Zeitschrift: Eclogae Geologicae Helvetiae
Herausgeber: Schweizerische Geologische Gesellschaft
Band: 88 (1995)
Heft: 2

Artikel: Verkehrswege und ihr Grundwasserrisiko
Autor: Golwer, Arthur
DOI: https://doi.org/10.5169/seals-167681

Nutzungsbedingungen
Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation
L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use
The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 21.01.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

Eclogae geol. Helv. 88/2: 403–419 (1995)

0012-9402/95/020403-17 $1.50 + 0.20/0
Birkhäuser Verlag, Basel

Verkehrswege und ihr Grundwasserrisiko[1]

ARTHUR GOLWER[2]

Key words: Traffic routes, groundwater pollution, capacity of traceback, transmutation in soils, deicing-salts, nitrogen compounds, heavy metals

ZUSAMMENFASSUNG

Im Bereich von Verkehrswegen fallen viele Stoffe an, die über den Luft- und Wasserpfad in Böden, Sedimente von Entwässerungsanlagen und in oberirdische Gewässer gelangen und von dort zum Teil auch das Grundwasser erreichen. Der Strassenverkehr ist aufgrund der grossen Anzahl von Emittenten und des dichten Strassennetzes der das Grundwasser am stärksten belastende Verkehrssektor.

Der Strassenverkehr beeinflusst vor allem durch Chloridionen, der Luftverkehr durch Stickstoffverbindungen und der Schienenverkehr durch Pflanzenbehandlungsmittel die Grundwasserbeschaffenheit. Das Risiko einer Grundwasserbeeinflussung ist um so kleiner, je geringer der Verkehr und je grösser das Rückhalte- und Umwandlungsvermögen der Grundwasserüberdeckung ist. Ausserdem nimmt mit zunehmendem Abstand von Verkehrswegen und zunehmender Tiefe das Risiko einer Grundwasserbeeinflussung ab.

Die flächenhafte Akkumulation verkehrsspezifischer Stoffe in Böden hat für das Grundwasser eine Langzeitwirkung. Das Risiko einer Grundwasserbeeinflussung durch Verkehrswege kann durch zahlreiche Massnahmen vermindert werden.

ABSTRACT

In the area of traffic routes there are many substances which reach the soils, sediments of drainages and into the surface waters by air and waterways, from where they partly enter the groundwater. On the basis of its great numbers of emitters and the compact road network, road traffic is the strongest burden for the groundwater.

The road traffic has a strong influence on the groundwater quality mainly through chloride ions, the air traffic through nitrogen compounds and the rail traffic through crop protection products. The smaller the traffic, and the bigger the capacity of traceback and transmutation of the layer above the groundwater surface, the smaller is the risk of the influence on the groundwater. Besides that, the influence on the groundwater decreases with longer distance to the traffic routes and with greater depth.

The extensive accumulation of traffic-specific substances in soils has a long-term effect on the groundwater. The risk of the groundwater influence through the traffic routes can be reduced by several precautions.

1. Einleitung

Im 19. Jahrhundert und vor allem in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts begannen Verkehrsfahrzeuge und Verkehrswege als Folge der technischen Entwicklung die Umwelt zu beeinflussen. Nach 1945 hat sich dieser Einfluss deutlich erhöht. Daher setzten schon vor etwa 30 Jahren Untersuchungen über die Auswirkungen der einzelnen Verkehrssektoren auf die Umwelt ein. Sie führten zu dem Ergebnis, dass im Bereich von

[1] Vortrag am Symposium «Geologie im Spannungsfeld zwischen Wissenschaft, Öffentlichkeit und Politik» anlässlich der Jahresversammlung der SGG 1994 in Aarau

[2] Hessisches Landesamt für Bodenforschung, Leberberg 9, D–65193 Wiesbaden

Verkehrswegen eine grosse Zahl von verschiedenen anorganischen und organischen Stoffen anfallen können, die über den Luft- und Wasserpfad in Böden, Sedimente von Entwässerungsanlagen und in oberirdische Gewässer gelangen und von dort zum Teil auch das Grundwasser erreichen. Gegenwärtig stehen das Bewerten und Vermindern der Grundwasserbeeinflussung durch Verkehrswege im Mittelpunkt der Untersuchungen.

2. Verkehrssektoren und ihr Stoffpotential

Der Verkehr wird im allgemeinen in Strassen-, Luft-, Schienen- und Binnenschiffsverkehr gegliedert. Zu den Verkehrswegearten werden neben dem Strassennetz, Schienennetz und den Wasserstrassen auch Rohrfernleitungen gerechnet, und zwar Rohöl- und Mineralölprodukteleitungen über 40 km.

Die beim Verkehr anfallenden Stoffe sind einem Wandel unterworfen, weil durch technische Massnahmen das Emissionsspektrum verändert wird. Seit einigen Jahren wird in zunehmendem Masse auf die Anwendung umweltbelastender Substanzen teilweise oder ganz verzichtet.

Bei der Untersuchung von Boden-, Gesteins- und Wasserproben auf verkehrsspezifische Stoffe sind Probenahme, Probenbehandlung und Analysenmethoden von grossem Einfluss auf die Analysenwerte und ihre Vergleichbarkeit. Mehrere partikulär gebundene Stoffe, z.B. Schwermetalle, polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), treten in unfiltrierten Wasserproben in erheblich höheren Konzentrationen auf als in filtrierten. Bei Bodenproben und Gewässersedimenten sind Entnahmetiefe und untersuchte Kornfraktion von grosser Bedeutung. Die meisten Schwermetalle sind in der Tonfrak-

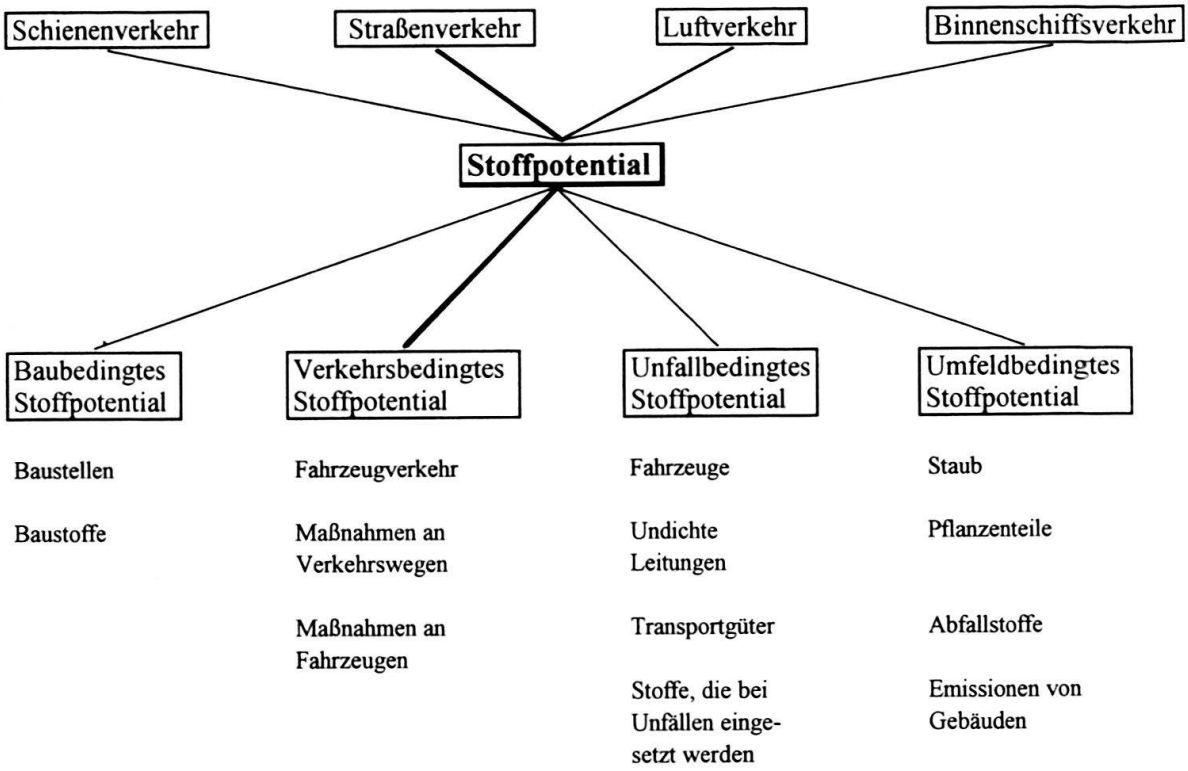

Fig. 1. Verkehrssektoren und ihr Stoffpotential.

tion deutlich angereichert. Ausserdem spielt der Zeitpunkt der Probenahme eine grosse Rolle. Im Winter und Frühjahr treten in Strassenrandböden und im oberflächennahen Grundwasser Natrium- und Chloridionen in der Regel in höheren Konzentrationen auf als im Herbst (Brod 1979).

Bei allen Verkehrssektoren ist zwischen einem bau-, verkehrs-, unfall- und umfeldbedingten Stoffpotential zu unterscheiden (Fig. 1).

Neben den Verkehrswegen als linienförmige Emissionsquellen können die mit dem Verkehr im Zusammenhang stehenden Anlagen, insbesondere Tankstellen, Bahnhöfe, Flughäfen und Binnenhäfen, zusätzliche Belastungsherde für das Grundwasser sein.

2.1 Baubedingtes Stoffpotential

Das baubedingte Stoffpotential stammt von der Einrichtung und dem Betrieb von Baustellen, auf denen Abfälle und Abwässer anfallen und Mineralölprodukte in den Untergrund oder in oberirdische Gewässer gelangen können, sowie von Baustoffen (Mineralstoffe, Bindemittel, Recycling-Baustoffe, mineralische Reststoffe, Geotextilien). Beim Schienenverkehr zählen zu den Baustoffen auch der Gleisunterbau (Schotter), Schwellen (Holz-, Stahl- und Betonschwellen) und Schienen.

2.2 Verkehrsbedingtes Stoffpotential

Art und Menge der verkehrsbedingten Stoffe sind in Abhängigkeit von den einzelnen Verkehrssektoren sehr unterschiedlich. Die umfangreichsten Untersuchungen über die Herkunft und das Verhalten dieser Stoffe wurden beim Strassenverkehr durchgeführt.

2.2.1 Strassenverkehr

Über Stoffe im Strassenbereich liegt eine umfangreiche Literatur vor, die in einigen Arbeiten zusammengestellt ist (Brunner 1975, Krauth 1976, Krauth & Klein 1982, Krauth & Stotz 1987, Muschak 1989, Reinirkens 1991, Unger & Prinz 1992, DVWK 1993). Nach diesen und anderen Veröffentlichungen lassen sich die im Strassenbereich anfallenden verkehrsbedingten Stoffquellen in folgenden 3 Hauptgruppen zusammenfassen, die aus mehreren Untergruppen mit zahlreichen Einzelstoffen bestehen:

1. Kraftfahrzeugverkehr
   Abgase (NOx, CO, Pb, Alkane, Aromaten, PAK, Russ, PCDD, PCDF, Phenole)
   Abrieb von Fahrbahnbelägen (Si, Ca, Mg, Bitumen)
   Abrieb von Fahrzeugreifen (Russ, Zn, S, Cl, Fe, Ca, Si, Na, Cd)
   Abrieb von Bremsbelägen (Fe, Mg, Ba, Si, S, Cr, V, Ni, Cu)
   Stoffe von Katalysatoren (Platin, Rhodium)
   Tropfverluste (Öle, Kraftstoffe, Bremsflüssigkeit, Frostschutzmittel)
   Verdampfungsverluste (Kohlenwasserstoffe)
   Korrosionsprodukte (Fe, Cd, Zn, Cu)
2. Unterhaltung der Strasse und Erhaltung der Verkehrssicherheit
   Markierungsfarben (Lösemittel, Titan)
   Pflanzenbehandlungsmittel (Herbizide)
   Schädlingsbekämpfungsmittel
   Streumittel (Auftausalze [Na, Ca, Cl], Sand, Splitt)
3. Betankung und Wartung der Kraftfahrzeuge
   Tankstellen (Kraftstoffe, Abwässer)
   Reparaturwerkstätten (Mineralölprodukte, Abwässer)

In den vergangenen 20 Jahren hat sich die Zahl der nachgewiesenen anorganischen Spurenstoffe und vor allem der organischen Substanzen aufgrund der empfindlicheren Analysenmethoden deutlich erhöht. Besonders gross ist die Zahl der anorganischen Stoffe im Reifenabrieb (39 Elemente > 0.1 mg/kg), Abrieb von Bremsbelägen (22 Elemente > 10 mg/kg), Russ aus Dieselfahrzeugen (39 Elemente > 1 mg/kg) und Russ aus unverbleitem bzw. verbleitem Benzin (36 Elemente > 1 mg/kg) (Heinrichs 1993). Bemerkenswert ist, dass Blei nicht nur im Russ von verbleitem Benzin (Pb 110 000 mg/kg), sondern auch im Russ von unverbleitem Benzin (Pb 1 900 mg/kg) und von Dieselkraftstoff (Pb 340 mg/kg) nachgewiesen wurde (Heinrichs 1993). Wesentlich höher ist die Zahl der in verkehrsspezifischen Stoffquellen nachgewiesenen organischen Einzelsubstanzen. In Kfz-Abgasen wurden 150 Komponenten der PAK charakterisiert und davon 73 identifiziert (Grimmer et al. 1977).

Die aus den Kfz-Abgasen stammenden Stickstoffoxide tragen grossräumig zur Versauerung der Niederschläge wesentlich bei und können sich dadurch flächenhaft auf Böden und Gewässer auswirken.

2.2.2 Luftverkehr

Im Bereich von Verkehrsflughäfen treten folgende verkehrsbedingte Stoffquellen auf:

1. Fahrzeugverkehr
   Luftfahrzeuge (Abgase [CO, NOx, KW, Russ], Reifenabrieb)
   Kraftfahrzeuge (Abgase, Abrieb von Reifen und Bremsbelägen, Tropfverluste)
   Abrieb von Start- und Landebahnen, Rollwegen, Vorfeldbereichen, Strassen
   Enteisung der Flugzeuge (Monopropylenglykol)
2. Unterhaltung und Instandhaltung der Verkehrsflächen und des Umfeldes
   Enteisungsmittel auf Start- und Landebahnen, Rollwegen, Vorfeldflächen (Harnstoff, Na-, K-Acetatlösungen, Isopropanol, Propylenglykol, Monoethylenglykol)
   Streumittel auf Strassen (Auftausalze [Na, Ca, Cl], Sand)
   Düngemittel auf Grünflächen zwischen Verkehrsflächen (N, Ca, P, K, Mg)
   Schädlingsbekämpfungsmittel auf Grünflächen (Lepit-Feldmausköder)
3. Betankung und Wartung der Fahrzeuge
   Tanklager und Betankungsanlagen für Luftfahrzeuge (Kerosin)
   Tankstellen für Kraftfahrzeuge (Kraftstoffe)
   Anlagen zur Reinigung und Wartung von Luft- und Kraftfahrzeugen (Abwässer)

Nach 1945 begann eine stürmische Entwicklung des zivilen Luftverkehrs. In Deutschland hat der Flughafen Frankfurt Main seit 1956 das höchste Verkehrsaufkommen. Im Jahre 1993 verzeichnete Frankfurt Main 34,4 Mio. Fluggäste und 339 000 Flugbewegungen (gestartete und gelandete Luftfahrzeuge) (Verkehr in Zahlen 1994). In der Schweiz stand 1993 der Flughafen Zürich-Kloten mit 13,5 Mio. Fluggästen und 239 000 Flugbewegungen (Verkehr in Zahlen 1994) an erster Stelle, gefolgt von den Verkehrsflughäfen Genf, Basel und Bern.

Die Anzahl der Flugbewegungen ist für die Ermittlung der Umweltbelastungen durch den Luftverkehr eine entscheidende Grösse und in ihrer Bedeutung vergleichbar mit der durchschnittlichen täglichen Verkehrsmenge (DTV) bei Strassen. Die Stoffemissionsanteile des Luftverkehrs lassen sich für jeden Flugplatz mit Hilfe der Flugbewegungen und

der Emissionsfaktoren der Luftfahrzeugtriebwerke abschätzen (Umweltbundesamt 1994). Dabei ist auch der Anteil der einzelnen Startgewichtsklassen der Luftfahrzeuge (< 5,7 Tonnen, 5,7–20 Tonnen, > 20 Tonnen) zu berücksichtigen.

2.2.3 Schienenverkehr

Beim Schienenverkehr treten folgende verkehrsbedingte Stoffquellen auf (in Anlehnung an DVWK 1993):

1. Schienenfahrzeugverkehr
   Abgase (CO, NOx, KW, Russ)
   Abrieb von Schienen, Rädern, Bremsbelägen (Fe, Cr, Ni, Cu, Si, Mn, V)
   Tropfverluste (Öle, Treibstoffe, Schmierfette, Waschmittel)
   Korrosionsprodukte (Metalle, Farben)
   Toilettenanlagen der Waggons (Fäkalien)
2. Unterhaltung und Instandhaltung von Bahnanlagen
   Schotterkörper (Pflanzenbehandlungsmittel)
   Stahlbauten (Korrosionsschutzmittel [Zn, Pb])
   Weichen, Signale (Schmiermittel)
   Bahnsteige, Wege (Streumittel)
3. Unterhaltung und Instandsetzung des Maschinenparks
   Fahrzeugreinigungsanlagen (Abwässer)
   Betriebs- und Ausbesserungswerke (Abwässer)
   Tankanlagen und Umfüllstationen (Dieselkraftstoff, Heizöl)

In den meisten europäischen Ländern ist die Länge des Schienennetzes im 19. Jahrhundert rasch und nach der Jahrhundertwende langsam gestiegen. In Deutschland hat in den vergangenen Jahrzehnten die Streckenlänge von max. 46 900 km (1960) auf 40 300 km (1993) abgenommen (Verkehr in Zahlen 1994). Die Inbetriebnahme von Diesel- und Elektrolokomotiven in grösserer Zahl Mitte der fünfziger Jahre (Verkehr in Zahlen 1991) als Ersatz für Dampflokomotiven bedeutet für die Umwelt eine geringere Belastung. Die Schweiz hat bereits 1960 als erstes Land der Welt die vollständige Elektrifizierung des gesamten Streckennetzes (Staatsbahnen und Privatbahnen) erreicht (Rossberg 1977).

Da die meisten Bahnanlagen seit mehreren Jahrzehnten bestehen, können im Bereich von Ausbesserungs- und Bahnbetriebswerken Altlasten auftreten.

2.2.4 Binnenschiffsverkehr

Im Bereich von Binnenwasserstrassen treten folgende verkehrsbedingte Stoffquellen auf (in Anlehnung an DVWK 1993):

1. Wasserfahrzeugverkehr
   Abgase (CO, NOx, KW, SO_2, Russ)
   Anstriche (Korrosionsschutzmittel [Zn, Pb], Antifouling-Anstriche [Biozide])
   Abfälle (ölhaltige Stoffe, Altöl, Hausmüll)
   Abwasser (häusliches Abwasser)
2. Unterhaltung der Wasserstrassen
   Bauwerke (Beton)
   Baggergut (Schlämme mit Schwermetallen und organischen Stoffen)
3. Betankung, Unterhaltung und Instandsetzung von Wasserfahrzeugen
   Sonderabfälle (Kraftstoffe, Anstrich-, Korrosions- und Lösungsmittelreste)
4. Umschlagen von Transportgütern
   Ladungsreste

Die Binnenschiffahrt ist die älteste Verkehrsart von wirtschaftlicher Bedeutung. Eine erkennbare Gewässerbelastung begann aber erst im 19. Jahrhundert mit der Motorisierung der Schiffe und verstärkte sich im 20. Jahrhundert durch den Einsatz von Dieselmotoren, den Ausbau der Wasserstrassen und die Zunahme der Wassersportboote.

Die Belastungen haben seit der ordnungsgemässen Entsorgung des Bilgenöls und Einrichtung von Sammelstellen für Abfälle abgenommen. Auch beim Umschlagen der Transportgüter in Häfen ist in den vergangenen Jahren durch technische Massnahmen das Risiko von Unfällen stark vermindert worden. Einflüsse der Binnenschiffahrt auf die Beschaffenheit oberirdischer Gewässer werden in den meisten Fällen stark von Stoffeinträgen anderer anthropogener Herkunft überlagert, insbesondere von Abwässern (Hellmann 1986).

Binnenwasserstrassen (Flüsse, Kanäle) spielen für die Belastung des Grundwassers, von Abschnitten mit Uferfiltratgewinnung abgesehen, in der Regel eine untergeordnete Rolle, weil sie in den meisten Fällen die natürlichen Vorfluter sind.

2.3 Unfallbedingtes Stoffpotential

Zu den unfallbedingten Stoffen gehören:

- Stoffe von beschädigten Fahrzeugen (Kraftstoffe)
- Stoffe aus undichten Rohrleitungen und Abwasserkanälen (Kerosin, Abwasser [LCKW])
- Stoffe aus undichten Rohrfernleitungen (Rohöl, Mineralölprodukte)
- Transportgüter (wassergefährdende Stoffe)
- Stoffe, die bei Unfällen eingesetzt werden (Pulver- und Schaumlöschmittel [Br, F, Cl])

Die grösste Zahl der Unfälle mit Personen- und Sachschäden erfolgt beim Strassenverkehr. Im Jahre 1993 wurden in Deutschland insgesamt 385 400 Strassenverkehrsunfälle erfasst, davon ereigneten sich 63% innerhalb und 37% ausserhalb der Ortschaften (Verkehr in Zahlen 1994). Eine Verringerung des Risikos einer unfallbedingten Grundwasserbeeinflussung lässt sich beim Strassen- und Schienenverkehr durch betriebliche, verkehrliche und bautechnische Massnahmen erreichen (FGSV 1993).

Im Bereich von Flughäfen, Bahnhöfen, Binnenhäfen und Tankstellen können Stoffe aus undichten Rohrleitungen und Abwasserkanälen zu grossen Grundwasserverunreinigungen führen, weil mit einer vergleichsweise hohen Freisetzungsmenge von Stoffen der Wassergefährdungsklasse 2 zu rechnen ist (Schulz-Terfloth 1993). In den Jahren 1977–1980 sind im zivilen Teil des Flughafens Frankfurt Main an vier verschiedenen Stellen Kerosinschadensfälle aufgetreten (Golwer & Wallhäusser 1985). Im Jahre 1989 wurde ein grösserer Kerosinschadensfall auch im militärischen Teil des Flughafens Frankfurt Main (Rhein-Main Air Base) bekannt. Der grösste Teil der versickerten Kerosinmenge wurde an diesen fünf Stellen durch mehrjähriges Abpumpen aus Brunnen (insgesamt rd. 2 070 m^3) und in einem Fall zusätzlich durch Aushub von rd. 10 000 m^3 verunreinigtem sandigkiesigem Material zurückgewonnen. Ausserdem ist auf dem Frankfurter Flughafen aus einer undichten Leitung Abwasser mit Tetrachlorethen und Trichlorethen ausgetreten, bis zum Grundwasser versickert (Fritschi et al. 1979) und rd. 3 km nach Nordwesten geflossen.

Rohrfernleitungen werden im Gegensatz zu anderen Verkehrswegearten mit Fahrzeugen nur bei Unfällen vom potentiellen linienförmigen zum aktuellen punktförmigen

Gefahrenherd für das Grundwasser. In Rohrfernleitungen, deren Gesamtlänge 1993 in Deutschland 3318 km (2696 km Rohölleitungen, 622 km Mineralölprodukteleitungen) betrug (Verkehr in Zahlen 1994), wird überwiegend Rohöl transportiert. Der Transport der Mineralölprodukte erfolgt in Deutschland über die Binnenwasserstrassen, Schiene und Strasse und untergeordnet in Rohrleitungen (1984 nur 10% des Volumens), in der Schweiz dagegen zum grössten Teil über Schiene und Strasse (Umweltbundesamt 1986). Durch Verbesserung von Schutz- und Überwachungsmassnahmen wurde der Sicherheitsgrad der Rohrfernleitungen erhöht. Daher sind seit 1984 die Anzahl der Unfälle und das ausgelaufene Rohölvolumen deutlich gesunken (Umweltbundesamt 1994). In den alten deutschen Bundesländern betrug in den Jahren 1979–1981 der Mittelwert des ausgelaufenen Rohölvolumens 841 m^3/a (Umweltbundesamt 1986), in den Jahren 1984–1991 dagegen nur noch 50 m^3/a (Tab. 1). Aus diesen Gründen hat im Laufe der Zeit auch das Risiko einer Grundwasserbeeinflussung durch Rohöl abgenommen.

Tab. 1. Unfälle bei Lagerung und Transport wassergefährdender Stoffe in den alten deutschen Bundesländern 1984–1991 (Mittelwerte) (Umweltbundesamt 1994).

Wassergefährdende Stoffe	Anzahl der Unfälle	Ausgelaufenes Volumen m^3
Leichtes Heizöl, Dieselkraftstoff	1 185	1 330
Sonstige organische Stoffe	357	1 309
Anorganische Stoffe	84	481
Vergaserkraftstoffe	79	313
Schweres Heizöl	70	277
Rohöl	15	50
Flugkraftstoff	9	41
Summe	1 799	3 801

Bei Transportgütern können Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen für das Grundwasser örtlich von grosser Bedeutung sein. In den alten deutschen Bundesländern variierte in den Jahren 1984–1991 die Gesamtzahl der Unfälle bei Transport und Lagerung wassergefährdender Stoffe zwischen 1500 und 2000 pro Jahr, wobei der Grossteil der Unfälle bei der Lagerung erfolgte (Umweltbundesamt 1994). Nach der Anzahl der Unfälle (Mittel 1 799/a) und dem ausgelaufenen Volumen (Mittel 3801 m^3/a) standen leichtes Heizöl und Dieselkraftstoff an erster Stelle (Tab. 1).

2.4 Umfeldbedingtes Stoffpotential

Zu den umfeldbedingten Stoffquellen gehören:

- Staub (Mineralstaub [Ca, Si, Al, Fe, Mn, K], organische Stoffe)
- Pflanzenteile (Blütenmaterial, Laub, Nadeln, Gras)
- Abfallstoffe (Zigarettenkippen, Papier)
- Emissionen von Gebäuden (aus Heizungen [CO_2, CO, SO_2, NO_x, Staub] und Klimaanlagen)

Mit dem Strassenabfluss wird auch Staub abgespült, der in Abhängigkeit von den örtlichen geologischen Gegebenheiten einen hohen lithogenen Anteil (natürlicher Mineralstaub) enthält. Im Strassenkehricht von Göttingen betrug der lithogene Anteil in der Kornfraktion < 0.063 mm 90–98% und in der Kornfraktion < 0.002 mm 50–90% (Plessow 1993).

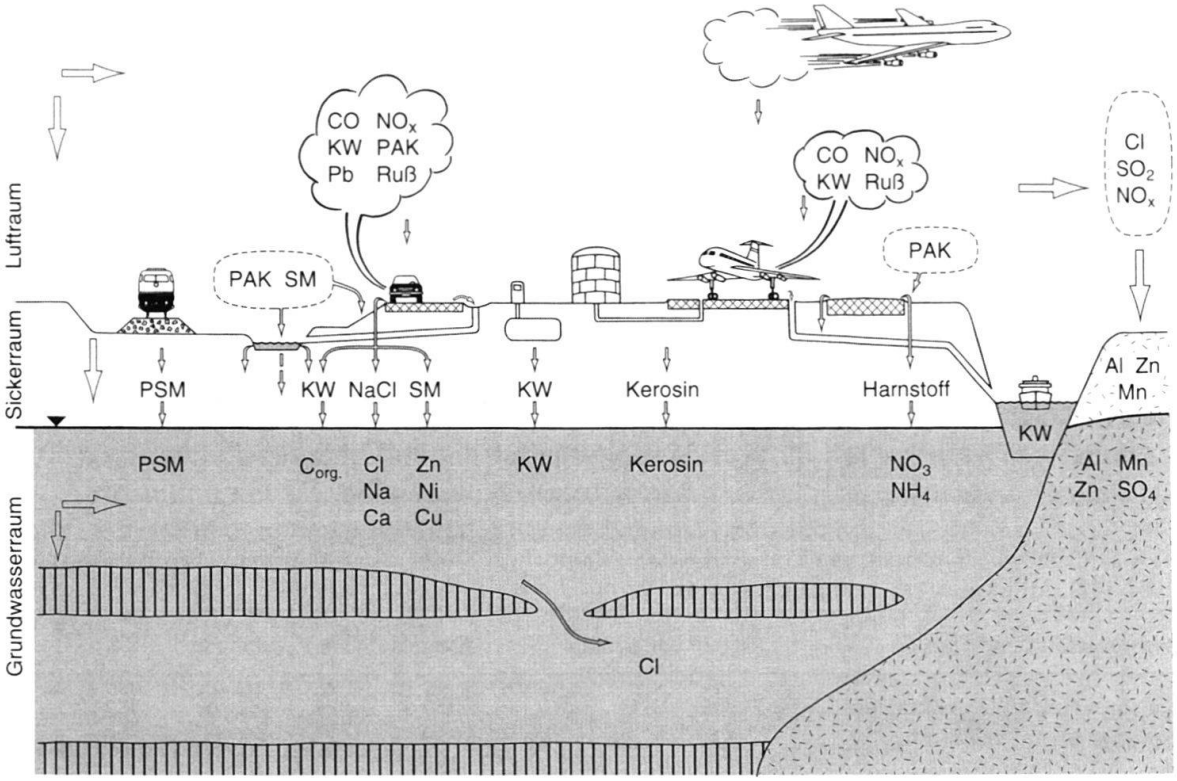

Fig. 2. Verkehrsspezifische Stoffe und ihre Ausbreitung.

Emissionen von Gebäuden treten im Bereich von Verkehrsflughäfen, Tankstellen und Bahnhöfen auf und können die Beschaffenheit der Abflüsse von Verkehrsflächen beeinflussen.

3. Ausbreitung der Stoffe

Die im Bereich von Verkehrswegen anfallenden Stoffe breiten sich im Luftraum über den Luft- und Wasserpfad horizontal und vertikal aus (Fig. 2). Im Sickerraum erfolgt die Ausbreitung mit dem Sickerwasser in vertikaler Richtung und im Grundwasserraum durch Advektion in horizontaler Richtung dem hydraulischen Gefälle folgend und bei grösseren Dichteunterschieden, z.B. Wässer mit erhöhten Chloridgehalten, durch Konvektion in vertikaler Richtung (Fig. 2). In sehr gering durchlässigen Gesteinen ($k_f < 1 \cdot 10^{-8}$ m/s) überwiegt der Stofftransport durch Diffusion.

3.1 Stoffausbreitung im Luftraum

Die Ausbreitung über den Luftpfad erfolgt ständig, aber in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit mit unterschiedlicher Intensität und Reichweite. An windstillen Tagen werden die Stoffe mit dem Fahrtwind nur in die unmittelbare Umgebung der Verkehrswege transportiert. Die Reichweite dieser Stoffausbreitung kann zum Teil durch anthropogene Massnahmen begrenzt werden, z.B. durch staubauskämmende Gehölzpflanzungen von mehr als 5 m Breite und durch Verkehrswege in Einschnitten und Tunnel.

Die Ausbreitung über den Wasserpfad erfolgt nur zeitweise, und zwar an Tagen mit Niederschlagshöhen von mehr als 0.1 mm, wobei ein Abfluss von befestigten Verkehrsflächen mit erkennbarem Stofftransport erst bei Niederschlagshöhen von 0.5–1 mm zu erwarten ist. Die Zahl und Verteilung der Niederschlagstage ist aufgrund der örtlichen und regionalen klimatischen Gegebenheiten sehr unterschiedlich. Daher ist auch die Ausbreitung über den Wasserpfad grösseren Schwankungen unterworfen als über den Luftpfad. In Frankfurt am Main erreicht der Anteil der Niederschlagsdauer an der Gesamtzeit eines Jahres max. rd. 11% (Niederschlagshöhen: 368–1053 mm, Schneeanteil < 10%). Aus diesen Gründen ist in diesem Gebiet Niederschlagswasser in der Regel nur in weniger als 10% der Gesamtzeit eines Jahres als Transportmedium an der Erdoberfläche wirksam. Zwischen den einzelnen Niederschlagsereignissen unterliegen die an der Erdoberfläche angereicherten Stoffe Umwandlungsvorgängen. Vor allem organische Verbindungen werden durch biologischen Abbau und Photolyse umgewandelt.

Aus mehreren Untersuchungen (Rameau 1968, Singer & Hanson 1969, Chow 1970, Golwer 1973, Kloke 1978), deren Ergebnisse nach 1980 immer wieder bestätigt wurden, ist bekannt, dass mit zunehmendem Abstand von Strassen die Bodenbelastungen mit strassenspezifischen Stoffen abnehmen. Die Ausbreitung über den Wasser- und Luftpfad führt im Umfeld von Strassen zur Ablagerung der Stoffe in drei Bodenbereichen (Golwer 1978).

Im *Bereich 1*, der ausserhalb von geschlossenen Ortschaften in der Regel an den Rand der undurchlässig befestigten Strassenflächen grenzt und den Seitenstreifen sowie einen Teil der Seitenmulde oder der Strassenböschung umfasst, versickern der Strassenabfluss und ein Teil des Spritzwassers. Da Strassenabfluss zahlreiche feste, gelöste und suspendierte Stoffe enthält, ist der Boden in einem etwa 2 m breiten Bereich zeitweise mit Auftausalz und ständig mehr oder weniger stark mit organischen Substanzen, strassenspezifischen Schwermetallen sowie mit anderen beim Strassenverkehr anfallenden anorganischen Stoffen, z.B. Elementen der Platingruppe (Zereini & Urban 1994), verunreinigt. Ein Teil dieser Stoffe erreicht mit dem Sickerwasser in erhöhter Konzentration auch das Grundwasser. Wo Strassenabfluss in Versickerungsbecken eingeleitet wird, ist der Bereich 1 auf diese Anlagen begrenzt. Aus dem Bereich 1 stammt das Bankettschälgut, dessen Entsorgung aufgrund der erhöhten, vom DTV abhängigen Stoffkonzentrationen Probleme bereiten kann (Gallenkemper et al. 1992).

Im *Bereich 2* versickert vorwiegend Spritzwasser und an Strassenböschungen bei grossem Wasseranfall zeitweise auch Strassenabfluss. In diesem bis etwa 10 m ab Strassenrand reichenden Spritzwasserbereich nimmt an der Erdoberfläche und mit zunehmender Tiefe die Menge der strassenspezifischen Stoffe rasch ab (Golwer 1973, Reinirkens 1991). Daher gelangen sie aus diesem Bereich nur in verhältnismässig geringer Konzentration in das Grundwasser. Die Böden sind aber noch deutlich belastet. Aus diesen Gründen können in den Bereichen 1 und 2 Schäden an Strassenbäumen, z.B. durch Auftausalze, auftreten (Brod 1979, 1993). Ausserdem sind in den Bereichen 1 und 2 die wichtigsten Bodenfunktionen (Filterfunktion, Pufferfunktion, Speicherfunktion, Transformationsfunktion) zum Teil erheblich gestört. Aufgrund der Stoffanreicherungen ist von einer langfristig wirksamen Bodenbelastung auszugehen.

Im *Bereich 3* werden die mit dem Wind flächenhaft verteilten Stoffe abgelagert, die in den Bereichen 1 und 2 nicht als Strassenstaub zur Ablagerung kamen. Bei Kreis-, Lan-

des- und vielen Bundesstrassen klingt bis etwa 50 m ab Strassenrand die Belastung der Böden und damit auch der Eintrag strassenspezifischer Stoffe in das Grundwasser weitgehend ab. An stark befahrenen Bundesstrassen und Bundesautobahnen kann der mit den strassenspezifischen Schwermetallen belastete Bodenbereich 100 m überschreiten. In einem Abstand von mehr als 500 m ist in Mitteleuropa die Belastung der Böden mit strassenspezifischen Stoffen noch vorhanden, aber nicht mehr einer bestimmten Strasse zuzuordnen, sondern auf die Summenwirkung mehrerer Emissionsquellen zurückzuführen.

Die qualitative Beeinflussung der Böden und des Grundwassers durch die Versauerung der Niederschläge erstreckt sich vorwiegend auf den Bereich 3 und tritt dort in Erscheinung, wo die Böden aus geologischen Gründen arm an neutralisierenden Stoffen sind. Sie ist vor allem im oberflächennahen Grundwasser durch erhöhte Al-, Mn-, Zn- und SO_4-Gehalte erkennbar (Fig. 2). In den Bereichen 1 und 2 zeigen die Böden überwiegend eine neutrale bis alkalische Reaktion (Brod 1979, Ellenberg et al. 1981), weil sie Zement- und Betonreste sowie carbonathaltigen Staub enthalten. Daher ist dort eine Mobilisierung der strassenspezifischen Schwermetalle durch Absinken der pH-Werte in den sauren Bereich wenig wahrscheinlich.

Bei Start- und Landebahnen ist der Bereich 1 nur bis 0,5 m breit (Golwer et al. 1989). Der Bereich 2 kann dagegen bis etwa 30 m in das Umfeld der S/L-Bahnen reichen, weil durch die Triebwerke der Flugzeuge eine breite Sprühwasserwolke erzeugt wird.

Bei Gleisanlagen ist der Bereich 1 auf den Schotterkörper begrenzt, der wie ein Tropfkörper wirkt. Der Bereich 2 kann bis etwa 10 m in das Umfeld der Schienen reichen. In der Zeit der Dampflokomotiven war der Bereich 2 auf die Reichweite des Funkenflugs begrenzt.

Bei Binnenwasserstrassen ist eine Unterscheidung zwischen den Bereichen 1 und 2 nicht möglich. Sie können in Abhängigkeit von den Strömungsverhältnissen die gesamte Breite der Wasserstrasse erfassen.

3.2 Stoffausbreitung im Sickerraum

Die Stoffausbreitung im Sickerraum erfolgt in Abhängigkeit von der Niederschlagsverteilung zeitweise oder unter ständig wasserführenden Versickerungsbecken kontinuierlich. Infiltrationsraten und Sickergeschwindigkeiten sind am Rand von undurchlässig befestigten Verkehrsflächen und von Versickerungsbecken aufgrund der grösseren Wassermenge pro Flächeneinheit deutlich höher als in benachbarten Gebieten mit Böden und Gesteinen vergleichbarer Durchlässigkeit und flächenhaft versickerndem Niederschlagswasser. Dadurch können Belastungsstoffe verhältnismässig rasch in das Grundwasser gelangen.

In allen Belastungsbereichen unterliegen die verkehrsspezifischen Stoffe auf dem Wege von der Erdoberfläche zum Grundwasser den Rückhalte- und Umwandlungsvorgängen des Untergrundes (Golwer 1991). Aus diesen Gründen wird das Grundwasser nicht von allen im Bereich von Verkehrswegen anfallenden Stoffen erreicht (Fig. 2).

Feststoffe des Abflusses von Verkehrsflächen und an ihnen sorbierte Substanzen, z.B. polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), werden durch die mechanische Filterwirkung des Bodens und durch Sorption in den oberflächennahen Schichten zurückgehalten. Diese Rückhaltung ist besonders wirkungsvoll an bewachsenen Seiten-

streifen, Mulden und Böschungen von Strassen (Krauth & Stotz 1987). Sedimentierte Feststoffe mindern durch Auflandung in Versickerungsbecken, Versickerungsschächten und zum Teil auch in Seitenmulden die Durchlässigkeit dieser Anlagen (Lange & Scheufele 1987). Die abgelagerten Stoffe bestehen vorwiegend aus Verbindungen des Siliciums, Aluminiums, Eisens sowie der Alkalien und Erdalkalien. In diesen Sedimenten reichern sich auch anorganische verkehrsspezifische Spurenstoffe an. Blei, Cadmium, Kupfer und Zink sowie mehrere organische Verbindungen, z.B. Kohlenwasserstoffe (H 18), schwerflüchtige lipophile Stoffe (H 17), Phenole (Golwer & Schneider 1983), polychlorierte Dibenzodioxine (PCDD) und polychlorierte Dibenzofurane (PCDF) (Unger & Prinz 1992) sind kennzeichnend für Strassenabflüsse.

Die Verlagerung der im Oberboden und den Sedimenten von Entwässerungsanlagen angereicherten Schwermetalle in den Untergrund ist bei Schluffen, Sanden und kiesigen Sanden gering. Unmittelbar am Rande der Start- und Landebahn Süd des Flughafens Frankfurt Main betrugen im mittel- bis grobsandigen Boden in den oberen 3 cm die Zinkgehalte 30–1520 mg/kg (12 Entnahmestellen), die Bleigehalte 15–367 mg/kg, in 10–25 cm Tiefe die Zinkgehalte nur noch 29–115 mg/kg und die Bleigehalte 5–30 mg/kg (Golwer et al. 1989). Die in tonig-schluffigen Sedimenten eines Versickerungsbeckens der Bundesautobahn A 3 deutlich angereicherten Metalle sind in den vergangenen 20 Jahren in die darunter eingebaute sandig-schluffige Schutzschicht und die im Liegenden anstehenden Sande und sandigen Kiese kaum verlagert worden (Fig. 3).

In das Versickerungsbecken der A 3 mit einer rd. 3260 m^2 grossen Beckensohle fliesst seit 1973 zum Teil das Niederschlagswasser, das auf dem extrem stark befahrenen Bun-

Substrat		Arsen	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Zink
Rohrkolben	mg/kg TS		11 - 36 (7)	0,04 - 0,06 (0,04)	1,5 - 7,4 (1)	12 - 26 (7)	4,4 - 6,2 (3)	118 - 178 (20)
Beckenwasser	µg/l	< 0,1 - 6	0,7 - 310	0,04 - 8	0,6 - 22	2,1 - 70	3 - 140	5 - 480
Beckensediment (Schluff, Ton)								
0 - 2 cm	mg/kg TS	17	988	9,8	200	548	88	2745
2 - 20 cm	mg/kg TS	24	1664	25	193	689	107	3115
30 - 40 cm	mg/kg TS	24	1589	26	149	431	100	2192
Schutzschicht (Sand, Schluff)								
50 - 55 cm	mg/kg TS	3	39	0,3	25	8	7	43
Sande u. Kiese	mg/kg TS	3	20	< 0,05	10	5	7	11
Grundwasser	µg/l	< 0,2 - 4,5	0,2 - 8	0,01 - 1,3	< 0,5 - 16	2,4 - 46	0,8 - 66	4,1 - 410

< = Stoff unter der Bestimmungsgrenze möglicherweise vorhanden ( ) Rohrkolben unbeeinflußt

Fig. 3. Verteilung strassenspezifischer Metalle im und unter dem Versickerungsbecken der Bundesautobahn A 3 (Analytiker: Dr. Keltsch und Dr. Rosenberg, Hessisches Landesamt für Bodenforschung, Wiesbaden).

desautobahnabschnitt (DTV_{1990} 120 000 Kfz) zwischen dem Frankfurter Kreuz und der Anschlussstelle Frankfurt Süd anfällt.

Die Metalle sind im anaeroben Beckensediment als Sulfide gebunden und daher wenig mobil. Die deutlich geringeren Bleigehalte in den oberen 2 cm des 40–60 cm mächtigen Beckensediments deuten auf den verstärkten Einsatz von bleifreiem Benzin. Die Gehalte an Arsen, Cadmium und Nickel (Fig. 3) sowie an Vanadium sind in den jüngsten Beckensedimenten ebenfalls geringer als in den älteren. Der Chromgehalt der Beckensedimente nimmt dagegen zu (Fig. 3). Nach einer Analyse des Instituts Fresenius GmbH, Taunusstein, sind in diesem Beckensediment (Mischprobe 0–25 cm Tiefe vom 1.7.1991) auch viele organische Stoffe enthalten:

3 500	mg/kg	Kohlenwasserstoffe analog DIN 38 409, Teil 18,
5 200	mg/kg	schwerflüchtige lipophile Stoffe analog DIN 38 409, Teil 17,
2,7	mg/kg	PAK (1.5 mg/kg Phenanthren, 1.2 mg/kg Fluoranthen),
1,4	mg/kg	anionische Tenside,
480	µg/kg	chlorierte u. nichtchlorierte Phenole (Phenol, m-Kresol, p-Kresol),
100	µg/kg	leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe (Toluol),
65	µg/kg	Pestizide (von 39 untersuchten Einzelstoffen vorwiegend PCB),
70,9	ng I-TEq/kg	polychlorierte Dibenzodioxine (PCDD) und polychlorierte Dibenzofurane.

Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe waren nicht nachweisbar. Bemerkenswert ist der geringe PAK-Gehalt. In den Jahren 1978–1980 wurden in den Beckensedimenten PAK-Gesamtgehalte von 10,1–28,1 mg/kg bestimmt, wobei der grösste Anteil aus Fluoranthen (max. 19.2 mg/kg) bestand (Golwer & Schneider 1983). Am Rand der S/L-Bahn Süd des Frankfurter Flughafens wurden in den oberen 3 cm des sandigen Bodens PAK-Gehalte sogar bis zu 158 mg/kg nachgewiesen (Golwer et al. 1989).

Die im Becken wachsenden Rohrkolben zeigen im Vergleich zu solchen an unbeeinflussten Standorten deutlich höhere Gehalte an Zink, Chrom, Blei und Kupfer (Fig. 3).

Gelöste Stoffe der Abflüsse von Verkehrsflächen können den Sickerraum (Grundwasserüberdeckung) durchsickern, das Grundwasser erreichen und zu einem hydrochemischen Belastungsbereich führen. In diesem Bereich sind die Konzentrationen mehrerer Wasserinhaltsstoffe zeitweise oder ständig höher als im Grundwasseroberstrom. An Strassen ist das Verhalten organischer Substanzen, insbesondere der Mineralölkohlenwasserstoffe, von Auftausalzen und von strassenspezifischen Schwermetallen während der Untergrundpassage für die Beeinflussung des Grundwassers von besonderer Bedeutung (Fig. 4).

Der biologische Abbau organischer Substanzen sowie Filtration, Ionenaustausch, Sorption und Desorption sind für den Schutz des Grundwassers besonders wichtige Vorgänge. Der Wirkungsgrad dieser Vorgänge kann durch natürliche Faktoren wie Durchlässigkeit, Humusgehalt, Tongehalt und Karbonatgehalt des Sickerraums (DVWK 1988, Reinirkens 1991) und durch technische Massnahmen in Rückhalte- und Versickerungsanlagen (Lange & Scheufele 1987) beeinflusst werden. Ausserdem ist der Grundwasserflurabstand für die Aufenthaltszeit des Wassers im Sickerraum von grosser Bedeutung, weil mit zunehmender Aufenthaltszeit die Umwandlungsvorgänge vollständiger ablaufen.

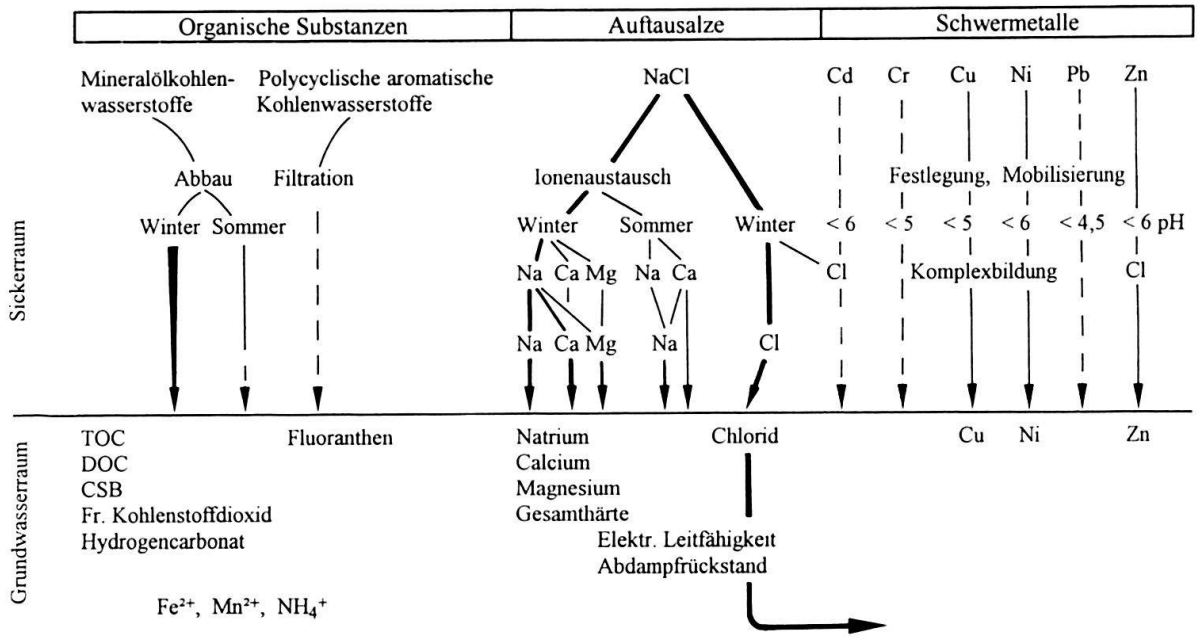

Fig. 4. Verhalten strassenspezifischer Stoffgruppen im Untergrund.

3.3 Stoffausbreitung im Grundwasserraum

Die Reichweite des hydrochemischen Belastungsbereiches im Grundwasserraum hängt vor allem von der anfallenden Stoffmenge, der Fliessgeschwindigkeit (Abstandsgeschwindigkeit) des Grundwassers und dem Verhalten einzelner Stoffe im Untergrund ab.

Mineralölkohlenwasserstoffe werden im Sommer aufgrund der höheren Luft- und Bodentemperaturen schneller abgebaut als im Winter. Daher sind im Winter im Strassenrandbereich und in Entwässerungsanlagen häufiger Ölschlieren zu erkennen als im Sommer. Auch der Eintrag der gelösten Mineralölkohlenwasserstoffe und ihrer Abbauprodukte in das Grundwasser, durch den die TOC-, DOC- und CSB-Werte erhöht werden, ist im Winter in der Regel aufgrund des langsameren mikrobiellen Abbaus und der höheren Grundwasserneubildung grösser als im Sommer (Fig. 4). Durch die mit dem Eintrag von organischen Substanzen in Verbindung stehende Minderung des Gehaltes an freiem, gelöstem Sauerstoff werden im Grundwasser Sekundärreaktionen ausgelöst, die zu erhöhten Eisen-, Mangan- und Ammoniumwerten führen (Fig. 4).

Für das unterschiedliche Verteilungsmuster der PAK in Böden am Rande von Verkehrsflächen und im Grundwasser spielt die Wasserlöslichkeit der Einzelsubstanzen (Fluoranthen 0.26 mg/l, Benzo(g,h,i)perylen 0.00026 mg/l) eine entscheidende Rolle. Trotz hoher PAK-Gehalte in Böden am Rande der S/L-Bahn Süd des Frankfurter Flughafens waren im Grundwasser (Grundwasserflurabstand 11–13 m) Benzo(g,h,i)perylen nur in 11% der 399 untersuchten Proben, Benzo(k)fluoranthen und Indeno(1,2,3-cd)pyren in jeweils 12%, Benzo(a)pyren in 17%, Benzo(b)fluoranthen in 27%, Fluoranthen dagegen in 90% der Proben nachzuweisen (Golwer et al. 1989).

Die Mobilität strassenspezifischer Schwermetalle wird wesentlich vom pH-Wert des Bodens beeinflusst, wobei die einzelnen Schwermetalle bei unterschiedlichen pH-Werten verstärkt in Lösung gehen, z.B. Blei erst unter pH 4.5 (Fig. 4). Da im Strassenrandbe-

reich pH-Werte selten unter 5 absinken, liegen trotz Bleianreicherungen in diesen Böden die Bleigehalte des Grundwassers unter dem LAWA-Prüfwert von 10–40 µg/l. In den meisten Fällen erreichen von den strassenspezifischen Schwermetallen nur örtlich und zeitweise Zink (Prüfwert 100–300 µg/l), Nickel (Prüfwert 15–50 µg/l) und Kupfer (Prüfwert 20–50 µg/l) in erhöhter Konzentration das Grundwasser (Fig. 3, 4). Die LAWA-Prüfwerte (LAWA 1994) sind Orientierungswerte, bei deren Unterschreitung der Gefahrenverdacht in der Regel als ausgeräumt gilt. Die Mobilität von Zn und Cd kann durch Bildung von Chlorokomplexen erhöht werden (Herms & Brümmer 1984, Bauske & Goetz 1993) (Fig. 4).

Der Strassenverkehr beeinflusst vor allem durch Auftausalze und die damit im Zusammenhang stehenden Reaktionen die Beschaffenheit des Grundwassers. Von allen anorganischen strassenspezifischen Stoffen reichen die Cl-Ionen im Grundwasserunterstrom am weitesten. Daher ist in Gebieten mit winterlichen Streueinsätzen das Chlorid ein strassenspezifisches Leitelement. Die Chloridbelastung des Grundwassers zeigt einen deutlichen jahreszeitlichen Gang mit erhöhten Werten im Februar, März und April und geringen Werten im Oktober und November (Golwer 1973, Brod 1979). Die jahreszeitliche Schwankungsbreite der Chloridgehalte beträgt an Strassen mit wenig Auftausalzstreuung nur 5–50 mg/l. Unter dem Versickerungsbecken der A 3 variierten dagegen die Cl-Werte des Grundwassers in 18 Jahren zwischen 3.8 mg/l und 1241 mg/l. Wasser mit erhöhten Cl-Werten sinkt aufgrund der höheren Dichte in den unteren Teil des Grundwasserleiters ab und wird im Unterstrom von weniger belastetem Grundwasser überschichtet und verdünnt (Fig. 4).

Das aus dem Auftausalz stammende Natrium ist im Grundwasser ebenfalls zeitweise deutlich erhöht. Im Gegensatz zu den Cl-Ionen erfolgt bei den Na-Ionen auf dem Wege zum Grundwasser ein zeitweiser Kationenaustausch (Na gegen Ca und Mg) (Fig. 4).

Die Ca- und Mg-Werte zeigen einen dem Chlorid ähnlichen jahreszeitlichen Gang. Dieser ist vorwiegend auf Unterschiede in der Sorption und im Ionenaustausch zurückzuführen und nicht auf einen in den Wintermonaten erhöhten Anfall dieser Stoffe auf der Strassenoberfläche. Entsprechend dem jahreszeitlichen Gang der Ca- und Mg-Werte variiert auch die Gesamthärte des Grundwassers. Unter dem Versickerungsbecken der A 3 zwischen 0.3 und 30 °dH, im Grundwasseroberstrom dieses Beckens nur zwischen 4.1 und 6.2 °dH.

Neben den Chlorid-, Natrium-, Calcium- und Magnesiumwerten sowie der Gesamthärte, elektrischen Leitfähigkeit (bei 25 °C) und dem Abdampfrückstand (bei 180 °C) können im Grundwasser auch die Gehalte an Ammonium, Gesamteisen, Mangan, Hydrogencarbonat und Kieselsäure sowie die Summenparameter chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) und gesamter organisch gebundener Kohlenstoff (TOC) erhöht sein. Im Versickerungsbereich der Strassenabflüsse stark befahrener Strassen (DTV > 15 000 Kfz) kann das Grundwasser auch erhöhte Gehalte an Arsen, Blei, Bor, Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink sowie an anionaktiven Tensiden, Phenolen und anderen organischen Substanzen enthalten (Golwer & Schneider 1983).

Der Luftverkehr beeinflusst zur Zeit vor allem durch stickstoffhaltige Enteisungsmittel die Beschaffenheit des Grundwassers. Auf dem Frankfurter Flughafen wurden von 1975 bis 1990 stickstoffhaltige Enteisungsmittel («Urea», «Frigantin», «Hoechst 1678») verwendet, die zu einer intensiven Verunreinigung des Grundwassers mit Nitrat (grossflächig 150–400 mg/l, örtlich bis zu 739 mg/l) geführt haben (Golwer et al. 1989) und An-

lass für umfangreiche Sanierungsmassnahmen sind. Aus Gründen des Grundwasserschutzes werden seit 1991 die 3 Start- und 2 Landebahnen sowie Rollbahnen und Vorfeldflächen des Frankfurter Flughafens nur mit stickstofffreien Kaliumacetat-Lösungen enteist.

Der Schienenverkehr beeinflusst durch den Einsatz von Herbiziden das Grundwasser. Im Untermaingebiet wurde in einigen Brunnen und Grundwassermessstellen Bromacil nachgewiesen, das von der Gleisentkrautung stammt.

4. Gefährdungspotential für das Grundwasser

Zur Abschätzung des Gefährdungspotentials und der nachfolgenden Bewertung, ob die von Verkehrswegen für das Grundwasser ausgehenden Belastungen im unbedenklichen, tolerierbaren oder nicht tolerierbaren Bereich liegen, sind Stoffmenge, Stoffverteilung und Stoffeigenschaften (vor allem Löslichkeit, Dampfdruck, Abbaubarkeit) sowie die örtlichen Gegebenheiten (vor allem Untergrundbeschaffenheit, klimatische und hydrologische Verhältnisse) von entscheidender Bedeutung. In den meisten Fällen ist nicht das Stoffpotential, sondern das mobile Stoffpotential (Freisetzungspotential) entscheidend.

Das unfallbedingte Gefährdungspotential ist nur in einzelnen Abschnitten der Verkehrswege von grösserer Bedeutung. Es wird in seiner Auswirkung auf das Grundwasser häufig überschätzt. Im Verbreitungsgebiet von Porengrundwasserleitern mit Abstandsgeschwindigkeiten (v_a) unter 10 m/d kann bei Unfällen in der Regel durch gezielte Massnahmen rasch eine Stoffausbreitung im Untergrund verhindert werden. Im Verbreitungsgebiet von gut durchlässigen Poren-, Kluft- und Karstgrundwasserleitern mit v_a über 10 m/d und ohne schützende Grundwasserüberdeckung können dagegen Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen zu weitreichenden Grundwasserverunreinigungen führen.

Die Bewertungsmassstäbe für das Grundwasser haben sich im Laufe der Zeit geändert. Lange Zeit wurde überwiegend nach den Konzentrationswerten der Trinkwasserverordnung bewertet. Ausserdem sind auch Werte aus anderen, nicht immer für das Grundwasser aufgestellten Listen zur Bewertung herangezogen worden. Seit 1994 bieten die vom Arbeitskreis «Grundwassergüte» der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) bearbeiteten «Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden» eine Bewertungsgrundlage. Diese Empfehlungen enthalten für die als Orientierungswerte eingeführten Prüfwerte und Massnahmenschwellenwerte eine Bandbreite von Konzentrationswerten. Stoffkonzentrationen unter den Prüfwerten können als unbedenklich, solche zwischen den Prüf- und Massnahmenschwellenwerten in der Regel als tolerierbar angesehen werden. Das Überschreiten der Massnahmenschwellenwerte ist in der Regel nicht tolerierbar und löst Massnahmen zu Sicherung oder Sanierung der Grundwasserverunreinigung aus.

Nach dieser Bewertung sind Strassen in Abhängigkeit von der Verkehrsstärke (DTV) und den örtlichen Gegebenheiten für das Grundwasser in den unbedenklichen und tolerierbaren Bereich einzustufen. Die Menge und die Art der strassenspezifischen Stoffe hängen wesentlich von der Verkehrsstärke ab. Daher ist der DTV ein geeignetes Kriterium zur Einteilung der überörtlichen Strassen in drei Gruppen mit unterschiedlicher Belastung der Umwelt. Von Strassen mit einem DTV unter etwa 2000 Kfz geht ein geringes, mit einem DTV von etwa 2000–15 000 Kfz ein mittleres und mit einem DTV über etwa 15 000 Kfz ein hohes belastendes Stoffpotential aus (Golwer 1973, 1991).

Entscheidend für die naturnahe Reinigung der Strassenabflüsse sind die oberen 30 cm des bewachsenen Bodens. Aus diesen Gründen ist das Risiko einer Grundwasserbeeinflussung am geringsten, wenn Strassenabflüsse breitflächig über bewachsene Seitenstreifen und Böschungen abfliessen und versickern.

Aus der Sicht des Grundwasserschutzes sind grundsätzlich diejenigen Massnahmen vorrangig, die zur Minderung der Einträge von Stoffen in die Umwelt führen, z. B. durch Tempolimit im Strassenverkehr, Abgaskatalysatoren sowie durch Einsatz von Stoffen, die weniger die Umwelt belasten, z. B. bleifreier Kraftstoff, stickstofffreie Enteisungsmittel auf Flughäfen, Ersatz von Holzschwellen durch Beton- oder Stahlschwellen. An zweiter Stelle steht die Reinigung der Abflüsse von Verkehrsflächen vor deren Versickerung oder Einleitung in oberirdische Gewässer, z. B. in Absetz- und Rückhalteanlagen. Bei bereits eingetretenen Boden- und Gewässerverunreinigungen sollte die Beseitigung der wassergefährdenden Stoffe unter Berücksichtigung der örtlichen Gegebenheiten und der Verhältnismässigkeit der Mittel erfolgen.

LITERATURVERZEICHNIS

BAUSKE, B. & GOETZ, D. 1993: Effects of deicing-salts on heavy metal mobility. Acta hydrochim. hydrobiol. 21, 38–42.

BROD, H. G. 1979: Die Auswirkungen von Auftausalz auf Boden, Oberflächen- und Grundwasser entlang von Bundesautobahnen. Dissertation, Universität Giessen.

– 1993: Langzeitwirkung von Streusalz auf die Umwelt. Ber. d. Bundesanstalt f. Strassenwesen, Verkehrstechnik, V 2, Bremerhafen.

BRUNNER, P. G. 1975: Die Verschmutzung des Regenwasserabflusses im Trennverfahren. Ber. aus Wassergütewirtschaft u. Gesundheitsingenieurwesen d. TU München, 9.

Bundesminister für Verkehr, 1991: Verkehr in Zahlen 1991. Bonn.

Bundesminister für Verkehr, 1994: Verkehr in Zahlen 1994. Bonn.

CHOW, T. I. 1970: Lead Accumulation in Roadside Soil and Grass. Nature 225, 295–296.

Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK) 1988: Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen – Teil 1: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren. DVWK – Merkblätter 212, Hamburg.

Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK) 1993: Potentielle Beeinträchtigung des Grundwassers durch den Verkehr – Problemanalyse. (Bearbeiter: Lange, G. & Moog, K.), Bonn.

ELLENBERG, H., MÜLLER, K. & STOTTELE, T. 1981: Ökologie und Strasse. Auswirkungen von Autobahnen und Strassen auf Ökosysteme deutscher Landschaften. Broschürenreihe der Deutschen Strassenliga e.V. 3, Bonn, 19–122.

Forschungsgesellschaft für Strassen- und Verkehrswesen (FGSV) 1993: Hinweise für Massnahmen an bestehenden Strassen in Wasserschutzgebieten. Köln.

FRITSCHI, G., NEUMAYR, V. & SCHINZ, V. 1979: Tetrachlorethylen und Trichlorethylen im Trink- und Grundwasser. WaBoLu-Berichte 1/79, Berlin.

GALLENKEMPER, B., FRITSCHE, M. & BECKER, G. 1992: Schadstoffgehalte von Bankettschäl- und Kehrgut und deren umweltverträgliche Entsorgung. Forschungsbericht FE-Nr. 03.229 R 901, Abschlussbericht. Münster.

GOLWER, A. 1973: Beeinflussung des Grundwassers durch Strassen. Z. Deutsch. Geol. Ges. 124, 435–446.

– 1978: Die Auswirkungen von Strassenverkehr auf das Grundwasser. Gewässerschutz – Wasser – Abwasser 29, Aachen, 463–481.

– 1991: Belastung von Böden und Grundwasser durch Verkehrswege. Forum Städte-Hygiene 42, Berlin, Hannover, 266–275.

GOLWER, A. & SCHNEIDER, W. 1983: Untersuchungen über die Belastung des unterirdischen Wassers mit anorganischen toxischen Spurenstoffen. Untersuchungen über die Belastung des Grundwassers mit organischen Stoffen im Bereich von Strassen. Forschung Strassenbau und Strassenverkehrstechnik 391. Bonn.

GOLWER, A. & WALLHÄUSSER, K. H. 1985: Mikrobiologische und chemische Untersuchungen bei Unfällen mit Mineralölprodukten. Erdöl u. Kohle – Erdgas – Petrochemie 38, Leinfelden-Echterdingen, 70–80.

GOLWER, A., FISCHER, G., GORBAUCH, H. & SCHNEIDER, W. 1989: Belastung von Böden und Grundwasser an Start- und Landebahnen des Flughafens Frankfurt Main. Forum Städte-Hygiene 40, Berlin, Hannover, 15–31.

GRIMMER, G., BÖHNKE, H. & GLASER, A. 1977: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Abgas von Kraftfahrzeugen. Erdöl u. Kohle – Erdgas – Petrochemie 30, Leinfelden-Echterdingen, 411–417.

HEINRICHS, H. 1993: Die Wirkung von Aerosolkomponenten auf Böden und Gewässer industrieferner Standorte: eine geochemische Bilanzierung. Habilitationsschrift, Universität Göttingen.

HELLMANN, H. 1986: Analytik von Oberflächengewässern. Stuttgart (Georg Thieme Verlag).

HERMS, U. & BRÜMMER, G. 1984: Einflussgrössen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung im Boden. Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 147, 400–424.

KLOKE, A. 1978: Zur Belastung von Böden und Pflanzen mit Schadstoffen in und um Ballungsbereichen. Ber. Landwirtsch. N.F. 55, Hamburg – Berlin, 636–639.

KRAUTH, KH. 1976: Pilotstudie über die Beschaffenheit von Strassenoberflächenwasser in Abhängigkeit örtlicher und verkehrlicher Gegebenheiten. Inst. f. Siedlungswasserbau u. Wassergütewirtschaft d. Univ. Stuttgart.

KRAUTH, KH. & KLEIN, H. 1982: Untersuchungen über die Beschaffenheit des Oberflächenwassers von Bundesautobahnen. Forschung Strassenbau und Strassenverkehrstechnik 363, Bonn.

KRAUTH, KH. & STOTZ, G. 1987: Menge und Beschaffenheit von Strassenoberflächenwasser beim Abfluss über bewachsene Seitenstreifen, Mulden und Böschungen. Forschung Strassenbau und Strassenverkehrstechnik 509, Bonn, 85–105.

LANGE, G. & SCHEUFELE, G. 1987: Untersuchungen über den zeitlichen Verlauf der Versickerungsleistung von Versickerungsbecken und die Möglichkeiten einer Beeinflussung. Forschung Strassenbau und Strassenverkehrstechnik 515, Bonn.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) 1994: Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden. Stuttgart.

MUSCHAK, W. 1989: Strassenoberflächenwasser – eine diffuse Quelle der Gewässerbelastung. Vom Wasser 72, Weinheim, 257–282.

PLESSOW, A. J. 1993: Geochemische Untersuchungen an Strassenkehricht der Stadt Göttingen. Dipl.-Arbeit, Universität Göttingen.

RAMEAU, I. TH. 1968: Ernstige loodverontreiniging langs autowegen. TNO-Nieuws 23, 54–57.

REINIRKENS, P. 1991: Ermittlung und Beurteilung strassenbedingter Auswirkungen auf die Landschaftsfaktoren Boden und Wasser. Forschungsber. FE-Nr. 02.129 G 88 L Abschlussbericht, Bochum.

SCHULZ-TERFLOTH, G. 1993: Bewertung der Gefährdungspotentiale. In: Wasserschutzgebiete in urbanen Regionen, Symposium am 2. und 3.11.1993 in Saarbrücken. Saarbrücken (Hrsg. Min. f. Umwelt).

SINGER, M. I. & HANSON, L. 1969: Lead accumulation in soils near highways in the cities metropolitan area. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 33, 152–153.

ROSSBERG, R. R. 1977: Geschichte der Eisenbahn. Künzelsau (Verlag Sigloch Service Edition).

Umweltbundesamt, 1986: Beurteilung und Behandlung von Mineralölschadensfällen im Hinblick auf den Grundwasserschutz, Teil 1: Die wissenschaftlichen Grundlagen zum Verständnis des Verhaltens von Mineralöl im Untergrund. Berlin.

Umweltbundesamt, 1994: Daten zur Umwelt 1992/93. Berlin.

UNGER, H.-J. & PRINZ, D. 1992: Schwermetalle und organische Fremdstoffe in strassennahen Böden und Aufwuchs. Verkehrsbedingte Immissionen in Baden-Württemberg 19, Stuttgart.

ZEREINI, F. & URBAN, H. 1994: Platingruppenelemente (PGE) in Schlamm- und Abwasserproben aus Absetzbecken der Autobahnen A 8 und A 66. In: Geowissenschaften und Umwelt (Hrsg. MATSCHULLAT, J. & MÜLLER, G.), Berlin, 171–175.

Manuskript eingegangen 1. Dezember 1994
Revidierte Fassung angenommen 13. März 1995