

Texte

19
05

ISSN
0722-186X

Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden -

Analyse der Emissionspfade und möglicher
Emissionsminderungsmaßnahmen

Umwelt
Bundes
Amt 

Für Mensch und Umwelt

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 202 242 20/02
UBA-FB 000824



Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden -

Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen

von

Thomas Hillenbrand, Dominik Toussaint, Eberhard Böhm
Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung,
Karlsruhe

Stephan Fuchs, Ulrike Scherer
Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe

Alexander Rudolphi, Martin Hoffmann
Gesellschaft für Ökologische Bautechnik Berlin mbH (GFÖB), Berlin

unter Mitarbeit von

Johannes Kreißig
PE Europe, Leinfelden-Echterdingen

Christiane Kotz
Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung,
Karlsruhe

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese Publikation ist auch als Printfassung
verfügbar.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr
für die Richtigkeit, die Genauigkeit und
Vollständigkeit der Angaben sowie für
die Beachtung privater Rechte Dritter.
Die in dem Bericht geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 14 06
06813 Dessau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 2285
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet II 2.2
Dr. Joachim Heidemeier

Dessau, August 2005

1. Berichtsnummer UBA-FB	2.	3.
4. Titel des Berichts Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden - Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Hillenbrand, T.; Toussaint, D.; Böhm, E.; Fuchs, S.; Scherer, U.; Rudolphi, A.; Hoffmann, M.; Kreißig, J.; Kotz, C.		8. Abschlussdatum November 2004
		9. Veröffentlichungsdatum
6. Durchführende Organisation (Name, Anschrift) Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung, Breslauer Straße 48, 76139 Karlsruhe unter Mitarbeit von: Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe Gesellschaft für Ökologische Bautechnik Berlin mbH (GFÖB), Berlin PE Europe, Leinfelden-Echterdingen		10. UFOPLAN - Nr. 202 242 220/02
		11. Seitenzahl 303
		12. Literaturangaben
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Bismarckplatz 1, D-14193 Berlin		13. Tabellen und Diagramme
15. Zusätzliche Angaben		14. Abbildungen
16. Kurzfassung <p>Aufgrund der Belastungen der Gewässer in Deutschland mit Kupfer, Zink und Blei und aufgrund der Bedeutung der diffusen Emissionsquellen ergibt sich ein grundsätzlicher Handlungsbedarf zur Verringerung der Umweltbelastungen durch diffuse Einträge dieser Schwermetalle. Ziel des Projektes war deshalb in einem ersten Schritt die verwendungsbezogene Quantifizierung der Einträge dieser Schwermetalle in Gewässer und Böden. Darauf aufbauend wurden Ansätze für spezifische Strategien zur Reduktion der Einträge in die Gewässer entwickelt. Es wurde außerdem ein Leitfaden für Architekten und Bauherren für die Außenanwendung der betrachteten Stoffe im Baubereich erarbeitet mit dem Ziel, für die Praxis Informationen und Hilfen zur umweltverträglichen Verwendung bereitzustellen. Ergänzend wurden existierende Ökobilanzansätze für die Verwendung verschiedener Dachmaterialien und Möglichkeiten zur Weiterentwicklung dieser Ansätze untersucht.</p> <p>Die Ergebnisse der Emissionsberechnungen zeigen die erhebliche Bedeutung der Emissionen der Bereiche Kraftfahrzeuge, Baubereich, Trinkwasserversorgung sowie stoffspezifischer Quellen (z.B. verzinkte Produkte). Die nachfolgenden Untersuchungen geben einen Überblick und eine Bewertung unterschiedlicher Ansätze zur Verringerung der Emissionen der betrachteten Schwermetalle unter Berücksichtigung relevanter Randbedingungen. Diese Informationen können als Grundlage für die Erarbeitung eines Maßnahmenprogramms im Rahmen eines zukünftigen Flussgebietsmanagements dienen.</p>		
17. Schlagwörter Emissionen, Kupfer, Zink, Blei, Schwermetalle, Maßnahmen, Flussgebietsmanagement, Kosten, Kosten-Wirksamkeit, Verkehr, Kraftfahrzeuge, Bauwesen, Trinkwasserversorgung, verzinkte Produkte, Oberleitungen, Leitfaden, Ökobilanz, Nutzungsphase		
18. Preis	19.	20.

1. Report No. UBA-FB	2.	3.
4. Report Title Discharges of copper, zinc and lead to water and soil - analysis of the emission pathways and possible emission reduction measures		
5. Author(s), Family Name(s), First Name(s) Hillenbrand, T.; Toussaint, D.; Böhm, E.; Fuchs, S.; Scherer, U.; Rudolphi, A.; Hoffmann, M.; Kreißig, J.; Kotz, C.		8. Report Date <u>November 2003</u>
		9. Publication Date
6. Performing Organisation (Name, Address) Fraunhofer Institute for Systems and Innovation Research (ISI) Breslauer Strasse 48, D-76139 Karlsruhe, Germany with the co-operation of: Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe Gesellschaft für Ökologische Bautechnik Berlin mbH (GFÖB), Berlin PE Europe, Leinfelden-Echterdingen		10. UFOPLAN - Ref.No. <u>202 242 220/02</u>
		11. No. of Pages <u>303</u>
		12. No of References
7. Sponsoring Agency (Name, Address) Federal Environmental Agency, Bismarckplatz 1, 14193 Berlin, Germany		13. No. of Tables, Diag.
		14. No of Figures
15. Supplementary Notes		
16. Abstract Because of the pollution situation for copper, zinc and lead and due to the significance of non-point sources, there is a basic need for action to reduce the environmental burden due to non-point emissions of these heavy metals. Therefore the aim of the project was first to quantify the application-related discharges of these heavy metals into water and soil. Based on this, specific strategies to reduce the emissions to water were developed. Additionally a guideline for architects and builders for the outdoor use of the substances in the building sector was drawn up with the objective of supplying information and aids on the environmentally-compatible use of these substances. Furthermore, existing life cycle assessment methods were examined for the use of various roofing materials as well as the possibilities to further develop these methods. The results of the emission calculations show the great significance of the application areas vehicles, building sector, water supply and other specific sources (i.e. galvanized products). The examination of different measures to reduce the emissions gives a review and an assessment of the possibilities, taking into account the relevant boundary conditions. This information can also serve as the basis for elaborating a programme of measures within the scope of a future river basin management.		
17. Keywords emissions, copper, zinc, lead, heavy metals, measures, river basin management, cost-effectiveness, traffic, vehicles, building sector, water supply, galvanized products, overhead contact lines, guideline, life cycle assessment, service period		
18. Price	19.	20.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
Summary	6
1 Hintergrund	10
2 Zielsetzung und Projektorganisation	13
3 Eigenschaften, Produktion, Verwendung und Stoffströme für Kupfer, Zink und Blei	16
3.1 Kupfer	16
3.2 Zink	20
3.3 Blei.....	22
3.4 Stoffströme der drei Schwermetalle	25
4 Berechnungen der Emissionen für Kupfer, Zink und Blei	32
4.1 Statistische Grundlegendaten für die Berechnung der Emissionen in Gewässer und Böden	32
4.2 Emissionen und Einträge in Gewässer und Böden durch den Bereich Trinkwasserversorgung.....	38
4.2.1 Quantifizierung der Emissionen im Bereich Trinkwasserversorgung	42
4.2.2 Quantifizierung der Einträge in Gewässer und Böden durch den Bereich Trinkwasserversorgung	45
4.3 Emissionen und Einträge in Gewässer und Böden durch Dach- und Fassadenmaterialien	47
4.3.1 Quantifizierung der Emissionen im Ablaufwasser von Dächern	48
4.3.1.1 Verwendung von Kupfer im Dach- und Fassadenbereich.....	49

4.3.1.2	Verwendung von Blei im Dachbereich.....	52
4.3.1.3	Verwendung von Zink im Dach- und Fassadenbereich	55
4.3.2	Quantifizierung der Einträge in Gewässer und Böden durch Dach- und Fassadenmaterialien.....	58
4.4	Emissionen und Einträge in Gewässer und Böden durch Kraftfahrzeuge.....	60
4.4.1	Quantifizierung der Emissionen durch Kraftfahrzeuge	61
4.4.1.1	Emissionen durch Reifenabrieb	62
4.4.1.2	Emissionen durch Bremsbelagabrieb.....	65
4.4.1.3	Sonstige fahrzeugspezifische Emissionsquellen	69
4.4.1.4	Emissionen durch Fahrbahnabrieb.....	72
4.4.2	Quantifizierung der Einträge in Gewässer und Böden durch Kraftfahrzeuge.....	72
4.5	Emissionen und Einträge in Gewässer und Böden durch verzinkte Flächen und Produkte	79
4.5.1	Quantifizierung der Emissionen von verzinkten Flächen und Produkten	79
4.5.1.1	Stückverzinken (Feuerverzinken).....	79
4.5.1.2	Bandverzinken	84
4.5.1.3	Drahtverzinken	86
4.5.1.4	Rohrverzinken	88
4.5.1.5	Thermisches Zinkspritzen	89
4.5.1.6	Galvanisches Verzinken.....	90
4.5.1.7	Spezielle Anwendungen verzinkter Produkte	91
4.5.2	Einträge in Gewässer und Böden durch verzinkte Flächen und Produkte	93
4.6	Verwendung von Kupfer als Fahrdrabtmaterial bei elektrischen Schienenfahrzeugen	94
4.6.1	Eisenbahnen	95
4.6.2	Straßenbahnen (ÖPNV).....	97
4.6.3	Einträge in Gewässer und Böden durch Kupfer-Fahrdrabt von Schienenfahrzeugen.....	99

4.7	Einsatz von Kupfer als Pflanzenschutzmittel in der Landwirtschaft.....	100
4.8	Verwendungsbereiche mit geringer Bedeutung	102
4.9	Zusammenfassung der Emissionsberechnungen	104
4.10	Plausibilitätsprüfungen	110
4.10.1	Vergleich mit Ablauffrachten von kommunalen Kläranlagen	111
4.10.2	Vergleich mit Frachten aus Regenwasserkanälen	112
5	Ansätze zur Minderung der Einträge in die Gewässer	115
5.1	Einsatz von Ersatzstoffen bzw. Beschichtungen im Bauwesen	118
5.2	Dezentrale Behandlung von Niederschlagswasser vor der Ableitung - Filteranlagen für Einzelgebäude	121
5.3	Behandlung von Niederschlagswasser im Kanalnetz - Einsatz von Regenüberlaufbecken (Mischsystem) bzw. Bodenfiltern (Misch- und Trennsystem)	127
5.4	Versickerung von Niederschlagswasser	130
5.5	Erosionsmindernde Maßnahmen in der Landwirtschaft	134
5.6	Kupfer in Hausinstallationen - Veränderung der Trinkwassereigenschaften	137
5.7	Einsatz kupferfreier Bremsbeläge	139
5.8	Duplex-Beschichtung von stückverzinkten Materialien	141
5.9	Einsatz bleifreier Bremsbeläge	143
5.10	Einsatz bleifreier Auswuchtgewichte	144
5.11	Zusammenfassende Bewertung	145
6	Erläuterungsbericht zum Leitfaden für das Bauwesen	150
6.1	Problemstellung	150
6.2	Grundlagen und Ziele von Handlungsempfehlungen	151

6.2.1	Differenzierung der Hauptfunktionen im Bauwesen	151
6.2.2	Differenzierung von Bauteilgruppen	153
6.2.2.1	Großflächige Dach- und Fassadendeckungen	153
6.2.2.2	Kleinflächige Dach- und Fassadenelemente	157
6.2.2.3	Kleinflächige rein funktionale Dachelemente.....	157
6.2.2.4	Regenanlagen	158
6.2.2.5	Verzinkte Stahlkonstruktionen und Stahlbauteile	158
6.2.3	Ökologische Bewertung von Zink, Kupfer und den wichtigsten Alternativen.....	159
6.2.3.1	Ökobilanz und Wirkungskategorien.....	159
6.2.3.2	Ausgewählte Vergleichsmaterialien.....	160
6.2.3.3	Qualitative Beschreibung der Alternativen, Umweltprofile	161
6.2.3.4	Metalle.....	161
6.2.3.4.1	Kunststoffbeschichtungen	163
6.2.3.5	Quantitative Beschreibung der Alternativen, Ökobilanzdaten	163
6.2.3.6	Verhältnis von Ökobilanzergebnissen zu Schwermetalleinträgen.....	165
6.2.4	Bewertung der Schwermetallemissionen von Gebäuden	166
6.2.4.1	Die Abschwemmraten bei Metalleindeckungen.....	166
6.2.4.2	Bewertung des Schadstoffgehaltes der Luft.....	167
6.2.4.3	Vorschlag für belastungsabhängige Abschwemmraten.....	170
6.2.4.3.1	Abtrag bei Bleiblechen	170
6.2.4.3.2	Abtrag bei Kupferblechen.....	170
6.2.4.3.3	Abtrag bei Zinkblechen.....	170
6.2.4.4	Niederschlagsmengen.....	171
6.2.5	Grundsätze des vorsorgenden Grundwasserschutzes.....	172
6.2.6	Abhängigkeiten von örtlichen Entwässerungsbedingungen	174
6.2.6.1	Versickerung und direkte Einleitung in einen Vorfluter	175
6.2.6.2	Einleitung in eine Trennkanalisation.....	176
6.2.6.3	Einleitung in eine Mischkanalisation.....	177
6.2.7	Reduktion der Belastung durch Behandlung	178

6.3	Technischer Schwellenwert für Schwermetallemissionen.....	179
6.3.1	Begründung eines Toleranzwertes	179
6.3.2	Definition einer Bezugsfläche.....	180
6.3.3	Neigungsfaktoren zur Ermittlung der Bezugsfläche	182
6.3.4	Richtungsfaktoren zur Ermittlung der Bezugsfläche	186
6.3.5	Abschwemmraten der Bezugsfläche.....	188
6.3.6	Empfehlung von Toleranzwerten und Bezugsflächen	189
6.3.7	Diskussion der Toleranzgrenze.....	190
6.4	Vorschlag für den Bewertungsablauf	191
6.4.1	Bewertungs- und Handlungsstufen	191
6.4.2	Ablaufdiagramm.....	192
6.5	Bemessung und Bewertung der Bauteilgruppen.....	197
6.5.1	Gestalterisch begründete großflächige Dach- und Fassadenbleche.....	197
6.5.1.1	Beschreibung von Dacheindeckungen.....	197
6.5.1.1.1	Eindeckung in Abhängigkeit der Dachformen	198
6.5.1.2	Bemessung der Dacheindeckungen	201
6.5.1.3	Ökologische Bewertung großflächiger Dacheindeckungen	202
6.5.1.4	Substitutionsmöglichkeiten bei Dacheindeckungen	205
6.5.1.4.1	Substitution von Zink.....	205
6.5.1.4.2	Substitution von Kupferblech	206
6.5.1.5	Beschreibung von Fassadenblechen	206
6.5.1.6	Ökologische Gewichtung der Fassadenflächen	207
6.5.1.7	Substitutionsmöglichkeiten bei Fassadenblechen.....	210
6.5.1.7.1	Substitution von Zink.....	210
6.5.1.7.2	Substitution von Kupferblech	211
6.5.2	Kleinflächige Dach- und Fassadenbleche	212
6.5.2.1	Beschreibung	212
6.5.2.1.1	Attikaabdeckung	212
6.5.2.1.2	Fensterbleche und Gesimsabdeckungen.....	213
6.5.2.1.3	Abdeckung von Erkern und Gauben	215
6.5.2.2	Ökologische Gewichtung der Metallabdeckungen	215

6.5.2.3	Substitutionsmöglichkeiten bei kleinflächigen Eindeckungen	217
6.5.2.3.1	Substitution von Zink.....	217
6.5.2.3.2	Substitution von Kupferblech.....	218
6.5.3	Technisch begründete kleinteilige Dachbleche	219
6.5.3.1	Beschreibung	219
6.5.3.2	Bemessung	221
6.5.3.3	Ökologische Bewertung kleinteiliger Dachbleche.....	222
6.5.3.4	Substitutionsmöglichkeiten bei Nebenblechen	224
6.5.3.4.1	Substitution von Blei.....	224
6.5.3.4.2	Substitution von Zink.....	224
6.5.3.4.3	Substitution von Kupferblech.....	225
6.5.4	Regenanlagen	225
6.5.4.1	Bemessung von Regenanlagen	226
6.5.4.2	Ökologische Gewichtung der Entwässerungsmaterialien.....	227
6.5.4.3	Substitutionsmöglichkeiten bei Regenanlagen	231
6.5.4.3.1	Substitution von Zinkblech bei Regenfallrohren und Regenrinnen.....	231
6.5.4.3.2	Substitution von Kupferblech bei Regenfallrohren und Regenrinnen.....	232
6.5.4.3.3	Substitution von Standrohren aus verzinktem Stahl.....	233
6.5.4.3.4	Substitution von Standrohren aus Kupferblech	233
6.5.5	Freistehende Bauteile	233
6.5.5.1	Umgang mit Kleinmengen verzinkter Bauteile.....	234
6.5.5.2	Frei bewitterte Stahlkonstruktionen	235
6.5.5.3	Brandschutztechnisch notwendige Stahlkonstruktionen.....	236
7	Dokumentation und Weiterentwicklung ökologischer Bewertungsansätze im Bereich Dachmaterialien.....	238
7.1	Überblick über Untersuchungen zur ökologischen Bewertung von Dach- und Fassadenmaterialien.....	238
7.2	Weiterentwicklung existierender ökologischer Bewertungsansätze.....	245

7.2.1	Verwendete Ökobilanz-Datengrundlage	247
7.2.2	Auswertung bestehender Ökobilanzdaten für Metalle.....	249
7.2.3	Nutzungsphase	251
7.2.4	Nachnutzungsphase	252
7.2.5	Bedeutung der Emissionen in der Nutzungsphase	253
Literatur.....		258
Anhang 1: Ausgewählte Beispielrechnungen.....		A1-1
Anhang 2: Dokumentation der Umweltprofile von Blechen		A2-1

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1:	Schematische Darstellung der Verknüpfung zwischen Produktion und Verwendung von Stoffen und deren Einträge in die Gewässer	14
Abbildung 3.1-1:	Aufteilung der Kupferverwendung nach Branchen nach International Wrought Copper Council für Europa (WVM, 2002)	18
Abbildung 3.2-1:	Aufteilung der Zinkverwendung nach Branchen nach Angaben der Wirtschaftsvereinigung Metalle.....	21
Abbildung 3.4-1:	Kupfer-, Zink- und Blei-Einträge in die deutschen Gewässer in kg/Jahr für die Jahre 1985, 1995 und 2000 (nach Fuchs et al., 2002).....	28
Abbildung 3.4-2:	Kupferproduktion und -verwendung und qualitative Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen, Deutschland 2000.....	29
Abbildung 3.4-3:	Zinkproduktion und -verwendung und qualitative Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen, Deutschland 2000.....	30
Abbildung 3.4-4:	Bleiproduktion und -verwendung und qualitative Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen, Deutschland 2000.....	31
Abbildung 4.1-1:	Berücksichtigte Schwermetallquellen, Transportpfade und Senken (RWBA: Regenwasserbehandlungsanlage, RÜB: Regenüberlaufbecken, RÜ: Regenüberlauf)	32
Abbildung 4.1-2:	Stoffbilanz zur Abschätzung des maximalen Rückhalts von Schwermetallen in Regenklärbecken	37
Abbildung 4.3-1:	Entwicklung der relevanten Kupfermenge im Dach- und Fassaden-bereich.....	60
Abbildung 4.4-1:	Stoffströme und -senken im Straßenverkehr (verändert nach Boller, 2002b)	74
Abbildung 4.5-1:	Zinkbedarf für das Stückverzinken in Deutschland (bis einschl. 1990 alte Bundesländer inkl. West-Berlin; BAFA 2003, Metallgesellschaft/WBMS, 1997, 1991, 1986 und WBMS, 2002)	81
Abbildung 4.5-2:	Zinkbedarf für das Bandverzinken (Schmal- und Breitband) in Deutschland (bis einschl. 1990 alte Bundesländer inkl.	

	West-Berlin; BAFA 2003, Metallgesellschaft/WBMS, 1997, 1991, 1986 und WBMS, 2002)85
Abbildung 4.5-3:	Zinkbedarf für das Drahtverzinken in Deutschland (bis einschl. 1990 alte Bundesländer inkl. West-Berlin; BAFA 2003, Metallgesellschaft/WBMS, 1997, 1991, 1986 und WBMS, 2002)87
Abbildung 4.5-4:	Zinkbedarf für das Rohrverzinken in Deutschland (bis einschl. 1990 alte Bundesländer inkl. West-Berlin; BAFA 2003, Metallgesellschaft/WBMS, 1997, 1991, 1986 und WBMS, 2002)89
Abbildung 4.6-1:	Elektrifiziertes Streckennetz der Deutschen Bahn AG und anderer privater Eisenbahnen in Deutschland (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, 2003)96
Abbildung 4.6-2:	Streckennetz der Straßenbahnen in Deutschland (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen 2003)98
Abbildung 4.9-1:	Beispielhafte Darstellung der Berechnungsergebnisse der aus einem Verwendungsbereich resultierenden Umweltbelastungen über unterschiedliche Eintragspfade 106
Abbildung 4.9-2:	Gesamtemissionen und Einträge in Gewässer und Böden aus den untersuchten Verwendungsbereichen für Kupfer, Zink und Blei 107
Abbildung 4.9-3:	Vergleich der für die einzelnen Verwendungsbereiche berechneten Einträge in die Gewässer mit den eintragspfadbezogenen Einträgen nach Fuchs et al. (2002) 108
Abbildung 4.9-4:	Vergleich der für die einzelnen Verwendungsbereiche berechneten Einträge in den Boden mit anderen Eintragsquellen 109
Abbildung 4.10-1:	Vergleich der berechneten quellspezifischen Frachten mit Gesamtfrachten (Fuchs et al., 2002) aus Kläranlagenabläufen 112
Abbildung 4.10-2:	Vergleich der berechneten quellspezifischen Einträge mit Gesamtfrachten (Fuchs et al., 2002) aus Regenwasserkanälen 114
Abbildung 5-1:	Einträge von Kupfer, Zink und Blei in die Gewässer, unterschieden in Einträge mit bzw. ohne kurz-/mittelfristiges Minderungspotenzial (in t/a; Fuchs et al.,

	2002; eigene Berechnungen)	116
Abbildung 5.3-1:	Aufbau eines Retentionsbodenfilters im Mischsystem (LfU, 1998)	128
Abbildung 5.4-1:	Konzepte der Regenwasserbewirtschaftung in Abhängigkeit von der Durchlässigkeit des anstehenden Bodens und der Flächenverfügbarkeit (ATV-AG 1.2.6, 1999)	133
Abbildung 5.6-1:	Rückgang der Metallbelastung im Klärschlamm nach Inbetriebnahme einer zentralen Enthärtungsanlage (nach Kreiling, 1998)	138
Abbildung 5.11-1:	Kosten-Wirksamkeiten der unterschiedlichen Maßnahmen für Kupfer, Zink und Blei	149
Abbildung 6.2-1:	Vergleich der Dacheindeckungen.....	155
Abbildung 6.2-2:	Eigenlasten von Dacheindeckungen nach DIN 1055 – Teil 1	156
Abbildung 6.3-1:	Gemessene Regenablaufmengen in l/m ² in Abhängigkeit von Neigung und Ausrichtung nach Wallinder (Wallinder et. al., 2000).....	183
Abbildung 6.3-2:	Gemessene Abschwemmmenge in g/m ² in Abhängigkeit von Neigung und Ausrichtung nach Wallinder (Wallinder et. al., 2000).....	184
Abbildung 6.3-3:	Abschwemmungen von Zink und Kupfer in µg/cm ² in Abhängigkeit der Regenmenge und der Neigung nach Wallinder (Wallinder et. al., 2000)	185
Abbildung 6.3-4:	Richtungskegel auf einer beispielhaften Windrose.....	187
Abbildung 6.5-1:	Unterteilung bei krummflächigen, gewölbten Flächen.....	202
Abbildung 6.5-2:	Doppelstehfalz bzw. Winkelstehfalz zur Verbindung der Scharen	203
Abbildung 6.5-3:	Ausgewählte Umweltwirkungen von Dacheindeckungen (Herstellung und Recycling)	205
Abbildung 6.5-4:	Einfacher Stehfalz bzw. Leistendeckung.....	208
Abbildung 6.5-5:	Ausgewählte Umweltwirkungen von Fassadenblechen (Herstellung und Recycling)	209
Abbildung 6.5-6:	Schnitt durch eine Attikaverblechung bei einer Holzfassade bzw. Attikaverblechung mit Kiesdach	213

Abbildung 6.5-7:	Beispiel für Fensterblech bzw. Gesimsabdeckungen	214
Abbildung 6.5-8:	Zinkblechverkleidung bei Gauben und Bedachung eines Erker aus Kupferblech	215
Abbildung 6.5-9:	Ausgewählte Umweltwirkungen von Abdeckblechen (Herstellung und Recycling).....	217
Abbildung 6.5-10:	Beispiele für technisch begründete kleinteilige Dachbleche	220
Abbildung 6.5-11:	Beispiel für Bleiblech als nachträgliche Verwahrung von Dachmasten oder -rohren und als Formschürze für Formziegel in Kombination mit Kupferblech	221
Abbildung 6.5-12:	Ausgewählte Umweltwirkungen von Nebenblechen (Herstellung und Recycling).....	223
Abbildung 6.5-13:	Rinne mit Trauf- bzw. Einhangblech und Kastenrinne aus Zinkblech	225
Abbildung 6.5-14:	Bemessung der Benetzung von Regenrinne bzw. Fallrohr.....	226
Abbildung 6.5-15:	Ausgewählte Umweltwirkungen von Regenrinnen (Herstellung und Recycling).....	229
Abbildung 6.5-16:	Ausgewählte Umweltwirkungen von Regenfallrohren (Herstellung und Recycling).....	230
Abbildung 6.5-17:	Ausgewählte Umweltwirkungen von Standrohren (Herstellung und Recycling).....	230
Abbildung 6.5-18:	Trittrost für den Kaminfeger und Schneefanggitter	234
Abbildung 6.5-19:	Beispiel für verzinktes Balkongitter und Edelstahltreppe	236
Abbildung 6.5-20:	Spindeltreppe mit Gitterstufen und Treppenturm mit beschichtet Wangen und Stufen aus verzinktem Gitterrost.....	237
Abbildung 7.1-1:	Vergleich der für die Herstellung notwendigen Energiewerte verschiedener Metalle jeweils ohne Recyclinganteil (nach KBOB, 2001)	239
Abbildung 7.2-1:	Stofffluss für Kupferblech aus Lebenszyklussicht.....	248
Abbildung 7.2-2:	Gegenüberstellung der herstellungs- und nutzungsbedingten Schwermetall-Emissionen von 1 m ² Kupfer- bzw. Zink-Blech im Dachbereich in logarithmischer Darstellung (Nutzungsdauer jeweils 50 Jahre)	254
Abbildung 7.2-3:	Spezifischer, einwohnerbezogener Beitrag der Umweltbelastungen bei der Herstellung und Nutzung von 1 m ² Kupfer- bzw. Zinkblech als Dachmaterial	

(unterschiedliche Wirkungskategorien sowie Einzelindikator Kupfer- bzw. Zink-Einträge in die Gewässer; logarithmische Darstellung)	257
--	-----

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1-1:	Nomenklatur und Stoffidentifizierung von Kupfer, Zink und Blei.....	16
Tabelle 3.1-2:	Stoffeigenschaften von Kupfer, Zink und Blei.....	17
Tabelle 3.1-3a:	Mittlere Konzentrationen an Kupfer, Zink und Blei in Klärschlämmen in Deutschland (in mg/kg Trockenmasse; BMU, 2001).....	19
Tabelle 3.1-3b:	Mittlere Konzentrationen an Kupfer, Zink und Blei in Komposten in Deutschland (Untersuchungen Bundesgütegemeinschaft Kompost; in mg/kg Trockensubstanz; Reinhold, 2004).....	19
Tabelle 3.3-1:	Bleiverbrauch und Bleiverwendung in Deutschland für die Jahre 1994 und 2000 (Angaben in t).....	24
Tabelle 3.4-1:	Schwermetallgehalte und -einträge der unterschiedlichen Mineraldünger (UBA, 2001c; eigene Berechnungen).....	26
Tabelle 3.4-2:	Schwermetallgehalte und -frachten im Wirtschaftsdünger (UBA, 2001c; eigene Berechnungen).....	27
Tabelle 3.4-3:	Schwermetallgehalte und -frachten im Kompost (nach UBA, 2001c).....	27
Tabelle 4.1-1:	Anschlussgrade der Bevölkerung an die öffentliche Kanalisation bzw. Abwasserreinigung im Jahr 2001 (StBA, 2003a).....	33
Tabelle 4.1-2:	Abscheidegrade von Schwermetallen in Kläranlagen bezogen auf die Zulauffracht (Fuchs et al., 2002).....	38
Tabelle 4.2-1:	Parameter der Trinkwasser-Verordnung 1990 und 2001.....	40
Tabelle 4.2-2:	Analyseergebnisse der Umweltsurveys 1990/92 und 1998 für Kupfer, Blei und Zink in Trinkwasserproben aus Haushalten der Alten und Neuen Bundesländer (Becker et al., 1997, Krause 2001).....	43
Tabelle 4.2-3:	Trinkwasseranfall von Haushalten in Deutschland in den Alten und Neuen Bundesländern im Bezugsjahr 2001 (StBA, 2003a).....	44
Tabelle 4.2-4:	Emissionen von Kupfer, Blei und Zink aus dem Bereich Trinkwasserversorgung einschließlich der Wasserverteilung in den Haushalten.....	45

Tabelle 4.2-5:	Gesamte Kupfer-, Blei- und Zinkeinträge durch den Bereich Trinkwasserversorgung in Oberflächengewässer und Böden (RW: Rohwasser).....	46
Tabelle 4.3-1:	Zusammenstellung repräsentativer Kupfer-Abschwemmraten von Dachflächen aus der Literatur.....	50
Tabelle 4.3-2:	Abschätzung der im Bereich Bleche und Bänder im Bauwesen eingesetzten Kupfermenge anhand statistischer Angaben	51
Tabelle 4.3-3:	Ermittlung der bewitterten Kupferfläche in Deutschland (nach Hullmann et al., 2001) und Berechnung der Kupfer-Emissionen	52
Tabelle 4.3-4:	Abschwemmraten von Blei für verschiedene Anwendungen, Verbreitung der Anwendung, abtragsrelevante Flächen und resultierende Bleifrachten	55
Tabelle 4.3-5:	Zusammenstellung repräsentativer Zink-Abschwemmraten von Dachflächen aus der Literatur.....	57
Tabelle 4.3-6:	Bewitterte Zinkfläche in Deutschland (nach Hullmann et al., 2001) und Berechnung der Emissionen	58
Tabelle 4.3-7:	Kupfer-, Blei- und Zinkeinträge mit dem Dachablaufwasser in die Oberflächengewässer und Böden Deutschlands.....	59
Tabelle 4.4-1:	Fahrleistung in Mrd. km nach Kraftfahrzeugsarten für Deutschland im Jahr 2001 und Bestand an Kraftfahrzeugen im Jahr 2002 (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, 2002).....	61
Tabelle 4.4-2:	Zusammenstellung der Abriebsmengen von Fahrzeugreifen [mg/FZkm] aus Literaturangaben	63
Tabelle 4.4-3:	Übersicht zu Schwermetallgehalten in der Lauffläche von Fahrzeugreifen aus Literaturangaben	64
Tabelle 4.4-4:	Mittlere fahrzeugspezifische Emissionsfaktoren (e_F) für Reifenabrieb und Berechnung der Emissionen	65
Tabelle 4.4-5:	Annahmen über Bremsbelagabrieb in mg/FZkm.....	66
Tabelle 4.4-6:	Übersicht zu Schwermetallgehalten in Bremsbelägen aus der Literatur	68
Tabelle 4.4-7:	Mittlere fahrzeugspezifische Emissionsfaktoren (e_F) für Bremsbelagabrieb und Berechnung der Emissionen	69
Tabelle 4.4-8:	Mittlere fahrzeugspezifische Emissionsfaktoren (e_F) für den	

	Verlust und die Korrosion von Auswuchtgewichten aus Blei	71
Tabelle 4.4-9:	Fahrzeugspezifische Emissionsfaktoren e_F zur Quantifizierung des Fahrbahnabriebs und berechnete Emissionen	72
Tabelle 4.4-10:	Übersicht zu Schwermetallgehalten in Straßenkehricht und -staub	74
Tabelle 4.4-11:	Kupfer-, Blei- und Zinkeinträge durch Kraftfahrzeuge in die Atmosphäre, Oberflächengewässer und Böden	78
Tabelle 4.5-1:	Stückverzinkung in Deutschland 2001 - Inlandsproduktion (IFG 2003)	80
Tabelle 4.5-2:	Zinkauflage stückverzinkter Produkte einer innerdeutschen Jahresproduktion (IFG 2003; Dichte Zink: $7,2 \text{ g/cm}^3$)	82
Tabelle 4.5-3:	Zinkeintrag in Wasser und Boden (Inlandsproduktion und Importe) aus dem Bereich Stückverzinken	84
Tabelle 4.5-4:	Produktionsmenge verzinkter Bleche und Bänder in Deutschland 2002 - Inlandsproduktion (Wirtschaftsvereinigung Stahl, 2003)	85
Tabelle 4.5-5:	Ausstattung deutscher Straßen mit verzinkten Stahlschutzplanken (BMVBW, 2003; Schüler, 2003; eigene Berechnungen)	91
Tabelle 4.5-6:	Abschätzung der Zink-Einträge in Böden und Gewässer	94
Tabelle 4.6-1:	Abschätzung der Kupfer-Einträge in Böden und Gewässer aus dem Bereich Oberleitungen	99
Tabelle 4.7-1:	Abschätzung der als Pflanzenschutzmittel eingesetzten Kupfermenge in Deutschland für verschiedene Anwendungsbereiche	102
Tabelle 4.10-1:	Vergleich der berechneten quellspezifischen Frachten mit Gesamtfrachten (Fuchs et al., 2002) aus Kläranlagenabläufen	111
Tabelle 4.10-2:	Vergleich der berechneten quellspezifischen Einträge mit Gesamtfrachten (Fuchs et al., 2002) aus Regenwasserkanälen	113
Tabelle 5.2-1:	Übersicht über die derzeit verfügbaren Anlagen zur dezentralen Behandlung von Dachablaufwasser	125
Tabelle 5.11-1:	Übersicht über Ansätze zur Emissionsminderung - stoffübergreifende Maßnahmen	147

Tabelle 5.11-2:	Übersicht über Ansätze zur Emissionsminderung - einzelstoffbezogene Maßnahmen	148
Tabelle 6.2-1:	Ausgewählte Wirkungskategorien der LCA nach UBA (2000a)	160
Tabelle 6.2-2:	Abschwemmraten für Deutschland (siehe Kapitel 4.3).....	167
Tabelle 6.2-3:	Korrosivitätskategorien nach DIN EN ISO 12944	168
Tabelle 6.2-4:	Bewertungspunkte für Einflüsse aus der Luft (L) nach M 153 (2000)	169
Tabelle 6.2-5:	Vorschlag zur Kategorisierung der Belastung durch Luftschadstoffe	169
Tabelle 6.2-6:	Belastungsabhängig bewertete Abschwemmraten	171
Tabelle 6.2-7:	Geringfügigkeitsschwellenwerte nach LAWA	173
Tabelle 6.2-8:	Bewertung der Schadstoffe und Schwellenwerte nach Abwasserabgabengesetz	176
Tabelle 6.2-9:	Ausgewählte Schwellenwerte für Indirekteinleiter	178
Tabelle 6.3-1:	Neigungsfaktoren	186
Tabelle 6.3-2:	Ausrichtungsfaktoren.....	188
Tabelle 6.3-3:	Bewertete Abschwemmraten.....	188
Tabelle 6.3-4:	Angenommene Abschwemmraten der Bezugsfläche.....	189
Tabelle 6.3-5:	Angenommene Abschwemmraten von 10m ² Bezugsfläche.....	190
Tabelle 6.5-1:	Materialkennwerte für Dacheindeckung	203
Tabelle 6.5-2:	Materialkennwerte für Fassaden	208
Tabelle 6.5-3:	Materialkennwerte für Abdeckungsbleche.....	216
Tabelle 6.5-4:	Benetzungsbreiten kleinteiliger Dachbleche.....	222
Tabelle 6.5-5:	Materialkennwerte für Nebenbleche.....	222
Tabelle 6.5-6:	Materialkennwerte für Entwässerungssysteme	228
Tabelle 7.1-1:	Lebenserwartung von Bauteilen im Bereich Bedachung (nach: Leitfaden Nachhaltiges Bauen)	242
Tabelle 7.2-1:	Berechnete Ergebnisse für den Lebenszyklus der Bleche (Berechnungsgrundlage für dieses Projekt)	248
Tabelle 7.2-2:	Vergleich der Ökobilanzdaten ausgewählter Datenquellen	

	am Beispiel des Treibhauspotenzials der Herstellung von je 1 m ² Kupfer, Zink und Aluminium-Blech.....	251
Tabelle 7.2-3:	Abschwemmraten (in Klammern Minimal- und Maximalwerte) und mittlere Emissionsraten für Böden und Gewässer bei der Verwendung von Kupfer, Zink und Blei als Dachmaterial (in [g/m ² •a])	252
Tabelle 7.2-4:	Verwendete Normierungsfaktoren - gesamte und spezifische Emissionen in Deutschland für die verwendeten Wirkkategorien und Einzelindikatoren (vgl. Ministerium NRW, 2001; UBA, 2000b bzw. Giegrich/Detzel, 1998).....	256

Zusammenfassung

Hintergrund

Kupfer, Zink und Blei sind chemische Elemente, die aufgrund ihrer besonderen Eigenschaften in erheblichem Umfang in der Technosphäre eingesetzt werden. Die Verwendungen reichen dabei von der Elektroindustrie, dem Verkehrsbereich oder dem Maschinenbau bis hin zum Bauwesen. Im Baubereich gehören sie zu den traditionell verwendeten Materialien für Dacheinbauten, Regenrinnen, Fallrohre, Kamine, Dachabdichtungen, Fassadenelemente und Verkleidungen.

Der Einsatz dieser Stoffe in umweltoffenen Anwendungen führt jedoch zu Emissionen in die Umwelt, die letztlich zur Belastung von Gewässern und Böden beitragen. Im Gewässerbereich wurden die Zielvorgaben für diese Stoffe bislang nicht erreicht, die Monitoringdaten der letzten Jahre zeigen konstant hohe, teilweise sogar leicht ansteigende Werte. Während die Einträge über industrielle Abwässer und kommunale Kläranlagen in den letzten Jahrzehnten deutlich reduziert werden konnten, waren die Verbesserungen bei den diffusen Eintragsquellen vor allem bei Kupfer und Zink nur gering. Relevante umweltoffene Anwendungen sind dabei der in den letzten 20 Jahren deutlich zugenommene Einsatz als Bauprodukt, die Verwendungen im Verkehrsbereich (Bremsbeläge, Reifen und Auswuchtgewichte von Kraftfahrzeugen, Oberleitungen von Schienenfahrzeugen, etc.), die Vielzahl verzinkter, im Außenbereich eingesetzter Produkte sowie der Einsatz als Material für Hausinstallationsleitungen.

Zielsetzung

Aufgrund der Belastungssituation für Kupfer, Zink und Blei und aufgrund der Bedeutung der diffusen Emissionsquellen ergibt sich ein grundsätzlicher Handlungsbedarf zur Verringerung der Umweltbelastungen durch diffuse Einträge dieser Schwermetalle¹. Ziel des Projektes war deshalb in einem ersten Schritt die verwendungsbezogene Quantifizierung der Einträge dieser Schwermetalle in Gewässer und Böden. Darauf aufbauend wurden Ansätze für spezifische Strategien zur Reduktion der Einträge in die Gewässer entwickelt. Ein wichtiges Element des Vorhabens war außerdem die Erarbeitung eines Leitfadens für Architekten und Bauherren für die Außenanwendung der betrachteten Stoffe im Baubereich mit dem Ziel, für die Praxis Informationen und Hilfen zur umweltverträglichen Verwendung von Kupfer, Zink und Blei bereitzustellen. Ergän-

¹ Schwermetalle sind Metalle, deren Dichte über 5 g/cm³ (z. T. unterschiedliche Definitionen zwischen 3,5 bis 6 g/cm³) liegt. Sie sind teilweise essentielle Spurenstoffe, teilweise schon bei geringen Mengen hoch toxisch.

zend wurden existierende Ökobilanzansätze für die Verwendung verschiedener Dachmaterialien und Möglichkeiten zur Weiterentwicklung dieser Ansätze untersucht.

Zielsetzung der Arbeiten war es letztlich, die unterschiedlichen Möglichkeiten für eine Verringerung der Emissionen der betrachteten Schwermetalle Kupfer, Zink und Blei unter Berücksichtigung relevanter Randbedingungen aufzuzeigen. Diese Informationen können u. a. als Grundlage für die Erarbeitung eines Maßnahmenprogramms im Rahmen eines zukünftigen Flussgebietsmanagements dienen, sofern sich Defizite bei der Einhaltung entsprechender Qualitätsziele ergeben.

Berechnungen der Emissionen für Kupfer, Zink und Blei

Die Ergebnisse der Berechnungen zu den Emissionen aus den beschriebenen Anwendungsbereichen und zu deren Verbleib in den unterschiedlichen Umweltkompartimenten zeigen, dass bzgl. der Emissionen in die Umwelt der Bereich Kraftfahrzeuge für alle drei Metalle die größte Bedeutung besitzt. Der überwiegende Teil dieser Schadstoffmengen gelangt in den Boden. Bei den Einträgen in die Gewässer ergibt sich deshalb ein anderes Bild: Für Zink sind im Rahmen der untersuchten Verwendungsbereiche die Einträge aus dem Dach- und Fassadenbereich am höchsten, danach folgen die Mengen durch Kraftfahrzeuge, verzinkte Produkte und die Trinkwasserverteilung. Wichtigste der untersuchten Emissionsquelle für Kupfer ist der Kfz-Bereich, relevant sind jedoch auch die Trinkwasserversorgung und der Baubereich. Bei Blei spielen nur die Mengen aus dem Bau- und dem Kfz-Bereich eine Rolle.

Die Analyse der zu erwartenden Entwicklung der Emissionen zeigt, dass in den Bereichen Trinkwasserversorgung, verzinkte Flächen und Oberleitungen mit einem Rückgang bzw. mit nur geringen Veränderungen zu rechnen ist. Im Bereich der Dach- und Fassadenmaterialien ist dagegen aufgrund der Zunahme der relevanten Flächen auch eine Zunahme der Emissionen zu erwarten. Für Kupfer und Zink ist außerdem mit einem Anstieg der Emissionen aus dem Bereich der Kraftfahrzeuge zu rechnen.

Zur Prüfung der Plausibilität der Emissionsberechnungen wurden die Ergebnisse eintragspfadbezogenen Bilanzierungen für die deutschen Gewässer gegenübergestellt. Trotz der bestehenden Unsicherheiten bspw. bei der Erhebung der emissionsrelevanten Produktmengen, der abtragsrelevanten Flächen oder der spezifischen Emissionsfaktoren zeigt der Vergleich eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den beiden unterschiedlichen Berechnungsansätzen.

Ansätze zur Minderung der Einträge in die Gewässer

Zur Verminderung der Gewässerbelastungen mit Kupfer, Zink und Blei wurden unterschiedliche Ansatzpunkte anhand der Kriterien technische Beschreibung, Praktikabilität (Verfügbarkeit der Technik, Erfahrungen), Effektivität bzw. Minderungspotenzial, öko-

nomische Auswirkungen (Kosten bzw. Kostenwirksamkeit bezogen auf die zu erreichende Emissionsminderung) und mögliche Instrumente zur Umsetzung untersucht. Folgende Maßnahmen wurden einbezogen:

➤ *Stoffübergreifende Maßnahmen:*

- Baubereich: Einsatz von Ersatzstoffen bzw. beschichteten Materialien bei Neubauten/Renovierungen
- Behandlung des abfließenden Niederschlagswassers:
 - a) dezentral: Filteranlagen für Einzelgebäude
 - b) im Kanalnetz: Regenüberlaufbecken im Mischsystem sowie Bodenfilter im Misch- bzw. Trennsystem;
- Versickerung von Niederschlagswasser;
- Erosionsminderung in der Landwirtschaft;

➤ *Einzelstoffbezogene Maßnahmen:*

- Kupfer:
 - Hausinstallationen: Veränderung der Trinkwassereigenschaften zur Verringerung der Korrosionsraten;
 - Verkehrsbereich: Einsatz von Ersatzstoffen für Kupfer in Bremsbelägen;
- Zink:
 - Duplex-Beschichtung stückverzinkter Materialien;
- Blei:
 - Verkehrsbereich: Einsatz von Ersatzstoffen für Blei in Bremsbelägen;
 - Verkehrsbereich: Einsatz von Ersatzstoffen für Blei in Auswuchtgewichten.

Die meisten der untersuchten Maßnahmen besitzen einen hohen Wirkungsgrad, das kurzfristig zu realisierende Minderungspotenzial ist jedoch unterschiedlich. Die Maßnahmen zur Behandlung des Niederschlagswasser reduzieren zwar die Belastung der Gewässer, die Einträge in die Umwelt werden jedoch nicht vermieden, sondern es findet eine zu kontrollierende Verlagerung in andere Bereiche statt (Boden, ggf. Deponierung). Die Ergebnisse zu den Kosten zeigen, dass bei einzelnen Maßnahmen (Niederschlagswasserversickerung, Einsatz von Ersatzstoffen im Baubereich) unter günstigen Bedingungen Einsparungen möglich sind. Die Kosten-Wirksamkeit der dezentralen Behandlung des Niederschlagswassers in Filteranlagen ist vergleichsweise günstig und liegt in der Größenordnung der Erosionsminderung in der Landwirtschaft durch eine verstärkte Beratung. Die Behandlung im Kanalnetz ist im Vergleich dazu deutlich teurer. Die einzelstoffbezogenen Maßnahmen können ebenfalls eine kostengünstige Möglichkeit zur Verringerung der Einträge des jeweiligen Stoffs (blei- bzw. kupferfreie Bremsbeläge, Duplex-Beschichtung stückverzinkter Materialien) darstellen. Teilweise sind mit den Maßnahmen zusätzliche Effekte verbunden, die für die Bewertung der

Maßnahmen von entscheidender Bedeutung sein können (z. B. zusätzliche Effekte bei der Niederschlagswasserbehandlung im Kanalnetz oder der Erosionsminderung in der Landwirtschaft). Einzelne Maßnahmen sind bereits in der Umsetzung (Anforderungen zu Blei der EU-Altfahrzeugrichtlinie).

Erläuterungsbericht zum Leitfaden für das Bauwesen

Die Verwendung von Kupfer-, Zink- und Bleiblechen im Bauwesen umfasst eine besonders große Produkt- und Anwendungspalette bei Dächern, Fassaden und Regenanlagen. Bemühungen zur Verringerung von Schwermetallen in diesem Bereich erfordern daher zwangsläufig eine Einzelfallbetrachtung der verschiedenen Anwendungen. Gleichzeitig ist darauf zu achten, dass technisch bewährte kleinteilige Anwendungen nicht unnötig verhindert werden und die gestalterische Freiheit und Vielfalt der Gebäudeplanung nicht zu sehr eingeschränkt wird. Empfehlungen zur differenzierten Reduzierung von Schwermetallen im Bauwesen gibt es bisher nicht. Daher war im Rahmen des Projektes ein Leitfaden als Bewertungs- und Begrenzungsinstrument für Architekten und Bauherren zu erarbeiten. Die Begrenzung der Verwendung von Zink- und Kupferblechen in der Außenanwendung erfolgt über eine definierte Bezugsflächengröße pro Gebäudegrundfläche. Sämtliche in einer konkreten Planung vorgesehenen Anwendungen werden mittels vorgegebener Tabelle auf diese Bezugsfläche umgerechnet. Die unterschiedlichen Neigungen und Ausrichtungen werden mittels festgelegter Faktoren berücksichtigt. Als Vorgabe und Empfehlung wird eine Begrenzung der Zink- und Kupferverwendung auf 10 m² Bezugsfläche / 100 m² Grundfläche ausgesprochen. Da der Schwermetallabtrag von der regionalen Wettersituation und von der Luftbeschaffenheit abhängt, kann der Wert durch die Kommunen mithilfe von entsprechenden Vorschlägen im Bericht angepasst werden.

In abgestufter Handlungsanweisung sind je nach Planungsvorgabe von Einschränkungen bei der Regenwasserversickerung über Vorgaben zur Regenwasserreinigung bis zum Austausch der vorgesehenen Dach- und Fassadenmaterialien unterschiedliche Konsequenzen möglich. Testanwendungen zeigen, dass der Bereich der Einfamilienhäuser nicht oder nur wenig betroffen sein wird, bei größeren Bauwerken oder Zweckbauten dagegen deutliche Beschränkungen eintreten, die sich in der Wahl anderer Werkstoffe, beschichteter Bleche oder der Regenwasserreinigung darstellen.

Für die einzelnen Planungsschritte beschreibt der Leitfaden die Vorgehensweise und die Reihenfolge. Für die in jedem Schritt mögliche Wahl alternativer Materialien ist sicherzustellen, dass das umweltbezogene Ziel des Leitfadens nicht durch Lösungen verstellt wird, die ihrerseits mit wesentlichen negativen Umweltwirkungen verbunden sind. Für die wichtigsten bautechnischen Anwendungsbereiche werden daher funktionsbezogene Ökobilanz-Daten der jeweils am Markt verfügbaren häufigsten Alternati-

ven miteinander verglichen. Für die Architekten und Bauherren werden die Informationen als Entscheidungshilfe zur Verfügung gestellt.

Dokumentation und Weiterentwicklung ökologischer Bewertungsansätze im Bereich Dachmaterialien

Detaillierte ökobilanzielle Untersuchungen zur Problematik der Auswahl und Bewertung von Dach- und Fassadenmaterialien unter Einbezug von Kupfer, Zink und Blei stehen bislang nicht zur Verfügung. Besonders problematisch sind dabei die besonderen Randbedingungen im Bereich Bauprodukte (z. B. große Bedeutung der Nutzungsphase, Einfluss der Einbau- und sonstigen Randbedingungen, nur teilweise durch Produkteigenschaften bestimmte Nutzungsdauern) sowie die methodischen Defizite bei den Wirkungskategorien Humantoxizität und Ökotoxizität. Die Gegenüberstellung der Schwermetall-Emissionen von Nutzungsphase zu Herstellungsphase und die verfügbaren Daten zur ökologischen Priorisierung zeigen jedoch die große Bedeutung der während der Nutzungsphase von metallischen Dachmaterialien resultierenden Emissionen. Bei einem ökologischen Vergleich unterschiedlicher Materialien sind deshalb diese Emissionen zumindest als Einzelindikatoren zu berücksichtigen.

Summary

Background

Copper, zinc and lead are chemical elements which are used to a considerable extent in the technosphere because of their special attributes. The applications range from the electrical industry, transport and mechanical engineering through to construction and civil engineering. As far as the building sector is concerned, they belong to the materials traditionally used for roof constructions, guttering, drainpipes, chimneys, roof flashings and coverings.

However, the use of these substances in open applications (i.e. exposed to the atmosphere or rainwater) results in emissions to the environment which ultimately contribute to polluting waters and soils. The targets set for the concentrations of these substances in water have not been reached so far, the monitoring data of recent years show constantly high, even slightly increasing values to some extent. Whereas there has been a clear drop in the discharges via industrial wastewater and municipal sewage treatment plants in the last decades, only slight progress has been made for non-point sources, especially for copper and zinc. Relevant exposed applications include their use as a building product, which has clearly increased over the last 20 years, transport applications (brake linings or pads, tyres and balance weights of vehicles, overhead lines of rail vehicles etc.), the huge number of galvanized outdoor products as well as their use as a material for household plumbing.

Objective

Because of the pollution situation for copper, zinc and lead and due to the significance of non-point sources, there is a basic need for action to reduce the environmental burden due to non-point emissions of these heavy metals². Therefore the aim of the project was first to quantify the application-related discharges of these heavy metals into water and soil. Based on this, methods were then developed for specific strategies to reduce the emissions to water. An additional important element of the project was to draw up a guideline for architects and builders for the outdoor use of the substances in the building sector with the objective of supplying information and aids on the environmentally-compatible use of copper, zinc and lead. Furthermore, existing life cycle assessment methods were examined for the use of various roofing materials as well as the possibilities to further develop these methods.

2 Heavy metals are metals with densities over 5 g/cm³ (there are different definitions between 3.5 to 6 g/cm³). Some are essential trace elements, some are highly toxic even at small quantities.

The objective of the work conducted was to demonstrate the different possibilities to reduce emissions of the heavy metals copper, zinc and lead, taking into account the relevant boundary conditions. This information can also serve as the basis for elaborating a programme of measures within the scope of a future river basin management.

Calculating the emissions for copper, zinc and lead

The results of the emission calculations for the different application areas described show that, as far as emissions to the environment are concerned, vehicles have the greatest significance for all three metals. The biggest share of these pollutants ends up in the soil. A different picture emerges for discharges to water: for the application areas examined, the highest emissions for zinc are from roofs and facades, followed by emissions by vehicles, galvanized products and the potable water supply systems. For copper, vehicles are the most important of the sources examined, but the potable water supply and the building sector are also relevant areas. For lead, only the quantities from the building sector and vehicles matter.

The analysis of the expected emission development shows that a decrease or only slight changes are anticipated for water supply systems, galvanized products and overhead lines. An emission increase is expected both for emissions from roofing and facade materials because of the growth in the relevant surface areas and for the emissions of copper and zinc from vehicles.

The results were compared with emission pathway related balance sheets for German waters to check the plausibility of the emission calculations. Despite the uncertainties involved, the comparison shows a very good agreement between the two different methods of calculation.

Approaches to reduce the discharges to waters

To reduce the copper, zinc and lead pollution of water, various starting points were examined using the criteria: technical description, practicability (availability of the technology, experience), effectiveness or reduction potential, economic impacts (costs or cost-effectiveness related to the emission reduction to be achieved) and possible instruments for implementation. The following measures were included:

➤ *Measures related to more than one substance:*

- Building sector: use of substitutes or coated materials in new buildings/renovations
- Treatment of precipitation runoff:
 - a) decentralized: filter systems for individual buildings
 - b) in the sewers: stormwater overflow tanks in combined sewer systems as well as soil filters in combined or separate sewer systems;

- precipitation percolation;
 - reducing erosion in farming;
- *Measures related to specific substances:*
- Copper:
 - household plumbing: changing the composition of drinking water to reduce the rate of corrosion;
 - in transport sector: use of substitute materials for copper in brake linings/pads;
 - Zinc:
 - Duplex coating of galvanized materials;
 - Lead:
 - in transport sector: use of substitute materials for lead in brake linings/pads
 - in transport sector: use of substitute materials for lead in balance weights.

The majority of the measures examined have a high degree of effectiveness, but the reduction potential which is realisable in the short term varies. The measures to treat precipitation do indeed reduce water pollution, but the discharges to the environment are not avoided, instead, relocation to other areas takes place (ground or landfills) which still has to be controlled. The cost results show that savings are possible for individual measures (precipitation percolation, use of substitute materials in the building sector) under favourable conditions. The decentralized treatment of precipitation in filter systems is comparatively cost-effective, about the same as reducing erosion in farming through increased advice. Compared to this, treatment in sewer systems is much more expensive. The measures for specific substances can also represent a cost-effective option to reduce the emissions of that respective substance (lead- or copper-free brake linings, Duplex coating of galvanized materials). Additional effects are sometimes linked to the measures which can be of decisive importance when assessing the measures (e. g. additional effects of precipitation treatment in the sewer system or erosion reduction in farming). Individual measures are already being implemented (requirements for lead in the EU End-of-Life Vehicle Directive).

Explanatory comments on the guideline for the building industry

The use of copper, zinc and lead sheets in buildings covers a particularly large range of products and applications in roofs, facades and rainwater systems. In the attempt to reduce heavy metals in this field, it is therefore compulsory to look at individual cases of the various applications. At the same time, care must be taken that technically proven small-part applications are not obstructed unnecessarily and that the freedom and variety of building designs are not restricted too much. Recommendations on the differentiated reduction of heavy metals in the building sector do not yet exist. For this reason, a guideline for assessing and limiting their use was to be compiled for archi-

itects and builders within the scope of this project. Limiting the use of zinc and copper sheets in outdoor applications is done via a defined reference area per building base area. All the intended applications in a concrete design are converted for this reference area using the given table. The different inclinations and alignments are considered using fixed factors. A copper and zinc limit of 10 m² reference area / 100 m² building base area is set as a performance target and recommendation. Since the heavy metal runoff depends on the regional climate and atmospheric conditions, the value can be adjusted by the local authorities with the help of the corresponding suggestions in the report.

There are graded instructions for action depending on the planning stipulations and different consequences are possible ranging from restrictions for stormwater percolation through requirements for stormwater purification up to the replacement of the planned roofing and facade materials. Test applications show that the domain of single family homes are not or only slightly affected, whereas there are restrictions for larger buildings or purpose-built blocks represented in the selection of alternative building materials, coated metal sheets or stormwater purification.

The guideline describes the procedure for and the sequence of the individual planning stages. For the selection of alternative materials, which is possible at each stage, it must be guaranteed that the environmentally-related target of the guideline is not adversely affected by other solutions which are in turn linked to importantly negative environmental impacts. For the most important building application areas, therefore, functionally-based life-cycle assessment data of the most common alternatives available on the market are compared with each other. This information is made available to architects and builders as a decision aid.

Documentation and further development of ecological assessment methods in roofing materials

So far, there are no detailed life-cycle examinations of the problem of selecting and evaluating roofing and facade materials incorporating copper, zinc and lead. The special boundary conditions for building products cause particular problems (e.g. great importance of the service period, influence of the installation and other boundary conditions, the useful life only being partly determined by product characteristics) as do the methodological deficiencies of the impact categories of human toxicity and ecotoxicity. However, comparing the heavy metal emissions of the service period with those of the production period and the available data on ecological priority setting reveals the high significance of the emissions occurring during the service period of metal roofing materials. These emissions should therefore be taken into account, at least as individual indicators, when making an ecological comparison of different materials.

1 Hintergrund

Im Hochbau gehören Kupfer, Zink und Blei zu den traditionell verwendeten Materialien für Dacheinbauten, Regenrinnen, Fallrohre, Kamine, Dachabdichtungen und Verkleidungen. Auch das Eindecken ganzer Dächer mit diesen Materialien hat eine sehr lange Tradition, beschränkte sich früher jedoch auf einzelne repräsentative Objekte. Seit über zwanzig Jahren hat die Bedeutung von Kupfer und Zink beim Decken von Dachteilen und ganzen Dächern sowie als Fassadenelemente erheblich zugenommen. Dies hat zum einen optisch-gestalterische Gründe, die einem Zeitgeist entsprechen ("Kühle/Klarheit/Modernität"), zum anderen spielt dabei die zunehmende Nutzung von Dachräumen als Wohn- und Arbeitsräume eine Rolle, die stark gegliederte Dachflächen mit unterschiedlichsten Neigungen und verschiedenartigen Öffnungen zur Folge hat. Hierfür bieten Metallbänder Vorteile bei der Verarbeitung und wegen des vergleichsweise geringen Gewichts der dünnen Schichten (Lehmann, 1995).

Wesentliche Gründe für die zunehmende Verwendung von Kupfer- und Zinkblechen bspw. für Regenrinnen, Fallrohre und Verkleidungen im Geschäfts- und Wohnungsbau sind die Langlebigkeit und Wartungsfreiheit dieses Materials, sowie das Bedürfnis der Bauherren, hohe Qualitäts- und Komfortansprüche nicht nur auf die Innenräume zu beschränken, sondern in vielen Details auch beim Äußeren des Gebäudes sichtbar werden zu lassen. Diesem Bedürfnis wird von den Architekten und Handwerkern in der Regel entsprochen, ohne sich bewusst zu sein, dass korrosionsbedingte Stoffausträge aus diesen Materialien zu Belastungen von Klärschlamm, Gewässern und Böden führen. Die Korrosion der Dach- und Fassadenmaterialien aus Kupfer, Zink und Blei führt nämlich zu einer Metallabschwemmung, deren Umfang von der Luftfeuchte, von Gehalten unterschiedlicher Schadstoffe (SO_2 , Chlorid, NH_4 , NO_x , O_3) in der Luft, der Intensität, Häufigkeit und Dauer der Niederschläge, weiteren klimatischen Einflüssen sowie der Dauer der Exposition beeinflusst wird. Weitere wichtige Einflussparameter sind die Neigung der Flächen, die Himmelsrichtung in der die Flächen ausgerichtet sind sowie Umfang und Art der Vorbehandlung dieser Materialien (Faller, 2001). Über die Größe der verwendeten Metallflächen und diese technischen Parameter beeinflusst der planende und ausführende Architekt auch den Umfang der Metallabschwemmung. Aufgrund der Bedeutung der diffusen Emissionen aus Baumaterialien werden in verschiedenen europäischen Städten wie z. B. in Amsterdam, Stockholm oder Wien Maßnahmen zur Verwendungsbeschränkung für Kupfer und Zink diskutiert und teilweise bereits umgesetzt (Gouman, 2004, Obernosterer et al., 2003).

Neben diesen metallischen Bauprodukten für Außenanwendungen gibt es noch eine Reihe weiterer Verwendungen dieser Metalle, die zur Belastung von Gewässern und Böden beitragen. Von Bedeutung sind hierbei insbesondere Hausinstallationsleitungen

(vgl. UBA, 2002a), Einträge aus dem Verkehrsbereich (mechanischer Abrieb von Bremsbelägen und Reifen von Kraftfahrzeugen, Oberleitungen von Schienenfahrzeugen, etc.) sowie die Vielzahl verzinkter Produkte, die im Außenbereich der Bewitterung ausgesetzt sind. Über die Bedeutung dieser unterschiedlichen Eintragsquellen und ihren Anteil an der Gesamtbelastung der Umwelt mit Kupfer, Zink und Blei liegen bislang nur unzureichende Informationen vor. Für Kupfer wurde der größere Teil dieser Quellen in einer Bestandsaufnahme zur Verwendung und zum Verbleib im Gebiet der Schweiz berücksichtigt (von Arx, 1999). Für Zink und Blei gibt es keine vergleichbaren Untersuchungen. Insbesondere für Kupfer liegen weitere neuere Analysen und statistische Daten vor (vgl. hierzu die Ausführungen in Kapitel 3 und 4).

Dass diese diffusen Eintragsquellen für die Belastung der Umwelt mit den genannten Schwermetallen³ eine große Rolle spielen, zeigt sich an der Tatsache, dass die diffusen Einträge einen kontinuierlich wachsenden Anteil an den Gesamtbelastungen der Gewässer mit diesen Schwermetallen ausmachen. So lagen die Anteile nicht punktförmiger Quellen in Deutschland für die Jahre 1985 bzw. 2000 beim Kupfer bei etwa 43 % respektive 76 %, beim Zink bei 41 % respektive 80 % und beim Blei bei 75 % respektive 84 % (Fuchs et al., 2002). Bei Kupfer und Zink haben sich die absoluten Werte der diffusen Emissionen in diesem Zeitraum nur um knapp 6 % bzw. 13 % verringert, bei Blei hingegen um knapp 64 %⁴. Die Einträge aus Punktquellen hingegen wurden in dieser Zeit bei Kupfer um 77 %, bei Zink um 85 % und bei Blei um 79 % reduziert.

Einen Überblick über die Belastungssituation der Gewässer geben die Analyse-Ergebnisse und der Ist/Soll-Vergleich für das Messstellennetz der LAWA⁵. In den Jahren 2000 und 2001 wurde die angestrebte Güteklasse II und besser für Kupfer an 52 % bzw. 66 % der Messstellen, für Zink an jeweils 86 % der Messstellen und für Blei an 27 % bzw. 32 % der Messstellen nicht erreicht (UBA, 2001b). Von der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) wurden Kupfer und Zink in die Gruppe der prioritären Stoffe im Rheinwasser eingestuft, für die die Zielvorgaben nicht erreicht wurden (IKSR, 2004). Blei wurde in die Stoffgruppe eingestuft, für die die Zielvorgaben

3 Schwermetalle sind Metalle, deren Dichte über 5 g/cm³ (z. T. unterschiedliche Definitionen zwischen 3,5 bis 6 g/cm³) liegt. Sie sind teilweise essentielle Spurenstoffe, teilweise schon bei geringen Mengen hoch toxisch.

4 Dieser Rückgang der diffusen Emissionen wurde vor allem erreicht durch die Minderung der atmosphärischen Emissionen, die zu einer Verringerung der direkten Einträge auf die Gewässeroberfläche und der Einträge durch Oberflächenabfluss sowohl von landwirtschaftlichen als auch urbanen Flächen geführt hat.

5 Die einbezogenen 152 Messstellen sollen sowohl charakteristische Eigenschaften der Gewässer als auch anthropogen kaum beeinflusste Teilgebiete und Punkte mit einer besonderen Bedeutung für die Gefahrenabwehr abdecken (vgl. LAWA, 2000).

fast erreicht sind. An der Elbe werden die Zielvorgaben für das Schutzgut "Aquatische Lebensgemeinschaften" für alle 3 Stoffe nicht eingehalten (IKSE, 2003).

2 Zielsetzung und Projektorganisation

Aus der Verknüpfung der geschilderten Ergebnisse ergibt sich ein grundsätzlicher Handlungsbedarf zur Verringerung der Umweltbelastungen durch diffuse Einträge dieser Schwermetalle. Für das Erarbeiten geeigneter Strategien zur Verringerung der Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden ist eine bessere Datenbasis unabdingbar, um die Bedeutung einzelner Quellen für die Belastungen abschätzen zu können. Ziel des Projektes war die Quantifizierung der Einträge dieser Schwermetalle in Gewässer und Böden. Basis hierfür ist die Auswertung der verfügbaren deutschsprachigen und internationalen Literatur sowie zahlreiche Expertengespräche in den relevanten Bereichen.

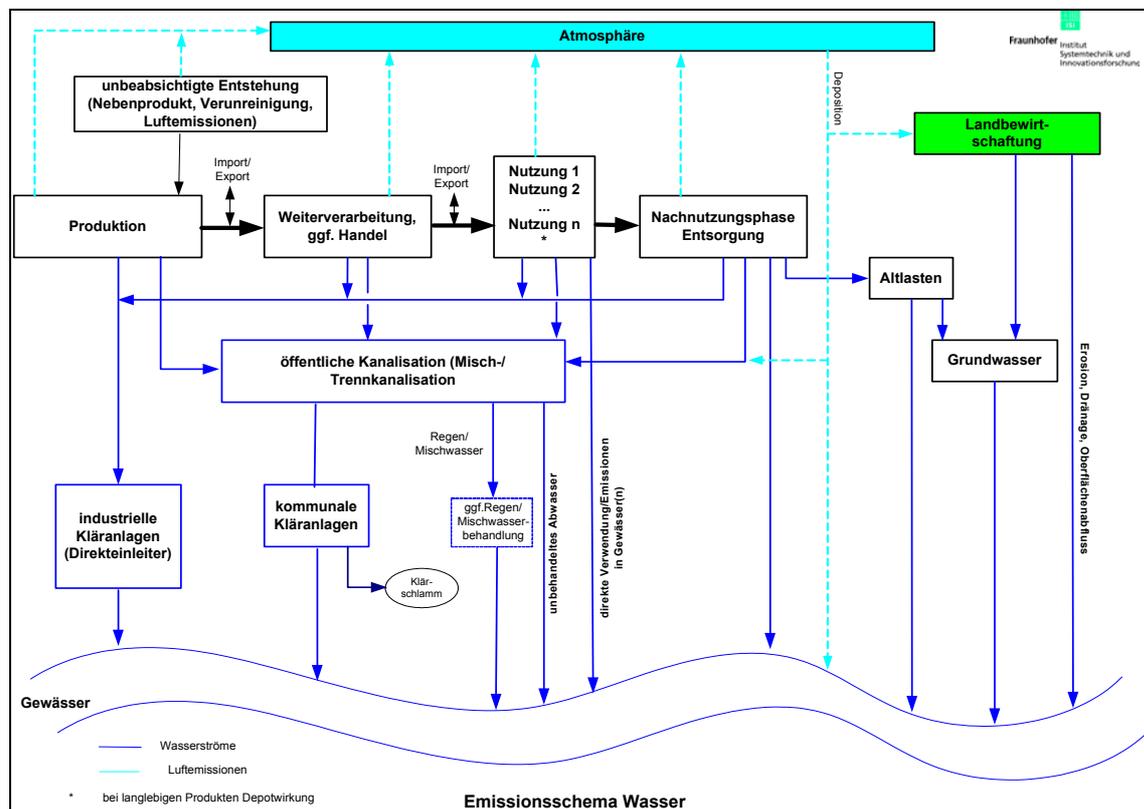
In einem ersten Schritt wurde deshalb eine grobe Bilanz der Stoffflüsse für Kupfer, Zink und Blei für Deutschland erarbeitet. Für Hausinstallationen, für die Außenanwendung von Kupfer, Zink und Blei im Baubereich, für die Verwendung in Kraftfahrzeugen (Bremsbeläge, Fahrzeugreifen) sowie für weitere Anwendungsbereiche (verzinkte Produkte, Oberleitungen etc.) wurden die Emissionen in Gewässer und Böden abgeschätzt⁶. Dabei wurden die verschiedenen Eintragspfade wie z. B. Misch- und Trennkanalesation, direkte Deposition, etc. unterschieden. Zur Verifizierung dieser Emissionen wurden für die Einträge in die Gewässer Plausibilitätsprüfungen auf Basis verfügbarer Informationen zu den Gesamtbelastungen durchgeführt. Zusätzlich wurde für die einzelnen Bereiche die zukünftige Entwicklung der Emissionen eingeschätzt.

Im Vergleich zu den bisherigen Arbeiten zur Bilanzierung der Einträge von Schwermetallen in die Gewässer in Deutschland bedeuten diese Analysen eine deutliche Weiterentwicklung. Während in den bisherigen Untersuchungen nur die direkten Eintragspfade in die Gewässer quantifiziert wurden, war es das Ziel dieser Arbeit, die Verbindung zwischen den Nutzungen der Stoffe über die verschiedenen Eintragspfade hinweg bis hin zu den resultierenden Einträgen in die Gewässer aufzuzeigen. Abbildung 2-1 zeigt schematisch die relevanten Stoffflüsse. Die Betrachtungen mussten sich dabei allerdings auf die Berechnungen der durchschnittlichen Jahresfrachten beschränken, die Dynamik der Belastungen, insbesondere die Verhältnisse bei den resultierenden Stoßbelastungen zu Beginn von Regenereignissen, konnte im Rahmen des Projektes dagegen nicht näher analysiert werden.

⁶ Nicht untersucht wurden die Einträge von Blei aus der Verwendung als Angelgewicht und Bleischrot, da die damit verbundenen Emissionen überwiegend zu lokalen Umweltbelastungen (Schießstände, Angelseen) führen und nicht direkt mit den Einträgen aus den anderen Verwendungsbereichen vergleichbar sind.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurden außerdem Ansätze für spezifische Strategien zur Reduktion der Einträge in die Gewässer entwickelt. Hierbei wurde nach den einzelnen Eintragspfaden und den unterschiedlichen Instrumenten differenziert, die für diese Strategien eingesetzt werden können. Ein wichtiges Element des Vorhabens war außerdem, für die Außenanwendung im Baubereich einen Leitfaden für Architekten und Bauherren zu erarbeiten. Dieser Leitfaden soll in der Praxis verwendbare Informationen und Hilfen zur umweltverträglichen Verwendung von Kupfer, Zink und Blei bereitstellen. Hierzu wurden existierende Ökobilanzansätze - auch anderer - Dachmaterialien untersucht, um deren Ergebnisse mit den Umweltbelastungen aus der Nutzungsphase der drei im Vordergrund stehenden Metalle vergleichen zu können.

Abbildung 2-1: Schematische Darstellung der Verknüpfung zwischen Produktion und Verwendung von Stoffen und deren Einträge in die Gewässer



Zielsetzung dieser Arbeiten war es, die unterschiedlichen Möglichkeiten für eine Verringerung der Emissionen bei den zu beachtenden Randbedingungen aufzuzeigen. Diese Informationen dienen u. a. als Grundlage für die Erarbeitung eines Maßnahmenprogramms im Rahmen eines zukünftigen Flussgebietsmanagements: Werden Defizite bei der Einhaltung der Qualitätsziele dieser drei Schwermetalle im Rahmen eines

Flussgebietsmanagements aufgezeigt, können anhand dieser Informationen und den jeweiligen regionalen Bedingungen im Flussgebiet geeignete Maßnahmen ausgewählt werden.

Zusammengefasst wurden folgende Arbeitsschritte im Rahmen des Forschungsvorhabens bearbeitet:

- (1) Abschätzung der Emissionen für Kupfer, Zink und Blei in die Gewässer,
- (2) Abschätzung der Emissionen für Kupfer, Zink und Blei in den Boden,
- (3) Strategie zur Reduktion der Einträge in die Gewässer,
- (4) Leitfaden für Architekten und Bauherren,
- (5) Dokumentation und Weiterentwicklung existierender Ökobilanzansätze für die Verwendung verschiedener Dachmaterialien.

Projektorganisation

Das Projekt wurde in enger Kooperation zwischen dem Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (Fraunhofer ISI) und dem Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe) sowie der Gesellschaft für Ökologische Bautechnik Berlin mbH (GFÖB) bearbeitet. Die Projektleitung lag beim Fraunhofer ISI. Schwerpunkte der Untersuchungen der Universität Karlsruhe waren Berechnungen zu den Stoffemissionen im Zusammenhang mit der Siedlungsentwässerung. GFÖB erstellte den Leitfaden für das Bauwesen. Kapitel 6 enthält den Erläuterungsbereich zu diesem Leitfaden, der Leitfaden selbst ist als separates Dokument über das Umweltbundesamt zu beziehen. Alle weiteren Arbeiten lagen beim Fraunhofer ISI.

Während der Projektbearbeitung wurde besonderer Wert darauf gelegt, das methodische Vorgehen, die verwendeten Datengrundlagen und die erzielten Ergebnisse mit externen Experten zu diskutieren und abzustimmen. Dazu wurden projektbegleitend mehrere Arbeitsgespräche und gegen Projektende ein abschließendes Fachgespräch durchgeführt. An diesen Gesprächen haben sowohl Vertreter der betroffenen Industriezweige sowie weitere Experten der betroffenen Fachrichtungen (Wasserwirtschaft, Materialwissenschaften, Bauwesen) teilgenommen. Für die Teilnahme und die hilfreichen Anmerkungen und Kommentare möchten sich die Projektbearbeiter herzlich bedanken. Besonderer Dank gilt der Wirtschaftsvereinigung Metalle, die während der gesamten Laufzeit die Begleitung des Projekts von Seiten der Unternehmen koordinierte und auch im Rahmen der Datenbeschaffung als Ansprechpartner zur Verfügung stand.

3 Eigenschaften, Produktion, Verwendung und Stoffströme für Kupfer, Zink und Blei

3.1 Kupfer

Kupfer zählt wie Gold und Silber zu den Übergangsmetallen und zeigt als Halbmetall einige mit diesen Edelmetallen vergleichbare Eigenschaften. Bspw. sind Kupfer und Silber die besten Leiter für Wärme und Elektrizität und neben Cäsium sind Gold und Kupfer die einzigen farbigen metallischen Elemente. Reines Kupfer ist rot. Es ist ein hartes, dabei gleichzeitig auch sehr zähes und dehnbares Metall. Vergleichbar zu Gold und Silber kann es zu sehr dünnen Blättern und feinen Drähten geformt werden. Die Härte kann durch Beimengungen von anderen Metallen beträchtlich gesteigert werden (Römpf, 2003). Kupfer lässt sich gut mit anderen Metallen legieren (z. B. Zink, Zinn, Silber, Nickel, Eisen, Aluminium, u. a.). Bronze enthält z. B. ca. 80 - 90 % Kupfer und 10 - 20 % Zinn. Kupfer-Werkstoffe sind unter günstigen Bedingungen sehr haltbar. Bei normaler feuchter Luft entsteht ein grünlicher Überzug (Patina), der im wesentlichen aus Malachit (Kupfercarbonat, Formel: $\text{CuCO}_3 \cdot \text{Cu(OH)}_2$) besteht und das darunter befindliche metallische Kupfer schützt. Die Nomenklatur und die wichtigsten Stoffeigenschaften der drei relevanten Metalle sind in den Tabellen 3.1-1 und 3.1-2 aufgelistet.

Kupfer steht mit einem Massenanteil von 0,007 % an 25. Stelle der Elementhäufigkeit in der Erdhülle. Es kommt als gediegenes Metall und in Mineralien (Azurit, Chalkopyrit, Malachit, etc.) vor. Die wichtigsten Kupfervorkommen liegen in Chile und in den USA, weitere wichtige Fördergebiete sind Afrika, Kanada und die GUS. Der größte Fundort in Deutschland (Mansfeld) ist inzwischen stillgelegt.

Tabelle 3.1-1: Nomenklatur und Stoffidentifizierung von Kupfer, Zink und Blei

Hauptname:	Kupfer	Zink	Blei
CAS-Nummer:	7440-50-8	7440-66-6	7439-92-1
EINECS-Nummer:	231-159-6	231-175-3	231-100-4
Atomgewicht:	63,546 g/mol	65,39 g/mol	207,18 g/mol

Tabelle 3.1-2: Stoffeigenschaften von Kupfer, Zink und Blei

	Kupfer	Zink	Blei
Farbe:	rot	bläulich-weiß	silbergrau
Dichte:	8,92 g/cm ³	7,14 g/cm ³	11,336 g/cm ³ (20°C)
Schmelzpunkt:	1083,5 °C	419,4 °C	327,5 °C
Siedepunkt:	2595 °C	906 °C	1741 °C

Produktion

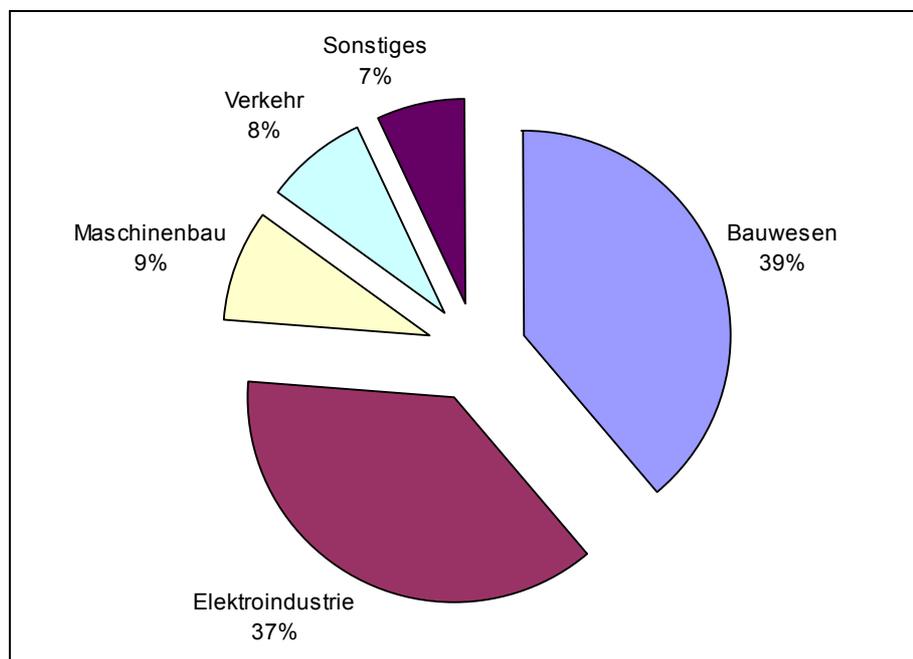
Während Bergbau und Aufbereitung zu Konzentraten wegen der niedrigen Kupfergehalte der Roherze räumlich dicht nebeneinander liegen, findet die Verarbeitung der Konzentrate häufig erst in den Verwenderländern statt. Die Hüttenproduktion aus Erzen lag Ende der 90er Jahre weltweit bei etwas über 10 Mio. t, im Jahr 2001 wurden 11,5 Mio. t produziert (WBMS, 2002). Die Raffinadeproduktion, bei der die Sekundärproduktion mit eingerechnet wird, lag deutlich höher (2001: 15,4 Mio. t). Dies zeigt die Bedeutung der Sekundärproduktion, bei der Kupfer aus Schrotten und kupferhaltigen Zwischenprodukten (Schlacken, Krätzen, etc.) gewonnen wird. Für einzelne Länder wie z. B. Deutschland ist der Anteil der Sekundärproduktion noch höher (Hüttenproduktion: 0,3 Mio. t, Raffinade-Produktion: 0,7 Mio. t; Zahlen für 2001). Die Zahlen zur weltweiten Raffinadeproduktion zeigen auch einen deutlichen Produktionsanstieg in den letzten 20 Jahren: 1980 wurden 9,3 Mio. t Kupfer produziert, 1990 bereits 10,8 Mio. t und im Jahr 2000 14,8 Mio. t. Zwischen 1980 und 2001 ist damit die Produktion um 66 % gestiegen.

Verwendung

Der weltweite Kupferverbrauch lag 2001 bei 14,9 Mio. t. In Deutschland werden erhebliche Kupfermengen importiert. Der Verbrauch an raffiniertem Kupfer lag im Jahr 2001 bei 1,1 Mio. t bzw. einschließlich des direkten Schrotteinsatzes bei 1,3 Mio. t (WBMS, 2002). Über das Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle (BAFA) werden in einer separaten Erhebung Daten zum Gesamtverbrauch (einschließlich Legierungen und Schrott) nach Verwendungszwecken für Kupfer erhoben. Danach stieg der Verbrauch von 1,33 Mio. t in 1991 auf 1,86 Mio. t in 2000 bzw. 1,70 Mio. t in 2001. Der mit Abstand wichtigste Verwendungszweck mit steigenden Verbrauchsmengen ist dabei der Bereich „Kupferhalbzeug für Leitzwecke und andere Zwecke“. Im zweitwichtigsten Bereich „Messinghalbzeug“ sind dagegen die Mengen weitgehend konstant geblieben. Ebenfalls zugenommen hat die Verwendung als Halbzeug aus anderen Legierungen.

An diesen Zahlen ist zu erkennen, dass Kupfer eines der wenigen Metalle ist, die auch in reinem, nicht legiertem Zustand eine technisch wichtige Rolle spielen. Aufgrund der guten Leitfähigkeit ist eine der wichtigsten Anwendungen die Elektroindustrie. Es wird als Leitmaterial in Kabeln, Generatoren und Transformatoren eingesetzt. Im Bauwesen wird Kupfer als Dach-, Dachrinnen- und Fassadenmaterial sowie als Rohrmaterial (Trinkwasser, Heizungs- und Gasrohre) verwendet (s. Kap. 4.1 und 4.2). Ein weiteres umweltrelevantes Anwendungsfeld ist der Bereich Pflanzenschutzmittel, in dem Kupfer bzw. Kupfersalze aufgrund der fungiziden Wirkung eingesetzt werden (s. Kap. 4.5). Wegen der guten Wärmeleitfähigkeit werden außerdem Heiz- und Kühlschlangen, Braukessel, LötKolben etc. aus reinem Kupfer, teilweise auch aus Kupferlegierungen hergestellt. Weitere Anwendungen sind Münzen, Patronenhülsen, Apparaturen der Lebensmittelindustrie und die Nutzung von Kupferverbindungen als Pigmente, Katalysatoren und Stabilisatoren. Die Aufteilung der Verwendung von Kupfer nach Branchen zeigt die zentrale Bedeutung der beiden Bereiche Bauwesen und Elektroindustrie (s. Abbildung 3.1-1, Angaben liegen nur für Europa vor).

Abbildung 3.1-1: Aufteilung der Kupferverwendung nach Branchen nach International Wrought Copper Council für Europa (WVM, 2002)



Entwicklung der Umweltbelastungen am Beispiel Klärschlamm und Kompost

Die Entwicklung der Umweltbelastungen mit den verschiedenen Schwermetallen in Deutschland lässt sich gut an den Daten zur Klärschlammbelastung aufzeigen. In Tabelle 3.1-3 sind entsprechende Daten des Zeitraums 1977 bis 2000 aufgeführt. Die

Daten für Kupfer zeigen einen deutlichen Rückgang der Belastungen bis 1994. Danach kam es allerdings zu einem Wiederanstieg bis auf einen Wert von ca. 300 mg/kg. Der Rückgang insgesamt war damit wesentlich geringer als bei Blei und Zink. In einzelnen Regionen war der Wiederanstieg sogar noch wesentlich stärker: Für Mecklenburg-Vorpommern zeigen die vorliegenden Daten eine Verdreifachung der Kupferkonzentrationen im Zeitraum von 1992 (149 mg/kg TM) bis 2002 (487 mg/kg TM; Schaecke et al., 2004). Der aktuelle Durchschnittswert liegt zwar weiterhin deutlich unter dem derzeit gültigen Grenzwert von 800 mg/kg für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm. Dieser Grenzwert befindet sich derzeit jedoch in der Diskussion und soll ebenso wie die Grenzwerte anderer Metalle zukünftig gesenkt werden.

Die aktuelle Entwicklung der Belastungen in den Komposten zeigt ein vergleichbares Bild: Für Kupfer fand seit 1997 ein deutlicher und für Zink ein geringfügiger Anstieg statt, bei Blei nahm die Belastung dagegen deutlich ab.

Tabelle 3.1-3a: Mittlere Konzentrationen an Kupfer, Zink und Blei in Klärschlämmen in Deutschland (in mg/kg Trockenmasse; BMU, 2001)

	1977	1982	1994	2000	Entwicklung in % (1977 - 2000)	Grenzwert nach AbfKlärV
Cu	378	370	251	302	-20	800
Zn	2140	1480	977	826	-61	2500
Pb	220	190	84	60	-73	900

Tabelle 3.1-3b: Mittlere Konzentrationen an Kupfer, Zink und Blei in Komposten in Deutschland (Untersuchungen Bundesgütegemeinschaft Kompost; in mg/kg Trockensubstanz; Reinhold, 2004)

	1997	2002	Entwicklung in % (1997 - 2002)	Grenzwert nach BioAbfV
Cu	48,7	57,7	+ 18	100
Zn	196,2	203,7	+ 4	400
Pb	56,6	46,4	- 18	150

3.2 Zink

Zink ist ein bläulich-weißes, an blanken Oberflächen stark glänzendes Metall. Die Härte kann durch geringe Zusätze von anderen Metallen beträchtlich erhöht werden. Zink ist nach Silber, Kupfer, Gold und Aluminium der fünftbeste Elektrizitätsleiter. Es ist bei gewöhnlicher Temperatur spröde, zwischen 100 und 150 °C ist es jedoch so dehnbar, dass es zu Blechen ausgewalzt und zu Drähten gezogen werden kann (Römpf, 2003). Wichtig ist auch die mit dem geringen Schmelzpunkt von 419 °C verbundene gute Verarbeitbarkeit. An trockener Luft verändert sich Zink auch während langer Lagerung nicht. An feuchter Luft entstehen an der Oberfläche schwer wasserlösliche Deckschichten, die als Schutzschichten den Metall-Abtrag mindern. Da diese Deckschichten auch bei Temperaturschwankungen nicht abblättern, kann z. B. Eisen durch Verzinken korrosionsbeständig gemacht werden, obwohl Zink unedler ist als Eisen. Die Schutzschicht kann allerdings durch Säuren oder starke Laugen rasch aufgelöst werden.

Zink liegt in der Häufigkeitsliste der Elemente an der 24. Stelle. Wichtige Zink-Erze sind z. B. Zinkspat und Zinkblende. Als ein sehr unedles Metall kommt es in der Natur nur in Form von Verbindungen vor, zumeist mit Blei und Cadmium vergesellschaftet. Die größten Zink-Lager der Welt sind in Kanada, den USA, Australien, den GUS-Staaten, Peru und Südafrika zu finden. Kleinere Vorkommen gibt es auch in Deutschland. Allerdings wurde der letzte Metallerz-Bergbau in Deutschland 1992 geschlossen.

Produktion

Die Produktionsmenge an Zink ist vergleichbar mit der Entwicklung bei Kupfer in den letzten Jahrzehnten deutlich gestiegen: 1980 lag die Produktion noch bei 5,9 Mio. t, 1990 bei 6,7 Mio. t und im Jahr 2000 bei 9,0 Mio. t. Von 1980 bis zum Jahr 2001 mit 9,1 Mio. t ergab sich damit eine Steigerung um 55 %. Diese Werte beziehen sich auf die Hüttenproduktion, die Rückgewinnung aus Sekundärstoffen in Primärzinkhütten ist dabei eingerechnet. Für Deutschland ergab sich 2001 eine Produktion von 0,36 Mio. t. In Primärzinkhütten sowie durch Umschmelzzinklegierungen wurden dabei in Deutschland 89,2 bzw. 56,0 kt aus Sekundärstoffen zurückgewonnen (WBMS, 2002).

Verwendung

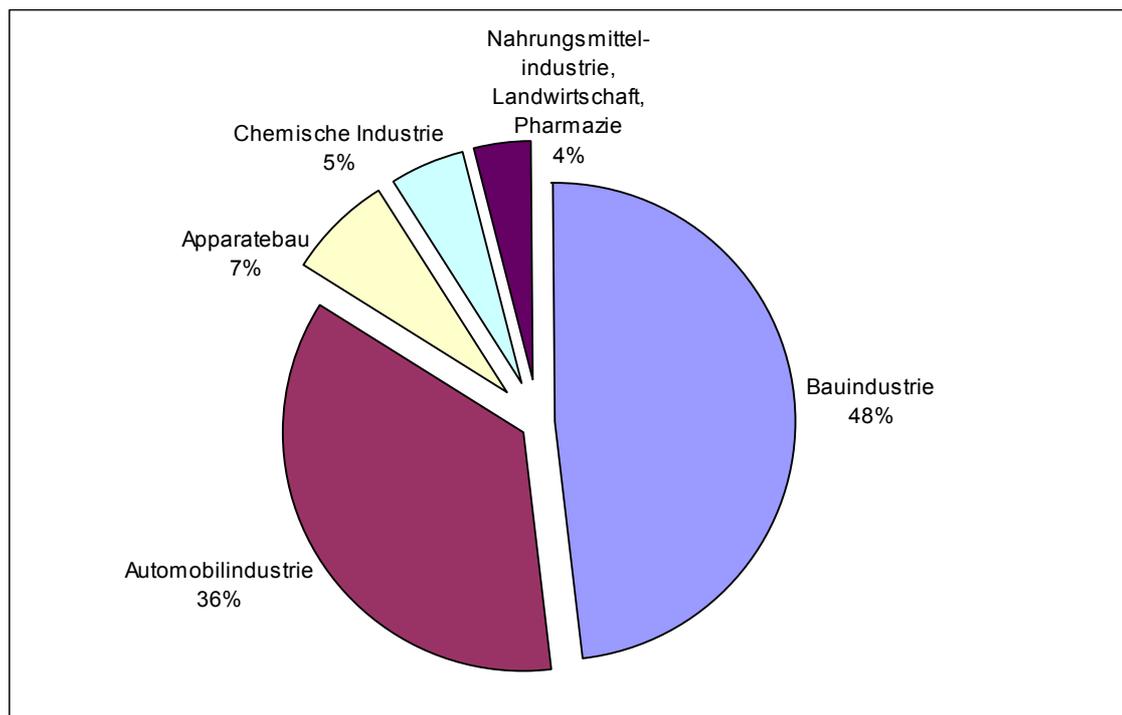
Der weltweite Verbrauch an Zink lag im Jahr 2001 bei 8,7 Mio. t. In Deutschland lag der Verbrauch mit 0,64 Mio. t deutlich über der hergestellten Menge, d. h. ein großer Teil des Zinks wird importiert.

Nach der Statistik des BAFA ist der mengenmäßig wichtigste Verwendungszweck der Bereich Verzinkung. Die Verzinkung von Stahl, i. Allg. als Feuerverzinkung, teilweise auch als elektrolytische bzw. galvanische Verzinkung oder über thermisches Spritzen mit Zink, dient dem Korrosionsschutz. Darunter fällt die Verzinkung beispw. von Stahl-

trägern, Serienprodukten, Behältern, Schlosserware oder auch von Kleinteilen (s. Kap. 4.5). Weitere wichtige Verwendungen sind Messingerzeugnisse und Zinkhalbfabrikate. Diese werden hauptsächlich zu Bändern und Blechen verarbeitet. Für den Baubereich wird überwiegend Titanzink eingesetzt, d. h. Legierungen von Zink mit 0,1 - 0,2 % Titan und 0,2 - 1 % Kupfer. Von Bedeutung ist auch die Herstellung von Drähten und Anoden. Von geringerer Bedeutung ist die Verwendung als Zinklegierung für Druckguss und als Zinkweiß bzw. sonstige Zinkverbindungen. Hier sind z. B. die Verwendung als Pigment, als Aktivator im Vulkanisationsprozess bei der Gummiherstellung (Reifenindustrie) sowie der Einsatz von Zinksulfaten in der Textil- und Kunstfaserindustrie zu nennen.

Die Aufteilung der Zinkverwendung nach Branchen ist in Abbildung 3.2-1 dargestellt. Nicht zu ermitteln sind die Zinkmengen, die als Bestandteile in Endprodukten (Verzinkung) importiert oder exportiert werden.

Abbildung 3.2-1: Aufteilung der Zinkverwendung nach Branchen nach Angaben der Wirtschaftsvereinigung Metalle



Entwicklung der Umweltbelastungen am Beispiel Klärschlamm und Kompost

Tabelle 3.1-3 zeigt ein deutliches Absinken der Zink-Konzentrationen in den Klärschlämmen zwischen 1977 und 1994. In den letzten Jahren sind die Konzentrationen

weitgehend konstant geblieben. In Komposten sind die Belastungen seit 1997 im Durchschnitt leicht angestiegen.

3.3 Blei

Das Schwermetall Blei ist verglichen mit seiner technischen Bedeutung nur in relativ geringen Mengen in der Erdkruste enthalten (im Mittel 16 g/t; Ullmann, 1990). Blei wird überwiegend aus sulfidischen Bleikonzentraten gewonnen, daneben sind auch Rückstände aus Kupfer- und Zinkerzen (NE-Metallerzeugung) von Bedeutung für die Bleigewinnung. Die gängigen Minerale in Bleierzen sind Bleiglanz (PbS), Zerussit (PbCO₃) und Anglesit (PbSO₄). In Deutschland übersteigt die Produktion aus sekundären Vorstoffen (Bleirecycling) die Erzeugung aus primären Vorstoffen. Blei kommt in der Umwelt und in biologischem Material in den Oxidationsstufen 0, + 2 und + 4 vor, meist in anorganischer Form.

Metallisches Blei hat, häufig auch in Form von Legierungen, technische Bedeutung im Strahlen- und Schallschutz, für Kabelmäntel und Lötmaterial, im Apparatebau, in Gewichten, Jagdschrot etc. Hierbei wird vor allem seine Korrosionsbeständigkeit, die leichte Verformbarkeit und die hohe Dichte genutzt. Wichtigstes Einsatzgebiet sind Akkumulatoren in Kraftfahrzeugen und stationären Anlagen. Darüber hinaus werden erhebliche Bleimengen zur Herstellung von Bleiglas und TV-Bildröhren, von Pigmenten, Glasuren und PVC-Stabilisatoren eingesetzt. Die Verwendung organischer Bleiverbindungen als Antiklopfmittel (Bleitetraethyl, -methyl) spielt heute in der Bundesrepublik keine Rolle und international eine abnehmende Rolle. Nachfolgend wird der Begriff Blei für die Summe von metallischem Blei und den Bleianteilen in Bleiverbindungen verwendet.

Neben der gezielten Verwendung von Blei und der NE-Metallerzeugung sind die Bleigehalte von Brennstoffen, von Eisenerzen und von Kalkstein weitere Quellen für die Bleibelastungen der Umwelt.

Produktion

Blei wird aus unterschiedlichen Bleierzen und aus Rückständen der Erzeugung anderer NE-Metalle (Kupfer, Zink) gewonnen. Es überwiegt die Bleigewinnung aus sulfidischen Bleikonzentraten. Noch größer ist die Bedeutung von Recyclingmaterial aus Batterien, Batteriepaste und Bleiformteilen für die Bleiproduktion (sekundäre Vorstoffe). Die Bleiproduktion in der Bundesrepublik lag zwischen 1980 und 2000 in der Regel bei 310.000 - 390.000 t/a, ohne eindeutige Tendenz (WBMS, 2002). Die Produktion aus sekundären Vorstoffen (Sekundärproduktion) betrug zwischen 1980 und 1990 etwa 135.000 - 185.000 t/a, zwischen 1990 und 2000 etwa 160.000 - 205.000 t/a bei ins-

gesamt leicht ansteigender Tendenz. Während von 1980 - 1990 die Produktion aus primären Vorstoffen (Primärproduktion) bei 160.000 - 215.000 t/a in der Regel noch über der Sekundärproduktion lag, reduzierte sie sich zwischen 1990 und 2000 auf Werte zwischen 150.000 und 185.000 t/a und lag damit meist deutlich unter der Sekundärproduktion. Über den gesamten Zeitraum ergab sich damit für die Bundesrepublik eine leicht abnehmende Tendenz der Primärproduktion und eine leicht ansteigende Tendenz bei der Sekundärproduktion.

In Westeuropa waren laut Metallstatistik in dem betrachteten Zeitraum insgesamt leicht ansteigende Produktionszahlen zu beobachten, bei Mengen zwischen 1.500.000 und 1.650.000 t/a. Auch hier war die Tendenz bei der Sekundärproduktion im gesamten Zeitraum ansteigend, die Primärproduktion stieg bis 1990 leicht an und ging danach etwas zurück. Damit hatte in den letzten 10 Jahren auch in Westeuropa insgesamt die Sekundärproduktion von Blei eine größere Bedeutung als die Primärerzeugung. Die Bundesrepublik und Großbritannien sind mit etwa vergleichbaren Mengen die wichtigsten Bleiproduzenten Westeuropas, gefolgt von Frankreich und Italien.

Verwendung

Sowohl in Westeuropa als auch in der Bundesrepublik liegt der Bleiverbrauch regelmäßig über der produzierten Menge. Er zeigt jeweils bis 1990 eine steigende Tendenz und ist danach bei einigen Schwankungen etwa gleich geblieben (WBMS, 2002). In der Bundesrepublik lag der Bleiverbrauch in den letzten zehn Jahren regelmäßig bei 350.000 - 400.000 t/a, zeitweise sogar über 410.000 t/a. Die Metallstatistik schlüsselt auch die wichtigsten Verbrauchsbereiche nach Akkumulatoren, Chemischen Erzeugnissen, Halbzeugprodukten, Legierungen, Kabelmänteln, Formguss und sonstigen Verwendungen auf. Daraus wird deutlich, dass sich nur bei einem Teil der Verbrauchsbereiche in den letzten Jahren deutliche Veränderungen ergeben haben: bei den Akkumulatoren stieg der Verbrauch von etwa 150.000 t/a auf über 200.000 t/a, bei Kabelmänteln ging der Einsatz von über 25.000 t/a auf etwa 4.000 t/a zurück, und die Verwendung von organischen Bleiverbindungen als Antiklopfmittel wurde eingestellt. Auch andere, kleinere Verbrauchsbereiche haben heute nur noch geringe Bedeutung (Kosmetika, Flaschenkapseln, Tuben, Wasserrohre, Letternmetall), überwiegend aufgrund von Verwendungsverboten oder der Verdrängung durch neue technische Lösungen.

Die Verwendung von Blei in Produkten der einzelnen Verwendungsbereiche ist schwierig abzuschätzen, da Akkumulatoren, Halbzeug und Legierungen sowie Bleiverbindungen und daraus hergestellte Zubereitungen in großem Umfang international gehandelt werden. Balzer (1996) ermittelte diese Daten für den Zeitraum 1990 bis 1994 durch Befragung der Unternehmen der ersten Verarbeitungsstufe. Diese Daten sind in Tabelle 3.3-1 den Verbrauchsangaben der offiziellen Statistik gegenüberge-

stellt. Für das Jahr 2000 wurde die Verwendung von Blei in Produkten abgeschätzt, indem die von Balzer ermittelten Anteile am Gesamtverbrauch für die unterschiedlichen Einsatzgebiete nach 2000 extrapoliert wurden (d. h., es wurde ein unveränderter Verwendungsanteil in Produkten am Gesamtverbrauch für die einzelnen Kategorien unterstellt). Da sich beim Außenhandel von Akkumulatoren, Halbzeug und Bleiverbindungen erhebliche Verschiebungen ergeben können, ist diese Abschätzung mit Unsicherheiten behaftet. Die Verwendung ist in Tabelle 3.3-1 nicht so detailliert wie bei Balzer und in der Verbrauchsstatistik aufgeschlüsselt, da in beiden Fällen unterschiedliche Abgrenzungen verwendet wurden. Nicht zu ermitteln sind die Bleimengen, die als Bestandteile in Endprodukten (insbesondere Konsumgütern) importiert oder exportiert werden.

Tabelle 3.3-1: Bleiverbrauch und Bleiverwendung in Deutschland für die Jahre 1994 und 2000 (Angaben in t)

	Verbrauch		Verwendung für Produkte	
	1994 ¹⁾	2000 ²⁾	1994 ³⁾	2000 ⁴⁾
Akkumulatoren	215.730	214.900	182.400	181.700
Halbzeug, Legierungen, Formguss	66.300	71.260	63.700	68.470
Kabelmäntel	7.580	4.320	7.600	4.330
Verbindungen (Glas, Pigmente, Stabilisatoren, Sonstiges)	87.990	88.250	56.800	56.970
Summe	377.600	378.730	310.500	311.470

1) WBMS (2002)

2) Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle (BAFA, 2003)

3) Balzer (1996) - ermittelt als Verbleib im Inland, erste Verarbeitungsstufen

4) abgeschätzt mit dem Quotienten aus 3) und 1) und dem Verbrauch für 2000 (d. h. unveränderter Verwendungsanteil des Verbrauchs unterstellt)

Entwicklung der Umweltbelastungen am Beispiel Klärschlamm und Kompost

Die mittleren Konzentrationen an Blei in landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen zeigt Tabelle 3.1-3. Im Vergleich zu Kupfer und Zink wurde bei Blei der stärkste Rückgang seit 1977 erreicht. Auch in den Jahren seit 1994 sind die Belastungen nochmals deutlich gesunken. Die Entwicklung bei Komposten zeigt ebenfalls seit 1997 eine deutliche Verringerung der Belastungen.

3.4 Stoffströme der drei Schwermetalle

Die mit der Produktion, Verarbeitung und Verwendung von Kupfer, Zink und Blei verbundenen Stoffströme sind über die Abwasser-, Abgas-, Abfall- und Produktpfade auf vielfältige Weise miteinander verknüpft, so dass es sehr schwierig ist, den einzelnen Verwendungsbereichen die unterschiedlichen Umweltbelastungen zuzuordnen. In den Abbildungen 3.4-2 bis 3.4-4 sind die wichtigsten Verknüpfungen dieser Stoffströme dargestellt. Soweit verfügbar, wurden bei den einzelnen Stufen dieser Stoffströme die damit verbundenen Mengen für das Jahr 2000 angegeben.

Produktionszahlen und Verwendungsmengen

Die Angaben zur Produktion wurden der Metallstatistik entnommen (WBMS, 2002). Für Deutschland liegen sowohl Daten zur Produktion aus Primärstoffen als auch aus Sekundärstoffen vor. Dabei geht ein Teil des Recyclingmaterials bei Kupfer und Zink direkt in die Verarbeitung (Wiederverwendung von Messing), beim Zink sogar direkt wieder in die Verwendung (Direkteinsatz von Altzink für die Feuerverzinkung). Die Angaben zur Verwendung, die ebenfalls der Metallstatistik entnommen wurden, sind Ergebnis der Erhebungen des BAFA. Für Kupfer ist die dabei vorgenommene Aufschlüsselung allerdings sehr grob, insbesondere da die wichtigsten Verwendungen als Halbzeug und als Leitmaterial nur gemeinsam erhoben werden. Über Angaben der Wirtschaftvereinigung Metalle (Wilden, 2003) konnte eine bessere Aufschlüsselung erreicht werden.

Luftemissionen

Aktuelle Angaben zu den Luftemissionen der relevanten Stoffe liegen derzeit nicht vor. Berücksichtigt wurden deshalb Angaben zu Schwermetalleinträgen über atmosphärische Deposition. Hier liegen zum einen Daten zu den Einträgen über Niederschläge auf landwirtschaftliche Flächen vor, die aus Messungen in ländlichen Gebieten stammen (Kupfer: 11 g/(ha•a); Zink: 101 g/(ha•a); Blei: 12 g/(ha•a); UBA, 2001c). Zusätzlich wird vom Umweltbundesamt an 2 Messstellen in Deutschland die Gesamtdeposition gemessen. Zur Bilanzierung der Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands wurde der sich daraus ergebende Mittelwert verwendet (Daten für das Jahr 1999: Kupfer: 12 g/(ha•a); Zink: 230 g/(ha•a); Blei: 16 g/(ha•a); zitiert in Fuchs et al., 2002). Die tatsächlichen Gesamtmengen für Deutschland (Emissionen bzw. Depositionsmengen) dürften deshalb deutlich höher liegen. Zum Vergleich liegt für Blei außerdem das Ergebnis von Modellrechnungen für Europa vor, die mit 519 t als Emissionsmenge für Deutschland zu einem vergleichbaren Wert kommen (EMEP, 2003).

Schwermetalleinträge über Mineraldünger

Die Angaben zu den Einträgen über Mineraldünger wurden über den Düngemittelverbrauch und den Schwermetallgehalt der unterschiedlichen Düngemittel berechnet. Die eingesetzten Daten sind in Tabelle 3.4-1 aufgelistet. Entsprechend dem Vorgehen in UBA (2001c) blieben dabei Kalke aufgrund ihrer sehr spezifischen Verwendung unberücksichtigt.

Tabelle 3.4-1: Schwermetallgehalte und -einträge der unterschiedlichen Mineraldünger (UBA, 2001c; eigene Berechnungen)

	Dünger- menge (m _T) <i>Mio. t</i>	Kupfer		Zink		Blei	
		<i>mg/kg</i>	<i>t</i>	<i>mg/kg</i>	<i>t</i>	<i>mg/kg</i>	<i>t</i>
Ammonsalpeter	4,71	4,0	18,8	38,3	180,4	21,4	100,8
Ammonnitrat-Harnstoff	0,57	6,3	3,6	2,3	1,3	0,2	0,1
Harnstoff	0,47	0,5	0,2	1,9	0,9	0,6	0,3
NP-Dünger	0,28	21,5	6,0	151	42,3	5,5	1,5
NPK-Dünger	1,34	11,3	15,1	116	155,0	14,8	19,8
PK-Dünger	0,43	19,3	8,3	152	65,3	14,4	6,2
Superphosphat	0,22	17,2	3,8	236	52,0	18,5	4,1
andere P-Dünger (Triplesuper)	0,03	27,3	0,8	489	3,2	12,0	0,3
Kaliumchlorid	0,65	2,9	1,9	3,7	2,4	0,5	0,3
Kaliumsulfat	0,08	3,6	0,3	17,4	1,3	2,5	0,2
NK-Dünger ¹⁾	0,55	4,0	2,2	10,0	5,5	5,0	2,7
Kalirosalz ²⁾	0,18	1,2	0,2	6,0	1,1	0,8	0,1
Gesamteinträge über Mineraldünger			61,2		520,7		136,4

¹⁾ Schwermetallgehalte aus Angaben zu N-Düngern und Kalidüngern abgeschätzt

²⁾ Schwermetallgehalte aus Angaben über Kalisalz und Kaliumsulfat abgeschätzt

Schwermetalleinträge über Klärschlämme

Nach der Erhebung des Statistischen Bundesamtes (StBA, 2001), die für das Jahr 1998 durchgeführt wurde, fielen in Deutschland 2,482 Mio. t Klärschlamm (Trockenmasse) an. In der Landwirtschaft verwertet wurden dabei 0,788 Mio. t, kompostiert wurden 0,460 Mio. t, der Anteil der landschaftsbaulichen Verwertung lag bei 0,177 Mio. t und 0,078 Mio. t wurden über sonstige Maßnahmen stofflich verwertet. Die insgesamt stofflich verwertete Menge lag damit bei 1,504 Mio. t (60,6 %). Mit den in Tabelle 3.1-3 aufgeführten Schwermetallgehalten konnten damit die in die Böden eingebrachten Schwermetallmengen berechnet werden (Cu: 454 t; Zn: 1242 t; Pb: 90 t).

Schwermetalleinträge über Wirtschaftsdünger

Grundlage der Berechnungen sind die in UBA (2001c) aufgeführten Daten zum Aufkommen von Wirtschaftsdünger. Diese wurden für 1995 berechnet, unterlagen jedoch bis zum Jahr 1999 keinen wesentlichen Änderungen und wurden deshalb unverändert übernommen. Mit den jeweiligen Schwermetallgehalten konnten die Frachten berechnet werden (s. Tabelle 3.4-2).

Tabelle 3.4-2: Schwermetallgehalte und -frachten im Wirtschaftsdünger (UBA, 2001c; eigene Berechnungen)

	Trocken- masse Mio. t	Kupfer		Zink		Blei	
		mg/kg	t	mg/kg	t	mg/kg	t
Rindergülle/-jauche	8,4	44,5	373,8	270	2.268	7,7	64,7
Schweinegülle/-jauche	1,6	309	494,4	858	1.373	6,2	9,9
Rindermist	16,2	39,0	631,8	190	3.078	5,8	94,0
Schweinemist	1,7	450	765,0	1068	1.816	5,1	8,7
Geflügelgülle/-mist	0,7	52,6	36,8	336	235	7,2	5,0
Summe Einträge Wirtschaftsdünger			2301,8		8.770		182,3

Schwermetalleinträge über Kompost

Nach UBA (2001c) ergibt sich eine verwertete Kompostmenge (Trockenmasse) von 1,47 Mio. t. Die Schwermetallgehalte und -frachten sind in Tabelle 3.4-3 aufgeführt.

Tabelle 3.4-3: Schwermetallgehalte und -frachten im Kompost (nach UBA, 2001c)

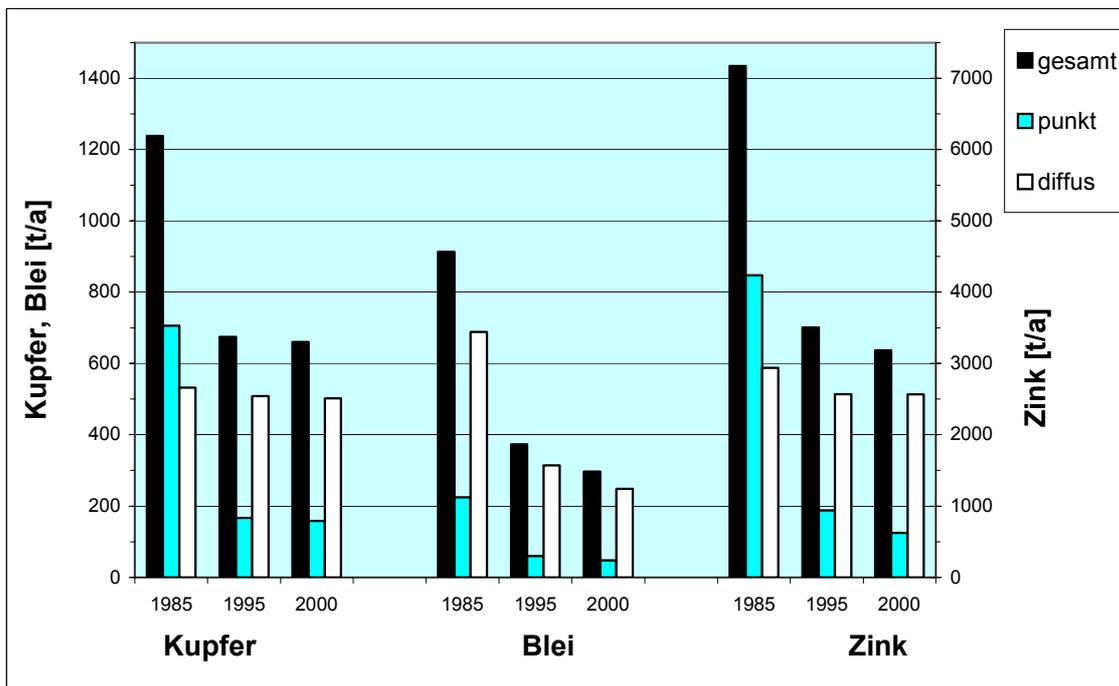
	Kupfer		Zink		Blei	
	mg/kg	t	mg/kg	t	mg/kg	t
Einträge Kompost	49,6	73	195	287	52,7	77

Einträge in die Gewässer

Die in den Stofffluss-Diagrammen angegebenen Daten zu den Einträgen in die Gewässer (Angaben am rechten Bildrand in den Abbildungen 3.4-2 bis 3.4-4) wurden von Böhm et al. (2001) und Fuchs et al. (2002) ermittelt. Zur besseren Übersichtlichkeit wurden die Pfade Hofabläufe und Abschwemmung als Oberflächenabfluss sowie die Pfade Regenwasserkanäle, Mischwasserüberläufe, Kanäle ohne Kläranlage und

Haushalte ohne Anschluss als urbane Flächen zusammengefasst. Die Ergebnisse der Emissionsberechnungen zeigen, dass die Produktion und Weiterverarbeitung der Metalle und Metallverbindungen heute bei den industriellen Direkteinleitungen wegen bereits realisierter Reduktionen nur noch vergleichsweise geringe Gewässerbelastungen verursachen. Zum Vergleich sind in Abbildung 3.4-1 die Einträge in die Gewässer für 1985, 1995 und 2000 dargestellt. Aufgrund der großen technischen Bedeutung dieser Metalle gibt es jedoch eine große Zahl sehr unterschiedlicher, insbesondere diffuser Einträge, die durch ihre Verwendung in den unterschiedlichsten Produkten verursacht werden. Selbst bei Blei, bei dem durch die Einstellung der Verwendung von Bleiverbindungen als Kraftstoffzusatz die diffusen Einträge spürbar vermindert werden konnten, liegt heute der Anteil der diffusen Einträge bei etwa 84 Prozent der gesamten Belastungen der Gewässer mit Blei. In den nächsten Kapiteln werden die wichtigsten Quellen der diffusen Belastungen genauer analysiert und die einzelnen Eintragspfade quantifiziert.

Abbildung 3.4-1: Kupfer-, Zink- und Blei-Einträge in die deutschen Gewässer in kg/Jahr für die Jahre 1985, 1995 und 2000 (nach Fuchs et al., 2002)⁷



⁷ Zur übersichtlicheren Darstellung wurde die Zinkmenge durch 5 geteilt.

Abbildung 3.4-2: Kupferproduktion und -verwendung und qualitative Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen, Deutschland 2000

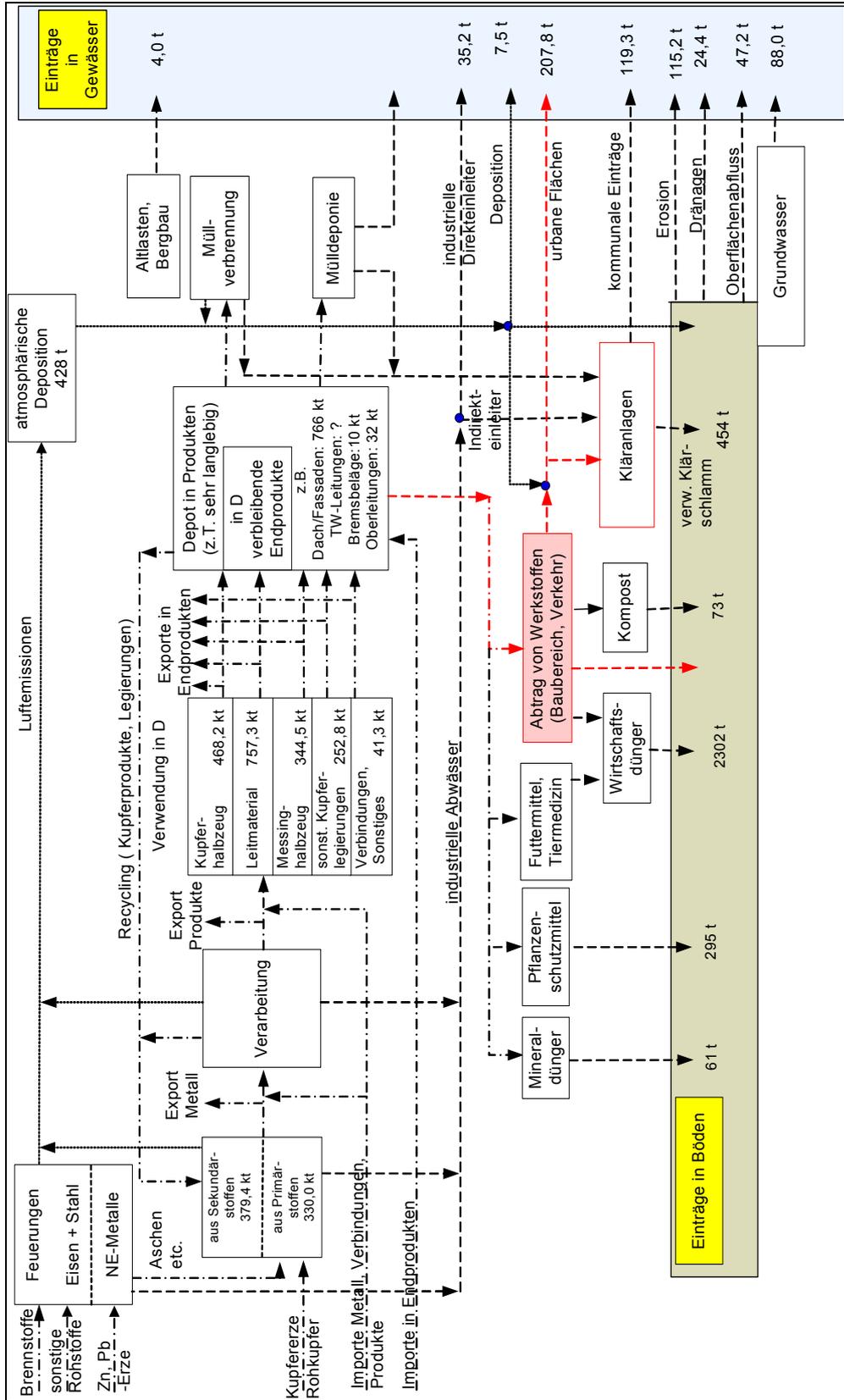


Abbildung 3.4-3: Zinkproduktion und -verwendung und qualitative Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen, Deutschland 2000

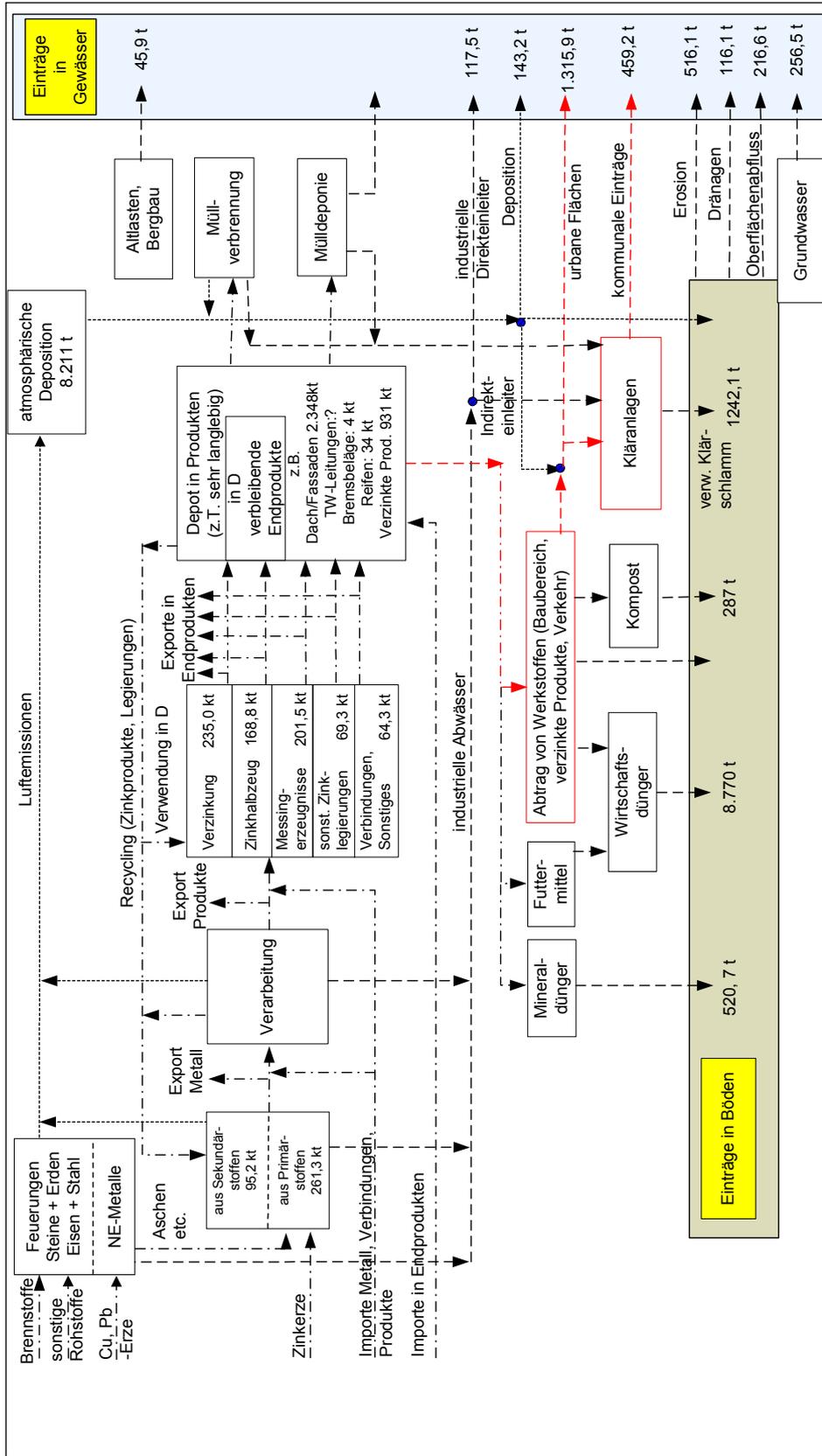
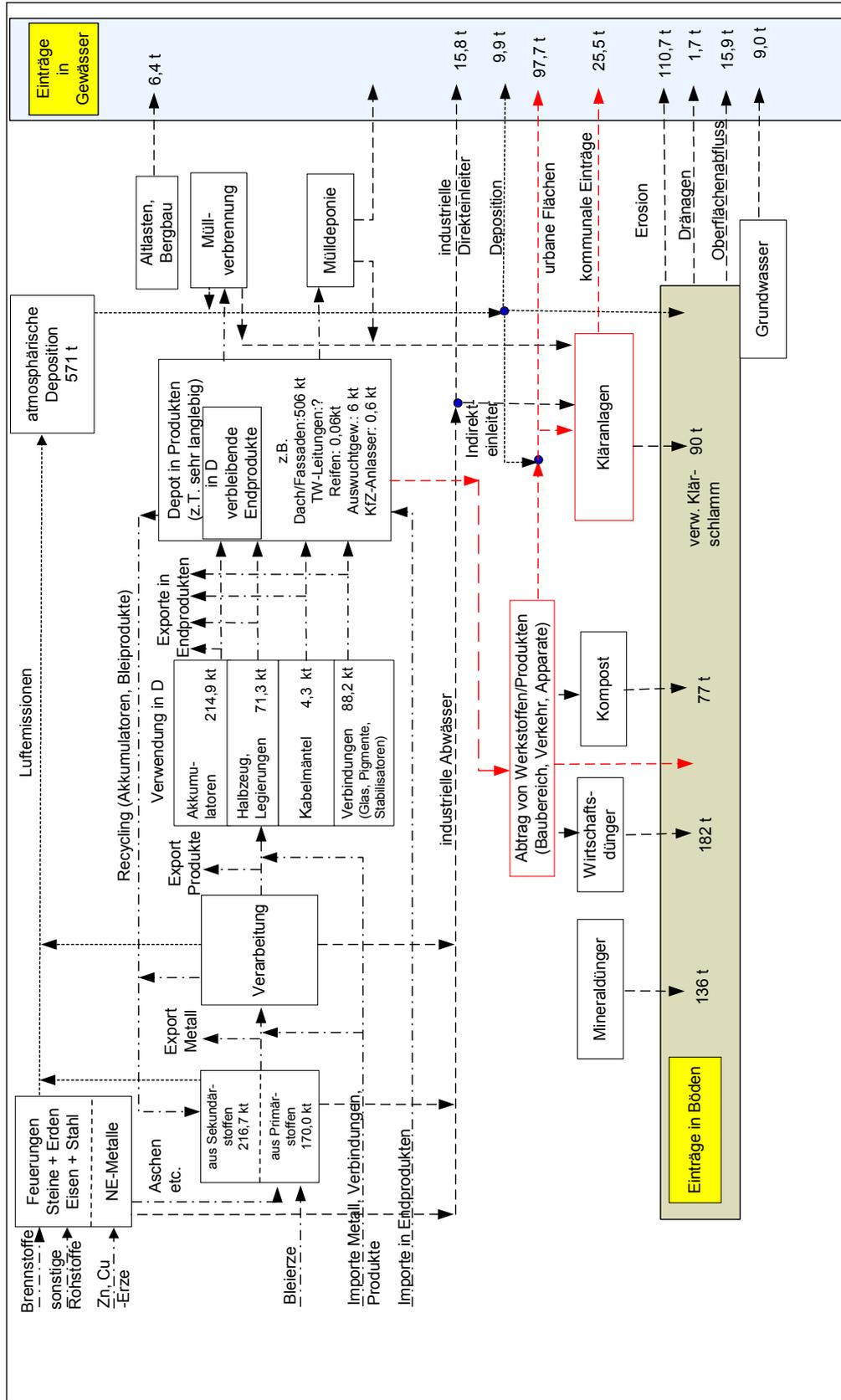


Abbildung 3.4-4: Bleiproduktion und -verwendung und qualitative Stoffströme in Verbindung mit Gewässereinträgen, Deutschland 2000



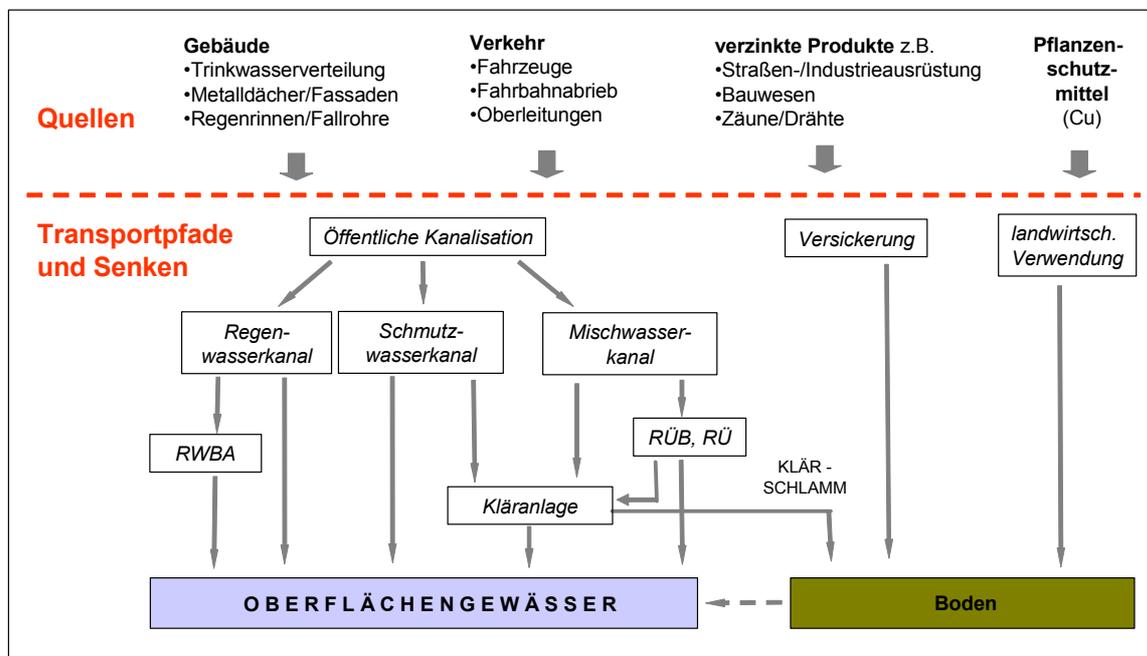
4 Berechnungen der Emissionen für Kupfer, Zink und Blei

In den folgenden Kapiteln werden die im Rahmen des Projektes besonders relevanten Emissionspfade näher beschrieben und quantifiziert. Grundsätzlich wird dabei unterschieden zwischen den Emissionen, die durch die unterschiedlichen Anwendungen verursacht werden, und den daraus resultierenden Stoffeinträgen in Gewässer und Böden.

4.1 Statistische Grundlagendaten für die Berechnung der Emissionen in Gewässer und Böden

Für die Berechnung der Einträge in Oberflächengewässer und Böden sind die quellen-spezifischen Emissionen auf die maßgeblichen Eintragspfade aufzuteilen. Die berücksichtigten Quellen, Transportpfade und Senken sind in Abbildung 4.1-1 dargestellt. Für die Quantifizierung der Emissionen durch die verschiedenen Eintragspfade wurden die im Folgenden dargestellten statistischen Daten und Annahmen zu Grunde gelegt.

Abbildung 4.1-1: Berücksichtigte Schwermetallquellen, Transportpfade und Senken (RWBA: Regenwasserbehandlungsanlage, RÜB: Regenüberlaufbecken, RÜ: Regenüberlauf)



Anschlussgrade an die öffentliche Kanalisation bzw. Abwasserreinigung

Die Anschlussgrade der Bevölkerung an die öffentliche Kanalisation bzw. Abwasserbehandlung für das Jahr 2001 sind Tabelle 4.1-1 zu entnehmen (StBA, 2003a).

Tabelle 4.1-1: Anschlussgrade der Bevölkerung an die öffentliche Kanalisation bzw. Abwasserreinigung im Jahr 2001 (StBA, 2003a)

	Anschluss an öffentliche Kanalisation	Anschluss an kommunale Kläranlage	Kanalisation ohne Anschluss an Kläranlage	ohne Anschluss an öffentliche Kanalisation
Anschlussgrad [%]	94,6	92,8	1,7	5,4

Für Haushalte, die an die öffentliche Kanalisation, aber nicht an eine kommunale Kläranlage angeschlossen sind, wurde angenommen, dass Schmutz- und Regenwasser unbehandelt in die Oberflächengewässer gelangen.

Haushalte ohne Anschluss an die öffentliche Kanalisation sind verpflichtet, das anfallende Schmutzwasser in Kleinkläranlagen zu reinigen. Die Anzahl dieser Anlagen wird in Deutschland auf 2,2 Mio. geschätzt (Scheer, 2003). Kleinkläranlagen sind nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik als Ein- oder Mehrkammerausfallgruben auszuführen. Alle Kleinkläranlagentypen müssen eine mechanische Vorklärung und eine nachgeschaltete biologische Reinigung sicherstellen. Scheer (2003) beurteilte die Leistungsfähigkeit von Kleinkläranlagen in Nordrhein-Westfalen anhand von Überwachungsdaten. Er berichtet, dass über 50 % der überprüften Kleinkläranlagen nicht den allgemein anerkannten Regeln der Technik entsprechen. Darüber hinaus verfügen viele Kleinkläranlagen nach wie vor nur über eine Mehrkammergrube ohne biologische Reinigungsstufe. Aus diesem Grund wurde für die weiteren Berechnungen nur eine mechanische Reinigungswirkung in Kleinkläranlagen berücksichtigt (Tabelle 4.1-2). Das gereinigte Abwasser von Hauskläranlagen wird entweder versickert oder dem nächsten Vorfluter zugeleitet. Generell ist der Einleitung in einen Vorfluter oder wasserführenden Graben Vorrang gegenüber der Versickerung einzuräumen (Scheer, 2003). Angaben zu den Anteilen der Entsorgungswege liegen für Deutschland nicht vor. Es wurde angenommen, dass in den Alten Bundesländern etwa 50 % des Wassers direkt in einen Vorfluter eingeleitet wird. Für die Neuen Bundesländer ist dieser Anteil geringer, er wurde deshalb auf 20 % geschätzt. In den Neuen Bundesländern leben 49 % der nicht angeschlossenen Einwohner (StBA, 2003a), somit ergibt sich für Deutschland, dass 35 % des gereinigten Wassers aus Kleinkläranlagen in einen Vorfluter und 65 % in den Boden gelangen.

Für die Berechnung der Einträge in Oberflächengewässer aus Kanalisationen und kommunalen Kläranlagen sind die nachfolgenden Punkte zu berücksichtigen.

Einträge aus Mischwasserüberläufen

In Deutschland entfallen 60,2 % der öffentlichen Kanalisation auf das Mischsystem (StBA, 2003a). In der Mischwasserkanalisation wird Schmutzwasser zusammen mit den Niederschlagsabflüssen in einem Kanal erfasst und den kommunalen Kläranlagen zugeführt. Bei Starkregenereignissen ist das System nur zum Teil in der Lage die Wassermengen zwischenspeichern, um sie anschließend der Kläranlage zuzuleiten. Die nicht behandel- bzw. speicherbaren Wassermengen werden über *Regenüberläufe* und *Regenüberlaufbecken* in die Gewässer entlastet.

Das Ausmaß der frachtbezogenen Gewässerbelastung aus Mischsystemen ist abhängig von der jährlichen Überlaufdauer. Dieser Parameter wird durch den Ausbaugrad, d. h. das verfügbare Speichervolumen, und durch die Betriebsweise des Systems gesteuert. Die dabei zu berücksichtigenden Zusammenhänge sind komplex und weisen eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität auf. Als Hilfsmittel zur Abschätzung der über diesen Pfad emittierten Stofffrachten kann die Entlastungsrate nach Meißner (1991) herangezogen werden:

$$\text{Gleichung 4.1-1: } RE = \frac{4000 + 25 \cdot q_R}{0,551 + q_R} - 6 + \frac{N_J - 800}{40} + \frac{36,8 + 13,5 \cdot q_R}{0,5 + q_R} V_S$$

RE = Entlastungsrate des Mischsystems [%]

q_R = Regenabflussspende [l/(ha·s)]

V_S = Speichervolumen [m³/ha]

N_J = Jahresniederschlag [l/(m²·a)]

Als wichtige Eingangsgröße ist das spezifische Speichervolumen bezogen auf die abflusswirksame versiegelte Fläche zu berücksichtigen, das vom Statistischen Bundesamt (StBA, 2003a) für das Jahr 2001 erhoben wurde. Die abflusswirksame versiegelte Fläche wurde nach Heaney et al. (1976, zit. in HARP Guideline 4, 2000) auf Basis der gesamten urbanen Fläche berechnet:

$$\text{Gleichung 4.1-2: } A_{URBV} = u_1 \cdot (u_2 \cdot E_{Dichte})^{u_3 - u_4 \cdot \log(u_2 \cdot E_{Dichte})} \cdot \frac{A_{URB}}{100}$$

A_{URBV} = versiegelte urbane Fläche [ha]

A_{URB} = urbane Fläche [ha]

E_{Dichte} = Einwohnerdichte [E/ha]

u_{1-4} = Koeffizienten: $u_1=9,6$; $u_2=0,4047$; $u_3=0,573$; $u_4=0,0391$

Angaben zur Größe der Siedlungs- und Verkehrsfläche liegen beim Statistischen Bundesamt vor (StBA, 2002). Diese Angabe enthält auch die Fläche der überörtlichen Straßen, die nicht berücksichtigt werden dürfen. Im Folgenden wurde deshalb die Fläche der überörtlichen Verkehrswege anhand der Straßenlängen (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, 2002) und den durchschnittlichen Breiten (Bundesverkehrsministerium, 1997) abgeschätzt und von der urbanen Fläche abgezogen.

Als spezifische Regenabflussspende wurde $1 \text{ l}/(\text{ha}\cdot\text{s})$ zu Grunde gelegt (Behrendt et al., 1999). Der mittlere Jahresniederschlag in Deutschland liegt in regional differenzierter Form bei Behrendt et al. (1999) vor.

Die Entlastungsrate wurde zunächst auf Ebene der Bundesländer berechnet und anschließend als gewichteter Mittelwert anhand der an das Mischsystem angeschlossenen Fläche aggregiert. Die Entlastungsrate schwankt zwischen 40 % (Nordrhein-Westfalen) und 63 % (Hamburg). Im Mittel wurden 44,2 % für Deutschland ermittelt.

Das entlastete Mischwasser enthält neben der von den versiegelten Flächen abgespülten Fracht zusätzlich einen Schmutzwasseranteil. Für die Abschätzung der entlasteten Schmutzwasserfracht wurde die von Brombach/Wöhrle (1997) angegebene tatsächlich wirksame Entlastungsdauer für Durchlaufbecken von 230 h im Jahr zu Grunde gelegt. Daraus folgt, dass 2,6 % des in das Mischsystem gelangenden Schmutzwassers ohne Behandlung in die Gewässer eingeleitet werden.

Einträge aus Regenwasserkanälen

Der Anteil des Trennsystems an der öffentlichen Kanalisation beträgt 39,8 % (StBA, 2003a). In Deutschland waren im Jahr 2001 2.307 Regenklärbecken⁸ mit einem Gesamtvolumen von 2.509.000 m³ vorhanden (StBA, 2003a). Im Gegensatz zum Mischsystem, in dem eine flächendeckende Behandlung des Mischwasserabflusses wasserwirtschaftliche Zielsetzung ist und daher bis zu einem gewissen Grad von einer Gleichverteilung der Becken ausgegangen werden kann, muss beim Trennsystem eine ausgesprochene Ungleichverteilung der Beckenvolumen unterstellt werden. Nur Oberflächenabflüsse mit einem hohen Verschmutzungspotenzial werden in Regenklärbecken behandelt. Zusätzlich ist zu berücksichtigen, dass die Bemessungskriterien erheblichen Schwankungen unterliegen. Die Oberflächenbeschickung als Maß für die erreichbare Sedimentationsleistung variiert zwischen < 2 bis 10 m/h . Aufgrund dieser Zusammenhänge lässt sich weder aus der Anzahl der Becken noch aus dem gebauten Speichervolumen ein aussagekräftiger, mittlerer Ausbaugrad ermitteln. Rechenwerte für das Land Berlin bzw. das Saarland mögen dies verdeutlichen. Das spezifische

8 Zum Vergleich: Im Mischsystem werden 22.490 Becken betrieben

Speichervolumen in Berlin beträgt bei bekanntermaßen hoher Leistungsfähigkeit der dort betriebenen Regenklärbecken 1,1 m³/ha. Im Saarland werden dagegen 58,4 m³/ha erreicht.

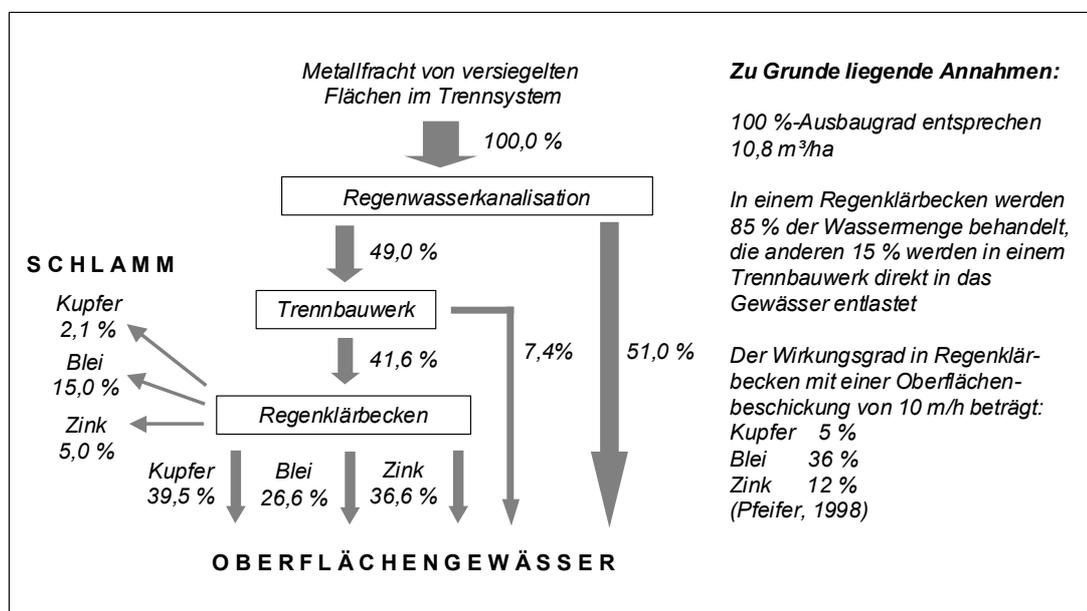
Zusätzliche Unsicherheiten bei der Abschätzung der durch die Regenwasserbehandlung im Trennsystem erreichbaren Rückhalte ergeben sich aus den teilweise widersprüchlichen und vor dem Hintergrund der gegebenen Aufgabenstellung nicht verallgemeinerbaren Wirkungsgrade. Stotz/Krauth (2001) führten eine bundesweite Umfrage zur Wirkungsweise der Becken durch. Nur 13,4 % der Betreiber halten den Feststoffrückhalt in den Becken für „gut“, während 86,6 % der Befragten keine Angaben machen konnten. Auch die Höhe des Schlammanfalls in den Becken konnte in den seltensten Fällen angegeben werden. Darüber hinaus wird insbesondere der Rückhalt an kleinen und schlecht sedimentierbaren Fraktionen als unbefriedigend beurteilt (Pfeiffer/Hahn, 1995). Der Abscheidegrad für Feststoffe kann durch eine drastische Reduzierung der Oberflächenbeschickung verbessert werden. Die Effektivität des Schmutzstoffrückhaltes wird jedoch nicht nur durch die Höhe der Oberflächenbeschickung sondern auch durch ihren zeitlichen Verlauf beeinflusst. Günstig ist eine gleichmäßige Beschickung, die jedoch nur in seltenen Fällen stattfindet. Darüber hinaus können die durch die Niederschlagscharakteristik hervorgerufenen Schwankungen auch bei Becken mit geringer Oberflächenbeschickung häufig nicht verhindert werden. Am Beispiel des Beckens Diana-See in Berlin wird ersichtlich, dass während langen Trockenphasen schlecht sedimentierbare Feststoffe im eingestauten Becken abgeschieden werden können, allerdings wird beim nächsten Regenereignis durch die stoßartig einsetzende hydraulische Belastung der angefallene Schlamm zum Teil wieder ausgetragen. Auch Lange et al. (2003) berichten über negative Wirkungsgrade von Regenabscheidern bei großen Ereignissen, da die bei kleinen Ereignissen abgeschiedenen Sedimente wieder remobilisiert werden. Stotz/Krauth (2001) folgern deshalb, dass Regenklärbecken nur zum Rückhalt von gut sedimentierbaren Stoffen (Sandfraktion) eingesetzt werden können. Diese wiederum sind nicht als die Hauptträger von Schwermetallen anzusehen. Die von den betrachteten Quellen emittierten Schwermetalle werden hauptsächlich in der feinpartikulären Fraktion (< 60 µm) transportiert. Bei der überwiegend angesetzten Oberflächenbeschickung von 10 m/h kann diese Fraktion nicht sedimentiert werden.

Aufgrund der dargestellten Argumente wird im gegebenen Vorhaben davon ausgegangen, dass die Regenwasserbehandlung im Trennsystem in Bezug auf die Schwermetalle keine verallgemeinerbare Wirkung aufweist. Dies schließt nicht aus, dass in Einzelfällen unter optimalen Randbedingungen messbare Schwermetallrückhalte erreicht werden können.

Im Sinne eines best-case Szenarios illustriert der folgende Abschnitt, dass selbst bei optimistischsten Annahmen (Ausbau- und Wirkungsgrad, Betrieb und Wartung) nur sehr geringe Gesamtwirkungsgrade erreicht werden könnten. Es wird in diesem Szenario unterstellt, dass das Ausbauziel in Deutschland bei einer kritischen Regenspense von $15 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{ha})$ bei $10,8 \text{ m}^3/\text{ha}$ liegt. Hieraus ergibt sich ein mittlerer Ausbaugrad von 49 % bei einer Oberflächenbeschickung der Becken von $10 \text{ m}/\text{h}$. Jede Veränderung dieser Werte im Sinne einer besseren Wirksamkeit der Becken führt zu einer drastischen Abnahme des rechnerischen Ausbaugrades und damit des erreichbaren Gesamtrückhaltes.

Stotz/Krauth (2001) stellen unterschiedliche Angaben zum Schwermetallrückhalt in Regenklärbecken vor. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die aufgeführten Beispiele verschiedene Oberflächenbeschickungen aufweisen. Pfeifer (1998) stellte mittlere Wirkungsgrade für ein Becken mit einer Oberflächenbeschickung von $10 \text{ m}/\text{h}$ von 5 % für Kupfer, 36 % für Blei und 12 % für Zink fest (18 Ereignisse). Auf Basis dieser Eliminationsgrade und der zuvor getroffenen Annahmen zur behandelten Wassermenge ergeben sich für die Schwermetalle im Trennsystem die in Abbildung 4.1-2 dargestellten Zusammenhänge.

Abbildung 4.1-2: Stoffbilanz zur Abschätzung des maximalen Rückhalts von Schwermetallen in Regenklärbecken



Es zeigt sich, dass selbst bei Annahmen, die in der Fläche so keinesfalls realistisch sind, nur 2,1 % der Kupfer-, 15,0 % der Blei- und 5,0 % der Zinkfracht in Regenklärbe-

cken zurückgehalten werden könnten (Abbildung 4.1-2). Zu klären bliebe dann noch der Verbleib der mit dem Schlamm abgetrennten Metalle.

Einträge aus kommunalen Kläranlagenabläufen

Bei der Abwasserreinigung werden Schwermetalle im Zulauf der Anlagen zu einem großen Teil aus dem Abwasser entfernt und im Klärschlamm angereichert. Fuchs et al. (2002) ermittelten Schwermetallabscheidegrade für verschiedene Reinigungsverfahren. Nach Angaben des Statistischen Bundesamtes wurden 2001 99,8 % des anfallenden Abwassers in Deutschland biologisch gereinigt (StBA, 2003a). Zur Berechnung der Ablauffracht wurde deshalb ein mittlerer Abscheidegrad für biologische Verfahren zu Grunde gelegt (Tabelle 4.1-2).

Tabelle 4.1-2: Abscheidegrade von Schwermetallen in Kläranlagen bezogen auf die Zulauffracht (Fuchs et al., 2002)

Reinigungsverfahren	Kupfer	Blei	Zink
Mechanische Reinigungsleistung	44 %	65 %	48 %
Belebungsverfahren	72 %	84 %	73 %
Belebungsverfahren mit P-Elimination	88 %	88 %	79 %
Mittlere biologische Reinigungsleistung	80 %	86 %	76 %

Einträge durch stoffliche Klärschlammverwertung

Durch die Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft sowie bei Rekultivierungs- und Landbaumaßnahmen gelangt ein Teil der im Klärschlamm enthaltenen Schwermetallfracht in den Boden. Im Jahre 2001 wurden 57,6 % der in Deutschland angefallenen Klärschlammmenge einer stofflichen Verwertung zugeführt. Dabei zeigt sich ein deutlicher Unterschied zwischen den Bundesländern: Während in den Neuen Bundesländern 82,3 % des Klärschlammes stofflich verwertet werden, beträgt der Anteil in den Alten Bundesländern nur 52,9 % (StBA, 2003a).

4.2 Emissionen und Einträge in Gewässer und Böden durch den Bereich Trinkwasserversorgung

Das in den Haushalten verwendete Trinkwasser enthält Schwermetalle, die aus unterschiedlichen Quellen stammen können. Bereits in dem für die Trinkwasserversorgung genutzten Rohwasser sind geringe Schwermetallmengen enthalten, die überwiegend geogenen Ursprungs sind (Schleyer/Kerndorff, 1992). Darüber hinaus können die bei der Wasseraufbereitung und -verteilung (Leitungsnetz, Hausinstallationen: Rohrmaterialien,

Rohrverbindungen, Armaturen) verwendeten Materialien zu einer deutlichen Erhöhung der Kupfer-, Blei und Zink-Konzentrationen im Trinkwasser führen. Eine besondere Rolle spielen dabei die Hausinstallationen, auf die im Folgenden näher eingegangen wird.

Für den Transport des Trinkwassers werden unterschiedliche Rohrleitungswerkstoffe eingesetzt. Hauptmaterialien sind schmelztauchverzinkte Eisenwerkstoffe (früher feuerverzinkter Stahl), nichtrostender Stahl, Kupfer, innenverzinnertes Kupfer und in den letzten Jahren vermehrt auch Kunststoffe (Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polybuten (PB), chloriertes Polyvinylchlorid (PVC-CV) und Verbundrohre) (DVGW, 2002). Für Armaturen finden verschiedene Legierungen auf der Basis Kupfer, Nickel, Zinn und Zink Anwendung, die weitere Schwermetalle (z. B. Blei als Legierungsbestandteil in Messingarmaturen) als Spurenelemente enthalten können (Lange, 2003). Die Einsatzbereiche von metallischen Werkstoffen werden auf Basis ihres Korrosionsverhaltens im technischen Regelwerk DIN 50930 definiert.

Das Korrosionsverhalten von Metallen ist von vielen Faktoren abhängig. Von entscheidender Bedeutung sind die chemischen und physikalischen Eigenschaften des Wassers. Als wichtigste Beurteilungskriterien für den Einsatzbereich von metallischen Werkstoffen werden der pH-Wert und die Säure-/Basekapazität (als Maß für den Gehalt an freier Kohlensäure) herangezogen. Bei der Korrosion von metallischen Oberflächen bildet sich zunächst eine Deckschicht, die bei manchen Metallen vor weiterer Korrosion schützt. Hohe Gehalte an Kohlensäurespezies können zu einer Auflösung der Deckschicht und damit zu einer anhaltenden Freisetzung von Metallionen in das Leitungswasser führen (Becker et al., 1997). Weitere Einflussfaktoren sind der Härtegrad des Wassers, der Gehalt an organischen Stoffen und Neutralsalzen, die Temperatur und das Alter der Leitungen.

Vor dem Hintergrund der neuen EU-Trinkwasserrichtlinie 1998 wurde auch die deutsche Trinkwasser-Verordnung im Jahre 2001 überarbeitet. Diese ist am 01.01.2003 in Kraft getreten und fordert, dass für Wasserverteilungsanlagen nur *„Werkstoffe und Materialien verwendet werden, die in Kontakt mit Wasser Stoffe nicht in solchen Konzentrationen abgeben, die höher sind als nach den anerkannten Regeln der Technik unvermeidbar“*. Während die Probenahme bisher nach Stagnation des Wassers in den Leitungen erfolgte, gilt nun die Einhaltung der Grenzwerte bei Spontanproben im Wochenmittel (Tabelle 4.2-1)

Genaue Daten zum Anteil und der regionalen Verbreitung der verschiedenen Installationswerkstoffe in Deutschland liegen nicht vor. Allerdings wird vom Umweltbundesamt in regelmäßigem Abstand die Trinkwasserqualität der deutschen Wohnbevölkerung untersucht. Die Höhe und Veränderung der gemessenen Metallkonzentrationen lässt

einen Rückschluss auf Trends bei der Verwendung der Leitungsmaterialien zu. Die letzte Probenahme wurde im Jahr 1998 durchgeführt und erfolgte als „Stagnationsprobe“ nach nächtlicher Stagnation des Wassers in den Rohrleitungen (Krause, 2001). Im vorhergehenden Umweltsurvey (Probenahme 1990/92) wurde zusätzlich zur Stagnationsprobe eine „Spontanprobe“ gewonnen, die entsprechend den Verbrauchsgewohnheiten der Probanden während des Tages, mit oder ohne Wasservorlauf, entnommen wurde. Parallel wurden Trinkwasserproben der Wasserwerke, die die untersuchten Haushalte beliefern, analysiert. Zudem wurde eine Befragung der Probanden zu Installationsmaterialien durchgeführt und die Analyseergebnisse separat für Haushalte „mit“ und „ohne Wasserleitungen aus Metall“ dargestellt (Becker et al., 1997). Die Ergebnisse der letzten beiden Umweltsurveys sind in Tabelle 4.2-2 dargestellt.

Tabelle 4.2-1: Parameter der Trinkwasser-Verordnung 1990 und 2001

	Blei	Kupfer	Zink
Parameter der TrinkwV [$\mu\text{g/l}$] 1990	40	3.000 ^{2a)}	-
Parameter der TrinkwV [$\mu\text{g/l}$] 2001	40 / 25 / 10 ¹⁾	2.000 ^{2b)}	-

¹⁾ bis 30.11.2003 gelten 40 $\mu\text{g/l}$, vom 01.12.2003 - 30.11.2013 25 $\mu\text{g/l}$, danach 10 $\mu\text{g/l}$

^{2a)} nach 12 Stunden Stagnation;

^{2b)} wöchentliche Durchschnittsprobe

Hausinstallationen aus Kupfer

Kupfer ist in Deutschland ein sehr häufig eingesetzter Werkstoff in der Installation. Rohre und Fittings aus Kupfer bzw. Kupferlegierungen können uneingeschränkt für Trinkwasserleitungen eingesetzt werden, wenn der pH-Wert höher als 7,4 liegt, bzw. bei pH-Werten zwischen 7,0 und 7,4, wenn der TOC-Wert (total organic carbon) 1,5 mg/l nicht überschreitet. Für innenverzinnertes Kupfer gibt es keine Einschränkungen (DIN 50930-6, 2001). Armaturen und Rohrverbinder aus Rotguss (Kupfer-Zinn-Zink-Legierung) und Messing (Kupfer-Zink-Legierung), deren Gehalt an gesundheitsschädlichen Begleitelementen der DIN 50930-6 (2001) entspricht, können ebenfalls ohne Einschränkungen verwendet werden.

Für das Jahr 1990/92 wurde von Becker et al. (1997) ein Anteil von 35 % an Kupferinstallationen in den Haushalten für die Alten und 7 % für die Neuen Bundesländer ermittelt. Diese Angaben basieren allerdings auf nicht nachgeprüften Angaben der Probanden und sind deshalb unter Vorbehalt zu interpretieren. Außerdem gab ein großer Anteil der Befragten an, dass ihnen das Material des Wasserleitungssystems unbekannt ist (36 % bzw. 20 %). 1998 wurde aufgrund der steigenden Verbreitung von Kupferinstallationen eine deutliche Zunahme der Kupferkonzentrationen im Trinkwasser der deutschen Bevölkerung, insbesondere auch für die Neuen Bundesländer, festgestellt

(vgl. Tabelle 4.2-2; Krause, 2001). Eine separate Erfassung bzw. Auswertung der Installationsmaterialien erfolgte allerdings nicht mehr.

Hausinstallationen aus Blei

Für Komponenten aus Blei gibt es in den Alten Bundesländern seit 1962 keine Anwendung mehr (Deutsches Kupferinstitut/Zentralverband Sanitär Heizung Klima, 2001). Lange (2003) gibt für das Gebiet der Neuen Bundesländer an, dass bereits seit 1935 im Regelfall keine Hausanschlüsse mit Bleirohr neu ausgeführt wurden. Ungeachtet dessen sind in der Altbausubstanz einiger Städte Deutschlands noch Installationen aus Blei vorhanden (z. B. Berlin vgl. Zietz et al., 2001). Weiterhin können bleihaltige Legierungen von Armaturen, Dichtungen oder Lötzinn zu erhöhten Bleigehalten im Leitungswasser beitragen (Kruse, 2001; Laurs et al., 1996a,b).

Gemäß novellierter TrinkwV (2001) wird der Parameter für Blei bis 2013 schrittweise auf 10 µg/l herabgesetzt (Tabelle 4.2-1). Bauteile aus Blei sollten umgehend ausgetauscht werden, da der Grenzwert unabhängig von der Wasserbeschaffenheit nicht eingehalten werden kann. Armaturen und Rohrverbindungen aus Kupfer-Zink/Zinn-Legierungen dürfen ohne Einschränkung verwendet werden, wenn der Bleigehalt nicht über 2,2 - 3,5 % (genauer Anteil abhängig von der Art der Legierung) liegt (DIN 50930-6, 2001).

Im Jahr 1990/92 betrug der Anteil an Bleiinstallationen in den Haushalten ca. 3,4 % in den Alten und 10,2 % in den Neuen Bundesländern. Bei der Interpretation dieser Werte sind allerdings die bereits o. g. Einschränkungen zu berücksichtigen. Entsprechend dem höheren Anteil an Bleileitungen wurden in den Neuen Bundesländern erhöhte Bleikonzentrationen im häuslichen Trinkwasser festgestellt, was zudem auf das im Mittel chemisch aggressivere Wasser in den Neuen Bundesländern, das stärker mit Blei in Wechselwirkung tritt, zurückzuführen ist (Becker et al., 1997). Es ist davon auszugehen, dass der Anteil an Bleiinstallationen durch Sanierungsmaßnahmen besonders in den Neuen Bundesländern, gesunken ist. Dennoch wurden im Jahr 1998 weiterhin höhere Bleikonzentrationen als in den Alten Bundesländern gemessen (vgl. Tabelle 4.2-2). Allerdings ist eine deutliche Abnahme der relativ hohen Bleigehalte erkennbar (Krause, 2001).

Hausinstallationen mit Zink (verzinkter Stahl)

Für die Verwendung als Installationsleitungen werden Stahlrohre zum Schutz vor Korrosion mit einem Zinküberzug versehen. Eine ungünstige Wasserzusammensetzung verhindert jedoch die Ausbildung einer vollständigen Deckschicht aus basischen Zinkcarbonaten und es kommt zur Korrosion der Zinkschicht. Weiterhin ist Zink ein bedeutender Bestandteil in Armaturen und Rohrverbindern aus Messing und Rotguss. Auch

bei diesen Materialien kann es bei korrosiven Wässern zur selektiven Korrosion durch das Herauslösen von Zink kommen, wobei poröses Kupfer zurückbleibt. Messing mit einem Kupfergehalt über 85 % erweist sich jedoch als weitgehend beständig gegen Entzinkung (Kruse, 2001).

Rohre aus schmelztauchverzinkten Eisenwerkstoffen können eingesetzt werden, wenn die Basekapazität (KB 8,2) kleiner gleich $0,5 \text{ mol/m}^3$ und die Säurekapazität (KS 4,3) größer gleich $1,0 \text{ mol/m}^3$ ist (DIN 50930-6, 2001). Zudem sollten im Warmwasserbereich keine verzinkten Eisenmaterialien eingesetzt werden, da die Wassertemperatur als entscheidender Faktor für die Korrosion von Zink gilt (DVGW, 2002; Kruse, 2001).

Im Jahr 1990/92 betrug der Anteil an Installationen aus Eisen (verzinktes Stahlrohr) in den Haushalten ca. 33 % in den Alten und 67 % in den Neuen Bundesländern (Becker et al., 1997). Diese Angaben basieren jedoch auf den nicht näher geprüften Angaben der Befragten. Außerdem konnte ein großer Anteil der Befragten keine Angaben zum Material machen (s. o.). 1998 wurden sowohl in den Alten als auch in den Neuen Bundesländern geringere Zinkkonzentrationen im Trinkwasser der deutschen Bevölkerung festgestellt (vgl. Tabelle 4.2-2) (Kruse, 2001).

4.2.1 Quantifizierung der Emissionen im Bereich Trinkwasserversorgung

Für die Quantifizierung der Metallemissionen im Trinkwasserbereich wurden die Umweltsurveys zur Trinkwasserbeschaffenheit in Deutschland herangezogen (Becker et al, 1997; Kruse, 2001). Eine Abschätzung auf Basis von materialspezifischen Emissionsfaktoren ist äußerst schwierig, da es zum einen keine gesicherten Informationen zur Verbreitung der eingesetzten Rohrleitungsmaterialien gibt und zum anderen das Korrosionsverhalten stark von den unterschiedlichen Wassereigenschaften beeinflusst wird und somit einer hohen Schwankungsbreite unterliegt.

Die Emissionen von Hausinstallationen wurden getrennt für die Alten und Neuen Bundesländer nach folgender Vorgehensweise ermittelt:

Gleichung 4.2-1:
$$E_{Inst} = \frac{Q_{TW} \cdot C_{Metall}}{1.000.000.000}$$

E_{Inst} = Emissionen von Hausinstallationen [t/a]

Q_{TW} = Trinkwassermenge [m^3/a]

C_{Metall} = Mittlere Metallkonzentration im Trinkwasser [$\mu\text{g}/\text{l}$]

Die Lösung der Metalle durch das Leitungswasser ist eine Gleichgewichtsreaktion, die durch die Kontaktzeit und die Fließbedingungen bestimmt wird. Durch Standzeiten in der Rohrleitung können die Elementgehalte in Abhängigkeit von der Wasserbeschaf-

fenheit stark ansteigen (Becker et al., 1997). Im Rahmen der Umweltsurvey-Untersuchungen wurden 1990/92 und 1998 Stagnationsproben und 1990/92 zusätzlich auch Spontanproben analysiert. Für die Stagnationsprobe wurde dabei jeweils morgens ohne Wasservorlauf aus dem Zapfhahn, aus dem gewöhnlich Trinkwasser für Koch- und Trinkzwecke entnommen wird, eine 0,5 l Probe entnommen. Die Spontanprobe wird dagegen im Laufe des Tages ohne oder mit Wasservorlauf entsprechend den Trinkwasser-Entnahmegewohnheiten der Probanden genommen. Die Stagnationsprobe ergibt somit jeweils eine Maximalkonzentration im Trinkwasser und ist deshalb nicht geeignet, um die Emission durch Hausinstallationen abzuschätzen. Da der Umweltsurvey von 1998 jedoch keine Spontanprobenahmen enthält, wurde das Verhältnis von Stagnationsprobe zu Spontanprobe des Umweltsurvey 1990/92 auf die 1998 durchgeführte Probenahme übertragen und eine „rechnerische Spontanprobe“ ermittelt (Tabelle 4.2-2).

Tabelle 4.2-2: Analyseergebnisse der Umweltsurveys 1990/92 und 1998 für Kupfer, Blei und Zink in Trinkwasserproben aus Haushalten der Alten und Neuen Bundesländer¹⁾ (Becker et al., 1997, Krause 2001)

	Kupfer		Blei		Zink	
	ABL	NBL	ABL	NBL	ABL	NBL
Anzahl Proben 1990/92	3174	829	3174	829	3172	829
Anzahl Proben 1998	3866	901	3861	900	3866	901
Stagnationsprobe 1990/92 [$\mu\text{g/l}$]	140 (20 - 920)	20 (< 20 - 140)	1,00 (0,1 - 5,4)	2,10 (0,3 - 24,8)	430 (80 - 1990)	760 (120 - 4370)
Spontanprobe 1990/92 [$\mu\text{g/l}$]	80 (< 20 - 570)	10 (< 20) (< 20 - 70)	0,60 (0,1 - 4,0)	1,20 (0,2 - 17,9)	190 (40 - 1040)	370 (60 - 2660)
Anteil Spontanprobe [%]	57	50	60	57	44	49
Stagnationsprobe 1998 [$\mu\text{g/l}$]	160 (20 - 870)	100 (20 - 1050)	1,60 (< 0,7 - 6,8)	2,00 (< 0,7 - 11,7)	310 (60 - 1500)	530 (90 - 2990)
Spontanprobe 1998 ²⁾ [$\mu\text{g/l}$]	91	50	0,96	1,14	137	258
„Grundkonzentration“ Spontanprobe 1990/92 ³⁾ [$\mu\text{g/l}$]	50 (< 20 - 310)	10 (< 20) (< 20 - 50)	0,60 (0,1 - 3,6)	1,10 (0,1 - 10,0)	120 (30 - 540)	170 (40 - 900)
Wasserwerksprobe 1990/92 [$\mu\text{g/l}$]	10 (<20) (< 20 - 20)	10 (< 20) (< 20 - 20)	0,20 (< 0,05 - 0,5)	0,30 (0,1 - 1,9)	10 (< 20) (< 20 - 70)	40 (< 20 - 180)

¹⁾ Konzentrationen als Median sowie 10- und 90-Perzentile in Klammern

²⁾ berechnet aus „Stagnationsprobe 1998“ und Verhältnis von „Stagnationsprobe zu Spontanprobe 1990/92“

³⁾ Konzentration in Haushalten mit Wasserleitungen, die nicht aus dem jeweils untersuchten Material (Cu, Zn, Pb) bestehen; Einschätzung beruht auf subjektiven Angaben der Probanden

Die Trinkwassermenge der Haushalte wurde getrennt für die Neuen und Alten Bundesländer auf Basis der Angaben des Statistischen Bundesamtes (StBA, 2003a) für das Jahr 2001 berechnet (Tabelle 4.2-3).

Tabelle 4.2-3: Trinkwasseranfall von Haushalten in Deutschland in den Alten und Neuen Bundesländern im Bezugsjahr 2001 (StBA, 2003a)

	Trinkwasser- verbrauch pro Person [l/P•d]	Trinkwasser- verbrauch gesamt [Mio. m ³ /a]	Haushalte mit Anschluss an Kläranlage [Mio. m ³ /a]	Haushalte ohne An- schluss an Kläranlage [Mio. m ³ /a]	Haushalte ohne An- schluss Kana- lisation [Mio. m ³ /a]
Alte Bundesländer	121 - 152	3343,3	3216,1	14,5	112,7
Neue Bundesländer	87 - 102	472,1	359,4	36,0	76,7
Deutschland	87 - 152	3815,4	3575,5	50,6	189,3

Die durch das Trinkwasser verursachten Stofffrachten können grundsätzlich durch folgende Quellen verursacht werden:

- (1) Fracht im Trinkwasser nach Abgabe durch das Wasserwerk. Diese Fracht kann auf Basis der Wasserwerkskonzentrationen in Tabelle 4.2-2 berechnet werden.
- (2) Einträge durch metallische Hausinstallationen.
- (3) Einträge durch Korrosion von Armaturen sowie durch metallische Materialien in den Zuleitungen von den Wasserwerken zu den Haushalten: Diese Einträge führen zu einer Erhöhung der Konzentrationen im Trinkwasser auch in den Haushalten, in denen keine metallischen Hausinstallationen vorhanden sind. Anhand der Ergebnisse des Umweltsurveys von 1990/92 ist zu erkennen, dass dieser Anteil erheblich ist (vergleiche in Tabelle 4.2-2 die Konzentrationen der Wasserwerksproben, die Grundkonzentration Spontanprobe und die Spontanprobe). Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass für die Unterscheidung des Installationsmaterials die Angaben der Probanden verwendet wurden und deshalb hier von einem relativ hohen Fehler auszugehen ist.

Da im neueren Umweltsurvey die Unterscheidung nach den Leitungsmaterialien nicht mehr vorgenommen wurde, konnte bei der Berechnung keine Differenzierung zwischen den Quellen (2) und (3) vorgenommen werden. Im Folgenden wird deshalb nur unterschieden zwischen der überwiegend rohwasserbedingten Fracht nach Abgabe durch das Wasserwerk und der durch metallische Hausinstallationen, Armaturen etc. verursachten Fracht, die über die Konzentration in der Spontanprobe abzüglich der aus den Wasserwerken resultierenden Fracht berechnet wurde (s. Tabelle 4.2-4). Der Anteil der

rohwasserbedingten Fracht liegt dabei für Blei bei etwa 20 %, für Kupfer und Zink bei etwa 10 %.

Tabelle 4.2-4: Emissionen von Kupfer, Blei und Zink aus dem Bereich Trinkwasserversorgung einschließlich der Wasserverteilung in den Haushalten

	Kupfer [t/a]	Blei [t/a]	Zink [t/a]
Fracht nach Abgabe durch das Wasserwerk	38,2	0,8	52,3
Fracht durch metallische Hausinstallationen, Armaturen, Zuleitungen	291,1	2,9	527,4
Summe der Einträge in das Trinkwasser	329,3	3,7	579,8

4.2.2 Quantifizierung der Einträge in Gewässer und Böden durch den Bereich Trinkwasserversorgung

Für die Quantifizierung der durch den Bereich, Trinkwasserversorgung einschließlich der Verteilung in den Haushalten, verursachten Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer und Böden wurden die Eintragspfade „Kläranlagenabläufe“, „Mischwasserentlastungen“, „Kanalisationen, die nicht an eine kommunale Kläranlage angeschlossen sind“, „Haushalte ohne Anschluss an eine Kanalisation“, und die „stoffliche Klärschlammverwertung“ berücksichtigt (vgl. Abbildung 4.1-1). Hierzu wurden die in Kapitel 4.1 dargestellten Basisdaten zu Grunde gelegt. Tabelle 4.2-5 sind die gesamten durch die Trinkwasserversorgung verursachten Einträge zu entnehmen. Zusätzlich ist dabei der Anteil, der überwiegend rohwasserbedingt bei der Abgabe durch das Wasserwerk enthalten ist, separat ausgewiesen.

Der dargestellte Berechnungsansatz beruht auf der durchschnittlichen Trinkwasserkonzentration, die anhand der Analysen von Spontanproben im Rahmen der Umweltsurvey-Untersuchungen berechnet wurde. Aufgrund des Vorgehens bei der Probenahme für Spontanproben (s. o.) ist nicht auszuschließen, dass in den untersuchten Proben ein zu hoher Anteil an Stagnationswasser enthalten ist und dadurch im Vergleich zur tatsächlichen Durchschnittskonzentration im verbrauchten Trinkwasser eine zu hohe Konzentration ermittelt wurde. Von Seiten des Deutschen Kupferinstituts (DKI, 2004) wurde deshalb ein Berechnungsansatz erarbeitet, der auf die Verwendung der Umweltsurvey-Daten verzichtet. Ausgangspunkt des Ansatzes sind folgende Daten:

- Kupferkonzentration Stagnationswasser bei Kupferinstallationen: 0,5 mg/l;
- Kupferkonzentration Fließphase bei Kupferinstallationen: 0,02 mg/l;
- Anteil Stagnationswasser (Menge Stagnationswasser bei 13 mm Innenrohrdurchmesser und 15 m Rohrlänge: 2 l): 10 %.

Tabelle 4.2-5: Gesamte Kupfer-, Blei- und Zinkeinträge durch den Bereich Trinkwasserversorgung in Oberflächengewässer und Böden (RW: Rohwasser)

	Kupfer [t/a]		Blei [t/a]		Zink [t/a]	
	gesamt	davon RW-bedingt	gesamt	davon RW-bedingt	gesamt	davon RW-bedingt
Emissionen im Trinkwasser	329,3	38,2	3,75	0,81	579,8	52,3
Fracht im Kanal mit Kläranlage	312,0	35,8	3,50	0,75	533,3	46,5
davon im Trennsystem	124,1	14,6	1,44	0,31	226,6	21,2
davon im Mischsystem	187,9	21,2	2,06	0,44	306,7	25,3
Mischwasserentlastung	4,9	0,6	0,05	0,01	8,0	0,7
Kläranlagenzulauf	307,1	35,2	3,45	0,74	525,3	45,9
Kläranlagenablauf	61,4	7,0	0,48	0,10	126,1	11,0
Kanalisationen ohne Kläranlage	3,1	0,5	0,06	0,01	11,3	1,6
Haushalte ohne Kanalisation	2,8	0,4	0,02	0,01	6,4	0,8
Einträge in Oberflächengewässer	72,2	8,5	0,62	0,13	151,7	14,0
Stoffliche Klärschlammverwertung	137,9	16,3	1,75	0,38	243,4	23,1
Haushalte ohne Kanalisation	5,1	0,7	0,05	0,01	11,9	1,4
Einträge in den Boden	143,1	17,0	1,80	0,39	255,3	24,5

Aus den genannten Punkten ergibt sich eine Durchschnittskonzentration im Trinkwasser von 0,068 mg/l Kupfer. Bei einem Trinkwasserverbrauch von 50 m³/(E·a) und unter der Annahme, dass der Anteil an Kupferinstallationen in Deutschland 50 % beträgt, ergibt sich nach diesem Ansatz eine Kupferfracht von 142 t/a im Leitungswasser von Kupferinstallationen. Unter Berücksichtigung der Kupferfracht aus Wasserwerk und Armaturen etc. bei nicht kupferhaltigen Installationen (35 t/a) berechnet das DKI eine trinkwasserbedingte Kupferfracht von 177 t/a und liegt damit deutlich niedriger als die anhand der Umweltsurvey-Daten berechnete Fracht. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die im DKI-Ansatz verwendeten Ausgangsdaten mit hohen Unsicherheiten behaftet sind. Die Kupferkonzentrationen sowohl im Stagnations- als auch im Fließwasser sind stark abhängig von den Eigenschaften des Trinkwassers, die Angabe von Durchschnittskonzentrationen ohne breitere Datenerhebungen ist deshalb problematisch. Es ist insbesondere zu hinterfragen, ob damit auch die vergleichsweise hohen Kupferkonzentrationen bei ungünstigen Randbedingungen (z. B. niedrige pH-Werte, hohe

Basekapazitäten) mit abgedeckt sind. Auch zum Anteil der Kupferinstallationen im Trinkwasserbereich liegen für Deutschland keine statistischen Daten vor.

Zukünftige Entwicklung

Im Trinkwasserbereich hat in den letzten Jahren die Verwendung von Kunststoff als Rohrmaterial deutlich zu- und der Einsatz metallischer Materialien entsprechend abgenommen. Für den Einsatz von Kupfer wurde außerdem durch die DIN 50930 der Einsatzbereich präzisiert (s. o.), so dass insbesondere bei ungünstigen Randbedingungen die Verwendung von Kupfer zusätzlich zurückgehen wird. Diese Veränderungen betreffen allerdings überwiegend den Neubaubereich, im Bestand wird es dagegen nur sehr langsam zu Veränderungen kommen. Die noch in Ausnahmefällen im Bestand vorliegenden Bleileitungen werden jedoch durch Sanierungsprogramme und Renovierungen weiter deutlich reduziert werden. Insgesamt ist aufgrund dieser Veränderungen ein langsamer Rückgang des Eintrags von Kupfer, Zink und Blei aus dem Bereich Trinkwasser in das häusliche Abwasser zu erwarten. Zusätzlich werden die Einträge in die Gewässer durch eine verbesserte dezentrale Abwasserbehandlung und den weiteren Anstieg des Anschlussgrads an Kanalisation und Kläranlage in geringem Umfang abnehmen (Neue Bundesländer).

4.3 Emissionen und Einträge in Gewässer und Böden durch Dach- und Fassadenmaterialien

Die Verwendung metallischer Werkstoffe im Außenbereich von Gebäuden kann aufgrund der Verwitterung der Oberflächen und der Abschwemmung von löslichen und unlöslichen Metallverbindungen durch das Regenwasser zu einer Erhöhung der Metallkonzentrationen in Oberflächengewässern führen. Kupfer und Zink gehören nach wie vor zu den traditionell im Bauwesen verwendeten Materialien und finden für Dächer, Regenrinnen und auch als Fassadenbekleidung bevorzugte Anwendung. Hingegen spielt Blei aufgrund der meist kleinflächigen Anwendung im Außenbereich nur eine untergeordnete Rolle (UBA, 2001a).

Die Korrosionsraten können sehr unterschiedlich ausfallen. Einflussgrößen sind klimatische Faktoren (Temperatur, Luftfeuchtigkeit etc.) und vor allem Schadgase (Schwefeldioxid, Stickoxide, Ozon etc.). Der Schwefeldioxid-Gehalt der Atmosphäre ist einer der dominierenden Einflussfaktoren auf die Korrosionsgeschwindigkeit. In Deutschland wurden die SO₂-Emissionen von 1990 bis 2000 um 85 % reduziert (UBA, 2002b). Für das Jahr 1998 betrug die SO₂-Konzentration 2,5 bis 10 µg/m³ (UBA, 2000). Aus diesem Grund können nur aktuelle Messungen zu Abschwemmraten von Metallen für die Emissionsabschätzung herangezogen werden. Außerdem ergeben sich regionale Unterschiede, da die SO₂-Konzentration in urbanen Ballungszentren deutlich höher ist, als

in ländlichen Räumen. Auch der pH-Wert des Regenwassers und die Dauer von Nasszeiten haben einen Einfluss auf die Höhe der Abschwemmrate. In der Nähe der Küste führen außerdem hohe Gehalte an Chloriden zu einer verstärkten Korrosion (TNO, 2003; Hullmann/Kraft, 2002; Faller, 2001; Priggemeyer, 1998; Oesch/Heimgartner, 1996). Zusätzliche Korrosionsfaktoren aufgrund von Umgebungsbedingungen, insbesondere den am Bau verwendeten Materialien, sind (nach ZVSHK, 1998):

- Kalk- und Zementmörtel, Beton, Abschwemmungen von Faserzement (alkalisch),
- Gipshaltige Mörtel und Baustoffe, Holzschutzmittel, Druckimprägnierung (alkalisch - sauer),
- Humus z. B. Dachbegrünungen (alkalisch bis sauer),
- Kiesschüttungen, Sand und Ausgleichsschichtungen bei Belägen (alkalisch bis sauer),
- Rückstände von Alterungsvorgängen bei ungeschützten Bitumen-Dachbahnen, Schindeln, Anstrichen sowie Kunststoff-Bitumen-Bahnen (z. B. ECB) (stark sauer, pH = 1,8 – 2,5),
- Sekundär-Schwitzwasser und Tauwasser unter dem Blech (schwach sauer),
- Emissionen und Kondensat von Öl-, Gas und Kohlefeuerungen (stark sauer - sauer),
- Ablagerungen durch Industrie-Emissionen (alkalisch bis sauer).

In der Literatur veröffentlichte Abschwemmraten werden in der Regel auf Testblechen, die mit 45° geneigt und nach Süden ausgerichtet sind, gemessen. Odnevall Wallinder et al. (2000) untersuchten das Abschwemmverhalten auf Modelldächern bei unterschiedlicher Neigung und Exposition. Bei konstanter Schadstoffbelastung der Atmosphäre wird die Abschwemmrate hauptsächlich von der Niederschlagsmenge, die auf die Dachfläche trifft, beeinflusst. Entsprechend wurden für Dächer mit geringer Neigung und einer Exposition gegen die bevorzugte Windrichtung höhere Abschwemmraten ermittelt. Die Niederschlagsintensität spielt hingegen nur eine untergeordnete Rolle. Der Einfluss anderer Baumaterialien bzw. sonstiger in der Praxis möglichen Einflussparameter (s.o.) wurde allerdings bislang nicht detailliert untersucht. Entsprechende Prozesse könnten zu einer verstärkten Korrosion und damit zu erhöhten Abschwemmraten führen. Die im Folgenden verwendeten spezifischen Abschwemmraten stellen deshalb eine untere Abschätzung dar.

4.3.1 Quantifizierung der Emissionen im Ablaufwasser von Dächern

Durch den Korrosionsvorgang wird das Metall an der Oberfläche in Korrosionsprodukte umgewandelt, wobei die Dicke des Metalls abnimmt. Während ein Teil der Korrosionsprodukte auf der Metalloberfläche verbleibt (Schutzschicht, Patina), wird der andere Teil vom Regenwasser abgeschwemmt. Die Abschwemmrate bezeichnet die Gesamtheit der durch Korrosionsvorgänge des metallischen Werkstoffs gebildeten Stoffe, die durch das Regenwasser von einer Fläche definierter Größe während eines bestimmten Zeitraums abgeschwemmt werden. Sie wird in der Regel in $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ angegeben (Faller, 2001).

Für die Quantifizierung der Emissionen ist weiterhin die der Bewitterung exponierte Metalloberfläche zu erheben. Die Frachten durch Korrosion der Oberflächen können dann nach Gleichung 4.3-1 berechnet werden.

Gleichung 4.3-1:
$$E_{Dach} = \frac{A_{Metall} \cdot ar_{Metall}}{1.000.000}$$

E_{Dach} = Emissionen von Dächern und Regenrinnen [t/a]

ar_{Metall} = Abschwemmrate [$g/m^2 \cdot a$]

A_{Metall} = exponierte Metallfläche in [m^2]

4.3.1.1 Verwendung von Kupfer im Dach- und Fassadenbereich

Kupferblech wurde schon im Mittelalter zum Decken der Dächer repräsentativer Gebäude verwendet, da es dauerhaft ist und durch seine Patina eine optisch ansprechende Oberfläche bildet. Aufgrund dieser positiven Eigenschaften hat die Verwendung von Kupfer im Außenbereich von Gebäuden in letzter Zeit stark zugenommen (UBA, 2001a). Dabei wird die Hälfte der heute im Bauwesen verwendeten Kupfermenge für Dachrinnen und Fallrohre eingesetzt. Auf Dachanwendungen entfallen ca. 35 %, während Fassaden nur ca. 10 % ausmachen (Hullmann et al., 2001).

Abschwemmraten von Kupfer

Faller (2001) stellte für verschiedene Standorte in der Schweiz eine relativ gute Korrelation zwischen der Abschwemmrate von Kupfer und der Konzentration von Schwefeldioxid und Ozon in der Atmosphäre sowie der Dauer der Nasszeiten fest. Zwischen walzblanken und vorpatinierten Kupferblechen zeigte sich kein signifikanter Unterschied im Abschwemmverhalten. Im Rahmen dieser Untersuchung ermittelte Faller (2001) eine mittlere Kupfer-Abschwemmrate von $1,78 g/(m^2 \cdot a)$. Allerdings wurden die Testflächen vor der Bewitterung glasgestrahlt, was zu einer Erhöhung der spezifischen Oberfläche führt. Es kann deshalb angenommen werden, dass die gemessenen Abschwemmraten nicht repräsentativ sind. Für eine Versuchsfläche in Luzern mit unbehandelten Blechen (walzblank und vorpatiniert) wurden $1,19 g/(m^2 \cdot a)$ gemessen (Faller/Richner, 2000). Odnevall Wallinder et al. (2001a) geben eine Abschwemmrate von Kupfer in Stockholm zwischen $1,1$ und $1,7 g/(m^2 \cdot a)$ bzw. $0,6$ und $1,0 g/(m^2 \cdot a)$ für ein ländliches Gebiet in Schweden an. Von Priggemeyer (1998) wurden vier verschiedene Kupfer-Blechmaterialien in Osnabrück für die Dauer von einem Jahr untersucht. Sie stellte für reine Kupferbleche eine Abschwemmrate zwischen $1,11$ - $1,31 g/(m^2 \cdot a)$ fest, während verzinnte Kupferbleche nur eine Abschwemmrate von $0,16 g/(m^2 \cdot a)$ aufwies.

sen.⁹ Verzinnte Kupferbleche sind nach Angaben der Wirtschaftsvereinigung Metalle (persönliche Mitteilung: Wilden, 2003) in Deutschland erst seit kurzem auf dem Markt, so dass davon ausgegangen werden kann, dass der Anteil an der Gesamtfläche vernachlässigbar ist. Aktuelle Abschwemmraten aus der Literatur sind Tabelle 4.3-1 zu entnehmen. Der Wertebereich der für Deutschland repräsentativen Messwerte schwankt zwischen 1,1 und 1,7 g/(m² • a). Für die weiteren Berechnungen wurde eine mittlere Abschwemmrate von 1,3 g/(m² • a) ermittelt. Die oben beschriebenen Unsicherheiten bzgl. des Einflusses der in der Praxis gegebenen spezifischen Umgebungsbedingungen auf die Abschwemmrate sind dabei zu berücksichtigen.

Tabelle 4.3-1: Zusammenstellung repräsentativer Kupfer-Abschwemmraten von Dachflächen aus der Literatur

Literaturquelle	Ort	Zeitraum der Messung	Abschwemmrate [g/(m ² •a)]	SO ₂ [µg/m ³]	O ₃ [µg/m ³]	Niederschlag [mm]
Odnevall Wallinder et al. (2001a)	Stockholm	1995/98	1,1 - 1,7	3,8 - 4,1	53 - 69	540
Priggemeyer (1998)	Osnabrück	1997/98	1,1 - 1,3	k. A.	k. A.	720
Faller/Richner (2000)	Luzern	1998/00	1,19	k. A.	k. A.	1214
Leuenberger-Minger et al. (2002)	Dübendorf	1993/96	(1,34) ¹⁾	6,8	36	ca. 1000
Faller (2001)	Schweiz	1993/96	(1,78) ¹⁾	1,3 - 9,5	11 - 68	677 - 2390

¹⁾ Wert wird nicht berücksichtigt, da die Bleche glasgestrahlt wurden

Abtragsrelevante Kupferfläche in Deutschland

Hullmann et al. (2001) ermittelten im Auftrag der Wirtschaftsvereinigung Metalle die abtragsrelevante Kupferfläche in Deutschland. Dabei wurde auf Angaben der Wirtschaftsvereinigung Metalle zurückgegriffen, nach denen im Jahr 2000 die relevante Kupfer tonnage bei 40.000 t lag. Dieser Wert liegt im Vergleich zu dem für die Schweiz veröffentlichten Wert von 12.000 t/a bzw. 0,32 m²/(E • a) sehr niedrig (Arx, 1999). Anhand des Verhältnisses der Einwohnerzahlen würde sich mit den Schweizer Zahlen für Deutschland eine Menge von 141.000 t/a ergeben. Zur Überprüfung dieser Zahl wurde deshalb eine zusätzliche Vergleichsrechnung durchgeführt (s. Tabelle 4.3-2). Auch diese Abschätzung kommt zu einer erheblich höheren Kupfermenge für den Bereich

9 Von Priggemeyer (1998) wurden Metallkonzentrationen im Dachablaufwasser angegeben. Diese lassen sich unter Berücksichtigung der Niederschlagsmenge von 720 mm und einer Neigung der Testflächen von 45° in eine Abschwemmrate umrechnen.

Bleche und Bänder im Bauwesen. Besonders schwierig ist zusätzlich die Abschätzung der in der Vergangenheit in Deutschland in diesem Bereich eingesetzten Kupfermenge. Eine Abschätzung über die Firmen und die Wirtschaftsvereinigung Metalle ergab für den Zeitraum von 1950 bis 2000 (entsprechend der Nutzungsdauer von ca. 50 Jahren) eine insgesamt im Außenbereich von Gebäuden montierte Kupfermenge von 888.000 t. Dieser Wert ist mit einem hohen Unsicherheitsfaktor verbunden, genauere Daten stehen allerdings nicht zur Verfügung. Zur Aktualisierung wurde dieser Wert für den Zeitraum 1953 bis 2002 hochgerechnet. Für 2001 und 2002 wurde dabei die gleiche jährliche Tonnage wie für das Jahr 2000 angenommen. Es ergibt sich damit eine Gesamtmenge von 957.500 t. Etwa 20 % des Materials werden für Sanierungen eingesetzt (Hullmann et al., 2001). Somit verringert sich der Bestand auf 766.000 t.

Tabelle 4.3-2: Abschätzung der im Bereich Bleche und Bänder im Bauwesen eingesetzten Kupfermenge anhand statistischer Angaben

Produktion Bleche/Bänder aus Cu/Cu-Legierungen (in 2000)	539 kt	BAFA (2003)
Versorgung in Deutschland (in 2000) ¹⁾	301 kt ²⁾	BAFA (2003)
Anteil für Dächer, Fassaden, Dachrinnen, etc.	ca. 40 %	entsprechend Anteil Bauwesen (s. Abbildung 3.1-1)
Exportanteil	ca. 1/3	eigene Abschätzung
Kupfergehalt	ca. 80 %	abgeschätzt über Anteil der unterschiedlichen Materialien (Cu und Cu-Legierungen) am Außenhandel
relevante Kupfer-Menge	64 kt	

¹⁾ über die Produktionsmenge unter Berücksichtigung von Ein- und Ausfuhr erhoben;

²⁾ aus entsprechenden Daten des Statistischen Bundesamtes (Produktions- und Außenhandelsstatistik) ergibt sich ein deutlich höherer Inlandsverbrauch für Bleche/Bänder von 470 kt; die Ursachen der Differenzen konnten nicht geklärt werden, vermutet werden Doppelzählungen in der Statistik des Statistischen Bundesamtes

Die Materialstärke der Kupferbleche liegt für Dächer bei 0,6 - 0,7 mm und für Fassaden bei 0,7 - 1,0 mm. Unter Berücksichtigung der Dichte von Kupfer (8,9 g/cm³) und den Anteilen der Verwendungen lässt sich die gesamte im Außenbereich von Gebäuden vorhandene Kupferfläche mit 122,7 Mio. m² angeben (vgl. Tabelle 4.3-3).

Durch Falze, Abkantungen, Überdeckung und Verschnitt wird nur ein Teil der Oberflächen bewittert. Der Anteil dieser Flächen wird von Hullmann et al. (2001) für Dachrinnen und Fallrohre auf ca. 10 % und für Dachanwendungen auf ca. 25 % geschätzt. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass nicht die gesamte Fläche durch das Regenwasser benetzt wird. Für Regenrinnen und Fallrohre wird angenommen, dass im Mittel ca.

50 % benetzt werden, während bei Fassaden nur von einer benetzten Fläche von 10 % ausgegangen wird (vgl. Tabelle 4.3-3). Nach Abzug der Überdeckungen und der nicht benetzten Anteile verbleiben noch 53 % der Gesamtfläche. Dies entspricht einer bewitterten Fläche von insgesamt 66 Mio. m² in Deutschland (vgl. Tabelle 4.3-3). Bei einer Abschwemmrate von 1,3 g/(m² • a) ergibt sich eine Gesamtemission von 85,2 t/a.

Tabelle 4.3-3: Ermittlung der bewitterten Kupferfläche in Deutschland (nach Hullmann et al., 2001) und Berechnung der Kupfer-Emissionen

Art der Anwendung	Anteil Anwendung [%]	Verwendete Dicke [mm]	Gesamte Fläche [Mio. m ²]	Überdeckung [%]	Benetzter Anteil [%]	Benetzte Fläche [Mio. m ²]	Emission [t/a]
Dachrinnen	50	0,65	66,2	10	50	29,8	38,7
Dachflächen	35	0,65	46,3	25	100	34,8	45,2
Fassaden	10	0,85	10,1	0	10	1,0	1,3
Summe	-	-	122,7	-	-	65,6	85,2

4.3.1.2 Verwendung von Blei im Dachbereich

Der überwiegende Teil der im Außenbereich eingesetzten Bleibleche wird für kleinflächige Anwendungen wie Verwahrungen (An- und Abschlüsse) im Bereich von Schornsteinen, Kehlen, Firsten/Graten, Fassaden und Luken sowie für Verbindungen und Befestigungen eingesetzt (Bleiberatung e. V., 1995). Weniger als 5 % der Bleibleche finden Anwendung für großflächige Dächer, wobei es sich dabei fast ausschließlich um historische Gebäude (z. B. Kirchen) handelt (Gütegemeinschaft Bleihalbzeug e. V., 2003).

Abschwemmraten von Blei

Schulze-Rettmer (2002) wertete 1700 Regenwasserproben von Bleidächern und bewitterten Testflächen von verschiedenen Standorten in Deutschland aus, die seit der Mitte der 80iger Jahre gewonnen wurden. Kurz nach Beginn der Bewitterung kann die Bleikonzentration sehr hohe Werte annehmen. Wenige Monate später und in den folgenden Jahren zeigt sich jedoch eine gleichbleibende Abschwemmrate. Der Mittelwert an Gesamtblei im Dachablaufwasser wird mit 10 mg/l angegeben. Daraus errechnet sich eine Abschwemmrate von 5,6 bis maximal 8 g/(m² • a)¹⁰. Faller (2001) ermittelte für die

10 Bei Annahme einer mittleren Niederschlagsmenge in Deutschland von 800 mm und einer geschätzten Neigung der Dachflächen zwischen 45-0°.

Schweiz eine Abschwemmrate von $6,78 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ¹¹. Von Priggemeyer (1998) wurden $2,37 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ gemessen⁹. Allerdings wurde nur eine Testfläche für die Dauer eines Jahres exponiert. Eine im Mai 2003 veröffentlichte Studie der TNO (Netherlands Organisation for Applied Scientific Research) gibt für das in Deutschland seit 1964 ausschließlich verwendete, gütegeschützte SATURNBLEI (Pb0,05Cu) eine Abschwemmrate von $4,27 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ an. Herkömmliche Bleibleche weisen eine Abschwemmrate von $4,68 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ auf.

Während Schulze-Rettmer (2002), Faller (2001) und Priggemeyer (1998) direkt der Bewitterung exponierte Dächer und Testflächen untersuchten, berücksichtigt die Studie der TNO (2003) auch den Einfluss der Einbausituation von Bleiblechen auf die Höhe der Abschwemmung. Laut TNO (2003) liegt die durchschnittliche Abschwemmrate nur noch bei $0,83 (0,57 - 1,07) \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$, wenn die Bleibleche in ihrer typischen Einbausituation (Verwahrungen bzw. An- und Abschlüsse) untersucht werden. Diese Verminderung lässt sich weitgehend dadurch erklären, dass ein Großteil der Bleibleche bei kleinflächigen Anwendungen senkrecht verlegt und aus diesem Grund vergleichsweise wenig benetzt werden. Die Lösung alkalischer Stoffe aus anderen Dachmaterialien kann außerdem eine pH-Erhöhung des Regenwassers bewirken, was die Korrosionsrate vermindert. Zudem wurde beobachtet, dass Korrosionsprodukte von Blei an den Dachziegeln haften bleiben. Da die TNO (2003) für die Untersuchungen zu verschiedenen Einbausituationen herkömmliche Bleibleche verwendet hat, muss für das in Deutschland übliche SATURNBLEI die Abschwemmrate um 9 % vermindert werden. Somit ergibt sich eine mittlere Abschwemmrate von $0,76 (0,52 - 0,97) \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$.

Die Gütegemeinschaft Bleihalfzeug e. V. (2003) gibt an, dass ca. 75 % der Anwendungen von Bleiblechen im Dach- und Fassadenbereich mit der von der TNO (2003) untersuchten Einbausituation vergleichbar sind. Die verbleibenden 25 % sind großflächig verlegt (z. B. Dächer) bzw. der Witterung voll ausgesetzt (z. B. Mauerabdeckungen etc.).

Bei farbbeschichteten Bleiblechen ist – soweit die Beschichtung voll funktionsfähig ist – kein Abtrag feststellbar. Zum längerfristigen Verhalten beschichteter Bleiflächen liegen allerdings keine detaillierten Untersuchungen vor. Für die Berechnung wurde davon ausgegangen, dass bei den beschichteten Flächen kein Abtrag stattfindet, insbesondere da der Großteil dieser Bleche erst seit einem vergleichsweise kurzen Zeitraum eingebaut ist. Während früher nur eine bauseitige Farbbeschichtung stattgefunden hat, wird seit den 80iger Jahren ein Teil der Bleibleche bereits werkseitig farbbeschichtet.

11 Testflächen wurden vor der Bewitterung glasgestrahlt. Die ermittelten Abschwemmraten sind deshalb nicht repräsentativ (vgl. Kapitel 4.3.1.1).

Der Anteil werkseitig oder bauseitig farbbeschichteter Bleibleche beträgt nach Angaben der Gütegemeinschaft Bleihalbzeug e. V. (2003) ca. 30 % bezogen auf die gesamte Tonnage. Es kann davon ausgegangen werden, dass großflächige Anwendungen (wie Dächer) nicht farbbeschichtet werden (pers. Mitteilung: Schneider, 2003). Darüber hinaus kommen patinierte und zinnbeschichtete Bleibleche zum Einsatz. Die Zinnbeschichtung verhindert jedoch nicht die Korrosion des Bleis, sondern führt nur zu einer zeitlichen Verzögerung (Schulze-Rettmer, 2002).

Für die Berechnung der Emissionen von Bleiblechen im Bedachungsbereich in Deutschland wurden die in Tabelle 4.3-4 aufgelisteten Abschwemmraten zu Grunde gelegt. Dabei wurde ausschließlich auf die von der TNO (2003) veröffentlichten Abschwemmraten zurückgegriffen, da diese nach Anpassung als repräsentativ für aktuelle Verhältnisse in Deutschland angesehen werden können. Die Einbausituation der Bleche wurde entsprechend den Angaben der TNO (2003) und der Gütegemeinschaft Bleihalbzeug e. V. (2003) berücksichtigt.

Abtragsrelevante Bleiflächen in Deutschland

Daten zur Abschätzung der abtragsrelevanten Bleifläche in Deutschland wurden von der Gütegemeinschaft Bleihalbzeug e. V. (Krefeld) zur Verfügung gestellt. Für die Jahre 1950 bis 1986 liegen keine genauen Statistiken zur Absatzmenge von Walzblei vor, weshalb diese Zahlen geschätzt werden mussten. In den 50er und 60er Jahren war der Anteil des Bleiverbrauchs für Walzblei im Bedachungsbereich mit 7000 t/a in den Alten Bundesländern vergleichsweise gering, da die Hauptabsatzmenge für Bleirohre eingesetzt wurde. Seit 1976 schwankt die Absatzmenge für Bleihalbzeug zwischen 15.000 und 25.000 t/a. Im Jahre 2002 wurden 19.388 t Walzblei abgesetzt. Für das Gebiet der Neuen Bundesländer liegen für den Zeitraum vor 1990 keine Angaben vor. Es kann jedoch angenommen werden, dass in der ehemaligen DDR kaum Bleibleche im Bedachungs- und Fassadenbereich verwendet wurden (pers. Mitteilung: Schneider, 2003).

Alle Hersteller vertreiben Walzblei über den Handel, wobei davon ausgegangen wird, dass 5 % der Walzbleiprodukte nicht als Zubehör in der Bedachung, sondern für den Innenausbau (Strahlen- und Schallschutz) eingesetzt werden. Weiterhin kann angenommen werden, dass 25 % der im Außenbereich von Gebäuden eingesetzten Bleimenge für Sanierungen verwendet werden. Dieser Annahme liegt zu Grunde, dass der Sanierungsanteil heutzutage etwa 50 % beträgt, während für die 50er Jahre nur etwa 10 % veranschlagt werden (pers. Mitteilung: Schneider, 2003). Nach Aufsummieren der Tonnagen für die Jahre 1953 - 2002 ergibt sich abzüglich der im Innenbereich und für Sanierungen verwendeten Bleimenge eine Gesamtmenge von 491 kt. Diese Gesamtmenge wurde auf die verschiedenen Anwendungen entsprechend Tabelle 4.3-4 aufgeteilt.

Zur Berechnung der abtragsrelevanten Fläche muss zudem die Dicke der Bleche berücksichtigt werden. Für kleinflächige Verwendungen, die 95 % der im Bedachungsbereich verwendeten Bleibleche umfassen, beträgt die Mindestdicke gemäß dem Regelwerk des Zentralverbandes des Deutschen Dachhandwerks e. V. (Köln) 1,25 mm. Es können aber auch Dicken von 1,5 - 2,0 mm zur Anwendung kommen. Die Gütegemeinschaft Bleihalbzeug e. V. schätzt die durchschnittlich verwendete Dicke deshalb auf 1,33 mm. Für Dächer und Fassaden werden 2,0 - 4,0 mm dicke Bleche verwendet. Als mittlere Dicke werden 2,73 mm angegeben. Der Anteil für Verschnitt, Falze und Überdeckung wird für kleinflächige Anwendungen auf 30 % geschätzt. Für Dachanwendungen sind 15 % abzuziehen (pers. Mitteilung: Schneider, 2003). In Tabelle 4.3-4 sind die berechneten abtragsrelevanten Bleiflächen¹² sowie die resultierenden Emissionen durch Abschwemmung von Bleikorrosionsprodukten dargestellt. Für Deutschland wurde eine gesamte Fracht von 25,2 t/a ermittelt.

Tabelle 4.3-4: Abschwemmraten von Blei für verschiedene Anwendungen, Verbreitung der Anwendung, abtragsrelevante Flächen und resultierende Bleifrachten

Art der Anwendung und Einbausituation	Abschwemmraten [g/(m ² •a)]	Anwendung [%]	Dicke [mm]	Überdeckung [%]	Relevante Fläche [Mio. m ²]	Emission [t/a]
Großflächig , exponiert	4,27 ¹⁾	5 %	2,73	15	0,7	2,9
Kleinflächig, exponiert	4,27 ¹⁾	14 %	1,33	30	3,1	13,4
Kleinflächig, eingebaut	0,76 ²⁾	51 %	1,33	30	11,7	8,9
Kleinflächig, beschichtet	0	30 %	1,33	30	6,9	0
Summe	-	-	-		22,4	25,2

¹⁾ Schwankungsbreite (2,37 - 8,0);

²⁾ Schwankungsbreite (0,52 - 0,97)

4.3.1.3 Verwendung von Zink im Dach- und Fassadenbereich

Zink als Dachmaterial wird in Deutschland für Regenrinnen, Fallrohre, Verkleidungen von Schornsteinen und Dachluken sowie zur Dachdeckung eingesetzt (UBA, 2001a). Nach Schätzungen von Hullmann et al. (2001) entfallen etwa 50 % des Marktvolumens von Bauzink auf die Dachentwässerung, 30 % auf Dach- und Fassadenanwendungen und 20 % auf Kleinteile wie Traufen, Kehlen und Mauerabdeckungen.

¹² Die Dichte von Blei wurde mit 11,3 g/cm³ berücksichtigt.

Abschwemmraten von Zink

Der Schwefeldioxidgehalt der Atmosphäre ist der dominierende Einflussfaktor auf die Korrosionsrate von Zink (Faller, 2001; Odnevall Wallinder et al., 1999). Odnevall Wallinder et al. (1999) fanden bei Untersuchungen an unterschiedlichen Standorten in Schweden und Belgien eine lineare Abhängigkeit der Abschwemmraten von der SO_2 -Konzentration der Atmosphäre. Als weiterer Einflussfaktor wird die Dauer der Nasszeiten bzw. die Niederschlagsmenge genannt (Faller, 2001; Pohl/Behr, 1999). Für walzblanken Zinkbleche wurden zu Beginn der Bewitterung höhere Abschwemmraten festgestellt. Nach ein paar Monaten hat das Alter der Bleche jedoch keinen Einfluss mehr auf die Abschwemmraten (Leuenberger-Minger et al., 2002; Pohl/Behr, 1999; Odnevall Wallinder et al., 1998).

Oodnevall Wallinder et al. (1998, 1999, 2001b) führten die umfangreichsten Untersuchungen zu Abschwemmraten von Zink durch. Für den Standort Stockholm, der bezüglich seiner SO_2 -Konzentration ($4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) mit aktuellen Verhältnissen in Deutschland vergleichbar ist, wurden Abschwemmraten zwischen $2,94 - 3,05 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ gemessen (Oodnevall Wallinder et al., 1998). Eine Untersuchung von fünf unterschiedlichen Zinkbasierten Materialgruppen ergab für die Gruppe der Zink-Bleche Abschwemmraten zwischen $2,1 - 3,5 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$. Die anderen Materialgruppen enthielten unterschiedliche Anteile an Zusatzstoffen und wiesen aufgrund ihres geringeren Zink-Gehaltes auch niedrigere Abschwemmraten auf (Karlén et al., 2001). Nach Aussagen der Wirtschaftsvereinigung Metalle (persönliche Mitteilung: Wilden, 2003) werden diese Materialien in Deutschland jedoch nicht im Bauwesen eingesetzt.

In Deutschland wurden in Hannover Messungen an unterschiedlich exponierten Testflächen zur Abschwemmraten von Titanzink von 1990 - 1993 (Lehmann, 1995) und 1994 - 1998 (Pohl/Behr, 1999) durchgeführt. Die Ergebnisse von Lehmann (1995) sind aufgrund der höheren SO_2 -Konzentration zu Beginn der 90iger Jahre nicht repräsentativ. 1997/98 wurde von Pohl/Behr (1999) noch eine Abschwemmraten zwischen $2,52 - 4,17 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ gemessen. Priggemeyer (1998) ermittelte auf einer Testfläche in Osnabrück 1997/98 eine Abschwemmraten von $3,02 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ⁹.

Tabelle 4.3-5 gibt eine Übersicht zu Zink-Abschwemmraten aus der Literatur, die als repräsentativ für aktuelle Verhältnisse in Deutschland angesehen werden können. Das Wertespektrum schwankt zwischen $2,10$ und $4,17 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$. Als mittlere Abschwemmraten wurden $3,0 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ berechnet. Dies entspricht auch dem von der TNO (1999) empfohlenen Richtwert für urbane Gebiete in den Niederlanden. Die o.g. Einschränkungen bzgl. des möglichen Einflusses der Umgebungsbedingungen (Luftbelastungen, sonstige Baumaterialien, etc.) sind allerdings auch hier zu berücksichtigen.

Abtragsrelevante Zinkfläche im Dach- und Fassadenbereich in Deutschland

Von der Wirtschaftsvereinigung Metalle wird das gesamte Marktvolumen für Bauzink in Deutschland von 1969 - 1999 (Nutzungsdauer ca. 30 Jahre) mit 2.060.000 t angegeben (persönliche Mitteilung: Wilden 2003). Dabei wurde berücksichtigt, dass in den Neuen Bundesländern erst seit 1990 Zinkbleche im Bauwesen eingesetzt werden. Hullmann et al. (2001) beziffern die Absatzmenge für Bauzink im Jahre 2000 mit 120.000 t. Während das Marktvolumen bis 1999 bereits den Sanierungsanteil enthält, muss dieser für das Jahr 2000 mit 20 % berücksichtigt werden (persönliche Mitteilung: Wilden 2003). Auf Basis der Annahme, dass die Absatzmenge 2001 und 2002 ähnlich ist wie im Jahre 2000, ergibt sich für den Zeitraum 1973 bis 2002 eine Gesamtsumme von 2.189.000 t.

Tabelle 4.3-5: Zusammenstellung repräsentativer Zink-Abschwemmraten von Dachflächen aus der Literatur

Literaturquelle	Ort	Zeitraum der Messung	Abschwemmrate [g/(m ² •a)]	SO ₂ -Konzentration [µg/m ³]	Niederschlag [mm]
Odnevall Wallinder et al. (1998)	Stockholm	1996/97	2,94 - 3,05	4,0	540
Karlén et al. (2001)	Stockholm	1998/99	2,1 - 3,5	3,0	540
Pohl/Behr (1999)	Hannover	1997/98	2,52 - 4,17	6,0 - 8,0	400 - 500
Priggemeyer (1998)	Osnabrück	1997/98	3,02	k.A.	720
Leuenberger-Minger et al. (2002)	Dübendorf	1993/96	(3,4) ¹⁾	6,8 - 8,0	ca. 1000
Faller (2001)	Schweiz	1993/96	(3,58) ¹⁾	1,3 - 9,5	677 - 2390

¹⁾ Wert wird nicht berücksichtigt, da die Bleche glasgestrahlt wurden

Die Materialstärke der verzinkten Bleche beträgt in der Regel 0,7 mm (Hullmann et al., 2001). Unter Berücksichtigung der Dichte von Bauzink (7,16 g/cm³) ergibt sich eine Fläche von insgesamt 436,8 Mio. m². Diese wurde entsprechend den Angaben von Hullmann et al. (2001) und der Wirtschaftsvereinigung Metalle (persönliche Mitteilung: Wilden, 2003) auf die verschiedenen Anwendungen im Bauwesen aufgeteilt (Tabelle 4.3-6). Je nach Anwendung muss ein Teil der Fläche für Verschnitt, Falze, Abkantungen, Überdeckungen etc. abgezogen werden. Dieser beträgt für Regenrinnen und Kleinteile jeweils 10 % und für Dachflächen 25 %. Während Dachflächen zu 100 % benetzt werden, ist für Regenrinnen und Kleinteile davon auszugehen, dass diese im Mittel nur zu 50 % der Bewitterung ausgesetzt sind (Hullmann et al., 2001). Für Zinkfassaden wurden die für Kupfer getroffenen Annahmen übernommen (vgl. Tabelle 4.3-3). Die gesamte bewitterte Fläche beträgt somit noch 227 Mio. m² (vgl. Tabelle 4.3-6).

Bei einer Abschwemmrate von $3,0 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ergibt sich eine Gesamtemission für Deutschland von 682 t/a (Tabelle 4.3-6).

Tabelle 4.3-6: Bewitterte Zinkfläche in Deutschland (nach Hullmann et al., 2001) und Berechnung der Emissionen

Art der Anwendung	Anteil Anwendung [%]	Verwendete Dicke [mm]	Gesamte Fläche [Mio. m ²]	Überdeckung [%]	Benetzter Anteil [%]	Benetzte Fläche [Mio. m ²]	Emission [t/a]
Dachrinnen	50	0,70	218,4	10	50	98,3	294,8
Dachflächen	27	0,70	117,9	25	100	88,4	265,3
Fassaden	3 ¹⁾	0,70	13,1	0	10	1,3	3,9
Kleinteile	20	0,70	87,4	10	50	39,3	117,9
Summe	-	-	436,8	-	-	227,3	682,0

¹⁾ persönliche Mitteilung der Wirtschaftsvereinigung Metalle (Wilden, 2003)

4.3.2 Quantifizierung der Einträge in Gewässer und Böden durch Dach- und Fassadenmaterialien

Für die Emissionen von Kupfer, Blei und Zink im Ablaufwasser von Dächern sind die in Tabelle 4.3-7 aufgelisteten Eintragspfade zu berücksichtigen (vgl. Abbildung 4.1-1). Die Quantifizierung der Emissionen in die Oberflächengewässer und Böden erfolgte auf Basis der in Kapitel 4.1 beschriebenen Grundlagendaten. In den letzten Jahren wird vermehrt angestrebt, Regenwasser zu versickern (Mohs, 1997). Dies kann oberflächlich oder über spezielle Versickerungsanlagen erfolgen. Bei einer Versickerung der Abflüsse von metallhaltigen Dächern können sich die Metalle im Oberboden anreichern (UBA, 2001a; Coutalides et al., 2000; Gieska et al., 2000; Hütter, 1999). Die Versickerung von Regenwasser ist in dem ATV-DVWK Arbeitsblatt 138 geregelt (ATV-DVWK, 2002). Ablaufwasser von Dächern mit unbeschichteten Eindeckungen aus Kupfer, Blei und Zink kann nur unter bestimmten Bedingungen versickert werden. Hingegen wird die Versickerung von Dachflächen mit üblichen Anteilen aus unbeschichteten Metallen als weitgehend tolerierbar angesehen. Bisher liegen jedoch keine Abschätzungen zum Anteil der Regenwasserversickerung bei Haushalten, die an die Kanalisation angeschlossen sind vor, weshalb im Rahmen dieser Studie nur „*Haushalte ohne Anschluss an eine Kanalisation*“ berücksichtigt werden können. Die berechneten Frachten über die maßgeblichen Eintragspfade sind Tabelle 4.3-7 zu entnehmen.

Tabelle 4.3-7: Kupfer-, Blei- und Zinkeinträge mit dem Dachablaufwasser in die Oberflächengewässer und Böden Deutschlands

Eintragspfad	Kupfer [t/a]	Blei [t/a]	Zink [t/a]
Summe Emissionen im Dachablaufwasser	85,2	25,2	682,0
Regenwasserkanäle	32,1	9,5	256,7
Mischwasserüberläufe	21,4	6,3	171,6
Fracht im Kläranlagenzulauf	27,1	8,0	216,6
Kläranlagenabläufe	5,4	1,1	52,0
Summe der Einträge in Oberflächengewässer	58,9	16,9	480,3
Stoffliche Klärschlammverwertung	12,5	4,0	94,8
Dachabläufe ohne Anschluss an eine Kanalisation	4,6	1,4	37,0
Summe der Einträge in den Boden	17,1	5,3	131,9

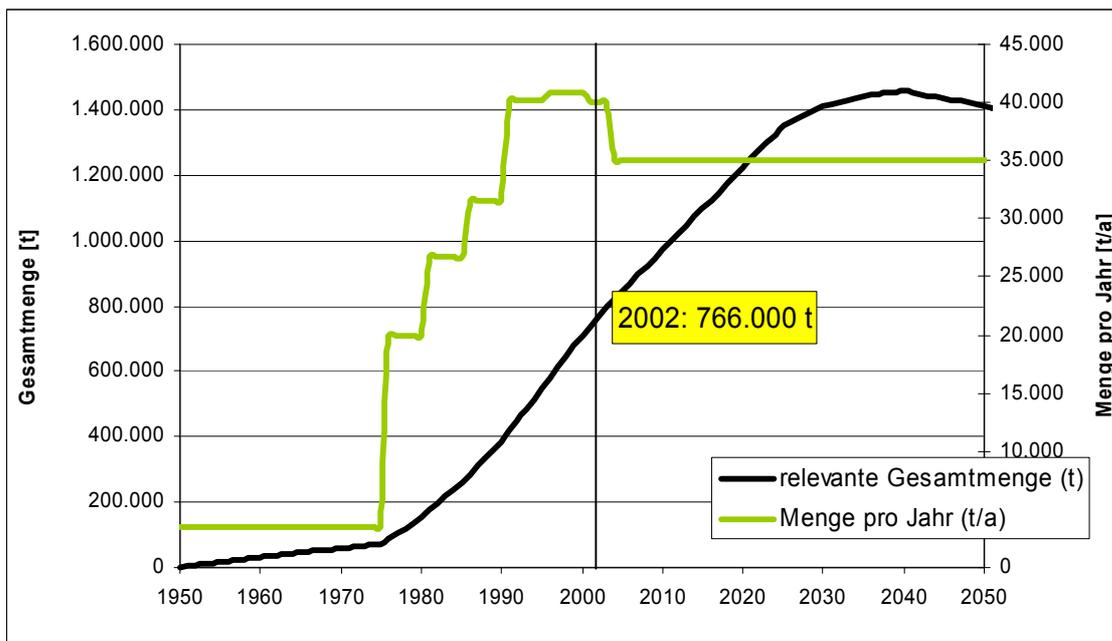
Zukünftige Entwicklung

Entscheidend für die zukünftige Entwicklung der Einträge aus dem Bereich der Dach- und Fassadenmaterialien ist die jeweilige Entwicklung der abtragsrelevanten Flächen. Diese Fläche ergibt sich im Wesentlichen aus der Materialmenge, die über die durchschnittliche Nutzungsdauer hinweg betrachtet (50 bzw. 30 Jahre) insgesamt verbaut wurde. Da zu Beginn des zu betrachtenden Zeitraums jeweils deutlich geringere Materialmengen eingesetzt wurden, ist mit einem weiteren Anstieg der relevanten Fläche zu rechnen bis sich ein Gleichgewicht zwischen der verbauten Menge und der aus der Nutzung wieder herausgenommenen Menge (Abriss von Gebäuden, Renovierung von Dächern und Fassaden) ergibt. In Abbildung 4.3-1 ist beispielhaft für Kupfer die zu erwartende Entwicklung der relevanten Kupfermenge im Dach- und Fassadenbereich aufgezeigt. Dabei wurde aufgrund der wirtschaftlich schwierigen Situation in der Bauindustrie von einem Rückgang der Verarbeitungsmenge auf 35.000 t pro Jahr für die kommenden Jahre (WVM, 2004) ausgegangen. Die zukünftige Entwicklung des Sanierungsanteils, der derzeit bei ca. 20 % liegt, ist unklar, ggf. ist mit einem Anstieg zu rechnen. Nähere Informationen liegen allerdings nicht vor, für die Berechnung wurde deshalb von einem konstanten Wert von 20 % ausgegangen.

Die Projektion zeigt, dass unter diesen Annahmen die relevante Kupfermenge innerhalb der nächsten 20 bis 30 Jahre auf etwa das Doppelte der derzeitigen Menge ansteigen wird. Bei ansonsten unveränderten Randbedingungen (Behandlung und Ableitung des Dachablaufwassers, Korrosionsrate) wäre damit auch eine entsprechende Zunahme der Einträge in Gewässer und Böden verbunden. Für Zink und Blei ist mit

einer vergleichbaren Entwicklung der relevanten Menge zu rechnen. Bei Blei ist allerdings zu berücksichtigen, dass inzwischen ein großer Anteil der Menge als beschichtetes Material eingesetzt wird und damit nicht zur abtragsrelevanten Fläche beiträgt.

Abbildung 4.3-1: Entwicklung der relevanten Kupfermenge im Dach- und Fassadenbereich¹³



4.4 Emissionen und Einträge in Gewässer und Böden durch Kraftfahrzeuge

Durch den Fahrzeugverkehr verursachte Stoffemissionen sind komplex und von vielen örtlich, zeitlich und stofflich variierenden Parametern abhängig. Prinzipiell können Stoffe von Fahrzeugen, dem Fahrbahnbelag und durch Unterhaltungsarbeiten emittiert werden. Emissionen von Kupfer, Blei und Zink werden insbesondere durch den Abrieb von Reifen und Bremsbelägen verursacht. Weitere Emissionsquellen stellen die Korrosion metallischer Oberflächen, Lacke, die Kraftstoffverbrennung und Tropfverluste dar (Gäth et al., 1990; Boller, 2002a; VCÖ, 2001; BUWAL, 2002). Die Untersuchungen haben außerdem gezeigt, dass Auswuchtgewichte von Rädern, Kohlebürsten von Elektromotoren und Fahrbahnabrieb zusätzliche Emissionsquellen darstellen.

¹³ Annahmen: ab dem Jahr 2004 konstante Verarbeitungsmenge von 35.000 t pro Jahr, 50 Jahre Nutzungsdauer, 20 % Sanierungsanteil

4.4.1 Quantifizierung der Emissionen durch Kraftfahrzeuge

Als Bezugsgröße, wie viel einer Substanz quantitativ an die Umwelt abgegeben wird, verwendet man in der Regel „pro Fahrzeug und gefahrenem Kilometer“. Der Emissionsfaktor pro Fahrzeugkilometer erlaubt die Berechnung der Emission bei bekanntem Verkehrsaufkommen:

$$\text{Gleichung 4.4-1: } E_{FZ} = \frac{Abrieb_{FZ} \cdot C_{Metall} \cdot FL}{1.000.000}$$

E_{FZ} : Schwermetallemission von Fahrzeugen [t/a]
 $Abrieb_{FZ}$: Abriebmenge (Reifen, Bremsbeläge, Fahrbahn) [mg/FZkm]
 C_{Metall} : Schwermetallgehalt [mg/kg]
 FL : jährliche Fahrleistung in Deutschland [Mrd.km/a]

Oft wird auch die Gesamtemission eines Stoffes in Abhängigkeit vom Straßentyp (mit allen charakteristischen Verkehrsparametern) und pro gefahrener Distanz angeführt (Muschack, 1989). Bei dieser Methode werden lokale Verhältnisse berücksichtigt, indem Stadtstraßen mit Brems- und Beschleunigungsstrecken erheblich größere Frachtbeiträge pro Fahrkilometer liefern als Überlandstraßen. Aktuelle straßentypspezifische Emissionsfaktoren liegen in der Literatur jedoch nicht vor. Die Bilanzierung wurde deshalb mit fahrzeugspezifischen Emissionsfaktoren durchgeführt, um aktuelle Fahrleistungen und materialbedingte Veränderungen berücksichtigen zu können.

Vom Bundesministerium für Verkehr, Bau und Wohnungswesen werden Angaben zur jährlichen Gesamtfahrleistung für verschiedene Kraftfahrzeugsarten in Deutschland herausgegeben. Diese stammen aus Modellrechnungen auf Basis der Kraftstoffabatzmengen in Deutschland (Tabelle 4.4-1).

Tabelle 4.4-1: Fahrleistung in Mrd. km nach Kraftfahrzeugsarten für Deutschland im Jahr 2001 und Bestand an Kraftfahrzeugen im Jahr 2002 (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, 2002)

	Mopeds	Krad	PKW	Busse	LKW	Sattelzüge	Sonstige
Fahrleistung [Mrd. km]	3,9	13,8	511,3	3,7	62,2	13,7	11,8
Anzahl Fahrzeuge	1.683.000	2.918.000	52.667.000	86.000	2.649.000	1.951.000	679.000

Die Gruppe der „PKW“ schließt Nutzfahrzeuge mit einem zulässigen Gesamtgewicht kleiner 3,5 t ein. Unter „Sonstigen Kraftfahrzeugen“ werden Sonderkraftfahrzeuge, die nicht zur Lastenbeförderung eingesetzt werden (Polizei- und Feuerwehrfahrzeuge, Krankenwagen, Müllfahrzeuge, Wohnmobile) und gewöhnliche Zugmaschinen zusammengefasst (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, 2002).

Angaben zur Fahrleistung nach Straßenkategorien liegen nur für das Jahr 1994 und das Gebiet der Alten Bundesländer vor (Bundesverkehrsministerium, 1997). Danach entfallen 26,5 % der gefahrenen km auf innerörtliche und 73,5 % auf außerörtliche Straßen. Für die weiteren Berechnungen wurde angenommen, dass diese Anteile auf die aktuelle Situation übertragbar sind.

4.4.1.1 Emissionen durch Reifenabrieb

Die Höhe des Reifenabriebs hängt von den Materialeigenschaften (verwendeter Kautschuk, Verstärkungsgrad, Alterungsbeständigkeit), der Konstruktion und dem Zusammenspiel von Fahrzeug und Reifen ab. Tendenziell zeigen harte Gummimischungen eine höhere Abriebfestigkeit, implizieren aber schlechtere Bremseigenschaften und einen geringeren Fahrkomfort. Weiterhin ist die Oberflächenstruktur und die dadurch bestimmte Griffigkeit der Fahrbahn von großer Bedeutung. So beträgt die Reifenlaufleistung auf einem Schotterbelag nur 64 % der Laufleistung auf einer gepflegten Asphaltdecke. Außerdem können Faktoren wie Straßenstaub, Nässe, Schnee und Eis eine Rolle spielen (Rauterberg-Wulff, 1998).

Unabhängig von der Fahrsituation lassen sich mittlere Emissionsfaktoren für Reifenabrieb aus dem Gewichtsverlust des Reifens und seiner Laufleistung berechnen. Die so abgeschätzten Emissionsfaktoren sind jedoch mit Unsicherheiten behaftet, da beide Größen eine erhebliche Schwankungsbreite aufweisen. Entsprechend finden sich in der Literatur unterschiedliche Angaben zu durchschnittlichen Laufleistungen und Abriebsmengen.

Vom BUWAL (1992) wird beispielsweise bei einem Massenverlust von 1,2 - 2 kg pro Reifen und einer durchschnittlichen Fahrleistung von 40.000 - 75.000 km ein mittlerer Emissionsfaktor von 16 - 50 mg/km und Reifen angegeben. Baumann/Ismeier (1998) legen eine Fahrleistung von 50.000 km bzw. eine Lebensdauer von 4 Jahren für einen Reifenabrieb von insgesamt 1 kg zu Grunde. Daraus ergeben sich 20 mg/km und Reifen. Von den Reifenherstellern Pirelli (2002) und Dunlop (2002) wird hingegen eine mittlere Laufleistung von 40.000 km für einen PKW-Reifen angesetzt. Dabei werden ca. 10 % eines im Durchschnitt 9 kg schweren Reifens abgerieben was einem Emissionsfaktor von 22,5 mg/km entspricht (Pirelli, 2002).

Für Nutzfahrzeuge ergeben sich je nach Fahrzeuggewicht und Reifenanzahl stark unterschiedliche Emissionsraten. In einer Studie über Reifenabrieb in Berlin (Gebbe et al., 1997, zit. in Rauterberg-Wulff, 1998) wurden aus dem Profiltiefenverlust und der Fahrleistung Emissionsfaktoren aufgeschlüsselt nach dem Fahrzeuggewicht ermittelt. Andere Autoren geben in der Regel nur pauschale Werte für LKW an. Eine Übersicht

der in der Literatur angegebenen Abriebsmengen von Fahrzeugreifen ist Tabelle 4.4-2 zu entnehmen.

Tabelle 4.4-2: Zusammenstellung der Abriebsmengen von Fahrzeugreifen [mg/FZkm] aus Literaturangaben

Fahrzeugart	PKW	Lieferwagen	Lastwagen	Sattelzug
Anzahl Reifen/FZ (Dunlop, 2002)	4	5	9	12
Pirelli (2002)	90	k. A.		
BUWAL (2001)	(152) ²⁾	(205) ²⁾	(2200) ²⁾	
Boller (2000)	60 - 120	k. A.		
Baumann/Ismeier (1998)	80			
Gebbe et al. (1997) ¹⁾	53	107	539	1.092
CARB (1993) ¹⁾	120	210 - 410		k. A.
BUWAL (1992)	64 - 200	685 - 1.500		
Mittlere Emissionsfaktoren und Schwankungsbreite	90 (53 - 200)	700 (107 - 1.500)		1.200 (1.000 - 1.500)

¹⁾ zitiert in Rauterberg-Wulff (1998);

²⁾ Daten ermittelt durch die Schweizer Armee, deshalb nicht repräsentativ für den zivilen Bereich

Jährliche Fahrleistungen liegen für die in Tabelle 4.4-1 unterschiedenen Fahrzeugklassen vor. In Tabelle 4.4-4 wurde jeder Klasse ein mittlerer Emissionsfaktor für Reifenabrieb zugewiesen. Für PKW-Reifen wurde aus den Literaturangaben ein Emissionsfaktor von 90 mg/FZkm berechnet. Wie aus Tabelle 4.4-2 hervorgeht, ist die gleiche Vorgehensweise für Nutzfahrzeuge nicht realisierbar. Aufgrund des in Tabelle 4.4-2 angegebenen Wertespektrums wurde der Emissionsfaktor für LKW auf 700 und für Sattelzüge auf 1.200 mg/FZkm geschätzt. Für Busse wird der gleiche Emissionsfaktor wie für LKW zu Grunde gelegt (entsprechend BUWAL, 2001). Bei Motorrädern und Mopeds wird angenommen, dass der Emissionsfaktor zweimal (Krafträder) bzw. viermal (Moped) geringer ist als für einen PKW. Der Emissionsfaktor für sonstige Kraftfahrzeuge wird auf 180 mg/FZkm¹⁴ festgelegt.

Bei der Reifenherstellung wird Zinkoxid als Aktivator für Vulkanisationsbeschleuniger eingesetzt (Rauterberg-Wulff, 1998). Das dadurch im Reifen enthaltene Zinkoxid ist mit

¹⁴ Es wurde angenommen, dass in der Gruppe der „sonstigen Fahrzeuge“ alle Fahrzeugklassen vertreten sind. Deshalb wurde aus allen Klassen ein gewichteter Mittelwert anhand der Fahrleistung berechnet.

Blei- und Cadmiumoxid verunreinigt (Stark, 1995; Baumann/Ismeier, 1998; Continental, 1999).

Rauterberg-Wulff (1998) stellte Zinkgehalte in Reifen verschiedener Hersteller zusammen. Die Schwankungsbreite beträgt zwischen 0,8 % (Continental) und 2,5 % (Steger). Am häufigsten wird ein Wert von 1,1 % genannt. Für LKW-Reifen werden Zn-Gehalte zwischen 1,5 - 2,8 % angegeben. Eine Übersicht zu Schwermetallgehalten in der Reifenlauffläche ist in Tabelle 4.4-3 dargestellt.

Tabelle 4.4-3: Übersicht zu Schwermetallgehalten in der Lauffläche von Fahrzeugreifen aus Literaturangaben

Literaturquelle	Kupfer [mg/kg]		Blei [mg/kg]		Zink [mg/kg]	
	PKW	LKW	PKW	LKW	PKW	LKW
BLIC (2001) ¹⁾	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	7.300-7.600	14.600-15.200
Continental (1999)	k. A.	k. A.	9,28	k. A.	k. A.	k. A.
Rauterberg-Wulff (1998)	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	11.000 (8.000-25.000)	15.000-28.000
Baumann/Ismeier (1998)	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	9.600	17.700
Stechmann (1993)	10,8 (3,0 - 34,3)	k. A.	25 (1,3 - 34,8)	k. A.	13.200 (8.625-17.884)	k. A.
Mittlerer Metallgehalt u. Schwankungsbreite	0,0	0,0	17,14 (1,3 - 34,8)	29,56 ²⁾	10.313 (7.300-25.000)	17.800 (14.600-28.000)

¹⁾ zitiert bei Dunlop (2002);

²⁾ berechnet aus dem Verhältnis der Zinkgehalte in PKW- und LKW-Reifen

Entgegen einiger älterer Angaben (Sieker/Grottker, 1988; Muschak, 1989; Gäth et. al., 1990, Stechmann, 1993) finden sich in der aktuellen Literatur keine Hinweise, dass die Reifenlauffläche Kupfer enthält (Baumann/Ismeier, 1998; Rauterberg-Wulff, 1998; Bolter, 2000). Dies wird auch von Reifenherstellern bestätigt (Continental, 1999; Dunlop, 2002; Pirelli, 2002). Eine Kupferemission aus Reifenabrieb wurde deshalb nicht berücksichtigt.

Aus den Literaturangaben wurde für PKW- und LKW-Reifen ein mittlerer Metallgehalt berechnet. Da keine Angaben zu Blei in LKW-Reifen vorlagen wurde der Bleigehalt in PKW-Reifen in Abhängigkeit vom Zinkgehalt auf LKW-Reifen übertragen.

Für jede Fahrzeugklasse wurde aus dem Reifenabrieb (Tabelle 4.4-2) und dem Metallgehalt (Tabelle 4.4-3) ein Emissionsfaktor (e_F) pro Fahrzeugkilometer berechnet (Ta-

belle 4.4-4). Unter Berücksichtigung der Fahrleistung (Tabelle 4.4-1) ergibt sich die jährliche durch Reifenabrieb freigesetzte Metallemission (Tabelle 4.4-4).

Tabelle 4.4-4: Mittlere fahrzeugspezifische Emissionsfaktoren (e_F) für Reifenabrieb und Berechnung der Emissionen

	Abrieb e_F [mg/km]	Abrieb gesamt [t/a]	Blei e_F [mg/km]	Blei Emission [t/a]	Zink e_F [mg/km]	Zink Emission [t/a]
Mopeds	22,5	88	0,0004 ¹⁾	0,002	0,23 ¹⁾	0,9
Krafträder	45	621	0,0008 ¹⁾	0,011	0,46 ¹⁾	6,4
PKW	90	46.017	0,0015	0,789	0,93	474,6
Busse	700	2.590	0,0207 ²⁾	0,077	12,46 ²⁾	46,1
LKW	700	43.540	0,0207	1,287	12,46	775,0
Sattelzüge	1.200	16.440	0,0355	0,486	21,36	292,6
Sonstige	180	2.124	0,0034 ³⁾	0,040	2,03 ³⁾	24,0
Summe	-	111.420	-	2,690	-	1.619,6

¹⁾ Metallgehalt entsprechend PKW-Reifen (vgl. Tabelle 4.4-3);

²⁾ Metallgehalt entsprechend LKW-Reifen (vgl. Tabelle 4.4-3);

³⁾ Metallgehalt berechnet als gewichtetes Mittel (vgl. Fußnote 14)

4.4.1.2 Emissionen durch Bremsbelagabrieb

Bremsbeläge sind als Verschleißteile ausgelegt, die extremen thermischen und mechanischen Belastungen unterliegen. Der ebenfalls auftretende Abrieb des Reibpartners Trommel oder Scheibe, der in der Regel aus Stahl ist, liegt bei etwa 1 % des Belagabriebs. Die Lebensdauer eines Bremsbelages ist von einer Vielzahl von Faktoren wie Verkehrsbedingungen, individuelle Fahrweise, Art des Fahrzeugeinsatzes, Zustand der Bremsanlage und Verschleißverhalten des Bremsbelags abhängig. Anders als beim Reifen- und Straßenabrieb, der praktisch immer bei rollenden Fahrzeugen auftritt, wird Bremsbelagabrieb nur bei Bremsvorgängen erzeugt und ist damit im Stadtverkehr, insbesondere an Kreuzungen, am häufigsten (Rauterberg-Wulff, 1998). Bei durchschnittlichem Fahrverhalten kann von einer Fahrleistung von 80.000 km für PKW-Bremsbeläge ausgegangen werden. Bei Taxen müssen die Beläge bereits nach ca. 30.000 km ersetzt werden (ÖKO-TEST, 2002).

Der Verband der deutschen Reibbelagindustrie (VRI) gibt die jährlich in Deutschland für PKW und Nutzfahrzeuge mit einem zulässigen Gesamtgewicht < 3,5 t verbrauchte Menge an Bremsbelägen mit 26.000 t an. Davon entfallen 40 % des Gewichts auf den

Reibbelag und 60 % auf Trägerplatten. Bei einem Verschleiß von 65 % entsteht eine Abriebmenge von 6.760 t (persönliche Mitteilung: Leicht, 2003). Bezogen auf die jährliche Fahrleistung der genannten Fahrzeugkategorie (Tabelle 4.4-1) entspricht dies einem Emissionsfaktor von 13,2 mg/FZkm. Weitere Literaturangaben zur Höhe des Bremsbelagabriebs sind Tabelle 4.4-5 zu entnehmen. Mit Ausnahme der Angaben des BUWAL (2001), das die Bremsbelagabriebe auf Basis von Daten der Schweizer Armee ermittelte, liegen alle Emissionsfaktoren in einer vergleichbaren Größenordnung. Es kann deshalb angenommen werden, dass der von der Schweizer Armee angegebene Belagverschleiß nicht auf den zivilen Bereich übertragbar ist. Für alle weiteren Berechnungen wurden die Daten des VRI zu Grunde gelegt.

Tabelle 4.4-5: Annahmen über Bremsbelagabrieb in mg/FZkm

Quelle	PKW	LKW	BUS
Verband der Reibbelagindustrie (Leicht, 2003)	13,2	66,1 ¹⁾	
Düring/Lohmeyer (2001)	10,0 - 20,0	80,0 - 90,0	110,0
BUWAL (2001)	(1,81) ²⁾	(3,5 - 4,9) ²⁾	(3,5) ²⁾
Landner/Lindeström (1999)	12,8		
Rauterberg-Wulff (1998)	12,0 - 18,0		
Stechmann (1993), Sieker/Grottker (1988)	15,0		
Mittlerer Bremsbelagabrieb ³⁾	13,2 ³⁾ (10,0 - 20,0)	66,1 ³⁾ (66,1 - 90,0)	(3,5 ²⁾ - 110)

¹⁾ LKW-Abrieb wird auf die 5-fache Menge des PKW-Abriebs geschätzt;

²⁾ Daten der Schweizer Armee, nicht repräsentativ für den zivilen Bereich;

³⁾ Mittelwerte für PKW und LKW entsprechend den Angaben des VRI

Der Reibbelag von Bremsbelägen besteht aus Metallen (in Form von Fasern, Spänen oder Pulver), Füllstoffen und anorganischen Fasern, Gleitmitteln (Festschmierstoffe) und organischen Bestandteilen (Harze, Kautschuke, organische Fasern und Füllstoffe) (Oehl/Paul, 1990). Hauptbestandteil der meisten Beläge sind Eisen und Kupfer, die zusammen oft einen Gehalt von 40 - 50 % an der Gesamtmasse erreichen (Rauterberg-Wulff, 1998). Kupfer bzw. Kupfer-Legierungen dienen sowohl zur Erhöhung der mechanischen Festigkeit als auch zum Wärmetransport zwischen den unmittelbaren Reibschichten und den Rückenplatten der Beläge (Stechmann, 1993).

Rauterberg-Wulff (1998) analysierte 21 Bremsbeläge verschiedener Hersteller. Die untersuchten Beläge weisen große Unterschiede in ihrer Zusammensetzung auf, was die Angabe einer mittleren Zusammensetzung des vom Verkehr emittierten Bremsenabriebs erschwert, zumal die Absatzmengen der einzelnen Fabrikate unbekannt sind.

Im Mittel enthielten die Beläge 11,7 % Kupfer (0,02 - 25,0 %) und 1,5 % Zink (0,04 - 6,9 %). Auch Stechmann (1993) stellte bei der Analyse von 21 Bremsbelägen eine außerordentlich hohe Variabilität in der Zusammensetzung fest. Die Standardabweichungen lagen für alle Elemente in der gleichen Größenordnung wie die Mittelwerte (Tabelle 4.4-6).

Die verwendeten Messingspäne in den Belägen können als Verunreinigung Blei enthalten. Außerdem werden zum Teil Blei und Blei-Verbindungen (wie z. B. Pb-Sulfid) als Festschmierstoffe zugesetzt. Heute kann jedoch davon ausgegangen werden, dass der Großteil neuer PKW mit bleifreien Bremsbelägen ausgestattet ist (Lohse et al., 2001). Mit dieser Umweltinformation wird auch bei Herstellern geworben (Lucas; VW, 2003; Textar/TMD, 2003; Goldfren, 2003). In der Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Altfahrzeuge vom 27. Juni 2002 wurde festgelegt, dass die Ausnahmegenehmigung für Kupfer in Bremsbelägen mit einem Blei-Anteil von mehr als 0,5 Gewichtsprozent nur noch für Fahrzeuge gilt, die vor dem 1. Juli 2003 typengenehmigt wurden (für die Wartung dieser Fahrzeuge gilt die Ausnahmegenehmigung bis 1. Juli 2004). Vom Magazin ÖKO-TEST (2002) wurden 29 Bremsbeläge hinsichtlich ihres Gehaltes an Schwermetallen getestet. Dabei wurden in 7 Belägen erhöhte Mengen an Blei festgestellt (2,15 - 4,2 % Pb). Für 10 Beläge wurde ein Bleigehalt unter 0,43 % ermittelt, während die restlichen Beläge kein Blei enthielten. Auf Basis der Untersuchungen von ÖKO-TEST (2002) ergab sich im Mittel ein Gehalt von 0,86 %, der für die weiteren Berechnungen verwendet wurde (Tabelle 4.4-6).

Uexküll et al. (2003) bestimmten die Metallgehalte in Belägen sowie im Abriebsmaterial von LKW Scheiben- und Trommelbremsen. In Reparaturwerkstätten wurden bei 15 LKW und 3 Anhängern Proben von dem sich in Trommelbremsen akkumulierenden Bremsstaub entnommen. Da sich in Scheibenbremsen kein Abriebsmaterial sammelt wurde der Inhalt von Absaugfiltern von 2 Bremsenprüfständen analysiert, auf denen verschiedene LKW-Scheibenbremsen getestet wurden. Zudem wurden 3 Scheiben- und 5 Trommelbremsbeläge untersucht. Für die weiteren Berechnungen wurden jedoch nur die Staubanalysen von Uexküll et al. (2003) herangezogen, da diese ein weiteres Spektrum an Belagmaterialien und Herstellern beinhalten (Tabelle 4.4-6). Die Metallgehalte in LKW-Belägen sind, insbesondere für Trommelbremsbeläge, generell niedriger als diese in PKW-Belägen. Laut Auskunft des Herstellers Textar/TMD werden in Trommelbremsbelägen für LKW aus Kostengründen kaum Buntmetalle verarbeitet (persönliche Mitteilung des Herstellers Textar/TMD, 2003). Der Anteil des Abriebs von Scheibenbremsanlagen am Gesamtabrieb von Nutzfahrzeugen wird auf etwa 50 % geschätzt (persönliche Mitteilung: Leicht, 2003 und TÜV Karlsruhe, 2003).

Tabelle 4.4-6 gibt eine Übersicht zu Metallgehalten in PKW- und LKW-Bremsbelägen aus der Literatur. Aus diesen Werten wurden mittlere Metallgehalte berechnet. Dabei wurden nur diejenigen Daten berücksichtigt, für die angenommen werden kann, dass sie für das Jahr 2002 und für Deutschland repräsentativ sind. Aus den mittleren Metallgehalten und Abriebsfaktoren (Tabelle 4.4-5) wurden anschließend die Emission pro Fahrzeugkilometer ermittelt. In Tabelle 4.4-7 sind die resultierenden fahrzeugspezifischen Emissionen dargestellt.

Tabelle 4.4-6: Übersicht zu Schwermetallgehalten in Bremsbelägen aus der Literatur

Literaturquelle	Kupfer [g/kg]		Blei [g/kg]		Zink [g/kg]	
	PKW	LKW	PKW	LKW	PKW	LKW
Uexküll et al. (2003) SB ¹⁾ (Anzahl der Proben: ? ³⁾)		44,0		0,26		15,1
Uexküll et al. (2003) TB ²⁾ (Anzahl der Proben: 18)		2,2 (0,39-8,1)		0,1 (0,009-0,2)		3,4 (+/- 8,6)
ÖKO-TEST (2002) (Anzahl der Proben: 29)	(> 100,0) ⁵⁾ (0->100,0)		8,58 (0-42,0)			
Westerlund (2001) ⁴⁾ (Anzahl der Proben: 48)	110,0 (+/- 230,0)		(14,0) ⁵⁾ (+/- 57,5)		20,0 (+/- 110,0)	
Lohse et al. (2001)	-		(20) ⁵⁾			
Landner/Lindestrom (1999)	(172-344) ⁵⁾	(58) ⁵⁾			(74-148) ⁵⁾	
Rauterberg-Wulff (1998) (Anzahl der Proben: 21)	117,0 (0,2-250)				15,0 (0,4-69)	
Stechmann (1993) (Anzahl der Proben: 21)	113,2 (0,1-275)		(36,4) ⁵⁾ (0,3-103)		74,9 (0,2-191)	
Oehl/Paul (1990)	(160) ⁵⁾					
Mittlerer Metallgehalt und Schwankungsbreite	113,4 (0,1-275)	SB ¹⁾ : 44,0 TB ²⁾ : 2,2	8,58 ⁶⁾ (0-103)	SB ¹⁾ : 0,26 TB ²⁾ : 0,1	36,6 (0,2-191)	SB ¹⁾ : 15,1 TB ²⁾ : 3,4

1) SB: Scheibenbremsbeläge;

2) TB: Trommelbremsbeläge;

3) Bremsstaub von verschiedenen LKW-Belägen von 2 Bremsenprüfständen;

4) zit. in Uexküll et al. (2003);

5) Werte in Klammern wurden nicht für die Mittelwertberechnung verwendet, da nicht sicher ist, ob diese Angaben für Deutschland repräsentativ sind;

6) Aufgrund der Veränderungen des Pb-Gehaltes in Bremsbelägen wurden nur die Ergebnisse von ÖKO-TEST (2002) berücksichtigt

Tabelle 4.4-7: Mittlere fahrzeugspezifische Emissionsfaktoren (e_F) für Bremsbelag-abrieb und Berechnung der Emissionen

	Abrieb e _F [mg/km]	Abrieb gesamt [t/a]	Kupfer e _F [mg/km]	Kupfer Emission [t/a]	Blei e _F [mg/km]	Blei Emission [t/a]	Zink e _F [mg/km]	Zink Emission [t/a]
Mopeds	3,3	13	0,37	1,5	0,028	0,11	0,12	0,5
Krafräder	6,6	91	0,75	10,3	0,057	0,78	0,24	3,3
PKW	13,2	6.749	1,50	765,4	0,113	57,87	0,48	247,0
Busse	66,1 ¹⁾	245	2,91 ¹⁾²⁾	10,8	0,017 ¹⁾²⁾	0,06	1,00 ¹⁾²⁾	3,7
LKW	66,1 ¹⁾	4.111	1,53	95,0	0,012	0,74	0,61	38,0
Sattelzüge	66,1 ¹⁾	906	1,53	20,9	0,012	0,16	0,61	8,4
Sonstige	19,9 ³⁾	235	2,02 ³⁾	23,9	0,149 ³⁾	1,76	0,66 ³⁾	7,8
Summe	-	12.350	-	927,7	-	61,49	-	308,7

1) Abriebsfaktor entsprechend LKW;

2) Metallgehalt entsprechend LKW (Scheibenbremsbeläge);

3) Wert berechnet als gewichtetes Mittel (vgl. Fußnote 14)

4.4.1.3 Sonstige fahrzeugspezifische Emissionsquellen

Bleihaltige Auswuchtgewichte sind nach der Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Altfahrzeuge vom 27. Juni 2002 nur noch für Fahrzeuge erlaubt, die vor dem 1. Juli 2003 typengenehmigt wurden (für die Wartung dieser Fahrzeuge gilt die Ausnahmegenehmigung bis 1. Juli 2005). Bis zum Jahr 2002 kann jedoch davon ausgegangen werden, dass überwiegend bleihaltige Auswuchtgewichte verwendet wurden.

Root (2000) berichtet über eine Blei-Emission von 50 - 70 kg/(km•a) durch den Verlust von Auswuchtgewichten für eine Straße in New Mexico (USA). Durch den Verkehr werden die Gewichte schnell zermahlen und als feiner Bleistaub in der Umwelt verteilt. Um eine grobe Abschätzung der Umweltrelevanz zu erhalten, wurden 7 Reifenhändler im Raum Karlsruhe zum Anteil der „fehlenden“ Auswuchtgewichte an den Fahrzeugrädern beim Reifenwechsel befragt (Reifendienst Stinnes, Reifen Gablenz, Euro Reifen, Reifen Keskin, Reifen Reuter, Geggus, Eichhorn). 4 Händler bezifferten den Verlust zwischen 0,5 und 2,5 % (im Mittel 1 %). 2 Händler konnten keine Prozentangaben machen, sind aber der Meinung, dass nur sehr wenig Gewichte verloren gehen. Für die weiteren Abschätzungen wurde angenommen, dass bei 1 % der Fahrzeuge, die neue Reifen erhalten, die Auswuchtgewichte an einem Rad verloren gehen. Für die Quantifizierung der Gesamtmenge ist die Anzahl der Reifen abzuschätzen, die in einem Jahr neu aufgezogen werden. Die Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST) gibt an, dass

der Ersatzmarkt jährlich in etwa 40 Mio. PKW- und 2,8 Mio. LKW-Reifen umfasst. Neben dem Ersatzmarkt müssen die Reifen von Neufahrzeugen berücksichtigt werden. Die Summe wurde anhand der Anzahl neu zugelassener Fahrzeuge für das Jahr 2001 (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, 2002) und der mittleren Anzahl Räder (4 Räder für PKW, 7 Räder für LKW, Mittelwert aus Tabelle 4.4-2) ermittelt.

Die Menge an Auswuchtgewichten schwankt bei einem PKW zwischen 130 - 200 g (im Mittel 163 g, Umfrage bei 7 Reifenhändlern in der Umgebung von Karlsruhe, 2003). Unter Berücksichtigung von 40,75 g Blei pro Rad ergibt sich für Deutschland ein Gesamtverlust von 5,65 t. Aus dieser Menge wurden Emissionsfaktoren je Fahrzeug berechnet (Tabelle 4.4-8).

Ein LKW benötigt zwischen 200 - 500 g Auswuchtgewichte (im Mittel 367 g/LKW), wobei diese nur an der Vorderachse angebracht werden. Teilweise wird auch Reifenpulver zum auswuchten verwendet (Umfrage bei 7 Reifenhändlern in der Umgebung von Karlsruhe, 2003). Die Anzahl der jährlich aufgezogenen LKW-Vorderreifen wurde auf 1,4 Mio. (Ersatzmarkt und Neufahrzeuge) geschätzt. Auf Basis der Annahme, dass ebenfalls 1 % der Gewichte verloren geht, ergibt sich ein Gesamtverlust von 1,3 t. Tabelle 4.4-8 sind die Emissionsfaktoren je Fahrzeugtyp zu entnehmen.

Weiterhin findet eine Blei-Emission durch Oberflächenkorrosion der Auswuchtgewichte statt. Die Korrosionsrate wird von Steil (1999) mit $7,3 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ angegeben. Zum Teil werden Auswuchtgewichte oberflächenbeschichtet. Steil (1999) berichtet, dass beschichtete Gewichte in der Regel nur bei der Erstausrüstung von Fahrzeugen eingesetzt werden. Beim Reifenwechsel werden aus Kostengründen eher unbeschichtete Gewichte verwendet. Es kann angenommen werden, dass die Beschichtung nicht während der gesamten Lebensdauer eines Reifens erhalten bleibt, da Auswuchtgewichte beispielsweise durch Steinschlag einer hohen Belastung ausgesetzt sind. Für die Emissionsabschätzung wurde deshalb keine Beschichtung berücksichtigt. Nach Steil beträgt die Oberfläche der Gewichte pro Fahrzeug für durchschnittliche europäische Verhältnisse 10 cm^2 . Dabei wurde u. a. berücksichtigt, dass insbesondere bei älteren Fahrzeugen die Räder teilweise auch nicht ausgewuchtet werden. Lohse et al. (2001) gehen hingegen von einer Oberfläche von 32 cm^2 pro Fahrzeug aus. Eigene Messungen lagen ebenfalls in der Größenordnung der Angaben von Lohse et al. (2001). Für die mittlere Menge an Auswuchtgewichten für PKW von 163 g wurden 30 cm^2 ermittelt. Bei einem mittleren Gewicht von 367 g Blei/LKW ergibt sich eine Fläche von 83 cm^2 (Tabelle 4.4-8).

In Tabelle 4.4-8 sind die berechneten Bleiemissionen durch den Verlust und die Korrosion von Auswuchtgewichten pro Fahrzeugkategorie dargestellt. Die Gesamtemission beträgt für Deutschland ca. 8,8 t.

Tabelle 4.4-8: Mittlere fahrzeugspezifische Emissionsfaktoren (e_F) für den Verlust und die Korrosion von Auswuchtgewichten aus Blei

	Mittlere Gewichtsmenge	Verlust e_F [mg/FZ]	Verlust Emission [t/a]	Korrosion e_F [mg/FZ]	Korrosion Emission [t/a]	Summe Emission [t/a]
Mopeds	41	26,8	0,05	5,5	0,01	0,05
Krafträder	82	53,6	0,16	11,0	0,03	0,19
PKW	163	107,2	5,65	21,9	1,15	6,80
Busse	652 ¹⁾	429,0 ¹⁾	0,04	87,6 ¹⁾	0,01	0,04
LKW	367	285,5	0,76	60,6	0,16	0,92
Sattelzüge	367	285,5	0,56	60,6	0,12	0,68
Sonstige	170 ²⁾	115,0 ²⁾	0,08	23,6 ²⁾	0,02	0,09
Summe	-	-	7,28	-	1,50	8,77

1) Bei Bussen wurde angenommen, dass die Emissionsfaktoren in etwa der vierfachen Menge der Emissionsfaktoren von PKW entsprechen;

2) Berechnet als gewichtetes Mittel, Gewichtung anhand der Anzahl der Fahrzeuge (vgl. Fußnote 14)

Lohse et al. (2001) weisen darauf hin, dass Blei ein Bestandteil in Kupfer/Kohlebürsten der meisten Fahrzeugelektromotoren ist. Genaue Daten über den Bleigehalt liegen jedoch nicht vor. Von Lohse et al. (2001) wird der Bleigehalt eines PKW-Anlassers, der 4 Kohlebürsten enthält, mit etwa 10 g angegeben. Kleine Elektromotoren wie Scheibenwischer, Belüfter und Servolenkungen enthalten nur etwa 0,1 g Blei. Während der durchschnittlichen Lebensdauer eines Anlassers von 10 Jahren können ca. 6 g Blei als partikuläre Emission in die Umwelt freigesetzt werden (Lohse et al., 2001). Unter Berücksichtigung einer Emission von 0,6 g/a würde dies für den Fahrzeugbestand in Deutschland zu einer Bleiemission in die Umwelt von 37 t führen. Zudem ist mit einer Freisetzung von Kupfer durch Verschleiß der Elektromotoren zu rechnen, allerdings liegen hierfür keine Angaben vor. Aufgrund der hohen Datenunsicherheit werden die Emissionen aus Elektromotoren nicht in die weiteren Bilanzen mit einbezogen.

Arx (1999) führt an, dass Kupplungsbeläge von trockenen Einscheibenkupplungen Kupfer oder Messing enthalten können. Da Kupplungsabrieb im Gehäuse zurück behalten wird, können Kupfer-Emissionen aus dieser Quelle vernachlässigt werden (BUWAL, 2001).

4.4.1.4 Emissionen durch Fahrbahnabrieb

Der jährliche Fahrbahnabrieb beträgt im Mittel auf Autobahnen ca. 1 und auf Bundesstraßen ca. 0,8 mm (Muschack, 1989). Es ist davon auszugehen, dass es sich um sehr grobe Partikel handelt, die zunächst überwiegend auf der Fahrbahnoberfläche deponiert werden und dann zum Teil durch den Fahrtwind der Fahrzeuge in den Straßenrandbereich verfrachtet bzw. abgeschwemmt werden. Stechmann (1993) analysierte den Schwermetallgehalt in Proben von 18 verschiedenen Straßenabschnitten (Tabelle 4.3-8). Als mittlerer Abrieb pro gefahrenem Kilometer werden 2.800 mg/FZkm angegeben. Unter Berücksichtigung der gesamten in Deutschland erbrachten Fahrleistung und den Angaben von Stechmann (1993) ergeben sich die in Tabelle 4.4-9 dargestellten Emissionen.

Tabelle 4.4-9: Fahrzeugspezifische Emissionsfaktoren e_F zur Quantifizierung des Fahrbahnabriebs und berechnete Emissionen

Quelle	Abrieb	Kupfer	Blei	Zink
Stechmann (1993), Metallgehalt [mg/kg]		2,45 (0,0 - 31,5)	4,1 (0,9 - 29,0)	86 (4 - 614)
Stechmann (1993), e_F [mg/km]	2.800	0,007	0,011	0,240
Boller (2000), e_F [mg/km]	2.700 - 50.000			0,035
Emission [t/a]	1.737.120	4,3	7,1	149,4

4.4.2 Quantifizierung der Einträge in Gewässer und Böden durch Kraftfahrzeuge

Bis heute existieren keine vollständigen Bilanzen über die Stoffströme im Straßenverkehr (Boller, 2000). Abbildung 4.4-1 gibt eine Übersicht der für einen Straßenabschnitt zu berücksichtigenden Transportpfade und Stoffsenken.

Eine Untersuchung zu Verbreitungsmechanismen verkehrsbedingter Schwermetallemissionen an 14 Straßenabschnitten in Europa ergab für alle Standorte, dass der Großteil der Emissionen über die Luft verfrachtet wird (POLMIT, 2002). Ein beachtlicher Teil der durch Verwehungen und Spritzwasser transportierten Stoffe wird in der näheren Umgebung der Straße wieder abgelagert. Boller (2002b) erstellte eine relative Massenbilanz für einen an die Kanalisation angeschlossenen Autobahnabschnitt. Die Analyse straßennaher Bodenproben ergab, dass der überwiegende Teil des emittierten Kupfers, Bleis und Zinks in die Seitenböschungen der Straße gelangte. Dabei wurde

für jedes Metall eine unterschiedliche prozentuale Verteilung auf die betrachteten Transportpfade beobachtet.

Sehr feine partikuläre Stoffe führen hingegen zu einer diffusen Belastung der Luft (Boller, 2002b). Die Verfrachtung von partikulären Schadstoffen in der Atmosphäre erfolgt durch turbulente und gerichtete Luftbewegungen. Eine Ausbreitung der vom Verkehr bodennah emittierten Partikel erfolgt zunächst in der untersten bodennahen Schicht (ca. 2/3 der Bebauungshöhe) und der turbulenten Übergangszone (Dachbereich plus einige Meter bis Dekameter). Turbulenzen können sowohl thermischen Ursprungs sein (Temperaturschichtung der Atmosphäre) als auch mechanisch durch Bodenrauheiten entstehen (z. B. Bebauung). Durch die Bewegung der Fahrzeuge und die hohe Temperatur der Abgase werden zusätzlich Turbulenzen erzeugt, die zu einer intensiven Vermischung der emittierten Partikel in Quellnähe mit der Umgebungsluft führen (Rautenberg-Wulff, 1998).

Ein weiterer großer Teilstrom wird mit dem Straßenabwasser abgeschwemmt. Die Höhe dieses Anteils ist stark vom Niederschlagsereignis und der lokalen Situation (Randabschluss, Fahrgeschwindigkeit, Windexposition, Straßenreinigung) abhängig. Für die Ableitung des Straßenabwassers stehen prinzipiell drei Wege offen: die Versickerung in den Untergrund, die Einleitung in ein Oberflächengewässer oder die Einleitung in die öffentliche Kanalisation (Abbildung 4.4-1). Im Falle der heute prioritär geforderten Versickerung sind technisch dezentral die Ableitung über die Schulter bzw. Böschung oder über Straßenabwasserkanäle in zentrale Versickerungsanlagen möglich (Boller, 2002b).

Für überörtliche Straßen ist das flächige Versickern über den Straßenrand die einfachste und kostengünstigste Entsorgung der Fahrbahnabwässer. Ist die flächige Ableitung nicht möglich, weil es beispielsweise die Geländeverhältnisse nicht zulassen, bilden Mulden-Rigolen-Systeme eine Alternative. Dabei wird das Wasser zuerst über einen (Boden-)Filter versickert, dann wieder gefasst (beispielsweise in Entwässerungsrohren unterirdisch im Schotterbett) und gezielt in den Vorfluter abgeleitet (VCÖ, 2001).

Durch die Straßenreinigung und das Leeren von Sinkkästen in Kanalschächten kann je nach Häufigkeit ein beträchtlicher Anteil der partikulären Stoffe von der Straßenoberfläche entfernt und auf eine Deponie verbracht werden (Boller, 2002b). In Deutschland sind im Jahr 2000 662.000 t Straßenkehrgut angefallen (StBA, 2003b). Eine Berechnung der über diesen Entsorgungsweg ausgetragenen Frachten ist nicht möglich, da die wenigen in der Literatur aufgeführten Daten zu Schwermetallgehalten im Straßenkehrgut aus Einzelmessungen stammen und somit stark von den lokalen Verhältnissen der Untersuchungsstandorte (z. B. Verkehrsdichte) geprägt sind (Tabelle 4.4-10).

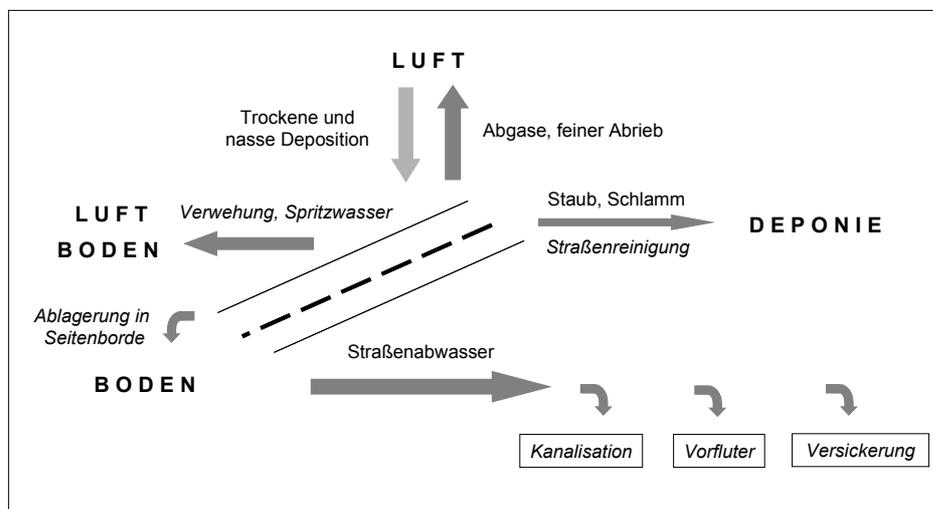
Tabelle 4.4-10: Übersicht zu Schwermetallgehalten in Straßenkehricht und -staub

Literaturquelle	Ort	Kupfer [mg/kgTS]	Blei [mg/kgTS]	Zink [mg/kgTS]
Pleßow et al. (1998), Straßenkehricht 2 - 63 µm	Göttingen	100 - 250	100 - 300	250 - 1.000
Boller (2002a), Straßenstaub < 50µm	Schweiz	46	21	230
Muschack (1989), Straßenstaub	Hildesheim	(76,74) ¹⁾	(362) ¹⁾	(187,48) ¹⁾
Schwankungsbreite		46 - 250	21 - 300	230 - 1.000

¹⁾ Schwermetallgehalt nicht repräsentativ für aktuelle Verhältnisse

Für überörtliche Straßen kann auch das Abschälen des Banketts zu einem Schwermetallaustrag führen, da das Schälgut in der Regel auf eine Deponie verbracht wird. Die Schälintervalle schwanken zwischen 4 - 18 Jahren wobei die oberste Schicht des Banketts bis zu einer Tiefe von 5 - 10 cm geschält wird (Gallenkemper et al., 1993).

Abbildung 4.4-1: Stoffströme und -senken im Straßenverkehr (verändert nach Boller, 2002b)



Die gesamten Emissionen aus dem Straßenverkehr sowie die Einträge in die Atmosphäre, Oberflächengewässer und Böden sind Tabelle 4.4-11 zu entnehmen. Im Falle des Kupfers resultiert mit 99,5 % nahezu die gesamte Emission aus dem Abrieb von Bremsbelägen. Hingegen stellt bei Zink der Reifenabrieb mit 78 % die wichtigste Emissionsquelle dar. Für Blei wurde als Untergrenze eine jährliche Emission von 80,1 t berechnet. Diese stammt mit 77 % überwiegend aus dem Abrieb von Bremsbelägen. Nicht berücksichtigt wurden Emissionen von Elektromotoren, da hierfür nur sehr unsi-

chere Daten vorhanden waren. Erste Abschätzungen lassen erhebliche Emissionen aus diesem Bereich vermuten (vgl. Kapitel 4.4.1.3). Auf die Schwermetallemissionen verkehrstechnischer Installationen (z. B. Stahlschutzplanken, Masten für Verkehrszeichen, Lichtzeichenanlagen und Straßenbeleuchtung) wird in Kapitel 4.5 eingegangen.

Einträge in die Atmosphäre

Der Anteil luftgetragener Emissionen, der nicht in unmittelbarer Straßennähe wieder zur Ablagerung kommt, wird als diffuser Eintrag in die Atmosphäre betrachtet. Die Depositionsgeschwindigkeit ist stark von der Partikelgröße abhängig. Während die Bewegung von Partikeln $< 0,1 \mu\text{m}$ in erster Linie auf der Brown'schen Diffusion beruht, werden Partikel im Bereich zwischen $1 - 10 \mu\text{m}$ durch turbulente Diffusion transportiert. Mit zunehmender Partikelgröße überwiegt die Sedimentation aufgrund der Schwerkraft. In bebauten Gebieten können höhere Sedimentationsgeschwindigkeiten auftreten (Rauterberg-Wulff, 1998).

POLMIT (2002) schätzt, dass Partikel bis zu einer Größe von $25 \mu\text{m}$ in der Atmosphäre verbleiben. Aufgrund der von Rauterberg-Wulff (1998) beschriebenen Transportmechanismen wurde die Grenze der Partikelgröße für die weiteren Berechnungen bei $10 \mu\text{m}$ (PM10) festgelegt. Diese Größe wird in der Literatur häufig in Verbindung mit luftgetragenen Feinstaubemissionen verwendet, so dass für verschiedene verkehrsbedingte Quellen Angaben zum PM10-Anteil vorliegen (Düring/Lohmeyer, 2001; BUWAL, 2001, 2000).

Ein Eintrag in die Atmosphäre wurde nur für Reifen- und Bremsabrieb berücksichtigt. Frisch abgeriebene Reifenpartikel sind relativ groß. Durch den anhaltenden Verkehr werden sie jedoch weiter zerkleinert (POLMIT, 2002). Das BUWAL (2002) schätzt den PM10-Anteil von Reifenabrieb auf 25 % (10 - 40 %). Rauterberg-Wulff (1998) gibt für den Tunnel Tegel (Berlin) einen Anteil von 11,5 % an. In Schweizer Tunnelmessungen wurde ein PM10-Abrieb von 14 mg/FZkm für PKW und 200 mg/FZkm für LKW ermittelt. Bezogen auf den durchschnittlichen Reifenabrieb von PKW ergeben sich 16 % bzw. 17 - 29 % für LKW (Tabelle 4.4-2). Der PM10-Anteil von Emissionen durch Reifenabrieb wurde auf 20 % geschätzt.

Für den Bremsabrieb liegen nur sehr ungenaue Angaben zum PM10-Anteil vor. Das BUWAL (2001) nimmt in einer konservativen Schätzung an, dass der Bremsabrieb von Fahrzeugen zu 100 % der PM10-Fraktion zugeordnet werden kann. Anhand von Abluftmessungen im Tunnel Tegel (Berlin) wurden von Rauterberg-Wulff (1998) PM10-Emissionen aus dem Bremsabrieb von $1,0 \pm 0,6$ bzw. $24,5 \pm 10 \text{ mg/FZkm}$ für PKW bzw. LKW ermittelt. Tunnelmessungen in der Schweiz (BUWAL, 2000) zeigen mit einem durch PKW verursachten Abrieb von 2 mg/FZkm ein ähnliches Ergebnis wie die

Messwerte von Rauterberg-Wulff (1998). Für LKW wird jedoch nur ein PM10-Emissionsfaktor von 3 mg/FZkm angegeben. Bezogen auf den mittleren Bremsabrieb in Tabelle 4.4-5 würde sich auf Basis der Tunnelmessungen nur ein geringer PM10-Anteil am Gesamtabrieb ergeben. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass infolge der gleichmäßigen Fahrweise in Tunneln ein geringerer Bremsabrieb pro Fahrzeugkilometer anfällt. Uexküll et al. (2003) führten Partikelzählungen bei simulierten Bremsvorgängen von LKWs durch. Neben verschiedenen Bremsvorgängen (Halten einer kontinuierlichen Geschwindigkeit, Abbremsen bis zum Stillstand) wurden auch die Partikelfraktionen im Staub untersucht, der auf Bremssätteln haftet. Für die simulierten Bremsvorgänge liegt der PM-10 Anteil bei etwa 90 %, während der Staub auf den Bremssätteln einen PM-10 Anteil von ca. 50 % enthält. Die Autoren merken jedoch an, dass die Messungen mit großen Unsicherheiten behaftet sind. Aufgrund der großen Schwankungsbreite der Angaben wurde der PM10-Anteil im Bremsabrieb für die weiteren Berechnungen auf 50 % geschätzt.

Austräge durch Straßenreinigungs- und Unterhaltungsarbeiten

Der durch die Straßenreinigung entfernte und auf die Deponie verbrachte Anteil der verkehrsbedingten Emissionen kann nur grob geschätzt werden. Boller (2002b) gibt für eine Schweizer Autobahn an, dass 1 - 2 % der verkehrsbedingten Schwermetallemissionen durch Straßenreinigung entfernt werden. Innerörtliche Straßen werden deutlich häufiger gereinigt. Der Austrag durch Straßenreinigung wurde deshalb auf 10 % geschätzt. Austräge durch die Reinigung von Sinkkästen sowie durch das Abschälen des Banketts können nicht quantifiziert werden.

Einträge in die Oberflächengewässer und Böden

Für überörtliche Straßen wurde angenommen, dass die durch Verwehung und Spritzwasser sowie mit dem Straßenabwasser transportierten Frachtanteile vollständig in die Böden im Nahbereich der Straßen gelangen. Der mit dem Straßenabwasser direkt in die Oberflächengewässer abgeleitete Anteil kann nicht quantifiziert werden, da keine statistischen Daten zu Entwässerungssystemen von überörtlichen Straßen vorliegen.

Es kann davon ausgegangen werden, dass ein Großteil der Emissionen des rollenden Straßenverkehrs aus innerörtlichen Bereichen in die öffentliche Kanalisation gelangt. Weitere Stoffsenken bilden die Atmosphäre sowie Böden entlang von Straßenabschnitten, die nicht vollständig bebaut sind (z. B. Grünstreifen, Vorgärten). Die diffuse Belastung der Atmosphäre wurde für den innerörtlichen Bereich entsprechend den bereits getroffenen Annahmen zum PM10-Anteil abgeschätzt. Diese Vorgehensweise könnte eventuell zu einer Überschätzung des in die Atmosphäre gelangenden Frachtanteils führen, da enge und hohe Straßenschluchten die Ausbreitung der Schadstoffe eindämmen können. Für innerörtliche Straßen liegen bisher keine Angaben zum Anteil der

verwehten Schwermetallfrachten vor. Messwerte von Autobahnen oder Landstraßen können nicht übertragen werden, da die Geschwindigkeit des Verkehrs in innerörtlichen Bereichen deutlich reduziert ist. Derzeit wird von der EAWAG (Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Dübendorf, Schweiz) eine Messkampagne an einer Ortseinfahrt durchgeführt, die zukünftig Erkenntnisse zu dieser Fragestellung liefern kann (persönliche Mitteilung: Boller, 2004). Aufgrund der mangelnden Daten kann bisher der in die Böden entlang von innerörtlichen Straßen emittierte Frachtanteil nicht abgeschätzt werden. Es wurde angenommen, dass die im Straßenabwasser enthaltenen und durch Verwehung bedingten Emissionen vollständig der Kanalisation zugeführt werden. Für die Quantifizierung der Einträge aus Kanalisationen und Kläranlagen gelten die in Kapitel 4.1 dargestellten Grundlagen.

Der in die Atmosphäre gelangende Feinabrieb von Reifen und Bremsbelägen wird durch nasse und trockene Deposition wieder abgelagert. Um eine Grobabschätzung der dadurch zusätzlich in die Oberflächengewässer und Böden gelangenden Frachten vornehmen zu können, wurden die luftseitigen Emissionsanteile gleichmäßig auf die befestigte und unbefestigte Fläche verteilt und die resultierenden Frachten für die betrachteten Eintragspfade in Tabelle 4.4-11 ergänzt.

Zukünftige Entwicklung

Die Emissionen von Kupfer, Zink und Blei aus dem Bereich Kraftfahrzeuge, die im Wesentlichen durch den Reifen- und den Bremsabrieb verursacht werden, sind abhängig von den Fahrleistungen des Fahrzeugbestands. Im Rahmen der Verkehrsprognose 2015 für die Bundesverkehrsplanung wird für unterschiedliche Szenarien die zu erwartende Entwicklung sowohl für den Personen- als auch den Güterverkehr berechnet (Mann et al., 2001). Danach ist im Trend-Szenario eine Erhöhung der Verkehrsleistung im motorisierten Individualverkehr und im öffentlichen Straßenpersonenverkehr um 19 % auf 993,4 Mrd. Pkm und im Straßengüterfern- und Nahverkehr eine Erhöhung der Transportleistung um 69 % auf 510 Mrd. tkm zu erwarten. Damit ist in diesem Bereich auch mit einer deutlichen Steigerung der Kupfer- und Zink-Emissionen zu rechnen. Für die Einträge von Blei sind dagegen die Auswirkungen der EU-Altfahrzeugrichtlinie von großer Bedeutung. Es ist zu erwarten, dass die Blei-Emissionen sowohl aus dem Bereich Bremsbeläge als auch aus dem Bereich Auswuchtgewichte in den nächsten 10 Jahren deutlich zurückgehen werden.

Tabelle 4.4-11: Kupfer-, Blei- und Zinkeinträge durch Kraftfahrzeuge in die Atmosphäre, Oberflächengewässer und Böden

Quellen und Eintragspfade	Kupfer [t/a]	Blei [t/a]	Zink [t/a]
Emissionen aus Reifenabrieb	-	2,7	1619,6
Emissionen aus Bremsabrieb	927,7	61,5	308,7
Sonstige fahrzeugspez. Emissionen	- ¹⁾	8,8 ¹⁾	-
Emissionen aus Fahrbahnabrieb	4,3	7,1	149,4
Summe Emission Fahrzeugverkehr	931,9	80,1	2077,7
Anteil innerörtliche Straßen	246,7	21,2	550,0
Anteil überörtliche Straßen	685,3	58,9	1527,7
Straßenreinigung innerörtlich (10 %)	-12,4	-1,3 ²⁾	-42,3
Straßenreinigung überörtlich (1,5 %)	-5,2	-0,5 ²⁾	-17,6
Austräge durch Straßenreinigung	-17,6	-1,8 ²⁾	-60,0
Emissionen in die Atmosphäre	-463,8	-31,3	-478,3
Deposition Gewässeroberfläche	10,5	0,7	10,8
Deposition vers. Fläche (Trennsystem)	6,2	0,4	6,4
Deposition vers. Fläche (Mischsystem)	8,4	0,6	8,7
Deposition unbefestigte Fläche	438,8 ³⁾	29,6 ³⁾	452,4 ³⁾
Regenwasserkanäle	44,4 + 6,2 ³⁾	4,6 + 0,4 ³⁾	151,6 + 6,4 ³⁾
Mischwasserüberläufe	29,7 + 3,7 ³⁾	3,1 + 0,3 ³⁾	101,4 + 3,8 ³⁾
Fracht im Kläranlagenzulauf	37,5 + 4,7 ³⁾	3,9 + 0,3 ³⁾	128,0 + 4,8 ³⁾
Kläranlagenabläufe	7,5 + 0,9 ³⁾	0,5 + 0,04 ³⁾	30,7 + 1,2 ³⁾
Summe Einträge in Gewässer	81,5 + 21,3³⁾	8,3 + 1,4³⁾	283,7 + 22,2³⁾
Überörtliche Straßen	339,0	35,4	1158,4
Stoffliche Klärschlammverwertung	17,3 + 2,2 ³⁾	1,9 + 0,2 ³⁾	56,0 + 2,1 ³⁾
Summe Einträge in den Boden	356,3 + 440,9³⁾	37,3 + 29,7³⁾	1214,5 + 454,5³⁾

¹⁾ Ohne Berücksichtigung der Emissionen aus Elektromotoren;

²⁾ Ohne Berücksichtigung der Bleiemissionen, die aus der Korrosion von Auswuchtgewichten resultiert, da angenommen wurde, dass diese Emissionen überwiegend gelöst vorliegen;

³⁾ Einträge in die Oberflächengewässer und Böden in Folge der Deposition auf die befestigte und unbefestigte Fläche von atmosphärischen Emissionen des Fahrzeugverkehrs (Reifen- und Bremsbelagabrieb)

4.5 Emissionen und Einträge in Gewässer und Böden durch verzinkte Flächen und Produkte

Die Beschichtung von Stahloberflächen mit Zink ist eine weit verbreitete und seit vielen Jahren bewährte Maßnahme zum Schutz vor Korrosion. Man unterscheidet zwischen galvanischen und thermischen Verfahren zur Aufbringung der Zinkschicht. Sowohl bei der thermischen als auch bei der galvanischen Verzinkung kennt man kontinuierliche (z. B. Band-, Drahtverzinkung) und diskontinuierliche Verfahren (z. B. Stückverzinken, thermisches Spritzen). Die Stärke der aufgetragenen Zinkschicht variiert in Abhängigkeit vom Auftragsverfahren und den Anforderungen an das verzinkte Produkt in weiten Grenzen (wenige μm bis 150 μm und darüber; Maaß/Preißker, 1993).

Die Palette verzinkter Produkte ist sehr groß. Sie reicht von kleinen Massenprodukten (z. B. Befestigungsteilen, Schrauben, Federn) über Bleche, Bänder und Draht für vielfältigste Anwendungen bis hin zu Rohren, größeren Stahlteilen (z. B. Gitterroste, Masten, Stahlschutzplanken, Stadtmöblierung) und großen Stahlkonstruktionen im Bausektor, im Großanlagenbau oder im Brückenbau.

Die Verzinkung ist meist ein Zwischenschritt in der Wertschöpfungskette eines Endprodukts. Da die Verzinkung keine Produkteigenschaft ist, nach der in staatlichen oder Verbandsstatistiken differenziert wird, ist es kaum möglich, anhand statistischer Quellen die verzinkten Oberflächen insgesamt und davon den Anteil, der der Bewitterung ausgesetzt ist, sicher zu ermitteln. Erschwerend kommt hinzu, dass - von Ausnahmen abgesehen - kaum Daten über den Import und Export verzinkter Güter verfügbar sind. Trotz dieser Schwierigkeiten wird in den folgenden Abschnitten versucht, eine Abschätzung der verzinkten Flächen in Deutschland vorzunehmen.

4.5.1 Quantifizierung der Emissionen von verzinkten Flächen und Produkten

4.5.1.1 Stückverzinken (Feuerverzinken)

Das Verzinken von Werkstücken verschiedenster Größe und Geometrie durch Eintauchen in schmelzflüssiges Zink wird als Stückverzinken bezeichnet. Die Palette stückverzinkter Produkte ist fast unüberschaubar. Sie reicht von Schrauben, Muttern und anderen Befestigungsmaterialien mit kleinen Abmessungen über Gitterroste, Fenstergitter und Zaunanlagen bis zu Zulieferteilen für den Fahrzeugbau und Gegenstände zur Stadtmöblierung. Straßenausrüstungen wie Stahlschutzplanken und Masten für Verkehrszeichen, Straßenbeleuchtung und Ampeln sind ebenso stückverzinkt wie massive Stahlträger für den Wohnungs- und Industriebau.

Die Massen stückverzinkter Gegenstände werden differenziert nach Einsatzbereichen vom Institut Feuerverzinken GmbH (IFG) bei den Mitgliedern des Verbands der Feuerverzinkungsindustrie erhoben und auf die gesamte Feuerverzinkungsindustrie hochgerechnet. Die Daten für das Jahr 2001 sind in Tabelle 4.5-1 zusammengestellt:

Tabelle 4.5-1: Stückverzinkung in Deutschland 2001 - Inlandsproduktion (IFG 2003)

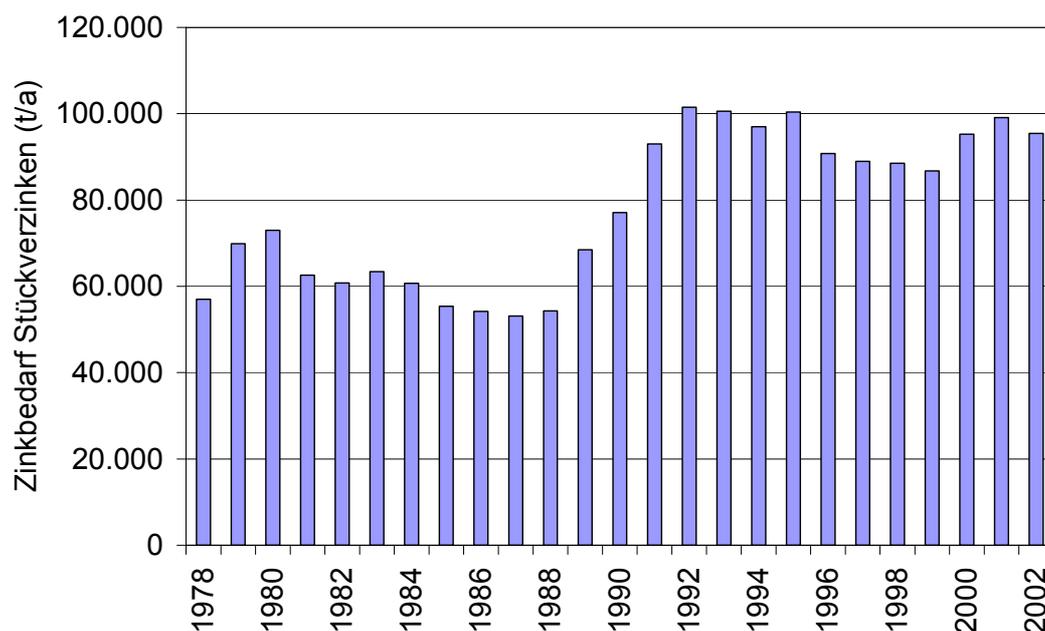
Anwendungsbereich	Masse stückverzinkter Stahlteile (t)
Bauwesen	629.591
Straßenausrüstung	115.531
Ver-/Entsorgung	88.345
Landwirtschaft	97.378
Transportwesen	84.798
Befestigungsteile	65.561
Industrieausrüstung	212.515
Sonstiges	76.423
Summe	1.370.142

Aufgrund der breiten Produktpalette und der Tatsache, dass insbesondere die Stückverzinkung in der Regel ein Veredelungsschritt innerhalb einer größeren Wertschöpfungskette ist, sind die importierten und exportierten Mengen stückverzinkter Güter und die dafür verwendeten Zinkmengen nicht bekannt. Die Stückverzinkung hat einen relativ starken regionalen Bezug und die teilweise sehr massereichen Produkte werden nicht ohne besonderen Anlass über große Strecken transportiert. Schätzungen des Instituts Feuerverzinken gehen derzeit davon aus, dass der Anteil der Produktion, der im- bzw. exportiert wird relativ gering ist, und sich Importe und Exporte stückverzinkter Produkte - auch über die letzten 10 bis 15 Jahre betrachtet - in etwa ausgleichen (IFG, 2003). Somit kann die Inlandsproduktion als Basis für die Berechnung der jährlich stückverzinkten Oberfläche herangezogen werden.

Das Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle (BAFA) erhebt auf der Basis des Rohstoffstatistikgesetzes in einer regelmäßigen Abfrage die Zinkmenge, die in Deutschland zur Stückverzinkung eingesetzt wird. Diese Daten werden in der Metallstatistik veröffentlicht, die derzeit vom World Bureau of Metal Statistics herausgegeben wird. Abbildung 4.5-1 zeigt die Entwicklung des Zinkbedarfs für die Stückverzinkung der letzten 25 Jahre in Deutschland. Danach lag der jährliche Zinkverbrauch nach der Wiedervereinigung im Durchschnitt bei 95.000 t/a. Unterstellt man beim Stückverzinken einen verfahrensbedingten Zinkverlust in Form von Spritzzink, Hartzink und Zinkasche

von 25 bis 30 % (Toussaint/Sordo, 1993), kann die Zinkmenge auf den stückverzinkten Werkstücken auf der Basis der amtlichen Metallstatistik mit 67.000 bis 71.000 t/a angenommen werden.

Abbildung 4.5-1: Zinkbedarf für das Stückverzinken in Deutschland (bis einschl. 1990 alte Bundesländer inkl. West-Berlin; BAFA 2003, Metallgesellschaft/WBMS, 1997, 1991, 1986 und WBMS, 2002)



Auf der Basis von Erfahrungswerten des IFG bezüglich der Oberfläche verzinkter Werkstücke und der Schichtdicke der Zinkauflage, die mit Werten, die in der Literatur publiziert sind (z. B. Maaß/Preißker 1993), gut übereinstimmen, lässt sich der Zinkbedarf gemäß Tabelle 4.5-2 auf die unterschiedlichen Produktgruppen aufteilen. Der jährliche Zinkbedarf beträgt somit 61.000 t/a (Dichte der verwendeten Zinklegierungen: 7,2 g/cm³).

Die Diskrepanz zwischen den Daten der Metallstatistik bzw. der BAFA zum Zinkverbrauch bei der Stückverzinkung und der Abschätzung in Tabelle 4.5-2 liegt somit in der Größenordnung von 5.000 bis 10.000 t/a bzw. 10 bis 15 %. Diese Diskrepanz ließ sich auch durch vertiefte Recherchen beim IFG und der BAFA (z. B. Ausschluss von Fehlmeldungen beispielsweise durch galvanische Verzinkungsunternehmen) nicht auflösen. Daher wurden die folgenden Berechnungen auf der Basis der IFG-Werte weitergeführt.

Tabelle 4.5-2: Zinkauflage stückverzinkter Produkte einer innerdeutschen Jahresproduktion (IFG 2003; Dichte Zink: 7,2 g/cm³)

Anwendungsbereich	Stückverz. Produkte (Basis: 2001) (t/a)	Spezifische Oberfläche (m ² /t)	verzinkte Oberfläche (Mio. m ² /a)	mittlere Schichtdicke Zinkauflage (µm)	Masse Zink- auflage (t/a)
Bauwesen	629.591	45	28,3	140	28.558
Straßenausrüstung	115.531	60	6,9	100	4.991
Ver-/Entsorgung	88.345	50	4,4	120	3.817
Landwirtschaft	97.378	65	6,3	100	4.557
Transportwesen	84.798	60	5,1	100	3.663
Befestigungsteile	65.561	85	5,6	90	3.611
Industrieausrüstung	212.515	40	8,5	140	8.569
Sonstiges	76.423	60	4,6	100	3.301
Summe	1.370.142		69,7		61.067

Um den Zinkabtrag stückverzinkter Bauteile abschätzen zu können, muss der Anteil der Oberflächen, die der Bewitterung ausgesetzt sind, geschätzt werden. Der Anteil der Flächen, der aufgrund von Überdeckungen, Abkantungen o.ä. nicht bewittert wird, ist dabei mit zu berücksichtigen. Eine solche Abschätzung wurde in Tabelle 4.5-3 versucht, wobei es sich in Ermangelung belastbarer Daten um eine grobe Schätzung handelt. Weiter sind dort Annahmen über die mittlere Expositionsdauer (Lebensdauer) getroffen, die je nach Anwendungsbereich und der angenommenen Schichtdicke zwischen 15 und 25 Jahren liegt (vgl. auch Maaß/Preißker, 1993).

Analog der Verwendung von Zinkblechen im Bereich der Dach- und Fassadenmaterialien ist auch bei den stückverzinkten Bauteilen ein Anteil in Abzug zu bringen, der in Folge der räumlichen Ausrichtung der Bewitterung nicht voll ausgesetzt ist (z. B. senkrecht angebrachte Masten). Dieser Anteil wird auf ca. 20 % geschätzt, bei der Straßenausrüstung (z. B. Stahlschutzplanken) wegen der Mehrfachbenetzung durch Spritzwasser und die korrosiven Bedingungen (z. B. Streusalzeinsatz) jedoch nur auf 5 % (vgl. Abschnitt 4.5.1.7).

Weiter ist heutzutage mit einem merklichen Anteil verzinkter Bauteile zu rechnen, die zusätzlich zur Zinkauflage mit einer organischen Beschichtung versehen sind (Duplex-Verfahren). Die organische Lackschicht verhindert den direkten Kontakt zwischen Zink und den Umwelteinflüssen, so dass - abgesehen von Schadstellen - Duplexbeschichtete Bauteile keine Zinkemissionen verursachen. Das IFG schätzt den derzei-

tigen Anteil Duplex-beschichteter Bauteile gemittelt über alle Anwendungsbereiche auf 30 % mit weiterhin steigender Tendenz.

Aus diesen Angaben kann der Bestand exponierter Oberflächen aus einer Jahresproduktion (hier 2001) auf 15 Mio. m² berechnet werden. Einflüsse aus Im- oder Exporten stückverzinkter Güter können dabei unberücksichtigt bleiben, da die importierten und exportierten Mengen in etwa gleich groß sind (IFG 2003).

Entscheidend für die Abschätzung der Zinkemissionen stückverzinkter Produkte ist der Oberflächenbestand in Deutschland. In diese Abschätzung geht die mittlere Einsatzdauer der stückverzinkten Produkte ein. Da insbesondere langlebige Produkte, beispielsweise aus dem Bausektor oder der Industrieausrüstung Einsatzdauern von 25 Jahren haben, entsteht das Problem, dass auch Jahre zu berücksichtigen sind, die vor der Wiedervereinigung liegen und damit das Gebiet der ehemaligen DDR betreffen. Über die Zinkverwendung dort liegen leider keine statistischen Daten vor (vgl. Abbildung 4.5-1). Die Ermittlung des Oberflächenbestands erfolgte deshalb auf der Basis der verfügbaren Daten von 1978 bis 1990 für das alte Bundesgebiet und für die Jahre 1991 bis 2002.

Insgesamt wird die emissionswirksame, um die räumliche Orientierung und die Entwicklung bei der Duplex-Beschichtung korrigierte stückverzinkte Oberfläche ohne Anteile aus den Neuen Bundesländern vor der Wiedervereinigung auf rund 234 Mio. m² geschätzt. Nimmt man an, dass in der ehemaligen DDR die Ausstattung mit emissionswirksamen stückverzinkten Flächen dem halben Ausstattungsstand der ehemaligen Bundesrepublik entsprach, kann die heutige wirksame Oberfläche mit 261 Mio. m² angegeben werden. Bei einer Zinkabtragsrate von 3,0 g/(m² · a) ergibt sich auf dieser Basis ein Zinkabtrag von 784 t/a, der in die Umwelt abgegeben wird.

Im Hinblick auf die Aufteilung dieses Zinkabtrags auf die beiden Eintragspfade Kanalisation (Misch- und Trennkanalisation) und Direkteintrag in den Boden wurden für die einzelnen Anwendungsbereiche stückverzinkter Produkte Schätzungen vorgenommen (vgl. Tabelle 4.5-3).

Zur Berechnung der Einträge ist für die einzelnen Produktbereiche abzuschätzen, welcher Anteil der abgetragenen Zinkmenge über den Wasserpfad den Kläranlagen oder den Gewässern direkt zufließt und welche Zinkmenge in den Boden gelangt. Für die einzelnen Anwendungsbereiche der Stückverzinkung liegen dazu keine Daten vor. In Tabelle 4.5-3 sind die Berechnungen für diesen Bereich zusammengefasst. Die aufgeführten Verteilungskoeffizienten sind dabei aufgrund fehlender Daten als grobe Schätzwerte anzusehen. Insgesamt gelangen demnach etwa 2/3 des Zinkabtrags in

den Boden, während 1/3 des Zinkabtrags gefasst werden und entweder Kläranlagen zugeleitet werden oder direkt den Gewässern zufließen.

Tabelle 4.5-3: Zinkeintrag in Wasser und Boden (Inlandsproduktion und Importe) aus dem Bereich Stückverzinken

Anwendungsbereich	Zinkabtrag (t/a)	Anteil Kanalisation ¹⁾ (%)	Eintrag Kanalisation (t/a)	Anteil Boden (%)	Direkteintrag Boden (t/a)
Bauwesen	238	40	95	60	143
Straßenausrüstung	296	30	89	70	207
Ver-/Entsorgung	33	30	10	70	23
Landwirtschaft	90	20	18	80	72
Transportwesen	35	30	11	70	25
Befestigungsteile	8	50	4	50	4
Industrierausrüstung	60	60	36	40	24
Sonstiges	23	50	12	50	12
Summe	784		274		510

¹⁾ Unter dem Eintragungspfad Kanalisation wird verstanden, dass das Regenwasser mit dem abgetragenen Zink gefasst wird und auf direktem Weg oder über ein Kanalsystem und ggf. eine Behandlungsanlage in ein Gewässer eingetragen wird.

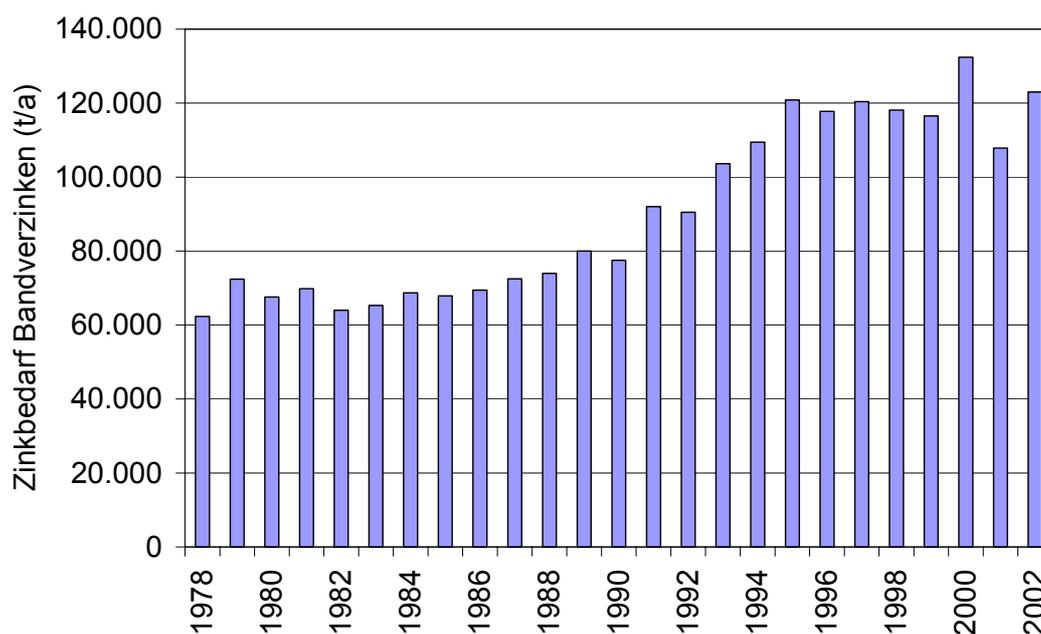
4.5.1.2 Bandverzinken

Das thermische und elektrolytische Verzinken von Stahlbändern verschiedener Abmessungen erfolgt in kontinuierlich arbeitenden Anlagen. In der NE-Metallstatistik des Bundesamts für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle (BAFA) wird bezüglich des Zinkverbrauchs zwischen Schmal- und Breitbandverzinkung unterschieden. Der Zinkbedarf für das Schmalbandverzinken ist gemessen am Breitbandverzinken sehr gering (< 2,5 %). In Abbildung 4.5-2 ist deshalb nur der Gesamtzinkverbrauch für das Bandverzinken (Summe Schmal- und Breitband) in Deutschland angegeben.

Angaben der Wirtschaftsvereinigung Stahl bestätigen diese Daten. Demnach wurden im Jahr 2001 etwa 95.500 t Zink bei der thermischen und ca. 15.000 t Zink für die elektrolytische (galvanische) Bandverzinkung eingesetzt. Thermisch verzinkt wurden 4,2 Mio. t Stahlbleche während etwa 2,0 Mio. t elektrolytisch verzinkt wurden. Aus diesen Daten lässt sich ersehen, dass sich elektrolytisch und thermisch verzinkte Bänder und Bleche vor allem bezüglich der Stärke der aufgetragenen Zinkschicht unterscheiden. Sie liegt bei elektrolytischen Verfahren zwischen 2 und 10 µm während bei ther-

mischen Verfahren die Zinkschicht bis 30 µm stark sein kann. Auch sind elektrolytisch beschichtete Bleche und Bänder in der Regel dünner als thermisch verzinkte.

Abbildung 4.5-2: Zinkbedarf für das Bandverzinken (Schmal- und Breitband) in Deutschland (bis einschl. 1990 alte Bundesländer inkl. West-Berlin; BAFA 2003, Metallgesellschaft/WBMS, 1997, 1991, 1986 und WBMS, 2002)



Bis einschließlich 2002 erhob die Wirtschaftsvereinigung Stahl die Blech- und Bandproduktion in folgender Gliederung:

Tabelle 4.5-4: Produktionsmenge verzinkter Bleche und Bänder in Deutschland 2002 - Inlandsproduktion (Wirtschaftsvereinigung Stahl, 2003)

Anwendungsbereich	Masse (t)
Handel	2.880.000
Automobil	2.448.000
Kurzwaren	900.000
Bauhauptgewerbe	684.000
Summe	6.912.000

Die größte Menge verzinkter Bleche und Bänder gelangt in den Stahlhandel (vgl. Tabelle 4.5-4). In welche konkreten Anwendungen diese Bleche gehen und wie sie ggf. weiterverarbeitet werden, ist statistisch nicht nachvollziehbar. Ähnlich wie bei der Stückverzinkung gilt auch hier, dass die Anwendungsmöglichkeiten sehr breit sind. Sicherlich wird ein bedeutender Anteil der Bleche in der Haustechnik (Klima- und Lüftungsanlagen), für Gehäuse und Schränke, im Elektrogroßgerätebau u.ä. eingesetzt. Ein bedeutender Abnehmer verzinkter Bleche ist die Automobilindustrie. Dort werden die Bleche im Karosseriebau eingesetzt. Unter Kurzwaren sind alle Arten von Blecherzeugnissen zu verstehen, wie beispielsweise Befestigungsmaterialien (Winkel, Scharniere), nicht jedoch Nägel, Schrauben und Schraubenmutter. Unter Bauhauptgewerbe sind alle Anwendungen gefasst, die Wand- und Fassadenverkleidungen und Bedachungen betreffen. Auch die im Trockenbau verwendeten Blechprofile dürften einen nennenswerten Mengenanteil ausmachen.

Insgesamt wurden im Jahr 2002 3,1 Mio. t verzinkte Bleche und Bänder importiert. Die exportierte Menge betrug im gleichen Jahr 3,5 Mio. t. Somit besteht ein fast ausgeglichenes Import-Exportverhältnis.

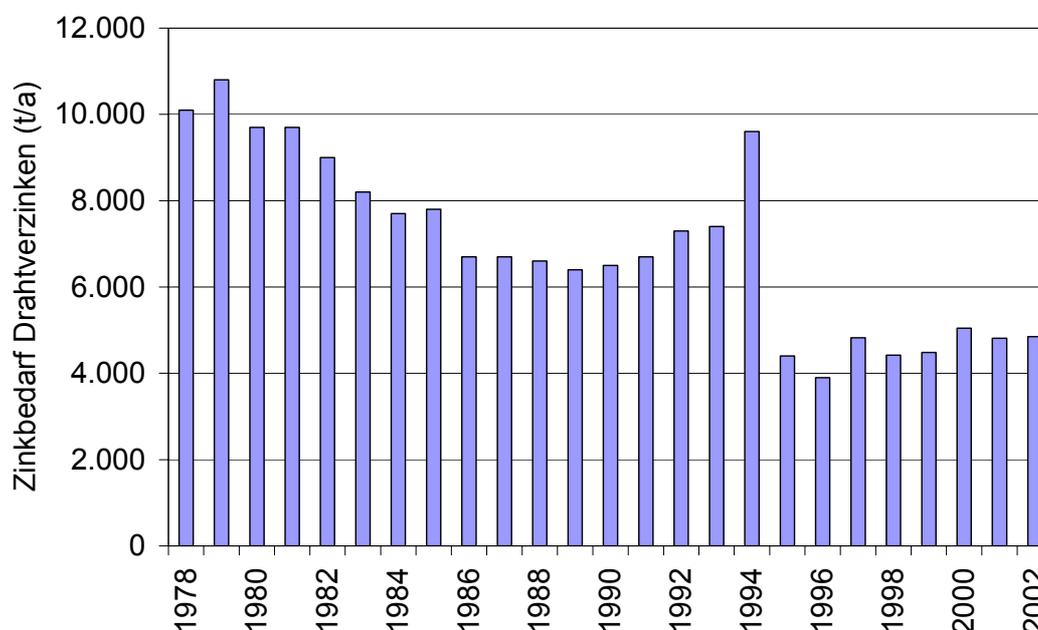
Auf Grund der beschriebenen Anwendungsfelder lässt sich schließen, dass der weit überwiegende Teil der verzinkten Bleche und Bänder entweder in Innenräumen eingesetzt wird (z. B. Kurzwaren, Klima- und Lüftungsanlagen, Gehäuse und Elektrogeräte) oder zusätzlich zur Verzinkung mit einer organischen Beschichtung versehen ist (z. B. Automobilbau, Fassadenelemente und Bedachung).

Einzig im Baubereich ist in gewissem Umfang ein Vorkommen verzinkter Bleche ohne organische Beschichtung denkbar, wobei davon ausgegangen werden kann, dass mittlerweile im Außenbereich nur noch massive Zinkbleche verwendet werden (z. B. Titanzink). Massive Bleche sind weitaus langlebiger als die relativ dünn beschichteten verzinkten Bleche. Da die Emissionen von Zinkblechoberflächen im Baubereich ohne Differenzierung nach massiven Zink- oder verzinkten Blechen bereits in Abschnitt 4.2 abgeschätzt wurden, darf angenommen werden, dass von verzinkten Blechen und Bändern anderer Anwendungsbereiche keine nennenswerten Zinkemissionen in Gewässer und Böden ausgehen.

4.5.1.3 Drahtverzinken

Das Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle erhebt auf der Basis des Rohstoffstatistikgesetzes in einer regelmäßigen Abfrage den Zinkverbrauch, der in Deutschland zur thermischen Verzinkung von Draht eingesetzt wird (vgl. Abbildung 4.5-3).

Abbildung 4.5-3: Zinkbedarf für das Drahtverzinken in Deutschland (bis einschl. 1990 alte Bundesländer inkl. West-Berlin; BAFA 2003, Metallgesellschaft/WBMS, 1997, 1991, 1986 und WBMS, 2002)



Die Zinkmenge für das thermische Drahtverzinken ist für die Jahre 2001 und 2002 jeweils mit ca. 4.800 t/a angegeben.

Die Verzinkung von Eisen- und Stahldraht erfolgt in Deutschland ausschließlich in kontinuierlichen Anlagen, bei denen der Draht eine Zinkschmelze durchläuft. Eisen- und Stahldraht unterscheiden sich durch ihren Kohlenstoffgehalt, der wesentlich die Werkstoffeigenschaften und damit auch den Anwendungsbereich bestimmt (Eisendraht: Kohlenstoffgehalt < 0,25 %, i. d. R. 0,06 bis 0,08 %; Stahldraht > 0,25 %).

Stahldraht wird fast ausschließlich zur Herstellung von Biegeteilen (Federn) verwendet, die üblicherweise nicht der Bewitterung ausgesetzt sind. Die Inlandsproduktion von Stahldraht lag 2002 bei ca. 15.000 t/a, importiert werden ca. 26.000 t/a (Eisendraht- und Stahldraht-Vereinigung, 2003). Ein Export von Stahldraht findet nicht in nennenswertem Umfang statt.

Verzinkter Eisendraht wird überwiegend für Zäune (z. B. Viereckgeflecht, Wildschutzzäune, Gartenzäune, Stacheldraht) und in der Land- und Forstwirtschaft eingesetzt (z. B. Zaunanlagen, Weinbau, Obstbau) und ist damit fast vollständig in der Außenanwendung. Etwa die Hälfte des verzinkten Eisendrahts wird in weiterverarbeitenden Betrieben mit Kunststoff ummantelt und anschließend zu Zäunen geflochten. Die Inlands-

produktion von Eisendraht liegt bei 25.000 t/a. Etwa 70.000 t/a werden importiert. Es ist davon auszugehen, dass etwa 45.000 t/a als verzinkter Draht ohne Kunststoffummantelung in die Außenanwendung gehen (Eisendraht- und Stahldraht-Vereinigung, 2003).

Unter der Annahme eines mittleren Drahtdurchmessers von 2 mm - sehr dünne Drähte werden üblicherweise aus Edelstahl gefertigt, der maximale Durchmesser von Draht liegt bei 6 mm - sowie einer mittleren Dicke der Zinkauflage von 20 µm und einer mittleren Lebensdauer der Drähte von 10 Jahren lässt sich die bewitterte verzinkte Drahtoberfläche in Deutschland mit etwa 115 Mio. m² angeben. Bei einer Zinkabtragsrate von 3 g/(m² • a) gelangen so 350 t/a Zink in die Umwelt. Bei der Berechnung der Zinkemissionen wurde kein Korrekturfaktor für die Ausrichtung der Oberflächen verwendet. Die Begründung für dieses Vorgehen liegt darin, dass das Niederschlagswasser wegen der Tropfenbildung relativ lange Kontaktzeiten mit der Zinkoberfläche hat und dementsprechend gute Lösungsmöglichkeiten für Zink-Ionen bestehen.

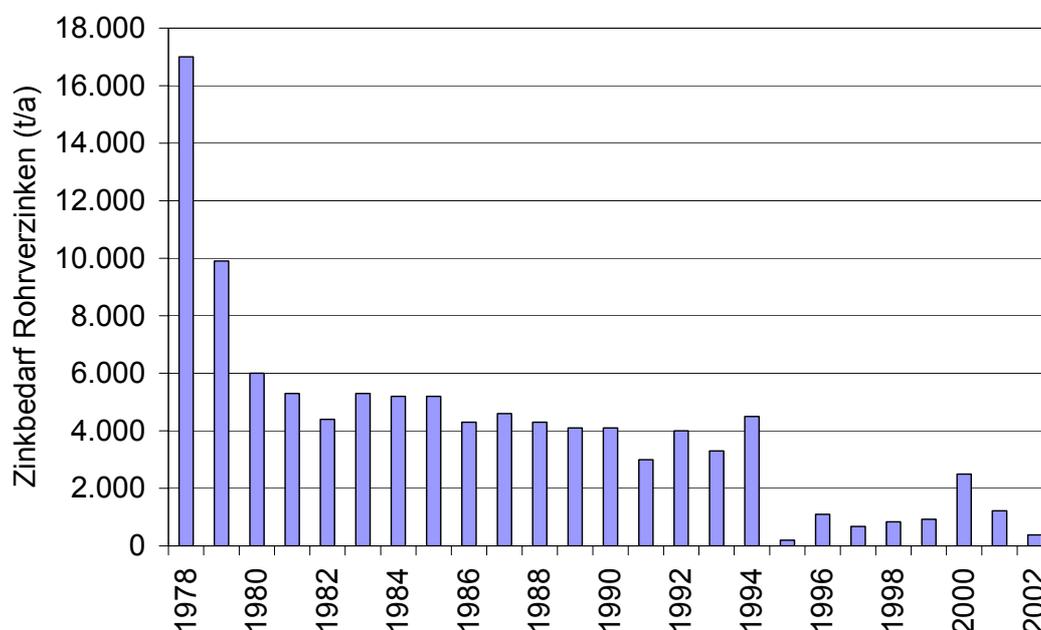
Rechnet man unter Verwendung der oben getroffenen Annahmen zum mittleren Drahtdurchmesser und der Schichtdicke der Verzinkung auf der Basis der Zinkmenge der Metallstatistik von 4.800 t/a zurück, ergibt sich eine Inlandsproduktion von 130.000 t/a thermisch verzinktem Draht. Gemessen an den Angaben der Eisendraht- und Stahldrahtvereinigung für die Inlandsproduktion ist dieser Wert um das mehr als Dreifache höher. Diese Diskrepanz lässt sich auf der Basis der zur Verfügung stehenden Quellen nicht auflösen, so dass der oben errechnete Wert von ca. 350 t/a für den Zinkabtrag als untere Grenze anzusehen ist. Er kann durchaus um ein Mehrfaches höher sein und kann damit die Größenordnung des Zink-Abtrags stückverzinkter Produkte erreichen (vgl. Abschnitt 4.5.1.1).

Aufgrund der weitaus überwiegenden Anwendung in Zaunanlagen oder landwirtschaftlichen Nutzungen kann davon ausgegangen werden, dass die Zinkemissionen von Erzeugnissen aus verzinktem Draht fast vollständig in den Boden gelangen.

4.5.1.4 Rohrverzinken

Unter Rohrverzinkung versteht man typischerweise das Verzinken von Wasserrohren aus Stahl. Verzinkte Wasserrohre werden in Deutschland derzeit nicht hergestellt (IFG, 2003). Diese Einschätzung wird von der NE-Metallstatistik des BAFA (2003) insoweit bestätigt, als dort der Zinkverbrauch für das Rohrverzinken für das Jahr 2002 mit 380 t/a angegeben wird (vgl. Abbildung 4.5-4) und somit gegenüber der gesamten Zinkmenge zur thermischen Verzinkung von 213.000 t/a (2002) vernachlässigt werden kann. Die importierten Mengen verzinkter Rohre sind unbekannt, da sie in der Außenhandelsstatistik des Statistischen Bundesamts nicht als Produkt ausgewiesen sind.

Abbildung 4.5-4: Zinkbedarf für das Rohrverzinken in Deutschland (bis einschl. 1990 alte Bundesländer inkl. West-Berlin; BAFA 2003, Metallgesellschaft/WBMS, 1997, 1991, 1986 und WBMS, 2002)



Da verzinkte Wasserrohre fast ausschließlich als Installationsmaterial eingesetzt werden bzw. wurden, wird für eine Mengenabschätzung des Zinkeintrags aus Wasserleitungen in Kläranlagen und Gewässer auf Abschnitt 4.1 verwiesen.

4.5.1.5 Thermisches Zinkspritzen

Beim thermischen Zinkspritzen wird ein dünner Zinkdraht oder Zinkpulver entweder durch Verbrennung eines Heizgases (Flammspritzen) oder im elektrischen Lichtbogen (Lichtbogenspritzen) zum Schmelzen gebracht und durch das Brenngas bzw. Druckluft zerstäubt und auf eine vorbereitete Stahloberfläche aufgespritzt. Die Zinktröpfchen erstarren und bilden einen Zinküberzug, ohne jedoch an der Grenzfläche die für das Feuerverzinken typische Zink-Eisen-Legierungsschicht auszubilden.

Das Zinkspritzen wird vorwiegend für den Korrosionsschutz großer Stahlkonstruktionen und Stahlbauwerke verwendet (z. B. Brückenbauwerke). Hierbei wird die Zinkschicht vor Ort aufgetragen. Gelegentlich werden auch stark korrosionsbeanspruchte Betonoberflächen thermisch zinkgespritzt (Off-shore-Bauwerke). Anwendungen finden sich im Fahrzeugbau (z. B. Schiffsbau, Landmaschinen) oder zur Verzinkung großer Rohre aus Stahlguss. Das Zinkspritzen wird auch für Reparaturzwecke, zum Ausbessern von

Fehlstellen bei der Stückverzinkung oder zum Beschichten der Schweißstellen von Konstruktionen aus verzinkten Stahlträgern eingesetzt.

Üblicherweise werden zinkgespritzte Stahlkonstruktionen und Bauteile im Außenbereich eingesetzt. Zur Verbesserung des Korrosionsschutzes werden zunehmend Zink-Aluminium-Überzüge aufgebracht, deren Korrosionsbeständigkeit etwa doppelt so hoch ist (Knepper/Spriestersbach, 1997). Spritzzinkschichten im Außenbereich werden in der Regel zusätzlich mit einer organischen Beschichtung versehen (Duplex-Verfahren), die wegen der günstigen Oberflächenstruktur der Spritzzinkschicht sehr gut haftet.

Die weltweite Zinkmenge, die zum thermischen Spritzen verwendet wird, liegt bei 30.000 bis 35.000 t/a (Gemeinschaft Thermisches Spritzen, 2003). Angaben darüber, welcher Anteil auf Deutschland entfällt, existieren nicht. Die Schichtdicken thermisch aufgetragener Zinkspritzschichten liegen in der Regel oberhalb von 100 µm. Da die Bewitterung der Zinkflächen spritzverzinkter Bauwerke und Produkte aufgrund der weiten Verbreitung des Duplex-Verfahrens nur in sehr eingeschränktem Umfang erfolgt, wird von einem vernachlässigbaren Beitrag zu den Zinkemissionen in Boden und Gewässer ausgegangen.

4.5.1.6 Galvanisches Verzinken

Beim galvanischen Verzinken werden die Stahlteile in einen zinkhaltigen Elektrolyten eingetaucht. Durch Anlegen einer Gleichspannung gehen an der Anode, die aus reinem, metallischem Zink in Form von Platten oder Kugeln besteht, Zinkionen in Lösung und scheiden sich am Werkstück (Kathode) ab. Der Elektrolyt spielt bei diesem Vorgang nur die Rolle des Transportmediums für die Zink-Ionen. Daten über die Zinkmenge, die bei der galvanischen Verzinkung eingesetzt wird, werden statistisch nicht erfasst. Es ist zu vermuten, dass in der NE-Metallstatistik der BAFA die Zinkmenge, die für galvanische Zinküberzüge verwendet wird, als Teilmenge der unter der Rubrik „Zinkhalbfabrikate“ erfassten Zinkmenge enthalten ist. Auf Basis der BAFA-Daten lässt sich hieraus der Galvano-Zink-Anteil jedoch nicht ermitteln.

Eine Anfrage bei der BAFA, ob sich aus den Firmenbezeichnungen, die aus Datenschutzgründen nicht öffentlich zugänglich sind, Hinweise auf galvanotechnische Unternehmen ergeben oder ob möglicherweise die bei der Stückverzinkung beobachtete Differenz der Zinkmenge zwischen statistischen Daten und technisch abgeleiteten Werten auf Fehlmeldungen galvanotechnischer Betrieb zurückzuführen sind, brachte keine Klärung. Auch die zuständigen Wirtschaftsverbände DGO (Deutsche Gesellschaft für Galvano- und Oberflächentechnik) und ZVO (Zentralverband Oberflächentechnik) verfügen nach ihren Angaben nicht über entsprechende Daten.

Unter diesen Umständen ist eine Abschätzung der Zinkemissionen aus galvanisch verzinkten Produkten nicht möglich. Da galvanische Zinküberzüge häufig geringere Schichtdicken aufweisen als Zinkschichten aus der Stückverzinkung, kann vermutet werden, dass galvanisch verzinkte Produkte im Vergleich zu stückverzinkten Werkstücken tendenziell eher bei Innenanwendungen zum Einsatz kommen und somit bezüglich der Zinkemissionen durch Bewitterung eher von geringerer Bedeutung sind.

4.5.1.7 Spezielle Anwendungen verzinkter Produkte

In den folgenden Abschnitten sind exemplarisch einige Anwendungen verzinkter Produkte und ihr Beitrag zu den Zinkemissionen in Böden und Gewässer dargestellt. Diese Beispiele sollen die in den vorangehenden Abschnitten aus den allgemeinen Daten zum Zinkverbrauch für die Verzinkung abgeleiteten Zinkeinträge exemplarisch illustrieren.

Stahlschutzplanken

Verzinkte Stahlschutzplanken sind ein wesentliches Element der Sicherheitseinrichtungen für Straßen. Eine Statistik über den Bestand an Stahlschutzplanken in Deutschland existiert nicht. Die Länge des bundesdeutschen Straßennetzes, differenziert nach verschiedenen Straßenklassen für den Außerortsbereich (Bundesautobahnen, Bundesstraßen, Landesstraßen, Kreisstraßen) wird vom Statistischen Bundesamt regelmäßig erfasst (vgl. Tabelle 4.5-5). Auf der Basis einer Abschätzung des Ausstattungsgrads dieser Straßenklassen (Schüler, 2003) wurde eine Gesamtlänge der in Deutschland installierten Stahlschutzplanken von insgesamt 94.380 km errechnet.

Tabelle 4.5-5: Ausstattung deutscher Straßen mit verzinkten Stahlschutzplanken (BMVBW, 2003; Schüler, 2003; eigene Berechnungen)

	Straßenlänge (km)	Ausstattungsgrad Stahlschutzplanken	Länge Stahlschutzplanken (km)
Bundesautobahnen	11.800	Mittelstreifen 2-fache Länge; Seitenstreifen jeweils 50 %	35.400
Bundesstraßen	41.200	je Straßenseite 50 %	41.200
Landesstraßen	86.800	je Straßenseite 5 %	8.680
Kreisstraßen	91.000	je Straßenseite 5 %	9.100
Summe	230.800		94.380

Stahlschutzplanken weisen eine verzinkte Oberfläche von 1 m²/lfd. Meter auf. Hinzu kommt ein Zuschlag von ca. 10 % für Befestigungseinrichtungen, die ebenfalls aus verzinktem Stahlblech gefertigt sind. Bei einem spezifischen Zinkabtrag von 3 g/(m² • a)

beläuft sich die emittierte Zinkmenge auf 313 t/a. Ein Korrekturfaktor für die weitgehend senkrechte Anordnung der Stahlschutzplanken wurde nicht berücksichtigt, da bei Regenereignissen durch den Straßenverkehr mit einer intensiven Benetzung der Oberflächen durch Spritzwasser und im Winter zusätzlich von einer hohen Chloridbelastung durch Streusalzeinsatz auszugehen ist. Setzt man den oben errechneten Zinkabtrag in Bezug zum Zinkabtrag stückverzinkter Produkte im Anwendungsbereich Straßenausrüstung, ist festzuhalten, dass der bei weitem überwiegende Anteil der Zinkemissionen auf verzinkte Stahlschutzplanken zurückzuführen ist.

Wie bereits erwähnt, gelangen große Anteile der Zinkabschwemmung in den Boden (Straßenbankette). Vor allem bei Bundesautobahnen und ausgebauten Bundesstraßen, die streckenweise mit Anlagen zur Fahrbahmentwässerung ausgestattet sind, gelangt die Zinkfracht mit dem Regenwasser entweder direkt in die Gewässer oder in Versickerungseinrichtungen, in die das Straßenablaufwasser eingeleitet wird.

Straßenbeschilderung und -beleuchtung

Nach Angaben des Industrieverbands Straßenausstattung (IVSt, 2003) und der Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt, 2003) sind in Deutschland 20 bis 30 Millionen Verkehrszeichen installiert. Die Straßenbeschilderung (Straßennamen) in Städten und Gemeinden ist dabei nicht enthalten. Amtliche Angaben über die Art der verwendeten Masten existieren nicht. Nach eigenen Beobachtungen im Raum Karlsruhe, der vom IVSt als repräsentativ eingeschätzt wird, ist die überwiegende Anzahl der Befestigungsmasten für Verkehrszeichen aus verzinkten Stahlrohren gefertigt.

Um zu einer Abschätzung des Zinkabtrags der Befestigungsmasten zu kommen wurde angenommen, dass je zwei Verkehrszeichen an einem verzinkten Stahlmast von 6 cm Durchmesser und 3 m Höhe (oberirdisch) angebracht sind. Unter Annahme eines spezifischen Zinkabtrags von $3 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ beläuft sich die abgetragene Zinkmenge auf ca. 20 t/a. Auch hier wurde auf einen Korrekturfaktor für die überwiegend senkrechte Anordnung der Masten verzichtet.

Will man die Befestigungsmasten für Straßenschilder, Ampelanlagen und für die Straßenbeleuchtung, über deren Anzahl keine statistischen Angaben verfügbar sind, ebenfalls berücksichtigen, muss sicherlich mit der 2- oder 3-fachen Zinkmenge gerechnet werden.

Drahtrahmen im Weinbau

In Deutschland betrug die bewirtschaftete Rebfläche nach Angaben des Deutschen Weinbauverbands im Jahr 1999 etwas mehr als 1 Mrd. m^2 (DWV, 2000). Etwa 95 % der Reben werden im Drahtrahmen erzogen. Hierbei werden in den Rebzeilen in der Regel sechs verzinkte Eisendrähte gespannt, die an Pfählen aus Holz, Kunststoff oder

verzinktem Stahlblech befestigt sind. Von diesem Drahtgerüst werden die Triebe der Rebpflanzen gestützt.

Auf der Basis von Angaben des DWV, der Forschungsanstalt für Weinbau (Schultz, 2003) und des KTBL (2001) bzgl. der verwendeten Materialien (z. B. Drahtstärken, Pfahlmaterial, Lebensdauer) und Anbaurichtlinien (z. B. Zeilenabstand, Pfahlabstand) wurde das Inventar verzinkter Oberflächen im Weinbau abgeschätzt. Insgesamt beträgt der Zinkabtrag im deutschen Weinbau unter Annahme eines spezifischen Abtrags von $3 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ etwa 130 t/a. Unterscheidet man Weinberge mit verzinkten Pfählen von solchen, die mit Holz- oder Kunststoffpfählen ausgestattet sind, so ist bei ersteren mit einem Zinkeintrag in den Boden von $2,9 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ zu rechnen, während bei letzteren etwa $0,6 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ Zink in den Boden gelangen.

Ähnlich dürften sich die Verhältnisse in verwandten Bereichen, wie beispielsweise dem intensiven Obstbau mit Drahtgerüsten oder dem Hopfenanbau darstellen.

4.5.2 Einträge in Gewässer und Böden durch verzinkte Flächen und Produkte

Mit den Abschätzungen der Abschnitte 4.5.1.1 bis 4.5.1.6 und den Ausgangsdaten aus Abschnitt 4.2.2 (Trennkanalisation 39,8; Mischkanalisation 60,2 %; Entlastungsrate Mischkanalisation 44,2 %; mittlerer Eliminationsgrad für Zink in kommunalen Kläranlagen 76 %; Verwertungsquote Klärschlamm 57,6 %) kann aus den in die Kanalisation eingetragenen Mengen der Eintrag in die Gewässer und in den Boden abgeschätzt werden (vgl. Tabelle 4.5-6).

Zukünftige Entwicklung

Für die Einträge in Gewässer und Böden ist insbesondere der Bereich der Stückverzinkung relevant. Die Entwicklung des Zinkbedarfs für diesen Bereich hat sich nach der Wiedervereinigung auf einem Niveau von 95.000 t/a eingependelt (vgl. Abb.: 4.5-1). Für die Zukunft zeichnen sich hier keine signifikanten Änderungen ab. Weiter Fortschreiten wird der Trend zur organischen Beschichtung stückverzinkter Bauteile (Duplex-Verfahren). Getrieben wird diese Entwicklung zum einen dadurch, dass aus ästhetischen Gründen von den Kunden zunehmend dekorative Farbgebungen gewünscht werden. Zum anderen ist bei Anwendungen in korrosiver Umgebung (z. B. Industrie-, Anlagenbau), die Verlängerung der technische Lebensdauer der Bauteile durch die organischen Beschichtungen ein gewichtiges Argument. Insgesamt ist somit zukünftig mit tendenziell leicht sinkenden Zink-Emissionen durch stückverzinkte Bauteile und Produkte zu rechnen.

Tabelle 4.5-6: Abschätzung der Zink-Einträge in Böden und Gewässer

		Stück- verzin- ken (t/a)	Band- verzin- ken (t/a)	Draht- ver- zinken (t/a)	Rohr- verzin- ken (t/a)	Zink- spritzen (t/a)	Galvan. Verz. (t/a)
1	Gesamtemissionen Verzinkung	783	?	350	s. 4.4.1	<<	?
2	Eintrag in Trennkanalisation	109		<<			
3	Eintrag in Mischkanalisation	165		<<			
4	Mischwasserüberläufe	73					
5	Kläranlagenabläufe	22					
6	Summe Einträge in Oberflächengewässer	204	?	<<	s. 4.4.1	<<	?
7	Direkteintrag Boden	509		350			
8	Stoffl. Klärschlammverwertung	42					
9	Summe Einträge in den Boden	551	?	350	s. 4.4.1	<<	?
10	Eintrag Deponien	28	?	<<	<<	<<	?

Zeile 6 ist Summe aus Zeilen 2, 4 und 5; Zeile 9 ist Summe aus Zeilen 7 und 8

<<: vernachlässigbar;

?: keine Daten verfügbar

4.6 Verwendung von Kupfer als Fahrdrabtmaterial bei elektrischen Schienenfahrzeugen

Die Fahrdrähte (Oberleitungen) elektrisch betriebener Schienenfahrzeuge bestehen aus einem profilierten Kupferdraht mit einem Querschnitt von 100 bis 120 mm². Der Strom wird durch eine am Stromabnehmer angebrachte Schleifleiste, die aus einer speziellen Kohle besteht, abgenommen. Der Fahrdraht wird durch den Schleifkontakt mechanisch beansprucht.

Neben dem mechanischen Verschleiß tritt an der Kontaktstelle aber auch ein elektrisch induzierter Verschleiß am Fahrdraht auf. Durch die Ausbildung von Funken und kleinen Lichtbögen, die bei kurzen Unterbrechungen der Stromzufuhr entstehen (z. B. Schwingungen der Oberleitung, Rauigkeiten an Schleifleiste oder Fahrdraht, Regentropfen, Vereisung der Oberleitung, hohe Stromflüsse beim Anfahren/Beschleunigen und Abbremsen), werden Spuren des Kupfermaterials aufgeschmolzen und verdampft.

Untersuchungen zeigen, dass der elektrische Verschleiß den mechanischen Verschleiß bei weitem überwiegt. Wiessler (1985) gibt an, dass 80 % des Verschleißes elektrisch und nur 20 % mechanisch verursacht sind. Besonders beanspruchend sind hierbei die Anfahrvorgänge der Schienenfahrzeuge (Biesenack et al. o.J.).

Sowohl die Bundesbahn (inkl. S-Bahnen) als auch die Betriebe des Öffentlichen Personen-Nahverkehrs (Straßenbahnen) setzen auf ihren Strecken nicht nur Elektrolyt-Kupfer, sondern zunehmend auch legierte Kupferwerkstoffe ein. Durch die Zugabe von Silber (0,1 %-Bereich) oder Magnesium (0,6 - 0,7 %; Hochgeschwindigkeitsstrecken) werden die Festigkeiten und die elektrischen Eigenschaften der Fahrdrähte positiv beeinflusst und der Verschleiß reduziert (HFB, 2004). Mittlerweile werden auch Silber-Magnesium-legierte Fahrdrähte angeboten (KME, 2004). Cadmium-legierte Fahrdrähte, die ebenfalls günstige Verschleißigenschaften und Festigkeiten aufweisen, waren lange in Gebrauch, werden in Deutschland aber nicht mehr eingesetzt (HFB, 2004).

Die Bahnbetreiber haben ein großes Interesse an einer Reduzierung des Fahrdrahtverschleißes, verursacht doch der Ersatz der Oberleitungen erhebliche Kosten (Personaleinsatz, Nacharbeit, Störung des Betriebsablaufs). Aus der Praxis liegen über das Ausmaß der Verschleißminderung durch legierte Fahrdrahtmaterialien jedoch noch keine ausreichenden Erfahrungen vor, um diesen Effekt verlässlich quantifizieren zu können (KVV, 2004).

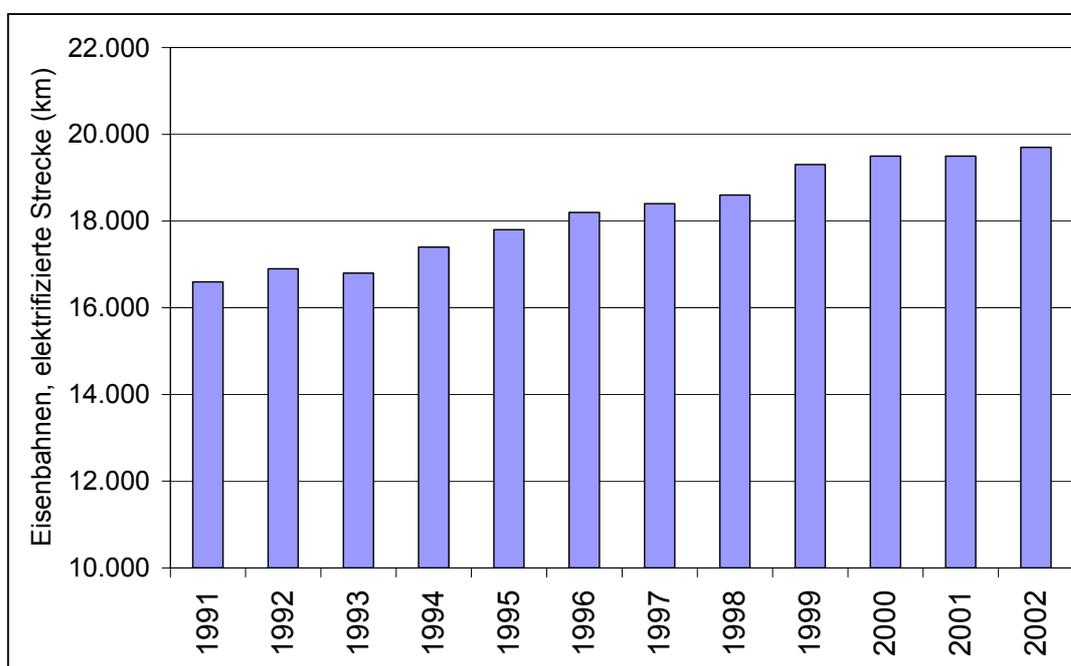
Die Fahrdrähte selbst sind mit Tragseilen an den Masten aufgehängt. Das Material der Tragseile besteht aus magnesium-legiertem Kupfer. Der Querschnitt dieser Tragseile beträgt in der Regel 50 mm^2 und wird bei der elektrischen Auslegung der Netze mit berücksichtigt. Die Tragseile sind der Bewitterung ausgesetzt, so dass auch von ihnen ein Beitrag zu den Kupferemissionen des Oberleitungssystems ausgeht.

4.6.1 Eisenbahnen

Die Deutsche Bahn AG setzt auf 93 % ihrer Strecken Fahrdrähte mit 100 mm^2 und auf 7 % der Strecken Fahrdrähte mit 120 mm^2 Querschnitt ein. Laut Regelwerk der Bahn werden die Fahrdrähte bei einem Querschnittsverlust von 20 % ausgetauscht. Der Verschleiß ist an den Stellen, an denen der Fahrdraht befestigt ist, höher als zwischen den Befestigungspunkten. Deshalb kann man davon ausgehen, dass der mittlere Verschleiß beim Austausch der Fahrdrähte bei 10 bis 15 % liegt. Die mittlere Standzeit der Fahrdrähte liegt in der Größenordnung zwischen 10 und 30 Jahren, wobei in den Bahnhofsbereichen und bei stark beanspruchten Strecken (Zugfrequenz, Geschwindigkeit) die Oberleitungen häufig und auf Nebenstrecken in größeren Zeitabständen ausgetauscht werden müssen (DB, 2004).

Das elektrifizierte Streckennetz der Deutschen Bahn AG hatte im Jahr 2002 eine Länge von 19.300 km. Hinzu kommen die elektrifizierten Strecken anderer privater Eisenbahnen von insgesamt 400 km (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, 2003). Die zeitliche Entwicklung des elektrifizierten Streckennetzes seit der Wiedervereinigung zeigt Abbildung 4.6-1. Danach ist in den vergangenen Jahren ein stetiger Zuwachs elektrifizierter Strecken zu beobachten.

Abbildung 4.6-1: Elektrifiziertes Streckennetz der Deutschen Bahn AG und anderer privater Eisenbahnen in Deutschland (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, 2003)



Nimmt man einen mittleren Verschleiß der Fahrdrähte von 12,5 % bei einem mittleren Austauschintervall von 20 Jahren an, so erreicht der Kupfereintrag in die Umwelt durch den Fahrdrachtverschleiß des Eisenbahnverkehrs einen Wert von 111 t/a. In diesem Wert ist die witterungsbedingte Korrosion insofern bereits enthalten, als sie ebenfalls zu einer Querschnittsverringerung beiträgt und deshalb nicht zusätzlich in Ansatz gebracht werden muss.

Anders liegen die Verhältnisse bei den Tragseilen, an denen der Fahrdracht aufgehängt ist. Der Einfachheit halber wird angenommen, dass die Tragseillänge dem 1,2-fachen der elektrifizierten Streckenlänge entspricht (Quertraversen, Durchhängung). Bei einem Querschnitt von 50 mm² ergibt sich für die Tragseile eine Kupferoberfläche von rund 500.000 m². Der resultierende Kupferabtrag bewegt sich bei einer Abtragsrate von

1,3 g/(m²•a) bei knapp 1 t/a und ist gegenüber dem Kupferabrieb des Fahrdrachts zu vernachlässigen.

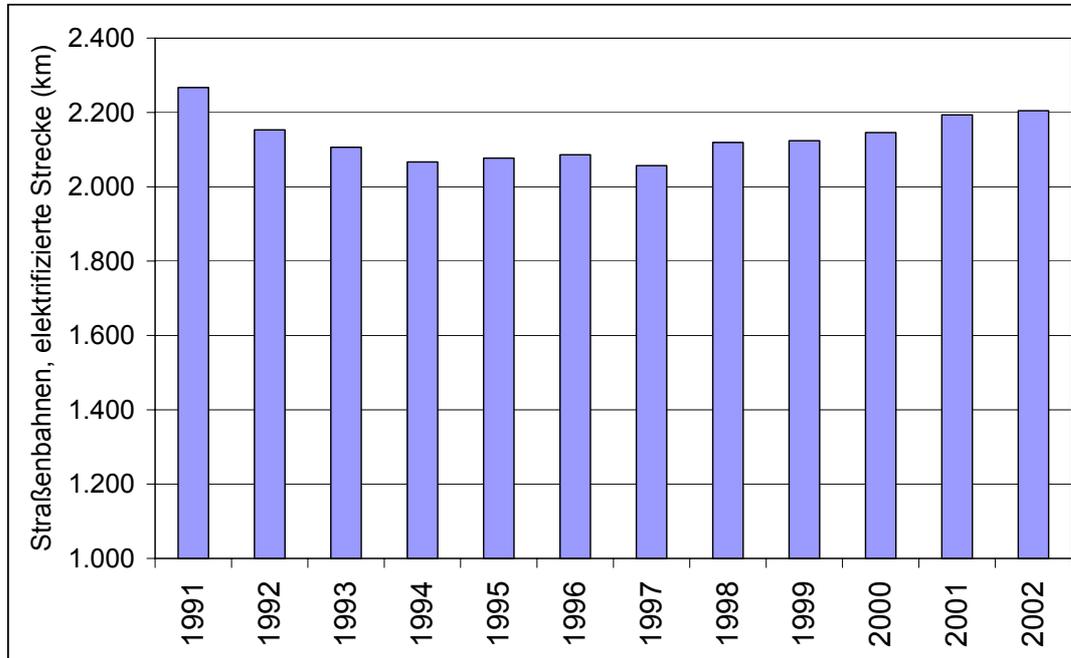
Die Kupfermenge von insgesamt 112 t/a liegt auf Grund der Entstehungsmechanismen (mechanischer Abrieb, Verdampfung im Lichtbogen und anschließende Kondensation) vermutlich in Form kleiner und kleinster Partikel vor. Informationen über die Größenverteilung der Partikel liegen nicht vor, so dass hier analog den Ausführungen zum Abrieb von Bremsbelägen (vgl. Kapitel 4.4.2) angenommen wurde, dass 50 % der Partikel als PM-10-Fraktion vorliegen. Diese Partikel verbleiben zunächst in der Atmosphäre, werden weiträumig verteilt und gelangen durch nasse und trockene Deposition wieder auf Boden- und Gewässeroberflächen. Von der groberen Partikelfraktion wird angenommen, dass sie sich in der näheren Umgebung der Gleisanlagen auf befestigten und unbefestigten Flächen absetzt. Da Eisenbahnen weit überwiegend in unbefestigter Umgebung verkehren, haben Einträge in die Kanalisation und daraus abgeleitet in die Gewässer nur untergeordnete Bedeutung (max. 5 %).

4.6.2 Straßenbahnen (ÖPNV)

Bei Straßenbahnen werden in der Regel Fahrdrähte mit 120 mm² Querschnitt verwendet. Die Fahrdrähte werden bei einem Querschnittsverlust von 30 % ersetzt. Ebenso wie bei dem Oberleitungssystem der Deutschen Bahn gilt auch hier, dass der Verschleiß an den Stellen, an denen der Fahrdraht befestigt ist, höher ist als zwischen den Befestigungspunkten. Gemittelt über den ausgetauschten Fahrdraht kann der Verschleiß mit 20 % angenommen werden. Die Standzeit der Fahrdrähte liegt bei stark frequentierten Hauptstrecken im Bereich von 10 Jahren. Wenig befahrene Nebenstrecken erreichen Standzeiten von bis zu 25 Jahren (alle Angaben: KVV, 2004). Der gegenüber der Deutschen Bahn höhere Verschleiß lässt sich mit den sehr viel häufigeren Anfahrvorgängen des ÖPNV erklären.

In Deutschland lag die Länge des Streckennetzes der oberirdisch geführten Straßenbahnen im Jahr 2002 bei 2.205 km (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, 2003). Diese Streckenlänge bezieht sich nur auf Straßenbahnen, deren Streckenführung überwiegend identisch mit der Streckenführung des Individualverkehrs ist (Straßen). Nicht enthalten sind so genannte Stadtschnellbahnen mit anderer Streckenführung, wie U-Bahnen, Schwebbahnen und S-Bahnen, deren Streckennetz sich auf 987 km beläuft. Die Streckenlänge des Straßenbahnverkehrs zeigte seit den 60er Jahren eine fallende Tendenz. Dieser Trend hat sich jedoch seit Mitte der 90er Jahre umgekehrt (s. Abbildung 4.6-2). Seither steigt die Streckenlänge der Straßenbahnen wieder leicht an.

Abbildung 4.6-2: Streckennetz der Straßenbahnen in Deutschland (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen 2003)



Nimmt man an, dass 2/3 des Streckennetzes der Straßenbahnen als Hauptstrecke und 1/3 als Nebenstrecke klassifiziert werden kann, lässt sich der Kupferabrieb mit den oben angegebenen Daten zum Streckennetz, zum Austauschkriterium und zu den Standzeiten mit 38 t/a angeben. Der Beitrag der Aufhängung der Fahrdrähte zu den Kupferemissionen wird hier vernachlässigt.

Bezüglich des Verbleibs der emittierten kupferhaltigen Partikel wird analog zu den Eisenbahnen angenommen, dass die PM-10-Fraktion 50 % der Cu-Fracht ausmacht und weitere 50 % der groberen Partikelfraktion zuzurechnen ist.

Die Streckenführung der in Ansatz gebrachten Streckenlänge folgt zum großen Teil der Streckenführung des (vorwiegend innerörtlichen) Individualverkehrs. Es ist deshalb davon auszugehen, dass im Vergleich zu den Emissionen im Bereich der Deutschen Bahn ein wesentlich höherer Anteil der groberen Partikelfraktion mit dem abfließenden Regenwasser über die Kanalisation erfasst wird. Im Kernstadtbereich werden i. d. R. die Straßenbahnflächen über die Kanalisation entwässert. Etwas außerhalb liegende Bereiche (Wohngebiete, Stadtteile) werden dagegen eher nicht an die Kanalisation angeschlossen. Eine Abschätzung im Bereich des Karlsruher Stadtgebiets ergab einen Anteil von 30 %, der drainiert und direkt an die Kanalisation angeschlossen ist (AVG Karlsruhe, 2004). Zusätzlich entwässert ein Teil der nicht drainierten Flächen direkt in Oberflächengewässer (bspw. über offene Gräben). Bei der Übertragung dieser Ab-

schätzung ist zu berücksichtigen, dass in dem untersuchten Karlsruher Straßennetz ein hoher Anteil an Stadtteilen enthalten ist, die teilweise deutlich vom Kernstadtbereich entfernt liegen. Für die weiteren Berechnungen wird deshalb für den Anteil des Straßennetzes, der an die Kanalisation angeschlossen ist, ein Faktor von 50 % verwendet.

4.6.3 Einträge in Gewässer und Böden durch Kupfer-Fahrdraht von Schienenfahrzeugen

Mit den Abschätzungen der Abschnitte 4.6.1 und 4.6.2 und den Ausgangsdaten aus Abschnitt 4.1 (Flächenanteile: Gewässer 2,3 % - befestigter Boden 3,1 % - unbefestigter Boden 94,6 %; Trennkanalisation 39,8 %; Mischkanalisation 60,2 %; Entlastungsrate Mischkanalisation 44,2 %; mittlerer Eliminationsgrad für Kupfer in kommunalen Kläranlagen 80 %; Verwertungsquote Klärschlamm 57,6 %) kann aus den in die Kanalisation eingetragenen Mengen der Eintrag in die Gewässer und in den Boden abgeschätzt werden (vgl. Tabelle 4.6-1).

Tabelle 4.6-1: Abschätzung der Kupfer-Einträge in Böden und Gewässer aus dem Bereich Oberleitungen

		Eisenbahnen (DB u. Privatbahnen) (t/a)	Straßenbahnen (t/a)
1	Gesamtemissionen Fahrdraht	112,0	38,0
2	Direkteintrag Gewässer (Deposition)	1,3	0,4
3	Eintrag in Trennkanalisation	1,8	4,0
4	Eintrag in Mischkanalisation	2,8	6,1
5	Mischwasserüberläufe	1,2	2,7
6	Kläranlagenabläufe	0,3	0,7
7	Summe Einträge in Oberflächengewässer	4,6	7,8
8	Direkteintrag Boden (Deposition)	106,3	27,4
9	Stoffl. Klärschlammverwertung	0,7	1,5
10	Summe Einträge in den Boden	107,0	28,9
11	Eintrag Deponien	0,5	1,2

Zeile 7 ist Summe aus Zeilen 2, 3, 5 und 6; Zeile 10 ist Summe aus Zeilen 8 und 9

Zukünftige Entwicklung

Die Entwicklung der elektrifizierten Streckenlänge für Eisenbahnen und Straßenbahnen weist seit mehreren Jahren eine leicht steigende Tendenz auf (vgl. Abbildungen 4.6-1 und 4.6-2). Unterstellt man, dass dieser Trend sich zunächst fortsetzt und die Verkehrsleistung sich nicht gegenläufig verändert bevor in fernerer Zukunft möglicherweise ein Sättigungseffekt eintritt, ist zunächst mit leicht ansteigenden Kupferemissionen aus dem Verschleiß der Fahrdrähte zu rechnen.

Gegenläufig wirkt, dass die Eisen- und Straßenbahnbetreiber ein wirtschaftliches Interesse an langen Standzeiten der Fahrdrähte haben, da deren Ersatz mit relativ hohem Aufwand verbunden ist. Deshalb wird verstärkt dazu übergegangen, Fahrdrähte mit festigkeitserhöhenden Legierungsbestandteilen einzusetzen (Silber, Magnesium). Auch Weiterentwicklungen in der Stromabnehmertechnologie der Schienenfahrzeuge dürften verschleißmindernd wirken. Getrieben durch den Einsatz von Hochgeschwindigkeitszügen wird durch eine sensorgestützte Regelung des Anpressdrucks eine Verbesserung der elektrischen Stromversorgung erreicht (DB, 2003). Dies ist wiederum mit einer Reduktion des elektrischen Verschleißes (vgl. Abschnitt 4.7) verbunden. Inwieweit verbesserte Fahrdraktlegierungen und fortschrittliche Stromabnehmer zu einer Reduktion der Kupferemissionen führen, lässt sich aus heutiger Sicht jedoch nicht quantitativ abschätzen.

Außerdem wird im Bereich des Straßenbahnnetzes inzwischen darauf geachtet, dass Neubaustrecken weitgehend unabhängig vom Straßenverkehr errichtet werden. Dies bedeutet in der Regel, dass diese Strecken nicht an die Kanalisation angeschlossen werden und damit die Einträge überwiegend in den Boden gelangen.

4.7 Einsatz von Kupfer als Pflanzenschutzmittel in der Landwirtschaft

Kupfer ist zwar ein wichtiger Mikronährstoff für Pflanzen und ein Kupfer-Mangel kann zu Pflanzenschäden führen. Umgekehrt wirkt Kupfer in höheren Konzentrationen toxisch und wird deshalb seit über 100 Jahren in verschiedenen Bereichen der Landwirtschaft auch als Fungizid eingesetzt. Die heute üblicherweise verwendeten Wirkstoffe sind Kupferoxychlorid und Kupferhydroxid. Die wichtigsten Anwendungsgebiete sind dabei die Sonderkulturen Wein und Hopfen, aber auch im Obst- und Kartoffelanbau finden entsprechende Mittel Anwendung. Besonders im Bereich des ökologischen Landbaus besitzen diese Mittel eine sehr große Bedeutung, da bislang keine geeigneten Alternativen bekannt sind (Kühne/Friedrich, 2002). Nach einem speziellen Fachgespräch (Jahn/Beer, 1999) und zusätzlichen Studien und Datenerhebungen wurde im Jahr 2001 als Ergebnis einer Vertretbarkeitsabwägung das besonders wichtige Mittel

Funguran (Wirkstoff Kupferoxychlorid) bis zum 30.12.2004 befristet erneut zugelassen. Auch Funguran OH (Kupferhydroxid) darf vorläufig weiter eingesetzt werden. Für den ökologischen Landbau war über die Verordnung (EWG) 2092/91 des Rates die Anwendung von Kupfer ursprünglich nur bis zum 31. März 2002 möglich. Über die Verordnung (EG) 473/2002 der Kommission vom 15. März 2002 wurde diese Frist vorerst aufgehoben. Diese Zulassung wird jedoch im Licht neuer Entwicklungen und Nachweise hinsichtlich verfügbarer Alternativen überprüft. Nach Bode (2002) bleibt weiterhin das Ziel bestehen, zum einen kurzfristig die jährlichen Aufwandmengen von Kupfer zu minimieren und zum anderen mittelfristig die entsprechenden Wirkstoffe zu ersetzen.

Die über diesen Pfad in die Umwelt eingetragene Kupfermenge kann für die einzelnen Verwendungsbereiche über die durchschnittlichen Aufwandsmengen und die relevanten Flächen abgeschätzt werden. Nach der EU-Verordnung ist die Jahreshöchstmenge im ökologischen Landbau auf 8 bzw. ab 2006 auf 6 kg Kupfer je ha begrenzt. In Deutschland ist die Menge in freiwilliger Selbstbeschränkung auf 3 kg (Flächenkulturen) bzw. 4 kg (Raumkulturen) weiter reduziert. Nach Angaben von Kühne (2003) werden im ökologischen Wein- und Hopfenanbau diese Mengen auch in etwa verwendet. Im Kartoffelanbau liegt die Menge bei etwa 2 kg/ha (gemittelt über mehrere Jahre, Anwendung erfolgt nur alle 3 bis 4 Jahre), im Apfelanbau bei etwa 3 kg pro ha. Mit den in Tabelle 4.7-1 angegebenen jeweiligen Anbauflächen ergibt sich damit eine im ökologischen Landbau eingesetzte Kupfermenge von etwa 20 t pro Jahr.

Auch im Bereich des konventionellen Weinbaus wird teilweise insbesondere bei der Abschluss-spritzung Kupfer eingesetzt. Die Aufwandsmenge liegt dabei bei etwa 0,5 kg pro ha. Werden 50 % der Rebfläche in Deutschland mit dieser Menge behandelt ergibt sich eine zusätzliche Kupfermenge von 25 t pro Jahr. Die Aufwandsmenge im Hopfenanbau liegt dagegen wesentlich höher. Als obere Grenze sind hier 16 kg/ha festgelegt, für die Abschätzung wurde von einer durchschnittlichen Einsatzmenge von 80 % dieses Wertes ausgegangen, so dass sich eine Kupfermenge von 318 t pro Jahr ergibt.

Zur Absicherung der Daten wurde über das Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit die in Pflanzenschutzmitteln in Verkehr gebrachte Kupfermenge abgefragt. Für den 5-Jahreszeitraum von 1997 bis 2001 wurden durchschnittlich 295 t Kupfer über kupferhaltige Mittel eingesetzt (Nolting, 2003). Diese Angabe beruht auf den Meldungen der Hersteller und Vertreiber gemäß §19 Pflanzenschutzgesetz und stimmt sehr gut mit den obigen Abschätzungen überein. Diese Kupfermenge wird ganz überwiegend auf landwirtschaftliche Böden aufgebracht. In geringem Umfang können geringe Mengen auch in die Kanalisation gelangen bspw. bei der Reinigung der Arbeitsgeräte.

Tabelle 4.7-1: Abschätzung der als Pflanzenschutzmittel eingesetzten Kupfermenge in Deutschland für verschiedene Anwendungsbereiche

		ökologische Landwirtschaft			
		Wein	Hopfen	Kartoffel	Apfel
spez. Aufwandsmenge	kg/ha	3	3	2	3
Anbaufläche in 2001 ¹⁾	ha	1700	50	5800	1000 ²⁾
Eintragsmenge	t	5,1	0,15	11,6	3,0
Summe ökologischer Landbau	t	19,85			
		konventionelle Landwirtschaft			
spez. Aufwandsmenge	kg/ha	0,5	16		1
Anbaufläche in 2001	ha	49350 ³⁾	19850		20000
Eintragsmenge	t	24,7	317,6		20,0
Summe konventioneller Landbau	t	298,8			
Gesamtmenge	t	318,6			

1) ZMP (2003)

Angaben nur für Kernobst verfügbar (2000 ha); Annahme: 50 % Apfel

Gesamtfläche: 98.700 ha; Annahme: 50 % werden einmal mit Kupfer gespritzt

4.8 Verwendungsbereiche mit geringer Bedeutung

Im Rahmen des Projektes wurden zusätzliche potenzielle Emissionsquellen auf ihre Relevanz hin untersucht.

Kupfer-Emissionen durch Holzschutzmittel

Ähnlich wie im Bereich Pflanzenschutz wird Kupfer aufgrund seiner fungiziden Wirkung auch im Bereich Holzschutzmittel bereits seit vielen Jahrzehnten eingesetzt. Kupfer wird dabei in unterschiedlichen Verbindungen (u. a. als organische Kupferverbindung Bis-(N-Cyclohexyldiazoniumdioxy)-Kupfer - Cu-HDO, Cu-Hexafluorsilikat, Kupferoxid, Kupfersulfat) in wasserbasierenden Mitteln verwendet. Sie wirken gegen holzerstörende Pilze und Insekten. Kupferhaltige Holzschutzsalze spielen insbesondere als Ersatz für chromhaltige Mittel eine wichtige Rolle und werden vor allem für stark beanspruchtes Holz (z. B. in dauerndem Erdkontakt oder starker Befeuchtung ausgesetzt) genutzt.

Anorganische Wirkstoffe in Holzschutzmitteln können während der Nutzung der behandelten Materialien durch Auswaschung in die Umwelt gelangen. Die Auswaschrates ist abhängig von der chemischen Zusammensetzung des eingesetzten Mittels und der Beanspruchung des Werkstücks. Für kupferhaltige Mittel kann im Mittel von etwa 15 % ausgegangen werden (vgl. z. B. Leiß, 2001; Leiß, 1992).

Nach Angaben des Deutschen Holzschutzverbands wurden 2001/2002 ca. 11.000 t pro Jahr Holzschutzmittel für Kesseldruck und Trogtränkung eingesetzt (DHV, 2004). Der Anteil der für Kesseldruck eingesetzten Mitteln lag bei etwa 2000 t/a. Kupfer wird ganz überwiegend im Kesseldruckbereich eingesetzt. Bei einer durchschnittlichen Wirkstoffkonzentration von ca. 10 %, einem Anteil kupferhaltige Mittel von etwa 70 % im Bereich der Kesseldruckimprägnierung und einem Anteil von 50 bis 100 % Kupferverbindungen in diesen Mitteln (sehr häufig werden Kombinationen unterschiedlicher Wirkstoffe eingesetzt), ergibt sich eine relevante Menge an Kupferverbindungen von 70 bis 140 t/a. Die daraus ausgewaschene Kupfermenge (Kupfergehalt in den Kupferverbindungen etwa 30 - 40 %, Auswaschrates 15 %) liegt damit bei 3 bis 8 t/a.

Aufgrund der Verwendung der kesseldruckimprägnierten Materialien ist davon auszugehen, dass diese Menge überwiegend in den Boden eingetragen wird. Im Vergleich zu den sonstigen Eintragsquellen ist dieser Eintragspfad nach den vorliegenden Daten und Abschätzungen somit nur von untergeordneter Bedeutung.

Kupfer-Emissionen durch Waschmittel

Als potenzieller Eintragspfad für Kupfer wurde teilweise dessen gezielte Verwendung als Waschmittelbestandteil diskutiert. Emissionen in Gewässer und Böden würden dabei durch den verwendungsbedingten Eintrag in das häusliche Abwasser und dessen Reinigung in kommunalen Kläranlagen verursacht. Eine Auswertung des Umweltbundesamtes anhand der Meldungen nach dem Wasch- und Reinigungsmittelgesetz zu den in diesem Bereich gemeldeten Mengen ergab 18 t/a. Dabei ist zu beachten, dass die zu Grunde liegende Statistik keine exakte Verbrauchsstatistik darstellt, sondern auf Rahmenrezepturen und erwarteten Produktions- und Vertriebsmengen beruht. Außerdem werden die Daten nur unzureichend von den Herstellern aktualisiert, so dass zum Teil erhebliche Ungenauigkeiten resultieren.

Zusätzlich wurden deshalb am ISWW, Karlsruhe, Messungen an unterschiedlichen, marktüblichen Waschmitteln durchgeführt, die Cu-Konzentrationen von 0,1 - 1,2 mg/kg ergaben. Bei einem Wasch- und Reinigungsmittelverbrauch von ca. 1,2 Mio. t/a ergibt sich damit eine Menge von < 2 t/a. Bei einer mittleren Reinigungsleistung der kommunalen Kläranlagen von 80 % ergibt sich daraus eine Gewässerbelastung von < 0,4 t/a. Im Vergleich zu den sonstigen betrachteten Eintragspfaden ist diese Menge somit nur von sehr geringer Bedeutung.

Zink-Emissionen durch den Einsatz von Zinkverbindungen als Pigment

Die wichtigsten Zink-Verbindungen, die als Pigmente eingesetzt werden, sind Zinkoxid, Zinksulfid und Zinkeisenbraun (Zn/Fe-Oxid). Der Verbrauch an Zinkoxid in Westeuropa lag 1990 bei 160 kt (Buxbaum, 1993). Der größte Teil davon (ca. 45 %) wird in der Gummiindustrie als Vulkanisationsbeschleuniger eingesetzt. Weitere Verwendungen von Zinkoxid sind: Pigment in Holzschutzanstrichen, Antifouling- und Antikorrosionsanstriche, Pharmazeutika und Kosmetika, Dentalzement, Ausgangsmittel für verschiedene Zinkverbindungen, Futtermittel, Galvanik, Katalysatoren, Gasentschwefelung, Glas, Keramik oder Batterien. Nach Angaben der Mineralfarbenverbandes (Liewald, 2003) werden für Pigmente höchstens 10 % des Gesamtverbrauchs eingesetzt, für Deutschland dürfte die Einsatzmenge < 5 kt/a liegen. Die Zinkmenge liegt damit < 4 kt/a.

Zinksulfid wird zum einen als Bestandteil von Lithophon (30 - 60 % Zinksulfid mit 70 - 40 % Bariumsulfat), zum anderen als Sacholit (97 % Zinksulfid) eingesetzt. Die Produktion lag 1990 in Deutschland, dem einzigen Produktionsstandort in Westeuropa, bei 220 kt (Buxbaum, 1993). Die Verwendung in Westeuropa liegt bei etwa 20 kt (Liewald, 2003). Verwendungsbereiche sind die Verwendung in Farben und Lacken (ca. 80 %; Buxbaum, 1993) und zur Kunststoffeinfärbung (17 %). Bei einem geschätzten Verbrauch von ca. 7 kt/a in Deutschland ergibt sich eine relevante Zinkmenge von ca. 1,4 - 2,8 kt/a.

Zinkeisenbraun zählt zu den Mischoxidpigmenten und ist in unterschiedlichen Varianten mit verschiedenen Zink- und Eisenanteilen erhältlich. Der Zinkgehalt liegt bei etwa 40 %. Die Bedeutung für Beschichtungen ist gering. Die hierfür in Deutschland eingesetzte Zinkmenge liegt schätzungsweise $< 0,4$ t/a.

Damit ergibt sich insgesamt eine relevante Zinkmenge von < 7 kt/a. Im Vergleich zu der im Bereich Verzinkung eingesetzten Menge von 235 kt/a ist diese Menge sehr gering. Aufgrund der vollständigen Einbindung in andere Materialien bzw. Produkte (Farben, Lacken) ist zusätzlich mit geringeren Abtragsraten als im Bereich Verzinkung zu rechnen, so dass dieser Bereich bzgl. der resultierenden Emissionen von untergeordneter Bedeutung ist.

4.9 Zusammenfassung der Emissionsberechnungen

In den vorangehenden Kapiteln wurden die Emissionen in die Umwelt und die Einträge in Gewässer und Böden für besonders relevante Anwendungsbereiche der Schwermetalle Kupfer, Zink und Blei detailliert analysiert und berechnet. Ausgangspunkt waren dabei jeweils die in den Bereichen eingesetzten Materialmengen und die sich aus den emissionsrelevanten Prozessen (Korrosionsprozesse, Abrieb, direkte umweltoffene

Verwendung) ergebenden Belastungen der Umwelt. Darauf aufbauend wurden für die bekannten diffusen und punktförmigen Eintragspfade die Einträge in Gewässer und Böden berechnet. In Abbildung 4.9-1 sind beispielhaft für einen Verwendungsbereich von Kupfer die Ergebnisse als Sankey-Diagramm dargestellt.

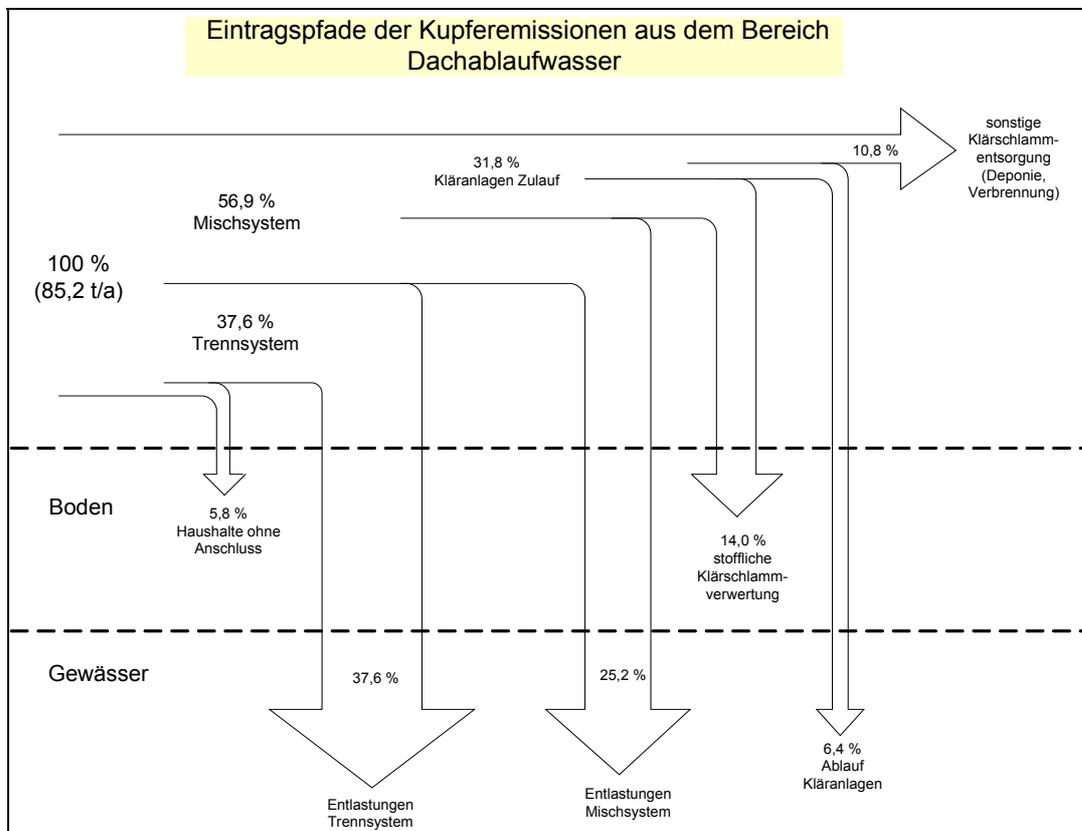
In Abbildung 4.9-2 sind die Ergebnisse zu den Umweltemissionen und zu deren Verbleib in den unterschiedlichen Umweltkompartimenten zusammengefasst. Abbildung 4.9-3 zeigt die Ergebnisse zu den Einträgen in die Gewässer im Detail, ergänzt um die Ergebnisse der eintragspfadbezogenen Bilanzierung nach Fuchs et al. (2002). Zusätzlich sind in Abbildung 4.9-4 die Einträge in den Boden dargestellt. Dabei wurden die Daten zu den sonstigen Eintragsquellen für den Boden, die in Kapitel 3 beschrieben sind, mit aufgenommen.

Die Übersicht für Kupfer zeigt die große Bedeutung der Umweltemissionen aus dem Bereich Kraftfahrzeuge (Bremsbeläge). Dieser Bereich hat auch für die Einträge in die Böden die größte Bedeutung, danach folgen hier die Bereiche Pflanzenschutzmittel, Trinkwasserverteilung und Oberleitungen. Der überwiegende Anteil der Emissionen aus dem Bereich Kfz gelangt in die Böden. Deshalb sind auch die Unterschiede zwischen den wichtigsten Verursacherbereichen bei den Einträgen in die Gewässer deutlich geringer. Am bedeutendsten ist jedoch auch hier der Sektor Kraftfahrzeuge, danach die Trinkwasserverteilung und der Bereich Dachablaufwasser.

Auch beim Zink ist bei den Umwelteinträgen der Kfz-Bereich (insbesondere Reifenabrieb) der Bereich mit den mit deutlichem Abstand höchsten Emissionen. Der zweitwichtigste Bereich sind die verzinkten Produkte. Bei den Einträgen in die Böden gilt die gleiche Reihenfolge, bei den Einträgen in die Gewässer ist dagegen der Bereich Dach- und Fassadenmaterialien der bedeutendste. Ursache ist, dass die Emissionen aus diesem Bereich zu einem großen Teil in die Gewässer gelangen, während bei den anderen Eintragspfaden der Boden deutlich stärker belastet wird.

Für Blei gilt ebenfalls, dass die größten Umwelteinträge innerhalb der näher untersuchten Verwendungsbereiche aus dem Kfz-Bereich stammen. Wie auch bei den anderen zwei Metallen gelangt davon der überwiegende Teil in den Boden. Bzgl. der Einträge in die Gewässer sind deshalb die Einträge von Dächern und Fassaden am größten. Der Bereich Trinkwasserverteilung spielt nur eine untergeordnete Rolle.

Abbildung 4.9-1: Beispielhafte Darstellung der Berechnungsergebnisse der aus einem Verwendungsbereich resultierenden Umweltbelastungen über unterschiedliche Eintragspfade



Der Vergleich der Einträge in die Gewässer mit den von Fuchs et al. (2002) bzw. Böhm et al. (2001) berechneten Eintragsmengen für die einzelnen Eintragspfade verdeutlicht die Bedeutung der untersuchten Verwendungsbereiche insbesondere bei Kupfer und Zink. Bei Blei ist deren Bedeutung aufgrund der hohen sonstigen Einträge (überwiegend aus der Landwirtschaft) dagegen niedriger. Der Vergleich mit den anderen für den Boden relevanten Eintragsquellen zeigt ein uneinheitliches Bild bzgl. der wichtigsten Eintragsquellen (bei Kupfer Wirtschaftsdünger, bei Zink Klärschlamm und bei Blei die atmosphärische Deposition). In Relation zu den Einträgen aus den überwiegend landwirtschaftlich bestimmten Quellen besitzen die im Rahmen des Projektes näher untersuchten Verwendungsbereiche nur eine untergeordnete Bedeutung. Ausnahme sind dabei die Einträge an Kupfer aus dem Bereich Kfz, die mengenmäßig nach den Wirtschaftsdüngeremenge an zweiter Stelle folgen.

Abbildung 4.9-2: Gesamtemissionen und Einträge in Gewässer und Böden aus den untersuchten Verwendungsbereichen für Kupfer, Zink und Blei

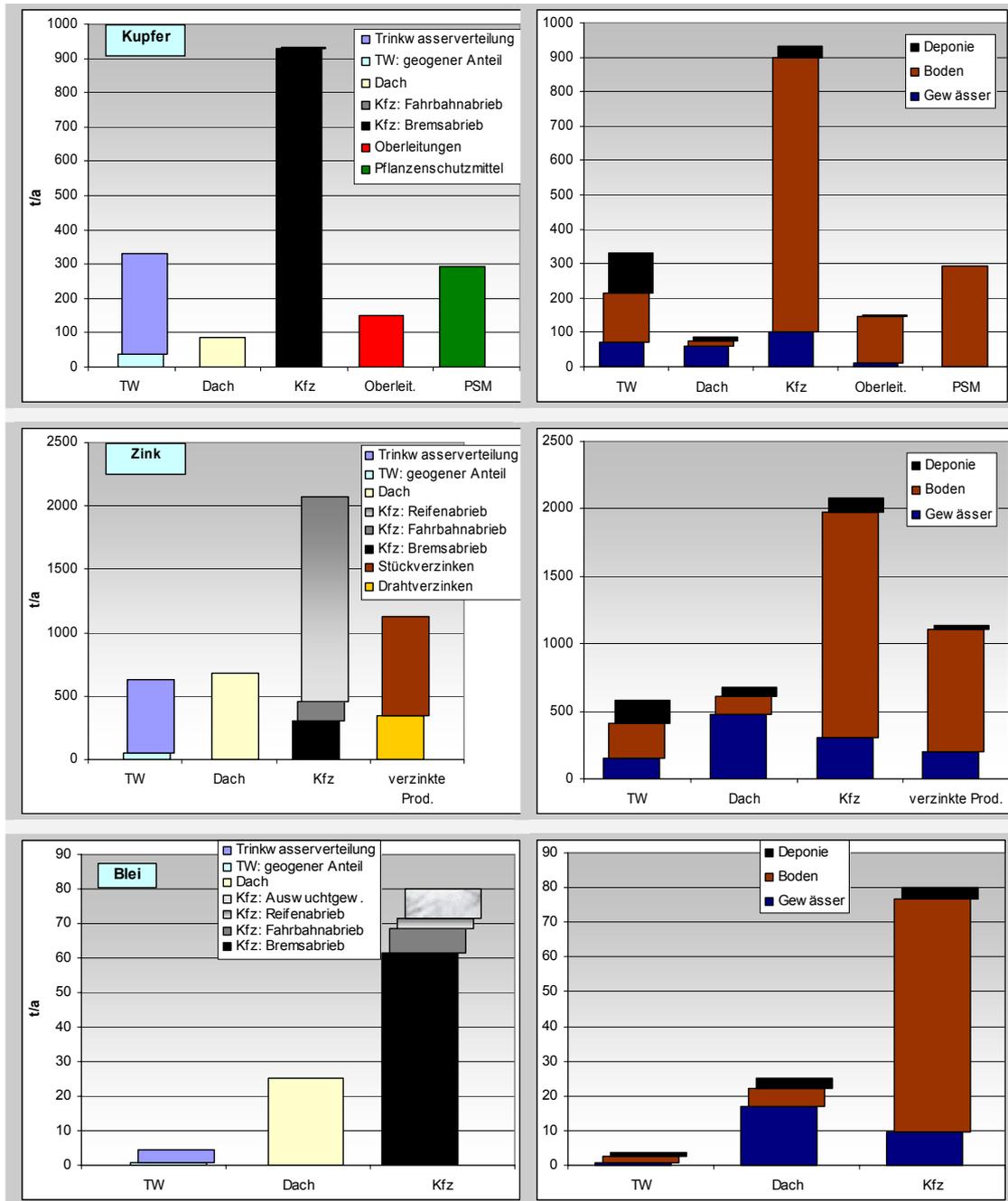


Abbildung 4.9-3: Vergleich der für die einzelnen Verwendungsbereiche berechneten Einträge in die Gewässer mit den eintragspfadbezogenen Einträgen nach Fuchs et al. (2002)

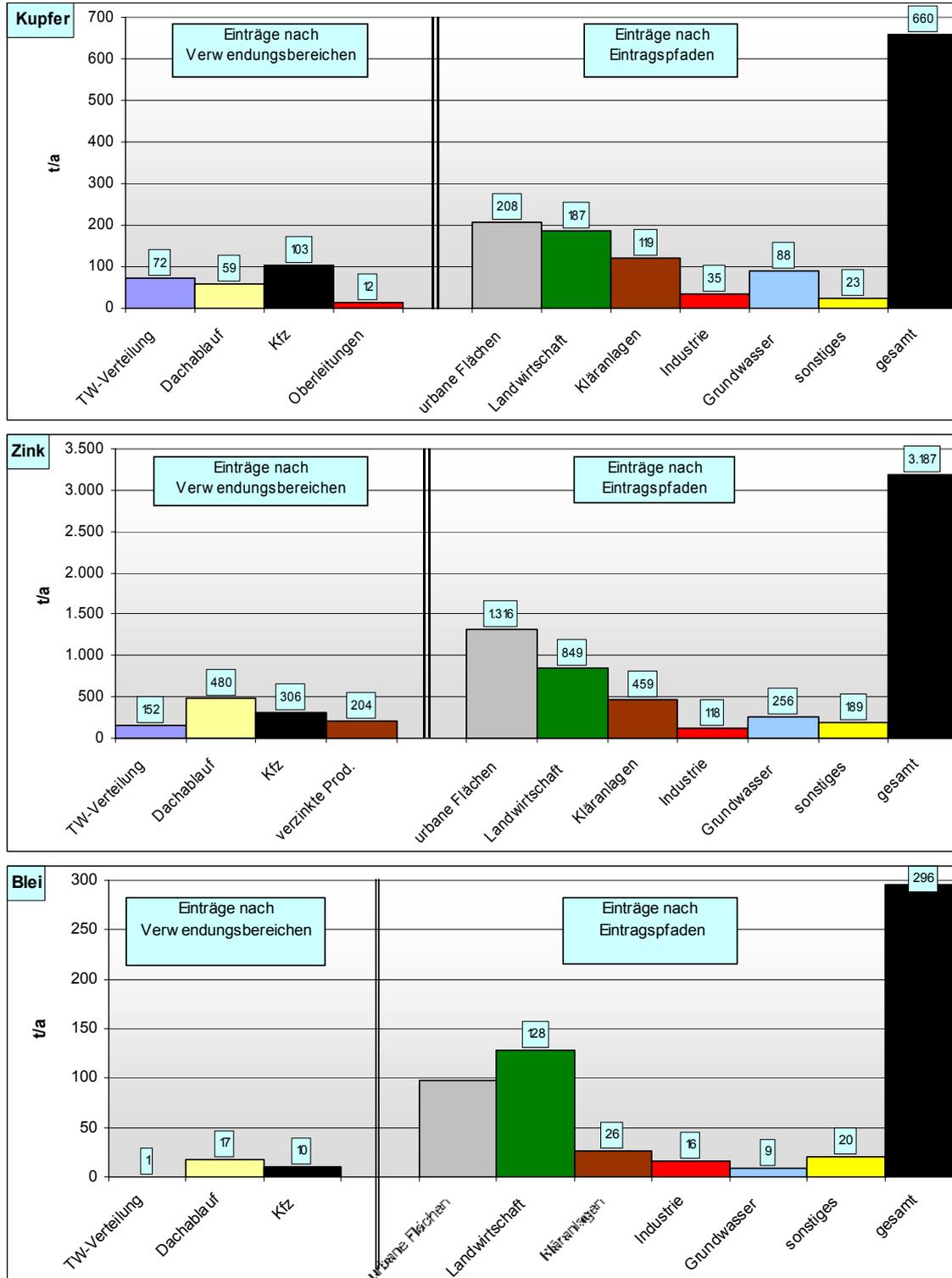
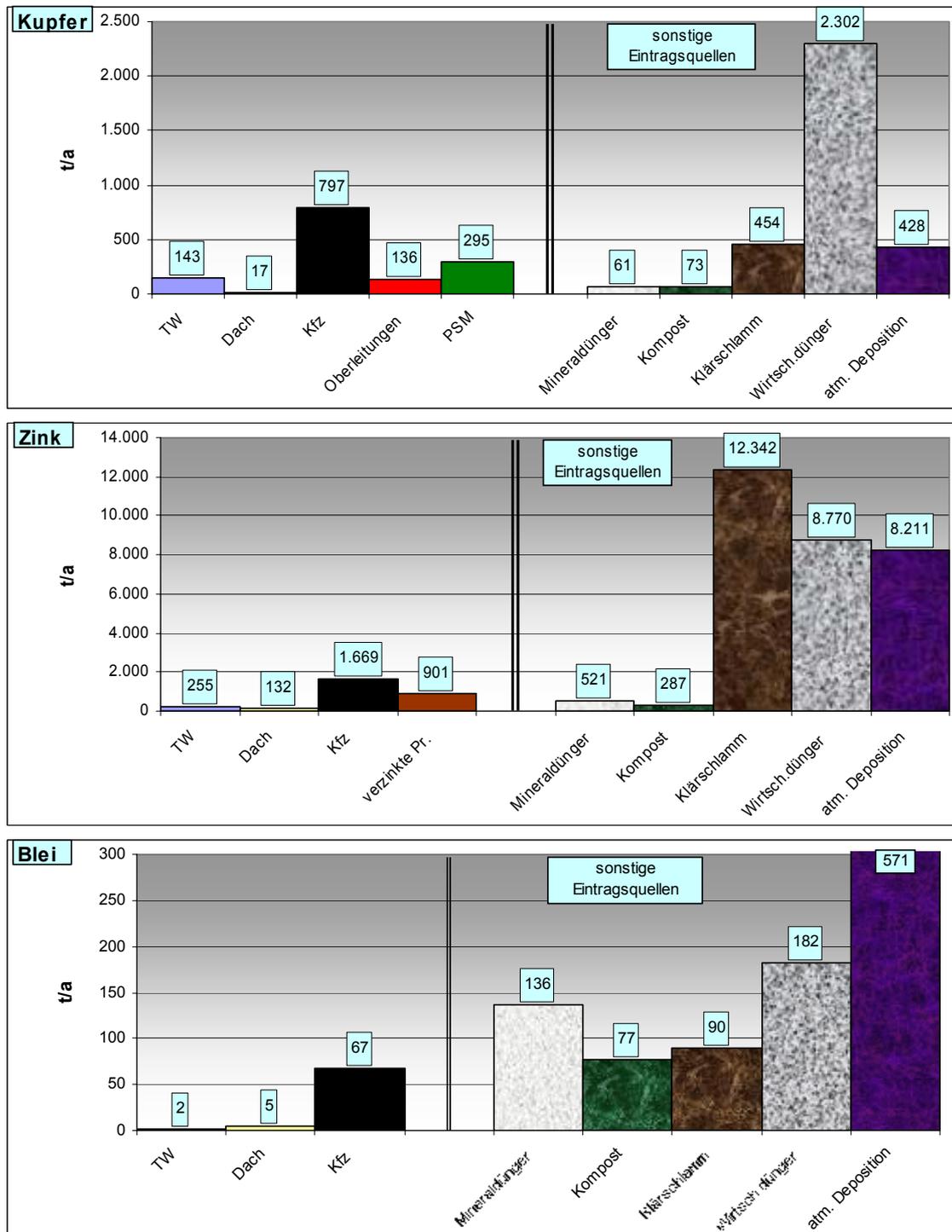


Abbildung 4.9-4: Vergleich der für die einzelnen Verwendungsbereiche berechneten Einträge in den Boden mit anderen Eintragsquellen



4.10 Plausibilitätsprüfungen

Für die quellenspezifischen Emissionen lässt sich eine Fehlerbetrachtung praktisch nicht durchführen. Eine statistische Auswertung wie zum Beispiel die Berechnung von Standardabweichungen der Emissionsfaktoren ergibt keinen Sinn, da häufig auf bereits aggregierte Werte zurückgegriffen werden musste und somit die Anzahl der Daten in der Regel viel zu gering ist. Zudem handelt es sich um Messdaten deren Güte und Repräsentativität nur schwer beurteilt werden kann. Bei den Emissionsfaktoren wurden deshalb Min/Max-Werte angegeben, um die Schwankungsbreite aufzuzeigen. Als weitere Bilanzgrößen werden statistische Daten wie Wassermengen oder Fahrleistungen für die Emissionsabschätzung zu Grunde gelegt. Auch für diese Daten liegen keine Fehlerabschätzungen vor. In Ermangelung von geeigneten Daten muss eine Vielzahl von Annahmen getroffen werden. Darüber hinaus ist anzuführen, dass bei den Berechnungen eine Reihe von Transport- und Retentionsfaktoren zu berücksichtigen waren, die ebenfalls mit größten Unsicherheiten verbunden sind und in der Regel nur „funktionierende“ Systeme beschreiben.

Fuchs et al. (2002) quantifizierten die punktförmigen und diffusen Schwermetallemissionen in die Oberflächengewässer Deutschlands für das Bilanzjahr 2000. Die Frachten aus Kläranlagenabläufen und aus Regenwasserkanälen des Trennsystems wurden herangezogen, um die Größenordnung der berechneten quellenspezifischen Einträge in die Oberflächengewässer für diese beiden Eintragspfade zu prüfen.

Die Quantifizierung der Einträge aus kommunalen Kläranlagen erfolgte auf der Maßstabsebene der großen Flussgebiete anhand der gesamten behandelten Abwassermenge und der mittleren Ablaufkonzentrationen für die Bundesländer, die im Rahmen einer umfangreichen Datenrecherche gewonnen wurden (Fuchs et al., 2002).

Die mit dem Niederschlagsabfluss abgeschwemmten Schadstofffrachten wurden anhand eines Verschmutzungspotenzials der Oberfläche ermittelt. Da in der Literatur häufig nur die im Niederschlagsabfluss enthaltenen Schadstoffkonzentrationen vorliegen, wurden auf Basis einer Datenrecherche zu Konzentrationsdaten (Brombach/Fuchs, 2003) Oberflächenpotenziale für Deutschland abgeleitet. Durch Multiplikation der Oberflächenpotenziale mit der befestigten versiegelten Fläche lassen sich die Frachten aus Kanalisationssystemen abschätzen (Fuchs et al., 2002).

Beim Emissionsvergleich muss berücksichtigt werden, dass auch die zur Plausibilitätsprüfung herangezogenen Frachten von Fuchs et al. (2002) mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sein können.

4.10.1 Vergleich mit Ablauffrachten von kommunalen Kläranlagen

In Tabelle 4.10-1 und Abbildung 4.10-1 ist ein Vergleich der quellspezifischen und gesamten Einträge aus Kläranlagenabläufen (Fuchs et al., 2002) in die Oberflächengewässer dargestellt. Für den Eintragspfad „Kläranlagenablauf“ sind die durch Trinkwassernutzung, (Tabelle 4.2-5), Dachablaufwasser (Tabelle 4.3-7), den Fahrzeugverkehr (Tabelle 4.4-11), die Korrosion verzinkter Produkte (Tabelle 4.4-5) und den Abrieb von Oberleitungen (Tabelle 4.6-1) verursachten Frachten zu berücksichtigen. Zudem wurden einwohnerspezifische Emissionen von Ausscheidungen, Speiseresten und Reinigungswässern¹⁵ sowie die atmosphärische Deposition¹⁶ auf die an das Mischsystem angeschlossene befestigte Fläche ergänzt. Außer den genannten Quellen können an kommunale Kläranlagen angeschlossene Gewerbebetriebe (Indirekteinleiter) einen bedeutenden Beitrag zur Fracht aus Kläranlagenabläufen liefern, der allerdings nicht näher zu bestimmen ist.

Tabelle 4.10-1: Vergleich der berechneten quellspezifischen Frachten mit Gesamtfrachten (Fuchs et al., 2002) aus Kläranlagenabläufen

	Kupfer [t/a]	Blei [t/a]	Zink [t/a]
Fracht Kläranlagenabläufe (Fuchs et al., 2002)	119,3	25,5	459,2
Trinkwassernutzung	61,4	0,5	126,1
Dachablaufwasser	5,5	1,2	55,8
Fahrzeugverkehr	7,5	0,5	30,6
Oberleitungen	0,8	-	-
Korrosion verzinkter Produkte	-	-	22,1
Ausscheidungen und Speisereste	10,1	2,2	54,6
Reinigungswässer von Haushalten	13,3	7,8	78,0
Atmosphärische Deposition	0,9	0,9	20,8
Summe quellspezifische Frachten	99,5	13,0	387,9

Trotz der zahlreichen Unsicherheitsfaktoren bei der Emissionsberechnung liegen die quellspezifischen Frachten in der gleichen Größenordnung wie die Gesamtfrachten (Abbildung 4.10-1). Ursachen für die Abweichungen können neben den genannten

15 Quantifizierung auf Basis der einwohnerspezifischen Emissionsfaktoren von Lampert et al (1997) und der an eine kommunale Kläranlage angeschlossenen Bevölkerung (StBA, 2003a).

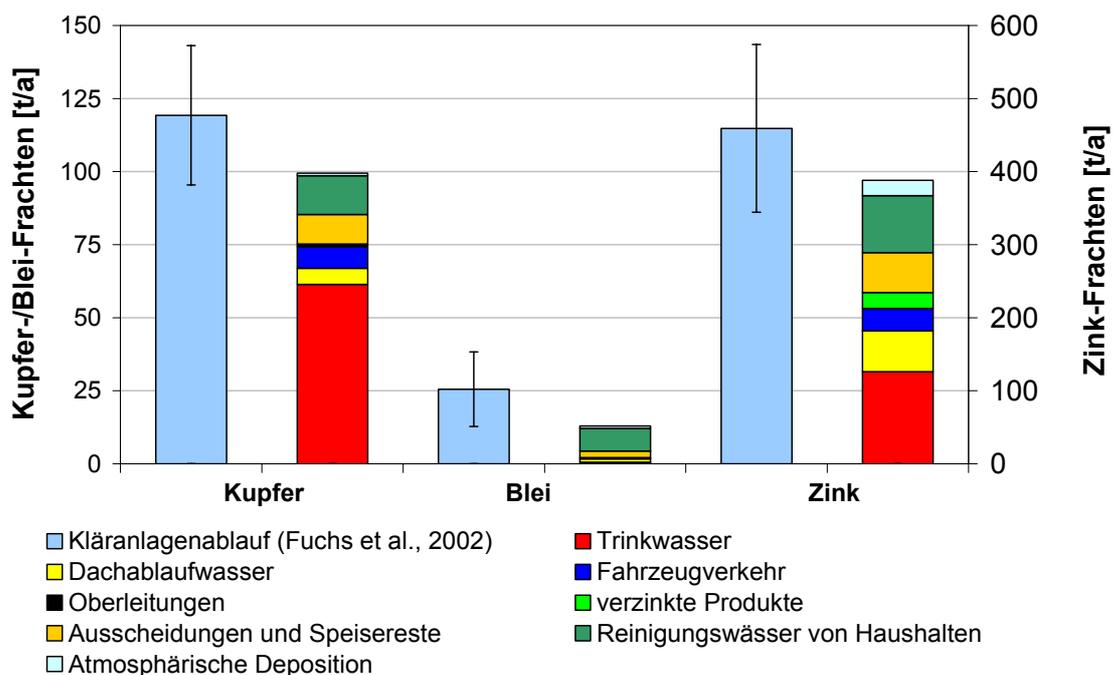
16 Berechnung auf Basis der an das Mischsystem angeschlossenen befestigten Fläche und der atmosphärischen Depositionsrate (Bieber, 2001).

Berechnungsfehlern nicht berücksichtigte Frachtanteile wie zum Beispiel Indirekteinleitungen von Gewerbebetrieben darstellen.

Während die Gesamtfrachten aus Kläranlagenabläufen für Kupfer und Zink als zuverlässig bewertet werden können (der Fehlerbereich liegt bei ca. 20 %), ist die Frachtberechnung für Blei mit höheren Unsicherheiten behaftet, da sehr viele Messwerte im Kläranlagenablauf kleiner Bestimmungsgrenze gemeldet wurden (Fuchs et al., 2002). Die Fehlerbereich wurde für Blei deshalb auf 50 % geschätzt.

Der Großteil der Fracht in Kläranlagenabläufen stammt für alle Metalle aus dem häuslichen Schmutzwasser. Für Kupfer und Zink stellt die Trinkwassernutzung mit einem Anteil von 52 % bzw. 27 % an der Gesamtfracht die bedeutendste Quelle dar.

Abbildung 4.10-1: Vergleich der berechneten quellspezifischen Frachten mit Gesamtfrachten (Fuchs et al., 2002) aus Kläranlagenabläufen



4.10.2 Vergleich mit Frachten aus Regenwasserkanälen

Ein Vergleich der quellspezifischen und gesamten Einträge aus Regenwasserkanälen ist Tabelle 4.10-2 und Abbildung 4.10-2 zu entnehmen. Neben den Emissionen im Ablaufwasser von Dächern und durch Fahrzeugverkehr wurde die Korrosion von verzinkten Produkten und die atmosphärische Deposition (Bieber, 2001) auf die befestigte und an das Trennsystem angeschlossene Fläche berücksichtigt.

Tabelle 4.10-2: Vergleich der berechneten quellspezifischen Einträge mit Gesamtfrachten (Fuchs et al., 2002) aus Regenwasserkanälen

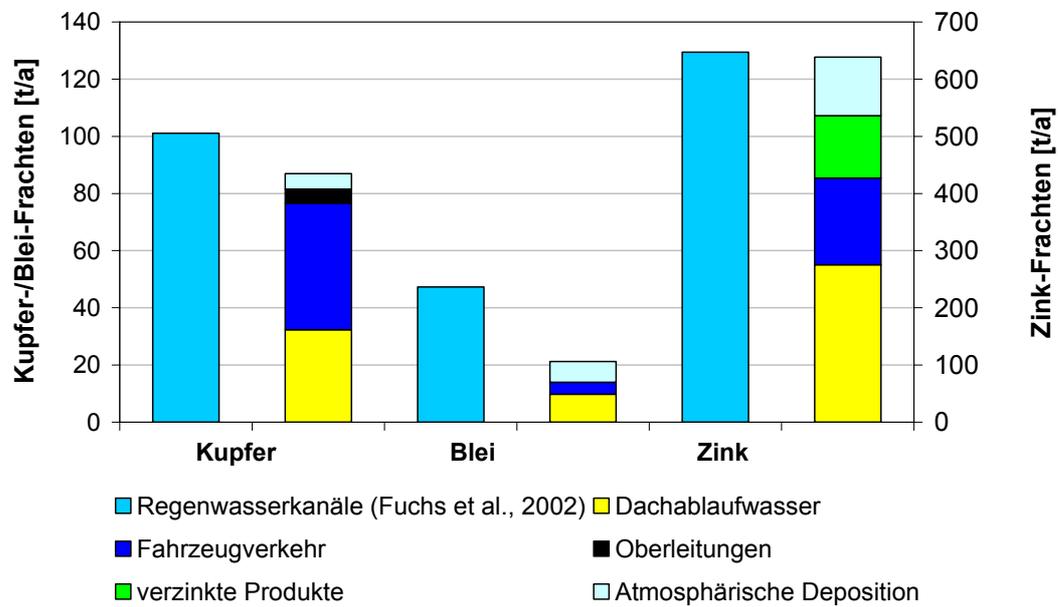
	Kupfer [t/a]	Blei [t/a]	Zink [t/a]
Gesamtfracht Regenwasserkanäle (Fuchs et al., 2002)	101,1	47,3	647,4
Dachablaufwasser	32,3	9,8	275,3
Fahrzeugverkehr	44,4	4,6	151,6
Oberleitungen	4,9	-	-
Korrosion verzinkter Produkte	-	-	109,1
Atmosphärische Deposition	5,4	7,3	102,7
Summe quellspezifische Einträge	86,9	21,7	638,8

Für Kupfer stellt der Abrieb von Bremsbelägen die wichtigste Emissionsquelle dar. Es kann davon ausgegangen werden, dass die auf Basis eines mittleren Emissionsfaktors quantifizierte Abriebmenge unterschätzt wurde, da auf innerörtlichen Straßen mehr gebremst wird. Für Blei wurden aus dem Bereich Fahrzeugverkehr nur Emissionen von Reifen-, Bremsbelag-, und Fahrbahnabrieb sowie durch Auswuchtgewichte berücksichtigt. Weiterhin können nicht zu vernachlässigende Emissionen durch Elektromotoren entstehen (vgl. Kapitel 4.4.1.3). In diesem Bereich besteht aufgrund der unzureichenden Datenlage noch erheblicher Untersuchungsbedarf. Für Blei ist außerdem anzumerken, dass das von Fuchs et al. (2002) verwendete Oberflächenpotenzial von 145 g/(ha • a) etwas zu hoch für aktuelle Verhältnisse ist. Derzeit ist von einem Oberflächenpotenzial von 100 g/(ha • a) auszugehen. Darüber hinaus wird für alle Metalle die atmosphärische Deposition in urbanen Gebieten unterschätzt, da die Messwerte des Umweltbundesamtes aus ländlichen Gebieten stammen.

Wie bereits in Kapitel 4.4.2 dargestellt wurde, sind die Einträge aus dem Fahrzeugverkehr sowie die Stofftransportpfade und -senken in innerörtlichen Bereichen mit hohen Unsicherheiten behaftet. Insbesondere besteht weiterer Recherchebedarf hinsichtlich des in die Böden gelangenden Anteils der verkehrsspezifischen Emissionen. Auch bei der Abschätzung der Emissionen von verzinkten Produkten mussten für die Berechnungen zahlreiche grobe Annahmen getroffen werden, so dass diese Ergebnisse ebenfalls mit größeren Unsicherheiten behaftet sind.

Trotz der beschriebenen Unsicherheiten zeigen die Daten eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den unterschiedlichen Berechnungsansätzen. Die größere Abweichung bei Blei ist begründet im Oberflächenpotenzial, das von Fuchs et al. (2002) für die Berechnung verwendet wurde und das für aktuelle Verhältnisse als zu hoch einzuschätzen ist.

Abbildung 4.10-2: Vergleich der berechneten quellspezifischen Einträge mit Gesamtfrachten (Fuchs et al., 2002) aus Regenwasserkanälen



5 Ansätze zur Minderung der Einträge in die Gewässer

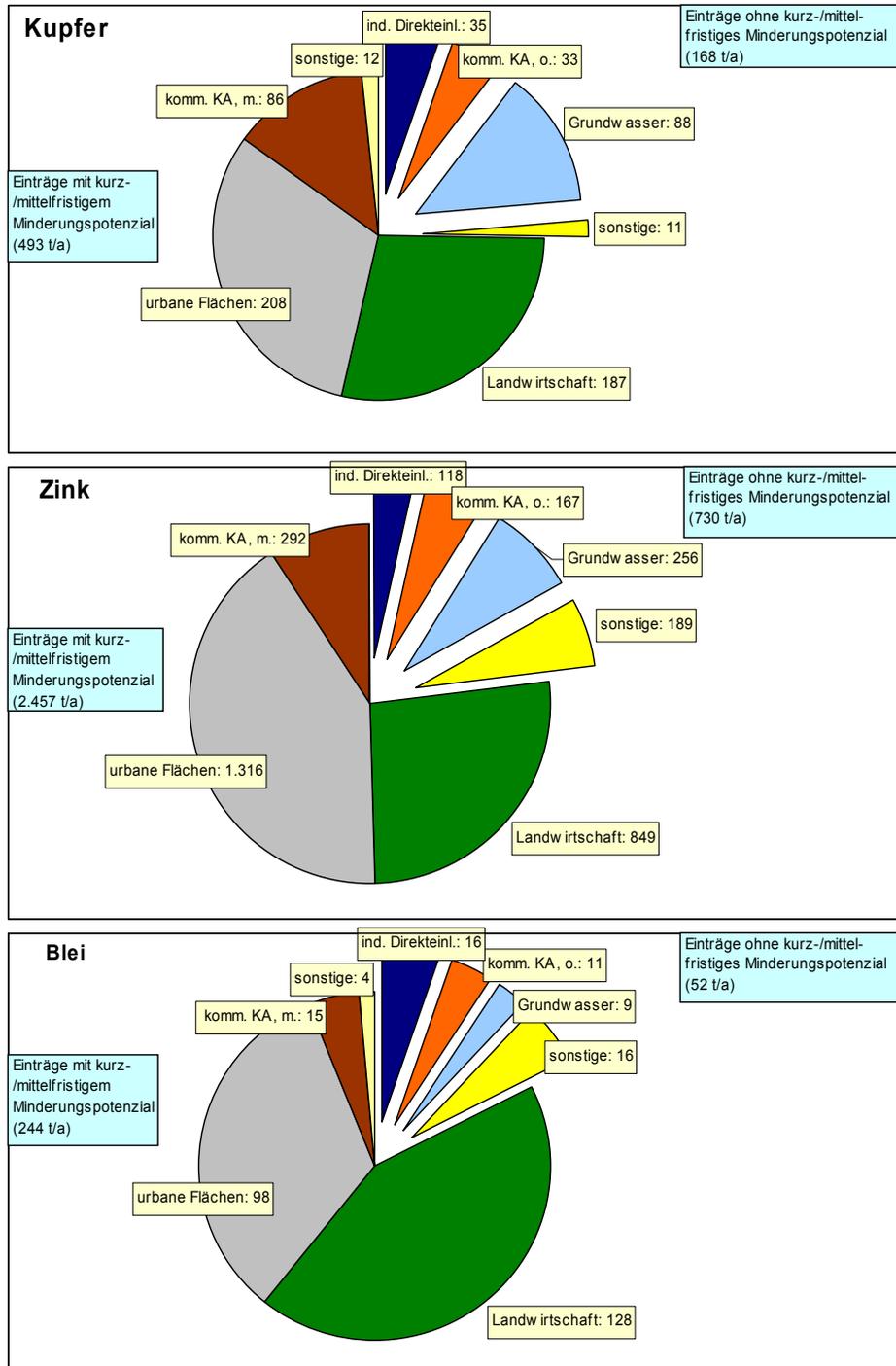
Zur Verminderung der Gewässerbelastungen können sehr unterschiedliche Ansatzpunkte gewählt werden. Ziel dieses Kapitels ist es, verschiedene mögliche Minderungsmaßnahmen aufzuzeigen und zu beschreiben. Diese Informationen können als Grundlage verwendet werden, wenn bspw. im Rahmen der Bestandsaufnahme zur Wasserrahmenrichtlinie in einzelnen Flussgebieten Defizite bei der Einhaltung der guten chemischen Qualität aufgezeigt werden und Maßnahmenprogramme zur Verringerung der Gewässerbelastung aufzustellen und umzusetzen sind. Bei der Beschreibung der Maßnahmenansätze wird auf folgende Punkte eingegangen:

- Technische Beschreibung: Verfahrensbeschreibung, Anwendbarkeit, Randbedingungen, technische Vor- und Nachteile;
- Praktikabilität: Verfügbarkeit der Emissionsminderungstechnik, vorliegende Erfahrungen;
- Effektivität bzw. Minderungspotenzial: Spezifische Emissionsminderung, Minderungspotenzial insgesamt;
- ökonomische Auswirkungen: Kosten der Maßnahme, soweit möglich spezifische Kosten bzw. Kostenwirksamkeit (bezogen auf die zu erreichende Emissionsminderung) und
- mögliche Instrumente zur Umsetzung z. B. Informationsprogramme, freiwillige Industrieinitiativen/Selbstverpflichtungen, ökonomische Instrumente, Ordnungsrecht.

Bzgl. des Minderungspotenzials sind die möglichen Emissionsminderungen im Verhältnis zu den Einträgen zu bewerten, die im Rahmen der Arbeiten zum Emissionsinventar Wasser für Deutschland insgesamt berechnet wurden (Fuchs et al., 2002; Böhm et al., 2001). Bei diesen eintragungspfadbezogenen berechneten Emissionsdaten kann zusätzlich zwischen den kurz- und mittelfristig beeinflussbaren bzw. nicht beeinflussbaren Stofffrachten unterschieden werden (s. Abbildung 5-1). Nicht kurz-/mittelfristig reduzierbare Mengen sind

- die über den Grundwasserpfad eingetragenen Frachten,
- die über menschliche Ausscheidungen und Reinigungswässer ins kommunale Abwasser eingebrachten und über die kommunalen Kläranlagen in die Gewässer emittierten Stofffrachten,
- die über industrielle Direkteinleiter verursachten Stoffeinträge (bereits weitgehende Umsetzung von Abwasserbehandlungsmaßnahmen nach §7a WHG),
- die über die atmosphärische Deposition direkt eingetragene Mengen (Emissionsminderungsmaßnahmen zur Verringerung der Luftemissionen sind in Deutschland bereits weitgehend umgesetzt) und
- die über Bergbaualllasten verursachten Emissionen.

Abbildung 5-1: Einträge von Kupfer, Zink und Blei in die Gewässer, unterschieden in Einträge mit bzw. ohne kurz-/mittelfristiges Minderungspotenzial (in t/a; Fuchs et al., 2002; eigene Berechnungen)¹⁷



¹⁷ komm. KA, m.: Einträge kommunaler Kläranlagen mit kurz-/mittelfristiges Minderungspotenzial
komm. KA, o.: Einträge kommunaler Kläranlagen ohne kurz-/mittelfristiges Minderungspotenzial

Die kurz-/mittelfristigen reduzierbaren Eintragsmengen in die Gewässer liegen danach bei 493 t/a Kupfer, 2.457 t/a Zink und 244 t/a Blei bei Gesamteintragsmengen von 660 t/a Kupfer, 3.187 t/a Zink und 296 t/a Blei.

Bei den Untersuchungen zu den ökonomischen Auswirkungen werden, soweit aufgrund der Datensituation möglich, Kosten-Wirksamkeitsanalysen vorgenommen. Bei dieser Methode wird die Abschätzung der Wirkung einer Maßnahme (Umweltentlastung) nicht in Geldeinheiten vorgenommen, sondern es werden die monetären Kosten in Beziehung zu nicht monetär bewertbaren Wirkungen gesetzt. Im Falle von Stoffeinträgen in die Gewässer können dies physikalische Einheiten (hier: vermiedene Einträge von Kupfer, Zink und Blei in kg) sein. Die benötigten Kostendaten für die Maßnahmen sind dazu soweit möglich unter einheitlichen Rahmenbedingungen zu berechnen, um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten. Im Rahmen eines Forschungsvorhabens für das Umweltbundesamt wurden von Böhm et al. (2002) für verschiedene Maßnahmen im Bereich des Gewässerschutzes Kosten-Wirksamkeitsanalysen durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Arbeiten können hier teilweise mit verwendet werden.¹⁸

Die grundsätzlichen Ansatzpunkte für die Verringerung der Einträge sind zum einen die Vermeidung bzw. die Reduktion der Emissionen durch den Einsatz von Ersatzstoffen, durch den Einsatz modifizierter metallhaltiger Materialien oder im Landwirtschaftsbereich durch veränderte Anbaumethoden. Zum anderen besteht die Möglichkeit der nachträglichen Abtrennung der Stoffe durch eine Behandlung der belasteten Wasserströme. Es wird dabei nur auf solche Maßnahmen eingegangen, durch deren Umsetzung die Emissionen in die Gewässer in nennenswertem Umfang reduziert werden können. Außerdem werden nur solche Maßnahmen näher behandelt, die technisch weitgehend ausgereift sind und auch in der Praxis bereits umgesetzt wurden¹⁹. Im Einzelnen werden folgende Maßnahmen untersucht:

➤ *Stoffübergreifende Maßnahmen:*

- Baubereich: Einsatz von Ersatzstoffen bzw. beschichteten Materialien bei Neubauten/Renovierungen

18 Die für die Berechnung der Kostendaten festgelegten Randbedingungen waren im wesentlichen: Berücksichtigung von Investitions- und Betriebskosten, Annuitätenmethode als Kostenrechnungsverfahren, Kalkulationszinsfuß von 3 % und Berücksichtigung der technischen Lebensdauer.

19 Maßnahmen, zu deren Umsetzung derzeit noch Forschungs- und Entwicklungsaufwand besteht, werden nicht näher analysiert. Zu nennen sind hier z. B. der Einsatz eines wasserdurchlässigen Oberflächenbelags für Straßen, über den die enthaltenen Schadstoffe zurückgehalten werden oder die Verringerung der Zink-Gehalte in Reifen.

- Behandlung des abfließenden Niederschlagswassers:
 - a) dezentral: Filteranlagen für Einzelgebäude
 - b) im Kanalnetz: Regenüberlaufbecken im Mischsystem sowie Bodenfilter im Misch- bzw. Trennsystem;
- Versickerung von Niederschlagswasser;
- Erosionsminderung in der Landwirtschaft;

➤ *Einzelstoffbezogene Maßnahmen:*

- Kupfer:
 - Hausinstallationen: Veränderung der Trinkwassereigenschaften zur Verringerung der Korrosionsraten;
 - Verkehrsbereich: Einsatz von Ersatzstoffen für Kupfer in Bremsbelägen;
- Zink:
 - Duplex-Beschichtung stückverzinkter Materialien;
- Blei:
 - Verkehrsbereich: Einsatz von Ersatzstoffen für Blei in Bremsbelägen;
 - Verkehrsbereich: Einsatz von Ersatzstoffen für Blei in Auswuchtgewichten.

5.1 Einsatz von Ersatzstoffen bzw. Beschichtungen im Bauwesen

Beschreibung

Die unterschiedlichen Verwendungen von Kupfer, Zink und Blei im Baubereich sind in Kap. 4.3 beschrieben und hinsichtlich der resultierenden Emissionen analysiert. Für die Mehrzahl der Anwendungen stehen alternative Materialien zur Verfügung bzw. können Beschichtungen aufgebracht werden, so dass die Kupfer-, Zink- bzw. Bleiemissionen vermieden bzw. deutlich reduziert werden können. Als Ersatzstoffe sind hier Materialien wie Edelstahl, Aluminium oder Kunststoff bzw. verzinnertes Kupfer oder organisch beschichtetes Zink oder Blei zu nennen. Der Einsatz dieser alternativen Materialien kann jedoch einen Eingriff in den baulichen Entwurf und die architektonische Gestaltung des betroffenen Gebäudes bedeuten. Außerdem ist zu prüfen, ob die mit dem Einsatz von Kupfer, Zink oder Blei verbundenen technischen Funktionen auch durch die Ersatz- oder die beschichteten Materialien erreicht werden können. Es ist deshalb erforderlich, die unterschiedlichen Anwendungen mit den jeweiligen Randbedingungen differenziert zu betrachten. Die vorgestellten Alternativen vermeiden die im Vordergrund stehenden Kupfer-, Blei- und Zinkemissionen. Dennoch ist es erforderlich, die ökologischen Auswirkungen der Anwendungen über den ganzen Lebenszyklus zu berücksichtigen. In Kapitel 6 werden deshalb die Anwendungen im Bauwesen unter Be-

achtung der Vor- und Nachteile der unterschiedlichen Materialien detailliert untersucht und es werden darauf aufbauend Empfehlungen abgeleitet.

Grundsätzlich ist zu beachten, dass der Einsatz der alternativen Materialien und Beschichtungen nur bei Neubauten bzw. bei Renovierungen von Gebäuden möglich bzw. wirtschaftlich sinnvoll ist. Bei Nutzungsdauern zwischen 15 und 50 Jahren für die relevanten Bauteile (Dachbleche, Fassaden, Regenrinnen und -fallrohre, etc.) ist somit im Bestand nur langfristig eine Änderung der Emissionssituation zu erreichen.

Praktikabilität

Die alternativen Materialien (incl. Beschichtungen) und die für die Verarbeitung dieser Materialien notwendigen Techniken stehen überwiegend bereits seit vielen Jahren zur Verfügung und sind technisch ausgereift und erprobt. Vergleichsweise neu verfügbar ist verzinnertes Kupfer, das erst seit wenigen Jahren auf dem Markt angeboten wird. Allerdings liegen auch für dieses Material inzwischen ausreichend Erfahrungen vor, so dass es eine vollwertige Alternative darstellt. In Kap. 7 wird auf die einzelnen Materialien und deren Vor- und Nachteile genauer eingegangen.

Effektivität/Minderungspotenzial

Der mit dem Einsatz der alternativen Materialien zu erreichende Wirkungsgrad bzgl. der Emissionen an Kupfer, Zink oder Blei ist sehr hoch, da dadurch entweder auf den Einsatz dieser Stoffe vollständig verzichtet wird oder durch die Beschichtungen der Schwermetall-Abtrag weitgehend vermieden wird. Aus der Bilanzierung der Einträge in Kap. 4 ergibt sich für diesen Bereich ein insgesamt hohes Minderungspotenzial (Gesamtmenge der Einträge: 59 t/a Cu, 515 t/a Zn, 17 t/a Pb). Das kurzfristig zu realisierende Minderungspotenzial ist jedoch gering, da die Veränderungen vorwiegend die Bereiche Neubau und Renovierungen betreffen. Die zu erreichende Emissionsminderung hängt u. a. auch von den regionalen Randbedingungen ab (klimatische Faktoren, Schadstoffbelastung der Atmosphäre, Einsatzmengen der relevanten Materialien, etc.).

Ökonomische Auswirkungen/Kosten-Wirksamkeit

Der Kostenvergleich zwischen den Bauprodukten aus Kupfer, Zink oder Blei und den alternativen Materialien ergibt je nach Anwendungsgebiet sehr unterschiedliche Ergebnisse. Teilweise sind die Alternativprodukte mit Mehrkosten verbunden (z. B. Edelstahlbleche gegenüber Zinkblechen), teilweise liegen jedoch die Kosten der Alternativen niedriger (z. B. Aluminium-Metallband gegenüber Kupferband). Dies zeigt, dass für die Auswahl der Materialien sehr häufig nicht die Produktpreise entscheidend sind, sondern zusätzliche Einflussparameter wie z. B. die Kosten bei der Verarbeitung, die Haltbarkeit oder die mit dem jeweiligen Produkt verbundenen Gestaltungsmöglichkeiten. Nach den vorliegenden Daten ist allgemein bei der Verwendung von Edelstahl mit

Mehrkosten zu rechnen, ansonsten liegen die Kosten eher niedriger als die der zu ersetzenden Materialien (s. Kap. 7). Die Beschichtung der Materialien ist üblicherweise mit Mehrkosten verbunden. Außerdem kann die Nutzungsdauer der Beschichtungen (i. d. R. 15 Jahre) niedriger liegen als die des beschichteten Materials, so dass eine zwischenzeitliche Sanierung notwendig wird. Bei Bauteilen, deren Sanierung zu aufwändig ist, kann es zu einem vorzeitigen Ersatz des Bauteils kommen. Aufgrund der sehr unterschiedlichen und vom Einzelfall abhängigen Ergebnisse des Kostenvergleichs ist eine pauschale Angabe von Kosten-Wirksamkeiten nicht möglich.

Instrumente

In Deutschland wurden bislang bezüglich der Verwendung von Kupfer, Zink und Blei im Bausektor keine weitergehenden regulatorischen oder informatorischen Maßnahmen umgesetzt. Im "Leitfaden Nachhaltiges Bauen" des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen ist eine allgemeine Anforderung enthalten, dass für die abflusswirksamen Flächen (z. B. Dach- oder Verkehrsflächen) Materialien in Abhängigkeit von den lokalen Randbedingungen auszuwählen sind, die einen nachteiligen Stoffaustrag und Akkumulation im Boden begrenzen. Im Rahmen eines Sachstandsberichtes des Umweltbundesamtes wird u. a. empfohlen zu prüfen, ob "bei baulichen Maßnahmen zum Beispiel aus Gründen des Gewässerschutzes auf ein Kupferdach verzichtet werden kann" (UBA, o.J.). In der Schweiz wurde dagegen von der Koordination der Bau- und Liegenschaftsverwaltung des Bundes (KBOB) und der Interessengemeinschaft privater professioneller Bauherren (IPB) eine Empfehlung für Bauherren und Planende erarbeitet, nach der der großflächige Einsatz von Kupfer und Titanzink nicht empfohlen wird und auch bei kleinflächigen Anwendungen Werkstoffe mit einem besseren Abschwemmverhalten vorzuziehen sind (KBOB/IPB, 2001).

Auf lokaler Ebene wird in Deutschland jedoch über Regelungen in Bebauungsplänen die Verwendung von Kupfer, Zink und Blei im Bauwesen gelegentlich eingeschränkt. Bspw. bestehen Regelungen, nach denen Bestandteile des Daches, die mit dem Niederschlagswasser in Berührung kommen, nicht mit unbeschichtetem Kupfer, Zink oder Blei ausgeführt sein dürfen. Außerdem können auch indirekt Vorgaben für die Materialauswahl entstehen, wenn die Möglichkeiten zur Versickerung des Ablaufwassers von Dächern mit Metalleindeckungen eingeschränkt sind (s. Kap. 5.2).

Um das Problembewusstsein bei Architekten und Bauherren für das Problem der durch Baumaterialien verursachten Schwermetallemissionen zu verbessern ist die Nutzung von informatorischen Instrumenten - entsprechend dem Vorgehen in der Schweiz - eine geeignete Maßnahme. Die Erarbeitung eines Leitfadens für Architekten und Bauherren (s. Kap. 6) ist dazu ein wichtiger Schritt.

5.2 Dezentrale Behandlung von Niederschlagswasser vor der Ableitung - Filteranlagen für Einzelgebäude

Beschreibung

Das von metallischen Dach- oder Fassadenflächen abfließende Niederschlagswasser ist entsprechend den Ausführungen in Kapitel 4.3 deutlich höher mit Schadstoffen belastet als das Regenwasser. Zur Verringerung der Einträge in Böden (bei einer Regenwasserversickerung) oder in das Kanalnetz ist eine dezentrale Behandlung des Wassers möglich. Die grundsätzliche Problematik bei der Behandlung von Dachablaufwässern liegt in den unterschiedlichen Belastungen: die hydraulische Belastung schwankt sehr stark, bei Starkregen oder Tauwetter können extrem hohe Zulaufmengen auftreten. Auch die stoffliche Belastung ist sehr unterschiedlich, am Anfang treten hohe Stoffkonzentrationen auf, die zumindest für einige Stoffe dann sehr schnell absinken (first-flush-Effekt). Witterungsbedingt können jedoch auch lange Trockenperioden auftreten.

In den letzten Jahren wurden unterschiedliche Anlagen für die dezentrale Behandlung von Dachablaufwasser entwickelt. Teilweise sind diese Anlagen mit integrierter unterirdischer Versickerung versehen (im allgemeinen Schachtversickerungsanlagen), z. T. dienen sie der Schadstoffelimination unabhängig von der weiteren Ableitung des Niederschlagswassers. Daneben ist unter Beachtung bestimmter Randbedingungen die Oberflächenversickerung ohne vorhergehende Behandlung des Niederschlags möglich. Die Reinigung des Wassers erfolgt dabei durch die Filterwirkung des bewachsenen Oberbodens. Bei nicht abbaubaren Schadstoffen wie den Schwermetallen folgt daraus eine Anreicherung in den oberen Bodenschichten. Die oberflächige Versickerung hat einen hohen spezifischen Flächenbedarf und ist deshalb bspw. in innerstädtischen Gebieten nur begrenzt einsetzbar. Sie kann auch semi-dezentral für mehrere Häuser gemeinsam bzw. für kleinere Wohngebiete realisiert werden. In Kapitel 5.4 wird auf die Versickerung näher eingegangen.

Anlagen zur dezentralen Behandlung von Dachablaufwasser sind erst seit kurzem auf dem Markt verfügbar. Aufgrund ihrer besonderen Bedeutung für die Zielstellung des Gesamtprojekts und im Rahmen des Leitfadens für Architekten und Bauherren werden die unterschiedlichen Systeme, die derzeit verfügbar sind, im Folgenden näher beschrieben (Übersicht s. Tabelle 5.2-1).

1 Anlagen der Firma HydroCon

Das HydroCon System besteht aus einem Betonschacht mit einem speziellen Betonfilter (poröser Beton), den das zu reinigende Wasser im Aufstrom passieren muss. Dabei findet durch unterschiedliche, parallel ablaufende Prozesse (Sedimentation, Filtration, Adsorption) eine Reinigung statt. Das Wasser wird über ein zusätzliches Sickerrohr

oder über die Ausbildung des Schachts als Sickerschacht (poröse Sickerringe) versickert und dabei über Rigolensand geleitet, so dass eine weitere Reinigung stattfindet. Die Versickerungsstrecke wird dabei durch die vorgeschaltete Reinigung sehr gut vor einer Verschlammung, etc. geschützt. Das gereinigte Wasser kann - wenn eine Versickerung nicht gewünscht ist - auch in eine Kanalisation abgegeben werden.

Betriebsaufwand:

Für die Reinigung des Schlammfangs (Absaugen des Schlammes und Spülen des Filters) wird bei der Beschickung mit Dachablaufwasser von einem Zeitraum zwischen 2 und 10 Jahren ausgegangen (HydroCon, 2004). In Zeiträumen zwischen 5 und 10 Jahren ist außerdem der Filter der Anlage zu reinigen oder auszutauschen.

Kosten:

Die Kosten eines für eine Dachfläche von bis zu 500 m² ausgelegten Schachts liegen bei ca. 1500 €, d. h. bei ca. 3 €/m². Im Vergleich zu einem konventionellem Revisionschacht betragen die Mehrkosten etwa 700 €. Bei Ausführung als Sickerschacht beinhalten diese Kosten auch die Versickerungsanlage. Bei größeren Flächen bzw. ungünstigen Bodenverhältnissen sind noch die Kosten der Versickerungsstrecke (Rigole: ca. 3 €/m²) hinzuzurechnen. Vom Hersteller ist geplant, für größere Flächen einen größer dimensionierten Schacht (DN 1500 statt DN 1000) auf den Markt zu bringen. Die Kosten des regelmäßig auszutauschenden Filters liegen bei ca. 300 bis 400 €. Die Nutzungsdauer der Gesamtanlage soll nach Herstellerangaben den üblichen Nutzungsdauern von Gebäuden entsprechen.

1. Sammelfilter-System der Firmen Mall Umweltsysteme und KME

Dieses System dient der unterirdischen Versickerung von Regenwasser und besteht aus einem (Dachfläche < 500 m²) bzw. zwei (Dachfläche 500 bis 1000 m²) Betonschächten. Das Wasser wird zunächst durch einen vorgeschalteten Schlammfang (Rückhaltung sink- und schwimmfähiger Stoffe) und über eine Filterpatrone geleitet. Das gereinigte Wasser wird anschließend versickert. Der Wirkungsgrad der Anlage wird auf etwa 90 % geschätzt.

Betriebsaufwand:

Der Sammelfilter mit Filterpatrone ist in regelmäßigen Abständen zu überprüfen. Das Filtermaterial ist nach derzeitigen Erkenntnissen im Abstand von 2 bis 5 Jahren auszutauschen. Dazu ist der komplette Austausch der Filterpatrone vorgesehen. Das eigentliche Filtermaterial kann regeneriert werden.

Kosten:

Die Investitionskosten liegen im Durchschnitt bei etwa 10 €/m² Dachfläche. Sie schwanken zwischen 7 €/m² (Anschluss an eine Anlage möglich) und 15 €/m², wenn mehrere Anlagen zur Behandlung notwendig sind (jeweils Gesamtkosten einschließlich der Versickerungsanlage). Die Kosten für eine Füllung der Filterpatrone liegen bei etwa 500 €.

3. Fallrohrfilter-System der Firma KME (KME, 2004)

Dieses Filtersystem wurde für die Behandlung von abfließendem Dachablaufwasser direkt im Regenfallrohr entwickelt. Es wird in das Regenfallrohr vor der Grundleitung eingebaut und besteht aus einer Kunststoff-Patrone, die im Wesentlichen aus einem Vorfilter und einem zweiteiligen Filterkörper zusammengesetzt ist. Durch das Filtermaterial werden die im Dachablaufwasser enthaltenen Metallionen und Metallverbindungen weitgehend zurückgehalten. Das derzeit verfügbare System ist für eine maximale Dachfläche von 150 m² ausgelegt, für Dachflächen bis zu 250 m² ist ein System in der Vorbereitung. Bzgl. der Wirkung des Systems laufen derzeit detaillierte Untersuchungen. Es wird ein Wirkungsgrad von etwa 90 % erwartet.

Betriebsaufwand:

Der Vorfilter und ggf. der Filterschwamm sind in regelmäßigen Abständen zu prüfen und bei Bedarf zu reinigen, d. h. mit Wasser abzuspielen. Das Filtermaterial hat nach Angaben von KME eine Standzeit von etwa 2 bis 3 Jahren (je nach Entwässerungsaufkommen und Eintragsfracht). Danach ist die Filterpatrone auszutauschen. Das Filtermaterial kann wieder regeneriert werden.

Kosten:

Die Kosten für ein Fallrohrfilter liegen bei etwa 700 bis 800 €. Bei einer angeschlossenen Dachfläche von bis zu 150 m² ergeben sich damit spezifische Kosten von etwa 5 bis 7 €/m². Die Kosten der Filterpatrone liegen bei etwa 200 - 250 €.

4. MA-45 - Anlagen in Österreich

In Österreich werden von verschiedenen Firmen Anlagen zur Reinigung von Dachablaufwasser angeboten. Hintergrund ist die 1996 in Kraft getretene „Technische Richtlinie zur Dimensionierung von Anlagen zur Reinigung von Dachflächenwässern“ („MA 45“) der Stadt Wien. Die für die Einhaltung dieser Anforderungen entwickelten Anlagen bestehen verfahrenstechnisch aus drei Behandlungsstufen: einer Sedimentationsstufe, einem Schwebstofffilter zur Abtrennung der feineren Partikel und einem Adsorptionsfilter aus Aktivkohle für gelöste Stoffe. Die Anlagen befinden sich in zwei hintereinander geschalteten Betonschächten. Der zweite Schacht fungiert gleichzeitig als Sickerschacht,

d. h. eine entsprechende Anlage beinhaltet gleichzeitig die Versickerung der gereinigten Wässer. Die Reinigungsleistung liegt nach Herstellerangaben bei etwa 85 %.

Betriebsaufwand:

Zur Sicherstellung eines störungsfreien Betriebs sind die Filter regelmäßig zu reinigen. Außerdem ist die eingesetzte Aktivkohle auszutauschen. Die Standzeit der Filter ist dabei stark abhängig von den Randbedingungen.

Kosten:

Nach Gretzschel et al. (2003) liegen die Investitionskosten der Anlagen zwischen 4 und 19 €/m² (Preise ohne Einbau, einschließlich der Versickerungsanlage). Die Betriebskosten schwanken stark je nach Randbedingungen. Als grob geschätzter Durchschnittswert wurden von Herstellerseite 100 € pro Jahr angegeben.

5. Entwicklung der TU München

Die TU München erprobt derzeit das Sickerschacht-System der Firma HydroCon mit anderen Filtermedien. Eingesetzt wird dabei zum einen Klinoptilolith, ein Zeolith, der als Ionenaustauscher wirkt. Untersuchungen im Pilotmaßstab zeigten für Zink einen Rückhalt von 92 % für den ersten Spülstoß, für das restliche Regenereignis durchschnittlich 97 % (Helmreich, 2003). Außerdem wird der Einsatz von Polypropylenflocken erprobt. Derzeit laufen weitere Untersuchungen zur Optimierung des Systems (Helmreich, 2004). Die Investitionskosten eines Systems für eine Dachfläche von etwa 500 bis 1000 m² werden auf ca. 4.000 € geschätzt.

Untersuchungen der EAWAG (Schweiz)

In der Schweiz findet derzeit ebenfalls die Entwicklung und Erprobung eines Filtersystems für Dachablaufwasser statt. Eingesetzt wird dabei eine Adsorptionsfilterschicht an der Sohle von Sickerschächten. Die Sickerschächte sind zusätzlich mit einem Filtervlies ausgestattet um eine Kolmation (Selbstabdichtung) der Adsorptionsschicht zu verhindern. Die bisherigen Ergebnisse zeigen einen guten Wirkungsgrad des Systems (Steiner, 2004). In naher Zukunft soll das System auch auf dem Markt angeboten werden.

Tabelle 5.2-1: Übersicht über die derzeit verfügbaren Anlagen zur dezentralen Behandlung von Dachablaufwasser

Anbieter/ Entwickler	Verfahrenstechnik	Erfahrungen	Kosten
HydroCon	Betonfilter in Betonschacht mit anschließender Versickerung (über Rigole oder Sickerschacht); auch Anschluss an Kanalisation möglich	erste Anlagen seit Sommer 2003 in Betrieb; Erprobung im Rahmen eines F+E-Vorhabens	Baukosten: ca. 3 €/m ² (ein Schacht für bis zu 500 m ² ; 1500 €; Mehrkosten gegenüber konventionellem Revisionschacht: ca. 700 €) (bei Ausführung als Sickerschacht einschließlich der Versickerungsanlage; bei größeren Flächen bzw. ungünstigeren Boden zzgl. der Kosten für Rigole; z. T. mit Einbau) Betriebskosten: Betonfilter: ca. 300 bis 400 € (Standzeit: etwa 5 bis 10 a); zusätzlich regelmäßige Schlammräumung
Mall Umweltsysteme/ KME	2-stufiges Filtersystem in 1 (bis 500 m ² Dachfläche) bzw. 2 Betonschächten (bis 1000 m ²): Schlammfang und Filterpatrone (Zeolith)	erste Anlagen seit Sommer 2003 in Betrieb; Erprobung im Rahmen eines F+E-Vorhabens	Baukosten: ca. 7 bis 15 €/m ² (einschließlich Versickerung; ohne Einbau) Betriebskosten: Filterpatrone: ca. 500 € (Standzeit: etwa 2 bis 5 a); zusätzlich regelmäßige Schlammräumung
KME	Fallrohrfilter zum direkten Einbau in Regenfallrohre für Flächen bis zu 150 m ² (bis 250 m ² in Vorbereitung); Aufbau: Vorfilter und zweiteiliger Filterkörper	erste Anlagen in Betrieb; Erprobung im Rahmen eines F+E-Vorhabens	Baukosten: ca. 5 bis 7 €/m ² ; Betriebskosten: Standzeit der Filterpatrone ca. 2 bis 3 a (ca. 200 - 250 €); zusätzlich einfaches Reinigen des Vorfilters
Anlagen in Österreich (z. B. Fa. Purator)	3-stufige Filtrationsanlagen (Sedimentationsstufe, Schwebstofffilter und Adsorptionsfilter) in zwei hintereinander geschalteten Betonschächten mit integrierter Versickerung	verschiedene Anlagen seit mehreren Jahren in Betrieb	ca. 4 bis 19 €/m ² (einschließlich Versickerung; ohne Einbau) Betriebskosten: Standzeit der Filter stark abhängig von Randbedingungen; grobe Abschätzung der Kosten: ca. 100 € pro Jahr
Entwicklungen TU München	System HydroCon mit anderen Filtermedien (Klinoptilolith oder Polypropylenflocken)	Erprobung im Rahmen eines F+E-Vorhabens	bislang nur grobe Schätzung für Investitionskosten möglich (ca. 4 bis 8 €/m ²);
EAWAG Schweiz	Sickerschächte mit zusätzlichem Filtervlies und Adsorptionsfilterschicht (granuliertes Eisenhydroxid)	derzeit noch in der Entwicklung	

Praktikabilität

Die oben beschriebenen Techniken werden überwiegend bereits auf dem Markt angeboten, befinden sich jedoch teilweise noch in der Entwicklungs- und Erprobungsphase. Erste Anlagen sind jeweils bereits seit mehreren Monaten im Einsatz. Die in Österreich angebotenen Anlagen werden bereits seit mehreren Jahren eingesetzt. Ein sehr wichtiger Punkt beim Einsatz entsprechender Anlagen ist die Sicherstellung eines dauerhaften, effektiven Betriebs. Da ein fehlerhafter Betrieb (z. B. aufgrund erschöpfter Filtersysteme) nicht ohne genauere Prüfung festzustellen ist, muss eine regelmäßige Wartung und Kontrolle der Anlagen sichergestellt werden. Von einem Anlagenanbieter wird deshalb bereits ein entsprechendes System zur Unterstützung des Betriebs angeboten. Insgesamt erscheint es erforderlich, eine Prüfung und Zertifizierung der unterschiedlichen Systeme und eine funktionierende Betriebskontrolle einzuführen. Ansonsten besteht die Gefahr des Einbaus ungeeigneter Techniken, deren unzureichende Betriebsweise jedoch aufgrund fehlender Kontrollen nicht festgestellt wird.

Effektivität/Minderungspotenzial

Detaillierte, längerfristige Untersuchungen zum Rückhaltevermögen für Metalle der unterschiedlichen Behandlungsanlagen liegen bislang nicht vor. Vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft wurden jedoch verschiedene Anlagen als Übergangslösung freigegeben. Die Überprüfung des Langzeitverhaltens verschiedener Filter im realen Einsatz findet derzeit im Rahmen eines Forschungsvorhabens statt (System Mall/KME, System HydroCon und System HydroCon mit 2 zusätzlichen Filtermedien der TU München). Gefordert wird eine Reduktion der Jahresfracht des Kupfers von mindestens 97 %.

Das gesamte Minderungspotenzial im Bereich Dachablaufwasser ist nach den Ergebnissen in Kap. 4 groß (Gesamtmenge der Einträge: 59 t/a Cu, 515 t/a Zn, 17 t/a Pb). Die bislang vorliegenden Erfahrungen an ersten Anlagen lassen eine hohe Eliminationsleistung von über 90 % erwarten. Die Anlagen sind grundsätzlich sowohl im Neubaubereich als auch im Bestand einsetzbar. Im Bestand ist jedoch mit deutlich höheren Kosten zu rechnen, so dass dort erst mittel- bis langfristig mit einer Änderung der Eintragsmengen zu rechnen ist. Der Einsatz von Filteranlagen könnte jedoch bewirken, dass die Eintragsmengen aus dem Bereich der Dachablaufwässer zukünftig nicht weiter ansteigen.

Ökonomische Auswirkungen/Kosten-Wirksamkeit

Die spezifischen Investitionskosten der Filteranlagen liegen je nach Anlagentyp zwischen 3 und 15 €/m². Teilweise sind dabei bereits die Kosten für die Versickerungsan-

lage mit enthalten. Zu den Betriebskosten liegen bislang fast keine Erfahrungswerte vor, die o. g. Angaben beruhen überwiegend auf Schätzungen der Hersteller.

Zur Berechnung der Kosten-Wirksamkeit wurden zwei Fälle unterschieden: der Einsatz bei großflächigen Metallanwendungen (Metallfläche ungefähr entsprechend der angeschlossenen Dachfläche) sowie der Einsatz bei kleinflächigen Anwendungen (Anteil der Metallfläche an der angeschlossenen Dachfläche: ca. 20 %). Unter Berücksichtigung der anfallenden Betriebskosten und einer Nutzungsdauer von 50 Jahren ergibt sich eine Bandbreite von 0,2 - 2,3 €/g Cu, 0,1 - 1,3 €/g Zn und 0,1 - 3,3 €/g Pb bei großflächigen bzw. 0,8 - 9,1 €/g Cu, 0,3 - 5,0 €/g Zn und 0,3 - 13 €/g Pb bei kleinflächigen Anwendungen.

Instrument

Zur Behandlung von Dachablaufwasser liegen bislang keine übergreifenden Regelungen vor. Anforderungen gelten jedoch für die Versickerung des Niederschlagswassers von metallischen Dachflächen auf der Ebene einzelner Bundesländer. Außerdem sind im Arbeitsblatt A 138 und im Merkblatt M153 der ATV-DVWK Hinweise zum Umgang mit Regenwasser von metallischen Dachflächen enthalten. Auf diese Regelungen wird in Kapitel 5.4 näher eingegangen.

Ein künftiger Ansatzpunkt zur Umsetzung von Maßnahmen in diesem Bereich ist die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Im Rahmen der zu erstellenden Maßnahmenprogramme ist die Aufnahme entsprechender Maßnahmen zu überprüfen, falls in dem jeweiligen Flussgebiet Defizite bei der chemischen Qualität bzgl. Kupfer, Zink oder Blei auftreten.

5.3 Behandlung von Niederschlagswasser im Kanalnetz - Einsatz von Regenüberlaufbecken (Mischsystem) bzw. Bodenfiltern (Misch- und Trennsystem)

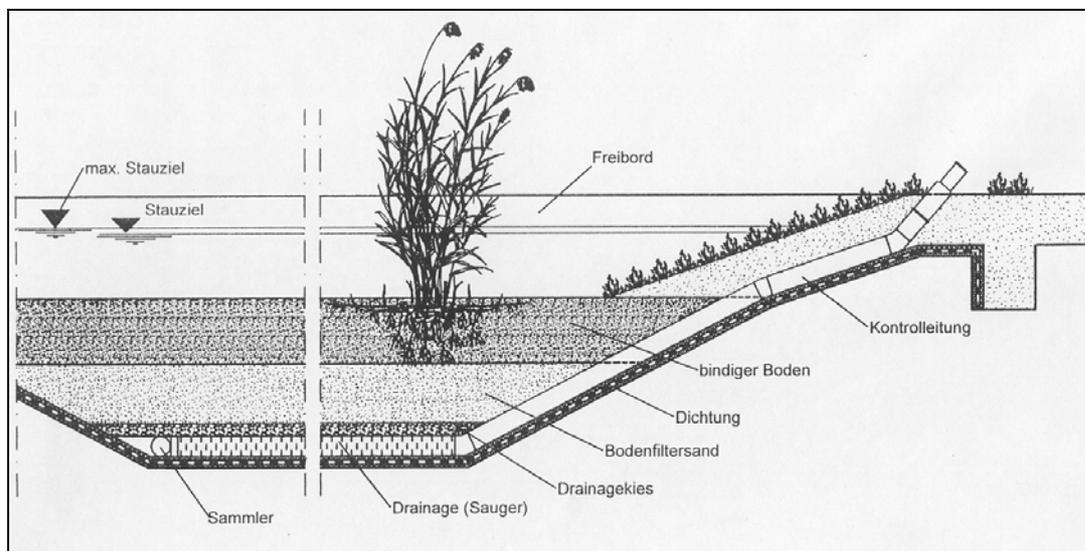
Beschreibung

Wird Niederschlagswasser über das Kanalnetz abgeleitet, gibt es unterschiedliche Möglichkeiten zur Reduktion der in die Gewässer eingetragenen Schadstofffracht. In Mischwasserkanalisationen werden bislang üblicherweise Regenüberlaufbecken eingesetzt, die als Retentionsräume mit Entlastungsmöglichkeit bei Regenwetter Mischwasser vorübergehend speichern und gedrosselt zum Klärwerk weiterleiten. Für das in Deutschland vorhandene Speichervolumen ergibt sich entsprechend den Ausführungen in Kap. 4.1 eine mittlere Entlastungsrate von 44 %. Im Trennsystem wird dagegen im Allgemeinen keine technische Regenwasserbehandlung vorgenommen. Die dort teilweise aufgrund besonderer Randbedingungen (Oberflächenabflüsse mit hohem

Verschmutzungspotenzial, besonders schutzbedürftige Gewässer als Vorfluter, etc.) eingesetzten Regenklärbecken dienen nur dem Rückhalt leicht sedimentierbarer Stoffe und sind deshalb für eine gezielte Elimination der Schwermetallfrachten aus dem Niederschlagswasser ungeeignet. Der Bau von Regenklärbecken wird deshalb nicht weiter behandelt.

Eine in jüngster Zeit verstärkt eingesetzte Technik zur Reinigung von Niederschlagswasser sind Bodenfilteranlagen, die sowohl im Misch- als auch im Trennsystem eingesetzt werden können (z. B. LfU, 1998; Born et al., 2000; Kasting, 2000). Diese Anlagen sind in der Regel Becken in Erdbauweise mit mehreren unterschiedlichen Filterschichten (s. Abbildung 5.3-1). Nach unten wird der Filter mit Folien oder mineralische Dichtungen abgedichtet. Das durch das Filter perkolierende Wasser wird über eine Drainage abgeleitet. Eine obere Schicht bindigen Bodens dient der erhöhten Sorption partikulärer und gelöster Stoffe (N, P, CSB). Eine Bepflanzung mit Schilf beugt der Abdichtung (Kolmation) vor. Zur Reinigung des Wassers tragen letztlich sehr viele unterschiedliche, parallel ablaufende Prozesse im Filter bei (Adsorption, Filterwirkung, Stoffwechselprozesse, etc.). Bodenfilter werden sowohl hinter Regenüberläufen, hinter Regenklärbecken oder auch hinter Regenüberlaufbecken (teilweise entsprechend A 128, teilweise deutlich kleiner dimensioniert) im Misch- bzw. Trennsystem eingesetzt.

Abbildung 5.3-1: Aufbau eines Retentionsbodenfilters im Mischsystem (LfU, 1998)



Durch den Bau von Regenüberlaufbecken oder Bodenfilteranlagen werden nicht nur Schwermetalleinträge in die Gewässer reduziert. Es wird auch die hydraulische Belastung der Gewässer verringert (besonders bei kleineren Gewässern ein sehr wichtiger Effekt) und auch die Einträge anderer Schadstoffe (Stickstoff, Phosphor, organische

Schadstoffe, etc.) sowie seuchenhygienisch relevante Belastungen werden vermindert. Der Abtrag der Schadstoffe und damit der Eintrag in die Umwelt wird jedoch über die nachträgliche Behandlung des belasteten Wassers nicht vermieden.

Von Böhm et al. (2002) werden die Maßnahmen zur verbesserten Niederschlagswasserbehandlung, deren Wirkung, die damit verbundenen Kosten und die sich ergebende Kosten-Wirksamkeit detailliert beschrieben.

Praktikabilität

Wie erwähnt werden Regenüberlaufbecken in Deutschland in breitem Umfang zur Regenwasserbehandlung eingesetzt. Bodenfilter stellen dagegen eine neuere, inzwischen jedoch ebenfalls erprobte und eingeführte Technik dar.

Effektivität/Minderungspotenzial

Die über die Einleitung von Niederschlagswasser (Trenn- und Mischsystem) in die Gewässer eingetragenen Schadstofffrachten sind erheblich (187 t/a Cu, 1.193 t/a Zn, 87,4 t/a Pb; Fuchs et al, 2002). Durch den Zubau von Regenüberlaufbecken (Mischsystem) wird die entlastete Wasser- und Schadstoffmenge entsprechend der Erhöhung des spezifischen Speichervolumens verringert. Ein Teil des Niederschlagswassers wird jedoch weiterhin entlastet und die Schwermetallgehalte können nur teilweise abgetrennt werden, d. h. es wird insgesamt nur eine mittlere Eliminationsleistung erreicht. Über Bodenfilter (Misch- und Trennsystem) wird dagegen das Niederschlagswasser fast vollständig behandelt und es wird aufgrund der Filterwirkung der unterschiedlichen Schichten eine gute Elimination erreicht. Die Wirkung ist durch den Bau entsprechender Anlagen kurzfristig zu erreichen. Entsprechende Anlagen können sowohl in bestehenden Kanalisationsnetzen als auch bei Neubausiedlungen installiert werden.

Ökonomische Auswirkungen/Kosten-Wirksamkeit

Zu den Kosten von Regenüberlaufbecken (sowohl Investitions- als auch Betriebskosten) liegen zahlreiche Erhebungen vor (u. a. Günthert/Reicherter, 2001; Weyand, Willems, 1999; Pecher, 1999). Grundsätzlich sind die spezifischen Kosten bei Anlagen mit geringem Speichervolumen deutlich höher als bei größeren Anlagen. Bei Becken ab einer Größe von etwa 500 m³ schwanken die Investitionskosten je nach den sonstigen Randbedingungen zwischen 500 und 1500 € pro m³ Beckenvolumen. Nach Hillenbrand, Böhm (2004) ergibt sich damit unter günstigen Bedingungen eine Kosten-Wirksamkeit von ca. 7 €/g Cu, 1,1 €/g Zn und 11 €/g Pb.

Die auf das Anlagenvolumen bezogenen, spezifischen Baukosten von Bodenfilteranlagen liegen in etwa bei der Hälfte der Kosten von Regenüberlaufbecken (ohne Kosten der Vorreinigungsstufe). Unter Berücksichtigung der Betriebskosten und der zu errei-

chenden Schadstoffelimination ergeben sich unter günstigen Randbedingungen Kosten-Wirksamkeiten von ca. 9 €/g Cu, 1 €/g Zn und 21 €/g Pb im Mischsystem bzw. 5 €/g Cu, 0,5 €/g Zn und 14 €/g Pb in der Trennkanalisation. Dabei ist zu beachten, dass die Eliminationswirkung für die drei Schadstoffe parallel erreicht wird und zusätzliche weitere positive Effekte (Elimination weiterer Schadstoffe, Reduzierung der hydraulischen Belastung) erzielt werden können.

Instrument

Der Zubau von Regenüberlaufbecken erfolgte in der Vergangenheit im Rahmen des von den einzelnen Bundesländern vorgegebenen Ausbaus der Kanalsysteme. Bei besonderen Randbedingungen wurden auch weitergehende Behandlungsanlagen für Regen- bzw. Mischwasser installiert. Der Aspekt der Reduktion der in die Gewässer eingetragenen Schwermetallfrachten stand dabei allerdings eher im Hintergrund. Eine größere Rolle spielten bislang die Wirkungen bei anderen Schadstoffen bzw. bei der hydraulischen Belastung. Im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und der dazu zu erstellenden Maßnahmenprogramme könnten diese Maßnahmen jedoch auch gezielt zur Verringerung der Schwermetallbelastungen eingesetzt werden, wenn in dem jeweiligen Flussgebiet entsprechende Defizite festgestellt wurden. Zusätzlich könnte das Instrument der Abwasserabgabe genutzt werden, um die Belastungen durch die Ableitung von belastetem Regenwasser stärker in den Blickpunkt zu rücken. Dazu wäre eine Überarbeitung des Berechnungsmodus der Abwasserabgabe notwendig, so dass die eingeleiteten Schwermetallfrachten aus diesem Bereich Berücksichtigung finden.

5.4 Versickerung von Niederschlagswasser

Beschreibung

Eine andere Möglichkeit zur Verringerung der durch belastetes Niederschlagswasser verursachten Stoffeinträge in die Gewässer besteht in der Abkopplung versiegelter Flächen vom Kanalnetz und der Versickerung des auf diesen Flächen anfallenden Niederschlags. Regenwasser, das versickert wird, bleibt dem natürlichen lokalen Wasserkreislauf erhalten und reduziert die Belastung von Kanalnetzen, Kläranlagen und von als Vorfluter dienenden Gewässern (hydraulische Belastungsspitzen). Auch bei enger Bebauung und weniger durchlässigem Untergrund ist eine Regenwasserversickerung zumindest von Teilmengen technisch möglich. Dabei ist die Versickerung jedoch nicht als isolierte Maßnahme, sondern als Teil eines Regenwasserentsorgungssystems aufzufassen, bei dem die Komponenten (dezentrale) Versickerung, (dezentrale) Speicherung und (gedrosselte) Ableitung für die jeweiligen örtlichen Voraussetzungen und Anforderungen aufeinander abgestimmt werden müssen (Konzept einer naturnahen Re-

genwasserbewirtschaftung). Im Bestand kann auch die Entsiegelung von Flächen ein wichtiger Bestandteil entsprechender Konzepte sein, die insbesondere bei gering belasteten (Verkehrs-)Flächen genutzt wird.

Zur Versickerung von Niederschlagswasser stehen unterschiedliche Systeme zur Verfügung, die sich insbesondere hinsichtlich ihres Platzbedarfs unterscheiden (z. B. Flächen-, Mulden-, Rigolenversickerung; vgl. Abbildung 5.4-1). Die Reinigungswirkung bei einer Versickerung beruht auf der Filtrationswirkung der Bodenschichten, durch die das Wasser hindurchsickert. Die beste Eliminationswirkung erreicht dabei der bewachsene Oberboden. Durch eine Regenwasserversickerung wird eine Aufkonzentrierung der (Schad-) Stoffeinträge in den Boden verursacht (Größenordnung ca. 1:5 bis 1:50). Die Frachten der nicht bzw. schwer abbaubaren Schadstoffe (insbesondere Schwermetalle) sowie die Bodeneigenschaften sind bei der Dimensionierung und Ausgestaltung von Versickerungsanlagen zu berücksichtigen (z. B. Ableiten des first-flush, Berücksichtigung des Bodenbelastungspotenzials, ggf. gezielte Veränderung der Bodenmatrix), um die Belastung der Böden zu verringern und auch langfristig Einträge von Schadstoffen in das Grundwasser zu vermeiden (vgl. z. B. Gieska et al., 2000; Stotz, Krauth, 1998). Im Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 138 (Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser, Januar 2002) und dem Merkblatt ATV-DVWK-M 153 (Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser, Februar 2000) sind die bisherigen Erfahrungen und die sich daraus ergebenden technischen Empfehlungen zur Dimensionierung solcher Anlagen zusammengefasst. Wichtige Anforderungen des A 138 sind:

- Abflüsse von befestigten Flächen werden aufgrund der Stoffkonzentrationen in unbedenklich, tolerierbar und nicht tolerierbar eingestuft. Nicht tolerierbare Abflüsse sollten in das Kanalnetz eingeleitet bzw. nur nach einer geeigneten Vorbehandlung versickert werden.
- Eine Versickerung in unterirdischen Anlagen sollte nur bei unbedenklichen Niederschlagsabflüssen erfolgen.
- Abflüsse von mit unbeschichtetem Blei, Kupfer und Zink eingedeckten Dächern werden als tolerierbar eingestuft und können nach geeigneter Vorbehandlung oder ggf. auch ohne Vorbehandlung oberirdisch versickert werden (breitflächige Versickerung). Die unterirdische Versickerung von Niederschlagsabflüssen von unbeschichteten Eindeckungen aus Kupfer, Zink oder Blei ist grundsätzlich nicht zulässig.
- Niederschlagswasser von Dachflächen mit üblichen Anteilen aus unbeschichteten Metallen (Kupfer, Zink, Blei) kann ggf. unterirdisch versickert werden. Es ist aber immer zu prüfen, ob nach ATV-DVWK M 153 eine Vorbehandlungsmaßnahme er-

forderlich ist. Die Anteile an der Gesamtdachfläche in der Horizontalprojektion dürfen dabei 50 m² nicht überschreiten.

Die ATV-DVWK Blätter werden von verschiedenen Bundesländern zur Anwendung empfohlen. In Bayern wurde ergänzend festgelegt, dass in begründeten Ausnahmefällen auf unterirdische Versickerungsanlagen für Dachabflüsse von Metalldächern nicht verzichtet werden kann (z. B. in dicht bebauten innerstädtischen Bereichen), diese jedoch mit sehr gut funktionierenden Vorbehandlung ausgestattet sein müssen. Da spezielle Filteranlagen noch in der Erprobungsphase sind, wird als Zwischenlösung der Einsatz bestimmter, derzeit im Rahmen eines Forschungsvorhabens zu untersuchender Verfahren empfohlen. Nach Ergebnissen von Voruntersuchungen werden für diese Verfahren Gesamtwirkungsgrade von bis zu 97 % bei Kupfer und bis zu 90 % bei Zink erwartet.

Für die Versickerung von Straßenablaufwasser werden teilweise spezielle Anlagen eingesetzt, da hier im Vergleich zu Dachablaufwasser ein deutlich höherer Anteil partikulär gebundener Schadstoffe vorhanden ist (z. B. Einsatz von Filtersäcken zur Vorreinigung).

Entsprechend der in Kapitel 5.3 behandelten Maßnahme bedeutet eine Versickerung eine Reduktion der Einträge in die Gewässer, die Emissionen in die Umwelt werden jedoch nicht vermieden, d. h. die Maßnahme setzt nicht an der Emissionsquelle an. Es werden jedoch durch eine Abkopplung versiegelter Flächen vom Kanalnetz neben den Einträgen von Schwermetallen in die Gewässer auch andere Schadstoffeinträge vermieden und es wird die hydraulische Belastung der Gewässer verringert.

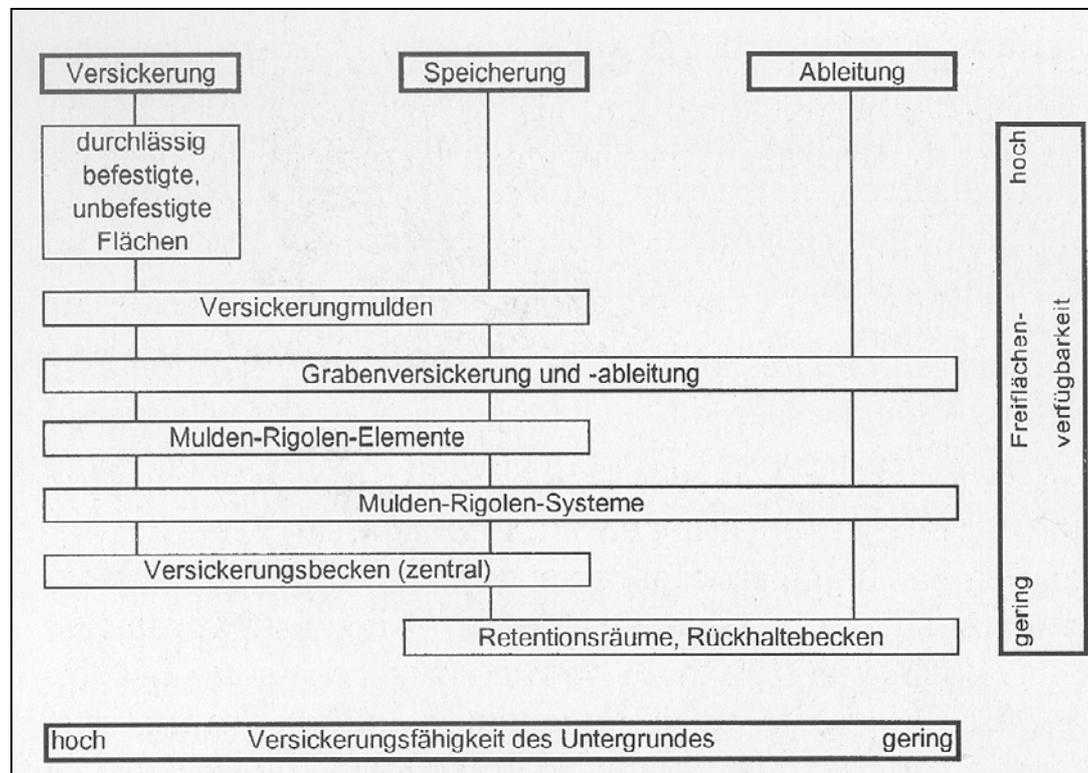
Praktikabilität

Die verschiedenen, für die Versickerung von Niederschlagswasser zur Verfügung stehenden Techniken (z. B. Flächen-, Mulden-, Rigolen-, Schachtversickerung) werden bereits in großem Umfang eingesetzt. Zum Schutz des Grundwassers sind dabei in unterirdischen Anlagen jedoch nur unbedenkliche Niederschlagsabflüsse zu versickern.

Effektivität/Minderungspotenzial

Über das Niederschlagswasser werden erhebliche Schwermetallmengen in die Gewässer eingetragen (s. o.). Eine Abkopplung von Flächen vom Kanalnetz durch Versickerungsmaßnahmen bedeutet eine vollständige Vermeidung der Emissionen über das Kanalnetz, d. h. einen Wirkungsgrad von 100 % für die dort anfallenden Regenmengen. Die abgetrennten Schwermetallmengen werden jedoch bei der Versickerung im Boden deponiert, eine dauerhafte Entsorgung dieser Mengen ist dadurch noch nicht sichergestellt.

Abbildung 5.4-1: Konzepte der Regenwasserbewirtschaftung in Abhängigkeit von der Durchlässigkeit des anstehenden Bodens und der Flächenverfügbarkeit (ATV-AG 1.2.6, 1999)



Unter günstigen Randbedingungen können Maßnahmen zur Regenwasserversickerung kurzfristig umgesetzt werden. Bei der Umsetzung von Maßnahmen zur Versickerung von Regenwasser bestehen jedoch deutliche Unterschiede zwischen Neubaugebieten und bereits bebauten und erschlossenen Flächen. Die Gründe dafür sind vor allem der Flächenbedarf für die Versickerung und die Veränderungen für die Entwässerungsplanung, Punkte, die bei neu zu erschließenden Gebieten leichter berücksichtigt werden können. Trotzdem ist auch im Bestand das Potenzial zur Abkopplung versiegelter Flächen von der Kanalisation erheblich: Für städtische Gebiete zeigen Untersuchungen u. a. im Emschergebiet Werte zwischen 10 bis 30 %, unter optimalen Bedingungen sogar noch darüber (Raasch/Köppner, 2000; Londong, 1999; Wolf/Milojevic, 2000). In ländlichen Gebieten ist dagegen der Anteil selbst bei eher ungünstigen Randbedingungen (gering bis schlecht durchlässiger Boden, teilweise starkes Gefälle, im Ortskern verdichtete Bebauung) höher. Von Leinweber/Schmitt (2000) wird für ein entsprechendes Beispielsgebiet ein maximales Potenzial von 82 % genannt. Nach der ATV-Arbeitsgruppe 1.2.6 (1999) sollte als langfristige Zielsetzung die Reduzierung der angeschlossenen undurchlässigen Flächen um 25 % auch in Bestandsflächen angesehen werden.

Ökonomische Auswirkungen/Kosten-Wirksamkeit

Die Kosten für die Versickerung von Niederschlagswasser sind stark abhängig von den lokalen Randbedingungen (Beschaffenheit des Untergrunds, Topographie, Boden- und Baupreise, einzusetzende Verfahren, etc.). Von Böhm et al. (2002) wurden die verfügbaren Daten zu den Investitions- und Betriebskosten von Versickerungsanlagen ausgewertet und zusammengefasst. Dabei wurden auch die möglichen Einsparungen im Kanalnetz und auf der Kläranlage, die durch eine Verringerung der Niederschlagswassermengen zu erreichen sind, berücksichtigt. Insgesamt ergab sich damit eine große Bandbreite der resultierenden Kosten: unter günstigen Randbedingungen lagen dabei die Aufwendungen für die Versickerung unter den Einsparungen, so dass insgesamt Kosten eingespart werden können. Bei den Kostenbetrachtungen nicht einbezogen wurden die ggf. anfallenden Kosten für die Entsorgung von belastetem Bodenmaterial, da dazu bislang keine Erfahrungswerte vorliegen (Entsorgungsmöglichkeiten, Nutzungsdauer des Bodens, spezifische Kosten). Die Entsiegelung von Flächen ist mit etwas höheren spezifischen Investitionskosten verbunden, so dass im Allgemeinen in der Summe nicht mit Einsparungen gerechnet werden kann.

Zu berücksichtigen sind außerdem die zusätzlichen positiven Effekte bzgl. anderer Schadstoffe und die verringerte hydraulische Belastung der Gewässer.

Instrument

Die in dem ATV-DVWK Arbeitsblatt A 138 und dem ATV-DVWK Merkblatt M 153 enthaltenen Anforderungen und Empfehlungen besitzen für die Umsetzung von Maßnahmen zur Versickerung von Niederschlagswasser große Bedeutung. Auf kommunaler Ebene werden im Rahmen der Bauleitplanung teilweise konkrete Anforderungen an die Versickerung von Niederschlagswasser gestellt. Entsprechend den Ausführungen in Kap. 5.3 könnten Maßnahmen zur Versickerung von Niederschlagswasser sowohl im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie als auch durch eine Anpassung der Abwasserabgabe verstärkt berücksichtigt werden.

5.5 Erosionsmindernde Maßnahmen in der Landwirtschaft

Beschreibung

Nach den Ergebnissen der Untersuchungen von Böhm et al. (2001) und Fuchs et al. (2002) werden durch die Landwirtschaft erhebliche Schwermetallfrachten in die Gewässer eingetragen. Die wichtigsten Eintragspfade sind dabei die Erosion und der Oberflächenabfluss. Die Höhe der Einträge ist dabei stark abhängig von standortspezifischen Bedingungen wie Neigung der Flächen, Erosionskraft der Niederschläge und Bodenbeschaffenheit. Die Erosion weist außerdem eine hohe zeitliche Variabilität auf

(Sedimenteintrag in die Gewässer überwiegend bei Starkniederschlägen). Von Böhm et al. (2002) wurden erosionsmindernde Maßnahmen in der Landwirtschaft untersucht und insbesondere hinsichtlich der Kosten-Wirksamkeit zur Verringerung der Einträge von Stickstoff und Phosphor bewertet. Als wichtige Einzelmaßnahmen zur Erosionsminderung wurden dabei die Mulch- bzw. Untersaat, die Anpassung der Fruchtfolge, eine konservierende Bodenbearbeitung und die Minimierung der mechanischen Bodenbearbeitung unterschieden. Grundsätzlich stehen erosionsmindernde Maßnahmen im eigenen Interesse des Landwirts, da die besonders erosionsgefährdeten Lößflächen sehr fruchtbar sind. Deshalb kann bereits durch eine verstärkte Beratung eine Verringerung der Erosion erreicht werden. Von Böhm et al. (2002) wurden folgende Instrumente zur Umsetzung der Maßnahmen näher untersucht:

- a) Umsetzung einfacher erosionsmindernder Maßnahmen ohne Zusatzkosten durch verstärkte Beratung und
- b) Bewirtschaftungsauflagen für erosionsgefährdete Standorte in Verbindung mit Ausgleichsleistungen für die Landwirte.

Es ist zu beachten, dass die Maßnahmen sinnvollerweise nur in den entsprechend gefährdeten Gebieten einzusetzen sind.

Nach den Untersuchungen von Döhler et al. (2004) sind Futtermittel, Futterzusatzstoffe und Klauenbäder wichtige Eintragsquellen für Schwermetalle im Bereich der Landwirtschaft (detailliert untersucht wurden Tierproduktionsbetriebe). Über den Wirtschaftsdünger werden diese Mengen u. a. auf die landwirtschaftlich genutzten Böden verteilt und verursachen damit auch erhöhte Gewässerbelastungen. Inwieweit durch eine Reduktion der Schwermetallgehalte in diesen Betriebsmitteln die Einträge in die Gewässer reduziert werden können, wäre allerdings detaillierter zu untersuchen (insbesondere die zeitliche Abhängigkeit der erreichbaren Wirkungen). Entsprechende Maßnahmen konnten deshalb in diesem Zusammenhang nicht näher einbezogen werden.

Praktikabilität

Die unterschiedlichen Techniken zur Verringerung der Erosion sind erprobt und werden bereits seit mehreren Jahren eingesetzt.

Effektivität/Minderungspotenzial

Die in Deutschland insgesamt durch Erosion verursachten Emissionen in die Oberflächengewässer wurden für das Jahr 2000 mit 115 t/a Cu, 516 t/a Zn und 111 t/a Pb berechnet (Fuchs et al., 2002). Ggf. können zusätzlich die durch Abschwemmungen verursachten Einträge von 42 t/a Cu, 199 t/a Zn und 16 t/a Pb verringert werden. Diese Mengen stellen das maximale Minderungspotenzial der erosionsmindernden Maßnah-

men dar. Die aus den besonders erosionsgefährdeten Gebieten emittierten Mengen lagen bei 47 t/a Cu, 191 t/a Zn und 44 t/a Pb.

Böhm et al. (2002) schätzen, dass die erosionsgetragenen Emissionen durch eine verstärkte Beratung um etwa 50 % und durch Bewirtschaftungsauflagen um etwa 75 % reduziert werden können. Zusätzlich wird davon ausgegangen, dass durch eine Beratung etwa die Hälfte der Betriebe erreicht werden kann und die verstärkten Auflagen ca. 75 % der erosionsgefährdeten Fläche abdecken. Die Verringerung der Emissionen kann durch diese Maßnahmen kurzfristig erreicht werden.

Durch die Minderung der Erosion werden entsprechend der Belastung des erodierten Bodens nicht nur die hier näher untersuchten Schwermetalle, sondern auch andere Schad- bzw. Nährstoffe zurückgehalten (weitere Schwermetalle, Phosphor, Pflanzenschutzmittel bzw. deren Abbauprodukte).

Ökonomische Auswirkungen/Kosten-Wirksamkeit

Die Kosten für die Umsetzung der Maßnahmen liegen nach Böhm et al. (2002) bei:

- a) Kosten für intensivere Beratung: ca. 5 - 10 €/ha•a
- b) Prämienzahlungen als Ausgleichsleistungen für die Landwirte in Höhe von ca. 60 - 130 €/ha•a.

Werden diese Kosten ins Verhältnis zur Emissionsminderung gesetzt, ergeben sich Kosten-Wirksamkeiten von

- a) 1 - 2 €/g Cu, 0,3 - 0,5 €/g Zn bzw. 1 - 2 €/g Pb und
- b) 7 - 14 €/g Cu, 2 - 3 €/g Zn bzw. 7 - 15 €/g Pb.

Der Rückhalt weiterer Schadstoffe ist ggf. als zusätzlicher Effekt zu berücksichtigen.

Instrument

Eine erosionsmindernde Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen kann durch verschiedene Instrumente erreicht werden. In Anlehnung an Böhm et al. (2002) wurde für die hier beschriebenen Analysen von zwei unterschiedlichen Instrumenten ausgegangen: zum einen Informationsmaßnahmen mit Kosten für eine zusätzliche Beratung von Landwirten und zum anderen Bewirtschaftungsauflagen mit gekoppelten Prämienzahlungen.

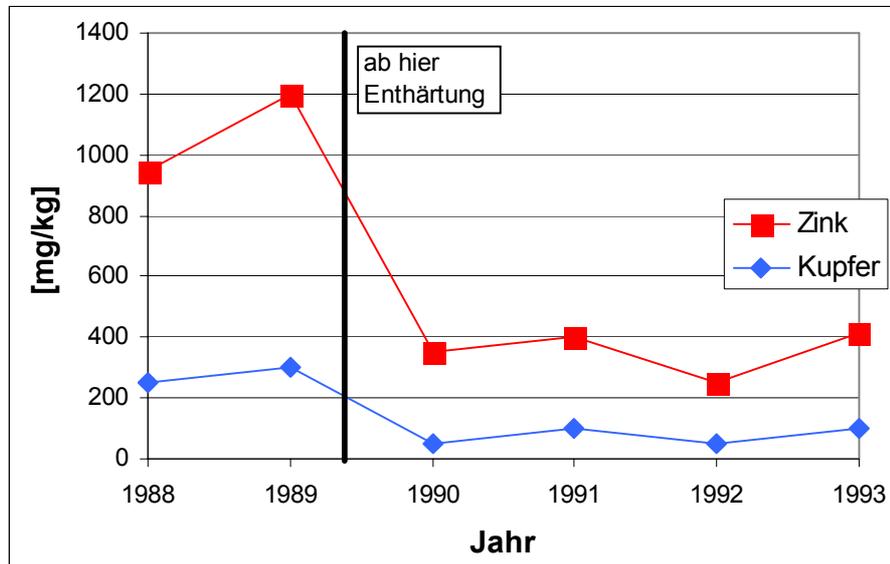
5.6 Kupfer in Hausinstallationen - Veränderung der Trinkwassereigenschaften

Beschreibung

Kupfer wird entsprechend den Ausführungen in Kap. 4.2 in Deutschland in großem Umfang als Material für Trinkwasserleitungen in den Haushalten eingesetzt. Bei metallischen Leitungen findet durch Korrosionsprozesse ein kontinuierlicher Abtrag geringer Metallmengen in das Trinkwasser statt. Das Korrosionsverhalten der metallischen Werkstoffe wird dabei von vielen Faktoren beeinflusst. Besondere Bedeutung besitzen die chemischen und physikalischen Eigenschaften des Wassers (pH-Wert, Säure-/Basikapazität als Maß für den Gehalt an freier Kohlensäure). Hohe Gehalte an Kohlensäure können zu einer vergleichsweise schnellen Auflösung der Deckschicht und damit zu einer erhöhten Freisetzung von Metallionen in das Leitungswasser führen (Becker et al., 1996; Werner et al., 1994). Weitere Einflussfaktoren sind der Härtegrad des Wassers, der Gehalt an organischen Stoffen und Neutralsalzen, die Temperatur und das Alter der Leitungen. Im Rahmen mehrerer Forschungsvorhaben wird derzeit die Kupferfreisetzung in Trinkwasserinstallationen in Abhängigkeit unterschiedlicher Randbedingungen untersucht. Ziel ist es, anhand eines Modells die zu erwartenden Kupferkonzentrationen berechnen zu können, eine genaue Berechnung ist bislang allerdings nicht möglich (Alex/Johannsen, 2001; Merkel et al., 2003; Dartmann et al., 2003). Über die DIN 50930 ist die Verwendung von Kupfer als Installationsmaterial u. a. auf Trinkwasser mit einem pH-Wert $\leq 7,4$ bzw. einem pH-Wert zwischen 7,0 und 7,4 bei gleichzeitigem Unterschreiten eines TOC-Wertes von 1,5 mg/l eingeschränkt.

Eine Möglichkeit zur gezielten Einstellung der Eigenschaften des Trinkwassers und in Abhängigkeit von der Ausgangssituation zur Verringerung der Korrosionsraten ist die zentrale Enthärtung von hartem bis mittelhartem Trinkwasser. Durch eine Enthärtung des Wassers und der damit verbundenen Änderung des pH-Wertes und der Säure-/Basikapazität können die Korrosionsprozesse in der Trinkwasserinstallation und die damit verbundenen Emissionen in das Trinkwasser und damit auch in das Abwasser bzw. in den Klärschlamm und in die Gewässer deutlich reduziert werden (vgl. Abbildung 5.6-1 bzw. Overath et al., 1997; Becker et al., 1996). Eine aktuelle Untersuchung der mit einer zentralen Enthärtung von hartem Wasser verbundenen Vor- und Nachteile zeigt sowohl ökologische Vorteile (Verringerung der Emissionen von Kupfer und Waschmittel-Abbauprodukten) als auch ökonomische Vorteile, wenn die durch eine Enthärtung möglichen Einsparungen in den Haushalten mit berücksichtigt werden (u. a. Einsparungen an Wasch- und Reinigungsmittel und bei Energie- und Wasserkosten; Hillenbrand et al., 2004).

Abbildung 5.6-1: Rückgang der Metallbelastung im Klärschlamm nach Inbetriebnahme einer zentralen Enthärtungsanlage (nach Kreilinger, 1998)



Praktikabilität

Zur zentralen Enthärtung von Trinkwasser stehen unterschiedliche Verfahren für jeweils unterschiedliche Einsatzbereiche zur Verfügung. Die zur Trinkwasserenthärtung vorrangig einsetzbaren Verfahren können in folgende Gruppen eingeteilt werden:

- Enthärtung und Entcarbonisierung durch Zugabe von Alkalien (Kalkfällung),
- Enthärtung und Entsalzung durch Kationen- und Anionenaustausch und
- Enthärtung und Entsalzung durch Membranverfahren.

Die wichtigsten in Deutschland bereits großtechnisch eingesetzten Verfahren sind die Langsam- und die Schnellentcarbonisierung, das CARIX-Verfahren und die Membranfiltration (vgl. IWW, 1998; WAR, 1998; DVGW, 1991).

Effektivität/Minderungspotenzial

Die in Kap. 4.2 berechneten Einträge an Kupfer in die Gewässer aus dem Bereich Trinkwasserversorgung liegen bei 72 t/a bzw. nach Abzug der geogenen Belastung durch das Rohwasser bei 64 t/a. Der davon durch Veränderungen der Trinkwassereigenschaften zu reduzierende Anteil kann nicht berechnet werden, da die Minderungsraten stark von den jeweiligen Randbedingungen und der Rohwasserbeschaffenheit abhängen. Der für den Einzelfall zu erzielende Wirkungsgrad der Maßnahme kann nach den in Abbildung 5.6-1 gezeigten Ergebnissen sehr hoch sein, ist jedoch auch von Rohwassereigenschaften, vom Anteil an Kupferinstallationen im Versorgungsgebiet und von der Eliminationsrate in der Kläranlage abhängig.

Die Wirkung ist nach Umsetzung der Maßnahme kurzfristig zu erwarten. Insbesondere werden damit auch die Emissionen aus dem Bestand mit abgedeckt.

Ökonomische Auswirkungen/Kosten-Wirksamkeit

Nach den Untersuchungen von Hillenbrand et al. (2004) liegen die Kosten der zentralen Enthärtung je nach Verfahren und Anlagengröße zwischen 0,1 bis 0,5 €/m³. Bei sehr kleinen Wasserwerken (< 1.000 m³/d) können die Kosten noch höher liegen. Bei einer Reduktion der Kupferkonzentrationen im Trinkwasser von bspw. 0,5 auf 0,1 mg/l würde sich damit eine Kosten-Wirksamkeit von etwa 10 € pro g Kupfer ergeben. Wird jedoch berücksichtigt, dass durch die Einsparungen im Haushalt die Mehrkosten einer zentralen Enthärtung kompensiert werden bzw. es insgesamt sogar zu Einsparungen kommen kann, würde sich eine sehr günstige Kosten-Wirksamkeit ergeben.

Instrument

Als Instrument zur Umsetzung dieser Maßnahme können insbesondere informatorische Maßnahmen durchgeführt werden. Dabei könnte auf die bereits im Jahr 1983 von der DVGW zusammen mit der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) herausgegebene Empfehlung zur Frage einer zentralen Enthärtung aufgebaut werden, die im Jahr 1991 in der Wasser-Information Nr. 29 wiederholt und konkretisiert wurden. Diese Stellungnahme des DVGW beinhaltet als Kernaussagen folgende Enthärtungskriterien und Ziele:

- Eine zentrale Enthärtung sollte vor allem dann geprüft werden, wenn das Wasser dem Härtebereich 4 nach Waschmittelgesetz zuzuordnen ist, d. h., wenn die Härte über 3,8 mmol/l entsprechend 21 Härtegraden liegt.
- Insbesondere bei größeren Wasserversorgungsunternehmen, bei denen das Wasser ohnehin aufbereitet wird und qualifiziertes Betriebspersonal vorhanden ist, kann die Frage einer zentralen Enthärtung bereits dann erwogen werden, wenn die Härte mehr als 3 mmol/l entsprechend 17 Härtegraden beträgt.
- Der technische Aufwand ist in der Regel nur dann gerechtfertigt, wenn die Calciumkonzentration mindestens um 1 mmol/l entsprechend 5,6 Härtegraden verringert wird.

Zur Unterstützung von informatorischen Maßnahmen wäre die Durchführung von Demonstrationsvorhaben von Vorteil.

5.7 Einsatz kupferfreier Bremsbeläge

Beschreibung

In Bremsbelägen wird Kupfer bislang in großen Mengen eingesetzt. Kupfer bzw. Kupfer-Legierungen dienen dabei sowohl zur Erhöhung der mechanischen Festigkeit als

auch zum Wärmetransport zwischen den Reibschichten und den Rückenplatten der Beläge. Für die Berechnungen in Kap. 4.4 wurde für PKWs von einem mittleren Kupfergehalt von 113 g/kg ausgegangen.

Die Untersuchungen des Magazins ÖKO-Test (2002) an 29 unterschiedlichen Bremsbelägen zeigten jedoch, dass zwischenzeitlich auch von einem Hersteller kupferfreie Bremsbeläge angeboten werden. Diese Produkte werden allerdings bislang nicht für die Neuausstattung von Fahrzeugen eingesetzt, sondern nur im Aftermarket-Bereich (TRW, 2004). Nach Angaben des Herstellers wird in den Produkten Kupfer durch eine Kombination aus mineralischen und keramischen Fasern ersetzt. Nach Angaben des Verbands der Reibbelagindustrie ist dagegen in der Branche derzeit keine Alternative zu Kupfer bekannt. Der Aufwand, zu einem Kupferersatz zu gelangen, wird so hoch eingeschätzt wie der Aufwand bei der Entwicklung und Umstellung auf bleifreie Beläge (VRI, 2003).

Vor der breiten Umstellung auf kupferfreie Produkte ist eine genauere Prüfung der ökologischen Auswirkungen der Ersatzstoffe erforderlich.

Praktikabilität

Die vorliegenden Informationen hinsichtlich der Verfügbarkeit kupferfreier Bremsbeläge sind nicht eindeutig. Zumindest im Aftermarket-Bereich sind jedoch kupferfreie Produkte bereits seit mehreren Jahren auf dem Markt verfügbar und werden in großem Umfang eingesetzt (TRW, 2002).

Effektivität/Minderungspotenzial

Die durch den Bremsbelagabrieb emittierten Kupfermengen verursachen fast vollständig die in Kap. 4.4 berechnete Kupferbelastung der Gewässer durch Kraftfahrzeuge von 102 t/a. Durch eine Umstellung auf kupferfreie Beläge könnten diese Einträge vollständig vermieden werden, d. h. hier besteht sowohl ein hoher Wirkungsgrad als auch ein hohes Minderungspotenzial. Die Wirkung ist allerdings erst mittelfristig zu erreichen, da eine Einführung kupferfreier Produkte nur Neufahrzeuge und Reparaturen betreffen würde und größere Veränderungen im Fahrzeugbestand erst nach längeren Übergangszeiten erreichbar sind.

Ökonomische Auswirkungen/Kosten-Wirksamkeit

Die Preise der derzeit für den Aftermarket angebotenen kupferfreien Produkte entsprechen in etwa den Preisen konventioneller Produkte. Nach den Ausführungen des Verbands der Reibbelagindustrie sind dagegen gerade für den Neuwagenbereich erhebliche Kosten für Entwicklungsarbeiten, Tests und Zulassungen erforderlich, bevor kupferfreie Produkte eingesetzt werden können.

Instrumente

Im Bereich der Bremsbeläge erfolgt derzeit entsprechend den Anforderungen der EU-Altfahrzeugrichtlinie die Umstellung auf bleifreie Bremsbeläge. Die Problematik der Kupfergehalte von Bremsbelägen wurde im Rahmen dieser Regelung nicht aufgegriffen. Ein anderer, möglicher Ansatzpunkt zur Förderung des Einsatzes kupferfreier Produkte wären Informationsmaßnahmen oder ein abgestimmtes Vorgehen mit der Industrie (freiwillige Selbstverpflichtung).

5.8 Duplex-Beschichtung von stückverzinkten Materialien

Beschreibung

Der Zinkabtrag von stückverzinkten Bauteilen lässt sich weitestgehend reduzieren, wenn auf die Zinkschicht eine organische Beschichtung (Lackierung) aufgebracht wird. Die Kombination des metallischen Zinküberzugs mit einer organischen Beschichtung wird als Duplex-System bezeichnet (Maaß/Preißker, 1993). Duplex-Beschichtungen sind seit vielen Jahren gebräuchlich. Die Tendenz ist steigend und wird derzeit auf 30 % der Produktionsmenge stückverzinkter Güter geschätzt (vgl. Abschnitt 4.5.1.1).

Duplex-Systeme erfordern eine Vorbehandlung der Zinkoberfläche, um eine gute Haftung der organischen Beschichtung zu erzielen. Korrosionsprodukte (z. B. Weißrost), Flussmittelrückstände oder fetthaltige Verunreinigungen müssen vor der Beschichtung möglichst vollständig entfernt werden. Neben mechanischen Verfahren wie dem Strahlen oder Sweepen der Zinkoberfläche, die diese leicht aufrauen und etwa 2 bis 3 µm der Zinkschicht abtragen, sind chemische Verfahren, wie sie in der Galvanikindustrie üblich sind, gebräuchlich (Entfetten, Phosphatieren/Chromatieren).

Als organische Beschichtungsstoffe kommt eine breite Palette von Nasslacken zum Einsatz. Es werden 1- oder 2-Komponentenlacke verschiedenster Zusammensetzung verarbeitet (z. B. Epoxid-Lacke, PU-Lacke, lösemittel- oder wasserhaltige Acrylharz-Lacke), wobei eine Eignung der Lacke für den Auftrag auf Zinkoberflächen gegeben sein muss. Zunehmend werden für qualitativ hochwertige Beschichtungen auch Pulverlacke eingesetzt.

Praktikabilität

Prinzipiell können alle bewitterten stückverzinkten Bauteile organisch beschichtet werden. Neben den dekorativen Möglichkeiten einer angepassten Farbgebung gibt insbesondere bei Anwendungen in korrosiver Umgebung der deutlich verbesserte Korrosionsschutz den Ausschlag für den Einsatz von Duplex-Beschichtungen.

Die Duplex-Beschichtung ist bei Neu- und Ersatzinvestitionen leicht möglich. Eine dauerhafte nachträgliche Beschichtung bereits bewitterter Zinkoberflächen ist aufgrund der notwendigen Vorbehandlung der Zinkoberflächen kaum realisierbar.

Effektivität/Minderungspotenzial

Die in Kap. 4.5 berechneten Einträge an Zink in die Gewässer durch verzinkte Produkte liegen bei 204 t/a (entsprechend 8 % der relevanten Einträge). Durch Duplex-Systeme können die Zink-Emissionen mit einem sehr hohen Wirkungsgrad verringert werden: Solange die organische Beschichtung intakt ist, verhindert sie vollständig, dass Umwelteinflüsse auf die Zinkschicht einwirken und es zu einem Zinkabtrag kommt. In der Praxis wird es sicherlich nicht dazu kommen, dass alle stückverzinkten Oberflächen mit einem Lacküberzug versehen werden. Technische Hindernisse stehen einer nennenswerten Steigerung des Duplex-Anteils von heute 30 % jedoch nicht entgegen. Insgesamt ergibt sich damit ein mittleres Minderungspotenzial.

Mit der organischen Beschichtung sind neben den Vorteilen der deutlich verlängerten technischen Lebensdauer des schützenden Schichtsystems und der vermiedenen Zinkemission jedoch auch Umweltbelastungen verbunden. Zu nennen sind - je nach Vorbehandlungsverfahren und Beschichtungsmaterial - Lösemittelmmissionen und die Entstehung zum Teil besonders überwachungsbedürftiger Abfälle (z. B. Lackschlämme, Abfallschlämme aus der Entfettung, Phosphatierung bzw. Chromatierung, Strahlmittelabfälle). Eine ökobilanzielle Gegenüberstellung der jeweiligen Vor- und Nachteile kann im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht geleistet werden.

Ökonomische Auswirkungen/Kostenwirksamkeit

Die zusätzlichen Kosten für das Aufbringen der organischen Beschichtung beim Duplex-System werden mit 60 bis 80 % der Kosten der Stückverzinkung angegeben. Dies entspricht Kosten in der Größenordnung von 7 bis 12 €/m² (IFG, 2004). Die Bandbreite der Kostenangaben erklärt sich aus den verfügbaren Lacksystemen, den Anforderungen des Lacksystems an die Art der Vorbehandlung, den Anforderungen an die Güte des Korrosionsschutzes (Anzahl der organischen Schichten) und dem Grad der Automatisierung.

Legt man eine mittlere Nutzungsdauer stückverzinkter Werkstücke von 15 bis 25 Jahren zu Grunde, liegt die Kostenwirksamkeit der Vermeidung des Zinkeintrags in die Umwelt durch Duplex-Beschichtungen bei 0,1 bis 0,3 €/g Zn (Zinkabtragsrate: 3,0 g/(m²•a)).

Instrumente

Ein großer Abnehmer stückverzinkter Produkte ist die öffentliche Hand (z. B. Straßenausrüstung, Stahlschutzplanken, Geländer). In ihrem Einflussbereich können entsprechend ausgestaltete Beschaffungsrichtlinien zu einer Erhöhung des Anteils duplexbeschichteter Bauteile beitragen.

Im Bausektor ist der Trend zu dekorativ beschichteten, verzinkten Stahlkonstruktionen bereits vorhanden. Sollen keine expliziten Vorgaben in Bebauungsplänen oder Baugenehmigungen gemacht werden, kann dieser Trend durch gezielte Informationen, die sich an Architekten und Bauherren richten, unterstützt werden. Dies gilt in gleicher Weise auch für gewerbliche und Industriebauten.

5.9 Einsatz bleifreier Bremsbeläge

Beschreibung

Im Bereich der Bremsbeläge findet derzeit eine Umstellung auf bleifreie Bremsbeläge statt. Nach der Altfahrzeug-Richtlinie 2000/53/EG aus dem Jahr 2002 sind zukünftig nur noch bleifreie Bremsbeläge einzusetzen. Eine Ausnahmegenehmigung gilt für Fahrzeuge, die vor dem 1.7.2003 typengenehmigt wurden. In den Untersuchungen von ÖKO-Test (2002) wurden bei 29 untersuchten Belägen in 7 Belägen erhöhte und in 10 Belägen geringe Bleigehalte festgestellt. Die restlichen 12 Beläge enthielten kein Blei.

Praktikabilität

Aufgrund der rechtlichen Anforderungen hat die Umstellung auf bleifreie Bremsbeläge bereits weitgehend stattgefunden. Für die älteren Fahrzeugtypen werden allerdings teilweise weiterhin bleihaltige Bremsbeläge angeboten. Die Umstellung im Fahrzeugbestand wird deshalb noch einige Jahre in Anspruch nehmen.

Effektivität/Minderungspotenzial

Durch die Umstellung auf bleifreie Produkte können die Emissionen aus diesem Bereich vollständig vermieden werden. Die in Kap. 4.4 berechneten Einträge in die Gewässer aus diesem Bereich verursachen 82 % der für den Kfz-Bereich insgesamt berechneten Emissionen und bedingen damit überwiegend die aus dem Bereich Kraftfahrzeuge stammenden Bleieinträge in die Gewässer von fast 9 t/a (4 % der relevanten Einträge). Bzgl. der Einträge in die Gewässer verbleibt bzgl. der noch zu erreichenden Wirkung (Maßnahme befindet sich bereits in der Umsetzung) bei einem hohen Wirkungsgrad ein geringes Minderungspotenzial gegeben. Die vollständige Wirkung wird mittelfristig erreicht.

Ökonomische Auswirkungen/Kosten-Wirksamkeit

Die Preise der bleifreien Produkte entsprechen in etwa den Preisen konventioneller Produkte. Nach Angaben des Verbands der Reibbelagindustrie sind trotz der mit der Entwicklung von und Umstellung auf bleifreie Produkte verbundenen Kosten höhere Preise auf dem Markt nicht durchsetzbar (VRI, 2004).

Instrument

Entsprechend den Regelungen der EU-Altfahrzeugrichtlinie ist diese Maßnahme bereits in der Umsetzung.

5.10 Einsatz bleifreier Auswuchtgewichte

Beschreibung

Ähnlich der im vorhergehenden Kapitel beschriebenen Ausgangssituation für Bremsbeläge gelten auch für Auswuchtgewichte Anforderungen der EU-Altfahrzeug-Richtlinie. Danach sind bleihaltige Auswuchtgewichte nur noch für Fahrzeuge erlaubt, die vor dem 1. Juli 2003 typengenehmigt wurden. Für die Wartung dieser Fahrzeuge gilt die Ausnahmegenehmigung bis 1. Juli 2005. Transportfahrzeuge mit einem zulässigen Gesamtgewicht über 3,75 t sowie Busse sind von der Regelung nicht betroffen. Nach Angaben des VDA (2004) sind entsprechende Substitute für Blei verfügbar. Als Ersatzmaterialien werden u. a. Zink, Zinn und Edelstahl genannt. Die Umstellung auf diese Ersatzmaterialien erfolgt derzeit, auf dem Markt werden entsprechende bleifreie Produkte angeboten. Aufgrund der höheren Preise der Alternativprodukte ist allerdings davon auszugehen, dass von den Werkstätten noch überwiegend bleihaltige Produkte eingesetzt werden, bis diese nicht mehr auf dem Markt verfügbar sind.

Praktikabilität

Wie beschrieben sind bleifreie Auswuchtgewichte auf dem Markt verfügbar. Aufgrund des niedrigeren spezifischen Gewichts sind die Alternativprodukte etwas größer als die Blei-Produkte, die Montage kann jedoch wie bisher erfolgen und erfordert keine neuen Geräte.

Effektivität/Minderungspotenzial

Durch die Umstellung auf bleifreie Produkte werden die Emissionen aus diesem Bereich vollständig vermieden. Das Minderungspotenzial ist allerdings nur gering, da nach den Berechnungen in Kap. 4.4 die Emissionen durch bleihaltige Auswuchtgewichte insgesamt nur bei 4 t/a lagen, wovon etwa 10 % in die Gewässer gelangen. Entsprechend den Anforderungen der EU-Richtlinie ist mit einer mittelfristigen Wirkung zu rechnen.

Ökonomische Auswirkungen/Kosten-Wirksamkeit

Die bleifreien Produkte sind deutlich teurer als die bisher verwendeten. Nach den verfügbaren Angaben ist davon auszugehen, dass die Kosten etwa um 1/3 höher liegen. Allerdings sind die Kosten der Auswuchtgewichte absolut betrachtet sehr gering und machen auch nur einen sehr geringen Anteil der Reifenkosten bzw. des Arbeitsschritts „Auswuchten eines Reifens“ aus. Die Kosten-Wirksamkeit der Maßnahme liegt bei etwa 4 bis 8 €/g Pb.

Instrument

Die Maßnahme befindet sich bereits entsprechend den Vorgaben der EU-Altfahrzeugrichtlinie in der Umsetzung.

5.11 Zusammenfassende Bewertung

In den voran stehenden Kapiteln wurden verschiedene Ansatzpunkte zur Verringerung der Einträge von Kupfer, Zink und Blei in die Gewässer beschrieben, die in sehr unterschiedlichen Verursacherbereiche bzw. bei unterschiedlichen Eintragspfaden ansetzen (Baubereich, Verkehrsbereich, Trinkwasserbereich, verzinkte Produkte, Behandlung von Niederschlagswasser). Wird beispielsweise im Rahmen eines zukünftigen Flussgebietsmanagements ein Handlungsbedarf hinsichtlich der Verringerung der Einträge dieser Stoffe festgestellt, können diese Untersuchungen als Grundlage für die konkrete Auswahl von Maßnahmen genutzt werden. Dabei ist es jedoch ganz entscheidend, die unterschiedlichen Randbedingungen der einzelnen Maßnahmen zu berücksichtigen und die notwendigen Daten für das Flussgebiet zu erheben. In Tabelle 5.11-1 sind die wichtigsten Informationen zu den einzelnen Maßnahmen einschließlich der jeweiligen Randbedingungen zusammengefasst.

In Abbildung 5.11-1 sind die Daten und Erläuterungen zur Kosten-Wirksamkeit der Maßnahmen dargestellt. Die wichtigsten Ergebnisse sind:

- Im Bereich der Niederschlagswasserversickerung sind unter günstigen Bedingungen Einsparungen möglich. Dies gilt grundsätzlich auch für den Einsatz von Ersatzstoffen im Baubereich, hier sind jedoch zusätzliche Anforderungen zu berücksichtigen, die die Materialenauswahl deutlich einschränken können (s. Kap. 6).
- Die Kosten-Wirksamkeit der dezentralen Behandlung des Niederschlagswassers in Filteranlagen ist - insbesondere bei großflächigen Anwendungen der metallischen Materialien - vergleichsweise günstig, auch wenn sich hier eine große Bandbreite ergibt. Die Behandlung im Kanalnetz ist im Vergleich dazu deutlich teurer.

- In einer vergleichbaren Größenordnung wie die Kosten-Wirksamkeit bei der dezentralen Niederschlagswasserbehandlung liegen die Daten für die Erosionsminderung in der Landwirtschaft durch eine verstärkte Beratung.
- Die einzelstoffbezogenen Maßnahmen stellen teilweise ebenfalls eine kostengünstige Möglichkeit zur Verringerung der Einträge des jeweiligen Stoffs dar (blei- bzw. kupferfreie Bremsbeläge, Duplex-Beschichtung stückverzinkter Materialien).

Bei der Auswertung der Ergebnisse ist jedoch zu berücksichtigen, dass mit vielen der Maßnahmen zusätzliche Effekte verbunden sind, die in den dargestellten Kosten-Wirksamkeiten nicht mit dargestellt werden können, die jedoch für die Bewertung der Maßnahmen von entscheidender Bedeutung sein können (z. B. zusätzliche Effekte bei der Niederschlagswasserbehandlung im Kanalnetz oder der Erosionsminderung im Kanalnetz).

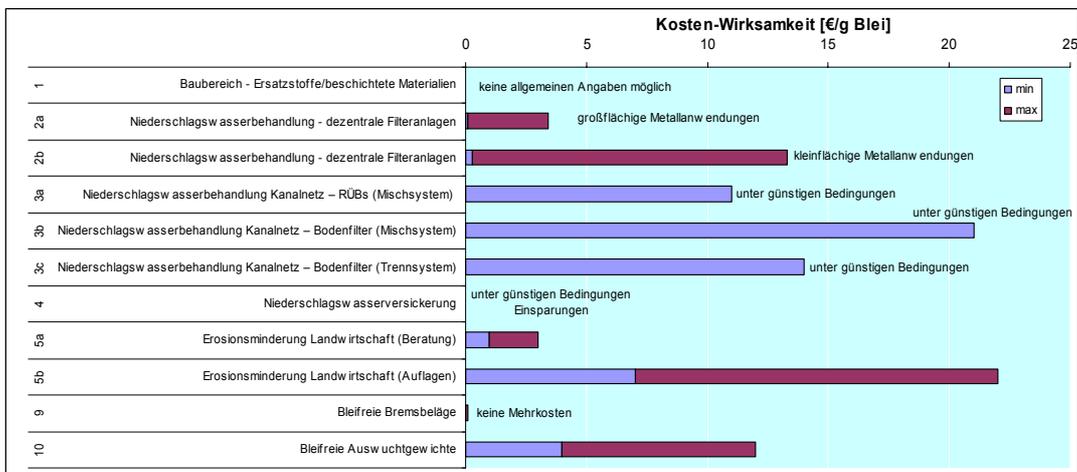
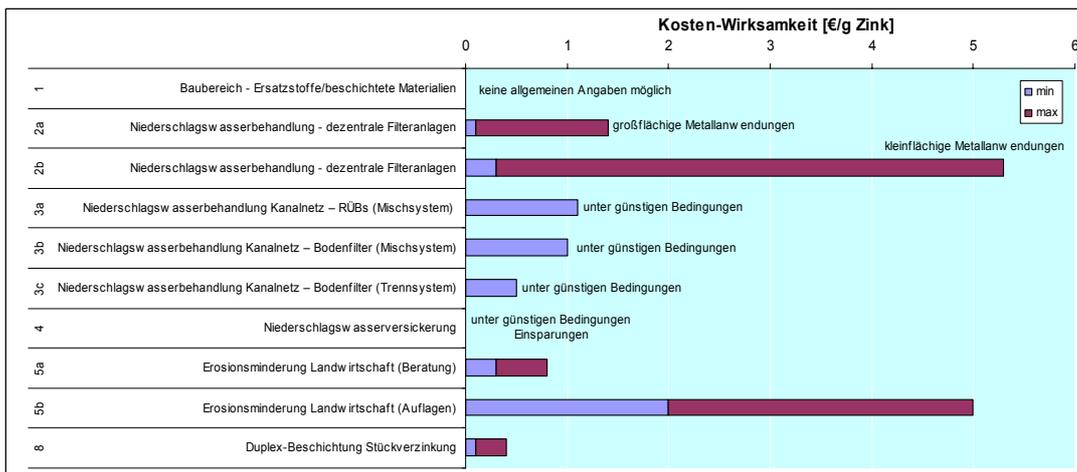
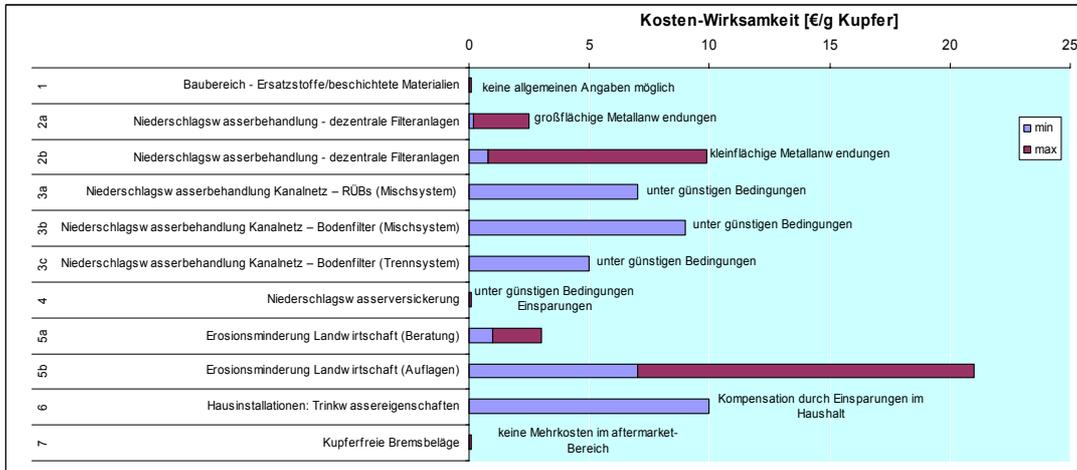
Tabelle 5.11-1: Übersicht über Ansätze zur Emissionsminderung - stoffübergreifende Maßnahmen

	Maßnahme	Wirkung	Kosten	Randbedingungen/Anmerk.
1	Baubereich: 1a) Einsatz von Ersatzstoffen 1b) Einsatz von beschichteten Materialien	hoher Wirkungsgrad; kurzfristig nur geringes Minderungspotenzial (Neubau, Renovierungen); Vermeidung eines Anstiegs der Schadstoffeinträge	alternative Materialien z. T. teurer, teilweise auch billiger; Unterschiede auch bei Verarbeitung, technischen Eigenschaften, Nutzungsdauern, etc. (-> s. Leitfaden)	wichtige Randbedingungen: klimatische Faktoren, Belastung der Atmosphäre, Einsatzmengen, etc. ökologische Bewertung der Alternativen notwendig
2	Behandlung von Niederschlagswasser vor der Ableitung - Filteranlagen für Einzelgebäude bei 2a) großflächigen und 2b) kleinflächigen Metallanwendungen	hoher Wirkungsgrad; kurzfristig nur geringes Minderungspotenzial (Neubau, Renovierungen); Vermeidung eines Anstiegs der Schadstoffeinträge	Baukosten zwischen 3 - 15 €/m ² ; erste Schätzungen zu Betriebskosten	neue Techniken, derzeit erste Anwendungen; regelmäßige Wartung der Anlagen ist notwendig; keine Emissionsvermeidung
3	Behandlung von Niederschlagswasser im Kanalnetz - 3a) Einsatz von Regenüberlaufbecken (Mischsystem) 3b/c) Einsatz von Bodenfiltern (Misch- und Trennsystem)	RÜBs: mittlerer Wirkungsgrad; Bodenfilter: hoher Wirkungsgrad; hohes Minderungspotenzial; Minderung der Einträge auch anderer Schadstoffe aus unterschiedlichen Quellen sowie Reduktion der hydraulischen Belastung	große Schwankungsbreiten (u. a. abhängig von Anlagengröße)	setzt nicht an der Emissionsquelle an; Problem der Kostenumlegung; keine Vermeidung der Emissionen
4	Versickerung von Niederschlagswasser	hoher Wirkungsgrad, aber Schadstoffverlagerung in den Boden; hohes Minderungspotenzial; zusätzliche Wirkung bzgl. anderer Schadstoffe und hydraulischer Belastung	stark abhängig von Randbedingungen; ggf. zusätzliche Kosten für Entsorgung von belastetem Bodenmaterial; unter günstigen Bedingungen Einsparungen möglich (Kanalnetz, Kläranlage)	wichtige Randbedingungen: Untergrund, Topographie, Bodenpreise, etc.; setzt nicht an der Emissionsquelle an; Problem der Kostenumlegung; keine Vermeidung der Emissionen
5	Erosionsmindernde Maßnahmen in der Landwirtschaft: 5a) verstärkte Beratung 5b) Auflagen	bei erosionsgefährdeten Standorten hoher Wirkungsgrad; hohes Minderungspotenzial; Wirkung auch für andere Schadstoffe	5a) Beratung ca. 5 - 10 €/ha*a 5b) Ausgleichszahlungen 60 - 130 €/ha*a	nur in erosionsgefährdeten Gebieten möglich; Kontrollmöglichkeiten?

Tabelle 5.11-2: Übersicht über Ansätze zur Emissionsminderung - einzelstoffbezogene Maßnahmen

	Maßnahme	Wirkung	Kosten	Anmerkungen
	Kupfer:			
6	Hausinstallationen: Veränderung der Trinkwassereigenschaften (zentrale Enthärtung)	unter günstigen Bedingungen hoher Wirkungsgrad, jedoch abhängig von Randbedingungen; mittleres Minderungspotenzial; kurzfristige Wirkung;	Kosten der zentralen Enthärtung ca. 0,1 bis 0,5 €/m ³ ; aber: Kompensation der Mehrkosten durch Einsparungen im Haushalt	nur unter bestimmten Randbedingungen einsetzbar (Trinkwassereigenschaften, Anteil Cu-Installationen); Wirkung auch im Bestand
7	Einsatz kupferfreier Bremsbeläge	hoher Wirkungsgrad; hohes Minderungspotenzial;	keine Mehrkosten bei Cu-freien Produkte im Aftermarket-Bereich	Bewertung der Ersatzstoffe notwendig; derzeit Umstellung auf bleifreie Produkte; Ansatz auf Bundesebene notwendig
	Zink:			
8	Duplex-Beschichtung von stückverzinkten Materialien	hoher Wirkungsgrad; mittleres Minderungspotenzial; bereits derzeit bei ungefähr 30 % der Produktmenge eingesetzt	Kosten: 7 - 12€/m ² (je nach Lacksystem, Güte des Korrosionsschutzes, etc.)	ökologische Bewertung des Duplexverfahrens notwendig; Umsetzung im Bereich der öffentlichen Beschaffung möglich
	Blei:			
9	Einsatz bleifreier Bremsbeläge	hoher Wirkungsgrad; hohes Minderungspotenzial; Wirkung erst mittelfristig;	keine Mehrkosten für Pb-freie Beläge	Maßnahme bereits in der Umsetzung
10	Einsatz bleifreier Auswuchtgewichte	hoher Wirkungsgrad; geringes Minderungspotenzial;	Kosten bleifreier Produkte sind deutlich höher, in Relation zu Gesamtkosten im Bereich Reifen jedoch gering	Maßnahme bereits in der Umsetzung

Abbildung 5.11-1: Kosten-Wirksamkeiten der unterschiedlichen Maßnahmen für Kupfer, Zink und Blei



6 Erläuterungsbericht zum Leitfaden für das Bauwesen

6.1 Problemstellung

Im städtischen Bereich stellt die Anwendung von Blei, Kupfer und Zink im Bauwesen (mit Ausnahme von Kupfer als Abrieb aus Bremsbelägen) die größte Einzelquelle für Schwermetallemissionen in die Haus- und Regenentwässerung (siehe Kapitel 4.3) dar. Es sind deshalb Methoden zur Minderung der Einträge aus Schwermetalle im Bauwesen bereitzustellen, die sowohl die Gewässerschutz- als auch die baulichen Belange berücksichtigen.

Vorhandene Verordnungen der Bundesländer wie z. B. in Bayern und Baden-Württemberg zur genehmigungspflichtigen Beseitigung der Niederschlagswässer enthalten pauschale Begrenzungen der metallischen Flächen bei einer Versickerung des Regenwassers. Die Bayrische Regelung bezieht sich bspw. auf die technische Ausführungsbestimmung der Entwässerungsverbände (M 153 2000), in der ohne Grundflächenbezug eine Flächenbegrenzung von Zink- Kupfer und Bleideckungen auf max. 50 m² erfolgt. In Verordnungen zur Versickerung werden verständlicher Weise die baulichen Gegebenheiten, die einzelnen Nutzungsbereiche und deren Funktionen nicht oder nur sehr pauschal berücksichtigt. Dagegen muss ein Leitfaden für den gesamten Baubereich deutlich stärker auf die funktionalen und gestalterischen Zusammenhänge eingehen.

Eine pauschale Begrenzung der Verwendung insbesondere von Zink oder Kupfer im Bauwesen kann jedoch im Hinblick auf die übergeordneten Ziele eines Nachhaltigen Bauens nicht befriedigen und zu Widersprüchen und Zielkonflikten führen:

- Die meisten technischen Funktionen besonders von kleinteiligen Bauelementen aus Blechen sind bei der Konstruktion von Dächern und Fassaden unverzichtbar. Die hierbei überwiegend verwendeten Materialien Zink und Kupfer müssen also durch andere Materialien mit vergleichbaren Eigenschaften ersetzt werden. Dabei kommen hauptsächlich Aluminiumbleche und -profile (Fensterbleche, Attikaabdeckungen, Fassaden und Dächer) und PVC-Profile (Anschlüsse und Durchdringungen, Regenrinnen und -rohre) zum Einsatz.
- Ein pauschales Verbot von Metaldeckungen und Metallfassaden würde eine erhebliche Einschränkung des baulichen Entwurfes und der architektonischen Gestaltung von Gebäuden darstellen. Probleme bei der Verwendung von Zink, Kupfer oder Blei im Gebäudebestand und an denkmalgeschützten Gebäuden sind bisher unberücksichtigt.

Es war daher notwendig, die einzelnen Anwendungen von Zink, Kupfer oder Blei im Bauwesen zu differenzieren und hinsichtlich des funktionsabhängigen Emissionsverhaltens zu bewerten. Damit wird das Ziel verfolgt, die Emissionen einerseits durch eine Optimierung der Materialauswahl auf ein möglichst geringes Maß zu beschränken, andererseits aber die gestalterische Freiheit des Entwurfes und die Funktionstauglichkeit einer konstruktiven Lösung so wenig wie möglich einzuschränken.

Eine Regelung zur Vermeidung von Schwermetalleinträgen im Baubereich ist an den globalen Zielen der Nachhaltigkeit zu messen und darf deshalb einen als gewichtig bewerteten Eintrag in die Gewässer nicht ungeprüft durch Wirkungen in anderen Medien oder Regionen der Erde ersetzen.

6.2 Grundlagen und Ziele von Handlungsempfehlungen

6.2.1 Differenzierung der Hauptfunktionen im Bauwesen

Bei einer Beschränkung von Schwermetalleinträgen aus dem Einsatz von Kupfer- und Zinkblechen im Baubereich sind zwei unterschiedliche Beweggründe für den Einsatz dieser Bleche maßgeblich für die Frage, wie der Einsatz durch Substitution reduziert werden kann.

Großflächige und sichtbare Metalleindeckungen werden bei einem Gebäudeentwurf in der Regel nicht aus technischen Aspekten **sondern vorrangig aus** ästhetischen Gesichtspunkten oder aufgrund regionaler Bautraditionen vorgeschlagen. Sie unterliegen überwiegend der Entscheidung des Architekten oder Bauherren. Einschränkungen ergeben sich bei partiellen Erneuerungen im Gebäudebestand und bei denkmalpflegerischen Auflagen. Im Einzelfall können sich technische Einschränkungen durch die Gestaltung von Dächern ergeben, wenn komplex geformte Dächer mit Wölbungen und Kuppelformen keine alternativen Deckungsmaterialien außer Blechen mehr zulassen. Aber auch dies steht meist in einem engen Zusammenhang mit dem vorangegangenen Entschluss, eine Metalldeckung zu wählen.

Dagegen kann der Einsatz von Metallblechen und -profilen für die Regenentwässerung und als kleinteilige Abdeckung im Dachbereich (Attika, Kehlen, Grate, Traufen usw.) zwar auch ästhetisch motiviert sein, wird aber in der Regel stärker **von technischen Anforderungen** begründet. Bei Kupferblech liegt der Anteil dieser eher technisch begründeten Einsatzbereiche bei über 50 %, bei Zink liegt dieser Anteil bei ca. 70 %.

Nach Schätzungen von Hullmann et al. (2001) findet 35 % des Kupferblechs und 27 % des Zinkblechs als Dachflächendeckung und 10 % bzw. 3 % als Fassadenbleche Verwendung. Insbesondere die Metalle Zink und mit sehr kleinen Anteilen auch Blei wer-

den bei normalen Dachkonstruktionen unabhängig davon, ob es sich um bituminöse oder hochpolymere Dichtungen, um Harteindeckungen aus Betonsteinen, Ziegeln oder Schiefer handelt, quasi im Rahmen der dachtechnischen Regelwerke standardmäßig eingesetzt ohne einen bestimmenden Einfluss oder eine spezielle Auswahl durch den Architekten.

Die Differenzierung des Einsatzes von Metallblechen an Gebäuden und deren Bewertung muss sowohl diese sehr unterschiedlichen Anwendungsbereiche als auch deren unterschiedlichen Substitutionsmöglichkeiten berücksichtigen. Eine Regelung, die schon den Einsatz der Kehlbleche auf einem Ziegeldach verhindert wäre ebenso wenig praxistgerecht, wie eine undifferenzierte Bewertung von Fassadenblechen und der großflächigen Eindeckung von flach geneigten Dächern. In jedem Fall ist es notwendig, das Emissionspotential eines Daches oder einer Fassade objektbezogen zu kalkulieren, um daraus Handlungsempfehlungen abzuleiten. Ebenfalls erscheint es notwendig, eine untere „Toleranzgrenze“ für die Verwendung von Zink- und Kupferblechen zu definieren, mit der die üblichen kleinteiligen Funktionen in der Dachkonstruktion abgedeckt sind.

Sowohl in der bautechnischen Verwendung als auch in der gewässerschutzrechtlichen Bewertung nehmen Bleibleche eine besondere Rolle ein. Blei ist der einzige Stoff von den im Baubereich eingesetzten Schwermetallblechen, der in der „Liste der prioritären Stoffe im Bereich der Wasserpolitik“ in Anlage X der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) aufgenommen ist und als „prioritär gefährlicher Stoff“ zu prüfen ist. Für Blei besteht damit ein erhöhter Handlungsbedarf bezüglich der Reduktion der Einträge in Gewässer.

Blei wird mit Ausnahme von einzelnen wichtigen Denkmälern in der Bundesrepublik nicht mehr als vollflächige Dachdeckung eingesetzt. Die spezifische Eigenschaft der leichten Verformbarkeit wird hauptsächlich in der Funktion als Schleppstreifen und Verwahrungen auf Ziegel-, Betonstein- und Wellformdächern benötigt. Dachziegelhersteller gehen jedoch verstärkt dazu über, für ihre jeweiligen Produkte vorgeformte alternative Dachelemente aus Kunststoff anzubieten, mit denen ein Einsatz von Bleiblechen zu vermeiden ist. Die Verwendung von Bleiblechen mit organischen Beschichtungen kann nicht endgültig bewertet werden. Die Vermeidung des Abtrages kann nur dann als gesichert gelten, wenn die Beschichtung über eine 8- 10jährige Garantiezeit hinaus im gesamten Zeitraum des Einsatzes (20 – 60 Jahre) regelmäßig gewartet und instand gesetzt wird. Angesichts des kleinteiligen Einsatzes von Bleiblechen innerhalb von Systemen mit völlig anderen Wartungs- und Instandhaltungsanforderungen erscheint dies nur bedingt praktikabel. Der Einsatz von unbeschichtetem Blei sollte auf

jeden Fall nur für Reparaturen im historischen Bestand und beschichtetes Blei ebenfalls möglichst begrenzt eingesetzt werden.

Getrennt zu bewerten sind verzinkte Stahloberflächen im Außenbereich, wie z. B. Außentreppen, Balkone, Geländer und sonstige Fassadenkonstruktionen. Hierbei ist die Verzinkung in ihrer Funktion als kostengünstiger standardmäßiger Korrosionsschutz in der Regel technisch und ökonomisch begründet. Der Bauherr und Planer hat die Möglichkeit, die Oberflächen zusätzlich zum Korrosionsschutz durch entsprechende Beschichtungen mit Flüssig- oder Pulversystemen farblich zu gestalten und damit den Zinkabtrag zu vermeiden. Vorgefertigte Bauelemente wie Geländer und Treppenkonstruktionen werden meist in beiden Varianten angeboten. Eine werkseitige Beschichtung muss bei bauseitigen Schweißarbeiten nachgearbeitet werden und wird deshalb verstärkt bei solchen Systemen eingesetzt, bei denen keine bauseitigen Schweißverbindungen notwendig sind. Bei den verzinkten Außenbauteilen ist es sinnvoll, zwischen primär gestalterisch begründeten Anbauten einerseits und technisch oder bauaufsichtlich begründeten wie z. B. außen angeordneten Fluchttreppen andererseits zu unterscheiden.

6.2.2 Differenzierung von Bauteilgruppen

Unter Berücksichtigung der beschriebenen Hauptfunktionen, der gestalterischen Relevanz und der Notwendigkeit der technischen Funktionen bei der Wahl von Materialalternativen werden im Folgenden fünf Bauteilgruppen unterschieden und getrennt bearbeitet. Ein wichtiges Kriterium für die Differenzierung sind die unterschiedlichen Konfektionierungen (Blehdicken, Profile, Beschichtungen usw.) und die bauteiltypischen Alternativmaterialien. Die detaillierte Beschreibung der für den ökologischen Vergleich angesetzten funktionalen Elemente erfolgt in Kapitel 6.5.

6.2.2.1 Großflächige Dach- und Fassadendeckungen

Die großflächigen Metalleindeckungen auf Dächern oder Fassaden sind vorrangig ästhetisch begründeter Teil des architektonischen Entwurfes. Ein Austausch der Materialien ist mit einer Änderungen des Entwurfes verbunden.

Die historischen und modernen Möglichkeiten einer Dacheindeckung umfassen eine große Zahl sehr unterschiedlicher Materialien. In der Vergangenheit war die regionale und technische Verfügbarkeit entscheidend für die Materialwahl. So entsprechen das Vorkommen von Reet- und Holzschindeldächer ursprünglich der lokalen Verfügbarkeit, die heute häufig mit Hilfe importierter Materialien wieder aufgegriffen wird. Historisch ist die Ausführung komplexer Dachformen mit der Entwicklung kleinschuppiger Dachmaterialien verknüpft. So erlaubten erst kleinformatige Schindeln aus Schiefer oder Ton

(Biberschwanz) die Deckung gewölbter Turm- und Ziergaubendächer. Mit der Entwicklung moderner Dichtungsmaterialien wie z. B. Faserzementplatten seit 50 Jahren oder Hochpolymerbahnen seit ca. 30 Jahren wurde das gestalterisch schon zu Beginn des 20. Jahrhunderts geforderte Flachdach auch in regenreichen Regionen technisch möglich.

Die Entwicklung der Metaldächer begann mit Blei und Kupfer und blieb aufgrund der hohen Kosten zunächst nur auf sakrale und repräsentative Bauwerke beschränkt. Zink wurde als Walzzink erst seit Mitte des 19. Jahrhunderts für anspruchsvolle Dächer verwendet. Alle drei Metalleindeckungen kommen deshalb häufig bei denkmalgeschützten Gebäuden vor.

Die großflächige Anwendung von Metallen an der Fassade ist eine Entwicklung, die erst mit dem wirtschaftlichen Aufschwung nach dem 2. Weltkrieg und einer kostengünstigeren - weil großmaßstäblichen Fertigung von Blechen und Platten möglich wurde. Metallfassaden sind ein wichtiges Gestaltungsmittel für Architekten geworden.

Die Materialvarianten bei der Dacheindeckung unterscheiden sich wesentlich durch ihre Einsatzfähigkeit für unterschiedliche Dachneigungen und -formen. Die Substitution von Materialvarianten wird durch die jeweilige Neigungseignung und Anpassungsfähigkeit an besondere Dachformen teilweise stark eingeschränkt. So entfallen z. B. bei flach geneigten Dächern die meisten Ziegel- und Dachplattenvarianten, während andererseits weiche Dichtungen aus Polymeren oder Bitumen bei starken Neigungen nicht einsetzbar sind.

Einen Überblick über die Neigungs- und Formenabhängigkeit ausgewählter Dacheindeckungen zeigt die Abbildung 6.2-1 auf der nachfolgenden Seite.

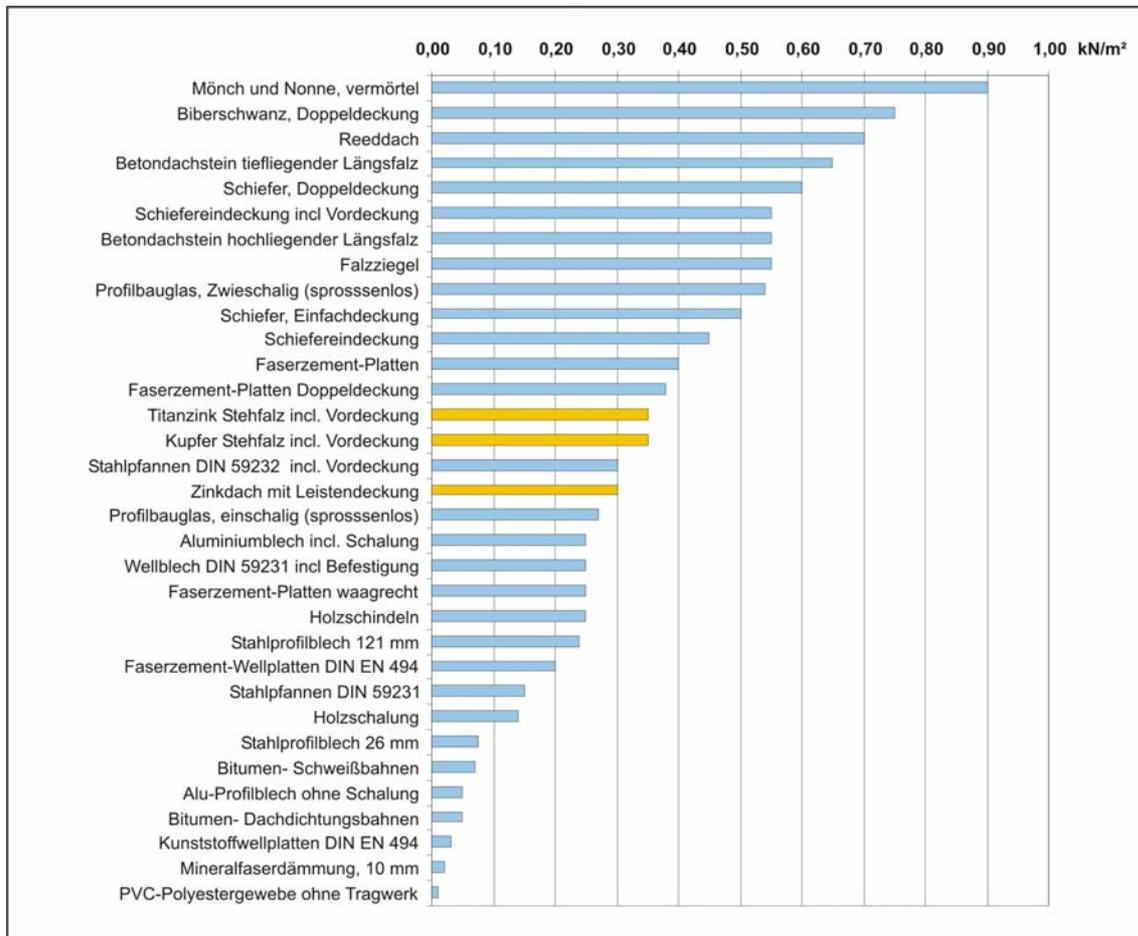
Abbildung 6.2-1: Vergleich der Dacheindeckungen

	Kupferblech	Zinkblech	Alu-Blech + (Trapez)	Stahlblech + (Trapez)	Faserzement (kleinteilig)	Faserzement-Wellplatte	Falzziegel	Dachsteine	Dachziegel ohne Falz	Schiefer	Bitumenbahnen	Kunststoffbahnen	Gründach	Wellbahnen Kunstst.	Stroh, Reed	Holzschindel
Dachformen																
Satteldach	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Walmdach	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Mansard	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Steildach	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Turmdach	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Tonne	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Kegel	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Kugel	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Flachdach	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Dachneigungen																
< 1,2°	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
1,2° - 3°	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
3° - 7°	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
7° - 10°	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
10° - 15°	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
15° - 20°	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
20° - 22°	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
22° - 25°	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
25° - 30°	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
30° - 45°	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
45° - 50°	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
50° - 60°	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
60° - 90°	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

Vorzug
 Eignung
 Grenzbereich
 ungeeignet

Abbildung 6.2-2 gibt einen Überblick über die im mitteleuropäischen Raum üblichen historischen und modernen Deckungsmaterialien, geordnet nach Gewicht.

Abbildung 6.2-2: Eigenlasten von Dacheindeckungen nach DIN 1055 – Teil 120



Aus technischer Sicht stehen zahlreiche Alternativen zu Zink- oder Kupferblechen zur Verfügung, ohne dass Mehraufwendungen hinsichtlich der Lastabtragung erforderlich werden. Aus gestalterischen Gründen kommen für die Substitution von Zink- und Kupferblechen in der Regel nur andere Metallbleche in Frage.

Das Material Zinkblech ist am ehesten durch **Aluminiumblech** ersetzbar. Aluminiumblech entspricht sowohl hinsichtlich der Farbe und Oberfläche als auch der Verarbeitungseigenschaften und Verarbeitungstechniken am weitesten dem Zink. **Edelstahlbleche** sind ebenfalls eine Alternative, sie beschränken sich jedoch zumeist auf weit-

gehend vorgefertigte Fassadensysteme, da sich Edelstahl auf der Baustelle nur schwer formen und anpassen lässt.

Eine neue Alternative stellen **verzinnte Kupferbleche** dar, die allerdings mit deutlichen Mehrkosten verbunden sind. Mit diesem Material kann jedoch das äußere Erscheinungsbild auch ohne Zink oder Aluminium erhalten werden. Aufgrund der identischen Verarbeitungseigenschaften kann verzinntes Kupfer auch in schwierigen, auf der Baustelle anzupassenden Situationen wie z. B. bei denkmalgeschützten Gebäuden als Alternative für Zink verwendet werden.

Das Material **Kupferblech** ist unter ästhetischen Gesichtspunkten nicht äquivalent ersetzbar. Die sich zeitabhängig verändernde Patina des Kupfers als wichtigstes Merkmal kann mit keinem anderen Material simuliert werden. Die Vermeidung von Kupfer als Dach- oder Fassadenmaterial führt daher zwangsläufig zu einer Änderung des gestalterischen Entwurfes.

6.2.2.2 Kleinflächige Dach- und Fassadenelemente

Diese Bauteilgruppe umfasst alle Abdeckungen, die als Ergänzung einer (durchaus abweichend gestalteten) Dacheindeckung, teilweise mit einer überwiegend funktionalen Bedeutung verwendet werden. Dazu gehören z. B. Gaubendächer und -wangen, Attikaabdeckungen mit oder ohne Fassadenschürze oder Giebelabdeckungen. An der Fassade werden meist Fensterbleche erforderlich, bei Stuck- und Gesimsverzierungen auch Abdeckungen von Fensterdächern, Fassadensimsen usw.

Die in dieser Anwendung möglichen Metalle sind identisch mit denen der großflächigen Verwendung. Auch die möglichen nichtmetallischen Alternativen sind ähnlich, wobei die Abdeckung von Giebeln, Attiken und vor allem auch Fensterbrüstungen häufig mit Natur- und Kunststein oder Ziegeln (Rollschichten) erfolgt. Ergänzend zu den bereits ausgewählten Blechen aus Zink, Kupfer, verzinntem Kupfer, Aluminium und Edelstahl ist das **Aluminium-Strangpressprofil** in die vergleichende ökologische Bewertung aufzunehmen, da es sich vor allem in der Materialdicke vom Aluminiumblech unterscheidet. Bei den Fensterblechen, dem häufigsten Kleinbauteil an der Fassade hat Aluminiumblech bzw. -strangprofil den größten Marktanteil und wird wesentlich häufiger eingesetzt als Zink oder massive Brüstungsabdeckungen.

6.2.2.3 Kleinflächige rein funktionale Dachelemente

Kleinflächige Bleche, die unabhängig von der Wahl der Dacheindeckung bei der Ausführung rein funktional erforderlich werden, sind bisher aus technischen Gründen häufig aus Zinkblech und in einzelnen wenigen Anwendungen auch aus Bleiblech herge-

stellt. Nach DIN 18 338 (VOB Teil C) sind insbesondere die Kehlbleche Teil der Hauptleistung und werden deshalb in der Entwurfsplanung nicht gesondert erfasst. Die Substitution von Zinkblech kann mit **Aluminium** und **verzinnem Kupfer** erfolgen. Da die kleinteiligen Dachelemente wie z.B. Verwahrungen, Traufen, Entlüftungsbauteile usw. häufig industriell vorgefertigt werden, bildet in diesen Anwendungen **Edelstahl** eine weitere Alternative. Dazu kommen vor allem Dachbauelemente aus Gussstahl und aus Kunststoff. Bei den Kunststoffbauteilen überwiegen High-density-Polyethylen **HDPE** und Polyvinylchlorid **PVC**.

6.2.2.4 Regenanlagen

Regenanlagen, bestehend aus den Rinnen und den Entwässerungsrohren, sind zum überwiegenden Teil vorgefertigte Bauelemente. Sie werden neben Zinkblech und Kupferblech auch in den Materialien **PVC** und **Edelstahl** angeboten. Bei den Entwässerungsrohren bilden zusätzlich **Stahlrohre** und **Gussstahlrohre** einen wichtigen Anteil. Die Verwendung der Materialien ist einerseits regional geprägt (Alternativen Zink und PVC) und andererseits ästhetisch mitbestimmt (Kupfer).

6.2.2.5 Verzinkte Stahlkonstruktionen und Stahlbauteile

Ein wichtiger Einsatzbereich von Zink ist der Korrosionsschutz von Stahlbauteilen. Der Zinkauftrag auf Stahlbauteilen wird in vergleichbarer Weise abgetragen und führt damit zu Gewässereinträgen. Die Vermeidung von Gewässer-Einträgen aus der Verzinkung kann vor allem durch eine zusätzliche Beschichtung der verzinkten Stahlbauteile mit polymeren Werkstoffen erreicht werden. Seltener sind Kaschierungen von Stahlblechen als Kleinbauteile mit **PVC**. Diese kommen vorrangig bei Dächern mit einer PVC-Hochpolymerdeckung zum Einsatz.

Es gibt eine ganze Reihe von Korrosionsschutz-Beschichtungssysteme. In der DIN 12944 Teil 5 sind die Systeme und deren Schutzwirkung aufgeführt. Zum Einsatz kommen sowohl **Alkyd- und Acrylharze** als auch 1- und 2-komponentige **Epoxidharz- und Polyurethanharzsysteme**. Die Bindemittel sind in der Regel in der Grundierung und Deckbeschichtung kombinierbar. Bei vollständig vorgefertigten Bauteilen können Pulverbeschichtungen aus Polyester- oder Polyurethanharz verwendet werden. Eine Nachbearbeitung auf der Baustelle ist damit jedoch nur sehr eingeschränkt möglich.

6.2.3 Ökologische Bewertung von Zink, Kupfer und den wichtigsten Alternativen

6.2.3.1 Ökobilanz und Wirkungskategorien

Das Ziel, Zink und Kupfer in der Anwendung im Außenbereich zu reduzieren beruht auf Erkenntnissen zur Abschwemmung der Schwermetalle durch Regenwasser. Wie bereits dargestellt, erfolgt die Abführung des Regenwassers über Versickerung, Trenn- oder Mischkanalisation in den Boden, das Grundwasser und in Oberflächengewässer.

Da jede Reduktion insbesondere bei den meist technisch erforderlichen kleinteiligen Anwendungen von Blechen bei der Dach- und Fassadenkonstruktion zwangsläufig zu alternativen Materialien führt, müssen diese in die Bewertung vergleichend mit einbezogen werden, um einen bloßen Austausch oder eine Verlagerung schädlicher Umweltauswirkungen nach Möglichkeit zu vermeiden.

Dies wird vor allem auch für die Materialoptimierung im Zusammenhang mit den Zielen des nachhaltigen Bauens (*sustainability in building construction*) im Entwurf zur europäischen Normung betont. Dabei wird in diesem Normenwerk auf die Anwendung der Ökobilanz (*Life Cycle Assessment LCA*) hingewiesen.

In allen Existenzphasen, in denen die Prozessschritte im Umgang mit den Vor-, Haupt- und Nachprodukten bekannt sind, lassen sich die wichtigsten Umweltauswirkungen mit der teilweise standardisierten Methode der Ökobilanz durch eine Inventarisierung und Auswertung der prozessbegleitenden Stoff- und Energieströme beschreiben. Methodische Grundlage für die LCA ist die Normengruppe 14040 ff. „Ökobilanz von Produkten und Produktsystemen“. Für den Schritt der Wirkungsbilanz als Grundlage der Bewertung wurden Wirkungskategorien definiert, die für jedes betroffene Material bereitzustellen sind. Eine Auswahl dieser Wirkungskategorien ist im Folgenden dargestellt.

Die für die Abschätzung des Humantoxizitätspotenzials (HTP), aquatischen Ökotox-Potenzial (AETP) und terrestrischen Ökotox-Potenzial (TETP) vorgeschlagenen Parameter sind, wie in Anhang 2 ausgeführt, zum jetzigen Zeitpunkt mit großen methodischen Unsicherheiten behaftet. Nach PE Europe befindet sich die Methodik zur Wirkungsabschätzung der Toxizitätspotenziale zum Teil noch in der Phase der Entwicklung und ist mit Einschränkung zu werten, da die Wirkung der berücksichtigten Substanzen sehr stark von der Exposition abhängt und verschiedene potenzielle Effekte zu aggregieren sind. Das Modell basiert auf einem Vergleich von Effektabschätzung und Expositionsabschätzung, und kommt über die Emissionsmenge und ein Distributionsmodell zu Konzentrationen in der Umwelt und über ein Aufnahmemodul zu einer Risi-

kocharakterisierung. Degradation und Transport in andere Umweltkompartimente sind nicht abgebildet.

Tabelle 6.2-1: Ausgewählte Wirkungskategorien der LCA nach UBA (2000a)

Wirkungskategorie	Bezeichnung	Faktor
Nicht erneuerbare energetische Ressourcen		NER
Erneuerbare energetische Ressourcen		ER
Treibhauspotential	global warming potential	GWP
Bodenversauerndes Potential	acidification potential	AP
Eutrophierung	eutrophication potential	EP
Ozonabbauendes Potential	ozone depletion potential	ODP
Bildung von Photooxidantien/Sommersmog	photochemical Ozone creation potential	POCP
Direkte Schädigung von Ökosystemen		--
Flächenbedarf	space requirements	1

Aufgrund der methodischen Unsicherheiten werden die Toxizitätspotentiale nicht parallel zu den übrigen Wirkungspotentialen zwischen den Produkten verglichen. In Kapitel 7.2 wird genauer auf die verfügbaren Emissionsdaten der toxizitätsrelevanten Schadstoffe eingegangen. U. a. werden die Emissionen, die sich aus den Sachbilanzerhebungen für die Herstellungsphase ergeben, den Emissionen während der Nutzungsphase gegenübergestellt. Dieser Vergleich zeigt die große Bedeutung des Schwermetallabtrags bei Kupfer- und Zinkprodukten und stellen damit die Begründung für die folgenden Substitutionsbetrachtungen dar.

Die Anwendung von Ökobilanzdaten kann nur am konkreten Bauteil erfolgen, da zunächst die Beschreibung des zu vergleichenden funktionalen Äquivalentes erforderlich ist. Voraussetzung sind jedoch **konsensfähige LCA-Ausgangsdaten** für die Materialien Zink und Kupfer und für ihre wichtigsten Alternativen.

Das Schwermetall Blei wird an dieser Stelle nicht weiter betrachtet, da die betroffene Materialmenge sehr gering ist, und da ein genereller Ausschluss für den Normalfall möglich erscheint.

6.2.3.2 Ausgewählte Vergleichsmaterialien

Bei den fünf Bauteilgruppen sind technisch folgende Materialalternativen vorhanden:

- (1) 1. Großflächige Dach- und Metalleindeckungen
Aluminiumblech, verzinnertes Kupferblech und Edelstahl
- (2) 2. Kleinflächige Dach- und Fassadenelemente
Aluminiumprofil, beschichtetes Aluminiumblech, verzinnertes Kupferblech und
Edelstahl
- (3) 3. Kleinflächige, rein funktional erforderliche Bleche
Aluminiumblech und verzinnertes Kupferblech
- (4) 4. Regenanlagen
PVC, Guss, verzinktes Stahl, Aluminiumblech, verzinnertes Kupferblech und
Edelstahl
- (5) 5. Freistehende verzinkte Bauteile
Korrosionsschutz durch Beschichtungssysteme nach DIN EN ISO 12944,
Pulverbeschichtung, Edelstahl und Holz,

6.2.3.3 Qualitative Beschreibung der Alternativen, Umweltprofile

Die oben angesprochenen Wirkungsbilanzdaten aus Ökobilanzen sind auf bekannte quantifizierbare Wirkungszusammenhänge beschränkt. Es ist deshalb eine ergänzende Betrachtung der nicht quantifizierbaren Risiken erforderlich, die mit den untersuchten Produkten bzw. Materialien verbunden sind. Dazu gehören z. B. das Störfallrisiko beim Umgang mit Gefahrstoffen und die Einschätzung der Bedeutung möglicher Störfallfolgen. Die Zusammenstellung der materialspezifischen Umweltauswirkungen und Umwelttrisiken erfolgt in der Regel im Rahmen eines „*risk assessment*“ und ist Voraussetzung für die nachfolgende vergleichende Bewertung konkreter Bauteile als Entscheidungsgrundlage in einem Einzelfall. Eine vergleichende Bewertung von globalen und lokalen Umweltwirkungen ist letztlich nur unter Berücksichtigung konkreter Situationen möglich und muss die im „Leitfaden nachhaltiges Bauen“ des BMVBW geforderten ökonomischen und soziokulturellen Aspekte in die Entscheidung einbeziehen.

6.2.3.4 Metalle

Die häufigsten Materialalternativen zu Zink- und Kupferblechen sind technisch und/oder ästhetisch vergleichbare Metallbleche. Bei den Regenanlagen kommt Gussstahl als Rohrmaterial dazu.

Die wichtigsten Umweltauswirkungen bei der Gewinnung und Verarbeitung von Metallen können mit dem Instrument der Ökobilanz erfasst werden. Der Abbau, die Verhüttung und die Verarbeitung der unterschiedlichen Metalle sind mit erheblichen Belastungen der Umweltmedien Luft, Wasser und Boden verbunden. Die Demontierbarkeit und Rückführung in den Werkstoffkreislauf ist bei allen Metall-Varianten gegeben. Po-

tentiell alle unbeschichteten Metalle können ohne größere Verluste werkstofflich recycelt werden. Die einzige Einschränkung ergibt sich bei Aluminium, das in unterschiedlichen Rezepturen für Strangpressprofile und für Bleche verwendet wird. Für Sekundärprodukte sind die Rezepturen nicht ohne weiteres mischbar. Bei fehlender Trennung entsprechend der Legierungsbestandteile wird der Schrott für den Aluminium-Guss eingesetzt. Dies hat zurzeit allerdings überwiegend wirtschaftliche Gründe. Für den tatsächlichen Altschrott Recyclinganteil von Aluminium Strangpressprofilen liegen bisher nur Schätzungen vor, für Herbst 2004 ist dazu von der EAA/OEA Recycling Division eine statistische Auswertung für Europa angekündigt (Bertram, 2004).

Die Lebensdauer von Edelstahlblech wird nicht wie bei Kupfer- und Zinkblech durch Abtrag sondern bei flach geneigten Dachflächen auf Grund stehenden Wassers z. B. durch Lochfraß begrenzt. Für die betrachteten Abdeckungen kann deshalb von einer vergleichbaren Nutzungsdauer ausgegangen werden.

Kunststoffprofile

Das Polyvinylchlorid (PVC) mit seinem hohen Halogengehalt (Chlor) steht deutlich an erster Stelle der mit Zink- und Kupferblechprodukten funktional vergleichbaren Kunststoffprodukte. Haupteinsatzgebiet des PVC sind ansonsten Elektrokabel, Bodenbeläge, Dachdichtungsmaterialien und Rohrmaterialien.

Chlororganische Verbindungen wie das PVC existieren fast ausschließlich in der Technosphäre und sind in vieler Hinsicht mit Umweltrisiken verbunden. Problematische Prozessschritte während der Herstellung, wie z. B. die Quecksilberfreisetzungen bei der Chlorproduktion können mit dem Instrument der Ökobilanz erfasst werden. Nur als Prognose lässt sich die Nachnutzung bewerten. PVC-Abfälle im Bauschutt sind problematisch, da sich PVC auf natürlichem Wege nicht abbaut. Bei der Verbrennung und Neutralisierung von 1 t PVC entstehen 1 t Chlorsalze, die ihrerseits deponiert werden müssen. Aus diesem Problem resultiert das Bemühen, PVC-Abfälle möglichst funktionsbezogen und sortenrein zu sammeln und in die Produktion zurückzuführen. Daneben wird das Ziel verfolgt, PVC über eine chemische Nachbehandlung in den Produktionskreislauf zurückzuführen.

Gemischt anfallende Alt-Kunststoffe werden derzeit einem Down-Recycling zugeführt. Je nach Nachfrage werden Hilfsprodukte über einfaches Extrudieren und Formpressen hergestellt. Diese Hilfsprodukte sind zugleich die letzte Stufe der Verwertung. Alt-PVC eignet sich aufgrund des geringen Brennwertes und der materialtypischen schweren Entflammbarkeit nicht als Energielieferant zur Wärmeerzeugung (erfordert Zufeuerung).

6.2.3.4.1 Kunststoffbeschichtungen

Synthetische Polymerwerkstoffe, die zur Korrosionsschutz-Beschichtung von Stahlbauteilen eingesetzt werden können, werden bisher überwiegend aus fossilen bzw. nicht erneuerbaren Ressourcen hergestellt. Eingesetzt werden Systeme auf Basis von Alkyd-, Acryl-, Epoxid- oder Polyurethanharz und Chlorkautschuk. Umweltschonende wasserdispergierte Acrylharze sind allerdings auf geringe Korrosionsschutzbeanspruchungen begrenzt. Die übrigen Systeme sind mit dem Einsatz von mehr oder weniger organischen Lösemitteln verbunden. Die Herstellung und Verarbeitung aller Beschichtungssysteme ist mit Einträgen in die Umwelt und Prozessrisiken verbunden. Beispielfhaft werden nachfolgen zwei wichtige Systeme qualitativ beschrieben.

EP-Harze sind ein Reaktionsprodukt aus den Stoffen Bisphenol A/F und Epi-chlorhydrin. Nach GISBAU (2002) können sie sensibilisierende und giftige Additive und bei lösemittelhaltigen Systemen aromatische Kohlenwasserstoffe enthalten. EP-Harze werden auch einkomponentig und lösemittelfrei hergestellt, in einzelnen Anwendungen auch frei von sensibilisierenden Additiven. Haupteinsatzbereiche sind Korrosionsbeschichtungen und flüssige Dichtungen.

PU-Harze sind industriell mit großem Aufwand und zahlreichen Prozessstufen hergestellte Stoffe und werden hauptsächlich als Lacke, flüssige Dichtungen, als Montageschaum und als Dämmschaum verwendet. PUR-Lacke sind chemisch reagierende Zweikomponentenlacke. Bei der Reaktion werden Di-isocyanate frei. Isocyanate haben nach TRGS 430 das Potenzial, durch Reaktionen mit Körpereiweißmolekülen zu spezifischen Veränderungen am Immunsystem (Antikörperbildung), Atemwegssensibilisierung und Schädigungen der Atemwege (Bronchitis) zu führen. Bei Diphenylmethan-4,4'-diisocyanat (MDI) und polymerem MDI in Form von Aerosole besteht nach TRGS 905 aufgrund von Tierversuchen begründeter Verdacht auf ein krebserzeugendes Potential. Nasse Auftragsverfahren sind mit dem Einsatz von Lösemitteln verbunden. Während der Herstellung ist der Umgang mit toxischen Substanzen (Phosgen) erforderlich. Im Brandfall wird neben den üblichen Brandgasbestandteilen Cyanwasserstoff (HCN) frei.

6.2.3.5 Quantitative Beschreibung der Alternativen, Ökobilanzdaten

Für alle Metallbleche und -profile, PVC-Rohre sowie für die Beschichtungsvarianten für Standrohre und Aluminiumprofile stehen Ökobilanzdaten nach DIN ISO 14040 ff., zusammengestellt durch die Gesellschaft PE Europe GmbH zur Verfügung. Die Daten wurden auf Basis von Informationen aus der Datenbank GaBi und weiterer öffentlich verfügbarer Information ermittelt. Eine Dokumentation der methodischen Randbedingungen und der Datenqualität ist Anhang 2 zu entnehmen. Für die Herstellung wurde

die heutige durchschnittliche Marktsituation als Verhältnis von Primärmaterial zu Sekundärmaterial (Recyclat) für das jeweilige Produkt verwendet²¹. Parallel dazu wurde ein Recyclingpotential ermittelt, welches die grundsätzliche Möglichkeit widerspiegelt, Primärmaterial zu ersetzen.

Die Daten gelten für die Herstellung der Produkte ohne Transporte zur Baustelle und ohne Montage. Dabei sind die reinen Herstellungsdaten durch die realen Unterschiede im derzeitigen Anteil an recyceltem Material nicht für die vergleichende Betrachtung geeignet. Aus diesem Grund werden als Basis für den quantitativen Vergleich die sog. Lebenszyklusdaten verwendet, in denen der potentiell mögliche und technisch denkbare Altmaterialrücklauf berücksichtigt ist.

Dabei ist kritisch anzumerken, dass mit dieser Vorgehensweise bei einer vergleichenden Betrachtung der Metallvarianten Aluminium, Zink und Kupfer ein Unterschied zwischen den Metallen unberücksichtigt bleibt. So wird bisher bei Aluminium aufgrund der unterschiedlichen Legierungsbestandteile nur ein sehr kleiner Anteil des Sekundärmaterials in die Produktion von Knetlegierungen zurückgeführt, der weitaus größte Teil wird zu Aluminiumguss verarbeitet. Bei Zink und Kupfer unterliegt die Schrottverwendung dagegen keinen entsprechenden Einschränkungen. Die sehr geringe sortenreine Rückführungsquote für Aluminium-Knetlegierungen und die bisher weitgehend anderweitige Verwendung des Sekundärmaterials stellt damit einen deutlichen Unterschied bei den lebenszyklusweiten Betrachtungen der unterschiedlichen Materialien dar.

Eine Gegenüberstellung der Kennzahlen allein für die Herstellung ohne jede Berücksichtigung der Recyclingpotentiale wäre allerdings auch nicht zielführend.

Die Transportaufwendungen werden nicht betrachtet. Differenzen könnten nur bei genauer Analyse der unterschiedlichen Transportwege und Transportmittel für die Materialien erstellt werden. Eine rein gewichtsmäßige Betrachtung wäre dabei ebenso wenig ausreichend, wie eine durchschnittliche Transportentfernung. Materialien mit hohem industriellen Vorfertigungsgrad können auf Grund höherer Volumina vergleichbare Transportaufwendungen veranlassen, wie diejenigen mit höherem spezifischen Gewicht, die aber als Flachware zur lokalen Verarbeitung transportiert werden. Der Transport von einem kg Material über 100 km ist in Deutschland im Mittel mit der Emission von etwa 0,007 kg CO₂-Äquivalent und dem kumulierten Energieverbrauch von

21 Für Aluminium ist ein interner Rückfluss von 30 % aber kein direkter Rückfluss von Schrott zu Grunde gelegt.

0,095MJ verbunden²². Dies liegt damit sehr deutlich unter den Werten für die Herstellung (z. B. 1 kg Zinkblech ca. 40 MJ bzw. 2,66 kg CO₂-Äquivalent).

Für die Korrosionsschutz-Beschichtungen stehen keine vergleichbaren Ökobilanzdaten zur Verfügung. Die anderen Prozesse können nur in die Risikobetrachtung eingehen.

Die Ergebnisse für die einzelnen Anwendungsfälle sind in Kapitel 6.5 ausführlich dargestellt.

6.2.3.6 Verhältnis von Ökobilanzergebnissen zu Schwermetalleinträgen

Die herstellungsabhängigen Umweltbelastungen, die in Produktökobilanzen dargestellt werden, und die Schwermetalleinträge in Gewässer und Boden in der Nutzung können nur schwer zueinander ins Verhältnis gesetzt werden, da die damit verbundenen Wirkungen in den Kategorien Human- und Ökotoxizität aufgrund methodischer Probleme noch nicht entsprechend den anderen Ökobilanzkategorien aggregiert und bewertet werden können. Eine Möglichkeit zur bewertenden Einstufung der Ergebnisse von Ökobilanzen ist deren Darstellung in der sogenannten „normalisierten“ Form. Dabei werden die Belastungen des betrachteten Produktes bzw. Prozesses im Verhältnis zum jeweiligen Gesamtpotenzial in Deutschland angegeben. Wird z. B. das Treibhauspotential um 1 kg (CO₂)-Äquivalent erhöht, entspricht das bei einem Normalisierungsfaktor von 12.897 kg pro Einwohner und Jahr nach UBA (2000b) einem Anteil von 0,008 %. Eine vergleichbare Bewertung ist auch – allerdings nur einzelstoffbezogen – für die Schwermetallemissionen der Nutzungsphase möglich: Der unter Berücksichtigung der Berechnungen in Kap. 4.3 resultierende Zinkeintrag von 1,6 g pro m² Zinkdachblech und Jahr entspricht bei einem Normalisierungsfaktor von 0,039 kg nach Fuchs et al. (2002) einem Anteil von ca. 4 %. Die Normalisierung quantifiziert zwar den jeweiligen Anteil am Gesamtschadstoffaufkommen, erlaubt aber keine Aussage oder Gewichtung bezüglich dessen Gefährdungspotentials.

Ein normalisierter Anteil des Schwermetalleintrages von 4 % verdeutlicht den schon in Kapitel 4.3 erläuterten großen Einfluss der durch Zinkbleche verursachten Gewässerbelastungen für Deutschland. Diesem Einfluss wird durch die vorgeschlagene Verwendungsbeschränkung von Kupfer- und Zinkblechen Rechnung getragen. Bei einer vergleichenden Betrachtung von Ökobilanzergebnissen innerhalb der jeweiligen Gruppe von Materialalternativen zu Kupfer- und Zinkblechen ist jedoch die normalisierte Be-

22 Gerechnet mit LKW, 38 t zulässiges Gesamtgewicht, 26 t Nutzlast, 100 km Fahrtstrecke, 50% Auslastung; PE Europe 2004

wertung der Schwermetalleinträge in die Gewässer während der Nutzungsphase nicht direkt mit den Ergebnissen für die einbezogenen Wirkungskategorien zu vergleichen.

6.2.4 Bewertung der Schwermetallemissionen von Gebäuden

Metallblech oder Metallbeschichtungen aus Blei, Kupfer oder Zink werden durch Korrosionsprozesse verändert und ein Teil der Korrosionsprodukte werden bei Benetzung durch Regen abgeschwemmt. *Die Abschwemmrate bezeichnet die Gesamtheit der durch Korrosionsvorgänge des metallischen Werkstoffs gebildeten Stoffe, die durch das Regenwasser von einer Fläche definierter Größe während eines bestimmten Zeitraums abgeschwemmt werden. Sie sind in der Regel in $g/m^2 \cdot a$ angeben* (siehe Kapitel 4.3).

Die Schwermetall-Emission von Dächern und Regenrinnen kann als Produkt der exponierten Metallfläche und deren Abschwemmrate definiert werden.

Ursache für die Korrosion sind Oxidationsreaktionen des Metalls. Ein Teil der Oxidationsprodukte wird durch Regenwasser abgelöst. Im Gegensatz zum Korrosionsprozess bei Eisen wird die Korrosion von Schwermetallen wie Blei, Kupfer und Zink schon durch die Auflage einer geringen Oxidationsschicht stark gebremst. Deshalb werden Zinküberzüge als Korrosionsschutz für Stahlkonstruktionen und Bauteile eingesetzt. Allerdings wird durch die Abschwemmung im Regen immer ein Teil der Korrosionsschicht abgelöst und dann durch eine sich neu bildende Oxidationsschicht ersetzt. Im Laufe der Jahre wird auch Zink von der Korrosion abgetragen, allerdings in wesentlich längeren Zeiträumen als bei den meisten Stahllegierungen.

Der Grad der Oxidation wird durch die Benetzung mit Wasser und dessen Gehalt an Ionen bestimmt. Der pH-Wert des Regens wird in erster Linie vom SO_2 -Gehalt der Luft und in Meeresnähe von Chloriden bestimmt. Weiterhin beeinflussen Luftbestandteile wie NO_x , NH_4 , und O_3 den Korrosionsprozess. Bei Untersuchungen von Abschwemmraten in unterschiedlichen Regionen (Hullmann et. al. 2001) wurde deren Abhängigkeit von Umwelteinflüssen deutlich. Eine Differenzierung der Belastung durch Metalleindeckungen kann daher nur unter Berücksichtigung der Schadstoffsituation am jeweiligen Standort erfolgen.

6.2.4.1 Die Abschwemmraten bei Metalleindeckungen

Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurden anhand vorliegenden Untersuchungen durchschnittliche Abschwemmraten für die Verwendung von Blei, Kupfer und Zink im Dach- und Fassadenbereich zusammengestellt. In Tabelle 6.2-2 sind diese Werte aufgeführt.

Tabelle 6.2-2: Abschwemmraten für Deutschland (siehe Kapitel 4.3)

Metall	Einsatz	Abschwemmraten (g/m ² •a)			Abweichungen	
		untere	obere	mittlere	nach unten	nach oben
Blei	Dach	0,52	0,97	0,76	68 %	78 %
Kupfer	Dach und Fassade	1,1	1,7	1,3	85 %	76 %
Zink	Dach und Fassade	2,1	4,17	3,0	70 %	72 %

Die Werte zeigen Abweichungen vom jeweiligen mittleren Wert in der Größenordnung von 70 %.

Eine Unterscheidung der Abschwemmraten nach Standort und nach gebäudespezifischen Gesichtspunkten sollte dort erfolgen, wo sowohl relevante Unterschiede im Abtrag als auch eine erkennbare Beeinflussbarkeit seitens der Planung besteht. Zu den standortabhängigen Faktoren gehören der Luftschadstoffgehalt und die Niederschlagsmengen. Die wichtigsten gebäudespezifischen Faktoren sind Größe und Lage der benetzten Metallflächen.

6.2.4.2 Bewertung des Schadstoffgehaltes der Luft

Das Korrosionsgeschehen ist direkt abhängig von den Umgebungsbedingungen. Der Feuchte, Salz- und Schadstoffgehalt der Luft ist nicht nur für die Abschwemmraten von Metalleindeckungen sondern auch für andere von Korrosion beeinflusste Prozesse relevant.

Unter anderem werden beim Korrosionsschutz von Stahlbauteilen, wie er in der DIN EN ISO 12944 normiert ist, unterschiedliche Umgebungsbedingungen bezüglich ihres Korrosionseinflusses unterschieden. In der deutschen Fassung der DIN sind dazu beispielhafte Umgebungsbeschreibungen für Mitteleuropa aufgeführt. Nachfolgend wird die getroffene Unterscheidung auf ihren Aussagewert für eine Differenzierung der Belastungssituation für Metalleindeckungen ausgewertet (Tabelle 6.2-3).

Eine andere Form der Bewertung von Luftschadstoffen erfolgt im Merkblatt 153 der ATV-DVWK der Handlungsempfehlung zum Umgang mit Regenwasser. Die dort vorgeschlagene Klassifizierung berücksichtigt vor allem die Verkehrssituation und weicht darin deutlich von der Klassifizierung der DIN 12944 ab. Im Vergleich der beiden Bewertungsstrategien können Hinweise für eine Bewertung der Metallbedachungen gewonnen werden.

Tabelle 6.2-3: Korrosivitätskategorien nach DIN EN ISO 12944

Kategorie	Zink		Typische Umgebung außen
	Massen- verlust (g/m ² •a ₁)	Dicken- abnahme (µm•a ₁)	
C1 unbedeutend	≤ 0,7	≤ 0,1	-
C2 gering	> 0,7 bis 5	> 0,1 bis 0,7	Atmosphäre mit geringer Verunreinigung, ländliche Bereiche
C3 mäßig	> 5 bis 15	> 0,7 bis 2,1	Stadt- und Industrielatmosphäre, gemäßigte Verunreinigung durch Schwefeldioxid, Küstenbereich mit geringer Salzbelastung
C4 stark	>15 bis 30	> 2,1 bis 4,2	Industrielle Bereiche, Küstenbereiche mit mäßiger Salzbelastung
C5-I sehr stark (Industrie)	> 30 bis 60	> 4,2 bis 8,4	Industrielle Bereiche mit hoher Feuchte und aggressiver Atmosphäre
C5-M sehr stark (Meer)	> 30 bis 60	> 4,2 bis 8,4	Küsten- und Offshorebereiche mit hoher Salzbelastung

Die DIN EN ISO 12944 Teil 2 unterscheidet die atmosphärischen Umgebungsbedingungen bezüglich Zink in sechs Korrosivitätskategorien. In Tabelle 6.2-3 sind die Kategorien mit Beispielen für Umgebungsbedingungen in gemäßigttem Klima aufgeführt. In der Tabelle werden auch die in den Kategorien maximal zu erwartenden Massenverluste und Dickenabnahmen für Zink angegeben. Die Einteilung von Umgebungsbedingungen in der DIN, die sich speziell auf das Korrosionsgeschehen bezieht, deckt sich nur bedingt mit der Unterscheidung der Lufteinflüsse z. B. in der ATV-DVWK-M 153, die in Tabelle 6.2-4 aufgeführt sind. In der Liste aus dem Merkblatt 153, in der die Gewässerbelastung betrachtet wird, steht der Einfluss des Straßenverkehrs auf die Luftschadstoffe im Vordergrund. Dieser Einfluss wird bei der Klassifizierung nach DIN 12944 nicht angeführt, obwohl die Stickoxide und Ozon auch bei der Korrosion von Zink eine Rolle spielen.

Tabelle 6.2-4: Bewertungspunkte für Einflüsse aus der Luft (L) nach M 153 (2000)

Luftverschmutzung	Beispiele	Typ	Punkte
gering	Siedlungsbereiche mit geringem Verkehrsaufkommen durchschnittlicher Verkehr unter 5.000 Kfz/24h	L1	1
	Straßen außerhalb von Siedlungen		
mittel	Siedlungen mit mittlerem Verkehrsaufkommen durchschnittlicher Verkehr unter 5.000 bis 15.000 Kfz/24h	L2	2
stark	Siedlungen mit starkem Verkehrsaufkommen durchschnittlicher Verkehr über 15.000 Kfz/24h	L3	4
	Siedlungsbereiche mit regelmäßigem Hausbrand (z. B. Holz, Kohle)		
	Im Einflussbereich von Gewerbe und Industrie mit Staubemissionen durch Produktion, Bearbeitung, Lagerung und Transport	L4	8

Mit der Differenzierung der Luftschadstoffe unter Berücksichtigung des Verkehrsaufkommens werden die für den Zinkabtrag auf Dächern und Regenanlagen verantwortlichen Einflüsse ebenfalls nicht vollständig erfasst, da hier natürliche Korrosivitätseinflüsse wie Salzbelastung keine Berücksichtigung finden. In Küstenregionen mit geringer Verkehrsbelastung sind bei Metalldächern höhere Abtragsraten zu erwarten, als in vergleichbaren Regionen im Binnenland (Hullmann et. al. 2001). Für eine Unterscheidung der für die Abschwemmrate relevanten Umgebungssituationen bezüglich der Luftschadstoffe erscheint deshalb eine Aufteilung in vier Luftschadstoffkategorien sinnvoll:

Tabelle 6.2-5: Vorschlag zur Kategorisierung der Belastung durch Luftschadstoffe

Kategorie	Belastung	Beispiele
LS1	gering	Atmosphäre mit geringer Verunreinigung wie Siedlungsbereiche mit durchschnittlichem Verkehr unter 5.000 Kfz/24 h
LS2	mittel	Atmosphäre mit gemäßigter Verunreinigung wie Siedlungen mit durchschnittlichem Verkehr zwischen 5.000 und 15.000 Kfz/24 h
LS3	stark	Atmosphäre mit starken Verunreinigungen wie Siedlungen mit durchschnittlichem Verkehr über 15.000 Kfz/24 h oder Siedlungsbereiche mit regelmäßigem Hausbrand (z. B. Holz, Kohle) oder Küstenbereich mit geringer Salzbelastung
LS4	sehr stark	Atmosphäre mit sehr starken Verunreinigungen wie im Einflussbereich von stark emittierendem Gewerbe und Industrie oder Küstenbereiche mit hoher Salzbelastung oder wie in Siedlungsbereichen in denen sich Verunreinigungen der in L3 genannten Ursachen überlagern.

Die unterschiedliche Belastung durch Luftschadstoffe in den jeweiligen Regionen korrespondiert mit der jeweiligen standortbezogenen Abschwemmrates (*runoff rate*). Nachfolgend werden für die einzelnen Blecharten standortbezogene Abschwemmrates vorgeschlagen.

6.2.4.3 Vorschlag für belastungsabhängige Abschwemmrates

6.2.4.3.1 Abtrag bei Bleiblechen

Die in Tabelle 6.2-2 aufgeführten Abschwemmrates für Blei gelten nur für die als kleinflächig eingebaut gekennzeichneten Flächen und nicht für großflächig exponierte Flächen. Eine Differenzierung der Abschwemmrates nach Belastungssituation erscheint angesichts der grundlegenden Bedenken gegen den Einsatz von Bleiblechen nicht notwendig. Eine mengenmäßige Begrenzung der Bleche auf technisch nicht substituierbare Einzelfälle kann und muss nicht gewichtet bewertet werden.

6.2.4.3.2 Abtrag bei Kupferblechen

Die in Tabelle 6.2-2 aufgeführten Abschwemmrates für Kupfer zeigen eine deutliche Spannbreite. Bei einer Zuordnung zu Belastungskategorien der Luftschadstoffe kann für eine geringe Belastung ein Wert von mindestens $1,1 \text{ g/m}^2 \cdot \text{a}$ und bei starken Belastungen von $1,7 \text{ g/m}^2 \cdot \text{a}$ angesetzt werden. Für sehr starke Belastungen wäre nach Kap. 4.3 ein Wert um $2,2 \text{ g/m}^2 \cdot \text{a}$ ansetzbar.

6.2.4.3.3 Abtrag bei Zinkblechen

Nach DIN 12944 beträgt in einer Stadt- und Industriatmosphäre mit gemäßigter Verunreinigung durch Schwefeldioxid der Dickenabtrag bei Zink zwischen $0,7$ bis $2,1 \text{ } \mu\text{m/a}$ und im Bereich geringer Belastung zwischen $0,1$ und $0,7 \text{ } \mu\text{m/a}$. Der Massenverlust wird mit $0,7$ bis $30 \text{ g/m}^2 \cdot \text{a}$ angegeben. Die in Tabelle 6.2-3 aufgeführten Dickenabnahmen und Massenverluste gelten für das erste Jahr. In den folgenden Jahren sinken die Werte ab. Der im Rahmen dieser Studie als mittlere Abschwemmrates von Dächern ermittelte Wert in Tabelle 6.2-6 liegt im unteren Bereich der Annahmen der DIN 12944 und gibt nicht die volle Schwankungsbreite wieder, wie sie in extrem korrosiver Atmosphäre zu erwarten ist.

Wird die in Tabelle 6.2-2 aufgeführte Abweichung vom mittleren Wert der Abschwemmrates auf die vier Belastungskategorien aufgeteilt, so kann für einen als gering mit Luftschadstoffen belasteten Bereich ein Wert von $2,1 \text{ g/m}^2 \cdot \text{a}$ und für einen stark belasteten Bereich ein Wert von $4,1 \text{ g/m}^2 \cdot \text{a}$ angesetzt werden. Für sehr stark belastete Be-

reiche muss gegebenenfalls ein noch deutlich höherer Ansatz in einer Größenordnung von $5,2 \text{ g/m}^2 \cdot \text{a}$ gelten.

Diese belastungsabhängigen Abschwemmraten für Zink gelten für benetzbare Flächen mit einer nicht quantifizierten Beaufschlagung durch Niederschläge.

Tabelle 6.2-6: Belastungsabhängig bewertete Abschwemmraten

Metall	Einsatz	Abschwemmraten (g/m ² ·a)				
		Ø	LS1	LS2	LS3	LS4
Blei	Dach	0,76	-	-	-	-
Kupfer	Dach und Fassade	1,3	1,1	1,4	1,7	2,2
Zink	Dach und Fassade	3,0	2,1	3,1	4,1	5,2

6.2.4.4 Niederschlagsmengen

Neben dem atmosphärischen Eintrag von korrosiven Luftbestandteilen beeinflusst Art und Maß der Benetzung das Korrosionsgeschehen (Hullmann et. al. 2001). Zunächst ist eine gewisse Mindestbenetzung notwendig, in der die Luftschadstoffe in Lösung gehen können. Dafür reicht u. U. schon der nächtliche Tau oder Nebel. Aber erst mit einer Mindestregenmenge können die Korrosionsprodukte auch abgeschwemmt werden. Aus den bisherigen Informationen der Forschung geht nicht hervor, in welcher Größenordnung die Unterschiede bei Abschwemmraten bzw. beim jährlichen Abtrag liegen. Weiterhin bleibt offen, wie sich eventuell vorhandene Einflüsse im Rahmen der Klimaveränderungen auswirken werden.

In Deutschland differiert die mittlere Niederschlagsmenge zwischen ca. 500 und 1.000 mm/a. Sie ist abhängig von der Lage, der Höhe und der wetterbeeinflussenden Topographie des jeweiligen Ortes und kann über statistische Angaben z. B. des Deutschen Wetterdienstes DWD (Kosträ 1997) ermittelt werden.

Auf Grund der geringen Kenntnisse über den quantitativen Einfluss der Regenmenge erscheint es nicht sinnvoll, im Rahmen des Leitfadens eine Differenzierung nach örtlichen Verhältnissen vorzusehen. Soweit es den fachlich Beteiligten auf Grund lokaler Einflüsse notwendig erscheint, den Einfluss der Niederschlagsmenge zu berücksichtigen, kann dies durch eine örtliche Anpassung des Schwellenwertes erfolgen (siehe Kapitel 6.4.1).

6.2.5 Grundsätze des vorsorgenden Grundwasserschutzes

Mit der Veröffentlichung der „Grundsätze des vorsorgenden Grundwasserschutzes bei Abfallverwertung und Produkteinsatz“ (GAP-Papier) (GAP, 2002) hat die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser bzw. deren Arbeitskreis eine Vorsorgestrategie zum Schutz des Grundwassers vorgelegt, in der weit reichende Regelungsvorschläge und detaillierte Umsetzungsmaßnahmen vorgeschlagen werden.

Die Grundsätze verstehen sich als Kriterienvorlage, die bei der Erarbeitung von Regelungen für den umweltgerechten Umgang mit Produkten und Abfällen zu beachten sind. Sie haben das Ziel, mit Mindestanforderungen an den Grundwasserschutz dem Vorsorgeprinzip zu entsprechen.

Die Grundsätze sollen zur Beurteilung der Grundwasserverträglichkeit u. a. *des Einsatzes von Produkten herangezogen werden, wenn diese Maßnahmen zu einem Eintrag von Schadstoffen in das Grundwasser und damit zu einer schädlichen Veränderung seiner chemischen Beschaffenheit führen können.* (GAP, 2002, S. 6) Als Geltungsbereich des Papiers werden schwerpunktmäßig die Verwertung von Abfällen als Material für den Straßen- und Landschaftsbau, die Rekultivierung, die Landwirtschaft und die Verfüllung von technischen Anlagen genannt. Darüber hinaus werden auch Baustoffe wie Asphalt, Beton, Injektionsmaterial und Bauhilfsstoffe betrachtet, wenn sie in grundwasserrelevanten Einsatzbereichen wie Bauwerksgründung oder Untergrundabdichtung eingesetzt werden.

Als rechtliche Grundlage (GAP, 2002, S. 7) werden so genannte wasserrechtliche Benutzungstatbestände nach § 3 WHG und die grundsätzliche behördliche Erlaubnis bei einer Benutzung von Gewässern aufgeführt und es wird auf nicht verunreinigtes Grundwasser als Belang des Wohles der Allgemeinheit nach § 34 WHG verwiesen. Des Weiteren wird der Art. 4 Abs. 1 b WWRL benannt, nach dem der gute chemische Zustand des Grundwassers erhalten bzw. wieder erreicht werden muss.

Die Beurteilung der Grundwassergefährdung erfolgt durch die Bestimmung des Ortes und der Menge des Stoffeintrages. Als Ort der Beurteilung wird, soweit kein Einbau ins Grundwasser erfolgt, die möglicherweise betroffene Grundwasseroberfläche bzw. die Grenze zwischen Sickerwasser und gesättigter Zone festgelegt. Ein Handlungs- bzw. Regelungsbedarf besteht dort, wo die Geringfügigkeitsschwellen für die einzelnen Stoffe überschritten werden.

Stoffeinträge oder Stofffreisetzungen, die bei kleinräumiger Mittelwertbildung oder auf Grund zeitlicher Beschränkung nicht zu einer Überschreitung der Geringfügigkeitsschwelle führen, können vernachlässigt werden. Die Begriffe „kleinräumig“ und „zeitli-

che Beschränkung“ gelten als nicht allgemeingültig festlegbar und sollen restriktiv ausgelegt werden. Nach mündlicher Auskunft von Herrn Böhme²³ ist die zeitliche Beschränkung auf jeden Fall nicht für wiederkehrende Ereignisse wie Regen anwendbar, sondern bezieht sich auf technisch begründete Feisetzungen. Eine für den Baubereich anwendbare Regelung der Kleinräumigkeit liegt bisher im Arbeitskreis nicht vor.

Auch wenn im GAP-Papier weder Regenwasser oder allgemeine Bauprodukte noch der Einsatz von Schwermetallblechen angesprochen werden, sind die vorgelegten Grundsätze zum Grundwasserschutz im Rahmen dieser Arbeit auf ihre Relevanz für den Umgang mit Metalleindeckungen zu untersuchen. Besonders der Vorsorgecharakter der Grundsätze macht es notwendig, das im GAP-Papier vorgeschlagene Konzept der Geringfügigkeitsschwellen auf seine Anwendbarkeit und Umsetzbarkeit im Bereich der Bedachungsmaterialien zu untersuchen.

Eine generelle Bestimmung für den Einsatz von Metalleindeckungen kann aus diesen Grundsätzen nicht abgeleitet werden, es sind vielmehr die geplanten oder tolerierten Einträge in das Grundwasser oder in den Boden zu betrachten. Auf die Einleitung in die Kanalisation wird in Kapitel 6.2.6 eingegangen. Die bestehende Regelung zur Versickerung nach ATV-DVWK M 153 beinhaltet eine auf den Gewässerzustand bezogene Abflussbelastung und muss deshalb nicht weiter berücksichtigt werden. Mögliche Veränderungen dieser Regelungen sind nicht Gegenstand dieser Untersuchung. Einzig die Frage nach einer Toleranzgrenze bzw. dem technischen Schwellenwert für die Regelung im Leitfaden ist vor dem Hintergrund des GAP-Papiers zu prüfen.

Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser schlägt für Schwermetalle die in Tabelle 6.2-7 aufgeführten Geringfügigkeitsschwellen vor (LAWA, 2003, S. 22), die sich in der Regel an den Grenzwerten der Trinkwasserverordnung o. ä. Regelwerten orientieren und nicht mit Einleitungsbestimmungen im Abwasserbereich vergleichbar sind.

Tabelle 6.2-7: Geringfügigkeitsschwellenwerte nach LAWA

Parameter	Geringfügigkeitsschwellenwert [$\mu\text{g/l}$]
Blei (Pb)	10
Kupfer (Cu)	20
Zink (Zn)	400

Für Zink ergibt sich bei einer durchschnittlichen jährlichen Abschwemmrate von $3,0 \text{ g/m}^2 \cdot \text{a}$ und einer Niederschlagsmenge von $600 \text{ l/m}^2 \cdot \text{a}$ im Mittel $5,0 \text{ mg/l}$. Die Geringfü-

23 Obmann des LAWA Arbeitskreises Grundwasserschutz am 04.06.2004

gigkeitsschwelle von 0,4 mg/l wäre dann unterschritten, wenn sich diese Abschwemmungsmenge mit der 12,5-fachen Menge Wasser mischt. Dies wäre z. B. dann der Fall, wenn ein Gebäude bis ca. 8 % der Grundfläche benetzte Metallflächen aufweist, wie dies bei dem in „Anhang 1: Ausgeführte Beispielrechnungen“ ausgeführten Einfamilienhaus der Fall ist. Bei ausschließlicher Einsatz von Nebenblechen läge der Eintrag bei einer Einleitung in das Grundwasser auch ohne Behandlung schon im Bereich des Geringfügigkeitsschwellenwertes. Da aber ein großer Teil der benetzten Metallflächen über eine zentrale Dachentwässerung entweder der Kanalisation oder einer geregelten Versickerung (eventuell mit Behandlung) zugeführt wird, erscheint die nachfolgend vorgeschlagene Toleranzgrenze von etwa 10 % benetzter Metallfläche bezogen auf die Grundfläche als mit dem Vorsorgeziel der LAWA bei Zink völlig problemlos vereinbar.

Der deutlich geringere Geringfügigkeitsschwellenwert von 0,02 mg/l bei Kupfer lässt zwar die nachfolgende Beispielrechnung weniger deutlich ausfallen, gleichwohl kann der Toleranzwert von 10 % auch für dieses Metall kaum zu Konflikten mit dem Schutz des Grundwassers führen.

Die Abschwemmrate für Kupfer von im Mittel 1,3 g/m² würde bei einer Niederschlagsmenge von 600 l/m² • a zu einem Wert von 2,2 mg/l führen. Als Vermischungsmenge wären 110 Liter notwendig, um gefahrlos direkt ins Grundwasser zu leiten. Allerdings wird Kupfer fast ausschließlich in Bereichen wie Dachentwässerung usw. eingesetzt. Die dort anfallenden Regenwassermengen werden im Allgemeinen nicht direkt ins Grundwasser abgeleitet.

6.2.6 Abhängigkeiten von örtlichen Entwässerungsbedingungen

Der Eintrag von Schwermetallen wirkt sich, abhängig von der Art der Entwässerung auf dem beplanten Grundstück, in unterschiedlicher Weise auf die Umgebung aus. Bei einer Versickerung auf dem Grundstück sind andere Maßstäbe vorgegeben, als bei einer Einleitung in eine Mischkanalisation. Die Entwässerungstechnik wird in der Regel durch die Bauleitplanung vorgegeben. In städtischen Gebieten besteht häufig ein Versickerungsgebot oder die Aufforderung, einen möglichst hohen Anteil des Regenwassers zu versickern.

Art der Entwässerung:

- (1) Versickerung → Bodeneintrag + Grundwasser
- (2) Trennkanalisation (Direkteinleitung in Vorfluter) → Gewässereintrag
- (3) Mischkanalisation → Abtrennung (Klärschlamm → Boden) + Gewässereintrag

Der rechtliche Rahmen für die unterschiedlichen Bewässerungsarten mit seinen kommunalen und länderweiten Differenzen kann im Rahmen dieser Arbeit nicht detailliert dargestellt werden. Im Folgenden wird deshalb auf die technischen und ökologischen Aspekte der Entwässerungsarten eingegangen, die direkt mit dem Thema des Leitfadens in Verbindung stehen.

6.2.6.1 Versickerung und direkte Einleitung in einen Vorfluter

Ein wichtiger fachlicher Hinweis zur Versickerung ist dem ATV-DVWK Merkblatt M 153 zu entnehmen. Danach ist eine Versickerung oder eine direkte Einleitung in das Oberflächenwasser möglich, wenn die Abflussbelastung kleiner ist als die die Gewässerqualität zulässt. Dabei muss die Abflussbelastung (B) kleiner gleich Gewässerpunkte (G) sein. Liegt B über G , muss durch geeignete Behandlungs- oder Austauschmaßnahmen eine Verbesserung der Einleitungsqualität erreicht werden.

Die Gewässerpunkte G ergeben sich aus einer Tabelle im Merkblatt, in der zwischen Meer, Fluss, stehendem Gewässer und Grundwasser unterschieden wird. Eine zusätzliche Unterscheidung berücksichtigt die Schutzstufen der Gewässer. Große Gewässer mit geringer Schutzstufe sind höher belastbar als kleine und zusätzlich geschützte Gewässer.

Die Abflussbelastung setzt sich aus Lufteinflüssen und Flächenbelastungen zusammen. Als Lufteinflüsse werden Luftverschmutzung in unterschiedlichen Regionen mit Punktzahlen bewertet. Geringe Luftverschmutzung wird für Siedlungsbereiche mit geringem Verkehrsaufkommen und Straßen außerhalb von Ortschaften angenommen. Starke Verschmutzung wird u. a. für Gewerbe mit Staubemissionen angesetzt.

Für die Belastungen in der zu entwässernden Fläche werden unterschiedliche Verschmutzungsgrade von Dächern, Straßen usw. mit Punktzahlen belegt (siehe Tabelle 6.2-4). Am geringsten wird die Flächenverschmutzung in Gärten, Gründächer und Wiesen genannt. Als stärkste Belastung werden LKW-Zufahrten und Stellplätze gewertet. Dächer mit Metalleindeckung werden generell als ziemlich stark verschmutzt (zweithöchste Einstufung) gewertet.

Die Behandlungsmaßnahmen wie Versickerung durch bewachsenen Oberboden, Filterbecken oder ähnliches wird mit einem Durchgangswert (D) bemessen. Dabei finden die in Kapitel 6.2.7 beschriebenen Filtertechniken bisher keine Berücksichtigung, sollen aber nach deren Erprobung bewertet werden²⁴. Die Maßnahme ist so zu wählen, dass

24 Laut Aussage des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft vom Dezember 2002

das Produkt von Abflussbelastung und Durchgangswert, der Emissionswert E kleiner oder gleich den Gewässerpunkten G ist.

6.2.6.2 Einleitung in eine Trennkanalisation

Bei einer Einleitung in eine Trennkanalisation wird das Wasser meistens ohne Behandlung direkt in die Vorfluter eingeleitet. In der Regel gibt es für die Einleitung von Regenwasser in eine Trennkanalisation keine begrenzende Bewertung des Verschmutzungsgrades. Eine Orientierung für die Begrenzung von direkten Einträgen in eine Trennkanalisation könnten hilfsweise die Regelungen für Direkteinleiter nach § 7a Wasserhaushaltsgesetz (WHG) geben.

Im Abwasserabgabengesetz (AbwAG) wird die finanzielle Abgabe von Direkteinleitern an der Schädlichkeit des Abwassers bemessen. Dabei werden für einige Schadstoffe Schwellenwerte für Konzentration und Jahresfracht vorgeben. Bei Kupfer liegt der Konzentrationsschwellenwert nach Tabelle 6.2-8 bei 0,1 g/l und die Jahresfracht bei 5 kg. Mit einer mittleren Abschwemmrate von 1,3 g/m² ist ein Kupferdach von 1.000 m² mit einer Jahresfracht von 1,3 kg verbunden, die allerdings mit einer zeitweilig deutlich höheren Konzentration als 0,1 mg/l anfallen wird. Für Zink werden im AbwAG keine Schwellenwerte angegeben.

Tabelle 6.2-8: Bewertung der Schadstoffe und Schwellenwerte nach Abwasserabgabengesetz

Schadstoffe und Schadstoffgruppen	Messeinheiten, die einer Schadeinheit entsprechen	Schwellenwerte	
		Konzentrationen	Jahresfrachten
CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf)	50 kg Sauerstoff	20 mg/l	250 kg
Phosphor	3 kg	0,1 mg/l	15 kg
Stickstoff	25 kg	5 mg/l	125 kg
AOX (adsorbierbare organische Halogenverbindungen)	2 kg Halogen als Chlor	100 µg/l	10 kg
Quecksilber	20 g	1 µg/l	100 g
Cadmium	100 g	5 µg/l	500 g
Chrom	500 g	50 µg/l	2,5 kg
Nickel	500 g	50 µg/l	2,5 kg
Blei	500 g	50 µg/l	2,5 kg
Kupfer	1000 g	100 µg/l	5 kg
Giftigkeit gegenüber Fischen	3000 m ³ Abwasser geteilt durch G_F	$G_F = 2$	

6.2.6.3 Einleitung in eine Mischkanalisation

Bei einer Einleitung in eine Mischkanalisation werden die Schwermetalleinträge im Wasser durch die Abwasserbehandlung reduziert. Der größere Teil der Schadstoffe verbleibt im Klärschlamm und wird mit ihm entweder ausgebracht, verbrannt oder deponiert. Der Rest der Schadstoffe geht über den Ablauf der Anlagen in den Vorfluter. Bei hohem Regenaufkommen wird ein zusätzlicher (ungeklärter) Teil direkt in den Vorfluter eingeleitet.

Regelungen für die Einleitung in die Mischwasserkanalisation basieren auf der Umsetzung von Landeswassergesetzen in Form von Indirekteinleiterverordnungen IndEV0. In einigen Verordnungen werden dezidiert Schwellenwerte für die Genehmigungspflicht genannt, die sich in der Regel auf die Verwendung des jeweiligen Stoffes in einer gewerblichen oder industriellen Verwendung beziehen.

Die Schwellenwerte beziehen sich auf einen kontinuierlichen, mindestens auf einen regelmäßigen Eintrag, der bei einer Dacheindeckung und den wechselnden Regenfällen so nicht anfällt. Für Kupfer liegen die Schwellenwerte für die Konzentration bei 0,2 bis 0,3 mg/l und für die Fracht bei 1 bis 12 g/h.

Die in Kapitel 4.3 genannte durchschnittliche Abschwemmkonzentration bei Kupferdächern von 2 mg/l liegt deutlich über dem Konzentrationsbereich, ab dem nach den betrachteten IndEV0 eine Genehmigungspflicht besteht. Die Schwelle für eine Fracht von 12 g/h würde bei einem Regen mit $10 \text{ l/m}^2 \cdot \text{h}$ bei etwa 1.000 m^2 Grundfläche eines Daches erreicht werden. Für Zink gibt es bei der Konzentration einen Schwellenwert von 0,5 mg/l der deutlich unter der durchschnittlichen Abschwemmkonzentration bei Zinkdächern von 4 mg/l (Hullmann et. al. 2001) liegt. Eine Fracht von 20 g/h wird bei einem Regen mit $10 \text{ l/m}^2 \cdot \text{h}$ ebenfalls etwa bei 1.000 m^2 Grundfläche eines Daches erreicht. Allerdings gilt dieser Wert nur für den Zeitraum eines Regens. Im Jahresverlauf kommt eine Fracht in dieser Größenordnung nicht sehr häufig vor.

Tabelle 6.2-9: Ausgewählte Schwellenwerte für Indirekteinleiter²⁵

Schadstoffe oder Schadstoffgruppen	Bundesland	Schwellenwerte für Genehmigungspflicht	
		Konzentration [mg/l]	Fracht [g/h]
Blei	Berlin	0,05	1
	Baden-Württemberg	0,2	8
	Hessen	0,2	1
Kupfer	Berlin	0,3	12
	Baden-Württemberg	0,3	12
	Hessen	0,2	1
Zink	Berlin	0,5	20
	Baden-Württemberg	0,5	20
	Hessen	0,5	2,5

6.2.7 Reduktion der Belastung durch Behandlung

Schwermetalleinträge aus Dach- und Fassadenblechen, die über den anzusetzenden Grenzwerten liegen, können im Prinzip auch vor Einleitung in die Kanalisation oder vor einer Versickerung durch geeignete Methoden reduziert werden. Die Behandlung erfolgt entweder durch chemische oder biologische Ausfällung und Rückhaltung oder über eine direkte Rückhaltung in Filtern. Sie bedarf entsprechender Behandlungsanlagen, einer mehr oder weniger aufwendigen Betreuung und ist mit zusätzlichen Kosten vor Ort verbunden. Eine Behandlung direkt beim Einleiter hat allerdings den Vorteil, dass sie gezielt auf die vorhandenen Schadstoffe ausgerichtet werden kann.

Für Schwermetallbelastungen aus Dacheindeckungen werden in den letzten Jahren zunehmend Behandlungsmethoden für einen kleinteiligen Einsatz vor Ort entwickelt. Es handelt sich dabei um Rückhaltesysteme, die auf der Filterwirkung unterschiedlicher Materialien beruhen. In Kapitel 5.2 bzw. Tabelle 5.2-1 sind die bekannten Methoden zusammengestellt. Bis auf klassische Kleinkläranlagen, die nicht speziell für den Schwermetalleintrag entwickelt wurden, gibt es bisher keine Langzeiterfahrungen über das Rückhaltevermögen und die Regenerationsfähigkeit der angebotenen Filtersysteme. Im Rahmen des F+E Vorhabens „Niederschlagswasser von Kupferdächern“ werden vier verschiedene unterirdische Filteranlagen auf ihren Wirkungsgrad, Betriebsicherheit, Standzeit und Wirtschaftlichkeit untersucht. Das Vorhaben wird vom Lehrstuhl für

²⁵ Indirekteinleiterverordnungen der Länder Berlin, Baden-Württemberg und Hessen

Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU München im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft wissenschaftliche betreut.

Als Filtermedium werden haufwerksporiger Beton, verschiedene Zeolithe, Polypropylenflocken und Eisenhydroxid eingesetzt. Bei Zeolith handelt es sich um ein sehr poröses Gestein, dessen räumliche Anordnung aus (Adsorptions-) Hohlräumen (Römpp, 1995) besteht, die über Porenöffnungen bzw. Kanäle als Ionenaustauscher und Katalysatoren wirken können. Wichtigstes Einsatzgebiet von synthetischen Zeolithen ist der Ersatz von Phosphor in Waschpulver. Als Filtermaterial finden natürliche Zeolithe Verwendung, die Schwermetallionen im Kristallgitter physikalisch binden und bei einer Regenerationsbehandlung wieder abgeben können. Nach Boller et. al. (2004) hat granuliertes Eisenhydroxid in Verbindung mit Kalkgranulat einen hohen Wirkungsgrad bei der Adsorption von Kupfer und kann auch für Zink eingesetzt werden.

Die bisher genannten Systeme sind nur bei ausreichendem Platz außerhalb des Gebäudes einsetzbar und werden in der Regel als Teil einer Regenwasserversickerung zum Einsatz kommen.

Die Firma KM Europa Metal AG bietet ein Filtersystem an, dass direkt in das Fallrohr der Regenanlage integriert werden kann. Als Filtermedium wird ebenfalls ein Zeolith eingesetzt. Der direkte Einsatz in der Dachentwässerung macht es möglich, auch in innerstädtischen Standorten ohne Versickerungsanlagen den Schwermetalleintrag z. B. in die öffentliche Kanalisation zu reduzieren.

6.3 Technischer Schwellenwert für Schwermetallemissionen

6.3.1 Begründung eines Toleranzwertes

Das Ziel, Schwermetallemissionen von Blei-, Zink- und Kupferflächen an Gebäuden zu vermeiden führt zwangsläufig zu Einschränkungen bei der Planung und Ausführung. Bei großflächigen, ästhetisch motivierten Verwendungen kann dies ohne großen Aufwand als Vorgabe für den Entwurf erfolgen, ähnlich allen anderen Vorgaben, die entweder durch den Nutzer oder durch Bebauungs- und Flächennutzungspläne bestehen. Bei kleinflächigen Verwendungen und in der Funktion als technisch begründete Hilfs- und Kleinbauteile würde die Beschränkung insbesondere von Zinkblechen, teilweise auch von Kupferblechen zu einem erheblichen Aufwand führen, da diese Verwendungen ohne konkrete Nennung praktisch bei allen Dachformen und -deckungen im Rahmen der handwerklichen Regeln eingesetzt werden.

So erfordern z. B. bituminös gedichtete Dächer durchgehend Randbleche mit Aufschweißflächen, die in Titanzink hergestellt werden. Die Materialien Aluminium und Kupfer werden zumeist aus Kostengründen in dieser Funktion nicht verwendet. Ebenso werden für praktisch alle Ziegelvarianten aus Schiefer, Ton, Beton, Werksteinplatten usw. Ab- und Anschlüsse für Durchdringungen und Dachränder erforderlich. Teilweise bieten Hersteller mit genormten Standardziegeln ein breites Sortiment wahlweise aus Beton-Formziegeln (z. B. für Dachränder, Ortgänge) oder aus Kunststoffformteilen (Durchdringungen, Verwahrungen, Dachfenster) an, mit denen Bleche ersetzt werden. Aber auch für diese Beispiele sind abhängig von der Dachform Kehlen und Traufanschlussbleche erforderlich. Bei kleinflächigen Ziegeln (Biberschwänze), bei einem großen Teil von Tonpfannen oder Schieferplatten gibt es keine standardisierten Formteile. Ein vollständiger Ersatz dieser Funktionen durch Aluminium als einzig mögliche Alternative ist weder vorstellbar noch wird dies durch den Markt bedient.

Aus diesem Grund muss davon ausgegangen werden, dass ein vollständiges Verbot von Zink- oder Kupferblechen an der Gebäudehülle nicht sinnvoll und auch nicht durchsetzbar ist.

Es bedarf daher einer Definition eines **Toleranzbereiches** bzw. eines Grenzwertes, innerhalb dessen weiterhin mit Zink- und Kupferblechen gearbeitet werden kann. Dieser Grenzwert orientiert sich sinnvollerweise nach unten an den durchschnittlich zu erwartenden technisch baulichen Erfordernissen, nach oben an den gewünschten Begrenzungen des Schwermetalleintrages über das Regenwasser in die Gewässer.

Die Definition eines Toleranzbereiches in Form von durchschnittlichen Abtragsmengen würde jedoch erfordern, dass der planende Architekt faktisch in der Lage wäre, solche Angaben aus seiner konkreten Planung unter Berücksichtigung der örtlichen Luftbeschaffenheit und Klimadaten und in Abhängigkeit aller vorgefundenen Neigungen und Überdeckungen zu berechnen. Das ist eindeutig nicht der Fall.

Für einen Leitfaden für Architekten wird daher vorgeschlagen, den Toleranzbereich als Fläche zu definieren, die im Verlauf der Bauausführung in Zink- oder Kupferblech maximal hergestellt werden darf.

6.3.2 Definition einer Bezugsfläche

Bei der Benennung des Toleranzbereiches als Fläche in m² wird sofort deutlich, dass die an einem Bauwerk vorzufindenden Blechanwendungen hinsichtlich der Schwermetallemissionen nicht gleichwertig zu berücksichtigen sind. Bleche werden in unterschiedlichsten Varianten eingesetzt, beginnend mit verschiedenen Neigungen von 90°

an Fassaden bis 0° auf einer Attika und weiterführend in Anwendungen, die nur teilweise oder gar nicht bewittert sind wie z. B. Kehl- und Traufbleche.

Die sich daraus ergebende Differenzierung der einzelnen Anwendungen und Bauteile würde eine tabellarische Auflistung aller am Bauvorhaben gegebenen Bleche und eine Bewertung jedes einzelnen Bleches erfordern. Dieser Schritt wurde bisher pauschal vereinfacht, indem z. B. Flächendaten zu den insgesamt verarbeiteten Blechen pauschal halbiert oder gedrittelt wurden. Für einen auf ein konkretes Bauvorhaben bezogenen Einzelnachweis ist diese Pauschalisierung nicht ausreichend. Dagegen ist jedoch zu erwarten, dass die Forderung einer Bewertung aller Bauteile den Architekten überfordert und sie damit unpraktisch und wirklichkeitsfremd wäre.

Daher wird ein Verfahren vorgeschlagen, in dem die verschiedenen Anwendungen in möglichst einfachen Kategorien zusammengefasst und durch Definition von Flächenfaktoren vorbewertet werden. Die notwendige Anzahl an Bauteil- oder Anwendungskategorien sollte dabei so gering wie möglich gehalten werden, um den Nachweis einfach zu halten. Flächenfaktoren müssen sich auf eine gemeinsame Bezugsgröße beziehen, daher ist diese zu definieren. Dabei bestehen als naheliegende Möglichkeiten die Wahl einer horizontalen oder einer 45° geneigten Bezugsfläche.

Für eine horizontale Bezugsfläche spricht, dass sich in dieser Lage die höchsten Schwermetallabträge ergeben, da hier die Regenmenge und -verweildauer am höchsten ist. Darüber hinaus sind die Abträge auf horizontalen Flächen ohne baulichen Schutz nicht von einer Wind- und Regenrichtung bzw. einer wetterzugewandten und wetterabgewandten Seite abhängig.

Für eine geneigte Bezugsfläche spricht, dass die in der Studie verwendeten Daten zu Abschwemmraten durchgehend auf 45° -geneigte Testflächen bezogen sind. Da allein dieser Umstand jedoch durch einen zusätzlichen Rechenschritt bei der Bemessung der Flächenfaktoren ersetzbar ist, wird eine horizontale Bezugsfläche gewählt. Entsprechend dem englischen Begriff für Oberfläche werden folgende Benennungen vorgeschlagen:

S - surface = Bezugsoberfläche. Als Bezugsoberfläche wird eine gedachte horizontale Zink- oder Kupferoberfläche verstanden. Sämtliche am Gebäude vorhandenen Metallflächen werden über entsprechende Faktoren auf eine Bezugsoberfläche umgerechnet. Metallflächenbegrenzungen erfolgen auf der Ebene der Bezugsoberfläche

S_L - limited surface = Betrag m^2/m^2 der begrenzten Bezugsoberfläche

S_R - rated surface = Betrag m^2/m^2 der geplanten Bezugsoberfläche

Als Umrechnungsfaktoren sind drei Zustände zu berücksichtigen, die einen Einfluss auf die zu erwartenden Abschwemmraten haben:

- die vorhandene Neigung der Zink- oder Kupferflächen,
- die vorhandene geographische Ausrichtung der Zink- oder Kupferflächen, jeweils in Abhängigkeit ihrer eigenen Neigung sind zu betrachten,
- der tatsächlich bewitterte und regenbenetzte Anteil der Zink- oder Kupferflächen.

Eine weitere Definition wird erforderlich für den Bezugsrahmen der Flächenbegrenzung. Die Bezugsgröße kann nicht einfach durch ein „Haus“ oder durch ein „Bauvorhaben“ benannt werden, da darin keine Angaben zur Boden-, Grund- oder Gebäudefläche enthalten sind. Um die Größe eines Bauvorhabens zu berücksichtigen, muss sich die Grenze an einem Größenparameter orientieren. Dabei sind mehrere Anlehnungen an bestehende Regelungen denkbar:

- Bemessung an Einwohnern und Abwasserbemessungsmenge $\text{m}^2/\text{E}/\text{Jahr}$,
- Bemessung an der Dachfläche entsprechend der Regenwasserbemessungsmenge $\text{l}/\text{m}^2 \text{ DGF}/\text{Jahr}$,
- Bemessung an geometrischen Faktoren wie Gebäude GF, Bruttogeschossfläche BGF oder umbauter Raum.

Da sich eine Regulierungsgrenze allein auf das zu schützende Gut Boden/Wasser bezieht, besteht zunächst kein Zusammenhang zur Gebäudenutzung. Wenn zudem gewerblich, industriell- und zu Wohnzwecken genutzte Gebäude gleichrangig betrachtet werden, entfällt die Bemessungsgröße über die Einwohnerzahl. Daher wird als Bezugsrahmen die Gebäudegrundfläche gewählt. Auf der Basis dieser Größe lassen sich zum einen Emissionen am ehesten mit denen unbebauter Flächen vergleichen. Zum anderen entspricht diese Größe annähernd der Dachaufsicht und damit der berechneten Fläche, sie kann daher problemlos in Bezug zur Regenmenge gesehen werden.

6.3.3 Neigungsfaktoren zur Ermittlung der Bezugsfläche

Die während der Recherche verfügbaren Untersuchungen zu Abschwemmraten von Metalldächern wurden mit einer Ausnahme an Bewitterungsmodellen mit einer Neigung von 45° durchgeführt. Insofern ergaben sich zunächst keine Abhängigkeiten von Einflüssen der Dachneigung. In der Studie von Wallinder (Wallinder et. al. 2000) wurde dieser Zusammenhang einschließlich der Auswirkung unterschiedlicher Dachausrichtungen untersucht. Die Autoren stellen im Ergebnis fest, dass ein deutlicher Einfluss einerseits der Dachneigung und - mit zunehmender Neigung - auch der Dachausrichtung besteht.

In der Studie wurden parallel Feldversuche und Laborversuche durchgeführt. Bei den Feldversuchen wurden insgesamt 27 Zinktestdächer in den Himmelsrichtungen SW, SO, NW und NO mit den Neigungen 7°, 45° und 90° in Belgien und 3 Kupfertestdächer in den Himmelsrichtungen S, O, N, W mit der Neigung 45° untersucht.

In den nachstehenden Abbildungen sind die jeweils gemessenen Abschwemmraten und die gesammelte Niederschlagsmenge dargestellt. Das Ergebnis erscheint plausibel, wenn man beobachtet, dass sich z. B. die geographische Ausrichtung der Dachmodelle erst bei einer steileren Dachneigung auswirkt, da sich erst dann eine Hauptwetterrichtung bzw. eine Hauptwindrichtung auswirken kann. Die erste Abbildung zeigt die eingefangene Niederschlagsmenge in Abhängigkeit von der Neigung und Richtung, die zweite Abbildung zeigt die daraus gemessenen Metallabträge.

Abbildung 6.3-1: Gemessene Regenablaufmengen in l/m² in Abhängigkeit von Neigung und Ausrichtung nach Wallinder (Wallinder et. al., 2000)

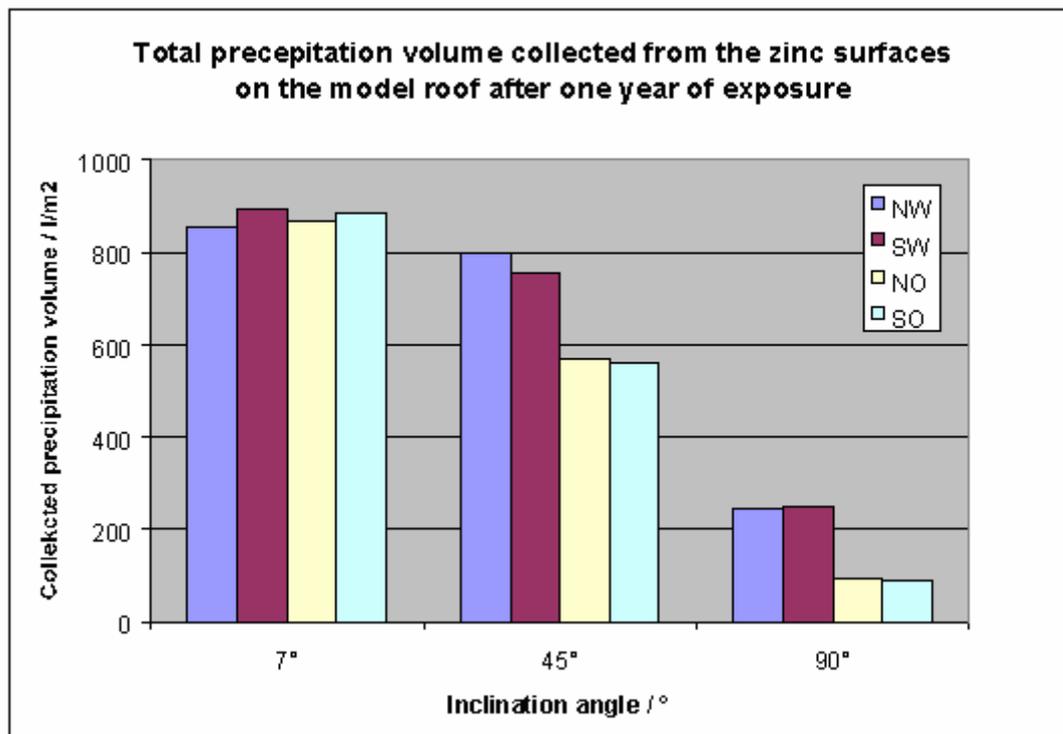
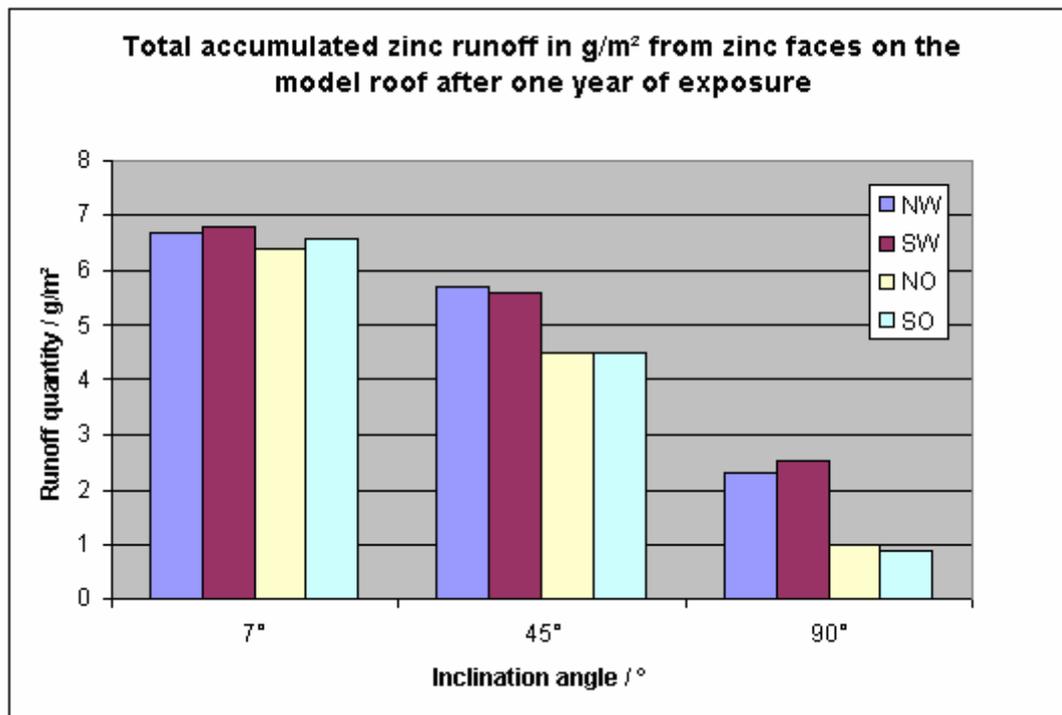


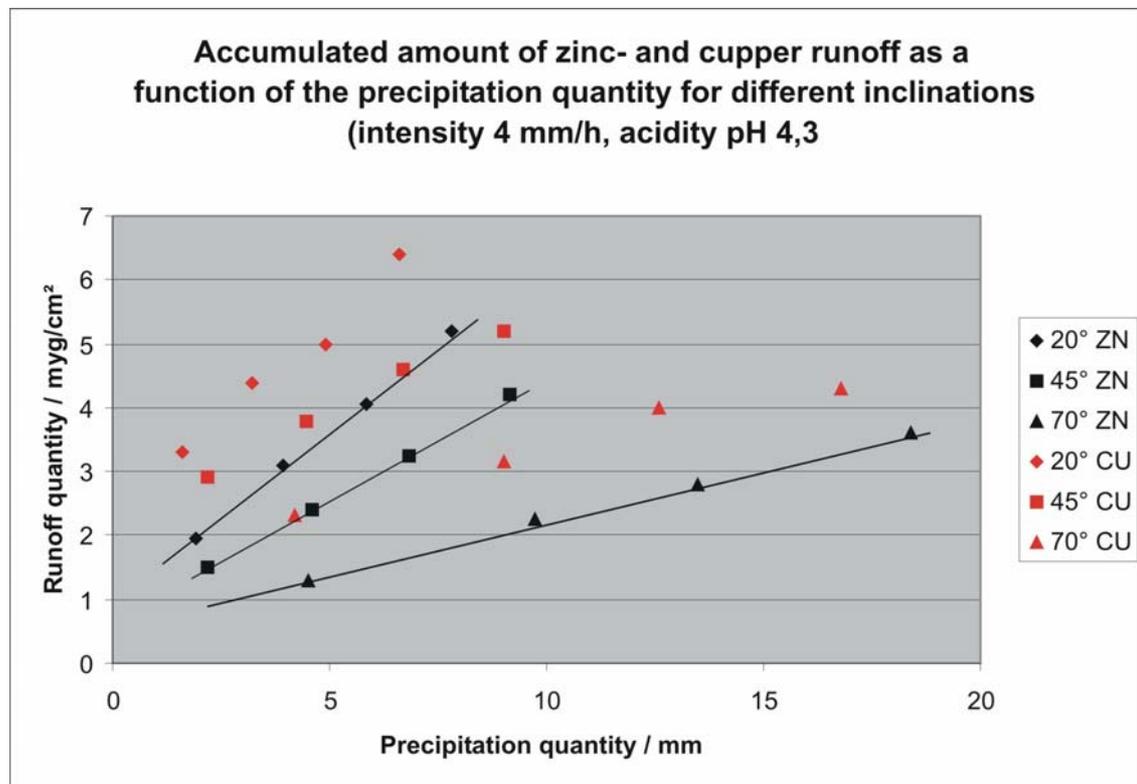
Abbildung 6.3-2: Gemessene Abschwemmmenge in g/m^2 in Abhängigkeit von Neigung und Ausrichtung nach Wallinder (Wallinder et. al., 2000)



Die parallel durchgeführten Laborversuche erfolgten mit bereits gealterten Zink- und Kupferblechen. Die Beregnung erfolgte kontrolliert mit künstlich erzeugter Schadstoffbelastung des Regenwassers. Dabei wurden Neigungen von 20°, 45° und 70° untersucht. Da unter Laborbedingungen der Regen senkrecht fällt, wurden keine Richtungen differenziert.

Da sowohl in den Feldstudien als auch in den Laborversuchen eine weitgehend lineare Abhängigkeit der Abschwemmraten/ m^2 zur Regenmenge festgestellt wurde, korrelieren auch die eingefangene Niederschlagsmenge und die daraus ermittelten Metallabträge weitgehend mit der neigungsabhängigen Grundfläche der Testflächen. Die Fragestellung, ob der relativ längere Weg des Niederschlages auf steileren Flächen die geringere Niederschlagsmenge hinsichtlich der Metallabträge ausgleicht wurde auch in den Laborversuchen eindeutig verneint. Die Ergebnisse sind in der folgenden Abbildung dargestellt.

Abbildung 6.3-3: Abschwemmungen von Zink und Kupfer in $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ in Abhängigkeit der Regenmenge und der Neigung nach Wallinder (Wallinder et. al., 2000)



Aus den Ergebnissen lassen sich für die Einbeziehung der Neigung und der Ausrichtung von Metalldichtungen folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- Die regionale Kenngröße der durchschnittlichen Regenmenge kann, wenn erforderlich, über lineare Korrekturfaktoren berücksichtigt werden. (siehe Kapitel 6.2.4.4)
- Eine alleinige Projektion von Bauflächen auf die Grundfläche zur Ermittlung der zu erwartenden Abschwemmungen reicht nicht aus, da sich auch für vertikale Flächen Abschwemmraten ergeben.
- Im Vergleich zu den in der Studie (Hullmann et. al., 2001) an Modelldächern mit einer Neigung von 45° gemessenen Abschwemmraten sind die auf Dachneigungen unter 20° gemessenen Abschwemmraten sowohl in der Feldstudie als auch in den Laborversuchen ca. 30 % höher. Bei der Annahme einer horizontalen Bezugsfläche müssen die Ausgangswerte aus Kapitel 4.3.1 entsprechend erhöht werden.
- Die für flach geneigte Dächer gewählten Abschwemmraten können bei Flächen mit einer Neigung von über 70°, also für stark geneigte Dächer und für Fassaden durchschnittlich um 50 % reduziert werden.
- Senkrecht und gegenseitig verbaute Metallflächen, z. B. umlaufende Fassaden, Mansard- und Gaubenwangen usw. werden bei jedem Regenereignis aufgrund der

Regenneigung überwiegend nur einseitig berechnet. In den Fällen absolut senkrechten Regens werden die Flächen bereits durch kleinste Dachüberstände oder Regengrinnen teilweise geschützt. In diesen Fällen können die Flächen um weitere 50 % reduziert werden.

- Das gleiche kann für kleinteilige Bleche an Fassaden, die eine schwache Neigung aufweisen wie z. B. Fensterbleche oder Gesimsabdeckungen gelten.

Die Ermittlung von Ausgangsdaten für durchschnittliche Abschwemmraten für die horizontale Bezugsfläche erfolgt durch den **Faktor 1/0,7 bzw. 1,43** für die bisherigen aus Kapitel 4.3 abgeleiteten Ausgangsdaten.

Aus diesen Schlussfolgerungen ergibt sich für die Beurteilung einer konkreten Bauplanung eine rechnerisch ermittelbare Bezugsgröße. Dabei werden die Dachneigungen in 3 Kategorien aufgeteilt:

Kat. 1 = 0 - 20 ° (entspricht der Neigungsgruppe I bis III nach DIN 18531)

Kat. 2 = 21 - 70 ° (entspricht der Neigungsgruppe IV nach DIN 18531)

Kat. 3 = 71 - 90 °

Die Abschätzung von Neigungsfaktoren ergibt sich wie folgt:

Tabelle 6.3-1: Neigungsfaktoren

Bauteilmerkmale	Σ Netto-Sichtfläche	Neigungsfaktor
flach geneigte Metallflächen, frei bewittert z. B. Attikaabdeckungen, Dachdichtungen unter 20° usw.	m ²	1
geneigte Metallflächen, frei bewittert, z. B. Dachdichtungen, Erkerabdeckungen 20° bis 70°	m ²	0,7
geneigte Metallflächen, frei bewittert, z. B. Dachdichtungen, Erkerabdeckungen 70° bis 90°	m ²	0,5
kleinteilige überwiegend horizontale Bleche an Fassaden wie z. B. Fensterbleche oder Gesimsabdeckungen	m ²	1,0

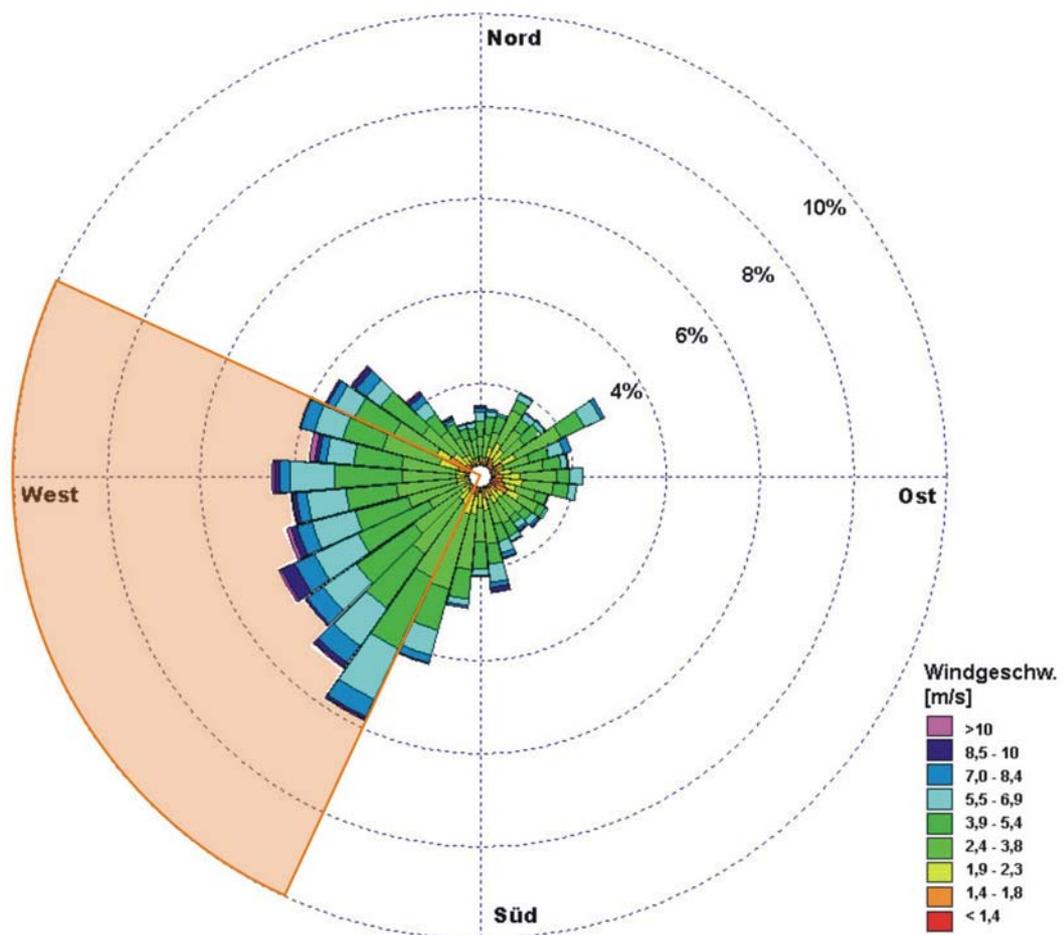
6.3.4 Richtungsfaktoren zur Ermittlung der Bezugsfläche

Wie bereits aufgezeigt, sind bei vertikalen Flächen wesentlich geringe Abschwemmraten zu erwarten. Die Reduktion der Abschwemmraten in Abhängigkeit von der geographischen Ausrichtung der Flächen und der davon abhängigen benetzenden Regenmenge beginnt wie aus (Wallinder et. al. 2000) ersichtlich bereits bei 45° geneigten Flächen bei denen die Regenmenge auf der wetterabgewandten Seite 20 - 30 % unter

der auf der wetterzugewandten Seite liegt. Bei den 70° geneigten Flächen steigt dieser Unterschied auf 50 - 60 %.

Am Beispiel einer typischen Windrose wird der Einfluss der Wetterseite in der Praxis deutlich. In der Bundesrepublik liegt die Wetterseite von Nord nach Süd schwankend überwiegend im Nordwesten bis Südwesten.

Abbildung 6.3-4: Richtungskegel auf einer beispielhaften Windrose



Damit besteht insbesondere bei senkrechten Flächen eine deutliche Abhängigkeit von der Ausrichtung zur Hauptwetterseite. Auf eine Abminderung der geneigten Flächen (20 - 70°) wird verzichtet, da dies zu einer weiteren Teilung dieser Neigungskategorie führen würde und der Forderung nach einer möglichst einfachen Handhabung widerspricht. Bei der Abschätzung eines Ausrichtungsfaktors ist zu berücksichtigen, dass zwischen großflächigen allseitigen und kleinflächigen einseitigen Anwendungen von Zink- und Kupferblechen an der Fassade oder an Dachaufbauten unterschieden werden muss. Für die Flächen können drei Fälle differenziert und mit unterschiedlichen

Ausrichtungsfaktoren bewertet werden. In Hauptwindrichtung gilt der Faktor 1, entgegengesetzt dazu der Faktor 0,4. Flächen die zwischen 45° und 135° von der zur Hauptwindrichtung abweichen werden mit dem Faktor 0,6 gewichtet. Um eine aufwendige Einzelbemessung von Teilflächen zu vermeiden, werden drei Fallpauschalen vorgeschlagen, von denen im Einzelfall durch Einzelfallberechnung abgewichen werden kann.

Tabelle 6.3-2: Ausrichtungsfaktoren

Bauteilmerkmale	Σ Netto-Sichtfläche	Ausrichtungsfaktor
Dach- und Fassadenbleche 70 - 90° umlaufend bzw. mit allseitiger Ausrichtung	m ²	0,6
Dach- und Fassadenbleche 70 - 90° einseitig zur Hauptwetterseite	m ²	1,0
Dach- und Fassadenbleche 70 - 90° diagonal oder abseitig zur Hauptwetterseite	m ²	0,4

Die Ausrichtung der Fassaden wird mit Hilfe einer lokalen oder regionalen Windrose ermittelt. Liegt, wie in den meisten Regionen in Deutschland, eine Hauptwindrichtung vor, erfolgt die Zuordnung über einen 90° Kegel, der über dem Schwerpunkt der Windrichtungen gelegt wird (roter Kegel in Abbildung 6.3-4). Liegen zwei entgegen gesetzte Hauptwindrichtungen vor, werden entsprechend zwei 45° Kegel angesetzt.

6.3.5 Abschwemmraten der Bezugsfläche

Als Ausgangsgrößen für weitere Abschätzungen der Bezugsflächen werden die in Kap. 4.3.1 erläuterten durchschnittlichen Abschwemmraten gewählt. In Anlehnung an die Einstufungen der Luftqualität in ATV DVWK-M 153 wurden die vier Kategorien LS 1 - 4 beschrieben.

Tabelle 6.3-3: Bewertete Abschwemmraten

Metall	Abschwemmraten [g/m ² •a]				
	Ø	LS1	LS2	LS3	LS4
Kupfer	1,3	1,1	1,4	1,7	2,2
Zink	3,0	2,1	3,1	4,1	5,2

Wie in Kapitel 6.3.3 ausgeführt, beruhen diese Angaben allerdings auf Untersuchungen an 45°-geneigten Testflächen und wurden entsprechend in Kapitel 4 übernommen. Die angenommene Bezugsfläche wurde jedoch auf eine Neigung von 0° als horizontale

Fläche festgelegt. Die in Kapitel 6.3.3 erläuterten Untersuchungen zur neigungsabhängigen Abschwemmung in Abhängigkeit von der Regenmenge (NWFreiV 2000) zeigen, dass ein deutlicher Unterschied zwischen geneigten und flachen Blechflächen auftritt, der bereits mit einem Neigungsfaktor von 30 % bzw. 0,7 bei der Bemessung einer Bezugsfläche für ein 45° geneigtes Dach berücksichtigt wurde. Sollen die Schwermetallabschwemmungen bezogen auf die Bezugsfläche eingeschätzt und bewertet werden, müssen sie zunächst ebenfalls um durchschnittliche 30 % angehoben werden (Faktor 1,3). Für die geschätzten Abschwemmraten der Bezugsfläche gelten daher die nachfolgend angegebenen Werte.

Tabelle 6.3-4: Angenommene Abschwemmraten der Bezugsfläche

Metall	Mit Faktor 1,4 bewertete Abschwemmraten [g/m ² •a]			
	Ø Neigung 0°			
	LS1	LS2	LS3	LS4
Kupfer	1,43	1,82	2,21	2,86
Zink	2,73	4,03	5,33	6,76

6.3.6 Empfehlung von Toleranzwerten und Bezugsflächen

Soll eine Toleranzgrenze für die objektbezogen ermittelte Bezugsfläche in (m²) vorgeschlagen werden, sind zwei gegenläufige Kriterien zu beachten. Einerseits sollte die resultierend abschätzbare Abschwemmraten nicht im Widerspruch zu einem der bereits existierenden Regelwerke oder Verordnungen stehen (Siehe Kapitel 6.2.6). Andererseits ergeben sich - wie bereits aufgezeigt - technische Erfordernisse für den Einsatz von Blechen bzw. das Problem der zwangsläufigen Substitution durch Materialien, die eine eher schlechtere Risikobilanz aufweisen.

Um eine Größenordnung zu bekommen, wurden mit den in Kap. 5 erläuterten Bemessungsverfahren mehrere fiktive Bauprojekte kalkuliert. Es ergab sich ein aus technischer Sicht sinnvoller Toleranzwert von **10m²/100m²** Bezugsfläche zu Grundfläche **S_L/GF**. Dieser Wert ist relativ niedrig angesetzt, und sollte nicht unterschritten werden. Übliche Einfamilien- oder Reihenhausbauwerke ohne ästhetisch begründete Zink- oder Kupferbleche liegen je nach Eindeckung meist unterhalb dieses Wertes. Größere Wohnungsbauten und vor allem gewerbliche Bauten mit Flachdächern überschreiten diesen Toleranzwert unter Umständen bereits durch die Anwesenheit einer zinkgedeckten Attika, ohne dass dies in der Bauplanung speziell ausgewählt oder festgelegt worden wäre. Eine Hochrechnung dieses Ansatzes auf die potentiellen Abschwemmraten auf Grundlage der Tabelle 6.3-4 führt zu Schätzwerten, die mit den bereits beste-

henden Vorstellungen zur Begrenzung der Schwermetallbelastung in Regenwässern bzw. der Einleitung oder Versickerung abgeglichen werden können.

Tabelle 6.3-5: Angenommene Abschwemmraten von 10m² Bezugsfläche

Metall	Mit Faktor 1,4 bewertete Abschwemmraten [g/100 m ² •a]			
	Ø Neigung 0°			
	LS1	LS2	LS3	LS4
Kupfer	14,3	18,2	22,1	28,6
Zink	27,3	40,3	53,3	67,6

Ein Abgleich mit den technischen Regelwerken ATV-DVWK Merkblatt M 153, ATV-Arbeitsblatt A 115, dem Abwasserabgabengesetz (AbwAG) und den Indirekteinleiterverordnungen (IndV0) ist kaum möglich, da sich die Angaben auf konkrete Abwasserbelastungen entweder als Einzelfallbetrachtung oder als Jahreskontinuum beziehen. Zielgruppe dieser Verordnungen sind überwiegend kontinuierliche Einleiter aus gewerblichen Prozessen.

Eine gedankliche Annahme zeigt, dass dieser Abgleich schwierig bzw. nicht möglich ist. Bei einer Regenmenge von 500 - 1000 mm/a (entspr. 500 - 1000 l/m² • a) und unter der Annahme, dass sich die Abschwemmungen aus den verteilten Flächen in der Gesamtregenmenge der Grundfläche verteilt, würden die angenommenen Abschwemmraten der Bezugsfläche zu einer durchschnittlichen Regenwasserbelastung von max. 28,6 bis 57,2 mg/l bei Kupfer und 54,6 bis 135,2 mg/l Zink bei einer angenommenen Regenmenge von 500 l/m² • a führen. Bei 1000 l/m² • a wäre es die Hälfte.

Die Grenzwerte angelehnt an das ATV-DVWK -Arbeitsblatt A 115 wären damit massiv unterschritten.

Ein Abgleich mit dem Abwasserabgabengesetz oder mit der Indirekteinleiterverordnung ist praktisch nicht möglich. Beide Regelungen beziehen sich auf Abwässer gewerblicher kontinuierlicher Prozesse was z. B. daran erkennbar wird, dass die Schwellenangaben zur Jahresfracht des AbwAG massiv unterschritten, die Schwellenangaben zur Konzentration ebenso deutlich überschritten würden. Die zeitbezogenen Schwellenwerte für Dauereinleiter in g/h der IndV0 können aufgrund des ungleichmäßigen Regenverlaufes ebenfalls kaum verglichen werden.

6.3.7 Diskussion der Toleranzgrenze

In der Vorgabe einer Toleranzgrenze von 10 m²/100 m² (Bezugsfläche/Grundfläche **S_L/GF**) sehen wir eine technisch sinnvolle und einfache Regel, die nicht im Wider-

spruch zu den Schutzanforderungen steht. Für das weitere Verfahren wird aufgezeigt, dass der Architekt bei seiner Planung während der Bemessung einen Überblick über den Anteil jedes einzelnen Bauteils an der Bezugsfläche erhält. Er hat damit die Möglichkeit, gezielt an von ihm bestimmten Positionen Austauschmaßnahmen vorzunehmen.

- Allerdings bleibt die Fragestellung offen, ob die vorgeschlagene Toleranzgrenze in Form einer einheitlichen Bezugsfläche den Ansprüchen des Gewässerschutzes entspricht.
- Ebenso kann bei Berücksichtigung der regionalen Luftbeschaffenheit - aufgenommen in Tabelle 6.3-3 als Kategorien LS 1 - LS 4 - eine Staffelung der Toleranzgrenze in Erwägung gezogen werden. Mit einer solchen Regelung ließe sich die tolerierte Abschwemmrate auf einen überregionalen Wert, z. B. auf 20 - 25 g/100 m²•a für Kupfer und 45 - 50 g/100 m²•a nivellieren. Das hätte zwar zur Folge, dass in hoch belasteten Regionen der Eingriff in die Architektenplanung restriktiver, dafür in gering belasteten Regionen aber auch entsprechend toleranter ausfällt. Denkbar wäre eine Staffelung von 16, 12, 8 und 6 m²/100 m² je nach Belastungsstufe.

Gegen diese Überlegung spricht, dass sich der vorgeschlagene Toleranzwert an technischen Erfordernissen orientiert, die regional unabhängig und gleich bleibend bestehen sollen. Dagegen spricht auch, dass die Akzeptanz höherer Schwermetalleinträge in geringer belasteten Gebieten der Intention dieser Studie widersprechen würde.

Der Verzicht auf eine Staffelung der Toleranzgrenzen und damit auf größere Planungsfreiräume in niedrig belasteten Gebieten würde natürlich dazu führen, dass auch kleinteilige Metalleindeckungen in Zink und Kupfer mit wenigen Ausnahmen generell verboten oder an die Verwendung von Schwermetallfiltern gebunden werden. Dabei sind sowohl die wirtschaftlichen und ästhetischen Konsequenzen zu bedenken als auch die Tatsache, dass eine Substitution von Zink oder Kupfer mit hohen Belastungen in anderen Umweltbereichen verbunden sein kann.

6.4 Vorschlag für den Bewertungsablauf

6.4.1 Bewertungs- und Handlungsstufen

Auf Grundlage der in Kapitel 6.1 und 6.2 genannten Ziele wird ein fünfstufiger Handlungs- und Entscheidungsablauf für den Bauherrn bzw. Planer vorgeschlagen. Diesem Handlungsablauf ist eine „kommunale“ Ebene vorangestellt, in der die grundsätzliche Notwendigkeit oder eine regionale Anpassung der Vermeidungsziele überprüft werden kann.

Auf der kommunalen Ebene wird die Toleranzgrenze, der „level of no interest“, der aus bautechnischen Überlegungen notwendig erscheint, regional überprüft und angepasst. Findet keine lokale Anpassung statt, gilt der allgemein vorgeschlagene Wert für die Geringfügigkeitsgrenze.

- (1) In der ersten Stufe, der Vorprüfung hat der Bauherr bzw. Planer zu ermitteln, ob die Regelungen des Leitfadens für sein Bauvorhaben zutreffen.
- (2) Bei der Eingangsprüfung der Gebäudeplanung wird ermittelt, ob die Geringfügigkeitsgrenze überschritten wird. Bei Vorhaben ohne großflächigen Einsatz von Schwermetallblechen können u. U. mit einem kleinteiligen Materialaustausch bereits die vorgegebenen Ziele erreicht werden.
- (3) Einträge können je nach örtlichen Vorgaben und wirtschaftlichen Gesichtspunkten durch eine Behandlung (siehe Kapitel 5.2ff) des Niederschlagswassers z. B. durch Einsatz einer Filteranlage vermieden werden.
- (4) Nicht immer wird der Eintrag von einer historischen Metalleindeckung durch eine Filteranlage zu vermeiden sein. Bei Gebäuden oder Ensemble, die unter Denkmalschutz stehen, müssen die öffentlichen Interessen Umweltschutz und Denkmalschutz abgewogen werden.
- (5) In der fünften Stufe sind die technisch möglichen Alternativen für die geplante Metalleindeckung zu prüfen. Abhängig von der Dachform und deren Nutzung stehen ökologisch sinnvolle Alternativen zur Verfügung. Im konkreten Einzelfall sollte eine Ökobilanz der Dachvarianten erfolgen.

Für alle anstehenden Materialentscheidungen sowohl bei der Substitution von Kleinteilen als auch bei der Auswahl großflächiger Deckungsmaterialien wird dem Bauherrn oder Planer empfohlen, die jeweiligen Materialalternativen einer ökologischen Bewertung zu unterziehen, um die Gefahr einer Verlagerung der negativen Umweltwirkungen zu vermeiden.

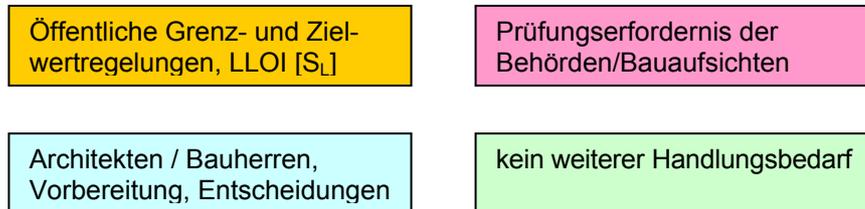
6.4.2 Ablaufdiagramm

Eingeführte Indikatoren: **S - surface** = Bezugsoberfläche. Als Bezugsoberfläche wird eine gedachte horizontale Zink- oder Kupferoberfläche verstanden. Sämtliche am Gebäude vorhandenen Metallflächen werden über entsprechende Neigungs- und Ausrichtungsfaktoren auf eine Bezugsoberfläche umgerechnet. Metallflächenbegrenzungen erfolgen auf der Ebene der Bezugsoberfläche

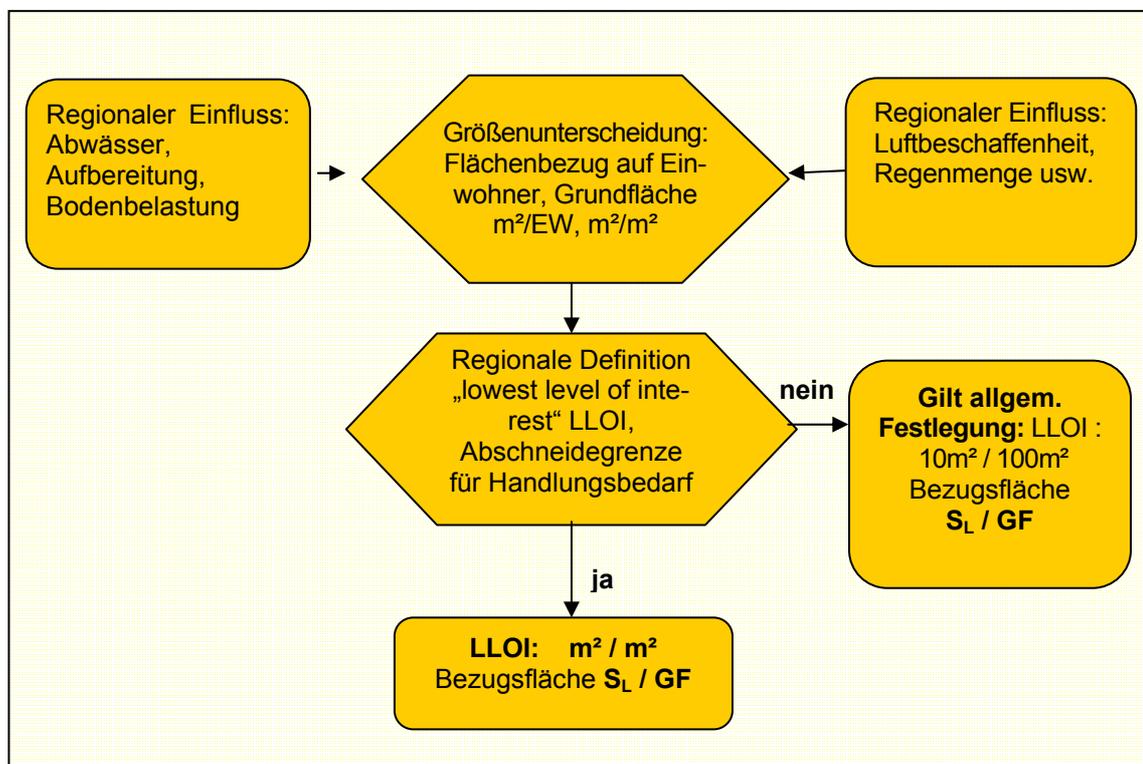
S_L - limited surface = Betrag/m² der begrenzten Bezugs-
oberfläche

S_R - rated surface = Betrag/m² der geplanten Bezugs-
oberfläche

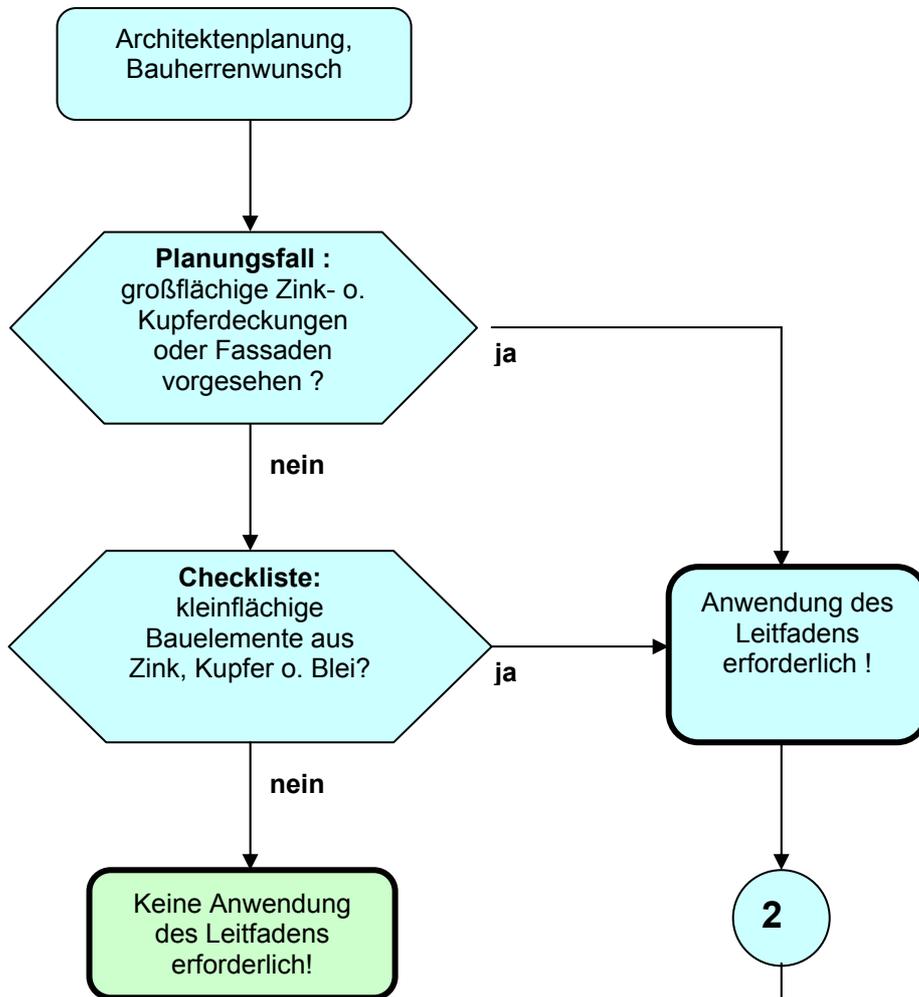
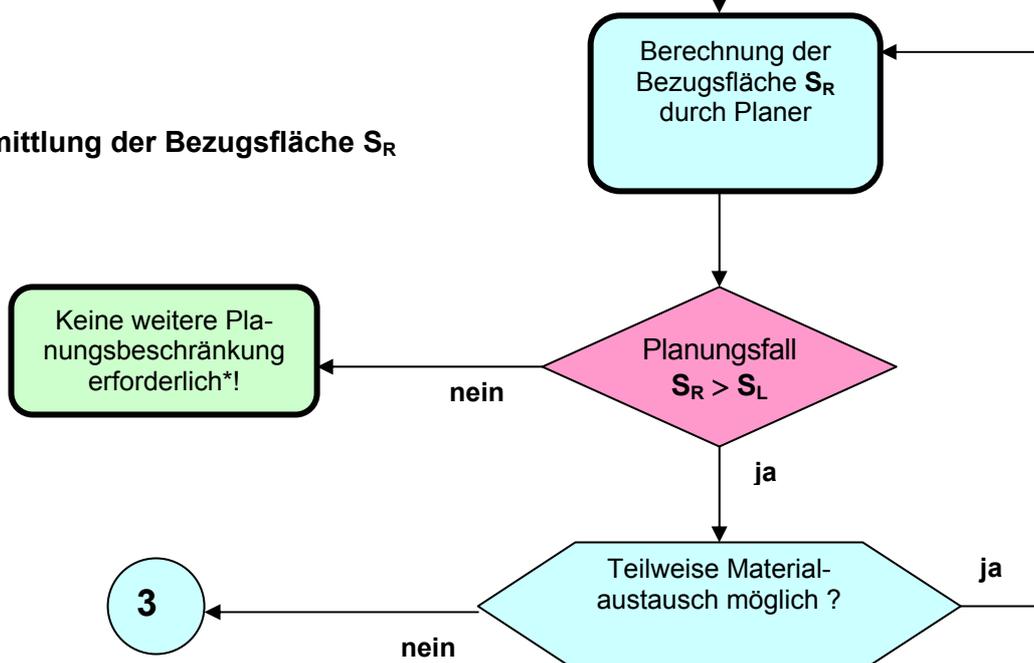
Legende:



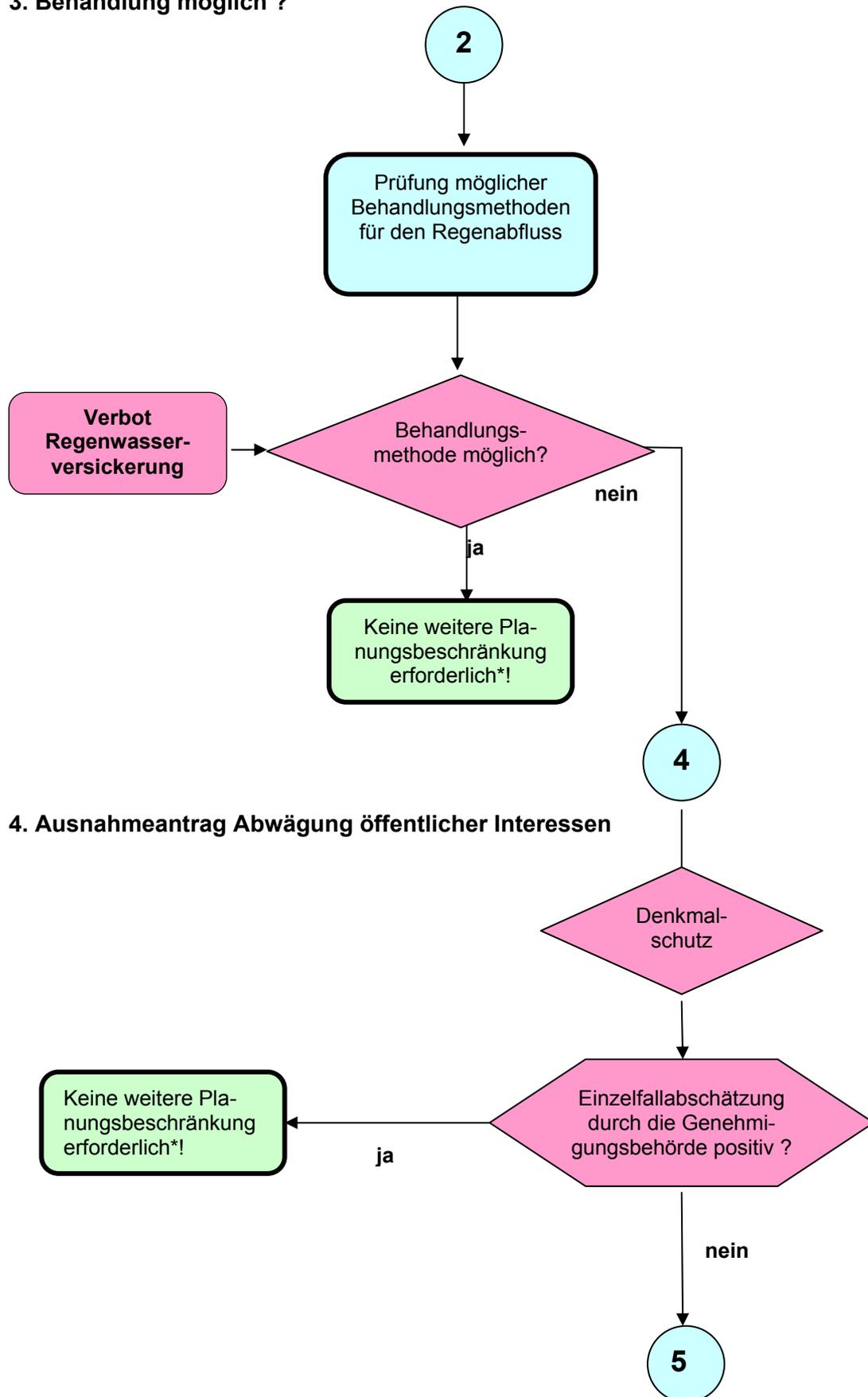
Regionale Überprüfung der Geringfügigkeitsgrenze



1. Vorprüfung

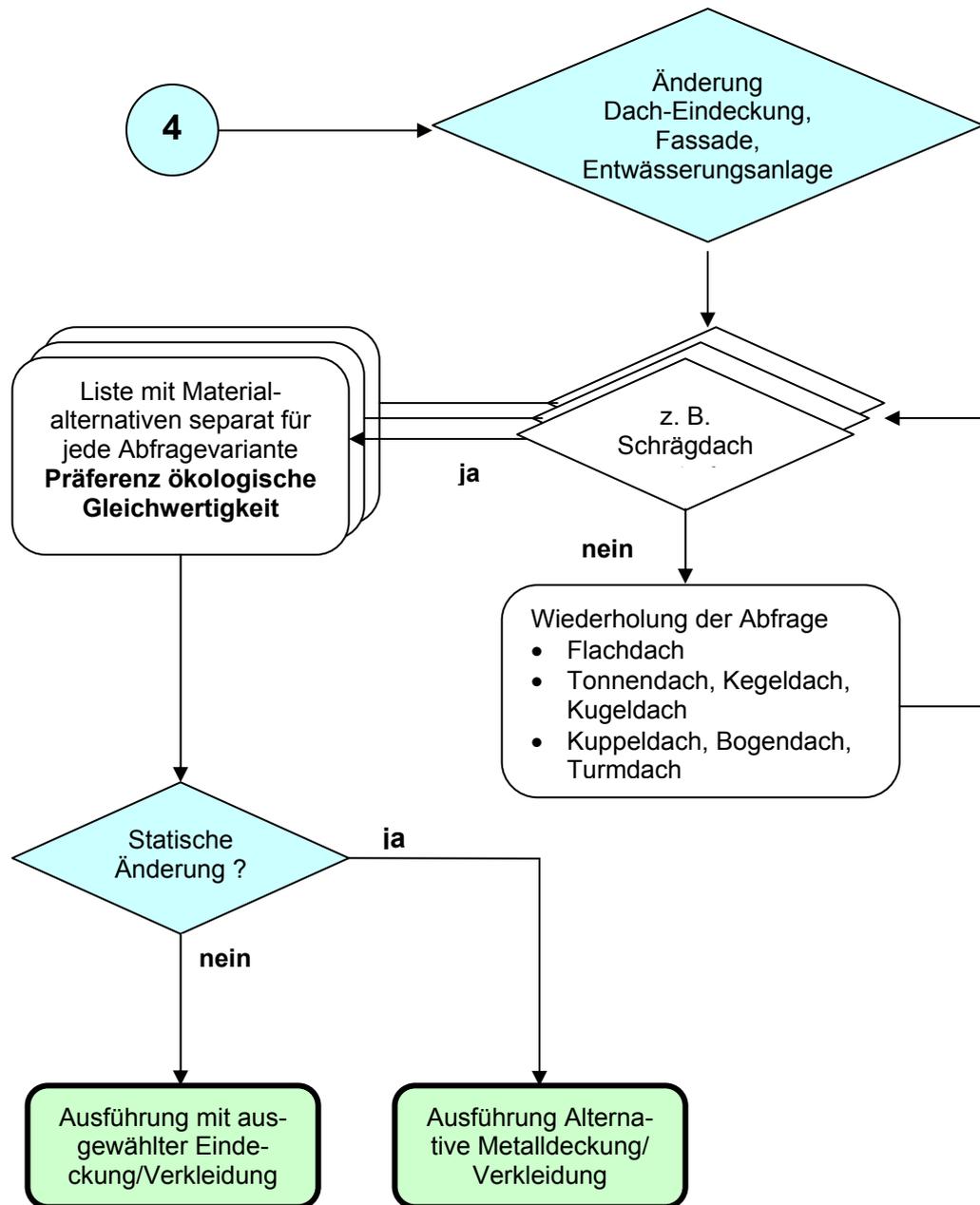
2. Ermittlung der Bezugsfläche S_R 

3. Behandlung möglich ?



4. Ausnahmeantrag Abwägung öffentlicher Interessen

5. Abfrage der Planung auf mögliche Planungsänderungen



- * Nach ATV-DVWK A 138 ist bei unbeschichteten Eindeckungen aus Kupfer, Zink oder Blei die unterirdische Versickerung von Niederschlagsabflüssen grundsätzlich nicht zulässig. Bei Gebäuden mit üblichen Anteilen aus unbeschichteten Metallen ist eine unterirdische Versickerung möglich, es ist aber zu prüfen, ob nach ATV-DVWK M 153 eine Vorbehandlungsmaßnahme erforderlich ist.

6.5 Bemessung und Bewertung der Bauteilgruppen

6.5.1 Gestalterisch begründete großflächige Dach- und Fassadenbleche

Kupfer, verzinntes Kupfer und Zinkblech als Material für die Außenhülle wird in der Regel aus gestalterischen Gründen gewählt. Neben den rein ästhetischen Gründen können die Anlehnung an traditionelle Vorbilder oder die Vorgaben von Gestaltungs-satzungen zu der Entscheidung für eine Metalleindeckung führen. Einer Entscheidung für Kupfer und Zink können sowohl die materialspezifischen Farben und Oberflächenbeschaffenheiten als auch die materialtypischen Verarbeitungsformen mit Bahneneinteilung und Stehfalz zu Grunde liegen. Mit den bei diesen Materialien üblichen, handwerklichen Verlegmethoden können komplizierte Formen und Anschlusssituationen deutlich besser ausgeführt werden.

6.5.1.1 Beschreibung von Dacheindeckungen

Wie in Kapitel 6.2.2 gezeigt, lassen sich Kupfer- und Zinkbleche über weite Teile der Dachformen und Dachneigungen einsetzen. Ausschließlich Flachdächer können nicht mit Metallblechen eingedeckt werden. Bei Metallscharen (aufgekantete Blechflächen) kann bei sehr geringer Neigung das Wasser durch die Falzverbindungen dringen. So müssen im gefällelosen Bereich z. B. eines Tonnendaches die Falze mit Dichtbändern zusätzlich abgedichtet werden. Es gibt aber kaum eine andere Eindeckungsart, die in derart vielfältiger Weise eingesetzt werden kann. Mit zunehmender Neigung können Fugen in der Wasser führenden Dacheindeckung immer stärker toleriert werden. Hier ist die Abflussgeschwindigkeit des Regenwassers in der Regel höher als der mögliche Rückstau durch Wind und es kann zu keinem Rückstau durch Vereisung kommen.

Eine Eindeckung mit schuppenförmigen Materialien wie Ziegeln, Dachsteinen, Schiefer, oder Schindeln hat zahllose Verbindungsfugen, die auch bei mehrfach gewinkelten Falzverbindungen stauende Nässe durchlässt. Damit ist deren Einsatz auf eine jeweils falzabhängige Mindestneigung beschränkt. Die geringste, materialspezifisch mögliche Neigung wird als Regeldachneigung bezeichnet. Nur wenn die Wasser führende Funktion durch eine zweite, darunter liegende Schicht übernommen wird, können diese Materialien auch auf schwach geneigten Dächern oder in einem flach verlaufenden Teil eines Daches eingesetzt werden. In diesem Fall hat das Eindeckmaterial allerdings eine mehr "dekorative" Funktion.

Damit wird deutlich, dass die Substitutionsmöglichkeiten für Zink- und Kupferdächer stark von der Art und Neigung des jeweiligen Daches abhängig sind. Ein Teil der harten Dacheindeckungen erfordert auf Grund der höheren Flächengewichte (vergleiche

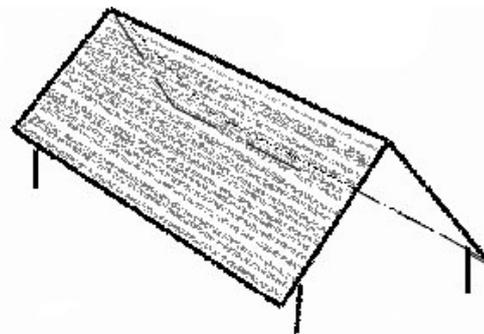
Abbildung 6.2-2) tragfähigere Unterkonstruktionen und kann deshalb kaum als ökonomisch vertretbare Alternativen angesehen werden. Die Abhängigkeit der Dacheindeckung von der Art der Unterkonstruktion wird hier nicht gesondert untersucht, sondern bei der Beschreibung der jeweiligen Substitutionsmöglichkeiten mit berücksichtigt.

Bei einem Vergleich der Dachformen wird auch deutlich, dass es bei einer Reihe von Anwendungen nur wenige Alternativen zu Zink- bzw. Kupferblech gibt. Vor allem bei in zwei Ebenen gewölbten Dachflächen, wie Kuppeln oder Paraboloiden könnte aus verarbeitungstechnischen Gründen nur mit Aluminiumblech substituiert werden.

6.5.1.1 Eindeckung in Abhängigkeit der Dachformen

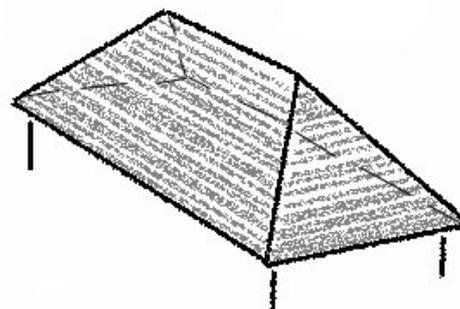
Die klassische Dachform, das Satteldach, das konstruktiv als Sparren- oder Pfettendach ausgebildet ist, wird heute in der Regel ausgebaut und erhält Gauben oder bzw. und Dachflächenfenster. Die Dachunterkonstruktion benötigt nicht notwendigerweise eine Schalung, bei einem Dachausbau ist sie aber die Regel. Abhängig von der Dachneigung (siehe Abb: 6.2-1) können fast sämtliche Dachmaterialien eingesetzt werden. Bei einer Substitution von Metalleindeckungen gibt es für diese Dachform keine technische Einschränkungen.

Satteldach



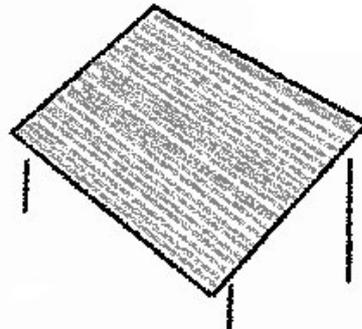
Das Walmdach und dessen Unterformen wie Krüppelwalm unterscheiden sich konstruktiv nicht prinzipiell vom Satteldach. Dacheindeckung in der Regel aus Ziegeln oder Dachsteinen, kaum Platten, Bahnen oder Bleche, die traditionelle Form des Walmdaches wird selten in Metall eindeckt. Die Deckung der zusätzlichen Dachgrate erfolgt meist mit dem Material der Hauptdeckung.

Walmdach



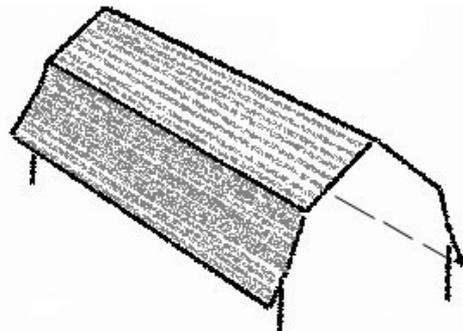
Das Pultdach unterscheidet sich konstruktiv ebenfalls kaum vom Sattel- bzw. Walmdach. Üblich ist eine Schalung unter der wasserführenden Schicht. Ein Pultdach hat häufiger eine flache Neigung und findet öfter zusammen mit anderen Dachformen (Dachlandschaft) Verwendung. Da diese Dachform über eine Front belichtet werden kann, ist ein Dachausbau die Regel.

Pultdach oder Sheddach



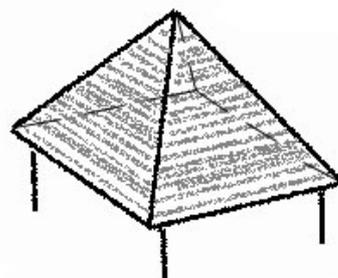
Das "Mansarddach" ist eine eigenständige Dachform, die nach dem frz. Architekten J. H. Mansart (1648 - 1708) benannt wurde. Sie dient in Verbindung mit gaubenartigen Fenstern der besseren Nutzung des Dachraumes. Der Steildachanteil ist technisch mit Fassadenkonstruktionen vergleichbar. Bei einer Substitution von Metalleindeckungen gibt es für diese Dachform keine technischen Einschränkungen. Der Mansart-Knick im Dach erfordert fast immer ein Metallblech, das jedoch nicht bewittert ist.

Mansarddach



Das Zeltdach, in der Regel auf quadratischen Grundrissen, hat häufig eine sehr steile Dachneigung (Turmdächer) mit hohem Anteil von Graten. Die Dacheindeckung kann prinzipiell sowohl mit kleinteiligen Steinen, Schindeln, Schiefer als auch mit Metall erfolgen. Bei gut sichtbaren steilen Zeltdächern hat eine Zink- oder Kupferdeckung ein hohes ästhetisches Gewicht und kann nur eingeschränkt substituiert werden.

Zelt- (Turm) dach



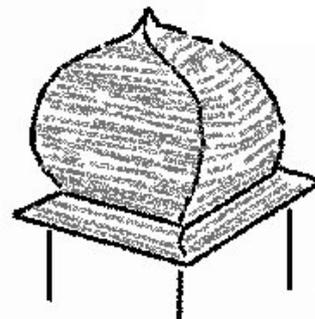
Die einfach gekrümmten Dachfläche wie z. B. Tonnendach, Bogenflächen oder gebogenes Pultdach werden häufiger mit Metallblech ausgeführt. Die Wahl der Dacheindeckung ist abhängig vom Krümmungsradius, der Neigung und der Konstruktion. Für diese Dachform gibt es deutliche Einschränkungen bei der Substitution von Metalleindeckungen. Ein Einsatz von Bitumen- oder Kunststoffbahnen wäre neben dem völlig anderen Erscheinungsbild auch mit einer deutlichen Erhöhung der Instandhaltungs- und Erneuerungsarbeiten verbunden. Eine schuppenförmige Eindeckung mit z. B. Schiefer ist aufgrund der horizontalen Bereiche nicht möglich.

Bogen- (Tonnen) dach



Noch deutlicher sind die Einschränkungen bei mehrfach gekrümmten Dachflächen wie Schalen, Kuppeln oder Paraboloiden. Neben einer kleinschuppigen Schieferdeckung kommen hier fast nur entsprechend bearbeitbare Metallbleche zum Einsatz. Der Austausch von Zink oder Kupfer kann zu erheblichen Mehrkosten führen. Da Zierdächer automatisch eine hohe ästhetische Bedeutung haben, ist z. B. der Austausch von Kupfer nicht möglich.

Zierformen



Die Verarbeitung von Zink oder Kupfer als Bedachungsmaterial ist durch manuelle bzw. maschinengestützte Anpassungsarbeiten auf der Baustelle geprägt. Beide Materialien werden in Form vorgefalteter Blechbänder in standardisierten Breiten (Scharbreite) auf der Baustelle geliefert. Die Bänder werden anschließend in unterschiedlicher Art und Weise miteinander verfalzt und angepasst. Bei dieser Technik ist die geometrische Form und Struktur des Daches von geringerer Bedeutung, da sich nahezu jede beliebige Anpassung durchführen lässt. Beide Produkte bedürfen einer vollflächigen Auflage - in der Regel eine Holzschalung oder Leichtbeton.

Aluminium wird in der Regel als industriell vorgefertigte Well-, Trapez-, Kassetten- und Stehfalzprofile eingesetzt. Die Profile werden auf dem Dach nur montiert, die Anpassung begrenzt sich auf das Ablängen und bei Stehfalzprofilen auf das Zusammenklemmen der Profile. Die Vorteile liegen in einer schnellen und kostensparenden Verarbeitung, die jedoch mit zunehmend zergliederter Struktur der Dächer verschwindet. Wechselnde Neigungen, schräge oder zahlreiche Winkel, kleine aneinandergesetzte Flächen führen zu notwendigen Anpassungen und einem Verlust des Zeitvorteils.

Kassettenprofile aus Stahl, verzinkt und beschichtet, und Edelstahl können auf der Baustelle nur sehr gering angepasst werden. Bei Stahl müssen die bearbeiteten Kanten einen nachträglichen Korrosionsschutz erhalten. Ein wirtschaftlicher Einsatz von Stahlblechen ist nur bei einfachen und rechteckigen Dachformen möglich.

6.5.1.2 Bemessung der Dacheindeckungen

Bei der Bemessung der Dachflächen wird entsprechend den Ausführungen in Kapitel 6.3.3 nach flach geneigt mit bis zu 20 ° und geneigt zwischen 20° und 70° unterschieden. Alle nicht gewölbten Flächen über 70° werden zu den vertikalen "Fassaden"-flächen gerechnet.

Kat. 1 = 0 - 20 ° (entspricht der Neigungsgruppe I bis III nach DIN 18531)

Kat. 2 = 21 - 70 ° (entspricht der Neigungsgruppe IV nach DIN 18531)

Kat. 3 = 71 - 90 °

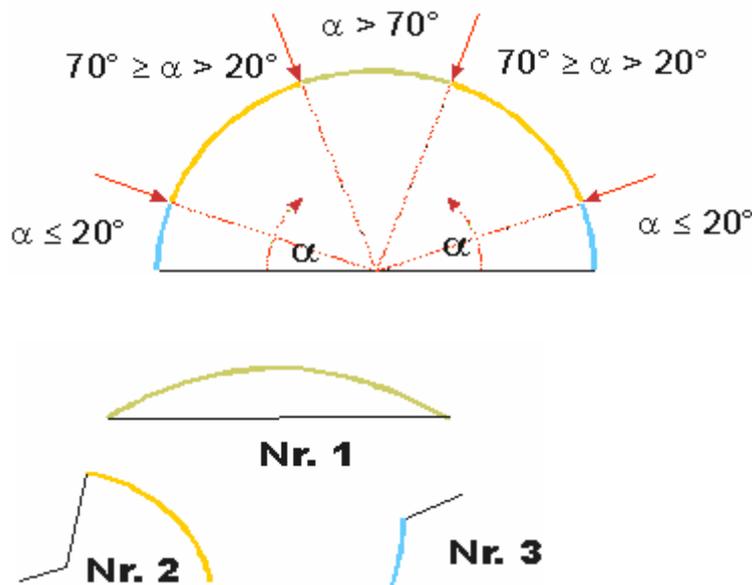
Bei gewölbten Flächen wie Tonnendächern, Kalotten oder Kuppeln können ohne sichtbare Übergänge alle drei Neigungsbereiche in einer Fläche vorhanden sein. Generell gilt auch hier die Trennung nach den drei Bereichen, aber vereinfachend sollten krummflächige Dächer die überwiegend einem Neigungsbereich zuordenbar sind, auch entsprechend gewertet werden.

Eine Dachfläche in Kalottenform wie in Beispiel Nr.1 mit einer Neigung zwischen 25° und 0°, kann pauschal unter der Gruppe schwach geneigt (Neigung bis 20°) eingeordnet werden. Eine Teiltonnenform, wie in Beispiel Nr. 2 abgebildet, kann in die Gruppe geneigte Flächen und ein krummflächiger Mansardendachbereich, wie in Beispiel 3, kann pauschal als Fassade eingeordnet werden.

Auf Grund der in Kapitel 6.3.3 beschriebenen Abhängigkeit der Abschwemmrate von der Neigung, werden die gering geneigten Flächen 0 - 20° mit dem Faktor 1 und die geneigten Flächen 21 - 70° mit dem Faktor 0,7 gewichtet. Da bei geneigten Flächen, wie

in Kapitel 6.3.4 gezeigt, die Abschwemmrate nur sehr gering von der Ausrichtung abhängig ist, erhalten diese Flächen beide einen Ausrichtungsfaktor von 1.

Abbildung 6.5-1: Unterteilung bei krummflächigen, gewölbten Flächen



6.5.1.3 Ökologische Bewertung großflächiger Dacheindeckungen

Der ökologische Vergleich erfolgt für die bei Zink- und Kupferdächern übliche Stehfalzdeckung, die auch mit Aluminiumblech, verzinntem Kupferblech und Edelstahl ausgeführt werden kann. Metalleindeckungen aus beschichtetem Aluminium und Stahlblech werden in diesem Vergleich nicht berücksichtigt, da diese Materialien weder farblich bzw. gestalterisch noch im technischen Aufwand vergleichbar sind. Genauere Angaben zu den untersuchten Blechen ist der folgenden Tabelle 6.5-1 und dem Anhang 2 zu den LCA-Daten zu entnehmen. Kupfer und Reinzink wird heute in der Regel vorpatiniert eingebaut, um Farbunterschiede auszugleichen. Edelstahlblech wird gebeizt und entweder poliert oder geschliffen, Aluminium wird entweder eloxiert oder grundiert und farbig beschichtet.

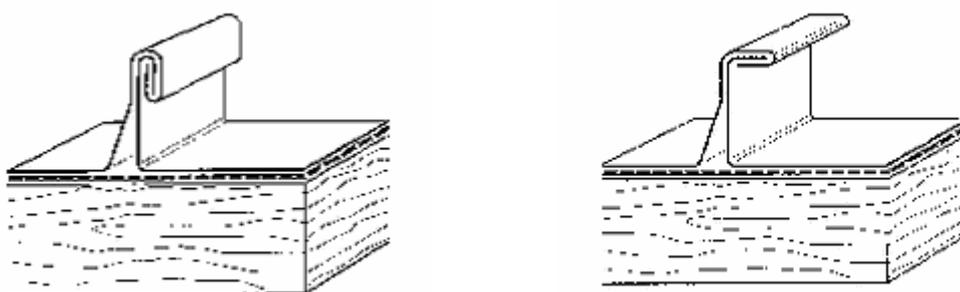
Tabelle 6.5-1: Materialkennwerte für Dacheindeckung

Material	Bezeichnung, Legierungsbestandteile	Dicke [mm]	Gewicht [kg/m ²]
Titanzinkblech	Reinzink, Kupfer + Titan < 1 %	0,7	5,0
Kupferblech	SF-CU: 99,9 % Cu; Restgehalt Phosphor	0,6	5,35
Verzintes Kupfer	SF-CU + 6 µm Verzinnung	0,6	5,34
Aluminiumblech	z. B. EN AW-3005 [AlMn1Mg0,5] ¹⁾	0,7	1,98
Edelstahlblech	Werkstoffnummer 1.4301; Chrom 18 % Nickel 10 %	0,5	3,93

¹⁾ Den Bilanzdaten liegt die gering abweichende Legierung EN AW-6082 zu Grunde

Bei der Stehfalzdeckung werden Blechbänder, die so genannten Scharen durch die in den nachfolgenden Abbildungen dargestellten Falztechniken untereinander und mit so genannten Haften mit dem Untergrund verbunden. Bei Dachneigungen < 25° kann nur ein Doppelstehfalz (siehe Abbildung 6.5-2), bei Dachneigungen über 25° auch ein Winkelstehfalz ausgeführt werden. Beim Doppelstehfalz entsteht die fertige Falzhöhe von mindestens 25 mm aus den seitlichen Aufkantungen der Bleche, die in mehreren Arbeitsschritten zum Doppelstehfalz verbunden werden. In die Aufkantung werden die auf der Schalung befestigten Haften eingefalzt und sichern damit die formschlüssige Befestigung auf der Schalung.

Abbildung 6.5-2: Doppelstehfalz bzw. Winkelstehfalz zur Verbindung der Scharen



Die Grundlage des Vergleichs, das funktionale Äquivalent, ist ein Quadratmeter Dacheindeckung ohne Unterkonstruktion, die bei allen Metalleindeckungen weitgehend identisch vorgeschrieben ist. Für die Stehfalztechnik sind bei allen Materialien vergleichbare Zugaben für Verschnitt und Falze notwendig.

Bei Vorfertigung und Montage können Zink- und Kupferbleche als vergleichsweise tolerant gegenüber Verarbeitungsfehlern bezeichnet werden. Das Material kann bei kleineren Abweichungen noch vor Ort rasch geändert werden. Bedingt gilt dies auch für ver-

zinttes Kupfer und unbeschichtetes Aluminium. Bei Edelstahl sind Anpassungen auf der Baustelle mit deutlich höheren Aufwendungen verbunden.

Die Pflege und Wartung aller Varianten ist mit vergleichbaren Aufwendungen verbunden. Bei der Instandhaltung könnte die zunächst fehlende Patina bei neuen Kupfer- oder Zinkblechen zu optischen Problemen führen.

Für die betrachteten Abdeckungen kann die Lebensdauer von Kupfer- und Zinkblech auch unter Berücksichtigung des Abtrages in etwa mit dem von Edelstahlblech gleichgesetzt werden. Bei flach geneigten Dachflächen können z. B. Lochfraß auf Grund stehenden Wassers zu einer Reduktion der Lebensdauer führen. Bei Edelstahl sind diese Risiken allerdings geringer anzusetzen, als bei den übrigen Varianten.

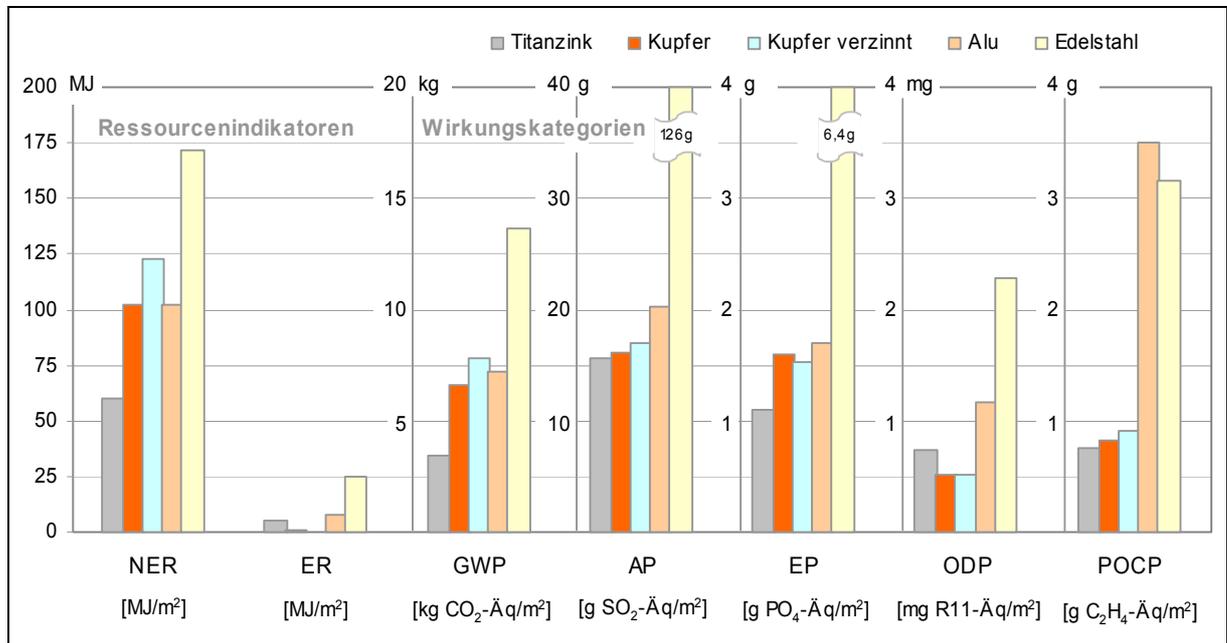
Die Demontierbarkeit und Rückführung in den Werkstoffkreislauf ist bei allen Varianten gegeben. Kupfer Zinkblech, Edelstahl und Aluminium kann ohne größere Verluste werkstofflich recycelt werden.

Die Datengrundlage für die Herstellung der Materialalternativen und die Risikoabschätzung der nicht quantitativ eingehenden Umweltwirkungen sind in Kapitel 6.2.3 ausgeführt.

Die Gewinnung, Herstellung und Recycling der untersuchten Materialvarianten ist nach Abbildung 6.5-3 mit unterschiedlich hohen regionalen und globalen Umweltwirkungen verbunden. In der Darstellung wird für jeden einzelnen Parameter der ökologischen Auswertung (z. B. Nicht-erneuerbare Ressourcen NER oder Treibhauspotential GWP) die entsprechende Einheit und Skala angezeigt, d.h. dass die zusammen dargestellten Größen innerhalb der Grafik nicht direkt miteinander vergleichbar sind. Verdeutlicht wird, wie sich die Varianten innerhalb der Kategorie relativ zueinander verhalten.

Im nachfolgend dargestellten Vergleich sind die Umweltwirkungen der Variante Edelstahl in fast allen Parametern deutlich höher als die der anderen Materialien. Bei dem Wirkungsindikator Treibhauspotential liegt der Unterschied bei fast 50% und bei Versauerung und Eutrophierung bei deutlich mehr als 100%. Auf die Ergebnisse wird im Folgenden näher eingegangen.

Abbildung 6.5-3: Ausgewählte Umweltwirkungen von Dacheindeckungen (Herstellung und Recycling)



6.5.1.4 Substitutionsmöglichkeiten bei Dacheindeckungen

6.5.1.4.1 Substitution von Zink

Der Einsatz von Zinkblech führt im bundesdeutschen Durchschnitt zu 3,0 g Zinkabtrag pro Quadratmeter und Jahr. Die Substitution von Zinkblech zur Vermeidung von Gewässereinträgen wäre in den meisten Materialalternativen mit einer Reihe zusätzlicher Umweltbelastungen verbunden. Vor allem mit einer Substitution von Zink durch Edelstahl würde eine ganze Reihe von Mehrbelastungen in Kauf genommen.

Eine Substitution mit Edelstahl würde pro Quadratmeter u. a. zu einer zusätzlichen Emission von ca. 10 kg treibhausfördernde Gase, einem erhöhten Eintrag von 110 g SO₂-Äqv (Versauerung von Boden und Gewässer) und einem erhöhten Energieverbrauch von ca. 130 MJ führen. Dieser Mehrenergieaufwand von umgerechnet 36 kWh entspricht z. B. bei einem Einfamilienhaus mit 100 m² Dachfläche und 150 m² Nutzfläche ca. 24 kWh / m² Nutzfläche, bezogen auf 20 Jahre 1,2 kWh / m² a. Bei einem Einfamilienhaus nach Passivhausstandard entspricht das in etwa 8 % des zulässigen Heizenergiebedarfes.

Bei einer Substitution mit Aluminium lägen die zusätzlichen Emissionen treibhausfördernder Gase bei etwa 4 kg, der Eintrag von SO₂-Äqv würde sich um 5 g erhöhen, der nicht erneuerbare Primärenergieverbrauch läge um 42 MJ höher wie bei der Zinkvari-

ante. Im Vergleich mit dem zulässigen Heizenergiebedarf bei einem Einfamilienhaus nach Passivhausstandard entspricht das in etwa 3%. Damit ist die Substitution mit Aluminium mit deutlich geringeren Mehrbelastungen verbunden als bei Edelstahl. In einer Abwägung zwischen den Varianten Zink und Aluminium ist die Bedeutung der Gewässereinträge in der Nutzung zu berücksichtigen. Bei einer hohen Belastungssituation der Gewässer können die erhöhten Umweltwirkungen bei der Herstellung als nachrangig geltend gemacht werden. Eine Substitution mit Aluminiumblech sollte dennoch auf Basis einer Abwägung erfolgen.

Die Substitution von Zink mit einem (wesentlich teureren) verzinnnten Kupferblech wäre mit ähnlichen Umweltbelastungen (Herstellung und Recycling) verbunden wie mit einem Aluminium. Damit ist das verzinnnte Kupfer bzgl. der Umweltbelastungen als gleichwertige Substitutionsmöglichkeit zu werten.

6.5.1.4.2 Substitution von Kupferblech

Die Herstellung von Kupfer ist im Mittel mit höheren Umweltwirkungen als die Zinkherstellung verbunden. Die typische Erscheinungsform von Kupfer lässt sich mit keinem anderen Material erreichen. Bei einer Substitution müssten Änderungen in der ästhetischen Erscheinung in Kauf genommen werden. Bei einer Substitution mit Edelstahl würden sich bei allen Indikatoren eine Verschlechterung ergeben.

Eine durchschnittliche Abtragsrate von 1,1 g/a m² Kupfer-Ionen stünde einer herstellungsseitigen Mehrbelastung der Umwelt von u. a. einer zusätzlichen Emission von 7 kg treibhausfördernde Gase, einem erhöhten Eintrag von 110 g SO₂-Äqv (Versauerung von Boden und Gewässer) und einer Verdreifachung des Eutrophierungspotentials gegenüber. Der Energieverbrauch würde sich um ca. 93 MJ erhöhen. Auf eine Substitution mit Edelstahl sollte deshalb zu Gunsten der nachfolgenden Alternativen verzichtet werden oder sie sollte nur nach einer umfassenden Abwägung erfolgen.

Bei einer Substitution durch Aluminium oder verzinnntem Kupferblech liegen dagegen keine wesentlich höheren Umweltwirkungen vor (Herstellung + Recycling). Die Reduktion der Einträge in der Nutzung würde nicht durch wesentlich höhere Belastungen bei Herstellung und Recycling erkaufte. Diese Bleche sind allerdings farblich nicht vergleichbar.

6.5.1.5 Beschreibung von Fassadenblechen

Der Einsatz von Kupfer- und Zinkblechen im Bereich der Gebäudefassade erfolgt fast ausschließlich aus gestalterischen Gründen. Dabei können sowohl Farbe und Struktur als auch Profilierungsmöglichkeiten der Metallplatten oder -bänder für die Wahl ent-

scheidend sein. Diese typischen Kennzeichen können insgesamt durch keine der Alternativen erreicht werden. Sichtbar profilierte Bänder, Kassetten oder Trapezbleche können zwar auch in Edelstahl, Stahl und Aluminium technisch vergleichbar ausgeführt werden, sind aber doch in Oberflächen und deren Verhalten über die Zeit (Patina) deutlich abweichend.

Insgesamt wird eine Vielzahl von Materialien für die Verkleidung vorgehängter Fassaden angeboten. Neben Metallen kommen Keramik, Glas, diverse Kunststoffe, vergütete mineralische Platten, Holz und Holzwerkstoffe zum Einsatz. Da jede Materialart und -variante mit unterschiedlichen konstruktiven und funktionalen Voraussetzungen verknüpft ist, können sie im Rahmen dieser Arbeit nur sehr eingeschränkt untersucht werden.

6.5.1.6 Ökologische Gewichtung der Fassadenflächen

Zink und Kupfer werden in der Fassade als Falz- oder Leistendeckung eingesetzt, deshalb erfolgt der ökologische Vergleich zunächst mit Aluminiumblech, verzinnem Kupferblech und Edelstahl, mit denen optisch vergleichbare Bekleidungen möglich sind. Darüber hinaus werden im Fassadenbereich auch Blechverkleidungen aus beschichtetem Aluminium und Stahlblech mit in den Vergleich aufgenommen, da diese mit ähnlichen Unterkonstruktionen und technischem Aufwand ausgeführt werden können, auch wenn sie farblich bzw. gestalterisch nicht direkt vergleichbar sind. Genauere Angaben zu den untersuchten Blechen sind der Tabelle 6.5-2 und dem Anhang zu LCA-Daten zu entnehmen. Kupfer und Reinzink wird heute in der Regel vorpatiniert eingebaut, um Farbunterschiede auszugleichen. Edelstahlblech wird gebeizt und entweder poliert oder geschliffen, Aluminium wird entweder anodisiert (eloxiert), desiniert oder grundiert und farbig beschichtet, Stahlblech wird bandverzinkt und dann farbig beschichtet.

Die Falzdeckung wurde im Kapitel bereits vorgestellt. Im Bereich der Fassaden liegen einerseits geringere Anforderungen an die Abdichtung vor, andererseits ist häufig eine Betonung der Vertikalen erwünscht. Vertikale Verbindungen können deshalb als Einfachfalz (siehe Abbildung 6.5-4) ausgeführt werden. Eine Betonung der Vertikalen ist mit dem Winkelstehfalz (siehe Abbildung 6.5-2) oder mit einer Leistendeckung (siehe ebenfalls Abbildung 6.5-4) zu erreichen.

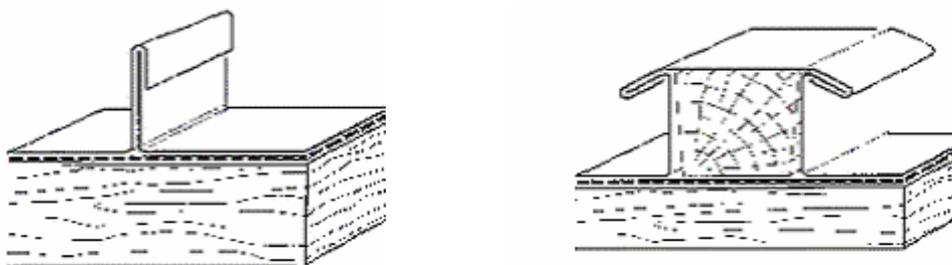
Die Befestigung erfolgt auch an der Fassade mit sogenannten Haften, kurzen Blechstreifen, die mit eingefalzt werden und auf dem Untergrund befestigt sind.

Tabelle 6.5-2: Materialkennwerte für Fassaden

Material	Bezeichnung, Legierungsbestandteile	Dicke [mm]	Gewicht [kg/m ²]
Titanzinkblech	Reinzink, Kupfer + Titan < 1 %	0,7	5,0
Kupferblech	SF-CU: 99,9 % Cu; Restgehalt Phosphor	0,6	5,35
Verzinntes Kupfer	SF-CU + 6 µm Verzinnung	0,6	5,34
Aluminiumblech	z. B. EN AW-3005 [AlMn1Mg0,5] ¹⁾	0,7	1,98
Edelstahlblech	Werkstoffnummer 1.4301; Chrom 18 % Nickel 10 %	0,5	3,93
Verz. Stahlblech, beschichtet	Stahl Blech 1,5 mm (Bandverzinkt 2-seitig) , Pulverlack Industrie; außen; weiß	0,6	4,85
Aluminiumblech, beschichtet	z. B. EN AW-3005 [AlMn1Mg0,5] ¹⁾ Pulverlack Industrie; außen; weiß	0,7	2,03

¹⁾ Den Bilanzdaten liegt die gering abweichende Legierung EN AW-6082 zu Grunde

Abbildung 6.5-4: Einfacher Stehfalz bzw. Leistendeckung



Sowohl für die Falztechniken als auch für eine Leistendeckung sind bei allen Materialien vergleichbare Zugaben für Verschnitt und Falze notwendig. Als Grundlage des Vergleichs, dem funktionalen Äquivalent, kann deshalb ein Quadratmeter Fassadenblech ohne Unterkonstruktion eingesetzt werden. Die Bedingungen bei der Vorfertigung, Montage, Nutzung bis zur Demontage sind in Kapitel 6.5.1.1 bereits beschrieben.

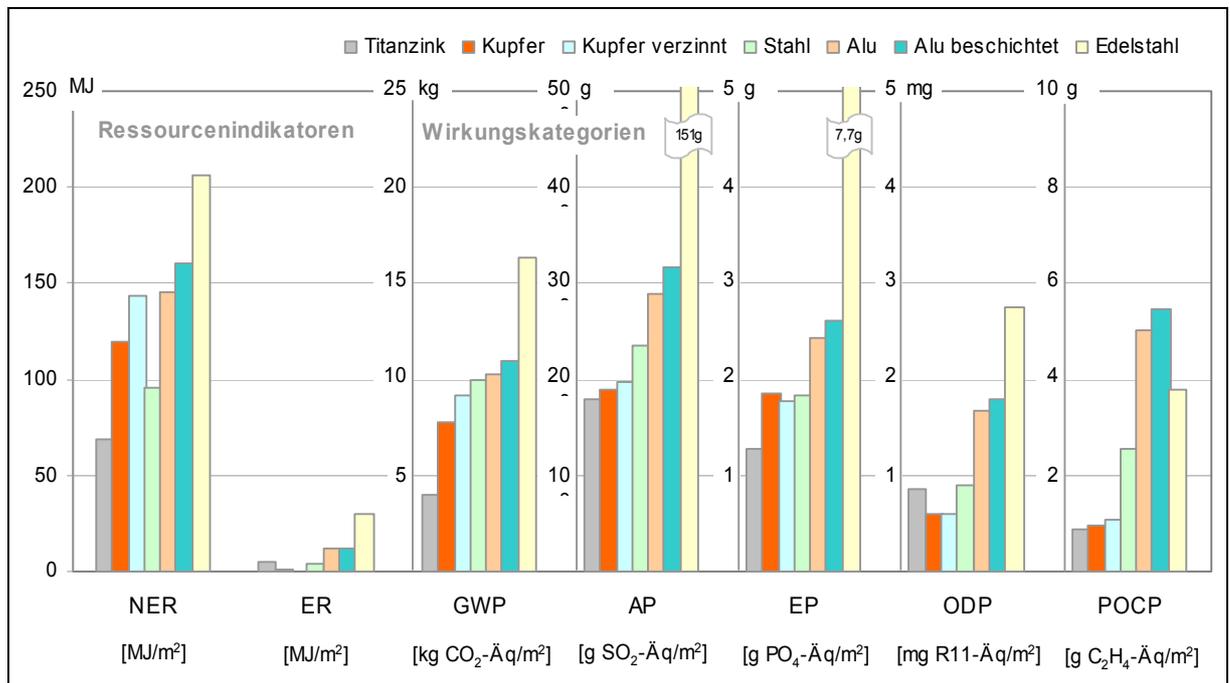
Die Lebensdauer von Edelstahl und beschichtetem Aluminium kann für die betrachteten Fassaden auch unter Berücksichtigung des Abtrages in etwa mit dem von Kupfer- und Zinkblech gleichgesetzt werden. Bei der Variante Stahlblech ist die Lebensdauer relativ stark von der handwerklichen Ausführung abhängig und es bestehen damit Risiken für die Lebensdauer.

Die Datengrundlage für die Herstellung der Materialalternativen und die Risikoabschätzung der nicht quantitativ eingehenden Umweltwirkungen sind in Kapitel 6.2.3 ausgeführt.

Die Gewinnung, Herstellung und Recycling der untersuchten Materialvarianten ist nach Abbildung 6.5-5 mit zum Teil deutlich unterscheidbaren regionalen und globalen Umweltwirkungen verbunden. Der Anteil der Variante Edelstahl liegt in fast allen Parametern deutlich höher als die anderen. Bei dem Wirkungsindikator Treibhauspotential liegt der Unterschied bei mindestens 50% und bei Versauerung und Eutrophierung bei bis zum Zehnfachen. Diese vergleichsweise hohen Umweltbelastungen bei Einsatz von Edelstahlblechen wird auch durch die in der Anlage ausgeführten Sachbilanzdaten zu Einzelstoffen nicht relativiert.

Die beschichtete Variante des Aluminiumbleches unterscheidet sich nur geringfügig von der unbeschichteten Variante und wird in den nachfolgenden Betrachtungen deshalb nicht gesondert aufgeführt.

Abbildung 6.5-5: Ausgewählte Umweltwirkungen von Fassadenblechen (Herstellung und Recycling)



6.5.1.7 Substitutionsmöglichkeiten bei Fassadenblechen

6.5.1.7.1 Substitution von Zink

Der Einsatz von Zinkblech führt im bundesdeutschen Durchschnitt zu 3,0 g Zinkabtrag pro Quadratmeter und Jahr. Mit einer Substitution des Zinkblechs zur Vermeidung von Schwermetalleinträgen in Gewässer und Böden wäre in den meisten Materialalternativen eine Reihe zusätzlicher Umweltwirkungen verbunden. Vor allem durch eine Substitution von Zink mit Edelstahlblech würde eine ganze Reihe von Mehrbelastungen in Kauf genommen.

Eine Substitution mit Edelstahl würde pro Quadratmeter u. a. zu einer zusätzlichen Emission von ca. 12 kg treibhausfördernde Gase, einem erhöhten Eintrag von 130 g SO₂-Äqv (Versauerung von Boden und Gewässer), einer Verfünffachung des Eutrophierungspotentials und einem erhöhten nicht erneuerbaren Energieverbrauch von knapp 140 MJ führen.

Dieser Mehrenergieaufwand von umgerechnet 40 kWh entspricht z. B. bei einem Einfamilienhaus mit 100 m² Dachfläche und 150 m² Nutzfläche ca. 30 kWh / m² Nutzfläche, bezogen auf 20 Jahre 1,5 kWh / m² a. Bei einem Einfamilienhaus nach Passivhausstandard entspricht das in etwa 10 % des zulässigen Heizenergiebedarfes.

Bei unbeschichtetem Aluminium lägen die zusätzlichen Emissionen treibhausfördernder Gase bei etwa 6 kg, der Eintrag von SO₂-Äqv würde sich um 11 g erhöhen, der zusätzliche nicht erneuerbare Primärenergieverbrauch liegt mit 83 MJ etwa doppelt so hoch wie bei der Zink-Variante. Im Vergleich mit dem zulässigen Heizenergiebedarf bei einem Einfamilienhaus nach Passivhausstandard entspricht das in etwa 5%. Damit ist die Substitution mit Aluminium (auch in der beschichteten Variante) mit geringeren Mehrbelastungen verbunden als bei Edelstahl.

In einer Abwägung zwischen den Varianten Zink und Aluminium ist die Bedeutung der Gewässereinträge in der Nutzung zu berücksichtigen. Bei einer hohen Belastung der Gewässer könnten die zusätzlichen Umweltwirkungen bei der Herstellung als nachrangig geltend gemacht werden. Eine Substitution mit Aluminiumblech sollte jedoch erst nach einer Abwägung unter Berücksichtigung der regionalen Randbedingungen erfolgen.

Die Substitution von Zink mit einem (wesentlich teureren) verzinnnten Kupferblech wäre mit etwas geringeren Umweltwirkungen verbunden als mit Aluminium. Aluminium hat ein um ca. 10% höheres Treibhauspotential und ein um ca. 30% höheres Potential der Versauerung und Eutrophierung. Verzinnntes Kupfer ist hinsichtlich der betrachteten

Umweltwirkungen als die etwas bessere Substitutionsvariante im Vergleich zu Aluminium zu werten.

Die Substitution einer geplanten Falz- oder Leistendeckung mit einem beschichteten Stahlblech ist technisch nur bedingt möglich. In einigen Anwendungsbereichen ist eine deutliche Verkürzung der Lebensdauer des Stahlblechs nicht ausgeschlossen. Mit der Herstellung ist in fast allen Parametern eine höhere Umweltbelastung verbunden, als mit Zinkblech. Im Vergleich mit Aluminium liegt das Stahlblech beim Treibhauspotential in etwa gleich. Bei Versauerung, Eutrophierung und Primärenergieverbrauch ist Stahlblech als etwas besser im Vergleich zu beschichtetem Aluminium zu bewerten. Eine Substitution mit Stahlblech ist nur dann sinnvoll, wenn die Bleche bauseitig nicht bearbeitet werden müssen, da bei einer bauseitigen Bearbeitung die werkseitige Beschichtung beschädigt wird und es zu einer Beeinträchtigung der Nutzungsdauer kommt.

6.5.1.7.2 Substitution von Kupferblech

Die Herstellung von Kupfer ist im Mittel mit höheren Umweltwirkungen als mit Zink verbunden. Die typische Erscheinungsform von Kupfer lässt sich mit keinem anderen Material erreichen. Bei einer Substitution müssten Änderungen in der ästhetischen Erscheinung in Kauf genommen werden.

Bei einer Substitution mit Edelstahl würde sich bei allen betrachteten Kategorien eine Verschlechterung ergeben. Eine durchschnittliche Abtragsrate von 1,1 g/a m² Kupferionen stünde einer herstellungsseitigen Mehrbelastung der Umwelt von u. a. einer zusätzlichen Emission von 9 kg treibhausfördernde Gase, einem erhöhten Eintrag von 130 g SO₂-Äqv (Versauerung von Boden und Gewässer) und einer Verdreifachung des Eutrophierungspotentials gegenüber. Der nicht erneuerbare Energieverbrauch würde sich um ca. 85 MJ erhöhen. Auf eine Substitution mit Edelstahl sollte deshalb zu Gunsten der nachfolgenden Alternativen verzichtet werden oder sie sollte nur nach einer umfassenden Abwägung erfolgen.

Bei einer Substitution durch ein beschichtetes Aluminium liegen bei Herstellung + Recycling höhere Umweltwirkungen vor. Aluminium führt zu einem um 2,5 kg CO₂-Äqu. erhöhtem Treibhauspotential, einem um 10 g SO₂-Äqu. erhöhtem Versauerungspotential und zu einem leicht erhöhten Eutrophierungspotential. Auch der nicht erneuerbare Energieaufwand liegt um 26 MJ darüber. Die Reduktion der Schwermetalleinträge während der Nutzung bedingt somit höhere Belastungen bei der Herstellung und beim Recycling. Damit kann der Ersatz von Kupferblech mit einem farbbeschichtetem Aluminiumblech dann als ökologische Variante gelten, wenn der Gewässereintrag in der Nutzung als höhere Belastung zu bewerten ist. Die Substitution mit Aluminium sollte nicht ohne Abwägung erfolgen.

Bei einer Substitution durch verzinnertes Kupferblech liegen bei Herstellung und Recycling keine wesentlich höheren Umweltwirkungen vor. Beim Treibhauspotential schlägt die Verzinnung mit plus 1,4 kg CO₂-Äqu., beim nicht erneuerbaren Primärenergieverbrauch mit plus 24 MJ zu Buche, die Parameter für Versauerung und Eutrophierung liegen mit ± 5% innerhalb des Vertrauensbereiches. Bei dem verzinnnten Blech würde die Reduktion der Einträge in der Nutzung nicht durch wesentlich höhere Belastungen in der Herstellung erkaufte, allerdings kann diese Variante weder farblich noch in ihren Kosten gleichgesetzt werden. Die Substitution mit verzinnntem Kupfer sollte nicht ohne Abwägung erfolgen.

Beim lackierten Stahlblech ist Vergleichbarkeit sowohl gestalterisch als auch bezüglich der Lebensdauer nur sehr bedingt gegeben. Fassaden, bei denen vorgefertigte Elemente eingesetzt werden können, sind mit wesentlich weniger Risiken für die Lebensdauer verbunden, als Flächen, bei denen vor Ort Anpassungsarbeiten am Blech erfolgen müssen. Die Herstellung und Lackierung der Stahlbleche ist zwar mit geringeren Energieaufwendungen und einem geringeren Eutrophierungspotenzial als Kupfer verbunden, aber beim Treibhauspotential und der Versauerung liegt Stahl um 20 % höher. Auf eine Substitution mit lackiertem Stahlblech sollte deshalb zu Gunsten der übrigen Alternativen verzichtet werden oder sie sollte nur nach einer umfassenden Abwägung erfolgen.

6.5.2 Kleinflächige Dach- und Fassadenbleche

6.5.2.1 Beschreibung

Bei einer Reihe von Gebäudeteilen wie Attiken, Fensterlaibungen und Gesimse oder auch Erker und Gauben müssen kleinere Flächen gegen Witterung geschützt werden. Dies erfolgt häufig mit Blechen. Bei Fenstern und Gesimsen werden als Witterungsschutz auch Bänke bzw. Laibungen aus Stein eingesetzt. Erker und Gauben können alternativ mit vielen der o. g. Dacheindeckungs- oder Fassadenmaterialien bekleidet werden. Im Folgenden werden einige der Anwendungsfälle von Abdeckungsblechen näher beschrieben.

6.5.2.1.1 Attikaabdeckung

Bei Attikaabdeckungen handelt es sich um Bewitterungsschutz, bei dem die über die Dachfläche hochgeführte Außenwand nach oben abgedeckt wird und damit die tragenden, dämmenden und abdichtenden Schichten der Fassade geschützt werden. In der Regel wird die Attikaabdeckung in Zinkblech oder Aluminium ausgeführt. Kupferblech kommt nur in Zusammenhang mit einem Kupferdach zum Einsatz. Bei der Unterkon-

struktur handelt es sich häufig um eine Stahlbetonaufkantung der Dachplatte, auf der außenseitig die Dämmung mit der Fassadenbekleidung und innenseitig eine Dämmung und die hochgezogene Dachabdichtung aufgebracht ist. Das Blech wird in der Regel (siehe Abbildung 6.5-6) mit Abstandshaltern aus Stahl auf einer Holzunterkonstruktion mit einer Neigung nach innen befestigt, so dass die Blechfläche über das Dach entwässert wird. In Längsrichtung werden die Bleche mit einem Stehfalz verbunden.

Abbildung 6.5-6: Schnitt durch eine Attikaverblechung bei einer Holzfassade bzw. Attikaverblechung mit Kiesdach



Als Alternative zum Einsatz von Zink- bzw. Kupferblech können Aluminiumbleche, bedingt auch beschichtete Stahlbleche oder Edelstahlbleche gewertet werden. Mineralische Attikaabdeckungen wie Faserzementplatten, Ziegel oder Stein sind sowohl mit stark verändertem Aussehen (Kanten) als auch mit in der Regel höheren Kosten verbunden. Bei einem nicht gradlinigen oder häufig verspringenden Verlauf der Attika sind Stahl und Edelstahl mit mehr Vorarbeitungsaufwand (Biegen und Abkanten) und mit deutlich höheren Kosten verbunden als die weicheren Metalle Zink, Kupfer, verzinnertes Kupferblech und Aluminium.

6.5.2.1.2 Fensterbleche und Gesimsabdeckungen

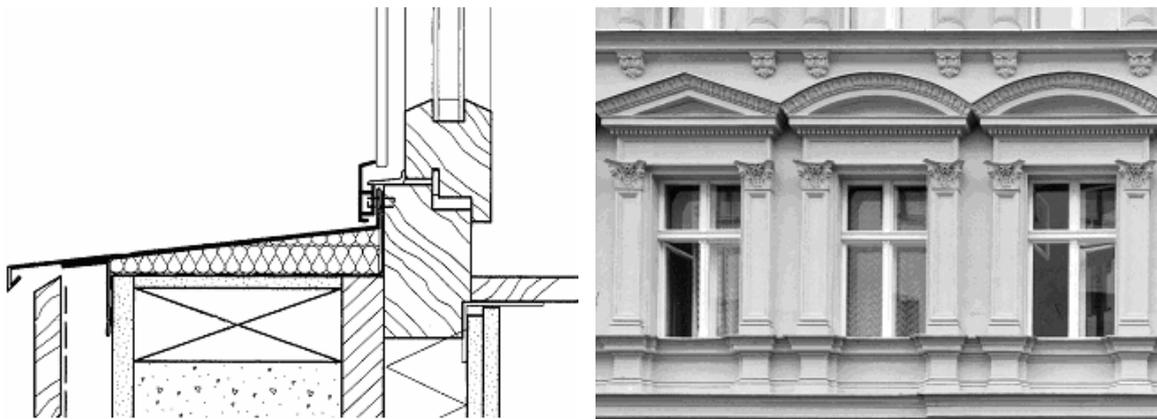
Die untere horizontale Laibung einer Fensteröffnung hat nicht nur die Aufgabe, die Konstruktion der darunterliegenden Wand vor Witterungseinflüssen zu schützen, sondern sie muss auch die am Fenster auftretenden Niederschläge auffangen und nach außen ableiten. Besonders die Anschlüsse an den unteren Rahmenschenkel des Fensters und die seitliche Einbindung in die Laibung sind konstruktive Problembereiche, die nicht immer mit vorgefertigten Blechen zu beantworten sind. Bei der handwerklich aufwendigeren Einpassung von Zinkblechen kann auf komplexe Situationen

reagiert werden. Bei vorgefertigten Randprofilen z. B. aus Aluminium wird der Anschluss häufig mit Hilfe größerer Dichtstoffmengen abgedichtet.

Eine Verblechung der seitlichen oder oberen horizontalen Laibung ist weniger üblich, wird aber im Tafelbau oder bei Vorhangfassaden als Gestaltungselement eingesetzt. In der Regel erfolgt dies dann mit farbig lackierten Stahl- oder Aluminiumblechen. Eine allseitige Bekleidung in Zinkblech ist äußerst selten und wird auf Grund der dabei zu erwartenden geringen Benetzung der Oberflächen bei der Bemessung benetzbarer Flächen nicht berücksichtigt.

Bei der Abdeckung von Gesimsen in z. B. Stuckfassaden (siehe Abbildung 6.5-7) ist die Anpassungsfähigkeit von Zinkblechen besonders gefragt. In aller Regel werden diese Abdeckungen vor Ort in Zink angepasst. Eine Substitution durch vor Ort weniger leicht bearbeitbare Bleche ist technisch nur bei einfachen Profilen möglich und führt auf jeden Fall zu Mehrkosten.

Abbildung 6.5-7: Beispiel für Fensterblech bzw. Gesimsabdeckungen



Da der Einsatz von Zink- bzw. Kupferblechen für die Abdeckung von Fensterlaibungen und Gesimsen in aller Regel nur dann geplant ist, wenn entweder dies aus denkmalpflegerischen Gründen gefordert wird, oder aus der besonderen Komplexität der Anschlüsse technisch erforderlich erscheint, können nur sehr begrenzt Alternativen genannt werden. Für solche Einsatzsituationen mit z. B. gekrümmtem Laibungsverlauf oder stark gestufter Profilierung bleiben als Alternativen nur verzinnte Kupferbleche. Bei einfachen Laibungssituationen können Aluminiumprofile oder lackierte Stahlbleche eingesetzt werden. Ein Einsatz von Edelstahl ist für diese Bauteile weder konstruktiv noch ökonomisch vertretbar.

6.5.2.1.3 Abdeckung von Erkern und Gauben

Bei der Bedachung von Erkern und der Bekleidung von Gauben wird nicht nur in historischen Gebäuden häufiger eine Bekleidung aus Kupfer- oder Zinkblech eingesetzt. Die Wahl dieser Materialien ist sicher nicht nur technischen Gesichtspunkten geschuldet, sondern ist immer ein bewusstes Gestaltungsmittel. Mit der Wahl einer Blecheindeckung können die Anschlüsse an das Gebäude in den Kehlen im gleichen Material wie die Eindeckung selbst ausgeführt werden. Damit wäre ein Ersatz von Blechen mit einem erhöhten Aufwand durch zusätzliche Anschlussarbeiten verbunden.

Als gestalterisch, technisch und handwerklich vergleichbarer Ersatz verbleiben deshalb nur eine Eindeckung mit Aluminium und verzintem Kupferblech. Stahl- bzw. Edelstahlblech käme nur in Form von vorgefertigten Elementen in Frage und müsste vor Ort mit anderen Materialien angeschlossen werden.

Abbildung 6.5-8: Zinkblechverkleidung bei Gauben und Bedachung eines Erker aus Kupferblech



6.5.2.2 Ökologische Gewichtung der Metallabdeckungen

Die für einen ökologischen Vergleich notwendige Eingrenzung auf ein funktionales Äquivalent kann bei Attikaabdeckungen oder Fensterblechen relativ einfach getroffen werden. Bei beiden sind Unterkonstruktion, Befestigungstechniken und Montageaufwand innerhalb der zu untersuchenden Materialien soweit vergleichbar, dass die Betrachtung der Eindeckungsmaterialien selbst ausreichend genau ist. Einschränkungen bezüglich des Herstellungs- und Montageaufwandes bestehen nur bei der Variante beschichtetes Aluminium. Bei den Gauben und Erkern ist, wie oben beschrieben, zwar eine Begrenzung der funktionalen Äquivalenz auf das Blech nicht für alle Varianten zutreffend, gleichwohl kann im Rahmen dieser Betrachtung auch für diese Bauteile von

einer ausreichenden Aussagefähigkeit des ökologischen Vergleichs von Aluminium, Kupfer und Zink ausgegangen werden.

Bei Vorfertigung und Montage können Zink- und Kupferbleche als vergleichsweise tolerant gegenüber Verarbeitungsfehlern bezeichnet werden. Das Material kann bei kleineren Abweichungen noch vor Ort rasch geändert werden. Bedingt gilt dies auch für die Materialien verzinnertes Kupfer und unbeschichtetes Aluminium.

Die Pflege und Wartung aller Varianten sind mit vergleichbaren Aufwendungen verbunden. Bei der Instandhaltung könnte die zunächst fehlende Patina bei neuen Kupfer- oder Zinkblechen zu optischen Problemen führen.

Die Demontierbarkeit und Rückführung in den Werkstoffkreislauf ist bei allen Varianten gegeben. Kupfer und Zinkblech kann ohne größere Verluste werkstofflich recycelt werden.

Die Lebensdauer von beschichtetem Aluminium kann für die betrachteten Abdeckungen auch unter Berücksichtigung des Abtrages in etwa mit dem von Kupfer- und Zinkblech gleichgesetzt werden. Bei den hier betrachteten Flächen sind kaum Risiken für die Lebensdauer, wie z. B. Lochfraß auf Grund stehenden Wassers zu erwarten.

Untersucht werden die Materialien Reinzink, Kupfer, verzinnertes Kupfer, Aluminiumblech und farbig beschichtetes Aluminiumblech. Genauere Angaben zu den untersuchten Blechen ist der Tabelle 6.5-3 und dem Anhang zu LCA-Daten zu entnehmen. Kupfer und Reinzink wird heute in der Regel vorpatiniert eingebaut, um Farbunterschiede auszugleichen. Edelstahlblech wird gebeizt und entweder poliert oder geschliffen, Aluminium wird entweder eloxiert oder grundiert und farbig beschichtet.

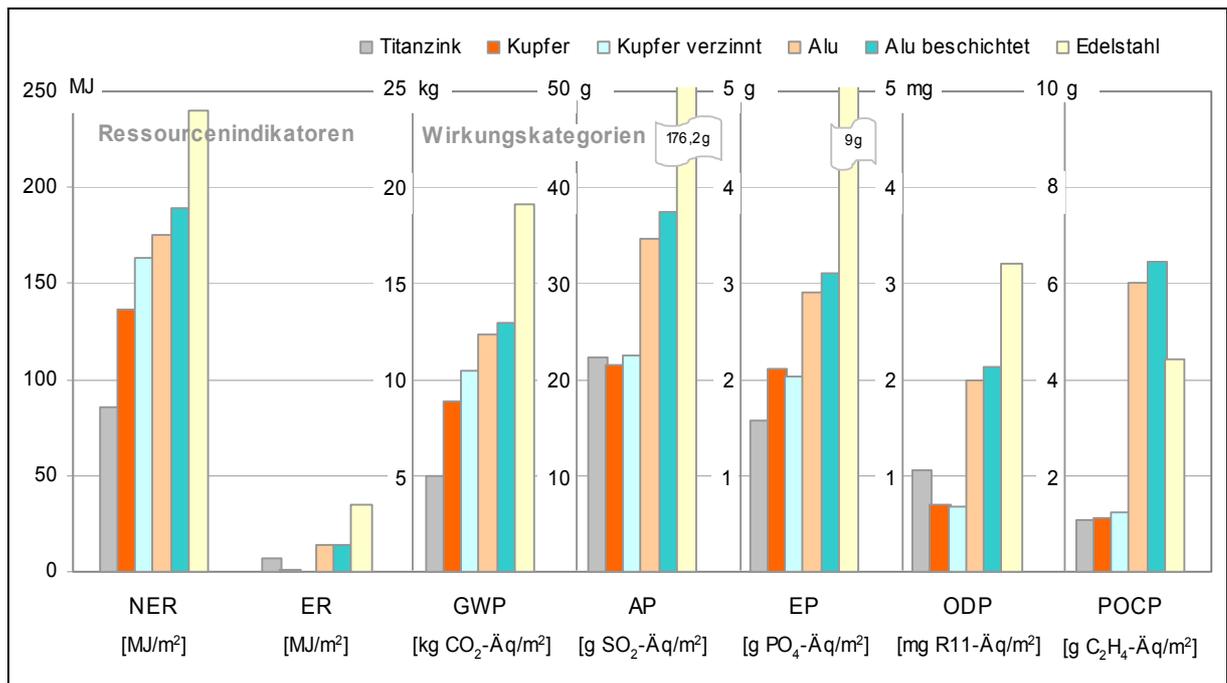
Tabelle 6.5-3: Materialkennwerte für Abdeckungsbleche

Material	Bezeichnung, Legierungsbestandteile	Dicke [mm]	Gewicht [kg/m ²]
Titanzinkblech	Reinzink, Kupfer + Titan < 1 %	1,0	7,14
Kupferblech	SF-CU: 99,9 % Cu; Restgehalt Phosphor	0,8	7,14
Verzinnertes Kupfer	SF-CU + 6 µm Verzinnung	0,8	7,12
Aluminiumblech	z. B. EN AW-3005 [AlMn1Mg0,5] ¹⁾	1,2	3,24
Aluminiumblech, beschichtet	z. B. EN AW-3005 [AlMn1Mg0,5] ¹⁾ , Pulverlack Industrie; außen; weiß	1,2	3,38

¹⁾ Den Bilanzdaten liegt die gering abweichende Legierung EN AW-6082 zu Grunde

Die Datengrundlage für die Herstellung der Materialalternativen und die Risikoabschätzung der nicht quantitativ eingehenden Umweltwirkungen sind in Kapitel 6.2.3 ausgeführt.

Abbildung 6.5-9: Ausgewählte Umweltwirkungen von Abdeckblechen (Herstellung und Recycling)



Die Gewinnung, Herstellung und Recycling der untersuchten Materialvarianten ist nach Abbildung 6.5-9 mit unterschiedlich hohen Umweltwirkungen verbunden. Die Edelstahlvariante liegt bei fast allen Wirkungsparametern unübersehbar über den anderen. Die beiden Aluminiumvarianten liegen zwar deutlich darunter, sind aber doch auch durchgehend höher als die übrigen untersuchten Metallbleche. Die beschichtete Variante des Aluminiumbleches unterscheidet sich nur geringfügig von der unbeschichteten Variante und wird in den nachfolgenden Betrachtungen deshalb nur dort gesondert aufgeführt, wo nur die farbige Beschichtung als Alternative in Frage kommt.

6.5.2.3 Substitutionsmöglichkeiten bei kleinflächigen Eindeckungen

6.5.2.3.1 Substitution von Zink

Durch eine Substitution von Zink würde im bundesdeutschen Durchschnitt 3,0 g Zinkabtrag pro Jahr und m² verhindert, aber bei allen Materialvarianten eine ganze Reihe von Mehrbelastungen in Kauf genommen.

Eine Substitution mit Edelstahl würde pro Quadratmeter u. a. zu einer zusätzlichen Emission von ca. 14 kg treibhausfördernde Gase, einem erhöhten Eintrag von 150 g SO₂-Äqv (Versauerung von Boden und Gewässer), einer Verfünffachung des Eutrophierungspotentials und einem erhöhten nicht erneuerbaren Primärenergieverbrauch von ca. 150 MJ führen.

Bei unbeschichtetem Aluminium ist die Emission treibhausfördernder Gase in etwa um 7 kg, das Versauerungspotential um 12 g SO₂-Äqv und das Eutrophierungspotential um 1,3 g höher. Der nicht erneuerbare Primärenergieverbrauch ist etwa 88 MJ pro Quadratmeter höher als bei der Zinkherstellung. Damit ist die Substitution mit Aluminium (besonders in der beschichteten Variante) zwar mit geringeren Mehrbelastungen als bei Edelstahl, aber doch mit deutlich höheren herstellungsbedingten Umweltbelastungen als bei Zink verbunden. Eine Substitution mit Aluminiumblech sollte deshalb nur nach einer Abwägung erfolgen.

Die Substitution von Zink mit einem (wesentlich teureren) verzinnnten Kupferblech wäre insgesamt mit etwas geringeren Umweltwirkungen verbunden als mit Aluminium. Aluminium hat ein um ca. 2 kg höheres Treibhauspotential, ein um ca. 9 g höheres Potential der Eutrophierung und ca. 120 g der Versauerung. Verzinnntes Kupfer liegt allerdings bei dem Treibhauspotential und beim Eutrophierungspotential deutlich über den entsprechenden Werten bei Zink, bei den übrigen Parametern sind die Werte in der gleichen Größenordnung. Damit ist das verzinnnte Kupfer bzgl. der Umweltbelastungen als die etwas bessere Substitutionsvariante im Vergleich zu Aluminium zu werten.

6.5.2.3.2 Substitution von Kupferblech

Die Kupferherstellung ist mit etwas höheren Umweltwirkungen verbunden als die Herstellung von Zink. Trotzdem würde auch hier eine Substitution mit Edelstahlblech und auch Aluminiumblech zu einer Erhöhung der Belastungen in verschiedenen Umweltkategorien führen. Die typische Erscheinungsform von Kupfer lässt sich dabei mit keinem anderen Material erreichen. Bei einer Substitution müssten Änderungen in der ästhetischen Erscheinung in Kauf genommen werden.

Bei einer Substitution mit Edelstahl würden sich wie bei Zink bei den hier betrachteten, durch den Herstellungsaufwand beeinflussten Indikatoren Verschlechterungen ergeben. Eine durchschnittliche Abtragsrate von 1,1 g/a • m² Kupfer-Ionen stünde einer herstellungsseitigen Mehrbelastung der Umwelt von u. a. einer zusätzlichen Emission von 10 kg treibhausfördernder Gase, einem erhöhten Eintrag von 150 g SO₂-Äqv (Versauerung von Boden und Gewässer) und einer Verdreifachung des Eutrophierungspotentials gegenüber. Der Energieverbrauch würde sich um ca. 137 MJ erhöhen. Deshalb

sollte auf eine Substitution mit Edelstahl zu Gunsten der anderen Alternativen verzichtet werden bzw. sie sollte nur nach einer umfassenden Abwägung erfolgen.

Bei einer Substitution durch ein farbiges Aluminium liegen bei der Herstellung höhere Umweltwirkungen vor. Aluminium führt zu einem um ca. 3,5 kg erhöhten Treibhauspotential, um ca. 130 g erhöhten Versauerungspotential und um ca. 1 g erhöhten Eutrophierungspotential. Auch der Energieaufwand liegt mit ca. 51 MJ erkennbar darüber. Eine Substitution sollte daher erst nach einer Abwägung unter Berücksichtigung der Emissionen der Nutzungsphase erfolgen.

Bei einer Substitution durch verzinnertes Kupferblech liegen bei der Herstellung keine wesentlich höheren Umweltwirkungen vor. Beim Treibhauspotential schlägt die Verzinnung mit plus 15 % zu Buche, die Parameter für Versauerung und Eutrophierung liegen mit ± 5 % innerhalb des Vertrauensbereiches. Beim verzinnnten Blech würde die Reduktion der Einträge in der Nutzung nicht durch wesentlich höhere Belastungen in der Herstellung erkaufte, allerdings kann diese Variante weder farblich noch in ihren Kosten gleichgesetzt werden.

6.5.3 Technisch begründete kleinteilige Dachbleche

6.5.3.1 Beschreibung

Bleche, die zur Abdichtung von Dächern mit unterschiedlicher nicht metallischer Dachabdichtung erforderlich werden, unterliegen den Fachregeln des Klempnerhandwerkes. Eine Unterscheidung zwischen Zink und Kupfer für die Abschätzung der bewitterten Flächen ist nicht erforderlich, da die Abmessungen für beide Materialien weitgehend identisch sind.

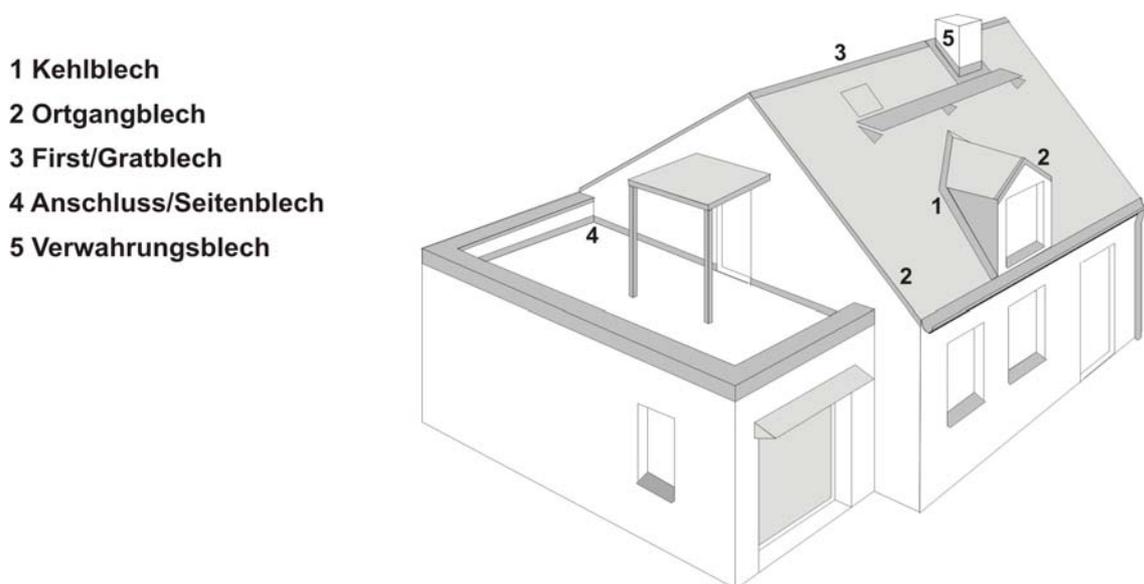
Für die Anschlussbleche von Dächern, die keine Metalleindeckung besitzen, wird überwiegend Zinkblech eingesetzt. Die Gesamtmenge an Blechen auf einem Dach kann stark variieren und einen nicht unerheblichen Umfang erreichen.

Bei bituminösen Abdichtungen sind praktisch alle Anschlüsse, Dachkehlen, Grate, Durchdringungen und Dachränder mit Zinkblech ausgeführt, da dies bei der Verschweißung unproblematisch und kostengünstig ist. Hochpolymere Abdichtungen auf flachen und flach geneigten Dächern aus EPDM, Polyolefin, Polyisobutylen oder Kunstkautschuk bieten meist auf Grund der aufwendigeren Klebearbeiten ein breites Sortiment an materialidentischen Formteilen und Befestigungstechniken an. Bei diesen Dachdichtungen ist der Anteil an Blechen auf Attikaabdeckungen und gegebenen vorhandenen Dachaufbauten beschränkt.

Auch Harteindeckungen erfordern je nach Material sehr unterschiedliche Mengen an Blecharbeiten. An der Spitze stehen dabei Schieferdeckungen, da es für Naturschiefer keine Anschlussformteile gibt und sämtliche Ränder, Verwahrungen und Anschlüsse meist in Zinkblech hergestellt werden. Dagegen umfassen die Sortimente an Ziegeln oder Betonformsteinen in der Regel Rand-, First- und Ortgangziegel, so dass sich die Blecharbeiten auf Kehlen und Verwahrungen beschränken.

Zusätzliche Kleinteile, die beim Bau eines Daches verwendet werden wie z. B. Leiterhaken, Dunstrohrhauben, Halterungen für den Blitzableiter, Rahmen von Dachluken und ähnliches können vernachlässigt werden, zu Trittrosten als Zugang zum Kamin o.ä. siehe Kapitel 0:

Abbildung 6.5-10: Beispiele für technisch begründete kleinteilige Dachbleche



Einen Ausnahmefall bilden Bleibleche, die bei der Anwendung als kleinteilige Dachbleche noch heute oft verwendet werden. Teilweise sind sie noch Bestandteile von Bausystemen wie z. B. von Dachfenstern, meistens jedoch werden sie vom Dachdecker dort eingesetzt, wo Anschlüsse an geformte Pfannen oder Ziegel erfolgen müssen.

Die in Abbildung 6.5-11 gezeigten typischen Beispiele sind mit geringem Aufwand vermeidbar. Werden für die Verwahrung von Masten bereits vorhandene Ziegel im Teilbereich aufgedeckt, können vorgeformte Elemente in oder unter die Eindeckung gelegt werden.

Unbeschichtete Bleibleche sollten grundsätzlich nicht mehr zur Anwendung kommen bzw. auf Anwendungen in der Denkmalpflege beschränkt werden. Der Einsatz von beschichteten Bleiblechen kann nicht abschließend bewertet werden, da nur wenige

Aussagen über das längerfristige Verhalten der Beschichtung vorliegen. Aus Vorsorgegründen sollte in Gebieten mit höherer Bleibelastung auch auf beschichtete Bleibleche verzichtet werden. Technische Engpässe ergeben sich allenfalls in Ausnahmefällen bei Bautätigkeiten im Bestand.

Abbildung 6.5-11: Beispiel für Bleiblech als nachträgliche Verwahrung von Dachmasten oder -rohren und als Formschürze für Formziegel in Kombination mit Kupferblech



6.5.3.2 Bemessung

Die Bemessung der kleinteiligen Dachbleche kann im Unterschied zu Dach- und Fassadenblechen nicht über die sichtbare Fläche erfolgen. Der Grund liegt darin, dass die zur handwerklichen Eindeckung von Dächern erforderlichen Bleche teilweise oder sogar vollständig (z. B. Rinneneinhangbleche) überdeckt werden, und damit auch nicht bewittert sind. Konstruktive Dachbleche werden im praktischen Baubetrieb, also in der Leistungsbeschreibung oder Abrechnung als Abwicklung aufgemessen. Eine Umrechnung dieser Abwicklung wäre für den Architekten ein sehr hoher Aufwand. Daher wird vorgeschlagen, auf der Grundlage der Fachregeln des Dachdeckerhandwerks die bewitterten bzw. benetzten Flächen für typische Bleche vereinfacht als „Benetzungsbreiten“ zu schätzen. Damit ergibt sich für den Architekten die Möglichkeit, eine Bemessung über einfach zu ermittelnde Längen durchzuführen. Die Benetzungsbreiten werden ausreichend groß bemessen, um die Befeuchtungs- und Spritzwasserbereiche zu berücksichtigen.

Für die praktische Bearbeitung in einer Bemessungstabelle ergibt sich gegenüber den Dach- und Fassadenflächen ein etwas erhöhter Aufwand, da zunächst mit der Länge als Ausgangswert und der vorgegebenen Benetzungsbreite die Fläche zu ermitteln ist, bevor mit Hilfe den Neigungs- und Richtungsfaktoren eine benetzte Fläche ermittelt

werden kann. Die für die einzelnen Bleche vorgeschlagenen Benetzungsbreiten sind in der nachfolgenden Tabelle dargestellt.

Tabelle 6.5-4: Benetzungsbreiten kleinteiliger Dachbleche

	Dachbleche	Ausgangswert	Benetzungsbreite
1	Kehlbleche	lfm	0,2 m
2	Ortgänge	lfm	0,1 m
3	First/Gratbleche	lfm	0,2 m
4	Anschluss/Seitenbleche	lfm	0,1 m
5	Verwahrungen	lfm	0,2 m
6	Sonstige	lfm	Breite

6.5.3.3 Ökologische Bewertung kleinteiliger Dachbleche

Bei Nebenblechen kann das für den ökologischen Vergleich notwendige funktionale Äquivalent auf einen Quadratmeter Blech begrenzt werden, da sich einerseits Unterkonstruktionen, Befestigungstechniken und Montageaufwand innerhalb der zu untersuchenden Materialien relativ gut vergleichbar sind und andererseits die Betrachtung der Eindeckungsmaterialien selbst ausreichend genau ist. Die benetzte Fläche weicht allerdings auf Grund der teilweisen Überdeckung (siehe Benetzungsbreite) durch das eigentliche Dacheindeckungsmaterial von der bei der Herstellung zu berücksichtigenden Fläche deutlich ab. Im Mittel kann die benetzte Fläche mit $0,5 \text{ m}^2/\text{m}^2$ angesetzt werden. Durch eine Substitution von einem Quadratmeter auszutauschendes Blech wird der Abtrag von einem halben Quadratmeter vermieden.

Untersucht werden die Materialien Reinzink, Kupfer, verzinnertes Kupfer und Aluminiumblech. Genauere Angaben zu den untersuchten Blechen sind der Tabelle 6.5-5 und dem Anhang zu LCA-Daten zu entnehmen. Kupfer und Reinzink wird heute in der Regel vorpatiniert eingebaut, um Farbunterschiede auszugleichen. Aluminium wird entweder eloxiert oder grundiert.

Tabelle 6.5-5: Materialkennwerte für Nebenbleche

Material	Bezeichnung, Legierungsbestandteile	Dicke [mm]	Gewicht [kg/m ²]
Titanzinkblech	Reinzink, Kupfer + Titan < 1 %	0,7	5,00
Kupferblech	SF-CU: 99,9 % Cu; Restgehalt Phosphor	0,7	6,24
Verzinnertes Kupfer	SF-CU + 6 µm Verzinnung	0,7	6,23
Aluminiumblech	z. B. EN AW-3005 [AlMn1Mg0,5] ¹⁾	1,0	2,70

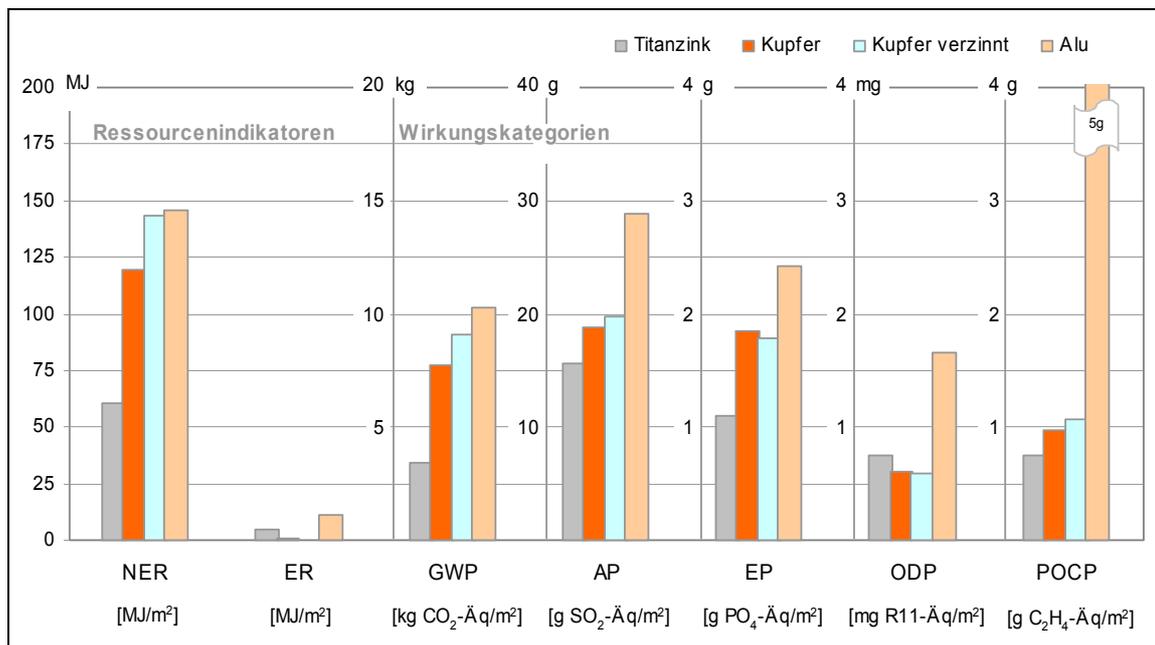
¹⁾ Den Bilanzdaten liegt die gering abweichende Legierung EN AW-6082 zu Grunde

Bei Vorfertigung und Montage können Zink- und Kupferbleche als vergleichsweise tolerant gegenüber Verarbeitungsfehlern bezeichnet werden. Das Material kann bei kleineren Abweichungen noch vor Ort rasch geändert werden. Bei verzinnem Kupfer und Aluminiumblech ist eine Anpassung auf der Baustelle mit etwas höheren Aufwendungen verbunden.

Die Demontierbarkeit und Rückführung in den Werkstoffkreislauf ist bei allen Varianten gegeben. Sie können ohne größere Verluste werkstofflich recycelt werden. Die Lebensdauer der betrachteten Bauteile kann auch unter Berücksichtigung des Abtrages in etwa gleichgesetzt werden.

Die Gewinnung, Herstellung und Recycling der untersuchten Materialvarianten ist nach Abbildung 6.5-12 mit unterschiedlich hohen Umweltwirkungen verbunden. Die Aluminiumvariante liegt bei allen Wirkungsparemtern über den anderen. Besonders gegenüber der Zinkvariante sind große Unterschiede zu erkennen.

Abbildung 6.5-12: Ausgewählte Umweltwirkungen von Nebenblechen (Herstellung und Recycling)



6.5.3.4 Substitutionsmöglichkeiten bei Nebenblechen

6.5.3.4.1 Substitution von Blei

Die Verwendung von Blei als Nebenbleche sollte grundsätzlich auf Ausnahmefälle beschränkt werden. Im Normalfall ist Blei zur Konstruktion von Dächern nicht zwingend erforderlich, da ausreichende Dachformteile aus unterschiedlichsten Materialien je nach Eindeckungsmaterial und –technik zur Verfügung stehen.

6.5.3.4.2 Substitution von Zink

Durch eine Substitution von einem Quadratmeter Zink-Nebenblech (max. 0,5 m² benetzte Fläche)²⁶ durch Aluminiumblech würde im bundesdeutschen Durchschnitt 1,5 g Zinkabtrag pro Jahr verhindert, aber Mehrbelastungen in anderen Wirkungskategorien in Kauf genommen.

Eine Substitution mit Aluminium würde u. a. zu einer zusätzlichen Emission von 7 kg treibhausfördernde Gase, einem erhöhten Eintrag von knapp 13 g SO₂-Äqv (Versauerung von Boden und Gewässer) und einem erhöhten nicht erneuerbaren Primärenergieverbrauch von ca. 85 MJ führen. Das Versauerungs- und Eutrophierungspotential bei der Aluminiumvariante ist jeweils ungefähr doppelt so hoch wie bei Zink. Eine Substitution mit Aluminiumblech sollte deshalb nur nach einer umfassenden Abwägung erfolgen. Die Substitution von Zink mit einem (wesentlich teureren) verzinnnten Kupferblech wäre insgesamt mit einer etwas geringeren Erhöhung bei den betrachteten Umweltwirkungen verbunden als dies mit Aluminium der Fall ist. Vor allem bei dem Eutrophierungs- und Versauerungspotential ist die Herstellung von verzinnntem Kupfer zwar mit höheren Emissionen als Zink aber geringeren als Aluminium verbunden. In den übrigen Parametern liegen die Materialien Aluminium und verzinnntes Kupfer in einer ähnlichen Dimension.

Die herstellungsbedingten Wirkpotenziale beider Materialien liegen damit im Vergleich zu Zink ungünstiger, eine Substitution sollte deshalb erst nach einer einzelfallbezogenen Abwägung erfolgen.

26 siehe die vorgeschlagenen Benetzungsbreiten in Tabelle 6.5-4

6.5.3.4.3 Substitution von Kupferblech

Die Herstellung von Kupfer ist mit etwas höheren Umweltwirkungen verbunden als mit der von Zink. Eine Substitution mit Aluminiumblech würde zu einer Erhöhung herstellungsbedingter Umweltbelastungen führen.

Eine durchschnittliche Abtragsrate von 0,6 g/a m² Kupfer-Ionen stünde einer zusätzlichen Emission von 2,5 kg treibhausfördernde Gase, einem erhöhten Eintrag von knapp 10 g SO₂-Äqv (Versauerung) und 0,6 g PO₄-Äqu. (Eutrophierung) gegenüber. Der Energieaufwand bei Aluminium liegt je Quadratmeter ca. 25 MJ über dem bei Kupfer.

Der Ersatz durch ein (andersfarbiges) verzinntes Kupferblech wäre auch mit erhöhten Umweltwirkungen verbunden, allerdings im Gesamten weniger stark abweichend wie Aluminium. Beide Varianten sind dann als ökologisch vertretbares Substitut zu werten, wenn dem Schwermetalleintrag in Gewässer und Böden in der Nutzung ein hoher Stellenwert zugemessen werden muss.

6.5.4 Regenanlagen

Eine Regenanlage besteht zunächst aus Regenrinnen und Regenfallrohren und dient zur sicheren Ableitung des Regenwassers von der Dachfläche. Je nach Dachform und -eindeckung besteht das gesamte System neben Rinne und Fallrohr auch aus Trauf-, bzw. Einhangblech und Einläufen.

Die sichtbaren Teile der Regenanlagen mit den Regenrinnen, Einläufen und Rohren werden meistens in Zink- oder Kupferblech ausgeführt. Zusätzlich werden Systeme aus PVC und Edelstahl angeboten. Aus Qualitätsgründen werden die Anlagen oft mit Standrohren aus Stahl und Guss kombiniert.

Abbildung 6.5-13: Rinne mit Trauf- bzw. Einhangblech und Kastenrinne aus Zinkblech



6.5.4.1 Bemessung von Regenanlagen

Die Bemessung der benetzten Flächen von Regenanlagen kann bei den Rinnen vereinfacht über die Aufsicht und bei Rohren auf der Basis des Nenndurchmessers erfolgen. Bei Rinnen gilt als Nenngroße in der Regel die Abwicklung in mm. Die zugehörige Aufsichtsbreite beträgt z. B. für Rinne 333 = 0,15 m und für Rinne 400 = 0,20 m. Mit der Berücksichtigung der Aufsichtsbreite wird in etwa die Hälfte der Abwicklung bzw. eine im Durchschnitt zur Hälfte gefüllte Rinne als benetzt zu Grunde gelegt (siehe Abbildung 6.5-14). Im Kreisabschnitt gilt:

$$b = \pi r \alpha / 180^\circ \text{ bei } b = 2 r \text{ folgt } \alpha = 2 r 180^\circ / \pi r = 360^\circ / \pi = 114,6^\circ$$

und im Kreisabschnitt gilt:

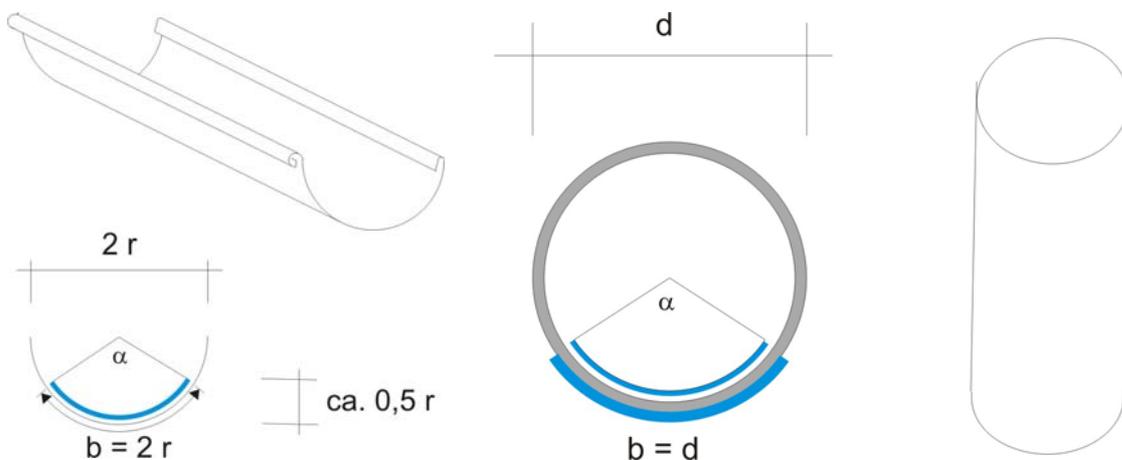
$$h = r (1 - \cos \alpha/2) \text{ für } \alpha = 114,6 \text{ folgt } h = r (1 - \cos 57,3) = 0,46 r$$

Bei den Rohren wird die Ansichtsbreite, d. h. der Nenndurchmesser zu Grunde gelegt und mit dem Faktor 2 bewertet. Regenfallrohre werden funktionsgemäß innen mit dem gesammelten herabfließenden Regenwasser und außen in einem von der Ausrichtung abhängigen Maß vertikal benetzt. Das Maß der Benetzung im Inneren ist unter anderem abhängig vom Strömungsverlauf und ist rechnerisch praktisch nicht nachweisbar. Vereinfachend wird angenommen, dass sowohl im Rohr als auch außen jeweils ein Drittel der Oberfläche benetzt wird.

Im Kreis gilt:

$$U = \pi d \text{ und ganz grob } d = 1/3 U$$

Abbildung 6.5-14: Bemessung der Benetzung von Regenrinne bzw. Fallrohr



Traufbleche sind in der Regel von der Bedachung überdeckt, Einhangbleche werden vor allem dort benetzt, wo sie einen Teil der Rinne überdecken. Diese Teile des Entwässerungssystems werden deshalb vereinfachend als nicht bewitterte Blechflächen gewertet. Eine gesonderte Erfassung von Einläufen ist ebenfalls nicht erforderlich.

6.5.4.2 Ökologische Gewichtung der Entwässerungsmaterialien

Bei einem ökologischen Vergleich im Bereich der Entwässerungssysteme muss nach Regenrinnen, Fallrohren und Standrohren unterschieden werden. Für alle drei Einsatzbereiche können die Materialien Kupfer und Zink bzw. verzinkter Stahl eingesetzt werden. Alternativ werden Aluminium, Edelstahl, PVC und für die Standrohre Guss angeboten. Im Prinzip können verzinnte Kupferbleche in gleicher Weise wie Kupfer für Rinnen und Fallrohre eingesetzt werden, allerdings wird das bisher nicht angeboten. Gleichwohl wurde beim Vergleich zu den Dachrinnen eine verzinnte Kupfervariante mit aufgenommen. Als funktionales Äquivalent wird für die Regenrinne ein Meter eines Halbrundprofils mit einer Aufsichtbreite von 0,15 m bzw. mit einer Nenngröße von 333 und für das Fall- bzw. Standrohr ein Meter eines Nennquerschnitts von 100 mm angesetzt. Befestigungsmittel wie End- und Verbindungstücke, Rinnenhalter, Rohrschellen usw. werden nicht in die Vergleichsbetrachtung einbezogen. Genauere Angaben zu den untersuchten Materialien sind der nachfolgenden Tabelle und dem Anhang zu den LCA-Daten zu entnehmen.

In der Regel werden heute alle Arten von Entwässerungsanlagen aus industriell vorgefertigten Elementen wie Rinnen, Rohren, Verbindungs- und Befestigungsstücken gefertigt. Bei den Blechen ist allerdings auch eine handwerkliche Vorfertigung der Elemente möglich. In der Vorfertigung und Montage von Elementen können Zink- und Kupferbleche als vergleichsweise tolerant gegenüber Verarbeitungsfehlern bezeichnet werden. Das Material kann bei kleineren Abweichungen noch vor Ort rasch geändert werden. Bei Aluminium- und besonders bei Edelstahlblech ist eine Anpassung auf der Baustelle mit höheren Aufwendungen verbunden. Bei den übrigen Materialien beschränkt sich die Bearbeitung auf das Kürzen und das Fertigen von Bohrungen. Die Verbindungen der Rinnen untereinander können bei Blech durch Löten oder Kleben erfolgen, bei Rinnen aus PVC werden Verbindungsstücke mit Dichtungsprofilen eingesetzt. Die Fall- und Standrohre sind entweder Muffenrohre oder aber muffenlose mit Verbindern zum Überschieben aus Blech. Die Pflege und Wartung von Entwässerungsanlagen sind bei allen Varianten mit vergleichbaren Aufwendungen verbunden. Bei der Instandhaltung könnte die zunächst fehlende Patina bei neuen Kupfer- oder Zinkblechen zu optischen Problemen führen, die bauseitig aufzubringenden Beschichtungen z. B. bei Standrohren aus Guss können mit erhöhten Instandsetzungsaufwendungen verbunden sein.

Tabelle 6.5-6: Materialkennwerte für Entwässerungssysteme

Material	Bezeichnung, Legierungsbestandteile	Dicke		Abwicklung		Gewicht	
		Fallrohr/Standrohr					
		[mm]		[m ² /m]		[kg/m]	
Titanzinkblech	Reinzink, Kupfer + Titan < 1 %	0,7		0,32		1,60	
Kupferblech	SF-CU: 99,9 % Cu; Restgehalt Phosphor	0,7	2	0,32	0,32	2,00	5,72
Verzinntes Kupfer	SF-CU + 6 µm Verzinnung	0,7		0,33		2,07	
Edelstahl	Werkstoffnummer 1.4301; Chrom 18 % Nickel 10 %	0,6	1,5	0,32	0,32	1,51	3,81
Stahl, verzinkt	Verz. Stahlblech DIN EN 10147; innen Epoxydharz		2		0,32		5,03
Guss, beschichtet	SML ¹⁾ nach DIN EN 877, DIN 19522, innen Epoxydharz, außen Acrylbeschichtung		3,5		0,35		8,80
Aluminiumblech, beschichtet	z. B. EN AW-3005 [AlMn1Mg0,5] ²⁾ ; beidseitig Pulverlack Industrie; außen; weiß	0,7		0,32		0,61	
PVC	Hart PVC, ohne Formstücke/ Dichtringe	1,8		0,35		1,11	

1) SML steht für muffenlose Gussrohre, das S stand ursprünglich für Supermetallit, einer Materialbezeichnung die heute nicht mehr gebräuchlich ist

2) Den Bilanzdaten liegt die gering abweichende Legierung EN AW-6082 zu Grunde

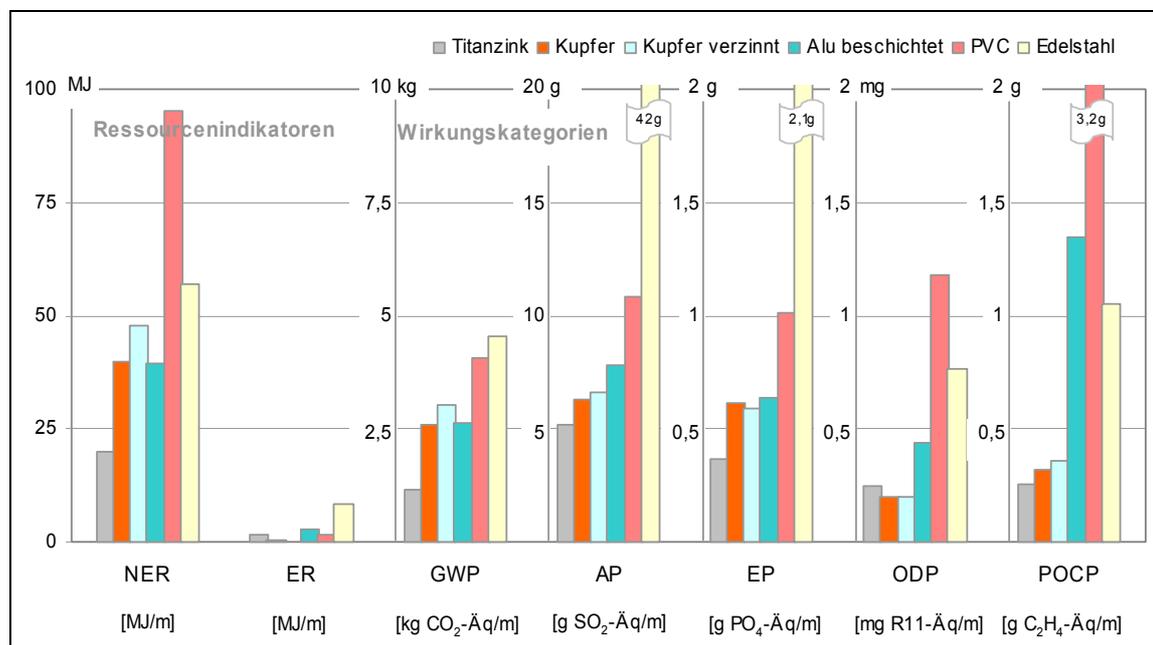
Die Demontierbarkeit und Rückführung in den Werkstoffkreislauf ist bei allen Varianten gegeben. Aluminiumblech, Kupfer, Zinkblech, Stahl, Edelstahl und Gusseisen können ohne größere Verluste werkstofflich recycelt werden. Bei PVC ist bisher der Rücklauf nur in Ansätzen organisiert.

Die Lebensdauer der betrachteten Bauteile unterscheidet sich deutlich. Die Metallvarianten können auch unter Berücksichtigung des Abtrages in etwa gleichgesetzt werden. Die Regenanlagen aus PVC haben eine deutlich kürzere Lebensdauer als alle übrigen und werden deshalb mit einem Erneuerungsfaktor von 2 in den Vergleich einbezogen.

Die Datengrundlage für die Herstellung der Materialalternativen und die Risikoabschätzung der nicht quantitativ eingehenden Umweltwirkungen sind in Kapitel 6.2.3 ausgeführt.

Die Gewinnung, Herstellung und Recycling der für die Rinnen untersuchten Materialvarianten ist nach Abbildung 6.5-15 mit sehr unterschiedlich hohen Umweltwirkungen verbunden. Die Edelstahl- und die PVC-Variante liegen bei allen Wirkungskategorien deutlich über den anderen Varianten. Die Aluminiumvariante liegt bei der Mehrzahl der Kategorien über der Zink-Variante, ohne sich von Kupfer und verzinnem Kupfer deutlich zu unterscheiden. Ein ganz ähnliches Verhältnis liegt nach Abbildung 6.5-16 für die Regenfallrohre vor.

Abbildung 6.5-15: Ausgewählte Umweltwirkungen von Regenrinnen (Herstellung und Recycling)



Die für die Standrohre untersuchten Materialien unterscheiden sich u. a. sehr deutlich im Bereich der Versauerungs- und Eutrophierungspotentiale. In Abbildung 6.5-17 wird erkennbar, dass im Bereich der Energieaufwendungen eine eindeutige Reihenfolge besteht. Insgesamt sind die Rohre aus Edelstahl deutlich und auch die aus Guss mit höheren Umweltwirkungen verbunden als die Kupfer- und Stahlvariante, die beide in der Nutzung wiederum mit Schwermetalleinträgen in Gewässer verbunden sind.

Abbildung 6.5-16: Ausgewählte Umweltwirkungen von Regenfallrohren (Herstellung und Recycling)

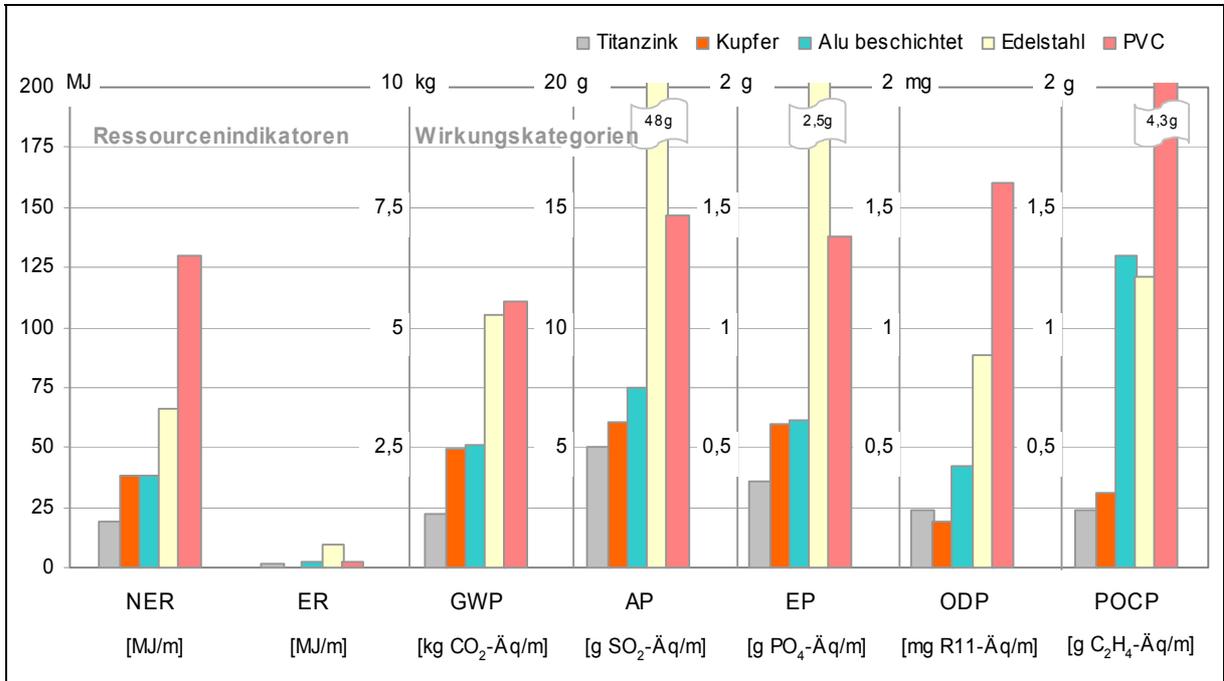
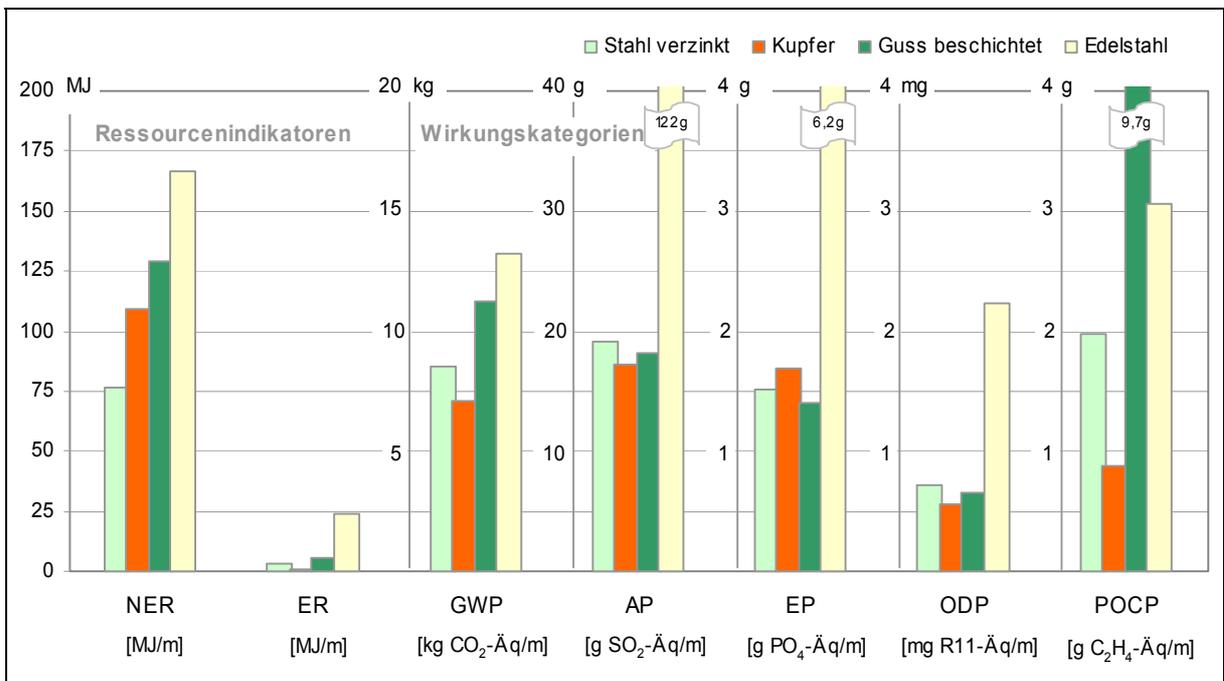


Abbildung 6.5-17: Ausgewählte Umweltwirkungen von Standrohren (Herstellung und Recycling)



6.5.4.3 Substitutionsmöglichkeiten bei Regenanlagen

6.5.4.3.1 Substitution von Zinkblech bei Regenfallrohren und Regenrinnen

Durch eine Substitution von einem Meter Regenfallrohren DN 100 würde im bundesdeutschen Durchschnitt 0,3 g Zinkabtrag pro Jahr verhindert, aber bei Einsatz von PVC oder Edelstahl Mehrbelastungen in anderen Umweltkategorien in Kauf genommen.

Eine Substitution durch Aluminiumblech wäre zwar auch mit höheren Energieaufwendungen und Emissionen in bestimmten Bereichen verbunden, aber mit deutlich weniger als bei PVC und Edelstahl. Bei der Substitution von Regenrinnen ergeben sich vergleichbare Verhältnisse zwischen den Materialien wie bei den Fallrohren, sie werden deshalb nur für das Material verzinnertes Kupfer getrennt bewertet.

Eine Substitution mit Edelstahl würde u. a. zu mehr als einer Verdreifachung der Emission treibhausfördernder Gase (4,1 kg CO₂-Äqv.), einer Verneunfachung des Versauerungspotentials (43 g SO₂-Äqv) und einer Versechsfachung des Eutrophierungspotentials verbunden. Sie würde zu einem erhöhten nicht erneuerbaren Primärenergieverbrauch von ca. 47 MJ je Meter führen.

Im Vergleich mit dem zulässigen Heizenergiebedarf bei einem Einfamilienhaus nach Passivhausstandard entspricht das in etwa 3 %. Eine Substitution mit PVC-U wäre mit einer Vervierfachung der Emission treibhausfördernder Gase (4,4 kg CO₂-Äqv.), einer Verdopplung des Versauerungspotentials (10 g SO₂-Äqv) und einer Verdreifachung des Eutrophierungspotentials verbunden. Sie würde zu einem erhöhten Energieverbrauch von ca. 110 MJ führen. Im Vergleich mit dem zulässigen Heizenergiebedarf bei einem Einfamilienhaus nach Passivhausstandard entspricht das in etwa 6 %. Bei Regenrinnen und Fallrohren führt eine Substitution von Zink durch Edelstahl oder PVC-U zu einer deutlichen Mehrbelastung in den untersuchten Umweltwirkungskategorien. Deshalb sollte deren Einsatz als Substitut nur nach einer umfassenden Abwägung erfolgen.

Eine Substitution durch Aluminium wäre mit einer Erhöhung der Emission treibhausfördernder Gase um 1,4 kg CO₂-Äqv. und einer Erhöhung des Versauerungspotentials um 2,5 g SO₂-Äqv verbunden. Sie würde zu einem nur gering erhöhten Energieverbrauch von ca. 20 MJ führen. Im Vergleich mit dem zulässigen Heizenergiebedarf bei einem Einfamilienhaus nach Passivhausstandard entspricht das in etwa einem Prozent. Eine Substitution durch Aluminium ist deshalb eher zu rechtfertigen, sollte jedoch nur nach einer ausreichenden Abwägung erfolgen.

Eine Substitution mit verzinnem Rohr wurde nicht untersucht. Bei den Rinnen führt diese Substitution zu einer mit Aluminium vergleichbaren wirksamen herstellungsbedingten Mehrbelastung der Umwelt.

6.5.4.3.2 Substitution von Kupferblech bei Regenfallrohren und Regenrinnen

Die Herstellung von Regenfallrohren und -rinnen aus Kupferblech ist im Mittel mit vergleichbaren Umweltwirkungen wie solchen aus Aluminium verbunden. Mit einer Substitution durch Aluminium können die Gewässereinträge in der Nutzung weitgehend vermieden werden. Eine Substitution mit Edelstahl oder PVC würde aber zu einer deutlichen Erhöhung der Umweltbelastungen in anderen Umweltkategorien führen.

Eine durchschnittliche Abtragsrate von 0,15 g/a Kupfer-Ionen pro einem Meter Kupfer-Regenfallrohr stünde bei einer Substitution mit PVC einer herstellungsseitigen Mehrbelastung der Umwelt u. a. von mehr als einer Verdopplung der Emission treibhausfördernder Gase um ca. 3 kg CO₂-Äqv. und des Versauerungspotentials um 9 g SO₂-Äqv gegenüber. Sie würde zu einem erhöhten erneuerbaren Primärenergieverbrauch von ca. 91 MJ führen. Dieser Mehrenergieaufwand von umgerechnet 26 kW h entspricht dem jährlichen Stromverbrauch von einer 20 W Energiesparlampe (gleichhell wie 100 W Glühlampe), wenn sie täglich etwa 1 Stunde brennt. Im Vergleich mit dem zulässigen Heizenergiebedarf bei einem Einfamilienhaus nach Passivhausstandard entspricht das in etwa 6%.

Eine Substitution mit Edelstahl würde u. a. zu mehr als einer Verdoppelung der Emission treibhausfördernder Gase (um 2,8 kg CO₂-Äqv.), einer Verachtfachung des Versauerungspotentials (um 42 g SO₂-Äqv) und einer Vervierfachung des Eutrophierungspotentials führen. Sie wäre mit einem erhöhten erneuerbaren Primärenergieverbrauch von ca. 27 MJ verbunden. Im Vergleich mit dem zulässigen Heizenergiebedarf bei einem Einfamilienhaus nach Passivhausstandard entspricht das in etwa 2 %.

Bei Regenrinnen und Fallrohren führt eine Substitution von Kupfer durch Edelstahl oder PVC-U zu einer deutlichen Mehrbelastung in den untersuchten Umweltwirkungskategorien. Deshalb sollte deren Einsatz als Substitut nur nach einer umfassenden Abwägung erfolgen.

Die Substitution mit einem verzinnem Kupferblech und Aluminium führt insgesamt zu einer nur geringen Erhöhung der betrachteten Umweltwirkungen aus der Herstellung und Recycling.

6.5.4.3.3 Substitution von Standrohren aus verzinktem Stahl

Eine Substitution der Variante aus verzinktem Stahl durch ein Gussrohr wäre mit einer Erhöhung der Energieaufwendungen um 53 MJ und der Emissionen treibhausfördernder Gase um 2,7 kg CO₂-Äqv. verbunden. Bei den Wirkungspotentialen Versauerung und Eutrophierung liegen die Varianten gleichauf, bei der photochemischen Oxidantienbildungspotential zeigen sich die Einflüsse der inneren Beschichtung als Verfünffachung des Wertes bei Guss. Die Vermeidung der Schwermetalleinträge wäre mit dieser Substitution auch unter Berücksichtigung der aufgeführten Umweltwirkungen vertretbar.

6.5.4.3.4 Substitution von Standrohren aus Kupferblech

Eine Substitution von Standrohren aus Kupferblech durch Gussrohre ist mit geringen Mehraufwendungen im Bereich Energie (20 MJ) und um 4,2 kg CO₂-Äqv. höheren treibhausfördernden Emissionen verbunden. Bei den Wirkungspotentialen Versauerung und Eutrophierung liegen die Varianten gleichauf, nur beim photochemischen Oxidantienbildungspotential zeigen sich die Einflüsse der inneren Beschichtung als Verzehnfachung des Wertes bei Guss. Eine Vermeidung der Schwermetalleinträge mit dieser Substitution wäre damit auch unter Berücksichtigung dieser Umweltwirkungen vertretbar.

6.5.5 Freistehende Bauteile

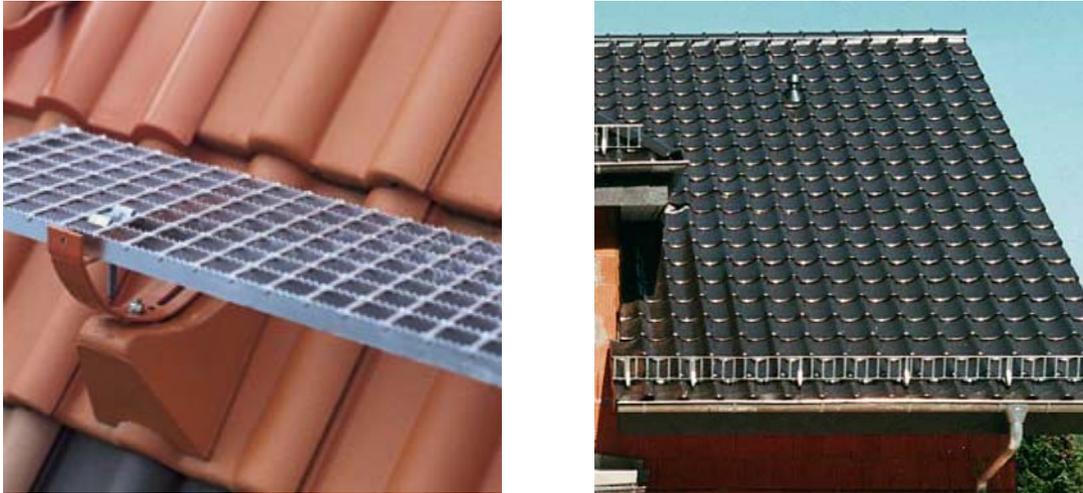
Treppen, Balkone und Geländer aus Stahl für den Außenbereich werden in der Regel durch eine Verzinkung gegen Korrosion geschützt und sind damit ebenfalls am Zinkeintrag in Boden und Gewässer beteiligt. So führt ein verzinktes Warzenblech, das ohne Witterungsschutz horizontal montiert ist, zu einem vergleichbaren Zinkeintrag wie eine Eindeckung auf einem flach geneigten Dach.

Bei den verzinkten Stahlbauteilen müssen innerhalb dieser Regelung drei Bereiche unterschieden werden. Zunächst gibt es einen kleinteiligen Einsatz, bei dem z. B. für die Wartung ein kurzes Laufgitter aus verzinktem Stahlblech zwischen Dachausstieg und Schornstein (siehe 6.5-18) vorgesehen ist. Zu den kleinteiligen Einsätzen können auch die Schneefanggitter oder Halterungen für Antennen usw. gehören. Für einen großen Teil dieser Einsatzbereiche existieren Materialalternativen.

Ein zweiter Bereich, in dem häufig verzinkte Stahlbauteile zum Einsatz kommen, sind Anbauten für Balkone, Loggien und Vordächer und Balkongitter. Die Oberflächenqualität dieser Bauteile wird in der Regel sowohl nach ökonomischen als auch aus gestalterischen Gesichtspunkten ausgewählt. In diesem Bereich kann ein Eintrag ohne massi-

ve Veränderungen und Kosten durch Beschichtungen oder einen Materialwechsel vermieden werden.

Abbildung 6.5-18: Trittrost für den Kaminfeger und Schneefanggitter



Ein dritter Bereich sind die aus brandschutzrechtlichen Bestimmungen notwendigen Treppenhäuser (siehe Abbildung 6.5-20) und Stegen außerhalb von Gebäuden. Im Bereich von Gewerbe und Bürogebäuden und bei Ergänzungen im Bestand wird dies in der Regel in Stahlroh- bzw. Gitterrostkonstruktionen ausgeführt.

6.5.5.1 Umgang mit Kleinmengen verzinkter Bauteile

Bei einem Gebäude mit einem geneigten Dach können Tritte bzw. Laufgitter für den Schornsteinfeger, die vorgeschriebenen Schneefanggitter und andere Bauteile notwendig sein, die als verzinkte Stahlbauteile angeboten werden. So lange diese Teile in ihrer benetzten Fläche innerhalb des in Kapitel 6.3.6 ausgeführten Toleranzbereiches bzw. eines Grenzwertes für das Gebäude liegen, kann der Einsatz von verzinkten Bauteilen toleriert werden. In allen anderen Fällen müssen andere Materialien eingesetzt werden. So können z. B. die Gitterroste durch Holzbohlen oder Edelstahlbleche ersetzt werden und die Schneefanggitter werden auch in Aluminium angeboten.

Die Berechnung der geplanten Bauteile erfolgt dort, wo es sich um mehr oder weniger geschlossene Bleche handelt nach den gleichen Regeln wie bei den Dacheindeckungen bzw. Abdeckungen. Es werden die nicht witterungsgeschützten Grundflächen angesetzt und bei einer Neigung entsprechend gemindert. Der Witterungsschutz ist mit der o. g. 45°-Regelung zu ermitteln, d. h. alles, was sich mit einem 45°-Winkel unter einer Horizontalfläche befindet, kann in diesem Zusammenhang als witterungsgeschützt gelten.

Die Berechnung von Gitterrosten ist mit erheblichen Aufwand und einer relativ hohen Unsicherheit über den tatsächlichen Benetzungsfaktor verbunden. Ein Laufrost z. B. mit einer Maschenweite von 31 x 31 mm, einem Tragstab von 25 x 2 mm und einem Füllstab von 10 x 2 mm hat pro m² Gitter zwar nur eine Horizontalfläche von 0,13 m², aber eine vertikale Fläche von über 2,3 m². Berechnet man die Benetzung der Vertikalfläche mit dem Neigungs- und Ausrichtungsfaktor, verbleiben etwa 0,6 m²/m². Rechnet man mit einer beidseitigen Benetzung wäre eine benetzte Fläche von ca. 1,3 m²/m² Grundfläche anzusetzen. Diese Umrechnung auf eine Benetzte Fläche ist natürlich stark von der Geometrie und der Bauhöhe des Gitters abhängig und kann deshalb nicht verallgemeinert werden. So erhöht sich diese angenommene benetzte Fläche bei einer Maschenweite von 31 x 9 mm auf 2,20 m²/m². Die allgemeine Berechnung der benetzten Fläche eines horizontal eingebauten Gitters ist nachfolgend dargestellt:

$$S = (h_T \times 2 / W_T + h_F \times 2 / W_F) \times F_V + b_T / W_T + b_F / W_F$$

h_T = Höhe, W_T = Maschenweite, b_T = Breite der Tragstäbe

h_F = Höhe, W_F = Maschenweite, b_F = Breite der Füllstäbe

Als Vereinfachung kann eine pauschale Bemessung der Grundfläche der Gitter mit dem **Faktor 2** angesehen werden. Dieser kann bei Bedarf durch einen rechnerischen Nachweis ersetzt werden. Die berechnete Summe wird zu den sonst vorhandenen Nebenblechen usw. addiert.

6.5.5.2 Frei bewitterte Stahlkonstruktionen

Balkongitter, Balkonanbauten, Vordächer und Treppenhäuser aus Stahl, die nicht nur aus brandschutzrechtlichen Gründen ausgeführt werden, können bei entsprechender Planung mit vertretbaren Mehrkosten so ausgeführt werden, dass keine verzinkten Stahlflächen der Bewitterung ausgesetzt sind.

In der Regel bestehen an die Oberfläche dieser Konstruktion gestalterische Anforderungen, die entweder zu einer Beschichtung der Stahlbauteile oder zu einem teilweisen Ersatz durch andere Materialien führen. Geländer, speziell Handläufe, können dabei alternativ z. B. aus Holz oder Edelstahl ausgeführt werden. Für Treppenstufen und horizontale Flächen sind Holz, Edelstahlbleche oder pulverbeschichtete Stahlbleche einsetzbar. Die tragende Stahlkonstruktion kann nach einer Verzinkung mit Kunstharzsystemen beschichtet werden und erhält dadurch einen zusätzlichen Witterungsschutz. Für die Beschichtung stehen technisch leistungsstarke, lösemittelfreie oder wasserdispergierte Systeme zu Verfügung.

Abbildung 6.5-19: Beispiel für verzinktes Balkongitter und Edelstahlterrasse



6.5.5.3 Brandschutztechnisch notwendige Stahlkonstruktionen

Das Bauordnungsrecht schreibt für bauliche Anlagen ausreichende Rettungswege vor. Das führt bei vielen Gebäuden zum Bau von äußeren Fluchttreppenhäusern in Gebäudebereichen, die sonst nicht begangen werden. Aus Kostengründen werden diese Fluchtwege häufig als verzinkte Stahlkonstruktionen mit Plattformen und Stufen aus Gitterrosten ausgeführt. Für diese industriell vorgefertigten Gitterrost-Elemente gibt es keine aus Kostengesichtspunkten vertretbaren Alternativen.

Es wird deshalb vorgeschlagen, für Konstruktionen, die ausschließlich brandschutztechnischen Anforderungen entsprechen, keine Einschränkung beim Einsatz von verzinkten Gitterrosten vorzusehen und nur für die Tragkonstruktion eine Beschichtung zu fordern. Die Kombination von verzinkten Gitterrosten und lackierten Stahlträgern ist eine gängige Praxis (siehe Abbildung 6.5-20), mit der die Vermeidung von Zinkeinträgen in einem vertretbaren Kostenrahmen gehalten werden kann.

Abbildung 6.5-20: Spindeltreppe mit Gitterstufen und Treppenturm mit beschichtet Wangen und Stufen aus verzinktem Gitterrost



7 Dokumentation und Weiterentwicklung ökologischer Bewertungsansätze im Bereich Dachmaterialien

7.1 Überblick über Untersuchungen zur ökologischen Bewertung von Dach- und Fassadenmaterialien

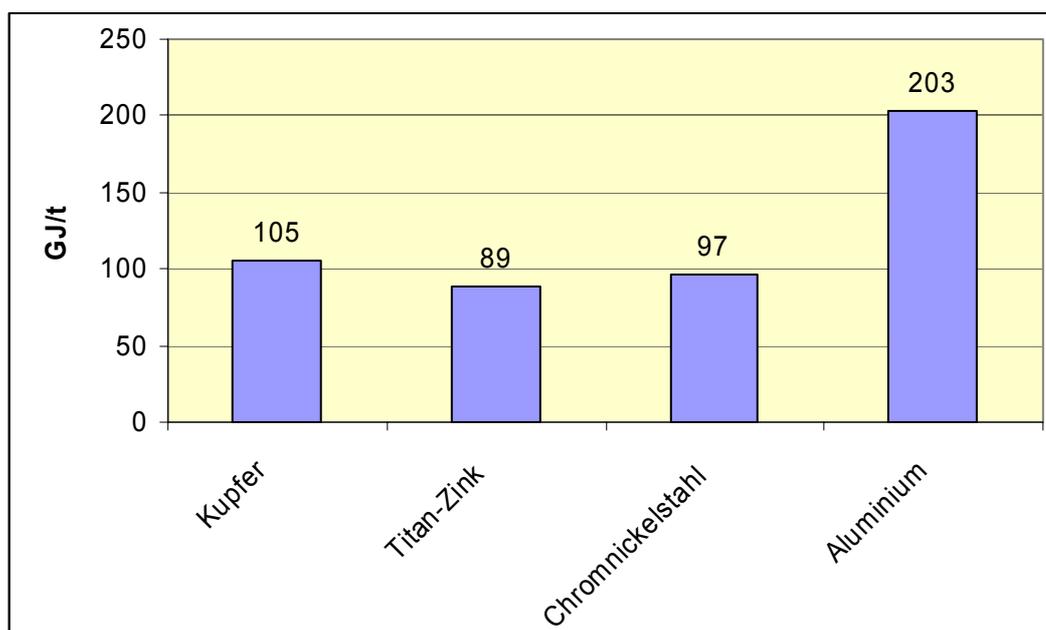
Im Bereich Bauen bzw. Baumaterialien wurden in den letzten Jahren verschiedene ökobilanzielle Untersuchungen auf der Baustoff-, Bauelement- und Gebäudeebene durchgeführt. Im Folgenden werden zunächst Arbeiten beschrieben, die sich direkt mit der Analyse und Bewertung von Dachmaterialien befassen. Zusätzlich werden verschiedene Untersuchungen aus dem Bereich Bauen und Wohnen vorgestellt, die sich mit der Entwicklung von Umweltlabeln im Baubereich sowie mit der Problematik von Schadstoffen in Bauprodukten befassen und damit einen indirekten Bezug zum Thema Dachmaterialien aufweisen.

Von der Vereinigung der öffentlichen Bauherren der Schweiz, die sog. „Koordination der Bau- und Liegenschaftsorgane des Bundes“ (KBOB) wurden **Empfehlungen zum Einsatz von Metallen für Dächer und Fassaden** erarbeitet (KBOB, 2001). Dabei wird wegen der hohen Metallverluste während der Nutzung vom großflächigen Einsatz von Kupfer und Titanzink insbesondere im Dachbereich abgeraten. Zwar können die Metallabschwemmungen mit speziellen Filtersystemen weitestgehend zurückgehalten werden, allerdings müssen die Filtermaterialien nach Erreichen der Adsorptionskapazität umweltgerecht entsorgt oder aufbereitet werden. Dasselbe gilt für die Versickerung in Mulden bzw. Sickerschächten. Aluminium und Chromnickelstahl sind dagegen sehr korrosionsbeständig. Betrachtungen bezüglich für die Herstellung notwendigen "Grauen Energie" seien wenig relevant, die angegebenen Daten sind in Abbildung 7.1-1 dargestellt. Für kleinflächige Anwendungen wie bspw. Dachrinnen und Ablaufrohre wird empfohlen, wenn unter technischen und architektonischen Gesichtspunkten möglich auf Werkstoffe wie z. B. Chromnickelstahl zurückzugreifen, die ein besseres Abschwemmverhalten als Kupfer und Titanzink aufweisen. Auf den Einsatz von Blei sollte ganz verzichtet werden.

Die KBOB hat neben den Empfehlungen zum Einsatz von Metallen für Dächer und Fassaden auch Empfehlungen für Projektleiter und Planer zur Planungs- und Ausführungsphase von begrünten Dachflächen (ERFA/BUWAL, 1994 und 1997) herausgegeben. Im Projekt „**Erarbeitung von stofflichen Kriterien für Baumaterialien**“ des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern wurde ausgehend von der Gründachrichtlinie für Extensivbegrünungen mit Hilfe der Ökobilanz-Methode eine gesamtökologische Bewertung von Bauteilen im Hinblick auf die Beurteilung ganzer

Dachbegrünungssysteme sowie ein Umwelt- und Qualitätslabel erarbeitet. Das Bewertungssystem wurde anhand von bestehenden Dachbegrünungen auf Plausibilität überprüft und in das Kriteriensystem des bestehenden Qualitäts-Labels für Dachbegrünungen integriert.

Abbildung 7.1-1: Vergleich der für die Herstellung notwendigen Energiewerte verschiedener Metalle jeweils ohne Recyclinganteil (nach KBOB, 2001)²⁷



In der Studie „**Produkt- und Ökopprofil von Metaldächern**“ von Coutalides et al. (2000) wurden Produkte aus den Materialien Kupfer, Kupfertitanzink, Chromnickelstahl und UGINOX FTE^{®28} untersucht. Mit Hilfe des vorliegenden Ökoprofiles wurden in Bezug auf Metaldächer eine Reihe von Kriterien (z. B. Ökotoxizität, Metalleinträge in die Umwelt, Materialbeständigkeit, Korrosions- und Abschwemmraten) erfasst. Die Aussagen bezüglich der verschiedenen Metalle wurden einander gegenübergestellt und argumentativ einer Bewertung unterzogen. Zum Vergleich des Energieverbrauchs der Materialien und Baustoffe wurde die Größe der „grauen Energie“ verwendet, die Umweltbelastungen durch den Energie-Input und die damit verbundenen Emissionen bei

27 Bei einem Vergleich der Materialien ist entsprechend dem Vorgehen in Kap. 6 die Recyclingrate sowie das funktionale Äquivalent zu berücksichtigen (bspw. 1 m² Dach- oder Fassadenfläche).

28 UGINOX FTE[®] ist ein nichtrostender, ferritischer, titanstabilisierter 17 % Chrom-Stahl mit einer zusätzlichen beidseitigen Zinnbeschichtung. Aufgrund seiner Materialeigenschaften hat sich dieser rostfreie Edelstahl zu einem besonderen Werkstoff für die Gestaltung von Dach und Wand entwickelt.

der Herstellung des Baustoffes vom Rohstoffabbau bis zum letzten Verarbeitungsschritt bewertet. Danach stellen Metallbleche als Dachbedeckung generell eine energieintensive Variante dar. Dachziegel aus Ton würden dagegen nur einen Bruchteil der Energie benötigen. In Bezug auf die Ökotoxikologie werden sowohl Kupfer- als auch Zinkdächer als nachteilig bewertet. Insbesondere das relativ kurzfristige Erreichen von Richt- und Sanierungswerten der Böden bei Versickerungsanlagen wird als kritisch angesehen. Eine Gesamtempfehlung wird in der Studie nicht gegeben. Die Aussagen bezüglich der verschiedenen Metalle werden jedoch einander gegenübergestellt und argumentativ einer Bewertung unterzogen. Daraus resultiert ein Ökopprofil, aus dem die Stärken und Schwächen der Werkstoffe respektive Produkte in den jeweiligen Bewertungskriterien (graue Energie, Ökotoxizität, Langlebigkeit, etc.) aufgezeigt werden. Von Industrieseite werden die Ergebnisse dieser Studie allerdings stark kritisiert, u. a. da wichtige Literatur und neuere Daten nicht berücksichtigt worden seien und die längere Lebensdauer von Metalldächern vernachlässigt wurde (Kenyeresy, 2004).

Witassek et al. (1998) untersuchten in ihrer Studie **„Produktökobilanzen und ihre Anwendungsmöglichkeiten im Baubereich“** die Möglichkeit, mit der Ökobilanz-Methode einen Vergleich von Bauprodukten aus unterschiedlichen Materialvarianten durchzuführen, um zu Bewertungen und Optimierungsentscheidungen zu gelangen sowie um materialbezogene Prioritäten zwischen PVC-Produkten und Produkten anderer Materialien unter ökologischen Gesichtspunkten zu bilden. Eine weitere Zielsetzung des Projekts lag im Vergleich von Materialien unterschiedlicher Rohstoffbasis (mineralisch, fossil, nachwachsend), um entscheidungsrelevante Informationen bereitzustellen. Anhand von Fallbeispielen wurde an der methodischen Weiterentwicklung im Hinblick aufbauspezifische Besonderheiten gearbeitet, die sich aus der Einbindung von Bauprodukten in Konstruktion und Gebäude ergeben. Bei der Auswahl der Fallbeispiele wurde bei der Alternativenauswahl zwischen zwei Ebenen unterschieden: die Ebene der Bauteile (Fenster, Fußbodenbeläge und Dachbahnen) und die Ebene der Bauprodukte (PVC-haltige Produkte und Produkte auf Basis fossiler, mineralischer und nachwachsender Rohstoffe). Ziel der Auswahl von Materialalternativen aus den vier Stoffgruppen Kunststoffe, Mineralstoffe, Metalle und nachwachsende Rohstoffe, war die Herausarbeitung von materialgruppenspezifischen Merkmalen für die Umweltbeeinflussungen.

Im Bereich der Dachbahnen erfolgte aufgrund einer schlechten Datenlage zu Bitumenbahnen zum Bearbeitungszeitraum eine Reduktion auf PVC- und PIB-Bahnen. Da die in der Datenzusammenstellung eingeflossenen Datenlücken erheblich waren, konnten keine quantitativen Wirkungsabschätzungen, sondern nur Interpretationen auf Basis der Sachbilanzergebnisse für die fertig eingebauten Bauprodukte durchgeführt werden. Besonders negative Einflüsse von Flachdächern während der Nutzungsphase existie-

ren kaum, da Dächer nicht in dem Sinne genutzt werden wie bspw. Fenster oder Bodenbeläge, sondern überwiegend gleich bleibenden Witterungsansprüchen ausgesetzt sind. Ausnahmen sind lediglich dort erkennbar, wo besondere Luftverschmutzungen, bspw. durch Industrieemissionen in der Nachbarschaft, einwirken können.

Als funktionales Äquivalent bei Dachbahnen wurde 1 m² funktionsfähig abgedeckte Dachfläche für die Gebäudezielgruppe „mehrgeschossiger Wohnungsbau, Flachdach“ festgelegt. Für die beiden untersuchten Dachbahn-Materialien wurden in der Studie keine nutzungsbezogenen Szenarien zusammengestellt, da Informationen zum Nutzungsverhalten und zur zeitlichen Komponente von analysierten Schadensbildern und -häufigkeiten fehlten und nur geringe Unterschiede der Materialien im langfristigen Nutzungsverhalten auftreten. Bzgl. toxikologischer Fragestellungen (z. B. Freisetzung humantoxischer Substanzen) wurde auf die Notwendigkeit toxikologischer Risikoanalysen hingewiesen. Nachnutzungsaspekte spielen bei den untersuchten Flachdach-Materialien keine erkennbare Rolle.

Um den Verhältnissen der Praxis besser zu entsprechen, wurde außerdem als methodische Weiterentwicklung der Ökobilanzierung von Bauprodukten ein Vorschlag unterbreitet, um die Einflüsse der Nutzungsphase zu quantifizieren. Dies erfolgte anhand einer genauen Analyse der Einflüsse von Materialeigenschaften auf Planung, Einbau, Pflege, Wartung und Instandsetzung und ihrer Wirkungen auf die Nutzungsdauer für die untersuchten Bauprodukte in konkreten Einbausituationen.

Mit dem „**Leitfaden Nachhaltiges Bauen**“ bietet das Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen (2001) ganzheitliche Grundsätze zum nachhaltigen Planen und Bauen, Betreiben und Unterhalten sowie zur Nutzung von bundeseigenen Liegenschaften und Gebäuden an und möchte gleichzeitig zur Umsetzung der Grundsätze in die Praxis beitragen. Der Leitfaden fokussiert Planungsempfehlungen sowie die ökologische Bewertung gebäuderelevanter Bereiche. Fragen der Wirtschaftlichkeit, Gesundheit, Behaglichkeit und soziokulturelle Aspekte finden ebenso Berücksichtigung wie die Verankerung ökologischer Prinzipien in der Ausschreibung und Baudurchführung. Außerdem werden Möglichkeiten zur Kostenreduktion in der Nutzungsphase sowie für eine Qualitätssicherung aufgezeigt. Als Praxishilfe wird eine Checkliste angeboten.

Im Rahmen des Leitfadens wird bzgl. der Auswahl von Produkten für abflusswirksame Flächen empfohlen, Materialien zu wählen, die einen nachteiligen Stoffaustrag und eine Akkumulation im Boden begrenzen. Für Dachmaterialien werden außerdem Daten zur mittleren Lebenserwartung für das Bauteil „nicht-tragende Konstruktion, Dächer“ gegeben (s. Tabelle 7.1-1). Unter Federführung des Bauministeriums werden die Arbeiten zum Leitfaden fortgesetzt.

Tabelle 7.1-1: Lebenserwartung von Bauteilen im Bereich Bedachung (nach: Leitfa-
den Nachhaltiges Bauen)

Bauteil/Bauteilschicht	Mittlere Lebenserwartung [a]
Flachdachabdichtungen ohne Schutzschichten	20
Flachdachabdichtungen mit Schutzschichten (begrünt, bekiest)	30
Dacheindeckungen geneigte Dächer:	
Zinkblech	35
Faserzementwellplatten, kleinformatige Faserzementplatten	40
Dachziegel, Betondachsteine	50
Schieferplatten	70
Kupfer	50
Dachentwässerung außenliegend	
Kunststoff	20
Zinkblech	25
Kupferblech	50

Ziel der am Stuttgarter Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde (IKP) durchgeführten Untersuchung „**Ganzheitliche Bilanzierung von Fenstern und Fassaden**“ (Baitz/Kreißig, 1997) war es, die mit Fenstern und Fassaden in Zusammenhang stehenden Einwirkungen auf die Umwelt über den gesamten Lebenszyklus zu erfassen, um einen Ist-Stand gängiger Konstruktionen zu erhalten und Optimierungsmöglichkeiten zu identifizieren. Dies erfolgte für vier Fensterrahmen-Materialien (Holz, Holz-Aluminium, Aluminium, PVC) und zwei Fassadenkonstruktionen (Stahl-Aluminium, Aluminium). Obwohl die Materialien Kupfer und Zink nicht in die Untersuchung einbezogen wurden, sind die Arbeiten auch für die vorliegende Fragestellung von Relevanz. Die umweltrelevanten Beeinflussungen vor der Produktion (z. B. Energiebereitstellung, Rohstoffgewinnung) sowie nach der Produktion (z. B. Nutzung, Recycling, Entsorgung) wurden auf die für die Branche der Fenster- und Fassadenherstellung typischen Verhältnisse abgestimmt und so das Gesamtsystem „Lebenszyklus“ simuliert. Als Werkzeug zur Modellierung des gesamten Lebenszyklus mit Berechnung und Darstellung der Wirkpotenziale wurde die Methode der „Ganzheitlichen Bilanzierung“ verwendet, wobei der Schwerpunkt auf dem umweltbezogenen Teil lag. Die Vorgehensweise orientiert sich an den in DIN-EN-ISO 14040 ff. beschriebenen Grundsätzen. Die Darstellung der Ergebnisse erfolgte auf Wirkbilanzebene. Die Beiträge zu den Wirkpotenzialen zeigten, dass bei integraler Betrachtung keine Konstruktion durch Vor- oder Nachteile signifikant hervortritt. Die Einflüsse von Fenstergröße und Einbausituation

verdeutlichten zudem, dass die Wahl des Rahmenmaterials nur einen relativ geringen Einfluss auf die Gesamtbilanz inklusive Nutzungsphase hat. Materialverbote sind deshalb nach Auffassung der Autoren nicht geeignet, ökologische Verbesserungen im Fenster- und Fassadenbereich zu erreichen.

Das Thema Umweltkennzeichnung war Inhalt des Projekts „**Umweltzeichen für ökologische Bauprodukte**“ das von 1998 bis 2000 im Auftrag des Umweltbundesamts gemeinsam vom Institut für industrielle Bauproduktion der Universität Karlsruhe (Projektleitung), dem Öko-Institut Freiburg, dem Institut für Technische Chemie des Forschungszentrums Karlsruhe sowie dem Institut für Baustofftechnologie der Fachhochschule Kiel durchgeführt wurde (UBA, 2001). Ziel des Projekts war es, eine wissenschaftliche Grundlage und ein Konzept für die Vergabe von Umweltzeichen für ökologische Bauprodukte zu erarbeiten, da Bauprodukte im Hinblick auf das Ausmaß von Umwelt- und Gesundheitswirkungen eine wichtige Produktgruppe darstellen. Vor dem Hintergrund des Wunsches der Fachöffentlichkeit ein transparentes, neutrales und verlässliches Umweltzeichen am Markt zu etablieren, wurde mit dem erarbeiteten Umweltkennzeichen-Konzept versucht, die Spezifika von Bauprodukten mit den Anforderungen und Erwartungen der verschiedenen Akteure, insbesondere der privaten Verbraucher, der Bauherren, der Architekten und Fachplaner zu verbinden. Die dazu notwendige Informations- und Datenbereitstellung untergliedert sich in die drei Bestandteile

- (1) Produktdeklaration, die die Angaben sämtlicher Eigenschaften des Produkts, seine Einsetzbarkeit, seine Lebensdauer, seine vollständige Zusammensetzung und seinen Entsorgungsweg beinhaltet,
- (2) Ökobilanz der Bauprodukte sowie
- (3) Nachweis eines innerbetrieblichen Umweltmanagementsystems.

Aspekte der Nutzungsphase wie Gebrauchsdauer, Unterhaltsaufwand (z. B. Reinigungsmittel, Oberflächenbehandlung, etc.), Emissionen in das Bauwerksinnere sowie in die Bauwerksumgebung, gesundheitliche Aspekte (z. B. Augen- und Hautkontakt, etc.) und Umweltaspekte (Wasser, Boden, Luft/Atmosphäre) fließen in die Produktdeklaration des Bauprodukts ein, da die Umweltauswirkungen eines Bauwerks, das den definitionsgemäßen Einsatzbereich eines Bauprodukts darstellt, in der Nutzungsphase am größten sind. Neben Aspekten der Heizenergiebereitstellung spielen auch Unterhalts- und Erneuerungsarbeiten während der Lebensdauer des Bauwerks eine Rolle. Der Aufwand dafür hängt davon ab, welche Bauprodukte (z. B. langlebige, reparaturfreundliche Produkte) konkret eingebaut wurden und in welchem Einbaukontext sie stehen. Dies schließt den Fall einer frühzeitigen Erneuerung eines Bauprodukts ein, wenn ein darunter liegendes Bauteil ersetzt werden musste. Hinzu kommt, dass die

Nutzer bzw. Besitzer den Zeitpunkt und das Ausmaß der Unterhalts- und Erneuerungsmaßnahmen individuell bestimmen. Aufgrund der damit verbundenen Komplexität konnte der Einfluss der Nutzenden sowie die Einbausituation in einem Bauwerk bei der Vergabe eines Umweltzeichens nicht detailliert berücksichtigt werden, da die Anzahl denkbarer Alternativen zu hoch war. Außerdem beziehen sich Fragen der Nutzungsphase (bspw. Wärmeschutz, Schallschutz, etc.) auf Fragen der Planung der Bauwerke. Diese können jedoch nicht an einzelnen Handelsprodukten festgemacht werden und entziehen sich damit der Beurteilung durch ein Umweltkennzeichen.

In dem entwickelten Konzept eines Umweltkennzeichens wurde als weiteres Kriterium vorgeschlagen, nach Abschluss der Informationsbereitstellung eine Bewertung der Bauprodukte innerhalb der Produktgruppe vorzunehmen. Dazu wurde ein rechnerisches Durchschnittsprodukt („generisches Bauprodukt“) gebildet. In der Diskussion mit Praktikern aus Industrie, Wissenschaft und Behörden wurde allerdings deutlich, dass die in diesem Konzept vorgeschlagene Bewertung der konkreten Produkte in Relation zum „generischen Bauprodukt“ schwierig ist, weshalb eine solche Bewertung bei der Umsetzung des Konzepts nicht weiter verfolgt wurde. Von Seiten der Anwender zeigte sich aber, dass eine klare Akzeptanz zu der geplanten inhaltlichen und organisatorischen Vorgehensweise vorliegt.

Ebenfalls im Auftrag des Umweltbundesamtes führte das Öko-Institut detaillierte und umfassende **Stoffstromanalysen für das Bedürfnisfeld Bauen und Wohnen** durch (UBA, 2004). Neben einer Datenbasis für die Bundesebene wurde eine Methodik sowie ein Software-Tool (BASiS, Bedarfsorientiertes Analysewerkzeug für Stoffströme in Szenarien) für die Berechnung von Szenarien im Bedürfnisfeld Bauen und Wohnen geschaffen. Die Ergebnisse der Untersuchung zeigen bspw. auf, welche Einsparpotenziale beim Ressourcenverbrauch für Baustoffe und welche Energieeinsparpotenziale im Bedürfnisfeld Bauen und Wohnen in der Nutzungsphase bestehen. Aufbauend darauf wurden dann im Rahmen des Projekts „**Zukunftsfähiges Schleswig-Holstein**“ Handlungsoptionen identifiziert und Prioritäten für eine vorsorgende Umweltpolitik zusammen mit den Akteuren im Bedürfnisfeld Bauen und Wohnen herausgearbeitet.

Graulich (2001) führt in der Untersuchung „**Vom Niedrig-Energiehaus zum Niedrig-Schadstoffhaus**“ eine Integration von schadstoffbezogenen Bilanzierungen in die Ökobilanzen von Wohngebäuden auf Ebene der Baustoffe durch und versucht damit die Lücke der fehlenden Erfassung und Wirkungsabschätzung von Schadstoffen, die direkt in Baustoffen und -materialien enthalten sind, zu schließen. Es wurden schadstoffbezogene Bilanzierungen nachträglich in zwei bereits bestehende Gebäudeökobilanzen integriert. Für fünf ausgewählte Baustoffe - Farben und Lacke, Holzschutzmittel, Klebstoffe, Dichtungsmittel sowie Zement - wurden die in ihnen enthaltenen gefährli-

chen Inhaltsstoffe bilanziert und deren Wirkungen abgeschätzt. Zu im Dachbereich besonders interessanten Baustoffen wurden allerdings keine Untersuchungen vorgenommen.

Die erarbeitete Übersicht zeigt, dass bislang nur in sehr wenigen Arbeiten die Problematik der Auswahl und Bewertung von Dach- und Fassadenmaterialien unter Einbezug von Kupfer, Zink und Blei untersucht wurde. Die vorliegenden Untersuchungen stellen deutlich heraus, dass mit diesen Materialien aufgrund der stattfindenden Korrosionsprozesse und den daraus resultierenden Umweltbelastungen in der Nutzungsphase deutliche Nachteile verbunden sind. In den Empfehlungen der KBOB (2001) wird deshalb ein weitgehender Verzicht auf die Anwendung angeraten. Das Problem der Gewichtung der Wirkungen in unterschiedlichen Umweltkategorien wird dabei allerdings nicht näher untersucht.

Die bisherigen Untersuchungen zur Umwelt-Kennzeichnung und zur ökobilanziellen Bewertung von Bauprodukten zeigen, dass es in diesem Bereich besondere Randbedingungen gibt, die zu berücksichtigen sind und die zum Einen einen umfassenden Ansatz, zum Anderen aber auch die Betrachtung der spezifischen Situation erfordern. Zu nennen sind hier z. B. die große Bedeutung der Nutzungsphase bei Bauprodukten, der Einfluss der Einbau- und sonstigen Randbedingungen, die eine nur produktbezogene Bewertung deutlich erschweren oder auch sehr unterschiedlichen Nutzungsdauern von Produkten, die nur teilweise durch die Produkteigenschaften festgelegt werden. Hier besteht deshalb weiterhin erheblicher Forschungsbedarf. Dies gilt insbesondere auch für den Bereich der Umweltkennzeichnung von Dach- und Fassadenmaterialien.

7.2 Weiterentwicklung existierender ökologischer Bewertungsansätze

Die im Rahmen des Forschungsvorhabens untersuchten Dachmaterialien wie Kupfer und Zink werden als Werkstoff für eine Vielzahl von Verwendungen eingesetzt und sind deshalb auch Bestandteil in zahlreichen ökobilanziellen Untersuchungen. Für die Herstellung und Verarbeitung dieser Materialien stehen entsprechende Informationen und Daten zur Verfügung. Die in Kapitel 7.1 beschriebenen Arbeiten haben jedoch gezeigt, dass speziell bei Bauprodukten die Nutzungsphase eine besondere Rolle für die ökologische Bewertung spielt. Im Folgenden wird deshalb auch darauf eingegangen, welche Bedeutung die erarbeiteten Ergebnisse zu den Schwermetalleinträgen durch die Verwendung von Kupfer und Zink im Dach- und Fassadenbereich besitzen.

Herstellung und Verarbeitung

Für die Erarbeitung von Ökobilanzen werden im Allgemeinen Software-Programme eingesetzt, die diese Arbeiten unterstützen und insbesondere für zahlreiche Rohstoffe Standard-Datensätze zur Verfügung stellen. Es ist dabei immer darauf zu achten, dass für den Anwendungsfall geeignete Daten verwendet werden, die repräsentativ (geografisch, zeitlich, Technologie) und bei Vergleichen konsistent bezüglich der Randbedingungen und verwendeten Hintergrunddaten sind.

Im Folgenden werden verschiedene, beispielhaft ausgewählte Ökobilanz-Programme hinsichtlich ihrer Daten zu den relevanten Materialien ausgewertet. Folgende Programme wurden einbezogen:

- **Umberto**

Umberto ist eine Software zur Darstellung, Analyse und Simulation von Stoff-, Energie- und Kostenströmen auf Betriebs-, Produkt- oder Prozessebene. Umberto wurde gemeinsam vom Institut für Umweltinformatik Hamburg GmbH (ifu) und dem Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (ifeu) aufgebaut. Im Auftrag des Umweltbundesamtes hatte das ifeu bereits Ansätze zur Bewertung von Sachbilanzen entwickelt. Gemeinsam mit dem ifu wurde dann Umberto zur Sachbilanzierung als Software-Tool umgesetzt. Seit 1994 wird Umberto kontinuierlich weiterentwickelt und den wachsenden Ansprüchen aus der Ökobilanztheorie und -praxis angepasst (www.ifeu.de und www.ifu.com).

- **GEMIS** (Globales Emissions-Modell integrierter Systeme)

Das Computerprogramm GEMIS wurde als Instrument zur vergleichenden Analyse von Umwelteffekten der Energiebereitstellung und -nutzung vom Öko-Institut und der Gesamthochschule Kassel (GhK) in den Jahren 1987 bis 1989 entwickelt und seitdem kontinuierlich verbessert und aktualisiert. GEMIS ist eine Datenbank mit Bilanzierungs- und Analysemöglichkeiten für Lebenszyklen von Energie-, Stoff- und Transportprozessen sowie ihrer beliebigen Kombinationen.

- **GaBi** (Ganzheitliche Bilanzierung)

Die Software GaBi sowie die Datenbank zur Software wurden vom Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde (IKP) der Universität Stuttgart gemeinsam mit der PE Europe GmbH, Leinfelden-Echterdingen entwickelt. GaBi ist ein Software-System zur ganzheitlichen Bilanzierung, Analyse und Bewertung von lebenszyklusrelevanten Fragestellungen. Zusätzlich zur Software werden verschiedene Zusatzdatenbanken angeboten. Diese Datensätze basieren auf Erfahrungen aus Industriekooperationen und Patent-/Fachliteratur. Die Datensätze decken u. a. die Bereiche Metalle (Stahl, Alumi-

nium und Nichteisenmetalle) und Kunststoffe ab (Eyerer/Reinhardt, 2000; www.gabi-software.de).

7.2.1 Verwendete Ökobilanz-Datengrundlage

Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurde von PE Europe eine Sonderauswertung zu den relevanten Materialien durchgeführt (u. a. Kupfer, Zink, Aluminium), um eine möglichst aktuelle Datengrundlage verwenden zu können. Dabei wurde jeweils der Arbeitsschritt der Blechherstellung mit einbezogen. Die Ergebnisse dieser Arbeiten sind im Anhang ausführlich dokumentiert. In diese Auswertung sind u. a. die Ergebnisse der Industriekooperationen und der aktuellen Forschungsarbeiten von PE Europe und IKP eingeflossen.

Folgende Randbedingungen liegen der Bilanzierung zugrunde:

Alle Prozesse wurden bis auf die Elementarflüsse (Ressourcenentnahme, Emissionen, Abfälle) verknüpft. Alle Stoffflüsse, die in das Produktsystem fließen (Inputs) und größer als 1% ihrer gesamten Masse sind oder mehr als 1% zum Primärenergieverbrauch betragen, wurden berücksichtigt. Alle Stoffflüsse, die das System verlassen (Emissionen) und deren Umweltauswirkungen größer als 1% der gesamten Auswirkungen der in der Bilanz berücksichtigten Wirkungskategorie sind, wurden nach Möglichkeit erfasst. Das bedeutet, dass der gesamte relevante Prozessbaum für die Herstellung der Bleche „von der Wiege bis zum Werkstor“ incl. der Transporte berücksichtigt ist.

Die Allokation bei der Koppelproduktion verschiedener Metalle und Schwefelsäure erfolgte nach Marktpreis. Bei Allokationen über Lebenszyklusgrenzen hinweg (Recycling) ist bei langlebigen Produkten dem zeitlichen Aspekt Rechnung zu tragen und die Situation der heutigen Herstellung und eines zukünftigen Recyclings zu trennen. Für die Herstellung wird die heutige durchschnittliche Marktsituation als Verhältnis von Primärmaterial zu Recyclat für das jeweilige Produkt verwendet. Parallel dazu wird ein Recyclingpotential dargestellt, welches den „Wert“ des Produkts nach einer Aufbereitung widerspiegelt (Potential Primärmaterial zu ersetzen).

Für alle Bleche wurde eine identische Sammelquote von 95% nach der Nutzungsphase angenommen. Die Menge Metallschrott, die in der Herstellphase bereits über den Einsatz von Sekundärmaterial eingesetzt wurde, wird „rückgeführt“, um die für die Berechnung des Recyclingpotentials noch verfügbare Menge an Schrotten ermitteln zu können.

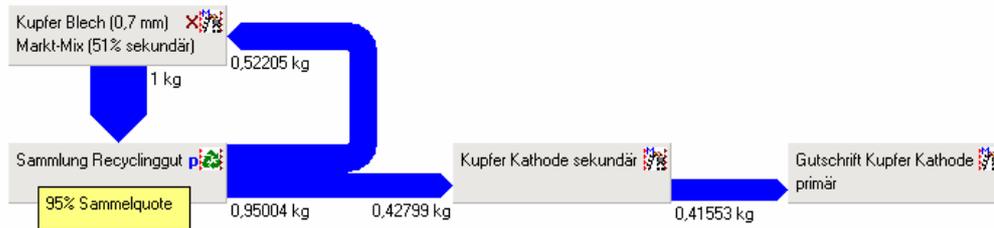
Die folgenden Grafik zeigt beispielhaft den Stofffluss für Kupfer-Blech. Für die Herstellung von einem Kilogramm Kupfer-Blech werden derzeit 522 g Kupfer-Schrott einge-

setzt, was einem Sekundäranteil von 51% entspricht (Differenz sind Verluste). Die nach der Sammlung und Rückführung der 522 g dann noch verfügbare Menge Kupferschrott (428 g) wird zu 415 g Kupferkathode umgeschmolzen. Diese Menge Kupferkathode stellt das Recyclingpotential dar. Es repräsentiert die in der Zukunft nicht aus primären Ressourcen herzustellende Menge Kupferkathode (in Zukunft vermiedene Produktion).

Abbildung 7.2-1: Stofffluss für Kupferblech aus Lebenszyklussicht

DE: Lebenszyklus Kupfer Blech

GaBi 4 Prozeßplan: Masse



Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse für Herstellung plus Recyclingpotential der Bleche. Diese Lebenszyklussicht stellt die Datengrundlage für die Berechnungen in Kapitel 6 dar. Es ist zu beachten, dass sich die Ergebnisse auf jeweils 1 kg Blech beziehen und daher für Vergleiche in jedem Fall noch auf das funktionale Äquivalent (Blechdicke, Dichte des Materials, etc.) umzurechnen sind.

Tabelle 7.2-1: Berechnete Ergebnisse für den Lebenszyklus der Bleche (Berechnungsgrundlage für dieses Projekt)

Lebenszyklus entspricht Herstellung minus Recyclingpotential	Kupfer Blech (0,7 mm)	Kupfer Blech verzinkt (0,7 mm)	Zink Blech (0,7 mm)	Alu Blech (1 mm)	Stahl Blech verzinkt (1,5 mm)	Edelstahl Blech (1 mm)
Referenzeinheit	1 kg	1 kg	1 kg	1 kg	1 kg	1 kg
Energetische Ressourcen						
Primärenergie nicht erneuerbar [MJ]	19,2	23,0	12,1	54,0	14,8	43,7
Primärenergie erneuerbar [MJ]	0,1	0,0	0,9	4,3	0,7	6,3
Wirkkategorien Output						
GWP [kg CO ₂ -Äqv.]	1,24	1,46	0,69	3,81	1,69	3,48
ODP [kg R11-Äqv.]	9,6E-08	9,5E-08	1,5E-07	6,2E-07	1,4E-07	5,8E-07
AP [kg SO ₂ -Äqv.]	0,0030	0,0032	0,0031	0,0107	0,0038	0,0321
EP [kg PO ₄ -Äqv.]	0,0003	0,0003	0,0002	0,0009	0,0003	0,0016
POCP [kg C ₂ H ₄ -Äqv.]	0,0002	0,0002	0,0002	0,0019	0,0004	0,0008

7.2.2 Auswertung bestehender Ökobilanzdaten für Metalle

Bei der Analyse der in den oben beschriebenen Ökobilanz-Werkzeugen vorhandenen Daten wurde neben Kupfer und Zink als ein mögliches Substitut zusätzlich Aluminium berücksichtigt. Zu den Randbedingungen der Daten in den unterschiedlichen Programmen liegen folgende Informationen vor:

- **Kupfer in Umberto**

Das Modul zu Kupfer beschreibt den Abbau und die Herstellung von Reinkupfer. Der Abbau von Kupfererzen findet überwiegend im Tagebau statt. Es wird von einem Primärkupfereinsatz von 60 Prozent und einem Sekundärkupfereinsatz von 40 Prozent ausgegangen. Die Systemgrenzen gehen vom Abbau über die Aufarbeitung bis zur Herstellung von Elektrolytkupfer. Verluste an Kupfer durch Abbau und Aufarbeitung wurden nicht berücksichtigt. Die Formgebung wurde nicht erfasst. Die Angaben schließen die Energiegewinnung samt Vorkette mit ein. Der Transport der Materialien wurde anhand Umberto-eigener Transportmodule berechnet und in die Bilanz mit einbezogen. Der Bezugsort der Daten ist Deutschland. Der Bezugszeitraum ist Anfang der 1990er Jahre.

- **Kupfer in GEMIS**

Die Prozesskette für Primärkupfer beginnt mit der Erzförderung, für die ein Schätzwert des Kraftbedarfs von 1 MJ/kg Bauxit angenommen wird, der über einen generischen Dieselmotor bereitgestellt wird. Das Kupfererz mit einem Kupfergehalt von 33 Prozent wird mit einem Frachtschiff über eine Entfernung von 15 000 km nach Deutschland gebracht und dort verhüttet. Die bilanzierte Prozesskette für Primärkupfer sowie die daraus generierten Daten gelten für Deutschland im Bilanzzeitraum von 1992 bis 1994. Der Kupfer-Mix besteht aus 50 Prozent Primärkupfer und 50 Prozent Sekundärkupfer.

- **Kupfer in GaBi**

Aufgrund der oben beschriebenen Sonderauswertung liegen über GaBi die aktuellsten Daten vor. Die Daten für die primäre Kupferherstellung und die Blechherstellung wurden auf Basis aktueller Literatur mit Abstützung auf Industrieangaben bilanziert, das Kupferrecycling auf Basis von Krüger/Rombach (1998) und zusätzlichen Industrieangaben. Bezugsraum ist Europa, der Anteil an Sekundärmaterial wurde mit 51 % bilanziert.

- **Zink in Umberto**

Die Angaben zu Zink beschreiben die Zinkbereitstellung aus der Lagerstätte einschließlich der Vorketten und des Transports nach Deutschland. Allerdings ist der Zinkabbau nur sehr grob bilanziert, d. h. die Datenqualität ist relativ gering. Der Bezugszeitraum der Daten liegt etwa in den 1990er Jahren. Bezugsraum sind die USA

und Australien (größte Abbaugelände) für den Import nach Deutschland. Neben den Vorketten ist auch der Transport des Zinks nach Deutschland mit eingeschlossen.

- **Zink in GEMIS**

Die Daten in GEMIS beziehen sich auf Zink aus Zinkverhüttung (Primärzink: Prozesse\Metall\Zink). Die Angaben sind aus (ETH, 1995) entnommen.

- **Zink in GaBi**

Für die Herstellung von Primärzink wurden aktuelle Industrieinformationen ausgewertet. Der Bezugsraum ist Deutschland. Den Daten für das Zinkrecycling und die Halbzugherstellung liegt die Arbeit von Krüger et al. (2001) zu Grunde. Für den Anteil an Sekundärzink wurde nach Angaben der IZA Europe (International Zinc Association Europe) ein Wert von 41 % verwendet.

- **Aluminium in Umberto**

Die Daten zu Aluminium umfassen die Herstellung von Aluminium ab dem Abbau der natürlichen Ressource bis zur Herstellung von Aluminium-Guss. Die in Umberto genannten Angaben beziehen sich auf 100 Prozent Primäraluminium, d. h. es erfolgt kein Einsatz von Aluminiumschrott. Es werden die schweizerischen Verhältnisse Anfang der 1990er Jahre wiedergegeben. Die Angaben über Transport wurden anhand Umberto-eigener Transportmodule berechnet und in die Bilanz mit einbezogen. Die Energiedaten schließen die Verfahren Bauxitabbau, Tonerde-Produktion, Anoden- und Aluminium-Fluorid-Produktion, Schmelzflusselektrolyse und Gießen mit ein. Die Produktion von Natriumhydroxid ist nicht enthalten.

- **Aluminium in GEMIS**

Die Prozesskette für Aluminium beginnt in GEMIS mit der Förderung von Bauxit, das mit einem Frachtschiff über eine Entfernung von 15 000 km nach Deutschland gebracht und dort zu Tonerde (Al_2O_3) umgewandelt wird. Die Tonerde wird dann in Primäraluminiumhütten mittels Schmelzflusselektrolyse (Hall-Heroult-Prozess) elektrolytisch zu Aluminium verarbeitet.

- **Aluminium in GaBi**

Der Bilanzierung sowohl des Primäraluminiums als auch des Aluminiumrecyclings liegen Angaben der EAA (European Aluminium Association) zu Grunde. Bezugsraum für das Aluminiumblech ist Deutschland. Da bislang keine Daten zum Umfang des Aluminiumrecyclings im Bereich Aluminiumblech vorliegen, wurde davon ausgegangen, dass nur ein interner Rückfluss von ca. 30 % (Verwendung von sogenanntem Neuschrott), aber kein Rückfluss von (Alt-) Schrotten, d. h. von tatsächlich genutztem Material, stattfindet, was aus Sicht der Ökobilanz einer worst case Betrachtung gleichkommt.

In Tabelle 7.2-2 sind beispielhaft für die Wirkungskategorie Treibhauspotenzial die Ergebnisse aus den unterschiedlichen Datenquellen gegenübergestellt. Der Vergleich zeigt erhebliche Unterschiede zwischen den einzelnen Datenquellen, für Zink liegen die Werte aus Umberto z. B. 3,5 mal so hoch wie die aktualisierten GaBi-Daten. Für andere Kategorien wie kumulierter Energieaufwand (KEA), Versauerungspotenzial (AP), Photooxidantienbildungspotenzial (NCPOCP) oder Eutrophierungspotenzial (EP) ergab der Vergleich ähnliche Ergebnisse. Ursache der Unterschiede sind die unterschiedliche Aktualität der Daten (bei Umberto und GEMIS Stand etwa Mitte der 90'er Jahre, bei GaBi aktualisierte Daten), die unterschiedlichen Recyclingquoten und die Unterschiede bei den sonstigen Randbedingungen. Die großen Unterschiede zeigen, dass die für einen ökologischen Vergleich der Materialien einzusetzenden Daten sehr sorgfältig geprüft und ausgewählt werden müssen und eine hohe Aktualität aufweisen sollten. In Kapitel 6 werden die aktualisierten Daten von GaBi verwendet. Bzgl. der Recyclingquote wurde in Kapitel 6 mit dem Recyclingpotenzial gerechnet (s. Kap. 6.2.3.4).

Außerdem ist für den Vergleich der unterschiedlichen Stoffe als Baumaterial der Bezug auf das jeweilige funktionale Äquivalent notwendig, wie es in Kapitel 6 für die unterschiedlichen Bauteilgruppen jeweils beschrieben ist. Die Einzeldaten der für die Berechnungen verwendeten Ergebnisse aus GaBi sind in Anhang 2 dokumentiert.

Tabelle 7.2-2: Vergleich der Ökobilanzdaten ausgewählter Datenquellen am Beispiel des Treibhauspotenzials der Herstellung von je 1 m² Kupfer, Zink und Aluminium-Blech²⁹

	Umberto-Daten	GEMIS-Daten	GaBi-Daten	Umberto-Daten	GEMIS-Daten	GaBi-Daten
	absolute Werte [kg CO ₂ -Äq]			relative Werte [%]		
Kupfer	30,4	21,5	14,2	214%	151%	100%
Zink	35,3	27,4	10,1	350%	272%	100%
Aluminium	45,4	39,0	40,2	113%	97%	100%

7.2.3 Nutzungsphase

Bisherige Arbeiten zur ökologischen Bewertung von Bauprodukten oder Baumaterialien weisen darauf hin, dass bei der Bewertung die Nutzungsphase der Produkte eine we-

²⁹ Zu Bilanzraum, Recyclingquote und sonstigen Randbedingungen der unterschiedlichen Datenquellen siehe Ausführungen im Text. Zur Darstellung der relativen Unterschiede wurden GaBi-Daten auf 100 % gesetzt.

sentliche Rolle spielt (s. Kap. 7.1). Dies hängt u. a. mit den im Vergleich zu anderen Produkten sehr langen Nutzungsdauern zusammen, die jedoch teilweise zwischen verschiedenen Alternativen auch deutlich schwanken kann (vgl. unterschiedliche Nutzungsdauern bei Materialien für Dachrinnen in Kap. 6.5.4). Außerdem können mit der Nutzung erhebliche Materialaufwendungen für Wartungs- und Reparaturarbeiten oder Energieaufwendungen aufgrund unterschiedlicher Wärmedämmeigenschaften verbunden sein. Die bisherigen Arbeiten zur ökologischen Bewertung metallischer Dachmaterialien weisen insbesondere auf die Schwermetallemissionen während der Nutzung hin. In Tabelle 7.2-3 sind die aus Kap. 4.3 folgenden Abschwemmraten und den unter Berücksichtigung durchschnittlicher Einbaubedingungen und den in Deutschland herrschenden Randbedingungen der Siedlungsentwässerung resultierenden Emissionsraten für Böden und Gewässer zusammengefasst. Bei Aluminium treten während der Nutzungsphase keine nennenswerten Emissionen auf (KBOB, 2001; Faller, 2001).

Tabelle 7.2-3: Abschwemmraten (in Klammern Minimal- und Maximalwerte) und mittlere Emissionsraten für Böden und Gewässer bei der Verwendung von Kupfer, Zink und Blei als Dachmaterial (in $[g/m^2 \cdot a]$)

	Abschwemmrates Dach	Emissionsrate Boden	Emissionsrate Gewässer
Kupfer	1,3 (1,1 - 1,7)	0,2	0,7
Zink	3,0 (2,1 - 4,2)	0,4	1,6
Blei: großflächig	4,3 (2,4 - 8,0)	0,8	2,4
kleinflächig	0,76 (0,52 - 0,97)	0,11	0,36

7.2.4 Nachnutzungsphase

Die unterschiedlichen metallischen Dachmaterialien können alle demontiert und in den Werkstoffkreislauf zurückgeführt werden. Bei Kupfer und Zink werden bereits derzeit große Recyclingmengen für die Herstellung der Produkte verwendet (bei Kupfer Anteil Sekundärmaterial: ca. 51 %, bei Zink ca. 41 %; s. o.). Aluminium wird dagegen in den Bereichen Strangpressprofil und Bleche mit unterschiedlichen Legierungsbestandteilen eingesetzt, hier ist deshalb eine gezielte Sortierung der Schrotte erforderlich. Für die Guss-Erzeugung ist dagegen der Einsatz von gemischt gesammeltem Schrott unproblematisch. Aktuelle Zahlen zu den Recycling-Mengen bei Aluminium werden derzeit erhoben. Es ist davon auszugehen, dass derzeit der Sekundär-Aluminiumanteil im Blechbereich deutlich geringer als bei Kupfer oder Zink liegt. Bei der ökologischen Bewertung der unterschiedlichen Materialien ist zusätzlich zu beachten, dass die jetzt im Baubereich eingesetzten Produkte erst nach der Nutzungsdauer wieder zurückgeführt werden können. Aufgrund der sehr langen durchschnittlichen Nutzungsdauern im Be-

reich der metallischen Dachmaterialien von 30 bis 50 Jahren, kann ein annäherndes Gleichgewicht zwischen Produktions- und Recyclingmenge erst nach einem längeren Zeitraum erreicht werden. In diesem Zeitraum wird dagegen ein Materialstock gebildet, in dem u. a. die bei der Herstellung notwendige Energiemenge mit gebunden ist. Diese Energiemenge ist bei Materialien mit einem hohen Energieverbrauch bei der Primärherstellung wie z. B. Aluminium entsprechend höher.

7.2.5 Bedeutung der Emissionen in der Nutzungsphase

Die Berücksichtigung der Schwermetall-Emissionen während der Nutzung erfolgte in den bisherigen Arbeiten qualitativ. Nach der Ökobilanz-Methodik sind diese Emissionsfrachten unter den Wirkungskategorien Humantoxizität und Ökotoxizität zu berücksichtigen. Für eine zusammenfassende Bewertung in diesen Kategorien sind diese Emissionen mit anderen Humantox- bzw. Ökotox-relevanten Emissionen (wie z. B. Schwermetall-Emissionen bei der Herstellung oder Schadstoffemissionen bei der für die Herstellung notwendigen Energieerzeugung) zu aggregieren. Während jedoch bei anderen Wirkungskategorien anerkannte Aggregationsmethoden zur Verfügung stehen (z. B. über die CO₂-Äquivalenzfaktoren bei der Wirkungskategorie Treibhauspotenzial), existiert bislang in den Bereichen Humantoxizität und Ökotoxizität kein entsprechendes, breit anerkanntes Verfahren. Teilweise wird stattdessen auf für die jeweilige Fragestellung besonders relevanter Einzelindikatoren (z. B. Emissionen einzelner Schadstoffe) zurückgegriffen (vgl. z. B. Ministerium NRW, 2001; Hillenbrand et al., 2004).

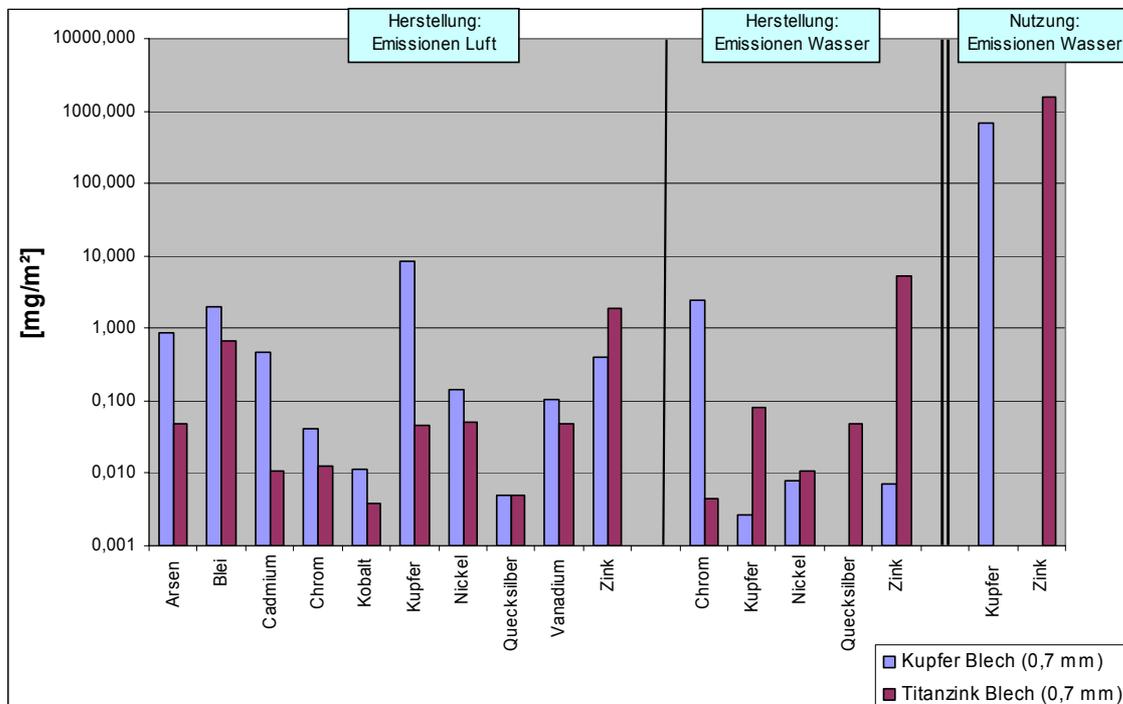
Im Rahmen eines europäischen Verbundforschungsvorhabens werden derzeit unterschiedliche Verfahren zur Bewertung der Ökotoxizität miteinander verglichen (OMNIITOX-Projekt: Operational Models and Information tools for Industrial applications of eco/TOXicological impact assessments). Ziel ist es, vorhandene Ansätze weiter zu entwickeln und die für eine Bewertung von gefährlichen Substanzen notwendigen Informationen bereit zu stellen. Zwischenzeitlich liegen erste Projektergebnisse vor und ein modellbasierter Bewertungsrahmen wurde entwickelt, es sind jedoch noch erhebliche methodische Probleme zu lösen und die bisherigen Ergebnisse stellen erst Zwischenergebnisse dar (Scharnhorst et al, 2004). Bis wann ein für Deutschland geprüftes und erprobtes sowie breit anerkanntes Aggregationsverfahren für die öko- und human-toxikologische Bewertung zur Verfügung stehen wird, ist deshalb bislang nicht abzusehen.

Zusätzlich ist zu beachten, dass bei der Bewertung von essentiellen Schwermetallen wie Kupfer und Zink besondere methodische Probleme bestehen. Im Rahmen der „Declaration of Apeldoorn on LCIA of Essential Metals“ (s. Anhang 2) werden u. a. folgende Punkte genannt:

- Die Speziation des Metalls spielt eine wichtige Rolle bzgl. der Bioverfügbarkeit und der Toxizität und sollte deshalb bei einer Bewertung mit berücksichtigt werden.
- Die Bioverfügbarkeit sollte bei einer Bewertung mit einfließen. Dazu wird insbesondere das Biotic Ligand Modell (BLM) präferiert.
- Bei essentiellen Metallen besteht ein Konzentrationsbereich, in dem keine negativen biologischen Effekte auftreten. In diesem Bereich ist durch eine Verringerung der Konzentrationen keine Verbesserung zu erreichen.

Um die Bedeutung der Schwermetall-Emissionen während der Nutzung zu verdeutlichen, können die Frachten den bei der Herstellung verursachten Emissionen gegenübergestellt werden. Dazu werden die aktuellen Ökobilanz-Ergebnisse für die Metalle Kupfer und Zink aus Anhang 2 verwendet. Der in Abbildung 7.2-2 dargestellte Vergleich zeigt deutlich die bzgl. der Schadstoffmengen bestehende Dominanz der Kupfer- bzw. Zink-Emissionen aus der Nutzungsphase. Eine weitergehende Aggregation und zusammenfassende Bewertung für die Toxizitäts-Wirkungskategorien ist jedoch wie oben beschrieben nicht möglich.

Abbildung 7.2-2: Gegenüberstellung der herstellungs- und nutzungsbedingten Schwermetall-Emissionen von 1 m² Kupfer- bzw. Zink-Blech im Dachbereich in logarithmischer Darstellung (Nutzungsdauer jeweils 50 Jahre)



Nach der Ökobilanz-Methodik nach ISO 14040 ist es im Rahmen des abschließenden Arbeitsschritts "Auswertung" das Ziel, die unterschiedlichen Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung zusammenzuführen. Entsprechend der UBA-Bewertungsmethode für Ökobilanzen (UBA, 1999) sind dazu die einzelnen Wirkungskategorien nach ihrer ökologischen Priorität zu ordnen. Diese ergibt sich aus den drei folgenden Kriterien:

- Ökologische Gefährdung: möglicher Schaden bzgl. der Schutzgüter menschliche Gesundheit, Struktur und Funktion von Ökosystemen und Ressourcen. Dabei fließen Erkenntnisse zur Reversibilität und der zeitlichen Dauer von Wirkungen, der räumlichen Ausdehnung und der Sicherheit bzw. Unsicherheit der Informationen ein.
- Distance-to-Target: Abstand des derzeitigen vom angestrebten Umweltzustand.
- Spezifischer Beitrag: Anteil der Indikatorergebnisse an der Gesamtbelastung/Gesamtemission in Deutschland.

Die Bewertungen zu den ersten zwei Punkten sind unabhängig von der jeweiligen, zu untersuchenden Fragestellung. Zur Bewertung des spezifischen Beitrags sind die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die einzelnen Wirkungskategorien auf die Gesamtbelastung in Deutschland bzw. die einwohnerspezifische Gesamtbelastung zu beziehen. Die darüber „normierten“ Ergebnisse für die einzelnen Kategorien können dann miteinander verglichen werden. Für eine Hierarchisierung in den Wirkungskategorien "Direkte Humantoxizität" und "Direkte Schädigung von Ökosystemen" fehlt nach UBA (1999) bislang ein methodisches Konzept zur Charakterisierung. Es wird deshalb empfohlen, die Analyse auf einzelne Sachbilanzergebnisse zu beschränken.

Eine grobe Einstufung der während der Nutzung von Metallblechen als Dachmaterial resultierenden Emissionen an Kupfer, Zink und Blei kann entsprechend diesem methodischen Ansatz versucht werden.

- ökologische Gefährdung: In UBA (1999) werden die relevanten Aspekte für die Beurteilung der ökologischen Gefährdung aufgeführt (mögliche Auswirkungen eines Schadens, Reversibilität, räumliche Ausdehnung, Unsicherheiten bei der Prognose der Auswirkungen). Die besonderen Probleme bei der Einstufung essentieller Schwermetalle wie Kupfer und Zink sind bereits oben genannt. Auf endgültige Ergebnisse der Risikobewertungen (Risk Assessments) für diese Stoffe im Rahmen der EU-Chemikalienbewertung kann derzeit noch nicht zurückgegriffen werden, da diese noch nicht abgeschlossen sind.
- Distance-to-Target: Nach den Ergebnissen der LAWA-Gewässergüteüberwachung wurden in den Jahren 2000 und 2001 die angestrebte Güteklasse II und besser für Kupfer an 52 % bzw. 66 % der Messstellen, für Zink an jeweils 86 % der Messstellen und für Blei an 27 % bzw. 32 % der Messstellen nicht erreicht. Der Trend der Belastungen in den letzten Jahren ist stagnierend bzw. teilweise auch leicht anstei-

gend. Von der IKSR wurden Kupfer und Zink in die Gruppe der prioritären Stoffe im Rheinwasser eingestuft für die die Zielvorgaben nicht erreicht wurden (IKSR, 2004). Blei wurde in die Stoffgruppe eingestuft, für die die Zielvorgaben fast erreicht sind. Nach diesen Daten ist vor allem für Zink und Kupfer von einem hohen Abstand zum Schutzziel auszugehen.

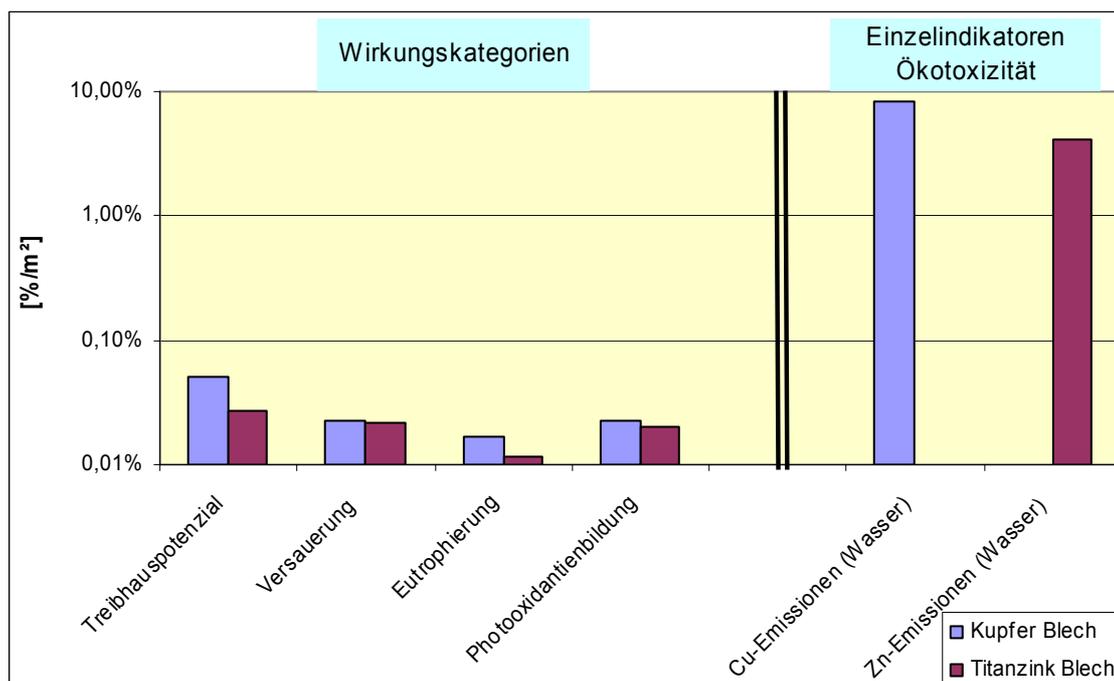
- **Spezifischer Beitrag:** Zur Berechnung des spezifischen Beitrags können die durch die Nutzung verursachten Einträge in die Gewässer in Relation zu den Gesamteinträgen in die Gewässer gesetzt werden. Abbildung 7.2-3 zeigt den spezifischen Beitrag der Kupfer- bzw. Zinkemissionen eines als Dachmaterial verwendeten 1 m²-Blechs aus Kupfer bzw. Zink. Die aus der Herstellung resultierenden Umweltbelastungen in den anderen Wirkungskategorien sind zum Vergleich mit dargestellt. Die für die Berechnung des spezifischen Beitrags verwendeten Normierungsfaktoren enthält Tabelle 7.2-4. Die Ergebnisse zeigen, dass der spezifische Beitrag der Kupfer- und Zinkeinträge in die Gewässer sehr hoch ist. Dieser Beitrag ist wesentlich höher, als die Beiträge in den anderen Wirkungskategorien (Faktor 100).

Tabelle 7.2-4: Verwendete Normierungsfaktoren - gesamte und spezifische Emissionen in Deutschland für die verwendeten Wirkkategorien und Einzelindikatoren (vgl. Ministerium NRW, 2001; UBA, 2000b bzw. Giegrich/Detzel, 1998)

Wirkungskategorie	Belastung Deutschland gesamt	pro Einwohner	Anmerkung
Treibhauspotenzial (CO ₂ -Äq)	1.060.148.000 t	12.897 kg	aus den in D emittierten Treibhausgasen berechnet als CO ₂ -Äquivalente (GWP); UBA-Daten zur Umwelt
Versauerung (SO ₂ -Äq)	5.910.460 t	72 kg	Emissionen säurebildender Luftschadstoffe; UBA-Daten zur Umwelt
Eutrophierung (PO ₄ -Äq)	788.320 t	9,6 kg	aquatische und terrestrische Eutrophierung zusammengefasst; UBA-Daten zur Umwelt
Photooxidantienbildung (NCPOCP)	303.366 t	3,7 kg	stickoxidkorrigierte Photooxidantienbildung; UBA-Daten zur Umwelt
Ökotoxizität (Einzelindikator)			
Kupfer-Emissionen (Wasser)	660.300 kg	0,0080 kg	Gesamteinträge in Oberflächengewässer für 1999/2000; (Fuchs et al., 2002)
Zink-Emissionen (Wasser)	3.187.031 kg	0,039 kg	Gesamteinträge in Oberflächengewässer für 1999/2000; (Fuchs et al., 2002)
Blei-Emissionen (Wasser)	296.330 kg	0,0036 kg	Gesamteinträge in Oberflächengewässer für 1999/2000; (Fuchs et al., 2002)

Die Ergebnisse zeigen die große Bedeutung der während der Nutzungsphase von metallischen Dachmaterialien resultierenden Kupfer-, Zink- und Bleiemissionen sowohl im Vergleich zu den sonstigen ökotoxikologisch relevanten Emissionen im Lebenszyklus dieser Materialien als auch im Verhältnis zu den anderen, bei ökologischen Bewertungen relevanten Wirkungskategorien. Bei einem ökologischen Vergleich unterschiedlicher Materialien sind deshalb diese Emissionen als Einzelindikatoren jeweils besonders zu bewerten, auch wenn die methodischen Grundlagen für eine Aggregation und eine ökologische Priorisierung der Wirkungskategorien Human- und Ökotoxizität noch nicht zur Verfügung stehen.

Abbildung 7.2-3: Spezifischer, einwohnerbezogener Beitrag der Umweltbelastungen bei der Herstellung und Nutzung von 1 m² Kupfer- bzw. Zinkblech als Dachmaterial (unterschiedliche Wirkungskategorien sowie Einzelindikator Kupfer- bzw. Zink-Einträge in die Gewässer; logarithmische Darstellung)



Literatur

- Alex, T.; Johannsen, K. (2001): Anwendung eines Computerprogramms zur Berechnung der Kupferkonzentration während der Stagnation in Trinkwasserinstalltionen nach DIN 50931-1. In: GDCh Wasserchemische Gesellschaft: Jahrestagung 2001. Frankfurt
- Arx, U. v. (1999): Kupfer in der Schweiz. Standortbestimmung. BUWAL, Bern, Schweiz. ATV-DVWK (2002): A 138. Planung Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. ATV-DVWK-Regelwerk 2003. ATV-DVWK, Hennef.
- ATV-AG 1.2.6 (1999), Abwassertechnische Vereinigung: Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten zur Angleichung an natürliche Abflussverhältnisse. Korrespondenz Abwasser (46), Nr. 4, S. 575 - 580.
- ATV-DVWK (2002): Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. Hrsg.: ATV-DVWK, Hennef.
- ATV-DVWK M 153 (2000): Abwassertechnische Vereinigung Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser Merkblatt ATV-DVWK M 153. Februar 2000
- AVG Karlsruhe (2004): Persönliche Mitteilung, Albtal-Verkehrs-Gesellschaft, Karlsruhe
- BAFA (2003): Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle, Eschborn. Sonderauswertung der NE-Metallstatistik..
- Baitz, M. und Kreißig, J. (1997): Ganzheitliche Bilanzierung von Fenstern und Fassaden. Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde, Universität Stuttgart. Im Auftrag des Verbandes der Fenster und Fassadenhersteller e. V.
- Balzer, D. (1996): Eintrag von Blei, Cadmium und Quecksilber in die Umwelt. Bilanzen über Verbrauch und Verbleib, Band 1. Landesgewerbeanstalt Bayern, Bereich Technische Information. Abschlussbericht zum UBA-Vorhaben Nr. 106 01 047, Landesgewerbeanstalt Bayern, Nürnberg.
- BASt (2003): Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach. Persönliche Mitteilung

- Baumann, W.; Ismeiner, M. (1998): Emissionen beim bestimmungsgemäßen Gebrauch von Reifen. *Kautschuk Gummi Kunststoffe*, 51 (3), S. 182 - 186.
- Becker, A.; Kruse, C.-L.; Patzelt, T.; Overath, H. (1996): Wasserseitige Möglichkeiten zur Reduzierung der Kupferabgabe aus Hausinstallationen in das Trinkwasser. In: *Materials and corrosion* 47, S. 89 - 95
- Becker, K.; Müssig-Zufika, M.; Hoffmann, L.; Krause, C.; Meyer, E.; Nöllke, P.; Schulz, C.; Seiwert, M. (1997): Umwelt-Survey (1990/92): Trinkwasser. Deskription der Spurenelementgehalte im Haushalts- und Wasserwerks-Trinkwasser der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland. *WaBoLu Hefte*, 5, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Umweltbundesamtes, Berlin.
- Behrendt, H.; Huber, P.; Opitz, D.; Schmolz, O.; Scholz, G.; Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. *UBA-Texte* 75/99, Berlin
- Bertram, M. (2004): Persönliche Mitteilung. EAA/OEA Recycling Division, Brussels
- Bieber (2001): Datenlieferung zur atmosphärische Deposition von Schwermetallen und Lindan. Außenstelle des Umweltbundesamtes in Langen.
- Biesenack, H; Brodkorb, A.; Matthes, R.; Pintscher, F. (o.J.): Einflussparameter auf das Verschleißverhalten von Fahrdrat und Schleifleiste. Institut für Elektrische Verkehrssysteme, TU Dresden.
- Bleiberatung e. V. (1995): Blei im Bauwesen. Teil 2 Verwahrungen. Bleiberatung e. V., Düsseldorf.
- BLIC, Bureau de Liaison des Industries du Caoutchouc de l' Union Européene (European Association of the Rubber Industry) (2001): Life cycle Assessment of an average European car tyre. Zitiert in Dunlop (2002): Persönliche Mitteilung Dr. Neumann, Goodyear Dunlop Tires Germany GmbH, Hanau.
- BMU (Hrsg. 2002): Umweltverträglicher Einsatz von Düngemitteln. *Umwelt* 12/2001, S. 864 - 869
- BMVBW (Bundesministerium für Verkehr, Bau und Wohnungswesen, Hrsg., 2003): *Verkehr in Zahlen*. 32. Jg., Berlin

- Bode, E. (2002): Kupfer als Pflanzenschutzmittel - Zielstellung und Ergebnisse seit dem 1. Kupfer-Fachgespräch. In: Kühne, S., Friedrich, B. (2002): Pflanzenschutz im ökologischen Landbau - Probleme und Lösungsansätze. Alternativen zur Anwendung von Kupfer als Pflanzenschutzmittel. Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Braunschweig
- Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Liebert, J.; Schleich, J.; Walz, R. (2002): Kosten-Wirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz. UBA-Texte 12/02, Umweltbundesamt Berlin
- Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Schempp, C.; Fuchs, S. (2001): Bilanzierung des Eintrags prioritärer Schwermetalle in Gewässer. UBA-Texte 29/01, Umweltbundesamt Berlin, 130 S.
- Boller, M. (2000): Schadstoffe und Stoffflüsse im Straßenbereich. Praktischer Umweltschutz Schweiz, 4, S. 4 - 5.
- Boller, M. (2002a): Charakterisierung von Straßenabwasser - Emissionen und Immissionen. VSA-Fortbildungskurs 2002 - Straßenentwässerung der Zukunft.
- Boller, M. (2002b): Stoffflüsse und Massenbilanzen an Straßenabschnitten. VSA-Fortbildungskurs 2002 - Straßenentwässerung der Zukunft.
- Boller, M. (2004): persönliche Mitteilung. EAWAG (Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz), Dübendorf, Schweiz.
- Boller, Markus und Steiner, Michele (2004): Kupferabtrag einer Kupferfassade und Wirksamkeit der Eisenhydroxid-Kalk-Adsorbenschicht zur Abtrennung von Kupfer aus dem Fassadenwasser, Schlussbericht; Studie der Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Dübendorf
- Born, W.; Lambert, B.; Hohl, E.; Frechen, F.-B.; Hassinger, R. (2000): Bodenfilterbecken zur weitergehenden Mischwasserbehandlung. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47), Nr. 1, S.81 - 91.
- Brombach, HJ.; Wöhrle, Ch. (1997): Gemessene Entlastungsaktivität von Regenüberlaufbecken. Korrespondenz Abwasser, 44, S. 44 - 66

- Brombach, HJ; Fuchs, S. (2003): Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen in Misch- und Trennkanalisationen. Korrespondenz Abwasser 4/2003, S. 441 - 450.
- Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (Hrsg.; 2001) Leitfaden Nachhaltiges Bauen. Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Stand: Januar 2001, 2. Nachdruck. Abrufbar unter:
<http://www.bmvbw.de/Anlage8183/Leitfaden-Nachhaltiges-Bauen.pdf>
- Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen - Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (Hrsg.; 2001): Leitfaden Nachhaltiges Bauen. Stand: Januar 2001, 2. Nachdruck. Abrufbar unter:
<http://www.bmvbw.de/Anlage8183/Leitfaden-Nachhaltiges-Bauen.pdf>
- Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen (2002): Verkehr in Zahlen 2002/2003. Deutscher Verkehrs Verlag, Hamburg.
- Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen (2003): Verkehr in Zahlen 2003/2004. Deutscher Verkehrs Verlag, Hamburg.
- Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen (Hrsg.) (2001): Leitfaden Nachhaltiges Bauen.
- Bundesverkehrsministerium (1997): Verkehr in Zahlen 1997. Deutscher Verkehrs Verlag, Hamburg.
- BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaftsbau (1992): Bodenverschmutzung durch den Straßen und Schienenverkehr in der Schweiz. Schriftenreihe Umwelt, Nr. 185, Boden. Bern, Schweiz.
- BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaftsbau (2000): Tunnelmessungen zur Ermittlung des Straßenverkehrs. Folgearbeiten zum BUWAL-Bericht 255, Arbeitsunterlage 22. Bern, Schweiz.
- BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaftsbau (2001): Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen. Umwelt-Materialien, 136, Luft. Bern, Schweiz.
- BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaftsbau (2002): Wegleitung - Gewässerschutz bei der Entwässerung von Verkehrswegen. Bern, Schweiz.

- Buxbaum, G. (1993): Industrial Inorganic Pigments. VCH Weinheim
- CARB, California Environmental Protection Agency, Air Resources Board (1993): Methodology for estimating emissions from on-road motor vehicles. Vol. I: EMFAC 7F, State of California, Air Resources Board, Technical Support Division. Zitiert in Rauterberg-Wulff, A. (1998): Beitrag des Reifen- und Bremsbelagabriebs zur Rußemission an Straßen. Fortschritt Berichte VDI, Reihe 15 Nr. 202.
- Continental (1999): Produktökobilanz eines PKW-Reifens.
- Coutalides R.; Fischer K.; Ganz, R. (2000): Produkt- und Ökopprofil von Metalldächern. Bau- und Umweltchemie, Zürich, Schweiz.
- Dachatlas – Geneigte Dächer (2002); Institut für internationale Architektur (Hrsg.) München
- Dartmann, J.; Alex, T.; Dorsch, T.; Johannsen, K. (2003): Untersuchungen nach DIN 50931-1 zum Einfluss einer Entcarbonisierung und einer Phosphatdosierung auf die Kupferkorrosion in Trinkwasserleitungen. Jahrestagung GDCh, Tagungsband
- DB (2003): Die neuen Stromabnehmer - Intelligent und leise. Themendienst der Deutschen Bahn AG, Berlin, 31. Juli 2003.
- DB (2004): Deutsche Bahn AG. Persönliche Mitteilung. Frankfurt/Main, 2004.
- Deutsches Kupferinstitut/Zentralverband Sanitär Heizung Klima (2001): Metallene Werkstoffe in der Trinkwasserinstallation. Deutsches Kupferinstitut, Düsseldorf.
- DHV (Deutscher Holzschutzverband, 2004): Persönliche Mitteilung, Bingen
- DIN 50930: Korrosion metallischer Werkstoffe im Innern von Rohrleitungen, Behältern und Apparaten bei Korrosionsbelastung durch Wasser. Teil 3: Beurteilung der Korrosionswahrscheinlichkeit feuerverzinkter Einzelwerkstoffe (Ausgabe 1993); Teil 4: Beurteilung der Korrosionsrate nicht rostender Stähle (Ausgabe 1993); Teil 5: Beurteilung der Korrosionswahrscheinlichkeit von Kupfer und Kupferwerkstoffen (Ausgabe 1993); Teil 6: Beeinflussung der Trinkwasserbeschaffenheit (Ausgabe 2001). Deutsches Institut für Normierung, Berlin.
- DKI (2004): Stand des DKI-Modells zur Kupferbilanzierung. Persönliche Mitteilung, Deutsches Kupferinstitut, Düsseldorf

- Döhler, H.; Eckel, H.; Früchtenicht, K.; Goldbach, H.; Kühnen, V.; Roth, U.; Schultheiß, U.; Steffens, G.; Uihlein, A.; Wilcke, W. (2004): Erfassung von Schwermetallströmen in landwirtschaftlichen Tierproduktionsbetrieben und Erarbeitung einer Konzeption zur Verringerung der Schwermetalleinträge durch Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft in Agrarökosysteme. UBA-Text 06/04, Berlin
- Dunlop (2002): Persönliche Mitteilung Dr. Neumann, Goodyear Dunlop Tires Germany GmbH, Hanau.
- Düring, I.; Lohmeyer, A. (2001): Validierung von PM10-Immissionsberechnungen im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Feinstaubbildung von Straßen. Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Berlin und dem Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
- DVGW (1991): Zentrale Enthärtung von Trinkwasser, DVGW Wasser-Information 29, Ausgabe 7/91
- DVGW (2002): Werkstoffe in der Trinkwasser-Installation. Twin, Information des DVGW zur Trinkwasserinstallation. Hrsg.: Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V., Bonn.
- DWV (2000): Weinbaugrunderhebung 1999. Deutscher Weinbau Verband e. V., Bonn
- Eisendraht- und Stahldraht-Vereinigung e. V. (2003): Persönliche Mitteilung, Düsseldorf, 2003.
- EMEP (2003): Detailed information for Germany. Provided by EMEP MSC-East Meteorological Synthesizing Centre - East, 2003.
<http://www.msceast.org/countries/Germany/index.html> (abgerufen am 12.5.2003)
- ERFA, BUWAL (Erfahrungsaustausch und Bauökologie, Schweiz und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schweiz) (1994): erfa info 4/94 Extensive Dachbegrünungen.
URL http://www.kbob.ch/de/publikationen/pdf/d_94.4.dachbegruenung.pdf
- ERFA, BUWAL (Erfahrungsaustausch und Bauökologie, Schweiz und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schweiz) (1994): erfa info 4/97 Retention extensiv begrünter Flachdächer.
URL http://www.kbob.ch/de/publikationen/pdf/d_97.4.retention.pdf

- ETH –Eidgenössische Technische Hochschule (1995): Ökoinventare für Energiesysteme, R. Frischknecht u. a.; Institut für Energietechnik, Laboratorium für Energiesysteme, ETH Zürich.
- Europäisches Parlament und Rat (2002): Richtlinie 2000/53/EG über Altfahrzeuge vom 27. Juni 2002.
- EU-Trinkwasserrichtlinie (1998): Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch.
- Eyerer, P., Reinhard, H.-W. (2000): Ökologische Bilanzierung von Baustoffen und Gebäuden. Basel: Birkhäuser.
- Faller, M. (2001): Metallabtrag und Metallabschwemmung von Metalldächern. BAUMETALL, 4, S. 52 - 59.
- Faller, M; Richner, P. (2000): Metalldächer und Metallfassaden: Umweltbelastung durch Korrosionsprodukte, EMPA-Akademie, Prüfbericht Nr. 402092, S. 78 - 87.
- Faller, Markus (2001): Metallabtrag und Metallabschwemmung von Metalldächern. Untersuchungsergebnisse der Freibewitterungsversuche in der Schweiz. Veröffentlichung der EMPA Dübendorf, Schweiz, Dübendorf, 2001
- Fuchs, S.; Scherer, U.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Behrendt, H.; Opitz, D. (2002): Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands. UBA-Texte 54/02, Umweltbundesamt, Berlin.
- Gallenkemper, B.; Fritsche, M.; Becker, G. (1993): Schadstoffe von Bankettschäl- und Kehrgut und deren umweltverträgliche Entsorgung. Forschung Straßenbau und Verkehrstechnik, 664.
- GAP (2002): LAWA Arbeitskreis Grundwasserschutz bei Abfallverwertung und Produkteinsatz: Grundsätze des vorsorgenden Grundwasserschutzes bei Abfallverwertung und Produkteinsatz. GAP-Papier. Hannover
- Gäth, S.; Sternheim, M.; Frede, H.G. (1990): Einfluss des Kraftfahrzeugverkehrs auf den Schwermetallgehalt des Straßenabwassers. Forum Städte-Hygiene, 41, S. 235 - 238.

- Gebbe, M.; Hartung; Berthold (1997): Quantifizierung des Reifenabriebs von Kraftfahrzeugen in Berlin. Institut für Straßen- und Schienenverkehr TU Berlin. Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin. Zitiert in Rauterberg-Wulff, A. (1998): Beitrag des Reifen- und Bremsbelagabriebs zur Rußemission an Straßen. Fortschritt Berichte VDI, Reihe 15 Nr. 202.
- Gemeinschaft Thermisches Spritzen e. V. (2003): Persönliche Mitteilung. München
- GEMIS (2002): Institut für angewandte Ökologie e. V.: Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme. GEMIS Version 4.13
- Giegrich, J.; Detzel, A. (1998): Ökologischer Vergleich graphischer Papiere, Endbericht zu UFOPLAN FKZ 103 50 120, Heidelberg, Juni 1998
- Gieska, M.; Tanneberg, H.; Ploeg, R.R. van der (2000): Lokal erhöhte Schwermetallkonzentrationen in urbanen Böden durch Versickerung von Dachabflüssen. Wasser & Boden, 52 (3), S. 41 - 45.
- GISBAU (2002): Gefahrstoff-Informationssystem der Berufsgenossenschaften der Bauwirtschaft; Version WINGIS 2.2
- Goldfren (2003): http://www.goldfren.cz/de/material/had_de.htm
- Gouman, E. (2004): Reduction of Zinc Emissions from Buildings. The Policy of Amsterdam. Water Science Technology 49 (3), S. 189-196
- Graulich, K. (2001): Vom Niedrig-Energiehaus zum Niedrig-Schadstoffhaus. Integration von schadstoffbezogenen Bilanzierungen in die Ökobilanzen von Wohngebäuden. Werkstattreihe Nr. 128.
- Gretzschel, O.; Grotehusmann D.; Meier, W.: Vorreinigung von Niederschlagsabflüssen vor der Versickerung. Wasser & Boden 55 (2003), 1/2 , S. 56-61
- Günthert, F. W.; Reicherter, E. (2001): Investitionskosten der Abwasserentsorgung. Oldenbourg Industrieverlag GmbH, München

- Gütegemeinschaft Bleihalbzeug e. V. (2003): Angaben zu aktuellen und historischen Absatzzahlen für Walzblei (Bedachung) in Deutschland, durchschnittlichen Blechdicken, farbbeschichteten Blechen und Abtragsraten. Schriftliche Mitteilung der Gütegemeinschaft Bleihalbzeug e. V. (Krefeld) an Anton Schneider Söhne GmbH & Co. KG, Mönchengladbach.
- Heaney et al. (1976): Storm Water Management Model Level I - Preliminary Screening Procedures. EPA 600/2-76-275. Zitiert in: HARP Guideline 4 (2000): Quantification and Reporting of Nitrogen and Phosphorus Discharges from Sewage Treatment Works and Sewerage. OSPAR 00/9/2 Add.4 and OSPAR 00/20/1, § 9.5a
- Helmreich, B. (2003): Entfernung von Zink und Kupfer aus Dachabflüssen. In: 2. Regenwassertage. ATV-DVWK, Hennef
- Helmreich, B. (2004): Persönliche Mitteilung. TU München, Lehrstuhl für Wassergüte- und Abfallwirtschaft
- HFB (2004): HfB - Hettstedter Fahrleitungs- und Bronzedraht GmbH. Persönliche Mitteilung, Hettstedt, 2004.
- Hillenbrand, T.; Böhm, E. (2004): Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen im Bereich der Regenwasserbehandlung und -bewirtschaftung. Angenommen zur Veröffentlichung, Korrespondenz Abwasser
- Hillenbrand, T.; Böhm, E.; Kotz, C.; Schikorra, V.; Schleich, J.; Hesse, S.; Baldauf, G. (2004): Zentrale Enthärtung von Trinkwasser - Eine ökologische und ökonomische Bewertung. Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart, 2004, 165 S.
- Hullmann, H.; Kraft, U. (2002): Kupfer- und Zinkabschwemmungen von Metalldächern. Sonderdruck aus Wasser, Luft und Boden, 10.
- Hullmann, H.; Kraft, U.; Lichtnecker, H. (2001): Einsatz von Kupfer und Zink bei Dächern, Dachrinnen und Fallrohren. Sachstandsbericht. Wirtschaftsvereinigung Metalle, Düsseldorf.
- Hütter U. (1999): Qualitative Untersuchungen an Versickerungsanlagen, RGW informiert „Regenwasserversickerung in Wasserschutzgebieten“, S. 43 - 59.
- HydroCOon (2004): Versickerung, Retention und Grundwasserbewirtschaftung mit Schadstofffilter - das HydroCon System. Firmenschrift, HydroCon, Münster

- IFG (2003/2004): Institut Feuerverzinken GmbH, Düsseldorf. Persönliche Mitteilungen, 2003 und 2004.
- IKSE (2003): Dritter Bericht über die Erfüllung des "Aktionsprogramms Elbe" im Zeitraum 2000 bis 2002. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE), Magdeburg
- IKSR (2004): Rhein-Aktuell - Bilanz des Aktionsprogramms Rhein. IKSR, Ausgabe 22, Koblenz
- IVSt (2003): Industrieverband Straßenausstattung e. V., Hagen. Persönliche Mitteilungen, 2003.
- IWW (Institut für Wasserchemie und Wassertechnologie an der Gesamthochschule Duisburg, 1998): IWW Schriftenreihe Bd. 12: Zentrale Enthärtung und Entkarbonisierung von Trinkwasser - Stand des Wissens und neuere Entwicklungen, Mülheim an der Ruhr
- Jahn, M.; Beer, H. (1999): Pflanzenschutz im ökologischen Landbau - Probleme und Lösungsansätze. Anwendung kupferhaltiger Pflanzenschutzmittel. Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Heft 53, 85 S., Braunschweig
- Karlén, C.; Odnewall Wallinder, I.; Heijerick, D.; Leygraf, C.; Janssen, C.R. (2001): Runoff rates and ecotoxicity of zinc induced by atmospheric corrosion. *The Science of the Total Environment*, 277, S. 169 - 180.
- Kasting, U. (2000): Hydraulisches Verhalten von Bodenfilteranlagen zur weitergehenden Misch- und Regenwasserbehandlung. *KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* (47), Nr. 10, S. 1481 - 1490.
- KBOB/IPB (Koordination der Bau- und Liegenschaftsverwaltung des Bundes / Interessengemeinschaft privater professioneller Bauherren; 2001): Metalle für Dächer und Fassaden – Empfehlung Nachhaltiges Bauen 2001/1. Abrufbar unter: http://www.kbob.ch/de/publikationen/pdf/d_01.1.metalle_daecher.pdf
- Kenyeressy, A. (2004): Persönliche Mitteilung, Wirtschaftsvereinigung Metalle, Berlin
- KME (2004): KM Europa Metall AG. Persönliche Mitteilung, Osnabrück, 2004.

- KME (2004): TECU® - Filtersysteme Dachentwässerung. Firmenprospekt, KM Europa Metal AG, Osnabrück
- Knepper, M.; Priesterbach, J. (1997): How to successfully battle corrosion: Thermally sprayed coatings of zinc and zinc alloys. Proceedings of the ITSC Shanghai (November 1997): Surface Engineering towards the 21th Century. Editor: X. Binishi et al., China Machine Press, Beijing
- Kostra (1997): itwh - Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH; Kostra-Atlas, DWD
- Krause, C. (2001): Umwelt-Survey (1998), Trinkwasser: Elementgehalte in Stagnationsproben des häuslichen Trinkwassers der Bevölkerung in Deutschland. Wa-BoLu Hefte, 4, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Umweltbundesamtes, Berlin.
- Kreiling, W. (1998): Erfahrungsbericht Wasserwerk Heppenheim, in: WAR (1998): Zentrale oder dezentrale Enthärtung von Trinkwasser - Konkurrenz oder sinnvolle Ergänzung? WAR, Institut der TU Darmstadt: Schriftenreihe WAR 106, Darmstadt, S. 185 - 196
- Krüger J. et al. (2001): Sachbilanz Zink, erstellt am Institut für Metallhüttenkunde und Elektrometallurgie der RWTH Aachen
- Krüger, J.; Rombach, G. (1998): Sachbilanz zur Kupfererzeugung unter Berücksichtigung der Endenergien. In: Metall, 10-11/1998
- Kruse, C.-L. (2001): Korrosionsrisiko in Sanitärinstallationen. Bei Verwendung von Bauteilen aus Messing oder Rotguss. Sanitär- und Heizungstechnik, 9, S. 56 - 62.
- KTBL (2001): Weinbau und Kellerwirtschaft. Datensammlung, 11. Auflage. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Darmstadt, 2001.
- Kühne, S. (2003): Persönliche Mitteilung, Braunschweig.
- Kühne, S., Friedrich, B. (2002): Pflanzenschutz im ökologischen Landbau - Probleme und Lösungsansätze. Alternativen zur Anwendung von Kupfer als Pflanzenschutzmittel. Berichte aus der Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Heft 118, 69 S., Braunschweig

- KVV (2004): Karlsruher Verkehrs-Verbund. Persönliche Mitteilungen, Karlsruhe, 2004.
- Lampert, Ch.; Stark, W.; Kernbeis, R.; Brunner, P.H. (1997): Stoffflussanalysen der Siedlungsentwässerung der beiden Regionen „Gresten“ und „Grafenwörth“, Studie im Rahmen des Niederösterreichischen Klärschlammkonzepts, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft, TU Wien, Österreich.
- Landner, L.; Lindeström, L. (1999): Copper in society and in the environment. Swedish Environmental Research Group, Stockholm, Schweden.
- Lange, F. (2003): Veränderung von Metallkonzentrationen im Trinkwasser durch Installationsmaterial. GWF, 144 (3). S. 232 - 239.
- Lange, G.; Grotehusmann, D.; Kasting, U.; Schütte, M.; Dietrich, M.; Sondermann, W. (2003): Wirksamkeit von Entwässerungsbecken im Bereich von Bundesfernstraßen. Forschung Straßenbau- und Straßenverkehrstechnik, 861, Bonn.
- Laur, S.; Klubberg, F.; Akin, O.; Beiss, P. (1996a): Blei- und Kupfereintrag in Trinkwasser durch Messing und Rotguss (1). Sanitär- und Heizungstechnik, 5, S. 111 - 116.
- Laur, S.; Klubberg, F.; Akin, O.; Beiss, P. (1996b): Blei- und Kupfereintrag in Trinkwasser durch Messing und Rotguss (2). Sanitär- und Heizungstechnik, 6, S. 91 - 104.
- LAWA (2000): Leitlinien eines zukunftsfähigen gewässerkundlichen Mess- und Beobachtungsdienstes. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Schwerin
- LAWA (2003): Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) Unterausschuss Geringfügigkeitsschwellen: Methodik und Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. Entwurf Stand 17.09.2003
- Lehmann, B. (1995): Freibewitterungsverhalten von Dächern mit Metall. Untersuchungen zur Zinkabgabe von Dachdeckungen mit Metallzink. Dissertation am Fachbereich Architektur der Universität Hannover.
- Leicht (2003): Persönliche Mitteilung. Verband der Reibbelagindustrie e. V. (VRI), Köln.

- Leinweber, U.; Schmitt, T. G. (2000): Untersuchungen zur Versickerung und Regenwasserbehandlung in ländlichen Gemeinden. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47), Nr. 9, S. 1326–1337.
- Leiß, B. (1992): Holzschutzmittel im Einsatz - Bestandteile, Anwendungen, Umweltbelastungen. Bauverlag, Wiesbaden, Berlin
- Leiß, B. (2001): Ökologische Holzelemente im Verkehrswegebau aus unbehandelten einheimischen Holzarten. Projektbericht Az 08196, Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück
- Leuenberger-Minger, A.U.; Faller, M.; Richner, P. (2002): Runoff of copper and zinc caused by atmospheric corrosion. Materials and Corrosion, 53, WILEY-VCH Verlag GmbH, S. 157 - 164.
- LfU (1998), Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (Hrsg.): Handbuch Wasser 4, Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem.
- Liewald, H. (2003): Persönliche Mitteilung, Verband der Mineralfarbenindustrie, Frankfurt
- Lohse, J.; Sander, K.; Wirts, M. (2001): Heavy metals in vehicles II. Abschlussbericht zu dem EU-Vorhaben B4-3040/2000/300649/MAR/E.3.
- Londong, D. (1999): Die finanzielle Seite – Kosten und Finanzierung. In: Londong, D.; Nothnagel, A. (Hrsg.): Bauen mit dem Regenwasser. Oldenbourg Industrieverlag München.
- Lucas: <http://www.hawg-shop.de/PerfPart/Lucas/luc260.htm>
- Maaß, P.; Preißker P. (1993): Handbuch Feuerverzinken. 2. Auflage, Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Stuttgart
- Mann, H.-U.; Ratzenberger, R.; Schubert, M.; Kollberg, B.; Gresser, K.; Konanz, W.; Schneider, W.; Platz, H.; Kotzagiorgis, S.; Tabor, P. (2001): Verkehrsprognose 2015 für die Bundesverkehrswegeplanung. Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Berlin
- Meißner, E. (1991): Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfrachten aus Mischwassereinleitungen. Wasser-Abwasser-Abfall 7, Kassel.

- Merkel, T.; Groß; H.-J.; Werner; W.; Eberle, S. H.; Beuchle, G.; Höll, W. (2003): Kupfer in der Trinkwasserinstallation. GWF Wasser Abwasser, 144, Nr. 13, S. 35 - 42
- Metallgesellschaft AG & WBMS - World Bureau of Metal Statistics (1997): Metallstatistik, Jahrgang 84. Ware, England.
- Metallgesellschaft AG & WBMS - World Bureau of Metal Statistics (1991): Metallstatistik, Jahrgang 73. Frankfurt/Main.
- Metallgesellschaft AG & WBMS - World Bureau of Metal Statistics (1986): Metallstatistik, Jahrgang 78. Frankfurt/Main.
- Ministerium NRW (2001): Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen. Berichte zur Umwelt, Bereich Abfall, Band 5. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW, Düsseldorf
- Mohs, B. (1997): Regenwasserversickerung im Spannungsfeld zwischen Wasserwirtschaft und Bodenschutz, Bodenschutz, 2, S. 42 - 47.
- Muschack, W. (1989): Straßenoberflächenwasser - eine diffuse Quelle der Gewässerbelastung. Vom Wasser, 72, S. 267 - 282.
- Nolting, H.-G. (2003): Persönliche Mitteilung. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, Braunschweig
- NWFreiV (2000): Verordnung über die erlaubnisfreie schadlose Versickerung von gesammeltem Niederschlagswasser (Niederschlagswasserfreistellungsverordnung NWFreiV) des Landes Bayern vom 01.01.2000
- Obernosterer, R.; Reiner, I.; Smutny, R. (2003): Urbanes Ressourcen Management: Fallstudie Wien. Teilbereich Schadstoffmanagement diffuser Metallemissionen. Wien/Villach, abrufbar unter:
http://wien.at/ma22/pool/doc/oekopolis_endb_2_03.pdf
- Odnevall Wallinder, I.; Leygraf, C. (2001a): Seasonal variation in corrosion rate and runoff rate of copper in an urban and rural atmospheric environment. Corrosion and Science, 43, S. 2379 - 2396.

- Odnevall Wallinder, I.; Leygraf, C.; Karlén, C.; Heijerick, D.; Janssen, C.R. (2001b): Atmospheric corrosion of zinc-based materials: runoff rates, chemical speciation and ecotoxicity effects. *Corrosion Science*, 43, S. 809 - 816.
- Odnevall Wallinder, I.; Verbiest, P.; He, W.; Leygraf, C. (1998): The influence of patina age and pollutant levels on the runoff rate of zinc from roofing materials. *Corrosion Science*, 40 (11), S. 1977 - 1982.
- Odnevall Wallinder, I.; Verbiest, P.; He, W.; Leygraf, C. (2000): Effects of exposure direction and inclination on the runoff rates of zinc and copper roofs. *Corrosion Science*, 42, S. 1471 - 1487.
- Odnevall Wallinder, I.; Verbiest, P.; Janssen, C.R.; Leygraf, C. (1999): Environmental effects of zinc runoff from roofing materials of different age as a result of atmospheric corrosion, 14th International Corrosion Congress, Cape Town.
- Oehl, K.-H.; Paul, H.-G.(1990): Bremsbeläge für Straßenfahrzeuge, Verlag Moderne Industrie.
- Oesch, S.; Heimgartner, P. (1996): Environmental effects on metallic materials - Results of an outdoor exposure programme running in Switzerland. *Materials and Corrosion*, 47, S. 425 - 438.
- ÖKO-TEST (2002): Ausgebremst. ÖKO-TEST, Januar 2002.
- Overath, H.; Becker, A.; Patzelt, T.; Nissing, W. (1997): Abschätzung der Belastung des Klärschlammes mit Kupfer durch Trinkwasser aus Kupferhausinstallationen. *Vom Wasser*, 89, S. 63 – 82
- Pecher, K. H. (1999): Kosten der Regenwasserableitung. *Wasser Abwasser Praxis*, Nr. 3, S. 35 – 38
- Pfeifer, R. (1998): Schmutzstoffrückhalt durch chemisch-physikalische Regenwasserbehandlung im Trennsystem. *Schriftenreihe des ISWW*, 92. Oldenbourg-Verlag, München.
- Pfeifer, R.; Hahn, H.H. (1995): Regenwasserbehandlung in Trennsystemen - Leistungssteigerung durch chemische Flockung? In: BMBF-Verbundprojekt NIEDERSCHLAG. *Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe* Nr. 73, S. 483 - 517.

- Pirelli (2002): Environmental impact of tyres during use. Pirelli Reifenwerke, Physical and Chemical Laboratory.
- Pleßow, A.; Pleßow, K.; Heinrichs, H. (1998): Umweltrelevante Elemente in Straßenkehrriecht und Sedimenten der Regenwasserkanalisation aus Göttingen. Müll und Abfall, 7, S. 458 - 464.
- Pohl, W.-H.; Behr, R. (1999): Titanzink - Korrosionsverhalten bei atmosphärischer Beanspruchung. Sonderdruck aus Metall 5/99.
- POLMIT (2002): Pollution from roads and vehicles and dispersal to the local environment: Final report and handbook. EU-Project POLMIT RO-97-SC.1027.
- Priggemeyer, S. (1998): System zur Verbesserung der Umweltqualität von Dachablaufwässern. Weil Industrieanlagen GmbH.
- Raasch, U.; Köppner, T. (2000): Neuer Umgang mit Regenwasser. Wwt awt, Nr. 5, S. 15 - 18.
- Rauterberg-Wulff, A. (1998): Beitrag des Reifen- und Bremsbelagabriebs zur Rußemission an Straßen. Fortschritt Berichte VDI, Reihe 15 Nr. 202.
- Reifenhändler in der Umgebung von Karlsruhe (2003): Telefonische Umfrage bei Reifendienst Stinnes, Reifen Gablenz, Euro Reifen, Reifen Keskin, Reifen Reuter, Geggus und Eichhorn.
- Reinhold, J. (2004): Neubewertung von Kompostqualitäten. UBA-Texte Band 15/04, Berlin
- Römpp (1995): 9. erweiterte und überarbeitete Auflage des Römpp Chemie Lexikons auf CD-ROM, Version 1.0. Jürgen Falbe und Manfred Regitz (Hrsg.), Thieme Verlag Stuttgart, New York
- Römpp (2003): Römpp Chemie Lexikon. G. Thieme Verlag, Stuttgart - RÖMPP Online (abgerufen August 2003)
- Root, A. (2000): Lead loading of urban streets by motor vehicle wheel weights. Environmental Health Perspectives, 108, S. 937 - 940.

- Schaecke, B.; Kape, E.; Pöplau, R. (2004): Bewertung der in der Diskussion befindlichen neuen Schadstoffgrenzwerte für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung in Mecklenburg-Vorpommern. 7. Dialog "Abfallwirtschaft M-V", Universität Rostock; abrufbar unter:
<http://www.auf.uni-rostock.de/lbaw/aw/Dialog/Votr%E4ge%207%20gb/schaecke.pdf>
- Scharnhorst, W.; Köhler, A.; Rebitzer, G.; Hischier, R.; Jolliet, O. (2004): Progress in Modern Life Cycle Assessment: Practice and Research. *Int. J. LCA* 9 (3), S. 143-151
- Scheer, H. (2003): Erfahrungen mit dem Betrieb, der Überwachung und Leistungsfähigkeit von über 1000 Kleinkläranlagen unter Beachtung der 5. Novelle Abwasserordnung. 5. GVC-Abwasserkongress. Prozessintegrierte und additive Verfahren der Abwasser- und Schlammbehandlung, Bremen 22. - 24. September 2003. Preprints Band 1.
- Schleyer, R.; Kerndorff, H. (1992): Die Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserressourcen. VCH, Weinheim.
- Schneider, S. (2003): persönliche Mitteilung. Anton Schneider Söhne GmbH & Co. KG.
- Schüler, W. (2003): Ing.-Büro für Verkehrstechnik, Zürich. Persönliche Mitteilung
- Schultz, H. R. (2003): Forschungsanstalt für Weinbau, Geisenheim. Persönliche Mitteilung
- Schulze-Rettmer, R. (2002): Bleidächer und Regenwasser. Eine wissenschaftliche Studie im Auftrag der Gütegemeinschaft Bleihalfzeug e. V., Düsseldorf.
- Sieker, F.; Grottker, M. (1988): Beschaffenheit von Straßenoberflächenwasser bei mittlerer Verkehrsbelastung. *Forschung Straßenbau und Verkehrstechnik*, 530.
- Stark, R. (1995): Environmental impact of a tire. *Kautschuk, Gummi, Kunststoffe*, 48 (6), S.448 - 453.
- StBA, Statistisches Bundesamt (2001): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 1998. Fachserie 19, Reihe 2.1, Wiesbaden.
- StBA, Statistisches Bundesamt (2002): Bodenfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung. Statistische Ämter der Länder und des Bundes.

- StBA, Statistisches Bundesamt (2003a): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 2001. Fachserie 19, Reihe 2.1, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- StBA, Statistisches Bundesamt (2003b): Abfallaufkommen. <http://www.destatis.de>.
- Stechmann, H. (1993): Charakterisierung kraftfahrzeugspezifischer partikelförmiger Emissionen und Quantifizierung ihrer Beiträge zu Aerosolen und Gewässerverunreinigungen. Dissertation am Fachbereich Chemie, Universität Hamburg.
- Steil, H.U. (1999): Abschätzung der Umweltbelastung durch bleihaltige Teile beim Kraftfahrzeug. Metall, 53, S.630 - 633.
- Steiner, M. (2004): Adsorption von Kupfer aus Niederschlagsabflüssen an granuliertes Eisenhydroxid. Dissertation, ETH Zürich, Schweiz
- Stotz, G.; Krauth, K. (1998): Bemessung der Versickerungsfläche nach dem Bodenbelastungspotenzial. Korrespondenz Abwasser (45), Nr. 9, S. 1689 - 1699.
- Stotz, G.; Krauth, Kh. (2001) Wirkung von Regenklärbecken für die Reinigung von Niederschlagswasser. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, 48 (5), S. 639 - 650.
- Textar/TMD (2003): persönliche Mitteilung des Bremsbelagherstellers Textar/TMD
- TNO (1999): Diffuse emissions of zinc due to atmospheric corrosion of zinc and zinc coated (galvanised) materials, TNO-report, TNO-MEP - R 99/441.
- TNO (2003): Experimental study of new lead alloys for atmospheric application. TNO report CA03.8010.
- Toussaint, D.; Sordo M. (1993): Vermeidung von Abfällen durch Abfallarme Produktionsverfahren - Feuerverzinkereien. Abfallberatungsagentur des Ministeriums für Umwelt Baden-Württemberg, Fellbach, 1993.
- TRGS 430: Isocyanate - Exposition und Überwachung Ausgabe März 2002 (BArbBl. 3/2002, S. 45)
- TRGS 905: Verzeichnis krebserzeugender, erbgutverändernder oder fortpflanzungsgefährdender Stoffe Ausgabe März 2001; BArbBl. 3/2001 S.97 - 101, zuletzt geändert BArbBl. 9/2003

- TrinkwV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV 2001). Gültig ab 01.01.2003.
- TRW (2002): Bremsen im "grünen" Bereich. Firmenprospekt, TRW Automotive, Neuwied
- TRW (2004): Persönliche Mitteilung. TRW Automotive, Neuwied
- TÜV Karlsruhe (2003): Persönliche Mitteilung.
- UBA (2000a): Handreichung Bewertung in Ökobilanzen; Hintergrundpapier Umweltbundesamt;
http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/baum/download/uba_bewertungsmethode.pdf
- UBA (2001b): Wasser - Oberflächengewässer - Schwermetalle. Unter:
<http://www.umweltbundesamt.de/wasser/>
- UBA (2001c): Begrenzung von Schadstoffeinträgen in landbaulich genutzten Böden. UBA-Texte 59/01, Umweltbundesamt, Berlin
- UBA (o.J.): Sachstandsbericht - Abtrag von Kupfer und Zink von Dächern, Dachrinnen und Fallrohren durch Niederschläge. Umweltbundesamt, Berlin. Abrufbar unter: <http://www.umweltdaten.de/uba-info-presse/hintergrund/cuzn.pdf>
- UBA (Umweltbundesamt) (1999): Bewertung in Ökobilanzen. UBA-Texte 92/99, Umweltbundesamt, Berlin
- UBA (Umweltbundesamt) (2000): Hintergrundpapier: Ökobilanz Getränkeverpackungen für alkoholfreie Getränke und Wein. Internetinformation unter: www.bmu.de/download/dateien/hintergrundpap_oekobilanz.pdf, Stand August 2000
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (2001): Umweltzeichen für ökologische Bauprodukte, Berlin.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (2004): Nachhaltiges Bauen und Wohnen in Deutschland. Stoffflussbezogene Bausteine für ein nationales Konzept der nachhaltigen Entwicklung - Verknüpfungen des Bereiches Bauen und Wohnen mit dem komplementären Bereich „Öffentliche Infrastruktur“, Berlin.

- UBA (Umweltbundesamt; 2002a): Nichteisenmetalle in den Bereichen Sanitärtechnik und im Außenbereich -Arbeitsgespräch. Berlin, 30. Januar 2002
- UBA (Umweltbundesamt; 2002b): Umweltdaten Deutschland 2002. Berlin.
- UBA (Umweltbundesamt; 2000b): Daten zur Umwelt 2000. Berlin.
- UBA (Umweltbundesamt; 2001a): Abtrag von Kupfer und Zink von Dächern, Dachrinnen und Fallrohren durch Niederschläge - Sachstandsbericht. Berlin.
- Uexküll, O.v.; Skerfving, S.; Coyle, R.; Braungart, M. (2003): Antimony in brake pads - a carcinogenic component? Journal of Cleaner Production, im Druck.
- Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry (1990): 5th Edition, Vol. A15: Lead, Lead Alloys, Lead Compounds, S.193 - 257, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim
- VCÖ (2001): Wasser und Verkehr. Unveröffentlichter Rohbericht von Schneidergruber, M. und Stamminger, K. zum VCÖ Fact-Sheet 5/2001: Verkehr bedroht unser Trinkwasser. Verkehrsclub Österreich, Wien, Österreich.
- VDA (Verband der Automobilindustrie), 2004: Stellungnahme des VDA zur Internetberatung „Überarbeitung einiger Einträge des Anhangs II der EU-Altfahrzeugrichtlinie 2000/53/EG“. VDA, Frankfurt
- VRI (2003/2004): Persönliche Mitteilung. VRI - Verband der Reibbelagindustrie, Köln
- VW (2003): http://download.audi4ever.at/faq/bremsen/sharan_bremsentwicklung.pdf
- Wallinder, O.; Verbiest P., Lygraf, C. (2000): Effects of exposure direction and inclination on the runoff rates of zinc and copper roofs; in: Corrosion Science 42 (2000) S. 1471 - 87
- WAR (1998): Zentrale oder dezentrale Enthärtung von Trinkwasser - Konkurrenz oder sinnvolle Ergänzung? WAR, Institut der TU Darmstadt: Schriftenreihe WAR 106, Darmstadt
- WBMS - World Bureau of Metal Statistics (2002): Metallstatistik, Jahrgang 89. Ware, England.

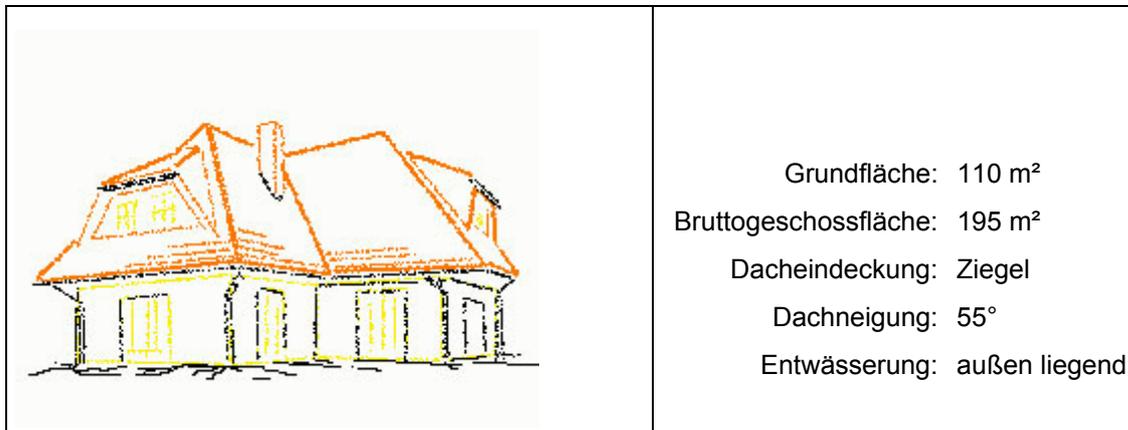
- Werner, W.; Groß, H.-J.; Gerlach, M.; Hovarth, D.; Sontheimer, H. (1994): Untersuchungen zur Flächenkorrosion in Trinkwasserleitungen aus Kupfer. In: GWF Wasser Abwasser 135, Nr. 2, S. 92 - 103
- Westerlund K.G. (2001): Metal emissions from Stockholm traffic - wear of brake linings. Report SLB analysis No. 3, Stockholm Environment and Health Protection Administration, Stockholm, Schweden. Zitiert in: Uexküll, O.v.; Skerfving, S.; Coyle, R.; Braungart, M. (2003): Antimony in brake pads - a carcinogenic component? Journal of Cleaner Production, im Druck.
- Weyand, M.; Willems, G. (1999): Behandlung von Niederschlagswasser im Mischsystem. gwf Wasser Abwasser, Nr. 12, S. 816 - 826.
- Wiessler, U. (1985): Qualität und Ausführung von Kohleschleifstücken - 100 Jahre Stromabnahme vom Fahrdrat mit Kohlenstoff - Rückschau und Ausblick. Schunk-Bericht aus Forschung und Entwicklung, Nr. 39. Schunk-Kohlenstofftechnik, Giessen. Zitiert nach Biesenack (o.J.)
- Wilden, R. (2003): Persönliche Mitteilung, Wirtschaftsvereinigung Metalle, Berlin, Düsseldorf.
- Wirtschaftsvereinigung Stahl (2003): Persönliche Mitteilung, Düsseldorf
- Witassek et al. (1998): Produktökobilanzen und ihre Anwendungsmöglichkeiten im Baubereich. Bd. 1, Berichtsbände 1 - 3, UBA-Texte 69/98, Umweltbundesamt, Berlin, 1998.
- Wolf, M.; Milojevic, N. (2000): Ermittlung der Abkopplungspotenziale in der öffentlichen Kanalisation durch dezentrale Niederschlagswasserbeseitigung. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47), Nr. 10, S. 1454 - 1464.
- WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik - Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) vom 23. Oktober 2000 (ABl.L 327 vom 22.12.2000, S.1)
- WVM (2004): Persönliche Mitteilung, Wirtschaftsvereinigung Metalle, Berlin, Düsseldorf.
- WVM (Wirtschaftsvereinigung Metalle, 2002): Metallstatistik 2001. Düsseldorf

Zietz, B.P; Paufler, P.; Keßler-Gaedtke, B.; Dunkelberg, H. (2001): Bleiverunreinigung von Trinkwasser durch Leitungssysteme in Berlin. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox., 13(3), S. 153 - 157.

ZMP (Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle GmbH, 2003): Ökomarkt Jahrbuch 2003 - Verkaufspreise im ökologischen Landbau. Materialien zur Marktberichterstattung, Band 44. ZMP, Bonn, 240 S.

ZVSHK (Zentralverband Sanitär Heizung Klima, 1998): Richtlinien für die Ausführung von Klempnerarbeiten an Dach und Fassade (Klempnerfachregeln), St. Augustin

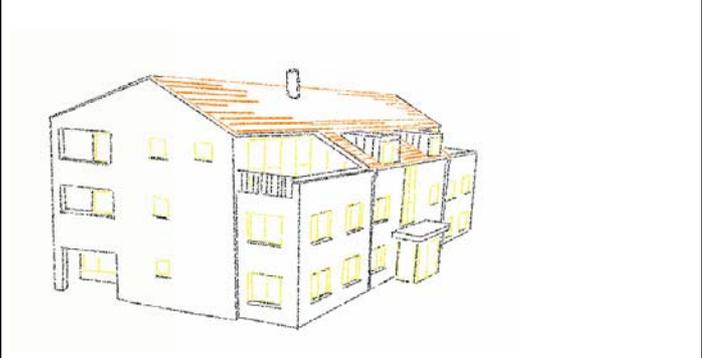
Anhang 1: Ausgewählte Beispielrechnungen zum Leitfaden für das Bauwesen

Beispiel 1: Freistehendes Einfamilienhaus mit Walmdach**Mengenannahmen für Beispiel 1**

No	Zink- / Kupfer-Bauteile	Messungen		x	F F [m]	=	Flä- che [m ²]	x	K F	=	Ergeb- nis [m ²]
		L [m]	B [m]								
1	Kehlbleche	15	-	x	0,1	=	1,5				
2	Ortgänge	8	-	x	0,1	=	0,8				
3	First/Gratbleche	-	-	x	0,2	=	-				
4	Anschluss-/Seitenbleche	-	-	x	0,1	=	-				
5	Verwahrungen	3	-	x	0,2	=	0,6				
	Σ Dachbleche bis 20 °						-	x	1,0	=	-
	Σ Dachbleche > 20 ° bis 70°						2,9	x	0,7	=	2,0
6	Fensterbleche, Gesims- abdeckung	4	0,2	x	1	=	0,8	x	0,5	=	0,4
7	Attika- und Brandwand- abdeckungen	-	-	x	1	=	-	x	1	=	-
8	Dachrinnen, Kehlrippen und Einläufe	32	0,15	x	1	=	4,8	x	1,0	=	4,8
9	Fallrohre (L x Ø)	15	0,1	x	2	=	3,0	x	1,0	=	3,0
10	Lauf- und Montageroste	3	0,25	x	0,53	=	0,4	x	1	=	0,4
11	Balkone, Geländer	-		x	0,4	=	-	x	1	=	-
											10,6

Das Verhältnis von Grundfläche zur benetzten konstruktiven Metallfläche beträgt ca. 1 : 10 (110/10,6) bzw. der Anteil liegt etwas unter 10 %.

Beispiel 2: Mehrfamilienhaus mit Satteldach

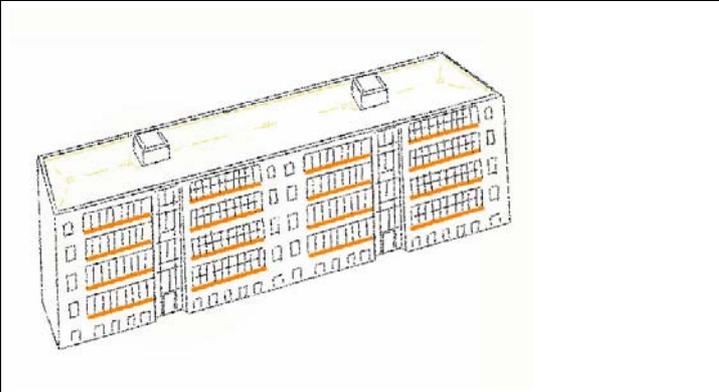
	Grundfläche: 280 m ²
	Bruttogeschossfläche: 820 m ²
	Dacheindeckung: Ziegel
	Dachneigung: 35°
	Entwässerung: außen liegend
	Fensterbleche: Alu
	Gauben: Zink
Eingangsüberdachung: Zink	

Mengenannahmen für Beispiel 2

No	Zink- / Kupfer-Bauteile	Messungen			F F		Fläche [m ²]	K F		Ergebnis [m ²]
		L [m]	B [m]	x	[m]	=		x	=	
1	Kehlbleche	12	-	x	0,1	=	1,2			
2	Ortgänge	30	-	x	0,1	=	3			
3	First/Gratbleche	-	-	x	0,2	=	-			
4	Anschluss-/Seitenbleche	32	-	x	0,1	=	3,2			
5	Verwahrungen	-	-	x	0,2	=				
	Σ Dachbleche bis 20 °							x	1,0	=
	Σ Dachbleche > 20 ° bis 70°						7,4	x	0,7	= 5,2
6	Fensterbleche, Gesims- abdeckung	-		x	1	=		x	0,5	=
7	Attika- und Brandwand- abdeckungen	10	0,6	x	1	=	6	x	1	= 6,0
8	Dachrinnen, Kehlrippen und Einläufe	46	0,2	x	1	=	9,2	x	1,0	= 9,2
9	Fallrohre (L x Ø)	40	0,12	x	2	=	9,6	x	1,0	= 9,6
10	Lauf- und Montageroste	3	0,25	x	0,53	=	0,4	x	1	= 0,4
11	Balkone, Geländer	6	-	x	0,4	=	2,4	x	1	= 2,4
										32,8

Das Verhältnis von Grundfläche zur benetzten konstruktiven Metallfläche ohne die Gauben und die Bedachung des Eingangs beträgt ca. 1 : 8,5 (280/28) bzw. der Anteil liegt bei 12 %. Der Einsatz von relativ kleinen "ästhetischen" Metallflächen in z. B. 2 Gauben und dem Eingang würde zu einem Anteil deutlich über 10 % der Grundfläche führen.

Beispiel 3: Geschosswohnungsbau mit Flachdach (Kunststoff)

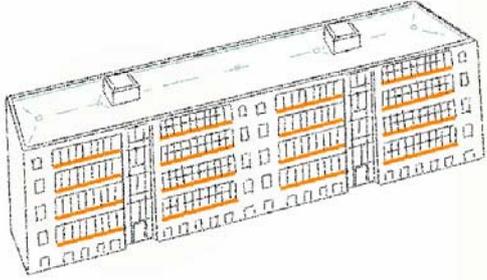
	Grundfläche: 350 m ²
	Bruttogeschossfläche 1.400 m ²
	:
	Dacheindeckung: Hochpolymer
	Dachneigung: 3°
	Entwässerung: innen liegend
Fensterbleche: Alu	

Mengenannahmen für Beispiel 3

No	Zink- / Kupfer-Bauteile	Messungen		F F	Flä- che	K F	Ergeb- nis
		L [m]	B [m]				
1	Kehlbleche	-	-	x 0,1	= -		
2	Ortgänge	-	-	x 0,1	= -		
3	First/Gratbleche	-	-	x 0,2	= -		
4	Anschluss-/Seitenbleche	-	-	x 0,1	= -		
5	Verwahrungen	-	-	x 0,2	= -		
	Σ Dachbleche bis 20 °					x 1,0	=
	Σ Dachbleche > 20 ° bis 70°					x 0,7	
6	Fensterbleche, Gesims- abdeckung	-	-	x 1	= -	x 0,5	= -
7	Attika- und Brandwand- abdeckungen	90	0,5	x 1	= 45	x 1	= 45,0
8	Dachrinnen, Kehlrippen und Einläufe	40	0,2	x 1	= 8	x 1,0	= 8,0
9	Fallrohre (L x Ø)			x 1	= 4,8	x 1,0	=
10	Lauf- und Montageroste	10	0,25	x 0,53	= 1,325	x 1	= 1,3
11	Balkone, Geländer	-	-	x 0,4	= -	x 1	=
							54,3

Das Verhältnis von Grundfläche zur benetzten konstruktiven Metallfläche beträgt ca. 1 : 6,5 (350/54) bzw. der Anteil liegt bei 16 %.

Beispiel 4: Geschosswohnungsbau mit Flachdach (Bitumen)

	Grundfläche: 350 m ²
	Bruttogeschossfläche: 1.400 m ²
	Dacheindeckung: Bitumen
	Dachneigung: 3°
	Entwässerung: innen liegend
	Fensterbleche: Alu

Mengenannahmen für Beispiel 4

No	Zink- / Kupfer-Bauteile	Messungen		F F	Flä- che	K F	Ergeb- nis
		L [m]	B [m]				
1	Kehlbleche	-	-	x 0,1	= -		
2	Ortgänge	-	-	x 0,1	= -		
3	First/Gratbleche	-	-	x 0,2	= -		
4	Anschluss-/Seitenbleche	90	-	x 0,1	= 9,0		
5	Verwahrungen	20	-	x 0,2	= 4,0		
	Σ Dachbleche bis 20 °				13,0	x 1,0	= 13,0
	Σ Dachbleche > 20 ° bis 70°					x 0,7	
6	Fensterbleche, Gesims- abdeckung	-	-	x 1	= -	x 0,5	= -
7	Attika- und Brandwand- abdeckungen	90	0,5	x 1	= 45	x 1	= 45,0
8	Dachrinnen, Kehlrippen und Einläufe	40	0,2	x 1	= 8	x 1,0	= 8,0
9	Fallrohre (L x Ø)			x 1	= 4,8	x 1,0	=
10	Lauf- und Montageroste	10	0,25	x 0,53	= 1,325	x 1	= 1,3
11	Balkone, Geländer	-	-	x 0,4	= -	x 1	=
							67,3

Das Verhältnis von Grundfläche zur benetzten konstruktiven Metallfläche beträgt ca. 1 : 5,2 (350/67) bzw. der Anteil liegt bei 19 %.

Anhang 2: Dokumentation der Umweltprofile von Blechen

Johannes Kreißig

PE Europe GmbH

Dokumentation der Umweltprofile von Blechen

1 Vorbemerkung

Die Datensätze wurden seitens PE Europe auf Basis von Information aus der Datenbank GaBi und weiterer schnell zu beschaffender öffentlich verfügbarer Information berechnet. Der Umfang des Auftrags ließ keine umfassende Recherche oder Datenaufnahme zu einzelnen Metallen zu, daher sind die Ergebnisse auch mit gewissen Einschränkungen zu beurteilen. Da die Kategorien Human- und Ökotoxizität zudem für die Beurteilung von Schwermetall-Emissionen nicht ausgreift sind¹, sollten diese nicht für die Beurteilung herangezogen werden.

2 Methodische Randbedingungen

2.1 Bilanzierte Einheit

Die bilanzierte Einheit beträgt für die Bleche und die Lacke/Harze 1 kg, die bilanzierte Einheit ist damit nicht für einen direkten Vergleich geeignet.

Die bilanzierte Einheit für die Rohre ist 1 m der Abmessung DN 100.

2.2 Randbedingungen und Systemgrenzen

Alle Prozesse wurden bis auf die Elementarflüsse (Ressourcenentnahme, Emissionen, Abfälle) verknüpft (Abschneidekriterien s. unten).

Zur Herstellung von Blechen werden unterschiedlich hohe Anteile von Sekundärmaterial eingesetzt. Dieser Anteil hat einen großen Einfluss auf das Ergebnis der Bilanz der Herstellung der Bleche, so dass die Werte in der folgenden Tabelle dokumentiert werden.

Recyclingmaterial	Primärmaterial bei Herstellung	Bemerkung
Kupfer Blech	49% Kupferkathode	Sekundäranteil Kupfer: Berechneter Wert für Verbrauch Kupferkathode in der EU. Für die Herstellung von Kupferkathoden in der EU liegt der Sekundäranteil bei 58% ² , Differenz resultiert aus Importen von Kupferkathoden.
Kupfer Blech verzinkt	49% Kupferkathode 100% Zinn	s.o.
Titanzink Blech	59% Feinzink 100% Legierungselemente	Sekundäranteil Zink: Statistischer Wert ³

¹ Siehe "Declaration of Apeldoorn on LCIA of Essential Metals" unter http://www.uneptie.org/pc/sustain/reports/lcini/Declaration%20of%20Apeldoorn_final.pdf

² Angabe DKI (Deutsches Kupferinstitut)

³ Angabe IZA Europe (International Zinc Association Europe)

Aluminium Blech (AlMgSi1)	100% Aluminium und Legierungselemente	Es lagen keine abgesicherten Daten für Sekundärmaterialeneinsatz für die untersuchten Bleche vor. Da Sekundäraluminium (Post-Consumer Material) aufgrund der großen Nachfrage und der einfacheren Prozessführung in der Regel in Gusslegierungen eingesetzt wird, wird in dieser Studie mit 100% Neumaterial ohne Recyclatanteil gerechnet. Das Rückführung von Verschnitt und Schrott direkt aus der Produktion der Bleche wurde berücksichtigt. Aus technischer Sicht lassen sich Aluminium- Bleche auch aus Post-Consumer Recyclingmaterial herstellen. Diese Annahme stellt eine worst-case Abschätzung dar, daher sind für eine Bewertung in jedem Fall auch die Recyclingpotentiale zu betrachten.
Stahl Blech verzinkt	92% Stahl 100% Feinzink	Es lagen keine Daten für einen Primär-Sekundär- Marktmix für die untersuchten Bleche vor. Es wird hier von der Hochofenroute ausgegangen, die im wesentlichen Primärmaterial einsetzt. Dies stellt eine worst-case Abschätzung dar, daher sind für eine Bewertung auch die Recyclingpotentiale zu betrachten.
Edelstahl Blech (Kaltgewalzt)	ca. 10% Legierungselemente (kein Roheisen)	Zur Herstellung von Edelstahl werden in Mitteleuropa hoch- und niederlegierte Schrotte eingesetzt. Beim Einsatz von ausschließlich hochlegierten Schrotten sind nur noch geringe Mengen an Legierungselementen zur Anpassung der Legierung notwendig. Für die Berechnung wurden ca. 70% hochlegierte Schrotte eingesetzt, wodurch Chrom und Nickel als Primärmaterial zulegiert werden muss.

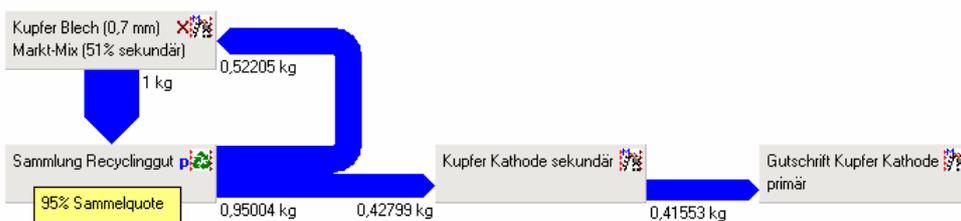
Für alle Bleche wurde eine identische Sammelquote von 95% nach der Nutzungsphase angenommen.

Die Menge Metallschrott, die in der Herstellphase bereits über den Einsatz von Sekundärmaterial eingesetzt wurde, muss nun „rückgeführt“ werden, um die für die Berechnung des Recyclingpotentials noch verfügbare Menge an Schrotten ermitteln zu können.

Die folgenden Grafiken zeigen die Stoffflüsse für die verschiedenen Bleche.

DE: Lebenszyklus Kupfer Blech

GaBi 4 Prozeßplan: Masse



DE: Lebenszyklus Kupfer Blech verzinkt

GaBi 4 Prozeßplan: Masse



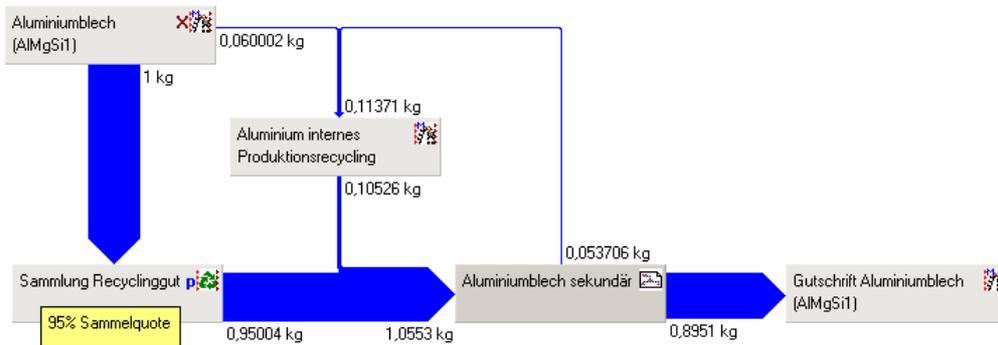
DE: Lebenszyklus Titanzink Blech

GaBi 4 Prozeßplan: Masse



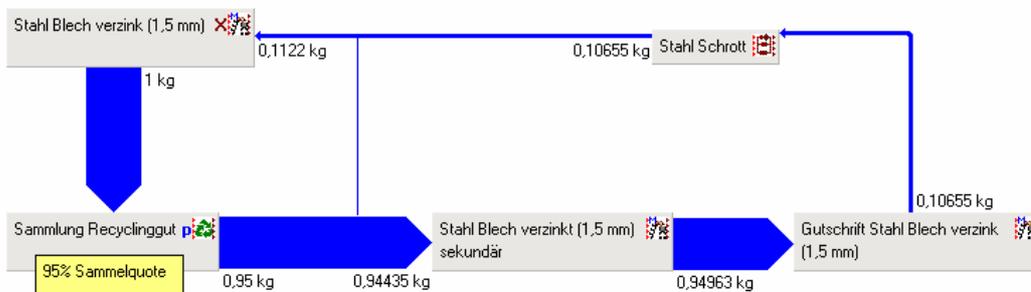
DE: Lebenszyklus Aluminium Blech

GaBi 4 Prozeßplan: Masse



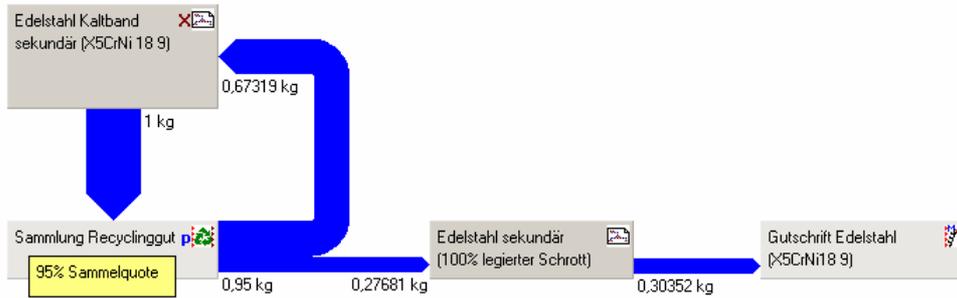
DE: Lebenszyklus Stahl Blech

GaBi 4 Prozeßplan: Masse



DE: Lebenszyklus Edelstahl Blech

GaBi 4 Prozeßplan: Masse



Für die Lacke/Harze und die Rohre gelten folgende Randbedingungen:

Einsatz von Recyclingmaterial	Primärmaterial bei Herstellung	Bemerkung
Epoxidharz	100%	Epoxidharz als Douroplast ist im engeren Sinne nicht recyclebar.
Pulverlack (Polyestersystem)	100%	Pulverlack als Douroplast ist im engeren Sinne nicht recyclebar.
Pulverbeschichten von Aluminium	100%	
PVC-Regenstandrohr	100%	Es wird kein Recyclingpotential berechnet, da Verwertungswege und Möglichkeiten nach den langen Nutzungszeiten nicht gesichert sind. Recycling der Produktionsreste ist berücksichtigt.
SML-Regenstandrohr	Einsatz von 95% Sekundärmaterial ⁴	Einsatz von 95% Sekundärmaterial stellt Grenze an verfügbarem Recyclingmaterial dar (Verluste bei Sammlung etc.), so dass kein Recyclingpotential berechnet wird.

2.3 Abschneidekriterien

Alle Stoffflüsse, die in das Produktsystem fließen (Inputs) und größer als 1% ihrer gesamten Masse sind oder mehr als 1% zum Primärenergieverbrauch betragen, wurden berücksichtigt. Alle Stoffflüsse, die das System verlassen (Emissionen) und deren Umweltauswirkungen größer als 1% der gesamten Auswirkungen der in der Bilanz berücksichtigten Wirkungskategorie sind, wurden nach Möglichkeit erfasst.

Die bedeutet, dass der gesamte relevante Prozessbaum „von der Wiege bis zum Werkstor“ incl. der Transporte berücksichtigt ist.

2.4 Allokation

Die Allokation bei der Koppelproduktion verschiedener Metalle und Schwefelsäure erfolgte nach Marktpreis.

⁴ Angabe Saint Gobain HES unter <http://www.saint-gobain-hes.de/neu/vorteile/vort20.htm>

2.5 Recycling

Bei Allokationen über Lebenszyklusgrenzen hinweg ist bei langlebigen Produkten dem zeitlichen Aspekt Rechnung zu tragen und die Situation der heutigen Herstellung und eines zukünftigen Recyclings zu trennen.

Für die Herstellung wird die heutige durchschnittliche Marktsituation als Verhältnis von Primärmaterial zu Recyclat für das jeweilige Produkt verwendet. Parallel dazu wird ein Recyclingpotential dargestellt, welches den „Wert“ des Produkts nach einer Aufbereitung widerspiegelt (Potential Primärmaterial zu ersetzen).

2.6 Darstellung der Ergebnisse

Die Ergebnisse für die Bleche werden getrennt nach Herstellung und Recyclingpotential dargestellt. Es ergeben sich damit „Tandemdatensätze“, die in der Summe eine Betrachtungsweise für den Gesamtlebenszyklus darstellen.

Das Recyclingpotential ist stark von den Randbedingungen der Herstellung abhängig und darf nur in Kombination mit dem Herstelldatensatz verwendet werden.

3 Datenqualität

3.1 Datenherkunft und Einschätzung der Datenqualität für die Bleche

Kupfer Blech	<p>Daten für Kupfer Kathode (primär) und die Blechherstellung wurden auf Basis aktueller Literatur mit Abstützung auf Industrieangaben bilanziert. Bezugsraum für Kupfer-Kathode ist Europa, der Anteil an Sekundärmaterial entstammt der Statistik.</p> <p>Das Kupferrecycling wurde auf Basis der Studie „Sachbilanz zur Kupfererzeugung“ (Krüger 1998) und direkten Industrieinformationen berechnet.</p> <p>Die Energiewerte sind als sehr gut – gut einzustufen. Emissionsseitig waren die Literaturangaben für Schwermetallemissionen z.T. nicht verifizierbar, so dass hier die Datenqualität nicht befriedigend ist. Zum Teil erschienen die Schwermetallemissionen recht hoch. Die Energiebedingten Emissionen sind von der Datenqualität her als gut einzustufen.</p>
Kupfer Blech verzinkt	<p>Die Verzinnung des Kupferblechs wurde auf Basis von vergleichbaren Prozessen abgeschätzt</p>
Titanzink Blech	<p>Herstellung von Feinzink (primär) auf Basis von Industrieinformationen, Bezugsraum ist Deutschland, der Anteil an Sekundärmaterial entstammt der Statistik.</p> <p>Das Zinkrecycling und die Halbzeugherstellung wurde auf Basis der Studie „Sachbilanz Zink“ (Krüger 2001) berechnet.</p> <p>Die Energiewerte sind als sehr gut – gut einzustufen, da die Mix-Bildung sich an den entsprechenden Technologien orientierte. Emissionsseitig sind in der Regel größere Schwankungsbreiten existent. Da sich die Berechnungen auf verschiedene Anlagen und nicht auf eine systematische Erhebung der Emissionen bei allen Herstellern stützen, ist die Datenqualität als gut – befriedigend zu bezeichnen.</p>
Aluminium Blech (AlMgSi1)	<p>Der Datensatz für die Primärherstellung und das Walzen der Bleche entstammt der GaBi- Datenbank und stützt sich für die Aluminiumherstellung und das Walzen auf Informationen der EAA. Bezugsraum für das Aluminiumblech ist Deutschland.</p> <p>Das Aluminiumrecycling wurde auf Basis von Angaben der EAA bilanziert.</p> <p>Die Datenqualität des Datensatzes für Aluminiumblech ist als gut – sehr gut einzustufen.</p>
Stahl Blech verzinkt	<p>Die Stahlblech-Herstellung (Primär- und Sekundärroute) repräsentiert die Deutsche Situation, sie basiert auf Industriedaten. Sie ist der GaBi-Datenbank entnommen.</p> <p>Die Datenqualität des Datensatzes für verzinktes Stahlblech ist als gut – sehr gut einzustufen.</p>

Edelstahl Blech (Kaltgewalzt)	<p>Die Edelstahlherstellung basiert auf Industriedaten und Abschätzungen für nicht vollständige Prozesse (z.T. Emissionen des Beizens und der Glühöfen). Sie sind strukturell und technologisch für Mitteleuropa repräsentativ, für einen Mark-Mix ist die Informationsbreite jedoch zu gering.</p> <p>Die Datenqualität des Datensatzes für Edelstahlblech ist Energieseitig als gut – sehr gut einzustufen, Emissionsseitig bestehen jedoch bei den Legierungselementen Chrom und Nickel zum Teil Unsicherheiten bezüglich der Repräsentativität der Daten. Die Datenlage speziell für Schwermetallemissionen aus den Gewinnungsprozessen der Legierungselemente ist nicht befriedigend.</p>
Epoxidharz	<p>Der Datensatz für Epoxidharz ist der GaBi- Datenbank entnommen, er ist repräsentativ für Deutschland anzusehen.</p> <p>Die Datenqualität des Datensatzes ist als gut einzustufen.</p>
Pulverlack (Polyestersystem)	<p>Der Datensatz für Pulverlack ist der GaBi- Datenbank entnommen und beruht auf verschiedenen umfangreichen Studien mit Lackherstellern, er ist repräsentativ für Deutschland anzusehen.</p> <p>Die Datenqualität des Datensatzes ist als sehr gut einzustufen.</p>
Pulverbeschichten von Aluminium	<p>Der Prozess zur Pulverbeschichtung basiert auf Industriedaten und ist als repräsentativ für Deutschland anzusehen, für einen Teil der Vorbehandlungschemikalien mussten Abschätzungen auf Basis von Material- und Energieflüssen vorgenommen werden.</p> <p>Die Datenqualität des Datensatzes ist als gut einzustufen.</p>
PVC-Regenstandrohr	<p>Der Datensatz für S-PVC ist der GaBi- Datenbank entnommen, er ist repräsentativ für Deutschland anzusehen, die Rezeptur für das Rohr-Compound entstammt der Literatur, die Daten zur Rohr- Extrusion sind dem APME- Bericht entnommen.</p> <p>Die Datenqualität des Datensatzes ist als sehr gut einzustufen.</p>
SML-Regenstandrohr	<p>Der Datensatz für Grauguss basiert auf Industriedaten und ist als repräsentativ für Deutschland anzusehen, die SML- Rohrherstellung ist auf Basis von Literaturdaten und Abschätzungen aus vergleichbaren Prozessen bilanziert. Die Beschichtungsmaterialien sind der GaBi- Datenbank entnommen.</p> <p>Die Datenqualität des Datensatzes ist als gut einzustufen.</p>

3.2 Hintergrunddaten

Als Hintergrunddaten wurde ausschließlich Daten der GaBi-Datenbank⁵ verwendet. Die Daten sind im zugehörigen html-basierten Dokumentationssystem dokumentiert.

⁵ GaBi 4 Software und Datenbank zur Ganzheitlichen Bilanzierung (www.gabi-software.com), IKP Universität Stuttgart und PE Europe GmbH, 1992 - 2003

4 Ergebnisse

Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse für die Herstellung der Bleche, Rohre und Beschichtungsmaterialien und –prozesse. Diesen Ergebnissen liegen Annahmen zugrunde, die dazu führen, dass ein Vergleich ohne Berücksichtigung des Recyclingpotentials nicht sinnvoll ist.

Daher wird in einer weiteren Tabelle für die Bleche das Recyclingpotential angegeben. Dieses stellt die mögliche Substitution von primären Ressourcen und den mit ihrer Gewinnung verbundenen Umweltlasten unter der Annahme einer 95%igen Schrott-Sammelquote und den heutigen Technologien des Metallrecyclings dar.

In einer dritten Tabelle ist die Herstellung und das Recyclingpotential miteinander verrechnet.

Herstellung der Materialien bzw. Darstellung der Prozesse	1 kg Kupfer Blech (0,7 mm)	1 kg Kupfer Blech verzinkt (0,7 mm)	1 kg Titanzink Blech (0,7 mm)	1 kg AlMgSi1 (Blech) (1 mm)	1 kg Stahl Blech verzinkt (1,5 mm)	1 kg Edelstahl Blech (Kaltgewalzt) (1 mm)	1 kg Epoxidharz	1 kg Pulverlack (Polyestersystem)	1 m ² Aluminiumblech Pulverbeschichten (120 mym; 92% AWG)	1 m PVC-Regenstandrohr (DN 100 Rohr)	1 m SML-Regenstandrohr (DN 100 Rohr)
Referenzeinheit	1 kg	1 kg	1 kg	1 kg	1 kg	1 kg	1 kg	1 kg	1 m ²	1,75 kg	9,36 kg
offener Input [kg] ⁶	-	-	-	-	-	-	-	-	0,196	-	-
Energetische Ressourcen											
Primärenergie nicht erneuerbar [MJ]	37,3	41,4	37,2	241,9	31,7	57,0	137,3	107,0	44,3	102,4	129,2
Primärenergie erneuerbar [MJ]	4,6	4,6	4,4	37,1	1,0	6,8	0,6	0,8	0,6	1,7	5,9
Wirkkategorien Output											
GWP [kg CO ₂ -Äqv.]	2,66	2,91	2,02	20,31	2,44	4,66	6,44	4,88	2,62	4,36	11,25
ODP [kg R11-Äqv.]	1,9E-07	1,9E-07	5,1E-07	3,5E-06	1,6E-07	6,1E-07	1,5E-06	9,9E-07	3,7E-07	1,3E-06	6,5E-07
AP [kg SO ₂ -Äqv.]	0,0179	0,0183	0,0107	0,0640	0,0071	0,0334	0,0138	0,0204	0,0064	0,0116	0,0181
EP [kg PO ₄ -Äqv.]	0,0023	0,0023	0,0008	0,0051	0,0006	0,0022	0,0014	0,0014	0,0008	0,0011	0,0014
POCP [kg C ₂ H ₄ -Äqv.]	0,0015	0,0016	0,0004	0,0088	0,0009	0,0011	0,0054	0,0035	0,0003	0,0034	0,0097
HTP [kg DCB-Äqv.]	2,0176	1,9929	0,6338	4,1218	0,8117	0,6161	0,2467	0,2486	0,1884	0,2838	0,9784
AETP [kg DCB-Äqv.]	0,0055	0,0055	0,0707	0,0197	0,0069	0,2513	0,0123	0,0968	0,0210	0,0111	0,0037
TETP [kg DCB-Äqv.]	644,8	636,0	32,2	28,2	8,4	10,7	4,9	5,9	2,4	6,2	9,1

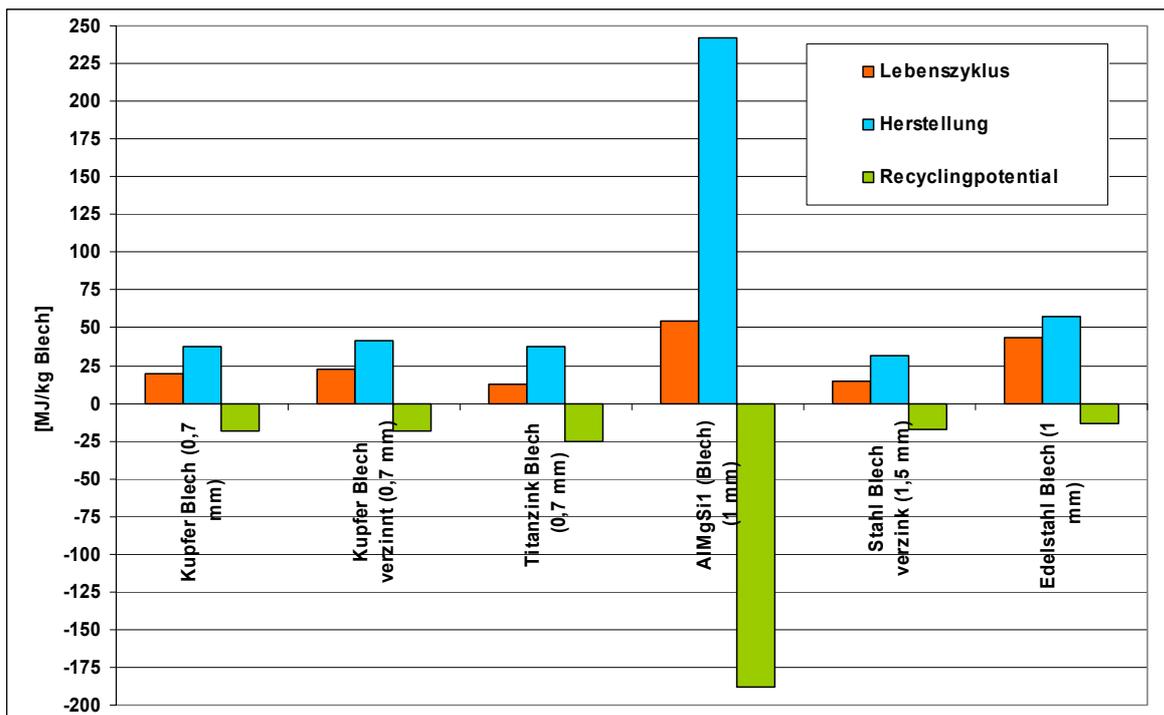
⁶ Als „offener Input“ wird ein Stoffstrom bezeichnet, der aus der Technosphäre kommt, in diesem Fall ist der Prozess der Pulverbeschichtung von Aluminium so gerechnet, dass die Herstellung des Pulverlacks noch addiert werden muss.

Recyclingpotential der Materialien	Recyclingpotential zu 1 kg Kupfer Blech	Recyclingpotential zu 1 kg Kupfer Blech verzinkt	Recyclingpotential zu 1 kg Titanzink Blech	Recyclingpotential zu 1 kg AlMgSi1 (Blech)	Recyclingpotential zu 1 kg Stahl Blech verzinkt	Recyclingpotential zu 1 kg Edelstahl Blech (Kaltgewalzt)
Energetische Ressourcen	-	-	-	-	-	-
Primärenergie nicht erneuerbar [MJ]	18,1	18,4	25,2	187,9	16,9	13,2
Primärenergie erneuerbar [MJ]	4,5	4,6	3,4	32,8	0,3	0,5
Wirkkategorien Output						
GWP [kg CO ₂ -Äqv.]	1,42	1,44	1,32	16,50	0,75	1,19
ODP [kg R11-Äqv.]	9,7E-08	9,9E-08	3,6E-07	2,9E-06	1,8E-08	2,4E-08
AP [kg SO ₂ -Äqv.]	0,0149	0,0151	0,0076	0,0533	0,0033	0,0013
EP [kg PO ₄ -Äqv.]	0,0020	0,0020	0,0006	0,0042	0,0003	0,0005
POCP [kg C ₂ H ₄ -Äqv.]	0,0014	0,0014	0,0003	0,0070	0,0005	0,0003
HTP [kg DCB-Äqv.]	1,6583	1,6867	0,3366	3,5713	0,2484	0,2717
AETP [kg DCB-Äqv.]	0,0045	0,0046	0,0574	0,0168	0,0003	0,1031
TETP [kg DCB-Äqv.]	542,7	552,0	15,8	23,8	3,7	2,0

Beim Vergleich des Recyclingpotentials mit der Herstellung stellt man fest, dass die Bleche, welche einen geringen Anteil an Sekundärmetall bei der Herstellung aufweisen, im Verhältnis ein höheres Recyclingpotential haben, da mehr Schrott „für das Recycling zur Verfügung steht“. Dies bedeutet letztlich, dass Schrotte die bei der Herstellung der Bleche eingesetzt wurden physikalisch zwar nach dem Lebenszyklus noch vorhanden sind, aus Sicht des Stoffstromansatzes aber bereits bei der Herstellung eingesetzt wurden. Da Schrotte bei Berechnung der Herstelllaufwendungen der Bleche ohne Berücksichtigung von Umweltlasten aus früheren Lebenszyklen in die Berechnung eingehen, kann diesem Teil nach Ende des Lebenszyklus auch keine Gutschrift erteilt werden.

Lebenszyklus der Materialien entspricht Herstellung minus Recyclingpotential	Lebenszyklus zu 1 kg Kupfer Blech	Lebenszyklus zu 1 kg Kupfer Blech verzinkt	Lebenszyklus zu 1 kg Titanzink Blech	Lebenszyklus zu 1 kg AlMgSi1 (Blech)	Lebenszyklus zu 1 kg Stahl Blech verzinkt	Lebenszyklus zu 1 kg Edelstahl Blech (Kaltgewalzt)
Energetische Ressourcen						
Primärenergie nicht erneuerbar [MJ]	19,2	23,0	12,1	54,0	14,8	43,7
Primärenergie erneuerbar [MJ]	0,1	0,0	0,9	4,3	0,7	6,3
Wirkkategorien Output						
GWP [kg CO ₂ -Äqv.]	1,24	1,46	0,69	3,81	1,69	3,48
ODP [kg R11-Äqv.]	9,6E-08	9,5E-08	1,5E-07	6,2E-07	1,4E-07	5,8E-07
AP [kg SO ₂ -Äqv.]	0,0030	0,0032	0,0031	0,0107	0,0038	0,0321
EP [kg PO ₄ -Äqv.]	0,0003	0,0003	0,0002	0,0009	0,0003	0,0016
POCP [kg C ₂ H ₄ -Äqv.]	0,0002	0,0002	0,0002	0,0019	0,0004	0,0008
HTP [kg DCB-Äqv.]	0,3592	0,3062	0,2972	0,5505	0,5633	0,3443
AETP [kg DCB-Äqv.]	0,0009	0,0009	0,0133	0,0029	0,0066	0,1482
TETP [kg DCB-Äqv.]	102,1	83,9	16,4	4,4	4,7	8,7

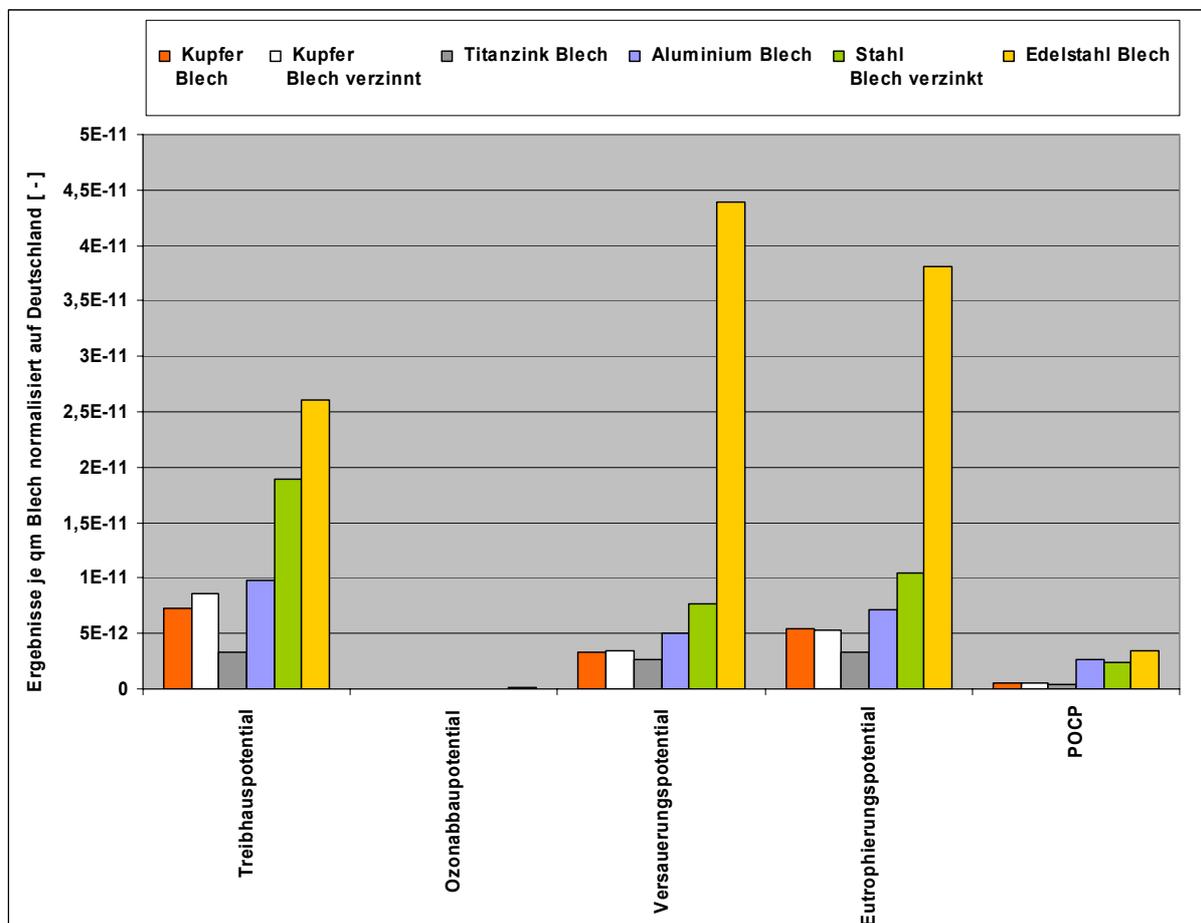
Im Folgenden ist der Lebenszyklus am Beispiel Primärenergie nicht erneuerbar dargestellt:



Unter Berücksichtigung der Datenlage ist davon abzuraten, die Ökobilanzdaten für die Toxizitätspotentiale für Vergleiche zwischen den Blechen parallel zu den anderen Wirkpotentialen heranzuziehen. Es wird vielmehr empfohlen, die Ergebnisse auf relevante Beiträge innerhalb der einzelnen Bleche hin zu analysieren und diese ins Verhältnis zum Abtrag in der Nutzungsphase zu stellen.

Um den Beitrag des Potentials zu einem „Umwelt-Gesamtproblem“ zu beurteilen werden sie Daten der Wirkungsanalyse normalisiert (Verhältnis von Ergebnis je m² Blech zum gesamten Wirkpotential in Deutschland). Der Schritt der Normalisierung ist in Anhang 2 beschrieben.

Die folgende Grafik stellt die Ergebnisse der Wirkungsanalyse normalisiert auf Deutschland dar. Dabei wird deutlich, dass ODP und POCP von untergeordneter Bedeutung sind.

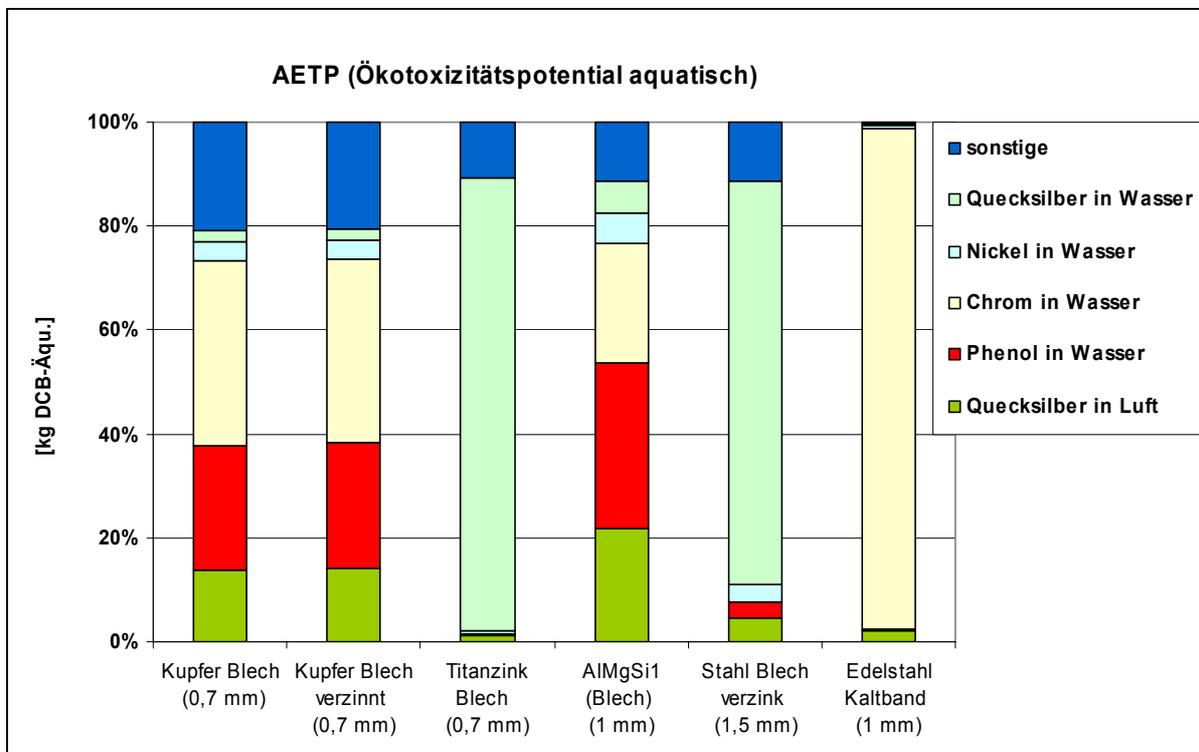
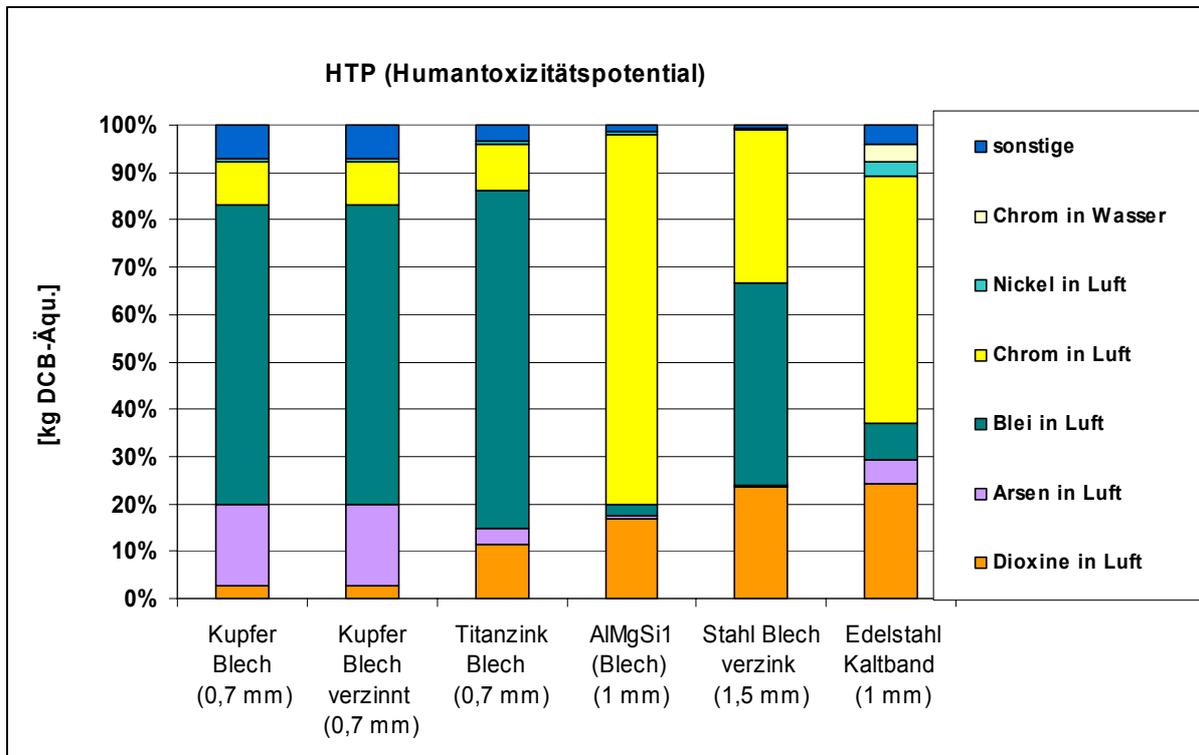


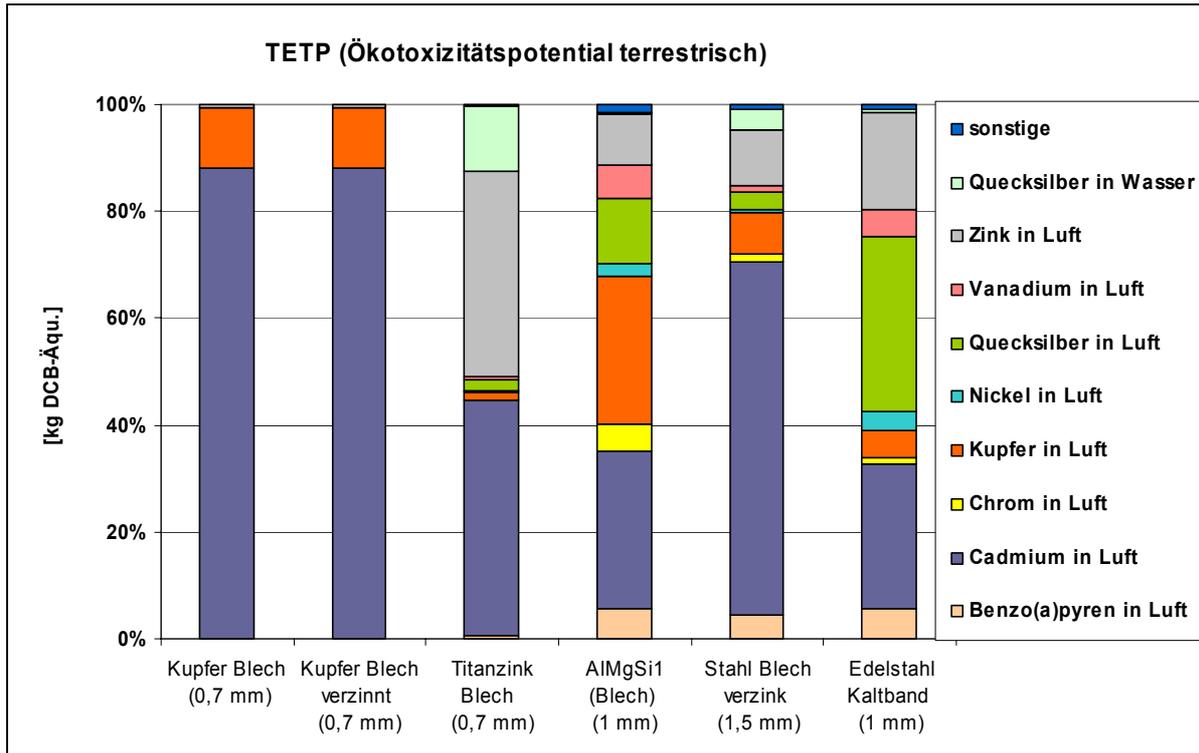
5 Detailanalyse

Die Detailanalyse zeigt die Beiträge der einzelnen Emissionen zu den Toxizitätspotentialen der Herstellung der Bleche. Hierbei wird deutlich, dass einzelne Emissionen die Potentiale bestimmen.

Es ist jedoch in jedem Fall darauf hinzuweisen, dass die Datenlage speziell bei den nicht Energiedominierten Emissionen in verschiedenen Prozessstufen nicht zufriedenstellend und für die verschiedenen Metalle auch unterschiedlich ist, so dass bei der Verwendung der

Daten in Entscheidungsprozessen zumindest größere Unsicherheiten zu berücksichtigen sind.





Ausgewählte Sachbilanzergebnisse der Herstellung und des Recyclingpotentials der Bleche

Herstellung	Kupfer Blech (0,7 mm)	Kupfer Blech verzinkt (0,7 mm)	Titanzink Blech (0,7 mm)	AlMgSi1 (Blech) (1 mm)	Stahl Blech verzinkt (1,5 mm)	Edelstahl Kaltband (1 mm)
Emissionen in Luft [kg/kg Blech]						
Schwefeldioxid	0,0075	0,0077	0,0073	0,0406	0,0042	0,0278
Stickoxide	0,0143	0,0145	0,0045	0,0305	0,0038	0,0075
Benzo{a}pyren	3,82E-09	3,97E-09	3,38E-09	2,48E-08	6,01E-09	9,61E-09
Dioxine (2,3,7,8 - TCDD)	2,14E-12	2,13E-12	2,82E-12	2,67E-11	7,34E-12	5,74E-12
Formaldehyd	8,57E-06	9,10E-06	1,04E-05	1,42E-04	1,98E-06	1,46E-05
Arsen	8,26E-06	8,15E-06	4,80E-07	5,62E-07	7,56E-08	7,38E-07
Blei	1,90E-05	1,88E-05	6,76E-06	1,56E-06	5,17E-06	7,10E-07
Cadmium	4,37E-06	4,31E-06	1,09E-07	6,42E-08	4,29E-08	2,21E-08
Chrom	3,80E-07	3,78E-07	1,26E-07	6,55E-06	5,36E-07	6,57E-07
Kobalt	1,08E-07	1,08E-07	3,92E-08	1,88E-07	1,29E-08	1,68E-07
Kupfer	7,87E-05	7,76E-05	4,60E-07	8,52E-06	7,28E-07	5,95E-07
Nickel	1,31E-06	1,30E-06	5,19E-07	3,54E-06	2,76E-07	1,97E-06
Quecksilber	4,74E-08	4,80E-08	5,00E-08	2,68E-07	1,99E-08	2,68E-07
Vanadium	1,00E-06	9,91E-07	4,77E-07	3,92E-06	2,45E-07	1,22E-06
Zink	3,82E-06	3,80E-06	1,88E-05	4,06E-06	1,33E-06	2,95E-06
Emissionen in Wasser [kg/kg Blech]						
Phenol	1,81E-06	1,83E-06	4,62E-07	8,74E-06	2,78E-07	1,38E-06
Chrom	2,32E-05	2,29E-05	4,53E-08	5,39E-05	1,27E-08	2,36E-03
Kupfer	2,56E-08	2,54E-08	8,21E-07	2,16E-07	7,79E-08	1,93E-07
Nickel	7,49E-08	7,54E-08	1,09E-07	4,41E-07	8,52E-08	3,92E-07
Quecksilber	9,04E-10	8,93E-10	4,74E-07	8,95E-09	4,11E-08	5,50E-09
Zink	6,68E-08	6,79E-08	5,18E-05	1,12E-06	4,51E-06	7,04E-07

Recyclingpotential	Kupfer Blech (0,7 mm)	Kupfer Blech verzinkt (0,7 mm)	Titanzink Blech (0,7 mm)	AlMgSi1 (Blech) (1 mm)	Stahl Blech verzinkt (1,5 mm)	Edelstahl Kaltband (1 mm)
Emissionen in Luft [kg/kg Blech] - Gutschriften						
Schwefeldioxid	0,0056	0,0057	0,0051	0,0341	0,0018	-0,0031
Stickoxide	0,0129	0,0132	0,0032	0,0252	0,0020	0,0018
Benzo(a)pyren	3,37E-09	3,42E-09	2,26E-09	1,97E-08	3,37E-09	1,46E-09
Dioxine (2,3,7,8 - TCDD)	1,12E-12	1,13E-12	1,51E-12	2,01E-11	3,58E-12	1,78E-12
Formaldehyd	2,83E-06	2,88E-06	8,12E-06	1,26E-04	5,97E-07	2,18E-06
Arsen	6,90E-06	7,01E-06	3,84E-07	4,77E-07	1,45E-08	-6,98E-08
Blei	1,60E-05	1,63E-05	3,25E-06	1,32E-06	-4,82E-06	9,84E-07
Cadmium	3,68E-06	3,74E-06	6,68E-08	5,28E-08	2,48E-08	9,38E-09
Chrom	2,89E-07	2,94E-07	8,99E-08	5,84E-06	3,07E-07	2,90E-07
Kobalt	8,24E-08	8,38E-08	3,09E-08	1,64E-07	5,61E-09	2,11E-08
Kupfer	6,63E-05	6,74E-05	1,16E-07	7,49E-06	1,29E-07	3,27E-07
Nickel	8,79E-07	8,94E-07	3,61E-07	3,14E-06	1,73E-07	2,49E-07
Quecksilber	2,46E-08	2,50E-08	3,53E-08	2,12E-07	-9,12E-10	-4,84E-08
Vanadium	5,93E-07	6,03E-07	3,78E-07	3,48E-06	1,52E-07	5,02E-07
Zink	3,26E-06	3,32E-06	4,41E-06	3,37E-06	3,16E-08	-3,90E-07
Emissionen in Wasser [kg/kg Blech] - Gutschriften						
Phenol	1,92E-06	1,95E-06	3,19E-07	7,60E-06	1,48E-07	1,91E-07
Chrom	1,96E-05	1,99E-05	3,21E-08	4,82E-05	-4,63E-09	1,22E-03
Kupfer	2,13E-08	2,17E-08	6,39E-07	1,82E-07	2,75E-09	-4,26E-08
Nickel	5,55E-08	5,64E-08	7,91E-08	3,65E-07	4,60E-08	-4,57E-08
Quecksilber	4,70E-10	4,78E-10	3,86E-07	7,49E-09	1,68E-10	-1,86E-10
Zink	2,75E-08	2,80E-08	4,21E-05	9,43E-07	3,94E-08	2,71E-09

6 Literatur

- GaBi-Datenbank Datenbank zur Software GaBi 4, IKP Universität Stuttgart und PE Europe GmbH, 1992 – 2003 (www.gabi-software.com)
- Krüger 1998 Krüger, Jürgen; Rombach, Georg: Sachbilanz zur Kupfererzeugung unter Berücksichtigung der Endenergien. In: Metall, 10-11/1998
- Krüger 2001 Krüger, Jürgen et al: Sachbilanz Zink, erstellt am Institut für Metallhüttenkunde und Elektrometallurgie der RWTH Aachen

Anhang 1: Beschreibung Human- und Ökotoxizitätspotentiale

Die Methodik zur Wirkungsabschätzung der Toxizitätspotentiale befindet sich zum Teil noch in der Phase der Entwicklung. Mit Hilfe der Abschätzung des Humantoxizitätspotenzials (HTP) wird versucht, einen negativen Einfluss z.B. eines Prozesses auf den Menschen abzuschätzen. Mit dem Ökotoxizitätspotenzial wird versucht, die Schadenswirkung auf das Ökosystem zu beschreiben. Hierbei differenziert man in aquatisches Ökotox-Potenzial (AETP) und terrestrisches Ökotox-Potenzial (TETP).

Allgemein unterscheidet man akute, subakute-subchronische und chronische Toxizität, welche über die Dauer und Häufigkeit der Einwirkung definiert sind. Die Toxizität eines Stoffes hängt von verschiedenen Parametern ab. Da diese Effekte im Rahmen einer Lebenszyklusanalyse nicht in dieser Detailtiefe abgebildet werden, wird die potentielle Toxizität von Stoffen aufgrund der chemischen Beschaffenheit, der physikalischen Eigenschaften, des ursprünglichen Emissionsortes und dessen Verhalten bzw. Verbleib nach seiner Entlassung in die Umwelt charakterisiert. Die Verteilung der Schadstoffe erfolgt dabei immer in den Verteilungspfaden Atmosphäre, Wasser oder Boden. Es werden also potentielle Beiträge zu tatsächlich eintretenden toxischen Belastungen ermittelt.

Die Berechnung der Charakterisierungsfaktoren⁷ erfolgte durch das „Centre of Environmental Science (CML), Universität Leiden“ und dem „National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Bilthoven“, auf Basis der Software USES 1.0. Das Modell (LCA-World), welches den Berechnungen zugrunde liegt, charakterisiert sich über einen geringen Austausch an Regenwasser und Luft (Westeuropa), längere Verweilzeiten von Stoffen, mäßigen Wind sowie geringem Austausch über die Systemgrenzen. Die Oberfläche des Modells ist eingeteilt in 3 % Oberflächenwasser, 60 % natürlichen Boden, 27 % agrarischen Boden und 10 % industriellen Boden. 25% des Regenwassers infiltrieren in den Boden.

Die Ermittlung der Toxizitätspotentiale ist mit Unsicherheiten behaftet, da die Wirkung der berücksichtigten Substanzen sehr stark von der Exposition abhängen und verschiedene potenzielle Effekte aggregiert werden. Das Modell basiert deshalb auf einem Vergleich von Effektabschätzung und Expositionsabschätzung. Das Modell kommt über die Emissionsmenge und einem Distributionsmodell zu Konzentrationen in der Umwelt und über ein Aufnahmemodul zu einer Risikocharakterisierung. Degradation und Transport in andere umweltliche Kompartimente sind nicht abgebildet.

Es wird mit toxikologischen Schwellenwerten gerechnet, die auf einer kontinuierlichen Exposition basieren. Das führt zu einer Unterteilung der Toxizität in die bereits oben genannten Arten (HTP, AETP und TETP) für die je nach ursprünglichem Emissionsort (Luft,

⁷ Guinee, J. et al.: LCA impact assessment of toxic releases; Generic modelling of fate, exposure and effect for ecosystems and human beings. (no. 1996/21) Centre of Environmental Science (CML) Leiden and National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Bilthoven, 1996

Wasser; Boden) drei verschiedenen Werte errechnet werden. Somit ergibt sich für toxische Stoffe eine Matrix, deren Zeilen die unterschiedlichen Toxizitäten in Bezug auf die Wirkung auf den Menschen, aquatische und terrestrische Ökosysteme darstellen, und die Spalten die Höhe dieser potentiellen Toxizität in Bezug auf die unterschiedlichen Emissionsorte differieren.

Die potentiellen Toxizitäten (Humantoxizität, aquatische und terrestrische Ökotoxizität) errechnen sich aus einer Verhältnisbildung in Bezug auf die Referenzsubstanz 1,4-Dichlorbenzol ($C_6H_4Cl_2$) in das Referenz-Kompartiment Luft.

Die Einheit ist kg 1,4-Dichlorbenzol-Äquivalent (kg DCB-Äq.) je kg.

INNOVATION AND EFFICIENCY



Wirkungsabschätzung

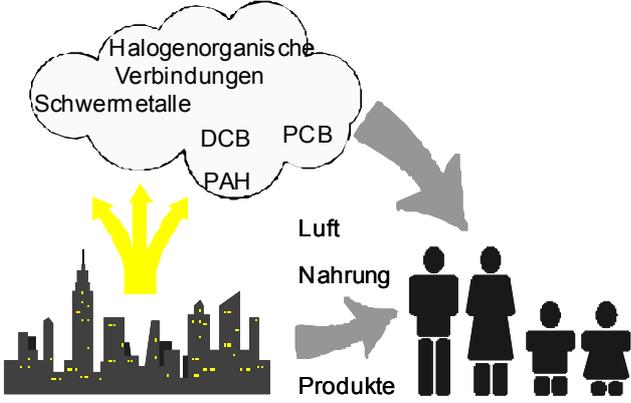
Humantoxizitätspotential, Human Toxicity Potential (HTP)

Effekt: Einfluss einer kontinuierlichen toxikologischen Einwirkung auf den Menschen (charakterisierende Abschätzung)

Referenzsubstanz: 1,4-Di-chlor-benzol (DCB, $C_6H_4Cl_2$)

Referenzeinheit: kg DCB - Äquivalente

Quelle: CML (Centrum voor Milieukunde Leiden); RIVM (National Institute of Public Health and Environmental Protection)



Seite 36

INNOVATION AND EFFICIENCY

Wirkungsabschätzung

Aquatisches (AETP) und Terrestrisches (TETP) Ökotoxizitätspotential

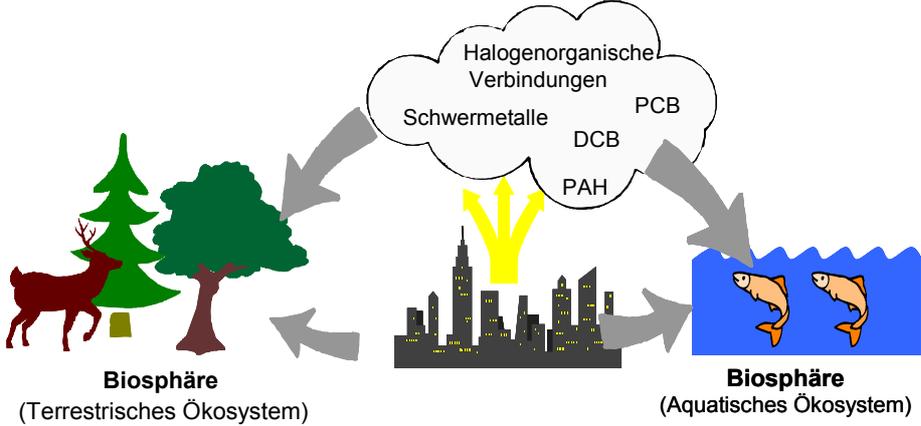


Effekt: Einfluss einer kontinuierlichen toxikologischen Einwirkung auf Gewässer und Böden (charakterisierende Abschätzung)

Referenzsubstanz: 1,4-Di-chlor-benzol (DCB, $C_6H_4Cl_2$)

Referenzeinheit: kg DCB - Äquivalente

Quelle: CML (Centrum voor Milieukunde Leiden); RIVM (National Institute of Public Health and Environmental Protection)



Biosphäre
(Terrestrisches Ökosystem)
Biosphäre
(Aquatisches Ökosystem)

Seite 37

Anhang 2: Normalisierung

Die Ergebnisse einer Sachbilanz oder einer Wirkungsabschätzung können in verschiedenen Einheiten und vor allem in stark unterschiedlichen Größenordnungen vorliegen. Um die Relevanz der einzelnen Beiträge zu einer Wirkungskategorie darstellen und ermitteln zu können und um die differierenden Einheiten der Wirkungsabschätzung zu einander in Beziehung setzen zu können, ist die Normalisierung nötig.

Die Normalisierung innerhalb einer Ökobilanz setzt daher die durch die Analyse ermittelten Umweltwirkungen in Bezug zu einem Gesamtbeitrag in einer Wirkkategorie. Die Normalisierung ist so als ein für jede Wirkkategorie separat durchzuführender Prozess zu sehen. Die Normalisierung liefert keine Anhaltspunkte in wieweit einzelne Wirkpotentiale untereinander in ihrer Wichtigkeit bezüglich einer umweltlichen Gesamtbeurteilung zu verstehen sind. Diese Aussagen lassen sich nach einer Gewichtung der Wirkpotentiale ableiten. Die Normalisierung verdeutlicht den Anteil einer Umweltwirkung (GWP, ODP, AP,...) der durch einen Prozess, Produkt oder Lebenszyklus in Bezug auf einen Gesamtbetrag einer übergeordneten Bezugseinheit (Land, Kontinent, Welt) verursacht wird. Würde die Normalisierung nicht durchgeführt, würde man implizit davon ausgehen, dass der

Anteil des betrachteten Prozesses, Produktes oder Lebenszyklus` an jeder Wirkkategorie zur Gesamtbelastung einer Bezugseinheit gleich hoch wäre.

Normalisierungsdaten sind aufgrund inhomogener und lückenhafter Aufnahme und Dokumentation sowie der schweren Erfassung durch Messungen meist über als geeignet erachtete Parameter von länderspezifischen Messungen eher extrapoliert.

Als Parameter können z.B. die Bevölkerung (per capita Belastungen) oder das Brutto sozialprodukt (gross national product) eines Landes, Kontinents oder politisch-wirtschaftlichen Vereinigung verwendet werden. In diesem Zusammenhang wurden Extrapolationen über das Brutto sozialprodukt durchgeführt. Dies spiegelt die wirtschaftliche Aktivität (mit der meist Umweltbelastungen verbunden sind) einer Bezugseinheit am ehesten wieder, wohlweislich das es in Einzelfällen zu erheblichen Abweichungen kommen kann. Durch die Normalisierung eine Einschätzung des Beitrags zu einer Gesamtbelastung zu bekommen ist dennoch möglich (Trend).

Der Normalisierungsschritt in der GaBi 4 beruft sich auf Daten unterschiedlicher Quellen. Als Grundgerüst wurden Daten von Guineé und Gebler herangezogen, die sich wiederum auf das Intergovernmental Panel on Climate Change der WMO und auf das World Resource Institute zurückführen lassen. Fehlende Daten wurden durch Daten aus den Niederlanden ergänzt und mit einem Faktor 100, entsprechend dem ungefähren Verhältnis des Brutto sozialprodukts der Welt zu dem Brutto sozialprodukt der Niederlande extrapoliert.

Für Standardemissionen und Schwermetalle standen aktuellere Daten des Umweltbundesamtes von 1997 und der OECD von 1995 zur Verfügung.

Ein besonders dynamisches Verhalten der Emissionsmengen weisen die halogenierten Emissionen in den 90er Jahren auf. Durch drastische Reduzierungen dieser Emissionen und das veränderte Spektrum wurde die Anpassung der veralteten Werte über aktuelle Summenwerte und eine Verteilung durchgeführt. Für die halogenierten Emissionen lagen Summenemissionen der OECD vor. Diese wurden nach Untersuchungsergebnissen von Schmucki auf die verschiedenen Emissionen verteilt.

Die restlichen Werte wurden nach den Daten von Guineé/Gebler/IPCC/WRI/Heijungs nach dem Faktor Brutto sozialprodukt auf die Werte für OECD, Europa, Europäische Gemeinschaft und Deutschland extrapoliert. Es konnten so 162 Einzelemissionen abgeschätzt werden (90 Emissionen in Luft, 59 Emissionen in Wasser und 13 Emissionen in den Boden).

Diese Emissionsdaten wurden (soweit Wirkfaktoren der Emissionen bekannt sind) einer Wirkungsabschätzung nach den dokumentierten Wirkpotentialen unterzogen und so die für die jeweiligen Bezugsgrößen gültigen Normalisierungsgrößen auf Wirkbilanzebene errechnet. Es schloss sich eine Plausibilitätsprüfung über Literatur bzw. ältere Normalisierungsdaten an.

Literatur

- Gebler, W.: Ökobilanzen in der Abfallwirtschaft, Stuttgarter Berichte zur Abfallschaft, Bericht 42, 2. Auflage, Bielefeld 1992.
- Guineé, J.: Data for the Normalisation step within LCA of products, CML Paper No. 14, Leiden 1993.
- Braunschweig, A.; Förster, R.; Hofstetter, P.; Müller-Wenk, R.:
Evaluation und Weiterentwicklung von Bewertungsmethoden in Ökobilanzen - Erste Ergebnisse, St. Gallen/Zürich 1994.
- Heijungs, R. et al.: Heijungs, Guinee, Huppes, Lankreijer:
Environmental Life Cycle Assessment - Guide and Background, Centrum voor Milieukunde (CML), Leiden 1992.
- Hrgb.: Verkehrs- und Wasserwirtschaftsministerium der Niederlande (RIZA) u.a. (VROM):
Drie referentieniveaus voor normalisatie in LCA, Niederlande 1997.
- Hrgb.: OECD: OECD Environmental Data, Compendium 1997.
- Hrgb.: Umweltbundesamt:
Daten zur Umwelt, Der Zustand der Umwelt in Deutschland 1997, Berlin 1997.
- Stahl, B. et. al.: Ökobilanzen - Methodenentwicklung zur Bilanzierung und Bewertung der Umweltwirkungen von Prozessen und Produkten, Fraunhofer Institut Systemtechnik und Innovationsforschung, Karlsruhe 1997.
- Schmucki, D.: Räumliche und zeitliche Betrachtung von Umweltschadstoffen, ETH Zürich, Schweiz 1996.