. in der Neufassung (Gelbdruck des DWA-A 138-1) geregelt (DWA, 2005, 2020).** Nach dem Regelwerk darf die bewachsene Oberbodenschicht zur Beibehaltung der erforderlichen Leistungen nur einen geringen Humus- und Tongehalt aufweisen. Versickerungsmulden sind aus vegetationsbiologischer und bodenkundlicher Sicht großen Belastungen wie langen Trockenperioden oder Einstauereignissen ausgesetzt, gleichzeitig soll der Aufwand für Betrieb und Unterhalt möglichst gering ausfallen. Daher wurden sie bisher in der Regel mit einer anspruchslosen, pflegeleichten Rasensaat begrünt. Im Änderungsentwurf zum DWA-A 138-1 (Gelbdruck) wird nun erstmalig darauf hingewiesen, dass auch Gräser, Stauden, Sträucher und Gehölze verwendet werden können. Die Bepflanzung ist dann jedoch so zu gestalten, dass sie die qualitative und quantitative Leistungsfähigkeit der Sickermulde als Abwasseranlage nicht negativ beeinflusst. Dies stellt hohe Anforderungen an die Boden- und Pflanzensammensetzung.

Für die praktische Umsetzung stellen sich daraus resultierend relevante Fragen:

- Durch welche Pflanzenarten kann anstatt der konventionellen Rasenbegrünung eine robuste, heimische Bepflanzung erfolgen?
- Ist es bei einem vergleichbaren Umwelt- und Gewässerschutz (Kurzschlussströmungen durch starke Bewurzelung durch Stauden im Unterschied zu Grasbewuchs, negative Auswirkungen durch die verwendeten Substrate sind auszuschließen) möglich durch eine standortgerechte Bepflanzung die Artenvielfalt zu erhöhen, attraktive Pflanzbilder zu schaffen, die im urbanen Raum Akzente setzt und damit die Akzeptanz in der Bevölkerung verbessert?

Weitere Fragestellungen ergeben sich, z. B. ob und wie künftig auch Gehölze in Versickerungsmulden möglich / zulässig sind. Häufig wird im Kontext der Bepflanzung einer Versickerungsmulde mit einem Baum der Begriff der „Baumrigole“ verwendet. Dieser Begriff ist nicht definiert und wird z. T. missverständlich verwendet. **„Baumrigolen“ sind keine definierten Versickerungsanlagen im Sinne des DWA-A 138-1 (Gelbdruck), für die es hydraulische bzw. stoffliche Bemessungsvorgaben gibt.** Das in „Baumrigolen“ eingeleitete Niederschlagswasser wird oftmals nicht vorbehandelt. Daher stellt sich die Frage, ob **„Baumrigolen“ unter Einhaltung der qualitativen Anforderungen gemäß DWA-A 138-1 als Versickerungsanlagen ausgeführt oder mit Versickerungsanlagen kombiniert werden können und wie das Bodensubstrat anzupassen ist, sodass es gewässerschädigende Stoffe zurückhält und gleichzeitig wasserspeichernd ist.**

Bisher lag der Fokus wissenschaftlicher Untersuchungen von Versickerungsmulden fast ausschließlich auf der sicheren Siedlungsentwässerung, in einigen Fällen auf dem Stoffrückhalt, selten auf der Biodiversität und vor allem nicht auf allen zusammen. An der multifunktionalen Nutzungsmöglichkeit setzt das Forschungsvorhaben an.



Abbildung 1: Funktionen einer „multifunktionalen Versickerungsmulde“

1.2 Zielsetzung

Versickerungsmulden wurden bisher in erster Linie als Abwasseranlagen konzipiert, Entwässerungssicherheit und Grundwasserschutz stehen daher bei der Bemessung und Gestaltung im Vordergrund. **Ziel des Projektes war neben der Weiterentwicklung der wasserwirtschaftlichen Funktionen die Optimierung der Bepflanzung und Förderung der Artenvielfalt (vgl. Abbildung 2). Folgende Einzelaspekte waren zu berücksichtigen:**

- Entwässerungssicherheit
- Schadstoffrückhalt
- Verwendung robuster Pflanzenarten gegenüber
 - Hitze
 - Trockenperioden
 - temporärer Überstauung (nach Starkregenereignissen)
 - hoher stofflicher Belastungen durch Streusalz und gewässerschädlicher Substanzen aus Verkehrsflächen-, Dach- und Fassadenabflüssen
- Förderung der Artenvielfalt
- geringer Pflegebedarf

Es ist zu betonen, dass Versickerungsmulden in erster Linie als Abwasseranlagen konzipiert sind, weshalb Entwässerungssicherheit und Grundwasserschutz immer im Vordergrund stehen. Bei Interessenskonflikten in Planung, Bau, Betrieb und Wartung müssen sekundäre Funktionen wie pflanzen- und tierökologische Aspekte als nachrangig angesehen werden.

Neben Staudenbepflanzungen sollten auch mit Bäumen bepflanzte Versickerungsmulden als Möglichkeit zur Behandlung von Niederschlagsabflüssen betrachtet werden. Im Gegensatz zu anderen Forschungsvorhaben im deutschsprachigen Raum liegt der Fokus dabei auf dem **Einsatz eines Bodensubstrats, das nicht nur wasserspeichernd ist, sondern gewässerrelevante Substanzen aus Niederschlagsabflüssen zurückhält und in der Zusammensetzung in Anlehnung an eine bewachsene Bodenzone gemäß DWA-A 138-1 und den gängigen Regelwerken des Landschaftsbaus (z. B. FLL) zu konzipieren ist.**

Um Wartung und Unterhalt der Versickerungsmulden und „Baumrigolen“ möglichst kostengünstig zu halten, sollten umsetzbare Pflegekonzepte entwickelt werden.

Wesentliche Zielsetzung des Vorhabens war auch, die aus den Untersuchungen gewonnenen Erkenntnisse in einem anschaulichen und leicht verständlichen Leitfaden mit Handlungsempfehlungen zusammenzufassen, um die praktische Umsetzung zu fördern und die ökologischen und ökonomischen Vorteile sowie den Aufwand für den Unterhalt darzustellen.

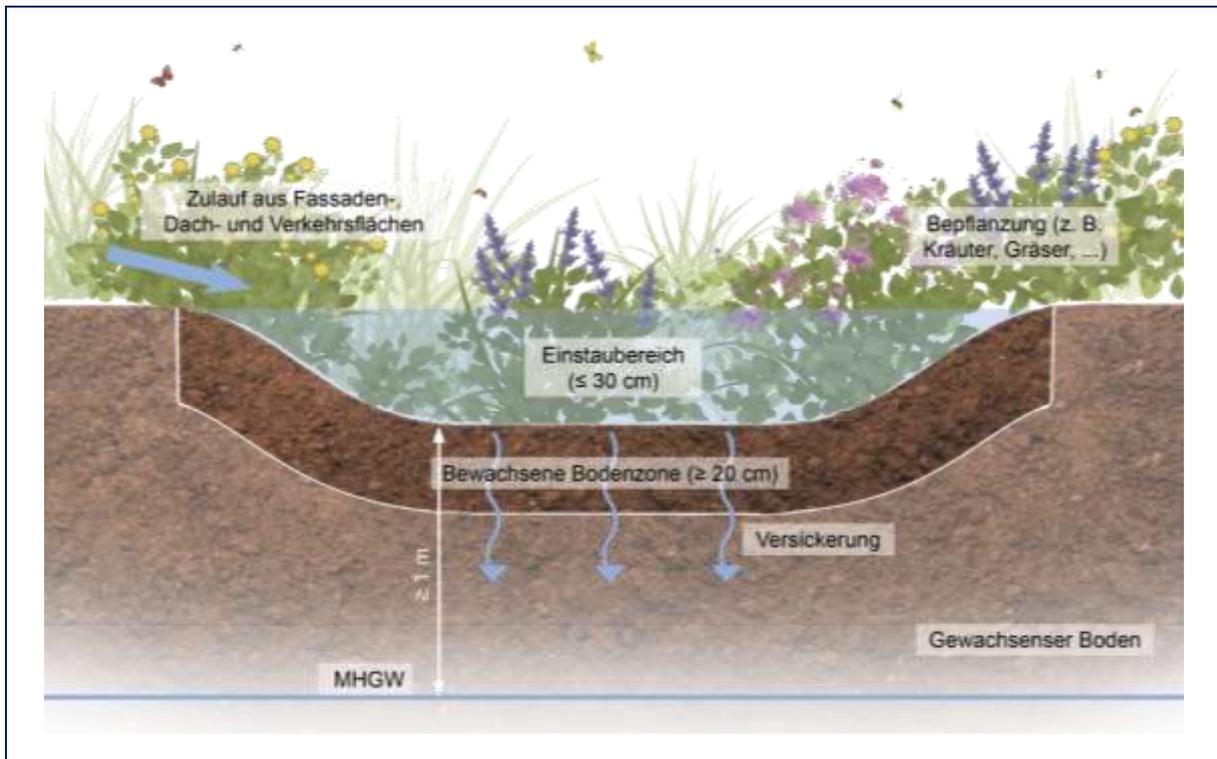


Abbildung 2: Schematischer Aufbau einer multifunktionalen Muldenversickerung

Das Forschungsvorhaben wurde in einem interdisziplinären Team, bestehend aus dem Lehrstuhl Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität München (TUM), der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf (HSWT) und dem Bodeninstitut Johannes Prügl, Ingenieurbüro für Boden- und Vegetationstechnik (Prügl), durchgeführt.

An der TUM lag der Fokus auf der Entwicklung einer geeigneten und optimierten bewachsenen Bodenzone durch Substratbeimengung für Entwässerungssicherheit und optimierten Rückhalt von gewässerschädlichen Stoffen aus Verkehrsflächen-, Fassaden- und Dachflächenabflüssen. Die betrachteten Substanzen waren Zink und Kupfer als Leitparameter für Schwermetalle, Diuron, Terbutryn und Mecoprop für Biozide/Pestizide. Das Bodeninstitut Prügl war in die Entwicklung der optimierten bewachsenen Bodenzone integriert.

Aufgabe der HSWT war es, eine optimierte Bepflanzung für den Extremstandort der Versickerungsmulden zu entwickeln. Der Schwerpunkt lag dabei auf der Verwendung heimischer und stresstoleranter Arten, die als attraktives Pflanzenbild planerische Akzente setzen. Zudem sollten die Pflanzungen einen Mehrwert für die Fauna leisten und insbesondere Bestäubern als Fortpflanzungs- und Nahrungshabitat dienen.

Das Forschungsvorhaben wurde Mitte November 2020 begonnen, dauerte bis Ende September 2023 und gliederte sich in mehrere Arbeitspakete (AP):

- AP1:** Recherche bereits bekannter Projekte und Veröffentlichungen zum Thema
- AP2:** Entwicklung einer optimierten bewachsenen Bodenzone zur Entwässerungssicherheit und zum Rückhalt im Labormaßstab
- AP3:** Recherche zu Vegetation und Insekten und Aufbau einer Datenbank (Zusammenstellung der Pflanzenarten)
- AP4:** Versuche zu Bepflanzung und Sickerleistung auf dem Forschungsfreigelände der HSWT
- AP5:** Versuche zu stofflichen Belastungen und Betriebsstabilität auf dem Forschungsfreigelände der TUM

AP 6: Pilotierung im städtischen Raum

AP 7: Kommunikation / Wissenstransfer

AP 8: Evaluierung, Handlungsempfehlung und Berichterstellung

In Abbildung 3 ist schematisch die Vorgehensweise mit den einzelnen Arbeitspaketen zusammengefasst. Die Projektzeitschiene ist Anhang 1 zu entnehmen. Nach einer ersten Recherche und Laborversuche wurden sowohl an der HSWT (AP 4) als auch an der TUM (AP 5) halbtechnische Versuche aufgebaut, die als Grundlage bzw. parallel zu den Pilotierungen „Versickerungsmulde“ und „Baumrigole“ im Rahmen des Arbeitspakets 6 durchgeführt wurden. Die Ergebnisse der halbtechnischen Versuche und Pilotierungen waren Basis für die Erstellung eines Leitfadens mit Handlungsempfehlungen für Planer:innen und Kommunen (AP 8).

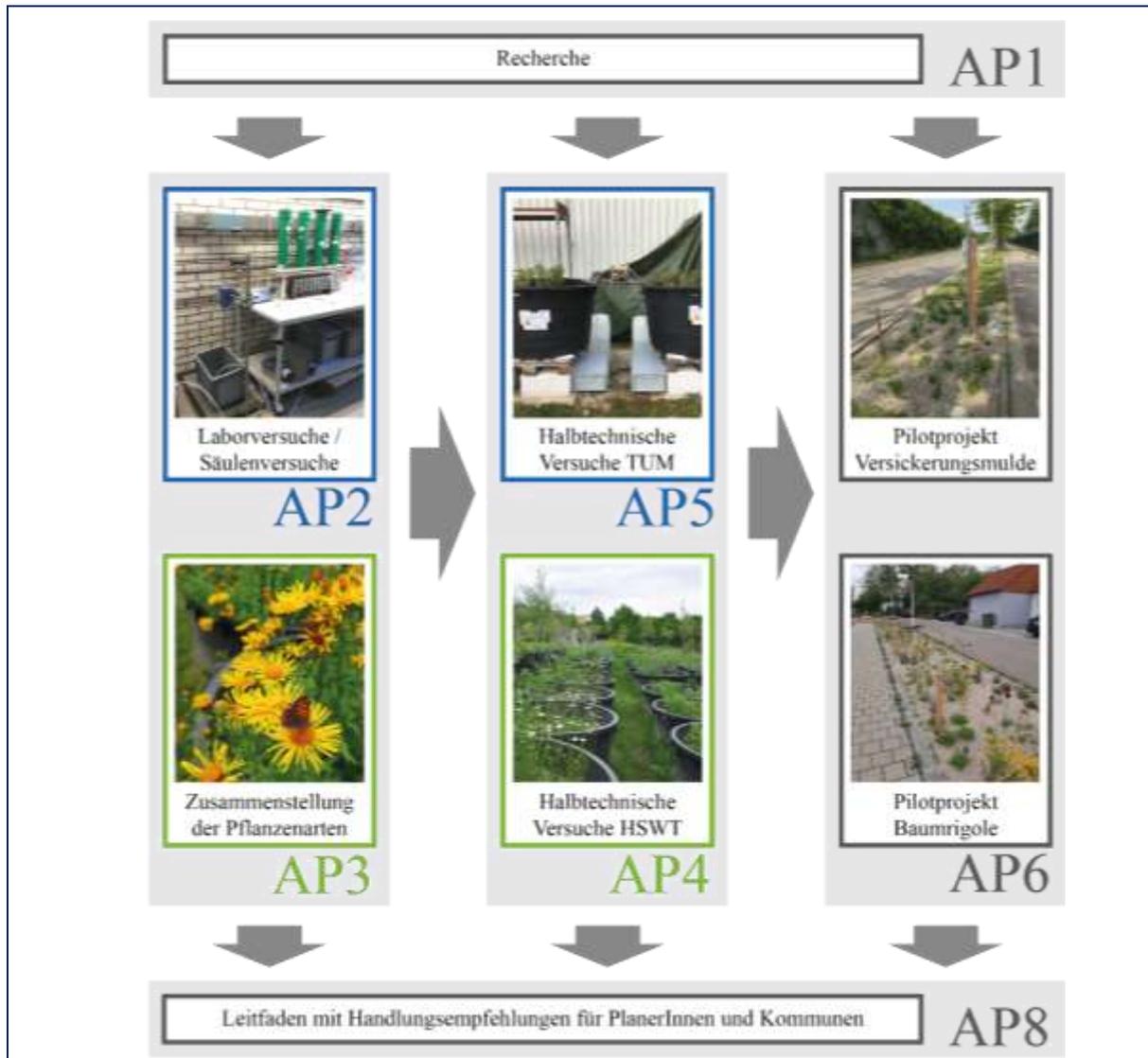


Abbildung 3: Projektablauf mit den einzelnen Arbeitspaketen

2 Angewandte wissenschaftliche und technische Methoden

2.1 Allgemeine Recherche (AP1)

Zu Beginn des Projekts erfolgte im Rahmen des ersten Arbeitspaketes eine allgemeine Literaturrecherche zu bisherigen Forschungen und realisierten Projekten. Dabei wurden die gängigen Literaturdatenbanken Google Scholar®, Web-of-Science® und Scopus® verwendet und der Fokus auf peer-reviewed Zeitschriftenartikel, wissenschaftliche Abhandlungen wie Dissertationen, Konferenzbeiträge, Monographien und Richtlinien (z.B. DWA und FLL) gelegt. Die gesammelte Literatur wurde in eigene Literaturdatenbanken eingepflegt und kategorisiert.

2.2 Laborversuche zu Entwässerungssicherheit und Schadstoffrückhalt (AP2)

Für die Säulenversuche im Labor wurden basierend auf der Recherche aus AP1 verschiedene Substrate und Substratgemische verwendet.

Für die Säulenversuche wurden zunächst die Substrate einzeln getestet, um eine bessere Vergleichbarkeit und Aussage über Schadstoffrückhalt und Wasserspeicherfähigkeit der bewachsenen Bodenzonen treffen zu können. Die bewachsene Bodenzone wurde nach den Vorgaben des DWA-A 138-1 (Gelbdruck) standardisiert auf folgende Parameter eingestellt ([DWA, 2020](#)).

- Organische Substanz: 1-4 M.-%
- pH-Wert: 6–8
- Wasserdurchlässigkeit: $\sim 5 \cdot 10^{-5}$ m/s
- Schlammkornanteil (Schluff- und Tonanteil): ca. 15 M.-%

Außerdem sollte die Korngrößenverteilung an die Sieblinie aus dem DWA-A 138-1 (Gelbdruck) angelehnt sein. Die Vorgaben wurden für die neu entwickelten Substrate bzw. Substratgemische berücksichtigt.

Eine Übersicht über die verwendeten Substrate mit physikalischen und chemischen Parametern sowie ihrer im weiteren verwendeten Abkürzungen ist in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Übersicht und Charakteristik der untersuchten Substrate und ihrer Abkürzungen in den Laborversuchen, Ausgangssubstrate der Substratmischungen farbig hinterlegt

Substrat	Abk.	Markenname, Hersteller	Schüttdichte [g/cm ³]	pH [-]	Schlammkorn [M.-%] <0.063 mm	Sand [M.-%] 0,063 - 2 mm	Kies [M.-%] 2 - 32 mm	organ. Substanz als Glühverlust [M.-%]
Ausgangssubstrate								
Oberboden	OB	Schernthaler GmbH	1,1	6,7	29,4	24,4	46,2	5,4
Kompost	KO	Schernthaler GmbH	0,43	8,1	7	58	35	38,5
Quarzsand	QS	Schernthaler GmbH	1,06	6,7	1,5	93,3	5,3	0,4
schluffiger Quarzsand	uS	Josef Obermeier e.K	1,12	7	17,8	76,2	6	0,6
Zuschlagssubstrate								
Aktivkohle (granuliert)	GAC	HPC Super 830, Chemviron Carbon GmbH	0,34–0,43	10,6	0	9,7	90,3	13,9
Aktivkoks	HOK	Herdofenkoks HOK®, Rheinbraun Brennstoff GmbH	0,45	8,5	0,2	34	66	16,3
Carbonatsand	CT	Drainfix® Carbotec 60, Hauraton GmbH & Co. KG	1,54	8,5	3	87	10	0,4
Eisenhydroxid-Granulat	FS	FerroSorp® Plus, HeGo Biotec GmbH	0,63	7	0	80	20	9,7
Lava Sand	LS	Stein AG, Eifel	1,31	7	9	82	9	0,1
Leonardit, Weichbraunkohle	WBK	Rösl Bauunternehmen GmbH	0,92	5,6	0,4	67,9	31,6	38,9
sandiger Oberboden	SOB	50% OB + 50% QS	1,36	6,9	15,8	58	26,2	3,5
Zeolith	Z	ViaSorp®, Mall GmbH	0,99	7,2	6	58	37	4,4
Ziegelsand	ZS	Peter Stadler GmbH, Garching	0,98	7,3	27,6	67,5	4,9	0,4

Im Labor im Technikum der TUM wurden für jedes Substrat zwei identische Säulen (Länge: 500 mm, Innendurchmesser: 100 mm) aufgebaut. Der Versuchsaufbau wurde von oben nach unten beschickt und bestand jeweils aus (von unten nach oben):

- Trenngewebe, Edelstahl, Maschenweite ca. 1 mm
- 20 ± 5 mm Glaskugeln, \varnothing 2,0 – 2,4 mm
- Trenngewebe, Edelstahl, Maschenweite ca. 1 mm
- 300 ± 10 mm bewachsene Bodenzone (Substrate bzw. Substratgemische)
- 20 ± 5 mm Glaskugeln, \varnothing 2,0 – 2,4 mm

Die Substrate/Substratgemische wurden beim Einbau in die Säulen ca. alle 10 cm mittels zwei Proctorhammerschlägen (2,5 kg und 300 mm Fallhöhe) je Schicht definiert vorverdichtet. Aus der Füllhöhe und dem Durchmesser ergibt sich ein Bettvolumen von 2,35 L.

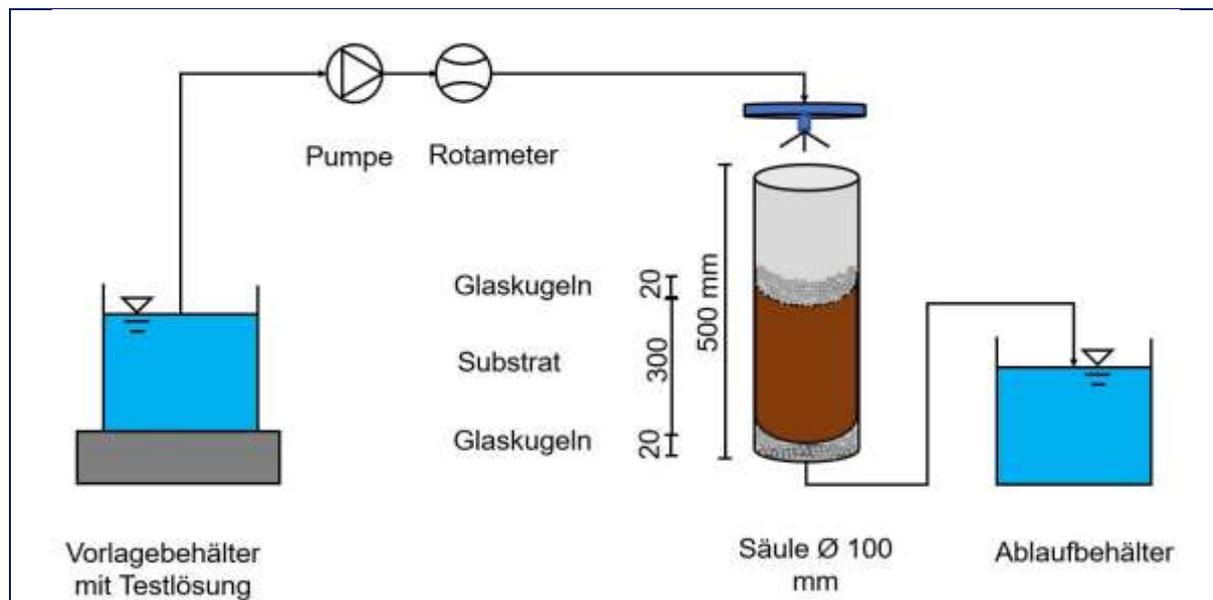


Abbildung 4: Schematischer Aufbau des Säulenversuchs im Labormaßstab

Da alle Versuche in Doppelbestimmung durchgeführt wurden, wurden jeweils zwei Säulen parallel beaufschlagt und separat analysiert. In Abbildung 4 ist der Versuchsaufbau im Labor schematisch dargestellt.

Der Versuchsaufbau war stark an im D-A-CH-Raum etablierte Laborprüfungen zur Leistungsfeststellung (Schadstoffrückhalt) von dezentralen Niederschlagswasserbehandlungsanlagen bzw. deren Filtermaterialien angelehnt. Die Anforderung an den prozentualen Rückhalt von Schwermetallen und partikulären Stoffen sind bei den drei Laborprüfungen ähnlich und bei allen wird der Einfluss von Streusalz untersucht. Dennoch sind Unterschiede im Versuchsaufbau bzw. -ablauf, wie Säulengröße, Reihenfolge der Prüfungen und Substrathöhe vorhanden. Insbesondere wurden Elemente der VSA-Leistungsprüfung (Schweiz), Elemente der ÖNorm B 2506-3 (Österreich) und des entsprechenden Zulassungsverfahrens des Deutschen Instituts für Bautechnik (DIBt) verwendet (BURKHARDT et al., 2019; DEUTSCHES INSTITUT FÜR BAU-TECHNIK, 2017; ÖNORM B 2506-3, 2018).

In den DIBt-Zulassungsgrundsätzen für Niederschlagsbehandlungsanlagen wird die Prüfung zum Feststoffrückhalt unter Berücksichtigung der hydraulischen Leistungsfähigkeit an der Gesamtanlage sowie die Prüfung zum Rückhalt anderer Schadstoffe an einem repräsentativen Filtermodell (z. B. Säulenaufbau oder Filterelement) durchgeführt. Die VSA-Leistungsprüfung besteht aus einem zweistufigen Vorgehen und umfasst Laborversuche an Säulen sowie Feldversuche an der Gesamtanlage. Die Laborversuche dienen in der VSA-Leistungsprüfung als Entscheidungshilfe, ob ein

Feldversuch durchgeführt wird, es kann unter bestimmten Voraussetzungen aber auch auf Laborversuche verzichtet werden.



Abbildung 5: Versuchsaufbau im Labormaßstab am Lehrstuhl der TUM

Das im Projekt verwendete Versuchslayout (vgl. Abbildung 6) ist in fünf Testabschnitt gegliedert. Je 54 mg Kupfer, Zink, Diuron, Mecoprop und Terbutryn wurden zu 8 Liter gepufferter Testlösung mit 0,5 g/L Kaliumhydrogenkarbonat und 0,1 g/L Natriumchlorid bei pH 6 hinzugegeben. Dadurch resultierte eine Konzentration von 6,75 mg/L je Stoff. Für die Prüfung einer möglichen Remobilisierung unter Streusalzeinfluss wurde die vorher beladene Säule mit einer Salzlösung bei einer Konzentration von 5 g/L NaCl beaufschlagt. Die Substrate Carbonatsand, Zeolith, Quarzsand und schluffiger Quarzsand wurden nur mit Schwermetallen belastet, da nach vorhergehender Literaturrecherche kein Rückhalt von Bioziden zu erwarten war. Das Vorgehen, der Durchfluss und die Filtergeschwindigkeiten sind in Abbildung 6 dargestellt und werden nachfolgend erläutert.

- **Konditionierung:** Die befüllte Säule wurde mit gepuffertem Wasser bei einem konstanten Durchfluss gesättigt, bis die elektrische Leitfähigkeit (EC) konstant war. Eine Sammelprobe wurde separat aufgefangen und darin der pH und EC bestimmt und für weitere Analysen, kühl und dunkel gelagert, zurückgestellt.
- **1. Stoffrückhalt:** Der 1. Testabschnitt wurde gemäß den Parametern in Abbildung 6 umgesetzt. Der pH-Wert der Testlösung wurde über die Testdauer regelmäßig kontrolliert und ggf. auf $\text{pH } 6.0 \pm 0.2$ nachjustiert. Die Sammelprobe wurde separat aufgefangen und darin der pH und EC bestimmt. Es bestand die Möglichkeit zur Zwischenevaluierung. Dabei wurden aus der homogenisierten Sammelprobe die Parameter Kupfer, Zink, Diuron, Mecoprop und Terbutryn analysiert, ohne Durchführung der Testabschnitte Stoffrückhalt 2 und Remobilisierung unter Streusalzeinfluss.
- **2. Stoffrückhalt:** Der 2. Testabschnitt wurde gemäß den Parametern in Abbildung 6 umgesetzt. Der pH-Wert der Testlösung wurde über die Testdauer regelmäßig kontrolliert und ggf. auf $\text{pH } 6.0 \pm 0.2$ nachjustiert. Die Sammelprobe wurde separat aufgefangen und darin der pH und EC bestimmt.
- **Spülung:** Nach dem 2. Testabschnitt wurde die Säule frühestens nach 16 h und spätestens nach 72 h mit gepuffertem Wasser gespült, bis der EC konstant war. Der Austrag von Kupfer, Zink, Diuron, Mecoprop und Terbutryn wurde nachgewiesen, indem eine Sammelprobe des komplett aufgefangenen, homogenisierten Wassers analysiert wurde. Die remobilisierte Stoffmenge wurde bei der Berechnung berücksichtigt.

- Remobilisierung unter Streusalzeinfluss: Im 3. Testabschnitt wurde die Remobilisierung unter Salzeinfluss unter Salzeinfluss ermittelt. Der Versuchsablauf und die Probenahme erfolgte analog zum Vorgehen bei den Testabschnitten 1 bis 2.

Der pH-Wert und die EC in den Sammelproben wurde jeweils dokumentiert. Bis zur Analyse wurden die Proben im Kühlschrank (+ 4 °C) sowie weitere 250 ml bis zum Erhalt der Analysenergebnisse als Rückstellprobe bei -20 °C gelagert. Zur Sicherstellung, dass Kompost, Ziegel und andere Bodenhilfsstoffe keine negativen Auswirkungen in Bezug auf Nährstoff/Schadstoff Auslaugung haben, wurden die Sammelproben aus der Konditionierung und Spülung im gleichen Parameterumfang mituntersucht.

Konditionierung	Konditionierung mit gepufferten Wasser für min. 1 h + bis die EC konstant ist		max. 2.5 L/h	ca. 1-4.5 L	> 1 h
1. Rückhalt	Hohe Infiltrationsrate, Schadstoffrückhalt, wenn möglich, 10 cm konstanter Überstau	6.75 mg/L pro Schadstoff	max. 2.5 L/h	4 L	1.6 - 4 h
2. Rückhalt	Niedrige Infiltrationsrate, Schadstoffrückhalt, kein Überstau	6.75 mg/L pro Schadstoff	0.5 L/h	4 L	8 h
Spülung	Spülung mit gepufferten Wasser nach min. 16 h (max. 72 h), für min. 1 h + bis die EC konstant ist		max. 2.5 L/h	ca. 1-4.5 L	> 1 h
Remobilisierung	Remobilisierung unter Salzeinfluss	5 mg/L NaCl	1.2 L/h	4 L	3.3 - 4 h

Abbildung 6: Übersicht des Laborversuchs an der TUM mit Bestimmung des Rückhalts und der Remobilisierung unter Streusalzeinfluss von optimiertem Muldensubstrat

2.3 Aufbau einer Datenbank zu Flora und Fauna (AP3)

Die Recherche an der HSWT umfasste eine Zusammenstellung bereits realisierter Projekte und Veröffentlichungen zur Bepflanzung von Versickerungsflächen. Es wurde eine Datenbank erstellt, auf deren Grundlage potentiell geeignete Pflanzenarten selektiert wurden, die den extremen Stressbedingungen einer Versickerungsmulde standhalten (Trockenheit, Hitze, Salz- und Schadstoffeintrag, temporäre Staunässe), einen positiven Effekt auf die Insektenvielfalt ausüben, ggf. zur Schadstoffreinigung beitragen und ein ganzjährig attraktives Bild für die Einbindung in den urbanen Raum bieten sollen.

Als Basis für den Aufbau der Datenbank diente die GermanSL der Version 1.5, eine vom Netzwerk Phytodiversität Deutschland (NetPhyD) zusammengestellte Vegetationsdatenbank, die verschiedene veröffentlichte Referenzlisten Deutschlands beinhaltet (JANSEN & DENGLER, 2008). Die Datenbank enthält unter anderem Angaben zu Taxonomie, Rote-Liste-Status und soziologischem Verhalten sowie Artattribute wie Lebensform und Blattausdauer. Für das Forschungsprojekt nicht weiter relevante Angaben wurden ausgeschlossen, darunter Daten zu Moosen, Algen und Flechten, zum Futterwert, zur Substratcodierung für Flechten etc. Zusätzlich zu den Daten aus der GermanSL 1.5 wurde – sofern vorhanden – der ökologische Strategietyp aus der GermanSL Version 1.0 und der Datenbank biologisch-ökologischer Merkmale der Flora von Deutschland, kurz BioFlor (UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM LEIPZIG-HALLE GMBH), ergänzt. Außerdem wurde der floristische Status der Arten aus BioFlor, der Liste der Gefäßpflanzen Deutschlands (BUTTNER et al., 2018) und des Botanischen Informationsknotens Bayern (ARBEITSGEMEINSCHAFT FLORA VON BAYERN) zusammengetragen. Angaben zur invasiven Verbreitung mancher Arten wurden der Unionsliste invasiver gebietsfremder Arten (NEHRING & SKOWRONEK, 2017) entnommen.

Ergänzend dazu wurden Daten zum Phytosanierungspotential der in Deutschland vorkommenden Arten beziehungsweise anderer Arten innerhalb der Gattung zusammengestellt. Die entsprechenden Informationen wurden aus den globalen Datenbanken der Global Hyperaccumulator Database (CENTRE FOR MINED LAND REHABILITATION), der Phytoremediation Database (STEVIE FAMULARI, 2012) und der Veröffentlichung von Kennen und Kirkwood (KENNEN & KIRKWOOD, 2015) in einer separaten Tabelle gesammelt. Hier wurden neben der Phytoextraktion (Akkumulation der Substanzen in Pflanzenteilen) auch weitere Typen der Phytosanierung angegeben, wie zum Beispiel die Phytodegradation (Zersetzung der Stoffe durch Mikroorganismen oder interne Enzyme).

Eine weitere Tabelle enthält Informationen zu verschiedenen Arten, dessen Verwendung bereits in Versickerungsflächen getestet wurde, wobei insbesondere die Ergebnisse der Versuche an der LWG (EPEL, 2004; EPEL-HOTZ, 2019; SCHWARZ et al., 2010) berücksichtigt wurden. Sofern verfügbar wurden zudem Angaben zur Entwicklung der Arten beziehungsweise zur Vitalität ergänzt.

Die Datenbank wurde anschließend anhand verschiedener Kriterien (Tabelle 2) gefiltert, um potentiell geeignete Pflanzenarten insbesondere unter Berücksichtigung des ökologischen Verhaltens zu selektieren. Hierbei wurde vor allem auf die ökologischen Zeigerwerte zurückgegriffen, welche den Existenzbereich der Arten unter verschiedenen Umweltfaktoren in langjährigen Beständen und unter natürlichen Konkurrenzbedingungen darstellen (ELLENBERG et al., 2001). Zur Salzverträglichkeit krautiger Arten liegen nur wenige Informationen vor. Dieser Aspekt wurde (sofern bekannt) im Laufe der späteren Recherche berücksichtigt.

Tabelle 2: Kriterienkatalog zur ersten Selektion potentiell geeigneter Pflanzenarten (na = nicht angegeben)

Attribut / Umweltfaktor	Kriterium	Erläuterung
<i>Taxonomische Rangstufe</i>	Arten und alle niedrigeren Taxa	Keine Familien etc.
<i>Lichtzahl</i>	≥ 2 oder na	Ausschluss von Tiefschattenpflanzen

Attribut / Umweltfaktor	Kriterium	Erläuterung
<i>Temperaturzahl</i>	> 5 oder na	Mäßigwärme- bis extreme Wärmezeiger (Jahresmittel von 5°C bis über 10,5°C Lufttemperatur)
<i>Feuchtezahl</i>	< 5 oder na	Auf trockenen bis oftmals austrocknenden Böden vorkommend
<i>Lebensform</i>	krautige Chamaephyten, Geophyten, Therophyten und Hemikryptophyten	Ausschluss u. a. von Bäumen, Sträuchern, Wasserpflanzen
<i>Floristischer Status</i>	Indigen	Alt-einheimische Arten sowie Archäophyten (vor der Entdeckung Amerikas eingewandert)
<i>Ausbreitung</i>	Nicht invasiv	Ausschluss invasiver Arten

Im nächsten Schritt wurden die selektierten Arten auf deren Verfügbarkeit in den Sortimenten von insgesamt sieben (Wild-)Staudengärtnereien und Saatguthändlern bzw. bei Halbsträuchern zusätzlich in Baumschulkatalogen überprüft, um die spätere Verwendung in der Praxis gewährleisten zu können.

Die nunmehr verbliebenen Arten wurden in einer weiteren Datenbank mit zusätzlichen Informationen zu Pflegebedarf, Krankheitsanfälligkeit, Standortansprüche, Lebensbereich, Blütenfarbe und -zeitpunkt, Wuchshöhe etc. versehen. Außerdem wurden wenige Arten ergänzend hinzugefügt, die in anderen heimischen Blütenmischungen verwendet werden und potentiell für den Einsatz in Versickerungsmulden geeignet sein könnten, obgleich sie aufgrund der Zeigerwerte zunächst ausgeschlossen wurden. Wie bereits erwähnt, geben Zeigerwerte lediglich das ökologische Verhalten, nicht aber die mögliche Standortamplitude einer Art an.

Mithilfe der gesammelten Daten und unter Berücksichtigung der folgenden Kriterien konnten schließlich Mischungen aus je drei bis fünf Arten zusammengestellt werden, die in den halbtechnischen Versuchen verwendet werden:

- Robuste Arten mit geringer Anfälligkeit für Krankheiten oder Schädlingsbefall
- Großer Anteil an Nektar- und Pollenpflanzen zur Förderung der Insektenvielfalt
- Geringer Pflegebedarf
- Gute Verfügbarkeit in Gärtnereien
- Ausschließlich heimische Arten (inkl. Archäophyten)
- Fokus auf ausdauernden Arten (Einsatz einer mineralischen Mulchschicht denkbar, daher kaum Versamung möglich)
- Verwendung einiger Hyperakkumulatoren bzw. Akkumulatoren zur Schadstoffaufnahme in erntbaren Pflanzenteilen
- Abgestimmte Blattkontraste und -farben, Blütenfarben und -zeiträume
- Höhenstaffelung
- Sofern möglich Kombination von Arten gleicher natürlicher Pflanzengesellschaften
- Standortgerechte Pflanzenverwendung (u.a. unter Berücksichtigung der Lebensbereiche, Licht- und Bodenansprüche)
- Abgestimmtes Konkurrenzverhalten nach den ökologischen Strategietypen

Bei der Auswahl der Pflanzenarten für die Mischungen der halbtechnischen Versuche wurde bereits berücksichtigt, dass ein großer Anteil insektenfördernder Pflanzenarten enthalten ist. Zusätzlich dazu

wurde eine Wildbienen-Datenbank zusammengestellt, die unter anderem Angaben zu Lebens- und Nistweisen, Flugzeiten und Blütenbesuch enthält. Für Wanzen und andere Hautflügler lagen keine ausreichenden Daten vor, sodass nur Wildbienen in die Datenbank aufgenommen wurden. Wildbienen beinhalten wichtige Bestäuber und stehen daher auch im Fokus der Insektenerfassungen (siehe Kapitel 2.5.3). Anhand der Wildbienen- und Pflanzendatenbanken kann beispielsweise nach Wildbienenarten gefiltert werden, welche die Arten der Versuchspflanzen als Pollenquelle nutzen, oder Flugzeiten der Wildbienen mit den Blütezeiten der Pflanzen abgeglichen werden.

Die folgende Grafik (Abbildung 7) fasst die Vorgehensweise zum Aufbau der Datenbanken und zur Selektion potentiell geeigneter Arten für die weitere Verwendung im Rahmen der halbtechnischen Versuche abschließend zusammen:

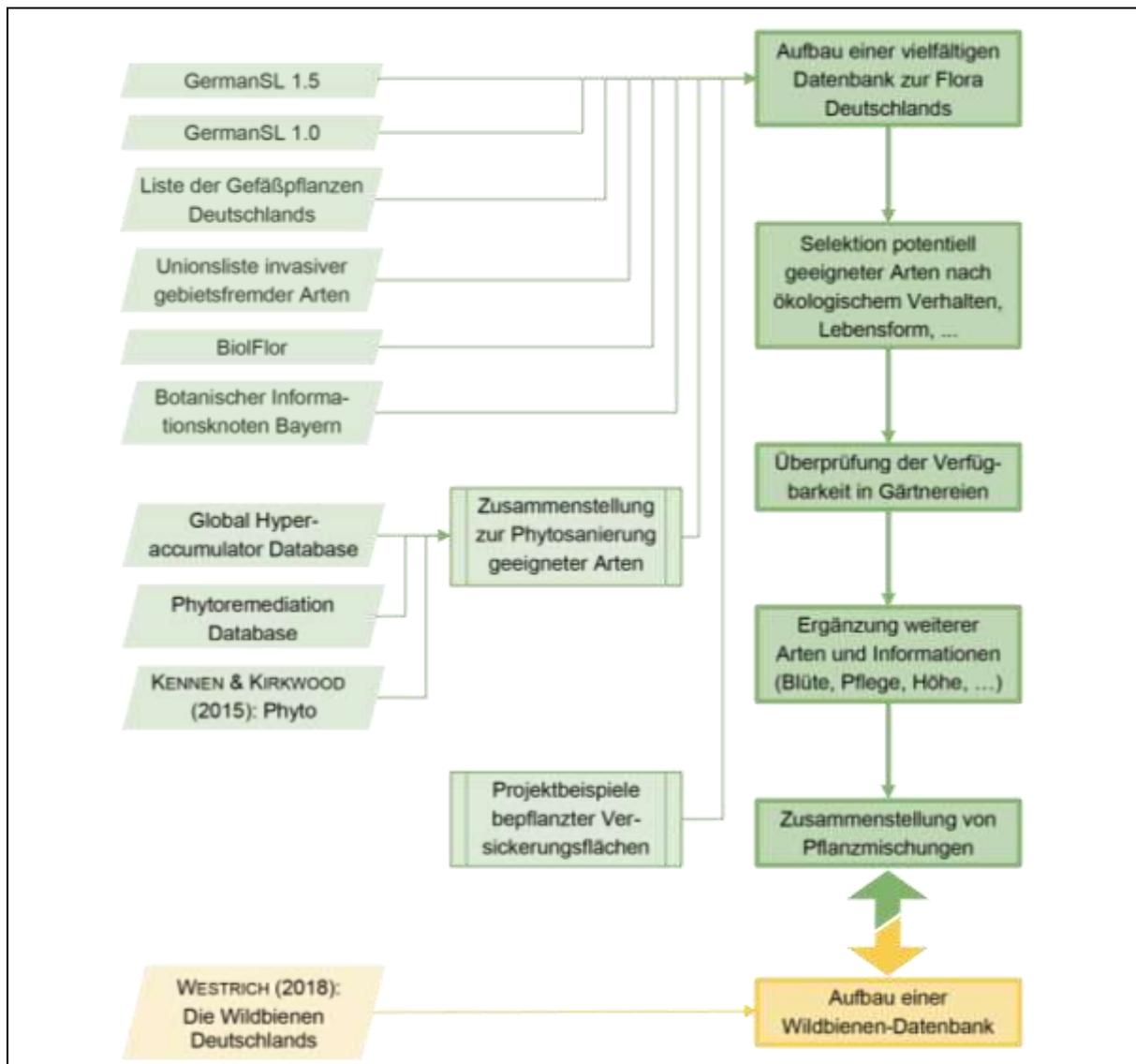


Abbildung 7: Vorgehensweise zum Aufbau der Datenbanken und zur Zusammenstellung der Pflanzenmischungen

2.4 Halbtechnische Versuche

2.4.1 Substratzusammensetzung

Mit der Beschaffenheit oder Nutzung von Flächen im Siedlungsbereich geht ein jeweils charakteristischer „(Schad-)stoff-Cocktail“ im Niederschlagsabfluss einher. Ein Großteil der Anwendungsfälle lässt sich dabei einem der folgenden drei Niederschlagswasserabfluss-Typen zuordnen:

Abfluss mit vorwiegend partikelgebundenen (Schad-)stoffen:

- Verkehrsflächenabfluss mit Metallen wie Kupfer, Zink

Abfluss mit vorwiegend gelösten (Schad-)stoffen

- Metalldachabfluss mit Metallen wie Kupfer, Zink
- Gründach- und Fassadenabfluss mit Biozide/Pestizide wie Terbutryn, Diuron und Mecoprop

Für den Gewässer- und Umweltschutz sollen die verwendeten Substratmischungen einen ausreichenden Stoffrückhalt bieten. Gleichzeitig soll die Pflanzenverfügbarkeit von Wasser erhöht und der gärtnerische Pflegeaufwand verringert werden.

Folgende Substratmischungen wurden auf Grundlage der Laborversuche entwickelt und in den halbtechnischen Versuchen verwendet. Die Substrate wurden von der Fa. Schernthaler GmbH aus Langwied angeliefert und teilweise vorgemischt:

- Substrat für Anwendungsschwerpunkt: Verkehrsflächenabfluss
 - Oberbodenmischung-Verkehr I :
 - Referenz-Verkehr III
 - 15 Vol. % Ziegelsand
 - Unterbodenmischung-Verkehr II :
 - schluffiger Quarzsand
 - ca. 15 Vol. % Ziegelsand
 - ca. 15 Vol. % Kompost
 - Referenz-Verkehr III:
 - 45 Vol. % natürlicher Oberboden
 - 45 Vol. % Quarzsand
 - 10 Vol. % Kompost
- Substrat für Anwendungsschwerpunkt: Metalldachflächenabfluss
 - Oberbodenmischung-Kupferdach IV:
 - Oberbodenmischung I
 - 10 Vol. % Zeolith
 - Unterbodenmischung- Kupferdach V :
 - Unterbodenmischung II :
 - 10 Vol. % Zeolith
- Substrat für Anwendungsschwerpunkt: Fassadenflächenabfluss
 - Oberbodenmischung-Fassade VI:

- Oberbodenmischung I
- 10 Vol. % Aktivkohle
- Unterbodenmischung-Fassade VII:
 - Unterbodenmischung II:
 - 10 Vol. % Aktivkohle

Eine Übersicht über die verwendeten Substratgemische mit physikalischen und chemischen Parametern ist in Tabelle 3 dargestellt.

Da ein Hauptanwendungsbereich für Versickerungsmulden die Entwässerung von Verkehrsflächenabflüsse ist, wurden an der HSWT zur Untersuchung der unterschiedlichen Bepflanzung hauptsächlich zwei der Substratmischungen eingesetzt, nämlich die Mischungen I und II für Verkehrsflächenabflüsse. Dabei wurde bewusst ein Substrat mit Oberboden und ein oberbodenfreies Substrat gewählt, weil signifikante Unterschiede im Unkrautdruck denkbar waren und dies im Rahmen der Pflegemaßnahmen dokumentiert und im Vergleich ausgewertet wurde. Die mineralische Mulchschicht wurde auf Empfehlung der Expert:innen zur Unkrautminderung auf der Hälfte der Pflanzgefäße eingebracht, um auch hier einen Vergleich des Pflegebedarfs zu Gefäßen ohne Splittschicht ziehen zu können. Ergänzend dazu wurde Pflanzmischung 10 als kleiner Zusatzversuch in den vier weiteren Substratmischungen der Kupferdach- und Fassadenabflüsse (IV bis VII) gepflanzt (Abbildung 10, im Folgenden als „Zusatzversuche“ bezeichnet).

Tabelle 3: Übersicht wichtiger Parameter der entwickelten Substratmischungen in den halbertechnischen Versuchen

Substratgemisch	Vorgaben DWA-A 138-1 (2020)	I Oberboden- mischung (Verkehr)	II Unterboden- mischung (Verkehr)	III Referenz (Verkehr)	IV Oberboden- mischung (Kupferdach)	V Unterboden- mischung (Kupferdach)	VI Oberboden- mischung (Fassade)	VII Unterboden- mischung (Fassade)
organische Substanz als Glühverlust [M.-%]	≤ 10	4,7	2,8	5,4	4,6	2,6	4,2	3,9
pH-Wert [-]	6-8	7,3	7,3	7,1	7,0	7,3	7,4	7,4
Max. Wasserkapazität [Vol.-%]	-	46,9	43,6	46,3	47,2	42,7	41,5	42,6
k_f-Wert [m/s]	Max: ≤ 1x10 ⁻³	4,1x10 ⁻⁵	4,04 x10 ⁻⁵	2,6 x10 ⁻⁵	4,9 x10 ⁻⁵	5,1 x10 ⁻⁵	5,0 x10 ⁻⁵	5,3 x10 ⁻⁵
Schlämmkorn [M.-%]	≤ 20	11	12	20	15	11	17	12
Sandanteil [M.-%]	≥ 67	61	78	58	55	78	58	79
Kiesanteil [M.-%]	≤ 13	28	10	22	30	11	26	9

2.4.2 Artenauswahl und Bepflanzung

Die Pflanzenliste für die halbtechnischen Versuche an der HSWT wurde aus den Datenbanken des AP3 zusammengestellt. Die Kriterien und Vorgehensweise zur Artenauswahl sind in Kapitel 2.3 erläutert. An der TUM wurden neben der Begrünung durch Rasenansaat 4 Pflanzenmischungen verwendet. Für die Pflanzenauswahl in Garching wurden einige Arten berücksichtigt, deren Phytoremediationsfähigkeit und Toleranz erhöhter Schwermetallkonzentrationen bereits nachgewiesen wurden. Zu den Pflanzenarten, die gewässerrelevante Substanzen in hohen Mengen in Spross und Wurzel akkumulieren können zählen unter anderem *Achillea millefolium*, *Cichorium intybus*, *Festuca ovina*, *Iris germanica*, *Nepeta cataria*, *Silene vulgaris* und *Stachys recta* (CENTRE FOR MINED LAND REHABILITATION; STEVIE FAMULARI, 2012). Für alle weiteren an der TUM verwendeten Arten liegen bisher keine Daten zum Phytoextraktionspotential vor, es ist aber bekannt, dass andere Arten der Gattungen hohe Schadstoffmengen akkumulieren können. Die Artenliste für HSWT und TUM ist in Tabelle 4 dargestellt.

Tabelle 4: Artenliste der Pflanzenmischungen der halbtechnischen Versuche. Arten beziehungsweise Pflanzenmischungen in blauer Schrift wurden an beiden Standorten eingesetzt, Arten in schwarzer Schrift nur an der HSWT.

Nr.	Staudenart A	Staudenart B	Staudenart C	optional: Geophyt	optional: Saatgut
1	<i>Veronica teucrium</i>	<i>Peucedanum cervaria</i>	<i>Aster amellus</i>		<i>Chrysanthemum segetum</i>
2	<i>Gentiana cruciata</i>	<i>Linum perenne</i>	<i>Stipa pennata</i>	<i>Muscari comosum</i>	
3	<i>Calamintha nepeta</i> ssp. <i>nepeta</i>	<i>Inula hirta</i>	<i>Tanacetum corymbosum</i>	<i>Tulipa sylvestris</i>	
4	<i>Stachys recta</i>	<i>Euphorbia cyparissias</i>	<i>Centaurea scabiosa</i>		<i>Consolida regalis</i> ssp. <i>regalis</i>
5	<i>Bupleurum falcatum</i>	<i>Campanula rapunculoides</i>	<i>Origanum vulgare</i>		
6	<i>Linum flavum</i>	<i>Salvia pratensis</i>	<i>Stipa capillata</i>		
7	<i>Anthemis tinctoria</i>	<i>Briza media</i>	<i>Dianthus arenarius</i>		<i>Papaver rhoeas</i>
8	<i>Betonica officinalis</i>	<i>Knautia arvensis</i>	<i>Leucanthemum vulgare</i>		
9	<i>Marrubium vulgare</i>	<i>Linaria vulgaris</i>	<i>Artemisia absinthium</i>		
10	<i>Cichorium intybus</i>	<i>Silene vulgaris</i>	<i>Trifolium rubens</i>		<i>Legousia speculum- veneris</i>
11	<i>Festuca ovina</i>	<i>Iris germanica</i>	<i>Medicago falcata</i>		
12	<i>Bupthalmum salicifolium</i>	<i>Calamagrostis varia</i>	<i>Teucrium chamaedrys</i>	<i>Muscari neglectum</i>	

Nr.	Staudenart A	Staudenart B	Staudenart C	optional: Geophyt	optional: Saatgut
13	<i>Achillea nobilis</i>	<i>Koeleria glauca</i>	<i>Lactuca perennis</i>		
14	<i>Dianthus carthusianorum</i>	<i>Galium verum</i>	<i>Prunella grandiflora</i>		
15	<i>Achillea millefolium</i>	<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Nepeta cataria</i>	<i>Allium sphaerocephalon</i>	
16	<i>Alyssum montanum</i>	<i>Melica ciliata</i>	<i>Petrorhagia saxifraga</i>		<i>Centaurea cyanus</i>
17	<i>Aster linosyris</i>	<i>Scabiosa columbaria</i>	<i>Armeria maritima</i>		
18	<i>Ajuga genevensis</i>	<i>Euphorbia seguieriana</i>	<i>Scabiosa ochroleuca</i>		<i>Papaver dubium ssp. dubium</i>
19	<i>Campanula trachelium</i>	<i>Centaurea montana</i>	<i>Melittis melissophyllum</i>	<i>Scilla bifolia</i>	<i>Carum carvi</i>
20	<i>Dictamnus albus</i>	<i>Anthericum ramosum</i>	<i>Geranium sanguineum</i>	<i>Ornithogalum umbellatum</i>	

Die Bepflanzung der Gefäße an HSWT und TUM richtete sich stets nach dem gleichen Schema (Abbildung 8). Je Gefäß sind drei Staudenarten zu jeweils drei Pflanzen eingesetzt, in manchen Pflanzmischungen wurden zudem Geophyten (je eine Art) und/ oder die Ansaat einer kurzlebigen Art ergänzt.

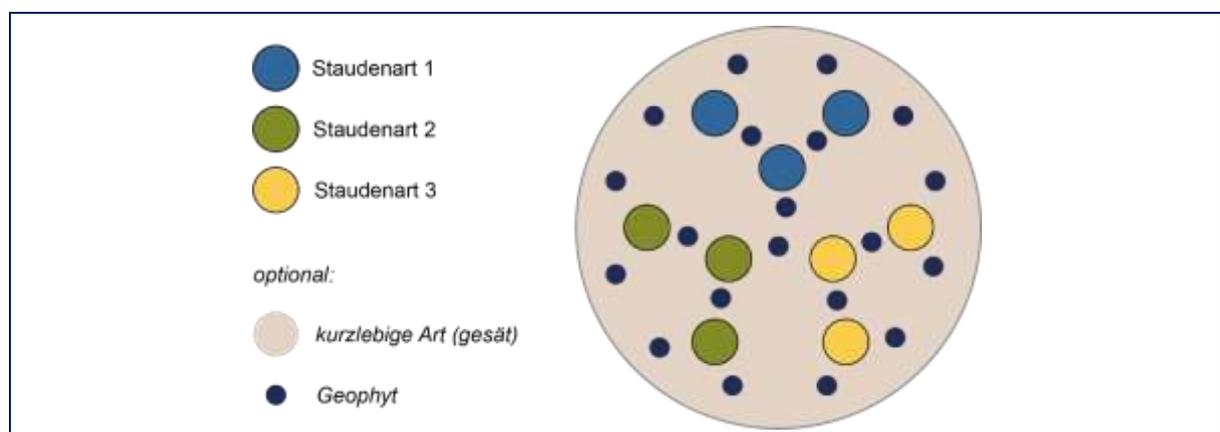


Abbildung 8: Pflanzschema für die Gefäße in Freising und Garching

Mit dem Versuchsaufbau wurde im Juli 2021 begonnen, die Pflanzungen waren am 26.07.2021 abgeschlossen. Im Herbst wurden Geophyten ergänzt und in einigen Gefäßen kurzlebige Arten als Zwischenbegrünung angesät. Da das Saatgut nicht keimte erfolgte eine zweite Aussaat im Frühjahr 2022. Außerdem mussten manche Stauden aufgrund von Ausfällen kurz nach der Lieferung beziehungsweise Pflanzung ersetzt werden.

2.4.3 Versuchsaufbau

Basierend auf den Ergebnissen der Arbeitspakete 2 und 3 wurden vielversprechende Substratgemische und Pflanzenarten für die darauffolgenden halbtechnischen Freilandversuche ausgewählt. Sowohl an der TUM in Garching als auch an der HSWT in Freising wurden Pflanzgefäße aufgestellt, mit dem Ziel, die zusammengestellten Substrat- und Pflanzenmischungen unter möglichst praxisnahen Bedingungen auf deren Eignung für urbane Mulden zu testen. Bei den Pflanzgefäßen handelt es sich um Baumschulcontainer mit einem Fassungsvermögen von ca. 750 L und einem Durchmesser von ca. 100 cm.

Insgesamt wurden auf dem Freigelände der TUM im Juli 2021 20 Pflanzgefäße aufgestellt und mit einer Drainageschicht (Quarzkies) von ca. 30 cm und einer Substratgemisch-Schicht von 30 cm befüllt. Zur Probenahme wurden in die Pflanzgefäße am unteren Rand Kugelhähne montiert und darunter Kunststoffbehälter zur Sammlung des Sickerwassers positioniert. Die Kunststoffbehälter haben je nach Beschickungsvolumen ein Volumen von 45 L bis 87 L. Die 20 Pflanzgefäße wurden mit 6 verschiedenen entwickelten Substratgemischen und einem Referenz-Oberbodensubstrat nach DWA-A 138-1 befüllt (vgl. Abbildung 9).

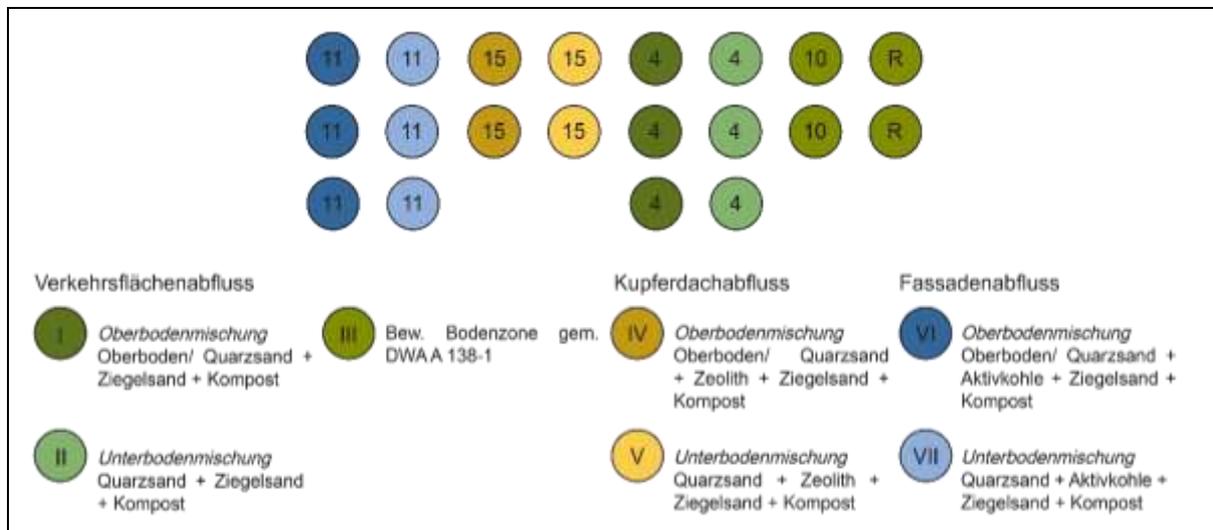


Abbildung 9: Übersicht der Versuchsanordnung der halbtechnischen Versuche an der TUM. Römische Ziffern bezeichnen die Substratmischung, arabische Ziffern die Pflanzenmischung. R steht für Pflanztröge mit Rasenansaat.

Der Aufbau an der HSWT erfolgte in enger Abstimmung mit der TUM. In Freising wurden insgesamt 84 der Baumschulcontainer aufgestellt, wobei insgesamt 20 Pflanzenmischungen jeweils in Vierfachbestimmung gepflanzt wurden und stets eines der Gefäße als Kontrollpflanzung (Modul A) diente (Abbildung 10).

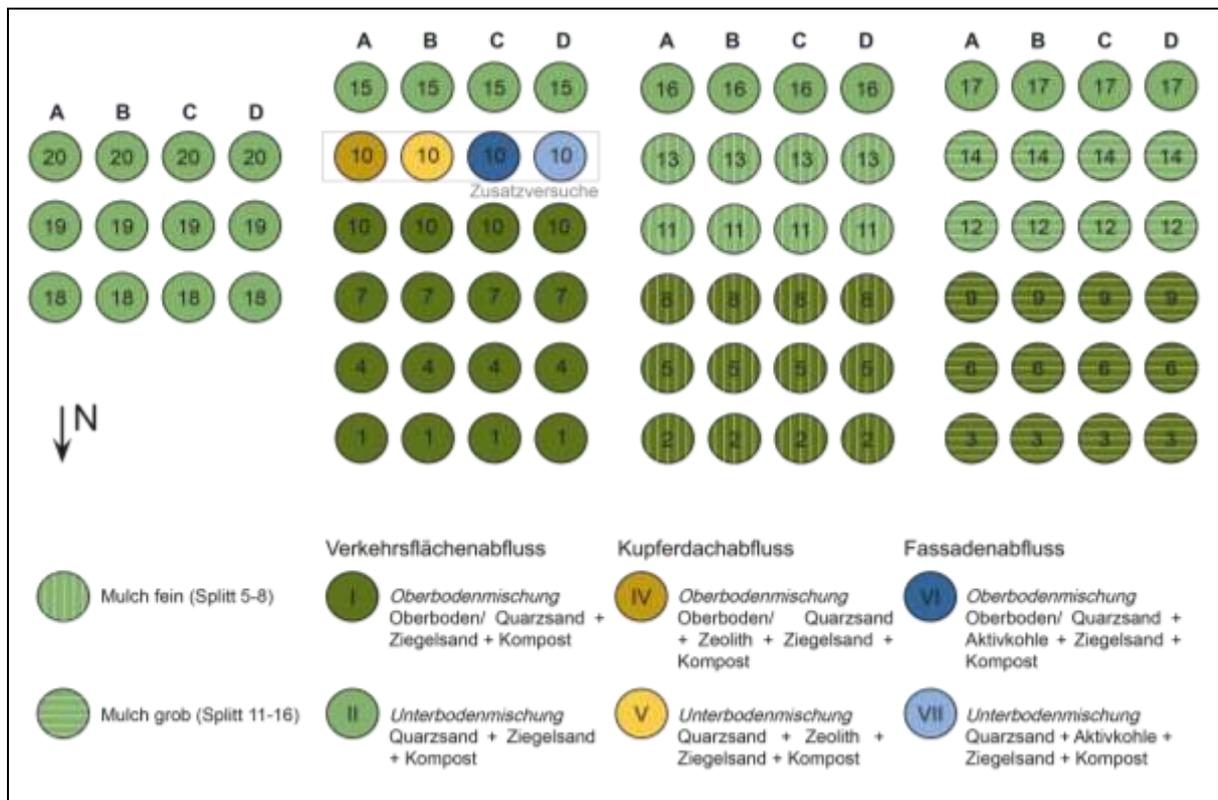


Abbildung 10: Versuchsanordnung am Forschungsfreigelände der HSWT. Römische Ziffern bezeichnen die Substratmischung, arabische Ziffern die Pflanzenmischung.

An der HSWT wurden die Container zunächst auf ca. 32 cm Höhe mit gewaschenem Natursand 0/4 verfüllt, bei Gefäßen mit mineralischer Mulchschicht auf ca. 25 cm. Anschließend wurden die Substratmischungen in einer Schichthöhe von ca. 33 cm in die Gefäße gefüllt. In einigen Gefäßen folgte zum Schluss eine Schicht aus ca. 7 cm mineralischem Mulch aus Splitt 5-8 beziehungsweise 11-16. In allen Gefäßen wurde so nach dem Setzen der Substrate eine Einstauhöhe von rund 20 cm erreicht. In die Container gebohrte Löcher dienten als Abfluss (Abbildung 11). Die Fotos zur Dokumentation des Versuchsaufbaus an TUM und HSWT sind in Anhang 2 und 3 zu finden.

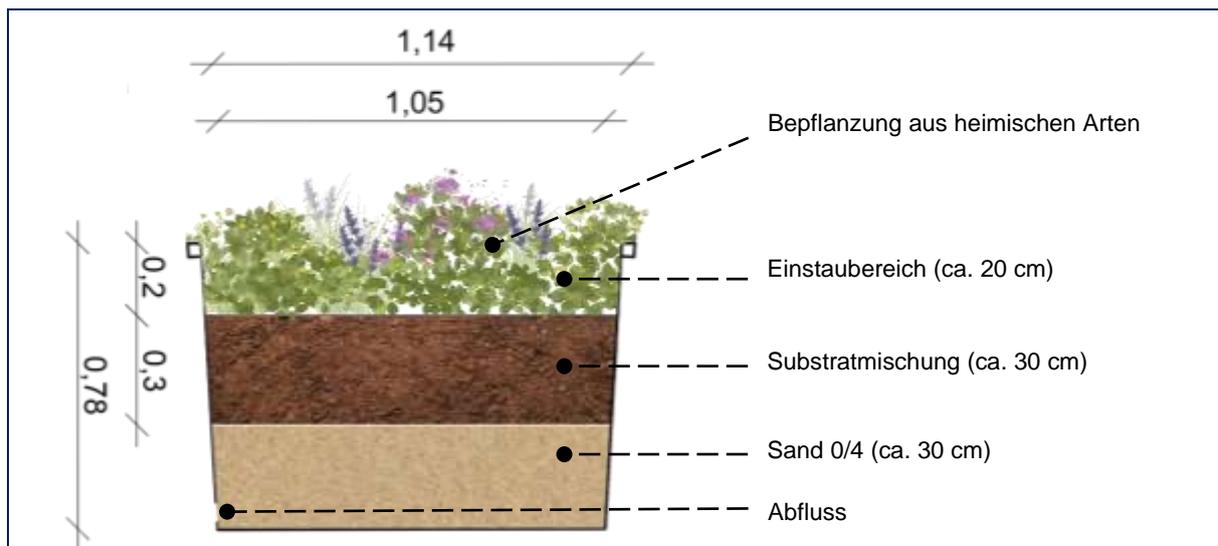


Abbildung 11: Aufbau der Pflanzgefäße an der HSWT (ohne mineralische Mulchschicht)

2.4.4 Pflegekonzept

In den ersten Wochen nach Pflanzung wurden – wie in der Praxis üblich – alle Gefäße gegossen, um ein Anwachsen zu gewährleisten. Zur Simulation des muldentypischen Trockenstandortes erfolgte danach keine Bewässerung, lediglich die Kontrollpflanzungen wurden bei extremer Trockenheit bewässert. Unerwünschte Sämlinge wurden nicht nach Bedarf, sondern stets vor der Fotodokumentation **an beiden Standorten** entfernt, um anschließende Bildanalysen nicht zu verfälschen. Eine dynamische Entwicklung der Bepflanzung war gewünscht, daher wurden Sämlinge gewollter Arten nicht entfernt. Der Pflegeaufwand hinsichtlich Jätens und Bewässerung wurde in Freising kontinuierlich dokumentiert. Unterschiede im Pflegebedarf zwischen den beiden Substratmischungen sowie der Effekt der mineralischen Mulchschicht konnten so verglichen werden. Es erfolgte an beiden Standorten ein einmaliger Rückschnitt im späten Winter (jeweils etwa Mitte Februar). Für möglichst exakte Ergebnisse der Bildanalysen wurden im Sommer 2022 Pflanzenteile, die aufgrund langanhaltender Trockenheit abgestorben waren, zurückgeschnitten.

2.4.5 Versuche zur stofflichen Belastung und Betriebsstabilität der Substrate (AP5)

Nach einer Anwachsphase der Pflanzen (Juli – November 2021) in den halbtechnischen Versuchen wurde bei der TUM mit der Beschickung mit belastetem Niederschlagswasser begonnen und die Zu- und Ablaufkonzentrationen untersucht. Saisonale Einflüsse wie Pollenflug im Frühjahr oder Trockenperioden im Sommer können bei den Freilandversuchen einen Einfluss auf den Schadstoffrückhalt haben.

Folgende Niederschlagsabflüsse wurden eingesetzt:

1. Verkehrsflächenabfluss: realer Verkehrsflächenabfluss, gesammelt am Standort Landshuter Allee in München in einem Sedimentationsschacht (Flächengruppe nach DWA-A 138-1: V3, 24.000 Kfz/d).
2. Kupferdachabfluss: Ablauf eines realen Kupferdaches am Standort Garching (102 m² Gesamtfläche, 10° Neigung, Alter 13 Jahre). Die Hälfte des Kupferdaches (Reinheitsgrad min. 99,9 % Kupfer nach DIN EN 1172) ist nach Norden, die andere Hälfte nach Süden ausgerichtet. Die Abläufe beider Dachflächen wurden über eine Dachrinne und Fallrohr aus Kupfer gesammelt und in zwei IBC-Containern mit je 1000 L bis zur Versuchsdurchführung gelagert. (Flächengruppe nach DWA-A 138-1: SD2).
3. Fassadenabfluss: Synthetisch hergestelltes Niederschlagswasser angelehnt an SANUSI ET AL. (1996) mit einer Konzentration an Diuron, Terbutryn und Mecoprop von je 10 µg/L. (Flächengruppe nach DWA-A 138-1: n.a.); auch wenn Mecoprop nicht von Fassadenflächen emittiert, sondern hauptsächlich von Bitumendachbahnen, wird im Laufe des Berichts weiter von Fassadenabfluss gesprochen.

Die Versuchsplanung sah vor, insgesamt 20 Einzelversuche pro Pflanzgefäß bis Mai 2023 durchzuführen, dies entspricht durchschnittlich 1,5 Versuche pro Monat, dabei wurde die monatliche Anzahl Versuche an die klimatischen Bedingungen angepasst. Bis Anfang Juni 2023 waren die Beprobungen der 20 Einzelversuche pro Pflanzgefäß abgeschlossen. Die Versuche wurden mit drei unterschiedlichen Versuchsdauern/Regenspendenklassen durchgeführt und waren angelehnt an das DIBt Verfahren (2017) und die Regenspendenklassen an LFU (2011) (Tabelle 6).

- Kategorie 1: 2,5 L/(s*ha) bei 480 min
- Kategorie 2: 6 L/(s*ha) bei 200 min
- Kategorie 3: 25 L/(s*ha) bei 48 min

Versuchsdetails sind in Tabelle 5 dargelegt. In der Zeit zwischen den Versuchen wurden stichprobenartig Sammelproben des Sickerwassers genommen, um eine mögliche

Schadstoffauswaschung durch den natürlichen Niederschlag zu quantifizieren. Insgesamt wurden bei allen drei Niederschlagswasserabfluss-Typen jeweils die Regenspendenklasse Kategorie 1 sechsmal, Kategorie 2 siebenmal und Kategorie 3 siebenmal durchgeführt:

Tabelle 5: Versuchsbedingungen für die halbertechnischen Versuche am TUM-Forschungsfreigelände

Niederschlagswasser-abfluss (Flächengruppe gemäß DWA-A 138-1)	Fläche - Pflanzgefäß [m³]	Anschlussverhältnis laut DWA-A 138-1 (2020)	Zulaufvolumen [L]	Untersuchte Parameter
I, II, III: Verkehrsflächenabfluss (V3)	0,94	1:15	98,1	pH, EC, Zn Cu, AFS, DOC, Br, Cl ⁻ , F ⁻ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , SO ₄ ²⁻
IV, V: Kupferdachabfluss (SD2)	0,94	1:5	37,2	pH, EC, Terbutryn, Diuron, Mecoprop & Metabolite
VI, VII: Fassadenabfluss (-)	0,94	1:5	37,2	pH, EC & Cu _t

Tabelle 6: Übersicht der Versuchsdurchführungen der halbertechnischen Versuche mit Verkehrsflächen-, Fassaden- und Dachflächenabflüssen am TUM Forschungsfreigelände

Datum	Regenspendenklasse	Versuchsgruppe
11.11.2021	Kategorie 2 (6 L/(s*ha) - 200 min)	Kupferdachabfluss (Nr. 1)
09.02.2022	Kategorie 3 (25 L/(s*ha) - 48 min)	Kupferdachabfluss (Nr. 2)
17.03.2022	Kategorie 1 (2,5 L/(s*ha) - 480 min)	Kupferdachabfluss (Nr. 3)
17.03.2022	Kategorie 2 (6 L/(s*ha) - 200 min)	Fassadenabfluss (Nr. 1)
29.03.2022	Kategorie 3 (25 L/(s*ha) - 48 min)	Fassadenabfluss (Nr. 2)
04.05.2022	Kategorie 2 (6 L/(s*ha) - 200 min)	Fassadenabfluss (Nr. 3) & Kupferdachabfluss (Nr. 4)
10.05.2022	Kategorie 2 (6 L/(s*ha) - 200 min)	Verkehrsflächenabfluss (Nr. 1)
18.05.2022	Kategorie 1 (2,5 L/(s*ha) - 480 min)	Fassadenabfluss (Nr. 4) & Kupferdachabfluss (Nr. 5)
02.06.2022	Kategorie 3 (25 L/(s*ha) - 48 min)	Fassadenabfluss (Nr. 5) & Kupferdachabfluss (Nr. 6) & Verkehrsflächenabfluss (Nr. 2)
22.06.2022	Kategorie 3 (25 L/(s*ha) - 48 min)	Fassadenabfluss (Nr. 6) & Kupferdachabfluss (Nr. 7) & Verkehrsflächenabfluss (Nr. 3)
27.06.2022	Kategorie 2 (6 L/(s*ha) - 200 min)	Kupferdachabfluss (Nr. 8)
28.06.2022	Kategorie 2 (6 L/(s*ha) - 200 min)	Fassadenabfluss (Nr. 7)
30.06.2022	Kategorie 1 (2,5 L/(s*ha) - 480 min)	Fassadenabfluss (Nr. 8) & Kupferdachabfluss (Nr. 9)
19.07.2022	Kategorie 1 (2,5 L/(s*ha) - 480 min)	Fassadenabfluss (Nr. 9)
28.07.2022	Kategorie 2 (6 L/(s*ha) - 200 min)	Kupferdachabfluss (Nr. 10)

Datum	Regenspendenklasse	Versuchsgruppe
03.08.2022	Kategorie 2 (6 L/(s*ha) - 200 min)	Fassadenabfluss (Nr. 10) & Verkehrsflächenabfluss (Nr. 4)
17.08.2022	Kategorie 3 (25 L/(s*ha) - 48 min)	Fassadenabfluss (Nr. 11)
17.08.2022	Kategorie 1 (2,5 L/(s*ha) - 480 min)	Kupferdachabfluss (Nr. 11) & Verkehrsflächenabfluss (Nr. 5)
29.08.2022	Kategorie 3 (25 L/(s*ha) - 48 min)	Verkehrsflächenabfluss (Nr. 6)
12.09.2022	Kategorie 3 (25 L/(s*ha) - 48 min)	Fassadenabfluss (Nr. 12) & Kupferdachabfluss (Nr. 12)
21.09.2022	Kategorie 1 (2,5 L/(s*ha) - 480 min)	Fassadenabfluss (Nr. 13) & Kupferdachabfluss (Nr. 13)
06.10.2022	Kategorie 1 (2,5 L/(s*ha) - 480 min)	Verkehrsflächenabfluss (Nr. 7)
11.10.2022	Kategorie 2 (6 L/(s*ha) - 200 min)	Fassadenabfluss (Nr. 14) & Kupferdachabfluss (Nr. 14)
18.10.2022	Kategorie 1 (2,5 L/(s*ha) - 480 min)	Verkehrsflächenabfluss (Nr. 8)
25.10.2022	Kategorie 1 (2,5 L/(s*ha) - 480 min)	Verkehrsflächenabfluss (Nr. 9)
27.10.2022	Kategorie 1 (2,5 L/(s*ha) - 480 min)	Fassadenabfluss (Nr. 15) & Kupferdachabfluss (Nr. 15)
08.11.2022	Kategorie 3 (25 L/(s*ha) - 48 min)	Verkehrsflächenabfluss (Nr. 10)
09.11.2022	Kategorie 2 (6 L/(s*ha) - 200 min)	Fassadenabfluss (Nr. 16) & Kupferdachabfluss (Nr. 16)
15.11.2022	Kategorie 3 (25 L/(s*ha) - 48 min)	Verkehrsflächenabfluss (Nr. 11)
22.11.2022	Kategorie 3 (25 L/(s*ha) - 48 min)	Verkehrsflächenabfluss (Nr. 12)
01.12.2022	Kategorie 3 (25 L/(s*ha) - 48 min)	Fassadenabfluss (Nr. 17) & Kupferdachabfluss (Nr. 17)
12.01.2023	Kategorie 2 (6 L/(s*ha) - 200 min)	Verkehrsflächenabfluss (Nr. 13)
21.02.2023	Kategorie 2 (6 L/(s*ha) - 200 min)	Verkehrsflächenabfluss (Nr. 14)
22.03.2023	Kategorie 2 (25 L/(s*ha) - 200 min)	Fassadenabfluss (Nr. 18) & Kupferdachabfluss (Nr. 18)
20.04.2023	Kategorie 3 (25 L/(s*ha) - 48 min)	Verkehrsflächenabfluss (Nr. 15)
20.04.2023	Kategorie 3 (25 L/(s*ha) - 48 min)	Fassadenabfluss (Nr. 19) & Kupferdachabfluss (Nr. 19)
04.05.2023	Kategorie 2 (6 L/(s*ha) - 200 min)	Verkehrsflächenabfluss (Nr. 16)
09.05.2023	Kategorie 2 (6 L/(s*ha) - 200 min)	Verkehrsflächenabfluss (Nr. 17)
24.05.2023	Kategorie 1 (2,5 L/(s*ha) - 480 min) Kategorie 3 (25 L/(s*ha) - 48 min)	Fassadenabfluss (Nr. 19) & Kupferdachabfluss (Nr. 19)
25.05.2023	Kategorie 1 (2,5 L/(s*ha) - 480 min)	Verkehrsflächenabfluss (Nr. 18)
30.05.2023	Kategorie 2 (6 L/(s*ha) - 200 min)	Verkehrsflächenabfluss (Nr. 19)
06.06.2023	Kategorie 1 (2,5 L/(s*ha) - 480 min)	Verkehrsflächenabfluss (Nr. 20)

Die belasteten Zuflüsse wurden mittels Peristaltikpumpen über einen perforierten Schlauchring in den Pflanzgefäßen breitflächig aufgebracht und unterhalb der Substratschicht in Kunststoffbehältern (PP) aufgefangen. Nach dem Versuchsdurchlauf wurde nach ausreichender Sickerzeit (> 16 h) die Sammelprobe durchmischt und beprobt (vgl. Abbildung 12 und Abbildung 13). Vor der eigentlichen Auswertung der halbtechnischen Versuche wurden alle Ablaufkonzentrationen der einzelnen Pflanzgefäße auf Konsistenz geprüft, um zu gewährleisten, dass die Wiederholungen auch zueinander passen.



Abbildung 12: Versuchsaufbau der halbtechnischen Versuche mit Peristaltikpumpe und perforierten Schlauchring an der TUM



Abbildung 13: Probenahme des Sickerwassers mit pH- und EC-Messung aus den halbtechnischen Versuchen an der TUM

Zum Ende der Versuchslaufzeit wurde die Betriebstabilität mittels Ringinfiltrometerversuchen (angelehnt an DIN EN 19682-7) untersucht. Dafür wurden Edelstahlringe mit $\varnothing 154,5$ mm ca. 10 cm in den Boden getrieben, mit Wasser befüllt und nach einer Sättigungsphase die Zeit gestoppt, welche für eine definierte Absenkung benötigt wurde. Der Versuch wurden mehrfach wiederholt, bis eine annähernd konstante Infiltrationsrate erreicht wurde.

Außerdem wurden tiefenorientierenden Beprobungen zur Bestimmung der Gehalte der ausgewählten Belastungsstoffe durchgeführt. Deshalb wurden je Pflanztroge drei unterschiedliche Tiefen der bewachsenen Bodenzone (0 – 5 cm; 5 – 15 cm; 15 – 30 cm) beprobt, welche in Form von einer Mischprobe aus 3 Einzelproben (Probenahme mittels Edelstahlbohrstock $\varnothing 20$ mm) gewonnen wurden. Je Substratmischung wurden zwei Pflanztroge untersucht. Die zu untersuchenden Parameter waren Zink, Kupfer, Vanadium und Biozide (Terbutryn, Mecoprop und Diuron) in Abhängigkeit der verwendeten Niederschlagswasserabfluss-Typen (Verkehrsflächenabfluss, Metalldachabfluss, Gründach- und Fassadenabfluss).

Die tiefenorientierenden Beprobungen wurden analog in 30-50 cm Abstand von der Straße zum Ende der Monitoringkampagne an den Versuchsfeldern der Otto-Warburg-Str. durchgeführt (vgl. Abbildung 14). Die untersuchten Parameter waren Zink, Kupfer und Vanadium.



Abbildung 14: Tiefenorientierende Untersuchung der bewachsenen Bodenzone an der Pilotierung/Otto-Warburg-Straße

Im Herbst 2021 wurden an den bewachsenen Bodenzonen Zusatzversuche zur Bestimmung der Adsorptionskapazität von Zink und Kupfer durch Schüttelversuche nach der OECD Guideline 106 (2000) durchgeführt. Die Substratmischungen (II, IV, V) wurden auf < 2 mm gesiebt und in einem Wasser/Feststoffverhältnis 5:1 (40 mL : 8 g) mit einer 0,01 M CaCl₂-Lösung und folgenden Schwermetallkonzentrationen für 24 h geschüttelt: 100 mg/L, 500 mg/L, 1000 mg/L, 2000 mg/L. Die Substrate wurden davor in reiner 0,01 M CaCl₂-Lösung 24 h voräquilibriert. Nach dem Schüttelvorgang wurde die Lösung vom Substrat durch Zentrifugation bei 3000 g und 20°C für 15 min getrennt. Die wässrigen Proben wurden mittels Pipette extrahiert und vor der Analyse auf Zink und Kupfer über < 0,45 µm filtriert, um den gelösten Anteil zu erfassen. Die Adsorptionsisothermen wurden mit den Freundlich-Gleichungen [1] und [2] berechnet (OECD, 2000).

$$C_S^{\text{ads}} = \frac{(C_0 - C_{\text{aq}}^{\text{ads}}) * V_0}{m_{\text{soil}}} \quad [1]$$

$$C_S^{\text{ads}} = K_f * C_e^{\frac{1}{n_f}} \quad [2]$$

C_S^{ads} Beladung des Sorbents (Masse Sorbat bezogen auf Masse Sorbent) [µg/g]

$C_{\text{aq}}^{\text{ads}}$ Konzentration des Sorbats in Lösung [µg/cm³]

K_f Freundlich Adsorptions-Koeffizient [µg^{1-1/n} (cm³)^{1/n}/g]

n_f Freundlich-Exponent [-]

2.4.6 Versuche zur Toleranz ausgewählter heimischer Pflanzenarten gegenüber sickermuldenspezifischen Stresseinflüssen (AP4)

Gemäß (GRIME, 2006) bezeichnet Stress externe Faktoren, welche die Biomasseproduktion einer Vegetation einschränken. Stress kann sowohl biotische als auch abiotische Faktoren beinhalten und sich beispielsweise als Mangel oder Überschuss an Wasser zeigen. In urbanen Versickerungsmulden sind vor allem Trockenheit, Hitze, temporäre Überstauung, Salz- und Schadstoffeintrag als

Stresseinflüsse zu nennen. Im Rahmen der halbtechnischen Versuche wurden die Pflanzenarten gezielt auf ihre Stresstoleranz gegenüber Trockenheit, Einstau und Salzeintrag untersucht. Der Untersuchungszeitraum stach hinsichtlich Hitze und Trockenheit deutlich aus dem langjährigen Mittel heraus (siehe Kapitel 3.1.3.2.1).

Jeder Pflanzmischungsversuch wurde in vierfacher Replikation durchgeführt und bestand jeweils aus einem Gefäß, welches als Kontrollpflanzung diente (Modul A), sowie drei Gefäßen, die unter oben genannte Stressfaktoren gesetzt wurden (Module B, C und D). Trockenheit und Hitze konnten aufgrund der Freilandversuche nur dann simuliert werden, wenn es die klimatische Bedingung erlaubte. Module unter Stresseinfluss wurden nie bewässert, Modul A nur bei extremer Trockenheit, wenn mit Vitalitätseinbußen zu rechnen war und um die Kontrollpflanzungen als Vergleichsmodule zu erhalten.

Zur Simulation des Salzeintrags wurden die Gefäße B, C und D jeweils in den Wintermonaten (etwa November bis Ende Februar / Mitte März) mit NaCl gesalzen. Im Winter 2021/2022 und 2022/2023 erfolgten 10 Salzungen, wobei stets 50 g NaCl je Gefäß ausgebracht wurden. Jedes Gefäß hatte eine Pflanzfläche von ca. 1 m². Damit wurden über den Winter insgesamt 500 g NaCl je Gefäß beziehungsweise m² ausgebracht, was den Mengen vorheriger Pflanzen-Salzverträglichkeitsversuche ähnelt (DUTHWEILER & FRITZ, 2016; JAUCH & RICHTER-TIETEL, 2009). Um Niederschlagsabflüsse aus Verkehrsflächen zu simulieren wurde das Trockensalz in Wasser gelöst. Über die Salzungsperiode verteilt wurde dreimal eine Sole von 0,5 g/L ausgebracht. Dies entspricht dem mittleren Verkehrsflächenabfluss einer Bundesstraße bei einer Abflusshöhe von 30 mm und einem Salzeinsatz von 15 g/m² (HUBER et al., 2015). Für die übrigen Ereignisse wurden höhere NaCl-Konzentrationen von 2,5 g/L verwendet.



Abbildung 15: Einstau der Pflanzgefäße



Abbildung 16: Abdichten der Abflusslöcher mit Holzkorken

Der temporäre Einstau wurde während der Vegetationsperiode simuliert. Im Jahr 2022 erfolgten drei Überstauungen, wobei jedes Gefäß bis an die Oberkante mit Wasser befüllt wurde (Abbildung 15). Die in die Gefäße gebohrten Abflusslöcher wurden dafür mit Holzkorken verschlossen (Abbildung 16), um das Wasser über längere Zeiträume halten zu können. An einigen wenigen Gefäßen konnte kein dauerhafter Einstau erreicht werden, dies ist im Ergebnisteil entsprechend vermerkt (siehe Kapitel 3.1.3.2.3). Im Mai und Juli 2022 wurden alle Gefäße (außer den Kontrollpflanzungen) gemäß DWA-A 138 (2005) für jeweils 24 h unter Wasser gesetzt. Im September wurde die Einstauzeit auf 84 h erhöht, was gemäß DWA-A 138-1 (2020) als reales Einstauereignis möglich ist und daher von der Bepflanzung toleriert werden muss.

Um die Vitalität der Arten bewerten zu können wurden (jeweils bis einschließlich 31.05.2023) wichtige Parameter dokumentiert, die die Regulationsleistung von Pflanzen beeinflussen. Dies beinhaltete unter anderem die Dokumentation von Ausfällen sowie des Zeitpunkts des Absterbens.

Um mögliche Ursachen des Absterbens identifizieren zu können, wurde der Versuchszeitraum in unterschiedliche Phasen unterteilt (Tabelle 7). Die Anwuchsphase bezeichnet den Zeitraum vor der ersten Simulation von Stresseinflüssen. Ausfälle in Kontrollgefäßen wurden nicht weiter in Phasen

unterteilt. Für alle anderen Gefäße wurde dokumentiert, ob der Pflanzausfall während oder nach dem Salzeintrag, dem Einstau oder einer Trockenphase stattfand. Die Definitionen der Trockenphasen basierten auf den Auswertungen der klimatischen Bedingungen (siehe Kapitel 3.1.3.2.1). Hier wurden Klimadaten zu Niederschlägen und Lufttemperatur von der DWD-Klimastation Weihestephan-Dürnast (5404) übernommen (DEUTSCHER WETTERDIENST, o.J.) und für den Zeitraum von 01.01.2022 – 31.05.2023 ausgewertet. Die Trockenperioden Anfang des Jahres 2022 und 2023 wurden nicht in den Versuchsphasen in Tabelle 7 gelistet, da die Gefäße durch die zeitlich / kurz zuvor stattfindenden Salzungen nicht trockenfielen. Gleiches gilt für die Trockenphase Anfang Juli 2022, die kurz nach dem Einstau stattfand und wodurch die Pflanzungen nicht trockenfielen. Der Zeitraum zwischen zwei Ereignissen werden jeweils als „nach Salzeintrag“, „nach Trockenheit“ etc. bezeichnet. Die Versuchsphasen gliederten sich wie folgt:

Tabelle 7: Versuchsphasen der halbtechnischen Versuche in Freising

Beginn	Ende	Zeitraum / Stresseinfluss	Phase
09.07.2021	09.11.2021	Anwuchsphase	Anwuchsphase
10.11.2021	23.02.2022	Salzeintrag	Salzungsphase
24.02.2022	10.05.2022	Nach Salzeintrag	
11.05.2022	12.05.2022	Einstau	Einstauphase
13.05.2022	03.07.2022	Nach Einstau	
04.07.2022	05.07.2022	Einstau	
06.07.2022	05.08.2022	Nach Einstau	
06.08.2022	16.08.2022	Trockenperiode	Trockenheitsphase
17.08.2022	18.09.2022	Nach Trockenperiode	
19.09.2022	23.09.2022	Einstau	Einstauphase
24.09.2022	09.11.2022	Nach Einstau	
10.11.2022	06.03.2023	Salzeintrag	Salzungsphase
07.03.2023	16.05.2023	Nach Salzeintrag	
17.05.2023	31.05.2023	Trockenperiode	Trockenheitsphase

Ergänzend dazu wurden sowohl in Freising als auch in Garching alle Pflanzgefäße regelmäßig von oben fotografiert. Mittels ImageJ wurden Binärbilder erstellt, welche die von den Pflanzen bedeckte Fläche darstellen. Anhand der Binärbilder konnte jeweils die Bedeckung des Gefäßes mit grünen Pflanzenteilen ermittelt und nicht nur der prozentuale Flächenanteil der Vegetation je Mischung, sondern (bis auf wenige Ausnahmen) auch einzelner Arten erfasst werden. Zur Verdeutlichung von Unterschieden zwischen Kontrollpflanzungen und Pflanzungen unter Stresseinfluss oder verschiedener Substrate wurden Mittelwertvergleiche durchgeführt (siehe Kapitel 2.8). Die Daten der einzelnen Arten dienen zudem zur Auswertung des Konkurrenzverhaltens. Hier wurde untersucht, welche Flächenanteile die einzelnen Arten eines Gefäßes zu verschiedenen Zeitpunkten einnahmen. Dazu wurden die Werte der Gefäße B, C und D gemittelt.

Für die Gestaltung einer attraktiven Pflanzfläche ist die Qualität der Arten von großer Bedeutung. Mithilfe eines Bewertungssystems wurden visuelle Schädigungen wie zum Beispiel Blattverfärbungen dokumentiert. Die in Tabelle 8 dargestellten Stufen orientieren sich an verschiedenen Veröffentlichungen, in denen unter anderem die Pflanzenqualität nach Salzversuchen dokumentiert wurde (Fox et al., 2005; Hooks & Niu, 2019; Wu et al., 2016). Auch Boniturbögen in der Staudensichtung enthalten ähnliche Aspekte, wie etwa Schäden nach Austrieb

(Überwinterungsverhalten), Widerstandsfähigkeit gegenüber Krankheiten und Schädlinge, Wüchsigkeit und Standfestigkeit. Auch für die visuelle Qualität wurden Mittelwertvergleiche durchgeführt.

Tabelle 8: Bewertungssystem der visuellen Qualität. Beeinträchtigungen der Qualität können zum Beispiel Blattverfärbungen, Wuchshemmungen, Fraßschäden, Krankheiten oder auch fehlende Standfestigkeit sein.

Bewertungsziffer	Schädigungsgrad	Erläuterung
0	100 %	Pflanze abgestorben
1	> 90 %	Sehr schlechte Qualität, starke Schäden
2	> 50 %	Mangelhafte Qualität, mäßige Schäden
3	> 20 %	Mittlere Qualität, leichte Schäden
4	Bis 20 %	Gute Qualität, minimale Schäden
5	0 %	Sehr gute Qualität, keine Schäden

Zudem wurde alle ein bis zwei Wochen die phänologische Entwicklung jeder Pflanze dokumentiert, um mögliche Auswirkungen der muldenspezifischen Stresseinflüsse im Vergleich zu den Kontrollpflanzungen identifizieren zu können. Die Dokumentation erfolgte auf Grundlage der BBCH-Codierung nach Hack et al. (HACK et al., 1992) und enthielt unter anderem Angaben zu Blühzeitpunkt und –dauer der einzelnen Pflanzen. Der Median der Anzahl an Blühtagen in Gefäßen unter Stresseinfluss ist in Tabelle 24 dargestellt. Anhand von Mittelwertvergleichen wurde die Blühdauer der Gefäße beider Behandlungsgruppen verglichen.

Außerdem wurde einmal jährlich die Wuchshöhe aller Arten dokumentiert. Die Wuchshöhe kann an manchen Standorten von Bedeutung sein, wenn es sich beispielsweise um Straßenkreuzungen handelt und der Pflanzenbewuchs eine gewisse Höhe nicht überschreiten darf. Die Messungen fanden zur Mitte der Vegetationsperiode im August statt. Die Ergebnisse der Datenerhebung von August 2022 sind in Tabelle 24 gelistet.

Anders als ursprünglich geplant fand vor der Bepflanzung der halbtechnischen Versuche keine Wurzelanalyse statt, da die Töpfe meist stark durchwurzelt waren und das tatsächliche Wurzelwachstum nicht zu erkennen war. Die Ergebnisse hätten keine Erkenntnisse für die spätere Wurzelentwicklung in Versickerungsmulden geliefert. Daher wurden stattdessen Daten zum Wurzelwachstum der verwendeten Arten aus bestehenden Datenbanken und Fachbüchern zusammengetragen.

Als Fazit zur Artenauswahl urbaner Versickerungsmulden wurden alle Ergebnisse zusammenfassend in Tabelle 24 zusammengetragen. Die Tabelle enthält unter anderem Angaben zur Vitalität jeder einzelnen Art in den jeweiligen Versuchsphasen mit Trockenheit, Salzeintrag und Einstau. Folgende Abstufungen wurden hierfür gewählt:

Tabelle 9: Kriterien für die Vitalitätsabstufungen

Symbol	Vitalität	Mortalitätsrate	Visuelle Qualität und Deckungsgrad
+++	Sehr gut	0 %	Ohne signifikante Unterschiede (Kontrolle vs. Stress)
++	Gut	0 %	Mit signifikanten Unterschieden (Kontrolle vs. Stress)
++	Gut	1 - 15 %	Ohne signifikante Unterschiede (Kontrolle vs. Stress)
+	Ausreichend	1 - 15 %	Mit signifikanten Unterschieden (Kontrolle vs. Stress)
o	Mäßig	15 - 25 %	Mit oder ohne signifikante Unterschiede
-	Schlecht	25 – 100 %	Mit oder ohne signifikante Unterschiede

Die Tabelle enthält zudem Angaben darüber, ob anhand der Versuchsergebnisse eine Empfehlung zur Verwendung der Art in urbanen Versickerungsmulden ausgesprochen werden kann. Als Bedingung für eine Empfehlung durfte die Gesamt-Ausfallrate bei maximal 25 % liegen, was gemäß [NIESEL, 1997](#) der Grenzwert einer abnahmefähigen Pflanzfläche ist. Arten, die eine Ausfallrate über 25 % aufwiesen, aber maximal in einer der drei bzw. vier Spalten (Vitalität während der einzelnen Versuchsphasen + ggf. Mortalitätsrate der Pilotierungen) mit „o“ oder „-“ bewertet wurden, können ebenfalls empfohlen werden. Dadurch wird sichergestellt, dass Arten, die an einem Standort sehr gut funktionierten, an einem anderen aber nicht, nicht sofort ausgeschlossen werden.

2.5 Pilotierung im Siedlungsraum (AP6)

2.5.1 Versickerungsmulden in der Otto-Warburg-Straße

2.5.1.1 Versuchsaufbau

Als Standort für das Pilotprojekt „Versickerungsmulde“ wurde die Otto-Warburg-Straße im Norden Münchens festgelegt (Abbildung 17). Die zweispurige, stark befahrene Straße grenzt Richtung Norden an ein Gewerbegebiet, südlich davon befindet sich die Autobahn A99, getrennt durch eine Lärmschutzwand.

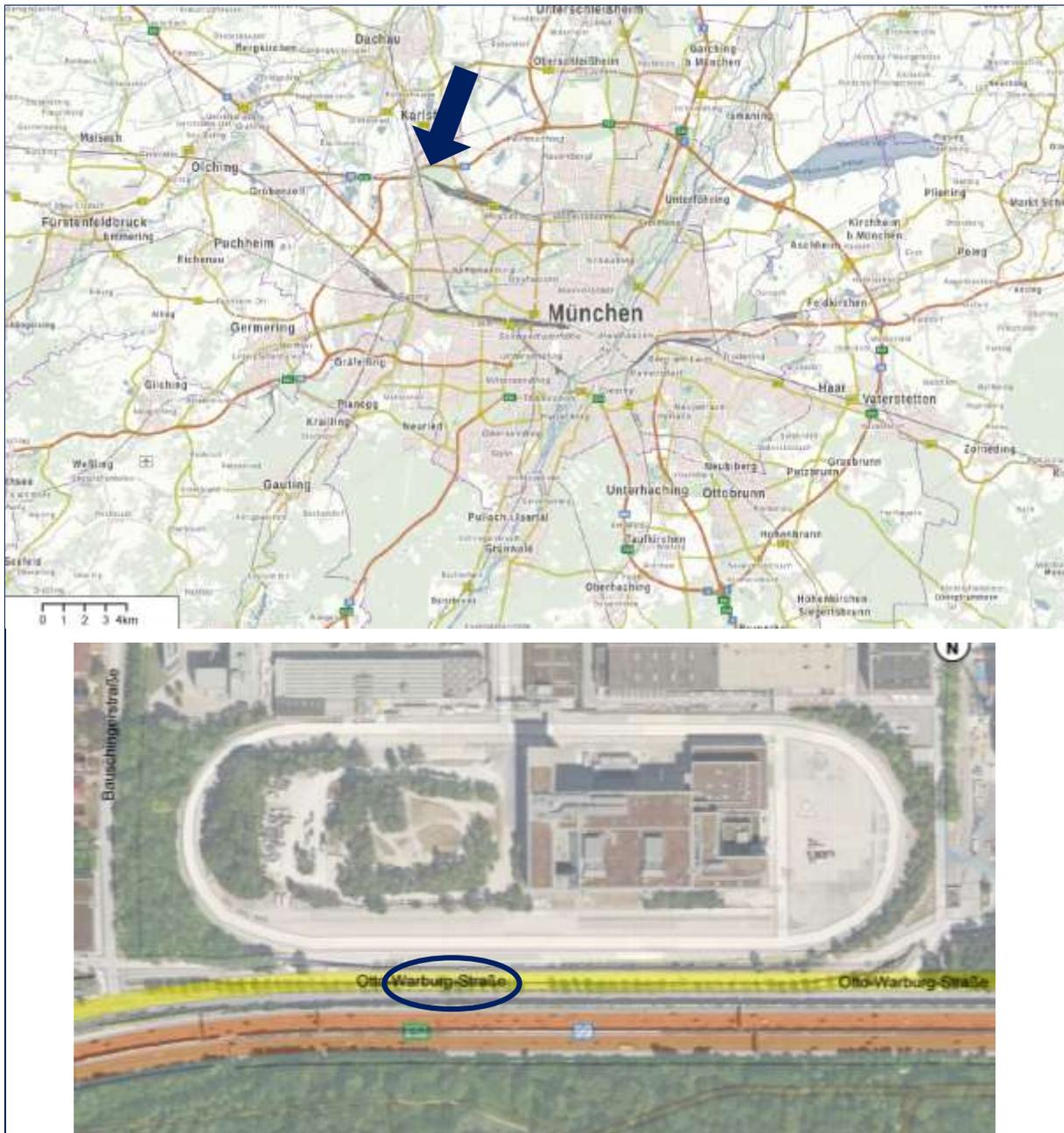


Abbildung 17: Übersichtslagepläne des Pilotprojekts Versickerungsmulde in München (Bayernatlas, 2022, ohne Maßstab)

Die Versickerungsmulden wurden in Zusammenarbeit mit der Landeshauptstadt München, Baureferat Gartenbau G4, in einem Grünstreifen zwischen Otto-Warburg-Straße und Fußgänger- beziehungsweise

Radweg eingebettet. Die Abflüsse der Otto-Warburg-Straße und des Fußgängerwegs entwässern von beiden Seiten in den Grünstreifen. Das Baureferat Gartenbau unterstützte das Projektteam dankenswerterweise beim Einbau der Versickerungsmulden. Aspekte des Gewässerschutzes wurden mit dem zuständigen Wasserwirtschaftsamt München abgestimmt. Die Fotodokumentation zum Versuchsaufbau ist in Anhang 4 angefügt.

Am 26.04.2022 wurde mit dem Aushub der Versickerungsmulden begonnen, die Baumaßnahmen waren innerhalb von zwei Tagen abgeschlossen. Es entstanden jeweils drei Versickerungsmulden an einem sonnigen und halbschattigen Standort (Abbildung 18). Jede Mulde misst inklusive Böschung ca. 2 x 4 m (8 m²).

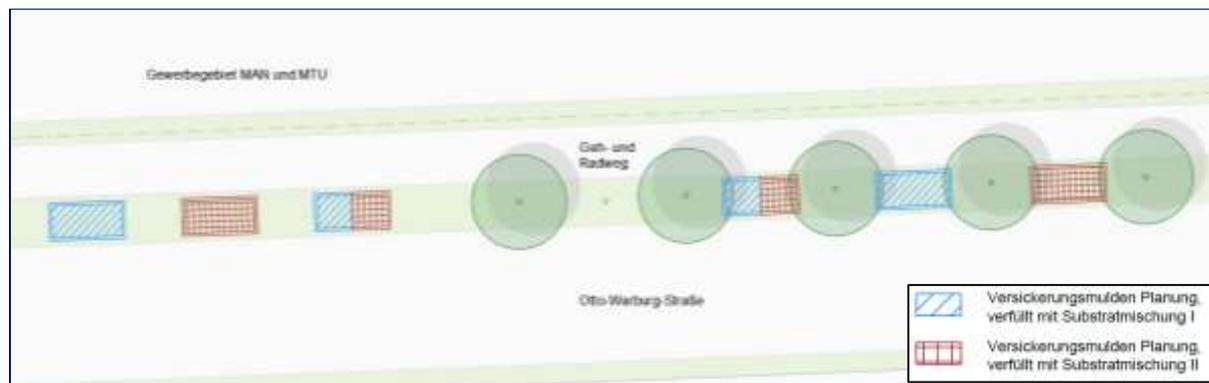


Abbildung 18: Anordnung der Mulden an sonnigem (links) und halbschattigem Standort (rechts), ohne Maßstab

Über einer Schicht aus Sand wurde die bewachsene Bodenzone aus den Substratmischungen der Verkehrsflächenabflüsse (angelehnt an Mischung I und II aus den halbtechnischen Versuchen, vgl. Tabelle 10) in einer Höhe von 30 cm verfüllt. Diese Mischung beruht auf den Empfehlungen für das Oberbodensubstrat für Verkehrsflächenabflüsse gemäß Kapitel 2.4.1 und unterschieden sich nur hinsichtlich der verfügbaren Ausgangssubstrate, die angestrebten Parameter wie Sieblinie, Durchlässigkeit oder Humusgehalt waren gleich.

Tabelle 10: Übersicht wichtiger Parameter der entwickelten Substratmischungen in den Pilotierungen „Versickerungsmulde“ an der Otto-Warburg-Str. und „Baumrigole“ am Schillerring

Substratgemisch	Vorgaben DWA-A 138-1 (2020)	I Oberboden- mischung- Otto-Warburg Straße	II Unterboden- mischung-Otto- Warburg Straße	I Oberboden- mischung- Schillerring
organ. Substanz als Glühverlust [M.-%]	≤ 10	2,8	3,1	1,8
pH-Wert [-]	6-8	7,2	7,1	6,8
Max. Wasserkapazität [Vol.-%]	-	37,1	42,1	31,7
k _f -Wert [m/s]	Max: ≤ 1x10 ⁻³	6,1 x10 ⁻⁵	4,6 x10 ⁻⁵	1,9 x10 ⁻⁴
Schlämmkorn [M.- %]	≤ 20	11	15	15
Sandanteil [M.-%]	≥ 67	74	78	32
Kiesanteil [M.-%]	≤ 13	8	7	53

Über die bewachsene Bodenzone wurde auf Anraten der projektbegleitenden Expertengruppe eine mineralische Mulchschicht von 7 cm eingebaut. Dies wird in der Praxis zur Reduktion des grünpflegerischen Aufwands häufig gewünscht. Die geplante maximale Einstauhöhe beträgt 10 cm (Abbildung 19).

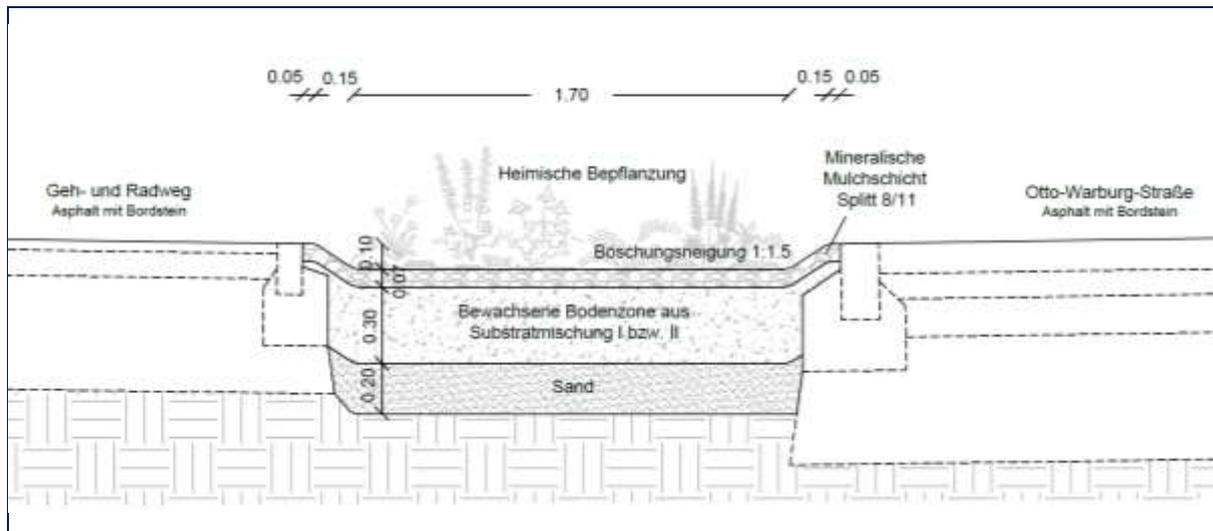


Abbildung 19: Schnitt der Versickerungsmulden in der Otto-Warburg-Straße, ohne Maßstab, Maßangaben in Meter

Basierend auf der Artenauswahl für die halbtechnischen Versuche (AP4) wurden zwei Pflanzenmischungen zusammengestellt, die für die unterschiedlichen Lichtbedingungen der sonnigen und halbschattigen Mulden geeignet sind (siehe Pflanzpläne in Anhang 5). Dabei wurde unter anderem berücksichtigt, ganzjährige Blühaspekte und ein interessantes Pflanzbild mit Kontrasten in Wuchsform, Blatt und Blüte zu schaffen. Die Pflanzung erfolgte am 11.05.2022.

2.5.1.2 Versuchsdurchführung

Die Entwicklung der Pflanzenarten wurde seit der Pflanzung regelmäßig dokumentiert, indem Pflanzausfälle und sonstige Auffälligkeiten notiert wurden. Im Mai und Juni 2023 wurden blütenbesuchende Insekten mittels Farbschalen erfasst und ausgewertet (Methodik siehe Kapitel 2.5.3).

Zwei der Mulden wurden zudem mit Messtechnik und Edelstahlwannen zur Probenahme ausgestattet (siehe Plan Messtechnik in Anhang 6). An Messtechnik wurde eine Wetterstation (ATMOS 41, Meter Group) zur Messung von u.a. Niederschlag und Lufttemperatur eingebaut. Außerdem wurden acht Sensoren (TEROS 12, Meter Group) verbaut, die Bodenfeuchte, EC und Bodentemperatur messen. Um das Infiltrationsvolumen abschätzen und Niederschlagsereignissen zuordnen zu können wurden mithilfe von Wasserstandssensoren (HYDROS 21, Meter Group) in den Beprobungswannen Daten zu Wasserstand und -temperatur sowie EC erhoben. Sämtliche Messgeräte waren an Cloud-Datenlogger (ZL6, Meter Group) mit Solarpanel angebunden.

Zur qualitativen Untersuchung des Sickerwassers wurden insgesamt 4 Edelstahlwannen (Maße: 70x70x7 cm) in 30 cm Tiefe eingebaut, in welchen das Sickerwasser bis zur Probenahme aufgefangen wurde. Vor jeder Probenahme wurden die Beprobungswannen bei Bedarf ausgepumpt. Das gesamte Probenvolumen pro Edelstahlwanne wurde mittels Peristaltik-Pumpe in Probenbehälter abgefüllt und im Labor homogenisiert. Außerdem wurden zur Gewinnung von Zulaufproben zwei jeweils 1 m lange Kunststoff-Rinnen (ACO Ahlmann SE & Co) an der Straße installiert, welche direkt in Auffangbehälter entwässern. Zur Homogenisierung der Proben wurde das Dispergier-Werkzeug (IKA, T25 basic) verwendet und nach ausreichender Homogenisierung der Probe (30 s) wurde die Probe zur Analyse entnommen. Sofern das gewonnene Probenvolumen aus den Beprobungswannen unter 0,5 L lag wurde die Probe verworfen und nicht analysiert.

Die Mischproben wurden bezüglich folgender Parameter untersucht: pH, EC, Cu, Zn, V, AFS, AFS63, DOC und die Anionen Br, Cl, F, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻ und SO₄²⁻. Die Bestimmung der Parameter erfolgte gemäß

Tabelle 13. Die gelösten Konzentrationen der Metalle, Anionen und DOC wurden nach Filtration mit Membranfiltern (0,45 µm, Polyethersulfon) bestimmt. Sofern nicht zusätzlich erwähnt, wurden die Gesamtkonzentrationen der Metalle berücksichtigt. Während des Winters bzw. der Übergangszeit von Herbst und Frühling wurde zusätzlich die Konzentration von Cl bestimmt.

Nach der Setzungs- und Anwachsphase ab Juli 2022 sind insgesamt 12 Probenahmen in der Otto-Warburg-Str. durchgeführt worden (Tabelle 11).

Tabelle 11: Übersicht der Probenahmen an den Versickerungsmulden der Otto-Warburg-Str. mit den Niederschlagsmengen

Datum	Nr.	Niederschlag [mm]	Max. Niederschlagsintensität [mm/h]	Vorangegangene Trockentage [d]	Ø T der vorangegangene 7 Tage [°C]
05.07.2022	1	10,0	51	0	19,5
22.08.2022	2	10,0	38,8	0	20,7
01.09.2022	3	57,2	148,9	2	19,6
24.10.2022	4	5,7	6,1	0	13,8
24.11.2022	5	4,1	4,1	0	5,6
15.12.2022	6	9,9	–	14	-2,4
22.12.2022	7	29,0	18,4	0	-1,4
24.12.2022	8	12,2	22,4	0	1,8
03.02.2023	9	4,7	6,1	8	0,7
15.3.2023	10	7,1	11,2	0	7,3
17.5.2023	11	10,5	9,2	0	11,0
23.06.2023	12	29,7	90,8	0	22,8

2.5.2 „Baumrigolen“ in Pfaffenhofen

2.5.2.1 Versuchsaufbau

Die Pilotierung „Baumrigole“ erfolgte im April 2022 nach enger Absprache mit dem LfU und dem Wasserwirtschaftsamt Ingolstadt in der Stadt Pfaffenhofen a. d. Ilm. Die Stadtwerke Pfaffenhofen unterstützten das Projektteam dankenswerterweise beim Einbau und Unterhalt der „Baumrigolen“. Der Standort befindet sich im „Schillerring“ in einem Wohngebiet (Abbildung 20). Die Straße wird in den Wintermonaten mit Straßensalz behandelt, wobei die Verkehrsinsel mit der Baumrigole durch eine kleine Bordsteinkante von der Straße abgetrennt ist.

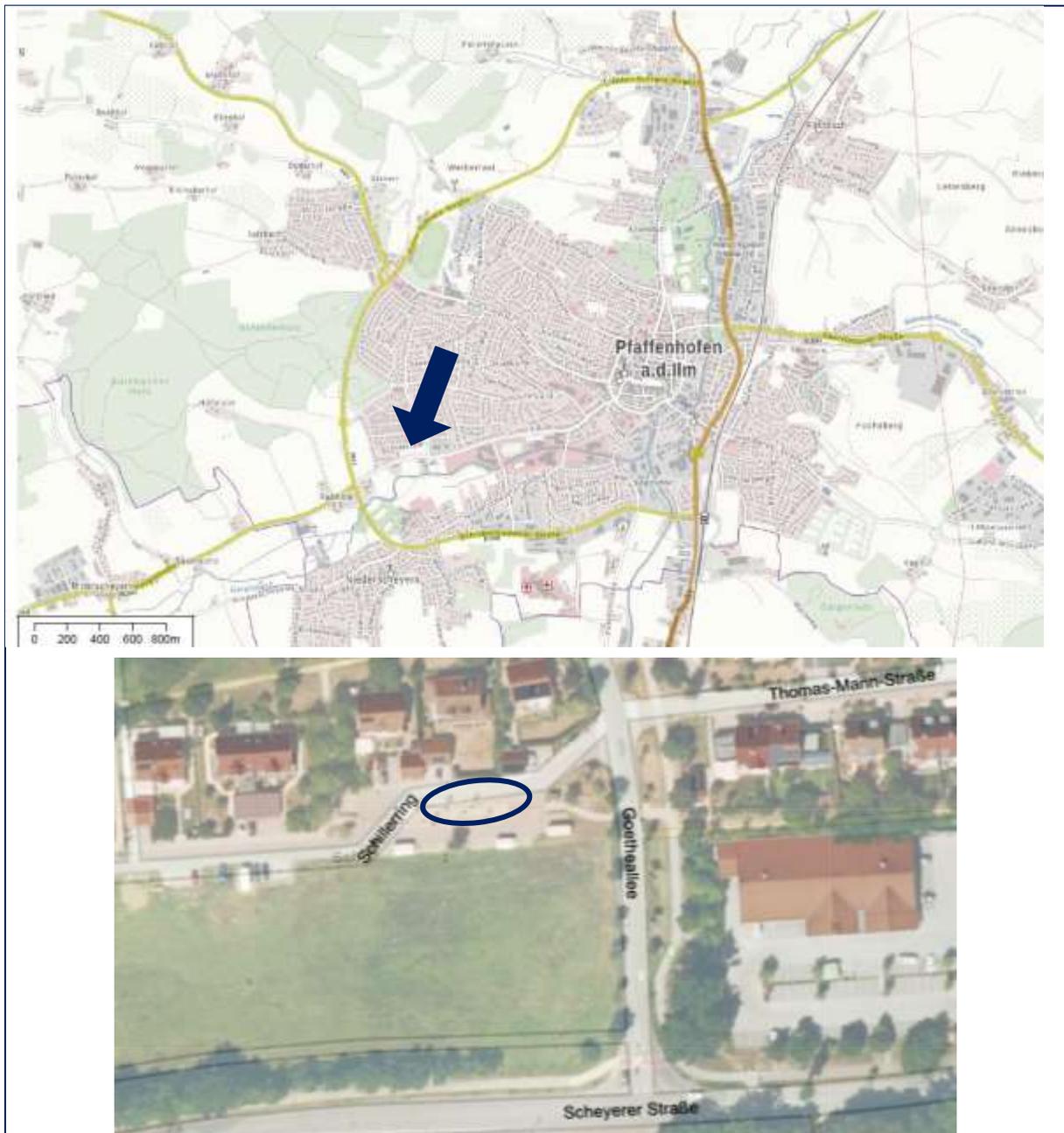


Abbildung 20: Übersichtslagepläne des Pilotprojekts Baumrigole in Pfaffenhofen (Bayernatlas, 2022)

Es wurden zwei „Baumrigolen“ in zwei unterschiedlichen Varianten (vgl. Abbildung 21 und Entwurfsplan in Anhang 7) umgesetzt. In beiden Varianten wurde als Substrat die Mischung I – Schillerling verfüllt, welche angelehnt ist an das Oberbodensubstrat für Verkehrsflächenabflüsse aus den halbtechnischen Versuchen (vgl. Tabelle 10) und für den Schadstoffrückhalt konzipiert ist. Diese Mischung beruht auf den Empfehlungen für das Oberbodensubstrat für Verkehrsflächenabflüsse gemäß Kapitel 2.4.1 und unterscheidet sich nur hinsichtlich der verfügbaren Ausgangssubstrate, die angestrebten Parameter wie Sieblinie, Durchlässigkeit oder Humusgehalt waren die gleichen. Auch die Bepflanzung wurde für beide Varianten gleich gewählt.

In beiden Varianten wurde die Pflanzgrube gemäß FLL (2010) auf 1,5 m Tiefe ausgekoffert. Bei Variante A wurde der natürlicherweise anstehende Lehm verdichtet und so eine Art Wanne ausgebildet, die anschließend mit ca. 30 cm Rollkies als Drainage verfüllt wurde. Durch die Wanne beziehungsweise Abdichtung wurde ein Speicherelement erzeugt, welches als Wasserreservoir unterhalb der Baumgrube dem Baum über längere Trockenzeiten hinweghelfen sollte. In Variante B hingegen wurde der anstehende Lehm aufgelockert, um eine bessere Versickerung zu ermöglichen.

Das Substrat wurde auf dem Bauhof der Stadtwerke Pfaffenhofen gemischt und auf Basis des bauseitig anfallenden Aushubs hergestellt. Bodenaufbau und Substratzusammensetzung entsprechen im Gegensatz zu den in Abschnitt 3.2.1 genannten Forschungsvorhaben und mit Ausnahme der wasserundurchlässigen Wanne den FLL-Empfehlungen für Baumpflanzungen (FLL, 2010). Das Baumsubstrat gem. FLL-Empfehlung entspricht gleichzeitig den technischen Anforderungen an den Boden der durchwachsenen Bodenzone gem. DWA A-138. Der Versuch kann als Harmonisierung des gängigen FLL-Regelwerks sowie des DWA A-138 verstanden werden.

Das Gelände der „Baumrigolen“ wies eine leichte West-Ost Neigung auf, wodurch von einer natürlichen horizontalen Bodenwasserbewegung Richtung Osten ausgegangen werden konnte.

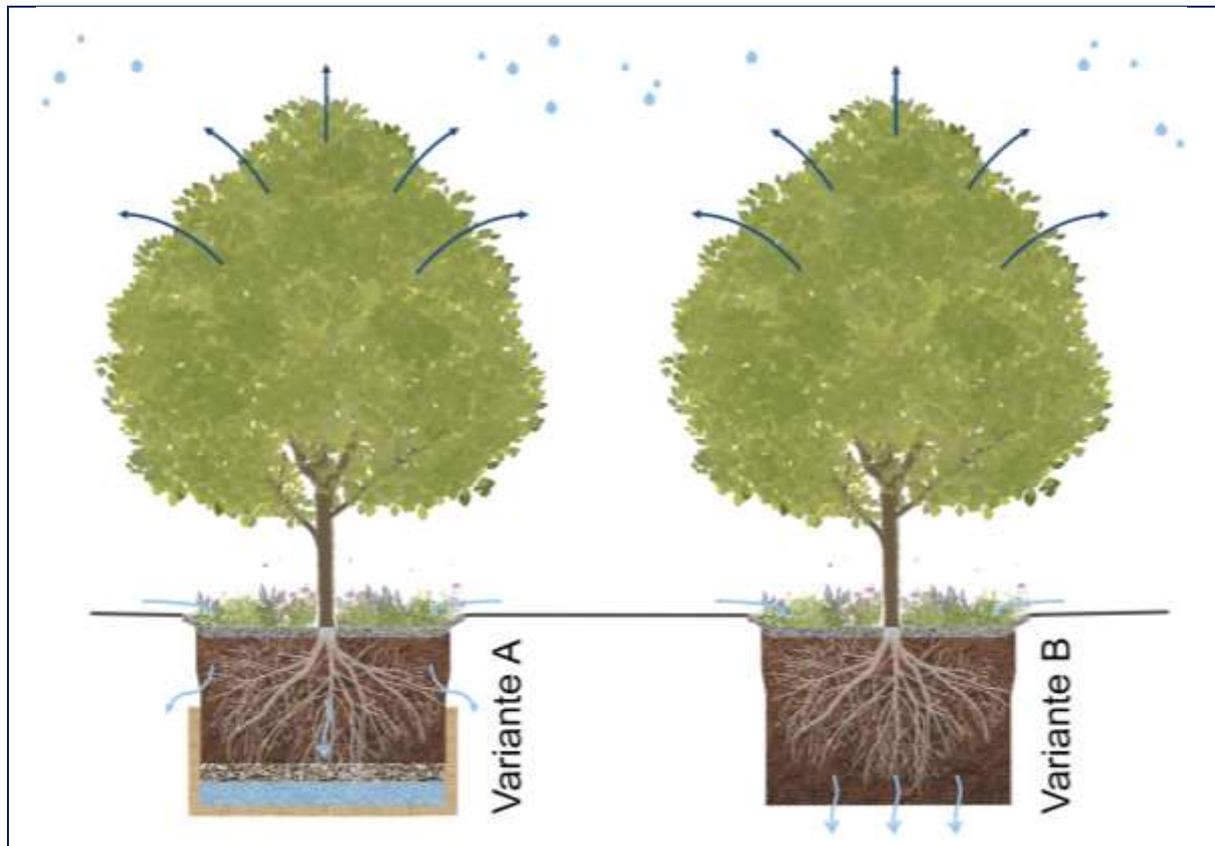


Abbildung 21: Schematische Darstellung der beiden „Baumrigolen“-Varianten in Pfaffenhofen a. d. Ilm

Als hitze- und trockenheitsverträgliche Art wurde *Acer opalus* (Schneeball-Ahorn) bei beiden Varianten gepflanzt. Die Pflanzungen erfolgten überhöht, um Setzungen vorzubeugen. Anschließend wurden eine mineralische Mulchschicht aus Splitt eingebracht und Baumverankerung sowie Stammschutz angebracht. Die Unterpflanzung aus den heimischen Arten der Vorversuche fand kurze Zeit später statt (siehe Pflanzplan in Anhang 8). Um zu testen, ob sich eine Ansaat trotz mineralischer Mulchschicht etablieren kann, wurde *Legousia speculum-veneris* flächig gesät. Nachträglich wurden im Juli 2022 Gießringe an den Bäumen angebracht.

Die „Baumrigolen“ beider Varianten wurden jeweils mit einer Beprobungswanne (Edelstahl, 70 x 70 x 7 cm) wie an der Otto-Warburg-Str. versehen, die zur Entnahme von Sickerwasser verwendet wurde. Der Versuchsaufbau ist in Anhang 9 als Fotodokumentation dargestellt.

2.5.2.2 Versuchsdurchführung

Aufgrund der langen Anwuchszeit von Bäumen und der geringen Projektdauer konnte eine umfassende wissenschaftliche Begleitung im Rahmen dieses Projektes nicht erfolgen, jedoch wurde der Grundstock für ein langjähriges Monitoring gelegt. Die Entwicklung der Bäume und der Unterpflanzung wurden regelmäßig dokumentiert, Pflanzausfälle der Stauden wurden einmal jährlich geschätzt. Da die Stauden

erst im April 2022 gepflanzt wurden, erfolgte die Dokumentation von Ausfällen das erste Mal im Mai 2023. Ab Frühjahr 2023 erfolgte parallel zu den Versuchen in der Otto-Warburg-Straße eine Erfassung blütenbesuchender Insekten, um den Effekt der Bepflanzung auf die Artenvielfalt zu untersuchen (siehe Kapitel 2.5.3).

Außerdem sollte in einem sehr kleinen Monitoring auch der Rückhalt von verkehrsrelevanten Stoffen untersucht werden. Um die Verkehrsflächenabflüsse einer stärker befahrenen Straße zu simulieren, erfolgte eine künstliche Beschickung der „Baumrigolen“substrate im Bereich der Edelstahlwannen. Niederschlagswasser wurde in der Ingolstädter Str. in Pfaffenhofen gesammelt (ca. 7000 Kfz / Tag), abgepumpt und zur Bewässerung beziehungsweise künstlichen Beschickung der „Baumrigolen“ genutzt.

Die Sammelproben aus den Edelstahlwannen wurden gleich wie in der Otto-Warburg-Str. gewonnen (Abbildung 22), im Labor aufbereitet und bezüglich folgender Parameter untersucht: pH, EC, Cu, Zn, V, AFS und AFS63. Die drei Probenahmen fanden am 25.11.2022, 24.04.2023 und am 23.05.2023 statt.



Abbildung 22: Aufbau der ersten Probenahme des Sickerwassers am 25.11.22

2.5.3 Insektenerfassung

Der Fokus der Insektenerfassungen lag auf den Bienen (Hymenoptera: Apiformes), da sich innerhalb dieser Familiengruppe wichtige Bestäuber finden (PARREY et al., 2021; THAPA, 2006). Farbschalen gelten als effiziente und kostengünstige Methode (SCHUCH et al., 2020; WESTPHAL et al., 2008) zur Erfassung der Bienen und wurden daher für die Standorte in Freising, München und Pfaffenhofen an der Ilm eingesetzt. Die Methodik ist angelehnt an (WESTPHAL et al., 2008) und an allen drei Standorten identisch. Als Schalen wurden Suppenterrinen (500 ml) verwendet, die mit weißer, blauer und gelber Farbe mit UV-Leuchteffekt (Sparvar Leuchtfarbe, Spray-Color GmbH) besprüht wurden. Diese Farben werden üblicherweise für Farbschalen verwendet und ermöglichen, dass eine hohe Diversität an Insekten erfasst werden kann (LEONG & THORP, 1999; SIRCOM et al., 2018; TOLER et al., 2005).

An Holzpfosten wurden jeweils drei der Farbschalen (in jeder Farbe) angebracht und mit Wasser und Spülmittel als Fangflüssigkeit befüllt. Die Farbschalen wurden nach 48 h geleert und die Proben in 70 % Ethanol gelagert. Die Insektenerfassungen fanden Anfang Mai und Mitte Juni 2023 statt. Für frühere Erfassungen waren die Wetterbedingungen in diesem Jahr nicht geeignet, da nach WESTPHAL et al. (2008) für 48 h Windstille, Trockenheit und Tagestemperaturen von mindestens 15 ° C herrschen sollten. Die erfassten Insekten wurden anschließend nach Ordnungen sortiert und gezählt. Für die

erfassten Bienen erfolgte außerdem eine genetische Analyse von Mischproben durch DNA-Metabarcoding. Die meisten der in Deutschland vorkommenden Bienenarten sind in DNA-Datenbanken bereits gut erfasst, sodass die DNA-Sequenzen einzelnen Arten zugeordnet und qualitative Aussagen zur Probe getroffen werden können. Das Metabarcoding erfolgte aufgrund des straffen Zeitplans als Expressanalyse im Anschluss an die letzte Probenahme. Die erstellte Wildbienen-Datenbank (siehe Kapitel 2.3) diente als Grundlage für die Auswertung der Ergebnisse aus dem Metabarcoding.

An der HSWT wurden 9 Farbschalen (drei je Farbe) inmitten der Versuchsflächen angebracht. Die Bienen aller Farbschalen wurden als zwei Mischproben (für Mai und Juni 2023) ins Metabarcoding geschickt. In München wurden 12 Farbschalen (vier je Farbe) in den Versuchsflächen und 9 Farbschalen in Referenzflächen angebracht. In Pfaffenhofen wurden 9 Farbschalen in den Versuchsflächen und weitere 9 Farbschalen in Referenzflächen aufgestellt. Von beiden Pilotstandorten wurden jeweils zwei Mischproben der Bienen (Muldenflächen vs. Referenzflächen) zur genetischen Analyse geschickt.



Abbildung 23: Farbschalen in Pfaffenhofen an der Ilm (Juni 2023)

2.6 Kostenberechnung

Zur Darstellung der Bau- und Unterhaltskosten verschiedener Ausführungen von Versickerungsmulden wurden Kostenberechnungen durchgeführt. Hierfür wurde eine konventionelle Rasenansaat einer zweischürig gemähten Wiese und Staudenpflanzungen gegenübergestellt. Bei den Staudenpflanzungen wurde in Pflanzflächen mit und ohne mineralischer Mulchschicht unterschieden, da sowohl in der Herstellung als auch in der Pflege unterschiedliche Kosten entstehen. Für die Kostenberechnung wurde ein Szenario definiert, welches im Ergebnisteil erläutert wird (Kapitel 3.1.6).

Als Grundlage wurden die Positionen und statistischen Kostenkennwerte des Baukosteninformationszentrums Deutscher Architektenkammern (BKI, 2023), Kostenstand 1. Quartal 2023, verwendet und mit dem Regionalfaktor für München (Umland, 1,319) multipliziert. Fehlende Positionen wurden durch eigene Angaben basierend auf Erfahrungswerten ergänzt. Die Angaben zur Fertigstellungs- und Entwicklungs- / Unterhaltungspflege basieren auf den Erfahrungen des Projektteams und der projektbegleitenden Expert:innen sowie den entsprechenden Normen für Saat- und Pflanzflächen (DIN 18916, 18917 und 18919).

Die Kosten sind in Kapitel 3.1.6 gemäß einer Kostenberechnung der Leistungsphase 3 (nach DIN 276) in Kostengruppen gegliedert und für die unterschiedlichen Bauweisen gegenübergestellt. Eine detailliertere Auflistung der einzelnen Positionen, die den Kostenberechnungen zugrunde liegen, ist in Anhang 12 dargestellt.

2.7 Analysemethoden

Folgende Analysemethoden wurden zur Charakterisierung für die jeweilige optimierte bewachsene Bodenzone festgelegt (Tabelle 12).

Tabelle 12: Methodik zu Bestimmung der physikalischen und chemischen Parameter der optimierten bewachsenen Bodenzone

Parameter	Methodik
Kornverteilung	DIN EN ISO 17892-4: 2017
k _r -Wert Labor	FLL-Richtlinie für Planung, Bau und Instandhaltung von begrünbare Flächenbefestigungen
k _f -Wert Feld	DIN EN 19682-7
pH-Wert	DIN EN 15933
EC	DIN EN 15937 od. DIN EN 13038
Organ. Substanz als Glühverlust	DIN 18128

Die Analyse der chemisch-physikalischen Parameter im Rahmen der Versuche wurde mit den in

Tabelle 13 zusammengestellten Methoden durchgeführt. In den Laborversuchen wurde die gelöste Konzentration der Schwermetalle nach Filtration mit Membranfiltern (0,45 µm, Polypropylen und Polyethersulfon) bestimmt und in den halbtechnischen Versuchen erfolgte die Bestimmung der Gesamtkonzentrationen der Metalle nach Königswasseraufschluss der Proben entsprechend EN ISO 15587-1:2002. Analyseergebnisse unterhalb der Bestimmungsgrenzen wurden zur Auswertung mit dem halben Wert der Bestimmungsgrenze gleichgesetzt. Die analysierten Anionen waren Bromid (Br⁻), Chlorid (Cl⁻), Fluorid (F⁻), Nitrat (NO₃⁻), Nitrit (NO₂⁻), o-Phosphat (PO₄³⁻) und Sulfat (SO₄²⁻). Aufgrund des Risikos der Auslaugung von Vanadium und Antimon aus dem Ziegelsand wurde mit dem LfU abgestimmt, dass zusätzliche Stichproben darauf analysiert werden.

Für die Bestimmung der Feststoffgehalte der Metalle Cu, Zn und V wurden die entnommenen Bodenproben auf <2 mm gesiebt und mit einer Kugelmühle gemahlen. Die gemahlene Probe wurde daraufhin mittels Mikrowellendruckaufschluss mit Königswasser aufgeschlossen und anschließend die wässrige Phase analysiert (DEV A31 - EN ISO 15587-1). Für die Bestimmung der Biozide der Feststoffgehalte wurden die entnommenen Bodenproben ebenfalls auf <2 mm gesiebt und 1 g Boden mit 30 mL Methanol für 10 min bei Raumtemperatur ins Ultraschallbad gegeben. Die Lösung wurde anschließend vollständig mittels Rotationsverdampfer getrocknet und die resultierenden Rückstände mit 3 mL Methanol in Lösung gebracht. Die resultierende Methanollösung wurde daraufhin mit der unten beschriebenen LC-MS Methodik auf die untersuchten Biozide analysiert.

Die Proben zur Analyse von Diuron, Terbutryn und Mecoprop sowie den Transformationsprodukten von Diuron - DCPMU, DCPU DCA - und Terbutryn - Desethyl-Terbutryn, Desbutyl-2-Hydroxy-Terbutryn, 2-Hydroxy-Terbutryn - wurden in 20-ml-Braunglasflaschen gesammelt und filtriert (< 0,45 µm, Polyethersulfon Membran), um einen Abbau bis zur Analyse zu vermeiden. Sie wurden mittels eigener Analysemethode mit Hochleistungsflüssigkeitschromatographie mit Tandem-Massenspektrometrie (HPLC-MS/MS) unter Verwendung eines HPLC-Systems von Knauer PLATINBLUE HPLC (Knauer, Deutschland) mit analytischer Säule (XSelect HSS T3 (Partikelgröße 2,5 µm; 2,1 x 100 mm), Waters, Deutschland), gekoppelt an ein Triple Quad 6500 Massenspektrometer (SCIEX, USA) mit Elektrospray-Ionisierung, analysiert. Es wurde ein mehrstufiger Gradient aus Wasser + 0,1 % Ameisensäure (A) und Acetonitril + 0,1 % Ameisensäure (B) mit einer Flussrate von 0,7 mL/min verwendet, und die Säulentemperatur wurde auf 35 °C eingestellt: 0-1 min 20 % B, 1-12 min 20-50 % B, 12-12,1 min 50-100 % B, 12,1-16 min 100 % B, 16-16,1 min 100-20 % B, 16,1-20 min 20 % B.

Ab 2023 wurde die Methodik überarbeitet und angepasst. Von einem Einfluss auf die resultierenden Konzentrationen in den Proben ist nicht auszugehen. Das HPLC-System wurde ausgetauscht zu einem Agilent 1260 Infinity II (Agilent, USA) und es wurde nun auch eine andere analytische Säule verwendet (Nucleodur C18 Gravity, 3 µm, 250x4 mm). Es wurde ein mehrstufiger Gradient aus Wasser + 0,1 % Ameisensäure (A) und Acetonitril + 0,1 % Ameisensäure (B) mit einer Flussrate von 0,5 mL/min verwendet, und die Säulentemperatur wurde auf 35 °C eingestellt: 0-1 min 20 % B, 1-2 min 20-40 % B, 2-5 min 40 % B, 5-20 min 40-80 % B, 20-22 min 80 % B, 22-24 min 80-100 % B, 24-26 min 100 % B, 26-28 min 100-20 % B, 28-230 min 20 % B.

Diuron, Terbutryn und deren Metabolite wurden im positiven Modus und Mecoprop im negativen Modus analysiert. Die Ergebnisse wurden schließlich mit der Software MultiQuant™ (SCIEX, USA) verarbeitet und ausgewertet.

Tabelle 13: Analysierte Parameter und Analysemethoden der wässrigen Proben sowie deren Bestimmungsgrenze; Die Gehalte in den Klammern beziehen sich auf die Bestimmungsgrenzen im Feststoff

Parameter	Mess- und Analysemethode	Bestimmungsgrenze	
		Wasserprobe	Feststoffprobe
Cu, gesamt (Feststoff)	Aufschluss entsprechend EN ISO	5 µg/L	0,2 mg/kg
Zn, gesamt (Feststoff)	15587 1:2002 – Analyse nach	20 µg/L	0,7 mg/kg
V gesamt (Feststoff)	Standard Methode 3111 und 3113;	3 µg/L	0,1 mg/kg
Cu, gelöst	Filtration < 0,45 µm (Polyethersulfon Membran) – Analyse nach Standard Methode 3111 und 3113	5 µg/L	
Zn, gelöst		20 µg/L	
Br ⁻ Cl ⁻ F ⁻ NO ₃ ⁻ NO ₂ ⁻ PO ₄ ³⁻ SO ₄ ²⁻	DIN EN ISO 10304-1, DEV D19	Je 50 µg/L	–
DOC	Filtration < 0,45 µm (Polyethersulfon Membran) – EN 1484, DEV H3	0,25 µg/L	–
Diuron	Eigene Analysemethodik* -	0,01 µg/L	~15 ng/kg
Terbutryn	HPLC MS/MS	0,01 µg/L	~15 ng/kg
Mecoprop		0,01 µg/L	~30 ng/kg
Transformationsprodukte			
DCPMU	CAS: 3567-62-2	0,025 µg/L	~15 ng/kg
DCPU	CAS: 2327-02-8	0,025 µg/L	~15 ng/kg
DCA	CAS: 95-76-1	0,01 µg/L	~15 ng/kg
Desethyl-Terb.	CAS: 30125-65-6	0,005 µg/L	~15 ng/kg
Desbutyl-2-Hydroxy-Terb.	CAS: 7313-54-4	0,1 µg/L	~30 ng/kg
2-Hydroxy-Terb.	CAS: 66753-07-9	0,005 µg/L	~15 ng/kg
Abfiltrierbare Stoffe (AFS)	DIN 38409, DEV H2	5 mg/L	–
Abfiltrierbare Stoffe 63 (AFS63)	Vakuumfiltration 0,45 µm ≤ AFS63 < 63 µm (Membranfilter bzw. Sieb)	5 mg/L	–
Abfiltrierbare Stoffe grob (AFS _{grob})	Nasssiebung 63 µm < AFS _{grob} < 1.000 µm	5 mg/L	–
pH	EN ISO 10523, DEV C5	–	–
EC	EN 27888, DEV C8, angegebene Werte auf 25 °C bezogen	–	–
Eluat	DEV S4 – Schüttelverfahren (DIN 38414, Teil 4) – Wasser/Feststoffverhältnis 10:1	–	–

2.8 Statistische Auswertung

Für statistische Auswertungen und Visualisierungen der Ergebnisse zur Bepflanzung wurde größtenteils mit dem Softwarepaket R, Version 4.1.2 (R CORE TEAM, 2021), sowie mit Python, gearbeitet. Zum Vergleich zwei oder mehr unabhängiger Stichproben wurden statistische Tests mit einem Signifikanzniveau von $\alpha=0.05$ durchgeführt. Dazu erfolgten zunächst Tests auf Normalverteilung (Shapiro-Wilk-Test). Da alle Daten entweder nicht metrisch oder verteilungsfrei skaliert sind, wurde anschließend der Mann-Whitney-U-Test (zum Beispiel beim Vergleich der Kontrollpflanzungen mit den Pflanzungen unter Stresseinfluss) oder der Kruskal-Wallis-Test (mit Bonferroni Post-hoc-Test) verwendet.

Die Ergebnisse sind unter anderem als Box-Whisker-Plots dargestellt. Hierbei beschreiben die Boxen den Bereich zwischen oberem und unterem Quantil, in dem 50 % der Daten liegen. Der Median wird als vertikaler Strich in der Box dargestellt. Alle Werte, die innerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands liegen, werden durch die Antennen repräsentiert, alle übrigen Werte sind als Ausreißer visualisiert. Teilweise wurde außerdem der Mittelwert der Daten als Raute angegeben.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Versickerungsmulden

3.1.1 Allgemeine Recherche

3.1.1.1 Versickerungsmulden als Teil wassersensibler Stadtentwicklung

Während in langanhaltenden Hitze- und Trockenperioden zu wenig Wasser vorhanden ist, sorgen Starkregenereignisse für temporären Wasserüberschuss. Städte unterliegen aufgrund steigender Häufigkeit und Intensität dieser Wetterextreme (IPCC, 2021) immer größeren Herausforderungen. Die Städte der Zukunft müssen nicht nur dem Wärmeinseleffekt entgegenwirken, sondern auch Schäden durch Überflutungen vorbeugen. Veröffentlichungen dazu finden sich beispielsweise unter dem Begriff der wassersensiblen / wasserbewussten Siedlungsgestaltung bzw. Siedlungsentwicklung, in internationalen Publikationen werden Schlagworte wie „Low Impact Development“ (LID), „Nature Based Solutions“ (NBS), „Green Infrastructure“ (GI), „Water Sensitive Urban Design“ (WSUD) und „Sustainable Drainage Systems“ (SuDS) verwendet (FLETCHER et al., 2014; SAÑUDO-FONTANEDA et al., 2020). Zu den Bausteinen wassersensibler Siedlungsentwicklung zählen zum Beispiel durchlässige Flächenbeläge, Regenwasserspeicher, aber auch Gründächer oder Versickerungsmulden. Diese können eine Verbesserung der Wasserqualität, eine signifikante Reduzierung des Niederschlagsabflusses in die Kanalisation, eine Abschwächung von Abflussspitzen oder auch eine Grundwasseranreicherung bewirken, sofern der behandelte Abfluss vor Ort versickert wird (ARYAL et al., 2010; ASHLEY et al., 2007; FLETCHER et al., 2014; TSIHRINTZIS & HAMID, 1997).

Blau-grüne Infrastruktur kann neben der kontrollierten Behandlung von Niederschlagsabflüssen weitere wertvolle Ökosystemdienstleistungen bieten (Abbildung 24), beispielsweise die Bereitstellung von Lebensraum und Erholungsflächen, Klimaregulierung, Wasserreinigung und –speicherung, Hochwasserschutz etc. (PRUDENCIO & NULL, 2018).

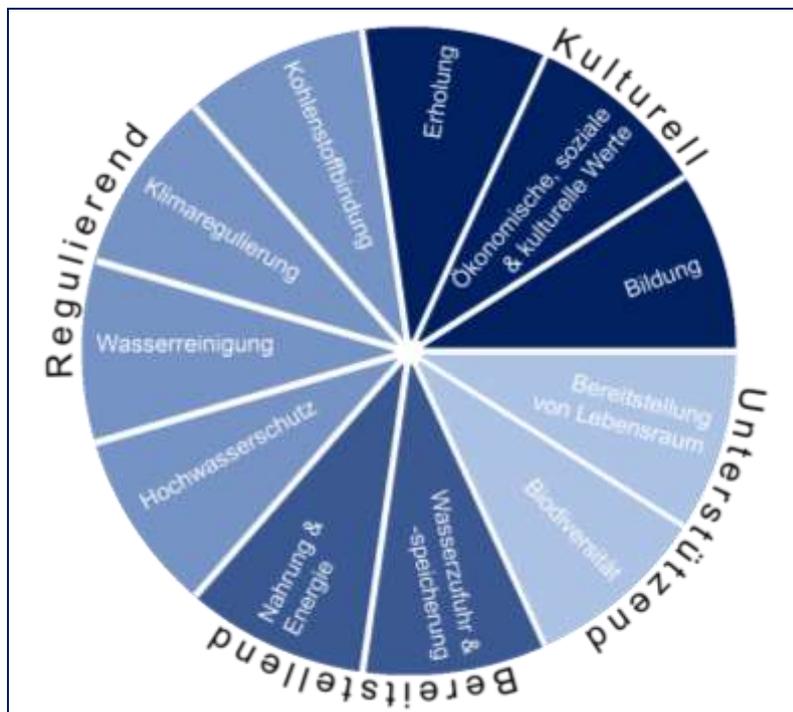


Abbildung 24:
Ökosystemdienstleistungen blaugrüner Infrastruktur (verändert nach (PRUDENCIO & NULL, 2018))

Versickerungssysteme – wie zum Beispiel Versickerungsmulden – sind als blau-grüne Infrastruktur für eine nachhaltige Stadtentwicklung bedeutend: sie bringen nicht nur einen ästhetischen Mehrwert, sondern tragen zudem zur Reduktion von Niederschlagsabflüssen im Kanalsystem und Oberflächengewässer, zum Rückhalt von gewässerschädlichen Substanzen sowie zur Kühlung durch Verdunstung in den Städten bei (ANDERSON & GOUGH, 2022; EKKA et al., 2021; LEWIS et al., 2016; NOCCO et al., 2016). Überdies bieten sie Lebensraum und fördern dadurch die Biodiversität (HAWROT et al., 2017; YUAN et al., 2017). Im internationalen Raum finden sich bepflanzte Versickerungsflächen vor allem unter den Begriffen „bioswales“ und „raingardens“. Beide Begriffe bezeichnen bepflanzte Versickerungsmulden oder Vertiefungen zum Rückhalt und zur Behandlung von (schadstoffbelasteten) Niederschlagsabflüssen (ANDERSON et al., 2016; MORASH et al., 2019). Dadurch, dass Versickerungsmulden in Deutschland zu abwassertechnischen Anlagen zählen, muss hierbei aber auf die gesonderten Anforderungen entsprechend dem technischen Regelwerk hingewiesen werden, wodurch Empfehlungen aus anderen Ländern nicht ohne weiteres übernommen werden können.

In Deutschland wurden bereits einige Projekte zur blau-grünen Infrastruktur / Versickerungsmulden durchgeführt beziehungsweise begonnen, die im Folgenden vorgestellt werden. Auf konkrete Inhalte zu Flora und Fauna, Schadstoffrückhalt und Betriebsstabilität sowie die Unterschiede zum Projekt der „Multifunktionalen Versickerungsmulden im Siedlungsraum“ wird in den nächsten Kapiteln (3.1.1.2, 3.1.1.3 und 3.2.1) eingegangen. Generell ist festzustellen, dass die meisten der folgenden Forschungen selten sowohl siedlungswasserwirtschaftliche als auch vegetationskundliche / faunistische Aspekte behandeln (vgl. Tabelle 14).

Tabelle 14: Vergleich der inhaltlichen Aspekte ähnlicher Forschungsprojekte im Vergleich zum Projekt „Multifunktionale Versickerungsmulden im Siedlungsraum“

Forschungsprojekt	Träger	Zeitraum	Wasserrechtliche Aspekte		Ökologische Aspekte	
			Entwässerungssicherheit	Schadstoffrückhalt	Bepflanzung	Insektenvielfalt
Multifunktionale Versickerungsmulden im Siedlungsraum	TUM, HSWT	2020-2023	✓	✓	✓	✓
Projekte mit Fokus „Versickerungsmulden“						
Versuchsfeld Dresden-Pillnitz	LfULG	ab 2022	✓	x	✓	x
Diverse Projekte zu „Mit Pflanzen versickern“	LWG	ab 1998	x	x	✓	(✓)
Perennierende Pflanzen für innerstädtische Versickerungsmulden. Low-Tech-Konzepte mit Stauden zur Versickerung und zur Förderung der Biologischen Vielfalt	TU Berlin	2020-2024	x	x	✓	✓
KONVERT	TU BERLIN	2017–2020	✓	✓	x	x
Urban Green Infrastructure – Training Next Generation Professionals for Integrated Urban Planning Research	TUM	2022-2026	✓	✓	✓	✓

Projekte mit Fokus „Blau-Grüne Infrastruktur“ und nur teilweise Überschneidung						
BlueGreenStreets – Phase 1	HCU	2019-2022	✓	x	✓ ¹	x
BlueGreenStreets – Phase 2	HCU	2022-2024	✓	✓	✓ ¹	x
SpuR	Kompetenz- zentrum Wasser Berlin	2019-2021	x	✓ ²	x	x
NAVEBGO	Uni Freiburg	2019-2021	x	✓	x	x
Verwendung von Abbruchziegeln als Zuschlagstoff für urbane Vegetationssubstrate	BI Prügl	2019-2024	x	✓	✓ ¹	x

¹ Fokus auf Baumpflanzungen

² Fokus auf dezentrale Behandlungsanlagen

Im Forschungsprojekt „BlueGreenStreets“, bei dem seit 2019 die Wirksamkeit von (bestehenden) Planungsinstrumenten und Regelwerken zu grünen städtischen Infrastrukturen, urbaner Wasserwirtschaft, dem Sanierungsmanagement von Straßen und Kanälen, und der Verkehrs- und Freiraumplanung untersucht wird, wird ebenfalls zur Multifunktionalität urbaner Straßenräume geforscht. Es wurde bereits ein Praxisleitfaden veröffentlicht, in dem unter anderem auf die Erfahrungen an neun Pilotstandorten mit „„Baumrigolen““, Versickerungsmulden etc. eingegangen wird. In Teil B des Praxisleitfadens sind Steckbriefe blau-grüner Elemente zusammengetragen und durch Praxisbeispiele ergänzt (BLUEGREENSTREETS, 2022). Inhaltlich behandelt der Leitfaden unter anderem, wie blau-grüne Elemente zum Beispiel „Baumrigolen“ entworfen und in der Stadt umgesetzt werden können. Dabei wird nicht darauf eingegangen, welche Arten sich konkret zur Bepflanzung eignen. Als Nutzen blau-grüner Elemente in der Stadt werden unter anderem mikroklimatische Aspekte genannt. Ebenso wurde ein 2-teiliger Artikel "Straßenbäume und dezentrale Versickerung als Beitrag wassersensibler Stadtentwicklung" veröffentlicht. Die Projektphase 1 (2019-2022) von BlueGreenStreets, gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung, Fördermaßnahme "RES:Z – Ressourceneffiziente Stadtquartiere für die Zukunft", wurde mittlerweile für eine 2. Projektphase verlängert. In der zweiten Phase sollen nun die Bausteine des erarbeiteten Praxisleitfadens in der Praxis getestet, erforscht und gegebenenfalls weiter optimiert werden. Dabei werden vor allem „Baumrigolen“ berücksichtigt, wofür die Nachfrage aktuell sehr hoch ist.

In Berlin finden seit 2020 Forschungen zu bepflanzten Versickerungsmulden statt. Der Fokus des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt finanzierten Projektes „Perennierende (ausdauernd, überwinternd) Pflanzen für innerstädtische Versickerungsmulden. Low-Tech-Konzepte mit Stauden zur Versickerung und zur Förderung der Biologischen Vielfalt“ liegt auf der Ermittlung stressresistenter Pflanzgemeinschaften zur Biodiversitätsförderung (TECHNISCHE UNIVERSITÄT BERLIN, 2022), siedlungswasserwirtschaftliche Aspekte werden nicht untersucht.

Im April 2022 wurde an der TUM ein DFG-Graduiertenkolleg zu „Urban Green Infrastructure – Training Next Generation Professionals for Integrated Urban Planning Research“ gestartet, in dem in einem der insgesamt drei Cluster das Thema „Sustainable Urban Storm Water Management“ bearbeitet wird. Hier wird sehr grundlagenorientiert das Zusammenspiel von Bodenstruktur, Schadstoffrückhalt und -remobilisierung durch pH-Wert-Änderungen der Rhizosphäre des Wurzelraums und durch mikrobielle Aktivitäten in Versickerungsmulden in einem interdisziplinären Team untersucht. (TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN, 2023). Die Forschungen und Versuche befinden sich aktuell in der Anfangsphase.

Außerdem sind die Forschungen des Referats Garten- und Landschaftsbau am Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) in Dresden-Pillnitz zu nennen, hier

werden auf einer ca. 3000 m² großen Versuchsanlage unter anderem „Baumrigolen“, Verdunstungsbeete und Regengärten untersucht. Die Regengärten wurden hauptsächlich mit heimischen Arten und Wildpflanzen bepflanzt. Außerdem finden Versuche zum Einfluss verschiedener Wurzelsysteme auf die Wasseraufnahmekapazität von Oberboden statt (KIRSTEN & PALLASCH, 2022). Auf die Forschungen zum Thema „Baumrigolen“ wird in Kapitel 3.2.1 eingegangen.

An der Bayerischen Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau (LWG), Abteilung Landespflege, wurden bereits 1998 Forschungen zur Versickerungsleistung und Vitalität verschiedener Pflanzenarten in bepflanzten Mulden durchgeführt (EPPEL, 2004). Im Jahr 2010 veröffentlichte die LWG ein Merkblatt mit dem Titel: „Mit Pflanzen versickern: Versickerungsmulden standortgerecht bepflanzt.“ (SCHWARZ et al., 2010), welches neben Hinweisen zu Standort und Bodenvorbereitung auch Empfehlungen zu einzelnen Arten gibt. Aufbauend auf Modellversuchen an der LWG in Veitshöchheim wurde im Jahr 2007 mit der Realisierung eines Pilotprojektes in der Gemeinde Willanzheim begonnen, an beiden Standorten wurde die Vitalität verschiedener Arten in Versickerungsmulden getestet (EPPEL-HOTZ, 2019). Die Ergebnisse werden in 3.1.1.3 ausgeführt.

Aus stofflicher Sicht sind für gewässerschädliche Substanzen aus urbanen Niederschlagsabwässer folgende Projekte zu nennen: KONVERT (2017 – 2020) von der TU Berlin und gefördert vom Ministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen behandelt Konzepte für eine nachhaltige Nutzung dezentraler Versickerungsanlagen und untersuchte langjährig betriebene Versickerungsmulden hinsichtlich ihrer Schadstoffretention von Schwermetallen (KLUGE et al., 2020). Für Untersuchungen zu Spurenstoffen bzw. Bioziden aus urbanem Regenwasserabfluss sind die Projekte SpuR (2019-2021 - gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt DBU) des Kompetenzzentrum Wasser Berlin zu nennen und das EU-Projekt NAVEBGO (2019-2022) der Uni Freiburg, welches in einem Teil des Projekts auch die Filterwirkung von Versickerungsmulden in Experimenten mit Kleinlysimetern untersucht (KWB, 2023; UNI FREIBURG, 2023).

Das Kommunalreferat der LH München untersucht in Zusammenarbeit mit der TU München, Hochschule Weihenstephan-Triesdorf und dem Bodeninstitut Johannes Prügl die Verwendung von Abbruchziegeln als Zuschlagstoff für urbane Vegetationssubstrate. In diesem Zusammenhang soll in einem Feldversuch auf dem Areal der ehemaligen Bayernkaserne München neben der Pflanzenverträglichkeit und möglichen positiven Auswirkungen der Ziegelbeigabe auf die Wasserspeicherkapazitäten auch das Schadstoffemissions- und -retentionspotential von ziegelbruchhaltigen Baumsubstraten untersucht werden (KNOLL, 2020; SCHMIDT, 2017). Es liegen noch keine Veröffentlichungen vor.

3.1.1.2 Gewässerrelevante Substanzen in Niederschlagsabflüssen und Rückhalt in der bewachsenen Bodenzone

Urbane Niederschlagsabflüsse können mit organischen und anorganischen Stoffen belastet sein, die gewässerschädlich sind. Schwermetalle sind eine Gruppe der häufigsten Stoffe im Siedlungsabfluss (Hauptquellen: Verkehrsemission, Dachmaterial). In den Zuflüssen von potentiellen Versickerungsmulden wurden für unbeschichtete Zink- und Kupferdachsysteme in Europa hohe mittlere Schwermetallkonzentrationen von 3,0 g Zink/(m²-a) und 1,3 g Kupfer/(m²-a) geschätzt (UBA, 2005) und ähnliche Werte lassen sich auch in weiterer Literatur finden (GALSTER & HELMREICH, 2022; HEDBERG et al., 2014; HELMREICH et al., 2015; ODNEVALL WALLINDER & LEYGRAF, 2017; SCHRIEWER et al., 2008). Kupfer und Zink können aber auch in den Abflüssen von Nichtmetalldächern, z.B. von Holzschindeldächern durch die Imprägnierung, in ähnlichen Konzentrationen wie von Kupfer- oder Zinkdächern vorkommen (DEGENHART & HELMREICH, 2022). Im Vergleich zu Abflüssen von Metalldächern finden sich jedoch im Niederschlagsabfluss von Verkehrsflächen geringere Konzentrationen an Schwermetallen. Diese sind auch im Gegensatz zu den Metalldächern nicht fast ausschließlich gelöst, sondern größtenteils partikulär gebunden (BORRIS et al., 2016; HUBER et al., 2016c).

FARDEL ET AL. (2019) stellte mittels Auswertung einer Datenbank für Mulden gute partikuläre Schwermetallrückhalte für bewachsene Bodenzonen fest. Bei einem Langzeitmonitoring einer Versickerungsmulde an Verkehrsflächenabflüssen in Gelsenkirchen, Deutschland, wurde eine Retention von über 95 % Zink in der bewachsenen Bodenzone festgestellt (REMMER & HÜTTER, 2001). Weitere Studien analysierten die horizontale und vertikale Schwermetallverteilung in bewachsenen Bodenzonen, die Verkehrsflächenabflüsse behandeln (HORSTMAYER et al., 2016; KLUGE & WESSOLEK, 2012; WERKENTHIN et al., 2014). Im Allgemeinen ist die bewachsene Bodenzone geeignet, um partikuläre und bis zu einem gewissen Grad auch gelöste Schwermetalle zurückzuhalten, wenn die Versickerungsmulde gut geplant und gepflegt ist und keine ungünstigen standortspezifischen Bedingungen vorliegen (FARDEL et al., 2019; HORSTMAYER et al., 2016; KLUGE et al., 2018; REMMER & HÜTTER, 2001). Der Bedarf einer guten Wartung wurde deutlich bei der Beprobung von vier 15 Jahre alten Versickerungsmulden, die Zinkdachabflüsse behandeln. Durch eine ungünstige Beschickung und unzureichende Wartung und Kontrolle wurden räumlich begrenzte Zonen mit einem Zinkgehalt von bis zu 25 g Zink/kg Boden gefunden. Das kann grundsätzlich zu einer Grundwasserkontamination führen, wenn die bewachsene Bodenzone mit Zink bis zur maximalen Sorptionskapazität gesättigt ist und nicht ausgetauscht wird (ROMMEL et al., 2019).

Neben Schwermetallen spielen auch Biozide im urbanen Niederschlagsabfluss und damit im Zulauf von Versickerungsmulden in Siedlungsgebieten eine zunehmende Rolle (BURKHARDT et al., 2007, 2011; PAIJENS et al., 2021; SPAHR et al., 2020; WICKE et al., 2021; WITTMER et al., 2011aa). Biozide werden in Fassadenflächen, Pestizide bei bituminösen Dachabdichtungsbahnen von z.B. Gründächern eingesetzt (BUCHELI et al., 1998; PAIJENS et al., 2020; SPAHR et al., 2020; WICKE et al., 2021). Im direkten Abfluss von Fassadenflächen lassen sich Biozid-Konzentrationen von mehreren Milligramm feststellen (BURKHARDT et al., 2012, 2009b; VEGA-GARCIA, 2020) und Modellrechnungen legen nahe, dass z.B. für Diuron noch 2/3 der anfänglichen Menge nach 6 Jahren künstlicher Regenereignissen in der Fassade vorhanden sind (WITTMER et al., 2011bb). Vega-Garcia et al. (2022) modellierte in einer Sickerwasserprognose mit sandigen und mit lehmig/schluffig/tonigen Böden den Transport von einigen Bioziden durch eine 1 m dicke ungesättigte Bodenzone. Besteht ein Teil der 1 m Bodenpassage aus einer 30 cm mächtigen bewachsenen Bodenzone gemäß DWA-A 138-1 (Gelbdruck), so kann laut Modellierung die Konzentration der Biozide durch diese wesentlich herabgesenkt werden im Vergleich zur reinen ungesättigten Bodenzone.

Der Schadstoffrückhalt in Bodenfiltern (Torf, Sand, Kies) bei niedrigen Abflussbedingungen wurde für verschiedene Biozide und ihre Metabolite als hoch befunden, wobei dies stark abhängig von dem jeweiligen Biozid und seinen spezifischen Eigenschaften ist (BESTER et al., 2011). Neuere Studien untersuchen die Entfernungseffizienz von Bioziden mit speziellen Filtermaterialien (Projekt SpuR - Kompetenz Zentrum Wasser Berlin) und untersuchten bereits mit Biokohle versetzte Regenwasser-Biofilter in Säulenexperimenten zum Rückhalt der Biozide (ULRICH et al., 2017aa, 2017bb). Darüber hinaus untersuchten verschiedene Laborstudien geeignete konventionelle und neue Substrate für die Behandlung von urbanen Niederschlagsabflüssen, zusammengefasst von OKAIKUE-WOOD ET AL. (2020) (vgl. Tabelle 15).

Ein wichtiger Aspekt bei Untersuchungen von Bioziden in natürlichen Systemen sind die Transformationsprodukte. Diese entstehen durch die unvollständige Mineralisierung von Bioziden (HENSEN et al., 2018). Die Transformationsprodukte können ein anderes Umweltverhalten als ihre Muttersubstanzen besitzen und z. B. eine höhere Toxizität aufweisen (HENSEN et al., 2020; LI et al., 2021; MCMANUS et al., 2014; PAIJENS et al., 2020). Der Abbau der eigentlichen Biozide zu Transformationsprodukten kann sowohl auf der Fassade, im Niederschlagsabfluss als auch im Boden erfolgen. Biozide können biotisch als auch abiotisch abgebaut werden und auch an z.B. der Fassade verbleiben – bei Diuron bis zu 30 % (BOLLMANN et al., 2016; SALVESTRINI et al., 2002) Für einige Transformationsprodukte sind noch keine analytischen Standards vorhanden, weshalb ihr Nachweis nur schwer möglich ist (HENSEN et al., 2020).

Mehr Pilotstudien, die realen Niederschlagsabfluss behandeln, sind erforderlich, um ein besseres Verständnis der Anwendbarkeit von Substraten zu erhalten. Neueste Studien legen

nahe, dass Versickerungsmulden keine verlässliche Senke für Biozide aus Niederschlagswasser sind (BORK et al., 2021).

Tabelle 15: Zusammenstellung von Substraten und Studien für den Rückhalt von Stoffen aus Niederschlagswasser, angelehnt an Okaihue-Wood et al 2020

Substrate	Eigenschaften	Rückhalte-Mechanismen	Studien
Organische Substrate			
Kompost	Hoher Huminstoffgehalt, hohes Wasserhaltevermögen; hochporös; hohe Ionenaustauschkapazität	Sorption, Biotransformation; Ionenaustausch	(CHAHAL et al., 2016; FAUCETTE et al., 2013; TOBIASON et al., 2002)
Holz-basierte-Substrate (Mulch oder Holz hackschnitzel)	Hydrophobe Stellen; sauerstoffhaltige funktionelle Gruppen	Sorption; Komplexierung; Ausfällung von Metallen; Biotransformation; Filtration; hydrophobe Wechselwirkungen	(ASHOORI et al., 2019; RAY et al., 2006; SYRING et al., 2009)
Aktivkohle oder Biokohle	Hohe Porosität (hohe aktive Oberfläche); redox-aktive Stellen; hydrophobe Stellen; sauerstoffhaltige funktionelle Gruppen	Sorption; hydrophobe und elektrostatische Wechselwirkungen; Partitionierung	(ARYAL et al., 2010; ASHOORI et al., 2019; ERICKSON et al., 2016; LIU et al., 2005; REDDY et al., 2014bb; ULRICH et al., 2017a, 2017b; YANG et al., 2019)
Anorganische Substrate			
Sand	Negative Oberflächenladung; geringe Oberfläche; geringe Kationenaustauschkapazität	Sorption; physikalische Filtration; Sedimentation; elektrostatische Anziehung	(BRATIERES et al., 2008; FARDEL et al., 2019; MOHANTY et al., 2013; RAY et al., 2019; REDDY et al., 2014a; WANG et al., 2017)
Zeolith	Hohe Oberfläche; negative Oberflächenladung; hohe Ionenaustauschkapazität; hohes Wasserrückhaltevermögen; schichtartiger Aufbau	Sorption; Ionenaustausch; Komplexierung; elektrostatische Anziehung; Interkalation	(HUBER et al., 2016b; REDDY et al., 2014a, 2014b; TOBIASON et al., 2002; WANG et al., 2017)
Eisen-basierte-Substrate (Eisenhydroxid-Granulat)	Hohe Oberfläche; amphotere Hydroxylgruppen	Sorption; Oxidation; Komplexierung; elektrostatische Anziehung	(ERICKSON et al., 2012; HUBER et al., 2016b; PRABHUKUMAR et al., 2015)
Verbundsubstrate			

Substrate	Eigenschaften	Rückhalte-Mechanismen	Studien
Eisen-(hydr)oxid beschichteter Sand	Amphotere Hydroxylgruppen; hohe Oberflächenbeschichtung	Sorption; Elektrostatische Anziehung oder Anhaftung; Komplexierung; Co-Fällung von Schwermetallen	(MOHANTY et al., 2013; ZHANG et al., 2010)
Polymer-Ton-Verbundmaterial	Positiv geladen; hohe Kationenaustauschkapazität; quellfähig (je nach verwendetem Ton)	Sorption; Hydrophobe und elektrostatische Wechselwirkungen	(RAY et al., 2019)

3.1.1.3 Bepflanzung des Extremstandorts urbaner Versickerungsmulden

Die Bepflanzung urbaner Versickerungsmulden stellt aufgrund der extremen Standortbedingungen eine große Herausforderung dar, wie unter anderem eine Studie von FUNAI UND KUPEC (2017) zeigt: hier wurde die Vitalität verschiedener Arten dokumentiert und festgestellt, dass zahlreiche Arten die ersten Jahre nach der Pflanzung nicht überstanden. Auch Forschungen und Pilotprojekte in Norwegen zeigten, dass nicht alle Arten mit den extremen Standortbedingungen zurechtkommen (LAUKLI et al., 2022a, 2022b). **Neben Trockenheit müssen die Arten temporäre Überstaunungen von bis zu 24 h (DWA, 2005) beziehungsweise 84 h (DWA, 2020) tolerieren. Hinzu kommen hohe Belastungen durch Stoff- und Salzeinträge.**

Jeder dieser Belastungen verursacht Stress für die Bepflanzung. Trockenheitsstress wird als multidimensionaler Stress bezeichnet, da phänologische, anatomische und morphologische, physiologische, biochemische und molekulare Auswirkungen für die Pflanzen entstehen, wie zum Beispiel Einschränkungen der Fotosyntheseleistung und des vegetativen Wachstums, reduzierte Blütenproduktion, vorzeitige Seneszenz, Gelbfärbung und Welken der Blätter sowie das Absterben der Pflanzen (SALEHI-LISAR & BAKHSHAYESHAN-AGDAM, 2016; ZIA et al., 2021). Streusalzeintrag kann zu osmotischem Stress führen, der bereits sehr kurzfristig bei erhöhten Salzkonzentrationen im Boden auftritt (nach Minuten bis Tagen) und sich unter anderem in Wuchshemmungen äußert (MUNNS & TERMAAT, 1986; MUNNS & TESTER, 2008). Da hohe Salzgehalte gleichermaßen die Wasseraufnahmekapazität von Pflanzen einschränken zeigen sich ähnliche Reaktionen der Pflanzen wie bei Trockenstress (MUNNS, 2002), wobei je nach Salzgehalt zusätzliche Stoffwechselbelastungen auftreten können (ionischer Stress). Ionischer Stress tritt bei längerfristigem Salzeintrag auf, wenn toxische Konzentrationen in den Pflanzen angereichert werden und zu vorzeitiger Seneszenz und dem Absterben älterer Blätter führen, wodurch wiederum die Fotosyntheseleistung geschwächt wird und weitere Wuchseinschränkungen auftreten (MUNNS & TESTER, 2008). Wasserüberschuss hingegen erzeugt Stress durch Sauerstoffmangel (Hypoxie / Anoxie) und hemmt die Wurzelatmung. Temporärer Einstau führt daher ebenfalls zu Wuchs- und Entwicklungsstörungen bis hin zum Absterben der Pflanze. Auch Schadstoffe bewirken pflanzlichen Stress, der beispielsweise bei einem Überschuss an Schwermetallen mit einer Schädigung des Fotosyntheseapparats einhergehen kann (KABATA-PENDIAS, 2010). Selbst für die pflanzliche Entwicklung essentielle Schwermetalle können in hohen Mengen toxisch wirken. Sogenannte Hyperakkumulatoren hingegen können erhöhte Metallkonzentrationen tolerieren und in ihren Blättern aufnehmen, ohne Schädigungssymptome auszubilden. Die im Spross angereicherten Schwermetalle können dann sogar durch Mahd gezielt aus der Umwelt entfernt werden (SALT et al., 1998). Durch die Verwendung von Hyperakkumulatoren oder anderer zur Phytosanierung geeigneter Arten können hohe Schadstoffeinträge toleriert und ein Beitrag zur Umweltreinigung geleistet werden.

All diese Auswirkungen treten bei Belastungen mit jeweils einem der genannten Stresseinflüssen auf. **Eine Kombination abiotischer Stresseinflüsse, wie sie in Versickerungsmulden vorherrscht, zeigt einen noch größeren und schädlicheren Einfluss auf die Pflanzenentwicklung als bei alleiniger Belastung** (AHLUWALIA et al., 2021; SHABBIR et al., 2022). Dies verdeutlicht die extremen Standortbedingungen urbaner Versickerungsmulden und die Herausforderung für die Auswahl geeigneter Arten.

Generell sind Arten zu präferieren, die eine breite Standortamplitude aufweisen (CORDUAN, 2020). **Der Standort ist dabei vorrangig als trocken einzustufen, sodass bevorzugt trockenheitsverträgliche Arten eingesetzt werden sollten** (EPEL-HOTZ, 2010, 2019). Meist werden Pflanzen des Lebensbereichs trockene bis frische Freifläche (FR1, FR1-2) und Gehölzrand (GR) empfohlen (EPEL, 2004; FLL, 2021). Insbesondere im Sohlbereich sind Arten zu vermeiden, die empfindlich auf Nässe reagieren, da dies vor allem in Kombination mit Frost zur Schädigung der Pflanze führen kann (EPEL-HOTZ, 2019). Von den getesteten Einzelarten an der LWG bewährten sich vor allem diejenigen mit den intensivsten Wurzelsystemen (EPEL, 2004). Durch die Ergänzung Einjähriger Pflanzen kann eine schnelle Begrünung erreicht werden, sodass Ansaat und Pflanzung bestenfalls kombiniert werden sollten (DUNNETT & CLAYDEN, 2007; STATE OF OREGON, DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL QUALITY, 2003).

Mithilfe einer geeigneten Pflanzenauswahl kann zudem die Pflege der Versickerungsmulden stark reduziert werden. Bei artenreicher Bepflanzung erfolgt meist eine einmalige Mahd und die Beseitigung von unerwünschtem Aufwuchs (SCHWARZ et al., 2010). Da über den Winter stehen gelassene Pflanzenteile als Nahrung und Lebensraum für Wirbellose oder Vögel dienen können, sollte der Rückschnitt im späten Winter oder zeitigem Frühjahr erfolgen (DUNNETT & CLAYDEN, 2007). **Abgestorbene Pflanzenteile sollten entfernt werden, um eine Verschlechterung der Versickerungsleistung zu verhindern** (INGVERTSEN et al., 2012). **Der Einsatz anorganischer Dünger oder chemischer Pflanzenschutzmittel ist in Versickerungsanlagen nicht zulässig. Vor Inbetriebnahme der Versickerungsanlagen ist den Pflanzen eine Entwicklungszeit zum Anwachsen (ca. zwei Monate für Ansaat) zu gewährleisten** (DWA, 2020; FLL, 2021).

Artenreiche Pflanzungen sind für die Biodiversität und Funktion von Vorteil, da sie stresstoleranter sind, eine gute Wasser- und Nährstoffaufnahme gewährleisten und temporäre Lücken in der Vegetation vermieden werden (MORASH et al., 2019). **Ebenso ist die optische Erscheinung der Anlagen nicht zu unterschätzen, die insbesondere in den Städten für die Akzeptanz in der Bevölkerung bedeutend ist** (FUNAI & KUPEC, 2017). **Verschiedene Studien zeigten bereits die erhöhte ästhetische Wertschätzung und Vorteile für die Insektenvielfalt, die eine artenreiche Bepflanzung im Gegensatz zu Rasenflächen leisten kann** (GARBUZOV et al., 2015; HOYLE et al., 2018; SOUTHON et al., 2017).

Trotz aller Vorteile sind Rasenmulden mit hohem Pflegebedarf und geringem Habitatwert in den meisten Fällen immer noch die gängige Praxis (CORDUAN, 2020; DUNNETT & CLAYDEN, 2007; EKKA et al., 2021). Im derzeit noch gültigen Arbeitsblatt DWA-A 138, welches die fachliche Grundlage für die Bemessung von Niederschlagsversickerungsanlagen als technischen Bauwerken in der Siedlungswasserwirtschaft darstellt, ist vermerkt, dass Versickerungsanlagen meist mittels Rasenansaat begrünt werden (DWA, 2005). Auch Stecker (1995) gibt in seiner Veröffentlichung eine Empfehlung zur Verwendung von Rasenansaat, da diese die Standortbedingungen am besten tolerierten und in Kräutermischungen nach kurzer Zeit der Grasanteil dominierte. Mit der Aktualisierung des Regelwerks DWA-A 138-1 ist zu klären, inwiefern die Vorgaben für eine vielfältige Bepflanzung geöffnet werden können. Dazu benötigt es nicht nur Erkenntnisse darüber, ob die Kernfunktionen (Entwässerungssicherheit, Schadstoffrückhalt) einer Versickerungsmulde auch mit artenreicher Begrünung erhalten werden können, sondern auch **Untersuchungen zur geeigneten Pflanzenauswahl**, um die zuvor erwähnten Vorteile einer artenreichen Begrünung ausschöpfen zu können. Bisher gibt es **nur wenige Forschungen zur Vitalität und Auswahl der Pflanzenarten** (FUNAI & KUPEC, 2017; MORASH et al., 2019), **obwohl diese einen wichtigen Beitrag zur Wirksamkeit der Anlagen leisten können**.

Im Laufe des Forschungsvorhabens wurde auch an anderen Stellen mit Projekten zur Bepflanzung von Versickerungsmulden begonnen:

Wie bereits in Kapitel 3.1.1.1 erwähnt, wurde im Herbst 2021 von der TU Berlin, den Berliner Wasserbetrieben und der Berliner Regenwasseragentur in einem Wohngebiet ein Versickerungsmulden-Projekt gestartet. Das Projekt mit dem Titel „Perennierende (ausdauernd, überwinternd) Pflanzen für innerstädtische Versickerungsmulden. Low-Tech-Konzepte mit Stauden zur Versickerung und zur Förderung der Biologischen Vielfalt“ wird von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (Laufzeit 2021 bis 2024) finanziert. Die Versickerungsmulden wurden mit einer Pflanzgemeinschaft aus 17 Arten (heimisch und exotisch) bepflanzt, die sowohl Staunässe als auch Trockenheit aushalten sollen. Unter anderem wurden Arten eingesetzt, die tiefgehende Wurzelsysteme ausbilden, um Wasser aus tieferen Bodenschichten beziehen zu können (TECHNISCHE UNIVERSITÄT BERLIN, 2022). Neben der Bestimmung vegetativer und generativer Merkmale wird die Chlorophyllfluoreszenz gemessen und dokumentiert, inwiefern die Arten eine Nahrungsquelle für Insekten darstellen können. Die Salzverträglichkeit der Arten wird hier nicht untersucht, außerdem liegt der Fokus nicht auf einer heimischen Pflanzung. Aspekte der Siedlungswasserwirtschaft werden nicht untersucht. Eine Veröffentlichung zu diesem Forschungsprojekt wird in Kapitel 3.1.4.1 diskutiert.

Seit April 2022 wird in dem unter 3.1.1.1 genannten, von der DFG geförderten Graduiertenkolleg der TUM sehr grundlagenorientiert das Zusammenspiel von Bodenstruktur, Schadstoffrückhalt und -remobilisierung durch pH-Wert-Änderungen der Rhizosphäre des Wurzelraums und durch mikrobielle Aktivitäten in Versickerungsmulden in einem interdisziplinären Team untersucht. Es sollen dabei unter anderem neuartige Pflanzsysteme für urbane Regenwasserversickerung entwickelt werden. (TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN, 2023). Abgrenzend zum Projekt der „multifunktionalen Versickerungsmulden“, bei dem Einzelarten im Fokus stehen, werden hier ganze Pflanzengemeinschaften untersucht. Veröffentlichungen liegen bisher nicht vor.

Weiterhin sind die Forschungen an der bayerischen Landesanstalt für Wein- und Gartenbau (LWG) zur Bepflanzung von Versickerungsmulden zu nennen. Diese ergaben mitunter, dass mit Stauden beplante Flächen aufgrund des ausgeprägten Wurzelsystems ca. ein Drittel mehr Wasser aufnehmen können als Mulden mit konventioneller Rasenansaat (EPEL, 2004). Die Erfahrungen zur Bepflanzung von Mulden aus den Ergebnissen der LWG wurden bei der Zusammenstellung der Mischungen für die halbtechnischen Versuche des Forschungsprojektes berücksichtigt und einige bereits bewährte Arten übernommen. So konnte EPEL (2004) zum Beispiel sehr gute Ergebnisse mit *Achillea millefolium* und *Geranium sanguineum* erzielen. In einem im Jahr 2007 begonnenen Pilotprojekt in der Gemeinde Willanzheim bewährten sich unter anderem *Teucrium chamaedrys*, *Veronica teucrium* und *Euphorbia seguieriana* als langfristig vital (EPEL-HOTZ, 2010). SCHWARZ ET AL. (2010) empfehlen in ihrem Merkblatt beispielsweise die Verwendung von *Aster amellus*, *Aster linosyris*, *Bupthalmum salicifolium*, *Dianthus carthusianorum*, *Euphorbia cyparissias*, *Euphorbia seguieriana*, *Geranium sanguineum*, *Petrorhagia saxifraga* und *Salvia pratensis*, die ebenfalls in den halbtechnischen Versuchen zum Einsatz kamen.

International bekannt ist zum Beispiel das Projekt „Grey to Green“ in Sheffield, England. Hier konnten 2016 im Rahmen der ersten Phase zahlreiche Raingardens realisiert werden, wodurch die größte innerstädtische Green Street des Vereinigten Königreichs entstand. Überschüssige Verkehrsflächen wichen hier den Pflanzmischungen von Nigel Dunnett und Zac Tudor zugunsten von mehr Grünflächen und öffentlichem Raum (DUNNETT, 2020). Die Versickerungsflächen, die sämtliche Niederschlagsabflüsse der versiegelten Flächen aufnehmen und filtern und bei Starkregenereignissen als Überflutungsvorsorge dienen, sind ebenfalls mit einigen Arten des Lebensbereichs trockener bis frischer Freifläche (FR1-2) bepflanzt, zum Beispiel *Achillea filipendulina* 'Coronation Gold', *Calamintha nepeta* 'Blue Cloud', *Echinops ritro* 'Veitch's Blue' oder *Armeria maritima*.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Bepflanzung einer Versickerungsmulde eine multifunktionale Rolle einnehmen muss, um funktionieren zu können: dauerhaft attraktiv, pflegeintensiv und günstig mit stresstoleranten und biodiversitätsfördernden Pflanzen, die eine gute Infiltration und Transpiration gewährleisten. Ein Zusammenspiel verschiedener Disziplinen ist dabei unabdingbar. An dieser Stelle setzte das Forschungsprojekt „Multifunktionale Versickerungsmulden im Siedlungsraum“ an.

3.1.1.4 Forschungsbeispiele zur Insektenvielfalt

In München wurde bereits im Zuge des Forschungsprojekts „Bunte Bänder“ das Vorhandensein von Insekten an Standorten mit unterschiedlichem Blütenangebot erfasst. Hierfür wurde an fünf vielbefahrenen Straßen Münchens eine Wildpflanzenmischung in Versuchspartzen ausgesetzt und mit Straßen ohne Blütenangebot als Referenz verglichen. Der Zeitraum der Kartierung erstreckte sich über drei Vegetationsperioden (2019-2021). Die Methode der Insekterfassung deckt sich mit der unter 2.5.3 genannten Vorgehensweise, die Erfassung wurde jedoch in den Monaten Juni, Juli und August durchgeführt. In den insgesamt 9 Durchgängen der Insekterfassung wurden 1.246 Bienenindividuen gezählt (DIETZEL et al., 2022). Da jedoch nur die Anzahl der Versuchsfelder und keine Probenanzahl gegeben ist und die erfassten Zahlen zudem nicht nach einzelnen Monaten aufgeschlüsselt sind, sind sie nicht uneingeschränkt mit den Ergebnissen der multifunktionalen Versickerungsmulden zu vergleichen. Die Ergebnisse der „Bunten Bänder“ zeigten aber, dass auf urbanisierten Flächen signifikant weniger Bestäuber auftreten als in periurbanen Flächen und Stadtrandbereichen, wobei dieser Effekt durch die Pflanzenvielfalt und Blütendichte der Blühflächen kompensiert wurde, die sich positiv auf die Bestäuber auswirkten (DIETZEL et al., 2022).

Ein weiteres Forschungsprojekt, das 2018 und 2019 durchgeführt wurde, umfasste 20 Standorte in einem Umkreis von 708 x 507 km, wovon 10 Standorte im Südwesten Deutschlands lokalisiert waren. Die Umgebung der Versuchsfelder bestand aus einer landwirtschaftlich genutzten Landschaft. Die 180 Partzen setzten sich zum Großteil aus Blühstreifen einer Saatgutmischung und naturnahen Wiesen zusammen. Der Erfassungszeitraum erstreckte sich über zwei Jahre, wobei pro Jahr fünfmal kartiert wurde (April bis September). Hier wurde eine andere Methode der Insektenbestimmung gewählt: Bienen wurden vor Ort von Bienenexperten bestimmt und nur nach Bedarf eingefangen, wenn die Bestimmung der Individuen nicht ohne weitere Hilfsmittel durchzuführen war. Anhand einer Datenbank wurden zudem einige Arten identifiziert, die für Wildbienen sehr attraktiv sind und worunter sich auch einige der Pflanzenarten befinden, die in den multifunktionalen Versickerungsmulden erforscht wurden, wie zum Beispiel *Anthemis tinctoria*, *Origanum vulgare*, *Stachys recta*, *Centaurea scabiosa* oder *Betonica officinalis*. Unter den Arten, die von einer hohen Anzahl an oligolektischen oder auf der Roten-Liste befindlichen Wildbienen besucht wurden, befanden sich beispielsweise *Cichorium intybus* oder *Knautia arvensis* (KUPPLER et al., 2023).

Ein internationales Projekt mit Versuchsfeldern in England, Schweden, Frankreich, Polen und Deutschland fand von Mitte April bis September 2004 statt. In jedem Land gab es vier Standorte in intensiv genutzter, landwirtschaftlich geprägter Landschaft, sowie weitere vier Standorte mit naturnahen Habitaten und geringer landwirtschaftlicher Nutzung. Es wurde eine Vielzahl an Insekterfassungsmethoden angewandt, darunter Bestimmung der Insekten vor Ort, sowie das Fangen der Individuen, unter anderem mit Farbschalen. Die Auswertung dieses Projekts stellte die Farbschalen als effizienteste Methode zur Insekterfassung dar. In Deutschland wurde das Projekt am Standort Göttingen durchgeführt. An den landwirtschaftlich geprägten Standorten wurden im Versuchszeitraum 1746 Bienenindividuen mit insgesamt 27 Arten erfasst, in den naturnahen Habitaten 8813 Individuen mit 122 Arten (WESTPHAL et al., 2008). Diese Ergebnisse sprechen für die verwendete Methodik der Insekterfassung mithilfe von Farbschalen. Auch die starke Abhängigkeit der Bienen von vielfältigem Blütenangebot lässt sich gut nachvollziehen.

Zum bereits in Kapitel 3.1.1.3 erwähnten Forschungsprojekt in Berlin wurde ein Artikel über die Erkenntnisse zur Insektenvielfalt im ersten Standjahr veröffentlicht. Hier wurden an zwei verschiedenen Standorten Versickerungsmulden bepflanzt (ländlich geprägt und im Stadtzentrum) sowie eine Rasenmulde als Referenzfläche gewählt. Die Beschaffenheit der Versuchs- und Referenzflächen kann mit dem eher ländlichen Standort in Pfaffenhofen und den Versuchsfeldern in München direkt an einer Hauptverkehrsstraße verglichen werden. Bei den insgesamt sechs Erfassungen wurde ebenfalls im Gelände bestimmt und nur nach Bedarf zur genaueren Betrachtung eingefangen und im Labor bestimmt. Insgesamt wurden 47 Bienenarten kartiert, wobei am ländlichen Standort eine größere Anzahl an Bestäuberarten festzustellen waren als am städtischen. 31 Bienenarten waren auch in den Rasenmulden anzutreffen. Die überraschend hohe Anzahl der Bienenarten in den Rasenmulden wurde mit ihrer naturnahen Beschaffenheit erklärt. Die Mulden waren

bereits sehr gut eingewachsen und es hatte sich ein natürliches Blütenangebot etabliert (CORDUAN et al., 2023).

3.1.2 Schadstoffrückhalt und Betriebsstabilität

3.1.2.1 Laborversuche

Testungen der Substrate: Auf Grundlage der Literaturrecherche in AP1 wurden Substrate für den Schadstoffrückhalt ausgewählt, welche auch für die spätere Vegetation eine gute Grundlage bilden könnten. **Alle verwendeten Substrate wurden, bevor Sie in Mischungen verwendet wurden, dem gleichen Versuchslayout unterzogen, um deren Rückhalt von gewässerrelevanten Substanzen wie Schwermetallen und Bioziden zu identifizieren und ggf. auch Nährstoff-/Schadstoffauslaugungen zu quantifizieren.** Es wurden dabei auch oberbodenfreie Substratmischungen verwendet, da Oberböden von betrieblicher Seite einen erhöhten Pflegeaufwand erwarten lassen (Unkrautbildung). Dennoch wurden im Projekt auch bewachsene Bodenzonen mit Oberboden entwickelt, um den Pflegeaufwand und den Schadstoffrückhalt im Vergleich zu oberbodenfreien bewachsene Bodenzonen zu eruieren.

In Abbildung 25 und Abbildung 26 sind die Ablaufwerte für EC und pH in den Testabschnitten 1. und 2. Rückhalt abgebildet. **Die höchsten EC-Ablaufwerte konnten für Aktivkoks >> Weichbraunkohle > Ziegelsand > Kompost im Gegensatz zu den Zulaufwerten (~ 750 µS/cm) festgestellt werden.** Für die pH-Werte erfolgte generell eine Erhöhung auf ca. pH 8,0 für die meisten Substrate (Zulauf eingestellt auf $6,0 \pm 0,2$). **Deutlich höhere pH-Werte wurden bei den aktivierten Kohlen und dem Zeolithen festgestellt.** Hohe pH Werte wirken sich hauptsächlich positiv auf den Rückhalt von Zink und Kupfer aus (HARTER, 1983).

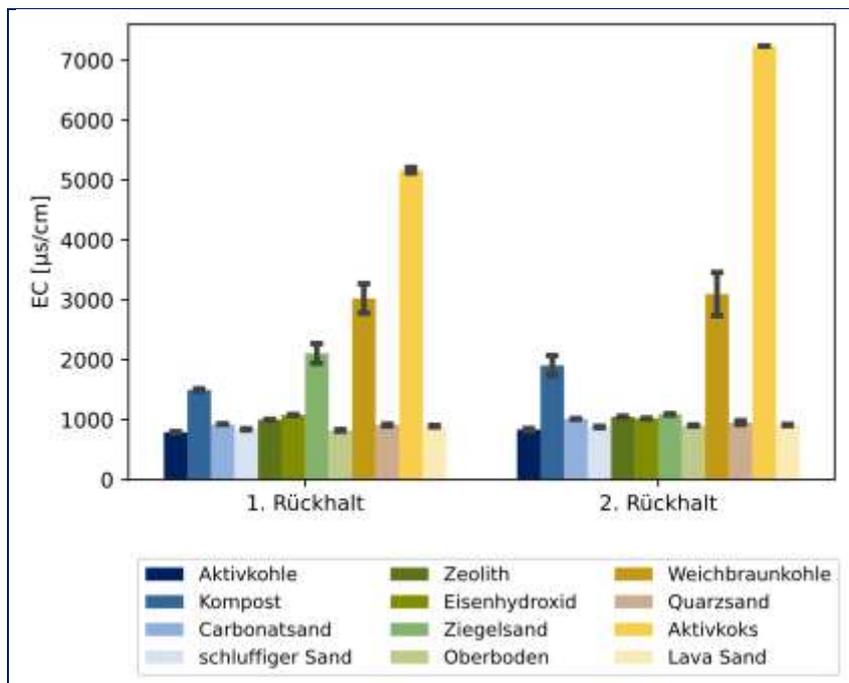


Abbildung 25: Elektrische Leitfähigkeit (EC) im Ablauf der Testabschnitte 1. und 2. Rückhalt in den Laborversuchen

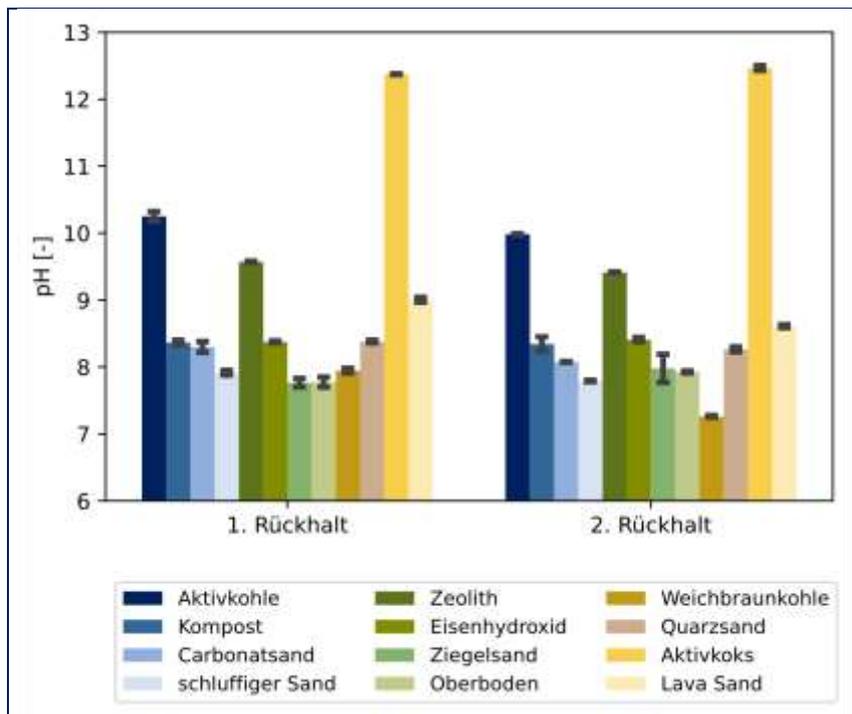


Abbildung 26: pH im Ablauf der Testabschnitte 1. und 2. Rückhalt in den Laborversuchen

Die **Nährstoffauslaugung** ist in den folgenden Abbildungen (Abbildung 27, Abbildung 28, Abbildung 29, Abbildung 30, Abbildung 31) dargestellt. Zusammenfassend sind im Vergleich zu einem natürlichen Oberboden im Eluat des **Komposts hohe DOC-, Cl- und PO₄³⁻-Konzentrationen** zu finden, welche je nach prozentualer Beimengung in den Substratmischungen auch eine Belastung darstellen. Im Eluat des **Ziegelsands wurden hohe Konzentrationen an NO₃⁻ und SO₄²⁻ zu Beginn** der Versuche festgestellt, welche sich aber nach kurzer Zeit ausgewaschen haben. Hingegen blieb die F-Konzentration im gesamten Versuchsdurchlauf konstant erhöht. Weitere Nährstoffuntersuchungen in den halbertechnischen Versuchen sollen darüber Aufschluss geben, inwieweit möglicherweise eine dauerhafte Nährstoffbelastung des Sickerwassers durch Beimengung dieser Substrate besteht.

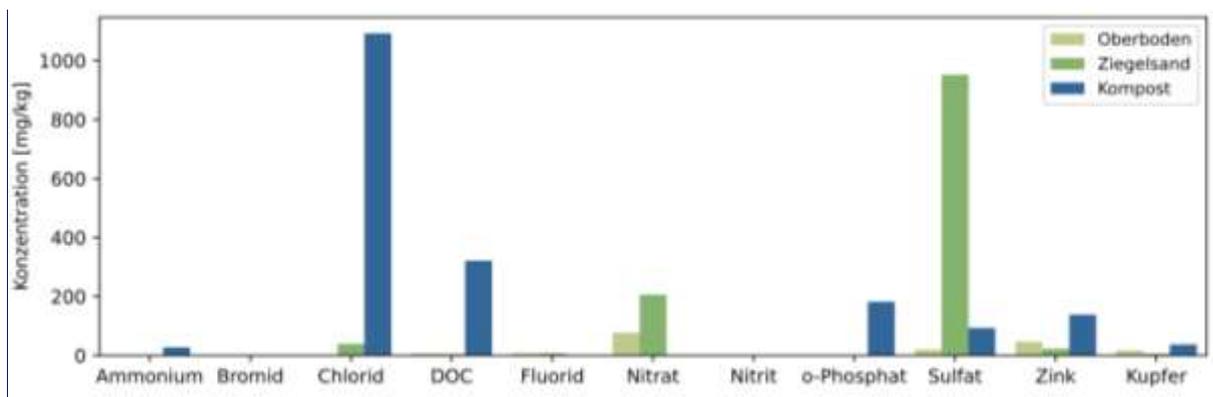


Abbildung 27: Nährstoffgehalte von Oberboden, Kompost und Ziegelsand im Feststoff, berechnet aus Eluat (DEV-S4-Eluat)

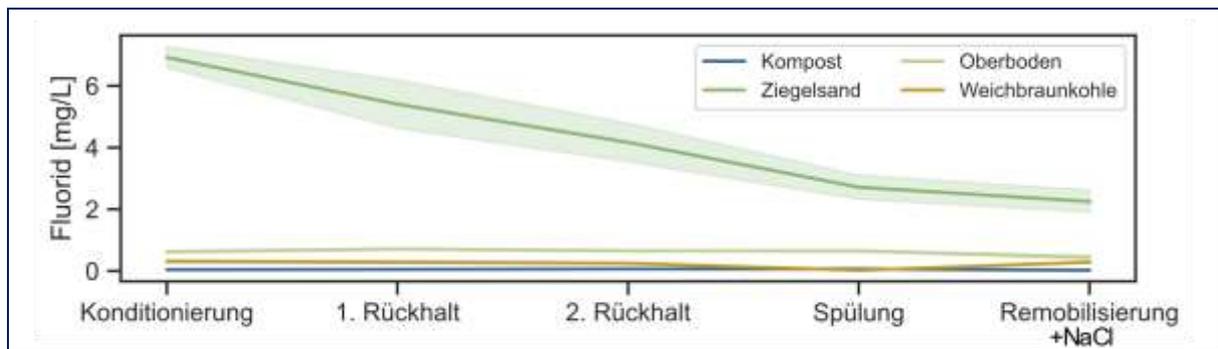


Abbildung 28: Nährstoffauslaugung von Fluorid während der 5 Testabschnitte in den Laborversuchen

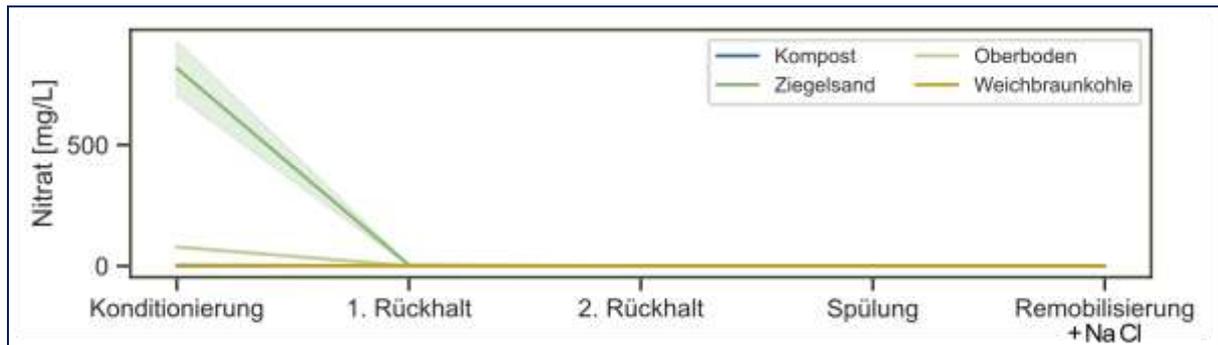


Abbildung 29: Nährstoffauslaugung von Nitrat während der 5 Testabschnitte in den Laborversuchen

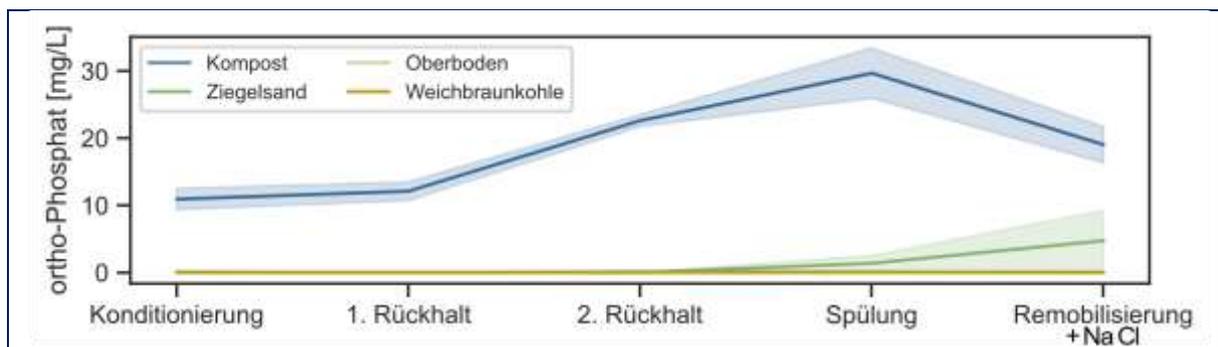


Abbildung 30: Nährstoffauslaugung von o-Phosphat während der 5 Testabschnitte in den Laborversuchen

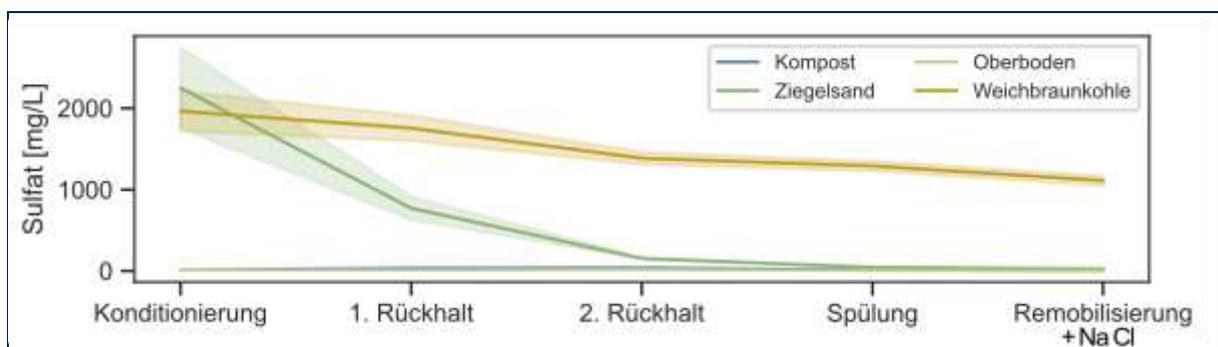


Abbildung 31: Nährstoffauslaugung von Sulfat während der 5 Testabschnitte in den Laborversuchen

Für **Zink** (Abbildung 32) zeigten alle Substrate in der Einzeluntersuchung einen ausreichend guten Rückhalt. Für die Versuche mit **Kupfer** waren die Werte durchgängig bei **> 99 % Kupferrückhalt** für alle getesteten Substrate. Durch die geringe Volumenbelastung in den Versuchen und damit hoher Kontaktzeit ist bei den gemessenen pH-Werten davon auszugehen, dass die Schwermetalle hauptsächlich durch Ausfällung und anschließender Filtration zurückgehalten worden sind.

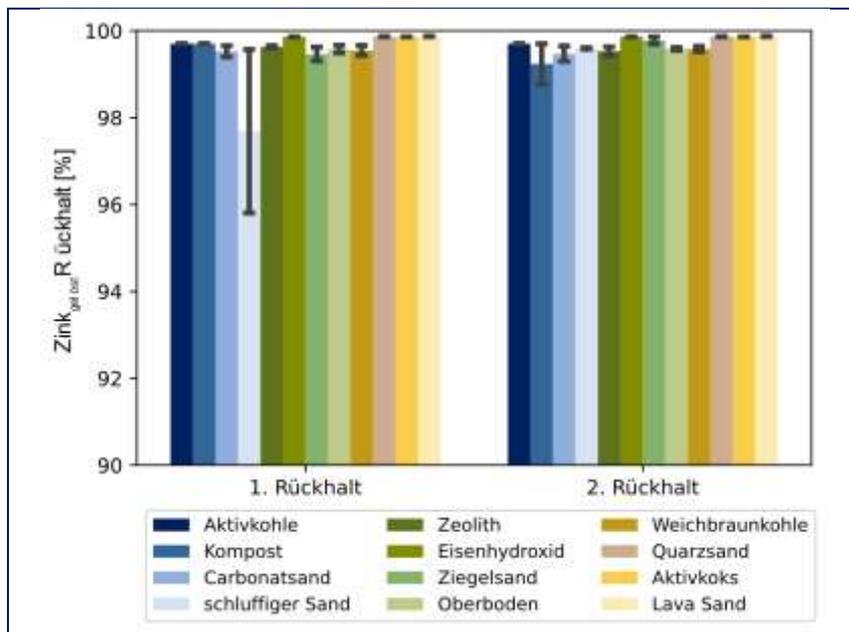
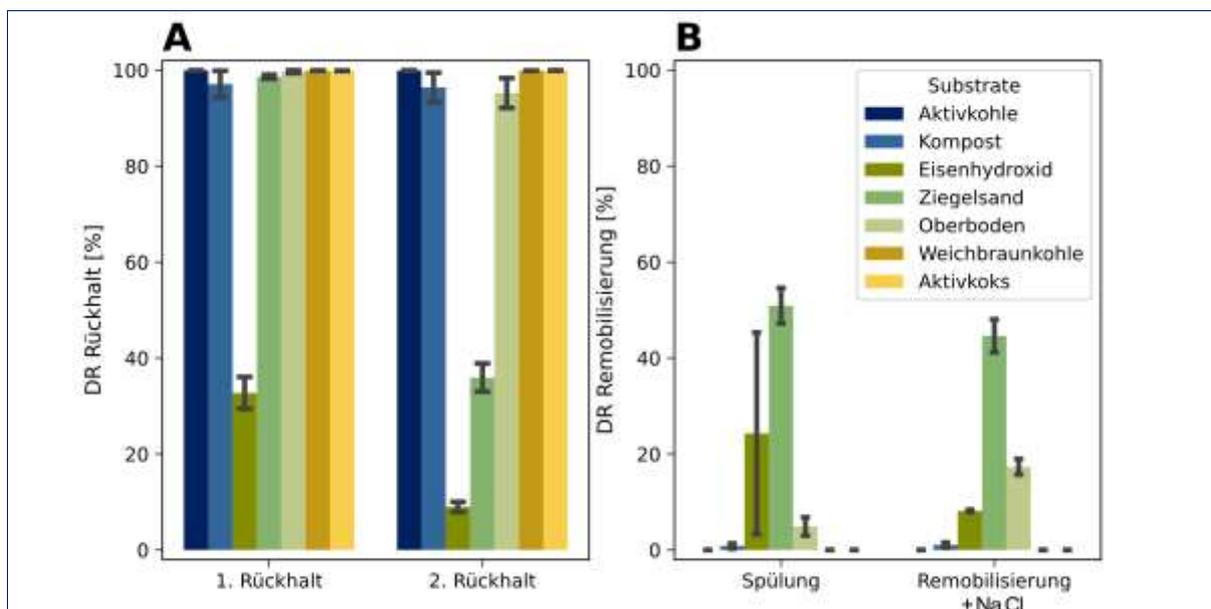


Abbildung 32: Prozentuale Zink_{gelöst} Rückhalte im Ablauf der Testabschnitte 1. und 2. Rückhalt in den Laborversuchen

Der Rückhalt und die Remobilisierung unter Streusalzeinfluss **der Biozide** ist in den Abbildungen Abbildung 33 für Diuron, Terbutryn und Mecoprop dargestellt. In den Testabschnitten 1. / 2. Rückhalt unter (A) ist der prozentuale Rückhalt in Vergleich zum Zulauf und in den Testabschnitten *Spülung* und *Remobilisierung unter Streusalzeinfluss* unter (B) der prozentuale Austrag der vorher zurückgehalten Biozide dargestellt.



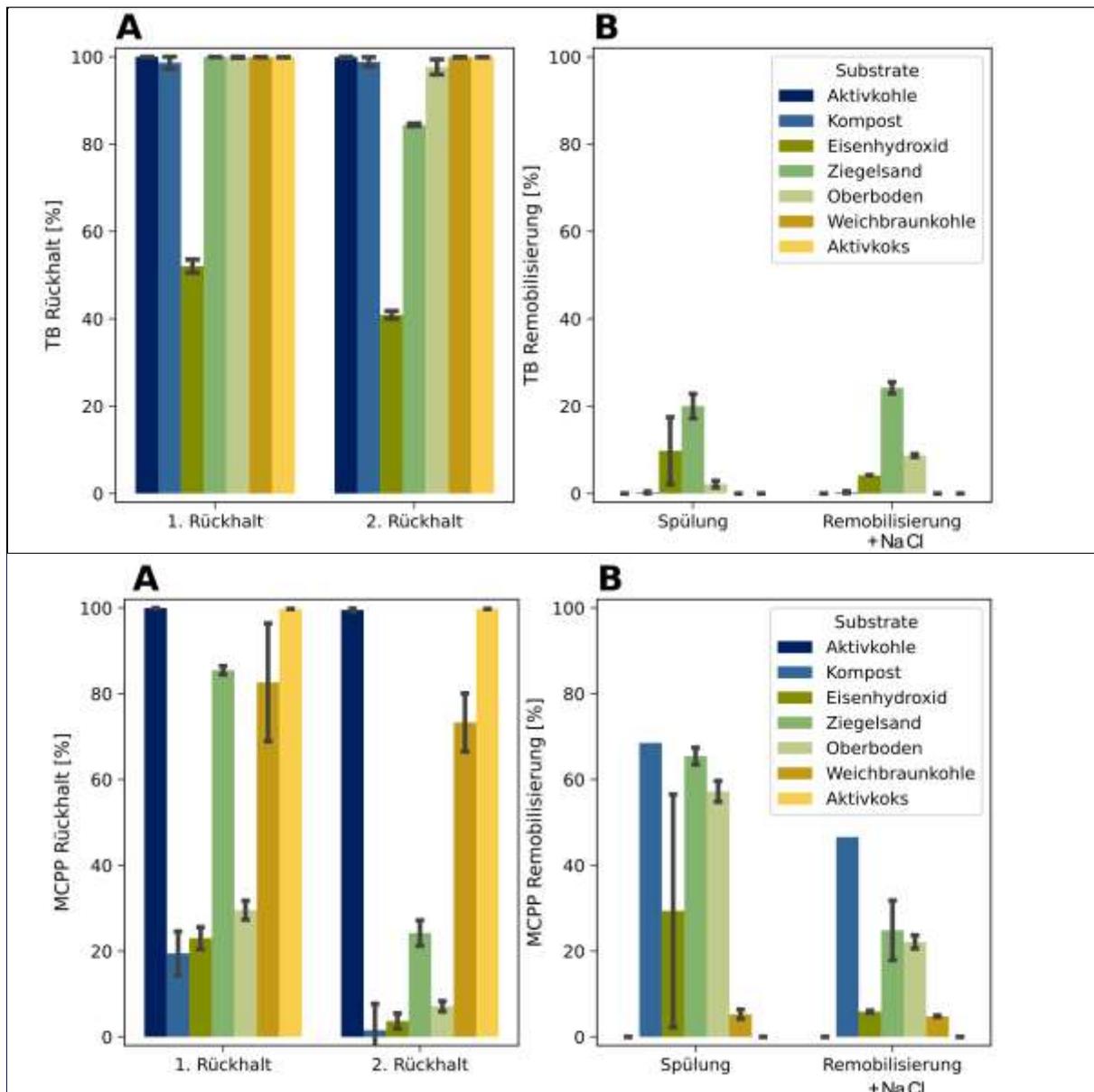


Abbildung 33: Diuron (oben, DR), Terbutryn (mitte, TB) und Mecoprop (unten, MCPP) - Rückhalt (A) und Remobilisierung unter Streusalzeinfluss (B) der Einzelsubstrate in den Testabschnitten der Laborversuche

Generell kann Mecoprop von den meisten Substraten nur unzureichend zurückgehalten werden.

Diuron und Terbutryn hingegen zeigten für die meisten getesteten Substrate gute Rückhalte (vgl. Abbildung 33), außer Eisenhydroxid und Ziegelsand. IGNATOWICZ (2009) stellte fest, dass Biozide, die in Wasser weniger löslich sind, leichter adsorbiert werden können. Dies wird durch die erzielten Ergebnisse bestätigt, da die Löslichkeit der eingesetzten Stoffe wie folgt ist: Terbutryn < Diuron << Mecoprop. Der Unterschied zwischen Diuron (~30 mg/L bei 20°C) und Terbutryn (25 mg/L bei 20°C) ist jedoch sehr gering. Außerdem stellt IGNATOWICZ (2009) fest, dass die Adsorption mit zunehmendem Molekulargewicht zunimmt, was auch für die hier eingesetzten Stoffe gilt: Molekulargewicht von Terbutryn > Diuron > Mecoprop. TORRENTS ET AL. (1997) beobachteten ebenfalls eine abnehmende Adsorption von Pestiziden entsprechend ihrer zunehmenden Polarität. BURKHARDT UND HODEL (2019) führen die geringe Adsorptionsfähigkeit von Mecoprop ebenfalls auf seine hohe Polarität zurück.

Ein weiterer Faktor, der die unterschiedliche Adsorption der drei Biozide beeinflussen könnte, ist die Kontaktzeit zwischen dem Biozid (= Adsorbat) und dem Substrat (= Adsorbens). Die Mobilität der Moleküle in der flüssigen Phase durch das Substrat (= stationäre Phase) hängt von ihrer Hydrophobie ab (BLUME et al., 2016; CHAPLAIN et al., 2008; NAVARRO et al., 2007). Ein hydrophobes Biozid verweilt länger in einer Bodensäule als ein hydrophiles (NAVARRO et al., 2007), wodurch sich auch die Kontaktzeit

zwischen dem Biozid und dem Substrat verlängert. Insbesondere bei Oberböden spielt dies aufgrund ihres hohen Gehalts an organischer Substanz eine große Rolle (BLUME et al., 2016; DRAHORAD et al., 2020). Darüber hinaus hängt eine effiziente Adsorption nicht nur vom Gehalt an organischer Substanz ab, sondern auch von weiteren Eigenschaften (CHAPLAIN et al., 2008; TORRENTS et al., 1997), wie z.B. der Gehalt an Kohlenstoff- oder aromatischen Strukturen, und vom Adsorbat selbst (GARCÍA-DELGADO et al., 2020).

Von allen Substratbestandteilen schnitt Eisenhydroxid beim Biozidrückhalt am schlechtesten ab. Der Kompost konnte Diuron und Terbutryn zufriedenstellend zurückhalten, entfernte jedoch kein Mecoprop. Zusätzlich musste eine Vorbelastung von Kompost festgestellt werden. Bei Spülung des Materials vor Versuchsbeginn wurden 0,035 µg/L Mecoprop und 0,40 µg/L Terbutryn ausgewaschen, bevor die Säulen mit Bioziden beschickt worden sind. **Diverse Studien haben bereits über die Auswaschung von Nährstoffen und Schwermetallen aus Kompost berichtet (CHRISTENSEN & TJELL, 1984; CONFESOR et al., 2009; HURLEY et al., 2017; KASCHL et al., 2002; MAYNARD, 1993) und auch hier konnten hohe Nährstoffkonzentrationen im Kompost nachgewiesen werden.** Die Literaturrecherche hat allerdings keine Studien über die Auswaschung von Bioziden aus Kompost ergeben. Die Phytotoxizität von Kompost wird meist auf einen unvollständigen oder unsachgemäßen Herstellungsprozess zurückgeführt (BLEWETT et al., 2005; SILES-CASTELLANO et al., 2020). Um das Risiko der Auswaschung von z.B. Nährstoffen aus Kompost zu verringern ist es daher wichtig, dass das Material vollständig kompostiert ist (BLEWETT et al., 2005).

Die Weichbraunkohle entfernte in beiden Schritten mehr als 65 % Mecoprop und setzte während der zweiten Spülung und der Remobilisierung unter Streusalzeinfluss nur etwa 5 % Mecoprop frei. Noch besser funktionierten Aktivkoks und Aktivkohle, die beide mehr als 99 % in den Retentionsschritten zurückhielten. Beide Materialien setzten kein nachweisbares Mecoprop frei.

Zu beachten ist, dass aufgrund der niedrigen Infiltrationsrate von Ziegelsand der Versuch leicht angepasst werden musste (Volumenreduktion). Dadurch ist auf eine verzögerte Auswaschung der Biozide zu schließen, welche noch nicht vollständig abgeschlossen war. Die gemessenen Rückhalte für die drei Biozide waren daher nur Artefakte und werden durch den hohen Austrag während der Spülung deutlich.

Beim Vergleich der Substrate untereinander fällt auf, dass die Substrate, die bereits im 1. Schritt weniger Rückhalt zeigten, im 2. Schritt noch weniger Biozide zurückhielten. Ein Beispiel ist Eisenhydroxid, das in dem ersten Testabschnitt eine Rückhalterate für Mecoprop von etwa 25 % und in der zweiten von 5 % aufwies. Dies geschah, obwohl die Durchflussrate und damit die Kontaktzeit zwischen Bioziden und Adsorbens länger war. Es wäre jedoch zu erwarten, dass es umgekehrt sein würde, d. h. mehr Rückhaltung im zweiten Abschnitt aufgrund der längeren Kontaktzeit. Es ist daher wahrscheinlich, dass es sich hier eher um eine verzögerte Auslaugung der Biozide als um eine echte Rückhaltung handelt. Im Gegensatz dazu zeigten die Materialien, die in der ersten Stufe gut abschnitten, in der zweiten Stufe meist die gleiche Leistung. **Aktivkohle und aktivierte Braunkohle entfernten in beiden Schritten mehr als 99 % aller Biozide, was wir als vollständige Rückhaltung betrachten.**

Die Konzentration der Biozide, die nach der Spülung, ohne Tausalz, nachgewiesen wurde, waren generell bei den meisten Substraten höher als nach der Remobilisierung unter Streusalzeinfluss. Es gibt also keinen Hinweis darauf, dass die Tausalze den Austrag der Biozide wesentlich beeinflusst haben.

Testung der Substratmischungen: Aufgrund der vorhergehenden Ergebnisse wurden nur die zwei Substrate Aktivkoks und Aktivkohle für weitere Versuche mit den Substratmischungen ausgewählt. Die getesteten Substratmischungen waren zum einen Oberbodenmischungen von Aktivkoks und Aktivkohle mit dem sandigen Oberboden (SOB) und Unterbodenmischungen mit Carbonatsand (CT) und schluffigen Sand (uS). Kompost wurde zu den Substratmischungen beigemischt, um den definierten Humusgehalt zu erreichen. Die Ergebnisse für den verkürzten Versuchsdurchlauf zeigen für den Mecoprop-Rückhalt ausreichend hohe Werte (Abbildung 34) in Vergleich zu den einzelnen Substraten (Abbildung 32) Oberboden und abgemagerter sandiger Oberboden mit Quarzsand (SOB). Die prozentualen Rückhalte für Terbutryn und Diuron betragen alle

> 99 %. Einzig die Mischungen mit 5 Vol. % Aktivkoks zeigten leicht geringeren Mecoprop-Rückhalt. **Aus diesem Grund, und weil Aktivkoks im Gegensatz zur Aktivkohle ein spezielles Produkt von einem Hersteller ist, wurde sich für die Verwendung von Aktivkohle entschieden. Die Aktivkohle wird für die Beimengung in den Substratmischungen für die Behandlung von Bioziden von Fassadenflächen in den halbertechnischen Versuchen verwendet. Eine 10 Vol. % Beimengung wurde gewählt, da unter realen Bedingungen mit mehr Konkurrenz bei der Adsorption gerechnet werden muss.**

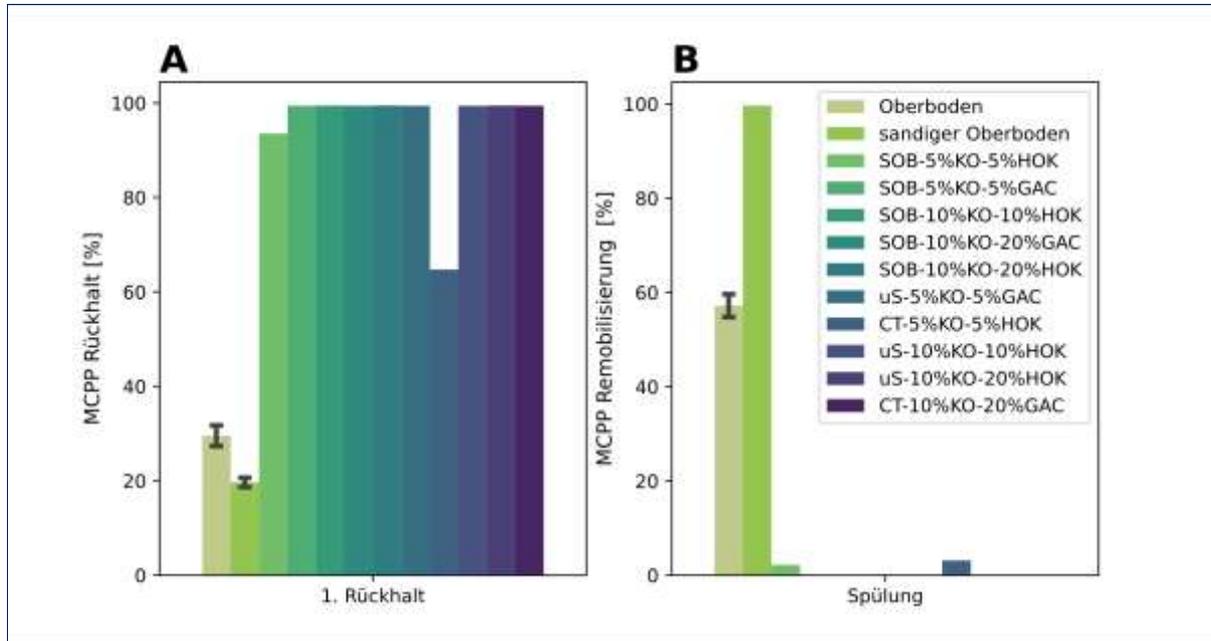


Abbildung 34: Mecoprop (MCP) Rückhalt (A) und Auswaschung (B) der Substratmischungen im verkürzten Testablauf der Laborversuche. Abkürzungen Substrate: Aktivkohle (GAC), Aktivkoks (HOK), Kompost (KO), sandiger Oberboden (SOB), Carbonatsand (CT) und schluffiger Sand (uS).

3.1.2.2 Halbtechnische Versuche zum Schadstoffrückhalt (AP5)

Die Versuche zur stofflichen Belastung der drei Niederschlagswasserabflüsse und Betriebsstabilität von den entwickelten Substratmischungen wurden Ende 2021 bzw. Anfang 2022 am Forschungsfreigelände der TUM in den halbertechnischen Versuchen begonnen. **Zum Endbericht sind alle 20 Versuchsdurchführungen abgeschlossen und ausgewertet worden.**

3.1.2.2.1 pH und elektrische Leitfähigkeit der Beschickungswässer

Die Parameter pH und EC sind Basiswerte für die Einschätzung der Wasserqualität und haben einen großen Einfluss auf den Rückhalt von Schwermetallen. Bei höheren pH-Werten können zum einen gelöste Schwermetalle wie Zink und Kupfer ausfallen und durch Filtration in der bewachsenen Bodenzone zurückgehalten werden, zum anderen wird die Oberflächenladung der Bodenbestandteile negativer, was die Sorption von Kationen erhöht (BLUME et al., 2016; GENÇ-FUHRMAN et al., 2007). Hohe EC können im Falle von Verkehrsflächenabflüssen durch Tausalzeintrag hervorgerufen werden und ein Hinweis auf hohe Konzentrationen von Natrium, Calcium oder Magnesium geben, welche in Konkurrenz zu Schwermetallen bei der Sorption in Böden stehen (HUBER et al., 2016a). Der Tausalzeinfluss im Winter kann neben der Sorptionskonkurrenz von andern Kationen auch durch Mechanismen wie Chlorid-Komplexierung zur Mobilisierung von Schwermetallen führen (BÄCKSTRÖM et al., 2004; HUBER et al., 2015; NORRSTRÖM, 2005).

Abbildung 35 zeigt die pH-Werte im Zu- und Ablauf der halbertechnischen Versuche je Substratmischung. **Die pH-Werte waren im Zulauf stark vom Niederschlagsabfluss abhängig** und lagen für die

Fassadenabflüsse im Median bei ca. 4,2 und für die Kupferdachabflüsse bei ca. 6,3. Der pH-Wert der Verkehrsflächenabflüsse mit deutlich komplexeren Wassermatrix lag mit 7,6 im Median. **Für alle Abläufe der halbtechnischen Versuche ließen sich unabhängig vom Zulauf insgesamt sehr homogene, leicht basische pH-Werte um 7,9 analysieren.**

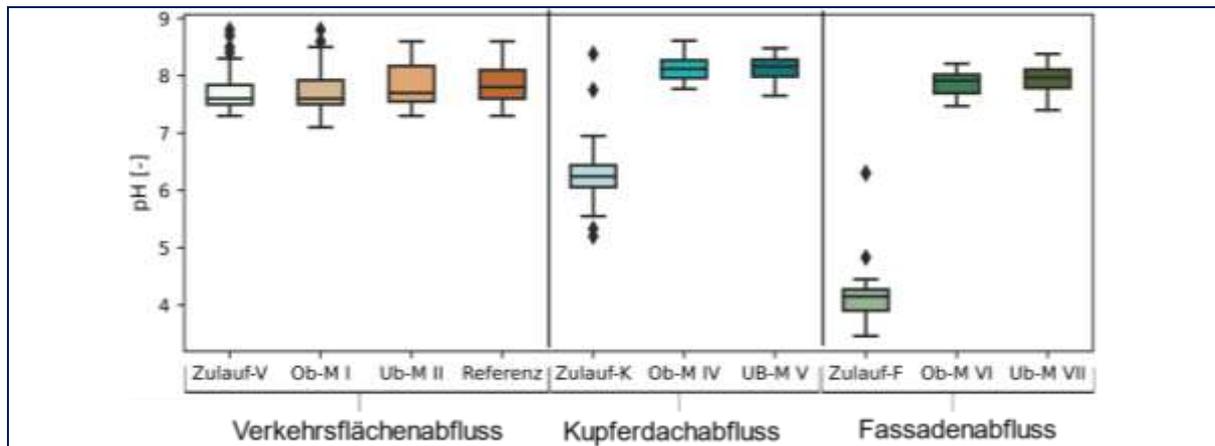


Abbildung 35: pH-Werte im Zu- und Ablauf der halbtechnischen Versuche je Substratmischung (n=20)

Ebenso wie bei den pH-Werten ist der EC im Zulauf von dem jeweiligen Niederschlagsabfluss abhängig. In der Wassermatrix des Kupferdachabflusses und des künstlichen Fassadenabflusses finden sich deutlich weniger gelöste Ionen. Im Median wurden für das Kupferdach ca. 20,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und beim Fassadenabfluss ca. 45,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen. Deutlich höhere EC wurden saisonal für die Verkehrsflächenabflüsse gemessen, was auf den Einsatz von Tausalz im Winter zurückzuführen ist. Maximale Werte waren dort 10.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Außerhalb der Tausalzbelastung wurden Werte von 100 – 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Zulauf gemessen und im Median über die Gesamte Periode 388 $\mu\text{S}/\text{cm}$. **Bedingt durch den hohen EC im Zulauf der halbtechnischen Versuche für Verkehrsflächenabflüsse in der Winterzeit wurden auch hier höhere EC im Ablauf gemessen, da kein Rückhalt von Chlorid in den bewachsenen Bodenzonen stattfindet.**

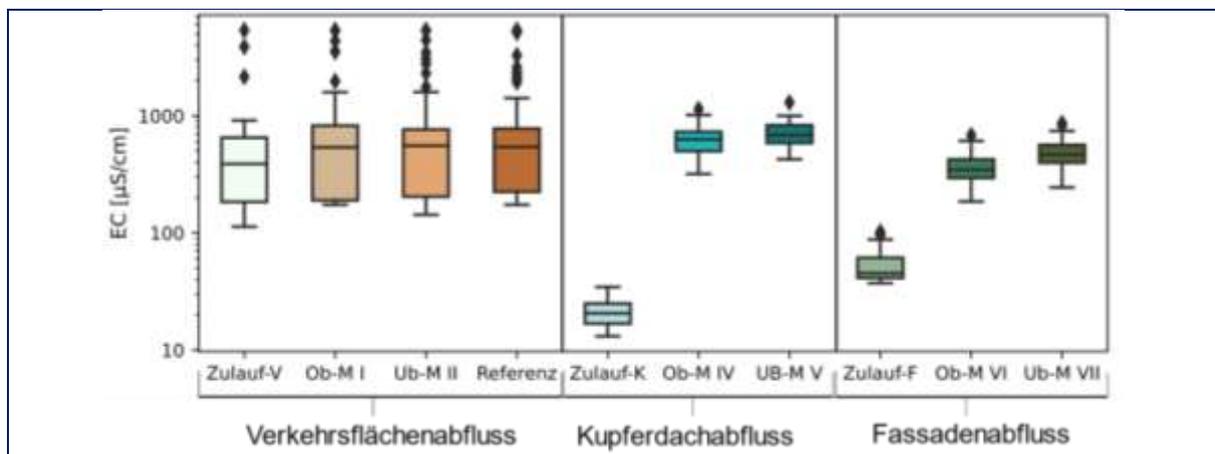


Abbildung 36: Elektrische Leitfähigkeit (EC) im Zu- und Ablauf der halbtechnischen Versuche je Substratmischung (n=20); log y-Achse

3.1.2.2.2 Versuche mit Kupferdachabfluss

Die Ablaufkonzentrationen der halbtechnischen Versuche (vgl. Tabelle 6) für die einzelnen Beschickungsversuche mit realem Kupferdachabfluss sind in Abbildung 37 dargestellt. Zum besseren Rückhalt von gelösten Metallen wurden die Ober- und Unterbodenmischung mit einem Zeolith (Ionentauscher) angereichert (vgl. Substratzusammensetzung im Kapitel 2.4.1) und jeweils in Doppelbestimmungen getestet. Es ist festzustellen, dass sich Kupfer bereits in geringen

Konzentrationen aus der Ober- und Unterbodenmischung durch den Kontakt mit reinem Brunnenwasser (Blindwert) auswäscht. Der natürliche Hintergrundwerte im bei den Vorversuchen in den Böden lag bei 12,8 µg/L für die Oberbodenmischung IV und bei 18,3 µg/L für die Unterbodenmischung V. Die Konzentrationen im Eluat (W/F 2:1) nach DIN 19529 lagen bei 40 µg/L für die Oberbodenmischung IV und bei 20 µg/L für die Unterbodenmischung V.

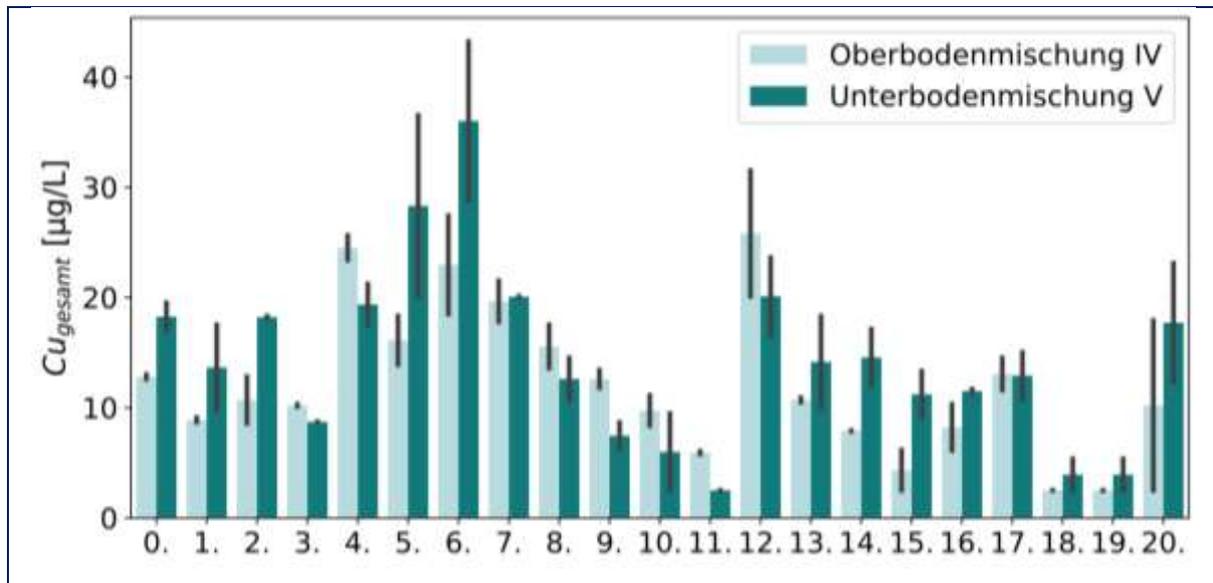


Abbildung 37: Ablaufkonzentrationen von Kupfer (gesamt) der 20 Beschickungsversuche in den halbertechnischen Versuchen mit der mit Zeolithen angereicherten Ober- IV und Unterbodenmischung V mit Kupferdachabfluss seit Ende 2022; Blindwert (= 0.) mit kupferfreiem Zulauf erzeugt

Im Vergleich zum Zulauf ließ sich für beide Bodenmischungen ein sehr guter Kupferrückhalt im Median von 99 % feststellen. Im Median lag die Konzentration von Kupfer im Zulauf bei 997 µg/L und im Ablauf der Oberbodenmischung IV im Median bei 10,7 µg/L, im Ablauf der Unterbodenmischung V bei 12,2 µg/L (vgl. Tabelle 16 und Abbildung 38). Ein signifikanter Unterschied der Substratmischungen konnte nicht festgestellt werden, auch ein Rückgang der Leistungsfähigkeit war bei beiden Bodenmischungen auch nach zwei Jahren Versuchszeit nicht zu beobachten (vgl. Abbildung 37).

Tabelle 16 Zusammenfassung der Ergebnisse für den Parameter im Zu- und Ablauf der halbertechnischen Versuche mit der Ober- und Unterbodenmischung Kupfer für realem Kupferdachabfluss (n=20)

Substratmischung	Zulauf [µg/L]			Ablauf [µg/L]			Rückhalt [%]
	min	max	median	min	max	median	
Oberbodenmischung IV	373	2.870	997	2,5 ¹	31,5	10,7	> 99
Unterbodenmischung V				2,5 ¹	43,2	12,2	> 99

¹Wert entspricht der halben Bestimmungsgrenze

In Abbildung 39 ist deutlich eine positive Korrelation der Ablaufkonzentration zur Beschickungsrate zu sehen. **Mit zunehmender Beschickungsrate nahm sowohl für die Ober- als auch für die Unterbodenmischung die Kupferkonzentration im Ablauf leicht zu.** Diese Korrelation ist mit der geringeren Kontaktzeit des Sickerwassers mit der Bodenmatrix zu erklären, wodurch ein marginal schlechterer Rückhalt erzielt wird, welcher aber im Vergleich zur Zulaufkonzentration (~1000 µg/L) nicht erheblich ist. Einen negativen Einfluss der Pflanzen kann nicht beobachtet werden, wobei auch mögliche positiven Effekte nicht festgestellt werden konnten, da es keine direkten Referenzversuche gab.

Die Ergebnisse der tiefenorientierenden Untersuchung für die Substratmischungen nach Beendigung der Beschickungsversuche sind in Abbildung 40 dargestellt. Insgesamt ist eine starke Abnahme der Kupferbelastung in zunehmender Tiefe analysiert worden. Sowohl bei der Oberboden- als auch bei der Unterbodenmischung liegen die Gehalte an Kupfer in der Schicht „5-15 cm“ nahe der Hintergrundgehalte der Substrate selbst. Daraus lässt sich folgern, dass in den Substraten noch kein Durchbruch von Kupfer durch die gesamte Schicht erreicht wurde und noch ausreichende Kupferrückhaltekapazität vorliegt. Anzumerken ist, dass die Beprobungen nahe dem Zulauf durchgeführt wurden, wodurch eher von einem höheren Gehalt im Vergleich zu der mittleren Kupferbelastung der halbtechnischen Versickerungsmulden auszugehen ist. Bestätigt wird diese These durch die sehr hohen Varianzen der Doppelbestimmungen.

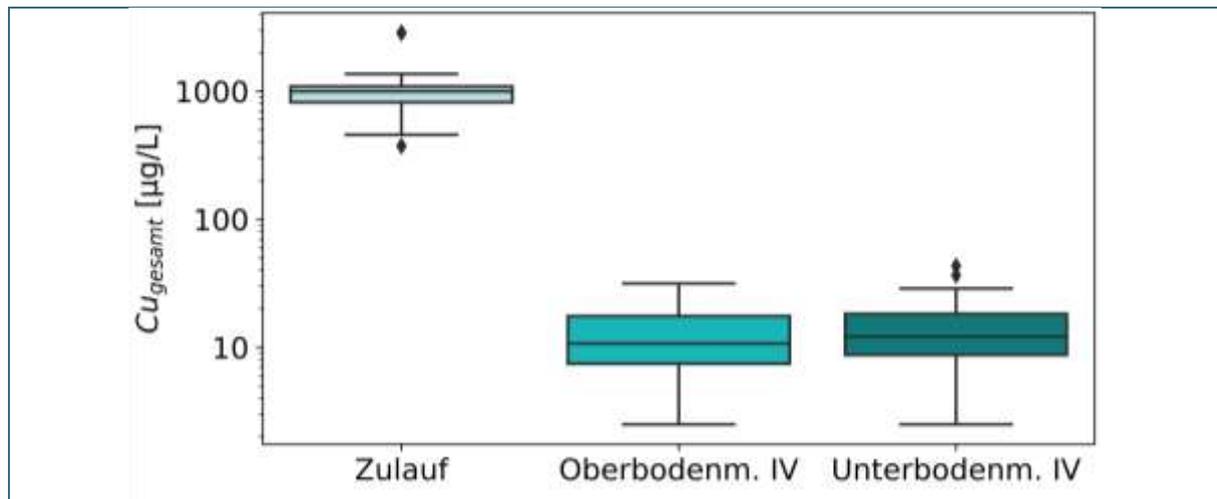


Abbildung 38: Boxplots der Kupferkonzentrationen (gesamt) im Zu- und Ablauf der halbtechnischen Versuche mit Kupferdachabfluss je Substratmischung (je n =20); log y-Achse

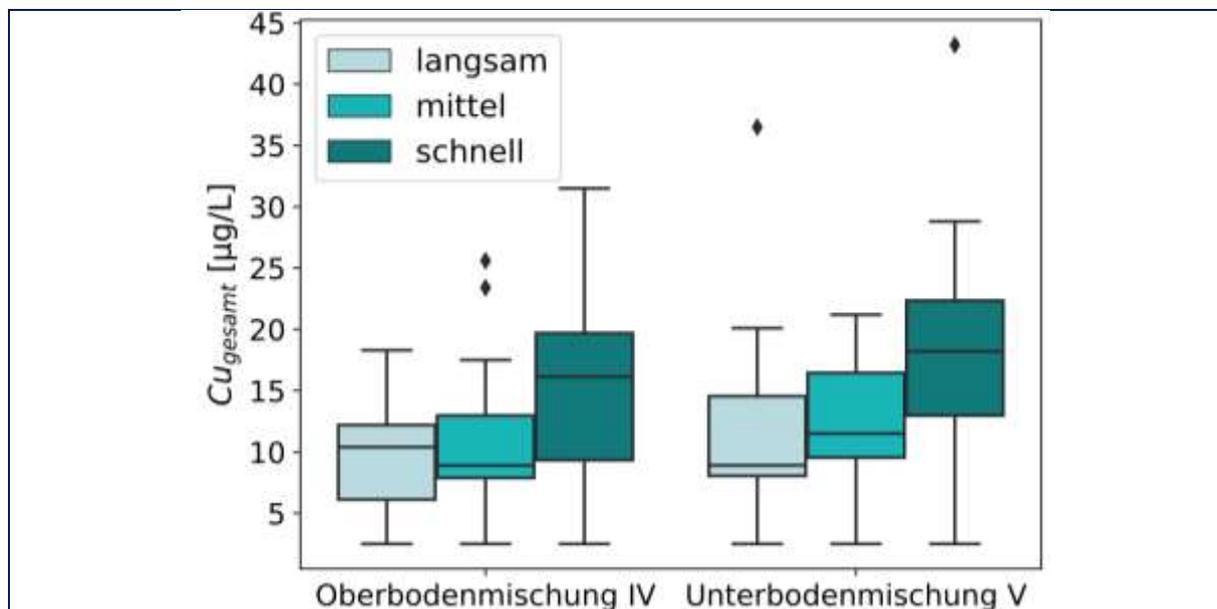


Abbildung 39: Boxplots der Kupferkonzentrationen (gesamt) je Beschickungsrate im Ablauf der halbtechnischen Versuche mit Kupferdachabfluss je Substratmischung (n (langsam) = 6; n (mittel) = 7; n (schnell) =7)

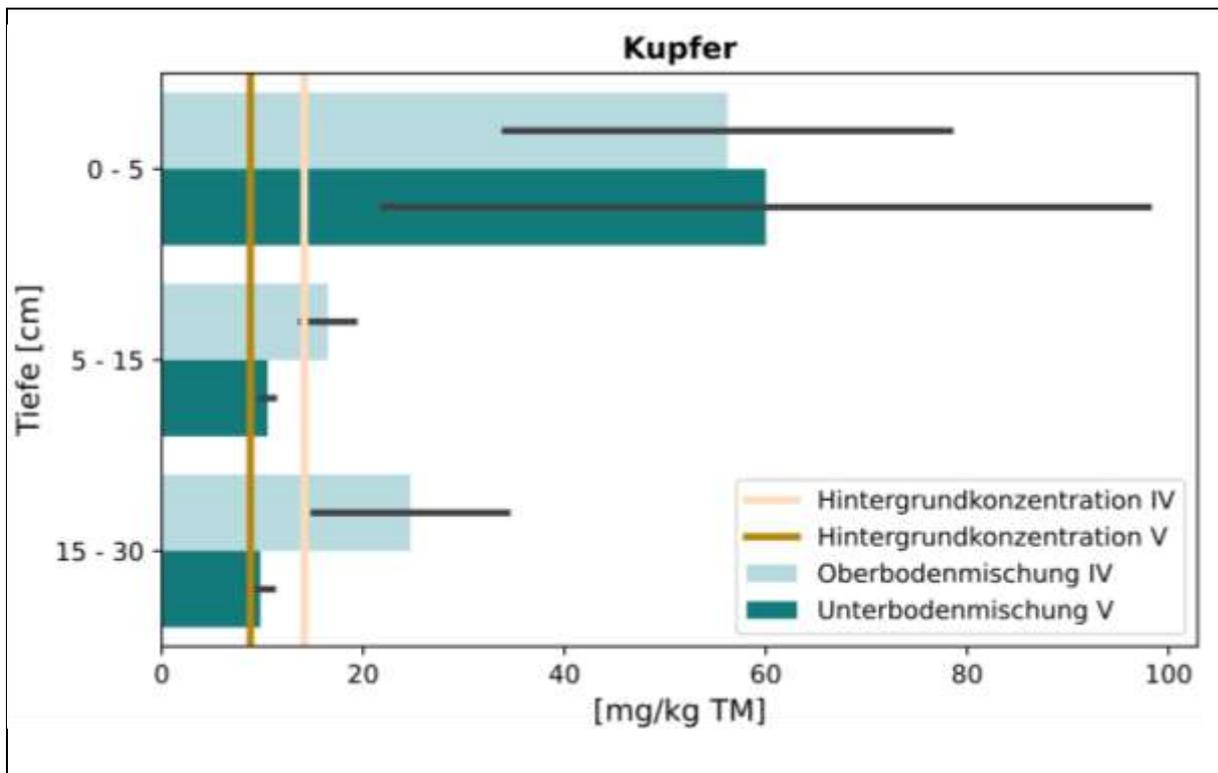


Abbildung 40: Kupfergehalt [mg/kg Trockenmasse (TM)] in den Substratmischungen der halbttechnischen Versuche mit Kupferdachabfluss in Abhängigkeit der Tiefe unter Geländeoberkante

3.1.2.2.3 Zusatzversuche zur Adsorptionskapazität

Zusätzlich wurden Ende 2021 Schüttelversuche zur Ermittlung der Adsorptionskapazität von Zink und Kupfer der Metalldachmischungen (IV und V) nach der OECD Guideline 106 (OECD, 2000) durchgeführt und mit der Referenzbodenmischung Verkehr III verglichen. Die Ergebnisse der Schüttelversuche wurden mit den Ergebnissen der drei bewachsenen Bodenzonen verglichen (Abbildung 41 und Abbildung 42).

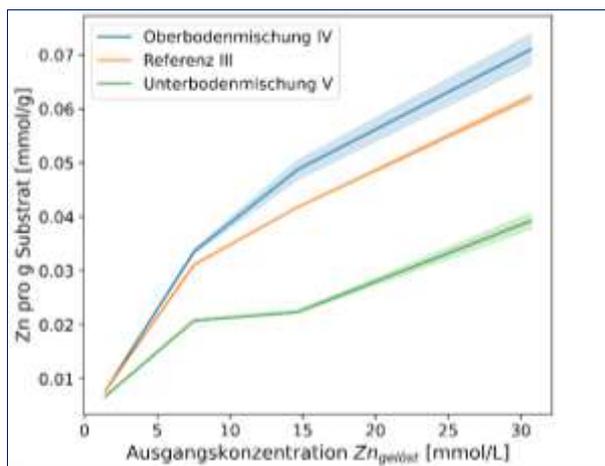


Abbildung 41: Adsorptionsisothermen von Zink für die zwei Metalldach-Substratmischungen im Vergleich zu der Oberboden-Referenz – Aufgetragen ist die adsorbierte Fracht Zink pro Gramm Trockenmasse in Abhängigkeit von der Ausgangskonzentration; Laborversuche

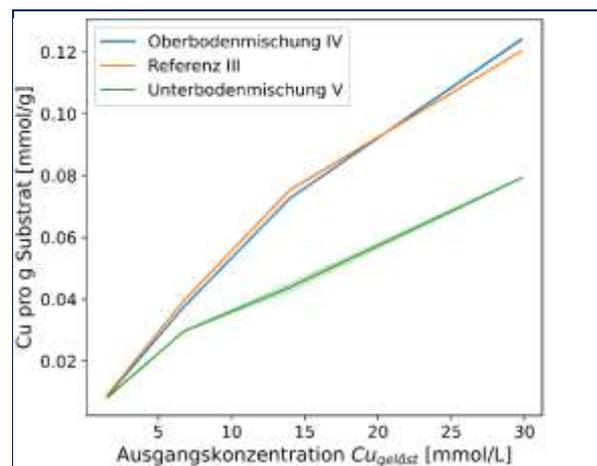


Abbildung 42: Adsorptionsisothermen von Kupfer für die zwei Metalldach-Substratmischungen im Vergleich zu der Oberboden-Referenz – Aufgetragen ist die adsorbierte Fracht Kupfer pro Gramm Trockenmasse in Abhängigkeit von der Ausgangskonzentration; Laborversuche

Deutlich zu erkennen ist, dass die Adsorptionskapazität von den beiden oberbodenhaltigen Substraten wesentlich höher als die der Unterbodenmischungen ist. Diese Erkenntnis wird auch durch die Berechnung der Freundlich-Isotherme bestärkt (Tabelle 17). Dass die Substrate mit natürlichem Oberboden mehr Schwermetalle zurückhalten können, bedeutet für den mittel- bis langfristigen Betrieb eine längere Standzeit. Speziell bei Zink konnte eine leicht höhere Adsorption im Substrat mit Zeolithen als Ionenaustauscher im Gegensatz zur Referenz erreicht werden. Insgesamt war die Adsorption für Kupfer höher als für Zink bei allen getesteten Substraten.

Substratmischung, Stoff	1/n _f	K _f	R ²
IV, Zn	0,36	371	0,995
III, Zn	0,37	294	0,993
V, Zn	0,32	218	0,966
IV, Cu	0,34	1.103	0,967
III, Cu	0,32	1.101	0,961
V, Cu	0,29	189	0,948

Tabelle 17: Freundlich-Parameter: Freundlich-Exponent (n_f), Freundlich-Koeffizient (K_f) für die Adsorption von Zink (Zn) und Kupfer (Cu) für die drei bewachsenen Bodenzonen mit Bestimmtheitsmaß (R²)

3.1.2.2.4 Versuche mit biozidhaltigem Fassadenabfluss

Bei der Auswertung der Ergebnisse für den Biozidrückhalt (vgl. Tabelle 6) ist aufgefallen, dass die Ablaufkonzentrationen von Terbutryn des Pflanzgefäßes VI-11-c (d.h. Oberbodenmischung VI – Pflanzmischung 11 – Wiederholung c) sich stark von denen der anderen Oberbodenmischungen unterschieden (vgl. Abbildung 43). Die deutlich erhöhten Konzentrationen sind vermutlich auf präferentielle Fließwege im Substrat zurückzuführen. Daher wurden die Ergebnisse der Versuche an diesem Pflanzgefäß aus der Auswertung ausgeschlossen.

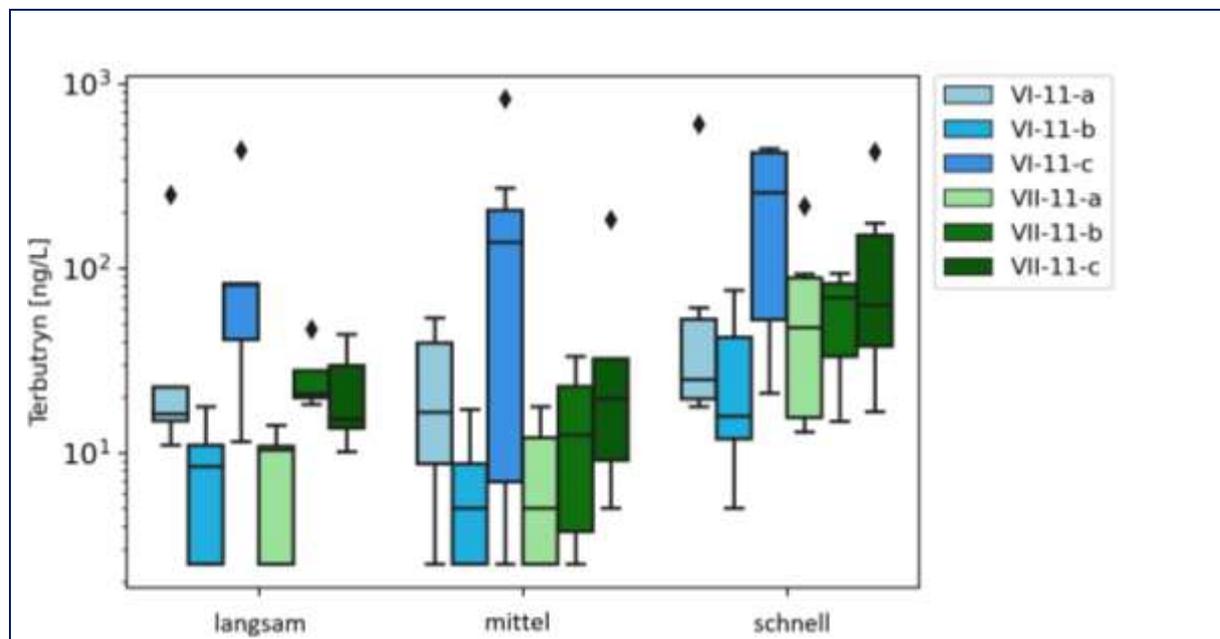


Abbildung 43: Ablaufkonzentrationen von Terbutryn für die einzelnen Behälter in Abhängigkeit von der Beschickungsrate (n (schnell) =6; n (mittel) = 6; n (langsam) = 5); halbtechnische Versuche

Insgesamt konnte für die ersten fünf Beschickungsversuche ein deutlicher Effekt der Aktivkohle-Beimischung festgestellt werden. In einer Studie des Umweltbundesamtes (2016) wurde ein schlechter Rückhalt von Mecoprop zu Beginn ihrer Versuchsreihe beobachtet, mit einer Lag-Phase von

4 – 7 Wochen, welcher jedoch danach stark zunahm. **Nach 20 ausgewerteten Versuchen lag der Rückhalt von Diuron und Terbutryn im Median über 99%. Deutlich höhere Ablaufkonzentrationen wurden für Mecoprop gefunden. Zusammenfassend lag die Retention in der bewachsenen Bodenzone der drei getesteten Biozide in folgender Reihenfolge:**

Diuron > Terbutryn >> Mecoprop.

Es konnten keine wesentlichen Unterschiede zwischen den zwei Substratmischungen festgestellt werden. Im Median lag die Konzentration von Diuron, Terbutryn und Mecoprop im Zulauf bei 8.300, 9.588 und 9.416 ng/L, wobei eine Konzentration von 10.000 ng/L angestrebt wurde. Die Konzentration für **Diuron** ist im Ablauf der Oberbodenmischung VI im Median 5 ng/L und 5 ng/L bei der Unterbodenmischung VII. Für **Terbutryn** wurden Konzentrationen bei der Oberbodenmischung VI von 15,3 ng/L und bei der Unterbodenmischung VII von 16,9 ng/L. Im Gegensatz dazu waren die **Mecoprop**-Konzentrationen im Ablauf bei der Oberbodenmischung VI 268 ng/L und bei der Unterbodenmischung VII von 207 ng/L. (vgl. Tabelle 18)

Tabelle 18 Zusammenfassung der Ergebnisse für die Parameter Diuron, Terbutryn und Mecoprop im Zu- und Ablauf der halbtechnischen Versuche mit der Ober- und Unterbodenmischung für Fassadenabfluss

Substratmischung	Zulauf [ng/L]			Ablauf [ng/L]			Rückhalt [%]
	min	max	median	min	max	median	
Diuron							
Oberbodenmischung VI	2.906	11.950	8.300	2,5 ¹	304	5	> 99
Unterbodenmischung VII				2,5 ¹	243	5	> 99
Terbutryn							
Oberbodenmischung VI	5.310	15.824	9588	2,5 ¹	602	15,3	> 99
Unterbodenmischung VII				2,5 ¹	425	16,9	> 99
Mecoprop							
Oberbodenmischung VI	6.454	14.646	9.416	5 ¹	2656	268	95,8
Unterbodenmischung VII				5 ¹	2465	207	97,5

¹Wert entspricht der halben Bestimmungsgrenze

Der gute Rückhalt von Diuron weist auf eine hohe Adsorption und/oder Abbaurrate hin, sowie auf eine niedrige Halbwertszeit, wie sie bereits von Pätzold und Brümmer (2004) bestätigt wurde. Der Rückhalt von Mecoprop war an Lysimeteranlagen mit natürlichen Böden insgesamt niedriger als in den hier durchgeführten Versuchen, was auf einen positiven Einfluss der Aktivkohle hinweist (UBA, 2016).

Dennoch muss auf die hohen Kosten der Aktivkohlebeimengung (vgl. Substratzusammensetzung im Kapitel 2.4.1) hingewiesen werden, zumal wie in Abbildung 44 zu sehen ist, der sehr gute Rückhalt schon nach wenigen Versuchen abnimmt. In den letzten drei Versuchen wurden wieder deutlich geringere Konzentrationen für Mecoprop analysiert. Trotzdem ist eine Aktivkohlebeimengung in Versickerungsmuldensubstraten nach bisher 20 durchgeführten Versuchen nicht bedenkenlos zu empfehlen, da wahrscheinlich die Adsorptionskonkurrenz unter Realbedingungen mit anderen organischen Stoffen und über einen längeren Monitoringzeitraum zu hoch ist und der Kosten-Nutzen-Faktor dadurch zu gering ist.

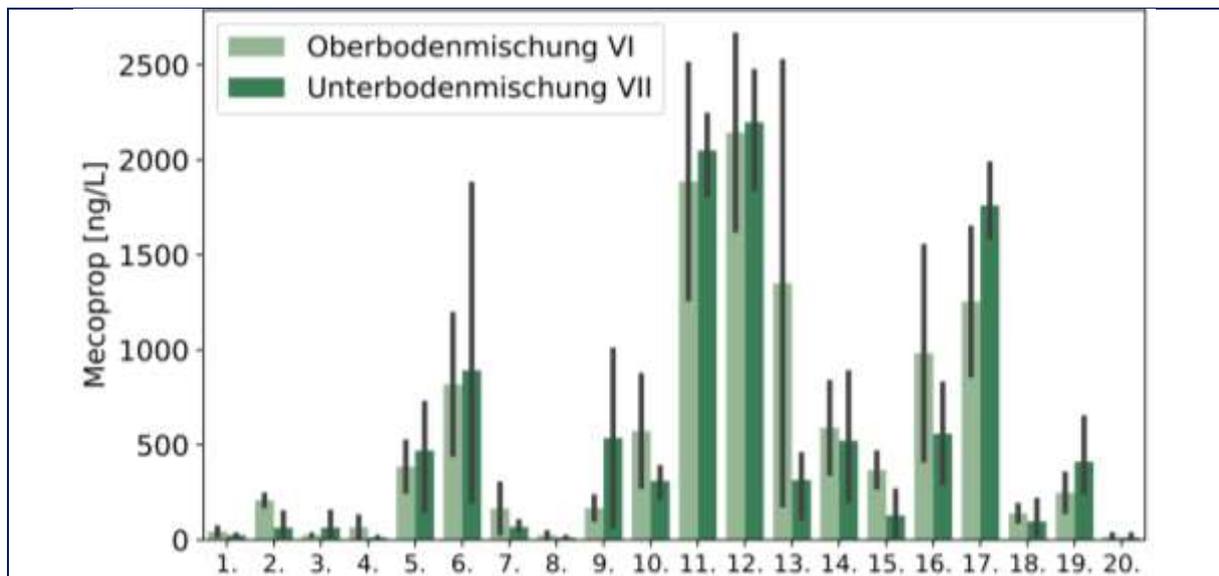
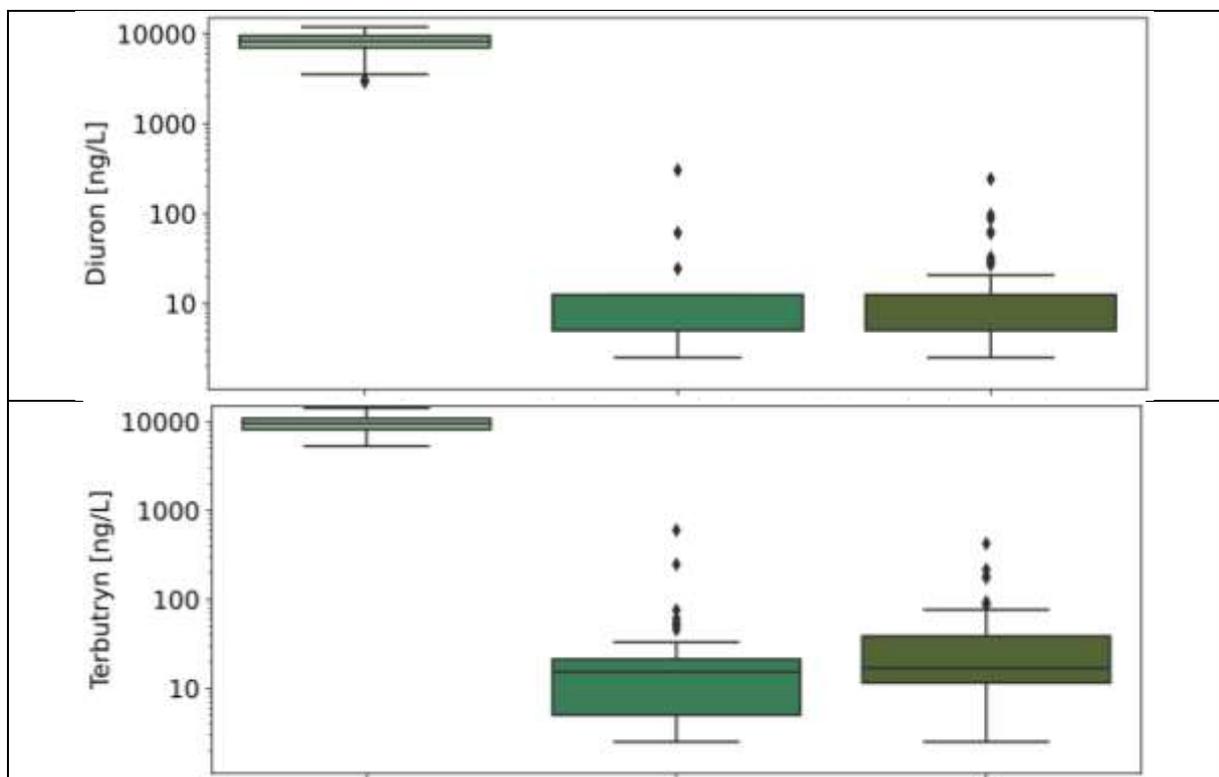


Abbildung 44: Ablaufkonzentrationen von Mecoprop in Abhängigkeit der Versuchsanzahl (n =20); halbtechnische Versuche

Besonders für Mecoprop lässt sich ein Zusammenhang zur Beschickungsrate darstellen (vgl. Abbildung 46 unten), der sich gut mit Ergebnissen anderer Studien deckt. Hohe Mecoprop-Ablaufkonzentrationen von maximal 1700 ng/L wurden in Freilandversuchen des Umweltbundesamts etwa nur bei stärkeren Regenereignissen beobachtet (UBA, 2016). WEISS ET AL. (2010) nennt deshalb die Aufenthaltszeit als einer der wichtigsten Parameter für den Biozidrückhalt, was auch in dieser Studie bestätigt werden kann. Die schlechte Sorption von Mecoprop, welches hauptsächlich an organischer Substanz adsorbiert, kann durch seine Polarität und negative Ladung erklärt werden, d.h. hohe Mobilität im Boden (BURKHARDT et al., 2009a; IGNATOWICZ, 2009; WICKE et al., 2022). Weitere Gründe wurden auch schon in Kapitel 3.1.2.1 elaboriert.



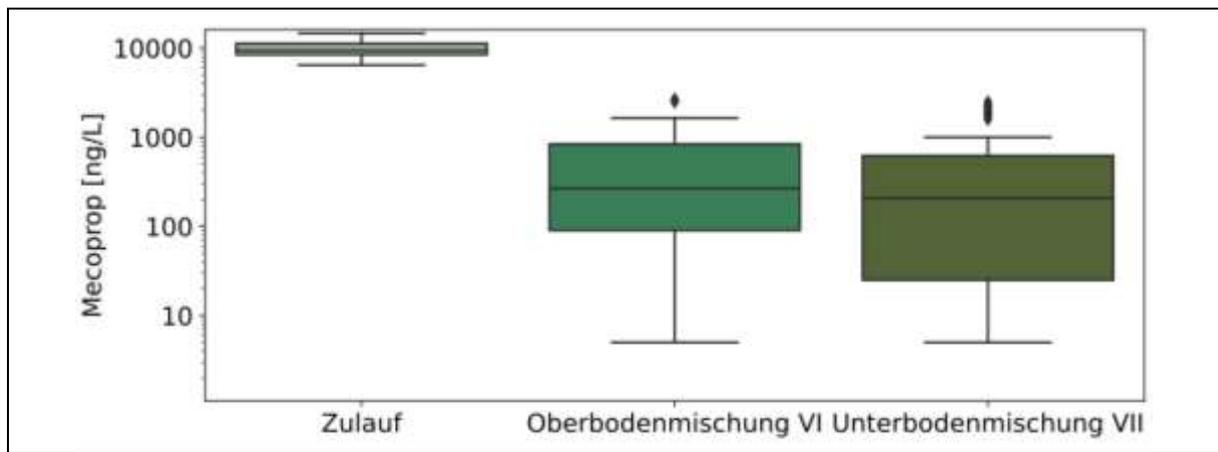


Abbildung 45: Boxplots der Diuron- (oben), Terbutryn- (mitte) und Mecoprop- (unten) Konzentrationen im Zu- und Ablauf der halbtechnischen Versuche mit künstlichem Fassadenabfluss je Substratmischung (n =20); log y-Achse

Die untersuchten Transformationsprodukte der Muttersubstanzen Diuron, Terbutryn und Mecoprop konnten nur vereinzelt nachgewiesen werden (< 90 % unter Quantifizierungsgrenze). Dabei lagen die Konzentrationen ausschließlich unter 50 ng/L. Einzig für Terbutryn-Desbutyl konnten in neun einzelnen Proben im Ablauf der Beschickungsversuche mit Konzentrationen über 100 ng/L nachgewiesen werden. Eine Verfrachtung der Biozide oder entsprechender Metabolite kann damit zum Grundwasser quantitativ eingegrenzt werden. Zum selben Resultat kam Vega-Garcia et al. (2022).

Auch in der Sickerwasserbeprobung zwischen den Versuchsdurchläufen (durch die Beregnung mit reinem Regenwasser) wurden keine nennenswerten Konzentrationen von Diuron, Terbutryn, Mecoprop oder ihren Transformationsprodukten gefunden und somit kann auch eine verzögerte Auslaugung ausgeschlossen werden.

Ein negativer Einfluss der Pflanzen kann nicht beurteilt werden, da es keine direkten Referenzversuche mit Rasenansaat gab.

Die Ergebnisse der tiefenorientierenden Untersuchung der Substratmischungen nach Beendigung der Beschickungsversuche sind in Abbildung 47 dargestellt. Neben den drei Bioziden Diuron, Terbutryn und Mecoprop sind auch relevante Metabolite analysiert worden. Insgesamt ist für alle untersuchten Stoffe eine starke Abnahme der Belastung in zunehmender Tiefe gefunden worden. Die Gehalte liegen in 15 – 30 cm Tiefe für alle Stoffe bereits meist unter oder knapp an der Bestimmungsgrenze, wodurch der wirksame Rückhalt in der oberen Bodenschicht von 5 cm deutlich wird. Es lässt sich folgern, dass in den Substraten noch kein Durchbruch durch die Einleitung von den biozidhaltigen Abflüssen erreicht wurde. Die höchsten Gehalte im Feststoff wurden für Terbutryn > Diuron, die geringsten für Mecoprop gemessen. Die gemessenen Gehalte lassen einen starken, hauptsächlich biologischen Abbau vermuten, da auch die Gehalte an DCPMU und DCA die von Diuron teilweise im Feststoff überschreiten. Ein starker Abbau der Biozide in der bewachsenen Bodenschicht wird durch den Vergleich des gemessenen Biozidgehalts im Feststoff zu dem zu erwartenden Biozid-Gehalt, der sich durch das Aufbringen des Biozids ergeben würde, bestätigt. Denn bei einem Rückhalt von 99 % der aufgetragenen Biozid-Frachten (~7300 µg je Biozid) würde für die gesamte bewachsene Bodenschicht im Pflanztrug (ca. 370 kg) der potentielle Gehalt ca. 20 µg/kg pro Biozid betragen. Dennoch nähern sich nur die Gehalte von Terbutryn in den oberen 5 cm diesen Werten an.

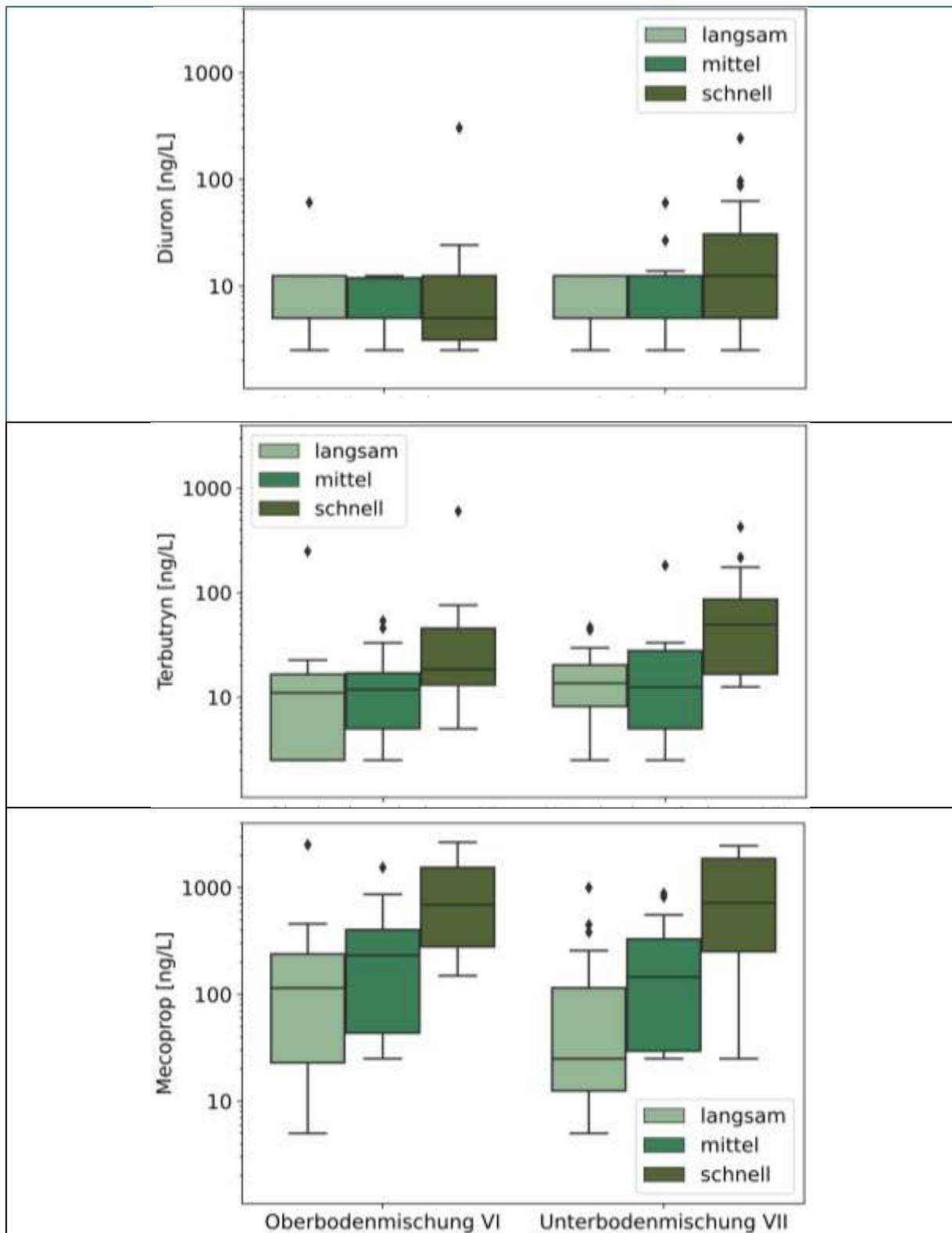


Abbildung 46: Boxplots der Diuron- (oben), Terbutryn- (Mitte) und Mecoprop- (unten) Konzentrationen je Beschickungsrate im Ablauf der halbtechnischen Versuche mit künstlichem Fassadenabfluss je Substratmischung (n(langsam) = 6; n (mittel) = 7; n (schnell) = 7), log y-Achse

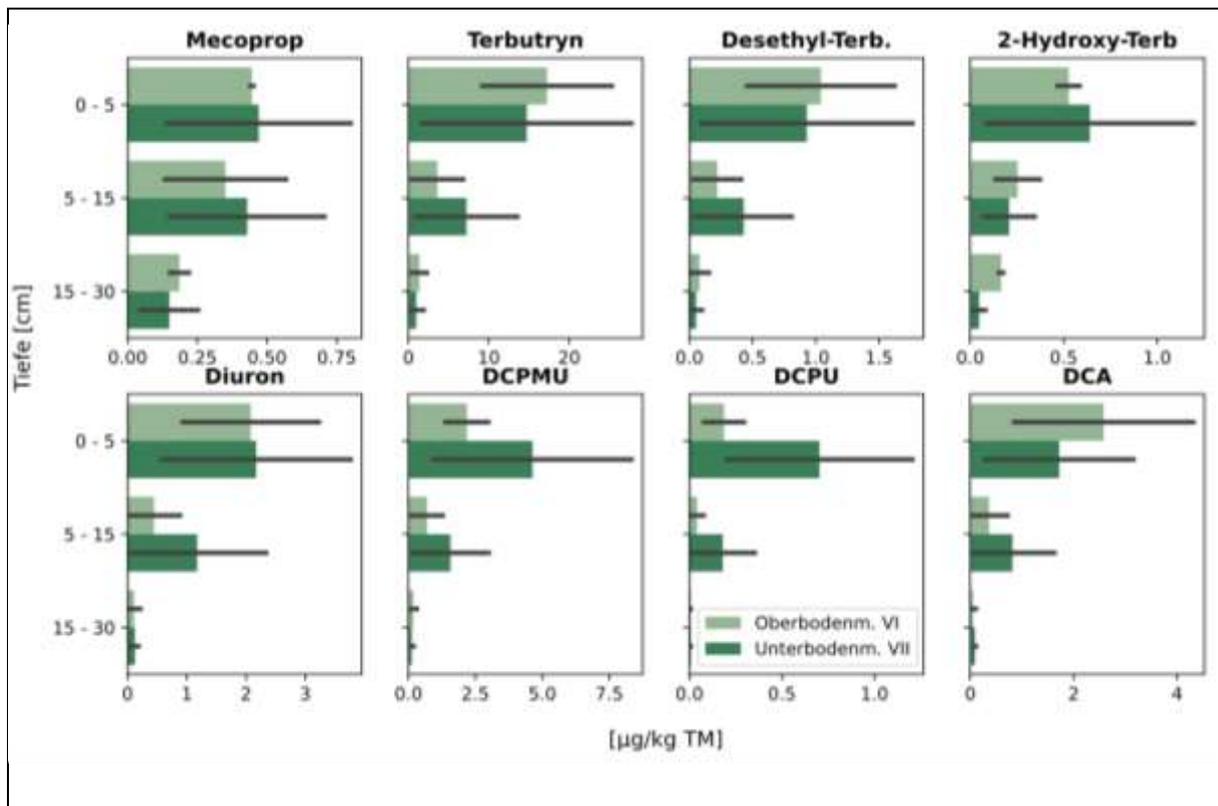


Abbildung 47: Biozidgelhalte von Mecoprop, Terbutryn und Diuron und ihrer Abbauprodukte [$\mu\text{g}/\text{kg}$ Trockenmasse] in den Substratmischungen der halbtechnischen Versuche mit künstlichem Fassadenabfluss in Abhängigkeit der Tiefe unter Geländeoberkante - Desbutyl-2-Hydroxy-Terb. ist nicht dargestellt, da $> 75\%$ unter Bestimmungsgrenze

3.1.2.2.5 Versuche mit Verkehrsflächenabfluss

Die **Schwermetalle** wurden in allen Proben als Gesamtkonzentration nach Königswasseraufschluss gemessen. In Abbildung 48 sind die Ergebnisse der Beschickungsversuche für die Schwermetalle Zink und Kupfer dargestellt. Die Konzentrationen von Zink und Kupfer waren vergleichbar mit gemessenen Konzentrationen anderer Studien mit Verkehrsflächenabflüssen (HUBER et al., 2016c).

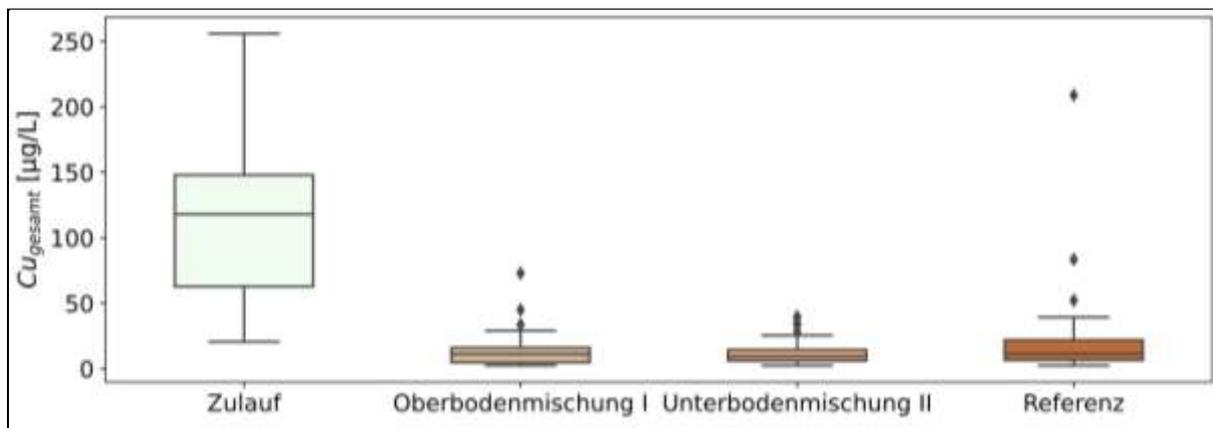
Tabelle 19 Zusammenfassung der Ergebnisse für die Parameter Kupfer, Zink, Vanadium, AFS63 im Zu- und Ablauf der halbtechnischen Versuche mit der Ober- und Unterbodenmischung für Verkehrsflächenabfluss

Substratmischung	Zulauf [$\mu\text{g}/\text{L}$]			Ablauf [$\mu\text{g}/\text{L}$]			Rückhalt [%]
	min	max	median	min	max	median	
Kupfer							
Oberbodenmischung I	20,6	256	118	2,5 ¹	73	11,3	87,1
Unterbodenmischung II				2,5 ¹	39,8	9,4	87,5
Referenzboden				2,5 ¹	209	11,3	83,3
Zink							
Oberbodenmischung I	200	893	418	10 ¹	130	10 ¹	95,5
Unterbodenmischung II				10 ¹	41,6	10 ¹	96,0
Referenzboden				10 ¹	63,9	10 ¹	95,9

Substratmischung	Zulauf [$\mu\text{g/L}$]			Ablauf [$\mu\text{g/L}$]			Rückhalt [%]
	min	max	median	min	max	median	
Vanadium							
Oberbodenmischung I	3,51	27,9	12,5	1,5 ¹	37	11,3	-16,4
Unterbodenmischung II				1,5 ¹	56,2	13,6	-52,8
Referenzboden				1,5 ¹	22,7	6,1	27,6
AFS63							
Oberbodenmischung I	19,7	300	108	2,5 ¹	28,6	2,5 ¹	92,6
Unterbodenmischung II				2,5 ¹	26,6	2,5 ¹	92,4
Referenzboden				2,5 ¹	38,2	5,5	89,5

¹Wert entspricht der halben Bestimmungsgrenze

Insgesamt konnte eine hohe Retention von über 87% bei Kupfer und ca. 96 % für Zink in den Substratmischungen festgestellt werden. Die Referenz hatte für Kupfer einen leicht niedrigeren Rückhalte von 83 % und für Zink einen ähnlichen Rückhalt von 95,9 %. Der Median lag für Kupfer bei 11,3 $\mu\text{g/L}$ für Oberbodenmischung I und bei 9,4 $\mu\text{g/L}$ für Unterbodenmischung II, bei dem Referenzboden bei 11,3 $\mu\text{g/L}$. Der Median für Zink lag bei allen drei Mischungen bei der halben Bestimmungsgrenze von 10 $\mu\text{g/L}$. Kein signifikanter Unterschied zwischen den drei getesteten bewachsenen Bodenzonen ist analysiert worden. **Auch konnte für Kupfer (vgl. Abbildung 48 Mitte) und Zink kein Unterschied im Rückhalt zwischen der Referenz mit Rasenansaat (in Abbildung 43 = „Referenz“) und Staudenbepflanzung (in Abbildung 43 mitte = „Referenz+“) beobachtet werden. Dadurch kann ein negativer Einfluss der Staudenbepflanzung durch mögliche Kurzschlussströmungen ausgeschlossen werden.**



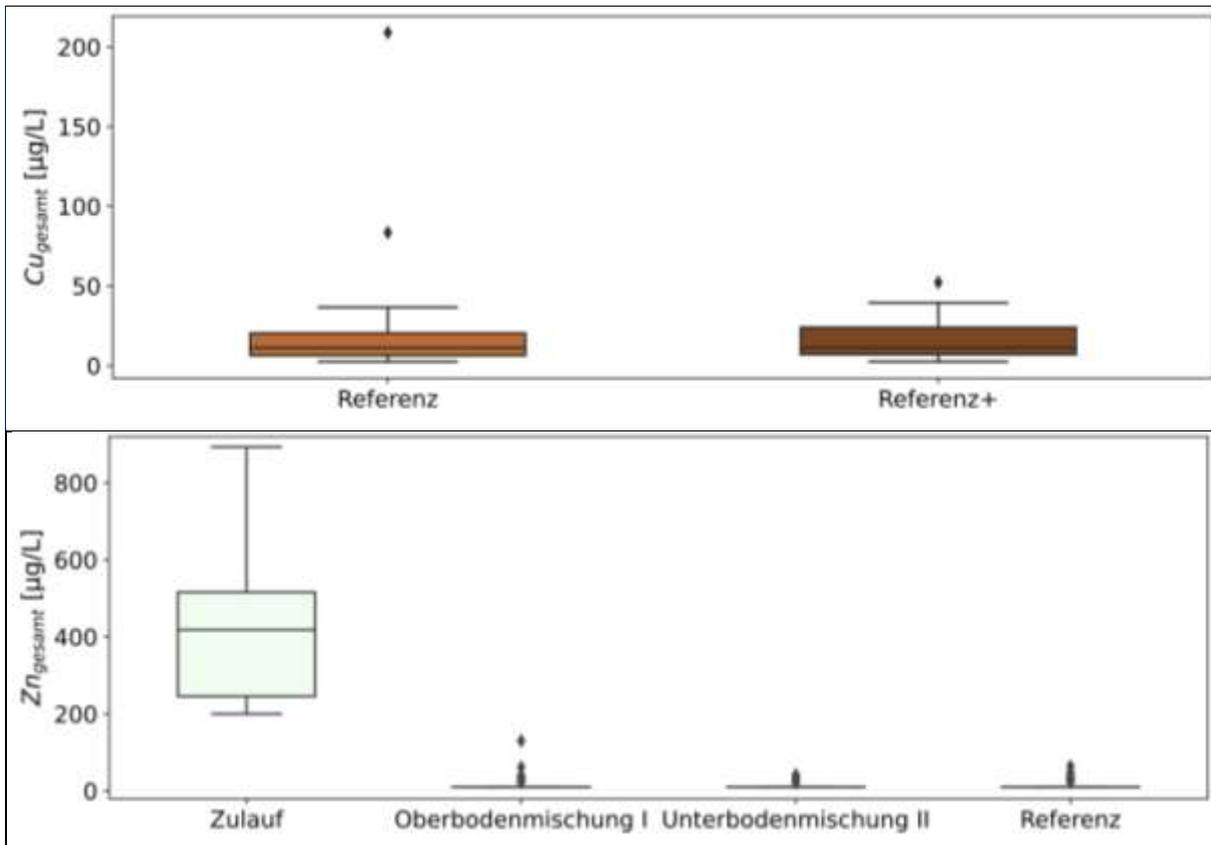


Abbildung 48: Boxplots der Kupfer- (oben), Kupfer nur der Referenzen („Referenz“ = mit Rasenansaat und „Referenz+“ mit Staudenbepflanzung) (mitte) und Zink- (unten) Konzentrationen (gesamt) im Zu- und Ablauf der halbtechnischen Versuche mit Verkehrsflächenabfluss je Substratmischung (n =17)

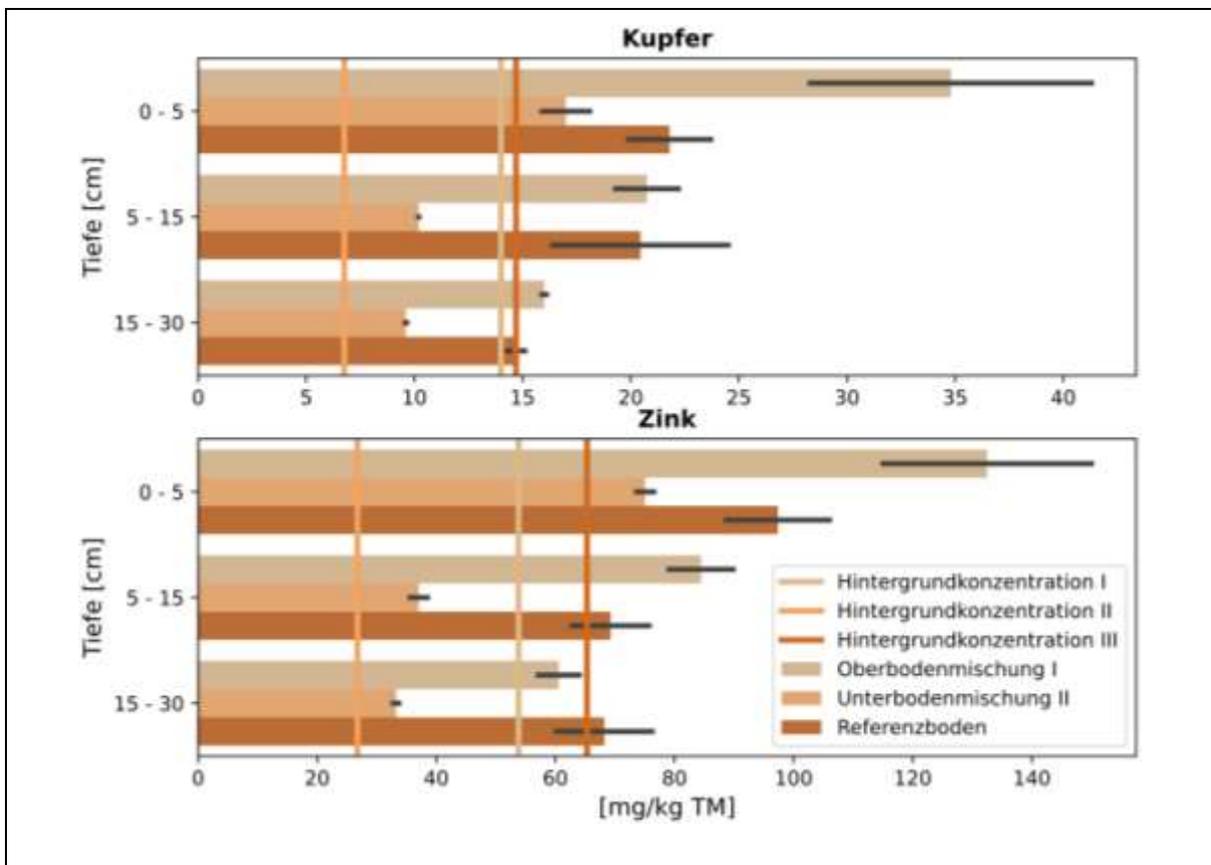


Abbildung 49: Zink- und Kupfergehalte [$\mu\text{g}/\text{kg}$ Trockenmasse] in den Substratmischungen der halbtechnischen Versuche mit Verkehrsflächenabfluss in Abhängigkeit der Tiefe unter Geländeoberkante

Die Ergebnisse der tiefenorientierenden Untersuchung von Kupfer und Zink in den Substratmischungen nach Beendigung der Beschickungsversuche sind in Abbildung 49 dargestellt. Insgesamt ist eine starke Abnahme der Kupfer- und Zinkbelastung in zunehmender Tiefe festzustellen. Sowohl für die Oberboden- und Unterbodenmischung als auch für die Referenz nähern sich die Gehalte an Kupfer und Zink in der Schicht 5-15 cm schon den gemessenen Hintergrundwerten der Substrate an. Daraus lässt sich folgern, dass in den Substraten noch kein Durchbruch der Schwermetalle durch die Einleitung von den Verkehrsflächenabfluss erreicht wurde. Die große Diskrepanz zwischen den Feststoffwerten der Ober- und Unterbodenmischung lassen sich durch die stark unterschiedlichen Hintergrundgehalte an Kupfer bzw. Zink der Substrate erklären. Anzumerken ist, dass die Beprobungen nahe dem Zulauf durchgeführt wurden.

Die **Abfiltrierbaren Stoffe (AFS)** sind ein weiterer Leitparameter und Summenparameter aus dem die Schadstoffbelastung von Verkehrsflächenabfluss abgeschätzt werden kann. Vor allem die Abfiltrierbaren Stoffe mit Korngrößen von $0,45\ \mu\text{m}$ bis $63\ \mu\text{m}$ (Feinanteil) (AFS63) haben eine besonders hohe Relevanz bei der Betrachtung von Schwermetallfrachten in Verkehrsflächenabflüssen (BAUM et al., 2021; SUTHERLAND et al., 2012). Der Parameter AFS63 wird zur Einteilung von Niederschlagsabflüssen in Belastungskategorien und zur Ableitung von Wirkungsgraden für Behandlungsanlagen in den DWA-Regelwerken DWA-A 102-2 (2021), und DWA-A 138-1 (Gelbdruck) herangezogen.

In Abbildung 50 ist **deutlich zu erkennen, dass AFS63 sehr gut zurückgehalten werden konnten wobei der Rückhalt in allen drei getesteten bewachsenen Bodenzonen bei ca. 90 % lag. Generell sollte für die bewachsene Bodenzone der Rückhalt durch ihren Feinkornanteil (hier: 10-15%) von AFS63 unter realen Bedingungen keine Probleme darstellen, da partikuläre Stoffe durch mechanische Filtration gut zurückgehalten werden. Eine Verlagerung von feinpartikulären Stoffen ist, abhängig von den Zulaufkonzentrationen, nur nach vielen Betriebsjahren zu erwarten.**

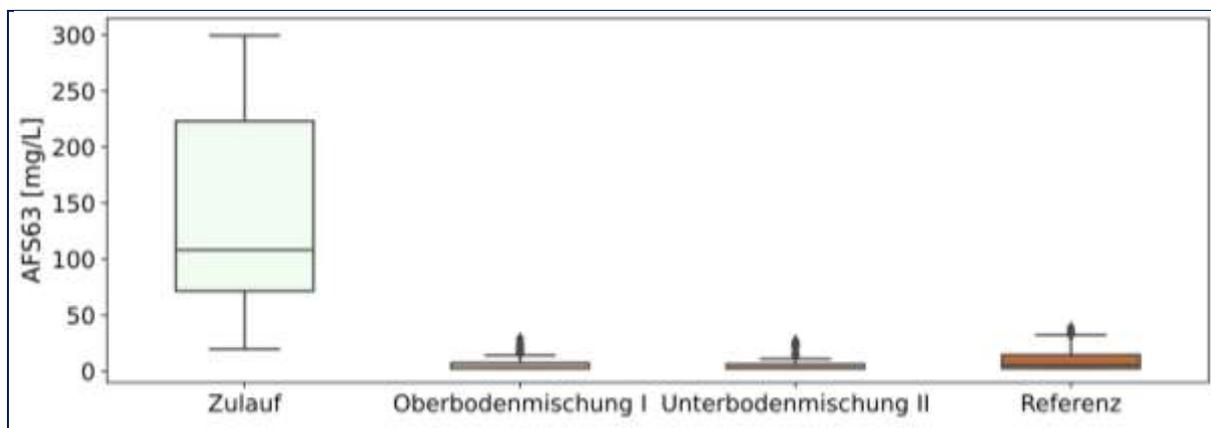


Abbildung 50: Boxplots der AFS63-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der halbtechnischen Versuche mit Verkehrsflächenabfluss je Substratmischung ($n = 20$)

3.1.2.3 Betriebsstabilität

Die Untersuchungen zur Änderung der Versickerungsleistung in den halbtechnischen Versuchen wurden mittels Ringinfiltrrometer zum Ende der Monitoringkampagne im Herbst durchgeführt. Die Evaluierung der Betriebsstabilität wurde nur bei den Trögen mit Verkehrsflächenabfluss im Zulauf untersucht, da nur hier durch den hohen Eintrag von partikulären Stoffen von einer Reduzierung der Versickerungsleistung auszugehen ist.

Nach zwei Betriebsjahren wurde im Mittel für die Oberbodenmischung I eine Infiltrationsrate von $4,6 \times 10^{-4}$ m/s, für die Unterbodenmischung II $2,6 \times 10^{-4}$ m/s und für den Referenzboden $3,93 \times 10^{-4}$ m/s gemessen. Dabei haben alle drei bewachsenen Bodenzonen eine ähnliche hydraulische Durchlässigkeit, liegen aber im Vergleich zu den Labormessungen über den dort ermittelten Werten. Eine Kolmation bzw. Einfluss durch Eintrag von AFS63 ist dadurch deutlich auszuschließen. Die Tröge mit Referenzboden und alternativen Staudenbepflanzung zeigen im Gegensatz zur Rasenansaat eine höhere Infiltrationsrate von $5,4 \times 10^{-4}$ m/s gegenüber $2,5 \times 10^{-4}$ m/s, wodurch auf einen Einfluss der Bepflanzung geschlossen werden kann, welcher sich aber nicht negativ auf den Rückhalt der aufgetragenen Schadstoffe ausgewirkt hat.

3.1.2.4 Nährstoff- und Vanadium-Auslaugung aus den Substratmischungen

Um die Gefahr der Vanadium-Auslaugung aufgrund der Beimengung von Ziegelsand auszuschließen, wurde bei den Substratmischungen (vgl. Substratzusammensetzung im Kapitel 2.4.1) für die Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen zusätzlich der Parameter Vanadium analysiert (SUSSET, 2016; UBA, 2017). Die Ablaufkonzentrationen sind in Abbildung 51 abgebildet und zeigen im Vergleich zur Zulaufkonzentration ähnliche Werte mit einzelnen Ausreißern, wobei bei der Oberbodenmischung I im Median kein Rückhalt festgestellt wird und bei der Unterbodenmischung II eher eine Auslaugung in den meisten Versuchen analysiert wurde. **Der Median im Ablauf lag für Vanadium bei $11,3 \mu\text{g/L}$ für Oberbodenmischung I und bei $13,6 \mu\text{g/L}$ für Unterbodenmischung II, bei dem Referenzboden bei $6,1 \mu\text{g/L}$, hingegen wurden im Zulauf $12,5 \mu\text{g/L}$ gemessen (vgl. Tabelle 19). Das Risiko einer Grundwassergefährdung wird dennoch als gering angesehen und die Vanadium Auslaugung ist im Vergleich zur Referenz auch nicht alleinig auf die Beimengung von Ziegelsand in den Substratmischungen zurückzuführen.**

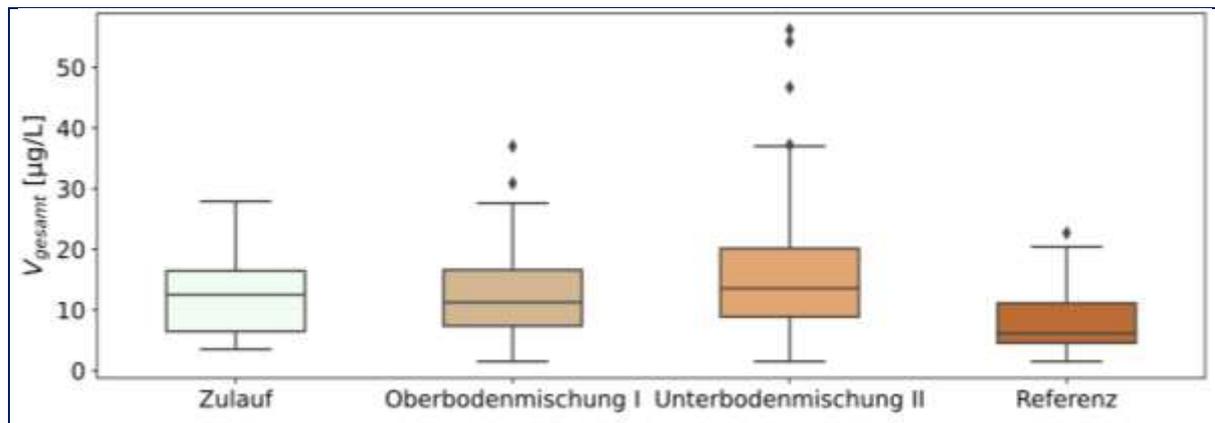


Abbildung 51: Boxplots der Vanadium-Konzentrationen (gesamt) im Zu- und Ablauf der halbtechnischen Versuche mit Verkehrsflächenabfluss je Substratmischung (n =20)

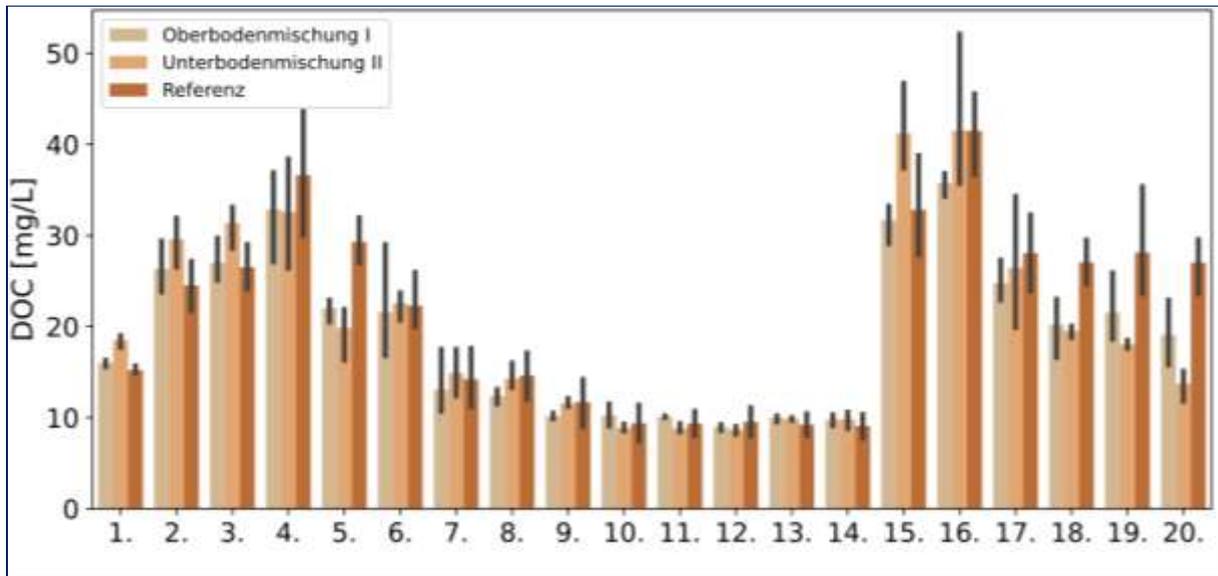


Abbildung 52: Ablaufkonzentrationen von DOC der 17 Beschickungsversuche von der Ober- und Unterbodenmischung im Vergleich zur Referenz; halbtechnische Versuche

Der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) ist ein Summenparameter für organische Verbindungen und ist in Niederschlagsabflüssen hauptsächlich von gelösten Huminstoffen geprägt, welche auch natürlicherweise in bewachsenen Bodenzonen vorkommen und ausgetragen werden. Dennoch wurde auch im Zulauf der Versuche im Median eine DOC Konzentration von 5,4 mg/L gemessen. Für die Mobilität von Schwermetallen können sie aber eine wichtige Rolle spielen, da z.B. Kupfer zur Komplexbildung mit Huminstoffen neigt (BARRETT et al., 2014; SARATHY & ALLEN, 2005; ZHANG et al., 2016). **Die Ablaufkonzentrationen von DOC waren nach anfänglicher Erhöhung in den Beschickungsversuchen 9 - 14 auf einem konstanten Niveau von 10 mg/L DOC (vgl. Abbildung 52).** In den Versuchen 15 - 20, welche in den Sommermonaten durchgeführt worden sind, wurden wieder **deutlich höhere Konzentrationen an DOC gemessen**, was auf eine höhere biologische Aktivität d.h. Umsetzung von organischen Stoffen zurückzuführen ist, wie dies auch in der Zeit um Versuch 3 (Durchgeführt im Juni) zu erkennen ist. Auch ein DOC-Eintrag durch Pollen kann hier nicht ausgeschlossen werden. Durch ein weiteres Monitoring könnte die anzeichnende Saisonalität bestätigt werden, **da saisonale Einflüsse erst durch längere Beobachtungszeiträume verifiziert werden können.** Vergleich der drei bewachsenen Bodenzonen konnten keine einheitlichen Trends bzw. Unterschiede festgestellt werden. Anzumerken ist, dass alle drei Substrate eine Beimengung an Kompost enthalten.

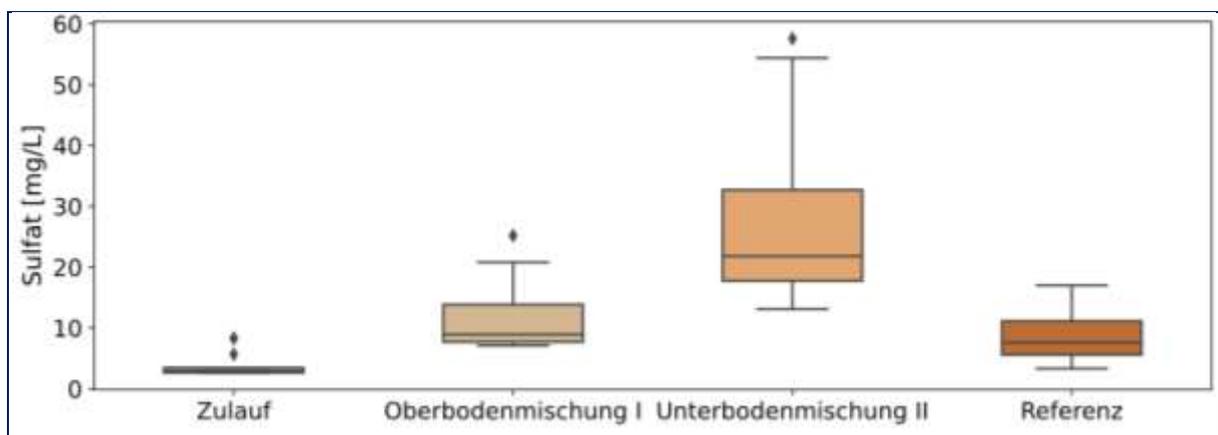


Abbildung 53: Boxplots der Sulfat-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der halbtechnischen Versuche mit Verkehrsflächenabfluss je Substratmischung (n =9)

Für die Konzentrationen von Sulfat konnten im Median im Ablauf 8,9 mg/L für Oberbodenmischung I und bei 21,8 mg/L für Unterbodenmischung II, bei dem Referenzboden bei

8,4 mg/L gemessen werden. Im Zulauf lag die Konzentration nur bei 3 mg/L. Wie schon in den Laborversuchen gezeigt, ist der Ziegelsand als Hauptquelle für das Sulfat zu nennen, da keine vergleichbaren Sulfat Konzentrationen im Zulauf gemessen wurden. Die leicht erhöhte Konzentration in der Referenz sind könnte auf die Beimengung von Kompost zurückzuführen sein.

Im Gegensatz dazu konnten für Fluorid erhöhte Konzentrationen im Ablauf der Substratmischungen festgestellt werden. Für die Oberbodenmischung I wurden 1,3 mg/L, 1,6 mg/L für Unterbodenmischung II, bei dem Referenzboden bei 0,3 mg/L im Median im Ablauf gemessen werden (vgl. Abbildung 54). Im Zulauf wurde kein Fluorid nachgewiesen. Für die Pilotierungen konnten deutlich geringere Konzentrationen (0,1 mg/L und 0,3 mg/L im Median) gemessen werden, wodurch ausgeschlossen werden kann, dass erhöhte Konzentrationen pauschal aus dem Ziegelsand auslaugen. Es ist anzunehmen, dass die Konzentration über die Zeit abnimmt.

Zusammenfassend lassen sich im Vergleich zur Oberbodenmischung und der Referenz im Median teilweise deutlich höhere Werte für Vanadium, Sulfat und Fluorid messen.

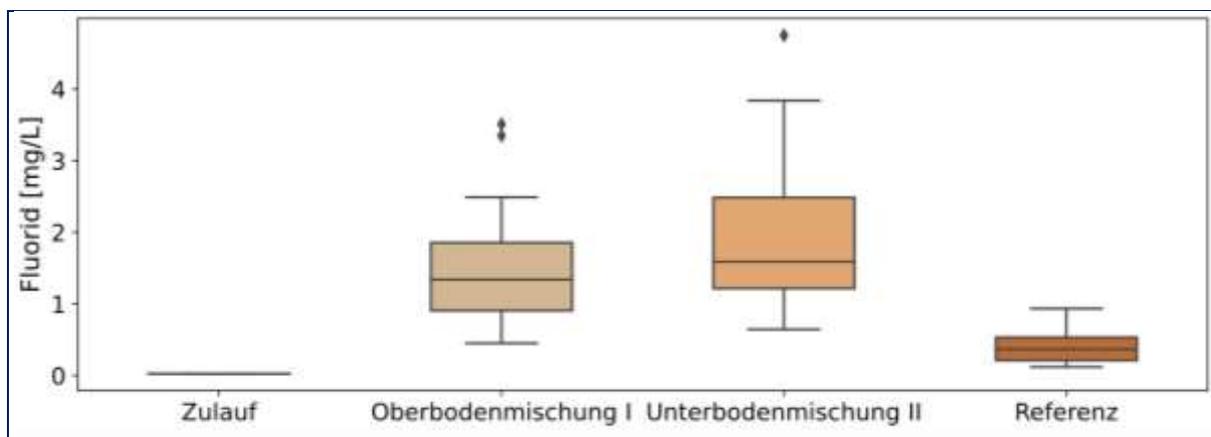


Abbildung 54: Boxplots der Fluorid-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der halbtechnischen Versuche mit Verkehrsflächenabfluss je Substratmischung (n =9)

3.1.2.5 Pilotierung in der Otto-Warburg-Straße zum Schadstoffrückhalt (AP6)

An der Otto-Warburg-Str. sind bis Juni 2023 12 Probenahmen durchgeführt worden.

Die Ablaufkonzentrationen der **gewässerrelevanten Schwermetalle** Zink und Kupfer sind für die durchgeführten Probenahmen an der Pilotierung „Versickerungsmulde“ in Abbildung 55 und Tabelle 20 dargestellt.

Die Ergebnisse der Zulauf- und Ablaufkonzentration können aufgrund der Versuchsanordnung nicht direkt in Beziehung gesetzt werden, da sie nicht immer eventspezifisch einander zugeordnet werden können. Zum einen wird speziell im Winter deutlich, dass hohe EC Werte im Ablauf der Substratmischungen verzögert gemessen werden und auch bis in den Frühling nachzuweisen sind, obwohl sich kein Tausalz mehr im Zulauf befindet. Außerdem wird der Zulauf in größeren Sammelbehältern gesammelt, welche bei stärkeren und längeren Niederschlägen nicht die gesamte Regenspende auffangen können. Dadurch kommt es zum Überlauf der Behälter, aber es ist anzunehmen, dass partikuläre Stoffe sich im Behälter aufkonzentrieren und sedimentieren. Deshalb sollen die gemessenen und dargestellten Zulaufkonzentrationen nur Auskunft über die mittleren Schadstofffrachten der Verkehrsflächenabflüsse am Pilotierungsstandort an der Otto-Warburg-Str. geben. Eine Berechnung des prozentualen Rückhalts je Versuch wird aber aufgrund einer möglichen Überschätzung der Zulaufkonzentrationen nicht eventspezifisch durchgeführt. In Tabelle 20 ist deshalb nur der Rückhalt angegeben für die Zu- und Ablaufkonzentrationen im Median.

Der Median lag für Kupfer bei 10,6 µg/L im Ablauf der Oberbodenmischung I und bei 12,2 µg/L im Ablauf der Unterbodenmischung II an der Pilotierung „Versickerungsmulde“ an der Otto-Warburg-Str. **Die Ergebnisse für Kupfer sind im Ablauf sind vergleichbar zu den analysierten Konzentrationen aus den halbertechnischen Versuchen.** Dennoch ist zu beachten, dass die Konzentrationen im Zulauf deutlich höher waren, wobei hier wieder auf die mögliche Überschätzung der Zulaufkonzentrationen hingewiesen werden muss. Die Zulaufkonzentration lag im Median bei 356 µg/L. und die sehr hohe Zulaufkonzentration von 3.660 µg/L Kupfer wurde am 22.12.23 gemessen begleitend mit einer hohen Tausalzfracht.

Für Zink lag der Ablauf-Median bei 47,3µg/L für die Oberbodenmischung I und bei 32 µg/L für die Unterbodenmischung II, hier waren die Ablaufkonzentrationen im Median über den Werten aus den halbertechnischen Versuchen. Im Zulauf lag sie im Median bei 1360 µg/L. Weder für Kupfer noch für Zink sind keine signifikanten Unterschiede zwischen der Ober- und Unterbodenmischung nach über einem Betriebsjahr festzustellen.

Tabelle 20 Zusammenfassung der Ergebnisse für die Parameter Kupfer, Zink, Vanadium, AFS63 im Zu- und Ablauf der Pilotierung an der Otto-Warburg-Str.

Substratmischung	Zulauf [µg /L]			Ablauf [µg /L]			Rückhalt ² [%]
	min	max	median	min	max	median	
Kupfer							
Oberbodenmischung I	11,9	3.660	356	2,5 ¹	24,8	10,6	97,0 ²
Unterbodenmischung II				2,5 ¹	34	12,2	96,6 ²
Zink							
Oberbodenmischung I	59,8	6.543	1360	10 ¹	196	47,3	96,5 ²
Unterbodenmischung II				10 ¹	61,4	32	97,5 ²
AFS63							
Oberbodenmischung I	30,6	2201	347	2,5 ¹	63,6	9,8	97,2 ²
Unterbodenmischung II				10,65	81	31,3	91,0 ²
Vanadium							
Oberbodenmischung I	1,5 ¹	193	43,6	1,5 ¹	14,1	5,0	88,5 ²
Unterbodenmischung II				1,5 ¹	12,6	4,2	90,4 ²

¹ Wert entspricht der halben Bestimmungsgrenze

² Aufgrund des Probenahmeverfahrens kann nicht von einer direkten Beziehung zwischen Zu- und Ablaufkonzentration ausgegangen werden, deshalb ist ein theoretischer Rückhalt über den Median der Zu- und Ablaufkonzentration berechnet worden.

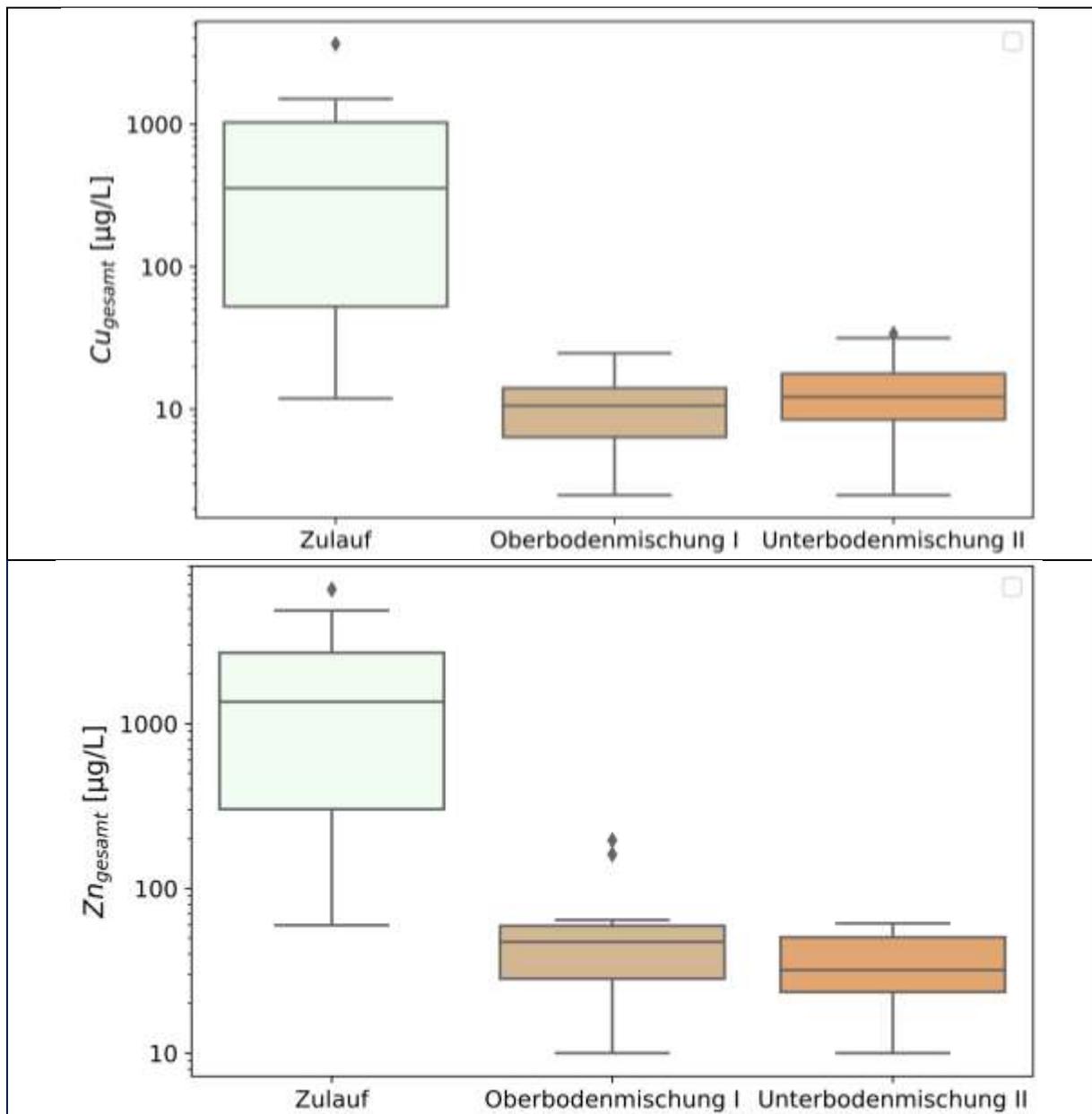


Abbildung 55: Boxplots der Kupfer- (oben) und Zink- (unten) Konzentrationen (gesamt) im Zu- und Ablauf der Pilotierung der Versickerungsmulde je Substratmischung (n =12), log y-Achse

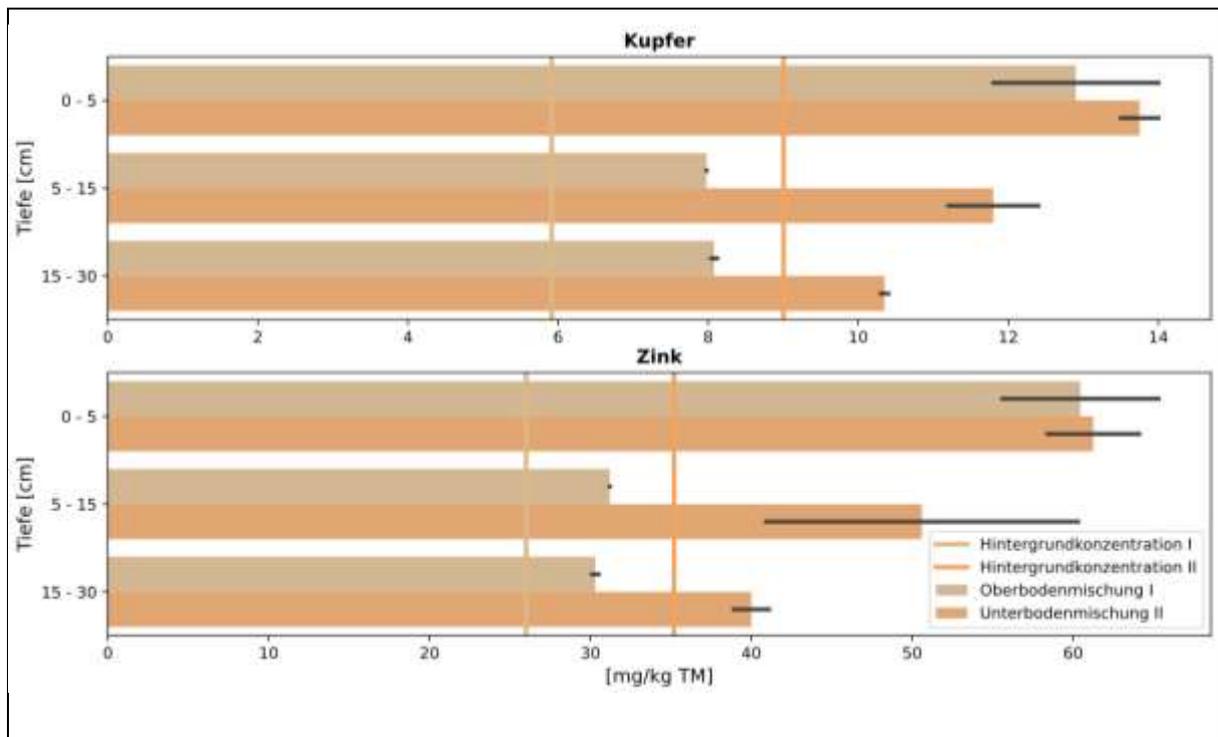


Abbildung 56: Zink- und Kupfergehalte [$\mu\text{g}/\text{kg}$ Trockenmasse] in den Substratmischungen der Pilotierung an der Otto-Warburg-Str. in Abhängigkeit der Tiefe unter Geländeoberkante

Die Ergebnisse der tiefenorientierenden Untersuchung für Kupfer und Zink der Substratmischungen an der Otto-Warburg-Str. sind in Abbildung 56 dargestellt. Die Beprobung fand im Oktober 2023 statt, nachdem die Mulden 1,5 Jahre durch Verkehrsflächenablauf beschickt worden waren. Insgesamt ist eine starke Abnahme der Kupfer- und Zinkbelastung in zunehmender Tiefe analysiert worden. Sowohl für die Oberboden- als auch für die Unterbodenmischung nähern sich die Gehalte an Kupfer und Zink in der Schicht 5-15 cm schon den gemessenen Hintergrundwerten der Substrate an. Nach 1,5 Jahren ist noch keine nennenswerte Anreicherung der Schwermetalle in der bewachsenen Bodenzone der Versickerungsmulde zu beobachten.

Für den Parameter **AFS63** (vgl. Abbildung 57) konnten für die Oberbodenmischung im Median **niedrige Konzentrationen** festgestellt werden. Im Vergleich zu den halbtechnischen Versuchen sind die Konzentrationen im Median höher. Möglicherweise könnte eine Verfrachtung von Feinkorn aus den Substratmischungen zu den leicht erhöhten Ablaufkonzentrationen geführt haben, da aufgrund der niedrigen Schwermetallkonzentrationen im Ablauf eine Auswaschung von den partikulären Stoffen aus den Straßenabläufen auszuschließen ist.

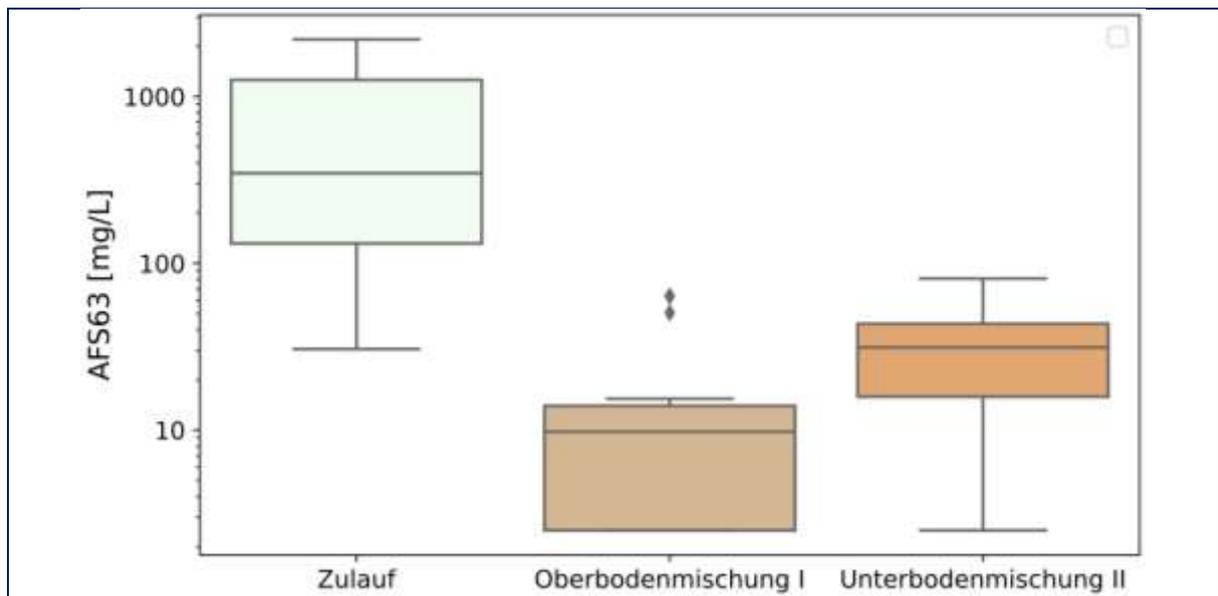


Abbildung 57: Boxplots der AFS63-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der Pilotierung der Versickerungsmulde je Substratmischung (n =12), log y-Achse

Die Auswertung der Zeitreihen für die **Bodenfeuchte** und **Leitfähigkeit** der Ober- und Unterbodenmischung in den multifunktionalen Versickerungsmulden an der Otto-Warburg-Straße ist in der Abbildung 58 dargestellt. Bei der Betrachtung des zeitlichen Verlaufs des Wassergehalts kann folgendes festgestellt werden: Generell war die Bodenfeuchte in den entwickelten Substratmischungen in den ersten 5 Monaten des Monitorings höher im Vergleich zu dem Referenz-Boden, welcher neben den Versickerungsmulden anliegt. Dies ist sicherlich auch auf den höheren Schlämmerkornanteil zurückzuführen. Dennoch ist besonders interessant, dass in den längeren Trockenperioden Juli und August 2022 die Werte in dem Referenz-Boden schnell unter 15 % und insgesamt bis knapp unter 10 % fielen, wohingegen die Bodenfeuchte in den multifunktionalen Mulden auch nach langer Trockenzeit nicht unter 10 % lag. Hingegen kann in der ersten langen Trockenperiode 2023 im Juni dieser Unterschied nicht mehr festgestellt werden. Wobei der Unterschied im Wassergehalt der drei Substrate in der zweiten Hälfte der Monitoring-Periode deutlich geringer geworden ist. Generell wurden leicht höhere Werte für die Bodenfeuchte in der Unterbodenmischung festgestellt, was auf den leicht höheren Feinkornanteil zurückzuführen ist. Außer in längeren Trockenzeiten lag der Wassergehalt der Substrate zwischen 20 und 30 %.

Bei der EC im Sättigungsextrakt des Bodens waren konstante Werte über den Jahresverlauf von deutlich unter 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zu beobachten, wobei die höchsten Werte in der Unterbodenmischung gemessen wurden. Mit dem Beginn des Winters und des Schneefalls war im Dezember ein deutlicher Peak der EC zu detektieren, der auf den Einsatz von Streusalz hinweist. Ab Ende Dezember fielen die Werte wieder deutlich, blieben aber im Gegensatz zum vorangehenden Jahr durch die geringen Niederschläge im Frühjahr erhöht und hielten bis in den April auf einem deutlich erhöhten Niveau. Mit erhöhtem Niederschlag und demzufolge Austrag des Streusalzes aus dem Boden fielen die Werte im Mai wieder auf unter 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Zur Beurteilung der **Betriebsstabilität** wurden für eine Ersteinschätzung nach dem ersten Betriebsjahr – am 25. April 2023 – Versuche mittels Ringinfiltrometer in der Otto-Warburg-Str durchgeführt. Im Mittel wurde für die Oberbodenmischung I eine Infiltrationsrate von $4,6 \times 10^{-5}$ m/s und für die Unterbodenmischung II $3,6 \times 10^{-5}$ m/s gemessen. Die Werte passen im Vergleich zu den Labormessungen gut zusammen und auch im Labor wurde eine leicht höhere Durchlässigkeit für die Oberbodenmischung bestimmt. Eine Kolmation ist auch durch visuelle Begutachtung nicht zu erkennen.

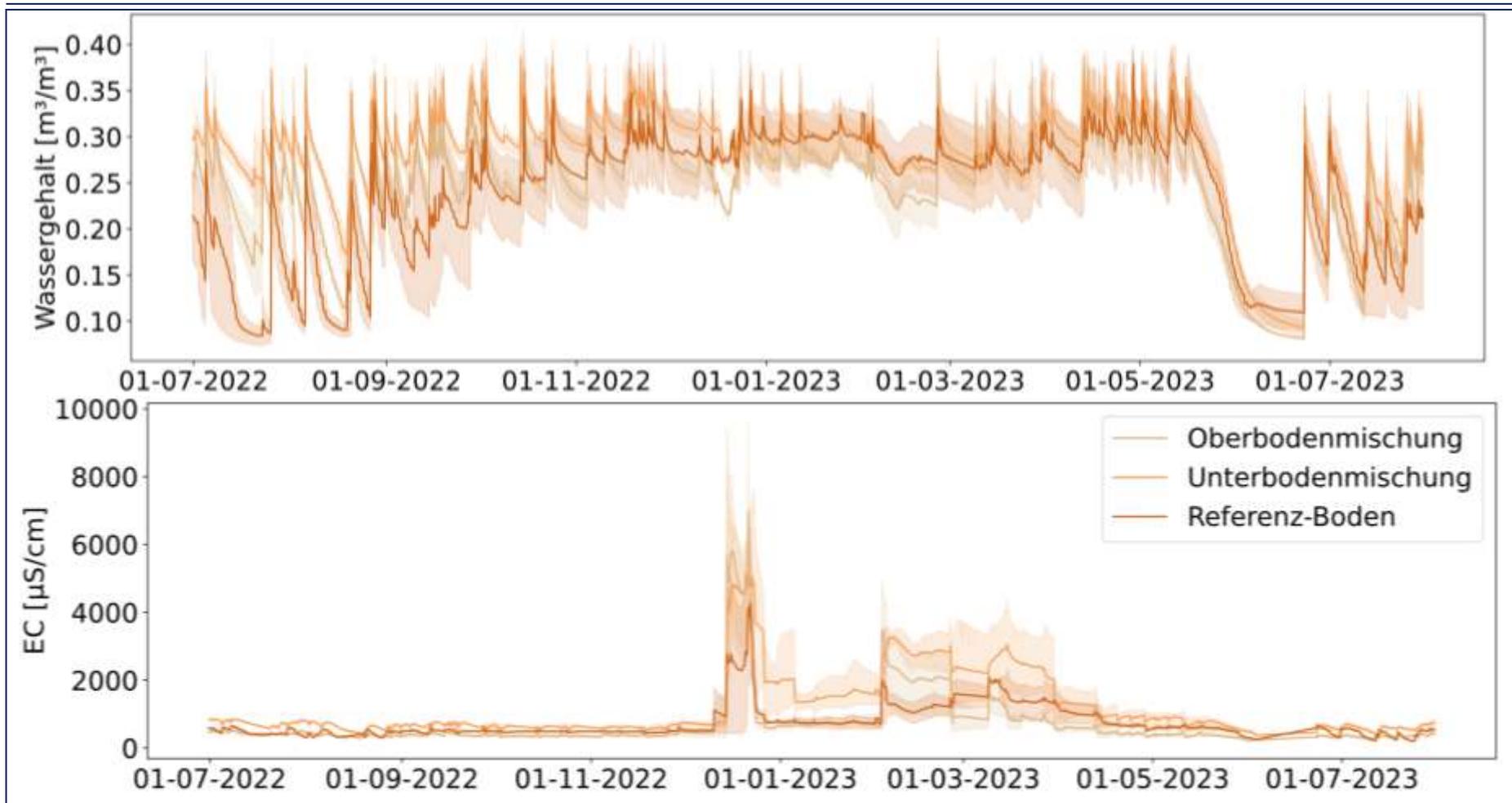


Abbildung 58: Zeitlicher Verlauf des Wassergehalts (oben) und der elektrischen Leitfähigkeit (EC) des Bodensättigungsextrakts (unten) in den beiden Substratmischungen der Pilotierung der Versickerungsmulde und einem Referenz-Boden an der Otto-Warburg-Str.

3.1.3 Eignung heimischer Pflanzenarten für urbane Versickerungsmulden

3.1.3.1 Aufbau einer Datenbank (AP3)

Die zusammengestellte **Vegetationsdatenbank** enthält 7.050 Arten und Pflanzen niedrigerer Rangstufen (Unterarten etc.). Nach Filterung potentiell geeigneter Pflanzen auf Grundlage der ökologischen Zeigerwerte, floristischem Status und weiteren Kriterien (vgl. Tabelle 2) wurden 652 Arten in die engere Auswahl aufgenommen. Aus den selektierten Arten sind ca. 27,5% im Sortiment von mindestens einer der sieben überprüften Gärtnereien vorhanden, ca. 13% in mehr als vier Gärtnereien. Anhand optischer und funktionaler Kriterien wurden schließlich die Mischungen aus jeweils drei bis fünf Pflanzenarten zusammengestellt. **Insgesamt wurden 73 Arten als Versuchspflanzen ausgewählt, darunter 60 Stauden.** Die Mischungen der halbtechnischen Versuche an HSWT und TUM sind in Tabelle 4 aufgelistet.

Aus der Vegetationsdatenbank können weitere Informationen zu den verwendeten Arten entnommen werden, wie zum Beispiel, dass die verwendeten Arten aus insgesamt **23 Pflanzenfamilien** stammen. Die Blühzeiten der Versuchsarten sind über die gesamte Vegetationsperiode verteilt, mit **Blühaspekten ab März bis einschließlich Oktober und einer Hauptblütezeit von Juni bis August.** Der Fokus bei der Zusammenstellung der Mischungen lag – wie schon erwähnt – auf der Verwendung von ausdauernden Arten, da Versamung durch die mineralische Mulchschicht nur bedingt möglich ist. Mit Ausnahme einer zweijährigen Art (*Carum carvi*) und sechs einjähriger Arten bestehen die Versuchspflanzen daher ausschließlich aus ausdauernden Arten. Außerdem ist der Großteil der Arten sommergrün, drei Arten werden als immergrün bezeichnet (*Alyssum montanum*, *Artemisia absinthium* und *Teucrium chamaedrys*). Als wintergrün gelten zum Beispiel *Marrubium vulgare* oder *Galium verum*.

Angaben zum Konkurrenzverhalten der Arten lassen sich unter anderem den Strategietypen nach Grime entnehmen. Ruderal- beziehungsweise R-Strategen (hier: *Consolida regalis* und *Legousia speculum-veneris*) zeichnen sich aufgrund häufiger Störungen ihrer natürlichen Lebensräume durch eine kurze Lebensdauer, aber auch schnelles Wachstum und Reproduktion aus und sind kaum konkurrenzfähig. Alle weiteren der einjährigen Versuchspflanzen gelten als CR-Strategen (5,5 % der Arten). Konkurrenz- beziehungsweise C-Strategen treten hingegen in Lebensräumen hoher Konstanz und Stabilität auf und stehen dadurch in großer Konkurrenz um verschiedene Aspekte (wie z.B. Ressourcen, Bestäuber) mit anderen Arten. Daher zeichnet sich dieser Strategietyp meist durch ein ausgeprägtes Spross- und Wurzelwachstum und hoher Konkurrenzkraft aus (GRIME, 2006). Von den Versuchspflanzen zählen zum Beispiel *Centaurea montana*, *Nepeta cataria* und *Knautia arvensis* zu diesem Strategietyp (insgesamt 21,9 % der Arten). Auch die CS-Strategen (27,4 %, z.B. *Tanacetum corymbosum*, *Medicago falcata*, *Anthemis tinctoria*) zeichnen sich durch eine gute Konkurrenzfähigkeit aus, sind den C-Strategen hierin allerdings unterlegen. CSR-Strategen (42,5 %) vereinen die Eigenschaften aller primären Strategietypen und sind vor allem bei mäßigem Stress und Störungen gut konkurrenzfähig. Hierzu zählen unter anderem *Anthericum ramosum*, *Euphorbia cyparissias* oder *Festuca ovina*. Durch Berücksichtigung der ökologischen Strategietypen in der Pflanzplanung kann unter anderem vermieden werden, dass Arten mit großer Konkurrenzkraft schwächere Arten schnell verdrängen, das Pflanzbild nach kürzester Zeit dominieren und stattdessen die geplante Artenvielfalt erhalten bleiben. Die Strategietypen sind in Tabelle 24 zusammengetragen.

Aus der **Wildbienen-Datenbank** kann entnommen werden, für welche Wildbienenarten die Versuchspflanzen als Pollenquelle dienen. *Cichorium intybus*, *Centaurea scabiosa*, *Achillea millefolium*, *Leucanthemum vulgare* und *Salvia pratensis* bieten jeweils Pollen für mehr als 20 verschiedene Wildbienenarten. Hierbei sollte allerdings beachtet werden, dass Pflanzenarten, die nur für wenige Wildbienen als Pollenquelle dienen, ebenso wichtig für den Erhalt der Artenvielfalt sind, da diese für oligolektische Bienen lebensnotwendig sein können.

Die Artenauswahl zur Unterpflanzung der „Baumrigolen“ in Pfaffenhofen dient als Pollenquelle für 49 Wildbienenarten, die beiden Pflanzenmischungen in München für 58 Wildbienenarten.

3.1.3.2 Ergebnisse aus den Probepflanzungen der halbtechnischen Versuche (AP4)

Aufbauend auf den Ergebnissen aus AP1 und AP3 wurden die halbtechnischen Versuche an der HSWT mit unterschiedlichen Substrat- und Pflanzenmischungen (Abbildung 10) errichtet und seit Juli 2021 bis 31.05.2023 dokumentiert. Die vielfältigen Blühaspekte der halbtechnischen Versuche sind exemplarisch in Abbildung 59 dargestellt.



Abbildung 59: Blühaspekte in den Pflanzgefäßen der halbtechnischen Gefäße an der HSWT im Mai 2023

3.1.3.2.1 Klimatische Bedingungen

Mit einer jährlichen Niederschlagssumme von 653 mm am Standort Weihenstephan-Dürnast lag das Jahr 2022 deutlich unter dem 30-jährigen Mittel (1992-2021) von 773,7 mm. Nur im April und September fiel mehr Niederschlag als durchschnittlich (Abbildung 60). Große Niederschlagsdefizite gab es im März mit 27,6 mm und im Juli mit 44,3 mm weniger als im langjährigen Durchschnitt. Zu Beginn des Jahres 2023 fiel weniger Niederschlag als im Mittel, wobei insbesondere der Januar mit einer Niederschlagssumme von 11,7 mm hervorsticht. April und Anfang Mai zeigten sich hingegen als sehr niederschlagsreich.

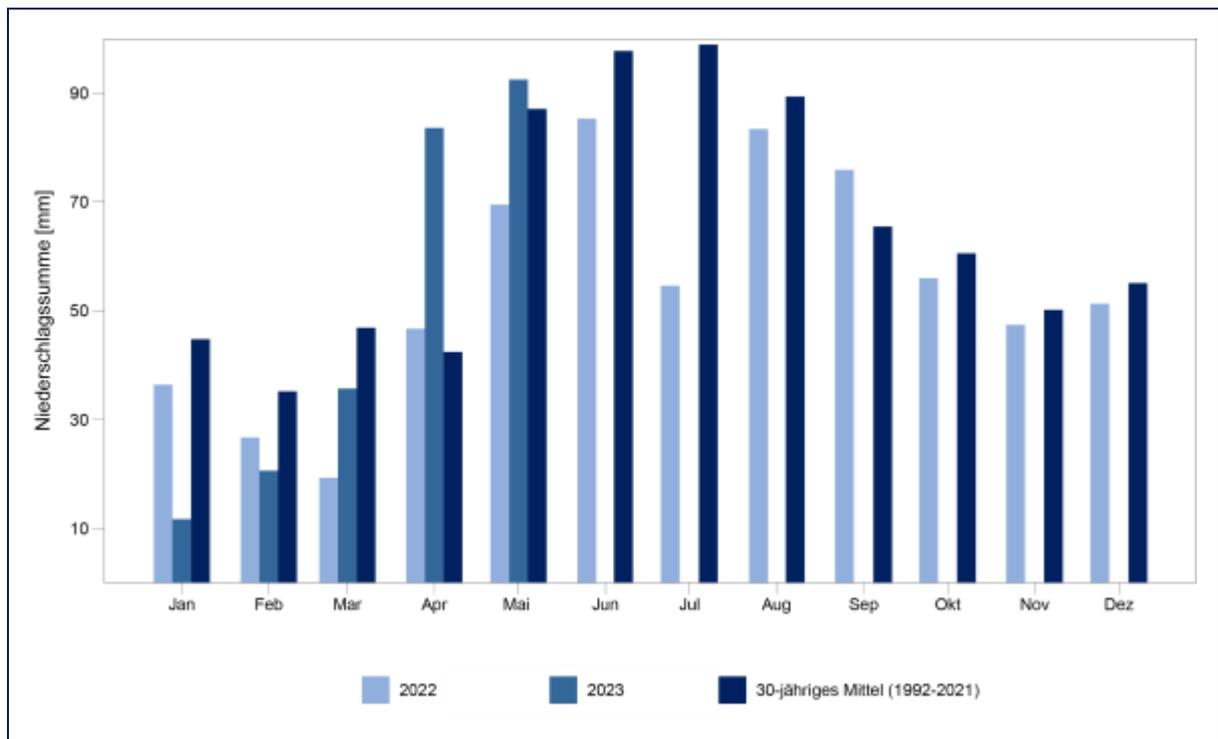


Abbildung 60: Monatliche Niederschlagssummen aus den Jahren 2022 und 2023 im Vergleich zum langjährigen Mittel (1992-2021) am Standort Weihenstephan-Dürnast (DWD-Klimastation 5404). Auswertung bis 31.05.2023.

Trockenperioden werden unter anderem als mindestens 11 aufeinanderfolgende Tage mit täglichen Niederschlagssummen ≤ 1 mm bezeichnet (KLIWA, 2006). Nach dieser Definition begann im Jahr 2022 bereits Ende Februar eine Trockenperiode von 20 Tagen, auf die nach nur einem niederschlagsreicheren Tag (15.03. mit 8,1 mm) eine weitere Trockenperiode von 14 Tagen folgte. Weitere Trockenphasen herrschten Mitte Juli (12 Tage) und Anfang August (11 Tage). Das Jahr 2023 startete mit zwei Trockenperioden im Januar (11 und 18 Tage) sowie einer Trockenperiode von 20 Tagen im Februar. Auf eine vergleichsweise niederschlagsreiche Phase folgte ab dem 17.05. eine weitere Trockenperiode von mindestens 15 Tagen (Datenauswertung bis einschließlich 31.05.).

Im Vergleich der durchschnittlichen Lufttemperatur in 2 m Höhe zeigte sich das Jahr 2022 mit 10,1 °C deutlich wärmer als im langjährigen Mittel (8,8 °C). Der Temperaturanstieg ist auch an den monatlichen Durchschnittstemperaturen in Abbildung 61 erkennbar. Außer im April und September wurden in jedem Monat höhere Durchschnittstemperaturen gemessen. Die Differenz zu den Durchschnittswerten der letzten 30 Jahre lag dabei bei bis zu 3,1 °C (Februar) und 3,3 °C (Oktober). Im Jahr 2022 gab es 13 Hitzetage (mit Tageshöchsttemperaturen über 30 °C), wovon drei Tage in der Trockenperiode im Juli lagen. Im ausgewerteten Zeitraum wurde an insgesamt 26 Tagen ein Minimum der Lufttemperatur von weniger als -5° C gemessen, im Dezember 2022 sogar unter -10° C (an drei Tagen).

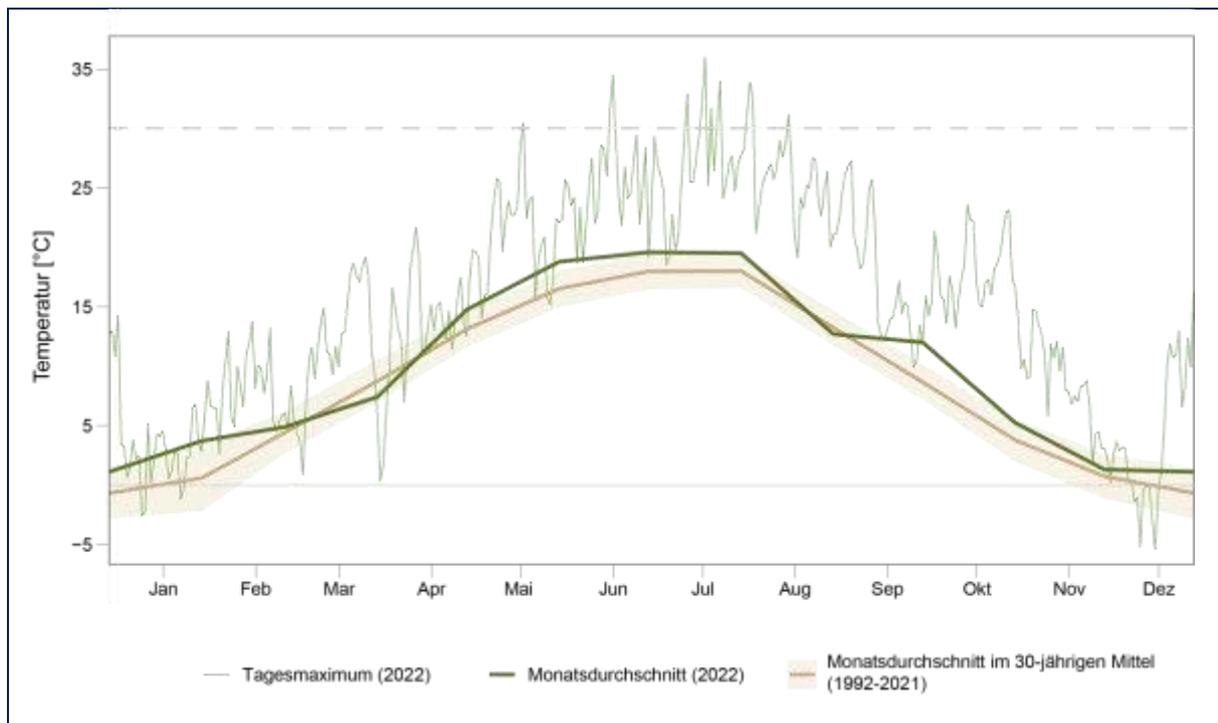


Abbildung 61: Höchst- und Durchschnittstemperaturen am Standort Weihenstephan-Dürnast (DWD-Klimastation 5404) im Jahr 2022 verglichen mit den durchschnittlichen Werten der vergangenen 30 Jahre

3.1.3.2.2 Bodenparameter

Beprobungen des pH-Werts in 16 Pflanzgefäßen am 18.11.2022 - vor Beginn der Salzungen - ergaben im Median einen pH-Wert von 7,3 (als Mischproben). Die Bodenuntersuchungen zu Beginn der halbtechnischen Versuche lagen ebenfalls bei einem pH-Wert von 7,3, sowohl für die Unterboden- als auch Oberbodenmischung. Im pH-Wert waren daher keine Änderungen erkennbar.

Außerdem wurde jeweils vor und nach den Salzungen der EC gemessen. Vor der ersten Salzung zeigten sich jeweils keine signifikanten Unterschiede zwischen den ungesalzene Kontrollgefäßen und den gesalzene Gefäßen (Tabelle 21). Nach der letzten Salzgabe wiesen die gesalzene Gefäße in beiden Jahren einen signifikant höheren EC auf ($p < 0,01$). Diese Unterschiede waren jeweils auch noch drei Monate nach der letzten Salzgabe ersichtliche. Die gemessene Werte sind vergleichbar mit den Daten der EC aus der Otto-Warburg-Straße, die meist deutlich unter einem Wert von $1000 \mu\text{S}/\text{cm}$ lagen (siehe Kapitel 3.1.2.5). Peaks wie im Dezember 2022 in München konnten nicht festgestellt werden, in Freising erfolgte allerdings keine kontinuierliche Datenerhebung, sodass höhere Werte zwischen Beginn und Ende der Salzungen nicht ausgeschlossen werden können.

Tabelle 21: Deskriptive Statistik zur elektrischen Leitfähigkeit (EC, in $\mu\text{S}/\text{cm}$) in ungesalzene und gesalzene Gefäßen der halbtechnische Versuche (HSWT).

Datum / Behandlungsgruppe		n	mean	SD	Median	Min	Max
10.11.2021 (vor 1. Salzung) <i>n.s.</i>	k	3	471	101	440	390	584
	s	9	501	103	513	306	630
23.02.2022 (nach 10. Salzung) **	k	3	373	74	345	317	457
	s	9	1169	444	1068	767	2064
	k	3	454	58	461	393	508

Datum / Behandlungsgruppe	n	mean	SD	Median	Min	Max
23.05.2022 (3 Monate nach letzter Salzung) **	9	705	141	660	513	953
18.11.2022 (vor 1. Salzung) n.s.	k	399	14	392	391	416
	s	404	73	380	339	580
06.03.2023 (nach 10. Salzung) **	k	360	25	346	345	388
	s	4360	1539	4414	1855	6870
06.06.2022 (3 Monate nach letzter Salzung) *	k	451	20	450	432	472
	s	631	84	634	511	755

Erläuterungen: * signifikant ($p < 0,05$), ** sehr signifikant ($p < 0,01$), *** hochsignifikant ($p < 0,001$), n.s. = nicht signifikant

k = Kontrollpflanzungen (ungesalzen), s = Pflanzungen unter Stresseinfluss (gesalzen)

3.1.3.2.3 Überstaungsereignisse

Die größte Herausforderung bei den Überstaungsversuchen bestand darin, die geplante Einstauzeit zu erreichen. Da die Dauer des Wasserablasses (Zeit zwischen der Entfernung der Korken und der Leerung der Gefäße) von Gefäß zu Gefäß schwankte, konnte die geplante Einstaudauer meist nicht exakt eingehalten werden. Außerdem konnten einige wenige Gefäße nicht ausreichend abgedichtet werden, sodass nur kurze Überstaungen möglich waren. Dies betraf die Gefäße Nr. 1B, 2C, 2D, 6D, 13C, 14C, 15B und 17B (siehe Abbildung 10). Aufbauend auf den Erfahrungen des ersten Ereignisses war die tatsächliche Überstaungsdauer im Juli und September aber bereits nah an der Soll-Dauer und mit geringerer Streuung als noch im Mai (Abbildung 62).

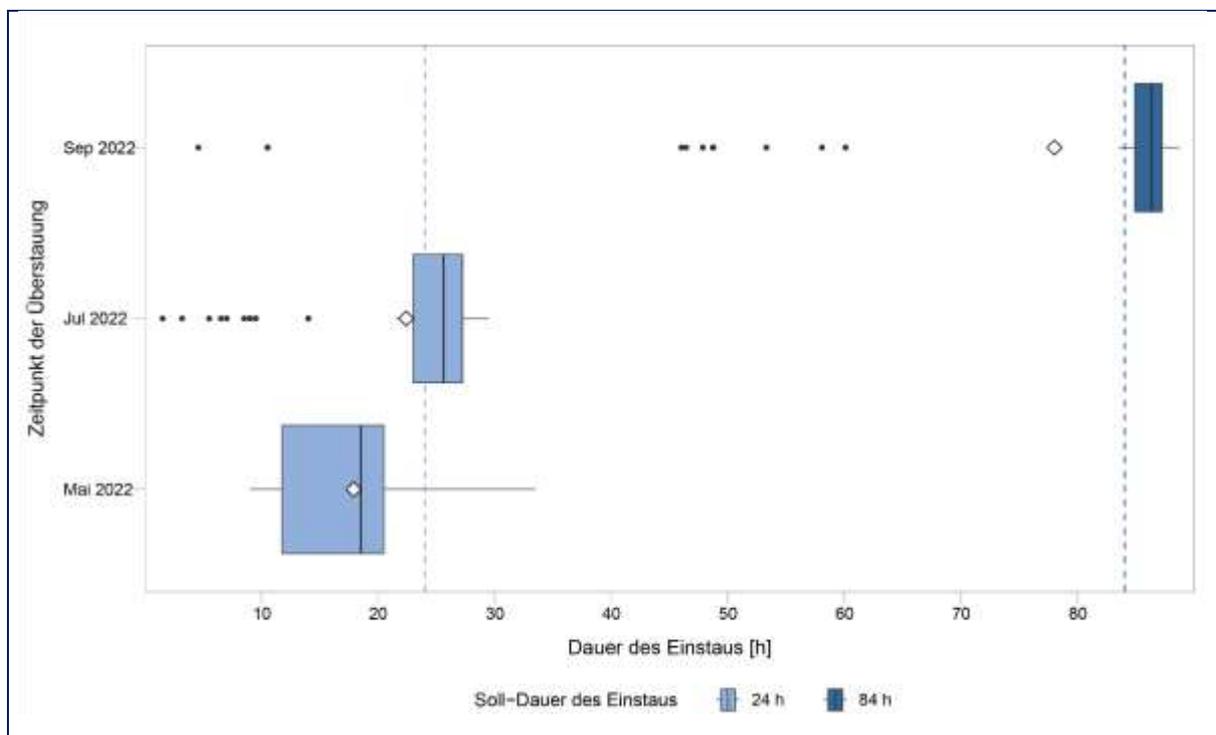


Abbildung 62: Boxplots der Einstaudauer aller Gefäße der halbtechnischen Versuche in Freising

3.1.3.2.4 Ausfälle

Für die 60 Staudenarten fanden insgesamt 720 Pflanzungen an den halbtechnischen Versuchen der HSWT statt, zuzüglich zu 67 Nachpflanzungen (bei Ausfällen kurz nach Pflanzung, ohne die Arten der Zusatzversuche). **Im Laufe des Projekts wurden 222 Ausfälle dokumentiert, was eine Ausfallrate von 28,2 % ergibt.** In Kontrollgefäßen fielen 31 Pflanzen beziehungsweise 16,2 % der Pflanzungen aus. In Gefäßen unter Stresseinfluss waren es 191 Pflanzen beziehungsweise 32,1 %, wobei 34 Pflanzen (5,7 %) noch in der Anwuchsphase vor den ersten Extremereignissen abstarben.

70,7 % der insgesamt 222 Ausfälle wurden in Gefäßen unter Stresseinfluss dokumentiert, als die Versuche bereits begonnen hatten. **29,3 % der Ausfälle standen nicht unter dem Einfluss der Stressereignisse**, da sie vor Versuchsbeginn beziehungsweise in Kontrollgefäßen beobachtet wurden.

Abbildung 63 stellt dar, in welcher Versuchsphase welcher Anteil an Ausfällen auftrat. Während der Anwuchsphase wurden 16,2 % der Gesamtausfälle verzeichnet. Ausfälle in Kontrollpflanzungen machten 13,1 % der gesamten Ausfälle aus. **Ein großer Anteil der Ausfälle fiel in die Salzungsphase (während: 23,4 % und danach: 15,3 %).** Auch die Einstauereignisse (1,8 %) beziehungsweise die Zeit danach (18,5 %) führten zu einigen Ausfällen. Die Trockenheitsphase machte insgesamt 8,6 % der Ausfälle aus (während Trockenheit: 5,9 %, nach Trockenheit: 2,7 %). 3,2 % der Ausfälle konnten nicht eindeutig einem Zeitraum zugeordnet werden.

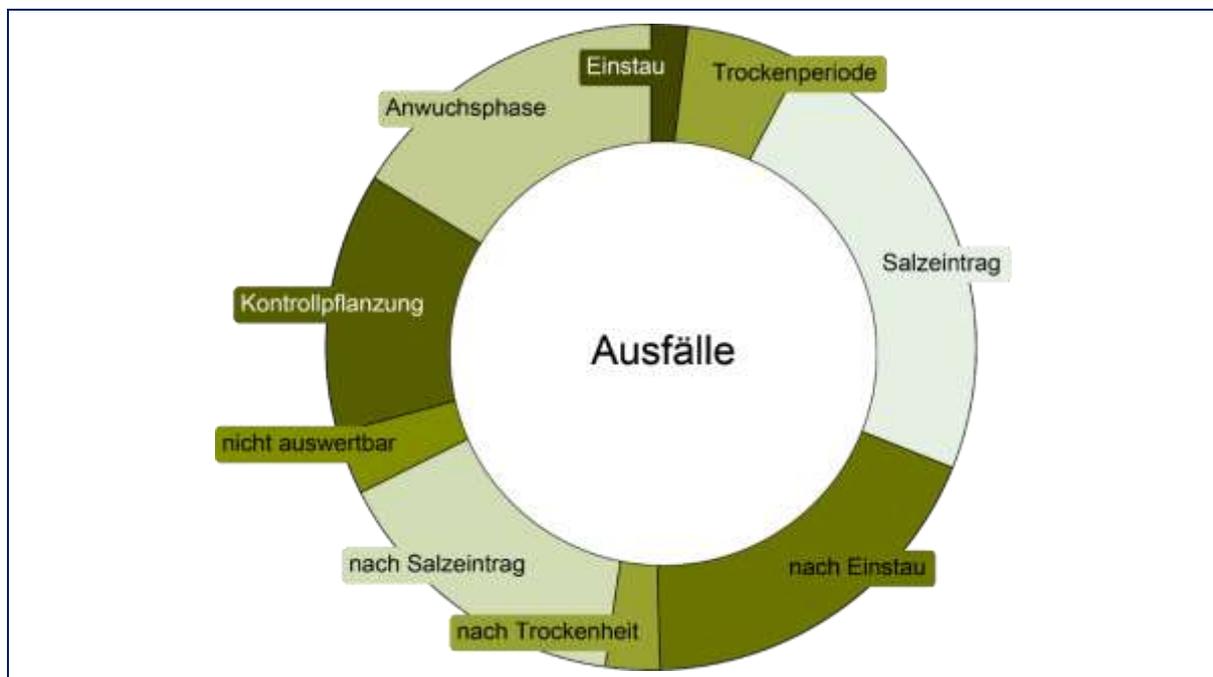


Abbildung 63: Pflanzausfälle an den halbtechnischen Versuchen der HSWT, unterteilt in Stresseinflüsse beziehungsweise Zeitpunkt des Ausfalls (gemäß Tabelle 7)

In Tabelle 22 sind alle Arten der halbtechnischen Versuche in Freising gelistet, die seit Pflanzung im Juli 2021 bis einschließlich 31.05.2023 Ausfälle verzeichneten. Zudem ist für Pflanzungen unter Stresseinfluss angegeben, in welcher Versuchsphase die Ausfälle auftraten. Hierbei ist anzumerken, dass **keine Angaben zur tatsächlichen Ursache der Ausfälle** gemacht werden können, da mit Trockenheit, Salzeintrag und Einstau **mehrere Stresseinflüsse** auf die Pflanzen einwirkten und lediglich der Zeitpunkt des Ausfalls angegeben werden kann. Wie in Kapitel 3.1.1.3 bereits erläutert kann eine Kombination mehrerer Belastungen andere Auswirkungen auf die Pflanzenentwicklung haben als bei Auftreten eines einzelnen Stressfaktors. Es ist daher denkbar, dass beispielsweise Trockenperioden besser toleriert werden könnten, wenn der Standort zuvor nicht unter Streusalzeintrag gestanden hätte. **Da die Stresseinflüsse im Forschungsprojekt nie zeitgleich auftraten können die Reaktionen der einzelnen Pflanzenarten auf Trockenheit, Salzeintrag und Einstau durchaus**

abgeschätzt werden, sind aber stets im Kontext aller abiotischen (und biotischen) Stresseinflüsse zu sehen.

Dianthus carthusianorum, *Euphorbia seguieriana* und *Nepeta cataria* verzeichneten Totalausfälle in beiden Behandlungsgruppen. *Dianthus carthusianorum* und *Nepeta cataria* zählen zu den kurzlebigeren Arten, sodass diese Ausfälle möglicherweise unabhängig der Stresseinflüsse, sondern aufgrund kurzer Lebensdauer auftraten. Beide Arten konnten sich allerdings nicht durch Versamung erhalten. *Achillea nobilis*, *Leucanthemum vulgare* und *Linum perenne* fielen in gestressten Gefäßen komplett aus, bei *Linum perenne* und *Achillea nobilis* zeigten sich auch in Kontrollpflanzungen Ausfälle. *Leucanthemum vulgare* hingegen war im Kontrollgefäß durchgängig vital. Einige Arten wie zum Beispiel *Aster amellus*, *Buphthalmum salicifolium*, *Calamintha nepeta*, *Centaurea montana*, *Centaurea scabiosa*, *Scabiosa columbaria* und *Teucrium chamaedrys* wiesen hohe Ausfallraten in gestressten Gefäßen, aber keine Ausfälle in Kontrollgefäßen auf.

Dictamnus albus, *Prunella grandiflora*, *Silene vulgaris* und *Tanacetum corymbosum* fielen zu großem Anteil in der Anwuchsphase aus. Diese Ausfälle sowie die Ausfälle der Kontrollpflanzungen verdeutlichen, dass auch unabhängig der simulierten Stresseinflüsse Pflanzausfälle zu kalkulieren sind. Bei Ausfällen während oder nach den Salzungen kam es häufig vor, dass Pflanzen zwar austrieben, der Austrieb aber kurze Zeit später wieder abstarb (zum Beispiel bei *Linum perenne*).

Bei *Ajuga genevensis*, *Alyssum montanum*, *Anthemis tinctoria*, *Galium verum*, *Inula hirta*, *Petrorhagia saxifraga* und *Silene vulgaris* konnten die ursprünglich gepflanzten Arten im späteren Verlauf des Versuchs nicht mehr differenziert werden, da sie von anderen Arten unterdrückt wurden (*Ajuga*) oder sich stark ausbreiteten.

Die Dokumentation der Ausfälle von Geophyten wurde mit zunehmender Ausbreitung der Stauden von Jahr zu Jahr schwieriger, sodass keine exakten Ausfallraten angegeben werden können. *Ornithogalum umbellatum* und *Allium sphaerocephalon* konnten seit Versuchsbeginn ohne Ausfälle nachgewiesen werden. Auch *Muscari comosum*, *Muscari neglectum* und *Scilla bifolia* konnten sich gut etablieren, es traten aber einzelne Ausfälle auf. *Tulipa sylvestris* zeigte etwa 30 % Ausfälle im Kontrollgefäß und ca. 20 % Ausfälle unter Stresseinfluss. **Erhöhte Ausfallraten durch die Stresssimulationen im Vergleich zu Kontrollpflanzungen wurden bei keinen Arten der Geophyten dokumentiert.**

Das Saatgut von *Consolida regalis* und *Legousia speculum-veneris* keimte in den Versuchströgen in Freising nicht. *Papaver dubium* und *Centaurea cyanus* keimten nur spärlich. Da die Ansaat kurz vor Simulation der Stresseinflüsse erfolgte herrschten allerdings keine guten Keimungsbedingungen. *Chrysanthemum segetum*, *Papaver rhoeas* und *Carum carvi* konnten sich hingegen in allen Gefäßen sehr gut etablieren.

Tabelle 22: Mortalitätsrate der Stauden in den halbertechnischen Versuchen in Freising, unterteilt in Kontrollpflanzungen und Pflanzungen unter Stresseinfluss. Für Pflanzungen unter Stresseinfluss ist die Phase des Ausfalls ergänzt. Bei farbig hervorgehobenen Arten konnten die Ausfälle im späteren Versuchsverlauf nicht mehr eindeutig ausgewiesen werden. Arten ohne Ausfälle sind nicht in der Tabelle enthalten. na = nicht auswertbar.

Art	Kontrolle	Pflanzungen unter Stresseinfluss				
	gesamt	gesamt	Trockenheitsphase	Einstauphase	Salzungsphase	Anwuchsphase
<i>Achillea nobilis</i>	66,7 %	100 %	0 %	45,4 %	36,4 %	18,2 %
<i>Ajuga genevensis</i>	75 %	80 %	na	na	na	10 %
<i>Alyssum montanum</i>	0 %	33,3 %	0 %	0 %	8,3 %	25 %
<i>Anthemis tinctoria</i>	25 %	33,3 %	8,3 %	0 %	8,3 %	16,7 %
<i>Artemisia absinthium</i>	25 %	11 %	0 %	0 %	11 %	0 %
<i>Aster amellus</i>	0 %	41,7 %	0 %	0 %	16,7 %	25 %
<i>Betonica officinalis</i>	0 %	22,2 %	0 %	0 %	22,2 %	0 %
<i>Briza media</i>	0 %	11 %	0 %	0 %	11 %	0 %
<i>Bupthalmum salicifolium</i>	0 %	66,6 %	0 %	44,4 %	22,2 %	0 %
<i>Bupleurum falcatum</i>	0 %	33,3 %	0 %	11,1 %	22,2 %	0 %
<i>Calamintha nepeta</i>	0 %	44,4 %	0 %	0 %	44,4 %	0 %
<i>Centaurea montana</i>	0 %	40 %	10 %	20 %	0 %	10 %
<i>Centaurea scabiosa</i>	0 %	50 %	0 %	25 %	25 %	0 %
<i>Cichorium intybus</i>	0 %	11,1 %	0 %	11,1 %	0 %	0 %
<i>Dianthus arenarius</i>	0 %	22,2 %	0 %	0 %	22,2 %	0 %
<i>Dianthus carthusianorum</i>	100 %	100 %	11,1 %	44,4 %	44,4 %	0 %
<i>Dictamnus albus</i>	40 %	65 %	0 %	5 %	25 %	35 %
<i>Euphorbia seguieriana</i>	100 %	100 %	10 %	10 %	70 %	10 %

Art	Kontrolle	Pflanzungen unter Stresseinfluss				
	gesamt	gesamt	Trockenheitsphase	Einstauphase	Salzungsphase	Anwuchsphase
<i>Galium verum</i>	25 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
<i>Iris germanica</i>	0 %	10 %	0 %	0 %	0 %	10 %
<i>Knautia arvensis</i>	0 %	33,3 %	0 %	0 %	33,3 %	0 %
<i>Lactuca perennis</i>	0 %	33,3 %	0 %	0 %	33,3 %	0 %
<i>Leucanthemum vulgare</i>	0 %	100 %	55,6 %	33,3 %	11,1 %	0 %
<i>Linum flavum</i>	25 %	11,1 %	0 %	0 %	11,1 %	0 %
<i>Linum perenne</i>	33,3 %	100 %	0 %	20 %	80 %	0 %
<i>Marrubium vulgare</i>	0 %	44,4 %	0 %	11,1 %	33,3 %	0 %
<i>Melica ciliata</i>	0 %	22,2 %	22,2 %	0 %	0 %	0 %
<i>Melittis melissophyllum</i>	0 %	44,4 %	0 %	11,1 %	22,2 %	11,1 %
<i>Nepeta cataria</i>	100 %	100 %	66,7 %	33,3 %	0 %	0 %
<i>Origanum vulgare</i>	0 %	22,2 %	0 %	0 %	22,2 %	0 %
<i>Peucedanum cervaria</i>	0 %	40 %	0 %	30 %	10 %	0 %
<i>Prunella grandiflora</i>	50 %	68,8 %	0 %	12,5 %	25 %	31,3 %
<i>Scabiosa columbaria</i>	0 %	55,6 %	0 %	0 %	55,6 %	0 %
<i>Silene vulgaris</i>	80 %	81,8 %	18,2 %	18,2 %	0 %	45,4 %
<i>Tanacetum corymbosum</i>	40 %	50 %	0 %	7,1 %	14,3 %	28,6 %
<i>Teucrium chamaedrys</i>	0 %	64,3 %	0 %	21,4 %	42,9 %	0 %
<i>Trifolium rubens</i>	0 %	11,1 %	0 %	11,1 %	0 %	0 %

3.1.3.2.5 Deckungsgrad

Die Dokumentationen und Auswertungen des Deckungsgrades erfolgten an der TUM 17 Mal, an der HSWT 19 Mal. Aus Binärbildern, wie exemplarisch in Abbildung 64 dargestellt, konnte die prozentuale Bedeckung der Gefäße und einzelner Arten entnommen werden.

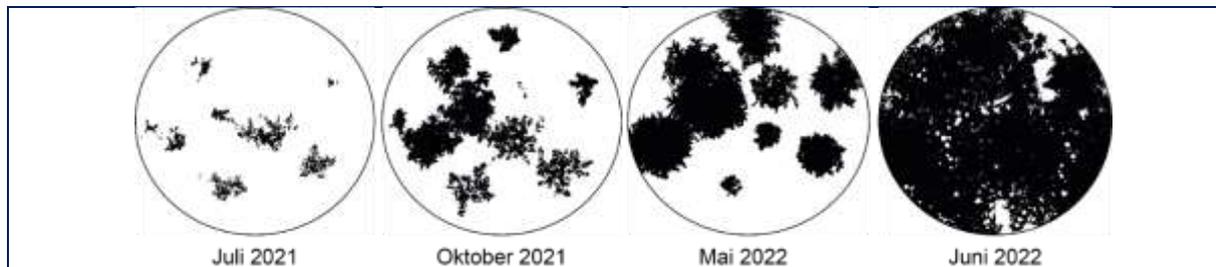


Abbildung 64: Binärbilder des Gefäßes 3B, halbtechnische Versuche der HSWT

Abbildung 65 stellt die Daten der Bildanalyse an der HSWT aus allen Kontrollgefäßen (Modul A) mit den Daten der Gefäße unter Stresseinfluss (Module B, C, D) gegenüber. Wie auch in der Grafik zu erkennen ist liegt der **Deckungsgrad der beiden Behandlungsgruppen meist sehr nah beieinander**. Bei der Messung im August 2022 lag der Median der Kontrollgefäße deutlich unter dem Median des Deckungsgrades der gestressten Pflanzgefäße. Als Ursache wird hier vermutet, dass sich die zu diesem Zeitpunkt vorherrschende Trockenheit schneller auf die Kontrollpflanzungen auswirkte. Die Gefäße B, C und D konnten längere Zeit von der Feuchtigkeit des zuvor stattgefundenen Überstauungsereignisses profitieren. Kontrollgefäße wurden zeitgleich zu den Überstauungen zwar ebenfalls gegossen, allerdings nur oberflächlich und mit geringeren Wassermengen als in überstauten Gefäßen. Die Kontrollpflanzen wurden bei ersten Anzeichen von Trockenschäden sofort bewässert, wodurch sie bereits bei der Datenerhebung im September wieder einen höheren Deckungsgrad aufwiesen. Zu diesem Zeitpunkt waren signifikante Unterschiede zu verzeichnen ($p = 0,003$). Im April und Mai 2023 lag der Deckungsgrad von Kontrollgefäßen ebenfalls signifikant höher ($p = 0,014$ und $p = 0,03$), was vor allem auf die hohe Mortalitätsrate in gestressten Gefäßen zurückzuführen ist.

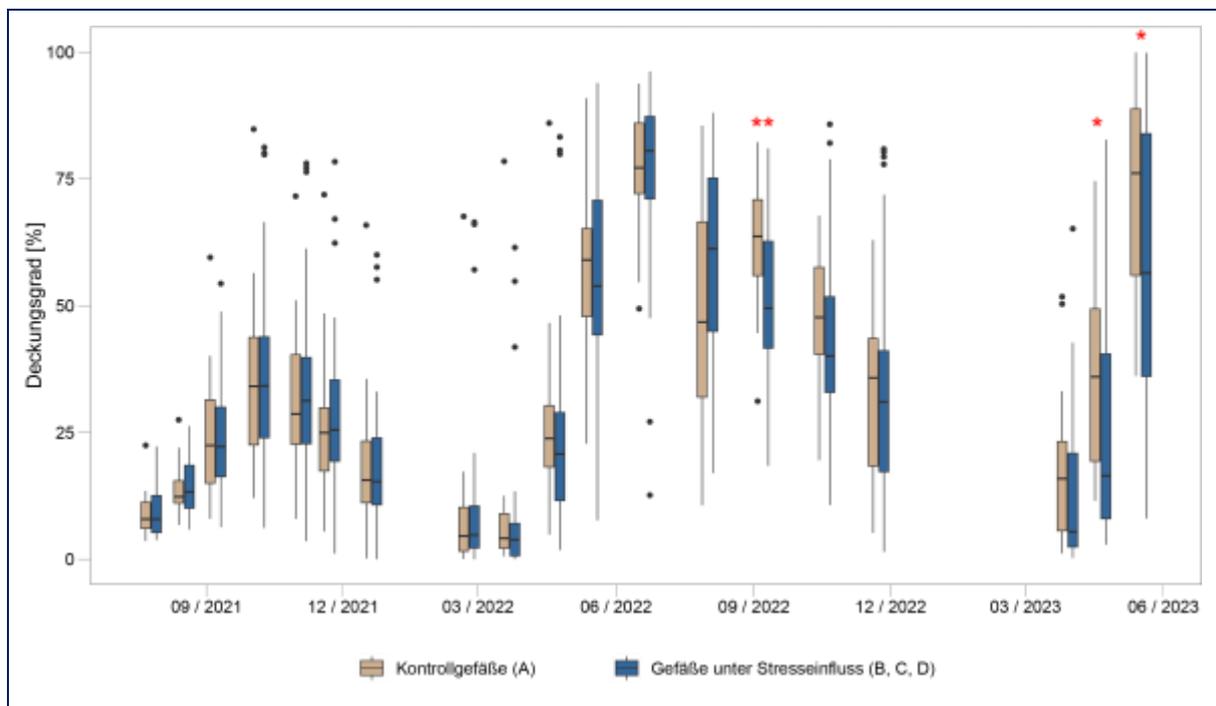


Abbildung 65: Deckungsgrad der Gefäße an den halbtechnischen Versuchen der HSWT. Signifikanzwerte in Rot: * signifikant ($p < 0,05$), ** sehr signifikant ($p < 0,01$), *** hochsignifikant ($p < 0,001$)

Mittelwertvergleiche der einzelnen Arten ergaben für *Peucedanum cervaria* ($p = 0,011$), *Origanum vulgare* ($p = 0,008$), *Leucanthemum vulgare* ($p < 0,001$), *Marrubium vulgare* ($p = 0,007$) und *Bupthalmum salicifolium* ($p = 0,027$) signifikante Unterschiede mit höherem Deckungsgrad in Kontrollgefäßen. Diese Unterschiede können jeweils mit der hohen Ausfallrate der Arten in Gefäßen unter Stresseinfluss begründet werden. Nach ersten Ausfällen im Juli 2022 sind beispielsweise seit September 2022 alle Pflanzen der Module B, C und D bei *Leucanthemum vulgare* abgestorben, während in Modul A alle Pflanzen erhalten blieben.

Außerdem zeigten sich bei *Campanula trachelium* signifikante Unterschiede ($p = 0,003$), hier waren die Werte in Gefäßen unter Stresseinfluss allerdings höher als diejenigen der Kontrollgefäße. Insbesondere während und nach der Trockenperiode im August 2022 waren die Pflanzen in gestressten Gefäßen vitaler als in Kontrollgefäßen (siehe auch Kapitel 3.1.3.2.6). Die Unterschiede sind mittlerweile nicht mehr erkennbar.

In Anhang 11 ist der Deckungsgrad der einzelnen Arten in Kontrollgefäßen und Gefäßen unter Stresseinfluss gegenübergestellt. Hier zeigten sich einige Arten zeitweise als sehr wuchsstark mit einer Bedeckung von über 75 % der Gesamtfläche eines Gefäßes (in Gefäßen B, C oder D), darunter *Cichorium intybus*, *Artemisia absinthium*, *Medicago falcata*, *Calamagrostis varia*, *Scabiosa ochroleuca* oder *Centaurea montana*. Auch *Petrorhagia saxifraga* bedeckte für längere Zeit einen Großteil der Gefäße, wurde durch die Trockenperiode im August 2022 aber deutlich geschwächt. Im Mittel über die gesamte Versuchslaufzeit lag der Deckungsgrad dieser Arten ebenfalls sehr hoch. Zu den wuchsschwächeren Arten mit Mittelwerten in gestressten Gefäßen über die gesamte Versuchslaufzeit von unter 3 % zählen unter anderem *Dictamnus albus* ($0,434 \% \pm 1,027$), *Armeria maritima* ($1,731 \pm 1,797$), *Linaria vulgaris* ($2,348 \pm 4,271$), *Gentiana cruciata* ($2,43 \pm 2,438$) oder *Prunella grandiflora* ($2,908 \pm 3,054$). Dies ist bei der Pflanzplanung entsprechend zu berücksichtigen.

Aus den Ergebnissen der Deckungsgradauswertungen kann zudem entnommen werden, welche Arten welchen Anteil an der Gesamtvegetation einnehmen und ob es möglicherweise Artverschiebungen gibt. Dies ist grafisch für jedes Gefäß aus den Mittelwerten der Pflanzungen unter Stresseinfluss in Anhang 11 dargestellt. **Hier wird deutlich, welche Arten sich in den Mischungen als besonders konkurrenzstark oder -schwach herausstellten.** In Gefäß 02 beispielsweise nahm der Flächenanteil von *Linum perenne* im Laufe der Versuchslaufzeit immer weiter ab, während *Stipa capillata* immer mehr Fläche einnahm. *Calamintha nepeta* in Gefäß 03 wurde nach und nach von *Inula hirta* und *Tanacetum corymbosum* verdrängt, diese konnten sich aufgrund ihrer Wuchshöhe besser durchsetzen. In Gefäß 12 dominierte insbesondere während der Vegetationsperiode *Calamagrostis varia*, während *Teucrium chamadrys* und *Bupthalmum salicifolium* einige Ausfälle verzeichneten und zudem konkurrenzschwächer waren. In Gefäß 18 wird die starke Konkurrenzkraft von *Scabiosa ochroleuca* deutlich, welches sich zunehmend versamte und die Pflanzfläche zuletzt vollständig einnahm. *Dictamnus albus* und *Anthericum ramosum* zeigten sich deutlich konkurrenzschwächer als *Geranium sanguineum*. Hier wäre eine längerfristige Untersuchung interessant, da sich *Dictamnus albus* sehr langsam entwickelt und sich möglicherweise in ein paar Jahren wesentlich konkurrenzstärker zeigt. Auch die Totalausfälle von *Leucanthemum vulgare* und *Dianthus carthusianorum* sind in den Visualisierungen erkennbar. Die gesäten Arten *Carum carvi* und *Papaver rhoeas* entwickelten sich im zweiten Jahr (2023) bereits sehr gut. *Knautia arvensis* wies zwar eine hohe Mortalitätsrate auf, konnte sich aber versamen, sodass kein Rückgang der Flächenanteile zu erkennen war.

Die vier Tröge der Zusatzversuche (in den vier unterschiedlichen Substratmischungen der Kupfer- und Fassadendachabflüsse) wiesen **keine signifikanten Unterschiede im Deckungsgrad der Bepflanzung auf. Die Substrate hatten somit in diesen vier Gefäßen keinen Einfluss auf den Zuwachs der Pflanzen.**

Die Auswertung des Deckungsgrads an der TUM in den Trögen mit unterschiedlichen Substratmischungen ist in Abbildung 66 dargestellt. Hier kann der Wuchs gleicher Artenmischungen auf unterschiedlichen Substraten verglichen werden: **es zeigten sich keine signifikanten Unterschiede.** Da Pflanzmischung 10 nur in Substrat III gepflanzt wurde und kein Vergleichssubstrat vorhanden ist sind diese Daten nicht in der Grafik enthalten.

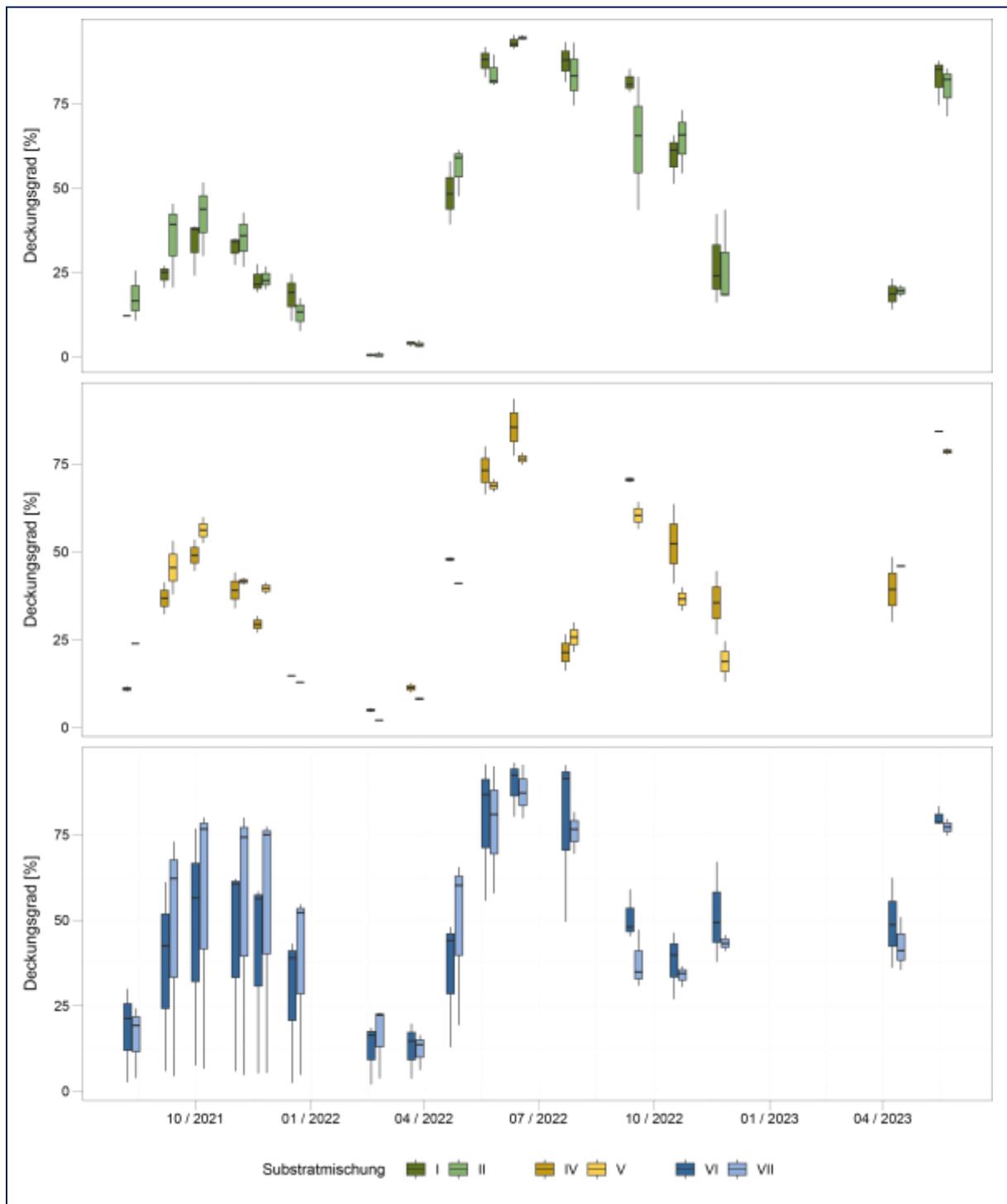


Abbildung 66: Deckungsgrad der Pflanzen in den halbtechnischen Versuchen an der TUM in unterschiedlichen Substratmischungen. Gleiche Farbgruppen (Grün, Braun, Blau) wurden jeweils mit gleichen Pflanzenarten bepflanzt und mit gleichen Niederschlagsabflüssen beschickt, siehe Abbildung 9.

3.1.3.2.6 Visuelle Qualität

Die visuelle Qualität aller Pflanzen in Kontrollgefäßen lag im Mittel zu jedem Zeitpunkt über den Werten der Pflanzen in Gefäßen unter Stresseinfluss (Abbildung 67, abgestorbene Pflanzen ausgenommen). Die Unterschiede sind teilweise signifikant, zum Beispiel im Zeitraum nach den Salzungen im Winter 2022 und 2023. Auch die Trockenperiode im August 2022 bewirkte signifikante Qualitätsunterschiede, die bis in den Herbst erkennbar waren.

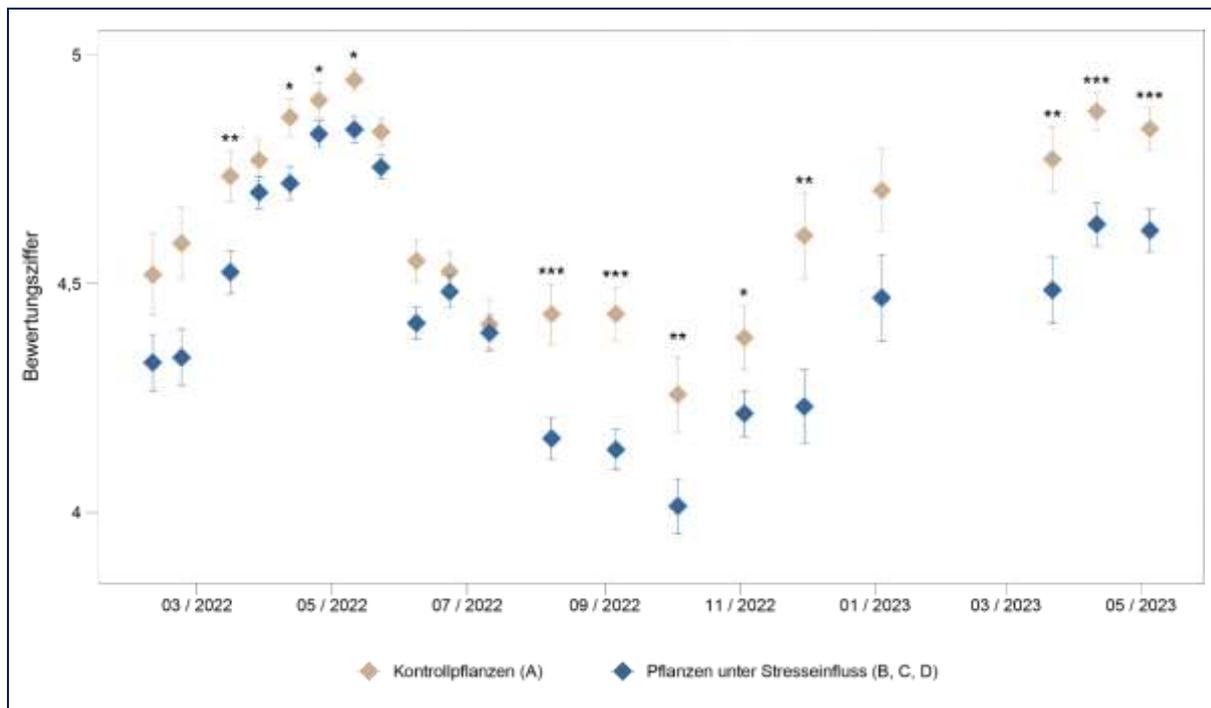


Abbildung 67: Darstellung der Mittelwerte visueller Qualität aller Kontrollpflanzen und Pflanzen unter Stresseinfluss in den Gefäßen der halbtechnischen Versuche in Freising. Fehlerbalken geben Standardfehler an. Bewertungsziffern von 0 (= Pflanze abgestorben) nicht in der Auswertung inbegriffen.

* signifikant ($p < 0,05$), ** sehr signifikant ($p < 0,01$), *** hochsignifikant ($p < 0,001$)

Signifikante Unterschiede zeigten sich auch in den Auswertungen der visuellen Qualität einzelner Arten. In Tabelle 27 im Anhang sind jeweils die Mittelwerte der Qualität einzelner Arten für Kontrollpflanzen und gestresste Pflanzen gegenübergestellt. Die Daten wurden in die drei Phasen des Dokumentationszeitpunkts gruppiert (siehe Tabelle 7), um artspezifische Qualitätsunterschiede während unterschiedlicher Stresssituationen feststellen zu können. Signifikant höhere Bewertungsziffern in Kontrollgefäßen wurden während der Salzungsphase zum Beispiel bei *Achillea nobilis*, *Briza media*, *Dianthus arenarius*, *Euphorbia seguieriana*, *Origanum vulgare*, oder *Stipa pennata* dokumentiert. Die Trockenheitsphasen bewirkten signifikant höhere Qualitätsbewertungen in Kontrollgefäßen bei *Bupleurum falcatum*, *Cichorium intybus*, *Medicago falcata*, *Scabiosa ochroleuca*, etc. Während der Einstauphase zeigten sich unter anderem bei *Buphthalmum salicifolium*, *Dianthus carthusianorum*, *Prunella grandiflora* und *Scabiosa columbaria* signifikante Unterschiede. Bei manchen Arten traten signifikante Unterschiede zu mehreren Zeitpunkten auf, darunter *Linum perenne*, *Marrubium vulgare* und *Leucanthemum vulgare*.

In den meisten Fällen wurde die Qualität der Pflanzen in Kontrollgefäßen höher bewertet als bei den Pflanzen der gleichen Art, die unter muldenspezifischen Stresseinflüssen standen. Ausnahmen bilden beispielsweise *Hypericum perforatum* und *Achillea millefolium* während Trockenphasen oder *Teucrium chamaedrys* während der Salzungsphase: hier wurden signifikant bessere Bewertungen in gestressten Gefäßen erzielt, als in Kontrollgefäßen. Bei *Achillea millefolium* und *Hypericum perforatum* lässt sich das darin begründen, dass die Trockenperiode nach dem Einstauereignis im Juli 2022 kurzzeitig stärkere Auswirkungen auf die Kontrollpflanzen hatte, als auf die Pflanzen, die zuvor über 24 h mit Wasser überstaut wurden. Für kurze Zeit zeigten auch die Kontrollpflanzen Trockenheitsschäden, was in den Auswertungen der visuellen Qualität sichtbar wird. Diese Unterschiede sind seit dem Neuaustrieb im Jahr 2023 nicht mehr erkennbar. Bei *Teucrium chamaedrys* war der Austrieb der Kontrollpflanzen im Frühjahr 2022 vergleichsweise schwach, sodass diese Pflanzen mit schlechterer Qualität bewertet wurden (Kontrolle $1,545 \pm 0,207$, gestresst $3,905 \pm 0,217$ für die Salzungsphase 2021/2022). Die Kontrollpflanzen konnten sich aber schnell erholen und wurden während der Salzungsphase im Jahr darauf deutlich besser bewertet als die Pflanzen unter Streusalzeintrag (Kontrolle $4,167 \pm 0,543$, gestresst $3 \pm 0,447$ für die Salzungsphase 2022/2023). Dies verdeutlicht, dass stets mehrere Simulationen eines Stresseinflusses und mehrere Vegetationsperioden beobachtet werden sollten, um

repräsentative Ergebnisse zu erzielen. Insbesondere in der Zeit kurz nach Pflanzung können Wuchshemmungen oder Ausfälle auch in Kontrollpflanzungen auftreten.

Von insgesamt 70 bewerteten Arten (ohne *Centaurea cyanus*, *Legousia speculum-veneris* und *Consolida regalis*, da nicht ausgetrieben) **zeigten 44 Arten während keiner der Versuchsphasen signifikante Unterschiede der visuellen Qualität. Daraus lässt sich schließen, dass die muldenspezifischen Stresseinflüsse von Trockenheit, Überstauung und Salzeintrag keinen Einfluss auf die visuelle Qualität dieser Arten hatten.**

Um keine falschen Aussagen hinsichtlich der Toleranz muldenspezifischer Stresseinflüsse der Arten zu treffen sollten die Mittelwerte unterschiedlicher Phasen aus Tabelle 27 nicht untereinander verglichen werden, **da zu verschiedenen Phasen auch unterschiedliche weitere Stresseinflüsse auftreten können** (beispielsweise biotische Faktoren). So könnte zum Beispiel während der Einstauphase im Frühjahr oder Herbst vermehrt Schneckenfraß auftreten, als während einer Hitze- und Trockenheitsperiode im Sommer, was sich in den Qualitätsbewertungen bemerkbar machen würde. Stattdessen können die Bewertungen aus Kontrollgefäßen und Gefäßen unter Stresseinfluss der jeweiligen Phase verglichen werden, um die Reaktionen der Arten auf Trockenheit, Salzeintrag und Einstau zu verdeutlichen. Weitere Aspekte, welche die visuelle Qualität auch unabhängig der Stresssimulationen beeinflussen (Fraßschäden, Standfestigkeit, etc.) sind in Tabelle 24 zusammengetragen.

Anhand der visuellen Qualitätsbewertung werden optisch sichtbare Schädigungen und ästhetische Mängel dokumentiert, die Rückschlüsse auf biotische und abiotische Stresseinflüsse geben können. Dabei ist anzumerken, dass **manche Reaktionen der Pflanzen auf Stress eine wichtige Überlebensstrategie darstellen**, wie beispielsweise die Blattseneszenz in Trockenperioden (MUNNÉ-BOSCH & ALEGRE, 2004). Daher kann zwar die Reaktion der Arten auf verschiedene Stresseinflüsse dargestellt werden, sind diese aber nicht unbedingt ausschlaggebend für das Überleben der Pflanze.

3.1.3.2.7 Phänologische Entwicklung

Die Anzahl der Blühtage der einzelnen Arten in Gefäßen unter Stresseinfluss ist in Tabelle 24 dargestellt. **Bei manchen Arten war die Blühzeit in den gestressten Gefäßen signifikant kürzer, als in Kontrollgefäßen.** Dazu gehören *Alyssum murale* ($p = 0,018$), *Calamintha nepeta* ($p = 0,029$), *Geranium sanguineum* ($p = 0,042$), *Inula hirta* ($p = 0,026$), *Melittis melissophyllum* ($p = 0,03$), *Origanum vulgare* ($p = 0,015$), *Petrorhagia saxifraga* ($p = 0,009$), *Peucedanum cervaria* ($p = 0,038$), *Scabiosa columbaria* ($p = 0,025$) und *Scabiosa ochroleuca* ($p = 0,016$). Bei diesen Arten begann die Blütezeit in Kontrollgefäßen einige Tage vor den Pflanzen in gestressten Gefäßen und dauerte zudem länger an. *Origanum vulgare* konnte sich beispielsweise nach der Trockenheit im August 2022 bis zum Ende der Vegetationsperiode nicht mehr ausreichend regenerieren, um eine erneute Blüte auszubilden. In Kontrollgefäßen hingegen fand eine zweite Blüte von September bis November statt.

Bei anderen Arten (zum Beispiel *Achillea millefolium*, *Campanula rapunculoides*, *Campanula trachelium*, *Euphorbia cyparissias*, *Galium verum*, *Medicago falcata* und *Nepeta cataria*) wurde eine signifikant längere Blütendauer bei Pflanzen unter Stresseinfluss beobachtet, als bei Kontrollpflanzen. Als Ursache wird hier die Überstauungssimulation im Juli 2022 vermutet, durch die die Pflanzen unter Stresseinfluss die nachfolgende Trockenperiode besser überstehen konnten, als nicht überstaute Kontrollpflanzen. Dies wurde beispielsweise für *Achillea millefolium* und *Campanula trachelium* bereits in Kapitel 3.1.3.2.5 und 3.1.3.2.6 vermerkt. Hier wäre die Dokumentation einer vollständigen zweiten Vegetationsperiode sinnvoll, um die weitere Entwicklung abbilden zu können.

Alle nicht genannten Arten wiesen keine signifikanten Unterschiede in der Blühdauer der Pflanzen in Kontrollgefäßen und Gefäßen unter Stresseinfluss auf.

3.1.3.2.8 Wuchshöhen

Die Wuchshöhen sind in Tabelle 24 als Median und Maximalwert aufgelistet. **Bei der Betrachtung von Unterschieden zwischen den Wuchshöhen der Pflanzen in Kontrollgefäßen und Gefäßen unter Stresseinfluss sind für die meisten Arten keine signifikanten Unterschiede festzustellen.** Lediglich *Anthemis tinctoria*, *Buphthalmum salicifolium*, *Dianthus arenarius*, *Knautia arvensis* und *Linum perenne* zeigten signifikant höheres Wachstum in Kontrollgefäßen als unter Stresseinfluss ($p < 0,05$). Für *Scabiosa columbaria* zeigten sich ebenfalls signifikante Unterschiede ($p < 0,05$), hier war das Wachstum unter Stresseinfluss allerdings höher. Diese Auswertungen basieren nur auf einer Datenerhebung (August 2022) seit Versuchsbeginn.

3.1.3.2.9 Pflegebedarf

Die Dauer zum Entfernen unerwünschter Sämlinge je Pflegedurchgang und Pflanzgefäß beziehungsweise Quadratmeter ist in Abbildung 68 dargestellt. **Insgesamt erfolgten 15 Pflegegänge.** Die Pflegezeiten der Gefäße ohne mineralische Multschicht lagen bei durchschnittlich 0,59 min (Oberbodenmischung) und 0,56 min (Unterbodenmischung) je Pflegegang und Quadratmeter für Gefäße ohne mineralische Multschicht, worin keine signifikanten Unterschiede bestehen. Auch die Pflegezeiten der Gefäße mit feinem und grobem Splitt unterschieden sich nicht signifikant und beliefen sich bis auf wenige Ausnahmen auf nahezu keinen zeitlichen Aufwand (durchschnittlich 1,38 und 0,63 Sekunden je Pflegegang und Quadratmeter). **Signifikante Unterschiede zeigten sich hingegen jeweils zwischen den Gefäßen mit und ohne mineralischer Multschicht ($p < 0,0001$).** Daraus lässt sich schließen, dass bei Verwendung eines oberbodenhaltigen Substrats verglichen mit oberbodenfreiem Substrat kein erhöhtes Unkrautauflkommen zu verzeichnen war, die mineralische Multschicht den Pflegebedarf aber deutlich senkte, unabhängig der Splittkörnung.

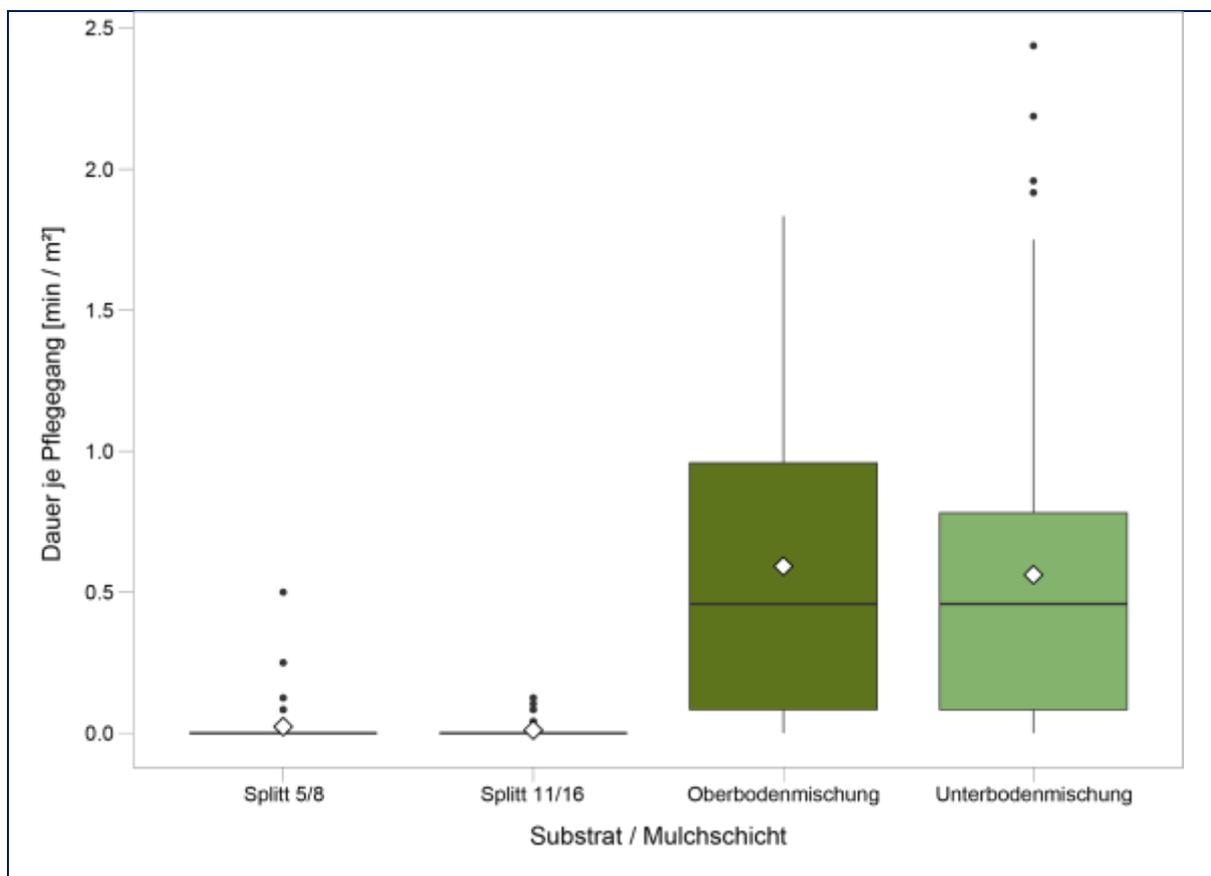


Abbildung 68: Pflegezeiten zum Entfernen unerwünschter Sämlinge in Gefäßen mit und ohne mineralischer Mulfschicht. Daten aus 15 Pflegegängen der halbtechnischen Versuche an der HSWT.

Es zeichnen sich erste Tendenzen ab, dass der Pflegebedarf in den Gefäßen mit Oberbodenmischung (ohne Mulfschicht) mit der Zeit abnimmt, was mit dem zunehmenden Bewuchs der Bepflanzung erklärbar wäre. Im Gegensatz dazu stieg der Aufwand zum Entfernen unerwünschter Beikräuter in Gefäßen mit Mulfschicht. Wo zu Beginn nahezu kein zeitlicher Aufwand entstand keimen nun immer mehr Sämlinge. Ob sich diese Trends fortsetzen wird jedoch nur bei längerer Dokumentation deutlich.

3.1.3.2.10 Ergebnisse aus den Pilotierungen (AP6)

Pflanzausfälle in den Versickerungsmulden in der Otto-Warburg-Straße wurden ebenfalls regelmäßig dokumentiert. **Die Pflanzung (Pflanzplan siehe Anh. 5) konnte sich gut entwickeln, die Auswirkungen hoher Salzeinträge und einiger Trockenphasen (Abbildung 58) äußerten sich in folgenden Ausfällen:**

- *Ajuga genevensis* (19,4 %)
- *Campanula trachelium* (22,2 %)
- *Buphthalmum salicifolium* (33,3 %)
- *Tanacetum corymbosum* (8,3 %)
- *Aster linosyris* (16,7 %)
- *Stachys recta* (20 %)
- *Scabiosa columbaria* (61,1 %)
- *Stipa pennata* (38,9 %)
- *Salvia pratensis* (16,7 %)

Calamagrostis varia, *Geranium sanguineum* und *Euphorbia cyparissias* verzeichneten keine Ausfälle. Durch die artspezifische, langsame Entwicklung von *Stipa pennata* konnte sich diese Art kaum gegenüber den wuchsstärkeren Arten durchsetzen. Auch *Scabiosa columbaria* unterlag der Konkurrenzstärke der anderen Arten.



Abbildung 69: Blühaspekte in der Otto-Warburg-Straße

Nach dem Bau der Versickerungsmulden erfolgte ein Pflegedurchgang zur Entfernung unerwünschter Beikräuter im September 2022. Zu diesem Zeitpunkt waren bereits einige Sämlinge gekeimt, darunter vor allem Schachtelhalm.

In der Unterpflanzung der „Baumrigolen“ in Pfaffenhofen (**Pflanzplan siehe Anhang 5**) an der Ilm wurden im Mai 2023 folgende Mortalitätsraten ermittelt:

- *Peucedanum cervaria* (25 %)
- *Dictamnus albus* (46,7 %)
- *Betonica officinalis* (10 %)
- *Linaria vulgaris* (43,3 %)
- *Melica ciliata* (15 %)
- *Anthericum ramosum* (10 %)
- *Hypericum perforatum* (82,5 %)
- *Geranium sanguineum* (13,3 %)
- *Teucrium chamaedrys* (1,4 %)
- *Veronica teucrium* (14,3 %)
- *Allium sphaerocephalon* (2 %)

Scabiosa columbaria, *Anthemis tinctoria*, *Petrorhagia saxifraga* und *Euphorbia cyparissias* wiesen keine Ausfälle auf. Die Ansaat von *Legousia speculum-veneris* konnte sich trotz mineralischer Mulchschicht etablieren und zeigte sich im Juni 2022 und 2023 in Blüte (Abbildung 70).



Abbildung 70: *Legousia speculum-veneris* in Blüte



Abbildung 71: Insekten in Pfaffenhofen an der Ilm

An der Bepflanzung war ein hohes Insektenaufkommen zu erkennen (Abbildung 71). Fotos der Pflanzflächen von Juni 2023 sind in Abbildung 72 dargestellt.



Abbildung 72: Fotos der Pflanzfläche in Pfaffenhofen an der Ilm von Juni 2023

3.1.4 Insektenerfassung

3.1.4.1 Quantitative Ergebnisse

In den Farbschalen in Freising, Pfaffenhofen an der Ilm und München wurden im Mai und Juni 2023 insgesamt 4630 Individuen erfasst, die 12 Ordnungen zugeordnet werden können. Am häufigsten vertreten waren Fliegen/ Mücken und Schnabelkerfe (Abbildung 73). Bei den Hautflüglern wurden die Bienen separat ausgezählt, insgesamt machten die Hautflügler mit 25,6 % ebenfalls einen großen Anteil der erfassten Individuen aus.

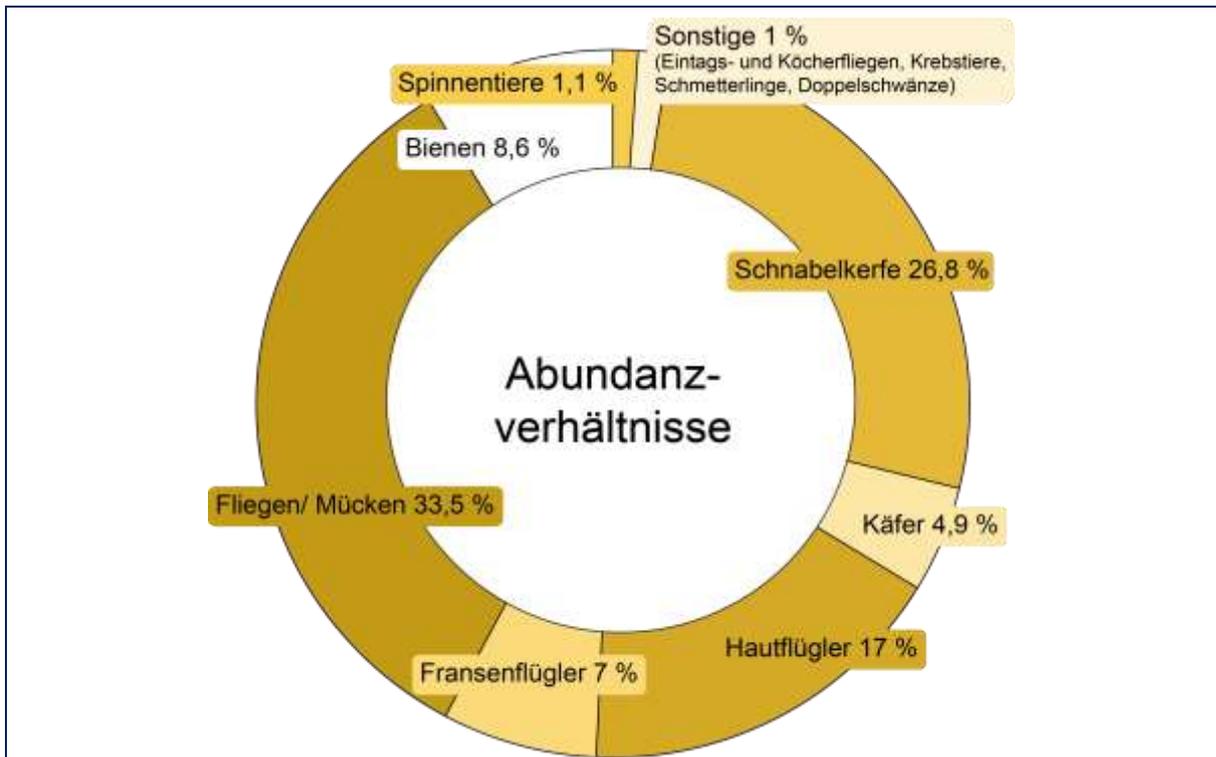
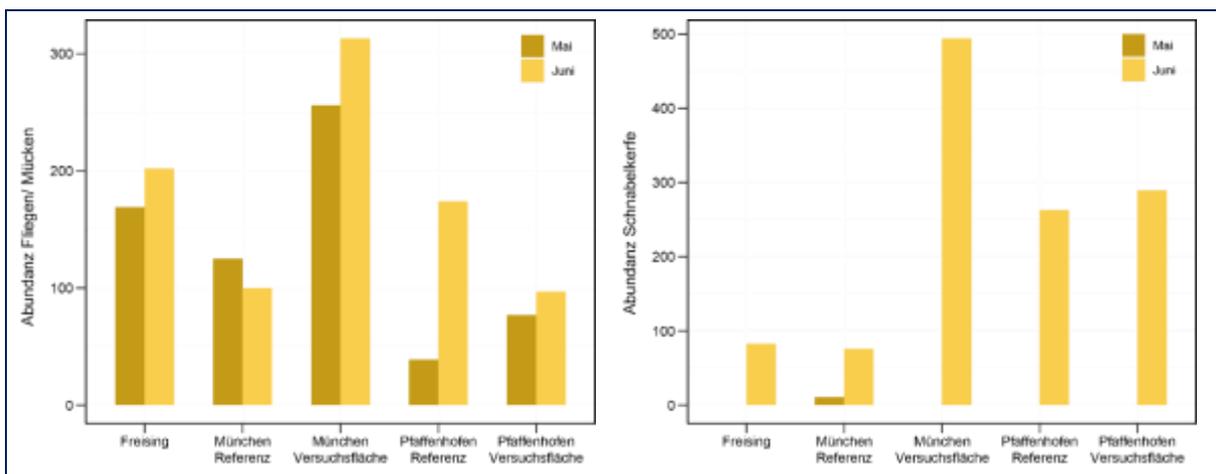


Abbildung 73: Abundanzverhältnisse der erfassten Individuen in den Farbschalen in Freising, Pfaffenhofen an der Ilm und München im Mai und Juni 2023

Insgesamt wurden im Juni (3686) deutlich mehr Individuen erfasst, als im Mai (944). Dies wird auch bei der Betrachtung der Anzahl an Individuen einzelner Ordnungen deutlich (Abbildung 74). Die Abundanz der Fliegen und Mücken, Hautflügler und Bienen sowie der Käfer war im Mai in den Versuchsflächen in München und Pfaffenhofen an der Ilm jeweils höher als in Referenzflächen. Dies bestätigte sich im Juni, als für fast alle der am häufigsten vertretenen Insektenordnungen **höhere Individuenzahlen in den Versuchsflächen erfasst wurden, als in Referenzflächen**. Einzige Ausnahme bilden die Käfer und Fliegen/ Mücken in Pfaffenhofen an der Ilm. In den Proben der Referenzflächen in München fanden sich im Juni hauptsächlich Schnabelkerfe und Fliegen bzw. Fliegenlarven wieder. Die hohe Anzahl an Hautflüglern bestand hierbei fast ausschließlich aus Ameisen, während in den Proben der Versuchsflächen eine hohe Vielfalt anderer Hautflügler zu erkennen war.



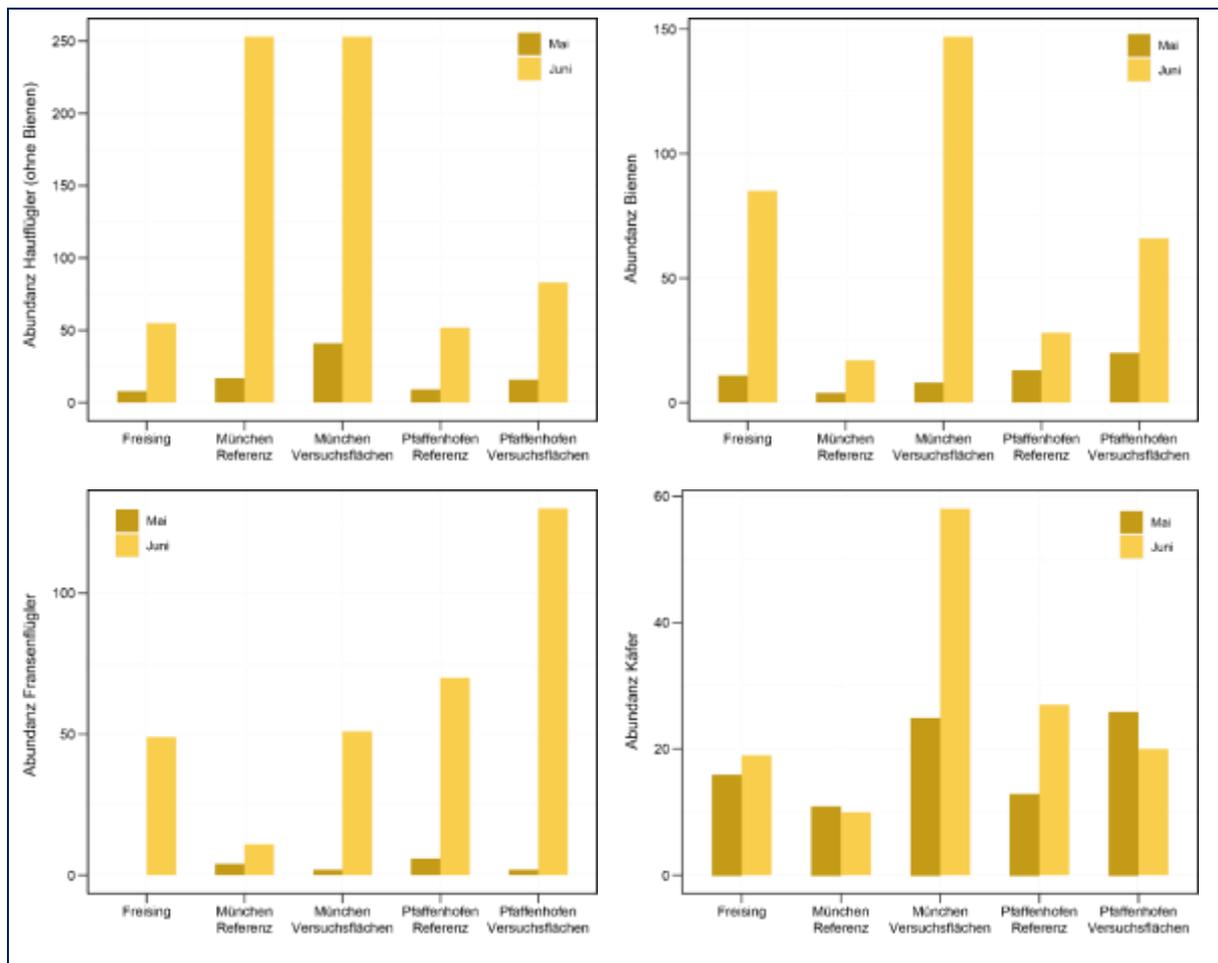


Abbildung 74: Abundanz einzelner Insektenordnungen der Erfassungen im Mai und Juni 2023 in Freising, Pfaffenhofen an der Ilm und München

Die Referenzfläche in Pfaffenhofen besteht aus einer artenreichen Wiese, die ein- bis zweimal jährlich gemäht wird (Abbildung 75). Hier fanden sich u. a. Pflanzenarten wie *Hypericum perforatum*, *Trifolium pratense*, *Lotus corniculatus*, *Papaver rhoeas*, *Onobrychis viciifolia*, *Jacobaea vulgaris*, *Plantago lanceolata*, *Crepis capillaris*, *Cirsium arvense*, *Medicago sativa*, *Rumex crispus*, *Sonchus asper*. Aufgrund der Vielfalt an Pflanzenarten und der ökologischen Pflege fanden sich hier ebenfalls viele Individuen in den Farbschalen. Mit dem Blütenangebot der Muldenbepflanzung konnte die Referenzfläche in Pfaffenhofen an der Ilm aufgrund des hohen Gräseranteils nicht mithalten. In den Referenzflächen in München zeigten sich zwar auch verschiedene Pflanzenarten, allerdings nur in geringer Wuchshöhe, häufig vertrocknet und ohne sämtliche Blühaspekte (Abbildung 76).



Abbildung 75: Referenzfläche der Insektenerfassungen in Pfaffenhofen an der Ilm, Juli 2023



Abbildung 76: Referenzfläche der Insektenerfassungen in München, Juni 2023

Die Ergebnisse der „Bunten Bänder“ (vergleiche Kapitel 3.1.1.4) zeigten, dass auf urbanisierten Flächen signifikant weniger Bestäuber auftreten als in periurbanen Flächen und Stadtrandbereichen, wobei dieser Effekt durch die Pflanzenvielfalt und Blütendichte der Blühflächen kompensiert wurde, die sich positiv auf die Bestäuber auswirkten (DIETZEL et al., 2022). Daher wäre davon auszugehen, dass in den multifunktionalen Versickerungsmulden in München weniger Individuen erfasst werden, als in Pfaffenhofen an der Ilm oder Freising, was sich bis auf wenige Insektenordnungen allerdings nicht bestätigte. Auch hier konnten die blühenden Mulden den negativen Effekt der stark versiegelten Flächen abschwächen.

Ein weiterer Vergleich der Ergebnisse mit anderen Forschungsprojekten ist nur bedingt möglich, da sich Zeitraum, Probenanzahl, Größe der Versuchsfelder und die Art der Erfassung meist unterscheiden.

3.1.4.2 Qualitative Ergebnisse

Im Folgenden sind die Ergebnisse des **Metabarcodings** der erfassten Bienen dargestellt. Insgesamt wurden an den Muldenflächen in Pfaffenhofen an der Ilm im Mai und Juni 2023 10 Bienenarten nachgewiesen, in den Referenzflächen waren es 7 Arten. Auch in München wurden mehr Bienenarten in den Mulden nachgewiesen (9) als in den Referenzflächen (4). Über alle Standorte und Erfassungszeiträume wurden insgesamt 26 verschiedene Bienenarten erfasst. Wildbienen der Roten Liste wurden weder in Freising noch in Pfaffenhofen an der Ilm oder München erfasst. 88,5 % aller erfassten Bienen gelten als polylektisch, 7,7 % als oligolektisch. Unter den in Deutschland vorkommenden Bienenarten lebt der Großteil polylektisch, nur 23,4 % sind oligolektisch, doch insbesondere die Spezialisten zählen zu den gefährdeten Arten. Grund ist unter anderem der Rückgang des Blütenangebots. **Um dem zunehmenden Artenrückgang entgegenzuwirken muss daher – neben anderen Maßnahmen – ein vielfältiges Blütenangebot in der Stadt geschaffen werden.**

Mit den verwendeten Versuchspflanzen war bereits eine große Vielfalt an Pflanzenfamilien vertreten, darunter zum Beispiel *Asteraceae*, *Campanulaceae*, *Apiaceae*, *Fabaceae* und *Ranunculaceae*, die von einigen Wildbienenarten – darunter auch einige oligolektische Arten – als Pollenquellen genutzt werden. Um eine möglichst große Vielfalt an Wildbienen anzusprechen wäre eine **Ergänzung der Pflanzenliste** um weitere, bisher nicht vorhandene Pflanzenfamilien sinnvoll (insofern diese den Anforderungen und Standortbedingungen einer Versickerungsmulde entsprechen). Außerdem könnten weitere **frühblühende Arten** ergänzt werden, um möglichst die gesamte Flugzeit der Bienen abdecken zu können.

Weiterhin kann aus den Ergebnissen der DNA-Analysen entnommen werden, dass mit 61,5 % hauptsächlich solitäre Bienen und einige soziale Arten (34,6 %) auftraten. Nur eine Art, *Bombus barbutellus*, lebt brutparasitisch. 76,9 % der erfassten Bienen nisten unterirdisch (endogäisch), 23,1 % nisten oberirdisch (hypogäisch). Wie Abbildung 77 zeigt, nutzt ein Großteil der Arten selbstgegrabene Hohlräume als Nistplatz. Hypogäische Arten hingegen nisten zum Beispiel in vorhandenen Hohlräumen, Mauerfugen, Felsspalten, Pflanzenstengeln oder ähnlichem.

Um einen geeigneten Lebensraum für Bienen in der Stadt zu schaffen sind sowohl Nahrung als auch das Angebot an Nistplätzen bedeutend. Versickerungsmulden eignen sich allerdings aufgrund der temporären Überstauungen nur bedingt für unterirdisch nistende Bienen, daher könnten zur gezielten Förderung der Artenvielfalt geeignete Nistflächen in der Nähe angeboten werden (z. B. nicht eingestaute, offene Flächen oder Sandböden für endogäisch nistende Bienen). Zudem sollte die Pflege auf die Insektenvorkommen abgestimmt werden und ein Rückschnitt der Pflanzflächen erst im Frühjahr erfolgen, um zum Beispiel Pflanzenstengel als Überwinterungsmöglichkeit zu erhalten.

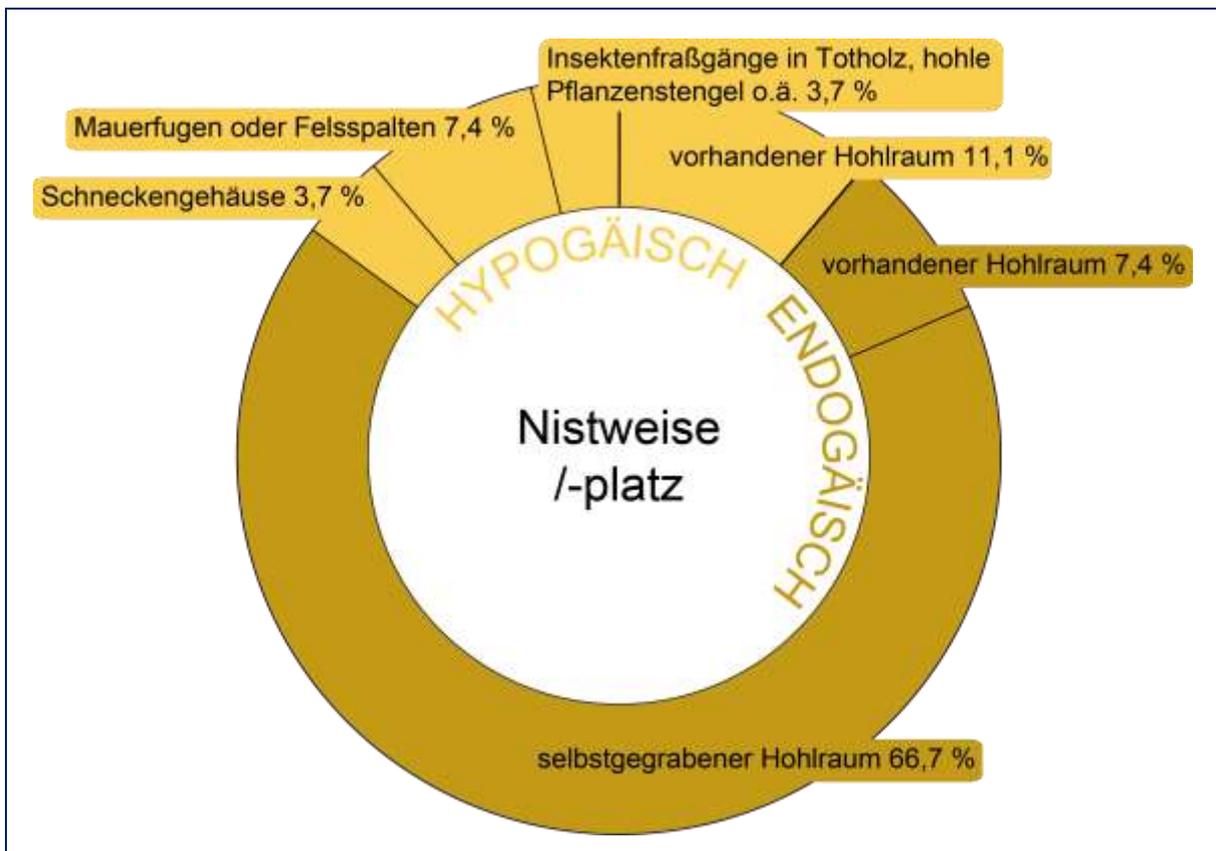


Abbildung 77: Nistweise beziehungsweise Nistplatz der erfassten Bienenarten

3.1.5 Zusammenfassung der Ergebnisse

In den folgenden Tabellen (Tabelle 23 und Tabelle 24) sind die Ergebnisse für die Substrate und Bepflanzung aus den halbtechnischen Versuchen dargestellt und mit den Erfahrungen aus den Pilotierungen ergänzt. Für die Artenauswahl sowie die Substrate sind basierend auf den Versuchsergebnissen zudem Angaben zur Empfehlung für die Verwendung in urbanen Mulden angegeben. **57 heimische Arten können für den Extremstandort der urbanen Versickerungsmulde empfohlen werden.**

Tabelle 23 Zusammenfassung der Versuchsergebnisse in die getesteten Substrate für die Verwendung in urbanen Versickerungsmulden

Substrat	Kosten [€/ m ³] zzgl. Fracht	Anteil [Vol. %]	Vorteile	Nachteile	Empfehlung?	
					Verkehrsflächen abflüsse	Dachflächen abflüsse
Ausgangsubstrat						
Oberboden (natürlich)	0 – 15	möglichst hoch	Kostengünstig , hoher Rückhalt von gewässer-relevanten Substanzen wie Schwermetalle und teilw. Biozide, oft ortsnahe Verwertung möglich	Anfängliches Unkrautpotential, sehr hohe Variabilität in der Zusammensetzung, bindige Böden als Ausgangsmaterial oft nicht praktikabel	✓	✓ Schadstofffreiheit bei anthropogen überprägten Böden ist nachzuweisen
sandige Unterböden	0-15	möglichst hoch	Kostengünstig, anfänglich unkrautfrei, Rückhalt von gewässerrelevanten Substanzen wie Schwermetalle; oft ortsnahe Verwertung möglich;	Geringeres Rückhaltepotential für organische Substanzen wie Biozide	✓	✓ wenn Oberboden nicht verwendet werden kann bzw. vorhanden ist. Schadstofffreiheit bei anthropogen überprägten Böden ist nachzuweisen
Zuschlagssubstrate						
Gewaschene Quarz- oder Carbonatsande	15-25	bis 50	unkrautfrei, gute Eignung um Kornverteilung (kF-Wert) einzustellen, Rückhalt von gewässerrelevanten Substanzen wie Schwermetalle Bei Carbonatsand Entfernung von Schwermetallen durch Fällungsprozesse	Geringeres Rückhaltepotential für organische gewässerrelevanten Substanzen wie Biozide, zur Ausfällung von Schwermetallen carbonathaltigen Sande verwenden;	✓	✓ nicht zu empfehlen bei org. Stoffen im Zulauf; bei gelösten Metallen Carbonatsand verwenden

Substrat	Kosten [€/ m ³] zzgl. Fracht	Anteil [Vol. %]	Vorteile	Nachteile	Empfehlung?	
					Verkehrsflächen abflüsse	Dachflächen abflüsse
Aktivkohle (granuliert)	> 1.500	>= 10	Hoher Rückhalt von Schadstoffen wie Biozide	Sehr teuer, kein spezifischer Rückhalt von gewässer-relevanten Substanzen, da hohe Konkurrenz bei der Adsorption durch andere natürliche organische Stoffe in Böden wie Huminstoffe	x	x
Kompost	10 - 20	< 10	Kostengünstig, Nährstoffquelle für die Pflanzen anfänglich geringerer Pflegeaufwand durch geringeren Unkrautdruck	Hoher Huminstoffgehalt, evtl. Auslaugung von gelösten org. Stoffen (DOC) oder Nährstoffen, die ggf. Metalle komplexieren können,	✓	✓
Zeolith	~300	>= 10	Hohe Kationenaustauschkapazität, guter Rückhalt von gelösten Metallen	teuer	x	✓
Ziegelsand	35 - 50	10 -20	hohe Wasserhaltekapazität durch hohe Porosität, geringerer Pflegeaufwand	In Abhängigkeit der Provenienz des Ausgangsmaterial anfängliche Auslaugung gewässerrelevanter Substanzen möglich (z. B. Vanadium, Fluorid)	✓	✓

Ja als Option, wenn hoher Rückhalt von organischen Stoffen wie Biozide gefordert/nötig ist, z.B. im Ablauf von Fassaden oder Gründächern (Gefahr durch Stoffe wie Mecoprop, Diuron, Terbutryn)

Zur Einstellung für den Humusgehalt.
Verwendung von feinkörnigem RAL-gütesicherten Fertig- oder Substratkompost, Rottegrad V; Körnung <15mm

Nur an Metaldächern, wenn hohe gelöste Konzentrationen von Schwermetallen erwartet werden, kann dort die Standzeit erhöht werden

Ja, wenn Wasserversorgung der Bepflanzung verbessert werden soll
Ausschließlich Verwendung von sortenreinen Körnungen gem. DüMV

Tabelle 24: Zusammenfassung der Versuchsergebnisse und Steckbriefe der 73 heimischen Arten mit Angaben zur Empfehlung für die Verwendung in urbanen Versickerungsmulden

Art	Höhe [cm] ¹	Strategie-typ ²	Wurzelsystem ³	Wurzeldichte ⁴	Wurzeltiefe ⁵	Blühdauer [d] ⁶	Trockenphase ⁷	Salzungsphase ⁸	Einstauphase ⁹	Ausfallrate ¹⁰	Pilotierungen ¹¹	Empfehlung?	Anmerkungen
 <i>Achillea millefolium</i> (Gew. Wiesen-Schafgarbe)	65 (85)	C				61	+++	+++	+++	na	na	Ja	Breitet sich durch Ausläufer schnell aus, daher mit wuchsstarken Nachbarn kombinieren. Zeitweise Läusebefall. Lange Blütezeit.
 <i>Achillea nobilis</i> (Edle Schafgarbe)	70 (85)	CS				59	+++	-	-	82 %	na	Nein	Totalausfall in Gefäßen unter Stresseinfluss, in Kontrollgefäßen zum Endbericht noch eine Pflanze vorhanden (mit nur einem verbleibenden Trieb.) Zeitweise Läusebefall. Lange Blütezeit.
 <i>Ajuga genevensis</i> (Genfer Günsel)	(17)	CSR	kf, sf	m	f	7	na	na	na	~ 80 %	o	Nein	Von Beginn an hohe Mortalitätsrate. Trotz Ausläuferbildung sehr konkurrenzschwach, sowohl an der HSWT als auch in München.
 <i>Allium sphaerocephalon</i> (Kugelköpfiger Lauch)	na	CSR		m	f	34	+++	+++	+++	0 %	+	Ja	
 <i>Alyssum montanum</i> (Berg-Steinkraut)	na	CSR	zf, ks	d	m	41	+++	+	+++	8 %	na	Ja	Vitalitätseinbußen unter Salzeintrag, daher ggf. für nicht gesalzene Standorte zu empfehlen.
 <i>Anthemis tinctoria</i> (Färber-Hundskamille)	75 (90)	CS				44	++	++	+++	na	++	Ja	Hohe Ausfallrate, konnte sich durch Versamung aber sehr gut erhalten (sowohl in Freising als auch Pfaffenhofen). Zeitweise Fraßschäden und Läusebefall. Blüht immer wieder.
 <i>Anthericum ramosum</i> (Rispige Graslilie)	60 (80)	CSR	zf	m	m	50	+++	+++	+++	0 %	+	Ja	Lange Blütezeit.
 <i>Armeria maritima</i> (Strand-Grasnelke)	50 (60)	CSR	st	s	m / t	67	+++	+++	+++	0 %	na	Ja	Lange Blütezeit. Wuchsschwach, starke Nachbarn meiden.
 <i>Artemisia absinthium</i> (Wermut)	145 (160)	CS				49	+++	++	+++	11 %	na	Ja	Wuchsstark, mit starken Nachbarn kombinieren. Läusebefall. Verkahlt von unten (mit niedrigeren Arten verdecken).
 <i>Aster amellus</i> (Kalk-Aster)	50 (65)	CS	zf, ks	m	m	27	+++	o	+++	17 %	na	Ja	Ggf. Standorte unter Streusalzeintrag meiden. Zeitweise Fraßschäden.
 <i>Aster linosyris</i> (Goldhaar-Aster)	50 (60)	CSR	zf	m	m	57	+++	+++	+++	0 %	o	Ja	Lange Blütezeit. Sehr gute Vitalität während Trockenheits-, Salzungs- und Einstauphasen. Samenstände bis in den Winter attraktiv.

Art	Höhe [cm] ¹	Strategie-typ ²	Wurzelsystem ³	Wurzeldichte ⁴	Wurzeltiefe ⁵	Blühdauer [d] ⁶	Trockenphase ⁷	Salzungsphase ⁸	Einstauphase ⁹	Ausfallrate ¹⁰	Pilotierungen ¹¹	Empfehlung?	Anmerkungen
 <i>Betonica officinalis</i> (Heil-Ziest)	80 (90)	C	kf, zf	m	m / t	49	+++	o	+++	22 %	+ (PAF)	Ja	Ausfälle während der Salzungsphase, gesalzene Standorte ggf. vermeiden. Gute Entwicklung auch in PAF.
 <i>Briza media</i> (Gewöhnliches Zittergras)	85 (95)	CSR	ks	d	m	na	+++	+	+++	11 %	na	Ja	Ausläuferbildend.
 <i>Buphthalmum salicifolium</i> (Weidenblättr. Ochsenauge)	40 (60)	C	ks	m	m	42	+++	o	-	67 %	-(M)	Nein	Hohe Ausfallrate in FS und M. Zeitweise Fraßschäden. Verwendung ggf. an nicht gesalzene Standorte und im selten überstauten Böschungsbereich möglich.
 <i>Bupleurum falcatum</i> (Sichelblättriges Hasenohr)	40 (50)	CSR	zf	d	m / t	61	++	o	++	33 %	na	Ja	Sehr konkurrenzstarke Nachbarn meiden. Ausfälle während der Salzungsphase, gesalzene Standorte ggf. vermeiden.
 <i>Calamagrostis varia</i> (Berg-Reitgras)	130 (140)	CS				na	+++	+++	+++	0 %	++ (M)	Ja	Rispen bis in den Winter attraktiv. Möglichst nicht neben niedrige, wuchsschwache Arten pflanzen.
 <i>Calamintha nepeta</i> (Kleinblütige Bergminze)	50 (55)	C				121	+++	-	+++	44 %	na	Ja	Intensiv duftend. Sehr lange Blütezeit. Hohe Mortalitätsrate während Salzungsphase, daher gesalzene Standorte ggf. meiden.
 <i>Campanula rapunculoides</i> (Acker-Glockenblume)	125 (140)	CSR				42	+++	+++	+++	0 %	na	Ja	Zeitweise Fraßschäden. Sehr gute Vitalität während jeder Versuchsphase.
 <i>Campanula trachelium</i> (Nesselblättrige Glockenblume)	na	CS				34	+++	+++	+++	0 %	o (M)	Ja	Versamt sich, dennoch eher konkurrenzschwach. Zeitweise nicht standfest. Vermutlich Befall mit Kiefernadel-Glockenblumenrost im Herbst 2022.
 <i>Carum carvi</i> (Echter Kümmel)	na	C	kf	m	m / t	na	na	na	na	na	na	Ja	Sehr gut ausgetrieben. Blüte im zweiten Standjahr. Zu jeder Versuchsphase gute Vitalität.
 <i>Centaurea cyanus</i> (Kornblume)	na	CR				na	na	na	na	na	na	Na	Kaum ausgetrieben, daher nicht bewertet.
 <i>Centaurea montana</i> (Berg-Flockenblume)	na	C				43	++	+++	o	30 %	na	Ja	Versamt sich, nicht mit konkurrenzschwachen Arten kombinieren. Zeitweise Mehltaubefall. Ggf. im Böschungsbereich pflanzen, um längere Einstauzeiten zu vermeiden.

Art	Höhe [cm] ¹	Strategie-typ ²	Wurzelsystem ³	Wurzeldichte ⁴	Wurzeltiefe ⁵	Blühdauer [d] ⁶	Trockenphase ⁷	Salzungsphase ⁸	Einstauphase ⁹	Ausfallrate ¹⁰	Pilotierungen ¹¹	Empfehlung?	Anmerkungen
 <i>Centaurea scabiosa</i> (Skabiosen-Flockenblume)	50 (75)	C	zf	m	s	35	+++	o	o	50 %	na	Nein	Hohe Ausfallrate.
 <i>Chrysanthemum segetum</i> (Saat-Wucherblume)	60 (77,5)	CR				105	+++	+++	+++	na	na	Ja	Sehr gut ausgetrieben. Blüht immer wieder und sehr lange.
 <i>Cichorium intybus</i> (Gemeine Wegwarte)	120 (170)	C	kf, zf	m / d	m / t	28	++	+++	++	11 %	na	Ja	Zeitweise nicht standfest. Verkahlt von unten (mit niedrigeren Arten verdecken). Zeitweise Mehltaubefall. Starke Versamung, nicht mit konkurrenzschwachen Arten kombinieren.
<i>Consolida regalis</i> (Acker-Rittersporn)	na	R				na	na	na	na	na	na	Na	Nicht ausgetrieben, daher nicht bewertet.
 <i>Dianthus arenarius</i> (Sand-Nelke)	30 (40)	CSR				42	+++	o	+++	22 %	na	Ja	Teppichbildend. Hohe Streusalzeinträge vermeiden. Im Herbst von innen verkahlend.
 <i>Dianthus carthusianorum</i> (Kartäuser-Nelke)	65 (90)	CSR				65	++	-	-	100 %	na	?	Totalausfall (auch Kontrollgefäße), vermutlich durch kurze Lebensdauer. Kann sich normalerweise durch starke Versamung gut erhalten, in FS keine Versamung. Im ersten Versuchsjahr sehr vital. Ggf. an weiterem Standort testen. Lange Blütezeit. Zeitweise nicht standfest.
 <i>Dictamnus albus</i> (Diptam)	5 (18)	CS				0	++	o	+	30 %	-(PAF)	Nein	Hohe Ausfallrate (FS und PAF). Sehr langsame Entwicklung (keine konkurrenzstarken Nachbarn!). Fraßschäden. Erste Blüte ein (PAF) bzw. zwei Jahre (FS) nach Pflanzung. Kann bei Berührung und hoher UV-Strahlung phototoxische Hautreaktionen verursachen.
 <i>Euphorbia cyparissias</i> (Zypressen-Wolfsmilch)	35 (40)	CSR	zf	s / m	m / t	49	++	+++	+++	0 %	++ (PAF) ++ (M)	Ja	Starke Ausbreitung durch unterirdische Ausläufer an beiden Standorten. Nicht mit konkurrenzschwachen Pflanzen kombinieren. Ganzjährig attraktiv.
 <i>Euphorbia seguieriana</i> (Steppen-Wolfsmilch)	40 (45)	CSR	zf, st, pf	s	m / t	48	++	-	++	90 %	na	Nein	Fast alle Pflanzen abgestorben, auch in Kontrollgefäßen.
 <i>Festuca ovina</i> (Echter Schaf-Schwingel)	na	CSR				na	+++	+++	+++	0 %	na	Ja	Zeitweise nicht standfest. Nicht mit konkurrenzstarken Pflanzen kombinieren (wird in FS von <i>Medicago falcata</i> verdrängt). Starke Versamung.

Art	Höhe [cm] ¹	Strategie-typ ²	Wurzelsystem ³	Wurzeldichte ⁴	Wurzeltiefe ⁵	Blühdauer [d] ⁶	Trockenphase ⁷	Salzungsphase ⁸	Einstauphase ⁹	Ausfallrate ¹⁰	Pilotierungen ¹¹	Empfehlung?	Anmerkungen
 <i>Galium verum</i> (Echtes Labkraut)	80 (100)	CS	zf	m	m / t	56	+++	+++	+++	0 %	na	Ja	Lange Blütezeit. Zeitweise nicht standfest. Ausläuferbildend, mit möglichst wuchsstarken Nachbarn kombinieren.
 <i>Gentiana cruciata</i> (Kreuz-Enzian)	15 (20)	CSR				14	+++	+++	+++	0 %	na	Ja	Nicht mit konkurrenzstarken Pflanzen kombinieren, da nicht wuchsstark. Fraßschäden.
 <i>Geranium sanguineum</i> (Blutroter Storchschnabel)	37,5 (45)	CSR				114	+++	+++	+++	0 %	+ (PAF) ++ (M)	Ja	Dauerblüher mit roter Herbstfärbung. Wuchsstark, nicht neben schwache Arten (zum Beispiel <i>Dictamnus albus</i>) pflanzen.
 <i>Hypericum perforatum</i> (Echtes Johanniskraut)	70 (80)	C	kf	d	m	48	+++	+++	+++	0 %	-(PAF)	Ja	Ausläuferbildend, daher nicht mit schwachen Arten kombinieren.
 <i>Inula hirta</i> (Rauhaariger Alant)	60 (70)	CS				48	++	+++	+++	0 %	na	Ja	Wuchsstark, nicht mit schwachen Arten kombinieren. Fraßschäden.
 <i>Iris germanica</i> (Deutsche Schwertlilie)	55 (60)	C				0	++	+++	+++	0 %	na	Ja	Blüten im zweiten Jahr nach Pflanzung. Nur kurze Zeit blühend. Nicht neben wuchsschwache Pflanzen.
 <i>Knautia arvensis</i> (Wiesen-Witwenblume)	100 (120)	C	kf	m	t	106	+++	-	+++	33 %	na	Ja	Kurzlebig, erhält sich aber durch Selbstaussaat (trotz mineralischer Mulchschicht). Dauerblüher. Zeitweise Mehltau. Ggf. Streusalzeintrag vermeiden.
 <i>Koeleria glauca</i> (Blaugrünes Schillergras)	70 (80)	CS				na	+++	+++	+++	0 %	na	Ja	Nicht mit zu wuchsstarken Pflanzen kombinieren.
 <i>Lactuca perennis</i> (Blauer Lattich)	na	CS				21	+++	-	+++	33 %	na	Ja	Ggf. Streusalzeintrag vermeiden.
<i>Legousia speculum-veneris</i> (Venus-Frauenspiegel)	na	R				na	na	na	na	Na	na	Ja	Kein Austrieb in FS. Gute Entwicklung in PAF.
 <i>Leucanthemum vulgare</i> (Magerwiesen-Margerite)	50 (60)	C				35	-	+	-	100 %	na	Nein	Hohe Ausfallrate in Trockenheits- und Einstauphasen. Totalausfall in Gefäßen unter Stresseinfluss. In Kontrollgefäßen sehr vital.

Art	Höhe [cm] ¹	Strategie-typ ²	Wurzelsystem ³	Wurzeldichte ⁴	Wurzeltiefe ⁵	Blühdauer [d] ⁶	Trockenphase ⁷	Salzungsphase ⁸	Einstauphase ⁹	Ausfallrate ¹⁰	Pilotierungen ¹¹	Empfehlung?	Anmerkungen
 <i>Linaria vulgaris</i> (Gewöhnliches Leinkraut)	na	CSR				50	+++	+++	+++	0 %	-(PAF)	Ja	Konnte sich durch unterirdische Ausläufer gut erhalten.
 <i>Linum flavum</i> (Gelber Lein)	40 (45)	CS				75	+++	+	+++	11 %	na	Ja	Lange Blütezeit. Zeitweise Fraßschäden.
 <i>Linum perenne</i> (Ausdauernder Lein)	40 (75)	CS				41	++	-	o	100 %	na	Nein	Hohe Ausfallrate. Von unten verkahlend. Bei Regen nicht standfest. Geringe Selbstaussaat.
 <i>Marrubium vulgare</i> (Gewöhnlicher Andorn)	45 (55)	CSR				19	++	-	+	44 %	na	Ja	Duftende Blätter. Ggf. Streusalzeintrag vermeiden. Nicht neben wuchsstarken Nachbarn.
 <i>Medicago falcata</i> (Sichelklee)	65 (70)	CS	zf	m	s	68	++	+++	+++	0 %	na	Ja	Sehr wuchsstark, nicht neben schwache Arten pflanzen. Zeitweise von innen verkahlend. Lange Blütezeit.
 <i>Melica ciliata</i> (Wimper-Perlgras)	na	CS	kf	m	m	na	o	+++	+++	22 %	+(PAF)	Ja	Bisher keine starke Selbstaussaat.
 <i>Melittis melissophyllum</i> (Immenblatt)	20 (40)	C				0	+++	o	+	33 %	na	Ja	Streusalzeintrag vermeiden. Nur schwer im Handel erhältlich. Zeigte sich in FS nicht sehr konkurrenzstark.
 <i>Muscari comosum</i> (Schopfige Traubenhyazinthe)	na	CSR				na	na	na	na	0 %	na	Ja	
 <i>Muscari neglectum</i> (Weinbergs-Traubenhyazinthe)	na	CSR				na	na	na	na	ca. 10 %	na	Ja	
 <i>Nepeta cataria</i> (Gewöhnliche Katzenminze)	110 (120)	C				27	-	+++	-	100 %	na	?	Totalausfall, auch an der TUM. Unklar, ob durch Stresseinflüsse oder wegen Kurzlebigkeit. Konnte sich an beiden Standorten nicht durch Aussaat erhalten. Ggf. an weiterem Standort testen. Läusebefall.
 <i>Origanum vulgare</i> (Gewöhnlicher Dost)	75 (80)	CSR				50	+++	o	+++	22 %	na	Ja	Duftend, rote Herbstfärbung, lange Blütezeit

Art	Höhe [cm] ¹	Strategie-typ ²	Wurzelsystem ³	Wurzeldichte ⁴	Wurzeltiefe ⁵	Blühdauer [d] ⁶	Trockenphase ⁷	Salzungsphase ⁸	Einstauphase ⁹	Ausfallrate ¹⁰	Pilotierungen ¹¹	Empfehlung?	Anmerkungen
 <i>Ornithogalum umbellatum</i> (Dolden-Milchstern)	na	CSR				na	na	na	na	0 %	na	Ja	
 <i>Papaver dubium</i> ssp. <i>dubium</i> (Saat-Mohn)	na	CR				13	na	na	na	na	na	Na	Kaum ausgetrieben, daher nicht bewertet. Läusebefall.
 <i>Papaver rhoeas</i> (Klatschmohn)	50 (50)	CR				7	na	na	na	na	na	Ja	Gut ausgetrieben.
 <i>Petrorhagia saxifraga</i> (Steinbrech-Felsennelke)	35 (40)	CS	kf, zf	m	m	68	+++	+++	+++	na	++ (PAF)	Ja	Rasenbildend. Schnell versamend und viel Fläche einnehmend. Lange Blütezeit.
 <i>Peucedanum cervaria</i> (Hirschwurz)	105 (140)	CS	st	s / m	s	41	+++	+	-	40 %	o (PAF)	Nein	Zeitweise Läusebefall. Meist nicht standfest. Langsamentwickler.
 <i>Prunella grandiflora</i> (Großblütige Braunelle)	25 (25)	CSR	kf	m	m	34	+++	o	+	38 %	na	Ja	Streusalzeintrag vermeiden. Mattenbildend. Fraßschäden.
 <i>Salvia pratensis</i> (Wiesen-Salbei)	80 (100)	CSR	zf	m	t / s	27	+++	+++	+++	0 %	o (M)	Ja	Fraßschäden. Duftend.
 <i>Scabiosa columbaria</i> (Tauben-Skabiose)	140 (150)	CSR	kf, zf	m	m / t	57	+++	-	++	56 %	++ (PAF) - (M)	Ja	Bisher nur wenig versamend. Lange blühend. Teilweise Fraßschäden.
 <i>Scabiosa ochroleuca</i> (Gelbe Skabiose)	125 (140)	CSR	kf, zf	m / d	m / t	90	++	+++	+++	0 %	na	Ja	Lange- und reichblühend. Teilweise Fraßschäden. Starke Selbstaussaat, nicht mit konkurrenzschwachen Arten kombinieren.
 <i>Scilla bifolia</i> (Zweiblättriger Blaustern)	na	CSR				na	na	na	na	ca. 10 %	na	Ja	
 <i>Silene vulgaris</i> (Taubenkropf-Leimkraut)	50 (80)	CSR				27	o	+++	o	36 %	na	Nein	Hohe Ausfallrate. Konnte sich trotz Selbstaussaat nicht gut erhalten.

Art	Höhe [cm] ¹	Strategietyp ²	Wurzelsystem ³	Wurzeldichte ⁴	Wurzeltiefe ⁵	Blühdauer [d] ⁶	Trockenphase ⁷	Salzungsphase ⁸	Einstauphase ⁹	Ausfallrate ¹⁰	Pilotierungen ¹¹	Empfehlung?	Anmerkungen
 <i>Stachys recta</i> (Aufrechter Ziest)	65 (70)	CSR	kf, zf	m / d	t	34	+++	+++	+++	0 %	o (M)	Ja	Teilweise nicht standfest.
 <i>Stipa capillata</i> (Haar-Pfriemengras)	90 (100)	CS	zf, ks	d	t	na	+++	+++	+++	0 %	na	Ja	
 <i>Stipa pennata</i> (Grauscheidiges Federgras)	55 (70)	CS				na	+++	++	+++	0 %	- (M)	Ja	
 <i>Tanacetum corymbosum</i> (Straußblütige Wucherblume)	65 (90)	CS				41	+++	++	++	21 %	+	Ja	Teilweise Fraßschäden.
 <i>Teucrium chamaedrys</i> (Edel-Gamander)	20 (35)	CSR		m / d	m / t	42	+++	-	o	64 %	+	Nein	Zeitweise rötliches Laub. Hohe Ausfallrate in FS, gute Entwicklung in PAF. Verwendung ggf. an Standorten ohne Streusalzeintrag möglich.
 <i>Trifolium rubens</i> (Purpur-Klee)	65 (80)	C				19	+++	+++	++	11 %	na	Ja	Teilweise Fraßschäden. Teilweise nicht standfest.
 <i>Tulipa sylvestris</i> (Weinbergstulpe)	na	CSR				na	na	na	na	ca. 20 %	na	Ja	
 <i>Veronica teucrium</i> (Großer Ehrenpreis)	45 (50)	C				27	+++	+++	+++	0 %	+	Ja	Kippt teilweise auseinander.

Erläuterungen:

¹ **Wuchshöhe** [cm]: Median der Wuchshöhe aller Pflanzen in Gefäßen unter Stresseinfluss anhand der Messdaten vom 01.08.2022, in Klammern Maximum der Wuchshöhe aus allen bisherigen Messdaten inkl. Kontrollgefäßen, jeweils inklusive Blütenstände

² **Strategietyp** nach Grime (UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM LEIPZIG-HALLE GMBH)

³ **Wurzelsystem** (gemäß (KUTSCHERA et al., 1982, 1992, 2009)): kf = kegelförmig, ks = kegeltumpfförmig, pf = pfahlförmig, sf = scheibenförmig, st = strangförmig, zf = zylinderförmig

⁴ **Wurzeldichte** (gemäß (KUTSCHERA et al., 1982, 1992, 2009)): s = schütter, m = mitteldicht, d = dicht

⁵ **Wurzeltiefe** (gemäß (KUTSCHERA et al., 1982, 1992, 2009)): f = flach, m = mitteltief, t = tief, s = sehr tief

⁶ **Blühdauer**: Median der Anzahl an Blühtagen im Jahr 2022 in Pflanzgefäßen unter Stresseinfluss

⁷ Vitalität während der **Trockenheitsphasen**: +++ sehr gut, ++ gut, + ausreichend, o mäßig, - schlecht (Kriterien siehe Tabelle 9)

⁸ Vitalität während der **Salzungsphasen**: +++ sehr gut, ++ gut, + ausreichend, o mäßig, - schlecht (Kriterien siehe Tabelle 9)

⁹ Vitalität während der **Einstauphasen**: +++ sehr gut, ++ gut, + ausreichend, o mäßig, - schlecht (Kriterien siehe Tabelle 9)

¹⁰ Gesamt-**Ausfallrate** in Gefäßen unter Stresseinfluss seit Versuchsbeginn

¹¹ Mortalitätsraten in den **Pilotierungen** (teilweise geschätzt): ++ keine Ausfälle, + gering (bis 15 % Ausfälle), o mittel (15 - 25 % Ausfälle), - hoch (25 - 100 % Ausfälle)

3.1.6 Kostenberechnung (AP7.3)

Den Kostenberechnungen (Tabelle 25) liegt folgendes Szenario zugrunde: Im Bestand handelt es sich um eine ebene Vegetationsfläche mit krautigem Bewuchs (ohne Gehölze), wovon zunächst die Krautschicht abgezogen und entsorgt wird. Rodungen oder sonstige Arbeiten zur Räumung des Baufelds sind nicht notwendig. Der bauseits vorhandene Oberboden eignet sich zur Wiederverwendung als Komponente der bewachsenen Bodenzone und wird daher nur zum Teil entsorgt. Der Untergrund ist gemäß DWA-A 138-1 gut versickerungsfähig. Zur Ausformung der Mulde erfolgt weiterer Aushub. Die Substratmischung besteht aus 50 Vol.-% bauseits gelagertem Oberboden und 50 Vol.-% Kies-Sand-Gemisch und wird auf einem geeigneten Lagerplatz gemischt. Die Höhe der bewachsenen Bodenzone soll sich auf mindestens 30 cm nach Setzungen belaufen. In den vier gewählten Szenarien ist die hydraulische Bemessung gleich und die Wasserdurchlässigkeit der bewachsenen Bodenzone unterscheidet sich nicht, d.h. die **schlussendliche Größe der Mulden ist identisch**. Der Zulauf in die Muldenfläche erfolgt flächig über die Schulter. Für die Staudenpflanzungen wird von sechs Stauden (zzgl. Nachpflanzungen) und 10 Blumenzwiebeln je Quadratmeter ausgegangen. Rasen- und Wiesenflächen werden angesät. Wiese und Rasen unterscheiden sich in der Artenzusammensetzung und im Pflegebedarf, die Wiese wird mit zweimal jährlich seltener gemäht als der Rasen und zeichnet sich durch höhere Artenvielfalt der Saatgutmischung aus.

Bei der Kostenberechnung handelt es sich um eine vereinfachte Annahme, die insbesondere die Kostenunterschiede unterschiedlicher Begrünungsvarianten darstellen soll und nicht auf alle örtlichen Gegebenheiten übertragen werden kann. Die örtlichen Gegebenheiten aller Szenarien sind identisch, sie unterscheiden sich lediglich in der Art der Begrünung. Die endgültigen Kosten für Versickerungsmulden hängen stark von der hydraulischen Bemessung und der resultierenden Fläche der Mulde ab, welche auch maßgebend durch die Wasserdurchlässigkeit beeinflusst wird. Gegebenenfalls fallen weitere Kosten an, zum Beispiel für Spartenverlegungen, Entwässerungsarbeiten, Deponierung etc. Alle Preise sind in Euro pro Quadratmeter Muldenfläche angegeben.

Tabelle 25: Kostenberechnung gemäß DIN 276 verschiedener Begrünungsvarianten von Versickerungsmulden für Bau und Unterhalt, unterteilt in Kostengruppen (KG). Angaben netto je Quadratmeter Versickerungsmulde.

Bepflanzung		Stauden	Stauden	Wiese	Rasen
Mineralische Mulchschicht?		Ja	Nein	Nein	Nein
Einheit		€/m ²	€/m ²	€/m ²	€/m ²
500	Außenanlagen und Freiflächen				
510	Erdbau				
511	Herstellung	45,74	45,74	45,74	45,74
570	Vegetationsflächen				
573	Pflanzflächen				
	Herstellung	35,24	27,73		
	Fertigstellungspflege	9,10	14,25		
574	Rasen- und Saatflächen				
	Herstellung			6,07 €	5,54
	Fertigstellungspflege			23,21 €	23,21
SUMME		90,09 €/m ²	87,71 €/m ²	75,02 €/m ²	74,50 €/m ²

579	Sonstiges zur KG 570 (Entwicklungspflege von Pflanz-, Rasen- und Saatflächen je Jahr)	12,27	14,11	21,10 €	26,38
SUMME		12,27 €/m ²	14,11 €/m ²	21,10 €/m ²	26,38 €/m ²

Die Herstellungskosten für Erdbauarbeiten unterscheiden sich in den gewählten Ausführungsvarianten nicht und beinhalten Aushub sowie Mischung und Auftrag der bewachsenen Bodenzone (inklusive Entsorgungen bzw. Lieferkosten).

Die Herstellung der Vegetationsflächen ist für Rasen und Wiesen am günstigsten, da neben Feinplanie und Ansaat keine weiteren Arbeiten anfallen. Die Herstellungskosten der beiden Staudenflächen unterscheiden sich lediglich in der mineralischen Mulchschicht, sodass der **Bau der Staudenpflanzung mit Mulchschicht am teuersten** ist.

Anders sieht es bei der Fertigstellungspflege aus. Es wird eine identische Bewässerung für alle Begrünungen von acht Bewässerungsgängen angenommen. Rasenflächen werden bis zur Abnahme regelmäßig gemäht. Auch Wiesenflächen werden im ersten Jahr häufiger gemäht. Bei den Staudenpflanzungen erfolgen neben der Bewässerung Maßnahmen zur Unkrautregulierung, wobei der Aufwand für Flächen mit Mulchschicht reduziert ist. **Die Fertigstellungspflege einer Staudenpflanzung mit Mulch ist damit am günstigsten, die höchsten Kosten entstehen bei den Saatflächen.**

In der Entwicklungs- und Unterhaltungspflege wird für Staudenpflanzungen mit mineralischer Mulchschicht ebenfalls vom geringsten Aufwand ausgegangen, da jeweils nur einmal jährlich ein Pflegegang zur Unkrautregulierung sowie zum Rückschnitt erfolgt. Ähnliche Kosten entstehen bei Staudenpflanzungen ohne Mulch, wobei der Aufwand zur Unkrautregulierung höher geschätzt wird. Bei der Wiese erfolgt eine zweischürige Mahd. Die Rasenflächen sind aufgrund der regelmäßigen Mahd am teuersten im Unterhalt.

Ogleich die Summen für Herstellung, Fertigstellungspflege und Entwicklungs- und Unterhaltungspflege sehr ähnlich ausfallen, ergeben sich **nach einigen Betriebsjahren deutliche Unterschiede** (Abbildung 78). Bereits nach zwei Jahren Entwicklungs- und Unterhaltungspflege zeigt sich die Rasenmulde insgesamt am teuersten, gefolgt von der Mulde mit zweischüriger Mahd, der Staudenpflanzung ohne Mulch und der Staudenpflanzung mit Mulch. Nach weiteren Betriebsjahren vergrößern sich die Kostenunterschiede stetig, sodass sich die höheren Herstellungskosten der Staudenmulden durch die kostengünstigere Entwicklungspflege amortisieren und langfristig günstigere Kosten entstehen, als für pflegeintensivere Rasenmulden.

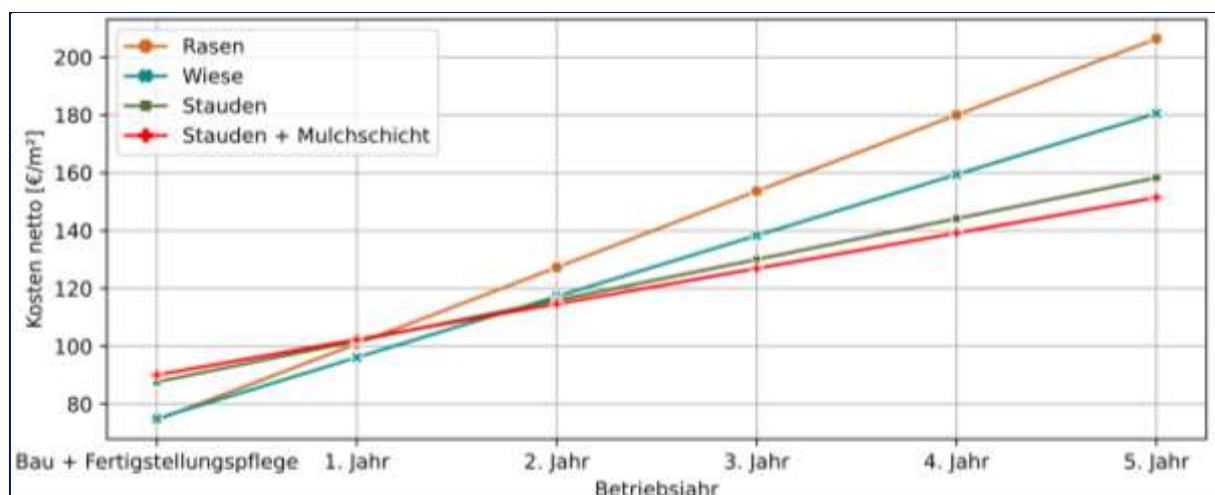


Abbildung 78: Kostenentwicklung netto $p(\text{€/m}^2)$ der betrachteten Bepflanzungsszenarien über eine Betriebszeit von 5 Jahren

Nach dem Erreichen der Betriebsjahre ist mit weiteren Kosten zur Sanierung beziehungsweise Wiederherstellungskosten der Mulde zu rechnen, diese sind nicht in der Beispielkalkulation enthalten. Je nach Entwicklung der Pflanzung kann es nach einigen Jahren notwendig sein, weitere Pflegemaßnahmen zur Regulierung dominanter Arten durchzuführen. Nach schätzungsweise 15 bis 20 Jahren müssen die Pflanzflächen vollständig erneuert werden.

3.2 „Baumrigolen“

3.2.1 Allgemeine Recherche (AP1)

Stand der Technik für die Bemessung und Substrateigenschaften von Baumgruben und deren Wurzelraumerweiterung insbesondere in befestigten und unbefestigten Flächen (z. B. öffentliche Plätze) sowie Verkehrswegen sind die Empfehlungen für Baumpflanzungen Teil 2 der FLL (FLL, 2010). Die Bauweisen gemäß FLL sollen gewährleisten, dass sich Stadtbäume entsprechend dem beabsichtigten Begrünungsziel entwickeln und die vorgesehenen Funktionen möglichst lange erfüllen können. Sie sind Bestandteil der Vertragsordnung für Bauleistungen Teil C VOB/C.

In diesem Spannungsfeld zwischen vegetationstechnischen Ansprüchen zur Baumstandortverbesserung, der Gewährleistung von Entwässerungssicherheit und Grundwasserschutz durch Versickerungsanlagen/-rigolen nach dem technischen Regelwerk in der Wasserwirtschaft (DWA-A 138) sowie einer integralen wassersensiblen Stadtplanung im Geiste einer blau-grünen Infrastruktur (Stichwort: Schwammstadt) haben sich im Laufe der letzten Jahre unterschiedlichste Bauweisen von angepassten Baumgruben entwickelt, die sich im Sprachgebrauch unter dem irreführenden Begriff „Baumrigole“ etabliert haben. Einen Überblick über Bauweisen und Bauarten geben Kluge et al. (2022) und BÜHLER (2023).

Auffallend ist, dass viele Planer die sogenannten „Baumrigolen“ anstelle von FLL-Baumgruben ausbilden wollen. Nur wenige Modelle oder Bauweisen sehen diese „Baumrigolen“ als Zusatz bzw. Wurzelraumerweiterung der VOB-konformen Baumgruben. Laut Gelbdruck des DWA-A 138-1 können Bäume als Gehölze zur Begrünung von Versickerungsmulden verwendet werden. Jedoch sollen Bäume dabei nicht in die Nähe von geschweidenn in unterirdische Versickerungsanlagen, z.B. (Versickerungs-)Rigolen, gepflanzt werden. Alternativ wären Schutzmaßnahmen gegen das Einwachsen von Wurzeln erforderlich oder die Versickerungsanlage muss so konstruiert sein und betrieben werden, dass ihre Funktionsweise durch Wurzeln, Stamm, Blätter und Schattenwurf nicht beeinträchtigt wird. „Baumrigolen“ sind nach DWA-A 138-1 bislang keine definierten Versickerungsanlagen, können unter Berücksichtigung der qualitativen Anforderungen des DWA-A 138-1 jedoch als solche ausgeführt oder mit Versickerungsanlagen kombiniert werden. Damit fehlen in DWA-A 138-1 auch angepasste Vorgaben zu Bemessung, Wartung und Betrieb.

Unter dem Schlagwort „Baumrigole“ werden von Planern in der DACH-Region gerne Bauweisen mit hohem Skelettbodenanteil wie das Stockholmer Modell (EMBRÉN, 2014) als Trendthema aufgegriffen und vermarktet. Elementare Fragen zur Anwendung sind allerdings bislang nicht zufriedenstellend geklärt, nämlich:

- **positive Effekte der Bauweise auf die Baumvitalität sind umstritten (ZEISER, 2022),**
- **gesicherte Erkenntnisse über das Schadstoffemissions- und -retentionsverhalten der verwendeten „Spülerden“ (i.d.R. zu gleichen Teilen aus Pflanzenkohle, Kompost und Sand) fehlen,**
- **schädliche Einflüsse von Streusalz aus Verkehrsflächenabflüssen auf Straßen- und Stadtbäume, die Bodenstruktur und das Bodenleben sind bekannt (GALK ARBEITSKREIS STADTBÄUME, 2022),**
- **insgesamt liegen bisher keine Ergebnisse aus Langzeitversuchen zur Entwicklung der Bäume oder Aspekten der Siedlungswasserwirtschaft vor.**

Forschungen finden aktuell unter anderem auf der Versuchsanlage am Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) in Dresden-Pillnitz statt. Die „Baumrigolen“ wurden dort im Frühjahr 2022 in drei Varianten angelegt: Variante 1 ohne Speicherelement ähnelt der Variante B aus Pfaffenhofen a.d. IIm, Variante 2 mit Speicherelement ist mit der Variante A aus Pfaffenhofen zu vergleichen. Die ersten beiden Varianten sind analog zu den Bauweise, wie sie in

Pfaffenhofen erstellt worden sind (siehe Kapitel 2.5.2). Eine dritte Variante enthält neben einer abgedichteten Sohle einen Kapillarblock unterhalb des Wurzelballens (Zufluss von tiefer anstehendem Wasser). Gepflanzt wurden vier Arten trockenheitsverträglicher Klimabäume: *Ulmus* 'New Horizon' (Ulmen-Hybride), *Gleditsia triacanthos* 'Skyline' (Amerikanische Gleditschie), *Carpinus betulus* 'Lucas' (Hainbuche) und *Alnus spaethii* (Purpur-Erle) (SPEIDEL, 2023). Ergebnisse liegen noch nicht vor, können aber künftig durch die vergleichbaren Varianten und die fast zeitgleiche Umsetzung der Versuchsanlagen gut mit den Untersuchungen in Pfaffenhofen an der Ilm verglichen werden.

3.2.2 Untersuchung zum Schadstoffrückhalt

Auf der Versuchsfläche am Pilotstandort Pfaffenhofen wurden der Schadstoffrückhalt einer bewachsenen Bodenzone untersucht, welche den Anforderungen der DWA-A 138-1 entspricht und auch ein FLL-konformes Baums substrat darstellt.

Zum Schadstoffrückhalt stehen die Ergebnisse von drei Beschickungsversuchen am 25.11.22, 24.04.23 und 23.05.23 zur Verfügung, da die Beprobung aus Setzungsgründen frühestens 6 Monate nach Inbetriebnahme begonnen werden konnte. Im Mittel wurde im Zulauf eine Konzentration von 495 µg/L Zink und 44,9 µg/L Kupfer gemessen und im Sickerwasser in ca.1,2 m Tiefe Werte von <20 µg/L Zink und < 5 µg/L Kupfer, Der Rückhalt beträgt dadurch mindestens 88 % für Kupfer und mindestens 95 % für Zink. Es wurden auch keine erhöhten Konzentrationen von Vanadium (6,7 µg/L) gefunden. Ein negativer Einfluss der Baumwurzeln ist damit nach einjähriger Betriebszeit auszuschließen.

3.2.3 Entwicklung der beiden Gehölze

Im Juni 2022 wurden an beiden *Acer opalus* Blattrandnekrosen festgestellt. Als Ursachen für Nekrosen kommen unter anderem Trockenheit oder Salzeintrag in Frage. Salzeintrag kann jedoch aufgrund des späten Pflanztermins ausgeschlossen werden, und eine direkte Beschickung von der Straße ist durch den erhöhten Bordstein nicht möglich, höchstens durch Spritzwasser, auch Beprobungen des Substrats ergaben keinen erhöhten Salzgehalt. Um Schäden durch Trockenheit trotz regelmäßiger Bewässerung zu vermeiden, wurden nachträglich Gießringe angebracht. Blattrandnekrosen wurden zum selben Zeitpunkt auch an anderen jungen *Acer opalus* in Pfaffenhofen beobachtet. **Beide Bäume zeigten ansonsten über die erste Vegetationsperiode eine gute Entwicklung.** Wie in Abbildung 80 und Abbildung 82 zu erkennen ist, hatte der *Acer opalus* in Variante A (mit Speicherelement) unter außergewöhnlicher Trockenheit im Juni 2023 eine dichtere Krone ausgebildet, als der Baum in Variante B (ohne Speicherelement). Das dichtere Kronenbild zeigte sich allerdings schon im Jahr zuvor und nur wenige Monate nach der Pflanzung. Denkbar ist auch, dass Variante A aufgrund der Geländeneigung bei Niederschlagsereignissen einen höheren Wassereintrag zu verzeichnen hatte, als Variante B. Es kann also noch nicht gesichert davon ausgegangen werden, dass die bessere Entwicklung der Krone auf die unterschiedlichen Bauweisen zurückzuführen ist. **Ob das Element zur Wasserspeicherung einen positiven Effekt auf die Pflanzen ausübt, kann nur ein langfristiges Monitoring zeigen.**



Abbildung 79: *Acer opalus* in Variante A, mit Speicherelement, Juni 2022 (Foto: Christian Speidel)



Abbildung 80: *Acer opalus* in Variante A, mit Speicherelement, Juni 2023



Abbildung 81: *Acer opalus* in Variante B, ohne Speicherelement, Juni 2022 (Foto: Christian Speidel)



Abbildung 82: *Acer opalus* in Variante B, ohne Speicherelement, Juni 2023

4 Kommunikation / Wissenstransfer (AP7)

Begleitend zum Projekt wurde eine Expertengruppe bestehend aus Betreibern, Behörden und weiteren Einrichtungen zusammengestellt, in der die Anforderungen, Bedürfnisse und Ergebnisse des Forschungsprojektes in regelmäßigen Abständen diskutiert werden. Es fanden drei Online-Treffen am 21.04.2021, 13.12.2021 und 22.05.2023 statt. Am 30.09.2022 konnte ein Treffen mit Besichtigung der Versuchsflächen in Freising und in der Otto-Warburg-Straße in München realisiert werden. Folgende Institutionen waren neben dem LfU (inklusive Bayerisches Artenschutzzentrum) und dem StMUV Teil der projektbegleitenden Expertengruppe:

- Wasserwirtschaftsamt München (WWA München), später auch WWA Ingolstadt
- Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau (LWG)
- Landeshauptstadt München, Baureferat Gartenbau G4
- Stadt Nürnberg, Service Öffentlicher Raum SÖR/ 1-G
- Stadtwerke Pfaffenhofen – Stadtgrün

Bei den Treffen der Expertengruppe wurden wichtige und hilfreiche Diskussionen geführt, um so auch die Anforderungen und Bedürfnisse der Betreiber in diesem Forschungsvorhaben zu berücksichtigen. Konkret wurde beschlossen, dass neben einem optimierten Oberbodensubstrat auch Unterbodensubstrate mit Sand getestet werden (geringerer Unkrautdruck, weniger Pflegeaufwand). Darüber hinaus wurde der Vorschlag einer mineralischen Mulchschicht sehr begrüßt und auch während der Pilotierung weiter übernommen.

Im Zuge des Projekts wurden zwei Zwischenberichte, ein vorläufiger Schlussbericht und dieser Entwurf des Schlussberichts angefertigt.

Die Projektinhalte wurden auf diversen Vorträgen und Fachtagungen präsentiert, eine Übersicht findet sich in Tabelle 26. Auch ein Fernsehbeitrag wurde in Zusammenarbeit mit Mario Dietrich von den Stadtwerken Pfaffenhofen am 05.06.2022 im BR veröffentlicht, der die Forschungen am Pilotstandort der Baumrigole im Rahmen des Schwammstadtprojektes Pfaffenhofen erläutert. Der Beitrag wurde auf YouTube geteilt und hat zum Berichtszeitpunkt über 140.000 Aufrufe.

Ergänzend dazu wurden zur Information von Besucher:innen Infotafeln an beiden Standorten der Pilotierungen aufgestellt, die durch Hinweise zu Zielsetzung und Versuchsdurchführung das Verständnis fördern sollen.

Tabelle 26: Übersicht zur Öffentlichkeitsarbeit

Titel	Veranstalter	Veranstaltung / Zeitschrift	Datum	Ort	Name
Multifunktionale Versickerungsmulden im Siedlungsraum (Poster)	Zentrum für Stadtnatur und Klimaanpassung	Symposium „Grüne Infrastruktur“	22.09.21	Online	Gesamtes Projektteam
Klimaresiliente Siedlungsentwicklung: Gezielte Regenwasserbewirtschaftung durch grün-blaue Infrastrukturen (Vortrag)	IFAT	Forum Starkregen – Hitze – Trockenheit: Wassersensible Siedlungsentwicklung als Lösung?	02.06.22	München	Brigitte Helmreich
Gewappnet für den Klimawandel - Die Schwammstadt Pfaffenhofen an der Ilm (Fernsehbeitrag)	Bayerischer Rundfunk	–	05.06.22	Pfaffenhofen a. d. Ilm	Philipp Stinshoff und Mario Dietrich

Titel	Veranstalter	Veranstaltung / Zeitschrift	Datum	Ort	Name
Entwicklung von Substraten und heimischen Staudengemeinschaften für Versickerungsanlagen (Vortrag)	Bayerischer Städtetag	Jahrestagung AK Stadtgrün	26.07.22	Forchheim	Johannes Prügl und Philipp Stinshoff
Bepflanzung von Regenwasserversickerungsanlagen. Aktuelle Forschungen (Vortrag)	bdla	bdla Pflanzplanertage	27.09.22	Online	Patrizia Eben
Neue Richtlinien und neue Chancen zur Regenwasserversickerung (Vortrag)	bdla	bdla Pflanzplanertage	27.09.22	Online	Brigitte Helmreich
Wasserbewusste Stadtplanung – Bedeutung und Tools (Vortrag)	StMUV	Seminar klimaresiliente, wassersensible Städte der Zukunft	28.09./ 29.09.20 22	München	Brigitte Helmreich
Grün Blau Grau verbinden: Pfade zur Klimaanpassung im Wohnungsbau – ein Schlaglicht aus der Forschung (Vortrag)	StMUV/ StWBV	Lebenswerte Stadt der Zukunft – klimagerechtes Planen und Bauen	05.10.22	München	Werner Lang, Brigitte Helmreich, Sven Bienert
Stadtbäume in der Klimakrise - Wasser und Böden (Vortrag)	BN und die Bayerische Akademie f. Naturschutz und Landschaftspflege	Fachtagung "Bäume in der Stadt"	19.10.22	Nürnberg	Johannes Prügl
Multifunktionale Versickerungsmulden im Siedlungsraum – Optimierung der Bepflanzung durch heimische Arten (Vortrag)	Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA)	Aqua Urbanica	14.11.22	Glattfelden, Schweiz	Patrizia Eben
Multifunktionale Versickerungsmulden im Siedlungsraum - Optimierung der bewachsenen Bodenzone (Poster)	Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA)	Aqua Urbanica	14.11.22	Glattfelden, Schweiz	Philipp Stinshoff
Substrate für die Stadt. Die Anforderungen Steigen – die Preise auch (Zeitschriftenartikel)	–	Taspo Garten-Design	01.01.23	–	Johannes Prügl
Versickerungsmulden im Siedlungsraum: Entwicklung eines siedlungswasser-technisch-, pflanzen- und tierökologisch-integrierten Versickerungssystem (Vortrag)	FLL	8. FLL Forschungsforum Landschaft	09.03.23	Berlin	Patrizia Eben, Philipp Stinshoff
Multifunctional infiltration swales - Optimized topsoil layer with substrate amendments for	Graie and the Metropolis of Lyon	Novatech 2023	06.07.23	Lyon	Philipp Stinshoff

Titel	Veranstalter	Veranstaltung / Zeitschrift	Datum	Ort	Name
enhanced urban stormwater treatment					
Regenwasser in der Stadt (Youtube-Beitrag für die CO2-Klimareporter*innen)	Klimaschutzkampagne des STMuV	–	03.08.23	Pfaffenhofen a. d. Ilm	Philipp Stinshoff
Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen mit angepasster bewachsener Bodenzone (Vortrag)	Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft (TUM)	Aqua Urbanica	09.10.23	Garching b. München	Philipp Stinshoff

5 Fazit und Ausblick

Das Projekt orientierte sich an der ursprünglich geplanten Konzeption und Zielsetzung (siehe Zusammenfassung). Die halbtechnischen Versuche an der TUM und der HSWT wurden im Jahr 2021 bzw. 2022 gestartet. Durch die frühzeitige Planung und Abstimmung konnte die Pilotierung der Versickerungsmulde in der Otto-Warburg-Straße in München wie geplant im April 2022 umgesetzt werden. Auch die Pilotierung der „Baumrigolen“ konnte im Frühjahr 2022 realisiert werden.

In Absprache mit der Expertengruppe wurde in den halbtechnischen Versuchen zusätzlich zu der ursprünglichen Idee der Optimierung des vorhandenen Oberbodens ein weiterer Fokus auf eine möglichst oberbodenfreie Substratmischung gelegt, aufgrund des zu erwartenden hohen Pflegeaufwands durch Unkraut. Dennoch wurden zur Evaluierung des Pflegeaufwands und Schadstoffrückhalts auch bewachsene Bodenzonen mit natürlichem Oberboden und Rasensaat in den halbtechnischen Versuchen beprobt und untersucht.

Für die entwickelten bewachsenen Bodenzonen an der TUM konnten während der Projektlaufzeit 20 Beschickungsversuche im halbtechnischen Maßstab mit gewässerrelevanten Substanzen durchgeführt werden. Auch an der Pilotierung „Versickerungsmulde“ an der Otto-Warburg-Str. wurden zwölf Probenahmen durchgeführt. **Aussagen über die Betriebsstabilität sind aufgrund der zeitlichen Begrenzung des Projektes nur eingeschränkt möglich, wurden aber im Rahmen der Möglichkeiten durchgeführt und über die Infiltrationsraten abgeschätzt. Die saisonalen Einflüsse sowie grundlegende Unterschiede im Stoffrückhalt der Ober- und Unterbodenmischung konnten nicht ausreichend verifiziert werden und können wohl erst nach mehreren Betriebsjahren durch eine bessere Datenlage ersichtlich gemacht werden.**

Die Herstellung der bewachsenen Bodenzone für die Versuche wurde unter Anleitung des Bodeninstituts Prügl durchgeführt. Besonders hervorzuheben ist, dass die erforderlichen Substrateigenschaften (z.B. Infiltrationsvermögen, Schadstoffrückhalt oder Wasserspeicherefähigkeit) nach geeigneten Voruntersuchungen der einzelnen Substrate auch mit dem jeweils bauseitig anfallenden Bodenaushub auf den Lagerplätzen der Grünbauämter von München und Pfaffenhofen a. d. IIm hergestellt werden konnten. Mit dieser Erfahrung in den Pilotierungen kann sichergestellt werden, dass die Handlungsempfehlung (s. h.) umsetzbare Empfehlungen für die praktische Umsetzung der bewachsenen Bodenzonen für die Stadtgärtnereien enthält.

Das Thema der stofflichen Belastung und Betriebsstabilität von multifunktionalen Versickerungsmulden konnte in diesem Projekt aufgrund der Laufzeit des Projekts nur für die ersten ein bis zwei Betriebsjahre ausgewertet werden. Da Versickerungsmulden aber für Standzeiten deutlich über 10 Jahre ausgelegt sind, kann hier bestenfalls eine Abschätzung über die Entwicklung abgegeben werden. Es ist daher sehr empfehlenswert, im Rahmen weiterer Projekte die Versuchsflächen bzw. multifunktionalen Versickerungsmulden durch Untersuchungen des Infiltrationsvermögens und der Schadstoffakkumulation über einen längeren Zeitraum wissenschaftlich zu begleiten.

Bei der Bepflanzung gab es eine Änderung zum ursprünglichen Plan der Projektdurchführung, welche die Wurzelanalysen betrifft. In Absprache mit dem LfU erfolgten keine Untersuchungen der Wurzelsysteme.

Ein Großteil der Versuchspflanzen in Freising erwies sich als stresstolerant gegenüber Trockenheit, temporärem Einstau und Salzeintrag. Durch die ergänzenden Dokumentationen der Artenentwicklungen in den Pilotierungen konnten die Empfehlungsangaben unterstützt werden. Einige Arten zeigten insbesondere während einer der Versuchsphasen eine schlechtere Vitalität bzw. eine erhöhte Mortalitätsrate. Dies ist bei der Pflanzplanung entsprechend zu berücksichtigen und beispielsweise in Standorte ohne, mit geringen oder hohen Streusalzeinträgen zu differenzieren. Die Entwicklung ausgewählter Arten zeigte sich in den meisten Fällen in den halbtechnischen Versuchen und an den Pilotstandorten identisch. Für Arten, die bislang nur in halbtechnischen Versuchen gepflanzt wurden, wäre eine zusätzliche Verwendung in einer realen Versickerungsmulde sinnvoll, um die Ergebnisse für die Praxis zu validieren.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass unter den verwendeten Versuchspflanzen Arten enthalten sind, die gemäß der Roten Liste Deutschlands als vom Aussterben bedroht (z. B. *Calamintha nepeta*), stark gefährdet (z. B. *Gentiana cruciata* und *Koeleria glauca*) oder gefährdet (z. B. *Trifolium rubens* und *Tulipa sylvestris*) einzustufen sind. Eine Verwendung dieser Arten ist aus Sicht des Naturschutzes kritisch zu bewerten, denn durch die Einkreuzung von Pflanzen anderer Herkunft können Populationen der freien Natur lokale Anpassungen verlieren und dadurch erheblich geschwächt werden. Daher sollte vor der Verwendung solcher Arten stets eine Abstimmung mit den lokalen Naturschutzbehörden erfolgen. Zudem sollte der Rote-Liste-Status des jeweiligen Bundeslandes geprüft werden

Die drei Überstauungsereignisse, welche über die Vegetationsperiode verteilt durchgeführt wurden, waren zeitweise sogar von Vorteil für die Pflanzen. Unmittelbar nach dem Einstau im Juli folgte eine Trockenperiode, hier konnten die Pflanzen in der Versuchsanordnung von der Sättigung des Substrats lange Zeit profitieren. Die Kontrollpflanzungen wurden zwar mit jedem Einstauereignis mitgegossen, allerdings nur in üblichen Mengen bewässert und nicht über einen oder mehrere Tage gesättigt. Ein einmaliges Einstauereignis über 84 Stunden je Vegetationsperiode wäre für den Versuch besser geeignet gewesen, um mehr Trockenzeiten abbilden zu können.

Bei den Insekterfassungen im Mai und Juni 2023 konnte eine erhöhte Abundanz verschiedener Ordnungen in den mit heimischen Arten bepflanzten Mulden nachgewiesen werden. Auch die Artenvielfalt der Wildbienen war in den Versuchsfeldern höher als in Referenzflächen. Ein längerer Versuchszeitraum wäre sinnvoll, um diese Ergebnisse zu bestätigen.

Weiterer Handlungsbedarf besteht unter anderem in einem **langfristigen Monitoring**, was die Entwicklung der Bepflanzung betrifft. Erst nach einigen Jahren wird sich zeigen, welche Arten langfristige extremen Standortbedingungen und der inter- und intraspezifischen Konkurrenz standhalten können und ob es zu Artverschiebungen kommt. Daher wäre hierbei eine mindestens jährliche Kontrolle der Versuchsfeldern nötig. Auch der Verlauf der **Unterhaltskosten** einer Versickerungsmulde (oder Baumrigole) über mehrere Jahre ist ein interessanter Aspekt für weitere Forschungen und kann beispielsweise zeigen, ob Unkrautdruck und Pflegebedarf durch Zuwachs der Pflanzung mit der Zeit abnimmt. Weiterhin wäre es interessant zu beobachten, wie sich die in Freising / München / Pfaffenhofen a. d. Ilm erprobte Bepflanzung an **anderen klimatischen Standorten** entwickelt, zum Beispiel in den niederschlagsärmeren Regionen bei Würzburg oder in niederschlagsreicheren Gebieten in höherer Lage am Alpenrand. Durch den trockenen Sommer 2022 und die simulierten Überstauungen konnten zwar verschiedene Standortbedingungen nachgestellt werden, eine praktische Umsetzung in anderen Regionen kann dadurch aber nicht ersetzt werden. **Zudem ist eine stetige Weiterentwicklung der Artenliste empfehlenswert sowie Forschungen und praktische Umsetzungen mit Gehölzen.**

„**Baumrigolen**“ sind ein vielfach aufgegriffenes Trendthema. **Hierzu bedarf es einer eindeutigen und einheitlichen Definition, was unter der Begrifflichkeit zu verstehen ist, sowie Regelungen und Grundlagen zur Umsetzung, um insbesondere den Schadstoffrückhalt im Boden trotz der Verwendung tiefwurzelnder Bäume zu gewährleisten.** Es herrscht großer Forschungsbedarf zur Fragestellung, ob „Baumrigolen“ einen tatsächlichen langfristigen Mehrwert für die Entwicklung der Gehölze bieten oder ob eine Optimierung des Baums substrats mit guter Wasserspeicherkapazität bereits ausreicht. Hierzu bedarf es langfristiger Untersuchungen. Zugleich sollten Forschungen zu geeigneten Arten durchgeführt werden. **Auch zur Untersuchung der „Baumrigolen“ in Pfaffenhofen bedarf es eines langfristigen Monitorings über mehrere Jahre.**

Ein weiterer wichtiger Aspekt, der bisher kaum untersucht wurde, ist die Bedeutung der Wurzelsysteme für den Schadstoffrückhalt. Dass sich entlang der Wurzeln präferentielle Fließpfade bilden können und eine intensive Durchwurzelung des Bodens dadurch zur Verbesserung der Durchlässigkeit beiträgt, wurde bereits in einigen Studien bewiesen. Ob die Wurzelsysteme hinsichtlich Schadstoffrückhalt aber auch negative Auswirkungen auf die Funktion einer Versickerungsanlage haben, ist bisher nicht genau erforscht. Im Zuge dieses Projekts konnten im Versuchszeitraum keine negativen Einflüsse bei der Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen beobachtet werden. Da sowohl die halbtechnischen Versuche als auch die Pilotierung noch vielen weiteren Einflussfaktoren unterliegen sind, wäre weitere

Forschung wichtig, um Kurzschlussströmungen insbesondere durch verschiedene Wurzelsysteme zu untersuchen und ggf. vollkommen auszuschließen.

Das Forschungsvorhaben bestätigt, dass die Umsetzung einer multifunktionalen Versickerungsmulde möglich ist und durch eine geeignete Substratzusammensetzung gute Ergebnisse hinsichtlich Schadstoffrückhalt und Betriebsstabilität erreicht werden können. Die Verwendung ausgewählter, ausschließlich heimischer Stauden und kurzlebiger Arten konnte sich nicht nur durch eine gute Stresstoleranz beweisen, sondern hat auch einen positiven Effekt für die Insektenvielfalt. Die Ergebnisse dienen als Grundlage für die Einspeisung in Regelwerksarbeit. Durch die Erstellung des praxisnahen Leitfadens sollen die Forschungsergebnisse in die Praxis gebracht werden.

6 Literaturverzeichnis

- AHLUWALIA, OJASVINI ; SINGH, POONAM C. ; BHATIA, RANJANA: A review on drought stress in plants: Implications, mitigation and the role of plant growth promoting rhizobacteria. In: *Resources, Environment and Sustainability* Bd. 5 (2021), S. 100032
- ANDERSON, BRIAN S. ; PHILLIPS, BRYN M. ; VOORHEES, JENNIFER P. ; SIEGLER, KATIE ; TJEERDEMA, RONALD: Bioswales reduce contaminants associated with toxicity in urban storm water: Bioswales treat urban storm water. In: *Environmental Toxicology and Chemistry* Bd. 35 (2016), Nr. 12, S. 3124–3134
- ANDERSON, VIDYA ; GOUGH, WILLIAM A.: Nature-based cooling potential: a multi-type green infrastructure evaluation in Toronto, Ontario, Canada. In: *International Journal of Biometeorology* Bd. 66 (2022), Nr. 2, S. 397–410
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FLORA VON BAYERN: Botanischer Informationsknoten Bayern, STAATLICHE NATURWISSENSCHAFTLICHE SAMMLUNGEN BAYERN (Hrsg.).
- ARYAL, RUPAK ; VIGNESWARAN, SARVANAMUTHU ; KANDASAMY, JAYA ; NAIDU, RAVI: Urban stormwater quality and treatment. In: *Korean Journal of Chemical Engineering* Bd. 27 (2010), Nr. 5, S. 1343–1359
- ASHLEY, R. M. ; GARVIN, S. ; PASCHE, E. ; VASSILOPOULOS, A. ; ZEVENBERGEN, C.: *Advances in urban flood management, Balkema-proceedings and monographs in engineering, water and earth sciences*. Leiden ; New York : Taylor & Francis, 2007 — ISBN 978-0-415-43662-5
- ASHOORI, NEGIN ; TEIXIDO, MARC ; SPAHR, STEPHANIE ; LEFEVRE, GREGORY H. ; SEDLAK, DAVID L. ; LUTHY, RICHARD G.: Evaluation of pilot-scale biochar-amended woodchip bioreactors to remove nitrate, metals, and trace organic contaminants from urban stormwater runoff. In: *Water Research* Bd. 154 (2019), S. 1–11
- BÄCKSTRÖM, M. ; KARLSSON, S. ; ALLARD, B.: Metal Leachability and Anthropogenic Signal in Roadside Soils Estimated from Sequential Extraction and Stable Lead Isotopes. In: *Environmental Monitoring and Assessment* Bd. 90 (2004), Nr. 1–3, S. 135–160
- BARRETT, MICHAEL ; KATZ, LYNN ; TAYLOR, SCOTT ; SANSALONE, JOHN ; STEVENSON, MARTY: *Measuring and Removing Dissolved Metals from Stormwater in Highly Urbanized Areas*. Washington, D.C. : Transportation Research Board, 2014 — ISBN 978-0-309-28391-5
- BAUM, PHILIPP ; KUCH, BERTRAM ; DITTMER, ULRICH: Adsorption of Metals to Particles in Urban Stormwater Runoff—Does Size Really Matter? In: *Water* Bd. 13 (2021), Nr. 3, S. 309
- BESTER, KAI ; BANZHAF, STEFAN ; BURKHARDT, MICHAEL ; JANZEN, NIKLAS ; NIEDERSTRASSER, BERND ; SCHEYTT, TRAUOGOTT: Activated soil filters for removal of biocides from contaminated run-off and waste-waters. In: *Chemosphere* Bd. 85 (2011), Nr. 8, S. 1233–1240
- BLEWETT, T.CRAIG ; ROBERTS, DAVID W. ; BRINTON, WILLIAM F.: Phytotoxicity factors and herbicide contamination in relation to compost quality management practices. In: *Renewable Agriculture and Food Systems* Bd. 20 (2005), Nr. 2, S. 67–72
- BLUEGREENSTREETS: *BlueGreenStreets Toolbox – Teil A: Multifunktionale Straßenraumgestaltung urbaner Quartiere*, URL: <https://www.hcu-hamburg.de/research/forschungsgruppen/reap/reap-projekte/bluegreenstreets> (Erstellt im Rahmen der BMBF-Fördermaßnahme „Ressourceneffiziente Stadtquartiere für die Zukunft“ (RES:Z)). Hamburg, 2022
- BLUME, HANS-PETER ; BRÜMMER, GERHARD W. ; FLEIGE, HEINER ; HORN, RAINER ; KANDELER, ELLEN ; KÖGEL-KNABNER, INGRID ; KRETZSCHMAR, RUBEN ; STAHR, KARL ; ET AL.: *Scheffer/Schachtschabel: Soil Science*. 1st ed. 2016. Berlin, Heidelberg; s.l. : Springer Berlin Heidelberg, 2016 — ISBN 978-3-642-30941-0

- BOLLMANN, ULLA E. ; MINELGAITE, GRETA ; SCHLÜSENER, MICHAEL ; TERNES, THOMAS ; VOLLERTSEN, JES ; BESTER, KAI: Leaching of Terbutryn and Its Photodegradation Products from Artificial Walls under Natural Weather Conditions. In: *Environmental Science & Technology* Bd. 50 (2016), Nr. 8, S. 4289–4295
- BORK, MARCUS ; LANGE, JENS ; GRAF-ROSENFELLNER, MARKUS ; HENSEN, BIRTE ; OLSSON, OLIVER ; HARTUNG, THOMAS ; FERNÁNDEZ-PASCUAL, ELENA ; LANG, FRIEDERIKE: Urban storm water infiltration systems are not reliable sinks for biocides: evidence from column experiments. In: *Scientific Reports* Bd. 11 (2021), Nr. 1, S. 7242
- BORRIS, MATTHIAS ; ÖSTERLUND, HELÉNE ; MARSALEK, JIRI ; VIKLANDER, MARIA: Contribution of coarse particles from road surfaces to dissolved and particle-bound heavy metal loads in runoff: A laboratory leaching study with synthetic stormwater. In: *Science of The Total Environment* Bd. 573 (2016), S. 212–221
- BRATIERES, K. ; FLETCHER, T.D. ; DELETIC, A. ; ZINGER, Y.: Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: A large-scale design optimisation study. In: *Water Research* Bd. 42 (2008), Nr. 14, S. 3930–3940
- BUCHELI, THOMAS D. ; MÜLLER, STEPHAN R. ; VOEGELIN, ANDREAS ; SCHWARZENBACH, RENÉ P.: Bituminous Roof Sealing Membranes as Major Sources of the Herbicide (R,S)-Mecoprop in Roof Runoff Waters: Potential Contamination of Groundwater and Surface Waters. In: *Environmental Science & Technology* Bd. 32 (1998), Nr. 22, S. 3465–3471
- BÜHLER, L.: *Baumrigolen – Unterschiedliche Bauarten und Möglichkeiten der Nutzung zur Entwässerung von Verkehrsflächen* (Bachelorarbeit an der TUM, Studiengang Umweltingenieurwesen), 2023
- BURKHARDT, M. ; BOLLER, M. ; SCHMID, P.: *Mecoprop in Bitumenbahnen - Auswaschung von Mecoprop aus Bitumenbahnen und Vorkommen im Regenkanal* (Forschungsbericht), 2009a
- BURKHARDT, M. ; KUPPER, T. ; HEAN, S. ; HAAG, R. ; SCHMID, P. ; KOHLER, M. ; BOLLER, M.: Biocides used in building materials and their leaching behavior to sewer systems. In: *Water Science and Technology* Bd. 56 (2007), Nr. 12, S. 63–67
- BURKHARDT, M. ; ZULEEG, S. ; VONBANK, R. ; BESTER, K. ; CARMELIET, J. ; BOLLER, M. ; WANGLER, T.: Leaching of Biocides from Façades under Natural Weather Conditions. In: *Environmental Science & Technology* Bd. 46 (2012), Nr. 10, S. 5497–5503
- BURKHARDT, M. ; ZULEEG, S. ; VONBANK, R. ; SCHMID, P. ; HEAN, S. ; LAMANI, X. ; BESTER, K. ; BOLLER, M.: Leaching of additives from construction materials to urban storm water runoff. In: *Water Science* (2011), S. 9
- BURKHARDT, MICHAEL ; BIGLER, ROLAND ; SCHMIDT, STELLA ; LINHARD, MARTIN ; MEISTER, DANIEL ; TÖWS, RUDOLF ; STEINER, MICHELE ; WELKER, ANTJE ; ET AL.: VSA-Leistungsprüfung für Behandlungsanlagen Merkblatt «Leistungsprüfung für Adsorbiermaterialien und dezentrale Technische Anlagen zur Behandlung von Niederschlagswasser», Unpublished (2019)
- BURKHARDT, MICHAEL ; HODEL, PHILIPP: Abschwemmung von Metallflächen und Eintrag ins Grundwasser - Literaturrecherche und Messungen unter Berücksichtigung von drei urbanen Pestiziden, Hochschule für Technik Rapperswil (2019)
- BURKHARDT, MICHAEL ; JUNGHANS, MARION ; ZULEEG, STEFFEN ; SCHOKNECHT, UTE ; LAMANI, XOLELWA ; BESTER, KAI ; VONBANK, ROGER ; SIMMLER, HANS ; ET AL.: Biozide in Gebäudefassaden – ökotoxikologische Effekte, Auswaschung und Belastungsabschätzung für Gewässer. In: *Umweltwiss Schadst Forsch* (2009b), S. 12
- BUTTLER, KARL PETER ; MAY, RUDOLF ; METZING, DETLEV: *Liste der Gefäßpflanzen Deutschlands: Florensynopse und Synonyme, BfN-Skripten*. Bd. 519. Bonn-Bad Godesberg : Bundesamt für Naturschutz, 2018

- CENTRE FOR MINED LAND REHABILITATION: Global Hyperaccumulator Database.
- CHAHAL, MANINDER K. ; SHI, ZHENQING ; FLURY, MARKUS: Nutrient leaching and copper speciation in compost-amended bioretention systems. In: *Science of The Total Environment* Bd. 556 (2016), S. 302–309
- CHAPLAIN, V. ; BRAULT, A. ; TESSIER, D. ; DÉFOSSÉZ, P.: Soil hydrophobicity: a contribution of diuron sorption experiments. In: *European Journal of Soil Science* Bd. 59 (2008), Nr. 6, S. 1202–1208
- CHRISTENSEN, T ; TJELL, J: Leaching from land disposed municipal compost: 4. Heavy metals. In: *Waste Management & Research* Bd. 2 (1984), Nr. 4, S. 347–357
- CONFESOR, R.B. ; HAMLETT, J.M. ; SHANNON, R.D. ; GRAVES, R.E.: Potential Pollutants from Farm, Food and Yard Waste Composts at Differing Ages: Leaching Potential of Nutrients Under Column Experiments. Part II. In: *Compost Science & Utilization* Bd. 17 (2009), Nr. 1, S. 6–17
- CORDUAN, DANIELA: Artenreiche Versickerungssysteme. Stressresistente Pflanzen für urbane Mulden und Rigolensysteme. In: *Stadt + Grün* (2020), Nr. 12, S. 40–46
- CORDUAN, DANIELA ; GROSSMANN, ANITA ; GATHOF, ANIKA ; KÜHN, NORBERT: Attraktive Staudenpflanzungen in urbanen Versickerungsmulden. In: *Stadt+Grün* (2023), Nr. 6, S. 22–28
- DEGENHART, JULIA ; HELMREICH, BRIGITTE: Review on inorganic pollutants in stormwater runoff of non-metal roofs. In: *Frontiers in Environmental Chemistry* Bd. 3 (2022), S. 884021
- DEUTSCHER WETTERDIENST: CDC (Climate Data Center). URL https://www.dwd.de/DE/klimaumwelt/cdc/cdc_node.html. - abgerufen 2023-01-31
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR BAU- UND ANLAGEN-TECHNIK: Zulassungsgrundsätze – Niederschlagswasserbehandlungsanlagen Teil1: Anlagen zur dezentralen Behandlung des Abwassers von Kfz-Verkehrsflächen zur anschließenden Versickerung in Boden und Grundwasser. Berlin, Deutsches Institut für Bautechnik (DIBt) (2017), S. 26
- DIETZEL, SIMON ; ROJAS-BOTERO, SANDRA ; FISCHER, CHRISTINA ; KOLLMANN, JOHANNES: Aufwertung urbaner Straßenränder als Anpassung an den Klimawandel und zur Förderung bestäubender Insekten. In: *ANLiegen Natur* Bd. 44 (2022), Nr. 1, S. 1–12
- DRAHORAD, SYLVIE L. ; JEHN, FLORIAN U. ; ELLERBROCK, RUTH H. ; SIEMENS, JAN ; FELIX-HENNINGSSEN, PETER: Soil organic matter content and its aliphatic character define the hydrophobicity of biocrusts in different successional stages. In: *Ecohydrology* Bd. 13 (2020), Nr. 6
- DUNNETT, NIGEL: Grey to Green.
- DUNNETT, NIGEL ; CLAYDEN, ANDY: *Rain gardens: Managing water sustainably in the garden and designed landscape*. Portland : Timber Press, 2007 — ISBN 978-0-88192-826-6
- DUTHWEILER, SWANTJE ; FRITZ, KATHARINA: Salzverträglichkeit von Stauden im öffentlichen Grün.
- DWA: *DWA-A 138: Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall*. April 2005. Hennef, 2005 — ISBN 978-3-937758-66-4
- DWA: *DWA-A 138-1: Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser – Teil 1: Planung, Bau, Betrieb - Gelbdruck, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.* November 2020. Hennef, 2020 — ISBN 978-3-96862-018-3
- DWA: *Arbeitsblatt DWA-A 102-2/BWK-A 3-2: Emissionsbezogene Bewertungen und Regelungen, Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer*. Dezember 2020, korrigierte Fassung: Stand Oktober 2021. Hennef :

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), 2021
— ISBN 978-3-96862-046-6

- EKKA, SUJIT A. ; RUJNER, HENDRIK ; LEONHARDT, GÜNTHER ; BLECKEN, GODECKE-TOBIAS ; VIKLANDER, MARIA ; HUNT, WILLIAM F.: Next generation swale design for stormwater runoff treatment: A comprehensive approach. In: *Journal of Environmental Management* Bd. 279 (2021), S. 111756
- ELLENBERG, HEINZ ; WEBER, HEINRICH E. ; DÜLL, RUPRECHT ; WIRTH, VOLKMAR ; WERNER, WILLY: *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, Scripta geobotanica*. 3., durchgesehene Auflage. Göttingen : Verlag Erich Goltze GmbH & Co KG, 2001. — Backup Publisher: Verlag Erich Goltze — ISBN 3-88452-518-2
- EMBRÉN, B.: The Stockholm Solution – Ten Years of Experience of Urban Tree Planning and Management Combined with Local Storm Water Management. In: , 2014
- EPEL, JÜRGEN: Bepflanzung beeinflusst die Sickerleistung. In: *g'Plus* (2004), Nr. 10, S. 19–21
— ISBN 1420-2859
- EPEL-HOTZ, ANGELIKA: *Versickerungsmulden standortgerecht bepflanzt*.
- EPEL-HOTZ, ANGELIKA: *Pflanzen für Versickerung und Retention*. . — Veitshöchheimer Berichte
- ERICKSON, ANDREW J. ; GULLIVER, JOHN S. ; ARNOLD, WILLIAM A. ; BREKKE, CECILIE ; BREDAL, MIKAL: Abiotic Capture of Stormwater Nitrates with Granular Activated Carbon. In: *Environmental Engineering Science* Bd. 33, Mary Ann Liebert, Inc., publishers (2016), Nr. 5, S. 354–363
- ERICKSON, ANDREW J. ; GULLIVER, JOHN S. ; WEISS, PETER T.: Capturing phosphates with iron enhanced sand filtration. In: *Water Research* Bd. 46 (2012), Nr. 9, S. 3032–3042
- FARDEL, ALEXANDRE ; PEYNEAU, PIERRE-EMMANUEL ; BÉCHET, BÉATRICE ; LAKEL, ABDELKADER ; RODRIGUEZ, FABRICE: Analysis of swale factors implicated in pollutant removal efficiency using a swale database. In: *Environmental Science and Pollution Research* Bd. 26 (2019), Nr. 2, S. 1287–1302
- FAUCETTE, BRITT ; CARDOSO, FATIMA ; MULBRY, WALTER ; MILLNER, PAT: Performance of Compost Filtration Practice for Green Infrastructure Stormwater Applications. In: *Water Environment Research* Bd. 85 (2013), Nr. 9, S. 806–814
- FLETCHER, TIM D. ; SHUSTER, WILLIAM ; HUNT, WILLIAM F. ; ASHLEY, RICHARD ; BUTLER, DAVID ; ARTHUR, SCOTT ; TROWSDALE, SAM ; BARRAUD, SYLVIE ; ET AL.: SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. In: *Urban Water Journal* Bd. 12 (2014), Nr. 7, S. 525–542
- FLL: *Empfehlungen für Baumpflanzungen. Teil 2: Standortvorbereitungen für Neupflanzungen; Pflanzgruben und Wurzelraumerweiterung, Bauweisen und Substrate*. Bonn : Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V.FLL, 2010 — ISBN 978-3-940122-22-3
- FLL: *Empfehlungen für Planung, Bau und Instandhaltung von Versickerungsanlagen im Landschaftsbau*: Gelbdruck.
- FOX, LAURIE J. ; GROSE, J. NORMAN ; APPLETON, BONNIE L. ; DONOHUE, STEPHEN J.: Evaluation of Treated Effluent as an Irrigation Source for Landscape Plants. In: *Journal of Environmental Horticulture* Bd. 23 (2005), Nr. 4, S. 174–178
- FUNAI, JAMES T. ; KUPEC, PETR: Exploring Planting and Filter Media in Stormwater Bioremediating Landscapes: a Review. In: *Water, Air, & Soil Pollution* Bd. 228 (2017), Nr. 9, S. 340
- GALK ARBEITSKREIS STADTBÄUME: *Einsatz von Streusalz – Konsequenzen für Straßenbäume*. Positionspapier, 2022

- GALSTER, SUSANNE ; HELMREICH, BRIGITTE: Copper and Zinc as Roofing Materials—A Review on the Occurrence and Mitigation Measures of Runoff Pollution. In: *Water* Bd. 14 (2022), Nr. 3, S. 291
- GARBUZOV, MIHAIL ; FENSOME, KATHERINE A. ; RATNIEKS, FRANCIS L. W.: Public approval plus more wildlife: twin benefits of reduced mowing of amenity grass in a suburban public park in Saltdean, UK. In: LEATHER, S. R. ; DENNIS, P. (Hrsg.) *Insect Conservation and Diversity* Bd. 8 (2015), Nr. 2, S. 107–119
- GARCÍA-DELGADO, CARLOS ; MARÍN-BENITO, JESÚS M. ; SÁNCHEZ-MARTÍN, MARÍA J. ; RODRÍGUEZ-CRUZ, M. SONIA: Organic carbon nature determines the capacity of organic amendments to adsorb pesticides in soil. In: *Journal of Hazardous Materials* Bd. 390 (2020), S. 122162
- GENÇ-FUHRMAN, HÜLYA ; MIKKELSEN, PETER S. ; LEDIN, ANNA: Simultaneous removal of As, Cd, Cr, Cu, Ni and Zn from stormwater. In: *Water research* Bd. 41 (2007), Nr. 3, S. 591–602
- GRIME, JOHN PHILIP: *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*. 2. Aufl. Chichester : Wiley, 2006 — ISBN 978-0-470-85040-4
- HACK, H. ; BLEIHOLDER, H. ; BUHR, L. ; MEIER, U. ; SCHNOCK-FRICKE, U. ; WEBER, E. ; WITZENBERGER, A.: Einheitliche Codierung der phänologischen Entwicklungsstadien mono- und dikotylar Pflanzen - Erweiterte BBCH-Skala, Allgemein -. In: *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* Bd. 44 (1992), Nr. 12, S. 265–270
- HARTER, ROBERT D.: Effect of Soil pH on Adsorption of Lead, Copper, Zinc, and Nickel. In: *Soil Science Society of America Journal* Bd. 47 (1983), Nr. 1, S. 47–51
- HAWROT, HANNAH ; MCMILLAN, SARA ; SCARLETT, RACHEL: Assessment of the Ecosystem Services of Rain Gardens. In: *The Summer Undergraduate Research Fellowship (SURF) Symposium* (2017)
- HEDBERG, YOLANDA S. ; HEDBERG, JONAS F. ; HERTING, GUNILLA ; GOIDANICH, SARA ; ODNEVALL WALLINDER, INGER: Critical Review: Copper Runoff from Outdoor Copper Surfaces at Atmospheric Conditions. In: *Environmental Science & Technology* Bd. 48 (2014), Nr. 3, S. 1372–1381
- HELMREICH, BRIGITTE ; HUBER, MAXIMILIAN ; DREWES, JÖRG E.: Schwermetalle in Metaldachabflüssen und Möglichkeiten zur dezentralen Behandlung. In: *gwf-Wasser | Abwasser* Bd. FACHBERICHTE Regenwasserbewirtschaftung (2015), S. 1238–1245
- HENSEN, BIRTE ; LANGE, JENS ; JACKISCH, NICOLE ; ZIEGER, FRANZISKA ; OLSSON, OLIVER ; KÜMMERER, KLAUS: Entry of biocides and their transformation products into groundwater via urban stormwater infiltration systems. In: *Water Research* Bd. 144 (2018), S. 413–423
- HENSEN, BIRTE ; OLSSON, OLIVER ; KÜMMERER, KLAUS: A strategy for an initial assessment of the ecotoxicological effects of transformation products of pesticides in aquatic systems following a tiered approach. In: *Environment International* Bd. 137 (2020), S. 105533
- HOOKE, TRISTON ; NIU, GENHUA: Relative Salt Tolerance of Four Herbaceous Perennial Ornamentals. In: *Horticulturae* Bd. 5(2) (2019), Nr. 36
- HORSTMAYER, NILS ; HUBER, MAXIMILIAN ; DREWES, JÖRG E. ; HELMREICH, BRIGITTE: Evaluation of site-specific factors influencing heavy metal contents in the topsoil of vegetated infiltration swales. In: *Science of The Total Environment* Bd. 560–561 (2016), S. 19–28
- HOYLE, HELEN ; NORTON, BRIONY ; DUNNETT, NIGEL ; RICHARDS, J. PAUL ; RUSSELL, JEAN M. ; WARREN, PHILIP: Plant species or flower colour diversity? Identifying the drivers of public and invertebrate response to designed annual meadows. In: *Landscape and Urban Planning* Bd. 180 (2018), S. 103–113

- HUBER, MAXIMILIAN ; HILBIG, HARALD ; BADENBERG, SOPHIA C. ; FASSNACHT, JULIUS ; DREWES, JÖRG E. ; HELMREICH, BRIGITTE: Heavy metal removal mechanisms of sorptive filter materials for road runoff treatment and remobilization under de-icing salt applications. In: *Water Research* Bd. 102 (2016a), S. 453–463
- HUBER, MAXIMILIAN ; WELKER, ANTJE ; DIERSCHKE, MARTINA ; DREWES, JÖRG E. ; HELMREICH, BRIGITTE: A novel test method to determine the filter material service life of decentralized systems treating runoff from traffic areas. In: *Journal of environmental management* Bd. 179 (2016b), S. 66–75
- HUBER, MAXIMILIAN ; WELKER, ANTJE ; DREWES, JÖRG E. ; HELMREICH, BRIGITTE: Auftausalze im Straßenwinterdienst - Aufkommen und Bedeutung für dezentrale Behandlungsanlagen von Verkehrsflächenabflüssen zur Versickerung. In: *gwf-Wasser | Abwasser* (2015), Nr. 11, S. 1138–1152
- HUBER, MAXIMILIAN ; WELKER, ANTJE ; HELMREICH, BRIGITTE: Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff. In: *The Science of the total environment* Bd. 541 (2016c), S. 895–919
- HURLEY, STEPHANIE ; SHRESTHA, PALIZA ; CORDING, AMANDA: Nutrient Leaching from Compost: Implications for Bioretention and Other Green Stormwater Infrastructure. In: *Journal of Sustainable Water in the Built Environment* Bd. 3 (2017), Nr. 3, S. 04017006
- IGNATOWICZ, KATARZYNA: Selection of sorbent for removing pesticides during water treatment. In: *Journal of Hazardous Materials* Bd. 169 (2009), Nr. 1–3, S. 953–957
- INGVERTSEN, SIMON T. ; CEDERKVIST, KARIN ; RÉGENT, YOANN ; SOMMER, HARALD ; MAGID, JAKOB ; JENSEN, MARINA B.: Assessment of Existing Roadside Swales with Engineered Filter Soil: I. Characterization and Lifetime Expectancy. In: *Journal of Environmental Quality* Bd. 41 (2012), Nr. 6, S. 1960–1969
- IPCC: *Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* : Cambridge University Press, 2021
- JANSEN, FLORIAN ; DENGLER, JÜRGEN: GermanSL - Eine universelle taxonomische Referenzliste für Vegetationsdatenbanken in Deutschland. In: *Tuexenia: Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft* Bd. 28 (2008), S. 239–253
- JAUCH, MARTIN ; RICHTER-TIETEL, WOLFGANG: Einfluss unterschiedlicher Streusalzgaben auf die Entwicklung einer Ansaat mit Wildkräutern und -gräsern. In: FORSCHUNGSGESELLSCHAFT LANDSCHAFTSENTWICKLUNG LANDSCHAFTSBAU E.V. (Hrsg.): *Versuche in der Landespflege. Gemeinsame Veröffentlichung der Forschungsinstitute des deutschen Gartenbaues*. Bonn, 2009
- KABATA-PENDIAS, ALINA: *Trace Elements in Soils and Plants*. 4. Aufl. Boca Raton : Taylor & Francis, CRC Press, 2010 — ISBN 978-1-4200-9370-4
- KASCHL, ARNO ; RÖMHELD, VOLKER ; CHEN, YONA: The influence of soluble organic matter from municipal solid waste compost on trace metal leaching in calcareous soils. In: *Science of The Total Environment* Bd. 291 (2002), Nr. 1–3, S. 45–57
- KENNEN, KATE ; KIRKWOOD, NIAL: *Phyto: Principles and resources for site remediation and landscape design*. London and New York : Routledge Taylor & Francis Group, 2015 — ISBN 978-0-415-81415-7
- KIRSTEN, T. ; PALLASCH, MATTHIAS: *Neubau einer Versuchsanlage in Dresden-Pillnitz: Aktuelle Forschungsfragen zum Umgang mit Niederschlagswasser*. URL <https://neulandschaft.de/artikel/neubau-einer-versuchsanlage-in-dresden-pillnitz-aktuelle-forschungsfragen-zum-umgang-mit-niederschlagswasser-8876>. - abgerufen 2023-05-08. — Neue Landschaft

- KLIWA: *Langzeitverhalten der Starkniederschläge in Baden-Württemberg und Bayern: KLIWA-Projekt A 1.1.3 „Trenduntersuchungen extremer Niederschlagsereignisse in Baden-Württemberg und Bayern“*, KLIWA-Berichte. Offenbach : Deutscher Wetterdienst, Abteilung Hydrometeorologie, 2006 — ISBN 978-3-88148-412-1
- KLUGE, B.: *Straßenbäume und dezentrale Versickerung als Beitrag wassersensibler Stadtentwicklung – Teil 1*. In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* Bd. 69 (2022), Nr. 5
- KLUGE, B. ; RECK, A. ; PATON, E. ; SOMMER, H. ; KAISER, M.: *Schadstoffbelastung und Sickerwasserkonzentrationen in langjährig betriebenen dezentralen Versickerungsmulden, Essener Tagung für Wasserwirtschaft* (Nr. Gewässerschutz – Wasser – Abwasser 252). Essen, 2020
- KLUGE, BJÖRN ; MARKERT, ARVID ; FACKLAM, MICHAEL ; SOMMER, HARALD ; KAISER, MATHIAS ; PALLASCH, MATTHIAS ; WESSOLEK, GERD: *Metal accumulation and hydraulic performance of bioretention systems after long-term operation*. In: *Journal of Soils and Sediments* Bd. 18 (2018), Nr. 2, S. 431–441
- KLUGE, BJÖRN ; WESSOLEK, GERD: *Heavy metal pattern and solute concentration in soils along the oldest highway of the world – the AVUS Autobahn*. In: *Environmental Monitoring and Assessment* Bd. 184 (2012), Nr. 11, S. 6469–6481
- KNOLL, S.: *The Bayernkaserne Project, City of Munich: Possibilities for recycling secondary raw materials in gardening and landscaping*.
- KUPPLER, JONAS ; NEUMÜLLER, ULRICH ; MAYR, ANTONIA VERONIKA ; HOPFENMÜLLER, SEBASTIAN ; WEISS, KARIN ; PROSI, RAINER ; SCHANOWSKI, ARNO ; SCHWENNINGER, HANS-RICHARD ; ET AL.: *Favourite plants of wild bees*. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* Bd. 342 (2023), S. 108266
- KUTSCHERA, LORE ; LICHTENEGGER, ERWIN ; SOBOTIK, MONIKA: *Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen. 1: Monocotyledoneae*. Stuttgart : Fischer, 1982 — ISBN 978-3-437-30359-3
- KUTSCHERA, LORE ; LICHTENEGGER, ERWIN ; SOBOTIK, MONIKA: *Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen. T. 1: Bd. 2. Pteridophyta und Dicotyledoneae (Magnoliopsida) Morphologie, Anatomie, Ökologie, Verbreitung, Soziologie, Wirtschaft*. Bd. 2. Stuttgart : Fischer, 1992 — ISBN 978-3-437-30389-0
- KUTSCHERA, LORE ; LICHTENEGGER, ERWIN ; SOBOTIK, MONIKA ; HAAS, DIETER: *Wurzelatlas der Kulturpflanzen gemäßigter Gebiete mit Arten des Feldgemüsebaues, Wurzelatlas*. Frankfurt am Main : DLG-Verlag, 2009 — ISBN 978-3-7690-0708-4
- KWB: *Neue Maßnahmen zur Reduzierung der Gewässerbelastung durch Spurenstoffe aus urbanem Regenwasserabfluss (SpuR)*. URL <https://www.kompetenzwasser.de/de/forschung/projekte/spur>. - abgerufen 2023-04-26. — Kompetenzzentrum Wasser Berlin
- LAUKLI, KIRSTINE ; GAMBORG, MARINA ; HARALDSEN, TROND KNAPP ; VIKE, EVA: *Soil and plant selection for rain gardens along streets and roads in cold climates: Simulated cyclic flooding and real-scale studies of five herbaceous perennial species*. In: *Urban Forestry & Urban Greening* Bd. 68 (2022a), S. 127477
- LAUKLI, KIRSTINE ; VINJE, HILDE ; HARALDSEN, TROND KNAPP ; VIKE, EVA: *Plant selection for roadside rain gardens in cold climates using real-scale studies of thirty-one herbaceous perennials*. In: *Urban Forestry & Urban Greening* Bd. 78 (2022b), S. 127759
- LEONG, JOAN. M. ; THORP, ROBBIN W.: *Colour-coded sampling: the pan trap colour preferences of oligolectic and nonoligolectic bees associated with a vernal pool plant*. In: *Ecological Entomology* Bd. 24 (1999), Nr. 3, S. 329–335

- LEWIS, SKYLER ; LIU, BOYU ; PICCIANO, PAUL ; SOLIS, LIANA ; MILER, CHAR: Bioswales for stormwater remediation and infiltration: Assessing regulatory climate and quantifying filtration capacity of a Claremont bioswale.
- LFU: *Prüfkriterien zur vorläufigen Beurteilung von Behandlungsanlagen zum Rückhalt von Metallionen aus Niederschlagsabflüssen von Metalldächern, Bayerisches Landesamt für Umwelt* (Nr. Az.: 66-4402-46665/2010). Augsburg, 2011
- LI, JIAYI ; ZHANG, WENPING ; LIN, ZIQIU ; HUANG, YAOHUA ; BHATT, PANKAJ ; CHEN, SHAOHUA: Emerging Strategies for the Bioremediation of the Phenylurea Herbicide Diuron. In: *Frontiers in Microbiology* Bd. 12 (2021), S. 686509
- LIU, DINGFANG ; SANSALONE, JOHN J. ; CARTLEDGE, FRANK K.: Comparison of Sorptive Filter Media for Treatment of Metals in Runoff. In: *Journal of Environmental Engineering* Bd. 131 (2005), Nr. 8, S. 1178–1186
- MAYNARD, ABIGAIL A.: Nitrate Leaching from Compost-Amended Soils. In: *Compost Science & Utilization* Bd. 1 (1993), Nr. 2, S. 65–72
- MCMANUS, SARAH-LOUISE ; MOLONEY, MARY ; RICHARDS, KARL ; COXON, CATHERINE ; DANAHER, MARTIN: Determination and Occurrence of Phenoxyacetic Acid Herbicides and Their Transformation Products in Groundwater Using Ultra High Performance Liquid Chromatography Coupled to Tandem Mass Spectrometry. In: *Molecules* Bd. 19 (2014), Nr. 12, S. 20627–20649
- MOHANTY, SANJAY K. ; TORKELSON, ANDREW A. ; DODD, HANNA ; NELSON, KARA L. ; BOEHM, ALEXANDRIA B.: Engineering Solutions to Improve the Removal of Fecal Indicator Bacteria by Bioinfiltration Systems during Intermittent Flow of Stormwater. In: *Environmental Science & Technology* Bd. 47, American Chemical Society (2013), Nr. 19, S. 10791–10798
- MORASH, JENNIFER ; WRIGHT, AMY ; LEBLEU, CHARLENE ; MEDER, AMANDA ; KESSLER, RAYMOND ; BRANTLEY, EVE ; HOWE, JULIE: Increasing Sustainability of Residential Areas Using Rain Gardens to Improve Pollutant Capture, Biodiversity and Ecosystem Resilience. In: *Sustainability* Bd. 11 (2019), Nr. 12, S. 1–18
- MUNNÉ-BOSCH, SERGI ; ALEGRE, LEONOR: Die and let live: leaf senescence contributes to plant survival under drought stress. In: *Functional Plant Biology* Bd. 31, CSIRO PUBLISHING (2004), Nr. 3, S. 203–216
- MUNNS, R.: Comparative physiology of salt and water stress. In: *Plant, Cell & Environment* Bd. 25 (2002), Nr. 2, S. 239–250
- MUNNS, RANA ; TERMAAT, ANNIE: Whole-Plant Responses to Salinity. In: *Functional Plant Biology* Bd. 13 (1986), S. 143–160
- MUNNS, RANA ; TESTER, MARK: Mechanisms of salinity tolerance. In: *Annual Review of Plant Biology* Bd. 59 (2008), Nr. 1, S. 651–681
- NAVARRO, S. ; VELA, N. ; NAVARRO, G.: Review. An overview on the environmental behaviour of pesticide residues in soils. In: *Spanish Journal of Agricultural Research (España)* (2007)
- NEHRING, STEFAN ; SKOWRONEK, SANDRA: *Die invasiven gebietsfremden Arten der Unionsliste der EU-Verordnung Nr. 1143/2014: Erste Fortschreibung 2017, BfN-Skripten*. Bd. 471. Bonn-Bad Godesberg : Bundesamt für Naturschutz, 2017. — Backup Publisher: Deutschland
- NIESEL, ALFRED: *Praxis-Kommentar GaLaBau: VOB/A DIN 1960, VOB/B DIN 1961, VOB/C DIN 18299, VOB/C DIN 18320*. Berlin Hannover : Patzer, 1997 — ISBN 978-3-87617-092-3
- NOCCO, MALLIKA A. ; ROUSE, SARA E. ; BALSTER, NICHOLAS J.: Vegetation type alters water and nitrogen budgets in a controlled, replicated experiment on residential-sized rain gardens planted with prairie, shrub, and turfgrass. In: *Urban Ecosystems* Bd. 19 (2016), Nr. 4, S. 1665–1691

- NORRSTRÖM, ANN CATRINE: Metal mobility by de-icing salt from an infiltration trench for highway runoff. In: *Applied Geochemistry* Bd. 20 (2005), Nr. 10, S. 1907–1919
- ODNEVALL WALLINDER, I. ; LEYGRAF, C.: A Critical Review on Corrosion and Runoff from Zinc and Zinc-Based Alloys in Atmospheric Environments. In: *Corrosion* Bd. 73 (2017), Nr. 9, S. 1060–1077
- OECD: *Test No. 106: Adsorption -- Desorption Using a Batch Equilibrium Method, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 1* : OECD, 2000 — ISBN 978-92-64-06960-2
- OKAIKUE-WOODI, FANNY E. K. ; CHERUKUMILLI, KATYA ; RAY, JESSICA R.: A critical review of contaminant removal by conventional and emerging media for urban stormwater treatment in the United States. In: *Water Research* Bd. 187 (2020), S. 116434
- ÖNORM B 2506-3: *Regenwasser-Sickeranlagen für Abläufe von Dachflächen und befestigten Flächen – Teil 3: Filtermaterialien Anforderungen und Prüfmethode*, Österreichisches Normungsinstitut, 2018
- PAIJENS, CLAUDIA ; BRESSY, ADÈLE ; FRÈRE, BERTRAND ; MOILLERON, RÉGIS: Biocide emissions from building materials during wet weather: identification of substances, mechanism of release and transfer to the aquatic environment. In: *Environmental Science and Pollution Research* Bd. 27 (2020), Nr. 4, S. 3768–3791
- PAIJENS, CLAUDIA ; BRESSY, ADÈLE ; FRÈRE, BERTRAND ; TEDOLDI, DAMIEN ; MAILLER, ROMAIN ; ROCHER, VINCENT ; NEVEU, PASCALE ; MOILLERON, RÉGIS: Urban pathways of biocides towards surface waters during dry and wet weathers: Assessment at the Paris conurbation scale. In: *Journal of Hazardous Materials* Bd. 402 (2021), S. 123765
- PARREY, AEJAZ H. ; RAINA, RIFAT H. ; SADDAM, BABU ; PATHAK, PURNIMA ; KUMAR, SANJEEV ; UNİYAL, V.P. ; GUPTA, DEVANSHU ; KHAN, SAJAD A.: Role of Bumblebees (Hymenoptera: Apidae) in Pollination of High Land Ecosystems: A Review. In: *Agricultural Reviews* (2021), Nr. Of
- PÄTZOLD, S. ; BRÜMMER, G. W.: Bedeutung von Regenwurmrohren für die Verlagerung des Herbizids Diuron in Böden von Obstanlagen. In: *Erwerbs-Obstbau* Bd. 46 (2004), Nr. 3, S. 74–80
- PRABHUKUMAR, GIRIDHAR ; BHUPAL, GURMANPREET SINGH ; PAGILLA, KRISHNA R.: Laboratory Evaluation of Sorptive Filtration Media Mixtures for Targeted Pollutant Removals from Simulated Stormwater. In: *Water Environment Research* Bd. 87 (2015), Nr. 9, S. 789–795
- PRUDENCIO, LIANA ; NULL, SARAH E.: Stormwater management and ecosystem services: a review. In: *Environmental Research Letters* Bd. 13 (2018), Nr. 3
- R CORE TEAM: *R: A language and environment for statistical computing*. Wien : R Foundation for Statistical Computing, 2021
- RAY, ASIM B. ; SELVAKUMAR, ARIAMALAR ; TAFURI, ANTHONY N.: Removal of selected pollutants from aqueous media by hardwood mulch. In: *Journal of Hazardous Materials* Bd. 136 (2006), Nr. 2, S. 213–218
- RAY, JESSICA R. ; SHABTAI, ITAMAR A. ; TEIXIDÓ, MARC ; MISHAEL, YAEL G. ; SEDLAK, DAVID L.: Polymer-clay composite geomedia for sorptive removal of trace organic compounds and metals in urban stormwater. In: *Water Research* Bd. 157 (2019), S. 454–462
- REDDY, KRISHNA R. ; XIE, TAO ; DASTGHEIBI, SARA: Removal of heavy metals from urban stormwater runoff using different filter materials. In: *Journal of Environmental Chemical Engineering* Bd. 2 (2014a), Nr. 1, S. 282–292
- REDDY, KRISHNA R. ; XIE, TAO ; DASTGHEIBI, SARA: Evaluation of Biochar as a Potential Filter Media for the Removal of Mixed Contaminants from Urban Storm Water Runoff. In: *Journal of Environmental Engineering* Bd. 140 (2014b), Nr. 12, S. 04014043

- REMMLER, F. ; HÜTTER, U.: Field-Investigations of Pollutants in Stormwater Runoff, Seepage Water and Topsoil of Stormwater Infiltration Sites. In: MARSALEK, J. ; WATT, E. ; ZEMAN, E. ; SIEKER, H. (Hrsg.): *Advances in Urban Stormwater and Agricultural Runoff Source Controls*. Dordrecht : Springer Netherlands, 2001 — ISBN 978-1-4020-0154-3, S. 131–140
- ROMMEL, STEFFEN H. ; EBERT, VANESSA ; HUBER, MAXIMILIAN ; DREWES, JÖRG E. ; HELMREICH, BRIGITTE: Spatial distribution of zinc in the topsoil of four vegetated infiltration swales treating zinc roof runoff. In: *Science of The Total Environment* Bd. 672 (2019), S. 806–814
- SALEHI-LISAR, SEYED YAHYA ; BAKHSHAYESHAN-AGDAM, HAMIDEH: Drought Stress in Plants: Causes, Consequences, and Tolerance. In: HOSSAIN, M. A. ; WANI, S. H. ; BHATTACHARJEE, S. ; BURRITT, D. J. ; TRAN, L.-S. P. (Hrsg.): *Drought Stress Tolerance in Plants: Physiology and*. 1. Aufl. : Springer, 2016 — ISBN 978-3-319-80452-1, S. 1–16
- SALT, D. E. ; SMITH, R. D. ; RASKIN, I.: Phytoremediation. In: *Annual review of plant physiology and plant molecular biology* Bd. 49 (1998), S. 643–668
- SALVESTRINI, STEFANO ; DI CERBO, PAOLA ; CAPASSO, SANTE: Kinetics of the chemical degradation of diuron. In: *Chemosphere* Bd. 48 (2002), Nr. 1, S. 69–73
- SAÑUDO-FONTANEDA, LUIS A. ; ROCES-GARCÍA, JORGE ; COUPE, STEPHEN J. ; BARRIOS-CRESPO, ESTHER ; REY-MAHÍA, CARLOS ; ÁLVAREZ-RABANAL, FELIPE P. ; LASHFORD, CRAIG: Descriptive Analysis of the Performance of a Vegetated Swale through Long-Term Hydrological Monitoring: A Case Study from Coventry, UK. In: *Water* Bd. 12 (2020), Nr. 10
- SANUSI, ASTRID ; WORTHAM, HENRI ; MILLET, MAURICE ; MIRABEL, PHILIPPE: Chemical composition of rainwater in Eastern France. In: *Atmospheric Environment* Bd. 30 (1996), Nr. 1, S. 59–71
- SARATHY, VAISHNAVI ; ALLEN, HERBERT E.: Copper complexation by dissolved organic matter from surface water and wastewater effluent. In: *Ecotoxicology and Environmental Safety* Bd. 61 (2005), Nr. 3, S. 337–344
- SCHMIDT, J.: *Recycling and reprocessing construction and demolition waste on the site of the former Bayernkaserne*. (unpublished), Technical University Munich, 2017
- SCHRIEWER, A. ; HORN, H. ; HELMREICH, B.: Time focused measurements of roof runoff quality. In: *Corrosion Science* Bd. 50 (2008), Nr. 2, S. 384–391
- SCHUCH, SEBASTIAN ; LUDWIG, HELLA ; WESCHE, KARSTEN: *Erfassungsmethoden für ein Insektenmonitoring - Eine Materialsammlung: Eine Materialsammlung, BfN-Skripten*. Bd. 565. Bonn : Bundesamt für Naturschutz, 2020 — ISBN 978-3-89624-326-3
- SCHWARZ, TASSILO ; EPEL, JÜRGEN ; EPEL-HOTZ, ANGELIKA: Mit Pflanzen versickern: Versickerungsmulden standortgerecht bepflanzt. 2. überarbeitete Auflage. Veitshöchheim : Abteilung Landespflege, 2010
- SHABBIR, RUBAB ; SINGHAL, RAJESH KUMAR ; MISHRA, UDIT NANDAN ; CHAUHAN, JYOTI ; JAVED, TALHA ; HUSSAIN, SADAM ; KUMAR, SACHIN ; ANURAGI, HIRDAYESH ; ET AL.: Combined Abiotic Stresses: Challenges and Potential for Crop Improvement. In: *Agronomy* Bd. 12, Multidisciplinary Digital Publishing Institute (2022), Nr. 11, S. 2795
- SILES-CASTELLANO, ANA B. ; LÓPEZ, MARÍA J. ; LÓPEZ-GONZÁLEZ, JUAN A. ; SUÁREZ-ESTRELLA, FRANCISCA ; JURADO, MACARENA M. ; ESTRELLA-GONZÁLEZ, MARÍA J. ; MORENO, JOAQUÍN: Comparative analysis of phytotoxicity and compost quality in industrial composting facilities processing different organic wastes. In: *Journal of Cleaner Production* Bd. 252 (2020), S. 119820
- SIRCOM, JULIE ; ARUL JOTHI, GEENA ; PINKSEN, JASMINE: Monitoring bee populations: are eusocial bees attracted to different colours of pan trap than other bees? In: *Journal of Insect Conservation* Bd. 22 (2018), Nr. 3, S. 433–441

- SOUTHON, GEORGINA E. ; JORGENSEN, ANNA ; DUNNETT, NIGEL ; HOYLE, HELEN ; EVANS, KARL L.: Biodiverse perennial meadows have aesthetic value and increase residents' perceptions of site quality in urban green-space. In: *Landscape and Urban Planning* Bd. 158 (2017), S. 105–118
- SPAHR, STEPHANIE ; TEIXIDÓ, MARC ; SEDLAK, DAVID L. ; LUTHY, RICHARD G.: Hydrophilic trace organic contaminants in urban stormwater: occurrence, toxicological relevance, and the need to enhance green stormwater infrastructure. In: *Environmental Science: Water Research & Technology* Bd. 6 (2020), Nr. 1, S. 15–44
- SPEIDEL, CHRISTIAN: *Methodik zur Stressmessung mit dem Fluorometer und Feldversuche bei Junggehölzen mit Baumrigolen* (bachelorarbeit). Freising : HSWT, 2023
- STATE OF OREGON, DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL QUALITY: Biofilters (Bioswales, Vegetative Buffers, & Constructed Wetlands) for Storm Water Discharge Pollution Removal: Guidance for using Bioswales, Vegetative Buffers, and Constructed Wetlands for reducing, minimizing, or eliminating pollutant discharges to surface waters.
- STECKER, ARMIN: *Empfehlungen zur Wahl der Saatgutmischungen sowie der Kornverteilung der Mutterbodenschicht 18 des Mulden-Rigolen-Systems, Zeitschrift für Stadtentwässerung und Gewässerschutz* (Nr. 32). Hannover, 1995
- STEVIE FAMULARI, GDS: Phytoremediation Database.
- STMUV: Wassersensible Siedlungsentwicklung - Empfehlungen für ein zukunftsfähiges und klimaangepasstes Regenwassermanagement in Bayern (2020), Nr. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz, S. 44
- SUSSET, BERND: *Beurteilung der Stofffreisetzung aus Ziegelmaterialien in Deckschichten ohne Bindemittel nach dem UBA- Grenzwertableitungskonzept für die Mantelverordnung*. (Gutachten für den Bundesverband der Ziegelindustrie), 2016
- SUTHERLAND, ROSS A. ; TACK, FILIP M. G. ; ZIEGLER, ALAN D.: Road-deposited sediments in an urban environment: A first look at sequentially extracted element loads in grain size fractions. In: *Journal of Hazardous Materials* Bd. 225–226 (2012), S. 54–62
- SYRING, STEPHANIE M. ; KRISHNAMURTHY, ROOPASHREE ; MACKAY, ALLISON A.: Attenuation of Roadway-Derived Heavy Metals by Wood Chips. In: *Journal of Environmental Engineering* Bd. 135, American Society of Civil Engineers (2009), Nr. 9, S. 747–757
- TECHNISCHE UNIVERSITÄT BERLIN: *Robust gegen Nässe und Trockenheit*. Bd. URL: <https://regenwasseragentur.berlin/versickerungsmulde-bepflanzen/>, 2022
- TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN: *Subproject 13: Novel Plant Systems for Storm Water Management*, URL: <https://www.gs.tum.de/grk/ugi/cluster-and-subprojects/cluster-3/subproject-13-plant-systems/>, 2023
- THAPA, R. B.: Honeybees and other Insect Pollinators of Cultivated Plants: A Review. In: *Journal of the Institute of Agriculture and Animal Science* Bd. 27 (2006), S. 1–23
- TOBIASON, SCOTT A. ; LOGAN, LINDA R. J. ; NICKERSON, CURTIS: STORMWATER METALS REMOVAL TESTING AT SEATTLE-TACOMA INTERNATIONAL AIRPORT. In: *Proceedings of the Water Environment Federation* Bd. 2002 (2002), Nr. 2, S. 1639–1649
- TOLER, T. R. ; EVANS, E. W. ; TEPEDINO, V. J.: Pan-trapping for bees (Hymenoptera: Apiformes) in Utah's West Desert: the importance of color diversity. In: *Pan-Pacific entomologist* (2005)
- TORRENTS, ALBA ; JAYASUNDERA, SHALINI ; SCHMIDT, WALTER J.: Influence of the Polarity of Organic Matter on the Sorption of Acetamide Pesticides. In: *Journal of Agricultural and Food Chemistry* Bd. 45 (1997), Nr. 8, S. 3320–3325

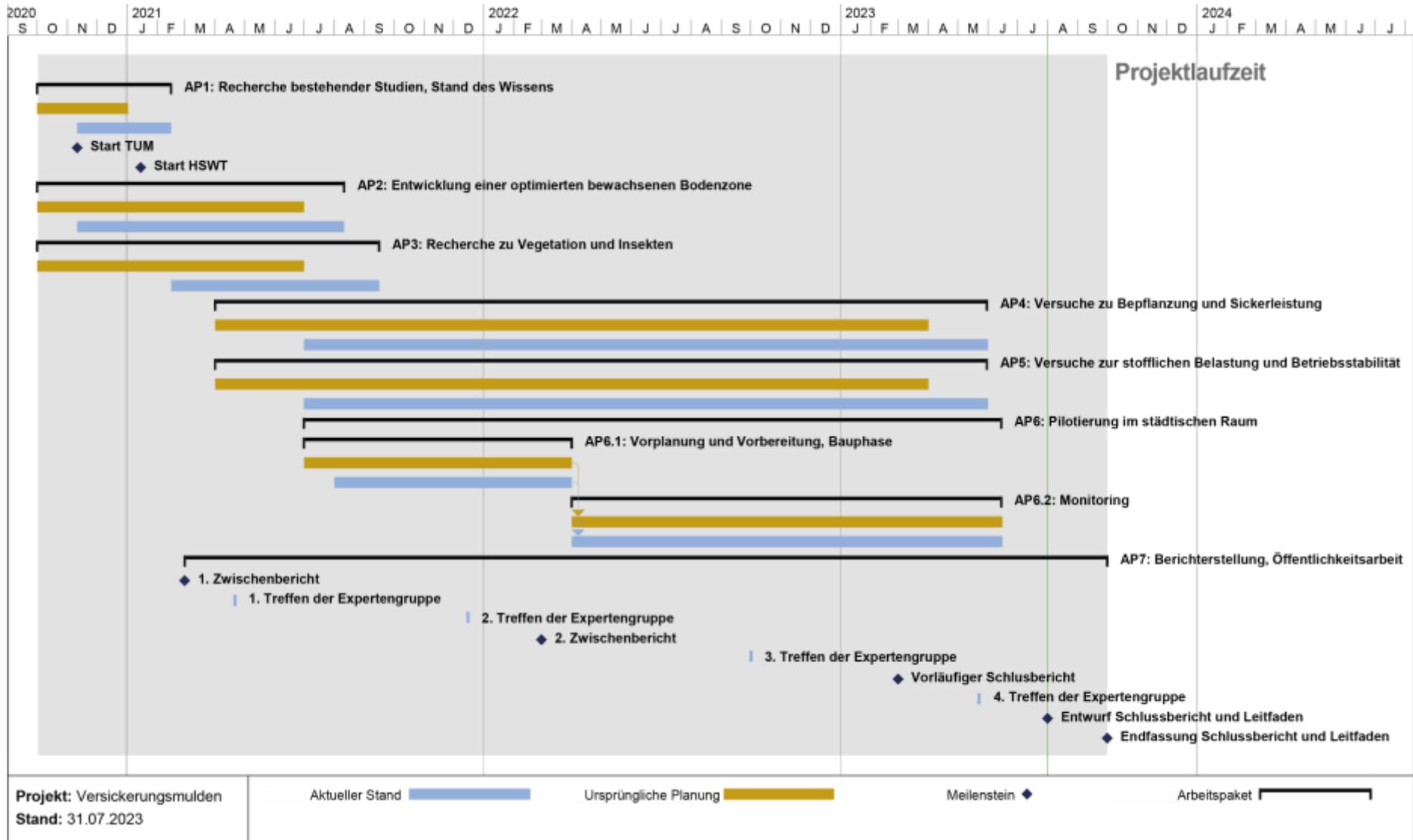
- TSIHRINTZIS, V. A. ; HAMID, R.: Modeling and Management of Urban Stormwater Runoff Quality: A Review. In: *Water Resources Management* Bd. 11 (1997), Nr. 2, S. 136–164
- UBA: *Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden, Forschungsbericht 202 242 20/02.* Texte 19-05. : Umweltbundesamt, 2005
- UBA: *Schlussbericht des Forschungsvorhabens KURAS - Konzepte für urbane Regenwasserbewirtschaftung und Abwassersysteme – KURAS -Teilprojekt 11 Umweltbundesamt (UBA), Förderkennzeichen: 033W013L (BMBF-Forschungsvorhaben).* Berlin : Umweltbundesamt, 2016
- UBA: *Evaluierung der Bewertungsverfahren im Kontext mit der Verwertung mineralischer Abfälle in/auf Böden Teil I: Stofffreisetzungverhalten mineralischer Abfälle, Forschungskennzahl 3713 74 228/1 (Nr. UBA-FB 002557).* Berlin : Umweltbundesamt, 2017
- ULRICH, BRIDGET A. ; LOEHNERT, MEGAN ; HIGGINS, CHRISTOPHER P.: Improved contaminant removal in vegetated stormwater biofilters amended with biochar. In: *Environmental Science: Water Research & Technology* Bd. 3 (2017a), Nr. 4, S. 726–734
- ULRICH, BRIDGET A. ; VIGNOLA, MARTA ; EDGEHOUSE, KATELYNN ; WERNER, DAVID ; HIGGINS, CHRISTOPHER P.: Organic Carbon Amendments for Enhanced Biological Attenuation of Trace Organic Contaminants in Biochar-Amended Stormwater Biofilters. In: *Environmental Science & Technology* Bd. 51 (2017b), Nr. 16, S. 9184–9193
- UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM LEIPZIG-HALLE GMBH: BioFlor Recherchesystem. Datenbank biologisch-ökologischer Merkmale der Flora von Deutschland.
- UNI FREIBURG: *Projektbeschreibung — Nachhaltige Verringerung des Biozideintrags in das Grundwasser am Oberrhein.* URL <https://www.navebgo.uni-freiburg.de/de/projektbeschreibung>. - abgerufen 2023-04-26. — Uni Freiburg
- VEGA-GARCIA, PABLO: Influence of façade orientation on the leaching of biocides from building façades covered with mortars and plasters. In: *Science of the Total Environment* (2020), S. 10
- VEGA-GARCIA, PABLO ; LOK, CHEUK SZE CHELSEA ; MARHOON, AHMED ; SCHWERD, REGINA ; JOHANN, SABINE ; HELMREICH, BRIGITTE: Modelling the environmental fate and behavior of biocides used in façades covered with mortars and plasters and their transformation products. In: *Building and Environment* Bd. 216 (2022), S. 108991
- WANG, JIANLONG ; ZHAO, YUANLING ; YANG, LIQIONG ; TU, NANNAN ; XI, GUANGPENG ; FANG, XING: Removal of Heavy Metals from Urban Stormwater Runoff Using Bioretention Media Mix. In: *Water* Bd. 9 (2017), Nr. 11, S. 854
- WEISS, PETER T. ; GULLIVER, JOHN S. ; ERICKSON, ANDREW J.: The Performance of Grassed Swales as Infiltration and Pollution Prevention Practices. In: , 2010
- WERKENTHIN, MORITZ ; KLUGE, BJÖRN ; WESSOLEK, GERD: Metals in European roadside soils and soil solution – A review. In: *Environmental Pollution* Bd. 189 (2014), S. 98–110
- WESTPHAL, CATRIN ; BOMMARCO, RICCARDO ; CARRÉ, GABRIEL ; LAMBORN, ELLEN ; MORISON, NICOLAS ; PETANIDOU, THEODORA ; POTTS, SIMON G. ; ROBERTS, STUART P. M. ; ET AL.: Measuring bee diversity in different european habitats and biogeographical regions. In: *Ecological Monographs* Bd. 78 (2008), Nr. 4, S. 653–671
- WHG: Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 19. Juni 2020 (BGBl. I S. 1408), 2009
- WICKE, D ; TATIS-MUVDI, R ; ROUAULT, P ; ZERBALL-VAN BAAR, P ; DÜNNBIER, U ; ROHR, M ; BURKHARDT, M: Bauen und Sanieren als Schadstoffquelle in der urbanen Umwelt. In: UBA (Hrsg.) *UBA Texte 155/2021, Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau* (2021)

- WICKE, DANIEL ; TATIS-MUVDI, ROBERTO ; ROUAULT, PASCALE ; ZERBALL-VAN BAAR, PATRICIA ; DÜNNBIER, UWE ; ROHR, MIRKO ; BURKHARDT, MICHAEL: Emissions from Building Materials—A Threat to the Environment? In: *Water* Bd. 14, Multidisciplinary Digital Publishing Institute (2022), Nr. 3, S. 303
- WITTMER, IRENE K. ; SCHEIDEGGER, RUTH ; BADER, HANS-PETER ; SINGER, HEINZ ; STAMM, CHRISTIAN: Loss rates of urban biocides can exceed those of agricultural pesticides. In: *Science of The Total Environment* Bd. 409 (2011a), Nr. 5, S. 920–932
- WITTMER, IRENE K. ; SCHEIDEGGER, RUTH ; STAMM, CHRISTIAN ; GUJER, WILLI ; BADER, HANS-PETER: Modelling biocide leaching from facades. In: *Water Research* Bd. 45 (2011b), Nr. 11, S. 3453–3460
- WU, SHASHA ; SUN, YOUPIPING ; NIU, GENHUA ; PANTOJA, GRACIELA LIZETTE GRIMALDO ; ROCHA, ARTURO CASTRO: Responses of Six Lamiaceae Landscape Species to Saline Water Irrigation. In: *Journal of Environmental Horticulture* Bd. 34 (2016), Nr. 1, S. 30–35
- YANG, XIAO ; TSIBART, ANA ; NAM, HYUNGSEOK ; HUR, JIN ; EL-NAGGAR, ALI ; TACK, FILIP M.G. ; WANG, CHI-HWA ; LEE, YOUNG HAN ; ET AL.: Effect of gasification biochar application on soil quality: Trace metal behavior, microbial community, and soil dissolved organic matter. In: *Journal of Hazardous Materials* Bd. 365 (2019), S. 684–694
- YUAN, JIA ; DUNNETT, NIGEL ; STOVIN, VIRGINIA: The influence of vegetation on rain garden hydrological performance. In: *Urban Water Journal* Bd. 14 (2017), Nr. 10, S. 1083–1089
- ZEISER, A.: Datenbasierte Evaluierung hydrologischer und gesellschaftlicher Potenziale der Schwammstadt für Stadtbäume. In: , 2022
- ZHANG, JIN ; HUA, PEI ; KREBS, PETER: The influences of dissolved organic matter and surfactant on the desorption of Cu and Zn from road-deposited sediment. In: *Chemosphere* Bd. 150 (2016), S. 63–70
- ZHANG, LAN ; SEAGREN, ERIC A. ; DAVIS, ALLEN P. ; KARNS, JEFFREY S.: The capture and destruction of Escherichia coli from simulated urban runoff using conventional bioretention media and iron oxide-coated sand. In: *Water Environment Research: A Research Publication of the Water Environment Federation* Bd. 82 (2010), Nr. 8, S. 701–714
- ZIA, RABISA ; NAWAZ, MUHAMMAD SHOIB ; SIDDIQUE, MUHAMMAD JAWAD ; HAKIM, SUGHRA ; IMRAN, ASMA: Plant survival under drought stress: Implications, adaptive responses, and integrated rhizosphere management strategy for stress mitigation. In: *Microbiological Research* Bd. 242 (2021), S. 126626
- BKI (Hrsg.): *BKI Baukosten 2023 Neubau Teil 3, Statistische Kostenkennwerte für Positionen*. Stuttgart : Baukosteninformationszentrum, 2023 — ISBN 978-3-481-04570-8

Anhang

A1 Arbeits- und Zeitplan

Ursprünglich war als Projektbeginn der 01.10.2020 geplant. Mit der Bewilligung konnte die Arbeit am Projekt an der TUM erst am 11.11.2020 und an der HSWT am 15.01.2021 begonnen werden. Dadurch ergaben sich Verschiebungen im ursprünglichen Zeitplan. Trotz verzögertem Beginn der halbtechnischen Versuche konnte wie geplant im Frühjahr 2022 mit dem Bau beziehungsweise Monitoring der Pilotprojekte begonnen werden. Das Monitoring der halbtechnischen Versuche und der Pilotierungen wurde bis Mai weitergeführt.



A2 Dokumentation des Versuchsaufbaus an der TUM



Aufbau und Substratmischung am
Forschungsgelände der TUM



Aufbau und Einfüllung der Substratmischungen
am Forschungsgelände der TUM

A3 Dokumentation des Versuchsaufbaus an der HSWT



Aufstellen der Gefäße mit leichtem Gefälle hangabwärts (07.07.21)



Verfüllen mit gewaschenem Natursand 0/4 (07.07.21)



Verfüllen der Substratmischungen (09.07.21)



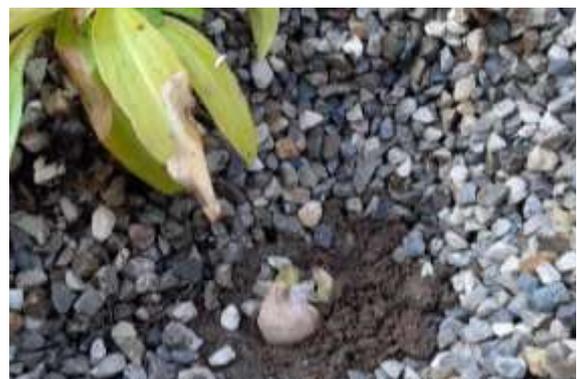
Erste Pflanzungen (12.07.21)



Pflanzungen in Gefäßen mit Splittschicht (12.07.21)



Ergänzung der Mulchschicht aus Splitt (12.07.21)



Fertigstellung des Versuchsaufbaus (26.07.21)

Pflanzung der Geophyten (11.10.21)

A4 Dokumentation des Versuchsaufbaus in der Otto-Warburg-Straße



Aushub der Mulden (26.04.22)



Einbau der Edelstahlwannen, Unterbau verfüllt mit Sand 0/3 (26.04.22)



Einbau der Substratmischungen (26.04.22)



Einbau der mineralischen Mulchschicht aus Splitt und der Masten für Messtechnik und Datenlogger (27.04.22)

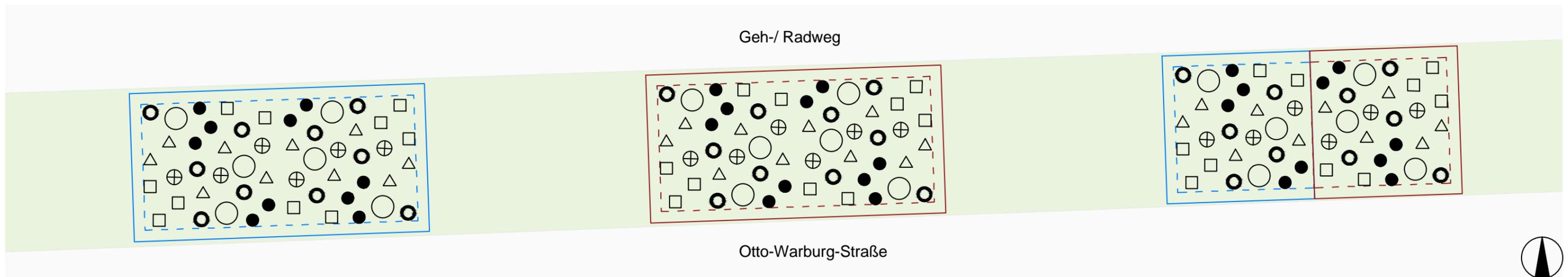


Einbau der Rinnen zur Zulaufprobenahme (27.04.22)

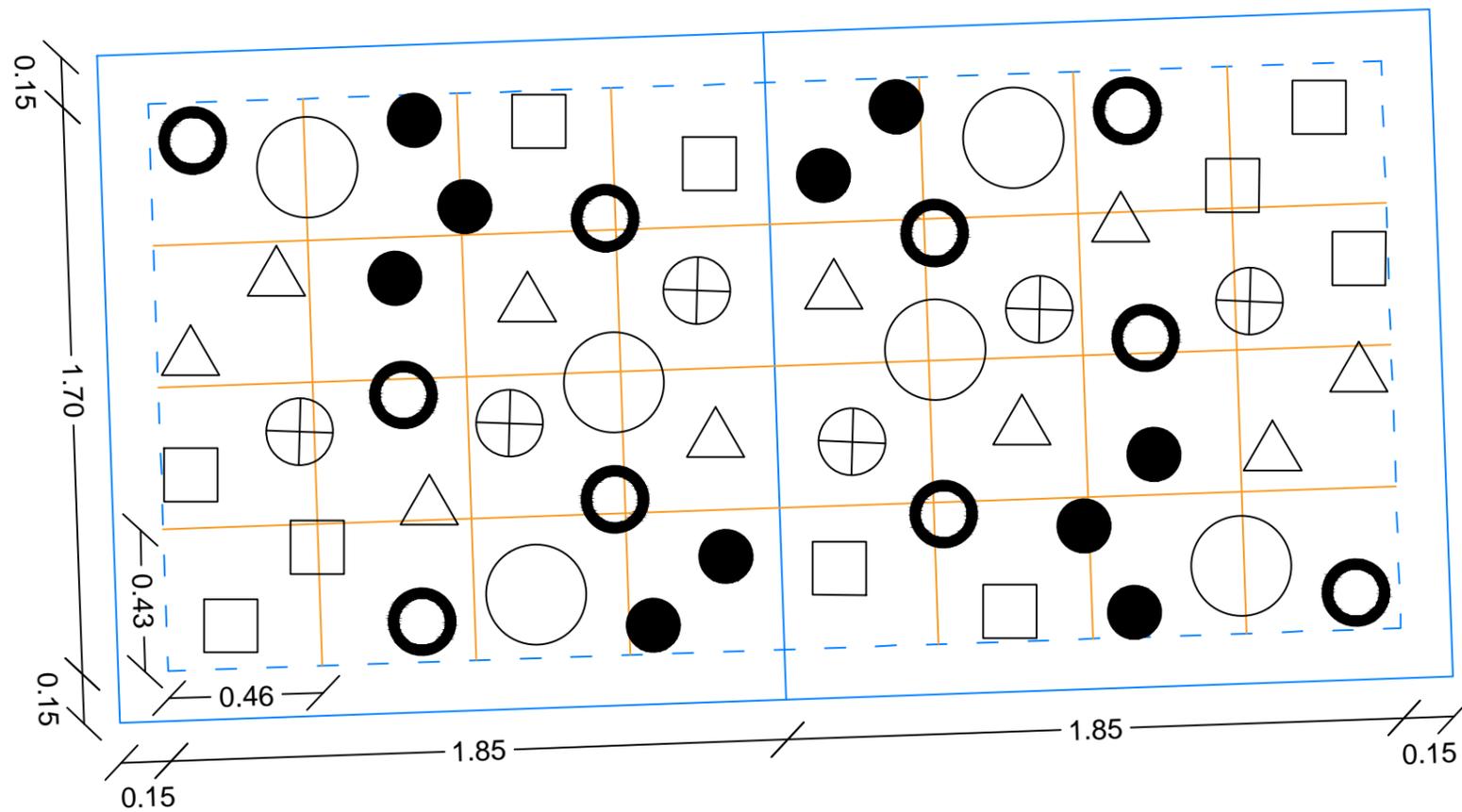


Pflanzung (11.05.22)

A5 Pflanzpläne der Versickerungsmulden in München



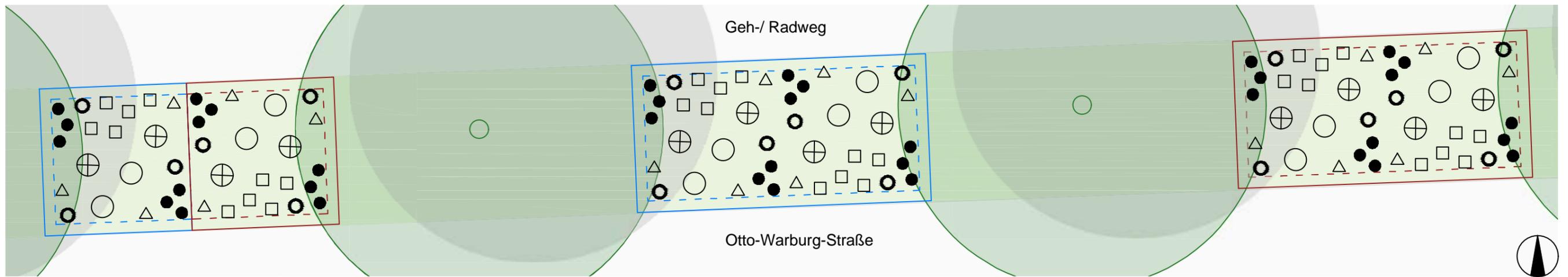
Pflanzpläne Sonne, ohne Maßstab



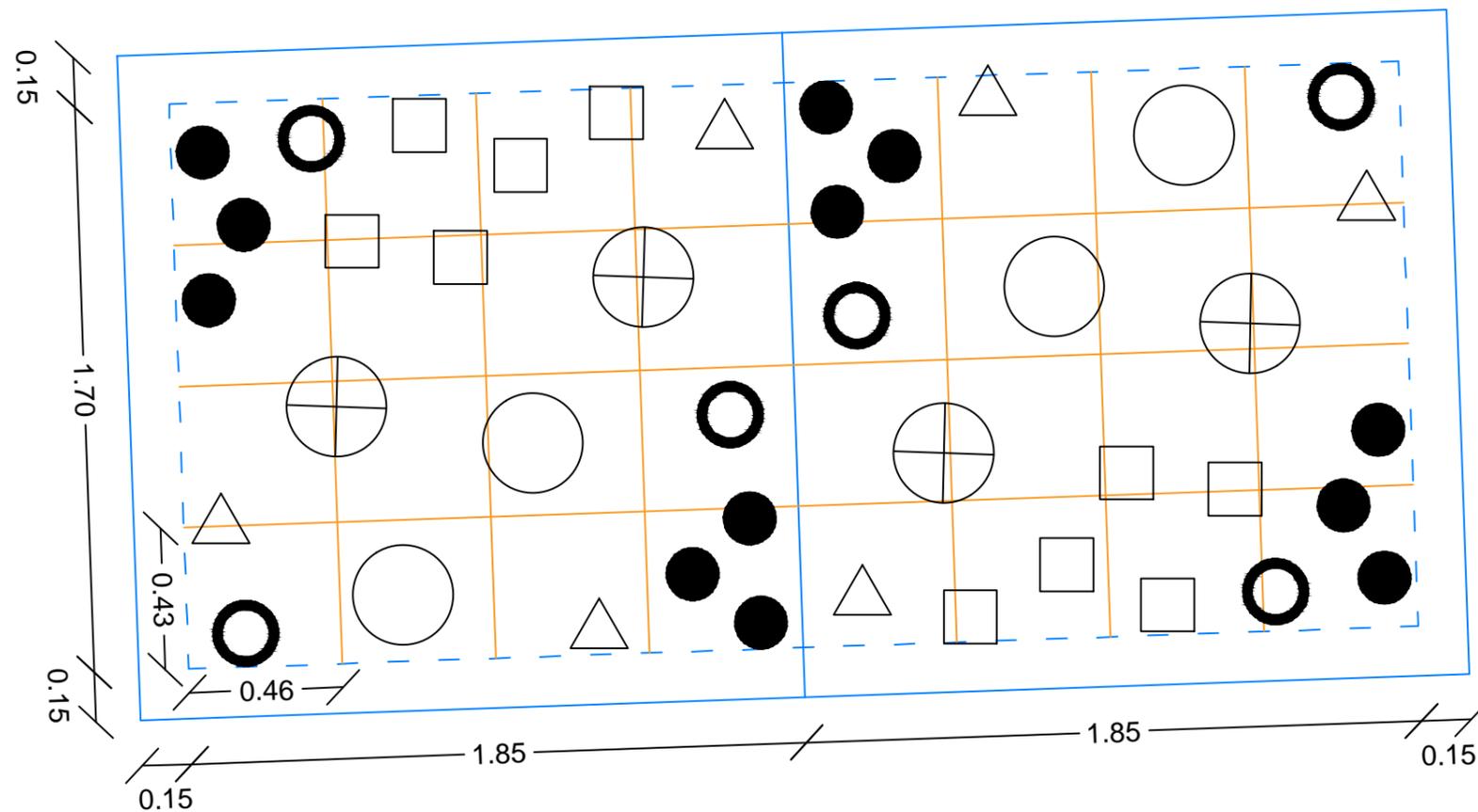
Pflanzplan Sonne in zwei Modulen, Maßstab 1:20 (Stückzahlen je Modul)

-  *Scabiosa columbaria* (3 Stk.)
-  *Stipa pennata* (3 Stk.)
-  *Euphorbia cyparissias* (5 Stk.)
-  *Salvia pratensis* (5 Stk.)
-  *Aster linosyris* (5 Stk.)
-  *Stachys recta* (5 Stk.)
- Muscari comosum* (ca. 20 Stk.)
- Tulipa sylvestris* (ca. 10 Stk.)

Projekt	Multifunktionale Versickerungsmulden im Siedlungsraum Otto-Warburg-Straße, München, Stadtteil Allach-Untermenzing		
Plan	Pflanzplan Sonne Otto-Warb.-Str.	Blattgröße A3	Maßstab var.
Plannummer	Pilotanlage Mulden_Pflanzplan SO_v1	Datum 04.04.22	Gezeichnet PE



Pflanzpläne Halbschatten, ohne Maßstab

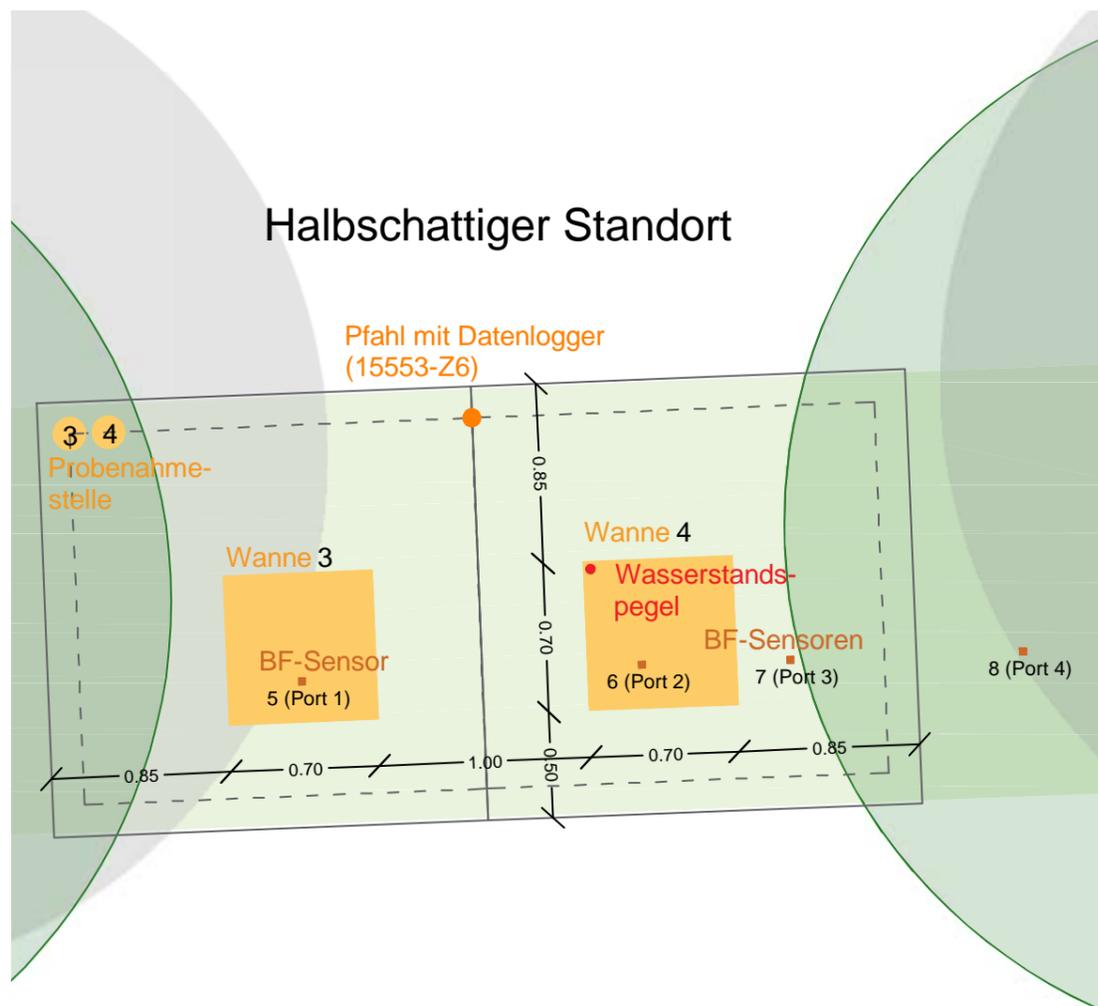


Pflanzplan Halbschatten in zwei Modulen, Maßstab 1:20 (Stückzahlen je Modul)

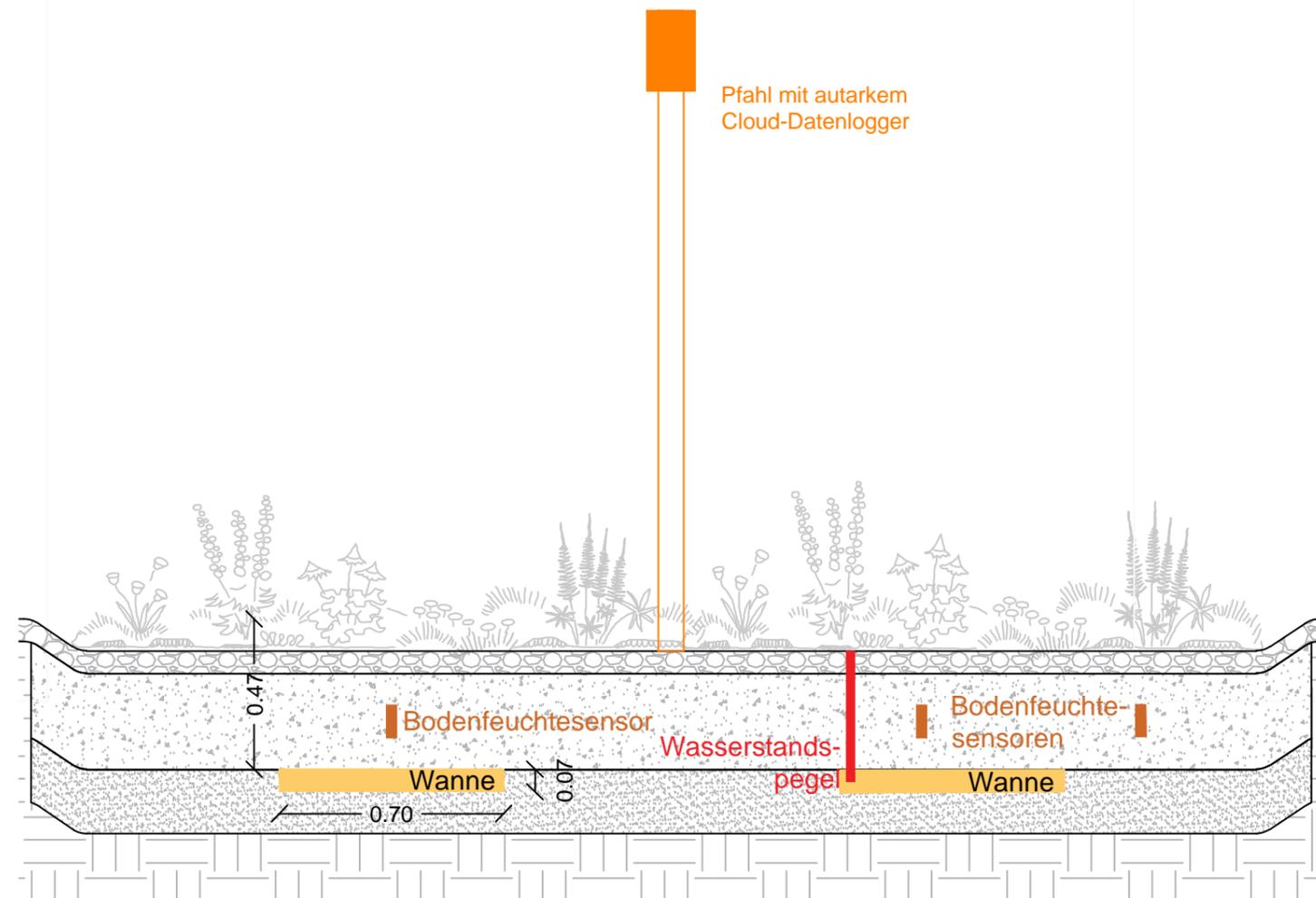
-  *Ajuga genevensis* (6 Stk.)
-  *Calamagrostis varia* (2 Stk.)
-  *Campanula trachelium* (3 Stk.)
-  *Bupthalmum salicifolium* (3 Stk.)
-  *Tanacetum corymbosum* (2 Stk.)
-  *Geranium sanguineum* (5 Stk.)
- Scilla bifolia* (ca. 25 Stk.)
- Ornithogalum umbellatum* (ca. 15 Stk.)

Projekt	Multifunktionale Versickerungsmulden im Siedlungsraum Otto-Warburg-Straße, München, Stadtteil Allach-Untermenzing		
Plan	Pflanzplan Halbschatten Otto-Warb.-Str.	Blattgröße A3	Maßstab var.
Plannummer	Pilotanlage Mulden_Pflanzplan HS_v0	Datum 14.03.22	Gezeichnet PE

A6 Messtechnik in den Versickerungsmulden in München

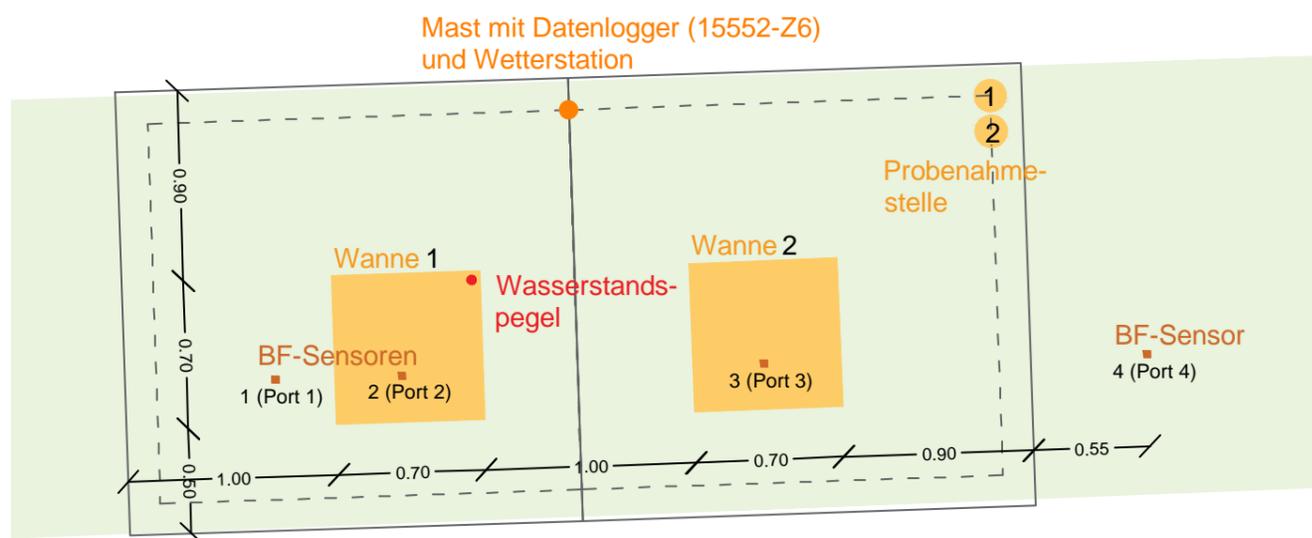


Anordnung der Messtechnik am halbschattigen Standort in der Aufsicht, ohne Maßstab

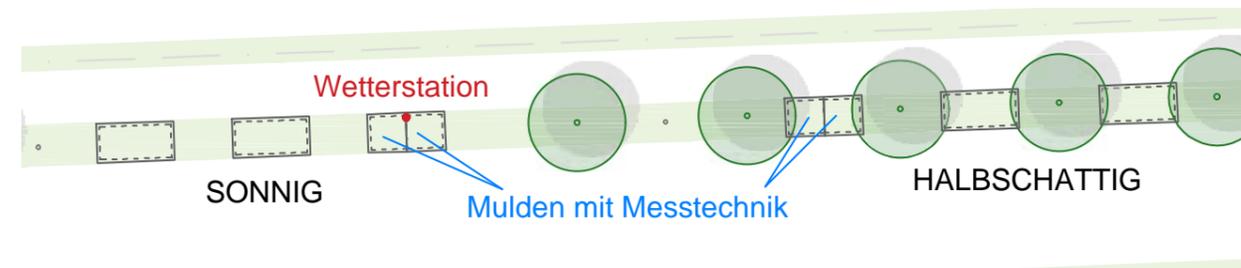


Schnitt zur Anordnung der Messtechnik, Maßstab 1:20

Sonniger Standort



Anordnung der Messtechnik am sonnigen Standort in der Aufsicht, ohne Maßstab

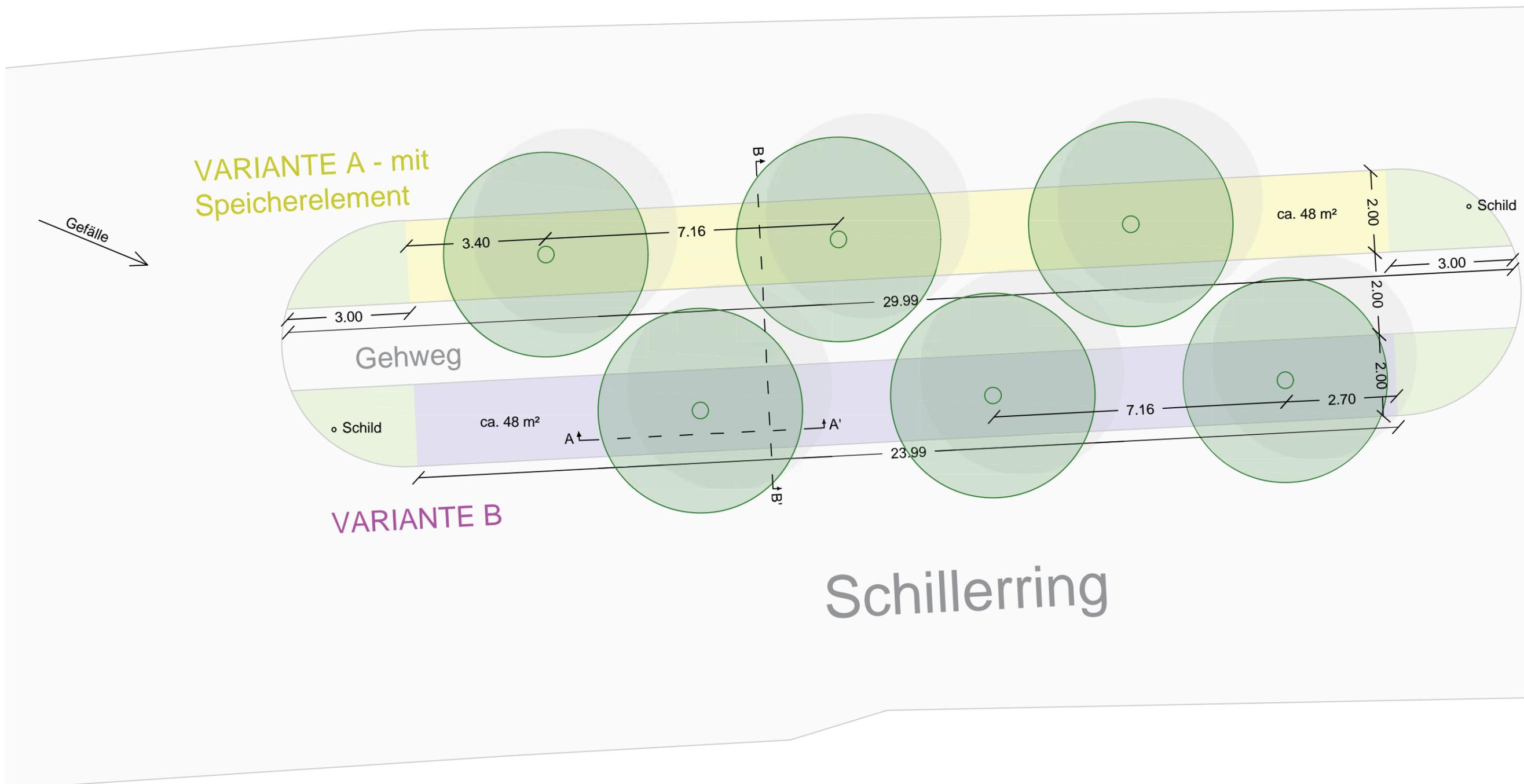


Verortung der Mulden mit Messtechnik, ohne Maßstab

Projekt	Multifunktionale Versickerungsmulden im Siedlungsraum Otto-Warburg-Straße, München, Stadtteil Allach-Untermenzing		
Plan	Messtechnik Otto-Warburg-Str.	Blattgröße	A3
		Maßstab	var.
Plannummer	Pilotanlage Mulden_Messtechnik_v2	Datum	20.06.22
		Gezeichnet	PE



A7 Entwürfe der „Baumrigolen“ in Pfaffenhofen an der Ilm

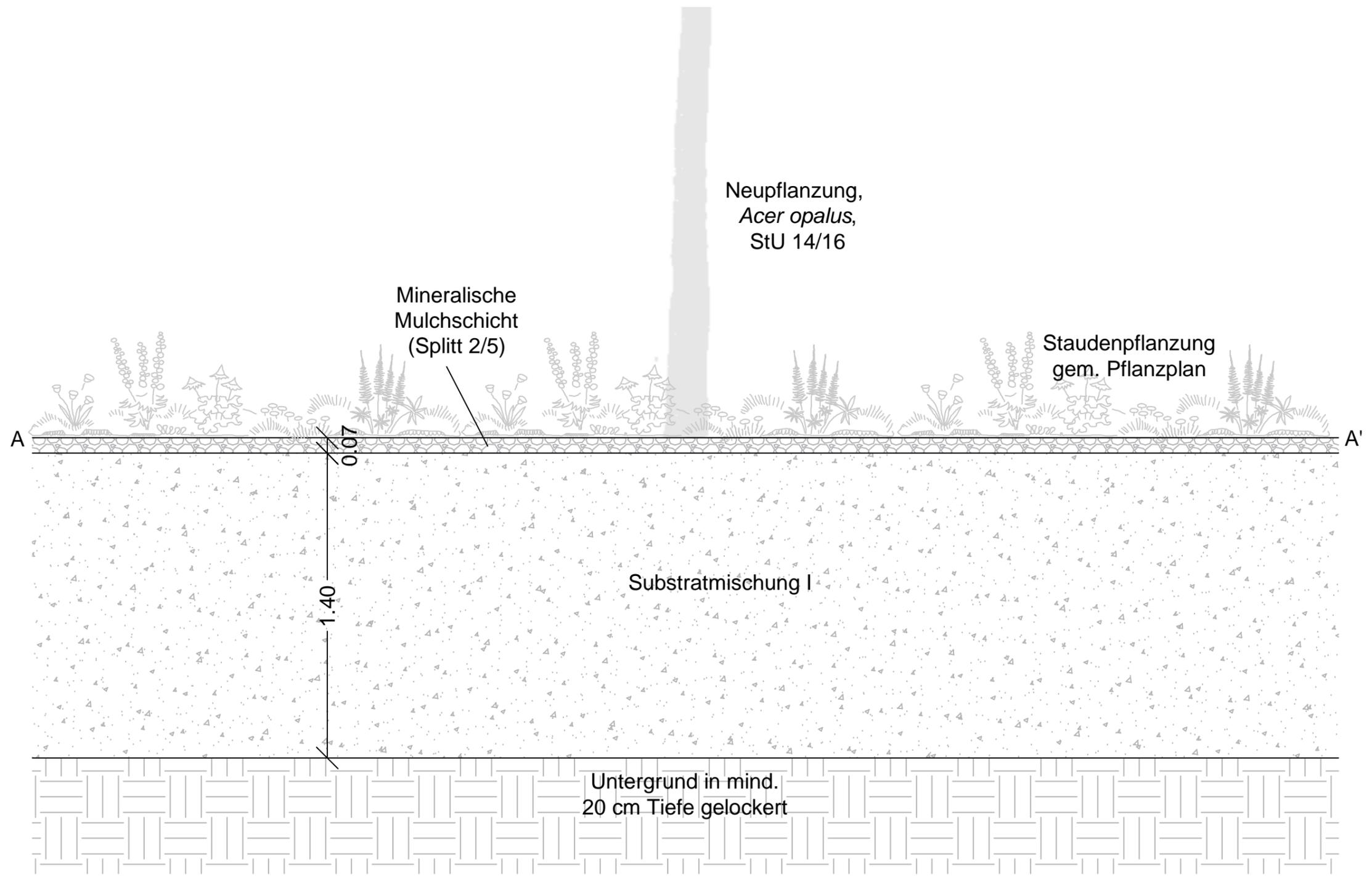


VARIANTE A - mit Speicherelement

VARIANTE B

Schillerring

Projekt	Multifunktionale Versickerungsmulden im Siedlungsraum Schillerring, 85276 Pfaffenhofen		
Plan	Aufsicht - Baumrigolen Pfaffenhofen	Blattgröße	A3
		Maßstab	1:20
Plannummer	Pilotanlage Baumrigole_Aufsicht_v0	Datum	31.03.22
		Gezeichnet	PE



Projekt Multifunktionale Versickerungsmulden im Siedlungsraum
Schillerring, 85276 Pfaffenhofen

Plan Schnitt A - Baumrigolen Pfaffenhofen

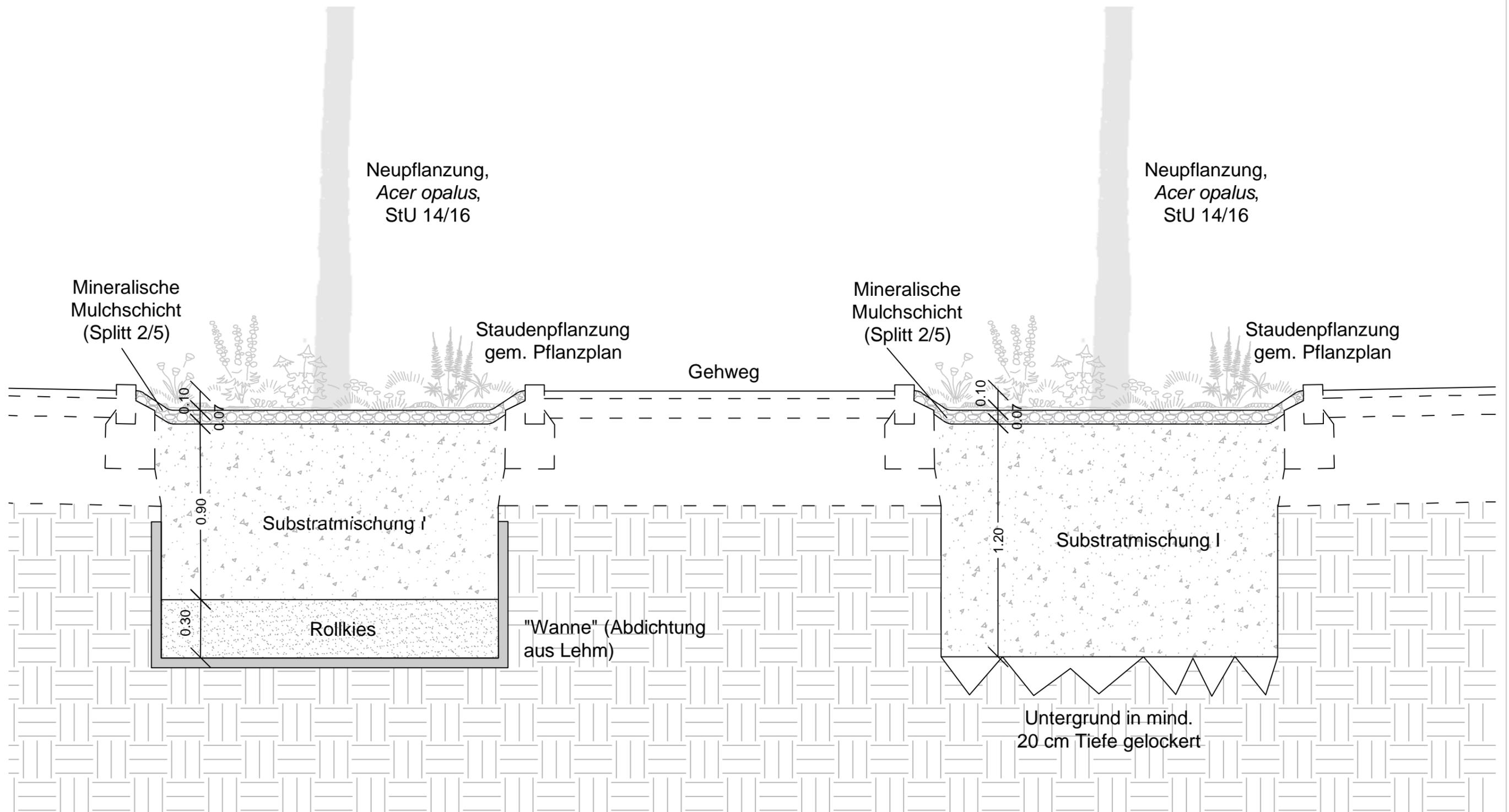
Blattgröße A3

Maßstab 1:20

Plannummer Pilotanlage Baumrigole_Schnitt A_v0

Datum 31.03.22

Gezeichnet PE



Projekt Multifunktionale Versickerungsmulden im Siedlungsraum
Schillerring, 85276 Pfaffenhofen

Plan Schnitt B - Baumrigolen Pfaffenhofen

Blattgröße A3

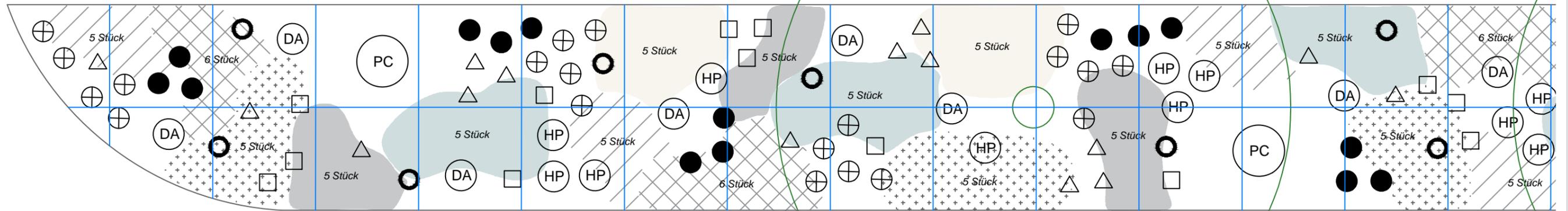
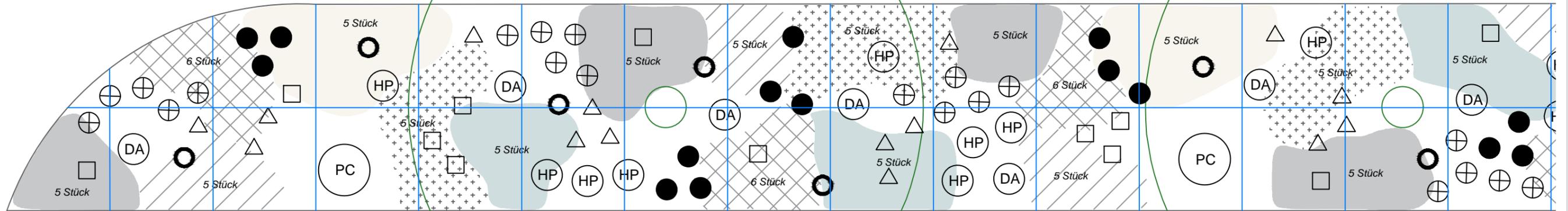
Maßstab 1:20

Plannummer Pilotanlage Baumrigole_Schnitt B_v2

Datum 06.09.23

Gezeichnet PE

A8 Auszug des Pflanzplans der „Baumrigolen“unterpflanzung in Pfaffenhofen an der Ilm



LEGENDE

- | | | |
|---------------------------------------|--|--|
| <i>Peucedanum cervaria</i> (8 Stk.) | <i>Anthemis tinctoria</i> (60 Stk.) | <i>Petrorhagia saxifraga</i> (72 Stk.) |
| <i>Dictamnus albus</i> (30 Stk.) | <i>Melica ciliata</i> (60 Stk.) | <i>Teucrium chamaedrys</i> (70 Stk.) |
| <i>Hypericum perforatum</i> (40 Stk.) | <i>Anthericum ramosum</i> (80 Stk.) | <i>Veronica teucrium</i> (70 Stk.) |
| <i>Betonica officinalis</i> (30 Stk.) | <i>Linaria vulgaris</i> (60 Stk.) | |
| <i>Scabiosa columbaria</i> (50 Stk.) | <i>Geranium sanguineum</i> (60 Stk.) | |
| | <i>Euphorbia cyparissias</i> (40 Stk.) | |

Projekt **Multifunktionale Versickerungsmulden im Siedlungsraum
Schillerring, 85276 Pfaffenhofen**

Plan **Pflanzplan 1 - Baumrigolen Pfaffenhofen**

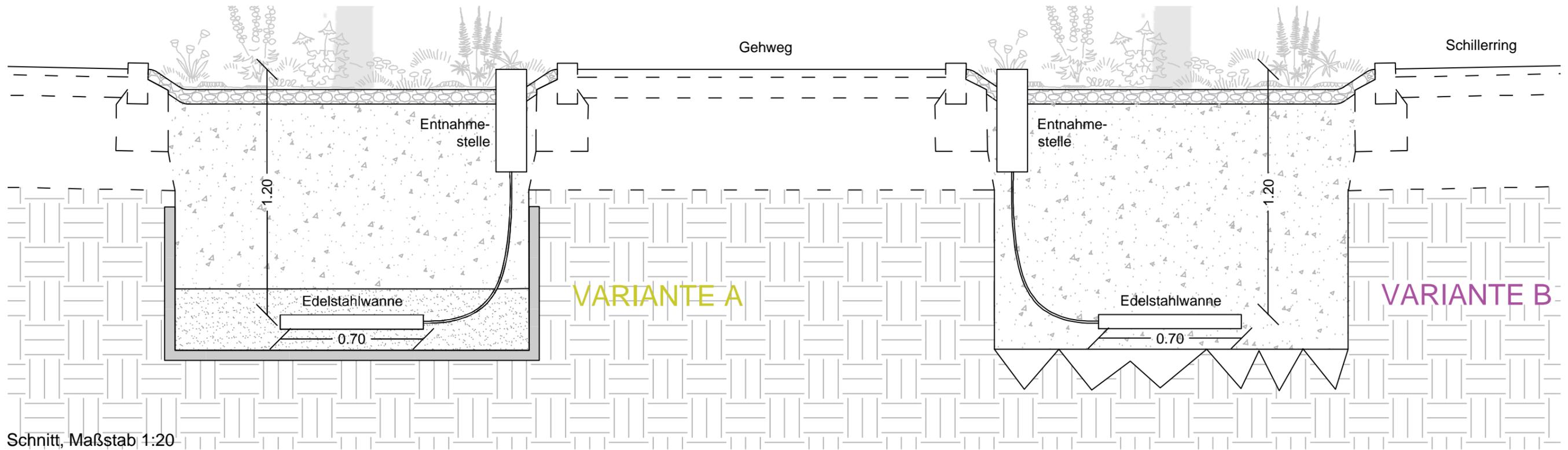
Blattgröße **A3**

Maßstab **o. M.**

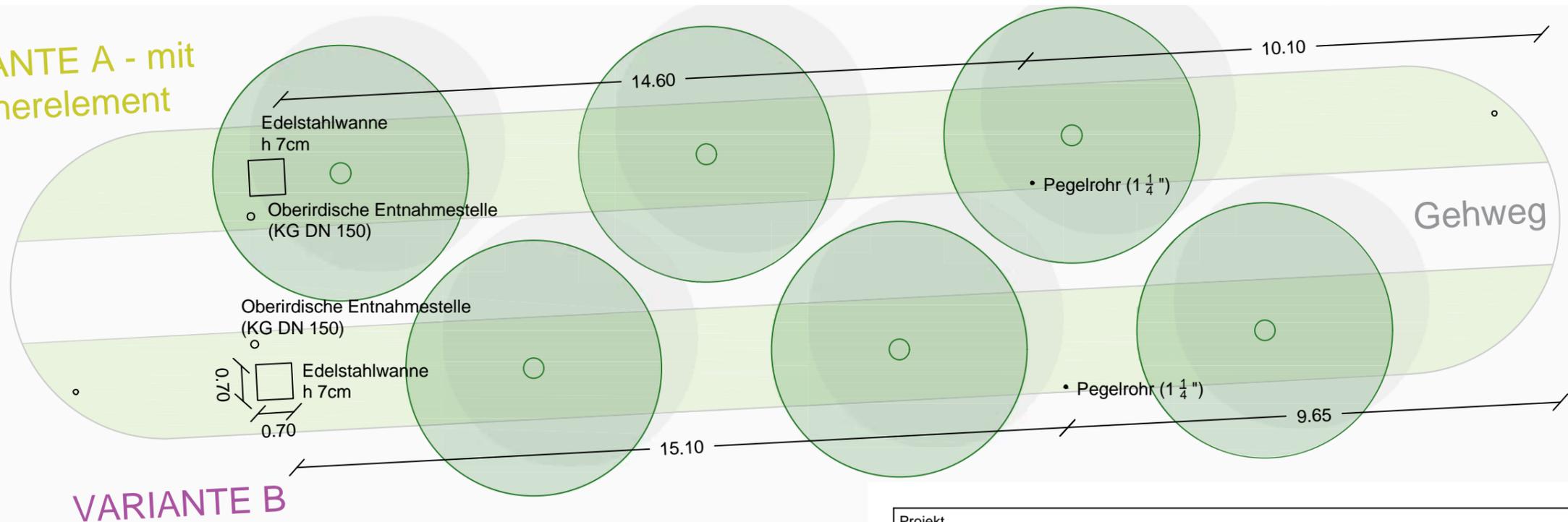
Plannummer **Pilotanlage Baumrigole_Pflanzplan 1_v2**

Datum **25.04.22**

Gezeichnet **PE**



VARIANTE A - mit Speicherelement



Schillerring

Aufsicht, Maßstab 1:100

Projekt	Multifunktionale Versickerungsmulden im Siedlungsraum Schillerring, 85276 Pfaffenhofen		
Plan	Verortung Pegel und Wannen - Baumrigolen Pfaffenhofen	Blattgröße A3	Maßstab var.
Plannummer	Pilotanlage Baumrigole_Verortung Pegel und Wannen_v2	Datum 30.09.23	Gezeichnet PE

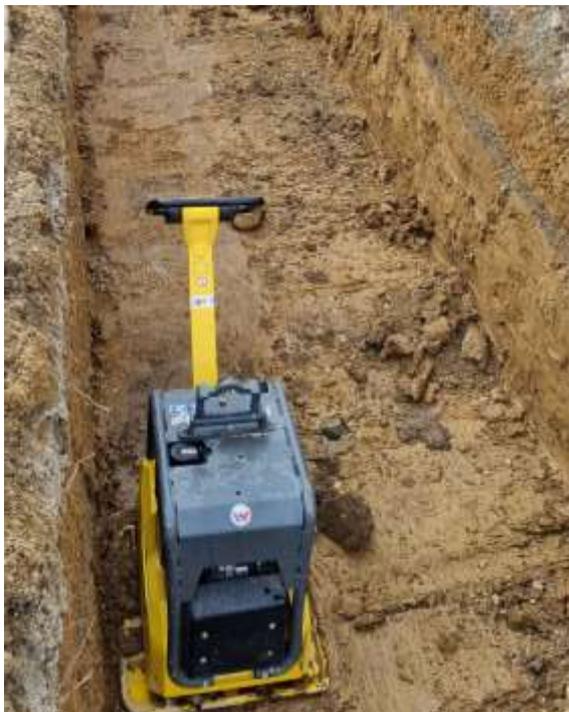
A10 Dokumentation des Versuchsaufbaus in Pfaffenhofen an der Ilm



Aushub auf ca. 1,5 m Tiefe (04.04.22)



Aushub auf ca. 1,5 m Tiefe (04.04.22)



Verdichtung des anstehenden Lehms in Variante A (05.04.22)



Auflockerung des anstehenden Lehms in Variante B (06.04.22)



Einbau der Edelstahlwannen...



...und Wasserstandspegel (06.04.22)



Mischung des Oberbodensubstrats (06.04.22)



Einbau der Kiesdrainage in Variante A (rechts) und des Substrats (06.04.22)



Pflanzung der *Acer opalus* und Einbau der Splittschicht als mineralischen Mulch (07.04.22)



Anbringen von Stammschutz und –verankerung (08.04.22)



Pflanzung der Stauden (26.04.22)



Pflanzung der Stauden (26.04.22)

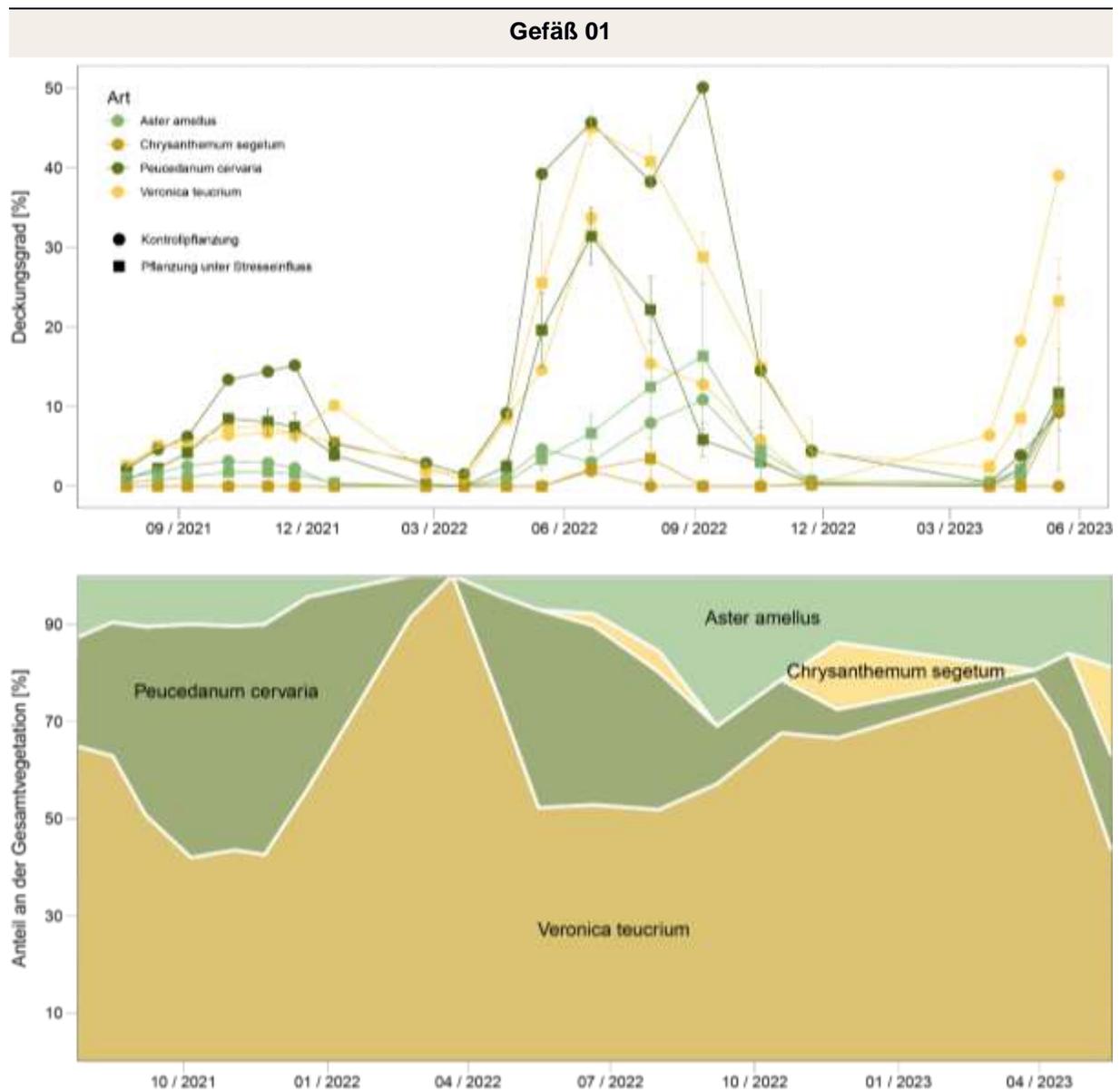


Einbau von Gießringen (13.07.22)

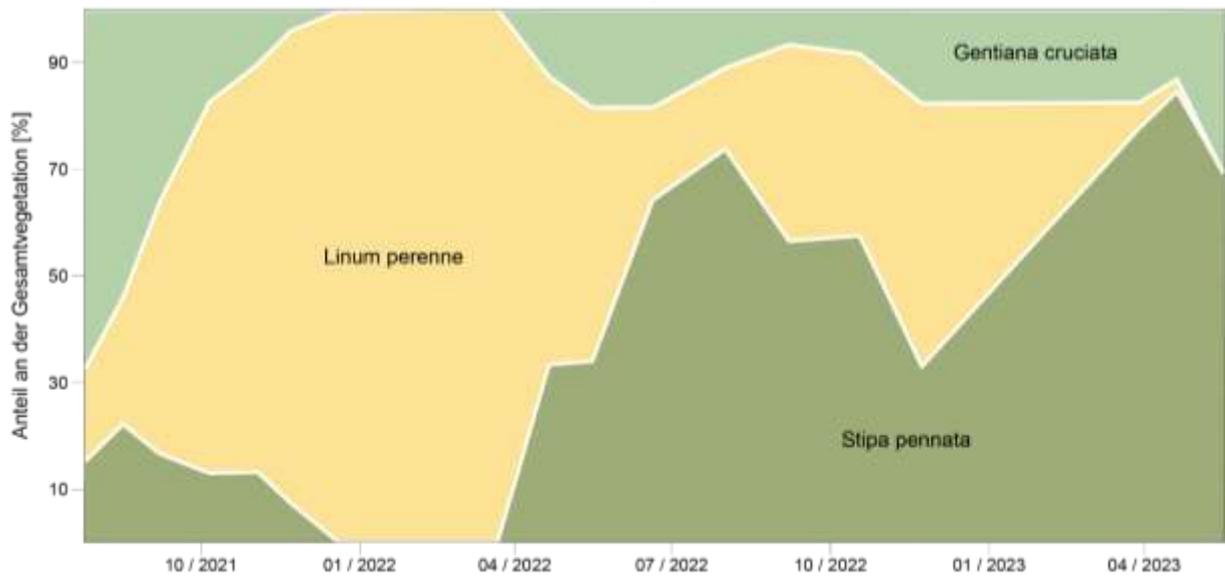
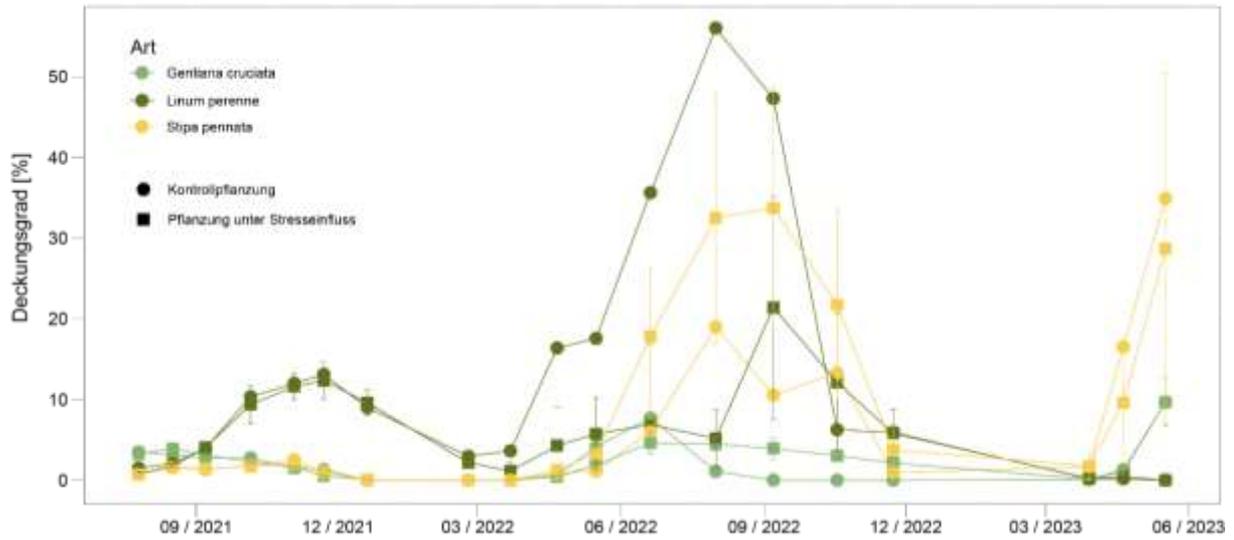
A11 Auswertungen des Deckungsgrads einzelner Gefäße und Arten

Im Folgenden sind für jedes Gefäß der halbtechnischen Versuche in Freising (Zusatzversuche ausgenommen) zwei Grafiken aus den Daten der Bildanalysen zusammengestellt:

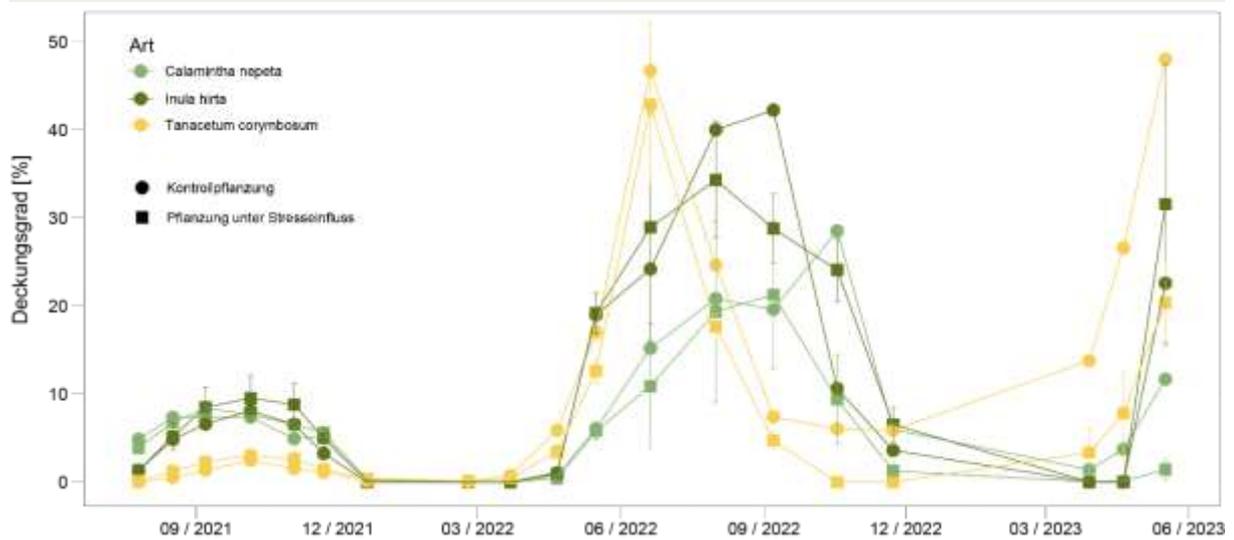
- Die erste Grafik zeigt jeweils den prozentualen Deckungsgrad einzelner Arten von Kontrollpflanzungen und Pflanzungen unter Stresseinfluss und gibt an, welcher Anteil der Gesamtfläche des Gefäßes von den einzelnen Arten eingenommen wird. Werte der Gefäße B, C und D sind als Mittelwert mit Fehlerbalken (Standardabweichung) dargestellt.
- Auf der zweiten Grafik ist der Flächenanteil der einzelnen Arten an der Gesamtvegetation des Gefäßes (Mittelwerte der Daten von Pflanzen unter Stresseinfluss) angegeben.

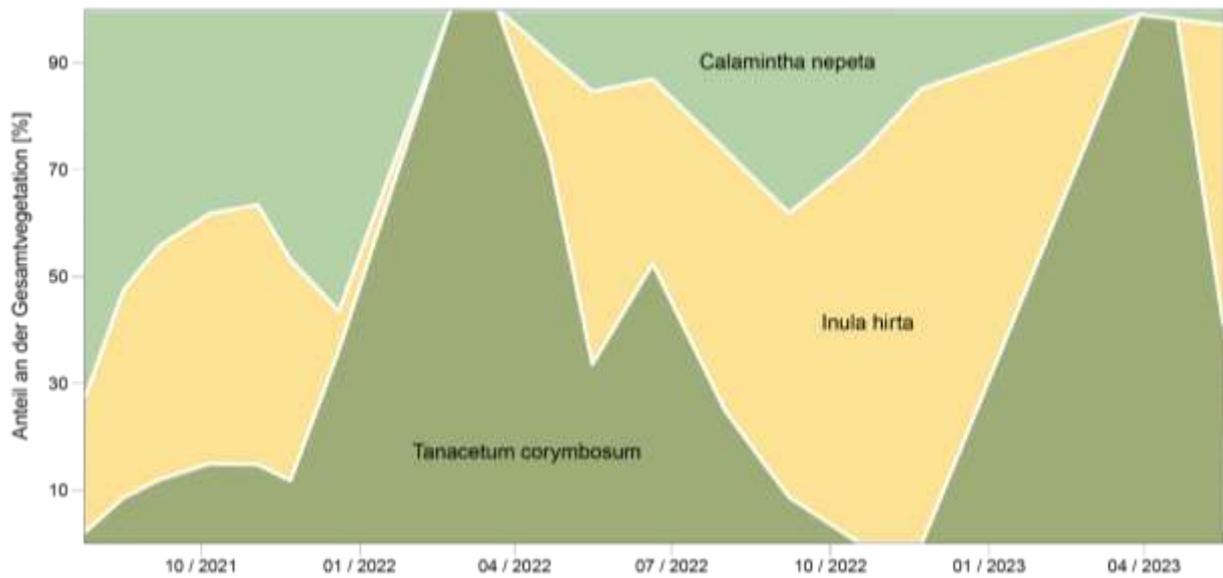


Gefäß 02

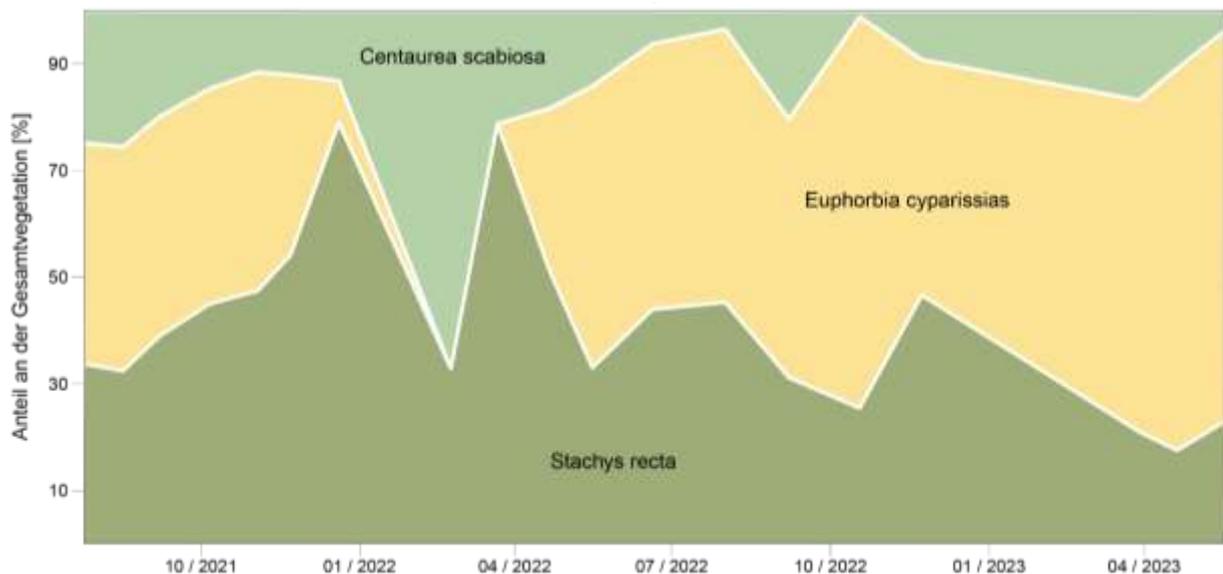
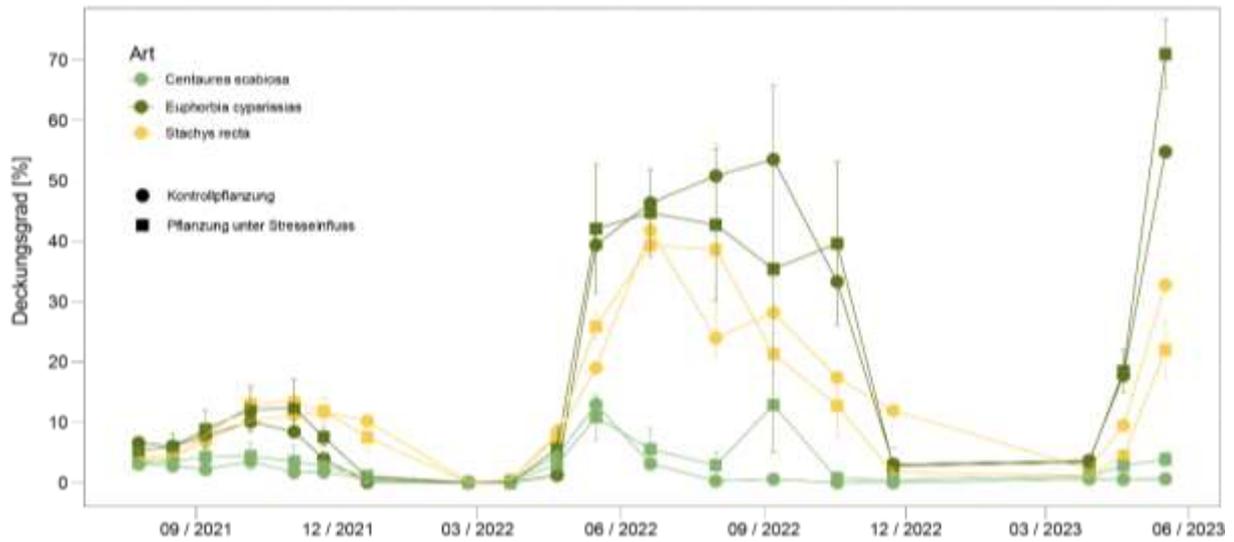


Gefäß 03

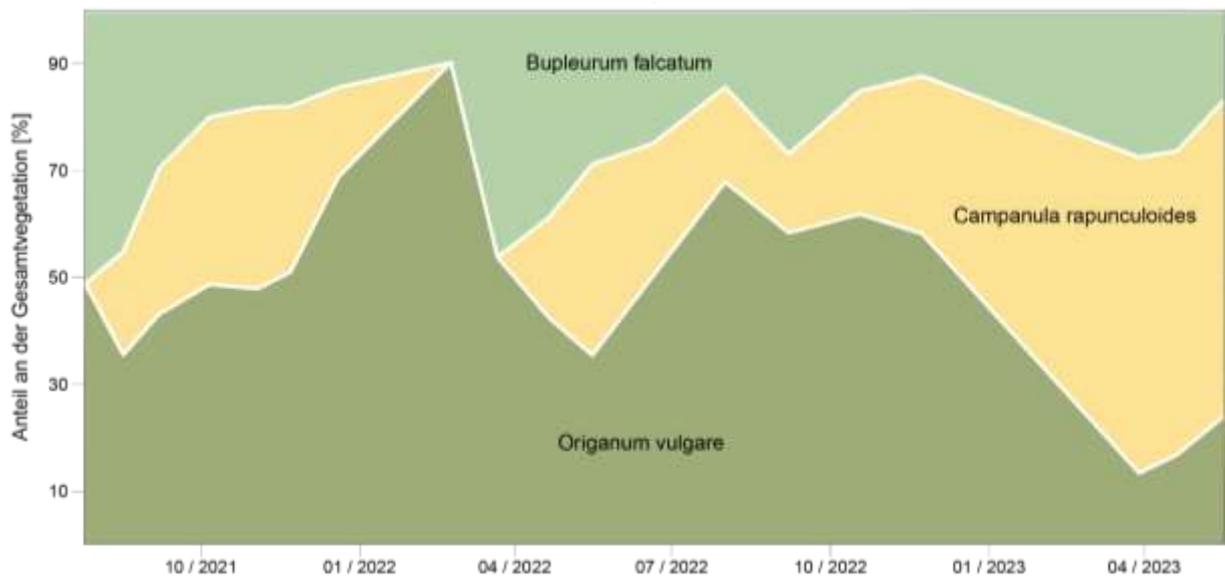
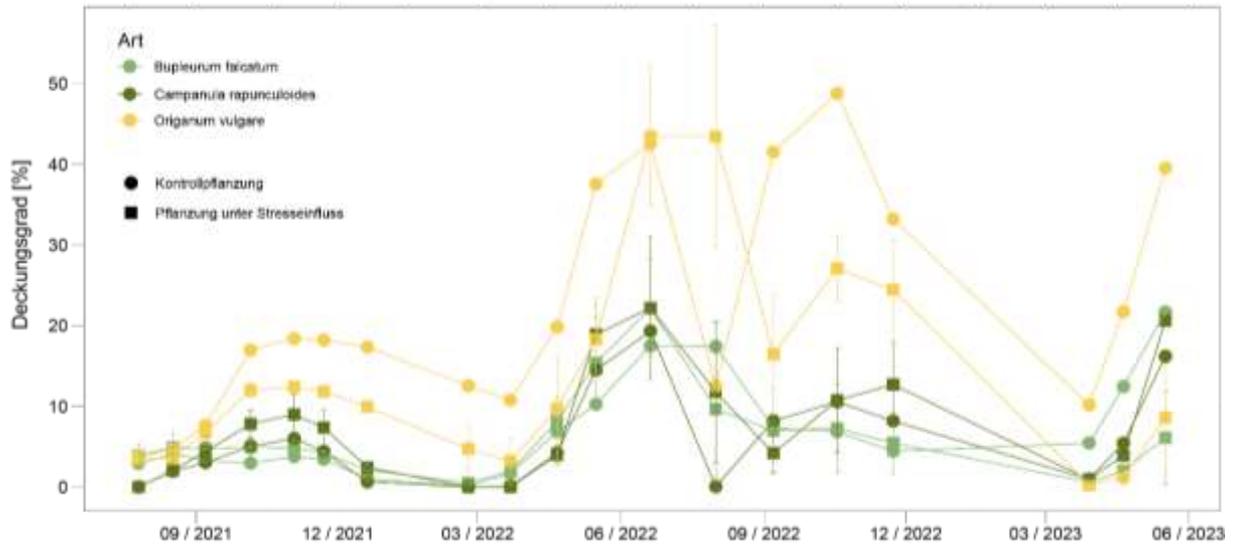




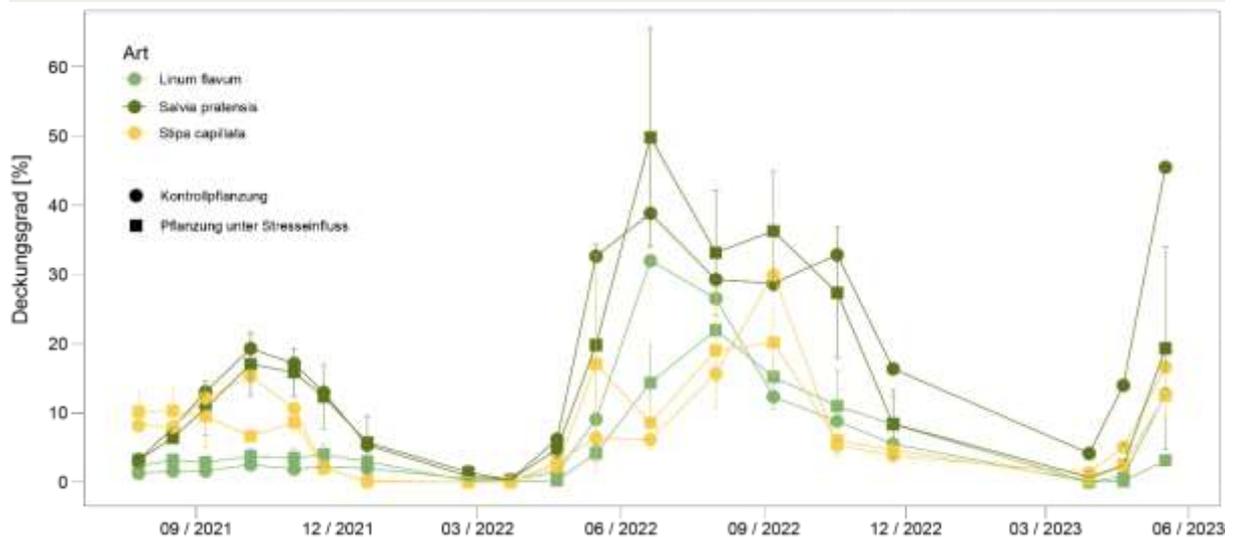
Gefäß 04

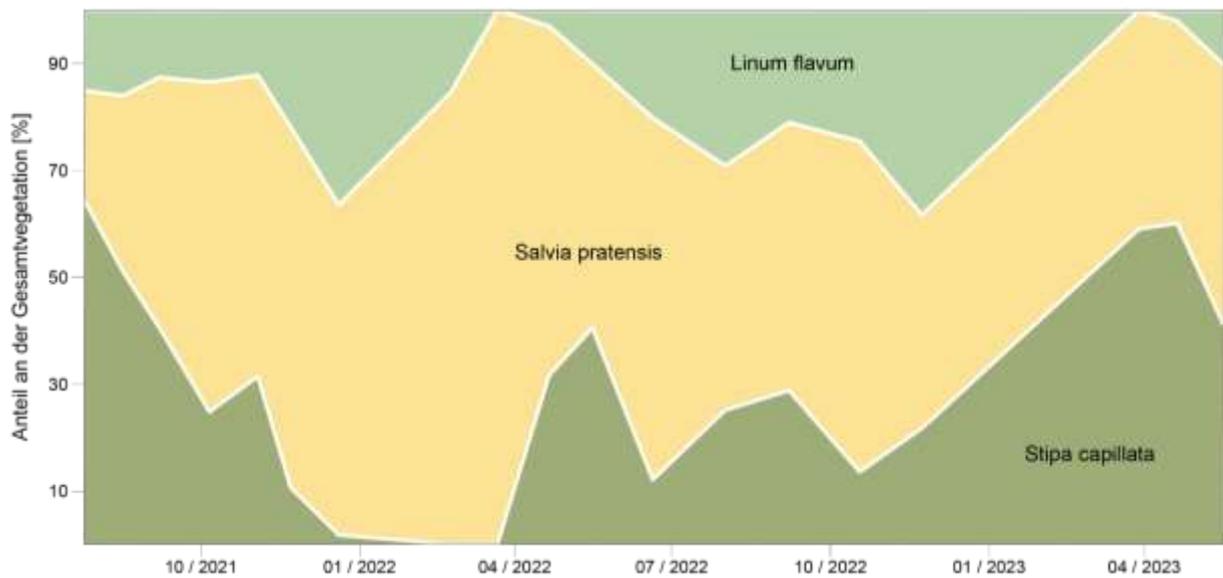


Gefäß 05

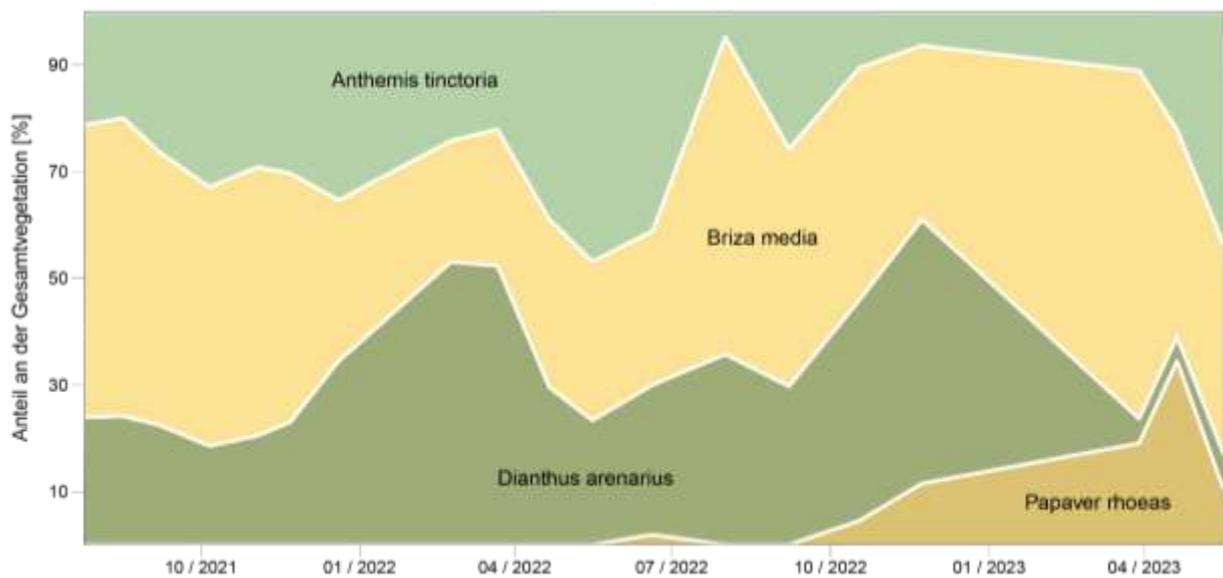
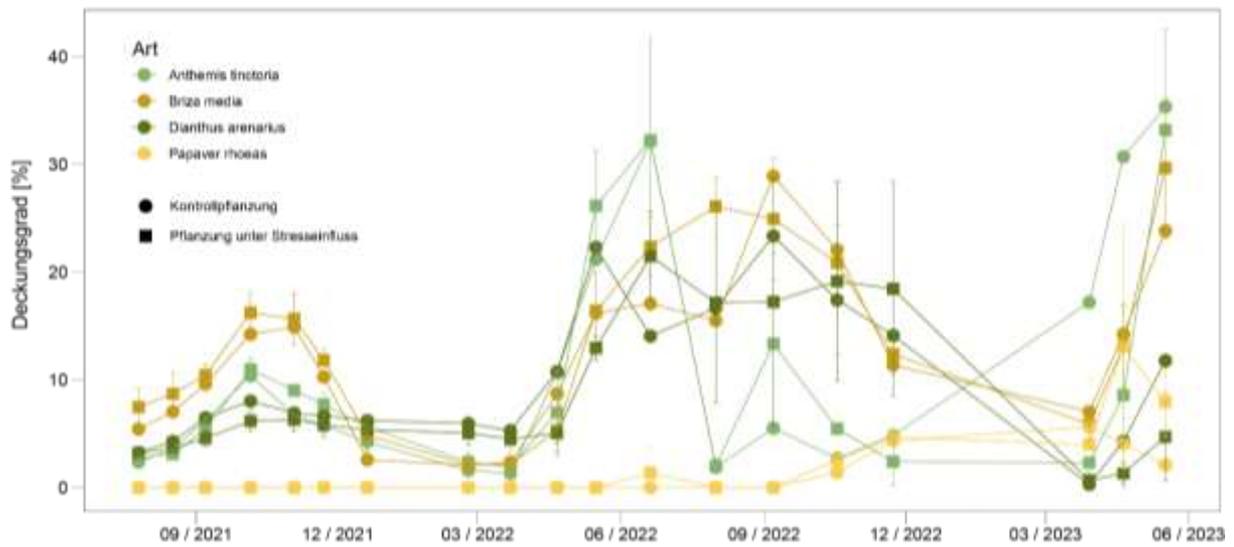


Gefäß 06

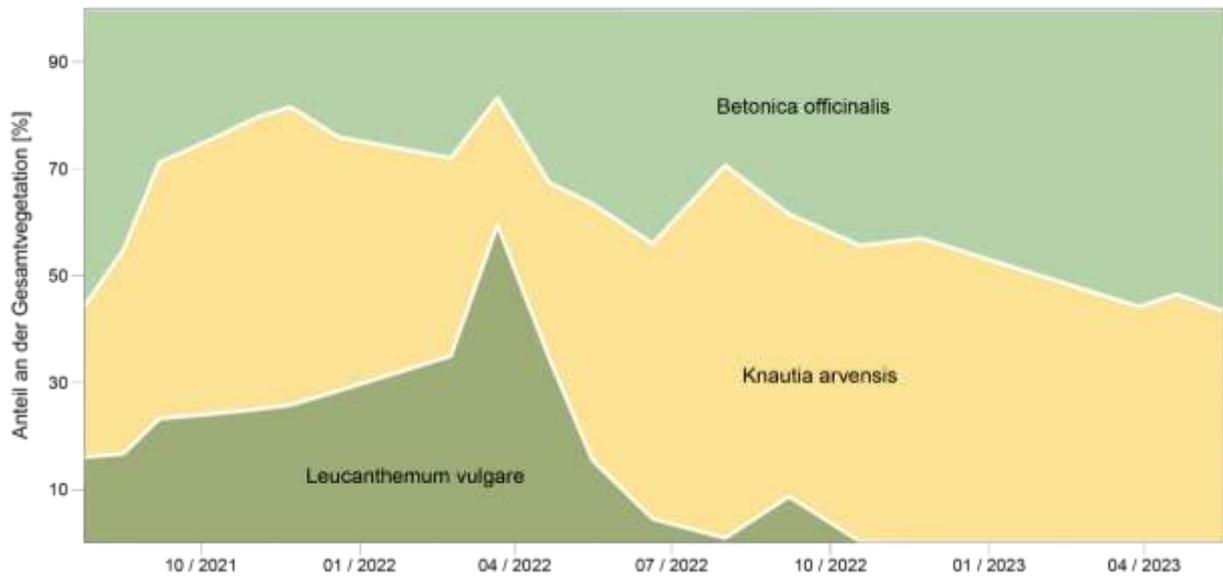
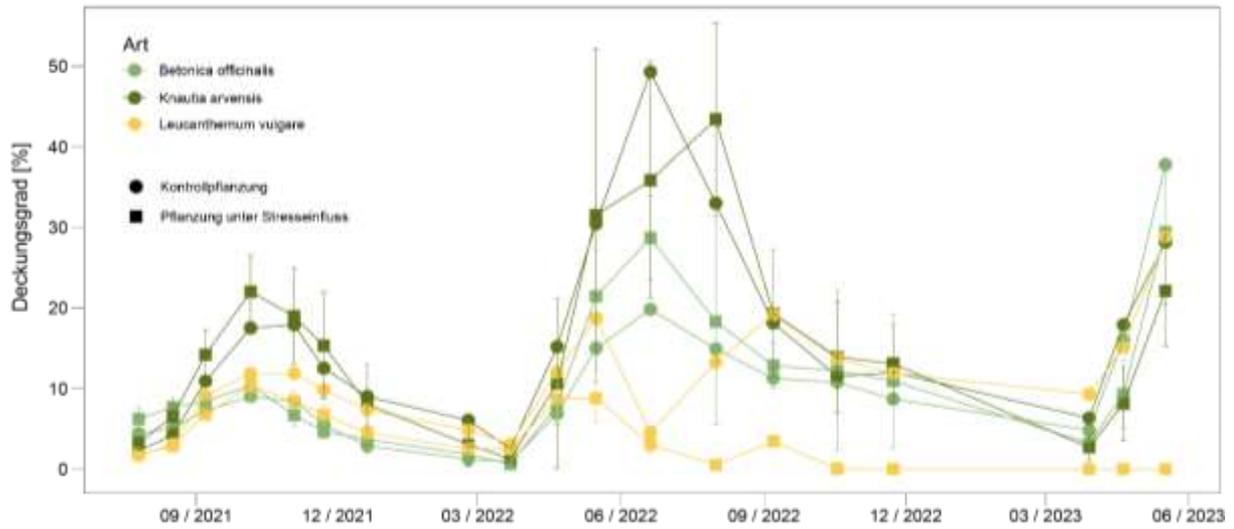




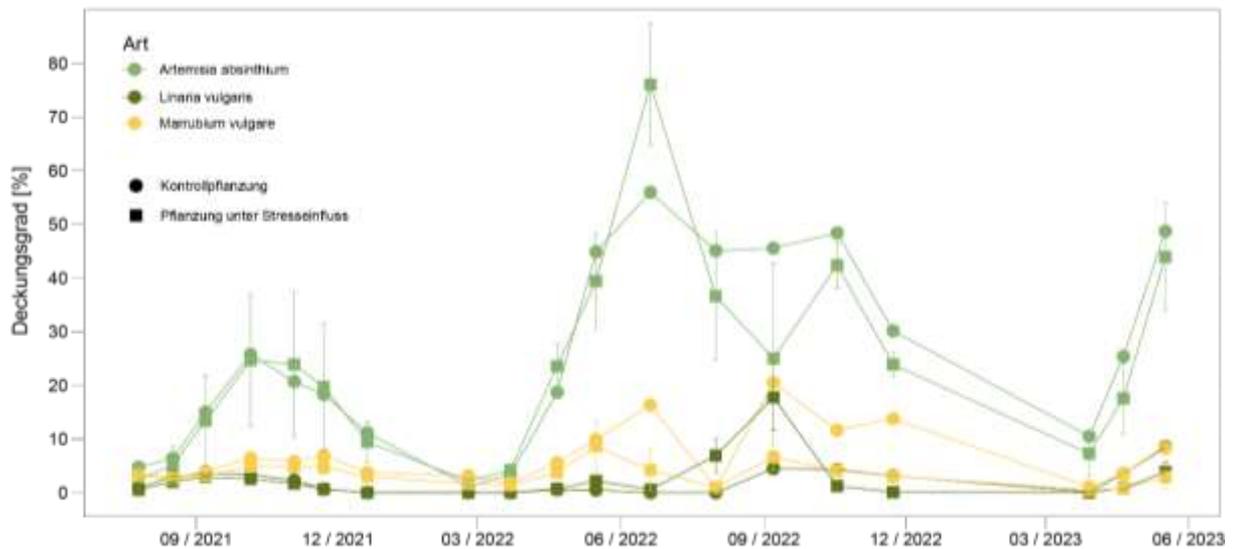
Gefäß 07



Gefäß 08

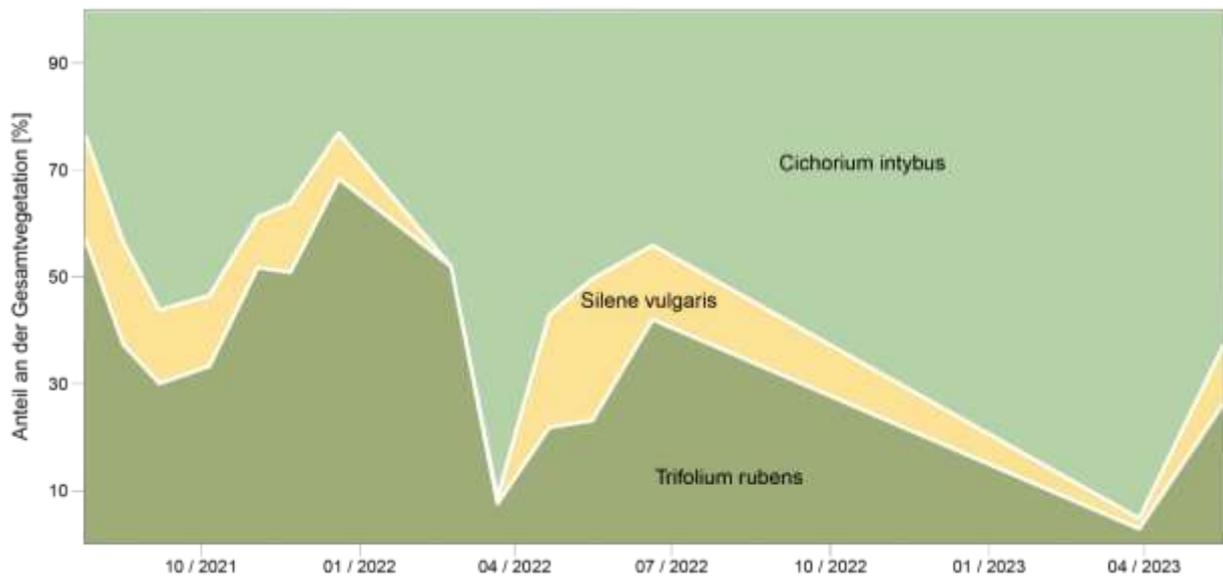
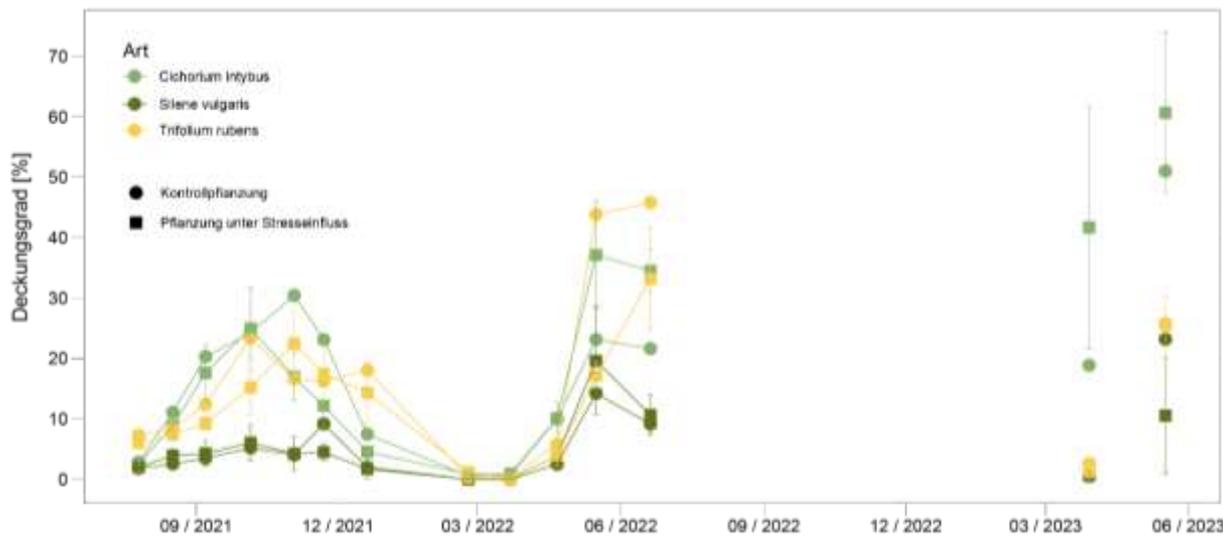


Gefäß 09

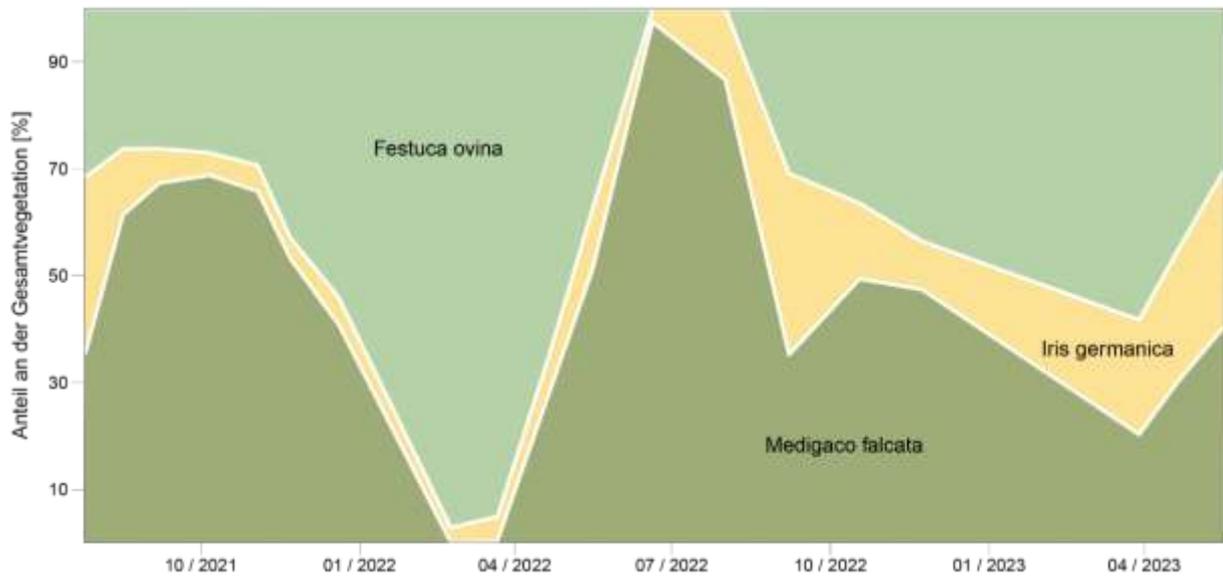
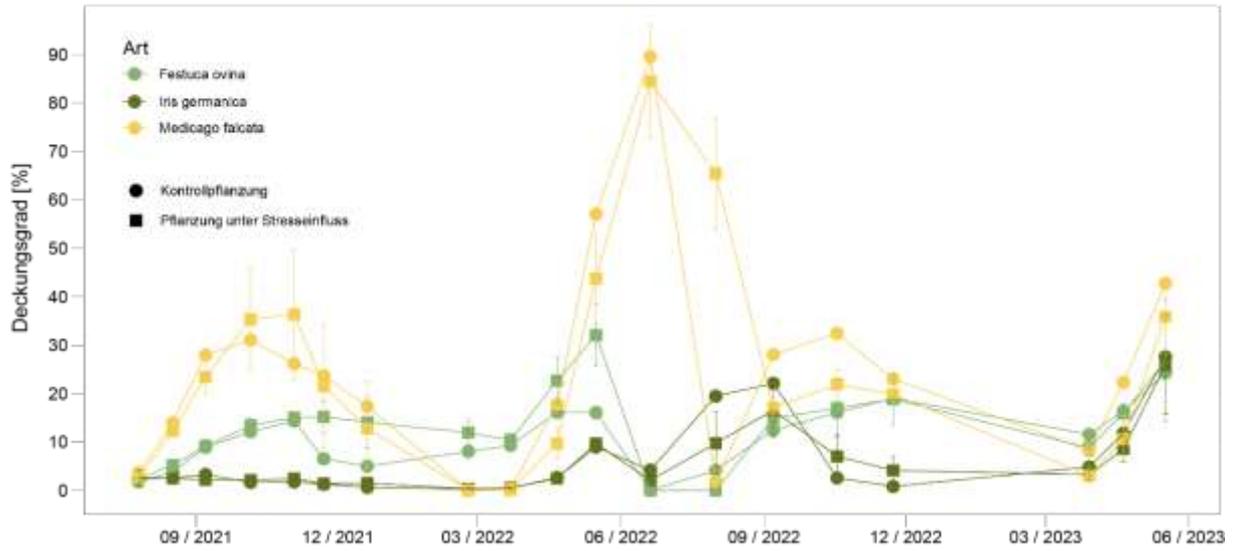




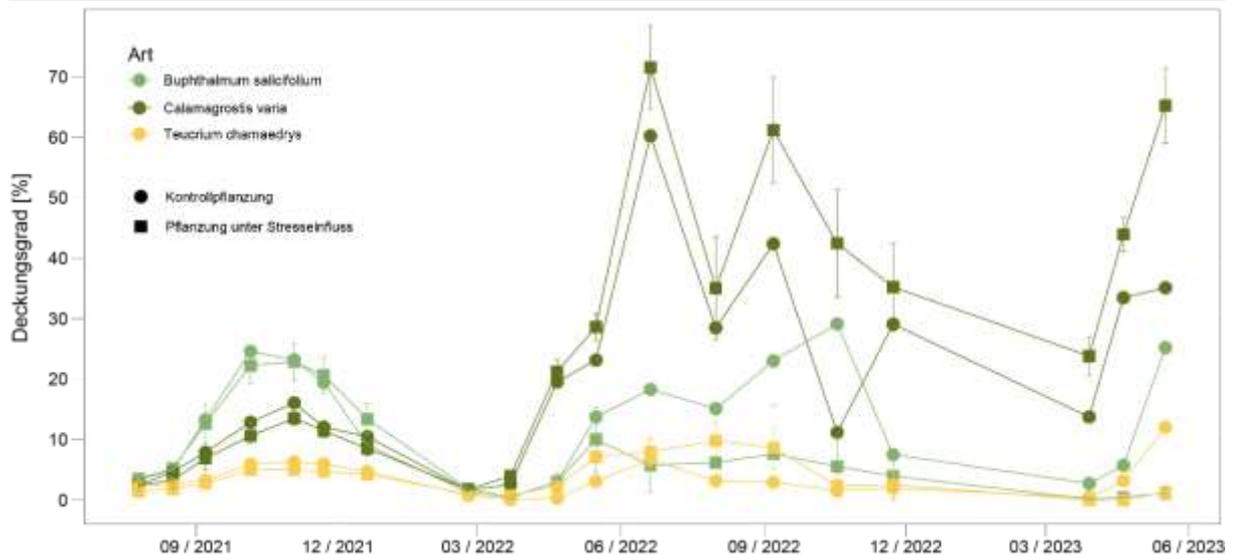
Gefäß 10

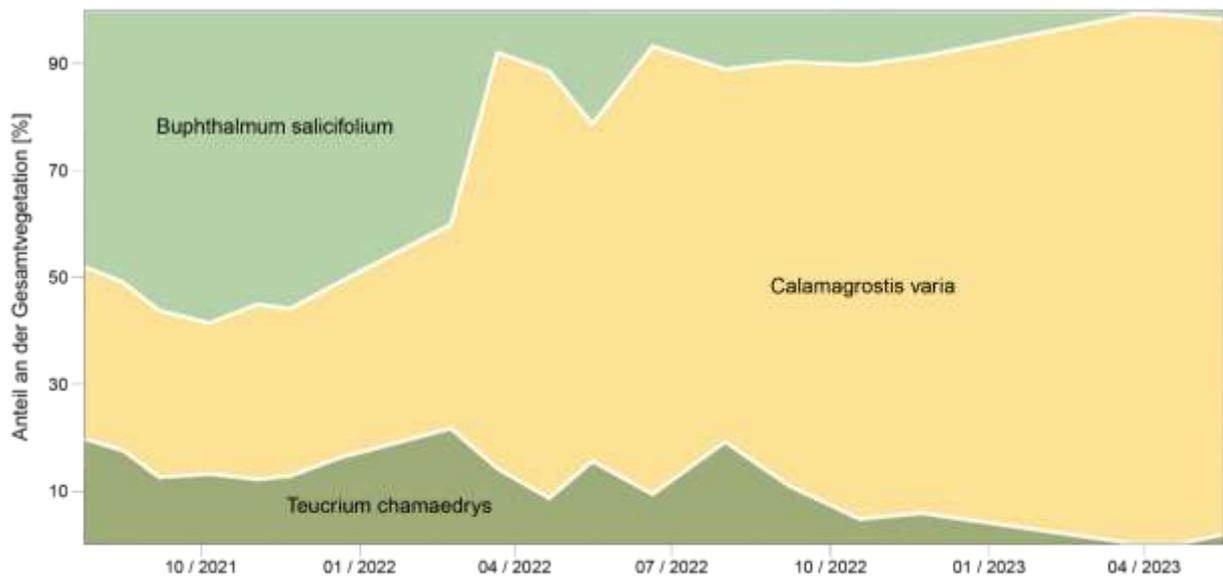


Gefäß 11

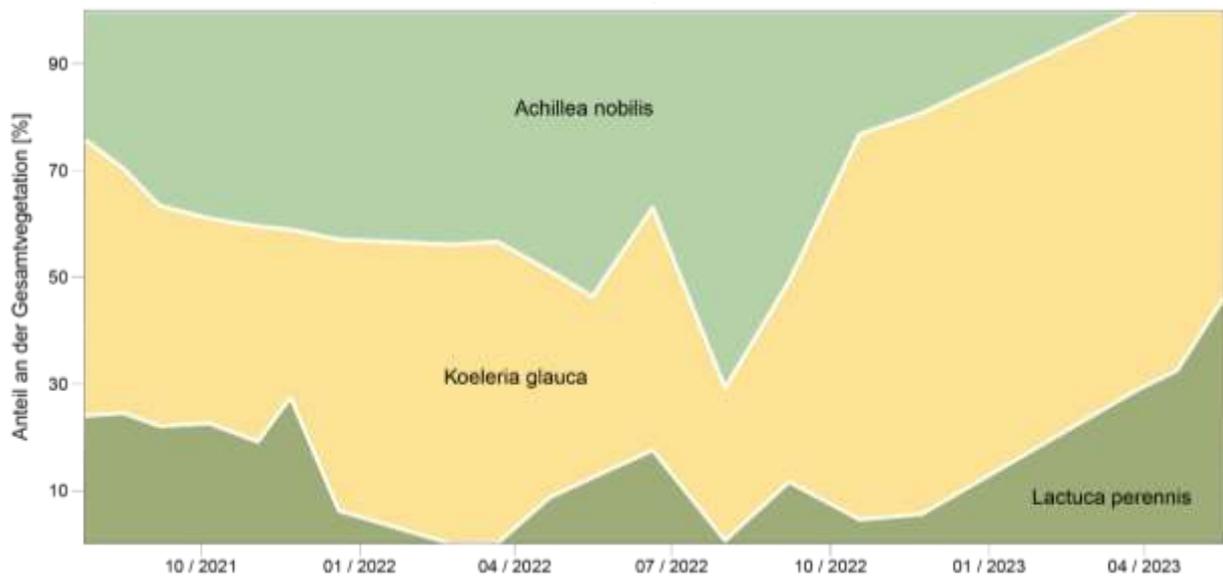
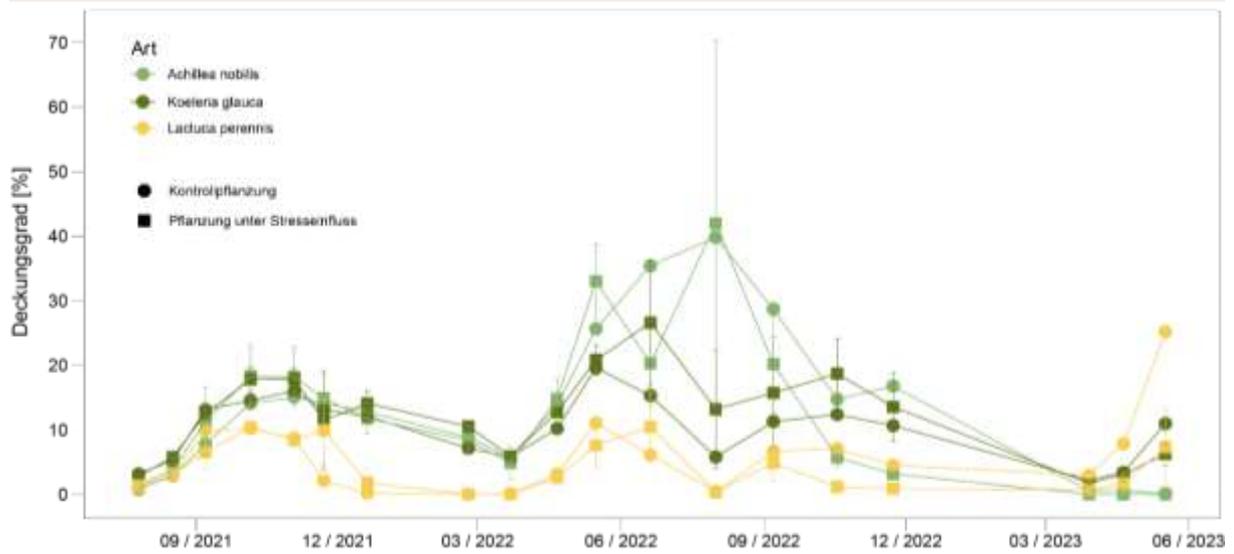


Gefäß 12

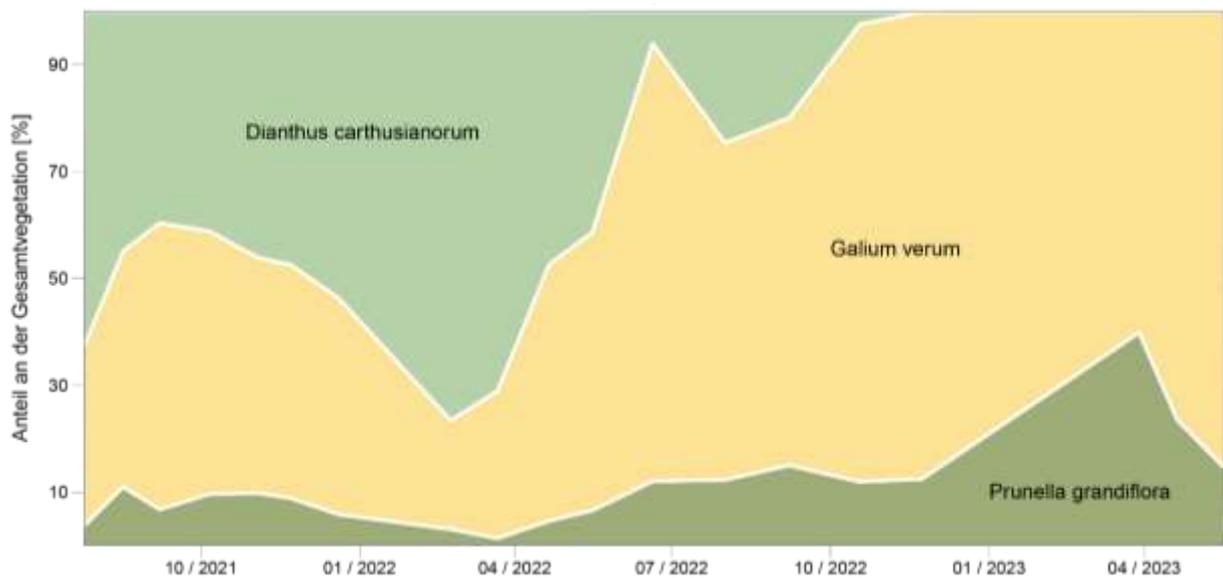
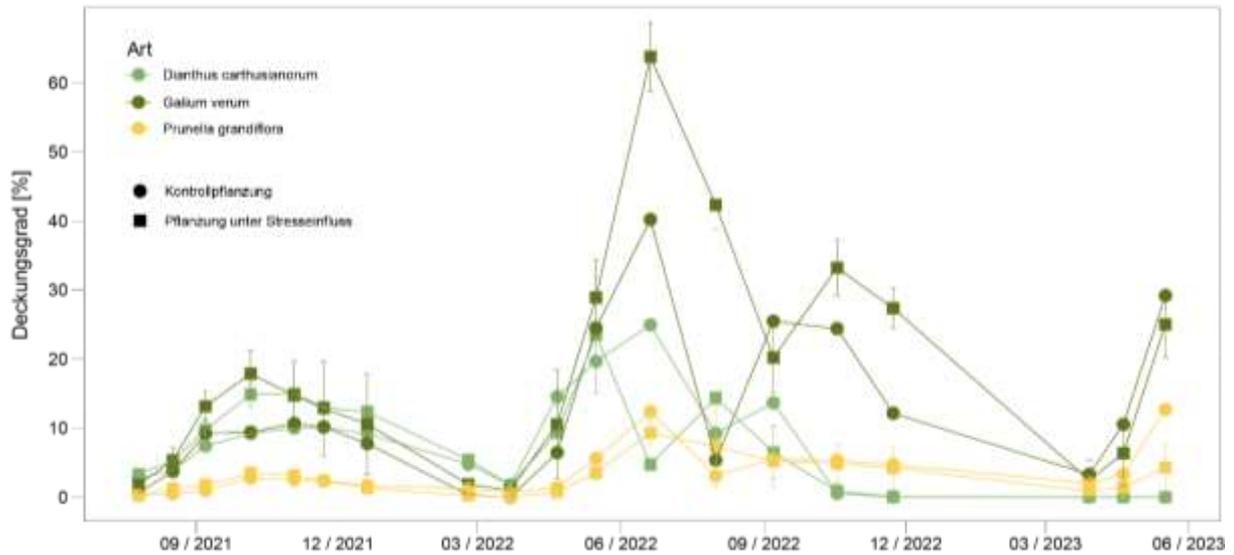




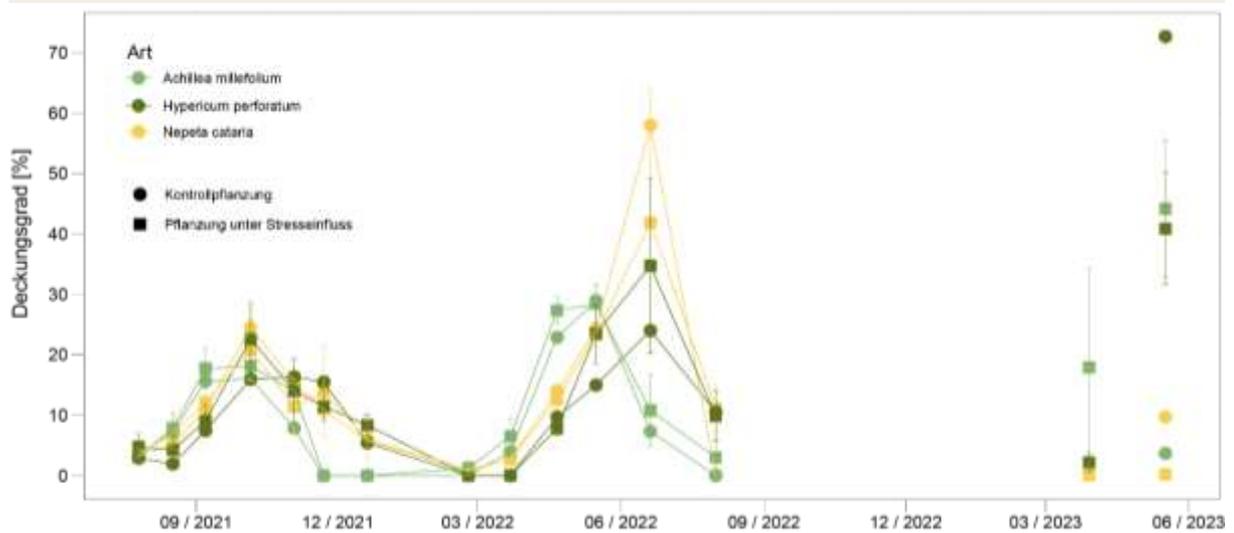
Gefäß 13

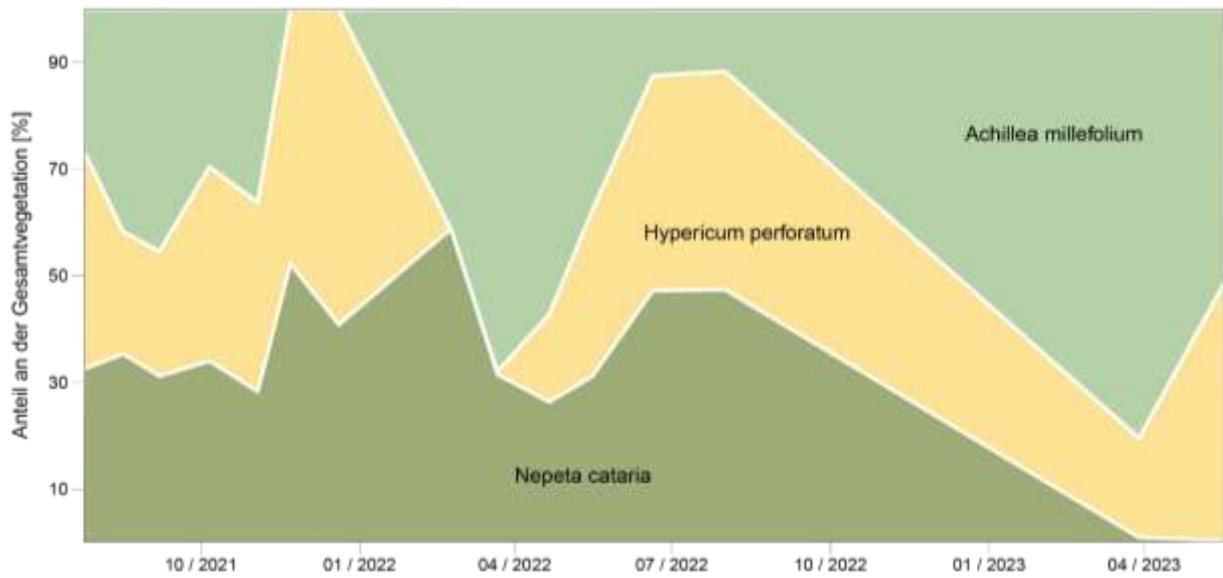


Gefäß 14

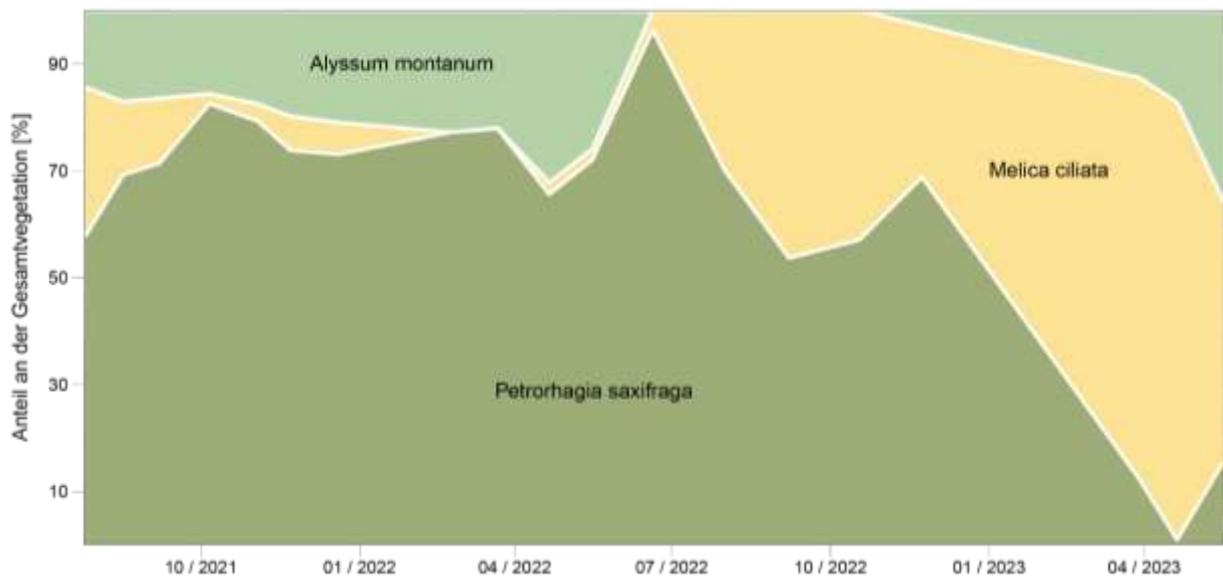
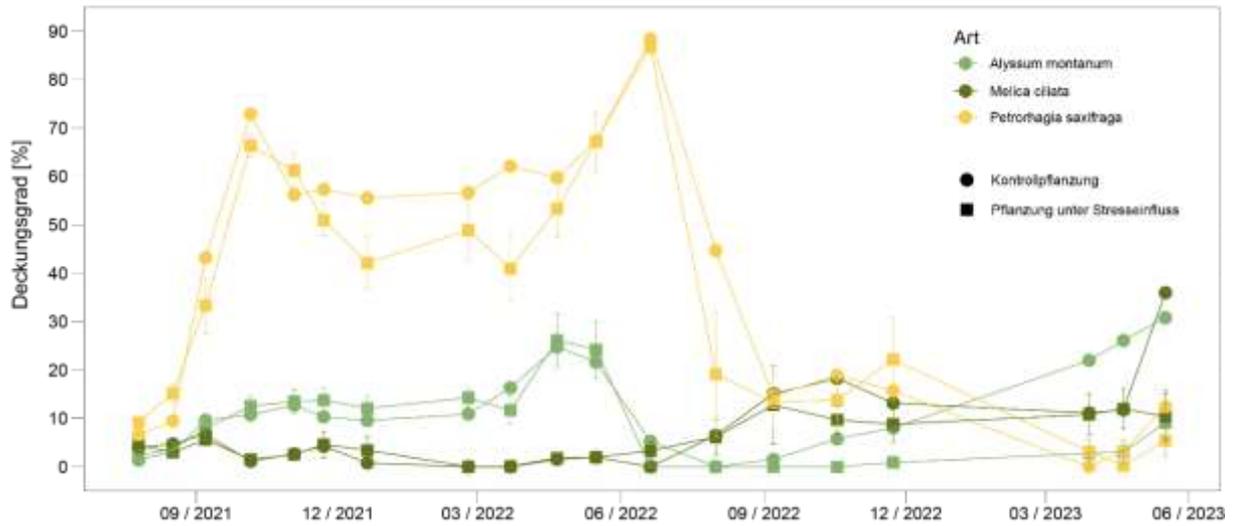


Gefäß 15

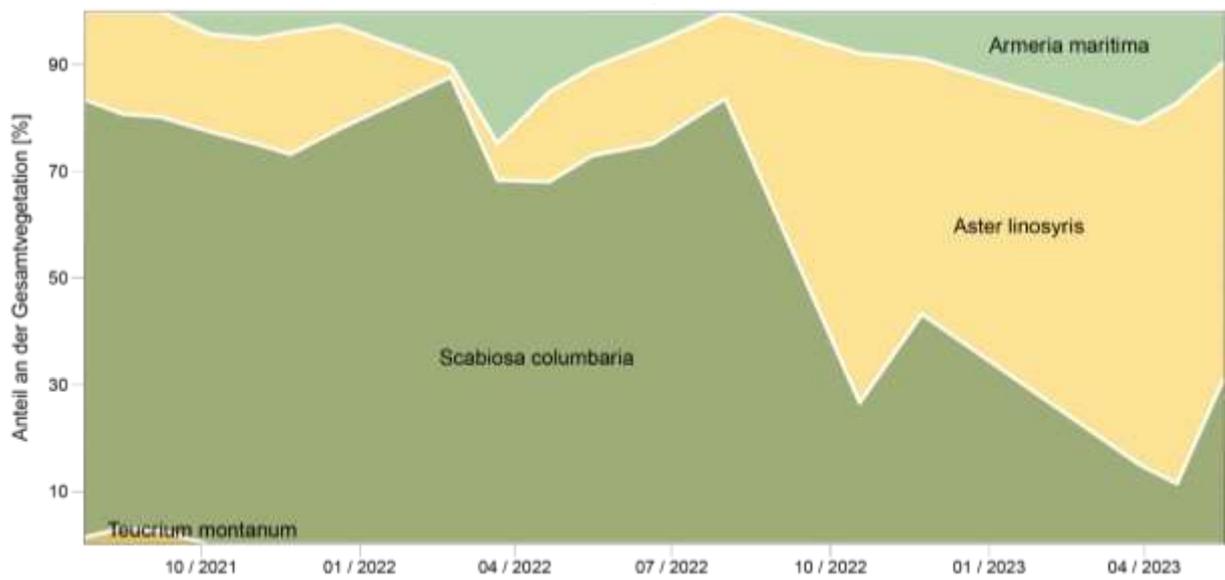
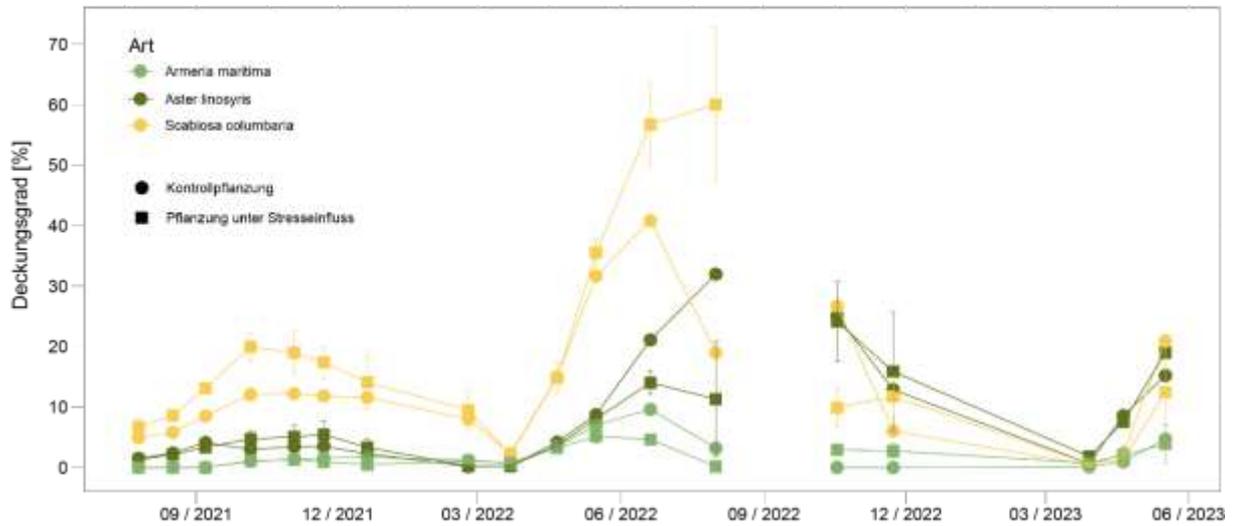




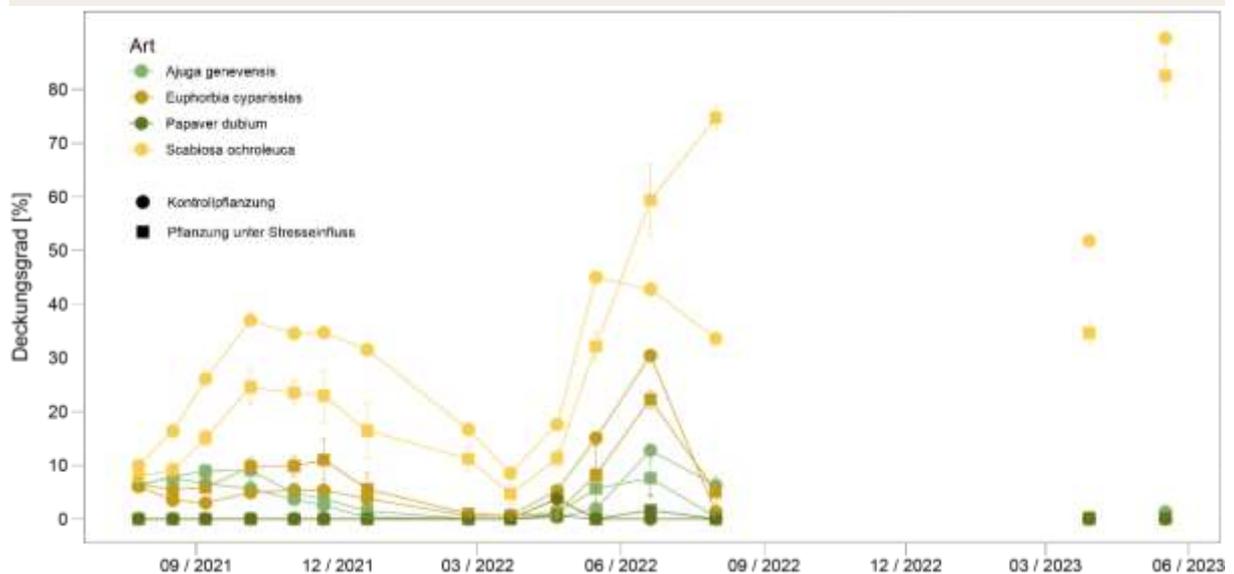
Gefäß 16

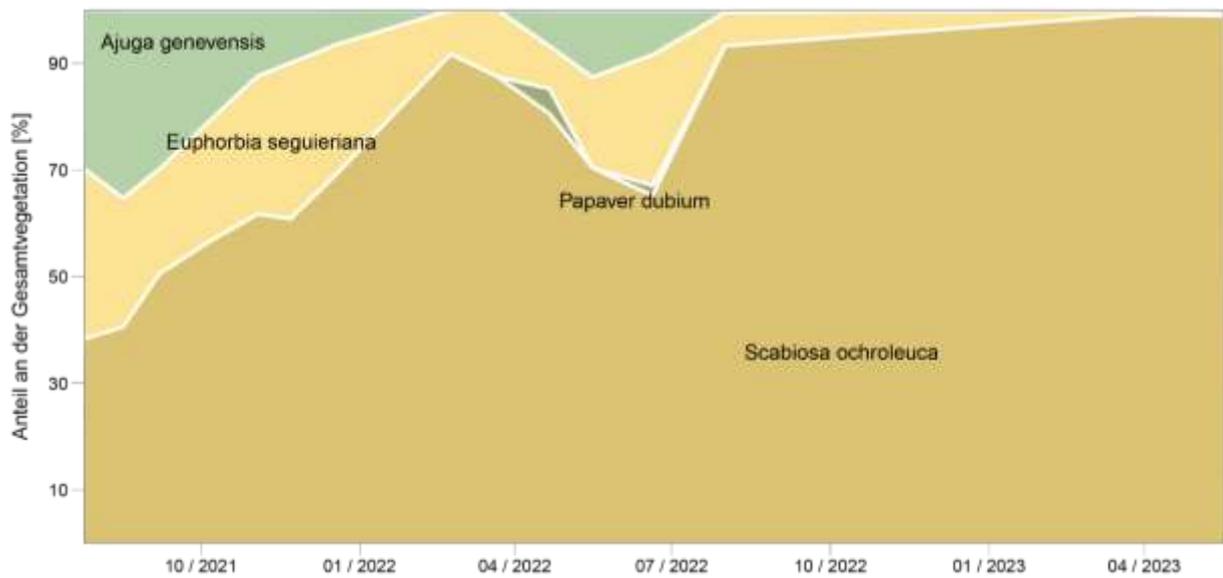


Gefäß 17

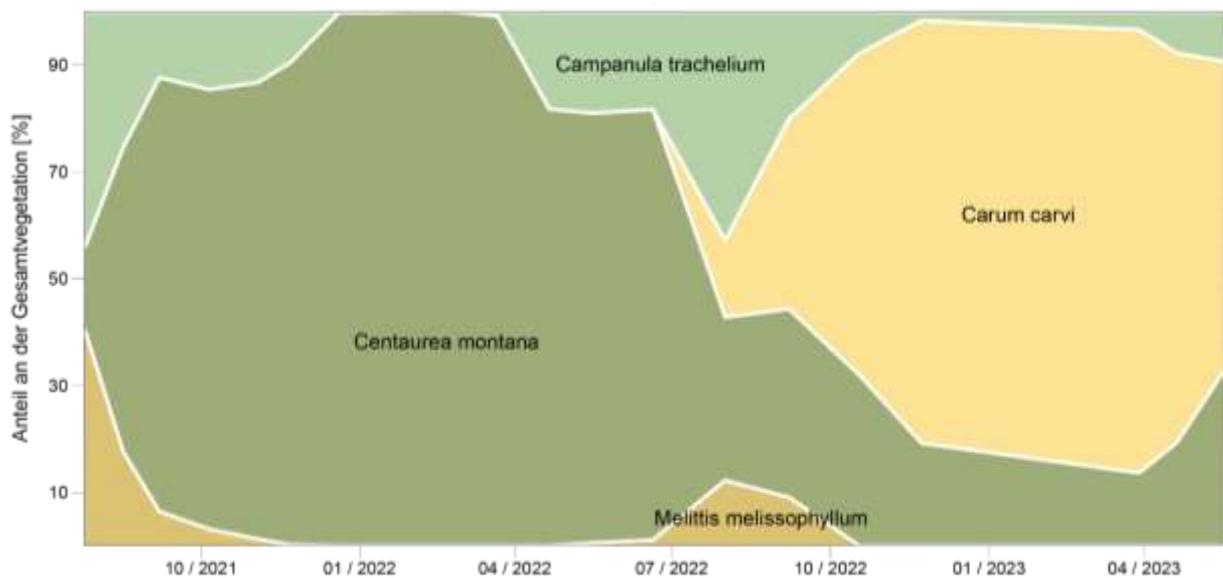
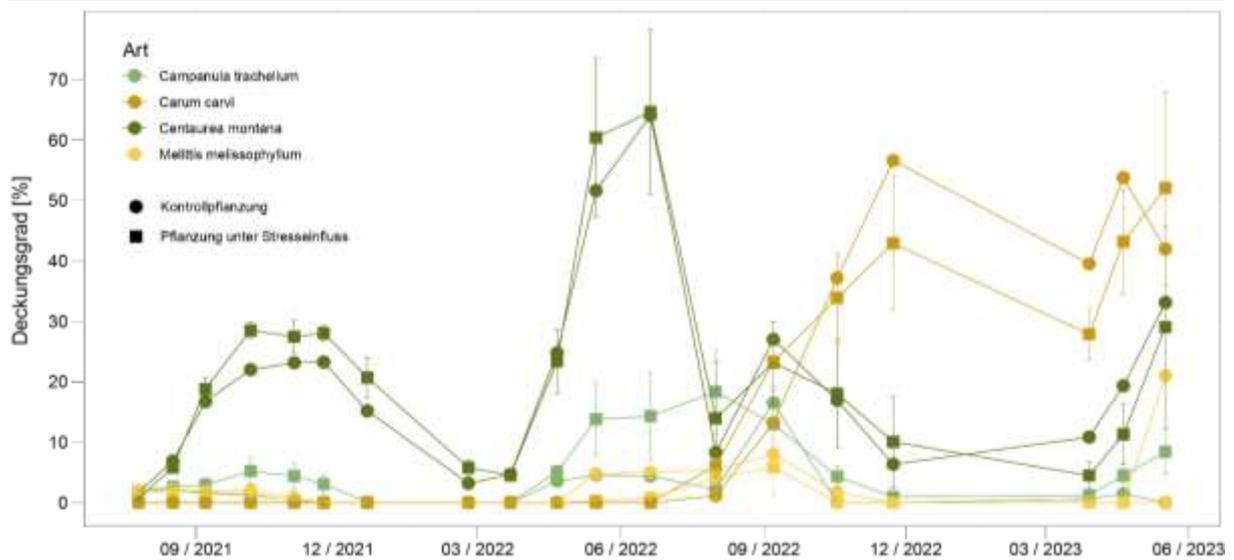


Gefäß 18

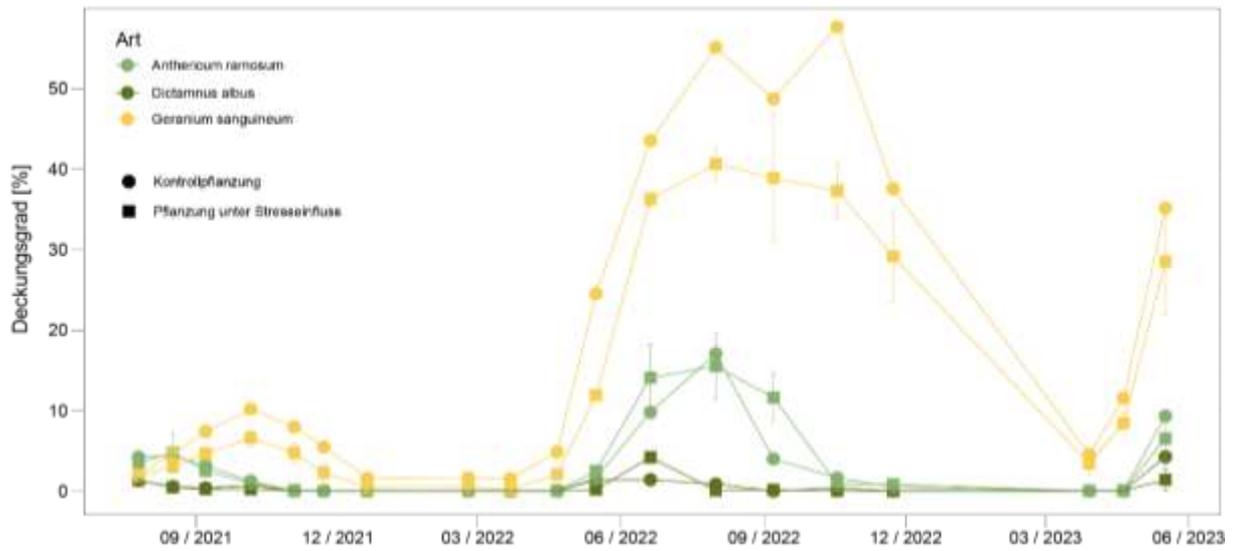




Gefäß 19



Gefäß 20



A12 Visuelle Qualität

Tabelle 27: Mittelwerte (\pm Standardfehler) der visuellen Qualität verschiedener Arten, unterteilt in die Versuchsphasen mit Salzeintrag, Trockenheit und Einstau. Bewertungsziffern von 0 (= Pflanze abgestorben) nicht in der Auswertung inbegriffen. k = Kontrollpflanzen (A), s = Pflanzen unter Stresseinfluss (B, C, D), na = nicht auswertbar.

Mittelwertvergleiche der beiden Behandlungsgruppen: * signifikant ($p < 0,05$), ** sehr signifikant ($p < 0,01$), *** hochsignifikant ($p < 0,001$)

Art	Salzungsphase		Trockenheitsphase		Einstauphase			
	k	s	k	s	k	s		
<i>Achillea millefolium</i>	5 \pm 0	5 \pm 0	4,5 \pm 0,22	5 \pm 0	**	4,18 \pm 0,25	4,61 \pm 0,07	
<i>Achillea nobilis</i>	4,38 \pm 0,23	3,85 \pm 0,15	*	3,33 \pm 0,49	3,46 \pm 0,31	4,38 \pm 0,16	4,24 \pm 0,15	
<i>Ajuga genevensis</i>	5 \pm 0	5 \pm 0	5 \pm 0	5 \pm 0		4,57 \pm 0,14	4,46 \pm 0,11	
<i>Allium sphaerocephalon</i>	5 \pm 0	5 \pm 0	5 \pm 0	5 \pm 0		5 \pm 0	5 \pm 0	
<i>Alyssum montanum</i>	5 \pm 0	3,98 \pm 0,15	***	na	na	4,55 \pm 0,28	5 \pm 0	*
<i>Anthemis tinctoria</i>	4,79 \pm 0,10	4,73 \pm 0,07		2 \pm 0,58	2,36 \pm 0,45	3,81 \pm 0,24	3,51 \pm 0,16	
<i>Anthericum ramosum</i>	5 \pm 0	5 \pm 0		4,5 \pm 0,22	4,5 \pm 0,12	5 \pm 0	5 \pm 0	
<i>Armeria maritima</i>	4,22 \pm 0,24	4,38 \pm 0,11		4,5 \pm 0,22	4,5 \pm 0,12	4,14 \pm 0,28	4,16 \pm 0,12	
<i>Artemisia absinthium</i>	5 \pm 0	4,86 \pm 0,06		5 \pm 0	4,44 \pm 0,22	4,57 \pm 0,11	4,33 \pm 0,12	
<i>Aster amellus</i>	4,93 \pm 0,07	4,97 \pm 0,03		4,5 \pm 0,22	4,86 \pm 0,1	4,62 \pm 0,13	4,67 \pm 0,08	
<i>Aster linosyris</i>	5 \pm 0	5 \pm 0		5 \pm 0	4,67 \pm 0,11	5 \pm 0	4,95 \pm 0,03	
<i>Betonica officinalis</i>	4,75 \pm 0,14	4,64 \pm 0,1		4 \pm 0	4 \pm 0	4,29 \pm 0,1	4,29 \pm 0,06	
<i>Briza media</i>	4,85 \pm 0,07	4,07 \pm 0,13	***	5 \pm 0	4,56 \pm 0,23	5 \pm 0	4,59 \pm 0,15	
<i>Buphthalmum salicifolium</i>	5 \pm 0	5 \pm 0		4,33 \pm 0,21	3,75 \pm 0,28	4,67 \pm 0,11	3,92 \pm 0,17	**
<i>Bupleurum falcatum</i>	4,71 \pm 0,17	4,45 \pm 0,16		5 \pm 0	4,5 \pm 0,12	*	4,76 \pm 0,14	4,73 \pm 0,1
<i>Calamagrostis varia</i>	4,78 \pm 0,11	4,78 \pm 0,06		5 \pm 0	5 \pm 0	5 \pm 0	5 \pm 0	

Art	Salzungsphase		Trockenheitsphase		Einstauphase			
	k	s	k	s	k	s		
<i>Calamintha nepeta</i>	4,83 ± 0,11	4,63 ± 0,19	4,5 ± 0,22	4,44 ± 0,12	4,91 ± 0,07	4,75 ± 0,11		
<i>Campanula rapunculoides</i>	5 ± 0	4,96 ± 0,03	4,5 ± 0,22	3,83 ± 0,28	4,67 ± 0,11	4,6 ± 0,07		
<i>Campanula trachelium</i>	5 ± 0	4,98 ± 0,02	4,5 ± 0,22	4,72 ± 0,14	3,83 ± 0,23	4,07 ± 0,08		
<i>Carum carvi</i>	5 ± 0	5 ± 0	5 ± 0	5 ± 0	5 ± 0	5 ± 0		
<i>Centaurea montana</i>	4,73 ± 0,14	4,69 ± 0,11	3,83 ± 0,65	4,27 ± 0,33	3,86 ± 0,31	4,34 ± 0,15		
<i>Centaurea scabiosa</i>	5 ± 0	4,92 ± 0,06	4,83 ± 0,17	4,86 ± 0,1	4,24 ± 0,24	4,44 ± 0,13		
<i>Chrysanthemum segetum</i>	na	5 ± 0	5	5 ± 0	5	5 ± 0		
<i>Cichorium intybus</i>	4,9 ± 0,04	4,85 ± 0,05	4,86 ± 0,14	4,06 ± 0,28	**	4,71 ± 0,05	4,69 ± 0,06	
<i>Dianthus arenarius</i>	4,21 ± 0,2	3,53 ± 0,12	**	5 ± 0	4,78 ± 0,13	5 ± 0	4,97 ± 0,02	
<i>Dianthus carthusianorum</i>	5 ± 0	4,91 ± 0,07	4,5 ± 0,22	3,71 ± 0,28	3,85 ± ,032	3,3 ± 0,14	*	
<i>Dictamnus albus</i>	5 ± 0	5 ± 0	5 ± 0	4,1 ± 0,1	***	4,73 ± 0,12	3,84 ± 0,27	*
<i>Euphorbia cyparissias</i>	5 ± 0	5 ± 0	5 ± 0	4,11 ± 0,08	***	4,81 ± 0,09	4,86 ± 0,04	
<i>Euphorbia seguieriana</i>	4,73 ± 0,27	3,44 ± 0,22	***	1 ± 0	2,89 ± 0,42	4,56 ± 0,24	4,46 ± 0,14	
<i>Festuca ovina</i>	4,67 ± 0,16	4,75 ± 0,06	4 ± 0	4 ± 0	4,67 ± 0,23	4,71 ± 0,12		
<i>Galium verum</i>	4,77 ± 0,16	4,83 ± 0,1	5 ± 0	4,39 ± 0,18	5 ± 0	4,94 ± 0,03		
<i>Gentiana cruciata</i>	4,78 ± 0,13	4,76 ± 0,09	4 ± 0	4 ± 0	4,57 ± 0,11	4,57 ± 0,06		
<i>Geranium sanguineum</i>	4,85 ± 0,1	4,63 ± 0,09	4 ± 0	4 ± 0	4,57 ± 0,11	4,48 ± 0,07		
<i>Hypericum perforatum</i>	5 ± 0	4,83 ± 0,09	3,33 ± 0,49	4 ± 0	*	4,61 ± 0,12	4,61 ± 0,07	
<i>Inula hirta</i>	5 ± 0	5 ± 0	4,5 ± 0,22	4,11 ± 0,08	*	4,62 ± 0,11	4,37 ± 0,09	
<i>Iris germanica</i>	5 ± 0	5 ± 0	4,5 ± 0,22	4,06 ± 0,06	*	5 ± 0	4,97 ± 0,02	

Art	Salzungsphase		Trockenheitsphase		Einstauphase	
	k	s	k	s	k	s
<i>Knautia arvensis</i>	4,37 ± 0,19	3,97 ± 0,16	4 ± 0	3,81 ± 0,19	4,24 ± 0,12	3,95 ± 0,11
<i>Koeleria glauca</i>	4,58 ± 0,13	4,46 ± 0,1	5 ± 0	5 ± 0	5 ± 0	5 ± 0
<i>Lactuca perennis</i>	5 ± 0	5 ± 0	3,75 ± 0,75	3,5 ± 0,42	4,75 ± 0,11	4,28 ± 0,17
<i>Leucanthemum vulgare</i>	4,6 ± 0,12	4,06 ± 0,15	5 ± 0	2,17 ± 0,75	4,43 ± 0,24	3,69 ± 0,2
<i>Linaria vulgaris</i>	5 ± 0	5 ± 0	3 ± 0,89	4,5 ± 0,12	4,78 ± 0,22	4,84 ± 0,07
<i>Linum flavum</i>	na	na	5 ± 0	4,78 ± 0,1	4,86 ± 0,14	4,71 ± 0,09
<i>Linum perenne</i>	4,21 ± 0,25	3,83 ± 0,18	5 ± 0	4,38 ± 0,2	4,57 ± 0,11	3,27 ± 0,15
<i>Marrubium vulgare</i>	4,97 ± 0,03	4,58 ± 0,09	5 ± 0	3,06 ± 0,19	4,71 ± 0,1	4,13 ± 0,13
<i>Medicago falcata</i>	5 ± 0	5 ± 0	5 ± 0	3,94 ± 0,06	4,86 ± 0,08	4,81 ± 0,05
<i>Melica ciliata</i>	5 ± 0	5 ± 0	5 ± 0	5 ± 0	4,75 ± 0,13	4,53 ± 0,2
<i>Melittis melissophyllum</i>	5 ± 0	5 ± 0	4,5 ± 0,22	4,33 ± 0,14	4,06 ± 0,35	4,28 ± 0,25
<i>Muscari comosum</i>	5 ± 0	5 ± 0	na	na	5 ± 0	5 ± 0
<i>Muscari neglectum</i>	5 ± 0	5 ± 0	na	na	5	5 ± 0
<i>Nepeta cataria</i>	5 ± 0	4,85 ± 0,05	na	1,4 ± 0,16	4,2 ± 0,11	3,75 ± 0,15
<i>Origanum vulgare</i>	4,37 ± 0,11	3,05 ± 0,14	4,5 ± 0,22	4,5 ± 0,15	4,57 ± 0,11	4,29 ± 0,08
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	5 ± 0	5 ± 0	na	na	5 ± 0	5 ± 0
<i>Papaver dubium</i>	5	5 ± 0	na	na	5 ± 0	5 ± 0
<i>Papaver rhoeas</i>	na	na	5	5 ± 0	5 ± 0	5 ± 0
<i>Petrorhagia saxifraga</i>	4,22 ± 0,21	4,43 ± 0,09	2,5 ± 0,22	2,5 ± 0,12	4,29 ± 0,3	4,29 ± 0,18
<i>Peucedanum cervaria</i>	4,83 ± 0,09	4,6 ± 0,13	4,83 ± 0,17	4,39 ± 0,23	4,83 ± 0,09	4,5 ± 0,15

Art	Salzungsphase		Trockenheitsphase		Einstauphase		
	k	s	k	s	k	s	
<i>Prunella grandiflora</i>	4,77 ± 0,12	4,39 ± 0,25	4,6 ± 0,25	3,92 ± 0,29	4,37 ± 0,11	3,82 ± 0,11	**
<i>Salvia pratensis</i>	4,35 ± 0,18	4 ± 0,13	4 ± 0	4 ± 0	4,29 ± 0,1	4,25 ± 0,07	
<i>Scabiosa columbaria</i>	4,5 ± 0,14	4,29 ± 0,1	4 ± 0,37	3 ± 0,24	4,81 ± 0,09	4,38 ± 0,11	*
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	4,91 ± 0,05	4,67 ± 0,1	4,5 ± 0,22	3,83 ± 0,09	5 ± 0	4,86 ± 0,04	**
<i>Scilla bifolia</i>	5 ± 0	5 ± 0	na	na	5 ± 0	5 ± 0	
<i>Silene vulgaris</i>	4,88 ± 0,07	4,74 ± 0,15	4,5 ± 0,26	2,46 ± 0,47	4,3 ± 0,1	3,96 ± 0,2	***
<i>Stachys recta</i>	5 ± 0	4,93 ± 0,04	4,5 ± 0,22	4,5 ± 0,12	4,86 ± 0,1	4,7 ± 0,09	
<i>Stipa capillata</i>	4,89 ± 0,08	4,47 ± 0,14	5 ± 0	4,56 ± 0,31	5 ± 0	4,56 ± 0,16	
<i>Stipa pennata</i>	5 ± 0	4,56 ± 0,14	5 ± 0	5 ± 0	5 ± 0	5 ± 0	*
<i>Tanacetum corymbosum</i>	5 ± 0	4,98 ± 0,02	4,83 ± 0,17	4,47 ± 0,15	4,83 ± 0,17	4,61 ± 0,13	
<i>Teucrium chamaedrys</i>	2,47 ± 0,39	3,59 ± 0,22	4 ± 0,26	4,07 ± 0,22	3,8 ± 0,3	4,3 ± 0,14	*
<i>Trifolium rubens</i>	4,99 ± 0,01	4,87 ± 0,08	3,89 ± 0,06	3,86 ± 0,1	4,26 ± 0,09	4,21 ± 0,13	
<i>Tulipa sylvestris</i>	5 ± 0	5 ± 0	na	na	5 ± 0	5 ± 0	
<i>Veronica teucrium</i>	5 ± 0	4,95 ± 0,03	4 ± 0	4 ± 0	4,57 ± 0,11	4,59 ± 0,06	

A13 Kostenberechnung

In folgender Tabelle sind die einzelnen Positionen mit Kurztexten aufgelistet, die der Kostenberechnung zugrunde liegen. Als Grundlage wurden die Positionen und statistischen Kostenkennwerte des Baukosteninformationszentrums Deutscher Architektenkammern ([BKI, 2023](#)), Kostenstand 1. Quartal 2023, verwendet. Eigene Kalkulationen oder Positionen sind **Grün** markiert. Die Netto-Preise sind mit **keinem** Regionalfaktor multipliziert. Es wurden stets die Durchschnittspreise übernommen, Ausnahmen sind **Blau** dargestellt.

Kurztext	KG	Preis netto	Einheit	Faktor	Netto je m ²	Anmerkungen
Erdbau					34,68 €	Summe
Grasnarbe abschälen	511	3,00 €	m ²	1	3,00 €	
Oberboden abtragen, lagern	511	20,00 €	m ³	0,1	2,00 €	Wiederverwendeter Oberboden
Oberboden abtragen, entsorgen	511	23,00 €	m ³	0,2	4,60 €	
Fundamentaushub, bis 1,25 m, entsorgen, GK1	511	42,00 €	m ³	0,3	12,60 €	Aushub zur Ausbildung der Mulde
Mischung der bewachsenen Bodenzone herstellen, aus bauseit. Oberboden	511	20,00 €	m ³	0,39	7,80 €	
Oberboden auftragen, lagernd	511	12,00 €	m ³	0,39	4,68 €	Gemischte Substrate einbringen
Rasenansaat					41,80 €	Summe
Herstellung						
Feinplanum, Rasenfläche	574	3,50 €	m ²	1	3,50 €	
Ansaat, Gebrauchsrasen	574	0,70 €	m ²	1	0,70 €	
Fertigstellungspflege						
Rasenflächen mähen	574	2,00 €	m ²	6	12,00 €	
Wässern der Rasenfläche	574	0,70 €	m ²	8	5,60 €	
Entwicklungs- und Unterhaltungspflege (je Jahr)						
Rasenflächen mähen	579	2,00 €	m ²	10	20,00 €	
Wiesenansaat					38,20 €	Summe
Herstellung						
Feinplanum, Vegetationsfläche	574	3,50 €	m ²	1	3,50 €	

Kurztext	KG	Preis netto	Einheit	Faktor	Netto je m ²	Anmerkungen
Ansaat, Gebrauchsrasen	574	1,10 €	m ²	1	1,10 €	Ansaat Wiesenmischung
Fertigstellungspflege						
Bewachsene Fläche mähen	574	4,00 €	m ²	3	12,00 €	
Wässern der Rasenfläche	574	0,70 €	m ²	8	5,60 €	
Entwicklungs- und Unterhaltungspflege (je Jahr)						
Bewachsene Fläche mähen	579	8,00 €	m ²	2	16,00 €	
Staudenbegrünung (ohne mineralische Mulchschicht)					42,52 €	Summe
Herstellung						
Feinplanum Vegetationsfläche	573	3,50 €	m ²	1	3,50 €	
Staude, Art xy	573	2,20 €	St	6,6	14,52 €	
Blumenzwiebeln pflanzen	573	0,30 €	St	10	3,00 €	
Fertigstellungspflege						
Pflanzflächen wässern	573	0,70 €	m ²	8	5,60 €	
Fertigstellungspflege Stauden, Bodendecker	573	1,30 €	m ²	4	5,20 €	Entfernen unerwünschten Aufwuchses
Entwicklungs- und Unterhaltungspflege (je Jahr)						
Fertigstellungspflege Stauden, Bodendecker	579	2,70 €	m ²	1	2,70 €	Entfernen unerwünschten Aufwuchses
Bewachsene Fläche mähen	579	8,00 €	m ²	1	8,00 €	
Staudenbegrünung (mit mineralischer Mulchschicht)					42,92 €	Summe
Herstellung						
Feinplanum, Vegetationsfläche	573	2,20 €	m ²	1	2,20 €	
Mulchsubstrat liefern, einbauen	573	7,00 €	m ²	1	7,00 €	Mineralischer Mulch
Staude, Art xy	573	2,20 €	St	6	14,52 €	
Blumenzwiebeln pflanzen	573	0,30 €	St	10	3,00 €	
Fertigstellungspflege						

Kurztext	KG	Preis netto	Einheit	Faktor	Netto je m ²	Anmerkungen
Pflanzflächen wässern	573	0,70 €	m ²	8	5,60 €	
Fertigstellungspflege Stauden, Bodendecker	573	1,30 €	m ²	1	1,30 €	Entfernen unerwünschten Aufwuchses
Entwicklungs- und Unterhaltungspflege (je Jahr)						
Fertigstellungspflege Stauden, Bodendecker	579	1,30 €	m ²	1	1,30 €	Entfernen unerwünschten Aufwuchses
Bewachsene Fläche mähen	579	8,00 €	m ²	1	8,00 €	