

Sachstandsbericht

Abtrag von Kupfer und Zink von Dächern, Dachrinnen und Fallrohren durch Niederschläge

1 Einleitung

Kupfer und Zink gehören zu den traditionell im Dachbau verwendeten Materialien. Verzinkte Bleche werden auf den Dächern in Deutschland für Regenrinnen, Fallrohre, Verkleidungsbleche für Schornsteine und Dachluken aber auch zur Deckung ganzer Dächer oder Dachteile verwendet. Kupferblech wurde schon im Mittelalter zum Decken der Dächer repräsentativer und wertvoller Gebäude benutzt, da es dauerhaft ist und durch seine Patina eine optisch ansprechende Oberfläche bildet. Aus den selben Gründen hat die Verwendung von Kupfer im Außenbereich (neben Dächern jetzt auch Fassaden) in letzter Zeit stark zugenommen. Blei und andere Metalle spielen aufgrund ihrer meist kleinflächigen Anwendung im Außenbereich nur eine untergeordnete Rolle. Durch Verwitterung der Oberflächen und Abspülung der Korrosionsprodukte mit dem Regen gelangen diese Schwermetalle in das Dachabflusswasser und können hier die Schwermetallkonzentrationen deutlich erhöhen.

Im Entwurf des „Leitfaden Nachhaltiges Bauen“ des Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen [1] wird daher empfohlen, „für abflusswirksame Flächen Materialien zu wählen, die einen nachteiligen Stoffaustrag und Akkumulation im Boden begrenzen“.

Im vorliegenden Bericht soll die Bedeutung der Einträge von Kupfer und Zink durch Dächer, Dachrinnen und Fallrohre in die Umwelt anhand von Literaturangaben eingeschätzt werden.

2 Toxizität von Kupfer und Zink

Kupfer und Zink sind für Pflanzen und Tiere zwar essentielle Spurenelemente, in höheren Konzentrationen können beide Schwermetalle jedoch toxisch wirken. Zwar ist eine akute Schädigung Erwachsener durch erhöhte Kupfer- oder Zinkkonzentrationen selten, Säuglinge reagieren aber auf erhöhte Kupferwerte wesentlich empfindlicher. So wurden hohe Kupfergehalte in saurem Wasser aus Hausbrunnen mit Leberschädigungen nicht gestillter Säuglinge in Verbindung gebracht [2, 3]. Die Richtwerte der noch gültigen Trinkwasserverordnung von 1990 liegen für Kupfer bei 3000 µg/l, für Zink bei 5000 µg/l. Die novellierte TrinkwV 2000 enthält nur noch einen Grenzwert (Wochenmischwert) für Kupfer in Höhe von 2000 µg/l. Er ist gültig ab 01.01.2003. Für viele Organismen des aquatischen Bereichs ist schon in wesentlich geringeren Konzentrationen eine Toxizität gegeben. Vergiftungen von Fischen (z. B. Forellen) wurden schon ab Konzentrationen von 0,1 mg (Cu²⁺)/l beobachtet [4]. Noch empfindlicher reagieren Planktonalgen und Kleinkrebse: schon Konzentrationen von 0,002 (einige Algen) – 0,01 mg Kupfer/l (Daphnien) können eine Schädigung hervorrufen. Die Schwelle für chronische Toxizität liegt für Phytoplankton und Weichtiere teilweise noch niedriger [5, 6, 7 - 10]. Die Zellvermehrung der empfindlichsten Blaualgen wird bereits oberhalb von 0,2 µg/l gehemmt. Eine Beeinträchtigung von Kläranlagen durch zu hohe Schwermetallkonzentrationen in Abwässern ist

ebenfalls in Einzelfällen nicht auszuschließen, da ab Kupferkonzentrationen von 50 µg/l eine BSB₅-Hemmung feststellbar ist [11].

Zink hat nach heutigem Kenntnisstand ebenfalls nur bei hohen Dosierungen eine negative Auswirkung auf den erwachsenen menschlichen Organismus. Insbesondere Zinksalze (z. B. Zinkchlorid, Zinksulfat) können jedoch Entzündungen der Verdauungsorgane hervorrufen [12]. Die akute Toxizität für Fische und Wirbellose liegt in einem Bereich von 90 – 58.100 µg/l. Als Schädlichkeitsgrenze von Zink für Phytoplankton werden Konzentrationen von 4 – 7 µg/l angesehen. Die Wirkungsschwelle (EC10) für die Hemmung der Zellvermehrung der empfindlichsten Blaualgen liegt bei 0,2 µg/l [5]. Im konkreten Einzelfall hängt die Toxizität vom pH-Wert des Wassers, vom Gehalt an Komplexbildnern (z.B. Huminstoffe) und von der chemischen Form des Schwermetalls (Bioverfügbarkeit) ab [5].

Die NOEC- bzw. Wirkungsschwellenwerte der empfindlichsten Arten liegen für Kupfer und Zink im Schwankungsbereich der natürlichen Hintergrundkonzentration von Gewässern. Zum Schutz der aquatischen Ökosysteme soll langfristig der Bereich der regionalen Hintergrundkonzentration soweit wie möglich angestrebt werden. Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser hat daher Zielvorgaben zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaften festgelegt, die sich an der natürlichen Hintergrundbelastung orientieren [13].

Zink und Kupfer sind als chemische Elemente nicht biologisch abbaubar und akkumulieren in den Sedimenten. Bedingt durch die Einträge von Einleitern und diffusen Quellen sind deshalb häufig die Zielvorgaben zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaften und anderer Schutzgüter für Kupfer und Zink in Gewässern überschritten (Tab. 1) [5, 13, 14].

Stoff	ZV LAWA					ZV IKSE		ZV IKSR
	A mg/kg TS	S mg/kg TS	T µg/l	F µg/l	B µg/l	A mg/kg TS	S mg/kg TS	
Kupfer	80	60	20	--	50	80	80	50
Zink	400	200	500	--	1.000	400	200	200

Tab. 1 Zielvorgaben für Oberflächengewässer im Hinblick auf unterschiedliche Schutzgüter; Werte in mg/kg Trockensubstanz (TS) beziehen sich auf die Schwebstoffphase, bei der Angabe µg/l auf die Wasserphase; A = Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“, S = Schutzgut „Schwebstoffe und Sedimente“, T = Schutzgut „Trinkwasserversorgung“, F = Schutzgut „Fischerei“, B = Schutzgut „Bewässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen“; LAWA = „Länderarbeitsgemeinschaft Wasser“, IKSE = „Internationale Kommission zum Schutz der Elbe“, IKSR die „Internationale Kommission zum Schutz des Rheins“ [15].

3 Metallabtragsraten und Konzentrationen im Dachablauf

Bei der Betrachtung der Schwermetallbelastungen von Dachabflüssen muss zwischen der Vorbelastung des Regenwassers durch Luftinhaltsstoffe, der trockenen Deposition auf Dachflächen und dem hier behandelten Abtrag der Schwermetalle von entsprechenden Dächern, Dachrinnen und Fallrohren unterschieden werden. Die Konzentrationen im Dachabfluss können also nicht direkt mit den Abtragsraten aus dem Dachmaterial gleichgesetzt werden.

Die Abtragsraten von Kupfer und Zink können unter verschiedenen Umständen sehr unterschiedlich sein. Sie hängen zum einen von der Korrosion des Materials, zum anderen von der Abschwemmung des korrodierten Materials ab. Welcher Anteil des korrodierten Materials tatsächlich abgetragen wird, ist, zumindest für deutsche Verhältnisse, weitgehend unbekannt. Die Korrosionsrate wird vor allem von der Luftfeuchte, dem Schwefeldioxidgehalt sowie, in Meeresnähe, dem Chloridgehalt der Luft beeinflusst [z.B. 16 - 18, 19]. Zusätzlich zum SO₂ können hohe Gehalte an NO_x, NH₄ und O₃ die Korrosion beschleunigen [20, 21, 22]. Art und Dauer der Niederschlagsereignisse [23], Dachneigung und -exposition [18] sind ebenfalls wichtig für die Abtragsrate. Das Alter der Einbauten spielt eine wichtige Rolle, da die Korrosionsrate des blanken Metalls im Allgemeinen am höchsten ist [z.B. 18]. In welchem Ausmaß die durch die Korrosionsprodukte gebildete „Patina“ eine weitere Korrosion verhindert, ist allerdings umstritten. Während in Veröffentlichungen der metallverarbeitenden Industrie angegeben wird, dass der Metallabtrag schon innerhalb weniger Jahre so stark abnimmt, dass er zu vernachlässigen sei [z.B. 24, 25], wurde von anderen Autoren gefunden, dass auch nach langjähriger Exposition der Schwermetallabtrag von Kupfer- [Leuer nach 26, 27] und Zinkdächern [27] nicht zu vernachlässigen ist. Die Dynamik des Korrosionsgeschehens scheint von der Art der gebildeten Korrosionsprodukte abzuhängen, die aus Sulfaten, Chloriden, Karbonaten und Nitraten bestehen können [25]. Welche Produkte gebildet werden, scheint wiederum von der Zusammensetzung der Atmosphäre bestimmt zu werden: werden in durch Schwefeldioxid und Chlorid relativ unbelasteter Atmosphäre basische Salze gebildet, ergibt sich eine bessere Schutzwirkung vor weiterer Korrosion als in einer marinen oder industriell beeinflussten Atmosphäre [18, 28]. Bei Versuchen in Schweden war die Korrosionsrate von Zink (22 g/m²*a) in industriell beeinflusster Atmosphäre nach fünf Jahren noch kaum verringert [18].

Aus der Vielfalt dieser Einflussfaktoren ergibt sich ein relativ weiter Bereich von Korrosionsraten: Im Rahmen des ISO Programms CORRAG wurde in einer weltweiten Studie an Messstellen mit Bedingungen unterschiedlicher Luftfeuchte sowie Schwefeldioxid- und Chloridbelastung Korrosionsraten gemessen. Für die gemäßigten Zonen wurden dabei für Kupfer Korrosionsraten zwischen umgerechnet 4,5 (Madrid) und 33 g/m²*a (Biarritz) gemessen (alle im ersten Jahr der Exposition). Die Raten für Zink lagen etwas höher: 4,2 (Madrid) bis 40 (Auby) g/m²*a. Extreme Standorte (Mittelamerika) erreichten Raten bis zu 50 (Cu) und 125 (Zn) g/m²*a. In Spanien wurden für Zink in schwach bis mittel belasteten Gebieten Korrosionsraten von 9 – 14 g/m²*a und in industriell belasteten, z.T. marinen Standorten von 18- 36 g/m²*a gemessen [29].

Der Bereich für Deutschland ist etwas enger: In einer Studie im Auftrag des UBA [19] wurden mit Hilfe von Daten aus Korrosionsversuchen sowie Klima- und Schadstoffdaten flächendeckend Korrosionsraten für Deutschland modelliert (Bezugszeitraum: 1993 – 1995). Für das vierte Expositionsjahr ergab sich für Kupfer eine Rate zwischen 3,5 und 10,4 g/m²*a (Mittelwert: 4,9), für Zink zwischen 4,2 und 17,6 g/m²*a (Mittelwert: 6,6). Die Zinkkorrosionsraten waren in Nordseenähe am höchsten (größerer Einfluss des Chlorid), Kupfer korrodierte im Thüringer Bereich am schnellsten (größerer Einfluss des Schwefeldioxid). Durch abnehmende SO₂-Gehalte in der Luft und angestiegene pH-Werte im Regen hat auch die Korrosionsrate in Deutschland in den letzten 10 Jahren abgenommen [21, 22]. Priggemeyer zitiert eine Untersuchung, nach der die Korrosionsrate von Zink von ca. 14 g/m²*a in 1978 auf ca. 4 g/m²*a (1992) kontinuierlich abgenommen hat [30].

Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Ablauf von metallhaltigen und von nicht metallhaltigen Dächern sind in der Literaturübersicht eines UBA-Projektes zusammengefasst [27]: Die im Dachablauf von Dächern mit Kupfer- oder Zinkeinbauten gemessenen Konzentrationen dieser Schwermetalle sind sowohl gegenüber den Konzentrationen im Regen als auch gegenüber denen im Dachablauf metallfreier Dächer deutlich erhöht. Von Leuer (nach [27]) wurden im Ablauf auch älterer Kupferdächer Konzentrationen zwischen 4400 und 8500 µg/l Kupfer gemessen. Andere Autoren fanden zwischen ca. 250 und 6800 µg/l Kupfer im Abfluss von kupferhaltigen und zwischen ca. 630 und 2000 µg/l Zink im Abfluss von zinkhaltigen Dächern. Von Förster wurden Kupferkonzentrationen von 1200 µg/l (Mittelwert des Regenereignisses) von einem Dach mit neuen Kupfereinbauten gemessen [23]. Im Ablauf eines älteren Zinkblechdachs wurden bis zu 120.000 µg Zn/l gemessen (Mittelwert eines Regenereignisses: 18.000 µg/l) [23]. Auch von einem Dach mit lediglich Dachrinnen sowie Schornstein- und Fenstereinfassungen aus verzinkten Blechen älteren Datums, also dem „deutschen Durchschnittsdach“, wurden bereits Zinkkonzentrationen gemessen, die über den Toxizitätsschwellen für aquatische Organismen lagen [31].

Während eines einzelnen Regenereignisses verläuft der Abtrag vom Dach nicht gleichmäßig, sondern ist an den Verlauf des Ereignisses gekoppelt. Zu Beginn des Regens erfolgt eine Stoßbelastung (first-flush-Effekt), die Konzentrationen nehmen dann im weiteren Verlauf ab [z.B. 23, 31, 32]. Bei der o.g. Messung an einem Zinkdach mit einer Anfangskonzentration von ca. 120 000 µg/l nahm die Konzentration im weiteren Verlauf steil ab und stabilisierte sich dann bei ca. 6 500 µg/l. Der Konzentrationsverlauf hängt dabei auch von der vorangegangenen Witterung ab und ist sehr individuell, so dass es schwierig ist, eine durchschnittliche Konzentration anzugeben. Insgesamt kann aber festgestellt werden, dass die Kupfer- und Zinkkonzentrationen in Abläufen von Dächern mit Einbauten aus diesen Schwermetallen in einer Größenordnung liegen, die deutlich über der Toxizitätsschwelle für aquatische Organismen und auch häufig über dem Trinkwasserrichtwert liegen.

Schwermetalle liegen im Dachabfluss in gelöster Form oder adsorbiert an Partikel vor. Das Verhältnis zwischen gelöstem und adsorbiertem Schwermetall hängt dabei von verschiedenen Faktoren, insbesondere aber dem pH-Wert des Niederschlags und seinem Gehalt an gelöster organischer Substanz (DOC) ab. Mit niedrigem pH-Wert und geringem Gehalt an DOC steigt der gelöste Anteil [z.B. 23]. Insbesondere Zink wurde im Dachabfluss oft überwiegend in gelöster und damit leicht bioverfügbarer Form gefunden, während sich beim Kupfer gelöste und partikuläre Fraktionen meist die Waage hielten [26, 31].

4 Auswirkung von Kupfer und Zink aus Dächern, Dachrinnen und Fallrohren auf die Umwelt

Die akute Auswirkung dieser Metalle hängt vom Verbleib des Dachablaufs ab. Die langfristige Auswirkung muss anhand des Beitrags der Dachabläufe zur Gesamtbilanz dieser Schwermetalle abgeschätzt werden.

4.1 Auswirkung an der Einleitungsstelle

Die verschiedenen Eintragspfade der Schwermetalle in die Gewässer und Böden sind in Abbildung 1 dargestellt. Es gibt drei Haupteintragspfade in die Umwelt:

Die Versickerung des Dachabflusses kann oberflächlich oder über spezielle Versickerungsanlagen geschehen.

Bei der Trennkanalisation wird der Dachabfluss zusammen mit Regenwasser von Strassen und anderen versiegelten Flächen jedoch getrennt vom Schmutzwasser über ein eigenes Kanalsystem direkt oder nur mit geringem Reinigungsaufwand in die Gewässer eingeleitet.

Bei der Mischkanalisation gelangt der Dachabfluss zusammen mit Straßenabläufen und dem Schmutzwasser aus Haushalten und Gewerbebetrieben in die Kanalisation.

Diese drei Haupteintragspfade sowie die dadurch entstehenden Belastungen der Umwelt sollen im folgenden näher untersucht werden.

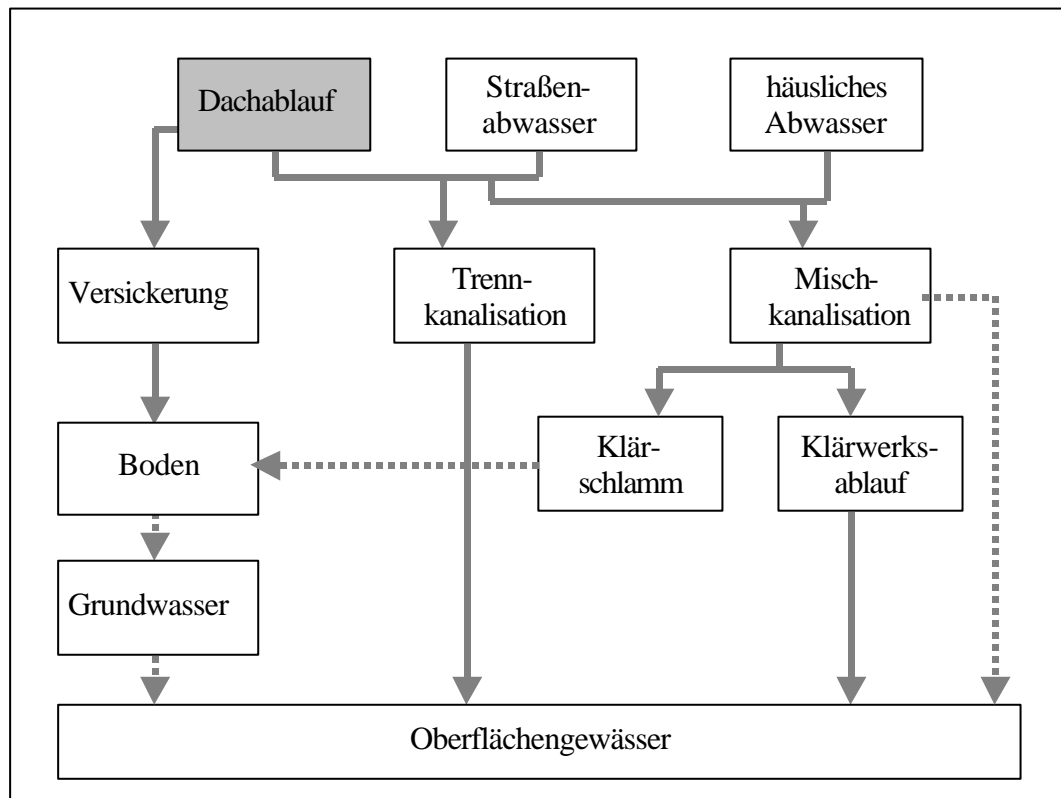


Abb.1 Eintragspfade von Schwermetallen aus Regenwasser in Gewässer, Böden und gegebenenfalls Grundwasser

4.1.1 *Versickerung*

Da der Anteil versiegelter Fläche in Deutschland ständig zunimmt und dadurch langfristig der Wasserhaushalt ungünstig beeinflusst werden kann, wird in letzter Zeit vermehrt angestrebt, Regenwasser zu versickern. Die im Regenwasser enthaltenen Schadstoffe können jedoch negative Umweltauswirkungen haben. Werden die Abflüsse von metallhaltigen Dächern versickert, können sich die Metalle im Oberboden anreichern, und es werden oftmals schon nach wenigen Jahren Richtwerte der

BBodSchV oder der KlärschlammV überschritten [32 -36]. Eine Gefährdung des Grundwassers ist in Einzelfällen nicht auszuschließen [34].

Ein drastisches Beispiel für die Problematik ist das Wikingermuseum Haithabu in Schleswig. Das Museum wurde aus ästhetischen Gründen mit einem Bleidach versehen, dessen Dachablauf über zwei Auslaufschächte versickert werden sollte. Bereits nach einigen Jahren war der Boden im gesamten Umkreis der Schachtanlagen erheblich mit Blei kontaminiert. Das Dach musste mit einer Spezialbeschichtung zur Abtragsverhinderung versiegelt werden [37].

Im ATV-DVWK-Arbeitsblatt A-138 (Entwurf, nach Grotehusmann [38]) wird daher Regenablauf von metallhaltigen Dächern in einer 12-stufigen Skala zunehmender potenzieller Verschmutzung an zehnter Stelle eingeordnet. Für die Versickerung dieses Regenablaufs ist nach A-138 unterirdische Versickerung oder solche in zentralen Versickerungsbecken – Verfahren die eine Verlagerung in tiefere Bodenschichten und damit in Grundwassernähe begünstigen – nicht zulässig.

4.1.2 Trennkanalisation

Bei der Trennkanalisation wird Schmutz- und Regenwasser in getrennten Kanälen abgeleitet. Das Schmutzwasser aus Haushalten und Gewerbe wird den kommunalen Kläranlagen zugeführt, das Regenwasser jedoch teilweise noch ungeklärt in die Gewässer eingeleitet. Etwa die Hälfte der Bevölkerung in Deutschland sind an die Trennkanalisation angeschlossen, wobei der Anteil regional sehr unterschiedlich ist (60 – 80 % in den nördlichen Bundesländern, 20 – 30 % in den südlichen [27]).

Bei der Ableitung von Regenwasser über die Trennkanalisation kann es zu erhöhten Schwermetallbelastungen von Oberflächengewässern kommen. In einer Untersuchung an Berliner Regenabflüssen überschritten die Konzentrationsmittelwerte von Regenereignissen in Einzelfällen sogar die für Industriebetriebe üblichen Grenzwerte für die Direkteinleitung von Abwasser für Kupfer (0,5 mg/l) und Zink (2 mg/l), für Zink sogar in mehr als 5 % der Regenereignisse [39].

Zusammen mit den Regenüberläufen aus der Mischkanalisation trägt die Trennkanalisation entscheidend zur Schwermetallbelastung von Oberflächengewässern bei. Im deutschen Teil des Rheineinzugsgebiets wird dieser Anteil am Schwermetalleintrag auf ca. 30 % der Gesamtschwermetallbelastung des Rheins geschätzt. Bei Kupfer liegt der Anteil bei ca. 22 %, bei Zink ca. bei 20 % [40]. Die geschätzten Anteile für die anderen deutschen Einzugsgebiete liegen zwischen 20 % für die Donau und ca. 40 % für Ems, Weser und Oder [41].

Da, wie oben erwähnt, der Gesamtabtrag von den Dächern bisher nicht bilanziert werden kann, ist auch der relative Beitrag der Dachabspülung zum Schwermetallgehalt im Niederschlagswasser der Trennkanalisation schwer einzuschätzen. Da jedoch im Dachablauf oftmals sogar Schwermetallkonzentrationen von Straßenabflüssen stark befahrener Straßen überschritten werden, bei denen im allgemeinen hohe Konzentrationen von Kupfer und Zink festgestellt werden, kann davon ausgegangen werden, dass Dachflächen aus Kupfer oder Zink die Abwässer der Trennkanalisation zusätzlich zu den Schwermetalleinträgen durch trockene und nasse Deposition auf befestigten Flächen zu einem nicht unerheblichen Anteil belasten [26, 32, 33, 39, 42].

Bei der Beurteilung der direkten Auswirkungen des Dachablaufs auf Oberflächengewässern ist es wichtig, wie groß der Anteil der Dachflächen mit Kupfer- oder Zinkeinbauten an der Gesamtdachfläche des betrachteten Einzugsgebietes ist. Die Abwassertechnische Vereinigung (ATV) empfiehlt deshalb

bei der Einleitung von Regenwasser in Oberflächengewässer darauf zu achten, dass innerhalb eines Uferabschnittes von 1000 m Länge das Regenwasser nur dann ohne Vorbehandlung eingeleitet wird, wenn die metallgedeckte Dachfläche 500 m^2 nicht überschreitet [43].

4.1.3 Mischkanalisation

Bei der Mischkanalisation werden die Einträge aus Haushalten, den industriellen Indirekteinleitern und die Niederschlagsabflüsse in einem Kanal erfasst und der Kläranlage zugeführt. Knapp die Hälfte des deutschen Kanalnetzes besteht aus Mischkanalisation [41].

Das Abwasser wird bei Trockenwetter und leichten Regenereignissen über die Mischkanalisation direkt in die Kläranlage geleitet, in der es über verschiedene Reinigungsverfahren aufbereitet und schließlich in den Vorfluter eingeleitet wird. Bei Starkregenereignissen ist die Mischkanalisation nur zum Teil in der Lage die großen Wassermengen zwischenzuspeichern, um sie während und nach dem Ereignis der Kläranlage zuzuleiten. Die in der Kläranlage nicht behandelbaren Wassermengen werden über Regenüberläufe oder Regenüberlaufbecken in die Gewässer eingeleitet.

In den Kläranlagen werden zwischen 60 % und 90 % des Kupfers und des Zinks aus dem Abwasser entfernt [4, 33, 44] und verbleiben im Klärschlamm. Dabei variieren die Anreicherungsfaktoren bei Kupfer je nach Literaturquelle zwischen 600 und 11.500, bei Zink zwischen 1.200 und 11.400 [45]. Die Grenzwerte von Kupfer (800 mg/kg TS Klärschlamm) und Zink (2000 bis 2500 mg/kg TS Klärschlamm je nach Boden) im Klärschlamm für die Aufbringung auf landwirtschaftlich genutzte Flächen werden zwar relativ selten überschritten [4, 46], langfristig führt jedoch auch dieser Eintragspfad zu einer Anreicherung in der Umwelt.

Die Kupfer- und Zinkgehalte im Klärwerksablauf sind zwar gegenüber dem Zulauf deutlich reduziert, trotzdem trägt dieser Eintragspfad zu einem nicht unerheblichen Teil zur Schwermetallbelastung von Oberflächengewässern bei (z. B. 21 % der Kupfer- und 38 % der Zinkbelastung im deutschen Rheineinzugsgebiet) [47].

4.2 Beitrag von Dachabläufen zur Gesamtbilanz von Kupfer und Zink in Deutschland

Der Anteil der Emissionen von Metaldächern, -dachrinnen und -fallrohren an der gesamten Kupfer- und Zinkbilanz für Deutschland ist schwierig zu schätzen. Für eine Schätzung wäre neben jener der mittleren Korrosionsraten, für die mittlerweile Modelle existieren [19], die Kenntnis des abgeschwemmten Anteils der Korrosionsprodukte sowie eine Schätzung der Metallflächen an den Dächern in verschiedenen deutschen Regionen notwendig.

Lediglich für die in Deutschland im Gebäudeaußenbereich verzinkten Flächen gibt es ausreichende Daten [19]. Legt man diese Fläche (430 Mio. m^2) und die mittlere Korrosionsrate von Zink in Deutschland von $6,6 \text{ g/m}^2\cdot\text{a}$ zu Grunde, so ergibt sich für Deutschland eine jährliche Zinkkorrosion von 2850 t Zink/a. Da die o.g. Raten sich auf das vierte Jahr des Einbaus beziehen, verzinkte Dachteile aber wesentlich länger in Gebrauch sein dürften und darüber hinaus nicht das gesamte korrodierte Metall vom Blech abgeschwemmt wird, handelt es sich hierbei um eine Schätzung des maximalen Abtrages.

Für Kupfer gibt es zur Zeit noch keinen Anhaltspunkt über die Flächen im Außenbereich von Gebäuden. Eine Schätzung des Beitrags der Dachabläufe zur Kupferbilanz [4] beruht auf älteren

Daten und macht keine Angaben zu deren Grundlage. Es gibt jedoch Hinweise, dass die Eintragsquelle „Dachabläufe“ zunehmend von Bedeutung sein kann:

Da durch Maßnahmen im industriellen Bereich der Eintrag fast aller Schwermetalle in die aquatische Umwelt in den letzten Jahren stark verringert werden konnte, haben bei den meisten Schwermetallen sowohl die Konzentrationen in den Oberflächengewässern als auch die im Klärschlamm deutlich abgenommen. Im Gegensatz dazu ist beim Kupfer ein Anstieg im Klärschlamm zu beobachten (z.B. [44]). In dicht besiedelten Einzugsgebieten ist auch im Gewässer eine Zunahme der Konzentrationen zu verzeichnen (Abb. 2). Während noch 1996 an 21 % der LAWA-Messstellen eine Überschreitung der Zielvorgaben für Kupfer gemessen wurde, stieg die Anzahl der Messstellen mit Überschreitungen 1997 auf 31 % und 1998 weiter auf 41 % [14]. Diese Zunahmen sind allerdings vermutlich zumindest teilweise auf die zunehmende Verwendung von Kupfer in der Hausinstallation zu erklären.

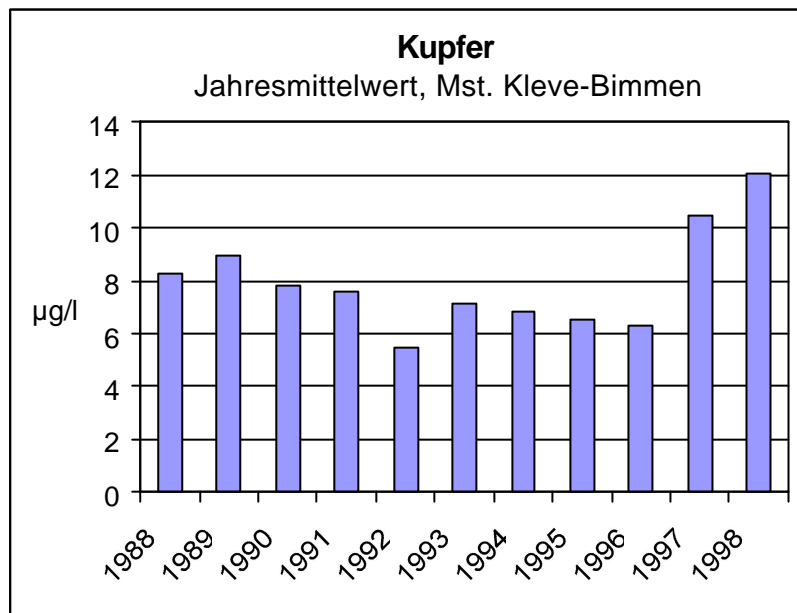


Abb. 2: Konzentrationen an Gesamtkupfer im Rhein bei Kleve-Bimmen, Jahresmittelwerte 1988 – 1998; Quelle: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

5 Schlussfolgerungen und empfohlene Maßnahmen

Bedeutung der Kupfer- und Zinkeinträge für die Umwelt

Kupfer und Zink sind essentielle Spurenelemente für die meisten Pflanzen und Tiere; insbesondere für aquatische Organismen können jedoch zum Teil schon leicht erhöhte Konzentrationen toxisch wirken.

Die Kupfer- und Zinkkonzentrationen in Dachabläufen von Dächern mit Metalleinbauten sind gegenüber Dächern ohne solche Einbauten deutlich erhöht und liegen größtenteils in einem Bereich der für aquatische Organismen toxisch sein kann. Darunter fallen auch Dächer mit lediglich verzinkten Regenrinnen, Fallrohren und Schornsteinverkleidungen, wie sie in Deutschland üblich sind.

Die Auswirkung auf die Umwelt hängt vom Verbleib des Dachablaufs ab:

Bei Versickerung des Dachablaufs kann es lokal zu einer Anreicherung im Boden kommen, die zur Überschreitung der Werte der Bodenschutzverordnung führen kann.

Bei Einleitung in die Trennkanalisation können ebenfalls lokal Probleme auftreten. Da das Regenwasser dem Gewässer teilweise unbehandelt zufließt, wird die aquatische Umwelt mit diesen Metallen belastet.

Wird der Dachablauf der Mischkanalisation zugeführt, verbleibt ein Großteil des Kupfers und Zinks im Klärschlamm. Zwar werden selten Werte der Klärschlammverordnung überschritten, die angestrebte Verwendung in der Landwirtschaft führt jedoch langfristig zu einer weiteren Anreicherung in der Umwelt.

Der Anteil der Emissionen von Metaldächern, -dachrinnen und -fallrohren an der gesamten Kupfer- und Zinkbilanz für Deutschland ist schwer abzuschätzen, da die gesamten Dachflächen mit Kupfer und Zink nicht bekannt sind. Hier besteht Forschungsbedarf.

Einige Fakten weisen aber darauf hin, dass diese Emissionen möglicherweise wachsende Bedeutung erfahren, dies insbesondere, da bei industriellen Quellen erfolgreiche Anstrengungen zu einer Verminderung der Emission unternommen wurden.

Empfehlungen für Maßnahmen

Grundsätzlich gilt es, den Eintrag von Kupfer und Zink in die Gewässer zu minimieren. In diesem Sinne sollte geprüft werden, ob bei baulichen Maßnahmen zum Beispiel aus Gründen des Gewässerschutzes auf ein Kupferdach verzichtet werden kann. Eine weitere Möglichkeit der Reduzierung ergibt sich durch korrosionshemmende Beschichtungen, deren Entwicklung insbesondere von der Industrie vorangetrieben werden müsste. Ersatzmaterialien, wie z. B. Kunststoffe, sind im Außenbereich einsetzbar; ihre bessere Umweltverträglichkeit im Vergleich zu den Metallen muss jedoch noch nachgewiesen werden.

Für Gebäude mit bereits vorhandenen großen Metallflächen, z. B. Kupferdächern, wäre bei geplanter Versickerung die Ableitung der ersten Anteile des Niederschlags („first-flush“) in die Mischkanalisation, soweit vorhanden, eine technische Lösung. Eine weitere Möglichkeit ist der Einbau von Filtern, wie er derzeit in einzelnen Projekten erprobt wird.

6 Literaturverzeichnis

- [1] Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen (2000): Leitfaden nachhaltiges Bauen bei Bundesbauten – Entwurf
- [2] Gemeinsame Pressemitteilung des Bundesinstitutes für gesundheitlichen Verbraucherschutz und des Umweltbundesamtes (1998): Kupferrohre nicht für alle Trinkwasserinstallationen geeignet. Pressemitteilung Nr. 03/98

- [3] Veröffentlichung des Umweltbundesamtes (2000): Kupfer als leber- und neurotoxisches Metall – Neuester Erkenntnisstand. Abzurufen im Internet unter www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/trink5.htm
- [4] Arpacı, Emin (1995): Kupfer in kommunalen Abwässern und Klärschlämmen. DKI - Sonderdruck s.197
- [5] Schudoma, Dieter; Irmer, Ulrich; Markard, Christiane; Stix, Erika (1994): Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. UBA-Texte 52/94
- [6] Lindner, L. und Lindeström, L (1999): Copper in Society and in the Environment. – Swedish environmental research group, ISBN 91-630-7932-1, pp. 240
- [7] U.S.EPA (1985). Ambient water quality criteria for copper. PB 85 - 227023
- [8] CCREM - Canadian Council of Resource and Environment Ministers (1987). Canadian water quality guidelines. Environment Canada, Ottawa
- [9] Crommentuijn, T., Polder, M.D., van de Plassche, E.J. (1997a). Maximum Permissible concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account. National Institute of Public Health and Environment, Niederlande, Bericht Nr. 601501001
- [10] Girling, A.E. et al. (2000). Development of methods for evaluating toxicity to freshwater ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 45, 148-176
- [11] Bortlitz, J. (1990): Über Schwermetalle für Klärschlamm. 14. Aachener Werkstattgespräch vom 27. – 28.9.1990
- [12] Römpf Chemielexikon (1995), Thieme Verlag, CD-Rom
- [13] LAWA (1998a). Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer Band II. Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink (Stand: 2. Juni 1997). Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.)
- [14] Bericht der Bundesrepublik Deutschland zur Durchführung der Richtlinie 76/464/EWG und der Tochterrichtlinien betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft für den Zeitraum 1996 - 1998
- [15] Claussen, Ulrich et al. (1999): Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele im Gewässerschutz, Sachstand und Ausblick. UBA-Texte 91/99
- [16] Dean, S.W. (1995): Analysis of four years of exposure data from the USA contribution to ISO CORRAG Program. - Atmospheric corrosion, ASTM STP 1239, W.W. Kirk and Herbert H. Lawson, Eds. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 1995
- [17] Knotkova, D., Boschek, P. and Kreislova, K. (1995): Results of ISO CORRAG Program: Processing of One-Year data in Respect to Corrosivity Classification. - Atmospheric corrosion, ASTM STP 1239, W.W. Kirk and Herbert H. Lawson, Eds. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 1995

- [18] Johansson, E. and Gullman, J. (1995): Corrosion Study of Carbon Steel and Zinc – Comparison between Field Exposure and Accelerated Tests. - Atmospheric corrosion, ASTM STP 1239, W.W. Kirk and Herbert H. Lawson, Eds. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 1995
- [19] Anshelm, F., Gauger, T. und Köble, R. (1998): Kartierung von Toleranzwerten der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Materialien in Deutschland. – Endbericht zum Forschungsvorhaben 108 07 034 des Umweltbundesamtes
- [20] Tidblad, J., Leygraf, C. & Kucera, V. (1995): Acid deposition effects on materials: Evaluation of electric contact materials after 4 years of exposure. – Atmospheric corrosion, ASTM STP 1239, W.W. Kirk and Herbert H. Lawson, Eds. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 1995
- [21] Fitz, S. und Kucera, V. (1999): The UN ECE Material Exposure Programme. – in: Quantification of Effects of Air Pollutants on Material, Proceedings of the UN ECE Workshop on Quantification of Effects of Air Pollutants on Materials, Berlin May 1998, UBA-Text 24/99
- [22] Tidblad, J., Mikhailow, A.A. und Kucera, V. (1999): Allocation of Corrosion Trends to Dry and Wet Deposition Based on ICP Materials Data. - in: Quantification of Effects of Air Pollutants on Material, Proceedings of the UN ECE Workshop on Quantification of Effects of Air Pollutants on Materials, Berlin May 1998, UBA-Text 24/99
- [23] Förster, J. (1999): Variability of roof runoff quality. – Wat. Sci. Tech., Vol. 39, No. 5: 137-144
- [24] Protzer, Helmut; Röbber, Fritz: Verhalten von Kupferoberflächen an der Atmosphäre. DKI - Sonderdruck s.131. www.kupfer.org
- [25] von Franqué, Otto; Weber, Karl-Heinz (1994): Wechselwirkungen zwischen Kupfer und Umgebung. DKI - Sonderdruck s.186.
- [26] Förster, Jürgen (1998): Wasser aus Dachabflüssen: saubere Ressource oder belastetes Abwasser? 27. Abwassertechnisches Seminar: Dezentrale Abwasserbehandlung für ländliche und urbane Gebiete. Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft. TU München
- [27] Stotz, G., Knocke, G. (2000): Herkunft und Auswirkungen von Cu, Zn, Pb, Cd und Hg aus diffusen Quellen auf Oberflächengewässer. - Endbericht zum Forschungsvorhaben 297 24 519 des Umweltbundesamtes, Entwurf
- [28] Odnevall, I. and Leygraf, C. (1995): Reaction Sequence in Atmospheric Corrosion of Zinc. - Atmospheric corrosion, ASTM STP 1239, W.W. Kirk and Herbert H. Lawson, Eds. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 1995
- [29] Morcillo, M., Simancas, J. and Feliu, S. (1995): Long-term Atmospheric Corrosion in Spain: Results after 13-16 Years of Exposure and Comparison with Worldwide Data. - Atmospheric corrosion, ASTM STP 1239, W.W. Kirk and Herbert H. Lawson, Eds. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 1995
- [30] Orzessek, W.J.M. van Tilborg und G.H.J. Reimerink, Metall 50 (1996) nach Priggemeyer, Stefan (2000): Eintragsquellen für Kupfer und Zink in das Ökosystem, Vortrag bei dem UBA-Workshop „Verwendung von Schwermetallen im Außenbereich“ am 02.10.2000 in Berlin

- [31] Förster, J. (1996): Patterns of Roof Runoff Contamination and their potential Implications on Practice and Regulation of Treatment and Local Infiltration. Water Science and Technology Vol. 33, No. 6:39-48
- [32] Boller, Markus (1998): Regenwasser auf neuen Wegen. EAWAG news, 44 D, Zürich, pp. 6 – 11
- [33] Boller, Markus; Häflinger, Martin (1996): Verbleib von Schwermetallen bei unterschiedlicher Meteorwasserentsorgung. Schweizer Verein des Gas- und Wasserfaches, Zürich, gwa Nr. 1, pp. 3-15
- [34] Gieska, Matthias; Tanneberg, Hartmut; van der Ploeg, Rienk R. (2000): Lokal erhöhte Schwermetallkonzentrationen in urbanen Böden durch Versickerung von Dachabflüssen. Wasser & Boden Vol. 52, Nr. 3, pp. 41-45
- [35] Lebeth, F. (1999): Erfordernisse des Gewässerschutzes bei der Versickerung von Dachflächenwässern. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft Vol. 51, Nr. 1/2, pp. 18-28
- [36] Stotz, Gebhardt; Krauth, Karlheinz (1998): Bemessung der Versickerungsfläche nach dem Bodenbelastungspotential. Korrespondenz Abwasser Vol. 45, Nr. 9, pp. 1689-1699
- [37] Behördeninternes Schreiben des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abteilung Gewässer, bezüglich des Untersuchungsprogramms zum Bleiabtrag der Bleiabdachung des Museums Haithabu in Schleswig (1994)
- [38] Grotehusmann, D (2000): ATV-DVWK-A 138 (Entwurf) und die Bedeutung für den ländlichen Raum . – KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 2000(47) Nr. 10: 1491-1498
- [39] Heinzmann, Bernd (1994): Beschaffenheit und Bedeutung städtischer Regenabflüsse im Trennsystem. gwf Wasser-Abwasser Vol. 135, Nr. 7, pp. 381-390
- [40] Mohaupt, V., Sieber, U., Roovart, J van den, Vertsappen, C.G., Langenfeld, F., Braun, M. (2000): Diffuse Sources of Heavy Metals in the Rhine Basin. – Proc.. 4th Int. Diffuse Pollution, 16.-21.1.2000, Bangkok, 144-122
- [41] Böhm, E., Hillenbrandt, Th., Morscheider-Weidemann, F., Schempp, Ch., Fuchs, S., Scherer, U. (2000): Bilanzierung des Eintrags prioritärer Schwermetalle in Gewässer. – Abschlußbericht des UBA-Vorhabens 298 22 243, Entwurf
- [42] Kayser, K. (1999): Bilanzierung des Stoffeintrags aus Niederschlagsabflüssen in Entwässerungssysteme. Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e. V. (fbr), Schriftenreihen fbr 4, Betriebswassernutzung, Aktuelle Beiträge 1998/1999
- [43] ATV – DVWK - Regelwerk (2000): Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. Merkblatt ATV-DVWK-M 153
- [44] Schaecke, Baldur; Pöplau, Ralf (2000): Aufkommen, Beschaffenheit und Verbleib von kommunalen Klärschlämmen in Mecklenburg-Vorpommern. Korrespondenz Abwasser Vol. 47, Nr. 8
- [45] Gutekunst, B.; Hahn, H.H. (1986): Anwendung der Sielhautanalytik zur Vermeidung von Schwermetallkontamination in Klärschlämmen. Korrespondenz Abwasser Nr. 8, pp. 724-727
- [46] Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 15.4.1992, geändert am 6.3.1997, BGBl. I S.446

- [47] Langenfeld, Frédy; Mohaupt, Volker; van den Roovaart, Joost; Sieber, Ulrich; Verstappen, Govert (1999): Rhein, Bestandsaufnahme der Einträge prioritärer Stoffe 1996, Internationale Kommission zum Schutz des Rheins