

Niederschlagswasser von Kunststoffdachbahnen – Auslaugung von Stoffen und deren Ökotoxizität für aquatische Organismen

Michael Burkhardt, Mirko Rohr (Rapperswil/Schweiz), Ines Heisterkamp und Stefan Gartiser (Freiburg)

Zusammenfassung

Verschiedene Stoffe werden aus Bauprodukten ausgewaschen und mit Niederschlagswasser in die Umwelt verfrachtet. Neben chemischen Analysen können Ökotoxizitätstests Hinweise zu möglichen Effekten geben. Deshalb wurden Eluate von Kunststoffdachbahnen (EPDM, PVC, FPO) im umu-, Algen-, Daphnien- und Leuchtbakterientest auf ihre ökotoxische Wirkung untersucht, sowie fast 200 Stoffe analysiert. Keine Wasserprobe ergab einen genotoxischen Effekt im umu-Test. Die drei anderen Biotests zeigten jedoch bei EPDM und im Algentest bei FPO deutliche Effekte. Ohne Wirkung war PVC. Die Ergebnisse unterstreichen, dass Biotests eine zusätzliche Methodik zur Beurteilung von auswaschbaren Stoffen in Bauprodukten darstellen. Solche Ergebnisse lassen sich in Produktdeklarationen integrieren und bei einer Belastungsabschätzung des Niederschlagswassers hinzuziehen.

Schlagwörter: Bauprodukte, Auswaschung, Niederschlagswasser, Kunststoff, Kunststoffdachbahnen, Ökotoxizität, genotoxischer Effekt, Biotest

DOI: 10.3243/kwe2020.08.001

Abstract

Rainwater from synthetic roofing membranes – leaching from construction materials and its ecotoxicity for aquatic organisms

Rainwater can leach various substances from building products that ultimately enter the environment. Along with chemical analyses, ecotoxicity tests can also be used to provide information about potential effects. To this end, researchers examined the ecotoxic effects of eluate from synthetic roofing membranes (made out of EPDM, PVC and FPO) using the umu test, algae, daphnia and luminescent bacteria testing and analysed close to 200 substances. The umu test found that none of the water samples had a genotoxic effect. However, the three other biotests showed significant effects with EPDM, as did the algae test with FPO. PVC had no impact. The results demonstrate that biotests are an additional methodology for assessing substances released from building products. These findings can be integrated into product declarations and consulted when assessing rainwater.

Key Words: building products, leaching, rainwater, plastic, synthetic roofing membranes, ecotoxicity, genotoxic effects, biotest

1 Einleitung

Überwachungsprogramme für Gewässer weisen auf das Vorkommen verschiedener Stoffen aus Gebäuden hin [1, 2, 3]. Die in Bauprodukten eingesetzten anorganischen und organischen Stoffe, wie Biozide, Durchwurzelungsschutzmittel, Weichmacher, Vulkanisationsbeschleuniger oder Flammschutzmittel, gelangen mit dem abfließenden Niederschlagswasser in die Umwelt [4, 5, 6, 7]. Die Stoff- und Materialeigenschaften sowie der Witterungseinfluss bestimmen maßgeblich die Freisetzung [8, 9]. Daten zur Stoffauslaugung fehlen aber häufig, besonders zu kunststoffbasierten Bauprodukten [10]. Gewisse Additive (z.B. Flammschutzmittel) in Kunststoffdachbahnen sind aber durch die Diskussion um fragmentierte Kunststoffe, soge-

nanntes „sekundäres Mikroplastik“, in den Fokus von urbanem Niederschlagswasser gerückt.

Die Auslaugung solcher Stoffe aus monolithischen oder flächigen Bauprodukten soll zukünftig mit dem europaweit harmonisierten «Dynamic Surface Leaching Test» (DSLTL) ermittelt werden [11]. Unter Berücksichtigung von Transferfaktoren oder einer Modellierung können mittels Szenarien die Umwelt Risiken abgeschätzt und beurteilt werden [12].

Ist die Analytik herausfordernd und kostspielig, oder geben weder Sicherheitsdatenblätter noch Hersteller Hinweise auf wassermobilisierbare Stoffe, sind andere Vorgehensweisen nützlich [13, 14].

In solchen Fällen können ökotoxikologische Methoden (Biotests) die klassische chemische Analytik ergänzen [15, 16, 17]. In der Technischen Regel CEN/TR 17105 [18] sind Ökotoxizitätstests als zusätzliches biologisches Bewertungsverfahren von Bauprodukten aufgeführt. Bestenfalls sind diese Resultate für die Auslobung der Umwelteigenschaften im Deklarationsinstrument „Blauer Engel“, in der Europäischen Umweltproduktdeklaration (EPD) oder CE-Leistungserklärung als technisches Qualitätsmerkmal nutzbar.

In vorliegender Untersuchung sollte für Kunststoffdachbahnen exemplarisch geklärt werden, welchen Mehrwert Ökotoxizitätstests als komplementäres Beurteilungsinstrument zur chemischen Analytik bieten, um die Resultate in den Vergabekriterien vom Blauen Engel zu integrieren und damit Hinweise zur potenziellen Gewässerbelastung zu kommunizieren. Dachbahnen auf Flachdächern sind besonders intensiv der Witterung exponiert und das Niederschlagswasser wird versickert oder in die Oberflächengewässer eingeleitet. Zur Freisetzung aus Kunststoffdachbahnen liegen trotz der hohen Verbreitung kaum Kenntnisse vor. Daher ist die Auslaugung von besonderem Interesse für das nachhaltige Bauen und eine integrale Regenwasserbewirtschaftung.

2 Material und Methoden

Drei verschiedene Abdichtungsbahnen für den Dachbereich wurden eluiert und die Wasserproben sowohl chemisch als auch in Biotests untersucht.

2.1 Kunststoffdachbahnen

Die drei Dachbahnen sind professionelle Marktprodukte, die verschiedene Werkstoffgruppen aus EN 13956 „Abdichtungsbahnen – Kunststoff- und Elastomerbahnen für Dachabdichtungen – Definitionen und Eigenschaften“ repräsentieren und bereits in einem anderen Forschungsprojekt berücksichtigt wurden [19]:

- PVC (Thermoplast): Polyvinylchlorid mind. 40 %, für Nacktdach (UBA_DF 1)
- FPO (TPO; Thermoplast): Flexibles Polyolefin mind. 30 %, für Nacktdach und unter Auflast (UBA_DF 2)

- EPDM (Kautschuk; Elastomer): EPDM-Elastomer mind. 25 %, vernetzt, für Nacktdach und unter Auflast (UBA_DF 5)

Jedes Produkt wurde als Rolle anonym beschafft. Um nur die Oberseiten zu eluieren, weil unter Anwendungsbedingungen nur diese in Kontakt mit Regenwasser stehen, wurden jeweils Glaszylinder (Innen 120 mm, Fläche 113 cm²) mit 20 mm Reinstwasser befüllt (< 5 µS/cm, V/A Verhältnis 20 L/m²) auf der Oberseite der Bahn mit einer Halterung angepresst (Abbildung 1).

Der DSLT erstreckt sich über 64 Tage, wobei zu acht definierten Zeitpunkten das Wasser gewechselt wird. Über die Versuchsdauer nehmen die Wasserkontaktzeiten zu. So zeichnet sich die erste Probe durch sechs Stunden Wasserkontakt, die achte durch 28 Tage aus.

Für jedes Produkt wurden eine Mischprobe aus den Eluaten 1 und 2 (6 h und 18 h Wasserkontakt, d. h. total 24 h), das Eluat 8 (28 d Wasserkontakt) und ein Verfahrensblindwert chemisch analysiert und deren Ökotoxizität ermittelt. Die Mischprobe der ersten 24 h repräsentiert die Stofffreisetzung durch Abwaschen der Oberfläche oder Auflösung, die letzte Probe diffusionsgesteuerte Freisetzung. Diese ist unter Anwendungsbedingungen der Bauprodukte über den Nutzungszeitraum besonders umweltrelevant, weil die Stoffnachlieferung aus der Materialmatrix stammt. Die Eluate für die chemischen Analysen wurden im Kühlschrank (+4 °C) und für die Ökotoxizitätstests bis zur Untersuchung bei –18 °C gelagert.

2.2 Chemische Analysen

Der pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit und der totale organische Kohlenstoff (TOC) mit einer Bestimmungsgrenze (BG) von 1 mg/L wurden in allen Einzelproben bestimmt. In der Mischprobe und Eluat 8 wurden 15 Elemente mittels ICP-MS analysiert. Die BG lagen meistens bei 0,001 mg/L, einige auch höher oder niedriger.

Beide Eluatproben wurden zusätzlich auf 172 Kunststoffadditive in einem sogenannten Target-Screening (LC-MS/MS) untersucht. Für jede Substanz lagen Referenzstandards vor und bei Positivbefunden wurden die Konzentrationen über 1-Punkt-Kalibrierung orientierend ausgewertet. Weiterhin wurden die Eluate der PVC-Bahn auf 17 Weichmacher (BBP, DNHP, DnNP,



Abb. 1: Elution von der Prüfkörperoberfläche mit deionisiertem Wasser; links: EPDM, rechts: FPO

DNO_P, DnPP, DBP, DCHP, DEHP, DEP, DIBP, DEP, DIBP, DIDP, DINP, DIPP, DMP, DPP) und die der EPDM-Bahn auf 1,3-Benzothiazol (Vulkanisationsbeschleuniger) mit BG von 0,1 µg/L quantifiziert.

2.3 Ökotoxizitätstests

Alle Proben wurden mit den in CEN/TR 17105 [18] minimal vorgeschlagenen drei aquatischen Ökotoxizitätstests sowie einem Gentoxizitätstest untersucht:

- Algen (*Pseudokirchneriella subcapitata*): Wachstumshemmung
- Wasserfloh (*Daphnia magna*): Mortalität (Schwimmunfähigkeit)
- Leuchtbakterien (*Aliivibrio fischeri*): Luminiszenzhemmung
- umu-Test: genotoxische Effekte

Die eingesetzten Tests sind Kurzzeittests zur Ermittlung der akuten Toxizität. Das Vorgehen in CEN/TR 17105 ist direkt vergleichbar mit den DIBt-Grundsätzen zur Bewertung der Auswirkungen von Bauprodukten auf das Grundwasser [20]. Die Eluate wurden mit dem jeweiligen Testmedium mit folgenden Verdünnungsfaktoren verdünnt: 2, 3, 4, 6, 8, 12, 16, 24, ... bis maximal 192. Die Auswertung der Resultate erfolgte nach dem Verdünnungsstufenkonzept (Lowest Ineffective Dilution, LID) [21]. In deutschen Normen wird der LID-Wert auch als G-Wert bezeichnet. Dabei wird der Verdünnungsfaktor ermittelt, ab dem kein signifikanter Effekt mehr messbar ist. So bedeutet das Ergebnis LID = 4, dass das Eluat 1:4 verdünnt werden muss (Anteil des Eluats 25 %) damit kein signifikanter Effekt mehr auftritt. In jedem Test wurde eine Positivkontrolle mitgeführt. Alle Tests wurden ab der Verdünnungsstufe 2 (1:1 Verdünnung mit Testmedium) getestet, da Organismen im unverdünnten Eluat nicht lebensfähig sind.

Der Algentest wurde nach ISO 8692 (2012) mit der Süßwasseralge *Pseudokirchneriella subcapitata* durchgeführt. Als Positivkontrolle diente die übliche Referenzsubstanz Kaliumdichromat (0,5 mg/L). Die Empfindlichkeit der Algen gegenüber Kaliumdichromat lag im Versuchszeitraum bei $E_{rC_{50}}$ -Werten von 0,70 bis 0,88 mg/L. $E_{rC_{50}}$ steht für die Konzentration, bei der 50 % Effekt auftritt. Die Algendichte zu Versuchsbeginn wurde auf 0,5 bis 1×10^4 Algen/mL eingestellt. Die Inkubati-

on erfolgte in Mikrotiterplatten über 72 h bei 23 °C unter ständigem Schütteln bei kontinuierlicher Beleuchtung von 60 bis 120 µE/m² s. Die Algenbiomasse wurde über die Chlorophyllfluoreszenz mittels eines Fluoreszenz-Mikrotiterplatten-Readers nach 0 h und 72 h ermittelt und in Zellzahlen umgerechnet. Der Korrelationsfaktor ergibt sich durch Vergleich der Algenanzahl mit der Fluoreszenzintensität. Auf Basis der Zellzahl wurde die Wachstumsrate und Hemmung im Vergleich zur Kontrolle berechnet. Der als Ergebnis ermittelte Verdünnungsfaktor $LID_A (=G_A)$ bedeutet, dass die Wachstumsrate bei der angegebenen Verdünnung um < 5 % gehemmt wird. Zu beachten ist, dass in der nach Abwasserverordnung noch gültigen DIN 38412-33 die Hemmung auf eine Abnahme der Fluoreszenz nach 72 h gegenüber der Kontrolle bezogen und ein G_A -Wert bestimmt wird, ab dem diese Hemmung der Biomasse < 20 % beträgt.

Mit dem Daphnientest nach DIN EN ISO 6341 (2013) wurde die akute Wirkung auf *Daphnia magna* STRAUS (Crustacea) bestimmt. Die Empfindlichkeit der Daphnien gegenüber der Referenzsubstanz Kaliumdichromat lag im Versuchszeitraum bei EC_{50} von 0,86 mg/L. In zwei Bechergläsern wurden je Verdünnungsstufe fünf Daphnien mit einem Alter von < 24 h eingesetzt (zehn Daphnien je Verdünnungsstufe). Als Ergebnis wurde der Verdünnungsfaktor $LID_D (=G_D)$ ermittelt, ab dem innerhalb von 24 h bzw. 48 h keine akute Toxizität festgestellt wird. Der LID_D -Wert entspricht dem Verdünnungsfaktor, bei dem 90 % der Daphnien ihre Schwimmfähigkeit behalten.

Die Bakterientoxizität wurde im Leuchtbakterienhemmtest nach EN ISO 11348 (2009) mit dem marinen Bakterium *Aliivibrio fischeri* bestimmt. Dieses zeigt ein natürliches Leuchten (Biolumineszenz), das eng mit der Stoffwechselaktivität gekoppelt ist. Als Positivkontrolle diente Kaliumdichromat (4 mg/L). Die Proben wurden mit NaCl auf eine 2 %-ige Lösung aufgesalzen. Eine Abnahme der Leuchtintensität nach 30 min Expositionszeit stellt ein Maß für die toxische Wirkung dar. Als Testergebnis wird die kleinste Verdünnungsstufe $LID_L (=G_L)$, bei der die Lichtemission um weniger als 20 % gehemmt wird, angegeben.

Der umu-Test erfasst die Genotoxizität mit dem gentechnisch veränderten Bakterium *Salmonella typhimurium*. Die Gentoxine induzieren das sogenannte umuC-Gen, das zum SOS-Reparatursystem der Zelle gehört, welches einer Schädigung der bakteriellen Erbsubstanz entgegenwirkt. Die Auswer-

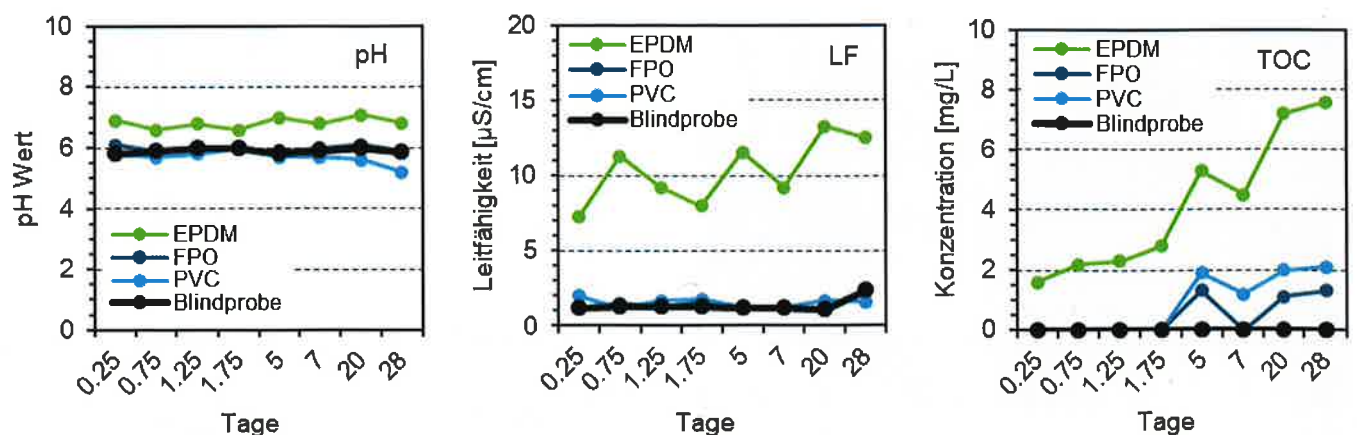


Abb. 2: pH-Wert (links), elektrische Leitfähigkeit (LF, Mitte) und TOC (rechts) in den acht DSLT-Eluaten von drei Kunststoffdichtungsbahnen für Dächer sowie eine Blindprobe. TOC-Werte von „Null“ bedeuten, dass die Konzentrationen < 1 mg/L BG liegen

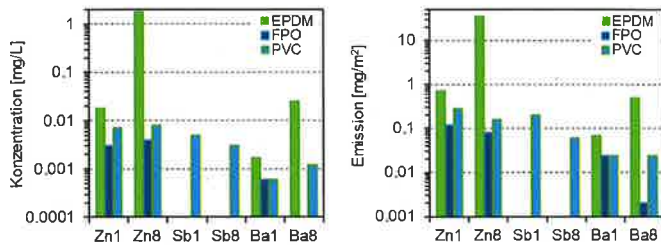


Abb. 3: Konzentrationen (links) und freigesetzte Emissionen (rechts) der nachweisbaren Elemente Zink (Zn), Antimon (Sb) und Barium (Ba) in der Mischprobe (1) und Eluat 8 für drei Kunststoffdichtungsbahnen

tung erfolgt über die Induktionsrate (IR), die der Zunahme der Extinktion bei 414 nm gegenüber der Negativkontrolle entspricht. Die Durchführung erfolgte in Mikrotiterplatten, die photometrische Auswertung in einem Mikrotiterplatten-Photometer. Zur metabolischen Aktivierung wird Rattenleberhomogenat (S9) verwendet (Moltox). Als Positivkontrollen wurden 4-Nitroquinolinoxid (0,5 mg/L, -S9) bzw. 2-Aminoanthracen (2 mg/L, +S9) eingesetzt. Als Ergebnis gilt der kleinste Wert der Verdünnungsstufe $LID_{EU} (=G_{EU})$, bei der eine Induktionsrate $< 1,5$ gemessen wird.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Chemische Analysen

Die Wasserkontaktzeiten haben kaum Einfluss auf die pH-Werte und liegen zwischen pH 6 und 7 (Abbildung 2). Bei PVC und FPO verlaufen die Leitfähigkeiten auf dem Niveau der Blindproben und der TOC erreicht maximal 2 mg/L. Anders hingegen sind die Resultate beim EPDM. Mit zunehmender Wasserkontaktzeit nehmen die Leitfähigkeiten und der TOC zu (Abbildung 2).

Bei Element-Analytik waren Aluminium, Arsen, Eisen, Blei, Chrom, Kupfer, Magnesium, Nickel, Phosphor, Quecksilber, Titan und Zinn nicht quantifizierbar. Dagegen traten Zink, Antimon und Barium auf, davon Zink und Barium in allen drei Dachbahnen (Abbildung 2). Die Resultate decken sich mit denen von Bandow *et al.* [19] für die gleichen Produkte. In einer

weiteren Studie mit Kunststoffdachbahnen fanden sich Metalle ebenfalls nur vereinzelt [10].

Da in Kunststoffbahnen vielfach Ba/Zn-Stabilisatoren (PVC) sowie Antimontrioxid als Flammenschutz eingesetzt werden, könnten diese Additive das Auftreten erklären. In EPDM wird als Beschleuniger Zinkoxid mit bis zu 2 % zugesetzt. Die mit vergleichsweise wenigen Additiven hergestellte FPO-Bahn zeigte die niedrigsten Elementkonzentrationen.

Die Konzentrationen von Antimon, Barium und Zink in den DSLT-Eluaten sind gering verglichen mit den Geringfügigkeitschwellenwerten (GFS) für Grundwasser (GFS 0,005 mg/L Antimon, 0,172 mg/L Barium, 0,06 mg/L Zink) [22]. Nur im EPDM-Eluat nach 28 Tagen Wasserkontakt ist eine hohe Zinkkonzentration nachweisbar (1,8 mg/L), korrespondierend mit 36 mg/m² Zink. Die Mischprobe mit 24 h Wasserkontakt, die einen Abwascheffekt repräsentiert, liegt dagegen um Faktor 100 niedriger.

Das freigesetzte Zink im Labortest tritt in gelöster Form auf, wird aber unter Umweltbedingungen an Feststoffen des Bodens oder im Sediment gebunden, oder aufgrund des vorherrschenden pH-Werts in die ungelöste Form überführt (Fällung). Damit reduzieren sich die Mobilität vom Zink sowie mögliche Effekte auf aquatische Organismen.

Die Analysenresultate der organischen Kunststoffadditive, Weichmacher und Benzothiazol-Derivate sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Im Eluat der EPDM-Mischprobe wurde Hexamethyldiamin, Anilin und der Vulkanisationsbeschleuniger Benzothiazol (K_{ow} 2,1) nachgewiesen. Die Benzothiazol-Konzentration nach 28 d Wasserkontakt erreichte 0,4 mg/L, entsprechend 8,0 mg/m². Auch in anderen Auswaschuntersuchungen ist Benzothiazol – zusammen mit Zink – als organische Leitkomponente von vernetzten EPDM-Bahnen beschrieben [23].

Im Eluat der PVC-Dachbahn mit kurzer Wasserkontaktzeit war kein einziger Weichmacher nachweisbar, jedoch Diisononylphthalat (DINP) nach 28 Tagen (Tabelle 1). Phthalate sind im PVC in großen prozentualen Anteilen enthalten (Tabelle 2), die Konzentrationen im Wasser aber gering, weil sie aufgrund ihres lipophilen Charakters ($DINP K_{ow}$ 8,6, $DIDP K_{ow}$ 9,5) kaum in die Wasserphase übergehen [4]. Längerer Wasserkontakt und höhere Temperaturen begünstigen jedoch die Migration aus dem Material. Weil langkettige Weichmacher wie DINP und

Material	Mischprobe (24 h)			Eluat 8 (28 d)		
	Substanz (CAS)	Konzentration (mg/L)	Emission (mg/m ²)	Substanz (CAS)	Konzentration (mg/L)	Emission (mg/m ²)
EPDM	Hexamethyldiamin (124-09-4)	0,09	1,8	Anilin (62-53-3)	0,05	1,0
	1,3-Benzothiazol (95-16-9)	0,007	0,28	1,3-Benzothiazol (95-16-9)	0,4	8,0
PVC	< BG	-	-	Diisononylphthalat (DINP) (28553-12-0)	0,02	0,38
FPO	1,1,1-Trimethylolpropan (77-99-6)	0,12	2,4	1,1,1-Trimethylolpropan (77-99-6)	1,0	500

Tabelle 1: Ergebnisse zum Target-Screening auf 172 Kunststoffadditive und 17 Weichmacher in der Mischprobe mit 24 h Wasserkontakt und dem Eluat 8 mit 28 d Wasserkontakt sowie Benzothiazol-Derivaten in den beiden EPDM-Eluaten

Material	Deklariert (SDB)	LC-MS/MS	GC-MS
EPDM	≤ 0,5 % Zinkoxid, ≤ 0,5 % Benzothiazol-2-thiol	Hexamethylendiamin, Anilin, 1,3-Benzothiazol	Butylhydroxytoluol, Methyl 3-(3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyphenyl)- propionat (Metilox), Benzothiazol-Derivate
PVC	30 – 40 Gew.- % Weichmacher, < 15 Gew.- % Additive (Thermostabilisator, Flammschutzmittel)	Diisononylphthalat (DINP)	2,4-Di-tert-butylphenol, Diisodecylphthalat (DIDP)
FPO	< 5 Gew.- % Füllstoff, 20 – 30 Gew.- % Additive (Thermo- stabilisator, Flammschutzmittel)	1,1,1-Trimethylolpro- pan	2,4-Di-tert-butylphenol, Methyl 3-(3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyphenyl)- propionat (Metilox)

Tabelle 2: Stoffe gemäß Sicherheitsdatenblättern und Screening-Resultate der Eluate mit LC-MS/MS und GC-MS. Die GC-MS Resultate von Bandow et al. [19] beziehen sich auf die gleichen Produkte

DIDP weit verbreitet eingesetzt und schlecht abbaubar sind (Halbwertszeit DT_{50} im Wasser 50 Tage), gelangen diese mit dem Niederschlagswasser, meistens an Partikeln gebunden, ins Gewässer und reichern sich im Sediment an [4].

In den FPO-Eluaten war nur 1,1,1-Trimethylolpropan mit 0,12 mg/L und 1,0 mg/L (2,4 und 500 mg/m²) nachweisbar (Tabelle 1), welches als Vernetzer im Kunststoff eingesetzt wird und als biologisch nicht leicht abbaubar gilt. Bezogen auf den TOC-Gehalt im Eluat macht dieser Stoff fast die Hälfte aus.

Bandow et al. [19] hatten Eluate mit GC-MS analysiert. Dabei sind zusätzliche Substanzen identifiziert worden, wie das phenolische Antioxidant Metilox (K_{ow} 5,1) in den EPDM- und FPO-Eluaten (Tabelle 2). In PVC traten nur zwei Phthalate (DINP, DIDP) auf. Von Burkhardt et al. [10] wurden in Eluaten von PVC-, FPO- und EPDM-Dachbahnen nahezu das gleiche Substanzspektrum gefunden. Die hohe Übereinstimmung zwi-

schen den Studien zeigt, dass bei diesen Werkstoffen ähnliche Stoffkombinationen ausgelaugt werden können.

Unter Anwendungsbedingungen treten höhere Temperaturen auf als im Labortest (Raumtemperatur), wodurch die Stofffreisetzung in die Umwelt begünstigt sein dürfte. Exemplarisch wurde für eine EPDM-Bahn gezeigt, dass auch durch eine höhere Elutionstemperatur (+20 °C vs. +50 °C) der TOC um einen Faktor 3 bis 4 und die Leitfähigkeiten um Faktor 2 ansteigen [23]. Darüber hinaus begünstigen der Witterungseinfluss (UV-Einstrahlung, Ozon) und langandauernder Wasserkontakt, besonders bei Dächern mit Auflast (Gründach, Kies), die Auslaugung.

3.2 Ökotoxizitätstests

Alle Dachbahnen waren ohne Effekte im umu-Test, sodass unter vorliegenden Versuchsbedingungen keine gentoxischen Stoffe ausgewaschen wurden. Bei der PVC-Dachbahn waren außerdem alle drei Ökotoxizitätstests unauffällig (Tabelle 3). Dies deckt sich mit den Resultaten für eine PVC-Bahn bei Gartiser et al. [23]. Die FPO-Eluate zeigten ebenfalls keine Effekte auf Daphnien und Leuchtbakterien, hingegen im Algentest sehr klar messbare Effekte.

Bei den EPDM-Eluaten traten in allen Tests starke Effekte auf (Tabelle 3). In der Untersuchung von Gartiser et al. [23] zeigte eine vollvernetzte EPDM-Dachbahn eines anderen Herstellers mit gleichen Wasserkontaktzeiten ein ähnliches Effektmuster, mit LID_L von 128 und 64 sowie LID_A von 12 und 6.

Für die EPDM- und FPO-Eluate sind nach langem Wasserkontakt stärkere Effekten auf Algen zu beobachten, dagegen geringere Effekte auf Daphnien und Leuchtbakterien. Die chemischen Analysen weisen darauf hin, dass bei EPDM vermutlich Zink und Benzothiazol, bei FPO die mengenrelevanteste Komponente 1,1,1-Trimethylolpropan für die Ökotoxizität verantwortlich sein dürften.

Bei allen Produkten war eine Wirkung in der ersten Mischprobe auch stets mit einem Effekt im letzten Eluat verbunden. Um mögliche Effekte grob abzuschätzen, könnte bereits ein Ökotoxizitäts-Screening der ersten Eluate eine wichtige Orientierung liefern.

4 Schlussfolgerungen und Ausblick

In den Eluaten von Kunststoffdachbahnen waren trotz hohen analytischen Aufwands nur wenige organische Substanzen

Anzeige

Unser Expertentipp

Merkblatt DWA-M 370
Abwässer und Abfälle aus der Reinigung und Entschichtung von Fassaden
Juli 2020
46 Seiten, A4
ISBN 978-3-88721-971-0
63,00/50,40 €*

Merkblatt DWA-M 920-2
Bodenfunktionsansprache – Teil 2: Filter und Puffer für organische Chemikalien
Dezember 2017
56 Seiten, A4
ISBN 978-3-88721-558-3
78,50 €/62,80 €*

DWA-Themen
Grundwasserfauna Deutschlands – Ein Bestimmungswerk
März 2007
628 Seiten, A4, zahlreiche Zeichnungen
ISBN 978-3-939057-44-4
50,00 €/40,00 €*

* für fördernde DWA-Mitglieder
** für DWA-Mitglieder

Produkt	Eluat	Wasserkontakt	Algen LID _A	Daphnien LID _D 24 h	Daphnien LID _D 48 h	Leuchtbakterien LID _{LB}	umu LID _{EU}
EPDM	1+2	1 d	12	12	16	128	≤1,5
EPDM	8	28 d	96	8	12	96	≤1,5
FPO	1+2	1 d	24	≤2	≤2	≤2	≤1,5
FPO	8	28 d	192	≤2	≤2	≤2	≤1,5
PVC	1+2	1 d	≤2	≤2	≤2	≤2	≤1,5
PVC	8	28 d	≤2	≤2	≤2	≤2	≤1,5

Tabelle 3: Ergebnisse der Ökotoxizitätstests mit den ermittelten „Lowest Ineffective Dilution“ (LID). Die Zahlen mit „Fettdruck“ heben Resultate hervor, die eine eindeutige ökotoxische Wirkung auf die Organismen zeigen

identifizierbar. Gelingen folglich Stoffmischungen unbekannter Zusammensetzung ins Wasser, lassen sich mit Ökotoxizitätstests wertvolle Hinweise zur Stofffreisetzung und deren Wirkung herleiten. Die FPO- und PVC-Eluate waren mit den Biotests sogar aussagekräftiger und kostengünstiger charakterisierbar als mit der Analytik. Auch Vermeirssen *et al.* [16, 17] zeigten für Fassadenputze und organische Korrosionsbeschichtungen, dass die Aussagekraft von Ökotoxizitätstest hoch ist, um mögliche Belastungen durch Bauprodukte im Wasser abzuschätzen. Besonders die hohe Konsistenz zwischen den Analyseresultaten und Biotests wurde herausgestrichen [13, 23].

Erfreulich ist, dass für keine der drei Kunststoffdachbahnen eine genotoxische Wirkung zu beobachten war. Die PVC-Eluate waren auch in allen Biotests unauffällig, denn die Weichmacher migrieren aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften kaum ins Wasser. Unter Anwendungsbedingungen können aber die UV-Strahlung und der Temperatureinfluss die Freisetzung zusätzlich forcieren. Deshalb sind Weichmacher im urbanen Niederschlagswasser nachweisbar [4]. Bei der FPO-Bahn lösten die eluierten Stoffe nur Effekte im Algentest aus. Da FPO als unkritisches Produkt gilt, scheinen weitere Abklärungen zu anderen FPO-Produkten hilfreich. Aus der vollvernetzten EPDM-Elastomerbahn eluierten Benzothiazol und Zink (Vulkanisations-, Vernetzungsmittel) und beeinflussten durchweg alle aquatischen Organismen. Bei EPDM gilt es zu beachten, dass auch teilvernetzte EPDM-Produkte mit thermoplastischen Eigenschaften auf dem Markt angeboten werden (wie thermoplastische Elastomere, TPE), die auf die typischen Vulkanisations- und Vernetzungsmittel verzichten. Die von Lühr [24] erwartete geringe Auswaschung aus EPDM-Bahnen ist auf diese EPDM-Gruppe zutreffend.

Für die Abschätzung möglicher Belastungen im Niederschlagswasser, zur Vermeidung diffuser Stoffeinträge in die Umwelt, sowie zur nachhaltigen Bewirtschaftung von Dachwasser und Gewässern, sind Informationen zur Stofffreisetzung aus Bauprodukten wichtig. Durch eine methodische Erweiterung des DSLT, beispielsweise um eine Elution nach Materialalterung, dürfte es möglich sein, die Übertragbarkeit der Resultate auf Umweltbedingungen in der Nutzungsphase weiter zu verbessern.

Mögliche Kommunikationsinstrumente sind der „Blauer Engel“, die EPDs oder die CE-Leistungserklärung für Bauprodukte. Um Kunststoffdachbahnen im Deklarationssystem „Blauer Engel“ mit der Einstufung „geringe Auslaugung“ aufnehmen zu können, sollten alle auswaschbaren Substanzen bekannt sein. Dies ist in der Regel nicht der Fall. Deshalb erscheint die Integration von den hier eingesetzten drei Ökotoxizitätstests sinn-

voll, um eluierbare Stoffmischungen unbekannter Zusammensetzung rasch und kostengünstig abzuschätzen und eine Einstufung bzw. Belastungsabschätzung für Niederschlagswasser zu begründen.

Danksagung

Für die gute Zusammenarbeit, Unterstützung und Textkorrektur möchten wir Outi Ilvonen, Umweltbundesamt, herzlich danken. Die vorliegenden Untersuchungen erfolgten im Rahmen des Projekts „Auslaugtests für Bauprodukte: Modellierung und Umsetzung für den Blauen Engel“ (Nr. 111138), gefördert durch das Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Literatur

- [1] Burkhardt, M., S. Zuleeg, R. Vonbank, P. Schmid, S. Hean, X. Lamani, K. Bester, M. Boller: *Leaching of additives from construction materials to urban storm water runoff*. Water Science & Technology, 2011, 63(9), S. 1974–1982.
- [2] Clara, M., T. Ertl, G. Giselbrecht, G. Gruber, T. Hofer, F. Humer, F. Kretschmer, L. Kolla, C. Scheffknecht, S. Weiß, G. Windhofer: *Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen*. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2014, Wien.
- [3] Wicke, D., A. Matzinger, H. Sonnenberg, H. Caradot, R.-L. Schubert, P. Rouault, B. Heinzmann, U. Dünnbier, D. von Seggern: *Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins*. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 2017, 5, S. 394–404.
- [4] Björklund, K., A. P. Cousins, A.-M. Strömvall, P.-A. Malmqvist: *Phthalates and nonylphenols in urban runoff: Occurrence, distribution and area emission factors*. Science of the Total Environment, 2009, 407, S. 4665–4672.
- [5] Lange, J., O. Olsson, N. Jackisch, T. Weber, B. Hensen, F. Zieger, T. Schuetz, K. Kümmerer: *Urbane Regenwasserversickerung als Eintrittspfad für biozide Wirkstoffe in das Grundwasser? Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 2017, 10(4), S. 198–202.
- [6] Müller, A., H. Österlund, K. Nordqvist, J. Marsalek, M. Viklander: *Building surface materials as sources of micropollutants in building runoff: A pilot study*. Science of the Total Environment, 2019, 680, S. 190–197.
- [7] Kasser, U., D. Savi, M. Klingler: *Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen*. Stadt Zürich, Amt für Hochbauten, 2015, S. 281.
- [8] Burkhardt, M., S. Zuleeg, R. Vonbank, K. Bester, M. Boller, J. Carmeliet, T.P. Wangler: *Leaching of Biocides from Façades under Natural Weather Conditions*. Environmental Science & Technology, 2012, 46(10), S. 5497–5503.
- [9] Bollmann, U., J. Vollertsen, J. Carmeliet, K. Bester: *Dynamics of biocide emissions from buildings in a suburban stormwater catchment – Concentrations, mass loads and emission processes*. Water Research, 2014, 56, S. 66–76.
- [10] Burkhardt, M., J. Eugster, S. Zuleeg, M. Boller, A. Gerecke, P. Schmid, C. Seiler, A. Ulrich, H. Vonmont, A. Wichser, M. Zennegg: *Auswa-*

KW Korrespondenz Wasserwirtschaft

Organ der DWA –

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.

Herausgeber und Verlag:

GFA

Theodor-Heuss-Allee 17, D-53773 Hennef

Postfach 11 65, D-53758 Hennef

Telefon +49 2242 872-0, Telefax +49 2242 872-151

Internet: www.gfa-news.de

Redaktionsbeirat:

1. Prof. Dr. Uli Paetzel, DWA-Präsident
2. Prof. Dr.-Ing. Markus Disse, Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften in der DWA
3. Dipl.-Ing. Rainer Könemann, DWA-HA „Kreislaufwirtschaft, Energie und Klärschlamm“
4. Rechtsanwalt Stefan Kopp-Assenmacher, DWA-HA „Recht“
5. Bauass. Dipl.-Ing. Werner Kristeller, DWA-HA „Kommunale Abwasserbehandlung“
6. Bauass. Dipl.-Ing. Johannes Lohaus, Sprecher der DWA-Bundesgeschäftsführung
7. Prof. Dr.-Ing. Hubertus Milke, DWA-Vorstand
8. Dr.-Ing. habil. Uwe Müller, DWA-HA „Hydrologie und Wasserbewirtschaftung“
9. Prof. Dr.-Ing. habil. Heinz Patt, DWA-HA „Gewässer und Boden“
10. Prof. Dr.-Ing. Johannes Pinnekamp, DWA-HA „Entwässerungssysteme“
11. Dr. Andrea Poppe, DWA-HA „Industrieabwässer und anlagenbezogener Gewässerschutz“
12. StadtDir Dipl.-Ing. Robert Schmidt, DWA-HA „Bildung und Internationale Zusammenarbeit“
13. Rolf Usadel, GFA-Geschäftsführer
14. Prof. Dr.-Ing. Silke Wieprecht, DWA-HA „Wasserbau und Wasserkraft“
15. Georg Wulf, DWA-HA „Wirtschaft“

Redaktion:

Dipl.-Volksw. Stefan Bröker (v. i. S. d. P.), Tel. +49 2242 872-105,

E-Mail: broeker@dwa.de

Dr. Frank Bringewski (Chr), Tel. +49 2242 872-190,

E-Mail: bringewski@dwa.de

Anzeigen:

Monika Kramer, Tel. +49 2242 872-130, E-Mail: anzeigen@dwa.de

Ingrid Simon, Tel. +49 2242 872-304, E-Mail: simon@dwa.de

Sekretariat:

Bianca Jakubowski, Tel. +49 2242 872-138

E-Mail: jakubowski@dwa.de

Erscheinungsweise: monatlich

Anzeigenpreise: Zurzeit gilt Anzeigenpreisliste Nr. 7 vom 01. Januar 2020

Satz: in puncto: asmuth druck + medien gmbh, Bonn

Druck, Bindung: DCM Druck Center Meckenheim GmbH, Meckenheim

Bezugspreis: Der Verkaufspreis ist durch den DWA-Mitgliedsbeitrag abgegolten. DWA-Mitglieder, die Mehr Exemplare der KW erwerben möchten oder die sich für die Zeitschrift *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* als kostenlose Mitgliederzeitschrift entschieden haben, können die KW zusätzlich für 68,00 Euro zzgl. Versandkosten bestellen.

Alle Rechte, insbesondere die der Übersetzung in fremde Sprachen, vorbehalten. Kein Teil dieser Zeitschrift darf ohne schriftliche Genehmigung des Verlages in irgendeiner Form – durch Photokopie, Mikrofilm oder irgendein anderes Verfahren – reproduziert oder in eine von Maschinen, insbesondere von Datenverarbeitungsmaschinen verwendbare Sprache übertragen oder übersetzt werden. Von einzelnen Beiträgen oder Teilen von ihnen dürfen nur einzelne Vervielfältigungsstücke für den persönlichen und sonstigen eigenen Gebrauch hergestellt werden. Die Weitergabe von Vervielfältigungen, gleichgültig zu welchem Zweck sie hergestellt werden, ist eine Urheberrechtsverletzung. – Der Inhalt dieses Heftes wurde sorgfältig erarbeitet. Dennoch übernehmen Autoren, Herausgeber und Verlag für die Richtigkeit von Angaben, Hinweisen und Ratschlägen sowie für eventuelle Druckfehler keine Haftung. Insbesondere unterliegen die Angaben in Industrie- und Produktberichten nicht der Verantwortung der Redaktion.

Richtlinien zur Abfassung von Manuskripten können beim Redaktionssekretariat angefordert werden.

Gedruckt auf chlorfrei gebleichtem Papier mit Recyclingfasern.

© GFA
D-53773 Hennef

ISSN 1865-9926



schung von Additiven aus Kunststoffdichtungsbahnen unter Einwirkung von Wasser. Bericht für Novatantis, Zürich, 2010, 37 S.

- [11] CEN/TS 16637-2: Bauprodukte – Bewertung der Freisetzung von gefährlichen Stoffen: Horizontale dynamische Oberflächenauslaugprüfung. DIN CEN/TS 16637-2:2014-11.
- [12] Tietje, O., M. Rohr, M. Burkhardt, U. Schoknecht, N. Borho: *Emissions- und Übertragungsfunktionen für die Modellierung der Auslaugung von Bauprodukten*. UBA-Texte 28, Umweltbundesamt, 2018, Dessau-Roßlau.
- [13] Zimmermann, L., G. Dierkes, T.A. Ternes, C. Völker, M. Wagner: *Benchmarking the in Vitro Toxicity and Chemical Composition of Plastic Consumer Products*. Environmental Science and Technology, 2019, 53, S. 11467–11477.
- [14] Capolupo, M., L. Sørensen, K.D. Ranil Jayasena, A.M. Booth, E. Fabbri: *Chemical composition and ecotoxicity of plastic and car tire rubber leachates to aquatic organisms*. Water Research, 2020, 169, S. 115–270.
- [15] Gartiser, S., I. Heisterkamp, ..., R. Weltens: *Results from a round robin test for the ecotoxicological evaluation of construction products using two leaching tests and an aquatic test battery*. Chemosphere, 2017, 175, S. 138–146.
- [16] Vermeirssen, E., C. Dietschweiler, I. Werner, M. Burkhardt: *Corrosion protection products as a source of bisphenol A and toxicity to the aquatic environment*. Water Research, 2017, 123, S. 586–593.
- [17] Vermeirssen, E., S. Campiche, C. Dietschweiler, I. Werner, M. Burkhardt: *Ecotoxicological Assessment of Immersion Samples from Facade Render Containing Free or Encapsulated Biocides*. Environmental Toxicology Chemistry, 2018, 37(8), S. 2246–2256.
- [18] CEN/TR 17105: Bauprodukte – Bewertung der Freisetzung von gefährlichen Stoffen: Leitfaden für die Anwendung von ökotoxikologischen Untersuchungen auf Bauprodukte. DIN CEN/TR 17105:2018-2.
- [19] Bandow, N., F. Jürgens, U. Schoknecht: *Berechnete Bauteile und Bauprodukte: Entwicklung von Vergabekriterien für den Blauen Engel mit Hilfe von Auslaugtests*. UBA-Texte 67, Umweltbundesamt, 2019, Dessau-Roßlau.
- [20] DIBt: *Grundsätze zur Bewertung der Auswirkungen von Bauprodukten auf Boden und Grundwasser*. Deutsches Institut für Bautechnik, 2011, Berlin.
- [21] Gartiser, S., C. Hafner, C. Hercher, K. Kronenberger-Schäfer: *Bewertung von Direkt- und Indirekteinleitern mit Biotests – Teil 1: Abwasser der Papierindustrie*. KA Abwasser, 2009, 56(9), S. 915–920.
- [22] LAWA: *Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser – Aktualisierte und überarbeitete Fassung*. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 2016, Stuttgart.
- [23] Gartiser, S., I. Heisterkamp, U. Schoknecht, M. Burkhardt, M. Ratte: *Empfehlungen für eine Testbatterie zur ökotoxikologischen Bewertung der Umweltverträglichkeit von Bauprodukten*. UBA-Texte 74, Umweltbundesamt, 2016, Dessau-Roßlau.
- [24] Lühr, H.-P.: *Einsatz von Kunststoffdichtungsbahnen im Tunnelbau*. KA Abwasser, 2020, 67, S. 43–51

Autoren

Prof. Dr. Michael Burkhardt

Mirko Rohr, B. Sc.

HSR Hochschule für Technik Rapperswil

Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik (UMTEC)

Oberseestrasse 10

8640 Rapperswil, Schweiz

E-Mail: michael.burkhardt@hsr.ch

Dr. Stefan Gartiser

Dr. Ines Heisterkamp

Hydrotox GmbH

Bötzingen Strasse 29

79111 Freiburg

E-Mail: gartiser@hydrotox.de

