

03 | 2021

Entwicklung einer emissionsbasierten Bauproduktbewertung

Anwendung des Konzepts für
Dachbahnen und Fassadenputze

Schlussbericht

IMPRESSUM

Auftraggeber:

Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abt. Ökonomie und Innovation, CH-3003 Bern
Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

Stadt Zürich, Amt für Hochbauten, Fachstelle Nachhaltiges Bauen, CH-8021 Zürich

Auftragnehmer:

Ostschweizer Fachhochschule OST
Büro für Umweltchemie

Bearbeitung:

Michael Burkhardt, UMTEC, OST Ostschweizer Fachhochschule, Rapperswil

Matthias Klingler, Büro für Umweltchemie, Zürich

Daniel Savi, Büro für Umweltchemie, Zürich

Mirko Rohr, UMTEC, OST Ostschweizer Fachhochschule, Rapperswil

Olaf Tietje, MathNat, OST Ostschweizer Fachhochschule, Rapperswil

Fachliche Beratung Ökotoxizitätsbewertung:

Marion Junghans, Ökotoxzentrum, Dübendorf

Begleitgruppe:

Peter Gerber, BAFU, Sektion Konsum und Produkte, Bern

Michael Pöll, Amt für Hochbauten Stadt Zürich, Fachstelle Nachhaltiges Bauen, Zürich

Hinweis: Dieser Bericht wurde mit Unterstützung des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) und des Amt für Hochbauten Stadt Zürich verfasst.

Für den Inhalt sind alleine die Auftragnehmer verantwortlich.

Download als pdf von

www.stadt-zuerich.ch/nachhaltiges-bauen

> www.stadt-zuerich.ch/bauen2000watt-studien

Rapperswil und Zürich, 8. März 2021

Zusammenfassung

Anwendungsorientierte Entwicklung einer emissionsbasierten Methode für Bauprodukte

Die Auslaugung von Stoffen aus Bauprodukten unter dem Einfluss der natürlichen Witterung kann zu einem Stoffeintrag in die Umwelt führen. Diese Auswirkung in der Nutzungsphase eines Bauprodukts am Gebäude soll mit einer neuen Bewertungsmethodik abgeschätzt werden und damit Herstellern und Anwendern Hinweise zur möglichen Belastung von Gewässern geben. Das Resultat der Bewertung mündet in der Zuordnung in einer Belastungsklasse.

In der vorliegenden Studie wurde eine Methodik für die Bewertung von Bauprodukten entwickelt. Diese basiert auf der Berücksichtigung ausgewählter Kriterien, die als relevant für eine Produktklassierung angesehen werden. Die Produktklassierung für die Nutzungsphase mündet in drei oder vier Klassen. Die drei Klassen sind korrespondierend mit einer geringen, mittleren und hohen Gewässerbelastung zu verstehen.

Um insbesondere bei kritischen Stoffen oder innovativen Produktrezepturen eine bessere Abschätzungsgüte zu erzielen, wird eine softwaregestützte Modellierung von Emissionen aus Baustoffen empfohlen. Deshalb wurde der Software COMLEAM ein Umgebungsmodell hinzugefügt, um die Konzentrationsdynamik und Frachten emittierter Stoffe in einem Fließgewässer abschätzen zu können.

Die Resultate der produktspezifischen Emissionsmodellierung wurden als Referenzdatensatz verwendet, um zwei mögliche Ansätze zu entwickeln: Zum einen basierend auf der Bewertung der Konzentrationen im Gewässer im Vergleich zu Beurteilungswerten, zum anderen basierend auf den Gesamtemissionen während der Simulationsdauer und der Berechnung von Umweltbelastungspunkten.

Auswaschversuche mit realen Bauprodukten

Die experimentelle Datenbasis bilden Auslaugresultate von 15 auf dem Markt verfügbare Dichtungsbahnen und 10 Aussenputzen. Die Emissionen dieser Produkte wurden in standardisierten Auswaschversuchen bestimmt: Die Dachbahnen wurden nach CEN/TS 16637-2:2014 (Horizontale dynamische Oberflächenauslaugprüfung, "Dynamic Surface Leaching Test", DSLT) geprüft, die Aussenputze nach DIN EN 16105:2011 (Laborverfahren zur Bestimmung der Freisetzung von Substanzen aus Beschichtungen in intermittierendem Kontakt mit Wasser).

Entwicklung eines Umgebungsmodells für die Modellierung

Entwickelt wurde ein Model für ein typisches Einzugsgebiet eines Gewässers mit starker urbaner Beeinflussung. Mit einem definierten Standardgebäude und seiner Umgebungsfläche lassen sich unter Berücksichtigung von Niederschlags- und Winddaten die Emissionen von Stoffen aus Dach und Fassade mit der Software COMLEAM simulieren. Die Software COMLEAM (www.comleam.ch) ermöglicht die Modellierung von Abfluss und Stoffaustrag aus berechneten Bauprodukten oder Gebäuden in die Umwelt. Der Schlagregen berücksichtigt unterschiedliche Einflussfaktoren wie die Abschattung durch Nachbargebäude und die Geländerauhigkeit. Die Simulationsparameter liefern in stündlicher Auflösung über die Simulationsdauer einen zu bewertenden Konzentrationsverlauf im Gewässer.

Weiter wurde ein Vorgehen für die Extrapolation der Labordaten entworfen. Die ermittelten kumulierten produktspezifischen Emissionsdaten aus den Laborversuchen lassen sich somit verwenden, um mittels nichtlinearer Regression eine Emissionsfunktion zu parametrisieren. Mit dieser Funktion werden die Emissionen auf einen

festgelegten Zeitraum extrapoliert, um eine kohärente und nachvollziehbare Produktbewertung zu ermöglichen.

Produktspezifische Bewertung der Emissionen

Die Auswirkungen von Bauprodukten auf die Gewässer in der Nutzungsphase wurden in mehreren Ansätzen untersucht. Zur möglichen Bewertung des Konzentrationsverlaufs im Gewässer wurden vertieft zwei Vorgehensweisen betrachtet:

- Bewertet wird die Zeitdauer aller Konzentrationsspitzen über einer Grenzkonzentration, die "Beurteilungswert" genannt wird. Aufgrund der hohen Aussagegüte und engen Verknüpfung mit den gesetzlichen Vorgaben des Gewässerschutzes ist dieses Konzept besonders vielversprechend und kann die bestehende Lücke bei der Beurteilung von Inhaltsstoffen in Bezug auf Gewässerrisiken füllen.
- Die Bewertung erfolgt mit Ökofaktoren in Umweltbelastungspunkten. Diese Bewertung ist kompatibel zur Bewertung in Ökobilanzen und bezieht sich auf die Gesamtemissionen über die Simulationsdauer. Geprüft wurde auch die Bewertung im Vergleich zum gesamten Produktlebenszyklus. Diese quantitative Bewertung summiert die Ökofaktoren für die Herstellung, Nutzung und Entsorgung der Produkte. Im Detail kämpft der Ansatz jedoch mit zahlreichen methodischen Problemen. Insbesondere fehlen in der Methode der ökologischen Knappheit die Faktoren für die Emissionen von Bioziden und Industriechemikalien in die Gewässer.

Fazit und Ausblick

Empfohlen wird die Verwendung der Bewertung von Konzentrationen im Gewässer. Die emissionsbasierte Bauproduktbewertung von Dichtungsbahnen und Putzen ist praxistauglich und handhabbar. Beispielsweise ermöglichte sie bei den Dichtungsbahnen eine klare Differenzierung der Produkte anhand der ausgelösten Emissionen. Bei den Putzen ist ebenfalls eine Veränderung zu erwarten, wenn die Biozide besonders vorteilhafte Umwelteigenschaften mitbringen, oder wenn auswaschreduzierte Produkte auf den Markt kommen. Die Bewertungsmethodik schafft damit einen attraktiven Anreiz zur Produktverbesserung, der sich direkt in einer Produkteinstufung widerspiegelt und den andere heutige Methoden aufgrund einer reinen Inhaltsstoffdeklaration nicht bieten.

Das entwickelte Umgebungsmodell repräsentiert ein urban geprägtes Gewässer und lässt sich auch auf Mitteleuropa ausdehnen. Die Produktbewertung stellt nach aktuellem Stand des Wissens sicher, dass Produkte, die mit dem Modell als unkritisch bezüglich den Emissionen in die Gewässer beurteilt werden, keine kritische Gewässerbelastung hervorrufen, die für die Lebensgemeinschaft im Wasser schädlich sein könnte (vorsorgeorientiert).

Weitere Produktgruppen, auf die die Methodik angewendet werden kann, sind Farben, (beschichtete) Metalle, Holzwerkstoffe und deren Beschichtungen, Schutzfolien oder Flüssigkunststoffe, jeweils für der Witterung ausgesetzte Anwendungen im Außenbereich.

Inhaltsverzeichnis

1.	AUFGABESTELLUNG	12
1.1	Ausgangslage.....	12
1.2	Zielsetzung.....	12
1.3	Fragestellung.....	13
2.	AUSWASCHVERSUCHE	14
2.1	Auslaugtests mit Bauprodukten.....	14
2.2	Analysierte Parameter.....	17
2.3	Ergebnisse.....	18
2.4	Bestimmung PT-Faktor zur Festlegung der bedeutendsten Stoffe.....	23
3.	MODELLIERUNG DER GEWÄSSERBELASTUNG	27
3.1	Modellstruktur und Funktionsweise.....	27
3.2	Emissionsszenario.....	30
4.	BEWERTUNGSMETHODEN.....	34
4.1	Bewertung Konzentration im Gewässer.....	34
4.2	Bewertung der Emissionen.....	39
5.	SIMULATIONSRESULTATE PRO PRODUKT	41
5.1	Bewertung mit Risikoquotienten.....	41
5.2	Bewertung mit Ökofaktoren (Umweltbelastungspunkte).....	48
6.	BEWERTUNG NUTZUNGSPHASE VON BAUPRODUKTEN.....	51
6.1	Bestehende Label (eco-bau Methode, Umweltetikette).....	51
6.2	Vorschlag für eine neue emissionsbasierte Bewertung von Bauprodukten.....	55
6.3	Integration in bestehende Bewertungsmethoden.....	58
6.4	Vor- und Nachteile der untersuchten Bewertungsansätze.....	62
7.	SYNTHESE.....	65
7.1	Wichtigste Erkenntnisse.....	65
7.2	Empfehlung für die Anwendung in einem Produktlabel.....	65
7.3	Arbeitsanweisung für die Bewertung der Produkte.....	66
7.4	Einführung der Methodik in einem Produktlabel.....	66
7.5	Offene Fragestellungen.....	67
8.	LITERATURVERZEICHNIS	68
A	AUSWASCHVERSUCHE	71
A.1	Umfang Target Screening LC-MS/MS.....	71
A.2	Ergebnisse DIN EN 16105 für Aussenputze und Farben.....	75
A.3	Ergebnisse DIN CEN/TS 16637-2 für Dachbahnen.....	78
B	EMISSIONSMODELLIERUNG.....	80
B.1	Nicht verwendete Emissionsszenarien.....	80
B.2	Herleitung Abflussanteil pro Gebäude.....	81
C	GEPRÜFTE UMGEBUNGSMODELLE.....	85
C.1	Einzelgebäude an kleinem Gewässer.....	85
C.2	Kleines urbanes EZG Mittelland.....	88
C.3	ESD City Szenario.....	103
C.4	Szenariowahl.....	106

D	TEST DER METHODIK HINSICHTLICH DER TOPFKONSERVIERUNG	107
E	LISTEN DER BEKANNTEN RELEVANTEN STOFFE UND ABSPALTPRODUKTE DER BEARBEITETEN PRODUKTGRUPPEN	108
E.1	Dachbahnen	108
E.2	Fassadenputze	108
F	TABELLE DER ANWENDBAREN HALBWERTSZEITEN DT_{50}	109
G	TABELLE DER BEURTEILUNGSWERTE	110

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Untersuchte Aussenputze und Farbe (anonymisiert) mit deklarierten Inhaltsstoffen gemäss Sicherheitsdatenblatt. Die letzten drei Buchstaben definieren, ob das Produkt eher mineralisch ist (MIN) oder organische Bindemittel (ORG) enthält.	14
Tabelle 2: Putze mit Filmschutz und Filmkonservierung.	15
Tabelle 3: Untersuchte Dachbahnen mit den experimentell ermittelten Hauptsubstanzen. Stoffe mit geringer Auswaschmenge sind nicht dargestellt.	16
Tabelle 4: DSLT mit 8 Zyklen und dazugehörigen Wasserkontaktzeiten.	16
Tabelle 5: Untersuchte Parameter pro Produktgruppe. TP: Transformationsprodukte.	17
Tabelle 6: Analytierte organische Stoffe und Transformationsprodukte (TP) in Putzen, Farbe und Dachbahnen.	18
Tabelle 7: Halbwertszeiten und Qualitätskriterien für mehrere ausgewählte Biozide. n.b.: nicht bestimmt.	25
Tabelle 8: Wirkstoffspezifische PT-Faktoren [Tage*l/m ²] mit CQK.	25
Tabelle 9: Wirkstoffspezifische PT-Faktoren [Tage*l/m ²] mit PNEC _{short-term}	26
Tabelle 10: Zusammenfassung der gewählten Parameter für das bestmögliche Emissionsszenario.	30
Tabelle 11: Vergleich der Anforderungen gemäss GSchV an Gewässer und Industrieabwässer.	37
Tabelle 12: Aus den Einleitgrenzwerten abgeleitete Beurteilungswerte für die Bewertung.	38
Tabelle 13: Berücksichtigte Ökofaktoren für die emittierten Stoffe.	49
Tabelle 14: Emissionen bewertet mit Ökofaktoren.	49
Tabelle 15: Gebäude und Umgebungsparameter EZG 5 l/s.	57
Tabelle 16: Gegenüberstellung der Vor- und Nachteile der untersuchten Bewertungsansätze.	63
Tabelle 17: Substanznamen und CAS Nummern vom qualitativen Target Screening.	71
Tabelle 18: Parameter für das Emissionsszenario Einzelhaus.	80
Tabelle 19: Parameter für das Emissionsszenario ESD City Scenario.	81
Tabelle 20: Gebäudeparameter "Einzelgebäude an kleinem Gewässer".	85
Tabelle 21: Umgebungsparameter "Einzelgebäude an kleinem Gewässer".	85
Tabelle 22: Parameter der Emissionsfunktion PT_01_ORG.	85
Tabelle 23: Parameter der Schadstoffbewertung.	86
Tabelle 24: Ergebnisse Simulation PT_01_ORG Einzelgeb. 46 l/s, Risikoquotient im Gewässer.	86
Tabelle 25: Parameter der Emissionsfunktion PT12.	87
Tabelle 26: Parameter der Schadstoffbewertung.	87
Tabelle 27: Ergebnisse Simulation PT12 Einzelgeb. 46 l/s, Risikoquotient im Gewässer.	87
Tabelle 28: Gebäudeparameter EZG 17 l/s.	88
Tabelle 29: Umgebungsparameter EZG 17 l/s.	88
Tabelle 30: Parameter der Emissionsfunktion PT_01_ORG EZG 17 l/s.	89
Tabelle 31: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 17 l/s.	89
Tabelle 32: Ergebnisse Simulation PT_01_ORG EZG 17 l/s.	89
Tabelle 33: Parameter der Emissionsfunktion PT12 EZG 17 l/s.	90
Tabelle 34: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 17 l/s.	90
Tabelle 35: Ergebnisse Simulation PT12 EZG 17 l/s.	91
Tabelle 36: Gebäudeparameter EZG 5 l/s.	92
Tabelle 37: Umgebungsparameter EZG 5 l/s.	92
Tabelle 38: Parameter der Emissionsfunktion PT_01_ORG EZG 5 l/s.	92
Tabelle 39: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 5 l/s.	92
Tabelle 40: Ergebnisse Simulation PT_01_ORG EZG 5 l/s.	93
Tabelle 41: Parameter der Emissionsfunktion EZG 5 l/s PT12 Diuron.	93

Tabelle 42: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 5 l/s Diuron	93
Tabelle 43: Parameter der Emissionsfunktion EZG 5 l/s PT12 Carbendazim.....	94
Tabelle 44: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 5 l/s Carbendazim	94
Tabelle 45: Ergebnisse Simulation PT12 EZG 5 l/s	94
Tabelle 46: Parameter der Emissionsfunktion EZG 5 l/s FA01 Terbutryn.....	95
Tabelle 47: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 5 l/s Terbutryn	95
Tabelle 48: Parameter der Emissionsfunktion EZG 5 l/s FA01 Isoproturon.....	95
Tabelle 49: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 5 l/s Isoproturon.....	95
Tabelle 50: Ergebnisse Simulation FA01 EZG 5 l/s	96
Tabelle 51: Parameter der Emissionsfunktion EZG 5 l/s DB_04_EPDM Benzothiazol.....	97
Tabelle 52: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 5 l/s DB_04_EPDM Benzothiazol	97
Tabelle 53: Parameter der Emissionsfunktion EZG 5 l/s DB_04_EPDM Zink	97
Tabelle 54: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 5 l/s DB_04_EPDM Zink.....	97
Tabelle 55: Ergebnisse Simulation DB_04_EPDM EZG 5 l/s	98
Tabelle 56: Parameter der Emissionsfunktion EZG 5 l/s DB_13_BIT Mecoprop	98
Tabelle 57: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 5 l/s Mecoprop.....	99
Tabelle 58: Ergebnisse Simulation DB_13_BIT EZG 5 l/s	99
Tabelle 59: Parameter der Emissionsfunktion EZG 5 l/s DB_21_BIT Mecoprop	100
Tabelle 60: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 5 l/s Mecoprop.....	100
Tabelle 61: Ergebnisse Simulation DB_21_BIT EZG 5 l/s	100
Tabelle 62: Parameter der Emissionsfunktion EZG 5 l/s DB_22_BIT Mecoprop	101
Tabelle 63: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 5 l/s Mecoprop.....	101
Tabelle 64: Ergebnisse Simulation DB_22_BIT EZG 5 l/s	102
Tabelle 65: Gebäudeparameter City.....	103
Tabelle 66: Umgebungsparameter City	103
Tabelle 67: Parameter der Emissionsfunktion PT_01_ORG City	103
Tabelle 68: Parameter der Schadstoffbewertung City	103
Tabelle 69: Ergebnisse Simulation PT_01_ORG City.....	104
Tabelle 70: Parameter der Emissionsfunktion PT12 City.....	104
Tabelle 71: Parameter der Schadstoffbewertung City	105
Tabelle 72: Ergebnisse Simulation PT12 City.....	105
Tabelle 73: Untersuchte Szenarien mit den darin variierten Parametern.....	106
Tabelle 74: Bekannte relevante Stoffe für Dachbahnen	108
Tabelle 75: Bekannte relevante Stoffe für Fassadenputze	108
Tabelle 76: Liste der für die Produktbewertung anwendbaren DT ₅₀	109
Tabelle 77: Beurteilungswerte für die Bewertung	110

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: XPS-Prüfkörper mit Putz beschichtet.....	15
Abbildung 2: Prüfkörper einer Bitumenbahn (links) und einer FPO-Dichtungsbahn im DSLT (rechts).	17
Abbildung 3: Kumulierte Emission von Diuron (links) und OIT (rechts) aus sechs organischen Aussenputzen. ▲ = verkapselt eingesetzt, ● = nicht verkapselt eingesetzt.	19
Abbildung 4: Relative kumulierte OIT-Emission aus sechs organischen Aussenputzen. ▲ = verkapselt eingesetzt, ● = nicht verkapselt eingesetzt.	19
Abbildung 5: Kumulierte Emission von Carbendazim aus vier organischen Aussenputzen. ● = nicht verkapselt eingesetzt.	20
Abbildung 6: Kumulierte Emissionen von Terbutryn (links) und Isoproturon (rechts) aus einer Aussenfarbe. Beide Wirkstoffe waren verkapselt eingesetzt.	20
Abbildung 7: Emissionen von BIT (links) und MIT (rechts) aus pastösen Produkten.....	21
Abbildung 8: Zinkemissionen aus mineralischen Putzen.	22
Abbildung 9: Kumulierte Emissionen von MCPA (links) und MCPP für acht untersuchte Bitumenbahnen.	22
Abbildung 10: Kumulierte Emissionen von Benzothiazol (links) und Zink (rechts) der drei untersuchten EPDM Bahnen.....	23
Abbildung 11: Systemgrenzen von COMLEAM.	28
Abbildung 12: Modularer Aufbau des COMLEAM Modells.	29
Abbildung 13: Logarithmische Emissionsfunktion (Beispiel), anhand von Labordaten parametrisiert. .	29
Abbildung 14: Grundfläche des betrachteten Einzelgebäudes inklusive dazugehöriger Verdünnungsfläche.....	31
Abbildung 15: Das Einzugsgebiet des Strackbachs am Pegel Gerlafingen	33
Abbildung 16: Biozidkonzentration im Gewässer im ersten halben Jahr eines simulierten Verlaufs. Vergleich der Stundenwerte der Simulation mit den gemittelten Werten über 3.5 und 14 Tage.	35
Abbildung 17: Emissionen des Putzes PT_01_ORG über 3.5 Tage gemittelt und bewertet mit dem RQ _{akut}	42
Abbildung 18: Emissionen des Putzes PT_12_ORG über 3.5 Tage gemittelt und bewertet mit dem RQ _{akut}	42
Abbildung 19: Emissionen des Putzes PT_01_ORG über 14 Tage gemittelt und bewertet mit dem RQ _{chronisch}	43
Abbildung 20: Emissionen des Putzes PT_12_ORG über 14 Tage gemittelt und bewertet mit dem RQ _{chronisch}	43
Abbildung 21: Bewertung der Wirkung der emittierten Biozide der Fassadenfarbe.	44
Abbildung 22: Verlauf der Gewässerkonzentration von Mecoprop (MCP) für drei simulierte Bitumenbahnen mit geringer (oben), mittlerer (Mitte) und hoher (unten) Belastung.	46
Abbildung 23: Verlauf der simulierten Konzentrationen der EPDM-Bahn akut und chronisch.	47
Abbildung 24: Spezifische Emissionen während der Simulationsdauer von 5 Jahren.	48
Abbildung 25: Bewertung Herstellung, Nutzung und Entsorgung mit UBP.	49
Abbildung 26: Relevante H-Sätze in der Methode von eco-bau. H-Sätze in Gelb: «hohe Gefährdung», H-Sätze in Weiss: «geringe Gefährdung».	52
Abbildung 27: Produktbewertung für Aussenputze gemäss Methodik eco-bau.....	52
Abbildung 28: Produktbewertung für Dichtungsbahnen gemäss Methodik eco-bau.....	53
Abbildung 29: Stiftung Farbe Schweiz, Bewertungsraster für Fassadenfarben.....	54
Abbildung 30: Bewertung Filmschutzmittel in Fassadenfarben, Stiftung Farbe Schweiz.....	54
Abbildung 31: Ablauf der emissionsbasierten Produktbewertung bis zur Emissionsmodellierung.....	55
Abbildung 32: Bewertungsschema für die emissionsbasierte Produktbewertung.....	59
Abbildung 33: Anforderungen und Bewertung der Nutzungsphase mit UBP.	60

Abbildung 34: Beispiel der Bewertung bei Aussenputzen.....	61
Abbildung 35: Einstufung mit Zielwerten.....	62
Abbildung 36: Konzentrationen von Diuron (links) und OIT (rechts) aus organischen Aussenputzen. ▲ = verkapselt eingesetzt, ● = nicht verkapselt eingesetzt.....	75
Abbildung 37: Konzentration (links) und relative Emission (rechts) von Carbendazim aus organischen Aussenputzen.....	75
Abbildung 38: Konzentration (links) und relative Emission (rechts) von Isoproturon aus organischer Aussenfarbe.	75
Abbildung 39: Konzentration (links) und relative Emission (rechts) von Terbutryn aus organischer Aussenfarbe.	76
Abbildung 40: Konzentration (links) und relative Emission (rechts) von BIT aus Aussenputzen.	76
Abbildung 41: Konzentration (links) und relative Emission (rechts) von MIT aus Aussenputzen.....	76
Abbildung 42: Leitfähigkeit (links) und pH-Wert (rechts) aus Aussenputzen und -Farbe.....	77
Abbildung 43: TOC aus Aussenputzen (links) und Konzentration von Zink (rechts) aus mineralischen Putzen	77
Abbildung 44: Konzentrationen von MCPA (links) und MCPP (rechts, Skala logarithmisch) aus Bitumenbahnen	78
Abbildung 45: Leitfähigkeit (links oben), pH-Wert (rechts oben) und TOC (links unten, logarithmische Skala) von Bitumenbahnen.....	78
Abbildung 46: Konzentrationen von Benzothiazol (links) und Zink (rechts) aus EPDM-Bahnen.....	79
Abbildung 47: Leitfähigkeit (links oben), pH-Wert (rechts oben) und TOC (unten) von EPDM Bahnen	79
Abbildung 48: Überlagerung der Konzentrationsverläufe einer 5-jährigen Simulation zur Herleitung des Multiplikationsfaktors.	84
Abbildung 49: Simulation eines theoretischen Putzes mit einem Diuron-Gehalt von 40 ppm.....	107

Formelverzeichnis

Formel 1: Berechnung des PT-Faktors.....	24
Formel 2: Parametrisierung der Auswaschdaten aus dem Immersionstest	30
Formel 3: Berechnung der Gewässergrösse pro Gebäude.	33
Formel 4: Berechnung des akuten Risikoquotienten	36
Formel 5: Berechnung des chronischen Risikoquotienten.....	36
Formel 6: Berechnung Umweltbelastung von Emissionen.....	39
Formel 7: Berechnung eines Beurteilungswerts in UBP aus der zulässigen Stofffracht im Gewässer.	40
Formel 8: Herleitung des Abflussanteils pro Gebäude.....	82
Formel 9: Herleitung des Abflussanteils über die Gebäudegesamtzahl.	82
Formel 10: Berechnung der Sanierungsquote für die Gebäude im Einzugsgebiet.	82
Formel 11: Berechnung der Sanierungsquote unter Einbezug des zeitlichen Versatzes.	83
Formel 12: Berechnung des Gebäudeabflusses unter Berücksichtigung der Sanierungsquote	84

Verwendete Abkürzungen chemischer Substanzen

Substanzbezeichnung	CAS-Nummer	Abkürzung/Handelsname
Octylisothiazolinon	26530-20-1	OIT
Methyl N-(1H-1,3-benzodiazol-2-yl)carbamate	10605-21-7	Carbendazim, BCM
3-(3,4-Dichlorphenyl)-1,1-dimethylharnstoff	330-54-1	DCMU / Diuron
Diisononylphthalat	28553-12-0	DINP
3-Iod-2-propinylbutylcarbamate	55406-53-6	IPBC / Iodocarb
Benzisothiazolinon	2634-33-5	BIT
Chlormethylisothiazolinon	26172-55-4	CMIT
Methylisothiazolinon	2682-20-4	MIT
2-Methyl-4-chlorphenoxyessigsäure	94-74-6	MCPA
Methylchlorphenoxypropionsäure	93-65-2	Mecoprop / MCPP
1,3-Benzothiazol	95-16-9	Benzothiazol

1. Aufgabestellung

1.1 Ausgangslage

Eine Studie im Auftrag der Hochbauämter von Stadt und Kanton Zürich und des Bundesamt für Umwelt (BAFU) (Kasser et al., 2015) stellte einen ersten Versuch dar, Schadstoffemissionen während der Nutzungsphase von Baustoffen in Ökobilanzen zu berücksichtigen. Die Studie hat gezeigt, dass die Auslaugung von Schwermetallen, Bioziden und weiteren Additiven für die Umwelteinwirkungen von Bauprodukten – und damit die Ökobilanz – relevant sein kann, wobei sich die Produkte wiederum deutlich voneinander unterscheiden können. Studien zu Mikroverunreinigungen in Gewässern zeigen, dass diffuse Einträge aus Siedlungsgebieten, darunter auch Emissionen aus Baustoffen, einen substantiellen Beitrag zur Belastung von kleinen, urban geprägten Gewässern beisteuern (Wittmer et al., 2014b) (Wittmer, 2010)(Burkhardt et al., 2011),(Jungnickel et al., 2008), (Paijens et al., 2019), (Wicke et al., 2017), (Spycher et al., 2019).

Die Modellierung von Emissionen aus Bauprodukten aufgrund von Labormessdaten wird derzeit intensiv erforscht. Die Software COMLEAM (Construction Material Leaching Model), entwickelt von der OST - Ostschweizer Fachhochschule, zur dynamischen Modellierung der Stoffauswaschung aus Bauprodukten, kann den zeitlichen Verlauf des Stoffaustrags aus Fassaden, Dächern, Gebäuden oder Siedlungen abschätzen. Sie ermöglicht die Vorhersage von Stoffkonzentrationen im abfließenden Niederschlagswasser und in Gewässern.

1.2 Zielsetzung

Für die beiden Produktgruppen „Dichtungsbahnen und Schutzfolien“ (horizontale Bauteile) und „Aussenputze“ (vertikale Bauteile) werden Auswaschtests mit mehreren Produkten durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Versuche dienen der Entwicklung einer Bewertungsmethodik sowie für die Modellierung der Emissionen während der Nutzungsphase.

COMLEAM wird gezielt für die Modellierung der Verhältnisse an Gewässern im Siedlungsgebiet des Schweizer Mittellands angepasst. Dazu wird ein Gebäude- und Umgebungsmodell definiert, welches zur Simulation der Exposition von Schadstoffen (Biozide, Additive, ...) in einem Oberflächengewässer genutzt werden kann. Im Rahmen der vorliegenden Studie werden mehrere Varianten möglicher Gebäude- und Umgebungsmodelle evaluiert.

Es werden zwei mögliche Ansätze untersucht, wie die Ergebnisse der Simulationen zur Bewertung der Nutzungsphase von Baustoffen in eine ökologische Bewertungsmethodik für Produkte integriert werden können. Der erste Ansatz bewertet die simulierten Konzentrationen im Gewässer anhand von ökotoxikologischen Richtwerten.

Der zweite Ansatz verfolgt eine ökobilanzielle Betrachtung und bewertet die simulierten Emissionen mit Umweltbelastungspunkten gemäss der Methode der ökologischen Knappheit (Frischknecht et al., 2013).

1.3 Fragestellung

Folgende Fragen sollen durch die vorliegende Studie beantwortet werden:

- Welche Emissionen erzeugen Dichtungsbahnen oder Putze in der dynamischen Oberflächenauslaugprüfung (Dynamic Surface Leaching Test, DSLT) gemäss CEN/TS 16637-2 respektive im Immersionstest EN 16105?
- Welches Gebäude- und Umgebungsmodell eignet sich für eine Bewertung der Gewässerbelastung von Emissionen aus Bauteilen?
- Welcher Bewertungsansatz soll verwendet werden, um die Modellergebnisse zu beurteilen?
- Wie kann diese Bewertungsmethode in das Bewertungsschema eines ökologischen Produktlabels integriert werden?

2. Auswaschversuche

2.1 Auslaugtests mit Bauprodukten

Insgesamt 26 Bauprodukte wurden ausgewählt, welche überwiegend auf dem Schweizer Markt vertreten sind, um für die Entwicklung des Bewertungskonzepts umfassende und nachvollziehbare Daten zu erhalten.

Von den 10 untersuchten Putzen waren sechs Produkte organisch vergütet und vier rein mineralisch (Tabelle 1). Vergleichend wurde eine Silikonharzfarbe untersucht. Zu jedem Produkt wurden die Sicherheitsdatenblätter auf die deklarierten Wirkstoffe gesichtet und nach Wirkstoffen für den Filmschutz und die Topfkonservierung ausgewertet. Filmschützende Biozide werden in höheren Konzentrationen dem Produkt zugesetzt und sollen das Produkt während der Nutzung vor Algen- und Pilzbefall schützen. Die Biozide werden auch verkapselt eingesetzt, um durch eine verzögerte Freisetzung die Langzeitwirkung des Filmschutzes zu verbessern (Michael Burkhardt et al., 2011). Topfkonservierer, wie die Isothiazolinone MIT und BIT, werden nicht verkapselt und in geringeren Konzentrationen eingesetzt. Sie sollen das Produkt während der Lagerung vor Befall durch Mikroorganismen schützen.

Tabelle 1: Untersuchte Aussenputze und Farbe (anonymisiert) mit deklarierten Inhaltsstoffen gemäss Sicherheitsdatenblatt. Die letzten drei Buchstaben definieren, ob das Produkt eher mineralisch ist (MIN) oder organische Bindemittel (ORG) enthält.

Name	Filmschutz	Verkapselung	Topfkonservierung
PT_01_ORG	Diuron, OIT	Ja	BIT, CMIT, MIT
PT_02_ORG	Diuron, OIT	Ja	BIT, CMIT, MIT
PT_07_ORG	Diuron, OIT, BCM	Nein	BIT, CMIT, MIT
PT_08_ORG	Diuron, OIT, BCM	Nein	BIT, CMIT, MIT
PT_11_ORG	Diuron, OIT, BCM	Nein	BIT, CMIT, MIT
PT_12_ORG	Diuron, OIT, BCM	Nein	BIT, CMIT, MIT
PT_05_MIN ¹	-	-	-
PT_13_MIN ²	-	-	CMIT, MIT
PT_25_MIN ³	-	-	-
PT_26_MIN ¹	-	-	-
FA_01_ORG	Isoproturon, Terbutryn, IPBC	Ja	MIT, CMIT, BIT, Bronopol

¹ Putze, die gemäss der Definition von SIA 243 (2008) mit einem mineralischen Bindemittel ausgerüstet sind.

² Putz beinhaltet organisches Bindemittel, wird aber als mineralischer Putz angeboten (hoher Kalksteinanteil).

³ Putz mit Kaliwasserglas als Bindemittel. Nach SIA 243 wird dieser Putz zu den Silikatputzen gezählt. Für die Unterscheidung in diesem Projekt werden die Silikatputze zu den eher mineralischen Produkten gezählt.

Für alle Putze wurde die Einsatzmenge der Biozide ermittelt. Tabelle 2 zeigt die applizierten Mengen pro Bauteilfläche, unterteilt in Filmschutzmittel und Topfkonservierer.

Tabelle 2: Putze mit Filmschutz und Filmkonservierung.

Produkt	Verbrauch [g/m ²]	Filmkonservierung			Topfkonservierung	
		Diuron [mg/m ²]	OIT [mg/m ²]	Carbendazim [mg/m ²]	MIT [mg/m ²]	BIT [mg/m ²]
PT_01_ORG	3000	2400	2400	0	240	240
PT_02_ORG	3000	2400	2400	0	240	240
PT_07_ORG	3100	6138	868	2790	93	93
PT_08_ORG	3200	4832	672	2208	160	160
PT_11_ORG	3500	6930	977	3150	231	231
PT_12_ORG	3200	4848	682	2202	317	317
PT_13_MIN	3000	0	0	0	240	240

Bis auf *PT_13_MIN* werden für alle Produkte Filmschutzmittel deklariert. In den *PT_07_ORG*, *PT_08_ORG*, *PT_11_ORG* und *PT_12_ORG* wird eine Kombination von drei Wirkstoffen (Diuron, OIT, Carbendazim) eingesetzt. In den *PT_01_ORG* und *PT_02_ORG* werden hingegen nur zwei Wirkstoffe zur Filmkonservierung eingesetzt (Diuron, OIT). Alle Putze enthielten für die Topfkonservierung MIT und BIT in jeweils gleichen Mengen.

Die Auswaschversuche wurden gemäss DIN EN 16105-Laborverfahren zur Bestimmung der Freisetzung von Substanzen aus Beschichtungen in intermittierendem Kontakt mit Wasser (EN 16105:2011; Immersionstest) durchgeführt. Der Test gliedert sich in neun Auswaschzyklen. Ein Zyklus dauert sechs Stunden und besteht aus einer Stunde Wasserkontakt (Kurzeittauchen), vier Stunden Trocknungszeit und erneut einer Stunde Wasserkontakt. Nach jedem Kurzeittauchen wird das Wasser erneuert. Die Eluate aus dem ersten und zweiten Kurzeittauchen jedes Zyklus werden vereint und chemisch analysiert.

Die Aussenputze wurden gemäss den Produktdatenblättern auf XPS-Prüfkörper (100 cm²) aufgetragen und je Kurzeittauchen mit 20 L/m² eluiert, sodass die Wassermenge 40 L/m² pro Zyklus umfasste.

**Abbildung 1: XPS-Prüfkörper mit Putz beschichtet.**

Zu den 16 Dichtungsbahnen für Flachdächer zählen 9 Bitumen-, 3 FPO-, 3 EPDM- und 1 PVC Dachbahn (Tabelle 3). Anders als bei den Putzen sind für diese Produkte Sicherheitsdatenblätter keine Pflicht. Darum werden auch nur vereinzelt Inhaltsstoffe

in den Produktunterlagen deklariert. Aus diesem Grund sind die angegebenen Substanzen ausschliesslich durch Laborversuche ermittelt worden.

Tabelle 3: Untersuchte Dachbahnen mit den experimentell ermittelten Hauptsubstanzen. Stoffe mit geringer Auswaschmenge sind nicht dargestellt.

Name	Material	Substanzen
DB_01_BIT	Bitumen	MCPA
DB_02_BIT	Bitumen	MCPA
DB_03_BIT	Bitumen	MCPA
DB_12_BIT	Bitumen	MCPP
DB_13_BIT	Bitumen	MCPP
DB_15_BIT	Bitumen	MCPP
DB_20_BIT	Bitumen	MCPA
DB_21_BIT	Bitumen	MCPP
DB_22_BIT	Bitumen	MCPP
DB_04_EPDM	EPDM	Zink, Benzothiazol
DB_05_EPDM	EPDM	Zink, Benzothiazol
DB_08_EPDM	EPDM	Zink, Benzothiazol
DB_07_PVC	PVC	DINP
DB_06_FPO	FPO	Trimethylolpropan
DB_11_FPO	FPO	-
DB_14_FPO	FPO	-

Die Auswaschversuche mit den Dachbahnen erfolgten gemäss DIN CEN/TS 16637-2 (Horizontale dynamische Oberflächenauslaugprüfung, DSLT). Der Versuch umfasst acht Zyklen und erstreckt sich über 64 Tage, wobei zu definierten Zeitpunkten das Wasser (deionisiert) gewechselt wird. Die Wasserkontaktzeit nimmt mit jedem Zyklus zu (Tabelle 4).

Tabelle 4: DSLT mit 8 Zyklen und dazugehörigen Wasserkontaktzeiten.

Zyklus	Wasserkontaktzeit	Dauer ab Beginn [t ₀]
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

Von jeder Dachbahnrolle wurde der erste Laufmeter verworfen und dann die Prüfkörper herausgeschnitten. Die Bitumenbahnen wurden auf eine Grösse von 180 cm² zugeschnitten und mit Kaltbitumen auf einer Glasplatte fixiert sowie die Randseiten abgedichtet. Eluiert wurde in einer Glasschale mit 20 L/m² Reinstwasser (Abbildung 2). Auf die Kunststoffdichtungsbahnen wurden Glaszylinder (113 cm²) auf die Oberseite

der Bahn mit einer Halterung angepresst und mit 20 L/m² Reinstwasser befüllt. Die Prüfkörper waren während des Versuchs auf einem Horizontalschüttler leicht in Bewegung (30 rpm).

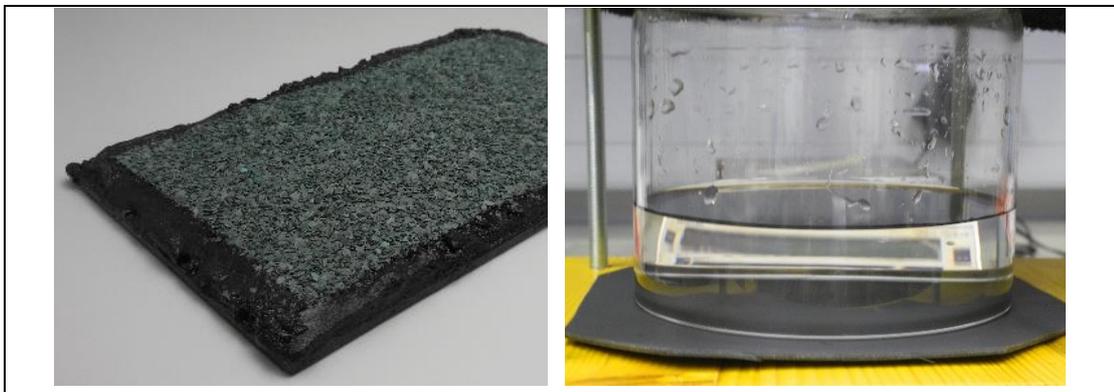


Abbildung 2: Prüfkörper einer Bitumenbahn (links) und einer FPO-Dichtungsbahn im DSLT (rechts).

2.2 Analysierte Parameter

In allen Eluaten wurden der pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit (LF) und der totale organische Kohlenstoff (TOC, Bestimmungsgrenze 1 mg/L; Vario TOC cube, Fa. Elementar) bestimmt (Tabelle 5).

Tabelle 5: Untersuchte Parameter pro Produktgruppe. TP: Transformationsprodukte.

Stoffkategorie	Putz/Farbe	Bitumen-	Kunststoff-Dichtungsbahnen
pH, LF	x	x	x
TOC	x	x	x
Biozide (14 + 4 TP)	x	x	-
Metalle	5	-	15
Kunststoffadditive (172 Stoffe)	-	-	x

Bei den Kunststoffbahnen wurden 15 Metalle (ICP-MS 7800, Fa. Agilent) mit Bestimmungsgrenzen von 0.001 mg/L, einige auch höher oder niedriger, bei den Putzen nur 5 Metalle und bei den Bitumenbahnen keine Metalle analysiert, weil bekannt ist, dass Bitumenbahnen Metalle nicht in relevanten Mengen auswaschen. Die Auswahl der fünf Metalle in den Putzen (Cr, Cu, Ni, V, Zn) basierte auf Angaben aus der Literatur und eigenen Vorstudien zur Metallfreisetzung.

Die Eluate der Aussenputze, Farbe und Dachbahnen wurden auf 14 organische Wirkstoffe (Pflanzenschutzmittel, Biozide) und vier Transformationsprodukte mit einer Bestimmungsgrenze von jeweils 25 ng/L (LC-HRMS) analysiert, die alle in einer analytischen Methode vereint waren (Tabelle 6). Damit konnten alle Substanzen der Sicherheitsdatenblätter sowie die bekannten Durchwurzelungsschutzmittel bestimmt werden.

Tabelle 6: Analyisierte organische Stoffe und Transformationsprodukte (TP) in Putzen, Farbe und Dachbahnen.

BIT	Terbutryn	Mecoprop
MIT	Terbutryn-desethyl (TP)	Propiconazol
OIT	Terbumeton (TP)	Tebuconazol
Isoproturon	Carbendazim	Terbuthylazin
Diuron	IPBC	Terbuthylazin-2-hydroxy (TP)
Diuron-desmethyl (TP)	MCPA	Thiabendazol

Bei den zwei PVC und FPO-Bahnen wurden 172 Additive aus der Gruppe der Weichmacher, Vernetzer, Antioxidantien etc. im Target-Screening (LC-MS/MS) untersucht. Die komplette Liste der Substanzen ist im Anhang A.1 ersichtlich. Bei einem Positivbefund wurden die Konzentrationen über eine 1-Punkt-Kalibrierung orientierend ermittelt. Zusätzlich wurden die Eluate der PVC-Bahn auf 17 Weichmacher und die EPDM-Bahn auf 1,3-Benzothiazol (Vulkanisationsbeschleuniger) quantifiziert.

2.3 Ergebnisse

Die Ergebnisse aus den Auswaschversuchen im Labor werden jeweils anhand der kumulierten Emissionen erläutert. Die aus den Versuchen resultierenden Konzentrationen sind in den Anhängen A.2 (Aussenputze und Farben) und A.2 (Dachbahnen) abgelegt.

2.3.1 Aussenputze

Organische Putze

In allen Eluaten der organischen Aussenputze wurden wie deklariert die Wirkstoffe Diuron und OIT, teils auch Carbendazim, nachgewiesen. Abbildung 3 zeigt die kumulierten Emissionen über die neun Immersionszyklen für Diuron und OIT. Die Diuron-Emissionen von sechs Produkten streuen um einen Faktor drei, während die OIT-Emissionen sich - mit Ausnahme von *PT_02_ORG* - in einem engen Band bewegen. Mit zunehmender Einsatzkonzentration nimmt tendenziell die kumulierte Emission zu, aber es nicht immer eine eindeutige Korrelation. Die zwei Produkte mit den geringsten verkapselten Diuron-Einsatzmengen (*PT_01_ORG* und *PT_02_ORG*) emittierten am wenigsten. Jedoch wiesen die Produkte *PT_08_ORG* und *PT_12_ORG* nur durchschnittliche Einsatzkonzentration, aber die höchsten Emissionen auf.

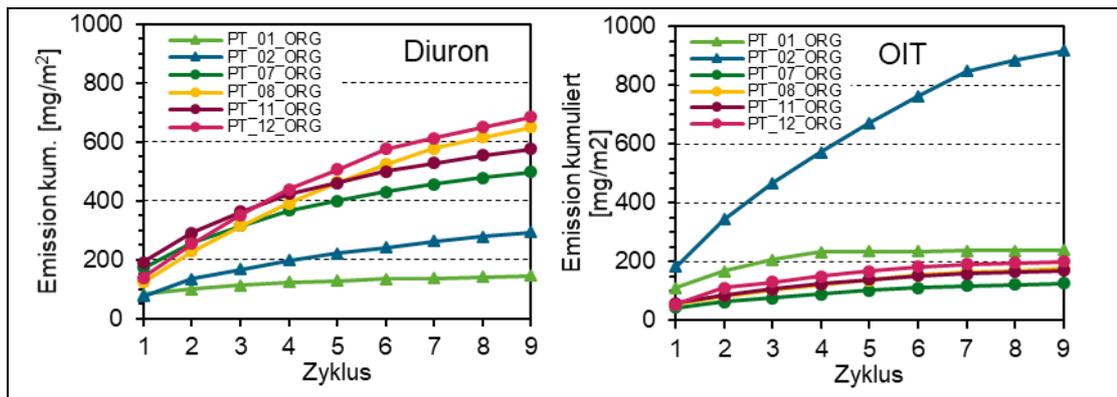


Abbildung 3: Kumulierte Emission von Diuron (links) und OIT (rechts) aus sechs organischen Aussenputzen. ▲ = verkapselt eingesetzt, ● = nicht verkapselt eingesetzt.

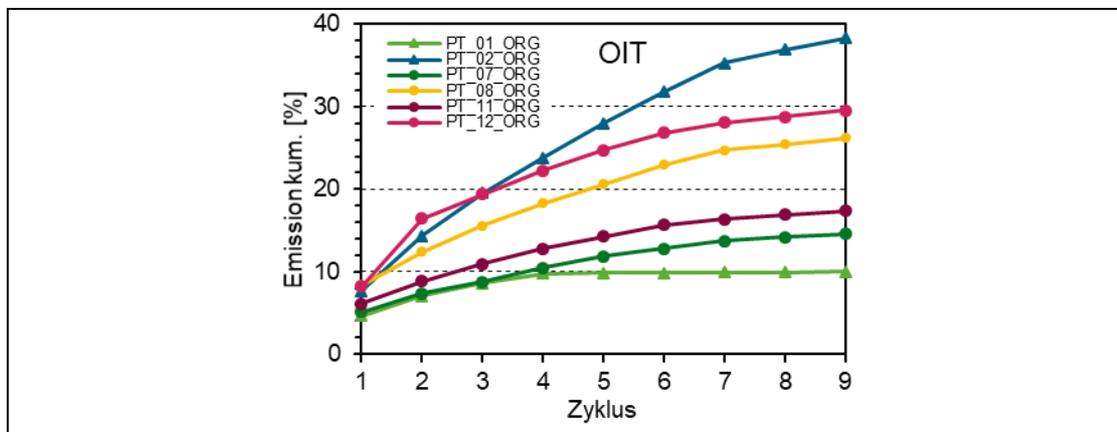


Abbildung 4: Relative kumulierte OIT-Emission aus sechs organischen Aussenputzen. ▲ = verkapselt eingesetzt, ● = nicht verkapselt eingesetzt.

Neben Diuron und OIT wurde in vier Produkten Carbendazim eingesetzt (Abbildung 5). In allen Produkten lagen die Einsatzkonzentrationen gegenüber Diuron nur halb so hoch. Wie bei Diuron resultierte für Produkte *PT_08_ORG* und *PT_12_ORG* die höchsten Carbendazim-Emissionen, obwohl die Einsatzkonzentration geringer war als in den beiden Produkten *PT_07_ORG* und *PT_11_ORG*. Die unterschiedlichen Steigungen weisen darauf hin, wie schnell der Wirkstoff aus dem jeweiligen Produkt freigesetzt wird.

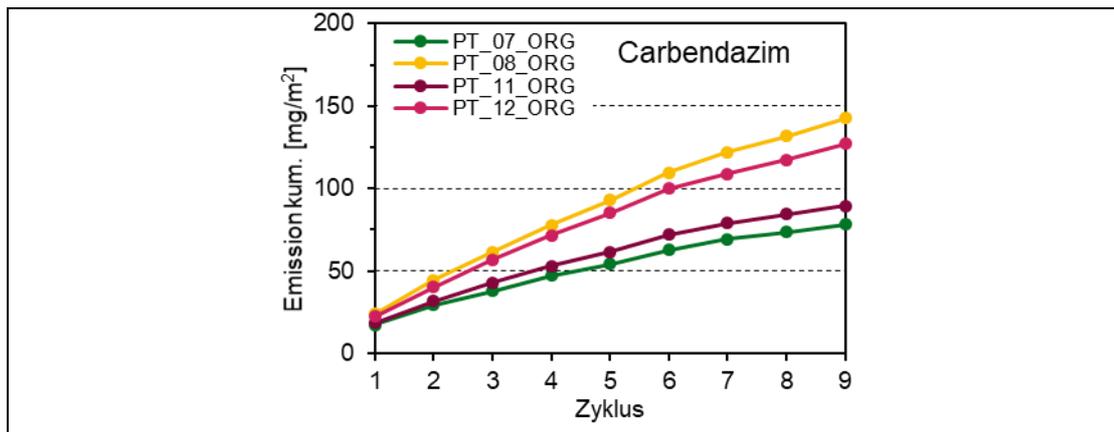


Abbildung 5: Kumulierte Emission von Carbendazim aus vier organischen Aussenputzen. ● = nicht verkapselt eingesetzt.

Die Resultate der Farbe bestätigen den Einsatz der Wirkstoffe Terbutryn, Isoproturon und IPBC. Bemerkenswert ist, dass Isoproturon (WL 70 mg/L) trotz nur doppelt so hoher Einsatzmenge wie Terbutryn (WL 30 mg/L) rund achtmal stärker freigesetzt wird (Abbildung 6). Wesentlich ist hierbei die Freisetzung im ersten Zyklus. Relativ betrachtet wird im ersten Zyklus fast 20 % des gesamten Terbutryns, aber rund 50 % des Isoproturons emittiert.

Die Substanzemissionen der Filmschutzmittel aus der Farbe sind im Vergleich mit dem Emissionen der Filmschutzmittel aus Putzen geringer (Abbildung 6). Die Farbe emittiert weniger als halb so viel wie *PT_01_ORG* (geringste Emissionen) und sechsmal weniger als *PT_12_ORG* (höchste Emission). Daraus ergibt sich beispielsweise, dass die Terbutryn-Emission aus der Farbe Faktor 10 (*PT_01_ORG*) respektive Faktor 45 (*PT_12_ORG*) geringer ist im Vergleich zur Diuron-Emission aus den Putzen. Dies liegt zum einen daran, dass die Einsatzkonzentration von Terbutryn in der Farbe geringer ist als die Konzentrationen von Diuron in den Putzen. Zum anderen beträgt der Flächenauftrag der Farbe (0.3 kg/m² pro Anstrich) nur rund ein Zehntel vom Putz (3.5 kg/m²). Wird hingegen die relative Freisetzung betrachtet, eluieren aus der Farbe die Biozide deutlich stärker. Für die Umweltbewertung ist aber nur die absolute Menge pro Flächeneinheit relevant.

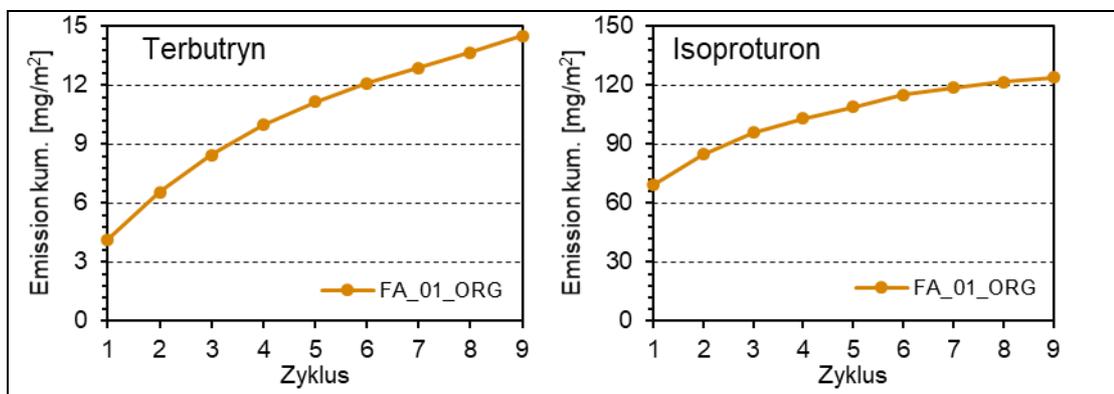


Abbildung 6: Kumulierte Emissionen von Terbutryn (links) und Isoproturon (rechts) aus einer Aussenfarbe. Beide Wirkstoffe waren verkapselt eingesetzt.

In allen pastösen Produkten wurden die deklarierten Topfkonservierer BIT und MIT nachgewiesen (Abbildung 7). *PT_13_MIN* ist als ein mineralisches Produkt ausgewiesen, dass aber pastös angeboten und deshalb in der hier gezeigten Abbildung aufgenommen wurde. In der Farbe war nur BIT nachweisbar. Sowohl BIT als auch MIT wurden bereits mit dem ersten Wasserkontakt nahezu vollständig ausgewaschen. Im ersten Zyklus gelangten zwischen 20 bis 60 % vom BIT und 20 bis 80 % von MIT in die Eluate. Da Topfkonservierer keine Funktion als Langzeitschutz haben, sind diese hohen Auswaschraten plausibel. Die schnelle Auswaschung mit dem ersten Wasserkontakt zeigt weiter, dass die Topfkonservierer hinsichtlich der Emission über die Lebensdauer eines Produkts keine umweltrelevante Rolle spielen. Weiter werden die Isothiazolinone im Gewässer schnell abgebaut ($DT_{50} < 3$ d), wodurch die Stoffe gegenüber den in Gewässern schlecht abbaubaren Algiziden Diuron, Terbutryn und Isoproturon nicht als prioritär betrachtet wird.

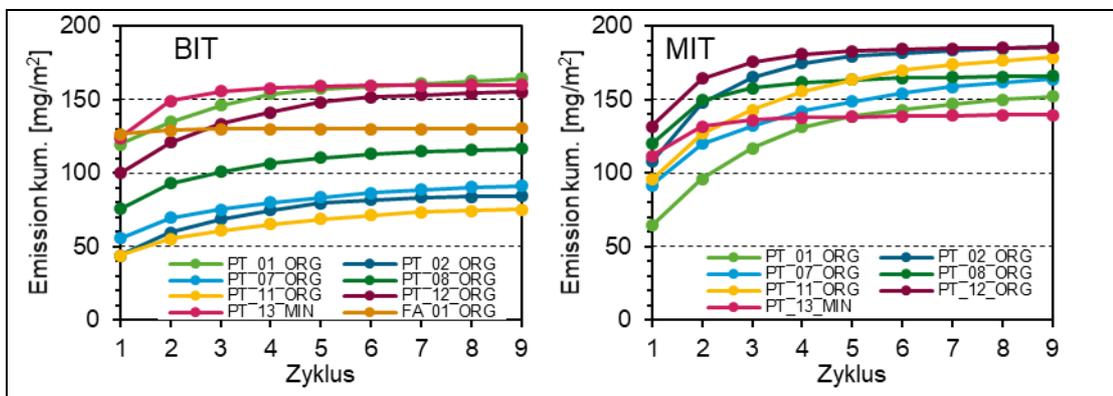


Abbildung 7: Emissionen von BIT (links) und MIT (rechts) aus pastösen Produkten.

Mineralische Putze

In den mineralischen Produkten *PT_05_MIN* und *PT_25_MIN* waren wie erwartet keine Topfkonservierer nachweisbar (Sackware). Die mineralischen Putze gaben auch keine weiteren Hinweise durch den TOC auf eine relevante Freisetzung von organischen Substanzen. Der Filmschutz geschieht durch den alkalischen pH-Wert, daher werden keine Biozide als Filmschutzmittel dazugegeben.

Im Produkt *PT_25_MIN* wurden hingegen im ersten Zyklus BIT und MIT in sehr geringen Mengen gefunden. Dies Vorkommen ist gemäss Hersteller auf eine Polymerdispersion mit BIT und MIT als Konservierer zurückzuführen und für den Befund verantwortlich. Die Emissionen sind jedoch um mindestens Faktor 10 geringer sind als bei Putzen mit zugesetzter Topfkonservierung, sodass die Freisetzungen über die Lebensdauer als vernachlässigbar eingestuft werden kann.

Von den fünf analysierten Metallen wurde nur Zink in nachweisbaren Konzentrationen gefunden, jedoch sehr geringen Mengen (Abbildung 8). Die höchsten Zinkemissionen mit rund 4 mg/m^2 bei Produkt *PT_13_MIN* ist aber um rund Faktor 1000 kleiner als von einem verzinkten Metallblech. Folglich wird die Auswaschung von Zink aus den untersuchten mineralischen Putzen, auch im Vergleich mit den Anforderungen der Gewässerschutzverordnung, unter Laborbedingungen gegenüber den organischen Bioziden als weniger relevant eingestuft.

In zusätzlichen Analysen wurden die Putze aufgeschlossen, um den Gesamtgehalt von Chrom, Nickel, Kupfer, Vanadium und Zink zu bestimmen. Dabei zeigte sich, dass diese mineralischen Putze keine auffälligen Schwermetallgehalte aufwiesen.

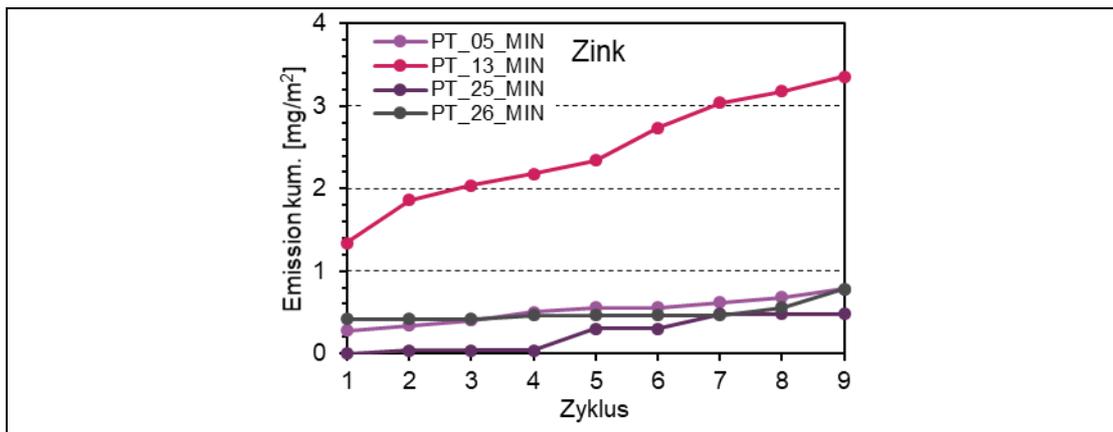


Abbildung 8: Zinkemissionen aus mineralischen Putzen.

2.3.2 Dichtungsbahnen

In den neun untersuchten wurzelfesten Bitumenbahnen wurde in fünf Produkten Mecoprop (MCP) und in vier Bahnen MCPA nachgewiesen. MCPA wird als Substitut für MCP eingesetzt, die Ökotoxizität von MCPA in der Umwelt ist jedoch höher als von MCP. Hierbei sei angemerkt, dass die MCPA-haltigen Bahnen nicht auf dem Schweizer Markt beschafft wurden, sondern in Deutschland. Dadurch kann aber bereits jetzt ein Hinweis auf eine mögliche Marktveränderung gegeben werden.

Die MCP-Emissionen unterscheiden sich um mehrere Größenordnungen (Abbildung 9). Am meisten emittierte die Bitumenbahn *DB_22_BIT* mit rund 130 mg/m². Das Produkt enthält noch den Glykolester formuliert als Preventol B2[®] und ist heute nicht mehr auf dem Schweizer Markt erhältlich. Dagegen liegt die Auswaschung von MCP aus dem Ethylhexylester (Herbitect[®], Tectogreen), der heute eingesetzt wird, rund 10- bis 20-mal niedriger. Die Bitumenbahn mit der geringsten kumulierten Emission von 0.5 mg/m² (*DB_13_BIT*) wurde als auswaschreduziertes Produkt entwickelt und wird entsprechend vermarktet.

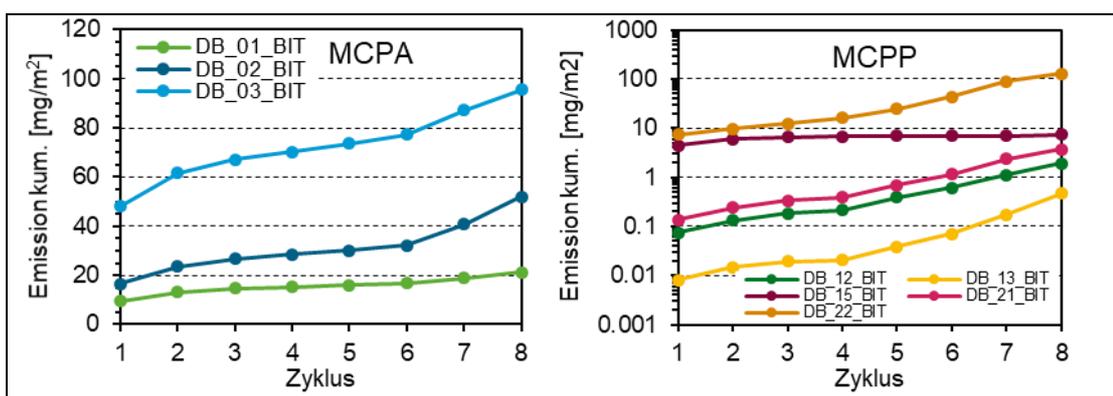


Abbildung 9: Kumulierte Emissionen von MCPA (links) und MCP für acht untersuchte Bitumenbahnen.

Die kumulierten MCPA-Emissionen von drei im DSLT vollständig eluierten Produkten streuen um Faktor 5 (Abbildung 9). Überraschenderweise trat MCPA auch in einer Bahn auf, welche nicht als wurzelfest gekennzeichnet war (*DB_01_BIT*), jedoch waren diese Emissionen mit 20 mg/m² MCPA am geringsten. In Produkt *DB_20_BIT*

wurde MCPA nachgewiesen, untersucht wurde aber nur der erste Zyklus mit Emission von 29 mg/m^2 MCPA.

Die untersuchten EPDM-Bahnen weisen wie die Bitumenbahnen vergleichsweise grosse Unterschiede in den kumulierten Emissionen auf (Abbildung 10). Die Benzothiazol-Emissionen streuen um Faktor 20, die vom Zink sogar um einen Faktor 60. Ein Grund für die Unterschiede verbindet sich mit dem Herstellungsverfahren. Für die Vernetzung werden sowohl Benzothiazol wie auch Zinkoxid eingesetzt. Der Vergleich von *DB_04_EPDM* und *DB_05_EPDM* zeigt, dass eine geringere Zinkfracht mit einer höheren Benzothiazolfracht korreliert. Weiterhin beeinflusst der Vernetzungsgrad die Auslaugung. *DB_08_EPDM* wird als teilvernetzte EPDM-Bahn vertrieben, wodurch weniger Zink und Benzothiazol eingesetzt werden, und die anderen beiden als vollvernetzte.

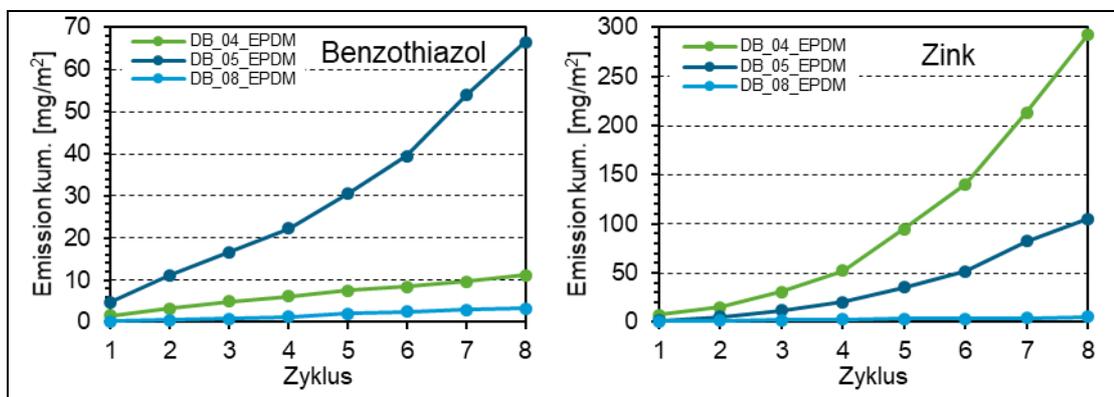


Abbildung 10: Kumulierte Emissionen von Benzothiazol (links) und Zink (rechts) der drei untersuchten EPDM Bahnen.

Bei den PVC- und FPO-Kunststoffbahnen wurde nur jeweils eine Mischprobe aus den vereinigten Eluaten 1 und 2 (6 h und 18 h Wasserkontakt) sowie das Eluat mit 28 d Wasserkontakt chemisch analysiert. Hintergrund sind einerseits der hohe analytische Aufwand, andererseits die nur vereinzelt auftretenden Problemstoffe bei fehlender Deklaration. Für die Ausarbeitung der Bewertungsmethodik ist daher auf eine vertiefte Betrachtung von Kunststoffbahnen verzichtet worden, jedoch liegen Resultate bei (Burkhardt et al., 2020b) vor.

2.4 Bestimmung PT-Faktor zur Festlegung der bedeutendsten Stoffe

In Bauprodukten sind verschiedene umweltrelevante Bestandteile vorhanden, welche über die Nutzungsdauer in die Umwelt gelangen können. Beispielsweise werden in den Putzen mehrere Biozide als Filmschutzmittel und zur Topfkonservierung eingesetzt. Alle diese Bestandteile können zu gewässergefährdenden Emissionen führen und müssten in den vorgeschlagenen Laboruntersuchungen und Modellberechnungen separat ausgewertet werden. Für eine Produktprüfung im Rahmen eines ökologischen Produktzertifikats, soll der Aufwand für die Laboruntersuchungen und die Modellberechnungen auf ein vertretbares Ausmass reduziert werden. Dazu werden die

deklarierten Biozide mit einem eigens dafür entwickelten "Persistenz-Toxizität"-Faktor (PT-Faktor) bewertet. Dieser Faktor dient zur Auswahl der Wirkstoffe, welche für die Umwelteinwirkung die grösste Relevanz erwarten lassen. Falls der DT_{50} eines Wirkstoffs nicht bekannt ist, muss dieser analysiert werden. Elementare Bestandteile wie Schwermetalle werden nicht mit dem PT-Faktor bewertet und in jedem Fall analysiert.

In einem ersten Schritt bewertet der PT-Faktor die Persistenz sowie die Toxizität jedes umweltrelevanten Bestandteils und berechnet sich gemäss Formel 1.

Formel 1: Berechnung des PT-Faktors.

$$PT - \text{Faktor} = \frac{M \times DT_{50}}{QK}$$

M: Applizierte Menge des umweltrelevanten Bestandteils [$\mu\text{g}/\text{m}^2$]

DT_{50} : Halbwertszeit (dissipation time) [Tage]

QK: Qualitätskriterium/Beurteilungswert¹ [$\mu\text{g}/\text{l}$]

Die Halbwertszeit (DT_{50}) misst die Anzahl Tage, bis ein Biozid zur Hälfte abgebaut ist. Da in der vorliegenden Untersuchung Emissionen in Gewässer betrachtet werden, ist der DT_{50} im Gewässer relevant (für Gewässer-Sediment Mischungen). Es ist davon auszugehen, dass Emissionen, welche in der Umwelt rasch abgebaut werden, weniger problematisch gegen Nichtzielorganismen sind. Deshalb nimmt der PT-Faktor [Tage $\cdot\text{l}/\text{m}^2$] für grössere DT_{50} zu. Beim Qualitätskriterium handelt es sich um den Grenzwert für die Stoffkonzentration in der Umwelt, welcher gemäss Gesetzgebung oder Empfehlung nicht überschritten werden sollte. Je geringer das QK, desto toxischer ist ein Bestandteil in der Umwelt und desto grösser ist der entsprechende PT-Faktor.

In einem zweiten Schritt wird für ein Produkt die Summe der ermittelten PT-Faktoren für die enthaltenen Bestandteile ermittelt, die während der Nutzungsphase emittiert werden können. In den Laboruntersuchungen und Modellberechnungen werden dann jene Bestandteile des Produkts berücksichtigt, welche an der Summe die grössten Anteile haben.

Dieses Konzept für die Auswahl der zu untersuchenden Bestandteile wurde an sieben verschiedenen Putzen getestet. Zur Berechnung der stoffspezifischen PT-Faktoren wurden die Halbwertszeiten und Qualitätskriterien in Tabelle 7 verwendet. Die Isothiazolinone (OIT, DCOIT, MIT, BIT) werden in der Umwelt sehr rasch abgebaut, so dass sie in Gewässer messtechnisch nicht erfassbar sind. Ihr DT_{50} liegt unter drei Tagen. Aus diesem Grund gibt es für diese Biozide für die akute Toxizität keine stoffspezifischen Grenzwerte im Gewässer.

¹ Siehe Anhang G

Tabelle 7: Halbwertszeiten und Qualitätskriterien für mehrere ausgewählte Biozide. n.b.: nicht bestimmt.

Wirkstoffe	DT ₅₀ [Tage] ²	CQK [$\mu\text{g/l}$]	AQK [$\mu\text{g/l}$]	PNEC _{short-term} [$\mu\text{g/l}$]
Diuron	232	0.07	0.25	0.22
OIT	2.3	n.b.	n.b.	1.22
Carbendazim	33.7	0.44	0.7	0.7
MIT	2.2	n.b.	n.b.	3.9
BIT	<1.0	n.b.	n.b.	1.1

Für den Test des PT-Faktors wurden verschiedene Grenzwerte in Gewässer berücksichtigt. Einerseits die Qualitätskriterien für Gewässer vom Ökotoxzentrum (CQK: Chronisches Qualitätskriterium, AQK: Akutes Qualitätskriterium) und andererseits der PNEC (Predicted No Effect Concentration). In Tabelle 7 ist ersichtlich, dass der PNEC, ausser bei den Isothiazolinonen, sehr nahe beim AQK liegt. Für Isothiazolinone liegen, aufgrund ihrer kurzen Halbwertszeit, vom Ökotoxzentrum keine Qualitätskriterien vor.

Demzufolge wurde in der Berechnung der PT-Faktoren mit den Qualitätskriterien der DT₅₀ von OIT, MIT und BIT gleich Null gesetzt (Tabelle 8). Bei dieser Auswertung sind nur zwei Wirkstoffe in den untersuchten Putzen relevant. Von den untersuchten Putzen mit Diuron und Carbendazim überwiegt der Anteil von Diuron (Anteile in Prozent in der Tabelle) an der Summe der PT-Faktoren jeweils deutlich.

Tabelle 8: Wirkstoffspezifische PT-Faktoren [Tage²/m²] mit CQK

Produkte	Diuron	OIT	Carbendazim	MIT	BIT	Summe PT-Faktor
PT_01_ORG	7.95E+09 100%	0	0.00E+00	0	0	7.95E+09 100%
PT_02_ORG	7.95E+09 100%	0	0.00E+00	0	0	7.95E+09 100%
PT_07_ORG	2.03E+10 95.6%	0	9.40E+08 4.4%	0	0	2.03E+10 100%
PT_08_ORG	1.60E+10 95.6%	0	7.44E+08 4.4%	0	0	1.60E+10 100%
PT_11_ORG	2.30E+10 95.6%	0	1.06E+09 4.4%	0	0	2.30E+10 100%
PT_12_ORG	1.61E+10 95.6%	0	7.42E+08 4.4%	0	0	1.61E+10 100%
PT_13_MIN	0.00E+00	0	0.00E+00	0	0	0.00E+00

Für die Bewertung der PT-Faktoren mittels PNEC wurde die Halbwertszeit von BIT, die < 1 Tag liegt, auf 0.5 Tage gesetzt (Tabelle 9).

Auch unter Berücksichtigung der kurzen Halbwertszeiten der Isothiazolinone und der PNEC für die unterschiedlichen Wirkstoffe haben Diuron und Carbendazim die grössten Anteile an der Summe der PT-Faktoren. Die Auswertung des Anteils jedes PT-Faktors an der Summe zeigt, dass jeweils eine oder zwei Substanzen mehr als 90 %

² Siehe Anhang F

der Gesamtwirkung ausmachen. Für eine Produktbewertung reicht es aus, nur die Stoffe mit den grössten Anteilen an der Summe der PT-Faktoren zu berücksichtigen, bis 90 % der Gesamtwirkung erreicht sind. Die Stoffe werden dabei in der Reihenfolge abnehmender Anteile berücksichtigt. Für Produkte mit mehreren Bioziden sollen zudem mindestens zwei Stoffe untersucht werden.

Tabelle 9: Wirkstoffspezifische PT-Faktoren [Tage*l/m²] mit PNEC_{short-term}.

Produkte	Diuron	OIT	Carbendazim	MIT	BIT	Summe PT-Faktor
PT_01_ORG	2.53E+09 99.9%	1.51E+06 0.06%	0.00E+00	1.35E+05 0.01%	1.09E+05 0.00%	2.53E+09 100%
PT_02_ORG	2.53E+09 99.9%	1.51E+06 0.06%	0.00E+00	1.35E+05 0.01%	1.09E+05 0.00%	2.53E+09 100%
PT_07_ORG	6.47E+09 98.0%	5.28E+05 0.01%	1.34E+08 2.0%	5.25E+04	4.23E+04	6.61E+09 100%
PT_08_ORG	5.10E+09 98.0%	3.96E+05 0.01%	1.06E+08 2.0%	9.03E+04	7.27E+04	5.20E+09 100%
PT_11_ORG	7.31E+09 98.0%	5.26E+05 0.01%	1.52E+08 2.0%	1.30E+05	1.05E+05	7.46E+09 100%
PT_12_ORG	5.11E+09 98.0%	4.02E+05 0.01%	1.06E+08 2.0%	1.79E+05	1.44E+05	5.22E+09 100%
PT_13_MIN	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.35E+05 55.4%	1.09E+05 44.6%	2.44E+05 100%

3. Modellierung der Gewässerbelastung

Die Auswaschung von Schadstoffen aus Gebäuden korreliert mit Regenereignissen. Entsprechend zeigen sich im Siedlungsgebiet während und kurz nach Regenereignissen ausgeprägte Schadstoffspitzen in Fliessgewässern (Wittmer et al., 2014a). Die an der OST – Ostschweizer Fachhochschule entwickelte Software COMLEAM (COstruction Material LEAching Model, www.comleam.ch) dient dazu, die Auswaschung von potenziell umweltschädlichen Stoffen aus berechneten Gebäudebauteilen abzuschätzen. Das Ziel der Modellierung ist, anhand von produktspezifischen Auswaschdaten (DSLIT oder Immersionstest) die zu erwartenden Emissionen und deren Auswirkung auf ein urban geprägtes Oberflächengewässer abzuschätzen. Für die Modellierung werden Geometrie-, Wetter- und Umgebungsdaten hergeleitet und definiert. Die Eignung der Software COMLEAM für die Expositionsanalyse von Bioziden in Gewässern wurde von (Burkhardt et al., 2020a) aufgezeigt.

3.1 Modellstruktur und Funktionsweise

COMLEAM berechnet die Freisetzung von potentiell schädlichen organischen Substanzen (Biozide, Flammschutzmittel, Weichmacher, Kunststoff-Additive, ...) aus horizontalen und vertikalen Baumaterialien, Gebäuden oder kompletten Überbauungen. Für anorganische Elemente, z.B. Schwermetalle, die durch einen Lösungsprozess oder durch pH-Einfluss mobilisiert werden, ist das Modell weder entwickelt, noch getestet worden. Die Abschwemmung von Metallblechen hingegen, welche eher einer linearen Freisetzung folgt, dürfte sich mit COMLEAM abbilden lassen.

Ein System aus Differentialgleichungen berechnet die Wasser- und Stoffbilanzen. Diese Bilanzen werden auf verschiedenen Ebenen berechnet, die als Schnittstellenkompartimente definiert sind (Interface Compartments, IC) (Abbildung 11), u.a. für jedes Bauteil. Sämtliche Bauteile eines Gebäudes ergeben die Gesamtbilanz des Gebäudes. Das abfliessende Wasser vom Gebäude wird anschliessend in ein Oberflächengewässer geleitet, in welchem wiederum die Fracht und Konzentration der Substanz über den zu definierenden Simulationszeitraum berechnet wird. Eine detaillierte Beschreibung der Software ist im [Handbuch](#) auf der COMLEAM Homepage (www.comleam.ch) zu finden.

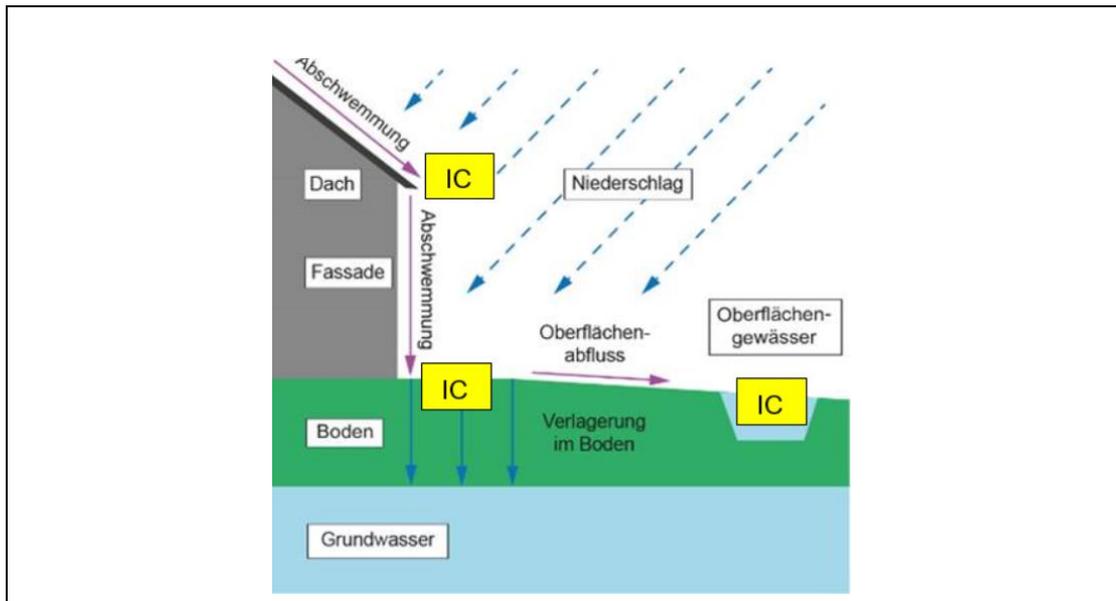


Abbildung 11: Systemgrenzen von COMLEAM.

COMLEAM berechnet die Emissionen anhand von mehreren Eingangsgrößen, auch "Module" genannt:

- **Wetter:** Die Ablaufwassermenge wird anhand von realen Wetterdaten berechnet (stündlich gemittelte Niederschlags-, Windgeschwindigkeits- und Windrichtungswerte). Für horizontale Bauteile wird der Niederschlag berücksichtigt, für vertikale Bauteile der Schlagregen.
- **Geometrie:** Darin sind Größe, Ausrichtung und Material der Bauteile definiert. Jedes Bauteil kann aus verschiedenen Materialien wie Glas, Kunststoff, etc. bestehen. Mehrere Bauteile ergeben ein Gebäude.
- **Baumaterialien:** Für jedes Bauprodukt werden eine oder mehrere Substanzen mit ihren Anfangsgehalten und Abflussbeiwerten definiert. Die Abflussbeiwerte lassen sich durch den Benutzer selber variieren.
- **Emission:** Eine Emissionsfunktion beschreibt die von einem Bauteil kumuliert emittierte Stoffmenge als Funktion vom Ablaufwasser. Die Emissionsfunktionen werden mit Labor- oder Felddaten parametrisiert.

Abgeschlossene Simulationen werden automatisiert in einen standardisierten Bericht (PDF-Format) und in einer Datei (csv-Format) bereitgestellt.

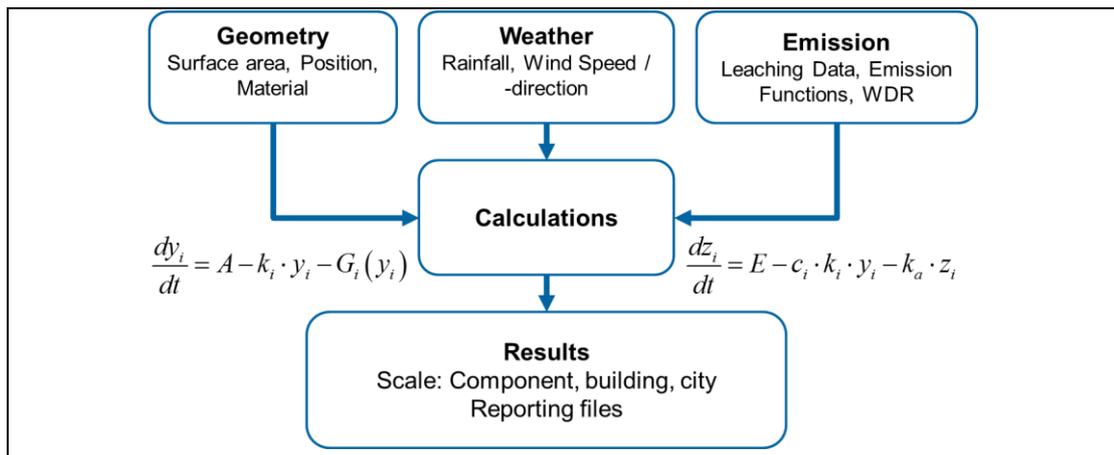


Abbildung 12: Modularer Aufbau des COMLEAM Modells.

3.1.1 Berücksichtigung der Messdaten aus den Auswaschversuchen

Anhand der ermittelten Emission aus dem Auswaschversuch (Kapitel 2) wird für jedes Produkt eine spezifische Emissionsfunktion hergeleitet, um die Extrapolation der Daten in COMLEAM zu ermöglichen. Die Parametrisierung wird mittels nichtlinearer Regression (nls) automatisiert durch COMLEAM realisiert. Für organische Substanzen (z.B. Biozide, Additive) zeigt die Logarithmische Emissionsfunktion meistens die beste Voraussagegüte (Tietje et al., 2018). Abbildung 13 zeigt beispielhaft eine resultierende Emissionsfunktion mit den korrespondierenden Labordaten.

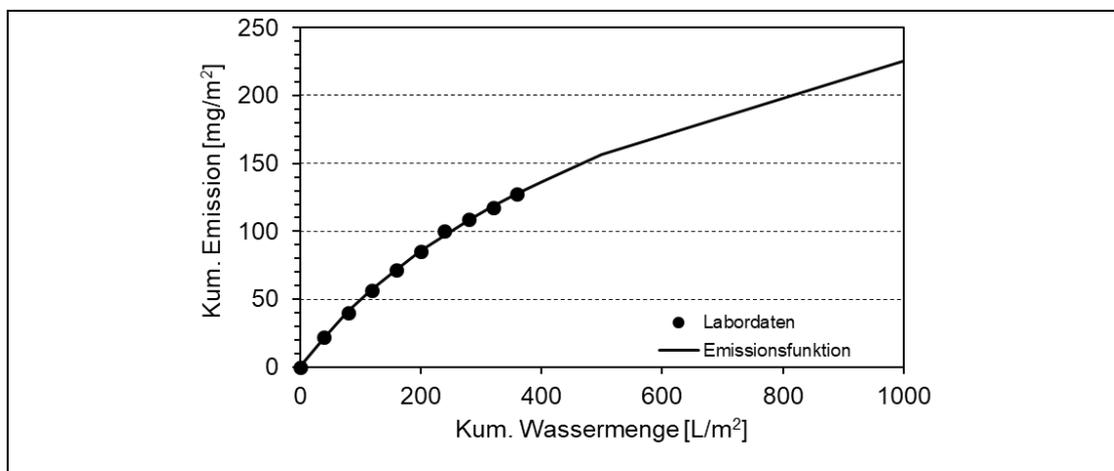


Abbildung 13: Logarithmische Emissionsfunktion (Beispiel), anhand von Labordaten parametrisiert.

Die Auswaschdaten aus dem Immersionstest werden direkt parametrisiert, da sich die Wasserkontaktzeit nicht ändert. Bei den DSLT-Daten nimmt dagegen die Wasserkontaktzeit mit jedem Zyklus zu. Dadurch ist die Emissionsmenge pro Zyklus auch von der Kontaktzeit beeinflusst. Deshalb wird für den DSLT nur die kumulative emissionswirksame Wassermenge (V_{em}) berücksichtigt. Diese resultiert aus der kumulierten Wassermenge (20 L/m^2 je Zyklus) multipliziert mit dem kumulierten relativen Zeiteanteil ($t_{Anteile}$). Vergleiche dazu auch Formel 2.

Formel 2: Parametrisierung der Auswaschdaten aus dem Immersionstest.

$$t_{\text{Anteile}} = (0, 0.0039, 0.0156, 0.0352, 0.0625, 0.1406, 0.25, 0.5625, 1) [-]$$

$$V_{em} = (0, 0.625, 2.5, 5.625, 10, 22.5, 40, 90, 160) \left[\frac{L}{m^2}\right]$$

3.2 Emissionsszenario

Ein Emissionsszenario stellt ein stark vereinfachtes Abbild der Realität dar, um die komplexen Zusammenhänge der Auswaschung mit handhabbarem Aufwand abschätzen zu können. In den Szenarien sollten vor allem die emissionsrelevanten Parameter erfasst sein, um unterschiedliche Produkte vergleichend bewerten zu können. Dazu ist es wichtig, dass nur die produktspezifischen Parameter variiert werden.

Das hier entwickelte Emissionsszenario beschreibt die Auswaschung aus einem urbanen Einzugsgebiet in ein Oberflächengewässer über den Pfad der Direkteinleitung. Tabelle 10 fasst alle hergeleiteten Parameter zusammen. Nachfolgend sind die Herleitungen der gewählten Parameter detailliert beschrieben.

Die weiteren geprüften Emissionsszenarien sind in Anhang B.1 beschrieben und wurden unter Abwägung aller Betrachtungsebenen und der Praktikabilität verworfen.

Tabelle 10: Zusammenfassung der gewählten Parameter für das bestmögliche Emissionsszenario.

Parameter	Wert	Einheit
Betrachteter Zeitraum	5	Jahre
Wetterdaten von MeteoSchweiz Station	ZH	-
Länge Einzelgebäude	17.5	m
Breite Einzelgebäude	7.5	m
Höhe Fassade Einzelgebäude	10	m
Dachfläche (mit 0.5 m Dachüberstand):	145	m ²
Zusätzliche versiegelte Fläche pro Gebäude	400	m ²
Anteil Direktabfluss pro Gebäude	20	%
Anzahl Gebäude im EZG	1000	-
Abflussanteil am Gewässer pro Gebäude	5	L/s

3.2.1 Wetterdaten und Zeitspanne

Die verwendeten Wetterdaten von Zürich Kloten (Stationsbezeichnung KLO) als Referenz für eine Station im Schweizer Mittelland stammen von MeteoSchweiz. Simuliert wurde die Zeitspanne vom 01.01.2001 bis zum 01.01.2006. Im Jahr 2001 wies die Station Zürich Kloten den höchsten Jahresniederschlag der gesamten Messperiode auf. Durch die Wahl des Startjahres mit der grössten Niederschlagsmenge wird somit sichergestellt, dass die Anfangsauswaschung nicht unterschätzt wird aufgrund ausbleibendem Niederschlag.

Simuliert wurde über einen Zeitraum von fünf Jahren, da über diese Zeitspanne bei allen Bauprodukten die höchsten Konzentrationen auftreten. Über grössere Zeiträume gewinnt zudem der Abbau von Substanzen im Material an Bedeutung, z.B.

durch Hydrolyse, mikrobiellem Abbau und Verflüchtigung. Diese Prozesse werden durch das Modell nicht berücksichtigt.

3.2.2 Geometrie

Die Geometrie wurde von einem existierenden Gebäudemodell hergeleitet. In der Biozidzulassung wird unter der Biozidprodukteverordnung (BPV) der Austrag aus einem Modellhaus berechnet (entspricht *OECD Haus*). Das einstöckige Gebäude weist die Masse 17.5 m Länge, 7.5 m Breite und 2.5 m Höhe auf. Als Referenzhaus für eine urbane Siedlung ist ein einstöckiges Gebäude nicht repräsentativ, sodass der Grundriss auf vier Stockwerke erweitert wurde und damit das neue COMLEAM-Gebäude die Masse 17.5 m x 7.5 m x 10 m (L x B x H) umfasst. Die Dachfläche von 145 m² (Grundfläche zzgl. 0.5 m Dachüberstand) wurde für das Szenario beibehalten und als Flachdach mit einem Neigungswinkel von 0° definiert.

Zusätzlich wurde eine Verdünnungsfläche festgelegt. Diese Fläche repräsentiert versiegelte Flächen, welche nicht zu einer Stoffemission führen und abflusswirksame Parkplätze, Strassen oder Gehwege darstellen. Die versiegelte Flächengrösse pro Gebäude wurde abgeleitet aus der Arealstatistik Bodenbedeckung des Bundes gemäss Klassierung «NOLC04» (BFS, 2020). Mithilfe der Daten wurde das Verhältnis zwischen versiegelten Flächen und der Gebäudefläche im Mittelland ermittelt. Dieses Verhältnis ergab sich durch Division der «befestigten Flächen» durch die «Gebäude». Es zeigte sich, dass pro m² Gebäudefläche 2.8 m² versiegelte Flächen dazukommen. Umgerechnet auf den Grundriss des Mustergebäudes ergibt sich eine versiegelte Fläche pro Gebäude von gerundeten 400 m². Dies entspricht einem Hausumschwung mit 5.5 m Abstand vom Gebäude, wie in Abbildung 14 gezeigt.

Die beiden längeren Fassaden sind nach Westen respektive Osten ausgerichtet. Die Hauptwindrichtung für Schlagregen in Mitteleuropa ist West. Somit liegt die grössere Fassadenfläche in Hauptwindrichtung, wodurch der Schlagregen und die damit verbundene Freisetzung aus den Fassadenmaterialien konservativ definiert ist.

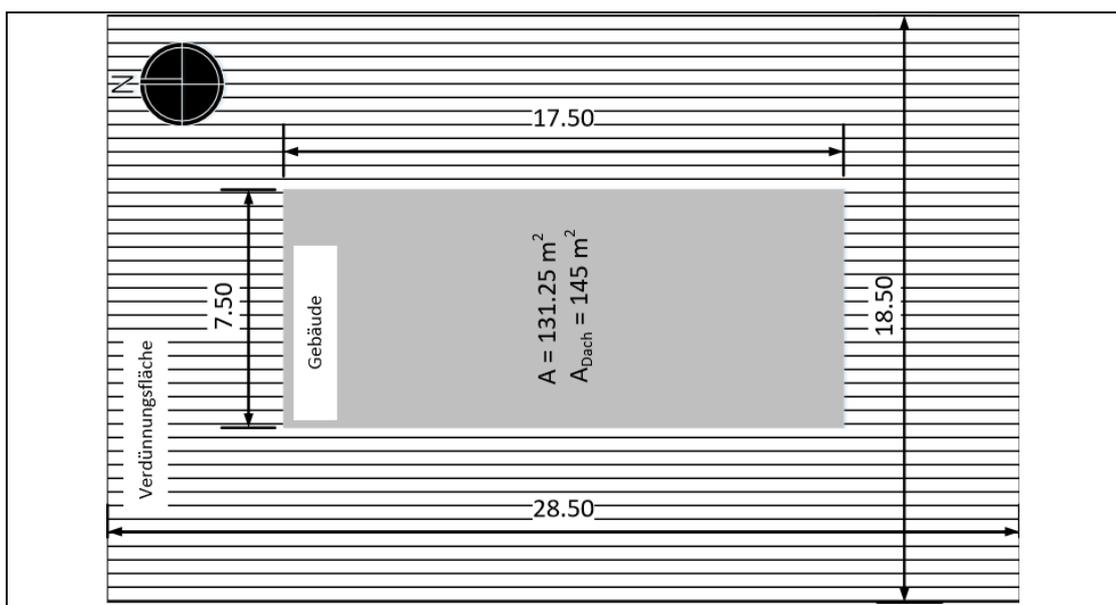


Abbildung 14: Grundfläche des betrachteten Einzelgebäudes inklusive dazugehöriger Verdünnungsfläche.

Für die Fassadensimulationen wurden ein Aussenputz und eine Aussenfarbe definiert. Der Abflussbeiwert ist auf 0.7 festgelegt. Dieser Abflussbeiwert wurde Felduntersuchungen abgeleitet und widerspiegelt das poröse Material gut (Wicke et al., Im Druck).

Für die Dachmaterialien wurde ein Nacktdach mit einer Bitumenbahn und Abflussbeiwert von 1.0 festgelegt. Das bedeutet, dass 100 % des Niederschlags abfliessen und die Dachfläche keine Rückhaltungswirkung gegenüber dem Niederschlag besitzt. Geprüft wurde auch ein Abflussbeiwert vom 0.7 für das Dach. Dieser entspricht besser einem begrünten Dach, wie es in der Schweiz häufiger anzutreffen ist. Die Auswertung der Ergebnisse zeigte nur geringe Unterschiede zwischen den beiden Abflussbeiwerten. Um eine konservativen Modellierung sicherzustellen, wurde der Abflussbeiwert 1 gewählt.

3.2.3 Eintragspfade

Die Anzahl möglicher Eintragspfade für Gebäudeabwasser in ein Oberflächengewässer ist gross. Von einem Gebäude in unmittelbarer Nähe zu einem Gewässer kann Niederschlag von der Fassade oder dem Dach direkt oder über eine kurze oberflächige Fliesstrecke in das Gewässer abfliessen. Wenn das Gebäude an der Trennkanalisation angeschlossen ist, fliesst der Niederschlag an der Einleitstelle der Trennkanalisation in ein Oberflächengewässer. Wenn das Gebäude an der Mischkanalisation angeschlossen ist, gelangt der Abfluss über eine Kläranlage in Gewässer. Eine weitere Möglichkeit besteht darin, dass der Niederschlag vom Gebäude in eine lokale Versickerung geleitet wird. Von dort wird er im Boden versickern und dann entweder oberflächennah in ein Gewässer fließen oder lokal ins Grundwasser gelangen.

Für das neu entwickelte Emissionsszenario wurde der kritischste Pfad für Gewässer – die Direkteinleitung - betrachtet. Hierbei tritt kein Abbau und keine weitere Stoffretardation auf. Gemäss (SVGW, 2012) wird Niederschlagswasser in der Siedlungsentwässerung zu 30 % getrennt abgeleitet, davon wiederum 10 % via Versickerung und 20 % via Direkteinleitung in Gewässer. Dieser Anteil des gesamten Niederschlagsabflusses wurde für das Emissionsszenario als geeigneter Orientierungswert festgelegt.

3.2.4 Einzugsgebiet

Für die Ermittlung der Modellparameter wurde als Referenz ein Einzugsgebiet detailliert analysiert, wobei der Strackbach in Gerlafingen für besonders geeignet erschien. Das Einzugsgebiet ist in Abbildung 15 farblich markiert. Der Abfluss wird durch die Messstation «Strackbach – Gerlafingen» des Bundes mit ID 2157 gemessen. Das Einzugsgebiet ist dasjenige Gebiet mit Pegelmessung mit dem grössten Anteil urbaner Siedlungsfläche und einem Gesamtgebiet von weniger als 15 km². Es ist damit als Datengrundlage für ein kleines urbanes Einzugsgebiet geeignet.

Die 1300 grösseren Gebäude im Einzugsgebiet wurden ausgezählt. Für die Festlegung der Szenarioparameter wurde die Kennzahlen von Gerlafingen wie folgt gerundet:

- Anzahl Gebäude: 1000
- Gewässergrösse: 1000 L/s

Um ein komplettes Einzugsgebiet zu simulieren, ist ein räumlicher Bezug der Gebäude nötig (Standort der Gebäude, Abstand zum Gewässer, ...). Um dies zu vereinfachen, wurde die Gesamtemissionen aus dem Einzugsgebiet auf ein einzelnes Gebäude umgerechnet. Dies bedeutet, dass jedem Einzelgebäude ein gewisser Anteil am Gewässerabfluss zusteht. Wird dieser Gewässeranteil vom Einzelgebäude nicht

übermässig belastet, resultiert auch für das gesamte Einzugsgebiet keine übermässige Gewässerbelastung. Unter der Berücksichtigung von 20 % Direkteinleitung pro Gebäude (vgl. 3.2.3) resultiert die Gewässergrösse pro Gebäude gemäss Formel 3.

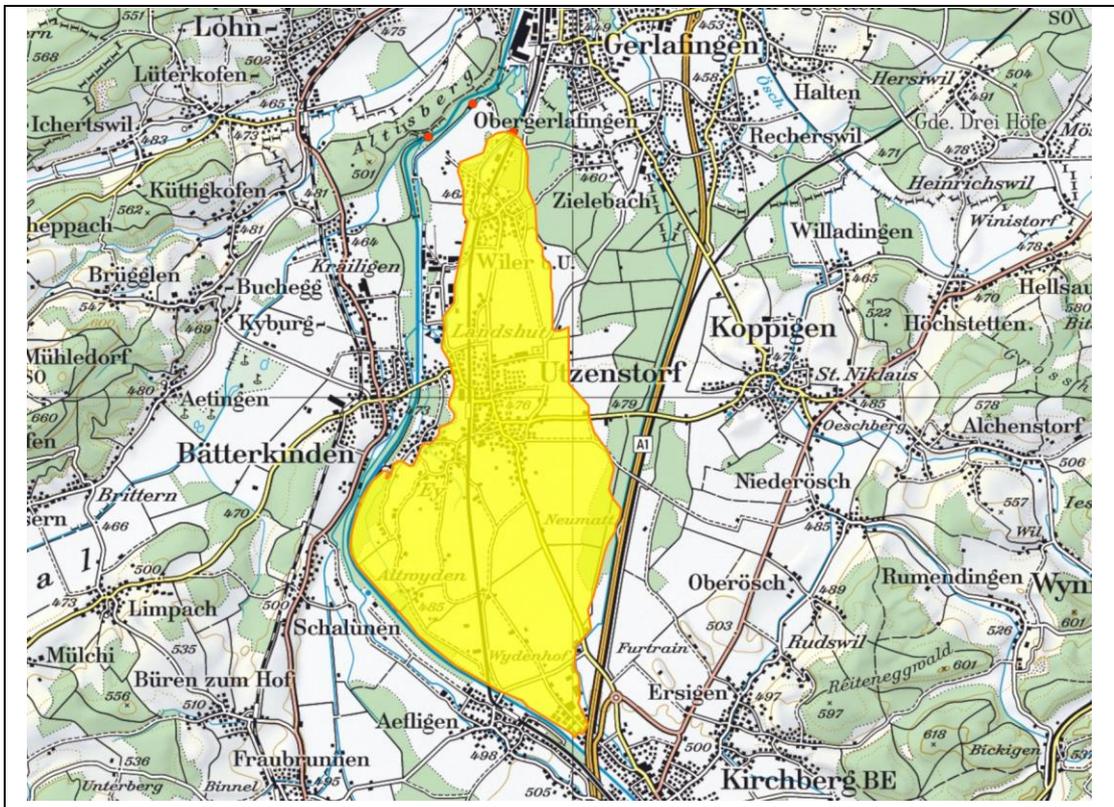


Abbildung 15: Das Einzugsgebiet des Strackbachs am Pegel Gerlafingen

Formel 3: Berechnung der Gewässergrösse pro Gebäude.

$$\frac{\text{Gewässergrösse}}{\text{Gebäudezahl} \times \text{Anteil Direkteinleitung}} = \frac{1000 \frac{\text{L}}{\text{s}}}{1000 \times 0.2} = 5 \frac{\text{L}}{\text{s}}$$

Für das Emissionsszenario wird weiter angenommen, dass das zu prüfende Produkt auf allen Gebäuden im Einzugsgebiet verbaut ist. Die Produktprüfung für ein ökologisches Label soll die Emissionen eines Produkts bewerten. Für diese Anwendung ist es richtig, von einem ausschliesslichen Einsatz des zu prüfenden Produkts auszugehen und es im Modell auf alle Gebäude zu applizieren.

4. Bewertungsmethoden

4.1 Bewertung Konzentration im Gewässer

4.1.1 Mittelung für die Bewertung

Für die Bewertung des Konzentrationsverlaufs im Vergleich mit akuten und chronischen Qualitätskriterien sind die Stundenwerte der Simulation zu hoch aufgelöst. Im Labor wird die akute Toxizität typischerweise über mehrere Tage ermittelt. Das GHS (globally harmonised system) legt für die Einstufung der Gewässertoxizität von Stoffen fest, welche Versuche zur akuten Toxizität durchgeführt werden müssen. Gefordert wird ein 96 Std.-Versuch zur akuten Fischtoxizität, ein 48 Std.-Versuch zur Toxizität auf Krebstiere und ein 72 Std. oder ein 96 Std.-Versuch zur Toxizität auf Wasserpflanzen (UBA, 2013). Die Versuchsdauer liegt also zwischen zwei und vier Tagen. Zur Beurteilung der akuten Toxizität wird der Konzentrationsverlauf deshalb über 3.5 Tage gemittelt.

Für die chronischen Grenzwerte werden Versuche mit unterschiedlicher Laufzeit beigezogen. Die Reproduktion des Wasserfloh wird während 21 Tagen untersucht (OECD, 2012). Die Wachstumshemmung von Cyanobakterien hingegen während 72 Stunden (OECD, 2011). Zudem wird die Einwirkung einer Substanz auf die Entwicklung von Fischeiern untersucht. Dieser Test dauert von der Eiablage bis zum Zeitpunkt, wo die geschlüpften Fische frei schwimmen (OECD, 2013). Für die Mittelung der Kurven der Simulation wurde einen Wert in der Mitte der Testzeitdauern von 14 Tagen festgelegt.

Die Mittelungsperiode startet mit dem Simulationsbeginn. Die Kurve der 3.5-Tagesmittel wird für den Vergleich mit den Beurteilungswerten für die akute Toxizität (siehe Kapitel 4.1.3 und Anhang G) verwendet. Sie ist in der Abbildung 16 grün dargestellt. Die Kurve mit den 14-Tagesmitteln wird verwendet für den Vergleich mit den Beurteilungswerten für die chronische Toxizität. Sie ist in der Abbildung 16 rosa eingezeichnet.

Wie die Abbildung 16 zeigt, glättet die Mittelung die Spitzen und Täler des Konzentrationsverlaufs. Besonders Spitzenkonzentrationen, die in der Simulation oft sehr kurz sind, werden stark gedämpft. Die Zeitdauer der Spitzen wird hingegen besonders im 3.5-Tagesmittel gegenüber den Simulationswerten verlängert - sie werden also flacher und breiter. Die Verbreiterung der Spitzen hängt auch davon ab, wie ein Regenereignis in der Mittelungsperiode liegt. Exemplarisch zeigt Abbildung 16, dass beim Regenereignis anfangs Februar eine deutliche Verbreiterung der Spitze auftritt, da die Spitze der Simulationsdaten in der Nähe der Grenze von zwei Mittelungsperioden liegt. Im Gegensatz dazu wird die Spitze Ende Februar kaum breiter. Der Peak der Stundenwerten passt hier fast exakt in die Mittelungsperiode.

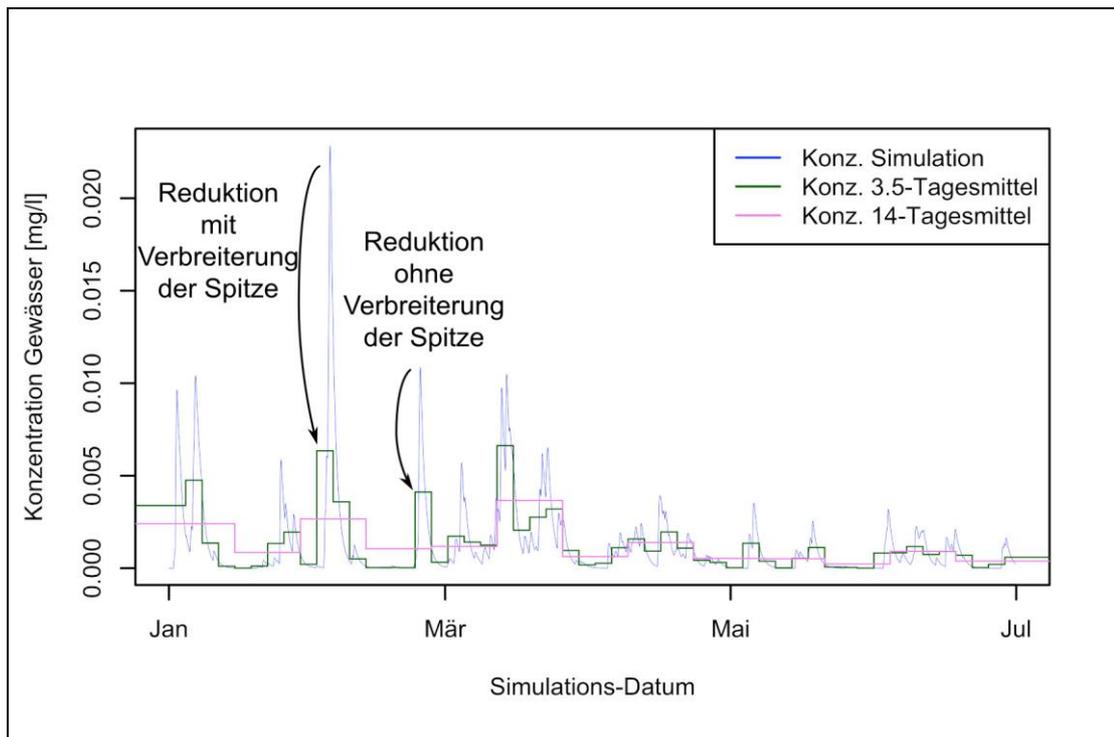


Abbildung 16: Biozidkonzentration im Gewässer im ersten halben Jahr eines simulierten Verlaufs. Vergleich der Stundenwerte der Simulation mit den gemittelten Werten über 3.5 und 14 Tage.

4.1.2 Mischungstoxizität

Für die Bewertung der Emissionen wird die Mischungstoxizität verwendet, wie sie durch das Ökotoxzentrum definiert wurde (Junghans et al., 2013). Das Vorgehen ist im Prinzip gleich für die Bewertung der akuten Toxizität und die Bewertung der chronischen Toxizität. Die Methoden unterscheiden sich nur bei der Mittelung der Messwerte.

Für die Bewertung der akuten Mischungstoxizität wird aus dem Konzentrationsverlauf der Simulation ein Verlauf von 3.5-Tagesmitteln gebildet. Für die Bewertung der chronischen Toxizität wird aus den Simulationsresultaten der Verlauf von 14-Tagesmitteln gebildet. Daraus wird für jede Substanz aus jedem Wert der gemittelten Zeitreihe der Risikoquotient aus der Konzentration im Gewässer, geteilt durch den Beurteilungswert, gebildet. Dieser Risikoquotient wird über alle Substanzen summiert. So resultieren zwei Zeitreihen für die Mischungstoxizität pro Bauprodukt: eine mit akuten Risikoquotienten und eine mit chronischen Risikoquotienten.

Die Berechnung der Risikoquotienten erfolgt gemäss Formel 4 für den akuten Risikoquotienten und gemäss Formel 5 für den chronischen Risikoquotienten. Für beide Zeitreihen gilt, dass die Mischungstoxizität < 1 sein sollte, damit der Beurteilungswert für das Gewässer eingehalten wird.

Formel 4: Berechnung des akuten Risikoquotienten

$$RQ_{akut} = \sum_i \frac{\text{Konzentration } 3.5\text{Tagesmittel}_{\text{Substanz } i}}{\text{akuter Beurteilungswert}_{\text{Substanz } i}}$$

Formel 5: Berechnung des chronischen Risikoquotienten.

$$RQ_{chronisch} = \sum_i \frac{\text{Konzentration } 14\text{Tagesmittel}_{\text{Substanz } i}}{\text{chronischer Beurteilungswert}_{\text{Substanz } i}}$$

4.1.3 Festlegung der Beurteilungswerte**4.1.3.1 Quellen für Beurteilungswerte**

Für die Herleitung der anwendbaren Beurteilungswerte werden mehrere Quellen verwendet. Definiert wurde die folgende Liste, aus welcher mögliche Beurteilungswerte herangezogen werden. Die Listennummern entsprechen gleich der Priorisierung der Beurteilungswerten.

1. Stoffspezifische Anforderungen in Anhang 2 der Schweizer Gewässerschutzverordnung (Schweizerischer Bundesrat, 2020a)
2. Qualitätskriterien des Ökotoxenzentrums in der jeweils gültigen Fassung.
3. Allgemeine Anforderungen an Industrieabwässer für die Einleitung in Gewässer in Anhang 3.2 der Schweizer Gewässerschutzverordnung (Schweizerischer Bundesrat, 2020a), geteilt durch einen Faktor 200.
4. PNEC gemäss REACH-Zulassungsdossier der ECHA.

Falls es sich um ein organisches Pestizid handelt und der gefundene akute oder chronische Beurteilungswert grösser ist als 0.1 µg/L gilt gemäss Schweizer Gewässerschutzverordnung der Anforderungswert von 0.1 µg/L für den betreffenden Beurteilungswert. In Anhang G werden alle bereits festgelegten Beurteilungswerte aufgelistet.

4.1.3.2 Stoffspezifische Anforderungen in Anhang 2 der GSchV

Die stoffspezifischen Anforderungen im Anhang 2 der GSchV (Schweizerischer Bundesrat, 2020a) weisen für organische Pestizide pro Substanz jeweils zwei Werte aus, wobei einer mit «andauernd» gekennzeichnet ist. Der nicht gekennzeichnete Wert stimmt überein mit dem AQS und der als «andauernd» gekennzeichnete mit dem CQS in der Liste der Qualitätskriterien des Ökotoxenzentrums. Die Werte werden unterschieden zwischen Gewässern, die der Trinkwassernutzung dienen und solchen, die nicht der Trinkwassernutzung dienen. Für Gewässer, die nicht der Trinkwassernutzung dienen, sind immer zwei numerische Anforderungen festgelegt. Für Gewässer, welche der Trinkwassernutzung dienen, werden weniger stoffspezifische Werte festgelegt, wodurch öfters der allgemeine Anforderungswert gilt. Für die Bewertung werden die Werte für Gewässer ohne Trinkwassernutzung als akuter und chronischer Beurteilungswert bei der Emissionsbeurteilung berücksichtigt.

Für Schwermetalle weist die Tabelle einen Grenzwert für die gelösten Anteile und einen Grenzwert für die Gesamtkonzentration aus. Massgebend ist der Wert für die gelösten Anteile. Falls der Wert für den Gesamtgehalt eingehalten wird, wird auch der gelöste Wert als eingehalten betrachtet. Der Gesamtgehalt ist höher als der gelöste, da Metalle stark an Schwebstoffe im Wasser adsorbieren.

Die Auswaschversuche werden mit deionisiertem Wasser durchgeführt. Somit können die im Auswaschversuch bestimmten Konzentrationen als gelöste Metalle inter-

pretiert werden. Unter realen Verhältnissen wird jedoch Wasser mit gelösten Schwebstoffen vorliegen, womit sich ein Teil der gelösten Metalle an die Schwebstoffe anlagern wird.

Für die Beurteilung der Modellwerte wird die Anforderung für gelöste Metalle gleichgesetzt mit dem chronischen Beurteilungswert im Sinne einer Worst-Case-Betrachtung. Die Anforderung für die Gesamtkonzentration wird verwendet als akuter Beurteilungswert.

4.1.3.3 Qualitätskriterien

Die Qualitätskriterien des Ökotoxizentrums werden regelmässig aktualisiert. In dieser Studie werden diejenigen gemäss der Liste vom Mai 2020 verwendet.

4.1.3.4 Allgemeine Anforderungen an Industrieabwässer für die Einleitung in Gewässer

Die numerischen Anforderungen für die Einleitung von Industrieabwasser in Gewässer gelten für die Konzentration im Abwasser einer Industrieanlage vor der Verdünnung im Gewässer. Der Ort der Beurteilung ist jedoch die Konzentration im Gewässer. Die Werte aus dem Anhang 3.2 der GSchV müssen also durch einen Verdünnungsfaktor dividiert werden, um einen Beurteilungswert für die emissionsbasierte Bewertung zu erhalten. Zur Herleitung eines solchen Faktors wurden die Grenzwerte für Substanzen verglichen, die sowohl in den allgemeinen Anforderungen an Industrieabwässer als auch bei den stoffspezifischen Anforderungen in Gewässern aufgeführt sind. Die numerischen Anforderungen und der Faktor zwischen den beiden Tabellen der GSchV sind in der Tabelle 11 aufgeführt. Bei allen Stoffen, die in beiden Anhängen erwähnt sind, handelt es sich um Schwermetalle. Der Faktor zwischen den Grenzwerten reicht von 50 bis 500. Der Median aller Faktoren beträgt 100. Der Mittelwert 200. Die weiteren Stoffe, die in Anhang 3.2 aufgeführt sind, sind mehrheitlich ebenfalls Metalle. Es wird vorgeschlagen, für diese einen Verdünnungsfaktor von 200 zu verwenden.

Tabelle 11: Vergleich der Anforderungen gemäss GSchV an Gewässer und Industrieabwässer.

Parameter	Anforderung oberirdische Gewässer	Anforderung Einleitung Industrieabwässer in Gewässer	Faktor
Blei	0.01 mg/l Pb (gesamt)	0.5 mg/l Pb (gesamt)	50
Cadmium	0.2 µg/l Cd (gesamt)	0.1 mg/l Cd (gesamt)	500
Chrom	0.005 mg/l Cr	2 mg/l Cr (gesamt);	400
Chrom VI	0.002 mg/l Cr (III und VI)	0.1 mg/l Cr-VI	50
Kupfer	0.005 mg/l Cu (gesamt)	0.5 mg/l Cu (gesamt)	100
Nickel	0.01 mg/l Ni (gesamt)	2 mg/l Ni (gesamt)	200
Zink	0.02 mg/l Zn (gesamt)	2 mg/l Zn (gesamt)	100

Somit ergeben sich die zusätzlichen Beurteilungswerte gemäss Tabelle 12. Aufgeführt werden nur die drei Metalle, für die kein stoffspezifischer Anforderungswert in Anh. 2 der GSchV definiert ist. Da nur ein Anforderungswert für die Einleitung von Industrieabwässern vorhanden ist, wird dieser als akuter wie auch als chronischer Beurteilungswert verwendet.

Tabelle 12: Aus den Einleitgrenzwerten abgeleitete Beurteilungswerte für die Bewertung.

Stoff	Anforderung Einleitung Industrieabwässer in Gewässer	Beurteilungswert für die Bewertung
Arsen	1 µg/l /l	0.5 µg/l
Kobalt	500 µg/l	2.5 µg/l
Cyanide	100 µg/l	0.5 µg/l

4.1.3.5 Allgemeine Anforderung für Pestizide gemäss GSchV

Für alle nicht namentlich genannten organischen Pestizide legt die GSchV in Anh. 2 eine numerische Anforderung von 0.1 µg/l fest. Die GSchV unterscheidet in diesem Fall nicht zwischen einem Grenzwert und einem «anhaltenden» Grenzwert. Für die Anwendung bei der Emissionsbeurteilung wird dies so interpretiert, dass die Anforderung sowohl für akute Spitzen wie auch über 14 Tage gemittelte chronische Konzentrationen eingehalten werden muss. Die Anforderung aus der GSchV wird also als akuter wie auch als chronischer Beurteilungswert verwendet.

4.1.4 Anwendung der Risikoquotienten für die Produktbewertung

Für die Beurteilung von Produkten werden die Risikoquotienten (RQ) der Mischungstoxizität verglichen mit Grenzwerten. Der tiefste Grenzwert beträgt 1, der mittlere 5 und der grösste 10. Damit ein Grenzwert eingehalten ist, dürfen sowohl der akute wie auch der chronische Risikoquotient den Grenzwert während der Simulationsdauer nicht überschreiten. Für die Beurteilung wird der Anteil der Zeit berechnet, in welcher der RQ überschritten ist. Dies geschieht mit einer Genauigkeit von einem Prozent. Wenn der zeitliche Anteil der Überschreitung 0% beträgt, gilt das Kriterium als eingehalten. Das Schema in Abbildung 32 (Kapitel 6.3.1) veranschaulicht die Anwendung der Grenzwerte grafisch.

Falls ein Produkt mehrere relevante Stoffe emittiert, müssen die Konzentrationen der Einzelstoffe kleiner als das jeweilige Qualitätskriterium sein, damit der Risikoquotient für die Mischtoxicität nicht grösser als eins wird. Werden beispielsweise zwei Stoffe bewertet, die beide mit der halben Konzentration ihres stoffspezifischen Qualitätskriteriums im Gewässer vorliegen, so wird der Risikoquotient für die Mischtoxicität gleich eins. Diese Beurteilung stellt sicher, dass keine toxischen Effekte in einem Gewässer auftreten. Ein Produkt, dessen Risikoquotient für die Mischungstoxizität eins nicht überschreitet, wird deshalb gemäss dem Beurteilungsschema gleich gut bewertet wie ein biozidfreies Produkt.

Für die Festlegung der weiteren Abstufung der Grenzwerte orientierten wir uns an den Faktoren, die bei der Herleitung von Qualitätskriterien angewendet werden: Gemäss den technischen Vorgaben zur Herleitung von Qualitätskriterien werden die Daten aus Laborversuchen durch Bewertungsfaktoren dividiert, um die Qualitätskriterien für Gewässer zu erhalten. Dieser Faktor beträgt zehn, falls die Datenbasis aus chronischen Versuchen gut ist. Falls viele Versuche mit unterschiedlichen Arten vorliegen, kann ein statistischer Ansatz verwendet werden und der Bewertungsfaktor beträgt 1-5. (European Commission, 2011). In praxisnahe Aussagen übersetzt kann gesagt werden, dass eine Schädigung von Wasserorganismen bei einem Risikoquotienten für die Mischungstoxizität von fünf möglich ist. Bei einem Risikoquotienten für die Mischungstoxizität von zehn erscheint eine Schädigung von Wasserorganismen als wahrscheinlich.

Das hier vorgestellte Verfahren könnte vereinfacht werden, indem nur der chronische Risikoquotient betrachtet wird. Für die untersuchten Produkte war die chronische Betrachtung mit einer Ausnahme strenger als die akute. Die Ausnahme betraf eine

Dachbahn, die in der Betrachtung des chronischen RQ leicht besser abschnitt als in der Betrachtung des akuten RQ. Allerdings wird für regengetriebene Stoffeinträge die Pulsbelastung als besonders relevant erachtet. Die Verwendung beider Kriterien für akute und chronische Belastungen ist darum besser kommunizierbar.

4.2 Bewertung der Emissionen

Um die Ergebnisse der Simulationen in eine ökobilanzielle Betrachtung einzubinden, werden die Emissionen bewertet. Die Bewertung von Schadstoffkonzentrationen in Gewässern ist in Ökobilanzen nicht möglich, da Ökobilanzen immer auf Stoff- und Energieflüssen basieren.

Ausgangspunkt für die Bewertung sind die simulierten Emissionen aus einem Bauprodukt über die festgelegte Simulationsdauer von fünf Jahren. Die Emissionen der einzelnen Stoffe (kg Stoff/kg Bauprodukt) werden mit dem jeweiligen Ökofaktor gemäß Methode der ökologischen Knappheit (Frischknecht et al., 2013) multipliziert (UBP/kg Emission). Die Umweltbelastung der Emissionen eines Bauprodukts, gemessen in Umweltbelastungspunkten (UBP) pro Kilogramm Bauprodukt, ergibt sich aus der Summe der UBP der jeweiligen Einzelstoffemissionen.

Formel 6: Berechnung Umweltbelastung von Emissionen.

$$\text{Umweltbelastung Emissionen} = \sum_i \text{Emission}_{\text{Stoff } i} \cdot \text{Ökofaktor}_{\text{Stoff } i}$$

Für Biozidemissionen in Gewässer existieren in (Frischknecht et al., 2013) keine Ökofaktoren. Es wurden deshalb die Ökofaktoren aus (Klingler et al., 2016) verwendet. Für andere organische Additive in Bauprodukten fehlen die Ökofaktoren vollständig.

Während die Produkte bei der Konzentrationsbewertung basierend auf der Einhaltung der Beurteilungswerte im Gewässer eingestuft werden können, setzt eine Einstufung der Emissionen mit UBP voraus, dass Grenzwerte in UBP definiert werden. Für die Herleitung der Grenzwerte in UBP sind verschiedene Ansätze denkbar. Zum Beispiel könnte für jeden emittierten Stoff der jeweilige Beurteilungswert mit dem simulierten Abfluss des Gewässeranteils pro Gebäude über fünf Jahre multipliziert werden. Hierzu könnten die Parameter aus Tabelle 10 und die Beurteilungswerte aus Tabelle 77 verwendet werden. Daraus würde sich eine maximal tolerierbare Fracht des Stoffs im Gewässer über die Simulationsdauer ergeben. Durch Multiplikation der Stofffracht mit dem entsprechenden Ökofaktor könnten stoffspezifische Beurteilungswerte in UBP hergeleitet werden. Sofern ein Produkt mehrere Stoffe emittiert, können die stoffspezifischen Beurteilungswerte in UBP zu einem produktspezifischen Beurteilungswert in UBP addiert werden. Somit könnten die Emissionen des Gebäudes mit diesem Beurteilungswert verglichen werden.

Formel 7: Berechnung eines Beurteilungswerts in UBP aus der zulässigen Stofffracht im Gewässer.

$$\text{Beurteilungswert}_{\text{Produkt}} = \sum \text{QK}_{\text{Stoff}_i} \cdot \text{Abfluss}_{\text{kumuliert}} \cdot \text{Ökofaktor}_{\text{Stoff}_i}$$

- $\text{Beurteilungswert}_{\text{UBP}}$: Produktspezifischer Beurteilungswert [UBP]
- $\text{QK}_{\text{Stoff}_i}$: Beurteilungswert für Stoff_i im Gewässer [g/L]
- $\text{Abfluss}_{\text{kumuliert}}$: Kumulierter Abfluss pro Gebäude über 5 Jahre gemäss Umgebungsmodell [L]
- $\text{Ökofaktor}_{\text{Stoff}_i}$: Ökofaktor für Stoff_i [UBP]

Da die Herleitung eines Beurteilungswerts in UBP aber im Vergleich zu einer Bewertung der Konzentration kaum Vorteile bringt, ausser dass die Bewertung weniger stringent ist, wird dieser Ansatz nicht weiterverfolgt.

Eine anderer Ansatz wäre ein analoges Vorgehen zu wählen, welches in der Methode von eco-bau (eco-bau, 2020) zur Bewertung der Grauen Energie eingesetzt wird. Die Methode von eco-bau kennzeichnet für einen bestimmten Verwendungszweck jeweils jene Produktvarianten, welche besser sind als der Durchschnitt. Bei der Grauen Energie erfolgt dies anhand von Zielwerten. Für einen Verwendungszweck (z.B. Ausssenputze) wird der «Zielwert 1» so gelegt, dass jeweils nur 25 % der auf dem Markt verfügbaren Produktvarianten diesen Wert unterschreiten. Der «Zielwert 2» wird so gelegt, dass nur 50 % der Produkte diesen Wert unterschreiten. Aufgrund der Laboruntersuchungen und Simulationen könnten ähnliche Zielwerte für die Emissionen in Umweltbelastungspunkten hergeleitet werden (siehe dazu das Beispiel in 6.3.2). Dieser Ansatz hat den Vorteil, dass alle qualitativen Beurteilungen in der eco-bau Methode durch quantitative Bewertungen ersetzt werden könnten.

5. Simulationsresultate pro Produkt

5.1 Bewertung mit Risikoquotienten

5.1.1 Emissionsszenario und Bewertungsmaßstab mit Beispielprodukten

Im Laufe der vorliegenden Studie wurde die Bewertungsmethode mit drei Produkten für die Fassade und vier Dachbahnen geprüft. Die Farbe (*FA_01*) ist ein Produkt mit den Bioziden Isoproturon und Terbutryn zum Filmschutz. Die zwei Putze (*PT_01_ORG* und *PT_12_ORG*) sind durch die kleinsten und grössten Emissionen in den Auswaschversuchen charakterisiert, wobei aus *PT_01_ORG* Diuron und *PT_12_ORG* Diuron und Carbendazim als relevanteste Biozide eluierten. Die Dachbahnen umfassen eine EPDM-Bahn mit Zink und Benzothiazol (*DB_04_EPDM*) sowie drei Bitumenbahnen mit MCPP-P (*DB_13_BIT*, *DB_21_BIT*, *DB_22_BIT*) mit unterschiedlichen Emissionen.

Die Bewertung der akuten Risikoquotienten (RQ) erfolgte mit den über 3.5 Tage gemittelten Datenreihen, die der chronischen Risikoquotienten mit den über 14 Tage gemittelten Datenreihen.

5.1.2 Fassadenputze

Der Vergleich der akuten Spitzen für die beiden Putze gemäss Abbildung 17 und Abbildung 18 zeigt, dass beide Produkte während eines grossen Teils der Simulationsdauer über dem akuten Beurteilungswert liegen. Dieser beträgt für Diuron $0.25 \mu\text{g/l}$ und für Carbendazim $0.1 \mu\text{g/l}$.

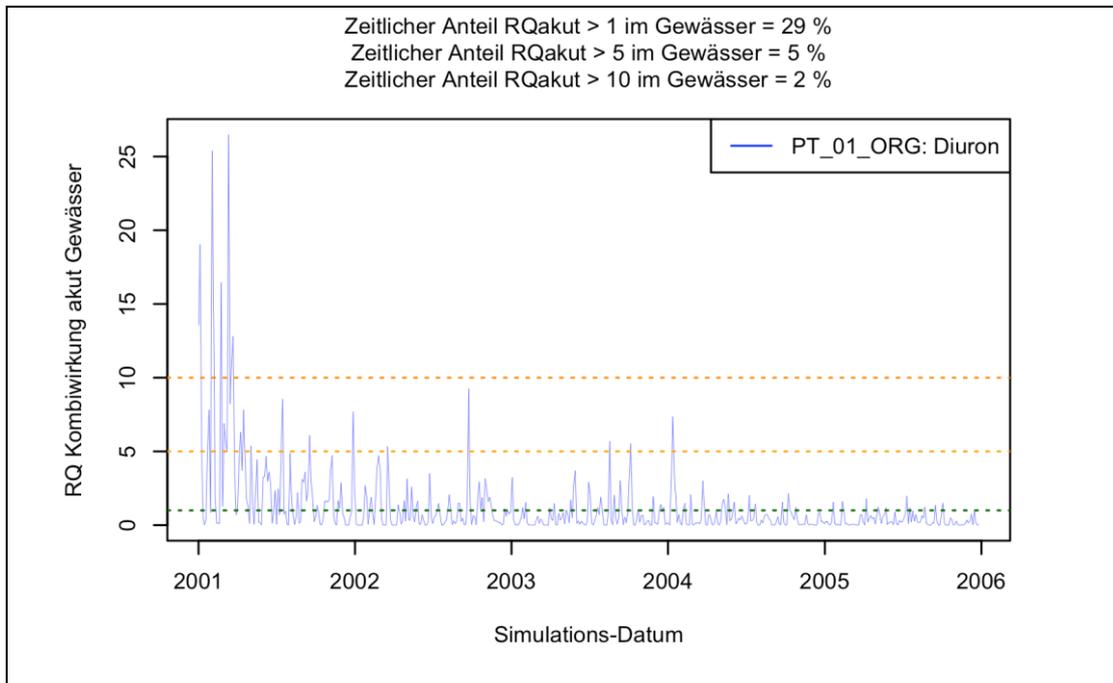


Abbildung 17: Emissionen des Putzes PT_01_ORG über 3.5 Tage gemittelt und bewertet mit dem RQ_{akut} .

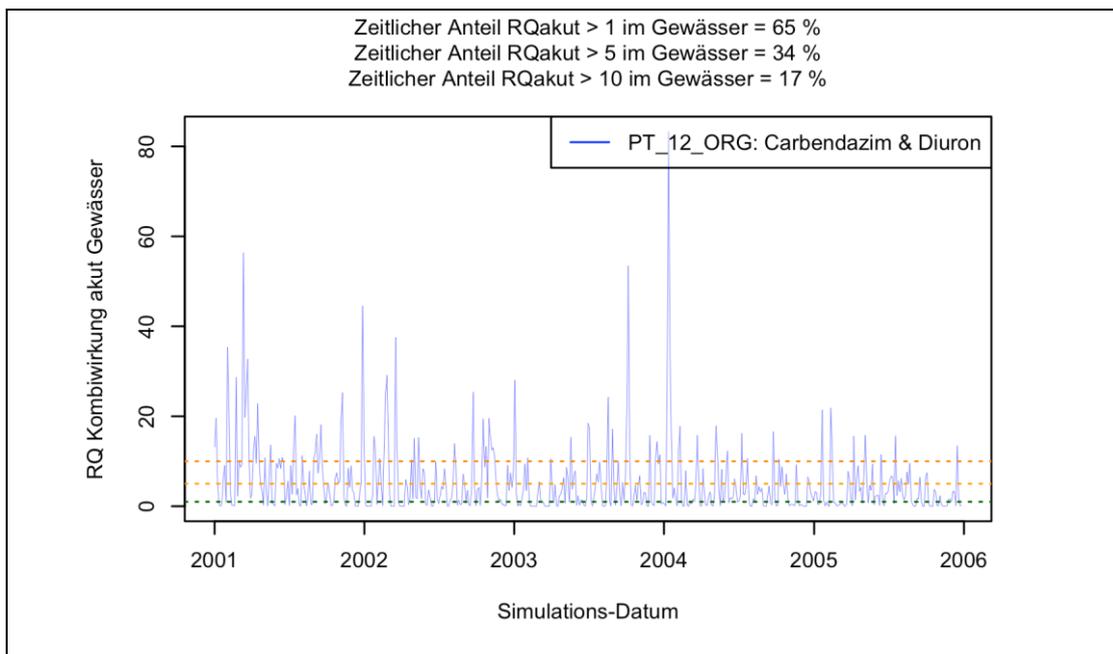


Abbildung 18: Emissionen des Putzes PT_12_ORG über 3.5 Tage gemittelt und bewertet mit dem RQ_{akut} .

Die Bewertung der chronischen Umwelttoxizität (Abbildung 19 und Abbildung 20) der beiden geprüften Putze führt dazu, dass die Emissionen beider Produkte weit über den chronischen Beurteilungswerten liegen. Diese betragen für Diuron $0.07 \mu\text{g/l}$ und für Carbendazim $0.1 \mu\text{g/l}$.

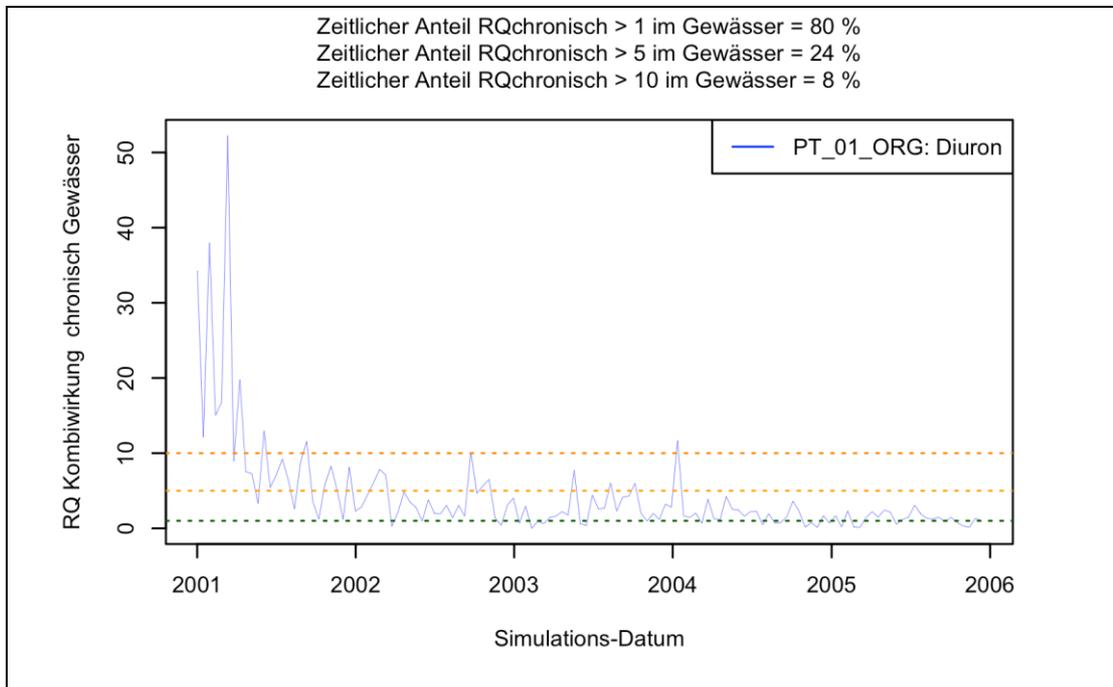


Abbildung 19: Emissionen des Putzes PT_01_ORG über 14 Tage gemittelt und bewertet mit dem $RQ_{\text{chronisch}}$.

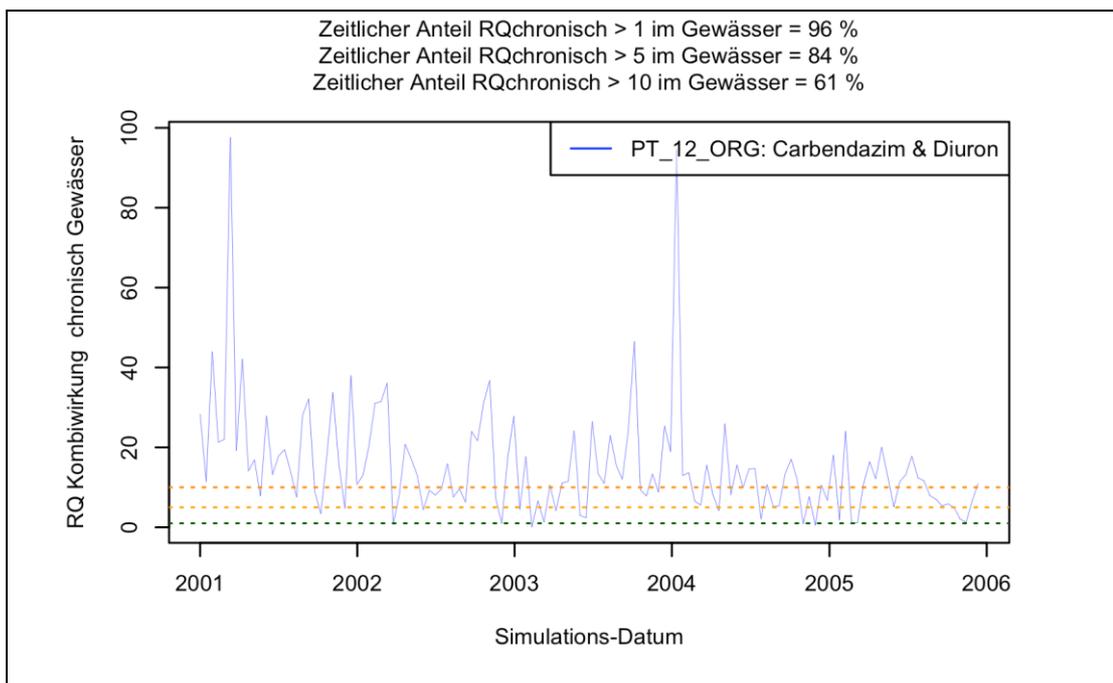


Abbildung 20: Emissionen des Putzes PT_12_ORG über 14 Tage gemittelt und bewertet mit dem $RQ_{\text{chronisch}}$.

5.1.3 Fassadenfarbe

Die geprüfte Fassadenfarbe enthielt zwei relevante Biozide, Isoproturon und Terbutryn. Aus Abbildung 21 lässt sich ersehen, dass die Beurteilungswerte überschritten werden.

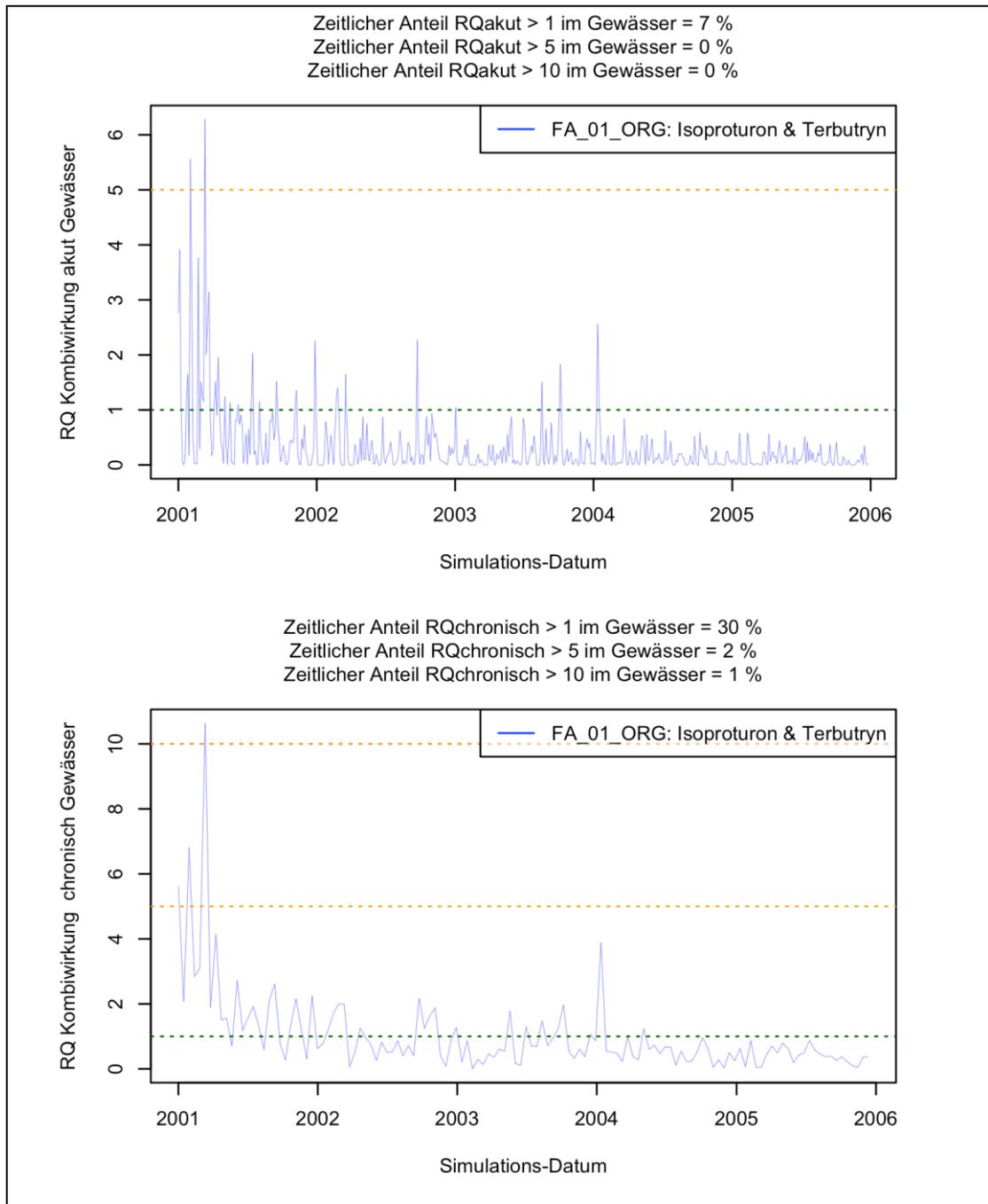


Abbildung 21: Bewertung der Wirkung der emittierten Biozide der Fassadenfarbe.

Die Risikobetrachtung der Farbe zeigt über die Simulationsdauer eine deutlichere Abnahme der Wirkung auf die Gewässer als die Putze (Abbildung 18). Dies liegt daran, dass die Farbe mit deutlich geringerer Schichtdicke und somit geringerem Stoffdepot

auf der Fassade aufgebracht wird als Putze. Das wiederum führt schneller zu geringeren Emissionen und abnehmenden Konzentrationen im Gewässer.

Da nur eine Farbe geprüft wurde, kann keine Aussage gemacht werden, ob es sich dabei um ein Produkt mit vergleichsweise geringen oder hohen Emissionen handelt. Erst durch weiterführende Untersuchungen lässt sich beurteilen, ob Farben mit Filmschutz die Beurteilungswerte einhalten können.

5.1.4 Dachbahnen

Für die Bitumendachbahnen erfolgte die Prüfung anhand von drei Produkten mit unterschiedlichen MCPP-Emissionen. Für MCPP ist kein spezifischer Anforderungswert in der GSchV definiert, sodass zur Bewertung der akuten wie auch chronischen Wirkung die allgemeine Anforderung von 0.1 µg/L berücksichtigt wurde. Die Unterschiede in den Überschreitungen zwischen den Diagrammen zur Beurteilung der akuten, bzw. der chronischen Wirkung stammen von der Mittelung der Messwerte auf 3.5-Tagesmittel im ersten, bzw. 14-Tagesmittel im zweiten Fall.

Ein Vergleich des Kurvenverlaufs der akuten Toxizität (Abbildung 22) zeigt eine deutliche Differenzierung zwischen den Produkten. Die Dachbahn *DB_13_BIT* hält den Beurteilungswert über die gesamte Simulationsdauer ein (gerundet). Das Produkt *DB_21_BIT* liegt schon deutlich über dem Beurteilungswert und das Produkt *DB_22_BIT* liegt weit darüber. Für den Vergleich der 14-Tagesmittel ergibt sich dasselbe Bild. Die entsprechenden Abbildungen befinden sich im Anhang C.2.2.

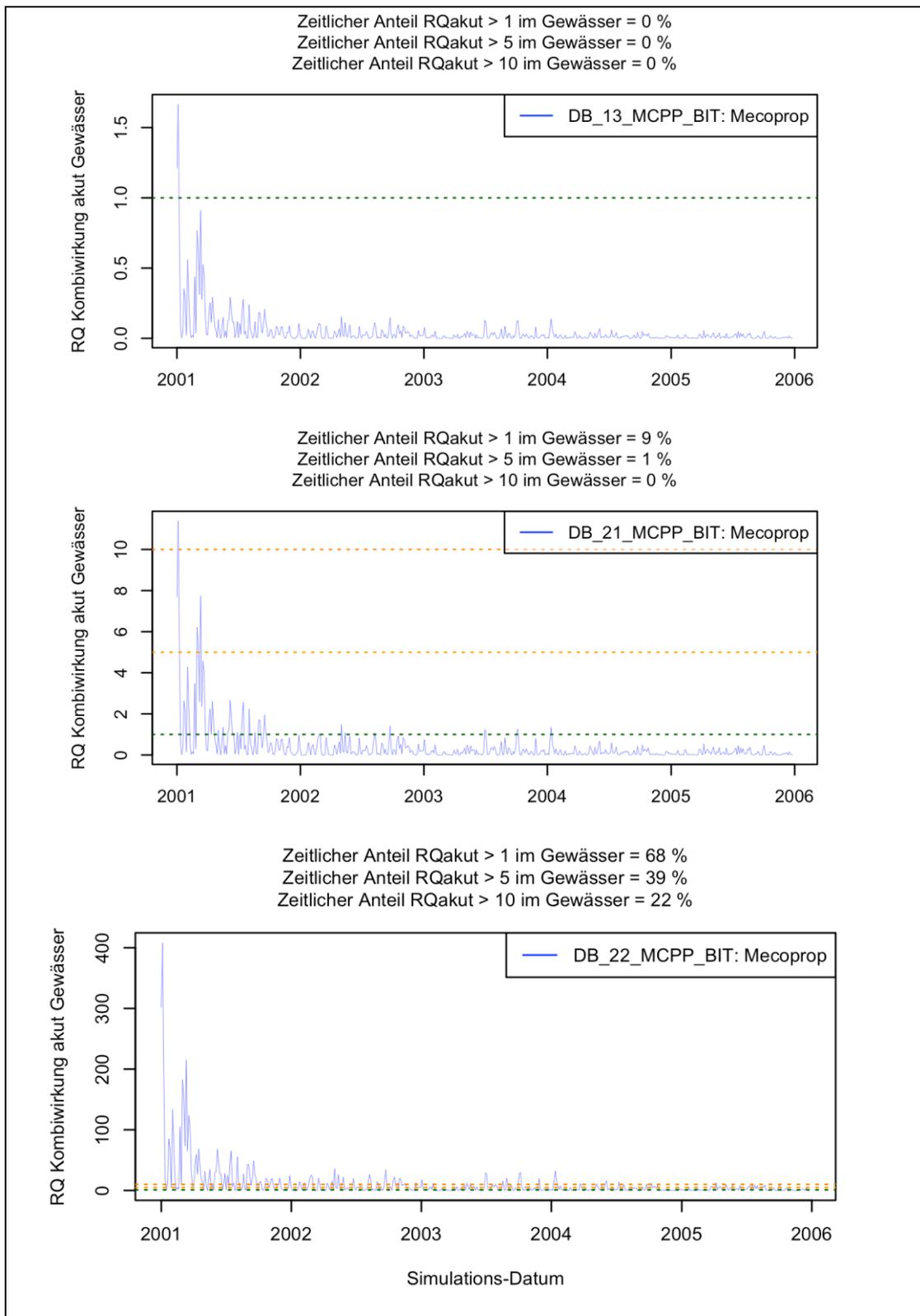


Abbildung 22: Verlauf der Gewässerkonzentration von Mecoprop (MCPP) für drei simulierte Bitumenbahnen mit geringer (oben), mittlerer (Mitte) und hoher (unten) Belastung.

Eine EPDM-Bahn wurde stellvertretend für diese Produktkategorie bewertet. Das Produkt emittiert Zink und Benzothiazol, beides gewässerrelevante Stoffe mit festgelegten Beurteilungswerten. Wie die Abbildung 23 zeigt, liegen die Emissionen in der Bewertung gegenüber dem akuten Beurteilungswert nur ganz zu Beginn beim ersten Datenpunkt über dem Grenzwert. In der Beurteilung der chronischen Gewässerbelastung liegen zwei Spitzen zu Beginn über der Anforderung, danach deutlich darunter. Zink wird bewertet mit den Anforderungen für «Zink total» von 20 µg/l und «Zink gelöst» von 5 µg/l aus Anh. 2 der GSchV. Zu beachten ist, dass Benzothiazol eine Industriechemikalie ist. Für diese Substanz gilt die Anforderung der GSchV an Pestizide also nicht. Stattdessen kommen die Qualitätskriterien des Ökotoxizentrums zum Zug. Diese Werte liegen für die akute Toxizität von Benzothiazol bei 250 µg/l und für die chronische Toxizität bei 240 µg/l.

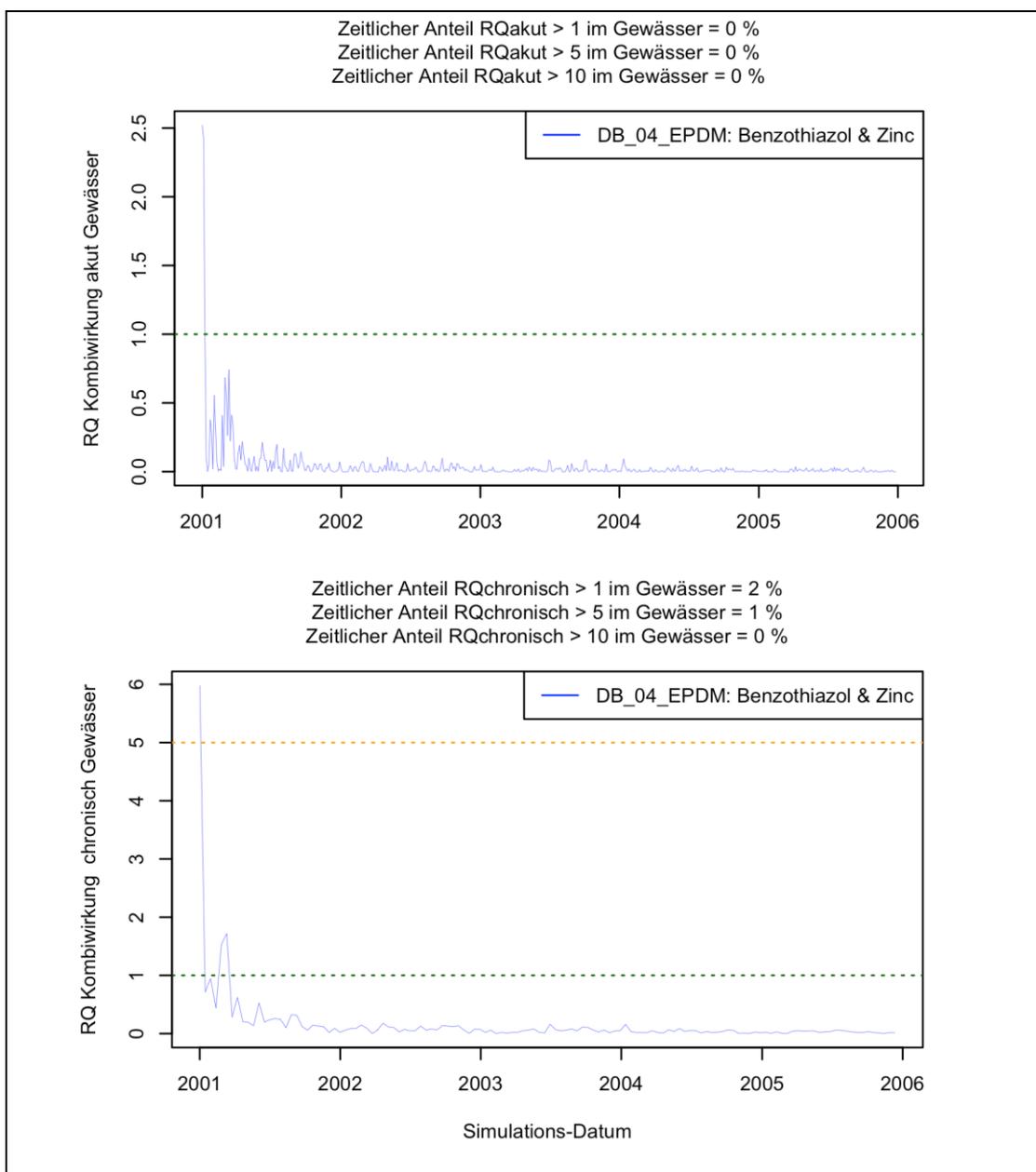


Abbildung 23: Verlauf der simulierten Konzentrationen der EPDM-Bahn akut und chronisch.

5.2 Bewertung mit Ökofaktoren (Umweltbelastungspunkte)

Die Emissionen wurden gemäss dem in 4.2 beschriebenen Ansatz bewertet. Für die untersuchten Produkte sind die emittierten Stoffe gemäss Simulation kumuliert über einen Zeitraum von fünf Jahren in Abbildung 24 dargestellt.

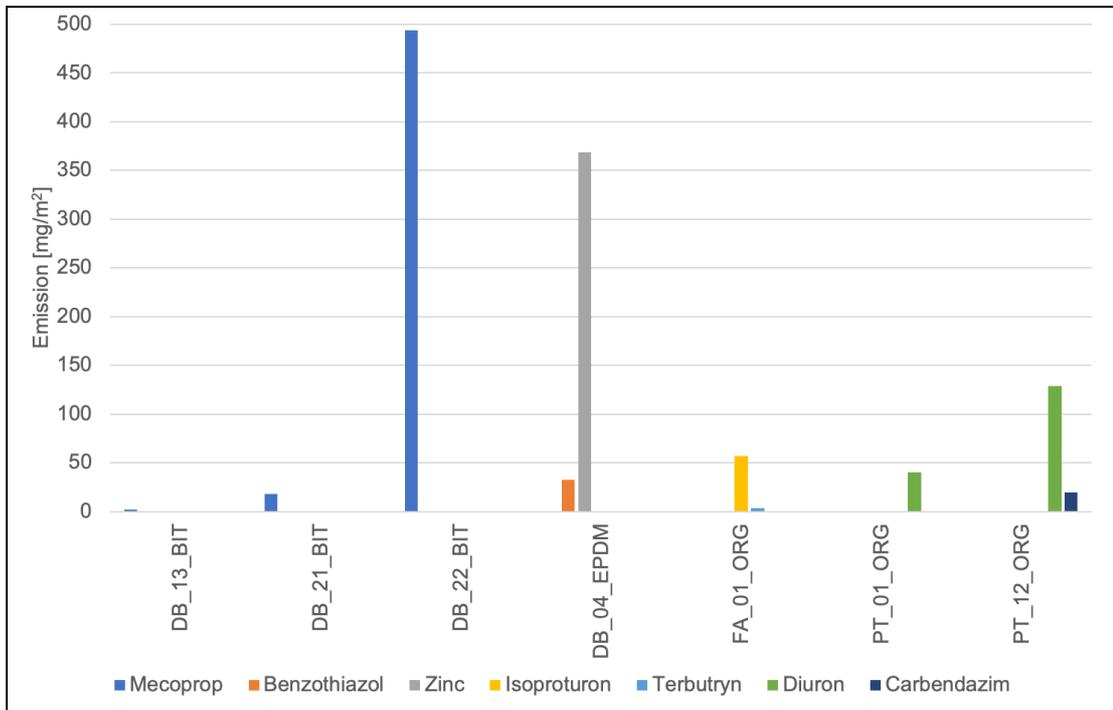


Abbildung 24: Spezifische Emissionen während der Simulationsdauer von 5 Jahren.

Die Resultate der Bewertung in Umweltbelastungspunkten sind in Tabelle 14 dargestellt und die berücksichtigten Ökofaktoren in Tabelle 13.

Die kumulierten Emissionen über das gesamte Dach von 145 m², respektive die ganze Fassade von 500 m², wurden jeweils auf 1 m² Bauteilfläche bezogen. Bei den ersten drei Produkten handelt es sich um Bitumenbahnen. Die Emissionen von MCPP sind bei den untersuchten Bitumendachbahnen sehr unterschiedlich. Demzufolge zeigt auch die Bewertung in Umweltbelastungspunkten eine grosse Spannbreite. Die UB der Dachbahn aus EPDM (*DB_04_EPDM*) werden durch Zinkemissionen verursacht. Die im Labor gemessenen Emissionen von Benzothiazol konnten nicht berücksichtigt werden, da für Benzothiazol ein Ökofaktor fehlt. Die untersuchte Fassadenfarbe emittiert vor allem Isoproturon. Da der Ökofaktor für Isoproturon deutlich niedriger (rund Faktor 15) ist als für Diuron (siehe Tabelle 13), generiert die Farbe durch die Emissionen eine geringere Umweltbelastung als der Putz mit den geringsten Diuron-Emissionen (*PT_01_ORG*). Die Umweltbelastung, die von den Putzen ausgeht, wird vor allem durch unterschiedliche Emissionen von Diuron beeinflusst. Die Emissionen von Carbendazim beim Putz *PT_12_ORG* sind relativ gering. Zudem ist der Ökofaktor für Carbendazim deutlich niedriger als jener von Diuron.

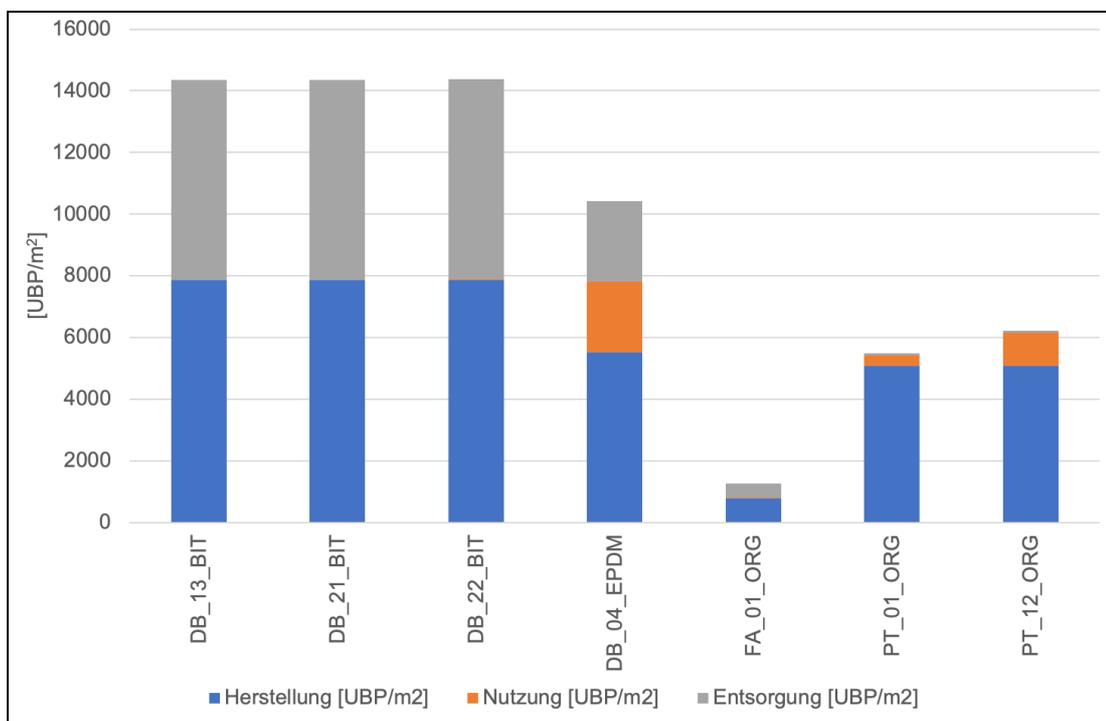
Tabelle 13: Berücksichtigte Ökofaktoren für die emittierten Stoffe.

Emittierter Stoff	Ökofaktor [UBP/g]
Mecoprop	45
Zink	6200
Isoproturon	500
Terbutryn	2500
Diuron	8100
Carbendazim	470

Tabelle 14: Emissionen bewertet mit Ökofaktoren

Produktecode	Emissionen [UBP/m ²]
DB_13_BIT	0
DB_21_BIT	1
DB_22_BIT	22
DB_04_EPDM	2285
FA_01_ORG	36
PT_01_ORG	327
PT_12_ORG	1053

Abbildung 25 zeigt die Umweltbelastungspunkte der Emissionen während der Nutzungsphase im Vergleich zu den Umweltbelastungspunkten der Herstellung und Entsorgung. Die Daten für Herstellung und Entsorgung wurden der KBOB-Liste Ökobilanzdaten im Baubereich (KBOB, 2016) entnommen. Es handelt sich hierbei nicht um produktspezifische Werte, sondern um Mittelwerte für den jeweiligen Produkttyp.

**Abbildung 25: Bewertung Herstellung, Nutzung und Entsorgung mit UBP.**

Der Vergleich der Umweltbelastungspunkte der Nutzungsphase mit jener der Herstellung und Entsorgung zeigt, dass die Mecoprop-Emissionen der Nutzungsphase bei einer Bewertung mit Ökofaktoren wenig relevant sind.

Von allen untersuchten Produkten generieren die Zinkemissionen der EPDM-Dachbahn die grösste Umweltbelastung während der Nutzungsphase. Ein Vergleich der Umweltbelastungspunkte der unterschiedlichen Lebenszyklusphasen zeigt, dass die Nutzungsphase bei der EPDM-Dachbahn etwa gleich viel UBP verursacht wie die Entsorgung.

Die Emissionen der untersuchten Farbe sind bei einer Bewertung mit UBP im Vergleich zur Herstellung und Entsorgung kaum relevant. Bei den Putzen führen die Emissionen zu einer Umweltbelastung, welche deutlich grösser ist als jene der Entsorgung, aber gleichzeitig um einiges weniger bedeutsam als die Umweltbelastung der Herstellungsphase.

6. Bewertung Nutzungsphase von Bauprodukten

Die emissionsbasierte Bewertung könnte in Produktlabels die heute meist übliche Bewertung von Inhaltsstoffen ablösen. Im Kapitel 6.1 wird aufgezeigt, wie die Bewertung von Inhaltsstoffen in den Produktlabels des Vereins eco-bau und der Stiftung Farbe heute erfolgt. Im Kapitel 6.2 wird ein mögliches Vorgehen präsentiert für die praktische Durchführung einer emissionsbasierten Produktbewertung. Die Unterkapitel 6.2.1 bis 6.2.5 orientieren sich am chronologischen Ablauf einer solchen Bewertung. Im Kapitel 6.3 stellen werden zwei Vorschläge zur Diskussion gestellt, wie die Ergebnisse der Emissionsmodellierung für eine Produktbewertung verwendet werden könnten.

6.1 Bestehende Label (eco-bau Methode, Umweltetikette)

6.1.1 Methode eco-bau

In der Methodik von eco-bau (eco-bau, 2020) wird die Nutzungsphase über das Vorhandensein von umwelt- und gesundheitsrelevanten Stoffen in Bauprodukten bewertet. Es handelt sich dabei um Inhaltsstoffe, die im ausgehärteten Produkt nicht chemisch gebunden und mit einem der H-Sätze in Abbildung 26 gekennzeichnet sind. Es wird unterschieden zwischen H-Sätzen, die eine hohe Gefährdung auslösen (in Abbildung 26 gelb markiert) und H-Sätzen, die eine geringe Gefährdung auslösen (in Abbildung 26 weiss markiert). Zusätzlich werden weitere Problemstoffe wie organische Lösemittel, Formaldehyd oder Schwermetalle beurteilt, welche z.B. beim Trocknen der Baustoffe oder durch die Bewitterung emittiert werden können. Unter der Nutzungsphase bewertet die eco-bau Methode grundsätzlich problematische Stoffe, die im Aussenraum in Luft, Gewässer und Böden, oder in die Innenraumluft emittiert werden könnten. Es handelt sich dabei also um einen konservativen Ansatz, wonach das Vorhandensein eines Problemstoffs einer Emission gleichgesetzt wird. Indirekt werden somit z.B. folgende mögliche Emissionen beurteilt:

- Biozidemissionen in Gewässer und Böden
- Emissionen von organischen Lösemitteln in die Luft (Aussen-, Innenraum)
- Formaldehydemissionen in die Innenraumluft
- Emissionen von Schwermetallen in Gewässer und Böden

Mit dem in der vorliegenden Studie entwickelten Ansatz können Emissionen in Gewässer hinsichtlich ihrer Umweltrelevanz genauer beurteilt werden. Geprüft wurde der Ansatz für die Produktgruppen der Aussenputze und der Dichtungsbahnen und Schutzfolien.

In der aktuellen Methodik von eco-bau erfolgt die Bewertung der Aussenputze gemäss dem Schema in Abbildung 27. Als Kriterien der Nutzungsphase wird bei den Aussenputzen das Vorhandensein von organischen Lösemitteln und Bioziden untersucht. Beim Vorhandensein eines Filmschutzmittels erfolgt automatisch eine Abstufung eines Produkts in die niedrigste Klasse «basis».

Gesundheitsgefahren	
H300 Lebensgefahr bei Verschlucken	H360Fd Kann die Fruchtbarkeit beeinträchtigen; kann vermutlich das Kind im Mutterleib schädigen
H301 Giftig bei Verschlucken	H360Df Kann das Kind im Mutterleib schädigen; kann vermutlich die Fruchtbarkeit beeinträchtigen.
H302 Gesundheitsschädlich bei Verschlucken	H361 Kann vermutlich die Fruchtbarkeit beeinträchtigen oder das Kind im Mutterleib schädigen
H340 Kann genetische Defekte verursachen	H361f Kann vermutlich die Fruchtbarkeit beeinträchtigen
H341 Kann vermutlich genetische Defekte verursachen	H361d Kann vermutlich das Kind im Mutterleib schädigen
H350 Kann Krebs erzeugen	H361fd Kann vermutlich die Fruchtbarkeit beeinträchtigen; kann vermutlich das Kind im Mutterleib schädigen
H350i Kann bei Einatmen Krebs erzeugen	H362 Kann Säuglinge über die Muttermilch schädigen
H351 Kann vermutlich Krebs erzeugen	H370 Schädigt die Organe
H360 Kann die Fruchtbarkeit beeinträchtigen oder das Kind im Mutterleib schädigen	H371 Kann die Organe schädigen
H360F Kann die Fruchtbarkeit beeinträchtigen	H372 Schädigt die Organe bei längerer oder wiederholter Exposition
H360D Kann das Kind im Mutterleib schädigen	H373 Kann die Organe schädigen bei längerer oder wiederholter Exposition
H360FD Kann die Fruchtbarkeit beeinträchtigen; kann das Kind im Mutterleib schädigen	
Umweltgefahren	
H400 Sehr giftig für Wasserorganismen	H412 Schädlich für Wasserorganismen, mit langfristiger Wirkung
H410 Sehr giftig für Wasserorganismen, mit langfristiger Wirkung	H413 Kann die Wasserorganismen schädlich sein, mit langfristiger Wirkung
H411 Giftig für Wasserorganismen, mit langfristiger Wirkung	H420 Schädigt die öffentliche Gesundheit und die Umwelt durch Ozonabbau in die äussere Atmosphäre

Abbildung 26: Relevante H-Sätze in der Methode von eco-bau. H-Sätze in Gelb: «hohe Gefährdung», H-Sätze in Weiss: «geringe Gefährdung».

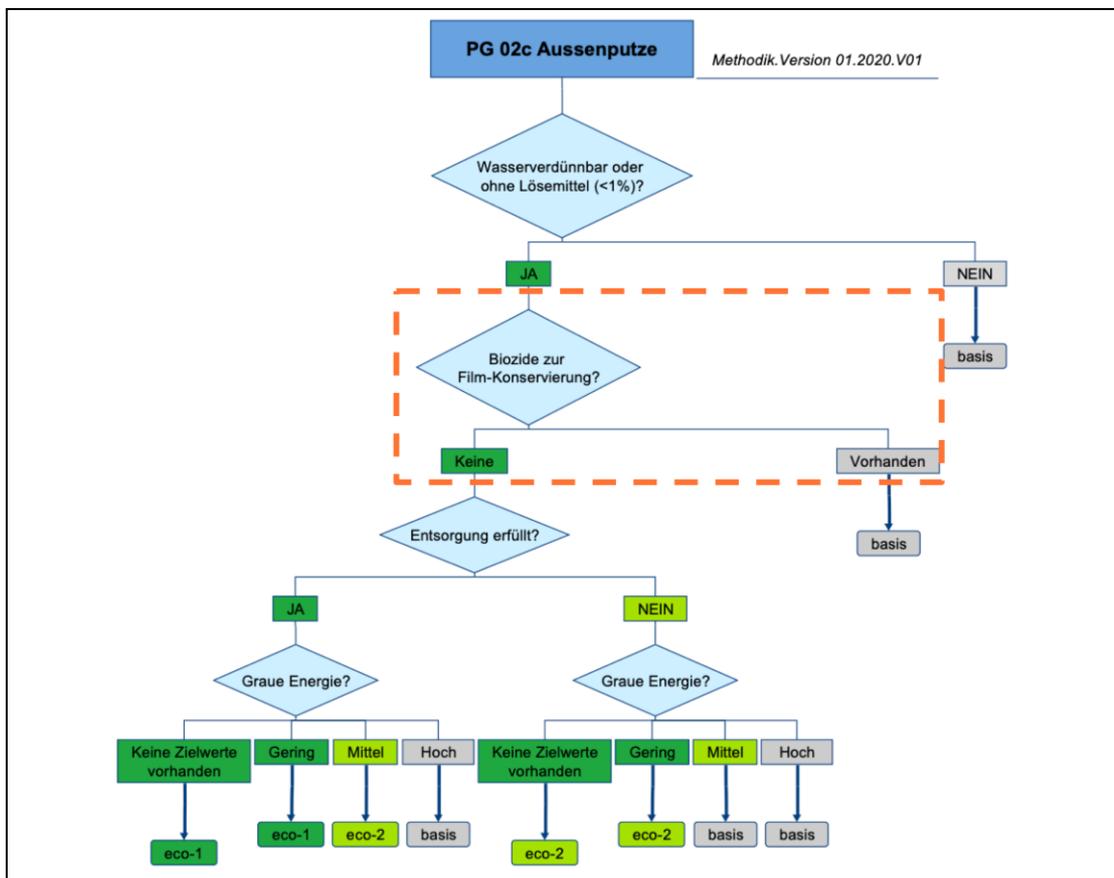


Abbildung 27: Produktbewertung für Aussenputze gemäss Methodik eco-bau.

Die Bewertung der Dichtungsbahnen und Schutzfolien erfolgt gemäss dem Schema in Abbildung 28. Zunächst wird das Vorhandensein von «umwelt- und gesundheitsrelevanten Bestandteilen» geprüft, danach wird gefragt, ob das Produkt emittierbare Schwermetalle enthält. Beide Fragen können durch die hier vorgestellte emissionsbasierte Bewertung ersetzt werden.

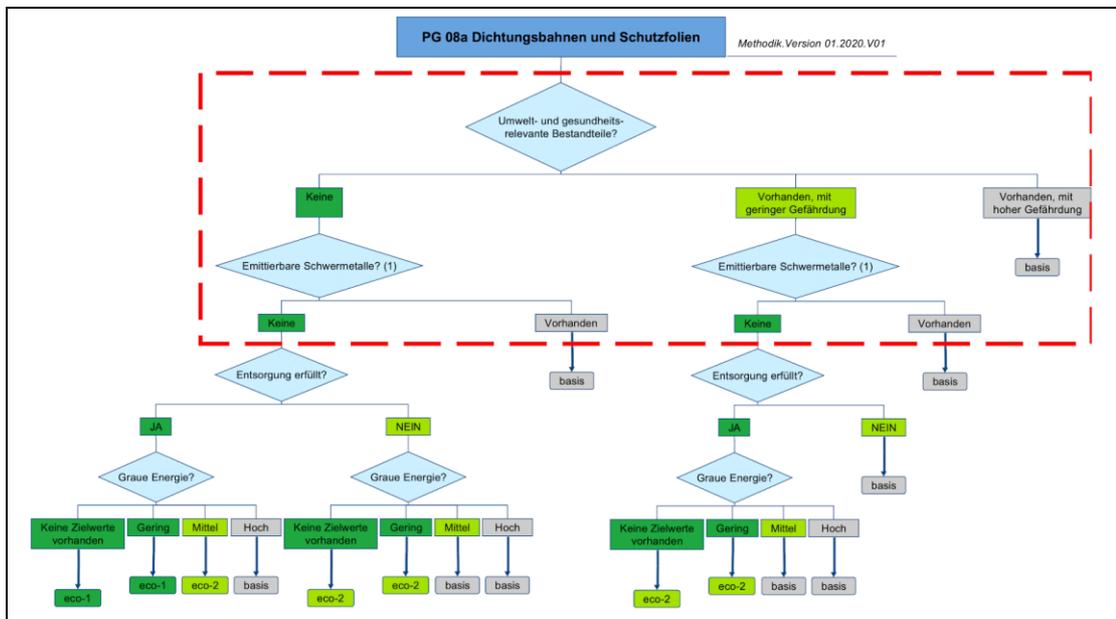


Abbildung 28: Produktbewertung für Dichtungsbahnen gemäss Methodik eco-bau.

6.1.2 Umweltetikette

Im Label der Schweizer Stiftung Farbe werden im Aussenbereich nur Fassadenfarben beurteilt. Abbildung 29 zeigt das Bewertungsrastrer. Darin ersichtlich sind die aktuell gültigen Bewertungskriterien gemäss Ausführungsreglement («Ausführungsreglement, Umwelt-Etikette UE IV, Fassadenfarben, Version 1.2», 2020).

In die Bewertung fliesst auch eine Beurteilung von Inhaltsstoffen ein. Unter den «problematischen Stoffen» bewertet die Stiftung Farbe flüchtige organische Verbindungen (VOC sowie Aromaten), Inhaltsstoffe, welche als sensibilisierend, stark umweltgefährlich oder als CMR-Stoff eingestuft sind, sowie Filmschutzmittel. Ebenso wird beurteilt, ob das Produkt gemäss der schweizerischen Chemikaliengesetzgebung mit Gefahrensymbolen gekennzeichnet werden muss. Einzig bei den Filmschutzmitteln wird unter dem Kriterium «Umweltbelastung durch Filmschutzmittel» das Risiko einer Freisetzung beurteilt. Es handelt sich dabei um eine qualitative Einschätzung, welche abhängig ist von den eingesetzten Wirkstoffen, deren Gehalt im Produkt, der Abbaubarkeit der Wirkstoffe in der Umwelt, sowie davon, ob die Filmschutzmittel im Produkt verkapselt vorliegen oder nicht (siehe Abbildung 30). Daraus ergeben sich die vier Klassen der Umweltbelastung durch Filmschutzmittel (keine, gering, mittel, hoch) gemäss Abbildung 30.

Die emissionsbasierte Bewertung der vorliegenden Studie bietet die Möglichkeit, die Kriterien Filmschutz und Umweltbelastung durch Filmschutzmittel differenzierter zu beurteilen.

Kriterien/ Kategorie	wasser- verdünntbar / lösemittel- verdünntbar	aromaten- frei	VOC arm ¹⁾	kenn- zeichnungs- frei	arm an sensibilisierenden, stark umweltgef. und CMR-Stoffen	> 95 % aus nach- wachsenden Rohstoffen ²⁾	Filmschutz gegen Algen- und Pilzbefall ³⁾	Umweltbelastung durch Filmschutz- mittel ⁴⁾	Auslobung technischer Eigenschaften ⁵⁾
A	ww	x	x	x	x	x	kein	keine	x
A-		x	x	x ⁶⁾	x	x	kein	keine	k.A.
B		x	x	x	x		kein	keine	x
C		x	x	x			x	niedrig	x
D		x					x	mittel	x
E		x					x	hoch	x
F	lv	x	x				k.A.	k.A.	x
G							k.A.	k.A.	k.A.

1) Die jeweiligen Grenzwerte sind im Reglement festgelegt
 2) Definition laut Reglement: Nachwachsende Rohstoffe, mineralische Rohstoffe und Wasser
 3) Produkte enthalten biozide Wirkstoffe zum Schutz von Beschichtungen (Filmschutzmittel) gemäss Reglement Kapitel 4.6.
 4) Erläuterungen gemäss Reglement Kapitel 4.7.
 5) Gemäss Reglement Kapitel 4.8.
 6) Sonderregelung für Kalkfarben und 2-K-Silikatfarben: Kennzeichnung auf Arbeitsschutz beschränkt

Abbildung 29: Stiftung Farbe Schweiz, Bewertungsraster für Fassadenfarben.

Kategorie	Umweltbelastung durch Filmschutz	Verkapselung o.ä.	Mögliche Wirkstoffe	Halbwertszeit DT ₅₀	Höchstwert je Wirkstoff (mg/kg = ppm)
A-B	Keine	-	-	-	-
C	Niedrig	Ja	DCOIT, IPBC, OIT, Zinkpyrithion	Kurz	< 2000
D	Mittel	Ja	Carbendazim	Mittel	< 1000
			Diuron, Isoproturon, Terbutryn	Lang	< 1000
E-G	Hoch	Nicht vorgeschrieben	DCOIT, IPBC, OIT, Zinkpyrithion, Carbendazim, Diuron, Isoproturon, Terbutryn	Alle zugelassen	k.A.

Abbildung 30: Bewertung Filmschutzmittel in Fassadenfarben, Stiftung Farbe Schweiz.

6.2 Vorschlag für eine neue emissionsbasierte Bewertung von Bauprodukten

6.2.1 Ablaufschema

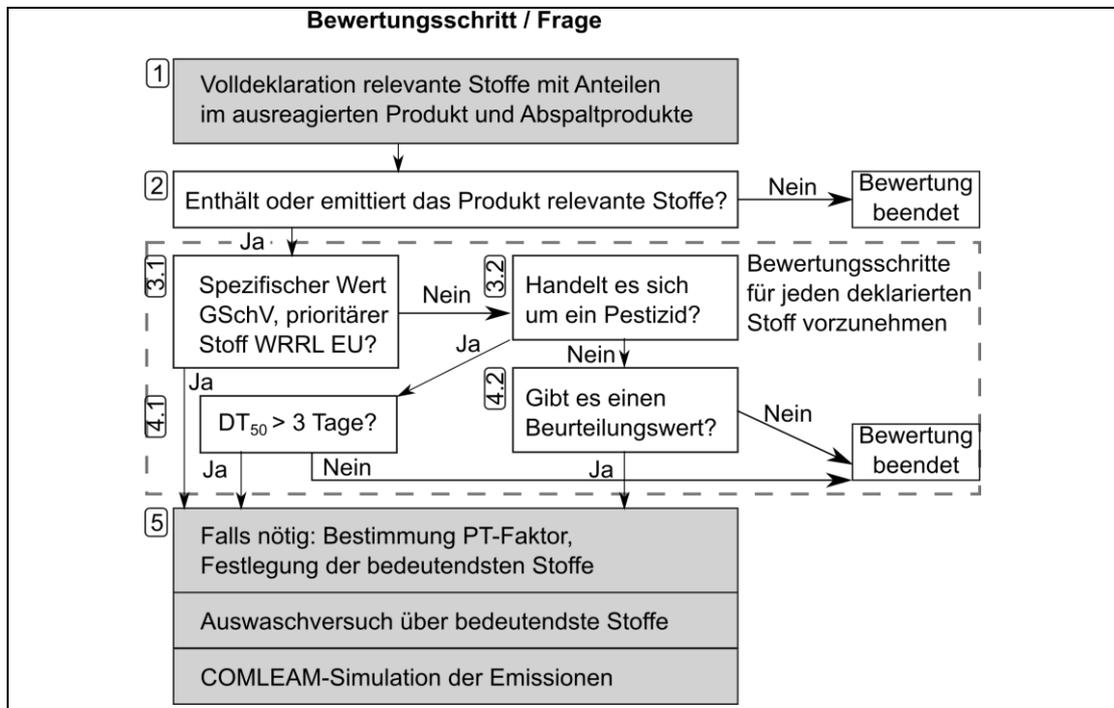


Abbildung 31: Ablauf der emissionsbasierten Produktbewertung bis zur Emissionsmodellierung.

6.2.2 Deklaration durch Hersteller

Der Bewertungsprozess für ein Produkt beginnt mit der Deklaration aller Inhaltsstoffe und Abspaltprodukte durch den Hersteller. Diese Deklaration wird der Stelle eingereicht, welche die Prüfung durchführt (Bewerterin).

Die Bewerterin ergänzt die Herstellerangaben um bekanntermassen in einer Produktkategorie vorkommende oder von dieser durch Abspaltung emittierte Stoffe. Diese Stoffe werden durch die Labelorganisation definiert. Für die in dieser Studie exemplarisch bearbeiteten Produktkategorien «Dichtungsbahnen und Schutzfolien» und «Aussenputze» befinden sich zwei Beispiele für solche Listen im Anhang E. Falls unsicher ist, ob eine der aufgeführten Substanzen auf das Produkt zutrifft, klärt die Bewerterin dies mit dem Hersteller ab. Die Liste der bekannten Emissionen basiert auf dem aktuellen Stand des Wissens. Neue Erkenntnisse können jederzeit zu einer Erweiterung der Liste führen.

Die Bewerterin prüft folgende Frage:

- Enthält oder emittiert das Produkt relevante Stoffe?

Als relevante Stoffe gelten folgende Substanzen:

- Biozide: dies sind alle bioziden Wirkstoffe gemäss Biozidprodukteverordnung (Schweizerischer Bundesrat, 2005).

- Pflanzenschutzmittel sind zugelassene Pflanzenschutzmittel und nicht mehr zugelassene Pflanzenschutzmittel gemäss Pflanzenschutzmittelverordnung (Schweizerischer Bundesrat, 2020b).
- Nicht chemisch gebundene Schwermetalle: Dies sind folgende Elemente und deren Verbindungen: Aluminium (Al), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Kupfer (Cu), Silber (Ag), Zink (Zn), Zinn (Sn)
- Nicht chemisch gebundene Stoffe mit den folgenden H-Sätzen (eco-bau, 2020): H300-H302, H340-H373, H400-H420.

6.2.3 Bewertung der relevanten Stoffe

Die Bewerterin nimmt die Bewertungsschritte für jeden der identifizierten relevanten Stoffe vor. Sie verfährt gemäss dem Ablaufschema im gestrichelten Rahmen (Fragen 3.1 bis 4.2) in der Abbildung 31. Falls die Ergebnisse zwischen den deklarierten Stoffen abweichen, ist wie folgt weiterzufahren:

1. Beim Punkt 5, falls die Bewertung mindestens eines Stoffs dorthin führt.
2. Die Bewertung endet, falls alle Einzelstoffbewertungen zum Kasten «Bewertung beendet» führen.

Folgende Fragen sind für jeden Einzelstoff zu beantworten:

- 3.1: Spezifischer Wert GSchV, prioritärer Stoff WRRL EU, o.ä.?
Existiert eine stoffspezifische Anforderung in Anhang 2 der Gewässerschutzverordnung der Schweiz (Schweizerischer Bundesrat, 2020a)? Massgebend sind die allgemeinen Anforderungen an Oberflächengewässer, sowie für Stoffe die darin nicht erwähnt sind, die allgemeinen Anforderungen an Industrieabwässer für die Einleitung in Gewässer gemäss Anhang 3.2 der GSchV.
Ist der Stoff ein prioritärer Stoff gemäss der Liste im Anhang X der Wasserrahmenrichtlinie der EU (Europäisches Parlament, 2000)?
- 3.2: Handelt es sich um ein Pestizid?
Als Pestizide werden Biozide oder Pflanzenschutzmittel bezeichnet. Biozide sind alle bioziden Wirkstoffe gemäss Biozidprodukteverordnung (Schweizerischer Bundesrat, 2005). Pflanzenschutzmittel sind zugelassene Pflanzenschutzmittel und nicht mehr zugelassene Pflanzenschutzmittel gemäss Pflanzenschutzmittelverordnung (Schweizerischer Bundesrat, 2020b).
- 4.1: Ist der $DT_{50} > 3$ Tage?
Falls kein DT_{50} bekannt ist, gilt die Antwort «Ja». In der Umwelt stabile Stoffe haben definitionsgemäss einen $DT_{50} > 3$ Tage. Dieses Kriterium dient vor allem der Unterscheidung zwischen rasch abbaubaren Topfkonservierern und Filmschutzmitteln. In der Praxis werden in Bauprodukten nur wenige Substanzen als Topfkonservierer eingesetzt (vor allem MIT, BIT, CIT) für diese wird sinnvollerweise eine Liste mit DT_{50} geführt, die für die Bewertung angewendet werden.
- 4.2: Gibt es einen Beurteilungswert (vgl. Anhang G)?
Als Beurteilungswerte werden Angaben aus mehreren Quellen berücksichtigt (vgl. Kapitel 4.1.3.1):
 - Stoffspezifische Anforderungen Anh. 2 GSchV
 - Liste des Ökotoxizitätszentrums zu den Qualitätskriterien in Fliessgewässern.
 - Allgemeine Anforderungen an Industrieabwässer für die Einleitung in Gewässer Anh. 3.2 GSchV, geteilt durch 200.
 - PNEC gemäss REACH-Dossier der European Chemicals Agency ECHA.

6.2.4 Bestimmung PT-Faktor und Festlegung relevante Stoffe

Der PT-Faktor (siehe Kapitel 2.4) wird für alle relevanten organische Stoffe im Produkt berechnet. Die Berechnung erfolgt mit den chronischen Beurteilungswerten gemäss der Tabelle 77. Für die DT_{50} werden die Werte aus Tabelle 76 eingesetzt. Die organischen Substanzen mit der relevantesten Wirkung (Anteilen an der Summe der PT-Faktoren 90 % der Gesamtwirkung) werden in den Auswaschversuchen analysiert und in COMLEAM modelliert. Schwermetalle werden immer als relevant eingestuft und werden alle in der Beurteilung berücksichtigt.

6.2.5 Auswaschversuche

Die Auswaschversuche werden mit der für die Produktgruppe geeigneten Methodik durchgeführt. Für Putze und Farben sind dies Immersionstests gemäss EN 16105, für Dachbahnen DSLT-Tests gemäss CEN/TS 16637-2. Die Versuche sind durch ein Labor durchzuführen, dass für die spezifizierten Normen akkreditiert ist oder durch die Vergabestelle der Produktlabel als geeignet für die Durchführung der Versuche deklariert ist.

6.2.6 Simulation der Emissionen

Aus den Laborversuchen wird die Emissionsfunktion abgeleitet, wie in Kapitel 3.1.1 beschrieben. Die Modellparameter in COMLEAM sind gemäss Tabelle 15 definiert. Mit den Wetterdaten vom Standort Zürich (Tabelle 10) für Niederschlag und Wind wird die fünfjährige Simulation der Emissionen durchgeführt (1.1.2001 bis 31.12.2005).

Tabelle 15: Gebäude und Umgebungsparameter EZG 5 l/s.

Gebäudeparameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Länge Gebäude		17.5	m
Breite Gebäude		7.5	m
Höhe Fassade		10	m
Dachfläche		145	m ²
Zusätzliche versiegelte Fläche		400	m ²
Abflusskoeffizient Fassade	runoffcoefficient	0.7	-
Abflusskoeffizient Dach	runoffcoefficient	1	-
Emissionsfunktion	Log	$E_{\{cum\}} = a * \ln(1 + b * q_{\{c, cum\}})$	mg/m ²
Umgebungsparameter			
Simulationsbeginn	startdate	1.1.2001	-
Simulationsende	enddate	1.1.2006	-
Abfluss des Gewässers pro Gebäude	surfacewaterq347	5	l/s
Wetterdatensatz	weatherdataset-name	Zuerich 20 years	-
Schlagregen	wdrct	1	-

6.3 Integration in bestehende Bewertungsmethoden

6.3.1 Bewertungsschema Konzentrationen Gewässer

Die Bewertung erfolgt gemäss dem Schema in Abbildung 32. Die einzelnen Bewertungsschritte werden im Folgenden kurz erläutert. Die Nummerierung im Lauftext entspricht den Nummern links der Fragen im Schema. Weitere Erklärungen und Herleitungen finden sich im Kapitel 4.1 zur Methodik und den Unterkapiteln unter 6.2.

Schritte 1-2: Falls ein Produkt keine relevanten Stoffe enthält, wird die Nutzungsphase mit der bestmöglichen Bewertung versehen. Auch Produkte, die einen DT_{50} von < 3 Tagen aufweisen (4.1), werden mit der bestmöglichen Bewertung beurteilt.

Schritte 3-4: Diese Fragen werden pro Substanz beantwortet. Produkte, die nur relevante Stoffe enthalten, für die es keinen Beurteilungswert gibt (4.2) werden mit einem Abzug von einer Stufe belegt.

Schritt 5: Für alle Produkte mit mindestens einer Substanz mit Beurteilungswert ist die Frage zu beantworten, ob ein Auswaschversuch durchgeführt werden soll.

Der Hersteller hat die Wahl, ob ein Auswaschversuch für das Produkt vorgenommen werden soll. Ein Verzicht auf Auswaschversuche kann sinnvoll sein, wenn nach der Festlegung der relevanten Stoffe in einem Produkt bereits klar wird, dass durch die Emissionsmodellierung keine bessere Bewertung als der höchstmögliche Abzug zu erwarten ist.

Schritt 6: Falls ein Auswaschversuch durchgeführt wird, erfolgt die Modellierung der Emissionen mit COMLEAM. Die Bewertung erfolgt dann gemäss den Schritten 7-9.

Schritte 7-9: Werden folgende Risikoquotienten während 100% der Zeit unterschritten? Die Herleitung der Risikoquotienten wird im Kapitel 4.1 erläutert.

Die Bewertung der zeitlichen Anteile über dem RQ_{akut} , bzw. $RQ_{chronisch}$ erfolgt mit einer Genauigkeit von einem Prozent. Das bedeutet, dass das Kriterium eingehalten ist, solange die Werte während mehr als 99.5% der Zeit eingehalten sind. 0.5 % zeitliche Überschreitung einer fünfjährigen Zeitreihe entsprechen zirka 9 Tagen. Der Beurteilungswert darf also über die Simulationsdauer während maximal 9 Tagen überschritten werden.

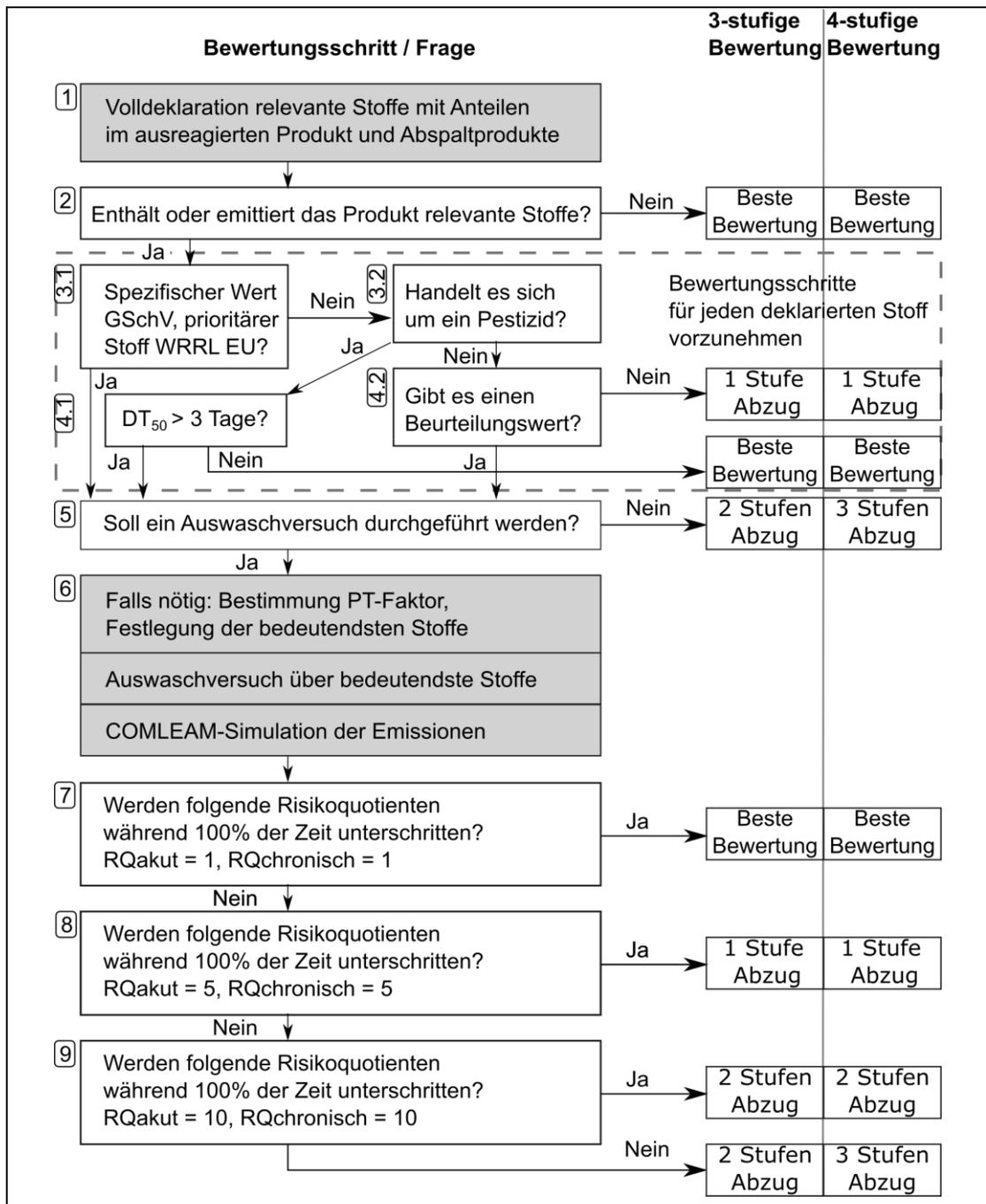


Abbildung 32: Bewertungsschema für die emissionsbasierte Produktbewertung.

6.3.2 Bewertungsschema mit Umweltbelastungspunkten

Für die Bewertung der Emissionen mit UBP wird wie bei der Bewertung der Konzentration vorab eine Volldeklaration der im Produkt enthaltenen Stoffe benötigt. Sofern ein Produkt keine umweltrelevanten Stoffe enthält respektive emittiert, ergeben sich für die Nutzungsphase keine Umweltbelastungspunkte. Sofern ein umweltrelevanter Bestandteil vorhanden ist, dieser aber in der Umwelt relativ schnell abbaubar ist ($DT_{50} < 3$ Tage) oder es für diesen keinen Beurteilungswert gibt, resultiert daraus ebenfalls keine Umweltbelastung während der Nutzung. Für alle andere organischen Stoffe werden die PT-Faktoren bestimmt. Für die relevantesten organischen Substanzen, die zusammen 90 % der Gesamtwirkung am PT-Faktor ergeben sowie für Schwermetalle, wird die Freisetzung im Labor mittels Immersionstest oder DSLT bestimmt. Danach werden die Emissionen gemäss Simulation in COMLEAM abgeschätzt und anschliessend mit Ökofaktoren bewertet.

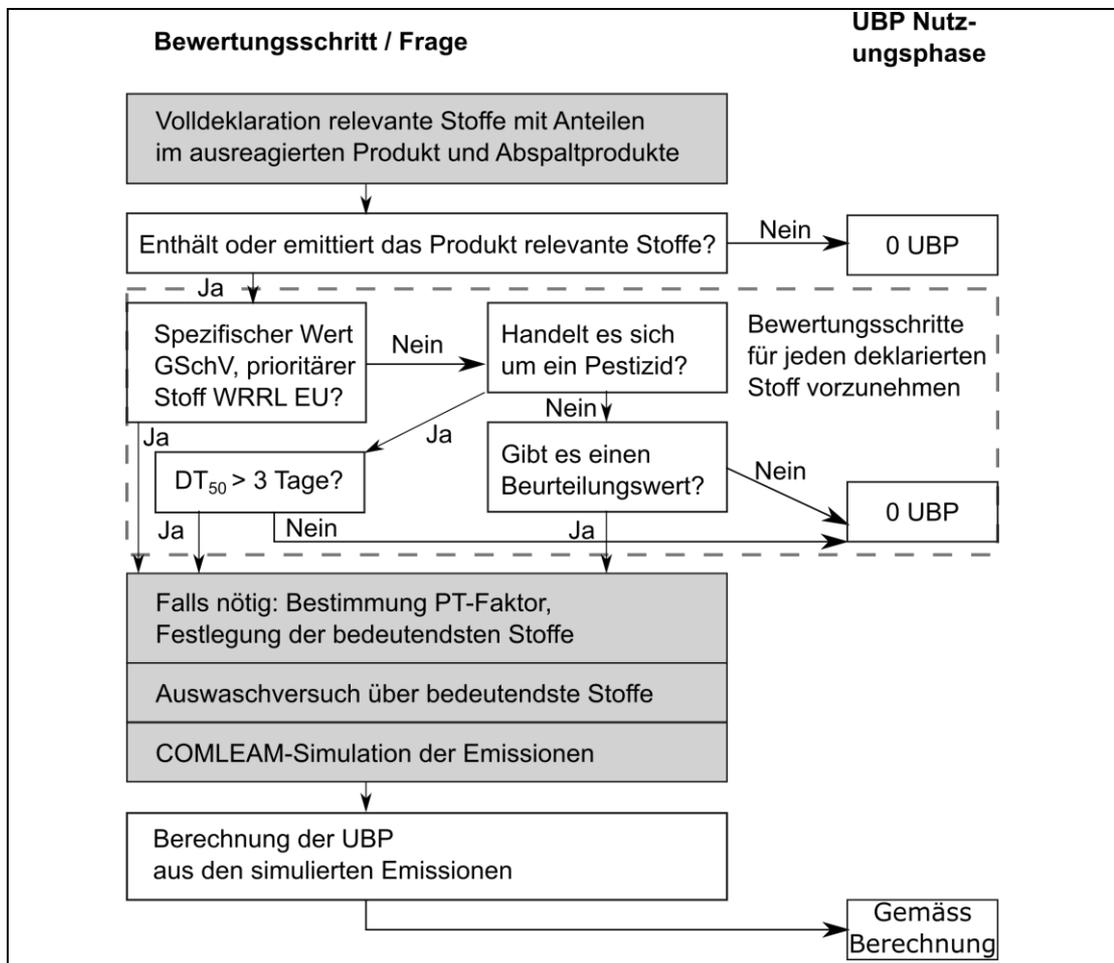


Abbildung 33: Anforderungen und Bewertung der Nutzungsphase mit UBP.

Während die bestehende eco-bau-Methode auf qualitativen und quantitativen Bewertungsansätzen beruht, bietet die Bewertung der Emissionen mit UBP die Möglichkeit, dass künftig der gesamte Lebenszyklus auf der Basis einer Ökobilanz beurteilt werden kann. Wie dies funktionieren könnte, wird in Abbildung 34 am Beispiel der Ausssenputze erläutert. Gegenwärtig werden bei dieser Produktgruppe der Lösemittelgeh-

alt, das Vorhandensein von Bioziden, die Entsorgung, sowie die Graue Energie beurteilt. Davon ist nur die Graue Energie eine quantitative Bewertung. Alle diese Kriterien könnten auch mit Umweltbelastungspunkten bewertet werden. Mögliche Lösemittlemissionen können mit dem Ökofaktor für NMVOC (non-methane volatile organic compounds) bewertet werden. Biozidemissionen können gemäss dem in 4.2 beschriebenen Ansatz mit UBP bewertet werden. Die Umweltbelastung der Entsorgung lässt sich ebenfalls mit UBP bewerten. Gegenwärtig besteht noch das Problem, dass Emissionen aus der Inertstoffdeponie im Deponiemodell von ecoinvent nicht berücksichtigt werden. Eine entsprechende Anpassung des Modells ist aber beim BAFU bereits vorgesehen. Schlussendlich kann auch die Umweltbelastung der Herstellung mit Ökofaktoren bewertet werden. Somit können die UBP aller Bewertungsschritte addiert und die Produkte auf der Basis von Zielwerten eingestuft werden.

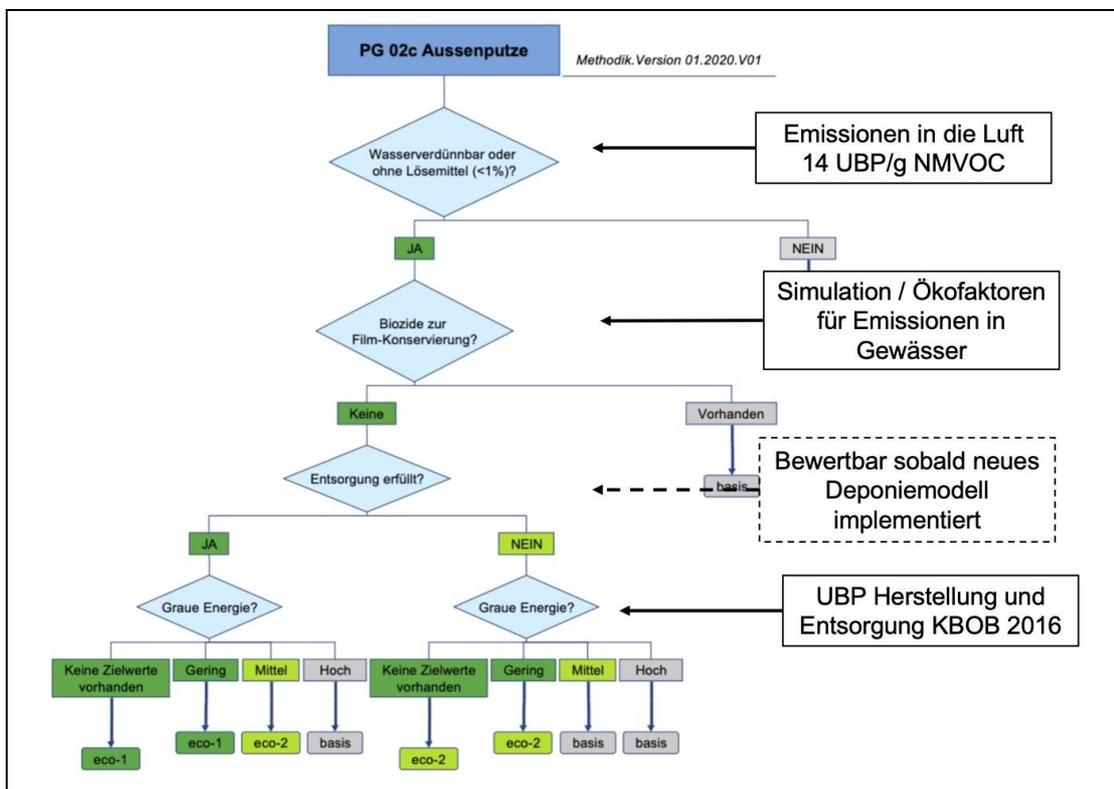


Abbildung 34: Beispiel der Bewertung bei Aussenputzen.

Wie die Einstufung der Produkte in die Klassen eco-1, eco-2 und «basis» funktioniert, ist schematisch in Abbildung 35 dargestellt. Alle Produkte, deren UBP-Zahl für den gesamten Lebenszyklus unter Zielwert 1 liegt, erhalten die Einstufung eco-1. Alle Produkte, deren UBP-Zahl zwischen Zielwert 1 und Zielwert 2 liegt, werden mit eco-2 bewertet. Alle Produkte deren UBP-Zahl über Zielwert 2 liegt, werden als «basis» eingestuft.

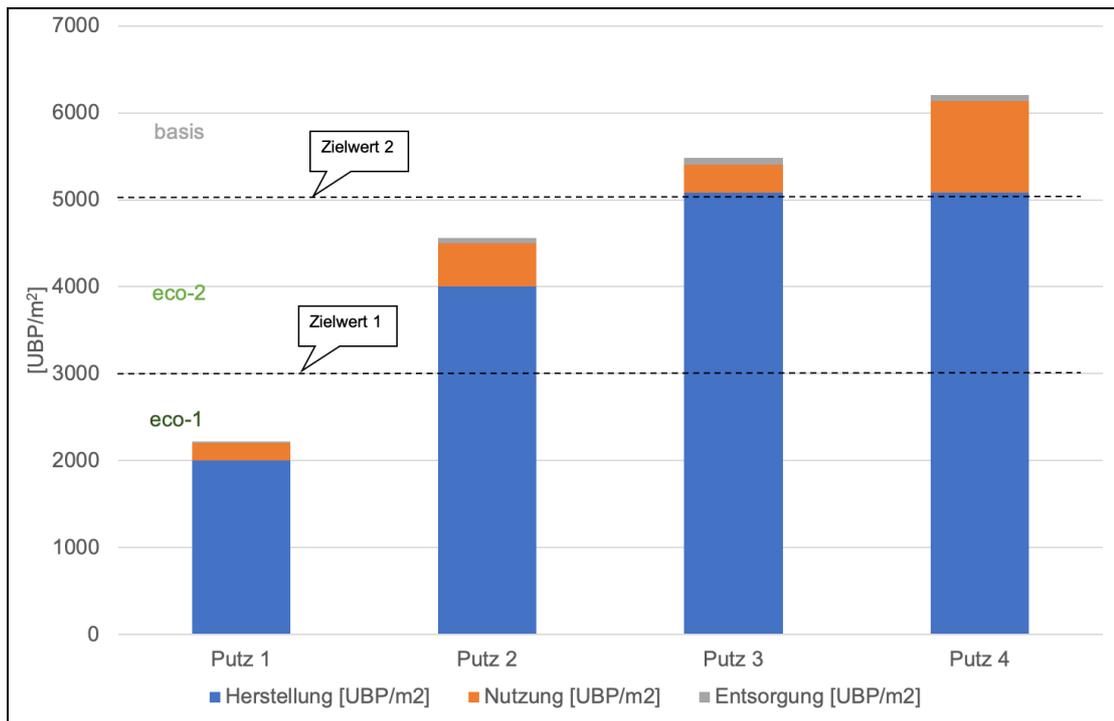


Abbildung 35: Einstufung mit Zielwerten.

6.4 Vor- und Nachteile der untersuchten Bewertungsansätze

In Tabelle 16 sind die Vor- und Nachteile beider Methoden einander gegenübergestellt. Aus ökotoxikologischer Sicht ist die Konzentration eines Schadstoffs in einem Gewässer deutlich relevanter als die Emission. Daher führt die Bewertung der Risikoquotienten zu einem aussagekräftigeren Bild als die Bewertung der Emissionen mit Umweltbelastungspunkten.

Eine weitere Eigenschaft des UBP-Ansatzes beruht darin, dass die Bewertung mit Ökofaktoren nicht nur von der Toxizität eines Stoffes abhängt, sondern auch von politischen Reduktionszielen. Die Methode der ökologischen Knappheit führt deshalb zu anderen Bewertungen als ökotoxikologische Methoden.

Allerdings bringt eine Bewertung mit dem UBP-Ansatz den Vorteil, dass Emissionen aus der Nutzungsphase mit den Umwelteinwirkungen von anderen Lebenszyklusphasen verglichen werden können. Konzentrationen in der Umwelt können nicht direkt mit Ökobilanzmethoden bewertet werden, denn diese basieren immer auf Stoff- und Energieflüssen. Da die Herstellung und Entsorgung von Baustoffen heute standardmässig mit Ökobilanzen bewertet werden, bietet der UBP-Ansatz hier die Möglichkeit, eine Lücke zu schliessen.

Die beiden vorgestellten Bewertungsansätze unterscheiden sich auch in den Voraussetzungen für eine Bewertung. Gemäss dem Bewertungsschema in Abbildung 32 sind bei der Bewertung der Konzentration Laborversuche und Simulationen optional. Wenn ein Hersteller darauf verzichten möchte, hat dies eine Abstufung eines Produkts zur Folge, aber eine Bewertung ist trotzdem möglich. Die Bewertung mit UBP ist hingegen ohne Versuche nicht möglich, denn sie setzt eine Quantifizierung der

Umwelteinwirkungen aller Lebenszyklusphasen voraus. Da Laborversuche und Simulationen zusätzliche Kosten für die Produktbewertung verursachen, könnte sich dies auch auf die Bereitschaft von Herstellern, Produkte zu deklarieren, auswirken.

Die Umstellung auf ein rein quantitatives Bewertungsschema, wie es mit der Bewertung UBP vorgeschlagen wird, bringt für die Produktbewertung eine Vereinfachung. Die teilweise komplizierten Flussdiagramme der Produktbewertung von eco-bau würden abgelöst durch jeweils zwei Zielwerte pro Produktgruppe, mit denen Produkte quasi automatisch eingestuft werden können. Voraussetzung sind einzig die Ökobilanzdaten der Produkte und die Zielwerte. Die vollumfänglich quantitative Bewertung dürfte aber in anderen Produktgruppen als Putzen und Dachbahnen nicht immer möglich sein. Einerseits liegt dies an Ausschlusskriterien, die sich nicht mit Umweltbelastungspunkten abbilden lassen. Zum Beispiel können lösemittelhaltige Produkte für den Innenraum kein Eco-Produktlabel erhalten. Es wäre zwar denkbar, die Lösemittelemissionen mit UBP für VOC zu bewerten. Damit würden aber lösemittelhaltige Produkte nicht mehr ausgeschlossen. Somit müsste das Ausschlusskriterium nach wie vor explizit nachgefragt und solche Produkte mit einer qualitativen Bewertung ausgeschlossen werden. Andererseits gibt es Produktgruppen, bei denen vor allem Emissionen in den Innenraum relevant sind (z.B. Klebstoffe und Fugendichtungsmassen, Holzwerkstoffe). Solche Emissionen können mittels Ökofaktoren derzeit nicht bewertet werden. Im Auftrag des AHB hat das Büro für Umweltchemie solche Faktoren entwickelt (Savi et al., 2016a), die bisher jedoch nicht in die Methode der ökologischen Knappheit eingeflossen sind.

Tabelle 16: Gegenüberstellung der Vor- und Nachteile der untersuchten Bewertungsansätze.

	Bewertung RQ	Bewertung UBP
Ökotoxikologie	+ Die Bewertung der Konzentration ist der richtige Ansatz	- Bewertung UBP basiert teilw. auf politischen Zielen - Bewertung von Emissionen ergeben ein unvollständiges Bild
Ökobilanzmethoden	- Konzentration kann mit gängigen Methoden nicht bewertet werden	+ Kann problemlos in die Bewertung des Lebenszyklus integriert werden - Bedingt allerdings das Vorhandensein eines Ökofaktors
Voraussetzung für die Bewertung	+ Nur Volldeklaration - Methode funktioniert auch bei fehlendem Laborversuch oder Beurteilungswert	- Ansatz nur sinnvoll, wenn für jedes Produkt mit relevanten Bestandteilen Laborversuche und Simulationen gemacht werden
Einordnung in bestehende Methode	+ Gut möglich, allerdings werden die Schemas komplizierter	+ Wäre eine Umstellung auf eine rein quantitative Bewertung - Gewisse Ausschlusskriterien von Minergie-Eco können nicht mit UBP bewertet werden.
Aufwand für die Integration in bestehenden Produktlabels	+ Vergleichsweise überschaubar	- Hoch – Eine Umstellung auf eine reine UBP-Bewertung erfordert aktuelle Ökofaktoren für Biozidemissionen in Gewässer - Das Voraussetzen von Laborversuchen könnte sich auf die Bereitschaft der Hersteller auswirken, ihre Produkte zu deklarieren

Die Umstellung der Methodik von bestehenden Produktlabels auf eine reine Ökobilanzbewertung wäre mit einem relativen hohen Aufwand verbunden. Gemäss Informationen, die den Autoren vorliegen, wird es auch in der aktualisierten Methode der

ökologischen Knappheit 2021 noch keine Ökofaktoren für Biozidemissionen in Gewässern geben. Diese Faktoren müssten also noch in der Methode offiziell integriert werden. Im Vergleich dazu wären die notwendigen Anpassungen der Methoden bei einer Bewertung der Risikoquotienten überschaubar. Die Bewertungsschemata (Abbildung 27 und Abbildung 28) müssten entsprechend der Bewertung der Nutzungsphase in Abbildung 32 angepasst werden.

Bezüglich der Ergebnisse der exemplarisch geprüften Produkte zeigt sich, dass die beiden Bewertungsansätze zu sehr unterschiedlichen Einstufungen führen. Während die untersuchten Bitumendachbahnen mit Wurzelschutz (*DB_13_BIT*, *DB_21_BIT* und *DB_22_BIT*) teilweise zu erhöhten und länger anhaltenden Mecoprop-Konzentrationen in Gewässern führen (bis zu 90 % der Simulationsdauer über dem chronischen Beurteilungswert) ist die Umweltbelastung dieser Emissionen gemessen mit Ökofaktoren geringer als jene der untersuchten Farbe mit Filmschutz.

Die EPDM-Dachbahn führt zu Konzentrationen von Benzothiazol und Zink im Gewässer, die während rund 2% der Simulationsdauer über dem chronischen Qualitätskriterium liegen. Sie schneidet in der Bewertung der Konzentration deutlich besser ab als die Bitumendachbahnen *DB_21_BIT* und *DB_22_BIT*. Bei der Bewertung mit Ökofaktoren hingegen ist die EPDM-Dachbahn von allen untersuchten Produkten jenes, welches zur grössten Umweltbelastung durch Emissionen während der Nutzungsphase führt.

Die untersuchte Farbe und die Putze führen zu Überschreitungen des chronischen Qualitätskriteriums in Gewässern während 30% respektive 80-96% der Simulationsdauer. Die Bewertung der Gesamtemissionen mit Umweltbelastungspunkten zeigt ähnliche Tendenzen. Gemessen an der Umweltbelastung des gesamten Lebenszyklus sind die modellierten Emissionen der Nutzungsphase allerdings von untergeordneter Bedeutung.

7. Synthese

7.1 Wichtigste Erkenntnisse

Die Ergebnisse der Laboranalysen zeigte deutlich die unterschiedliche Sensibilisierung der Hersteller auf die Thematik der Biozidfreisetzung. Fortschrittliche Hersteller von Bitumenbahnen sind aufgrund früherer Untersuchungen bereits für das Thema sensibilisiert. Auf dem Markt sind aus diesem Grund bereits stark optimierte Produkte zu finden, die den Wurzelschutz der Bitumenbahnen mit einem Bruchteil der Schadstofffreisetzung im Vergleich zu früheren Produktgeneration garantieren.

Im Gegensatz dazu scheint die Thematik der Biozidfreisetzung bei Herstellern von Putzen noch weniger bekannt. Auf dem Markt finden sich Produkte mit sehr unterschiedlichem Freisetzungsverhalten bezüglich der Biozide. Die Ergebnisse zeigen eindrücklich, dass auch verkapselte Biozide in sehr unterschiedlichen Mengen aus den Putzen freigesetzt werden. Alle geprüften Putze weisen deutlich höhere Biozidemissionen auf als die geprüften Dachbahnen. Aus den Ergebnissen folgern wir, dass die Putze noch wenig optimiert sind auf eine möglichst geringe Freisetzung von Bioziden. In dieser Situation könnte sich eine Produktbewertung, welche die Emissionen sichtbar macht und Produkte mit geringen Emissionen belohnt, als wirksames Mittel erweisen.

Die entwickelte Methode für eine emissionsbasierte Produktebewertung kann für die Produktgruppen der Dachbahnen und Putze als ausgereift und einsatzfähig gelten. Es zeigte sich, dass bereits heute Dachbahnen auf dem Markt sind, welche als gleichwertig zu Produkten ganz ohne Biozidemissionen beurteilt werden können. In dieser Studie wurden drei EPDM-Bahn eluiert und eine Bahn exemplarisch bewertet. Die Auswaschversuche mit EPDM-Bahnen zeigen grosse Unterschiede in den kumulierten Emissionen, wodurch sich wie bei den Bitumenbahnen eine breite Spreizung der Ergebnisse einer Modellierung und Bewertung erwarten lässt. Von den geprüften Putzen erfüllt kein Produkt die Grenzwerte. Grundsätzlich ist die Methode auch für die Bewertung von Farben geeignet, allerdings kann noch nichts darüber ausgesagt werden, ob und welche Farben die Grenzwerte einhalten würden.

7.2 Empfehlung für die Anwendung in einem Produktlabel

Die Ausarbeitung und Diskussion der beiden Bewertungsansätze – einmal einem konzentrationsbasierten und einmal einem ökobilanzbasierten – führt zur Empfehlung der konzentrationsbasierten Bewertungsmethode durch die Studienautoren.

Die konzentrationsbasierte Methode bewertet die problematischen Emissionen von Gebäuden im Gewässer anhand von Grenzwerten. Sie ist damit zielgerichtet, konsistent mit den Anforderungen der Gewässerschutzverordnung und gut kommunizierbar. Zudem lässt sich die Software COMLEAM für die Abschätzung von Konzentrationen im abfließenden Niederschlagswasser und Oberflächengewässer einbinden. Die Bewertungsmethode entspricht damit dem Anwendungszweck der zugrundeliegenden Modellierung und kann für die Umsetzung empfohlen werden.

Die ökobilanzbasierte Methode bewertet die Emissionen anhand der Gesamtfrachten über die Simulationsdauer. Dies hat mehrere Nachteile. Erstens hängt die bestimmte Gesamtfracht von der Simulationsdauer ab. Für längere Zeiträume werden jedoch Abbauprozesse relevant, die mit dem COMLEAM-Modell nicht berechnet werden. Somit ist auch die ermittelte Gesamtfracht weniger zuverlässig als die Konzentrationen. Die Bewertung der Biozide mit UBP gestaltet sich schwierig. In der veröffentlichten Methode der ökologischen Knappheit sind keine Ökofaktoren für Biozide in Oberflächengewässern definiert und auch nicht in naher Zukunft zu erwarten. Für die vorliegende Studie mussten sich die Autoren auf Resultate einer eigenen Studie zur Herleitung solcher Faktoren abstützen. Somit gibt es keine Basis zur Bewertung der modellierten Emissionen mit UBP.

7.3 Arbeitsanweisung für die Bewertung der Produkte

Aufgrund der Angaben in diesem Bericht ergibt sich die konkrete Arbeitsanweisung für die konzentrationsbasierte Bewertung in einem Label aus den Kapiteln 6.3.1, 6.2, E, F und G. Detailfragen zur Bewertung werden zudem im Kapitel 4.1 geklärt.

7.4 Einführung der Methodik in einem Produktlabel

Zur Einführung der konzentrationsbasierten Bewertung sind folgende Arbeiten nötig:

- Festlegung der Produktgruppen, für welche die emissionsbasierte Bewertung angewendet werden soll.
- Integration der Methode in die Bewertungsschemas der betroffenen Produktgruppen
- Erstellung der konkreten Arbeitsanweisung aus den unter 7.3 erwähnten Berichtsteilen.

Die Einführung der ökobilanzbasierten Bewertung setzt folgende Arbeiten voraus:

- Bestimmung, welche Emissionen pro Produktgruppe in der Berechnung berücksichtigt werden sollen.
- Festlegung der anwendbaren Ökofaktoren pro Substanz.
- Recherche, nötigenfalls Erhebung fehlender Emissionsdaten für die Produkte (Emissionen in den Innenraum, VOC-Emissionen, Emissionen in Gewässer): Für den Innenraum liegen Ökofaktoren aus einer Studie im Auftrag der Stadt Zürich vor (Savi et al., 2016b).
- Berechnung der UBP für alle Produkte einer Produktgruppe und vergleichende Darstellung der Ergebnisse
- Festlegung der Grenzwerte

7.5 Offene Fragestellungen

Aus der Produktgruppe der Farben wurde nur ein Produkt untersucht. Es konnte gezeigt werden, dass die Methodik prinzipiell auch für die Bewertung von Farben geeignet ist. Die Robustheit der Bewertung sollte mit Auswaschversuchen und Emissionsmodellierungen für weitere Fassadenfarben vertieft werden.

Die Bewertung von Kunststoffdichtungsbahnen (FPO, PVC) konnte nicht in der gleichen Genauigkeit wie bei den Bitumenbahnen oder Putzen erfolgen, da weniger Kenntnisse zu den umweltrelevanten Stoffmissionen vorliegen. Die Auswaschversuche zeigten vereinzelt Emissionen von organischen Substanzen, die analytisch sehr herausfordernd sind und deren Persistenz jeweils zu klären wäre (z.B. Alkohole, Tenside). Ergänzende Biotests mit Algen, Daphnien und Leuchtbakterien ergaben komplementäre Informationen, beispielsweise eine hemmende Wirkung der Eluate auf das Algenwachstum (Burkhardt et al., 2020b). Zur verlässlichen Klärung der Einflüsse auf Gewässer solcher Kunststoffdichtungsbahnen sind weitere Untersuchungen zu den emittierbaren Substanzen und deren Wirkung empfehlenswert.

8. Literaturverzeichnis

- M. Ahting & S. Mueller-Knoche (Oktober 2014) *The assessment of direct emissions to surface water in urban areas*. Umweltbundesamt.
- Ausführungsreglement, Umwelt-Etikette UE IV, Fassadenfarben, Version 1.2* (1. Mai 2020). Schweizer Stiftung Farbe.
- BAFU (2013) *Datensatz MQ-GWN-CH - Produktdokumentation, Mittlere simulierte natürliche jährliche und monatliche Abflüsse (MQ) und Abflussregimetypen für die mittelgrossen Gewässer des Gewässernetzes (GWN) der Schweiz (CH)*. Bundesamt für Umwelt, Abteilung Wasser, Bern.
- BFS (2020) *Arealstatistik Land Cover (NOLC04)*. Abgerufen 1. Oktober 2020, von <https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home/statistiken/raum-umwelt/nomenklaturen/arealstatistik/nolc2004.html>
- M. Burkhardt, S. Gehrig, M. Rohr & O. Tietje (2020a) *Auswaschung von Bioziden aus Materialien und Exposition in der Umwelt - Berechnung von ESD-Szenarien und Modellierung mit der Software COMLEAM. Bericht im Auftrag des Schweizer Bundesamts für Umwelt (BAFU)*. (S. 86). Rapperswil: OST Ostschweizer Fachhochschule.
- M. Burkhardt, M. Rohr, I. Heisterkamp & S. Gartiser (2020b) *Niederschlagswasser von Kunststoffdachbahnen - Auslaugung von Stoffen und deren Ökotoxizität für aquatische Organismen*. Korrespondenz Wasserwirtschaft, 13(8), 6. doi:10.3243/kwe2020.08.001
- Burkhardt, Zuleeg, Vonbank, Schmid, Hean, Lamani, ... Boller (2011) *Leaching of additives from construction materials to urban storm water runoff*. Water Science & Technology, 63.9. doi:10.2166/wst.2011.128
- ECHA (2020) *Registered substances factsheet*. European Chemicals Agency. Abgerufen 2. Oktober 2020, von echa.europa.eu
- eco-bau (Hrsg.) (2020) *Methodik Baumaterialien eco-bau*. Verein eco-bau, Röntgenstrasse 44, 8005 Zürich.
- Europäisches Parlament *RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Massnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*, Pub. L. No. 2000/60/EG (2000).
- European Chemicals Agency ECHA (2008) *Directive 98/8/EC concerning the placing of biocidal products on the market, Assessment Report IPBC*. Brüssel.
- European Chemicals Agency ECHA (2014) *Directive 98/8/EC concerning the placing of biocidal products on the market, Assessment Report 4,5-Dichloro-2-octyl-2H-isothiazol-3-one (DCOIT)*. Brüssel.
- European Chemicals Agency ECHA (2017a) *Directive 98/8/EC concerning the placing of biocidal products on the market, Assessment Report Methyl-2H-isothiazol-3-one*. Brüssel.
- European Chemicals Agency ECHA (2017b) *Directive 98/8/EC concerning the placing of biocidal products on the market, Assessment Report OIT*. Brüssel.
- European Commission (2011) *Guidance Document n°27: Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards*. European Communities.
- R. Frischknecht & S. Büsser Knöpfel (2013) *Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit. Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz* (Umwelt-Wissen 1330) (S. 256). Bern: Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Ökonomie und Umweltbeobachtung, Fachbereich Ökobilanzen.

- M. Junghans, P. Kunz & I. Werner (2013) *Toxizität von Mischungen*. Aqua & Gas, (5), 54–61.
- C. Jungnickel, F. Stock, T. Brandsch & J. Ranke (2008) *Risk Assessment of Biocides in Roof Paint*. Environmental Science and Pollution Research, 15(3), 258–265.
- U. Kasser, D. Savi & M. Klingler (Juli 2015) *Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen - Schlussbericht*. Zürich: Fachstelle nachhaltiges Bauen, Stadt Zürich - Baudirektion, Kanton Zürich - Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern.
- KBOB (15. Dezember 2016) *KBOB / eco-bau / IPB 2009/1:2016, Ökobilanzdaten im Baubereich*.
- M. Klingler, D. Savi & U. Kasser (3. März 2016) *Ökofaktoren für Pestizide in Oberflächengewässer*. BAFU.
- Michael Burkhardt & R. Vonbank (1. September 2011) *Auswaschung von verkapselten Bioziden aus Fassaden*. Rapperswil: Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Abfall, Stoffe, Biotechnologie.
- B. Muijs & P. Okkerman (12. November 2015) *Leaching from paints, plasters, and fillers applied in urban areas*. oard for the Authorisation of Plant Protection Products and Biocides – CTGB (The Netherlands).
- OECD (2011) *Test No. 201: Freshwater Alga and Cyanobacteria, Growth Inhibition Test*. Abgerufen von <https://www.oecd-ilibrary.org/content/publication/9789264069923-en>
- OECD (2012) *Test No. 211: Daphnia magna Reproduction Test*. Abgerufen von <https://www.oecd-ilibrary.org/content/publication/9789264185203-en>
- OECD (2013) *Test No. 210: Fish, Early-life Stage Toxicity Test*. Abgerufen von <https://www.oecd-ilibrary.org/content/publication/9789264203785-en>
- C. Paijens, A. Bressy, B. Frère & R. Moillon (27. Oktober 2019) *Biocide emissions from building materials during wet weather: identification of substances, mechanism of release and transfer to the aquatic environment*. Environmental Science and Pollution Research, 27, 3768–3791.
- D. Savi & M. Klingler (13. Dezember 2016a) *Herleitungsvarianten zu Umweltbelastungspunkten für Innenraumlufschadstoffe*. Zürich: Amt für Hochbauten, Fachstelle nachhaltiges Bauen Lindenhofstrasse 21, 8021 Zürich.
- D. Savi & M. Klingler (13. Dezember 2016b) *Herleitungsvarianten zu Umweltbelastungspunkten für Innenraumlufschadstoffe*. Zürich: Amt für Hochbauten, Fachstelle nachhaltiges Bauen Lindenhofstrasse 21, 8021 Zürich.
- M. Schaffner, M. Pfaundler, W. Göggel, U. Helg & H. Aschwanden (2013) *Fliessgewässertypisierung der Schweiz*. Bern: Bundesamt für Umwelt.
- Schweizerischer Bundesrat *Biozidprodukteverordnung, VBP*, 813.12 (2005).
- Schweizerischer Bundesrat *Gewässerschutzverordnung*, 814.201 GSchV (2020).
- Schweizerischer Bundesrat *Verordnung über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (Pflanzenschutzmittelverordnung, PSMV)*, 916.161 PSMV (2020).
- S. Spycher, R. Teichler, E. Vonwyl, P. Longrée, C. Stamm, H. Singer, ... M. Kunz (2019) *Anhaltend hohe PSM-Belastung in Bächen*. Aqua & Gas, (4).
- SVGW (19. Januar 2012) *Abwasserentsorgung*. In SVGW Jahrbuch 2012 (S. 4). Schweizerischer Verein des Gas- und Wasserfaches.
- O. Tietje, M. Burkhardt, M. Rohr, N. Borho & U. Schoknecht (April 2018) *Emissions- und Übertragungsfunktionen für die Modellierung der Auslagerung von Bauprodukten*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. Abgerufen von <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

UBA (Hrsg.) (2013) *Leitfaden zur Anwendung der CLP-Verordnung, Das neue Einstufungs- und Kennzeichnungssystem für Chemikalien nach GHS*. Umweltbundesamt Fachgebiet IV 1.1, Postfach 14 06, 06844 Dessau-Roßlau.

University of Herfordshire (2020) *PPDB: Pesticide Properties DataBase*. Abgerufen von <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/>

D. Wicke, M. Burkhardt, M. Rohr, R. Pascale, R. Tatis-Muvdi, P. Zerball-van Baar & U. Dünnbier (Im Druck) *Bauen und Sanieren als Schadstoffquelle in der urbanen Umwelt* (UBA Texte). Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

D. Wicke, A. Matzinger, H. Sonnenberg, N. Caradot, R.-L. Schubert, P. Rouault, ... D. von Seggern (2017) *Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins*. Korrespondenz Abwasser, Abfall, 65(5), 394–404. doi:10.3242/kae2017.05.002

I. Wittmer, M. Junghans, H. Singer & C. Stamm (2014a) *Mikroverunreinigungen – Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus diffusen Einträgen* (Studie im Auftrag des BAFU). Dübendorf: Eawag.

I. K. Wittmer (2010) *Influence of agricultural pesticide and urban biocide use on load dynamics in surface waters*. ETH, Zürich. Abgerufen von http://e-collection.library.ethz.ch/eserv/eth:2740/eth-2740-02.pdf#search=%22%28keywords_en:DRIZZLE%29%22

I. Wittmer, C. Moschet, J. Simovic, H. Singer, C. Stamm, J. Hollender, ... C. Leu (2014b) *Über 100 Pestizide in Fließgewässern*. Aqua & Gas, (3), 32–43.

A Auswaschversuche

A.1 Umfang Target Screening LC-MS/MS

Tabelle 17: Substanznamen und CAS Nummern vom qualitativen Target Screening

Substanzname	CAS-Nummer
2,2-Dimethoxy-2-phenylacetone	(24650-42-8)
2,4,5-Trimethylanilin	(137-17-7)
2,4-Diaminoanisole	(615-05-4)
2,4-Diaminotoluol	(95-80-7)
2,4-Dihydroxybenzophenon	(131-56-6)
2,4-Xylidin	(95-68-1)
2,6-Xylidin	(87-62-7)
Amino-methylpropanol, 2-	(124-68-5)
2-Carboxybenzophenon	(85-52-9)
2-Methyl-5-nitroanilin	(99-55-8)
2-Methylbenzophenon	(131-58-8)
2-Naphthylamin	(91-59-8)
3,3'-Dichlorbenzidin	(91-94-1)
3,3'-Dimethoxybenzidin	(119-90-4)
3,3'-Dimethylbenzidin	(119-93-7)
3- Ring NOGE	(158163-01-0)
4,4'-Diamino-3,3'-dimethyldiphenylmethan	(838-88-0)
4,4'-Diaminodichlordiphenylmethan	(101-14-4)
4,4'-Diaminodiphenylmethan	(101-77-9)
4,4'-Difluorbenzophenon	(345-92-6)
4,4'-Dihydroxybenzophenon	(611-99-4)
4,4'-Oxydianilin	(101-80-4)
4,4'-Thiodianilin	(139-65-1)
4-Aminoazobenzol	(60-09-3)
4-Aminobiphenyl	(92-67-1)
4-Chloranilin	(106-47-8)
4-Chlor-o-toluidin	(95-69-2)
4-Hydroxybenzophenon	(1137-42-4)
4-Methoxybenzophenon	(611-94-9)
4-Phenylbenzophenon	(2128-93-0)
4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)phenol	(140-66-9)
Acrylamid	(79-06-1)
Aminododecansäure, 12-	(693-57-2)
Aminoundecansäure, 11-	(2432-99-7)
Anilin	(62-53-3)
Antioxidans 24	(26741-53-7)
2,2-Bis(4-hydroxyphenyl)propan-bis(2,3-epoxypropyl)ether	(1675-54-3)
Bis(5-tert-butyl-2-benzoxazolyl)thiophen, 2,5-	(7128-64-5)

Substanzname	CAS-Nummer
Benzidin	(92-87-5)
Benzophenon	(119-61-9)
2,2-Bis(4-(2,3-epoxypropoxy)phenyl)methan	(2095-03-6)
Tert-butyl-4-hydroxyanisol	(25013-16-5)
2,6-Di-tert-butyl-p-kresol	(128-37-0)
Bis(4-hydroxyphenyl)propan, 2,2-	(80-05-7)
Benzisothiazolinon	(2634-33-5)
Caprolactam	(105-60-2)
Hexadecyltrimethylammoniumbromid	(57-09-0)
Chlormethylisothiazolinon	(26172-55-4)
CPTX	(142770-42-1)
Cyclohexylamin	(108-91-8)
Diallylphthalat	(131-17-9)
DEAP	(6175-45-7)
Bis(2-ethylhexyl)adipat	(103-23-1)
Bis(2-ethylhexyl)sebacat	(122-62-3)
Bis(2-ethylhexyl)terephthalat	(6422-86-2)
Diethylphthalat	(84-66-2)
Diethyl-9H-thioxanthen-9-one, 2,4-	(82799-44-8)
Diaminobutan, 1,4-	(110-60-1)
Dibutyladipat	(105-99-7)
Dibutylsebacat	(109-43-3)
Didodecylthiodipropionat	(123-28-4)
Diisodecylphthalat	(26761-40-0)
Diethanolamin	(111-42-2)
Diethyladipat	(141-28-6)
Diethylsebacat	(110-40-7)
Diisooctylphthalat	(41451-28-9)
Diisobutyladipat	(141-04-8)
Dimethyl-1,3-propandiol	(126-30-7)
Dimethylaminobenzophenon	(530-44-9)
Dimethylaminoethanol, 2-	(108-01-0)
Dimethylisophthalat	(1459-93-4)
Dimethylsebacat	(106-79-6)
Diisononyladipat	(DiNA) (33703-08-1)
1,2-Cyclohexandicarbonsäurediisononylester	(166412-78-8)
Dinoseb(6-sec-butyl-2,4-dinitrophenol)	(88-85-7)
Diisononylphthalat	(28553-12-0)
Diisooctylphthalat	(27554-26-3)
2,2'-Dihydroxy-4-methoxybenzophenon	(131-53-3)
Diisotridecylphthalat (DiTDP)	(27253-26-5)
Dimethylterephthalat	(120-61-6)
Sulfobbernsteinsäure-bis-(2-ethylhexylester)	(577-11-7)
Dodecylbenzosulfonsäure	(27176-87-0)
Diundecylphthalat (DUP)	(3648-20-2)
ESACURE 1001M	(272460-97-6)

Substanzname	CAS-Nummer
Aminoethanol, 2-	(141-43-5)
Etyhl-4-dimethylaminobenzoat	(10287-53-3)
Ethylendiamin	(107-15-3)
Ethylhexyl-4-dimethylaminobenzoat	(21245-02-3)
Cyano-3,3-diphenylethylacrylat, 2-	(5232-99-5)
Glycidyl-2-methylphenylether	(2210-79-9)
Grinsted Soft'n'Safe	(736150-63-3)
Hexamethylendiamin	(124-09-4)
Hexamethylenetetramin	(100-97-0)
IRGACURE 184	(947-19-3)
IRGACURE 250	(657350-30-6)
IRGACURE 2959	(106797-53-9)
IRGACURE 369	(119313-12-1)
IRGACURE 379	(119344-86-4)
IRGACURE 819	(162881-26-7)
Methyl-1-[4-(methylthio)phenyl]-2-(4-morpholinyl)-1-propanon, 2-	(71868-10-5)
Octadecyl-3-(3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyphenyl)propionat	(2082-79-3)
Tris(2,4-di-tert-butylphenyl)phosphit	(31570-04-4)
Triethylenglykol-bis [3-(3-tert-butyl-4-hydroxy-5-methylphenyl)propionat]	(36443-68-2)
IRGANOX 3114	(27676-62-6)
Trimethylcyclohexylamin, 3-(aminomethyl)-3,5,5 -	(2855-13-2)
Isopropylthioxanthon, 2-	(5495-84-1)
Leukokristallviolett	(603-48-5)
Leukomalachitgrün	(129-73-7)
Methyl-2-benzoylbenzoat	(606-28-0)
Methylbenzophenon, 4-	(134-84-9)
Michlers Ethylketon	(90-93-7)
Michlers Keton	(90-94-8)
Bis(3,4-dimethylbenzyliden)sorbit	(135861-56-2)
Methyl-4-isothiazolin-3-on, 2-	(2682-20-4)
Benzoldimethanamin, 1,3-	(1477-55-0)
2-Diethylaminoethanol	(100-37-8)
N,N-Dimethylbenzylamin	(103-83-3)
N-Ethylanilin	(103-69-5)
N-Methylanilin	(100-61-8)
N-Methylpyrrolidon	(872-50-4)
POE (10) Nonylphenol	(26571-11-9)
POE (12) Nonylphenol	(26571-11-9)
POE (14) Nonylphenol	(26571-11-9)
POE (4) Nonylphenol	(26571-11-9)
POE (6) Nonylphenol	(26571-11-9)
POE (9) Nonylphenol	(26571-11-9)
N-Phenylglycin	(103-01-5)
o-Aminoazotoluol	(97-56-3)
o-Anisidin	(90-04-0)
Octylphosphonsäure	(4724-48-5)
o-Toluidin	(95-53-4)

Substanzname	CAS-Nummer
2-Hydroxy-4-methoxybenzophenon	(131-57-7)
Perfluorbutansulfonat	(108427-52-7)
Tricosafuorododecanoic acid	(307-55-1)
Perfluorheptansäure	(375-85-9)
Perfluorhexansäure	(307-24-4)
Perfluorhexansulfonat	(3871-99-6)
Perfluornonansäure	(375-95-1)
Heptacosafuorotetradecanoic acid	(376-06-7)
Pentacosafuorotridecanoic acid	(72629-94-8)
Henicosafuoroundecanoic acid	(2058-94-8)
Pentadecafluorooctanoic acid	(335-67-1)
Perfluoroctansulfonsäure	(1763-23-1)
Phenylendiamin	(106-50-3)
p-Kresidin	(120-71-8)
Propyl-4-hydroxybenzoat	(94-13-3)
p-Toluidin	(106-49-0)
(2-hydroxyethyl)alkyl(C8-C18)amin	(71786-60-2)
Saccharoseacetatisobutyrat	(126-13-6)
Saccharoseoctaacetat	(126-14-7)
Dimethyl-5-sulfoisophthalat, Mononatriumsalz	(3965-55-7)
Tris(2-butoxyethyl)-phosphat	(78-51-3)
Tris(2-chlorethyl)phosphat	(5961-85-3)
Tris(2-chlor-1-methylethyl)phosphat	(13674-84-5)
Tris(1,3-dichlorisopropyl)phosphat	(13674-87-8)
2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-butylphenol	(3846-71-7)
Chlorbenzotriazol, 2-(2'-Hydroxy-3'-tert-butyl-5' methylphenyl), 5-	(3896-11-5)
2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol	(25973-55-1)
Benzotriazol, 2-(2'-Hydroxy-5'-methylphenyl)	(2440-22-4)
Trikresylphosphat (TKP)	(1330-78-5)
TPO	(75980-60-8)
Triphenylphosphat	(115-86-6)
Tributylacetylcitrat	(77-90-7)
Tributylcitrat	(77-94-1)
Triethanolamin	(102-71-6)
Triethylcitrat	(77-93-0)
Acetyltriethylcitrat	(77-89-4)
Triisopropanolamin	(122-20-3)
Trimethylolpropan, 1,1,1-	(77-99-6)
Trimethyltrimellitat	(2459-10-1)
Tri-n-hexyltrimellitat	(1528-49-0)
Tris(2-ethylhexyl)benzol-1,2,4-tricarboxylat	(3319-31-1)

A.2 Ergebnisse DIN EN 16105 für Aussenputze und Farben

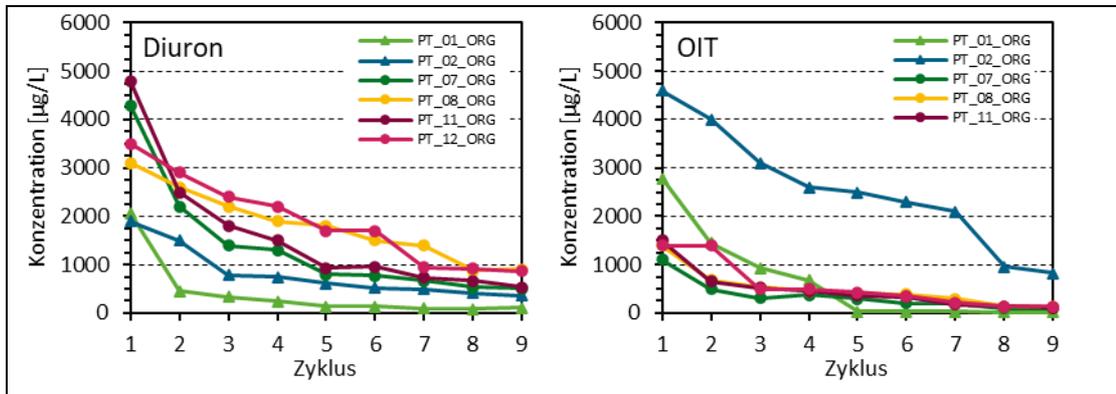


Abbildung 36: Konzentrationen von Diuron (links) und OIT (rechts) aus organischen Aussenputzen. ▲ = verkapselt eingesetzt, ● = nicht verkapselt eingesetzt.

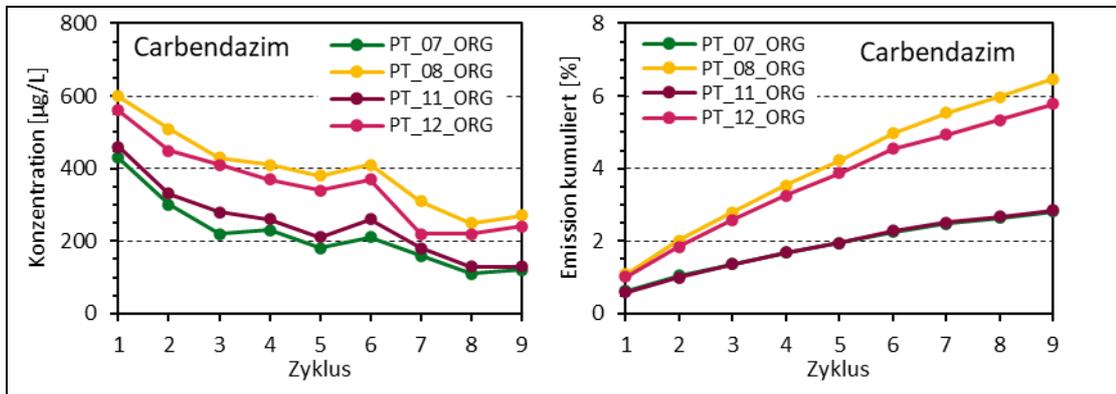


Abbildung 37: Konzentration (links) und relative Emission (rechts) von Carbendazim aus organischen Aussenputzen.

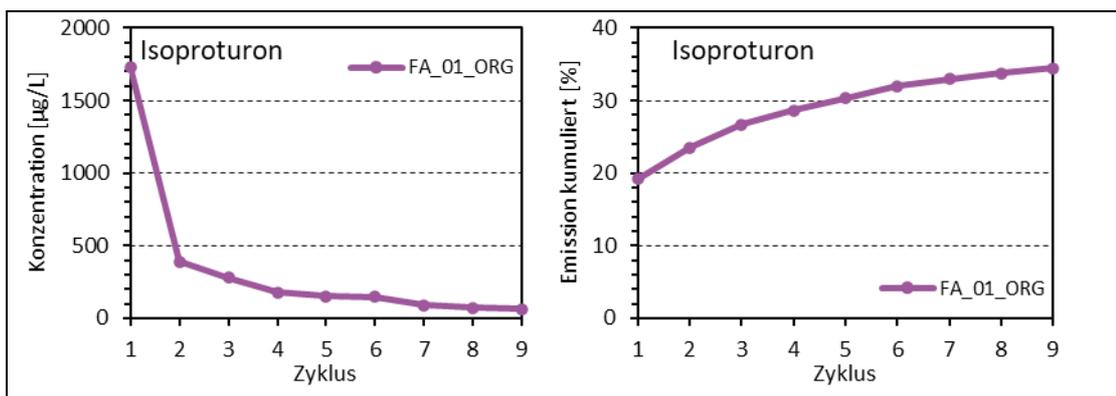


Abbildung 38: Konzentration (links) und relative Emission (rechts) von Isoproturon aus organischer Aussenfarbe.

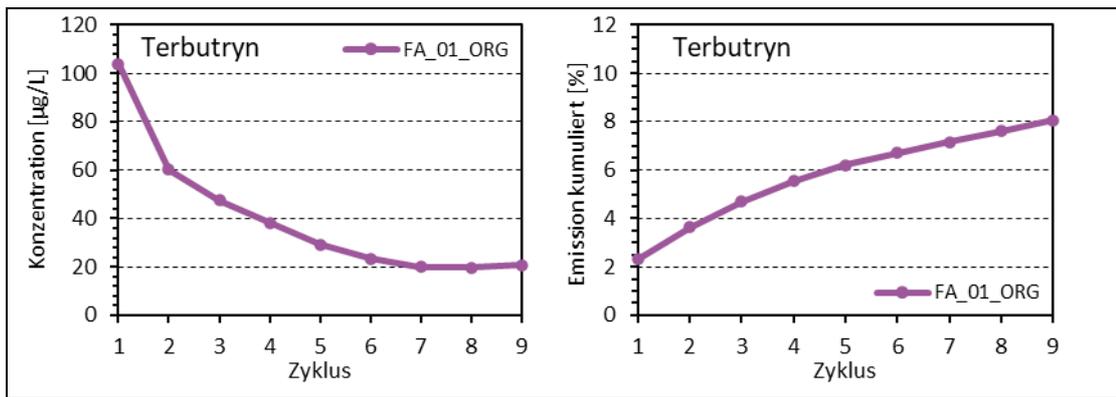


Abbildung 39: Konzentration (links) und relative Emission (rechts) von Terbutryn aus organischer Aussenfarbe.

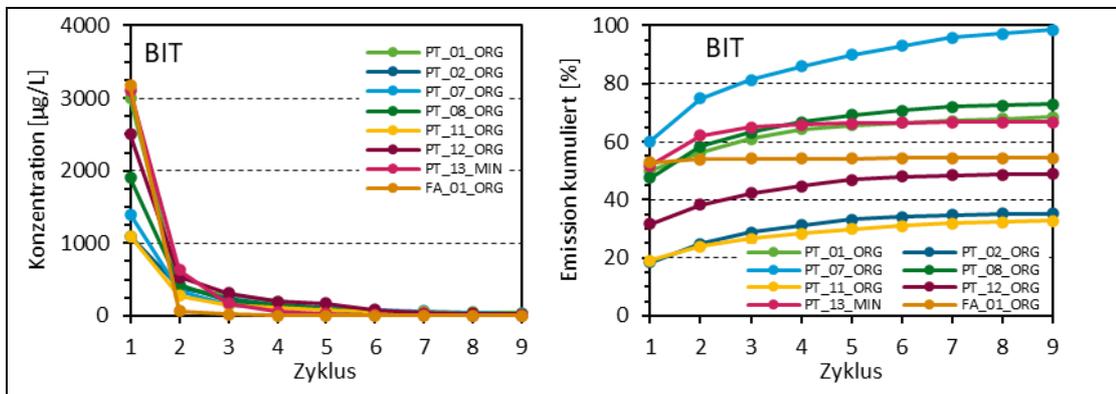


Abbildung 40: Konzentration (links) und relative Emission (rechts) von BIT aus Aussenputzen.

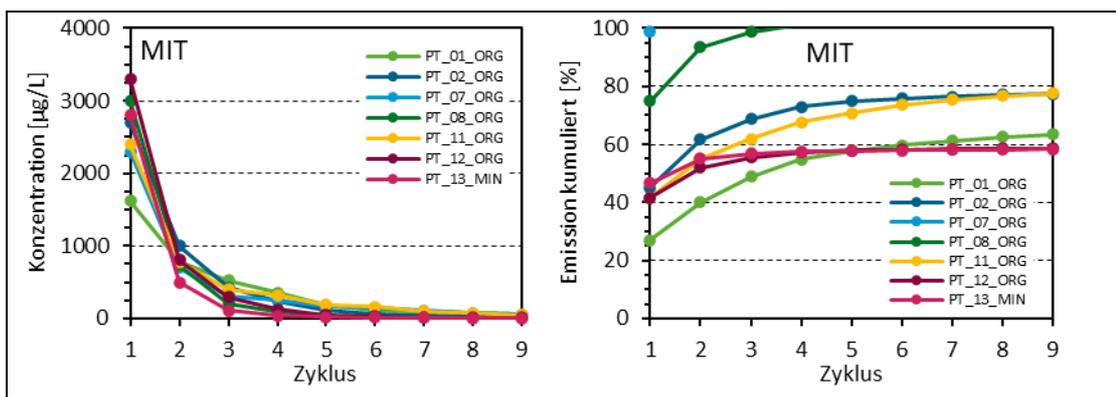


Abbildung 41: Konzentration (links) und relative Emission (rechts) von MIT aus Aussenputzen.

Die MIT Emissionen > 100 % sind auf eine Fehldeklaration der ppm Angaben des Herstellers zurückzuführen.

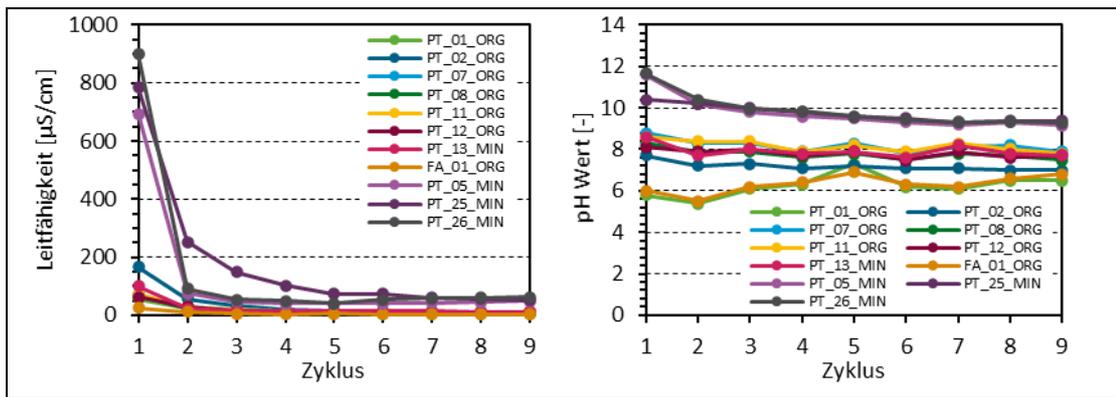


Abbildung 42: Leitfähigkeit (links) und pH-Wert (rechts) aus Aussenputzen und -Farbe.

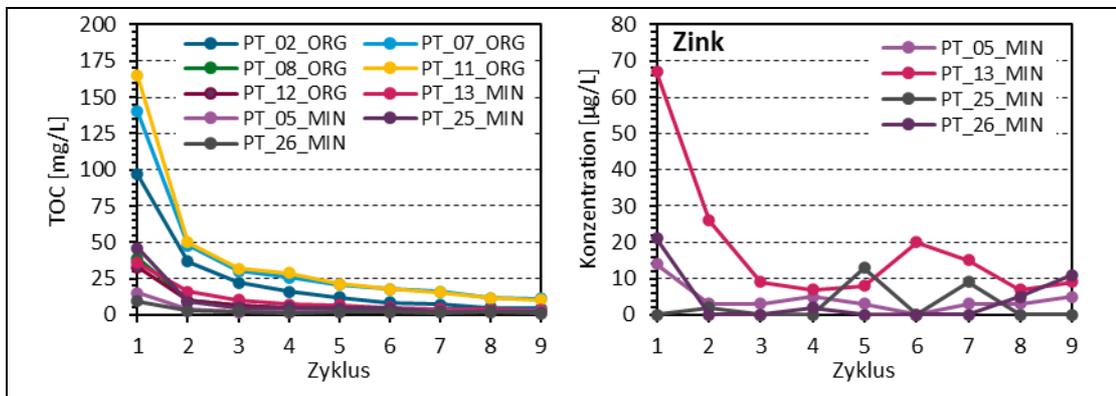


Abbildung 43: TOC aus Aussenputzen (links) und Konzentration von Zink (rechts) aus mineralischen Putzen

A.3 Ergebnisse DIN CEN/TS 16637-2 für Dachbahnen

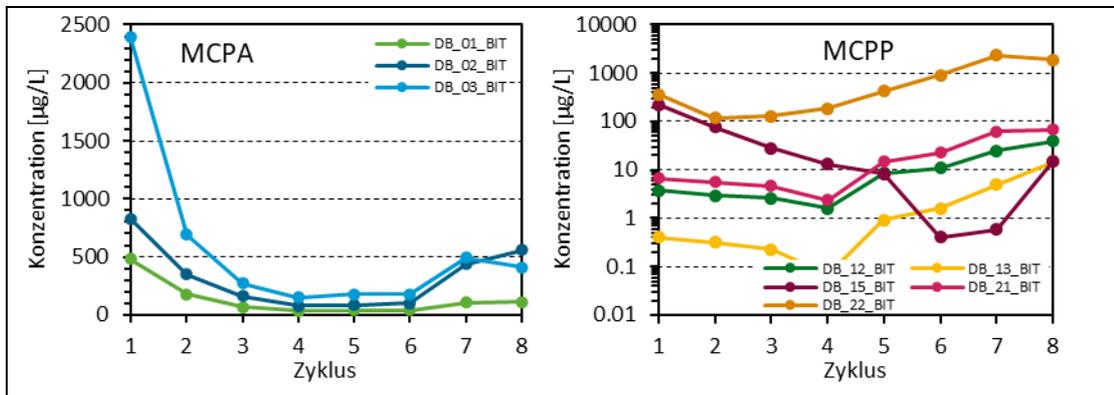


Abbildung 44: Konzentrationen von MCPA (links) und MCPP (rechts, Skala logarithmisch) aus Bitumenbahnen

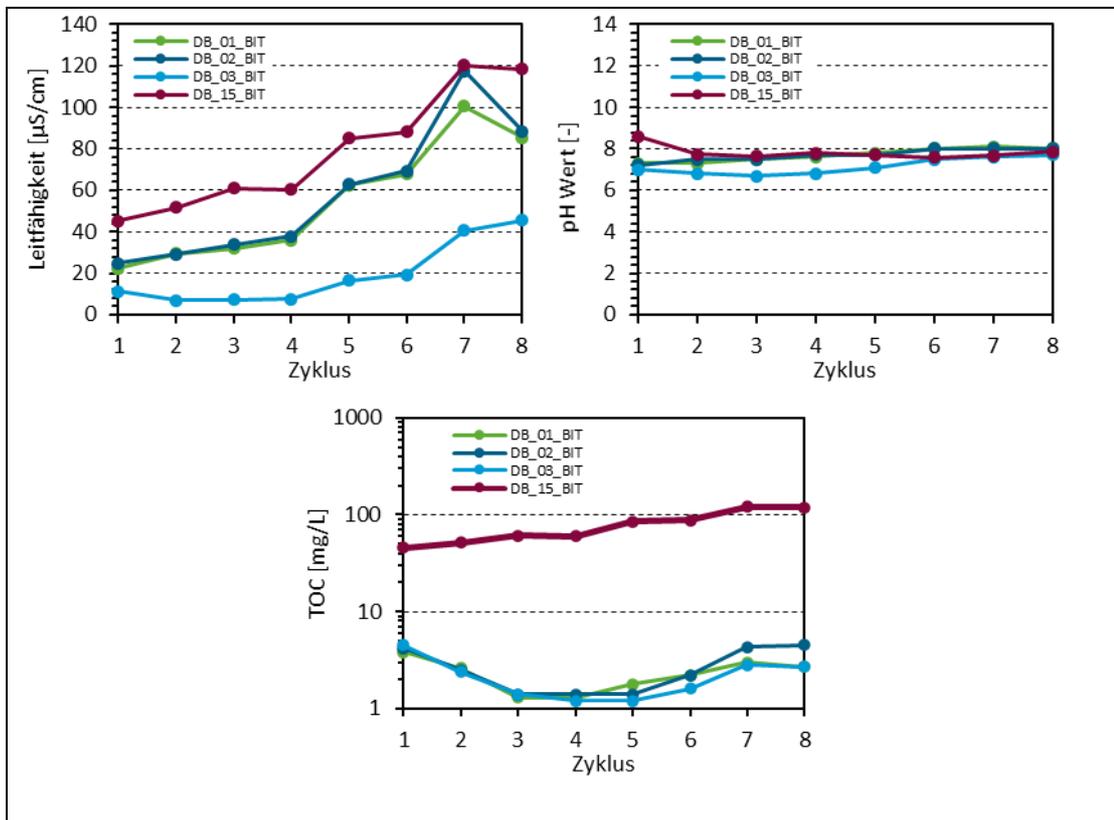


Abbildung 45: Leitfähigkeit (links oben), pH-Wert (rechts oben) und TOC (links unten, logarithmische Skala) von Bitumenbahnen

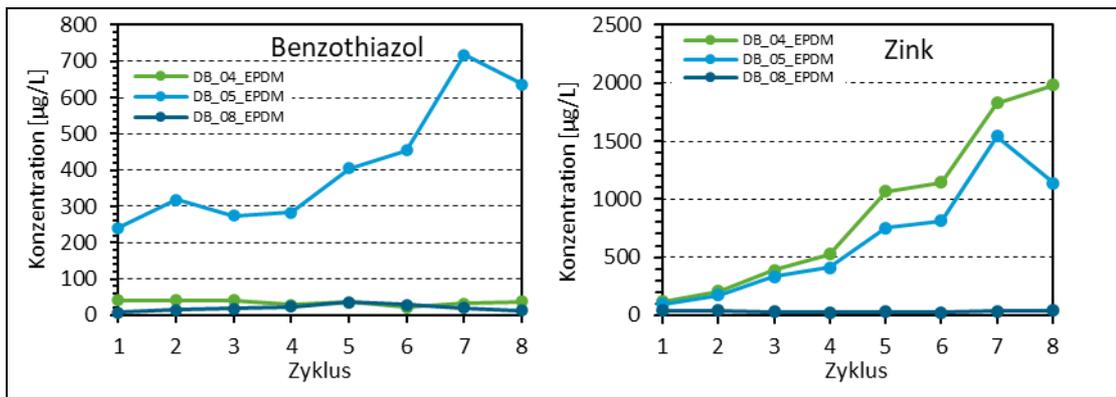


Abbildung 46: Konzentrationen von Benzothiazol (links) und Zink (rechts) aus EPDM-Bahnen

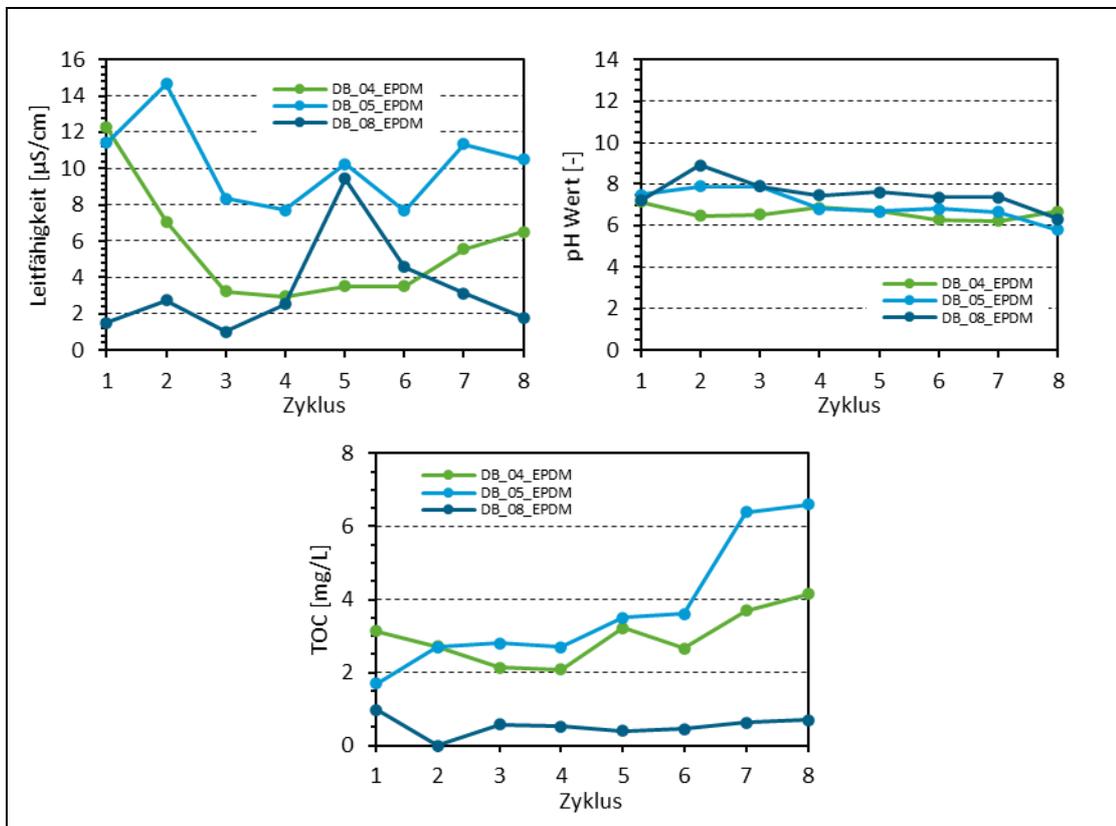


Abbildung 47: Leitfähigkeit (links oben), pH-Wert (rechts oben) und TOC (unten) von EPDM Bahnen

B Emissionsmodellierung

B.1 Nicht verwendete Emissionsszenarien

Insgesamt wurden in diesem Projekt drei Emissionsszenarien erarbeitet, aus welchen das am besten passende (3.2) ausgewählt wurde. Die untenstehenden Szenarien stammen ursprünglich aus der Biozidprodukteverordnung (ESD). Da in den ESD jedoch von linearen Austrägen und ohne Wettereinfluss gerechnet wird, mussten gewisse Parameter für die dynamische Simulation hergeleitet oder geändert werden.

B.1.1 Einzelgebäude an kleinem Gewässer

Die Grundlage dieses Emissionsszenarios bildet das bereits entwickelte Emission Scenario Document (ESD) in der Biozidprodukteverordnung. Das sogenannte "Single House" Szenario beschreibt die Emission eines einzelnen Gebäudes (OECD Haus). Der betrachtete Emissionspfad im ESD ist jedoch nicht das Oberflächengewässer, sondern die Versickerung in den Boden. Das Modellgebäude verfügt über keine Fensterflächen, ist mit einem Flachdach versehen und hat festgelegte Dimensionen (Tabelle 18).

Tabelle 18: Parameter für das Emissionsszenario Einzelhaus.

Parameter	Wert	Einheit
Länge Einzelgebäude	17.5	m
Breite Einzelgebäude	7.5	m
Höhe Fassade Einzelgebäude	2.5	m
Dachfläche (0.5 m Dachüberstand):	145	m ²
Zusätzliche versiegelte Fläche pro Gebäude	0	m ²
Anteil Direktabfluss pro Gebäude	100	%
Anzahl Gebäude im EZG	1	-
Abflussanteil am Gewässer pro Gebäude	46	L/s

Für die Herleitung eines mittleren Abflusses kleiner Gewässer wurde der Jahresmittelwert der Abflüsse kleiner Gewässer aus dem Datensatz MQ-GWN-CH ermittelt (BAFU, 2013). Dieser beträgt 46 L/s. Im Szenario wurde von 100 % Direkteinleitung ausgegangen.

Das Szenario wurde nicht gewählt, weil es eher ein best case als einen worst case darstellt. Das Einzelhaus leitet, wie der Name schon impliziert, alleine in ein Gewässer ein. Die Gewässergrösse ist mit 46 L/s klein (Schaffner et al., 2013). Das Einzelgebäude hat jedoch das komplette Gewässer zur Verfügung, um die eingeleitete Fracht zu verdünnen. In einem dicht besiedelten urbanen Einzugsgebiet hingegen leiten mehrere Gebäude in das gleiche Gewässer ein, wodurch sich der Gewässeranteil pro Gebäude verringert. Wenn also beispielsweise an einem Gewässer mit 500 L/s (rund 10-mal grösser als das Gewässer beim Einzelgebäude) ein Einzugsgebiet von 100 Gebäuden liegt, hat jedes Gebäude nur noch 5 L/s vom Gewässer zur Verfügung.

B.1.2 ESD City Szenario

Das ESD "City" Szenario beschreibt die Emission aus einer Stadt mit 4000 Gebäuden in ein Oberflächengewässer. Ein Haus hat die Masse eines OECD Hauses (B.1.1). Das Szenario beschreibt die Direkteinleitung über die Trennkanalisation (Ahting et al., 2014), wie in diesem Projekt festgelegt. Das City Szenario legt fest, dass nur ein gewisser Anteil der Gebäude frisch gestrichen oder verputzt ist. Der Rest ist älter und emittiert somit weniger Substanz. Für eine Lebensdauer von 5 Jahren ergibt sich, dass 66 Gebäude frisch gestrichen oder verputzt und die restlichen 3934 Gebäude älter sind (Muijs et al., 2015). Für das eigene Emissionsszenario wurde daher festgelegt, dass nur die 66 Gebäude betrachtet werden, die im Modell COMLEAM Eingang finden. Im ESD die Wassermenge, die von den 4000 Gebäuden in den Vorfluter gelangt, auf 600'000 L/d festgelegt. Weiterhin wird angenommen, dass die Wassermenge 1:10 verdünnt wird, nachdem sie in das Oberflächengewässer eingeleitet wird. Das Oberflächengewässer fasst daher 6'00'000 L/d oder ca. 70 L/s. Dieser Wert wurde als Gewässergrösse für das entwickelte Szenario in der COMLEAM-Modellierung festgelegt.

Das Szenario wurde nach den Tests jedoch nicht weiter berücksichtigt. Grund ist, dass die Annahmen aus ESD Szenario nicht direkt auf ein dynamisches Modell übertragbar sind. Vor allem stellte sich der Abfluss von 70 L/s im Oberflächengewässer als deutlich zu klein heraus.

Tabelle 19: Parameter für das Emissionsszenario ESD City Szenario.

Parameter	Wert	Einheit
Länge Einzelgebäude	17.5	m
Breite Einzelgebäude	7.5	m
Höhe Fassade Einzelgebäude	2.5	m
Dachfläche (0.5 m Dachüberstand):	145	m ²
Zusätzliche versiegelte Fläche pro Gebäude	0	m ²
Anteil Direktabfluss pro Gebäude	100	%
Anzahl Gebäude im EZG	66	-
Abflussanteil am Gewässer pro Gebäude	1	L/s

B.2 Herleitung Abflussanteil pro Gebäude

Einen wichtigen Parameter des Emissionsszenarios stellt der Gewässeranteil dar, welcher jedem Gebäude zur Verfügung steht. Der Parameter resultiert aus der Vereinfachung des Umgebungsmodells hinsichtlich der Einleitung der Siedlungsabflüsse. Die räumliche Aufteilung der Gebäude in einem Siedlungsgebiet ist nicht immer gleich und daher auch die Fliesstrecken vom Abfluss der verschiedenen Gebäude bis ins Gewässer. Die Vereinfachung beruht darauf, dass jedes betrachtete Gebäude im Siedlungsgebiet einen bestimmten Anteil am Gewässer zugeteilt bekommt. Ist die Anzahl betrachteter Gebäude definiert, kann der Abflussanteil am Gewässer pro Gebäude einfach berechnet werden.

Formel 8: Herleitung des Abflussanteils pro Gebäude.

$$\frac{\text{Gewässerabfluss } \left[\frac{\text{L}}{\text{s}}\right]}{\text{Gebäude}} = \text{Abflussanteil pro Gebäude } \left[\frac{\text{L}}{\text{s}}\right]$$

Der Gewässerabfluss wurde auf 1000 L/s festgelegt. Für die Anzahl der betrachteten Gebäude lagen mehrere Konzepte vor, welche nachfolgend beschrieben werden. Das finale Konzept ist in 3.2.4 erläutert.

B.2.1 Gebäudegesamtzahl

In diesem Ansatz wird allen Gebäuden im Einzugsgebiet derselbe Anteil am Gewässerabfluss zugeteilt. Alle Gebäude leiten in das Gewässer ein. Die Direkteinleitung wird mit 100 % angenommen. Es wird angenommen, dass das untersuchte Produkt auf allen Gebäuden verbaut ist. Dies stellt hinsichtlich der Emission in ein Gewässer den worst-case dar, wenn 100 % des Siedlungsabflusses (Abwasser nicht mitgezählt) vom gesamten Einzugsgebiet direkt eingeleitet wird. Der Vorteil dieses Ansatzes ist, dass die Gesamtbelastung des Gewässers nicht höher liegen kann als der simulierte Wert. Der Abflussanteil pro Gebäude errechnet sich dann gemäss Formel 9.

Formel 9: Herleitung des Abflussanteils über die Gebäudegesamtzahl.

$$\frac{1000 \frac{\text{L}}{\text{s}}}{1000 \text{ Gebäude}} = 1 \frac{\text{L}}{\text{s}} / \text{Gebäude}$$

Das Konzept wurde nicht gewählt, da es für die Anwendung als gesamtschweizerisches Konzept aus Sicht der Autoren zu viele unrealistische Annahmen trifft, wie 100 % Anteil und 100 % Direkteinleitung.

B.2.2 Sanierungsquote

Von der Gesamtzahl an Gebäuden werden nur diejenigen betrachtet, welche neu gebaut oder saniert werden. Dies vor dem Hintergrund, dass nicht alle Gebäude im Einzugsgebiet in relevantem Masse an der Emission in das Gewässer beteiligt sind. Alte Gebäude emittieren wenig bis keine Substanzen mehr, da die Bauprodukte hinsichtlich organischer Biozide bereits ausgewaschen sind. Gemäss dem SIA Merkblatt 2032 beträgt die durchschnittliche Lebensdauer einer Fassade 30 Jahre. Für Dachbahnen wurde die gleiche Amortisationszeit festgelegt. Bei einer Gesamtzahl von 1000 Gebäude werden pro Jahr also $1000/30 = 33$ Gebäude frisch gebaut oder saniert. Da die Simulationsdauer fünf Jahre beträgt, wird die Anzahl der Gebäude betrachtet, die in fünf Jahren saniert werden. $33 * 5 = 165$ Gebäude. Es resultiert also folgender Abflussanteil pro Gebäude.

Formel 10: Berechnung der Sanierungsquote für die Gebäude im Einzugsgebiet.

$$\frac{1000 \frac{\text{L}}{\text{s}}}{1000 \text{ Gebäude} \cdot 5 \text{ a}} = 6 \frac{\text{L}}{\text{s}} / \text{Gebäude}$$

Der Vorteil dieses Konzepts ist, dass die Betrachtung nur auf den Gebäuden liegt, welche neu gebaut oder saniert werden und daher auch in relevantem Masse an der

Emission in die Gewässer beteiligt sind. Der Nachteil ist jedoch, dass die Lebensdauer nicht für jede Produktgruppe gleich ist. Somit müsste das Konzept für jede Produktgruppe die unterschiedliche Lebensdauer berücksichtigen, was der Idee eines stabilen und produktübergreifenden Szenarios widerspricht.

B.2.3 Sanierungsquote mit Berücksichtigung vom zeitlich versetzten Gebäudebestands

Die Herleitung des Abflussanteils gemäss B.2.2 berücksichtigt neu gebaute oder sanierte Gebäude in fünf Jahren. Dieser Ansatz hat das Problem, dass er die Gebäude, die über fünf Jahre verteilt saniert werden, so behandelt, als würden alle gleichzeitig saniert. Korrekt wäre eine Betrachtung der sanierten Häuser über die gesamte betrachtete Simulationsdauer (5 Jahre). Gemäss dem SIA Merkblatt 2032 beträgt die durchschnittliche Lebensdauer einer verputzten Fassade 30 Jahre. Für Dachbahnen wurde die gleiche Amortisationszeit festgelegt. Bei einer Gesamtzahl von 1000 Gebäude werden pro Jahr also $1000/30 = 33$ Gebäude frisch gebaut oder saniert. Auf dem Zeitstrahl betrachtet, emittieren im ersten Jahr nach Betrachtungsbeginn 33 Häuser, im zweiten 66 Häuser und so weiter. Die Gesamtfracht, die von den emittierenden Gebäuden in 5 Jahren ausgeht, ist also nicht fünfmal höher (wie bei B.2.2 angenommen) als die Gesamtfracht, die von den Gebäuden in einem Jahr ausgeht.

Unter Annahme einer linearen Emission kann das Verhältnis der Emission von zeitlich versetztem Gebäudebestand nach n Jahren zu den Gebäuden aus dem ersten Jahr nach der Gaußschen Summenformel geteilt durch n berechnet werden.

Formel 11: Berechnung der Sanierungsquote unter Einbezug des zeitlichen Versatzes.

$$\frac{\sum_1^n Emission_{zeitlich\ versetzt}}{\sum_1^n Emission_{nur\ erstes\ Jahr}} = \frac{n(n+1)}{n} [a]$$

Für $n = 5$ Jahre resultiert 3, also eine dreifach höhere Gesamtemission von den Gebäuden im Vergleich zu den Emissionen aus dem ersten Jahr. Das Verhältnis berechnet ein Gebäudeäquivalent in Jahren. Die Jährliche Anzahl Gebäude (33) multipliziert mit diesem Verhältnis ergibt die Anzahl Gebäude, welche gleichzeitig simuliert, dieselbe Gesamtfracht nach n Jahren emittieren wie die zeitlich versetzten Gebäude.

Bei Aussenputzen, Aussenfarben und Dachbahnen ist die Emission nicht linear. Wird die Abnahme der Emission aus den Gebäuden mitberücksichtigt, wird das Verhältnis zwischen den Emissionen aus 1 Jahr und den Emissionen nach n Jahren grösser, je stärker die Abnahme der Emission über die Zeit ist. Es gilt $3 \leq x \leq 5$ für $n = 5$ Jahre. Das Verhältnis für 5 Jahre beträgt 3 bei linearer Emission (= 0 % Reduktion über die Zeit). Bei einer maximalen Reduktion (100 % Reduktion nach 1 Jahr, bspw. Topfkonservierer) beträgt das Verhältnis 5.

Diese Berechnungen setzen voraus, dass die jährlichen Emissionen immer gleichbleiben, was in der Realität aufgrund unterschiedlicher Klimabedingungen natürlich nicht der Fall ist. Deshalb wurde weiter die Herleitung dieses Faktors versuchsweise vorgenommen mit einer Langzeitsimulation eines geprüften Produkts über 5 Jahre. Für den zusätzlichen Substanzeintrag ins Gewässer wurden die Substanzmengen der Jahre 2 bis 5 zu den Substanzmengen aus dem Jahr 1 hinzugezählt. Abbildung 48 illustriert diesen Zusammenhang. Die rote Linie ist der Verlauf des Stoffaustrags im Jahr 1 (2000). Die blaue Linie ist der Verlauf des Stoffaustrags im Jahr 2 (2001). Die schwarze Linie ist die Summe aller Verläufe der Jahre 1 bis 5.

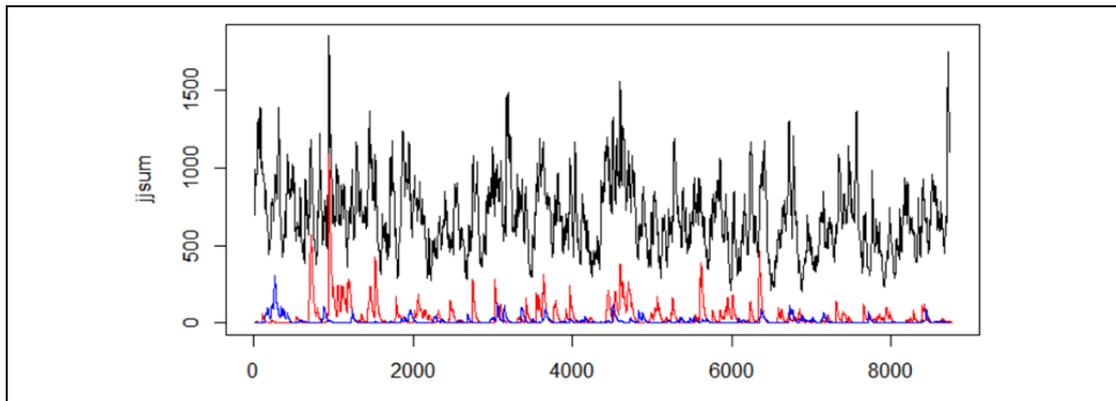


Abbildung 48: Überlagerung der Konzentrationsverläufe einer 5-jährigen Simulation zur Herleitung des Multiplikationsfaktors.

Mit diesem Vorgehen wurde der Multiplikationsfaktor für $n = 5$ Jahre auf 3 bestimmt. Dieser entspricht somit dem Verhältnis gemäss der Gaußschen Summenformel. Für das Emissionsszenario wird der Abflussanteil pro Gebäude folgendermassen berechnet

Formel 12: Berechnung des Gebäudeabflusses unter Berücksichtigung der Sanierungsquote

$$\frac{1000 \frac{L}{s}}{\frac{1000 \text{ Gebäude}}{30 \text{ a}} \cdot 3 \text{ a}} = 10 \frac{L}{s} / \text{Gebäude}$$

Der Vorteil dieses Konzepts liegt darin, dass die Emissionen so realitätsnah wie möglich hergeleitet wurden. Das Konzept kann unterschiedliches emissionsverhalten berücksichtigen und stellt sicher, dass die Gesamtemissionen nicht über oder unterschätzt werden. Hierbei liegen jedoch auch die Nachteile dieses Konzepts. Die Herleitung und Erklärung des Konzepts sind kompliziert. Die Abnahme der Emission über die Zeit ist produktspezifisch. Folglich muss nicht nur jede Produktgruppe unterschiedlich gehandhabt werden, sondern jedes Produkt. Die Abnahme der Emission über die Zeit im Laborversuch hat Einfluss auf den resultierenden Faktor. Die Methode birgt einen weiteren Nachteil. Der ermittelte Faktor beschreibt die Anzahl Gebäude, welche – gleichzeitig gebaut - gleichviel Substanz emittieren, als wenn die Gebäude zeitlich versetzt gebaut würden. Da alle Gebäude jedoch gleichzeitig simuliert werden, werden zu Beginn der Simulation höhere Konzentrationen resultieren, als gegen Ende, da der Emissionsverlauf logarithmisch ist.

In der Realität würde im Gewässer jedoch nach jedem Neubau die Konzentration im Gewässer wieder zunehmen, da das neuen Gebäude zu Beginn grosse Frachten einleiten. Dieser Effekt kann mit einer einzelnen Simulation nicht abgedeckt werden.

C Geprüfte Umgebungsmodelle

C.1 Einzelgebäude an kleinem Gewässer

C.1.1 Simulation der Fassadenmaterialien für Diuron

C.1.1.1 Simulationsparameter

Tabelle 20: Gebäudeparameter "Einzelgebäude an kleinem Gewässer"

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Länge Gebäude		17.5	m
Breite Gebäude		7.5	m
Höhe Fassade		2.5	m
Dachfläche		145	m ²
Abflusskoeffizient Fassade	runoffcoefficient	0.9	-
Abflusskoeffizient Dach	runoffcoefficient	1	-
Emissionsfunktion	Log	$E_{\{cum\}} = a * \ln(1 + b * q_{\{c, cum\}})$	

Tabelle 21: Umgebungsparameter "Einzelgebäude an kleinem Gewässer"

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Simulationsbeginn	startdate	1.1.2001	
Simulationsende	enddate	1.1.2006	
Abfluss des Gewässers pro Gebäude	surfacewaterq347	46	l/s
Wetterdatensatz	weatherdatasetname	Zuerich 20years	
	wdrct	1	
	wdro	0.4	
	wdrterrain	4	

C.1.1.2 Parameter und Ergebnisse Putz PT_01_ORG Einzelgebäude 46 l/s

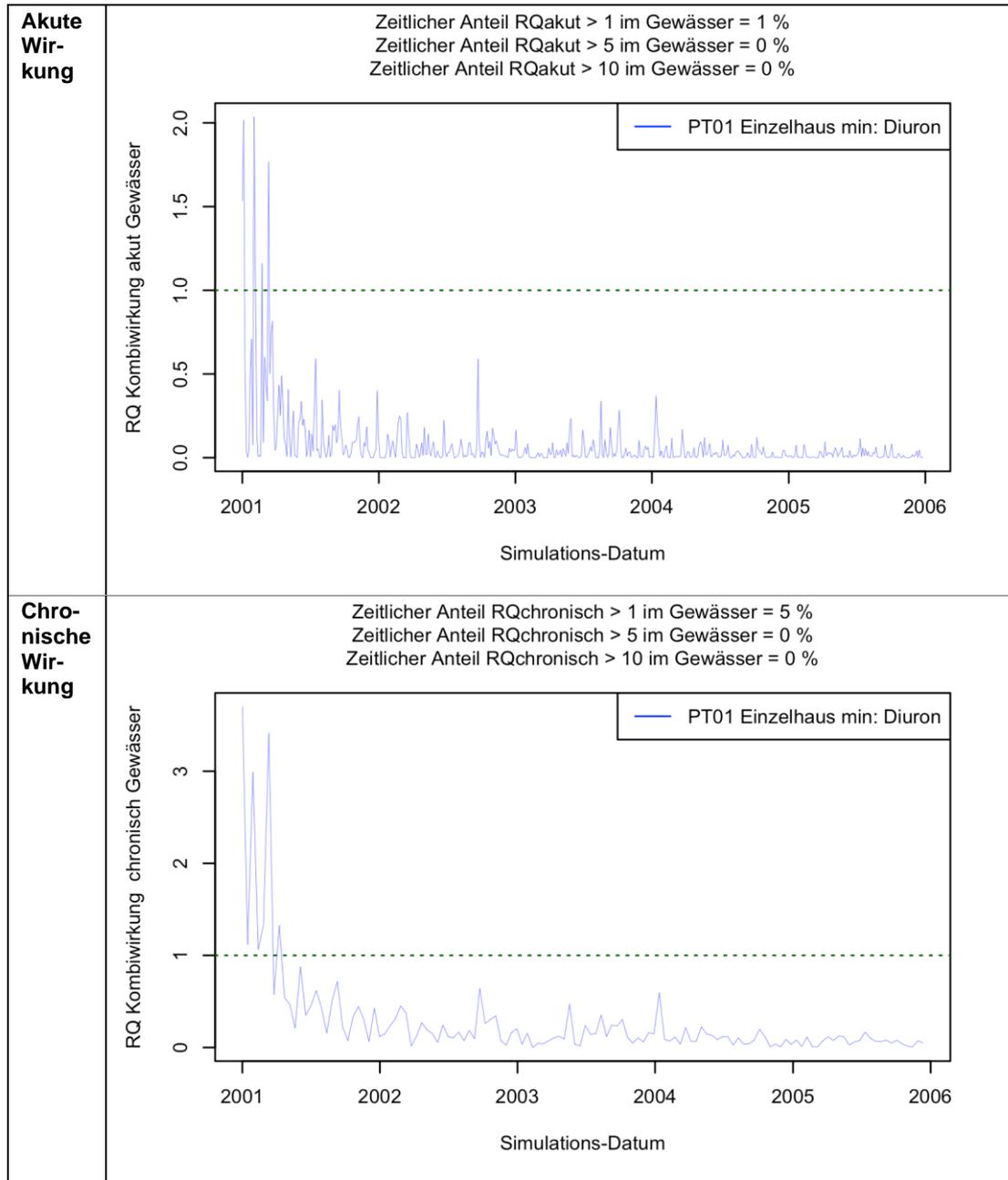
Tabelle 22: Parameter der Emissionsfunktion PT_01_ORG

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Anfangskonzentration	c0 / initialsubstancecontent	2400	
Parameter b	b	0.37	
Parameter a	a	29.92	

Tabelle 23: Parameter der Schadstoffbewertung

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Bewerteter Schadstoff	substancename	Diuron	
Akutes Qualitätskriterium	acuteConcentration	0.25	µg/l
Chronisches Qualitätskriterium	chronicConcentration	0.07	µg/l

Tabelle 24: Ergebnisse Simulation PT_01_ORG Einzelgeb. 46 l/s, Risikoquotient im Gewässer



C.1.1.3 Parameter und Ergebnisse Putz PT12 Einzelgebäude 46 l/s

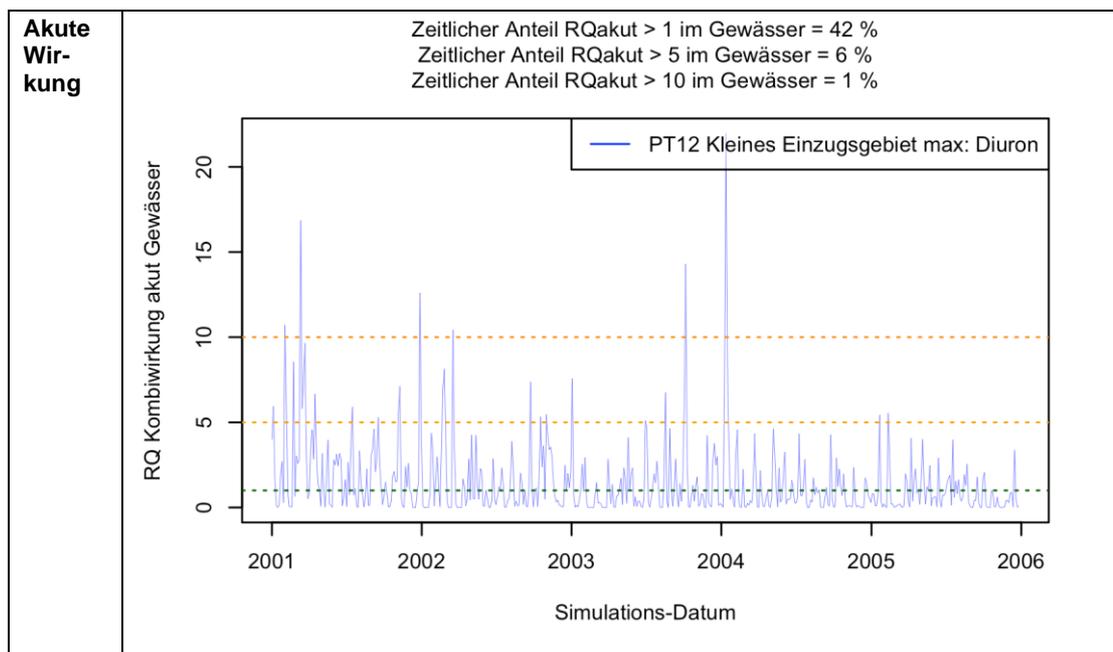
Tabelle 25: Parameter der Emissionsfunktion PT12

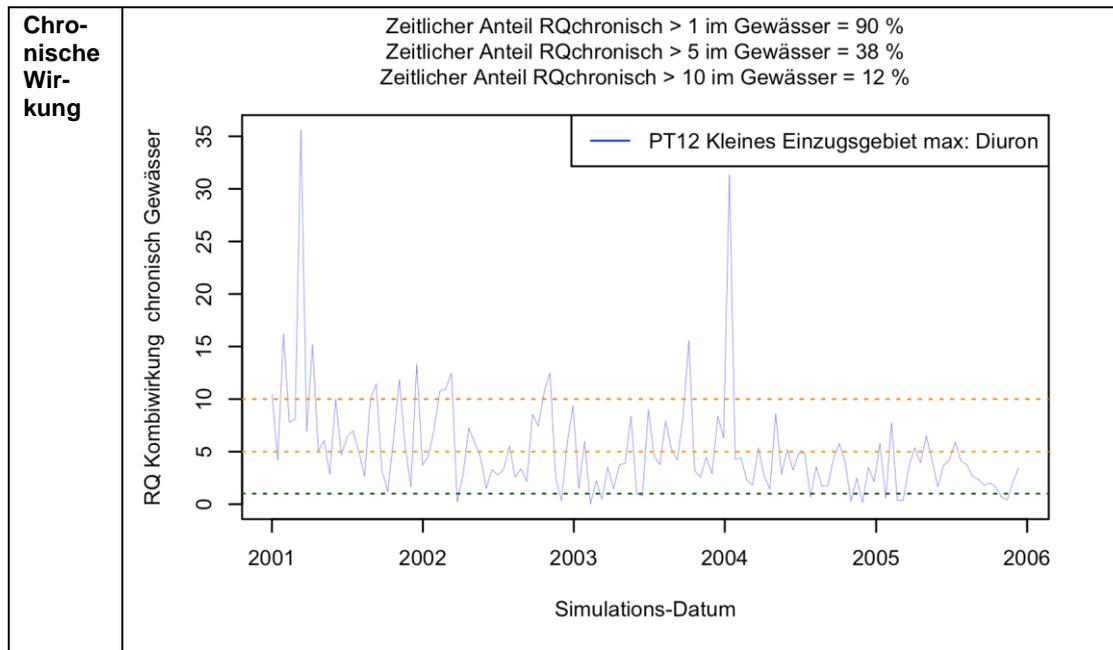
Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Anfangskonzentration	c0 / initialsubstancecontent	4848	
Parameter b	b	0.01	
Parameter a	a	472.8	

Tabelle 26: Parameter der Schadstoffbewertung

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Bewerteter Schadstoff	substanceName	Diuron	
Akutes Qualitätskriterium	acuteConcentration	0.25	µg/l
Chronisches Qualitätskriterium	chronicConcentration	0.07	µg/l

Tabelle 27: Ergebnisse Simulation PT12 Einzelgeb. 46 l/s, Risikoquotient im Gewässer





C.2 Kleines urbanes EZG Mittelland

C.2.1 Abflussaufteilung nach Sanierungsquote

C.2.1.1 Simulationsparameter

Tabelle 28: Gebäudeparameter EZG 17 l/s

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Länge Gebäude		17.5	m
Breite Gebäude		7.5	m
Höhe Fassade		10	m
Dachfläche		145	m ²
Zusätzliche versiegelte Fläche		367	m ²
Abflusskoeffizient Fassade	runoffcoefficient	0.9	-
Abflusskoeffizient Dach	runoffcoefficient	1	-
Emissionsfunktion	Log	$\$E_{\{cum\}} = a * \ln(1 + b * q_{\{c, cum\}})$	

Tabelle 29: Umgebungsparameter EZG 17 l/s

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Simulationsbeginn	startdate	1.1.2001	
Simulationsende	enddate	1.1.2006	
Abfluss des Gewässers pro Gebäude	surfacewaterq347	17	l/s
Wetterdatensatz	weatherdatasetname	Zuerich 20years	

Parameter	Bezeichnung COMLEAM	in	Wert / Mass	Ein- heit
	wdrct		1	
	wdro		0.4	
	wdrterrain		4	

C.2.1.2 Parameter und Ergebnisse Putz PT_01_ORG

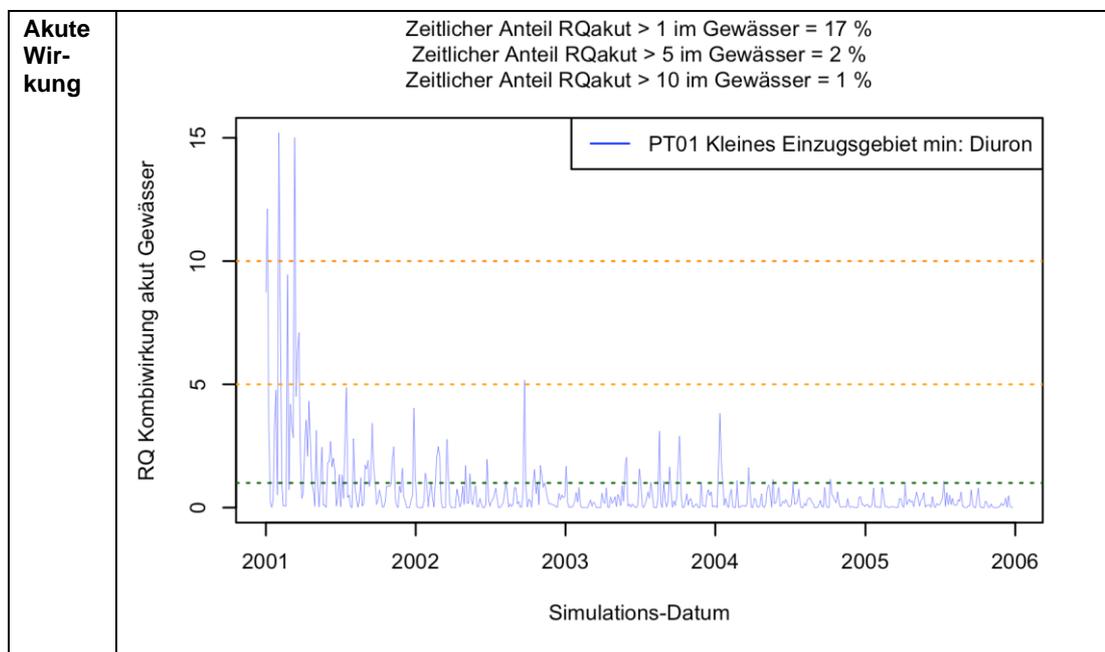
Tabelle 30: Parameter der Emissionsfunktion PT_01_ORG EZG 17 I/s

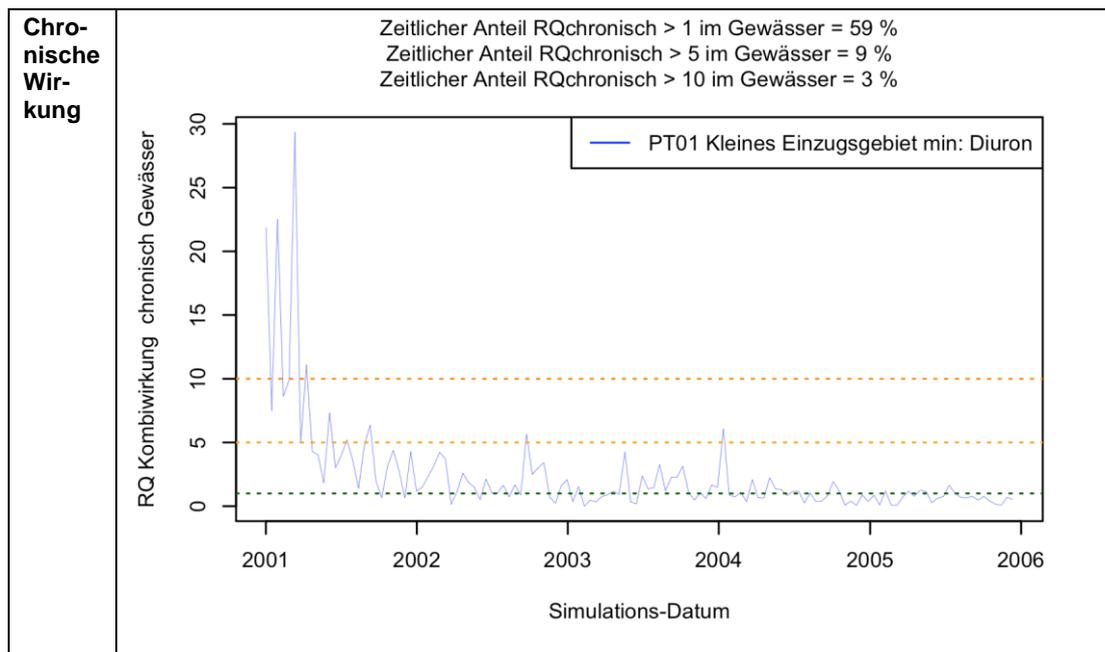
Parameter	Bezeichnung COMLEAM	in	Wert / Mass	Ein- heit
Anfangskonzentration	c0 / initialsubstancecontent		2400	
Parameter b	b		0.37	
Parameter a	a		29.92	

Tabelle 31: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 17 I/s

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Ein- heit
Bewerteter Schadstoff	substancename	Diuron	
Akutes Qualitätskriterium	acuteConcentration	0.25	µg/l
Chronisches Qualitätskriterium	chronicConcentration	0.07	µg/l

Tabelle 32: Ergebnisse Simulation PT_01_ORG EZG 17 I/s





C.2.1.3 Parameter und Ergebnisse Putz PT12

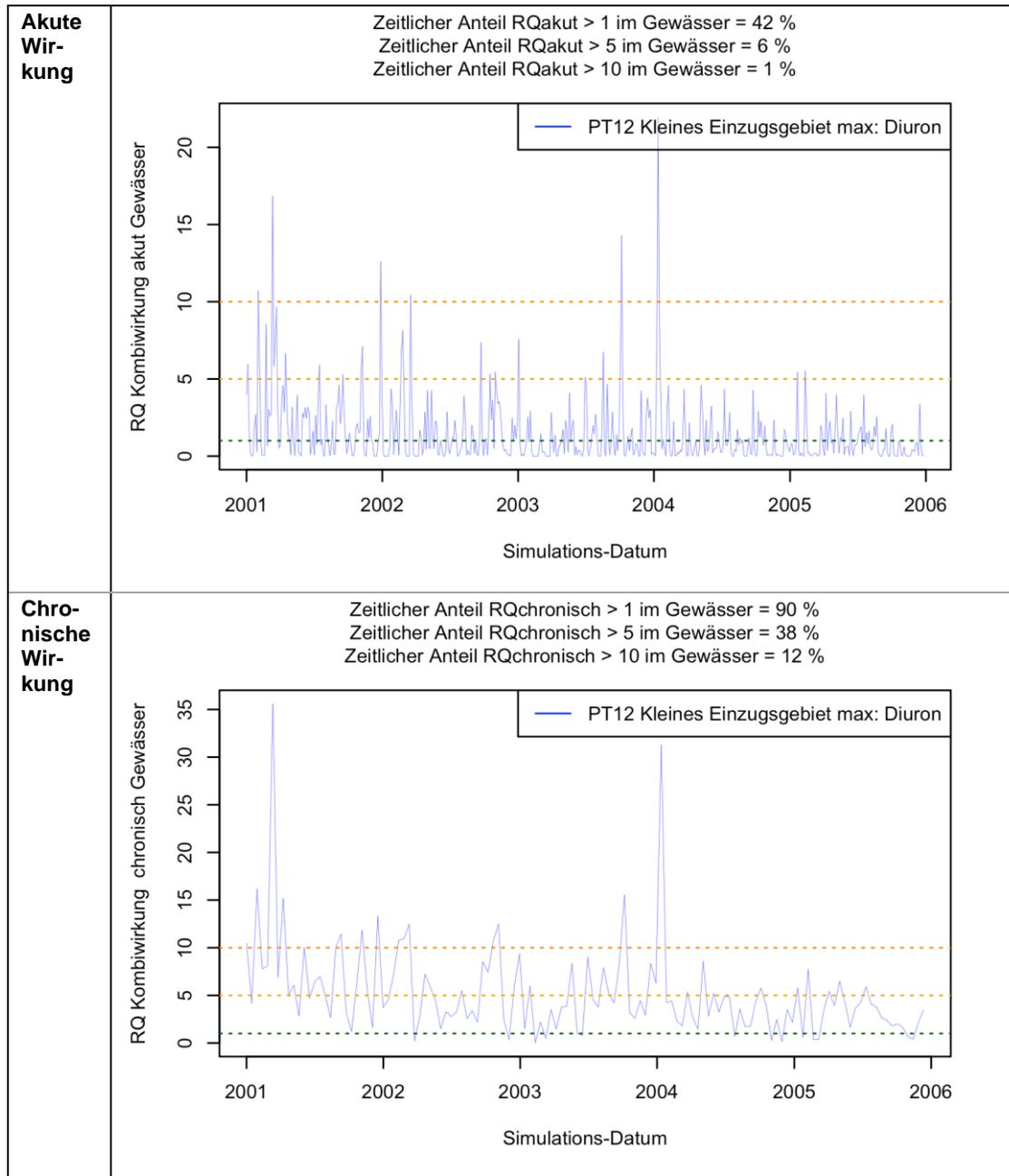
Tabelle 33: Parameter der Emissionsfunktion PT12 EZG 17 l/s

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Anfangskonzentration	c0 / initialsubstancecontent	4848	
Parameter b	b	0.01	
Parameter a	a	472.8	

Tabelle 34: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 17 l/s

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Bewerteter Schadstoff	substancename	Diuron	
Akutes Qualitätskriterium	acuteConcentration	0.25	µg/l
Chronisches Qualitätskriterium	chronicConcentration	0.07	µg/l

Tabelle 35: Ergebnisse Simulation PT12 EZG 17 I/s



C.2.2 Aufteilung des Gewässers pro Gebäude mit Direktabfluss

C.2.2.1 Simulationsparameter

Tabelle 36: Gebäudeparameter EZG 5 l/s

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Länge Gebäude		17.5	m
Breite Gebäude		7.5	m
Höhe Fassade		10	m
Dachfläche		145	m ²
Zusätzliche versiegelte Fläche		367	m ²
Abflusskoeffizient Fassade	runoffcoefficient	0.7	-
Abflusskoeffizient Dach	runoffcoefficient	1	-
Emissionsfunktion	Log	$\$E_{\{cum\}} = a * \ln(1 + b * q_{\{c, cum\}})$	

Tabelle 37: Umgebungsparameter EZG 5 l/s

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Simulationsbeginn	startdate	1.1.2001	
Simulationsende	enddate	1.1.2006	
Abfluss des Gewässers pro Gebäude	surfacewaterq347	5	l/s
Wetterdatensatz	weatherdatasetname	Zuerich 20years	
	wdrct	1	
	wdro	0.4	
	wdrterrain	4	

C.2.2.2 Parameter und Ergebnisse Putz PT_01_ORG

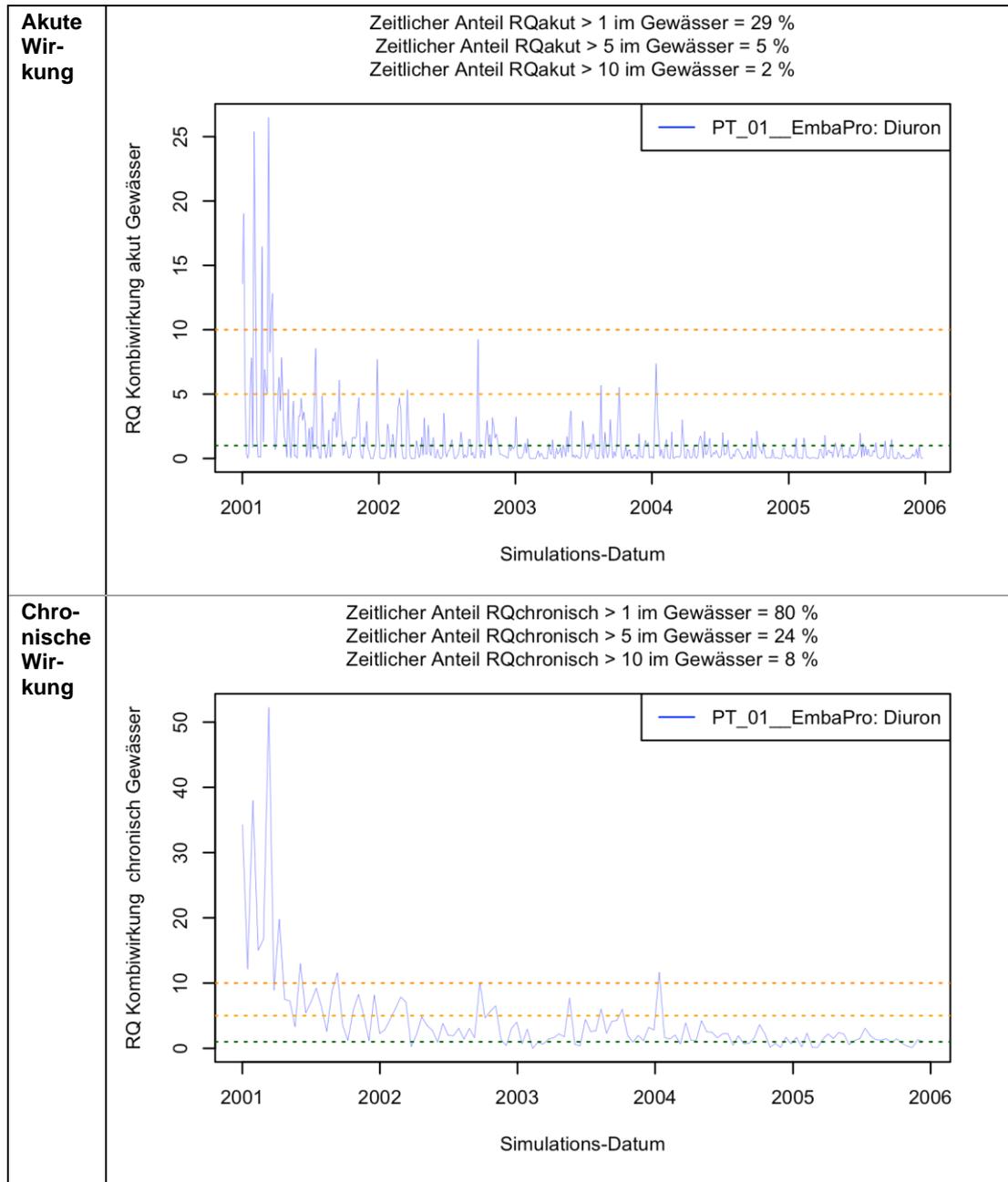
Tabelle 38: Parameter der Emissionsfunktion PT_01_ORG EZG 5 l/s

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Anfangskonzentration	c0 / initials substancecontent	2400	
Parameter b	b	0.37	
Parameter a	a	29.92	

Tabelle 39: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 5 l/s

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Bewerteter Schadstoff	substance name	Diuron	
Akutes Qualitätskriterium	acuteConcentration	0.25	µg/l
Chronisches Qualitätskriterium	chronicConcentration	0.07	µg/l

Tabelle 40: Ergebnisse Simulation PT_01_ORG EZG 5 I/s



C.2.2.3 Parameter und Ergebnisse Putz PT12

Tabelle 41: Parameter der Emissionsfunktion EZG 5 I/s PT12 Diuron

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Anfangskonzentration	c0 / initialsubstancecontent	4848	
Parameter b	b	0.00937	
Parameter a	a	473.6	

Tabelle 42: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 5 I/s Diuron

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Bewerteter Schadstoff	substancename	Diuron	
Akutes Qualitätskriterium	acuteConcentration	0.25	µg/l
Chronisches Qualitätskriterium	chronicConcentration	0.07	µg/l

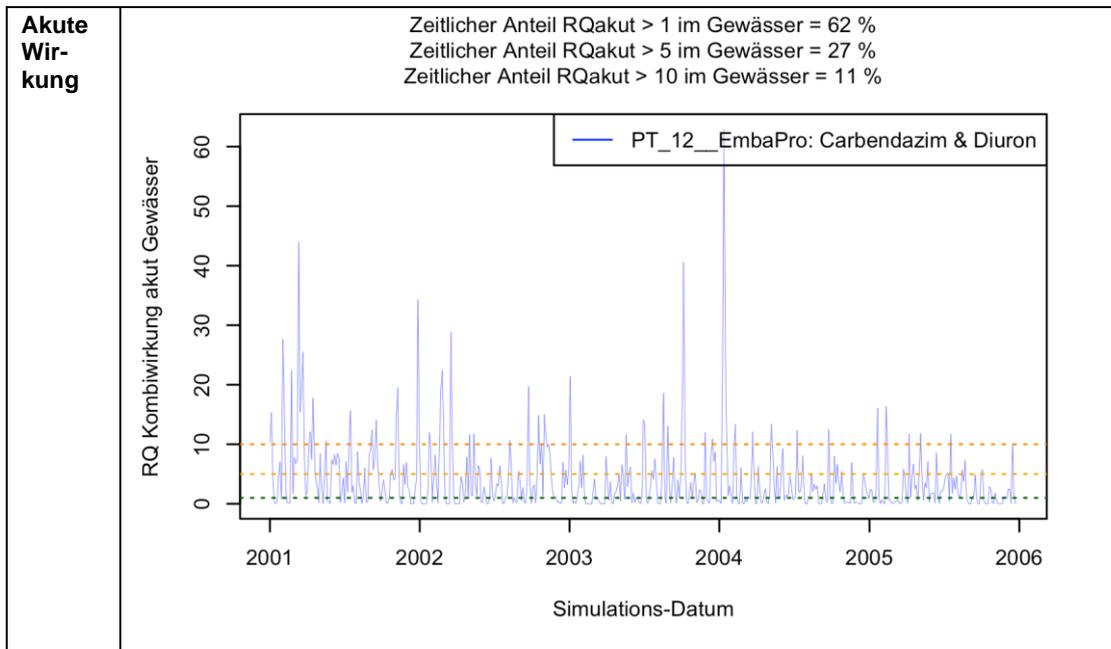
Tabelle 43: Parameter der Emissionsfunktion EZG 5 I/s PT12 Carbendazim

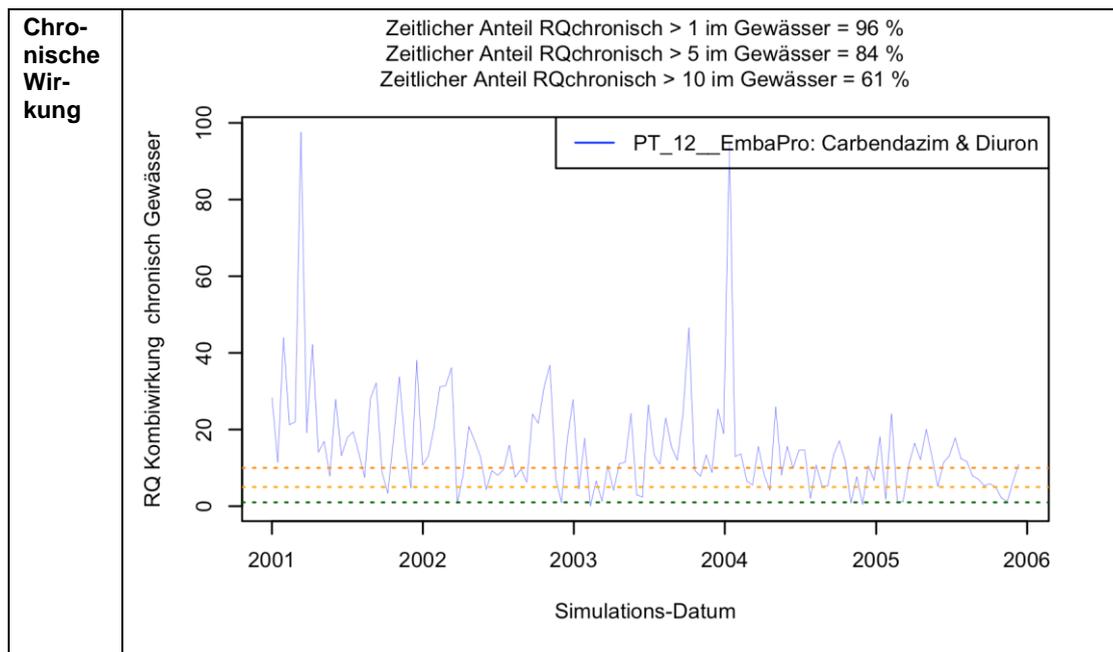
Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Anfangskonzentration	c0 / initials substance content	2200	
Parameter b	b	0.00458	
Parameter a	a	131.2	

Tabelle 44: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 5 I/s Carbendazim

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Bewerteter Schadstoff	substancename	Carbendazim	
Akutes Qualitätskriterium	acuteConcentration	0.7	µg/l
Chronisches Qualitätskriterium	chronicConcentration	0.1	µg/l

Tabelle 45: Ergebnisse Simulation PT12 EZG 5 I/s





C.2.2.4 Parameter und Ergebnisse Farbe FA01

Tabelle 46: Parameter der Emissionsfunktion EZG 5 l/s FA01 Terbutryn

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Anfangskonzentration	c0 / initialsubstancecontent	180	
Parameter b	b	0.02	
Parameter a	a	6.38	

Tabelle 47: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 5 l/s Terbutryn

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Bewerteter Schadstoff	substanceName	Terbutryn	
Akutes Qualitätskriterium	acuteConcentration	0.34	µg/l
Chronisches Qualitätskriterium	chronicConcentration	0.065	µg/l

Tabelle 48: Parameter der Emissionsfunktion EZG 5 l/s FA01 Isoproturon

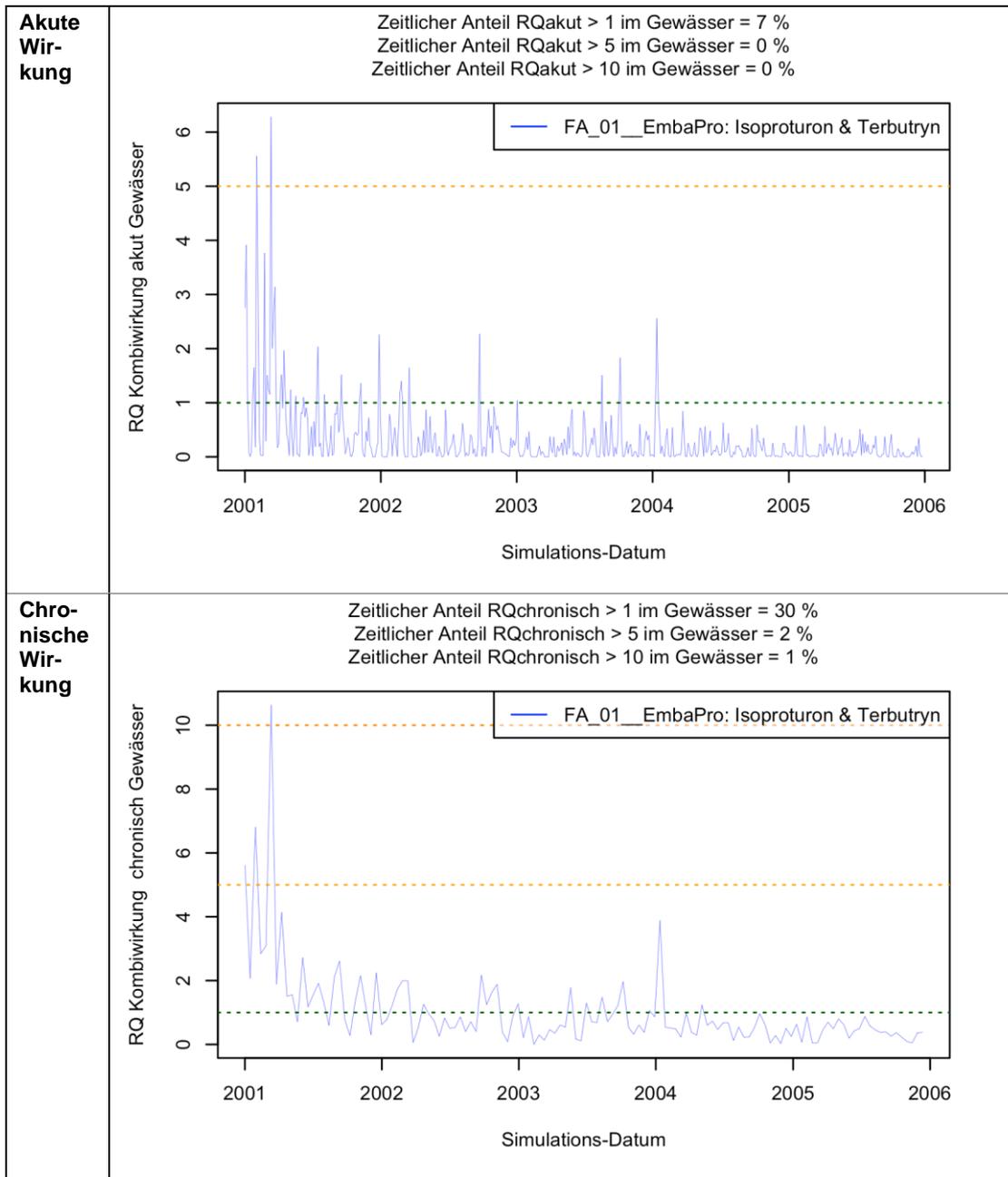
Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Anfangskonzentration	c0 / initialsubstancecontent	360	
Parameter b	b	0.31	
Parameter a	a	26.41	

Tabelle 49: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 5 l/s Isoproturon

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Bewerteter Schadstoff	substanceName	Isoproturon	
Akutes Qualitätskriterium	acuteConcentration	1.7	µg/l

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Chronisches Qualitätskriterium	chronicConcentration	0.64	µg/l

Tabelle 50: Ergebnisse Simulation FA01 EZG 5 l/s



C.2.2.5 Parameter und Ergebnisse Dachbahn DB_04_EPDM

Tabelle 51: Parameter der Emissionsfunktion EZG 5 I/s DB_04_EPDM Benzothiazol

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Anfangskonzentration	c0 / initialsubstancecontent	1000	
Parameter b	b	0.004033	
Parameter a	a	10.9835	

Tabelle 52: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 5 I/s DB_04_EPDM Benzothiazol

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Bewerteter Schadstoff	substancename	Benzothiazol	
Akutes Qualitätskriterium	acuteConcentration	250	µg/l
Chronisches Qualitätskriterium	chronicConcentration	240	µg/l

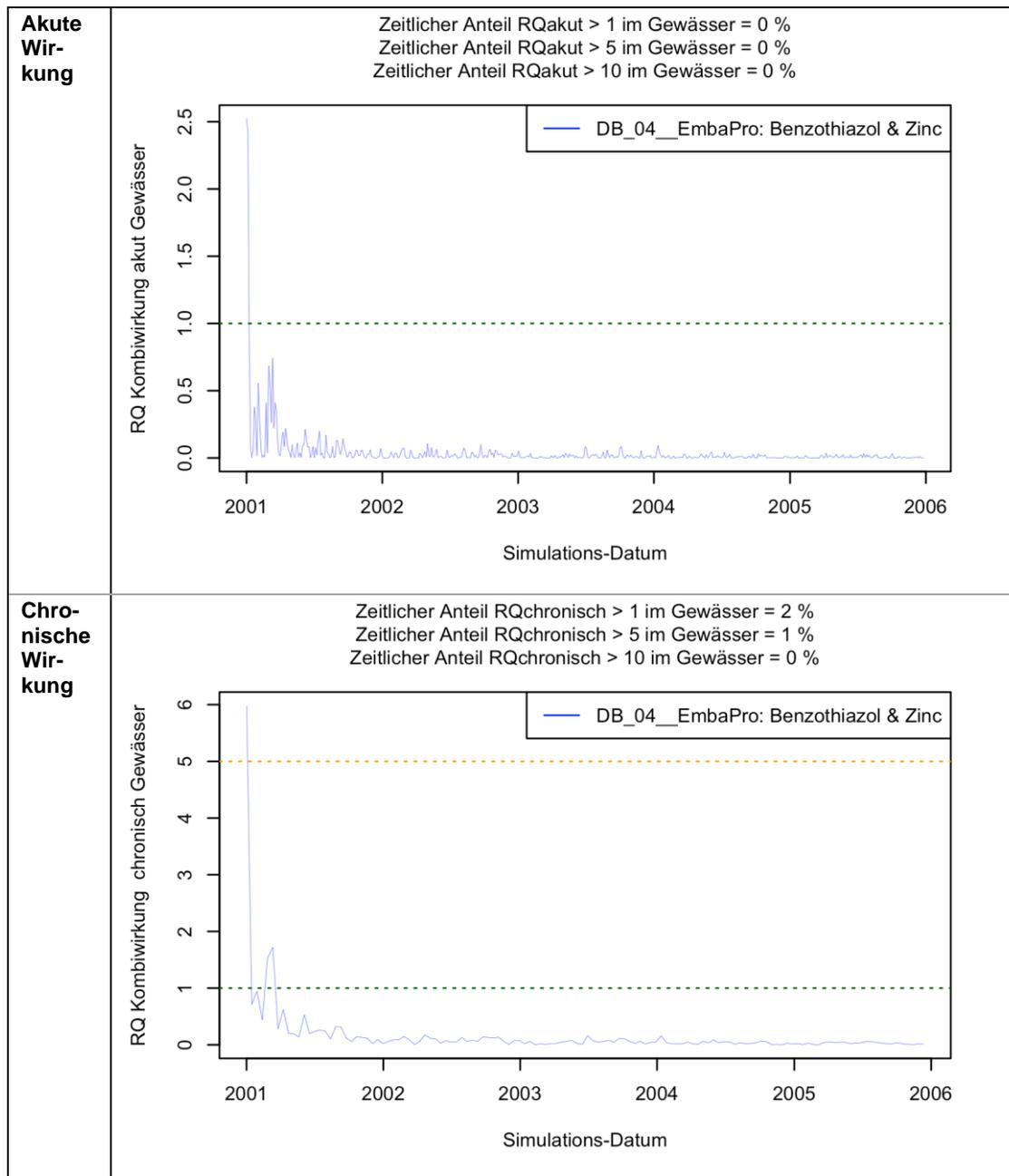
Tabelle 53: Parameter der Emissionsfunktion EZG 5 I/s DB_04_EPDM Zink

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Anfangskonzentration	c0 / initialsubstancecontent	1000	
Parameter b	b	0.04221	
Parameter a	a	70.49231	

Tabelle 54: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 5 I/s DB_04_EPDM Zink

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Bewerteter Schadstoff	substancename	Zinc	
Akutes Qualitätskriterium	acuteConcentration	20	µg/l
Chronisches Qualitätskriterium	chronicConcentration	5	µg/l

Tabelle 55: Ergebnisse Simulation DB_04_EPDM EZG 5 I/s



C.2.2.6 Parameter und Ergebnisse Dachbahn DB_13_BIT

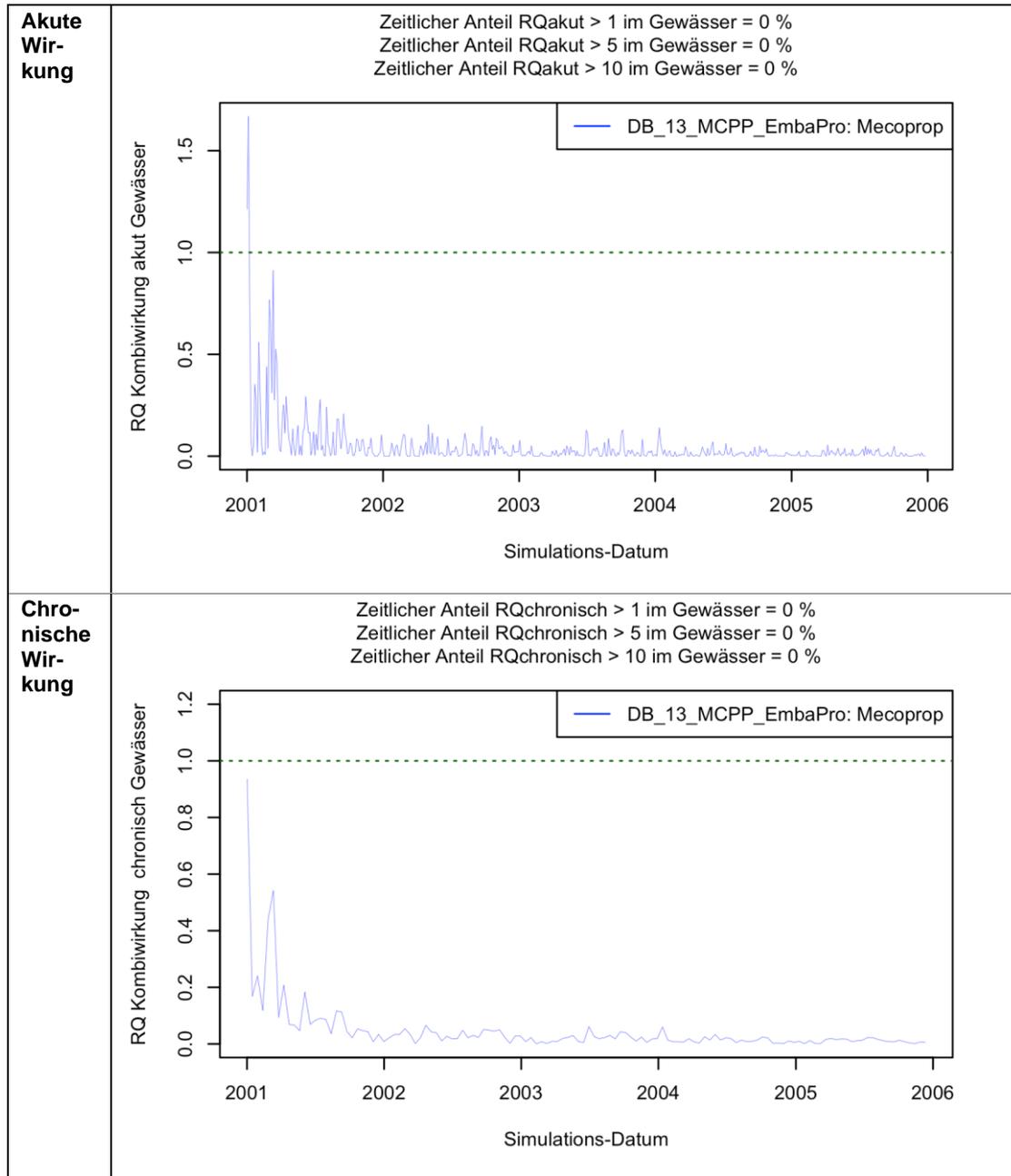
Tabelle 56: Parameter der Emissionsfunktion EZG 5 I/s DB_13_BIT Mecoprop

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Anfangskonzentration	c0 / initialsubstancecontent	12000	
Parameter b	b	0.01	
Parameter a	a	0.55	

Tabelle 57: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 5 I/s Mecoprop

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Bewerteter Schadstoff	substancename	Mecoprop	
Akutes Qualitätskriterium	acuteConcentration	0.1	µg/l
Chronisches Qualitätskriterium	chronicConcentration	0.1	µg/l

Tabelle 58: Ergebnisse Simulation DB_13_BIT EZG 5 I/s



C.2.2.7 Parameter und Ergebnisse Dachbahn DB_21_BIT

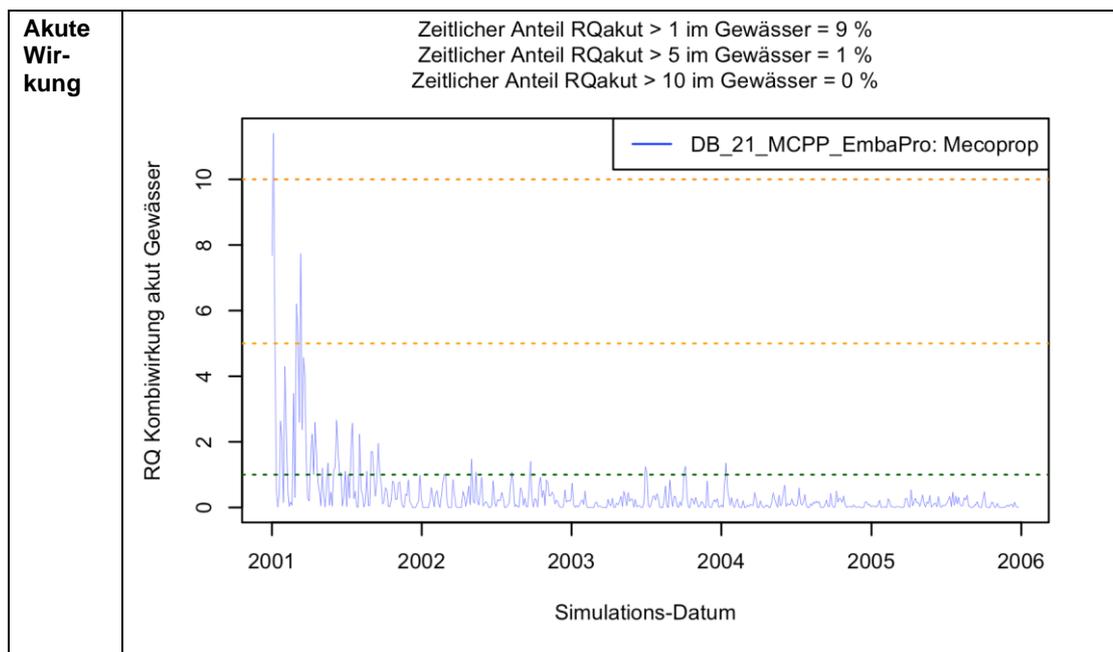
Tabelle 59: Parameter der Emissionsfunktion EZG 5 l/s DB_21_BIT Mecoprop

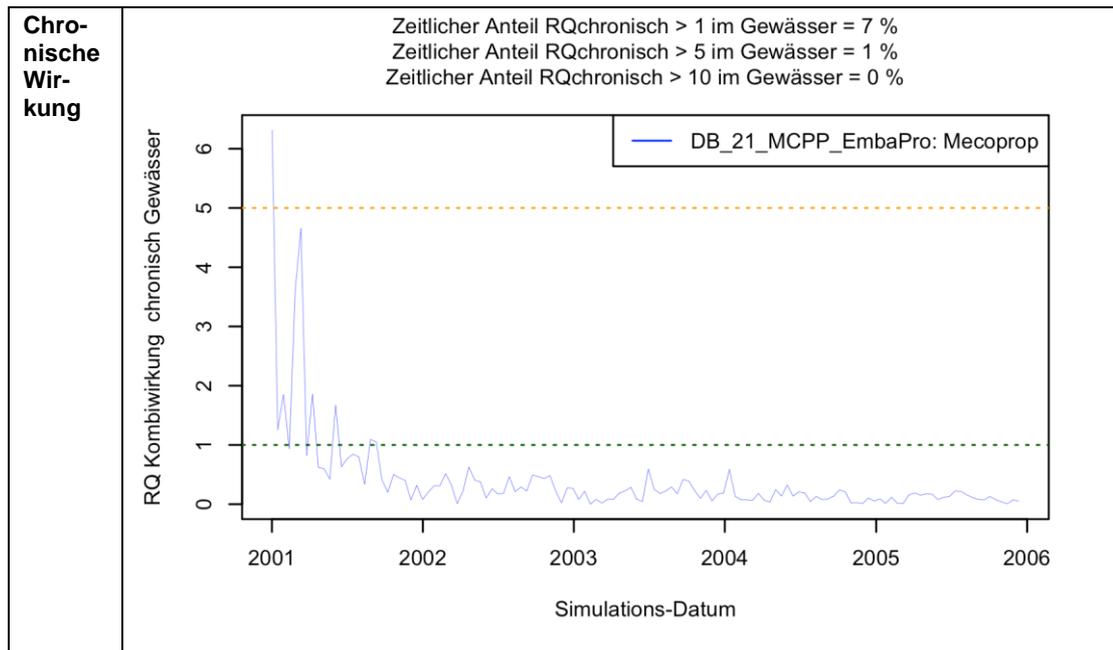
Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Anfangskonzentration	c0 / initialsubstancecontent	10000	
Parameter b	b	0.006104	
Parameter a	a	5.473553	

Tabelle 60: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 5 l/s Mecoprop

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Bewerteter Schadstoff	substancename	Mecoprop	
Akutes Qualitätskriterium	acuteConcentration	0.1	µg/l
Chronisches Qualitätskriterium	chronicConcentration	0.1	µg/l

Tabelle 61: Ergebnisse Simulation DB_21_BIT EZG 5 l/s





C.2.2.8 Parameter und Ergebnisse Dachbahn DB_22_BIT

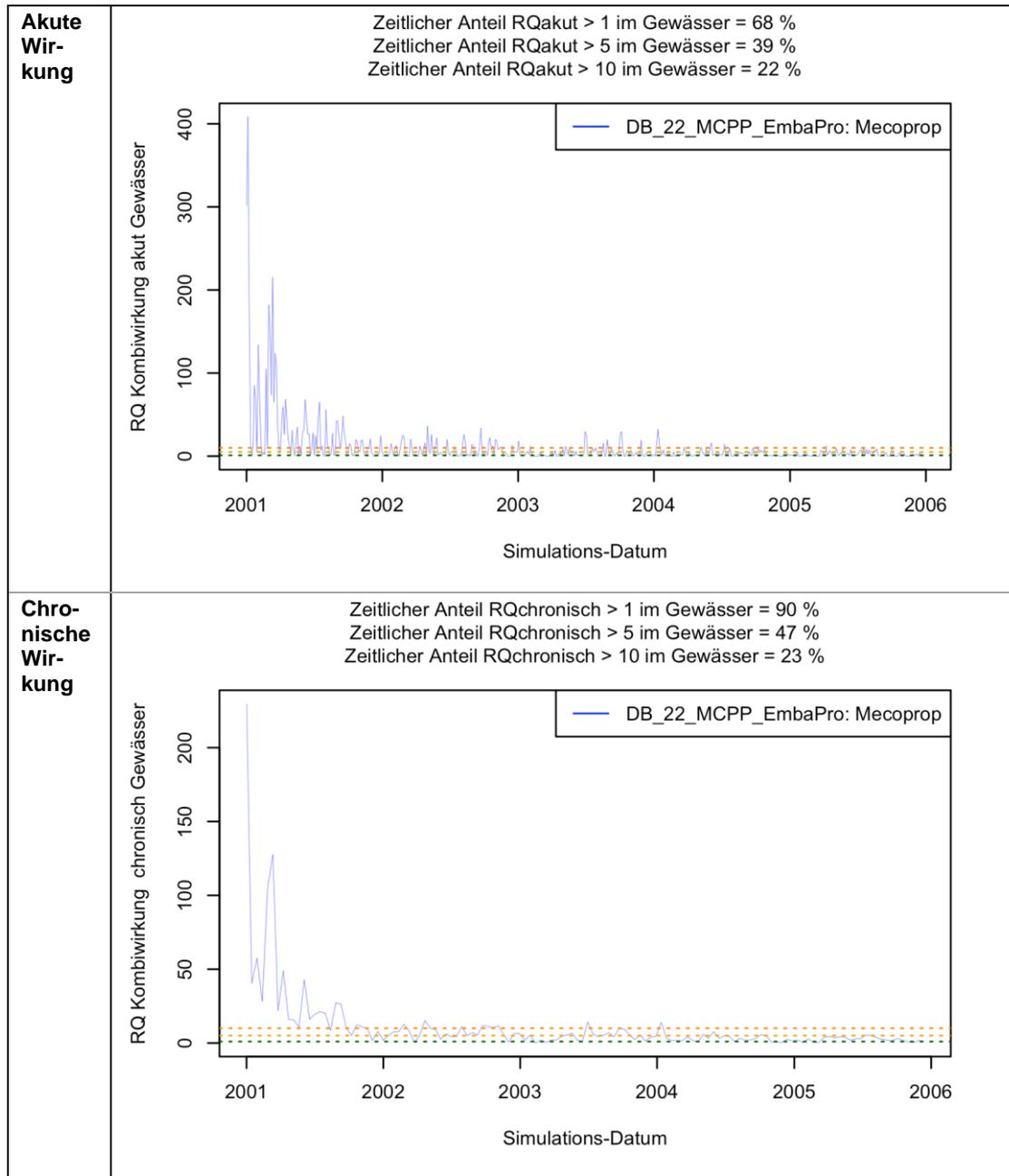
Tabelle 62: Parameter der Emissionsfunktion EZG 5 l/s DB_22_BIT Mecoprop

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Anfangskonzentration	c0 / initialsubstancecontent	20000	
Parameter b	b	0.01085	
Parameter a	a	127.04118	

Tabelle 63: Parameter der Schadstoffbewertung EZG 5 l/s Mecoprop

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Bewerteter Schadstoff	substancename	Mecoprop	
Akutes Qualitätskriterium	acuteConcentration	0.1	µg/l
Chronisches Qualitätskriterium	chronicConcentration	0.1	µg/l

Tabelle 64: Ergebnisse Simulation DB_22_BIT EZG 5 l/s



C.3 ESD City Szenario

C.3.1.1 Simulationsparameter

Tabelle 65: Gebäudeparameter City

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Länge Gebäude		17.5	m
Breite Gebäude		7.5	m
Höhe Fassade		10	m
Dachfläche		145	m ²
Zusätzliche versiegelte Fläche		367	m ²
Abflusskoeffizient Fassade	runoffcoefficient	0.9	-
Abflusskoeffizient Dach	runoffcoefficient	1	-
Emissionsfunktion	Log	$\$E_{\{cum\}} = a * \ln(1 + b * q_{\{c, cum\}})$	

Tabelle 66: Umgebungsparameter City

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Simulationsbeginn	startdate	1.1.2001	
Simulationsende	enddate	1.1.2006	
Abfluss des Gewässers pro Gebäude	surfacewaterq347	1.06	l/s
Wetterdatensatz	weatherdatasetname	Zuerich 20years	
	wdrct	1	
	wdro	0.4	
	wdrterrain	4	

C.3.1.2 Parameter und Ergebnisse Putz PT_01_ORG

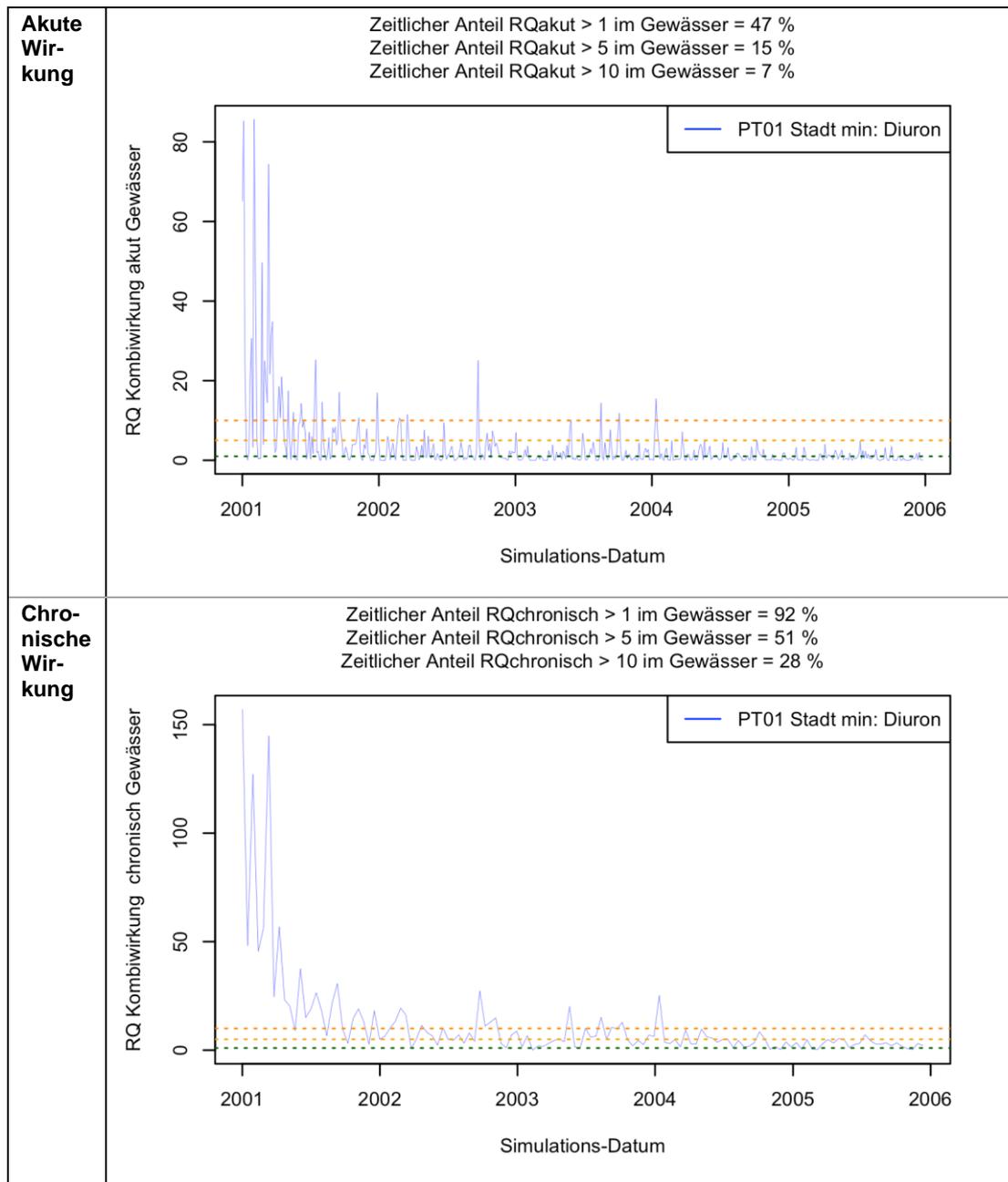
Tabelle 67: Parameter der Emissionsfunktion PT_01_ORG City

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Anfangskonzentration	c0 / initialsubstancecontent	2400	
Parameter a	b	0.37	
Parameter b	a	29.92	

Tabelle 68: Parameter der Schadstoffbewertung City

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Bewerteter Schadstoff	substanceName	Diuron	
Akutes Qualitätskriterium	acuteConcentration	0.25	µg/l
Chronisches Qualitätskriterium	chronicConcentration	0.07	µg/l

Tabelle 69: Ergebnisse Simulation PT_01_ORG City



C.3.1.3 Parameter und Ergebnisse Putz PT12

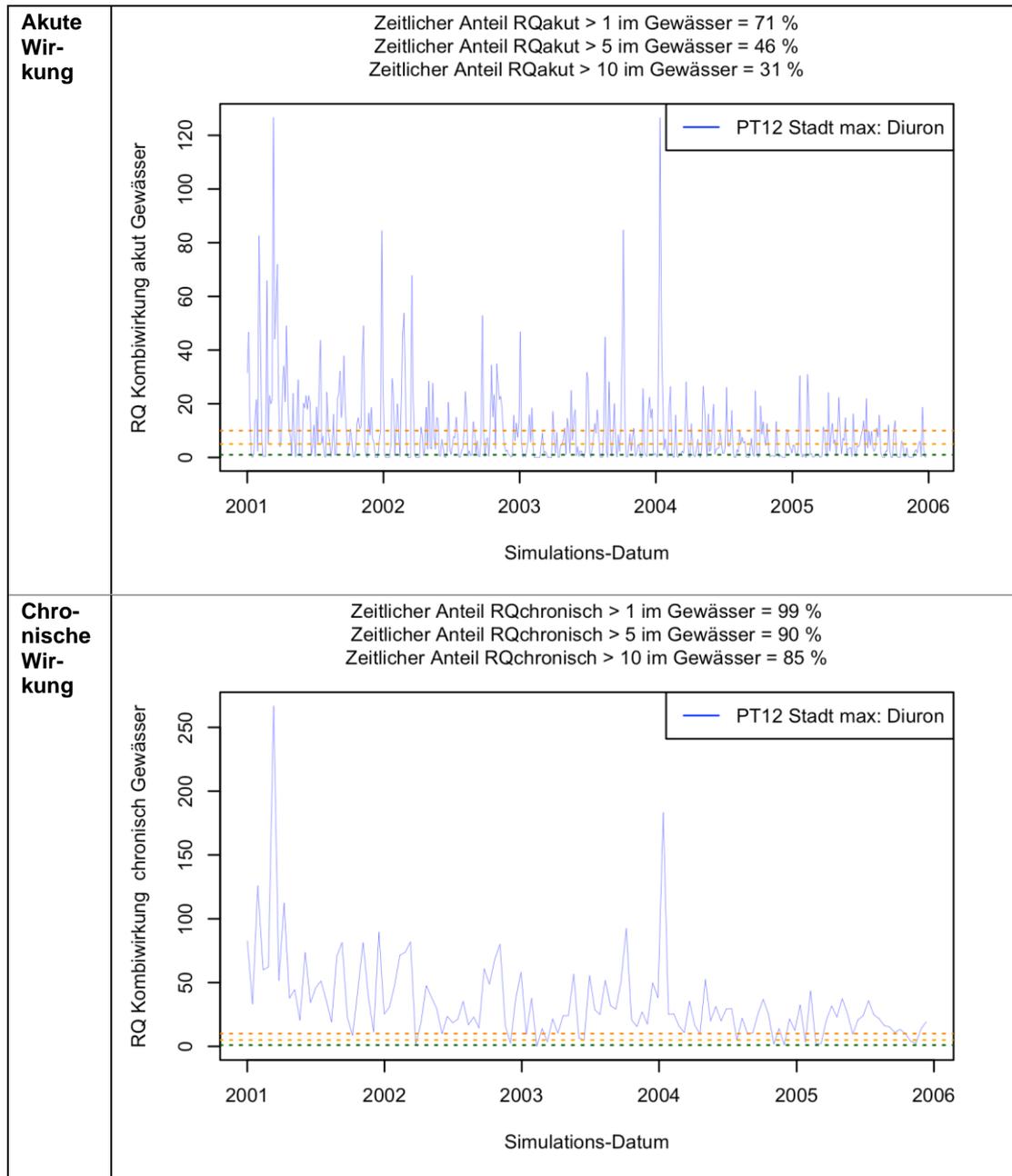
Tabelle 70: Parameter der Emissionsfunktion PT12 City

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Anfangskonzentration	c0 / initialsubstancecontent	4848	
Parameter a	b	0.01	
Parameter b	a	472.8	

Tabelle 71: Parameter der Schadstoffbewertung City

Parameter	Bezeichnung in COMLEAM	Wert / Mass	Einheit
Bewerteter Schadstoff	substancename	Diuron	
Akutes Qualitätskriterium	acuteConcentration	0.25	µg/l
Chronisches Qualitätskriterium	chronicConcentration	0.07	µg/l

Tabelle 72: Ergebnisse Simulation PT12 City



C.4 Szenariowahl

Die Szenarien lieferten jeweils Zeitreihen der Konzentration im simulierten Gewässer pro Bauprodukt und pro emittierter Substanz. Für den Vergleich der unterschiedlichen Szenarien wurden die Diuron-Emissionen aus zwei Putzen betrachtet. Simuliert wurden der Putz *PT_01_ORG* und der Putz *PT_12_ORG* mit den tiefsten und den höchsten Diuron-Emissionen. Verglichen wurden Szenarien mit sehr unterschiedlichen Gewässerabflüssen pro simuliertem Gebäude. Zudem wurde die Gebäudehöhe und der Abflusskoeffizient der Fassade in den Szenarien variiert.

Tabelle 73: Untersuchte Szenarien mit den darin variierten Parametern.

Szenario	Abfluss Gewässer pro Gebäude [l/s]	Gebäudehöhe [m]	Abflusskoeff. Fassade [-]
Einzelhaus	46	2.5	0.9
EZG 17 l/s	17	10	0.9
EZG 5 l/s	5	10	0.7
City	1.1	10	0.9

Dabei zeigte sich, dass im City-Szenario sehr hohe Konzentrationsspitzen im Abfluss auftreten. Beim Einzelhaus-Szenario traten hingegen sehr tiefe Konzentrationen auf. Die Simulation mit einem Gewässerabfluss pro Gebäude von 17 l/s kommt hierbei effektiv gemessenen Diuron-Konzentrationen in Gewässern am nächsten, wobei der direkte Vergleich mit Monitoring-Daten stets schwierig ist. Die Daten werden nämlich zumeist als Stichproben erhoben, zudem selten an Orten, die durch diffuse Regenwasserdirekteinleitungen aus Siedlungen geprägt sind.

Letztlich sind sehr viele Einflussfaktoren unbekannt, wenn ein Vergleich zwischen Modell und Realität vorgenommen werden soll. Dazu gehören die Wirkstoffkonzentration in den Quellen, die Niederschlagsverteilung bei der Probenahme oder die konkreten lokalen Einleitungsverhältnisse.

Daher wird empfohlen, die Herleitung eines bestmöglichen Szenarios auf grundsätzliche Überlegungen zum Anteil eines Gewässers, der durch ein Gebäude verschmutzt werden darf, abzustützen (vgl. Kapitel 3.2.4).

Die Resultate der Simulationen führten schliesslich zum favorisierten Szenario «EZG 5 l/s» mit einer Gewässergrösse pro Gebäude von 5 l/s.

D Test der Methodik hinsichtlich der Topfkonservierung

Um ein Bild davon zu erhalten, wie sich eine Topfkonservierung in der Simulation verhält, wurde die Diuron-Konzentration im Putz 12 auf 40 ppm herabgesetzt. Dieser Gehalt im Produkt wird in der Methode des Eco-Produktlabels als Grenzwert zwischen Topfkonservierung und Filmschutz verwendet. Obwohl zur Topfkonservierung weniger lang haltbare Biozide als Diuron zum Einsatz kommen, ergibt diese Auswertung ein näherungsweise Bild, wie sich ein Topfkonservierungsmittel in der Simulation verhält. Wie aus der Abbildung 49 zu ersehen ist, liegen die Konzentrationen über die gesamte Simulationsdauer im Bereich der Beurteilungswerte. Für einen realen Topfkonservierer würde sich aus zwei Gründen ein positiveres Bild ergeben. Durch die kürzere Halbwertszeit (DT_{50}) dürften die spezifischen Beurteilungswerte höher liegen als für Diuron. Ein Produkt, das nur mit Topfkonservierung ausgerüstet ist, würde in der Bewertung der simulierten Konzentrationen voraussichtlich gleich gut bewertet wie ein Produkt ohne Biozide.

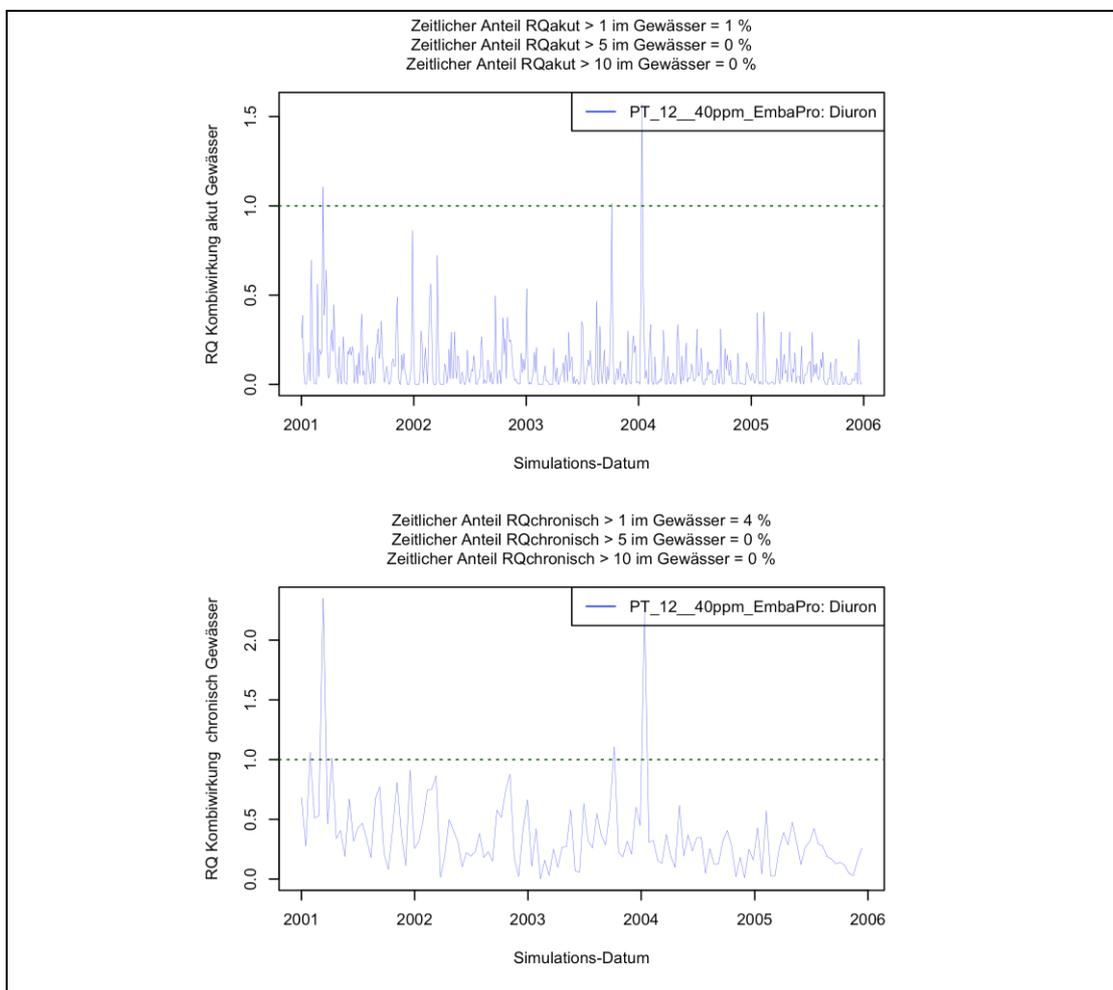


Abbildung 49: Simulation eines theoretischen Putzes mit einem Diuron-Gehalt von 40 ppm.

E Listen der bekannten relevanten Stoffe und Abspaltprodukte der bearbeiteten Produktgruppen

E.1 Dachbahnen

Tabelle 74: Bekannte relevante Stoffe für Dachbahnen

Produktkategorie	Substanz	CAS-Nr.	Substanzklassierung
Bitumen-Dachbahnen mit Wurzelschutz	Mecoprop-P	16484-77-8	Abspaltprodukt
EPDM-Bahnen	Zink	7440-66-6	Inhaltsstoff
EPDM-Bahnen	Benzothiazol		

E.2 Fassadenputze

Tabelle 75: Bekannte relevante Stoffe für Fassadenputze

Produktkategorie	Substanz	CAS-Nr.	Substanzklassierung
Alle Putze mit Filmschutz	Biozide	–	Inhaltsstoff

F Tabelle der anwendbaren Halbwertszeiten DT₅₀

Als Quelle der DT₅₀ wurden in erster Linie die Informationen aus der REACH-Zulassung und den Zulassungsdossiers der Biozide hinzugezogen. Grundsätzlich wird der DT₅₀ für Frischwasser verwendet, wenn möglich die Angabe für das Gesamtsystem. Wenn für die Halbwertszeit eine Spannbreite angegeben wird, wird der PT-Faktor (siehe Kapitel 2.4) jeweils mit dem oberen Wert berechnet.

Tabelle 76: Liste der für die Produktbewertung anwendbaren DT₅₀

Substanz	CAS-Nr.	Bereich DT ₅₀ [d]	anwendbar DT ₅₀ [d]	Quelle
Diuron	330-54-1	48-232	232	(ECHA, 2020)
Terbutryn	886-50-0	60	60	(University of Herfordshire, 2020)
IPBC	55406-53-6	< 1	1	(European Chemicals Agency ECHA, 2008)
Carbendazim	10605-21-7	33.7	34	(University of Herfordshire, 2020)
Isoproturon	34123-59-6	149	149	(University of Herfordshire, 2020)
OIT	26530-20-1	1.1 – 2.3	2	(European Chemicals Agency ECHA, 2017b)
MIT	2682-20-4	0.46 – 2.2	2	(European Chemicals Agency ECHA, 2017a, S. 2-)
BIT	2634-33-5	<1.0	1	(University of Herfordshire, 2020)
DCOIT	64359-81-5	0.17 – 1.6	1.6	(European Chemicals Agency ECHA, 2014)

G Tabelle der Beurteilungswerte

In der Tabelle 77 sind die anwendbaren Beurteilungswerte für alle Stoffe aufgeführt, die in einer der folgenden Quellen erwähnt werden:

- Anh. 2 GSchV numerische Anforderungen für Oberflächengewässer, Stand April 2020
- Anh. 3.2 GSchV Anforderung an die Einleitung von Industrieabwässern in Gewässer, Stand April 2020
- Qualitätskriterien für Oberflächengewässer des Ökotoxenzentrums, Stand Mai 2020.
- GSchV Anh. 2 un spez. EU (konsolidierte Fassung vom 31.10.2014). Nur Stoffe die heute noch zugelassen sind.

Tabelle 77: Beurteilungswerte für die Bewertung

Substanz	Stoffgruppe	CAS-Nr.	Quelle Anforderungswert	akuter Wert [$\mu\text{g/l}$]	chronischer Wert [$\mu\text{g/l}$]
2,4-D	Pestizid	94-75-7	GSchV Anh. 2 un spez.	0.1	0.1
Aclonifen	Industriechemikalie	74070-46-5	GSchV Anh. 2 un spez.	bei Bedarf abklären	bei Bedarf abklären
Alachlor	Pestizid	15972-60-8	GSchV Anh. 2 un spez.	0.1	0.1
AMPA / Aminomethylphosphonsäure	Transformationsprodukt-Pestizid	1066-51-9	QK Ökotox	1500	1500
Anthracen	Pestizid	120-12-7	GSchV Anh. 2 un spez.	0.1	0.1
Arsen	geregelt in Industrieabwasser	7440-38-2	GSchV Anh. 3.2	100	0.5
Atenolol	Pharmazeutikum	29122-68-7	QK Ökotox	330	150
Atrazin	Pestizid	1912-24-9	GSchV Anh. 2 un spez.	0.1	0.1
Azithromycin	Pharmazeutikum	83905-01-5	GSchV Anh. 2 spez.	0.18	0.019
Azoxystrobin	Pestizid	131860-33-8	GSchV Anh. 2 spez.	0.55	0.2
Bentazon	Pestizid	25057-89-0	GSchV Anh. 2 un spez.	0.1	0.1
Bentazon-N-Methyl	Transformationsprodukt-Pestizid	61592-45-8	QK Ökotox	860	23
Benzol	Industriechemikalie	71-43-2	GSchV Anh. 2 un spez.	bei Bedarf abklären	bei Bedarf abklären
Benzothiazol	Industriechemikalie	95-16-9	QK Ökotox	250	240
Benzotriazol	Industriechemikalie	95-14-7	QK Ökotox	160	19
17-beta-Estradiol	Steroidhormon	50-28-2	QK Ökotox	nicht vorgeschlagen	0.0004
Bezafibrat	Pharmazeutikum	41859-67-0	QK Ökotox	4000	2.3
Bifenox	Pestizid	42576-02-3	GSchV Anh. 2 un spez.	0.1	0.1

Substanz	Stoffgruppe	CAS-Nr.	Quelle Anforderungswert	akuter Wert [$\mu\text{g/l}$]	chronischer Wert [$\mu\text{g/l}$]
Bis(2-ethylhexyl) phthalat (DEHP)	Weichmacher	117-81-7	GSchV Anh. 2 unspez.	bei Bedarf abklären	bei Bedarf abklären
Bisphenol A (BPA)	Industriechemikalie	80-05-7	QK Ökotox	53	0.24
Blei (Pb)	Metalle	7439-92-1	GSchV Anh. 2 Metalle	10	1
Boscalid	Pestizid	188425-85-6	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.1
Bromat	Industriechemikalie	15541-45-4	QK Ökotox	50	50
Bromierte Diphenylether	Flammschutzmittel		GSchV Anh. 2 unspez.	bei Bedarf abklären	bei Bedarf abklären
C10-13-Chloralkane / kurzkettige Chlorparaffine	Weichmacher	85535-84-8	GSchV Anh. 2 unspez.	bei Bedarf abklären	bei Bedarf abklären
Cadmium (Cd)	Metalle	7440-43-9	GSchV Anh. 2 Metalle	0.2	0.05
Carbamazepin	Pharmazeutikum	298-46-4	QK Ökotox	2000	2
Carbamazepin 10,11-Epoxid	Transformationsprodukt-Pharmazeutikum	36507-30-9	QK Ökotox	nicht bewertbar	nicht bewertbar
Carbendazim	Pestizid	10605-21-7	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.1
Chloridazon	Pestizid	1698-60-8	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.1
Chloridazon-Desphenyl	Transformationsprodukt-Pestizid	6339-19-1	QK Ökotox	nicht bewertbar	250
Chloridazon-Methyl-Desphenyl	Transformationsprodukt-Pestizid	17254-80-7	QK Ökotox	3700	37
Chlorpyrifos	Pestizid	2921-88-2	GSchV Anh. 2 spez.	0.0044	0.00046
Chlorpyrifos-methyl	Pestizid	5598-13-0	QK Ökotox	0.0073	0.001
Chlortoluron	Pestizid	15545-48-9	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.1
Chrom (Cr)	Metalle	7440-47-3	GSchV Anh. 2 Metalle	5	2
Ciprofloxacin	Pharmazeutikum	85721-33-1	QK Ökotox	0.36	0.089
Clarithromycin	Pharmazeutikum	81103-11-9	GSchV Anh. 2 spez.	0.19	12
Cyanide	geregelt in Industrieabwasser	Stoffgruppe	GSchV Anh. 3.2	100	0.5
Cyhalothrin-lambda	Pestizid	91465-08-6	QK Ökotox	0.00019	0.000022
Cypermethrin	Pestizid	52315-07-8	GSchV Anh. 2 spez.	0.00044	0.00003
Cyproconazol	Pestizid	94361-06-5	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.1
Cyprodinil	Pestizid	121552-61-2	GSchV Anh. 2 spez.	3.3	0.33
Deltamethrin	Pestizid	52918-63-5	QK Ökotox	0.000017	0.0000017

Substanz	Stoffgruppe	CAS-Nr.	Quelle Anforderungswert	akuter Wert [$\mu\text{g/l}$]	chronischer Wert [$\mu\text{g/l}$]
Diatrizaot (3,5-Diacetylamino-2,4,6-trijodbenzoesäure)	Pharmazeutikum	117-96-4	QK Ökotox	nicht bewertbar	nicht bewertbar
Diazinon	Pharmazeutikum; Pestizid	333-41-5	GSchV Anh. 2 spez.	0.02	0.012
Dicamba	Pestizid	1918-00-9	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.1
Dichlormethan	Industriechemikalie	75-09-2	GSchV Anh. 2 unspez.	bei Bedarf abklären	bei Bedarf abklären
Dichlorvos	Pestizid	62-73-7	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.1
Diclofenac	Pharmazeutikum	15307-86-5	GSchV Anh. 2 spez.	kein Wert	0.05
Diethyltoluamid (DEET)	Pestizid	134-62-3	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.1
Diflufenican	Pestizid	83164-33-4	QK Ökotox	0.058	0.01
10,11-Dihydro-10,11-Dihydroxy-Carbamazepin	Transformationsprodukt-Pharmazeutikum	58955-93-4	QK Ökotox	nicht bewertbar	100
Dimethachlor	Pestizid	50563-36-5	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.1
Dimethenamid-P	Pestizid	163515-14-8	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.1
Dimethoate	Pestizid	60-51-5	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.07
Diuron	Pestizid	330-54-1	GSchV Anh. 2 spez.	0.25	0.07
Epoxiconazol	Pestizid	133855-98-8	GSchV Anh. 2 spez.	0.24	0.2
Erythromycin	Pharmazeutikum	114-07-8	QK Ökotox	1.1	0.3
Estron	Steroidhormon	53-16-7	QK Ökotox	nicht vorgeschlagen	0.0036
Ethofumesat	Pestizid	26225-79-6	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.1
Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA)	Industriechemikalie	60-00-4	QK Ökotox	12000	2200
17-alpha-Ethinyl-estradiol	Steroidhormon	57-63-6	QK Ökotox	nicht vorgeschlagen	0.000037
Fenoxycarb	Pestizid	72490-01-8	QK Ökotox	0.0087	0.00023
Flufenacet	Pestizid	142459-58-3	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.048
Fluoranthren	Industriechemikalie	206-44-0	GSchV Anh. 2 unspez.	bei Bedarf abklären	bei Bedarf abklären
Glyphosat	Pestizid	1071-83-6	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.1
Guanylharnstoff	Transformationsprodukt-Pharmazeutikum	141-83-3	QK Ökotox	nicht bewertbar	nicht bewertbar

Substanz	Stoffgruppe	CAS-Nr.	Quelle Anforderungswert	akuter Wert [$\mu\text{g/l}$]	chronischer Wert [$\mu\text{g/l}$]
Hexachlorbutadien	Industriechemikalie	87-68-3	GSchV Anh. 2 unspez.	bei Bedarf abklären	bei Bedarf abklären
14-Hydroxy-Clarithromycin	Transformationsprodukt-Pharmazeutikum	110671-78-8	QK Ökotox	0.14	0.085
Ibuprofen	Pharmazeutikum	15687-27-1	QK Ökotox	1700	0.011
Imidacloprid	Pestizid	138261-41-3	GSchV Anh. 2 spez.	0.1	0.013
lomeprol	Pharmazeutikum	78649-41-9	QK Ökotox	nicht bewertbar	nicht bewertbar
lopamidol	Pharmazeutikum	60166-93-0	QK Ökotox	nicht bewertbar	nicht bewertbar
lopromide	Pharmazeutikum	73334-07-3	QK Ökotox	nicht bewertbar	nicht bewertbar
Iprovalicarb	Pestizid	140923-17-7	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.1
Irbesartan	Pharmazeutikum	138402-11-6	QK Ökotox	19000	700
Irgarol (Cybutryn)	Pestizid	28159-98-0	QK Ökotox	0.013	0.0023
Isoproturon	Pestizid	34123-59-6	GSchV Anh. 2 spez.	1.7	0.64
Kobalt	geregelt in Industrieabwasser	7440-48-4	GSchV Anh. 3.2	500	2.5
Kupfer (Cu)	Metalle	7440-50-8	GSchV Anh. 2 Metalle	5	2
Linuron	Pestizid	330-55-2	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.1
MCPA / 2-Methyl-4-chlorphenoxyessigsäure	Pestizid	94-74-6	GSchV Anh. 2 spez.	6.4	0.66
Mecoprop-P (MCP)	Pestizid	16484-77-8	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.1
Mefenaminsäure	Pharmazeutikum	61-68-7	QK Ökotox	nicht bewertbar	1
Mesosulfuron-methyl	Pestizid	208465-21-8	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.027
Metalaxyl-M	Pestizid	70630-17-0	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.1
Metamitron	Pestizid	41394-05-2	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.1
Metazachlor	Pestizid	67129-08-2	GSchV Anh. 2 spez.	0.28	0.02
Metformin	Pharmazeutikum	657-24-9	QK Ökotox	640	160
Methiocarb	Pestizid	2032-65-7	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.01
Methomyl	Pestizid	16752-77-5	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.032
Methoxyfenozid	Pestizid	161050-58-4	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.086

Substanz	Stoffgruppe	CAS-Nr.	Quelle Anforderungswert	akuter Wert [$\mu\text{g/l}$]	chronischer Wert [$\mu\text{g/l}$]
Methylbenzotriazol / Tolyltriazol	Industriechemikalie	29385-43-1; 29878-31-7; 136-85-6	QK Ökotox	430	20
Metoprolol	Pharmazeutikum	51384-51-1	QK Ökotox	75	8.6
Metribuzin	Pestizid	21087-64-9	GSchV Anh. 2 spez.	0.87	0.058
N-Desmethyl-Clarithromycin	Transformationsprodukt-Pharmazeutikum	101666-68-6	QK Ökotox	1.5	1.5
Naphthalin	Industriechemikalie	91-20-3	GSchV Anh. 2 unspez.	bei Bedarf abklären	bei Bedarf abklären
Napropamide	Pestizid	15299-99-7	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.1
Naproxen	Pharmazeutikum	22204-53-1	QK Ökotox	860	1.7
Nickel (Ni)	Metalle	7440-02-0	GSchV Anh. 2 Metalle	10	5
Nicosulfuron	Pestizid	111991-09-4	GSchV Anh. 2 spez.	0.23	0.0087
Nonylphenol	Industriechemikalie	25154-52-3; 84852-15-3; 104-40-5	QK Ökotox	3.8	0.043
Nonylphenole	Industriechemikalie		GSchV Anh. 2 unspez.	bei Bedarf abklären	bei Bedarf abklären
NTA / Nitritotriessigsäure	Industriechemikalie	139-13-9	QK Ökotox	9800	190
Octylphenole	Industriechemikalie		GSchV Anh. 2 unspez.	bei Bedarf abklären	bei Bedarf abklären
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	Industriechemikalie	1763-23-1	QK Ökotox	36	0.002 (Biota-AA-EQS = 33 $\mu\text{g/kg}$)
Pirimicarb	Pestizid	23103-98-2	GSchV Anh. 2 spez.	1.8	0.09
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)			GSchV Anh. 2 unspez.	bei Bedarf abklären	bei Bedarf abklären
Propamocarb	Pestizid	24579-73-5	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.1
Propranolol	Pharmazeutikum	4199-09-1	QK Ökotox	12	0.16
Propyzamid	Pestizid	23950-58-5	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.063
Pyrimethanil	Pestizid	53112-28-0	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.1
Quecksilber (Hg)	Metalle	7439-97-6	GSchV Anh. 2 Metalle	0.03	0.01
Quinoxifen	Pestizid	124495-18-7	GSchV Anh. 2 unspez.	0.1	0.1
S-Metolachlor	Pestizid	87392-12-9	GSchV Anh. 2 spez.	3.3	0.69

Substanz	Stoffgruppe	CAS-Nr.	Quelle Anforderungswert	akuter Wert [$\mu\text{g/l}$]	chronischer Wert [$\mu\text{g/l}$]
Sotalol	Pharmazeutikum	3930-20-9	QK Ökotox	nicht bewertbar	nicht bewertbar
Spiroxamin	Pestizid	118134-30-8	QK Ökotox	0.063	0.063
Sulfamethazin	Pharmazeutikum	57-68-1	QK Ökotox	30	30
Sulfamethoxazol	Pharmazeutikum	723-46-6	QK Ökotox	2.7	0.6
Tebuconazol	Pestizid	107534-96-3	GSchV Anh. 2 un spez.	0.1	0.1
Terbuthylazin	Pestizid	5915-41-3	GSchV Anh. 2 spez.	1.3	0.22
Terbutryn	Pestizid	886-50-0	GSchV Anh. 2 spez.	0.34	0.065
Thiacloprid	Pestizid	111988-49-9	GSchV Anh. 2 spez.	0.08	0.01
Thiamethoxam	Pestizid	153719-23-4	GSchV Anh. 2 spez.	1.4	0.042
Tributylzinnverbindungen	Pestizid		GSchV Anh. 2 un spez.	0.1	0.1
Trichlorbenzole	Industriechemikalie	12002-48-1	GSchV Anh. 2 un spez.	bei Bedarf abklären	bei Bedarf abklären
Trichlormethan (Chloroform)	Industriechemikalie	67-66-3	GSchV Anh. 2 un spez.	bei Bedarf abklären	bei Bedarf abklären
Triclosan	Pestizid	3380-34-5	GSchV Anh. 2 un spez.	0.1	0.1
Trifluralin	Pestizid	1582-09-8	GSchV Anh. 2 un spez.	0.1	0.1
Trimethoprim	Pharmazeutikum	738-70-5	QK Ökotox	210	120
Valsartan	Pharmazeutikum	137862-53-4	QK Ökotox	9000	560
Zink (Zn)	Metalle	7440-66-6	GSchV Anh. 2 Metalle	20	5