

TEXTE

155/2021

Bauen und Sanieren als Schadstoffquelle in der urbanen Umwelt

Abschlussbericht

TEXTE 155/2021

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für Umwelt,
Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3717373280

FB000567

Bauen und Sanieren als Schadstoffquelle in der urbanen Umwelt

Abschlussbericht

von

Daniel Wicke, Roberto Tatis-Muvdi, Pascale Rouault
Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

Patricia Zerball-van Baar, Uwe Dünnbier
Berliner Wasserbetriebe, Labor

Mirko Rohr, Michael Burkhardt
Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik (UMTEC),
OST - Ostschweizer Fachhochschule, Schweiz

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 [umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

 [umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

Durchführung der Studie:

Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH
Cicerostr. 24
10709 Berlin

OST - Ostschweizer Fachhochschule, Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik
(UMTEC)
Oberseestr. 10
8640 Rapperswil
Schweiz

Berliner Wasserbetriebe, Labor
Motardstraße 35
13629 Berlin

Abschlussdatum:

Mai 2021

Redaktion:

Fachgebiet III 1.4 Stoffbezogene Produktfragen
Outi Ilvonen

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Januar 2022

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Bauen und Sanieren als Schadstoffquelle in der urbanen Umwelt

Regen auf Bauprodukte der Gebäudehülle kann Stoffe auslaugen und in die Umwelt verlagern. Im Rahmen eines Forschungsauftrages wurde mit Felduntersuchungen, Produkttests und Modellierungen geklärt, aus welchen Bauprodukten Stoffe ins abfließende Regenwasser gelangen. Dafür wurden in zwei Neubaugebieten Berlins mit üblicher Bauweise der Dach-, Fassaden- und Regenwasserabfluss über 1,5 Jahre beprobt und analysiert. Insbesondere die Biozide Diuron und Terbutryn aus Fassaden, die Durchwurzelungsschutzmittel Mecoprop und MCPA aus Dachbahnen, sowie Zink aus Dach und Fassade gelangten in Konzentrationen in den Regenkanal, die über Zielwerten für Gewässer liegen. Auch Transformationsprodukte der Biozide traten auf. Viele weitere Stoffe hingegen waren in ihrer Konzentrationshöhe unauffällig. Auslaugtests im Labor mit Produktproben von in beiden Untersuchungsgebieten eingesetzten Bauprodukten und ergänzenden Produkten dienten dazu, durch ein umfassendes Screening Stoffe zu identifizieren und unter Berücksichtigung der eingesetzten Mengen die Relevanz abzuschätzen. Abgeleitete Emissionsfunktionen wurden im Modell COMLEAM eingesetzt, um für beide Gebiete die Stofffreisetzung abzuschätzen. Mit der Modellierung wird gezeigt, dass durch Emissionen aus solchen Gebieten die Zielwerte in kleineren Gewässern bei Regenwetter überschritten werden können. Dabei tragen die dem Schlagregen exponierten Gebäudeseiten den wesentlichen Teil der Fassadenfracht bei. Die Standortszenerarien von Berlin, Hamburg und München ergaben darüber hinaus, dass die Standortbedingungen einen untergeordneten Einfluss auf die Belastung ausüben. Frachtabschätzungen zeigen, dass ein großer Teil der Stoffmenge vor Ort verbleibt und diffus oder gezielt versickert. Vor allem die Versickerung kann Boden und Grundwasser belasten. Ein Leitfaden für Bauherren, Architekten, Planer und Behörden wurde erstellt der Maßnahmen zusammenfasst, die zu einer Vermeidung und Verminderung des Eintrages von umweltrelevanten Stoffen aus Bauprodukten in die urbane Umwelt beitragen.

Abstract: Construction and renovation as source for pollution in the urban environment

Rain on building envelopes can leach substances from construction materials that get into the environment. As part of a research contract, field investigations, product tests and modeling were used to clarify, which building products release substances into stormwater runoff. For this purpose, the roof, facade and rainwater runoff were sampled and analyzed over a period of 1.5 years in two new development areas in Berlin. In particular, the biocides diuron and terbutryn from facades, the root protection agents Mecoprop and MCPA in bituminous sheeting, and zinc from roofs and facades reached the storm sewer in concentrations that are above target values for surface waters. Transformation products of the biocides also occurred. However, many other substances were inconspicuous in their concentration levels. Laboratory leaching tests with product samples of relevant construction products applied in both areas and supplementary products were conducted to identify substances by comprehensive analytical screening and to assess their relevance, taking into account the applied quantities. Derived emission functions were used in the COMLEAM model to estimate substance emissions for both areas. The modeling shows that emissions from such areas during wet weather can exceed the target values in smaller surface waters. The sides of the buildings exposed to wind-driven rain contribute an essential part of the emitted load from facades. Location scenarios for Berlin, Hamburg and Munich showed that the site conditions have a minor influence on the pollution. Load estimates show that a large part of the amount of substance remains on site and seeps away diffusely or intended. Infiltration, in particular, can pollute the soil and groundwater. A guideline for building owners, architects, planners and authorities was developed summarizing mitigation measures that contribute to the avoidance and reduction of environmentally relevant substances from building products entering the urban environment.

Danksagung

Die Autoren möchten sich bei den nachfolgenden Personen und Institutionen für Ihre Mitwirkung an dem Projekt bedanken:

- ▶ Brigitte Reichmann (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Wohnen, Abteilung II Städtebau und Projekte) für das fachliche Feedback und Unterstützung bei der Gebietssuche.
- ▶ Städtische Wohnungsbaugesellschaften Berlins, insbesondere Stefan Köhr, Maritta Janssen, Sabine Rickmann und Alexander Stolzenberg von „STADT UND LAND“ und Kathrin Lind von der GEWOBA für die Unterstützung bei der Suche der Testgebiete, Recherche der eingesetzten Bauprodukte und Realisierung der Felduntersuchungen.
- ▶ Olaf Tietje, Silvan Gehrig, Philipp Hodel, Cornelia Haueisen, Luca Meyer von der Ostschweizer Fachhochschule für die Unterstützung bei der Durchführung der Produkttests und der Modellierung.
- ▶ Diana Tzscheuschler und Julia Quilitzki vom Labor der Berliner Wasserbetriebe für die Unterstützung bei der Analyse der Proben der beiden Testgebiete.
- ▶ Niklas Daferner, Sten Gilfert, Natalia Monko, Tobias Lungfiel und Magdalena Hau vom Kompetenzzentrum Wasser Berlin für die Betreuung des Monitorings der beiden Testgebiete.

Der Dank gilt ebenso Outi Ilvonen, Christiane Meier und Bernd Kirschbaum vom Umweltbundesamt für die fachliche Begleitung und die konstruktive Zusammenarbeit.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	7
Abbildungsverzeichnis	10
Tabellenverzeichnis	14
Abkürzungsverzeichnis	15
Zusammenfassung	16
Summary	19
1 Einleitung	22
2 Felduntersuchungen	24
2.1 Auswahl und Charakterisierung der Testgebiete	24
2.1.1 Testgebiet A	24
2.1.2 Testgebiet B	26
2.2 Umsetzung des Monitorings	28
2.2.1 Strategie der Probenahme	28
2.2.1.1 Fassadenablauf	29
2.2.1.2 Dachablauf	29
2.2.1.3 Regenwasserkanäle	30
2.2.1.4 Niederschlag und Wind	30
2.2.2 Probenvorbereitung und analysierte Parameter	30
2.3 Ergebnisse	31
2.3.1 Regencharakteristik und Abflussmengen	31
2.3.2 Konzentrationen	34
2.3.2.1 Testgebiet A	34
2.3.2.2 Testgebiet B	37
2.3.3 Frachten	39
2.3.3.1 Testgebiet A	39
2.3.3.2 Testgebiet B	41
2.3.4 Vergleich der Emissionen in Gebiet A und B	42
2.4 Fazit Felduntersuchungen	43
3 Auslaugung von Bauprodukten im Labor	44
3.1 Vorgehen	45
3.1.1 Immersionstest für Putze und Farben	45
3.1.2 Oberflächenauslaugprüfung für flächige Bauprodukte	45
3.1.3 Analysierte Parameter	46

3.2	Ergebnisse	47
3.2.1	Immersionstest	47
3.2.2	Oberflächenauslaugprüfung	49
3.3	Fazit Auslaugung.....	50
4	Vergleich Labor- und Felddaten	52
5	Modellierung der Auslaugung und Regenwasserbelastung.....	54
5.1	Fassadenabfluss.....	54
5.1.1	Vorgehen.....	54
5.1.2	Ergebnisse.....	55
5.2	Dachabfluss	56
5.2.1	Vorgehen.....	56
5.2.2	Ergebnisse.....	56
5.3	Stoffemissionen aus Fassaden	57
5.3.1	Emission an der Westfassade	57
5.3.2	Emission in den Regenkanal	58
5.3.3	Gesamtemission.....	60
5.4	Expositionsszenarien für Fassaden.....	61
5.4.1	Standort	61
5.4.2	Fassadenausrichtung	62
5.4.3	Gewässergröße	63
5.5	Fazit Modellierung.....	64
6	Schlussfolgerungen und Maßnahmen.....	66
6.1	Maßnahmenempfehlungen	67
7	Quellenverzeichnis	70
A	Anhang	72
A.1	Voruntersuchungen und Identifizierung der zu analysierenden Substanzen	72
A.1.1	Hydrometeorologische Verhältnisse der Testproben	72
A.1.2	Screeningergebnisse für Testgebiet A	74
A.1.3	Screeningergebnisse für Testgebiet B	77
A.1.4	Analysierte Parameter in Felduntersuchungen	80
A.1.5	Durchführung und Auswertung der analytischen Screenings	81
A.2	Details zu Ergebnissen.....	88
A.3	Produkttests	95
A.3.1	Produkte	95

A.3.2	Immersionstests.....	96
A.3.3	Oberflächenauslaugprüfung	99
A.4	Modellierung	101
A.4.1	Fassadenabflüsse Gebiet A und B	101
A.4.2	Herleitung der effektiv angeschlossenen Fassaden in Gebiet A.....	103
A.4.3	Flächenaufteilung der verschiedenen Modellierungen.....	103
A.4.4	Schlagregenrichtungen von Gebiet B	104
A.4.5	Frachtvergleiche Gebiete A und B	104
A.4.6	Szenarien – Wetterdaten.....	105
A.4.7	Szenarien – Einfluss der Gewässergröße	105
A.4.8	Stoffemissionen aus Dächern	106

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Ansichten der Bebauung von Testgebiet A	25
Abbildung 2:	Regenentwässerung von Testgebiet A	25
Abbildung 3:	Flächenübersicht für Testgebiet A. Anteile der in den Regenkanal entwässernden Flächen (oben) und abflusswirksame Fassadenflächen nach Ausrichtung (unten)	26
Abbildung 4:	Bebauungsstruktur und Ansicht von Testgebiet B	27
Abbildung 5:	Regenentwässerung von Testgebiet B	27
Abbildung 6:	Flächenübersicht für Testgebiet B. Anteile der in den Regenkanal entwässernden Flächen (oben) und abflusswirksame Fassadenflächen nach Ausrichtung (unten).	28
Abbildung 7:	Installation der Fassadenrinnen im Testgebiet A	29
Abbildung 8:	Realisierung der Beprobung von Dachablauf mittels Kippwaage im Testgebiet A	29
Abbildung 9:	Installation von Probenehmer und Durchflussmessung im Testgebiet A	30
Abbildung 10:	Regenhöhen und Abflussmenge im Zeitraum der Felduntersuchungen im Gebiet A	31
Abbildung 11:	Regenhöhe und Winddaten für erfasste und analysierte Regenereignisse in Gebiet A. Windgeschwindigkeiten und -richtungen aus 5-min Werten des DWD (Station Tegel) während Regenzeiten im Zeitraum der erfassten Regenereignisse.	32
Abbildung 12:	Volumina der Regenmenge und der in den Regenkanal entwässernden Dach-, Fassaden- und Gebietsabflüsse für Gebiet A. Hell: erfasste Regenereignisse; dunkel: analysierte Regenereignisse	32
Abbildung 13:	Volumina der Regenmenge und der in den Regenkanal entwässernden Dach-, Fassaden- und Gebietsabflüsse für Gebiet B. Hell: erfasste Regenereignisse; dunkel: analysierte Regenereignisse	33
Abbildung 14:	Gemessener, kumulierter spezifischer Abfluss der Fassaden für Gebiet A.....	33
Abbildung 15:	Spezifische Abflussmenge der analysierten Regenereignisse für Gebiet A und B (n=20).....	34
Abbildung 16:	Spurenstoff-Konzentrationen in Fassaden- und Dachabfluss von Gebiet A	34
Abbildung 17:	Spurenstoff-Konzentrationen im Gebietsabfluss (Regenkanal) von Gebiet A	35
Abbildung 18:	Konzentrationsverlauf von Diuron und Desmethyl-Diuron im Fassadenabfluss der Westfassade in Gebiet A.....	35
Abbildung 19:	Konzentrationen in Fassadenabfluss der West- und Nordfassade in Gebiet A.....	36
Abbildung 20:	Schwermetall-Konzentrationen in Fassaden-, Dach- und Gebietsabfluss in Gebiet A	36
Abbildung 21:	Spurenstoff-Konzentrationen in Fassaden-, Dach- und Gebietsabfluss von Gebiet B	37
Abbildung 22:	Konzentrationsverlauf für Terbutryn und die Transformationsprodukte Desethyl-Terbutryn und Hydroxy-Terbutryn im Fassadenabfluss der Westfassade in Gebiet B.....	38
Abbildung 23:	Schwermetall-Konzentrationen in Fassaden-, Dach- und Gebietsabfluss in Gebiet B	38
Abbildung 24:	Frachten in Fassaden-, Dach- und Gebietsabfluss für ausgewählte Stoffe in Gebiet A.....	40

Abbildung 25:	Stoffbilanz für den Regenkanal, diffuses Versickern und die Versickerung in Mulden für die Emissionen aus Fassade und Dach für Diuron + TP sowie Mecoprop in Gebiet A.....	40
Abbildung 26:	Frachten in Fassaden-, Dach- und Gebietsabfluss für ausgewählte Stoffe in Gebiet B.....	41
Abbildung 27:	Stoffbilanz für den Regenkanal und diffuses Versickern für die Emissionen aus Fassade und Dach für Terbutryn und Transformationsprodukte sowie Zink in Gebiet B.....	42
Abbildung 28:	Vergleich der Emissionen von Terbutryn und Diuron in Gebiet A und B.....	42
Abbildung 29:	Prüfkörper beschichtet mit Putz (links) und doppeltem Farbanstrich (rechts).....	45
Abbildung 30:	Prüfkörper im DSLT: Bitumenbahn (links oben), PE-beschichtetes Metallblech (links unten), FPO-Kunststoffdichtungsbahn (rechts oben) und Pflasterstein (rechts unten)	46
Abbildung 31:	Konzentrationen und kumulierte Emission von Diuron (oben) und OIT (unten) in den drei Putzen von Untersuchungsgebiet A.....	48
Abbildung 32:	Konzentrationen und kumulierte Emissionen von Terbutryn in den beiden Farben von Gebiet A (FA_01_ORG) und Gebiet B (FA_02_ORG).....	49
Abbildung 33:	Konzentrationen und kumulierte Emissionen von MCPA in den drei untersuchten Bitumenbahnen (wurzelfest: DB_02 und DB_03)	49
Abbildung 34:	Kumulierte Emissionen von Aluminium aus Alublechen (links) und sechs Elementen aus einem Pflasterstein (rechts)	50
Abbildung 35:	Fassadenablauf simuliert und gemessen für alle Fassaden des Gebietes A (oben) und B (unten). Berücksichtigt sind Ereignisse ≥ 10 mm Niederschlag.	55
Abbildung 36:	Dachabfluss simuliert und gemessen für die beprobten Dachflächen von Gebiet A (links) und Gebiet B (rechts).	57
Abbildung 37:	Fassadenabfluss und Fracht der ereignisbezogenen Diuron-Fracht an der Westfassade von Gebiet A (oben) und der Terbutryn-Fracht von Gebiet B (unten)	58
Abbildung 38:	Regenabfluss (links) und Emissionen (rechts) der in den Regenkanal entwässernden Flächen von Gebiet A (oben) und Gebiet B (unten).	59
Abbildung 39:	Expositionsabhängige Biozidemissionen der Fassaden in den Regenkanal (=angeschlossen, links) und expositionsabhängige Gesamtemissionen aller Gebäudefassaden (rechts) von Gebiet A (oben) und Gebiet B (unten).	60
Abbildung 40:	Kumulierte Stofffracht bei minimalem und maximalem Jahresniederschlag (min, max) an den Standorten Berlin, Hamburg und München.	62
Abbildung 41:	Expositionsabhängige Emission und relative Windverteilung über das simulierte Jahr für die Standorte Berlin (oben), Hamburg (Mitte) und München (unten)	63
Abbildung 42:	Konzentrationen von Diuron im kleinen (links) und mittleren Gewässer (rechts) von Hamburg.....	64
Abbildung 43:	Bereiche der Maßnahmenempfehlungen	68
Abbildung 44:	Hydrometeorologische Verhältnisse bei der Testprobenahme im Testgebiet A am 04.04.2018 und 12.07.2018.....	73

Abbildung 45:	Hydrometeorologische Verhältnisse bei der Testprobenahme am 15.05.2018 im Testgebiet B.....	74
Abbildung 46:	GC-Chromatogramm Regenablauf 1	76
Abbildung 47:	Testgebiet A - Non-Target Screening: 20 intensivsten Features der Fassadenprobe (oben) und der Regenwasserablaufprobe 1 (unten).....	82
Abbildung 48:	Testgebiet B - Non-Target Screening: 20 intensivsten Features der Regenkanalprobe (oben) und der Fassadenprobe (unten)	83
Abbildung 49:	Kumulierter spezifischer Abfluss der Fassaden für Gebiet B.....	90
Abbildung 50:	Windrichtung und Geschwindigkeiten für alle erfassten Events	90
Abbildung 51:	Regenhöhe und Winddaten für erfasste und analysierte Regenereignisse in Gebiet B	91
Abbildung 52:	Abflussvolumen der analysierten Regenereignisse im Regenkanal für Gebiet A und B	91
Abbildung 53:	Abflussvolumen der analysierten Regenereignisse im Dachablauf für Gebiet A und B.....	92
Abbildung 54:	Konzentrationsverlauf von OIT im Fassadenablauf (West) in Gebiet A	93
Abbildung 55:	Dachaufbauten aus verzinkten Rohren in Testgebiet A	93
Abbildung 56:	Abhängigkeit von Hydroxy-Terbutryn im Fassadenabfluss von Gebiet B von der maximalen Solarstrahlung vor dem Regenereignis.....	93
Abbildung 57:	Dachaufbauten aus verzinkten Rohren in Testgebiet B	94
Abbildung 58:	Über Lichtschächten befindliche verzinkte Fensterbänke in Testgebiet B	94
Abbildung 59:	pH-Werte der untersuchen vier Putze und zwei Farben.....	96
Abbildung 60:	Elektrische Leitfähigkeit (links) und gesamter organischer Kohlenstoff (TOC; rechts) der untersuchen Putze und Farben.....	96
Abbildung 61:	Konzentrationen und kumulierte Emissionen von BIT in drei organischen Putzen aus Gebiet A und zwei Farben der Gebiete A und B	97
Abbildung 62:	Konzentrationen und kumulierte Emissionen von MIT (oben) und Diuron-Desmethyl (unten) in drei Putzen.....	97
Abbildung 63:	Konzentrationen und kumulierte Emissionen von Terbutryn-Desethyl in zwei Farben.....	98
Abbildung 64:	Konzentration und kumulierte Emission von Isoproturon (oben), IPBC (Mitte) in der Farbe Gebiet A (FA_01_ORG) und OIT (unten) in der Farbe von Gebiet B (FA_02_ORG)	98
Abbildung 65:	Konzentration und kumulierte Emission von Zink aus mineralischem Putz und der Farbe von Gebiet B (FA_02_ORG)	99
Abbildung 66:	Konzentration und kumulierte Emission von Benzothiazol und Zink aus der getesteten EPDM Bahn (DB_05_EPDM).....	99
Abbildung 67:	Elektrische Leitfähigkeit und pH-Werte in Eluaten der Bauprodukte	99
Abbildung 68:	Konzentration und kumulierte TOC Emission der acht im DSLT eluierten Bauprodukte	100
Abbildung 69:	Vergleich Fassadenabfluss simuliert und gemessen für die Nord-, Süd-, West- und Ostfassade in Gebiet A	101

Abbildung 70:	Vergleich Fassadenabfluss simuliert und gemessen für die Nord-, Süd-, West- und Ostfassade in Gebiet B.....	102
Abbildung 71:	Schlagregengmengen differenziert nach Windrichtung im Gebiet B.....	104
Abbildung 72:	Modellierte Frachten für die beprobte Westfassade, die an den Regenkanal angeschlossenen Fassaden sowie die Gesamtfrachten für Gebiet A (links) und Gebiet B (rechts).....	104
Abbildung 73:	Diuron-Konzentrationen im kleinen (links) und mittleren Gewässer (rechts) für Berlin.....	105
Abbildung 74:	Diuron-Konzentrationen im kleinen (links) und mittleren Gewässer (rechts) für München.....	106
Abbildung 75:	Dachabfluss und ereignisbezogene MCPA-Fracht am beprobten Dach von Gebiet B	107
Abbildung 76:	Simulierte und gemessene MCPA-Fracht (oben links) und gemessene MCPA-Fracht (oben rechts) für Gebiet A, Vergleich von Abfluss (unten links) und MCPA-Emission (unten rechts) der angeschlossenen Flächen von Gebiet B.	107
Abbildung 77:	Emissionen der beprobten Dachflächen, der in den Regenkanal entwässernden Dächern und für der Dachflächen des Gesamtgebiet in Gebiet A (links) und Gebiet B (rechts)	108

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Gebietscharakteristika für Testgebiet A.....	24
Tabelle 2:	Gebietscharakteristika für Testgebiet B	26
Tabelle 3:	Kumulierte spezifische Frachten im Testgebiet A im Messzeitraum (ca. 1,5 Jahre). Diuron, OIT: Westfassade; Terbutryn: Nordfassade	39
Tabelle 4:	Kumulierte spezifische Frachten im Testgebiet B für Messzeitraum (~1 Jahr)	41
Tabelle 5:	Übersicht der zehn untersuchten Bauprodukte der Testgebiete A und B sowie fünf Referenzprodukte (R) mit Kurzbezeichnung und deklarierten Stoffen.....	44
Tabelle 6:	Wasserkontaktzeiten im DSLT für flächige oder monolithische Bauprodukte.....	46
Tabelle 7:	Emissionen der mengenrelevanten Stoffe aus Bauprodukten untersucht im Immersionstest und DSLT. * Emission des achten Eluats.....	51
Tabelle 8:	Modellierte mittlere Konzentrationen von Diuron, Anzahl und Dauer der Überschreitungen von ZHK-UQN und JD-UQN in Szenarien für ein kleines (0,05 m ³ /s) und mittelgroßes (0,5 m ³ /s) Gewässer in Berlin, Hamburg und München. .	64
Tabelle 9:	Testgebiet A - Vorscreening: Ergebnisauszug aus dem LC-HRMS Screening (SC) mit Quantifizierungsdaten (Quan) (LC-HRMS bzw. LC-MS/MS).	75
Tabelle 10:	Testgebiet A: Ergebnisse Vorscreening Metallanalytik- Regenablauf 1	77
Tabelle 11:	Testgebiet B: Vorscreening: Ergebnisauszug aus dem LC-HRMS Screening (SC) mit Quantifizierungsdaten (Quan) (LC-MS/MS bzw. LC-HRMS).	78
Tabelle 12:	Testgebiet B: Ergebnisse Vorscreening Metallanalytik - Regenablauf	79
Tabelle 13:	Parameter, Messmethoden und Bestimmungsgrenzen der organischen Analytik	80
Tabelle 14:	Parameter, Messmethoden und Bestimmungsgrenzen der anorganischen Analytik	80
Tabelle 15:	Testgebiet B: Peakflächenvergleich der TOP 20 intensivsten Features in der Regenkanaltestprobe (jeweils intensivster Peak gekennzeichnet)	84
Tabelle 16:	Ergebnisse GC-MS Screening: Testgebiet A, Regenablauf 1 und 2.....	85
Tabelle 17:	Ergebnisse GC-MS: Testgebiet B, Regenkanal	86
Tabelle 18:	Regen- und Winddaten der analysierten Proben in Testgebiet A.....	88
Tabelle 19:	Regen- und Winddaten der analysierten Proben in Testgebiet B.....	89
Tabelle 20:	Prüfkörper der in Auslaugtests untersuchten Bauprodukte	95
Tabelle 21:	Übersicht der Flächen, die beprobt wurden, an den Regenkanal angeschlossen sind und die Gesamtflächen der Gebiete A und B mit berücksichtigten Abflussbeiwerten. Die mit dem Verlustfaktor angepassten und für die Modellierung verwendeten Fassadenflächen in Gebiet A sind in Klammern angegeben	103
Tabelle 22:	Wetterdaten von 1996 bis 2019 für Hamburg (HAM), Berlin Schönefeld (BER) und München (MUN). Rot: Extrema (Max, Min)	105

Abkürzungsverzeichnis

AFS	Abfiltrierbare Stoffe
BG	Bestimmungsgrenze
BIT	Benzisothiazolinon
BWB	Berliner Wasserbetriebe
EMC	Event Mean Concentration (Durchschnittliche Ereigniskonzentration)
DT50	Halbwertszeit - Zeit, in der eine Reduktion einer Substanz um 50 % erfolgt
FPO	Flexibles Polyolefin
GC-MS	Gas Chromatography – Mass Spectrometry
ICP-MS	Inductively Coupled Plasma – Mass Spectrometry
IPBC	Iodocarb (3-Iod-2-propinylbutylcarbamat)
JD-UQN	Jahresdurchschnitts-UQN
KWB	Kompetenzzentrum Wasser Berlin
LC-HRMS	Liquid Chromatography – High Resolution Mass Spectrometry
MCPA	2-Methyl-4-chlorphenoxyessigsäure
MCP	Mecoprop
MIT	Methylisothiazolinon
NTS	Non-Target Screening
OIT	Octylisothiazolinon
OST	Ostschweizer Fachhochschule, Rapperswil, Schweiz
PVC	Polyvinylchlorid
SS	Suspect Screening
TOC	Total Organic Carbon (Gesamter Kohlenstoffgehalt)
TP	Transformationsprodukt
UQN	Umweltqualitätsnorm
WDVS	Wärmedämmverbundsystem
XPS	Extrudierter Polystyrol-Hartschaum
ZHK-UQN	Zulässige Höchstkonzentration UQN

Zusammenfassung

Baumaterialien der Gebäudehülle können umweltrelevante Stoffe enthalten, die durch Regen ausgewaschen und in Oberflächengewässer und Grundwasser gelangen können. Inwieweit das Auslaugen aus Neubau- oder Sanierungsgebieten zur Überschreitung von Umweltqualitätszielen in urban beeinflussten Gewässern führt, ist nur unzureichend bekannt. Im Rahmen des Projektes wurde mit einer Kombination von Felduntersuchungen, Produkttests und Modellierungen exemplarisch geklärt, aus welchen Bauprodukten umweltrelevante Auslaugungen stammen und welche Belastungen im Regenwasserabfluss und in Gewässern auftreten können. Ein weiteres Ziel des Projektes war die Erarbeitung eines Leitfadens und von Steckbriefen für Architekten, Planern und Behörden, in denen Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Stoffeinträgen vorgestellt werden.

Felduntersuchungen

Für die Felduntersuchungen wurden in Berlin zwei Neubaugebiete ähnlicher Größe und typischer Bauweise mit jeweils ca. 120 Wohnungen untersucht, die mit verputzten Fassaden (Wärmedämmverbundsystem) sowie mit und ohne Dachbegrünungen erbaut wurden. Für einen Zeitraum von etwa 1,5 Jahren wurden für jedes Gebiet Proben des Regenwasserabflusses von Fassaden, vom Dach und Gesamtgebiet (Regenkanal) genommen und auf in den Bauprodukten enthaltene organische Stoffe und Schwermetalle analysiert. Die Proben wurden auch auf Transformationsprodukte analysiert, die mit hochauflösender Massenspektrometrie gekoppelt mit Auswertungsbibliotheken (Suspect Screening) identifiziert wurden.

Generell zeigten die Analysen, dass aus Bauprodukten von Dächern und Fassaden umweltrelevante Stoffe auslaugen und über den Dach- und Fassadenabfluss in relevanten Konzentrationen in die Umwelt gelangen. Viele Stoffe hingegen waren in ihrer Konzentrationshöhe unauffällig. Durch die Vielfalt an Bauprodukten auf dem Markt geben die vorgestellten Ergebnisse nur einen kleinen Einblick zur Stoffrelevanz aus Gebäudematerialien.

Im Fassadenabfluss wurden alle in den verwendeten Putzen und Fassadenfarben als Filmschutz eingesetzten Wirkstoffe in teils hohen Konzentrationen gefunden. Am relevantesten auch bezogen auf ihre Umweltwirkung, haben sich die Biozide Diuron und Terbutryn herausgestellt. Das im Putz eingesetzte Diuron führte in den Fassadenabflüssen zu hohen Konzentrationen von ca. 1000 µg/L. Die Transformationsprodukte von Terbutryn lagen teilweise deutlich über den Konzentrationen des Wirkstoffs. Während der Untersuchungsdauer war kein Trend zur Konzentrationsabnahme erkennbar.

Die kleinen Abflussvolumina von Fassaden werden durch Regenabfluss von Dächern und Hofflächen stark verdünnt. Die mittleren Konzentrationen im Gebietsabfluss betrugen deshalb nur noch maximal 2,5 µg/L.

Der als Schutz gegen Durchwurzelung in Bitumenbahnen eingesetzte Wirkstoff Mecoprop führte zu den höchsten Frachten organischer Spurenstoffe. Das Wurzelschutzmittel MCPA trat weniger verbreitet auf. Von den als Filmschutzmittel in Fassadenputzen und -farben eingesetzten Bioziden wurde die höchste Emission für Diuron ermittelt, jedoch lag die Menge etwa 10-mal niedriger als für Mecoprop. Unter den anorganischen Stoffen war die Zinkfracht am auffälligsten, sogar 10- bis 100-mal höher als für Mecoprop. Als Quellen für Zink kommen Metallbleche (Fensterbleche, Dachaufbauten, Fallrohre) und Fassadenbeschichtungen in Betracht. Die Frachtbilanz für das Gesamtgebiet lässt erwarten, dass weniger als 5 % der insgesamt freigesetzten Diuron-Menge in den Regenkanal gelangte. Die restlichen >95 % verblieben vor Ort und versickerten diffus. Die Untersuchung von Boden und Grundwasser war im Leistungsumfang des Projekts nicht enthalten.

Die Konzentrationen von Diuron, Terbutryn, Mecoprop und MCPA im Regenwasserabfluss überschritten die Umweltqualitätsnormen (UQN) für Oberflächengewässer. Zudem wurde der UQN-Vorschlag des UBA für gelöstes Zink deutlich überschritten. Im Gewässer erfolgt jedoch eine weitergehende Verdünnung, sodass die effektiven UQN-Überschreitungen von der Gewässergröße abhängen.

Produkttests

In standardisierten Labortests wurde die Stoffauslaugung von den Bauprodukten bestimmt, die in den Testgebieten eingesetzt wurden, und mit den Feldergebnissen verglichen. Insgesamt wurden 15 Bauprodukte, davon sechs Dachbahnen, vier Putze, zwei Farben, zwei Metallbleche und ein Pflasterstein, untersucht. Die Labortests erfolgten nach DIN EN 16105 (Immersionstest) sowie DIN CEN/TS 16637-2 (DSLIT). In den Eluatn wurden nach einem Non-Target Screening zehn organische Spurenstoffe (Biozide, Wurzelschutzmittel) und fünf Metalle quantifiziert.

Der typische Konzentrationsverlauf zeigte eine hohe Anfangsauswaschung, gefolgt von deutlich niedrigeren Konzentrationen. Ausmaß und Geschwindigkeit der Abnahme variierten je nach Stoff und Produkt. Die Gesamtemissionen von Diuron und OIT variierten in drei organischen Putzen desselben Herstellers um den Faktor 2 bis 4. In den Eluatn der mineralischen Putze wurden weder Biozide nachgewiesen, noch relevante Mengen an Zink freigesetzt. Aus den Farben eluierten Isoproturon, IPBC und Terbutryn. Die Gesamtemissionen von Terbutryn aus den beiden Produkten unterschiedlicher Hersteller variierten um den Faktor 2. Transformationsprodukte waren unter den Laborbedingungen kaum nachweisbar. Die nicht verkapselt eingesetzten Topfkonservierer (MIT/BIT) wurden über die ersten zwei Eluate ausgewaschen und bauen im Gewässer schnell ab, weshalb sie für Gewässer eine untergeordnete Rolle spielen. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass eine gute Wirkstoffeinbettung durch Verkapselung sowie die optimierte Gesamt Rezeptur eines Bauproduktes die Freisetzung reduzieren können.

Aus allen Bitumenbahnen wurde MCPA ausgewaschen, selbst aus der Bahn ohne deklarierte Wurzelfestigkeit. Die Gesamtemissionen variierten um einen Faktor 5. Durch die Beschichtung der Aluminiumbleche reduzierte sich die Emission gegenüber nicht beschichteten Blechen um mehr als die Hälfte. Aus dem Pflasterstein gelangten keine relevanten Emissionen ins Wasser.

Für die Bauprodukte zeigte sich, dass bis auf Mecoprop die gleichen Substanzen auftraten, die in den Felduntersuchungen nachgewiesen wurden. Die mittleren Konzentrationen im Labor lagen jedoch um einen Faktor 2-4 höher als im Feld. Dies ist auch darauf zurückzuführen, dass die Überbauungen etwa 1,5 Jahre vor Untersuchungsbeginn erstellt, im Labor aber neue Produkte getestet wurden, die eine hohe Anfangsauswaschung zeigen. Ebenfalls sind die Wassermengen und Wasserkontaktzeiten im Labor größer als im Feld. Dennoch wird mit dem Labortest der generelle Auswaschtrend unter Realbedingungen gut abgebildet. Daher lassen sich aus den Ergebnissen Emissionsfunktionen für die Modellierung der Stoffauswaschung aus Gebäuden ableiten.

Modellierung

Die Modellierung mit der Software COMLEAM diente der Abschätzung von Schadstoffeinträgen aus Gebäuden in die Umwelt, sowie der Beurteilung des Expositionsrisikos für Gewässer bei unterschiedlichen Standortbedingungen und möglicher Reduktionsmaßnahmen. Das Modell bildet den zeitlichen Stoffaustrag aus Bauprodukten der Gebäudehülle ab und ermöglichte eine Abschätzung der Konzentration im Oberflächengewässer unter Berücksichtigung von Qualitätszielen.

Um die Wasser- und Stoffmengen verlässlich zu bilanzieren, wurden die Flächen und Bauprodukte der beiden Testgebiete im Modell abgebildet. Abflussmengen, Konzentrationen und

Frachten in den Regenabflüssen von Fassaden, Dächern und des Gesamtgebiets wurden berechnet und die Ergebnisse mit den Felduntersuchungen verglichen. Die Modellergebnisse wurden zunächst mit den Messergebnissen der Probenahmepunkte validiert. Dabei lagen die Abweichungen der kumulierten Abfluss- und Emissionsdaten zwischen 10 und 30 % (reine Vorhersage ohne Parameteranpassung). Anschließend wurden einerseits der Stoffeintrag in den Regenkanal und andererseits die Gesamtfreisetzung ins Gebiet abgeschätzt. Die Ergebnisse der Frachtberechnungen zeigten, dass 60 % bzw. 99 % der Frachten von Diuron und Terbutryn in den Gebieten verbleibt und nicht über den Regenkanal abgeleitet wird.

Mit dem validierten Gebäudemodell wurden mehrere Szenarien gerechnet, in welchen die Erkenntnisse aus dem Feld auf andere Umgebungsbedingungen übertragen wurden. Ziel war, relevante Einflussgrößen wie Wetter, Standort oder Gewässergröße auf die Belastungen im Regenwasser oder Gewässer zu ermitteln. Damit sollte die Wirksamkeit von Maßnahmen besser abgeschätzt und priorisiert werden. Die Szenarien mit Wetterdaten von Berlin, Hamburg und München zeigten, dass die Niederschlagsvariabilität an einem Standort deutlich größer ist als Unterschiede zwischen den drei Standorten. Maßnahmen lokal auf besonders gefährdete Gebiete zu beschränken ist somit nicht empfehlenswert und die Standortwahl für Untersuchungen nachrangig gegenüber der Zufälligkeit der Niederschlagsverteilung.

Der Einfluss des Schlagregens (durch Wind abgelenkter Niederschlag auf Fassaden) auf die Stoffemission ist sehr groß, wie die Fassadenabflussmessungen zeigten. Auch die Modellierung zeigte, dass Emissionen stark expositionorientiert auftreten (N, O, S, W) – 75 % der Gesamtfracht stammt aus den Hauptwindrichtungen West und Süd. Folglich sind Maßnahmen zur Reduktion der Auswaschung an der West- und Südfassade besonders wirksam.

Ein Vergleich unterschiedlich großer Gewässer (Abfluss 50 L/s und 500 L/s) zeigte, dass UQN-Überschreitungen in kleineren Gewässern überproportional häufiger auftreten. So stieg die Dauer von Überschreitungen der zulässigen Höchstkonzentration (ZHK-UQN) im kleinen Gewässer bei einem Zehntel des Durchflusses um den Faktor 100 gegenüber dem größeren an. Auch die Anzahl der Überschreitungen stieg überdurchschnittlich. Kleine, urban geprägte Gewässer können durch die Einleitung von Regenwasser daher besonders stark belastet werden, bzw. benötigen besondere Aufmerksamkeit bezogen auf Maßnahmen.

Maßnahmen

Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung des Eintrages von umweltrelevanten Stoffen aus Bauprodukten in die urbane Umwelt wurden in einem Leitfaden und Maßnahme-Steckbriefen für Bauherren, Architekten, Planer und Behörden zusammengefasst. Insgesamt wurden drei kompakte Steckbriefe entwickelt, die Maßnahmen zur Berücksichtigung bei der Gestaltung von Dächern (Steckbrief 1), Fassaden (Steckbrief 2) und des Grundstücks (Steckbrief 3) aufzeigen. Leitfaden und Steckbriefe stehen als separate Dokumente zur Verfügung, damit in Planungsprozessen frühzeitig die Vermeidung möglicher Emissionen aus Bauprodukten in die Umwelt berücksichtigt werden kann. Die vorgeschlagenen Maßnahmen haben in der Summe das Potential, die derzeitigen Emissionen aus Baumaterialien um mehr als 90 % zu reduzieren.

Bei Bau- oder Sanierungsvorhaben sind in der Regel emissionsmindernde Maßnahmen mit geringem Aufwand möglich. Durch eine integrierte Regenwasserbewirtschaftung lassen sich sowohl die Regenwasserabflussmenge als auch die Emissionen reduzieren. Eine blau-grüne Infrastruktur bietet hierbei weitere Vorteile, wie beispielsweise eine erhöhte Verdunstungsleistung oder höhere Biodiversität.

Summary

Construction materials of the building envelope can contain environmentally relevant substances that can leach by rain and get into surface waters and groundwater. The extent to which leaching from new construction or redevelopment areas leads to the exceedance of environmental quality targets in urban surface waters is not sufficiently known. As part of the project, a combination of field investigations, product tests and modeling was used to clarify, which building products release environmentally relevant leachates and which loads can occur in stormwater. Another goal of the project was the development of guidelines with fact sheets for architects, planners and authorities, in which measures to avoid and reduce the entry of substances are presented.

Field studies

For the field studies, two typical new development areas of similar size and with approx. 120 apartments were investigated in Berlin, which were built with plastered facades (thermal insulation composite system) and with and without green roofs. For a period of about 1.5 years, samples of stormwater runoff from facades, roof and the entire area (storm sewer) were taken for each area and analyzed for organic substances and heavy metals contained in the building products. Samples were also analyzed for transformation products, which were identified using high-resolution mass spectrometry coupled with extensive evaluation libraries (suspect screening).

In general, analytical results showed that building products on roofs and facades leach environmentally relevant substances which enter the environment via roof and facade runoff in relevant concentrations. However, many substances were inconspicuous in their concentration levels. Due to the variety of building products on the market, the presented results only provide a small insight into the relevance of substances from building materials.

In facade runoff, all of the active ingredients used for film protection in the applied plasters and facade paints were found in high concentrations. The biocides diuron and terbutryn have proven to be the most relevant with regard to their environmental impact. Diuron in plaster led to high concentrations of approx. 1000 µg/L in facade runoff. The transformation products of terbutryn were in some cases well above the concentrations of terbutryn itself. During the course of the study, no trend towards a decrease in concentration levels could be observed.

The small runoff volumes from facades are heavily diluted by runoff from roofs and paved areas. Therefore, mean concentrations in the area runoff showed maximum concentrations of just 2.5 µg/L.

The active ingredient mecoprop used as root protection agent in bitumen sheeting led to the highest loads of organic micropollutants. MCPA, another compound used for protection against root penetration, was less common. Of the biocides used for film protection in facade plasters and paints, highest emission was determined for diuron, but the amount was around 10 times lower than for mecoprop. Among the inorganic substances, the load for zinc was highest, even 10 to 100 times higher than for mecoprop. Metal sheets (window sills, roof structures, down-pipes) and facade coatings can be considered as sources for zinc. The load balance for the entire area suggests that less than 5 % of the total amount of released diuron ended up in the storm sewer. The remaining >95 % remained on site and infiltrated diffusely.

The concentrations of diuron, terbutryn, mecoprop and MCPA in stormwater runoff exceeded the environmental quality standards (EQS) for surface waters. In addition, the UQN proposal for dissolved zinc was clearly exceeded. However, further dilution takes place in receiving waters, so that the effective EQS exceedance depends on the size of the water body.

Leaching tests

In standardized laboratory tests, leaching of the building products applied in the two test areas was determined and compared with the field results. A total of 15 building products, including six roofing membranes, four plasters, two paints, two metal sheets and a paving stone, were examined. The laboratory tests were carried out in accordance with DIN EN 16105 (immersion test) and DIN CEN / TS 16637-2 (DSLIT). After a non-target screening, ten organic micro-pollutants (biocides, root protection agents) and five metals were quantified in the eluates.

The typical concentration profile showed a high initial washout, followed by significantly lower concentrations. The extent and speed of the decrease varied depending on the substance and product. The total emissions of diuron and OIT varied by a factor of 2 to 4 in three organic plasters from the same manufacturer. Neither biocides were detected in the eluates of the mineral plasters, nor were relevant amounts of zinc released. From investigated façade paints, isoproturon, IPBC and terbutryn were eluted. Total emissions of terbutryn from the two products from different manufacturers varied by a factor of 2. Transformation products were hardly detected under laboratory conditions. The non-encapsulated in-can preservatives (MIT/BIT) were washed out within the first two eluates and quickly degrade in water, which is why they only play a minor role in water bodies. The results make it clear that good active ingredient embedding through encapsulation and the optimized overall formulation of a building product can reduce the release.

MCPA was washed out of all bitumen sheets, even from the sheet without declared resistance to root damage. The total emissions varied by a factor of 5. By coating the aluminium sheets, emissions were reduced by more than half compared to uncoated sheets. No relevant emissions were released into the water from the paving stone.

For all construction products it was found that, with the exception of mecoprop, the same substances occurred that were detected in the field study. Mean concentrations in the laboratory, however, were 2-4 times higher than in the field. This is also due to the fact that both test areas were constructed about 1.5 years before the start of the investigation, but new products were tested in the laboratory that show a high level of initial leaching. In addition, the amount of water and water contact times in the laboratory are higher than in the field. Nevertheless, the general washout trend under real conditions is well represented with the laboratory tests. Therefore, results can be used to derive emission functions for modelling the leaching of substances from buildings.

Modelling

Modelling with the COMLEAM software was used to estimate pollutant inputs from buildings into the environment, as well as to assess the exposure risk for water bodies for different site conditions and possible mitigation measures. The model calculates the temporal discharge of substances from construction products of the building envelope and enables an estimation of the concentration in the surface water, taking quality targets into account.

In order to reliably estimate the water and substance quantities, the surface areas of relevant construction products of the two test areas were surveyed and mapped in the model. Runoff quantities, concentrations and loads in the stormwater runoff from facades, roofs and the entire area were calculated and the results compared to the field studies. Model results were first validated with the measurement results of the respective sampling points, whereby the deviations of the cumulative runoff and emission data were between 10 and 30 % (prediction without parameter adjustment). Subsequently, the emissions into the storm sewer on the one hand and the total release into the area on the other hand were estimated. The results of the

load calculations showed that 60 % and 99 %, respectively, of the loads of diuron and terbutryn remain in the areas and are not discharged via the storm sewer.

With the validated building model, several scenarios were calculated in which the findings from the field were transferred to other conditions. The aim was to determine relevant influencing variables such as weather, location or size of the receiving water body on the pollution in stormwater or surface waters. The aim was to better assess and prioritize the effectiveness of mitigation measures. The scenarios with weather data from Berlin, Hamburg and Munich showed that the precipitation variability at one location is significantly higher than the differences between the three locations. Limiting measures locally to particularly endangered areas is therefore not advisable and the choice of the location for investigations is of lower importance compared to the randomness of the precipitation distribution.

The influence of driving rain (precipitation on facades deflected by the wind) on the substance emission is large, as shown by the facade runoff measurements. The modelling also showed that emissions are highly exposure-oriented (N, E, S, W) – 75 % of the total load is emitted by facades oriented to the main wind directions west and south. As a result, measures to reduce leaching on the west and south facades are particularly effective.

A comparison of water bodies of different sizes (discharge 50 L/s and 500 L/s) showed that EQS exceedances occur disproportionately more often in smaller bodies of water. The duration of exceeding the maximum allowable concentration (MAC-EQS) in the small stream increased by a factor of 100 at a tenth of the flow compared to the stream with larger discharge. The number of exceedances also rose above average. Small receiving waters can therefore be particularly heavily polluted by discharge of stormwater runoff, and require special attention with regard to measures.

Mitigation measures

Measures to avoid and reduce the entry of environmentally relevant substances from building products into the urban environment have been summarized in a guideline and fact sheets for builders, architects, planners and authorities. A total of three compact fact sheets were developed which show measures to be considered in the design of roofs (fact sheet 1), facades (fact sheet 2) and the property (fact sheet 3). Guideline and fact sheets are available as separate documents so that the avoidance of possible emissions from building products into the environment can be considered in early stages of planning processes. Altogether, the proposed measures have the potential to reduce current emissions from building materials by more than 90 %.

While realizing construction or renovation projects, emission-reducing measures are usually possible to implement with little effort. Integrated stormwater management can reduce both the amount of stormwater runoff and the emissions. A blue-green infrastructure offers further advantages, such as increased evaporation capacity or higher biodiversity.

1 Einleitung

Regenwasser stellt die Entwässerung urbaner Gebiete in mehrfacher Hinsicht vor große Herausforderungen. Fällt zu viel Niederschlag, insbesondere bei Starkregen, wird die Kanalisation überlastet und in den Gewässern tritt hydraulischer Stress auf, oder es kommt sogar zu Überschwemmungen in der Stadt. Zudem kann Regenwasserabfluss durch Oberflächen belastet werden und dadurch die Qualität der Oberflächengewässer oder von Boden und Grundwasser beeinträchtigen. Schon lange bekannt als Quelle für Belastungen des Regenabflusses sind Verkehrsflächen, die für den Eintrag von Feststoffen (z.B. Reifen- und Bremsabrieb), Schwermetallen (z.B. Kupfer, Zink), Ölrückständen und organischen Spurenstoffen (z.B. PAK) verantwortlich sind.

Neben Straßen- und Parkplatzflächen stellen auch Gebäude im urbanen Raum große abflusswirksame Flächen dar. Gelangt Regen auf die Materialoberflächen von Gebäuden, können abhängig von der Materialzusammensetzung auch umweltrelevante Stoffe ausgewaschen werden. Dabei spielen nicht nur Dachflächen eine Rolle, sondern auch Fassaden, an die durch die Kombination von Regen und Wind ebenfalls Regenwasser gelangt und abfließt. Das Volumen von Fassadenabfluss ist zwar um ein Vielfaches geringer als der Abfluss von Dach- oder Straßenflächen, jedoch können dafür hohe Konzentrationen auftreten.

In den letzten Jahren sind daher Gebäude als Quellen umweltrelevanter Stoffe in den Fokus zahlreicher Untersuchungen gerückt. So wurden Fassaden, Metallflächen und Bitumendichtungsbahnen als Belastungsquellen beschrieben (Burkhardt et al. 2009, Burkhardt und Hodel 2019, Burkhardt et al. 2009a). Hintergrund ist, dass beispielsweise Außenputzen oder Fassadenfarben Biozide als Filmschutzmittel gegen den Befall von Algen und Pilzen und Bitumendichtungsbahnen für begrünte Dächer chemische Wirkstoffe gegen die Durchwurzelung zugesetzt sein können. Kunststoffdichtungsbahnen aus PVC, FPO und EPDM enthalten Weichmacher (Phthalate), Vernetzungshilfsstoffe und andere Additive, die durch den Regen ausgewaschen werden können und teilweise ökotoxische Effekte aufweisen (Burkhardt et al. 2020a, Björklund et al. 2009). Mit Testflächen im Labor oder unter natürlichem Witterungseinfluss sind spezifische Faktoren auf das Freisetzungsverhalten untersucht worden, z.B. die Expositionsrichtung, Regendauer und UV-Einstrahlung (Schoknecht et al. 2016, Burkhardt et al. 2012, Bollmann et al. 2016).

Die Freisetzung aus Bauprodukten hat nicht nur Auswirkungen auf die Umwelt, sondern beeinträchtigt auch deren ursprüngliche Funktionalität (Alterung), da beispielsweise ausgewaschene Biozide nicht mehr wirksam sind. Dementsprechend verlängert eine geringere Auslaugung durch verbesserte Rezepturen die Wirksamkeit eingesetzter Schutzstoffe. Zu dem auslaugbaren Stoffspektrum in Bauprodukten liegen aber nur wenige Kenntnisse vor, weil eine Deklaration meist nur für Biozide erfolgt und das Auslaugverhalten gar nicht ausgewiesen wird.

In städtischen Einzugsgebieten gelangen diese organischen Spurenstoffe während Regenereignissen in Gewässer (Wicke et al. 2017). Besonders häufig wurden aus Fassadenbeschichtungen Biozide wie Diuron und Carbendazim, das Durchwurzelungsschutzmittel Mecoprop und Additive wie die Weichmacher DEHP und DINP oder das Flammenschutzmittel TCPP nachgewiesen. Schwermetalle sind seit langem durch ihre hohen Belastungen in urbanen Regenwasserabflüssen bekannt. Dabei übersteigen die Mengen an Schwermetallen diejenigen organischer Spurenstoffe um Größenordnungen (Wicke et al. 2017). Die hohe zeitliche und räumliche Dynamik der Stoffeinträge bedeutet, dass die bisher vorliegenden Kenntnisse noch immer nur ein lückenhaftes Bild zur Stoffbilanz auf Einzugsgebietsebene ergeben.

Bei der direkten Ableitung des Regenabflusses über die Trennkanalisation werden die Substanzen meist ohne Behandlung direkt ins Oberflächengewässer geleitet. Im Mischsystem wird Regenwasser zwar in Kläranlagen behandelt, allerdings ist die Reinigungsleistung für Spurenstoffe teilweise gering und bei Regenwetter nochmals vermindert (Toshovski et al. 2020). Bei Starkregen, z.B. sommerliche Gewitterregen, gelangen die anfallenden Wassermassen sogar an der Kläranlage vorbei unbehandelt ins Gewässer (Mischwasserentlastung). Daher können in beiden Fällen Belastungen des urbanen Regenwasserabflusses zu einer Beeinträchtigung von Oberflächengewässern führen.

Eine mögliche Belastung von Regenwasserabfluss ist bereits in der Planung der Entwässerung zu berücksichtigen. Ist eine Versickerung beispielsweise über Mulden oder Rigolen vorgesehen, kann bei ungenügendem Rückhalt des Bodens sonst das Grundwasser belastet werden (Lange et al. 2017). Häufig gelangt abfließendes Regenwasser auch diffus in die Umwelt, z.B. abtropfendes Wasser im Sockelbereich von Fassaden, und versickert unkontrolliert.

Für einige Substanzen, z.B. Biozidprodukte, polyzyklisch aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und Schwermetalle, gelten Maximalkonzentrationen für Grundwasser und Oberflächengewässer. So sind in der Oberflächengewässerverordnung für Umweltqualitätsnormen (UQN) zulässige Jahresdurchschnittskonzentrationen (JD-UQN) und Höchstkonzentrationen (ZHK-UQN) für mehr als 50 Substanzen definiert, darunter in Bauprodukten eingesetzte Stoffe wie Terbutryn, Diuron, Mecoprop und MCPA (OGewV 2016). Überschreitungen dieser Zielwerte während Regenereignissen deuten die Relevanz von Gebäuden als Belastungsquelle in urbanen Gewässern an (Wicke et al. 2017). Da die UQN aber nicht für Regenwasserabflüsse gelten, ist zur Beurteilung der effektiven Belastung noch die Verdünnung und Vorbelastung im Gewässer zu berücksichtigen. In der Grundwasserverordnung sind die Biozide so geregelt, dass pro Einzelstoff einschließlich der relevanten Abbauprodukte 0,1 µg/L einzuhalten sind und die Summe aller Einzelstoffe <0,5 µg/L betragen soll (GrwV 2017). Durch diese Anforderungen wird dem besonderen Schutz von Grundwasser als Trinkwasserressource Rechnung getragen. Bei der Versickerung ist dementsprechend die Wasserqualität von besonderer Bedeutung. Die Bedeutung von Versickerungen auf den Eintrag von Spurenstoffen ins urbane Grundwasser ist jedoch noch unklar.

Mit der vorliegenden Studie sollten erstmals die Stoffströme von den Quellen (Bauprodukt) über die Regenwasserabflüsse von Fassade und Dach bis in die Gebietsabflüsse (Regenkanal) verknüpft und bilanziert werden. Die Felduntersuchungen zielten auf zwei Neubaugebiete, für die alle Bauprodukte bekannt waren und in denen sowohl Fassaden- und Dachabfluss (Quellen) als auch korrespondierender Gebietsabfluss während Regenereignissen über einen Zeitraum von >1 Jahr beprobt und analysiert wurde. Weiterhin sind standardisierte Laborversuche mit den Bauprodukten durchgeführt worden. Dadurch sollten die Ergebnisse aus dem Feld verifiziert, das komplexe Stoffspektrum im Regenwasserabfluss priorisiert und Maßnahmen hergeleitet werden. Durch eine Modellierung der Regenwasserabflüsse und Emissionen mit der Software COMLEAM (CONstruction Material LEAching Model) sollten die Feld- und Laborresultate auf andere Standortbedingungen abstrahiert werden. Ziel der Untersuchungen war, relevante Eintragsquellen zu identifizieren und Maßnahmen zu Reduktion der Einträge abzuleiten.

2 Felduntersuchungen

Die Freisetzung von umweltrelevanten Stoffen aus Bauprodukten unter Realbedingungen wurde in zwei Testgebieten untersucht. Ziel der Felduntersuchungen war, das Ausmaß der Freisetzung sowohl an der Quelle (Fassadenabfluss und Dachabfluss) als auch im Gebietsabfluss (Regenkanal) mit einem Monitoringprogramm zu erfassen und die Stoffmengen zu bilanzieren.

2.1 Auswahl und Charakterisierung der Testgebiete

Für die Felduntersuchungen wurden Einzugsgebiete gesucht, die zur Erreichung der Projektziele eine Reihe von Kriterien erfüllen sollten, u.a.:

- ▶ Fertigstellung maximal zwei Jahre vor Versuchsbeginn (Charakter von Neubaugebiet)
- ▶ Wohn-/Mischgebiet mit typischen Bauprodukten, Fassaden verputzt und gestrichen
- ▶ Verbaute Materialien sind bekannt
- ▶ Getrennte Erfassung vom Regenwasserabfluss des Testgebiets möglich
- ▶ Keine Falscheinleitungen oder Leckagen im Regenwasserkanal
- ▶ Zugangsmöglichkeiten für Probenahmen

Von den potentiell geeigneten Neubau- bzw. Sanierungsgebieten wurden Pläne von Gebietsentwässerung und Außenanlagen beschafft sowie Pläne der Berliner Wasserbetriebe zur Regen- bzw. Mischwasserentwässerung berücksichtigt. Für 20 Gebiete wurden die Gebietscharakteristika, Bauweise und Eignung für das Monitoring zusammengefasst und mit Eindrücken von Begehungen ergänzt. Dabei stellte sich heraus, dass die Realisierung der Regenentwässerung für eine Beprobung des Gebietsabflusses an einem Punkt bei vielen Gebieten ungeeignet war.

Für die zwei ausgewählten Neubaugebiete zweier städtischer Wohnungsbaugesellschaften - nachfolgend als Gebiet A und Gebiet B bezeichnet - wurden detaillierte Informationen zu den eingesetzten Bauprodukten beschafft (z.B. Sicherheitsdatenblätter, technische Merkblätter) und die abflussrelevanten Flächen detailliert erfasst. Um das Vorkommen relevanter Substanzen im Regenabfluss zu verifizieren, wurden von beiden Gebieten während eines Regenereignisses Stichproben von Gebiets-, Fassaden- und Dachabfluss genommen und ein Substanz-Screening (Suspect Screening) durchgeführt. Erst aufgrund dieser Ergebnisse (siehe A.1) wurden beide Gebiete für die Felduntersuchungen festgelegt.

2.1.1 Testgebiet A

Gebiet A ist ein an der Spree gelegenes, baulich homogenes Neubaugebiet (Fertigstellung Juni 2017), die typische Architektur prägen Staffelgeschosse (Abbildung 1). Einige Gebietscharakteristika sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

Tabelle 1: Gebietscharakteristika für Testgebiet A

Fertigstellung	Anzahl Gebäude/ Aufgänge	Anzahl Geschosse	Anzahl Wohnungen	Gesamtfläche [ha]	Fassadenart	Dachart
Juni 2017	9 / 9	5-6	124	1,25	WDVS	Flachdach (nicht begrünt)

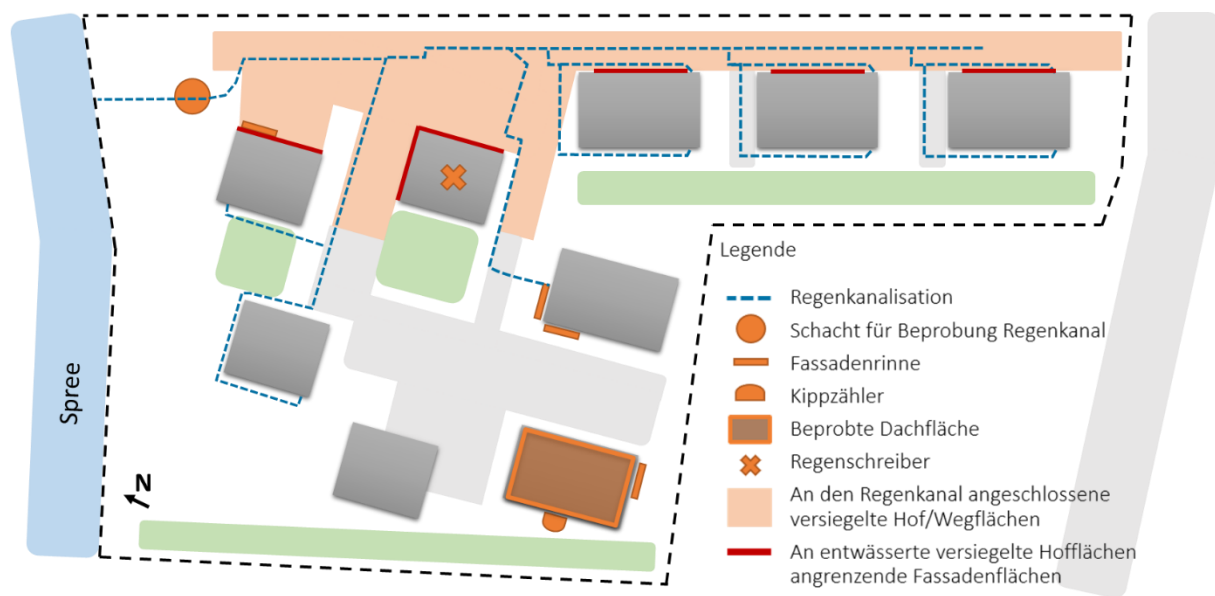
Abbildung 1: Ansichten der Bebauung von Testgebiet A



Quelle: eigene Darstellung, KWB

Die Regenentwässerung umfasst nur Abflüsse aus dem Testgebiet und ist geteilt: bei 3 der 9 Gebäude wird Dach- und Balkonabfluss über Mulden versickert, alle übrigen Gebäude sowie etwa die Hälfte der versiegelten Hofflächen sind an die Regenkanalisation angeschlossen und entwässern in die Spree (Abbildung 2). Vor der Einleitung befindet sich ein Schacht, der für die Probenahme genutzt wurde.

Abbildung 2: Regenentwässerung von Testgebiet A



Quelle: eigene Darstellung, KWB

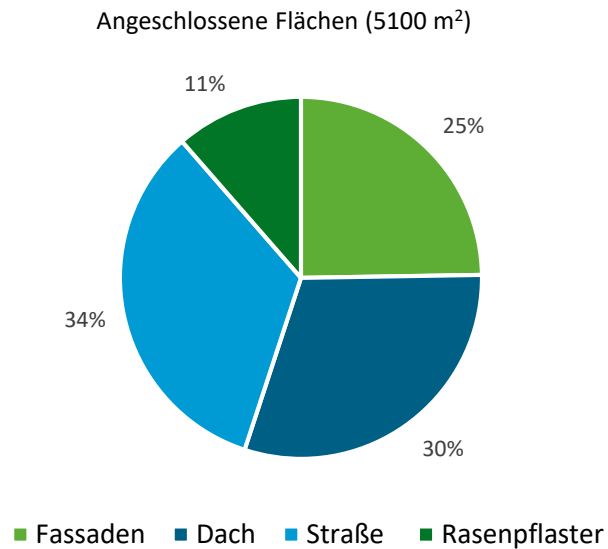
Eine Übersicht der in den Regenkanal entwässernden Flächen zeigt Abbildung 3. Zu erwarten war aufgrund der Planunterlagen, dass von den nach Westen (Hauptwindrichtung) ausgerichteten Fassadenflächen nur ein geringer Anteil über Hofflächen in den Regenkanal entwässern.

Zu den Bauprodukten mit deklarierten oder möglichen potentiell umweltrelevanten Inhaltsstoffen, welche sich durch ihre Langlebigkeit und Ökotoxizität auszeichnen und verbreitet in Regenwasserabflüssen vorkommen, gehören (siehe Kapitel 3):

- ▶ Fassadenputz: Diuron und OIT (Filmschutz), verkapselt
- ▶ Fassadenfarbe: Isoproturon, Terbutryn und IPBC (Filmschutz), verkapselt

- ▶ Bitumenbahn für das nicht begrünte Flachdach: kein Stoff deklariert, aber MCPA oder Mecoprop werden erwartet
- ▶ Metallbleche als Dachrandabdeckungen, Dachaufbauten, Fallrohre: Aluminium und Zink werden erwartet

Abbildung 3: Flächenübersicht für Testgebiet A. Anteile der in den Regenkanal entwässernden Flächen (oben) und abflusswirksame Fassadenflächen nach Ausrichtung (unten)



Quelle: eigene Darstellung, KWB - OST

Abflusswirksame Fassadenflächen		
Ausrichtung	Gesamt [m ²]	Angeschlossen* [%]
Nord	1650	17%
West	1250	5%
Ost	2200	37%
Süd	1850	6%

* mit Verbindung zum Regenkanal über entwässerte Hofflächen (indirekt) oder für Fassaden des Staffelgeschosses über Dachentwässerung (direkt)

2.1.2 Testgebiet B

Gebiet B ist ein innerstädtisches Neubaugebiet, welches in einen L-förmigen, 6- bis 7- geschossigen Block sowie zwei 5-geschossige Gebäude aufgeteilt ist (Abbildung 4 und Tabelle 2). Es handelt sich um eine typische Bebauung im stärker verdichteten Innenstadtbereich.

Tabelle 2: Gebietscharakteristika für Testgebiet B

Fertigstellung	Anzahl Gebäude / Aufgänge	Anzahl Geschosse	Anzahl Wohnungen	Gesamtfläche [ha]	Fassadenart	Dachart
Juli 2017	3 / 8	5-7	122	0,6	WDVS	Flachdach (ext. begrünt)

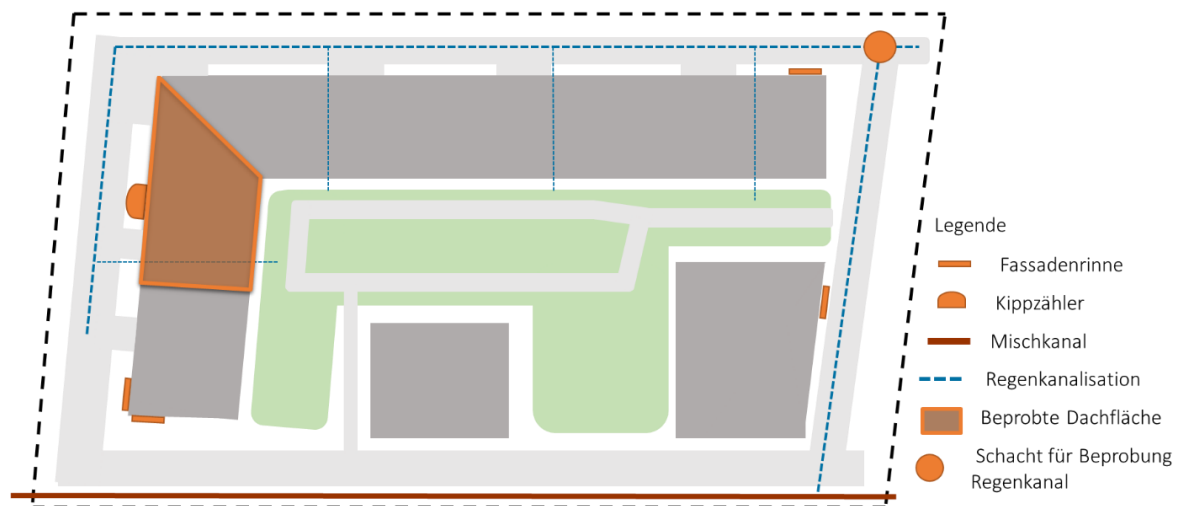
Abbildung 4: Bebauungsstruktur und Ansicht von Testgebiet B



Quelle: eigene Darstellung, KWB

Die Regenentwässerung des 6000 m² großen Einzugsgebiets erfolgt getrennt vom Abwasser über eine Regensammelleitung, die als DN1000 Betonrohr realisiert ist und in einen Mischkanal mündet. Die Beprobung erfolgte vor Zusammenführung beider Rohrabschnitte, sodass ausschließlich Regenwasserabfluss vom Testgebiet B erfasst wurde (Abbildung 5).

Abbildung 5: Regenentwässerung von Testgebiet B



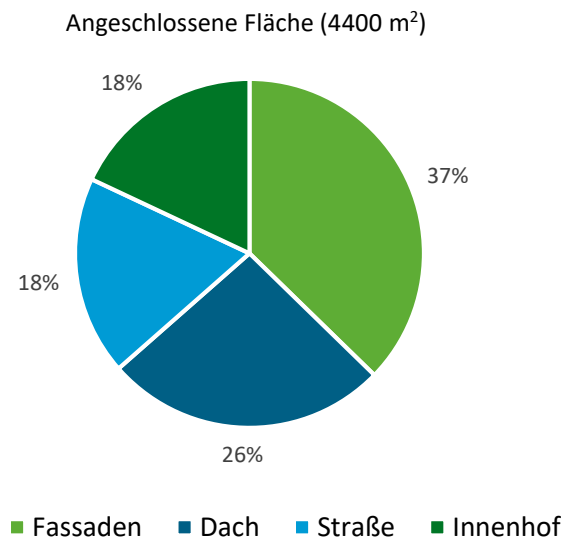
Quelle: eigene Darstellung, KWB

Abbildung 6 zeigt eine Übersicht der abflussrelevanten, in den Regenkanal entwässernden Flächen. Von den Westfassaden (Hauptwindrichtung) sollten gemäß Planunterlagen rund 20 % der abflusswirksamen Flächen in den Regenkanal entwässern, ein höherer Anteil als in Gebiet A.

Die eingesetzten Bauprodukte mit potentiell umweltrelevanten Stoffen sind (siehe Kapitel 3):

- ▶ Fassadenputz, mineralisch: keine Stoffe deklariert, aber Zink (Zinkoxid) ist möglich
- ▶ Fassadenfarbe: Terbutryn und OIT (Filmschutz)
- ▶ Bitumenbahn unter Gründach: wurzelfest, Mecoprop oder MCPA werden erwartet
- ▶ Wegepflaster: Zink und andere Metalle möglich
- ▶ Metallbleche für Dachrandabdeckungen, Fallrohr: Zink wird erwartet

Abbildung 6: Flächenübersicht für Testgebiet B. Anteile der in den Regenkanal entwässernden Flächen (oben) und abflusswirksame Fassadenflächen nach Ausrichtung (unten).



Quelle: eigene Darstellung, KWB - OST

Abflusswirksame Fassadenflächen		
Ausrichtung	Gesamt [m ²]	Angeschlossen* [%]
Nord	1280	50%
West	980	20%
Ost	870	50%
Süd	870	45%

* mit Verbindung zum Regenkanal über Lichtschächte (direkt) sowie Innenhofdrainage und entwässerte versiegelte Hofflächen (indirekt)

2.2 Umsetzung des Monitorings

Das Monitoring wurde im Zeitraum von August 2018 (Gebiet A; 19 Monate) bzw. Dezember 2018 (Gebiet B; 15 Monate) bis Anfang März 2020 durchgeführt. Nachfolgend wird die Strategie der Probenahme und deren praktische Umsetzung näher erläutert.

2.2.1 Strategie der Probenahme

Das Probenahmekonzept wurde mit dem Ziel entwickelt, Stoffausträge (Konzentrationen, Frachten) über die Regenentwässerung der Untersuchungsgebiete zu erfassen und diese mit den Quellen im jeweiligen Gebiet quantitativ in Bezug zu setzen. Deshalb wurden die Regenabflussmenge und die mittleren Stoffkonzentrationen eines Ereignisses an ausgewählten Fassaden, Dächern und dem Ort der Einleitung des Regenwasserabflusses in das Oberflächengewässer (Gebiet A) oder in den Mischkanal (Gebiet B) mit einer volumenproportionalen Probenahme erfasst. Auf dieser Basis ist es möglich, die Frachten an allen beprobten Punkten zu berechnen.

In beiden Gebieten wurden Beprobungseinrichtungen für Fassadenablauf, Dachablauf und Regenwasserabfluss (Regenkanal) installiert, um Wasserproben auf organische Spurenstoffe (siehe Anhang A.1 Tabelle 13) und Schwermetalle (Zink, Kupfer, Aluminium, Blei, Vanadium) zu analysieren.

Für alle analysierten Regenereignisse sowie den Großteil der nicht analysierten Regenereignisse wurden im Monitoringzeitraum Daten zu Abflussvolumen der Fassaden, des Testdaches und des Regenkanals (Gebietsabfluss) mit zugehörigen Regen- und Winddaten erfasst.

2.2.1.1 Fassadenablauf

In beiden Gebieten wurde an den Gebäudefassaden pro Himmelsrichtung je eine Rinne (Aluminiumprofile, je 1-1,5 m lang) installiert, von der ein Schlauch in eine Probenahmeflasche führte (Abbildung 7). Alle Fassadenrinnen wurden mit einer Abdeckschiene versehen (Spaltbreite 2-3 mm), um eine Verdünnung des Ablaufwassers durch Regen zu vermeiden. Nach jedem Regenereignis wurde das Volumen des Fassadenablaufs erfasst. Ausgewählte Ereignisse von der Westseite, teilweise auch Nordseite, wurden im Labor chemisch analysiert.

Abbildung 7: Installation der Fassadenrinnen im Testgebiet A



Quelle: eigene Darstellung, KWB

2.2.1.2 Dachablauf

Zur Erfassung des Dachablaufs wurde der Abfluss aus einem Fallrohr vollständig durch eine Kippwaage (UGT Umwelt-Geräte-Technik GmbH) geleitet, die Abflussmenge pro Zeitintervall (5 min) gemessen und je eine Teilprobe (0,5 % des Abflusses) genommen (Abbildung 8). Aus der Anzahl der Kippungen und dem definierten Volumen der Kippchale wird das Abflussvolumen ermittelt und die Daten in einem angeschlossenen Datenlogger gespeichert. Nach jedem Ereignis stand eine volumenproportionale Mischprobe zur Analyse im Labor zur Verfügung.

Abbildung 8: Realisierung der Beprobung von Dachablauf mittels Kippwaage im Testgebiet A



Quelle: eigene Darstellung, KWB

2.2.1.3 Regenwasserkanäle

Die Beprobung des Regenwasserablaufs erfolgte über einen Schacht vor der Einleitung in die Spree bei Testgebiet A und vor der Zusammenführung mit Regenwasserabflüssen anderer Gebiete in Testgebiet B. Je Gebiet wurde ein portabler Probennehmer (Sigma SD 900 mit acht Glasflaschen je 1,9 L) in den Schacht gehängt (Abbildung 9). Zusätzlich wurde ein System von Nivus installiert (Nivus PCM Pro mit Doppler-Sonden für Wasserstand und Fließgeschwindigkeit), um den Durchfluss zu ermitteln (Messintervall: 2 min). Der Probennehmer startete bei Erreichen eines Wasserstandes von 4,5 cm automatisch. Alle Daten waren durch einen GPRS-Logger (NivuLog) über eine Webplattform abrufbar. Nach einem Abflussereignis wurden die Probeflaschen innerhalb von 24 h ins Labor gebracht, eine volumenproportionale Mischprobe erstellt und anschließend analysiert. Die Auswahl der zu analysierenden Proben berücksichtigt unterschiedliche saisonale Bedingungen als auch unterschiedlich intensive Abflussereignisse. Die Messgeräte und Probenahmeschläuche wurden regelmäßig auf Verschmutzungen (z.B. Laub oder Sedimente) kontrolliert und gegebenenfalls gereinigt.

Abbildung 9: Installation von Probennehmer und Durchflussmessung im Testgebiet A



Quelle: eigene Darstellung, KWB

2.2.1.4 Niederschlag und Wind

Zur Erfassung des lokalen Niederschlags wurde im Testgebiet A ein Regenschreiber auf dem Dach eines Gebäudes aufgebaut (Nivus RM 200/202), der mit einem Datenlogger mit Fernübertragung (NivuLog Easy) verbunden war, sodass ebenfalls über die Weboberfläche auf die Daten zugegriffen werden konnte. Für Gebiet B wurden Daten eines nahe dem Testgebiet gelegenen Regenschreibers der Berliner Wasserbetriebe verwendet (Entfernung: 1 km). Die Winddaten – Windrichtung und -geschwindigkeit mit zehnminütiger Auflösung – wurden vom Deutschen Wetterdienst (DWD) für die Stationen Schönefeld (Gebiet A) und Tegel (Gebiet B) bezogen, die jeweils etwa 7 km von den Gebieten entfernt liegen.

2.2.2 Probenvorbereitung und analysierte Parameter

Proben wurden innerhalb von 24 Stunden nach Ende des Regenereignisses entnommen, gekühlt und innerhalb weniger Tage auf organische Spurenstoffe und Schwermetalle (Gesamtkonzentrationen) analysiert. Eine Übersicht über alle analysierten Parameter, die analytischen Methoden und Bestimmungsgrenzen zeigen Tabelle 13 und Tabelle 14 in Anhang A.1.

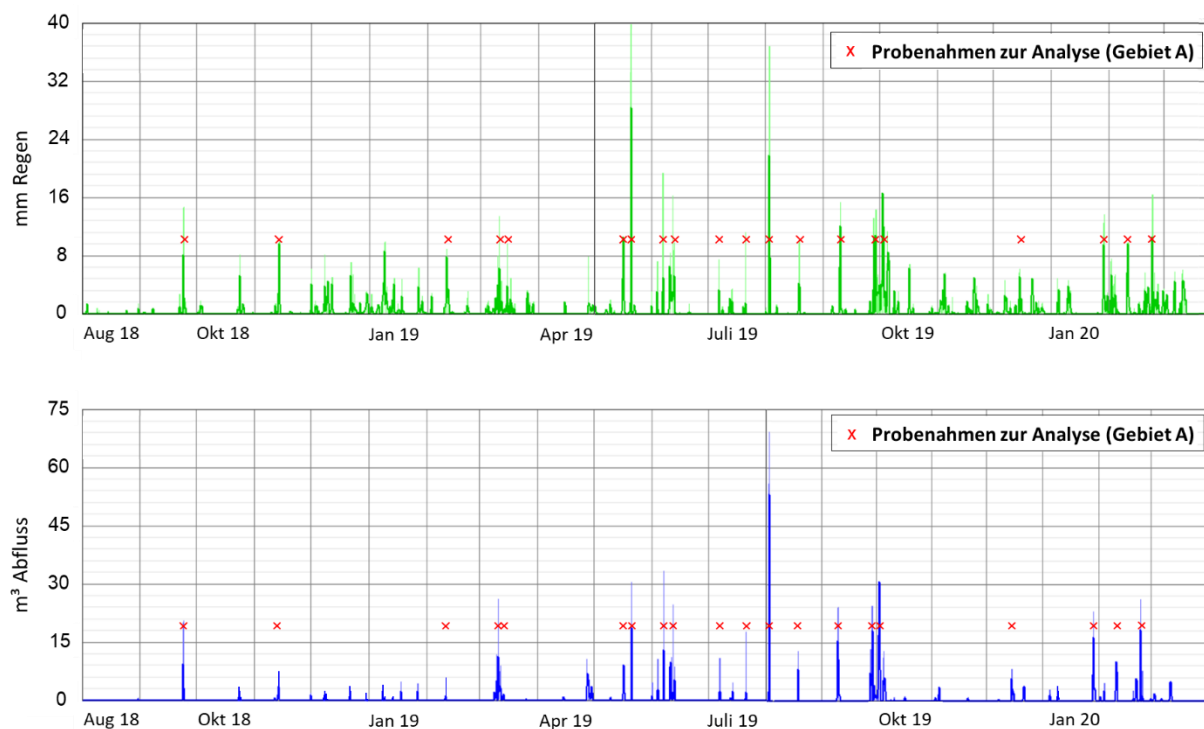
2.3 Ergebnisse

Die Auswertungen berücksichtigen alle Ergebnisse des Monitoring-Zeitraums von August 2018 (Gebiet A) bzw. von Dezember 2018 (Gebiet B) bis Anfang März 2020.

2.3.1 Regencharakteristik und Abflussmengen

Einen Überblick über alle Regenereignisse im Monitoring-Zeitraum und Zeitpunkte für Proben zur Analyse ist in Abbildung 10 exemplarisch für Gebiet A dargestellt. In Gebiet A sind über 19 Monate insgesamt 806 mm Niederschlag gefallen, im Gebiet B über 15 Monate 715 mm. Vor allem der Zeitraum zwischen August 2018 bis August 2019 war mit 425 mm Regen ungewöhnlich trocken gegenüber dem Jahresdurchschnitt der letzten 15 Jahre für Berlin-Tegel (520 mm). Die kumulierte Regenhöhe aller erfassten Regenereignisse liegt für Gebiet A bei 646 mm (80 % der Gesamtregenhöhe), die der analysierten Ereignisse bei 342 mm (42 % der Gesamtregenhöhe). Für Gebiet B lag die kumulierte Regenhöhe aller erfassten Ereignisse bei 610 mm (85 % der Gesamtregenhöhe), die der analysierten Ereignisse bei 315 mm (44 % der Gesamtregenhöhe).

Abbildung 10: Regenhöhen und Abflussmenge im Zeitraum der Felduntersuchungen im Gebiet A

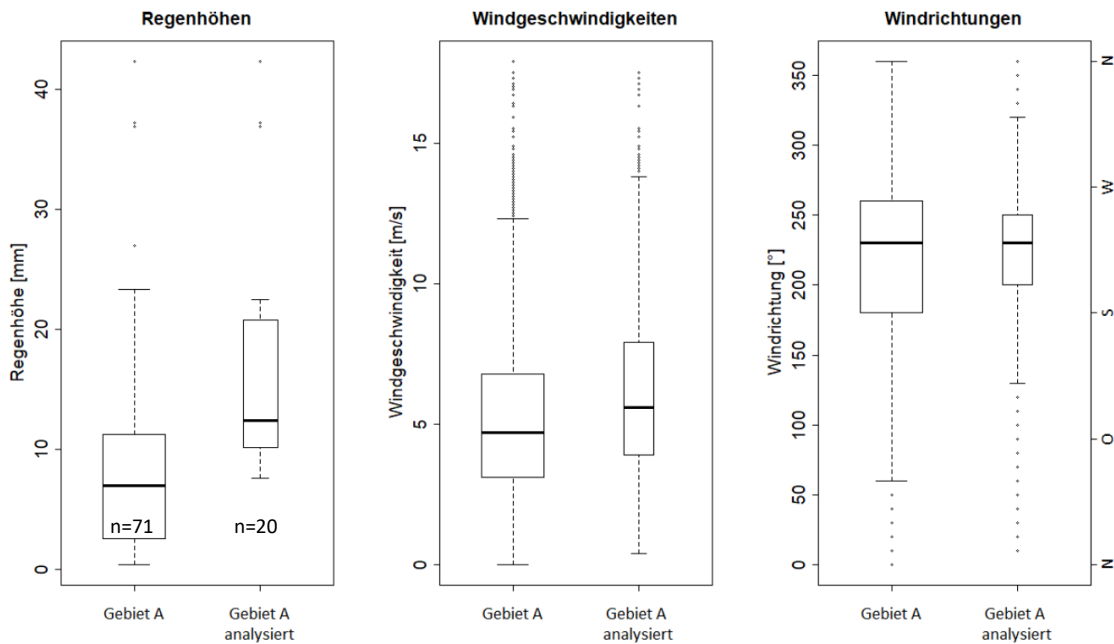


Quelle: eigene Darstellung, KWB

Die Abflussmengen der Dachflächen, Fassaden (N, O, S, W) und der Regenabfluss des Gesamtgebietes wurden in Gebiet A für 71 Niederschlagsereignisse und in Gebiet B für 68 Ereignisse erfasst. Für 20 Regenereignisse >5 mm wurden in jedem Testgebiet Proben analysiert (rote Kreuze in Abbildung 10, Übersicht Tabelle 18 und Tabelle 19 im Anhang). Beispielhaft für Gebiet A zeigt Abbildung 11 die Verteilung der Regenhöhen, Windgeschwindigkeiten und Windrichtungen für die erfassten sowie analysierten Ereignisse. Die Regenhöhen analysierter Ereignisse liegen zwischen 8 und 42 mm, wobei kleinere, weniger frachtrelevante nicht berücksichtigt wurden. Die Windgeschwindigkeit (Median: 5 m/s) und Hauptwindrichtung (SWW) aller erfassten Ereignisse (Boxplot links, n=71) wird durch die analysierten Ereignisse (Boxplot rechts, n=20) gut repräsentiert. Die Darstellung für Testgebiet B findet sich in Abbildung 51 im Anhang.

Abbildung 11: Regenhöhe und Winddaten für erfasste und analysierte Regenereignisse in Gebiet A. Windgeschwindigkeiten und -richtungen aus 5-min Werten des DWD (Station Tegel) während Regenzeiten im Zeitraum der erfassten Regenereignisse.

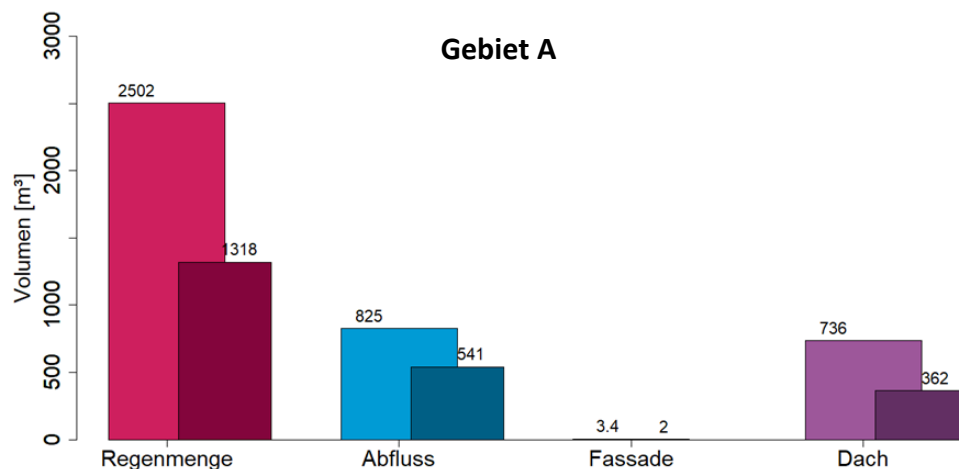
Boxen zeigen 25% und 75%-Quantile mit Median als dicker Linie, Whisker zeigen 5% / 95% Quantile.



Quelle: eigene Darstellung, KWB

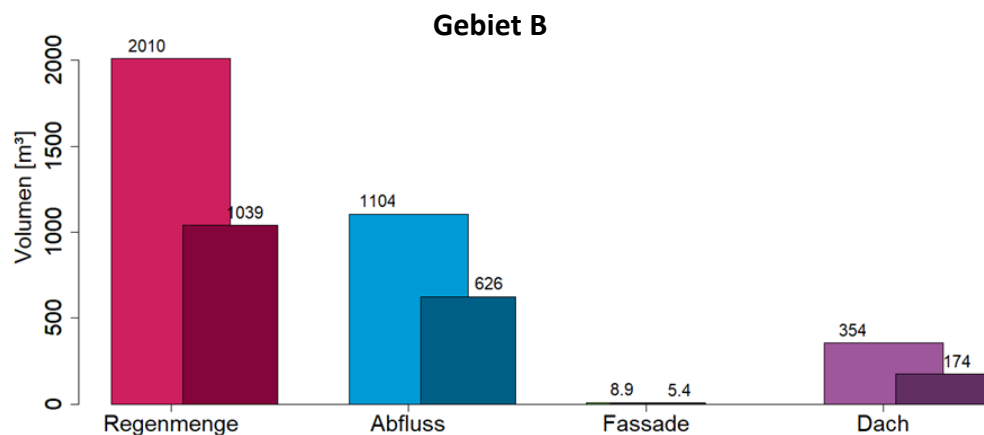
Die Abflussvolumina der in den Regenkanal entwässernden Flächen (Dach-, Fassaden- und Gebietsabflüsse) für alle erfassten Regenereignisse sind in Abbildung 12 und Abbildung 13 dargestellt. Ein Vergleich der erfassten und analysierten Volumina verdeutlicht, dass 60 bis 70 % des Gebiets- und Fassadenabflusses und 50 % des gesamten Dachabflusses durch die analysierten 20 Proben abgedeckt wurden. Auffällig, aber wenig überraschend, ist der geringe Anteil des Fassadenabflusses am Gesamtabfluss.

Abbildung 12: Volumina der Regenmenge und der in den Regenkanal entwässernden Dach-, Fassaden- und Gebietsabflüsse für Gebiet A. Hell: erfasste Regenereignisse; dunkel: analysierte Regenereignisse



Quelle: eigene Darstellung, KWB

Abbildung 13: Volumina der Regenmenge und der in den Regenkanal entwässernden Dach-, Fassaden- und Gebietsabflüsse für Gebiet B. Hell: erfasste Regenereignisse; dunkel: analysierte Regenereignisse



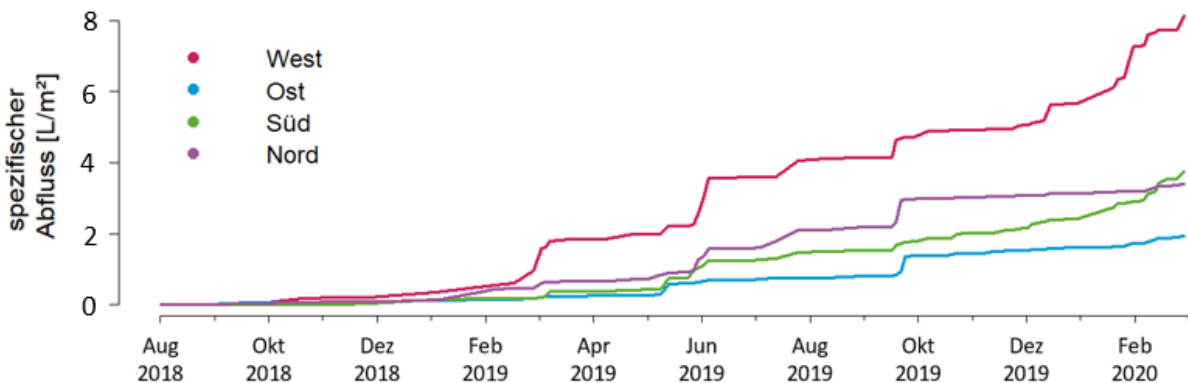
Quelle: eigene Darstellung, KWB

Ein Vergleich der beiden Gebiete lässt erkennen, dass in Gebiet B mit höherem Versiegelungsgrad ein höherer Abfluss auftritt (Abfluss >50 % der Regenmenge für Gebiet B, 32 % für Gebiet A). Dafür ist in Gebiet B der Anteil des Dachabflusses am Gesamtabfluss deutlich niedriger als in Gebiet A (30 % vs. 90 %), zurückzuführen auf das extensive Gründach.

Abbildung 14 zeigt den kumulierten spezifischen Abfluss (L/m^2) der Fassaden nach deren Ausrichtung für alle erfassten Regenereignisse für Gebiet A (Gebiet B im Anhang in Abbildung 49). Die höchsten spezifischen Abflussmengen treten an den Westfassaden (Hauptwindrichtung) auf, die rund die Hälfte der gemessenen Fassadenabflussmenge umfassen.

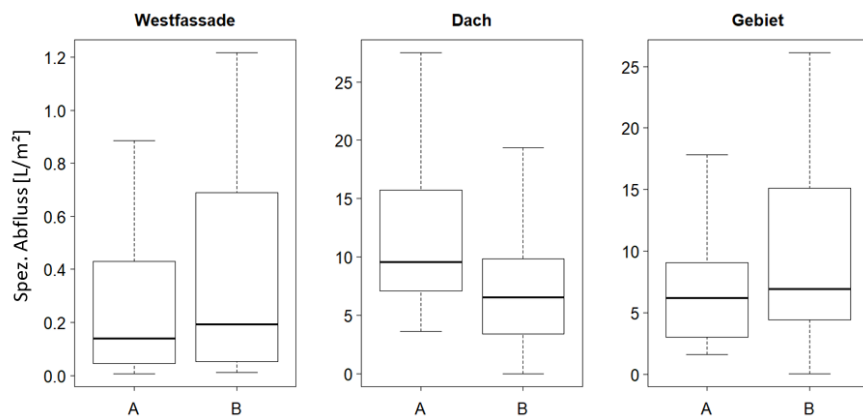
Die Spannbreiten der spezifischen Abflüsse pro Ereignis von Westfassade, Dach und Gesamtgebiet (über Regenkanal abgeleitet) sind in Abbildung 15 zu sehen. Niedrigere spezifische Abflüsse vom Dach in Gebiet B zeigen die abflussverringende Wirkung des Gründachs (Abflussbeiwert 0,5) gegenüber dem unbegrünten Flachdach (Abflussbeiwert 0,7). Abflussvolumina vom Dach und Gesamtgebiet für die analysierten Ereignisse sind im Anhang A.2 in Abbildung 52 und Abbildung 53 aufgeführt.

Abbildung 14: Gemessener, kumulierter spezifischer Abfluss der Fassaden für Gebiet A



Quelle: eigene Darstellung, KWB

Abbildung 15: Spezifische Abflussmenge der analysierten Regenereignisse für Gebiet A und B (n=20)



Quelle: eigene Darstellung, KWB

2.3.2 Konzentrationen

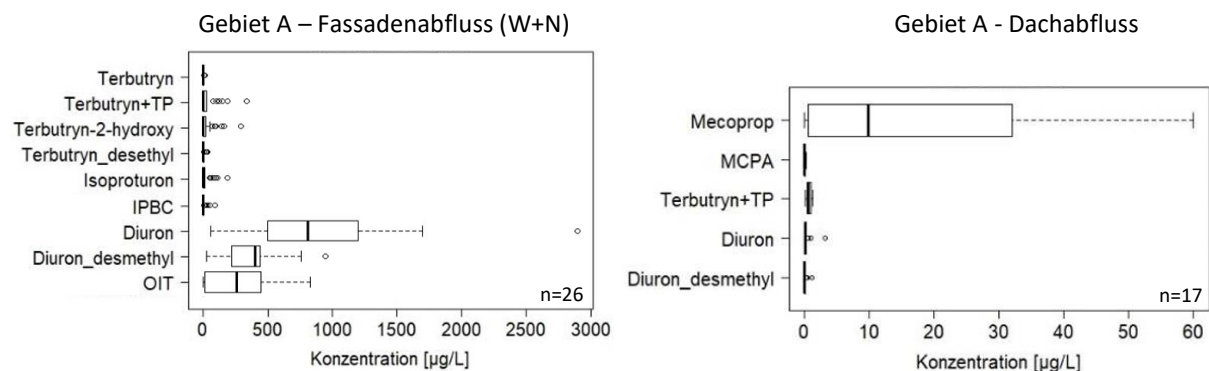
2.3.2.1 Testgebiet A

Einen Überblick über die gemessenen Konzentrationen im Fassaden-, Dach- und Gebietsabfluss für alle analysierten Proben von Gebiet A geben Abbildung 16 und Abbildung 17. Für den Fassadenabfluss ist zu erkennen, dass in den Proben der West- (n=16) und Nordseite (n=10) die höchsten Konzentrationen für Diuron ($\bar{x}$ 900 $\mu\text{g/L}$), dessen Transformationsprodukt Desmethyl-Diuron (DCPMU, $\bar{x}$ 375 $\mu\text{g/L}$) sowie OIT ($\bar{x}$ 350 $\mu\text{g/L}$) gemessen wurden. Diuron und OIT sind im verwendeten Oberputz als Filmschuttmittel eingesetzt.

Der Verlauf der Konzentrationen zeigt keinen abnehmenden Trend über den Monitoringzeitraum von rund 1,5 Jahren (Abbildung 18, Anhang A.2 Abbildung 54). Die Auswaschung dieser Biozide ist auch drei Jahre nach Fertigstellung der Gebäude klar nachweisbar. In der nicht erfassten Zeitspanne direkt nach Errichtung der Fassaden dürften noch höhere Konzentrationen aufgetreten sein.

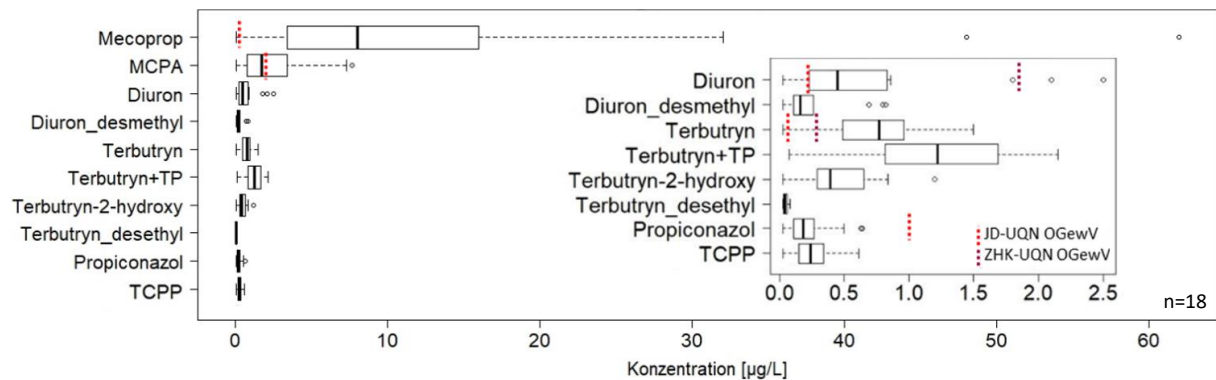
Die zum Filmschutz in der Fassadenfarbe eingesetzten Biozide Terbutryn, Isoproturon und IPBC wurden nur im Abfluss der Nordfassade gefunden (Abbildung 19). Dies lässt vermuten, dass die Nordfassaden, nicht aber die Westfassaden gestrichen wurden. Für Terbutryn lagen geringe Konzentrationen ($\bar{x}$ 7 $\mu\text{g/L}$), für das Transformationsprodukt Hydroxy-Terbutryn jedoch deutlich höhere vor ($\bar{x}$ 95 $\mu\text{g/L}$). Die Gesamtkonzentration von Terbutryn einschließlich der Transformationsprodukte lag im Mittel bei 115 $\mu\text{g/L}$. Hydroxy-Terbutryn wird durch Witterungseinflüsse, vor allem die UV-Strahlung, gebildet. Isoproturon trat im Ablauf der Nordfassade mit einer mittleren Konzentration von 68 $\mu\text{g/L}$ auf.

Abbildung 16: Spurenstoff-Konzentrationen in Fassaden- und Dachabfluss von Gebiet A



Quelle: eigene Darstellung, KWB

Abbildung 17: Spurenstoff-Konzentrationen im Gebietsabfluss (Regenkanal) von Gebiet A



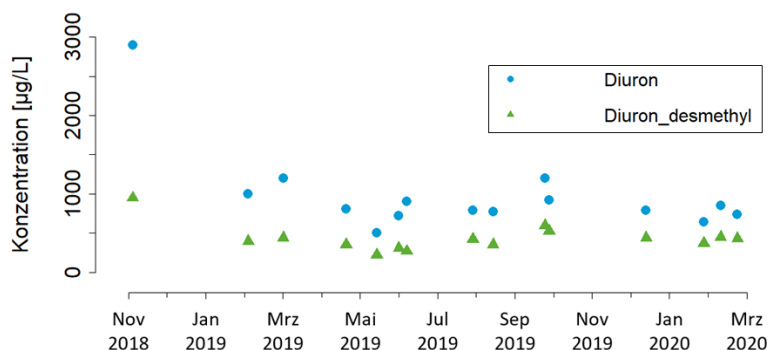
Quelle: eigene Darstellung, KWB

Entgegen der ursprünglichen Annahme waren nicht alle Fassadenseiten gestrichen, wie erst die Messwerte und eine zusätzliche vor-Ort Begehung zeigte. Durch die heterogene Applikation der Farbe resultieren pro Gebäude unterschiedliche Emissionen.

Im Dachabfluss wurde das Durchwurzelungsschutzmittel Mecoprop als einziger Spurenstoff in erhöhten Konzentrationen gefunden (Abbildung 16). Die mittleren Konzentrationen lagen bei 20 µg/L (Median 10 µg/L). Dies ist insofern bemerkenswert, weil die Dichtungsbahn auf einem nicht begrünten Flachdach eingesetzt und ein entsprechendes Schutzmittel unnötig ist. Geringe Konzentrationen von Diuron, Terbutryn und deren Transformationsprodukten wurden zwar ebenfalls detektiert, diese waren aber mit <0,5 µg/L gegenüber Fassadenabflüssen deutlich niedriger. Ursache könnten kleine gestrichene Flächen im Dachbereich sein.

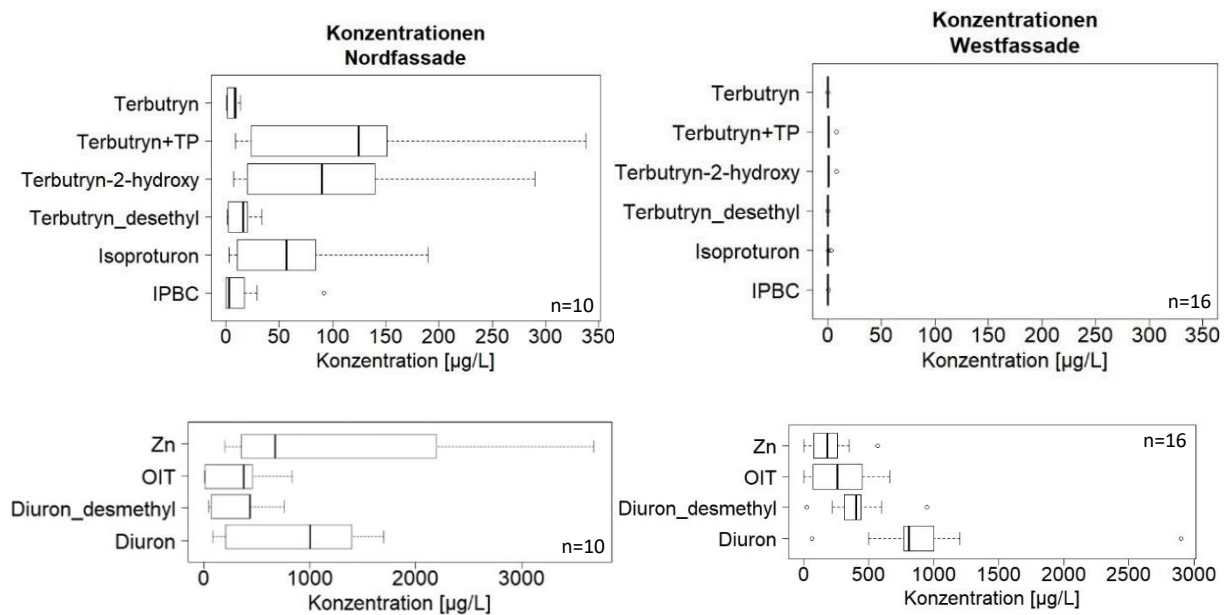
Im Gebietsabfluss, der über den Regenkanal in die Spree gelangt, wurden unter allen analysierten Spurenstoffen für Mecoprop mit Abstand die höchsten Konzentrationen nachgewiesen (bis 62 µg/L). Diese lagen in der gleichen Größenordnung wie im Dachabfluss (Abbildung 17), sodass offensichtlich ein hoher Anteil der Abflussmenge durch die Dachentwässerung beigetragen wird. Im Gegensatz dazu lässt sich das im Gebietsabfluss gefunden MCPA nicht mit Emissionen vom beprobten Dach erklären. Einträge von MCPA von den anderen Dachflächen von Gebiet A sind nicht ausgeschlossen. Die Konzentrationen von Diuron, Terbutryn und der Transformationsprodukte schwankte zwischen 0,2 und 2,5 µg/L. Die im Fassadenabfluss auftretenden Biozide OIT (schneller Abbau) und Isoproturon (niedrige Fassadenkonzentration) wurden dagegen kaum noch detektiert (Konzentrationen meist <BG). Das Biozid Propiconazol, welches beispielsweise im Holzschutz verwendet wird, sowie das Flammschutzmittel TCPP, verbreitet in Kunststoffen als Additiv zugesetzt, wurden in geringen Konzentrationen bis 0,6 µg/L im Gebietsabfluss gemessen. Deren Herkunft ließ sich trotz umfangreicher Recherchen keiner Quelle klar zuordnen.

Abbildung 18: Konzentrationsverlauf von Diuron und Desmethyl-Diuron im Fassadenabfluss der Westfassade in Gebiet A



Quelle: eigene Darstellung, KWB

Abbildung 19: Konzentrationen in Fassadenabfluss der West- und Nordfassade in Gebiet A

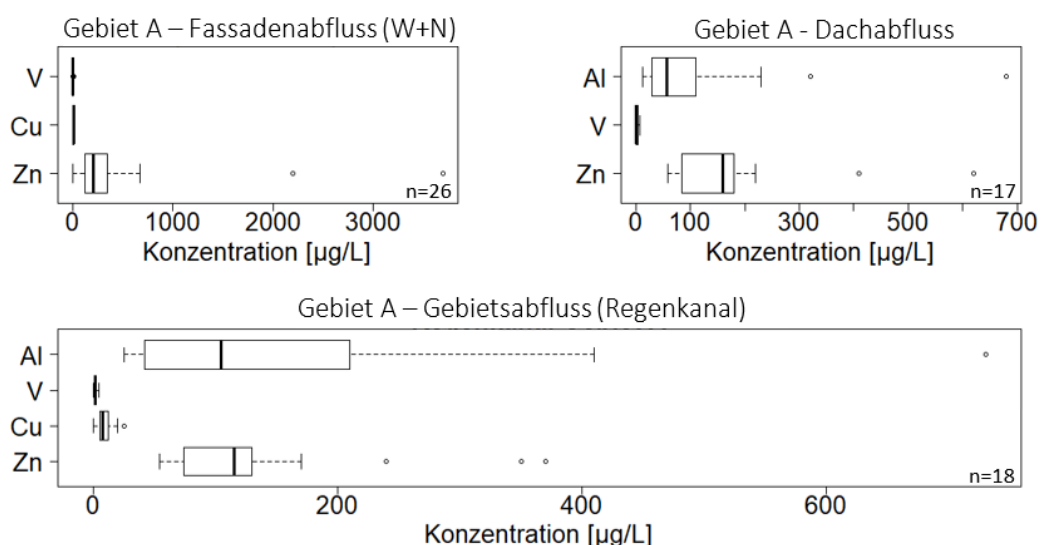


Quelle: eigene Darstellung, KWB

Ein Vergleich mit den Umweltqualitätsnormen für Oberflächengewässer (OGewV 2016) verdeutlicht, dass diese im Regenwasserabfluss des Gebiets für Terbutryn, Diuron, Mecoprop und MCPA überschritten werden (Abbildung 17). Dabei ist aber zu beachten, dass die UQN für Oberflächengewässer und nicht für den Regenwasserabfluss gelten und es im Gewässer zu einer Verdünnung kommt. Dennoch weisen die Konzentrationen im Gebietsabfluss darauf hin, dass bei Regenwetter vor allem in einem kleinen Gewässer die UQN für bestimmte Spurenstoffe überschritten werden können.

Einen Überblick über die gemessenen Schwermetallkonzentrationen zeigt Abbildung 20. Die höchsten Konzentrationen wurden für Zink und Aluminium festgestellt. Im Fassadenabfluss traten überraschend hohe Zinkkonzentrationen mit großen Unterschieden zwischen der Nord- (Mittelwert 1240 $\mu\text{g/L}$) und Westfassade (Mittelwert 190 $\mu\text{g/L}$) und Einzelwerten bis 3700 $\mu\text{g/L}$

Abbildung 20: Schwermetall-Konzentrationen in Fassaden-, Dach- und Gebietsabfluss in Gebiet A



Quelle: eigene Darstellung, KWB

auf (Abbildung 19). Während Aluminium von der Dachrandabdeckung abgeschwemmt wird, gelangt Zink vermutlich durch Dachaufbauten (Entlüftungsrohre, Entrauchungsanlage, siehe Abbildung 55 im Anhang A.2), verzinkten Fallrohren und Fassadenbeschichtungen (Ober-, Unterputz) in das abfließende Regenwasser. Durch ergänzende Analysen ließ sich nachweisen, dass die gelösten Anteile von Zink bei durchschnittlich 60 % und von Aluminium bei 15 % liegen. Damit übertreffen die Zinkkonzentrationen im Gebietsabfluss teils deutlich den UQN-Vorschlag für gelöstes Zink von 33 µg/L (Wenzel et al. 2015). Vanadium trat in allen Proben auf, die mittleren Konzentrationen waren mit jeweils rund 2 µg/L aber gering. Kupfer wurde im Regenwasserabfluss des Gebietes mit mittleren Konzentrationen in Höhe von 10 µg/L gefunden. Mögliche Quellen könnten kleinere Kupferbleche und Spritzmittel gegen Moos sein.

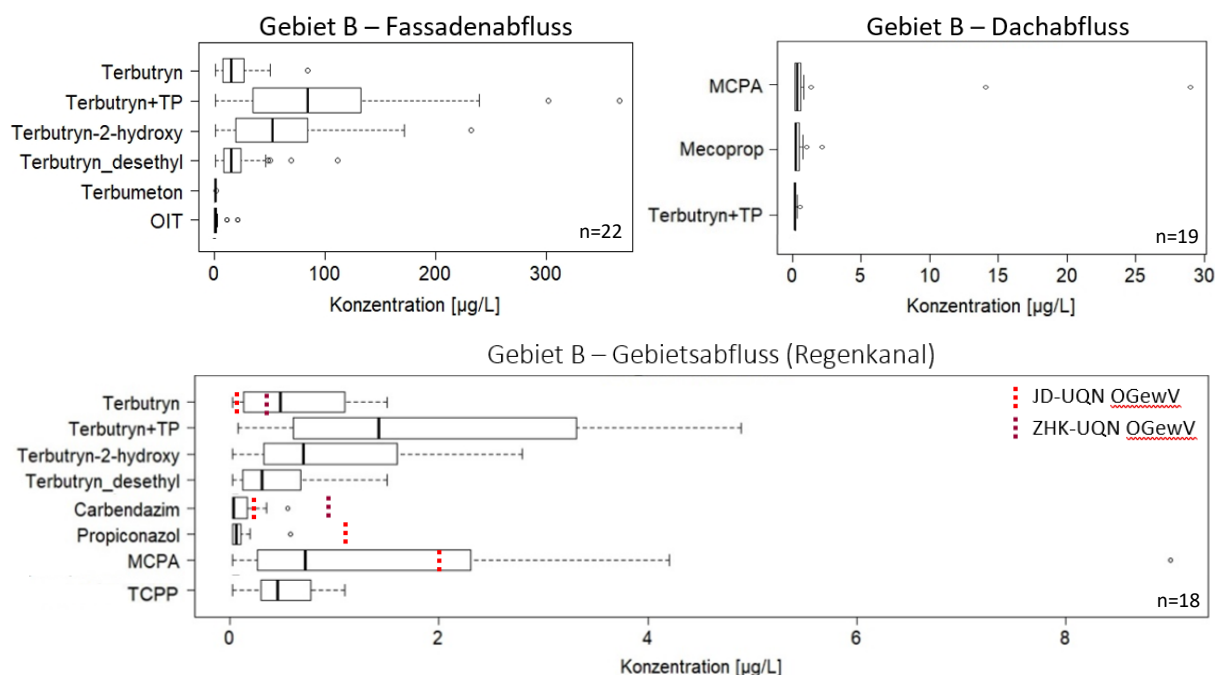
2.3.2.2 Testgebiet B

Einen Überblick über die Konzentrationsbereiche nachweisbarer Stoffe im Fassaden-, Dach- und Gebietsabfluss für Gebiet B gibt Abbildung 21.

Im Fassadenabfluss wurden die höchsten Konzentrationen für Terbutryn (Ø 21 µg/L) und dessen Transformationsprodukte Hydroxy-Terbutryn (Ø 66 µg/L) sowie Desethyl-Terbutryn (Ø 25 µg/L) gemessen. Der Konzentrationsverlauf von Terbutryn und Desethyl-Terbutryn zeigt wie in Gebiet A keinen abnehmenden Trend über den Messzeitraum von 14 Monaten (Abbildung 22). Auffallend sind die erhöhten Werte für Hydroxy-Terbutryn zwischen April und September. Die Konzentrationen scheinen mit der Solarstrahlung im Zeitraum vor dem jeweiligen Regenereignis in Verbindung zu stehen und unterstreichen damit die Relevanz des UV-indizierten Photoabbaus (Abbildung 56 im Anhang A.2). In anderen Untersuchungen werden die Mechanismen des Photoabbaus von Terbutryn beschrieben (Bollmann et al. 2016).

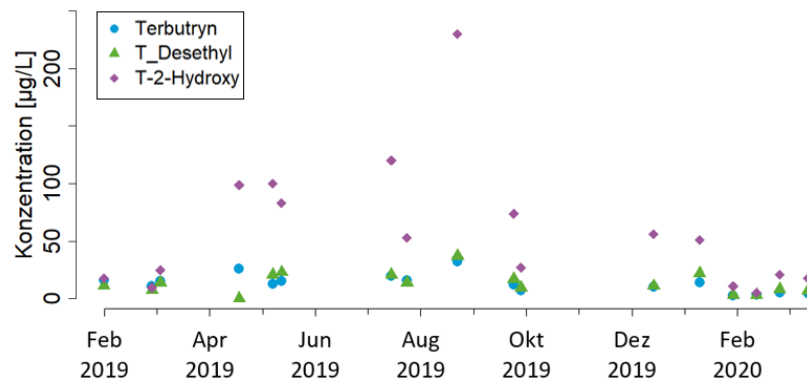
Im Dachabfluss wurde nur vereinzelt das Durchwurzelungsschutzmittel MCPA in Konzentrationen bis 29 µg/L detektiert (Abbildung 21). Im Gebietsabfluss hingegen trat MCPA regelmäßig auf und erreichte mittlere Konzentrationen von 1,6 µg/L (Abbildung 21 unten). Im gleichen Konzentrationsbereich lag Terbutryn einschließlich der Transformationsprodukte (Mittelwert 1,9 µg/L, max. 4,9 µg/L), hingegen Terbutryn alleine im Mittel bei 0,6 µg/L (max. 1,5 µg/L).

Abbildung 21: Spurenstoff-Konzentrationen in Fassaden-, Dach- und Gebietsabfluss von Gebiet B



Quelle: eigene Darstellung, KWB

Abbildung 22: Konzentrationsverlauf für Terbutryn und die Transformationsprodukte Desethyl-Terbutryn und Hydroxy-Terbutryn im Fassadenabfluss der Westfassade in Gebiet B

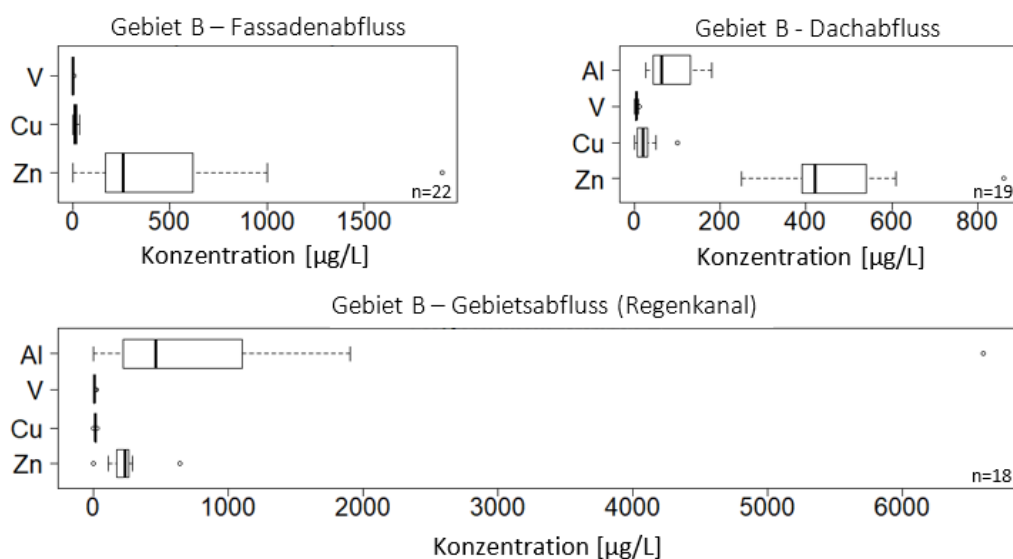


Quelle: eigene Darstellung, KWB

Im Gebietsabfluss von Gebiet B liegen die Konzentrationen für Terbutryn über dem ZHK-UQN von 0,34 µg/L (Abbildung 21). Auch hier gilt, dass der UQN für Oberflächengewässer erst nach vollständiger Durchmischung des Regenwasserabflusses im Gewässer anzuwenden ist. In kleinen Gewässern mit einem hohen Anteil an Regenabfluss können die ermittelten Konzentrationen trotzdem zu Überschreitungen führen. Für MCPA ist nur ein JD-UQN von 2 µg/L definiert, welcher bei rund 20 % aller analysierte Ereignisse überschritten wird. Damit sind zwar die Konzentrationen im Regenwasser höher als für die Biozide, aber die ökotoxikologischen Eigenschaften weniger problematisch für aquatische Organismen in Oberflächengewässern.

Die höchsten Schwermetallkonzentrationen wurden wie in Gebiet A für Zink und Aluminium festgestellt (Abbildung 23). Im Gebiet B war die Dachrandabdeckung mit einem Zinkblech realisiert. Auch Dachaufbauten (Entlüftungsrohre) und Fallrohre tragen wie im Gebiet A zur Zinkemission bei (siehe Abbildung 57 im Anhang). Dementsprechend dominierend tritt Zink im Dachabfluss mit mittleren Konzentrationen von 500 µg/L auf. Da auch im Fassadenabfluss Konzentrationen von 460 µg/L auftreten, ist eine Freisetzung aus dem eingesetzten Putz und der Farbe sehr wahrscheinlich.

Abbildung 23: Schwermetall-Konzentrationen in Fassaden-, Dach- und Gebietsabfluss in Gebiet B



Quelle: eigene Darstellung, KWB

Im Gebietsabfluss erreichte die Zinkkonzentration im Mittel 240 µg/L (max. 640 µg/L), wiederum mit einem gelösten Anteil von rund 60 %. Damit übertreffen die Zinkkonzentrationen im Gebietsabfluss – wie in Gebiet A - den UQN-Vorschlag (Wenzel et al. 2015) um das Mehrfache. Aluminium erreichte im Mittel 960 µg/L mit einem Maximalwert von 6600 µg/L. Für Aluminium ließen sich die Quellen nicht klären. Allerdings ist die ökotoxikologische Relevanz im Gegensatz zu Zink deutlich geringer. Dementsprechend gibt es auch keinen UQN bzw. einen Vorschlag wie für Zink.

2.3.3 Frachten

Die Ergebnisse der Frachtbetrachtungen basieren auf den jeweils analysierten Proben und den dazugehörigen Wassermengen, und repräsentieren in der Summe rund 50-70 % der Abflussmenge des Messzeitraums (siehe 2.3.1).

2.3.3.1 Testgebiet A

Für ausgewählte Substanzen wurden die Gesamtfrachten im Fassaden- (Diuron, OIT, Terbutryn) und Dachabfluss (Mecoprop, Aluminium, Zink) auf die eingesetzte Fläche des jeweiligen Bauproduktes bezogen berechnet (Tabelle 3). Aus diesen spezifischen Frachten wird ersichtlich, dass die Biozid-Emissionen aus dem Putz (Diuron und OIT) deutlich über den Emissionen aus der Farbe (Terbutryn) liegen.

Tabelle 3: Kumulierte spezifische Frachten im Testgebiet A im Messzeitraum (ca. 1,5 Jahre). Diuron, OIT: Westfassade; Terbutryn: Nordfassade

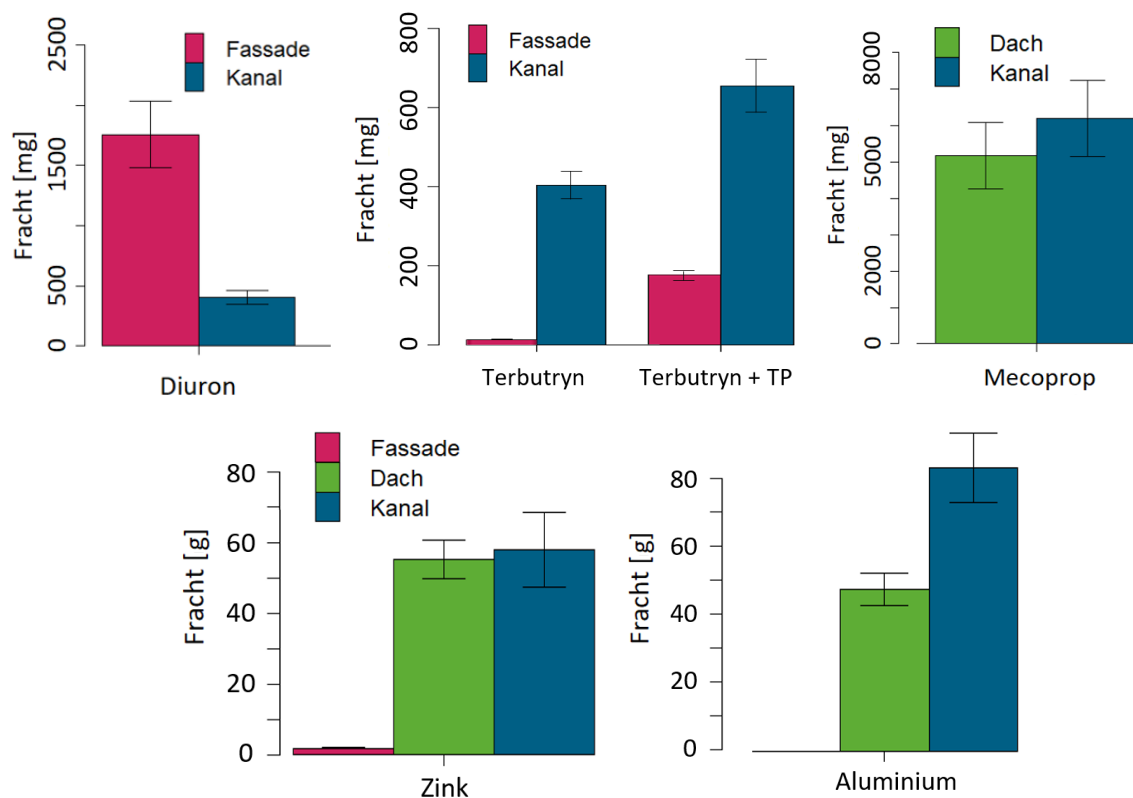
	Diuron / TP	OIT	Terbutryn / TP	Mecoprop	Aluminium
Spezifische Fracht [mg/m²]	4,0 / 2,0	1,8	0,02 / 0,26	4,5	100

In Abbildung 24 ist der Vergleich der im Gebietsabfluss (Regenkanal) gemessenen Frachten mit den Emissionen aus an den Regenkanal angeschlossenen Flächen (Dach, Fassade) dargestellt. Die Frachten im Regenkanal für Mecoprop (ca. 6 g) und Zink (ca. 60 g) sind etwa gleich groß wie die Frachten in den Dachabläufen. Die aus den Fassaden emittierten Zinkmengen sind dagegen sehr klein und tragen nur unwesentlich zur Gesamtfracht bei. Somit lässt sich das Vorkommen von Mecoprop und Zink im Gebietsabfluss eindeutig entsprechenden Quellen zuordnen.

Die Aluminium-Fracht im Gebietsabfluss ist fast gleich groß wie von Zink (ca. 80 g), aber fast doppelt so groß wie von den Dächern. Neben den Dachrandabdeckungen aus Aluminium existieren weitere Quellen für Aluminium. Auch für Terbutryn und deren Transformationsprodukte wurden höhere Frachten im Gebietsabfluss ermittelt, als sich durch die gemäß Plänen angeschlossenen Fassaden ergeben sollten. Folglich entwässern effektiv größere Flächenanteile in den Regenkanal oder es liegen im Gebiet höhere Fassadenemissionen vor, als an der untersuchten Fassade gemessen wurde.

Überraschenderweise verhält sich die Fracht bei Diuron genau andersherum. Die im Gebietsabfluss bestimmte Gesamtfracht beträgt nur rund 25 % der aus den angeschlossenen Fassaden hochgerechneten Menge (Abbildung 24). Dies deutet auf Versickerungsverluste auf dem Weg von der Fassade über die gepflasterte Hofffläche bis zu den Hofabläufen hin oder auch eine entgegen den Plänen geringere effektiv angeschlossene Putzfläche. Zusammengefasst weisen die Entwässerungspläne und die applizierten Produktmengen gegenüber den messtechnisch erfassten Bilanzen gewisse Diskrepanzen auf. Die Planunterlagen sollten daher immer nur einer Orientierung für effektiv auftretende Volumenströme des abfließenden Regenwassers dienen.

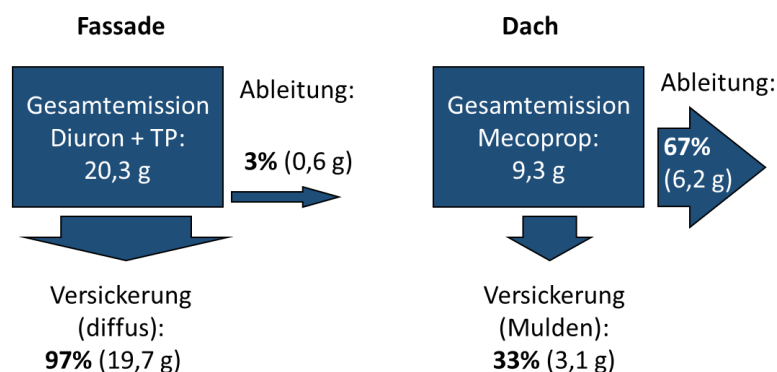
Abbildung 24: Frachten in Fassade-, Dach- und Gebietsabfluss für ausgewählte Stoffe in Gebiet A



Quelle: eigene Darstellung, KWB

Die Stoffbilanzen der Gesamtemissionen aus allen Dach- und Fassadenflächen des Testgebietes zeigt Abbildung 25. Dabei wurde differenziert, welcher Teil über den Regenkanal abgeleitet wird und ins Gewässer gelangt (im Regenkanal gemessene Fracht) und welcher Teil im Gebiet verbleibt und versickert (Differenz zu abgeschätzten Gesamtemissionen). Für die Hochrechnung der Gesamtemission von Diuron wurden die gemessenen Fassadenabläufe aller Fassadenseiten berücksichtigt und für die nicht analysierten Abläufe der Ost- und Südfassade die Konzentrationen der Westfassade angenommen. Für Diuron aus der Fassade zeigt sich, dass die im Gebietsabfluss gemessene Fracht nur 3 % der hochgerechneten Gesamtfracht repräsentiert. Somit verblieb der überwiegende Teil der Fracht im Gebiet und versickerte diffus an den Fassaden, auf dem Weg von der Fassade zu den Hofabläufen oder gelangte anteilig in die Mulden-Versickerung. Diuron baut nur langsam im Boden ab, adsorbiert aber vergleichsweise gut an Pflanzerde (Johan et al. 2018).

Abbildung 25: Stoffbilanz für den Regenkanal, diffuses Versickern und die Versickerung in Mulden für die Emissionen aus Fassade und Dach für Diuron + TP sowie Mecoprop in Gebiet A.



Quelle: eigene Darstellung, KWB

Dennoch konnten Hensen et al. (2018) bei Rigolen-Versickerung einen Anstieg der Diuron-Konzentration im Grundwasser beobachten, da sich sickerfähige Böden durch ein geringeres Rückhaltevermögen auszeichnen. Für Mecoprop aus der Bitumenbahn ergibt sich, dass 67 % über den Regenkanal abgeleitet werden und 33 % in Mulden versickern. Die Versickerung kann auch hier einen relevanten Eintragspfad in das Grundwasser darstellen, weil Mecoprop im ungesättigten Boden deutlich mobiler ist als Diuron.

2.3.3.2 Testgebiet B

Die Frachtabschätzungen wurden analog dem Vorgehen in Gebiet A durchgeführt. Tabelle 4 zeigt die kumulierten, auf die Materialfläche bezogenen spezifischen Frachten für die Substanzen Terbutryn im Fassadenabfluss und MCPA und Zink im Dachabfluss.

Für das in der Fassadenfarbe eingesetzte Terbutryn sind die Emissionen aus der Westfassade etwa halb so hoch wie aus der Nordfassade, weil an der Schlagregenseite (W) eine höhere Auswaschung auftritt und dadurch der Stoffpool bereits verarmt ist (Abbildung 49).

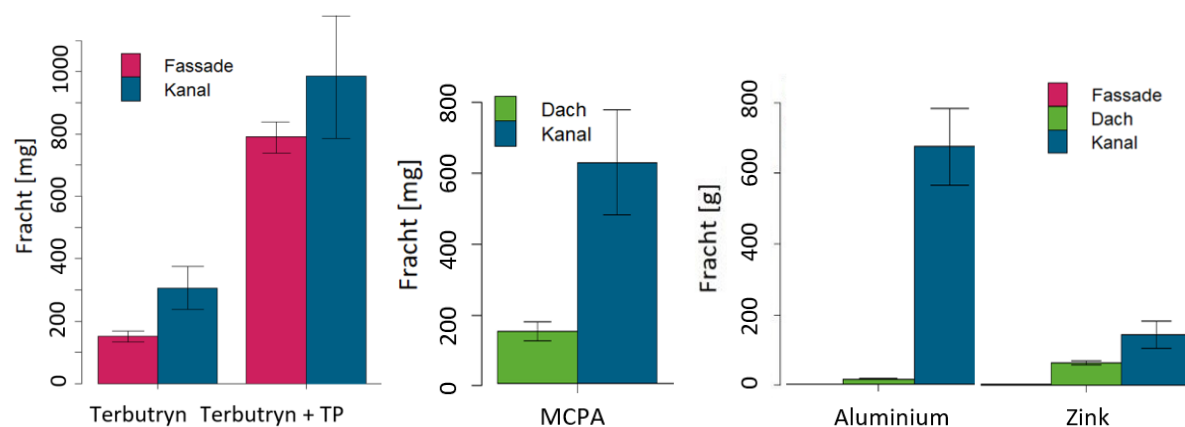
Tabelle 4: Kumulierte spezifische Frachten im Testgebiet B für Messzeitraum (~1 Jahr)

	Terbutryn / TP (Nord)	Terbutryn / TP (West)	MCPA	Zink
Spezifische Fracht [mg/m ²]	0,2 / 0,7	0,1 / 0,45	0,15	500

Abbildung 26 vergleicht analog zu Gebiet A die gemessenen Frachten im Regenkanal mit den erwarteten Emissionen der angeschlossenen Flächen (Dach, Fassade). Die Gesamtfracht im Regenkanal (Gebietsabfluss) für Terbutryn und den Transformationsprodukten (zusammen ca. 1000 mg) ist nur etwas größer als die hochgerechnete Fracht für Fassaden. Der Grund ist, dass im Gebiet B der Fassadenablauf hauptsächlich über die Lichtschachtentwässerung und Drainagen des Innenhofes in den Regenkanal gelangt und der indirekte Abfluss über gepflasterte Hofflächen anders als in Gebiet A kaum eine Rolle spielt. Damit sind die Entwässerungswege klarer definiert.

Für MCPA in der Bitumenbahn erklärt die Fracht im Dachabfluss etwa 25 % des Gebietsabflusses, sodass eine weitere Fläche als Quelle vorhanden sein dürfte. Dafür kommt die drainierte, begrünte Innenhoffläche in Betracht, die über einer Tiefgarage liegt und ebenfalls mit Bitumenbahnen abgedichtet ist. Eine Quantifizierung dieser Emissionen konnte im Projekt allerdings messtechnisch nicht erfolgen, wurde jedoch durch die Simulation abgeschätzt (Anhang A.4.8).

Abbildung 26: Frachten in Fassaden-, Dach- und Gebietsabfluss für ausgewählte Stoffe in Gebiet B

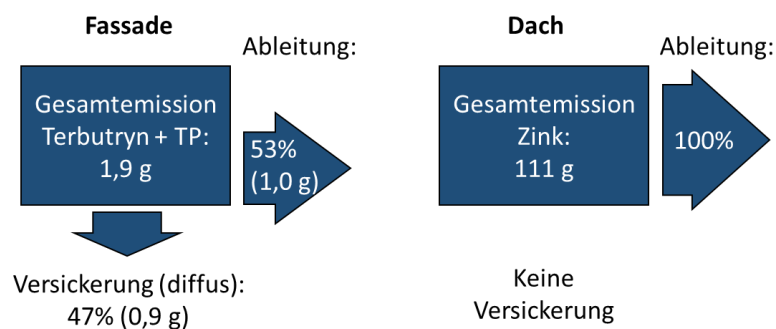


Quelle: eigene Darstellung, KWB

Die im Gebietsabfluss gemessene kumulierte Zinkfracht (ca. 162 g) ist etwa doppelt so groß wie im Dachabfluss. Zusätzliche Zinkeinträge sind unter anderem durch die verzinkten Fensterbänke denkbar (ca. 50 m², entspricht 40 % der Fläche der Zinkabdeckungen auf dem Dach), von denen wiederum ein Großteil über die Lichtschächte sowie Innenhofdrainage in Verbindung zum Regenkanal stehen. Die aus den Fassaden emittierten Zinkmengen sind trotz hoher Konzentrationen gering und tragen eher unwesentlich zur Gesamtfracht bei. Daher bleibt für Zink weiterhin unklar, woher die weiteren Frachtanteile im Regenwasserabfluss stammen. Für Aluminium ergeben sich hohe Frachten im Regenkanal (700 g). Über die genaue Herkunft kann wie im Gebiet A nur spekuliert werden, weil konkrete Anhaltspunkte für sichtbare Anwendungen fehlen.

Die Stoffbilanz der Gesamtemissionen für die Ableitung in den Regenkanal und die Versickerung in Gebiet B ist anders als im Gebiet A. Abbildung 27 zeigt für Terbutryn, dass etwa 53 % der Gesamtfracht über den Regenabfluss abgeleitet werden und 47 % im Gebiet verbleiben. Die aus der Dachrandabdeckung resultierende Gesamtfracht von 111 g Zink wird vollständig über den Regenkanal abgeleitet. Demnach wird im Gegensatz zu Gebiet A der Dachabfluss vollständig und ein höherer Anteil des Fassadenabflusses über die Lichtschächte und Drainagen in den Regenkanal geleitet.

Abbildung 27: Stoffbilanz für den Regenkanal und diffuses Versickern für die Emissionen aus Fassade und Dach für Terbutryn und Transformationsprodukte sowie Zink in Gebiet B

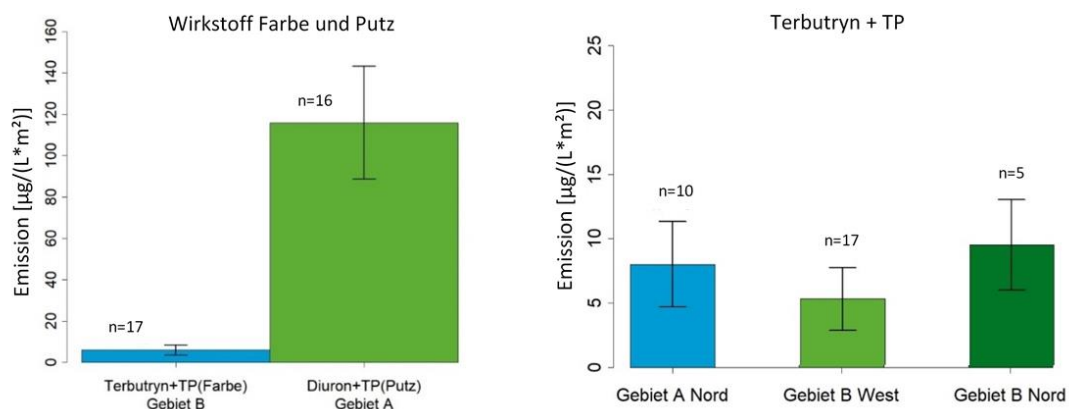


Quelle: eigene Darstellung, KWB

2.3.4 Vergleich der Emissionen in Gebiet A und B

Das Biozid Terbutryn wurde in beiden Gebieten in der Fassadenfarbe verwendet, jedoch in unterschiedlichen Ausgangskonzentrationen, Flächenanteilen und Produkten. Dennoch liegen die spezifischen Emissionen von Terbutryn und den Transformationsprodukten in beiden Gebieten mit ca. 10 µg/m²·L ähnlich hoch (Abbildung 28).

Abbildung 28: Vergleich der Emissionen von Terbutryn und Diuron in Gebiet A und B



Quelle: eigene Darstellung, KWB

Ein Vergleich von Putz (Diuron + TP, Gebiet A, Westfassade) und Farbe (Terbutryn + TP, Gebiet B, Westfassade) verdeutlicht, dass unter den gegebenen Versuchsbedingungen aus Putz eine 60-mal größere Menge freigesetzt wurde als aus Farbe ($120 \mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{L}$ vs. $5 \mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{L}$) (Abbildung 28). Dies beruht im Wesentlichen auf der größeren Applikationsmenge von Putz verglichen mit Farbe ($3 \text{ kg}/\text{m}^2$ vs. $0,6 \text{ kg}/\text{m}^2$) und dem damit verbundenen größeren Depot an Bioziden.

2.4 Fazit Felduntersuchungen

Die als Wirkstoffe für den Filmschutz von Fassadenbeschichtungen eingesetzten Biozide Diuron und Terbutryn, die Durchwurzelungsschutzmittel MCPA und Mecoprop, und die Metalle Zink und Aluminium gelangten in den Regenabfluss. Da jeweils nur ein Teil der abfließenden Regenmenge abgeleitet wird, in Gebiet A sogar ein größerer versickert oder in eine Versickerungsanlage geleitet wird, sind auch Boden und Grundwasser als mögliche Zielkompartimente der Stoffemissionen zu beachten. Daher wurde den Stoffpfaden der diffusen Versickerung im Vergleich zur Einleitung in der Modellierung besondere Beachtung geschenkt (Kapitel 5).

Das im Putz von Gebiet A eingesetzte Diuron trat im Fassadenabfluss mit rund $1000 \mu\text{g}/\text{L}$ auf, jedoch bedingen die kleinen Fassadenabflussvolumina geringe Frachten. Während der Felduntersuchung war kein Trend zur Konzentrationsabnahme erkennbar. Die Konzentrationen der analysierten Transformationsprodukte lagen für Terbutryn teilweise deutlich über denen des Wirkstoffs, allerdings ist deren ökotoxikologische Wirkung geringer.

Mecoprop im Dachabfluss führte zu den höchsten Stofffrachten der organischen Spurenstoffe. Unter den Schwermetallen war die Zinkfracht am höchsten, sogar 10 bis 100-mal höher als die Biozidfrachten. Als Quellen für Zink kommen Metallbleche (Fensterbleche, Dachaufbauten, Fallrohre) und Fassadenbeschichtungen in Betracht.

Die im Regenwasserabfluss der Gebiete gemessenen Stoffkonzentrationen überschreiten die für Oberflächengewässer geltenden UQN für Diuron, Terbutryn, Mecoprop, MCPA und Zink (gelöst). Zwar sind nach der Einleitung in große Gewässer wie der Spree keine UQN-Überschreitungen zu erwarten, doch bei kleinen Gewässern mit unzureichender Verdünnung besteht ein Risiko.

Zu berücksichtigen ist, dass die effektiv auftretenden Konzentrationsspitzen während eines mehrstündigen Ereignisses höher ausfallen als die hier vorgestellten Ereigniskonzentrationen, denn diese stellen jeweils eine Durchschnittskonzentration über mehrere Stunden dar. Erst eine hochauflösende Online-Spurenstoffanalytik (MS2Field) oder die dynamische Modellierung (Kapitel 5) geben in solche Verläufe einen vertieften Einblick (Dax et al. 2020).

3 Auslaugung von Bauprodukten im Labor

Mit dem Immersionstest (DIN EN 16105) und dem DSLT (DIN CEN/TS 16637-2) stehen europaweit harmonisierte Laborversuche zur Verfügung. Mit den standardisierten Labortests lässt sich die Auslaugung aus Bauprodukten unter reproduzierbaren Randbedingungen quantifizieren und damit das potentielle Stofffreisetzungsverhalten vergleichen. In Feldstudien hingegen beeinflusst der natürliche Witterungsverlauf die effektive Freisetzungsdynamik, jedoch limitieren Zufälligkeiten wie Sonneneinstrahlung, Niederschlagsverteilung usw. einen unmittelbaren Produktvergleich.

Die Laborresultate dienen auch dazu, die Erkenntnisse aus den beiden Untersuchungsgebieten (Kapitel 2) durch eine eindeutige Produkt- bzw. Stoffzuordnung zu verifizieren. Um langfristige Emissionen abzuschätzen, stellen die Labordaten eine wesentliche Grundlage zur Herleitung von Emissionsfunktionen dar (vgl. Kapitel 4).

Von den in den Gebieten A und B eingesetzten Bauprodukten im Bereich von Dach, Fassaden und versiegelten Flächen wurden 10 Produkte beschafft. Sechs dieser Produkte sind aus Testgebiet A und vier aus Gebiet B (Tabelle 5). Da die Gebäude in beiden Gebieten etwa 18 Monate vor Beginn der Felduntersuchungen fertiggestellt wurden, mussten die eingesetzten Bauprodukte nachträglich beschafft werden und stammen folglich nicht aus der gleichen Produktionscharge wie die verbauten Produkte.

Fünf weitere getestete Bauprodukte sind weit verbreitet im Gebrauch und ergänzen die in den Untersuchungsgebieten eingesetzte Produktpalette (Tabelle 5). Zu diesen Referenzprodukten zählen eine wurzelfeste Bitumenbahn des gleichen Herstellers von Gebiet A (DB_02_BIT), um die Freisetzung des chemischen Durchwurzelungsschutzmittels zu ermitteln, und ein Metallblech aus Aluminium mit einer PE-Beschichtung (MB_02_ALU; Dachrandabdeckung), um die Auswaschreduktion durch Beschichtung einzubeziehen. Die drei Dachbahnen aus EPDM, TPO und PVC (DB_05_EPDM, DB_06_TPO, DB_07_PVC) sind gängige Abdichtungsmaterialien für Flachdächer.

Tabelle 5: Übersicht der zehn untersuchten Bauprodukte der Testgebiete A und B sowie fünf Referenzprodukte (R) mit Kurzbezeichnung und deklarierten Stoffen.

Gebiet	Bauprodukt	Bezeichnung	Stoffe im Sicherheitsdatenblatt
A	Putz: Silikonharz, Kratzputz	PT_01_ORG	Diuron, OIT, BIT, CMI, MIT
A	Putz: Silikonharz, Kratzputz	PT_02_ORG	Diuron, OIT, BIT, CMI, MIT
A	Putz: Silikonharz, Modellierputz	PT_03_ORG	Diuron, OIT, BIT, CMI, MIT
A	Farbe: Silikonharz	FA_01_ORG	Isoproturon, Terbutryn, IPBC Bronopol, BIT, CMI, MIT
A	Dachbahn: Bitumen, nicht wurzelfest	DB_01_BIT	-
A	Metallblech: Aluminium, nicht beschichtet	MB_01_ALU	-
B	Putz: mineralisch, Dekorputz	PT_05_MIN	-
B	Farbe: Silikonharz	FA_02_ORG	Terbutryn, OIT, CMI, MIT
B	Dachbahn: Bitumen, wurzelfest	DB_03_BIT	-
B	Pflasterstein: mineralisch	BE_01_PFL	-
R	Dachbahn: Bitumen, wurzelfest	DB_02_BIT	-
R	Dachbahn: EPDM, teilvernetzt	DB_05_EPDM	-
R	Dachbahn: TPO, Kunststoff	DB_06_TPO	-
R	Dachbahn: PVC, Kunststoff	DB_07_PVC	-
R	Metallblech: Aluminium, PE-beschichtet	MB_02_ALU	-

Verschiedenste organische und anorganische Additive sind in Kunststoffdichtungsbahnen enthalten. Eine klare Zuweisung von typischen und potentiell auswaschbaren Substanzen ist jedoch kaum möglich, weil meistens keine Stoffe deklariert werden müssen.

Sofern vorhanden, wurden für alle Produkte die Sicherheitsdatenblätter (SDB) ausgewertet. Die filmschützenden Biozide waren als verkapselt ausgewiesen. Die Hersteller wurden ebenfalls kontaktiert, um ergänzende Informationen zu den Inhaltsstoffen und Ausgangsgehalten zu erhalten (Tabelle 5). Abbildungen der Produkte und hergestellten Prüfkörper sind im Anhang A.3.1 zu finden.

3.1 Vorgehen

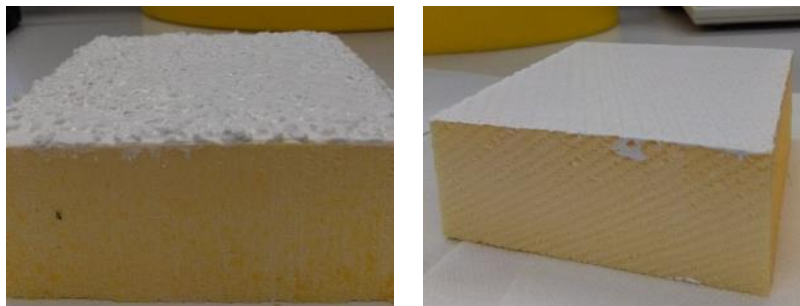
3.1.1 Immersionstest für Putze und Farben

Die vier Putze und zwei Farben wurden gemäß DIN EN 16105 im Laborverfahren zur Bestimmung der Freisetzung von Substanzen aus Beschichtungen in intermittierendem Kontakt mit Wasser untersucht (DIN EN 16105:2011; Immersionstest).

Die Prüfkörper (100 cm²) bestanden aus XPS-Trägermaterial und wurden gemäß den technischen Datenblättern beschichtet (Abbildung 29). Nach der Beschichtung trockneten die Prüfkörper bis Versuchsbeginn mindestens 7 Tage.

Im Immersionstest wird die Auslaugung von Stoffen über neun Zyklen ermittelt. Ein Zyklus besteht aus 1 Stunde Wasserkontakt (20 L/m²), 4 Stunden Trocknung bei Raumtemperatur, und nochmals 1 Stunde Wasserkontakt (20 L/m²). Das Wasser (deionisiert) wird bei jeder Kontaktzeit erneuert. Pro Zyklus werden die Eluate des ersten und zweiten Kurzzeittauchens zu einer zu analysierenden Mischprobe vereinigt (40 L/m²). Zwischen den Auswaschzyklen ruhen die Prüfkörper jeweils 42 Stunden. Die Gesamtwassermenge von 360 L/m² entspricht einer Schlagregenmenge an Fassaden, die in einem theoretischen Zeitraum von 20 bis 50 Jahren anfällt.

Abbildung 29: Prüfkörper beschichtet mit Putz (links) und doppeltem Farbanstrich (rechts)



Quelle: eigene Darstellung, OST

3.1.2 Oberflächenauslaugprüfung für flächige Bauprodukte

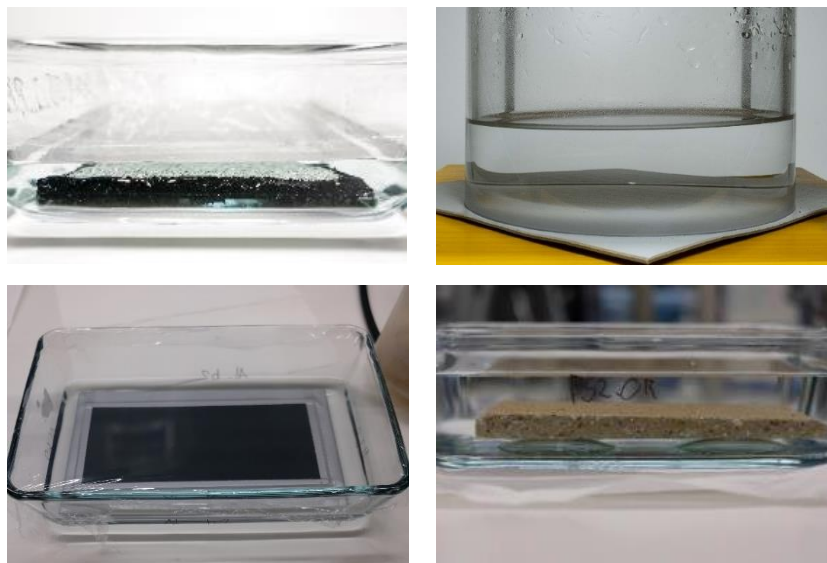
Die sechs Dachbahnen, zwei Metallbleche und ein Pflasterstein wurden gemäß DIN CEN/TS 16637-2 in der horizontalen dynamischen Oberflächenauslaugprüfung untersucht (Dynamic Surface Leaching Test; DSLT). Der Auslaugversuch besteht aus acht Zyklen und erstreckt sich über 64 Tage. Die Wasserkontaktzeit nimmt von 6 h (1. Zyklus) auf 28 Tage (8. Zyklus) zu (Tabelle 6). In den festgelegten Intervallen wird das Wasser (20 L/m², deionisiert) gewechselt und jeweils analysiert. Die kumulierte Wassermenge von insgesamt 160 L/m² entspricht rund 30 % des Jahresniederschlags von Berlin.

Tabelle 6: Wasserkontaktzeiten im DSLT für flächige oder monolithische Bauprodukte.

Zyklus	Wasserkontaktzeit	Dauer ab Beginn
1	6 h	6 h
2	18 h	1 d
3	1 d und 6 h	2 d und 6 h
4	1 d und 18 h	4 d
5	5 d	9 d
6	7 d	16 d
7	20 d	36 d
8	28 d	64 d

Bei den Bitumenbahnen wurde jeder Prüfkörper (180 cm²) auf einer Glasplatte fixiert und die umlaufenden Ränder abgedichtet (Abbildung 30). Die Prüfkörper der Kunststoffbahnen (je 115 cm²) wurden dagegen auf einen mit Wasser gefüllten Glaszylinder gelegt, mit vier Gewindestangen angepresst und kopfüber auf einem Horizontalschüttler (50 rpm) eluiert (Abbildung 30). Aus dem Pflasterstein wurde der Prüfkörper (100 cm²) von der Oberfläche des Steins herausgeschnitten (Abbildung 30).

Abbildung 30: Prüfkörper im DSLT: Bitumenbahn (links oben), PE-beschichtetes Metallblech (links unten), FPO-Kunststoffdichtungsbahn (rechts oben) und Pflasterstein (rechts unten)



Quelle: eigene Darstellung, OST

3.1.3 Analyisierte Parameter

Eluate der Putze, Farben und Bitumenbahnen aus Vortests wurden einem Non-Target Screening unterzogen (Anhang A.1.5). Anhand der Resultate des Screenings wurden die relevanten Stoffe für die Laboranalysen abgeleitet. Diese beinhalteten organische Stoffe, darunter zwei Durchwurzelungsschutzmittel, acht Biozide mit vier TP, einen Vulkanisationsbeschleuniger (alle mittels LC-MS/MS, BG in A.1.4), und bis zu 15 Elemente (Gesamtgehalte, ICP-MS) quantifiziert:

- Durchwurzelungsschutzmittel: Mecoprop, MCPA
- Vulkanisationsbeschleuniger: Benzothiazol

- Biozide (und TP): Isoproturon, Diuron (Diuron-desmethyl), Terbutryn (Terbutryn-desethyl, Terbumeton, Terbutryn-2-hydroxy), Carbendazim, IPBC, BIT, MIT, OIT
- Metalle: Chrom, Kupfer, Nickel, Vanadium, Zink

Da in EPDM-Bahnen der Vulkanisationsbeschleuniger Benzothiazol und Zinkoxid eingesetzt werden, wurden diese beiden Substanzen über den gesamten DSLT bestimmt. Bei den zwei Dachbahnen aus PVC und TPO, sowie zusätzlich EPDM, wurden eine Mischprobe aus dem ersten und zweiten Eluat und das achte Eluat auf 15 Elemente und 172 Kunststoffadditive im Target-Screening (LC-MS/MS) analysiert. In den Eluaten der PVC-Bahn wurden zusätzlich 17 Weichmacher bestimmt. Zum Vorgehen finden sich weitere Details in Burkhardt et al. (2020).

In allen Eluaten wurden der pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit (LF) und der gesamte organische Kohlenstoff (TOC; BG 1 mg/L) bestimmt. Die Resultate für pH, LF und TOC sind im Anhang A.3.2 zu finden.

3.2 Ergebnisse

3.2.1 Immersionstest

Die Konzentrationen der filmschützenden Biozide in Putz und Farben verlaufen im Immersionstest sehr ähnlich. In den ersten Eluaten treten die höchsten Konzentrationen auf, die über die Zyklen stark abnehmen, wobei der maßgebliche Teil der Gesamtemission in den ersten drei Zyklen ausgewaschen ist (Abbildung 31, Abbildung 32). Die abnehmenden Auswaschraten über die Testdauer weisen darauf hin, dass die Freisetzung durch eine starke Anfangsabwaschung und einen oberflächennahen Lösungstransport dominiert ist. Aufgrund der geringen Wasserkontaktzeiten pro Zyklus spielt die Stoffdiffusion eher eine untergeordnete Rolle.

Die Konzentrationshöhe in den Immersionstests lässt sich nicht unmittelbar mit Konzentrationen unter Anwendungsbedingungen vergleichen. Der Grund ist, dass die Wassermengen und die Intensität des Wasserkontakts (Prüfkörper kopfüber im Wasser eingetaucht) nicht den realen Bedingungen entsprechen. Hingegen korrelieren die Frachten (Emission) besser mit der Anwendungssituation im Feld.

Die Transformationsprodukte wurden nur in vernachlässigbar geringen Mengen ($<3 \text{ mg/m}^2$) gefunden und sind im Anhang dargestellt (Abbildung 63). Für abfließendes Niederschlagswasser haben die Topfkonservierer in Putzen und Farben eine untergeordnete Bedeutung, weil sie im Wasser schnell abbauen ($\text{DT}_{50} < 3$ Tagen in Wasser-Sediment, ECHA 2017) bzw. deren Verweilzeit in der Umwelt gering ist. Auch diese Ergebnisse finden sich deshalb im Anhang (Abbildung 61).

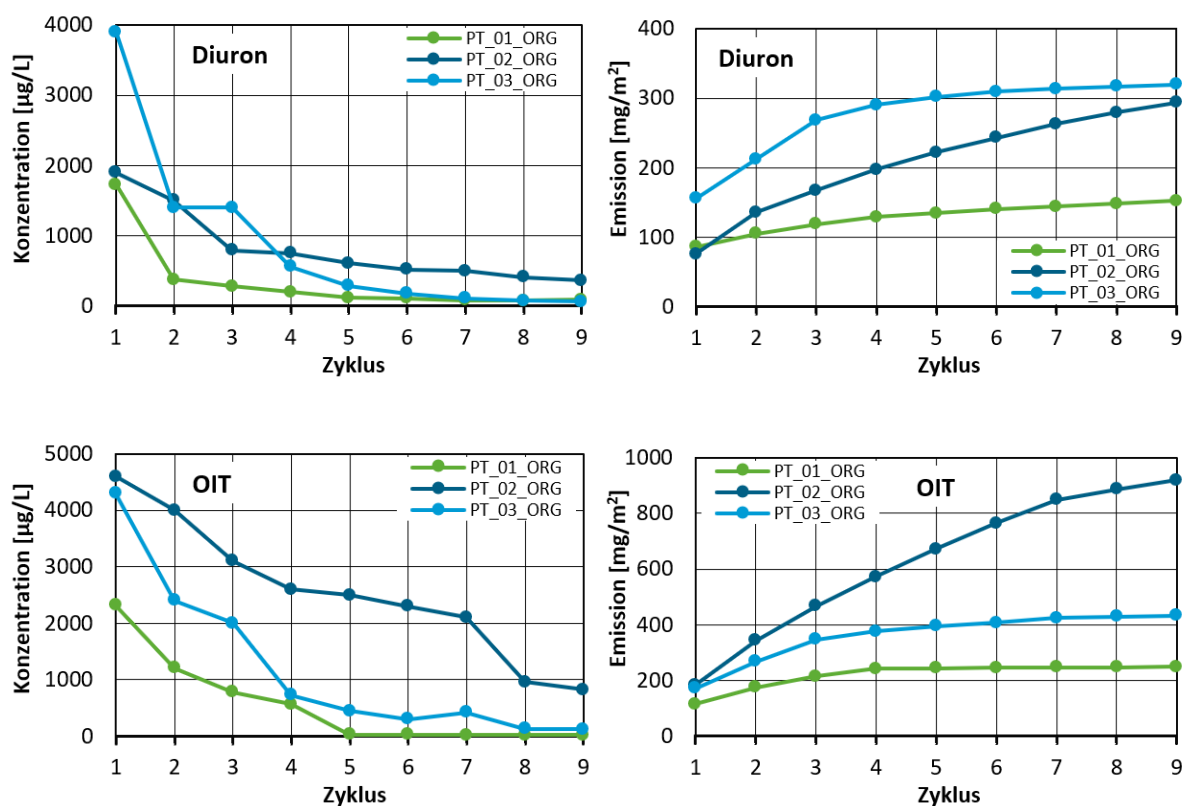
Putze: Die Konzentrationen sinken von 2000-4000 $\mu\text{g/L}$ Diuron und OIT im ersten Zyklus auf $<400 \text{ }\mu\text{g/L}$ im neunten Zyklus, wobei nach den ersten drei Zyklen nur noch eine geringe Abnahme der Konzentrationen zu beobachten ist (Abbildung 31). Die Emissionen der drei organischen Putze variieren zwischen 150 und 320 mg/m^2 Diuron und 220 und 900 mg/m^2 OIT, und liegen damit in der gleichen Größenordnung wie andere Laboruntersuchungen (Burkhardt et al., 2021). Der Konzentrations- bzw. Emissionsverlauf von Produkt PT_02 über die Testdauer ist hervorzuheben, weil nur bei diesem die Konzentrationen von OIT und Diuron fast linear abnehmen, bzw. die Emissionen stetig zunehmen.

Bezogen auf die Einsatzmenge erreichen die Auswaschverluste 5 bis 15 % Diuron und 10 bis 40 % OIT. Die Streuung zwischen den Putzen ist auffallend, denn Diuron und OIT waren in jeweils gleichen Mengen eingesetzt. Die Unterschiede beruhen auf der Produktrezeptur (Bindemittel etc.), welche die Auslaugung beeinflusst, und deuten das mögliche Optimierungspotential an.

Bemerkenswert ist, dass OIT-Emissionen nur 1,5- bis 2-fach höher liegen als für Diuron, obwohl OIT eine 12-mal höhere Wasserlöslichkeit aufweist (Diuron 40 mg/L, OIT 500 mg/L). Dies ist darauf zurückzuführen, dass OIT besonders gut verkapselt vorliegt.

Der mineralische Putz (PT_05_MIN) enthielt wie erwartet keine Biozide und emittierte folglich auch keine Wirkstoffe. Von den Metallen war nur Zink nachweisbar, jedoch mit einer geringen Emission von 0,8 mg/m² Zink (Abbildung 65, Anhang A.3.2). Der ergänzend bestimmte Gesamtgehalt im Putz (120 mg/kg bzw. 400 mg/m² Zink) unterstreicht ein Stoffdepot von Zinkoxid. Im Labor wird Zinkoxid aufgrund der kurzen Wasserkontaktzeit pro Zyklus jedoch kaum in Lösung gebracht, anders als beim DSLT (s.u., EPDM-Bahnen).

Abbildung 31: Konzentrationen und kumulierte Emission von Diuron (oben) und OIT (unten) in den drei Putzen von Untersuchungsgebiet A

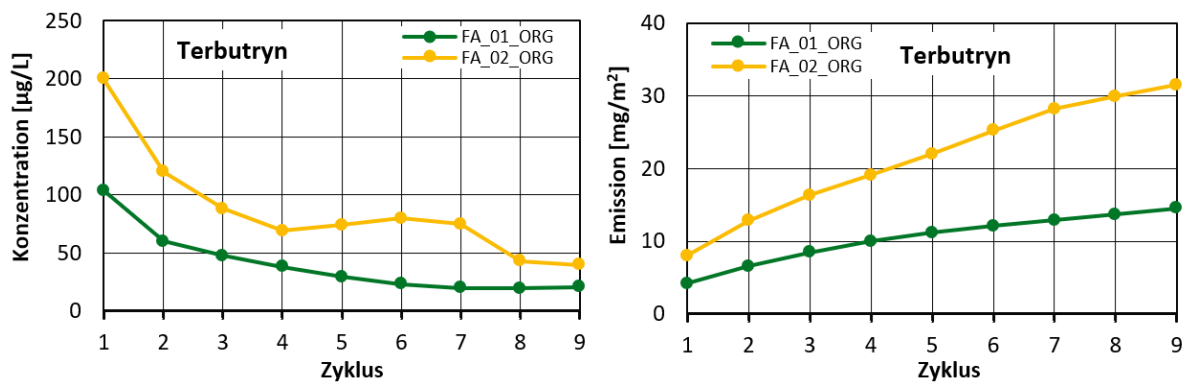


Quelle: eigene Darstellung, OST

Farben: Die Konzentrationen beider organischen Farben sinken von 100-200 µg/L Terbutryn im ersten Zyklus auf <50 µg/L im neunten Zyklus (Abbildung 32). Die Emissionen umfassen 15 und 30 mg/m² Terbutryn. Von der Einsatzmenge werden 8 % (FA_01_ORG) und 26 % Terbutryn (FA_02_ORG) ausgewaschen. Aus der Farbe PT_01 eluieren zusätzlich die eingesetzten Biozide Isoproturon (35 % der Gesamtmenge) und IPBC (20 % der Gesamtmenge) (Abbildung 64). Von der Isoproturon-Gesamtfracht ist fast die Hälfte im ersten Eluat enthalten.

Verglichen mit organischen Putzen liegen die Emissionen aus den Farben um mindestens einen Faktor 10 niedriger. Dieser Unterschied beruht vor allem auf den Materialmengen, die bei Putz 3 kg/m² und bei Farbe 0,6 kg/m² umfassten. Die relativen Emissionen bezogen auf die Ausgangsmenge sind hingegen bei Terbutryn höher als von Diuron, obwohl Diuron eine höhere Wasserlöslichkeit aufweist.

Abbildung 32: Konzentrationen und kumulierte Emissionen von Terbutryn in den beiden Farben von Gebiet A (FA_01_ORG) und Gebiet B (FA_02_ORG).



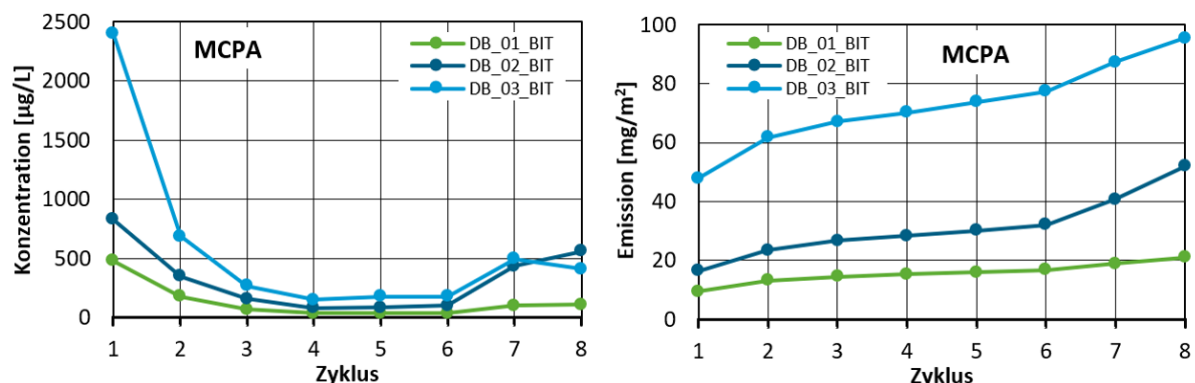
Quelle: eigene Darstellung, OST

3.2.2 Oberflächenauslaugprüfung

Bitumenbahnen: Die MCPA-Konzentrationen nehmen von 500-2500 µg/L über die vier ersten Zyklen auf < 150 µg/L ab und steigen ab dem sechsten Zyklus langsam auf 100–600 µg/L MCPA an. Die Konzentrationsverläufe sind typisch für Bitumenbahnen. Zu Beginn dominiert eine starke MCPA-Abwaschung, beispielsweise von Resten der freien MCPA-Säure, gefolgt durch Stoffdiffusion und freigesetztes MCPA aus der Hydrolyse des Esters. Die kumulierten Emissionen variieren zwischen 20 und 100 mg/m² MCPA (Abbildung 33). Die relativ geringe Emissionsmenge in der als nicht wurzelfest deklarierten Bahn (DB_01_BIT) deutet eher auf eine produktionsbedingte Verschleppung hin (Burkhardt et al. 2009a).

Zwar sind die effektiven Ausgangsmengen nicht bekannt, aber aufgrund früherer Erfahrungswerte zu den eingesetzten Mengen dürfte die relative Auswaschung über den gesamten Versuchszeitraum zwischen 0,25 und 1 % liegen. Wie schon bei den Putzen und Farben unterstreichen die Ergebnisse, dass die Produktrezeptur maßgeblich die effektiv ausgewaschene Menge bestimmt (Burkhardt et al. 2009a, Burkhardt et al. 2021).

Abbildung 33: Konzentrationen und kumulierte Emissionen von MCPA in den drei untersuchten Bitumenbahnen (wurzelfest: DB_02 und DB_03)



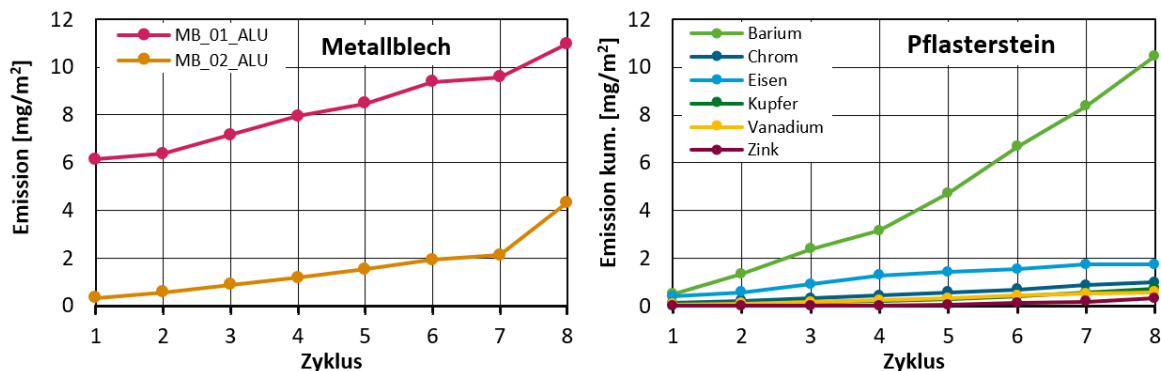
Quelle: eigene Darstellung, OST

Metallbleche: Die Konzentrationen von Aluminium nehmen beim unbeschichteten Blech (MB_01_ALU) von 120 µg/L im ersten auf < 10 µg/L im zweiten Zyklus ab und verbleibt auf diesem Niveau, bis im letzten Eluat die Konzentration leicht ansteigt. Das beschichtete Alublech (MB_02_ALU) bleibt durchgehend im Bereich von < 10 µg/L Aluminium, steigt aber im achten

Zyklus deutlich. Durch die PE-Beschichtung wird die Emission um mehr als 50 % reduziert (Abbildung 34). Wie sich die Emission von einem beschichteten Blech über die Nutzungsdauer entwickelt, kann mit dem DSLT nicht beantwortet werden.

Pflasterstein: In den Eluaten des Pflastersteins sind neun Elemente nicht nachweisbar (Sb, As, Pb, Cd, Mn, Mo, Ni, Hg, Ti) und sechs in geringen Konzentrationen (Ba, Cr, Fe, Cu, Va, Zn), wovon nur Barium am auffälligsten auftrat (Abbildung 34, rechts). Trotzdem liegen auch die Barium-Konzentrationen mit rund 20 µg/L auf sehr niedrigem Niveau.

Abbildung 34: Kumulierte Emissionen von Aluminium aus Alublechen (links) und sechs Elementen aus einem Pflasterstein (rechts)



Quelle: eigene Darstellung, OST

Kunststoffdachbahnen: In den EPDM-Eluaten sind Benzothiazol und Zink nachweisbar, wobei die Konzentration von Benzothiazol zu Beginn doppelt so hoch liegt wie von Zink (240 vs. 120 µg/L), gegen Ende des Versuchs überwiegt hingegen die Zink-Konzentration diejenige von Benzothiazol deutlich (2000 vs. 640 µg/L) (Abbildung 66, Anhang A.3.3). Folglich liegt in diesem EPDM-Produkt die spezifische Emission von Zink fast fünfmal höher als von Benzothiazol (300 vs. 67 mg/m², Abbildung 66). Im LC-MS/MS Screenings von Mischprobe und dem achten Eluat findet sich zusätzlich Hexamethyldiamin (1,8 mg/m²) und Anilin (1 mg/m²) (Burkhardt et al., 2020). In den PVC-Eluaten sind von den analysierten Weichmachern nur Diisononylphthalat (DINP, 0,38 mg/m²) gefunden worden, außerdem Barium und Zink, vermutlich aus Stabilisatoren, sowie Antimon, möglicherweise aus einem Flammschutzmittel. Phthalate sind zwar in Anteilen von 30-40 % enthalten, die Konzentrationen im Eluat aber eher gering, weil sie aufgrund ihres lipophilen Charakters nur bei langem Wasserkontakt und bevorzugt höheren Temperaturen heraus diffundieren. Unter Witterungseinfluss gelangen Weichmacher in den Regenwasserabfluss (Björklund et al. 2009, Wicke et al. 2017). In den beiden FPO-Eluaten kommt nur 1,1,1-Trimethylolpropan (500 mg/m²) vor, eingesetzt als Vernetzer. Bezogen auf den TOC-Gehalt deckt dieser Stoff fast die Hälfte ab. Die mit vergleichsweise wenigen Additiven hergestellte FPO-Bahn zeigt die geringsten Elementkonzentrationen.

3.3 Fazit Auslaugung

Die Resultate zum Auslaugverhalten von 15 Bauprodukten lieferten wichtige ergänzende Informationen zu den möglichen Quellen in den Untersuchungsgebieten A und B und stellen die Emissionen auf eine vergleichbare Grundlage. Alle relevanten ausgelaugten Stoffe der untersuchten Bauprodukte sind in Tabelle 7 aufgeführt.

Für Putze und Farben ergab sich ein konsistentes Bild. In den Eluaten waren die deklarierten Biozide eindeutig nachweisbar und andere mögliche organische oder anorganische Stoffe unbedeutend. Trotz Verkapselung emittierte 5-40 % der eingesetzten Biozidmenge. Die potenzielle

Freisetzung von Schwermetallen, insbesondere von Zink im mineralischen Putz, ließ sich im Labortest nicht nachweisen.

Tabelle 7: Emissionen der mengenrelevanten Stoffe aus Bauprodukten untersucht im Immersionstest und DSLT. * Emission des achten Eluats

Bauprodukt	Bezeichnung	Stoffe im Eluat	Emission (mg/m ²)
Putz, organisch	PT_01	Diuron	150
		OIT	250
	PT_02	Diuron	290
		OIT	920
	PT_03	Diuron	320
		OIT	430
Putz, mineralisch	PT_05	-	-
Farbe, organisch	FA_01	Terbutryn	15
		Isoproturon	125
		IPBC	35
	FA_02	Terbutryn	30
		OIT	25
Dachbahn, Bitumen	DB_01	MCPA	20
Dachbahn, Bitumen, WF	DB_02	MCPA	50
	DB_03	MCPA	95
Dachbahn, EPDM	DB_05	Hexamethyldiamin	1,8*
		Anilin	1,0*
		Benzothiazol	70
		Zink	290
Dachbahn, TPO	DB_06	Trimethylolpropan	500*
Dachbahn, PVC	DB_07	Diisononylphthalat	0,38*
Metallblech, Aluminium	MB_01	Aluminium	11
Metallblech, Aluminium, PE-beschichtet	MB_02	Aluminium	4
Pflasterstein	BE_01	Barium	10

Aus den wurzelfesten Bitumenbahnen eluierte nur MCPA, jedoch wurde vor allem Mecoprop aufgrund anderer Untersuchungen zu wurzelfesten Bitumenbahnen erwartet. Wie Mecoprop wird auch MCPA in veresterter Form eingesetzt. Die Emission ist bestimmt durch eine Abwaschung an der Bahnoberfläche und Diffusion, die über die Lebensdauer von Bedeutung ist.

Aus der EPDM-Dachbahn traten vor allem die für Kautschuk typischen Stoffe Zink und Benzothiazol auf, in FPO ein Vernetzer und PVC war unauffällig. Insgesamt stellt der analytische Nachweis bei Kunststoffbahnen eine besondere Herausforderung dar, weil in der Regel keine Hinweise auf die stoffliche Zusammensetzung in den Sicherheitsdatenblättern enthalten sind.

Die Ergebnisse weisen eindeutig darauf hin, dass die Auslaugung substanz- und produkt-spezifisch verläuft und sich aufgrund der Produktrezeptur deutlich beeinflussen lässt. Erste Pionierprodukte bei wurzelfesten Bitumenbahnen und Beschichtungen unterstreichen, dass sich gezielt auswaschreduzierte Bauprodukte herstellen und auf dem Markt platzieren lassen.

Die Ergebnisse unterstreichen weiterhin, dass sich unter einheitlichen Versuchsbedingungen verschiedene Bauprodukte in ihrem Auslaugverhalten vergleichen lassen. Daher kann mit solchen Labordaten eine Emissionsfunktion für die Modellierung parametrisiert werden. Zudem eignen sich die Labordaten auch für eine emissionsbasierte Bauproduktbewertung (Burkhardt et al., 2021).

4 Vergleich Labor- und Felddaten

Die Bauprodukte sind im eingebauten Zustand einer Vielzahl von natürlichen Einflussfaktoren ausgesetzt wie Temperaturschwankungen, UV-Einstrahlung und Niederschlag. Es ist anspruchsvoll, die Emissionen unter unkalkulierbaren Realbedingungen zu bilanzieren. Laborversuche sind hingegen gut reproduzierbar, weil wenige Randbedingungen zu kontrollieren sind. Daher lieferten die Feld- und Laboruntersuchungen komplementäre Ergebnisse zur effektiven Stofffreisetzung unter Anwendungsbedingungen und zur potentiellen Auslaugung im Labor. Die in den Auslaugversuchen detektierten Stoffe dienten zusätzlich zur Plausibilisierung der Felddaten.

Da die Konzentrationen und Emissionen aus Feld und Labor in einer vergleichbaren Größenordnung liegen, ließen sich die Laborversuche auch für die Parametrisierung von Emissionsfunktionen in der Modellierung verwenden.

Nachfolgend werden für vier Bauprodukte Gemeinsamkeiten und Unterschiede aufgezeigt.

Fassadenputz: An der Westfassade von Gebiet A lag die durchschnittliche Konzentration für Diuron bei 890 µg/L (n=17 Ablaufproben), für das gleiche Produkt im Labor bei 815 µg/L (n=9 Eluate). Allerdings wurde im Labor eine rund 80-mal größere Wassermenge eingesetzt als an der realen Fassade im Versuchszeitraum gemessen wurde (360 L/m² vs. 4,6 L/m²). Zeitraum und Wassermenge der Auslaugung im Feld entspricht am ehesten dem ersten Eluat im Labor.

Die kumulierte spezifische Emission (mg/m²) ist aufgrund der größeren Wassermenge im Labor deutlich höher als im Feld. Wird die spezifische Emission auf die Wassermenge normiert, resultiert im Labor eine 7-fach höhere mittlere abflussnormierte Emission für Diuron von 0,8 mg/L · m² im Vergleich zu den Felduntersuchungen (0,12 mg/L · m²).

Für OIT sind im Labor die mittleren Konzentrationen (2550 µg/L) rund siebenmal höher und im ersten Eluat (4600 µg/L) rund 13-mal höher als im Feld (350 µg/L). Dies könnte andeuten, dass OIT unter Realbedingungen weniger auslaugt oder schneller abgebaut wird als unter Laborbedingungen.

Biozide werden abgebaut, beispielsweise OIT schnell (DT₅₀ < 3 d) und Diuron langsam (DT₅₀ > 50 d, ECHA, 2020). Deshalb tritt im Fassadenabfluss beispielsweise Desmethyl-Diuron mit durchschnittlich 350 µg/L auf. Im Labor dagegen lagen alle Konzentrationen bei < 10 µg/L, weil die Stoffumwandlung durch Photoabbau unter Laborbedingungen unbedeutend ist (Abbildung 62).

Ein wesentlicher Unterschied verbindet sich mit dem Materialalter. Im Labor wurde ein frisch appliziertes Produkt untersucht und in der Felduntersuchung erfolgte die Erstellung rund 1,5 Jahre vor der ersten Probenahme. Durch den Regen war am Gebäude bereits eine gewisse Biozidmenge ausgewaschen, aber nicht bilanziert worden. Die frachtrelevante Anfangsauswaschung fehlt demnach in der Feldbilanz.

Fassadenfarbe: Für Terbutryn in der Farbe (FA_02_ORG) zeigen die Labor- und Feldresultate ein vergleichbares Ergebnis. Die mittleren Konzentrationen liegen im Labor zwar etwas höher als im Feld (88 µg/L vs. 23 µg/L), werden jedoch den Feldresultaten die Abbauprodukte Hydroxy-Terbutryn (85 µg/L) und Desethyl-Terbutryn (26 µg/L) hinzugerechnet, resultieren ähnliche Konzentrationshöhen. Die Konzentration von Terbutryn im ersten Eluat liegt im Labor mit 200 µg/L etwas höher als die mittlere Konzentration im Feld für Terbutryn + TP (135 µg/L).

Die hohen Zinkkonzentrationen im Fassadenabfluss (440 µg/L) lassen sich durch die Laborresultate nicht annähernd abbilden. Der langanhaltende Wasserkontakt im Feld begünstigt

offensichtlich die Auflösung von Zinkoxid und die Emission ist deutlich stärker als im Immersionstest.

Bitumenbahn: In der nicht wurzelfesten Bitumenbahn aus Gebiet A (DB_01_BIT) wurde im Labortest MCPA nachgewiesen, hingegen im Feld für das gleiche Produkt Mecoprop. Vermutlich wurde zwischen Fertigstellung des Gebiets A und dem Erwerb des Produkts für den Laborversuch durch den Hersteller die Rezeptur geändert. Zusätzlich ist unerwartet gewesen, dass überhaupt ein Durchwurzelungsschutzmittel in nicht-wurzelfestgeprüften Bahnen nachweisbar war, jedoch in geringeren Konzentrationen als in WF-Bahnen. Die Konzentrationen könnten auf produktionsbedingte Verschleppungen zurückzuführen sein.

Die in Gebiet B im extensiven Gründach eingesetzte Bitumenbahn (DB_03_BIT) weist für MCPA Konzentrationsunterschiede zwischen Labor und Feld von einem Faktor >50 auf, mit deutlich niedrigeren Konzentrationen im Feld. Die Niederschlagsmenge seit Fertigstellung des Gründachs bis zur ersten Probenahme (18 Monate) liegt mit rund 700 L/m² ein Mehrfaches über der kumulierten Wassermenge im DSLT von 160 L/m². Durch die im Feld nicht erfasste Anfangsabwaschung lässt sich ein wesentlicher Teil des Frachtunterschieds erklären.

Des Weiteren sind die Wasserkontaktzeiten zu berücksichtigen. Wenn ein Gründach lange feucht ist, werden Stoffdiffusion und Hydrolyse begünstigt. Deshalb sind bei höherer Wasserkontaktzeit im Labor die Konzentrationsunterschiede gegenüber dem Feld kleiner.

Metallblech: Die Dachrandabdeckung (MB_01_ALU, unbeschichtet) wies für Aluminium im Feld eine mittlere Konzentration von 130 µg/L und eine spezifische abflussnormierte Emission von 10 µg/L · m² auf, im DSLT dagegen rund 70 µg/L und 70 µg/L · m². Hierbei ist besonders auffällig, dass im Labor alleine der erste Zyklus rund 55 % der Gesamtfracht umfasst. Die hohe Anfangsabschwemmung konnte im Feld wie bei den Bitumenbahnen wiederum nicht erfasst werden. Wird in den Labordaten daher die Emission aus dem ersten Zyklus nicht berücksichtigt, resultiert eine spezifische abflussnormierte Emission von 34 µg/L · m², welche mit dem im Feld gemessenen Wert vergleichbar ist.

5 Modellierung der Auslaugung und Regenwasserbelastung

Mit einer Modellierung lassen sich Stoffeinträge aus Gebäuden in die Umwelt abschätzen, Datenlücken schließen und Punkt- oder Stichprobenmessungen in kontinuierliche Verlaufsdaten überführen (z.B. Fassaden-, Dach-, Regenabfluss).

Die vorliegende Modellierung fokussiert auf Diuron und Terbutryn aus Fassaden und MCPA aus Bitumenbahnen der Gebiete A und B, um damit die ermittelten Wasser- und Stoffbilanzen für alle Fassaden zu vervollständigen und den Einfluss von bestimmten Randbedingungen auf die Emission und Gewässerbelastung in Szenarien zu beurteilen.

Die eingesetzte Software COMLEAM bildet den schlagregenbedingten Austrag an Fassaden ab und ermöglicht eine Expositionsanalyse eines Oberflächengewässers unter Berücksichtigung von akuten und chronischen Grenzwerten. Die Software ist im Manual (Manual 3.0, Burkhardt et al. 2020) erläutert und kann online via Browser oder als Einzelplatzversion verwendet werden (www.comleam.com). Ziel der Modellierung mit COMLEAM war es nicht, physikalische Prozesse in Materialien exakt vorherzusagen oder real auftretende Stoffflüsse in Umweltkompartimenten widerzuspiegeln.

Da die Laborergebnisse für die Bitumenbahnen keine klare Übereinstimmung mit den Feldresultaten zeigen, wurden die Modellierungen zur Dachemission nur exemplarisch durchgeführt. Diese der groben Orientierung dienenden Ergebnisse finden sich im Anhang A.4.8 (S. 106).

5.1 Fassadenabfluss

Der Schlagregen r_{SR} ist der Niederschlagsanteil, welcher auf vertikale Bauteile fällt. Er ist abhängig von der Windstärke, Exposition des Bauteils (Winkel gegen Nord, entsprechend 0°), Gebäudehöhe, Lage zu anderen Gebäuden (Verschattung) und dem Gebietstyp (urban, maritim). In COMLEAM erfolgt die Berechnung des Schlagregens nach der ISO-Norm ISO-15927-3 (2009) unter Einbezug vom Standortfaktor α , der Niederschlagsmenge r , der Windgeschwindigkeit w und der Exposition (Winkel) zur aktuellen Windrichtung γ :

$$r_{SR} = \alpha \times r^{0,88} \times w \times \cos(\gamma)$$

Der Standortfaktor α umfasst mehrere Parameter, die wie folgt festgelegt wurden:

- ▶ Geländerauheit C_R : Windstärke durch Anzahl und Höhe der Gebäude in Windrichtung.
 $C_R = 0,67$; > 15 % der Häuser mit einer Höhe > 15 m
- ▶ Geländetopographie C_T : Bauteil mit Lage in der Witterung (Hügel, See).
 $C_T = 1,0$; keine besondere Witterungsexposition
- ▶ Verschattung des Bauteils O : andere Gebäude (Abstand zum nächsten Gebäude).
 $O = 0,4$; entspricht einem Gebäudeabstand von 15 - 25 m
- ▶ Wandfaktor W : Höhe des Gebäudes und Abschattung durch Dach.
 $W = 0,2$; entspricht einem Reduktionsfaktor für hohe Gebäude (> 10 m)

5.1.1 Vorgehen

Um die Vorhersagegüte des modellierten Schlagregens zu prüfen, wurden die Simulationen ohne weitere Parameteroptimierung durchgeführt und direkt mit den realen Messungen verglichen. Die Messdaten beziehen sich auf die ereignisbezogenen Fassadenablaufmengen, welche durch Proberinnen (N, O, S, W) von den darüber liegenden Flächen aufgefangen wurden (Kapitel 2).

Simuliert wurde die Zeitspanne von Januar 2017 bis März 2020. Der Startzeitpunkt wurde so gewählt, dass damit der gesamte Zeitraum seit Fertigstellung der Gebäude abgedeckt ist. Darauf aufbauend wird die Stoffemission abgeschätzt.

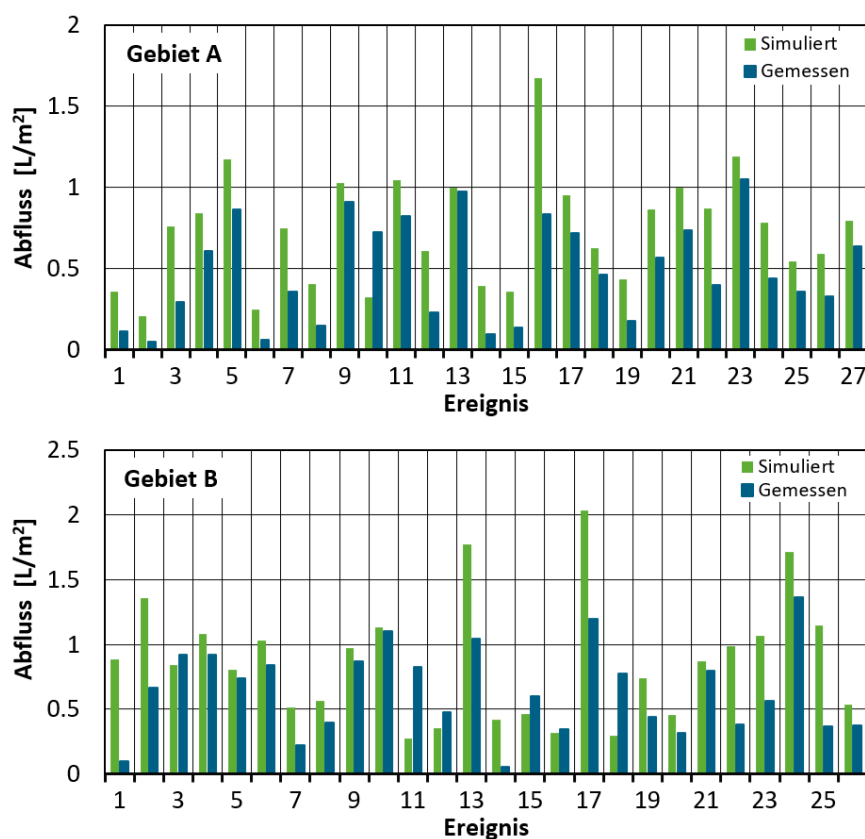
Für Gebiet A wurden die Niederschlagsdaten über die Dauer des Feldversuchs direkt vor Ort mit einem Regenschreiber aufgezeichnet (siehe 2.2). Für den Zeitraum der Fertigstellung des Gebiets bis zum Start der Messkampagne wurden Niederschlagsdaten der Messstation Berlin Schönefeld vom Deutschen Wetterdienst (DWD) verwendet. Die Winddaten stammen von der HTW Berlin (Entfernung 750 m). Für Gebiet B wurden Niederschlagsdaten der Berliner Wasserbetriebe (Entfernung 1 km) und Winddaten der DWD-Station Berlin Tegel genutzt. Für die Simulationen fanden nur Regenereignisse ≥ 10 mm Berücksichtigung.

Der Schlagregen fließt nicht vollständig ab, weil die Wasseraufnahme des Materials, Verdunstung und der Abprall die Abflussmenge reduzieren. Diese Verluste sind mit einem Ablaufkoeffizienten von 0,7 (Erfahrungswert) zusammengefasst, sodass 70 % des Schlagregens zum Abfluss kommen.

5.1.2 Ergebnisse

Die vorhergesagten Abflüsse je Regenereignis (Summe der vier Fassadenseiten) zeigen eine hohe Übereinstimmung zu den gemessenen Fassadenabflüssen (Abbildung 35). Sowohl die Schwankungen pro Ereignis als auch die Abflussmengen sind passend. Für Gebiet A beträgt der simulierte Gesamtabfluss aller betrachteten Ereignisse $12,5 \text{ L/m}^2$ und der gemessene $8,4 \text{ L/m}^2$, für Gebiet B sind es $15,9 \text{ L/m}^2$ vs. $12,6 \text{ L/m}^2$. Die Abflüsse der Einzelfassaden (N, O, S, W) der Gebiete A und B sind im Anhang A.4.1 aufgeführt.

Abbildung 35: Fassadenablauf simuliert und gemessen für alle Fassaden des Gebietes A (oben) und B (unten). Berücksichtigt sind Ereignisse ≥ 10 mm Niederschlag.



Quelle: eigene Darstellung, OST

Die Überschätzungen im Bereich von 20 bzw. 30 % durch die reinen Abflussvorhersagen beruhen im Wesentlichen auf drei Starkregenereignissen > 30 mm. Diese Ereignisse wurden in Gebiet A zu fast 30 % und in Gebiet B zu 50 % höher vorhergesagt als gemessen. Bei Starkregenereignissen repräsentieren die Winddaten und Niederschlagsmengen der berücksichtigten Wetterstation die lokale Situation unzureichend, so dass die Modellierung ungenau wird. Ohne diese Ereignisse betragen die Abweichungen zwischen Simulation und Messung < 10 %. Damit ist eine hohe Vorhersagegüte durch das Modellkonzept garantiert, welche sich durch eine Parameteranpassung und lokale Daten noch weiter verbessern lässt.

Die Einzelfassaden zeigen stärkere Abweichungen als der Gesamtabfluss. So wird in Gebiet A der effektive Abfluss an der Nordfassade durch die Modellierung unterschätzt, dagegen an der Südfassade überschätzt (Abbildung 69, Anhang A.4.1). Insbesondere diese expositionsorientierten Abweichungen unterstreichen die hohe Bedeutung von vor Ort erhobenen Winddaten auf die Simulationsgüte. Einen weiteren Einfluss kann die Bepflanzung ausüben, vor allem Bäume, die sogar saisonal und über die Jahre den Schlagregen beeinflussen können.

Die Modellierung des Fassadenabflusses über die Zeitspanne seit Fertigstellung der Testgebiete zeigt, dass von Fertigstellung der Gebäude bis Monitoringbeginn über 18 Monate an den Westfassaden von Gebiet A rund 16 L/m² Abfluss und von Gebiet B rund 24 L/m² auftraten. Die simulierten Abflussmengen übersteigen die nachfolgenden Feldmessungen um rund das Doppelte bei nahezu gleicher Zeitspanne, weil die Witterung während des Monitorings deutlich trockener war als zuvor. Diese Abflussmengen konnten in der Feldkampagne nicht erfasst, aber mit der Schlagregenmodellierung abgeschätzt werden.

5.2 Dachabfluss

5.2.1 Vorgehen

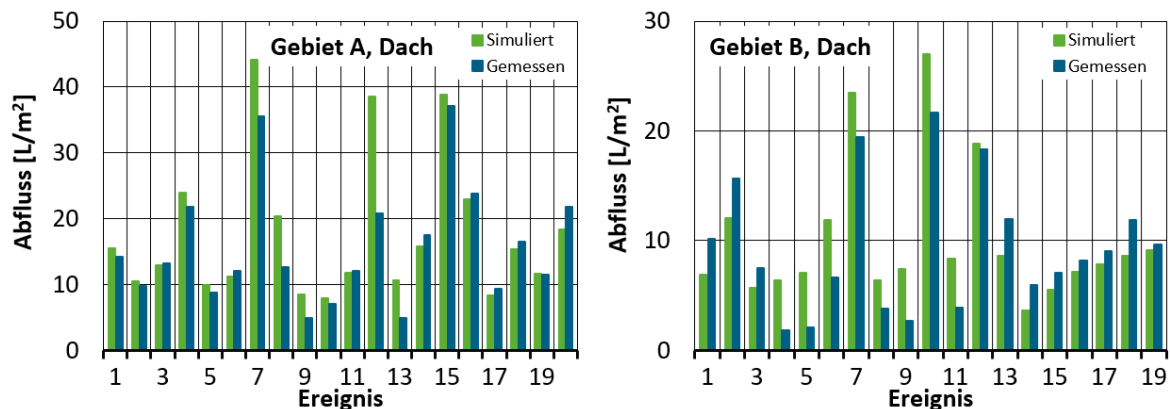
Die modellierten Dachabflüsse vom Bitumenflachdach (Gebiet A) bzw. dem extensiven Gründach (Gebiet B) wurden mit den Messdaten der beprobten Dachflächen verglichen (Kapitel 2). Für die Modellierung wurden wiederum die Wetterdaten der nahegelegenen Messstationen verwendet. Die berücksichtigten Abflussbeiwerte (Tabelle 21, Anhang A.4.3) wurden aus den Gesamtabflüssen und Gesamtregennmengen aller beprobter Regenereignisse ermittelt.

5.2.2 Ergebnisse

Die Dachabflüsse aus der Modellierung und den Feldmessungen zeigen für beide Gebiete eine hohe Übereinstimmung sowohl bei der Dynamik als auch den absoluten Mengen (Abbildung 36). Für Gebiet A wird der gemessene Dachabfluss um 13 % (357 vs. 315 L/m²) und in Gebiet B um 8 % (192 vs. 177 L/m²) leicht überschätzt. Die Abweichung in Gebiet A beruht zur Hälfte auf dem zwölften Ereignis. Bei diesem Ereignis lag der effektive Abflussbeiwert niedriger als der für die Modellierung verwendete mittlere Abflussbeiwert. Auch die weiteren Unterschiede sind auf ereignisbezogene Abweichungen vom mittleren Abflussbeiwert zurückzuführen.

Die Dachabflusssimulationen zeigen bessere Übereinstimmungen mit den Messungen im Vergleich zum Fassadenabfluss, weil Windeinflüsse entfallen, die bei den Fassaden zu einer Beeinflussung der Abflüsse einzelner Fassadenseiten durch das lokale Windfeld führen (Abbildung 69).

Abbildung 36: Dachabfluss simuliert und gemessen für die beprobten Dachflächen von Gebiet A (links) und Gebiet B (rechts).



Quelle: eigene Darstellung, OST

5.3 Stoffemissionen aus Fassaden

Mit der Transportmodellierung wurden für die Fassaden im Gebiet A und B jeweils drei Emissionspfade betrachtet:

1. **Emission an der Westfassade:** Die Simulation fokussiert auf die Hauptwindrichtung. Die Fassadenflächen oberhalb der Rinnen wurde berücksichtigt, eine Emissionsfunktion mit den Labordaten parametrisiert und die Vorhersage mit Feldmessungen verglichen.
2. **Emission in den Regenkanal:** Das Konzept für die Westfassade wurde auf alle Fassadenflächen übertragen, die in den Regenwasserkanal entwässern. Bei dieser Emissionsbetrachtung führen die Dach-, Weg- und Hofflächen zu einer Verdünnung des Regenabflusses.
3. **Gesamtemission:** Die potentielle Gesamtemission umfasst sämtliche Fassaden und Abflüsse von Dächern, Plätzen und Wegen und stellt die potentielle maximale Stoffemission im Gebiet dar. Aus der Differenz von Gesamtemission und der Emission in den Regenkanal lassen sich die Stoffströme für Direkteinleitung und Verbleib und/oder Versickerung im Gebiet bilanzieren.

Die drei Vorgehensweisen unterscheiden sich vor allem in den Flächengrößen, die für die Stoffemission berücksichtigt wurden und die in Tabelle 21 im Anhang (A.4.3) zusammengestellt sind. Bei den Simulationen zu den Emissionen im Regenkanal und im Gesamtgebiet verdünnen Abflussmengen von Weg-, Platz- sowie Dachflächen die Konzentrationen der Fassadenabflüsse.

Da im Gebiet A die Frachtabschätzungen der Felduntersuchungen gezeigt haben, dass ein beträchtlicher Anteil der Fassadenflächen nicht direkt in den Regenkanal entwässert (siehe 2.3.3.1), wurden nur die an den Regenkanal effektiv angeschlossenen Flächen durch einen sogenannten Verlustfaktor abgebildet, der Verluste auf dem Weg von der Fassade in den Regenkanal berücksichtigt. Die Herleitung ist in Anhang A.4.2 beschrieben.

Zur Berechnung der Emission sind die Auswaschdaten der Laborversuche für Diuron aus Putz (PT_02_ORG) und Terbutryn aus Farbe (FA_02_ORG) verwendet worden (Abbildung 31, Abbildung 32). Aus den Emissionsverläufen wurde eine logarithmische Emissionsfunktion mittels nichtlinearer Regression hergeleitet (Tietje et al. 2018).

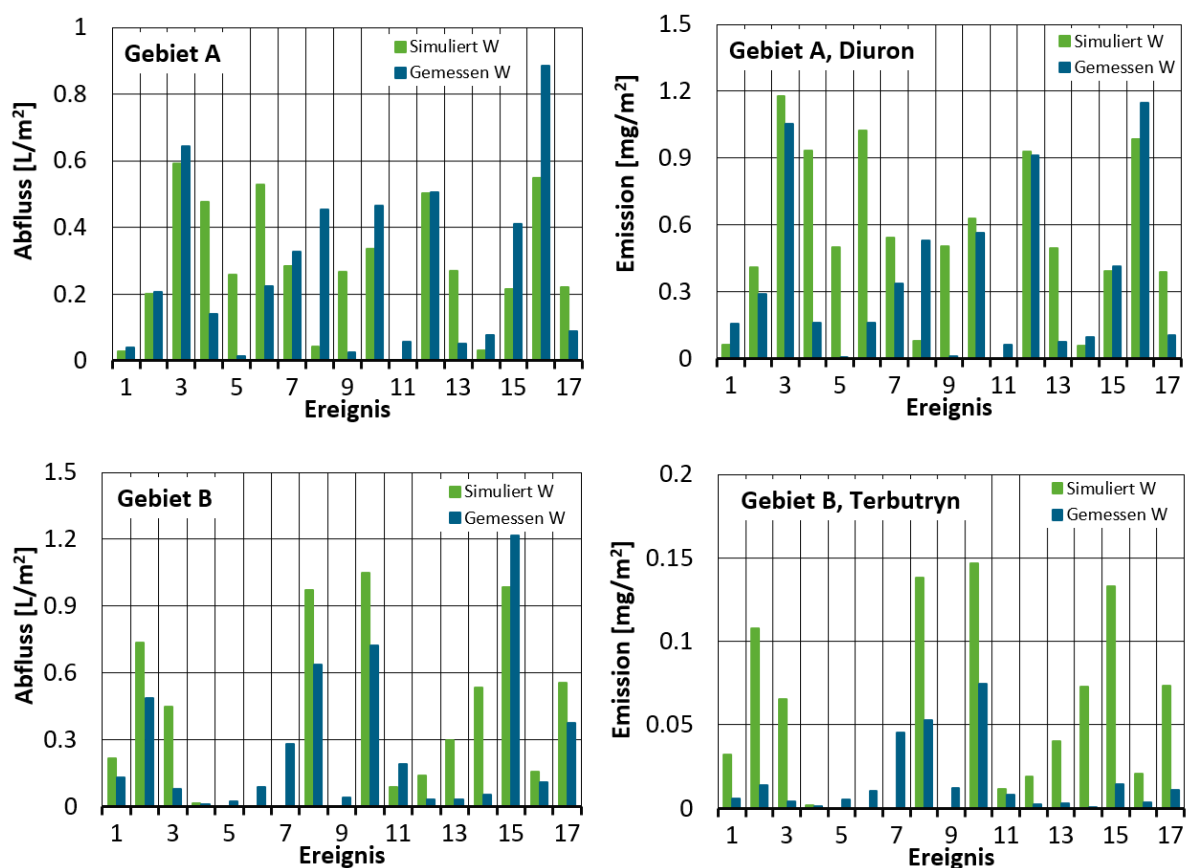
5.3.1 Emission an der Westfassade

Die simulierten Emissionen von Diuron in Gebiet A wurden mit 17 Feldmessungen verglichen. Dabei zeigte sich, dass die vorhergesagten Konzentrationen mit rund 2000 µg/L fast doppelt so

hoch liegen wie die gemessenen. Wird das Transformationsprodukt (TP) Diuron-desmethyl den Messdaten von Diuron hinzugerechnet, resultiert im Feld eine mittlere Feldkonzentration von 1300 µg/L. Die entsprechenden Diuron-Frachten belaufen sich damit auf 9,1 mg/m² (simuliert) vs. 6,1 mg/m² (gemessen, Abbildung 37). Die noch bestehenden Abweichungen für die Westfassade beruhen auf den Unterschieden zwischen Schlagregenberechnung und effektivem Fassadenabfluss.

Die modellierten Terbutryn-Emissionen in Gebiet B wurden ebenfalls mit 17 Feldmessungen abgeglichen. Für die Westfassade in Gebiet B wird bei vier Ereignissen kein Schlagregen vorhergesagt, aber Abfluss gemessen (Abbildung 37), da das lokale Windfeld durch die DWD-Station in diesen Fällen unbefriedigend widerspiegelt wurde. Die mittlere Konzentration lag bei 105 µg/L Terbutryn gegenüber gemessenen 15 µg/L Terbutryn. Im analysierten Fassadenabfluss traten zwei TP (Hydroxy-Terbutryn, Terbutryn-desethyl) in hohen Konzentrationen auf. Werden diese wie bei Diuron mitberücksichtigt, resultiert eine mittlere Konzentration von 90 µg/L. Die entsprechenden Terbutryn-Frachten belaufen sich damit auf 0,9 mg/m² (simuliert) vs. 0,3 mg/m² (gemessen, Abbildung 37).

Abbildung 37: Fassadenabfluss und Fracht der ereignisbezogenen Diuron-Fracht an der Westfassade von Gebiet A (oben) und der Terbutryn-Fracht von Gebiet B (unten)



Quelle: eigene Darstellung, OST

5.3.2 Emission in den Regenkanal

Die simulierte Regenabflussmenge in Gebiet A von 650 m³ entspricht etwa 120 % der gemessenen Menge und stammt zu 30 % von Plätzen und Wegen und > 60 % von Dächern (Abbildung 38). Die Fassadenabflüsse sind mit 0,02 % am Gesamtabfluss unbedeutend, wobei die Ostfassaden mit 65 % maßgebend sind, gefolgt von der Süd- und Westseite mit je 8 % Abflussanteil.

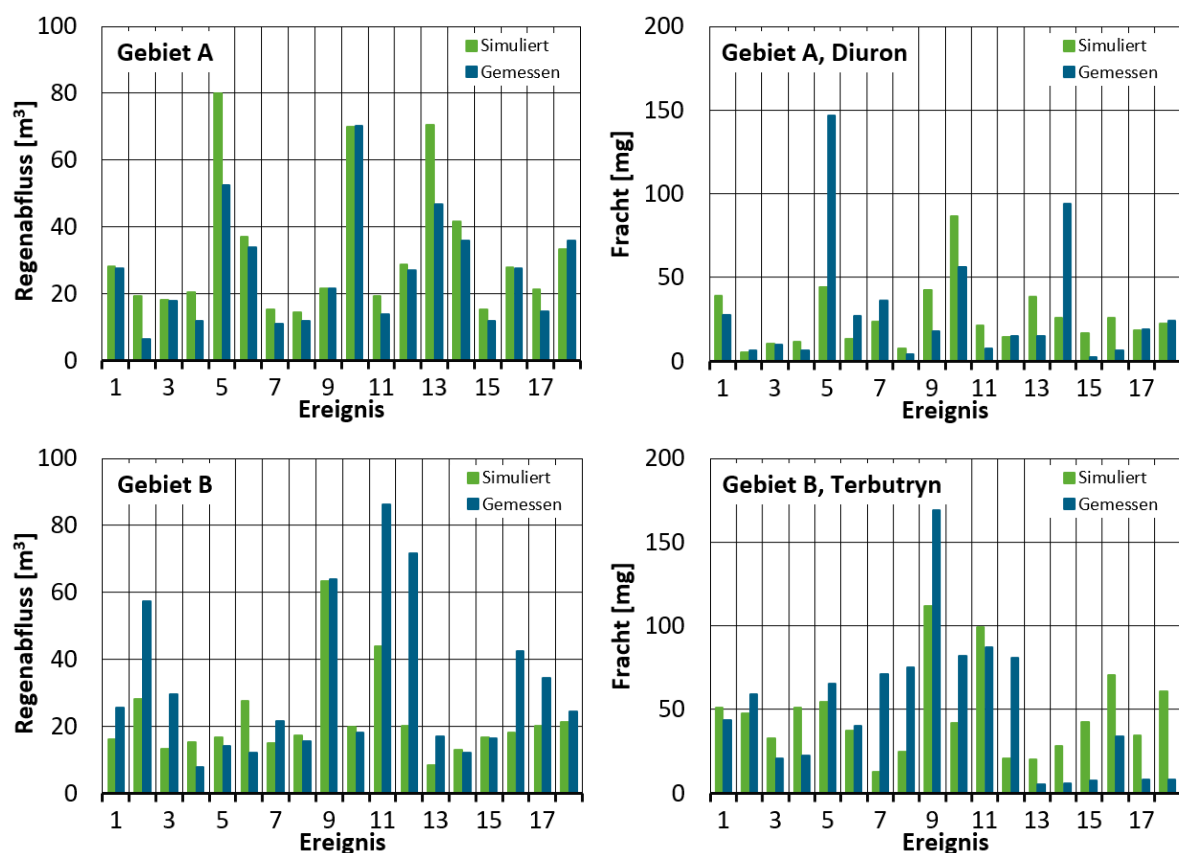
Die Überschätzung der Abflussmengen in den Regenkanal beruht einerseits auf zwei großen Einzelereignissen und andererseits auf den im Modell festgelegten durchschnittlichen Abflussbeiwerten, welche in der Realität für Einzelereignisse abweichen können.

Dennoch ist die vorhergesagte Diuron-Emission um rund 9 % kleiner als die gemessene (476 vs. 522 mg). Der Unterschied basiert hauptsächlich auf einem Ereignis, bei dem die gemessene Konzentration um das Fünffache über der simulierten Konzentration lag.

Die Simulationen für Gebiet B zeigen für die Abflussmenge und den Stoffeintrag in den Regenkanal eine noch bessere Übereinstimmung mit den Feldmessungen (Abbildung 38). Der simulierte Gesamtabfluss deckt 75 % des gemessenen Regenabflusses ab, wobei die Unterschiede wiederum nur auf wenigen Ereignisse beruhen. Vom Gesamtabfluss trugen Plätze 50 %, Dachabfluss 44 %, Innenhofflächen 5,4 % und der Fassadenabfluss 0,6 % bei.

Die abgeschätzte Fracht im Regenkanal erreicht 107 % der gemessenen Stofffracht. Die hohe Vergleichbarkeit ist darauf zurückzuführen, dass von der Fassadenfläche mit 25 % ein großer Teil über die Lichtschächte direkt in den Regenkanal entwässert. Dadurch treten weniger Verluste durch diffuses Versickern wie in Gebiet A auf. Auch liegen mehr Fassaden in Hauptwindrichtung und es sind mehr Flächen durch die Innenhofdrainage an den Kanal angeschlossen. So zeigen 11 % der angeschlossenen Fassaden nach Westen und 38 % nach Norden, wobei auf die Westseite rund 50 % und die Nordseite rund 20 % des gesamten Schlagregens gelangten (Abbildung 71, Anhang A.4.3).

Abbildung 38: Regenabfluss (links) und Emissionen (rechts) der in den Regenkanal entwässernden Flächen von Gebiet A (oben) und Gebiet B (unten).

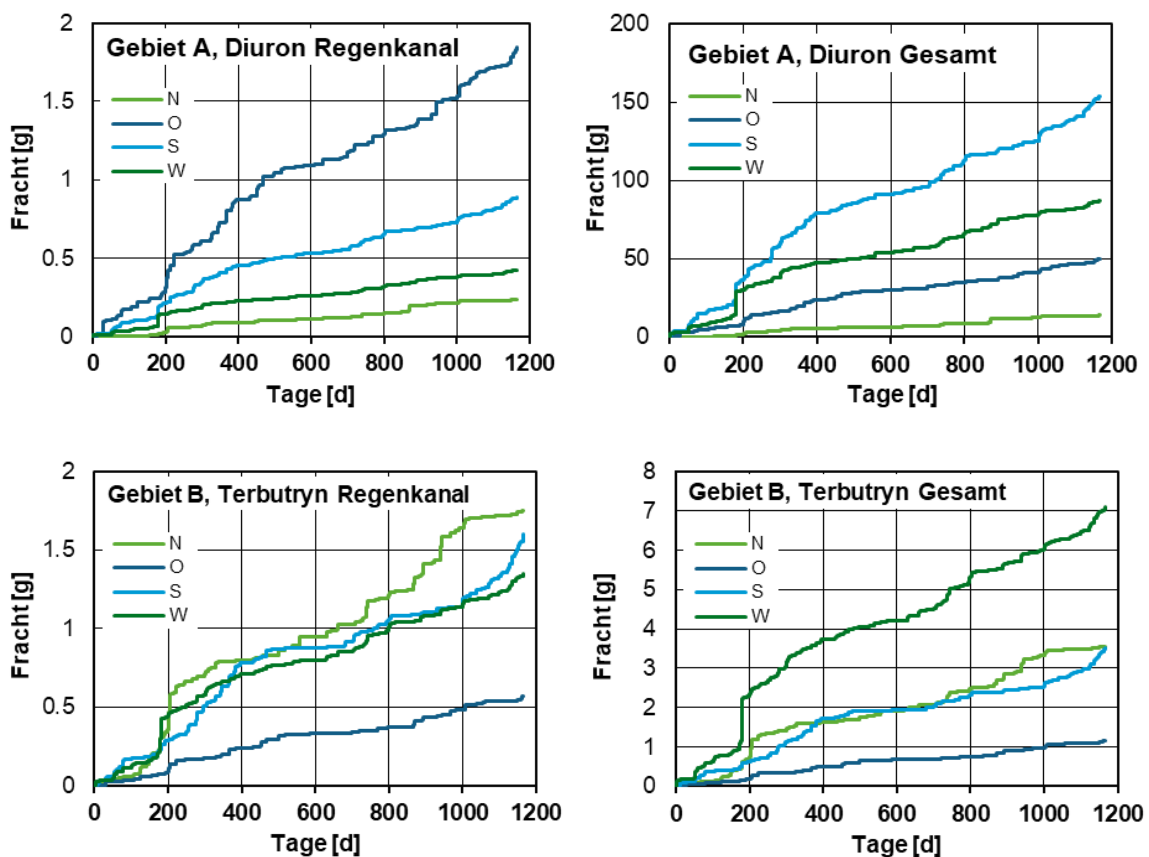


Quelle: eigene Darstellung, OST

5.3.3 Gesamtemission

Die modellgestützt ermittelte expositionsabhängige Emission im Gebiet A zeigt, dass die Diuron-Fracht im Regenkanal gegenüber der Diuron-Gesamtemission von allen Gebäudefassaden rund 100-mal niedriger liegt (3,4 vs. 305 g) (Abbildung 72 in A.4.5). Aus der Differenz von Emission in den Regenkanal und Gesamtemission ergibt sich, dass nur 1 % der ausgewaschenen Biozidmenge in den Regenkanal gelangen, welcher in die Spree einleitet, während 99 % der Fracht im Gebiet verbleiben (adsorbieren) oder partiell zur Versickerung kommen. Die Fassadenemission ist für diesen Standort maßgeblich von der Windrichtung und den Flächenanteilen beeinflusst. Über die Überbauung betrachtet dominiert die Emission der Südfassaden, weil diese eine 1,5-fach größere Fläche als die Westfassaden aufweisen. Allein durch die Flächengröße kann demnach die Emission in Hauptwindrichtung übertroffen werden. Aus dem gleichen Grund emittiert die Ostfassade von den am Regenkanal angeschlossenen Flächen am meisten (Abbildung 39).

Abbildung 39: Expositionsabhängige Biozidemissionen der Fassaden in den Regenkanal (=angeschlossen, links) und expositionsabhängige Gesamtemissionen aller Gebäudefassaden (rechts) von Gebiet A (oben) und Gebiet B (unten).



Quelle: eigene Darstellung, OST

Die abgeschätzte Gesamtfracht von Terbutryn aus der Farbe in Gebiet B ist nur rund dreimal größer als die im Regenkanal modellierte Fracht (15,3 vs. 5,3 g) (Abbildung 39, unten und Abbildung 72 in Anhang A.4.5). Demnach verbleiben rund 70 % des Terbutryns vor Ort, versickern diffus oder adsorbieren im Boden, und rund 30 % werden in den Regenkanal geleitet. Von den Süd- und Westfassaden des Gesamtgebietes fließen ungefähr gleiche Wassermengen ab, aber die Stoffemissionen sind klar von der Westfassade bestimmt (Abbildung 39). Die Fläche der

Westfassaden ist zwar um ein Viertel kleiner als die der Nordfassaden, aber sie liegt in Hauptwindrichtung (Abbildung 71, Anhang A.4.3) mit resultierenden höchsten Emissionen. Am wenigsten wird von der Ostfassade ausgewaschen.

5.4 Expositionsszenarien für Fassaden

Auf Grundlage der baulichen Strukturen von Gebiet A wurden Szenarien definiert und mit COMLEAM über jeweils ein Jahr der Witterungseinfluss simuliert. Ziel dieser Simulationen ist, die Feldmessungen aus Berlin auf andere Randbedingungen zu übertragen und anhand ausgewählter Szenarien sensitive Einflussgrößen auf die Emission und das Belastungsrisiko im Regenwasser sowie Gewässer zu ermitteln. Auf Grundlage solcher Szenarien lassen sich Hinweise zu spezifischen Randfaktoren für Emission und Gewässerbelastung sowie zur Wirksamkeit möglicher Maßnahmen herleiten.

Dazu wurden stündliche Wetterdaten des Deutschen Wetterdienstes von Hamburg, Berlin und München über einen Zeitraum von rund 20 Jahren verwendet und die Jahressummen des Niederschlags (mm) sowie die mittlere Windgeschwindigkeit (m/s) berechnet (Tabelle 22, A.4.6). Dabei zeigte sich beispielsweise, dass das trockenste Jahr in München (658 mm) immer noch über dem langjährigen Berliner Durchschnitt liegt (500 mm).

Diese Datenbasis fand Eingang in drei Szenarien:

1. **Standort:** Um den Einfluss des Standortes (Wind/Niederschlag) abzuschätzen, wurden Szenarien für Berlin, Hamburg und München simuliert. Hamburg ist durch ein maritimes Klima mit mehr Niederschlag als Berlin gekennzeichnet und München durch die höchsten Jahresniederschläge. Verwendet wurden für jeden Standort die Jahre mit maximalem und minimalem Niederschlag (Wetterextrema).
2. **Fassadenausrichtung:** Um den Einfluss der Ausrichtung von Gebäudefassaden auf die Emissionsmengen zu erfassen, wurden die expositionsabhängigen Emissionen für Berlin, Hamburg und München ermittelt. Die maximalen Jahresniederschläge von Berlin (2007), Hamburg (2007) und München (2000) wurden gewählt.
3. **Gewässergröße:** Der Einfluss der Verdünnung des eingeleiteten Regenwassers auf die Anzahl und Dauer von UQN-Überschreitungen wurde für zwei Fließgewässer untersucht. Das kleine Gewässer weist 0,05 m³/s Abfluss auf (niedrigster Abfluss der Panke in Berlin) und das mittelgroße 0,5 m³/s Abfluss (mittlerer Abfluss Panke). Die Simulationen erfolgten ebenfalls mit den maximalen Jahresniederschlägen (Berlin und Hamburg: 2007; München: 2000).

Folgende weiteren Festlegungen wurden getroffen:

- ▶ Geometrie: Alle Flächen von Gebiet A leiten ins Gewässer ein, dies beinhaltet den Abfluss aller Fassadenflächen (Flächen in Tabelle 21 im Anhang)
- ▶ Emission: logarithmische Emissionsfunktion für Diuron aus Putz (PT_02_ORG)
- ▶ Exposition: ZHK-UQN (akut) von 1,8 µg/L und JD-UQN (chronisch) von 0,2 µg/L Diuron

5.4.1 Standort

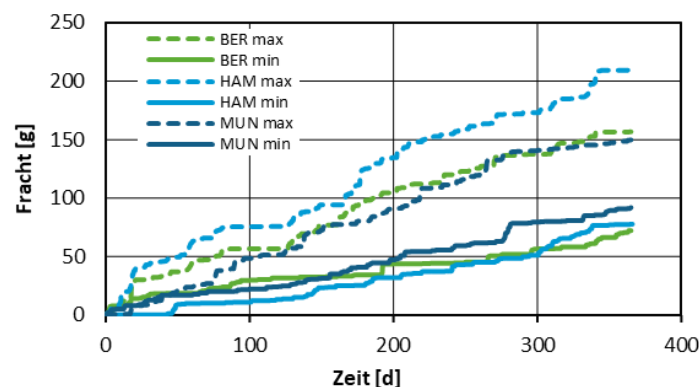
Die drei Standortszenarien zeigen, dass die Variabilität der Witterung über die Zeit an einem Standort (Unterschied von Maximaljahr zu Minimaljahr) einen wesentlich größeren Einfluss auf die kumulierte Fracht hat als die geografischen Lageunterschiede erwarten lassen (Abbildung 40). So liegt der Unterschied vom Maximal- zum Minimaljahr in Hamburg bei einem Faktor 2,7,

in Berlin 2,2 und in München 1,6. Im Vergleich dazu differieren die Maximaljahre von Hamburg und Berlin nur um den Faktor 1,3, von Hamburg und München um den Faktor 1,4, und die Emissionen von Berlin und München sind in etwa gleich. Beim Vergleich der Minimaljahre zeigt sich, dass in München die höchste Emission resultiert. Sie ist im Vergleich mit dem Minimaljahr in Berlin um den Faktor 1,3 höher, im Vergleich mit Hamburg 1,2.

Daraus lässt sich folgern, dass alleine wegen des Klimas in Hamburg zwar mehr Diuron emittiert als in Berlin, die Variabilität zwischen den Jahren aber viel größer ist.

Mögliche regionale Reduktionsmaßnahmen würden wenig Wirkung entfalten, weil die Zufälligkeiten des Witterungsverlaufs die geografischen Standortbesonderheiten überlagern. Für Feldversuche zur Biozidauswaschung aus Fassaden ist zudem weniger der Standort entscheidend (Örtlichkeit), sondern die aktuelle Witterung während der Untersuchungsperiode.

Abbildung 40: Kumulierte Stofffracht bei minimalem und maximalem Jahresniederschlag (min, max) an den Standorten Berlin, Hamburg und München.



Quelle: eigene Darstellung, OST

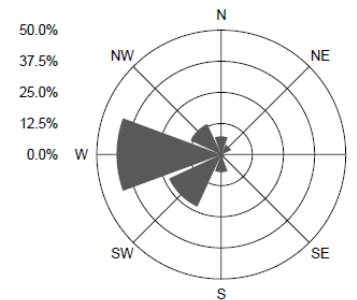
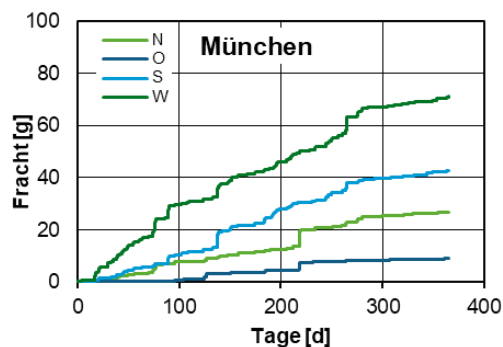
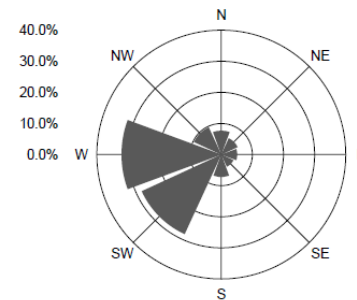
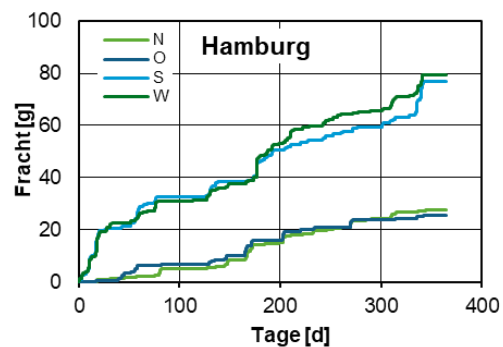
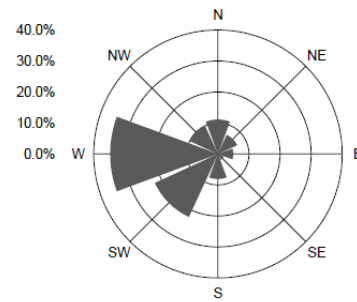
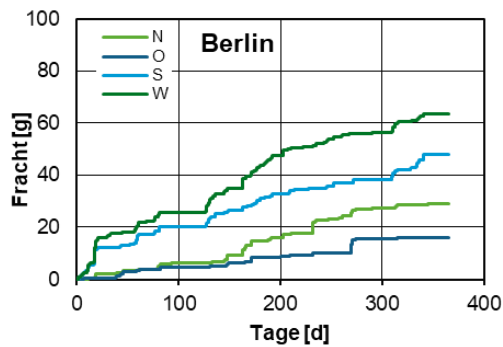
5.4.2 Fassadenausrichtung

Die Fassaden in der Hauptschlagregenrichtung emittieren stets die höchsten Frachten, bei einer unbeeinflussten Schlagregensituation in der Regel an der Westfassade, gefolgt von der Südfassade (Abbildung 41). Durchweg am geringsten ist die Emission an der Ostfassade. Die Standortunterschiede sind hingegen gering bezogen auf eine bestimmte Expositionsrichtung.

Zur Gesamtemission tragen an allen drei Standorten die Westfassaden 40-50 % und die Südfassaden 30 bis 40 % bei, zusammen demnach > 70 %. Zwar sind die Flächenanteile der Südfassaden um 50 % größer als die Westfassaden, jedoch ist die Schlagregenintensität bedeutend geringer, wie die Windverteilung für die drei Standorte zeigt (Abbildung 41).

Durch konstruktiven Witterungsschutz an den Fassaden in Hauptwindrichtung lässt sich folglich die Belastung von Boden und Gewässern an der Quelle standortunabhängig besonders gut minimieren. Der expositionsabhängige Austrag kann zudem durch auswaschreduzierte oder schadstofffreie Bauprodukte in Windrichtung oder eine gezielte Behandlung des abfließenden Wassers vor der Versickerung oder Einleitung gezielt reduziert werden.

Abbildung 41: Expositionsabhängige Emission und relative Windverteilung über das simulierte Jahr für die Standorte Berlin (oben), Hamburg (Mitte) und München (unten)



Quelle: eigene Darstellung, OST

5.4.3 Gewässergröße

Mit zunehmender Verdünnung von Regenwasserabfluss in einem Oberflächengewässer nimmt bei steigender Gewässergröße in gleichem Maße die Konzentrationshöhe ab. Die entsprechenden Konzentrationsverläufe sind für Berlin, Hamburg und München in Abbildung 42 und A.4.7 dargestellt. Diese Proportionalität ist bei vollständiger Durchmischung des Ablaufwassers mit dem Gewässer zu erwarten (Tabelle 8).

Die Anzahl und Dauer der UQN-Überschreitungen nehmen hingegen mit zunehmender Gewässergröße überproportional ab (Tabelle 8). Im Szenario für ein kleines Gewässer (0,05 m³/s) werden deshalb JD-UQN und ZHK-UQN klar überschritten. Im 10-mal größeren Gewässer dagegen (0,5 m³/s) ist die Verdünnungswirkung schon so groß, dass der ZHK-UQN nur noch bei Einzelereignissen überschritten wird und die Dauer der ZHK-Überschreitungen um den Faktor 100 niedriger liegt. Der JD-UQN wird im betrachteten Szenario aber weiterhin nicht eingehalten.

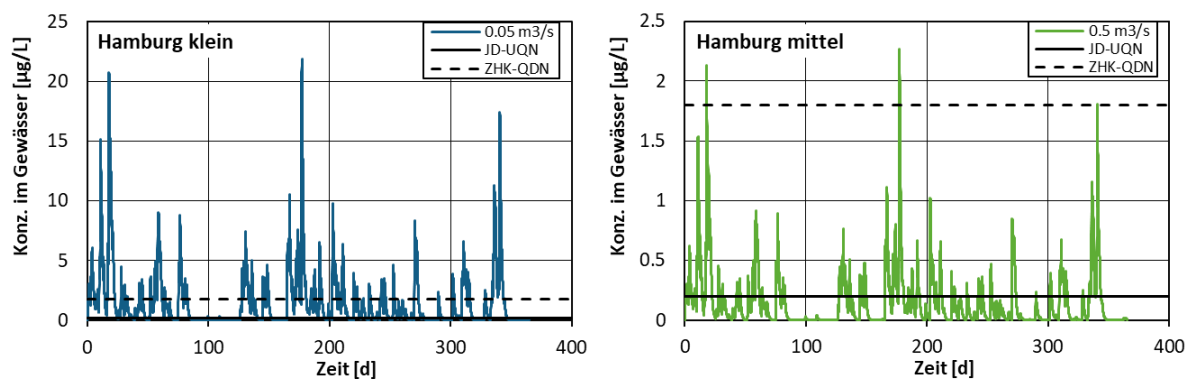
Tabelle 8: Modellierte mittlere Konzentrationen von Diuron, Anzahl und Dauer der Überschreitungen von ZHK-UQN und JD-UQN in Szenarien für ein kleines ($0,05 \text{ m}^3/\text{s}$) und mittelgroßes ($0,5 \text{ m}^3/\text{s}$) Gewässer in Berlin, Hamburg und München.

Szenario	Mittlere Konzentration	Überschreitungen ZHK-UQN		Überschreitungen JD-UQN	
		Anzahl	Stunden	Anzahl	Stunden
Berlin, mittel	0,12	2	17	47	1700
Berlin, klein	1,20	51	1900	45	4800
Hamburg, mittel	0,16	3	26	57	2300
Hamburg, klein	1,60	57	2500	34	5300
München, mittel	0,11	2	14	49	1400
München, klein	1,10	51	1600	58	5600

Bezogen auf die Niederschlagsverteilung und die Gewässergröße an den Standorten treten klare Unterschiede auf (Tabelle 8). Für das Szenario Hamburg, einem ausgeprägten Schlagregen-gebiet, werden die meisten UQN-Überschreitungen und höchsten mittleren Konzentrationen erwartet. Die Dauer der JD-UQN-Überschreitungen zwischen dem mittleren und kleinen Gewässer nimmt um 40 % zu (2300 vs. 5300 h), während sich die Anzahl halbiert (60 vs. 30). Am vergleichsweise trockenen Standort Berlin nehmen in den Gewässern die Anzahl Überschreitungen um das 25-fache (2 vs. 50) und die Dauer möglicher ZHK-UQN Überschreitungen um das 110-fache zu (20 vs. 1900 h), während sich die Gewässergröße nur um Faktor 10 unterscheidet. In München sind die Überschreitungen ähnlich gelagert wie in Berlin. Berlin lässt aber länger anhaltende Überschreitungen erwarten, weil in München aufgrund höherer Niederschläge die Verdünnungswirkung ausgeprägter ist.

Die überproportionale Zunahme von Überschreitungen ab einer kritischen Gewässergröße zeigt, dass belastetes Regenwasser vor der Einleitung behandelt werden sollte. Insbesondere im dichten Siedlungsraum mit vielen Neubauten oder Sanierungen ist eine Verdünnungswirkung durch die Gewässer möglicherweise nicht gegeben.

Abbildung 42: Konzentrationen von Diuron im kleinen (links) und mittleren Gewässer (rechts) von Hamburg



Quelle: eigene Darstellung, OST

5.5 Fazit Modellierung

Die Modellierung zeigte sensitive Emissionsparameter, wie die Bedeutung des Standorts und die Auswaschdynamik auf und ermöglichte vollständige Stoffbilanzen sowohl über einen längeren

Zeitraum (Bilanzierung der Nutzungsphase) als auch für ein räumlich klar definiertes Gebiet (Stoffstrombilanz).

Die Dynamik vom Fassaden- und Dachabfluss sowie deren Gesamtabflussmengen lassen sich mit dem Modell gut vorhersagen. Abweichungen sind einerseits durch Starkregen- und kleine Niederschlagsereignisse bedingt, andererseits durch die eingesetzten mittleren Abflussbeiwerte für Dächer und Fassaden. Insbesondere mit lokalen Wind- und Niederschlagsdaten lässt sich die Genauigkeit der Simulationen klar verbessern.

Die Stoffkonzentrationen und Frachten im Fassadenabfluss und Regenkanal weisen eine hohe Konsistenz zu den Messdaten der Gebiete A und B auf, obwohl keine Parameteranpassung an die Datensätze erfolgte (kein Fitting). Bemerkenswert ist die gute Darstellung der ereignisbezogenen Pulsbelastungen, welche bei regengetriebenen Stoffemissionen ins Gewässer für die Risikobetrachtung einen hohen Stellenwert einnehmen. Zudem wurde aufgezeigt, dass in kleinen, urban geprägten Gewässern mit häufigen und länger anhaltenden kritischen Konzentrationen für aquatische Organismen zu rechnen ist, auch stark beeinflusst durch die jeweilige Witterung am Standort. Die leichte Überschätzung der Emissionen durch das Modell kann aus Sicht eines vorsorgeorientierten Gewässerschutzes als vorteilhaft eingestuft werden.

Die resultierenden Konzentrationshöhen in den Gewässern sind durch die festgelegten Randbedingungen der Szenarien bestimmt. Darin wird angenommen, dass die Biozidemission von allen Fassadenflächen direkt in das Gewässer gelangt, ohne Stoffretention (Adsorption, diffuses Versickern) oder Stoffabbau. Aufgrund dieser worst-case Randbedingungen dürfen die absoluten Werte nur der groben Orientierung dienen, um damit den Einfluss der Verdünnungswirkung auf das Expositionsrisiko näher zu betrachten.

Aufgrund der Randbedingungen sind die simulierten Konzentrationen teils deutlich höher als in den Feldmessungen. Mehrere Ursachen sind dabei entscheidend. Effektiv wird in Gebiet A nur 1 - 3 % der Fassadenabläufe direkt abgeleitet, in den Szenarien aber der gesamte Fassadenabfluss. Zudem wird in den Szenarien ein neuer Putz betrachtet, wodurch die modellierte Auswaschung höher ist als in den Feldmessungen. Die modellierten Konzentrationsspitzen mit stündlicher Auflösung werden durch die ereignisintegrierte Probenahme (Mischproben) nicht erfasst.

Die Modellierung von Bitumenbahnen auf Dächern zeigt größere Abweichungen als bei den Fassaden. Diese beruhen auf unklaren Wasserkontaktzeiten beim Gründach, einer nicht erfassten Abwaschung seit Erstellung der Dachflächen und offenen Fragen zu den eingesetzten Produkten im Feld (vermuteter Wirkstoffwechsel). Die berechneten Frachten sind dennoch geeignet, um die Stoffströme zu bilanzieren und damit Belastungsrisiken zuzuordnen.

Eine weitere Verbesserung der Stoffbilanzierung ist durch Einbezug von Transformationsprozessen denkbar, wobei hierbei insbesondere der Photoabbau an Fassaden oder die Hydrolyse in der Dachbahn zählen.

Folglich lieferte die COMLEAM-Modellierung im Vergleich mit den Feldmessungen plausible Ergebnisse mit hoher zeitlicher Auflösung, füllte Datenlücken zu den Stoffbilanzen und ermöglichte, in Szenarien die Relevanz von Einzelfaktoren auf Emission und Gewässerbelastung zu beurteilen. Die Modellierung ist auch geeignet, für Dachflächen oder andere berechnete Bauteile die Emission und Gewässerbelastung abzuschätzen sowie die Emissionsdaten als Eingabedaten für eine Transportmodellierung im Boden zu nutzen.

6 Schlussfolgerungen und Maßnahmen

Mit der Kombination von Felduntersuchungen, Produkttests und Modellierungen wurde das Auswaschverhalten von typischen Bauprodukten quantifiziert und die Freisetzung in den Regenwasserabfluss bilanziert. Einige Ergebnisse lassen sich unmittelbar auf vergleichbare Überbauungen übertragen, andere hingegen benötigen eine stärkere situationsspezifische Beurteilung.

Nachfolgend sind die wichtigsten Schlussfolgerungen zusammengefasst.

Erkenntnisse zur Analytik:

- ▶ Neue analytische Methoden der hochauflösenden Massenspektrometrie im Zusammenspiel mit immer umfangreicheren Auswertungsbibliotheken ermöglichen ein schnelleres Erkennen (Suspect Screening) und Quantifizieren von organischen Substanzen.
- ▶ In dieser Studie wurden dadurch Transformationsprodukte der Biozide Diuron und Terbutryn im Regenwasserabfluss erkannt und in die Methoden zur Quantifizierung aufgenommen.
- ▶ Quantitative Daten im Spurenbereich können mit diesen analytischen Methoden für Risikobewertungen zur Verfügung gestellt werden.

Erkenntnisse zu Auswaschungen:

- ▶ Aus Bauprodukten können mit dem Regenwasser umweltrelevante Stoffe ausgewaschen werden, wobei die Stoffe von den Oberflächen bis in den Gebietsabfluss mit geringer werdenden Konzentrationen auftreten. Dieser Effekt der Verdünnung ändert nichts an den Stofffrachten.
- ▶ In den untersuchten Bauprodukten waren Zink aus Metallblechen und Beschichtungen, Diuron und Terbutryn aus Putzen und Fassadenfarben, sowie die Wurzelschutzmittel Mecoprop und MCPA aus Bitumenbahnen besonders relevant. Durch eine Mischung aus Feld- und Laborversuchen ergab sich ein konsistentes Stoffspektrum.
- ▶ Die Konzentrationen von Transformationsprodukten können ein Mehrfaches des Ausgangswirkstoffes erreichen, wie für Terbutryn aus Fassaden gezeigt wurde. In Labortests lassen sich die Transformationsprodukte nicht erfassen.
- ▶ Die Stoffauswaschung dauert mehrere Jahre an. Die Auswaschung von organischen Stoffen verringert sich jedoch bereits im ersten Jahr maßgeblich, während Metallbleche eine konstante Auswaschung zeigen. In den Labortests tritt eine vergleichbare Konzentrationsabnahme auf.
- ▶ Die Stoffkonzentrationen im Regenabfluss sind für einige Stoffe größer als die UQN für Gewässer, sodass bei unzureichender Verdünnung des Regenabflusses im Gewässer unerwünschte Belastungen auftreten können. Für kleine Gewässer reicht bereits die Einleitung von Regenabfluss eines Gebietes mit 120 Wohneinheiten für eine Überschreitung.
- ▶ In den untersuchten Gebieten verblieb ein Großteil der Stoffe durch diffuses Versickern oder durch Versickerungen des Dachabflusses in Mulden. Einer möglichen Belastung von Boden und Grundwasser ist besondere Aufmerksamkeit zu schenken.

- Bauprodukte weisen große Streuungen bei der Auslaugung auf. Hersteller können ihre Rezepturen so optimieren, dass weniger Stoffe ausgewaschen werden und damit auch eine längere Funktionalität des Produkts sichergestellt ist.

Erkenntnisse zur Modellierung mit COMLEAM:

- Die Modellierungsergebnisse geben die in den Untersuchungsgebieten gemessenen Abflüsse und Emissionen gut wieder, vervollständigen zudem die Emissionsbilanzen über die gesamte Nutzungsdauer und ermöglichen damit eine gebietsspezifische Stoffbilanzierung.
- Die Variabilität der Jahresniederschläge an einem Standort sowie die Expositionsrichtung sind wichtige Einflussfaktoren für die Emission, während die Unterschiede des Niederschlagsverhaltens unterschiedlicher Standorte weniger relevant sind.
- Auswaschversuche im Labor und Modellierungen mit COMLEAM können helfen, die Produkte zu bewerten oder die Belastungen im Regenwasser und Gewässer abzuschätzen.

Unter Berücksichtigung dieser Erkenntnisse wurden Maßnahmen abgeleitet, mit denen der Eintrag umweltrelevanter Stoffe aus Bauprodukten vermieden oder deutlich vermindert werden kann.

6.1 Maßnahmenempfehlungen

Zur Vermeidung bzw. Verminderung von Einträgen umweltrelevanter Stoffe aus Bauprodukten wurde ein Leitfaden mit drei Steckbriefen entwickelt. Diese fokussieren auf Einträge, die durch Auslaugung von Materialien durch Regen in die Umwelt gelangen und über Regenwasserabfluss in Oberflächengewässer, Boden oder Grundwasser transportiert werden.

Leitfaden und Steckbriefe richten sich an Architekten, Fachplaner und Wohnungsbau-gesellschaften, darüber hinaus auch an Behörden, Kommunen, Verbände, Hersteller und Fach-medien. Eine Integration der Erkenntnisse in Produkt- oder Gebäudezertifizierungen wird empfohlen, um bei Bau, Sanierung oder Gebäudeunterhalt den Boden- und Gewässerschutz deutlich zu stärken.

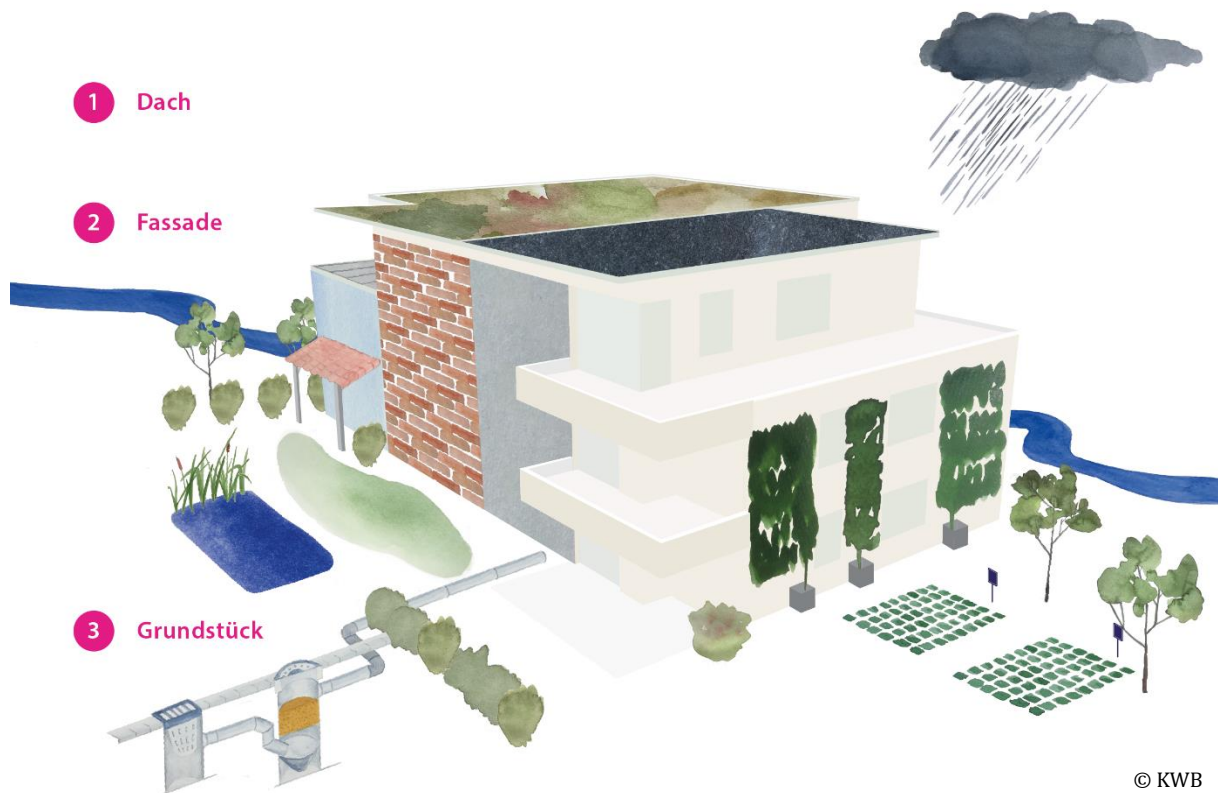
Die Empfehlungen basieren nicht nur auf Ergebnissen aus dem vorliegenden Projekt, sondern auch auf Erkenntnissen anderer Untersuchungen, um so einen möglichst umfassenden Wissens-stand zu berücksichtigen. Zudem wurde für Leitfaden und Steckbriefe externes Feedback von etwa 20 Personen verschiedenster Adressaten (Architektenkammer, Architekturbüro, Planungs-abteilung für Neubau, Verband von Wohnungsbaugesellschaften, Hersteller von Dachdichtungs-bahnen, Mitglieder der DWA-Arbeitsgruppe Dezentrale Niederschlagswasserbehandlung, DIBt, BAM, Amt für Hochbau Zürich, Berliner Senatsverwaltung, und Umweltbundesamt) eingeholt und berücksichtigt.

Zwei Grundprinzipien liegen den quellenorientierten Empfehlungen zu Grunde. Zum einen führt eine Vermeidung oder Verringerung des Einsatzes von Produkten mit umweltrelevanten Substanzen zu einer Verringerung des Eintrages in die Umwelt. Dazu gehören beispielsweise konstruktionsbedingte Schutzmaßnahmen sowie die Wahl von Bauprodukten mit geringem Belastungspotential. Zum anderen führt eine Verringerung der abfließenden Wassermenge in der Regel auch zu einer geringeren stofflichen Belastung und zudem auch zu einer hydraulischen Entlastung von Kanalnetz und Gewässern.

Lässt sich eine Belastung nicht vermeiden, kann eine nachgeschaltete Behandlung des Regenwasserabflusses auf dem Grundstück eine Beeinträchtigung von Grund- bzw. Oberflächengewässern verringern.

Maßnahmen der Regenbewirtschaftung sind in diesem Zusammenhang seit Jahren etabliert und gewinnen immer noch an Bedeutung, jedoch sollten potentielle Belastungen des Regenwasserabflusses durch Auslaugung von Bauprodukten bei der Planung stärker berücksichtigt werden, um Beeinträchtigungen zu vermeiden bzw. zu minimieren (z.B. Beeinträchtigung von Boden und Grundwasser bei Versickerungsmaßnahmen).

Abbildung 43: Bereiche der Maßnahmenempfehlungen



Quelle: eigene Darstellung, KWB

Im Leitfaden und den Steckbriefen werden Dach, Fassade sowie die Grundstücksentwässerung differenziert (Abbildung 43). Für jeden dieser drei Bereiche sind konkrete Maßnahmen in einem Steckbrief zusammengefasst. Diese Steckbriefe sollten in eine frühe Planungsphase von Bauprojekten einfließen, um einen maximalen Nutzen zu erzielen. Der Leitfaden unterstützt dabei mit zusätzlichen Informationen zur Regenentwässerung, umweltrelevanten Stoffen und deren Quellen sowie allgemeinen Planungsschritten.

Abschließend lassen sich die Maßnahmenempfehlungen wie folgt zusammenfassen:

- ▶ Es gibt eine Vielzahl an Möglichkeiten, um Emissionen aus Bauprodukten an der Quelle zu verringern (siehe Leitfaden und Steckbriefe).
- ▶ Eine Vermeidung an der Quelle ist einer nachgeschalteten Verminderung der Emissionen im Regenwasserabfluss vorzuziehen.

- ▶ Eine Verbesserung von Produktformulierungen ist möglich, die Gesamtrezeptur ist entscheidend (z.B. Bindemittel, Pigmente, Beschichtung). Durch Optimierungen sind um den Faktor 2-5 geringere Emissionen bei gleicher Qualitätsgarantie möglich.
- ▶ Eine Emissionsreduktion aus Gebäuden in die Umwelt um mindestens 90 % ist möglich, z.B. durch die Berücksichtigung von Bauprodukten mit geringer Emission oder dezentrale Behandlung.
- ▶ Eine Deklaration von Emissionen während der Nutzungsphase hilft, Bauprodukte mit geringeren Emissionen zu identifizieren. Dafür sind einheitliche Vorgaben beispielsweise durch EPD- oder CE-Kennzeichnungen hilfreich und notwendig. Harmonisierte Prüfverfahren sind dabei eine zuverlässige Grundlage für Produktvergleiche. Ein gutes Beispiel ist die eco-bau Bewertung von Bauprodukten in der Schweiz mit drei Bewertungsklassen.
- ▶ Fördermaßnahmen sowie Weiterbildungsangebote sind noch unzureichend und helfen aber, die Maßnahmenempfehlungen in der Praxis zu etablieren.

Eine ganzheitliche Planung im Rahmen eines ökologischen Gesamtkonzepts ist der Schlüssel für ein nachhaltiges Bauen!

7 Quellenverzeichnis

Björklund, K., Cousins, A.P., Strömvall, A.-M. and Malmqvist, P.-A. (2009): Phthalates and nonylphenols in urban runoff: Occurrence, distribution and area emission factors. *Science of The Total Environment* 407(16), 4665-4672.

Bollmann, U. E.; Minelgaite, G.; Schlüsener, M.; Ternes, T.; Vollertsen, J.; Bester, K. (2016): Leaching of Terbutryn and Its Photodegradation Products from Artificial Walls under Natural Weather Conditions. *Environmental Science and Technology* 50 (8), 4289–4295.

Burkhardt, M., Engelke, D., Hochstrasser, F., Rohr, M., Tietje, O. (2020) Software COMLEAM – Manual Version 3.0. OST University of Applied Sciences Rapperswil. Abgerufen von https://www.comleam.ch/de/home/_comleam-benutzen/COMLEAM_Manual_V3.pdf

Burkhardt, M., Hodel, P. (2019): Abschwemmung von Metallflächen und Eintrag ins Grundwasser. Bericht im Auftrag des Schweizer Bundesamts für Umwelt (BAFU).

Burkhardt, M., Junghans, M., Zuleeg, S. et al. (2009): Biozide in Gebäudefassaden - ökotoxikologische Effekte, Auswaschung und Belastungsabschätzung für Gewässer. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 21(1):36-47.

Burkhardt, M., Klingler, M., Savi, D., Rohr, M., Tietje, O., Junghans, M. (2021) Entwicklung einer emissions-basierten Bauproduktebewertung – Anwendung des Konzepts für Dachbahnen und Fassadenputze. Schweizer Bundesamt für Umwelt BAFU, Sektion Konsum und Produkte; Amt für Hochbauten der Stadt Zürich AHB, Fachstelle Nachhaltiges Bauen.

Burkhardt M., Rohr M., Heisterkamp I., Gartiser S. (2020a): Niederschlagswasser von Kunststoffdachbahnen: Auslaugung von Stoffen und deren Ökotoxizität für aquatische Organismen, KW - Korrespondenz Wasserwirtschaft 08/2020, 418-424.

Burkhardt M., Zuleeg S. et al. (2009a): Mecoprop in Bitumenbahnen. Auswaschung von Mecoprop aus Bitumenbahnen und Vorkommen im Regenkanal. Forschungsbericht. Eawag, Dübendorf; Empa, Dübendorf.

Burkhardt, M., Zuleeg, S., Vonbank, R., Bester, K., Carmeliet, J., Boller, M. and Wangler, T. (2012): Leaching of biocides from Façades under natural weather conditions. *Environmental Science and Technology* 46(10), 5497-5503.

Dax, A., Stravs, M., Stamm, C., Ort, C., la Cecilia, D., Singer, H. (2020): MS2field: Mikroverunreinigungen mobil messen. *Aqua & Gas* 12, 14-19.

DIN CEN/TS 16637-2:2014-11 (2014): Bauprodukte - Bewertung der Freisetzung von gefährlichen Stoffen - Teil 2: Horizontale dynamische Oberflächenauslaugprüfung.

DIN EN 16105:2011-12 (2011): Beschichtungsstoffe - Laborverfahren zur Bestimmung der Freisetzung von Substanzen aus Beschichtungen in intermittierendem Kontakt mit Wasser.

ECHA (2020): Registered substance factsheet. European Chemicals Agency.

European Chemicals Agency ECHA (2017) Directive 98/8/EC concerning the placing of biocidal products on the market, Assessment Report Methyl-2H-isothiazol-3-one. Brüssel

Fuchs, S., Rothvoß, S., Toshovski, S. (2018): Ubiquitäre Schadstoffe – Eintragsinventare, Umweltverhalten und Eintragsmodellierung, Texte 52/2018, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

GrwV (2017): Verordnung zum Schutz des Grundwassers vom 9. November 2010 (BGBl. I S. 1513), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 4. Mai 2017 (BGBl. I S. 1044).

Hensen, B., Lange, J., Jackisch, N., Zieger, F., Olsson, O., Kummerer, K. (2018): Entry of biocides and their transformation products into groundwater via urban stormwater infiltration systems. *Water Research* 144, 413-423.

ISO 15927-3: 2009-03 (2009): Hygrothermal performance of buildings - Calculation and presentation of climatic data - Part 3: Calculation of a driving rain index for vertical surfaces from hourly wind and rain data.

Johann, S., Schwerd, R., Scherer, C.R. (2018): Verhalten von aus Baustoffen ausgelaugten Bioziden bei der Bodenpassage. *Bauphysik* 40, 369–378.

Lange, J., Olsson, O., Jackisch, N., Weber, T., Hensen, B., Zieger, F., Schütz, T., Kümmerer, K. (2017): Urbane Regenwasserversickerung als Eintragspfad für biozide Wirkstoffe in das Grundwasser? *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 4, 198-202.

OGewV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer, BGBl. I S. 1373.

Schoknecht, U., Mathies, H., Wegner, R., Uhlig, S., Baldauf, H., Colson, B. (2016). Emissions of material preservatives into the environment – realistic estimation of environmental risks through the improved characterisation of the leaching of biocides from treated materials used outdoors. *Texte 22/2016*, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Tietje, O., Burkhardt, M., Rohr, M., Borho, N., Schoknecht, U. (2018): Emissions- und Übertragungsfunktionen für die Modellierung der Auslaugung von Bauprodukten. *Texte 28/2018*, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Toshovski, S., Kaiser, M., Fuchs, S., Sacher, F., Thoma, A., Kümmel, V., Lambert, B. (2020) Prioritäre Stoffe in kommunalen Kläranlagen, *Texte 173/2020*, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Wenzel, A., Schlich, K., Shemotyuk, L., Nendza, M. (2015): Revision der Umweltqualitätsnormen der Bundes-Oberflächengewässerverordnung nach Ende der Übergangsfrist für Richtlinie 2006/11/EG und Fortschreibung der europäischen Umweltqualitätsziele für prioritäre Stoffe. *Texte 47/2015*, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Wicke, D., Matzinger, A., Sonnenberg, H., Caradot, N., Schubert, R., Rouault, P., Heinzmann, B., Dünnbier, U., von Seggern, D. (2017): Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 5: 394-404.

A Anhang

A.1 Voruntersuchungen und Identifizierung der zu analysierenden Substanzen

Testproben (Stichproben während Regenereignis) wurden im Testgebiet A und B vom Kanal-, Fassaden- und Dachablauf genommen. Die hydrometeorologischen Verhältnisse an den Tagen der Testprobenahme sind in A.1.2 zu finden. Die Analyse der Testproben erfolgte als Screening mittels GC-MS sowie LC-HRMS. Zusätzlich wurde eine Auswahl an Metallen (Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Ti, V und Zn) mit ICP-MS analysiert. Für einige identifizierte organische Verbindungen wurde die analytische Quantifizierungsmethode erweitert (z.B. Transformationsprodukte von Terbutryn und Diuron).

Beim Suspect Screening erfolgt ein Abgleich der gewonnenen Daten mit der BWB-Datenbank, in welcher potenziell relevante Biozide, Pestizide und sonstige Substanzen wie Flammschutzmittel enthalten sind. Die erhaltenen Ergebnisse werden anschließend in Kategorien eingestuft. Die Kategorien beschreiben die Wahrscheinlichkeit, mit welcher es sich bei der detektierten Substanz tatsächlich um diese handelt. Dabei wird unterschieden in Kategorie:

1. Identifizierte Substanz (über MS2- Spektrum und Retentionszeit identifiziert)
2. Identifizierte Substanz (über MS2- Spektrum identifiziert)
3. Substanzvorschläge (mit Summenformelbestätigung)

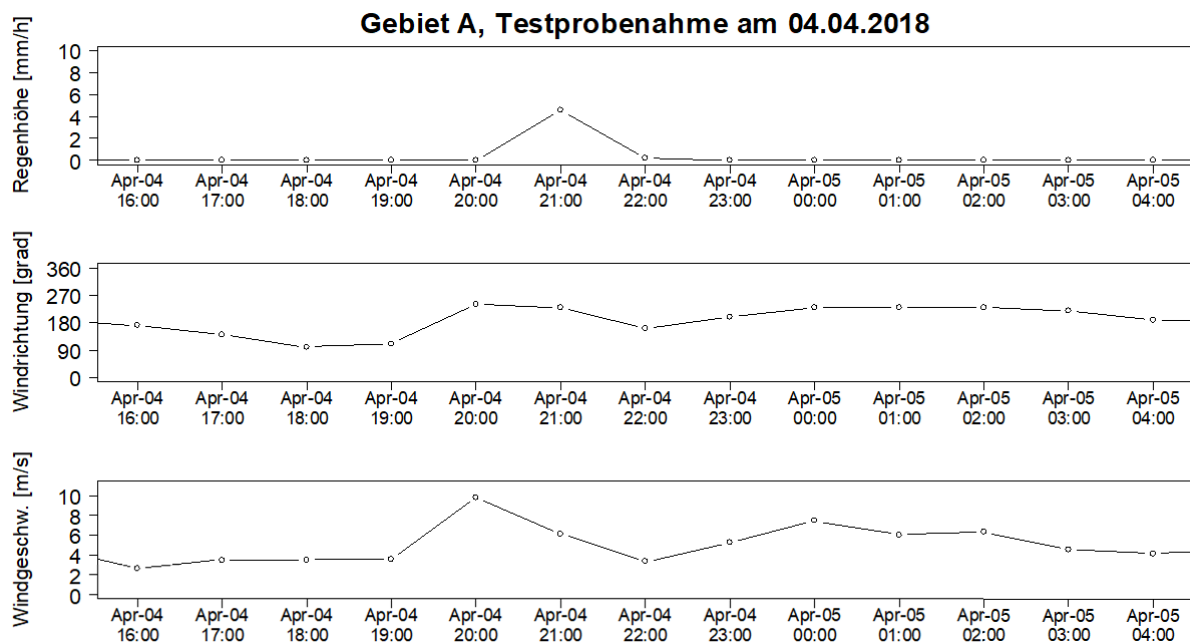
Details zur Analytik und Auswertung des Screenings sind in A.1.5 zu finden.

A.1.1 Hydrometeorologische Verhältnisse der Testproben

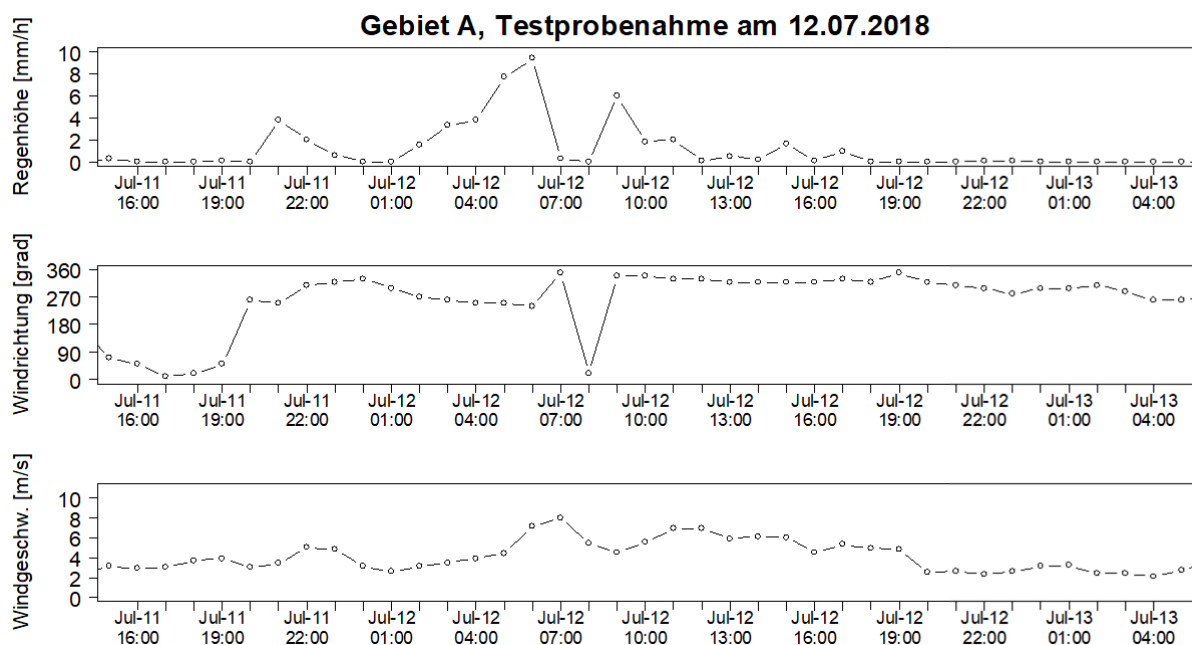
Die hydrometeorologischen Verhältnisse an den Tagen der Testprobenahme werden in Abbildung 44 und Abbildung 45 gezeigt. Es wurden Regenereignisse mit Gesamtniederschlägen von ca. 5 mm (Gebiet A, 04.04.2018), 43 mm (Gebiet A, 12.07.2018), und 10 mm (Gebiet B, 15.05.2018) beprobt. Die vorherrschende Windrichtung beim Ereignis vom 04.04.2018 im Gebiet A war W bzw. SW mit einer maximalen Geschwindigkeit von ca. 10 m/s. Im Gebiet B wurden die Testproben bei vorwiegend aus N kommendem Wind mit einer maximalen Geschwindigkeit von 4 m/s genommen.

Abbildung 44: Hydrometeorologische Verhältnisse bei der Testprobenahme im Testgebiet A am 04.04.2018 und 12.07.2018.

Windrichtung in Grad, 0° = N, 90° = O, 180° = S, 270° = W (Datenquelle: DWD-Station Berlin-Schönefeld)



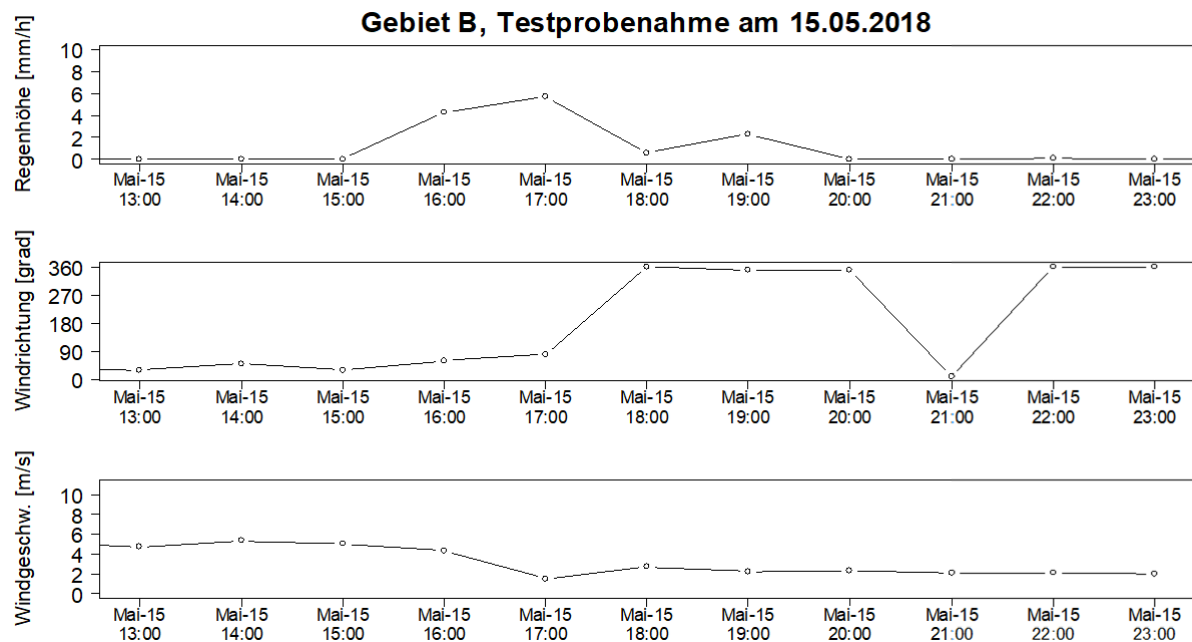
Quelle: eigene Darstellung, KWB



Quelle: eigene Darstellung, KWB

Abbildung 45: Hydrometeorologische Verhältnisse bei der Testprobenahme am 15.05.2018 im Testgebiet B.

Windrichtung in Grad, 0° = N, 90° = O, 180° = S, 270° = W (Datenquelle: DWD-Station Berlin-Schönefeld)



Quelle: eigene Darstellung, KWB

A.1.2 Screeningergebnisse für Testgebiet A

Für Testgebiet A wurden für das Screening am 4.4.2018 drei Proben genommen: eine Probe des Fassadenablaufs und je eine vom Anfang und Ende des Regenabflussereignisses. Für die beiden Regenwasserabflussproben wurde jeweils ein GC-MS bzw. LC-HRMS Screening durchgeführt, um eine Gesamtübersicht über die organischen Verbindungen zu erhalten. Zusätzlich wurden bereits in der Quantifizierungsmethode enthaltene Verbindungen mittels LC-MS/MS auch quantifiziert. Für die Fassadenwasserprobe wurde nur ein LC-HRMS Screening bzw. eine LC-MS/MS Quantifizierung durchgeführt, weil das Volumen für eine GC-MS-Analyse zu gering war. Die Metalle wurden in der ersten Regenwasserprobe analysiert. Die Testprobe vom Dachablauf, am 12.7.18 genommen, wurde auf Mecoprop und MCPA quantifiziert, um das Vorhandensein einer der Substanzen zu verifizieren.

Ergebnisse des LC-HRMS Screenings

Eine Zusammenstellung der Ergebnisse ist in Tabelle 9 dargestellt. Die Verbindungen der Kategorie 1 wurden zusätzlich quantifiziert, um die Relevanz für das Monitoring abzuwägen.

In der Fassadenprobe wurden Diuron, Terbutryn und Isoproturon eindeutig identifiziert. Die Konzentrationen lagen bei 7,9 µg/L Isoproturon und 63,4 µg/L Diuron (die Konzentration von Terbutryn lag oberhalb des kalibrierten Messbereichs). In der zweiten Regenkanalprobe wurden 0,84 µg/L Diuron sowie 1,2 µg/L Terbutryn nachgewiesen.

Die Isothiazolinone BIT, OIT und MIT konnten im Fassadenablauf, BIT und OIT auch in der Regenkanalprobe nachgewiesen, allerdings noch nicht quantifiziert werden. Im begonnenen Monitoring wurden diese in den überarbeiteten, quantifizierenden Messmethoden berücksichtigt. Des Weiteren ist Iodocarb (IPBC) zu erwähnen sowie Propargylbutylcarbamate (PBC), das durch Iodabspaltung aus IPBC entsteht. IPBC (deklarerter Wirkstoff in der Fassadenfarbe – siehe 3) wurde in die Routineanalytik für das Projekt integriert.

Tabelle 9: Testgebiet A - Vorscreening: Ergebnisauszug aus dem LC-HRMS Screening (SC) mit Quantifizierungsdaten (Quan) (LC-HRMS bzw. LC-MS/MS).

Fettgedruckt sind für das Monitoring ausgewählte Verbindungen (in Messmethode der BWB integriert). Substanzen rechtsbündig ausgerichtet sind Transformationsprodukte der darüberstehenden Verbindung. Erläuterung der Kategorien in A.1.5.

Kat.	Substanzname	Regenablauf 1		Regenablauf 2		Fassade	
		SC	Quan [µg/L]	SC	Quan [µg/L]	SC	Quan [µg/L]
2	1,2-Benzisothiazolin-3(2H)-one (BIT)	x		x		x	
3	Benzothiazol	x					
1	Benzothiazol-2-(methylthio) - MTBT	x	0,19	x	0,32		n.b.
2	Benzothiazole-2-mercapto	x					
1	Benzotriazol		<0,05	x	0,06		<0,05
1	Carbendazim	x	<0,02	x	<0,02	x	<0,02
1	Diethyltoluamid (DEET)	x		x		x	
1	Diuron	x	0,47	x	0,84	x	63,4
2	Diuron-desdimethyl (DCPU)					x	
2	Diuron-desmethyl (DCPMU)	x		x		x	
2	Iodocarb (IPBC)					x	
3	Propargylbutylcarbamate (PBC)					x	
1	Isoproturon		<0,025		<0,025	x	7,9
2	Isoproturon-didemethyl					x	
2	Isoproturon-monodesmethyl					x	
1	MCPA	x	1,3	x	0,79		0,04
1	Mecoprop	x	14,3	x	6,9	x	0,19
3	Methylisothiazolinon (MIT)					x	
1	Nicotine	x	1,5	x	1,1	x	n.b.
2	Octhilinone (OIT)	x		x		x	
1	Propiconazole	x		x			
2	Terbutylazin		<0,025		<0,025		0,05
2	Terbutylazin-desethyl-2-hydroxy	x		x		x	
2	Terbumeton					x	
1	Terbutryn	x	0,73	x	1,2	x	n.b.
3	Terbutryn sulfoxide	x		x		x	
1	Terbutryn-desethyl	x		x		x	
1	Terbutryn-2-hydroxy	x		x		x	
3	Terbutryn-desethyl-2-hydroxy	x		x		x	
3	Terbutryn-desthiomethyl			x		x	
3	Terbutryn-desthiomethyl-desethyl			x		x	

Neben den Ausgangsverbindungen wurde eine Reihe an Transformationsprodukten detektiert. Bei Terbutryn beispielsweise Terbutryn-sulfoxid, Terbutryn-2-hydroxy und Terbutryn-desethyl, wobei das Terbutryn-sulfoxid zu den 20 intensivsten Peaks im Non-Target Screening zählte. Bildung dieser Transformationsprodukte des Terbutryn durch Fassadenverwitterung wurde auch bei Bollmann et al. (2016) gezeigt. Bei Diuron wurde Diuron-desmethyl mit ebenfalls sehr intensivem Messsignal nachgewiesen. Terbutryn-2-hydroxy, Terbutryn-desethyl (M1) sowie Diuron-desmethyl (DCPMU) wurden in die quantitative Messmethode aufgenommen.

Im Non-Target Screening wurden insbesondere die intensivsten Signale (Features) betrachtet. Die Auswertung erfolgte mit dem Ziel, weitere projektrelevante Verbindungen zu identifizieren und gegebenenfalls ins Monitoring aufzunehmen. Die 20 intensivsten Features der Fassadenprobe und der ersten Regenwasserprobe sind in Abbildung 47 in A.1.5 dargestellt. Neben den bereits im Suspect Screening identifizierten Substanzen sind beim Non-Target Screening in beiden Proben Polyethylen- bzw. Polypropylenglycolverbindungen mit unterschiedlicher Kettenlänge detektiert worden. Polyethylenglycole (PEG) werden wegen ihrer Lösecharakteristik zur Herstellung flüssiger Zubereitungen eingesetzt, Polypropylenglycole (PPG) werden auch als Antischaummittel, Weichmacher und Schmiermittel eingesetzt, jedoch aufgrund ihrer Umwelteigenschaften (leichte Abbaubarkeit, geringe Toxizität) als nicht projektrelevant eingestuft.

Im Regenwasserabfluss konnten neben den oben genannten Bioziden und deren Transformationsprodukten außerdem die Verbindungen Mecoprop und MCPA identifiziert und in der ersten Regenkanalprobe 14,3 µg/L Mecoprop und 1,3 µg/L MCPA quantifiziert werden. Mecoprop wird im urbanen Bereich insbesondere als Durchwurzelungsschutzmittel in Bitumenbahnen eingesetzt und gelangte vermutlich über die Dächer ins Regenwasser.

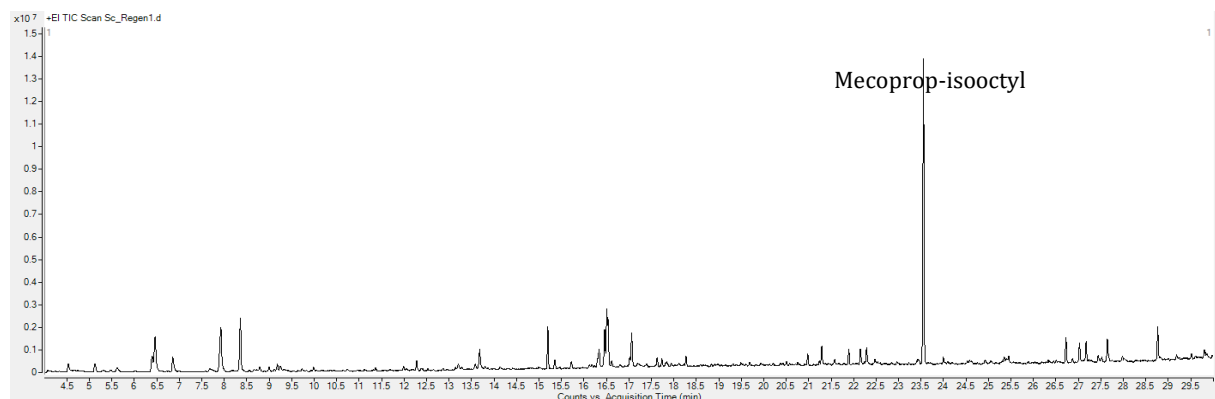
Die Testprobe vom Dachablauf (Fallrohre) zweier Gebäude wurde mit der Standardmethode quantifiziert. Die Mecoprop-Konzentration belief sich auf 6,6 µg/L. Dies ist insofern interessant, weil eine nicht wurzelfeste Bitumenbahn eingesetzt wurde.

Ergebnisse des GC-MS Screenings

Beide Regenabläufe wurden auch mit GC-MS Screening untersucht. Eine detaillierte Auflistung ist im Anhang A.1.5 in Tabelle 16 zu finden. Es erfolgte ein prozentualer Flächenvergleich zu einem internen Standard, um die Konzentration grob abzuschätzen.

Im GC-MS wurden mehrere Kohlenwasserstoffe und Phthalate detektiert. Terbutryn, MCPA, Benzothiazol und 2-(Methylmercapto)-benzothiazol (MTBT) konnten wie beim LC-HRMS-

Abbildung 46: GC-Chromatogramm Regenablauf 1



Quelle: eigene Darstellung, BWB

Screening ebenfalls nachgewiesen werden. Ein auffällig hohes Signal gab es in beiden Proben bei der Retentionszeit 23,55 min (Abbildung 46). Laut Bibliotheksabgleich handelt es sich hierbei um Mecoprop-isooctyl. In Bitumenbahnen werden chemische Durchwurzelungsschutzmittel in Form von Estern der Wirkstoffe Mecoprop oder MCPA eingesetzt.

Ergebnisse der Metallanalytik

Die Ergebnisse der Metallanalytik sind in Tabelle 10 zusammengefasst. Gefunden wurden im Regenablauf vor allem Zink und (in geringeren Konzentrationen) Titan, Vanadium und Blei. Aluminium wurde in der Monitoring-Analytik zusätzlich hinzugenommen, weil die Dachrandabdeckung aus Aluminium besteht.

Tabelle 10: Testgebiet A: Ergebnisse Vorscreening Metallanalytik- Regenablauf 1

Element	Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	Untersuchungsmethode	
Blei (Pb)	0,84	ICP-MS	DIN EN ISO 17294-2-E29
Cadmium (Cd)	<0,50	ICP-OES	DIN EN ISO 11885-E22
Chrom (Cr)	<0,50	ICP-MS	DIN EN ISO 17294-2-E29
Kupfer (Cu)	<5,0	ICP-OES	DIN EN ISO 11885-E22
Nickel (Ni)	<3,0	ICP-OES	DIN EN ISO 11885-E22
Titan (Ti)	4,3	ICP-OES	DIN EN ISO 11885-E22
Vanadium (V)	1,1	ICP-MS	DIN EN ISO 17294-2-E29
Zink (Zn)	130	ICP-OES	DIN EN ISO 11885-E22

A.1.3 Screeningergebnisse für Testgebiet B

Für die Untersuchung des Testgebiets B wurde am 15.5.18 der Regenkanal, die Fassade und der Dachablauf beprobt. Der Regenkanal und der Fassadenablauf wurden jeweils mit GC-MS und LC-HRMS Screening analysiert und auf Metalle untersucht. Beim Dachablauf wurde nur ein LC-HRMS Screening durchgeführt.

LC-HRMS Screening

Die Ergebnisse des Screenings für Testgebiet B sind in Tabelle 11 zusammengefasst. Details des Non-Target Screenings (Peakflächen der 20 intensivsten Features) sind in A.1.5 in Abbildung 48 zu finden. Insgesamt entsprechen die Ergebnisse denen aus Testgebiet A. So wurden im Suspect Screening beispielweise im Fassadenablauf auch Diuron, Isoproturon, Terbutryn, BIT, MIT, OIT, IPBC, zusätzlich noch Carbendazim und Terbumeton – ein Transformationsprodukt von Terbutryn, identifiziert. Die Konzentrationen von Terbutryn waren im Fassadenablauf ($280 \mu\text{g/L}$) als auch im Regenwasserabfluss ($4,3 \mu\text{g/L}$) deutlich höher als in Gebiet A, Diuron und Isoproturon dagegen niedriger ($0,41$ bzw. $0,93 \mu\text{g/L}$). Des Weiteren wurden im Regenkanal TCP und TBEP (Organophosphate; Flammenschutzmittel) zwischen $0,3$ und $1,9 \mu\text{g/L}$ gefunden. Im Gegensatz zu Testgebiet A wurden im Testgebiet B im Regenkanal auch Propiconazol und Thiabendazole nachgewiesen.

Tabelle 11: Testgebiet B: Vorscreening: Ergebnisauszug aus dem LC-HRMS Screening (SC) mit Quantifizierungsdaten (Quan) (LC-MS/MS bzw. LC-HRMS).

Fettgedruckt sind für das Monitoring ausgewählte Verbindungen (in Messmethode der BWB integriert). Substanzen rechtsbündig ausgerichtet sind Transformationsprodukte der darüberstehenden Verbindung. Erläuterung der Kategorien in A.1.5.

Kat.	Substanzname	Regenkanal		Fassade		Dach	
		SC	Quan [µg/L]	SC	Quan [µg/L]	SC	Quan [µg/L]
1	1,2-Benzisothiazolin-3-one (BIT)	x		x		x	
1	Benzotriazol	x	0,25	x	0,58		0,11
1	Tolyltriazol	x	0,08		<0,025		<0,02
1	Benzothiazole			x			
1	Benzothiazol-2-hydroxy	x		x		x	
1	Benzothiazol- 2-(methylthio)	x	0,26		<0,05		<0,05
1	Carbendazim	x	0,02	x	0,31		<0,02
1	Diuron	x	0,85	x	0,41		
2	Iodocarb (IPBC)	x		x			
1	Isoproturon	x	0,23	x	0,93	x	0,17
3	Isoproturon-didemethyl (DDIPU)			x			
1	MCPA (2-Methyl-4-chlorphenoxyessigsäure)	x	19,9	x	0,33	x	4,80
1	Mecoprop	x	13,6			x	0,07
3	Methylisothiazolinon (MIT)			x			
1	Octhilinone (OIT)	x		x			
1	Propiconazol	x				x	
1	Terbumeton			x			
1	Terbuthylazin	x		x			
1	Terbuthylazin-desethyl			x			
2	Terbuthylazin-desethyl-2-hydroxy	x		x		x	
1	Terbutryn	x	4,30	x	280	x	0,12
3	Terbutryn sulfoxide			x		x	
1	Terbutryn-desethyl	x		x		x	
3	Terbutryn-desthiomethyl	x		x			
3	Terbutryn-desthiomethyl-desbutyl	x		x		x	
1	Terbutryn-2-hydroxy	x		x		x	
1	Thiabendazol	x					
1	Tributyl phosphate (TBP)	x	0,31				
1	Tris(2-butoxyethyl) phosphate (TBEP)	x	0,58			x	2,2
1	Tris(2-chlorisopropyl)phosphat (TCPP)	x	1,9			x	3,3

Im Dachablauf ist das möglicherweise aus wurzelfesten Bitumenbahnen stammende MCPA detektiert worden, dass im Regenkanal mit knapp 20 µg/L auftrat. Mecoprop dagegen wurde nur im Regenkanal nachgewiesen (13,6 µg/L).

Die meisten im Fassadenabfluss identifizierten Substanzen konnten auch im Regenwasserabfluss nachgewiesen werden. Damit ist klar, dass der Fassadenabfluss über versiegelte Flächen oder Dränagen in den Regenkanal gelangt.

GC-MS Screening

Das Ergebnis des GC-MS Screenings ist in A.1.5 (Tabelle 17) aufgelistet. Wie auch im Testgebiet A, wurden auch im Testgebiet B 2-(Methylmercapto)benzothiazol (MTBT), Benzothiazol und verschiedene Phthalate gefunden.

Um für die Phthalatanalytik einen Blindwert zu ermitteln, wurde mit dem automatischen Probennehmer eine Probe von Leitungswasser genommen und analysiert. Das Resultat zeigt, dass die Signale der Blindprobe ähnlich hoch sind wie in den Testproben. Die Phthalate werden deshalb nicht im Monitoring berücksichtigt.

Metallanalytik

Die Ergebnisse der Metalluntersuchung der Testprobe in Testgebiet B sind in Tabelle 12 zusammengefasst. Im Testgebiet B wurden alle untersuchten Metalle mit Ausnahme von Cadmium nachgewiesen. Die höchsten Konzentrationen wurden wie im Testgebiet A für Zink gefunden (140 µg/L), gefolgt von Titan (44 µg/L) und Kupfer (16 µg/L).

Tabelle 12: Testgebiet B: Ergebnisse Vorscreening Metallanalytik - Regenablauf

Element	Konzentration [µg/L]	Untersuchungsmethode	
Blei (Pb)	2,3	ICP-MS	DIN EN ISO 17294-2-E29
Cadmium (Cd)	<0,50	ICP-OES	DIN EN ISO 11885-E22
Chrom (Cr)	2,3	ICP-MS	DIN EN ISO 17294-2-E29
Kupfer (Cu)	16	ICP-OES	DIN EN ISO 11885-E22
Nickel (Ni)	3,6	ICP-OES	DIN EN ISO 11885-E22
Titan (Ti)	44	ICP-OES	DIN EN ISO 11885-E22
Vanadium (V)	6,5	ICP-MS	DIN EN ISO 17294-2-E29
Zink (Zn)	140	ICP-OES	DIN EN ISO 11885-E22

A.1.4 Analysierte Parameter in Felduntersuchungen

Tabelle 13: Parameter, Messmethoden und Bestimmungsgrenzen der organischen Analytik

Proben von Fassadenablauf und Dachablauf wurden nur mit der Messmethode Biozide untersucht, Proben aus dem Regenkanal mit beiden Messmethoden. TP: Transformationsprodukt.

Biozide + TP (DIN 38407-F36)		Industriechemikalien + TP (DIN 38407-F47)	
Parameter	Bestimmungsgrenze [µg/L]	Parameter	Bestimmungsgrenze [µg/L]
1,2-Benzothiazol-3-on (BIT)	0,05	Benzothiazol-2-(methylthio) (MTBT)	0,05
Carbendazim	0,025	Benzotriazol	0,05
Diuron	0,025	Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)	0,05
Diuron-desmethyl	0,025	Perfluorooctansäure (PFOA)	0,01
Isoproturon	0,025	Tolyltriazol	0,03
Iodocarb (IPBC)	0,05	Tris(2-chlorethyl)phosphat (TCEP)	0,1
MCPA	0,025	Tris(2-chlorisopropyl)phosphat (TCPP)	0,1
Mecoprop	0,025	Tris(2-butoxyethyl)phosphate (TBEP)	0,1
Methylisothiazolinon (MIT)	0,05		
Octhilinone (OIT)	0,1		
Propiconazol	0,025		
Tebuconazol	0,025		
Terbutryn	0,025		
Terbumeton (TP)	0,025		
Terbutryn-desethyl (TP)	0,025		
Terbutryn-2-hydroxy (TP)	0,025		
Terbuthylazin	0,025		
Thiabendazol	0,025		

Tabelle 14: Parameter, Messmethoden und Bestimmungsgrenzen der anorganischen Analytik

Parameter	Bestimmungsgrenze [µg/L]	Messmethode	
Aluminium (Al)	5,0	ICP-OES	DIN EN ISO 11885-E22
Blei (Pb)	0,5	ICP-MS	DIN EN ISO 17294-2-E29
Kupfer (Cu)	5,0	ICP-OES	DIN EN ISO 11885-E22
Vanadium (V)	2,0	ICP-MS	DIN EN ISO 17294-2-E29
Zink (Zn)	5,0	ICP-OES	DIN EN ISO 11885-E22
Susp. Stoffe	100		DIN EN 872 (H33)

A.1.5 Durchführung und Auswertung der analytischen Screenings

LC-HRMS Screening (Suspect Screening und Non-Target Screening)

Für das LC-HRMS-Screening wird 1 mL Probe injiziert, online auf einer Anreicherungssäule angereichert und anschließend auf die analytische Säule transferiert, wo die chromatographische Trennung der Analyten mittels einem Wasser-Methanol Gradienten erfolgt. Die Detektion der Analyten erfolgte mit High-resolution mass spectrometry (HRMS) im Fullscan (Massenbereich 100-1000 Da). Darüber hinaus werden mit data independent analysis (DIA) über fünf Bereiche (100-205 Da, 195-305 Da, 295-405 Da und 395-1000 Da) MS2-Spektren erzeugt, die zur weiteren Bestätigung der detektierten Verbindungen dienen können.

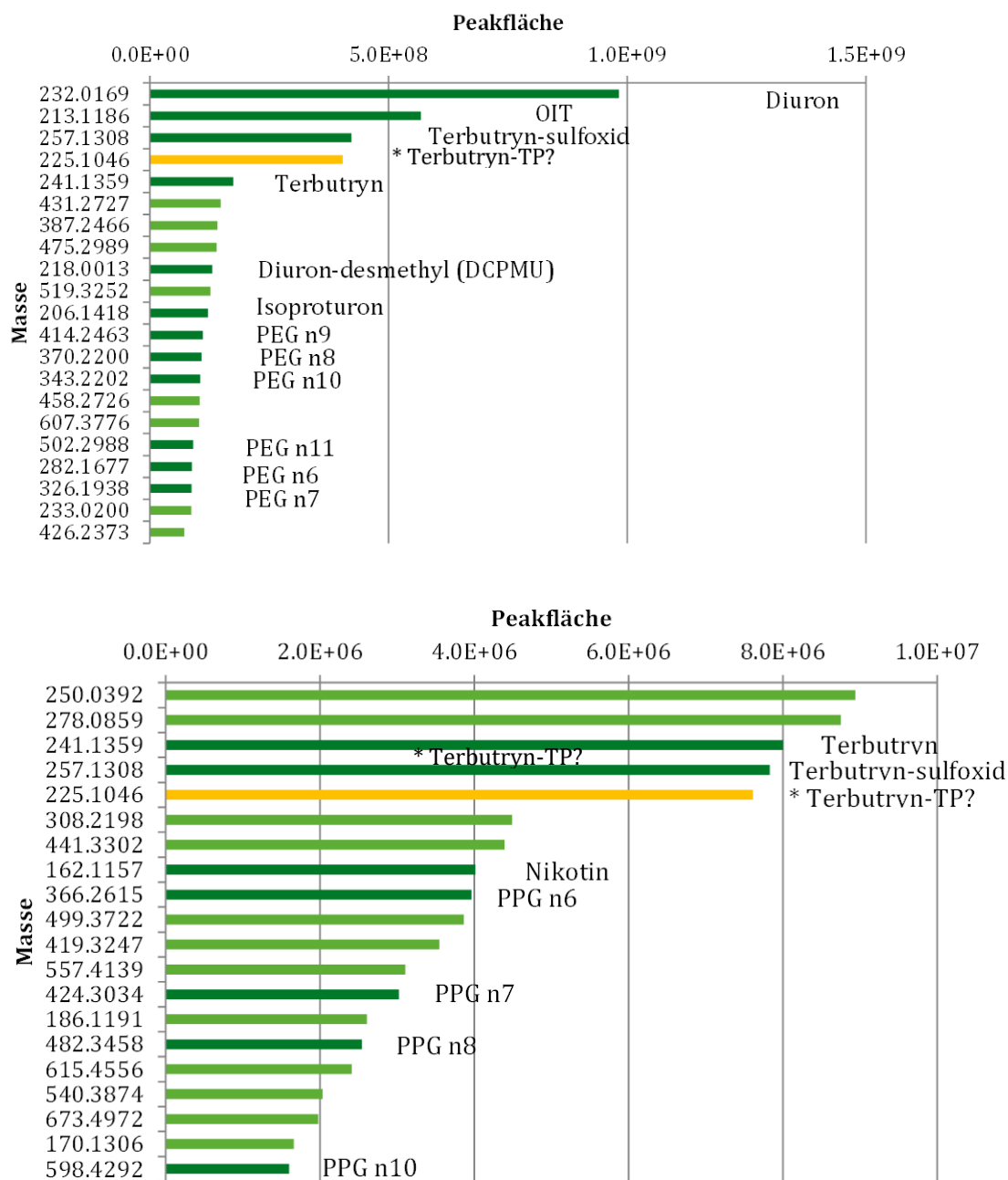
Bei der Auswertung des Screenings wurde in beiden Testgebieten in erster Linie ein Suspect Screening durchgeführt, d.h. es erfolgte ein Abgleich der Features¹ mit einer BWB-internen Datenbank. Die Datenbank enthält eine Vielzahl an Pestiziden, Bioziden und deren Transformationsprodukten, aber auch weitere umweltrelevante Verbindungen wie Flammschutz- oder Korrosionsschutzmittel. Erfolgte ein Treffer mit der Datenbank über die exakte Masse (mit einer Massengenauigkeit von ± 2 ppm) und ein Isotopenmusterabgleich (isotopic pattern) mit einem Score von $>80\%$, so lag ein Suspect vor. Diese Verdachtsverbindungen wurden in 3 Kategorien eingestuft, je nachdem wie gut diese Suspects weiter verifiziert werden konnten. Kategorie 3 zugeordnet sind alle Suspects, die neben den genannten Kriterien nicht weiter verifiziert werden können, Kategorie 2 enthält alle Suspects, die zusätzlich eine Bestätigung der Fragmente mit einem MS2-Spektrum aus der Bibliothek haben und Kategorie 1 die Verbindungen mit der höchsten Absicherung durch den Abgleich mit einem Referenzstandard. Das Non-Target Screening wurde eingesetzt um herauszufinden, ob neben den Suspects aus dem Suspect Screening noch weitere relevante Verbindungen in den Proben vorliegen. Diese Verbindungen sollten ggf. auch in das Monitoring mit aufgenommen werden. Beim Non-Target Screening wurden folgende Filterkriterien eingesetzt: zwischen den Dreifachmessungen muss der Non-Target einen Variationskoeffizient $<20\%$ aufweisen und das Verhältnis von Probe zu Referenz (ratio; ermittelt über den Mittelwert der Peakfläche) muss >10 sein. Nur Features, die im Retentionsbereich 2-10 min lagen wurden hier betrachtet.

Um Hintergrundsignale durch Messgerät, Lösungsmittel und/oder auch matrixbedingte Signale auszublenden wurde als Referenzprobe in beiden Testgebieten in ein Glasgefäß aufgefangenes Regenwasser verwendet.

¹ Ein Feature ist ein durch die exakte Masse, die Retentionszeit und die Peakresponse (z.B. Peakfläche) definiertes Signal.

Abbildung 47: Testgebiet A - Non-Target Screening: 20 intensivsten Features der Fassadenprobe (oben) und der Regenwasserablaufprobe 1 (unten)

gemittelte Peakfläche einer Dreifachmessung; Identifizierte Verbindungen wurden namentlich gekennzeichnet. Nur Ergebnisse der ESI positiv Messung sind dargestellt.



Eigendarstellung; Non-Target Ergebnisse prozessiert mit der Software Compound Discoverer 2.2 (Thermo Scientific).

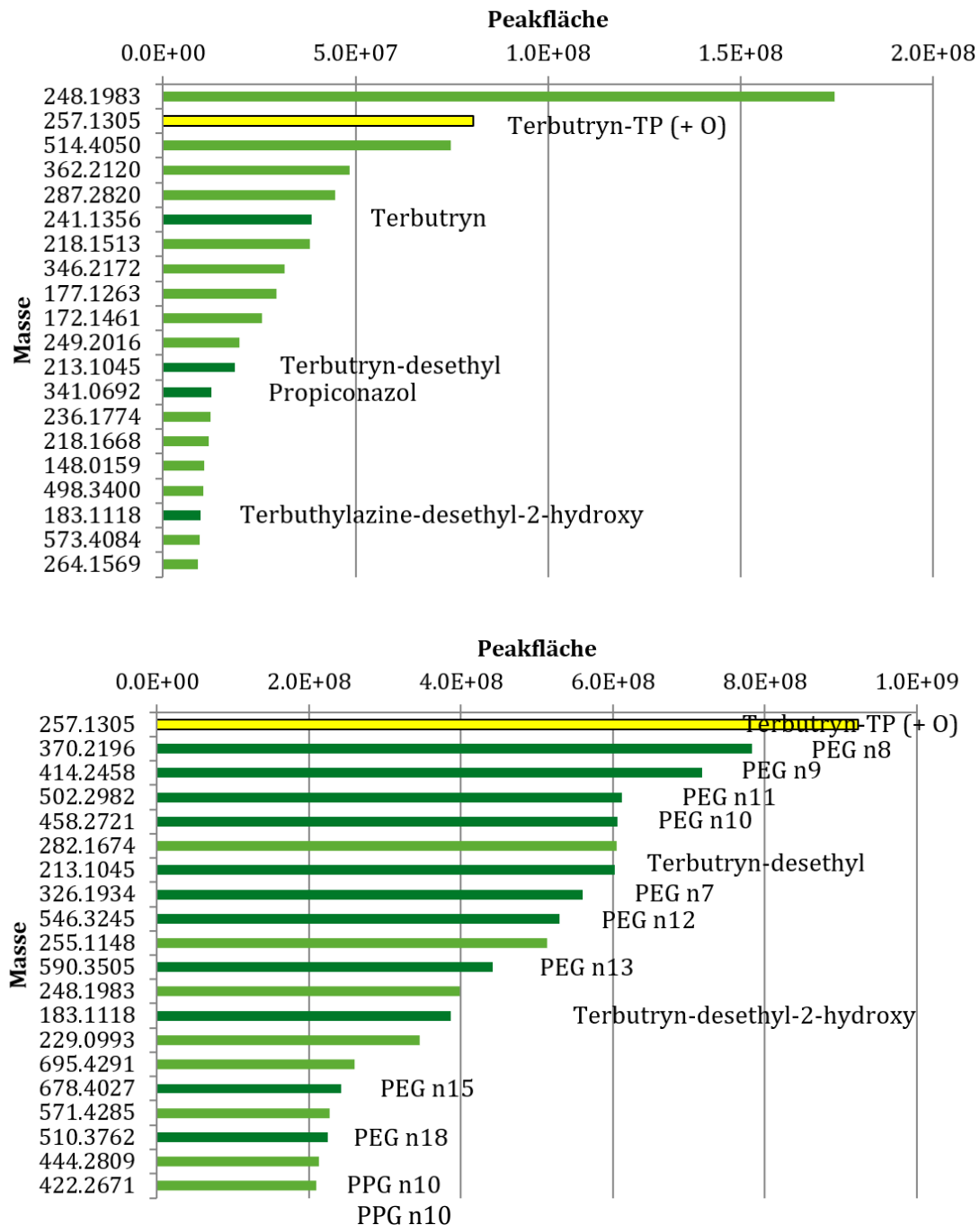
PEG = Polyethylenglycol, PPG = Polypropylenglycol; n entspricht dabei die Kettenlänge des Glycols.

* Terbutryn TP? = Chemsidervorschlag: 4-(Methylsulfanyl)-6-(1-piperidinyl)-1,3,5-triazin-2-amine

Quelle: eigene Darstellung, BWB

Abbildung 48: Testgebiet B - Non-Target Screening: 20 intensivsten Features der Regenkanalprobe (oben) und der Fassadenprobe (unten)

gemittelte Peakfläche einer Dreifachmessung; Identifizierte Verbindungen wurden namentlich gekennzeichnet. Nur ESI positiv Modus ist dargestellt.



Eigendarstellung; Non-Target Ergebnisse prozessiert mit der Software Compound Discoverer 2.2 (Thermo Scientific).

PEG = Polyethylenglycol, n entspricht dabei die Kettenlänge des Glycols.

Quelle: eigene Darstellung, BWB

Auch wenn die Non-Targets nicht alle identifiziert wurden, so ist aus den Informationen abzuleiten, dass die Non-Targets mit der Masse 248,1983; 257,1305; 241,1356; 218,1513; 172,1461; 249,2016 und 213,1045 vermutlich über den Fassadenablauf in den Regenkanal gelangt sind. Das wird insbesondere beim Vergleich der Peakflächen zur jeweiligen Masse deutlich (Tabelle 15).

Tabelle 15: Testgebiet B: Peakflächenvergleich der TOP 20 intensivsten Features in der Regenkanaltestprobe (jeweils intensivster Peak gekennzeichnet)

Molecular Weight	RT [min]	Referenz	Dach	Fassade	Regenkanal
248.1983	6.4	4.0E+06	2.6E+06	4.0E+08	1.7E+08
257.1305	6.1	1.6E+06	5.9E+06	9.2E+08	8.1E+07
514.4050	9.1	1.8E+04	1.1E+04	1.9E+05	7.5E+07
362.2120	7.7	4.8E+04	4.3E+04	1.1E+05	4.8E+07
287.2820	6.5	9.6E+03	1.0E+04	3.8E+04	4.5E+07
241.1356	6.0	2.4E+05	1.2E+06	1.3E+08	3.8E+07
218.1513	6.0	5.4E+05	1.1E+06	1.2E+08	3.8E+07
346.2172	8.1	1.4E+04	3.4E+04	1.2E+05	3.1E+07
177.1263	3.8	1.8E+05	4.3E+03	4.8E+04	2.9E+07
172.1461	6.4	3.2E+05	2.9E+05	8.3E+07	2.6E+07
249.2016	6.4	3.0E+05	1.9E+05	7.0E+07	2.0E+07
213.1045	5.3	1.5E+05	3.9E+05	6.0E+08	1.9E+07
341.0692	7.5	5.9E+03	1.0E+05	2.8E+04	1.2E+07
236.1774	6.8	5.7E+05	8.9E+05	1.8E+05	1.2E+07
218.1668	6.8	5.4E+05	5.8E+05	6.2E+04	1.2E+07
148.0159	7.7	8.8E+05	2.6E+05	1.6E+05	1.1E+07
498.3400	6.4	1.9E+05	2.6E+05	8.0E+05	1.0E+07
183.1118	3.1	2.2E+05	2.2E+06	3.9E+08	9.8E+06

GC-MS Screening

1,0 L Probe wird mit Dichlormethan extrahiert und über Na₂SO₄ getrocknet. Ein Interner Standard (Diphenyl d10, 500 ng/L) wird vor der Probenaufarbeitung zugesetzt. Die gaschromatographische Trennung der Analyten erfolgte mit einem Temperaturprogramm und als Detektor wurde ein Massenspektrometer verwendet. Beim Screening werden alle detektierten Verbindungen, die ein höheres Signal als der Referenz aufweisen mit einer Bibliothek abgeglichen und identifiziert. Konnte eine Verbindung identifiziert werden erfolgte ein prozentualer Flächenvergleich zum internen Standard zur Abschätzung der Konzentration.

Tabelle 16: Ergebnisse GC-MS Screening: Testgebiet A, Regenablauf 1 und 2.

Mengenangaben in %: prozentualer Flächenvergleich der Peaks zur Peakfläche des internen Standards (0,5 µg/L), Sortierung nach absteigender Mengenangabe in Probe Regenablauf 1, nur Vorschläge > 10 %

RT [min]	Regen-ablauf 1	Regen-ablauf 2	MZ	Vorschlag	Verwendung	CAS#
23,55	468	239	169,0	Mecoprop-isocetyl	Pflanzenschutzmittel	28473-03-2
7,92	136	123	99	(cis)-Oak-lactone	Aromastoff z.B.Insektenspray	55013-32-6
21,29	75	37	149,0	Phthalat	Weichmacher	
27,65	68	32	149,0	Phthalat	Weichmacher	
22,29	61	38	149,0	Phthalat	Weichmacher	
26,73	51	59	251,0	Octicizer	Flammschutzmittel	1241-94-7
16,54	48	36	69,0			
16,51	43	68	205,0			
28,76	41	14	71,0	KW4		
13,68	38	27	83,0			
27,03	36	23	171,0	Triethylene glycol di(2-ethylhexanoate)	Verwendung in Schmier-, Farb- und Kunststoffen	94-28-0
17,63	25	41	153,0			
21,89	23	17	119,0	Antioxidant		
9,24	19	18	57			
16,46	18	9	109,0			
18,27	17	32	181,0	2-(Methylmercapto)-benzothiazol	Korrosionsschutzmittel	615-22-5
9,99	16	15	105	Acetophenone	in Farb-, Kleb- und Dichtungstoffen, Aromastoff	98-86-2
22,15	16	29	226,0	Terbutryn	Biozid (Algizid)	886-50-0
13,20	13	13	94,0	3-Phenoxy-1-propanol		6180-61-6
20,51	12	13	119,0	Benzene,(tetramethyl-ethanediyl)bis-		1889-67-4
23,43	12	3	113,0			
27,52	12	12	149,0	Phthalat	Weichmacher	
29,80	12	2	69,0			
17,02	11	16	191,0	Phthalat	Weichmacher	
22,31	11	10	196,0	4-Hydroxy-9-fluorenone		1986-00-1

RT = Retentionszeit, MZ = Masse/Ladung, KW = Kohlenwasserstoffe, CAS = Chemical Abstracts Service.

Tabelle 17: Ergebnisse GC-MS: Testgebiet B, Regenkanal

Mengenangaben in %: prozentualer Flächenvergleich der Peaks zur Peakfläche des internen Standards (0,5 µg/L), Sortierung nach absteigender Mengenangabe, nur Vorschläge > 15%

RT [min]	Regen-kanal	MZ	Vorschlag	Bemerkung	CAS#
17,32	1454,1	117	Isomer von Propanol, [(butoxymethylethoxy)methylethoxy]-		55934-93-5
17,18	864,0	117	Isomer von Propanol, [(butoxymethylethoxy)methylethoxy]-		55934-93-5
17,00	724,2	59			
21,12	171,4	198	2-Amino-4-thiomethyl-6-tertbutylamino-1,3,5-triazine		1000371-50-4
21,57	149,6	193			5402-37-9
27,62	137,3	277	Triphenylphosphine oxide		791-28-6
21,03	121,2	101			
21,28	110,1	149	Phthalic acid, hept-4-yl isobutyl ester	Weichmacher	1000356-78-3
20,97	102,2	143			
16,79	102,1	153			
15,19	100,0	164	IS Diphenyl d10		
16,50	88,4	165	2,6-Di-tert-butyl-4-hydroxy-4-methylcyclohexa-2,5-dien-1-one		10396-80-2
17,36	82,1	101			
16,58	68,9	163	Ethanone, 1-[4-(1-hydroxy-1-methylethyl)phenyl]-		54549-72-3
22,47	68,7	210	Phenol, p-1-indanyl-		5402-37-9
20,42	68,5	178	Anthracen	PAK	120-12-7
27,51	62,2	149	Dicyclohexyl phthalate	Weichmacher	84-61-7
23,22	56,8	233			
21,88	52,3	119	Antioxidant		
13,19	47,8	59			
25,16	47,2	185	Tributyl acetylcitrate		77-90-7
15,71	46,5	151			
22,14	45,5	226	Terbutryn	Herbizid	886-50-0
17,51	45,1	115			
13,00	43,9	141			
12,86	39,0	135	Benzothiazol	Vulkanisierbeschleuniger	95-16-9
17,25	36,2	117	Isomer von Propanol, [(butoxymethylethoxy)methylethoxy]-		55934-93-5
18,76	34,5	99			

27,63	34,3	149	Bis(2-ethylhexyl) phthalate	Weichmacher	117-81-7
17,54	33,4	59			
23,44	31,5	202	Fluoranthene	PAK	206-44-0
9,98	30,1	105	Acetophenone	in Farb-, Kleb- und Dichtungsstoffen, Aromastoff	98-86-2
17,44	28,3	115			
27,06	28,1	228	Naphthacene		92-24-0
27,73	23,5	163	Tetracyclo[5.4.3.0(7,11)]tetradecane-2.alpha.-5.beta.diol-10-one, 1,4.alpha.,6,14-tetramethyl-4-vinyl-		1000195-48-5
29,64	23,5	252			
17,56	23,4	151			
24,98	21,7	346			
13,12	21,5	103	2-Propanol, 1-(2-butoxy-1-methylethoxy)-		29911-28-2
18,98	21,3	151	2(3H)-Benzothiazolon		934-34-9
16,23	20,0	147	1(3H)-Isobenzofuranone, 3,3-dimethyl-		1689-09-4
17,33	19,9	59			
18,11	19,8	149	Diethyl Phthalate	Weichmacher	84-66-2
16,29	18,5	163	Phthalic acid, 4-fluoro-2-nitrophenyl methyl ester		1000315-63-4
18,26	18,4	181	2-(Methylmercapto)benzothiazole		615-22-5
17,93	17,3	131			
24,50	16,8	185			
27,01	16,7	171			
20,33	16,1	253			
9,24	16,0	57	1-Hexanol, 2-ethyl-		104-76-7
21,23	15,7	197	Phenol, 4-(1-methyl-1-phenylethyl)-		599-64-4
27,16	15,7	228			
14,29	15,5	104	1,2-Benzenedicarboxylic acid		88-99-3
14,75	15,3	145	Glycerol 1,2-diacetate		102-62-5
23,99	15,0	202	Pyrene	PAK	129-00-0

RT = Retentionszeit, MZ = Masse/Ladung, KW = Kohlenwasserstoffe, CAS = Chemical Abstracts Service

A.2 Details zu Ergebnissen

Tabelle 18: Regen- und Winddaten der analysierten Proben in Testgebiet A

Vereinzelte wurden durch Wochenenden und Feiertage mehrere kurz aufeinanderfolgende Regenereignisse zu einer Probe zusammengefasst.

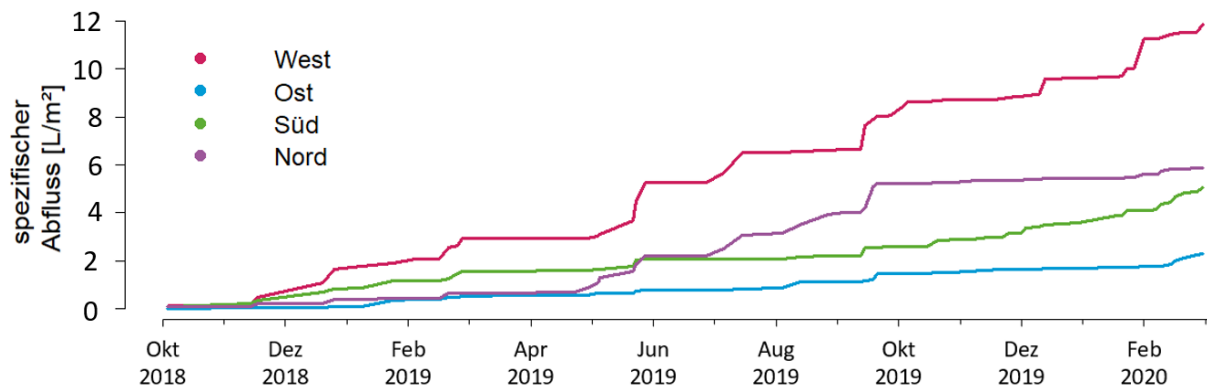
Beginn	Ende	Regenhöhe [mm]	Windgeschwindigkeit [m/s]		Windrichtung [Grad]	
			Mittelwert	StdAbw	Mittelwert	StdAbw
23.09.2018 08:30	23.09.2018 23:25	14,8	5,7	1,2	193	135
13.11.2018 04:45	13.11.2018 16:55	10,1	2,9	0,9	231	14
10.02.2019 09:45	11.02.2019 11:00	12,4	8,1	1,3	209	52
09.03.2019 06:20	11.03.2019 11:00	22,5	6,8	3,5	235	98
26.04.2019 23:25	27.04.2019 02:05	9,5	7,4	1,1	295	12
16.05.2019 00:10	17.05.2019 04:00	10,8	4,4	1,0	143	156
20.05.2019 15:30	20.05.2019 22:05	42,3	3,1	0,7	186	134
06.06.2019 14:20	06.06.2019 20:40	19,5	5,4	1,0	284	17
12.06.2019 17:40	13.06.2019 07:30	8,1	5,5	2,7	252	47
06.07.2019 18:35	06.07.2019 21:10	7,6	4,2	1,0	279	11
20.07.2019 21:50	21.07.2019 00:05	11,3	2,8	0,8	131	81
02.08.2019 15:15	02.08.2019 17:40	36,9	3,8	1,9	131	103
18.08.2019 06:00	18.08.2019 20:45	10,2	3,6	0,9	213	39
09.09.2019 03:00	09.09.2019 19:00	15,0	4,4	1,1	132	144
27.09.2019 07:20	30.09.2019 10:00	37,2	5,8	3,8	232	50
30.09.2019 16:00	02.10.2019 08:45	22,0	6,4	1,6	245	104
14.12.2019 11:00	15.12.2019 13:10	8,0	6,1	2,1	230	27
27.01.2020 22:20	29.01.2020 02:20	14,7	8,1	1,3	226	22
09.02.2020 20:40	11.02.2020 11:30	11,2	10,5	2,1	245	15
22.02.2020 19:30	23.02.2020 20:20	17,6	4,1	1,9	186	99

Tabelle 19: Regen- und Winddaten der analysierten Proben in Testgebiet B

Vereinzelt wurden durch Wochenenden und Feiertage mehrere kurz aufeinanderfolgende Regenereignisse zu einer Probe zusammengefasst.

Beginn	Ende	Regenhöhe [mm]	Windgeschwindigkeit [m/s]		Windrichtung [Grad]	
			Mittelwert	StdAbw	Mittelwert	StdAbw
10.02.2019 09:45	11.02.2019 09:15	12,2	6,8	1,0	201	50
09.03.2019 06:05	10.03.2019 22:15	19,1	4,2	2,6	221	106
13.03.2019 22:25	14.03.2019 23:40	9,1	6,0	1,7	223	38
27.04.2019 00:15	27.04.2019 01:55	2,7	5,8	0,3	287	8
15.05.2019 15:45	16.05.2019 20:35	10,5	2,6	0,6	78	112
20.05.2019 16:35	20.05.2019 18:15	11,7	2,7	0,9	108	114
06.06.2019 14:55	06.06.2019 22:15	19,2	4,6	1,7	288	25
08.06.2019 05:50	12.06.2019 06:30	37,8	2,7	2,2	147	115
12.06.2019 18:40	12.06.2019 23:15	15,7	3,8	0,9	276	30
20.07.2019 22:30	21.07.2019 00:30	13,4	2,1	0,6	115	71
29.07.2019 16:50	29.07.2019 20:15	43,9	2,9	1,9	316	20
26.08.2019 19:00	26.08.2019 21:00	13,5	1,1	0,3	118	134
27.09.2019 08:20	30.09.2019 11:00	30,4	4,7	3,2	239	42
01.10.2019 06:00	02.10.2019 09:45	14,0	4,2	1,4	271	83
14.12.2019 11:10	15.12.2019 11:30	5,2	5,4	1,2	221	18
09.01.2020 01:30	11.01.2020 00:50	8,9	4,2	1,3	215	28
27.01.2020 21:30	29.01.2020 02:50	11,5	6,9	1,7	219	28
09.02.2020 21:00	11.02.2020 17:00	12,6	8,2	2,1	245	17
22.02.2020 19:10	23.02.2020 21:40	13,9	3,1	2,0	235	90
09.03.2020 14:45	11.03.2020 03:40	9,8	6,3	1,3	211	20

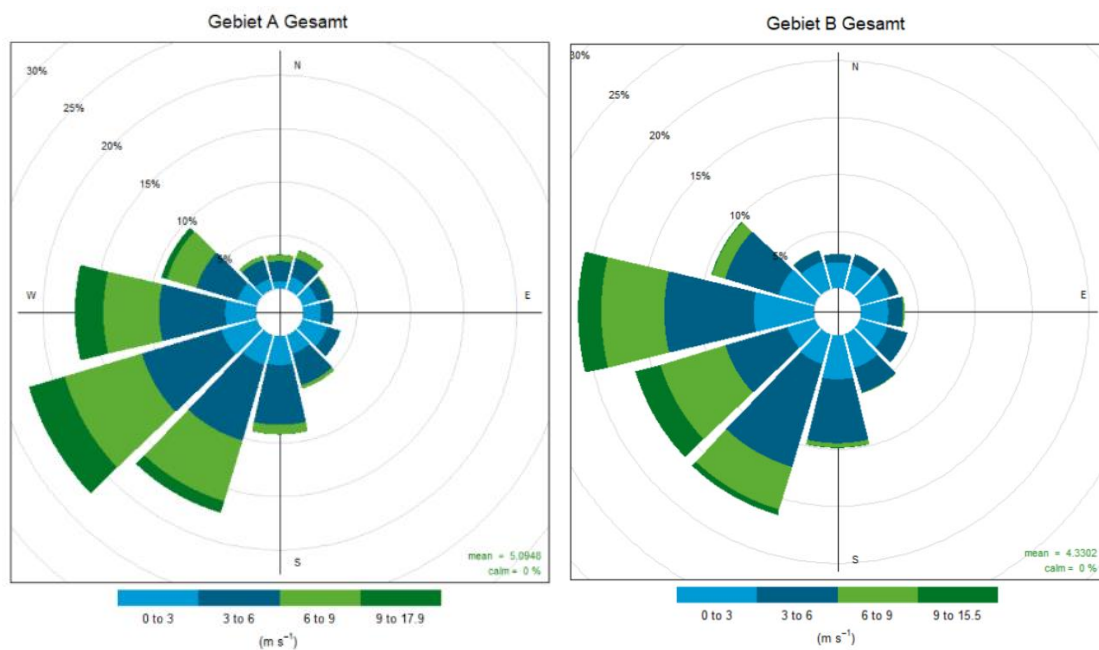
Abbildung 49: Kumulierter spezifischer Abfluss der Fassaden für Gebiet B



Quelle: eigene Darstellung, KWB

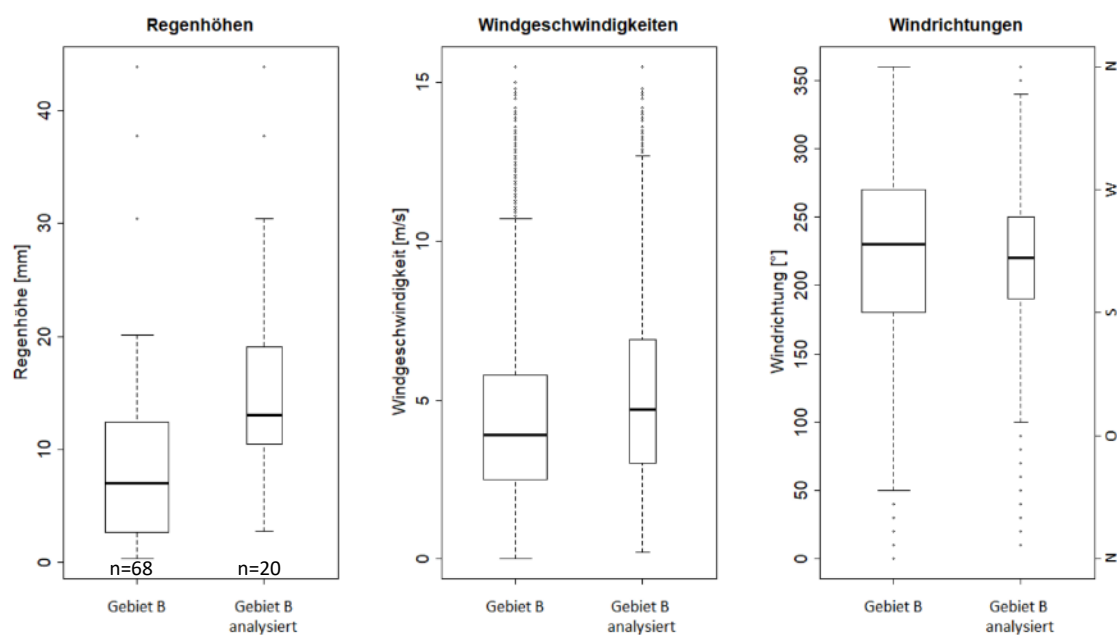
Abbildung 50: Windrichtung und Geschwindigkeiten für alle erfassten Events

10 min Werten der Stationen Schönefeld (Gebiet A) und Tegel (Gebiet B). Erstellt mit R-Paket „openair“ (Droppo, 2008)



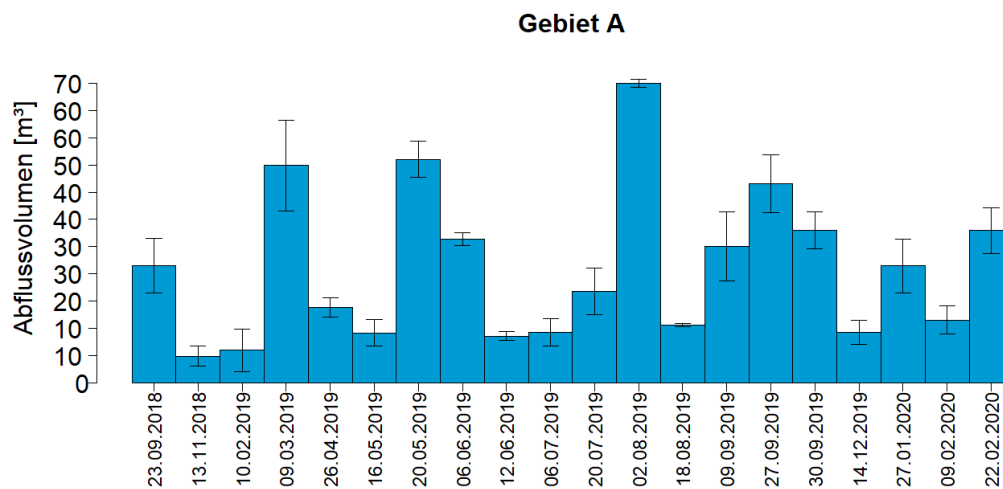
Quelle: eigene Darstellung, KWB

Abbildung 51: Regenhöhe und Winddaten für erfasste und analysierte Regenereignisse in Gebiet B

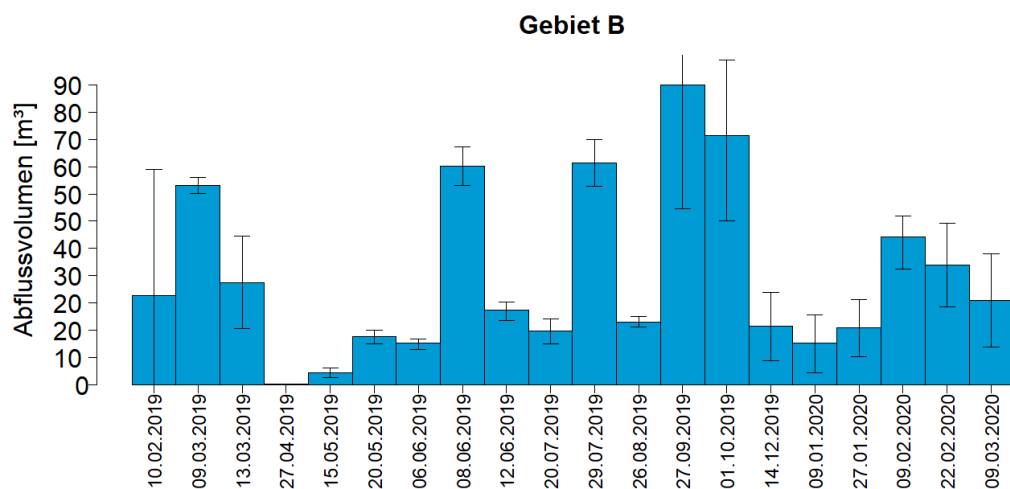


Quelle: eigene Darstellung, KWB

Abbildung 52: Abflussvolumen der analysierten Regenereignisse im Regenkanal für Gebiet A und B

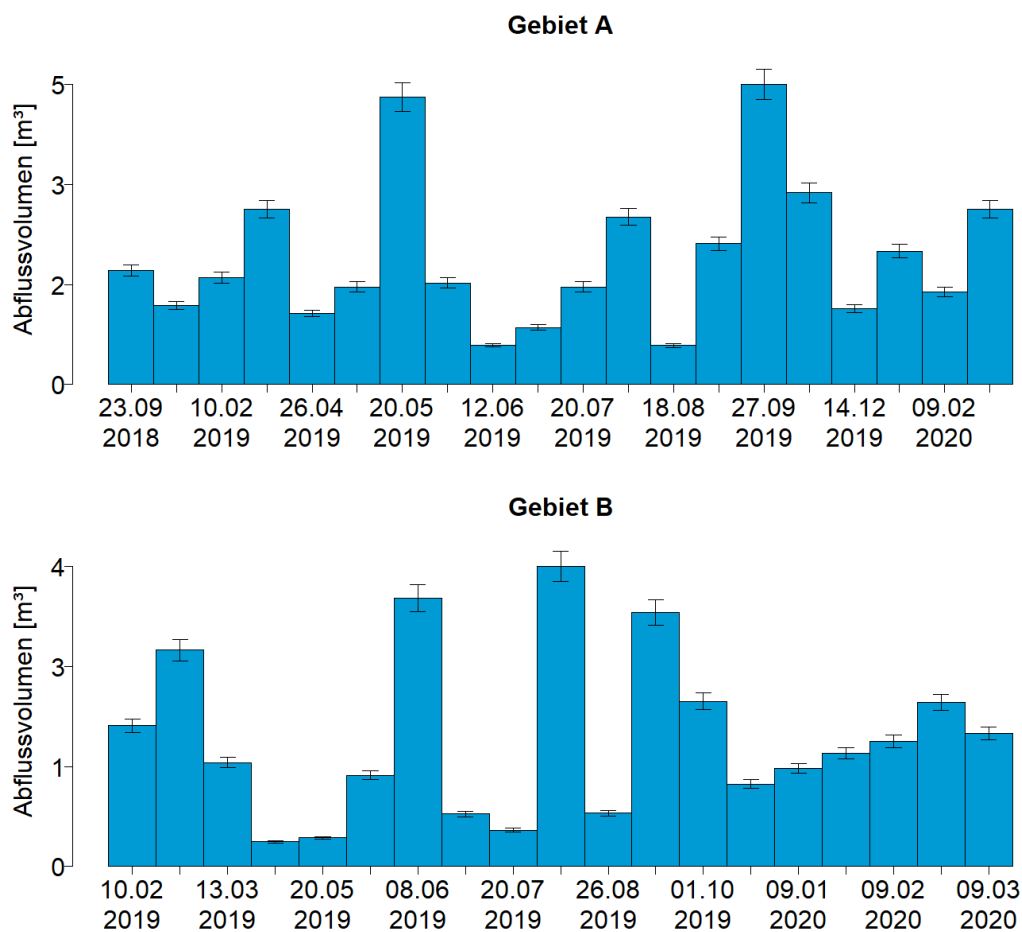


Quelle: eigene Darstellung, KWB



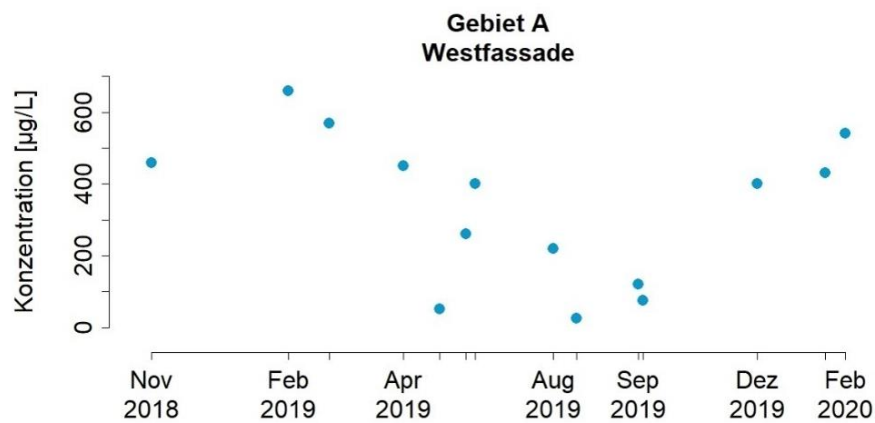
Quelle: eigene Darstellung, KWB

Abbildung 53: Abflussvolumen der analysierten Regenereignisse im Dachablauf für Gebiet A und B



Quelle: eigene Darstellung, KWB

Abbildung 54: Konzentrationsverlauf von OIT im Fassadenablauf (West) in Gebiet A



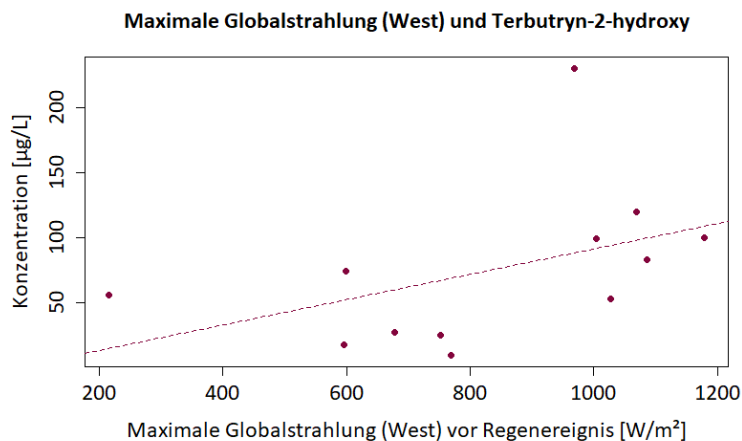
Quelle: eigene Darstellung, KWB

Abbildung 55: Dachaufbauten aus verzinkten Rohren in Testgebiet A



Quelle: eigene Darstellung, KWB

Abbildung 56: Abhängigkeit von Hydroxy-Terbutryn im Fassadenabfluss von Gebiet B von der maximalen Solarstrahlung vor dem Regenereignis



Quelle: eigene Darstellung, KWB

Abbildung 57: Dachaufbauten aus verzinkten Rohren in Testgebiet B



Quelle: eigene Darstellung, KWB

Abbildung 58: Über Lichtschächten befindliche verzinkte Fensterbänke in Testgebiet B

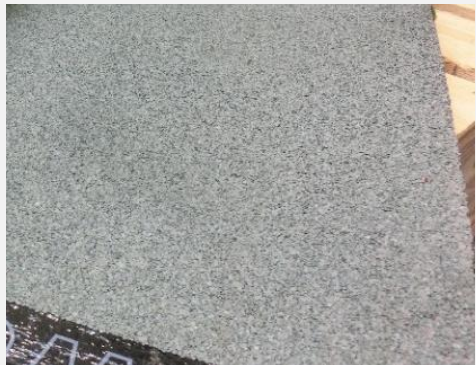
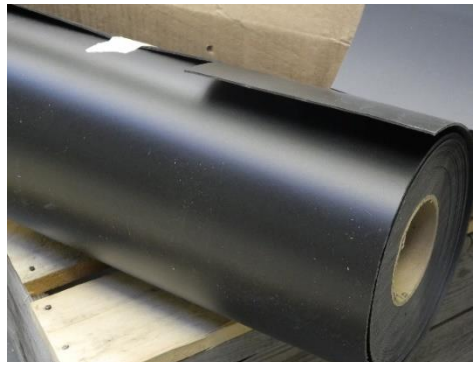
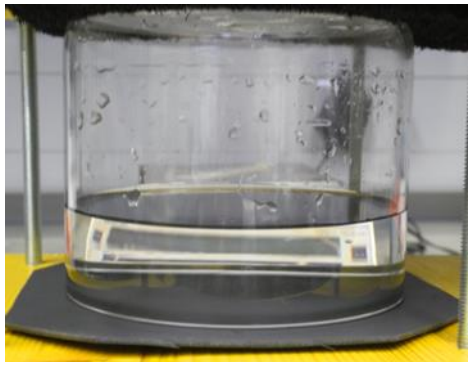
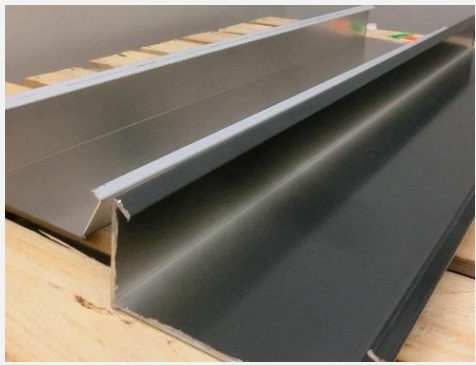
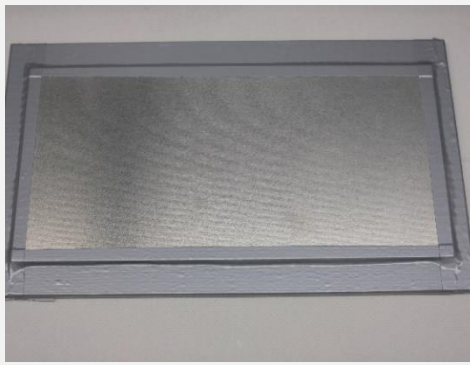


Quelle: eigene Darstellung, KWB

A.3 Produkttests

A.3.1 Produkte

Tabelle 20: Prüfkörper der in Auslaugtests untersuchten Bauprodukte

	Rohmaterial	Prüfkörper
Putz und Farbe		
Bitumenbahn		
Kunststoffbahn (TPO)		
Alubleche (beschichtet, Alu Natur)		

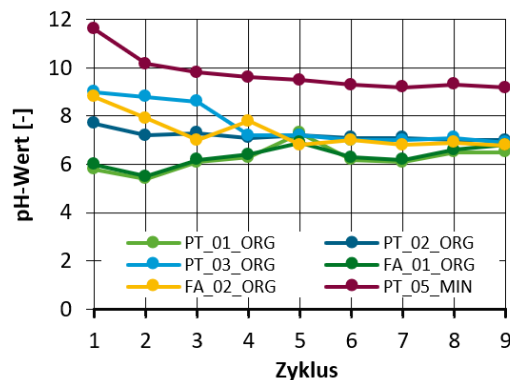
Pflasterstein



Quelle: eigene Darstellung, OST

A.3.2 Immersionstests

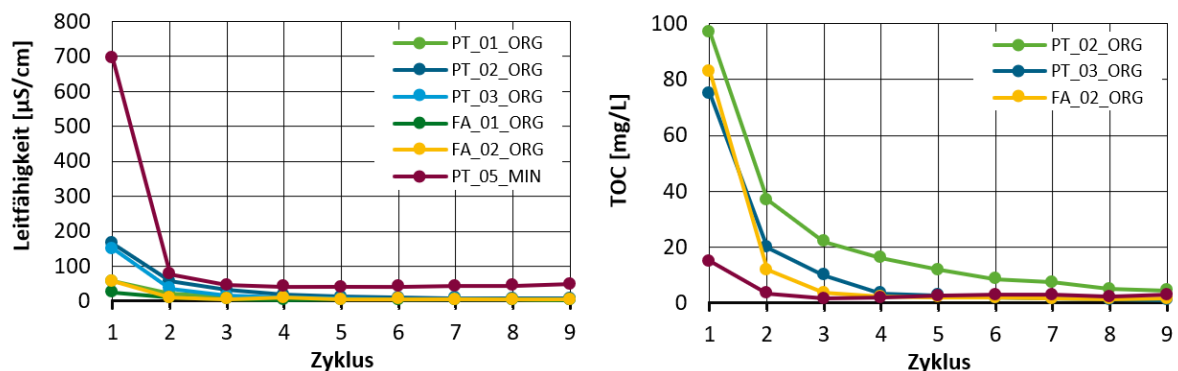
Abbildung 59: pH-Werte der untersuchten vier Putze und zwei Farben



Quelle: eigene Darstellung, OST

Leitfähigkeit und TOC: Die elektrische Leitfähigkeit (LF) und der TOC nahmen bei allen Produkten über den Immersionstest exponentiell ab (Abbildung 60). Beim TOC resultierte für den mineralischen Putz (PT_05_MIN) die geringste Freisetzung. Bei den organischen Putzen übersteigen die TOC-Konzentration die der Biozide im Mittel um einen Faktor 4, bei der Farbe sogar Faktor 20.

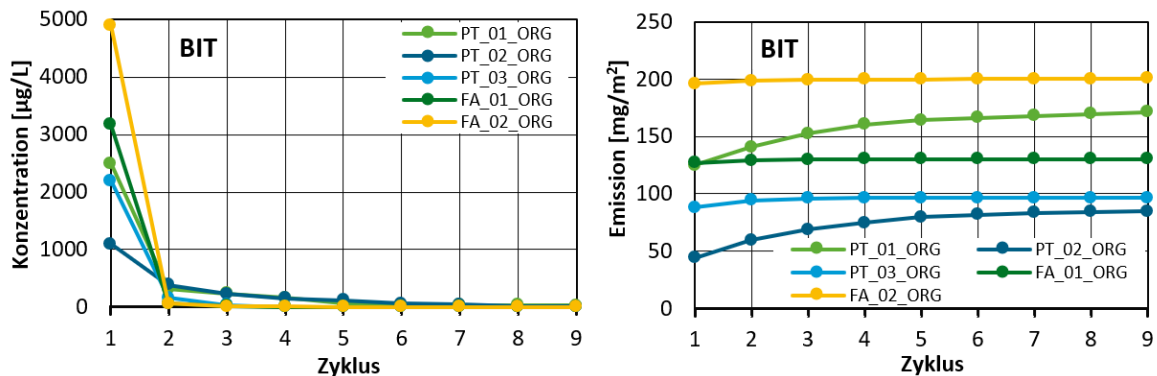
Abbildung 60: Elektrische Leitfähigkeit (links) und gesamter organischer Kohlenstoff (TOC; rechts) der untersuchten Putze und Farben



Quelle: eigene Darstellung, OST

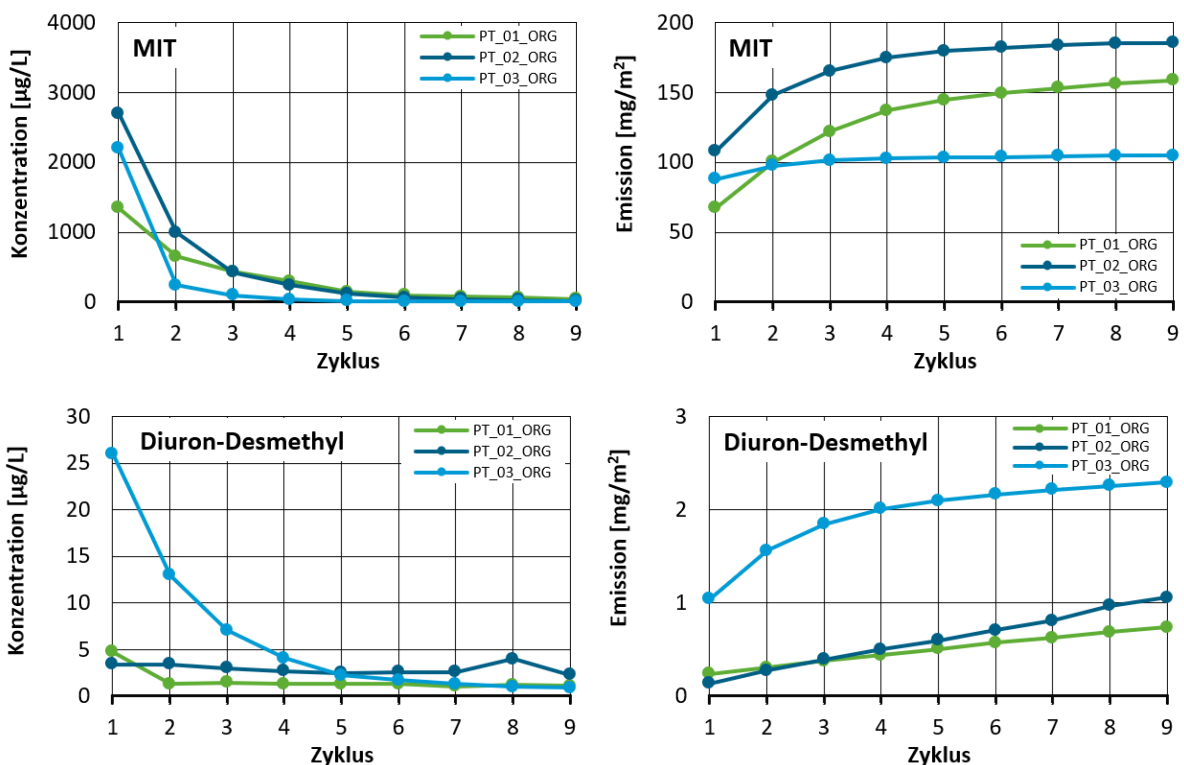
Topfkonservierer: BIT und MIT wurden aus den organischen Putzen und Farben stark ausgewaschen (Abbildung 61, Abbildung 62). Die Anfangskonzentrationen von beiden Bioziden bewegen sich im gleichen Bereich und sinken schon nach den ersten beiden Zyklen gegen Null. Von BIT gelangten 20-100 % der Emission mit dem ersten Zyklus und von MIT 30 bis 50 % ins Eluat. Die Biozide zur Topfkonservierung werden demnach schon beim ersten Wasserkontakt nahezu vollständig ausgewaschen, auch weil sie nicht verkapselt eingesetzt werden.

Abbildung 61: Konzentrationen und kumulierte Emissionen von BIT in drei organischen Putzen aus Gebiet A und zwei Farben der Gebiete A und B



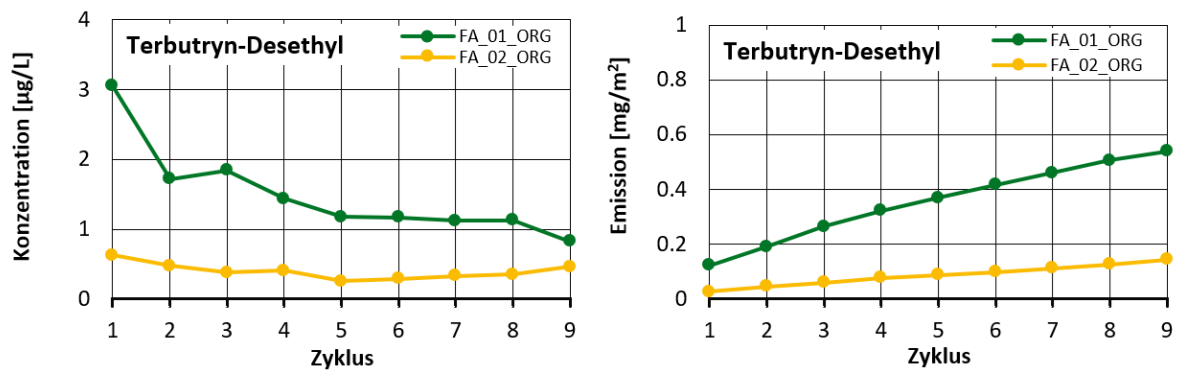
Quelle: eigene Darstellung, OST

Abbildung 62: Konzentrationen und kumulierte Emissionen von MIT (oben) und Diuron-Desmethyl (unten) in drei Putzen



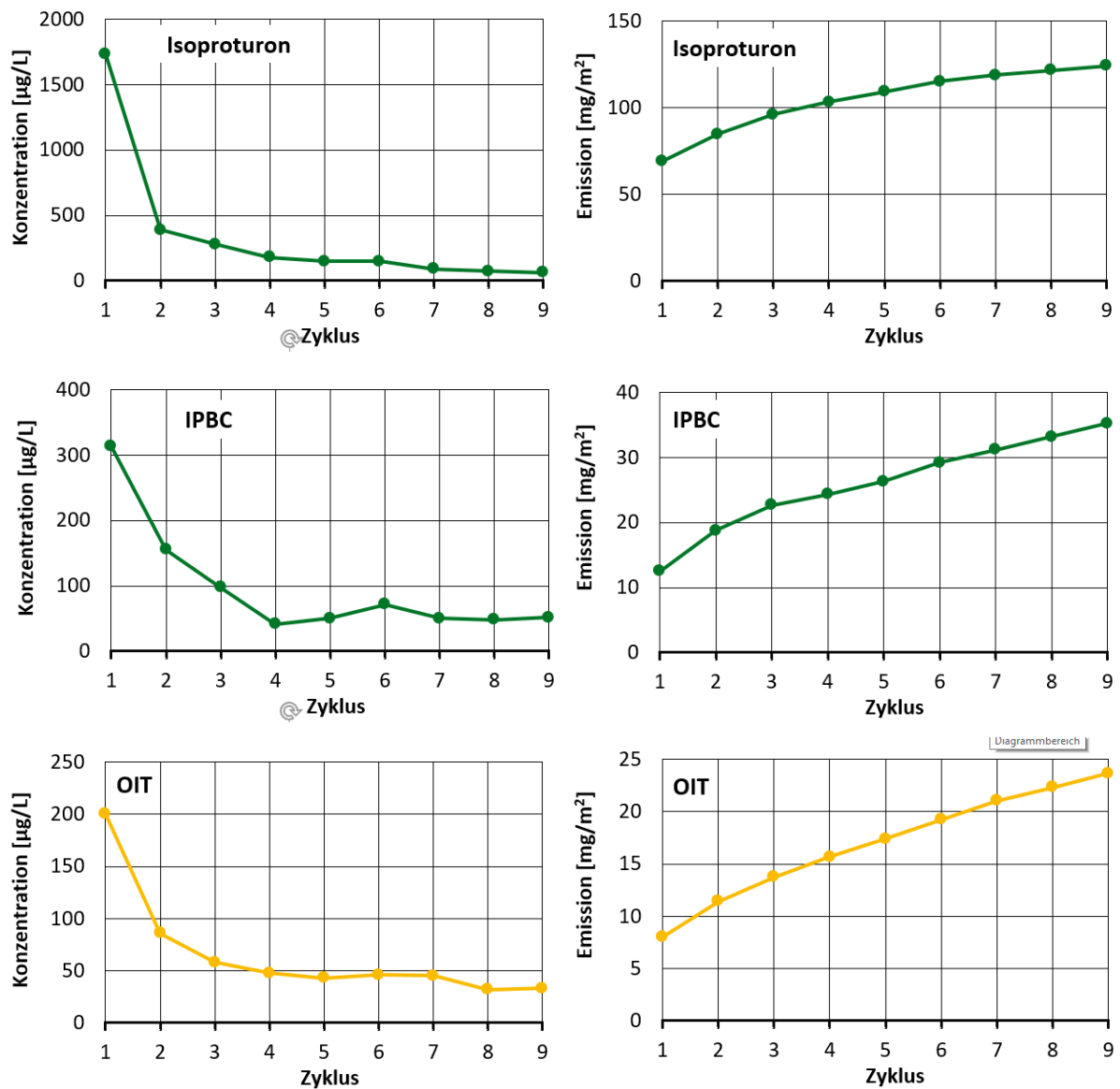
Quelle: eigene Darstellung, OST

Abbildung 63: Konzentrationen und kumulierte Emissionen von Terbutryn-Desethyl in zwei Farben



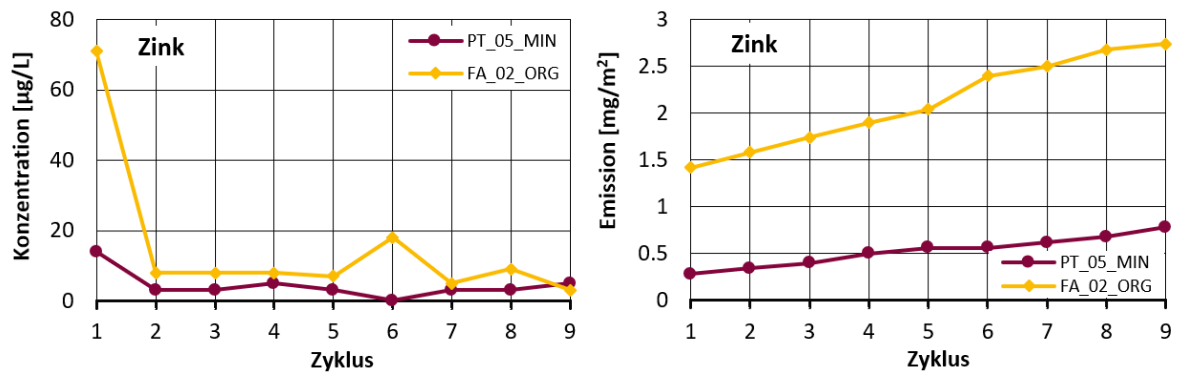
Quelle: eigene Darstellung, OST

Abbildung 64: Konzentration und kumulierte Emission von Isoproturon (oben), IPBC (Mitte) in der Farbe Gebiet A (FA_01_ORG) und OIT (unten) in der Farbe von Gebiet B (FA_02_ORG)



Quelle: eigene Darstellung, OST

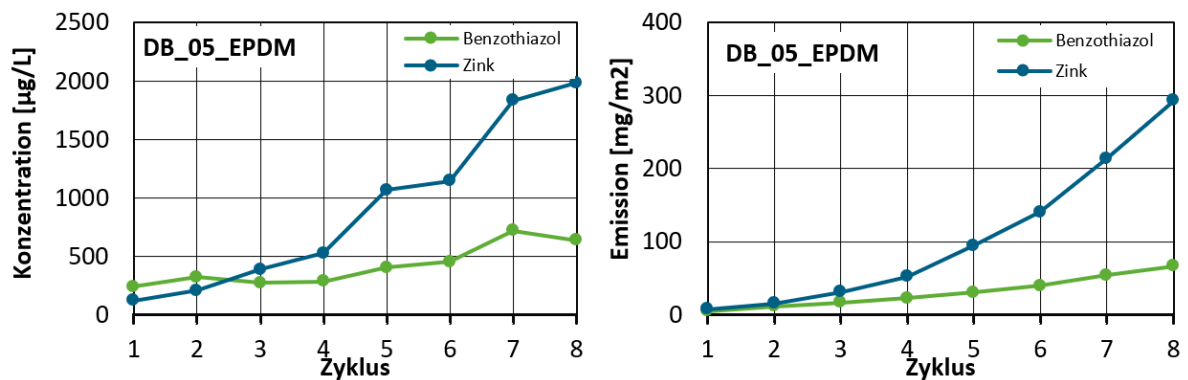
Abbildung 65: Konzentration und kumulierte Emission von Zink aus mineralischem Putz und der Farbe von Gebiet B (FA_02_ORG)



Quelle: eigene Darstellung, OST

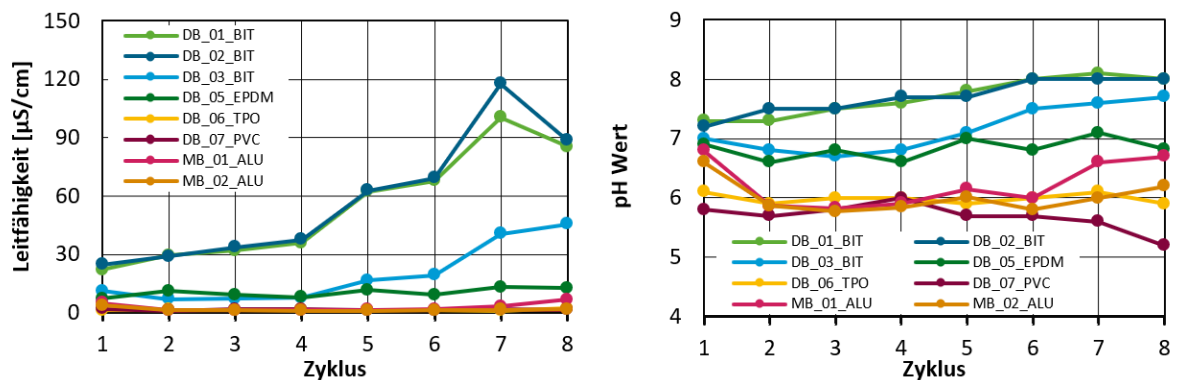
A.3.3 Oberflächenauslaugprüfung

Abbildung 66: Konzentration und kumulierte Emission von Benzothiazol und Zink aus der getesteten EPDM Bahn (DB_05_EPDM)



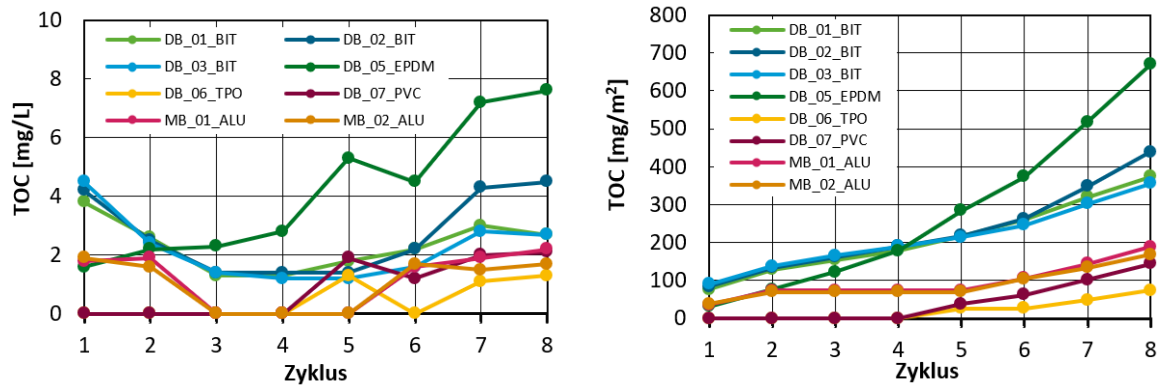
Quelle: eigene Darstellung, OST

Abbildung 67: Elektrische Leitfähigkeit und pH-Werte in Eluaten der Bauprodukte



Quelle: eigene Darstellung, OST

Abbildung 68: Konzentration und kumulierte TOC Emission der acht im DSLT eluierten Bauprodukte

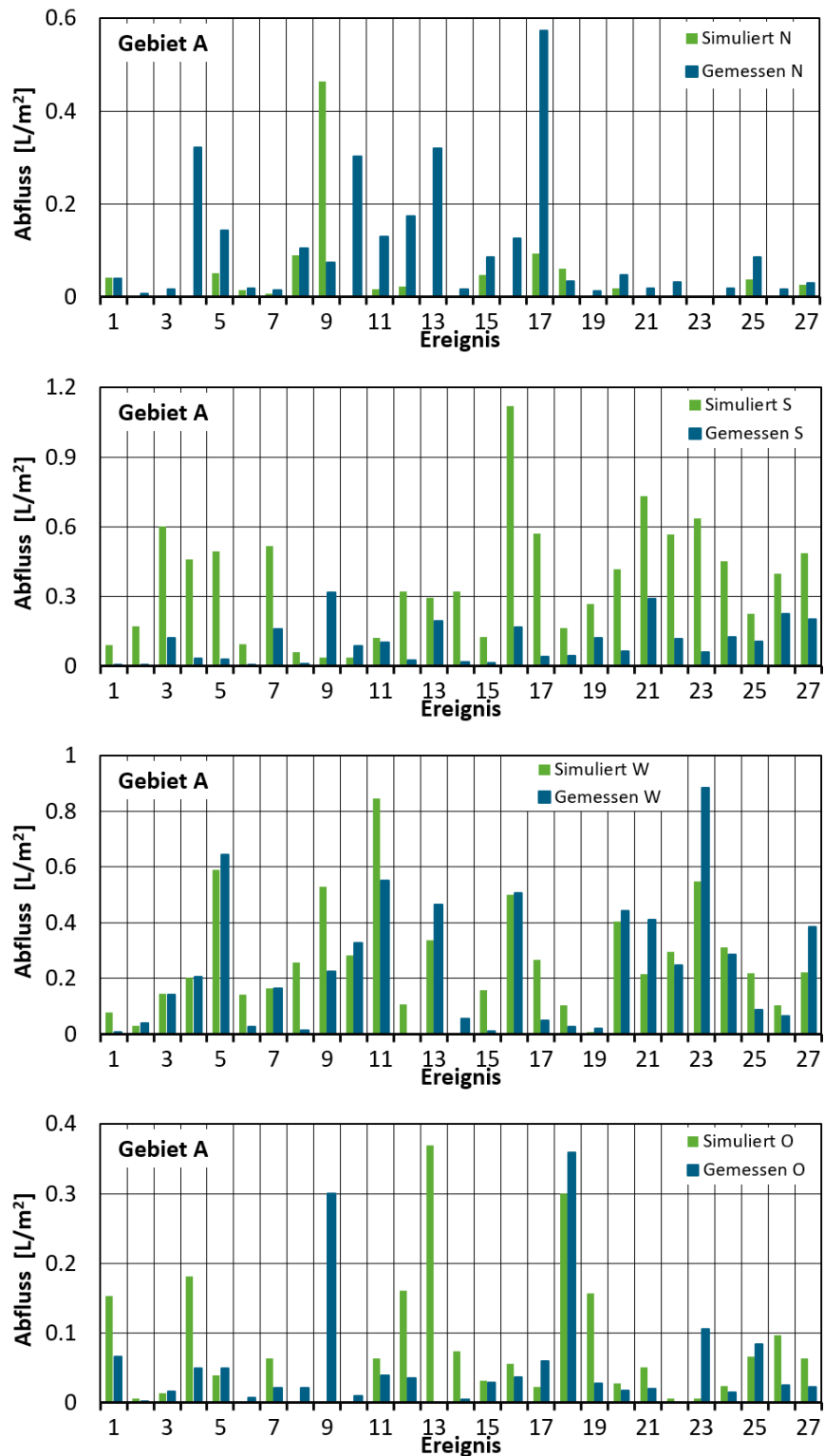


Quelle: eigene Darstellung, OST

A.4 Modellierung

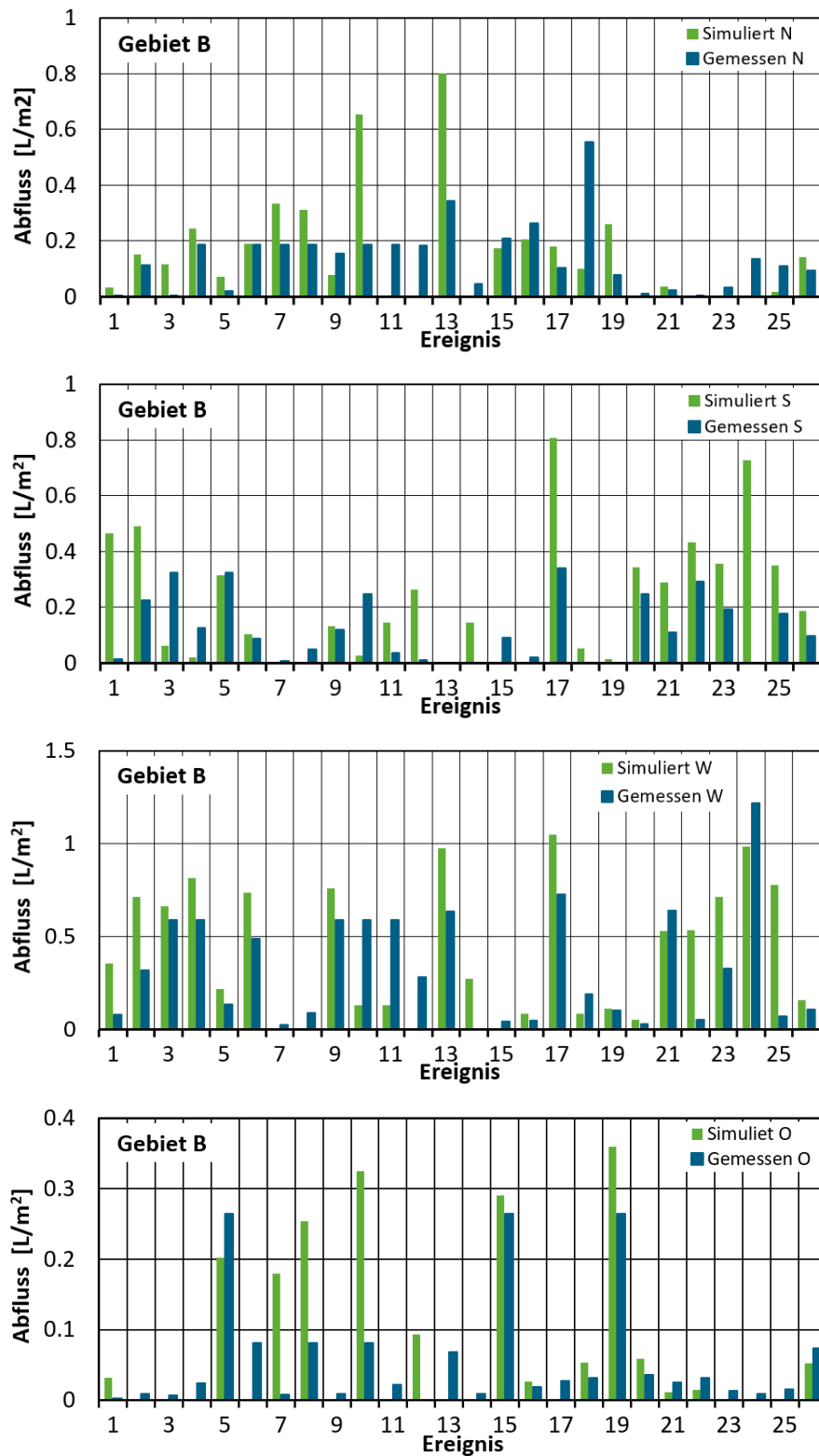
A.4.1 Fassadenabflüsse Gebiet A und B

Abbildung 69: Vergleich Fassadenabfluss simuliert und gemessen für die Nord-, Süd-, West- und Ostfassade in Gebiet A



Quelle: eigene Darstellung, OST

Abbildung 70: Vergleich Fassadenabfluss simuliert und gemessen für die Nord-, Süd-, West- und Ostfassade in Gebiet B



Quelle: eigene Darstellung, OST

A.4.2 Herleitung der effektiv angeschlossenen Fassaden in Gebiet A

Ziel ist, die effektive in den Regenkanal entwässernde Fassadenflächen zu ermitteln. Dabei sollten die Emissionen an der Fassade und denen im Kanal gut übereinstimmen.

Für jede Fassade (N, O, S, W) wurde die Emission pro Ereignis berechnet. Die Konzentration im Kanal wurde anhand der Fracht und der eingeleiteten Wassermenge aller angeschlossenen Flächen ermittelt. Dabei zeigte sich, dass die Abflüsse der Fassaden weniger als 1 % der Wassermenge umfassten.

Auf der Strecke von den Fassaden zum Regenkanal geht eine gewisse Wassermenge verloren, die in drei Szenarien mit 90 % Verlust, 80 % Verlust und 70 % Verlust angenommen wurde. Für die vier Fassaden wurde iterativ 81 mögliche Kombinationen ($n = 3^4$) berechnet. Für jede Kombination wurde die resultierende Gesamtemission mit der gemessenen Fracht im Kanal verglichen. Die geringste Abweichung zwischen Simulation und Messung resultierte bei einem Reduktionsfaktor von 0,1 für alle Fassadenflächen. Die simulierte Fracht lag mit 362 mg am nächsten an der gemessenen Fracht von 376 mg. Die laut Plan angeschlossenen Fassadenflächen wurden daher für Gebiet A für die Modellierung der Emission in den Regenkanal um diesen Faktor reduziert (Tabelle 21).

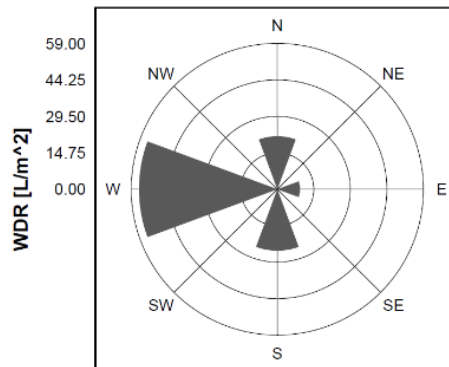
A.4.3 Flächenaufteilung der verschiedenen Modellierungen

Tabelle 21: Übersicht der Flächen, die beprobt wurden, an den Regenkanal angeschlossen sind und die Gesamtflächen der Gebiete A und B mit berücksichtigten Abflussbeiwerten. Die mit dem Verlustfaktor angepassten und für die Modellierung verwendeten Fassadenflächen in Gebiet A sind in Klammern angegeben

Flächen	Abflussbeiwert	Gebiet A			Gebiet B		
		Beprobt [m²]	Angeschlossen [m²]	Total [m²]	Beprobt [m²]	Angeschlossen [m²]	Total [m²]
	[-]						
Nordfassade	0,7	16,2	286 (29)	1645	17,5	629	1278
Ostfassade	0,7	17,4	816 (82)	2221	19,9	427	871
Südfassade	0,7	16,6	107 (11)	1847	16,1	394	868
Westfassade	0,7	11,0	60 (6)	1238	12,2	186	979
Fassaden total	0,7	61,2	1269 (128)	6951	65,6	1636	3996
Dach Bitumen	A: 0,7; B: 0,5	136	1154	2054	173	1024	1631
Dachabdeckung	1,0	48	400	712	21	127	202
Dach total	A: 0,8; B: 0,6	184	1554	2766	194	1151	1833
Wege	A: 0,3; B: 0,9	-	1720	-	-	810	-
Rasengittersteine	0,3	-	585	-	-	0	-
Innenhoffläche	0,1	-	0	-	-	790	-

A.4.4 Schlagregenrichtungen von Gebiet B

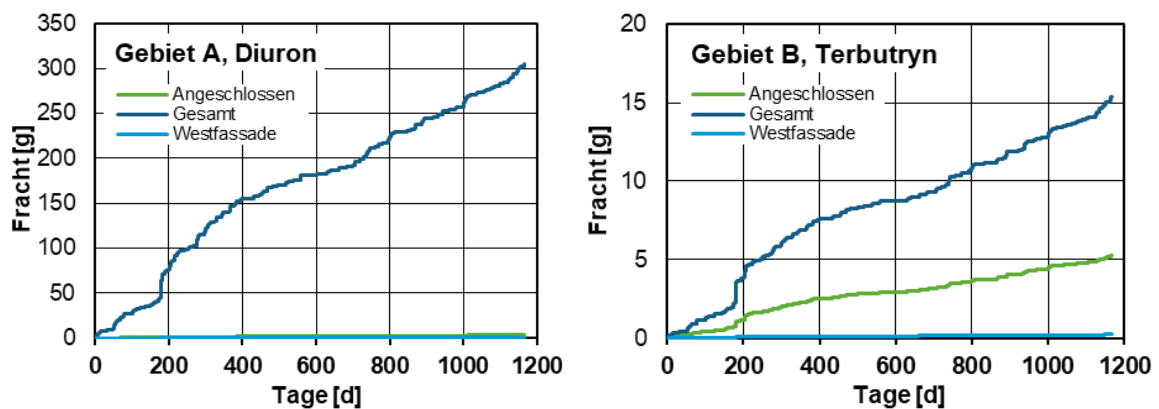
Abbildung 71: Schlagregenmengen differenziert nach Windrichtung im Gebiet B



Quelle: eigene Darstellung, OST

A.4.5 Frachtvergleiche Gebiete A und B

Abbildung 72: Modellierte Frachten für die beprobte Westfassade, die an den Regenkanal angeschlossenen Fassaden sowie die Gesamtfrachten für Gebiet A (links) und Gebiet B (rechts)



Quelle: eigene Darstellung, OST

A.4.6 Szenarien – Wetterdaten

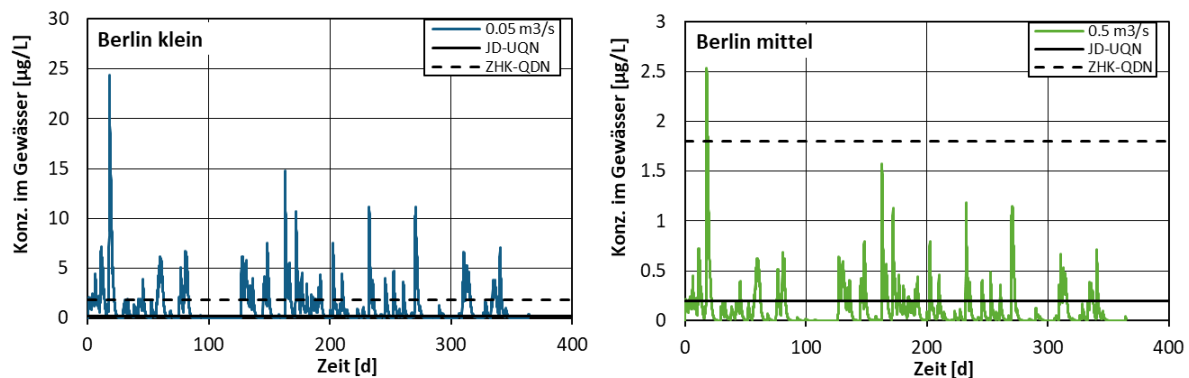
Die Wetterdaten stammen vom Deutschen Wetterdienst (DWD), die Stationen sind durch Stations-IDs im DWD Stationslexikon identifizierbar: Hamburg 1975, München 3379, Berlin 427.

Tabelle 22: Wetterdaten von 1996 bis 2019 für Hamburg (HAM), Berlin Schönefeld (BER) und München (MUN). Rot: Extrema (Max, Min)

Jahr	Jahresniederschlag [mm]			Mittlere Windgeschwindigkeit [m/s]		
	HAM	BER	MUN	HAM	BER	MUN
1996	489	449	-	3,67	3,78	-
1997	715	454	-	3,58	3,97	-
1998	976	585	888	3,96	4,33	2,91
1999	626	430	1086	3,90	4,11	2,87
2000	674	485	1193	4,33	4,07	2,86
2001	886	553	1048	3,86	3,94	2,89
2002	982	675	1113	3,98	3,99	2,92
2003	569	392	658	3,75	3,74	2,69
2004	816	451	812	3,98	4,09	2,88
2005	701	615	1018	3,90	3,83	2,75
2006	622	372	844	3,91	3,71	2,77
2007	1077	754	1070	4,14	4,23	2,91
2008	796	520	861	4,10	4,09	2,66
2009	753	567	919	3,83	3,69	2,59
2010	713	596	1016	3,76	3,70	2,84
2011	717	568	966	4,09	3,92	2,73
2012	731	510	971	3,94	3,83	2,82
2013	731	564	926	3,90	3,78	2,75
2014	679	442	854	4,19	3,81	2,54
2015	791	447	839	4,31	4,39	2,56
2016	738	475	958	3,90	4,04	2,70
2017	975	610	920	4,12	4,40	2,94
2018	518	295	927	3,99	4,24	2,77
2019	754	467	965	3,57	4,36	2,89
Max	1077	754	1193	4,33	4,40	2,94
Min	489	295	658	3,57	3,69	2,54
Mittel	751	511	948	3,94	4,00	2,78

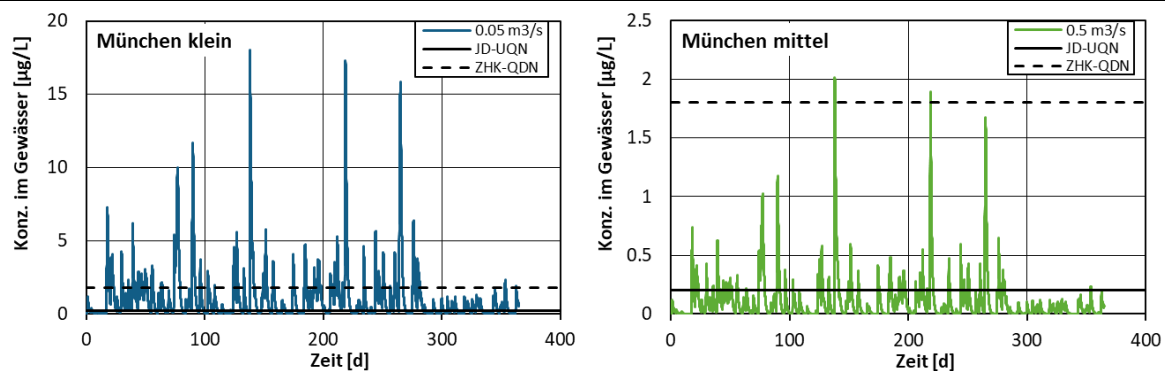
A.4.7 Szenarien – Einfluss der Gewässergröße

Abbildung 73: Diuron-Konzentrationen im kleinen (links) und mittleren Gewässer (rechts) für Berlin.



Quelle: eigene Darstellung, OST

Abbildung 74: Diuron-Konzentrationen im kleinen (links) und mittleren Gewässer (rechts) für München.



Quelle: eigene Darstellung, OST

A.4.8 Stoffemissionen aus Dächern

Die Modellierung der Stoffemission von Dachflächen wurde am Beispiel von wurzelfesten Bitumenbahnen durchgeführt, die in Kontakt mit Wasser den Wirkstoff MCPA freisetzen. Die Emission aus Bitumenbahnen ist von der Niederschlagsverteilung und der Emissionsfunktion beeinflusst, hingegen hat der Wind keine Bedeutung.

Wie bei den Fassaden, wurde die Emission aus Bitumenbahnen auf drei Ebenen betrachtet:

1. **Emission aus beprobten Dachflächen:** Die analysierten Regenereignisse der beprobten Dachflächen über den Versuchszeitraum wurden mit dem Modell vorhergesagt und die simulierten Emissionen mit den gemessenen verglichen.
2. **Emission in den Regenkanal:** Die Emission von allen Bitumenbahnen, welche an den Regenkanal angeschlossen sind, wurden für die beprobten Regenereignisse im Kanal simuliert. Berücksichtigt sind auch weitere abflusswirksame Flächen wie Fassaden, Plätze und Wege. Diese Flächen verdünnen die Frachten von Dächern.
3. **Gesamtemission:** Die Simulation berücksichtigt sämtliche vorhandenen Dachflächen mit Bitumenbahnen und berechnet die potentiellen Gesamtemissionen für die Gebiete. Damit lassen sich die Eintragswege der Direkteinleitung und Versickerung darstellen.

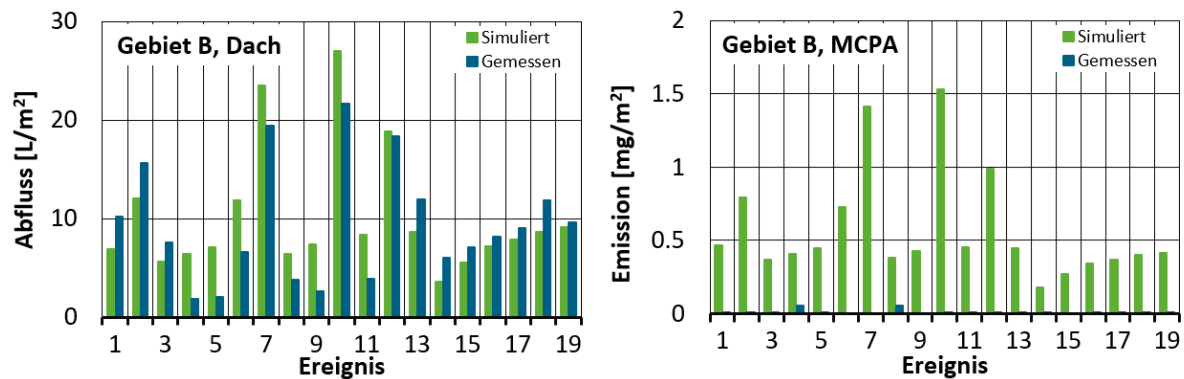
Die Emissionsberechnungen beruhen auf DSLT-Daten von wurzelfesten Bitumenbahnen (Abbildung 33), aus denen eine logarithmische Emissionsfunktion hergeleitet wurde. Aufgrund der stofflichen Unterschiede zwischen Feld und Labor im Gebiet A wurde dort eine fiktive wurzelfeste Bitumenbahn hinterlegt (DB_02_BIT) und in Gebiet B die eingesetzte Bahn (DB_03_BIT). Für Gebiet A konnte deshalb kein Vergleich mit den Messdaten erfolgen.

Simuliert wurde die Zeitspanne von Januar 2017 bis März 2020. Der Startzeitpunkt deckt sich mit der Fertigstellung der Gebäude und liegt damit vor dem Monitoringbeginn.

Emission aus beprobten Dachflächen

Die simulierten Dachabflüsse im Gebiet B stimmen mit dem beprobten Dach gut überein (Abbildung 75). Die Emissionen zwischen Modell und Feldmessung unterscheiden sich dagegen um einen Faktor 10-100 markant. So beträgt die spezifische Emission 11 mg/m² in der Simulation und 0,15 mg/m² in der Feldmessung. Vermutet wird, dass die Freisetzungsraten aufgrund der geringen Niederschlagsmengen bedeutend niedriger ausfielen. So wurden über einen gleich langen Zeitraum zuvor eine fast doppelt so hohe Regenmenge aufgezeichnet (A.4.6). Bei Trockenheit aber hydrolysiert der Ester nicht und MCPA wird nicht mit dem nachfolgenden Regen ausgetragen.

Abbildung 75: Dachabfluss und ereignisbezogene MCPA-Fracht am beprobten Dach von Gebiet B



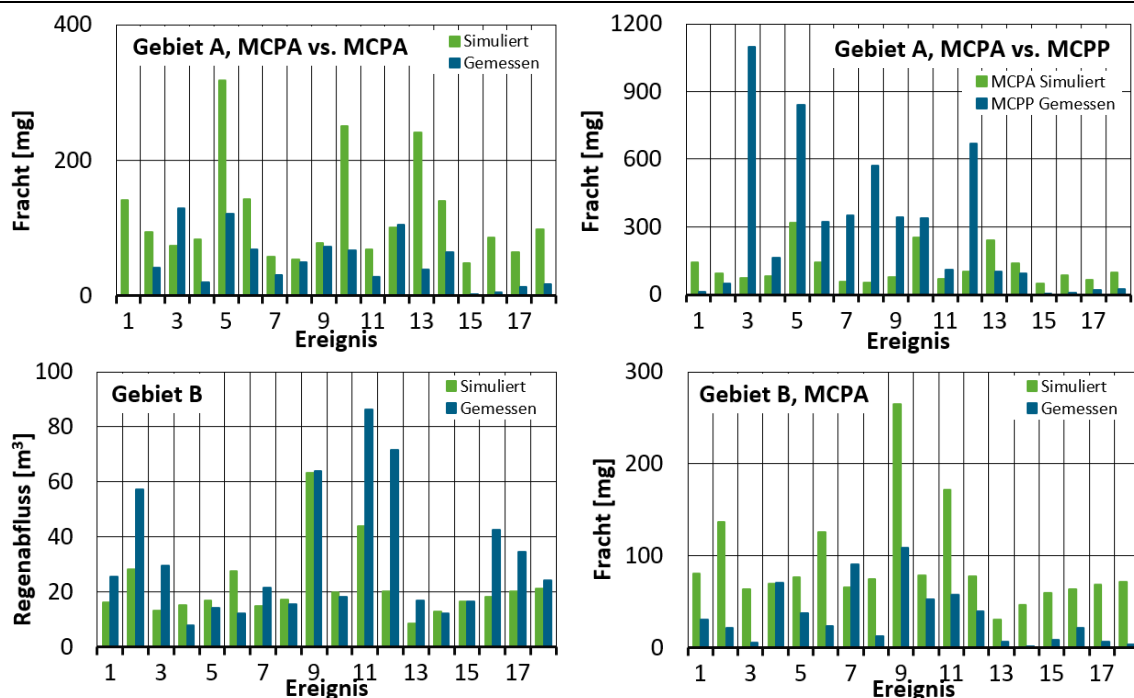
Quelle: eigene Darstellung, OST

Emission in den Regenkanal

Das MCPA-Vorkommen im Regenkanal wurde für beide Gebiete modelliert. In den Feldmessungen von Gebiet A wurde hauptsächlich Mecoprop (MCP) detektiert, aber teils auch MCPA, daher erfolgte ein Vergleich für beide Stoffe. Die simulierte MCPA-Fracht übersteigt die gemessene um das 2,5-fache (2100 vs. 870 mg). Im Vergleich zu MCP im Regenkanal liegt die simulierte MCPA-Fracht um das 2,5-fache niedriger (Abbildung 76, oben). Für Gebiet B ergeben die Simulationen eine rund 3-fach höhere MCPA-Fracht als die Messdaten (1900 vs. 600 mg) (Abbildung 76, unten). Im Kanal resultierte daraus eine mittlere simulierte Konzentration von $4,2 \mu\text{g/L}$ gegenüber der gemessenen von $1,6 \mu\text{g/L}$.

Beim Vergleich für Gebiet B muss berücksichtigt werden, dass sich mit dem beprobten Dachabfluss nur 25 % der experimentell bestimmten Fracht im Regenkanal erklären lassen. Anzunehmen ist, dass das begrünte Tiefgaragendach im Innenhof ebenfalls mit wurzelfesten Bitumenbahnen abgedichtet wurde, von dem MCPA über Drainagen in den Regenkanal gelangt.

Abbildung 76: Simulierte und gemessene MCPA-Fracht (oben links) und gemessene MCPP-Fracht (oben rechts) für Gebiet A, Vergleich von Abfluss (unten links) und MCPA-Emission (unten rechts) der angeschlossenen Flächen von Gebiet B.



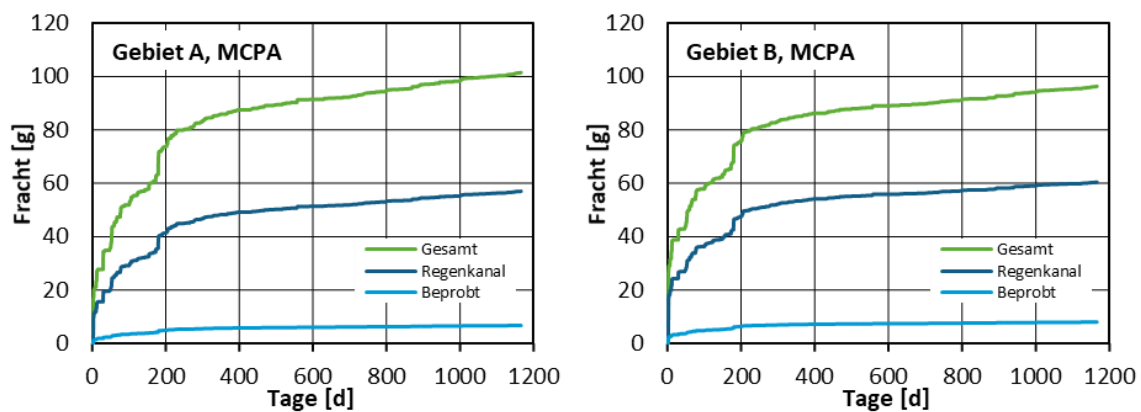
Quelle: eigene Darstellung, OST

Aus der Simulation resultiert, dass der Innenhof zwischen 25 und 150 m³ Drainageabfluss in den Kanal leitete. Unter der Annahme, dass beim Tiefgaragendach ebenfalls eine mittlere Ablaufkonzentration von ca. 4 µg/L MCPA vorlag, gelangten zusätzlich 100-600 mg in den Regenkanal. Damit lässt sich die Bilanzlücke des Regenkanals schließen.

Gesamtemission

Die Aufteilung der Stoffströme basiert vor allem auf den Wasserflüssen der abflusswirksamen Flächen. So gelangen im Gebiet A gemäß Simulationen rund 56 % der Fracht direkt in den Regenkanal und 44 % werden über Mulden versickert. In Gebiet B wird das Dachwasser zu 100 % in die Kanalisation geleitet und nicht versickert. Aus dem Vergleich von Gesamtemission und angeschlossenen Flächen lässt sich zusätzlich herleiten, dass rund 60 % der Dachflächen durch die Probenahme erfasst und 40 % nach der Probenahmestelle in den Regenkanal eingeleitet wurden (Dachabfluss der beiden einzelnstehenden Gebäude).

Abbildung 77: Emissionen der beprobten Dachflächen, der in den Regenkanal entwässernden Dächern und für der Dachflächen des Gesamtgebiet in Gebiet A (links) und Gebiet B (rechts)



Quelle: eigene Darstellung, OST