

Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen

Schlussbericht

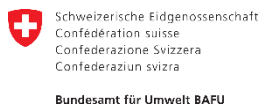
IMPRESSUM

Auftraggeber:

Stadt Zürich
Amt für Hochbauten
Fachstelle Nachhaltiges Bauen
Amtshaus III, Lindenhofstrasse 21
8021 Zürich



Bundesamt für Umwelt BAFU
Abteilung Ökonomie und Umweltbeobachtung
Sektion Konsum und Produkte
Papiermühlestrasse 172
CH-3003 Bern



Hochbauamt Kanton Zürich
Stab
Stampfenbachstrasse 110
8090 Zürich



Bearbeitung:

Ueli Kasser, Daniel Savi, Matthias Klingler
Büro für Umweltchemie, Zürich
team@umweltchemie.ch

Projektleitung:

Michael Pöll
Fachstelle Nachhaltiges Bauen

Projektteam:

Norbert Egli (Tridee GmbH)
Rolf Frischknecht (treeze Ltd.)
Peter Gerber (BAFU)
Michael Pöll (Stadt Zürich, AHB)
Beat Wüthrich (Kanton Zürich, HBA)

Teilbericht 1 (PDF Seiten 3 – 80): Entwicklung und Test der Methodik, April 2014

Teilbericht 2 (PDF Seiten 81 – 196): Anwendung der Methodik auf eine breite Palette von Baustoffen, Juli 2015

Teilbericht 3 (PDF Seiten 197 – 281): Ökofaktoren für Biozide in Gewässern, Juli 2015

Download als pdf von
www.stadt-zuerich.ch/nachhaltiges-bauen

Zürich, Juli 2015

Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen

Methodik zur Bewertung umweltrelevanter Baustoffbestandteile

Phase I Entwicklung und Test der Methodik

Ueli Kasser, lic. phil. nat. (Chemiker)
Daniel Savi, dipl. Umweltnaturwissenschaftler ETH
Matthias Klingler, MSc Umweltingenieur ETH

Auftrag
Bundesamt für Umwelt (BAFU)
Abteilung Ökonomie und Umweltbeobachtung, Fachbereich Ökobilanzen
Bern

Zürich, 25. April 2014

Zusammenfassung

| | |
|--|--|
| Nutzungsphase bisher vernachlässigt | In der Regel wird bei der Ökobilanzierung von Baustoffen die Nutzungsphase vernachlässigt. Das gilt auch für die KBOB-Liste „Ökobilanzdaten im Baubereich“, wo Zahlen für die Herstellung bis Fabrikator und die Entsorgung ausgewiesen werden. In gewissen Fällen ist diese Vernachlässigung gerechtfertigt, weil keine Emissionen während der Nutzungsphase bekannt sind. In anderen Fällen wurden erhebliche Emissionen insbesondere von toxischen Substanzen empirisch nachgewiesen. |
| Machbarkeit anhand von Referenzsubstanzen beurteilen | Das vorliegende Projekt befasst sich mit der Machbarkeit der Ökobilanzierung der Nutzungsphase. Anhand von ausgewählten Referenzsubstanzen wird untersucht, welche empirischen Daten für die Abschätzung von Emissionen vorhanden sind, wie sich die Emissionen über die ganze Nutzungsdauer abschätzen lassen und inwiefern die bestehenden Bewertungsfaktoren für die Nutzungsphase herangezogen werden können. Man beschränkt sich dabei auf die Methode der ökologischen Knappheit mit deren Hilfe Umweltwirkungen in UBP ausgedrückt werden können. |
| Relevanzabschätzung anhand bekannter Beispiele | Anhand von bekannten Beispielen wurde eine Relevanzabschätzung vorgenommen. Bilanziert wurden ein biozidhaltiges Aussenputzsystem, drei verschiedene Treibmittel in Kunststoffschäumen, ein Brandschutzadditiv in expandiertem Polystyrol (EPS), zwei Korrosionsprodukte von Metalldächern, zwei Anstrichsysteme und die Karbonatisierung von Beton. |
| Nutzungsphase in Einzelfällen sehr dominant | Für diese Abschätzungen mussten plausible Annahmen getroffen, verschiedene Vereinfachungen und nicht eindeutige Zuordnungen vorgenommen werden. Diese werden diskutiert und die Ergebnisse in Bezug auf ihre Sensitivität bewertet. Die Nutzungsphase kann in gewissen Fällen eine bedeutend grössere Rolle spielen als die Herstellung. Beim biozidhaltigen Aussenputz, bei den Korrosionsprodukten und dem untersuchten Brandschutzadditiv ist die Nutzungsphase deutlich umweltbelastender als die Herstellung des entsprechenden Baustoffes. |
| 18 Referenzsubstanzen ausgewählt | Um die Machbarkeit auf einer etwas konkreteren Ebene abschätzen zu können, wurden 18 Referenzsubstanzen ausgewählt. Die mengenmässige Bedeutung, die umweltrelevanten Eigenschaften und mutmasslichen Emissionen waren bei der Auswahl massgebend. Es handelt sich um fünf Biozide, vier Treibmittel in Kunststoffschäumen, vier Kunststoffadditive, zwei Lösemittel, zwei Schwermetalle und Formaldehyd als Reaktionskomponente in vielen Holzwerkstoffen. |

| | |
|---|---|
| Defizite bei Emissionsuntersuchungen von Baustoffen | Die vorgenommene Literaturrecherche lässt einen Mangel an empirischen Untersuchungen zu Emissionen von Baustoffen erkennen. Von der EAWAG sind wissenschaftliche Arbeiten über die Auswaschung v.a. von Bioziden publiziert worden. Bei der Abgabe von Substanzen an die Luft liegen zwar viele Prüfkammermessungen zu Produkten vor. Diese beschränken sich jedoch in der Regel auf Tage bis Wochen und die Ergebnisse werden oftmals nicht publiziert. Zum Emissionsverhalten einzelner Substanzen gibt es oft nur punktuelle Angaben. |
| Emissionsmodelle erforderlich | Um die Emissionen während der gesamten Nutzungsdauer abschätzen zu können, sind zwei methodische Ansätze geeignet. Einerseits können empirische Daten aus zeitlich begrenzten Untersuchungen auf die gesamte Nutzungsdauer extrapoliert werden. Wo keine empirischen Daten vorhanden sind, können andererseits Emissionsmodelle entwickelt werden, die sich auf physikalisch-chemische Eigenschaften wie Dampfdruck oder Wasserlöslichkeit der Substanz abstützen. |
| Anpassungen bei den Ökofaktoren unumgänglich | Die Anwendung der Ende 2013 publizierten Ökofaktoren für die Bewertung von Umweltbelastungen nach der Methode der ökologischen Knappheit auf Baustoffemissionen zeigt kein einheitliches Bild. Während die Ökofaktoren für die Treibhausgase und die Schwermetalle ohne weiteres auf die Emittenten von Baustoffen übertragen werden können, ist die Anwendung bei persistenten organischen Schadstoffen (POPs), bei den Bioziden und bei den weniger persistenten aber dennoch human- oder gewässertoxischen Substanzen nicht zufrieden stellend. |
| Gesamtbewertung fehlt | Allfällige Schadstoffe aus Baustoffen können mit bestehenden Ökofaktoren nur einseitig bewertet werden: bei chlorhaltigen Substanzen nur anhand des Chloranteils (AOX), bei persistenten Substanzen nur anhand des Akkumulationspotentials (POPs) und bei Bioziden nur anhand der Dosis-Wirkungsbeziehung gegenüber entsprechenden Schädlingen in der Landwirtschaft. |
| Lücke bei der Innenraumbelastung | Die Wirkung gewisser Emittenten aus Baustoffen in der Innenraumlufte über die Lunge auf den Menschen wird mit der bisherigen Methodik der ökologischen Knappheit nicht abgebildet. Das scheint zum Beispiel im Vergleich zu den NMVOC, bei denen die Ozonbildung im Aussenbereich (photochemischer Smog) bewertet wird, nicht gerechtfertigt. Im Vordergrund stehen Reaktionskomponenten von Bindemitteln (Formaldehyd) oder flüchtige organische Verbindungen, die aus Baustoffen über längere Zeit im bewohnten Innenbereich abgegeben werden können. |

| | |
|---|---|
| Ansätze für eine Gesamtbewertung | Zwei vergleichsweise neue Gesamtbewertungssysteme beruhen beide auf dem europäischen, resp. global harmonisierten Gefahrstoffklassierungssystem (R- resp. H-Sätze). Die verschiedenen R- resp. H-Sätze werden gewichtet und zu einem Gesamtindex addiert. Die Abstufungen bei den R- resp. H-Sätzen (z. Bsp. sehr giftig, giftig, schädlich) werden dabei den Einteilungskriterien entsprechend berücksichtigt. Diese so berechneten Indices werden in der vorliegenden Studie mit der Bewertungen der Ökotoxizität gemäss dem Usetox-Modell verglichen und diskutiert. |
| Vorschlag für neuen Ökofaktor Innenraumluft | Mit einem neuen Ökofaktor Innenraumluft liessen sich allfällige Gesundheitsbeeinträchtigungen durch Schadstoffe aus Baumaterialien in der Innenraumluft mit der Methode der ökologischen Knappheit als UBP bewerten. Der in dieser Studie vorgeschlagene Faktor folgt dem Konzept bestehender Ökofaktoren. Der „Kritische Fluss“ wird aus Grenzwerten für Summenparameter und die Charakterisierungsfaktoren werden aus individuellen Grenzwerten von Einzelsubstanzen hergeleitet. Diese Methodenerweiterung ist konsistent, robust und führt zu plausiblen Ergebnissen. |
| Machbarkeit gegeben | Insgesamt ist die Anwendung der Methode auf eine breite und repräsentative Auswahl wichtiger Baustoffe machbar. Die Emissionsfaktoren lassen sich auch in schwierigen Fällen hinreichend genau abschätzen und bewerten. Die Bewertung mit den bestehenden Ökofaktoren ist in vielen Fällen möglich. Der neu entwickelte Faktor für Innenraumluftbelastungen ergänzt die Methodik sinnvoll. Für Emissionen aus Baustoffen, welche nicht durch bestehende Ökofaktoren abgedeckt werden, existieren konkrete Ideen zur Erweiterung der Ökofaktoren, die in der Phase II des Projekts realisiert werden können. |
| Repräsentative Bilanzen für den gesamten Baubereich in der Phase II | Nach dieser Phase der Methodenentwicklung und Machbarkeitsbeurteilung erfolgt in der Phase II die Ausweitung der 18 Referenzsubstanzen auf die Emittenten aller Baustoffgruppen, die im Rahmen der Life Cycle Betrachtung relevant sind und die heutige Situation im Baubereich repräsentieren. |

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | AUSGANGSLAGE UND ZIELSETZUNG | 6 |
| 1.1 | Anlass | 6 |
| 1.2 | Bisherige Studien | 7 |
| 1.3 | Zielsetzung und Vorgehen | 7 |
| 1.4 | Abgrenzung | 8 |
| 2 | RELEVANZABSCHÄTZUNG | 9 |
| 2.1 | Untersuchte Systeme | 9 |
| 2.2 | Ökobilanzindikatoren | 14 |
| 2.3 | Ergebnisse | 15 |
| 3 | AUSWAHL DER REFERENZSUBSTANZEN | 19 |
| 3.1 | Bedeutung der Zusatzstoffe | 19 |
| 3.2 | Auswahlkriterien | 20 |
| 3.3 | Referenzsubstanzen und Ihre Merkmale | 22 |
| 4 | EMISSIONSFAKTOREN | 23 |
| 4.1 | Emissionsarten | 23 |
| 4.2 | Auswertung der Fachliteratur | 28 |
| 4.3 | Emissionsmodelle | 32 |
| 5 | ZUORDNUNG DER ÖKOFAKTOREN | 34 |
| 5.1 | Referenzsubstanzen | 34 |
| 5.2 | Eignung bestehender Ökofaktoren | 36 |
| 6 | METHODIKERWEITERUNG | 38 |
| 6.1 | Ökofaktoren für Treibgase in Kunststoffschäumen | 38 |
| 6.2 | Ökofaktor für TCPP | 38 |
| 6.3 | Ökofaktor für Terbutryn | 38 |
| 6.4 | Gesamtbewertung verschiedener Gefahrenpotentiale | 39 |
| 6.5 | Entwicklung eines Ökofaktors für die Innenraumluft | 47 |
| 7 | FAZIT | 61 |
| 7.1 | Grundsätzliche Erkenntnisse | 61 |
| 7.2 | Emissionsfaktoren (Sachbilanz) | 61 |
| 7.3 | Ökofaktoren | 63 |
| 7.4 | Detailaspekte | 64 |
| 8 | AUSBLICK PHASE II | 66 |
| | ANHANG | 68 |
| A | ZUSAMMENHANG VON H-SÄTZEN UND R-SÄTZEN | 69 |

| | | |
|----------|--|-----------|
| A.1 | Gegenseitige Zuordnungen | 69 |
| B | INNENRAUMLUFT | 71 |
| B.1 | Deutsche Richtwerte für Innenraumluf | 71 |
| B.2 | Formeln zur Berechnung der Innenraumlufkonzentration | 73 |
| B.3 | Zusammenhang zwischen Gehalt und Emission | 75 |
| C | TABELLENVERZEICHNIS | 77 |

1 Ausgangslage und Zielsetzung

1.1 Anlass

Wenn man von Life Cycle Assessment spricht, meint man gemeinhin den ganzen Stofffluss von der Herstellung über die Verarbeitung, die Nutzung und die Entsorgung. Ökobilanzen werden in der Regel bei kurzlebigen Produkten auch so berechnet. Für diese ist die kurze Nutzungsdauer häufig nicht relevant oder sehr genau bestimmbar. Bei Baustoffen mit einer Nutzungsphase zwischen 10 bis 60 oder mehr Jahren ist ein Inventar der Emissionen mit erheblichen Schwierigkeiten verbunden. Deshalb handelt es sich bei den Ökobilanzen von Baustoffen immer nur um eine „cradle to gate“ Bilanz, der allenfalls noch eine Entsorgungs- oder Verarbeitungsphase angehängt wird.

Das ist vor allem für Baustoffe stossend, in denen erhebliche Mengen von umweltrelevanten Bestandteilen vorhanden sind, die ein hohes Gefährdungspotential darstellen und die während der Nutzung auch in relevanten Mengen emittiert werden. Dazu gehören heute beispielsweise die Algizide und Fungizide in Aussenputzen. Das Gefährdungspotential dieser Stoffe ist bekannt, allerdings fehlen Untersuchungen zum Umweltrisiko¹. Deshalb behilft man sich in der gesamtheitlichen Beurteilung von Baustoffen oft mit einer methodischen Krücke. Man verwendet beispielsweise das Abwesenheitsprinzip umweltrelevanter Bestandteile als zusätzliches Kriterium. Das ist gewissermassen ein Rückschritt ins Mittelalter der ökologischen Beurteilungsmethoden, insbesondere wenn das Prinzip als Ausschlusskriterium angewendet wird². Die Ökobilanzmethodik wurde nicht zuletzt wegen der Mängel des Schadstoffabwesenheitsprinzips entwickelt.

Gemäss den ersten Relevanzbeurteilungen mit Hilfe der Methode der ökologischen Knappheit (vgl. Kap. 2), muss man davon ausgehen, dass in vielen Fällen die Vernachlässigung der Nutzungsphase ein verzerrtes Bild der Ökobilanz von Baustoffen ergibt.

¹ Die Begriffe Gefährdungspotential und Risiko werden hier in Analogie zur Staumauer verwendet: das ökotoxikologische Potential der „umweltrelevanten Bestandteile“ wäre die Menge des Wassers im Stausee, das Risiko die Wahrscheinlichkeit, dass ein Bruch der Staumauer diese Wassermenge freisetzt.

² Beispielsweise sind Baustoffe mit ökologisch relevanten Bestandteilen im Rahmen der eco-devis Beurteilungsmethode von der Kennzeichnung als „ökologisch interessant“ ausgeschlossen.

1.2 Bisherige Studien

Eine Vorläuferstudie zur Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen ist gemäss Vorarbeiten zu diesem Projekt nicht verfügbar. Die Ökobilanzierung der Nutzungsphase von langlebigen Produkten wie z.B. Gebäude oder Fahrzeuge beschränkt sich oft auf die mit dem Energieverbrauch verbundenen Stoffflüsse. Emissionen durch Auswaschung und Diffusion von Inhaltsstoffen infolge Alterung und Abnutzung sind noch kaum bilanziert worden.

Dagegen liegt eine gute, durch das BAFU erarbeitete Grundlagenstudie aus dem Jahre 1995 über das Vorkommen, die Art und die Mengen von Zusatzstoffen in Bauprodukten vor. Sie ist eine wesentliche Quelle für die Beurteilung, um welche Stoffe es sich handelt und welche Bedeutung ihnen im Hinblick auf mögliche Emissionen zukommt.

Ergebnisse von Labor- und Feldversuchen zu Emissionen aus Baustoffen liegen nicht sehr viele vor. Die Ergebnisse der Literaturstudie zu den Referenzsubstanzen sind in Kapitel 4.2 dokumentiert.

Schliesslich stellen sich Bewertungsfragen zu dieser Vielzahl neuer Stoffe und Wirkungen im Rahmen der Ökobilanzierung. Hier liefert die Aktualisierung der Methode der „Ökologischen Knappheit“ wertvolle Dienste³.

1.3 Zielsetzung und Vorgehen

Mit dem vorliegenden Projekt (Phase I) soll vor allem eine Methodik entwickelt und getestet werden, wie man Emissionen von umweltrelevanten Bestandteile in Baustoffen so bewerten kann, dass sie mit Bilanzen der Herstellung und Verarbeitung vergleichbar und aggregierbar sind. Dazu wurde folgendes Vorgehen gewählt:

1. Mit einer Relevanzbeurteilung anhand ausgewählter Beispiele mit hinreichender Datengrundlage soll die Bedeutung einzelner Anwendungsbereiche (Bauteile, Baustoffe) umrissen und die Sensitivitäten skizziert werden.
2. Aufgrund dieser Relevanzbeurteilung werden Zusatzstoffe als Referenzsubstanzen ausgewählt, die für die Entwicklung und den Test der Methode verwendet werden sollen. Sie sollen Art und Umfang der Zusatzstoffe in Bauprodukten und deren Emissionsverhalten repräsentieren.
3. Eine systematische Literaturrecherche hält das Wissen über die Emissionsfaktoren dieser Referenzsubstanzen, inklusive die Extrapolation von Laborergebnissen auf die gesamte Nutzungsdauer, fest.
4. Schliesslich wird nach Lösungen gesucht wie sich die Referenzsubstanzen mit der bestehenden Methodik bewerten lassen und welche Erweiterungen erforderlich sind.

1.4 Abgrenzung

Das vorliegende Projekt konzentriert sich auf die Nutzungsphase, obwohl die Problematik von Emissionen während der Entsorgungsphase z.T. ähnlich gelagert ist. Viele Baustoffe gelangen als Verunreinigung von inerten Bauprodukten in die Deponie, wo sie zu Emissionen beitragen können. Auch Zusatzstoffe in Beton und anderen mineralischen Baustoffen können grundsätzlich zu Emissionen in der Deponie oder während der 2. Nutzung führen. Diese Problematik wird mit der vorliegenden Studie nicht abgedeckt.

Die Verarbeitung auf der Baustelle stellt eine weitere Phase dar, in der Stoffe in die Umwelt gelangen können. Sie wird in Bezug auf Lösemittel in Ökobilanzen oft nicht berücksichtigt. Ebenfalls nicht bilanziert und bewertet sind allfällige gesundheitliche Belastungen der Arbeitnehmer auf der Baustelle. Diese Probleme werden auch in der vorliegenden Studie ausgeklammert.

In der Bewertungsmethodik lehnt sich dieses Projekt an die bestehende Methode der ökologischen Knappheit an. Andere gesamttaggregierende Bewertungsmethoden werden nicht herangezogen, auch wenn sie u. U. für bestimmte Schadstoffe und Wirkungstypen besser geeignet wären.

Die Annahme einer bestimmten Lebensdauer für ein Bauteil ist in den meisten Fällen der alles entscheidende Faktor für die Gesamtökobilanz. Er kann Unterschiede in der Herstellung ausgleichen oder umkehren. Es gibt nur ganz wenige wissenschaftlich-objektive Ansätze, die Nutzungsdauer von Baustoffe und Bauteilen zu bestimmen, sie sind alle sehr umstritten. Auch in der vorliegenden Studie wird die Thematik Nutzungsdauer nicht bearbeitet. Man stützt sich für Berechnungen auf Nutzungsdauerangaben im SIA Normenwerk.

Während der Nutzungsphase werden Bauteile instand gehalten und gereinigt. Das gilt vor allem für Fussböden und Fenster sowie in geringerem Ausmass für Fassaden. Instandhaltungsarbeiten mit dem entsprechenden materiellen und energetischen Aufwand werden in der vorliegenden Studie nicht bearbeitet. Sie sind nur in sehr beschränkter Masse von den Baustoffen abhängig. Vielmehr spielt hier die Nutzungsintensität die Hauptrolle.

2 Relevanzabschätzung

2.1 Untersuchte Systeme

2.1.1 Überblick

Anhand von einigen exemplarisch ausgewählten Baustoffen mit umweltrelevanten Bestandteilen soll die Relevanz der Emissionen während der Nutzungsphase abgeschätzt werden. Zu diesem Zweck werden die Ökobilanzresultate der Herstellungs- und Nutzungsphase miteinander verglichen. Die untersuchten Systeme wurden so gewählt, dass eine Bewertung mit den Ökofaktoren 2006 oder 2013³ möglich ist.

Tabelle 1 zeigt für alle untersuchten Baustoffe die Nutzungsdauer, die umweltrelevanten Bestandteile, der jeweilige Gehalt im Produkt sowie die Emissionspfade. Da die Nutzungsdauer der Bauteile nicht nur von materialtechnologischen sondern auch von konstruktiven Bedingungen und einer Reihe anderer, durch den Planer nicht beeinflussbaren Faktoren abhängt, lässt sie sich kaum objektiv bestimmen. Deshalb wurden als Referenz die Amortisationszeiten von Bauteilen gemäss SIA 2032⁴ verwendet. Die Emissionen während der Nutzungsphase sind in Tabelle 4 aufgeführt. Die verschiedenen Systeme werden in den folgenden Abschnitten genauer beschrieben.

Tabelle 1: Untersuchte Systeme

| Untersuchte Systeme | Anwendung | Nutzungsdauer [a] ⁴ | Umweltrelevante Bestandteile | Gehalt im Produkt | Emissionspfad |
|--|-------------|--------------------------------|------------------------------|---------------------|----------------------------|
| Aussenputzsystem mit Biozid | Aussenwände | 30 | Diuron | 500 ppm im Deckputz | Eintrag in Gewässer |
| XPS mit HFKW geschäumt | Flachdach | 40 | R134a | 56 g/kg | Emission in die Atmosphäre |
| EPS | Aussenwände | 30 | Pentan | 3.3 g/kg | Emission in die Atmosphäre |
| XPS mit CO ₂ und Aceton geschäumt | Flachdach | 40 | CO ₂ | 34 g/kg | Emission in die Atmosphäre |
| | | | Aceton | 24.8 g/kg | |
| XPS | Perimeter | 60 | HBCD | 15 g/kg | Eintrag in Gewässer |

³ R. Frischknecht, S. Büsser Knöpfel (2013) Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit. Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz, BAFU

⁴ Amortisationszeiten gemäss SIA 2032 Graue Energie von Gebäuden, 2010

| Untersuchte Systeme | Anwendung | Nutzungsdauer [a] ⁴ | Umweltrelevante Bestandteile | Gehalt im Produkt | Emissionspfad |
|---------------------------|------------------|--------------------------------|------------------------------|-------------------|--|
| Kupferblech | Fassade | 40 | Kupfer | 1 kg/kg | Eintrag in Boden oder Gewässer |
| Zinkblech | Fassade | 40 | Zink | 1 kg/kg | Eintrag in Boden oder Gewässer |
| Dispersionslackfarbe | Innenwände | 30 | VOC | 55 g/kg | Emission in die Atmosphäre |
| Klarlack lösemittelhaltig | Innenwände | 30 | VOC | 580 g/kg | Emission in die Atmosphäre |
| Beton | Tragkonstruktion | 60 | CO ₂ | 0 g/kg | Aufnahme CO ₂ aus der Atmosphäre (Karbonatisierung) |

2.1.2 Aussenputz mit Biozidausrüstung

Gemäss einer Studie im Auftrag für das Bundesamt für Umwelt (BAFU)⁵ ist Diuron als Beschichtungsschutzmittel eines der am häufigsten eingesetzten Biozide gegen Algen. Damit das Biozid wirksam ist, muss es wasserlöslich sein. Im Kontakt mit Wasser diffundiert das Diuron an die Oberfläche des Putzsystems und kann dort durch Regen abgewaschen werden. Die Auswaschung findet vor allem auf der Wetterseite (Westfassade) von Gebäuden statt und wird zusätzlich durch das Fehlen eines konstruktiven Witterungsschutzes begünstigt. Die durchschnittliche Wirkstoffkonzentration von Beschichtungsschutzmittel liegt zwischen 500 bis 2'000 ppm⁽⁵⁾. Die Wirkstoffkonzentration in Putzen ist in der Regel deutlich geringer als in Farben. Es wurde deshalb von einer Diuronkonzentration von 500 ppm im Deckputz ausgegangen. Das untersuchte Putzsystem besteht aus 10mm Grundputz und 2mm Deckputz. Bei einer durchschnittlichen Rohdichte des Putzsystems von 1'500 kg/m³ ergibt sich somit ein Wirkstoffgehalt von 1.5 g Diuron pro m². Dies ist eine Vereinfachung, denn in der Praxis wird in der Regel eine Kombination von verschiedenen Wirkstoffen eingesetzt. Der abgeschätzte Wirkstoffgehalt liegt etwas tiefer als in einer anderen Studie im Auftrag des BAFU⁶, wo die Auswaschung von verkapselten und freien Bioziden aus Fassaden untersucht wurde. Der flächenbezogene Wirkstoffgehalt der darin untersuchten Putzsysteme lag bei über 2 g/m². Der Beurteilung der Nutzungsdauer wird eine Anwendung auf einer verputzten Aussenwärmedämmung zugrunde gelegt. Gemäss SIA 2032 beträgt die Amortisationszeit für Kompaktfassaden 30 Jahre. Da Biozide wasserlöslich sind, wird davon ausgegangen, dass über die Nutzungsdauer die gesamte Wirkstoffmenge ausgetragen wird. Dies dürfte auch bei verkapselten Bioziden der Fall sein, obwohl durch diese Technologie

⁵ M. Burkhardt, C. Dietschweiler (2013) Mengenabschätzung von Bioziden in Schutzmitteln in der Schweiz, Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik, Hochschule für Technik Rapperswil im Auftrag des BAFU

⁶ M. Burkhardt, R. Vonbank (2011) Auswaschung von verkapselten Bioziden aus Fassaden, Hochschule für Technik Rapperswil und EMPA im Auftrag des BAFU

die Abgabe des Wirkstoffs anfangs der Nutzungsphase deutlich geringer ist als bei freien Bioziden. Die im Abwasser von Fassaden gelösten Biozide gelangen in die Gewässer, in die Kanalisation oder versickern in den Boden und allenfalls ins Grundwasser.

2.1.3 Kunststoffschäume mit Treibmittel und Flammschutz

Dämmstoffe wie extrudiertes Polystyrol (XPS) und expandiertes Polystyrol (EPS) enthalten verschiedene Treibgase sowie Flammschutzmittel. Diese können während der Nutzungsphase in die Umwelt emittiert werden. Der Einfluss dieser umweltrelevanten Bestandteile auf die Ökobilanz der Herstellung und der Nutzung wurde für die Treibgase sowie für das Flammschutzmittel separat untersucht. Es wurden folgende Varianten berücksichtigt:

- XPS mit HFKW 134a geschäumt
- XPS mit CO₂ und Aceton geschäumt
- EPS mit Pentan expandiert
- XPS mit HBCD als Flammschutz

Gemäss dem Datensatz in ecoinvent v2.2⁷ *polystyrene, extruded (XPS), HFC-134a blown, at plant, RER, [kg]* werden zur Herstellung des HFKW geschäumten XPS 70g R134a pro kg Dämmstoff eingesetzt. Davon entweichen 20% (14 g/kg) während der Herstellung. Somit verbleiben im fertigen Produkt 56 g/kg R134a. In einer Untersuchung vom Umweltbundesamt über den Einsatz von fluorierten Treibgasen⁸ wird für R134a im XPS eine Halbwertszeit von 76 Jahren angegeben. Bei einer Nutzungsdauer von 40 Jahren als Flachdachdämmung wurde demzufolge davon ausgegangen dass rund 30% (17 g pro kg XPS) des Treibmittels während der Nutzungsphase in die Atmosphäre emittiert wird.

Zur Herstellung des CO₂ geschäumten XPS *polystyrene, extruded (XPS) CO2 blown, at plant, RER, [kg]* werden gemäss ecoinvent v2.2 pro Kilogramm XPS 34 g flüssiges CO₂ sowie 33 g Aceton (co-blowing agent) eingesetzt. Während der Herstellung entweichen 25% vom Aceton. Demzufolge verbleiben im Produkt ab Fabrik 24.8 g Aceton sowie 34 g CO₂. Zur Emission von CO₂ und Co-Treibmitteln aus XPS sind keine Daten verfügbar. Deshalb wurde wie beim HFKW R134a davon ausgegangen, dass rund 30% während der Nutzungsdauer in die Atmosphäre emittiert wird (8 g/kg Aceton und 11 g/kg CO₂).

Das EPS Granulat welches zur Herstellung des Dämmstoffs verwendet wird, enthält gemäss Herstellerangaben⁹ 40g Pentan pro Kilogramm Granulat. Davon entweichen während dem Expandieren 67%. Im fertigen Produkt sind demzufolge noch 13.3 g/kg Pentan enthalten. Anders als XPS ist EPS ein offenporiger Kunststoffschäum. Es kann deshalb davon ausgegangen werden, dass das im Dämmstoff

⁷ Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, www.ecoinvent.org

⁸ K. Becken et al. (2010) Fluorierte Treibhausgase vermeiden, Umweltbundesamt

⁹ Gemäss Angaben swisspor AG, Dämmstoffspider, Ausgabe 2011

verbleibende Pentan während der Nutzungsdauer von 30 Jahren (Anwendung als verputzte Aussenwärmedämmung) in die Atmosphäre emittiert wird.

XPS und EPS Dämmstoffe können HBCD als Flammschutz enthalten. Die Emissionen von HBCD in die Umwelt wurden hier am Beispiel von XPS untersucht. Der XPS Dämmstoff enthält rund 15 g HBCD pro Kilogramm⁹. Der Bewertung der Nutzungsphase wird eine Anwendung als Perimeterdämmung zugrunde gelegt. Gemäss einer europäischen Studie¹⁰ können während der Nutzung 0.05% des HBCD ins Wasser emittiert werden. Bei einem Wirkstoffgehalt von 15 g/kg im Produkt ab Fabrik ergeben sich somit HBCD-Emissionen von 7.5 mg/kg.

2.1.4 Korrosionsprodukte von Dächern aus Kupfer oder Zink

Wegen hohen Metall-Verlusten während der Nutzung wird der grossflächige Einsatz von Kupfer und Titanzink nicht empfohlen¹¹. Die Abschwemmung von Kupfer und Zink wurde in verschiedenen Studien untersucht. In einer neueren Studie vom Umweltbundesamt¹² wird die mittlere Abschwemmrate für Kupfer auf Dachflächen mit 1.3 g/(m²*a) beziffert. Bei einer Blechstärke von 0.6 mm ergibt sich pro Kilogramm Kupfer eine Fläche von 0.187 m² (Rohdichte Kupfer: 8'900 kg/m³). Eine Untersuchung der EMPA¹³ hat gezeigt, dass die Korrosionsgeschwindigkeit über die Nutzungsdauer hinweg abnimmt, jedoch bleibt die Abschwemmrate relativ konstant. Für eine Nutzungsdauer der Dacheindeckung von 40 Jahren resultiert somit ein Abtrag von 9.7 g Kupfer pro Kilogramm Blech. Für Zink auf Dachflächen gibt die Studie vom Umweltbundesamt eine mittlere Abschwemmrate von 3 g/(m²*a) an. Die durchschnittliche Blechdicke für Titanzinkleche (< 0.1% Titan) beträgt 0.7 mm. Mit einer Rohdichte von 7'200 kg/m³ ergibt sich pro kg Blech eine Fläche von 0.198 m². Über eine Nutzungsdauer von 40 Jahren werden demzufolge pro Kilogramm Titanzink 23.8 g Zink abgetragen. Das Dachwasser versickert entweder auf dem Grundstück, gelangt in ein Trennwassersystem oder wird in die öffentliche Kanalisation eingeleitet. Somit können Emissionen von Kupfer und Zink Böden oder Gewässer belasten.

2.1.5 Organische Lösemittel in Lacken

Es wurden eine Dispersionslackfarbe und ein lösemittelhaltiger Klarlack untersucht. Bei den in Tabelle 2 angegebenen Zusammensetzungen handelt es sich um Durchschnittsrezepturen. Die darin enthaltenen organischen Lösemittel verflüchtigen sich beim Trocknen der Anstriche. Demzufolge werden von der Dispersionslackfarbe pro

¹⁰ European Union (2008) RISK ASSESSMENT Hexabromocyclododecane CAS-No.: 25637-99-4, EINECS-No.: 247-148-4, Final report May 2008; FINAL APPROVED VERSION; Office for Official Publications of the European Communities

¹¹ KBOB Empfehlung 2001/1, Metalle für Dächer und Fassaden

¹² T. Hillenbrand, D. Toussaint, E. Böhm et al. (2005) Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden – Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmassnahmen, im Auftrag des Umweltbundesamtes

¹³ M. Faller (2006) Abschwemmungen von Metaldachflächen aus Kupfer und Zink, Vortrag am Symposium „Die Baumetalle Kupfer und Zink in der Umwelt“

kg verarbeitungsfähigem Produkt 55 g Lösemittel in die Luft emittiert. Beim lösemittelhaltigen Klarlack sind es 580 g Lösemittel pro kg Anstrich. Diese Emissionen sind zum grössten Teil der Verarbeitungsphase zuzuschreiben. Lediglich schwerflüchtige Anteile von Lösemittel oder Hilfsstoffe können während der Nutzungsphase emittiert werden

Tabelle 2: Durchschnittsrezepturen Lacke

| Bestandteile | Dispersionslackfarbe [M-%] | Klarlack lösemittelhaltig [M-%] |
|--------------|----------------------------|---------------------------------|
| Bindemittel | 27.00% | 40.00% |
| Füllstoffe | 29.00% | – |
| Lösemittel | 5.50% | 58.00% |
| Wasser | 35.00% | – |
| Hilfsstoffe | 3.50% | 2.00% |

2.1.6 Karbonatisierung von Beton

Etwa 60% der bei der Herstellung von Zement verursachten CO₂ Emissionen sind geogen. Das heisst sie entstehen durch das Brennen vom Rohmehl aus Kalk, Mergel und Ton. Aus den darin enthaltenen Carbonaten wird CO₂ ausgetrieben. Bei der Herstellung von Beton kommt es zu einer chemischen Reaktion zwischen Zement und Wasser. Dabei entstehen Calciumsilikathydrate und Calciumhydroxid-Kristalle. Während der Nutzungsphase von Beton reagieren die Calciumhydroxide an seiner Oberfläche mit dem CO₂ in der Luft. Dadurch findet eine Umwandlung von Calciumhydroxiden zu Calciumcarbonat statt (Karbonatisierung). Dieser Prozess kompensiert teilweise das während der Herstellung von Zement emittierte CO₂. In einem Projekt an der EMPA wurde die CO₂-Aufnahme von Stahlbeton infolge Karbonatisierung untersucht¹⁴. Gemäss dieser Untersuchung werden während der Nutzungsphase des Betons ca. 10% der gesamten CO₂-Emissionen die während der Herstellung verursacht wurden durch die Karbonatisierung kompensiert. Durch den Rückbau und das Recycling (Entsorgungsphase) können je nach Randbedingungen weitere 3 bis 23% kompensiert werden. Für die Relevanzabschätzung wurde nur die Karbonatisierung während der Nutzungsphase berücksichtigt. Grundlage für die Beurteilung war eine 20 cm starke Betonwand (Beton C 30/37) mit einem Bewehrungsgehalt von 97.5 kg/m³. Während der gesamten Nutzungsphase werden pro m² Wand 4.95 kg CO₂ aus der Atmosphäre aufgenommen. Dies entspricht 10% der herstellungsinduzierten CO₂-Emissionen von 450 kg Beton pro m² Wand.

¹⁴ P. Nygaard, A. Leemann (2011) CO₂-Aufnahme von Stahlbetonbauwerken infolge Karbonatisierung, Abstracts 2011, EMPA Dübendorf im Auftrag von Cemsuisse

2.2 Ökobilanzindikatoren

Die Bilanzierung der Herstellung der Baustoffe erfolgte durch die Bewertung der Inputs in Tabelle 3 mit der Methode der ökologischen Knappheit 2006 (Ökofaktoren Schweiz 2006). Eine Bewertung der Herstellung mit den Ökofaktoren Schweiz 2013 ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht möglich, da die Methode in den Datengrundlagen noch nicht implementiert ist. Die Hintergrunddaten basieren auf ecoinvent v2.2 und den Ökobilanzdaten im Baubereich der KBOB¹⁵.

Tabelle 3: Bilanzierung Herstellung und Hintergrunddaten

| Untersuchte Systeme | Hintergrunddaten | Inputs | Datenquelle |
|---|--|--------|----------------|
| Aussenputz mit Biozid [m ²] | Zementputz [kg] | 18 | KBOB |
| | chemicals organic, at plant, GLO, [kg] | 0.0015 | ecoinvent v2.2 |
| XPS mit HFKW [kg] | polystyrene, extruded (XPS), HFC-134a blown, at plant, RER, [kg] | 1 | ecoinvent v2.2 |
| EPS mit Pentan [kg] | polystyrene foam slab, at plant, RER, [kg] | 1 | ecoinvent v2.2 |
| XPS mit CO ₂ und Aceton [kg] | polystyrene, extruded (XPS) CO ₂ blown, at plant, RER, [kg] | 1 | ecoinvent v2.2 |
| XPS mit HBCD [kg] | polystyrene, extruded (XPS) CO ₂ blown, at plant, RER, [kg] | 1 | ecoinvent v2.2 |
| Kupferblech [kg] | Kupferblech, blank [kg] | 1 | KBOB |
| Zinkblech [kg] | Titanzinkblech [kg] | 1 | KBOB |
| Dispersionslackfarbe [kg] | acrylic binder, 34% in H ₂ O, at plant, RER, [kg] | 0.794 | ecoinvent v2.2 |
| | limestone, milled, loose, at plant, CH, [kg] | 0.290 | |
| | white spirit, at plant, RER, [kg] | 0.055 | |
| | tap water, at user, CH, [kg] | 0.350 | |
| | chemicals organic, at plant, GLO, [kg] | 0.035 | |
| Klarlack lösemittelhaltig [kg] | acrylic binder, 34% in H ₂ O, at plant, RER, [kg] | 1.176 | ecoinvent v2.2 |
| | white spirit, at plant, RER, [kg] | 0.580 | |
| | chemicals organic, at plant, GLO, [kg] | 0.020 | |
| Betonwand [m ²] | Beton C 30/37 [kg] | 450.2 | KBOB |
| | Stahlprofil, blank [kg] | 19.5 | |

Die Umweltbelastungen welche durch die Nutzung generiert werden, wurden mit den Ökofaktoren Schweiz 2006 oder 2013 bewertet. Wo möglich wurde die Nutzung mit den Ökofaktoren 2006 bewertet um die Vergleichbarkeit mit der Herstellungsphase zu gewährleisten. Die Emissionen von Diuron und HBCD können nur mit den Ökofaktoren Schweiz 2013 bewertet werden. In der Vorgängerversion der Methode fehlen die entsprechenden Ökofaktoren. Tabelle 4 unten zeigt die emittierten Mengen an umweltrelevanten Bestandteilen der untersuchten Baustoffe sowie die dazugehörigen Ökofaktoren.

¹⁵ KBOB (2012) Ökobilanzdaten im Baubereich, Stand Juli 2012

Tabelle 4: Emissionen und Bewertungsgrundlagen

| Untersuchte Systeme | Bezugsgrösse | Emission Nutzungsphase | UBP 2006 | UBP 2013 |
|------------------------------------|----------------|---------------------------|--------------------------------------|--|
| Aussenputz mit Biozid | m ² | 1.5 g Diuron | – | 5'300 UBP/g |
| XPS mit HFKW | kg | 17 g R134a | 400 UBP/g | 660 UBP/g |
| EPS mit Pentan | kg | 13.3 g Pentan | 18 UBP/g (NMVOC) | 14 UBP/g (NMVOC) |
| XPS mit CO ₂ und Aceton | kg | 11 g CO ₂ | 0.31 UBP/g | 0.46 UBP/g |
| | | 8 g Aceton | 18 UBP/g (NMVOC) | 14 UBP/g (NMVOC) |
| XPS mit HBCD | kg | 7.5 mg HBCD | – | 7'500 UBP/mg |
| Kupferblech | kg | 9,7 g Kupfer | 13'000 UBP/g (Emission in den Boden) | 14'000 UBP/g (Emission in den Boden) 13'000 UBP/g (Emission in Oberflächengewässer) |
| Zinkblech | kg | 23.8 g Zink | 2'800 UBP/g (Emission in den Boden) | 2'800 UBP/g (Emission in den Boden) 6'200 UBP/g (Emission in Oberflächengewässer) |
| Dispersionslackfarbe | kg | 55 g VOC | 18 UBP/g (NMVOC) | 14 UBP/g (NMVOC) |
| Klarlack lösemittelhaltig | kg | 580 g VOC | 18 UBP/g (NMVOC) | 14 UBP/g (NMVOC) |
| Betonwand | m ² | -4.952 kg CO ₂ | 310 UBP/kg | 460 UBP/kg |

2.3 Ergebnisse

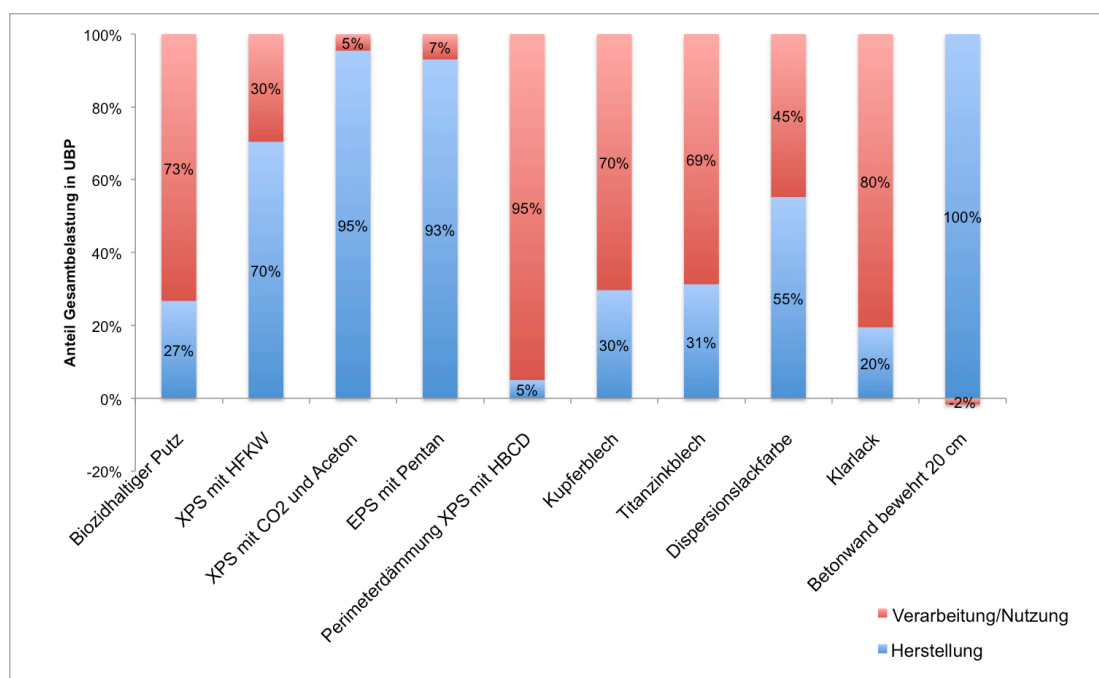
2.3.1 Verhältnis Nutzung zu Herstellungsphase

Tabelle 5 zeigt die Resultate der bilanzierten Baustoffe. Die prozentualen Anteile von Herstellung und Nutzung im Bezug auf die Summe der Umweltbelastungspunkte dieser zwei Lebenszyklusphasen ist in Abbildung 1 dargestellt.

In den meisten untersuchten Beispielen liegt der Anteil der Nutzungsphase am Gesamtergebnis (Herstellung + Nutzung) über 25%. Die Bewertung der HBCD-Emissionen aus der XPS Perimeterdämmung mit den Ökofaktoren hat zur Folge dass der Anteil der Nutzungsphase sogar bei 95% liegt. Auch bei den Beispielen Kupferblech, Titanzinkblech und Klarlack sind die durch Emissionen während der Nutzungsphase verursachten Umweltbelastungspunkte deutlich höher als jene der Herstellung. Die Beispiele zeigen, dass die Emissionen während der Nutzungsphase für die Ökobilanz von Baustoffen durchaus relevant sein können und deshalb näher untersucht werden sollten. Hingegen sind die CO₂- und Aceton-Emissionen beim XPS, Pentanemissionen beim EPS sowie die Karbonatisierung von Beton wenig bedeutend in Bezug auf das Gesamtergebnis.

Tabelle 5: Resultate Relevanzabschätzung

| Untersuchte Systeme | Herstellung | Nutzung | | Summe |
|---|-------------|----------|----------|---------|
| | UBP 2006 | UBP 2006 | UBP 2013 | UBP |
| Aussenputz mit Biozid [m ²] | 2'901 | – | 7'950 | 10'851 |
| XPS mit HFKW [kg] | 16'315 | 6'847 | – | 23'162 |
| EPS mit Pentan [kg] | 3'215 | 240 | – | 3'455 |
| XPS mit CO ₂ und Aceton [kg] | 2'963 | 141 | – | 3'104 |
| XPS mit HBCD [kg] | 2'963 | – | 56'250 | 59'213 |
| Kupferblech [kg] | 53'500 | 126'592 | – | 180'092 |
| Zinkblech [kg] | 30'400 | 66'667 | – | 97'067 |
| Dispersionslackfarbe [kg] | 1'224 | 990 | – | 2'214 |
| Klarlack lösemittelhaltig [kg] | 2'530 | 10'440 | – | 12'970 |
| Betonwand [m ²] | 93'632 | -1'535 | – | 92'097 |

**Abbildung 1: Anteile von Herstellung und Nutzungsphase an der Gesamtbelastung in UBP**

2.3.2 Sensitivitäten und Diskussion

Generell muss angemerkt werden, dass mit der gewählten Methodik nur die emittierten Mengen an umweltrelevanten Bestandteilen über die gesamte Lebensdauer eines Baustoffs bewertet werden. Es handelt sich hierbei um eine stark vereinfachte Beurteilung der Umwelteinwirkung. Für eine genauere Betrachtung würde auch die lokale und zeitliche Variation der Eintragsmenge sowie die Konzentration einer Substanz in der Umwelt eine entscheidende Rolle spielen. Da die Emissionen eines Baustoffes über die Nutzungsphase stark variieren können und auch die Konzentra-

tionen in der Umwelt lokal sehr unterschiedlich sein können, wäre diese Differenzierung allerdings in allgemein anwendbaren Ökobilanzdaten nicht abbildbar.

Mit der Methode der ökologischen Knappheit 2013 werden HBCD und Diuron als persistente organische Schadstoffe (POP) bewertet. Die Charakterisierung der POP in der Methode der ökologischen Knappheit erfolgt anhand ihres Biokonzentrationsfaktors (BCF). Dadurch werden Stoffe aufgrund ihres Bioakkumulierungspotentials eingestuft. Die Prämisse dieses methodischen Ansatzes ist die, dass der BCF ein Indiz für die Basistoxizität einer Substanz ist. Diese Annahme bedarf einer Abklärung, denn sie hat einen grossen Einfluss auf die Bewertung der Nutzungsphase (Beispiele biozidhaltiger Putz und XPS mit HBCD) und führt zu teilweise fragwürdigen Ergebnissen. Zum Beispiel ist die akute Toxizität von HBCD sehr gering und es gibt noch keine eindeutigen Hinweise für eine chronische Toxizität. Trotzdem werden Emissionen dieses Flammschutzadditivs in Oberflächengewässer als umweltbelastender bewertet als die Emission von Dioxin in Gewässer (HBCD: 7.5 Mio. UBP/g, Dioxin: 3.2 Mio. UBP/g), wobei beim Dioxin die toxische Wirkung eindeutig nachweisbar ist. Auch Diuron wird mit 5'300 UBP pro Gramm Emissionen in Oberflächengewässer mit weniger UBP als HBCD bewertet, obwohl es als stark gewässergefährdend eingestuft ist, jedoch ein deutlich geringeren Biokonzentrationsfaktor aufweist als HBCD.

Die Relevanzabschätzung zeigt auch, dass Emissionen von Kupfer und Zink zu einer deutlichen Umweltbelastung führen können. Durch die Bewertung der Emissionen mit den Ökofaktoren 2006 wurden nur mögliche Emissionen in den Boden berücksichtigt. Mit den Ökofaktoren 2013 könnten auch Emissionen in Oberflächengewässer bewertet werden (siehe Tabelle 4). Dadurch erhielten die Emissionen von Zink ein noch höheres Gewicht im Vergleich von Herstellungs- und Nutzungsphase. Beim Kupfer hingegen werden Emissionen in Oberflächengewässer als etwas weniger belastend eingestuft als Emissionen in den Boden.

Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen aus Anstrichstoffen wurden mit dem Ökofaktor für NMVOC (non-methane volatile organic compounds, flüchtige organische Verbindungen ohne Methan) bewertet. Diese Bewertung berücksichtigt allerdings nur die Umweltbelastung und ist streng genommen der Verarbeitungsphase zuzuordnen. Emissionen aus Anstrichstoffen können auch zu einer Belastung der Innenraumluft führen, welche mit diesem Bewertungsansatz nicht berücksichtigt werden. Sie wären für eine ganzheitliche Bilanzierung der Nutzungsphase durchaus relevant, jedoch fehlt bis heute ein entsprechender methodischer Ansatz in der Ökobilanzierung.

Im Falle der Bewertung der Emissionen von verschiedenen Additiven aus Baustoffen wie Flammschutzmitteln und Bioziden muss auch angemerkt werden, dass diese Stoffe in den Datensätzen für die Herstellung von Putz und Dämmstoffen in ecoinvent v2.2 oft nicht berücksichtigt werden. Einerseits fehlen für viele Additive spezifische Datensätze und sie können nur mit generischen Datensätzen für Chemikalien berücksichtigt werden. Andererseits werden oft auch die Emissionen während der Endverarbeitung der Produkte, wie zum Beispiel Emissionen von HBCD während dem Extrudieren von XPS oder EPS nicht berücksichtigt. Dies kann bei gewissen Emissionen wie jene von HBCD, die mit hohen Ökofaktoren bewertet werden, zu einer deutlichen Unterbewertung der Herstellung führen. Wenn man HBCD nun in der Nutzungsphase berücksichtigt, müsste man gleichzeitig seine Pro-

duktion und Emissionen bei der Herstellung auch berücksichtigen. Dies würde allerdings den Rahmen dieses Projektes deutlich übersteigen, abgesehen davon dass die Daten bei den wenigen Herstellern weltweit kaum verfügbar sind.

Zur Bewertung von XPS mit HFKW-Treibmitteln muss angemerkt werden, dass der Nutzen des Treibmittels während der Nutzungsphase nicht bilanziert ist. HFKW-haltige Produkte weisen einen deutlich besseren Dämmwert aus, der sich bei gleichem Materialaufwand für den Dämmstoff in einem reduzierten Energieverbrauch während der Nutzungsphase eines Gebäudes niederschlägt. Dieser hängt u.a. von der Anwendung und dem Wärmezeugungssystem ab und kann nicht generell angegeben werden.

3 Auswahl der Referenzsubstanzen

3.1 Bedeutung der Zusatzstoffe

Als Referenzsubstanzen werden hier jene Stoffe bezeichnet, die in dieser ersten Projektphase vertieft bearbeitet werden sollen und die Emissionen von Baustoffen in Bezug auf Umwelt- und Gesundheitsrelevanz, Substanztyp und Quelle mehr oder weniger repräsentieren. Neben den Treibmitteln, den Korrosionsprodukten und den Reaktionsnebenprodukten geht es zur Hauptsache auch um Zusatzstoffe.

Der Begriff umweltrelevante Bestandteile wurde im Rahmen der SIA Bauproduktdeklaration definiert¹⁶. Es handelt sich um jene Zusatzstoffe, die nach EU Gefahrstoffverordnung mit gewissen H-Sätzen¹⁷ zu kennzeichnen sind.

Die qualitative und quantitative Bedeutung der Zusatzstoffe in Bauprodukten ist in einer älteren Studie des BAFU ausführlich beschrieben¹⁸. Eine Zuordnung der Zusatzstoffe zu den Bauproduktgruppen und eine Abstützung der quantitativen Bedeutung aus diesem Bericht ist in Tabelle 6 zusammengefasst. Wie aus Tabelle 6 ersichtlich, werden in der Baubranche beträchtliche Mengen von Produkten und entsprechenden Zusatzstoffen umgesetzt.

Tabelle 6: Relevanz umweltrelevante Bestandteile nach Baustoffgruppen

| Baustoffgruppe | Verbrauch CH ^{18 19} 1990/92 [t/a] | Bestandteile | Verbrauch CH ^{18 19} 1990/92 [t/a] |
|--------------------|---|---|---|
| Konstruktionsbeton | N/A | Betonzusatzmittel (Verarbeitungshilfsmittel) | 4'440 |
| | | Betonschalöle (Verarbeitungshilfsmittel) | 500 |
| Mörtel | 660'000 | Olefinsulfonate u.a. Tenside (Luftporenbildner) | 30 - 60 |
| | | Tallöle (Luftporenbildner) | ca. 10 |
| | | Celluloseether (Konsistenzregler) | 1'000 |
| | | Polyvinylacetat u.a. PVAc-Copolymer | 1000 |

¹⁶ SIA (1997) Empfehlung 493; Deklaration ökologischer Merkmale von Bauprodukten, Schweizerischer Ingenieur und Architektenverein, Zürich

¹⁷ Hier werden gemäss der überarbeiteten Verordnung die Kennzeichnungen nach dem GHS System verwendet, die die R-Sätze ablösen (vgl. auch Anhang A)

¹⁸ U. von Arx (1995) Bauprodukte und Zusatzstoffe in der Schweiz: Schriftenreihe Umwelt Nr. 245, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (heute BAFU), Bern

¹⁹ Teilweise sind die Zahlen aus Standardrezepturen und dem Jahresverbrauch der Baustoffe abgeleitet

| Baustoffgruppe | Verbrauch CH ^{18 19} 1990/92 [t/a] | Bestandteile | Verbrauch CH ^{18 19} 1990/92 [t/a] |
|----------------------|---|---|---|
| Mineralische Putze | 360'000 | Olefinsulfonate u.a. Tenside (Luftporenbildner) | 75 |
| | | Ca-, Zn-, Al Seifen (Hydrophobierungsmittel) | 175 - 290 |
| | | Celluloseether (Konsistenzregler) | s. oben |
| | | Polyvinylacetat u.a. PVAc-Copolymer, Acrylate | 1'600 – 3'400 |
| | | Hydroxycarbonsäuren (Verzögerer Gips) | 200 |
| | | Biozide | N/A |
| Kunststoffputze | 55'000 | Diverse organisch-chemische Hilfsmittel | ca. 70 |
| | | Pigmente und Faserarmierungen | N/A |
| | | Biozide | 200 |
| Unterlagsboden | ca. 100'000 | Hochleistungsverflüssiger | ca. 300 |
| | | Trocknungsstoffe | N/A |
| Fugendichtungsmassen | 2'6000 | TCEP und TCPP (Brandschutz) | N/A |
| | | Weichmacher diverse | ca. 400 |
| | | Katalysatoren | ca. 1 |
| | | UV-Absorptionsmittel | N/A |
| Kunstharz-lacke | 20'000 | Lösemittel | 5'000 |
| | | Hilfsstoffe diverse | 400 |

3.2 Auswahlkriterien

In einer ersten Projektphase wird die Bilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen anhand von einer Auswahl von Referenzsubstanzen (siehe Tabelle 7) getestet. Dabei geht es darum festzustellen welche Emissionen mit bereits vorhandenen Ökofaktoren bewertet werden können und wo allenfalls eine methodische Erweiterung notwendig sein könnte. Die Auswahl der Referenzsubstanzen basiert auf den Kriterien ihrer Bekanntheit als umweltrelevante Bestandteile in Baustoffen, der Häufigkeit ihrer Anwendung in Produkten sowie ihrer unterschiedlichen Wirkung.

Bisphenol A wird vor allem zur Herstellung von Polycarbonaten und Epoxidharzen verwendet. In geringeren Mengen wird Bisphenol A als antioxidative Additiv-Zubereitung in Weich PVC eingesetzt. Die Substanz wurde aufgrund ihrer vermuteten reproduktionstoxischen und gewässergefährdenden Wirkung ausgewählt. In einer Untersuchung der EMPA und eawag²⁰ wurde Bisphenol A teilweise in erhöhten Mengen aus Kunststoffdachbahnen ausgewaschen.

²⁰ M. Burkhardt, J. Eugster, S. Zuleeg, M. Boller et al. (2010) Auswaschung von Additiven aus Kunststoffdachbahnen unter Einwirkung von Wasser, Teilprojekt Kunststoffdachbahnen (PROOF), EMPA, eawag, novatlantis

Verschiedene Untersuchungen²¹ zu grossflächigen Anwendungen von Bioziden auf Fassaden und Dächern haben gezeigt, dass diese bei Regenereignissen ausgewaschen werden und Siedlungsabwässer belasten. Grundlage für die Auswahl der am häufigsten verwendeten Wirkstoffe war eine Untersuchung im Auftrag des BAFU⁵ zur Mengenabschätzung von Bioziden in Schutzmitteln in der Schweiz. Berücksichtigt wurden zwei Algizide (Diuron, Terbutryn) welche fast ausschliesslich in Farben und Putzen an Fassaden eingesetzt werden und das Herbizid Mecoprop welches für wurzelfeste Bitumendachbahnen breite Verwendung findet. Daneben wurden zwei besonders häufige Vertreter der Holzschutzmittel (Propiconazol, Tebuconazol) ausgewählt. Die Biozide sind alle als gewässergefährdend eingestuft. OIT (Octylisothiazolinon) und IPBC (3-Iod-2-propinylbutylcarbamate) sind ebenfalls häufig eingesetzte Wirkstoffe, sie wurden jedoch nicht berücksichtigt, da sie in der Umwelt sehr rasch abgebaut werden und daher nicht analytisch nachgewiesen werden können.

Weiterhin wurden unter den Referenzsubstanzen häufig eingesetzte Treibmittel für Kunststoffschäume berücksichtigt. Dazu gehört Pentan welches vor allem in der Herstellung von expandiertem Polystyrol (EPS) und Polyurethan Hartschaum (PUR) verwendet wird. Die Emission von Pentan in die Atmosphäre bewirkt die Bildung von bodennahem Ozon (Sommersmog). Die anderen Treibgase werden aufgrund ihrer wärmedämmenden Wirkung in geschlossenenporigen Schaumstoffen (XPS und PUR) eingesetzt. Dazu gehören Dodecafluorocyclohexan (C₆H₁₂), Trans-1,3,3,3-tetrafluorpropen (HFO-1234ZE) und 1,1,1,2-Tetrafluorethan (R134a). Die wärmedämmenden Treibgase haben alle eine erhöhte Treibhauswirksamkeit im Vergleich zu CO₂.

Unter den Additiven gehören oft Flammschutzmittel zu den umweltrelevanten Bestandteilen. Es wurden deshalb drei bekannte Flammschutzmittel für Kunststoffschäume unter den Referenzsubstanzen berücksichtigt. HBCD wurde im Mai 2013 in der Stockholmer Konvention über persistente organische Schadstoffe, POPs, aufgenommen. Die Verbindung ist sehr stabil, wird deshalb in der Umwelt kaum abgebaut und akkumuliert sich im Fettgewebe von Tieren und Menschen. TCPP (Tris(2-chlorisopropyl)phosphat) und TEP (Triethylphosphat) werden als Flammschutz in PUR/PIR Dämmstoffen eingesetzt und sind beide als gesundheitsschädlich beim Verschlucken eingestuft.

Es muss grundsätzlich zwischen einer möglichen Emission in den Aussenraum und in den Innenraum unterschieden werden. Neben Bioziden, Treibgasen in Kunststoffschäumen und Flammschutzmittel deren Emissionen in die Umwelt vor allem relevant sind, wurden auch Lösemittel und Formaldehyd berücksichtigt. Ihre Emissionen stellen vor allem in Innenräumen eine relevante Belastung der Raumluft und damit für die menschliche Gesundheit dar. Für diese Wirkungsart gibt es allerdings noch keine Ökofaktoren.

Emissionen von Kupfer und Zink wurden aufgrund der Bekanntheit der Problematik berücksichtigt (siehe Abschnitt 2.1.4).

²¹ eawag (2008) Projekt Biozide und Additive in Gebäudehüllen, Auswaschung und Eintrag in die Gewässer (URBIC)

3.3 Referenzsubstanzen und Ihre Merkmale

In Tabelle 7 sind die ausgewählten Referenzsubstanzen mit Verwendung, CAS und mit dem Wirkungstypen dargestellt. Sie werden in der ersten Phase dieses Projektes vertieft bearbeitet. In der 2. Projektphase sollen die Erkenntnisse dann auf alle wichtigen, umweltrelevanten Bestandteile von Baustoffen ausgedehnt werden. Die Referenzsubstanzen decken ein breites Spektrum in Bezug auf Anwendungsbereiche, chemisch-physikalische Eigenschaften und ökotoxikologische Merkmale.

Tabelle 7: Liste der Referenzsubstanzen

| Referenzsubstanz | Verwendung | CAS-Nummer | Wirkung |
|---------------------------------------|---|---------------------------|---|
| Bisphenol A | Antioxidative Additiv-Zubereitung in Weich-PVC. Im Versuch Auswaschung aus PVC Dachbahnen nachgewiesen. | 80-05-7 | Reproduktionstoxizität |
| Diuron | Algizid in Fassaden-Putzen und -Farben | 330-54-1 | chronisch gewässergefährdend |
| Terbutryn | | 886-50-0 | akut und chronisch gewässergefährdend |
| Tebuconazol | Holzschutzmittel (Fungizid ²⁷) | 107534-96-3 80443-41-0 | chronisch gewässergefährdend |
| Propiconazol | | 60207-90-1 | chronisch gewässergefährdend |
| Mecoprop | Herbizid in Bitumendachbahnen | 93-65-2 | akut und chronisch gewässergefährdend |
| Pentan | Treibmittel EPS, PUR/PIR | 109-66-0 | Bildung von bodennahem Ozon |
| C ₆ F ₁₂ | Wärmedämmendes Treibgas PUR/PIR | 84650-68-0 | Treibhausgase |
| HFO-1234ZE | Wärmedämmendes Treibgas XPS | 29118-24-9 | |
| R134a | Wärmedämmendes Treibgas PUR, XPS | 811-97-2 | |
| HBCD (Hexabromcyclododecan) | Flammschutz XPS, EPS | 25637-99-4 | Bioakkumulativ |
| TCPP (Tris(2-chlorisopropyl)phosphat) | Flammschutz PUR/PIR | 13674-84-5 | Giftig beim Verschlucken |
| TEP (Triethylphosphat) | Flammschutz PUR/PIR | 78-40-0 | |
| Formaldehyd | Komponente in Kondensationsharzen (Bindemittel Holzwerkstoffe) | 50-00-0 | Belastung Innenraumluft, menschliche Gesundheit |
| Sangajol (Testbenzin) | Lösemittel / Verdünner | 64742-82-1 | |
| Benzylalkohol | Lösemittel (wird jedoch nicht als VOC deklariert) | 100-51-6 | |
| Kupfer | Dacheindeckung, Fassadenverkleidung | 7440-50-8 | akut und chronisch gewässergefährdend |
| Zink | | 7440-66-6 | |

4 Emissionsfaktoren

4.1 Emissionsarten

4.1.1 Mechanismen

Ist gibt eine Vielzahl von Möglichkeiten, wie Bauprodukte Zusatzstoffe, Korrosionsprodukte oder Abbauprodukte physikalischer und biologischer Einwirkungen in die Umwelt abgeben können. Zur Vielfalt trägt nicht zuletzt die lange Lebensdauer von Bauprodukten bei, die in dieser Zeit den verschiedensten Einflüssen ausgesetzt sind.

Tabelle 8: Mechanismen die zu Emissionen führen

| Art | Herkunft des Emittenten | Beispiel |
|--------------------------------------|--|--|
| Verdampfen | Flüchtiger Inhalts- und Zusatzstoff | Lösemittel |
| | Reaktionsnebenprodukte | Formaldehyd in Holz |
| | Trocknungsprodukt | Hexanal aus Linoleum |
| | Abbauprodukt (Alterung) | 2-Ethyl-1-hexanol aus Weichmachern |
| Ausgasen | Gasförmiger Inhaltsstoff | Treibgase aus Dämmstoffen |
| Auswaschen durch Witterungseinflüsse | Flüchtiger Inhalts- und Zusatzstoff | Biozide in Holz, Bitumen |
| | Reaktionsnebenprodukte | Diverse aus Flüssigfolien |
| | Korrosionsprodukte | Schwermetalle aus Metallbauteilen |
| | Abbauprodukte (UV, Alterung, Biologie) | Vielzahl meist nicht charakterisierter Verbindungen aus Bitumen, Kunststoffen und Farben |

Die Verdampfung mehr oder weniger flüchtiger Stoffe hängt ab von der Temperatur und dem Dampfdruck des Stoffes, sowie von der Matrix in der er eingebunden ist. Es ist hauptsächlich für die Gesundheit des Menschen im Innenraum relevant. Die Mengen sind für die meisten Stoffe zu geringfügig, als dass sie für die allgemeine Lufthygiene in der Umwelt relevant wären. Eine beschränkte Relevanz kann den NMVOC zugesprochen werden, die als Vorläufersubstanz für bodennahes Ozon gelten. Gasförmige Inhaltsstoffe können über die Nutzungsphase ausgasen. Aus Umweltsicht relevant können diese Stoffe sein, sofern sie über ein hohes Treibhausgaspotential verfügen.

Baustoffe im Aussenbereich des Gebäudes sind der Witterung ausgesetzt. Der Aussenbereich umfasst alle Schichten, in die Feuchtigkeit von aussen eindringen kann. Mangelhafte Abdichtungen, beschädigte Deckschichten oder Risse im Bau-

werk können auch zu einer teilweisen Witterungsexposition nicht dafür vorgesehener Bauteile und Baustoffe führen.

Gegen die möglichen Schäden durch Witterungseinflüsse sind im Bauwesen zahlreiche Normen und beste Anwendungspraktiken entwickelt worden, um dauerhafte Gebäude erstellen zu können. Zu Emissionen können die Schutzmechanismen selbst führen oder das Versagen derselben. Weiterhin ist für viele Bauteile ein gewisser Substanzverlust nicht zu vermeiden. Die Verluste werden als Emissionen in die Umwelt eingetragen. Schutzmechanismen, die gemäss Ihrer Konzeption zu Emissionen führen, umfassen:

- Biozide in Anstrichen auf Fassaden oder in Nassräumen (Ausschwemmung)
- Holzschutzanstriche (Ausschwemmung)
- Opferanoden zum Schutz metallischer Bauteile (Zersetzung)

Baustoffe mit nicht zu vermeidenden Materialverlusten mit umweltrelevanten Emissionen sind unter anderem:

- Kupferbleche
- Zinkabdeckungen
- Bitumenmassen
- Kunststoffe mit nicht im Polymer gebundenen Additiven. Das können beispielsweise Weichmacher, Flammhemmer, Füllstoffe oder Katalysatoren sein.



Abbildung 2: Durch Witterungseinflüsse und biologischen Bewuchs stark gealtertes Gebäude
(Foto: Savage McKay, flickr)

Die Emissionsraten sind für alle Baumaterialien unterschiedlich, dazu kann die Einbausituation und die Kombination mit anderen Baustoffen im Bauteil eine Rolle spielen. Über die Zeit gesehen variiert die Emissionsrate auch für einen spezifischen Baustoff in einem bestimmten Bauteil. Durch Alterung kann das Material spröde werden, die hydrophoben Eigenschaften verlieren oder durch Mikroorganismen angegriffen werden.

4.1.2 Emissionen in die Luft

Die Emissionen aus Bauprodukten können sich über die Zeit unterschiedlich entwickeln. Für Trocknungsprozesse sind hohe Anfangsemissionen der Lösemittel mit exponentieller Abnahme über die Zeit typisch. Diesen Verlauf illustriert Abbildung 3 exemplarisch. Die mit der blauen Linie verbundenen Markierungen illustrieren die Messwerte aus der Prüfkammermessung. Die graue Linie zeigt eine exponentielle Abnahme mit den Messpunkten am 1. und am 3. Tag als Referenzwerte.

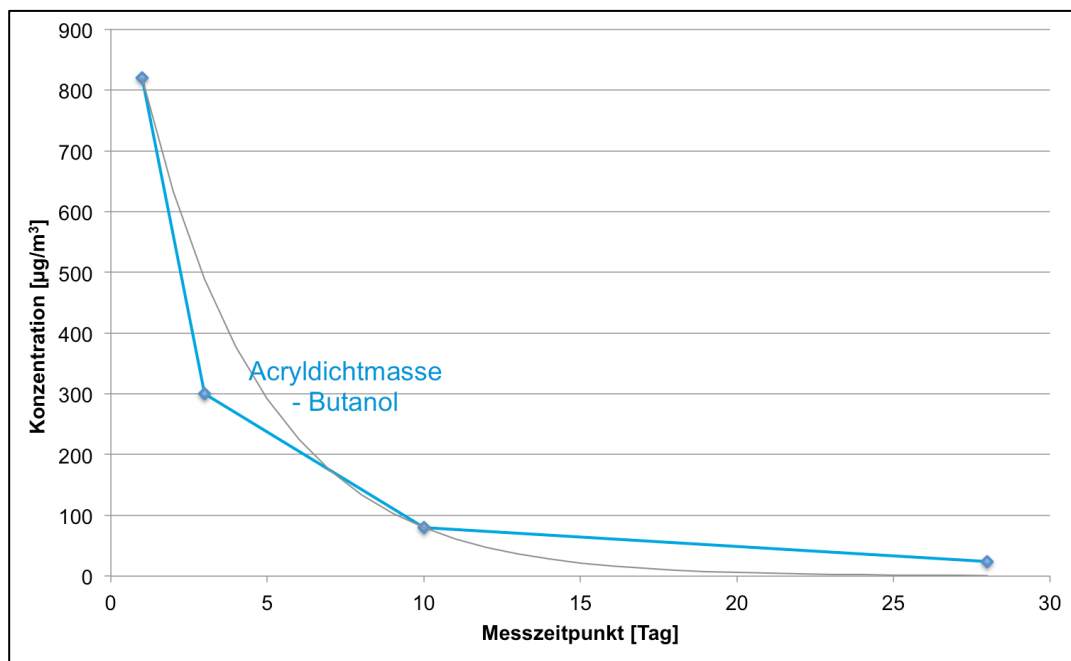


Abbildung 3: Prüfkammermessung der Emissionen eines Lösemittels aus einer Acryldichtmasse²²

Baustoffe können auch schwerflüchtige Komponenten enthalten, die dann über längere Zeit mit nahezu konstanten Emissionsraten abgegeben werden. Dasselbe Emissionsverhalten besitzen die flüchtigen Produkte von Abbauprozessen im Mate-

²² W. Horn, O. Jann (2007) Umwelt- und Gesundheitsanforderungen an Bauprodukte – Ermittlung und Bewertung der VOC-Emissionen und geruchlichen Belastungen, Umweltbundesamt, Berlin

rial.²³ Stark verzögerte Trocknungsprozesse überdeckter Materialien oder in der Matrix eingeschlossener Bestandteile (Abbildung 4) können ebenfalls zu Emissionsverläufen führen, die nicht exponentiell abnehmen. Es kann auch vorkommen, dass Decksschichten durch Alterung undicht werden und erst dann Schadstoffe aus darunter liegenden Materialien emittiert werden.

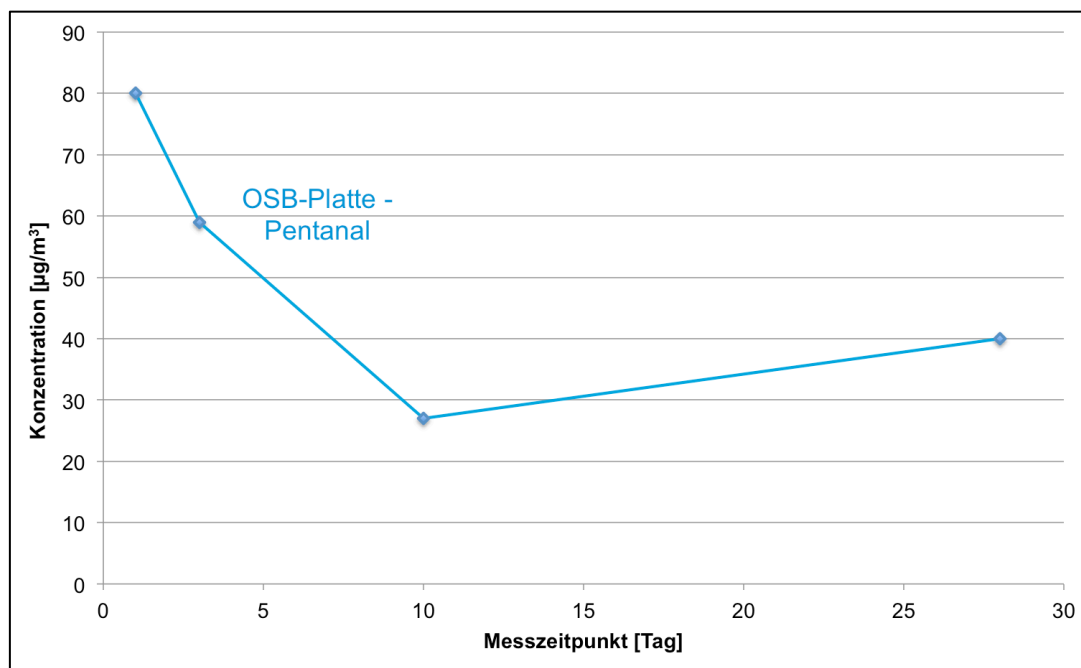


Abbildung 4: Beispiel einer Emission aus einer Holzwerkstoffplatte, die keine exponentielle Abnahme zeigt²²

Die Annahme exponentiell abnehmender Emissionen gilt mit guter Übereinstimmung zum realen Emissionsverhalten für Trocknungsprozesse, die ungestört ablaufen. Gerade bei den längerfristigen Emissionen sind jedoch relativ schnell abkaffende Trocknungsprozesse von untergeordneter Bedeutung. Im Verhältnis wichtig sind Emissionen aus Abbauprozessen, Emissionen aus verdeckten Quellen oder Trocknungsprozesse höhersiedender VOC (sogenannte SVOC), die viel langsamer ablaufen als die Trocknungsprozesse von VOC. Emissionen aus Abbauprozessen können auch über längere Zeit konstant sein. Falls sie von den Umweltbedingungen beeinflusst werden, sind die Emissionsraten, allenfalls mit einer Verzögerung, an diese Umweltprozesse gekoppelt. Falls ein Kunststoff beispielsweise durch UV-Strahlung zersetzt wird und dadurch enthaltene Additive freierwerden, so wird die Emissionsrate der Additive mit der Exposition bezüglich Sonneneinstrahlung korrelieren. Ein wichtiger Faktor für Abbauprozesse kann die Luftfeuchtigkeit sein. Falls ein Polymer durch eine Kondensationsreaktion erzeugt wurde – wie z. B. Formalde-

²³ C. Zellweger, M. Hill, R. Gehrig, P. Hofer (1997) Schadstoffemissionsverhalten von Baustoffen, im Auftrag des Bundesamtes für Energie, EMPA, 2. Auflage

hydharze – so kann sich das Polymer unter dem Einfluss der Luftfeuchtigkeit wieder in die Vorläufersubstanzen zersetzen. Schwerflüchtige VOC liegen nur zu einem kleinen Teil gasförmig vor, während der grössere Teil als Feststoff im Hausstaub vorliegt. Eine Messung der Feststoffemissionen aus Baustoffen ist in der Praxis jedoch nicht durchführbar: es existiert keine Probenahmemethode, die alle Emissionen erfassen könnte und die Staubbildung ist in hohem Masse abhängig von Einzeleignissen durch Abrieb.

Die längerfristigen Emissionen sind nur in Ausnahmefällen relevant. Sie betragen typischerweise einige ng bis µg pro kg Baustoff über die gesamte Nutzungsdauer abgeschätzt. Als Luftschadstoffe im Aussenraum spielen sie deshalb keine bedeutende Rolle. Anders verhält es sich im Innenraum, wo auch geringe Emissionen zu Konzentrationen in der Innenraumluft führen können, die die Gesundheit beeinträchtigen können.

4.1.3 Emissionen in die Oberflächengewässer

Die Dachabwässer von Gebäuden und der Abfluss von Fassaden können über verschiedene Wege in Oberflächengewässer gelangen. Es können drei Fälle unterschieden werden:

1. Das Abwasser wird über die Kanalisation eines Mischwassersystems in eine Kläranlage geleitet. Die Kläranlage wird die im Abwasser enthaltenen Stoffe mit einer stoffspezifischen Eliminationsrate zurückhalten. Der Restgehalt gelangt dann in ein Oberflächengewässer. Gemäss einer aktuellen Untersuchung²⁴ werden 85% der entwässerten schweizerischen Siedlungsfläche über ein Mischwassersystem entwässert
2. Das Abwasser wird in die Kanalisation eines Mischwassersystems geleitet, gelangt jedoch im Falle eines starken Regenereignisses ungeklärt in ein Oberflächengewässer. Die bereits erwähnte Untersuchung²⁴ für das Leitungsnetz der Schweiz gelangt zur Erkenntnis, dass die Stofffrachten in die Oberflächengewässer aus Regenwasserentlastungen lediglich rund 2-10% der Stofffrachten im gereinigten Abwasser betragen.
3. Das Abwasser wird über die Kanalisation eines Trennsystems immer ungeklärt in ein Oberflächengewässer geleitet. In der Schweiz werden rund 15 % der entwässerten Siedlungsfläche über Trennsysteme entwässert.

Der Abfluss von Fassaden gelangt nur über Vorplätze oder angrenzende Strassen in die Kanalisation. In den meisten Fällen ist von einer Versickerung auszugehen.

4.1.4 Emissionen in den Boden

Ausschwemmungen aus Dachentwässerungen oder aus Fassaden können auch in den Boden gelangen. Gemäss Art. 7 Abs.2 des Gewässerschutz-Gesetzes ist nicht

²⁴ M. Schlupe, M. Thomann, A. Häner, R. Gälli, G. Stucki (2006) Organische Mikroverunreinigungen und Nährstoffe, Umwelt-Wissen Nr. 0614, BAFU

verschmutztes Abwasser zu versickern. Gemäss Gewässerschutz-Verordnung gilt Niederschlagswasser von Dachflächen in der Regel als unverschmutzt. Abwassermengen aus Fassaden werden in den meisten Fällen in das Erdreich gelangen, welches das Gebäude umgibt. Für Zink- und Kupferfassaden neuerer Gebäude besteht die Pflicht zur Erstellung von Filteranlagen für das Fassadenabwasser.

Auch Abflüsse in die Kanalisation können zu Emissionen in den Boden führen. In der Schweiz betragen die Verluste durch undichte Leitungen 1 % - 11 % der Abflussmenge bei trockenem Wetter.²⁴ Diese Emissionen in den Boden müssen im weiteren Verlauf des Projekts beachtet werden. Eine besondere Schwierigkeit ergibt sich dadurch, dass Regenereignisse für die Emissionen aus Bauwerken überproportional relevant sein dürften, sich die bekannten Daten zu den Kanalisationsverlusten jedoch auf trockenes Wetter beziehen.

4.2 Auswertung der Fachliteratur

4.2.1 Vorgehen

Es gibt unzählige Publikationen in der Fach- und Trivalliteratur mit mehr oder weniger denselben qualitativen Angaben oder Überblickdarstellungen zu bekannten Inhaltsstoffen von Bauprodukt-Gruppen. Konkrete Daten empirischer Untersuchungen sind jedoch schwer zu finden. In Deutschland misst das Institut für Bautechnik die Emissionen aller Produkte mit Relevanz für die Innenraumlufte. Die Ergebnisse der Messungen sind jedoch nicht öffentlich verfügbar. Eine umfangreiche Recherche im Verbund der schweizerischen Bibliotheken im Rahmen mehrerer Arbeitstage führte nur zu vereinzelt Treffern. Im Weiteren haben Kontakte zu Forschungsgruppen und Instituten mit Prüfkammern stattgefunden, die verwertbare Daten zum vorliegenden Projekt beisteuern konnten.

4.2.2 Ergebnisse

In Auswaschversuchen im Labor^{25 28} wurden teilweise hohe Auswaschraten von Bisphenol A aus PVC Dachbahnen nachgewiesen. Die Versuche wurden bei 23°C über 7 Tage durchgeführt. Die Auswaschraten, welche im Extremfall bei einem Produkt 230 mg/m² betrug, ist jedoch sehr produktabhängig. Da Bisphenol A in der Herstellerunterlagen als Bestandteil der PVC Dachbahnen nicht aufgeführt ist und auch in den Materialanalysen im Labor nicht in auffällig hohen Konzentrationen

²⁵ M. Burkhardt, C. Dietschweiler, T. Wangler (2012) Biocides in Facades – State of Knowledge, HSR University of Applied Sciences Rapperswil, Institute of Environmental and Process Engineering (UMTEC), Rapperswil, Switzerland, ETH Zürich, Institute for Technology in Architecture, Zürich, Switzerland

nachgewiesen werden konnte, ist es eher unwahrscheinlich, dass PVC Dachbahnen für die Auswaschung von Bisphenol A ein grosses Reservoir darstellen.

Die aktuellste Studie zu den Bioziden in Putzen und Farben zeigt, dass verkapselte Wirkstoffe den Markt sehr rasch erobert haben und bereits über 70% der verkauften Menge abdecken.²⁶

Für die Holzschutzmittel Propiconazol und IPBC ist die Quellenlage dürftig. Emissionsmessungen unter praxisnahen Bedingungen sind nicht verfügbar. In Burkhardt 2013²⁶ wird der Gesamtverbrauch von Holzschutzmitteln (Wirkstoffe) auf 4.8 – 48 t/a geschätzt. In den Erläuterungen weisen die Autoren jedoch darauf hin, dass oft mehrere Holzschutzmittel in den Formulierungen eingesetzt werden und die Mengen höher liegen dürften. In Bürgi 2007²⁷ wird der Verbrauch auf 800 – 1300 t/a geschätzt. Der Jahresverbrauch wird deshalb im Sinne einer konservativen Abschätzung auf 100 Tonnen geschätzt. Aus derselben Studie ergeben sich Marktanteile für die beiden Wirkstoffe von rund 20% für Propiconazol und 10 % für Tebuconazol. Da Holzschutzanstriche regelmässig erneuert werden müssen, kann in guter Näherung von einer Austragung von 100% der Wirkstoffe ausgegangen werden.

Pentan wird zum Schäumen von EPS eingesetzt. Das EPS ist offenporig und ein Grossteil des eingesetzten Pentans entweicht bereits bei der Produktion. Es kann davon ausgegangen werden, dass nach der Produktion im EPS verbleibendes Pentan vollständig emittiert wird.

Für R134a gibt die Quelle eine Halbwertszeit im Material von 76 Jahren an.

Die Abschätzung der Emissionen ins Wasser vom Flammschutzmittel HBCD aus Kunststoffschäumen stammt aus einer europäischen Studie. Die Emissionen von TCPP werden gemäss einer Risikoanalyse als unbedeutend eingestuft. Zu Triethylphosphat (TEP) sind keine Angaben aus der Literatur verfügbar.

Es kann davon ausgegangen werden, dass Sangajol und Benzylalkohol wie alle Lösemittel binnen einer gewissen Frist vollständig in die Luft emittiert werden. Hinsichtlich der Abgrenzung von Verarbeitungs- und Nutzungsphase stellt sich einzig die Frage wie schnell die Lösemittel aus einem Produkt entweichen. Hier können teilweise Ergebnisse aus Prüfkammernmessungen herangezogen werden. Allerdings muss in der Realität auch immer die Einbausituation berücksichtigt werden. Werden Baustoffe mit flüchtigen Substanzen von anderen Baustoffen überdeckt, kann dies dazu führen, dass die Emissionen länger andauern, als wenn lösemittelhaltige Produkte auf einer freien Oberfläche appliziert werden.

Formaldehydemissionen von Holzwerkstoffen werden heute in Prüfkammern regelmässig gemessen. Jedoch werden die Resultate dieser Messungen im Auftrag von Herstellern, in der Regel nicht veröffentlicht, da es einzig darum geht nachzuweisen, dass die Ausgleichskonzentration in der Prüfkammer unterhalb von einem bestimmten Grenzwert liegt. Ebenso werden Prüfkammernmessungen über einen beschränk-

²⁶ M. Burkhardt, C. Dietschweiler (2013) Mengenabschätzung von Bioziden in Schutzmitteln in der Schweiz, BAFU

²⁷ D. Bürgi, L. Knechtenhofer, I. Meier (2007) PROJEKT BIOMIK, Biozide als Mikroverunreinigungen in Abwasser und Gewässern Teilprojekt 1: Priorisierung von bioziden Wirkstoffen, BAFU & ERZ

ten Zeitraum, in der Regel während 3 bis 28 Tage, durchgeführt und liefern so keine Informationen zum Langzeitemissionsverhalten. Für einige Holzwerkstoffe u.a. OSB gibt es einen Anhaltspunkt was die Spannweite der spezifischen Emissionsraten nach 1 bis 28 Tagen anbelangt.

Die Abschwemmung von Kupfer und Zink auf Dachflächen oder an der Fassade sind hingegen in mehreren publizierten Studien untersucht worden. Dementsprechend liegen hier ausreichende Daten vor, um die Nutzungsphase von Kupfer- und Titanzinklechen zu bewerten. Die einzige Unsicherheit betrifft hier das Langzeitemissionsverhalten, da keine Studie die Abschwemmung von Kupfer oder Zink über einen Zeitraum von mehr als 10 Jahren unterdanielsucht hat.

Tabelle 9: Emissionen aus Baustoffen nach Referenzsubstanzen

| Referenzsubstanz | Bauteil | Referenzmass Auswaschung / Verlauf über Zeit | Zeitraum | Quelle |
|--------------------------------|---------------------------------|---|--|------------------|
| Bisphenol A | PVC Dachbahn | ca. 2 – 230 mg/m ² | 7 Tage | ²⁸ |
| Diuron | Fassade Putz/Farbe | relativer Austrag unverkapselt: 58 % relativer Austrag verkapselt: 40 % Exponentielle Abnahme | 84 Berechnungen über 21 d | ²⁹ |
| Terbutryn | Fassade Putz/Farbe | relativer Austrag unverkapselt: 34 % relativer Austrag verkapselt: 22 % Exponentielle Abnahme | 84 Berechnungen über 21 d | ²⁹ |
| Tebuconazol | bewittertes Holz | 10 % von 100 t Jahresverbrauch: 10 t/a CH | – | ²⁶ |
| Propiconazol | bewittertes Holz | 20 % von 100 t Jahresverbrauch: 20 t/a CH | – | ²⁶ |
| Mecoprop | Wurzelfeste Polymerbitumen-Bahn | mittlerer Auswaschverlust: 0.15 % (Herbitect HE) – 2.7 % (Preventol RC) | Insges. 21 Tage Auswaschung und 30 Alterungszyklen | ³⁰ |
| Pentan | EPS | 100% des nach dem Expandieren noch vorhandenen Gases in Atmosphäre emittiert | Nutzungsdauer | ³¹ |
| C ₆ F ₁₂ | XPS | keine Angaben | – | ^{32 33} |
| HFO-1234ZE | XPS | keine Angaben | – | ³⁴ |

²⁸ M. Burkhardt et al. (2010) Teilprojekt Kunststoffdachbahnen (PROOF), Auswaschung von Additiven aus Kunststoffdachbahnen unter Einwirkung von Wasser, Schlussbericht, eawag, EMPA

²⁹ M. Burkhardt, R. Vonbank (2011) Auswaschung von verkapselten Bioziden aus Fassaden, BAFU

³⁰ M. Burkhardt, R. Haag, P. Schmid, S. Hean, M. Boller (2009) Inhaltsstoffe von Abdichtungen, In: W. Ernst (Hrsg.), Dachabdichtung – Dachbegrünung, Teil VI – Abdichtungen, Eigenverlag dicht + grün, Pullach

³¹ Plausible Annahme aufgrund der Molekülgrösse und Schaumstruktur

³² W. Schwarz (2009) Emissionen fluorierter Treibhausgase in Deutschland 2006 und 2007, Umwelt Bundesamt für Mensch und Umwelt

³³ K. Becken et al. (2010) Fluorierte Treibhausgase vermeiden, Wege zum Ausstieg, Umweltbundesamt, Berlin

³⁴ M.C. Bogdan, J.Y. Ling, D.J. Williams (undatiert) Next Generation (LGWP) of Blowing Agents for Spray Foam Applications, Honeywell Blowing Agents

| Referenzsubstanz | Bauteil | Referenzmass Auswaschung / Verlauf über Zeit | Zeitraum | Quelle |
|--------------------------------------|--------------------------------|---|--|---------------|
| R134a | XPS Flachdach | 50 % emittiert in Atmosphäre | Halbwertszeit von 76 Jahren | ³³ |
| HBCD (Hexabromcyclododecan) | XPS | 0.05 - 1 % emittiert in Luft 0 - 0.05 % emittiert in Wasser | Nutzungsdauer 30 Jahre | ³⁵ |
| TCP (Tris(2-chlorisopropyl)phosphat) | PUR/PIR | unbedeutend | Nutzungsdauer 30 Jahre | ³⁶ |
| TEP (Triethylphosphat) | PUR/PIR | keine Angaben | – | ³⁷ |
| Formaldehyd | Holzwerkstoffe | Spezifische Emissionsrate von OSB: 7–88 µg/(m ² *h) | Prüfkammermessung nach 28 Tagen | ³⁸ |
| Sangajol | Verdünner | 100% emittiert in Atmosphäre | Nutzungsdauer | ³⁹ |
| Benzylalkohol | Farbe: Alkyd enamel full gloss | Emissionsfaktoren [µg/m ² *h] nach: 8h: 140; 1d: <18; 3d: <8; 14d: <2 | Prüfkammermessung über 14 Tage | ⁴⁰ |
| Kupfer | Dachflächen | 1.3 g/(m ² *a) | Mittelwert aus Literatur Versuchsdauer 2 Jahre | ⁴¹ |
| | | 1.7 - 2 g/(m ² *a) | | ⁴² |
| Zink | Dachflächen | 3 g/(m ² *a) | Mittelwert aus Literatur Versuchsdauer 2 Jahre | ⁴¹ |
| | | 5 g/(m ² *a) | | ⁴² |

³⁵ European Union (2008) RISK ASSESSMENT Hexabromocyclododecane CAS-No.: 25637-99-4, EINECS-No.: 247-148-4, Final report, Final approved version, Office for Official Publications of the European Communities

³⁶ European Union (2009) Risk Assessment Report, Tris(2-chloro-1-methylethyl)phosphate (TCP), CAS No: 13674-84-5, EINECS No: 237-158-7, Final approved version

³⁷ Chemicals Screening Information Dataset (SIDS) for High Volume Chemicals, TRIETHYLPHOSPHATE, Online-Quelle abgerufen am 28.11.2013:
<http://www.chem.unep.ch/irptc/sids/OECD/SIDS/sidspub.html>

³⁸ W.Horn, O. Jann et al., Umwelt- und Gesundheitsanforderungen an Bauprodukte – Ermittlung und Bewertung der VOC-Emissionen und geruchlichen Belastungen, Umwelt Bundesamt, 2007

³⁹ Einschätzung büro für umweltchemie

⁴⁰ Stephen K. Brown (2009) Building Products as Sources of Indoor Organic Pollutants, In: Organic Indoor Air Pollutants, Edited by Tunga Salthammer and Erik Uhde, 2nd Edition, Wiley-WCH, Weinheim

⁴¹ T. Hillenbrand, D. Toussaint, E. Böhm et al. (2005) Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden – Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen, im Auftrag des Umweltbundesamtes

⁴² M. Boller et al. (2006) Wasser- und Materialflüsse bei der Entwässerung von Metall-, Ziegel-, Kies- und Gründächern, Schlussbericht des Forschungsprojekts, Eawag / FHB / GSA

4.3 Emissionsmodelle

Wie die Ergebnisse der Literaturanalyse zeigen, müssen die Emissionen in der Nutzungsphase für einige Referenzsubstanzen geschätzt werden. Je nach Emissionsweg sind unterschiedliche physikalische Eigenschaften von Bedeutung. Für gasförmige Additive ist der Diffusionswiderstand des umgebenden Baustoffes entscheidend. Für flüssige und feste Additive spielt im Aussenbereich die Auswaschung die wichtigste Rolle. Somit ist die Wasserlöslichkeit des Additivs wesentlich. Dazu kommt der Verteilungskoeffizient zwischen der Wasser und der Oktanol-Phase $\log K_{OW}$. Dieser ist ein Mass für die lipo- resp. hydrophilen Eigenschaften eines Stoffes. Die Verteilung eines einmal emittierten Stoffes zwischen Wasser und Luft wird über den Henry-Koeffizienten ermittelt. Tabelle 10 enthält diese drei Kennwerte für die Referenzsubstanzen, soweit diese bekannt sind.

Tabelle 10: Physikalische und chemische Kennzahlen der Referenzsubstanzen

| Referenzsubstanzen | Wasserlöslichkeit [mg / l] | $\log K_{OW}$ | Henry-Koeff. [$\text{Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$] |
|--------------------------------|---|--------------------|--|
| Bisphenol A | 300 ⁴³ 120 ⁴⁴ | 3.32 ⁴³ | $9.28\cdot 10^{-7}$ ⁴⁵ |
| Diuron | 40 ²⁹ | 2.78 ²⁹ | $5.1\cdot 10^{-5}$ ⁴⁵ |
| Terbutryn | 22 ²⁹ | 3.74 ²⁹ | $2.2\cdot 10^{-3}$ ⁴⁵ |
| Tebuconazol | 2 ⁴⁶ | 3.7 ⁴⁷ | keine Daten |
| Propiconazol | prakt. unlöslich ⁴³ | 3.4 ⁴³ | keine Daten |
| Mecoprop | Racemat: 620 ⁴³ P-Form: 900 ⁴³ | 3.13 ⁴³ | $9\cdot 10^{-5} - 2\cdot 10^{-2}$ ⁴⁵ |
| Pentan | 40 ⁴³ | 3.39 ⁴³ | $1.27\cdot 10^5$ ⁴⁸ |
| C ₆ F ₁₂ | keine Daten | keine Daten | keine Daten |
| HFO-1234ZE | 373 ⁴⁹ | 1.6 ⁴⁹ | keine Daten |
| R134a | ca. 9600 ⁵⁰ | 0.94 ⁴³ | $5.1\cdot 10^3$ ⁵¹ |
| HBCD (Hexabromcyclo-dodecan) | 0.0024 - 0.066 mg/l ³⁵ | 7.74 ⁵² | 68.8 ⁵² |

⁴³ Gestis-Stoffdatenbank, online-Quelle eingesehen am 3.12.2013: <http://gestis.itrust.de/>

⁴⁴ P.B. Dorn et al. (1987) Degradation of Bisphenol A in Natural Waters, Chemosphere. 16(7): 1501-1507

⁴⁵ Abschätzung mit: U.S. Environmental Protection Agency (2011), HENRYWIN v3.20

⁴⁶ J. Putz (1998) Zum Vorkommen und zur Toxikologie ausgewählter Schadstoffe in Innenräumen: Tabakrauch, Holzschutzmittel, Chloroform, Chlornaphthalin, Dissertation, Med. Fakultät der Univ. Bonn

⁴⁷ J. Sangster, LOGKOW Databank, OnlineQuelle eingesehen 12. 2013: <http://logkow.cisti.nrc.ca/logkow/index.jsp>

⁴⁸ J. Hine, P.K. Mookerjee (1975) The intrinsic hydrophilic character of organic compounds. Correlations in terms of structural contributions, J. Org. Chem., , 40, 292-298.

⁴⁹ Honeywell (2014) Safety Data Sheet Solstice 1234ze

⁵⁰ DuPont (2004) Mutual Solubility of Select HCFCs and HFCs and Water, Technical Information ART 42

⁵¹ W. K.Chang; Criddle, C. S. (1995) Biodegradation, 6,1

| Referenzsubstanzen | Wasserlöslichkeit | logKow | Henry-Koeff. |
|---------------------------------------|--|-------------------------|---|
| TCPP (Tris(2-chlorisopropyl)phosphat) | 900 ⁴³ | 2.68±0.36 ⁵³ | 6*10 ⁻⁴ |
| TEP (Triethylphosphat) | 500'000 ⁴³ | 0.8 ⁴³ | 3.65*10 ⁻³ ⁵⁴ |
| Formaldehyd | 400'000 ⁵⁵ | 0.35 ⁴³ | 3.42*10 ⁻² ⁵⁶ |
| Sangajol | 0.22 ⁵⁷ | 5.65 ⁵⁸ | 3.5*10 ⁵ – 4.8*10 ⁵ ⁴⁵ |
| Benzylalkohol | 40'000 ⁴³ | 1.05 ⁴³ | 9*10 ³ ⁵⁹ |
| Kupfer | Abhängig von Verbindung elementares Cu / Zn prakt. unlöslich | nicht relevant | 10 ⁻²⁰ ⁵² |
| Zink | | nicht relevant | 10 ⁻²⁰ ⁵² |

Aufgrund der Literaturangaben, physikalischen Eigenschaften und Emissionswege können nun sinnvolle Annahmen für die Emissionen einiger Referenzsubstanzen aus bestimmten Baustoffen getroffen werden. Diese Annahmen sind im Kapitel 7.4 festgehalten.

In der Phase II der Studie sind Emissionsmodelle zu entwickeln, welche konkrete Schlüsse zu den Emissionen aller relevanten Zusatzstoffe pro Bauteil erlauben.

⁵² UNEP/SETAC (2010) USEtox™ organic database 1.01

⁵³ European Union (2009) Risk Assessment Report, TRIS(2-CHLORO-1-METHYLETHYL) PHOSPHATE, (TCPP), CAS No: 13674-84-5, EINECS No: 237-158-7, Final approved version

⁵⁴ R. Wolfenden, R. Williams. (1983) Affinities of phosphoric acids, esters and amides for solvent water. J. Am. Chem. Soc. 105:1028–1031

⁵⁵ J. A. Pickrell et al. (1983) Environmental Science and Technology, 17, pp. 753-757, "Formaldehyde Release Rate Coefficients from Selected Consumer Products"

⁵⁶ E. A. Betterton, M. R. Hoffmann (1988) "Henry's Law Constants for Some Environmentally Important Aldehydes", Environ. Sci. Technol., 1415-1418, 22

⁵⁷ J. A. Riddick, W. B. Bunger, Theodore K.Sakano (1986) Organic Solvents Physical Properties and Methods of Purification, Techniques of Chemistry (Volume 2), 4. Edition November 1986, John Wiley & Sons

⁵⁸ US EPA EpiSuite, Quellenangabe: Daylight (2003)

⁵⁹ P. Saxena and L. M. Hildemann (1996) Water-soluble organics in atmospheric particles: A critical review of the literature and application of thermodynamics to identify candidate compounds. J. Atmos. Chem., 24, 57–109,

5 Zuordnung der Ökofaktoren

5.1 Referenzsubstanzen

In Tabelle 11 wird eine Zuordnung zwischen den gewählten Referenzsubstanzen und den bestehenden Ökofaktoren 2013 vorgenommen. Die Spalte „Umweltwirkung / Emissionsweg“ erläutert die Wirkung der Referenzsubstanz in der Umwelt sowie den kritischen Emissionspfad. In Tabelle 12 wird die Herleitung der bestehenden Ökofaktoren stichwortartig erläutert. Genauere Informationen finden sich im Bericht zu den Ökofaktoren.⁶⁰

Tabelle 11: Referenzsubstanzen und in Frage kommende bestehende Ökofaktoren

| Referenzsubstanz | Verwendung | Ökofaktor 2013 [UBP/g] | Umweltwirkung / Emissionsweg |
|--------------------------------|----------------------------------|------------------------|---|
| Bisphenol A | Weichmacher | 17'000 | POP / Oberflächengewässer |
| Diuron | Algizid in Putzen und Farben | 5'300 180 | POP / Oberflächengewässer Pflanzenschutzmittel / Boden |
| Terbutryn | Algizid in Putzen und Farben | N/A | – |
| Tebuconazol | Holzschutzmittel | 1'500 | Pflanzenschutzmittel / Boden |
| Propiconazol | Holzschutzmittel | 2'900 | Pflanzenschutzmittel / Boden |
| Mecoprop | Herbizid in Bitumendachbahnen | 480 | Pflanzenschutzmittel / Boden |
| Pentan | Treibmittel EPS, PUR/PIR | 14 | NMVOG / Luft |
| C ₆ F ₁₂ | Wärmedämmendes Treibgas PUR/PIR | – | Treibhausgas / Luft |
| HFO-1234ZE | Wärmedämmendes Treibgas XPS | – | Treibhausgas / Luft |
| R134a | Wärmedämmendes Treibgas PUR, XPS | 660 | Treibhausgas / Luft |
| HBCD (Hexabromcyclododecan) | Flammschutz XPS, EPS | 7.5*10 ⁶ | POP / Oberflächengewässer |

⁶⁰ R. Frischknecht, S. Büsser Knöpfel (2013) Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit. Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz. Umwelt-Wissen Nr. 1330. Bundesamt für Umwelt, Bern

| Referenzsub- stanz | Verwendung | Ökofaktor 2013 [UBP/g] | Umweltwirkung / Emissionsweg |
|--------------------------------------|--|-----------------------------------|--|
| TCP (Tris(2-chlorisopropyl)phosphat) | Flammschutz PUR/PIR | – | AOX / Oberflächengewässer |
| TEP (Triethylphosphat) | Flammschutz PUR/PIR | 730 | POP / Oberflächengewässer |
| Formaldehyd | Komponente in Kondensationsharzen (Bindemittel Holzwerkstoffe) | – | Innenraumluft |
| Sangajol | Lösemittel / Verdünner | Aussenraum: 14 Innenraum: – | NMVOG / Luft Innenraumluft |
| Benzylalkohol | Lösemittel | – | Innenraumluft |
| Kupfer | Dacheindeckung, Fassadenverkleidung | 14'000 13'000 | Schwermetalle / Boden Schwermetalle und Arsen / Oberflächengewässer |
| Zink | Dacheindeckung, Fassadenverkleidung | 2'800 6'200 5'600 | Schwermetalle / Boden Schwermetalle und Arsen / Oberflächengewässer Schwermetalle im Feinstaub / Luft |

Tabelle 12: Herleitung der UBP 2013 nach Umweltwirkung und Emissionsweg

| Umweltwirkung / Emissionsweg | Charakterisierung | Kritischer Fluss |
|---|---|--|
| POP / Oberflächengewässer | BCF: Biokonzentrationsfaktor als Verhältnis von Konzentration im Gewebe von Fischen zur Konzentration im umgebenden Wasser. | Summe aus aktuellen Flüssen aller charakterisierten Substanzen, die nicht unter die Stockholm-Konvention fallen und einen BCF von weniger als 2000 l/kg haben. |
| Pflanzenschutzmittel / Boden | Mittlere Standarddosis in Kulturpflanzen. Kehrwert als Mass für Ökotoxizität. | 30 % Reduktion der Verkäufe gegenüber 1990 / 92. |
| NMVOG / Luft | Alle NMVOG gemäss VOCV gleich gewichtet | Reduktion NMVOG um 20 - 30 % gegenüber 2005. |
| Treibhausgase / Luft | Treibhausgaspotentiale über 100 Jahre aller Treibhausgase gemäss IPCC-Report 2007. | Reduktion der Treibhausgase in der Schweiz um 80 % gegenüber 1990 (2 °C-Ziel). |
| Schwermetalle / Boden | Jedes Schwermetall wird getrennt betrachtet | Austrag aus Boden durch Pflanzenwachstum. |
| Schwermetalle und Arsen / Oberflächengewässer | Jedes Schwermetall und Arsen werden getrennt betrachtet. | Die Konzentration im Rhein in Basel wird verglichen mit den Zielwerten gemäss „Übereinkommen zum Schutz des Rheins“. |
| Schwermetalle im Feinstaub / Boden | Jedes Schwermetall wird getrennt betrachtet | Kritischer Fluss wird berechnet aus Verhältnis von aktuellem zu kritischem Fluss in den Boden. |

5.2 Eignung bestehender Ökofaktoren

5.2.1 Treibhausgase / Luft

Die Herleitung des Ökofaktors für CO₂ bezieht sich auf das „2 °C-Ziel“ der IPCC. Der kritische Fluss wird entsprechend über eine 80%-Reduktion gegenüber dem CO₂-Ausstoss der Schweiz von 1990 festgelegt. Die Charakterisierung von weiteren Treibhausgasen erfolgt über Treibhausgaspotentiale gemäss IPCC. Sowohl die Herleitung wie auch die Charakterisierung decken sich mit der beschriebenen Umweltwirkung. Er kann unverändert auf die Emission der Treibhausgase in Kunststoffschäumen während der Nutzungsphase angewendet werden.

5.2.2 NMVOC / Luft

Alle NMVOC werden gleich gewichtet, es erfolgt keine Charakterisierung. Als kritischer Fluss wird eine Reduktion um 20-30 % gegenüber 2005 im Bericht³ angegeben. Das Ziel ist die Einhaltung der Ozongrenzwerte bei Erreichung des kritischen Flusses. Für die NMVOC Emissionen in den Aussenraum kann der Faktor angewendet werden. Für Emissionen in den Innenraum deckt er jedoch die gesundheitlichen Auswirkungen nicht ab. Um diesen Emissionsweg abzudecken muss ein neuer Ökofaktor entwickelt werden

5.2.3 AOX / Oberflächengewässer

Die Kategorie „adsorbierbare organisch gebundene Halogene“ beschreibt die toxische Wirkung von chlorierten Halogenen in Gewässern aufgrund eines vereinfachten Modells. Der Ökofaktor soll in der weiteren Entwicklung der Ökofaktoren zusehends abgelöst werden durch spezifischere Faktoren, wie zum Beispiel der untenstehend erläuterte POP / Oberflächengewässer. Einzelne Substanzen werden aufgrund ihres Chlorgehalts charakterisiert (g Cl⁻ / g Substanz) und zum AOX in Bezug gesetzt, für den der Chlorgehalt auf 1 gesetzt wird. Der Ökofaktor für AOX beträgt 170 UBP 2013 pro g Chlor (Cl⁻).

5.2.4 POP / Oberflächengewässer

Die Kategorie der „persistenten organischen Schadstoffe“ in Oberflächengewässer ist im Bericht zu den Ökofaktoren 2013 missverständlich bezeichnet. Sie umfasst wesentlich mehr Stoffe als nur persistente Substanzen. Neben den POPs gemäss Stockholm-Konvention und gemäss REACH wurden auch die besonders besorgniserregenden Substanzen (SVHC) gemäss REACH-Kandidatenliste berücksichtigt. Diese Substanzen sind jedoch nicht unbedingt persistent. Als Beispiel wird für Diuron ein Ökofaktor ermittelt, es ist jedoch keine persistente Substanz. Nach den Informationen der ECHA sind die Gründe für die Aufnahme Diurons als besonders

besorgniserregende Substanz „Human health / Suspected endocrine disruptor; Exposure / Wide dispersive use; Ground and surface water pollutant“⁶¹.

Die Kategorie ist für die Emissionen von Bioziden aus Baustoffen relevant. Inwiefern sich diese Ökofaktoren auf die Emissionen von Baustoffen übertragen lassen, muss erst noch beurteilt werden.

5.2.5 Pflanzenschutzmittel / Boden

Die UBP für Pflanzenschutzmittel werden aus der reziproken mittleren Standarddosis für die Bekämpfung des entsprechenden Schadorganismus berechnet. Es wird davon ausgegangen, dass ein Pflanzenschutzmittel, welches eine hohe Dosis zur Erreichung des Schutzziels im Kulturland benötigt, eine geringe Wirkung pro Gewicht auch auf andere Organismen aufweist. Pflanzenschutzmittel mit hohen Standarddosen wird demnach eine geringe Ökotoxizität zugewiesen. Die Herleitung des Ökofaktors beruht nicht oder nur in geringem Masse auf ökotoxikologischen Eigenschaften. Merkmale wie Abbaubarkeit, Selektivität oder Wirkung auf Nutzorganismen (Fischgifte, Bienengifte) werden dadurch nicht abgebildet. Inwiefern sich diese Ökofaktoren auf die Emissionen von Baustoffen übertragen lassen, muss erst noch beurteilt werden.

5.2.6 Schwermetalle / Boden

Als Ziel gilt die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit. Es soll keine Anreicherung der Schwermetalle im Boden stattfinden. Als kritischer Fluss gilt der Austrag aus dem Boden. Für die Abschätzung wird eine wissenschaftliche Studie beigezogen.⁶² Die Herleitung des kritischen Flusses entspricht dem Schutzziel. Die Ökofaktoren können unverändert auf die Emission der Schwermetalle während der Nutzungsphase angewendet werden.

5.2.7 Schwermetalle und Arsen / Oberflächengewässer

Ein Schutzziel wird im Bericht zu den Ökofaktoren nicht explizit angegeben. Die kritischen Flüsse beziehen sich auf das internationale Übereinkommen zum Schutz des Rheins. Dieses legt Grenzwerte für Schwermetalle und Arsen in den Schwebstoffen im Rhein fest. Die Grenzwerte beziehen sich auf Konzentrationen, wie auch die herangezogenen Messwerte des Rheins in Basel. Diese werden direkt verwendet als „kritische Konzentrationen“ und „aktuelle Konzentrationen“. Die aktuellen Konzentrationen werden aus den Durchschnittswerten der Jahre 2007-2009 gebildet. Die Ökofaktoren können unverändert auf die Emission der Schwermetalle während der Nutzungsphase angewendet werden.

⁶¹ European chemicals agency ECHA, CoRAP list of substances, Online-Quelle abgerufen am 19.11.2013: http://echa.europa.eu/web/guest/information-on-chemicals/evaluation/community-rolling-action-plan/corap-table?search_criteria=330-54-1

⁶² A.Keller, N.Rossier, A. Desaules (2005) Schwermetallbilanzen von Landwirtschaftsparzellen der Nationalen Bodenbeobachtung, 54, Agroscope FAL Reckenholz,

6 Methodikerweiterung

6.1 Ökofaktoren für Treibgase in Kunststoffschäumen

6.1.1 C₆F₁₂

Die Ökofaktoren für Treibgase in Kunststoffschäumen lassen sich, analog zu den in der Methode bereits bewerteten Treibhausgasen, aufgrund ihres Treibhauspotentials und dem Ökofaktor für CO₂ herleiten. C₆F₁₂ weist ein Treibhauspotential von 60 kg CO₂-eq/kg auf. Der Ökofaktor für CO₂ beträgt 0.46 UBP/g. Demzufolge ergibt sich für C₆F₁₂ ein Ökofaktor von 27.6 UBP/g.

6.1.2 HFO-1234ZE

HFO-1234ZE weist ein Treibhauspotential von 6 kg CO₂-eq/kg auf. Demzufolge ergibt sich für C₆F₁₂ ein Ökofaktor von 2.76 UBP/g.

6.2 Ökofaktor für TCPP

TCPP wurde mit dem Ökofaktor für adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX) bewertet. TCPP hat einen Chlorgehalt von 0.322 g/g. Der Ökofaktor für AOX beträgt 170 UBP/g Cl⁻. Daraus ergibt sich für TCPP ein Ökofaktor von 54.74 UBP/g.

6.3 Ökofaktor für Terbutryn

Terbutryn wurde, wie die anderen hier untersuchten Biozide, vorerst mit dem Ökofaktor für Pflanzenschutzmittel bewertet. Dies lässt sich insofern rechtfertigen, dass die Wirkung von Bioziden, in der Umwelt nicht von ihrem Anwendungsbereich abhängen. Gewisse Biozide wie z.B. Diuron werden sowohl in der Landwirtschaft als auch in Bauprodukten angewendet. Die Charakterisierung der Pflanzenschutzmittel in Glyphosat-Äquivalenten erfolgt über die Standarddosis auf dem Feld [g/ha].

Da Terbutryn als Pflanzenschutzmittel in der Schweiz nicht zugelassen ist, wurde die Standarddosis von einem australischen Produkt⁶³ mit dem Wirkstoff Terbutryn gewählt. Die Wirkstoffkonzentration im Produkt beträgt 500 g/L. Mit einer Applikationsrate von 550 – 850 ml/ha ergibt dies eine mittlere Standarddosis von 350 g/ha. Vergleichsweise ist die Standarddosis von Glyphosat 2'440 g/ha. Demzufolge hat Terbutryn ein Charakterisierungsfaktor von 7 g Glyphosat-eq./g. Mit einem Ökofaktor von 149 UBP/g Glyphosat-eq ergibt sich ein Ökofaktor für Terbutryn von 1'036 UBP/g.

Die Anwendung vom Ökofaktor für Pflanzenschutzmittel auf Biozide in Bauprodukten ist jedoch nicht uneingeschränkt möglich. Nicht alle Biozide welche in Bauprodukten verwendet werden, werden auch in der Landwirtschaft eingesetzt. Ein weiterer Nachteil von diesem Vorgehen ist auch, dass die Charakterisierung der Pflanzenschutzmittel über die Dosis in Gramm pro Hektar nicht vergleichbar ist mit der Dosierung der Biozide in Bauprodukten. Zudem ist die Bioziddosis in Bauprodukten abhängig vom Produkttyp. Zum Beispiel werden Biozide in Farben generell höher dosiert als in Putzen. Es wäre deshalb wünschenswert, dass die Methode der ökologischen Knappheit hinsichtlich der Bewertung von bioziden Wirkstoffen überarbeitet wird. Dazu müsste eine andere Charakterisierungsmethode herangezogen werden (siehe Kapitel 6.4). Zur Bestimmung des aktuellen Flusses könnten u.a. die Daten aus der BIOMIK⁶⁴-Studie genutzt werden.

6.4 Gesamtbewertung verschiedener Gefahrenpotentiale

6.4.1 Einleitung

Zur Bewertung der Gefahrenpotentiale von Stoffen für Mensch und Umwelt stehen verschiedene Methoden zur Verfügung. Diese Methoden können unter anderem zur Herleitung von Charakterisierungsfaktoren in Ökobilanzmethoden genutzt werden. Sie wurden hier näher untersucht, da sie gegebenenfalls zur Charakterisierung von Emissionen eingesetzt werden könnten, die in der Methode der ökologischen Knappheit noch nicht bewertet sind.

6.4.2 TRGS 600-Wirkfaktorenmodell

Das in TRGS 600 (Technische Regeln für Gefahrstoffe) beschriebene Wirkfaktorenmodell soll eine vergleichende Gefährdungsabschätzung hinsichtlich der gesundheitsschädlichen Eigenschaften von Stoffen und Zubereitungen erlauben. Das

⁶³ FARMALINX (2013) Terbutryn 500SC, Produktdatenblatt

⁶⁴ D. Bürgi, L. Knechtenhofer, I. Meier (2007) Projekt BIOMIK: Biozide als Mikroverunreinigungen in Abwasser und Gewässern, Teilprojekt 1: Priorisierung von bioziden Wirkstoffen, Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, ERZ Entsorgung + Recycling, Zürich

Modell wurde als Instrument für die Substitutionsprüfung in der Arbeitshygiene entwickelt und soll es dem Arbeitgeber erlauben Gefahrenstoffe durch Stoffe, Zubereitung oder Verfahren zu ersetzen, die für die Gesundheit weniger gefährlich sind. Für Stoffe wird der Wirkfaktor durch die entsprechenden Gefahrenhinweise (R-Sätze) sowie durch Gesundheitsgefahren, die noch nicht durch einen R-Satz beschrieben sind (z.B. Hautresorptivität) beschrieben (siehe Tabelle 13). Der Wirkfaktor eines Stoffes kann nur im Vergleich mit einem Wirkfaktor eines anderen Stoffes sinnvoll verwendet werden. Jedem R-Satz mit dem ein Stoff gekennzeichnet ist, wird ein Wirkfaktor zugeordnet. Bei Stoffen, die mit mehreren R-Sätzen gekennzeichnet sind, wird gemäss Wirkfaktorenmodell jeweils der Wirkfaktor mit dem höchsten Wert verwendet.

Tabelle 13: Wirkfaktoren TRGS 600

| R-Satz / Gesundheitsgefahr | Wirkfaktoren |
|---|--------------|
| R45, R46, R49, M1, K1, K2 | 50'000 |
| R26, R27, R28, Luftgrenzwert <0.1 mg/m ³ | 1'000 |
| R32, R60, R61, R _{E1} , R _{E2} , R _{F1} , R _{F2} | |
| R35, R48/23, R48/24, R48/25, R42, R43, Sh, Sa, Sah | 500 |
| R23, R24, R25, R29, R31, R34, R41, H | 100 |
| R33, R40, R68, K3, M3, pH<2 bzw. >11.5 | |
| R48/20, R48/21, R48/22, R62, R63, R _{E3} , R _{F3} | 50 |
| R20, R21, R22 | 10 |
| R36, R37, R38, R65, R67 | 5 |
| R66, Eingestuft (aber keines der genannten Kriterien) oder mit AGW >100 mg/m ³ | 1 |
| Stoff mit bekanntermassen geringer Gesundheitsgefährdung | 0 |
| Luftgrenzwert zwischen 0.1 und 100 mg/m ³ | 100/GW |

Es wurden die Wirkfaktoren für die Referenzsubstanzen ermittelt (siehe Tabelle 15). Neben dem Wirkfaktor gemäss TRGS 600 wurde auch ein Wirkfaktor ermittelt der neben den Gesundheitsgefahren auch die Umweltgefahren miteinschliesst. Dazu wurden, in Analogie mit den Wirkfaktoren für Gesundheitsgefahren, die R-Sätze für Umweltgefahren mit folgenden Wirkfaktoren bewertet:

Tabelle 14: Wirkfaktoren für Umweltgefahren

| R-Satz | Wirkfaktor (in Analogie zu TRGS 600) |
|--------|--------------------------------------|
| R50/53 | 1'000 |
| R51/53 | 500 |
| R52/53 | 50 |
| R52 | 10 |

Die Wirkfaktoren für Treibgase in Kunststoffschäumen können nicht bestimmt werden, da ihre Umwelteinwirkung (Sommersmogpotential und Treibhauspotential) in den R-Sätzen nicht berücksichtigt wird.

Tabelle 15: Wirkfaktoren Referenzsubstanzen

| Referenzsubstanz | R-Sätze | Wirkfaktor TRGS 600 | Wirkfaktor inkl. Umweltgefahren |
|---------------------------------------|----------------------------|---------------------|---------------------------------|
| Bisphenol A | R37, R41, R43, R62, R52 | 500 | 500 |
| Diuron | R22, R40, R48/22, R50/53 | 100 | 1'000 |
| Terbutryn | R36, R50/53 | 5 | 1'000 |
| Tebuconazol | R22, R51/53, R63 | 50 | 500 |
| Propiconazol | R22, R43, R50/53 | 500 | 1'000 |
| Mecoprop | R22, R38, R41, R50/53 | 100 | 1'000 |
| HBCD (Hexabromcyclo-dodecan) | R63, R64 | 50 | 50 |
| TCCP (Tris(2-chlorisopropyl)phosphat) | R22 | 10 | 10 |
| TEP (Triethylphosphat) | R22 | 10 | 10 |
| Formaldehyd | R23/24/25, R34, R40, R43 | 500 | 500 |
| Sangajol | R51/53, R65, R10, R66, R67 | 5 | 500 |
| Benzylalkohol | R20/22 | 10 | 10 |
| Kupfer | R50/53 | 0 | 1'000 |
| Zink | R50/53 | 0 | 1'000 |

Ein Vergleich zwischen dem Wirkfaktor gemäss TRGS 600 und jenem der auch die Umweltgefahren berücksichtigt (siehe Tabelle 15), zeigt dass für die Bewertung von Bisphenol A, den Flammschutzmitteln (HBCD, TCCP, TEP), von Formaldehyd und Benzylalkohol die Gesundheitsgefahren ausschlaggebend sind. Bei den Bioziden, dem Lösemittel Sangajol und bei Kupfer und Zink hingegen führt die Bewertung der Umweltgefahren zu einem höheren Wirkfaktor.

6.4.3 Bautox-Index BTI

Der Bautox-Index ist eine quantitative Bewertung von chemischen Stoffen auf der Basis des EU-Gefahrstoffkennzeichnungssystems mit R-Sätzen⁶⁵. Dazu werden Gewichtungsfaktoren für die R-Sätze von Stoffen aus den Konzentrationsgrenzwerten, aufgrund derer Stoffe im Sicherheitsdatenblatt deklariert werden müssen, abgeleitet. Die Gewichtungsfaktoren entsprechen den reziproken Werten der Konzentrationsgrenzwerten. Je kleiner ein Konzentrationsgrenzwert, desto gefährlicher wird die mit dem entsprechenden R-Satz verbundene Wirkung angesehen. Der Bautoxindex für einen Stoff BTI_0 ergibt sich aus der Summe der Gewichtungsfaktoren.

Dieser methodische Ansatz wurde an die neuere Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen sowie an das global harmonisierte System GHS zur Einstufung und Kennzeichnung von Chemikalien angepasst. Darin werden die Konzentrationsgrenzwerte in Abhän-

⁶⁵ U. Kasser (2001) Bautox – Index BTI, Bewertung des ökotoxikologischen Potenzials von Baukonstruktionen, Machbarkeitsstudie im Auftrag von Hochbauamt des Kantons Zürich und Amt für Hochbauten der Stadt Zürich

gigkeit der Gefahrenklassen und Kategorien festgelegt und Chemikalien mit H-Sätzen eingestuft (siehe Tabelle 16 und Tabelle 17).

Tabelle 16: Konzentrationsgrenzwerte gemäss Verordnung (EG) Nr. 1272/2008

| Gefahrenklasse und Kategorie | Konzentrationsgrenzwert in % |
|--|------------------------------|
| Akute Toxizität, Kategorien 1, 2 und 3 | ≥ 0.1 |
| Akute Toxizität, Kategorie 4 | ≥ 1 |
| Ätz-/Reizwirkung auf die Haut, Kategorien 1A, 1B, 1C und 2 | ≥ 1 |
| Schwere Augenschädigung/Augenreizung Kategorien 1 und 2 | ≥ 1 |
| Sensibilisierung der Atemwege/Haut | ≥ 0.1 |
| Keimzell-Mutagenität, Kategorien 1A und 1B | ≥ 0.1 |
| Keimzell-Mutagenität, Kategorie 2 | ≥ 1 |
| Karzinogenität, Kategorien 1A, 1B und 2 | ≥ 0.1 |
| Reproduktionstoxizität, Kategorien 1A, 1B und 2, sowie Wirkung auf/über Laktation | ≥ 0.1 |
| Spezifische Zielorgan-Toxizität (STOT)- einmalige Exposition, Kategorien 1 und 2 | ≥ 1 |
| Spezifische Zielorgan-Toxizität (STOT)- wiederholte Exposition, Kategorien 1 und 2 | ≥ 1 |
| Aspirationsgefahr | ≥ 10 |
| Akut gewässergefährdend, Kategorie 1 | ≥ 0.1 |
| Chronisch gewässergefährdend, Kategorie 1 | ≥ 0.1 |
| Chronisch gewässergefährdend, Kategorien 2, 3 und 4 | ≥ 1 |
| Schädigt die Ozonschicht | ≥ 0.1 |

Tabelle 17 zeigt den ermittelten Bautoxindex für die untersuchten Referenzsubstanzen pro Kilogramm sowie die dazu gehörenden H-Sätze, Gefahrenklassen und Konzentrationsgrenzwerte. Der Bautoxindex für die Treibgase konnte hier ebenfalls nicht bestimmt werden, da die H-Sätze die relevanten Umwelteinwirkungen dieser Gase (Sommersog und Treibhauseffekt) nicht berücksichtigen.

Tabelle 17: BTI₀ für Referenzsubstanzen

| Referenzsubstanz | H-Sätze (Gefahrenklasse, Konzentrationsgrenzwerte [%]) | BTI ₀ [-/kg] |
|------------------------------|---|-------------------------|
| Bisphenol A | H 317 (Skin Sens. 1, 0.1), H318 (Eye Dam. 1, 1), H335 (Stot Se 3, 1), H361f (Repr. 2, 0.1) | 2'200 |
| Diuron | H351 (Carc. 2, 0.1), H302 (Acute Tox. 4, 1), H373 (Stot Re 2, 1), H410 (Aquatic Chronic 1, 0.1) | 2'200 |
| Terbutryn | H302 (Acute Tox.4, 1), H317 (Skin Sens. 1, 0.1), H400 (Aquatic Acute 1, 0.1), H410 (Aquatic Chronic 1, 0.1) | 3'100 |
| Tebuconazol | H361d (Repr. 2, 0.1), H302 (Acute Tox. 4, 1), H411 (Aquatic Chronic 2, 1) | 1'200 |
| Propiconazol | H302 (Acute Tox. 4, 1), H317 (Skin Sens. 1, 0.1), H400 (Aquatic Acute 1, 0.1), H410 (Aquatic Chronic 1, 0.1) | 3'100 |
| Mecoprop | H302 (Acute Tox. 4, 1), H315 (Skin Irrit. 2, 1), H318 (Eye Dam. 1, 1), H400 (Aquatic Acute 1, 0.1), H410 (Aquatic Chronic 1, 0.1) | 2'300 |
| HBCD (Hexabrom-cyclododecan) | H361 (Repr. 2, 0.1), H362 (Lact., 0.1) | 2'000 |

| Referenzsubstanz | H-Sätze (Gefahrenklasse, Konzentrationsgrenzwerte [%]) | BTI ₀ [-/kg] |
|---------------------------------------|--|-------------------------|
| TCPP (Tris(2-chlorisopropyl)phosphat) | H302 (Acute Tox. 4, 1) | 100 |
| TEP (Triethylphosphat) | H302 (Acute Tox. 4, 1) | 100 |
| Formaldehyd | H301 (Acute Tox. 3, 0.1), H311 (Acute Tox. 3, 0.1), H314 (Skin Corr. 1B, 1), H317 (Skin Sens. 1, 0.1), H331 (Acute Tox. 3, 0.1), H351 (Carc. 2, 0.1) | 5'100 |
| Sangajol | H304 (Asp. Tox. 1, 10), H336 (Stot Se 3, 1), H411 (Aquatic Chronic 2, 1) | 210 |
| Benzylalkohol | H302 (Acute Tox. 4, 1), H332 (Acute Tox. 4, 1) | 200 |
| Kupfer | H400 (Aquatic Acute 1, 0.1), H412 (Aquatic Chronic 3, 1) | 1'100 |
| Zink | H400 (Aquatic Acute 1, 0.1), H410 (Aquatic Chronic 1, 0.1) | 2'000 |

6.4.4 USEtox

USEtox⁶⁶ ist ein Umweltmodell, welches zur Charakterisierung der Einwirkung von Stoffen auf die Umwelt und Gesundheit genutzt werden kann. Das Modell dient unter anderem der Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen und wurde im Rahmen der UNEP-SETAC Life Cycle Initiative⁶⁷ entwickelt. Das Modell bewertet im Bezug auf die menschliche Gesundheit kanzerogene und nicht kanzerogene Wirkungen und bezüglich Umwelt die Toxizität in Gewässern. Dabei werden Emissionen von Stoffen in die Luft, ins Wasser und in den Boden berücksichtigt. Die Charakterisierungsfaktoren werden in CTU (Comparative Toxic Unit) ausgedrückt. Die Einheiten sind bei den Einwirkungen auf die Gesundheit „Erkrankungen pro Kilogramm Emission“ (cases/kg_{emission}) und bei der Toxizität in Gewässern der potentiell betroffene Anteil an Organismen der einer Konzentration über der artspezifischen Konzentration ohne Effekt (NOEC) ausgesetzt ist⁶⁸, integriert über das Volumen und die Zeit (PAF*m³*day/kg_{emission})⁶⁹. Die Ausbreitung von Schadstoffen in der Umwelt wurde in einem Modell mit mehreren Kompartimenten für Luft, Wasser und Boden berechnet. Tabelle 18 zeigt die USEtox Charakterisierungsfaktoren für die untersuchten Referenzsubstanzen. Bezüglich der Gesundheit wurde nur die kanzerogene Wirkung berücksichtigt. Für alle Substanzen ausser Formaldehyd und Benzylalkohol wurde von einer Emission in die Gewässer (Emission to continental freshwater) ausgegangen. Beim Formaldehyd und Benzylalkohol wurden die Charakterisierungsfaktoren für eine Emission in die Luft (Emission to urban air) berechnet. USEtox berücksichtigt nur Emissionen in die Aussenluft. Innenraumluftemissionen werden mit diesem Modell

⁶⁶ Online-Quelle: <http://www.usetox.org/>

⁶⁷ Online-Quelle: <http://www.lifecycleinitiative.org/>

⁶⁸ D. van de Meent (1999) Potentially Affected Fraction as measure of toxic stress on ecosystems, RIVM Report 607504007

⁶⁹ R. K. Rosenbaum et al. (2008) USEtox – The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment, Int J Life Cycle Assessment, DOI 10.1007/s11367-008-0038-4, 2008

nicht bewertet. Sangajol besteht zu 100% aus einer schweren hydrodesulfierten Naphthafraktion, die in der Stoffdatenbank von USEtox nicht vorhanden ist. Deshalb konnte dieses Lösemittel nicht bewertet werden. Die Treibmittel in Kunststoffschäumen wurden ebenfalls nicht bewertet, da ihre Gewässertoxizität nicht relevant ist. Während das Modell für fast alle Referenzsubstanzen die Ökotoxizität berechnet, ist in den meisten Fällen die kanzerogene Wirkung nicht relevant oder bekannt.

Tabelle 18: USEtox Characterization factor pro kg

| Referenzsubstanz | Human health characterization factor cancer [cases/kg _{emitted}] | Ecotox. characterization factor [PAF.m ³ .day.kg ⁻¹] |
|---------------------------------------|--|---|
| Bisphenol A | 0.00E+00 | 5.16E+03 |
| Diuron | 0.00E+00 | 6.01E+04 |
| Terbutryn | N/A | 6.46E+04 |
| Tebuconazol | N/A | 6.83E+04 |
| Propiconazol | N/A | 2.23E+04 |
| Mecoprop | N/A | 8.65E+02 |
| HBCD (Hexabromcyclododecan) | N/A | 6.36E+04 |
| TCPP (Tris(2-chlorisopropyl)phosphat) | N/A | 8.10E+02 |
| TEP (Triethylphosphat) | N/A | 1.69E+01 |
| Formaldehyd | 2.54E-05 | 2.76E+01 |
| Sangajol | N/A | N/A |
| Benzylalkohol | N/A | 7.90E+00 |
| Kupfer | N/A | 5.52E+04 |
| Zink | 0.00E+00 | 3.86E+04 |

6.4.5 Vergleich der Methoden

Es wurde untersucht, inwiefern die verschiedenen Methoden zur Beurteilung des Gefahrenpotentials zu vergleichbaren Ergebnissen führen. Ebenso wurden die Wirkungsfaktoren, der Bautoxindex und die USEtox Charakterisierungsfaktoren für die Referenzsubstanzen mit den Ökofaktoren der Methode der ökologischen Knappheit 2013 verglichen (siehe Abbildung 5 bis Abbildung 7). Es kann festgestellt werden, dass die verschiedenen Methoden die Gefahrenpotentiale respektive die Umweltbelastung, die von den Referenzsubstanzen ausgehen, recht unterschiedlich bewerten.

Die Wirkfaktoren nach TRGS 600 sind Methodik bedingt vergleichsweise wenig differenziert. Die Faktoren der Referenzsubstanzen liegen zwischen 10 bis 50, bei 500 und bei 1000. Einen Wirkfaktor von 1000 haben die Biozide Propiconazol, Terbutryn, Mecoprop, Diuron, sowie Kupfer und Zink. Ihre Gefährdung für Mensch und Umwelt ist demzufolge mit diesem Bewertungsansatz identisch.

Im Bautoxindex hingegen weist Formaldehyd den deutlich höchsten Wert auf. Daneben erhalten Propiconazol, Terbutryn und Mecoprop hohe Werte. Während Formaldehyd einen BTI₀ von über 5'000 aufweist und Sangajol einen BTI₀ von 210, werden diese beiden Stoffe mit dem gleichen Wirkungsfaktor bewertet. Hingegen

werden HBCD, Bisphenol A, Mecoprop, Diuron und Zink mit dem Bautoxidindex sehr ähnlich bewertet während die korrespondierenden Wirkfaktoren sehr unterschiedlich sind.

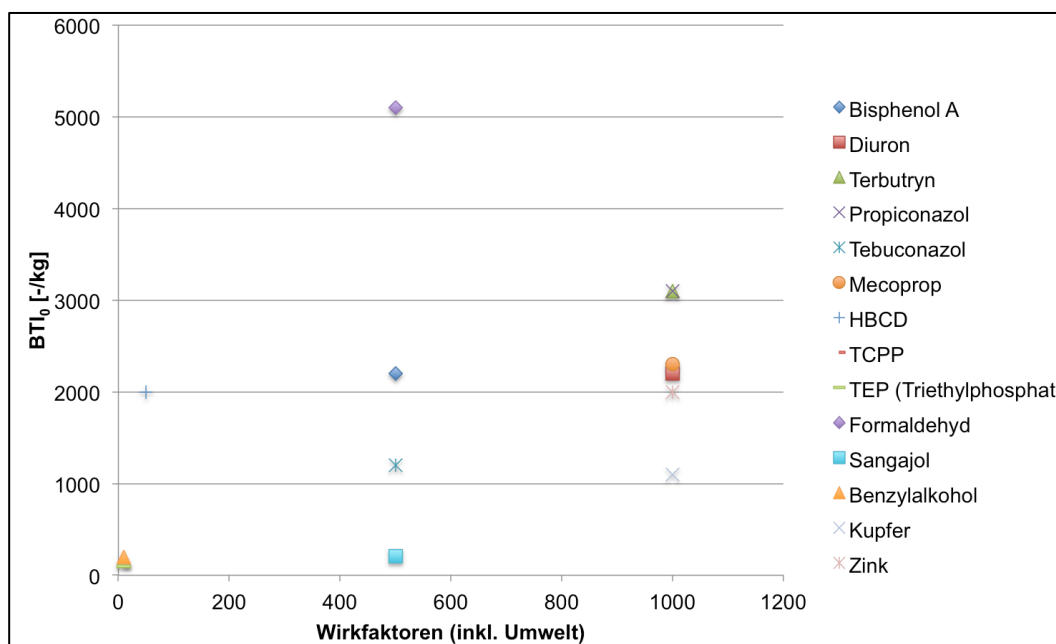


Abbildung 5: Korrelation Wirkfaktoren und BTI₀
(Anmerkung: Die Markierung für TCPP wird von TEP überdeckt)

Im USEtox-Modell wird die Ökotoxizität von Tebuconazol, HBCD, Diuron und Terbutryn ähnlich eingestuft. Den grössten Charakterisierungsfaktor für Gewässertoxizität erhält Tebuconazol. Mit dem Bautox-Index werden diese Substanzen auch als relativ toxisch eingestuft, jedoch liegt zwischen dem BTI₀ von Tebuconazol und Terbutryn ein Faktor 3. Hingegen werden mit dem Bautox-Index Mecoprop, Bisphenol A, Zink, HBCD und Diuron sehr ähnlich bewertet während der USEtox Charakterisierungsfaktor von Diuron fast 100 mal grösser ist als jener von Mecoprop.

Mit der Methode der ökologischen Knappheit 2013 ist HBCD unter den Referenzsubstanzen jene die mit Abstand am höchsten bewertet wird. Generell werden Emissionen von Kupfer, Tebuconazol, Diuron und HBCD von den beiden Methoden sehr unterschiedlich bewertet.

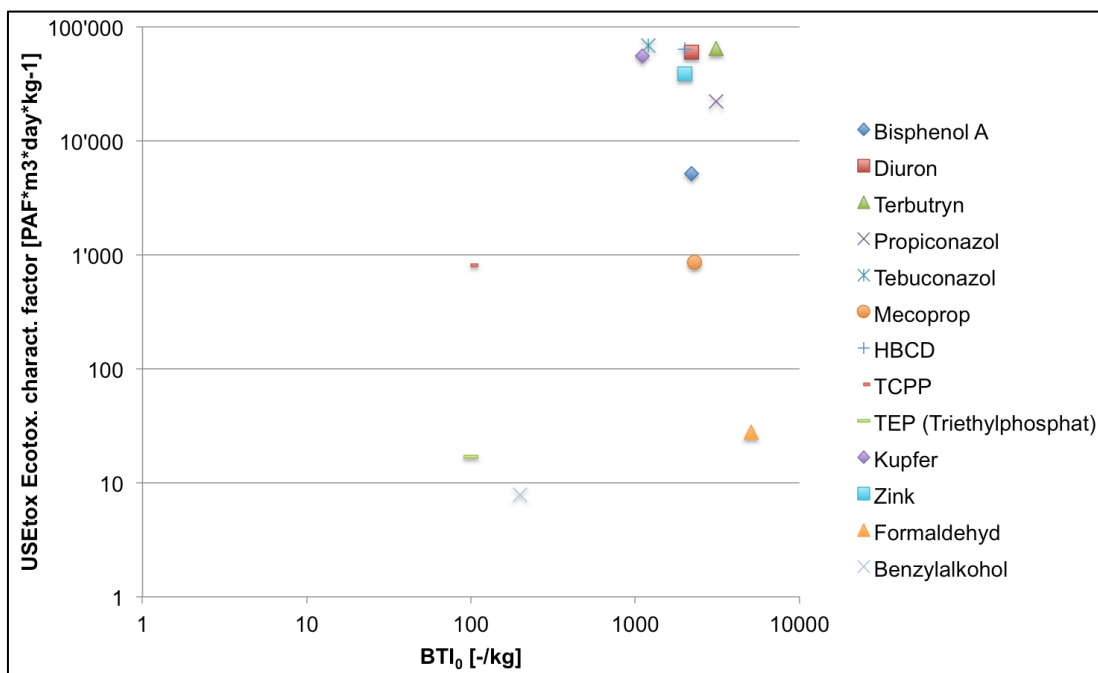


Abbildung 6: Korrelation BTI₀ und USEtox ecotoxicity characterization factor

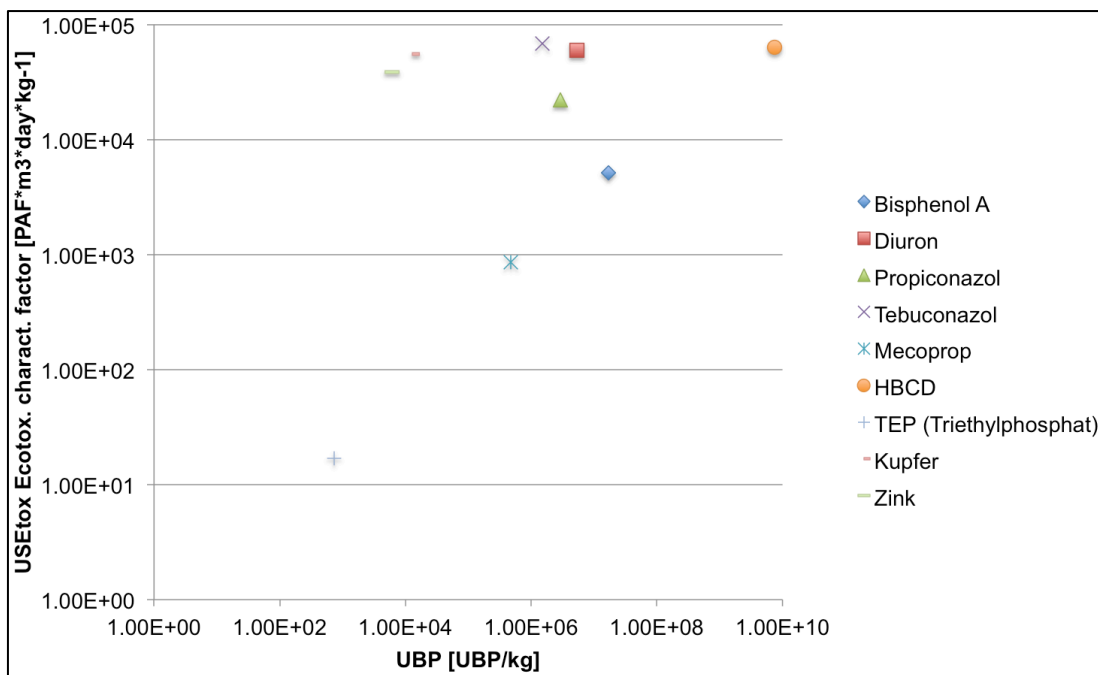


Abbildung 7: Korrelation UBP und USEtox ecotoxicity characterization factor

Der Methodenvergleich zeigt, dass die Bewertung der Umwelt- und Gesundheitsgefährdung sehr stark von der Methode abhängig ist und potentiell zu divergierenden Beurteilungen führen kann. Dies scheint unabhängig von der Komplexität der Modelle zu sein. Einfache Modelle wie die Wirkungsfaktoren gemäss TRGS 600 und der Bautox-Index die sich nur auf die Einstufung der Stoffe mit H-Sätzen abstützen,

bewerten gewisse Stoffe ähnlich unterschiedlich wie komplexere Modelle, welche Schadstoffeinträge oder die Schadstoffausbreitung in der Umwelt berücksichtigen. Dies bestätigt, dass die Bewertung der Human- oder Ökotoxizität von einer Emission in die Umwelt mit vielen Unsicherheiten verbunden ist und sich nur schwierig verallgemeinern lässt. Umso wichtiger ist es, dass bei einer allfällig notwendigen Erweiterung der Ökofaktoren, neue Faktoren einer Konsistenzprüfung unterzogen werden, damit die Verhältnismässigkeit in Bezug auf Stoffe mit ähnlicher Wirkung gegeben ist.

6.5 Entwicklung eines Ökofaktors für die Innenraumluft

6.5.1 Relevanz

Die Methodik der ökologischen Knappheit hat bisher die Wirkung von Substanzen durch Einatmen im Innenraum nicht berücksichtigt. Dies könnte jedoch ein Teil der Auswirkungen von Baustoffen in der Nutzungsphase sein, der im Vergleich zu anderen Wirkungsbewertungen nicht vernachlässigt werden kann. Die Relevanz von Gesundheitsproblemen ist insbesondere im Vergleich zu anderen Bereichen wie beispielsweise Treibhausgaswirksamkeit oder Schwermetallbelastungen im Boden zu beurteilen.

Die Bevölkerung der nördlichen Länder verbringt den grössten Teil Ihrer Lebenszeit in Innenräumen. Die Ergebnisse mehrerer Untersuchungen zu den durchschnittlichen Aufenthaltszeiten in verschiedenen Räumen sind in Tabelle 19 zusammengefasst. Es zeigt sich, dass alle ausgewerteten Studien eine Aufenthaltszeit in Innenräumen von ca. 87-88 % oder rund 21 Stunden pro Tag ermittelten. Zieht man für eine Abschätzung eine Arbeitszeit von 8 Stunden ab, so ergibt sich eine nicht-berufstätige Aufenthaltsdauer in Innenräumen von grob geschätzten 13 Stunden.

Tabelle 19: Aufenthaltszeiten in Innen- und Aussenräumen

| Untersuchte Population | Zeitraum | Anzahl Personen | Anteil Zeit in Innenräumen | Anteil Zeit in Transportmitteln | Anteil Zeit in Aussenräumen | Quelle |
|---|-----------|-----------------|----------------------------|---------------------------------|-----------------------------|---------------|
| Telefonumfrage unter allen Altersgruppen in den USA | 1992-1994 | 9'196 | 86.9 % | 5.5 % | 7.6 % | ⁷⁰ |
| Kleinkinder 2-3 jährig | 1993 | unbek. | 87.5 % | 1.25 % | 11.25 % | ⁷¹ |

⁷⁰ N. E. Klepeis, W. C. Nelson, W. R. Ott, J. P. Robinson, A. M. Tsang, P. Switzer, J. V. Behar, S. C. Hern and W. H. Engelmann (2001) The National Human Activity Pattern Survey (NHAPS): a resource for assessing exposure to environmental pollutants, Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology 11, 231±252

| Untersuchte Population | Zeit-raum | Anzahl Personen | Anteil Zeit in Innen-räumen | Anteil Zeit in Trans- portmitteln | Anteil Zeit in Aussen- räumen | Quelle |
|--------------------------------------|-----------|-----------------|-----------------------------|-----------------------------------|-------------------------------|---------------|
| Studenten | 1993 | unbek. | 87.8 % | 5.6 % | 6.6 % | ⁷¹ |
| Einwohner aus 7 europäischen Städten | 2006 | 1'427 | 87.4 % | N/A | N/A | ⁷² |

Für eine Reihe von Schadstoffen liegen die Konzentrationen in der Innenraumluft deutlich höher als in der Aussenluft. Dies gilt besonders in Neubauten für VOCs und Formaldehyd aus Baustoffen.⁷³ Für die gesundheitliche Belastung auch von Kleinkindern sind zudem die gasförmigen Konzentrationen von SVOC relevant, während die Konzentrationen im Hausstaub in keinem Bezug zur Belastung im Körper stehen.⁷⁴ Die Konzentrationen im Hausstaub sind also nicht geeignet zur Feststellung von Gesundheitsrisiken.

6.5.2 Einfluss der Aussenluft auf die Innenraumluftbelastung

Für eine bestimmte VOC-Substanz in der Innenraumluft gibt es zwei mögliche Quellen: die Aussenluft und Quellen im Innenbereich (Bauprodukte, Gegenstände, Atemluft, Kochen Rauchen etc.) Die Konzentration in der Aussenluft wird auch als Hintergrundkonzentration bezeichnet. Eine umfangreiche Studie mass den Jahresverlauf ausgewählter VOC-Konzentrationen in der Aussenluft 2009 - 2010 an 24 Standorten in der Schweiz.⁷⁵ Die Messwerte der bedeutendsten Substanzen sind in Tabelle 20 wiedergegeben. Alle weiteren VOC wurden mit Ausnahme besonders exponierter Einzelstandorte in der Industrie mit Konzentrationen < 1 µg/m³ gemessen. Grundsätzlich wiesen industrienah und verkehrsbelastete Standorte höhere VOC-Belastungen auf.

Tabelle 20: VOC-Hintergrundkonzentrationen in der Aussenluft in der Schweiz 2009/2010⁷⁵

| VOC | Jahresmittelwerte [µg/m ³] |
|-------------|--|
| Toluol | 0.7 – 24.0 |
| m/p-Xylol | 0.4 – 11.0 |
| Benzol | 0.6 – 2.9 |
| Ethylbenzol | 0.2 – 2.8 |

⁷¹ W. H. Dörre, A. Knauer (1994) Time budget and activity pattern as a basis for application to risk assessment, zitiert aus: P. Pluschke (1996) Luft-Schadstoffe in Innenräumen, Springer Verlag, Berlin

⁷² C. Schweizer, R. D. Edwards, L. Bayer-Oglesby, W. J. Gauderman, V. Ilacqua, M. J. Jantunen, H. K. Lai, M. Nieuwenhuijsen and N. Künzli (2006) Indoor time–microenvironment–activity patterns in seven regions of Europe, Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology, 1-12

⁷³ U. Kasser, M. Klingler, D. Savi (2014) Innenraumluftmessungen des büros für umweltchemie in über 100 Objekten.

⁷⁴ H. Fromme et al (2013) Vorkommen von Weichmachern (Phthalaten) in Gemeinschaftseinrichtungen unter besonderer Bedeutung der Ergebnisse von LUPE 3, Das Gesundheitswesen, 11/2013, Thieme Verlag, DOI: 10.1055/s-003-26016

⁷⁵ A. Schneider (2011) VOC-Immissionsmessungen in der Schweiz 1991 – 2009, carbotech, Basel

| VOC | Jahresmittelwerte [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] |
|---------------------------|--|
| Isooctan | 0.1 – 2.4 |
| α -Pinen | 0.2 – 8.6 |
| Limonen | 0.1 – 1.3 |
| Formaldehyd ⁷⁶ | ≈ 2 |

Wie die Messdaten aufzeigen, kann die Belastung der Aussenluft in der Schweiz bei den Überlegungen zu den Innenraumluf-Belastungen vernachlässigt werden.

6.5.3 Schadstoffe im Innenraum

Drei wesentliche Faktoren bestimmen die Konzentration von Substanzen in der Innenraumluft:

- Emissionen aus Baustoffen
- Luftaustausch mit dem Aussenraum
- Nutzerverhalten (lüften, kochen, rauchen)

Das Nutzerverhalten kann im Rahmen einer Ökobilanzierungsmethode nicht erfasst werden und wird vernachlässigt.

Für den Luftaustausch mit dem Aussenraum ist die Annahme von Rahmenbedingungen notwendig, die nicht vom Baustoff abhängen und für die Beurteilung aller Baustoffe gleich gesetzt werden sollten. Dafür wird im Kapitel 6.5.4 ein Modellraum definiert.

Die Emissionen aus Baustoffen müssen für eine Ökobilanzierung auf die Masse des Schadstoffes im Bauprodukt bezogen werden. Da nicht alle Baustoffe mit allen enthaltenen Schadstoffen in allen möglichen Einbausituationen untersucht werden können, muss zunächst eine Auswahl relevanter Schadstoffe getroffen werden. Für die Phase I der Studie wurden bereits die drei Referenzsubstanzen Formaldehyd, Sangajol und Benzylalkohol ausgewählt, in der Phase II sollen weitere relevante Stoffe berücksichtigt werden. Die untenstehende Tabelle 21 listet die Stoffe auf, welche in den über hundert Messungen des Büros für Umweltchemie bisher am häufigsten hohe Messwerte lieferten. Als Mass für hohe Werte dient eine mindestens dreifache Überschreitung des Orientierungswerts gemäss AGÖF⁷⁷. Die Spalte CMT kennzeichnet kanzerogene (C), mutagene (M) oder fruchtbarkeitsstörende (T) Stoffe. Für diese wir in Klammer zusätzlich angegeben, welcher H-Satz aus dem Bereich CMT der Substanz zugeordnet ist. Falls vorhanden, ist der MAK-Wert der Substanz in der Spalte „MAK-Wert“ aufgeführt.

⁷⁶ Median aus zwei Messkampagnen in Zürich im Sommer und Winter 2005: G. Legreid et al. (2007) Oxygenated volatile organic compounds (OVOCs) at an urban background site in Zürich (Europe): Seasonal variation and source allocation, Atmospheric Environment 41, 8409–8423,

⁷⁷ 90%-Perzentil gemäss AGÖF (2008) AGÖF-Orientierungswerte für flüchtige organische Verbindungen in der Raumluf

Tabelle 21: Rangfolge der Stoffe mit hohen Werten in den Innenraumluftmessungen des büros für umweltchemie (insgesamt 103 Messungen)

| Liste der Messparameter | Anzahl Messwerte \geq hoch | CMT ⁷⁸ | Irritierend Bewusstseinsstörend Reizend Sensibilisierend (als Gas) ⁷⁹ | MAK-Wert [mg/m ³] |
|---|------------------------------|-----------------------------|--|-------------------------------|
| n-Butylacetat | 23 | – | B | 150 |
| 2,2,4-Trimethyl-1,3-Pentandiol-Monoisobutyrat / Texanol (inkl. Texanol-1 & Texanol-3) | 17 | – | – | 100 |
| m/p/o-Xylol | 16 | – | – | – |
| 1-Pentanol | 14 | – | I | – |
| Methylethylketon | 14 | – | B | – |
| Decan | 12 | – | evtl. I ⁸⁰ | 275 |
| Hexanal | 12 | – | – | – |
| 2-Butanonoxim | 10 | C (H351: vermutlich) | – | 100 |
| Nonan | 10 | – | evtl. B ⁸⁰ | 100 |
| Pentanal | 10 | – | vermutl. I ⁸⁰ | 49 |
| 1-Isopropyl-2,2-Dimethyltrimethylen-Diisobutyrat (TXIB) | 10 | – | – | 67 |
| Aceton | 9 | – | B | – |
| Dipropylenglykolmono-n-butylether | 9 | – | – | 67 |
| 1,2,4-Trimethylbenzol (Pseudocumol) | 8 | – | evtl. I ⁸⁰ | 67 |
| 2-Methoxypropylacetat-1 | 8 | T (H360D: ungeborenes Kind) | – | 67 |
| Benzylalkohol | 8 | – | – | – |
| Dipropylenglykolmonomethylether | 8 | – | selten B, I ⁸⁰ | – |
| iso-Butylacetat | 8 | – | – | 1400 |
| o-Ethyltoluol | 8 | – | – | – |

Die häufigsten Substanzen finden Verwendung als Lösemittel. Einige Ausnahmen von dieser Regel sollen kurz erläutert werden:

- Texanol: Dient als Filmbildner und Verdicker, zudem wird es bei der Formulierung von Latexfarben verwendet.
- Hexanal: Ist eine Oxidationsprodukt natürlicher Fette und Öle. Kann durch Naturlacke und -farben oder Linoleum abgegeben werden. Zudem wird Hexanal auch technisch hergestellt und in Dichtmassen, Farben und Lacken verwendet.

⁷⁸ Gemäss europäischer Gefahrstoffkennzeichnung, Stand November 2013

⁷⁹ Folgende H-Sätze werden zur Einstufung verwendet: irritierend: H335, bewusstseinsstörend: H336

⁸⁰ Je nach Sicherheitsdatenblatt unterschiedlich eingestuft.

Hexanal ist ein Duftstoff, der einen Teil des typischen Geschmacks von z. B. Apfelsaft oder Olivenöl ausmacht.

- 2-Butanonoxim: Wird bei der Aushärtung von neutralvernetzenden Silikondichtmassen abgespaltet.
- Nonan: wird durch PVC-Beläge und Acryldichtmassen emittiert.
- TXIB: Wird als Weichmacher in PVC oder elastischen Kittten verwendet.

6.5.4 Modellraum

Der Modellraum für diese Studie basiert auf dem Modellraum gemäss AgBB-Bewertungsschema.⁸¹ Im AgBB-Schema wird jedoch nur die Raumgrösse definiert, Türen und Fenster fehlen und werden für diese Studie ergänzt. Der Modellraum trifft Annahmen über Bauteile, die einen wesentlichen Einfluss auf die Luftqualität im Raum haben können. Bauteile ohne nennenswerten Einfluss werden bewusst vernachlässigt. Der Modellraum soll näherungsweise einem mittleren Raum in einer schweizerischen Wohnung entsprechen. Seine Ausmasse sind in Tabelle 22 aufgeführt. Der Raum wird über eine Innentüre betreten und weist ein dreiflügeliges Fenster auf.

Tabelle 22: Bauteilunabhängige Eigenschaften des Modellraums

| Physikalische Grösse | Einheit | Wert |
|----------------------------|-------------------|-------|
| Luftwechsel | [1/h] | 0.5 |
| Länge * Breite | [m] | 3 * 4 |
| Grundfläche | [m ²] | 12 |
| Raumhöhe | [m] | 2.5 |
| Raumvolumen | [m ³] | 30 |
| Gesamtoberfläche des Raums | [m ²] | 59 |
| Fensterfläche | [m ²] | 5.25 |
| Türfläche | [m ²] | 3.4 |

Tabelle 23 weist die Belegungsdichten für typische Beläge und Bauteile im soeben definierten Modellraum aus. Die Belegungsdichte bezeichnet die Oberfläche pro Raumvolumen, die ein Belag oder ein Bauteil aufweist. Sie wird aus der Gesamtfläche des Belags oder Bauteils geteilt durch das Raumvolumen berechnet.

Für den Modellraum wurde ein konstanter Luftwechsel von 0.5 gewählt. Die Plausibilität dieser Annahme soll mit einer etwas detaillierteren Simulation von Räumen ohne kontinuierliche mechanische Lüftung überprüft werden. Um einen Tagesverlauf inklusive Lüftung über die Fenster zu simulieren, können kurze Phasen erhöhten Luftwechsels in die Berechnung eingefügt werden. Gemäss Literaturangaben

⁸¹ Ausschuss zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten AgBB (2012), Bewertungsschema für VOC aus Bauprodukten

wird der Luftwechsel für eine Stosslüftung auf $N = 15$ eingesetzt⁸². Zudem wird angenommen, dass die Bewohner bei offenem Fenster schlafen, die Wohnung durch den Tag verlassen und erst nach der Rückkehr am Abend zweimal lüften, bevor sie beim Zubettgehen wieder die Fenster öffnen (siehe Abbildung 8).

Tabelle 23: Aufstellung der Bauteile des Modellraums

| Bauteil | Teilsysteme mit Emissionspotential | Belegungs-dichte [m^2/m^3] |
|-------------------|--|--|
| Fussboden | Bodenbelag, Versiegelungen, Trittschalldämmung, Verbindungen (Kleber), Wärmedämmung | 20.3 % |
| Wände | Anstrich, Paneele und Täfer, Putze, Grundierung / Primer Fugenlose Systeme für Nasszellen | 44.7 % |
| Decke | Paneele und Täfer, Anstrich, Putze, Grundierung / Primer | 20.3 % |
| Fenster und Türen | Türmaterial, Fensterrahmen, Lacke | 14.7 % |
| Fugen | Fugendichtungsmassen | |

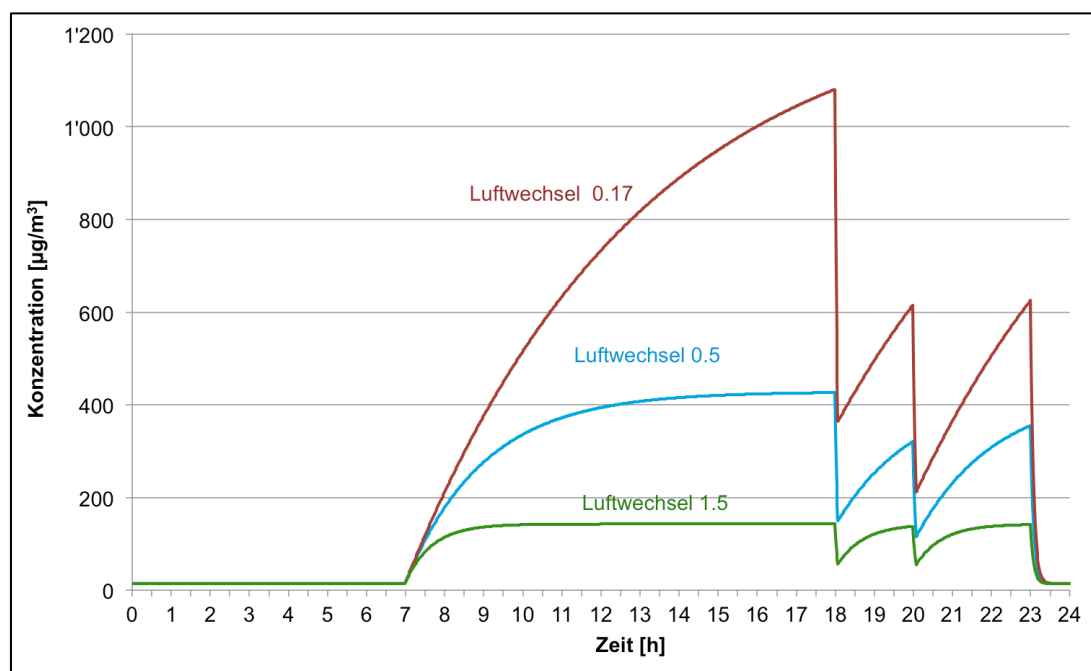


Abbildung 8: 24 Std. Tagesverlauf einer Substanz-Konzentration im Innenraum mit Lüften

Mit: Emissionsfaktor $EF = 856 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$, Belegungs-dichte $L = 0.25$, Hintergrundkonzentration $c_{\text{Umg}} = 0 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Eine moderne Wohnung ohne aktive Lüftung entspricht etwa dem Modell mit einem Luftwechsel von 0.17 (rote Linie in der Grafik). Die blaue Linie könnte eine moderne

⁸² W. Richter, J. Seifert, R. Gritzki, M. Rösler (2003) Bestimmung des realen Luftwechsels bei Fensterlüftung aus energetischer und bauphysikalischer Sicht, TU Dresden, Fakultät für Maschinenwesen

Wohnung mit aktiver Lüftung abbilden, die durch die Benutzer zusätzlich herkömmlich gelüftet wird. Oder es ist eine ältere Wohnung mit schlecht schliessenden Fenstern. Die grüne Linie könnte für eine sehr schlecht isolierte Altbauwohnung stehen.

Interessant ist nun der Vergleich einer Wohnung ohne aktive Lüftung, in der die Benutzer mit vollständig geöffneten Fenstern schlafen und einer Wohnung mit aktiver Lüftung, die nicht zusätzlich gelüftet wird. Wie aus den Kennzahlen in Tabelle 24 hervorgeht, sind die mittleren Schadstoffkonzentrationen bei gleicher Quellenstärke in beiden Wohnungen vergleichbar. In der Wohnung ohne aktive Lüftung liegt die Spitzenkonzentration jedoch rund zweieinhalb mal so hoch, während in der Wohnung mit aktiver Lüftung keine erhöhten Spitzen auftreten.

Tabelle 24: Vergleich Schadstoffkonzentrationen in einer Wohnung mit Lüftungsanlage und einer Wohnung mit nicht-automatischer Fensterlüftung

| Wohnungstyp | Luftwechsel [h ⁻¹] | | Mittlere Konzentration 24 h [µg/m ³] | Spitzenkonzentration [µg / m ³] |
|---------------------------|--------------------------------|------------------|--|---|
| | Fenster geschlossen | Fenster geöffnet | | |
| Neubau mit Lüftungsanlage | 0.5 | – | 428 | 428 |
| Neubau | 0.17 | 15 | 432 | 1081 |

Mit: Emissionsfaktor EF = 856 µg/m²h, Belegungsdichte L = 0.25, Hintergrundkonzentration c_{Umg} = 0 µg/m³

6.5.5 Methode zur Herleitung eines Ökofaktors für die Innenraumluft

6.5.5.1 Einleitung

Eine Bewertung der Innenraumluft muss sich auf das Wohlbefinden der Nutzer beziehen. Diese sind die empfindliche Gruppe, welche geschützt werden soll. Der Begriff „Wohlbefinden“ bedarf einer objektiv überprüfbarer Definition, um eine quantitative Bearbeitung zuzulassen. Zunächst lassen sich folgende Einflüsse der Innenraumluft auf das Wohlbefinden der Raumnutzer festhalten:

- Unangenehme Gerüche: Fast jede Wohnung besitzt ihren typischen Geruch. Der Geruch setzt sich zusammen aus Ausdünstungen der Baumaterialien, der Einrichtung, Haushaltsprodukten, von Haustieren, Nutzern und geruchlich relevanten Tätigkeiten wie kochen, duschen, rauchen, lüften und den Gerüchen aus dem Aussenraum. Ob ein bestimmter Geruch als unangenehm empfunden wird, ist eine subjektive Wahrnehmung. Grundsätzlich werden Gerüche, die nicht als Eigene empfunden werden und die sich nicht durch den Nutzer selbst beeinflussen lassen, als unangenehmer empfunden. Zudem kommt die Wahrnehmung bestimmter Gerüche als Gefahrensignal oder die Verbindung zu einer Gesundheitsgefahr. Wie bereits die Beschreibung zeigt, können Gerüche kaum aussagekräftig quantifiziert werden. Sie eignen sich deshalb nicht als Grundlage von

Umweltbelastungspunkten. Diese Situation ist unbefriedigend, da störende Gerüche der häufigste Grund für Klagen bezüglich der Raumluft sind.⁸³ Zwar wurde mit der ISO-Norm 16000-28 ein Verfahren zur Geruchsbestimmung durch menschliche Prüfer standardisiert. Da die Ergebnisse dieser Tests jedoch nicht mehr als das subjektive Empfinden der Prüfergruppe wiedergeben können, eignen sie sich ebenfalls nicht als Grundlage für eine objektive Bestimmung von Umweltbelastungspunkten.

- **Gesundheitliche Symptome:** Die typischen Beschwerden im Zusammenhang mit Innenraumluftproblemen sind gerötete Augen, Husten, gereizte Atemwege und Kopfschmerzen. Mehrere Personen, die derselben Raumluft ausgesetzt sind, zeigen meist unterschiedliche oder teilweise gar keine Symptome. Bewusstseinsstörende, irritierende oder reizende Substanzen werden mit den zugehörigen H-Sätzen charakterisiert. Substanzen mit sensibilisierender Wirkung erhalten Kennzeichnungen mit zusätzlichen H-Sätzen (Tabelle 21). Diese Wirkungen treten bei wesentlich höheren Konzentrationen auf als sie in Innenräumen ausserhalb von exponierten Arbeitsplätzen relevant sind. Eine sensibilisierende Wirkung bedeutet, dass die Substanz eine allergische Reaktion auslösen kann und bei bereits sensibilisierten Personen zu allergischen Reaktionen weit unter den Konzentrationen führt, die für normale Personen unbedenklich sind.
- **Gesundheitsschäden aufgrund chronischer Belastung:** Besonders im Zusammenhang mit Krebserkrankungen werden chronische Belastungen als Ursache angesehen. Zusammenhänge zwischen Krankheitsfällen und Einzelsubstanzen sind jedoch kaum herstellbar. Die Patienten waren lange Zeit zahlreichen Einflüssen ausgesetzt. Aufgrund von Analogieschlüssen wird Substanzen, die aufgrund von Tierversuchen bei wesentlich höheren Dosen als kanzerogen, mutagen oder teratogen erkannt sind dasselbe Potential auch bei tieferen Konzentrationen und chronischer Belastung zugesprochen (Tabelle 21).

Wie die Überlegungen zeigen, sollte sich eine objektive UBP-Methodik auf die gesundheitlichen Effekte von Innenraumschadstoffen abstützen.

Ökofaktoren 2013 werden nach der Formel 1 berechnet. Ökofaktoren beziehen sich immer auf eine Umweltwirkung in einem bestimmten Umweltkompartiment. Für die Integration der Innenraumluft-Belastung in die Methode der ökologischen Knappheit wird ein neues Umweltkompartiment „Innenraumluft“ definiert. Die Berechnung der Ökofaktoren kann grundsätzlich über zwei Wege erfolgen. Es kann erstens ein Ökofaktor für die Summenbelastung mit VOC definiert werden. Die UBP der Einzelsubstanzen werden dann im Verhältnis dazu über Charakterisierungsfaktoren bestimmt. Zweitens können Ökofaktoren für alle Einzelsubstanzen direkt berechnet werden, indem für alle betrachteten Einzelsubstanzen die (abgeschätzten) Flüsse in Formel 1 eingesetzt werden. Aufgrund der Datenlage kommt der zweite Weg für die Berechnung nicht in Frage. Viele Daten sind entweder nicht vorhanden, oder die Unsicherheiten sind wesentlich grösser als mit der ersten Methode.

⁸³ M. Pöll (2013) AHB Stadt Zürich, persönliche Mitteilung

$$\text{Ökofaktor} = K * \frac{\text{UBP}}{F_n} * \left(\frac{F}{F_k}\right)^2 * \frac{10^{12}}{a}$$

Formel 1: Berechnung der Ökofaktoren**Tabelle 25: Verwendete Symbole für Parameter**

| Parameter | Beschreibung |
|----------------|---|
| K | Charakterisierungsfaktor für einen Schadstoff |
| F _n | Normierungsfluss pro Jahr für die ganze Schweiz |
| F | Aktueller Fluss pro Jahr und Region |
| F _k | Kritischer Fluss pro Jahr und Region |

Zur Bestimmung des Ökofaktors für VOC müssen Näherungswerte für den aktuellen und den kritischen Fluss sowie den Normierungsfluss der Schweiz gefunden werden. Die Bilanzierung der VOC wird für die gesamte Schweiz vorgenommen, womit der Aktuelle Fluss und der Normierungsfluss gleich gross werden.

6.5.5.2 Aktueller und Normierungsfluss

Für die Bestimmung des aktuellen und des Normierungsflusses wird eine mittlere TVOC-Konzentration im „Innenraum Schweiz“ mit dem gesamten Raumvolumen aller Wohnungen der Schweiz multipliziert. Das Raumvolumen wird aus der Wohnfläche pro Person 2012 mal der ständigen Wohnbevölkerung am Jahresende 2012 mal einer mittleren Raumhöhe von 2.5 Metern berechnet. Als mittlere TVOC Konzentration im „Innenraum Schweiz“ wird der Median-Wert für TVOC aus der Liste der AGÖF-Orientierungswerte angenommen. Dieser beträgt 360 µg TVOC/m³ Raumluft. Die Arbeitsgemeinschaft ökologischer Forschungsinstitute e.V. (AGÖF) ist ein deutscher Verband von unabhängigen Beratungs- und Dienstleistungsunternehmen, die in den Bereichen Schadstoffmessungen im Innenraum, Innenraumanalytik, ökologische Produktprüfung, umwelt- und gesundheitsverträgliche Gebäudekonzepte und effiziente Energiesysteme kooperieren.⁸⁴ Sie veröffentlicht regelmässig die Liste der Orientierungswerte für Innenraumschadstoffe. In die letzte Fassung von 2013 gingen statistische Daten aus 4846 Datensätzen ein, die von AGÖF-Instituten im Rahmen ihrer Untersuchungstätigkeiten 2006 bis 2012 erhoben wurden.⁸⁵

6.5.5.3 Kritischer Fluss

Der kritische Fluss für TVOC kann aus dem behördenverbindlichen Eingreifwert der Stadt Zürich von 3000 µg/m³ abgeleitet werden. Diese Konzentration wird zur Bestimmung des kritischen Flusses mit dem Volumen des „Innenraums Schweiz“ multipliziert.

⁸⁴ Zitate von der Webseite der AGÖF

⁸⁵ Arbeitsgemeinschaft Ökologischer Forschungsinstitute e.v. (2013) AGÖF-Orientierungswerte für flüchtige organische Verbindungen in der Raumluft, Fassung 28.11.2013

6.5.5.4 Berechnung der UBP für TVOC

Sowohl zur Berechnung des aktuellen wie auch des kritischen Flusses wird eine Konzentration mit dem Gesamtvolumen des Innenraums der Schweiz multipliziert. Nach Kürzung des Bruchs können deshalb direkt die Konzentrationen in die Berechnung eingesetzt werden. Somit berechnen sich die UBP für TVOC gemäss Formel 2.

$$UBP_{\text{VOC}} = \frac{UBP}{138'644'328 \text{ g/a}} * \left(\frac{360 \text{ } \mu\text{g/m}^3}{3000 \text{ } \mu\text{g/m}^3} \right)^2 * \frac{10^{12}}{a} = 10 \text{ UBP/g}$$

Formel 2: UBP für nicht näher bestimmte VOC

6.5.5.5 Charakterisierungs- und Ökofaktoren für Einzelsubstanzen

Das Gemisch der TVOC ist in jeder Messung unterschiedlich zusammen gesetzt und deshalb aus gesundheitlicher Sicht immer anders zu bewerten. Wo immer möglich sollte eine Analyse deshalb auf Einzelstoffen basieren. Dies gilt auch für die Berechnung von UBP. Es gilt deshalb, eine möglichst grosse Zahl von Einzelstoffen aufgrund toxikologischer Kriterien zu charakterisieren. Die Vielzahl der auftretenden Beeinträchtigungen und Substanzen verunmöglicht die Definition einer einfachen Methode, welche UBPs zum Beispiel aus den H-Sätzen ableiten würde. Als Basis besser geeignet ist der Expertenkonsens einer grösseren Arbeitsgruppe oder Kommission, welche die Substanzen im Einzelfall betrachtet. Eine solche Arbeitsgruppe existiert mit der „Ad-hoc-Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte der Innenraumlufthygiene-Kommission des Umweltbundesamtes und der Arbeitsgemeinschaft der Obersten Landesgesundheitsbehörden (Ad-hoc-AG IRK/AOLG)“. Diese Arbeitsgruppe publiziert regelmässig Richtwerte für die Bewertung der Innenraumhygiene, die sich weitgehend aus toxikologischen Überlegungen ableiten.⁸⁶ Die Liste enthält zwei Richtwerte I und II. Richtwert I beschreibt einen Vorsorgewert, bei dem „nach gegenwärtigem Kenntnisstand auch bei lebenslanger Exposition von empfindlichen Personen keine gesundheitlichen Beeinträchtigungen zu erwarten sind.“⁸⁶ „Der Richtwert II stellt die Konzentration eines Stoffes in der Innenraumluft dar, bei deren Erreichen bzw. Überschreiten unverzüglich Handlungsbedarf besteht, da diese Konzentration geeignet ist, insbesondere bei Daueraufenthalt in den Räumen die Gesundheit empfindlicher Personen einschliesslich Kindern zu gefährden.“⁸⁶ Für die Berechnung von Charakterisierungsfaktoren kann auf die Richtwerte II abgestützt werden, die einen direkten Bezug zu möglichen Gesundheitsgefährdungen herstellen.

Für die Berechnung des Charakterisierungsfaktors eines Einzelstoffes wird der Eingreifwert TVOC der Stadt Zürich durch den Richtwert II des Einzelstoffes geteilt. Somit ergeben sich die Charakterisierungsfaktoren und UBP gemäss Tabelle 26.

⁸⁶ Bundesgesundheitsblatt (2012) Richtwerte für die Innenraumluft: erste Fortschreibung des Bauschemas, Vol. 55, Issue 2, p. 279–290 DOI 10.1007/s00103-011-1420-0

Tabelle 26: UBP für Einzelsubstanzen Innenraumluft

| Verbindung | Charakterisierungsfaktor | UBP [pro g Emissionen] |
|--|--------------------------|------------------------|
| 2-Ethylhexanol | 3.0 | 30 |
| Ethylenglykolmonomethylether (EGME) | 15.0 | 151 |
| Diethylenglykolmethylether (DEGME) | 0.5 | 5 |
| Diethylenglykoldimethylether (DEGDME) | 10.0 | 101 |
| Ethylenglykolmonoethylether (EGEE) | 3.0 | 30 |
| Ethylenglykolmonoethylether-acetat (EGEEA) | 1.5 | 15 |
| Diethylenglykolmonoethylether (DEGEE) | 1.5 | 15 |
| Ethylenglykolbutylether (EGBE) | 3.0 | 30 |
| Ethylenglykolbutyletheracetat (EGBEA) | 1.5 | 15 |
| Diethylenglykolbutylether (DEGBE) | 3.0 | 30 |
| Ethylenglykolhexylether (EGHE) | 3.0 | 30 |
| 2-Propylenglykol-1-methylether (2PG1ME) | 0.3 | 3 |
| Dipropylenglykol-1-methylether (D2PGME) | 0.4 | 4 |
| 2-Propylenglykol-1-ethylether (2PG1E) | 1.0 | 10 |
| 2-Propylenglykol-1-tertbutylether (2PG1tBE) | 1.0 | 10 |
| Methylisobutylketon | 3.0 | 30 |
| Ethylbenzol | 1.5 | 15 |
| Alkylbenzole, C ₉ -C ₁₅ | 3.0 | 30 |
| Kresole | 60.0 | 606 |
| Phenol | 15.0 | 151 |
| 2-Furaldehyd | 30.0 | 303 |
| Zyklische Dimethylsiloxane D ₃ -D ₆ (Summenrichtwert) | 0.8 | 8 |
| Benzaldehyd | 15.0 | 151 |
| Benzylalkohol | 0.8 | 8 |
| Monozyklische Monoterpene (Leitsubstanz d-Limonen) | 0.3 | 3 |
| Aldehyde, C ₄ bis C ₁₁ (gesättigt, azyklisch, aliphatisch) | 1.5 | 15 |
| C ₉ -C ₁₄ -Alkane / Isoalkane (aromatenarm) | 1.5 | 15 |
| Naphthalin | 100.0 | 1010 |
| Terpene, bicyclisch (Leitsubstanz α-Pinen) | 1.5 | 15 |
| Tris(2-chlorethyl)phosphat (TCEP) | 60.0 | 606 |
| Quecksilber (als metallischer Dampf) | 8571.4 | 86552 |
| Styrol | 10.0 | 101 |
| Stickstoffdioxid (NO ₂) (30 min) | 8.6 | 87 |
| Stickstoffdioxid (NO ₂) (7 Tage) | 50.0 | 505 |
| Dichlormethan | 1.5 | 15 |
| Kohlenmonoxid (1/2 h) | 0.1 | 1 |
| Kohlenmonoxid (8 h) | 0.2 | 2 |
| Pentachlorphenol (PCP) | 3000.0 | 30293 |
| Toluol | 1.0 | 10 |
| Acetaldehyd | 3.0 | 30 |
| Formaldehyd | 25 | 252 |
| VOC | 1 | 10 |

Tabelle 26 weist die so berechneten Charakterisierungsfaktoren und UBP für alle Einzelstoffe aus, für die mit Stand Februar 2014 ein Richtwert II existiert. Die Referenzsubstanzen Benzylalkohol und Formaldehyd sind fett und kursiv gesetzt.

6.5.5.6 Charakterisierungsfaktor für Formaldehyd

Für Formaldehyd veröffentlichte das Bundesamt für Gesundheit einen Richtwert von $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dieser Richtwert ist gemäss BAG „als Schwelle zu einer Gesundheitsgefährdung zu verstehen. Ist er überschritten, sollen umgehend Massnahmen zur Senkung der Belastung getroffen werden.“⁸⁷ Somit entspricht die Definition des Richtwerts derjenigen der ad-hoc Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte für den Richtwert 2. Die ad-hoc Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte des Umweltbundesamts (Deutschland) empfiehlt ebenfalls einen Richtwert von $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$.⁸⁸ Auch die Weltgesundheitsorganisation WHO veröffentlicht einen Richtwert für Formaldehyd von $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Gemäss der Herleitung des Richtwerts, kommt er durch Abrundung von $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu Stande.⁸⁹ Zur Charakterisierung von Formaldehyd wird der Richtwert des BAG für Formaldehyd verwendet. Der Charakterisierungsfaktor beträgt 25 und ein Gramm emittiertes Formaldehyd wird mit 252 UBP bewertet.

6.5.6 Anwendung der Methodik auf Sangajol

Sangajol oder Testbenzin besteht zu 100% aus einer schweren hydrodesulfierten Naphthafraktion. Dies ist ein Stoffgemisch aus der Erdölraffinierung mit Siedebereich $135\text{-}200^\circ\text{C}$ ⁹⁰. Entsprechend kommen zahlreiche VOC in diesem Siedebereich als Einzelstoffe in Sangajol vor. Gemäss einer Empfehlung⁹¹ zur Einstufung von „White Spirit“ ist die häufigste Zusammensetzung von Testbenzin die in Tabelle 27 dargestellt.

Mit den Angaben aus Tabelle 27 und den UBP-Faktoren für Innenraumschadstoffe können die UBP pro Gramm emittiertem Sangajol berechnet werden. Alle bekannten Einzelstoffe mit UBP-Faktoren sollen in der Berechnung auch gesondert berücksichtigt werden. Falls keine UBP für den Einzelstoff vorhanden sind, werden als nächstes soweit vorhanden die UBP für die Stoffgruppe verwendet. Die restliche Mischung wird mit dem UBP-Faktor für VOC bewertet. Da das Gesamtgemisch eine klare Flüssigkeit ist, wird von 100% flüchtigen Bestandteilen ausgegangen.

⁸⁷ Bundesamt für Gesundheit BAG, Formaldehyd in der Innenraumluft, Online-Quelle abgerufen am 10.1.2014: <http://www.bag.admin.ch/themen/chemikalien/00228/05381/>

⁸⁸ Bundesgesundheitsblatt (2006) Krebserzeugende Wirkung von Formaldehyd – Änderung des Richtwertes für die Innenraumluft von 0,1 ppm nicht erforderlich, Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz 2006 · 49:1169, DOI 10.1007/s00103-006-0081-x

⁸⁹ World Health Organisation (2010) WHO Guidelines for Indoor Air Quality: Selected Pollutants, WHO Regional Office for Europe

⁹⁰ Sto (2012) Sicherheitsdatenblatt StoFluid Sangajol, Rev.-Nr. 1.3, 12.12.2012

⁹¹ European Union (2007) Recommendation of the Scientific Committee on Occupational Exposure Limits for “White Spirit”, SCOEL/SUM/87, August 2007, After Consultation

Tabelle 27: Zusammensetzung von Testbenzin auf dem Nordeuropäischen Markt⁹¹

| Substanz | Anteil [Masse-%] |
|---|------------------|
| Aliphatische und alicyclische Kohlenwasserstoffe im Bereich C ₆ -C ₁₂ | 50-65 % |
| Aromatische Kohlenwasserstoffe im Bereich C ₆ -C ₁₂ | 15-20 % |
| Total Kohlenwasserstoffe im Bereich C ₆ -C ₁₂ | 70-80 % |
| Alkane | 37 % |
| Monozyklische Alkane | 26 % |
| Dizyklische Alkane | 8.9 % |
| Aromaten C ₆ -C ₁₂ , davon | 15.4 % |
| Benzol | 0.001 % |
| Toluol | 0.005 % |
| Xylol | 1.3 % |

Tabelle 28: UBP Sangajol nach Methode Charakterisierung TVOC

| Substanz | Anteil [Masse-%] | Berücksichtigt mit Ökofaktor für: | UBP / g Emission |
|---|------------------|--|------------------|
| Alkane | 37 % | C ₉ -C ₁₄ Alkane (aromatenarm) | 15 |
| Monozyklische Alkane | 26 % | C ₉ -C ₁₄ Alkane (aromatenarm) | 15 |
| Dizyklische Alkane | 8.9 % | C ₉ -C ₁₄ Alkane (aromatenarm) | 15 |
| Aromaten C ₆ -C ₁₂ , davon | 15.4 % | Alkylbenzole, C ₉ -C ₁₅ | 30 |
| Benzol | 0.001 % | VOC | 10 |
| Toluol | 0.005 % | Toluol | 10 |
| Xylol | 1.3 % | Alkylbenzole, C ₉ -C ₁₅ | 30 |
| Weitere VOC | 12.7 % | VOC | 10 |
| Sangajol | | | 17 |

6.5.7 Innenraum-Emissionen aus Baustoffen

6.5.7.1 Nutzungsrelevante Anteile der Emissionen

Mit den präsentierten UBP können Emissionen im Innenraum bewertet werden. Um Baustoffe während der Nutzungsphase bewerten zu können, müssen die relevanten Emissionen zu Baustoffen in Bezug gesetzt werden. Es muss die Frage beantwortet werden, wie gross die Emissionen eines Baustoff pro Kilogramm oder pro Fläche während der Nutzungsphase sind.

Alle Emissionen aus Bauprodukten, die während der Verarbeitung bis zum Bezug der Wohnungen auftreten, belasten bei unsachgemässer Anwendung der Bauprodukte die Bauarbeiter, jedoch nicht die Bewohner einer Wohnung. Insbesondere leichtflüchtige Lösemittel treten rasch aus den Bauprodukten aus, aber auch überschüssige Additive in Kunststoffen können zu einem grossen Teil als Emissionen während der Verarbeitung betrachtet werden. Diese sind getrennt von der Nutzungsphase zu betrachten und nicht Teil dieses Berichts. In erster Näherung können die Emissionen des ersten Monats nach Applikation eines Baustoffes der Verarbeitung zugerechnet werden. Alle weiteren Emissionen werden dann der Nutzungsphase zugerechnet. Diese Abgrenzung wird in Abbildung 9 für einen fiktiven

Baustoff mit exponentieller Abnahme der Emissionen dargestellt. Man beachte die logarithmische vertikale Achse. Der weitaus grösste Teil der Emissionen erfolgt bereits im ersten Monat.

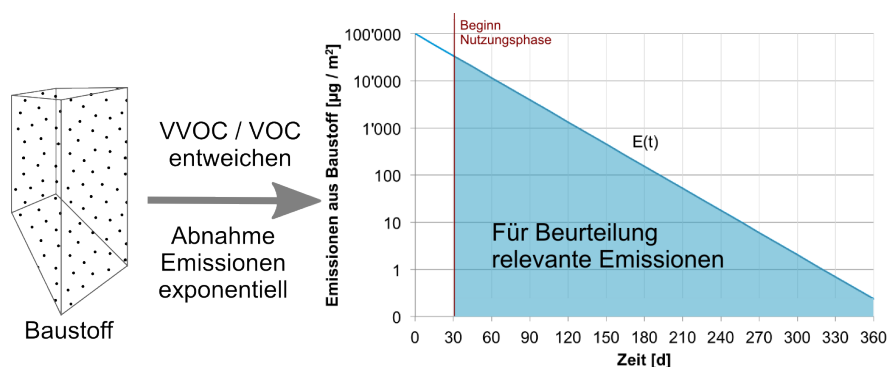


Abbildung 9: Beurteilung der relevanten Immissionen im Innenraum

Für das fiktive Beispiel berechnen sich die Werte zu 66 % Immissionen im ersten Monat. Für die Beurteilung relevant sind also nur 34% des VVOC und VOC-Gehalts des fiktiven Bauproduktes. Diese Prozentwerte sind abhängig von den Anfangsemissionen und der Emissionscharakteristik, sodass das Beispiel nicht verallgemeinert werden kann.

6.5.7.2 Bezug der relevanten Immissionen zum Gehalt im Baustoff

Für alle Emissionen aus Trocknungsprozessen kann eine exponentielle Abnahme angenommen werden, sofern der Baustoff nicht durch andere weitgehend luftdicht abgedeckt wird. Die Gesamtemissionen von VOC aus einem trocknenden Baustoff entsprechen in erster Näherung dem VOC-Gehalt des Baustoffs. In den meisten Bauprodukten sind die enthaltenen Lösemittel die wichtigste VOC-Quelle. Dazu kommen Nebenprodukte aus den technischen Rohstoffgemischen, Duftstoffe, Weichmacher und andere Additive. Technisch gesehen ist es der Zweck jedes Lösemittels, aus dem Baustoff zu entweichen, damit sich aus dem viskosen oder flüssigen Produkt eine feste Masse bilden kann. Mit Hilfe mathematischer Überlegungen (siehe Anhang B.3) kann der VOC-Gehalt aus der Emissionsfaktor abgeschätzt werden. Der Emissionsfaktor kann zum Beispiel aus Prüfkammermessungen näherungsweise ermittelt werden.

Die Emissionsmodelle für den Innenraum sollen in Phase II des Projekts für konkrete Baustoffe entwickelt werden.

7 Fazit

7.1 Grundsätzliche Erkenntnisse

Aus den Arbeiten der Phase I lassen sich folgende Erkenntnisse zusammenfassen:

- Da die Nutzungsphase von Baustoffen im Vergleich zu vielen anderen Produkten deutlich länger ist, kann sie in Bezug auf die Umweltrelevanz von grosser Bedeutung sein. In gewissen Fällen kann die Umweltbelastung durch die Nutzung der Baustoffe – gemessen anhand der Methodik der ökologische Knappheit – diejenige der Herstellung um ein vielfaches übersteigen.
- Die Emissionsfaktoren d.h. die Sachbilanzen während der Nutzungsphase lassen sich für die Referenzsubstanzen vergleichsweise zuverlässig herleiten. Sie können in selteneren Fällen aus Daten empirischer Untersuchungen extrapoliert werden oder aufgrund von chemisch-physikalischen Eigenschaften über Analogieüberlegungen und Emissionsmodelle abgeschätzt werden. Nach bisherigen Erkenntnissen gibt es wenige Untersuchungen über die Emissionen von Baustoffen, die in der Fachliteratur dokumentiert sind. Gemäss den vorliegenden Recherchen zu den ausgewählten Referenzsubstanzen ist die Forschung in Bezug auf die Emissionen von Baustoffen noch wenig entwickelt. Für Relevanz- und Sensitivitätsüberlegungen kann bei Zusatzstoffen in erster Näherung angenommen werden, dass während der Nutzungsphase die gesamte Menge emittiert wird.

7.2 Emissionsfaktoren (Sachbilanz)

Gemäss Ausführungen in Kap. 4 und 6 konnten den meisten Referenzsubstanzen Emissionsfaktoren aus der Literatur zugewiesen werden. Die Tabelle 29 stellt das Wissen über Emissionen der Referenzsubstanzen aus Baustoffen dar. Die Emissionen erlauben eine Sachbilanz für den aufgeführten Baustoff nur für die Nutzungsphase und nur für die gewählten Referenzsubstanzen. Für eine vollständige Ökobilanz müssten die Betrachtungen auf alle relevanten Emissionen des Baustoffs ausgeweitet und mit den Ökobilanzen der Herstellung und Entsorgung ergänzt werden.

Für Bisphenol A sind Emissionsdaten für Kunststoff-Dichtungsbahnen aus einem 7-Tage-Eluattest vorhanden. Lediglich eine PVC-Dichtungsbahn wies nennenswerte Emissionen auf. Für die Abschätzung des Langzeitverhaltens wird ein Emissionsmodell benötigt. Der Bisphenol A-Gehalt aktueller PVC-Dichtungsbahnen ist ebenfalls noch nicht bekannt.

Tabelle 29: Emissionsfaktoren der Referenzsubstanzen

| Referenzsubstanz | Baustoff | Emissionen gesamte Lebensdauer |
|--|---|---|
| Bisphenol A | PVC-Dichtungsbahnen | Zu Beginn ca. 2 – 230 mg/m ² , Langzeitverhalten unklar |
| Diuron | Kunstharzgebundene Beschichtungen ⁹² | 100% über Lebensdauer |
| Terbutryn | Kunstharzgebundene Beschichtungen ⁹² | 100% über Lebensdauer |
| Tebuconazol | Bewittertes Holz mit Schutzanstrich | 100% über Lebensdauer |
| Propiconazol | Bewittertes Holz mit Schutzanstrich | 100% über Lebensdauer |
| Mecoprop | Wurzelfeste Polymerbitumen-Bahnen | Zu Beginn 0.15 % - 2.7 %, Langzeitverhalten kann abge- schätzt werden |
| Pentan | EPS | 100% emittiert in Atmosphäre |
| C ₆ F ₁₂ | XPS | nicht bekannt |
| HFO-1234ZE | XPS | nicht bekannt |
| R134a | XPS | 50 % emittiert in Atmosphäre |
| HBCD (Hexabromcyclododecan) | EPS / XPS | 0.05 - 1 % emittiert in Luft 0 - 0.05 % emittiert in Wasser |
| TCPP (Tris(2-chlorisopropyl) phosphat) | PUR/PIR | nicht bekannt |
| TEP (Triethylphosphat) | PUR/PIR | nicht bekannt |
| Formaldehyd | Spanplatten | von Bindemitteltyp abhängig |
| Sangajol | Lösemittelhaltige Produkte | 100% während Verarbeitung und Beginn der Nutzungsphase |
| Benzylalkohol | Lösemittelhaltige Produkte | 100% während Verarbeitung und Beginn der Nutzungsphase |
| Kupfer | Dachflächen | 1.3 g/(m ² *a) |
| Zink | Dachflächen | 3 g/(m ² *a) |

Die Biozide Diuron und Terbutryn kommen in kunstharzgebundenen Beschichtungen und in Putzen vor. Reale Produkte kombinieren mehrere Substanzen, die über die Lebensdauer vollständig ausgewaschen werden. In Phase II wird eine Gesamtbilanzierung der Biozide notwendig sein, um zu einem Ökofaktor für Farben und Putze zu gelangen.

Die Holzschutzmittel Tebuconazol und Propiconazol werden teilweise für bewitterte Hölzer eingesetzt. Über die Lebensdauer kann von einer vollständigen Auswaschung der Holzschutzmittel ausgegangen werden. Aus der Verbrauchsmenge gestrichener Hölzer können die Gesamtemissionen abgeleitet werden.

Mecoprop wird in wurzelfesten Dichtungsbahnen eingesetzt. Aus Messungen ist das Emissionsverhalten bis zu 70 Tagen bekannt. Aus den Versuchen kann ein Emissionsmodell für den langfristigen Austrag entwickelt werden.

⁹² Nahezu 100% mit zwei bis vier Bioziden ausgerüstet: M. Burkhardt, C. Dietschweiler (2013) Mengenabschätzung von Bioziden in Schutzmitteln in der Schweiz, Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik, Hochschule für Technik Rapperswil im Auftrag des BAFU

Das Treibmittel Pentan das in allen EPS-Dämmstoffen verwendet wird, emittiert vollständig. Der Gehalt nach der Produktion gleichgesetzt kann mit den Emissionen über die gesamte Nutzungsdauer gleichgesetzt werden.

Für die Treibgase C_6F_{12} und HFO-1234ZE sind noch keine ausreichenden Angaben zur Abschätzung von Emissionen vorhanden.

Die Emissionen von R134a aus XPS sowie von HBCD aus EPS und XPS über die gesamte Lebensdauer wurden aus Literaturangaben abgeschätzt.

Für die Brandschutzadditive TCPP und TEP sind keine Emissionsmessungen bekannt. Die Emissionen müssen über ein Modell abgeschätzt werden.

Die Formaldehyd-Emissionen aus Spanplatten sind vom Gehalt an freiem Formaldehyd und von Umgebungsbedingungen, insbesondere der Luftfeuchtigkeit abhängig.

Die Lösemittel Sangajol und Benzylalkohol emittieren vollständig aus den Produkten. Für die Berechnung der Innenraumbelastung während der Nutzungsphase ist ein Abschneidekriterium für Emissionen während der Verarbeitung zu entwickeln.

Für die Schwermetalle Kupfer und Zink können die Literaturangaben für Dachflächen auf die Lebensdauer extrapoliert werden.

7.3 Ökofaktoren

In Tabelle 30 sind die Ökofaktoren für die untersuchten Referenzsubstanzen dargestellt. Die Herleitung jener Faktoren nach der Methode der ökologischen Knappheit, die in der Version 2013 noch nicht vorhanden waren, ist in Kapitel 6 beschrieben. Es handelt sich hierbei um die Ökofaktoren für: Terbutryn, C_6F_{12} , HFO-1234ZE, Formaldehyd, Sangajol und Benzylalkohol. Bei allen anderen Referenzsubstanzen handelt es sich um Zuordnungen von bestehenden Ökofaktoren, die allerdings in einigen Fällen eine Teilwirkung abbilden, die nicht hinreichend ist.

Tabelle 30: Ökofaktoren für Referenzsubstanzen

| Referenzsubstanz | Verwendung | Ökofaktor 2013 [UBP/g] | Umweltwirkung / Emissionsweg |
|------------------|--|------------------------|------------------------------|
| Bisphenol A | Antioxidant-Additiv-Zubereitungen in Weich-PVC | 17'000 | POP / Oberflächengewässer |
| Diuron | Algizid in Putzen und Farben | 5'300 | POP / Oberflächengewässer |
| Terbutryn | Algizid in Putzen und Farben | 1'036 | Pflanzenschutzmittel / Boden |
| Tebuconazol | Holzschutzmittel | 1'500 | Pflanzenschutzmittel / Boden |
| Propiconazol | Holzschutzmittel | 2'900 | Pflanzenschutzmittel / Boden |
| Mecoprop | Herbizid in Bitumendachbahnen | 480 | Pflanzenschutzmittel / Boden |
| Pentan | Treibmittel EPS, PUR/PIR | 14 | NMVOC / Luft |
| C_6F_{12} | Wärmedämmendes Treibgas PUR/PIR | 28 | Treibhausgas / Luft |

| Referenzsubstanz | Verwendung | Ökofaktor 2013 [UBP/g] | Umweltwirkung / Emissionsweg |
|---------------------------------------|--|------------------------|-------------------------------------|
| HFO-1234ZE | Wärmedämmendes Treibgas XPS | 2.8 | Treibhausgas / Luft |
| R134a | Wärmedämmendes Treibgas PUR, XPS | 660 | Treibhausgas / Luft |
| HBCD (Hexabromcyclododecan) | Flammschutz XPS, EPS | 7.5*10 ⁶ | POP / Oberflächengewässer |
| TCPP (Tris(2-chlorisopropyl)phosphat) | Flammschutz PUR/PIR | 55 | AOX / Oberflächengewässer |
| TEP (Triethylphosphat) | Flammschutz PUR/PIR | 730 | POP / Oberflächengewässer |
| Formaldehyd | Komponente in Kondensationsharzen (Bindemittel Holzwerkstoffe) | 252 | Innenraumluft |
| Sangajol | Lösemittel / Verdünner | 17 | Innenraumluft |
| Benzylalkohol | Lösemittel | 8 | Innenraumluft |
| Kupfer | Dacheindeckung, Fassadenverkleidung | 13'000 | Schwermetalle / Oberflächengewässer |
| Zink | Dacheindeckung, Fassadenverkleidung | 6'200 | Schwermetalle / Oberflächengewässer |

7.4 Detailspekte

In Ergänzung der generellen Erkenntnisse die unter Kap. 7.1 zusammengefasst sind, gibt es nicht minder bedeutende Detailspekte, die namentlich für die Ausweitung auf eine breite Palette von Baustoffen in Phase II berücksichtigt werden müssen:

- Ganz entscheidend ist die Ökobilanz der Nutzungsphase für biozidhaltige Putze die der Witterung ausgesetzt sind, für Kunststoffschäume mit fluorierten Treibgasen, für bewittertes Kupfer und Zink und für witterungsexponierte Polystyrolschäume mit HBCD. Im Falle der fluorierten Treibhausgase gilt es einzuschränken, dass der Nutzen (erhöhte Dämmleistung) im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht berücksichtigt wurde.
- Die CO₂-Abgabe aus geschäumten XPS-Dämmstoffen und die CO₂-Aufnahme von Beton (Karbonatisierung) während der Nutzungsphase machen im Vergleich zur Herstellung nur wenige Prozent aus.
- Lösemittlemissionen treten sowohl in der Verarbeitungs- wie in der Nutzungsphase auf. Da die Bauphase je nach Bauvorhaben unterschiedlich lange nach der Applikation eines Baustoffs andauert ist eine Annahme dazu nötig, welcher Anteil der Emissionen der Nutzungsphase und welcher der Verarbeitungsphase angerechnet wird. Diese Annahme beeinflusst natürlich die Bilanzierung sowohl der Nutzungsphase wie auch der Verarbeitungsphase.

- Für Biozide in Baustoffen sind die bestehenden Ökofaktoren für Pflanzenschutzmittel nur eingeschränkt geeignet, um die Wirkungen zu bewerten. Die Charakterisierung der Belastung anhand der Dosis-Wirkungsbeziehung auf entsprechende Schädlinge ist zu einseitig, ganz besonders für Biozide im nicht-landwirtschaftlichen Bereich.
- Die Charakterisierung der Wirkung von POPs in der Umwelt anhand des Biokonzentrationsfaktors BCF führt bei der Anwendung auf verschiedene Baustoffe zu grossen Verzerrungen. Der Ansatz des BCF kann nur die sogenannte „Basis-Toxizität“ abbilden. Es ist nun aber gerade eine Eigenschaft vieler verbotener POPs, dass sie spezifische Giftwirkungen für unterschiedliche Organismen aufweisen. Diese Tatsache wird durch den gewählten Ansatz in keiner Weise berücksichtigt. Folge davon ist z. B. ein ausserordentlich hoher Ökofaktor von HBCD. Er ist einen Faktor 1000 höher als der Ökofaktor der meisten, teilweise auch persistenten Biozide. Das entspricht einer verzerrten Abbildung der Wirkung, da HBCD für Mensch und Umwelt deutlich weniger schädlich ist als die allermeisten Biozide. Hier braucht es eine Korrektur im Sinne einer gesamtheitlicheren Beurteilung der Wirkung.
- Die Charakterisierung der Wirkung von chlorierten organischen Verbindungen anhand von AOX ist zu wenig spezifisch und wird der Vielfalt möglicher Zusatzstoffemissionen im Baubereich nicht hinreichend gerecht. Auch in diesem Bereich sowie für andere nicht biozide und nicht chlorierte Zusatzstoffe braucht es eine gesamtheitlichere Beurteilung der Wirkung.
- Grundsätzlich können Zusatzstoffe, die im Rahmen der Nutzungsphase zu Emissionen führen, auch während des Herstellungsprozesses an die Umwelt abgegeben werden. Solche Zusatzstoffe von Baustoffen sind jedoch oft in der Ökobilanzierung der Herstellung gar nicht berücksichtigt. Es sind Fälle denkbar, bei denen der Herstellungsprozess mehr Emissionen verursacht als die Nutzungsphase. Hier könnte in gewissem Sinne ein neues Defizit zwischen der heutigen Bilanzierung der Herstellungs- und der Nutzungsphase entstehen.

8 Ausblick Phase II

Ziel der Projektphase II ist es, soweit wie möglich die Nutzungsphase der Baustoffe, zu bilanzieren, welche in der KBOB-Liste „Ökobilanzdaten im Baubereich“ aufgelistet sind. Die Bilanzierung der Nutzungsphase muss so erfolgen, dass ein Vergleich der Herstellungs- und Entsorgungsphase mit der Nutzungsphase korrekt ist. Dazu sind folgende Arbeitsschritte notwendig:

1. Bestimmung der relevanten Zusatzstoffe in den Baustoffen der KBOB-Liste. Ausschlaggebende Kriterien für die Relevanz sind die Umwelt- respektive Gesundheitsgefährdung die von den Zusatzstoffen ausgehen, die Wahrscheinlichkeit und das Ausmass ihrer Emission, sowie die Einsatzmenge in Baustoffen.
2. In Baustoffgruppen mit einer grossen Vielfalt möglicher Zusatzstoffe und entsprechenden Emissionen müssen Leitsubstanzen definiert werden, um die Vielfalt in adäquater Weise zu repräsentieren. Das gilt insbesondere im Chemikalienbereich (u.a. Anstrichstoffe, Fugendichtungen, Klebstoffe).
3. Die Ökofaktoren müssen im Sinne der in dieser Phase I beschriebenen Art der Problematik der Baustoffe angepasst werden. Für die Bilanzierung weiterer Biozide und für gewässertoxisch wirkende Additive aus dem Baubereich sind weitere Ökofaktoren zu entwickeln, um die verschiedenen, möglichen Wirkungen gesamtheitlich abzubilden. In der Diskussion mit Fachleuten hat sich gezeigt, dass eine methodische Erweiterung wünschenswert ist. Da die Herleitung eines Ökofaktors immer die Bestimmung eines kritischen und aktuellen Flusses sowie eines Normierungsflusses erfordert, muss die Gesamtheit von Substanzen mit einer ähnlichen Umwelteinwirkung betrachtet werden. Es können keine Ökofaktoren für einzelne Referenzsubstanzen hergeleitet werden.
4. Die Literaturrecherche zu den Emissionen wird systematisiert und auf die Baustoffe in der KBOB-Liste ausgeweitet. Zudem sind die entsprechenden chemisch-physikalischen Eigenschaften der Zusatzstoffe zu recherchieren.
5. Sofern keine Literaturangaben zum Emissionsverhalten vorhanden sind, werden die Emissionen der untersuchten Zusatzstoffe aufgrund von Modellen abgeschätzt. Als Grundlage werden die chemisch-physikalischen Eigenschaften der Substanzen dienen. Zur Bewertung ist eine geeignete Methode anzuwenden. Erfolgsversprechende Methoden sind unter 4.3 beschrieben.
6. Schliesslich wird die Nutzungsphase der Baustoffe bilanziert. Da Emissionen von Zusatzstoffen je nach Einbausituation im Gebäude unterschiedlich sein können, wird es bei verschiedenen Baustoffgruppen notwendig sein, die Ergebnisse nach Anwendungsbereich zu differenzieren.
7. Aufgrund der Phase II wird es möglich sein, eine Liste mit Ökofaktoren von Zusatzstoffen zu publizieren, die es dem Anwender und dem Baustoffprodu-

zenten ermöglicht, die Wahl von Baustoffen nach Umweltbelastungskriterien vorzunehmen.

8. Die Ökobilanzierung der Herstellung der Baustoffe erfolgt in der Regel ohne Bilanzierung der Zusatzstoffe, da dazu keine Daten vorliegen. Es muss davon ausgegangen werden, dass schon bei der Herstellung eine gewisse Menge des Zusatzstoffes emittiert wird. Das Verhältnis dieser Mengen zu den Emissionen in der Nutzungshase ist nur in den wenigsten Fällen bekannt. Dazu sind in der Phase II für ausgewählte Beispiele Sensitivitätsanalysen mit vereinfachten Annahmen und Angaben in der Literatur zu machen.

Anhang

A Zusammenhang von H-Sätzen und R-Sätzen

A.1 Gegenseitige Zuordnungen

In der Tabelle 30 werden nur die Gesundheits- und Umweltgefährdungen aufgeführt. Nicht alle R-sätze können eindeutig in H-Sätze überführt werden. Für diese R-Sätze sind in der Tabelle keine H-Sätze angegeben. Daneben gibt es physikalische Gefahrhinweise sowie Sicherheitshinweise (P-Sätze von Precautionary) für die Arbeitshygiene beim Umgang mit den entsprechenden Substanzen. Diese sind im Rahmen der vorliegenden Studie nicht von Bedeutung.

Tabelle 30: Zuordnung der R-Sätze zu den H-Sätzen

| Gefährdungsart | R-Sätze | Hinweistext | H-Sätze |
|--|---------|--|---------|
| Akute Gefährdung des Menschen durch Einatmen, Verschlucken und Hautkontakt | R 20 | Gesundheitsschädlich beim Einatmen | H 332 |
| | R 21 | Gesundheitsschädlich bei Berührung mit der Haut | H 312 |
| | R 22 | Gesundheitsschädlich beim Verschlucken | H 302 |
| | R 23 | Giftig beim Einatmen | H 331 |
| | R 24 | Giftig bei Berührung mit der Haut | H 311 |
| | R 25 | Giftig beim Verschlucken | H 301 |
| | R 26 | Sehr giftig beim Einatmen | H 330 |
| | R 27 | Sehr giftig bei Berührung mit der Haut | H 310 |
| | R 28 | Sehr giftig beim Verschlucken | H 300 |
| Besondere Gefahren beim Zusammenwirken von Chemikalien | R 29 | Entwickelt bei Berührung mit Wasser giftige Gase | |
| | R 30 | Kann bei Gebrauch leicht entzündlich werden | |
| | R 31 | Entwickelt bei Berührung mit Säure giftige Gase | |
| | R 32 | Entwickelt bei Berührung mit Säure sehr giftige Gase | |
| | R 33 | Gefahr kumulativer Wirkungen | |
| | R 44 | Explosionsgefahr bei Erhitzen unter Einschluss | |
| Reizende und ätzende Gefährdungen | R 34 | Verursacht Verätzungen | H 314 |
| | R 35 | Verursacht schwere Verätzungen | H 314 |
| | R 36 | Reizt die Augen | H 319 |
| | R 37 | Reizt die Atmungsorgane | H 335 |
| | R 38 | Reizt die Haut | H 315 |
| Irreversible Gefährdungen | R 39 | Ernste Gefahr irreversiblen Schadens | H 370 |
| | R 40 | Irreversibler Schaden möglich | H 351 |
| | R 41 | Gefahr ernster Augenschäden | H 318 |
| Sensibilisierung | R 42 | Sensibilisierung durch Einatmen möglich | H 334 |
| | R 43 | Sensibilisierung durch Hautkontakt möglich | H-317 |

| Gefährdungsart | R-Sätze | Hinweistext | H-Sätze |
|----------------------------|---------|---|---------|
| Chronische Gefährdungen | R 45 | Kann Krebs erzeugen | H 350 |
| | R 46 | Kann vererbare Schäden verursachen | H 370 |
| | R 47 | Kann Missbildungen verursachen | |
| | R 48 | Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition | |
| | R 49 | | H 340 |
| Gefährdung von Ökosystemen | R 50 | Sehr giftig für Wasserorganismen | H 400 |
| | R 51 | Giftig für Wasserorganismen | |
| | R 52 | Schädlich für Wasserorganismen | |
| | R 53 | Kann in Gewässern längerfristig eine schädliche Wirkung haben | H 410 |
| | R 59 | Ozonschichtschädigung | |
| Diverse | R 60 | Kann die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen | H 372 |
| | R 61 | Kann das Kind im Mutterleib schädigen | H 372 |
| | R 63 | Kann möglicherweise die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen | H 373 |
| | R 64 | Kann Säuglinge über die Muttermilch schädigen | H 373 |
| | R 65 | Kann beim Verschlucken Lungenschäden verursachen | |
| | R 66 | Wiederholter Kontakt kann zu rissiger und spröder Haut führen | |
| | R 67 | Dämpfe können Schläfrigkeit und Benommenheit verursachen | |
| | R 68 | Irreversibler Schaden möglich | |

B Innenraumluft

B.1 Deutsche Richtwerte für Innenraumluft

Tabelle der „Ad-hoc-Arbeitsgruppe“ aus Mitgliedern der Innenraumlufthygiene-Kommission (IRK) beim Umweltbundesamt sowie der Arbeitsgemeinschaft der Obersten Landesgesundheitsbehörden (AOLG).⁹³

Tabelle 31: Richtwerte der ad-hoc-Arbeitsgruppe des Umweltbundesamts, Berlin

| Verbindung | Richtwert II ¹⁾ (mg/m ³) | Richtwert I ¹⁾ (mg/m ³) | Jahr der Festlegung |
|---|--|---|------------------------|
| 2-Ethylhexanol | 1(v) | 0,1(v) | 2013 |
| Ethylenglykolmonomethylether (EGME, CAS-Nr. 109-86-4) | 0,2 [= 0,05 ppm] | 0,02 | 2013 |
| Diethylenglykolmethylether (DEGME, CAS-Nr. 111-77-3) | 6 (v) [= 1 ppm] | 2 (v) | 2013 |
| Diethylenglykoldimethylether (DEGDME, CAS-Nr. 111-96-6) | 0,3 [= 0,06 ppm] | 0,03 | 2013 |
| Ethylenglykolmonoethylether (EGEE, CAS-Nr. 110-80-5) | 1 [= 0,4 ppm] | 0,1 | 2013 |
| Ethylenglykolmonoethylether-acetat (EGEE- A, CAS-Nr. 111-15-9) | 2 [= 0,4 ppm] | 0,2 | 2013 |
| Diethylenglykolmonoethylether (DEGEE, CAS-Nr. 111-90-0) | 2 (v) [= 0,4 ppm] | 0,7 (v) | 2013 |
| Ethylenglykolbutylether (EGBE, CAS-Nr. 111-76-2) | 1 [= 0,3 ppm] | 0,1 | 2013 |

⁹³ Online-Quelle (abgerufen am 2.12.2013):
<http://www.umweltbundesamt.de/themen/gesundheit/kommissionen-arbeitsgruppen/ad-hoc-arbeitsgruppe-innenraumrichtwerte/empfehlungen-richtwerte-der-ad-hoc-arbeitsgruppe>

| Verbindung | Richtwert II ¹⁾ (mg/m ³) | Richtwert I ¹⁾ (mg/m ³) | Jahr der Festlegung |
|---|--|---|------------------------|
| Ethylenglykolbutyletheracetat (EGBEA, CAS-Nr. 112-07-2) | 2 (v) [= 0,3 ppm] | 0,2 (v) | 2013 |
| Diethylenglykolbutylether (DEGBE, CAS-Nr. 112-34-5) | 1 (v) [= 0,2 ppm] | 0,4 (v) | 2013 |
| Ethylenglykolhexylether (EGHE, CAS-Nr. 112-25-4) | 1 | 0,1 | 2013 |
| 2-Propylenglykol-1-methylether (2PG1ME, CAS-Nr. 107-98-2) | 10 | 1 | 2013 |
| Dipropylenglykol-1-methylether (D2PGME, CAS-Nr. 34590-94-8; 13429-07-7; 20324-32- 7; 13588-28-8; 55956-21-3) | 7 (v) [=1 ppm] | 2 (v) | 2013 |
| 2-Propylenglykol-1-ethylether (2PG1EE, CAS-Nr. 1569-02-4) | 3 [=0,5 ppm] | 0,3 | 2013 |
| 2-Propylenglykol-1-tertbutylether (2PG1tBE, CAS- Nr. 57018-52-7) | 3 [=0,5 ppm] | 0,3 | 2013 |
| Default-Wert: Glykolether mit unzureichender Datenlage | 0,05 ml/m ³ [=0,05 ppm] | 0,005 ml/m ³ [=0,005 ppm] | 2013 |
| Methylisobutylketon | 1 | 0,1 | 2013 |
| Ethylbenzol | 2 | 0,2 | 2012 |
| Alkylbenzole, C ₉ -C ₁₅ | 1 | 0,1 | 2012 |
| Kresole | 0,05 | 0,005 | 2012 |
| Phenol | 0,2 | 0,02 | 2011 |
| 2-Furaldehyd | 0,1 | 0,01 | 2011 |
| Zyklische Dimethylsiloxane D ₃ -D ₆ (Summen- richtwert) | 4 | 0,4 | 2011 |
| Benzaldehyd | 0,2 | 0,02 | 2010 |
| Benzylalkohol | 4 | 0,4 | 2010 |
| Monozyklische Monoterpene (Leitsubstanz d-Limonen) | 10 | 1 | 2010 |
| Aldehyde, C ₄ bis C ₁₁ (gesättigt, azyklisch, aliphatisch) | 2 | 0,1 | 2009 |
| C ₉ -C ₁₄ -Alkane / Isoalkane (aromatenarm) | 2 | 0,2 | 2005 |
| Naphthalin | 0,03 | 0,01 | 2013 |
| Terpene, bicyclisch (Leitsubstanz α-Pinen) | 2 | 0,2 | 2003 |
| Tris(2-chlorethyl)phosphat (TCEP) | 0,05 | 0,005 | 2002 |
| Quecksilber (als metallischer Dampf) | 0,00035 | 0,000035 | 1999 |

| Verbindung | Richtwert II ¹⁾ (mg/m ³) | Richtwert I ¹⁾ (mg/m ³) | Jahr der Festlegung |
|---|--|---|-------------------------|
| Styrol | 0,3 | 0,030 | 1998 |
| Stickstoffdioxid (NO ²) | 0,35 (30 Min-Wert) | N/A | 1998 |
| | 0,06 (7 Tage-Wert) | N/A | N/A |
| Dichlormethan | 2 (24 h) | 0,2 | 1997 |
| Kohlenmonoxid | 60 (½ h) | 6 (½ h) | 1997 |
| | 15 (8 h) | 1,5 (8 h) | N/A |
| Pentachlorphenol (PCP) | 0,001 | 0,0001 | 1997 |
| Toluol | 3 | 0,3 | 1996 |
| Acetaldehyd | 1 | 0,1 | 2013 |
| ¹⁾ Üblicherweise handelt es sich um Langzeitwerte. Davon abweichende Mittelungszeiträume sind in Klammern angegeben, z. B. 24 Stunden (h). | | | Quelle: Umweltbundesamt |

B.2 Formeln zur Berechnung der Innenraumluftkonzentration

Das Schema in Abbildung 10 zeigt den Zusammenhang zwischen Emissionsrate, Luftwechsel und Konzentration auf. Wird die Emissionsrate pro Quadratmeter ausgewiesen, sprechen wir vom Emissionsfaktor EF in Menge pro Fläche. Die Belegungsdichte L gibt uns den Anteil an der gesamten Raumbooberfläche an, der vom emittierenden Baustoff belegt wird. Die Luftaustauschrate N wird in Austauschvolumen pro Stunde angegeben. Die Konzentration der Substanz in der Umgebungsluft (c_{Umg}) wird ebenfalls benötigt. Diese Hintergrundkonzentration kann für viele Substanzen gleich Null gesetzt werden.

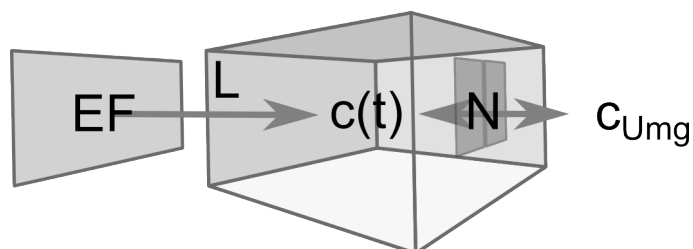


Abbildung 10: Luftflüsse und Substanz-Konzentration im Innenraum

Die Konzentration einer Substanz in der Raumluft berechnet sich aus den Emissionen wie folgt:

$$EF(t) * L = (c(t)_{Innen} - c(t)_{Umg}) * N(t)$$

$$c(t)_{Innen} = \frac{EF(t) * L}{N(t)} + c(t)_{Umg}$$

Formel 3: Konzentration in der Innenraumluft im Gleichgewicht

Für den Luftwechsel kann ein vereinfachter Durchschnittswert angenommen werden, der dann über die Zeit konstant bleibt. Für die meisten Fälle kann die Umgebungsluft-Konzentration = 0 gesetzt werden, womit sich Formel 3 vereinfacht:

$$c(t)_{Innen} = \frac{EF(t) * L}{N}$$

Formel 4: Konzentration in der Innenraumluft im Gleichgewicht, vereinfacht

Typische Verläufe für die Einstellung der Gleichgewichtskonzentration für verschiedene Luftwechsel gibt Abbildung 11 wieder.

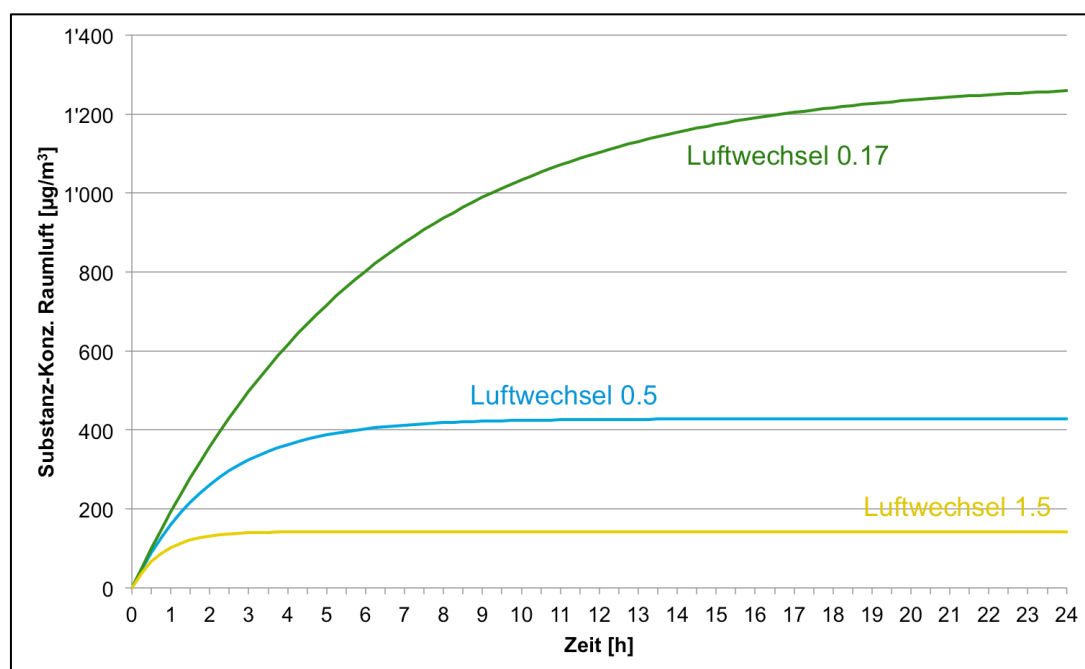


Abbildung 11: Einstellung der Gleichgewichtskonzentration für unterschiedliche Luftwechsel

Mit: Emissionsfaktor $EF = 856 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$, Belegungsdichte $L = 0.25$, Hintergrundkonzentration $c_{Umg} = 0 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Eine exponentielle Abnahme der Emissionen wird mathematisch mit Formel 5 beschrieben.

$$EF(t) = EF_0 * e^{-kt}$$

Formel 5: Exponentielle Emissionsabnahme

mit: $EF(t)$ = Emissionsfaktor zur Zeit t , EF_0 = Emissionsfaktor zur Zeit $t=0$, k = Emissionskonstante.

Falls die Emissionen exponentiell abnehmen, kann Formel 3 wie folgt umgeformt werden:

$$c(t)_{\text{Innen}} = \frac{EF(0) * L}{N(t)} * (1 - e^{-Nt}) + c(t)_{\text{Umg}}$$

Formel 6: Innenraumlufkonzentration über die Zeit für eine Substanz

Mit Umgebungsluft-Konzentration = 0 und konstantem Luftwechsel vereinfacht sich die Formel 6 zu:

$$c(t)_{\text{Innen}} = \frac{EF(0) * L}{N} * (1 - e^{-Nt})$$

Formel 7: Innenraumlufkonzentration über die Zeit für eine Substanz, vereinfacht**Tabelle 31: Verwendete Symbole für Parameter**

| Parameter | Beschreibung | Einheit (wie in diesem Bericht verwendet) |
|-----------------------|--|---|
| $c(t)_{\text{Innen}}$ | Innenraumlufkonzentration(zeitlich variabel / zur Zeit t) | $\mu\text{g}/\text{m}^3$ |
| $c(t)_{\text{Umg}}$ | Hintergrundkonzentration (zeitl. variabel / zur Zeit t) | $\mu\text{g}/\text{m}^3$ |
| $EF(0)$ | Emissionsfaktor zu Beginn der Emissionen | $\mu\text{g}/(\text{m}^2\text{h})$ |
| $EF(t)$ | Emissionsfaktor (zeitlich variabel / zur Zeit t) | $\mu\text{g}/(\text{m}^2\text{h})$ |
| L | Belegungsdichte | 1 |
| N | Luftwechsel, zeitlich konstant | 1/h |
| $N(t)$ | Luftwechsel (zeitlich variabel / zur Zeit t) | 1/h |

B.3 Zusammenhang zwischen Gehalt und Emission

Im Falle einer exponentiellen Abnahme der Emissionen aus einem Baustoff lassen sich die Emissionen für einen beliebigen Zeitraum als bestimmtes Integral gemäss Formel 8 berechnen.

$$E(\Delta t) = \int_{t_1}^{t_2} EF(0) * e^{-kt} = \frac{EF_0}{k} * (e^{-kt_1} - e^{-kt_2})$$

Formel 8: Gesamtemissionen für einen beliebigen Zeitraum im Falle einer exponentiellen Abnahme der Emissionen

mit $\Delta t = t_2 - t_1$, t_1 = Beginn der betrachteten Emissionen, t_2 = Ende der Emissionen

Um den Zusammenhang zwischen dem VOC-Gehalt und den Emissionen eines Baustoffs aus der Formel 5 abzuleiten, muss $E(\Delta t)$ für $t_1 = 0$ bis $t_2 \rightarrow \infty$ integriert werden. Das Resultat liefert dann einen einfachen Zusammenhang gemäss Formel 9 zwischen dem VOC-Gehalt und der Emissionen über die Zeit. Die Emissionskonstante k kann aus Prüfkammermessungen näherungsweise berechnet werden. Da die Formel nur für eine exakt exponentielle Abnahme der Emissionen gilt und k nur geschätzt werden kann, kann die Anfangsemissionsrate ebenfalls nur näherungsweise abgeschätzt werden.

$$FG_{VOC} = \frac{EF_0}{k}$$

Formel 9: Idealisierter Zusammenhang zwischen VOC-Gehalt und Emission

mit: FG_{VOC} = Flächengehalt an VOC im Baustoff pro Quadratmeter Oberfläche

Mithilfe der Schichtdicke und der Rohdichte des Baustoffs kann der Gehalt pro kg Baustoff berechnet werden:

$$G_{VOC} = \frac{EF_0}{k * d * \rho}$$

Formel 10: Idealisierter Zusammenhang zwischen VOC-Gehalt und Emission

mit G_{VOC} = Gehalt an VOC im Baustoff pro kg Baustoff (z.B. [$\mu\text{g}/\text{kg}$]), d = Schichtdicke, ρ = Rohdichte Baustoff

C Tabellenverzeichnis

| | |
|--|----|
| Tabelle 1: Untersuchte Systeme..... | 9 |
| Tabelle 2: Durchschnittsrezepturen Lacke..... | 13 |
| Tabelle 3: Bilanzierung Herstellung und Hintergrunddaten | 14 |
| Tabelle 4: Emissionen und Bewertungsgrundlagen..... | 15 |
| Tabelle 5: Resultate Relevanzabschätzung..... | 16 |
| Tabelle 6: Relevanz umweltrelevante Bestandteile nach Baustoffgruppen | 19 |
| Tabelle 7: Liste der Referenzsubstanzen | 22 |
| Tabelle 8: Mechanismen die zu Emissionen führen | 23 |
| Tabelle 9: Emissionen aus Baustoffen nach Referenzsubstanzen..... | 30 |
| Tabelle 10: Physikalische und chemische Kennzahlen der Referenzsubstanzen | 32 |
| Tabelle 11: Referenzsubstanzen und in Frage kommende bestehende Ökofaktoren..... | 34 |
| Tabelle 12: Herleitung der UBP 2013 nach Umweltwirkung und Emissionsweg | 35 |
| Tabelle 13: Wirkfaktoren TRGS 600 | 40 |
| Tabelle 14: Wirkfaktoren für Umweltgefahren..... | 40 |
| Tabelle 15: Wirkfaktoren Referenzsubstanzen | 41 |
| Tabelle 16: Konzentrationsgrenzwerte gemäss Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 | 42 |
| Tabelle 17: BTI ₀ für Referenzsubstanzen | 42 |
| Tabelle 18: USEtox Characterization factor pro kg..... | 44 |
| Tabelle 19: Aufenthaltszeiten in Innen- und Aussenräumen | 47 |
| Tabelle 20: VOC-Hintergrundkonzentrationen in der Aussenluft in der Schweiz 2009/2010 | 48 |
| Tabelle 21: Rangfolge der Stoffe mit hohen Werten in den Innenraumluftmessungen des büros für umweltchemie (insgesamt 103 Messungen)..... | 50 |
| Tabelle 22: Bauteilunabhängige Eigenschaften des Modellraums | 51 |
| Tabelle 23: Aufstellung der Bauteile des Modellraums..... | 52 |
| Tabelle 24: Vergleich Schadstoffkonzentrationen in einer Wohnung mit Lüftungsanlage und einer Wohnung mit nicht-automatischer Fensterlüftung..... | 53 |
| Tabelle 25: Verwendete Symbole für Parameter | 55 |
| Tabelle 26: UBP für Einzelsubstanzen Innenraumluft | 57 |
| Tabelle 27: Zusammensetzung von Testbenzin auf dem Nordeuropäischen Markt..... | 59 |
| Tabelle 28: UBP Sangajol nach Methode Charakterisierung TVOC..... | 59 |
| Tabelle 29: Emissionsfaktoren der Referenzsubstanzen..... | 62 |
| Tabelle 30: Zuordnung der R-Sätze zu den H-Sätzen | 69 |
| Tabelle 31: Richtwerte der ad-hoc-Arbeitsgruppe des Umweltbundesamts, Berlin..... | 71 |

Schaffhauserstrasse 21
CH-8006 Zürich
T 0041 43 300 50 40
F 0041 43 255 15 35
team@umweltchemie.ch
www.umweltchemie.ch

 büro für
umweltchemie

Ökobilanzierung der Nutzungs- phase von Baustoffen

Methodik zur Bewertung umweltrelevanter Baustoffbestandteile

Phase II

Anwendung der Methodik auf eine breite Palette von Baustoffen

Schlussbericht

Ueli Kasser, lic. phil. nat. (Chemiker)

Daniel Savi, dipl. Umweltnaturwissenschaftler ETH

Matthias Klingler, MSc Umweltingenieur ETH

Auftrag Phase II

Amt für Hochbauten der Stadt Zürich

Hochbauamt des Kantons Zürich

Auftrag Phase I

Bundesamt für Umwelt (BAFU)

Abteilung Ökonomie und Umweltbeobachtung, Fachbereich Ökobilanzen

Bern

Zürich, 8. Juli 2015

Zusammenfassung

| | |
|--|--|
| Phase I: Emissionen nicht vernachlässigbar und methodische Erweiterungen erforderlich | Dem vorliegenden Projekt ist eine Phase I vorangegangen. Es konnte anhand von Beispielen gezeigt werden, dass die Bewertung der Emissionen aus Baustoffen mit Hilfe der ökologischen Knappheit machbar ist. Weiterhin wurde aufgezeigt, dass die Emissionen während der Nutzungsphase im Vergleich zur Herstellung der Baustoffe nicht generell vernachlässigbar ist. Allerdings mussten neue Ökofaktoren wie derjenige zur Bewertung der Emissionen in den Innenraum neu hergeleitet und bestehende vor dem Hintergrund der Baustoff-Emissionen kritisch hinterfragt werden. |
| Umfangreiche Recherchen | Der Studie liegt eine umfangreiche Recherche in der Fachliteratur, sowie eine gezielte Suche von spezialisierten Instituten und Anfragen bei den wenigen Fachleuten, die sich mit dem Thema Emissionen aus Baustoffen beschäftigen, zu Grunde. Leider sind viele Daten, die im Rahmen von Aufträgen oder Zulassungsverfahren erhoben werden, nicht publiziert. |
| Auswahl anhand der KBOB-Liste | Massgebende Basis für die Auswahl der Baustoffe und deren mögliche Emissionen war die KBOB-Liste „Ökobilanzdaten im Baubereich“. Sie wurde einer Relevanzbeurteilung unterzogen. Alle als „nicht relevant“ beurteilten Baustoffe wurden von der weiteren Untersuchung ausgeschlossen. Es handelt sich dabei vor allem um mineralische und metallische Baustoffe, die keine Zusatzstoffe enthalten, um Baustoffe die im Aussenbereich keiner Exposition ausgesetzt sind oder die aufgrund der Untersuchungen in der Phase I des Projektes nur sehr geringe Emissionen aufweisen. |
| Literaturrecherche: Erkenntnisse bestätigt | Die Literaturrecherche hat die Erkenntnisse aus der Phase I des Projektes bestätigt. Zu Bioziden, Korrosionsprodukten, Betonzusatzmitteln (BZM), Brandschutzadditiven oder Treibmittel sind Untersuchungen zu den Emissionen verfügbar. VOC- und Formaldehyd-Emissionen in den Innenraum sind zwar gut untersucht, jedoch nur wenige Ergebnisse in ausreichender Qualität publiziert. Nur für einen Holzwerkstoff (OSB-Platten), Teppiche und wasserverdünnbare Anstriche sind umfangreiche Messdaten verfügbar. Nur wenige Daten gibt es für die weiteren Baustoffe im Innenraum, zum Verhalten von Zusatzstoffen in Mörtel und Putzen, Gipswerkstoffen oder Kunststoffen, abgesehen von den Dämmstoffen. |
| Absicherung durch Experten-umfrage | Eine Umfrage bei verschiedenen Experten ergab einerseits einige Hinweise auf neuere Studien und andererseits die Bestätigung, dass mit der vorliegenden Studie das heutige Wissen in der Fachliteratur mehr oder weniger abgedeckt ist. Auch über die Zulässigkeit der hier angewendeten Methode wurde mit den Experten diskutiert. Es hat sich gezeigt, dass die Extrapolation von Ergebnissen aus zeitlich begrenzten Untersuchungen auf die ganze Nutzungsdauer schwierig ist. |

Verschiedene Extrapolationsmodelle erforderlich

Um die Emissionen aus einer zeitlich begrenzten Messung im Labor auf die gesamte Nutzungsdauer zu extrapolieren, sind verschiedene Modelle erforderlich. Sie richten sich nach den Erkenntnissen aus den zeitlich begrenzten Tests. Es handelt sich dabei immer um konservative Annahmen. Im „Worst Case“ kann die gesamte Menge einer Substanz ausgewaschen werden, die ursprünglich in einem Bauteil vorhanden war. Im Idealfall wird während der gesamten Nutzungsphase nichts ausgewaschen. Die in der Fachliteratur beschriebenen Untersuchungen und Auslaugetests geben lediglich Hinweise auf das Ausmass der Auswaschung.

Unterschiedliche Zuverlässigkeit

Die Ergebnisse aus diesen Analysen und Extrapolationen sind in der nachfolgenden Tabelle zusammengefasst. Die Zuverlässigkeit der Zahlen ist je nach Datenlage unterschiedlich. Deshalb wurden die Einflussfaktoren auf die Emissionsbewertungen qualitativ bewertet.

Emissionen pro Nutzungsdauer:
Biozide, Kunststoffadditive und Korrosionsprodukte im Grammbereich
BZM und typische Additive im Milligrammbereich

| Bauteil und Emittent | E-Faktor* | Annahmen und Bemerkungen |
|--|-------------------------|--|
| BZM aus 20 cm bewittertem Beton | ≤ 0.05 g/kg | 5 % der Wirkstoffmenge, toxikologisch unauffällig |
| Additive aus Aussenputzen | ≤ 0.05 g/kg | 50 % des Gehaltes, Toxikologisch unauffällig |
| Biozide aus Aussenputzen | ≤ 0.50 g/kg | 50 % des Gehaltes |
| Herbizide aus Polymerbitumen-Abdichtungsbahnen | ≤ 0.10 g/m ² | aus Bewitterungsversuch anhand Niederschlagsmenge extrapoliert |
| Additive aus Kunststoffabdichtungsbahnen | ≤ 1.50 g/m ² | Ökotoxikologisch auffällig, v.a. Bisphenol A und Zink |
| Biozide aus Aussenwandfarben | ≤ 2.00 g/m ² | 50 % des Gehaltes |
| Biozide aus bewitterten Holzbauteilen | ≤ 0.20 g/m ² | 5 % des Gehaltes von Imprägnierungen |
| Additive aus Kunststoff-Dämmstoffen | ≤ 20 g/kg | 30 – 100 % des Treibgasgehaltes, VOC, z.T. auch treibhauswirksame Gase |
| Kupfer und Zink aus Metallbauteilen | 10 – 25 g/kg | Aus Bewitterungsversuchen, über 40 Jahre extrapoliert |

* über die entsprechende gesamte Nutzungsdauer des Bauteils

Extrapolationen im Innenraumlufbereich

Ähnlich wie im Aussenbereich muss aufgrund von Baustoffemissionen in der Prüfkammer, die normalerweise während den ersten 28 Tagen gemessen werden, auf das Emissionsverhalten über die ganz Nutzungsdauer von mindestens 10 Jahren extrapoliert werden.

Hohe TVOC Emissionen für Chemikalien
Bodenbeläge sehr unterschiedlich
Geringe Emissionen für Anstriche
Formaldehyd bei Holzwerkstoffen auffällig

| Bauteil | E-Faktor* g/m ² | | Annahmen und Bemerkungen |
|-------------------------------|----------------------------|-------------|---|
| | TVOC | Formaldehyd | |
| Gipsbauplatten | ≤ 0.01 | ≤ 0.03 | Wenige Einzelsubstanzen |
| Kunstharzputz | ≤ 3.00 | ≤ 0.02 | Extrapolation Einzelsubstanzen führt zu höheren Emissionen (≤ 9 g/m ²) als Extrapolation TVOC |
| Zement-UB | ≤ 0.10 | – | Für Anhydrit-UB keine Messdaten vorhanden |
| Massivholz | ≤ 0.2 – 1.6 | ≤ 0.30 | TVOC-Wert sehr schmale Datenbasis |
| MDF-Platte | – | ≤ 8.00 | Wenig Daten verfügbar |
| OSB Platte | ≤ 0.25 | ≤ 0.05 | Viele Aldehyde und Essigsäure |
| Spanplatte UF | ≤ 1.00 | ≤ 10.00 | Bindemittel-Typ teilweise nicht identifiziert |
| Spanplatte PF | – | ≤ 0.60 | Durchschnitt 0.20 g/m ² |
| Sperrholz | – | ≤ 5.00 | Herleitung aus Formaldehyd-Grenzwerten |
| 2-K Klebstoffe | ≤ 15.00 | – | Herleitung aus Emissionsklassen |
| Silicon-Fugendichtmasse | ≤ 15.00 | – | |
| Mineralwolle | – | ≤ 1.0 | Ableitung aus Formaldehyd-Grenzwert |
| XPS | ≤ 35.00 | – | Aceton, als Treibmittel verwendet, produkteabhängig (ist ein VVOC) |
| 2K-Kunstharz-Fliessbodenbelag | ≤ 10.00 | – | Wenige Messdaten |
| Diverse Bodenbeläge | ≤ 0.20 | ≤ 0.05 | Kautschuk, Polyolefin, Kork, Teppiche, Einzelsubstanzen z.T. höher, Laminat, Linoleum |
| Parkett | ≤ 1.00 | ≤ 0.20 | Behandlung nicht definiert |
| PVC homogen | ≤ 5.00 | ≤ 0.30 | |
| Anstriche | ≤ 0.20 | ≤ 0.01 | Kaum Daten für Anstriche auf Lösemittelbasis |

* über die entsprechende gesamte Nutzungsdauer des Bauteils

Insgesamt viele Unsicherheiten aufgrund der Datenbasis und Extrapolationen

Die Abschätzung der Emissionsfaktoren über die Nutzungsdauer ist insgesamt mit vielen Unsicherheiten verbunden. Zum einen ist bei vielen Baustoffen die Datenbasis zu schmal, als dass sich eine Produkteabhängigkeit oder Repräsentativität für eine Produktgruppe abschätzen liesse. Zum andern sind die Extrapolationsmodelle von der Versuchsdauer auf die Nutzungsdauer zu wenig differenziert. Wäre die Datenlage breiter, müssten die Extrapolationsmodelle mehr nach chemisch-physikalischen Eigenschaften der emittierten Substanzen differenziert werden. Dennoch genügen die Daten für eine Relevanzabschätzung und Sensitivitätsanalyse.

Schliesslich werden in 2 Kapiteln die Emissionen während der Nutzungsphase anhand der UB bewertet und der Herstellungsphase gegenüber gestellt. Dazu gibt es verschiedene Vorbehalte.

Keine Relevanz von Beton- und Mörtelzusatzstoffen
Hohe Relevanz von Bioziden, Kunststoffadditiven und Korrosionsprodukten

| Bauteil | Umweltbelastung UBP | | Annahmen und Bemerkungen |
|---|----------------------------|-------------------------|---|
| | Herstellung | Nutzung | |
| 20 cm bewittertem Beton | 40 – 90 /kg | ≤ 1 /kg | BZM und Additive als TOC in Gewässer bewertet |
| Aussenputze ohne Biozide | ca. 200 /kg | < 1 /kg | |
| Aussenputz mit Bioziden | ca. 200 /kg | ca. 2'100 /kg | Aus der landwirtschaftlichen Analogie übertragen |
| Polymerbitumen-Abdichtungsbahnen wurzelfest | 1300 /kg | ca. 3 /kg | |
| Kunststoffabdichtungsbahnen | 200 – 300 /kg | 300 – 27'000 /kg | Unsichere Daten und Bewertung der Additive |
| Aussenwandfarben Biozid ausgerüstet | 750 – 1500 /m ² | 560 /m ² | Aus der landwirtschaftlichen Analogie abgeleitet |
| Bewitterte Holzbauteile mit Holzschutz | ca. 3'500 /m ² | ca. 250 /m ² | |
| Kunststoff-Dämmstoffe | 3'460 – 8'870 /kg | 50 – 12'500 /kg | Stark produkteabhängig aufgrund der verschiedenen verwendeten Treibgase |
| Metallbauteile bewittert | 16'000 – 50'000 /kg | 125'000 – 150'000 /kg | Kupfer und Zink als Korrosionsprodukte |

Die Belastungen des Innenraums durch VOC und Formaldehyd ist in der nachfolgenden Tabelle anhand der wichtigsten Beispiele dargestellt. Dabei wurden die in der Phase I des Projektes entwickelten Ökofaktoren angewendet:

Selbst bei Bau-chemikalien ist die Innenraumbelastung in der Regel wenig bedeutend

| Baustoff | Umweltbelastung UBP | | Annahmen und Bemerkungen |
|---------------------------------|---------------------|--------------|---------------------------------------|
| | Herstellung | Nutzung | |
| Klebstoffe und Fugendichtmassen | 2'950 – 5'970 /kg | 30 – 700 /kg | Einzelwerte, nicht repräsentativ |
| Anstrichstoffe | 756 – 1'450 /kg | 3 – 9 /kg | Schmale Datenbasis |
| XPS - Dämmstoffe | 8'870 /kg | 11 – 118 /kg | Spezielle Treibgase |
| Holzwerkstoffe | 469 – 1'210 /kg | 10 – 295 /kg | v.a. durch Formaldehyd-emissionen |
| Bodenbeläge | 5'100 – 25'500 /kg | 4 – 155 /kg | Breites Spektrum verschiedener Beläge |

Innenraumemissionen der Baustoffe haben im Kontext aller Umweltprobleme geringe Bedeutung

Die gesundheitlichen Probleme durch Emissionen aus Baustoffen in den Innenraum lassen sich im Rahmen der Knappheitsmethode mit anderen Belastungsarten vergleichen. Man multipliziert die entsprechenden aktuellen Flüsse (normiert) mit den entsprechenden Ökofaktoren. Dieser Vergleich ergibt für den Innenraum eine Bedeutung von 0.001% verglichen etwa mit 6 % für den Lärm oder 16 % Treibhauswirksamkeit. Die Vergleichbarkeit so unterschiedlich definierter und gearteter Knappheiten ist allerdings fraglich.

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|----------|---|-----------|
| 1 | AUSGANGSLAGE UND ZIELSETZUNG | 11 |
| 1.1 | Projekttablauf | 11 |
| 1.2 | Erkenntnisse aus der Phase I | 11 |
| 1.2.1 | Relevanz von Emissionen aus Baustoffen | 11 |
| 1.2.2 | Herleitung fehlender UBP | 11 |
| 1.3 | Zielsetzung | 12 |
| 2 | VORGEHEN | 13 |
| 2.1 | Recherche und Auswahl der Hilfs- und Zusatzstoffe | 13 |
| 2.2 | Ermittlung der Emissionsfaktoren | 13 |
| 2.3 | Bilanzierung der Nutzungsphase | 13 |
| 2.4 | Relevanz- und Sensitivitätsanalyse | 14 |
| 3 | AUSWAHL DER HILFS- UND ZUSATZSTOFFE | 15 |
| 3.1 | Relevanzbeurteilung | 15 |
| 3.2 | Literaturrecherchen | 16 |
| 3.2.1 | Betonzusatzmittel | 16 |
| 3.2.2 | Zusatzstoffe in Mörtel und Putzen | 20 |
| 3.2.3 | Zusatzstoffe in Abdichtungs-Dachbahnen | 22 |
| 3.2.4 | Biozide in Fassadenfarben | 23 |
| 3.2.5 | Biozide in Holzbauteilen | 26 |
| 3.2.6 | Additive in Kunststoffen | 28 |
| 3.2.7 | Korrosionsprodukte von Metallblechen | 31 |
| 3.2.8 | Formaldehyd in Holzwerkstoffen | 31 |
| 3.2.9 | Verschiedene | 32 |
| 3.3 | Expertenumfrage | 33 |
| 3.3.1 | Aussenraum | 33 |
| 3.3.2 | Innenraum | 34 |
| 4 | ERMITTLUNG DER EMISSIONSFAKTOREN | 35 |
| 4.1 | Emissionen in den Aussenraum | 35 |
| 4.1.1 | Betonzusatzmittel aus bewittertem Beton | 35 |
| 4.1.2 | Zusatzstoffe in Putzen | 37 |
| 4.1.3 | Zusatzstoffe aus Abdichtungsbahnen | 38 |
| 4.1.4 | Biozide aus Fassadenfarben | 41 |
| 4.1.5 | Biozide aus Holzbauteilen | 41 |
| 4.1.6 | Additive aus Kunststoffen | 43 |
| 4.1.7 | Korrosionsprodukte aus Metallblechen | 44 |
| 4.2 | Emissionen in den Innenraum | 45 |
| 4.2.1 | Emissionsmodelle | 45 |
| 4.2.2 | Emissionsfaktoren | 46 |
| 5 | UMWELTBELASTUNG DER NUTZUNGSPHASE IN UBP | 65 |
| 5.1 | Umweltbelastung durch Emissionen im Aussenbereich | 65 |

| | | |
|------------|---|-----------|
| 5.1.1 | Witterungsexponierter Beton | 65 |
| 5.1.2 | Aussenputze | 65 |
| 5.1.3 | Abdichtungs-Dachbahnen | 66 |
| 5.1.4 | Fassadenfarben | 68 |
| 5.1.5 | Holzschutzmittel | 68 |
| 5.1.6 | Kunststoff-Dämmplatten | 69 |
| 5.1.7 | Kupfer- und Zinkbleche | 70 |
| 5.2 | Umweltbelastung Innenraum..... | 71 |
| 5.2.1 | Herleitung und Zuordnung der Ökofaktoren | 71 |
| 5.2.2 | Bewertung der Emissionen mit Ökofaktoren | 71 |
| 6 | RELEVANZ- UND SENSITIVITÄTSANALYSE | 77 |
| 6.1 | Umweltbelastung der Baustoffe im gesamten Kontext | 77 |
| 6.2 | Baustoffe im Aussenraum | 78 |
| 6.2.1 | Beton | 78 |
| 6.2.2 | Mörtel und Putze | 79 |
| 6.2.3 | Abdichtungs-Dachbahnen | 79 |
| 6.2.4 | Fassadenfarben | 80 |
| 6.2.5 | Kunststoff-Dämmplatten | 80 |
| 6.2.6 | Kupfer- und Zinkbleche | 81 |
| 6.3 | Baustoffe im Innenraum..... | 81 |
| 6.3.1 | Bauchemikalien | 81 |
| 6.3.2 | Holzwerkstoffe | 82 |
| 6.3.3 | Bodenbeläge | 83 |
| 7 | LITERATURVERZEICHNIS | 84 |
| A | RELEVANZBEURTEILUNG DER BAUSTOFFE IN DER KBOB-LISTE..... | 89 |
| B | ÖKOFAKTOREN INNENRAUM | 95 |
| C | EMISSIONEN INNENRAUM | 98 |
| C.1 | Emissionsannahmen | 98 |
| C.1.1 | Exponentielle Abnahme | 98 |
| C.1.2 | Lineare Abnahme | 98 |
| C.2 | Berechnungen für Baustoffe | 99 |
| C.2.1 | Gipsfaser-, Gipskarton-, Vollgipsplatte | 99 |
| C.2.2 | Kunststoffputz | 99 |
| C.2.3 | Unterlagsboden Zement | 100 |
| C.2.4 | Massivholz | 100 |
| C.2.5 | MDF-Platten | 102 |
| C.2.6 | OSB-Platten | 102 |
| C.2.7 | Spanplatten | 102 |
| C.2.8 | Sperrholz/Multiplex | 104 |
| C.2.9 | 2-Komponenten Klebstoff | 104 |
| C.2.10 | Silicon-Fugenmasse | 105 |
| C.2.11 | Formaldehyd aus Mineralwolle | 106 |

| | | |
|------------|--|------------|
| C.2.12 | Polystyrol extrudiert (XPS)..... | 107 |
| C.2.13 | 2K-Fliessbeläge Industrie / Wohnen | 107 |
| C.2.14 | Kautschuk | 108 |
| C.2.15 | Korkfertigparkett..... | 108 |
| C.2.16 | Kork-Parkett geölt/versiegelt..... | 109 |
| C.2.17 | Laminat | 109 |
| C.2.18 | Linoleum..... | 110 |
| C.2.19 | Parkett..... | 111 |
| C.2.20 | PVC-Boden | 111 |
| C.2.21 | Synthetische thermoplastische Beläge | 112 |
| C.2.22 | Teppiche | 112 |
| C.2.23 | Anstrich wasserverdünnsbar..... | 113 |
| C.2.24 | Anstrich, lösemittelverdünnsbar..... | 113 |
| C.3 | Umrechnung ppm in mg/m³ | 115 |
| C.4 | Umrechnung Prüfkammerluft in Emissionsfaktor..... | 115 |

Abkürzungen und Begriffe

| | |
|------------|--|
| ABS | Acrylnitril-Butadien-Styrol |
| Ames-Test | Bakterien-Test zur Identifikation von mutagenen Substanzen |
| AOX | Adsorbierbare Organisch gebundene Halogene, Qualitätsmass für die Bewertung der (Ab-)Wasserqualität. |
| AWEL | Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich |
| BAFU | Bundesamt für Umwelt |
| BAM | Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung |
| BCF | Bioconcentration factor, Biokonzentrationsfaktor |
| BHT | Butylhydroxytoluol |
| BIT | Benzisothiazolinon |
| BCF | Biokonzentrations-Faktor |
| BZM | Betonzusatzmittel |
| CARB | California Air Resources Board |
| CAS | Chemical Abstract Service – Identifikationssystem für chemische Substanzen und Gemische |
| CEM | Zement |
| CLP | Classification, Labelling and Packaging, Verordnung der EU über die Einstufung, Etikettierung und Verpackung chemischer Produkte |
| CMIT | Chlormethylisothiazolinon |
| DCOIT | Dichlorooctylisothiazolinon |
| DIN | Deutsches Institut für Normung |
| DNPH | 2,4-Dinitrophenylhydrazin, Nachweisreagenz für Aldehyde |
| ECB | Ethylen-Copolymerisat-Bitumen |
| Empa | Forschungsinstitution im ETH-Bereich |
| EN | Europäische Norm |
| EO/PO | Ethylenoxid und Propylenoxid |
| EPDM | Ethylen-Propylen-Dien-Kautschuk |
| EPS | Expandiertes Polystyrol |
| ETH | Eidgenössische Technische Hochschule |
| FLEC-Zelle | Messkammer aus Edelstahl, die direkt auf glatten Oberflächen aufgebracht werden kann. |
| FPO | Flexible Polyolefine |
| FPX | Fachvereinigung Polystyrol-Extruderschäumstoff |

| | |
|-----------|---|
| GHS | Global Harmonized System – Neues Klassierungssystem Gefahrstoffe |
| GISCODE | Freiwilliges Klassifizierungssystem zur Unterscheidung von Produktgruppen mit bestimmten gemeinsamen Gefahrenmerkmalen der deutschen Bau-Berufsgenossenschaft (GISBAU) |
| HBCD | Hexabromcyclododecan |
| HF-1234ze | Treibgas mit reduziertem Treibhausgaspotential, chemischer Name 1,3,3,3-Tetrafluorpropene |
| HFKW | Halogenierte Fluorkohlenwasserstoffe |
| IPBC | 3-Iod-2-propinylbutylcarbamate, Iodocarb |
| IVH | Industrieverband Hartschaum |
| IVPU | Industrieverband Polyurethan-Hartschaum |
| KBOB | Koordinationskonferenz der Bau- und Liegenschaftsorgane der öffentlichen Bauherren |
| MAK | Maximale Arbeitsplatz-Konzentration |
| MCPP | Mecoprop |
| MDF | Mitteldichte Faserplatte |
| MF | Melamin-Formaldehyd-Harz |
| MIT | Methylisothiazolinon |
| MUF | Melamin-Harnstoff-Formaldehyd-Harz |
| OIT | Octylisothiazolinon |
| OSB | Oriented Strand Board, Grobspanplatte |
| PAK | Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe |
| PCP | Pentachlorphenol |
| PE | Polyethylen |
| PEC | Predicted effect concentration |
| PF | Phenol-Formaldehyd-Harz |
| PMMA | Polymethylmethacrylat, Plexiglas, Acrylglas |
| PNEC | Predicted no effect concentration |
| POP | Persistent Organic Pollutant |
| PP | Polypropylen |
| PUR/PIR | Polyurethan (PUR), Polyisocyanurat (PIR), die Trennung wird je nach Hersteller verschieden gehandhabt. Die meisten heute eingesetzten Dämmstoffe enthalten sowohl PUR- wie auch PIR-Gruppen im Polymer. |
| PVC | Polyvinylchlorid |
| sia | Schweizerischer Ingenieur – und Architektenverein |

| | |
|------------------------------|--|
| SN | Schweizer Norm |
| SVOC | Semi Volatile Organic Compounds, schwerflüchtige organische Verbindungen mit einem Siedepunkt im Bereich von (240 °C bis 260 °C) bis (380 °C bis 400 °C), definiert in DIN ISO 16000-6:2012-11 |
| TCPP | Tris(2-chlorisopropyl)phosphat |
| TEP | Triethylphosphat |
| TOC | Total organic compounds |
| TPO | Thermoplastische Elastomere auf Olefinbasis |
| TVOC | Total Volatile Organic Compounds, Summe flüchtiger organischer Verbindungen mit 6-16 Kohlenstoffatomen, definiert in DIN ISO 16000-6:2012-11 |
| TXIB | 2,2,4-Trimethyl-1,3-pentandioldiisobutyrat |
| UB | Unterlagsboden |
| UBA | Umweltbundesamt, Deutschland |
| UBP | Umweltbelastungspunkte nach der Methode der ökologischen Knappheit. |
| UF | Harnstoff-Formaldehyd-Harz |
| Umweltrelevante Bestandteile | Chemische Substanzen oder Substanzgemische die als Bestandteile von Baustoffen mit gewissen H-sätzen gemäss Gefahrstoffverordnung zu kennzeichnen sind (definiert in SIA 493) |
| UV-Strahlung | Ultraviolette Strahlung |
| VOC | Volatile Organic Compounds, flüchtige organische Verbindungen mit einem Siedepunkt im Bereich von (50 °C bis 100 °C) bis (240 °C bis 260 °C), definiert in DIN ISO 16000-6:2012-11 (s. auch TVOC). |
| VSLF | Verband der Schweizerischen Lack- und Farbenindustrie |
| VVOC | Very Volatile Organic Compounds, sehr flüchtige organische Verbindungen mit einem Siedepunkt im Bereich von < 0 °C bis (50 °C bis 100 °C), definiert in DIN ISO 16000-6:2012-11. |
| WGK | Wassergefährdungsklasse: in diesem Bericht wird die Klassierung nach der deutschen Verwaltungsvorschrift wassergefährdende Stoffe (VwVwS) verwendet. Die Schweizer Wassergefährdungsklasse A entspricht in etwa der deutschen Wassergefährdungsklassen 2 und 3, die Schweizer Wassergefährdungsklasse B in etwa der deutschen Wassergefährdungsklasse 1 (Baudirektion Kt. ZH, n.d.). |
| XPS | Extrudiertes Polystyrol |

1 Ausgangslage und Zielsetzung

1.1 Projektablauf

Der vorliegende Schlussbericht dokumentiert die Weiterführung des Projekts „Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen“ dessen erste Phase vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) finanziert wurde. Nachdem die **Phase I** zur Entwicklung und Prüfung der Methodik erfolgreich abgeschlossen wurde (Kasser et al., 2014), sollte in **Phase II** die Methode so angewendet werden, dass die Nutzungsphase einer breite Palette von Baustoffen bilanziert und bewertet werden kann.

1.2 Erkenntnisse aus der Phase I

1.2.1 Relevanz von Emissionen aus Baustoffen

In der ersten Projektphase wurde eine Relevanzanalyse für Emissionen aus Baustoffen während der Nutzungsphase vorgenommen. Diese hat gezeigt, dass die Nutzungsphase in der Ökobilanz zahlreicher Baustoffe mit umweltrelevanten Bestandteilen im Vergleich zu deren Herstellung nicht vernachlässigt werden kann.

1.2.2 Herleitung fehlender UBP

In der ersten Phase der Studie wurden neue Ökofaktoren nach der Methode der ökologischen Knappheit hergeleitet, falls sie im Baubereich relevante Substanzen betreffen und in der Version 2013 der Methode der ökologischen Knappheit noch nicht vorhanden waren. Es handelt sich hierbei um die Ökofaktoren für: Terbutryn, C₆F₁₂, HFO-1234ze, TCPP und VOCs und VVOCs im Innenraum. Die Werte der hergeleiteten Faktoren sind aus Tabelle 1 ersichtlich.

Tabelle 1: : In der Phase I erarbeitete neue Ökofaktoren

| Substanz | Verwendung | Ökofaktor 2013 [UBP/g] | Umweltwirkung / Emissionsweg |
|---------------------------------------|--|------------------------|------------------------------|
| Terbutryn | Algizid in Putzen und Farben | 1'036 | Pflanzenschutzmittel / Boden |
| HFO-1234ze | Wärmedämmendes Treibgas XPS | 2.8 | Treibhausgas / Luft |
| TCPP (Tris(2-chlorisopropyl)phosphat) | Flammschutz PUR/PIR | 55 | AOX / Oberflächengewässer |
| VOC und VVOC Einzelsubstanzen | Emissionen aus Bauteilen für den Innenraum | 1 – 86'552 | Innenraumluft |
| VOC nicht näher bestimmt | Emissionen aus Bauteilen für den Innenraum | 10 | Innenraumluft |

1.3 Zielsetzung

Nach Abschluss der zweiten Projektphase sollte es möglich sein, die Nutzungsphase eines grossen Teils der Baustoffe in der KBOB-Liste zu bilanzieren. In Anbetracht der grossen Vielfalt von Additiven und Hilfsstoffen in gewissen Baustoffgruppen, namentlich bei Putzen, Anstrichsystemen, Fugendichtungen u. a. Bauchemikalien war es notwendig, sich auf repräsentative Bestandteile in den wichtigsten Baustoffen zu beschränken.

2 Vorgehen

2.1 Recherche und Auswahl der Hilfs- und Zusatzstoffe

Zur Bestimmung der umweltrelevanten Bestandteile in Baustoffen wurde die in Phase I des Projekts vorgenommene Literaturrecherche auf die allgemeine Verwendung von Additiven in Baustoffen ausgeweitet. Bei der Auswahl der umweltrelevanten Bestandteile sollte auch die Abbaubarkeit eines Additivs in der Umwelt berücksichtigt werden. Nebst der eigenen Erfahrung sollte eine Expertenumfrage bei verschiedenen Forschungsinstituten sicherstellen, dass die Erfahrungen verschiedener Fachleute berücksichtigt wurden.

2.2 Ermittlung der Emissionsfaktoren

Die Untersuchungen in Phase I hatten gezeigt, dass gewisse Emissionen von Zusatzstoffen während der Nutzungsphase nur näherungsweise abgeschätzt werden können. Die meisten bekannten Labor- und Feldversuche zu Emissionen aus Baustoffen sind auf ein paar Tage oder Monate begrenzt. Je nach Emissionsweg sind unterschiedliche physikalische Eigenschaften der Hilfs- und Zusatzstoffe von Bedeutung. So ist zum Beispiel für gasförmige Additive der Diffusionswiderstand des umgebenden Baustoffes entscheidend. Für feste Additive spielt im Aussenbereich die Auswaschung die wichtigste Rolle. Somit ist die Wasserlöslichkeit des Additivs und die Witterungsexposition des Baustoffs wesentlich. Bei der Ermittlung der Emissionsfaktoren sollte berücksichtigt werden, dass je nach Einbausituation respektive dem Anwendungsbereich die Emissionen unterschiedlich sein können.

2.3 Bilanzierung der Nutzungsphase

Für alle untersuchten umweltrelevanten Bestandteile musste überprüft werden, wie sie mit den bereits bestehenden Ökofaktoren bewertet werden können. Dabei musste auch kontrolliert werden, ob der Emissionspfad eines Additivs aus einem Baustoff mit dem Emissionspfad des bestehenden Ökofaktors übereinstimmt. Emissionen in den Innenraum sollten mit den neuen Faktoren für Innenraumlufschadstoffe aus Phase I bewertet werden. Sobald die Ökofaktoren und die Emissionen der untersuchten Additive aus Baustoffen feststehen, kann die Nutzungsphase verschiedener Baustoffe in der KBOB-Liste bilanziert werden. Für einige Baustoffe hängen die

Emissionen vom Anwendungsbereich ab, was eine entsprechende Differenzierung erfordern wird.

2.4 Relevanz- und Sensitivitätsanalyse

Für jeden untersuchten Baustoff aus der KBOB-Liste sollte die Umweltbelastung der verschiedenen Lebenszyklusphasen (Herstellung, Nutzung und Entsorgung) miteinander verglichen werden. Ebenso sollte die Sensitivität der Ergebnisse hinsichtlich der Annahmen bei der Ermittlung der Emissionsfaktoren kommentiert werden.

3 Auswahl der Hilfs- und Zusatzstoffe

3.1 Relevanzbeurteilung

Um eine Auswahl und Fokussierung treffen zu können wurden sämtliche Baustoffe der KBOB-Liste hinsichtlich umweltrelevanter Emissionen in den Aussenraum oder gesundheitsrelevanten Emissionen in den Innenraum qualitativ beurteilt. Die Auswahl erfolgte

- aufgrund der möglichen Exposition in Aussen- und Innenraum
- auf der Basis von Literaturrecherchen die in Phase I des Projekts unternommen wurden
- Aufgrund der Zusammensetzung und/oder Abwesenheit von Zusatzstoffen, allenfalls anhand Analogieüberlegungen

Die detaillierten Ergebnisse sind im Anhang A in Tabelle 92 dargestellt und in Tabelle 2 zusammengefasst. Jene Baustoffe in Tabelle 92, bei denen relevante Emissionen vermutet werden, sind grün markiert. Zudem werden in der Tabelle die möglichen Bestandteile der Baustoffe, die Emissionen verursachen können, angegeben. Die Tabelle zeigt auch, dass alle Emissionen vom Anwendungsbereich abhängig sind. Dabei wird zwischen Aussen- und Innenanwendung unterschieden. Bei gewissen Emissionen in den Aussenraum ist zudem entscheidend ob ein Baustoff mit Wasser in Kontakt kommt (Witterung oder Grundwasser).

Alle Baustoffe deren Relevanz nicht gegeben oder deren Einschätzung mangels Daten nicht möglich ist, werden im weiteren Verlaufe der Studie nicht mehr weiter bearbeitet.

Tabelle 2: Relevanzbeurteilung im Überblick

| Einschätzung der Relevanz | Begründung | Baustoffe gemäss KBOB-Liste |
|---------------------------|------------------------------------|---|
| Nicht relevant | Keine oder sehr geringe Emissionen | Backstein, Kalksandstein, Leichtzementstein, Porenbetonstein, Zementstein, Betonziegel, Flachglas / Verglasung, Faserzement, Hartsandstein, Keramik-/Steinzeugplatte, Kies gebrochen, Rundkies, Sand, Sanitärkeramik, Tonziegel, Fensterrahmen Aluminium & Holz-Aluminium, Pfosten-Riegel-Fassade, Aluminium, Chromnickel- & Chromstahl blank und verzinkt, Stahl unbehandelt, Kraftpapier, Blähvermiculit, Blähperlit, Schaumglas, Spanplatte PF gebunden im Aussenraum, Keramik- und Steinzeug, Silicon-Fugenmasse im Aussenraum, Hartbetonüberzug, Natur und Kunststein, Gusseisen-Rohre, Stahl emailiert, Stahl verchromt |
| | Keine Exposition aussen | Leichtlehmstein, Kunststoffmörtel, Armierungsstahl, Dampfbremse bituminös oder Polyethylen, Mineralwolle Aussenraum, |
| | Nicht mehr in Gebrauch | Blei, Kautschuk- & Polysulfiddichtungsmasse |
| Nicht möglich | Keine Daten verfügbar | Messing- und Baubronze, PE-Folie & -Vlies, Korkplatte, Hart- und Weichfaserplatte, Holzwolleleichtbauplatte, Zellulosefasern Innenraum, Heissbitumen, Aussentüren, ABS-, PE-, PP-, PVC-Rohre, Bitumenemulsionen, Pulverbeschichtungen, Verchromen |

| Einschätzung der Relevanz | Begründung | Baustoffe gemäss KBOB-Liste |
|---------------------------|---|---|
| Möglicherweise relevant | Art und Eigenschaften Zusatzstoffe, z.T. Ergebnisse Phase I | Gipsfaser-/Gipskartonplatte, Vollgipsplatte, Weissputz, Lehmputz, Unterlagsboden Anhydrit und Zement, Wärmedämmputz EPS, Zementmörtel, Fensterrahmen Holz und PVC, Brett-schichtholz UF oder MF gebunden, Holzwerkstoffe UF oder MUF gebunden im Innenbereich, 2-K Klebstoffe, Silikon-Fugendichtmasse, Dichtungsbahnen aus Polymerbitumen, EPDM oder FPO, Glaswolle, Phenolharzschaum, EPS, XPS, PUR-Platte, Steinwolle, 2-K Kunstharzfließbeläge, Gummigranulat, Gussasphalt, Kautschukbeläge, Korkparkett, Laminat, Linoleum, Parkettbeläge, Steinholz versiegelt, PVC-Beläge, Teppiche, Terrazzo, Innentüren aus Holz, Acrylglas (PMMA) |
| Relevant | Ergebnisse Phase I | Kunststoffputz aussen, Zementputz aussen, Kupferblech blank, Stahlblech verzinkt, Titanzinkblech, Holz- und Holzwerkstoffe aussen Biozid ausgerüstet, |

3.2 Literaturrecherchen

3.2.1 Betonzusatzmittel

3.2.1.1 Definition

Betonzusatzmittel sind flüssige oder pulverförmige Additive deren Funktion darin besteht, die Frisch- und Festbetoneigenschaften sowie die Verarbeitbarkeit und das Abbindeverhalten des Betons zu verbessern. Betonzusatzmittel werden dem Beton gemäss EN 934-2 (DIN EN, 2014) während des Mischvorgangs in einer Menge bis zu maximal 5 Massen-% des Zementanteils beigemischt. Gemäss der Norm sind die wesentlichen Wirkungsgruppen Betonverflüssiger, Fließmittel, Luftporenbildner, Stabilisierer, Verzögerer, Erstarrungsbeschleuniger, Erhärtungsbeschleuniger und Dichtungsmittel.

3.2.1.2 Verbrauch

Gemäss den Angaben im TFB-Cementbulletin (Jacobs, 1999) wurden im Jahr 1996 in der Schweiz rund 15'000 t Betonzusatzmittel verkauft. Dabei entfiel der überwiegende Anteil (ca. 76 %) auf Hochleistungsverflüssiger und Verflüssiger. Bei einer jährlichen Betonproduktion von 30 Mio. t (1996) ergibt sich daraus eine durchschnittliche Zusatzmittelkonzentration von 0.05 Massen-% im Beton. In einer deutschen Fachzeitschrift (Schröter und Fischer, 2010) wird der jährliche Verbrauch von Beton weltweit auf 10 Mrd. t geschätzt. Gleichzeitig wird für 2009 der weltweite Verbrauch von Betonzusatzmittel auf 6 Mio. t geschätzt. Daraus ergibt sich eine durchschnittliche Zusatzmittelkonzentration von 0.06 Massen-% im Beton. Daten zur Absatzentwicklung der Betonzusatzmittel in Deutschland zwischen 1994 bis 2008 zeigen, dass mehr als 75 % des gesamten Absatzes in t durch Produkte der Kategorien Betonverflüssiger und Fließmittel bestimmt wird. Gemäss Angaben der European Federation of Concrete Admixtures Association (EFCA) beträgt der Anteil der verflüssigenden Zusatzmittel (Betonverflüssiger und Fließmittel) heute sogar etwa 85 % in Europa. Aufgrund der eingesetzten Mengen an Betonzusatzmittel sind in

erster Linie die Betonverflüssiger sowie die Fließmittel relevant. Es kann davon ausgegangen werden, dass sie fast in allen Betonrezepturen eingesetzt werden. Verzögerer und Beschleuniger hingegen werden vor allem beim Betonieren bei schwierigen Temperaturverhältnissen (im Sommer respektive im Winter) eingesetzt. Luftporenbildner und Dichtungsmittel werden nur bei spezifischen Anforderungen an den Beton hinsichtlich der Frostbeständigkeit oder zur Minimierung der kapillaren Wasseraufnahme beigemischt.

3.2.1.3 Wirkstoffe

Der Sachstandbericht der Deutschen Bauchemie (Die Deutsche Bauchemie e.V., 2011) liefert umfangreiche Informationen über die Wirkstoffe und Additive in Beton-zusatzmitteln:

Verflüssiger und Fließmittel

Betonverflüssiger und Fließmittel enthalten Lignin-, Naphthalin-, Melaminsulfonate und Polycarboxylat/-ether oder deren Mischungen (siehe Tabelle 3). Als Additive werden Entschäumer und Konservierungsmittel beigemischt (siehe Tabelle 4). Betonverflüssiger und Fließmittel werden üblicherweise in flüssiger Form gehandelt. Die Wirkstoffkonzentrationen in den Produkten liegen bei 10 bis 40 Massen-%. Die Dosierung von Betonverflüssigern liegt zwischen 0,2 und 0,5 Massen-% bezogen auf das Zementgewicht. Bei Fließmitteln liegt die Dosierung bei 0,4 bis 2,0 Massen-%.

Die Wirkstoffe in Verflüssigern und Fließmitteln sind alle in Wassergefährdungsklasse 1 (WGK 1, schwach wassergefährdend) eingestuft (siehe Tabelle 3).

Ligninsulfonate zeigten in ökotoxikologischen Versuchen an verschiedenen Fischarten und Wasserorganismen keine schädliche Wirkung. Aufgrund der guten Wasserlöslichkeit und des niedrigen n-Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten kann die Bioakkumulation von Ligninsulfonaten ausgeschlossen werden. Erbgutverändernde Eigenschaften konnten in Kurzzeittests nicht festgestellt werden (Ames-Test: negativ).

Melaminsulfonate und Naphthalinsulfonate erfüllen die Kriterien für eine leichte biologische Abbaubarkeit nicht¹. Ökotoxikologische Versuche an Fischen Bakterien haben nur eine sehr geringe Schädwirkung gezeigt. Melaminsulfonate und Naphthalinsulfonate sind sehr gut wasserlöslich, weshalb sie nicht bioakkumulativ sind. Erbgutverändernde Eigenschaften konnten in Kurzzeittests nicht festgestellt werden (Ames-Test: negativ).

Polycarboxylat/-ether werden als leicht bis schwer biologisch abbaubar eingestuft.

Verzögerer

Die am häufigsten eingesetzten Wirkstoffe bei Verzögerer sind Saccharose, Gluconate, Phosphate und Ligninsulfonate. Die Wirkstoffe sind wie bei den Verflüssigern in WGK 1 eingestuft. Verzögerer sind wässrige Lösungen mit einer Wirkstoffkon-

¹ Zur Bewertung der biologischen Abbaubarkeit werden Screening-Tests wie z.B. der modifizierte OECD-Screening-Test, der Closed-Bottle-Test oder der CO₂-Evolution-Test herangezogen.

zentration zwischen 10 und 30 M-%. Verzögerer werden mit einer Dosierung von 0,2 bis 2,0 Massen-% bezogen auf das Zementgewicht dem Beton beigemischt.

Saccharose und Gluconate sind beide nicht toxisch. Sie sind leicht biologisch abbaubar, belasten jedoch aufgrund des hohen biologischen Sauerstoffbedarfs die Gewässer.

Phosphate (Tetrakaliumpyrophosphat, Natriumtripolyphosphat, Natriumhexametaphosphat) sind nicht akut toxisch.

Organische Derivate der Phosphorsäure haben in ökotoxikologischen Tests an Bakterien und Fischen keine Schadwirkungen gezeigt. Es gibt keine Hinweise auf teratogene Eigenschaften oder mutagene Wirkung (Ames-Test, Mikronukleus-Test).

Beschleuniger

Als Wirkstoffe werden Aluminiumsulfat, Formiate, Fluoride, Aluminate, amorphe Aluminiumhydroxid und Carbonate eingesetzt. Beschleuniger werden pulverförmig oder in wässrigen Lösungen gehandelt. Die Wirkstoffe sind teilweise mit verschiedenen H-Sätzen gekennzeichnet, jedoch in Gewässern in den eingesetzten Konzentrationen kaum toxisch. Die Wirkstoffkonzentration in den gehandelten Produkten liegt zwischen 10 und 100 Massen-%. Die üblichen Dosiermengen liegen zwischen 1 bis 3 Massen-% bezogen auf das Zementgewicht.

Luftporenbildner

In Luftporenbildner werden als Wirkstoffe natürliche Harze oder synthetische Tenside eingesetzt. Wurzelharze, Tallharze, Kolophonium und Derivate dieser natürlichen Harze werden mit Kali- bzw. Natronlauge oder Soda in Harzseifen überführt. Zubereitungen mit Kolophonium sind ab einem Kolophonium-Gehalt von 1 % als sensibilisierend einzustufen. Die Harzseifen werden in WGK2 eingestuft. Als synthetische Tenside werden Alkylpolyglykoether, Alkylsulfate und –sulfonate eingesetzt. Diese sind als reizend eingestuft (Haut, Schleimhäute, Augen), jedoch in Gewässern relativ gut biologisch abbaubar. Die Wirkstoffgehalte in Luftporenbildner-Produkten liegen in der Regel zwischen 1 und 5 Massen-% bei Produktdosierungen von 0.05 bis 1.0 Massen-% bezogen auf das Zementgewicht.

Dichtungsmittel

Als Wirkstoff wird oft Calciumstearat eingesetzt. Dieser Wirkstoff ist gemäss CLP-Verordnung nicht kennzeichnungspflichtig und ist in WGK1 eingestuft. Der Wirkstoffgehalt in Dichtungsmittel liegt zwischen 20 und 50 Massen-% und die Dosiermengen betragen 1 bis 5 Massen-% bezogen auf das Zementgewicht.

Tabelle 3: Wirkstoffe in Betonzusatzmitteln

| Typ / Konzentrationen | Wirkstoffe | Wirkung auf Mensch / Umwelt | Dosierung |
|--|---------------------|---|--|
| Verflüssiger, Fließmittel 10 – 40 M-% | Ligninsulfonate | WGK 1, im Laborversuch kaum toxische Wirkung für Wasserorganismen, keine Bioakkumulation | Verflüssiger: 0.2 – 0.5 M-% bezogen auf das Zementgewicht Fließmittel: 0.4 – 2.0 M-% |
| | Melaminsulfonate | WGK 1, im Laborversuch geringe Schadwirkung auf Fische, nicht leicht biologisch abbaubar, keine Bioakkumulation | |
| | Naphthalinsulfonate | | |

| Typ / Konzentrationen | Wirkstoffe | Wirkung auf Mensch / Umwelt | Dosierung |
|--------------------------------|---|---|---|
| | Polycarboxylat(e)/-ether | WGK 1, leicht bis schwer biologisch abbaubar | bezogen auf das Zementgewicht |
| Verzögerer 10 – 30 M-% | Saccharose | Nicht toxisch, WGK 1 da hoher biologischer Sauerstoffbedarf und belastend für Gewässer, leicht biologisch abbaubar | 0.2 – 2.0 M-% bezogen auf das Zementgewicht |
| | Gluconate | | |
| | Phosphate | WGK 1, anorganisch | |
| | Phosphorsäuren | WGK 1, keine Schädwirkung in ökotoxikologischen Test, keine Hinweise auf teratogene Eigenschaften oder mutagene Wirkung | |
| | Ligninsulfonate | Siehe oben | |
| Beschleuniger 10 – 100 M-% | Aluminiumsulfat | WGK1, Abbau durch Hydrolyse | 1.0 – 3.0 M-% bezogen auf das Zementgewicht |
| | Formiate | | |
| | Calciumformiat | H319, H315, H335, kein Hinweis auf mutagene Aktivität, WGK1 | |
| | Aluminiumformiat | H318, WGK1 | |
| | Fluoride | | |
| | Aluminiumfluorid Trihydrat | H302, H315, H319, H335, WGK1 | |
| | Aluminate (Natrium- oder Kaliumaluminate) | H314, H290, WGK1 | |
| | amorphe Aluminiumhydroxide | Nicht wassergefährdend | |
| | Carbonate (Natriumcarbonat oder Kaliumcarbonat) | H319 H302, H315, H335 (Kaliumcarbonat) | |
| | Silikate (Wassergläser) | – | |
| | Diethanolamin (DEA) | Gegenüber aquatischen Lebewesen schwach toxisch, H315, H373, H302, H318 | |
| | Triethanolamin (TEA) | – | |
| Luftporenbildner 1 – 5 M-% | Wurzelharze | WGK2 | 0.05 – 1.0 M-% bezogen auf das Zementgewicht |
| | Tallharze | | |
| | Kolophonium | | |
| | Alkylpolyglykoether | H315, H319, H335, leicht biologisch abbaubar, WGK2 | |
| | Alkylsulfate | | |
| | Alkylsulfonate | | |
| Dichtungsmittel 20 – 50 M-% | Calciumstearat | Nicht kennzeichnungspflichtig, WGK1 | 1.0 – 5.0 M-% |

Additive

Betonzusatzmittel können Konservierungsmittel und Entschäumer in der Regel bis zu 0.5 Massen-% enthalten. Tabelle 4 gibt einen Überblick der wichtigsten Wirkstoffe sowie ihrer möglichen Wirkung auf Mensch und Umwelt.

Triisobutylphosphat ist mit den H-Sätzen H317 (Kann allergische Hautreaktionen verursachen) und H412 (Schädlich für Wasserorganismen, mit langfristiger Wirkung) gekennzeichnet.

EO/PO-Blockpolymerisate, ethoxilierte Alkohole und aliphatische Fettsäuren sind nicht akut toxisch (Versuche an Ratten durch orale Verabreichung).

Bei Polydimethylsiloxan kann eine teratogene Wirkung nicht völlig ausgeschlossen werden.

Das Inverkehrbringen der als Konservierungsmittel eingesetzten Wirkstoffe wird durch die Biozid-Produkte-Richtlinie geregelt. Die ökotoxische Wirkung ist in diesem Fall eine Voraussetzung für die Wirksamkeit der Konservierungsmittel.

Tabelle 4: Additive in Betonzusatzmitteln

| Additiv | Wirkstoff | Wirkung auf Mensch / Umwelt |
|----------------------|--|---|
| Entschäumer | Triisobutylphosphat | Gekennzeichnet H317, H412 |
| | EO/PO-Blockpolymerisate, ethoxilierte Alkohole, aliphatische Fettsäuren | Haut- und Schleimhautreizungen möglich |
| | Polydimethylsiloxan | Teratogene Wirkung nicht ausgeschlossen |
| Konservierungsmittel | Formaldehydabspaltende Verbindungen (z.B. Benzylhemiformal, Tetramethylacetylendiharnstoff) | Biozide |
| | Isothiazolinone / Benzisothiazolinon (z.B. Chlor-methylisothiazolinon / Methylisothiazolinon CMIT/MIT-Gemisch, N-Octyl-isothiazolinon) | |
| | Bronopol | |
| | Phenolische Wirkstoffe (z.B. o-Phenylphenol, p-Chlor-m-kresol) | |

3.2.2 Zusatzstoffe in Mörtel und Putzen

3.2.2.1 Datengrundlagen

In der KBOB-Liste sind Daten für einen Zementputz, einen Kunststoffputz, einen Wärmedämmputz EPS sowie für einen Zementmörtel vorhanden. Für diese Produktgruppen wurden die Sicherheitsdatenblätter von diversen Herstellern ausgewertet. Anhand des Zementputzes wurde stellvertretend die Gruppe der mineralischen Putzsysteme im Gegensatz zu den organischen Putzsystemen untersucht. Tabelle 5 zeigt die möglichen umweltrelevanten Bestandteile der untersuchten Produktgruppen. Angaben zu ihrer durchschnittlichen Konzentration in den Produkten stammen aus den Berichten der Studie „Mengenabschätzung von Bioziden in Schutzmitteln in der Schweiz“ (Burkhardt and Dietschweiler, 2013) sowie dem Projekt BIOMIK (Bürgi, 2007). Daten zur Konzentration der Additive wurden den Sicherheitsdatenblättern sowie dem sia-Deklarationsraster (sia, 2014) entnommen.

Tabelle 5: Umweltrelevante Bestandteile in Putzen und Mörteln

| Produktgruppe | Mögliche umweltrelevante Bestandteile | Konzentration im Produkt [ppm] |
|---------------------------------------|--|--------------------------------|
| Mineralische Putzsysteme (Zementputz) | Biozide (nur in vorproduzierten Produkten in Gebinden): Beschichtungsschutzmittel Topfkonservierungsmittel | 1'500 – 3'000 15 – 300 |
| | Weitere Additive: Wasserrückhaltemittel, Luftporenbildner, Hydrophobierungsmittel, Rheologieadditive, Entschäumer | < 12'000 (1.2 M-%) |
| Kunststoffputz | Gleich wie bei mineralischen Putzsystemen | “ |
| Wärmedämmputz EPS | Keine Biozide Weitere Additive: Wasserrückhaltemittel, Luftporenbildner, Hydrophobierungsmittel, Rheologieadditive, Entschäumer | < 24'000 (2.4 M-%) |
| Zementmörtel | Keine Biozide Weitere Additive: Siehe Putze | < 6000 |

3.2.2.2 Biozide Wirkstoffe

Biozide als Algen- und Pilzschutz werden in mineralischen und organischen Aussenputzsystemen eingesetzt. Gemäss einer neueren Studie (Burkhardt and Dietschweiler, 2013) beträgt die durchschnittliche Konzentration der bioziden Wirkstoffe in Putzen 500 bis 1'000 ppm (0.05 – 0.1 Massen-% pro Wirkstoff). Die am häufigsten eingesetzten Wirkstoffe sind Diuron, Terbutryn, OIT und Zinkpyrithion (siehe Tabelle 6). Die Ergebnisse der Studie decken sich gut mit den Angaben in den Sicherheitsdatenblätter der Produkte von den Herstellern Fixit, Greutol, Weber und Sto. Oft wird eine Kombination von 2 bis 4 Wirkstoffen eingesetzt. Bei einer Kombination von 3 Wirkstoffen sind in einem Putz 1'500 bis 3'000 ppm Biozide vorhanden. In der Regel wird eine Kombination aus einem Algizid wie Terbutryn oder Diuron und einem Breitbandbiozid wie OIT, DCOIT, Carbendazim oder Zinkpyrithion gewählt.

Biozide werden auch als Topfkonservierungsmittel in Putzen eingesetzt jedoch in deutlich geringeren Konzentrationen als die Beschichtungsschutzmittel. Gemäss BIOMIK-Studie beträgt die durchschnittliche Konzentration der Topfkonservierungsmittel in Putzen 15 bis 300 ppm. Hierfür häufig eingesetzte Wirkstoffe in Putzen sind die Isothiazolinon-Derivate (CMIT, MIT, BIT).

Gemäss den untersuchten Sicherheitsdatenblätter und Angaben aus dem sia Deklarationsraster werden in Wärmedämmputzen mit EPS und in Zementmörtel keine Biozide eingesetzt.

Tabelle 6: Häufig angewendete Biozide in Putzen

| Produktart | Wirkstoffe |
|---------------------------|--|
| Beschichtungsschutzmittel | Diuron, Terbutryn, OIT, Zinkpyrithion |
| Topfkonservierungsmittel | Isothiazolinon-Derivate (CMIT, MIT, BIT) |

3.2.2.3 Additive

Alle untersuchten Produktgruppen können diverse Additive wie Wasserrückhaltemittel, Luftporenbildner, Hydrophobierungsmittel etc. enthalten (siehe Tabelle 5). In mineralischen und organischen Putzen beträgt der Anteil der Additive bis zu 1.2 Massen-%. Der Anteil der Additive im Wärmeputz beträgt bis zu 2.4 Massen-%. Im Zementmörtel hingegen werden in der Regel weniger als 6000 ppm (0.6 Massen-%) Additive eingesetzt.

Wasserrückhaltemittel werden eingesetzt um das Wasserrückhaltevermögen, die Verarbeitbarkeit und das Haftvermögen des Putzes / Mörtels zu verbessern. Üblicherweise werden Cellulosederivate z.B. Methylcellulose (Methylhydroxyethylcellulose) eingesetzt. Sie sind keine Gefahrstoffe im Sinne der Gefahrstoffverordnung.

Luftporenbildner haben die Funktion gleichmässig verteilte kleine Luftporen in den Putzmörtel einzubringen. Die Luftporen vermindern die Frischmörteldichte und bewirken eine leichtere Verarbeitbarkeit. Die darin enthaltenen Wirkstoffe sind die gleichen wie jene Luftporenbildner die als Betonzusatzmittel verwendet werden. Die Tenside (Naturharzseifen, Alkylpolyglykolether, Alkylsulfate oder -sulfonate) können in höherer Konzentration für Wasserorganismen schädlich sein. Sie werden deshalb in Wassergefährdungsklasse 2 (wassergefährdend) eingestuft. Für Mauermörtel wird oft Natriumlaurylsulfat als Luftporenbildner eingesetzt.

Hydrophobierungsmittel haben den Zweck die kapillare Wasseraufnahme der Putzsysteme zu reduzieren. Durch ihre Zugabe wird die Benetzung der Porenwänden im Bindemittelstein vermindert. Es werden vor allem Salze der Fettsäuren (Natriumoleat, Calcium- oder Zinkstearat) eingesetzt. Natriumoleat und Calciumstearat sind keine Gefahrstoffe. Natriumoleat ist in die Wassergefährdungsklasse 2 und Calciumstearat in die Wassergefährdungsklasse 0 eingestuft. Im erhärteten Mörtel liegt Natriumoleat als Calciumsalz vor (Blachnik, 2001). Neben den Metallseifen werden auch Hydrophobierungsmittel auf Silikonharzbasis verwendet. Für Putz- und Mörtelmischungen kommen dabei überwiegend Methylsilsesquioxane zum Einsatz. Es handelt sich hierbei um methylsubstituierte Silikonharze. Diese sind in Wassergefährdungsklasse 1 eingestuft.

Tabelle 7: Additive in Putzen und Mörteln

| Additive | Wirkstoffe |
|------------------------|---|
| Wasserrückhaltemittel | Cellulosederivate z.B. Methylcellulose (Methylhydroxyethylcellulose) |
| Luftporenbildner | Tenside (Naturharzseifen, Alkylpolyglykolether, Alkylsulfate oder -sulfonate) |
| Hydrophobierungsmittel | Fettsäuren (Natriumoleat, Calcium- oder Zinkstearat), Methylsilsesquioxane |

3.2.3 Zusatzstoffe in Abdichtungs-Dachbahnen

3.2.3.1 Polymerbitumen-Abdichtungsbahnen mit Wurzelschutz

Gemäss Informationen der eawag (BAFU and eawag, 2009) belastet das Herbizid Mecoprop in Bitumenbahnen die Gewässer. Durch Hydrolyse wird das Herbizid Mecoprop (MCP) freigesetzt. Mecoprop kann über Trennsystem oder Mischwasserüberläufen direkt in Oberflächengewässer und über Versickerung ins Grundwas-

ser gelangen. In Abwasserreinigungsanlagen ist die Eliminationsrate gering, so dass auch über diesen Weg erhebliche Einträge in Oberflächengewässer erfolgen können. In Untersuchungen der eawag (Wittmer, 2009) wurde festgestellt, dass neben der Landwirtschaft auch Gebäude, durch den Einsatz von Herbiziden auf Dächern und an Fassaden, einen wichtigen Anteil zur Biozidbelastung der Gewässer beitragen.

Drei Hersteller von Bitumenabdichtungsbahnen (Soprema AG, Swissoor AG und Bauder AG) haben die Erkenntnisse aus dem Projekt „Mecoprop in Bitumen Dachbahnen“ vom BAFU umgesetzt und setzten deshalb in ihren Produkten kein Preventol B2 mehr ein (BAFU and eawag, 2009). Als Wurzelschutz werden von diesen Herstellern u.a. die Mittel Herbitect HE und Preventol B5 eingesetzt, die eine 10 bis 20 Mal tiefere Auswaschung von Mecoprop aufweisen als Preventol B2. In beiden Produkten liegt Mecoprop als schwerer hydrolyzierbarer Ester vor als bei Preventol B2. Das Auslaugeverhalten von Herbitect HE wurde im BAFU Projekt untersucht. Das Durchwurzelungsschutzmittel basiert auf einem Ethylhexylester (2-WIE-2-(4-Chlor-2-methylphenoxy)-propionsäure-2-ethylhexylester) und besteht aus 90-95 % WIE-MCPP.

Tabelle 8: Biozide in Polymerbitumenabdichtungsbahnen

| Durchwurzelungsschutzmittel | Anteil des Produkts im Bitumen [%] |
|-----------------------------|------------------------------------|
| Preventol B5 , Herbitect HE | 0.3 – 0.5 |

Der Anteil des Durchwurzelungsschutzmittels in Polymerbitumenabdichtungsbahnen liegt bei 0.3 – 0.5 M-% bezogen auf den Bitumengehalt (Burkhardt et al., 2009) (siehe Tabelle 8). Pro m² Dichtungsbahn und mm Dicke sind es 3 bis 4 g. Bei einer durchschnittlichen Dicke von 5 mm ergibt dies pro m² Dachbahn 15 – 20 g Durchwurzelungsschutzmittel.

3.2.3.2 Kunststoffdichtungsbahnen FPO/TPO und EPDM

Im Projekt PROOF (Burkhardt et al., 2010) wurde die Auswaschung von Additiven aus Kunststoffdichtungsbahnen von der eawag und Empa untersucht. Es wurden 19 Produkte aus den Werkstoffen Ethylen-Copolymerisat-Bitumen (ECB), Ethylen-Propylen-Dien-Mischpolymer (EPDM), thermoplastischem Polyolefin (FPO/TPO) sowie Polyvinylchlorid (PVC) ausgewählt. Unter Einwirkung von Wasser während 7 Tagen wurden aus FPO/TPO- und EPDM-Abdichtungsbahnen in Auswaschexperimenten nur ein geringer Anteil an Additiven freigesetzt. Dazu gehören u.a. Natrium und Calcium. Antimon (Komponente von Flammschutzmitteln) zeigte kein kritisches Auswaschverhalten. Gesetzlich regulierte Schwermetalle fanden sich nur vereinzelt in den untersuchten Materialproben.

3.2.4 Biozide in Fassadenfarben

Es wurde das Produktsortiment im Bereich Fassadenfarben von diversen Herstellern untersucht (siehe Tabelle 10). Gemäss den Angaben im sia Deklarationsraster, den VSLF Produktdeklarationen und der Sicherheitsdatenblätter enthalten diverse Fassadenfarben Biozide. Die Biozide werden zum Schutz gegen Algen- oder Pilzbefall sowie zur Topfkonservierung eingesetzt. Die meisten Farben enthalten eine

Wirkstoffkombination von 2 bis 4 Bioziden. Die am häufigsten verwendeten Wirkstoffe in den untersuchten Produkten (32 Farben insgesamt) sind in Tabelle 9 dargestellt.

Tabelle 9: Häufigkeit der Wirkstoffe in den untersuchten Produkten

| Wirkstoff | Anzahl Nennungen |
|--------------------------------|------------------|
| Benzisothiazolinon (BIT) | 13 |
| Methylisothiazolinon (MIT) | 8 |
| Zinkpyrithion | 8 |
| 2-Octyl-3-Isothiazolinon (OIT) | 4 |
| Terbutryn | 3 |

Benzisothiazolinon (BIT) und Methylisothiazolinon (MIT) werden in wasserbasierten Farben als Konservierungsmittel (Topfkonservierung) eingesetzt. Oft werden hierzu auch Mischungen mit Chlormethylisothiazolinon (BIT/CMIT oder MIT/CMIT) eingesetzt. Bei Zinkpyrithion, 2-Octyl-3-Isothiazolinon (OIT) und Terbutryn handelt es sich hingegen um Wirkstoffe die als Filmschutzmittel eingesetzt werden und deren Funktion darin besteht, Farben zwecks Erhaltung der ursprünglichen Oberflächeneigenschaften gegen mikrobiellen Befall, z.B. durch Algen- oder Pilzbefall, zu schützen.

Die Biozidkonzentration in den Fassadenfarben variiert sehr stark und reicht von 100 bis zu 17'000 ppm. Über alle Produkte, welche Biozide enthalten, beträgt die durchschnittliche Gesamtkonzentration der Wirkstoffe 2'500 ppm.

Tabelle 10: Fassadenfarben diverser Hersteller

| Produkt | Typ | Biozide Wirkstoffe | Quelle | Gehalt [ppm] |
|-------------------------------------|--|---|-------------------------|--------------|
| GreoColor OptiTop Weiss, Greutol | Dispersion | OIT / Zinkpyrithion (0.7 M-% Biozide), BIT/CMIT Zubereitung (0.2 M-% Topfkonservierung) | sia Deklarationsraster | 9000 |
| GreoColor Silikonharzfarbe, Greutol | Silikonharzfarbe | OIT / Zinkpyrithion (0.7 M-% Biozide), BIT/CMIT Zubereitung (0.2 M-% Topfkonservierung) | sia Deklarationsraster | 9000 |
| Organo Silikatfarbe, Greutol | Organo Silikatfarbe | 0.7 M-% verkapselte Biozide | sia Deklarationsraster | 7000 |
| PURA Silikatfarbe, Greutol | Silikatfarbe | keine | sia Deklarationsraster | |
| Aussendispersion, Ruco | Acrylat-Polymerdispersion | BIT (Benzisothiazolinon) 0.01 M-% (Topfkonservierung) | VSLF Produktdeklaration | 100 |
| Antikmatt, Ruco | Fassadendispersion, silikonmodifiziert | BIT (Benzisothiazolinon) 0.015 M-% (Topfkonservierung) | VSLF Produktdeklaration | 150 |
| Seidenglanzdispersion, Ruco | Acryldispersion | BIT (Benzisothiazolinon) 0.01 M-% (Topfkonservierung) | VSLF Produktdeklaration | 100 |
| Glanzdispersion aussen, Ruco | Acryldispersion | BIT (Benzisothiazolinon) 0.01 M-% (Topfkonservierung) | VSLF Produktdeklaration | 100 |
| Dispersion schimmelfest weiss, Ruco | Acryldispersion | OIT 0.05 M-% | Sicherheitsdatenblatt | 500 |

| Produkt | Typ | Biozide Wirkstoffe | Quelle | Gehalt [ppm] |
|--------------------------------------|--|---|-------------------------|--------------|
| Rucoflex Fassadenmattfarbe, Ruco | Acryl, Lösemittelbasis | keine Biozide | Sicherheitsdatenblatt | |
| Exponit, Bosshard | Dispersionsfarbe aussen | MIT/BIT (150 ppm), Zinkpyrithion (50 ppm) | VSLF Produktdeklaration | 200 |
| Exponit matt, Bosshard | Dispersionsfarbe aussen | MIT/BIT (150 ppm), Zinkpyrithion (50 ppm) | VSLF Produktdeklaration | 200 |
| Exponit Betonlasur, Bosshard | Betonlasur innen/aussen | MIT/BIT (150 ppm), Zinkpyrithion (50 ppm) | VSLF Produktdeklaration | 200 |
| Exponit Holzdispersion | Dispersionsfarbe innen/aussen | MIT/BIT (150 ppm), Zinkpyrithion (50 ppm) | VSLF Produktdeklaration | 200 |
| Rebo-Flex Finish, Bosshard | Dispersion, hochelastisch für Rissüberbrückung | MIT (50 ppm), BIT (50 ppm) | VSLF Produktdeklaration | 100 |
| Tosacryl Aqua-1K-Emaile, Bosshard | Wasserverdünnbarer Anstrichstoff | MIT/BIT (150 ppm), Zinkpyrithion (50 ppm) | VSLF Produktdeklaration | 200 |
| ExpoSil Siliconharzfarbe, Bosshard | Wässrige Siliconharz-Fassadenfarbe | MIT/BIT (0.2 M-%) Topfkonservierung | VSLF Produktdeklaration | 2000 |
| Exposil Silicon-Lasur, Bosshard | Wasserverdünnbare, Lasur auf Siliconharzbasis | Ammoniumverbindungen (0.1 M-%), Topfkonservierung | VSLF Produktdeklaration | 1000 |
| ThermoSil, Bosshard | Siliconharz-Fassadenfarbe, für Wärmedämm-Verbundsystemen (WDVS). | MIT/BIT (0.2 M-%) Topfkonservierung, Zinkpyrithion/S-Triazin-Derivat/OIT/Zinkoxid (1.5 M-%) | VSLF Produktdeklaration | 17000 |
| ExpoSol Cristal, Bosshard | 1K-Aussensilikatfarbe | keine Biozide | VSLF Produktdeklaration | |
| Expoflex Fassadenmattfarbe, Bosshard | Lösemittelhaltige Kunstharz-Fassadenfarbe | keine Biozide, 7.5 % Weichmacher | VSLF Produktdeklaration | |
| Dolwa-Fix WV, Dold | Tiefgrundverfestigend und hydrophobierend | keine | Sicherheitsdatenblatt | |
| City-Perl, Dold | Silikonharzfarbe mit Perleffekt | Biozide nicht deklariert | Sicherheitsdatenblatt | |
| Adelite, Dold | Polymerisatfarbe auf Methacrylatbasis | keine Biozide | Sicherheitsdatenblatt | |
| Docofix Betonlasur, Dold | Lasierende Kunststoffdispersion | keine Biozide deklariert | Sicherheitsdatenblatt | |
| DXA-65 Housepaint, Dold | Acrylat-Kunststoff-Beschichtung | keine Biozide deklariert | Sicherheitsdatenblatt | |

| Produkt | Typ | Biozide Wirkstoffe | Quelle | Gehalt [ppm] |
|---------------------|-------------------------------------|--------------------------|-----------------------|--------------|
| Dolwa Therm, Dold | Wasserverdünnbare, Renovationsfarbe | Terbutryn (0.1 %) | Sicherheitsdatenblatt | 1000 |
| Dolwasil, Dold | Wasserverdünnbare Silikonharzfarbe | keine Biozide deklariert | Sicherheitsdatenblatt | |
| Mattica-DX, Dold | Fassadenfarbe auf Acrylatbasis | keine Biozide deklariert | Sicherheitsdatenblatt | |
| Dolwa Mineral, Dold | Organosilicatfarbe | keine Biozide deklariert | Sicherheitsdatenblatt | |
| Dolwasil AF, Dold | Silikonharzfarbe | Terbutryn (0.1 %) | Sicherheitsdatenblatt | 1000 |
| Mattica-Plus, Dold | Siliconisierte Fassadenfarbe | Terbutryn (0.1 %) | Sicherheitsdatenblatt | 1000 |

Die Häufigkeit der Wirkstoffe in den untersuchten Produkten deckt sich gut mit den Ergebnissen aus der Studie der Hochschule für Technik Rapperswil (Burkhardt und Dietschweiler, 2013). In dieser Untersuchung wurden die Verbrauchsmengen und häufigsten Filmschutzmitteln mittels Herstellerumfragen ermittelt. Gemäss dieser Studie gehören Zinkpyrithion, OIT und Terbutryn zu den häufigsten Filmschutzmitteln in Farben und Putzen. In der Studie wurde eine Konzentration von Bioziden in Farben und Putzen zwischen 500 bis 2'000 ppm von den Herstellern bestätigt. Es wurde auch angemerkt, dass die Wirkstoffkonzentration in Farben tendenziell höher ist als in Putzen. Die durchschnittliche Wirkstoffkonzentrationen in den gesichteten Sicherheitsdatenblättern und VSLF-Produktdeklarationen liegt bei 2'500 ppm und ist somit ein bisschen höher.

3.2.5 Biozide in Holzbauteilen

Die meisten Holzschutzmittelpräparate enthalten 1 bis 3 biozide Wirkstoffe. Gebrauchsfertige Mittel wie Grundierungen und Lasuren enthalten nebst den üblichen Bestandteilen von Anstrichstoffen ca. 0.1 bis 1 % biozide Wirkstoffe (Burkhardt and Dietschweiler, 2013). Nebst den gebrauchsfertigen Mitteln werden Holzschutzmittel auch als Emulsionen oder Schutzsalzkonzentrate gehandelt. Der Anteil an bioziden Wirkstoffen ist in diesen Präparaten deutlich höher, jedoch werden sie vor ihrer Anwendung verdünnt.

Den größten Marktanteil haben wässrige Holzschutzmittel (Holzschutzmittel-Salze, wasserverdünnbare Holzschutzmittel). Wässrige Holzschutzmittel können entweder gegen Pilz- und/oder Insektenbefall vorbeugend oder bekämpfend eingesetzt werden. Die bioziden Wirkstoffe liegen als Salze oder organische Wirkstoffe vor. Dazu gehören die Schutzsalzkonzentrate welche sich besonders für die Behandlung von halbtrockenem bis feuchtem Holz eignen. Ebenso gehören zu den wasserverdünnbaren Holzschutzmittel verschiedene anwendungsfertige Formulierungen wie Holzschutzlasuren und Grundierungen. Holzschutzmittel auf wässriger Basis werden auch als Emulsionen gehandelt.

Gemäß einer Erhebung bei Herstellern (Burkhardt and Dietschweiler, 2013) sind in folgender Tabelle die am weitesten verbreiteten Wirkstoffe auf dem Markt aufgeführt. Zudem wird die durchschnittliche Konzentration im gebrauchsfertigen Holzschutzmittelpräparat angegeben.

Tabelle 11: Wirkstoffe in Holzschutzmittelpräparaten (Burkhardt, Dietschweiler, 2013)

| Anorganische Wirkstoffe | | Organische Wirkstoffe | |
|-------------------------|---------------------|-----------------------|---------------------|
| Wirkstoff | Konzentration [ppm] | Wirkstoff | Konzentration [ppm] |
| Kupferoxid | k.A. | IPBC | 2'000 – 8'000 |
| Borsäure | 50 – 500 | Propiconazol | 2'000 – 15'000 |
| | | Tebuconazol | 1'000 – 6'000 |
| | | Dichlofluanid | 4'000 – 7'000 |
| | | Fenoxycarb | k.A. |
| | | Fenpropimorph | 1'500 |
| | | Kalium-HDO | k.A. |
| | | Thiaclopid | 30 – 100 |
| | | Thiamethoxam | k.A. |

Es wurden die technischen Merkblätter und Sicherheitsdatenblätter von verschiedenen Imprägnierungen und Grundierungen auf dem Markt untersucht (siehe Tabelle 12).

Tabelle 12: Imprägnierungen und Grundierungen

| Produkt | Typ | Wirkstoffe | Gehalt [M-%] | Verbrauch [g/m ²] |
|---|--|--|--------------|-------------------------------|
| DiOLiN Naturöl-Imprägnierung | Lösemittelbasierte Holzimprägnierlasur mit Filmkonservierung gegen Bewuchs von Bläuepilz. | Dichlofluanid (0.65 %) | 0.65 | 70 – 120 |
| Aquagrund NB-10, Feyco AG | Farblose, wasserverdünnbare Grundierung mit vorbeugender Wirkung gegen Bläuebefall auf Basis eines Acrylharzes. | IPBC (1.25 %), Permethrin (1.25 %) | 2.5 | 100 |
| Aquagrund BIP, Feyco AG | Farblose, wasserverdünnbare Holzschutzgrundierung mit vorbeugender Wirkung gegen Insekten-, Bläue- und Pilzbefall. | IPBC (1.25 %), Tebuconazol (1.25 %), Permethrin (1.25 %) | 3.75 | 100 |
| Intex tlmf, Feyco AG | Farblose, wässrige Holzschutzgrundierung mit vorbeugender Wirkung gegen Bläuebefall auf Basis eines Acrylharzes. | IPBC (1.25 %), Permethrin (1.25 %) | 2.5 | 100 |
| Intex Imprex P+, Feyco AG | Wasserverdünnbare Imprägnierung. Wirkt vorbeugend gegen Bläuepilze, holzerstörende Braunfäule und holzerstörende Pilze im Bauholz. | Propiconazol (1.25 %), IPBC (1.25 %) | 2.5 | 100 |
| Arbezol Hydro-Grundierung BP, Bosshard | Vorbeugend, wasserverdünnbar | Propiconazol 0.28 %, IPBC (0.86 %) | 1.14 | 180 – 220 |
| Arbezol Hydro-Grundierung BIP, Bosshard | Vorbeugend, wasserverdünnbar | Tebuconazol (0.6 %), IPBC (0.45 %), Permethrin (0.075 %) | 1.125 | 100 – 200 |

In den Produkten in Tabelle 12 wird eine Kombination von 1 bis 3 Wirkstoffen verwendet. Die am häufigsten genannten Biozide sind: IPBC, Permethrin, Tebuconazol und Propiconazol. Die eingesetzten Wirkstoffe decken sich gut mit den Erkenntnissen aus der Studie zur Mengenabschätzung von Bioziden in Schutzmitteln (Burkhardt and Dietschweiler, 2013). Die durchschnittliche Gesamtkonzentration von allen Bioziden in den Produkten in Tabelle 12 liegt bei ca. 2 %. Der Verbrauch liegt bei den meisten Holzschutzmittelpräparaten zwischen 100 und 200 g/m².

3.2.6 Additive in Kunststoffen

3.2.6.1 Dämmplatten

Bei den Dämmstoffen aus Kunststoff sind Flammschutzmittel und Treibgase, gemäss der Abschätzung in Phase I des Projekts, Bestandteile mit einer gewissen Umweltrelevanz. Die möglichen Bestandteile und ihr Gehalt im Produkt sowie die Literaturquellen zu den Bestandteilen sind für die jeweiligen Dämmstoffe in Tabelle 13 aufgeführt.

Tabelle 13: Umweltrelevante Bestandteile in Dämmstoffen aus Kunststoff

| Dämmstoff | Additive | Gehalt [M-%] | Quelle |
|--|----------------------------|--------------|---|
| Expandierter Polystyrol (EPS) | HBCD (Flammschutz) | 0.5 – 2 | Einsatz ab 2015 verboten, Gehalt gemäss EPDs IVH (IVH, 2012a, 2012b, 2009) |
| | Pentan (Treibgas) | 1.3 | Gehalt gemäss ecoinvent v3.1 (ecoinvent, 2014) |
| Extrudierter Polystyrol (XPS) | HBCD (Flammschutz) | 0.5 – 3 | Einsatz ab 2015 verboten, Gehalt gemäss EPD FPX (FPX, 2010) |
| | CO ₂ (Treibgas) | 3.4 | Gehalt gemäss ecoinvent v3.1 |
| | HFKW-134a (Treibgas) | 5.6 | Gehalt im Produkt ab Fabrikator gemäss ecoinvent v3.1 |
| | HFO-1234ZE (Treibgas) | k.A. | Keine Angaben aus der Literatur |
| | Aceton (Co-Treibmittel) | 2.48 | Gehalt im Produkt ab Fabrikator gemäss ecoinvent v3.1 |
| Polyurethan-/ Polyisocyanurat-Hartschaum (PUR/PIR) | TEP (Flammschutz) | 2 -5 | Gemäss Verband-EPD (IVPU, 2010) |
| | TCPP (Flammschutz) | 2 – 5 | Gemäss Verband-EPD |
| | Pentan (Treibgas) | 4 – 5 | Gemäss Verband-EPD |
| | HFKW-365mfc (Treibgas) | k.A. | Keine Angaben aus der Literatur |
| | HFKW-245fa (Treibgas) | k.A. | Keine Angaben aus der Literatur |
| Phenolformaldehyd-Hartschaum (PF) | HFKW-134a (Treibgas) | 5 | Gehalt gemäss EPD (Kingspan Insulation, 2014) ohne Hinweis auf ein spez. Treibgas |
| | HFKW-365mfc (Treibgas) | | |
| | HFKW-245fa (Treibgas) | | |
| | HFO-1234ZE (Treibgas) | | |

Expandiertes Polystyrol (EPS)

Produktion und Verwendung des Flammschutzmittels Hexabromcyclododecan (HBCD) sind seit dem 26. November 2014 weltweit verboten (United Nations, 2013). Hersteller von EPS-Dämmstoffen müssen ihre Produktion entsprechend auf HBCD-freie Produkte umstellen. Bis anhin wurde in EPS-Dämmplatten das Flammschutz-

mittel HBCD zu 0.5 – 2 Massen-% (gemäss den Umweltproduktdeklarationen vom Industrieverband Hartschaum e.V.) eingesetzt. Gemäss Datensätzen in ecoinvent für EPS-Dämmstoffe enthält das bei der Herstellung eingesetzte Polystyrol-Granulat 40 g Pentan pro Kilogramm. Davon verbleiben ca. ein Drittel, 13.33 g, im fertigen Produkt. Dies ergibt einen Gehalt von 1.3 Massen-% Pentan in EPS-Dämmplatten.

Extrudierter Polystyrol (XPS)

Das Flammschutzmittel (HBCD) wurde bis anhin auch für die Herstellung von XPS-Dämmstoffen eingesetzt. Gemäss einer Umweltproduktdeklaration der Fachvereinigung Polystyrol-Extruderschäumstoff (FPX) beträgt der HBCD-Gehalt in XPS-Dämmstoffen zwischen 0.5 – 3 Massen-%. XPS wird entweder mit CO₂ und einem Co-Treibmittel oder mit wärmedämmenden Treibgasen geschäumt. Die CO₂-geschäumte Variante ist heute auf dem Markt die üblichste. Gemäss den Angaben in der ecoinvent-Datenbank werden bei der Extrusion von Polystyrolschäumen pro Kilogramm XPS 34 g flüssiges CO₂ und 33 g Aceton eingesetzt. Vom Aceton entweichen 25 % während der Herstellung. Im CO₂-geschäumten XPS sind somit 3.4 Massen-% CO₂ und 2.48 Massen-% Aceton vorhanden. Sofern wärmedämmende Treibgase eingesetzt werden sind verschiedene Optionen möglich. Es wurden zwei wärmedämmende Treibgase untersucht. Einerseits HFKW-134a welches sehr bekannt ist und dessen Nachteil sein grosses Treibhauspotenzial (1'430 kg CO₂-eq/kg) darstellt. Andererseits wurde auch eine neuere Entwicklung unter den wärmedämmenden Treibgasen, HFO-1234ZE (Bogdan, Mary C. et al., 2009), betrachtet. HFO-1234ZE weist ein Treibhauspotential von 6 kg CO₂-eq/kg auf. Bei der Anwendung von HFKW-134a wurde der Gehalt im Produkt aus der ecoinvent-Datenbank übernommen. Gemäss der Sachbilanz wird bei der Herstellung von HFKW-134a geschäumten XPS pro Kilogramm Dämmstoff 70g des Treibmittels eingesetzt. Davon werden 20 % während der Extrusion emittiert. Somit verbleiben im fertigen Produkt 56g HFKW-134a pro Kilogramm XPS (5.6 Massen-%). Zum Gehalt an HFO-1234ZE in XPS-Dämmstoffen liegen keine Informationen vor.

Polyurethan-/Polyisocyanurate (PUR/PIR)

In Polyurethan-Dämmstoffen übliche Flammschutzmittel sind TCPP (Tris(2-chlorisopropyl)phosphat) und TEP (Triethylphosphat). Der Gehalt an Flammschutzmitteln beträgt gemäss Umweltproduktdeklaration vom Verband 2 – 5 Massen-%.

Polyurethan-Dämmstoffe werden in der Regel mit Pentan geschäumt. Der Pentan-Gehalt liegt zufolge der Umweltproduktdeklaration vom Industrieverband Polyurethan-Hartschaum e.V. bei 4 bis 5 Massen-%. Für PUR/PIR-Dämmstoffe mit einer spezifischen Wärmeleitfähigkeit unter 0.025 W/mK (kleiner als die spez. Wärmeleitfähigkeit von ruhender Luft) werden mit wärmedämmenden Treibgasen geschäumt. Von diesen Treibgasen wurden zwei mögliche Varianten betrachtet: HFKW-365mfc und HFKW-245fa. Für Produkte mit wärmedämmenden Treibgasen wurden keine Angaben zum Treibgasgehalt gefunden.

Phenolharz (PF)

Zum Einsatz von Flammschutzmitteln in Phenolharz-Dämmstoffen sind kaum Angaben aus der Literatur verfügbar. Gemäss Produkteinformationen der Firma Klüber

enthält ihr Produkt (Thermo-Line) keine Flammschutzmittel ("Fragen- und Antwortkatalog für Klöber THERMO-LINE Kunden," 2012).

Diverse Phenolharz-Dämmstoffe auf dem Markt weisen eine spezifischen Wärmeleitfähigkeit unter 0.025 W/mK auf. Da die spezifische Wärmeleitfähigkeit geringer ist als jene von ruhender Luft, ist davon auszugehen, dass diese Produkte wärmedämmende Treibgase enthalten. Der Gehalt an Treibgasen beträgt gemäss Umweltproduktdeklaration ca. 5 Massen-%. Dies entspricht einem Treibmittelgehalt von 50 g/kg. Weitere Informationen zu den verwendeten Treibgasen sind nicht vorhanden. Grundsätzlich können ähnliche Gase eingesetzt werden wie bei Varianten von XPS oder PUR mit wärmedämmenden Treibgasen.

3.2.6.2 Andere Kunststoffe

In der Literatur konnten, wenn überhaupt, nur Angaben zu Emissionen für einige Anwendungsbereiche gefunden werden. Kunststoffe werden je nach Verwendungszweck mit unterschiedlichen Additiven und Füllstoffen ausgerüstet. Deshalb beziehen sich die Ergebnisse aus Studien immer auf spezifische Anwendungsbereiche (z.B. Polystyrol als Dämmstoff, PVC in Abdichtungsbahnen).

Von besonderem Interesse war Bisphenol A, welches unter anderem in der Herstellung von Polycarbonat, Epoxidharz und in Antioxidant-Additiv-Zubereitungen in Weich-PVC eingesetzt wird. Gemäss einem Bericht für die EU (European Union Risk Assessment Report, 2010) beträgt der Verbrauch von Bisphenol A in der EU rund 1'150'000 t pro Jahr (Daten 2005/2006). Davon werden rund 865'000 t in der Herstellung von Polycarbonaten eingesetzt. Rund 192'000 t werden in der Produktion von Epoxidharzen verwendet. Die im Bericht vorhandenen Angaben zu Emissionen von Bisphenol A beziehen sich jedoch vor allem auf die Herstellung von Bisphenol A und auf die Herstellung von Produkten welche Bisphenol A enthalten. Weiterhin werden Angaben gemacht zu Emissionen beim Recycling vom Thermo-papier. Der Bericht enthält keine Angaben zu Emissionen aus Baustoffen. In einer Laboruntersuchung zu Emissionen aus Kunststoffabdichtungsbahnen (Burkhardt et al., 2010) wurden unter anderem auch PVC-Abdichtungsbahnen getestet. In einem Auswaschungsexperiment über 7 Tage wurden teilweise erhöhte Konzentrationen von Bisphenol A in den Eluaten nachgewiesen. Die Autoren geben an, dass es unklar ist, ob es sich hier um einen Anfangseffekt handelt oder ob die Freisetzung dauernd erfolgt. Jedoch haben Abdichtungsbahnen als Anwendungsbereich von PVC in der Schweiz keine Bedeutung. Die Erkenntnisse aus dieser Studie wurden deshalb nicht weiter untersucht. Zu Emissionen von Bisphenol A aus anderen Baustoffen wurden in der Literatur keine Angaben gefunden.

Gemäss Umweltproduktdeklaration (QKE e.V. and EPPA ivzw, 2014) werden heute in PVC-Fensterprofilen vor allem Calcium-Zink-Stabilisatoren eingesetzt, welche weniger umweltproblematisch sind als Bleistabilisatoren. Die früher eingesetzten Bleistabilisatoren können in neuen Produkten jedoch in geringen Mengen (ca. 0.1 % gemäss Deklaration) vorhanden sein, sofern in der Herstellung ein Teil der Rohstoffe durch PVC-Recyclat ersetzt werden. Es konnten in der Literatur keine Angaben zu Emissionen von Stabilisatoren in die Umwelt gefunden werden.

3.2.7 Korrosionsprodukte von Metallblechen

Die Abschwemmung von Korrosionsprodukten von Dächern oder Fassaden aus Kupfer oder Zink wurde bereits im Bericht zu Phase I des Projekts dokumentiert. Diversen Untersuchungen in der Schweiz und in Deutschland zeigen die Relevanz der Abschwemmung von Schwermetallen auf (siehe hierzu Bericht Phase I, Abschnitt 2.1.4).

3.2.8 Formaldehyd in Holzwerkstoffen

Verleimte Holzwerkstoffe müssen gemäss ChemRRV die Emissionsklasse E1 nach der Norm SN EN 312 erreichen. Falls Spanplatten Emissionen in der Nähe der Grenzwerte aufweisen, stammt das Formaldehyd vorwiegend aus den als Bindemittel eingesetzten Formaldehyd-Harzen und zu einem kleineren Teil aus dem verwendeten Holz selbst. Spanplatten mit Tiefstwerten bezüglich der Formaldehyd-Emissionen liegen heute im Bereich von Massivhölzern. Für diese Produkte ist das Holz selbst als Formaldehyd-Quelle nicht mehr vernachlässigbar. Zur Reduktion der Emissionen eingesetzte Formaldehydfänger in Spanplatten sind meist Polyamine, die normalerweise dem Leim zugegeben werden (Lignum Holzwirtschaft Schweiz, 2008). Verleimte Holzwerkstoffe geben auch weitere VOC ab, darunter z. B. Terpene und Essigsäure.

Tabelle 14: Anforderungen der Emissionsklasse E1 an Holzwerkstoffe

| Werkstoff | Prüfkammer | Perforator | Gasanalyse |
|----------------------------|------------|---------------------------------------|---|
| Unbeschichtete Spanplatte | ≤ 0.1 ppm | ≤ 6.5 mg/100 g atro | |
| Unbeschichtete Faserplatte | ≤ 0.1 ppm | ≤ 7.0 mg/100 g atro | |
| Unbeschichtetes Sperrholz | ≤ 0.1 ppm | | Sofort: ≤ 3.5 mg/(m ² h) nach 4 Wo.: ≤ 2.5 mg/(m ² h) |
| Beschichtete Platten | ≤ 0.1 ppm | Trägerplatte: ≤ 10.0 mg/100 g atro | ≤ 3.5 mg/(m ² h) |

Die Prüfungen erfolgen gemäss untenstehender Bedingungen:

- Prüfkammer (Norm EN 717-1): 23 °C, 45 % rH, Luftwechsel 1.0, Beladungszahl 1 m²/m³, Anteil Schmalfläche an Gesamtfläche 10 %, Anströmung 0.1-0.3 m/s
- Gasanalyse (Norm EN 717-2): 60 °C, ca. 0 % rH, 60 l/h, Anteil Schmalflächen 0 %

Für die Prüfkammerversuche legt die Norm Grenzwerte in der Prüfkammerluft fest. Diese können in Grenzwerte für Emissionen pro Fläche des eingebrachten Werkstücks umgerechnet werden. Für die Prüfkammermessungen ergibt sich unter Verwendung der Formeln im Anhang C.3 ein Emissionsgrenzwert von 123 µg/(m²h) Formaldehyd nach 15 Tagen.

Die veröffentlichte Literatur zu Emissionen aus Holzwerkstoffen in Innenräume ist überschaubar. Auch sind zahlreiche oft zitierte Studien im 20. Jahrhundert durchgeführt worden, also für die heutigen verleimten Produkte nicht mehr repräsentativ. Für die Abschätzung der Emissionen aktueller Holzwerkstoffe in den Innenraum werden nur Studien berücksichtigt, welche nach dem Jahr 2000 publiziert wurden und welche die Emissionen unter klimatischen Bedingungen messen, die auch für

Wohnräume typisch sind. Salthammer et al. führen in ihrer Publikation (Salthammer et al., 2010) zahlreiche Studien auf, in denen die Formaldehyd-Emissionen aus Baustoffen beschrieben wird. Meyer und Boehme bestimmten 1997 die Formaldehydemissionen aus Massivholz (Meyer and Boehme, 1997). Da es sich dabei um Emissionen des natürlich im Holz gebildeten Formaldehyds handelt, kann die Studie als immer noch aktuell gelten. Dasselbe gilt für die 1998 von Risholm-Sundman et al. publizierten VOC-Werte (Risholm-Sundman et al., 1998). Die einzige bekannte Studie zu Emissionen im Nutzungszustand stammt aus Finnland (Järnström et al., 2007). In einer neueren Studie von Boehm et al. (Boehm et al., 2012) werden die Formaldehydgehalte in einer Prüfkammer bei Raumtemperatur nach 2-4 Wochen für Massivholz gemessen. Daten für Formaldehydemissionen aus Massivholz bei erhöhten Temperaturen sind in mehreren Studien publiziert (Boehm et al., 2012; Meyer and Boehme, 1997; Salem et al., 2012; Tappler et al., 2009).

Zusätzlich zu den Formaldehyd-Emissionen wurden teilweise auch VOC bestimmt. Die Differenzierung ist jedoch sehr unterschiedlich. Ausführliche Prüfkammerdaten stammen aus der Untersuchung im Auftrag des Umweltbundesamts (Horn et al., 2007). Die Autoren publizieren TVOC und Einzelstoffdaten für Prüfkammerversuche über 28 Tage. Eine skandinavische Studie (Hytinen et al., 2010) veröffentlichte ebenfalls detaillierte Prüfkammerdaten für luftgetrocknetes und kammergetrocknetes Massivholz. In Finnland wurden VOC-Emissionen in der Nutzungsphase gemessen und Werte für TVOC und für Stoffgruppen publiziert (Järnström et al., 2007). Eine weitere Studie mass die TVOC-Emissionen sowie ausgewählte Einzelstoffe, insbesondere Essigsäure aus Massivhölzern (Risholm-Sundman et al., 1998).

Insgesamt zeigt die Literaturübersicht die Bedeutung der Holzwerkstoffe besonders für die Formaldehyd-Konzentration in der Innenraumluft.

3.2.9 Verschiedene

In einem ersten Schritt wurden Baustoffe im Innenraum identifiziert, die aufgrund ihrer Zusammensetzung oder aufgrund bekannter Emissionsmessungen als unwesentliche Emittenten von organischen Substanzen gelten können. Diese Baustoffe sind in Tabelle 15 aufgeführt. Für Gips-/Weissputz weist eine Studie des Fraunhofer Instituts (Scherer and Mair, 2010) sehr tiefe Emissionen aus, eine unabhängige Studie der Empa kam bereits früher zum selben Befund (Zellweger et al., 1997). Für rein mineralische oder metallische Produkte kann ebenfalls davon ausgegangen werden, dass sie keine organischen Stoffe emittieren. Bauteile, die nicht flächig eingesetzt werden, wie zum Beispiel Fensterrahmen können schon wegen der geringen Oberfläche im Vergleich zum Luftvolumen nur in sehr speziellen Fällen relevante Innenraumluftemissionen erzeugen. Kunststofffolien und -bahnen können wegen des grossen Oberflächen / Volumenverhältnisses und der geringen Masse als längerfristige Emittenten von VOC ausgeschlossen werden. Kunststoff-Rohre werden nicht betrachtet, da sie nur geringfügig im Kontakt mit der Innenraumluft stehen und aus der Literatur keine Fälle bekannt sind, in denen Kunststoff-Rohre zu Innenraumluftbelastungen geführt hätten. Heissbitumen kann bei der Anwendung im Innenraum während der Verarbeitung erhebliche Emissionen bis zu MAK-Wert-Überschreitungen verursachen. Diese sind allerdings nicht der Nutzungsphase zuzuordnen.

Tabelle 15: Baumaterialien im Innenraum, die keine Emissionsquellen darstellen

| | | |
|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| Keramik-/Steinzeugplatte | Sanitärkeramik | Hartsandstein |
| Gips/Weissputz | Flachglas beschichtet | Flachglas unbeschichtet |
| Fensterrahmen | Heissbitumen | Kunststoff-Rohre |
| Dampfbremsen | Kraftpapier | PE-Folie / -Vlies |

Für die Abschätzung der Emissionen der verbleibenden Baustoffe im Innenraum wurde die Literatur zu jeder Baustoffklasse recherchiert. Das gewählte Vorgehen bei der Modellierung der Innenraumluftemissionen und die dazu nötigen Literaturangaben werden in 4.2.1 erläutert. Für einige Baumaterialien konnten keine nutzbaren Literaturdaten gefunden werden. Diese sind in Tabelle 16 aufgeführt. Gussasphalt kann bei der Anwendung im Innenraum während der Verarbeitung erhebliche Emissionen bis zu MAK-Wert-Überschreitungen verursachen. Diese sind allerdings nicht der Nutzungsphase zuzuordnen. Für die Nutzungsphase konnten keine Literaturangaben zu Emissionen gefunden werden.

Tabelle 16: Baumaterialien im Innenraum, für die keine Emissionen hergeleitet werden konnten

| | | |
|---|------------------------------|--------------------------|
| Lehmputz | Zementputz | Hartfaserplatte |
| Holzwohle-Leichtbauplatte, zementgebunden | Heissbitumen | Korkplatte |
| Gussasphalt | Kautschuk | Kork PVC-beschichtet |
| Steinholz versiegelt | Terrazzo versiegelt | Gummigranulat versiegelt |
| Innentüre, Holz | Innentüre, Holz, Glaseinsatz | |

3.3 Expertenumfrage

3.3.1 Aussenraum

Es wurden drei Experten in den Bereichen Betonzusatzmittel, Biozide und Emissionen von Kupfer- und Zink kontaktiert (Tabelle 17). Den Fachpersonen wurde eine Liste mit der berücksichtigten Literaturquellen unterbreitet. Ziel der Umfrage war es zu überprüfen, ob die wichtigsten Ergebnisse aus der Forschung zu Emissionen aus Baustoffen in der Ökobilanzierung der Nutzungsphase berücksichtigt wurden.

Tabelle 17: Fachpersonen Expertenumfrage Aussenraum

| Name | Institut / Firma |
|-------------------|---|
| Bruno Schmid | FRIEDLIPARTNER AG |
| Michael Burkhardt | Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik, Hochschule für Technik Rapperswil |
| Markus Faller | Empa |

Als Ergebnis der Umfrage konnten weitere Studien zu Zink- und Kupferemissionen von Fassaden- und Dachflächen sowie Emissionen von Bioziden aus Farben und Putzen in den Untersuchungen berücksichtigt werden. Michael Burkhardt steuerte

eine Kritik zu den Emissionsabschätzungen in den Bereichen Biozide und Dichtungsbahnen bei. Dank seiner fachlich hochwertigen Einwände konnten die Emissionsberechnungen für die genannten Bereiche wesentlich verbessert werden.

3.3.2 Innenraum

Für die Expertenumfrage wurde ein Fragebogen erstellt, der pro angeschriebener Fachperson persönlich angepasst wurde. Der Fragebogen umfasste folgende Fragen:

1. Wir konnten folgende sehr informativen Studien/Artikel auswerten, die Sie als Hauptautor veröffentlicht haben: *Liste der Artikel*. Gibt es weitere Studien bzw. Artikel zu den Emissionen aus Baustoffen in den Innenraum, die Sie veröffentlicht haben?
2. Mehrere Fragen zu spezifischen Produktgruppen mit mangelhafter Literatur: Sind Ihnen publizierte Ergebnisse aus Prüfkammerversuchen bei Raumtemperatur zu dieser Produktgruppe bekannt?
3. Für eine Reihe von Baustoffen im Innenraum konnten wir keine publizierten Prüfkammernessdaten finden. Es handelt sich dabei um: *Liste der Baustoffe*. Sind Ihnen publizierte Ergebnisse aus Prüfkammerversuchen bei Raumtemperatur zu diesen Produktgruppen bekannt?

Die Umfrage wurde fünf Experten aus dem europäischen Raum zugestellt. Dabei handelte es sich um die Personen in Tabelle 18.

Tabelle 18: Fachpersonen der Expertenumfrage Innenraum

| Name | Institut / Firma |
|------------------|--|
| Olaf Wilke | BAM Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, Berlin |
| Wolfgang Horn | BAM Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, Berlin |
| Martin Boehm | Faculty of Forestry and Wood Sciences, Prag |
| Helena Järnström | VTT Expert Services, Espoo, Finnland |
| Risholm-Sundman | Casco Schönox Sweden AB, Stockholm |

Als Ergebnis der Expertenumfrage konnten zwei Studien für die Abschätzung der Emissionen aus Baustoffen in den Innenraum berücksichtigt werden, die aufgrund der Literaturrecherche nicht bekannt waren (Jann et al., 1998; Wilke et al., 2003).

4 Ermittlung der Emissionsfaktoren

4.1 Emissionen in den Aussenraum

4.1.1 Betonzusatzmittel aus bewittertem Beton

Aufgrund der Verbrauchsmengen (siehe 3.2.1.2) dürften für eine mögliche Umweltwirkung vor allem Emissionen von verflüssigenden Betonzusatzmitteln bedeutend sein. Das TFB-Cementbulletin (Jacobs, 1999) berichtet von Auslaageversuchen im Labor, wo 20 bis 30 % der eingesetzten Hochleistungsverflüssiger ausgelaugt werden konnten.

Gemäss dem Sachstandbericht Betonzusatzmittel (Die Deutsche Bauchemie e.V., 2011) werden die Wirkstoffe in Betonverflüssiger und Fliessmittel kurz nach der Zugabe des Zusatzmittels zum Beton zu einem grossen Teil an der Grenzfläche Zementpartikel/Wasser sorbiert. Somit nimmt die Konzentration der Wirkstoffe in der wässrigen Phase rasch ab. Sorptionsversuche mit Calciumligninsulfonat, Natrium-melaminsulfonat und Natriumnaphthalinsulfonat zeigen, dass diese Wirkstoffe binnen 7 Tagen zu mehr als 90 % am Zementstein gebunden werden. Dies wird auch durch Analysen an unter hohem Druck (bis zu 5000 bar) aus 28 Tage alten Zementstein ausgepressten Porenwässern bestätigt. Elutionsversuche an Betonzyindern ($w/z = 0.40$, Durchmesser und Höhe 100 mm) nach dem Trogverfahren ergaben, dass innerhalb 24 Stunden weniger als 0.5 % der eingesetzten Wirkstoffmengen eluiert werden (siehe auch Tabelle 19). Ergebnisse aus Studien in denen das Auslaageverhalten über längere Zeitperioden untersucht wurde liegen nicht vor. Aufgrund der Resultate der Sorptionsversuche kann jedoch vermutet werden, dass die Verflüssiger mit dem Aushärten des Betons zunehmend am Zementstein gebunden werden. Ergebnisse aus Elutionsversuchen mit anderen Betonzusatzmittel wie Verzögerer, Beschleuniger, Luftporenbildner oder Dichtungsmittel liegen nicht vor.

Im Rahmen einer Studie an der ETH Zürich zur Expositionsbewertung von Naphthalinsulfonaten (Ruckstuhl, 2001) in Hochleistungsverflüssigern wurden Feldstudien an zwei Tunnelbaustellen durchgeführt. Bei den Baustellen wurde eine Zementsuspension mit Naphthalinsulfonaten in den Grundwasserleiter injiziert, um den Schotter zu stabilisieren. Grundwasseruntersuchungen über zwei Jahre zeigten, dass ca. 5 % des eingesetzten Naphthalinsulfonats ins Grundwasser ausgewaschen wurde.

Zur Einschätzung des Risikos für Mensch und Umwelt das vom Einsatz von Betonzusatzmitteln ausgeht, können u.a. Prüfungen zum Einsatz von Betonverflüssigern und Fliessmittel für den Bau von Trinkwasseranlagen herangezogen werden. Prüfungen von Zusatzmitteln auf der Basis von Melaminsulfonaten und Naphthalinsulfonaten ergaben, dass diese die Anforderungen für den Einsatz in Trinkwasserbehältern erfüllen (Die Deutsche Bauchemie e.V., 2011).

Das mit der Auswaschung von Betonzusatzmitteln verbundene Risiko wurde im Zusammenhang mit dem Betonrecycling in einer Studie vom AWEL (AWEL / Envico,

2005) untersucht. Die Gefährdung die Betonzusatzmitteln ausgeht, wurde darin als gering und die Eintrittswahrscheinlichkeit von einem Schaden als „sehr selten“ eingestuft.

In der ETH-Studie zu Naphthalinsulfonaten wurde festgestellt, dass nur bei einem Worst-Case-Szenario (höchstmögliche Konzentration an Naphthalinsulfonaten im Baustellenabwasser direkt eingeleitet in Oberflächengewässer) das PEC/PNEC Verhältnis grösser eins sein und ein möglicher Umwelteinfluss nicht ausgeschlossen werden kann. Eine ähnliche Risikoabschätzung für eine direkte Einleitung ins Grundwasser ergab kein akutes Risiko für die Umwelt. Die Studie kommt zum Schluss, dass Naphthalinsulfonate in Betonzusatzmitteln aufgrund der geringen Toxizität und den allgemein geringen Konzentrationen in der Umwelt kein bedeutendes Risiko darstellen.

Tabelle 19: Emissionsfaktoren Betonzusatzmittel gemäss Literaturquellen

| Datenherkunft | Emissionsfaktor |
|---|--|
| Elutionsversuche Betonzylinder 10 cm (Durchmesser und Höhe), Trogverfahren | < 0.5 % der eingesetzten Wirkstoffmenge in 24 h |
| Feldstudie, Injektion Zementsuspension in den Grundwasserleiter mit anschliessender Grundwasseruntersuchung | 5 % der eingesetzten Wirkstoffmenge über 2 Jahre |

Da vermutet wird, dass die Wirkstoffe in Betonzusatzmittel beim Aushärten des Betons zunehmend am Zementstein gebunden werden, wird angenommen, dass die Emissionen aus Beton während der Nutzungsdauer wohl kaum viel höher sein dürften als 5 % der eingesetzten Wirkstoffmenge. Die nachfolgende Tabelle zeigt die Berechnung der Emissionen aus Verflüssiger und Fließmittel ausgehend von Emissionen von 5 % vom Wirkstoffgehalt für einen unbewehrten Beton mit einem Zementgehalt von 300 kg/m³ und einer Rohdichte von 2'400 kg/m³. Die Emissionen sind nur für die oberste Schicht des Betons anwendbar die bewittert oder im Kontakt mit Grundwasser ist.

Tabelle 20: Berechnung der Emissionen von Wirkstoffen und Additiven in Zusatzmitteln für einen Beton mit einem von Zementgehalt 300 kg/m³ und einer Rohdichte von 2'400 kg/m³

| | Verflüssiger | Fließmittel |
|---|-------------------|-------------------|
| Dosierung Zusatzmittel bezogen auf den Zementgehalt [M-%] | 0.2 – 0.5 | 0.4 – 2.0 |
| Zusatzmittel pro kg Beton [kg/kg] | 2.5E-04 – 6.3E-04 | 5.0E-4 – 2.5E-03 |
| Wirkstoffkonzentration im Zusatzmittel [M-%] | 10 – 40 | 10 – 40 |
| Wirkstoffe pro kg Beton [kg/kg] | 2.5E-05 – 2.5E-04 | 5.0E-05 – 1.0E-03 |
| Additive bezogen auf die Masse Zusatzmittel [%] | 0.0 – 0.5 | 0.0 – 0.5 |
| Additive in Zusatzmittel pro kg Beton [kg/kg] | 0.0 – 3.1E-06 | 0.0 – 1.3E-05 |
| Summe Wirkstoffe und Additive pro kg Beton [kg/kg] | 2.5E-05 – 2.5E-04 | 5.0E-05 – 1.0E-03 |
| Emissionsfaktor [M-%] | 5 | 5 |
| Emission über die gesamte Nutzungsdauer [kg/kg] | 1.3E-06 – 1.3E-05 | 2.5E-06 – 5.1E-05 |

4.1.2 Zusatzstoffe in Putzen

Biozide in Beschichtungsschutzmitteln müssen wasserlöslich sein müssen um wirksam zu sein. Dies hat zur Folge dass die Wirkstoffe durch die Einwirkung von Schlagregen aus Putzsystemen und Fassadenfarben ausgewaschen werden können. Verschieden Untersuchungen (M. Burkhardt et al., 2009), (K. Breuer et al., 2012) haben gezeigt, dass die Auswaschung der Wirkstoffe vor allem am Anfang der Nutzungsphase, während den ersten Regenereignissen, erhöht sein kann. Bei frei bewitterten Prüfkörpern wurden nach 5 Jahren nur noch 0-50 % der ursprünglich vorhanden Wirkstoffmenge in den untersuchten Putz- und Farbsystemen gefunden (K. Breuer et al., 2012). Dabei waren die Wiederfindungsraten im Wasser nicht nur Wirkstoff spezifisch unterschiedlich aber auch zwischen den verschiedenen Putz- und Farbtypen sowie deren Kombinationen abweichend. Ein Vergleich der verbleibenden Wirkstoffmengen in den untersuchten Putz- und Farbsystemen mit den Mengen der Wirkstoffe die im Regenwasser ausgewaschen wurden, zeigte teilweise grössere Bilanzlücken. Dies deutet darauf hin, dass Biozide auch durch verschiedene Abbaureaktionen (photolytisch oder biologisch) aus Putzen und Fassadenfarben entweichen. Beispielsweise ist 2-(Methylthio)-4-(tert-butylamino)-6-amino-s-triazine (M1) ein Abbauprodukt von Irgarol 1051 und Terbutryn. Laborversuche ergaben, dass aus Putzen die der UV-Strahlung ausgesetzt sind rund 50 % weniger Irgarol und Terbutryn ausgewaschen werden als aus identischen Putzen, die in der Dunkelheit gelagert wurden (U. Schonknecht et al., 2009). Dabei war bei UV-Einwirkung das Abbauprodukt M1 im Wasser nachweisbar. Die meisten Biozide in Putzen und Farben werden heute in verkapselter Form eingesetzt. Der Marktanteil von verkapselten Bioziden beträgt 70-80 % (Burkhardt and Dietschweiler, 2013). Durch die Verkapselung in Polymerkugeln lässt sich die Auswaschung der Wirkstoffe zeitlich hinauszögern sowie die Toxizität auf Wasserorganismen deutlich verringern (M. Burkhardt and C. Dietschweiler et al., 2013).

Aufgrund der Erkenntnisse und Angaben aus der Fachliteratur wurde in der vorliegenden Studie angenommen, dass während der Nutzungsphase von Putzen und Farben welche mit Bioziden ausgerüstet sind, 50 % der eingesetzten Wirkstoffe durch Regenwasser ausgewaschen werden. Bei einer Kombination von 3 Wirkstoffen mit einem Gehalt im Putz von je 750 pm ergibt dies eine Emission von 1.125 g/kg Putz.

Tabelle 21: Biozidemissionen aus bewitterten Putzen während der Nutzungsphase

| | Emission Nutzungsphase [g/kg] |
|---------------------|-------------------------------|
| Putz mit Filmschutz | 1.125 |

Das Auslaugeverhalten von weiteren Additiven wurde im Rahmen einer Studie (Blachnik, 2001) im Labor unter verschiedenen Randbedingungen untersucht um die Auslaugeraten der verschiedenen Wirkstoffe zu bestimmen (siehe Tabelle 22).

Das wasserlösliche Natriumolefinsulfonat wird im Mörtel zu Calciumolefinsulfonat umgewandelt, welches nicht mehr wasserlöslich ist. Es ist deshalb im Versuch am ausgetrockneten Putz auch keine Auslaugrate nachweisbar.

Tabelle 22: Auslaugverhalten von Additiven

| Additiv | Wirkstoff | Versuchsbedingungen | Auslaugrate [%] |
|------------------------|------------------------|---|---------------------------|
| Wasserrückhaltemittel | Methylcellulose | Unter Extrembedingungen nach DEV-S4 (Schütteltest) | 0,4 – 0,5 (über 24 Std.) |
| Luftporenbildner | Natriumolefin-sulfonat | Direktauslaugung an der nicht ausgehärteten Bindemittelmischung | 18 – 28 (über 15 Minuten) |
| Luftporenbildner | Natriumolefin-sulfonat | Unter Extrembedingungen nach DEV-S4 (Schütteltest) | Nicht nachweisbar |
| Hydrophobierungsmittel | Silikon | Unter Extrembedingungen nach DEV-S4 (Schütteltest) | Nicht nachweisbar |
| Hydrophobierungsmittel | Calciumstearat | Soxhlet-Extraktion | Nicht nachweisbar |
| Hydrophobierungsmittel | Natriumoleat | Soxhlet-Extraktion | Nicht nachweisbar |

Die Auswertung der Resultate in der Studie zeigte, dass selbst unter extremen Bedingungen (geringe Korngrößen) Zusatzmittel im Labor nur gering bzw. nicht nachweisbar ausgelaugt werden. Die untersuchten Wirkstoffe werden in der Regel gut in der Bindemittelmatrix eingebunden. Bei Methylcellulose, die gut wasserlöslich ist, beträgt die Auslaugrate etwa 0.5 % nach 24 Stunden. Überträgt man diese Ergebnisse auf einen Kunststoffputz mit einem relativ hohen Anteil an Additiven von 2.5 Massen-% würden unter Annahme einer Auslaugrate von 0.5 % für alle Additive ca. 120 µg Additive pro Kilogramm Putz innerhalb von 24 Stunden ausgelaugt. Es sind keine Ergebnisse aus Langzeitmessungen vorhanden. Bei den Putzen handelt es sich um Stärken von einigen Millimetern und je nach Art auch um poröse Strukturen. Zudem ist das Altern mit der Bildung von Haarrissen verbunden, so dass eine, im Vergleich zu Beton deutlich grössere Oberfläche zur Auslaugung wasserlöslicher Zusatzstoffe zur Verfügung steht. Für die Relevanz- und Sensitivitätsabschätzung wird davon ausgegangen, dass 50 % der Additive aus einem bewitterten Aussenputz während der gesamten Nutzungsdauer ausgewaschen werden. Das ergibt Emissionen von 12 mg und ist eine konservative Annahme für wasserlösliche Additive in Systemen mit grossem Oberflächen/Volumenverhältnis.

4.1.3 Zusatzstoffe aus Abdichtungsbahnen

4.1.3.1 Herbizide aus wurzelfesten Polymerbitumen-Abdichtungsbahnen

In Laborversuchen der Eawag (Burkhardt et al., 2009) wurde die „Auswaschung von Additiven aus Kunststoffabdichtungsbahnen unter Einwirkung von Wasser“ untersucht. Die Studie ermittelte Auswaschraten für Mecoprop aus Polymerbitumenbahnen mit Herbitect in verschiedenen Versuchen:

1. Es wurden Prüfkörper von 10 x 16 cm Grösse für sieben Tage kopfüber in Glasschalen mit deionisiertem Wasser gelagert. Die Schalen wurden bei 25 °C auf einem Schüttelgerät bewegt und die ausgewaschene Menge von MCPP bestimmt. Die erste Wasserprobe nach 2 h Schütteln wurde verworfen. Die durchschnittliche Auswaschung von Mecoprop betrug 4 mg/m².
2. Ein Versuchsaufbau von einem Kiesdach mit Polymerbitumenabdichtung wurde über 70 Tage mit elfmal je 100 mm in fünf Stunden beregnet und die Konz-

rationen von Mecoprop im abfliessenden Wasser bestimmt. Über 70 Tage wurden so 1.7 mg/m² Mecoprop ausgewaschen (siehe auch Tabelle 23).

Tabelle 23: Auswaschung von Mecoprop (MCP) aus Polymerbitumenbahnen mit Herbitect

| Versuch | Auswaschung MCP pro m ² Dachbahn |
|---------------------------------------|---|
| Auswaschung am Prüfkörper 2 Std. | 4 mg |
| Auswaschung aus Kiesdach über 70 Tage | 1.7 mg |

Die Versuche zeigten dass für die Freisetzung von Mecoprop sowohl die Wassermenge als auch die Kontaktzeit ausschlaggebend sind. Die Amortisationszeit von Flachdächern beträgt 30 Jahre gemäss sia Merkblatt 2032. Bei einer durchschnittlichen jährlichen Niederschlagsmenge von 1'100 mm in der Schweiz ergibt dies über 30 Jahre einen kumulierten Niederschlag von 33'000 mm. Unter der Annahme dass die Emissionen von Mecoprop proportional zur Niederschlagsmenge sind, ergibt sich anhand der Resultate aus dem Versuch am Kiesdach (1.7 mg/m² mit elfmal 100 mm) eine Emission von 1,55 µg pro m² und mm Niederschlag. Über 30 Jahre wären dies 51 mg/m².

4.1.3.2 Additive aus Kunststoff-Abdichtungsbahnen

Für eine Reihe von organischen Verbindungen wurden die Auswaschraten aus den Kunststoffabdichtungsbahnen getrennt nach Kunststofftyp ermittelt (Burkhardt et al., 2009). Die Auswaschraten wurden für 1-2 Bahnen pro Kunststofftyp vorgenommen. Dabei zeigten sich grosse Unterschiede in den Auswaschraten über 7 Tage. In Tabelle 24 werden die Blindwert-korrigierten Mittelwerte pro Kunststofftyp aufgeführt. Für Bisphenol A und Phenol aus PVC wurde nur der tiefere Messwert aus der Untersuchung verwendet, die jeweils sehr hohen Werte wurden als Ausreisser gewertet.

Tabelle 24: Auswaschraten von organischen Zusatzstoffen aus Abdichtungsbahnen (7 Tage in Wasser)

| Materialtyp | PVC [mg/m ²] | FPO/TPO [mg/m ²] | ECB [mg/m ²] | EPDM [mg/m ²] |
|--------------------------|--------------------------|------------------------------|--------------------------|---------------------------|
| Anzahl Abdichtungsbahnen | 2 | 2 | 1 | 1 |
| Benzothiazol | 0.10 | 0.08 | 0.03 | 4.3 |
| BHT | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Bisphenol A | 1.7 | 0.47 | 2.37 | 0 |
| Phenol | 0.02 | 0.45 | 0.03 | 0.01 |

Wenn angenommen wird, dass die anfänglichen Emissionen über 10 Jahre auf Null abnehmen, ergeben sich die Emissionsmengen gemäss Tabelle 25. Diese Annahme ist sehr unsicher, da sich aus den Untersuchungen kein zeitlicher Verlauf der Emissionen ableiten lässt. Eine exponentielle Abnahme oder eine Zunahme der Emissionen mit zunehmendem Alter und Witterungsexposition ist ebenfalls denkbar.

Tabelle 25: Auswaschraten von organischen Zusatzstoffen über die Nutzungsdauer von Abdichtungsbahnen (Hochrechnung)

| Materialtyp | PVC [g/m ²] | FPO/TPO [g/m ²] | ECB [g/m ²] | EPDM [g/m ²] |
|--------------------------|----------------------------|--------------------------------|----------------------------|-----------------------------|
| Anzahl Abdichtungsbahnen | 2 | 2 | 1 | 1 |
| Benzothiazol | 0.02 | 0.02 | 0.01 | 1.1 |
| BHT | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| Bisphenol A | 0.4 | 0.1 | 0.6 | 0.0 |
| Phenol | 0.01 | 0.1 | 0.0 | 0.0 |

In einer umfangreicheren Versuchsreihe derselben Studie wurden auch die Schwermetall-Emissionen für die Kunststoffabdichtungsbahnen bestimmt (Tabelle 26).

Tabelle 26: Emissionen ausgewählter Elemente aus Kunststoff-Abdichtungsbahnen (7 Tage in Wasser)

| Materialtyp | PVC [mg/m ²] | FPO/TPO [mg/m ²] | ECB [mg/m ²] | EPDM [mg/m ²] |
|--------------------------|-----------------------------|---------------------------------|-----------------------------|------------------------------|
| Anzahl Abdichtungsbahnen | 9 | 7 | 1 | 2 |
| Aluminium – Al | 0.46 | 0.57 | 0.27 | 0.38 |
| Barium – Ba | 2.34 | 0.04 | 0.05 | 0.05 |
| Eisen – Fe | 0.35 | 0.24 | 0.07 | 0.34 |
| Magnesium – Mg | 1.32 | 0.94 | 0.45 | 0.34 |
| Blei – Pb | 0.009 | 0.003 | 0 | 0 |
| Antimon- Sb | 0.35 | 0.12 | 0.013 | 0.010 |
| Zinn – Sn | 1.47 | 0 | 0 | 0 |
| Strontium – Sr | 0.04 | 0.02 | 0.013 | 0.03 |
| Titan – Ti | 0.009 | 0.02 | 0.010 | 0 |
| Zink – Zn | 1.24 | 0.19 | 0.14 | 22.35 |

Werden die Emissionen wiederum unter der Annahme einer linearen Abnahme der Emissionen während zehn Jahren auf Null hochgerechnet, so ergeben sich die Emissionen für die gesamte Nutzungsphase gemäss Tabelle 27. Nur die Zink-Emissionen aus EPDM liegen aufgrund der Abschätzung über einem Gramm pro Quadratmeter. Wiederum zu beachten ist der Einheitenwechsel von Milligramm auf Gramm pro Quadratmeter.

Tabelle 27: Schwermetall-Emissionen aus Kunststoff-Abdichtungsbahnen (Hochrechnung auf Nutzungsdauer)

| Materialtyp | PVC [g/m ²] | FPO/TPO [g/m ²] | ECB [g/m ²] | EPDM [g/m ²] |
|--------------------------|----------------------------|--------------------------------|----------------------------|-----------------------------|
| Anzahl Abdichtungsbahnen | 9 | 7 | 1 | 2 |
| Aluminium – Al | 0.12 | 0.15 | 0.07 | 0.10 |
| Barium – Ba | 0.61 | 0.01 | 0.01 | 0.01 |
| Eisen – Fe | 0.09 | 0.06 | 0.02 | 0.09 |
| Magnesium – Mg | 0.34 | 0.24 | 0.12 | 0.09 |
| Blei – Pb | 0.002 | 0.001 | 0 | 0 |
| Antimon- Sb | 0.09 | 0.03 | 0.003 | 0.002 |

| Materialtyp | PVC [g/m ²] | FPO/TPO [g/m ²] | ECB [g/m ²] | EPDM [g/m ²] |
|----------------|----------------------------|--------------------------------|----------------------------|-----------------------------|
| Zinn – Sn | 0.38 | 0 | 0 | 0 |
| Strontium – Sr | 0.01 | 0.01 | 0.003 | 0.01 |
| Titan – Ti | 0.002 | 0.01 | 0.003 | 0 |
| Zink – Zn | 0.32 | 0.05 | 0.04 | 5.83 |

4.1.4 Biozide aus Fassadenfarben

Angaben aus der Fachliteratur deuten darauf hin dass während der Nutzungsphase ca. 50 % der in Farben eingesetzten Biozide ausgewaschen werden. Die andere Hälfte entweicht durch verschiedene Abbaureaktionen aus dem Farbfilm (siehe auch Kapitel 4.1.2). Aufgrund der in Kapitel 3.2.4 beschriebenen Untersuchungen wird hier bei Fassadenfarben mit Filmschutz von einer durchschnittlichen Wirkstoffkonzentration von 2'000 ppm (Gesamtkonzentration aller Wirkstoffe) ausgegangen. Dies entspricht 2 g Wirkstoffe pro kg Farbe. Demzufolge wird 1 g Wirkstoff mit dem Regenwasser ausgewaschen.

Tabelle 28: Biozidemissionen aus Aussenwandfarben

| Farben mit Filmschutz | Emissionsfaktor [g/kg] während der Nutzungsdauer des Anstrichs |
|--|--|
| Emissionen in Gewässer und Böden von Bioziden über die gesamte Nutzungsdauer | 1 |

4.1.5 Biozide aus Holzbauteilen

Zur Auswaschung von Kupfer, Chrom und Bor aus druckimprägnierten Hölzern gibt es eine Untersuchung vom AWEL (von Wartburg, Dominik and Högger, Silvia, 2013). Es wurden die Konzentrationen von Kupfer, Chrom und Bor im Abtropfwasser von druckimprägnierten Hölzern gemessen, die nach der Behandlung im Freien gelagert wurden. Nach der Imprägnierung dauert es je nach Holzschutzmittel und Umgebungstemperaturen einige Tage bis vier Wochen bis die Chemikalien im Holz fixiert werden. Je frischer die Imprägnierung, desto höher ist das Risiko, dass bei im Freien gelagerten, behandelten Hölzern die Holzschutzmittel ausgewaschen werden. In den Messungen des AWEL wurden insbesondere Kupferkonzentrationen im Abtropfwasser gemessen, die bis zu 8 Mal über dem Einleitungsgrenzwert für Gewässer (gemäss GSchV) von 0.5 mg/l lagen. Die untersuchten Auswaschungen beziehen sich jedoch auf die Herstellungsphase respektive die Lagerung der Hölzer nach der Imprägnierung. Untersuchungen zu Emissionen aus druckimprägnierten Hölzern während der Nutzung sind nicht vorhanden.

Zu Auswaschungen von Holzschutzmitteln mit organischen Wirkstoffen gibt es eine Studie der Empa (T. Küniger et al., 2011). Es wurden unter anderem zwei Anstriche mit organischen Bioziden untersucht. Dabei handelt es sich um Beschichtungen bestehend aus:

- wasserverdünnbaren Grundierung auf Alkydharzbasis mit 2.5 % Propiconazol und wasserverdünnbaren Acrylharzfarbe mit 0.5 % IPBC
- wasserverdünnbare Imprägnierung auf Alkydharzbasis mit 1.25 % IPBC, 1.25 % DCOIT und 1.25 % OIT

Mit den Anstrichen auf einer Holzschalung wurden verschiedene Bewitterungsversuche durchgeführt. Einerseits wurden die Anstriche während einem Jahr der natürlichen Witterung ausgesetzt und andererseits wurden zwei künstliche Bewitterungsversuche mit und ohne Licht-Strahlung durchgeführt. Mit der Imprägnierung wurden nur die künstlichen Bewitterungsversuche durchgeführt. Im Labor wurden die Gehalte von den Wirkstoffen IPBC und Propiconazol im Ablaufwasser sowie in der Beschichtung ermittelt. Die Resultate sind in Tabelle 29 aufgeführt und beziehen sich auf die Massen der Wirkstoffe im frisch applizierten Anstrich.

Tabelle 29: Bewitterungsversuche Holzschutzmittel an der Empa

| | 1 Jahr natürlich | Künstlich mit Licht-Strahlung | Künstlich ohne Lichtstrahlung |
|----------------------------------|------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| Im Ablaufwasser kumuliert | | | |
| IPBC | 1.15 % | 3.72 – 3.88 % | 0.48 – 4.28 % |
| Propiconazol | 0.96 % | 1.02 % | 0.99 % |
| Verbleibende Menge im Anstrich | | | |
| IPBC | 1 % | 6 – 14 % | 8 – 9 % |
| Propiconazol | 64 % | 50 % | 27 % |
| Abbau (chemisch, photolytisch..) | | | |
| IPBC | 97.75 % | 82.12 – 90.28 % | 86.72 – 91.52 % |
| Propiconazol | 35.04 % | 48.98 % | 72.01 % |

Die Untersuchungen zeigten, dass nur relativ geringe Mengen der bioziden Wirkstoffe über das Ablaufwasser aus den Anstrichen entweichen. Gleichzeitig waren die verbleibenden Mengen der Wirkstoffe in den Anstrichen gering. Nach einem Jahr natürlicher Bewitterung waren im Anstrich nur noch ca. 1 % der ursprünglichen Menge IPBC vorhanden während im Ablaufwasser kumuliert nur ein bisschen mehr als 1 % nachgewiesen wurden. Bei den künstlichen Bewitterungsversuchen waren nur noch 6-14 % der ursprünglichen Mengen IPBC in den Anstrichen vorhanden und im Ablaufwasser wurden kumuliert 0.48 bis 4.28 % gefunden. Beim Wirkstoff Propiconazol wurden in den verschiedenen Versuchen ca. 1 % im Ablaufwasser nachgewiesen. Im Anstrich selbst verblieben 27-64 % der ursprünglich vorhandenen Wirkstoffmenge. Die Ergebnisse der Studie lassen vermuten, dass grössere Mengen der Wirkstoffe IPBC und Propiconazol durch Abbaureaktionen aus den Anstrichen entweichen. Welche Mechanismen für die tatsächlichen Biozidverluste aus den Anstrichen verantwortlich sind, konnte in der Studie nicht näher untersucht werden.

Aufgrund der Recherchen in Kapitel 3.2.5 beträgt die durchschnittliche Biozidkonzentration in Imprägnierungen und Grundierungen 2 % und der durchschnittliche Verbrauch liegt bei Holzschutzmittelpräparaten zwischen 100 und 200 g/m². Somit ergibt sich pro m² Anstrich ein Wirkstoffgehalt von 2-4 g/m². Die Emissionen während der Nutzungsphase lassen sich nur abschätzen. Aufgrund der Ergebnisse der Studie der Empa wird angenommen, dass 5 % der eingesetzten Wirkstoffe (höchster Wert aus den Bewitterungsversuchen aufgerundet) emittiert wird. Mit dieser sehr groben Schätzung betragen die Emissionen während der Nutzungsphase 0.1-0.2 g/m².

Tabelle 30: Holzschutzmittelemissionen

| Holzbauteile mit Holzschutz aussen | Emissionsfaktor [g/m ²] während der Nutzungsdauer des Anstrichs |
|------------------------------------|---|
| Kumulierte Emissionen | 0.1 – 0.2 |

4.1.6 Additive aus Kunststoffen

Die Emissionen von Dämmstoffen aus Kunststoff sind in Tabelle 31 dargestellt.

Polyurethan-Dämmstoffe werden in der Regel mit Pentan geschäumt. Der Pentan-Gehalt liegt zufolge der Umweltproduktdeklaration vom Industrieverband Polyurethan-Hartschaum e.V. (siehe Kapitel 3.2.6) bei 4 bis 5 Massen-%. Für die Berechnung der Umwelteinwirkung durch die Emission von Pentan in die Atmosphäre wurde demzufolge der Durchschnitt von 4.5 % verwendet. Zu den Emissionen von Pentan aus PUR-Dämmstoffen sind keine Daten vorhanden. Allerdings gibt es Angaben zu den Emissionen von halogenierten Treibmitteln aus PUR-Dämmplatten. Ein vom Umweltbundesamt veröffentlichter Bericht (Becken, K. et al., 2010) gibt eine Verlustrate von 1 Massen-% pro Jahr bezogen auf den Gehalt im neuen Produkt an. Über eine durchschnittliche Nutzungsdauer des Dämmstoffs von 35 Jahren (Mittelwert der Amortisationszeiten für Anwendungen als verputzte Aussenwärmedämmung und Dämmung Flachdach gemäss sia Merkblatt 2032) ergibt dies ein Emissionsfaktor von 35 % bezogen auf den Treibgasgehalt. Dies entspricht einer Emission von 16 g Treibgas pro kg Dämmstoff. Da für Produkte mit wärmedämmenden Treibgasen keine Informationen zum Treibgasgehalt vorhanden waren, wurde wie beim Pentan von einem Gehalt von 4.5 Massen-% ausgegangen. PUR-Dämmstoffe enthalten zudem Flammschutzmittel als umweltrelevante Bestandteile. Da die Dämmstoffe jedoch nicht im direkten Kontakt mit Wasser eingebaut werden, kann davon ausgegangen werden, dass während der Nutzungsphase kaum Flammschutzmittel in die Umwelt emittiert werden.

In der Untersuchung vom Umweltbundesamt über den Einsatz von fluorierten Treibgasen (Becken, K. et al., 2010) wird für R134a im XPS eine Halbwertszeit von 76 Jahren angegeben. Bei einer Nutzungsdauer von 45 Jahren (Mittelwert der Amortisationszeiten für Anwendung im Flachdach, Perimeter und als verputzte Aussenwärmedämmung gemäss sia Merkblatt 2032) wurde demzufolge berechnet dass 34 % (19 g pro kg XPS) des Treibmittels während der Nutzungsphase in die Atmosphäre emittiert wird. Da über die Emissionen von anderen Treibgasen aus XPS nichts bekannt ist, wurden für alle untersuchten Treibgase von einem Emissionsfaktor von 34 % bezogen auf den Gehalt im Produkt ab Fabrikator ausgegangen. Sofern ein XPS-Dämmstoff HBCD als Flammschutzmittel enthält, kann dieses bei Wasserkontakt (Perimeterdämmung oder Umkehrdach) ausgewaschen werden. Gemäss einer europäischen Studie (European Commission, 2008) beträgt der Emissionsfaktor ca. 0.05 %. Bei einem HBCD-Gehalt im XPS von 17.5 g ergibt dies eine mögliche HBCD-Emission von fast 9 µg/kg XPS.

Da EPS ein offenporiger Dämmstoff ist, kann davon ausgegangen werden, dass während der Nutzungsphase sämtliches Pentan welches nach der Herstellung noch im Produkt verbleibt, emittiert wird (13.3 g/kg EPS). Der Berechnung von Emissionen aus EPS mit HBCD wurde der selbe Emissionsfaktor zugrunde gelegt wie beim XPS. Die Emission von HBCD aus EPS erfolgt nur wenn der Dämmstoff im Kontakt

mit Wasser steht. Bei einer Perimeterdämmung mit HBCD-haltigem EPS können ca. 6 µg HBCD pro Kilogramm Dämmstoff emittiert werden. Allerdings wird HBCD im Hinblick auf das Verbot ab Aug. 2015 nicht mehr eingesetzt.

Für Phenolharzschaum mit wärmedämmenden Treibgasen sind keine Emissionen aus der Literatur bekannt. Es wurde deshalb, gleich wie bei den PUR-Dämmstoffen, von einer Verlustrate von 1 % pro Jahr und bezogen auf den Gehalt im neuen Produkt ausgegangen. Da Phenolharzschaum als Dämmstoff im Aussenbereich in den meisten Fällen für verputzte Aussenwärmedämmungen eingesetzt wird oder dann im Innenbereich unter dem Unterlagsboden, wurde von einer durchschnittlichen Nutzungsdauer von 30 Jahren (Amortisationszeit gemäss sia Merkblatt 2032) ausgegangen. Der Emissionsfaktor beträgt somit 30 %. Während der Nutzungsphase werden ca. 15 g Treibgas pro Kilogramm Dämmstoff emittiert.

Tabelle 31: Emissionsfaktoren von Dämmstoffen aus Kunststoff

| Dämmstoff | Additiv | Typ | Gehalt [M-%] | Emissionsfaktor Nutzungsphase [M-%] | Emission [g/kg] |
|-----------|-------------|----------------|--------------|-------------------------------------|-----------------|
| PUR | HFKW-365mfc | Treibgas | 4.50 | 35 | 16 |
| | HFKW-245fa | Treibgas | 4.50 | 35 | |
| | Pentan | Treibgas | 4.50 | 35 | |
| | T CPP | Flammschutz | 3.50 | kein Wasserkontakt | 0 |
| | TEP | Flammschutz | 3.50 | kein Wasserkontakt | 0 |
| XPS | HFO-1234ZE | Treibgas | 5.60 | 34 | 19 |
| | HFKW-134a | Treibgas | 5.60 | 34 | 19 |
| | CO2 | Treibgas | 3.40 | 34 | 11.5 |
| | Aceton | Co-Treibmittel | 2.48 | 34 | 8.5 |
| | HBCD | Flammschutz | 1.75 | 0.05 | 0.00875 |
| EPS | Pentan | Treibgas | 1.33 | 100 | 13.3 |
| | HBCD | Flammschutz | 1.25 | 0.05 | 0.00625 |
| PF | HFKW-134a | Treibgas | 5 | 30 | 15 |
| | HFKW-365mfc | Treibgas | 5 | 30 | 15 |
| | HFKW-245fa | Treibgas | 5 | 30 | 15 |
| | HFO-1234ze | Treibgas | 5 | 30 | 15 |

4.1.7 Korrosionsprodukte aus Metallblechen

Wegen hohen Metall-Verlusten während der Nutzung wird der grossflächige Einsatz von Kupfer und Titanzink nicht empfohlen (Friedli, Reinhard et al., 2001). Die Abschwemmung von Kupfer und Zink wurde in verschiedenen Studien untersucht. In einer neueren Studie vom Umweltbundesamt (Hillenbrand et al., 2005) wird die mittlere Abschwemmrate für Kupfer auf Dachflächen mit 1.3 g/(m²*a) beziffert. Bei einer Blechstärke von 0.6 mm beträgt das Flächengewicht eines Kupferblechs 5.34 kg/m² (Rohdichte Kupfer: 8'900 kg/m³). Eine Untersuchung der Empa (Faller, M., 2006) hat gezeigt, dass die Korrosionsgeschwindigkeit über die Nutzungsdauer hinweg abnimmt, jedoch bleibt die Abschwemmrate relativ konstant. Für eine Nutzungsdauer der Dacheindeckung oder Fassadenbekleidung von 40 Jahren (Amortisationszeit gemäss sia Merkblatt 2032) resultiert somit ein Abtrag von 9.7 g Kupfer pro Kilogramm Blech (siehe Tabelle 32). Für Zink auf Dachflächen gibt die Studie vom Umweltbundesamt eine mittlere Abschwemmrate von 3 g/(m²*a) an. Die durchschnittli-

che Blechdicke für Titanzinkbleche (< 0.1 % Titan) beträgt 0.7 mm. Mit einer Rohdichte von $7'200 \text{ kg/m}^3$ ergibt sich pro m^2 Blech ein Flächengewicht von 5.04 kg/m^2 . Über eine Nutzungsdauer von 40 Jahren werden demzufolge pro Kilogramm Titanzink- oder Zinkblech 23.8 g Zink abgetragen. Für verzinkte Stahlbleche kann auch von einer Abschwemmrate von $3 \text{ g/(m}^2\cdot\text{a)}$ ausgegangen werden. Für ein Stahlblech von 0.62 mm Dicke (Rohdichte $7'850 \text{ kg/m}^3$) beläuft sich die Zinkemission über 40 Jahre auf 24.6 g pro kg Stahlblech.

Tabelle 32: Emissionen von Kupfer- Titanzink- und Zinkblechen für Fassaden und Dächer

| Metalle für Dächer und Fassaden | Flächengewicht [kg/m^2] | Abschwemmrate [$\text{g/(m}^2\cdot\text{a)}$] | Nutzungsdauer [a] | Emission [g/kg] |
|---------------------------------|------------------------------------|---|-------------------|-----------------|
| Kupferblech 0.6 mm | 5.34 | 1.3 | 40 | 9.7 |
| Zink- / Titanzinkblech 0.7 mm | 5.04 | 3 | 40 | 23.8 |
| Stahlblech verzinkt 0.62 mm | 4.87 | 3 | 40 | 24.6 |

4.2 Emissionen in den Innenraum

4.2.1 Emissionsmodelle

Für die Bestimmung der Innenraumluftbelastung durch einen Baustoff während der gesamten Nutzungsphase müsste idealerweise bekannt sein, welche flüchtigen organischen Stoffe dieser Baustoff insgesamt während der Nutzungsphase abgibt. Diese Daten sind jedoch für keinen Baustoff verfügbar. Die Gesamtemissionen müssen deshalb mithilfe von Annahmen aus Emissionsmessungen über bestimmte Zeiträume abgeleitet werden. Die Datenlage ist für die einzelnen Baustoffe sehr unterschiedlich, weshalb auch mehrere Modelle zur Abschätzung der Emissionen nötig sind.

Falls Prüfkammermessungen mit Messpunkten über mehrere Tage verfügbar sind, werden die Emissionen in der Nutzungsphase daraus abgeschätzt.

- Für sämtliche Einzelstoffe mit stetiger Abnahme während der Prüfkammermessung wird angenommen, dass die Emissionen exponentiell abnehmen.
- Für sämtliche Einzelstoffe mit zeitlich zunehmenden oder konstanten Emissionen während der Prüfkammermessung wird angenommen, dass die Emissionen während 10 Jahren Nutzungsdauer linear bis Null abnehmen.

Für die Nutzungsphase sind Emissionen während der Verarbeitung nicht relevant. Deshalb sind die Emissionen unmittelbar nach Anwendung eines Baustoffs der Verarbeitungsphase zuzuordnen. Der Nutzungsphase werden alle Emissionen ab dem 28. Tag nach der Anwendung zugeordnet. Da der Innenausbau in der letzten Bauphase erfolgt, ist diese Annahme plausibel. Sie ermöglicht es gleichzeitig, die häufig vorhandenen Prüfkammermessungen am Tag 28 als Basis der Emissionsmodellierung zu verwenden. Konkret können die Emissionen für die Nutzungsphase wie folgt berechnet werden:

- Exponentiell abnehmende Emissionen: Integral ab Tag 28 der Prüfkammermessung.
- Linear abnehmende Emissionen: Emissionsfaktor am Tag 28 linear interpoliert auf Null nach 10 Jahren.

Falls keine Prüfkammermessungen verfügbar sind, bzw. nur Messdaten mit unzureichenden Angaben für die Berechnung des Emissionsfaktors pro Quadratmeter, kann hilfsweise auf breit angewandte Label-Grenzwerte oder gesetzliche Mindestanforderungen an eine Produktgruppe zurück gegriffen werden. Falls ein gesetzlicher Grenzwert für die erlaubten Emissionen existiert, kann dieser zur Berechnung des maximalen Emissionsfaktors herangezogen werden. Umgekehrt können die Grenzwerte eines strengen Labels für die Abschätzung der minimalen Emissionen verwendet werden, da diese nahe dem technisch machbaren angesiedelt sind.

4.2.2 Emissionsfaktoren

4.2.2.1 Einleitung

In den folgenden Unterkapiteln wird die Berechnung der Emissionen für die einzelnen Baustoffe erläutert. Dokumentiert werden die verwendeten Emissionsdaten und die Herleitung der Emissionen in der Nutzungsphase gemäss der in 4.2.1 erläuterten Modelle.

4.2.2.2 Gipskarton-, Gipsfaser-, Vollgipsplatten

Für Gipsplatten konnte ein Auszug der Ergebnisse aus Messungen einer Studie des Fraunhofer Instituts eingesehen werden (Scherer and Mair, 2010). Die Emissionen während der Nutzungsphase wurden nach dem Modell der exponentiellen Abnahme aus den Messdaten für Formaldehyd und TVOC berechnet. Die Berechnungen zeigen, dass nur marginale Emissionen aus Gipsplatten während der Nutzungsphase erwartet werden können. Die TVOC-Konzentration lag am Tag 28 zwar höher als die Formaldehyd-Emissionen (Tabelle 33). Sie nahm jedoch ab dem 3.Tag des Prüfkammerversuchs wesentlich rascher ab, womit eine deutlich kleinere Gesamtemission für TVOC als für Formaldehyd während der Nutzungsphase resultiert. Weiterhin liegt eine Hersteller unabhängige Prüfkammermessung eines Gipswandaufbaus vor (eco-institut, 2013). Die Ergebnisse dieser Messung und die daraus berechneten Emissionen während der Nutzungsdauer sind in Tabelle 34 aufgeführt. Die Emissionen während der Nutzungsphase wurden nach dem Modell der exponentiellen Abnahme aus den Messdaten für alle Einzelstoffe und TVOC berechnet.

Der publizierte Auszug der ersten Studie gibt keine weiteren Hinweise auf die Plattentypen. Die zweite bezieht sich nur auf Gipsfaserplatten. Da die Emissionen durchwegs sehr unbedeutend sind, können die Ergebnisse auf alle drei Gipsplattenarten bezogen werden.

Tabelle 33: Emissionsfaktoren Gipsplatten

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor am Tag 28 der Prüfkammermessung [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Emissionen Nutzungsphase [g/m^2] |
|-------------|---------|--|--|
| Formaldehyd | 50-00-0 | 4 | 0.03 |

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor am Tag 28 der Prüfkammermessung [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Emissionen Nutzungsphase [g/m^2] |
|-----------|---------|--|--|
| Summe VOC | | 17 | $1 \cdot 10^{-5}$ |

Tabelle 34: Emissionsfaktoren Gips-Wandaufbau

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor am Tag 28 der Prüfkammermessung [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Emissionen Nutzungsphase [g/m^2] |
|---------------------------|----------|--|--|
| TVOC | | 42 | 0.01 |
| Essigsäure | 64-19-7 | 26.5 | 0.03 |
| Acetophenon | 98-86-2 | 0.5 | 0.02 |
| Hexanal | 66-25-1 | 3 | 0.01 |
| Hexamethylcyclotrisiloxan | 541-05-9 | 2 | 0.01 |
| 2-Ethyl-1-hexanol | 104-76-7 | 3 | 0.004 |

4.2.2.3 Kunstharzputz

Für Kunstharzputze sind Emissionsdaten für zwei Produkte aus einer Studie des Umweltbundesamts verfügbar (Horn et al., 2007). Sie wurden in einer Prüfkammer über 28 Tage bestimmt. Aufgrund des zeitlichen Verlaufs wurden die Emissionsfaktoren nach exponentiell abnehmenden Modell berechnet.

Für die Substanzen Methylisothiazolinon (MIT), n-Hexadecan, n-Heptadecan und Eicosan konnten in der Prüfkammer über die Zeit zunehmende Emissionen beobachtet werden. Diese Emissionen wurden deshalb mit einer linearen Abnahme über 10 Jahre auf null berechnet. Die Tabelle 35 zeigt die mittleren Emissionsfaktoren für zwei Kunstharzfertigputze am Tag 28 der Prüfkammermessung (Fraunhofer IBP, 2010a), sowie die daraus berechneten gesamten Emissionen während der Nutzungsphase.

Tabelle 35: Emissionsfaktoren Kunstharzputz Prüfkammermessung

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor am Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Nutzungsphase [g/m^2] |
|----------------------------|-----------|--|---|
| TVOC | | 9304 | 2.63 |
| Glycol | | 9010 | 2.88 |
| n-Hexadecan | 544-76-3 | 50.35 | 2.21 |
| n-Heptadecan | 629-78-7 | 29 | 1.28 |
| Methylisothiazolinon (MIT) | 2682-20-4 | 23 | 1.01 |
| Eicosan | 112-95-8 | 20 | 0.89 |
| Formaldehyd DNPH | 50-00-0 | 43 | 0.02 |
| n-Pentadecan | 629-62-9 | 42 | 0.09 |
| 2-Cyclohexyloctan | 2883-05-8 | 48 | 0.04 |
| n-Tetradecan | 629-59-4 | 23 | 0.01 |
| Acetaldehyd DNPH | 75-07-0 | 1 | 0.002 |
| Summe Einzelstoffe | | | 8.4 |

4.2.2.4 Unterlagsboden Anhydrit / Zement

Für Zementunterlagsböden konnten drei Prüfberichte des Fraunhofer Instituts für verschiedene Produkte desselben Herstellers ausgewertet werden (Fraunhofer IBP, 2011, 2010a, 2010b). Es werden ein Schnellmörtel, ein Industriebetonbelag und ein gesamter Industriebelagsaufbau aus Grundierung, Zementmörtel und Versiegelung geprüft. Der Vergleich der Testergebnisse zeigt, dass der Zement-UB selbst nur vernachlässigbare VOC-Emissionen erzeugt. Mangels verfügbarer Daten konnten für den Anhydrit-UB keine Emissionsfaktoren berechnet werden.

Die Emissionen in der Nutzungsphase wurden für zwei nicht weiter bestimmte C10-Alkadiene und die Einzelsubstanz 2,4,6-Tri-tert-butylphenol unter der Annahme einer linearen Abnahme über 10 Jahre berechnet. Für Hexamethylcyclotrisiloxan und Acetaldehyd wurde eine exponentielle Abnahme angenommen, da sie im Prüfkammerversuch stetig abnahmen. Die Tabelle 36 zeigt die Emissionsfaktoren für einen Zementunterlagsboden am Tag 28 der Prüfkammermessung (Fraunhofer IBP, 2010b), sowie die daraus berechneten gesamten Emissionen während der Nutzungsphase.

Tabelle 36: Emissionsfaktoren Zement-UB

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor am Tag 28 der Prüfkammermessung [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Emissionen Nutzungsphase [g/m^2] |
|--------------------------------------|----------|--|--|
| TVOC C ₆ -C ₁₆ | | 7 | 0.02 |
| Nicht weiter bestimmte C10-Alkadiene | | 1 | 0.04 |
| 2,4,6-Tri-tert-butylphenol | 732-26-3 | 1 | 0.04 |
| Hexamethylcyclotrisiloxan | 541-05-9 | 7 | 0.02 |
| Acetaldehyd | 75-07-0 | 1 | 0.001 |
| Summe Einzelsubstanzen | | | 0.11 |

4.2.2.5 3-Schicht-Massivholzplatten und Brettschichtholz

Für beide Holzwerkstoffe-Typen konnten keine Emissionsdaten gefunden werden.

4.2.2.6 Massivholz

Für Massivhölzer konnten aus den Formaldehyd- und TVOC-, oder VOC-Einzelstoff-Emissionsmessungen dreier Studien Emissionsfaktoren hergeleitet werden. Zwei Studien weisen Formaldehyd-Emissionen für kammergetrocknete Massivhölzer (Meyer and Boehme, 1997), respektive für luftgetrocknete Massivhölzer (Boehm et al., 2012) aus. Beide Studien weisen die Emissionsfaktoren nach Einstellung eines Gleichgewichts in der Prüfkammer aus. Die Mittelwerte der Emissionsfaktoren dieser Studien und die Extrapolation auf die Nutzungsphase sind in Tabelle 37 ausgewiesen. Für Buche/Eiche basiert der Mittelwert auf drei Messwerten, für Fichte auf zwei Messwerten.

Tabelle 37: Emissionsfaktoren Formaldehyd und TVOC Massivholz

| Substanz | Buche/Eiche | Massivholz Fichte | Buche/Eiche | Massivholz Fichte |
|-------------|--|-------------------|---|-------------------|
| | Emissionsfaktor [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | | Nutzungsphase [g/m^2] | |
| Formaldehyd | 6 | 6 | 0.2 | 0.3 |

Eine weitere Studie weist Einzelsubstanzen einer Prüfkammermessung über 28 Tage aus (Hyttinen et al., 2010). Die erste Messung wurde mit luftgetrockneter norwegischer Fichte (siehe Tabelle 38), die zweite Messung mit kammergetrockneter norwegischer Fichte (Tabelle 39) vorgenommen. Die Studie stellt wesentliche Veränderungen der VOC-Zusammensetzung in kammergetrockneter norwegischer Fichte gegenüber luftgetrockneter Fichte fest. Die Emissionen während der Nutzungsphase wurden unter der Annahme einer exponentiellen Abnahme hergeleitet. Für Furfural aus kammergetrocknetem Holz zeigten sich in der Prüfkammer leicht zunehmende Emissionen, weshalb die Emissionen während der Nutzungsphase als linear abnehmend angenommen wurden.

Tabelle 38: VOC-Emissionen aus norwegischer Fichte luftgetrocknet

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Nutzungsphase [g/m^2] |
|-------------------------------------|------------|---|---|
| Essigsäure | 64-19-7 | 12 | 0.05 |
| Alpha-Pinen | 80-56-8 | 54 | 0.04 |
| Beta-Pinen | 127-91-3 | 38 | 0.04 |
| d-Limonen | 138-86-3 | 53 | 0.03 |
| 1-Methyl-4-(1-methylethenyl)-Benzen | 1195-32-0 | 5 | 0.01 |
| 1-Methyl-4-(1-methylethyl)-Benzen | 99-87-6 | 6 | 0.01 |
| Hexanal | 66-25-1 | 8 | 0.01 |
| Camphen | 79-92-5 | 4 | 0.004 |
| Delta-3-carene | 13466-78-9 | 6 | 0.003 |
| Beta-Fellandren | 555-10-2 | 5 | 0.003 |
| Beta-Myrcen | 123-35-3 | 4 | 0.002 |
| Total | | 196 | 0.2 |

Tabelle 39: VOC-Emissionen aus norwegischer Fichte kammergetrocknet

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Nutzungsphase [g/m^2] |
|-----------------------------------|------------|---|---|
| Furfural | 98-01-1 | 23 | 1.0 |
| Decanal | 112-31-2 | 5 | 0.2 |
| Nonanal | 124-19-6 | 4 | 0.2 |
| bis(2-Ethylhexyl)ether | 10143-60-9 | 3 | 0.1 |
| Essigsäure | 64-19-7 | 28 | 0.1 |
| Hexanal | 66-25-1 | 1 | 0.002 |
| Alpha-Pinen | 80-56-8 | 3 | 0.001 |
| d-Limonene | 138-86-3 | 1 | 0.0005 |
| 1-Methyl-4-(1-methylethyl)-Benzen | 99-87-6 | 0 | 0 |
| Camphen | 79-92-5 | 0 | 0 |
| Total | | 68 | 1.62 |

Eine Studie hat TVOC-Emissionen als Summenparameter in der Prüfkammer gemessen (Risholm-Sundman et al., 1998). Allerdings weist sie für einige Hölzer sehr hohe Emissionsfaktorenaus. In der Studie wird dies damit begründet, dass die Oberflächen unmittelbar vor der Messung mit einer FLEC-Zelle abgeschliffen wurden. Im Vergleich mit den Ergebnissen aus (Hyttinen et al., 2010) und auch im Vergleich zu den weiteren Studien über Holzwerkstoffe sind die Ergebnisse aus (Risholm-Sundman et al., 1998) nicht plausibel und werden nicht verwendet.

4.2.2.7 Mitteldichte Faserplatte (MDF), UF-gebunden

Für MDF-Platten konnten leider nur für eine Messung (Risholm-Sundman et al., 2007) der Formaldehyd-Emissionen vollständige Angaben gefunden werden, um eine Umrechnung in kg MDF-Platte zu erlauben. Die Emissionsdaten für Formaldehyd sind in derselben Studie für zwei weitere MDF-Platten veröffentlicht. Zu diesen ist jedoch keine Plattendicke angegeben. Die Emissionsfaktoren für die ausgewerteten MDF-Platten sind in Tabelle 40 dargestellt. Publierte Emissionsfaktoren für VOC wurden nicht gefunden.

Tabelle 40: Formaldehyd-Emissionen MDF-Platten

| Prüfkörper / Dicke [mm] | Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 14 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Nutzungsphase [g/m^2] |
|-------------------------|-------------|---------|---|---|
| Platte 1 / 12 | Formaldehyd | 50-00-0 | 100 | 4 |
| Platte 2 / unbek. | Formaldehyd | 50-00-0 | 150 | 8 |
| Platte 3 / unbek. | Formaldehyd | 50-00-0 | 190 | 7 |

4.2.2.8 OSB-Platte

Für OSB-Platten (oriented strand board) oder Grobspanplatten weist die Studie des UBA (Horn et al., 2007) Prüfkammermesswerte für sieben Platten aus. Fünf OSB-Platten wurden während 28 Tagen in der Prüfkammer gemessen, 2 Platten zusätzlich nach 81 Tagen. Eine weitere Studie der Bundesanstalt für Materialforschung (Wilke et al., 2012) enthält Prüfkammerdaten für sechs weitere OSB-Platten. Sämtliche gemessenen Einzelstoffe nahmen für die Mehrheit der Platten kontinuierlich von Tag 1 bis Tag 28 ab. Somit konnten alle Emissionen in der Nutzungsphase als exponentiell abnehmend angenommen werden. Die Datenbasis für OSB-Platten kann im Vergleich zu den anderen Baustoffen als ausgesprochen gut bezeichnet werden. In der Tabelle 41 werden die Mittelwerte der Emissionsfaktoren am Tag 28 der Prüfkammermessung sowie die berechneten Emissionen während der Nutzungsphase ausgewiesen.

Tabelle 41: Mittlere VOC-Emissionen aus OSB-Platten

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Emissionen Nutzungsphase [g/m^2] |
|-------------|----------|---|--|
| TVOC | | 452 | 0.240 |
| Hexanal | 66-25-1 | 186 | 0.123 |
| Aceton | 67-64-1 | 97 | 0.053 |
| Pentanal | 110-62-3 | 39 | 0.050 |
| Formaldehyd | 50-00-0 | 32 | 0.050 |
| Essigsäure | 64-19-7 | 20 | 0.050 |

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Emissionen Nutzungsphase [g/m^2] |
|-------------------|-----------|---|--|
| Nonanal | 124-19-6 | 16 | 0.028 |
| Δ^3 -Caren | 498-15-7 | 56 | 0.027 |
| Octanal | 124-13-0 | 21 | 0.023 |
| Benzaldehyd | 100-52-7 | 15 | 0.021 |
| Pentanol | 71-41-0 | 22 | 0.019 |
| α -Pinen | 80-56-8 | 39 | 0.015 |
| Acetaldehyd | 75-07-0 | 26 | 0.015 |
| Hexansäure | 142-60-1 | 10 | 0.010 |
| Hexanal | 111-71-7 | 11 | 0.009 |
| Heptanal | 111-71-7 | 11 | 0.009 |
| 2-Octenal | 2548-87-0 | 8 | 0.010 |
| β -Pinen | 127-91-3 | 8 | 0.004 |
| Decanal | 112-31-2 | 0.3 | 0.003 |

4.2.2.9 Spanplatten

Obwohl zweifelsohne zahlreiche Prüfkammermessungen für diesen wichtigen Baustoff im Innenraum existieren, sind leider nur sehr wenige publiziert. In Deutschland muss für eine Reihe von Baustoffen im Innenbereich die Einhaltung von Emissionsgrenzwerten mittels Prüfkammermessungen nachgewiesen werden. Das AgBB-Schema legt fest, wie die Baustoffe zu prüfen und welche Grenzwerte einzuhalten sind. Das Deutsche Institut für Bautechnik (DIBt) führt die Messungen durch und erteilt die allgemeinen bauaufsichtlichen Zulassungen (abZ). Mehrere Anfragen an das deutsche DIBt, blieben leider erfolglos. Die Datenbasis ist deshalb sehr schmal. Für Spanplatten konnten zwei Prüfkammermessungen ausgewertet werden (Tabelle 42 (Horn et al., 2007) und Tabelle 43 (Jann et al., 1998)) Es wird allerdings kein Bindemitteltyp angegeben und kein Formaldehyd ausgewiesen. Für die Emissionsberechnung während der Nutzungsphase kam das Modell der exponentiellen Abnahme für alle gemessenen Substanzen zur Anwendung. Dazu kommen vier Messwerte für Formaldehyd nach 2 Wochen in der Prüfkammer gemäss EN-Norm 717-1 (Risholm-Sundman et al., 2007). Die Emissionen während der Nutzungsphase wurden für Formaldehyd unter der Annahme einer linearen Abnahme extrapoliert, siehe dazu die Tabelle 44. Da die geprüften Spanplatten in unterschiedlichen Dicken vorliegen, werden die Emissionen der Nutzungsphase zur besseren Vergleichbarkeit pro kg Spanplatte ausgewiesen. Diese Messungen wurden mit UF-gebundenen Spanplatten durchgeführt. Auch Lignum publiziert eine Liste mit Messdaten nach dieser Norm (Lignum, 2014). Die dort publizierten Werte liegen innerhalb des durch die erwähnte Studie abgedeckten Bereichs.

Tabelle 42: VOC-Emissionen aus einer Spanplatte UF-gebunden (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Emissionen Nutzungsphase [g/m^2] | Nutzungsphase [g/kg] |
|------------------|----------|---|--|--|
| TVOC | | 780 | 0.61 | 0.06 |
| Essigsäure | 64-19-7 | 750 | 1.33 | 0.14 |
| Octanal | 124-13-0 | 3 | 0.13 | 0.01 |
| α -Pinen | 80-56-8 | 2 | 0.09 | 0.009 |
| Formaldehyd DNPH | 50-00-0 | 8 | 0.01 | 0.001 |
| Acetaldehyd DNPH | 75-07-0 | 11 | 0.01 | 0.001 |

Tabelle 43: VOC-Emissionen aus einer Spanplatte, Bindemittel unbekannt (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Emissionen Nutzungsphase [g/m^2] | Nutzungsphase [g/kg] |
|-------------|----------|---|--|--|
| TVOC | | 156 | 0.05 | 0.005 |
| Hexanal | 66-25-1 | 70 | 0.03 | 0.003 |
| Essigsäure | 64-19-7 | 60 | 0.03 | 0.003 |
| Pentanal | 110-62-3 | 13 | 0.006 | 0.0006 |
| Alpha-Pinen | 80-56-8 | 11 | 0.005 | 0.0005 |

Tabelle 44: Emissionsfaktoren für Formaldehyd aus UF-gebundenen Spanplatten

| Plattenart | Dicke [mm] | Emissionsfaktor Tag 14 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Emissionen Nutzungsphase [g/m^2] | Nutzungsphase [g/kg] |
|-------------------------|------------|---|--|--|
| Spanplatte 1 | 10 | 200 | 9 | 1.3 |
| Spanplatte 2 | 16 | 180 | 8 | 0.8 |
| Spanplatte 3 | 28 | 150 | 7 | 0.4 |
| Spanplatte 4 | 16 | 160 | 7 | 0.7 |
| Spanplatte UBA (28.Tag) | 15 | 8 | 0.4 | 0.0001 |
| Spanplatte laminiert | 16 | 70 | 3 | 0.3 |

Für PF-gebundene Platten konnten keine Prüfkammermessungen herbeigezogen werden. Um dennoch Näherungswerte zu erhalten, wurden diese im Verhältnis zu den UF-gebundenen Spanplatten hergeleitet. Das Umrechnungsverhältnis wurde aus Vergleichsmessungen für Sperrholz hergeleitet (Boehm et al., 2012). Die Vergleichsmessungen wurden nach EN 717-2 bei 60 °C durchgeführt. Die Studie umfasst Sperrhölzer aus Buche, Pappel, Fichte, Birke und Pinie, die jeweils in zwei Dicken und mit den Bindemitteln UF und PF vorlagen. Für die Umrechnung wurden die Emissionen der Sperrhölzer derselben Holzsorten und derselben Dicke verglichen. Die Tabelle 45 weist die Verhältnisse der Formaldehyd-Emissionen zwischen UF- und PF-gebundenen Sperrholz-Platten minimal, im Mittel und maximal aus.

Tabelle 45: Verhältnis der Formaldehyd-Emissionen zwischen PF- und UF-gebundenen Sperrholz-Platten

| Verhältnis | Minimum | Mittel | Maximum |
|-------------------|---------|--------|---------|
| PF- / UF-gebunden | 10 % | 26 % | 43 % |

Der Bereich der Emissionen PF-gebundener Spanplatten wurde nun aus dem Minimum der Emissionen in Tabelle 44, multipliziert mit dem Minimum der Tabelle 45, dem Mittel aus Tabelle 44, multipliziert mit dem Mittel der Tabelle 45 sowie dem Maximum aus Tabelle 44, multipliziert mit dem Maximum der Tabelle 45 abgeschätzt. Die so erhaltenen Emissionen werden in Tabelle 46 ausgewiesen.

Tabelle 46: Abgeschätzte Emissionsfaktoren für Formaldehyd aus PF-gebundenen Spanplatten

| Plattenart | Substanz | CAS-Nr. | Nutzungsphase [g/kg] |
|-----------------------|-------------|---------|----------------------|
| Spanplatte PF minimal | Formaldehyd | 50-00-0 | 1*10 ⁻⁵ |
| Spanplatte PF mittel | Formaldehyd | 50-00-0 | 0.2 |
| Spanplatte PF maximal | Formaldehyd | 50-00-0 | 0.6 |

4.2.2.10 Sperrholz / Multiplex

Für Sperrholz wurden nur Messwerte gemäss Gasanalyse-Methode (EN 717-2) publiziert (Boehm et al., 2012). Diese können zwar mithilfe von Vergleichsdaten für Massivholz (Boehm et al., 2012) näherungsweise in Emissionsdaten für Raumtemperatur umgerechnet werden. Die Ergebnisse führen jedoch zu unplausibel hohen Emissionsschätzungen, die über allen geltenden Grenzwerten liegen. Die Emissionen am Tag 28 werden deshalb aus den derzeit geltenden Grenzwerten nach verschiedenen Normen abgeleitet. Die Grenzwerte des „California Air Resources Board“ fordert IKEA von Ihren Zulieferern, womit diese Norm globale Bedeutung erlangt hat. Die Emissionsklasse 1 müssen alle Sperrhölzer einhalten, wenn sie in Europa auf den Markt gebracht werden. Der Branchenverband „European Panel Federation“ hat 2011 einen eigenen Richtwert verabschiedet, den seine Mitglieder einhalten sollen (Fraunhofer WKI, 2014).

Tabelle 47: Herleitung der Formaldehyd-Emissionen Sperrholz/Multiplex aus geltenden Grenzwerten

| Norm | Prüfkammer EN 717-1 [ppm] | Emissionsfaktor [µg/m ² h] | Emissionen Nutzungsdauer [g/m ²] |
|-------------------|---------------------------|---------------------------------------|--|
| CARB Phase 2 | 0.03 | 37 | 1.6 |
| Emissionsklasse 1 | 0.1 | 123 | 5.4 |
| Europ. Panel Fed. | 0.065 | 80 | 3.5 |

4.2.2.11 2-Komponenten-Klebstoff

Trotz der Bedeutung der Klebstoffe für die Qualität der Innenraumluft sind nur wenige auswertbare Prüfkammerdaten publiziert. Eine Studie der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM), Berlin weist Prüfkammermessdaten am Tag 28 für neun Bodenbelags-Klebstoffe aus. (Wilke et al., 2004) Diese beziehen sich jedoch nicht auf 2-Komponenten-Klebstoffe, sondern wasserlösliche Dispersionsklebstoffe.

Die Ableitung eines minimalen Emissionswertes erfolgt aus der Klasse „EC1 plus“ des EMICODE-Gütelabels der „Gemeinschaft Emissionskontrollierte Verlegewerkstoffe, Klebstoffe und Bauprodukte e. V.“, Düsseldorf. Die Klasse „EC1 plus“ ent-

spricht dem heute technisch machbaren und kann somit näherungsweise als Untergrenze für Klebstoffe angesetzt werden.

Tabelle 48: Aus Emicode hergeleitete Emissionen für 2-Komponenten-Klebstoffe

| Kategorie Emicode | nach 28 Tagen TVOC [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Emissionen Nutzungs- phase [g/m ²] |
|----------------------|--|--|---|
| EC1 ^{plus} | 60 | 75 | 3 |
| EC1 | 100 | 125 | 5 |
| EC2 | 300 | 375 | 16 |

Für den Maximalwert kann eine Annahme aus dem Lösemittelgehalt getroffen werden. Der maximale Lösemittelgehalt wurde aufgrund der GISCODES für PU-Verlegewerkstoffe auf 10 % festgelegt. Dies entspricht dem GISCODE RU 3, für den durch eine kurze Marktrecherche aktuelle Produkte im Verkauf gefunden wurden. Durch den Vergleich mit den Prüfkammermessungen für 2K-Bodenbeläge und den Fussbodenaufbau des Korkfertigparkett sowie unter Berücksichtigung des verdeckten Einbaus wird näherungsweise festgelegt, dass 40 % der Emissionen während der Nutzungsphase auftreten. Somit würden 40 g VOC/kg Klebstoff während der Nutzungsphase emittieren.

4.2.2.12 Silicon-Fugenmasse

Die Emissionsfaktoren für Silicon-Fugenmassen konnten aus sechs Prüfkammerversuchen über 28 Tage abgeleitet werden (Horn et al., 2007). Von den geprüften Silicon-Fugenmassen waren 4 acetatvernetzend und 2 neutralvernetzend. Acetatvernetzende Systeme spalten bei der Trocknung Essigsäure ab. In den Prüfkammermessungen konnten am Tag 28 nur für eine Probe Essigsäure-Emissionen von $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen werden. Eine Analyse der Abnahme zeigt zudem, dass auch für dieses System die Emissionen zu 99,9 % während der Verarbeitungsphase erfolgen. Für alle anderen acetathärtenden Fugenmassen erfolgten die Essigsäure-Emissionen vollständig während der Verarbeitungsphase. Für die Nutzungsphase spielen die Essigsäure-Emissionen deshalb keine Rolle. Neutralvernetzende Oximsysteme spalten Butanonoxim ab. Daneben existieren noch neutralvernetzende Alkoxy-Systeme, die bei der Aushärtung Alkohole abspalten und Benzamid-Systeme, die Amine abspalten. Aus dem Bericht geht leider nicht hervor, welche Härter-Systeme die beiden neutralvernetzenden Dichtmassen verwenden. Aus den Messwerten in der Prüfkammer ist ersichtlich, dass beide geprüften neutralvernetzenden Dichtmassen Alkohole abgeben (Propanol, 2-Methyl-1-butanol, Pentanol) und somit vermutlich Alkoxy-Systeme sind. Nur das Pentanol war am Tag 28 in der Prüfkammer noch messbar, das dafür in erheblicher Konzentration.

Die mittleren Emissionsfaktoren für alle sechs Silicon-Fugenmassen am Tag 28 der Prüfkammermessung und die daraus abgeleiteten Emissionen während der Nutzungsphase sind in Tabelle 49 aufgeführt. Für die Herleitung der Emissionen während der Nutzungsphase wurde das Modell der exponentiellen Abnahme für alle Substanzen angewendet.

Tabelle 49: Mittlere VOC-Emissionen aus Silicon-Fugenmassen

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Nutzungsphase [g/m^2] |
|----------------------------------|----------|--|--|
| TVOC | | 57978 | 15.4 |
| Dodecamethylcyclhexasiloxan | 540-97-6 | 20632 | 12.1 |
| Tetradecamethylcycloheptasiloxan | 107-50-6 | 2435 | 5.3 |
| Hexadecan | 544-76-3 | 496 | 1.1 |
| Pentadecan | 629-62-9 | 415 | 0.7 |
| 1-Pentanol | 71-41-0 | 953 | 0.5 |
| Hexamethylcyclotrisiloxan | 541-05-9 | 277 | 0.2 |
| Tetradecan | 629-59-4 | 104 | 0.1 |
| Phenol | 108-95-2 | 42 | 0.03 |
| Benzaldehyd | 100-52-7 | 69 | 0.02 |
| Tridecan | 629-50-5 | 44 | 0.02 |
| Acetophenon | 98-86-2 | 55 | 0.02 |

4.2.2.13 Glas- / Steinwolle

Es ist bekannt, dass die Formaldehydemissionen aus dem Bindemittel von Glaswolle für Innenanwendungen im Bereich des A+-Ratings des französischen Labels für Baustoffe im Innenbereich liegen. Diese Angabe wird mangels weiterer erhältlicher Daten auf Mineralwolle im Allgemeinen angewendet. Für weitere Substanzen sind leider keine Emissionsdaten erhältlich. Das französische Label-System² wurde per 1. Januar 2012 verpflichtend eingeführt (Republique Francaise, 2012). Für Mineralwolle wird die Anwendung als Trittschalldämmung zugrunde gelegt. Für Formaldehyd ergeben sich somit Emissionen von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Mineralwolle nach 28 Tagen in der Prüfkammer. Es wird angenommen, dass diese Emissionen über 10 Jahre linear auf Null zurück gehen. Die Gesamtemissionen über die gesamte Nutzungsdauer betragen somit rund $1.3 \text{ g Formaldehyd}/\text{m}^3$ Mineralwolle.

4.2.2.14 Polystyrol extrudiert (XPS)

XPS kann im Innenraum als Wärmedämmung gegen unbeheizt eingesetzt werden. Aus dem Schaumstoff treten die Treibmittel über längere Zeitspannen aus. Dabei handelt es sich um CO_2 und die Co-Treibmittel Ethanol oder Aceton. Aus Herstellerangaben (Plate, 2014) können die Acetonemissionen abgeschätzt werden. Der Hersteller gab die Prüfkammerdaten für Aceton-Emissionen eines Produkts nach 28 Tagen und nach 1 Jahr an. Unter der Annahme einer exponentiellen Abnahme der Emissionen ergibt sich, dass 5 – 10 % des enthaltenen Acetons in die Raumluft austreten. Diese Annahme kann als sehr konservativ angenommen werden. Wird hingegen eine lineare Abnahme über die Emissionsdauer von 10 Jahren angenommen, so treten 10 – 40 % des enthaltenen Acetons aus. Es könnte auch argumentiert werden, dass das Aceton über die Nutzungsphase vollständig austritt. Im Sinne

² „Etiquetage des émissions en polluants volatils des produits de construction et de décoration“

der Gleichbehandlung der Baustoffe wird jedoch auch für XPS dieselbe Methodik zur Emissionsabschätzung angewendet wie für alle anderen beurteilten Baustoffe. Für XPS mit Ethanol als Co-Treibmittel werden dieselben Annahmen bezüglich Gehalt und Emissionen getroffen.

Tabelle 50: Mittlere VOC-Emissionen aus XPS

| Substanz und Modell | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Nutzungsphase [g/m^2] |
|------------------------------|---------|---|---|
| Aceton exponentielle Abnahme | 67-64-1 | 800 | 9.9 |
| Aceton lineare Abnahme | 67-64-1 | 800 | 35 |

4.2.2.15 2K-Kunstharzfliesbodenbeläge

Die Datenlage zu den 2K-Fliessbelägen äusserst schmal. Im Rahmen der Literaturrecherche konnten lediglich zwei veröffentlichte Prüfberichte nach dem deutschen AgBB-Schema gefunden werden. Ein Prüfbericht bezieht sich auf einen Industriebelag (Textiles & Flooring Institute, 2009), ein Zweiter auf einen Belag für Gewerbe und Wohnen. Die beiden Beläge unterscheiden sich deutlich in den emittierten Stoffen wie auch den Mengen.

Die Emissionsdaten für den Industrie-Epoxidbelag stammen aus einem Prüfzeugnis (Textiles & Flooring Institute, 2009). Darin werden die Emissionen am Tag 3 und am Tag 28 ausgewiesen. Benzaldehyd nahm in der Prüfkammer über die Versuchsdauer zu, Benzylalkohol auf wesentlich höherem Niveau rasch ab. Für die Abschätzung der Emissionen in der Nutzungsphase kam deshalb für Benzaldehyd die Annahme einer linearen Abnahme über die Emissionsdauer zum Zuge, während Benzylalkohol als exponentiell abnehmend modelliert werden konnte. Die Emissionsfaktoren sind in Tabelle 51 abgebildet. Auffallend ist derselbe Faktor für Benzylalkohol und TVOC. Aus der Quelle sind zu dieser Auffälligkeit keine weiteren Angaben zu entnehmen.

Tabelle 51: Emissionen 2K-Fliessbelag Industrie aus einer Prüfkammermessung

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Nutzungsphase [g/m^2] |
|---------------|----------|---|---|
| TVOC | | 796 | 1.6 |
| Benzylalkohol | 100-51-6 | 796 | 2.1 |
| Benzaldehyd | 100-52-7 | 5 | 0.2 |

Die Emissionsdaten des 2K-PUR-Belags stammen aus einer Prüfkammeruntersuchung. (WESSLING, 2007) Gemessen wurde der gesamte Systemaufbau, wie er gemäss technischen Anweisungen des Herstellers angewendet werden sollte. In diesem Versuch nahm keine Einzelsubstanz vom Tag 3 zu Tag 28 ab, womit alle Emissionen für die Nutzungsphase über die Annahme der linearen Abnahme abgeschätzt wurden (Tabelle 52).

Tabelle 52: Emissionen 2K-Fliessbelag Wohnen/Gewerbe aus einer Prüfkammermessung (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Nutzungsphase [g/m^2] |
|--------------------------------|----------|---|---|
| TVOC | | 215 | 9 |
| N-Methyl-2-pyrrolidon | 872-50-4 | 181 | 8 |
| Isobutanal | 78-84-2 | 18 | 1 |
| Diethylenglykol-Monobutylether | 112-34-5 | 10 | 0.4 |
| 2-Methoxy-1-methylacetat | 108-65-6 | 7 | 0.3 |
| Nonanal | 124-19-6 | 5 | 0.2 |
| 1.2.4-Trimethylbenzol | 95-63-6 | 4 | 0.2 |
| Benzylalkohol | 100-51-6 | 4 | 0.2 |
| 1-Butylacetat | 123-86-4 | 3 | 0.1 |

4.2.2.16 Kautschuk

Zeitabhängige Emissionsdaten zu Bodenbelägen aus Kautschuk wurden nur in einer Studie zu einem einzigen Belag gefunden (Wilke et al., 2004). Die Emissionsdaten sind in Tabelle 53 abgebildet. Für alle Einzelsubstanzen wurden die Emissionen während der Nutzungsdauer mit dem Modell der exponentiellen Abnahme gerechnet.

Tabelle 53: Emissionen aus einem Kautschuk-Bodenbelag (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Nutzungsphase [g/m^2] |
|-------------------------------|----------|---|---|
| TVOC | | 129 | 0.08 |
| Benzothiazol | 95-16-9 | 86 | 0.06 |
| Butyliertes Hydroxytoluol | 128-37-0 | 6.3 | 0.02 |
| Nicht identifizierte Substanz | | 16 | 0.01 |

4.2.2.17 Kork-Fertigparkett

Die Emissionen in Tabelle 54 stammen aus (Horn et al., 2007). Für die Nutzungsphase wurden alle Emissionen als exponentiell abnehmend angenommen.

Tabelle 54: Emissionen Korkfertigparkett aus einer Prüfkammermessung (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Nutzungsphase [g/m^2] |
|---------------------|----------|---|---|
| TVOC | | 120 | 0.07 |
| Benzophenon | 119-61-9 | 94 | 0.111 |
| Phenol | 108-95-2 | 3 | 0.027 |
| BHT | 128-37-0 | 1 | 0.004 |
| Butyldiglykolacetat | 124-17-4 | 8 | 0.003 |
| Hexanal | 66-25-1 | 1 | 0.002 |
| Furfural | 98-01-1 | 1 | 0.001 |

Die Emissionen sind namentlich für den typischen Korkemittenten Furfural ausserordentlich gering.

4.2.2.18 Kork-Parkett geölt/versiegelt

In Tabelle 55 sind die Ergebnisse einer Prüfkammermessung eines lackierten Korkfertigparketts wiedergegeben. (eco-Institut, 2008) Die Emissionen für Essigsäure und Acrylsäureester werden als linear abnehmend über 10 Jahre berechnet, alle anderen Substanzen als exponentiell abnehmend. Für geölte Korkparkette konnten keine Messdaten eingesehen werden.

Tabelle 55: Emissionen Korkfertigparkett versiegelt aus einer Prüfkammermessung (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Nutzungsphase [g/m^2] |
|------------------------------------|------------|--|--|
| TVOC C6-C16 | | 300 | 0.15 |
| Essigsäure | 64-19-7 | 60 | 2.6 |
| Acrylsäureester | | 23 | 0.99 |
| Ethylenglykol-Monobutylether | 111-76-2 | 54 | 0.03 |
| Texanol | 25265-77-4 | 8 | 0.01 |
| Ethanal | 75-07-0 | 6 | 0.01 |
| Triethylamin | 121-44-8 | 10 | 0.005 |
| Cyclohexanon | 108-94-1 | 6 | 0.005 |
| Phenol | 108-95-2 | 6 | 0.003 |
| Dipropylenglykol-mono-n-butylether | 29911-28-2 | 10 | 0.002 |
| Nicht identifiziert | | 79 | 3.4 |

4.2.2.19 Laminat

In der Studie von Horn (Horn et al., 2007) wurde ein Laminat in der Prüfkammer geprüft. Weitere auswertbare Prüfkammerergebnisse konnten leider nicht eingesehen werden. In der Prüfkammermessung nahm Hexanal über 28 Tage leicht zu, weshalb die Emissionen mit der Annahme einer linearen Abnahme berechnet wurden. Essigsäure trat stetig abnehmend aus der Probe aus und wurde unter der Annahme einer exponentiellen Abnahme auf die Nutzungsphase extrapoliert. Für die Formaldehyd-Emissionen wurde einerseits eine exponentielle Abnahme gerechnet, andererseits eine lineare über 10 Jahre (Tabelle 72). Die Prüfkammerwerte waren über 28 Tage nahezu konstant und rechtfertigen beide Annahmen gleichermassen. Die lineare Abnahme gibt die Situation bei Neubildung von Formaldehyd aus dem Bindemittel eher besser wieder, während die Annahme der exponentiellen Abnahme eher einer reinen Ausgasung des vorhandenen freien Formaldehyds entspricht.

Tabelle 56: Resultate einer Prüfkammermessung für ein Laminat (gekürzt)

| Stoff(klasse) | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Nutzungsphase [g/m^2] |
|--|---------|--|--|
| TVOC ohne DNPH | | 11 | 0.004 |
| Hexanal | 66-25-1 | 4 | 0.200 |
| Essigsäure | 64-19-7 | 3 | 0.001 |
| Formaldehyd DNPH exponentielle Abnahme | 50-00-0 | 14 | 0.040 |
| Formaldehyd DNPH lineare Abnahme | 50-00-0 | 14 | 0.600 |

4.2.2.20 Linoleum

Für Linoleum sind die Ergebnisse einer Prüfkammermessung im Auftrag eines Herstellers publiziert. (ÖTI, 2007) Beim Prüfkörper handelt es sich um den gesamten Bodenaufbau mit Primer, Planspachtel, Kleber und Linoleum. Die gemessenen Emissionen stammen also nicht aus dem Linoleum alleine. Das typische Linoleum-Abbauprodukt Hexanal wurde nur in kleiner Konzentration gemessen, hingegen trat verhältnismässig viel Formaldehyd aus dem Bodenaufbau aus. Die Emissionen von 2-Ethylfuran und Hexanal nahmen während der Prüfkammermessung zu, Formaldehyd trat am 3. und 28. Tag auf. Die Emissionen dieser Substanzen während der Nutzungsphase wurden als linear abnehmend modelliert. TVOC C₆-C₁₆ und die weiteren Einzelsubstanzen nahmen in der Prüfkammer relativ rasch ab, womit die Emissionen während der Nutzungsphase als exponentiell abnehmend modelliert wurden und deutlich tiefer liegen. Der TVOC-Wert enthält kein Formaldehyd und Heptadecan.

Tabelle 57: Emissionen eines Linoleum-Fussbodenaufbaus aus einer Prüfkammermessung (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Nutzungsphase [g/m^2] |
|--------------------------------------|-----------|--|--|
| TVOC C ₆ -C ₁₆ | | 43 | 0.030 |
| Hexanal | 66-25-1 | 8 | 0.300 |
| 2-Ethylfuran | 3208-16-0 | 4 | 0.200 |
| Heptadecan | 629-78-7 | 3 | 0.100 |
| N-Methyl-2-pyrrolidon | 872-50-4 | 25 | 0.030 |
| Formaldehyd | 50-00-0 | 18 | 0.010 |
| n-Butylether | | 4 | 0.001 |

Dazu kommen Messungen an drei Linoleum-Belägen. (Wilke et al., 2003) Die Mittelwerte der gemessenen Emissionen sind in Tabelle 58 aufgeführt. Zu beachten ist, dass nur die Prüfkammermessung im Auftrag des Herstellers auch einen Emissionswert für Formaldehyd ausweist.

Tabelle 58: Mittlere Emissionen Linoleum-Fussbodenbeläge aus Prüfkammermessungen (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Nutzungsphase [g/m^2] |
|------------------------|----------|--|--|
| TVOC | | 143 | 0.050 |
| TSVOC | | 4 | 0.008 |
| Essigsäure | 64-19-7 | 88 | 0.090 |
| Hexansäure | 142-62-1 | 18 | 0.008 |
| Hexanal | 66-25-1 | 16 | 0.013 |
| Propylenglykolderivate | | 4 | 0.005 |
| Hexadecan | 544-76-3 | 3 | 0.005 |
| Nonanal | 124-19-9 | 3 | 0.002 |
| Dekenal | 112-31-2 | 3 | 0.003 |
| Oktansäure | 124-07-2 | 3 | 0.002 |
| Heptadecan | 629-78-7 | 2 | 0.002 |
| Oktanal | 124-13-0 | 2 | 0.002 |

4.2.2.21 Parkett

Die Parkettemissionen wurden in Neubauten in Finnland gemessen. Dabei wurden die austretenden Substanzen mit einer FLEC-Zelle lokal abgesaugt. Die Messungen erfolgten zum Einzugstermin 8-22 Wochen nach Einbau, 6 Monate nach Bezug und 12 Monate nach Bezug. (Järnström et al., 2007) Für die Ermittlung der Extremwerte wurden die Emissionen einmal exponentiell abnehmend angenommen und einmal linear abnehmend über 10 Jahre. Die Ergebnisse unterscheiden sich nur marginal.

Tabelle 59: Emissionen aus Parkett-Bodenaufbauten, gemessen in Neubauten

| Substanz | Emissionsfaktor 8-22 Wochen nach Einbau [µg/m ² h] | Emissionsfaktor 6 Monate nach Bezug [µg/m ² h] | Emissionsfaktor 12 Monate nach Bezug [µg/m ² h] | Nutzungsphase [g/m ²] lineare Abnahme | Nutzungsphase [g/m ²] exponentielle Abnahme |
|-------------|--|--|---|--|--|
| TVOC | 78 | 80 | 28 | 1.2 | 0.7 |
| Formaldehyd | 7 | 5 | 5 | 0.2 | 0.2 |

4.2.2.22 PVC homogen

Emissionsdaten für einen PVC-Boden wurden in Neubauten in Finnland gemessen. Dabei wurden die austretenden Substanzen mit einer FLEC-Zelle lokal abgesaugt. Ausgewiesen werden lediglich TVOC und Formaldehyd als einzige Einzelsubstanz. Die Messungen erfolgten zum Einzugstermin 8-22 Wochen nach Einbau, 6 Monate nach Bezug und 12 Monate nach Bezug. (Järnström et al., 2007) Für die Ermittlung der Extremwerte wurden die Emissionen einmal exponentiell abnehmend angenommen und einmal linear abnehmend über 10 Jahre. Die Ergebnisse unterscheiden sich nur geringfügig.

Tabelle 60: Emissionen aus PVC-Bodenaufbauten, gemessen in Neubauten

| Substanz | Emissionsfaktor 8-22 Wochen nach Einbau [µg/m ² h] | Emissionsfaktor 6 Monate nach Bezug [µg/m ² h] | Emissionsfaktor 12 Monate nach Bezug [µg/m ² h] | Nutzungsphase [g/m ²] lineare Abnahme | Nutzungsphase [g/m ²] exponentielle Abnahme |
|-------------|--|--|---|--|--|
| TVOC | 431 | 136 | 117 | 5.1 | 2.9 |
| Formaldehyd | 9 | 5 | 7 | 0.3 | 0.3 |

In einer weiteren Studie der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung BAM, Berlin wurden die Emissionen aus fünf PVC-Belägen gemessen. Die Messwerte der Prüfkammermessungen sind bis zum Tag 28 publiziert. (Wilke et al., 2003) Eine dieser Messungen mass die Emissionen eines gesamten Bodenaufbaus, die weiteren nur die PVC-Beläge alleine. Interessanterweise wies der gesamte Bodenaufbau am Tag 28 in der Prüfkammer die besten Emissionswerte auf. Die Mittelwerte der gemessenen Emissionen sind in Tabelle 61 ausgewiesen. Alle Emissionen während der Nutzungsphase wurden unter der Annahme einer exponentiellen Abnahme abgeschätzt. Die Messwerte der PVC-Beläge streuten relativ stark, der Belag mit den höchsten Emissionen am Tag 28 wies eine Summe aller VOC von 1365 µg/m²h aus, während die Mittelwerte in der Summe 550 µg/m²h ergeben.

Tabelle 61: Mittlere Emissionen aus Prüfkammermessungen von PVC-Bodenbelägen (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Emissionen Nutzungsphase [g/m^2] |
|---------------------|-----------|--|--|
| TVOC | | 462 | 0.26 |
| TSVOC | | 81 | 0.11 |
| Butyldiglykolacetat | 124-17-4 | 3 | 0.13 |
| TXIB | 6846-50-0 | 139 | 0.07 |
| Butyldiglykol | 112-34-5 | 70 | 0.04 |
| Xylole | | 8 | 0.03 |
| VOCs (n23) | | 40 | 0.03 |
| VOCs (n13) | | 16 | 0.02 |
| 2-Butoxyethanol | 111-76-2 | 25 | 0.02 |
| 2-Butanon | 78-93-9 | 42 | 0.02 |
| 2- Ethylhexansäure | 149-57-5 | 15 | 0.02 |
| SVOCs (n8) | | 89 | 0.02 |
| VOCs (n>17) | | 18 | 0.01 |
| Toluol | 108-88-3 | 10 | 0.01 |
| Dodekanol | 112-53-8 | 5 | 0.01 |
| N-Methylpyrrolidon | 872-50-4 | 10 | 0.01 |
| Ethylbenzol | 100-41-4 | 4 | 0.01 |
| Phenol | 108-95-2 | 19 | 0.01 |

4.2.2.23 Synthetische thermoplastische Beläge

Emissionsdaten zu synthetischen thermoplastischen Belägen wurden nur in einer Studie zu einem einzigen Belag gefunden (Wilke et al., 2003). Gemessen wurde ein Polyolefin-Belag. In der Prüfkammermessung wurde N-Methylpyrrolidon als einzige emittierte Substanz bestimmt (Tabelle 62). Die Emissionen während der Nutzungsphase wurden unter der Annahme einer exponentiellen Abnahme abgeschätzt.

Tabelle 62: Emissionen eines Polyolefin-Belags aus einer Prüfkammermessung

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Nutzungsphase [g/m^2] |
|--------------------|----------|--|--|
| N-Methylpyrrolidon | 872-50-4 | 83 | 0.05 |

4.2.2.24 Teppiche

Für Teppiche wurde eine Studie publiziert, die Messwerte für Formaldehyd und TVOC nach 24 und nach 72 Stunden in der Prüfkammer ausweist. (Katsoyiannis et al., 2008) Gemessen wurden die Emissionen aus vier Teppichen in der Prüfkammer. Für die Nutzungsphase wurden die Emissionen unter der Annahme einer exponentiellen Abnahme extrapoliert (Tabelle 63).

Tabelle 63: Mittlere Emissionen für Teppiche aus Prüfkammernmessungen

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor 72 Std. [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Nutzungsphase [g/m^2] |
|-------------|---------|---|--|
| TVOC | | 375 | 0.02 |
| Formaldehyd | 50-00-0 | 5 | 0.0002 |

Umfangreichere Daten liefert die Studie des BAM. (Wilke et al., 2003) Die Autoren prüften 14 Teppiche unterschiedlicher Typen. Die Messdaten der Prüfkammernmessungen sind für alle gemessenen Einzelstoffe publiziert. Die Tabelle 64 weist die mittleren Emissionsfaktoren am Tag 28 und die daraus mit einer exponentiellen Abnahme berechneten Emissionen während der Nutzungsphase aus. Die Studie unterscheidet zwischen flüchtigen Kohlenwasserstoffen (TVOC) und semi-flüchtigen Kohlenwasserstoffen (TSVOC). Die mittleren Essigsäure-Emissionen werden vor allem durch einen Kokosfaser-Teppich bestimmt. Dieser Teppich emittierte mehr als die fünfundzwanzigfache Menge Essigsäure als der Teppich mit dem zweithöchsten Emissionsfaktor.

Tabelle 64: Mittlere Emissionen für Teppiche aus Prüfkammernmessungen (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Nutzungsphase [g/m^2] |
|--------------------------|----------|--|--|
| TVOC | | 413 | 0.200 |
| TSVOC | | 7 | 0.030 |
| Essigsäure | 64-19-7 | 315 | 1.700 |
| SVOCs (5 Alkylbenzole) | | 4 | 0.490 |
| VOCs (n70, meist Alkane) | | 24 | 0.200 |
| VOCs (n>30) | 0 | 21 | 0.170 |
| SVOC (5 Alkylbenzole) | 0 | 2 | 0.116 |
| Caprolactam | 105-60-2 | 10 | 0.069 |
| Ethylenglykol | 107-21-1 | 10 | 0.030 |
| Propylenglykol | 57-55-6 | 11 | 0.03 |

4.2.2.25 Anstrich, wasserverdünnbar

Die Emissionen werden als Mittelwerte aus zehn Prüfkammerversuchen berechnet. (Horn et al., 2007) Die zehn Proben umfassen wasserverdünnbare Farben unterschiedlichen Typs. Vertreten sind: Fussbodenfarbe, Holzlasur, Holzfarbe (nicht näher erläutert), Wassersiegel, Dispersionsfarbe, Latexfarbe. Für wasserverdünnbare Anstriche werden in der Prüfkammer zahlreiche Einzelsubstanzen festgestellt. Nach der Mittelwertbildung über elf Prüfkammerversuche mit verschiedenen Produkten bleibt jedoch nur eine überschaubare Anzahl Substanzen übrig, die in der Nutzungsphase zu nennenswerten Emissionen führen (Tabelle 65). Für alle Substanzen wird eine exponentielle Annahme angenommen, da für dünnfilmige Anstriche nur eine Trocknung als sinnvolles Modell in Frage kommt.

Tabelle 65: Mittlere Emissionen für wasserverdünnbare Anstriche aus Prüfkammermessungen (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Nutzungsphase [g/m^2] |
|--|-----------|--|--|
| TVOC | | 514 | 0.080 |
| Propandiol | 57-55-6 | 73 | 0.030 |
| Hexandisäure-bis(2-methylpropyl)-ester | 109-21-7 | 22 | 0.010 |
| 1-Methyl-2-pyrrolidinone | 872-50-4 | 23 | 0.010 |
| 2-(2-Ethoxyethoxy)-ethanol | 111-90-0 | 20 | 0.004 |
| Phenol | 108-95-2 | 16 | 0.004 |
| Benzaldehyd | 100-52-7 | 8 | 0.002 |
| TXIB | 6846-50-0 | 1.5 | 0.001 |
| Formaldehyd DNPH | 50-00-0 | 0.8 | 0.0001 |

4.2.2.26 Anstrich, lösemittelverdünnt

Für die lösemittelverdünnten Anstriche ist die Datenbasis leider schmal. Die weitestgehend meisten geprüften Produkte sind wasserverdünnbar, auch wenn sie erhebliche Mengen organische Lösemittel enthalten. In der Literaturrecherche wird einmal mehr deutlich, dass die im Baubereich übliche Trennung von Produkten in wasserverdünnbare und lösemittelverdünntbare nichts damit zu tun hat, welchen Gehalt an organischen Lösemitteln ein Produkt enthält.

Die Studie des UBA (Horn et al., 2007) führte einen Prüfkammerversuch für eine lösemittelverdünntbare Fussbodenfarbe durch. Die Empa (Zellweger et al., 1997) prüfte zwei lösemittelverdünntbare Tiefgrundierungen. Angesichts der geringen Anzahl von Prüfkammermessungen wurden sie einzeln ausgewertet. Die Emissionsdaten aus der Messung des UBA wurden unter der Annahme einer exponentiellen Abnahme der Emissionen für die Nutzungsdauer extrapoliert (Tabelle 66).

Tabelle 66: Emissionen eines lösemittelverdünnten Anstrichs aus einer Prüfkammermessung (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 28 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Nutzungsphase [g/m^2] |
|------------------|----------|--|--|
| TVOC | | 213 | 0.120 |
| Hexansäure | 142-62-1 | 66 | 0.050 |
| Pentansäure | 109-52-4 | 28 | 0.040 |
| Octansäure | 124-07-2 | 24 | 0.020 |
| Essigsäure | 64-19-7 | 26 | 0.020 |
| Heptan | 142-82-5 | 13 | 0.010 |
| Heptansäure | 111-14-8 | 13 | 0.010 |
| Nonansäure | 112-05-0 | 11 | 0.010 |
| Formaldehyd DNPH | 50-00-0 | 4 | 0.003 |

In der Messung der beiden Tiefgrundierungen (Probennummern A191 und A231) nahmen alle Einzelstoff- sowie die TVOC-Emissionen stetig ab. Die Extrapolation erfolgte darum unter der Annahme einer exponentiellen Abnahme. Die erste Messung wurde bis zum 10. Tag und die Zweite bis zum 14. Tag vorgenommen. Siehe dazu die Tabelle 67 und Tabelle 68.

Tabelle 67: Emissionen einer lösemittelverdünnbaren Tiefgrundierung aus einer Prüfkammermessung

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 10 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Nutzungsphase [g/m^2] |
|-----------------------|-----------|--|--|
| TVOC | | 8781 | 0.4 |
| Undecan | 1120-21-4 | 1125 | 0.065 |
| Decan | 124-18-5 | 724 | 0.036 |
| Dodecan | 112-40-3 | 185 | 0.018 |
| 1,2,3-Trimethylbenzol | 526-73-8 | 272 | 0.011 |
| 1,2,4-Trimethylbenzol | 95-63-6 | 197 | 0.008 |
| Toluol | 108-88-3 | 126 | 0.006 |
| Nonan | 111-84-2 | 102 | 0.004 |

Tabelle 68: Emissionen einer lösemittelverdünnbaren Tiefgrundierung aus einer Prüfkammermessung

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor Tag 14 [$\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$] | Nutzungsphase [g/m^2] |
|------------|----------|--|--|
| TVOC | | 924 | 0.04 |
| Hexansäure | 142-62-1 | 677 | 0.421 |
| Hexanal | 66-25-1 | 112 | 0.006 |
| m/p-Xylol | 106-42-3 | 74 | 0.004 |
| Toluol | 108-88-3 | 17 | 0.001 |

5 Umweltbelastung der Nutzungsphase in UBP

5.1 Umweltbelastung durch Emissionen im Aussenbereich

5.1.1 Witterungsexponierter Beton

Die Emissionen von Fließmittel wurden anhand eines Beispiels für einen exponierten Beton (in Kontakt mit dem Grundwasser oder Sichtbeton aussen) mit einem Zementgehalt von 300 kg/m³ und einer Rohdichte von 2'400 kg/m³ (siehe Kapitel 4.1.1) abgeschätzt. Das Beispiel wurde für Verflüssiger und Fließmittel gerechnet. Die Dosierung bei ähnlicher Wirkstoffkonzentration ist in Fließmittel durchschnittlich 3 Mal höher liegt als bei Betonverflüssigern.

Die Umweltbelastungspunkte wurden anhand des Ökofaktors für Emissionen von organischen Stoffen in Oberflächengewässer berechnet. Es wurde hier der Ökofaktor für das Total organischer Kohlenstoffe (TOC) gewählt. Dieser umfasst den gesamten in organischen Molekülen gebundenen Kohlestoff. Der Ökofaktor beträgt 21'000 UBP pro kg TOC. Da hier kein spezifischer Wirkstoff betrachtet wurde, wurden als Vereinfachung die Emissionen in kg pro kg Beton dem TOC gleichgesetzt. Dies ist eine konservative Annahme, da bei einer genauen Betrachtung der TOC kleiner wäre als die emittierte Menge an Fließmittel-Wirkstoffen und Additiven. Die Bewertung ergibt pro kg Beton 2.6E-3 UBP (Verflüssiger) bis 1.1 UBP (Fließmittel).

Tabelle 69: Emissionen und Umweltbelastung für Beton 300 kg CEM I (Rohdichte 2'400 kg/m³)

| | |
|---|-------------------|
| Beton | |
| Emissionen Wirkstoffe und Additive [kg/kg] | 1.3E-06 – 5.1E-05 |
| Umweltbelastung Emissionen | |
| Bewertung UBP mit TOC (21'000 UBP/ kg TOC) Annahme: Emissionen = TOC | |
| [UBP/kg] | 2.6E-03 – 1.1 |

5.1.2 Aussenputze

5.1.2.1 Biozide

Gemäss den Ausführungen im Kapitel 3.2.2, wird davon ausgegangen, dass ein mit Bioziden ausgerüsteter Putz eine Wirkstoffkonzentration von durchschnittlich 750 ppm (500 – 1'000 ppm) je Wirkstoff aufweist. Es wird eine Wirkstoffkombination von Diuron, OIT und Terbutryn angenommen. Diese Kombination kommt so in keinem Produkt auf dem Markt vor, sie berücksichtigt aber die mengenmässig am häufigsten eingesetzten Wirkstoffe. Die Topfkonservierungsmittel werden hier vernachlässigt, da für die betreffenden Isothiazolinon-Derivate keine Ökofaktoren vorhanden sind. Ebenso werden sie in deutlich geringeren Konzentrationen eingesetzt als die Beschichtungsschutzmittel. Die Berechnung in Tabelle 70 zeigt, dass die Biozidemissionen während der Nutzungsphase pro kg Putz eine Umweltbelastung von

2'108 UBP generieren, wobei OIT nicht als Biozid sondern als persistenter organischer Schadstoff (POP) bewertet wird.

Tabelle 70: Mineralische und organische Putze mit Bioziden

| Wirkstoff | Konzentration [ppm] | Emission [g/kg] | Ökofaktor [UBP/g] | Nutzungsphase [UBP/kg] |
|--------------|---------------------|-----------------|-------------------|------------------------|
| Diuron | 750 | 0.375 | 180 | 68 |
| OIT | 750 | 0.375 | 4'400 | 1'650 |
| Terbutryn | 750 | 0.375 | 1'040 | 390 |
| Total | 2'250 | 1.125 | | 2'108 |

5.1.2.2 Additive

Im Kapitel 4.1.2 wurde abgeschätzt, dass aus einem Kunststoffputz 12 mg Additive pro kg Putz emittiert werden könnten. Diese Emission kann mit dem Ökofaktor für Emissionen von organischen Stoffen in Oberflächengewässer bewertet werden, da es sich bei den Additiven kaum um Gefahrenstoffe mit spezifischer ökotoxischer Wirkung handelt. Es wurde hier der Ökofaktor für das Total organischer Kohlenstoffe (TOC) gewählt. Dieser umfasst den gesamten in organischen Molekülen gebundenen Kohlestoff. Der Ökofaktor beträgt 21 UBP pro g TOC. Die Putz-Emissionen wurden vereinfachend dem TOC gleichgesetzt, da hier kein spezifischer Wirkstoff betrachtet wurde. Somit ergäbe sich für eine Emission von 12 mg Additiven eine Umweltbelastung von 0.3 UBP (12 mg * 21 UBP/g).

Tabelle 71 unten zeigt zusammenfassend die Umweltbelastung der Nutzungsphase von verschiedenen Putzen sowie Zementmörtel. Ausser den mit Bioziden ausgerüsteten Systemen sind die Emissionen der anderen Systeme vernachlässigbar.

Tabelle 71: Umweltbelastung der Nutzungsphase von Putzen und Mörteln

| Produktgruppe | Nutzungsphase [UBP/kg] |
|---|------------------------|
| Mineralische Putzsysteme (Zementputz) mit Biozidausrüstung | 4'028 |
| Mineralische Putzsysteme (Zementputz) ohne Biozidausrüstung | < 1 |
| Kunststoffputz mit Biozidausrüstung | 4'028 |
| Kunststoffputz ohne Biozidausrüstung | < 1 |
| Wärmedämmputz EPS | < 1 |
| Zementmörtel | < 1 |

5.1.3 Abdichtungs-Dachbahnen

5.1.3.1 Wurzelfeste Polymerbitumen-Abdichtungsbahnen

In Kapitel 4.1.3 wurde eine Emission von Mecoprop von 51 mg/m² über die gesamte Nutzungsphase abgeschätzt. Der Ökofaktor für Mecoprop P beträgt 440 UBP/g. Die Emission von 51 mg Mecoprop ergibt 22.4 UBP pro m² Polymerbitumendachbahn. Umgerechnet auf 1 kg Polymerbitumendichtungsbahn (Flächengewicht 6.5 kg/m²) sind das 3.5 UBP (siehe Tabelle 72).

Tabelle 72: Umweltbelastung der Nutzungsphase von Polymerbitumen-Abdichtungsbahnen

| Abdichtungsbahnen | Nutzungsphase [UBP/kg] |
|-------------------------|------------------------|
| Dichtungsbahn bituminös | 3.5 |

5.1.3.2 Kunststoff-Abdichtungsbahnen

In der Schweiz werden aktuell fast keine PVC-Dichtungsbahnen mehr eingesetzt. In der KBOB-Liste werden PVC-Dichtungsbahnen deshalb gar nicht geführt. Die Emissionen aus PVC-Dichtungsbahnen für die Berechnung der UBP nicht betrachtet.

Für EPDM-Dichtungsbahnen zeigen Eluationsversuche im Labor nennenswerte Emissionen von Benzothiazol und Zink. Aus FPO-Dichtungsbahnen werden im Eluationsversuch geringe Mengen von Bisphenol A, Zink und Blei ausgewaschen (Burkhardt et al., 2010). Bei der Berechnung der UBP sind die Zink-Emissionen am Bedeutendsten. Diese wurden mit dem Ökofaktor für Zink in Oberflächengewässer bewertet. Für Benzothiazol existiert kein Ökofaktor für den Aussenraum.

Tabelle 73: Umweltbelastung der Nutzungsphase von Kunststoff-Abdichtungsbahnen pro m²

| | Nutzungsphase [UBP/m ²] | | | |
|---------|-------------------------------------|---------------------|---------------------|--------|
| | Bisphenol A 860 UBP/g | Zink 6'200 UBP/g | Blei 4'200 UBP/g | Total |
| FPO/TPO | 105 | 303 | 3 | 412 |
| EPDM | 0 | 36'127 | 0 | 36'127 |

Für die Integration der Emissionen in die KBOB-Empfehlung sind UBP pro Kilogramm Abdichtungsbahn zu berechnen. Die zitierte Studie macht keine Angaben zu den Flächengewichten der untersuchten Dachbahnen. Für FPO-Bahnen weist die Umweltproduktdeklaration von Bauder Dicken von 1.2 bis 2 mm aus (Paul Bauder GmbH & Co. KG, 2013). Für EPDM-Bahnen weist alwitra in der Umweltproduktdeklaration Dicken von 1.2 und 1.5 mm aus (alwitra GmbH & Co. Klaus Göbel, 2014). Für die Umrechnung der Werte pro m² in Wete pro kg wird für beide Abdichtungsbahnen mit der minimalen Dicke von 1.2 mm gerechnet. Die Rohdichten werden gemäss den Angaben in der KBOB-Liste eingesetzt. Somit ergeben sich die UBP gemäss Tabelle 74.

Tabelle 74: Umweltbelastung der Nutzungsphase von Kunststoff-Abdichtungsbahnen pro kg

| Abdichtungsbahnen | Dicke [mm] | Rohdichte [kg/m ³] | Flächengewicht [kg/m ²] | Nutzungsphase [UBP/kg] |
|-------------------|------------|--------------------------------|-------------------------------------|------------------------|
| FPO/TPO | 1.2 | 1'000 | 1.2 | 343 |
| EPDM | 1.2 | 1'100 | 1.32 | 27'369 |

Für die Extrapolation der Emissionen aus den Eluationsversuchen liegen keine weiteren Angaben vor. Es ist insbesondere nicht bekannt, wie schnell die Emissionen abnehmen und wie gross der Gehalt der Stoffe in den Kunststoffbahnen ist. Weitere Untersuchungen der Kunststoffbahnen über längere Zeiträume und mit Aufzeichnung des Konzentrationsverlaufs wären dringend nötig, um bessere Berechnungsgrundlagen zu erhalten.

5.1.4 Fassadenfarben

In Fassadenfarben werden die gleichen Biozide eingesetzt wie in Putzen. Von den häufig eingesetzten Wirkstoffen in Farben gibt es nur Ökofaktoren für OIT, Diuron und Terbutryn (Herleitung Ökofaktor in Phase I des Projekts). Für Zinkpyrithion, einem in Farben ebenfalls häufig eingesetzten Biozid (siehe Kapitel 3.2.4), gibt es keinen Ökofaktor. Zinkpyrithion wird im Wasser jedoch meist schnell abgebaut und kann deshalb in der Umwelt analytisch kaum nachgewiesen werden. Somit können nach aktuellem Wissenstand die Zinkpyrithion-Emissionen in der Bewertung der Umweltbelastung vernachlässigt werden. MIT und BIT werden vor allem als Topfkonservierer eingesetzt. Ihre Konzentration in Produkten ist deshalb in der Regel deutlich geringer als jene von Filmschutzmitteln. Für MIT und BIT sind ebenfalls keine Ökofaktoren vorhanden. Zur Berechnung der Umweltbelastungen von Biozidemissionen aus Farben wurde von einer Gesamtwirkstoffkonzentration von 2'000 ppm ausgegangen (siehe auch 3.2.4). Wie bei den Putzen wurde von einer Wirkstoffkombination von OIT, Diuron und Terbutryn ausgegangen. Mit den Ökofaktoren für OIT (4'400 UBP/g), Diuron (180 UBP/g) und Terbutryn (1'036 UBP/g) und einem Emissionsfaktor von 50 % ergibt dies eine Belastung durch Biozidemissionen von 1'872 UBP pro kg Farbe (siehe Tabelle 75).

Tabelle 75: Gewählte Wirkstoffkombination und Umweltbelastung

| Fassadenfarbe mit Filmschutz | Konzentration [ppm] | Emission [g/kg] | Ökofaktor [UBP/g] | Nutzungsphase [UBP/kg] |
|------------------------------|---------------------|-----------------|-------------------|------------------------|
| OIT | 666 | 0.333 | 4'400 | 1'467 |
| Diuron | 666 | 0.333 | 180 | 60 |
| Terbutryn | 666 | 0.333 | 1'036 | 345 |
| Total | 2'000 | 1 | | 1'872 |

Die in der KBOB-Liste vorhandenen Daten für Farben beziehen sich auf eine Applikation von 300 g/m² (2 Anstriche zu je 150 g/m²). In Tabelle 86 sind die Umweltbelastungspunkte der Biozidemissionen für diese Anwendung ausgewiesen.

Tabelle 76: Umweltbelastungspunkte der Nutzungsphase von Fassadenfarben

| Produktgruppe | UBP/m ² | UBP/kg |
|--|--------------------|--------|
| Anstrich, wasserverdünnbar, 2 Anstriche, ohne Filmschutz | < 1 | < 1 |
| Anstrich, wasserverdünnbar, 2 Anstriche, mit Filmschutz | 562 | 1'872 |
| Anstrich, lösemittelverdünnt, 2 Anstriche, ohne Filmschutz | < 1 | < 1 |
| Anstrich, lösemittelverdünnt, 2 Anstriche, mit Filmschutz | 562 | 1'872 |

5.1.5 Holzschutzmittel

Für die in Holzschutzmittelpräparaten eingesetzten organischen Wirkstoffe sind die Ökofaktoren gemäss Tabelle 77 vorhanden. Für IPBC (3-Iod-2-propinylbutylcarbammat), einer der am häufigsten verwendeten Wirkstoffe, ist kein Ökofaktor vorhanden. Zur Bewertung der Biozid-Emissionen eines behandelten Holzbauteils im Aussenbereich wird deshalb von einer Wirkstoffkombination mit Propiconazol, Tebuconazol und Permethrin ausgegangen, da diese Wirkstoffe mengenmässig am häufigsten eingesetzt werden. Da die durchschnittliche Gesamt-

konzentration im Holzschutzmittelpräparat bei 2 % liegt, wird angenommen, dass jeder Wirkstoff in einer Konzentration von 0.67 % vorliegt. Zudem wird von einem Verbrauch (Grundierung, Imprägnierung) von 150 g/m² ausgegangen und einer Wirkstoffemission von 5 % in das Ablaufwasser (siehe Kapitel 4.1.5). Tabelle 78 zeigt die daraus resultierenden Umweltbelastung.

Tabelle 77: Ökofaktoren für Wirkstoffe in Holzschutzmittelpräparaten

| Wirkstoff | Ökofaktor [UBP/g] | Bewertung |
|--------------|-------------------|----------------------|
| Propiconazol | 2'900 | Pflanzenschutzmittel |
| Tebuconazol | 1'500 | Pflanzenschutzmittel |
| Permethrin | 180 | Pflanzenschutzmittel |
| IPBC | nicht vorhanden | – |

Tabelle 78: Für einen Anstrich von 150 g/m² mit einer Wirkstoffkonzentration von 2 Massen-%

| Wirkstoff | Konzentration [%] | Verbrauch [g/m ²] | Emission [g/m ²] | Ökofaktor [UBP/g] | Nutzungsphase [UBP/m ²] |
|--------------|-------------------|-------------------------------|------------------------------|-------------------|-------------------------------------|
| Propiconazol | 0.67 | 1 | 0.05 | 2'900 | 145 |
| Tebuconazol | 0.67 | 1 | 0.05 | 1'500 | 75 |
| Permethrin | 0.67 | 1 | 0.05 | 180 | 9 |
| Total | 2 | 3 | 0.15 | | 229 |

5.1.6 Kunststoff-Dämmplatten

Basierend auf den Emissionen in Kapitel 4.1.6 wurden für die untersuchten Treibgase und Brandschutzadditive die Umweltbelastung der Nutzungsphase berechnet (siehe Tabelle 79).

Tabelle 79: Umweltbelastung durch Additive in Dämmplatten aus Kunststoff

| Dämmstoff | Umweltrelevanter Bestandteil | Typ | Ökofaktor [UBP/g] | Gehalt [M-%] | Emission Nutzungsphase [M-%] | Nutzungsphase [UBP/kg] |
|-----------|------------------------------|----------------|-------------------|--------------|------------------------------|------------------------|
| PUR | HFKW-365mfc | Treibgas | 370 | 4.50 | 35 | 5'828 |
| | HFKW-245fa | Treibgas | 470 | 4.50 | 35 | 7'403 |
| | Pentan | Treibgas | 14 | 4.50 | 35 | 221 |
| | TCPP | Flamm-schutz | 54.74 | 3.50 | kein Wasser-kontakt | 0 |
| | TEP | Flamm-schutz | 0.73 | 3.50 | kein Wasser-kontakt | 0 |
| XPS | HFO-1234ZE | Treibgas | 2.76 | 5.60 | 34 | 53 |
| | HFKW-134a | Treibgas | 657.8 | 5.60 | 34 | 12'525 |
| | CO ₂ | Treibgas | 0.46 | 3.40 | 34 | 5 |
| | Aceton | Co-Treibmittel | 14 | 2.48 | 34 | 118 |
| | HBCD | Flamm-schutz | 7'500'000 | 1.50 | 0.05 | 65'625 |
| EPS | Pentan | Treibgas | 14 | 1.33 | 100 | 187 |
| | HBCD | Flamm-schutz | 7'500'000 | 0.50 | 0.05 | 46'875 |

| Dämmstoff | Umweltrelevanter Bestandteil | Typ | Ökofaktor [UBP/g] | Gehalt [M-%] | Emission Nutzungsphase [M-%] | Nutzungsphase [UBP/kg] |
|-----------|------------------------------|----------|-------------------|--------------|------------------------------|------------------------|
| PF | HFKW-134a | Treibgas | 657.8 | 5 | 30 | 9'867 |
| | HFKW-365mfc | Treibgas | 370 | 5 | 30 | 5'550 |
| | HFKW-245fa | Treibgas | 470 | 5 | 30 | 7'050 |
| | HFO-1234ZE | Treibgas | 2.76 | 5 | 30 | 41 |

Die Umweltbelastung für die Nutzungsphase verschiedener Produktvarianten sind in Tabelle 80 aufgeführt. Für jene Dämmstoffe welche mit wärmedämmenden Treibgasen geschäumt sind, sind die Spannbreiten der möglichen Umweltbelastung angegeben. Die Emission vom Treibmittel HFKW-134a generiert pro Gramm eine deutlich höhere Umweltbelastung als das Treibmittel HFO-1234ze. Ferner sind die Umweltbelastung der Nutzungsphase von XPS und EPS abhängig vom HBCD-Gehalt und vom Wasserkontakt. Für XPS und EPS Dämmstoffe ohne HBCD sind nur die Emissionen von Treibgasen relevant. HBCD wird in den Schweizerischen Produkten seit anfangs 2014 nicht mehr eingesetzt, europaweit ist HBCD ab August 2015 verboten.

Tabelle 80: Produktvarianten

| Produktvarianten | Nutzungsphase [UBP/kg] |
|--|------------------------|
| PUR Pentan geschäumt | 221 |
| PUR mit wärmedämmenden Treibgas | 5'828 – 7'403 |
| XPS ohne HBCD, CO ₂ geschäumt | 123 |
| XPS ohne HBCD, mit wärmedämmendem Treibgas | 53 – 12'525 |
| EPS, ohne HBCD | 187 |
| PF mit wärmedämmenden Treibgas | 41 – 9'867 |

5.1.7 Kupfer- und Zinkbleche

Die Umweltbelastung von Kupfer- und Zinkblechen sowie verzinkten Stahlblechen an Fassaden und auf Dächern sind in Tabelle 81 ausgewiesen. Die Relevanz der Umweltbelastung der Nutzungsphase wurde im Rahmen der Phase I des Projekts diskutiert (siehe Schlussbericht Phase I).

Tabelle 81: Ökofaktoren für Kupfer- und Zinkbleche an Fassaden und auf Dächern

| Metalle für Dächer und Fassaden | Flächengewicht [kg/m ²] | Emission [g/kg] | Ökofaktor [UBP/g] ³ | Nutzungsphase [UBP/kg] |
|---------------------------------|-------------------------------------|-----------------|--------------------------------|------------------------|
| Kupferblech 0.6 mm | 5.34 | 9.7 | 13'000 | 126'100 |
| Zink- / Titanzinkblech 0.7 mm | 5.04 | 23.8 | 6'200 | 147'560 |
| Stahlblech verzinkt 0.62 mm | 4.87 | 24.6 | 6'200 | 152'520 |

³ Ökofaktoren für Emissionen in Oberflächengewässer

5.2 Umweltbelastung Innenraum

5.2.1 Herleitung und Zuordnung der Ökofaktoren

Die Herleitung der Ökofaktoren für die gesundheitliche Bewertung der Baustoff-Emissionen im Innenraum wurde in der Phase I im Detail beschrieben. Soweit möglich werden die Emissionen aus Baustoffen auf der Basis von Einzelstoffen bewertet. Allen Einzelstoffemissionen werden die zugehörigen Ökofaktoren zugeordnet. Falls für einen Einzelstoff kein Ökofaktor vorliegt, so wird er mit dem allgemeinen Ökofaktor für VOC bewertet. Im Anhang C.2 findet sich die Tabelle mit allen bewerteten Einzelstoffen und ihren Ökofaktoren.

5.2.2 Bewertung der Emissionen mit Ökofaktoren

5.2.2.1 Umweltbelastung Emissionen in den Innenraum

In der Tabelle 82 sind die Ergebnisse die Bewertung der Emissionen dargestellt. Dabei handelt es sich um die Summe einer je nach Baustoff und Messung sehr unterschiedlichen Anzahl von emittierten Substanzen. Dort wo eine grössere Anzahl von Messungen vorhanden war, sind die Extrem- und Mittelwerte angegeben. Für die ausführliche Dokumentation der Berechnungen wird auf Anhang C verwiesen.

Tabelle 82: Bewertete Emissionen im Innenraum

| Baustoff | Einheit | Nutzungsphase [UBP / Einheit] | | |
|---|---------|-------------------------------|--------|-----|
| | | von | Mittel | bis |
| Gipsfaserplatte | kg | 0 | | 1 |
| Gipskartonplatte | kg | 0 | | 1 |
| Vollgipsplatte | kg | 0 | | 1 |
| Kunststoffputz | kg | | 12 | |
| Lehmputz | kg | keine Daten verfügbar | | |
| Unterlagsboden Anhydrit | kg | keine Daten verfügbar | | |
| Unterlagsboden Zement | kg | | 0.01 | |
| Zementputz | kg | keine Daten verfügbar | | |
| 3-Schicht Massivholzplatte, PVAc-gebunden | kg | 10 | | 295 |
| Brettschichtholz, UF-gebunden, Trockenbereich | kg | 10 | | 295 |
| Brettschichtholz, MF-gebunden, Feuchtbereich | kg | 10 | | 295 |
| Hartfaserplatte (moulded fibre board) | kg | keine Daten verfügbar | | |
| Holzwohle-Leichtbauplatte, zementgebunden | kg | keine Daten verfügbar | | |
| Massivholz Buche / Eiche, luftgetrocknet, rau | kg | | 10 | |
| Massivholz Buche / Eiche, kammergetrocknet, rau | kg | | 10 | |
| Massivholz Buche / Eiche, kammergetrocknet, gehobelt | kg | | 10 | |
| Massivholz Fichte / Tanne / Lärche, luftgetrocknet, rau | kg | | 18 | |
| Massivholz Fichte / Tanne / Lärche, luftgetr., gehobelt | kg | | 18 | |
| Massivholz Fichte / Tanne / Lärche, kammergetr., gehobelt | kg | 18 | | 295 |
| Mitteldichte Faserplatte (MDF), UF-gebunden | kg | | 123 | |
| OSB Platte, PF-gebunden, Feuchtbereich | kg | | 3 | |

| Baustoff | Einheit | Nutzungsphase [UBP / Einheit] | | |
|---|----------------|----------------------------------|--------|-----|
| | | von | Mittel | bis |
| Spanplatte, PF-gebunden, Feuchtbereich | kg | 2 | 42 | 149 |
| Spanplatte, UF-gebunden, Trockenbereich | kg | 2 | 159 | 340 |
| Spanplatte, UF-gebunden, beschichtet, Trockenbereich | kg | | 76 | |
| Sperrholz UF-gebunden, Trockenbereich | kg | 37 | | 340 |
| Sperrholz PF-gebunden, Feuchtbereich | kg | 4 | | 147 |
| 2-Komponenten Klebstoff | kg | 121 | | 700 |
| Heissbitumen | kg | keine Daten verfügbar | | |
| Silicon-Fugenmasse | kg | | 30 | |
| Glaswolle | kg | | 4 | |
| Korkplatte | kg | keine Daten verfügbar | | |
| Polystyrol extrudiert (XPS) | kg | 11 | | 118 |
| Steinwolle | kg | | 3 | |
| 2K-Fliessbelag Industrie (Epoxidharz), 2.25 mm | m ² | 49 | | 120 |
| 2K-Fliessbelag Wohnen/Verwaltung (Epoxidharz, PU), 2 mm | m ² | 49 | | 120 |
| Gummigranulat versiegelt, 7.5 mm | m ² | keine Daten verfügbar | | |
| Gussasphalt, 27.5 mm | m ² | keine Daten verfügbar | | |
| Kautschuk, 2 mm | m ² | | 4 | |
| Kork Fertigparkett, 10.5 mm | m ² | | 5 | |
| Kork PVC-beschichtet, 3.2 mm | m ² | keine Daten verfügbar | | |
| Korkparkett geölt/versiegelt, 5.3 mm | m ² | | 73 | |
| Laminat, 8.5 mm | m ² | 12 | | 155 |
| Linoleum, 2.5 mm | m ² | | 4 | |
| Parkett 2-Schicht werkversiegelt, 11 mm | m ² | 53 | | 68 |
| Parkett 3-Schicht werkversiegelt, 15 mm | m ² | 53 | | 68 |
| Parkett Mosaik werkversiegelt, 8 mm | m ² | 53 | | 68 |
| PVC homogen, 2 mm | m ² | 5 | | 129 |
| Steinholz versiegelt, 16.5 mm | m ² | keine Daten verfügbar | | |
| Synthetische thermoplastische Beläge (TPO), 2 mm | m ² | | 0 | |
| Teppich Kunstfaser getuftet | m ² | 12 | | 29 |
| Teppich Nadelfilz | m ² | 12 | | 29 |
| Teppich Naturfaser | m ² | 12 | | 29 |
| Terrazzo versiegelt, 40 mm | m ² | keine Daten verfügbar | | |
| Innentüre, Holz | m ² | keine Daten verfügbar | | |
| Innentüre, Holz, Glaseinsatz | m ² | keine Daten verfügbar | | |
| Anstrich, wasserverdünnbar, 2 Anstriche | m ² | | 3 | |
| Anstrich, lösemittelverdünnt, 2 Anstriche | m ² | 5 | | 9 |

5.2.2.2 Gipsfaser-, Gipskarton, Vollgipsplatte

Für alle drei Plattenarten resultieren UBPs zwischen 0 und 1 pro Kilogramm Platte.

5.2.2.3 Kunststoffputz

Die UBPs wurden aufgrund der gemessenen Einzelstoffe berechnet.

5.2.2.4 Unterlagsböden Anhydrit und Zement

Die UBP für den Zement-UB wurden aus den Einzelstoffen und dem TVOC berechnet. Beide Berechnungen führen zum selben Ergebnis. Für den Anhydrit-UB konnten keine Emissionsdaten eruiert werden. Im Falle eines unversiegelten Anhydrit-UB kann jedoch ebenfalls von sehr geringen Emissionen ausgegangen werden.

5.2.2.5 3-Schicht-Massivholzplatten und Brettschichtholz

Die UBP wurden wegen der nahen Verwandtschaft aus den Minimal- und Maximalwerten für kammergetrocknetes Massivholz übernommen. Besonders der Maximalwert ist mit Vorbehalten zu sehen, siehe dazu die Erläuterungen zu Massivholz.

5.2.2.6 Massivholz

Die Minimal- und Maximalwerte der UBP für kammergetrocknete Nadelhölzer geben die Spannbreite der gemessenen Emissionen wieder. Der Maximalwert kommt als Summe der Formaldehydemissionen und der TVOC-Emissionen durch kammergetrocknete Fichte zustande. Insbesondere das nur im kammergetrockneten Holz gemessene Furfural führt zu wesentlich höheren UBP-Werten für kammergetrocknetes Holz gegenüber luftgetrocknetem. Da sich die Berechnung nur auf eine Studie bezieht, ist dieser Maximalwert mit Vorsicht zu geniessen. Vor einer Publikation sollten weitere Messungen bestätigen, dass sich in kammergetrocknetem Holz im Regelfall Furfural bildet. Für Harthölzer fehlt eine solche vergleichende Untersuchung, weshalb die UBP für luft- und kammergetrocknetes Holz gleich sind.

Die weiteren UBP für Massivhölzer wurden aus den Summen der Formaldehydemissionen und der TVOC-Emissionen gebildet.

5.2.2.7 Mitteldichte Faserplatte (MDF), UF-gebunden

Der Zahlenwert basiert auf einer einzigen Emissionsmessung mit Formaldehyd-Emissionen knapp unter dem gesetzlich geforderten Grenzwert E1. Die ausgewiesenen UBP sind also mit einer erheblichen Unsicherheit belastet.

5.2.2.8 OSB Platte

Die Datenbasis für OSB-Platten ist besser als für andere Baustoffe. Die ausgewiesenen UBP können als relativ gut abgesichert gelten.

5.2.2.9 Spanplatten

Die UBP-Werte für UF-gebundenen Spanplatten beruhen auf Formaldehyd-Messungen an fünf Spanplatten und VOC-Messungen an einer Platte. Der Minimalwert bezieht sich auf die Spanplatte, für die VOC- und Formaldehyd gemessen wurden. Dies ist gleichzeitig die Messung mit den tiefsten Formaldehydemissionen. Der Mittelwert wurde aus dem Mittelwert der verfügbaren Formaldehydmessungen hergeleitet. Er beinhaltet als keine weiteren VOC-Emissionen. Der Maximalwert bezieht sich auf diejenige Platte mit den höchsten gemessenen Formaldehydemissionen. Die Formaldehydemissionen dieser Platte liegen über dem gesetzlich erlaubten Emissionswert gemäss Emissionsklasse E1. Für eine Spanplatte von 10 mm Dicke und Formaldehydemissionen genau auf dem Grenzwert von $120 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$ (0.1 ppm in der Prüfkammer) würden 204 UBP/kg Spanplatte resultieren.

Für PF-gebundene Spanplatten basieren die ausgewiesenen UBP-Werte auf Annahmen zu den Emissionen und sind mit einer grossen Unsicherheit behaftet.

Die UBP für die laminierte Spanplatte basieren auf einer einzigen Messung, die lediglich Formaldehyd mass und ist somit ebenfalls sehr unsicher.

5.2.2.10 Sperrholz/Multiplex

Der Maximalwert entspricht dem gesetzlich erlaubten Maximum für Formaldehyd-Emissionen (Emissionsklasse E1), der Minimalwert der derzeit strengsten Norm CARB 2 des „California Air Resources Board“. Diesen Wert fordert IKEA von Ihren Zulieferern, womit diese Norm globale Bedeutung erlangt hat. Für PF-gebundene Sperrhölzer wurden UBP-Werte im Verhältnis zu den UF-Gebundenen hergeleitet. Das Umrechnungsverhältnis wurde aus Vergleichsmessungen für Sperrholz hergeleitet (Boehm et al., 2012) und liefert lediglich eine grobe Abschätzung.

5.2.2.11 2-Komponenten-Klebstoff

Die minimalen UBP wurden aus hypothetischen Minimaemissionen hergeleitet (siehe C.2.9). Eine Plausibilisierung mit drei Klebstoffen, welche die Bedingungen des Emissioncode EC1^{plus} in einer Prüfkammermessung erfüllen, wurde vorgenommen und führte zu vergleichbaren UBP-Werten. Für die Maximalgrenze weist der Dispersionsklebstoff mit den höchsten Emissionen in der Prüfkammermessung mehr UBP aus als aus den hypothetischen Überlegungen abgeleitet wurden. Die Annahme, dass 2-Komponenten-Klebstoffe maximal weniger UBP erzeugen als Dispersionsklebstoffe macht aufgrund der Rezepturen keinen Sinn. Mangels weiterer Angaben wird der Maximalwert für Dispersionsklebstoffe als Maximalwert für 2-Komponenten-Klebstoffe in die Liste aufgenommen.

5.2.2.12 Silicon-Fugenmassen

Die UBP konnten aus Einzelstoffbetrachtungen abgeleitet werden. Als Grundlage dienen die Mittelwerte aus sechs Prüfkammermessungen. (Horn et al., 2007)

5.2.2.13 Glas- / Steinwolle

Die UBP beziehen sich nur auf Formaldehydemissionen. Die Anfangsemissionen sind aus dem französischen Grenzwert für Formaldehyd-Emissionen abgeleitet. Auch bezüglich des Verhaltens während der Nutzungsdauer muss eine Annahme gemacht werden (siehe dazu auch Anhang C.2.11). Insgesamt sind die abgeschätzten UBP/kg mit einer grossen Unsicherheit behaftet.

5.2.2.14 Polystyrol extrudiert (XPS)

Die Spannweite der UBP/kg ergibt sich einerseits durch die Annahme unterschiedlicher Dicken für die XPS-Platten, andererseits durch die Annahme einer exponentiellen oder einer linearen Emissions-Abnahme. Die Emissionsdaten aus der Prüfkammer gelten pro Quadratmeter Platte. Der Höchstwert entspricht einer 10 cm Platte mit linearer Emissionsabnahme über 10 Jahre und der Tiefstwert einer 30 cm-Platte mit exponentieller Abnahme der Emissionen.

5.2.2.15 2K-Fliessbeläge Industrie / Wohnen / Verwaltung

Da nur zwei Prüfkammermessungen für 2K-Fliessbeläge ausgewertet werden konnten, werden für beide 2K-Fliessbeläge in der KBOB-Liste dieselben Ökofaktoren ausgewiesen. Der tiefere Wert entspricht dem Messergebnis für den Industriebelag, der höhere Wert dem Ergebnis für den PUR-Belag im Gewerbe- und Wohnbereich.

5.2.2.16 Kautschuk

Die UBP beziehen sich auf die Emissionen einer einzigen Messung am Tag 28 (Wilke et al., 2004). Da es sich um eine einzelne Messung handelt, kann leider keine Aussage zur Repräsentativität gemacht werden.

5.2.2.17 Korkfertigparkett

Die UBP wurden aus Einzelstoffbetrachtungen einer einzigen Prüfkammermessung hergeleitet. Entsprechend sind die berechneten UBP mit einer grossen Unsicherheit behaftet.

5.2.2.18 Korkparkett geölt/versiegelt

Die UBP wurden aus Einzelstoffbetrachtungen einer einzigen Prüfkammermessung hergeleitet. Entsprechend ist das Ergebnis mit einer grossen Unsicherheit behaftet.

5.2.2.19 Laminat

Die Spannweite der UBP erhält man durch unterschiedliche Emissionsannahmen für Formaldehyd in der Nutzungsphase. Das Minimum geht von einer exponentiellen Abnahme der Formaldehydemissionen aus, das Maximum von einer linearen Abnahme auf Null während 10 Jahren.

5.2.2.20 Linoleum

Die UBP-Faktoren für Linoleum basieren auf vier Prüfkammermessungen. Nur eine Messung umfasst auch Formaldehyd-Emissionen. Diese tragen 3 UBP zur Bewertung bei, womit der Linoleumbelag aus der Herstellerprüfung etwas mehr UBP/m² zugewiesen erhält, obwohl seine VOC-Emissionen insgesamt tiefer sind als die Emissionen der drei weiteren Beläge. Ausgewiesen wird der Mittelwert aus allen vier Messungen, da das Minimum (2 UBP) und das Maximum (12 UBP) sehr nahe beieinander liegen.

5.2.2.21 Parkett

Die UBP wurden für verschiedene Emissionsannahmen berechnet. Die Annahme eines linearen Rückgangs der Emissionen über die Emissionsdauer von 10 Jahren führt zu leicht höheren Werten als die Annahme einer exponentiellen Abnahme der Emissionen. Aufgrund der verfügbaren Daten konnte nur Formaldehyd als Einzelsubstanz bewertet werden. Dazu kommen die Gesamtemissionen TVOC, die mit dem UBP-Faktor für nicht näher spezifizierte VOC berechnet wurden.

5.2.2.22 PVC homogen

Die aufgeführten UBP weisen die Berechnung aufgrund der Prüfkammermessungen als Minimum und die Berechnung basierend auf den Messwerten der in-situ Messungen als Maximum aus.

5.2.2.23 Synthetische thermoplastische Beläge TPO

Die UBP beziehen sich auf die Emissionen einer einzigen Messung am Tag 28 (Wilke et al., 2004). Sowohl die Einzelstoffbetrachtung wie die Bewertung des Summenparameters für TVOC führen zur Punktzahl Null. Da es sich um eine einzelne Messung handelt, kann leider keine Aussage zur Repräsentativität gemacht werden.

5.2.2.24 Teppiche

Insgesamt wurden 18 Teppiche in zwei Studien gemessen. Aus den publizierten Einzelstoff-Emissionen (Wilke et al., 2004) zeigt sich, dass die Reduktion der Messdaten auf TVOC und Formaldehyd (Katsoyiannis et al., 2008) zu einer systematischen Unterschätzung der UBP/m² Teppich führt. Deshalb wurden die UBP basierend auf den Ergebnissen der BAM-Studie (Wilke et al., 2004) berechnet. Die Obergrenze resultiert aus der Einzelstoffbetrachtung. Die Untergrenze wurde ohne die UBP aus den Essigsäure-Emissionen bestimmt. Dies rechtfertigt sich daraus, dass die Essigsäure-Emissionen wesentlich zum Ergebnis der Einzelstoffbetrachtung beitragen, jedoch durch einen Ausreisser dominiert werden.

5.2.2.25 Anstrich, wasserverdünnbar

Die UBP für wasserverdünnbare Anstriche basieren auf zehn Prüfkammermessungen sehr unterschiedlicher Produkte. Da sich die Daten in der KBOB-Liste auf zwei Vor- und Deckanstrich beziehen, werden die UBP pro m² aus der Prüfkammermessung verdoppelt.

5.2.2.26 Anstrich, lösemittelverdünnt

Der Minimal- und der Maximalwert der UBP basieren auf jeweils einer Prüfkammermessung älteren Datums mit der geringsten und der höchsten Umweltbelastung gemäss der Methode der ökologischen Knappheit. Die berechneten UBP müssen als sehr unsicher bewertet werden.

6 Relevanz- und Sensitivitätsanalyse

6.1 Umweltbelastung der Baustoffe im gesamten Kontext

Während sich die Relevanz der Nutzungsphase einzelner Baustoffgruppen im Vergleich zu deren Herstellung relativ darstellen und diskutieren lässt, ist die Beurteilung der Relevanz der Baustoffe als Ganzes im Vergleich zu anderen Wirtschaftsbereichen oder Umweltproblemen nur in sehr beschränkter Masse möglich. Dazu müssten die durch die Baustoffe verursachten aktuellen Flüsse bekannt sein. Gewissermassen einen Hinweis liefert der Anteil der Innenraumluft der ausschliesslich durch Baustoffe verursacht wird, an der gesamten Umweltbelastung der Schweiz.

Da die Methode der ökologischen Knappheit eine Gesamttaggregation zulässt, lassen sich die verschiedenen Belastungsarten (oder Knappheiten) vergleichend darstellen. Dazu werden die aktuellen Flüsse (normiert) aller Emissionen, Ressourcen, Abfälle und des Lärms mit den zugehörigen Ökofaktoren multiplizieren. Die Kennzahlen stammen aus der Tab A des Berichts „Ökofaktoren Schweiz 2013“ (Frischknecht and Sybille Büsser Knöpfel, 2013). Dieser Vergleich ist in Abbildung 1 dargestellt und zeigt die Anteile der verschiedenen Umwelteinwirkungen an der Gesamtbelastung. Bereits ergänzt wurden die Emissionen in die Innenraumluft, bewertet mit dem in dieser Studie vorgeschlagenen Ökofaktor.

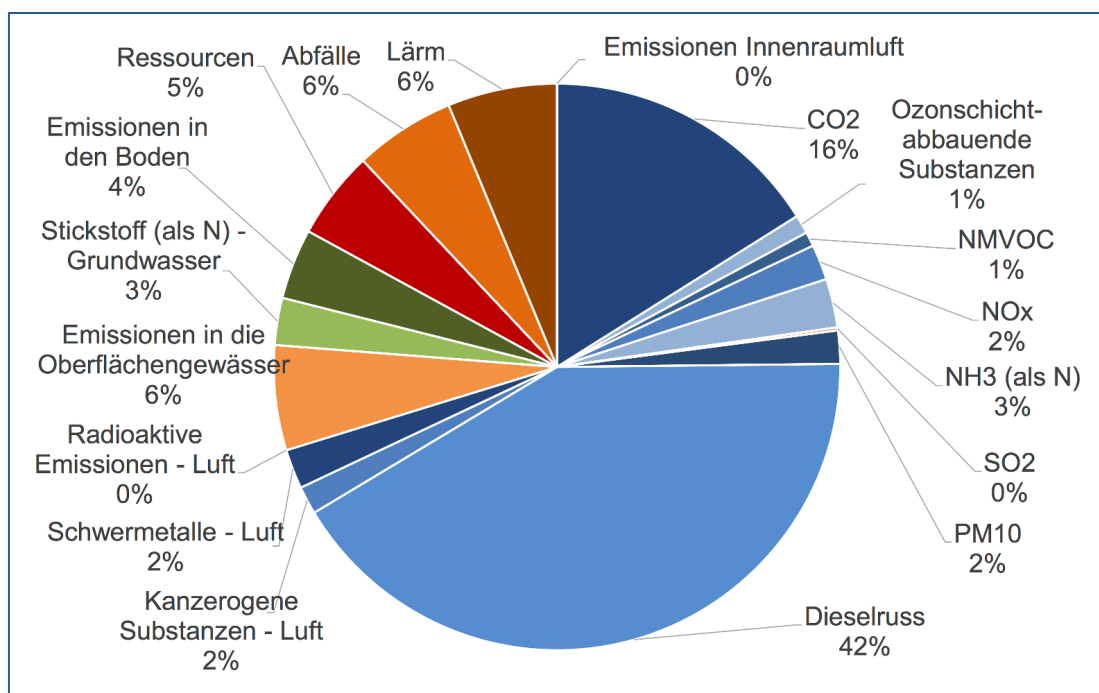


Abbildung 1: Umweltbelastung Schweiz

Die Emissionen in die Innenraumlufte machen insgesamt nur 0.001 % an der Gesamtumweltbelastung der Schweiz aus. Das ist vor dem Hintergrund kaum existierender gesetzlicher Regelungen, oder der kaum vorhanden gesundheitspolitischer Massnahmen plausibel.

Etwa zwei Drittel der Gesamtumweltbelastung wird durch Emissionen in die Luft verursacht (blaue Schattierungen in der Grafik). Gemäss dieser Darstellung machen Emissionen von Dieseleruss 42 % der gesamten nationalen Umweltbelastung aus. Die Treibhausgasemissionen verursachen vergleichsweise 16 % der Gesamtumweltbelastung. Der Ökofaktor für Dieseleruss ist mit 38'000 UBP/g ca. 80'000 mal höher als jener von CO₂ mit 0.46 UBP/g. Dies ist u.a. dadurch bedingt, dass das Reduktionsziel beim Dieseleruss strenger ist als bei den Treibhausgasemissionen. Bei Dieseleruss liegt es etwa achtmal unter den aktuellen Emissionen. Vergleichsweise ist das Reduktionsziel bei den Treibhausgasemissionen fast fünfmal tiefer als die aktuellen Emissionen. Dies hat zur Folge, dass der Gewichtungsfaktor von Dieseleruss zweieinhalbmals höher ist als jener der Treibhausgasemissionen. Der aktuelle Fluss von Dieseleruss ist mit 1'661 t/a deutlich geringer als jener der Treibhausgasemissionen mit über 53 Mio. t CO₂-eq./a. Trotzdem ergibt sich aufgrund des deutlich höheren Ökofaktors von Dieseleruss eine höhere Umweltbelastung für Dieseleruss als für Treibhausgasemissionen. Das Beispiel veranschaulicht, dass die Gewichtung der verschiedenen Umweltbelastungen Methoden-spezifisch ist und nicht unbedingt der subjektiven Wahrnehmung, der Aktualität in den Medien oder den umweltpolitischen Prioritäten entspricht.

Baustoffe verursachen während der Nutzungsphase vor allem Emissionen in Oberflächengewässer, Emissionen in den Boden oder Emissionen in die Innenraumlufte. Die Abbildung verdeutlicht, dass die gesamten Emissionen in diese Kompartimente bewertet mit UBP nur einige Prozente der Gesamtumweltbelastung der Schweiz ausmachen. Alle Emissionen in die Oberflächengewässer, den Boden und in die Innenraumlufte tragen zusammen rund 10 % zur gesamten Umweltbelastung der Schweiz bei. Selbstverständlich ist davon nur ein Bruchteil durch Baustoffe bedingt.

6.2 Baustoffe im Aussenraum

6.2.1 Beton

Die Herstellung von verschiedenen Betonen gemäss KBOB-Liste generiert 40 bis fast 90 UBP/kg. Die Emissionen von Verflüssigern oder Fließsmitteln bei witterungs-exponiertem Beton betragen bis zu 3 % der Umweltbelastung der Betonherstellung. Allerdings konnten die Emissionen nicht mit Wirkstoff-spezifischen Ökofaktoren bewertet werden. Es wurde der Ökofaktor für TOC in Oberflächengewässer angewendet. Es muss davon ausgegangen werden, dass die Emissionen von Betonzusatzmitteln vor allem im Bereich der Betonoberfläche (Sichtbeton oder Beton im Erdreich) erfolgen und somit kann der Emissionsfaktor nicht auf die Gesamtmasse des Betons in einer Aussenwand oder Bodenplatten angewendet werden. Da die Emissionen unmittelbar nach dem Betonieren am höchsten sind und über die Zeit ten-

denziell abnehmen, müsste zudem ein Teil der Umweltbelastung der Verarbeitungsphase zugeordnet werden. Die Quantifizierung der Umweltbelastung deckt sich gut mit den Erkenntnissen aus anderen Studien, denen zufolge das Umweltrisiko durch Betonzusatzmittel als gering zu bewerten ist (siehe 4.1.1).

6.2.2 Mörtel und Putze

Im Vergleich zur Umweltbelastung der Herstellung (Zementputz 191 UBP/kg, Kunststoffputz 230 UBP/kg) ist die Belastung durch Biozid-Emissionen aus Putzen während der Nutzungsphase 9 bis 11 mal höher.

Tabelle 83 stellt die Umweltbelastung der Nutzungsphase von Putzen mit Biozidausrüstung der Herstellung und Entsorgung gegenüber.

Tabelle 83: Relevanz der Nutzungsphase für Putze

| Produktgruppe | Herstellung [UBP/kg] | Nutzung [UBP/kg] | Entsorgung [UBP/kg] | Total [UBP/kg] |
|-------------------------------------|----------------------|------------------|---------------------|----------------|
| Kunststoffputz mit Biozidausrüstung | 230 10 % | 2'108 89 % | 19 1 % | 2'357 100 % |
| Zementputz mit Biozidausrüstung | 191 8 % | 2'108 91 % | 19 1 % | 2'318 100 % |

Die Emissionen von Bioziden können je nach Wirkstoff und Exposition sehr unterschiedlich sein. Ebenso konnten die Emissionen hier nur mit den Ökofaktoren für Pflanzenschutzmittel bewertet werden. Die Bilanzierung der Nutzungsphase ist deshalb mit einer grossen Unsicherheit behaftet.

6.2.3 Abdichtungs-Dachbahnen

6.2.3.1 Wurzelfeste Polymerbitumen-Abdichtungsbahnen

Im Vergleich weisen die Ökobilanzzahlen für Bitumendichtungsbahnen in der KBOB-Liste für Herstellung und Entsorgung 2'480 UBP pro kg auf (siehe Tabelle 84). Bezogen auf den gesamten Lebenszyklus machen die oben berechneten Umweltbelastungspunkte für die Emission von Mecoprop etwa 0.1 % aus. Selbst wenn die Emission von Mecoprop fünfmal höher wäre, wäre diese Umweltbelastung bewertet in UBP immer noch im Bereich von 1 % bezogen auf die Belastung welche durch die Herstellung und Entsorgung der Dachbahn generiert wird. Dies liegt teilweise daran, dass der Ökofaktor für Mecoprop deutlich tiefer ist als jener anderer Biozide. Der Ökofaktor bezieht sich auf landwirtschaftlicher Applikationen von Pflanzenschutzmittel in den Boden welche über die erforderliche Dosis in g/ha einer bestimmten Kultur charakterisiert werden. Die Ökobilanz der Nutzungsphase ist deshalb nur als eine grobe Abschätzung zu betrachten.

Tabelle 84: Relevanz der Nutzungsphase für Polymerbitumen-Abdichtungsbahnen mit Wurzelschutz

| Produktgruppe | Herstellung [UBP/kg] | Nutzung [UBP/kg] | Entsorgung [UBP/kg] | Total [UBP/kg] |
|--|----------------------|------------------|---------------------|----------------|
| Polymerbitumendachbahn mit Herbitect, \varnothing 1'300 kg/m ³ , Dicke \varnothing 5 mm | 1'300 52 % | 3.5 0.1 % | 1'180 48 % | 2'484 100 % |

6.2.3.2 Kunststoff-Abdichtungsbahnen

Für die heute gebräuchlichen Kunststoff-Abdichtungsbahnen, die der Witterung ausgesetzt sind, gibt eine Untersuchung Hinweise auf Relevanz der Nutzungsphase. Die Zahlen in Tabelle 85 beruhen allerdings auf einem 7-Tage Versuch mit Screening-Charakter und ohne Hinweis auf einen zeitlichen Verlauf der Emissionen über grössere Zeiträume.

Tabelle 85: Relevanz der Nutzungsphase für KS-Abdichtungsbahnen

| Produktgruppe | Herstellung [UBP/kg] | Nutzung [UBP/kg] | Entsorgung [UBP/kg] | Total [UBP/kg] |
|---|-------------------------|---------------------|------------------------|-------------------|
| Polyolefin Kunststoffe FPO/TPO | 2'940 62 % | 343 7 % | 1'480 31 % | 4'773 100 % |
| Ethylen-Propylen-Dien-Kautschuk EPDM | 3'280 10 % | 27'369 85 % | 1'590 5 % | 32'239 100 % |

6.2.4 Fassadenfarben

Im Vergleich mit der Herstellungs- und Entsorgungsphase zeigen die Resultate in Tabelle 86, dass die Emissionen von Bioziden aus Farben mit Filmschutz 23 % bis 31 % der Gesamtbelastung, verursacht durch Herstellung, Nutzung und Entsorgung, ausmachen können (siehe auch Anmerkungen in 6.2.2).

Tabelle 86: Relevanz der Nutzungsphase für Fassadenfarben

| Produktgruppe | Herstellung [UBP/m ²] | Nutzung [UBP/ m ²] | Entsorgung [UBP/ m ²] | Total [UBP/ m ²] |
|--|--------------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------|
| Anstrich, wasserverdünnbar, 2 Anstriche, ohne Filmschutz | 756 62 % | <1 0 % | 471 38 % | 1'227 100 % |
| Anstrich, wasserverdünnbar, 2 Anstriche, mit Filmschutz | 756 42 % | 562 31 % | 471 27 % | 1'789 100 % |
| Anstrich, lösemittelverdünntbar, 2 Anstriche, ohne Filmschutz | 1'450 75 % | <1 0 % | 471 25 % | 1'920 100 % |
| Anstrich, lösemittelverdünntbar, 2 Anstriche, mit Filmschutz | 1'450 58 % | 562 23 % | 471 19 % | 2'483 100 % |

6.2.5 Kunststoff-Dämmplatten

Die Nutzungsphase macht 0 bis 90 % der Gesamtbelastung aus. Zu besonders hohen Belastungen während der Nutzungsphase führen die Verwendung von gewissen wärmedämmenden Treibgasen (HFKW-245fa oder HFKW-134a) sowie der Einsatz von HBCD bei EPS oder XPS mit Wasserkontakt. Der Einsatz von HBCD in Dämmstoffen wird allerdings ab 2015 verboten sein.

Tabelle 87: Relevanz der Nutzungsphase für KS-Dämmplatten

| Dämmstoff | Herstellung [UBP/kg] | Nutzung [UBP/kg] | Entsorgung [UBP/kg] | Total [UBP/kg] |
|-----------|-------------------------|----------------------|------------------------|------------------------|
| PUR | 4'690 39-76 % | 0-5'828 0-48 % | 1'510 13-24 % | 6'200-12'028 100 % |
| XPS | 8'870 12-84 % | 123-65'625 1-86 % | 1'570 2-15 % | 10'563-76'065 100 % |
| EPS | 3'460 7-66 % | 187-46'875 4-90 % | 1'570 3-30 % | 5'217-51'905 100 % |

| Dämmstoff | Herstellung [UBP/kg] | Nutzung [UBP/kg] | Entsorgung [UBP/kg] | Total [UBP/kg] |
|-----------|-------------------------|---------------------|------------------------|-----------------------|
| PF | 5'310 32-82 % | 0-9'867 0-60 % | 1'180 7-18 % | 6'490-16'357 100 % |

6.2.6 Kupfer- und Zinkbleche

Die Anteil der Nutzungsphase an der Umweltbelastung über den gesamten Lebenszyklus macht 71 bis 90 % aus. Die Abschwemmraten für Zink-/Titanzinkblech und Stahlblech verzinkt sind pro m² identisch, ergeben aber aufgrund unterschiedlicher Blechdicken und Rohdichten andere Werte pro Kilogramm. Bewertet wurden die Emissionen in Oberflächengewässer. Falls um ein Gebäude herum ein Filter oder anderes Rückhaltesystem installiert wird, können die Einträge von Kupfer und Zink in Gewässer oder Boden minimiert werden.

Tabelle 88: Relevanz der Nutzungsphase für Kupfer- und Zinkbleche

| Metall | Herstellung [UBP/kg] | Nutzung [UBP/kg] | Entsorgung [UBP/kg] | Total [UBP/kg] |
|-------------------------------|-------------------------|---------------------|------------------------|-------------------|
| Kupferblech 0.6 mm | 51'500 29 % | 126'100 71 % | 0 0 % | 177'600 100 % |
| Zink- / Titanzinkblech 0.7 mm | 35'700 19 % | 147'560 81 % | 0 0 % | 183'260 100 % |
| Stahlblech verzinkt 0.62 mm | 16'100 10 % | 152'520 90 % | 0 0 % | 168'620 100 % |

6.3 Baustoffe im Innenraum

6.3.1 Bauchemikalien

Wie aus Tabelle 89 ersichtlich, sind die Umweltbelastungen für viele Bauchemikalien während der Nutzungsphase im Vergleich zur Herstellung gering. Viele Bauchemikalien emittieren relevante Mengen VOC während der Trocknungsphase. Da der Beginn der Nutzungsphase auf 28 Tage nach der Verarbeitung festgelegt wurde, treten diese Emissionen grösstenteils während der Verarbeitungsphase auf. Relevant für die Nutzungsphase sind vor allem lang anhaltende, relativ konstante Emissionen. Diese können durch Reaktionsprodukte von Reaktionen unter den Inhaltsstoffen der Bauprodukte, zwischen unverträglichen Bauprodukten oder durch Reaktionen mit der Umgebungsluft, -feuchte oder -strahlung verursacht sein. Eine weitere Möglichkeit stellen verlangsamte Trocknungsprozesse durch abgedeckte Baustoffe oder fehlerhafte Verarbeitung dar. All diesen Emissionen ist gemein, dass sie durch Prüfkammerversuche nur ungenügend erfasst werden können. In der Prüfkammer herrschen standardisierte Umgebungsbedingungen und die Baustoffe werden unverdeckt und korrekt verarbeitet in die Prüfkammer eingebracht. Im relativen Vergleich von Nutzungsphase und Herstellung wird der Anteil der Nutzungsphase geringer, je höher die Umweltbelastung der Herstellung ist. Für Produkte der

chemischen Industrie sind diese in der Regel höher als für weitgehend naturbelas-sene Baustoffe.

Tabelle 89: Relevanz der Nutzungsphase für ausgewählte Bauchemikalien

| Baustoff | Herstellung [UBP/kg] | Nutzung [UBP/kg] | Entsorgung [UBP/kg] | Total [UBP/kg] |
|---|-------------------------|---------------------|------------------------|----------------------|
| 2-Komponenten Klebstoff | 5'700 87-80 % | 121-700 2-10 % | 754 11 % | 6'571-7'150 100 % |
| Silicon-Fugenmasse | 2'950 65 % | 30 1 % | 1'590 35 % | 4'570 100 % |
| Polystyrol extrudiert (XPS), CO2-geschäumt | 8'870 85-84 % | 11-118 0-1 % | 1'570 15 % | 10'465 100 % |
| Anstrich, wasserverdünnbar, 2 Anstriche | 756 61 % | 3 0.2 % | 471 38 % | 1'233 100 % |
| Anstrich, lösemittelverdünnt, 2 Anstriche | 1'450 75 % | 5-9 0.3-0.5 % | 471 24 % | 1'925-1'929 100 % |

6.3.2 Holzwerkstoffe

Bei den Holzwerkstoffen sind die Emissionen während der Nutzungsphase im Ver-gleich zur Herstellung bedeutender als für Bauchemikalien. Dies liegt in erster Linie daran, dass die Herstellung und Entsorgung geringere Umweltbelastungen verur-sacht als diejenige von Produkten der chemischen Industrie. Die Tabelle 90 listet al-le Holzwerkstoffe auf, für welche die Nutzungsphase beim Einsetzen des Maximal-wertes mindestens 10 % zu den gesamten UBP beisteuert. Die vergleichsweise ho-hen UBP-Werte im Innenraum sind in allen Fällen auf die Formaldehyd-Emissionen zurückzuführen. Die Maximalwerte der ersten vier Holzwerkstoffe und der kammer-getrockneten Nadelhölzer sind mit Vorsicht zu geniessen, wie in den zugehörigen Kapiteln über Emissionen und die Umweltbelastung bereits ausgeführt wurde. So-wohl die MDF-Platte wie auch die Spanplatten weisen hohe Werte aus, wenn sie mit Harnstoff-Formaldehyd gebunden sind. Dieses Bindemittel führt bekanntermassen zu relativ hohen Formaldehydemissionen. Die ausgewiesenen UBP basieren auf Mittelwerten. Für konkrete Produkte können die Emissionen und damit auch die UBP für die Nutzungsphase stark von diesen Mittelwerten abweichen.

Tabelle 90: Relevanz der Nutzungsphase für ausgewählte Holzwerkstoffe im Innenraum

| Baustoff | Herstellung [UBP/kg] | Nutzung [UBP/kg] | Entsorgung [UBP/kg] | Total [UBP/kg] |
|--|-------------------------|---------------------|------------------------|----------------------|
| 3-Schicht Massivholzplatte, PVAc-gebunden | 1'210 93-76 % | 10-295 1-19 % | 79.6 6-5 % | 1'300-1'585 100 % |
| Brettschichtholz, UF-gebunden, Trockenbereich | 863 89-69 % | 10-295 2-24 % | 86.8 9-6 % | 960-1245 100 % |
| Brettschichtholz, MF-gebunden, Feuchtbereich | 908 90-70 % | 10-295 1-23 % | 86.8 9-7 % | 1005-1290 100 % |
| Massivholz Fichte / Tanne / Lärche, kammergetrocknet, gehobelt | 469 91-59 % | 18-295 4-37 % | 26.9 5-3 % | 514-791 100 % |
| Mitteldichte Faserplatte (MDF), UF-gebunden | 721 77 % | 123 13 % | 91.0 10 % | 935 100 % |
| Spanplatte, UF-gebunden, Trockenbereich | 488 66 % | 159 22 % | 91.3 12 % | 739 100 % |

| Baustoff | Herstellung [UBP/kg] | Nutzung [UBP/kg] | Entsorgung [UBP/kg] | Total [UBP/kg] |
|---|-------------------------|---------------------|------------------------|-------------------|
| Spanplatte, UF-gebunden, beschichtet, Trockenbereich | 531 76 % | 76 11 % | 91.3 13 % | 698 100 % |

6.3.3 Bodenbeläge

Bei den Bodenbelägen (Tabelle 91) ist die Einteilung in Untergruppen in der KBOB-Liste für Parkett und Teppiche genauer, als die mögliche Unterscheidung aufgrund der publizierten Messwerte. Deshalb wurde allen Parketten und allen Teppichen dieselben Bereiche möglicher Umweltwirkungen zugeordnet. Für beide Produktgruppen können die Abweichungen im konkreten Einzelfall jedoch erheblich grösser sein als in der Tabelle die angegebenen Extremwerte. In Absolutwerten generieren das Laminat, die Fließbeläge und der PVC-Belag die höchsten Umweltbelastungen. Wegen der viel höheren Umweltbelastung der Herstellung ist der Anteil der Nutzungsphase bei den Fließbelägen jedoch im Vergleich zum Laminat geringer.

Tabelle 91: Relevanz der Nutzungsphase für ausgewählte Bodenbeläge im Innenraum

| Baustoff | Herstellung [UBP/kg] | Nutzung [UBP/kg] | Entsorgung [UBP/kg] | Total [UBP/kg] |
|--|-------------------------|---------------------|------------------------|----------------------------|
| 2K-Fließbelag Industrie (Epo- xidharz), 2.25 mm | 25'500 88 % | 49-120 0.2-0.4 % | 3'430 12 % | 28'949- 29'020 100 % |
| 2K-Fließbelag Woh- nen/Verwaltung (Epoxidharz, PU), 2 mm | 18'200 86 % | 49-120 0.2-0.6 % | 2'970 14 % | 21'149- 21'220 100 % |
| Kautschuk, 2 mm | 12'400 83 % | 4 0 % | 2'600 17 % | 15'004 100 % |
| Korkparkett geölt/versiegelt, 5.3 mm | 2'610 85 % | 73 2 % | 401 13 % | 3'083 100 % |
| Laminat, 8.5 mm | 8'390 97-96 % | 12-155 0-2 % | 247 3 % | 8'642-8'785 100 % |
| Linoleum, 2.5 mm | 10'400 96 % | 4 0 % | 378 3 % | 10'804 100 % |
| Parkett 2-Schicht werkversie- gelt, 11 mm | 13'200 98 % | 53-68 0.4-0.5 % | 158 1 % | 13'453-3'468 100 % |
| Parkett 3-Schicht werkversie- gelt, 15 mm | 18'900 99 % | 53-68 0.3-0.4 % | 216 1 % | 19'153- 19'168 100 % |
| Parkett Mosaik werkversiegelt, 8 mm | 9'660 98 % | 53-68 0.5-0.7 % | 134 1 % | 9'843-9'858 100 % |
| PVC homogen, 2 mm | 9'300 76-75 % | 5-129 0-1 % | 3'050 25 % | 12'305- 12'429 100 % |
| Synthetische thermoplastische Beläge (TPO), 2 mm | 5'600 67 % | < 1 0 % | 2'790 33 % | 8'391 100 % |
| Teppich Kunstfaser getuftet | 8'670 79 % | 12-29 0.1-0.3 % | 2'270 21 % | 10'912- 10'929 100 % |
| Teppich Nadelfilz | 5'100 73 % | 12-29 0.2-0.4 % | 1'880 27 % | 6'992-7'009 100 % |
| Teppich Naturfaser | 8'910 93-92 % | 12-29 0.1-0.3 % | 710 7 % | 9'632-9'649 100 % |

7 Literaturverzeichnis

- alwitra GmbH & Co. Klaus Göbel (Ed.), 2014. Umwelt-Produktdeklaration: EVALASTIC V lose verlegt unter Auflast oder mechanisch befestigt.
- AWEL / Envico, 2005. Abschätzung der Gefährdung von Mensch und Umwelt durch Asbest, Betonzusatzmittel, Chromat, PCB, Phenole, PAK, illegale Ablagerungen von Bauabfällen.
- BAFU, eawag, 2009. Information über Mecoprop in Bitumen-Dachbahnen.
- Baudirektion Kt. ZH, n.d. Bewilligungs-, Melde- und Kontrollpflicht für Lageranlagen mit wassergefährdenden Flüssigkeiten.
- Becken, K. et al., 2010. Fluorierte Treibhausgase vermeiden, Wege zum, Austieg.
- Blachnik, B., 2001. Zusatzmittel in Putzmörteln - Wirksamkeit, Dauerhaftigkeit und Auslaugung-. Universität-Gesamthochschule Siegen.
- Bogdan, Mary C., Ling, Jim Y. K., Williams, David J., 2009. Next Generation (LGWP) of Blowing Agents for Spray Foam Applications.
- Böhm, M., Salem, M.Z.M., Srba, J., 2012. Formaldehyde emission monitoring from a variety of solid wood, plywood, blockboard and flooring products manufactured for building and furnishing materials. J. Hazard. Mater. 221-222, 68–79.
- Böhm, M., Salem, M.Z.M., Srba, J., 2012. Formaldehyde emission monitoring from a variety of solid wood, plywood, blockboard and flooring products manufactured for building and furnishing materials. J. Hazard. Mater. 68–79.
- Bundesverband der Gipsindustrie e.V., 2006. GIPS-Datenbuch.
- Bürgi, D., 2007. Biozide als Mikroverunreinigungen in Abwasser und Gewässern (No. 04). BAFU, ERZ.
- Burkhardt, M., Dietschweiler, C., 2013. Mengenabschätzung von Bioziden in Schutzmitteln in der Schweiz (No. April). Hochschule für Technik Rapperswil.
- Burkhardt, M., Eugster, J., Zuleeg, S., Boller, P.M., 2010. Auswaschung von Additiven aus Kunststoffdachbahnen unter Einwirkung von Wasser. EMPA, eawag, novatlantis.
- Burkhardt, M., Haag, R., Schmid, P., Hean, S., Boller, M., 2009. Kapitel IV Untersuchungen, in: Dachabdichtung – Dachbegrünung.
- Die Deutsche Bauchemie e.V., 2011. SACHSTANDSBERICHT Betonzusatzmittel und Umwelt. Deutsche Bauchemie.
- DIN EN, 2014. DIN EN 934-2, Zusatzmittel für Beton, Mörtel und Einpressmörtel - Teil 2: Betonzusatzmittel - Begriffe, Anforderungen, Konformität, Kennzeichnung und Beschriftung.
- eco-institut, 2013. Prüfbericht (No. 38565-001-006). eco-Institut GmbH, Sachsenring 69, 50677 Köln, Köln.
- eco-Institut, 2008. PRÜFBERICHT Nr.18583-1 - Corelan, Eiche gekalkt, Nano Strong Lack, Produktion 100308. eco-Institut GmbH, Sachsenring 69, Köln.

- ecoinvent, 2014. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf [WWW Document]. URL www.ecoinvent.org
- European Commission, 2008. RISK ASSESSMENT - Hexabromocyclododecane.
- European Union (2008) Risk Assessment, Hexabromocyclododecane CAS-No.: 25637-99-4, EINECS-No.: 247-148-4, Final report, 2008.
- Faller, M., 2006. Abschwemmungen von Metalldächern aus Kupfer und Zink.
- FPX, 2010. XPS - Extruded Polystyrene Foam.
- Fragen- und Antwortenkatalog für Klöber THERMO-LINE Kunden, 2012.
- Fraunhofer IBP, 2011. Untersuchung des Industriebelags "RHEOBOND® 007" auf die Emission von flüchtigen organischen Verbindungen (Prüfbericht No. HoE-003/2011/281).
- Fraunhofer IBP, 2010a. Untersuchung des Zementfliesmörtels "Rheodur SiC-Megaplan" mit silikatischer Oberflächenvergütung "LOTUSEAL® Lasur" auf die Emission von flüchtigen organischen Verbindungen (Prüfbericht No. HoE-012/2010/281). Fraunhofer IBP.
- Fraunhofer IBP, 2010b. Untersuchung des Schnellestrichs "Rheorapid" auf die Emission von flüchtigen organischen Verbindungen (Prüfbericht No. HoE-004/2010/281).
- Fraunhofer WKI, 2014. Verminderung der Formaldehydemission von Holzwerkstoffen [WWW Document]. Fraunhofer-Inst. Für Holzforsch. URL <http://www.wki.fraunhofer.de/de/leistung/vst/projekte/minderung-HCHO-holzwerkstoffe.html> (accessed 7.29.14).
- Friedli, Reinhard et al., 2001. KBOB Empfehlung 2001/1, Metalle für Dächer und Fassaden.
- Frischknecht, R., Sybille Büsser Knöpfel, 2013. Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit. Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz (No. 1330), Umwelt-Wissen. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Hillenbrand, T., Toussaint, D., Böhm, E., Fuchs, S., Scherer, U., Rudolphi, A., Hoffmann, M., 2005. Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden -. Umweltbundesamt, Dessau.
- Horn, W., Jann, O., Kasche, J., Bitter, F., Müller, D., Müller, B., 2007. Umwelt- und Gesundheitsanforderungen an Bauprodukte - Ermittlung und Bewertung der VOC-Emissionen und geruchlichen Belastungen. Umweltbundesamt, Dessau.
- Hyttinen, M., Masalin-Weijo, M., Kalliokoski, P., Pasanen, P., 2010. Comparison of VOC emissions between air-dried and heat-treated Norway spruce (*Picea abies*), Scots pine (*Pinus sylvestris*) and European aspen (*Populus tremula*) wood. *Atmos. Environ.* 44, 5028–5033. doi:doi:10.1016/j.atmosenv.2010.07.018
- IVH, 2012a. EPS-Hartschaum (grau) mit Wärmestrahlungsabsorber.
- IVH, 2012b. Dämmstoffe aus expandiertem Polystyrol (EPS) für die Anwendung an Wänden und Dächern.

- IVH, 2009. EPS-Hartschaum (Styropor ®) für Decken/Böden und als Perimeterdämmung.
- IVPU, 2010. Factory-made Polyurethane Insulation Products.
- Jacobs, F., 1999. Nachhaltiges Bauen mit Beton. TFB Cem.
- Jann, O., Wilke, O., Brödner, D., 1998. Entwicklung eines Prüfverfahrens zur Ermittlung der Emission flüchtiger organischer Verbindungen aus beschichteten Holzwerkstoffen und Möbeln (UBO-Forschungsbericht No. UFOPLAN 295 44 512/02), TEXTE. Umweltbundesamt, Bismarckplatz 1, D-14191 Berlin, Berlin.
- Järnström, H., Saarela, K., Kalliokoski, P., Pasanen, A.-L., 2007. Reference values for structure emissions measured on site in new residential buildings in Finland. Atmos. Environ. 41, 2290–2302.
- Kasser, U., Klingler, M., Savi, D., 2014. Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen - Methodik zur Bewertung umweltrelevanter Baustoffbestandteile - Phase I Entwicklung und Test der Methodik.
- Katsoyiannis, A., Leva, P., Kotzias, D., 2008. VOC and carbonyl emissions from carpets: A comparative study using four types of environmental chambers. J. Hazard. Mater. 152, 669–676.
- K. Breuer et al., 2012. Wirksamkeit und Dauerhaftigkeit von Bioziden in Bauteinbeschichtungen. Bauphysik Heft 4, 170–182.
- Kingspan Insulation, 2014. Kooltherm K5.
- Lignum, 2014. Hilfsmittel 2: Produktliste: laufend nachgeführte Liste geeigneter Holzwerkstoffe zur Verwendung im Innenraum.
- Lignum Holzwirtschaft Schweiz, 2008. Holzwerkstoffe in Innenräumen.
- M. Burkhardt, C. Dietschweiler et al., 2013. Ecotoxicological Assessment of Immersion Samples from Façade Render.
- M. Burkhardt et al., 2009. Biozide in Gebäudefassaden - ökotoxikologische Effekte, Auswaschung und Belastungsabschätzung für Gewässer. Umweltwissenschaften Schadst.-Forsch. 21 (1), 36–47.
- Meyer, B., Boehme, C., 1997. FORMALDEHYDE EMISSION FROM SOLID WOOD. For. Prod. J. 47, 45–48.
- ÖTI, 2007. Emissionsprüfung gemäss AgBB-Schema für einen Fussbodenaufbau (Prüfbericht No. Report 56352). ÖTI - Institut für Ökologie, Technik und Innovation, Sprengergasse 20, A-1050 Wien.
- Paul Bauder GmbH & Co. KG (Ed.), 2013. Umwelt-Produktdeklaration: FPO Dach- und Dichtungsbahnen Bauder THERMOPLAN.
- Plate, M., 2014. Persönliche Mitteilung.
- QKE e.V., EPPA ivzw, 2014. UMWELT-PRODUKTDEKLARATION Kunststofffenster aus PVC-U.
- Republique Francaise, 2012. Arrêté du 19 avril 2011 relatif à l'étiquetage des produits de construction ou de revêtement de mur ou de sol et des peintures et vernis sur leurs émissions de polluants volatils.
- Risholm-Sundman, M., Larsen, A., Vestin, E., Weibull, A., 2007. Formalde-

hyde emission – Comparison of different standard methods. *Atmos. Environ.* 41, 3193–3202.

Risholm-Sundman, M., Lundgren, M., Vestin, E., Herder, P., 1998. Emissions of acetic acid and other volatile organic compounds from different species of solid wood. *Holz Als Roh- Werkst.* 56, 125–129. doi:10.1007/s001070050282

Ruckstuhl, S., 2001. Environmental Exposure Assessment of Sulfonated Naphthalene Formaldehyde Condensates and Sulfonated Naphthalenes Applied as Concrete Superplasticizers.

Salem, M.Z.M., Böhm, M., Srba, J., Beránková, J., 2012. Evaluation of formaldehyde emission from different types of wood-based panels and flooring materials using different standard test methods. *Build. Environ.* 49, 86–96.

Salthammer, T., Mentese, S., Marutzky, R., 2010. Formaldehyde in the Indoor Environment. *Chem Rev* 110, 2536–2572.

Scherer, C., Mair, S., 2010. Querschnittsuntersuchung zum Emissionspotenzial an flüchtigen organischen Verbindungen von Gipsbauteilen und Gipsprodukten des Wohninnenraums (Auszug aus dem IBP-Abschlussbericht No. 002/2010/281-k). Fraunhofer-Institut für Bauphysik IBP, Valley.

Schröter, N., Fischer, P., 2010. Entwicklung und Trends bei Betonzusatzmitteln. *Fachz. Für Bau Tech. beton.*

sia, 2014. bauproduktedeklaration nach SIA 493 [WWW Document]. URL <http://www.sia.ch/de/dienstleistungen/sia-norm/bauproduktedeklaration/suchen/>

Tappler, P., Damberger, B., Twrdik, F., Schmöger, C., Hutter, H.-P., 2009. Untersuchung von Holzproben auf Formaldehydemissionen bei erhöhter Temperatur (Endbericht Juli 2009). Fachverband der Holzindustrie, Schwarzenbergplatz 4, 1030 Wien.

Textiles & Flooring Institute, 2009. Emissionsprüfung im Rahmen einer allg. bauaufsichtlichen Zulassung (Prüfbericht No. Nr. 390192-02). Textiles & Flooring Institute GmbH, Charlottenburger Allee 41, Aachen.

T. Küninger et al., 2011. Freisetzung von nanoskaligen und konventionellen Bioziden aus beschichteten Holzfassaden während der Bewitterung: Auswaschung und deren Folgen auf die Funktionalität der Beschichtung.

United Nations, 2013. STOCKHOLM CONVENTION ON PERSISTENT ORGANIC POLLUTANTS – AMENDMENT TO ANNEX A.

U. Schonknecht et al., 2009. Leaching of Biocides Used in Façade Coatings under Laboratory Test Conditions. *Env. Sci Technol* 43.

von Wartburg, Dominik, Högger, Silvia, 2013. Auswaschung von Kupfer, Chrom und Bor aus imprägnierten Hölzern. *Umweltpraxis* Nr. 72.

WESSLING, 2007. Prüfprotokoll Remmers System Deco Color. WESSLING Beratende Ingenieure GmbH, Oststrasse 7, 48341 Altenberge.

Wilke, O., Jann, O., Brödner, D., 2004. VOC- and SVOC-emissions from adhesives, floor coverings and complete floor structures. *Indoor Air* 14, 98–107.

Wilke, O., Jann, O., Brödner, D., 2003. Untersuchung und Ermittlung emissionsarmer Klebstoffe und Bodenbeläge (UBA-Forschungsbericht No. UF-

OPLAN 298 95 308), TEXTE. Umweltbundesamt, Postfach 33 00 22, 14191 Berlin, Berlin.

Wilke, O., Wiegner, K., Jann, O., Brödner, D., Scheffer, H., 2012. Emissionsverhalten von Holz und Holzwerkstoffen (Forschungsbericht No. UBA-FB 001580). BAM Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung, Unter den Eichen 87, 12205 Berlin.

Wittmer, I., 2009. Dynamik von Biozid- und Pestizideinträgen. Eawag News 67d.

Zellweger, C., Hill, M.-, Gehrig, R., Hofer, P., 1997. Schadstoffemissionsverhalten von Baustoffen.

A Relevanzbeurteilung der Baustoffe in der KBOB-Liste

Die Tabelle 92 enthält eine Relevanzbeurteilung aufgrund der Exposition, der Erkenntnis aus der Phase I des Projektes und der gebräuchlichen Zusammensetzung resp. Abwesenheit von besonderen Zusatzstoffen oder Analogieüberlegungen (siehe auch Kap. 3.1). Alle grün markierten Felder wurden in dieser Studie genauer untersucht, während die als „nicht relevant“ klassierten Baustoffe nicht mehr näher analysiert wurden.

Tabelle 92: Relevanzbeurteilung

| Baustoff KBOB-Liste | Mögliche Emissionen | Anwendung | Einschätzung der Relevanz |
|--------------------------|--|---------------------------------|---|
| Beton (ohne Bewehrung) | Verflüssiger, Fließmittel | Nur bei Beton mit Wasserkontakt | Sind die am häufigsten eingesetzten Zusatzmittel und werden fast immer eingesetzt. Könnten relevant sein. |
| | Verzögerer | | Werden nur in bestimmten Fällen (z.B. bei zu tiefen Temperaturen) verwendet. |
| | Beschleuniger | | |
| | Luftporenbildner | | |
| | Dichtungsmittel | | |
| Backstein | Keine bekannt, vermutlich sehr gering | Innen/Aussenraum | Nicht relevant |
| Kalksandstein | | Innen/Aussenraum | |
| Leichtlehmstein | | Innen/Aussenraum | |
| Leichtzementstein | Evtl. Zusatzmittel | Nur bei Wasserkontakt | Nicht relevant |
| Porenbetonstein | Keine bekannt, vermutlich sehr gering | Kein Wasserkontakt | Nicht relevant |
| Zementstein | Evtl. Zusatzmittel | Nur bei Wasserkontakt | Nicht relevant |
| Betonziegel | Evtl. Zusatzmittel | Nur bei Wasserkontakt | Nicht relevant |
| Faserzement-Dachschindel | Gemäss Sicherheitsdatenblätter der Fa. Eternit enthält die Beschichtung keine Biozide. | Aussenraum | Nicht relevant |
| Faserzementplatte gross | | | |
| Faserzement-Wellplatte | | | |
| Flachglas beschichtet | Keine bekannt, vermutlich sehr gering | Aussenraum | Nicht relevant |
| Flachglas unbeschichtet | | | |
| Gipsfaserplatte | VOC / Aldehyde | Innenraum | Möglicherweise relevant |
| Gipskartonplatte | | | |
| Hartsandstein | Keine bekannt, vermutlich sehr gering | Innen/Aussenraum | Nicht relevant |
| Keramik-/Steinzeugplatte | | Innen/Aussenraum | |
| Kies gebrochen | | Innen/Aussenraum | |
| Rundkies | | Innen/Aussenraum | |
| Sand | | Innen/Aussenraum | |
| Sanitärkeramik | | Innenraum | |
| Tonziegel | | Aussenraum | |
| Vollgipsplatte | | VOC / Aldehyde | |
| Gips-/Weissputz | VOC / Aldehyde | Innenraum | Möglicherweise relevant |

| Baustoff KBOB-Liste | Mögliche Emissionen | Anwendung | Einschätzung der Relevanz |
|-------------------------------------|---|---------------------------------------|---|
| Kunststoffmörtel | Zusatzmittel, Additive | Kein Wasserkontakt, verdeckter Einbau | Nicht relevant |
| Kunststoffputz | Filmschutzmittel, Topfkonservierer, Dispergiermittel, Entschäumer, Verdicker etc. | Fassade | Relevant (gemäss Untersuchung Phase I) |
| Lehmputz | VOC / Aldehyde | Innenraum | Möglicherweise relevant |
| Unterlagsboden Anhydrit | VOC / Aldehyde | Innenraum | Möglicherweise relevant |
| Unterlagsboden Zement | Zusatzmittel Emissionen in die Luft | Innenraum | Möglicherweise relevant |
| Wärmedämmputz EPS | Filmschutzmittel, Topfkonservierer, Dispergiermittel, Entschäumer, Verdicker | Aussenraum | Möglicherweise relevant |
| Zementmörtel | Luftporenbildner, Verzögerer, Chromatreduzierer, Hydrophobierungsmittel | Aussenraum (nur bei Wassereinwirkung) | Möglicherweise relevant |
| Zementputz | Filmschutzmittel, Topfkonservierer, Dispergiermittel, Entschäumer, Verdicker etc. | Aussenraum (nur bei Wassereinwirkung) | Relevant (gemäss Untersuchung Phase I) |
| 2-IV Verglasung | Keine bekannt, vermutlich sehr gering | Innen/Aussenraum | Nicht relevant |
| 2-IV Verglasung, VSG | | | |
| 3-IV Verglasung | | | |
| Fensterrahmen Aluminium | | Aussenraum | |
| Fensterrahmen Holz | Emissionen Biozide | Aussenraum (bei Wassereinwirkung) | Möglicherweise relevant |
| Fensterrahmen Kunststoff / PVC | Evtl. Stabilisatoren | Aussenraum / Innenraum | Möglicherweise relevant |
| Pfosten-Riegel-Fassade, Alu / Glas | Sehr gering | Innen/Aussenraum | Nicht relevant |
| Aluminiumblech, blank | Sehr gering | Innen/Aussenraum | Nicht relevant |
| Aluminiumprofil, blank | Sehr gering | Innen/Aussenraum | Nicht relevant |
| Armierungsstahl | Korrosionsprodukte | Aussenraum | Nicht relevant, kein Wasserkontakt |
| Chromnickelstahlblech 18/8 blank | Chrom, Nickel, sehr gering | Innen/Aussenraum | Nicht relevant |
| Chromnickelstahlblech 18/8 verzinkt | Zinn, sehr gering | Innen/Aussenraum | Nicht relevant |
| Kupferblech, blank | Kupfer | Aussenraum | Relevant (Ergebnisse Phase I) |
| Messing-/Bronzeblech | Kupfer, Zink, Zinn, sehr gering | Aussenraum | Möglicherweise relevant |
| Stahlblech, blank | Nicht bekannt, vermutlich sehr gering | Aussenraum | Nicht relevant, normalerweise beschichtet |
| Stahlblech, verzinkt | Zink | Aussenraum | Relevant (Ergebnisse Phase I) |
| Stahlprofil, blank | Nicht bekannt, vermutlich sehr gering | Innenraum | Nicht relevant |

| Baustoff KBOB-Liste | Mögliche Emissionen | Anwendung | Einschätzung der Relevanz | | |
|---|--|---------------------------------|---|-----------|-------------------------|
| Titanzinkblech | Zink | Aussenraum | Relevant (Ergebnisse Phase I) | | |
| 3-Schicht Massivholzplatte, PVAc-gebunden | Bei Behandlung mit Holzschutzmitteln | Aussenraum | Relevant | | |
| Brettschichtholz, UF-gebunden, Trockenbereich | VOC, Formaldehyd | Innenraum | Möglicherweise relevant | | |
| Brettschichtholz, MF-gebunden, Feuchtbereich | VOC, Formaldehyd | Innenraum | Möglicherweise relevant | | |
| | Bei Behandlung mit Holzschutzmitteln | Aussenraum | Relevant | | |
| Hartfaserplatte | Nicht bekannt, vermutlich typische Nadelholzemissionen | Innenraum | Nicht möglich | | |
| Holzwohle-Leichtbauplatte, zementgebunden | Nicht bekannt, vermutlich sehr gering | Innenraum | Nicht möglich | | |
| Massivholz Buche / Eiche, luftgetrocknet, rau | Bei Behandlung mit Holzschutzmitteln VOC, Formaldehyd | Aussenraum | Möglicherweise relevant | | |
| Massivholz Buche / Eiche, kammergetrocknet, rau | | Innenraum | | | |
| Massivholz Buche / Eiche, kammergetrocknet, gehobelt | | | | | |
| Massivholz Fichte / Tanne / Lärche, luftgetrocknet, rau | | | | | |
| Massivholz Fichte / Tanne / Lärche, luftgetr., gehobelt | | | | | |
| Massivholz Fichte / Tanne / Lärche, kammergetr., gehobelt | | | | | |
| Mitteldichte Faserplatte (MDF), UF-gebunden | | | | | |
| OSB Platte, PF-gebunden, Feuchtbereich | | | | | |
| Spanplatte, UF-gebunden, Trockenbereich | | VOC, Formaldehyd | | Innenraum | Relevant |
| Spanplatte, PF-gebunden, Feuchtbereich | | VOC, Formaldehyd Sehr gering | | Innenraum | Möglicherweise relevant |
| Spanplatte, UF-gebunden, beschichtet, Trockenbereich | VOC, Formaldehyd | Innenraum | Relevant | | |
| Sperrholz/Multiplex, UF-gebunden, Trockenbereich | | | | | |
| Sperrholz/Multiplex, PF-gebunden, Feuchtbereich | Bei Behandlung mit Holzschutzmitteln | Aussenraum | Möglicherweise relevant | | |
| 2-Komponenten Klebstoff | VOC | Innenraum | Möglicherweise relevant | | |
| Heissbitumen | VOC | Innen-/ Aussenraum | Betrifft Verarbeitung, deshalb für die Nutzungsphase nicht relevant | | |
| Kautschukdichtungsmasse | Zusatzstoffe | Aussenraum | Nicht mehr gebräuchlich | | |
| Polysulfiddichtungsmasse | | | | | |

| Baustoff KBOB-Liste | Mögliche Emissionen | Anwendung | Einschätzung der Relevanz |
|---|--|------------|---|
| Silicon-Fugenmasse | Additive | Innenraum | Möglicherweise relevant |
| Silicon-Fugenmasse | Additive (z.B. Biozide) | Aussenraum | Nicht relevant da nur kleinflächige Anwendung |
| Dampfbremse bituminös | Nicht bekannt, vermutlich sehr gering | Aussenraum | Nicht relevant, kein Wasserkontakt |
| Dampfbremse Polyethylen (PE) | Nicht bekannt, vermutlich sehr gering | Aussenraum | Nicht relevant, kein Wasserkontakt |
| Dichtungsbahn bituminös | Biozide (Durchwurzelungsschutz) | Aussenraum | Möglicherweise relevant |
| Dichtungsbahn Gummi (EPDM) | Additive | Aussenraum | Möglicherweise relevant |
| Dichtungsbahn Polyolefin (FPO) | | | |
| Kraftpapier | Nicht bekannt, vermutlich sehr gering | Innenraum | Nicht relevant |
| Polyethylenfolie (PE) | Additive | Aussenraum | Möglicherweise relevant |
| Polyethylenvlies (PE) | | | |
| Glaswolle | Formaldehyd | Innenraum | Möglicherweise relevant |
| Korkplatte | VOC (Furfural) | Innenraum | Möglicherweise relevant |
| Phenolharz (PF) | Treibgase | Aussenraum | Möglicherweise relevant |
| Polystyrol expandiert (EPS) | Flammschutz, Pentan | Aussenraum | Möglicherweise relevant (Ergebnisse Phase I) |
| Polystyrol extrudiert (XPS) | Flammschutz, Treibgase | Aussenraum | Möglicherweise relevant (Ergebnisse Phase I) |
| Polyurethan (PUR/PIR) | | | |
| Schaumglas | Nicht bekannt | Aussenraum | Nicht relevant |
| Steinwolle | Formaldehyd | Innenraum | Möglicherweise relevant |
| Weichfaserplatte | Keine bekannt, vermutlich typische Nadelholzemissionen | Innenraum | Nicht möglich |
| Zellulosefasern (eingeblassen) | Borsalz | Aussenraum | Nur bei ungewöhnlicher Wassereinwirkung, deshalb nicht relevant |
| Zellulosefasern (eingeblassen) | Borsalz | Innenraum | Möglicherweise relevant |
| 2K-Fliessbelag Industrie (Epoxidharz), 2.25 mm | VOC | Innenraum | Möglicherweise relevant |
| 2K-Fliessbelag Wohnen/Verwaltung (Epoxidharz, PU), 2 mm | | | |
| Gummigranulat versiegelt, 7.5 mm | | | |
| Gussasphalt, 27.5 mm | | | |
| Hartbeton einschichtig, 27.5 mm | Nicht bekannt, vermutlich sehr gering | Innenraum | Nicht relevant |

| Baustoff KBOB-Liste | Mögliche Emissionen | Anwendung | Einschätzung der Relevanz |
|--|---------------------------------------|---------------------|---|
| Hartbeton zweischichtig, 35 mm | | | |
| Kautschuk, 2 mm | VOC | Innenraum | Möglicherweise relevant |
| Keramik-/Steinzeugplatte, 9 mm | Nicht bekannt, vermutlich sehr gering | Innenraum | Nicht relevant |
| Kork Fertigparkett, 10.5 mm | VOC | Innenraum | Möglicherweise relevant |
| Kork PVC-beschichtet, 3.2 mm | | | |
| Korkparkett ge-ölt/versiegelt, 5.3 mm | | | |
| Kunststeinplatte zementgebunden, 10 mm | Nicht bekannt, vermutlich sehr gering | Innenraum | Nicht relevant |
| Laminat, 8.5 mm | VOC | Innenraum | Möglicherweise relevant |
| Linoleum, 2.5 mm | | | |
| Natursteinplatte geschliffen, 15 mm | Nicht bekannt, vermutlich sehr gering | Innenraum | Nicht relevant |
| Natursteinplatte geschnitten, 15 mm | Nicht bekannt, vermutlich sehr gering | Innenraum | Nicht relevant |
| Natursteinplatte poliert, 15 mm | | | |
| Parkett 2-Schicht werkversiegelt, 11 mm | VOC | Innenraum | Möglicherweise relevant |
| Parkett 3-Schicht werkversiegelt, 15 mm | | | |
| Parkett Mosaik werkversiegelt, 8 mm | | | |
| PVC homogen, 2 mm | | | |
| Steinholz versiegelt, 16.5 mm | | | |
| Synthetische thermoplastische Beläge (TPO), 2 mm | | | |
| Teppich Kunstfaser getuftet | | | |
| Teppich Nadelfilz | | | |
| Teppich Naturfaser | | | |
| Terrazzo versiegelt, 40 mm | | | |
| Aussentüre, Holz, aluminiumbeplankt | | | |
| Aussentüre, Holz, Glaseinsatz | Nicht bekannt | Innen- / Aussenraum | Nicht relevant, kein Wasserkontakt (Aussenraum) kleine Fläche (Innenraum) |
| Innentüre, Holz | VOC, Formaldehyd | Innenraum | Möglicherweise relevant |
| Innentüre, Holz, Glaseinsatz | | | |
| Acrylnitril-Butadien-Styrol (ABS)-Rohre | Nicht bekannt, vermutlich sehr gering | Innen- / Aussenraum | Nicht möglich |
| Polyethylen (PE)-Rohre | | | |

| Baustoff KBOB-Liste | Mögliche Emissionen | Anwendung | Einschätzung der Relevanz |
|---|---------------------------------------|-------------------------|---|
| Polypropylen (PP)-Rohre | | | |
| Polyvinylchlorid (PVC)-Rohre | | | |
| Gusseisen-Rohre | Rost | Innen-/ Aussenraum | Nicht relevant |
| Anstrich, wasserverdünnbar, 2 Anstriche | VOC Filmschutzmittel (Biozide) | Innenraum Aussenraum | Möglicherweise relevant |
| Anstrich, lösemittelverdünnt, 2 Anstriche | | | |
| Bitumenemulsion, 1 Anstrich | VOC | Aussenraum | Betrifft Verarbeitung, Nutzungsphase ohne Wasserkontakt |
| Emaillieren, Metall | Nicht bekannt, vermutlich sehr gering | Innenraum | Nicht relevant |
| Pulverbeschichten, Aluminium | Nicht bekannt | | Nicht möglich |
| Pulverbeschichten, Stahl | | | |
| Verchromen, Stahl | Nicht bekannt, vermutlich sehr gering | | Nicht relevant |
| Verzinken, Stahl | Zink | Aussenraum | Relevant (Ergebnisse Phase I) |
| Plexiglas (PMMA, Acrylglas) | Additive | Aussenraum | Möglicherweise relevant |
| Polyamid (PA) glasfaserverstärkt | | | |
| Polycarbonat (PC) | | | |
| Polyester (UP) glasfaserverstärkt | | | |
| Polystyrol (PS) | | | |

B Ökofaktoren Innenraum

In Tabelle 93 sind alle Einzelsubstanzen und Substanzklassen aufgeführt, für welche UBP im Innenraum pro Gramm Emission hergeleitet wurden (Kasser et al., 2014). Für Stoffgruppen umfasst die Spalte „CAS-Nummer“ mehrere Einträge mit CAS-Nummern von Stoffen, welche in die Stoffgruppe fallen.

Tabelle 93: Bewertung der Emissionen in den Innenraum mit UBP

| Substanz | CAS-Nr. | UBP/g Emission |
|---|------------|----------------|
| 2-Ethylhexanol | 104-76-7 | 30 |
| Ethylenglykolmonomethylether (EGME) | 109-86-4 | 151 |
| Diethylenglykolmethylether (DEGME) | 111-77-3 | 5 |
| Diethylenglykoldimethylether (DEGDME) | 111-96-6 | 101 |
| Ethylenglykolmonoethylether (EGEE) | 110-80-5 | 30 |
| Ethylenglykolmonoethylether-acetat (EGEEA) | 111-15-9 | 15 |
| Diethylenglykolmonoethylether (DEGEE) | 111-90-0 | 15 |
| Ethylenglykolbutylether (EGBE) | 111-76-2 | 30 |
| Ethylenglykolbutyletheracetat (EGBEA) | 112-07-2 | 15 |
| Diethylenglykolbutylether (DEGBE) | 112-34-5 | 30 |
| Ethylenglykolhexylether (EGHE) | 112-25-4 | 30 |
| 2-Propylenglykol-1-methylether (2PG1ME) | 107-98-2 | 3 |
| Dipropylenglykol-1-methylether (D2PGME) | 34590-94-8 | 4 |
| | 13429-07-7 | |
| | 20324-32-7 | |
| | 13588-28-8 | |
| | 55956-21-3 | |
| 2-Propylenglykol-1-ethylether (2PG1EE) | 1569-02-4 | 10 |
| 2-Propylenglykol-1-tertbutylether (2PG1tBE) | 57018-52-7 | 10 |
| Methylisobutylketon | 108-10-1 | 30 |
| Ethylbenzol | 100-41-4 | 15 |
| Alkylbenzole, C9-C15 | 99-87-6 | 30 |
| | 527-84-4 | |
| | 535-77-3 | |
| | 108-67-8 | |
| | 611-14-3 | |
| | 620-14-4 | |
| | 622-96-8 | |
| | 98-82-8 | |
| | 103-65-1 | |
| | 95-93-2 | |
| | 135-01-3 | |
| | 141-93-5 | |
| | 105-05-5 | |
| | 104-51-8 | |
| | 538-93-2 | |
| | 135-98-8 | |
| 98-06-6 | | |
| 700-12-9 | | |

| Substanz | CAS-Nr. | UBP/g Emission |
|--|------------|----------------|
| | 87-85-4 | |
| | 95-63-6 | |
| Kresole | 1319-77-3 | 606 |
| Phenol | 108-95-2 | 151 |
| 2-Furaldehyd | 98-01-1 | 303 |
| Zyklische Dimethylsiloxane D3-D6 (Summenrichtwert) | | 8 |
| Benzaldehyd | 100-52-7 | 151 |
| Benzylalkohol | 100-51-6 | 8 |
| Monozyklische Monoterpene (Leitsubstanz d-Limonen) | 99-82-1 | 3 |
| | 5989-27-5 | |
| | 5989-54-8 | |
| | 138-86-3 | |
| | 7705-14-8 | |
| | 5989-27-5 | |
| | 5989-54-8 | |
| | 5989-54-8 | |
| | 6876-12-6 | |
| | 4221-98-1 | |
| | 2243-33-6 | |
| | 99-83-2 | |
| | 6153-17-9 | |
| | 6153-16-8 | |
| | 555-10-2 | |
| | 586-62-9 | |
| | 99-86-5 | |
| | 99-85-4 | |
| | 99-87-6 | |
| | 2216-51-5 | |
| | 89-78-1 | |
| | 15356-60-2 | |
| | 1490-04-6 | |
| | 7785-53-7 | |
| | 138-87-4 | |
| | 10482-56-1 | |
| | 586-81-2 | |
| | 7299-42-5 | |
| | 89-83-8 | |
| | 619-01-2 | |
| | 89-82-7 | |
| | 2244-16-8 | |
| | 6485-40-1 | |
| | 98-55-5 | |
| | 586-62-9 | |
| Aldehyde, C4 bis C11 (gesättigt, azyklisch, aliphatisch) | 123-05-7 | 15 |
| | 590-86-3 | |
| | 123-72-8 | |
| | 112-31-2 | |

| Substanz | CAS-Nr. | UBP/g Emission |
|--|---------------------|----------------|
| | 111-71-7 | |
| | 66-25-1 | |
| | 78-84-2 | |
| | 124-19-6 | |
| | 124-13-0 | |
| | 110-62-3 | |
| | 112-44-7 | |
| C9-C14-Alkane / Isoalkane (aromatenarm) | | |
| Naphthalin | 91-20-3 | 1010 |
| Terpene, bicyclisch (Leitsubstanz α -Pinen) | 13466-78-9 | 15 |
| | 80-56-8 | |
| | 127-91-3 | |
| | 507-70-0 | |
| | 5655-61-8 | |
| | 79-92-5 | |
| | 76-22-2 | |
| | 470-82-6 | |
| Tris(2-chlorethyl)phosphat (TCEP) | 115-96-8 | 606 |
| Quecksilber (als metallischer Dampf) | | 86552 |
| Styrol | 100-42-5 | 101 |
| Stickstoffdioxid (NO ₂) (30 min) | 10102-44-0 | 87 |
| Stickstoffdioxid (NO ₂) (7 Tage) | 10102-44-0 | 505 |
| Dichlormethan | 75-09-2 | 15 |
| Kohlenmonoxid (1/2 h) | 630-08-0 | 1 |
| Kohlenmonoxid (8 h) | 630-08-0 | 2 |
| Pentachlorphenol (PCP) | 87-86-5 131-52-2 | 30293 |
| Toluol | 108-88-3 | 10 |
| Acetaldehyd | 75-07-0 | 30 |
| Formaldehyd | 50-00-0 | 252 |
| VOC | | 10 |

C Emissionen Innenraum

C.1 Emissionsannahmen

C.1.1 Exponentielle Abnahme

Falls die Emissionen einer Substanz oder einer Stoffgruppe in der Prüfkammer stetig abnehmen, kann in erster Näherung von einer exponentiellen Abnahme der Emissionen über die Lebensphase ausgegangen werden. Diese Annahme entspricht einer Trocknung des Produkts und ausgasen der Stoffe ohne Neubildung während der Nutzungsdauer. Für die Berechnung der Emissionen in der Nutzungsphase wird der Mittelwert des Emissionsfaktors jedes Einzelstoffs am letzten Tag der Prüfkammermessung mit dem Mittelwert des Parameters k für die exponentielle Abnahme verwendet. Die Emissionen in der Nutzungsphase ergeben sich dann nach Integration nach t wie folgt:

$$\text{Emissionen Nutzungsphase [g/m}^2\text{]} = \frac{\text{Emissionsfaktor Tag 28}}{k}$$

mit

$$c(t) = c_0 * e^{-kt}$$

$c(t)$ bezeichnet die Konzentration des Stoffs in der Prüfkammer, t die Zeit in Stunden seit Tag eins der Messung und c_0 die aus den Daten errechnete Konzentration zum Zeitpunkt Null. Der Koeffizient k wird durch Regressionsrechnung aus den Messdaten ermittelt.

Für sehr schnell abnehmende Emissionen, deren Anteil nach dem Modell der exponentiellen Abnahme zu über 99 % in den ersten 28 Tagen liegt, wurden keine Emissionen während der Nutzungsphase angenommen.

C.1.2 Lineare Abnahme

Falls die Konzentration eines Stoffs in der Prüfkammer nicht stetig abnimmt, kann der Emissionsverlauf nicht als exponentielle Abnahme angenähert werden. Dieser Fall tritt auf, wenn eine Substanz oder Stoffgruppe zu Beginn der Prüfkammermessung nicht gemessen wird und erst an einem der Folgetage auftritt, wenn die Konzentration in der Prüfkammer zwischenzeitlich auf Null fällt, oder wenn die Konzentration über die Zeit zunimmt. In all diesen Fällen werden die Emissionen als lineare Abnahme vom letzten gemessenen Emissionsfaktor in der Prüfkammer auf Null internert einer angenommenen Emissionsdauer von 10 Jahren berechnet.

C.2 Berechnungen für Baustoffe

C.2.1 Gipsfaser-, Gipskarton-, Vollgipsplatte

Die zeigt die Berechnung der UBP für die Gipsplatten (Scherer and Mair, 2010) aus den Emissionsfaktoren für die relevanten Einzelsubstanzen. Die Umrechnung der UBP pro Kilogramm Gipsplatte erfolgte am Beispiel der Gipskartonplatte mit den Angaben aus dem Gipsdatenbuch (Bundesverband der Gipsindustrie e.V., 2006) für 12.5 mm und 15 mm dicke Platten.

Tabelle 94: Berechnung UBP-Faktoren für Gipsplatten aus Prüfkammermessungen

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² Baustoff | UBP/kg Baustoff |
|--------------------------------------|---------|--|-------------------------------|-----------------------------|-----------------|
| Formaldehyd | 50-00-0 | 0.03 | 252 | 7 | - |
| Summe VOC | | 1*10 ⁻⁵ | 10 | 1E-04 | - |
| Total Gipskartonplatte 12.5 mm Dicke | | | | 7 | 0.8 |
| Total Gipskartonplatte 15 mm Dicke | | | | 7 | 0.7 |

Die zeigt die Berechnung der UBP für den Gipswandaufbau (eco-institut, 2013) aus den Emissionsfaktoren für die relevanten Einzelsubstanzen. Die Umrechnung auf Masseeinheiten konnte aufgrund fehlender Daten im Prüfbericht nicht erfolgen. Es ist jedoch klar, dass die UBP/kg Baustoff kleiner sind als in den oben dargestellten Ergebnissen.

Tabelle 95: Berechnung UBP-Faktoren für einen Gips-Wandaufbau aus einer Prüfkammermessung (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² Baustoff |
|-------------------------------|----------|--|-------------------------------|-----------------------------|
| TVOC | | 0.01 | 10 | 0.1 |
| Essigsäure | 64-19-7 | 0.03 | 10 | 0.3 |
| Acetophenon | 98-86-2 | 0.02 | 10 | 0.2 |
| 2-Ethyl-1-hexanol | 104-76-7 | 0.004 | 30 | 0.1 |
| Hexanal | 66-25-1 | 0.01 | 15 | 0.1 |
| Hexamethylcyclotrisiloxan | 541-05-9 | 0.01 | 10 | 0.1 |
| Summe Einzelsubstanzen | | 0.08 | | 1.0 |

C.2.2 Kunststoffputz

Die Tabelle 96 zeigt die Berechnung der UBP aus den Emissionsfaktoren für die relevanten Einzelsubstanzen. Fast alle Substanzen mussten mit dem allgemeinen Faktor für VOC bewertet werden. Die Berechnung der UBP aus Einzelstoffemissionen führt zu einem höheren Ergebnis als die Berechnung aus dem Summenparameter TVOC. Nach den Prinzipien der Methodik ist die Berechnung aus den Einzelstoffemissionen vorzuziehen.

Tabelle 96: Berechnung UBP für Kunststoffputze aus Prüfkammermessungen

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² Baustoff | UBP/kg Baustoff |
|-------------------------------|-----------|--|-------------------------------|-----------------------------|-----------------|
| TVOC | | 2.63 | 10 | 26.59 | 3.54 |
| Glycol* | | 2.88 | 10 | 29.12 | 3.88 |
| n-Hexadecan | 544-76-3 | 2.21 | 10 | 22.27 | 2.97 |
| n-Heptadecan | 629-78-7 | 1.28 | 10 | 12.89 | 1.72 |
| Methylisothiazolinon (MIT) | 2682-20-4 | 1.01 | 10 | 10.20 | 1.36 |
| Eicosan | 112-95-8 | 0.89 | 10 | 9.02 | 1.20 |
| Formaldehyd DNPH | 50-00-0 | 0.02 | 252 | 3.79 | 0.51 |
| n-Pentadecan | 629-62-9 | 0.09 | 10 | 0.87 | 0.12 |
| 2-Cyclohexyloctan | 2883-05-8 | 0.04 | 10 | 0.40 | 0.05 |
| n-Tetradecan | 629-59-4 | 0.01 | 10 | 0.14 | 0.02 |
| Acetaldehyd DNPH | 75-07-0 | 0.002 | 30 | 0.08 | 0.01 |
| Summe Einzelsubstanzen | | 8.4 | | 89 | 12 |

C.2.3 Unterlagsboden Zement

Die Tabelle 97 zeigt die Berechnung der UBP aus den Emissionsfaktoren für die relevanten Einzelsubstanzen. Die Berechnung der UBP aus Einzelstoffemissionen führt zu demselben Ergebnis wie die Berechnung aus dem Summenparameter TVOC.

Tabelle 97: Berechnung UBP für Zement-UB aus VOC-Emissionen

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² | UBP/kg |
|--------------------------------------|----------|--|-------------------------------|--------------------|-------------|
| TVOC C ₆ -C ₁₆ | | 0.02 | 10 | 0.2 | 0.01 |
| C10-Alkadien | | 0.04 | 10 | 0.4 | 0.005 |
| 2,4,6-Tri-tert-butylphenol | 732-26-3 | 0.04 | 10 | 0.4 | 0.005 |
| Hexamethylcyclotrisiloxan | 541-05-9 | 0.02 | 10 | 0.2 | 0.002 |
| Acetaldehyd | 75-07-0 | 0.001 | 30 | 0.02 | 0.0003 |
| Summe Einzelsubstanzen | | 0.11 | | 1.1 | 0.01 |

C.2.4 Massivholz

Für die UBP-Berechnung der Harthölzer konnten drei Studien herangezogen werden (Boehm et al., 2012; Hyttinen et al., 2010; Meyer and Boehme, 1997). Boehm und Meyer bestimmten die Formaldehyd-Emissionen aus Buche und Eiche und aus Fichte, Tanne, Lärche. Die Mittelwerte dieser Studien und die UBP für die Nutzungsphase sind in Tabelle 98 aufgeführt. Hyttinen weist detaillierte VOC-Emissionen für Nadelhölzer aus. Diese sind in Tabelle 100 und inklusive der Berechnung der UBP ausgewiesen. Für die Nadelhölzer wurden die UBP aus den Formaldehyd- und den VOC-Messungen summiert.

Tabelle 98: Berechnung UBP für Buche / Eiche aus Formaldehyd-Emissionen

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/kg] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/kg |
|--------------|---------|---------------------------------|-------------------------------|-----------|
| Formaldehyd | 50-00-0 | 0.04 | 252 | 10 |
| Total | | | | 10 |

Tabelle 99: Berechnung UBP für Fichte / Tanne / Lärche aus Formaldehyd-Emissionen

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/kg] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/kg |
|--------------|---------|---------------------------------|-------------------------------|-----------|
| Formaldehyd | 50-00-0 | 0.06 | 252 | 16 |
| Total | | | | 16 |

Tabelle 100: Berechnung UBP für norwegische Fichte luftgetrocknet aus VOC-Emissionen

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/kg] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/kg |
|-------------------------------------|------------|---------------------------------|-------------------------------|-------------|
| Alpha-Pinen | 80-56-8 | 0.03 | 15 | 0.52 |
| Essigsäure | 64-19-7 | 0.05 | 10 | 0.49 |
| Beta-Pinen | 127-91-3 | 0.03 | 15 | 0.49 |
| 1-Methyl-4-(1-Methylethyl)-Benzen | 99-87-6 | 0.006 | 30 | 0.18 |
| 1-Methyl-4-(1-Methylethenyl)-Benzen | 1195-32-0 | 0.009 | 10 | 0.09 |
| d-Limonen | 138-86-3 | 0.03 | 3 | 0.09 |
| Hexanal | 66-25-1 | 0.006 | 15 | 0.08 |
| Camphen | 79-92-5 | 0.003 | 15 | 0.05 |
| Delta-3-Caren | 13466-78-9 | 0.003 | 15 | 0.04 |
| Beta-Myrcen | 123-35-3 | 0.002 | 10 | 0.02 |
| Beta-Fellandren | 555-10-2 | 0.003 | 3 | 0.01 |
| Total | | 0.2 | 10 | 2.06 |

Tabelle 101: Berechnung UBP für norwegischer Fichte kammergetrocknet aus VOC-Emissionen

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/kg] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/kg |
|------------------------|------------|---------------------------------|-------------------------------|------------|
| Furfural | 98-01-1 | 0.9 | 303 | 271 |
| Decanal | 112-31-2 | 0.2 | 15 | 3 |
| Nonanal | 124-19-6 | 0.2 | 15 | 2 |
| Bis(2-Ethylhexyl)ether | 10143-60-9 | 0.1 | 10 | 1 |
| Essigsäure | 64-19-7 | 0.07 | 10 | 0.7 |
| Hexanal | 66-25-1 | 0.002 | 15 | 0.02 |
| Alpha-Pinen | 80-56-8 | 0.001 | 15 | 0.02 |
| d-Limonen | 138-86-3 | 0.0004 | 3 | 0.001 |
| Total | | 1.4 | | 279 |

C.2.5 MDF-Platten

Die Berechnung der UBP wird in der untenstehenden Tabelle 102 ausgewiesen.

Tabelle 102: Berechnung UBP für MDF-Platten aus Formaldehyd-Emissionen

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/kg] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/kg |
|-------------|---------|---------------------------------|-------------------------------|--------|
| Formaldehyd | 50-00-0 | 0.5 | 252 | 123 |

C.2.6 OSB-Platten

Die Berechnung der UBP aus den Emissionsdaten ist aus Tabelle 103 ersichtlich. Einzelsubstanzen, die nur unwesentlich zur Summe beitrage, wurden nicht aufgeführt. Die Berechnung aus Einzelstoffen führt sowohl zu höheren Emissionen als auch zu einem höheren UBP-Wert. Gemäss den Prinzipien der Methodik wird der Berechnung aus Einzelstoff-Emissionen der Vorzug gegeben. Die Umrechnung auf Masseinheiten erfolgte unter der Annahme einer 1.5 cm dicken Platte mit einem Flächengewicht von 9 kg/m².

Tabelle 103: Berechnung UBP für OSB-Platten aus Prüfkammermessungen (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² | UBP/kg |
|---------------------------|----------|--|-------------------------------|--------------------|-------------|
| TVOC ohne DNPH | | 0.25 | 10 | 2.54 | 0.28 |
| Formaldehyd DNPH | 50-00-0 | 0.087 | 252 | 22.05 | 2.45 |
| Benzaldehyd | 100-52-7 | 0.018 | 151 | 2.70 | 0.30 |
| Hexanal | 66-25-1 | 0.068 | 15 | 1.03 | 0.11 |
| Pentanal | 110-62-3 | 0.050 | 15 | 0.76 | 0.08 |
| Essigsäure | 64-19-7 | 0.019 | 10 | 0.57 | 0.06 |
| Acetaldehyd DNPH | 75-07-0 | 0.050 | 30 | 0.50 | 0.06 |
| Δ ³ -Caren | 498-15-7 | 0.020 | 10 | 0.31 | 0.03 |
| Nonanal DNPH | 124-19-6 | 0.027 | 15 | 0.27 | 0.03 |
| Pentanol | 71-41-0 | 0.023 | 10 | 0.24 | 0.03 |
| α-Pinen | 80-56-8 | 0.015 | 15 | 0.23 | 0.03 |
| Aceton DNPH | 67-64-1 | 0.022 | 10 | 0.22 | 0.02 |
| Octanal DNPH | 124-13-0 | 0.010 | 15 | 0.15 | 0.02 |
| Hexansäure | 142-60-1 | 0.009 | 10 | 0.13 | 0.01 |
| Hexanal DNPH | 111-71-7 | 0.009 | 15 | 0.13 | 0.01 |
| Heptanal | 111-71-7 | 0.010 | 15 | 0.10 | 0.01 |
| Decanal | 112-31-2 | 0.087 | 15 | 22.05 | 2.45 |
| Summe Einzelstoffe | | 0.47 | | 29.82 | 3.31 |

C.2.7 Spanplatten

Für eine Span-Verlegplatte konnten Emissionsdaten aus (Horn et al., 2007) ausgewertet werden. Für die Berechnung der Emissionen in der Nutzungsphase wurde die Annahme einer exponentiellen Abnahme verwendet. Die Berechnungsergebnis-

se werden in Tabelle 104 ausgewiesen. Die Berechnung der UBP aus Einzelstoffemissionen führt zu einem höheren Ergebnis als die Berechnung aus dem Summenparameter TVOC. Nach den Prinzipien der Methodik ist die Berechnung aus den Einzelstoffemissionen vorzuziehen. Die so berechneten UBP werden als Minimalwert verwendet.

Tabelle 104: Berechnung UBP für Span-Verlegeplatten aus Prüfkammermessung (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² | UBP/kg |
|--|----------|--|-------------------------------|--------------------|-------------|
| TVOC ohne DNPH | | 0.607 | 10 | 6.13 | 0.63 |
| Essigsäure | 64-19-7 | 1.328 | 10 | 13.41 | 1.38 |
| Hexanal | 66-25-1 | 0.005 | 15 | 0.07 | 0.01 |
| Heptanal | 111-71-7 | 0.002 | 15 | 0.02 | 0.00 |
| α-Pinen | 80-56-8 | 0.088 | 15 | 1.33 | 0.14 |
| Octanal | 124-13-0 | 0.131 | 15 | 1.99 | 0.20 |
| 2-Ethyl-1-hexanol | 104-76-7 | 0.001 | 30 | 0.02 | 0.00 |
| Nonanal | 124-19-6 | 0.001 | 15 | 0.01 | 0.00 |
| 2-Propensäure-2-ethylhexylester | 124-07-2 | 0.002 | 10 | 0.02 | 0.00 |
| Longifolen | | 0.002 | 10 | 0.02 | 0.00 |
| Formaldehyd DNPH | 50-00-0 | 0.013 | 252 | 3.20 | 0.33 |
| Acetaldehyd DNPH | 75-07-0 | 0.006 | 30 | 0.18 | 0.02 |
| Aceton DNPH | 67-64-1 | 0.002 | 10 | 0.02 | 0.00 |
| Hexanal DNPH | 66-25-1 | 0.005 | 15 | 0.07 | 0.01 |
| Summe Einzelstoffe | | 1.585 | | 20.37 | 2.09 |
| Summe Einzelstoffe ohne CH₂O | | | | 17.17 | 1.76 |

Eine weitere Prüfkammermessung (Jann et al., 1998) weist den Bindemitteltyp leider nicht aus und ist älteren Datums. Für die Berechnung der UBP wurde sie nicht verwendet. Für fünf Spanplatten lagen Ergebnisse für Formaldehydemissionen vor (Risholm-Sundman et al., 2007). Weitere Studien massen entweder Spanplatten, die nicht in Europa verkauft wurden und somit nicht den Emissionsgrenzwert E1 einhalten müssen oder enthielten nicht alle Angaben für eine Umrechnung der Emissionen pro Kilogramm Spanplatte. Weitere publizierte Resultate aus Messungen gemäss EN 717-2 bei 60 °C können nicht auf die Verhältnisse bei Raumtemperatur angewendet werden. In Tabelle 105 wird die UBP-Berechnung aus den Formaldehyd-Emissionen ausgewiesen. Der Mittelwert wird als mittlere UBP angenommen und der Maximalwert als Obergrenze.

Tabelle 105: Berechnung UBP für UF-gebundene Spanplatten aus Prüfkammermessungen

| Plattenart | Dicke [mm] | Substanz | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² | UBP/kg |
|--------------|------------|-------------|--|-------------------------------|--------------------|--------|
| Spanplatte 1 | 10 | Formaldehyd | 9 | 252 | 2211 | 340 |
| Spanplatte 2 | 16 | Formaldehyd | 8 | 252 | 1990 | 191 |

| Plattenart | Dicke [mm] | Substanz | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² | UBP/kg |
|-------------------------|------------|-------------|--|-------------------------------|--------------------|--------|
| Spanplatte 3 | 28 | Formaldehyd | 7 | 252 | 1659 | 91 |
| Spanplatte 4 | 16 | Formaldehyd | 7 | 252 | 1769 | 170 |
| Spanplatte UBA (28.Tag) | 15 | Formaldehyd | 0.4 | 252 | 88 | 0.02 |
| Spanplatte laminiert | 16 | Formaldehyd | 3 | 252 | 774 | 74 |

Für PF-gebundene Platten mussten die UBP aus der Abschätzung der Emissionen hergeleitet werden, wie in 0 beschrieben. Die Tabelle 106 weist die Ergebnisse der UBP-Berechnung aus.

Tabelle 106: Berechnung UBP für PF-gebundene Spanplatten aus Emissionsabschätzung

| Plattenart | Substanz | Emissionen Nutzungsphase [g/kg] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/kg |
|-----------------------|-------------|---------------------------------|-------------------------------|----------------------|
| Spanplatte PF minimal | Formaldehyd | 1*10 ⁻⁵ | 252 | 2.5*10 ⁻³ |
| Spanplatte PF mittel | Formaldehyd | 0.2 | 252 | 40 |
| Spanplatte PF maximal | Formaldehyd | 0.6 | 252 | 148 |

C.2.8 Sperrholz/Multiplex

Die Berechnung der UBP aus geltenden Emissionsgrenzwerten wird in Tabelle 107 ausgewiesen.

Tabelle 107: Berechnung UBP für Sperrholz/Multiplex aus Emissionsgrenzwerten

| Norm | Annahme Dicke [mm] | Dichte gem. KBOB-Liste [kg/m ³] | Emissionsfaktor [µg/kggh] | Emissionen Nutzungsdauer [g/kg] | UBP/kg |
|---------------------|--------------------|---|---------------------------|---------------------------------|--------|
| CARB Phase 2 (IKEA) | 8 | 500 | 9 | 0.4 | 102 |
| CARB Phase 2 (IKEA) | 22 | 500 | 3 | 0.1 | 37 |
| Emissionsklasse 1 | 8 | 500 | 31 | 1.3 | 340 |
| Emissionsklasse 1 | 22 | 500 | 11 | 0.5 | 123 |
| Europ. Panel Fed. | 8 | 500 | 20 | 0.9 | 221 |
| Europ. Panel Fed. | 22 | 500 | 7 | 0.3 | 80 |

C.2.9 2-Komponenten Klebstoff

Die Emissionen pro Quadratmeter werden unter der Annahme eines Flächengewichts von 0.275 kg/m² (Prüfgewicht gemäss Anforderungen Emicode 250-300 g/m²) in Emissionen pro kg-Klebstoff umgerechnet. Daraus lassen sich dann UBP pro kg Klebstoffe berechnen, wie sie für eine Integration in die KBOB-Liste benötigt werden. Die Ergebnisse der Berechnung sind in Tabelle 110 aufgeführt.

Tabelle 108: Aus Emicode hergeleitete Emissionen für 2-Komponenten-Klebstoffe

| Kategorie Emicode | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | Emissionen Nutzungsphase [g/kg] | UBP-Faktor/g Emission | UBP/kg |
|---------------------|--|---------------------------------|-----------------------|--------|
| EC1 ^{plus} | 3 | 12 | 10 | 121 |
| EC1 | 5 | 20 | 10 | 201 |
| EC2 | 16 | 60 | 10 | 603 |

Die höchsten Emissionen für Dispersionsklebstoffe aus (Wilke et al., 2004) wird als Mass für die Obergrenze der UBP herangezogen. Aufgrund der Rezepturen und Erfahrungen aus der Praxis muss davon ausgegangen werden, dass 2K-Klebstoffe deutlich höhere Emissionen erzeugen können als Dispersionsklebstoffe, weswegen die Obergrenze UBP für 2K-Klebstoffe mit den Messwerten für Dispersionsklebstoffe berechnet wird (Tabelle 109). Als Flächengewicht gibt die Studie 300 g/m² Klebstoff an.

Tabelle 109: Berechnung UBP für einen Dispersionsklebstoff aus Prüfkammermessung

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionsfaktor [µg/m ² h] | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² | UBP/kg |
|---------------------|------------|---------------------------------------|--|-------------------------------|--------------------|------------|
| Ethylhexanol | 104-76-7 | 17.5 | 0.8 | 30 | 23 | 77 |
| Essigsäure | 64-19-7 | 287.5 | 12.6 | 10 | 127 | 424 |
| Phenoxypropanol | 770-35-4 | 18.75 | 0.8 | 10 | 8 | 28 |
| a-Terpineol | 10482-56-1 | 6.25 | 0.3 | 3 | 1 | 3 |
| Ethanol | 111-46-6 | 23.75 | 1.0 | 10 | 11 | 35 |
| Butanol | 71-36-3 | 13.75 | 0.6 | 10 | 6 | 20 |
| Ethylhexylacetat | 103-09-3 | 3.75 | 0.2 | 10 | 2 | 6 |
| a-Pinen | 80-56-8 | 1.25 | 0.1 | 15 | 1 | 3 |
| nicht identifiziert | | 73.75 | 3.2 | 10 | 33 | 109 |
| Summe | | | 20 | | 211 | 704 |

C.2.10 Silicon-Fugenmasse

Die UBP-Berechnung für Silicon-Fugenmassen wird in Tabelle 110 ausgewiesen. Die Tabelle wurde um Substanzen gekürzt, die nur unwesentlich zur Summe beitragen. Die Berechnung der UBP aus Einzelstoff-Emissionen führt zu einem leicht höheren Wert als die Berechnung aus dem Summenparameter für TVOC. Gemäss den Prinzipien der Methodik wird der Berechnung aus Einzelstoff-Emissionen der Vorzug gegeben.

Tabelle 110: Berechnung UBP für Silicon-Fugenmasse aus Prüfkammermessungen (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² | UBP/kg |
|----------------------------------|----------|--|-------------------------------|--------------------|--------|
| TVOC | | 15.4 | 10 | 156 | 22 |
| Dodecamethylcyclohexasiloxan | 540-97-6 | 12.1 | 10 | 122 | 17 |
| Tetradecamethylcycloheptasiloxan | 107-50-6 | 5.3 | 10 | 54 | 8 |
| Hexadecan | 544-76-3 | 1.1 | 10 | 11 | 2 |
| Pentadecan | 629-62-9 | 0.7 | 10 | 7 | 1 |
| 1-Pentanol | 71-41-0 | 0.5 | 10 | 5 | 1 |
| Hexamethylcyclotrisiloxan | 541-05-9 | 0.2 | 10 | 2 | 0.3 |
| Tetradecan | 629-59-4 | 0.1 | 10 | 1 | 0.1 |
| Phenol | 108-95-2 | 0.03 | 151 | 4 | 1 |
| Benzaldehyd | 100-52-7 | 0.02 | 151 | 3 | 0.5 |
| Tridecan | 629-50-5 | 0.02 | 10 | 0.2 | 0.02 |
| Acetophenon | 98-86-2 | 0.02 | 10 | 0.2 | 0.02 |
| Summe Einzelstoffe | | 20 | | 209 | 30 |

C.2.11 Formaldehyd aus Mineralwolle

Aus persönlicher Mitteilung eines Herstellervertreeters von Glaswolle ist bekannt, dass die Formaldehydemissionen aus dem Bindemittel für Innenanwendungen im Bereich des A+-Ratings des französischen Labels für Baustoffe im Innenbereich liegen.

Wegen der unterschiedlichen Dichte von Stein und Glaswolle in der Anwendung als Trittschalldämmung unter dem Unterlagsboden müssen die Werte pro Kilogramm für Stein- bzw. Glaswolle getrennt berechnet werden. Alle Berechnungsergebnisse sind in Tabelle 111 aufgeführt.

Für Steinwolle ergeben sich Gesamtemissionen von 0.013 g Formaldehyd/kg_{Steinwolle}. Mit dem UBP-Faktor für Formaldehyd von 252 UBP/g Emissionen ergeben sich somit 3 UBP/kg Steinwolle.

Glaswolle hat eine etwas geringere Rohdichte in derselben Anwendung. Dies führt zu etwas höheren Emissionen pro Gewicht von 0.018 g Formaldehyd/kg_{Glaswolle}. Daraus ergeben sich 4 UBP/kg Glaswolle.

Tabelle 111: Herleitung der UBP für Trittschalldämmungen aus Mineralwolle

| Französische Indoor-Etikette | | |
|--|------|--|
| Emissionsgrenze Klasse A+ | 10 | µg/m ³ Luft |
| q Modellraum für Boden | 1.25 | m ³ /m ² h |
| Emissionsfaktor Klasse A+ | 12.5 | µg/(m ² Mineralwolle * h) |
| Annahmen Prüfkörper | | |
| Format Prüfkörper lange Seite zu kurze Seite | 10 | Rechteck mit 2 langen & 1 kurzen Seite |
| Verhältnis Fläche/Volumen | 2.4 | |
| Emissionsfaktor Kl. A+ pro Volumen MW | 30 | µg/(m ³ Mineralwolle * h) |

| Rohdichten Trittschalldämmung unter UB | | |
|--|-----------|----------------------|
| Steinwolle Flumroc Mega H175 | 100 | kg/m ³ SW |
| Glaswolle SAGLAN ST | 75 | kg/m ³ GW |
| Emissionen pro Kilogramm MW pro Stunde | | |
| Steinwolle Flumroc Mega H175 | 0.3 | µg/(kg SW * h) |
| Glaswolle SAGLAN ST | 0.4 | µg/(kg GW * h) |
| Emissionsdauer | 10 | a |
| Emissionen Nutzungsphase pro Kilogramm MW | | |
| Steinwolle Flumroc Mega H175 | 0.0131 | g/kg SW |
| Glaswolle SAGLAN ST | 0.0175 | µg/kg GW |
| UBP Nutzungsphase pro Kilogramm MW | | |
| Steinwolle Flumroc Mega H175 | 3 | UBP/kg SW |
| Glaswolle SAGLAN ST | 4 | UBP/kg GW |

C.2.12 Polystyrol extrudiert (XPS)

Die Berechnung der UBP aus den Emissionsdaten ist aus Tabelle 112 ersichtlich. Für die Umrechnung der Aceton-Emissionen in UBP wurde der allgemeine Faktor für VOC von 10 UBP/g Emissionen verwendet. Die Plattendichte wurde mit 30 kg/m³ angenommen.

Tabelle 112: Berechnung UBP für XPS im Innenraum aus einer Prüfkammermessung

| Substanz und Modell | Plattendicke (Annahme) [m] | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | Emissionen Nutzungsphase [g/kg] | UBP/kg |
|------------------------------|----------------------------|--|---------------------------------|--------|
| Aceton exponentielle Abnahme | 0.1 | 9.9 | 3.3 | 33 |
| | 0.2 | | 1.3 | 17 |
| | 0.3 | | 1.1 | 11 |
| Aceton lineare Abnahme | 0.1 | 35 | 11.7 | 118 |
| | 0.2 | | 5.8 | 59 |
| | 0.3 | | 3.9 | 39 |

C.2.13 2K-Fliessbeläge Industrie / Wohnen

Die Berechnung der UBP für den Industrie-Epoxidbelag wird in Tabelle 113 ausgewiesen. Das Flächengewicht des Belags betrug 1.91 kg/m². (Textiles & Flooring Institute, 2009)

Tabelle 113: Berechnung UBP für 2K-Fliessbelag Industrie aus einer Prüfkammermessung

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² | UBP/kg |
|-------------------------------|----------|--|-------------------------------|--------------------|-----------|
| TVOC | | 1 | 10 | 16 | 8 |
| Benzaldehyd | 100-52-7 | 0.2 | 151 | 33 | 17 |
| Benzylalkohol | 100-51-6 | 2.1 | 8 | 16 | 8 |
| Summe Einzelsubstanzen | | 0.6 | | 49 | 26 |

Für den 2K-PUR-Belag werden die UBP aus den Emissionen gemäss den Ergebnissen in Tabelle 114 berechnet. Die Umrechnung in UBP pro Kilogramm erfolgte mit dem Flächengewicht von 1.92 kg/m². (WESSLING, 2007)

Tabelle 114: Berechnung UBP für 2K-Fliessbelag Wohnen/Gewerbe aus einer Prüfkammermessung (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² | UBP/kg |
|--------------------------------|----------|--|-------------------------------|--------------------|-----------|
| TVOC | | 9 | 10 | 95 | 50 |
| N-Methyl-2-pyrrolidon | 872-50-4 | 8 | 10 | 80 | 42 |
| Diethylenglykol-monobutylether | 112-34-5 | 0.4 | 30 | 13 | 7 |
| Isobutanal | 78-84-2 | 1 | 15 | 12 | 6 |
| 1.2.4-Trimethylbenzol | 95-63-6 | 0.2 | 30 | 6 | 3 |
| Nonanal | 124-19-6 | 0.2 | 15 | 3 | 2 |
| 2-Methoxy-1-methylacetat | 108-65-6 | 0.3 | 10 | 3 | 2 |
| Benzylalkohol | 100-51-6 | 0.2 | 8 | 1 | 1 |
| 1-Butylacetat | 123-86-4 | 0.1 | 10 | 1 | 1 |
| Summe Einzelsubstanzen | | 10 | | 120 | 63 |

C.2.14 Kautschuk

Die Berechnung der UBP für einen Kautschuk-Bodenbelag wird in Tabelle 115 ausgewiesen. Die Berechnung der UBP aus Einzelstoffemissionen führt zu einem höheren Ergebnis als die Berechnung aus dem Summenparameter TVOC. Nach den Prinzipien der Methodik ist die Berechnung aus den Einzelstoffemissionen vorzuziehen.

Tabelle 115: Berechnung UBP für einen Kautschuk-Bodenbelag aus einer Prüfkammermessung

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsdauer [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² |
|-------------------------------|----------|--|-------------------------------|--------------------|
| TVOC | | 0.08 | 10 | 1 |
| Naphthalin | 91-20-3 | 0.002 | 1010 | 1.9 |
| Benzothiazol | 95-16-9 | 0.06 | 10 | 0.6 |
| Benzaldehyd | 100-52-7 | 0.002 | 151 | 0.2 |
| BHT | 128-37-0 | 0.02 | 10 | 0.2 |
| Styrol | 100-42-5 | 0.001 | 101 | 0.1 |
| unidentifizierte Substanz | | 0.01 | 10 | 0.1 |
| Summe Einzelsubstanzen | | 0.2 | | 4 |

C.2.15 Korkfertigparkett

Die folgende Tabelle 116 weist die Berechnung der UBP aufgrund der Emissionen in (Horn et al., 2007) aus.

Tabelle 116: Berechnung UBP für Korkfertigparkett aus einer Prüfkammermessung (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor/g Emission | UBP/m ² |
|-------------------------------|----------|--|-----------------------|--------------------|
| TVOC | | 0.07 | 10 | 0.7 |
| Phenol | 108-95-2 | 0.03 | 151 | 4.1 |
| Benzophenon | 119-61-9 | 0.11 | 10 | 1.1 |
| Furfural | 98-01-1 | 0.001 | 303 | 0.2 |
| BHT | 128-37-0 | 0.004 | 10 | 0.04 |
| Hexanal | 66-25-1 | 0.002 | 15 | 0.03 |
| Butyldiglykolacetat | 124-17-4 | 0.003 | 10 | 0.03 |
| Summe Einzelsubstanzen | | 0.15 | | 5.5 |

C.2.16 Kork-Parkett geölt/versiegelt

Tabelle 117 weist die Ergebnisse der UBP-Berechnung aufgrund der Emissionen eines lackierten Korkfertigparketts aus. (eco-Institut, 2008)

Tabelle 117: Berechnung UBP für Korkfertigparkett lackiert aus einer Prüfkammermessung (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor/g Emission | UBP/m ² |
|--------------------------------------|------------|--|-----------------------|--------------------|
| TVOC C ₆ -C ₁₆ | | 0.15 | 10 | 1.5 |
| Essigsäure | 64-19-7 | 2.6 | 10 | 27 |
| Acrylsäureester | | 0.99 | 10 | 10 |
| Phenol | 108-95-2 | 0.003 | 151 | 0.5 |
| Ethylenglykol-monobutylether | 111-76-2 | 0.03 | 10 | 0.3 |
| Ethanal | 75-07-0 | 0.01 | 30 | 0.2 |
| Texanol | 25265-77-4 | 0.01 | 10 | 0.09 |
| Triethylamin | 121-44-8 | 0.005 | 10 | 0.05 |
| Cyclohexanon | 108-94-1 | 0.005 | 10 | 0.05 |
| Dipropylenglykol-mono-n-butylether | 29911-28-2 | 0.002 | 10 | 0.02 |
| Nicht identifiziert | | 3.4 | 10 | 35 |
| Summe Einzelsubstanzen | | 7 | | 73 |

C.2.17 Laminat

Die Ergebnisse der Berechnung der UBP sind in Tabelle 119 ausgewiesen. Die Summe „UBP Bestens“ bezieht sich auf die Annahme einer exponentiellen Formaldehyd-Abnahme, die **Summe** „UBP Schlechtestens“ auf die Annahme einer linearen Formaldehyd-Abnahme.

Tabelle 118: Berechnung UBP für ein Laminat aus einer Prüfkammermessung (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor/ g Emission | UBP/m ² |
|---|---------|--|------------------------|--------------------|
| TVOC ohne DNPH | | 0.004 | 10 | 0.04 |
| Hexanal | 66-25-1 | 0.2 | 15 | 2 |
| Essigsäure | 64-19-7 | 0.00 | 10 | 0.01 |
| Formaldehyd DNPH exponentielle Abnahme | 50-00-0 | 0.04 | 252 | 10 |
| Formaldehyd DNPH lineare Abnahme | 50-00-0 | 0.6 | 252 | 152 |
| Summe UBP/m² Bestens | | | | 12 |
| Summe UBP/m² Schlechtestens | | | | 155 |

C.2.18 Linoleum

In Tabelle 119 werden die Ergebnisse der UBP-Berechnung aus einer Prüfkammermessung im Auftrag des Herstellers ausgewiesen (ÖTI, 2007). Die TVOC enthalten den Wert für Formaldehyd und Heptadecan nicht. Die Berechnung der BP aus Einzelsubstanzen ergibt einen deutlich höheren Wert als die Berechnung aus dem TVOC C₆-C₁₆-Wert, dies wegen des UBP-Faktors für Formaldehyd von 252. Gemäss den Prinzipien der Methodik wird der Berechnung aus Einzelstoff-Emissionen der Vorzug gegeben.

Tabelle 119: Berechnung UBP für einen Linoleum-Fussbodenaufbau aus einer Prüfkammermessung (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² |
|--------------------------------------|-----------|--|-------------------------------|--------------------|
| TVOC C ₆ -C ₁₆ | | 0.03 | 10 | 0.3 |
| 2-Ethylfuran | 3208-16-0 | 0.2 | 10 | 2 |
| Hexanal | 66-25-1 | 0.3 | 15 | 5 |
| n-Butylether | | 0.00 | 10 | 0.01 |
| N-Methyl-2-pyrrolidon | 872-50-4 | 0.03 | 10 | 0.3 |
| Formaldehyd | 50-00-0 | 0.01 | 252 | 3 |
| Heptadecan | 629-78-7 | 0.1 | 10 | 1 |
| Summe Einzelsubstanzen | | 1.4 | | 12 |

Die UBP-Berechnung aus den Mittelwerten dreier Prüfkammermessungen ist in Tabelle 120 aufgeführt.

Tabelle 120: Berechnung UBP für Linoleum-Fussböden aus Prüfkammermessungen (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² |
|-----------------|---------|--|-------------------------------|--------------------|
| TVOC | | 0.05 | 10 | 0.5 |
| TSVOC | | 0.008 | 10 | 0.08 |
| Essigsäure | 64-19-7 | 0.09 | 10 | 0.9 |
| Dibutylphthalat | 84-74-2 | 0.05 | 10 | 0.6 |

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² |
|---------------------------|----------|--|-------------------------------|--------------------|
| Hexanal | 66-25-1 | 0.013 | 15 | 0.19 |
| Hexansäure | 142-62-1 | 0.008 | 10 | 0.08 |
| Propylenglykol-derivate | | 0.005 | 10 | 0.05 |
| Hexadecan | 544-76-3 | 0.005 | 10 | 0.05 |
| Dekenal | 112-31-2 | 0.003 | 15 | 0.04 |
| Oktanal | 124-13-0 | 0.002 | 15 | 0.03 |
| Nonanal | 124-19-9 | 0.002 | 10 | 0.02 |
| Oktansäure | 124-07-2 | 0.002 | 10 | 0.02 |
| Heptadecan | 629-78-7 | 0.002 | 10 | 0.02 |
| Summe Einzelstoffe | | 0.19 | | 2 |

C.2.19 Parkett

In Tabelle 121 sind die berechneten UBP-Werte für die Nutzungsdauer unter den beiden möglichen Annahmen für den Emissionsverlauf wiedergegeben.

Tabelle 121: Berechnung UBP aus einer Messung mit FLEC-Zellen in einem Neubau

| Stoffklasse | Annahme lineare Abnahme | | Annahme exponentielle Abnahme | |
|-------------------|--|--------------------|--|--------------------|
| | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP/m ² | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP/m ² |
| TVOC | 1.2 | 12 | 0.7 | 7 |
| CH ₂ O | 0.2 | 55 | 0.2 | 46 |
| Summe | 1.4 | 68 | 0.8 | 53 |

C.2.20 PVC-Boden

In Tabelle 122 sind die berechneten UBP-Werte für die Nutzungsdauer unter den beiden möglichen Annahmen für den Emissionsverlauf wiedergegeben. Die Werte beziehen sich auf die Messungen eines kompletten Bodenaufbaus in Neubauten.

Tabelle 122: Berechnung UBP aus einer Messung mit FLEC-Zellen in einem Neubau

| Stoffklasse | Annahme lineare Abnahme | | Annahme Exponentielle Abnahme | |
|-------------------|--|--------------------|--|--------------------|
| | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP/m ² | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP/m ² |
| TVOC | 5.1 | 52 | 2.9 | 29 |
| CH ₂ O | 0.3 | 77 | 0.3 | 79 |
| Summe | 5.4 | 129 | 3.2 | 108 |

In Tabelle 123 sind die berechneten UBP-Werte für PVC-Beläge aus Prüfkammernmessungen ausgewiesen. Die Summe der Berechnung der UBP aus Einzelsubstanzen unterscheidet sich nur geringfügig von der Berechnung aus den TVOC.

Tabelle 123: Berechnung UBP für PVC-Bodenbeläge aus Prüfkammermessungen (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² |
|-------------------------------|-----------|--|-------------------------------|--------------------|
| Summe TVOC | | 0.26 | 10 | 3 |
| Summe TSVOC | | 0.11 | 10 | 1.1 |
| Butyldiglykolacetat | 124-17-4 | 0.13 | 10 | 1.3 |
| Butyldiglykol | 112-34-5 | 0.04 | 30 | 1.2 |
| Phenol | 108-95-2 | 0.01 | 151 | 1.0 |
| TXIB | 6846-50-0 | 0.07 | 10 | 0.7 |
| 2-Butoxyethanol | 111-76-2 | 0.02 | 30 | 0.6 |
| Xylol | | 0.03 | 10 | 0.3 |
| VOCs (n23) | | 0.03 | 10 | 0.3 |
| VOCs (n13) | | 0.02 | 10 | 0.2 |
| 2-Butanon | 78-93-9 | 0.02 | 10 | 0.2 |
| 2-Ethylhexansäure | 149-57-5 | 0.02 | 10 | 0.2 |
| SVOCs (n8) | | 0.02 | 10 | 0.2 |
| MIBK | 108-10-1 | 0.00 | 30 | 0.13 |
| VOCs (n>17) | | 0.01 | 10 | 0.12 |
| Toluol | 108-88-3 | 0.01 | 10 | 0.11 |
| Dodekanol | 112-53-8 | 0.01 | 10 | 0.11 |
| Ethylbenzol | 100-41-4 | 0.01 | 15 | 0.10 |
| N-Methylpyrrolidon | 872-50-4 | 0.01 | 10 | 0.08 |
| Summe Einzelsubstanzen | | 0.46 | | 5 |

C.2.21 Synthetische thermoplastische Beläge

Das Ergebnis der Berechnung der UBP ist in Tabelle 124 ausgewiesen.

Tabelle 124: Berechnung UBP für einen Polyolefin-Belag aus einer Prüfkammermessung

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² |
|--------------------|----------|--|-------------------------------|--------------------|
| N-Methylpyrrolidon | 872-50-4 | 0.05 | 10 | 0.48 |

C.2.22 Teppiche

In der Tabelle 125 sind die Ergebnisse der UBP-Berechnung aufgrund der Prüfkammermessung von TVOC und Formaldehyd ausgewiesen (Katsoyiannis et al., 2008).

Tabelle 125: Berechnung UBP für Teppiche aus Prüfkammermessungen

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² |
|-------------|---------|--|-------------------------------|--------------------|
| TVOC | | 0.02 | 10 | 0.2 |
| Formaldehyd | 50-00-0 | 0.0002 | 252 | 0.06 |

In der Tabelle 126 sind die Ergebnisse der UBP-Berechnung aufgrund der Prüfkammermessungen von Einzelsubstanzen ausgewiesen (Wilke et al., 2004).

Tabelle 126: Berechnung UBP für Teppiche aus Prüfkammermessungen (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² |
|-------------------------------|----------|--|-------------------------------|--------------------|
| TVOC | | 0.2 | 10 | 2 |
| TSVOC | | 0.03 | 10 | 0.3 |
| Essigsäure | 64-19-7 | 1.7 | 10 | 17 |
| SVOCs (5 Alkylbenzole) | | 0.49 | 10 | 5 |
| VOCs (n70, meist Alkane) | | 0.2 | 10 | 2 |
| VOCs (n>30) | 0 | 0.17 | 10 | 2 |
| SVOC (5 Alkylbenzole) | 0 | 0.116 | 10 | 1.2 |
| Caprolactam | 105-60-2 | 0.069 | 10 | 0.7 |
| Ethylenglykol | 107-21-1 | 0.03 | 10 | 0.3 |
| Propylenglykol | 57-55-6 | 0.03 | 10 | 0.3 |
| Summe Einzelsubstanzen | | 3 | | 29 |

C.2.23 Anstrich wasserverdünnbar

Die nachfolgende Tabelle 127 weist die Ergebnisse der UBP-Berechnung aus den Prüfkammermessungen aus.

Tabelle 127: Berechnung UBP für wasserverdünnbarer Anstriche aus Prüfkammermessungen (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² |
|--|-----------|--|-------------------------------|--------------------|
| TVOC | | 0.08 | 10 | 0.82 |
| Phenol | 108-95-2 | 0.004 | 151 | 0.61 |
| Benzaldehyd | 100-52-7 | 0.002 | 151 | 0.26 |
| Propandiol | 57-55-6 | 0.03 | 10 | 0.26 |
| Hexandisäure-bis(2-methylpropyl)-ester | 109-21-7 | 0.01 | 10 | 0.10 |
| 1-Methyl-2-pyrrolidinone | 872-50-4 | 0.01 | 10 | 0.08 |
| 2-(2-Ethoxyethoxy)-ethanol | 111-90-0 | 0.004 | 15 | 0.06 |
| Formaldehyd DNPH | 50-00-0 | 0.0001 | 252 | 0.03 |
| TXIB | 6846-50-0 | 0.001 | 10 | 0.01 |
| Summe Einzelsubstanzen | | 0.06 | | 1.4 |
| Summe für 2 Anstriche | | | | 2.9 |

C.2.24 Anstrich, lösemittelverdünnt

Die nachfolgende Tabelle 127 weist die Ergebnisse der UBP-Berechnung aus der Prüfkammermessung von (Horn et al., 2007) aus.

Tabelle 128: Berechnung UBP für einen lösemittelverdünnbaren Anstrich aus einer Prüfkammermessung (gekürzt)

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² |
|------------------------------|----------|--|-------------------------------|--------------------|
| TVOC | | 0.12 | 10 | 1.2 |
| Formaldehyd DNPH | 50-00-0 | 0.003 | 252 | 0.66 |
| Hexansäure | 142-62-1 | 0.05 | 10 | 0.46 |
| Pentansäure | 109-52-4 | 0.04 | 10 | 0.39 |
| Octansäure | 124-07-2 | 0.02 | 10 | 0.23 |
| Essigsäure | 64-19-7 | 0.02 | 10 | 0.16 |
| Heptan | 142-82-5 | 0.01 | 10 | 0.14 |
| Heptansäure | 111-14-8 | 0.01 | 10 | 0.11 |
| Nonansäure | 112-05-0 | 0.01 | 10 | 0.09 |
| Summe Einzelstoffe | | 0.18 | | 2.5 |
| Summe für 2 Anstriche | | | | 5 |

Die Ergebnisse der UBP-Berechnung für die erste Tiefgrundierung sind in Tabelle 129 wieder gegeben. Für die zweite Tiefgrundierung in Tabelle 130.

Tabelle 129: Berechnung UBP für eine lösemittelverdünnbare Tiefgrundierung aus einer Prüfkammermessung

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² |
|------------------------------|-----------|--|-------------------------------|--------------------|
| TVOC | | 0.44 | 10 | 4.4 |
| Undecan | 1120-21-4 | 0.065 | 10 | 0.66 |
| Decan | 124-18-5 | 0.036 | 10 | 0.36 |
| 1,2,4-Trimethylbenzol | 95-63-6 | 0.008 | 30 | 0.23 |
| Dodecan | 112-40-3 | 0.018 | 10 | 0.18 |
| 1,2,3-Trimethylbenzol | 526-73-8 | 0.011 | 10 | 0.11 |
| Toluol | 108-88-3 | 0.006 | 10 | 0.06 |
| Nonan | 111-84-2 | 0.004 | 10 | 0.04 |
| Summe Einzelstoffe | | 0.15 | | 1.6 |
| Summe für 2 Anstriche | | | | 3 |

Tabelle 130: Berechnung UBP für eine lösemittelverdünnbare Tiefgrundierung aus einer Prüfkammermessung

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² |
|-------------|----------|--|-------------------------------|--------------------|
| TVOC | | 0.04 | 10 | 0.4 |
| Toluol | 108-88-3 | 0.001 | 10 | 0.01 |
| Hexanal | 66-25-1 | 0.006 | 15 | 0.09 |
| Ethylbenzol | 100-41-4 | 0.000 | 15 | 0.00 |
| m/p-Xylol | 106-42-3 | 0.004 | 10 | 0.04 |

| Substanz | CAS-Nr. | Emissionen Nutzungsphase [g/m ²] | UBP-Faktor pro Gramm Emission | UBP/m ² |
|------------------------------|-----------|--|-------------------------------|--------------------|
| o-Xylol | 1330-20-7 | 0.000 | 10 | 0.00 |
| Cumol | 98-82-8 | 0.000 | 30 | 0.00 |
| n-Propylbenzol | 103-65-1 | 0.000 | 30 | 0.00 |
| Hexansaeure | 142-62-1 | 0.421 | 10 | 4.25 |
| Mesitylen | 108-67-8 | 0.000 | 30 | 0.00 |
| PSC | | 0.000 | 10 | 0.00 |
| Summe Einzelstoffe | | 0.43 | | 4.4 |
| Summe für 2 Anstriche | | | | 9 |

C.3 Umrechnung ppm in mg/m³

Gasvolumen 1 Mol Gas bei 1 atm und 25 °C = 24.45 Mol*m³/mg

$$\frac{mg}{m^3} = ppm * \frac{Molmasse}{24.45}$$

| Stoff | Molmasse |
|-------------|----------|
| Formaldehyd | 30.03 |

C.4 Umrechnung Prüfkammerluft in Emissionsfaktor

$$Emissionsfaktor = \frac{Luftwechselrate * Konz. Prüfkammerluft}{Belegungsichte}$$

$$EF(t) = \frac{n * c(t)}{L}$$

Mit:

| | |
|-----------------------------------|-------------------------------------|
| Emissionsfaktor EF(t) | µg/(m ² *h) |
| Luftwechselrate n | 1/h |
| Konzentration Prüfkammerluft c(t) | µg/m ³ |
| Belegungsichte L | m ² /(m ³ *h) |

Schaffhauserstrasse 21
CH-8006 Zürich
T 0041 43 300 50 40
F 0041 43 255 15 35
team@umweltchemie.ch
www.umweltchemie.ch

Ubüro für
umweltchemie

Ökofaktoren für Pestizide in Oberflächengewässer

Matthias Klingler, MSc Umweltingenieur EPFL
Daniel Savi, Dipl. Umweltnaturwissenschaftler ETH
Ueli Kasser, lic. phil. nat. (Chemiker)

Auftraggeber:

Amt für Hochbauten der Stadt Zürich AHB
Bundesamt für Umwelt BAFU

Zürich, 6. Juli 2015

Begleitgruppe

Norbert Egli, BAFU
Rolf Frischknecht, treeze
Peter Gerber, BAFU
Michael Pöll, AHB Stadt Zürich

Dank

Dr. Irene Wittmer, Eawag, Dübendorf
Marion Junghans, oekotoxzentrum, Schweizerisches Zentrum für angewandte
Ökotoxikologie, Eawag-EPFL, Dübendorf

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|-----------|---|-----------|
| 1 | ZUSAMMENFASSUNG..... | 1 |
| 2 | AUSGANGSLAGE..... | 3 |
| 3 | ZIELSETZUNG | 4 |
| 4 | VORGEHEN..... | 5 |
| 4.1 | Bestimmung der relevanten Wirkstoffe | 5 |
| 4.2 | Liste mit Verbrauch und Emissionen relevanter Wirkstoffe..... | 5 |
| 4.3 | Charakterisierungsmethode | 5 |
| 4.4 | Bestimmung der Flüsse | 5 |
| 4.5 | Berechnung und Vergleich..... | 6 |
| 5 | BERÜCKSICHTIGTE WIRKSTOFFE | 7 |
| 5.1 | Biozidprodukte | 7 |
| 5.2 | Pflanzenschutzmittel | 8 |
| 6 | VERBRAUCHSMENGEN UND EMISSIONEN..... | 9 |
| 6.1 | Biozidprodukte | 9 |
| 6.1.1 | Verbrauchsmengen | 9 |
| 6.1.2 | Emissionen in Gewässer und Abwasserreinigungsanlagen..... | 11 |
| 6.1.3 | Eliminationsraten in der Abwasserreinigung | 15 |
| 6.1.4 | Jährlicher Fluss in Oberflächengewässer | 17 |
| 6.2 | Pflanzenschutzmittel | 18 |
| 6.2.1 | Wirkstoffverbrauchsmengen..... | 18 |
| 6.2.2 | Emissionen in Gewässer | 18 |
| 7 | CHARAKTERISIERUNGSMETHODE..... | 20 |
| 7.1 | Charakterisierung mittels toxischer Grenzkonzentration..... | 20 |
| 7.2 | Charakterisierungsfaktoren aus USEtox | 22 |
| 8 | BESTIMMUNG DER FLÜSSE | 23 |
| 8.1 | Aktueller Fluss..... | 23 |
| 8.2 | Kritischer Fluss..... | 23 |
| 8.3 | Normierungsfluss | 24 |
| 8.4 | Gewichtung | 24 |
| 9 | ÖKOFAKTOREN..... | 25 |
| 10 | VERGLEICH MIT DEN RESULTATEN AUS DER STUDIE NUTZUNGSPHASE VON BAUSTOFFEN ... | 31 |
| 11 | DISKUSSION DER VORGESCHLAGENEN METHODE | 33 |
| 11.1 | Eignung der Methode..... | 33 |
| 11.2 | Datengrundlagen..... | 33 |
| 11.3 | Charakterisierungsmethode | 34 |
| 11.4 | Verbrauchsmengen..... | 37 |

| | | |
|-----------|--|-----------|
| 11.5 | Emissionen..... | 37 |
| 11.6 | Zuverlässigkeit der berechneten Flüsse | 38 |
| 11.6.1 | Aktueller Fluss..... | 38 |
| 11.6.2 | Kritischer Fluss..... | 41 |
| 11.7 | Dominante Wirkstoffe..... | 43 |
| 11.8 | Vergleich mit der Bewertung von Pflanzenschutzmitteln in MOEK 2013..... | 46 |
| 11.9 | Weitere Abklärungen für PSM..... | 47 |
| 12 | FAZIT | 49 |
| 13 | LITERATURVERZEICHNIS..... | 51 |
| A | WIRKSTOFF-LISTEN | 54 |
| A.1 | Liste der nicht-stabilen Wirkstoffe..... | 54 |
| A.2 | Liste der stabilen Wirkstoffe..... | 55 |
| A.3 | Liste der quartären Ammoniumverbindungen..... | 62 |
| A.4 | Liste der Verbräuche und Emissionen stabiler Wirkstoffe | 63 |
| B | KONZENTRATIONEN UND CHARAKTERISIERUNGSFAKTOREN | 66 |
| B.1 | Toxische Grenzkonzentrationen | 66 |
| B.2 | Charakterisierungsfaktoren toxische Grenzkonzentration | 68 |
| B.3 | Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox..... | 71 |
| B.4 | Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox für Pflanzenschutzmittel..... | 74 |
| C | BERECHNUNG DER UBP | 76 |
| D | ÄNDERUNGEN AN STOFFLISTE WITTMER UND DISKUSSION BEDEUTENDER STOFFE..... | 78 |
| D.1 | Einleitung..... | 78 |
| D.2 | CMI/MI | 78 |
| D.3 | TMAD | 78 |
| D.4 | Tosylchloramid-Natrium..... | 79 |
| D.5 | Chlorkresol | 79 |
| D.6 | $\alpha, \alpha', \alpha''$ -Trimethyl-1,3,5-triazin-1,3,5-(2H,4H,6H)-triethanol (HPT) | 79 |
| D.7 | Fenoxycarb | 79 |
| D.8 | Triclosan | 79 |
| D.9 | Permethrin | 79 |
| D.10 | Bifenthrin | 80 |
| D.11 | Cypermethrin | 80 |

Abkürzungen und Begriffe

| | |
|----------------------|--|
| ARA | Abwasserreinigungsanlage |
| Biozide | Als Biozide werden die Wirkstoffe in allen Produktgruppen bezeichnet, die in der Biozidproduktverordnung legifert sind. |
| VBP | Biozidproduktverordnung: Regelt die Zulassung aller Produkte mit bioziden Wirkstoffen, die nicht als Pflanzenschutzmittel eingesetzt werden. |
| CQK | Chronisches Qualitätskriterium: Qualitätskriterium gemäss der EU-Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG zur Bewertung der chronischen Wirkung von Pestiziden in Gewässern. |
| GSchV | Gewässerschutzverordnung |
| NOEC | No effect concentration, Konzentration ohne Effekt |
| PA | Produktart nach Biozidproduktverordnung |
| PAF | Potentially affected fraction, potentiell betroffener Anteil |
| Pflanzenschutzmittel | Die Verwendung des Begriffes beschränkt sich hier auf den landwirtschaftlichen Bereich |
| Pestizide | Als Pestizide werden hier alle Produkte und Produktgruppen mit einem bioziden Wirkstoff bezeichnet, also Biozide und Pflanzenschutzmittel PSM |
| PNEC | Predicted no effect concentration, vorausgesagte Konzentration ohne Effekt |
| PSM | Pflanzenschutzmittel |
| QAV | Quartäre Ammoniumverbindungen, eigentlich lineare Alkylammoniumverbindungen |
| TGK | Toxische Grenzkonzentration: Der Begriff wird in dieser Arbeit eingeführt zur Charakterisierung der Pestizide mittels PNEC, CQK oder dem Immissionsgrenzwert für organische Pestizide aus der GSchV. |
| UBP | Umweltbelastungspunkte |

1 Zusammenfassung

Die Problematik von Pestizideinträgen in Gewässern ist schon seit einiger Zeit bekannt. Untersuchungen in der Schweiz zeigen auf, dass Biozide aus dem Siedlungsbereich messbare Gewässerbelastungen verursachen (z.B. (Wittmer, 2009)). Auch Pflanzenschutzmittel können in Gewässern nachgewiesen werden (z.B. (Munz et al., 2012)). In der Methode der ökologischen Knappheit (Frischknecht et al., 2013) können Pestizideinträge in Gewässer derzeit mit den Summenparametern für organische Stoffe und adsorbierbare organisch gebundene Halogene bewertet werden. Zudem können hormonaktive Wirkungen sowie die Persistenz in Gewässern, sofern vorhanden mit entsprechenden Ökofaktoren bewertet werden. Ein Ökofaktor, der die ökotoxische Wirkung von Pestiziden explizit bewertet, fehlt bisher. Die vorliegende Arbeit versucht diese Lücke zu schliessen. Dabei lag der Fokus auf der Ermittlung von Ökofaktoren für Biozide. Ökofaktoren für Pflanzenschutzmittel in der Landwirtschaft konnten im Rahmen des Projekts erst für einige typische Wirkstoffe ermittelt werden. Die Toxizität der Pestizide in Gewässern wurde anhand von zwei methodisch unterschiedlichen Ansätzen charakterisiert. Der eine basiert auf toxischen Grenzkonzentrationen der Wirkstoffe in Gewässern (TGK) welche aus ökotoxikologischen Untersuchungen hervorgehen. Der andere ist auf das USEtox-Modell abgestützt. Dieses Modell wird von den Organisationen UNEP und SETAC unterstützt und ist eine Konsenslösung welche auf verschiedenen Modellen zur Charakterisierung von human- und ökotoxikologischen Einflüssen von Chemikalien basiert. Aus diesen zwei Ansätzen ergeben sich für jeden betrachteten Wirkstoff zwei Ökofaktoren.

Die hier entwickelte Methodik lässt sich auf diverse Pestizide (Biozide und Pflanzenschutzmittel) in Gewässern anwenden. Die berücksichtigten Charakterisierungsmodelle (toxische Grenzkonzentrationen TGK und USEtox) ergeben für denselben Wirkstoff sehr unterschiedliche Bewertungen. Gemäss dem Ansatz USEtox liegt der berechnete kritische Fluss um ein vielfaches über dem aktuellen Fluss. In der Charakterisierung mit toxischen Grenzkonzentrationen hingegen liegt der aktuelle Fluss nur etwa 7% unter dem kritischen Fluss, weshalb die daraus abgeleiteten Ökofaktoren vergleichsweise deutlich höher sind. Die Anwendung der Charakterisierungsfaktoren aus dem USEtox-Modell ist mit der Schwierigkeit behaftet, dass das USEtox-Modell keine kritischen Wirkstoffkonzentrationen bezeichnet und somit nicht für die Berechnung eines kritischen Flusses verwendet werden kann. Deshalb fliesen für die Berechnung des kritischen Flusses auch in der Charakterisierung mit USEtox-Faktoren die toxischen Grenzkonzentrationen ein. Diese Wahl ist nicht zwingend und sollte in der detaillierten Ausarbeitung der UBP unter Einbezug der Pflanzenschutzmittel kritisch geprüft werden.

Für die Auswahl der gewässerrelevanten Pestizide und die Ermittlung der Emissionen in Gewässer konnten diverse vom BAFU beauftragte Studien genutzt werden. Trotzdem waren im Rahmen dieser Studie diverse Annahmen notwendig, die alle mit Unsicherheiten behaftet sind. Dies ist zwar in der Erarbeitung von Ökofaktoren

nicht aussergewöhnlich, sollte aber bei der Beurteilung der Ergebnisse berücksichtigt werden. Die spärliche Datenverfügbarkeit stellte bei der Berechnung des Normierungsflusses wie auch des aktuellen Flusses eine Herausforderung dar. Für zahlreiche Wirkstoffe musste die Verbrauchsmenge abgeschätzt werden. Auch in den verwendeten Grundlagenstudien (Bürgi et al., 2007; Burkhardt et al., 2013; Morf et al., 2007) werden die Verbrauchsmengen nach unterschiedlichen Methoden abgeschätzt. Die Emissionen in die Umwelt sind ebenfalls wenig bekannt und mussten mit einem vereinfachten Modell aus den Verbrauchsmengen hergeleitet werden. Der Abbau und die Elimination von Pestiziden in Kläranlagen ist nur für einige ausgewählte Wirkstoffe aus empirischen Studien bekannt. Aus den wenigen verfügbaren Messdaten musste deshalb eine Abschätzung für alle Wirkstoffe entwickelt werden. In den Fliessgewässern wird der Abbau insofern berücksichtigt als nur Wirkstoffe mit einer Halbwertszeit von mehr als einem Tag bewertet wurden, während die Wirkstoffe mit einer kürzeren Halbwertszeit als nicht stabil eingestuft wurden und mit einem Ökofaktor von 0 UBP bewertet werden.

Beide Charakterisierungsmethoden führen zu einer überschaubaren Anzahl Wirkstoffe mit dominanten Anteilen am aktuellen Fluss. Die Berechnung der Ökofaktoren dieser Wirkstoffe wird im Detail diskutiert. Für dominante Wirkstoffe mit unsicheren Parametern in der Wirkungsabschätzung werden weitere Untersuchungen empfohlen.

2 Ausgangslage

Die Untersuchungen des Projekts „Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen“ (Kasser et al., 2015) haben gezeigt, dass biozide Wirkstoffe in Baustoffen für die Bewertung der Nutzungsphase relevant sein können. Mit den bestehenden Ökofaktoren für Pflanzenschutzmittel liessen sich die Emissionen aber nicht adäquat bewerten. Es fehlten die Ökofaktoren für einige wichtige Pestizide, welche nicht als Pflanzenschutzmitteln eingesetzt werden. Mit den Ökofaktoren für Pflanzenschutzmittel werden in der aktuellen Version der Methode der ökologischen Knappheit (Frischknecht et al., 2013) Emissionen in den Boden bewertet. Für Emissionen von Pestiziden in Gewässer gab es jedoch bis anhin keinen spezifischen Ökofaktor. Empirische Untersuchungen (Wittmer, 2009; Wittmer et al., 2014) deuten darauf hin, dass Pestizide als Mikroverunreinigungen in Gewässern eine grosse Relevanz haben. In Messkampagnen konnte aufgezeigt werden, dass Siedlungsgebiete einen wesentlichen Einfluss auf die Pestizidbelastung von Gewässern haben können (Wittmer et al., 2014).

Im Anschluss an das Projekt zur Ökobilanz der Nutzungsphase von Baustoffen sollen nun die methodischen Grundlagen erarbeitet werden, um Ökofaktoren für Pestizidemissionen in Gewässer bereitzustellen.

3 Zielsetzung

Die Herleitung neuer Ökofaktoren für Pestizide in Oberflächengewässer bedingt eine umfassende Betrachtung aller relevanten Wirkstoffe. Die Methode der ökologischen Knappheit bewertet immer eine Gesamtheit von Substanzen mit einer ähnlichen Wirkung und erfordert die Berechnung eines aktuellen und kritischen Flusses sowie eines Normierungsflusses für die gesamte Wirkungskategorie. Neben den Produkten gemäss Biozidproduktverordnung (VBP) wirken auch Pflanzenschutzmittel in Gewässern ökotoxisch und müssen bei der Berechnung der erwähnten Flüsse berücksichtigt werden. Die Definition von Ökofaktoren für Pestizide in Oberflächengewässer erfordert eine spezifische Charakterisierungsmethode, um die unterschiedliche Wirkung der einzelnen Wirkstoffe gewichten zu können.

Im Rahmen des Projekts war eine vollständige Bearbeitung der Ökofaktoren für Pestizide nicht möglich. In Absprache mit der Begleitgruppe wurde deshalb entschieden, in einem ersten Schritt Ökofaktoren für die Wirkstoffe gemäss VBP zu entwickeln. Um die Übertragbarkeit der zugrundeliegenden Methode auf Pflanzenschutzmittel zu prüfen, wurde sie auf einige ausgewählte Vertreter dieser Gruppe angewandt. Die Grössenordnung der Gesamtflüsse (aktueller Fluss, kritischer Fluss und Normierungsfluss) aller Pflanzenschutzmittel in die Gewässer sollte vorerst mit einfachen Annahmen abgeschätzt werden.

4 Vorgehen

4.1 Bestimmung der relevanten Wirkstoffe

Gemäss den Informationen die den Autoren vom oekotoxzentrum zur Verfügung gestellt wurden (Wittmer, 2015a), werden mehrere hundert Wirkstoffe als Pestizide eingesetzt. Ihre Relevanz hinsichtlich der ökotoxischen Wirkung in Gewässern ist jedoch sehr unterschiedlich. Bei den Biozidprodukten sind die Desinfektionsmittel von der Verbrauchsmenge her am relevantesten. Allerdings handelt es sich bei den eingesetzten Wirkstoffen oft um Alkohole, die in Abwässern rasch abgebaut werden und deshalb trotz der hohen Verbrauchsmenge kaum eine Belastung in Gewässern darstellen. In einem ersten Schritt wird deshalb zuerst beurteilt, welche Pestizide in Gewässern genügend stabil sind, dass sie darin eine unerwünschte Wirkung entfalten können.

4.2 Liste mit Verbrauch und Emissionen relevanter Wirkstoffe

Aufgrund der Recherchen wird eine Liste aller berücksichtigter Wirkstoffe, ihren Verbrauchsmengen und Einträgen in Oberflächengewässer erstellt. Sie bildet die Grundlage für die Berechnung der Flüsse, wie sie in der Methode der ökologischen Knappheit benötigt werden (aktueller Fluss, kritischer Fluss und Normierungsfluss).

4.3 Charakterisierungsmethode

Für die relevanten Wirkstoffe werden nach Gesprächen mit Fachpersonen aus der Forschung (M. Junghans, oekotoxzentrum, I. Wittmer, Eawag) und mit der Begleitgruppe zwei mögliche Charakterisierungsmethoden vorgeschlagen. Zum einen wird eine Beurteilung mit tolerierbaren Wirkstoff-Konzentrationen, zum anderen eine Beurteilung mit Charakterisierungsfaktoren für aquatische Toxizität aus dem harmonisierten Stoffverteilungsmodell USEtox (USEtox Team, 2015) betrachtet.

4.4 Bestimmung der Flüsse

Für die jährlichen Eintragsmengen von Pestiziden in Gewässer liegen nur für die bedeutendsten Stoffe punktuelle Messungen vor. Eine Messung des Gesamtflusses aller Wirkstoffe in die Umwelt ist in der Praxis nicht umsetzbar. Neben dem immensen Aufwand, der dazu nötig wäre, stellen sich auch Probleme der nicht-Zugänglichkeit unterirdischer oder grossflächiger diffuser Abflüsse und starker niederschlagsabhängiger Variationen in den Konzentrationen. Für die Bestimmung der Flüsse sind also Modelle nötig. Als Ausgangspunkt für Biozide können die Verbrauchsmengen zweier Studien (Bürgi et al., 2007; Burkhardt et al., 2013) verwen-

det werden. Die verbrauchten Mengen werden in einem einfachen Modell je nach Stoffgruppe aufgeteilt auf direkte Emissionen in die Oberflächengewässer, Emissionen über die Abwasserreinigungsanlage (ARA) in die Oberflächengewässer und einen bereits während der Anwendung abgebauten Anteil. Die Eintragsmengen in die Oberflächengewässer werden über alle Wirkstoffe zum aktuellen Fluss für die gesamte Stoffgruppe aufsummiert.

Die Ermittlung des Anteils der Pflanzenschutzmittel am aktuellen Fluss und am Normierungsfluss erfolgt näherungsweise über einen pauschalen Eintragsfaktor in die Gewässer von 1 % der Verbrauchmenge.

Zur Berechnung des kritischen Flusses wird der Grenzwert gemäss Gewässerschutzverordnung (GSchV) für Pestizide in Gewässern verwendet, wobei die laut GSchV mögliche stoffspezifische Anpassung des Grenzwertes interpretiert und angewendet wird.

4.5 Berechnung und Vergleich

Die Ökofaktoren für Pestizide werden für die vorgestellten Charakterisierungsmethoden berechnet. Somit ergeben sich zwei Listen von Ökofaktoren, die vergleichend diskutiert werden.

Die Ökofaktoren werden dann auf jene Baustoffe angewendet, für die in der Studie "Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen" (Kasser et al., 2014, 2015) Biozid-Emissionen bilanziert wurden. Die Umweltbelastung von Pestizidmissionen in Gewässer wird mit der Umweltbelastung von Pestizidmissionen in den Boden verglichen.

5 Berücksichtigte Wirkstoffe

5.1 Biozidprodukte

Wie bereits in 4.1 erläutert, sind nicht alle Biozide in Gewässern genügend stabil um eine schädigende Wirkung auf das Ökosystem zu entfalten. Alle Wirkstoffe, die in Gewässern innerhalb eines Tages mindestens zur Hälfte abgebaut werden, werden als nicht toxisch in Gewässern beurteilt. Dieses Vorgehen wird dadurch gerechtfertigt, dass die Umweltwirkung der Pestizide auf das Gesamtökosystem beurteilt werden soll. Damit ist die chronische Wirkung mittlerer oder häufig auftretender Konzentrationen eines Wirkstoffes entscheidend. Es wird also keine Aussage getroffen über die Wirkung hoher Konzentrationsspitzen, wie sie zum Beispiel bei Störfällen auftreten können. In diesen Fällen können auch rasch abbaubare Substanzen mit hoher akuter Toxizität zu erheblichen Schäden in Ökosystemen führen. Die Auswahl der Biozide wurde aufgrund der Klassierung in (Wittmer et al., 2014) vorgenommen. Biozide mit einer Halbwertszeit in Gewässern von weniger als einem Tag können pauschal als nicht relevant für die Beurteilung in der Ökobilanzierung beurteilt werden. Diese Wirkstoffe erhalten gemäss Methodenvorschlag jeweils Null UBP zugewiesen und fließen nicht in die Betrachtung der Flüsse mit ein. Für alle anderen Wirkstoffe werden differenzierte Ökofaktoren nach der Toxizität der Wirkstoffe hergeleitet. Die Klassierung der Wirkstoffe in stabile und nicht stabile Substanzen konnte aus dem Anhang der Studie "Mikroverunreinigungen – Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus diffusen Einträgen" übernommen werden, der den Autoren in einem Vorauszug zur Verfügung gestellt wurde (Wittmer, 2015a). Dazu kommen die linearen Alkylammoniumverbindungen (QAV), die wegen ihrer speziellen Eigenschaften getrennt als Gruppe behandelt wurden. Zum Vorauszug der Liste wurde den Autoren zu einem späteren Zeitpunkt Korrekturen mitgeteilt (Wittmer, 2015b), die wegen des fortgeschrittenen Projektstandes nur noch punktuell berücksichtigt werden konnten.

Nicht aussortiert wurden Wirkstoffe, die in der Liste von (Wittmer et al., 2014) enthalten und heute nicht mehr zugelassen sind. Eine Bewertung dieser Wirkstoffe kann in bestimmten Anwendungen der UBP-Methodik erwünscht sein. Ein denkbares Szenario sind Vergleiche zwischen früher zugelassenen Präparaten und heutigen. In den 104 gewässerrelevanten Wirkstoffen sind auch 30 heute nicht mehr zugelassene enthalten.

Nach einer ersten Berechnung der Ökofaktoren wurden die Eigenschaften der bedeutendsten Substanzen fallweise abgeklärt und die Berechnung überprüft. Aus diesen Überprüfungen resultierten Anpassungen bei den Emissionsberechnungen und Umklassierungen von "stabil" zu "nicht stabil" in Gewässern. Die Resultate der Recherche sind im Anhang D zusammen gefasst.

In Tabelle 1 wird die Anzahl Wirkstoffe pro Gruppe ausgewiesen. Für die vollständige Liste der Wirkstoffe wird auf die Anhänge (A.1 bis A.3) verwiesen.

Tabelle 1: Klassierung der Biozide

| Klassierung | Anzahl Wirkstoffe |
|---|-------------------|
| Biozide insgesamt | 199 |
| Gewässerrelevant Herleitung UBP nach Toxizität | 104 |
| Nicht stabil in Wasser UBP = 0 | 68 |
| Lineare Alkylammoniumverbindungen (QAV) | 27 |

5.2 Pflanzenschutzmittel

Die Pflanzenschutzmittel konnten im Rahmen dieser Studie nur zur Prüfung der Anwendbarkeit der entwickelten Methode bearbeitet werden. Analog zum Vorgehen bei den Bioziden wurden unter den Herbiziden, Fungiziden und Insektiziden aus der Studie des oekotoxzentrum (Wittmer et al., 2014) jene berücksichtigt, die als gewässerrelevant eingestuft werden. Ökofaktoren wurden für jene Wirkstoffe bestimmt, deren gemessene Umweltkonzentration in Gewässern (MEC_{95}) höher als der gesetzlich vorgeschriebene Grenzwert von $0.1 \mu\text{g/l}$ oder höher als der Wirkstoff-spezifische Priorisierungs-Umweltqualitätswert (prioUQW) liegt. Zur Definition des prioUQW siehe (Wittmer et al., 2014). Zusätzlich wurde ein Ökofaktor für das Herbizid Glyphosat aufgrund seiner weitverbreiteten Anwendung hergeleitet (siehe Tabelle 2). Glyphosat wird zudem als Standard für die Charakterisierung der Pestizide vorgeschlagen.

Tabelle 2: Berücksichtigte Pflanzenschutzmittel

| Wirkstoff | CAS-Nr. | MEC 95% [$\mu\text{g/l}$] | prioUGW [$\mu\text{g/l}$] |
|--------------------|-------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Herbizide | | | |
| Mecoprop-P | 16484-77-8 | 0.357 | 160 |
| Atrazin | 1912-24-9 | 0.110 | 1.9 |
| Glyphosat | 1071-83-6 | | 200 |
| Fungizide | | | |
| Boscalid | 188425-85-6 | 0.715 | 14 |
| Iprovalicarb | 140923-17-7 | 0.400 | 190 |
| Spiroxamin | 118134-30-8 | 0.075 | 0.02 |
| Insektizide | | | |
| Methoxyfenozid | 161050-58-4 | 0.646 | 1.8 |
| Diflubenzuron | 35367-38-5 | 0.029 | 0.004 |

6 Verbrauchsmengen und Emissionen

6.1 Biozidprodukte

6.1.1 Verbrauchsmengen

Als Grundlage für die Abschätzung der jährlichen Verbrauchsmengen von Wirkstoffen in Biozidprodukten (gemäss VBP) wurden die im Projekt BIOMIK (Bürgi et al., 2007) erhobenen Daten genutzt. In dieser Studie wurden die Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten (PA 1 bis PA 23) sowie bezogen auf die einzelnen Wirkstoffe ermittelt. Die Verbrauchsmengen von Wirkstoffen in Schutzmitteln (PA 7, 8, 10 und 21) wurden in einer neueren Untersuchung (Burkhardt et al., 2013) aktualisiert. Für alle im Rahmen der vorliegenden Studie berücksichtigten Wirkstoffe (siehe Kapitel 5) wurden die Verbrauchsmengen soweit wie möglich aus diesen beiden Untersuchungen übernommen. Allerdings sind die Verbrauchsmengen von mehreren berücksichtigten Wirkstoffen nicht bekannt und müssen abgeschätzt werden. Gleichzeitig sind mehrere Wirkstoffe heute nicht mehr zugelassen, die im Projekt BIOMIK berücksichtigt wurden. Die Daten aus (Bürgi et al., 2007) und (Burkhardt et al., 2013) mussten also stellenweise ergänzt werden, damit für alle ausgewählten Wirkstoffe Flüsse berechnet werden konnten. Die Tabelle im Anhang A.2 zeigt die Datengrundlagen, welche zur Ermittlung der Verbrauchsmengen unterschiedlicher Wirkstoffe herangezogen wurden.

Für die Abschätzung der Stoffflüsse fehlender Wirkstoffe wurde davon ausgegangen, dass sich der jährliche Gesamtverbrauch an Wirkstoffen in Biozidprodukten seit der Untersuchung BIOMIK und der Aktualisierung der PA 7, 8, 10 und 21 wenig verändert hat. Der gesamte Wirkstoffverbrauch (PA 1 bis 23) beläuft sich somit auf über 6'000 Tonnen pro Jahr.

Für jeden in BIOMIK nicht untersuchten Wirkstoff wurde die Anzahl zugelassener Produkte aus (Wittmer et al., 2014) ermittelt. Diese Anzahl wurde dann ins Verhältnis gesetzt zur Anzahl insgesamt zugelassener Produkte aller Produktarten, in welchen der Wirkstoff eingesetzt wird. Das so berechnete Verhältnis wurde dann verwendet, um den Wirkstoffverbrauch aus dem Gesamtverbrauch der betrachteten Produktarten abzuschätzen. Es wurde also davon ausgegangen, dass der Verbrauch des Wirkstoffs im selben Verhältnis zum Verbrauch der Produktarten (wo der Wirkstoff eingesetzt wird) steht wie die Anzahl Produkte mit dem Wirkstoff zur Gesamtanzahl aller Produkte in den Produktarten, in welchen der Wirkstoff verwendet wird. Das Bundesamt für Gesundheit publiziert die Anzahl zugelassener Produkte für jede Produktart (BAG, 2015). Aus dem Projekt BIOMIK ist der Gesamtverbrauch pro Produktart bekannt. Siehe dazu die Formel 1. W_i bezeichnet den Wirkstoff mit Index i , PA_j die Produktart mit Index j . Die Summe \sum_j bezeichnet die Summe der Produkte in allen Produktarten, für die Wirkstoff W_i verwendet wird.

$$\frac{\text{Verbrauch } W_i \left[\frac{\text{kg}}{\text{a}}\right]}{\text{Verbrauch Biomik } \sum_j PA_j \left[\frac{\text{kg}}{\text{a}}\right]} = \frac{\text{Produkte mit } W_i \text{ [Anz.]}}{\text{Alle Produkte } \sum_j PA_j \text{ [Anz.]}}$$

Formel 1: Herleitung der Verbrauchsmengen fehlender Wirkstoffe

Durch Umformung der Formel 1 kann der Wirkstoffverbrauch hergeleitet werden:

$$\text{Verbrauch } W_i = \frac{\text{Produkte mit } W_i}{\text{Alle Produkte } \sum_j PA_j} \cdot \text{Verbrauch Biomik } \sum_j PA_j$$

Formel 2: Abschätzung der Verbrauchsmengen fehlender Wirkstoffe

Für die linearen Alkylammoniumverbindungen konnten die Verbrauchsmengen nicht wirkstoffspezifisch ermittelt werden. Sie werden deshalb als Stoffgruppe behandelt. Die linearen Alkylammoniumverbindungen werden oft auch als quartäre Ammoniumverbindungen (QAV) bezeichnet, obwohl es sich nur um eine Untergruppe handelt und die Gruppe der QAV noch weitere Stoffe umfasst (Falbe et al., 1992). Der unter Toxikologen üblichen Nomenklatur folgend, werden die linearen Alkylammoniumverbindungen im Folgenden ebenfalls als QAV bezeichnet. Zu den Einzelsubstanzen der QAV liegen keine Daten vor, weswegen die Bewertung der gesamten Stoffgruppe gemeinsam erfolgt. In Teil 2 der BIOMIK-Studie werden detaillierte Stoffflüsse für zwei ausgewählte QAV präsentiert (Morf et al., 2007). Die BIOMIK-Studie (Bürgi et al., 2007) führt zudem die eingesetzten Mengen von QAV jeweils pro Hauptgruppe, jedoch nur für die Produktart 1 getrennt auf. Auf diese entfallen nur 1.3 t QAV/a, während der Gesamtverbrauch laut (Bürgi et al., 2007) 210 t QAV/a beträgt. Gemäss (Morf et al., 2007) werden die beiden näher betrachteten linearen Alkylammoniumverbindungen überwiegend in den Produktarten 2, 4, und 8 eingesetzt. Die Daten zum Wirkstoffverbrauch in der Produktart 8 wurde durch die bereits weiter oben erwähnte Folgearbeit von (Burkhardt et al., 2013) stark nach unten korrigiert. Auch diese Studie trifft keine Aussage zum spezifischen Verbrauch von linearen Alkylammoniumverbindungen. Mit diesen Daten ergibt sich ein geschätzter Verbrauch von 131 t QAV/a welcher zum Gesamtfluss aller Biozide addiert wird. Die Addition der QAV zum Gesamtfluss der Biozide bewirkt einen zusätzlichen Fehler im Bereich von 2 % der Verbrauchsmenge aller bioziden Wirkstoffe inklusive der nicht berücksichtigten (Total in Tabelle 4).

Die jährlichen Verbrauchsmengen aller untersuchten Wirkstoffe finden sich in der Tabelle 26 im Anhang A.4. Für alle nicht mehr zugelassenen Wirkstoffe wurde der Verbrauch auf 0 kg/a gesetzt. Insgesamt beträgt der jährliche Verbrauch der berücksichtigten gewässerrelevanten Biozide 535 Tonnen. Davon entfällt der grösste Anteil auf die QAV mit etwas mehr als 131 t/a. Von den 86 berücksichtigten zugelassenen Wirkstoffen steuern fünf mehr als 5 % zum Gesamtverbrauch gewässerrelevanter Wirkstoffe bei (siehe Tabelle 3).

Tabelle 3: Gewässerrelevante Wirkstoffe mit einem Anteil von mindestens 5% am Gesamtverbrauch

| Biozid | CAS-Nr. | Anwendung in PA | Verbrauch [t/a] | Anteil |
|---|-----------|-----------------------------|-----------------|--------|
| Quartäre Ammonium-Verbindungen | | | 131.5 | 24.5 % |
| Laurylamindipropylendiamin (BDA) | 2372-82-9 | 2, 3, 4, 6, 8, 11, 12, 13 | 91.5 | 17.1 % |
| 2-Phenylphenol Biphenyl-2-ol | 90-43-7 | 1, 2, 3, 4, 6, 7, 9, 10, 13 | 42.6 | 8.0 % |
| Tetrahydro-1,3,4,6-tetrakis(hydroxymethyl)imidazo[4,5-d]imidazol-2,5(1H,3H)-dion (TMAD) | 5395-50-6 | 2, 6, 11, 12, 13, | 42.0 | 7.9 % |
| Monolinuron | 1746-81-2 | 2 | 35.3 | 6.6 % |

Die Verbrauchsmenge der QAV wurde wie oben beschrieben aus (Morf et al., 2007) übernommen. Für alle weiteren Wirkstoffe in Tabelle 3 wurden die Verbrauchsmengen nach oben beschriebener Methode abgeschätzt und sind somit mit einer entsprechenden Unsicherheit verbunden.

6.1.2 Emissionen in Gewässer und Abwasserreinigungsanlagen

Zur Abschätzung der Emissionen von Wirkstoffen in Gewässer und Abwasserreinigungsanlagen (ARA) wurde der Ansatz aus der Untersuchung BIOMIK (Bürgi et al., 2007) übernommen. Demzufolge wird davon ausgegangen, dass für die Produktarten 1, 2, 4, 5, 11, 17 und 21 100% der Wirkstoffe in Gewässer oder die ARA gelangen. Es handelt sich hierbei um Produkte, die entweder direkt im Wasser angewendet werden (z.B. Desinfektionsmittel in Schwimmbädern) oder bei denen davon ausgegangen werden muss, dass die gesamte Wirkstoffmenge ins Abwasser (z.B. Desinfektionsmittel im Lebensmittelbereich) oder in Gewässer (z.B. Antifouling) gelangen.

Die anderen Produktarten 3, 6 – 10, 12 – 16, 18 – 20, 22 und 23 werden nicht direkt im Wasser eingesetzt. Die darin enthaltenen Wirkstoffe können aber über Meteorwasser (z.B. bei Beschichtungsschutzmitteln in Putzen), über Regen-Sickerwasser oder via Duschabwasser zu einem deutlichen Anteil in Gewässer und Abwasser eingetragen werden. Bei diesen Produktarten wurde von einem Emissionsfaktor in Gewässer und Abwasserreinigungsanlagen von 50% ausgegangen.

Für jene Wirkstoffe, welche in mehreren Produktarten mit unterschiedlichen Emissionsfaktoren eingesetzt werden und zu denen aus BIOMIK keine Daten vorhanden sind, wird die Emission aus den Gesamtemissionen der Produktarten aus BIOMIK abgeleitet, in welchen der Wirkstoff eingesetzt wird. Dazu wird für jede relevante Produktart das Verhältnis der Anzahl Produkte mit dem betrachteten Wirkstoff zur Anzahl aller zugelassener Produkte berechnet. Dieses Verhältnis wird mit den Gesamtemissionen dieser Produktarten aus (Bürgi et al., 2007; Burkhardt et al., 2013) multipliziert. Tabelle 4 zeigt die Emissionen pro Produktart aus dem Projekt BIOMIK mit den Aktualisierungen aus (Burkhardt et al., 2013), wie sie in der vorliegenden Studie verwendet wurden. Die Verbrauchsmengen und Emissionen von einigen Produktarten sind sehr gering und im Bereich von einigen Kilogramm pro Jahr. Sie

wurden in den weiteren Berechnungen vernachlässigt (Jahresverbrauch und Emission in ARA 0 t/a).

Tabelle 4: Verbrauchsmengen und Emissionen nach Produktarten

| Hauptgruppe | Produktart | Jahresverbrauch [t/a] | Emission in ARA und Gewässer [t/a] |
|---|---|-----------------------|------------------------------------|
| HAUPTGRUPPE 1: DESINFEKTIONSMITTEL UND -ALLGEMEINE BIOZIDPRODUKTE | PA 1: Biozidprodukte für die menschliche Hygiene | 614 | 614 |
| | "PA 2: Desinfektionsmittel für den Privatbereich und den Bereich des öffentlichen Gesundheitswesens sowie andere Biozidprodukte | 3'784 | 3784 |
| | PA 3: Biozidprodukte für die Hygiene im Veterinärbereich | 1'008 | 504 |
| | PA 4: Desinfektionsmittel für den Lebens- und Futtermittelbereich | 147 | 147 |
| | PA 5: Trinkwasserdesinfektionsmittel | 1 | 1 |
| HAUPTGRUPPE 2: SCHUTZMITTEL | PA 6: Topf-Konservierungsmittel | 22 | 11 |
| | PA 7: Beschichtungsschutzmittel | 20 | 10 |
| | PA 8: Holzschutzmittel | 26.4 | 13.2 |
| | PA 9: Schutzmittel für Fasern, Leder, Gummi und polymerisierte Materialien | 20 | 10 |
| | PA 10: Schutzmittel für Mauerwerk | 1 | 0.5 |
| | PA 11: Schutzmittel für Flüssigkeiten in Kühl- und Verfahrenssystemen | 375 | 375 |
| | PA 12: Schleimbekämpfungsmittel | 100 | 50 |
| | PA 13: Schutzmittel für Metallbearbeitungsflüssigkeiten | 49 | 25 |
| HAUPTGRUPPE 3: SCHÄDLINGSBEKÄMPFUNGSMITTEL | PA 14: Rodentizide | 0 | 0 |
| | PA 15: Avizide | 0 | 0 |
| | PA 16: Molluskizide | 0.7 | 0.3 |
| | PA 17: Fischbekämpfungsmittel | 0 | 0 |
| | PA 18: Insektizide, Akarizide und Produkte gegen andere Arthropoden | 0.3 | 0.1 |
| | PA 19: Repellentien und Lockmittel | 1.6 | 0.8 |
| HAUPTGRUPPE 4: SONSTIGE BIOZIDPRODUKTE | PA 20: Schutzmittel für Lebens- und Futtermittel | 0 | 0 |
| | PA 21: Antifouling-Produkte | 12.25 | 12.25 |
| | PA 22: Flüssigkeiten für Einbalsamierung und Taxidermie | 0.2 | 0.1 |
| | PA 23: Produkte gegen sonstige Wirbeltiere | 0 | 0 |
| Total | | 6'182 | 5'558 |

Die Emissionen der QAV wurden aus (Morf et al., 2007) übernommen. Die Stoffflussmodellierung unterscheidet zwischen verschiedenen Anwendungen und leitet Transferkoeffizienten für die Emissionen in Gewässer und Boden her. In der vorliegenden Studie wird nur der Transfer in die Gewässer ausgewertet. Für die QAV wurden Verbrauchsmengen pro Hauptgruppe durch (Bürgi et al., 2007) abgeschätzt. Die Emissionsfaktoren aus (Morf et al., 2007) beziehen sich hingegen auf

Produktarten und teilweise noch Anwendungen innerhalb einer Produktart. Mangels weiterer Daten wurden die Emissionsfaktoren für die Hauptgruppe aus dem arithmetischen Mittel der Emissionsfaktoren der Produktarten gebildet. Für die Anwendungsphase von Beschichtungs- und Holzschutzmitteln wurden die Emissionsfaktoren der Studie "Nutzungsphase von Baustoffen" (Kasser et al., 2015) entnommen. Aus den Resultaten der Stoffflussmodellierung nach (Morf et al., 2007) ist ersichtlich, dass der Anteil der Emissionen in Gewässer und ARA gemessen an der Verbrauchsmenge für die beiden untersuchten Stoffe BAC-C12 und DDAC-C10 zwischen 68 % und 69 % beträgt, während der Anteil nach der hier vorgenommenen Abschätzung 76 % beträgt (Tabelle 7).

Die ermittelten Emissionen in Gewässer und ARA finden sich in der Tabelle im Anhang A.4. Die Emissionen betragen insgesamt 434 t/a. Tabelle 5 zeigt die Emissionen für die Wirkstoffe mit den höchsten Frachten und ihr jeweiliger Beitrag zu den Gesamtemissionen.

Tabelle 5: Gewässerrelevante Wirkstoffe mit einem Anteil von >5% an den Gesamtemissionen

| Biozid | CAS-Nr. | Anwendung in PA | Emissionen in Gewässer und ARA [t/a] | Anteil |
|---|-----------|-----------------------------|--------------------------------------|--------|
| Quartäre Ammonium-Verbindungen | | | 100.2 | 23.0 % |
| Laurylamindipropylendiamin (BDA) | 2372-82-9 | 2, 3, 4, 6, 8, 11, 12, 13 | 81.5 | 18.8 % |
| Tetrahydro-1,3,4,6-tetrakis(hydroxymethyl)imidazo[4,5-d]imidazol-2,5(1H,3H)-dion (TMAD) | 5395-50-6 | 2, 6, 11, 12, 13, | 41.2 | 9.5 % |
| 2-Phenylphenol Biphenyl-2-ol | 90-43-7 | 1, 2, 3, 4, 6, 7, 9, 10, 13 | 38.4 | 8.8 % |
| Monolinuron | 1746-81-2 | 2 | 35.3 | 8.1 % |

Die Emissionen in Gewässer und ARA wurden aufgeteilt in Abflüsse über die Kanalisation, die in die ARA gelangen und direkte Abflüsse in die Oberflächengewässer. Für direkte Abflüsse in die Oberflächengewässer wird angenommen, dass kein nennenswerter Abbau erfolgt, bevor die Wirkstoffe ein Gewässer erreichen und der Eintrag somit 100 % der emittierten Menge beträgt. Abflüsse über die Kanalisation in die ARA werden durch diese gereinigt, wodurch nicht die gesamte Wirkstoffmenge aus der Kanalisation in die Oberflächengewässer gelangt. Der Anteil der Abflüsse über die ARA wurde für jeden Wirkstoff abgeschätzt. Dazu wurde zunächst für alle Produktarten festgelegt, welcher Anteil der Emissionen über die Kanalisation in die ARA erfolgt (siehe Tabelle 6).

Tabelle 6: Anteil der emittierten Wirkstoffmengen die in die ARA gelangen

| Hauptgruppe | Produktart | Anteil in ARA |
|----------------|--|---------------|
| HAUPTGRUPPE 1: | PA 1: Biozidprodukte für die menschliche Hygiene | 100 % |

| Hauptgruppe | Produktart | Anteil in ARA |
|--|---|---------------|
| DESINFEKTIONS- MITTEL UND - ALLGEMEINE BIOZID- PRODUKTE | "PA 2: Desinfektionsmittel für den Privatbereich und den Bereich des öffentlichen Gesundheitswesens sowie andere Biozidprodukte | 100 % |
| | PA 3: Biozidprodukte für die Hygiene im Veterinärbereich | 100 % |
| | PA 4: Desinfektionsmittel für den Lebens- und Futtermittelbereich | 100 % |
| | PA 5: Trinkwasserdesinfektionsmittel | 100 % |
| HAUPTGRUPPE 2: SCHUTZMITTEL | PA 6: Topf-Konservierungsmittel | 75 % |
| | PA 7: Beschichtungsschutzmittel | 25 % |
| | PA 8: Holzschutzmittel | 25 % |
| | PA 9: Schutzmittel für Fasern, Leder, Gummi und polymerisierte Materialien | 100 % |
| | PA 10: Schutzmittel für Mauerwerk | 25 % |
| | PA 11: Schutzmittel für Flüssigkeiten in Kühl- und Verfahrenssystemen | 100 % |
| | PA 12: Schleimbekämpfungsmittel | 100 % |
| | PA 13: Schutzmittel für Metallbearbeitungsflüssigkeiten | 100 % |
| HAUPTGRUPPE 3: SCHÄDLINGSBE- KÄMPFUNGSMITTEL | PA 14: Rodentizide | 0 % |
| | PA 15: Avizide | 0 % |
| | PA 16: Molluskizide | 0 % |
| | PA 17: Fischbekämpfungsmittel | 0 % |
| | PA 18: Insektizide, Akarizide und Produkte gegen andere Arthropoden | 0 % |
| | PA 19: Repellentien und Lockmittel | 0 % |
| HAUPTGRUPPE 4: SONSTIGE BIOZID- PRODUKTE | PA 20: Schutzmittel für Lebens- und Futtermittel | 50 % |
| | PA 21: Antifouling-Produkte | 0 % |
| | PA 22: Flüssigkeiten für Einbalsamierung und Taxidermie | 100 % |
| | PA 23: Produkte gegen sonstige Wirbeltiere | 0 % |

Bei allen Produktarten der Hauptgruppe 1 (Desinfektionsmittel und allgemeine Biozidprodukte) wurde angenommen, dass sie zu 100% ins Abwasser und somit in die ARA gelangen. Die Produkte in Hauptgruppe 2 (Schutzmittel) gelangen je nach Produktart zu 25-100% in die ARA. Zum Beispiel kann davon ausgegangen werden, dass Wirkstoffe in Beschichtungsschutzmitteln (PA 7), Holzschutzmitteln (PA 8) und Schutzmitteln für Mauerwerk im Aussenbereich eingesetzt werden und vor allem bei Regenereignissen ausgewaschen werden. Deshalb gelangt ein grosser Anteil (75%) direkt oder durch Mischwasserentlastungen oder Trennsysteme in Oberflächengewässer. Es wurde angenommen, dass nur 25% der emittierten Wirkstoffe eine ARA durchlaufen, bevor sie in ein Oberflächengewässer gelangen. Für Topfkonservierungsmittel (PA 6) wurde von einem Anteil der ARA von 75% ausgegangen, da sie sowohl in Produkten für den Innen- wie für den Aussenbereich eingesetzt werden. Emissionen aus dem Innenbereich werden immer über die Kanalisation erfolgen und sind von Regenereignissen unabhängig. Bei allen weiteren Produktarten der Hauptgruppe 2 handelt es sich hauptsächlich um Produkte, die entweder in der Industrie angewendet werden oder über Waschwasser ins Abwasser gelangen können. Somit wurde ein Anteil der ARA von 100 % angenommen. Bei allen Produktarten der Hauptgruppe 3 (Schädlingsbekämpfungsmittel) wurde angenommen, dass

0% in die ARA gelangen, da die Produkte zu einem grossen Teil im Aussenbereich und/oder direkt in Oberflächengewässern eingesetzt werden. Für Biozidprodukte der Hauptgruppe 4 (Sonstige Biozidprodukte) variieren die Anteile der ARA an den Emissionen zwischen 0 – 100% da die Produkte sehr unterschiedlich angewendet werden. Schutzmittel für Lebens- und Futtermittel werden gemäss (Bürgi et al., 2007) in der Schweiz nicht eingesetzt. Entsprechend ist der Anteil in die ARA von 50 % ohne Einfluss auf die Ergebnisse. Antifouling-Produkte werden direkt in Oberflächengewässern angewendet, womit 0 % in die ARA gelangen. Hingegen kann bei Produkten zur Einbalsamierung und Taxidermie davon ausgegangen werden dass sie zu 100% ins Abwasser und somit in die ARA gelangen. Produkte gegen sonstige Wirbeltiere können gleich bewertet werden wie die Produktearten der Hauptgruppe 3.

Für einen konkreten Wirkstoff wurden dann die Emissionen in die ARA als Summe der Beiträge von den verschiedenen Anwendungen berechnet, in welchen der Wirkstoff eingesetzt wird (siehe die Tabelle im Anhang A.4). Gelangen z.B. 25% der Emissionen eines Wirkstoffs in die ARA, bedeutet dies im Gegenzug, dass 75% der abgeschätzten jährlichen Wirkstofffracht direkt in Oberflächengewässer gelangen.

Für die quartären Ammoniumverbindungen konnte wegen des komplexen Umweltverhaltens der Gruppe und der schlechten Datenlage keine Einzelstoffbetrachtung vorgenommen werden. Der Anteil der ARA an den Emissionen in Gewässer wurde deshalb aus den Ergebnisse der Stoffflussmodellierung für BAC-C₁₂ und DDAC-C₁₀ in (Morf et al., 2007) hergeleitet und der Mittelwert über beide Modellwerte gebildet. Für den Anteil der ARA an den Emissionen von QAV in die Gewässer ergeben sich so 99.2 % (siehe dazu auch Tabelle 7).

6.1.3 Eliminationsraten in der Abwasserreinigung

Sobald ein Wirkstoff in die Abwasserreinigungsanlage gelangt, wird er in der Abfolge von Klärstufen teilweise eliminiert werden. Nur der nicht abgebaute Teil der Wirkstoffmenge gelangt dann in die Oberflächengewässer. Gemäss der Untersuchung Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser (Abegglen et al., 2012) variieren die Eliminationsleistungen der ARA für Mikroverunreinigungen, abhängig von der betrachteten Substanz zwischen 0 % bis fast 100 %. Die wichtigsten Eliminationsprozesse für Mikroverunreinigungen in der ARA ohne weitergehende Reinigungsstufe sind die Adsorption an Feststoffe (Schlamm) und der biologische Abbau. Im Rahmen der erwähnten Studie im Auftrag des BAFU wurde die Eliminationsleistung bezüglich bestimmter Mikroverunreinigungen in verschiedenen Abwasserreinigungsanlagen gemessen. Darunter wurden auch einige Biozide (z.B. Carbendazim, Isoproturon, Diuron) untersucht. Von den 104 Wirkstoffen welche in der vorliegenden Studie berücksichtigt wurden, lagen für neun Wirkstoffe Daten zur Eliminationsrate in Abwasserreinigungsanlagen vor. Für die anderen Wirkstoffe wurde zur Abschätzung der Eliminationsrate in Absprache mit Irene Wittmer (Wittmer, 2015c) der K_{OC} -Wert (Adsorptionskoeffizient) gewählt. Der Adsorptionskoeffizient K_{OC} gibt das Verhältnis der Konzentration eines Stoffes im Boden zur Konzentration des Stoffes in der wässrigen Phase im Adsorptionsgleichgewicht bezüglich des Anteils an organischem Kohlenstoff im Boden an. Er kann somit als Indikator für die Adsorption eines bioziden Wirkstoffs am Klärschlamm der ARA dienen. Abbildung 1 zeigt den Zu-

sammenhang zwischen der Eliminationsrate von Bioziden in der Abwasserreinigungsanlage und dem logarithmisch dargestellten K_{OC} -Wert. Die Eliminationsraten der Wirkstoffe stammen aus (Abegglen et al., 2012) oder (Kupper et al., 2006) und die entsprechenden K_{OC} -Werte aus der Footprint Datenbank für Pestizide (University of Hertfordshire, 2015). Aus der Abbildung ist erkennbar, dass Wirkstoffe mit einem höheren K_{OC} -Wert tendenziell höhere gemessene Eliminationsraten in der ARA aufweisen. Die meisten der Eliminationsraten aus der Literatur liegen zwischen 10 % und 40 %. Die Eliminationsrate von Permethrin ist deutlich höher als bei den anderen Bioziden in der Abbildung. Dies lässt sich unter anderem durch einen deutlich höheren K_{OC} -Wert erklären. Mittels linearer Regression über die bekannten neun Wirkstoffe wurde ein Zusammenhang zwischen K_{OC} und Eliminationsrate hergeleitet (Gerade in Abbildung 1). Dieser Zusammenhang wurde zur Berechnung der Eliminationsraten aus den K_{OC} für alle Wirkstoffe mit unbekannter Eliminationsrate verwendet. Der Korrelationskoeffizient beträgt lediglich 0.76 (R^2), eine bessere Abschätzung ist aufgrund der Datenlage jedoch nicht möglich.

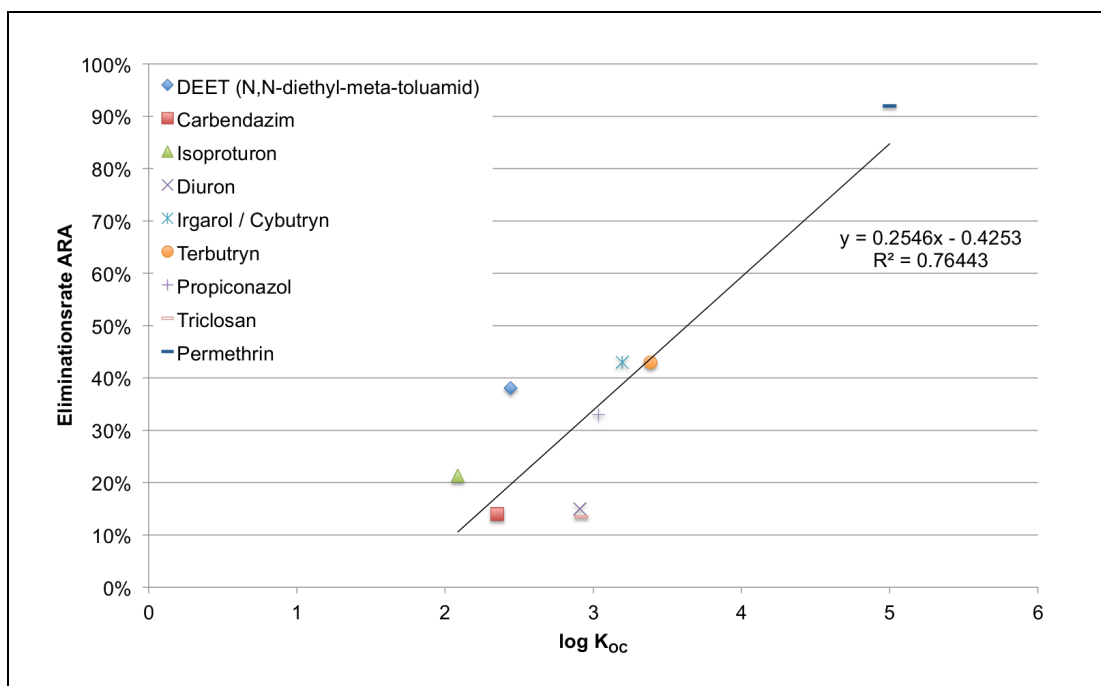


Abbildung 1: Zusammenhang Eliminationsrate ARA und K_{OC}

Für einige der untersuchten Wirkstoffe war in der Fachliteratur kein K_{OC} -Wert vorhanden. In diesen Fällen wurden der K_{OC} -Wert aus dem Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (K_{OW} -Wert) gemäss der Gleichung nach Rao und Davidson (Rao et al., 1980) abgeleitet (Formel 3). Die ermittelten Eliminationsraten sind in der Tabelle im Anhang A.4 ersichtlich.

$$\log K_{OC} = 1.029 * K_{OW} - 0.18$$

Formel 3: Näherungsweise Zusammenhang zwischen K_{OC} und K_{OW}

Die Stoffgruppe der QAV bildet erneut eine Ausnahme zur oben beschriebenen Methode, da die Datenlage zu den Einzelstoffen zu dürftig ist. Wiederum wurden zur Herleitung der Eliminationsrate für QAV die Ergebnisse für BAC-C₁₂ und DDAC-C₁₀ in (Morf et al., 2007) ausgewertet und der Mittelwert über beide Modellierungen gebildet. Die so bestimmte Eliminationsrate für QAV in der ARA beträgt 99 % (Tabelle 7). Diese hohe Eliminationsrate folgt aus der ausgeprägten Bindungsfreudigkeit der QAV an Schwebstoffe, wodurch sie fast vollständig sedimentieren.

Tabelle 7: Übersicht Emissionsmodellierung QAV

| Hauptgruppe | Anwendung in Produktarten | Emissionen in Gewässer und ARA | Anteil ARA | Eliminationsrate in ARA |
|---|----------------------------|--------------------------------|------------|-------------------------|
| 1: Desinfektionsmittel & allg. Biozidprodukte | 1, 2, 3, 4 | 77 % | 99.2 % | 99 % |
| 2: Schutzmittel | 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13 | 57 % | 99.2 % | 99 % |

6.1.4 Jährlicher Fluss in Oberflächengewässer

Der jährliche Fluss von Bioziden in die Oberflächengewässer setzt sich zusammen aus direkten Abflüssen in die Oberflächengewässer, sowie Abflüssen, die über die Kanalisation und Abwasserreinigungsanlagen in die Oberflächengewässer gelangen. Der Fluss in die Oberflächengewässer wurde für jeden Wirkstoff separat bestimmt ($EM_{OG, i}$). Für die Berechnung werden die wirkstoffspezifischen Daten zur Summe der Emissionen in Oberflächengewässer und Abwasserreinigungsanlagen ($EM_{OG+ARA, i}$), die Anteile die in die ARA gelangen ($A_{ARA, i}$) und die Eliminationsraten in der ARA (R_i) benötigt (Formel 4).

$$EM_{OG, i} = EM_{OG+ARA, i} * (1 - A_{ARA, i} * R_i)$$

Formel 4: Bestimmung der wirkstoffspezifischen Emissionen in Oberflächengewässer

Der auf diese Weise berechnete Gesamtfluss von bioziden Wirkstoffen in die Oberflächengewässer beträgt rund 234 t pro Jahr. Die ermittelten Emissionen der einzelnen Wirkstoffe sind aus der Tabelle im Anhang A.4 ersichtlich. Für die Wirkstoffe mit den höchsten Emissionen in die Oberflächengewässer sind die Emissionen, die Anteile welche in Abwasserreinigungsanlagen gelangen und die Eliminationsraten in Tabelle 8 exemplarisch aufgeführt.

Tabelle 8: Emissionen in Oberflächengewässer für gewässerrelevante Wirkstoffe mit einem Anteil von mindestens 5% an den Gesamtemissionen

| Biozid | Anwendung in PA | Emission in Gewässer und ARA [t/a] | Anteil ARA | Elimination ARA | Emission in Gewässer [t/a] | Anteil |
|--------|-----------------|------------------------------------|------------|-----------------|----------------------------|--------|
| | | | | | | |

| Biozid | Anwendung in PA | Emission in Gewässer und ARA [t/a] | Anteil ARA | Elimination ARA | Emission in Gewässer [t/a] | Anteil |
|--|-----------------------------|------------------------------------|------------|-----------------|----------------------------|--------|
| Laurylamindipropylendi-amin (BDA) | 2, 3, 4, 6, 8, 11, 12, 13 | 81.5 | 100% | 47% | 43.1 | 18.4 % |
| Monolinuron | 2 | 35.3 | 100% | 16% | 29.6 | 12.6 % |
| 2-Phenylphenol Biphenyl-2-ol | 1, 2, 3, 4, 6, 7, 9, 10, 13 | 38.4 | 100% | 36% | 24.5 | 10.5 % |
| Tetrahydro-1,3,4,6-tetrakis (hydroxymethyl)imidazo[4,5-d]imidazol-2,5(1H,3H)-dion (TMAD) | 2, 6, 11, 12, 13, | 41.2 | 100% | 46% | 22.2 | 9.5 % |
| Triclosan | 1 | 18.5 | 100% | 14% | 16.0 | 6.8 % |
| Chlorkresol | 1, 2, 3, 6, 9, 13 | 20.3 | 100% | 26% | 15.1 | 6.4 % |

6.2 Pflanzenschutzmittel

6.2.1 Wirkstoffverbrauchsmengen

Gemäss einem aktuellen Faktenblatt des oekotoxizentrums zu Pflanzenschutzmitteln (PSM) (Junghans et al., 2014) werden in der Schweiz pro Jahr ca. 2'200 t PSM eingesetzt. Der grösste Anteil davon entfällt auf synthetisch-organische PSM (1'440 t). Der Verbrauch von PSM mit Mineral- und Rapsöl, Silikaten, Tonmineralien und Fettsäuren beträgt ca. 360 t, jener von PSM mit Schwefel und Kupfer ca. 400 t. Die meisten PSM werden als Fungizide, Herbizide oder Insektizide eingesetzt. Zusammen wird in diesen drei Anwendungsbereichen mehr als 90% der total verbrauchten Wirkstoffe eingesetzt.

Aus den persönlichen Mitteilungen von Junghans (Junghans, 2015), Wittmer (Wittmer, 2015a), de Baan (de Baan, 2015) und einem Mail des Bundesamts für Landwirtschaft (Fraga, 2015) ist bekannt, dass das Bundesamt für Landwirtschaft über detailliertere Verbrauchsmengen verfügt, die jedoch nicht öffentlich verfügbar sind und im Rahmen dieser Studie nicht verwendet werden konnten.

6.2.2 Emissionen in Gewässer

Messungen in Oberflächengewässern haben gezeigt, dass PSM vor allem in den Wochen nach ihrer Anwendung in Oberflächengewässer gelangen (Junghans et al., 2014). Anhand von Messreihen über mehrere Jahre mit dem Herbizid Atrazin (heute nicht mehr zugelassen) konnten Verlustraten (Anteil der ausgebrachten PSM, der in Gewässer gelangt) zwischen 0.1 bis 3.5 % festgestellt werden. Gemäss den Autoren des Faktenblatts ist zu erwarten, dass die Verlustraten bei anderen PSM in einem ähnlichen Bereich oder allenfalls auch tiefer liegen. Zur vereinfachten Abschätzung der Emissionen in Gewässer wurde in der vorliegenden Studie davon ausgegangen, dass die Verlustrate 1 % des Gesamtverbrauchs von 2'200 t pro Jahr beträgt. Daraus ergibt sich eine jährliche Emission von 22 t PSM in Oberflächengewässer. Im Vergleich zu den Bioziden betragen die Emissionen der PSM weniger

als 10 %. Diese Abschätzung müsste bei einer definitiven Ausarbeitung der Ökofaktoren kritische geprüft werden.

7 Charakterisierungsmethode

Unterschiedliche biozide Wirkstoffe können in Gewässern bei gleicher Wirkstoffmenge stärkere oder geringere toxische Effekte auslösen. Diese unterschiedliche Ökotoxizität soll sich auch im Ökofaktor einer Substanz widerspiegeln. Ein Wirkstoff mit hoher Ökotoxizität soll mehr UBP pro Gramm Emission erhalten als ein Wirkstoff mit geringerer Ökotoxizität. Gesucht ist also ein Mass zur Charakterisierung der Wirkstoffe, das mehrere Kriterien erfüllen muss:

- Das Kriterium soll die vielfältigen Dimensionen der Gewässertoxizität möglichst gut in einem numerischen Wert abbilden.
- Es soll sich auf die empfindlichste zu schützende Art im Gewässer beziehen.
- Um alle Biozide und Pflanzenschutzmittel charakterisieren zu können, muss das Kriterium für alle wichtigen Biozide und Pflanzenschutzmittel verfügbar sein.
- Allenfalls fehlende Kriterien sollen mit wenig Aufwand hergeleitet werden oder die Herleitung aufgrund von anderen Forschungsvorhaben erwartet werden können.
- Das Kriterium soll in der Forschung breit anerkannt sein als Mass für die Gewässertoxizität von Wirkstoffen.

Im Folgenden werden zwei mögliche Charakterisierungsfaktoren diskutiert, welche obenstehende Kriterien erfüllen. Zum einen die Charakterisierung über vorausgesagte Konzentrationen ohne Effekt (PNEC), bzw. chronische Qualitätskriterien (CQK), zum anderen die Charakterisierungsfaktoren aus USEtox.

7.1 Charakterisierung mittels toxischer Grenzkonzentration

Die Charakterisierung mittel toxischer Grenzkonzentrationen, im folgenden teilweise als TGK abgekürzt, beruht auf ökotoxikologisch hergeleiteten Konzentrationen von Wirkstoffen in Gewässern. In der Toxikologie wird die chronische Toxizität von Substanzen mittels vorausgesagten Konzentrationen ohne Effekt, abgekürzt PNEC bewertet. PNEC steht für die englische Bezeichnung "predicted no effect concentration". Eine vergleichbare, neuere Kennzahl sind chronische Qualitätskriterien für Wirkstoffe in Gewässern gemäss der EU-Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (European Communities, 2011).

Im Rahmen des europaweiten Zulassungsverfahrens für Biozide werden PNEC für jeden geprüften Wirkstoff hergeleitet. Die PNEC wird aus der empfindlichsten Art in Tierversuchen abgeleitet. Chronische Qualitätskriterien für Gewässer (CQK) haben das Ökotoxzentrum und die eawag, sowie mehrere europäische Umweltämter im Rahmen eigener Forschungsvorhaben für eine Vielzahl von Wirkstoffen erarbeitet. Ein Teil davon sind auf der Webseite des oekotoxzentrums publiziert (oekotoxzentrum, 2015). Die chronischen Qualitätskriterien bezeichnen die Konzentration eines Stoffes im Gewässer, für die auch bei langanhaltender Exposition der empfindlichsten Art keine negativen Effekte zu erwarten sind. Die Qualitätskriterien wie auch die PNEC basieren auf Labormessungen für Einzelstoffe. Effekte aus

der Kombination mehrerer Stoffe oder aus dem Zusammenspiel von Substanz und weiteren Umweltstressfaktoren werden dadurch nicht berücksichtigt.

Die Konzentrationen der PNEC oder der chronischen Qualitätskriterien können als Charakterisierungsfaktoren für die Herleitung von Ökofaktoren verwendet werden. Dazu wird eine Substanz mit dem Normierungsfaktor eins versehen und alle anderen Wirkstoffe im Verhältnis dazu charakterisiert. Im Sinne der Vergleichbarkeit der Methode mit der bestehenden Herleitung von Ökofaktoren für Pflanzenschutzmittel wird vorgeschlagen, Glyphosat als Normsubstanz zu wählen und alle Charakterisierungsfaktoren in Glyphosat-Äquivalenten auszuweisen. PNEC konnten für 29 Substanzen verwendet werden, für 33 Substanzen war ein chronisches Qualitätskriterium verfügbar. Die restlichen 42 Wirkstoffe wurden mit dem Grenzwert für organische Pestizide gemäss GSchV (Anhang 2, Ziff. 12, Abs. 5) von $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berücksichtigt.

Die Pflanzenschutzmittel werden in diesem Ansatz ebenfalls mit ihren chronischen Qualitätskriterien einbezogen. Das Bundesamt für Landwirtschaft veröffentlicht eine Tabelle mit regulatorisch akzeptablen Konzentrationen (RAC) für Pflanzenschutzmittel (BLW, 2015). Diese sind jedoch eher höher angesetzt als die Qualitätskriterien. Da in der Festlegung der RAC auch die Erholbarkeit geschädigter Populationen einbezogen wird, genügen sie laut (Junghans et al., 2011) nicht, die Ziele der GSchV einzuhalten. Um eine vergleichbare Bewertung aller Pestizide zu gewährleisten, werden die RAC deshalb nicht verwendet. In den Zulassungsdossiers der Pflanzenschutzmittel sollten umfangreichere ökotoxikologische Informationen zu finden sein, diese sind jedoch gemäss Mitteilung des Bundesamts für Landwirtschaft vertraulich (Fraga, 2015). Für den vereinfachten Einbezug der Pflanzenschutzmittel wird zunächst der Mittelwert der toxischen Grenzkonzentrationen aller Biozide berechnet. Dieser beträgt $1.88 \mu\text{g}/\text{l}$. Der Mittelwert wird dann ins Verhältnis zur toxischen Grenzkonzentration von Glyphosat gesetzt, um einen Charakterisierungsfaktor für Pflanzenschutzmittel von 57 zu erhalten.

Für den Standard Glyphosat, eine Reihe ausgewählter Biozide und Pflanzenschutzmittel sind die Charakterisierungsfaktoren in Tabelle 9 wiedergegeben. Die Tabelle 28 in Anhang B.2 weist die Charakterisierungsfaktoren aller Wirkstoffe aus.

Tabelle 9: Erlaubte Konzentrationen und Charakterisierungsfaktoren für ausgewählte Wirkstoffe

| Wirkstoff | CAS-Nr. | Toxische Grenzkonzentration [$\mu\text{g}/\text{l}$] | Charakterisierungsfaktor [g Glyphosat-Äq. / g Wirkstoff] |
|----------------------|------------|--|--|
| Glyphosat | 1071-83-6 | 108 | 1 |
| Fenoxycarb | 79127-80-3 | 0.00016 | 675'000 |
| Permethrin | 52645-53-1 | 0.00047 | 229'787 |
| Diuron | 330-54-1 | 0.02 | 5'400 |
| Terbutryn | 886-50-0 | 0.065 | 1'662 |
| Pflanzenschutzmittel | | 1.88 | 57 |

7.2 Charakterisierungsfaktoren aus USEtox

USEtox (USEtox Team, 2015) ist ein Umweltmodell, welches zur Charakterisierung der Einwirkung von Stoffen auf die Umwelt und Gesundheit des Menschen genutzt werden kann. Das Modell dient unter anderem der Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen und wurde im Rahmen der UNEP-SETAC Life Cycle Initiative (UNEP, 2015) entwickelt. Das Modell bewertet bezüglich der Umwelt die Toxizität in Gewässern. Für eine grosse Zahl organischer und anorganischer Stoffe wurden Charakterisierungsfaktoren für Emissionen in Gewässer veröffentlicht. Diese sind ein Ergebnis der Simulation im USEtox-Modell für die entsprechende Substanz. Zum Zeitpunkt der Abfassung dieser Studie ist das Modell 1.01 aktuell. Als Charakterisierungsfaktor wird hier der "ecotoxicity characterisation factor, emission fresh waterC, freshwater" verwendet. Die Einheit des Charakterisierungsfaktors ist der potentiell betroffene Anteil an Organismen (PAF) der einer Konzentration über der artspezifischen Konzentration ohne Effekt (NOEC) ausgesetzt ist (D. van de Meent, 1999), integriert über das Volumen und die Zeit ($\text{PAF} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{d} / \text{kg}_{\text{emission}}$) (Rosenbaum et al., 2008). Charakterisierungsfaktoren nach USEtox konnten für 64 von 104 Bioziden verwendet werden. Davon sind 25 im USEtox-Modell als "interim" bezeichnet. Für die restlichen 40 Biozide ohne USEtox-Faktoren wurde der Median aller gefundenen USEtox-Faktoren eingesetzt. Der Median beträgt $274 \text{ PAF} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{d} / \text{kg}_{\text{emission}}$. Der Mittelwert der Charakterisierungsfaktoren wird sehr stark durch einige wenige Wirkstoffe mit sehr hohen Werten beeinflusst, weshalb er nicht verwendet werden konnte.

Das USEtox-Team veröffentlichte Charakterisierungsfaktoren für zahlreiche Pflanzenschutzmittel (USEtox Team, 2015). Mit Hilfe der Liste der regulatorisch akzeptablen Konzentrationen des BLW (BLW, 2015) wurden die USEtox-Faktoren für 50 aktuell in Pflanzenschutzmitteln eingesetzte Wirkstoffe eruiert (siehe Tabelle 30 im Anhang B.4). Aus diesen Faktoren wurde der Median gebildet und als Charakterisierungsfaktor des Gesamtflusses eingesetzt, der sich zu $9'405 \text{ PAF} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{d} / \text{kg}_{\text{emission}}$ ergibt. Für weitere 8 Wirkstoffe in der Liste des BLW konnten keine USEtox-Charakterisierungsfaktoren gefunden werden.

Für eine Reihe ausgewählter Biozide sind die Charakterisierungsfaktoren in Tabelle 10 wiedergegeben.

Tabelle 10: Charakterisierungsfaktoren nach USEtox für ausgewählte Wirkstoffe

| Substanz | CAS-Nr. | Charakterisierungsfaktor USEtox [$\text{PAF} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{d} / \text{kg emission}$] |
|----------------------|------------|--|
| Glyphosat | 1071-83-6 | 321 |
| Fenoxycarb | 79127-80-3 | 137'229 |
| Permethrin | 52645-53-1 | 1'176'814 |
| Diuron | 330-54-1 | 60'117 |
| Terbutryn | 886-50-0 | 64'600 |
| Pflanzenschutzmittel | | 9'405 |

8 Bestimmung der Flüsse

8.1 Aktueller Fluss

Der aktuelle Fluss bezeichnet in dieser Arbeit immer den charakterisierten aktuellen Fluss. Er wird als Summe der Flüsse aller Wirkstoffe aus Bioziden in die Gewässer berechnet. Die Flüsse der einzelnen Wirkstoffe werden mit deren Charakterisierungsfaktor multipliziert. Der aktuelle Fluss wird somit wie auch der kritische Fluss in Masseneinheiten Glyphosat-Äq. pro Jahr oder $PAF \cdot m^3 \cdot d$ pro Jahr ausgedrückt. Für den Einbezug der Pflanzenschutzmittel wird die Gesamtemission von Pflanzenschutzmitteln in die Oberflächengewässer mit dem Charakterisierungsfaktor für Pflanzenschutzmittel multipliziert. Tabelle 11 im Kapitel 8.4 zeigt den daraus resultierenden aktuellen Fluss für die zwei untersuchten Charakterisierungsmethoden (siehe auch Kapitel 7).

8.2 Kritischer Fluss

Der kritische Fluss bezeichnet in dieser Arbeit immer den charakterisierten kritischen Fluss. Zur Festlegung des kritischen Flusses soll auf behördenverbindliche Regulierungen abgestellt werden. Die Gewässerschutzverordnung (GSchV SR 814.201) legt in Anh. 2, Ziff. 12, Abs. 5 einen Grenzwert für organische Pestizide von 0.1 µg/l je Einzelstoff fest. Als organische Pestizide werden Biozidprodukte und Pflanzenschutzmittel bezeichnet. Dieser Grenzwert gilt "bei jeder Wasserführung nach weitgehender Durchmischung des eingeleiteten Abwassers in Gewässer". "Seltene Hochwasserspitzen oder seltene Niederwasserereignisse bleiben vorbehalten". Ebenfalls "vorbehalten bleiben andere Werte auf Grund von Einzelstoffbeurteilungen im Rahmen des Zulassungsverfahrens".

Aus dieser gesetzlichen Vorgabe lassen sich erlaubte Wirkstoffkonzentrationen wie nachfolgend vorgeschlagen herleiten:

- Im Rahmen des Zulassungsverfahrens für Biozide wird im Zulassungsdossier jeweils eine PNEC angegeben (siehe Kapitel 7).
- Falls kein aktuelles Zulassungsdossier für einen Wirkstoff existiert, kann das Qualitätskriterium für chronische Toxizität (chronisches Qualitätskriterium) des oekotoxizentrums (oekotoxizentrum, 2015) als äquivalent betrachtet werden (Junghans, 2015).
- Für Stoffe ohne aktuelles Zulassungsdossier und ohne chronisches Qualitätskriterium des oekotoxizentrums kann der Grenzwert für organische Pestizide aus der GSchV eingesetzt werden.
- Für Pflanzenschutzmittel wird als erste grobe Abschätzung der Mittelwert aller so gefundenen Konzentrationen für Biozide eingesetzt.

Die erlaubte Wirkstoffkonzentration jedes Wirkstoffs wird dann mit dem Charakterisierungsfaktor dieses Wirkstoffs multipliziert. Multipliziert man diese charakterisierte Wirkstoffkonzentration mit dem Gesamtabfluss der Schweiz von 40'885 Mio m³/a (Schädler et al., 2002), so ergibt sich der Anteil am kritischen Fluss pro Wirkstoff. Der kritische Fluss berechnet sich dann als Summe der Flüsse aller Wirkstoffe.

Tabelle 11 im Kapitel 8.4 zeigt den kritischen Fluss berechnet mit den zwei verschiedenen Charakterisierungsmethoden (Ansatz TGK und Ansatz USEtox).

8.3 Normierungsfluss

Der Normierungsfluss entspricht dem aktuellen Fluss.

8.4 Gewichtung

Bei der Gewichtung handelt es sich in der Methode der ökologischen Knappheit um das Quadrat des Verhältnisses zwischen dem aktuellen Fluss und dem kritischen Fluss. Tabelle 11 unten zeigt für die untersuchten Charakterisierungsmethoden die berechneten aktuellen und kritischen Flüsse sowie die jeweilige Gewichtung. Wie aus der Tabelle hervorgeht, liegt der aktuelle Fluss etwa 7% unter dem kritischen Fluss, wenn die Charakterisierung mittels toxischer Grenzkonzentration vorgenommen wird. Mit den Charakterisierungsfaktoren von USEtox ergibt sich hingegen ein aktueller Fluss der sechsmal tiefer ist als der kritische Fluss. Da das Verhältnis im Quadrat berechnet wird, verstärkt sich die Differenz der beiden Ansätze zusätzlich. Die resultierende Gewichtung der beiden Charakterisierungsmethoden liegt um fast einen Faktor 30 auseinander.

Tabelle 11: Flüsse und Gewichtung

| Biozide und Pflanzenschutzmittel | Charakterisierungsmethode TGK [t Glyphosat-Äq./a] | Charakterisierungsmethode USEtox [PAF*m ³ *d/a] |
|----------------------------------|--|---|
| Aktueller Fluss | 586'261 | 25'855'482 |
| Kritischer Fluss | 627'012 | 158'089'487 |
| Gewichtung [-] | 0.87 | 0.03 |

9 Ökofaktoren

Die nachfolgende Tabelle 12 führt die Ökofaktoren aller untersuchten stabilen und nicht stabilen Wirkstoffe in Bioziden und Pflanzenschutzmitteln auf. Die Tabelle ist alphabetisch nach Substanznamen sortiert. Die verwendete Mischnomenklatur aus Handelsnamen, Trivialnamen und IUPAC-Bezeichnungen macht die Sortierung relativ schwierig. Vorgestellte Nummerierungen für Stammsysteme werden in der Sortierung ignoriert. Klammern an erster Stelle des Wortes ebenfalls. Generell wird die deutsche Schreibweise der Substanzbezeichnungen verwendet.

Tabelle 12: Ökofaktoren für Biozide und Pflanzenschutzmittel

| Wirkstoff | CAS-Nr. | Charakterisierung nach TGK [UBP / g] | Charakterisierung nach USEtox [UBP / g] | Verhältnis (nach TGK/ nach USEtox) |
|--|-------------|--------------------------------------|---|------------------------------------|
| Biozide | | | | |
| Acetamiprid | 135410-20-7 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| Allethrin | 584-79-2 | 950'000 | 1'200 | 792 |
| (Alpha)Chloralose | 15879-93-3 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| alpha-Cypermethrin | 67375-30-8 | 1'800'000 | 36'000 | 50 |
| Ameisensäure | 64-18-6 | 0 | 0 | – |
| Azamethiphos | 35575-96-3 | 720'000 | 79 | 9'114 |
| Bendiocarb | 22781-23-3 | 0 | 0 | – |
| Benzothiazol-2-thiol | 149-30-4 | 39 | 7.8 | 5.0 |
| (Benzothiazol-2-ylthio)methylthiocyanat (TCMTB) | 21564-17-0 | 0 | 0 | – |
| Benzylbenzoat | 120-51-4 | 9.6 | 2.3 | 4.2 |
| (Benzyloxy)methanol | 14548-60-8 | 0 | 0 | – |
| Bethoxazin | 163269-30-5 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| Bifenthrin | 82657-04-3 | 1'700'000 | 6'800 | 250 |
| Bioresmethrin | 28434-01-7 | 1'600 | 1'500 | 1.07 |
| 1,3-Bis(hydroxymethyl)-5,5-dimethylimidazolidin-2,4-dion | 6440-58-0 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| 1,3-Bis(hydroxymethyl)harnstoff | 140-95-4 | 0 | 0 | – |
| 1,2-Benzisothiazol-3(2H)-on (BIT) | 2634-33-5 | 890 | 8.2 | 109 |
| Brodifacoum | 56073-10-0 | 4'000 | 0.28 | 14'286 |
| Bromadiolon | 28772-56-7 | 9'500 | 0.28 | 33'929 |
| Bromchlor-5,5-dimethylimidazolidin-2,4-dion | 32718-18-6 | 0 | 0 | – |
| Bromessigsäure | 79-08-3 | 0 | 0 | – |
| Bromthalonil | 35691-65-7 | 81 | 7.3 | 11 |
| Bronopol | 52-51-7 | 810 | 2.6 | 312 |
| 2-Butyl-benzo[d]isothiazol-3-on | 4299-07-4 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| Carbendazim | 10605-21-7 | 470 | 770 | 0.61 |

| Wirkstoff | CAS-Nr. | Charakterisierung nach TGK [UBP / g] | Charakterisierung nach USEtox [UBP / g] | Verhältnis (nach TGK/ nach USEtox) |
|---|-------------|--------------------------------------|---|------------------------------------|
| Chlorfenapyr | 122453-73-0 | 9'500 | 0.28 | 33'929 |
| Chlorkresol | 59-50-7 | 1'600 | 5.9 | 271 |
| 5-Chloro-2-methylisothiazolin-3-on (CMI) | 26172-55-4 | 0 | 0 | – |
| Chlorophacinon | 3691-35-8 | 360 | 0.28 | 1'286 |
| Chlorpyrifos | 2921-88-2 | 5'400 | 6'400 | 0.84 |
| cis-Tricos-9-en | 27519-02-4 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| Clorofen | 120-32-1 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| Clothianidin | 210880-92-5 | 1'200 | 0.28 | 4'286 |
| Coumatetralyl | 5836-29-3 | 1'600 | 0.45 | 3'556 |
| Cyanamid | 420-04-2 | 0 | 0 | – |
| Cyclohexylhydroxydiazin-1-oxid, Kaliumsalz (K-HDO) | 66603-10-9 | 0 | 0 | – |
| Cyfluthrin | 68359-37-5 | 0 | 0 | – |
| Cypermethrin | 52315-07-8 | 160'000 | 52'000 | 3.1 |
| Cyphenothrin | 39515-40-7 | 1'600 | 380 | 4.2 |
| Cyromazin | 66215-27-8 | 1'600 | 3.2 | 500 |
| (d)-Limonen | 5989-27-5 | 30 | 0.30 | 100 |
| d-Phenothrin | 188023-86-1 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| d-trans-Tetramethrin | 1166-46-7 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| Dazomet | 533-74-4 | 0 | 0 | – |
| DBNPA | 10222-01-2 | 0 | 0 | – |
| Deltamethrin | 52918-63-5 | 230'000 | 2'600 | 88 |
| Diazinon | 333-41-5 | 11'000 | 190 | 58 |
| Diazolidinyl-Harnstoff | 78491-02-8 | 29 | 0.28 | 104 |
| Dichlofluanid | 1085-98-9 | 0 | 0 | – |
| 4,5-Dichlor-2-octyl-2H-isothiazol-3-on (DCOIT) / Sea-Nine | 64359-81-5 | 4'700 | 1'300 | 3.6 |
| 1,3-Dichlor-5-ethyl-5-methylimidazolidin-2,4-dion (CEMH) | 89415-87-2 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| 1,3-Dichloro-5,5-dimethylhydantoin | 118-52-5 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| 1,4-Dichlorbenzol | 106-46-7 | 16 | 1.0 | 16 |
| Dichlorvos | 62-73-7 | 0 | 0 | – |
| N,N-Diethyl-meta-toluamid (DEET) | 134-62-3 | 3.9 | 0.23 | 17 |
| Difenacoum | 56073-07-5 | 2'700 | 1.8 | 1'500 |
| Difethialon | 104653-34-1 | 37'000 | 0.28 | 132'143 |
| Diflubenzuron | 35367-38-5 | 40'000 | 12'000 | 3.3 |
| 4,4-Dimethyloxazolidin | 51200-87-4 | 1'600 | 0.29 | 5'517 |
| Diphenoxarsin-10-yloxid | 58-36-6 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| Dipyrrithion | 3696-28-4 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| 2,2'-Dithiobis[N-methylbenzamid] | 2527-58-4 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| Diuron | 330-54-1 | 8'100 | 62 | 131 |
| Dodecylguanidin Monohydrochlorid | 13590-97-1 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| Empenthrin | 54406-48-3 | 1'600 | 740 | 2.2 |

| Wirkstoff | CAS-Nr. | Charakterisierung nach TGK [UBP / g] | Charakterisierung nach USEtox [UBP / g] | Verhältnis (nach TGK/ nach USEtox) |
|---|-------------|--------------------------------------|---|------------------------------------|
| Ethanol | 64-17-5 | 0 | 0 | – |
| Ethyl N-acetyl-N-butyl-(beta)-alaninat | 52304-36-6 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| (Ethylendioxy)dimethanol | 3586-55-8 | 0 | 0 | – |
| Ethylenoxid | 75-21-8 | 0 | 0 | – |
| Etofenprox | 80844-07-1 | 3'000 | 0.64 | 4'688 |
| Fenitrothion | 122-14-5 | 0 | 0 | – |
| Fenoxycarb | 79127-80-3 | 1'000'000 | 140 | 7'143 |
| Fenpropimorph | 67564-91-4 | 10'000 | 7.6 | 1'316 |
| Fipronil | 120068-37-3 | 13'000 | 2'100 | 6.2 |
| Flocoumafen | 90035-08-8 | 2'300 | 0.28 | 8'214 |
| Flufenoxuron | 101463-69-8 | 0 | 0 | – |
| Folpet | 133-07-3 | 0 | 0 | – |
| Formaldehyd | 50-00-0 | 0 | 0 | – |
| Glucoprotamin | 164907-72-6 | 0 | 0 | – |
| Glutaral | 111-30-8 | 0 | 0 | – |
| Glykolsäure | 79-14-1 | 0 | 0 | – |
| Glyoxal | 107-22-2 | 0 | 0 | – |
| Glyphosat | 1071-83-6 | 1.5 | 0.33 | 4.6 |
| Harnstoff, N,N'-Bis(hydroxymethyl)-, Reaktionsprodukte mit 2-(2-Butoxyethoxy)ethanol, Ethylenglykol und Formaldehyd | 90604-54-9 | 0 | 0 | – |
| Hexaflumuron | 86479-06-3 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| Hydramethylnon | 67485-29-4 | 1'600 | 180 | 8.9 |
| Icaridin | 119515-38-7 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| Imidacloprid | 138261-41-3 | 930 | 3.2 | 291 |
| Imiprothrin | 72963-72-5 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| 3-Iod-2-propinyl butylcarbammat (IPBC) | 55406-53-6 | 0 | 0 | – |
| Irgarol / Cybutryn | 28159-98-0 | 70'000 | 2'200 | 31 |
| Isoproturon | 34123-59-6 | 500 | 120 | 4.2 |
| Kalium (E,E)-hexa-2,4-dienoat | 24634-61-5 | 0 | 0 | – |
| Kupfer-Pyrithion | 14915-37-8 | 0 | 0 | – |
| Lambda Cyhalothrin | 91465-08-6 | 810'000 | 140'000 | 5.8 |
| Laurylamindipropylendiamin (BDA) | 2372-82-9 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| Malathion | 121-75-5 | 0 | 0 | – |
| Methomyl | 16752-77-5 | 2'000 | 30 | 66 |
| Methylantranilat | 134-20-3 | 1'600 | 0.89 | 1'797 |
| Methyldithiocyanat | 6317-18-6 | 2'700 | 230 | 11 |
| 2-Methylisothiazolin-3-on (MI) | 2682-20-4 | 0 | 0 | – |
| Monolinuron | 1746-81-2 | 1'100 | 20 | 55 |
| N,N,N',N'-Tetramethylethylendiaminbis(2-chlorethyl)ether-Copolymer | 31075-24-8 | 0 | 0 | – |
| N,N'-Methylenbismorpholin | 5625-90-1 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |

| Wirkstoff | CAS-Nr. | Charakterisierung nach TGK [UBP / g] | Charakterisierung nach USEtox [UBP / g] | Verhältnis (nach TGK/ nach USEtox) |
|--|-------------|--------------------------------------|---|------------------------------------|
| Naphthalin | 91-20-3 | 81 | 1.9 | 42 |
| Natrium 2-biphenylat | 132-27-4 | 1'600 | 3.2 | 500 |
| Natrium N-(hydroxymethyl)glycinat | 70161-44-3 | 0 | 0 | – |
| Natrium-Chlorkresol | 15733-22-9 | 0 | 0 | – |
| Natrium-Pyrithion | 3811-73-2 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| Natriumbenzoat | 532-32-1 | 0 | 0 | – |
| Natriumdichlorisocyanurat Dihydrat | 51580-86-0 | 0 | 0 | – |
| Natriumdimethyldithiocarbamat | 128-04-1 | 2'000 | 390 | 5.1 |
| 4-(2-Nitrobutyl)morpholin | 2224-44-4 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| Nitromethylidintrimethanol | 126-11-4 | 0 | 0 | – |
| (E,Z)-Octadecadi-2,13-enal | 99577-57-8 | 0 | 0 | – |
| (E)-Octadec-2-enal | 51534-37-3 | 0 | 0 | – |
| 2-Octyl-2H-isothiazol-3-on (OIT) | 26530-20-1 | 0 | 0 | – |
| Oxazolidin | 66204-44-2 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| Oxazolidin-E | 7747-35-5 | 1'600 | 0.48 | 3'333 |
| Oxychinolin | 148-24-3 | 0 | 0 | – |
| p-[(Diiodmethyl)sulfonyl]toluol | 20018-09-1 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| Peressigsäure | 79-21-0 | 0 | 0 | – |
| Permethrin | 52645-53-1 | 340'000 | 1'200 | 283 |
| Peroxyoctansäure | 33734-57-5 | 0 | 0 | – |
| 2-Phenoxyethanol | 122-99-6 | 0 | 0 | – |
| 2-Phenylphenol Biphenyl-2-ol | 90-43-7 | 1.6 | 8.9 | 0.18 |
| Phoxim | 14816-18-3 | 20'000 | 150 | 19'285 |
| 6-(Phthalimid)peroxyhexansäure | 128275-31-0 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| Piperonylbutoxid | 51-03-6 | 190'000 | 49 | 3'877 |
| Poly(hexamethylenbiguanidiniumchlorid) (PHMG) | 57028-96-3 | 0 | 0 | – |
| Polyhexamethylenbiguanid (Monomer: 1,5-Bis(trimethylen)guanylguanidin Monohydrochlorid) (PHMB) | 27083-27-8 | 0 | 0 | – |
| Polyhexamethylenbiguanid (PHMB) | 91403-50-8 | 0 | 0 | – |
| Prallethrin | 23031-36-9 | 1'600 | 11'000 | 0.15 |
| Prometryn | 7287-19-6 | 810 | 610 | 1.33 |
| Propan-1-ol | 71-23-8 | 0 | 0 | – |
| Propan-2-ol | 67-63-0 | 0 | 0 | – |
| Propetamphos | 31218-83-4 | 160'000 | 150 | 1'066 |
| Propiconazol | 60207-90-1 | 24 | 23 | 1.04 |
| Propoxur | 114-26-1 | 16'000 | 14 | 1'142 |
| Pyrethrine und Pyrethroide | 8003-34-7 | 1'600 | 630 | 2.5 |
| Pyriproxyfen | 95737-68-1 | 0 | 0 | – |
| Quartäre Ammonium-Verbindungen | QAV | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| S-Bioallethrin | 28434-00-6 | 1'600 | 1'700 | 0.94 |
| S-Methopren | 65733-16-6 | 850 | 0.28 | 3'035 |

| Wirkstoff | CAS-Nr. | Charakterisierung nach TGK [UBP / g] | Charakterisierung nach USEtox [UBP / g] | Verhältnis (nach TGK/ nach USEtox) |
|---|-------------|--------------------------------------|---|------------------------------------|
| Salicylsäure | 69-72-7 | 0 | 0 | – |
| Soneclosan | 3380-30-1 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| Sorbinsäure | 110-44-1 | 0 | 0 | – |
| Sulfuryldifluorid | 2699-79-8 | 0 | 0 | – |
| Symclosen | 87-90-1 | 0 | 0 | – |
| Tebuconazol | 107534-96-3 | 160 | 71 | 2.3 |
| Terbutylazin | 5915-41-3 | 730 | 490 | 1.49 |
| Terbutryn | 886-50-0 | 2'500 | 67 | 37 |
| (Z,E)-Tetradeca-9,12-dienylacetat | 30507-70-1 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| 1-Tetradecanol | 112-72-1 | 0 | 0 | – |
| Tetrahydro-1,3,4,6-tetrakis(hydroxymethyl)imidazo[4,5-d]imidazol-2,5(1H,3H)-dion (TMAD) | 5395-50-6 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| Tetramethrin | 7696-12-0 | 560'000 | 44 | 12'727 |
| Thiabendazol | 148-79-8 | 0 | 0 | – |
| Thiamethoxam | 153719-23-4 | 1'200 | 0.28 | 4'285 |
| Thiram | 137-26-8 | 0 | 0 | – |
| Tolyfluanid | 731-27-1 | 0 | 0 | – |
| Tosylchloramid-Natrium | 127-65-1 | 0 | 0 | – |
| Transfluthrin | 118712-89-3 | 230'000 | 0.28 | 821'428 |
| Triazinetriethanol | 4719-04-4 | 1'600 | 1.5 | 1'066 |
| Triclocarban | 101-20-2 | 7'300 | 1'500 | 4.9 |
| Triclosan | 3380-34-5 | 8'100 | 100 | 81 |
| Triflumuron | 64628-44-0 | 0 | 0 | – |
| Zineb | 12122-67-7 | 0 | 0 | – |
| Zinkpyrithion | 13463-41-7 | 0 | 0 | – |
| Ziram | 137-30-4 | 0 | 0 | – |
| α,α',α"-Trimethyl-1,3,5-triazin-1,3,5(2H,4H,6H)-triethanol (HPT) | 25254-50-6 | 1'600 | 0.28 | 5'714 |
| Pflanzenschutzmittel | | | | |
| Atrazin | 1912-24-9 | 270 | 91 | 3.0 |
| Boscalid | 188425-85-6 | 14 | 0.28 | 50. |
| Diflubenzuron | 35367-38-5 | 40'000 | 12'000 | 3.3 |
| Glyphosat | 1071-83-6 | 1.5 | 0.33 | 4.6 |
| Iprovalicarb | 140923-17-7 | 0.85 | 0.28 | 3.0 |
| Mecoprop-P | 16484-77-8 | 45 | 0.44 | 102 |
| Methoxyfenozid | 161050-58-4 | 450 | 52 | 8.6 |
| Spiroxamin | 118134-30-8 | 5'400 | 0.28 | 19'285 |

Die Unterschiede der beiden Charakterisierungsmethoden sind enorm gross. Die Charakterisierung nach toxischen Grenzkonzentrationen (TGK) ergibt für denselben Wirkstoff im Durchschnitt deutlich höhere Werte. In ca. 30 % der Fälle ist das Verhältnis grösser als der Faktor 1000, während der Ökofaktor nach USEtox in nur gerade in 3 % der Fälle grösser ist als derjenige der nach der TGK berechnet wurde.

In ca. 30 % der Fälle sind beide Ökofaktoren null (vgl. Abbildung 2) Bei derart grossen Unterschieden ist die Frage, welche der beiden Methoden die Ökotoxizität nach gesamtheitlichen Kriterien besser charakterisiert von grosser Bedeutung (vgl. Kap. 11).

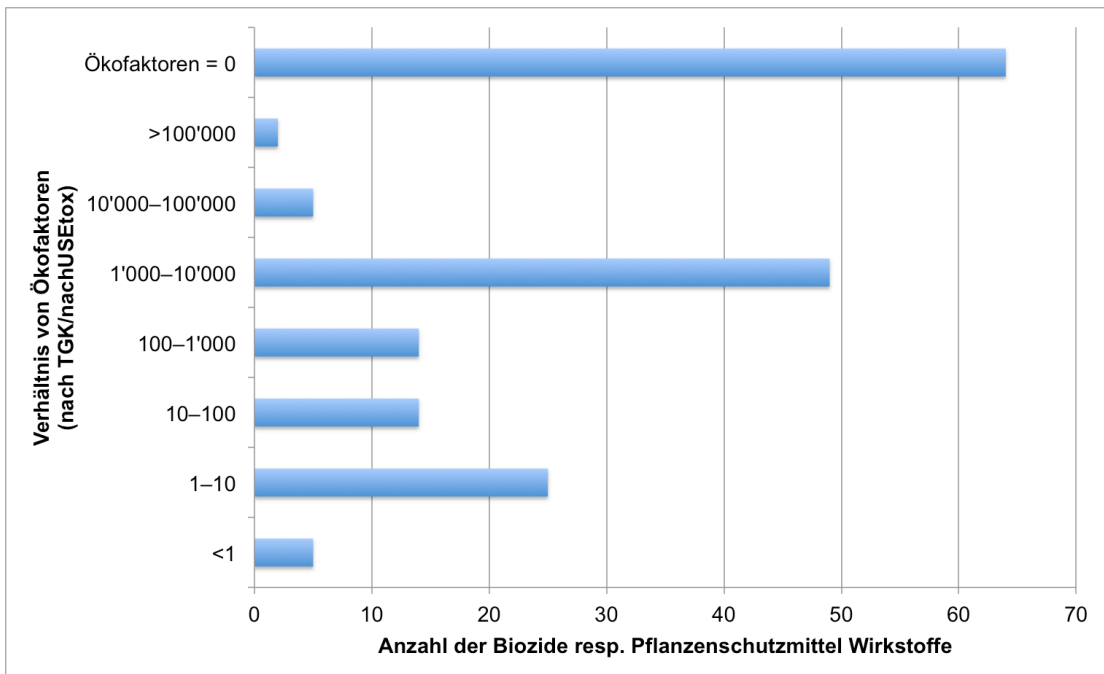


Abbildung 2: Verhältnis der Ökofaktoren aus verschiedener Charakterisierungen in Abhängigkeit der Anzahl Wirkstoffe

10 Vergleich mit den Resultaten aus der Studie Nutzungsphase von Baustoffen

Im Projekt Nutzungsphase von Baustoffen (Kasser et al., 2015) wurden Biozid-Emissionen aus Putzen, Fassadenfarben und Polymerbitumen-Dachbahnen untersucht. Diese wurden mit den damals bereits vorhandenen Ökofaktoren für Pflanzenschutzmittel bewertet. Die Emissionen werden in den folgenden Tabellen mit den neuen Ökofaktoren aus dem vorliegenden Projekt bewertet und den älteren Resultaten gegenübergestellt.

Tabelle 13 zeigt die Resultate für einen Putz mit Filmschutz. Insgesamt werden aus dem Putz über die Nutzungsphase 1.125 g/kg Biozide ausgewaschen. Die betrachteten Wirkstoffe sind Diuron, 2-Octyl-2H-isothiazol-3-on (OIT) und Terbutryn. Die letzte Spalte der Tabelle zeigt die Resultate aus der Studie der Nutzungsphase von Baustoffen. Dabei ist zu beachten, dass der Wirkstoff OIT mit der Methode der ökologischen Knappheit 2013 als persistenter organischer Schadstoff (POP) bewertet wurde. Gemäss der Priorisierung der Pestizide in Gewässern vom oekotoxzentrum ist OIT aber nicht stabil. Die Halbwertszeit (DT_{50}) im Wasser beträgt weniger als 1 Tag. Deshalb ist der Ökofaktor für OIT in der vorliegenden Studie 0 UBP. Die Ökofaktoren für Diuron und Terbutryn sind je nach eingesetzter Charakterisierungsmethode (TGK oder USEtox) sehr unterschiedlich (siehe 2. Und 3. Spalte in der Tabelle). Im Vergleich zur Studie der Nutzungsphase ergibt sich mit dem Ansatz TGK eine fast doppelt so hohe Umweltbelastung und mit dem Ansatz USEtox eine vierzigmal geringere Belastung.

Tabelle 13: Mineralische und organische Putze mit Filmschutz

| Wirkstoff | Emission [g/kg] | Nutzungsphase TGK [UBP/kg] | Nutzungsphase USEtox [UBP/kg] | Nutzungsphase Studie 2014 [UBP/kg] |
|--------------|-----------------|----------------------------|-------------------------------|------------------------------------|
| Diuron | 0.375 | 3'020 | 23 | 68 |
| OIT | 0.375 | 0 | 0 | 1'650 |
| Terbutryn | 0.375 | 929 | 25 | 390 |
| Total | 1.125 | 3'949 | 48 | 2'108 |

Da in den untersuchten Fassadenfarben mit Filmschutz von der gleichen Wirkstoffkombination ausgegangen wurde wie in den Putzen, sind die Resultate vergleichbar. Der einzige Unterschied ist, dass die Emissionen aus den Farben etwas geringer sind (siehe Tabelle 14).

Tabelle 14: Fassadenfarben mit Filmschutz

| Wirkstoff | Emission [g/kg] | Nutzungsphase TGK [UBP/kg] | Nutzungsphase USEtox [UBP/kg] | Nutzungsphase Studie 2014 [UBP/kg] |
|-----------|-----------------|----------------------------|-------------------------------|------------------------------------|
|-----------|-----------------|----------------------------|-------------------------------|------------------------------------|

| | | | | |
|-----------|----------|--------------|-----------|--------------|
| Diuron | 0.33 | 2'684 | 21 | 60 |
| OIT | 0.33 | 0 | 0 | 1'467 |
| Terbutryn | 0.33 | 826 | 22 | 345 |
| Total | 1 | 3'510 | 43 | 1'872 |

Die Emissionen von Mecoprop-P aus wurzelfesten Polymerbitumenbahnen liegen im Mikrogrammbereich (siehe Tabelle 15). Die Bewertung dieser Emissionen mit den Ökofaktoren für Pestizide in Gewässer ergibt eine 10- bis 1'000-mal geringere Umweltbelastung als mit den Ökofaktoren für Pflanzenschutzmittel in Böden.

Tabelle 15: Wurzelfeste Polymerbitumenbahn

| Wirkstoff | Emission [g/kg] | Nutzungsphase TGK [UBP/kg] | Nutzungsphase USEtox [UBP/kg] | Nutzungsphase Studie 2014 [UBP/kg] |
|------------|-----------------|----------------------------|-------------------------------|------------------------------------|
| Mecoprop-P | 0.008 | 0.36 | 0.0032 | 3.5 |

In Tabelle 16 sind Emissionen von Holzschutzmitteln bewertet worden. In der Studie zur Nutzungsphase von Baustoffen wurde eine Emission von 0.15 g bioziden Wirkstoffen (Propiconazol, Tebuconazol und Permethrin) pro m² Anstrich ermittelt. Unabhängig von der Charakterisierungsmethode wird die Umweltbelastung des Anstrichs im Falle der Bewertung mit den Ökofaktoren für Pestizide in Gewässer vor allem durch die Emission von Permethrin bestimmt. Die durch die Emissionen von Propiconazol und Tebuconazol verursachten Umweltbelastungspunkte sind sehr niedrig. Bei den Ökofaktoren für Pflanzenschutzmittel in Böden, so wie sie zur Bewertung der Nutzungsphase von Baustoffen verwendet wurden, ist die Umweltbelastung durch die Emission von Permethrin vergleichsweise niedrig und das Ergebnis wird vor allem durch die Emissionen von Propiconazol und Tebuconazol geprägt.

Tabelle 16: Anstrich mit Holzschutzmitteln

| Wirkstoff | Emission [g/m ²] | Nutzungsphase TGK [UBP/m ²] | Nutzungsphase USEtox [UBP/m ²] | Nutzungsphase Studie 2014 [UBP/m ²] |
|--------------|------------------------------|---|--|---|
| Propiconazol | 0.05 | 1 | 1 | 145 |
| Tebuconazol | 0.05 | 8 | 4 | 75 |
| Permethrin | 0.05 | 17'133 | 61 | 9 |
| | 0.15 | 17'142 | 66 | 229 |

11 Diskussion der vorgeschlagenen Methode

11.1 Eignung der Methode

Die entwickelte Methode eignet sich zur Bestimmung von Ökofaktoren für Pestizide in Gewässern nach ökotoxikologischen Kriterien. Nebst den Bioziden können mit der Methode auch Emissionen von Pflanzenschutzmitteln bewertet werden, welche in der vorliegenden Studie nur summarisch untersucht wurden. Zur Einschätzung der Toxizität der Wirkstoffe wurden die derzeit aktuellen Erkenntnisse aus der Forschung in der Schweiz und Europa berücksichtigt. Aufgrund dieser Untersuchungen sind Pestizide in Gewässern als Mikroverunreinigung relevant. Im Vergleich zu den bestehenden Ökofaktoren für Pflanzenschutzmittel basiert der hier unterbreitete Vorschlag auf ökotoxikologisch hergeleiteten Charakterisierungsfaktoren. Bestehende Datenlücken in der Charakterisierung nach der Methode der toxischen Grenzkonzentrationen werden in naher Zukunft durch die Bestrebungen zur Neuzulassung aller Wirkstoffe auf europäischer Ebene sukzessive geschlossen werden. Im Unterschied zu den bisher entwickelten Ökofaktoren für organische und ökotoxisch auffällige Substanzen (Pflanzenschutzmittel, organische Stoffe, hormonaktive Substanzen, persistente organische Schadstoffe) berücksichtigt der Vorschlag zur Bewertung der Pestizidemissionen in Gewässern die Abbaubarkeit der Wirkstoffe in der Natur explizit. Die hier erarbeiteten Ökofaktoren sind eine sinnvolle Ergänzung zu den bereits bestehenden Faktoren für diverse Umwelteinwirkungen, die im Rahmen der Methode der ökologischen Knappheit entwickelt wurden (Frischknecht et al., 2013).

Unabhängig von der gewählten Methode ist die Berechnung der Ökofaktoren für Pestizide mit diversen Unsicherheiten behaftet, welche in den folgenden Abschnitten genauer erörtert werden. Sie betreffen die Ermittlung der Verbrauchsmengen, der Emissionen, die Einschätzung der Toxizität der Wirkstoffe sowie die Festlegung einer akzeptablen Pestizidbelastung für Gewässer.

11.2 Datengrundlagen

Zur Ermittlung der Verbrauchsmengen von Bioziden konnten Daten aus zwei Studien verwendet werden, die sich in ihrer Aktualität unterscheiden. Im Projekt BIOMIK (Bürgi et al., 2007) wurden die Verbräuche pro Produktart sowie für ausgewählte Wirkstoffe spezifisch untersucht. Wie die Aktualisierung der Daten einiger Produktarten aus dem Jahr 2013 (Burkhardt et al., 2013) zeigt, wurden die Verbrauchsmengen in der älteren Untersuchung teilweise deutlich höher eingeschätzt. Es ist möglich, dass sich die Verbrauchsmengen gewisser Wirkstoffe über die Jahre verändert haben oder überschätzt wurden. Diverse Wirkstoffe, für die einst Verbräuche ermittelt wurden, sind heute nicht mehr zugelassen, wobei gleichzeitig neue da-

zugekommen sind. Die Daten aus den oben erwähnten Studien sind die einzig verfügbaren für Verbrauchsmengen in der Schweiz. Für mehrere Wirkstoffe in der vorliegenden Studie waren keine Verbrauchsmengen bekannt. Diese mussten mittels einer vereinfachten Methode abgeschätzt werden (siehe Kapitel 6.1.1). Für den Verbrauch von Pflanzenschutzmitteln wurde in erster Näherung nur ein wirkstoffübergreifender Gesamtverbrauch berücksichtigt (siehe Kapitel 6.2.1).

11.3 Charakterisierungsmethode

Je nach gewählter Charakterisierungsmethode ergeben sich unterschiedliche Charakterisierungsfaktoren. Die Korrelation zwischen den Charakterisierungsfaktoren kann im Streudiagramm in Abbildung 3 graphisch nachvollzogen werden. Es wird ersichtlich, dass zahlreiche Wirkstoffe in der einen Charakterisierungsmethode deutlich strenger bewertet werden als in der anderen. In Abbildung 3 fallen die horizontale Punktschar bei einem Wert von 274 für den Charakterisierungsfaktor nach USEtox und die vertikale Punktschar bei einem Wert von 1'080 für den Charakterisierungsfaktor nach toxischen Grenzkonzentrationen (TGK) auf. Bei beiden Punktscharen handelt es sich um Wirkstoffe, für die kein spezifischer Charakterisierungsfaktor vorliegt. Diese Wirkstoffe erhalten den Median der USEtox-Charakterisierungsfaktoren zugewiesen, respektive die toxische Grenzkonzentration nach GSchV von 0.1 µg/l. Da die Wirkstoffe ohne spezifische Charakterisierungsfaktoren in den beiden Charakterisierungsmethoden nicht übereinstimmen, streuen sie nach der jeweils anderen Methode über praktisch die gesamte Bandbreite der Charakterisierungsfaktoren.

Die eingezeichnete Linie in Abbildung 3 zeigt die angepasste lineare Regressionsgerade nach der Methode der kleinsten Quadrate nach Gauss. Für den Zusammenhang wird der Korrelationskoeffizient im Quadrat (R^2) dargestellt. Es zeigt sich, dass von keinem linearen Zusammenhang zwischen den Charakterisierungsfaktoren gesprochen werden kann.

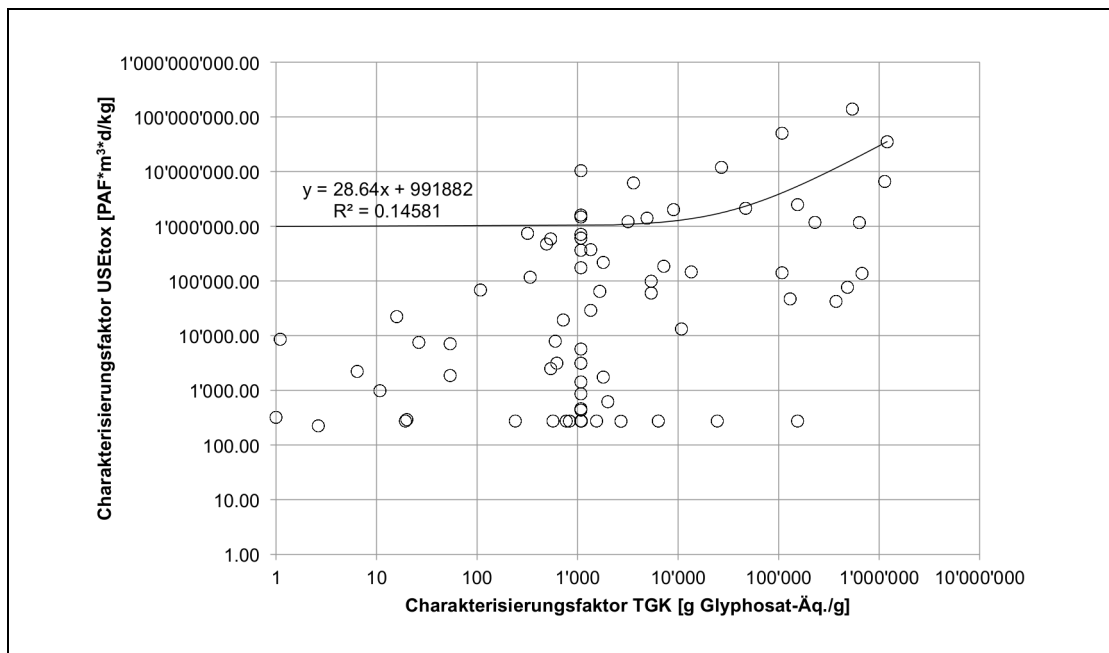


Abbildung 3: Korrelation Charakterisierungsfaktoren

Mit der fortschreitenden Neubeurteilung der Biozide und der Weiterentwicklung des USEtox-Modells kann damit gerechnet werden, dass eine zunehmende Zahl von Wirkstoffen mit spezifischen Charakterisierungsfaktoren abgebildet werden kann. In Abbildung 4 soll die Korrelation nur derjenigen Wirkstoffe betrachtet werden, für die nach beiden Charakterisierungsmethoden spezifische Charakterisierungsfaktoren vorliegen. Dies ist für 49 oder knapp die Hälfte der stabilen Wirkstoffe der Fall. Dieser Vergleich erlaubt eine bessere Abschätzung der Unterschiede, die sich aus der Wahl des Charakterisierungsmodells ergeben. Aus der graphischen Darstellung wird scheinbar qualitativ ersichtlich, dass es einen gewissen Zusammenhang zwischen den Charakterisierungsmodellen gibt. Die Punktwolke zeigt eine Tendenz, der Diagonalen von links unten nach rechts oben zu folgen. Dieser scheinbare Zusammenhang ist jedoch trügerisch, da die Darstellung in Abbildung 4 doppelt logarithmisch erfolgt. Der gesuchte lineare Zusammenhang würde der eingezeichneten Regressionskurve folgen. Der Korrelationskoeffizient im Quadrat (R^2) für die lineare Regression ist entsprechend klein und es kann von keinem linearen Zusammenhang zwischen den Charakterisierungsfaktoren gesprochen werden.

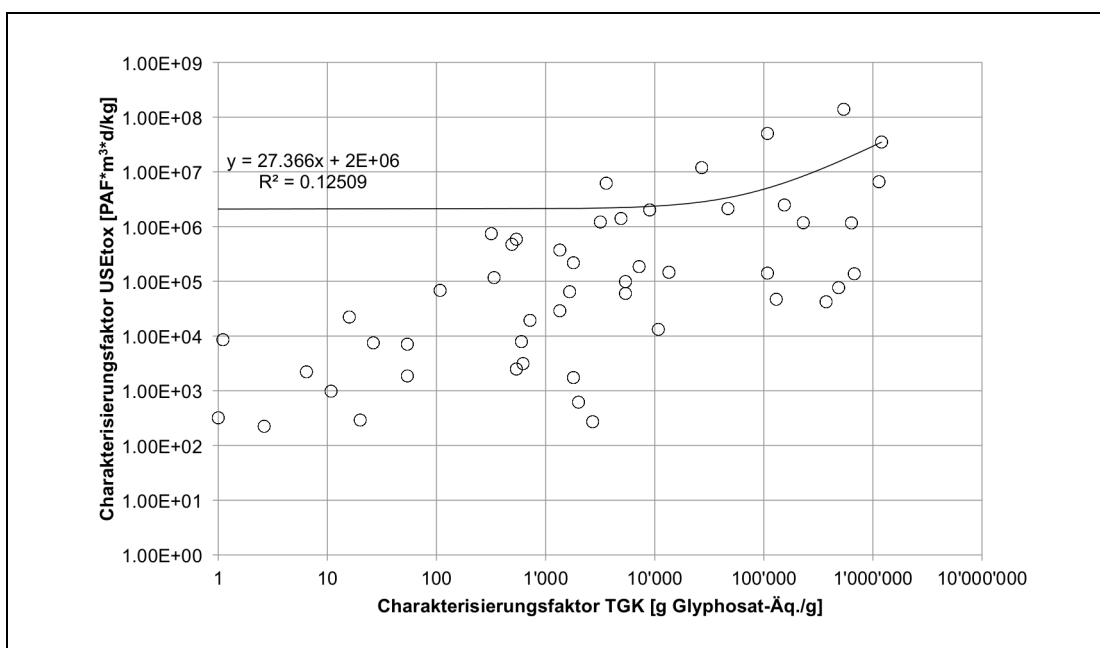


Abbildung 4: Korrelation Charakterisierungsfaktoren

Da die berechneten Ökofaktoren der Wirkstoffe proportional zu den Charakterisierungsfaktoren sind, liefern die beiden Ansätze stark voneinander abweichende Ergebnisse.

Beide Charakterisierungsmethoden zeigen eine starke Streuung für relativ wenige Wirkstoffe nach oben. Dies wird auch aus dem Vergleich von Median und Mittelwert deutlich. Der Median liegt für beide Charakterisierungen deutlich unter dem Mittelwert, wie aus Tabelle 17 ersichtlich wird. Für die Charakterisierung nach USEtox liegt der Median sogar sehr nahe beim Minimum. Das bedeutet, dass die Hälfte der Ökofaktoren auf oder nur unwesentlich über dem Minimum liegt.

Tabelle 17: Maximum, Minimum, Median und Mittelwert der UBP

| Statistisches Mass | Charakterisierung TGK | Charakterisierung USEtox |
|--------------------|-----------------------|--------------------------|
| Maximum | 1'789'451 | 143'792 |
| Minimum | 0.85 | 0.23 |
| Median | 871 | 0.28 |
| Mittelwert | 52'035 | 1'697 |

Die Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox sind das Ergebnis der Berechnung der Stoffverteilung in den simulierten Umweltkompartimenten des USEtox-Modells, integriert über die Zeit. Daraus ergibt sich dann eine Wirkstoff-Konzentration im Frischwasser, die mit der Konzentration ohne Effekt (no Effect concentration NOEC) verglichen wird. Aus diesem Verhältnis wird dann der Anteil potentiell betroffener Organismen hergeleitet. Das USEtox-Modell verlangt für jeden Wirkstoff eine Anzahl physikalischer, chemischer und toxikologischer Parameter, um daraus die Verteilung in die simulierten Umweltkompartimente zu berechnen und die toxische Wirkung abzuschätzen. Zur Bewertung des Charakterisierungsfaktors einer konkreten

Substanz müssten diese Parameter detailliert analysiert werden, deren Herleitung ergründet und die Berechnung des Charakterisierungsfaktors nachvollzogen werden. Diese Arbeit kann im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht geleistet werden.

11.4 Verbrauchsmengen

Zu den Verbrauchsmengen der Biozide sind entweder Abschätzungen aus (Bürgi et al., 2007) und (Burkhardt et al., 2013) bekannt (in der Tabelle 18 zu Projekt Biomik zusammengefasst) oder sie mussten aus abgeschätzten Verbrauchsmengen für gesamte Produktarten aus denselben Quellen hergeleitet werden (siehe dazu Kap. 6.1.1). In Tabelle 18 wird die Anzahl Wirkstoffe ausgewiesen, für die Verbrauchsmengen in den Quellen ausgewiesen wurden, sowie die Anzahl Wirkstoffe, für die die Verbrauchsmengen in dieser Studie abgeschätzt wurden. Die Verbrauchsmengen nicht mehr zugelassener Wirkstoffe wurden auf Null gesetzt und für lineare Alkylammoniumverbindungen (QAV) waren die Verbrauchsmengen der Gruppe aus (Morf et al., 2007) bekannt. Aus Tabelle 18 geht weiter hervor, dass die Abschätzung der Wirkstoffmengen aus den Produktarten für den grössten Teil der Wirkstoffe angewendet werden musste, die auch den grössten Anteil an der Verbrauchsmenge ausmachen. Somit ergeben sich bei den Verbrauchsmengen zahlreicher relevanter Wirkstoffe bereits erhebliche Unsicherheiten. Für die wichtigsten Wirkstoffe wird die Herleitung der Verbrauchsmengen im Kapitel 11.7 einzeln ausgewiesen.

Tabelle 18: Anzahl und Verbrauchsmengen der Wirkstoffe in Bioziden nach Herleitung

| Klassierung | Anzahl | Verbrauchsmenge [kg/a] |
|---|--------|------------------------|
| Wirkstoffe bekannt aus Biomik | 20 | 77'272 |
| Wirkstoffe geschätzt aus PA Biomik | 63 | 326'652 |
| Wirkstoffe ohne Zulassung | 21 | 0 |
| Lineare Alkylammoniumverbindungen (QAV) | 1 | 131'456 |

11.5 Emissionen

Zur Berechnung der Emissionen in Oberflächengewässer waren mehrere Annahmen erforderlich:

- Der Abbau der Wirkstoffe in Biozidprodukten, bevor sie über die ARA oder direkt in Gewässer emittiert werden, konnte nur mit dem aus BIOMIK (Bürgi et al., 2007) übernommenen Ansatz grob abgeschätzt werden. In Abhängigkeit von den Produktarten beträgt der Abbau 0 % oder 50 %.
- In einem ähnlich vereinfachten Ansatz wurde der Anteil der Emissionen abgeschätzt, der in die ARA gelangt. Hier wurde von einem Anteil von 0 %, 25 %, 50 %, 75 % oder 100 % ausgegangen, abhängig davon in welcher Produktart der Wirkstoff eingesetzt wird.
- Nur für gewisse Wirkstoffe war die Eliminationsrate in der ARA aus Messresultaten bekannt. Für alle anderen Wirkstoffe mussten die Eliminationsraten in der ARA vom K_{OC} -Wert abgeleitet werden (siehe Kapitel 6.1.3). Dabei wird

von mehreren möglichen Eliminationsmechanismen nur die Adsorption eines Wirkstoffs am Klärschlamm berücksichtigt.

- Die Emissionen der Pflanzenschutzmittel konnten im Rahmen des Projekts nur überschlagsmässig abgeschätzt werden.

Die verschiedenen Abschätzungen verursachen grössere Unsicherheiten bei der Berechnung des aktuellen Flusses und des Normierungsflusses.

11.6 Zuverlässigkeit der berechneten Flüsse

11.6.1 Aktueller Fluss

Die Zuverlässigkeit des aktuellen Flusses hängt zuerst und hauptsächlich von der Zuverlässigkeit der berechneten Emissionen der Wirkstoffe in Oberflächengewässer ab. Diese wurden aus den Verbrauchsmengen der Wirkstoffe abgeleitet, über die bereits nur unvollständige Informationen verfügbar sind (siehe dazu Kapitel 0). Die nötigen Annahmen zur Emissionsabschätzung führen einen weiteren, schwer quantifizierbaren Fehler ein. Eine stringente Fehlerrechnung ist hier nicht möglich. Die Zuverlässigkeit wird deshalb qualitativ abgeschätzt, durch Darstellung der Anteile der Wirkstoffe am aktuellen Fluss, gegliedert nach verschiedenen Kriterien.

Die Darstellung in Abbildung 5 zeigt die Anteile der Emissionen in die Oberflächengewässer in Kilogramm, gegliedert nach der Herleitung der Verbrauchsmengen. Die Klassierung der Verbrauchsmengen wird in Kapitel 0 erläutert. Die berechneten Gesamtemissionen in die Oberflächengewässer werden zu 85 % durch Wirkstoffe verursacht, für die keine spezifischen Verbrauchsmengen vorliegen. Während die Qualität der Summe aller so abgeschätzten Wirkstoffverbräuche der Qualität der Verbrauchsmengen der Produktarten in der Quelle entspricht, sind die Wirkstoffbezogenen Unsicherheiten erheblich grösser. Das liegt primär daran, dass Unterschiede in der Dosierung zwischen verschiedenen Wirkstoffen nicht bekannt sind und nicht in die Abschätzung der Verbrauchsmengen einfliessen konnten. Zumindest für die Wirkstoffe mit hohen Anteilen am Gesamtfluss sollte eine Wirkstoffspezifische Abschätzung der Verbrauchsmengen angestrebt werden.

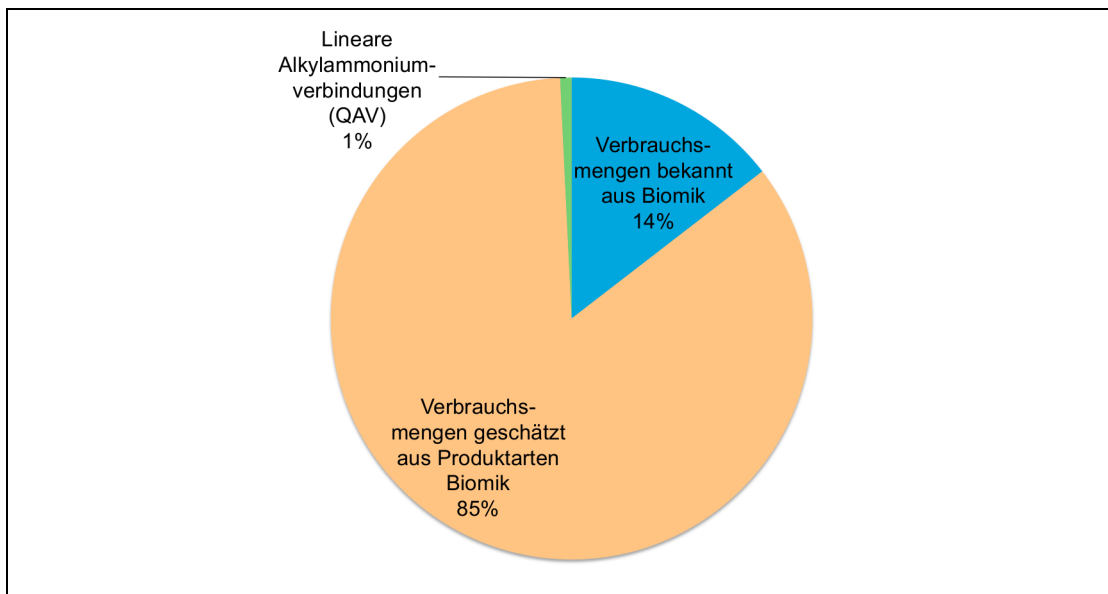


Abbildung 5: Emissionen in Oberflächengewässer, nach Herleitung der Verbrauchsmengen

Der aktuelle Fluss berechnet sich aus den charakterisierten Emissionen in die Oberflächengewässer. Somit unterscheidet er sich in Grösse und Zusammensetzung je nach angewandeter Charakterisierungsmethode. Die weiteren Betrachtungen werden deshalb zunächst für den aktuellen Fluss charakterisiert mit der Methode der toxischen Grenzkonzentrationen und danach charakterisiert nach USEtox vorgenommen.

In Abbildung 6 wird der Anteil der Wirkstoffe am charakterisierten aktuellen Fluss in [kg Glyphosat-Äq.] mit spezifischen Charakterisierungsfaktor dem Anteil ohne spezifischen Charakterisierungsfaktor gegenübergestellt. Wirkstoffe mit spezifischem Charakterisierungsfaktor sind Wirkstoffe, für die entweder ein PNEC oder ein chronisches Qualitätskriterium recherchiert werden konnte. Wie die Tortengrafik zeigt, sind knapp über drei Viertel der Wirkstoffe mit spezifischen Faktoren charakterisiert, was einer guten Abdeckung der Wirkstoffe durch toxikologische Kennzahlen entspricht. Für die Wirkstoffe mit dem grössten Anteil an den Emissionen ist eine Charakterisierung durch spezifische Faktoren anzustreben, siehe dazu auch das Kapitel 11.7.

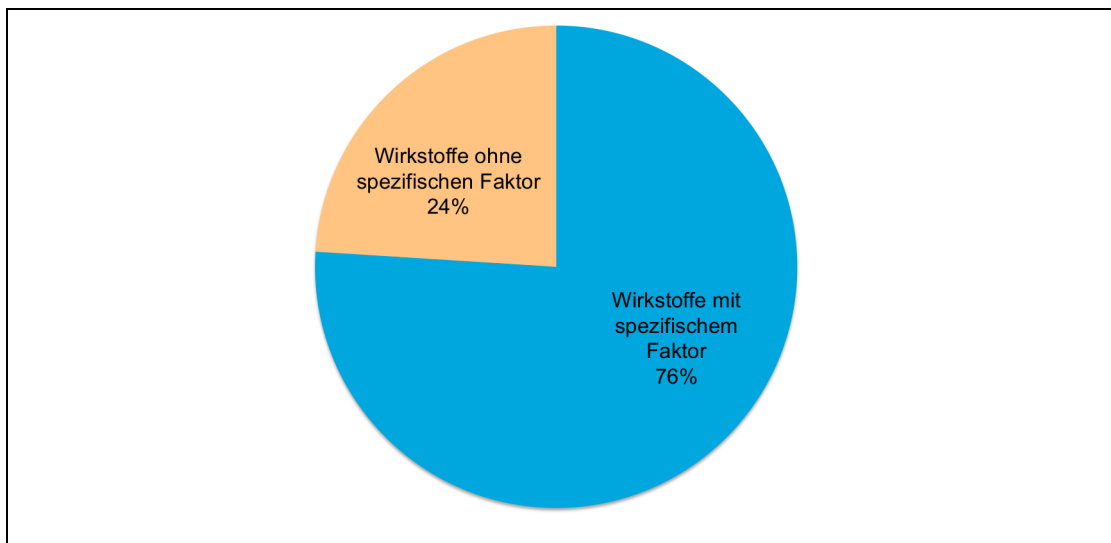


Abbildung 6: Aktueller Fluss mit Charakterisierung nach TGK, Anteil der Wirkstoffe mit spezifischem Charakterisierungsfaktor

In Abbildung 7 wird der Anteil der Wirkstoffe am charakterisierten aktuellen Fluss in $[PAF \cdot m^3 \cdot d / kg]$ dargestellt. Wirkstoffe mit spezifischem Charakterisierungsfaktor sind in diesem Fall Wirkstoffe, für die das USEtox-Modell einen Charakterisierungsfaktor für Emissionen in Gewässer bereitstellt, die durch das USEtox-Team als empfohlen gekennzeichnet wurde. Spezifische Faktoren interim wurden durch das USEtox-Team als solche bezeichnet (USEtox Team, 2015). Wie die Tortengrafik zeigt, konnte praktisch der gesamte Fluss mit spezifischen Charakterisierungsfaktoren abgebildet werden.

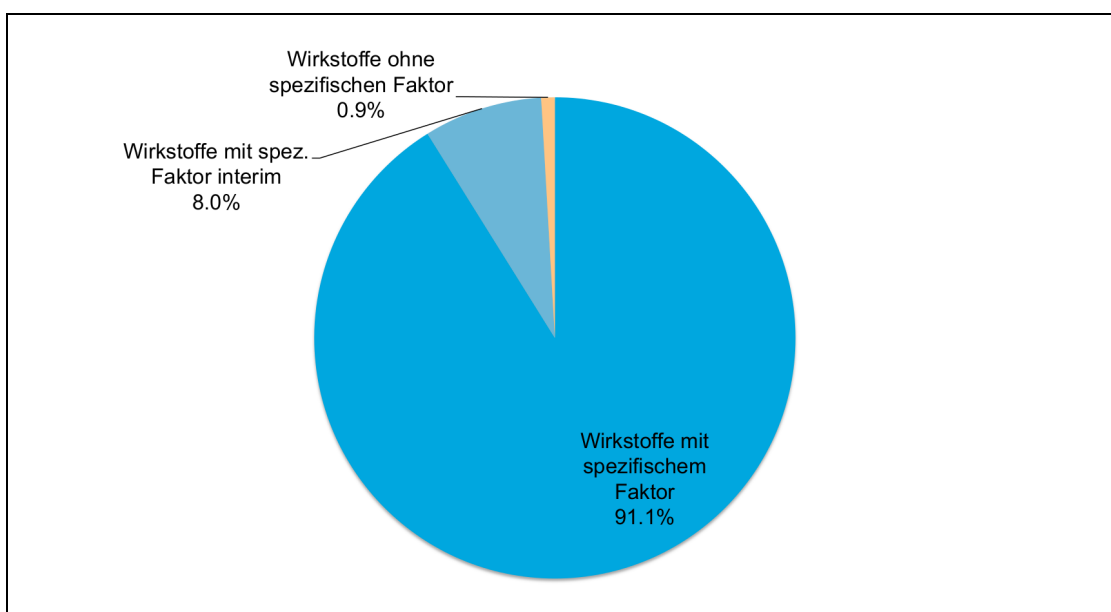


Abbildung 7: Aktueller Fluss mit Charakterisierung nach USEtox, Anteil der Wirkstoffe mit spezifischem Charakterisierungsfaktor

Eine weitere Auswertung zeigt den Anteil der Pflanzenschutzmittel am aktuellen Fluss, erneut getrennt nach Charakterisierungsmethode. Da der aktuelle Fluss aus Pflanzenschutzmitteln über eine sehr vereinfachende Annahme abgeschätzt wurde, ist er äusserst unsicher (siehe dazu 6.2.2). Für die Charakterisierung nach TGK beträgt der Anteil der Pflanzenschutzmittel verschwindend geringe 0.2 % (Abbildung 10). Für die Pflanzenschutzmittel wurde in dieser Arbeit der Mittelwert der ermittelten toxischen Grenzkonzentrationen für Biozide eingesetzt. Auch bei einer Charakterisierung nach USEtox ist der Anteil der Pflanzenschutzmittel am aktuellen Fluss gering. Er beträgt nur 0.8 %, wie aus Abbildung 11 ersichtlich wird. Für die Charakterisierung nach USEtox konnte der Median aus 50 Charakterisierungsfaktoren für Pflanzenschutzmittel verwendet werden (siehe Kapitel 7.2 und Anhang B.4).

11.6.2 Kritischer Fluss

Die Berechnung des kritischen Flusses aus einer kritischen Konzentration mal dem gesamten Abfluss der Schweiz ist eine grobe Vereinfachung. Sie geht von einer vollständigen Durchmischung der Pestizide im gesamten Abfluss aus und lässt damit insbesondere zwei wichtige Punkte ausser Acht:

- Einleitungen erfolgen über einen relativ kleinen Teil des gesamten Abflussvolumens. Abwassereinleitungen, Abflüsse nach Regenereignissen aus Siedlungsgebieten und erhöhte Abflüsse nach der Applikation von Pflanzenschutzmitteln betreffen jeweils bestimmte Abschnitte von Gewässern oder bestimmte Zeiträume. Falls der berechnete kritische Fluss für die Schweiz ausgeschöpft wird, ist dadurch lokal mit Konzentrationen über dem Grenzwert zu rechnen.
- Pestizide werden in Gewässern unterschiedlich rasch abgebaut. Für die meisten Pestizide sind die bekannten Abbauprodukte deutlich weniger toxisch als die Ausgangsstoffe selbst. Zudem adsorbieren Pestizide mit unterschiedlicher Präferenz an Feststoffen. Abbau und Adsorption sorgen also dafür, dass die Pestizide fortlaufend aus dem Gewässer entfernt werden. Wenn nun dasselbe Pestizid einmal weiter flussaufwärts und dann wieder weiter flussabwärts eingetragen wird, wird die weiter oben eingetragene Menge an der unteren Eintragsstelle bereits teilweise bis vollständig abgebaut sein. Somit werden die Konzentrationen im Gewässer unter dem Grenzwert liegen, auch wenn der berechnete kritische Fluss für die Schweiz ausgeschöpft wird.

Die beiden Vernachlässigungen sind in ihrem Effekt auf die Konzentration gegenläufig. Wie gross der jeweilige Beitrag zur Erhöhung oder Verminderung der Konzentration im Gewässer ist, lässt sich ohne umfangreiche Studien kaum eruieren. Im Rahmen dieser Arbeit muss die qualitative Betrachtung leider genügen. Wir gehen als Arbeitshypothese davon aus, dass der Abbaueffekt überwiegt und wir mit der vorgenommenen Berechnung des kritischen Flusses eher eine konservative Abschätzung vornehmen.

Der gewählte Ansatz zur Berechnung des kritischen Flusses berücksichtigt die Konzentrationen der Einzelstoffe. Es findet keine Bewertung der integrierten Wirkung der Gesamtkonzentration aller Wirkstoffe statt. Eine solche Bewertung ist methodisch schwierig umzusetzen, da sich die toxischen Wirkmechanismen der einzelsubstanzen unterscheiden können. Nicht alle spezifischen Wirkungen sind additiv zu den Wirkungen anderer Wirkstoffe. Dennoch steht ausser Frage, dass solche

vorhanden sind. Im gewählten Ansatz addieren sich die kritischen Flüsse der Einzelstoffe zum kritischen Fluss über alle Wirkstoffe. Dieser steigt somit mit zunehmender Anzahl Wirkstoffe an.

Im Falle der Charakterisierung nach toxischen Grenzkonzentrationen wird der kritische Fluss für jeden Wirkstoff gleich gross. Er berechnet sich pro Wirkstoff auf 4'415 Tonnen Glyphosat-Äq./a. Der Anteil der Pflanzenschutzmittel entspricht somit der Anzahl stabiler Wirkstoffe in Pflanzenschutzmittel im Verhältnis zur Anzahl der Wirkstoffe in Bioziden (Abbildung 8).

Anders verhält es sich im Falle der Charakterisierung mittels USEtox-Faktoren. Da die erlaubte Jahresfracht pro Wirkstoff aus der toxischen Grenzkonzentration abgeleitet wird, die dann mit den Charakterisierungsfaktoren aus USEtox multipliziert wird, ergeben sich je nach Wirkstoff unterschiedliche kritische Flüsse in $[PAF \cdot m^3 \cdot d / kg]$. Dies stellt die Zulässigkeit der Charakterisierung nach USEtox insgesamt in Frage. Da sich die charakterisierten Flüsse auf ein Wirkungsäquivalent beziehen, sollten sie für alle Wirkstoffe gleich gross sein. Vor einer Anwendung dieser Charakterisierungsmethode in der Methode der ökologischen Knappheit sollte der gewählte Ansatz zur Berechnung des kritischen Flusses kritisch geprüft werden. Wie Abbildung 8 zeigt, tragen Pflanzenschutzmittel rund ein Viertel zum kritischen Fluss nach USEtox bei.

Der Anteil der Pflanzenschutzmittel am kritischen Fluss ist massiv höher als beim aktuellen Fluss. Als Ursache kommen mehrere Gründe in Frage. Die Emissionen der Pflanzenschutzmittel wie auch die Charakterisierung basieren auf sehr pauschalen Annahmen und müssten für eine definitive Aussage detaillierter ausgearbeitet werden.

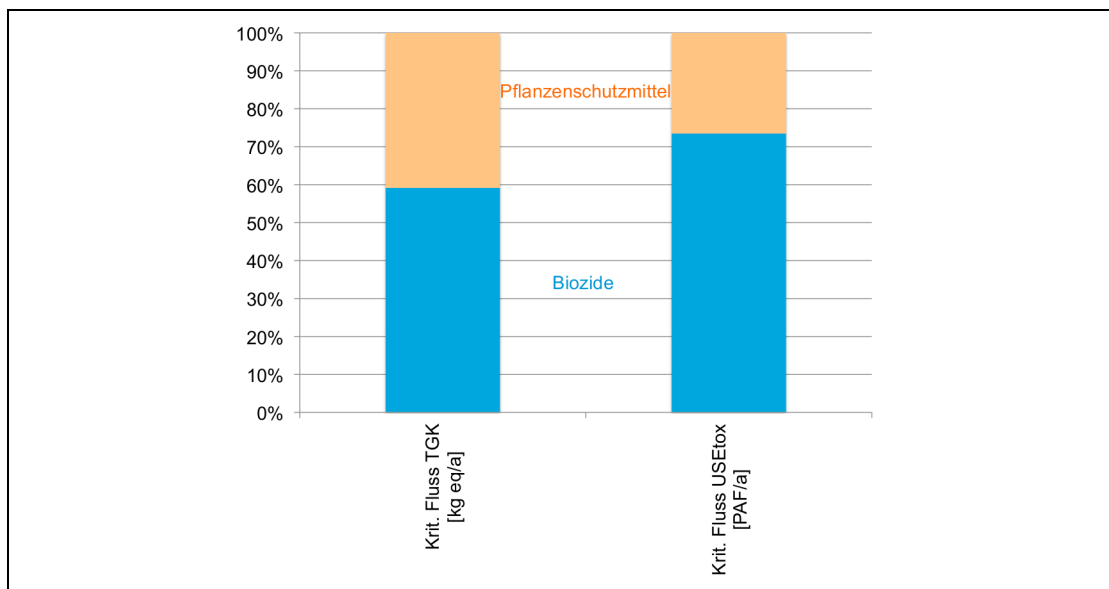


Abbildung 8: Anteile der Biozide und Pflanzenschutzmittel am kritischen Fluss

Auch in der folgenden Auswertung der Anteile am kritischen Fluss nach wirkstoff-spezifischen und -unspezifischen Charakterisierungsfaktoren ist das Verhältnis im Falle der Charakterisierung nach toxischen Grenzkonzentrationen proportional zur

Anzahl Wirkstoffe in beiden Kategorien. Für diese Auswertung (Abbildung 9) wurden die Pflanzenschutzmittel der Kategorie der Wirkstoffe ohne spezifischen Faktor angerechnet. Zwar liegt der Anteil Wirkstoffe ohne spezifischen Faktor in der Methode der toxischen Grenzkonzentration höher. Wie bereits im obigen Abschnitt erläutert, ist der kritische Fluss jedoch für jeden Wirkstoff gleich gross. Somit ändert sich am kritischen Fluss nichts, wenn sich die toxischen Grenzkonzentrationen der Wirkstoffe ändern. Der Anteil der Wirkstoffe ohne spezifischen Faktor ist für die Methode der toxischen Grenzkonzentration also bedeutungslos. Im Falle der Charakterisierung nach USEtox ist rund die Hälfte der spezifischen Faktoren im USEtox-Modell als "interim" gekennzeichnet. Diese werden im Balken hellblau dargestellt. Mit der Charakterisierung nach USEtox hängt der Beitrag jedes Wirkstoffs zum kritischen Fluss von der Grösse des Charakterisierungsfaktors ab, womit die Wirkstoffe ohne spezifischen Charakterisierungsfaktor eine zusätzliche Unsicherheit in die Berechnung des kritischen Flusses einführen.

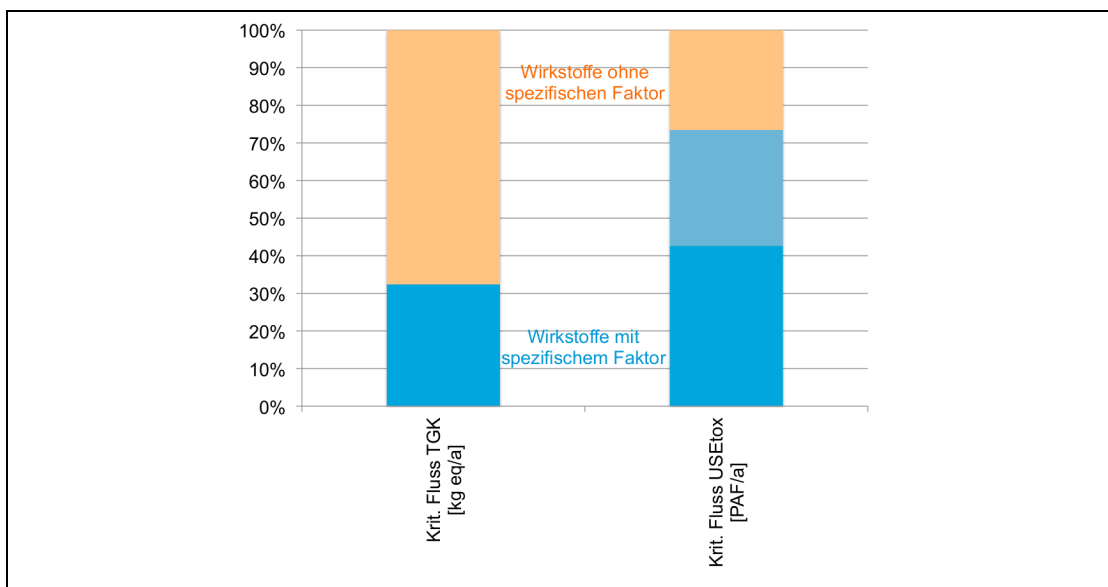


Abbildung 9: Kritischer Fluss, Anteil der Wirkstoffe mit spezifischem Charakterisierungsfaktor

11.7 Dominante Wirkstoffe

Die Auswertung der aktuellen Flüsse nach den Anteilen der Wirkstoffe zeigt, dass nach beiden Charakterisierungsmethoden fünf Wirkstoffe identifiziert werden können, die mehr als zwei Drittel, im Falle der Charakterisierung nach USEtox sogar mehr als 90 % des aktuellen Flusses ausmachen.

In Abbildung 10 werden die fünf Einzelstoffe mit den höchsten Anteilen am charakterisierten aktuellen Fluss in Glyphosat-Äq., die weiteren Biozide und die Pflanzenschutzmittel ausgewiesen. Alleine Permethrin trägt etwas mehr als einen Drittel zum Gesamtfluss bei. Um die Güte der Flussberechnung einzustufen, wird in Tabelle 19 für die fünf wichtigsten Wirkstoffe ausgewiesen, ob die Verbrauchsmenge aus Biomik (Bürgi et al., 2007) plus Update (Burkhardt et al., 2013) bekannt war (stoffspezifisch) oder aus den Mengen der Produktarten abgeschätzt wurde, ob die Elimination in der Abwasserreinigungsanlage aufgrund einer bekannten stoffspezifischen Ab-

baurate aus (Abegglen et al., 2012) oder (Kupper et al., 2006), einer Interpolation aufgrund des K_{OC} der Substanz oder aufgrund einer Interpolation aus dem K_{OW} berechnet wurde. Zudem wird angegeben, ob der Charakterisierungsfaktor Wirkstoffspezifisch bekannt war oder auf dem Rückfallwert aus der GSchV basiert.

Im Falle der Charakterisierung mittels toxischer Grenzkonzentrationen wird fast die Hälfte des aktuellen Flusses durch die zwei Wirkstoffe Permethrin und Triclosan verursacht. Für Permethrin konnten durchgehend stoffspezifische Kennzahlen verwendet werden, während die Verbrauchsmenge von Triclosan aus den Verbrauchsmengen der Produktarten abgeschätzt werden musste (Tabelle 19). Der aktuelle Fluss für Permethrin kann also im Rahmen der allgemeinen Einschränkungen der gewählten Methode als gesichert gelten. Für Triclosan, wie auch für BDA und Cypermethrin könnte eine stoffspezifische Abklärung der Verbrauchsmenge die Zuverlässigkeit des Ergebnisses verbessern. Für BDA konnte weder die Verbrauchsmenge, noch die Abbaurate noch der Charakterisierungsfaktor aus stoffspezifischen Daten hergeleitet werden. Die Berechnung des aktuellen Flusses ist somit mit einer grossen Unsicherheit belastet.

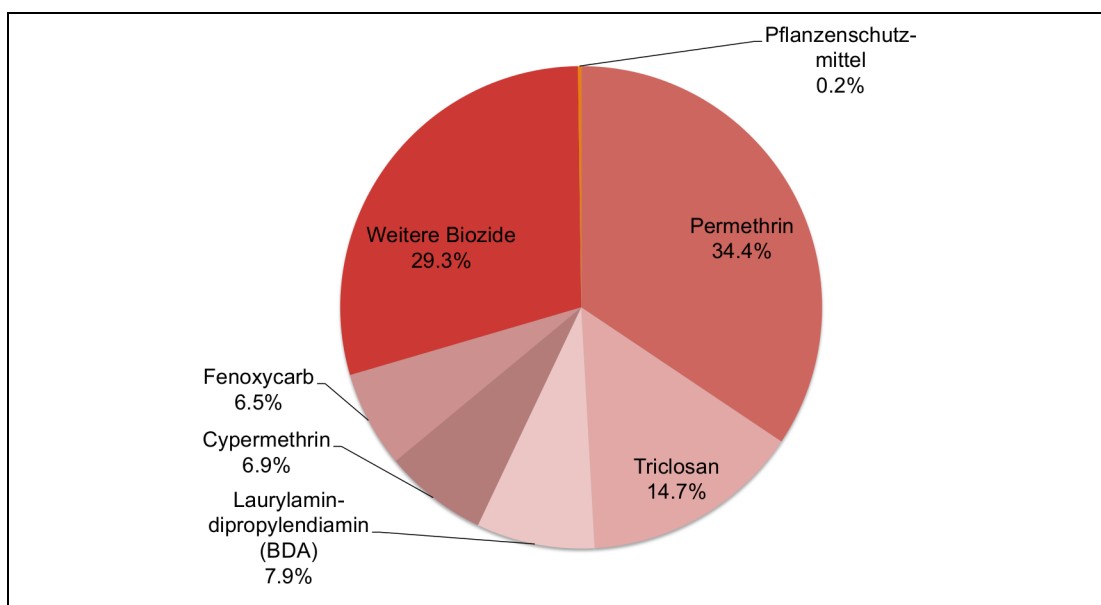


Abbildung 10: Aktueller Fluss mit Charakterisierung nach TGK, Anteile der bedeutendsten Wirkstoffe

Tabelle 19: Datengrundlagen zur Herleitung des aktuellen Flusses dominanter Wirkstoffe in Glyphosat-Äq.

| Wirkstoff | CAS-Nr. | Abschätzung der Verbrauchsmenge | Grundlage Abbaurate ARA | Herleitung Charakterisierungsfaktor [g Glyphosat-eq / g Wirkstoff] |
|------------|------------|---------------------------------|---|--|
| Permethrin | 52645-53-1 | stoffspezifisch | stoffspezifisch (Kupper et al., 2006) | Aus chronischem Qualitätskriterium |
| Triclosan | 3380-34-5 | Abschätzung aus Produktarten | stoffspezifisch (Abegglen et al., 2012) | Aus chronischem Qualitätskriterium |

| Wirkstoff | CAS-Nr. | Abschätzung der Verbrauchsmenge | Grundlage Abbaurrate ARA | Herleitung Charakterisierungsfaktor [g Glyphosat-eq / g Wirkstoff] |
|-----------------------------------|------------|---------------------------------|--------------------------|--|
| Laurylamin-dipropylendiamin (BDA) | 2372-82-9 | Abschätzung aus Produktarten | K _{ow} | Aus GSchV, Anh. 2, Ziff. 12, Abs. 5 |
| Cypermethrin | 52315-07-8 | Abschätzung aus Produktarten | K _{oc} | Aus PNEC Zulassungsdossier EU |
| Fenoxycarb | 79127-80-3 | stoffspezifisch | K _{ow} | Aus PNEC Zulassungsdossier EU |

Abbildung 11 stellt die Zusammensetzung des aktuellen Flusses dar, wenn die Charakterisierung über die Faktoren aus USEtox erfolgt. In dieser Herleitung wird Cypermethrin absolut dominant und trägt fast drei Viertel zum Gesamtfluss bei. Dies ist insofern problematisch, dass für diesen Wirkstoff keine stoffspezifischen Angaben zum Verbrauch und zum Abbauverhalten vorliegen. In Tabelle 20 werden erneut die Datengrundlagen zur Herleitung der wichtigen Kennzahlen für die Flussberechnung ausgewiesen. In der Spalte zur Herleitung des Charakterisierungsfaktors wird ausgewiesen, ob in USEtox ein stoffspezifischer Charakterisierungsfaktor vorhanden ist, oder ob der Median aller bekannter Charakterisierungsfaktoren verwendet wurde. Wie aus Tabelle 20 ersichtlich ist, stellt USEtox für alle dominanten Wirkstoffe stoffspezifische Charakterisierungsfaktoren bereit. Mit dieser Auswertung kann jedoch keine Aussage dazu getroffen werden, wie stoffspezifisch die Modellwerte in USEtox sind, die zur Berechnung der Charakterisierungsfaktoren verwendet wurden. Für Cypermethrin, Triclosan und Monolinuron könnte eine wirkstoffspezifische Abklärung der Verbrauchsmengen die Zuverlässigkeit des Ergebnisses verbessern.

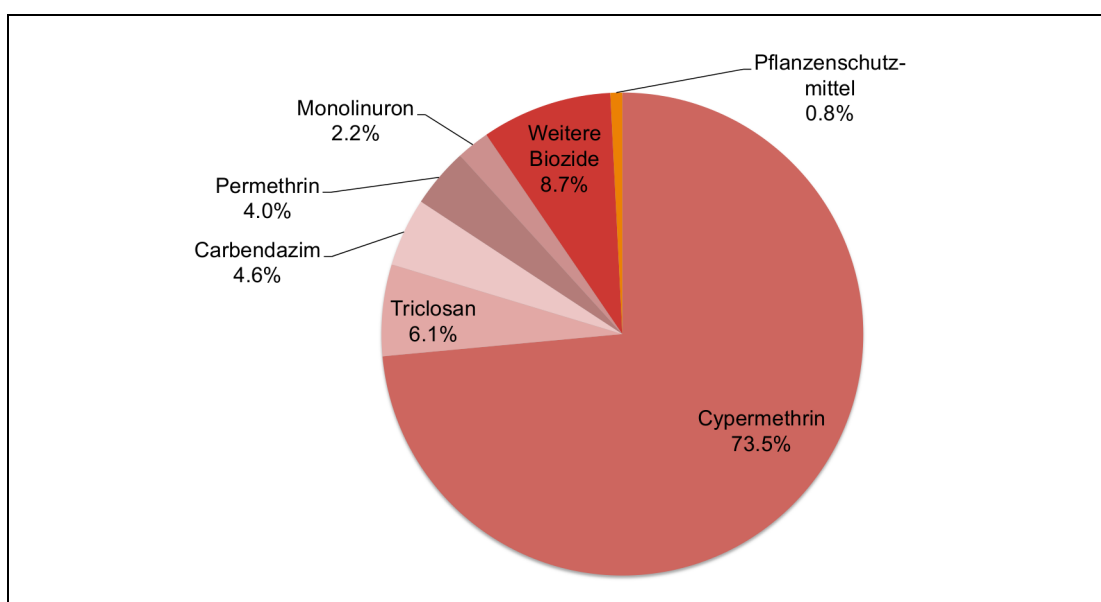


Abbildung 11: Aktueller Fluss mit Charakterisierung nach USEtox, Anteile der bedeutendsten Wirkstoffe

Tabelle 20: Datengrundlagen zur Herleitung des aktuellen Flusses dominanter Wirkstoffe mit USEtox-Faktoren

| Wirkstoff | CAS-Nr. | Abschätzung der Verbrauchsmenge | Grundlage Abbaurates ARA | Herleitung Charakterisierungsfaktor [PAF*m ³ *d/kg] |
|--------------|------------|---------------------------------|---|--|
| Cypermethrin | 52315-07-8 | Abschätzung aus Produktarten | K _{OC} | stoffspezifisch |
| Triclosan | 3380-34-5 | Abschätzung aus Produktarten | stoffspezifisch (Abegglen et al., 2012) | stoffspezifisch |
| Carbendazim | 10605-21-7 | stoffspezifisch | stoffspezifisch (Abegglen et al., 2012) | stoffspezifisch |
| Permethrin | 52645-53-1 | stoffspezifisch | stoffspezifisch (Kupper et al., 2006) | stoffspezifisch |
| Monolinuron | 1746-81-2 | Abschätzung aus Produktarten | K _{OC} | stoffspezifisch |

Interessant ist auch die Frage, ob diese dominanten Wirkstoffe gemäss den Annahmen in dieser Studie vor allem als diffuse Einträge oder vor allem als Einträge über die Abwasserreinigungsanlagen in die Oberflächengewässer gelangen. Diese Frage kann derzeit nur für die Wirkstoffmenge beantwortet werden, die in Bioziden eingesetzt wird, da für Pflanzenschutzmittel keine Einzelstoffbetrachtung vorliegt. Tabelle 21 zeigt, dass die dominanten Wirkstoffe mehrheitlich als diffuse Emissionen in die Umwelt gelangen. Das in der Charakterisierung nach USEtox mit Abstand dominierende Cypermethrin sogar fast vollständig.

Tabelle 21: Anteil der Emissionen in kg, der über die ARA in die Oberflächengewässer gelangt

| CAS-Nr. | Wirkstoff | Emissionen Oberflächengew. über ARA |
|------------|----------------------------------|-------------------------------------|
| 52645-53-1 | Permethrin | 10% |
| 3380-34-5 | Triclosan | 100% |
| 2372-82-9 | Laurylamindipropylendiamin (BDA) | 100% |
| 52315-07-8 | Cypermethrin | 3% |
| 79127-80-3 | Fenoxycarb | 12% |
| 10605-21-7 | Carbendazim | 58% |
| 1746-81-2 | Monolinuron | 100% |

11.8 Vergleich mit der Bewertung von Pflanzenschutzmitteln in MOEK 2013

Tabelle 22 zeigt ein Vergleich zwischen einigen Ökofaktoren für Emissionen in den Boden gemäss MOEK 2013 (Frischknecht et al., 2013) und den Ökofaktoren für die Emissionen derselben Wirkstoffe in Gewässer aus der vorliegenden Studie. Zum Beispiel wird Mecoprop-P, welches im Baubereich als Durchwurzelungsschutz in Bitumendachbahnen eingesetzt wird, bei einer Emission in den Boden mit einem höheren Ökofaktor (440 UBP/g) bewertet als bei einer Emission in Gewässer. Wobei die Bewertung mit dem Ökofaktor für Emissionen in Gewässer mit dem Ansatz der

Charakterisierung gemäss TGK (nicht toxische Grenzkonzentration) um mehr als einen Faktor zehn unter der Bewertung der Emission in den Boden liegt (34 UBP/g). Die Bewertung der Emissionen von Mecoprop-P in Gewässer mit dem Ansatz USEtox liegt deutlich unter 1 UBP/g. Diuron hingegen, ein Wirkstoff welcher häufig in Farben und Putzen mit Filmschutz eingesetzt wird, wird als Emission in Gewässer mit dem Ansatz TGK (6'111 UBP/g) als deutlich umweltbelastender bewertet als eine Emission in den Boden (180 UBP/g). Auch hier ergibt die Bewertung der Emissionen in Gewässer mit dem Ansatz USEtox einen deutlich tieferen Ökofaktor (42 UBP/g) als mit dem Ansatz TGK. Propiconazol, Tebuconazol und Permethrin sind im Baubereich häufig eingesetzte Holzschutzmittel. Nur die Emissionen von Permethrin in Gewässer, charakterisiert mit dem Ansatz TGK ergeben einen deutlich höheren Ökofaktor als äquivalente Emissionen in den Boden. Bei Propiconazol und Tebuconazol erhalten Emissionen in den Boden einen höheren Ökofaktor als Emissionen in Gewässer. Über alle Wirkstoffe in Tabelle 22 sind die Ökofaktoren für Emissionen in Gewässer charakterisiert mit dem Ansatz TGK deutlich höher als die Ökofaktoren von Emissionen in den Boden sowie die Ökofaktoren in Gewässer basierend auf der Charakterisierung mit USEtox.

Tabelle 22: Vergleich mit Ökofaktoren für Pflanzenschutzmittelemissionen in den Boden aus MOEK 2013

| Wirkstoff | CAS-Nr. | MOEK 2013 [UBP/g] | Pestizide TGK [UBP/g] | Pestizide USEtox [UBP/g] |
|--------------------|-------------|-------------------|-----------------------|--------------------------|
| Glyphosat | 1071-83-6 | 150 | 1.5 | 0.33 |
| Mecoprop-P | 16484-77-8 | 440 | 45 | 0.44 |
| Atrazin | 1912-24-9 | 360 | 270 | 91 |
| Boscalid | 188425-85-6 | 1'000 | 14 | 0.28 |
| Iprovalicarb | 140923-17-7 | 2'400 | 0.85 | 0.28 |
| Spiroxamine | 118134-30-8 | 800 | 5'400 | 0.28 |
| Methoxyfenozid | 161050-58-4 | 3'000 | 450 | 52 |
| Diflubenzuron | 35367-38-5 | 3'000 | 40'000 | 12'000 |
| Diuron | 330-54-1 | 180 | 8'100 | 62 |
| Fenoxycarb | 79127-80-3 | 1700 | 1'000'000 | 140 |
| alpha-Cypermethrin | 67375-30-8 | 35'000 | 1'800'000 | 36'000 |
| Propiconazol | 60207-90-1 | 2900 | 24 | 23 |
| Tebuconazol | 107534-96-3 | 1500 | 160 | 71 |
| Permethrin | 52645-53-1 | 180 | 340'000 | 1'200 |
| Dazomet | 533-74-4 | 1.1 | 0 | 0 |

11.9 Weitere Abklärungen für PSM

Damit die Ökofaktoren für Pestizidmissionen in Gewässer mit den Faktoren für Pflanzenschutzmittel ergänzt werden können, sind folgende weiteren Nachforschungen notwendig:

- Ermittlung von Wirkstoff-spezifischen Verbrauchsmengen pro Jahr: Daten sind beim Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) vorhanden, sind jedoch nicht öffentlich.

- Abschätzung der Emissionen: Es sind bereits Resultate aus Studien vorhanden, jedoch nur für einige Wirkstoffe. Die Emissionen für die meisten Wirkstoffe müssten mit einem geeigneten Modell ermittelt werden. Gemäss den Informationen der Autoren forscht agroscope in diesem Bereich.
- Bestimmung der toxischen Grenzkonzentrationen für die Wirkstoffe: Hier müssten vom oekotoxzentrum oder einer ähnlichen Forschungsinstitution noch Werte ermittelt werden. Die regulatorisch akzeptablen Konzentrationen (RAC) vom BLW können nicht verwendet werden (siehe Kapitel 7.1).

12 Fazit

Die vorliegende Studie hat für das weitere Vorgehen bei der Herleitung von Ökofaktoren für Pestizide wie auch für die Methode der ökologischen Knappheit an sich wichtige Erkenntnisse gebracht:

1. Beide im vorliegenden Bericht vorgeschlagenen Herleitungen von Ökofaktoren sind mit der Methode der ökologischen Knappheit konsistent. In der vorliegenden Untersuchung lag der Fokus auf den bioziden Wirkstoffen im nichtlandwirtschaftlichen Bereich. Die hier erarbeitete Methode kann jedoch ohne weiteres auf Pflanzenschutzmittel angewendet werden. Beide Herleitungen basieren auf der ökotoxikologischen Wirkung gegenüber der empfindlichsten Art. Im Unterschied dazu basiert der bestehende Ökofaktor für Pflanzenschutzmitteleinträge in den Boden alleine auf der Dosis-Wirkungsbeziehung gegenüber einem „Schädling“ in einer bestimmten landwirtschaftlichen Kultur und kann die Ökotoxikologie nicht hinreichend abbilden.
2. Ein Vergleich der Charakterisierungsfaktoren für Frischwasser-Ökotoxizität gemäss USEtox mit jenen welche aus toxischen Grenzkonzentrationen (TGK) abgeleitet wurden, ergibt für denselben Wirkstoff enorme Unterschiede. Von den zwei untersuchten Charakterisierungsmethoden führt die Charakterisierung mit USEtox zu deutlich tieferen Ökofaktoren. Die Gründe für diese zum Teil enorm grossen Unterschiede konnten im Rahmen der vorliegenden Studie nicht eruiert werden. Das liegt hauptsächlich am USEtox-Modell. Sensitivitätsanalysen im komplexen dynamischen Umweltkompartimentsmodell sind ausserordentlich aufwendig. Zuverlässigkeit und Unsicherheiten in den verwendeten Stoffdaten lassen sich nicht ohne umfangreiche Recherchen erkennen oder identifizieren. Die Gründe für die grossen Unterschiede sind auch deshalb so unverständlich, weil sich beide Methoden auf Konzentrationen im Gewässerökosystem abstützen, die keine negativen Wirkungen verursachen.
3. Das auf der toxischen Grenzkonzentration basierende Herleitungsmodell ist transparenter und berücksichtigt mit dem PNEC oder vergleichbaren Parametern verschiedene negative Wirkungen und kritische Merkmale im Gewässerökosystem. Es hat zudem einen offiziellen Charakter, da die meisten Daten aus den harmonisierten EU-Zulassungsdossier für Pestizide stammen.
4. Die hergeleiteten Ökofaktoren sind mit diversen Unsicherheiten behaftet. Die Eliminationsraten in der ARA sind für viele Wirkstoffe nicht bekannt und mussten aus einem Hilfsparameter abgeschätzt werden, die Ausbreitungsmodelle im nichtlandwirtschaftlichen Bereich müssten differenziert werden, die Verbrauchsmengen für viele Wirkstoffe (aktueller Fluss) sind nicht verfügbar. Die PNEC sind für viele Pestizide noch nicht offiziell hergeleitet worden. Auch im USEtox-Modell sind die Charakterisierungsfaktoren vieler biozider Wirkstoffe als vorläufig gekennzeichnet. Für alle Wirkstoffe ohne Grundlagendaten für die Charakterisierung mussten die Charakterisierungsfaktoren mit Annahmen abgeleitet werden.

5. Die Tatsache, dass bei beiden Methoden nur wenige Wirkstoffe zu einem grossen Teil der Gewässerbelastung beitragen, müsste verifiziert und analysiert werden. Die unsicheren Daten sollten einer umfassenden Sensitivitätsanalyse unterzogen werden. Kenntnislücken und Unsicherheiten dürfen nicht zu einer extremen Unter- oder Überbewertung führen.
6. Die hergeleiteten Ökofaktoren sind nur auf Emissionen in die Gewässer oder Kanalisation anwendbar. Bevor eine der beiden Methoden zur Herleitung der Ökofaktoren offiziell in die Methode der ökologischen Knappheit integriert wird, müsste in analoger Weise ein Ökofaktor für Pestizide in den Boden hergeleitet werden, d.h. basierend auf ökotoxikologischen Merkmalen und Wirkungen im Boden. Das dürfte eine grosse Herausforderung darstellen, da das Kompartiment Boden komplexer ist, wenig standardisierte Testmethoden existieren und die Datenlücken vermutlich wesentlich grösser sind.

13 Literaturverzeichnis

- C. Abegglen & H. Sigriest (2012) *Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser*. BAFU.
- BAG (2015) *Produktregister Chemikalien*. Abgerufen 30. März 2015, von <http://www.rpc.admin.ch>
- BLW (5. März 2015) *Akzeptable Pflanzenschutzmittelkonzentrationen in Oberflächengewässern gemäss PSMV*. Bundesamt für Landwirtschaft, Fachbereich Nachhaltiger Pflanzenschutz, Mattenhofstrasse 5, CH-3003 Bern.
- D. Bürgi, L. Knechtenhofer & I. Meier (2007) *Biozide als Mikroverunreinigungen in Abwasser und Gewässern*. Zürich: Bundesamt für Umwelt BAFU, ERZ Entsorgung + Recycling Zürich.
- M. Burkhardt & C. Dietschweiler (24. April 2013) *Mengenabschätzung von Bioziden in Schutzmitteln in der Schweiz*. Hochschule für Technik Rapperswil.
- M. A. Callahan, M. W. Slimak, N. W. Gabel, I. P. May, C. F. Fowler, J. R. Freed, ... C. Gould (Dezember 1979) *Water-Related Environmental Fate of 129 Priority Substances - Volume II*. Washington, D.C., USA: Office of Water Planning and Standards, Office of Water and Waste Management, U.S. Environmental Protection Agency.
- R. L. Carson (1962) *Silent spring*. Cambridge, Mass.: The Riverside Press.
- ctgb (Hrsg.) (2013a) *TOELATING ACTICIDE FI(N)*. Board for the Authorisation of Plant Protection Products and Biocides, Wageningen, NL.
- ctgb (2013b) *TOELATING Grotanol SR1*. Board for the Authorisation of Plant Protection Products and Biocides, Wageningen, NL.
- L. de Baan (1. April 2015) *Persönliche Mitteilung*.
- Dow (17. Dezember 2010) *Product Safety Assessment: DOWTM CMIT/MIT-Based Antimicrobial Products*. The Dow Chemical Company.
- D. van de Meent (1999) *Potentially Affected Fraction as measure of toxic stress on ecosystems*.
- ECHA (2010) *Assessment Report - Bifenthrin Product-Type PT8*. Brüssel: European Chemicals Agency ECHA.
- ECHA (2014a) *Assessment Report - Cypermethrin Product-Type 8*. Brüssel: European Chemicals Agency ECHA.
- ECHA (2014b) *Assessment Report - Permethrin Product-Type 8*. Brüssel: European Chemicals Agency ECHA.
- ECHA (April 2015) *C&L Inventory*. Abgerufen von <http://www.echa.europa.eu>
- European Communities (2011) *Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards* (Guidance Document No. 27).
- J. Falbe & M. Regitz (Hrsg.) (1992) *Römpp Chemielexikon* (9., erweiterte und neu bearbeitete Auflage.). Stuttgart, New York: Thieme.

Formaldehyde releasers: principles of chemistry and hydrolysis (9. Dezember 2014). FABI Information Day 9th of December 2014, Vienna.

F. Fraga (26. März 2015) *Zulassungsdossiers Pflanzenschutzmittel*.

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 (2. Juni 2015) *Persönliche Mitteilung*.

M. Junghans, C. Di Paolo, N. Homazava, R. Kase, A. Häner, R. Gälli, ... N. Chèvre (14. April 2011) *Aquatic Risks of Plant Protection Products: A Comparison of Different Hazard Assessment Strategies for Surface Waters in Switzerland*. Dübendorf, Switzerland: Swiss Centre for Applied Ecotoxicology (Ecotox Centre), Eawag-EPFL.

M. Junghans, I. Werner, C. Stamm, R. Eggen & A. Bryner (September 2014) *fact sheet Pflanzenschutzmittel*. oeko toxzentrum.

U. Kasser, M. Klingler & D. Savi (25. April 2014) *Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen - Methodik zur Bewertung umweltrelevanter Baustoffbestandteile - Phase I: Entwicklung und Test der Methodik* (Schlussbericht). Zürich: Büro für Umweltchemie.

U. Kasser, D. Savi & M. Klingler (16. März 2015) *Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen - Methodik zur Bewertung umweltrelevanter Baustoffbestandteile - Phase II: Anwendung der Methodik auf eine breite Palette von Baustoffen* (Schlussbericht). Zürich: Büro für Umweltchemie.

T. Kupper, C. Plagellat, R. C. Brändli, L. F. de Alencastro, D. Grandjean & J. Tarradellas (2006) *Fate and removal of polycyclic musks, UV filters and biocides during wastewater treatment*. *Water Research*, 40, 2603–2612.

L. Morf, A. Buser & A. Gubler (7. Dezember 2007) *Biozide als Mikroverunreinigungen in Abwasser und Gewässern - Teilprojekt 2: Stoffflussanalyse für die Schweiz: Quartäre Ammoniumverbindungen*. Bern: Bundesamt für Umwelt (BAFU).

N. Munz, C. Leu & I. Wittmer (2012) *Pestizidmessungen in Fliessgewässern*. *AQUA & GAS*, No 11, 32–41.

oeko toxzentrum (2015) *Vorschläge für akute und chronische Qualitätskriterien für ausgewählte schweizrelevante Substanzen*. Abgerufen von <http://www.oeko toxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/vorschlaege>

P. S. Rao & J. M. Davidson (1980) *Estimation of pesticide retention and transformation parameters required in nonpoint source pollution models*. Eds. Ann Arbor Scientific.

R. K. Rosenbaum, T. M. Bachmann, L. S. Gold, M. A. J. Huijbregts, O. Jolliet, R. Jurasko, ... M. Z. Hauschild (November 2008) *USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment*. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(7), 532–546. doi:10.1007/s11367-008-0038-4

B. Schädler & R. Weingartner (2002) *Komponenten des natürlichen Wasserhaushaltes 1961–1990*. In *Hydrologischer Atlas der Schweiz*.

N. Törneman & M. Johansson (2008) *Screening of biocides and organic halogens*

(Screening Rapport 2008:1). SWECO ENVIRONMENT Hans Michelsengatan 2
Box 286, 201 22 Malmö.

UNEP (2015) *The Life Cycle Initiative*. Abgerufen von
<http://www.estis.net/sites/lcinit/>

University of Hertfordshire (April 2015) *PPDB: Pesticide Properties DataBase*. Ab-
gerufen von <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>

USEtox Team (2015) *USEtox*. Abgerufen 20. März 2015, von <http://www.usetox.org>

I. Wittmer (Juni 2009) *Dynamik von Biozid- und Pestizideinträgen*. Eawag News,
67d.

I. Wittmer (3. Februar 2015a) *Persönliche Mitteilung*.

I. Wittmer (17. März 2015b) *Persönliche Mitteilung Korrekturen*.

I. Wittmer (23. März 2015c) *Persönliche Mitteilung*.

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

A Wirkstoff-Listen

A.1 Liste der nicht-stabilen Wirkstoffe

In Tabelle 23 werden sämtliche Wirkstoffe aufgeführt, deren Halbwertszeit in Gewässern bei höchstens einem Tag liegt. Sämtliche Angaben zu den Halbwertszeiten wurden aus (Wittmer, 2015a) übernommen. Dabei handelt es sich um nicht vollständig geprüfte Daten aus laufenden Projekten.

Tabelle 23: Biozid-Wirkstoffe mit einer Halbwertszeit in Gewässern von höchstens einem Tag

| Wirkstoff | CAS-Nr. | UBP / g |
|---|-------------|---------|
| Ameisensäure | 64-18-6 | 0 |
| Bendiocarb | 22781-23-3 | 0 |
| (Benzothiazol-2-ylthio)methylthiocyanat (TCMTB) | 21564-17-0 | 0 |
| (Benzyloxy)methanol | 14548-60-8 | 0 |
| 1,3-Bis(hydroxymethyl)harnstoff | 140-95-4 | 0 |
| Bromchlor-5,5-dimethylimidazolidin-2,4-dion | 32718-18-6 | 0 |
| Bromessigsäure | 79-08-3 | 0 |
| 5-Chloro-2-methylisothiazolin-3-on (CMI) | 26172-55-4 | 0 |
| Cyanamid | 420-04-2 | 0 |
| Cyclohexylhydroxydiazin-1-oxid, Kaliumsalz (K-HDO) | 66603-10-9 | 0 |
| Cyfluthrin | 68359-37-5 | 0 |
| Dazomet | 533-74-4 | 0 |
| DBNPA | 10222-01-2 | 0 |
| Dichlofluanid | 1085-98-9 | 0 |
| Dichlorvos | 62-73-7 | 0 |
| Ethanol | 64-17-5 | 0 |
| (Ethylendioxy)dimethanol | 3586-55-8 | 0 |
| Ethylenoxid | 75-21-8 | 0 |
| Fenitrothion | 122-14-5 | 0 |
| Flufenoxuron | 101463-69-8 | 0 |
| Folpet | 133-07-3 | 0 |
| Formaldehyd | 50-00-0 | 0 |
| Glucoprotamin | 164907-72-6 | 0 |
| Glutaral | 111-30-8 | 0 |
| Glykolsäure | 79-14-1 | 0 |
| Glyoxal | 107-22-2 | 0 |
| Harnstoff, N,N'-Bis(hydroxymethyl)-, Reaktionsprodukte mit 2-(2-Butoxyethoxy)ethanol, Ethylenglykol und Formaldehyd | 90604-54-9 | 0 |
| 3-Iod-2-propinyl butylcarbammat (IPBC) | 55406-53-6 | 0 |
| Kalium (E,E)-hexa-2,4-dienoat | 24634-61-5 | 0 |
| Kupfer-Pyrithion | 14915-37-8 | 0 |

| Wirkstoff | CAS-Nr. | UBP / g |
|--|------------|---------|
| Malathion | 121-75-5 | 0 |
| 2-Methylisothiazolin-3-on (MI) | 2682-20-4 | 0 |
| N,N,N',N'-Tetramethylethylendiaminbis(2-chlorethyl)ether-Copolymer | 31075-24-8 | 0 |
| Natrium N-(hydroxymethyl)glycinat | 70161-44-3 | 0 |
| Natrium-Chlorkresol | 15733-22-9 | 0 |
| Natriumbenzoat | 532-32-1 | 0 |
| Natriumdichlorisocyanurat Dihydrat | 51580-86-0 | 0 |
| Nitromethylidintrimethanol | 126-11-4 | 0 |
| (E,Z)-Octadecadi-2,13-enal | 99577-57-8 | 0 |
| (E)-Octadec-2-enal | 51534-37-3 | 0 |
| 2-Octyl-2H-isothiazol-3-on (OIT) | 26530-20-1 | 0 |
| Oxychinolin | 148-24-3 | 0 |
| Peressigsäure | 79-21-0 | 0 |
| Peroxyoctansäure | 33734-57-5 | 0 |
| 2-Phenoxyethanol | 122-99-6 | 0 |
| Poly(hexamethylenbiguanidiniumchlorid) (PHMG) | 57028-96-3 | 0 |
| Polyhexamethylenbiguanid (Monomer: 1,5-Bis(trimethylen)guanylguanidin Monohydrochlorid) (PHMB) | 27083-27-8 | 0 |
| Polyhexamethylenbiguanid (PHMB) | 91403-50-8 | 0 |
| Propan-1-ol | 71-23-8 | 0 |
| Propan-2-ol | 67-63-0 | 0 |
| Pyriproxyfen | 95737-68-1 | 0 |
| Salicylsäure | 69-72-7 | 0 |
| Sorbinsäure | 110-44-1 | 0 |
| Sulfuryldifluorid | 2699-79-8 | 0 |
| Symclosen | 87-90-1 | 0 |
| 1-Tetradecanol | 112-72-1 | 0 |
| Thiabendazol | 148-79-8 | 0 |
| Thiram | 137-26-8 | 0 |
| Tolyfluanid | 731-27-1 | 0 |
| Tosylchloramid-Natrium | 127-65-1 | 0 |
| Triflumuron | 64628-44-0 | 0 |
| Zineb | 12122-67-7 | 0 |
| Zinkpyrithion | 13463-41-7 | 0 |
| Ziram | 137-30-4 | 0 |

A.2 Liste der stabilen Wirkstoffe

In der Tabelle 24 werden alle im Gewässer stabilen Wirkstoffe mit einer Halbwertszeit von einem Tag oder grösser ausgewiesen. Sämtliche Angaben zu den Halbwertszeiten wurden aus (Wittmer, 2015a) übernommen. Dabei handelt es sich um nicht vollständig geprüfte Daten aus laufenden Projekten. Zusätzlich werden die Datengrundlagen und stichwortartig die selbst vorgenommenen Anpassungen zur Abschätzung der Verbrauchsmengen jedes Wirkstoffes.

Tabelle 24: In Gewässern stabile Wirkstoffe mit Datengrundlage für die Verbrauchsabschätzung

| Wirkstoff | CAS-Nr. | Anwendung in PA | Datengrundlage Verbrauch |
|--|-------------|-----------------------|---|
| Biozide | | | |
| Acetamiprid | 135410-20-7 | 18 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| Allethrin | 584-79-2 | nicht mehr zugelassen | kein Verbrauch |
| (Alpha)Chloralose | 15879-93-3 | 14 | Wert BIOMIK, 2007 |
| alpha-Cypermethrin | 67375-30-8 | 18 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| Azamethiphos | 35575-96-3 | | |
| Benzothiazol-2-thiol | 149-30-4 | nicht mehr zugelassen | kein Verbrauch |
| (Benzothiazol-2-ylthio)methylthiocyanat (TCMTB) | 21564-17-0 | 14 | Wert BIOMIK, 2007 |
| Benzylbenzoat | 120-51-4 | nicht mehr zugelassen | kein Verbrauch |
| (Benzyloxy)methanol | 14548-60-8 | 14 | Wert BIOMIK, 2007 |
| Bethoxazin | 163269-30-5 | 9 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| Bifenthrin | 82657-04-3 | 8, 18 | |
| Bioresmethrin | 28434-01-7 | nicht mehr zugelassen | kein Verbrauch |
| 1,3-Bis(hydroxymethyl)-5,5-dimethylimidazolidin-2,4-dion | 6440-58-0 | 6, 13 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| 1,3-Bis(hydroxymethyl)harnstoff | 140-95-4 | 6, 13 | |
| 1,2-Benzisothiazol-3(2H)-on (BIT) | 2634-33-5 | 2, 6, 9, 11, 12, 13 | Wert BIOMIK, 2007 |
| Brodifacoum | 56073-10-0 | 14 | |
| Bromadiolon | 28772-56-7 | 14 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| Bromchlor-5,5-dimethylimidazolidin-2,4-dion | 32718-18-6 | 14 | |
| Bromessigsäure | 79-08-3 | 14 | |
| Bromothalonil | 35691-65-7 | 6 | |
| Bronopol | 52-51-7 | 2, 6, 9, 11, 12, 22 | Wert BIOMIK, 2007 |
| 2-Butyl-benzo[d]isothiazol-3-on | 4299-07-4 | nicht mehr zugelassen | kein Verbrauch |
| Carbendazim | 10605-21-7 | 7, 9, 10 | Mittelwert aus (Burkhardt et al., 2013) |
| Chlorfenapyr | 122453-73-0 | 8, 18 | Abgeschätzt (siehe |

| Wirkstoff | CAS-Nr. | Anwendung in PA | Datengrundlage Verbrauch | |
|---|-------------|-----------------------|---|---|
| Chlorkresol | 59-50-7 | 8, 18 | Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. | |
| 5-Chloro-2-methylisothiazolin-3-on (CMI) | 26172-55-4 | 7, 8, 9, 10, 11, 21 | Mittelwert aus (Burkhardt et al., 2013) | |
| Chlorophacinon | 3691-35-8 | 1, 2, 3, 6, 9, 13 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. | |
| Chlorpyrifos | 2921-88-2 | nicht mehr zugelassen | kein Verbrauch | |
| cis-Tricos-9-en | 27519-02-4 | nicht mehr zugelassen | | |
| Clorofen | 120-32-1 | 2, 3 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. | |
| Clothianidin | 210880-92-5 | 18 | | |
| Coumatetralyl | 5836-29-3 | 14 | | |
| Cyanamid | 420-04-2 | 14 | | |
| Cyclohexylhydroxydiazin-1-oxid, Kaliumsalz (K-HDO) | 66603-10-9 | 14 | | |
| Cyfluthrin | 68359-37-5 | 14 | | |
| Cypermethrin | 52315-07-8 | 8, 18 | | |
| Cyphenothrin | 39515-40-7 | 18 | | |
| Cyromazin | 66215-27-8 | 18 | | |
| (d)-Limonen | 5989-27-5 | 14 | | Wert BIOMIK, 2007 |
| d-Phenothrin | 188023-86-1 | 18 | | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| d-trans-Tetramethrin | 1166-46-7 | 18 | | |
| Dazomet | 533-74-4 | 18 | | |
| DBNPA | 10222-01-2 | 18 | | |
| Deltamethrin | 52918-63-5 | 18 | | |
| Diazinon | 333-41-5 | nicht mehr zugelassen | kein Verbrauch | |
| Diazolidinyl-Harnstoff | 78491-02-8 | nicht mehr zugelassen | | |
| Dichlofluanid | 1085-98-9 | nicht mehr zugelassen | | |
| 4,5-Dichlor-2-octyl-2H-isothiazol-3-on (DCOIT) / Sea-Nine | 64359-81-5 | 7, 8, 9, 10, 11, 21 | Mittelwert aus (Burkhardt et al., 2013) | |
| 1,3-Dichlor-5-ethyl-5-methylimidazolidin-2,4-dion (DCEMH) | 89415-87-2 | 11, 12 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. | |
| 1,3-Dichloro-5,5-dimethylhydantoin | 118-52-5 | 11, 12 | | |
| 1,4-Dichlorbenzol | 106-46-7 | nicht mehr zugelassen | kein Verbrauch | |
| Dichlorvos | 62-73-7 | nicht mehr zugelassen | | |
| N,N-Diethyl-meta-toluamid (DEET) | 134-62-3 | 19 | | Wert BIOMIK, 2007 |

| Wirkstoff | CAS-Nr. | Anwendung in PA | Datengrundlage Verbrauch |
|---|-------------|-----------------------------|--|
| Difenacoum | 56073-07-5 | 14 | |
| Difethialon | 104653-34-1 | 14 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| Diflubenzuron | 35367-38-5 | 18 | |
| 4,4-Dimethyloxazolidin | 51200-87-4 | 6, 11, 12, 13 | |
| Diphenoxarsin-10-yloxid | 58-36-6 | 18 | |
| Dipyrrithion | 3696-28-4 | nicht mehr zugelassen | kein Verbrauch |
| 2,2'-Dithiobis[N-methylbenzamid] | 2527-58-4 | 1, 2, 3, 4, 6, 7, 9, 10, 13 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| Diuron | 330-54-1 | 7, 10 | Mittelwert aus (Burkhardt et al., 2013) |
| Dodecylguanidin Monohydrochlorid | 13590-97-1 | 6, 11 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| Empenthrin | 54406-48-3 | 18 | |
| Ethanol | 64-17-5 | 18 | |
| Ethyl N-acetyl-N-butyl-(beta)-alaninat | 52304-36-6 | 19 | |
| (Ethylendioxy)dimethanol | 3586-55-8 | nicht mehr zugelassen | kein Verbrauch |
| Ethylenoxid | 75-21-8 | 19 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| Etofenprox | 80844-07-1 | 8, 18 | |
| Fenitrothion | 122-14-5 | 8, 18 | |
| Fenoxycarb | 79127-80-3 | 8 | Gemäss (Burkhardt et al., 2013) werden in Holzschutzmitteln 4.8 bis 48t Biozide pro Jahr eingesetzt. Fenoxycarb kommt in ca. 0.5% der Anzahl Produkte vor. |
| Fenpropimorph | 67564-91-4 | 8 | |
| Fipronil | 120068-37-3 | 8 | |
| Flocoumafen | 90035-08-8 | 14 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| Flufenoxuron | 101463-69-8 | 14 | |
| Folpet | 133-07-3 | 14 | |
| Formaldehyd | 50-00-0 | 14 | |
| Glucoprotamin | 164907-72-6 | 14 | |
| Glutaral | 111-30-8 | 14 | |
| Glykolsäure | 79-14-1 | 14 | |
| Glyoxal | 107-22-2 | 14 | |
| Glyphosat | 1071-83-6 | 14 | |
| Harnstoff, N,N'-Bis(hydroxymethyl)-, Reaktionsprodukte mit 2-(2-Butoxyethoxy)ethanol, Ethylenglykol und Formaldehyd | 90604-54-9 | 14 | |
| Hexaflumuron | 86479-06-3 | 18 | |
| Hydramethylnon | 67485-29-4 | nicht mehr zugelassen | kein Verbrauch |
| Icaridin | 119515-38-7 | 19 | Abgeschätzt (siehe |

| Wirkstoff | CAS-Nr. | Anwendung in PA | Datengrundlage Verbrauch |
|--|-------------|-----------------------------|---|
| Imidacloprid | 138261-41-3 | 18 | Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| Imiprothrin | 72963-72-5 | 18 | |
| 3-Iod-2-propinyl butylcarbammat (IPBC) | 55406-53-6 | 6 | Wird nicht mehr eingesetzt (Burkhardt et al., 2013) |
| Irgarol / Cybutryn | 28159-98-0 | 21 | |
| Isoproturon | 34123-59-6 | 7, 10 | Mittelwert aus (Burkhardt et al., 2013) |
| Kalium (E,E)-hexa-2,4-dienoat | 24634-61-5 | 7, 10 | |
| Kupfer-Pyrithion | 14915-37-8 | 7, 10 | |
| Lambda Cyhalothrin | 91465-08-6 | 18 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| Laurylamindipropylendiamin (BDA) | 2372-82-9 | 2, 3, 4, 6, 8, 11, 12, 13 | |
| Malathion | 121-75-5 | 2, 3, 4, 6, 8, 11, 12, 13 | kein Verbrauch |
| Methomyl | 16752-77-5 | nicht mehr zugelassen | |
| Methylantranilat | 134-20-3 | nicht mehr zugelassen | kein Verbrauch |
| Methylendithiocyanat | 6317-18-6 | nicht mehr zugelassen | |
| 2-Methylisothiazolin-3-on (MI) | 2682-20-4 | 6, 7, 9, 10, 13, | Wert BIOMIK, 2007 |
| Monolinuron | 1746-81-2 | 11, 12 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| N,N,N',N'-Tetramethylethylendiaminbis(2-chlorethyl)ether-Copolymer | 31075-24-8 | 19 | Wert BIOMIK, 2007 |
| N,N'-Methylenbismorpholin | 5625-90-1 | 19 | |
| Naphthalin | 91-20-3 | nicht mehr zugelassen | kein Verbrauch |
| Natrium 2-biphenylat | 132-27-4 | 1, 2, 3, 4, 6, 7, 9, 10, 13 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| Natrium N-(hydroxymethyl)glycinat | 70161-44-3 | 1, 2, 3, 4, 6, 7, 9, 10, 13 | |
| Natrium-Chlorkresol | 15733-22-9 | 1, 2, 3, 4, 6, 7, 9, 10, 13 | |
| Natrium-Pyrithion | 3811-73-2 | 7, 10 | |
| Natriumbenzoat | 532-32-1 | 7, 10 | |
| Natriumdichlorisocyanurat Dihydrat | 51580-86-0 | 7, 10 | |
| Natriumdimethyldithiocarbamat | 128-04-1 | 9, 11, 12 | |
| 4-(2-Nitrobutyl)morpholin | 2224-44-4 | 6 | |
| Nitromethylidintrimethanol | 126-11-4 | 9, 11, 12 | |
| (E,Z)-Octadecadi-2,13-enal | 99577-57-8 | nicht mehr zugelassen | |
| (E)-Octadec-2-enal | 51534-37-3 | nicht mehr zugelassen | |

| Wirkstoff | CAS-Nr. | Anwendung in PA | Datengrundlage Verbrauch |
|--|-------------|-----------------------|---|
| 2-Octyl-2H-isothiazol-3-on (OIT) | 26530-20-1 | 6, 7, 9, 10, 13, | Wert BIOMIK, 2007 |
| Oxazolidin | 66204-44-2 | 2, 6, 11, 12, 13 | |
| Oxazolidin-E | 7747-35-5 | 2, 6, 11, 12, 13 | |
| Oxychinolin | 148-24-3 | 6, 13 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| p-[(Diiodmethyl)sulfonyl]toluol | 20018-09-1 | 6, 13 | |
| Peressigsäure | 79-21-0 | 6, 7, 9, 10 | Gemäss (Burkhardt et al., 2013) werden in Holzschutzmitteln 4.8 bis 48t Biozide pro Jahr eingesetzt. Permethrin kommt in ca. 14% der Anzahl Produkte vor. |
| Permethrin | 52645-53-1 | 8, 9, 18 | |
| Peroxyoctansäure | 33734-57-5 | 8, 9, 18 | Wert BIOMIK, 2007 |
| 2-Phenoxyethanol | 122-99-6 | 6, 7, 9, 10, 13, | |
| 2-Phenylphenol | 90-43-7 | 6, 7, 9, 10, 13, | |
| Biphenyl-2-ol | | nicht mehr zugelassen | kein Verbrauch |
| Phoxim | 14816-18-3 | nicht mehr zugelassen | |
| 6-(Phthalimid)peroxyhexansäure | 128275-31-0 | 7, 8, 9, 10, 11, 21 | Mittelwert aus (Burkhardt et al., 2013) |
| Piperonylbutoxid | 51-03-6 | nicht mehr zugelassen | kein Verbrauch |
| Poly(hexamethylendiaminguanidiniumchlorid) (PHMG) | 57028-96-3 | 18 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| Polyhexamethylenbiguanid (Monomer: 1,5-Bis(trimethylen)guanylguanidin Monohydrochlorid) (PHMB) | 27083-27-8 | 18 | |
| Polyhexamethylenbiguanid (PHMB) | 91403-50-8 | 18 | |
| Prallethrin | 23031-36-9 | 18 | |
| Prometryn | 7287-19-6 | 18 | |
| Propan-1-ol | 71-23-8 | nicht mehr zugelassen | kein Verbrauch |
| Propan-2-ol | 67-63-0 | nicht mehr zugelassen | |
| Propetamphos | 31218-83-4 | nicht mehr zugelassen | |
| Propiconazol | 60207-90-1 | 7, 8, 9 | Gemäss (Burkhardt et al., 2013) werden in Holzschutzmitteln 4.8 bis 48t Biozide pro Jahr eingesetzt. Tebuconazol kommt in ca. 6% und Propiconazol in ca. 18% der Anzahl Produkte vor. |
| Propoxur | 114-26-1 | 7, 8, 9 | |
| Pyrethrine und Pyrethroide | 8003-34-7 | 18, 19 | Abgeschätzt (siehe |

| Wirkstoff | CAS-Nr. | Anwendung in PA | Datengrundlage Verbrauch |
|---|-------------|-----------------------|---|
| Pyriproxyfen | 95737-68-1 | 18, 19 | Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| Quartäre Ammonium-Verbindungen | QAV | 2, 4, 8 | Wert BIOMIK, 2007, korrigiert für Holzschutzanwendungen gemäss (Burkhardt et al., 2013) |
| S-Bioallethrin | 28434-00-6 | nicht mehr zugelassen | kein Verbrauch |
| S-Methopren | 65733-16-6 | 18 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| Salicylsäure | 69-72-7 | 18 | |
| Soneclosan | 3380-30-1 | 1, 2, 4 | |
| Sorbinsäure | 110-44-1 | 1, 2, 4 | |
| Sulfuryldifluorid | 2699-79-8 | 11, 12 | |
| Symclosen | 87-90-1 | 11, 12 | |
| Tebuconazol | 107534-96-3 | 7, 8, 9, 10 | |
| Terbuthylazin | 5915-41-3 | nicht mehr zugelassen | kein Verbrauch |
| Terbutryn | 886-50-0 | nicht mehr zugelassen | |
| (Z,E)-Tetradeca-9,12-dienylacetat | 30507-70-1 | nicht mehr zugelassen | |
| 1-Tetradecanol | 112-72-1 | 19 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| Tetrahydro-1,3,4,6-tetrakis(hydroxymethyl)imidazo[4,5-d]imidazol-2,5(1H,3H)-dion (TMAD) | 5395-50-6 | 7, 9, 10 | Mittelwert aus (Burkhardt et al., 2013) |
| Tetramethrin | 7696-12-0 | 18 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| Thiabendazol | 148-79-8 | 18 | |
| Thiamethoxam | 153719-23-4 | 8, 18 | Gemäss (Burkhardt et al., 2013) werden in Holzschutzmitteln 4.8 bis 48t Biozide pro Jahr eingesetzt. Der Wirkstoff kommt in ca. 0.5% der Anzahl Produkte vor. |
| Thiram | 137-26-8 | 8, 18 | |
| Tolyfluanid | 731-27-1 | 8, 18 | |
| Tosylchloramid-Natrium | 127-65-1 | 8, 18 | Abgeschätzt (siehe Kapitel 6.1.1) basierend |
| Transfluthrin | 118712-89-3 | 18 | |
| Triazinetriethanol | 04.04.19 | 6, 11, 12, 13, | |

| Wirkstoff | CAS-Nr. | Anwendung in PA | Datengrundlage Verbrauch |
|---|-------------|-----------------|---|
| Triclocarban | 101-20-2 | 6, 11, 12, 13, | auf Daten von BIOMIK zu Verbrauchsmengen aufgeschlüsselt nach Produktarten. |
| Triclosan | 3380-34-5 | 1 | |
| Triflumuron | 64628-44-0 | 1 | |
| Zineb | 12122-67-7 | 1 | |
| Zinkpyrithion | 13463-41-7 | 1 | |
| Ziram | 137-30-4 | 1 | |
| $\alpha, \alpha', \alpha''$ -Trimethyl-1,3,5-triazin-1,3,5(2H,4H,6H)-triethanol (HPT) | 25254-50-6 | 2, 6, 11, 13, | |
| Pflanzenschutzmittel | | | |
| Atrazin | 1912-24-9 | – | Keine Verbräuche von individuellen Wirkstoffen ermittelt. |
| Boscalid | 188425-85-6 | – | |
| Diflubenzuron | 35367-38-5 | – | |
| Glyphosat | 1071-83-6 | – | |
| Iprovalicarb | 140923-17-7 | – | |
| Mecoprop-P | 16484-77-8 | – | |
| Methoxyfenozid | 161050-58-4 | – | |
| Spiroxamin | 118134-30-8 | – | |

A.3 Liste der quartären Ammoniumverbindungen

Die zugelassenen Biozid-Wirkstoffe, die der Gruppe der linearen Alkylammoniumverbindungen angehören, sind in Tabelle 25 aufgeführt.

Tabelle 25: Biozid-Wirkstoffe aus der Gruppe der linearen Alkylammoniumverbindungen (QAV)

| Wirkstoff-Bezeichnung | CAS-Nr. |
|--|------------|
| Methenamin-3-chlorallylchlorid | 4080-31-3 |
| Chloroallyl methenamine chloride | 51229-78-8 |
| Dimethyltetradecyl [3-(trimethoxysilyl)propyl]ammoniumchlorid | 41591-87-1 |
| Benzyl-C8-18-alkyldimethyl-, Chloride | 63449-41-2 |
| Dimethyldioctylammoniumchlorid | 5538-94-3 |
| Miristalkoniumchlorid | 139-08-2 |
| Benzyl-C12-18-alkyldimethyl-, Chloride | 68391-01-5 |
| Benzyl-C12-16-alkyldimethyl-, Chloride | 68424-85-1 |
| Benzyl-C12-18-alkyldimethyl-, Salze mit 1,2-Benzisothiazol-3(2H)-on-1,1-dioxid (1:1) | 68989-01-5 |
| C12-14-Alkyl[(ethylphenyl)methyl]dimethyl-, Chloride | 85409-23-0 |
| Amine, C10-16-Alkyldimethyl-, N-Oxide | 70592-80-2 |
| Benzyl-kokosalkyldimethyl-, Chloride | 61789-71-7 |
| Di-C8-10-alkyldimethyl-, Chloride | 68424-95-3 |
| Benzyl-C12-14-alkyldimethyl-, Chloride | 85409-22-9 |
| Benzododeciniumchlorid | 139-07-1 |
| Benzyl-C10-16-alkyldimethyl-, Chloride | 68989-00-4 |
| Benzyl-C8-18-alkyldimethyl-, Bromide | 91080-29-4 |
| Benzalkoniumchlorid | 8001-54-5 |

| Wirkstoff-Bezeichnung | CAS-Nr. |
|---|-------------|
| Amine, n-C10-16-alkyltrimethylenedi-, Reaktionsprodukte aus Chloressigsäure | 139734-65-9 |
| Didecylpolyoxethylammoniumborat | 214710-34-6 |
| Benzoxoniumchlorid | 19379-90-9 |
| Tetradoniumbromid | 1119-97-7 |
| Benzethoniumchlorid | 121-54-0 |
| [2-[[2-[(2-Carboxyethyl)(2-hydroxyethyl)amino]ethyl]amino]-2-oxoethyl]-kokosalkyldimethyl-, Hydroxide, Innere Salze | 100085-64-1 |
| Didecyldimethylammoniumchlorid | 7173-51-5 |
| Mecetroniumetilsulfat | 3006-10-8 |

A.4 Liste der Verbräuche und Emissionen stabiler Wirkstoffe

Tabelle 26 weist die Kennzahlen zur Berechnung der Emissionen in die Oberflächengewässer für jeden stabilen Wirkstoff aus. Für alle Wirkstoffe die nicht über das Abwasser in die Abwasserreinigungsanlage (ARA) gelangen, wurde keine Eliminationsrate in der ARA bestimmt (n.b. – nicht bestimmt). Für alle nicht mehr zugelassenen Wirkstoffe ist der Verbrauch 0 kg/a (siehe Anhang A.2) und wird in der Tabelle nicht aufgeführt.

Tabelle 26: Emissionen und Verbräuche stabiler Wirkstoffe.

| Wirkstoff | Verbrauch [kg/a] | Emission in Gewässer und ARA [kg/a] | Anteil ARA | Eliminationsrate ARA | Emission in Oberflächengewässer [kg/a] |
|--|------------------|-------------------------------------|------------|----------------------|--|
| Biozide | | | | | |
| Acetamidiprid | 2 | 1 | 0% | n.b. | 1 |
| (Alpha)Chloralose | 0 | 0 | 0% | n.b. | 0 |
| alpha-Cypermethrin | 2 | 1 | 0% | n.b. | 1 |
| Azamethiphos | 10 | 5 | 0% | n.b. | 5 |
| 1,2-Benzisothiazol-3(2H)-on (BIT) | 22'275 | 11'258 | 100% | 21% | 8'947 |
| Bethoxazin | 119 | 60 | 25% | 6% | 59 |
| Bifenthrin | 7 | 2 | 25% | 94% | 2 |
| 1,3-Bis(hydroxymethyl)-5,5-dimethylimidazolidin-2,4-dion | 793 | 396 | 92% | 0 | 396 |
| Brodifacoum | 0 | 0 | 0% | n.b. | 0 |
| Bromadiolon | 0 | 0 | 0% | n.b. | 0 |
| Bromothalonil | 236 | 118 | 75% | 0 | 118 |
| Bronopol | 19'488 | 9'744 | 100% | 0% | 9'744 |
| 2-Butyl-benzo[d]isothiazol-3-on | 488 | 244 | 81% | 29% | 186 |
| Carbendazim | 3'500 | 1'750 | 62% | 0.14 | 1'599 |
| Chlorfenapyr | 27 | 14 | 25% | 61% | 11 |
| Chlorkresol | 22'590 | 20'334 | 100% | 26% | 15'053 |
| Chlorophacinon | 0 | 0 | 0% | n.b. | 0 |
| cis-Tricos-9-en | 69 | 35 | 0 | n.b. | 35 |

| Wirkstoff | Verbrauch [kg/a] | Emission in Gewässer und ARA [kg/a] | Anteil ARA | Eliminationsrate ARA | Emission in Oberflächengewässer [kg/a] |
|---|------------------|-------------------------------------|------------|----------------------|--|
| Clorofen | 15'609 | 13'967 | 100% | 47% | 7'375 |
| Clothianidin | 0 | 0 | 0% | n.b. | 0 |
| Coumatetralyl | 0 | 0 | 0% | n.b. | 0 |
| Cypermethrin | 974 | 485 | 25% | 90% | 377 |
| Cyphenothrin | 4 | 1 | 0% | n.b. | 1 |
| Cyromazin | 3 | 2 | 0% | n.b. | 2 |
| d-Phenothrin | 6 | 2 | 0% | n.b. | 2 |
| d-trans-Tetramethrin | 6 | 2 | 0% | n.b. | 2 |
| Deltamethrin | 14 | 7 | 0% | n.b. | 7 |
| 4,5-Dichlor-2-octyl-2H-isothiazol-3-on (DCOIT) / Sea-Nine | 750 | 375 | 93% | 87% | 73 |
| 1,3-Dichlor-5-ethyl-5-methylimidazolidin-2,4-dion (DCEMH) | 5'236 | 4'685 | 100% | 0 | 4'685 |
| 1,3-Dichloro-5,5-dimethylhydantoin | 5'236 | 4'685 | 100% | 0% | 4'685 |
| 4,4-Dimethyloxazolidin | 865 | 731 | 99% | 0% | 731 |
| Difenacoum | 0 | 0 | 0% | n.b. | 0 |
| Difethialon | 0 | 0 | 0% | n.b. | 0 |
| Diflubenzuron | 3 | 2 | 0% | n.b. | 2 |
| Diphenoxarsin-10-yloxid | 119 | 60 | 100.00 % | 100% | 0 |
| 2,2'-Dithiobis[N-methylbenzamid] | 295 | 147 | 75% | 24% | 121 |
| Diuron | 8'500 | 4'250 | 25% | 15% | 4'091 |
| Dodecylguanidin Monohydrochlorid | 1'010 | 982 | 99% | 54% | 453 |
| Empenthrin | 4 | 1 | 0% | n.b. | 1 |
| Ethyl N-acetyl-N-butyl-(beta)-alaninat | 116 | 58 | 0% | n.b. | 58 |
| Etofenprox | 3 | 1 | 25% | 66% | 1 |
| Fenoxycarb | 132 | 66 | 25% | 60% | 56 |
| Fenpropimorph | 132 | 66 | 25% | 71% | 54 |
| Fipronil | 2 | 1 | 0% | n.b. | 1 |
| Flocoumafen | 0 | 0 | 0% | n.b. | 0 |
| Hexaflumuron | 0 | 0 | 0% | n.b. | 0 |
| Icaridin | 96 | 48 | 0% | n.b. | 48 |
| Imidacloprid | 6 | 3 | 0% | n.b. | 3 |
| Imiprothrin | 2 | 1 | 0% | n.b. | 1 |
| Irgarol / Cybutryn | 0 | 0 | 0% | 0.43 | 0 |
| Isoproturon | 3'500 | 1'750 | 25% | 21% | 1'657 |
| Lambda Cyhalothrin | 2 | 1 | 0% | n.b. | 1 |
| Laurylamindipropylendiamin (BDA) | 91'480 | 81'485 | 100% | 47% | 43'122 |
| Methylendithiocyanat | 2'244 | 2'008 | 100% | 0 | 2'008 |
| Monolinuron | 35'278 | 35'278 | 100% | 16% | 29'614 |
| N,N_-Methylenbismorpholin | 679 | 340 | 92% | 0 | 340 |

| Wirkstoff | Verbrauch [kg/a] | Emission in Gewässer und ARA [kg/a] | Anteil ARA | Eliminationsrate ARA | Emission in Oberflächengewässer [kg/a] |
|--|------------------|-------------------------------------|------------|----------------------|--|
| N,N-diethyl-meta-toluamid (DEET) | 540 | 270 | 0% | 38% | 270 |
| Natrium 2-biphenylat | 8'513 | 7'672 | 100% | 34% | 5'082 |
| Natrium-Pyriithion | 1'514 | 757 | 25% | 0% | 757 |
| Natriumdithiocarbamat | 1'233 | 1'083 | 100% | 0 | 1'083 |
| 4-(2-Nitrobutyl)morpholin | 226 | 113 | 92% | 0% | 113 |
| Oxazolidin | 4'303 | 2'513 | 100% | 0% | 2'513 |
| Oxazolidin-E | 226 | 113 | 92% | 0 | 113 |
| p-[(Diiodmethyl)sulfonyl]toluol | 220 | 110 | 66% | 82% | 50 |
| Permethrin | 3'696 | 1'848 | 57% | 92% | 878 |
| 2-Phenylphenol Biphenyl-2-ol | 42'567 | 38'362 | 100% | 36% | 24'505 |
| 6-(Phthalimid)peroxyhexansäure | 7'834 | 7'123 | 100% | 0 | 7'123 |
| Piperonylbutoxid | 70 | 23 | 0% | n.b. | 23 |
| Prallethrin | 4 | 2 | 0% | n.b. | 2 |
| Propiconazol | 4'752 | 2'376 | 48% | 33% | 2'003 |
| Pyrethrin und Pyrethroide | 203 | 96 | 0% | n.b. | 96 |
| Quartäre Ammonium-Verbindungen | 131'456 | 100'170 | 99% | 99% | 1'795 |
| S-Methopren | 2 | 1 | 0% | n.b. | 1 |
| Soneclosan | 2'908 | 2'908 | 100% | 68% | 941 |
| Tebuconazol | 1'584 | 792 | 47% | 34% | 665 |
| Terbutryn | 3'500 | 1'750 | 62% | 43% | 1'287 |
| (Z,E)-Tetradeca-9,12-dienylacetat | 4 | 2 | 0% | n.b. | 2 |
| Tetrahydro-1,3,4,6-tetra-kis(hydroxymethyl)imidazo[4,5-d]imidazol-2,5(1H,3H)-dion (TMAD) | 41'988 | 41'164 | 100% | 0.46 | 22'241 |
| Tetramethrin | 30 | 15 | 0% | n.b. | 15 |
| Thiamethoxam | 132 | 66 | 25% | 2% | 66 |
| Transfluthrin | 8 | 3 | 0% | n.b. | 3 |
| Triazinetriethanol | 6'490 | 5'479 | 99% | 0 | 5'479 |
| Triclosan | 18'466 | 18'466 | 100% | 14% | 15'977 |
| α,α',α"-Trimethyl-1,3,5-triazin-1,3,5(2H,4H,6H)-triethanol (HPT) | 10'994 | 5'452 | 24% | 0% | 5'452 |
| Pflanzenschutzmittel | | | | | |
| Alle Wirkstoffe | 2'200'000 | – | – | – | 22'000 |
| Total | 2'735'380 | 434'181 | | | 256'263 |

B Konzentrationen und Charakterisierungsfaktoren

B.1 Toxische Grenzkonzentrationen

Tabelle 27: Toxische Grenzkonzentrationen für Biozid-Wirkstoffe

| Wirkstoff-Bezeichnung | CAS-Nr. | Referenz-mass | Toxische Grenzkonzentration [$\mu\text{g/l}$] |
|--|-------------|---------------|---|
| Acetamiprid | 135410-20-7 | CQK | 0.1 |
| Allethrin | 584-79-2 | CQK | 0.00017 |
| (Alpha)Chloralose | 15879-93-3 | PNEC | 0.099 |
| alpha-Cypermethrin | 67375-30-8 | CQK | 0.00009 |
| Azamethiphos | 35575-96-3 | CQK | 0.000223 |
| 1,2-Benzisothiazol-3(2H)-on (BIT) | 2634-33-5 | CQK | 0.18 |
| Benzothiazol-2-thiol | 149-30-4 | CQK | 4.1 |
| Benzylbenzoat | 120-51-4 | CQK | 16.8 |
| Bethoxazin | 163269-30-5 | GSchV | 0.1 |
| Bifenthrin | 82657-04-3 | PNEC | 0.000095 |
| Bioresmethrin | 28434-01-7 | GSchV | 0.1 |
| 1,3-Bis(hydroxymethyl)-5,5-dimethylimidazolidin-2,4-dion | 6440-58-0 | GSchV | 0.1 |
| Brodifacoum | 56073-10-0 | PNEC | 0.04 |
| Bromadiolon | 28772-56-7 | PNEC | 0.017 |
| Bromothalonil | 35691-65-7 | PNEC | 2 |
| Bronopol | 52-51-7 | CQK | 0.2 |
| 2-Butyl-benzo[d]isothiazol-3-on | 4299-07-4 | GSchV | 0.1 |
| Carbendazim | 10605-21-7 | CQK | 0.34 |
| Chlorfenapyr | 122453-73-0 | PNEC | 0.017 |
| Chlorkresol | 59-50-7 | GSchV | 0.1 |
| Chlorophacinon | 3691-35-8 | PNEC | 0.45 |
| Chlorpyrifos | 2921-88-2 | CQK | 0.03 |
| cis-Tricos-9-en | 27519-02-4 | GSchV | 0.1 |
| Clorofen | 120-32-1 | GSchV | 0.1 |
| Clothianidin | 210880-92-5 | PNEC | 0.13 |
| Coumatetralyl | 5836-29-3 | PNEC | 0.1 |
| Cypermethrin | 52315-07-8 | PNEC | 0.001 |
| Cyphenothrin | 39515-40-7 | GSchV | 0.1 |
| Cyromazin | 66215-27-8 | GSchV | 0.1 |
| (d)-Limonen | 5989-27-5 | CQK | 5.4 |
| d-Phenothrin | 188023-86-1 | GSchV | 0.1 |
| d-trans-Tetramethrin | 1166-46-7 | GSchV | 0.1 |
| Deltamethrin | 52918-63-5 | PNEC | 0.0007 |

| Wirkstoff-Bezeichnung | CAS-Nr. | Referenz-mass | Toxische Grenzkonzentration [$\mu\text{g/l}$] |
|---|-------------|---------------|---|
| Diazinon | 333-41-5 | CQK | 0.015 |
| Diazolidinyl-Harnstoff | 78491-02-8 | CQK | 5.58 |
| 4,5-Dichlor-2-octyl-2H-isothiazol-3-on (DCOIT) / Sea-Nine | 64359-81-5 | PNEC | 0.034 |
| 1,3-Dichlor-5-ethyl-5-methylimidazolidin-2,4-dion (DCEMH) | 89415-87-2 | GSchV | 0.1 |
| 1,3-Dichloro-5,5-dimethylhydantoin | 118-52-5 | GSchV | 0.1 |
| 1,4-Dichlorbenzol | 106-46-7 | CQK | 10 |
| Difenacoum | 56073-07-5 | PNEC | 0.06 |
| Difethialon | 104653-34-1 | PNEC | 0.0044 |
| Diflubenzuron | 35367-38-5 | PNEC | 0.004 |
| 4,4-Dimethyloxazolidin | 51200-87-4 | GSchV | 0.1 |
| Diphenoxarsin-10-yloxid | 58-36-6 | GSchV | 0.1 |
| Dipyrrithion | 3696-28-4 | GSchV | 0.1 |
| 2,2'-Dithiobis[N-methylbenzamid] | 2527-58-4 | GSchV | 0.1 |
| Diuron | 330-54-1 | CQK | 0.02 |
| Dodecylguanidin Monohydrochlorid | 13590-97-1 | GSchV | 0.1 |
| Empenthrin | 54406-48-3 | GSchV | 0.1 |
| Ethyl N-acetyl-N-butyl-(beta)-alaninat | 52304-36-6 | GSchV | 0.1 |
| Etofenprox | 80844-07-1 | PNEC | 0.054 |
| Fenoxycarb | 79127-80-3 | PNEC | 0.00016 |
| Fenpropimorph | 67564-91-4 | PNEC | 0.016 |
| Fipronil | 120068-37-3 | PNEC | 0.012 |
| Flocoumafen | 90035-08-8 | PNEC | 0.07 |
| Hexaflumuron | 86479-06-3 | GSchV | 0.1 |
| Hydramethylon | 67485-29-4 | GSchV | 0.1 |
| Icaridin | 119515-38-7 | GSchV | 0.1 |
| Imidacloprid | 138261-41-3 | PNEC | 0.174 |
| Imiprothrin | 72963-72-5 | GSchV | 0.1 |
| Irgarol / Cybutryn | 28159-98-0 | CQK | 0.0023 |
| Isoproturon | 34123-59-6 | CQK | 0.32 |
| Lambda Cyhalothrin | 91465-08-6 | PNEC | 0.0002 |
| Laurylamindipropylendiamin (BDA) | 2372-82-9 | GSchV | 0.1 |
| Methomyl | 16752-77-5 | CQK | 0.08 |
| Methylantranilat | 134-20-3 | GSchV | 0.1 |
| Methylendithiocyanat | 6317-18-6 | CQK | 0.06 |
| Monolinuron | 1746-81-2 | CQK | 0.15 |
| N,N-diethyl-meta-toluamid (DEET) | 134-62-3 | PNEC | 41 |
| N,N'-Methylenbismorpholin | 5625-90-1 | GSchV | 0.1 |
| Naphthalin | 91-20-3 | CQK | 2 |
| Natrium 2-biphenylat | 132-27-4 | GSchV | 0.1 |
| Natrium-Pyrrithion | 3811-73-2 | GSchV | 0.1 |
| Natriumdimethyldithiocarbamat | 128-04-1 | CQK | 0.08 |
| 4-(2-Nitrobutyl)morpholin | 2224-44-4 | GSchV | 0.1 |
| Oxazolidin | 66204-44-2 | GSchV | 0.1 |
| Oxazolidin-E | 7747-35-5 | GSchV | 0.1 |

| Wirkstoff-Bezeichnung | CAS-Nr. | Referenz-mass | Toxische Grenzkonzentration [$\mu\text{g/l}$] |
|---|-------------|---------------|---|
| p-[(Diiodmethyl)sulfonyl]toluol | 20018-09-1 | GSchV | 0.1 |
| Permethrin | 52645-53-1 | PNEC | 0.00047 |
| 2-Phenylphenol Biphenyl-2-ol | 90-43-7 | CQK | 98 |
| Phoxim | 14816-18-3 | CQK | 0.008 |
| 6-(Phthalimid)peroxyhexansäure | 128275-31-0 | GSchV | 0.1 |
| Piperonylbutoxid | 51-03-6 | CQK | 0.00083 |
| Prallethrin | 23031-36-9 | GSchV | 0.1 |
| Prometryn | 7287-19-6 | CQK | 0.2 |
| Propetamphos | 31218-83-4 | CQK | 0.001 |
| Propiconazol | 60207-90-1 | PNEC | 6.8 |
| Propoxur | 114-26-1 | CQK | 0.01 |
| Pyrethrine und Pyrethroide | 8003-34-7 | GSchV | 0.1 |
| S-Bioallethrin | 28434-00-6 | GSchV | 0.1 |
| S-Methopren | 65733-16-6 | PNEC | 0.19 |
| Sonoclosan | 3380-30-1 | GSchV | 0.1 |
| Tebuconazol | 107534-96-3 | PNEC | 1 |
| Terbuthylazin | 5915-41-3 | CQK | 0.22 |
| Terbutryn | 886-50-0 | CQK | 0.065 |
| (Z,E)-Tetradeca-9,12-dienylacetat | 30507-70-1 | GSchV | 0.1 |
| Tetrahydro-1,3,4,6-tetrakis(hydroxymethyl)imidazo[4,5-d]imidazol-2,5(1H,3H)-dion (TMAD) | 5395-50-6 | GSchV | 0.1 |
| Tetramethrin | 7696-12-0 | CQK | 0.00029 |
| Thiamethoxam | 153719-23-4 | PNEC | 0.14 |
| Transfluthrin | 118712-89-3 | PNEC | 0.0007 |
| Triazinetriethanol | 4719-04-4 | GSchV | 0.1 |
| Triclocarban | 101-20-2 | CQK | 0.022 |
| Triclosan | 3380-34-5 | CQK | 0.02 |
| α,α',α'' -Trimethyl-1,3,5-triazin-1,3,5(2H,4H,6H)-triethanol (HPT) | 25254-50-6 | GSchV | 0.1 |
| Quartäre Ammonium-Verbindungen | QAV | GSchV | 0.1 |

B.2 Charakterisierungsfaktoren toxische Grenzkonzentration

Tabelle 28: Charakterisierungsfaktoren für Biozid-Wirkstoffe nach Grenzkonzentrationen

| Wirkstoff-Bezeichnung | CAS-Nr. | Charakterisierungsfaktor [g Glyphosat-Äq. / g Wirkstoff] |
|-----------------------|-------------|--|
| Acetamiprid | 135410-20-7 | 1'080 |
| Allethrin | 584-79-2 | 635'294 |
| (Alpha)Chloralose | 15879-93-3 | 1'091 |
| alpha-Cypermethrin | 67375-30-8 | 1'200'000 |
| Azamethiphos | 35575-96-3 | 484'305 |

| Wirkstoff-Bezeichnung | CAS-Nr. | Charakterisierungsfaktor [g Glyphosat-Äq. / g Wirkstoff] |
|---|-------------|--|
| 1,2-Benzisothiazol-3(2H)-on (BIT) | 2634-33-5 | 600 |
| Benzothiazol-2-thiol | 149-30-4 | 26 |
| Benzylbenzoat | 120-51-4 | 6 |
| Bethoxazin | 163269-30-5 | 1'080 |
| Bifenthrin | 82657-04-3 | 1'136'842 |
| Bioresmethrin | 28434-01-7 | 1'080 |
| 1,3-Bis(hydroxymethyl)-5,5-dimethylimidazolidin-2,4-dion | 6440-58-0 | 1'080 |
| Brodifacoum | 56073-10-0 | 2'700 |
| Bromadiolon | 28772-56-7 | 6'353 |
| Bromothalonil | 35691-65-7 | 54 |
| Bronopol | 52-51-7 | 540 |
| 2-Butyl-benzo[d]isothiazol-3-on | 4299-07-4 | 1'080 |
| Carbendazim | 10605-21-7 | 318 |
| Chlorfenapyr | 122453-73-0 | 6'353 |
| Chlorkresol | 59-50-7 | 1'080 |
| Chlorphacinon | 3691-35-8 | 240 |
| Chlorpyrifos | 2921-88-2 | 3'600 |
| cis-Tricos-9-en | 27519-02-4 | 1'080 |
| Clorofen | 120-32-1 | 1'080 |
| Clothianidin | 210880-92-5 | 831 |
| Coumatetralyl | 5836-29-3 | 1'080 |
| Cypermethrin | 52315-07-8 | 108'000 |
| Cyphenothrin | 39515-40-7 | 1'080 |
| Cyromazin | 66215-27-8 | 1'080 |
| (d)-Limonen | 5989-27-5 | 20 |
| d-Phenothrin | 188023-86-1 | 1'080 |
| d-trans-Tetramethrin | 1166-46-7 | 1'080 |
| Deltamethrin | 52918-63-5 | 154'286 |
| Diazinon | 333-41-5 | 7'200 |
| Diazolidinyl-Harnstoff | 78491-02-8 | 19 |
| 4,5-Dichlor-2-octyl-2H-isothiazol-3-on (DCOIT) / Sea-Nine | 64359-81-5 | 3'176 |
| 1,3-Dichlor-5-ethyl-5-methylimidazolidin-2,4-dion (DCEMH) | 89415-87-2 | 1'080 |
| 1,3-Dichloro-5,5-dimethylhydantoin | 118-52-5 | 1'080 |
| 1,4-Dichlorbenzol | 106-46-7 | 11 |
| Difenacoum | 56073-07-5 | 1'800 |
| Difethialon | 104653-34-1 | 24'545 |
| Diflubenzuron | 35367-38-5 | 27'000 |
| 4,4-Dimethyloxazolidin | 51200-87-4 | 1'080 |
| Diphenoxarsin-10-yloxid | 58-36-6 | 1'080 |
| Dipyrrithion | 3696-28-4 | 1'080 |
| 2,2'-Dithiobis[N-methylbenzamid] | 2527-58-4 | 1'080 |
| Diuron | 330-54-1 | 5'400 |
| Dodecylguanidin Monohydrochlorid | 13590-97-1 | 1'080 |
| Empenthrin | 54406-48-3 | 1'080 |
| Ethyl N-acetyl-N-butyl-(beta)-alaninat | 52304-36-6 | 1'080 |

| Wirkstoff-Bezeichnung | CAS-Nr. | Charakterisierungsfaktor [g Glyphosat-Äq. / g Wirkstoff] |
|----------------------------------|-------------|--|
| Etofenprox | 80844-07-1 | 2'000 |
| Fenoxycarb | 79127-80-3 | 675'000 |
| Fenpropimorph | 67564-91-4 | 6'750 |
| Fipronil | 120068-37-3 | 9'000 |
| Flocoumafen | 90035-08-8 | 1'543 |
| Hexaflumuron | 86479-06-3 | 1'080 |
| Hydramethylnon | 67485-29-4 | 1'080 |
| Icaridin | 119515-38-7 | 1'080 |
| Imidacloprid | 138261-41-3 | 621 |
| Imiprothrin | 72963-72-5 | 1'080 |
| Irgarol / Cybutryn | 28159-98-0 | 46'957 |
| Isoproturon | 34123-59-6 | 338 |
| Lambda Cyhalothrin | 91465-08-6 | 540'000 |
| Laurylamindipropylendiamin (BDA) | 2372-82-9 | 1'080 |
| Methomyl | 16752-77-5 | 1'350 |
| Methylantranilat | 134-20-3 | 1'080 |
| Methylendithiocyanat | 6317-18-6 | 1'800 |
| Monolinuron | 1746-81-2 | 720 |
| N,N-diethyl-meta-toluamid (DEET) | 134-62-3 | 3 |
| N,N'-Methylenbismorpholin | 5625-90-1 | 1'080 |
| Naphthalin | 91-20-3 | 54 |
| Natrium 2-biphenylat | 132-27-4 | 1'080 |
| Natrium-Pyriithion | 3811-73-2 | 1'080 |
| Natriumdimethyldithiocarbamat | 128-04-1 | 1'350 |
| 4-(2-Nitrobutyl)morpholin | 2224-44-4 | 1'080 |
| Oxazolidin | 66204-44-2 | 1'080 |
| Oxazolidin-E | 7747-35-5 | 1'080 |
| p-[(Diodmethyl)sulfonyl]toluol | 20018-09-1 | 1'080 |
| Permethrin | 52645-53-1 | 229'787 |
| 2-Phenylphenol Biphenyl-2-ol | 90-43-7 | 1 |
| Phoxim | 14816-18-3 | 13'500 |
| 6-(Phthalimid)peroxyhexansäure | 128275-31-0 | 1'080 |
| Piperonylbutoxid | 51-03-6 | 130'120 |
| Prallethrin | 23031-36-9 | 1'080 |
| Prometryn | 7287-19-6 | 540 |
| Propetamphos | 31218-83-4 | 108'000 |
| Propiconazol | 60207-90-1 | 16 |
| Propoxur | 114-26-1 | 10'800 |
| Pyrethrine und Pyrethroide | 8003-34-7 | 1'080 |
| S-Bioallethrin | 28434-00-6 | 1'080 |
| S-Methopren | 65733-16-6 | 568 |
| Soneclosan | 3380-30-1 | 1'080 |
| Tebuconazol | 107534-96-3 | 108 |
| Terbutylazin | 5915-41-3 | 491 |

| Wirkstoff-Bezeichnung | CAS-Nr. | Charakterisierungsfaktor [g Glyphosat-Äq. / g Wirkstoff] |
|---|-------------|--|
| Terbutryn | 886-50-0 | 1'662 |
| (Z,E)-Tetradeca-9,12-dienylacetat | 30507-70-1 | 1'080 |
| Tetrahydro-1,3,4,6-tetrakis(hydroxymethyl)imidazo[4,5-d]imidazol-2,5(1H,3H)-dion (TMAD) | 5395-50-6 | 1'080 |
| Tetramethrin | 7696-12-0 | 372'414 |
| Thiamethoxam | 153719-23-4 | 771 |
| Transfluthrin | 118712-89-3 | 154'286 |
| Triazinetriethanol | 4719-04-4 | 1'080 |
| Triclocarban | 101-20-2 | 4'909 |
| Triclosan | 3380-34-5 | 5'400 |
| α,α',α'' -Trimethyl-1,3,5-triazin-1,3,5(2H,4H,6H)-triethanol (HPT) | 25254-50-6 | 1'080 |
| Quartäre Ammonium-Verbindungen | QAV | 1'080 |

B.3 Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox

Tabelle 29: Charakterisierungsfaktoren für Biozid-Wirkstoffe nach USEtox

| Wirkstoff-Bezeichnung | CAS-Nr. | Charakterisierungsfaktor [PAF*m ³ *d/kg] |
|--|-------------|---|
| Acetamiprid | 135410-20-7 | 0.100 |
| Allethrin | 584-79-2 | 0.000170 |
| (Alpha)Chloralose | 15879-93-3 | 0.0990 |
| alpha-Cypermethrin | 67375-30-8 | 0.0000900 |
| Azamethiphos | 35575-96-3 | 0.000223 |
| 1,2-Benzisothiazol-3(2H)-on (BIT) | 2634-33-5 | 0.180 |
| Benzothiazol-2-thiol | 149-30-4 | 4.10 |
| Benzylbenzoat | 120-51-4 | 16.8 |
| Bethoxazin | 163269-30-5 | 0.100 |
| Bifenthrin | 82657-04-3 | 0.0000950 |
| Bioresmethrin | 28434-01-7 | 0.100 |
| 1,3-Bis(hydroxymethyl)-5,5-dimethylimidazolidin-2,4-dion | 6440-58-0 | 0.100 |
| Brodifacoum | 56073-10-0 | 0.0400 |
| Bromadiolon | 28772-56-7 | 0.0170 |
| Bromothalonil | 35691-65-7 | 2.00 |
| Bronopol | 52-51-7 | 0.200 |
| 2-Butyl-benzo[d]isothiazol-3-on | 4299-07-4 | 0.100 |
| Carbendazim | 10605-21-7 | 0.340 |
| Chlorfenapyr | 122453-73-0 | 0.0170 |
| Chlorkresol | 59-50-7 | 0.100 |
| Chlorophacinon | 3691-35-8 | 0.450 |
| Chlorpyrifos | 2921-88-2 | 0.0300 |

| Wirkstoff-Bezeichnung | CAS-Nr. | Charakterisierungsfaktor [PAF*m ³ *d/kg] |
|---|-------------|---|
| cis-Tricos-9-en | 27519-02-4 | 0.100 |
| Clorofen | 120-32-1 | 0.100 |
| Clothianidin | 210880-92-5 | 0.130 |
| Coumatetralyl | 5836-29-3 | 0.100 |
| Cypermethrin | 52315-07-8 | 0.00100 |
| Cyphenothrin | 39515-40-7 | 0.100 |
| Cyromazin | 66215-27-8 | 0.100 |
| (d)-Limonen | 5989-27-5 | 5.400 |
| d-Phenothrin | 188023-86-1 | 0.100 |
| d-trans-Tetramethrin | 1166-46-7 | 0.100 |
| Deltamethrin | 52918-63-5 | 0.000700 |
| Diazinon | 333-41-5 | 0.01500 |
| Diazolidinyl-Harnstoff | 78491-02-8 | 5.58 |
| 4,5-Dichlor-2-octyl-2H-isothiazol-3-on (DCOIT) / Sea-Nine | 64359-81-5 | 0.0340 |
| 1,3-Dichlor-5-ethyl-5-methylimidazolidin-2,4-dion (DCEMH) | 89415-87-2 | 0.100 |
| 1,3-Dichloro-5,5-dimethylhydantoin | 118-52-5 | 0.100 |
| 1,4-Dichlorbenzol | 106-46-7 | 10.0 |
| Difenacoum | 56073-07-5 | 0.0600 |
| Difethialon | 104653-34-1 | 0.00440 |
| Diflubenzuron | 35367-38-5 | 0.00400 |
| 4,4-Dimethyloxazolidin | 51200-87-4 | 0.100 |
| Diphenoxarsin-10-yloxid | 58-36-6 | 0.100 |
| Dipyrrithion | 3696-28-4 | 0.100 |
| 2,2'-Dithiobis[N-methylbenzamid] | 2527-58-4 | 0.100 |
| Diuron | 330-54-1 | 0.0200 |
| Dodecylguanidin Monohydrochlorid | 13590-97-1 | 0.100 |
| Empenthrin | 54406-48-3 | 0.100 |
| Ethyl N-acetyl-N-butyl-(beta)-alaninat | 52304-36-6 | 0.100 |
| Etofenprox | 80844-07-1 | 0.0540 |
| Fenoxycarb | 79127-80-3 | 0.000160 |
| Fenpropimorph | 67564-91-4 | 0.0160 |
| Fipronil | 120068-37-3 | 0.0120 |
| Flocoumafen | 90035-08-8 | 0.0700 |
| Hexaflumuron | 86479-06-3 | 0.100 |
| Hydramethylon | 67485-29-4 | 0.100 |
| Icaridin | 119515-38-7 | 0.100 |
| Imidacloprid | 138261-41-3 | 0.174 |
| Imiprothrin | 72963-72-5 | 0.100 |
| Irgarol / Cybutryn | 28159-98-0 | 0.00230 |
| Isoproturon | 34123-59-6 | 0.320 |
| Lambda Cyhalothrin | 91465-08-6 | 0.000200 |
| Laurylamindipropylendiamin (BDA) | 2372-82-9 | 0.100 |
| Methomyl | 16752-77-5 | 0.0800 |

| Wirkstoff-Bezeichnung | CAS-Nr. | Charakterisierungsfaktor [PAF*m ³ *d/kg] |
|---|-------------|---|
| Methylantranilat | 134-20-3 | 0.100 |
| Methylendithiocyanat | 6317-18-6 | 0.0600 |
| Monolinuron | 1746-81-2 | 0.150 |
| N,N-diethyl-meta-toluamid (DEET) | 134-62-3 | 41.0 |
| N,N'-Methylenbismorpholin | 5625-90-1 | 0.100 |
| Naphthalin | 91-20-3 | 2.00 |
| Natrium 2-biphenylat | 132-27-4 | 0.100 |
| Natrium-Pyrithion | 3811-73-2 | 0.100 |
| Natriumdimethyldithiocarbamat | 128-04-1 | 0.0800 |
| 4-(2-Nitrobutyl)morpholin | 2224-44-4 | 0.100 |
| Oxazolidin | 66204-44-2 | 0.100 |
| Oxazolidin-E | 7747-35-5 | 0.100 |
| p-[(Diodmethyl)sulfonyl]toluol | 20018-09-1 | 0.100 |
| Permethrin | 52645-53-1 | 0.000470 |
| 2-Phenylphenol Biphenyl-2-ol | 90-43-7 | 98.0 |
| Phoxim | 14816-18-3 | 0.00800 |
| 6-(Phthalimid)peroxyhexansäure | 128275-31-0 | 0.100 |
| Piperonylbutoxid | 51-03-6 | 0.000830 |
| Prallethrin | 23031-36-9 | 0.100 |
| Prometryn | 7287-19-6 | 0.200 |
| Propetamphos | 31218-83-4 | 0.00100 |
| Propiconazol | 60207-90-1 | 6.80 |
| Propoxur | 114-26-1 | 0.0100 |
| Pyrethrine und Pyrethroide | 8003-34-7 | 0.100 |
| S-Bioallethrin | 28434-00-6 | 0.100 |
| S-Methopren | 65733-16-6 | 0.190 |
| Soneclosan | 3380-30-1 | 0.100 |
| Tebuconazol | 107534-96-3 | 1.00 |
| Terbutylazin | 5915-41-3 | 0.220 |
| Terbutryn | 886-50-0 | 0.0650 |
| (Z,E)-Tetradeca-9,12-dienylacetat | 30507-70-1 | 0.100 |
| Tetrahydro-1,3,4,6-tetrakis(hydroxymethyl)imidazo[4,5-d]imidazol-2,5(1H,3H)-dion (TMAD) | 5395-50-6 | 0.100 |
| Tetramethrin | 7696-12-0 | 0.000290 |
| Thiamethoxam | 153719-23-4 | 0.140 |
| Transfluthrin | 118712-89-3 | 0.000700 |
| Triazinetriethanol | 4719-04-4 | 0.100 |
| Triclocarban | 101-20-2 | 0.0220 |
| Triclosan | 3380-34-5 | 0.0200 |
| α,α',α"-Trimethyl-1,3,5-triazin-1,3,5(2H,4H,6H)-triethanol (HPT) | 25254-50-6 | 0.100 |
| Quartäre Ammonium-Verbindungen | QAV | 0.100 |

B.4 Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox für Pflanzenschutzmittel

Tabelle 30: Charakterisierungsfaktoren für Pflanzenschutzmittel nach USEtox

| Wirkstoff-Bezeichnung | CAS-Nr. | Charakterisierungsfaktor [PAF*m ³ *d/kg] |
|------------------------------|-------------|---|
| Aldicarb | 116-06-3 | 47084 |
| Asulam | 3337-71-1 | 216 |
| Atrazine | 1912-24-9 | 87654 |
| Azoxystrobin | 131860-33-8 | 73119 |
| Bentazon | 25057-89-0 | 201 |
| Boscalid | 188425-85-6 | nicht vorh. |
| Carbofuran | 1563-66-2 | 112462 |
| Chlorfenvinphos | 470-90-6 | 199961 |
| Chloridazon | 1698-60-8 | 9318 |
| Chlorotoluron | 15545-48-9 | 2690 |
| Chlorpyrifos | 2921-88-2 | 6206819 |
| Clomazone | 81777-89-1 | 7800 |
| Clopyralid | 1702-17-6 | 912 |
| Clothianidin | 210880-92-5 | nicht vorh. |
| Cyproconazole | 94361-06-5 | 4566 |
| Diazinon | 333-41-5 | 185625 |
| Dicamba | 1918-00-9 | 1891 |
| Dichlobenil | 1194-65-6 | 5266 |
| 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure | 94-75-7 | 860 |
| Difenoconazole | 119446-68-3 | 119053 |
| Diflubenzuron | 35367-38-5 | 11976365 |
| Dimethachlor | 50563-36-5 | 12476 |
| Dimethoate | 60-51-5 | 17926 |
| Diuron | 330-54-1 | 60117 |
| Epoxiconazole | 133855-98-8 | nicht vorh. |
| Ethofumesate | 26225-79-6 | 3939 |
| Fipronil | 120068-37-3 | 2012897 |
| Flufenacet | 142459-58-3 | 168237 |
| Flusilazole | 85509-19-9 | nicht vorh. |
| Glyphosat | 1071-83-6 | 321 |
| Imidacloprid | 138261-41-3 | 3139 |
| Iprovalicarb | 140923-17-7 | nicht vorh. |
| Isoproturon | 34123-59-6 | 116786 |
| Linuron | 330-55-2 | 199180 |
| MCPA | 94-74-6 | 1883 |
| MCPB | 94-81-5 | 1953 |
| Mecoprop-P | 16484-77-8 | 423 |
| Metamitron | 41394-05-2 | 498 |
| Metazachlor | 67129-08-2 | 7364 |
| Methomyl | 16752-77-5 | 28979 |
| Methoxyfenozid | 161050-58-4 | 50096 |

| Wirkstoff-Bezeichnung | CAS-Nr. | Charakterisierungsfaktor [PAF*m ³ *d/kg] |
|--------------------------|-------------|--|
| Metribuzin | 21087-64-9 | 9492 |
| Napropamide | 15299-99-7 | 3931 |
| Nicosulfuron | 111991-09-4 | 652 |
| Pirimicarb | 23103-98-2 | 1653 |
| Prochloraz | 67747-09-5 | 393607 |
| Propamocarb | 24579-73-5 | 338 |
| Propamocarb-hydrochlorid | 25606-41-1 | 112 |
| Pyrimethanil | 53112-28-0 | 3417 |
| S-Metolachlor | 87392-12-9 | 114699 |
| Spiroxamine | 118134-30-8 | nicht vorh. |
| Sulcotrione | 99105-77-8 | nicht vorh. |
| Tebuconazole | 107534-96-3 | 68297 |
| Tebufenozide | 112410-23-8 | 44099 |
| Terbacil | 5902-51-2 | 11808 |
| Terbutylazine | 5915-41-3 | 474394 |
| Thiamethoxam | 153719-23-4 | nicht vorh. |
| Triclopyr | 55335-06-3 | 4875 |

C Berechnung der UBP

Ökofaktoren werden aus den Flüssen in die Umwelt (jährliche Eintragsmengen) und einer optionalen Charakterisierung berechnet, wie in Formel 5 dargestellt. Eine detaillierte Beschreibung der Berechnungsmethode findet sich in (Frischknecht et al., 2013).

$$\text{Ökofaktor}_i = \frac{K_i * c}{F_n} * \left(\frac{F}{F_k}\right)^2$$

Formel 5: Allgemeine Formel zur Berechnung charakterisierter Ökofaktoren

| Symbol | Bedeutung | Einheit |
|------------------------|---|-------------------------|
| Ökofaktor _i | Ökofaktor des Wirkstoffes i | UBP / g Emission |
| K _i | Charakterisierungsfaktor eines Wirkstoffs i | 1 bzw. methodenabhängig |
| c | Konstante = 10 ¹² | 1/a |
| F _n | Normierungsfluss | g Emission / a |
| F | Aktueller Fluss | g Emission / a |
| F _k | Kritischer Fluss | g Emission / a |

Für die Berechnung der UBP pro Wirkstoff in Bioziden sind die charakterisierten Flüsse in Formel 5 einzusetzen. Zudem wurden die Berechnungen der Flüsse in dieser Studie in Kilogramm vorgenommen (Formel 6):

$$\text{Ökofaktor} = \frac{K_i * c}{\sum_i(K_i * F_i)} * \left(\frac{\sum_i(K_i * F_i)}{\sum_i(K_i * TKG_i / 10^9 * Q_{CH})}\right)^2$$

Formel 6: Berechnung der charakterisierten Ökofaktoren für Biozide

| Symbol | Bedeutung | Einheit |
|------------------------|--|---|
| Ökofaktor _i | Ökofaktor des Wirkstoffes i | UBP / g Glyphosat-Äq. |
| K _i | Charakterisierungsfaktor eines Wirkstoffs i | kg Glyphosat-Äq. / kg Wirkstoff oder PAF*m ³ *d / kg Wirkstoff |
| c | Konstante = 10 ⁹ (da Flüsse in kg eingesetzt) | UBP / a |
| F _i | Jährlicher Fluss des Wirkstoffs i | kg Glyphosat-Äq. / a oder PAF*m ³ *d / a |
| F | Aktueller Fluss | kg Glyphosat-Äq. / a oder PAF*m ³ *d / a |
| F _k | Kritischer Fluss | kg Glyphosat-Äq. / a oder PAF*m ³ *d / a |

| Symbol | Bedeutung | Einheit |
|------------------|--|----------------|
| TGK _i | Toxische Grenzkonzentration des Wirkstoffs | µg Wirkstoff/l |
| Q _{CH} | Jährlicher Gesamtabfluss Schweiz | l / a |

D Änderungen an Stoffliste Wittmer und Diskussion bedeutender Stoffe

D.1 Einleitung

Aufgrund der Ergebnisse der Emissionsabschätzung für Biozide wurden alle Substanzen mit mehr als 10 Tonnen Emissionen pro Jahr oder mehr als 10 % Anteil am kritischen Fluss in einer der vorgeschlagenen Charakterisierungen fallweise abgeklärt bezüglich ihrer Stabilität in Gewässern. Im folgenden werden die Ergebnisse dieser Analyse dargestellt. Wo nötig wurden die Emissionsabschätzungen korrigiert.

D.2 CMI/MI

Die Quellenlage zu den beiden Biozide 5-Chloro-2-methylisothiazolin-3-on (CMI) und 2-Methylisothiazolin-3-on (MI) bezüglich ihrer Stabilität in Wasser scheint relativ eindeutig. Ein Herstellerdokument (Dow, 2010) beschreibt eine rasche Abbaubarkeit in Wasser, ohne wissenschaftliche Quellen für diese Aussage zu nennen. Die Studie von (Törneman et al., 2008) im Auftrag des schwedischen Umweltamts kommt zum Schluss, das CMI und MI sehr rasch in Gewässern abgebaut werden. CMI und MI werden somit als nicht stabil in Wasser bewertet.

D.3 TMAD

TMAD (Tetrahydro-1,3,4,6-tetrakis(hydroxymethyl)imidazo[4,5-d]imidazol-2,5(1H,3H)-dion) wird gemäss Herstellerangaben innert Stunden zu Formaldehyd und Glycoluril (CAS-Nr. 496-46-8) hydrolysiert. Glycoluril wird in demselben Dossier als stabil im Wasser bezeichnet. Die Konzentration ohne toxischen Effekt (PNEC) auf Fische wird in einer Abschätzung über das Quantitative Struktur-Wirkungs-Beziehung (QSAR) auf 1 µg/l abgeschätzt (ctgb, 2013a). Da eine QSAR-Abschätzung lediglich die Basistoxizität einer Substanz näherungsweise abbildet, ist eher von einer Unterschätzung der toxischen Effekte auszugehen. Somit wird TMAD aufgrund des Abbauprodukts Glycoluril als stabil im Wasser betrachtet. TMAD spaltet Formaldehyd ab, das in der Kläranlage rasch abgebaut wird. Für das Abbauprodukt Glycoluril wird kein Abbau in der Kläranlage angenommen. Aus dem Vergleich der Molmassen von TMAD (262.22 g/Mol) und Glycoluril (142.12 g/Mol) ergibt sich ein Abbau von 46 % in der Kläranlage.

D.4 Tosylchloramid-Natrium

Gemäss der persönlichen Kommunikation mit Irene Wittmer (Wittmer, 2015b) war Tosylchloramid-Natrium in der zugestellten Tabelle mit Bioziden Wirkstoffen (Wittmer, 2015a) fälschlicherweise als stabil im Wasser klassiert. Die Klassierung wurde entsprechend zu nicht stabil im Wasser korrigiert.

D.5 Chlorkresol

Zur Abbaubarkeit von Chlorkresol ergab eine kurze Literaturrecherche nur eine relativ alte Quelle (Callahan et al., 1979). Gemäss dieser ist Chlorkresol im Wasser stabil.

D.6 α,α',α'' -Trimethyl-1,3,5-triazin-1,3,5(2H,4H,6H)-triethanol (HPT)

HPT wird durch die Inverkehrbringer nicht als gewässergefährdend eingestuft. Gemäss der Informationen auf der Webseite der Europäischen Chemikalienagentur fehlen Daten zur Gewässertoxizität (ECHA, 2015). HPT ist ein Formaldehydabspalter («Formaldehyde releasers: principles of chemistry and hydrolysis», 2014), der in Wasser relativ schnell im Masseverhältnis 1:1 in die Abbauprodukte Formaldehyd und 2-Hydroxypropylamin (CAS-Nr. 78-96-6) hydrolysiert wird (ctgb, 2013b). Die Toxizität und Stabilität von 2-Hydroxypropylamin konnte in der zur Verfügung stehenden Zeit nicht abschliessend geklärt werden. Es sind weder PNEC, Qualitätskriterien noch USEtox Charakterisierungsfaktoren verfügbar. Somit wird die berechnete Emissionsmenge für HPT mit 50 % multipliziert, um die Formaldehydabspaltung zu berücksichtigen und 2-Hydroxypropylamin als stabil angenommen.

D.7 Fenoxycarb

Gemäss (University of Hertfordshire, 2015) ist Fenoxycarb in Gewässern stabil.

D.8 Triclosan

Mit Entscheidung vom 25.4.2014 wurde Triclosan nicht mehr für die Produktarten 2, 7, und 9 zugelassen. Für die Produktart 1 läuft das Zulassungsverfahren noch, womit Triclosan für diese Anwendung nach wie vor zugelassen ist. Die Emissionsabschätzung wurde gegenüber der Tabelle von (Wittmer, 2015a) korrigiert

D.9 Permethrin

Permethrin ist stabil in Wasser, wie aus dem Bewertungsdossier der EU hervorgeht (ECHA, 2014b).

D.10 Bifenthrin

Gemäss dem Assessment Report der EU wird Bifenthrin durch Hydrolyse nicht und durch Photolyse nur langsam abgebaut (ECHA, 2010).

D.11 Cypermethrin

In Wasser bei pH 7 wird Cypermethrin nur langsam durch Hydrolyse abgebaut, die Halbwertszeit beträgt fast 5 Tage. Die Halbwertszeiten der Photolyse liegen im Bereich von 12-15 Tagen (ECHA, 2014a).