

Abschlußbericht

Dezentrale Behandlung des gefaßten Niederschlagswassers von Verkehrsflächen in Schachtanlagen

Auftraggeber: Ministerium für Umwelt, Raumplanung
und Landwirtschaft
Schwannstraße 3
40476 Düsseldorf

Bearbeiter: Westfälisches Umwelt Zentrum
An der Wilhelmshöhe 44
37671 Höxter

Dezember 2000

Prof. Dr. Joachim Fettig
Prof. Ing. Manfred Miethe
Dipl.-Ing. Volker Pick

INHALT

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | Problemstellung und Veranlassung..... | 1 |
| 2 | Bestandsaufnahme zur Belastung des Niederschlagsabflusses von Verkehrsflächen | 2 |
| 2.1 | Vorbemerkung..... | 2 |
| 2.2 | Primärbelastung des Niederschlagswassers | 2 |
| 2.3 | Belastung des Niederschlagsabflusses | 4 |
| 3 | Wahl des Standortes und Ermittlung der Verkehrsdichte | 11 |
| 3.1 | Standortwahl..... | 11 |
| 3.2 | Standortbeschreibung und Verkehrszahlen | 12 |
| 4 | Anlagenaufbau und Analytik..... | 16 |
| 4.1 | Bautechnische Ausführung..... | 16 |
| 4.2 | Meßtechnik zur Ermittlung des Volumenstromes und Steuerung der Probenahme | 20 |
| 4.3 | Analytik | 20 |
| 5 | Auswahl eines geeigneten Filtermaterials..... | 22 |
| 5.1 | Versuchsreihe 1: Vergleich verschiedener Materialien..... | 22 |
| 5.2 | Versuchsreihe 2: Beurteilung von Weserkies | 25 |
| 5.3 | Versuchsreihe 3: Ermittlung der optimalen Kornfraktion..... | 27 |
| 5.4 | Ermittlung der erreichbaren Filtergeschwindigkeit..... | 30 |
| 6 | Untersuchungsergebnisse aus den beiden Betriebsphasen..... | 32 |
| 6.1 | Hydrologische und hydraulische Bedingungen..... | 32 |
| 6.2 | Rückhaltevermögen des Absetzschachtes | 38 |
| 6.3 | Veränderung der Wasserqualität in der Filteranlage..... | 41 |
| 6.3.1 | pH-Wert..... | 41 |
| 6.3.2 | Leitfähigkeit..... | 42 |
| 6.3.3 | Gelöste anorganische Hauptkomponenten | 43 |
| 6.3.4 | Abfiltrierbare Stoffe | 45 |
| 6.3.5 | Trübung | 46 |
| 6.3.6 | Partikelgrößen..... | 48 |
| 6.3.7 | CSB-Wert | 49 |
| 6.3.8 | TOC-Wert..... | 50 |

| | | |
|----------|--|-----------|
| 6.3.9 | Schwermetalle | 53 |
| 6.3.10 | Mineralölkohlenwasserstoffe..... | 58 |
| 6.3.11 | AOX-Wert | 59 |
| 6.3.12 | PAK-Werte | 60 |
| 6.3.13 | Ermittlung von frachtbezogenen Wirkungsgraden..... | 61 |
| 6.4 | Untersuchung des Sorptionsverhaltens der Aktivkohle | 63 |
| 6.4.1 | Abschätzung der Sorptionskapazität durch Isothermenaufnahme und Bilanzierung des Anlagenbetriebes | 63 |
| 6.4.2 | Beurteilung der Sorptionskinetik einer Modellsubstanz an frischer und beladener Aktivkohle..... | 65 |
| 6.4.3 | Aufnahme von Isothermen mit Wasserproben aus dem Zu- und Ablauf der Filteranlage..... | 67 |
| 7 | Diskussion der Anlagenwirksamkeit..... | 72 |
| 7.1 | Stoffliche Belastung | 72 |
| 7.2 | Rückhaltevermögen der Gesamtanlage | 73 |
| 7.3 | Beurteilung der Ablaufwerte im Hinblick auf eine Versickerung | 77 |
| 8 | Möglichkeiten zur Verbesserung des Anlagenkonzeptes | 80 |
| 8.1 | Abscheidung ungelöster Stoffe | 80 |
| 8.2 | Abscheidung gelöster Substanzen | 81 |
| 8.2.1 | Allgemeines | 81 |
| 8.2.2 | Orientierende Untersuchung eines schwermetallselektiven Filtermaterials.... | 82 |
| 8.2.3 | Optimierung der Adsorptionsstufe | 85 |
| 9 | Betriebliche Erfahrungen und Planungshinweise..... | 86 |
| 9.1 | Betrieb und Revision | 86 |
| 9.1.1 | Allgemeines | 86 |
| 9.1.2 | Absetzschacht | 86 |
| 9.1.3 | Filterschacht | 87 |
| 9.1.4 | Folgerungen | 92 |
| 9.2 | Hinweise zur Planung und Dimensionierung einer dezentralen Behandlungsanlage..... | 93 |
| 9.2.1 | Allgemeines | 93 |
| 9.2.2 | Dimensionierung der Behandlungsanlagen..... | 94 |
| 9.2.3 | Kostenrechnungen zum Einsatz einer Behandlungsanlage | 98 |

| | | |
|-----------|---|------------|
| 10 | Reststoffentsorgung | 101 |
| 10.1 | Allgemeines..... | 101 |
| 10.2 | Schlamm aus dem Absetzschacht..... | 101 |
| 10.3 | Feststoffe aus der Wäsche des Filtermaterials | 102 |
| 10.4 | Beladene Aktivkohle | 103 |
| 11 | Zusammenfassung..... | 104 |
| 12 | Literatur..... | 108 |

Anhänge

| | | |
|-----|---|-----|
| A-1 | Hydrologische Meßwerte | 111 |
| A-2 | Wasserqualitätsdaten..... | 113 |
| A-3 | Chromgangline aus der vorläufigen Auswertung der Betriebsphase I..... | 116 |
| A-4 | Frachten im Zu- und Ablauf der Filteranlage | 117 |
| A-5 | Meßwerte mit DIAKAT A | 126 |
| A-6 | Berechnungen zur Dimensionierung und Ausführung der Behandlungsanlage | 127 |
| A-7 | Kostenberechnung zur Ausführung einer Behandlungsanlage | 135 |

1 Problemstellung und Veranlassung

Im Land Nordrhein-Westfalen besteht nach dem novellierten Landeswassergesetz NW seit 1996 u.a. in Neubaugebieten die Pflicht, das auf Grundstücken und Verkehrsflächen anfallende Regenwasser gemäß § 51a LWG vor Ort zu versickern, zu verrieseln oder ortsnah in ein Gewässer einzuleiten. Da das von Verkehrsflächen abfließende Wasser mit anthropogenen Stoffen belastet ist, zu denen beispielsweise Tropfverluste an Kraftstoffen und Motorölen, Abriebe von Bremsbelägen und Reifen, Emissionen aus der Kraftstoffverbrennung und von den Fahrzeugen abgewaschene Lackpflege- und Konservierungsmittel sowie Korrosionsprodukte zählen, wird für dieses Wasser bislang nur eine Versickerung über Flächen oder Mulden durch die belebte Bodenzone zugelassen. Um dagegen eine platzsparende unterirdische Versickerungsanlage einsetzen zu können, wäre es erforderlich, das Wasser zuvor in einer kompakten dezentralen Reinigungsanlage zu behandeln. Die Dimensionierung der Anlage, die Auswahl geeigneter Filtermaterialien zur Abscheidung ungelöster und gelöster Wasserinhaltsstoffe sowie die Feststellung von deren Eignung und Wirksamkeit unter realen Bedingungen über einen längeren Betriebszeitraum ist Gegenstand der vorliegenden Arbeit.

Im Rahmen eines Forschungs- und Entwicklungsvorhabens für das Ministerium für Umwelt, Raumplanung und Landwirtschaft (MURL) in Nordrhein-Westfalen ist zur Erprobung einer solchen Vorbehandlung auf dem Gelände der Hochschulabteilung Höxter eine Versuchsanlage errichtet worden, der das Ablaufwasser einer etwa 300 m² großen Straßen- und Parkplatzfläche zugeleitet wird.

Während einer ersten einjährigen Betriebsphase im Zeitraum von März 1999 bis März 2000 wurden das hydraulische Verhalten der Anlage bei verschiedenen Regenereignissen und ihre Reinigungsleistung bezüglich ungelöster und gelöster Wasserinhaltsstoffe untersucht. Auf der Grundlage der hierbei und der in der anschließenden zweiten Betriebsphase ermittelten Daten wird diskutiert, inwieweit die gewählte Vorbehandlung die Reinigungsleistung der oberen Bodenschicht ersetzen kann und welche Kriterien bei der Planung und Dimensionierung derartiger Reinigungsanlagen zur Behandlung von belastetem Niederschlagswasser beachtet werden müssen.

2 Bestandsaufnahme zur Belastung des Niederschlagsabflusses von Verkehrsflächen

2.1 Vorbemerkung

Der Niederschlagsabfluß kann vielfältige Verunreinigungen enthalten, die sich allein oder im Zusammenwirken mit anderen Stoffen bereits in geringer Konzentration nachteilig auf die von der Versickerung betroffene belebte Bodenzone oder das Grundwasser und dessen Nutzung auswirken können.

Die Schadstoffbelastung von Niederschlagsabflüssen resultiert aus der primären Belastung des Niederschlags und der Zusatzbelastung am Ort der Abflußbildung. Einfluß auf die jeweiligen Konzentrationen haben sowohl meteorologische Faktoren (Dauer von Trockenwetterperioden, Verfrachtung bereits abgelagerter Stoffe durch Wind) als auch hydrologische Faktoren (Intensität und Dauer des Niederschlagsereignisses, Abflußbeiwerte der einzelnen Flächen). Daher können in der folgenden Literaturübersicht auch keine konkreten Belastungsniveaus angegeben werden. Vielmehr spiegelt die große Bandbreite bei den einzelnen Parametern die möglichen Belastungswerte wieder, mit denen bei Verkehrsflächen zu rechnen ist.

2.2 Primärbelastung des Niederschlagswassers

Atmosphärische Schadstoffe aus Verbrennungsprozessen in der Industrie, der Energieerzeugung und dem Kraftfahrzeugverkehr breiten sich nach dem Verlassen der Emissionsquelle in der Atmosphäre aus. In höheren Luftschichten werden partikelförmige Stoffe, Gase und Aerosole, die als Kondensationspunkte wirken, in Tropfen eingeschlossen und gelangen mit dem Niederschlag zu Boden. Schadstoffe können durch den fallenden Niederschlag auch aus niedrigeren Luftschichten ausgewaschen werden. Sie werden dabei an die Tropfen adsorbiert. Diese Vorgänge werden als nasse Deposition bezeichnet.

Über die mögliche Bandbreite der stofflichen Belastung von verschiedenen Niederschlägen gibt Tabelle 1 einen groben Überblick.

Die dort gefundenen Werte schwanken teilweise stark, da die Primärbelastung von dem Standort der jeweiligen Probenahme beeinflusst wird. In Industriegebieten und Ballungsräumen ist die Schadstoffbelastung im allgemeinen erheblich höher als in ländlichen Gegenden.

Tabelle 1: Orientierende Schadstoffgehalte im Niederschlag

| Parameter | Gefundene Konzentrationsbereiche | | | Meßort | Quelle |
|-----------------------------|----------------------------------|-----------|--------|---|---------------------|
| | unterer | mittlerer | oberer | | |
| Zink [$\mu\text{g/l}$] | 8,5 | 18 | 1060 | 18 Messungen in Niedersachsen | zitiert in Kolb [1] |
| | 18 | 80 – 120 | 200 | Karlsruhe, Solling, Hessen, Berlin, Niedersachsen | Grotehusmann [2] |
| Kupfer [$\mu\text{g/l}$] | 4,9 | - | 74,2 | 18 Messungen in Niedersachsen | zitiert in Kolb [1] |
| | 1,2 | 2 – 6 | 20 | Karlsruhe, Solling, Hessen, Berlin, Niedersachsen | Grotehusmann [2] |
| Nickel [$\mu\text{g/l}$] | 1,1 | - | 24,9 | 18 Messungen in Niedersachsen | zitiert in Kolb [1] |
| | 2,5 | 6 | 30 | Karlsruhe, Hessen | Grotehusmann [2] |
| Blei [$\mu\text{g/l}$] | 1,8 | 12 | 19,1 | 18 Messungen in Niedersachsen | zitiert in Kolb [1] |
| | 1 | 20 – 40 | 100 | Karlsruhe, Solling, Hessen, Berlin, Niedersachsen | Grotehusmann [2] |
| Cadmium [$\mu\text{g/l}$] | 0,1 | < 1 | 4 | 18 Messungen in Niedersachsen | zitiert in Kolb [1] |
| | < 1 | 1 – 2 | 7 | Karlsruhe, Solling, Hessen, Berlin, Niedersachsen | Grotehusmann [2] |
| PAK [$\mu\text{g/l}$] | 0,14 | 0,25 – 1 | 4 | Koblenz, Belgien, Hannover | Grotehusmann [2] |

2.3 Belastung des Niederschlagsabflusses

Niederschlagsabflüsse werden hauptsächlich durch drei Eintragspfade belastet:

- nasse Deposition
- trockene Deposition
- Zusatzbelastungen der einzelnen Flächen, z.B. durch Kraftfahrzeugverkehr

Bodennahe Abgase, Schwebstäube und Aerosole lagern sich auch ohne Einwirken des Regens als Niederschlag ab. Dieser Vorgang wird trockene Deposition genannt. Bei Verkehrsflächen tragen Fahrbahnabrieb und Tropfverluste der Fahrzeuge maßgeblich zur Zusatzbelastung bei.

Während eines Niederschlagsereignisses gelangen alle im Regen enthaltenen und die auf den Flächen abgelagerten Schadstoffe in den Abfluß. Die nasse und trockene Deposition addieren sich somit. Zusätzlich kommt es noch zu einer Anreicherung des Abflusses durch Verschleiß-, Abrieb- und Korrosionsprodukte von den Kraftfahrzeugen, die von den Fahrzeugen heruntergespült werden.

Neben den gesamten meteorologischen und hydrologischen Einflußgrößen stellt also die lokale Verkehrssituation einen weiteren Faktor dar, der sich auf die stofflichen Belastungen des Niederschlagsabflusses auswirkt und deren Schwankungsbereiche noch verbreitert. Eine Übersicht über die gefundenen Literaturwerte wird in Tabelle 2 gegeben.

Tabelle 2: Mittlere beobachtete Parameter bzw. Inhaltsstoffe in Niederschlagsabflüssen von Verkehrsflächen

| Mittlere Literaturwerte | Abflußfläche | Quelle |
|---|---|--|
| pH [-] 6,9 - 7,5 7,3 - 7,5* 6,2* | Autobahn ¹⁾ Durchgangsstraße ²⁾ Straßenabfluß ³⁾ | Berbee et al. [3] Sieker und Grottker [4] zitiert in Xanthopoulos und Hahn [5] |
| LF [μ S/cm] 108* | Straßenabfluß ³⁾ | zitiert in Xanthopoulos und Hahn [5] |

| Mittlere Literaturwerte | Abflußfläche | Quelle |
|-------------------------|--------------------------------|--------------------------------------|
| AFS [mg/l] | | |
| 137 – 252** | Autobahn ⁴⁾ | zitiert in Sieker und Grottker [4] |
| 153 - 354 | Autobahn ¹⁾ | Berbee et al. [3] |
| 14 – 215* | Autobahn ⁶⁾ | Wu et al. [6] |
| 19 – 129* | Autobahn ⁷⁾ | Barrett et al. [7] |
| 116** | Autobahn ⁵⁾ | Thomson et al. [8] |
| 339* | Durchgangsstraße ²⁾ | Sieker und Grottker [4] |
| 564* | Straßenabfluß ³⁾ | zitiert in Xanthopoulos und Hahn [5] |
| CSB [mg/l] | | |
| 85,6 – 118,5** | Autobahn ⁴⁾ | zitiert in Sieker und Grottker [4] |
| 143 - 149 | Autobahn ¹⁾ | Berbee et al. [3] |
| 24 - 48* | Autobahn ⁶⁾ | Wu et al. [6] |
| 37 – 130* | Autobahn ⁷⁾ | Barrett et al. [7] |
| 91* | Durchgangsstraße ²⁾ | Sieker und Grottker [4] |
| 49* | Straßenabfluß ³⁾ | zitiert in Xanthopoulos und Hahn [5] |
| 57** | Wohngebiet ⁸⁾ | Grotehusmann [2] |
| TOC [mg/l] | | |
| 24,7** | Autobahn ⁵⁾ | Thomson et al. [8] |
| 28,3* | Durchgangsstraße ²⁾ | Sieker und Grottker [4] |
| Zink [µg/l] | | |
| 320 – 620** | Autobahn ⁴⁾ | zitiert in Sieker und Grottker [4] |
| 225 - 493 | Autobahn ¹⁾ | Berbee et al. [3] |
| 169* | Autobahn ⁵⁾ | Thomson et al. [8] |
| 24 – 222* | Autobahn ⁷⁾ | Barrett et al. [7] |
| 436* | Durchgangsstraße ²⁾ | Sieker und Grottker [4] |
| 603* | Straßenabfluß ¹⁰⁾ | zitiert in Grotehusmann [2] |
| 139* | Straßenabfluß ⁹⁾ | zitiert in Grotehusmann [2] |
| 232** | Wohngebiet ⁸⁾ | Grotehusmann [2] |

| Mittlere Literaturwerte | Abflußfläche | Quelle |
|-------------------------|--------------------------------|------------------------------------|
| Kupfer [µg/l] | | |
| 58 - 117** | Autobahn ⁴⁾ | zitiert in Sieker und Grottker [4] |
| 91 - 163 | Autobahn ¹⁾ | Berbee et al. [3] |
| 2,5 - 15* | Autobahn ⁶⁾ | Wu et al. [6] |
| 7 - 37* | Autobahn ⁷⁾ | Barrett et al. [7] |
| 136* | Durchgangsstraße ²⁾ | Sieker und Grottker [4] |
| 108* | Straßenabfluß ¹⁰⁾ | zitiert in Grotehusmann [2] |
| 28* | Straßenabfluß ⁹⁾ | zitiert in Grotehusmann [2] |
| 20** | Wohngebiet ⁸⁾ | Grotehusmann [2] |
| Chrom [µg/l] | | |
| 5,2 - 20,4** | Autobahn ⁴⁾ | zitiert in Sieker und Grottker [4] |
| 3 - 26 | Autobahn ¹⁾ | Berbee et al. [3] |
| 2,5 - 6,5* | Autobahn ⁶⁾ | Wu et al. [6] |
| 24,22* | Durchgangsstraße ²⁾ | Sieker und Grottker [4] |
| 10 - 20** | Straßenabfluß ¹¹⁾ | zitiert in Grotehusmann [2] |
| 3** | Wohngebiet ⁸⁾ | Grotehusmann [2] |
| Nickel [µg/l] | | |
| 202 - 245** | Autobahn ¹²⁾ | zitiert in Sieker und Grottker [4] |
| 4 - 10 | Autobahn ¹⁾ | Berbee et al. [3] |
| < 0,5 - 9* | Autobahn ⁶⁾ | Wu et al. [6] |
| 35* | Durchgangsstraße ²⁾ | Sieker und Grottker [4] |
| 57* | Straßenabfluß ¹⁰⁾ | zitiert in Grotehusmann [2] |
| 40* | Straßenabfluß ⁹⁾ | zitiert in Grotehusmann [2] |
| 4** | Wohngebiet ⁸⁾ | Grotehusmann [2] |
| Blei [µg/l] | | |
| 163 - 245** | Autobahn ⁴⁾ | zitiert in Sieker und Grottker [4] |
| 51 - 106 | Autobahn ¹⁾ | Berbee et al. [3] |
| 6 - 15* | Autobahn ⁶⁾ | Wu et al. [6] |
| 3 - 53* | Autobahn ⁷⁾ | Barrett et al. [7] |
| 304* | Durchgangsstraße ²⁾ | Sieker und Grottker [4] |
| 311* | Straßenabfluß ¹⁰⁾ | zitiert in Grotehusmann [2] |
| 8,4* | Straßenabfluß ⁹⁾ | zitiert in Grotehusmann [2] |
| 25** | Wohngebiet ⁸⁾ | Grotehusmann [2] |

| Mittlere Literaturwerte | Abflußfläche | Quelle |
|-----------------------------|--------------------------------|--------------------------------------|
| Cadmium [$\mu\text{g/l}$] | | |
| 2,8 - 5,9** | Autobahn ⁴⁾ | zitiert in Sieker und Grottker [4] |
| 0,8 - 0,9 | Autobahn ¹⁾ | Berbee et al. [3] |
| < 0,5 - 2,5* | Autobahn ⁶⁾ | Wu et al. [6] |
| 4,2* | Durchgangsstraße ²⁾ | Sieker und Grottker [4] |
| 6,4* | Strassenabfluß ³⁾ | zitiert in Xanthopoulos und Hahn [5] |
| 1** | Wohngebiet ⁸⁾ | Grotehusmann [2] |
| 0,93* | Straßenabfluß ⁹⁾ | zitiert in Grotehusmann [2] |
| 6,4* | Straßenabfluß ¹⁰⁾ | zitiert in Grotehusmann [2] |
| PAK [$\mu\text{g/l}$] | | |
| 2,5 - 2,97** | Autobahn ⁴⁾ | zitiert in Sieker und Grottker [4] |
| 0,54 - 21,8** | Autobahn ¹²⁾ | zitiert in Grotehusmann [2] |
| 5,2 - 5,8 | Autobahn ¹⁾ | Berbee et al. [3] |
| 0,24* | Durchgangsstraße ²⁾ | Sieker und Grottker [4] |
| 3,1* | Straßenabfluß ³⁾ | zitiert in Xanthopoulos und Hahn [5] |
| 1,5 - 4,4* | Straßenabfluß ⁹⁾ | zitiert in Grotehusmann [2] |
| MKW [mg/l] | | |
| 2 - 7** | Autobahn ⁴⁾ | zitiert in Sieker und Grottker [4] |
| 0,83* | Durchgangsstraße ²⁾ | Sieker und Grottker [4] |
| 5,5* ¹³⁾ | Straßenabfluß ³⁾ | zitiert in Xanthopoulos und Hahn [5] |

* abflußgewichteter Mittelwert

** mittlere Konzentration

*** arithmetischer Mittelwert

1) Autobahn A7, A9, Niederlande (Juli 1994 bis September 1995)

2) Durchgangsstraße, Hildesheim, (Literatur veröffentlicht 1987)

3) Strassenabfluß, keine näheren Angaben (zitierte Literatur veröffentlicht 1993)

4) Autobahn A6, A8, A81 (zitierte Literatur veröffentlicht 1982)

5) Highway-Abfluß

6) Drei Highway-Probenahmestellen innerhalb des Stadtbereiches von Charlotte, North Carolina (August 1995 bis Juli 1996)

7) Drei Probenahmestellen am MoPac Expressway, Austin Area, Texas (September 1993 bis Mai 1995)

8) Wohngebiet, Nienburg/Langendamm (Januar 1990 bis Juni 1992)

9) Straßenabfluß Bayreuth (Oktober 1988 bis August 1991)

10) Straßenabfluß Karlsruhe Waldstadt (Oktober 1988 bis August 1991)

11) Straßenabfluß, keine weiteren Informationen (Zitierte Literatur veröffentlicht zw. 1987 und 1993)

12) Autobahn A6, A8, A81 (zitierte Literatur 1982)

13) Einheit in der Literaturstelle offenbar falsch zitiert

Die gefundenen Literaturwerte lassen sich teilweise nur schwierig miteinander vergleichen, insbesondere dann, wenn keine detaillierten Angaben über das Einzugsgebiet und die Art der durchgeführten Datenerhebung gemacht worden sind. Es können deshalb nur Aussagen über grundlegende Tendenzen getroffen werden.

Eine vergleichende Beurteilung von pH-Werten und Leitfähigkeit ist nicht möglich, da Vergleichswerte fehlen. Die vorhandenen Daten zeigen, daß der Niederschlagsabfluß von Verkehrsflächen in der Regel einen neutralen pH-Wert und einen geringen Anteil gelöster Salze aufweist. Der Parameter Leitfähigkeit steigt allerdings bei Einsatz von Streusalzen signifikant an.

Die Konzentrationen der abfiltrierbaren Stoffe (AFS) im Ablauf von Autobahnflächen schwanken teilweise recht stark von wenigen mg/l bis hin zu 354 mg/l, liegen jedoch in der Größenordnung eher unter den Konzentrationen des Ablaufes von Durchgangsstraßen und des unspezifizierten Straßenabflusses.

Die abfiltrierbaren Stoffe in Niederschlagsabflüssen von Verkehrsflächen lassen sich hauptsächlich dem Abrieb von Reifen, Fahrbahnen sowie Bremsbelägen zuschreiben [9]. Der Reifenabrieb scheint unabhängig von normalen Brems- und Beschleunigungsvorgängen zu sein. Er wird von Muschack mit 0,12 kg/km Straßenlänge bei einem durchschnittlichen Tagesverkehr von 1000 Kraftfahrzeugen angegeben, wobei der Bezugszeitraum vermutlich ein Jahr beträgt [9]. Dies erklärt die relativ hohen Gehalte und die große Schwankungsbreite der gefundenen Konzentrationen an abfiltrierbaren Stoffen von Autobahnen, da hier sehr unterschiedliche Verkehrsdichten auftreten können. Außerdem ist der Fahrbahnabrieb auf Autobahnen erheblich höher als auf den übrigen Verkehrsflächen.

Ein gewisser Anteil an AFS läßt sich dem Abrieb von Bremsbelägen zuordnen, die laut Herstellerangaben hauptsächlich aus schwermetallhaltigen Materialien bestehen, wenn es aufgrund von Ampelinstallationen und dichtem Verkehrsaufkommen zu häufigen Brems- und Beschleunigungsvorgängen kommt. Insbesondere an Durchgangsstraßen und anderen innerörtlichen Straßenabflüssen treten deshalb erhöhte Konzentrationen auf, die auch höher sein können als die von Autobahnabflüssen.

Fahrzeugreifen bestehen laut Herstellerangaben neben organischen Materialien aus Ruß und Schwermetalloxiden wie Zink-, Blei-, Chrom-, Kupfer- und Nickeloxid. Nach Muschack sind die abgeriebenen Materialien nur schwer abbaubar und sorgen deshalb für einen Teil der CSB-Belastung [9], die auf Autobahnen höher ist als auf den übrigen Ablaufflächen. Offenbar ist hier der Eintrag von Reifenabrieb am bedeutendsten.

Die TOC-Gehalte sind in den beiden gefundenen Literaturstellen vergleichbar. Über mögliche Schwankungen kann deshalb weiter keine Aussage getroffen werden. Das Konzentrationsniveau liegt jedoch um den Faktor 5 bis 10 über den in Grund- und Oberflächenwasser üblichen Werten. Als Quellen für organische Stoffe sind neben dem Reifenabrieb und Kraftstoffen bzw. deren Verbrennungsprodukten noch der Abrieb von Asphaltfahrbahnen sowie Lackpflege- und Konservierungsmittel der Fahrzeuge zu nennen.

Die Schwermetallgehalte sind an Durchgangsstraßen meist höher als an Autobahnen, können aber auch dort erhöhte Werte annehmen. Die Angaben der übermäßig hohen Schwermetall-Konzentrationen in Autobahnabflüssen stammen jedoch aus verhältnismäßig alten Literaturstellen. Es läßt sich vermuten, daß dies der älteren Fahrzeugtechnik (Tropfverluste, Vergasertechnik) sowie der Verwendung von Kraftstoffen und Motorölen mit anderer Zusammensetzung (bleihaltige Produkte) zuzuschreiben ist. An Durchgangsstraßen stammt inzwischen der Hauptanteil der Schwermetallfracht aus feinsten Partikeln des Bremsbelagabriebs und an Autobahnen aus Reifen- und Fahrbahnabrieb.

Die mittleren Konzentrationen an polycyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) liegen den Literaturangaben zufolge außer in zwei Fällen alle in vergleichbarer Höhe. Es kann vermutet werden, daß der Eintrag aus der Zusatzbelastung am Anfallort eher unbedeutend ist und die gefundenen Konzentrationen hauptsächlich aus der nassen und trockenen Deposition stammen. Der stark erhöhte Wert wurde aus einer Veröffentlichung von 1982 zitiert. Inzwischen ist die Fahrzeugtechnik weiter fortgeschritten und die Verbrennung der Kraftstoffe stark verbessert. Als einen Grund für die sehr niedrigen Werte an der Durchgangsstraße in Hildesheim geben Sieker und Grottker die dort angewendete Probenahmetechnik zur Bestimmung abflußgewichteter Mittelwerte an [4].

Die Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) werden mit recht unterschiedlichen Konzentrationen angegeben. Es liegen auch nur drei Literaturwerte vor, was vergleichende Aussagen erschwert. Die maximale Belastung stammt aus einer Veröffentlichung aus dem Jahr 1982. Für diese Werte trifft die gleiche Aussage zu wie für die älteren Ergebnisse über Schwermetall- und PAK-Konzentrationen. Die Belastung an Durchgangsstraßen ist offenbar erheblich niedriger als im unspezifizierten Straßenabfluß.

Zusammenfassend läßt sich die Aussage treffen, daß die stoffliche Belastung von Durchgangsstraßen aufgrund von häufigen Beschleunigungs- und Abbremsvorgängen sowie Tropfverlusten am höchsten ist. Durch die hohe Verkehrsdichte sowie den Reifen- und Fahrbahnabrieb lassen sich die Autobahnen direkt hinter den Durchgangsstraßen einstufen. Ihnen schließen sich die übrigen Straßenabflüsse an. Am geringsten belastet sind die Abflüsse von Wohngebieten.

Über die Belastung von Parkplatzflächen sind in der Literatur keine Angaben gefunden worden. Sie sollten von der stofflichen Belastung her am ehesten zwischen den Werten für Wohngebiete und denen für schwächer frequentierte Straßen liegen.

3 Wahl des Standortes und Ermittlung der Verkehrsdichte

3.1 Standortwahl

Zur Auswahl eines Standortes für die Versuchsanlage wurden im Rahmen von mehreren Vorortbegehungen vier potentielle Parkplatzflächen hinsichtlich ihrer Eignung bewertet. Die Bewertung orientierte sich im wesentlichen an den folgenden Bedingungen:

- möglichst hoher Belegungsgrad der erfaßten Fläche mit parkenden Pkw
- effektive Erfassung des Oberflächenabflusses von den Parkplatzflächen und Zuleitung zur Anlage
- einfache bauliche Integration der Anlage in die bestehende Infrastruktur
- geregelte Ableitung des aus der Anlage abfließenden Wassers in die Kanalisation, möglichst ohne Druckerhöhung
- gute Zugänglichkeit der Anlage für die Wartung, Instandhaltung, Beprobung und Datenerfassung
- möglichst kurze An- und Abfahrtwege

Die Ergebnisse der als relevant eingestuften Kriterien sind in Tabelle 3 in Form einer Positiv/Negativliste dargestellt.

Tabelle 3: Ergebnisse der Voruntersuchungen zur Auswahl eines geeigneten Standortes für die Versuchsanlage

| Nr. | Ort | Anzahl Stellplätze | Belegungsgrad | Erfassung Oberflächenabfluss | Integrationsmöglichkeit der Versuchsanlage | Ableitungsmöglichkeit in Kanalisation | Bemerkung |
|-----|---|--------------------|---------------|------------------------------|--|---------------------------------------|--|
| 1 | Kundenparkplatz Büroeinrichtungshaus ANDREE im Gewerbegebiet Höxter | ca. 15 | 0 | - | ++ | + | stark gegliedertes Gelände; daher keine Möglichkeit der Erfassung aller Parkplätze |
| 2 | Kundenparkplatz ALDI hinterer Teil | ca. 15 – 20 | - | ++ | ++ | + | ideale Erfassungsmöglichkeit des Oberflächenabflusses; jedoch nur geringe Auslastung, die lediglich an Samstagen zunimmt |

| Nr. | Ort | Anzahl Stellplätze | Belegungsgrad | Erfassung Oberflächenabfluss | Integrationsmöglichkeit der Versuchsanlage | Ableitungsmöglichkeit in Kanalisation | Bemerkung |
|-----|---|--------------------|---------------|------------------------------|--|---------------------------------------|--|
| 3 | Kundenparkplatz Finanzamt Höxter | ca. 40 | ++ | + | + | - | gegliedertes Gelände; daher Erfassung aller Parkplätze nicht möglich; Druckerhöhung für die Einleitung des Anlagenablaufes in die Kanalisation notwendig |
| 4 | Teilfläche des Parkplatzes an der Fachhochschule Höxter | 24 | + | ++ | ++ | ++ | Belegung des Parkplatzes an Wochenenden nicht sehr hoch; sehr gute Integrationsmöglichkeit der Anlage in die bestehende Infrastruktur; keine Druckerhöhung für die Ableitung des Anlagenablaufes in die Kanalisation notwendig |

-- sehr schlecht - schlecht 0 mäßig + gut ++ sehr gut

Als besonders geeignet erwiesen sich die Parkplatzflächen Nr. 3 und 4. Aufgrund der guten Einleitmöglichkeit des aus der Anlage abfließenden Wassers im freien Gefälle in die Kanalisation sowie der räumlichen Nähe, die eine effektivere Betreuung und Überwachung der Anlage ermöglicht, wurde die Parkfläche Nr. 4 gewählt.

3.2 Standortbeschreibung und Verkehrszahlen

Die Erfassungsfläche (siehe Abbildung 1 und Abbildung 2) stellt einen Teilbereich des Parkplatzes der Universität-Gesamthochschule Paderborn, Abteilung Höxter, dar. Die gesamte Fläche hat ein Gefälle von 1 - 4% und ist mit Betonpflastersteinen befestigt, die vor mehr als 25 Jahren verlegt wurden und deren Zwischenräume nur eine geringe Durchlässigkeit aufweisen. In Abbildung 1 ist eine Übersicht über die Parkplatz- und Straßenflächen schematisch dargestellt. Der markierte Bereich wird durch die Versuchsanlage erfaßt. Er weist eine Fläche von rund 300 m², bestehend aus 24 Parkplätzen sowie der Fahrbahn, auf. Die abflußwirksame Fläche beträgt ca. 85 % für fugendichtes Pflaster, also rund 250 m². In Abbildung 2 ist der Parkplatz als Foto dargestellt. Im linken Bildbereich sind die Abdeckungen der bereits installierten Versuchsanlage zu erkennen.

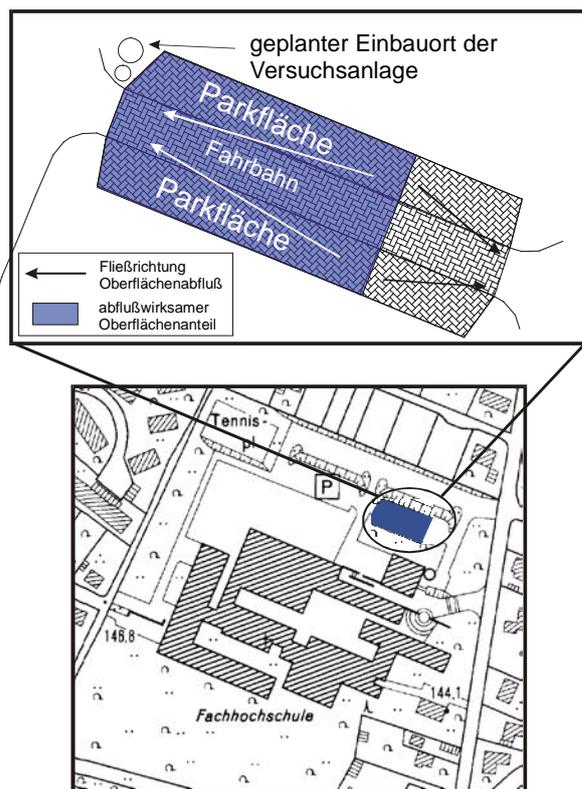


Abbildung 1: Parkplatz- und Straßenfläche des Einzugsgebietes



Abbildung 2: Teilbereich des Parkplatzes an der Universität-Gesamthochschule Paderborn, Abteilung Höxter; im linken Bildbereich sind die Abdeckungen der Versuchsanlage zu erkennen

Untersuchungen zum Parkverhalten vor dem Aufbau der Anlage sowie während des Betriebs haben ergeben, daß der gewählte Teilbereich aufgrund seiner Nähe zu den Eingangsbereichen der Hochschule bevorzugt genutzt wird. In Abbildung 3 und Abbildung 4 ist beispielhaft das Verkehrsaufkommen für zwei Untersuchungstage dargestellt. Die in einem Halbstundenintervall ein- und ausfahrenden Pkw wurden zahlenmäßig erfaßt. Die Differenz aus Ein- und Ausfahrt stellt die Anzahl der im jeweiligen Intervall parkenden Pkw dar. In der Kernzeit von 07:30 – 16:30 Uhr ist demnach eine hohe Belegung der Parkplätze von im Mittel mehr als 20 Pkw zu verzeichnen. Die Summe aller einfahrenden Pkw in dieser Zeit beträgt in beiden Fällen rund den doppelten Wert der Anzahl der Parkplätze, d.h. in der betrachteten Zeitspanne findet eine zweifache Neubelegung statt. Darüber hinaus sind in den Abbildungen die im Parksuchverkehr durchfahrenden Pkw verzeichnet, die zu einer zusätzlichen Belastung der Verkehrsfläche führen.

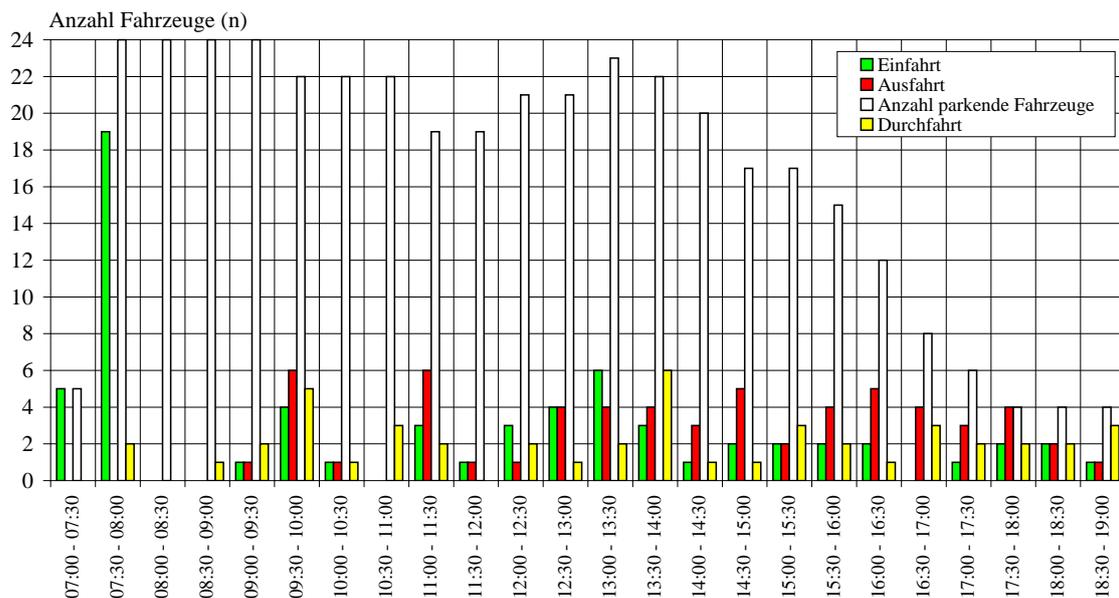


Abbildung 3: Verkehrsaufkommen am 28.04.1998 auf dem an die Versuchsanlage angeschlossenen Abschnitt des Parkplatzes der Universität-Gesamthochschule Paderborn, Abt. Höxter

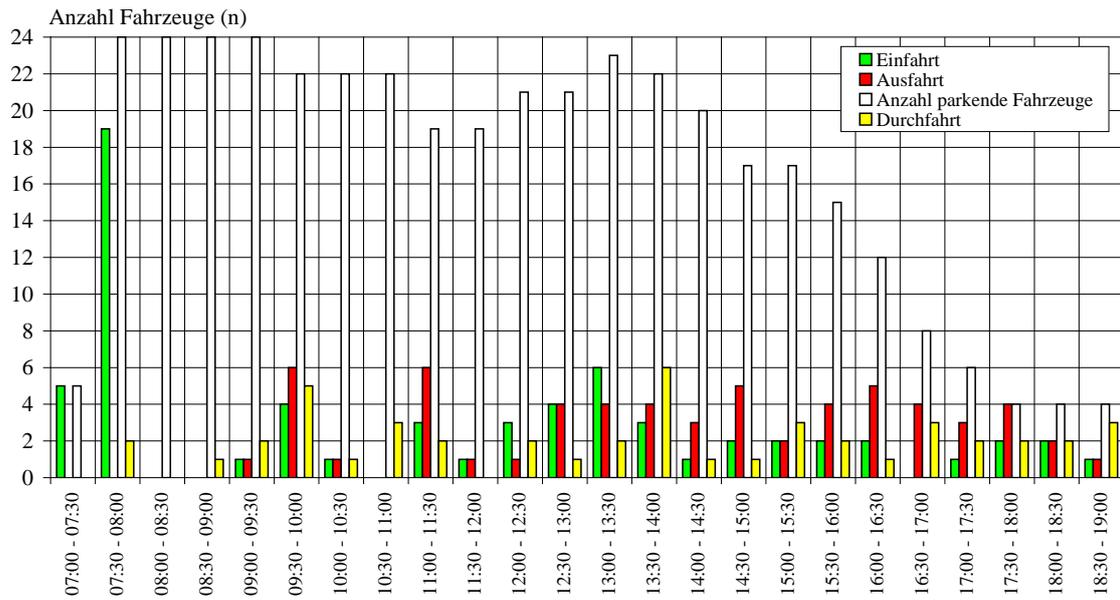


Abbildung 4: Verkehrsaufkommen am 24.10.2000 auf dem an die Versuchsanlage angeschlossenen Abschnitt des Parkplatzes der Universität-Gesamthochschule Paderborn, Abt. Höxter

4 Anlagenaufbau und Analytik

4.1 Bautechnische Ausführung

Im Rahmen der Vorplanung wurde eine Versuchsanlage konzipiert, die aus einem Absetzschacht zur Abscheidung von ungelösten Schweb- und Sinkstoffen und einem Filterschacht zur Aufnahme von Siebkorbeinsätzen besteht. Der schematische Aufbau der Anlage - mit den später gewählten Filtermaterialien - ist in Abbildung 5 dargestellt.

Als Komponenten wurden handelsübliche Normteile aus Beton gewählt. Zur Aufnahme der benötigten Meßgeräte und Probennehmer wurde der Filterschacht in ein zusätzliches Außenringssystem mit einem Durchmesser von 2.500 mm installiert, welches mit einem Riffelblech abgedeckt wurde. Die Auswahl eines geeigneten Filtermaterials erfolgte nach der baulichen Fertigstellung der Anlage im Rahmen von Filtrationsversuchen mit Wasserproben aus dem Absetzschacht.

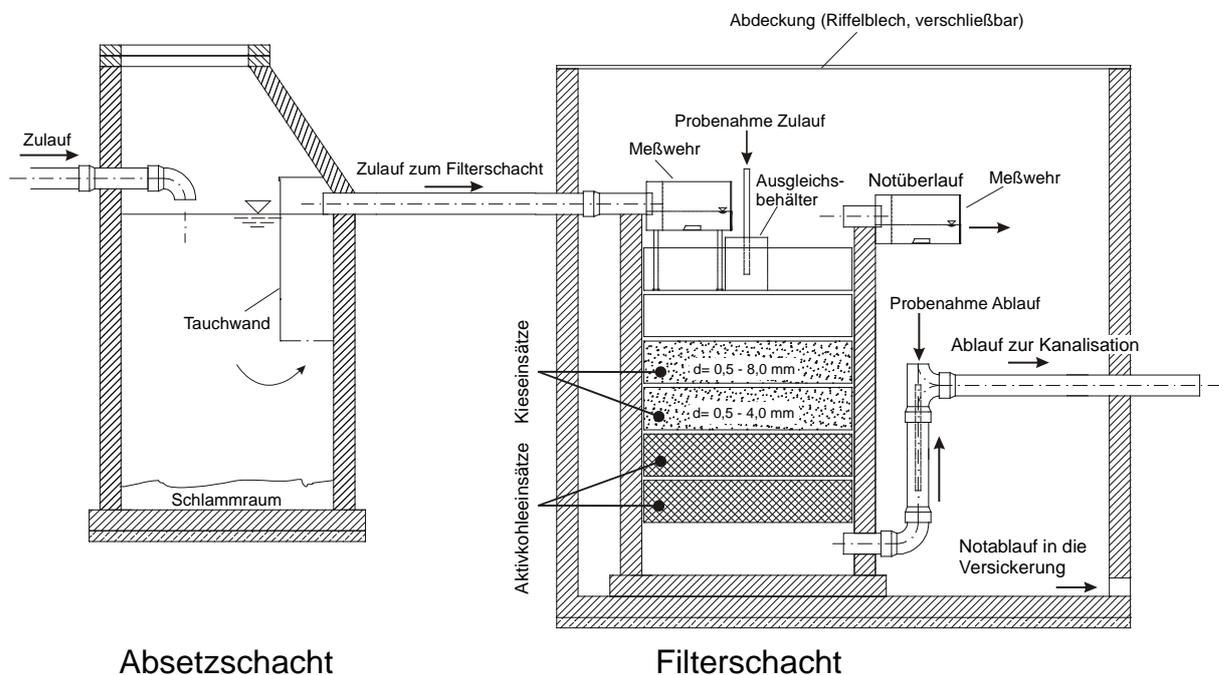


Abbildung 5: Schematischer Aufbau der Versuchsanlage

In Tabelle 4 sind die bei dem Einbau der Anlage verwendeten Komponenten mit den jeweiligen Materialien und Dimensionen aufgelistet.

Tabelle 4: Zusammenstellung der verwendeten Komponenten für die Versuchsanlage

| Anlagenteil () | Höhe (mm) | Durchmesser (mm) | Bemerkungen () |
|--|--------------|---------------------|--|
| Absetzschacht | 2.100 | 1.000 | 1 Betonschachtring mit Boden (H = 500 mm) 2 Betonringe (H = 500 mm) 1 Betonkonus (H = 600 mm) 1 Stahlabdeckung (D = 600 mm) 1 Tauchwand aus V4A-Blech Tiefe = 0,4 m |
| Filterschacht | 1.750 | 1.000 | 1 Betonschachtring mit Boden (H = 500 mm) 2 Betonringe (H = 500 mm) 1 Betonring (H = 250 mm) |
| Einhausung des Filterschachtes zur Aufstellung der benötigten Anlagentechnik | 2.500 | 2.500 | 1 Betonschachtring mit Boden (H = 500 mm) 4 Betonschachtringe (H = 500 mm) 1 Riffelblechabdeckung, abschließbar (zweiteilig) |
| Filterkorbeinsätze | 200 | 1.000 | 4 Einsätze aus V4A mit Siebboden |
| Verrohrungen | | 100 | KG-Rohr |

Der Einbau der Anlage erfolgte in den Grünstreifen unterhalb der Parkflächen. Das von der gepflasterten Parkplatz- und Straßenfläche (siehe Abbildung 1) abfließende Niederschlagswasser durchströmt den Absetz- und Filterschacht und fließt im freien Gefälle der vorhandenen Kanalisation zu. Bei einem Anspringen des Notüberlaufs wird das Wasser zusätzlich durch einen Bodenablaß der Einhausung in eine Versickerungsstrecke abgeleitet. Die nachfolgenden Abbildungen geben eine kurze Übersicht über die Bauphase der Versuchsanlage.



Abbildung 6: Ausheben der Grube für den Absetzschacht



Abbildung 7: Absetzschacht ohne Konus; im Hintergrund ist der Straßeneinlauf zu erkennen, der an den Schacht angeschlossen wurde



Abbildung 8: Ausheben der Grube für den Filterschacht



Abbildung 9: Filterschacht mit Einhausung (das Außenringssystem wurde später mit einem zusätzlichen 5. Ring erhöht)
rechts: Blick vom Absetzschacht aus in den Filterschacht



Abbildung 10: Ausschachten der Ableitungsstrecke für die Einleitung in die Kanalisation



Abbildung 11: Anschluß des Anlagenablaufes an die Kanalisation

Die Betonringe des Absetz- und Filterschachtes wurden abschließend mit Mörtel wasserdicht verfugt und geglättet.

4.2 Meßtechnik zur Ermittlung des Volumenstromes und Steuerung der Probenahme

Zur Erfassung des über den Filter behandelten Volumenstromes wurde jeweils ein kalibriertes Dreiecksmeßwehr im Zulauf und im Überlauf des Filterschachtes installiert. Die jeweiligen Wasserstände wurden durch Q-Logger gemessen und zur späteren Auswertung auf einen PC übertragen. Als Meßintervall wurde bei Überschreitung der Überfallhöhe des Meßwehres ein 10-Sekundentakt, bei Unterschreitung ein Halbstundentakt gewählt. Die Ansteuerung der Probenehmer im Zu- und Ablauf der Anlage erfolgte volumenproportional durch die im Zulauf des Filterschachtes installierte Wassermengenmessung.

Die Anordnung des im Zulauf zum Filterschacht installierten Wehres erfolgte direkt auf einem Gestell im Schacht. Das am Zulaufwehr überfließende Wasser gelangte in einen Zwischenbehälter (Volumen 20 l), der auf einem leeren Siebkorbeinsatz plaziert wurde und für eine Vergleichmäßigung des Zuflusses auf die darunter befindlichen Kiesschüttungen sorgte. Die Probenahme des zum Filterschacht zulaufenden Wassers erfolgte ebenfalls aus diesem Gefäß (siehe Abbildung 5).

Die apparatetechnische Ausstattung für die Ermittlung des Volumenstromes und die Probenahme bestand aus:

- 2 x Q-Logger, Bühler Montec IS SURVEY LOGGER, EEx ia II B T4
- 2 x Probenehmer, Bühler Montec PB-MOS-VAR
- 2 x Dreieckmeßwehr; $\alpha = 90^\circ$

4.3 Analytik

Die Analytik der Wochenmischproben aus dem Zu- und Ablauf des Filterschachtes sowie zusätzliche durchgeführte Messungen ausgewählter Parameter des Schlammes aus dem Absetzschacht erfolgten mittels der in Tabelle 5 aufgeführten Methoden. Bei der Festlegung der Probenahmehäufigkeit wurde auf die Erfahrungen einer amerikanischen Arbeit zurückgegriffen, derzufolge 15-20 Proben als erforderlich angesehen werden, um

die mittleren Konzentrationen für die Parameter AFS, TOC und Zink (als Vertreter der Schwermetalle) im Ablaufwasser von Straßen mit statistisch hinreichend abgesicherter Genauigkeit zu bestimmen [8].

Tabelle 5: Übersicht über die angewendeten Analyseverfahren

| Parameter | Kürzel | Methode | Einheit | Bestimmungsgrenze |
|--|---------|---|---------|-------------------|
| pH-Wert | - | Messung mittels Meßkette | | |
| Trübung | - | Messung mittels Turbidimeter | TE/F | |
| Leitfähigkeit | LF | | µS/cm | 50 µS/cm |
| Abfiltrierbare Stoffe | AFS | Filtration über einen Glasfaserfilter mit einer Porenweite von 1 µm, Trocknung bei 105 °C und anschließende Differenzwägung | mg/l | |
| Chemischer Sauerstoffbedarf | CSB | Küvettest Merck Spectroquant | mg/l | 4 mg/l |
| Gesamter organisch gebundener Kohlenstoff | TOC | Messung mittels NDIR-Detektor nach Verbrennung | mg/l | 0,2 mg/l |
| Cadmium | Cd | Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) nach DIN EN ISO 5961 | µg/l | 0,1 – 0,5 µg/l |
| Zink | Zn | induktiv gekoppeltes Plasma / Atomemissionsspektrometrie (ICP/AES) nach DIN EN ISO 11885 | mg/l | 0,02 mg/l |
| Chrom gesamt | Cr ges. | AAS nach DIN EN 1233 | µg/l | 1 µg/l |
| Chrom (VI) | Cr (VI) | DIN 38405 D24 | mg/l | 0,01 mg/l |
| Kupfer | Cu | AAS nach DIN 38406 E7-2 | µg/l | 2 µg/l |
| Blei | Pb | AAS nach DIN 38406 E6-3 | µg/l | 2 – 3 µg/l |
| Nickel | Ni | AAS nach DIN 38406 E11-2 | µg/l | 3 µg/l |
| Quecksilber | Hg | AAS nach DIN EN 1483 | µg/l | 0,2 – 0,4 µg/l |
| Mineralöl-kohlenwasserstoffe | MKW | DIN 38409 H18 | mg/l | 0,1 mg/l |
| Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe | PAK | DIN 38407 F8 | µg/l | 0,02 µg/l |
| Adsorbierbare organische Halogenverbindungen | AOX | DIN EN 1485 | µg/l | 10 µg/l |
| Glühverlust | GV | DIN 38414 S3 | % | 0,1 % |
| Trockensubstanz | TS | DIN ISO 11465 | % | 0,1 % |
| Dichte | ρ | orientierende Messung mittels Meßzylinder | g/ml | |

5 Auswahl eines geeigneten Filtermaterials

Für die Auswahl eines geeigneten Filtermaterials zur Trübstoffabscheidung wurden Vorversuche im Labormaßstab mit Wasser aus dem Absetzschacht der Anlage durchgeführt. Die erzielte Reinigungsleistung wurde anhand des Parameters Trübung (Trübungseinheiten Formazin TE/F) bestimmt. Darüber hinaus erfolgten Messungen des pH-Wertes, der Leitfähigkeit (LF) und, für einige ausgewählte Proben, der Parameter abfiltrierbare Stoffe (AFS), chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) und gesamter organischer Kohlenstoff (TOC).

Die Ergebnisse der einzelnen Versuchsreihen werden im folgenden zusammenfassend dargestellt. Für alle Filterversuche wurden Glassäulen mit einem Durchmesser von 3 cm verwendet. Die einzelnen Schütthöhen sind in den Tabellen zu den Versuchen angegeben. Sofern eine Vorspülung des Filtermaterials durchgeführt wurde, ist dies gesondert vermerkt.

5.1 Versuchsreihe 1: Vergleich verschiedener Materialien

In dieser Versuchsreihe wurden drei unterschiedliche Materialien hinsichtlich ihrer Eignung für eine Trübstoffabscheidung untersucht. Der schematische Versuchsaufbau ist in Abbildung 12 dargestellt. Der Durchfluß wurde mittels Rotameter im Ablauf der Filter bestimmt.

Eingesetzte Materialien:

- Filtersand, Korndurchmesser 1 – 2 mm
- Hydroanthrazit, Korndurchmesser 1 – 2 mm
- Bims, Korndurchmesser 1 – 2 mm

Das Rohwasser wurde jeweils vor Versuchsbeginn aus dem Absetzschacht der Versuchsanlage entnommen.

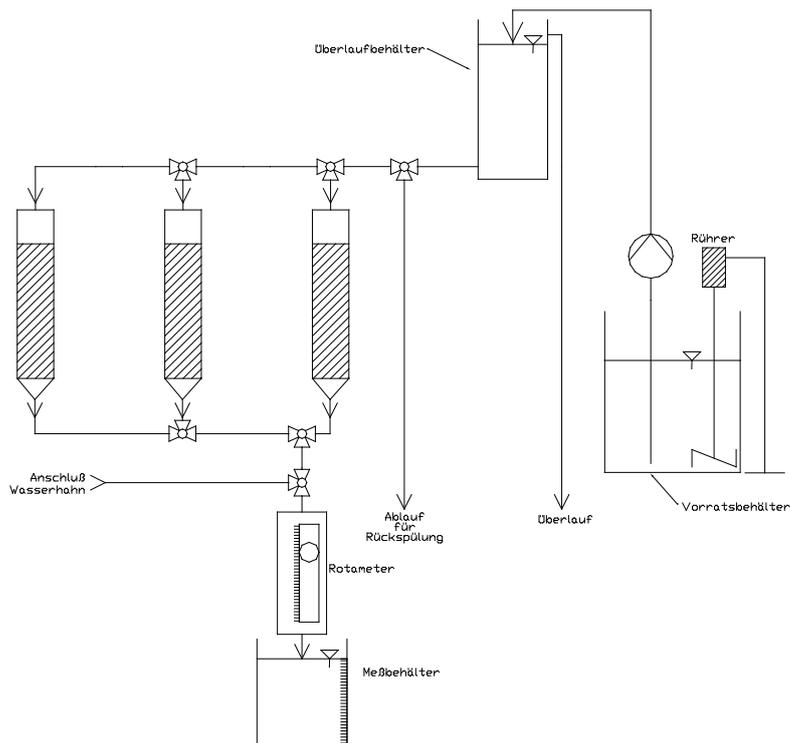


Abbildung 12: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus

Tabelle 6: Ergebnisse des 1. Teilversuches zur Auswahl eines geeigneten Filtermaterials

Schütthöhe = 10 cm; $Q = 0,15 \text{ l/min}$ ($v_F = 12,7 \text{ m/h}$); Rückspülung mit Leitungswasser nach Befüllung

| Filtermaterial | TE/F | η (TE/F) | AFS | pH | CSB | TOC | LF |
|------------------|-------------|---------------|--------|------------|--------|--------|----------------------|
| | (-) | (%) | (mg/l) | (-) | (mg/l) | (mg/l) | ($\mu\text{S/cm}$) |
| Rohwasser | 14,4 | - | - | 9,6 | - | - | 144 |
| Filtersand | 14,0 | 3 | - | 9,4 | - | - | 154 |
| Hydroanthrazit | 13,6 | 6 | - | 9,4 | - | - | 150 |
| Bims | 13,4 | 7 | - | 9,4 | - | - | 152 |

Tabelle 7: Ergebnisse des 2. Teilversuches zur Auswahl eines geeigneten Filtermaterials

Schütthöhe = 20 cm; $Q = 0,15 \text{ l/min}$ ($v_F = 12,7 \text{ m/h}$); Rückspülung mit Leitungswasser nach Befüllung

| Filtermaterial | TE/F | η (TE/F) | AFS | pH | CSB | TOC | LF |
|------------------|------------|---------------|--------|------------|--------|--------|----------------------|
| | (-) | (%) | (mg/l) | (-) | (mg/l) | (mg/l) | ($\mu\text{S/cm}$) |
| Rohwasser | 8,5 | - | - | 9,2 | - | - | 128 |
| Filtersand | 6,9 | 19 | - | 8,8 | - | - | 168 |
| Hydroanthrazit | 6,5 | 24 | - | 9,0 | - | - | 142 |
| Bims | 6,0 | 30 | - | - | - | - | - |

Tabelle 8: Ergebnisse des 3. Teilversuches zur Auswahl eines geeigneten Filtermaterials

| Schütthöhe = 20 cm; Q = 0,09 l/min ($v_F = 7,6$ m/h); Rückspülung mit Leitungswasser nach Befüllung | | | | | | | |
|--|------------|---------------|--------|------------|-----------|--------|---------------|
| Filtermaterial | TE/F | η (TE/F) | AFS | pH | CSB | TOC | LF |
| | (-) | (%) | (mg/l) | (-) | (mg/l) | (mg/l) | (μ S/cm) |
| Rohwasser | 4,0 | - | - | 9,2 | 46 | - | 128 |
| Filtersand | 3,8 | 5 | - | 8,4 | 16 | - | 178 |
| Hydroanthrazit | 3,8 | 5 | - | 8,8 | 11 | - | 131 |
| Bims | 3,7 | 7 | - | 8,9 | 15 | - | 149 |

Tabelle 9: Ergebnisse des 4. Teilversuches zur Auswahl eines geeigneten Filtermaterials

| Schütthöhe = 20 cm; Q = 0,09 l/min ($v_F = 7,6$ m/h); Rückspülung mit Leitungswasser nach Befüllung; Rohwasserentnahme unmittelbar nach Starkregenereignis | | | | | | | |
|---|-------------|---------------|--------|------------|--------|--------|---------------|
| Filtermaterial | TE/F | η (TE/F) | AFS | pH | CSB | TOC | LF |
| | (-) | (%) | (mg/l) | (-) | (mg/l) | (mg/l) | (μ S/cm) |
| Rohwasser | 12,0 | - | - | 7,0 | - | - | 37 |
| Filtersand | 8,2 | 32 | - | 7,3 | - | - | 146 |
| Hydroanthrazit | 8,2 | 32 | - | 7,0 | - | - | 47 |
| Bims | 7,5 | 38 | - | 7,3 | - | - | 43 |

Folgerungen

Die drei untersuchten Materialien weisen annähernd gleiche Reinigungsleistungen auf. Eine Anhebung der Schütthöhe auf 20 cm wirkt sich günstig auf die Abscheidung der Trübstoffe und somit auf den Wirkungsgrad aus (vgl. Tabelle 6 und Tabelle 7). Demgegenüber führt eine Senkung der Filtergeschwindigkeit nicht zu nennenswerten Verbesserungen der Reinigungsleistung. Eine relativ geringe Trübung des Zulaufes, wie sie z.B. in Tabelle 8 aufgeführt ist, kann durch eine Filtration nur geringfügig reduziert werden. Die leicht alkalischen pH-Werte des Rohwassers aus dem Absetzschacht resultieren vermutlich aus der Auflösung von basischen Verbindungen aus den Wandungen der verwendeten frischen Betonringe.

5.2 Versuchsreihe 2: Beurteilung von Weserkies

In dieser Versuchsreihe wurde Weserkies der Firma Durant (Höxter) auf seine Filtereigenschaften hin untersucht. Teilweise fand ein Vergleich mit der Reinigungsleistung des Filtersandes statt. Mit der Eignung des Kieses würden erhebliche wirtschaftliche Vorteile gegenüber der Verwendung von handelsüblichem Filtersand verbunden sein, da dieses Material vor Ort ansteht und entsprechend preiswert einzusetzen ist. Insgesamt wurden drei Kiessorten mit unterschiedlicher Korngrößenverteilung untersucht. Der Versuchsaufbau entspricht den im Abschnitt 5.1 beschriebenen Bedingungen.

Eingesetzte Materialien:

- Weserkies 1 $d_K = 0 - 4$ mm (Ware ab Hof des Produzenten)
- Weserkies 2 $d_K = 0 - 6$ mm (Ware ab Hof des Produzenten)
- Weserkies 3 $d_K = 2 - 6$ mm (gewonnen durch Siebung)
- Filtersand, Korndurchmesser 1 – 2 mm

Das Rohwasser wurde jeweils vor Versuchsbeginn aus dem Absetzschacht der Versuchsanlage entnommen.

Tabelle 10: Ergebnisse des 5. Teilversuches zur Auswahl eines geeigneten Filtermaterials; Vergleich Weserkies mit Filtersand

| Schütthöhe = 20 cm; $Q = 0,09$ l/min ($v_F = 7,6$ m/h); Rückspülung mit Leitungswasser nach Befüllung | | | | | | | | |
|--|-------------|---------------|--------|------------|--------|--------|---------------|--|
| Filtermaterial | TE/F | η (TE/F) | AFS | pH | CSB | TOC | LF | Bemerkung |
| | (-) | (%) | (mg/l) | (-) | (mg/l) | (mg/l) | (μ S/cm) | |
| Rohwasser | 11,0 | - | - | 6,6 | - | - | 39 | |
| Filtersand | 4,7 | 57 | - | 6,8 | - | - | 50 | |
| Weserkies 1 | 2,6 | 76 | - | 6,9 | - | - | 55 | Rasche Abnahme der Filtergeschwindigkeit: nach $t = 5$ Minuten kein Durchfluß |
| Weserkies 2 | 2,1 | 81 | - | 6,9 | - | - | 63 | Rasche Abnahme der Filtergeschwindigkeit: nach $t = 20$ Minuten kein Durchfluß |

Aufgrund der schnellen Abnahme der Filtergeschwindigkeiten der Weserkiese 1 und 2 wurden die nachfolgenden Versuche ausschließlich mit dem Weserkies 3 (Korndurchmesser $d_K = 2 - 6$ mm) durchgeführt.

Tabelle 11: Ergebnisse des 6. Teilversuches zur Auswahl eines geeigneten Filtermaterials; Einsatz von Weserkies 3 mit einem Korndurchmesser von $d_K = 2 - 6$ mm

| Schütthöhe = 20 cm; Q = 0,09 l/min ($v_F = 7,6$ m/h); Rückspülung mit Leitungswasser nach Befüllung | | | | | | | | |
|--|------------|---------------|--------|------------|--------|--------|---------------|--|
| Filtermaterial | TE/F | η (TE/F) | AFS | pH | CSB | TOC | LF | Bemerkung |
| | (-) | (%) | (mg/l) | (-) | (mg/l) | (mg/l) | (μ S/cm) | |
| Rohwasser | 8,1 | - | - | 7,5 | - | - | 54 | |
| Weserkies 3 | 3,3 | 59 | - | 7,2 | - | - | 50 | deutlich längere Standzeit als bei den Weserkiesen 1 und 2 |

Im Rahmen eines 7. Teilversuches wurde die Trübung im Ablauf eines mit Weserkies 3 befüllten Filters über die Zeit gemessen. Das Ergebnis ist in Abbildung 13 dargestellt. Im Mittel wird die Trübung des Rohwassers von 5,2 TE/F auf 2,9 TE/F vermindert, was einer Reduktion von 44 % entspricht.

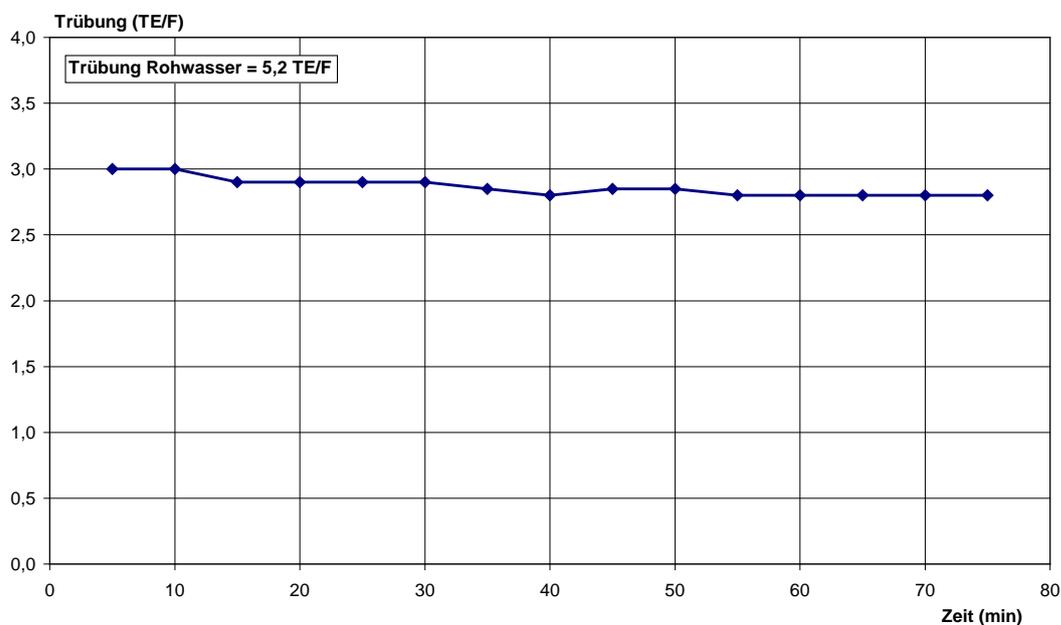


Abbildung 13: Zeitlicher Verlauf der Trübung im Ablauf des Versuchsfilters; Weserkies 3 mit $d_K = 2 - 6$ mm; Trübung im Rohwasser = 5,2 TE/F

Folgerungen

Im Vergleich mit dem Filtersand weist der Weserkies eine geringfügig bessere Reinigungsleistung auf. Der Feinkornanteil unter 2 mm führt zu einer raschen Verstopfung des Filters. Eine Aussiebung dieser Fraktion bewirkt deutlich verbesserte Standzeiten.

5.3 Versuchsreihe 3: Ermittlung der optimalen Kornfraktion

Zur Optimierung der Körnung des eingesetzten Weserkieses wurde eine Versuchsanlage gemäß Abbildung 14 verwendet. In Übereinstimmung mit dem späteren Einsatz eines zweistufigen Filters wurden zwei Säulen in Reihe geschaltet:

Füllung der ersten Säule: Weserkies der Körnung 0,5 – 8 mm, gewonnen durch
 Siebung des Ausgangsmaterials mit einer Körnung von
 0 – 8 mm
 Höhe der Schüttung: 25 cm

Füllung der zweiten Säule: Weserkies der Körnung 0,5 – 4 mm, gewonnen durch
 Siebung des Ausgangsmaterials mit einer Körnung von
 0 – 4 mm
 Höhe der Schüttung: 25 cm

In Abbildung 15 ist die Körnungslinie des Kieses mit der Körnung 0 – 8 mm im Handelszustand (ab Hof des Produzenten) dargestellt. Auf eine Rückspülung der Filter vor Inbetriebnahme wurde verzichtet, da diese Vorgehensweise bei der späteren Befüllung der Filterkörbe in der Reinigungsanlage nicht realisierbar wäre. Die Trübung im Filterablauf wurde nach einer Einfahrphase kontinuierlich gemessen. Zusätzlich erfolgte die Messung des Durchflusses in Abhängigkeit von der Betriebsdauer.

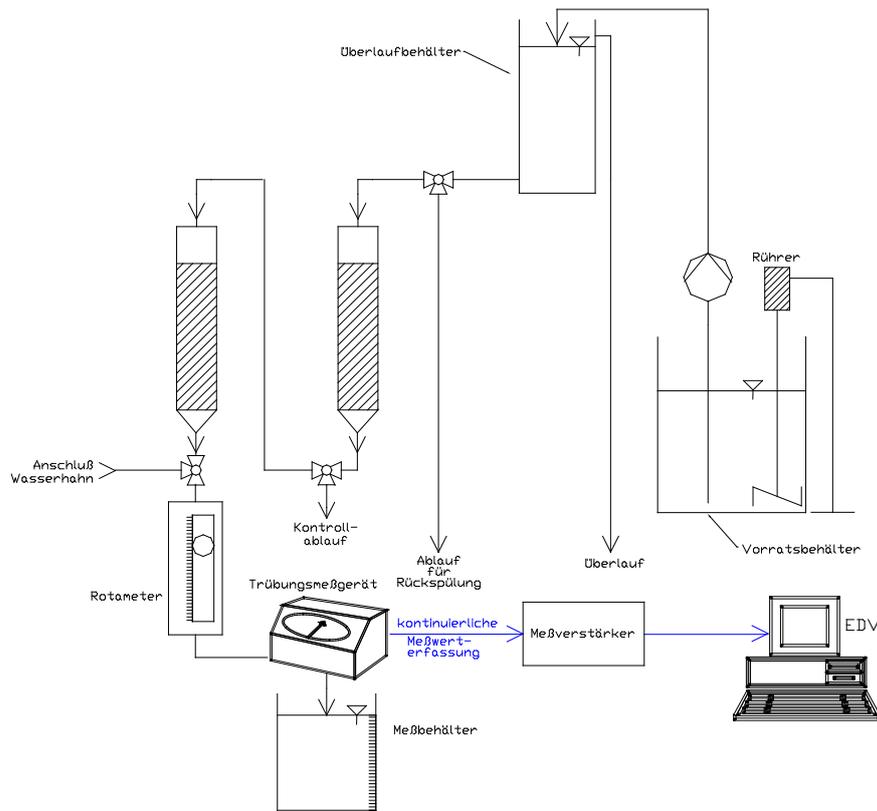


Abbildung 14: Schematische Darstellung der Versuchsanlage zur Ermittlung der optimalen Körnung des Filtermaterials

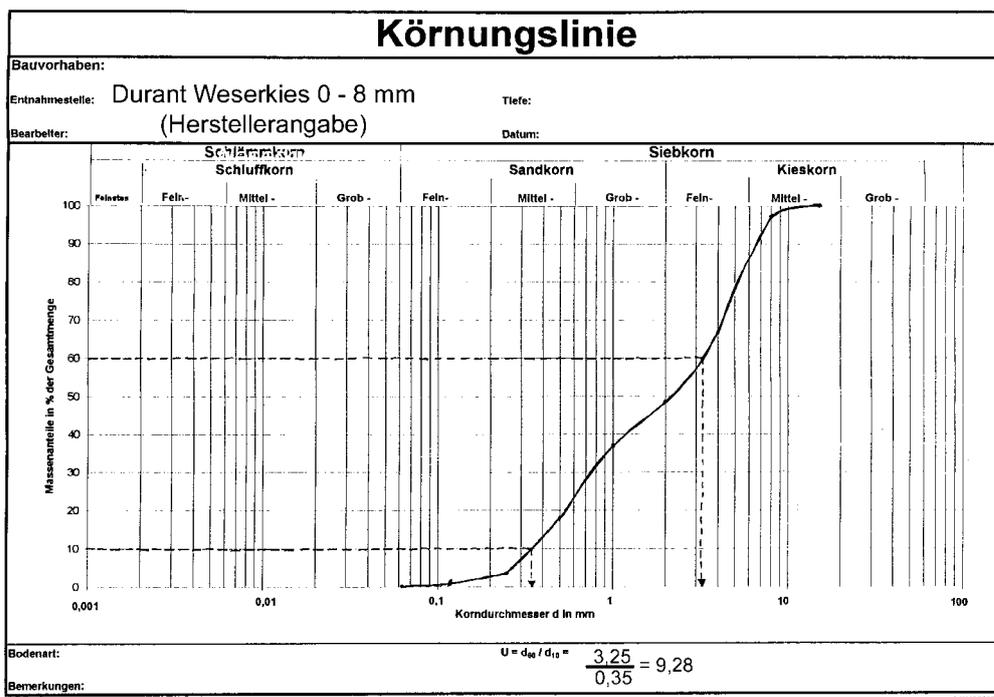


Abbildung 15: Körnungslinie des eingesetzten Weserkieses vor der Siebung; Durant Weserkies 0 – 8 mm

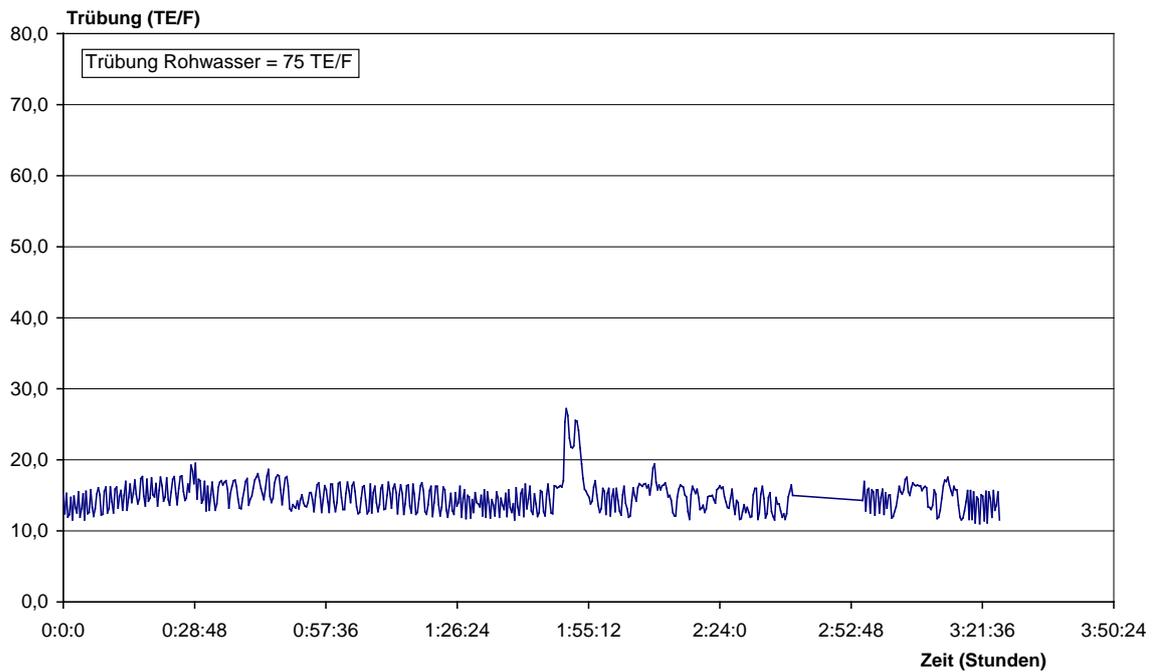


Abbildung 16: Zeitlicher Verlauf der Trübung im Ablauf des Reihenfilters;
Weserkies $d_K = 0,5 - 8 \text{ mm}$; Trübung im Rohwasser = 75 TE/F

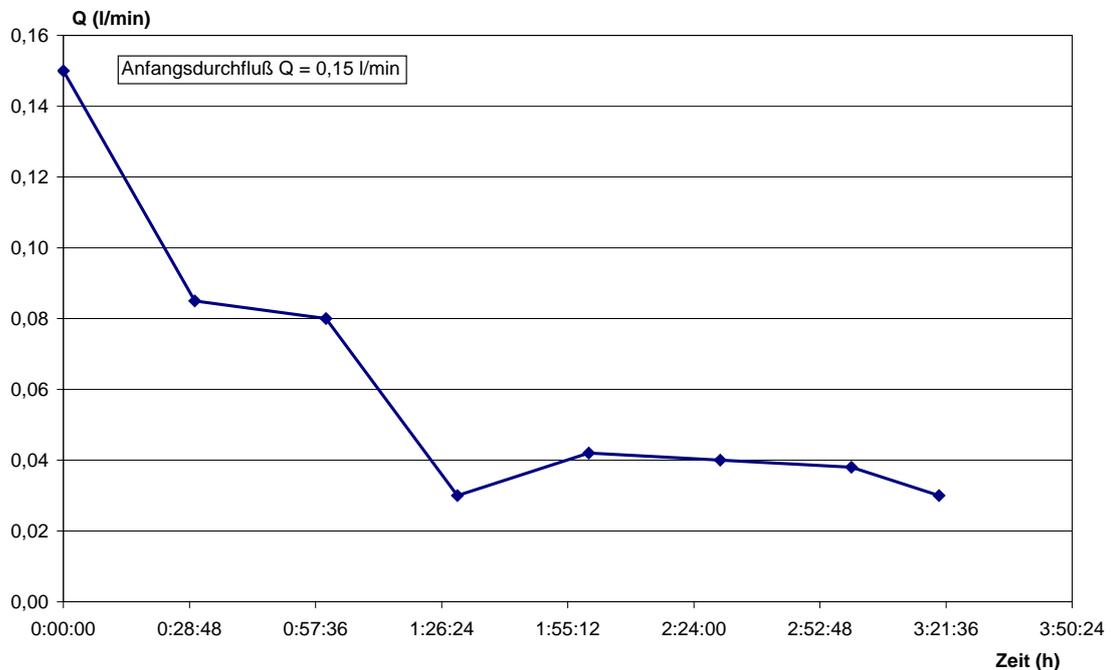


Abbildung 17: Zeitlicher Verlauf des Volumenstroms im Versuchsfilter;
Weserkies $d_K = 0,5 - 8 \text{ mm}$; Trübung im Rohwasser = 75 TE/F

Ergebnisse und Folgerungen

Die ermittelten Trübungswerte für den Ablauf des 2. Filters sind in Abbildung 16, der Verlauf des Volumenstroms über die Versuchsdauer ist in Abbildung 17 dargestellt. Demnach reduziert der eingesetzte Weserkies die Trübung um 80 % von 75 TE/F im Rohwasser auf im Mittel ca. 15 TE/F im Ablauf. Der Volumenstrom nimmt im Versuchsverlauf von 0,15 l/min ($v_F = 12,7$ m/h) auf 0,03 l/min ($v_F = 2,5$ m/h) ab.

Zusammenfassend darf festgestellt werden, daß der eingesetzte Weserkies mit den Körnungen 0,5 – 8 mm und 0,5 – 4 mm für die Reinigung des Rohwassers sehr gut geeignet ist. Für die spätere Befüllung der Filterkörbe mit einer Höhe von jeweils 20 cm wurde daher die folgende Konfiguration gewählt:

1. Filterkorb: 20 cm Weserkies der Körnung 0,5 – 8 mm
2. Filterkorb: 20 cm Weserkies der Körnung 0,5 – 4 mm

5.4 Ermittlung der erreichbaren Filtergeschwindigkeit

Zur Abschätzung der später im Betrieb der Reinigungsanlage zu erzielenden Filtergeschwindigkeit und des Durchsatzes wurde ein Versuch mit der in Abbildung 14 dargestellten Anordnung durchgeführt. Für drei unterschiedliche Überstauhöhen zwischen 0,2 m und 0,3 m wurde die jeweils resultierende Filtergeschwindigkeit ermittelt und auf die tatsächliche Dimension der Reinigungsanlage umgerechnet. Die Ergebnisse sind mit den berechneten Durchsätzen in Tabelle 12 dargestellt.

Tabelle 12: Filtergeschwindigkeiten und Volumenströme in Abhängigkeit von der Überstauhöhe

| Überstauhöhe H | Filtergeschwindigkeit v_F | Durchsatz in der Laboranordnung D = 0,03 m A = $7,07 \cdot 10^{-4}$ m ² | Durchsatz in der Reinigungsanlage D = 1,0 m A = 0,785 m ² |
|----------------|--------------------------------|---|---|
| (m) | (m/h) | (m ³ /h) | (m ³ /h) |
| 0,20 | 42,3 | 0,03 | 33,2 |
| 0,25 | 43,7 | 0,03 | 34,3 |
| 0,30 | 44,4 | 0,03 | 34,9 |

Demzufolge nimmt die Filtergeschwindigkeit mit steigender Überstauhöhe nur geringfügig zu. Der bei 0,3 m Überstauhöhe ermittelte Durchsatz von ca. 35 m³/h entspricht, bezogen auf ein Einzugsgebiet von 300 m² (0,03 ha) und der Annahme eines zu 100 % abflußwirksamen Niederschlags, einer Regenspende von:

$$r = \frac{35}{3,6 \cdot 0,03} = 324 \frac{1}{\text{s} \cdot \text{ha}} \qquad \text{Gleichung 1}$$

Dieses Ergebnis wird in Abschnitt 6.1 mit den tatsächlich festgestellten hydrologischen und hydraulischen Bedingungen verglichen.

6 Untersuchungsergebnisse aus den beiden Betriebsphasen

6.1 Hydrologische und hydraulische Bedingungen

Begleitend wurden im Versuchszeitraum Daten zur Niederschlagshöhe aus der hochschuleigenen Wetterstation ausgewertet. Apparatetechnisch ist diese mit einem Niederschlagsgeber (Bezeichnung Thiesclima Niederschlagsgeber Nr. 5.4031.30.007) ausgestattet, dessen Meßwerte als Zehnminutensummenwerte auf einen Datenlogger (Bezeichnung Thiesclima Datalogger Nr. 9.1200.00.010) übertragen wurden. Nach der Übertragung auf einen PC erfolgte die Berechnung der Regenspenden für den jeweiligen Zeitabschnitt. Diese wurden dann auf die Untersuchungsfläche von 300 m² bezogen.

Die Anlagen der Wetterstation wurden in regelmäßigen Abständen kalibriert und überprüft. Die aufgezeichneten Regendaten liegen nahezu lückenlos vor. Aus technischen Gründen und bei Reparaturmaßnahmen kam es jedoch in wenigen Fällen zu kurzzeitigen Ausfällen der Gerätetechnik. Die in diesen Zeiträumen entstandenen Datenlücken wurden mit Daten der ortsnahen Wetterstation Kapellenbreite aufgefüllt, nachdem korrespondierende Daten sorgfältig auf ihre Übertragbarkeit überprüft worden waren.

Die Niederschlagsabflüsse wurden im Meßwehr in Form von Füllstandshöhen gemessen und von einem Q-Logger der Firma Bühler Montec aufgezeichnet (vgl. Abschnitt 4.2). Bei niedrigen Wasserständen erfolgte die Datenaufzeichnung im Dreißig-Minuten-Takt. Zur Erhöhung der Aussagegenauigkeit bei Niederschlagsereignissen wurde eine Überfallhöhe als Überschreitungsgrenze für Wasserstände programmiert, ab der die anfallenden Werte im Zehn-Sekunden-Takt erfaßt wurden.

Die beiden verwendeten Meßwehre sind mittels Durchflußmessungen im Hydrauliklabor der Universität-Gesamthochschule Paderborn, Abt. Höxter, vor Inbetriebnahme der Versuchsanlage mit verschiedenen Durchflüssen kalibriert worden. Hieraus resultiert die spezielle Abflußformel:

$$Q = 533 \frac{1}{3} \cdot \mu \cdot \tan \frac{\alpha}{2} \cdot \sqrt{2 \cdot g} \cdot h_{\ddot{u}}^{2,5} \quad [\text{l/s}] \quad \text{Gleichung 2}$$

mit $\mu = 0,565 + \frac{0,0087}{h_{\ddot{u}}^{0,86}}$

| | | | |
|-----------------|----------------|---|-------------------------------------|
| hierin bedeuten | Q | = | Durchsatz [l/s] |
| | μ | = | Überfallbeiwert |
| | α | = | Öffnungswinkel des Meßwehres [Grad] |
| | $h_{\ddot{u}}$ | = | Überfallhöhe [mm] |

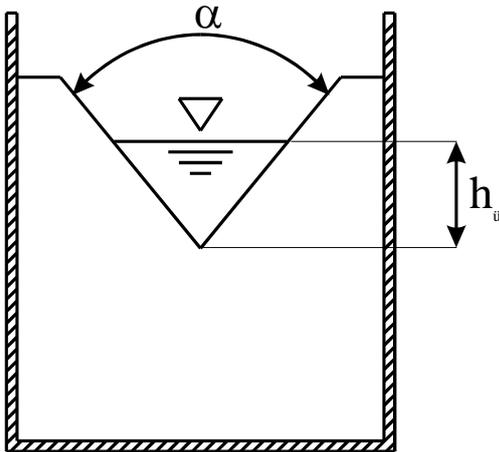


Abbildung 18: Dreieckmesswehre

Die vom Q-Logger aufgezeichneten Wasserstandshöhen wurden für den gesamten Betriebszeitraum anhand der Abflußformel in Durchflüsse umgewandelt. Kurzzeitig kam es aus geräte- und meßtechnischen Gründen zu Datenlücken in der Datenaufzeichnung, die jedoch während der gesamten Betriebsphase der Versuchsanlage bei unter fünf Prozent lagen. Diese Lücken wurden unter Verwendung des Gesamtabflußbeiwertes ψ_{ges} aufgefüllt, der aus den vorhandenen Datenreihen ermittelt wurde. Dies war insbesondere wichtig für die spätere Ermittlung der frachtgemittelten Konzentrationen (siehe Abschnitt 6.3.13).

Das Vorgehen bei der Auswertung wird in Abbildung 19 exemplarisch für die Betriebswoche 85 anhand der geloggtten Niederschlagsdaten und des Anlagendurchsatzes dargestellt.

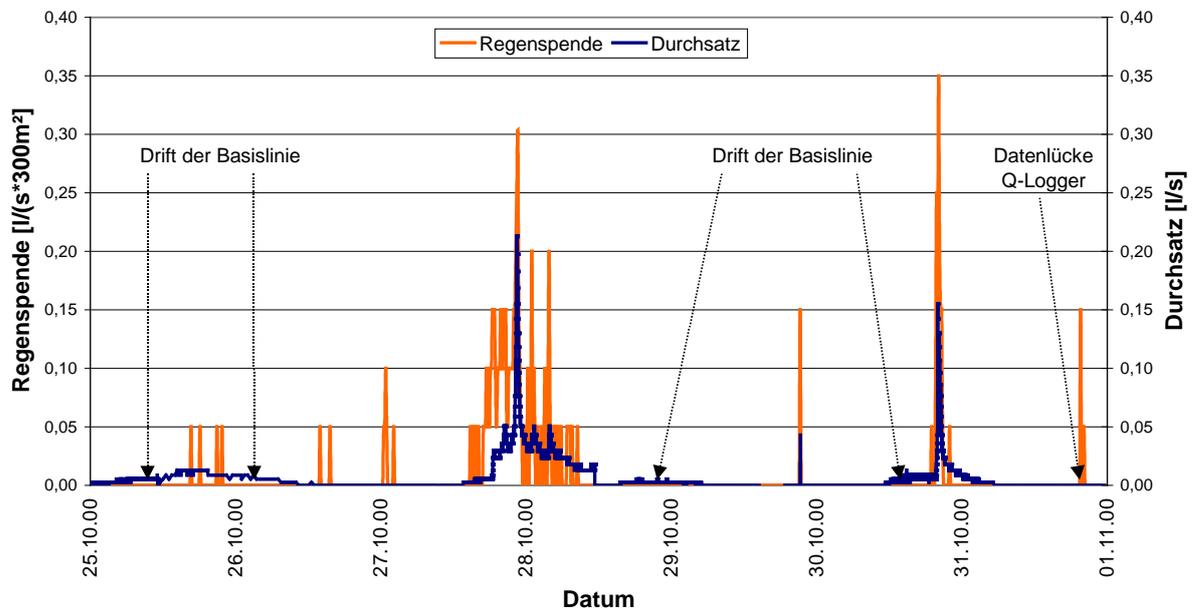


Abbildung 19: Exemplarische Darstellung der Regenspende und des Durchsatzes am Beispiel der Betriebswoche 85

Eine vereinzelt auftretende Drift in der Basislinie bei der Durchsatzaufzeichnung wurde eliminiert und die Datenlücken in der beschriebenen Weise aufgefüllt. Eine komplette grafische Darstellung aller Meßdaten über den gesamten Probebetrieb (20 Monate) in der dargestellten Form wurde nicht durchgeführt. Insgesamt wurden während der gesamten Betriebsphase ca. 600.000 Datensätze des Q-Loggers und ca. 90.000 Datensätze des Niederschlagsschreibers aufgezeichnet. Bei Bedarf können diese Daten auf Datenträger zur Verfügung gestellt werden.

Zur Berechnung des Gesamtabflußbeiwertes ψ_{ges} sind die ermittelten Anlagendurchsätze jeweils für eine Betriebswoche aufsummiert und durch die entsprechende Summe aus der Regenspende gemäß Gleichung 3 dividiert worden. Die ermittelten Werte sind in Anhang A-1 zusammengestellt.

$$\psi_{\text{ges}} = \frac{\sum Q_{\text{ges}}(n)}{\sum r_{\text{ges}}(n)} \cdot 100 \quad \text{in [\%]} \quad \text{Gleichung 3}$$

hierin bedeuten: Q = Durchsatz [m³]
 r = Regenmenge [m³]
 n = Betriebswoche

Abbildung 20 zeigt die Abflußbeiwerte für die einzelnen Betriebswochen. Die Datenlücken sind hier bereits in der beschriebenen Weise aufgefüllt worden. Die eingezeichnete Trendlinie kennzeichnet den Gesamtabflußbeiwert $\psi_{\text{ges}} = 47,4 \%$, der über den gesamten Betriebszeitraum aus dem Quotienten der Summen der einzelnen Wochenwerte gebildet worden ist.

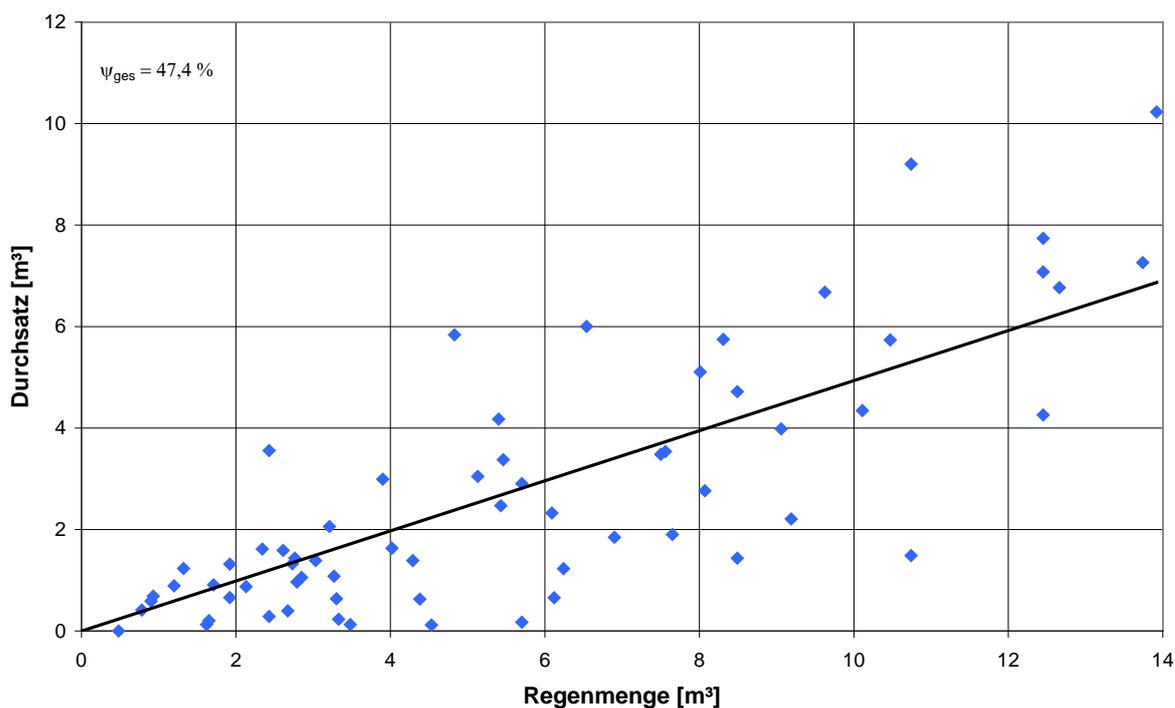


Abbildung 20: Verhältnis des Anlagendurchsatzes zur Regenspende (Wochenmittelwerte)

Zusätzlich zu der Darstellung in Abbildung 20 sind in Abbildung 21 die Regenmengen und die tatsächlich ermittelten Durchsätze für jeden Betriebsmonat wiedergegeben, wofür die Wochensummen der einzelnen Monate gebildet wurden. Daraus sind die monatlichen Schwankungen der Abflußbeiwerte deutlich zu erkennen. Niedrige ψ -Werte sind auf

Verdunstungsverluste insbesondere in den Sommermonaten, Muldenverluste sowie auf Benetzungsverluste bei geringer Niederschlagshöhe pro Regenereignis zurückzuführen.

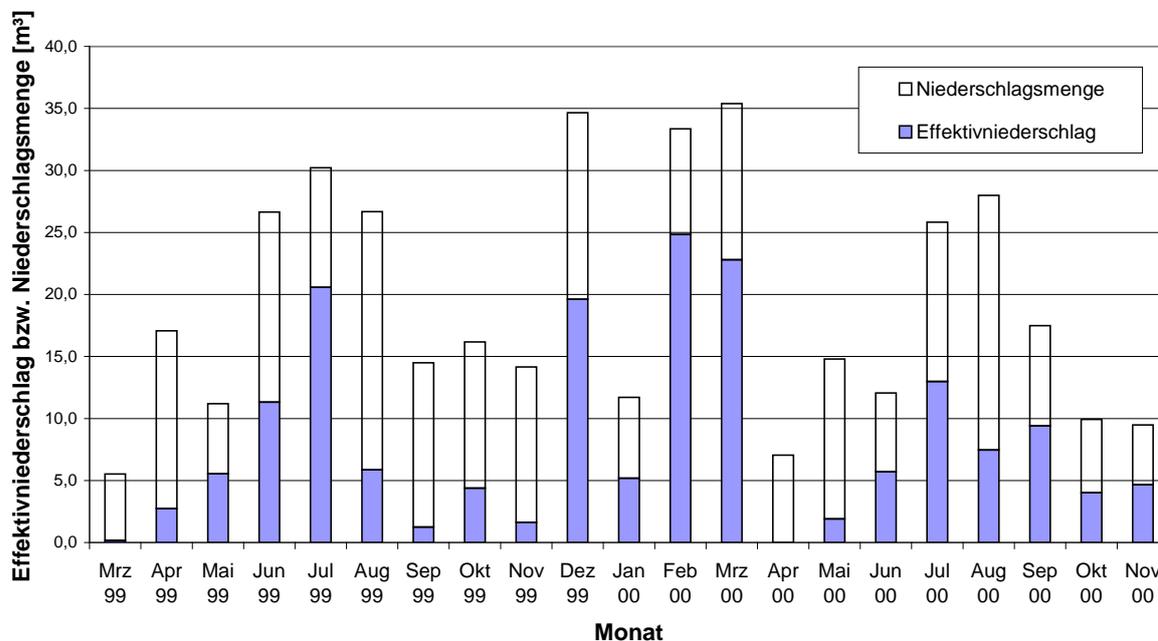


Abbildung 21: Niederschlagsmenge und Effektivniederschlag

Wie bereits im Abschnitt 4.1 beschrieben, ist im Filterschacht ein Notüberlauf mit Meßwehr und Q-Logger installiert worden, um eine eventuell auftretende hydraulische Überlastung quantifizieren zu können. Dieser Notüberlauf ist zu keinem Zeitpunkt während der Betriebsphase aktiviert worden. Zusätzlich zu der meßtechnischen Kontrolle ist dies stichprobenartig während einiger Starkniederschlagsereignisse visuell überprüft worden, was aufgrund der ortsnahen Lage möglich gewesen ist.

Mehrere Ereignisse mit sehr hohen Niederschlägen (Starkregen) wurden auch mit hoher zeitlicher Auflösung erfaßt und ausgewertet. Dies wird exemplarisch an dem Starkregen vom 19. August 2000 in Abbildung 22 dargestellt. Dabei kommt die folgende Gleichung 4 zur Anwendung.

$$\psi_{\max} = \frac{\sum Q_{\max}(n)}{\sum r_{\max}(n)} \cdot 100 \quad \text{in [\%]} \quad \text{Gleichung 4}$$

| | | | |
|------------------|---------------|---|---|
| hierin bedeuten: | ψ_{\max} | = | Spitzenabflußbeiwert |
| | Q_{\max} | = | Spitzendurchsatz [l/s] |
| | r_{\max} | = | Spitzenniederschlag $\left[\frac{1}{\text{s} \cdot 300 \text{ m}^2} \right]$ |
| | n | = | Spitzenniederschlagsereignis |

Bezogen auf die in der Literatur verwendete Regenspende r in $\text{l}/(\text{s} \cdot \text{ha})$ ergibt sich für den Regen am 19.08.00 mit einer Niederschlagsintensität von $16,3 \text{ mm}/10\text{min}$ ein Wert von $r = 273 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{ha})$. Dies entspricht auf Basis der Regenreihe von Reinhold einer Wiederkehrzeit von ca. 10 Jahren.

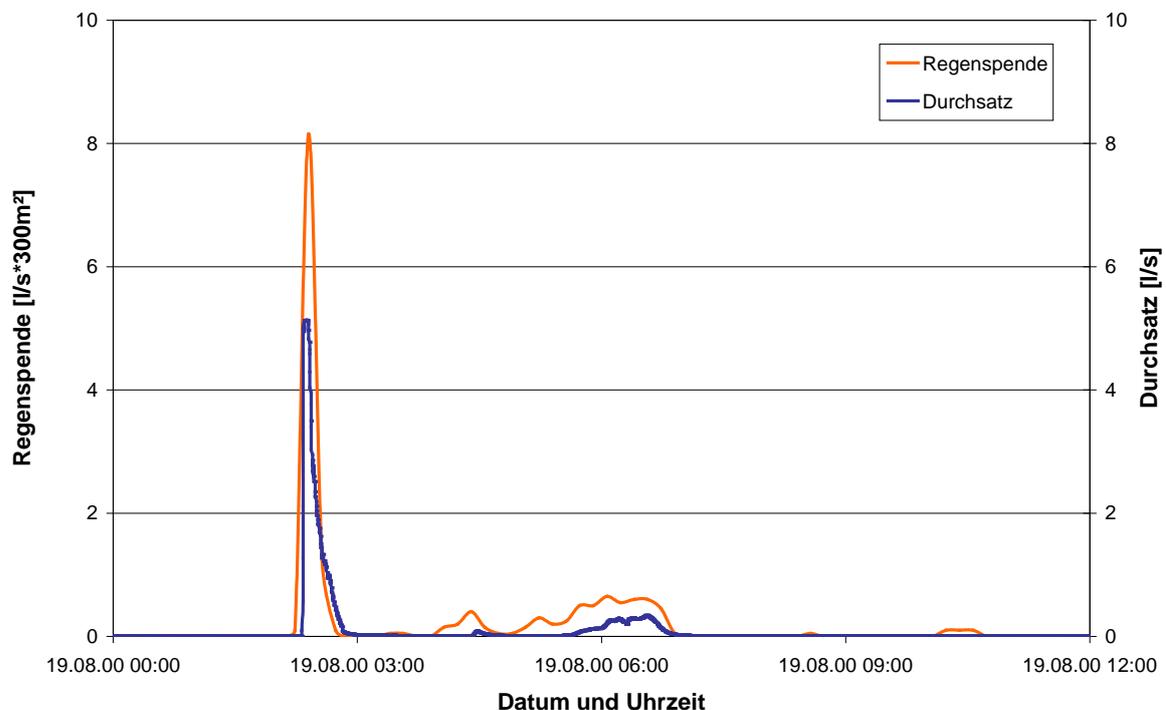


Abbildung 22: Darstellung von Niederschlag und Durchsatz durch die Anlage während des Starkregenereignisses vom 19. August 2000

Aus der Auswertung des Starkregens geht hervor, daß maximal 5,13 Liter Wasser pro Sekunde durch die Anlage durchgesetzt worden sind. Hierbei lag der Abflußbeiwert ψ_{\max} bei 79 %. Der Durchsatz von mehr als 5 Litern pro Sekunde hielt für genau vier Minuten an. Dies entspricht einem Volumen von etwa $1,2 \text{ m}^3$ und führte zu einer maximalen Filtergeschwindigkeit von 23 m/h im Filterschacht. Der Bemessungswert der

hydraulischen Filterbelastung (s. Abschnitt 5.4) wurde damit zu 51 % erreicht. Die Versuchsanlage ist mit diesem Durchsatz noch nicht überlastet gewesen. Ein Rückstau über den oberen Filterkorbeinsatz war auch bei ähnlichen Regenereignissen nicht zu beobachten. Da zwischen dem oberen Korbeinsatz und der Unterkante des Notüberlaufes eine freie Höhe von 0,65 Metern liegt, ist also bei einem Durchmesser des Schachtes von einem Meter auch noch ein zusätzlicher Retentionsraum von 510 Litern vorhanden.

Bei der Betrachtung aller Starkregen wurde ein durchschnittlicher Durchsatz von dreieinhalb Kubikmeter pro Stunde mit einem durchschnittlichen Spitzenabflußbeiwert von $\psi_{\max} = 62 \%$ gefunden.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß die Versuchsanlage hydraulisch ausreichend dimensioniert war.

6.2 Rückhaltevermögen des Absetzschachtes

Gemäß der Konzeption der Behandlungsanlage wurde der Zulauf zum Absetzschacht nicht kontinuierlich beprobt. Bei der Revision der Anlage am Ende von Betriebsphase I wurde der Absetzschacht entleert, um Aussagen über seine Abscheideleistung zu erhalten. Die praktische Durchführung der Revision ist in Kapitel 9 näher beschrieben.

Bei der Entleerung zeigte sich, daß über der Schachtsohle eine 5 cm hohe Schicht an sehr kompaktem Schlamm mit 50,8 Massen% TS anstand. Der geringe Glühverlustwert von 5,7% ließ erkennen, daß es sich bei dem hier abgelagerten Material überwiegend um mineralische Komponenten handelte. Darüber befand sich eine ca. 40 cm hohe Schlammschicht mit einem TS-Gehalt von 11,7 %, die einen Glühverlustwert von 38% aufwies.

Die aus diesen Werten berechnete Gesamtmenge an ungelösten Stoffen, die während der Betriebsphase I durch Sedimentation abgeschieden wurde, ist in Tabelle 13 zusammen mit den darin bestimmten Schwermetallmengen aufgeführt. Der daraus abzuleitende Belastungsgrad des Schlammes wird in Kapitel 10 im Hinblick auf seine Entsorgung näher betrachtet.

Tabelle 13: Im Absetzschacht zurückgehaltene Stoffmengen während der Betriebsphase I

| TS | oTS | Zink | Kupfer | Chrom | Nickel | Blei | Cadmium |
|------|------|-------|--------|-------|--------|------|---------|
| (kg) | (kg) | (g) | (g) | (g) | (g) | (g) | (g) |
| 74,4 | 16,8 | 15,11 | 3,03 | 1,54 | 1,94 | 4,04 | < 0,04 |

Die im folgenden Abschnitt 6.3 wiedergegebenen Daten zur Qualität des Wassers im Zulauf zur Filteranlage, der dem Ablauf des Absetzschachtes gleichzusetzen ist, erlauben es, die aus dem Absetzschacht austretenden Stoffmengen zu berechnen. Dazu werden aus den für jede Betriebswoche bestimmten Konzentrationswerten mit Hilfe der jeweiligen Wassermengen die Frachtwerte ermittelt und für die betrachtete Betriebsphase aufsummiert. Die auf diese Weise berechnete Gesamtmenge an abfiltrierbaren Stoffen, die während der Betriebsphase I den Absetzschacht passiert hat, ist in Tabelle 14 zusammen mit den entsprechend berechneten Schwermetallmengen aufgeführt.

Tabelle 14: Stoffmengen, die während der Betriebsphase I den Absetzschacht passiert haben.

| AFS | Zink | Kupfer | Chrom | Nickel | Blei | Cadmium |
|-----|-------|--------|-------|--------|------|---------|
| (g) | (g) | (g) | (g) | (g) | (g) | (g) |
| 970 | 11,69 | 3,04 | 0,033 | 0,52 | 0,62 | < 0,04 |

Die Summen aus den in Tabelle 13 und Tabelle 14 für jeden Parameter angegebenen Werten entsprechen den Belastungswerten des Niederschlagswassers beim Abfluß von der Verkehrsfläche. Diese Belastungen sind, bezogen auf die in der Betriebsphase I durch die Anlage durchgeflossene Wassermenge, als frachtgemittelte Konzentrationen in Abbildung 23 dargestellt. Dabei werden die im Absetzschacht sedimentierten Trübstoffe den abfiltrierbaren partikulären Wasserinhaltsstoffen zugerechnet. Ebenfalls sind in Abbildung 23 die Ablaufkonzentrationen des Absetzschachtes und sein Rückhaltevermögen wiedergegeben, das wie folgt berechnet wurde:

$$\eta_{\text{Sedimentation}} = (1 - c_{\text{Ablauf}} / c_{\text{Zulauf}}) \cdot 100\% \quad \text{Gleichung 5}$$

Ergänzend sind die Ergebnisse einer holländischen Untersuchung [3] aufgeführt, in der eine Abschätzung des an Partikeln >0,45 µm gebundenen Anteils an Schwermetallen im Niederschlagsablauf von einer Straßenfläche vorgenommen wurde. Die angegebenen

Fraktionen stimmen größenordnungsmäßig mit den von Pfeifer [10] zusammengestellten Ergebnissen anderer Studien überein.

Die Ergebnisse zeigen, daß der Absetzschacht einen sehr hohen Wirkungsgrad für den Summenparameter AFS besitzt. Die Schwermetalle liegen dagegen offensichtlich in unterschiedlich großen Anteilen in partikulärer oder an Partikeln gebundener Form vor. Während Zink und Kupfer nur mit einem Wirkungsgrad von etwa 50% durch die Sedimentation abgetrennt werden, ist der Absetzschacht bezüglich der Metalle Chrom, Nickel und Blei deutlich wirkungsvoller. Dieser Befund korreliert mit den Daten der holländischen Untersuchung, in der bei diesen drei Metallen auch die höchsten Anteile in partikulärer Form gefunden wurden. Die gemessenen Cadmiumwerte lagen während der gesamten Betriebsphase I fast alle im Bereich der Bestimmungsgrenze, so daß eine quantitative Auswertung der Daten nicht möglich ist.

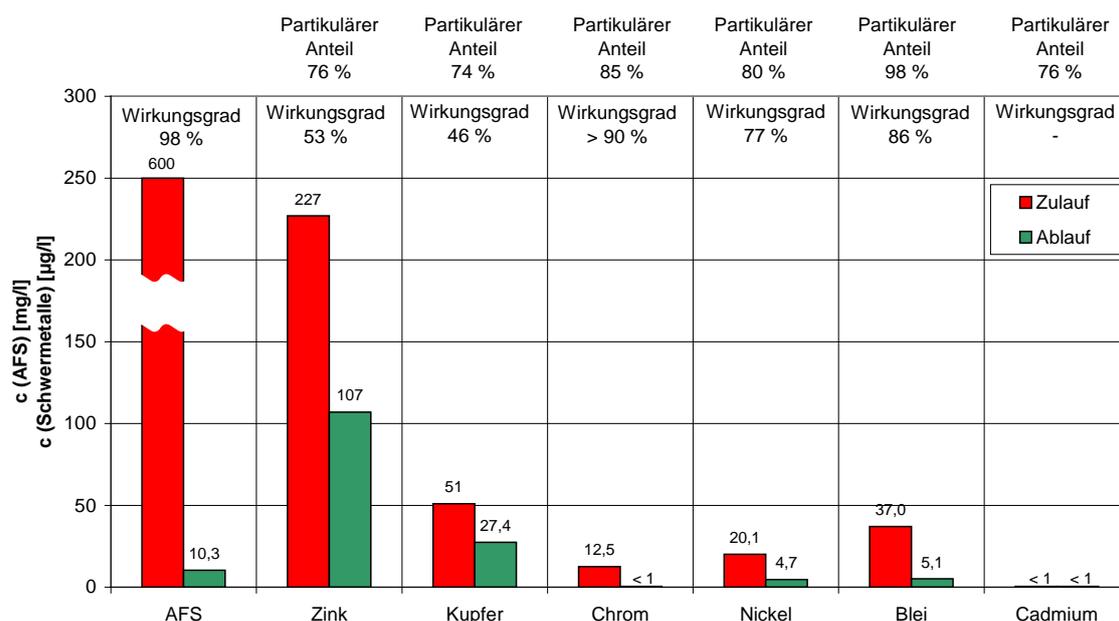


Abbildung 23: Frachtgemittelte Konzentrationen im Zu- und Ablauf des Absetzschachtes während der Betriebsphase I, daraus berechnete Rückhaltevermögen, und Abschätzung der partikulären Schwermetallanteile [3]

6.3 Veränderung der Wasserqualität in der Filteranlage

6.3.1 pH-Wert

Die während des Anlagenbetriebes gemessenen pH-Werte im Zu- und Ablauf der Filteranlage sind in der Abbildung 24 aufgetragen. Zur besseren Veranschaulichung der Veränderungen dieses Parameters wurden aus jeweils vier Einzelwerten gleitende Mittelwerte berechnet und als Ganglinien dargestellt. Demzufolge liegen die Zulaufwerte überwiegend im Bereich von pH=6-7,5, wobei sich eine jahreszeitliche Tendenz andeutet. Niedrige pH-Werte kommen eher in den Sommermonaten vor, höhere dagegen überwiegend in den Herbst- und Wintermonaten. Die mittleren Zulaufwerte betragen pH=7,0 (Betriebsphase I) und pH=7,2 (Betriebsphase II). Die Ablaufwerte zeigen für die Betriebsphase I einen systematischen Anstieg von im Mittel 0,4 pH-Einheiten, während für die Betriebsphase II kein signifikanter Anstieg zu beobachten ist.

Verglichen mit Regenwasser, dessen pH-Wert je nach den meteorologischen und geographischen Bedingungen im Bereich von pH = 3,5-6 liegt, kann das Wasser im Ablauf der Filteranlage somit als neutral und, im Hinblick auf eine unterirdische Versickerung, vom pH-Wert her als uneingeschränkt geeignet gekennzeichnet werden.

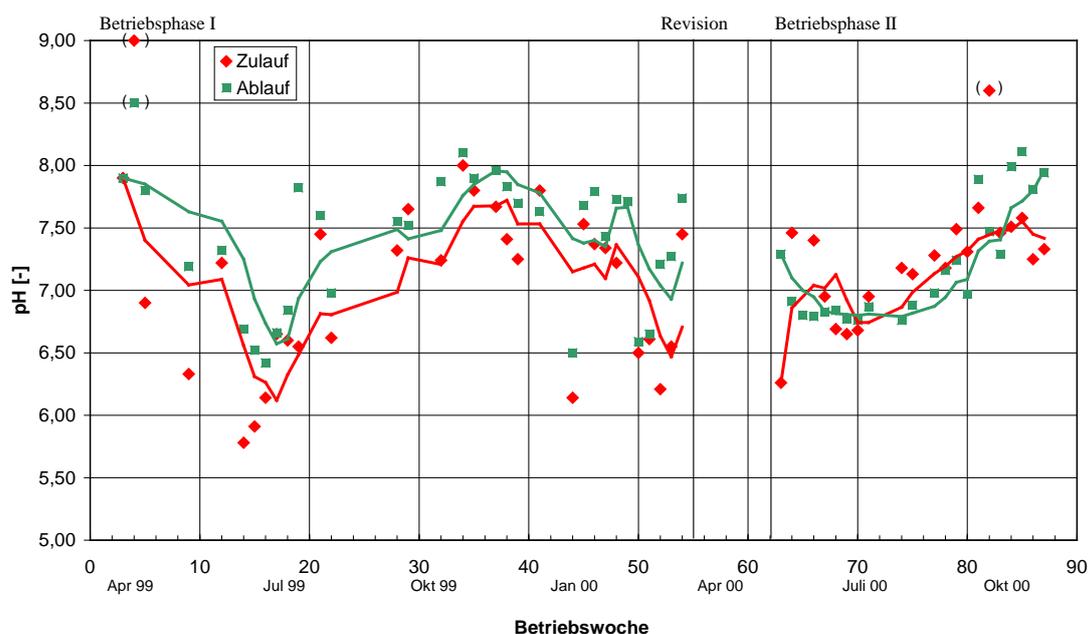


Abbildung 24: pH-Werte im Zu- und Ablauf der Filteranlage während der beiden Betriebsphasen

6.3.2 Leitfähigkeit

Als Summenparameter für die Konzentration an gelösten Salzen wurde die Leitfähigkeit in allen Wasserproben bestimmt. Die während des Anlagenbetriebes gemessenen Werte im Zu- und Ablauf der Filteranlage sind in Abbildung 25 aufgetragen. Zur besseren Veranschaulichung der Veränderungen dieses Parameters wurden auch hier aus jeweils vier Einzelwerten gleitende Mittelwerte berechnet und als Ganglinien dargestellt.

Die Zulaufwerte liegen überwiegend im Wertebereich 50-200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ mit Mittelwerten von $\text{LF} = 121 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Betriebsphase I) und $\text{LF} = 124 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Betriebsphase II). Die Ablaufwerte zeigen in beiden Betriebsphasen einen systematischen Anstieg auf im Mittel $\text{LF} = 206 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Betriebsphase I) bzw. $\text{LF} = 241 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Betriebsphase II). Zur Ursachenermittlung wurden Vollanalysen des Zu- und Ablaufwassers vorgenommen, die im Abschnitt 6.3.3 beschrieben sind.

Lediglich während der ersten Betriebswochen und nach einer Abdichtungsmaßnahme an der Anlage im Dezember 1999 sind auffällig höhere Leitfähigkeitswerte auch im Zulauf zu erkennen. Als Ursache hierfür ist das Herauslösen von Bestandteilen aus dem frischen Beton anzunehmen, das gleichzeitig zu etwas erhöhten pH-Werten führt. Insgesamt ist das Wasser im Ablauf der Filteranlage, verglichen mit Leitfähigkeiten in Grundwässern von 300-1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, aber immer noch als relativ salzarm zu charakterisieren.

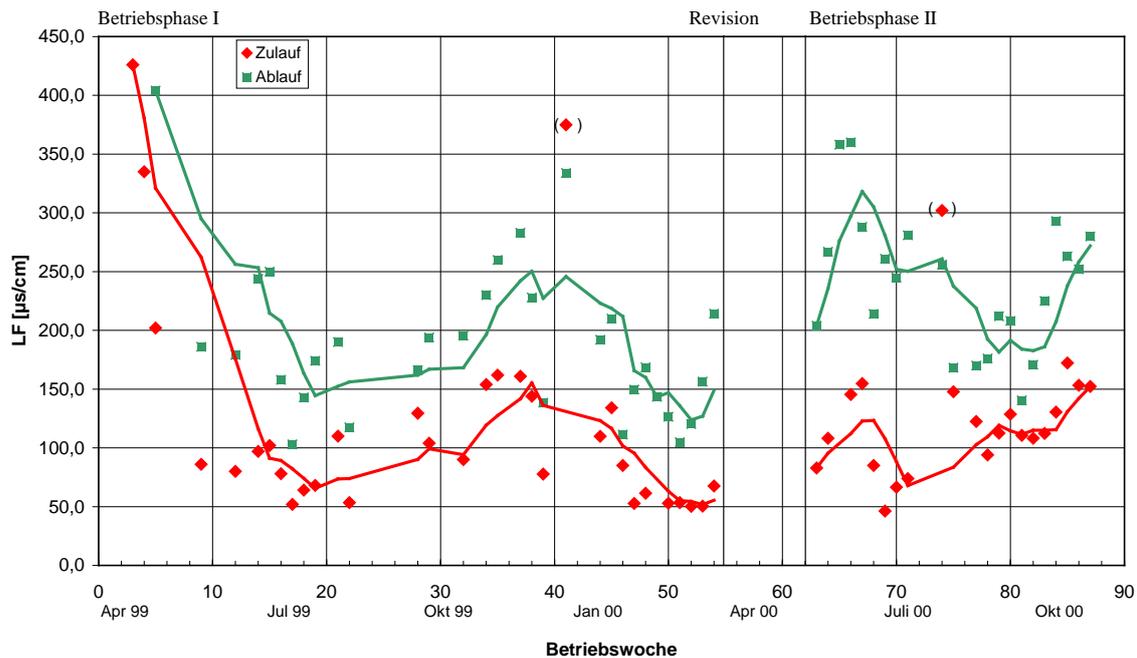


Abbildung 25: Leitfähigkeitswerte im Zu- und Ablauf der Filteranlage während der beiden Betriebsphasen

6.3.3 Gelöste anorganische Hauptkomponenten

Am 25.10.2000, d.h. nach mehr als 80 Betriebswochen, wurden aus dem Zu- und Ablauf der Filteranlage frische Stichproben entnommen und darin die vorherrschenden gelösten anorganischen Inhaltsstoffe bestimmt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 15 wiedergegeben. Sie zeigen, daß bei allen untersuchten Kationen eine Erhöhung festzustellen ist, woran Calcium mengenmäßig den größten Anteil hat. Bei den Anionen bleibt Chlorid im Rahmen der Meßgenauigkeit konstant, während es bei Nitrat sogar zu einem Rückgang kommt. Demgegenüber nehmen die Konzentrationen an Sulfat und, mengenmäßig am stärksten, an Hydrogenkarbonat deutlich zu. Auf der anderen Seite verringert sich der Gehalt an freier Kohlensäure (Kohlenstoffdioxid CO_2) um über 80%.

Die Daten können wie folgt interpretiert werden: Das Niederschlagswasser, das in einer Stichprobe aus dem Regensammler der hochschuleigenen Wetterstation einen pH-Wert von 5,7 und einen Leitfähigkeitswert von 23 $\mu\text{S/cm}$ aufwies, nimmt von der Parkplatzfläche eine bestimmte Menge an Salzionen auf und wird dabei weitgehend neutralisiert. Anschließend erhöht sich im Absetzschacht durch den mikrobiellen Abbau organischer Inhaltsstoffe die Konzentration an Kohlenstoffdioxid CO_2 , wodurch das

Wasser kalkaggressiv wird, wie die für den Zulauf zum Filterschacht errechneten Parameter Sättigungsindex mit $SI = -1,7$ und Delta-pH mit $\Delta pH = -1,05$ zeigen. Beim Kontakt mit der Filterschüttung und dem Betonmantel der Filteranlage erfolgt eine Umsetzung der Kohlensäure zu Hydrogenkarbonat, verbunden mit dem Auflösen von Sulfat- und Karbonatverbindungen insbesondere des Erdalkalimetalls Calcium. Das Ablaufwasser aus der Filteranlage befindet sich dann praktisch im Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht, wie die dafür errechneten Parameter $SI = -0,1$ bzw. $\Delta pH < -0,1$ zeigen.

Zusätzlich ist auch mit der Abgabe von anorganischen Salzen durch die Aktivkohle zu rechnen, die jedoch mit zunehmender Betriebszeit abnimmt. In einem Soxhlett-Extraktionsversuch mit frischer Aktivkohle wurde mit Wasser innerhalb von zwei Tagen eine Salzmenge von etwa 20 mg pro g Aktivkohle eluiert. Einer jüngsten Untersuchung zufolge ist aber weder bei neuen noch bei reaktivierten Aktivkohlen mit einer nennenswerten Abgabe von Schwermetallen (Chrom, Nickel, Blei, Cadmium, Quecksilber) zu rechnen [11].

Zu verschiedenen Zeitpunkten vorgenommene Messungen des gelösten Sauerstoffs im Ablauf der Filteranlage zeigten, daß weitgehend aerobe Zustände in der Filterschüttung anzunehmen sind. Dennoch ist nicht auszuschließen, daß mögliche Zehrungsprozesse lokal zu anoxischen Milieubedingungen führen können. Falls diese im Rahmen der Untersuchung nicht belegbare These zutrifft, ließe sich der Rückgang der Nitratkonzentration mit mikrobiellen Vorgängen in der Filteranlage erklären.

Tabelle 15: Gelöste anorganische Inhaltsstoffe im Zu- und Ablauf der Filteranlage

| Parameter | Einheit | Zulauf | Ablauf |
|---------------------------------|-------------------------|--------|--------|
| pH-Wert | | 6,6 | 7,6 |
| Leitfähigkeit LF | $\mu\text{S}/\text{cm}$ | 132 | 242 |
| Säurekapazität $K_{S4,3}$ | mmol/l | 1,16 | 2,45 |
| Calcium Ca | mg/l | 18,6 | 36,9 |
| Magnesium Mg | mg/l | 0,8 | 1,5 |
| Natrium Na | mg/l | 4,0 | 6,4 |
| Kalium K | mg/l | 2,5 | 5,6 |
| Chlorid Cl | mg/l | 1,1 | 0,9 |
| Nitrat NO_3 | mg/l | 4,3 | 0,8 |
| Sulfat SO_4 | mg/l | 2,7 | 8,3 |
| Hydrogenkarbonat HCO_3 | mg/l | 68 | 144 |
| Kohlenstoffdioxid CO_2 | mg/l | 30 | 5,7 |

6.3.4 Abfiltrierbare Stoffe

Die während des Anlagenbetriebes gemessenen Konzentrationen an abfiltrierbaren Stoffen (AFS) im Zu- und Ablauf der Filteranlage sind in Abbildung 26 aufgetragen. Die aus jeweils vier Einzelwerten berechneten gleitenden Mittelwerte sind zusätzlich als Ganglinien dargestellt. Es ist erkennbar, daß die Zulaufwerte während der Betriebsphase I überwiegend unterhalb 20 mg/l liegen. Eine genauere Betrachtung der Einzeldaten zusammen mit den Niederschlagsereignissen in den jeweiligen Wochenzeiträumen zeigt, daß die abfiltrierbaren Stoffe vor allem bei Starkregen im Zulauf vermehrt auftreten. Hierfür dürfte neben der unter diesen Bedingungen größeren Schleppwirkung des von der Verkehrsfläche abfließenden Wassers auch die kürzere Verweilzeit im Absetzschacht verantwortlich sein.

Das arithmetische Mittel der Zulaufkonzentrationen in der Betriebsphase I beträgt 13,7 mg/l, das der Ablaufkonzentrationen 6,3 mg/l. Dem zeitlichen Verlauf der Zu- und Ablaufwerte in dieser Betriebsphase zufolge verschlechterte sich das Rückhaltevermögen der Filterschichten mit zunehmender Betriebszeit deutlich. Als Ursache dafür ist die zunehmende Erschöpfung der Filterkapazität anzunehmen. Daher wurde nach Ablauf des ersten Betriebsjahres eine Reinigung des Filterkieses vorgenommen, deren Durchführung in Kapitel 9 näher beschrieben wird.

In der Betriebsphase II wurde die Datenaufnahme leider durch zwei Störeffekte stark beeinträchtigt. Nach der Revision war der Probenahmeschlauch auf der Ablaufseite zu weit abgesenkt worden, so daß die Proben offensichtlich aus einer stationären Schicht mineralischer Schwebstoffe unterhalb der Filterschüttungen genommen wurden. Im August erfolgten außerdem oberhalb der angeschlossenen Parkplatzfläche Tiefbauarbeiten, durch die Erdreich mit einem hohen Feinstoffanteil in das abfließende Niederschlagswasser gelangte. Erst während der letzten fünf Betriebswochen können die Daten für die abfiltrierbaren Stoffe wieder als repräsentativ für die Anlagenwirksamkeit angesehen werden. Die Mittelwerte der zugehörigen Proben betragen 15,1 mg/l für den Zulauf und 5,8 mg/l für den Ablauf, d.h. sie entsprechen weitgehend den für die Betriebsphase I gefundenen Ergebnissen.

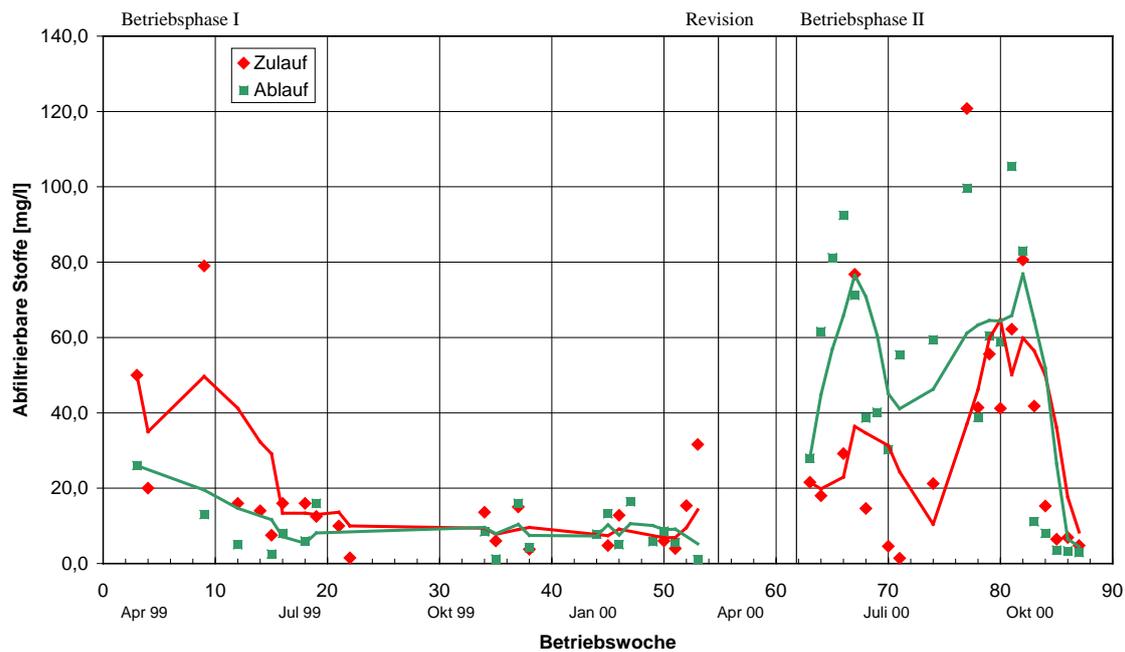


Abbildung 26: Konzentrationen an abfiltrierbaren Stoffen (AFS) im Zu- und Ablauf der Filteranlage während der beiden Betriebsphasen

6.3.5 Trübung

Als ein einfach zu bestimmender Parameter für die Konzentration an ungelösten Inhaltsstoffen wurde die Trübung in allen Wasserproben bestimmt. Die während des Anlagenbetriebes gemessenen Werte im Zu- und Ablauf der Filteranlage sind in Abbildung 27 aufgetragen. Zur besseren Veranschaulichung der Veränderungen dieses Parameters wurden auch hier aus jeweils vier Einzelwerten gleitende Mittelwerte berechnet und als Ganglinien dargestellt. In der Betriebsphase I liegen die Zulauftrübungen überwiegend unterhalb von 10 TE/F, die Ablauftrübungen unterhalb von 5 TE/F. Die arithmetischen Mittelwerte betragen hier 7,2 TE/F für den Zulauf und 4,4 TE/F für den Ablauf. In der Betriebsphase II zeigen sich die im Abschnitt 6.3.4 beschriebenen Störeffekte in gleicher Weise wie beim Parameter AFS.

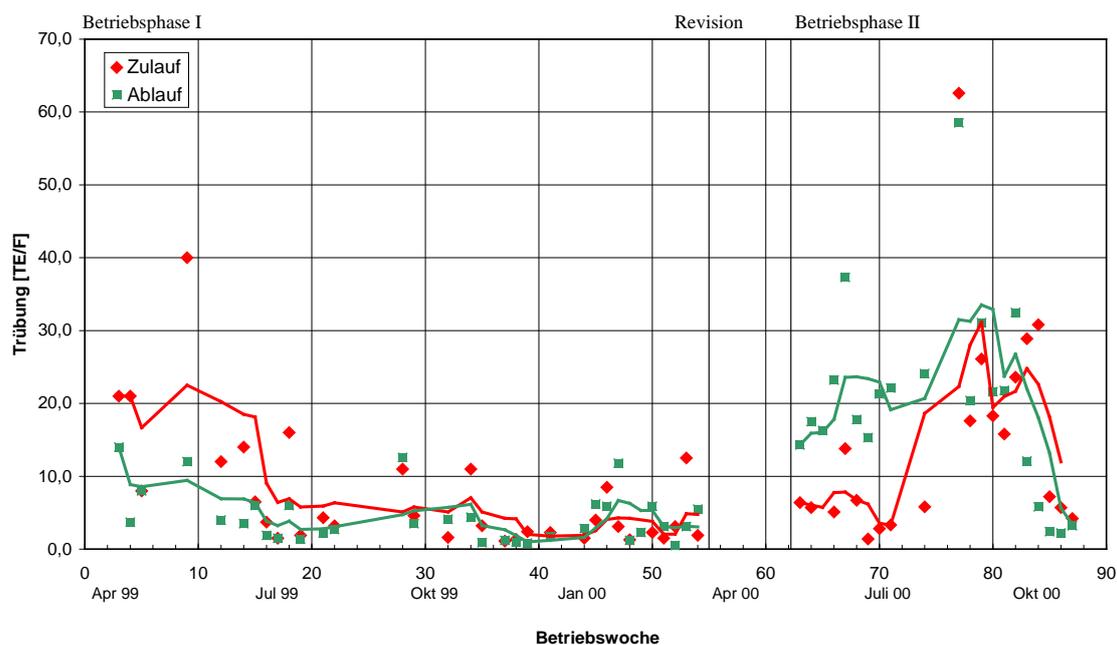


Abbildung 27: Trübungswerte im Zu- und Ablauf der Filteranlage während der beiden Betriebsphasen

Der Parameter Trübung wird vor allem durch die Konzentration und Größenverteilung der ungelösten Inhaltsstoffe einschließlich kolloidaler Teilchen sowie durch deren Streulicht-relevante Eigenschaften bestimmt. Daher besteht kein einheitlicher Zusammenhang zwischen Partikelkonzentration und Trübungswert in einer Wasserprobe. Es kann jedoch gelingen, für einzelne Wässer eine empirische Korrelation zwischen den beiden Parametern aufzustellen. Zur Überprüfung dieser Frage wurden die ermittelten Wertepaare graphisch aufgetragen. Wie die Abbildung 28 zeigt, ist die zu erwartende generelle Abhängigkeit vorhanden; allerdings kommen im Einzelfall auch relativ große Abweichungen vor. Außerdem ist zu sehen, daß die beiden durch lineare Regression bestimmten Ausgleichsfunktionen für die Zulauf- und Ablaufproben etwas voneinander abweichen. Trotz der gefundenen Streuung der Werte ist der schnell zu bestimmende Parameter Trübung als geeignet anzusehen, um Aussagen hinsichtlich der Belastung einer Filteranlage mit ungelösten Wasserinhaltsstoffen und über ihr entsprechendes Rückhaltevermögen zu treffen.

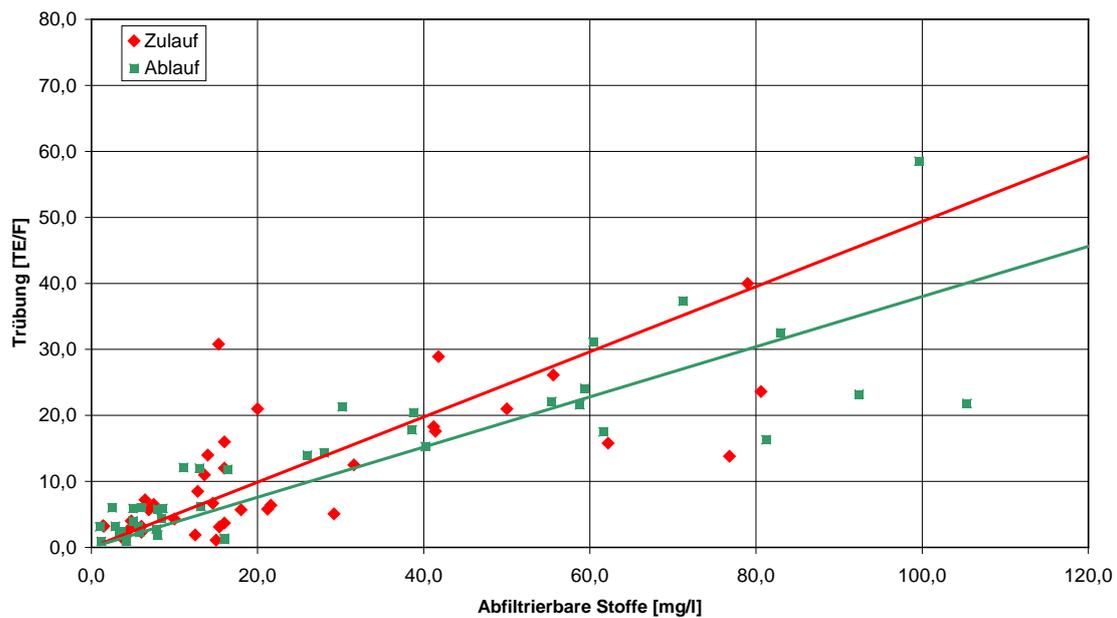


Abbildung 28: Korrelation zwischen den Trübungswerten und den abfiltrierbaren Stoffen im Zu- und Ablauf der Filteranlage

6.3.6 Partikelgrößen

Begleitend zum Anlagenbetrieb wurden orientierende Messungen zur Bestimmung der Größe und Anzahl der im Überlauf des Absetzschachtes enthaltenen Partikeln durchgeführt. Dazu wurden Wasserproben nach entsprechender Verdünnung mit Hilfe eines optischen Partikelzählgerätes (Typ WGS, Fa. MET-One) auf die Teilchenkonzentration im Größenbereich von 1-100 μm untersucht. Als Mittelwert aus zwei an Stichproben durchgeführten Messungen ergab sich eine Konzentration von ca. 150.000 Partikeln/ml. In Abbildung 29 ist die prozentuale Verteilung auf die einzelnen Korngrößenklassen dargestellt. Demnach besitzen ca. 87 % der Partikeln eine Größe von 1 – 3 μm , und über 94 % der Teilchen sind kleiner oder gleich 5 μm . Größen oberhalb von 20 μm sind in nennenswerter Anzahl nicht vertreten. Die Ergebnisse illustrieren den sehr guten Wirkungsgrad des Absetzschachtes bezüglich der Elimination von Partikeln größer 10 - 20 μm .

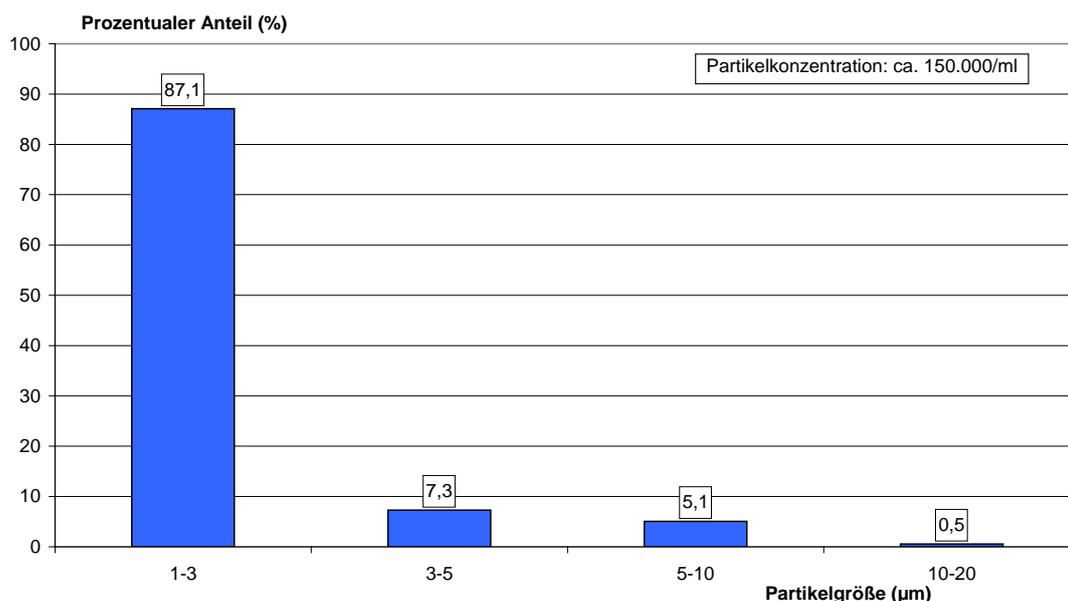


Abbildung 29: Prozentuale Verteilung der Partikelgröße im Überlauf des Absetzschachtes

6.3.7 CSB-Wert

Die während des Anlagenbetriebes gemessenen Werte des Summenparameters CSB im Zu- und Ablauf der Filteranlage sind in Abbildung 30 aufgetragen. Die aus jeweils vier Einzelwerten berechneten gleitenden Mittelwerte sind zusätzlich als Ganglinien dargestellt. Demzufolge liegen die Zulaufwerte überwiegend im Bereich kleiner 40 mg/l, wobei sich eine jahreszeitliche Abhängigkeit andeutet: Niedrige CSB-Werte kommen eher im Zeitraum Spätsommer bis Winter vor, höhere dagegen in den Frühjahrsmonaten. Eine Ursache hierfür könnte der Baumbestand im Bereich der Parkplatzfläche sein, von dem im Frühjahr erhebliche Mengen an Pollen auf die erfaßte Fläche gelangen. Diese organischen Teilchen sind so fein, daß nur eine unzureichende Abscheidung im Absetzschacht zu erwarten ist.

Die Ablaufkonzentrationen der Filteranlage liegen meist unterhalb der Zulaufwerte, allerdings trifft dies nicht bei allen Beprobungen zu. Ein möglicher Grund hierfür wird im Abschnitt 6.3.8 diskutiert. Das arithmetische Mittel der Zulaufwerte während der gesamten Betriebszeit beträgt 26,1 mg/l und das der Ablaufwerte 21,6 mg/l. Bei der Interpretation dieser Zahlen ist jedoch zu berücksichtigen, daß die CSB-Messung im Bereich niedriger

Konzentrationen relativ große Fehler aufweist. Daher wurde zur Erfassung der Gesamtheit der organischen Inhaltsstoffe zusätzlich der TOC-Wert gemessen.

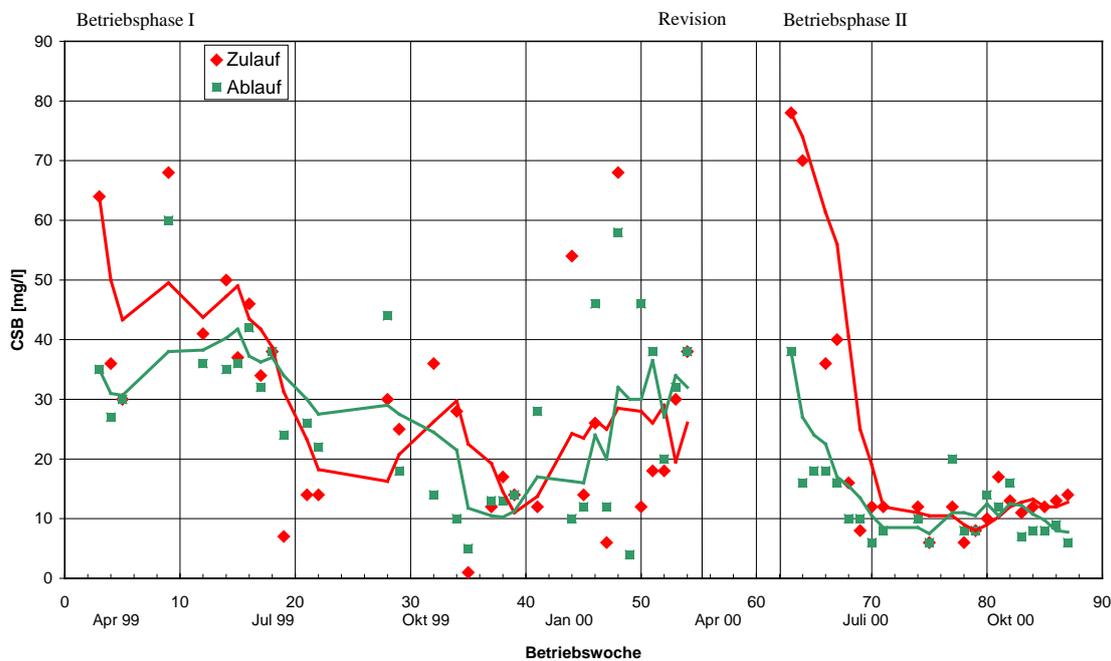


Abbildung 30: CSB-Werte im Zu- und Ablauf der Filteranlage während der beiden Betriebsphasen

6.3.8 TOC-Wert

Als Summenparameter für die Konzentration organischer Stoffe wurde der TOC-Wert in allen Wasserproben bestimmt. Die während des Anlagenbetriebes gemessenen Werte im Zu- und Ablauf der Filteranlage sind in Abbildung 31 aufgetragen. Zur besseren Veranschaulichung der Veränderungen dieses Parameters wurden auch hier aus jeweils vier Einzelwerten gleitende Mittelwerte berechnet und als Ganglinien dargestellt. Die Zulaufwerte liegen überwiegend im Wertebereich 2-6 mg/l mit einem arithmetischen Mittelwert von 4,3 mg/l. Die Ablaufwerte zeigen in beiden Betriebsphasen eine Abnahme, die allerdings zeitweise relativ gering ist. Das dokumentiert sich auch im arithmetischen Mittelwert für die Ablaufproben von immer noch 3,0 mg/l. Es war erwartet worden, daß die organischen Wasserinhaltsstoffe in der Aktivkohleschicht deutlich stärker zurückgehalten werden. Daher wurden ergänzende Untersuchungen zum Adsorptionsverhalten der Wasserinhaltsstoffe durchgeführt, die in Abschnitt 6.4 dargestellt sind.

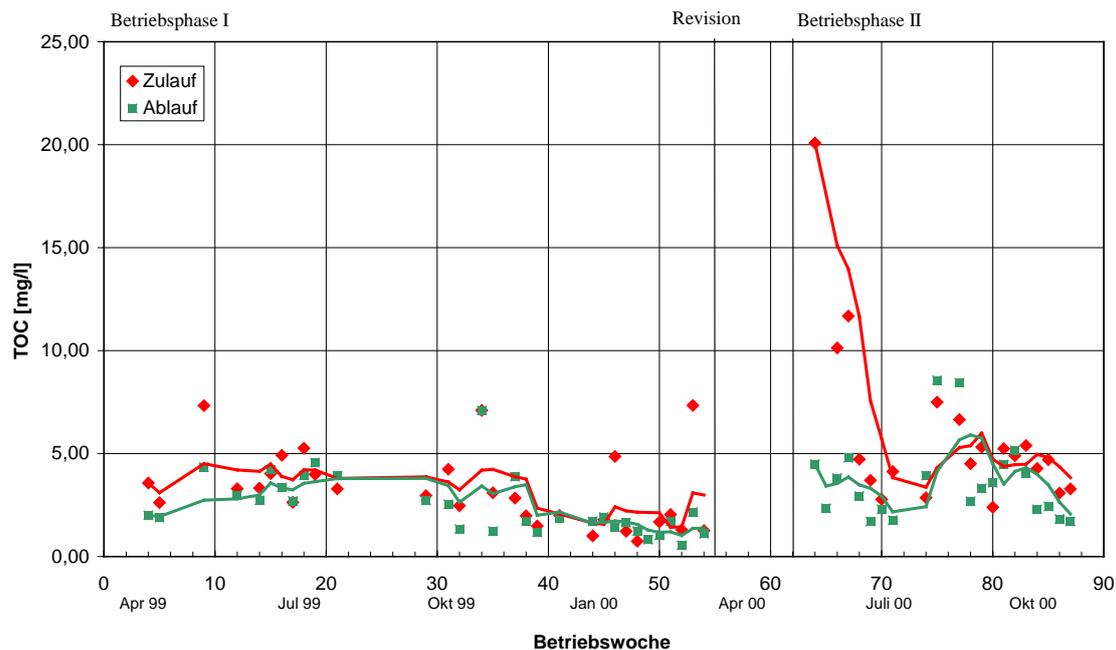


Abbildung 31: TOC-Werte im Zu- und Ablauf der Filteranlage während der beiden Betriebsphasen

Mit den Parametern TOC und CSB wird die Gesamtheit der organischen Wasserinhaltsstoffe in unterschiedlicher Weise erfaßt. Das Verhältnis TOC:CSB ist jedoch nicht konstant, sondern hängt von der chemischen Zusammensetzung der organischen Spezies ab. In den CSB-Wert gehen gegenüber dem TOC-Wert auch reduzierte anorganische Komponenten ein. Daher gibt es keinen einheitlichen Zusammenhang zwischen CSB- und TOC-Wert in einer Wasserprobe. Es ist jedoch möglich, für einzelne Wässer eine empirische Korrelation zwischen den beiden Parametern aufzustellen. Zur Überprüfung dieser Frage wurden die ermittelten Wertepaare graphisch aufgetragen. Wie die Abbildung 32 zeigt, ist eine generelle Abhängigkeit erkennbar; allerdings kommen im Einzelfall auch relativ große Abweichungen vor. Die dargestellten Geraden begrenzen den üblicherweise für Trink- und Abwasser zu erwartenden Bereich, während die gestrichelten Linien darüber hinaus den bei organischen Komponenten theoretisch möglichen Bereich für das TOC:CSB-Verhältnis kennzeichnen.

Dem Vergleich zufolge liegen eine Reihe von Wertepaaren unterhalb des für organische Inhaltsstoffe möglichen Bereichs. Hierfür kommen zwei Ursachen in Betracht: Zum einen können im Wasser enthaltene mineralische Komponenten reduzierte Anteile enthalten, die den CSB-Wert erhöhen. Wenn bei einer Stoßbelastung der Filteranlage derartige Anteile

ausgespült werden, kann der CSB-Wert im Ablauf über den Zulaufwert ansteigen, ohne daß sich der TOC-Ablaufwert in gleicher Weise verändert. Zum anderen ist auch nicht auszuschließen, daß partikuläre organische Stoffe bei der TOC-Analyse nicht immer vollständig erfaßt werden. Eine Klärung dieser Fragen war im Rahmen des Projektes nicht möglich. Trotz der unbefriedigenden Korrelation zwischen CSB- und TOC-Werten wird die TOC-Messung, nicht zuletzt wegen der größeren Genauigkeit bei niedrigen Konzentrationen, als geeignet angesehen, um Aussagen hinsichtlich der Belastung einer Filteranlage mit organischen Wasserinhaltsstoffen und über ihr Rückhaltevermögen für diese Stoffgruppe zu treffen.

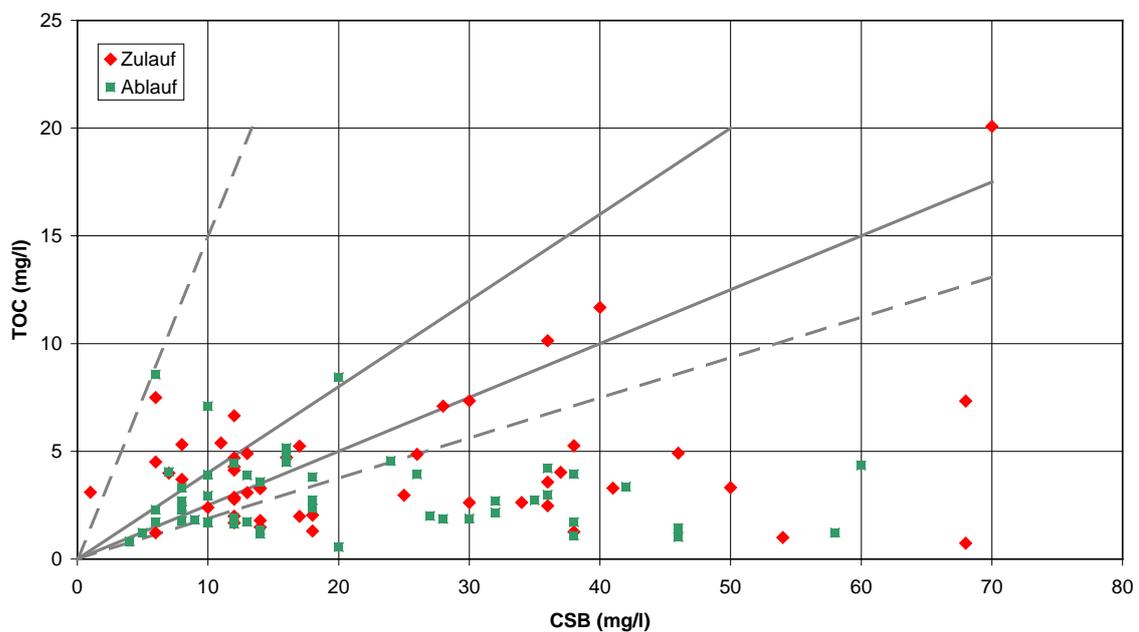


Abbildung 32: Korrelation zwischen den TOC- und den CSB-Werten im Zu- und Ablauf der Filteranlage

6.3.9 Schwermetalle

Zink: Die während des Anlagenbetriebes gemessenen Konzentrationen an Zink im Zu- und Ablauf der Filteranlage sind in Abbildung 33 aufgetragen. Die aus jeweils vier Einzelwerten berechneten gleitenden Mittelwerte sind zusätzlich als Ganglinien dargestellt. Wie erkennbar ist, schwanken die Zulaufwerte während des gesamten Betriebszeitraumes relativ stark zwischen etwa 50 und 200 µg/l. Eine signifikante jahreszeitliche Abhängigkeit ist dabei nicht zu sehen, allerdings sind die Zulaufwerte im ersten Halbjahr etwas höher als in den folgenden Betriebsmonaten. Die Ablaufwerte zeigen eine systematische Abnahme gegenüber dem Zulauf und ein relativ gleichmäßiges Rückhaltevermögen der Filterschicht. Das für den gesamten Betriebszeitraum berechnete arithmetische Mittel der Zulaufkonzentrationen beträgt 112 µg/l, das der Ablaufkonzentrationen 62 µg/l. Eine genauere Betrachtung der Einzeldaten für die Parameter Zink und abfiltrierbare Stoffe zeigt, daß höhere Zinkkonzentrationen im Zulauf meist bei erhöhten AFS-Gehalten vorkommen, und läßt den Schluß zu, daß die Zinkelimination vor allem auf den Rückhalt partikulärer oder an Partikeln gebundener Zinkspezies zurückgeführt werden kann.

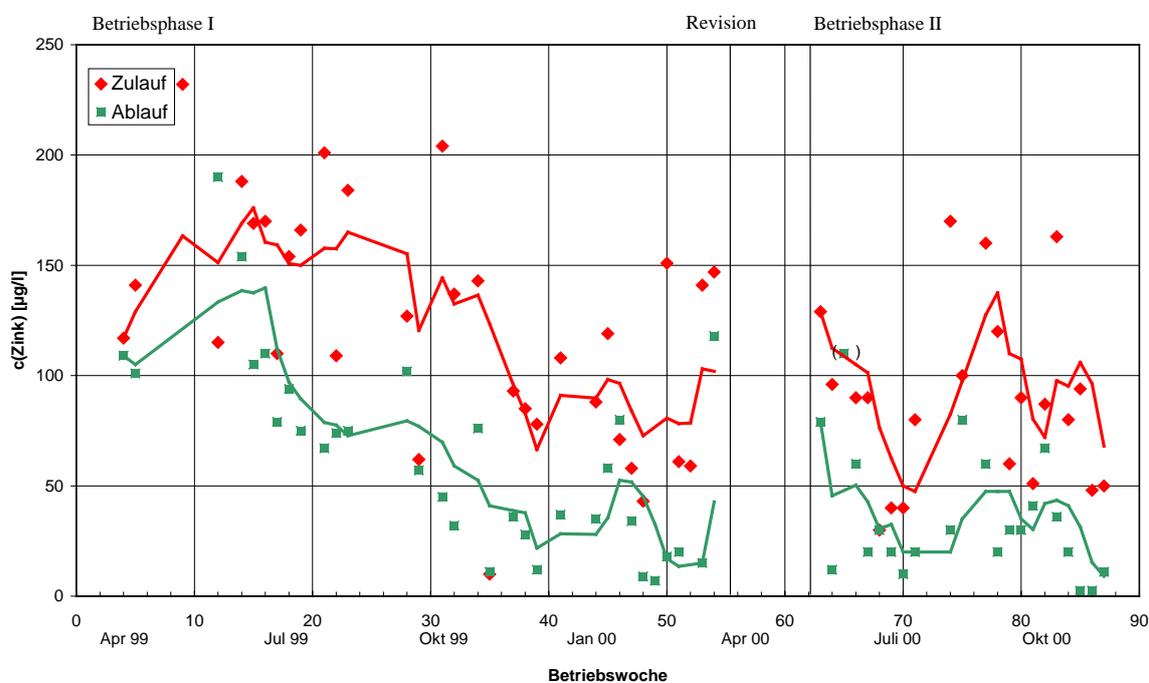


Abbildung 33: Zinkkonzentrationen im Zu- und Ablauf der Filteranlage während der beiden Betriebsphasen

Kupfer: Abbildung 34 veranschaulicht den zeitlichen Verlauf der Kupferkonzentrationen im Zu- und Ablauf der Filteranlage. Abgesehen von einer leichten Abnahme des Konzentrationsniveaus während der ersten Betriebsmonate kann daraus keine eindeutige Tendenz abgeleitet werden. Die Zulaufwerte schwanken während des gesamten Betriebszeitraumes zwischen etwa 10 und 50 µg/l. Die Ablaufwerte zeigen eine nur geringe und nicht durchgängige Abnahme gegenüber dem Zulauf. Das für den gesamten Betriebszeitraum berechnete arithmetische Mittel der Zulaufkonzentrationen beträgt 28 µg/l, das der Ablaufkonzentrationen 24 µg/l. Aufgrund der geringen Eliminationsleistung ist anzunehmen, daß die Kupferspezies überwiegend in gelöster Form vorliegen und auch nicht adsorptiv gebunden werden können.

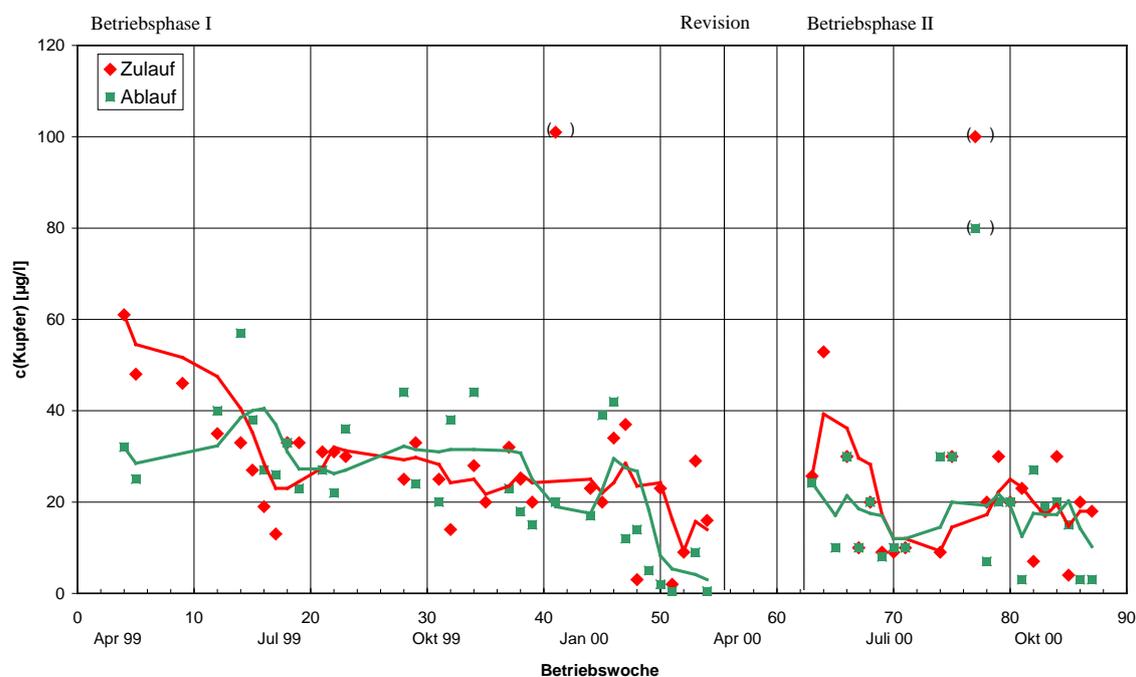


Abbildung 34: Kupferkonzentrationen im Zu- und Ablauf der Filteranlage während der beiden Betriebsphasen

Chrom: Die während des Anlagenbetriebes gemessenen Konzentrationen an Chrom im Zu- und Ablauf der Filteranlage sind in Abbildung 35 aufgetragen. Ein generelles Problem bei der Messung dieses Parameters war das sehr niedrige Konzentrationsniveau bereits bei den Zulaufwerten, das im Bereich der Bestimmungsgrenze liegt. Daher wurde bei Daten unterhalb der Bestimmungsgrenze, bei denen aber noch Chrom nachweisbar war, der halbe

Wert der Bestimmungsgrenze angenommen. Die aus jeweils vier Einzelwerten berechneten gleitenden Mittelwerte sind in Abbildung 35 zusätzlich als Ganglinien dargestellt. Demzufolge liegen die Zulaufwerte mit drei Ausnahmen alle unterhalb von 5 µg/l. Auch die Ablaufwerte sind mit drei Ausnahmen kleiner gleich 5 µg/l, wobei die Ausnahmen im ersten Halbjahr auftreten und möglicherweise auf einen geringfügigen Eintrag aus dem Material der Filterkörbe (Edelstahl V4A) zurückzuführen sind. Ein signifikanter Rückhalt von Chrom in der Filteranlage kann somit nicht festgestellt werden.

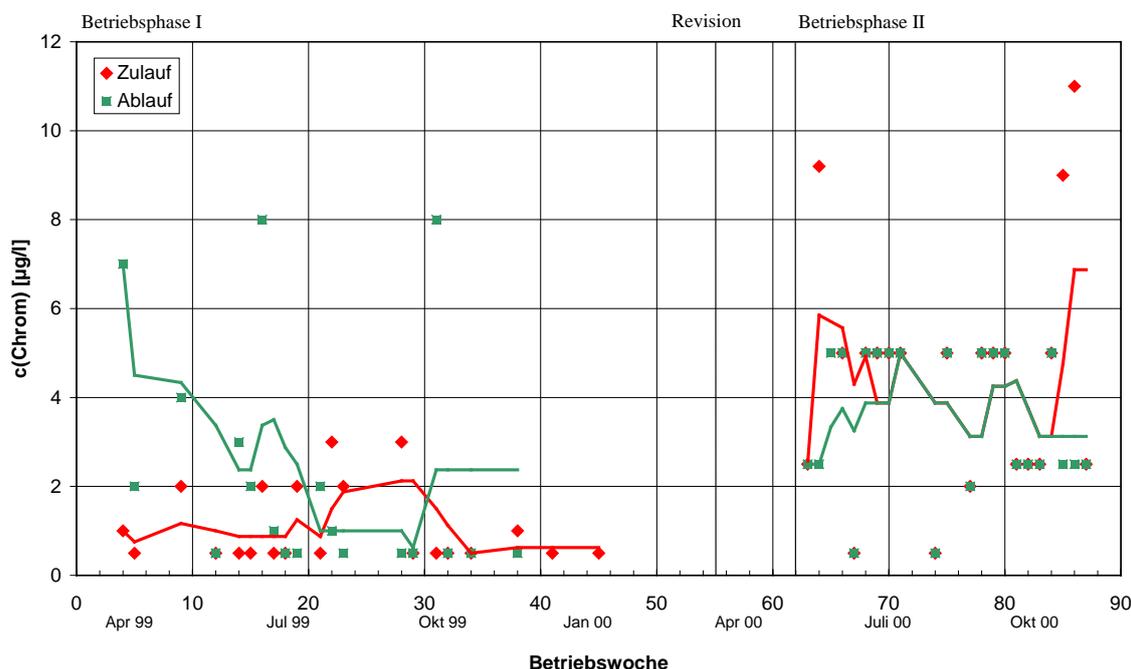


Abbildung 35: Chromkonzentrationen im Zu- und Ablauf der Filteranlage während der beiden Betriebsphasen

Bei der Präsentation vorläufiger Ergebnisse aus der Betriebsphase I anlässlich der Jahrestagung 2000 der Wasserchemischen Gesellschaft im Mai 2000 wurden erhöhte Chromgehalte im Zu- und Ablauf der Filteranlage für den Zeitraum November 1999 bis März 2000 angegeben [12]. Die entsprechende Abbildung ist im Anhang A-3 zu finden. Da es für diesen Anstieg keine plausible Erklärung gab, wurden die von einem externen Labor gemessenen Werte einer stichprobenhaften Nachmessung in einem anderen Labor unterzogen. Dabei zeigte sich, daß bei der gesamten Probenserie von 13 Wochenmischproben ein systematischer Fehler aufgetreten war und tatsächlich keine erhöhten Chromwerte vorgelegen hatten.

Nickel: Abbildung 36 gibt den zeitlichen Verlauf der Nickelkonzentrationen im Zu- und Ablauf der Filteranlage wieder. Ähnlich wie bei Zink ist eine Abnahme des Konzentrationsniveaus während der ersten Betriebsmonate zu erkennen. Die Zulaufwerte liegen während der Betriebsphase I bei maximal 17 µg/l und während der Betriebsphase II bei maximal 6 µg/l. Die Ablaufwerte zeigen eine nur geringe und nicht durchgängige Abnahme gegenüber dem Zulauf. Aufgrund der geringen Eliminationsleistung ist anzunehmen, daß die Nickelspezies überwiegend in gelöster Form vorliegen und auch nicht adsorptiv gebunden werden können.

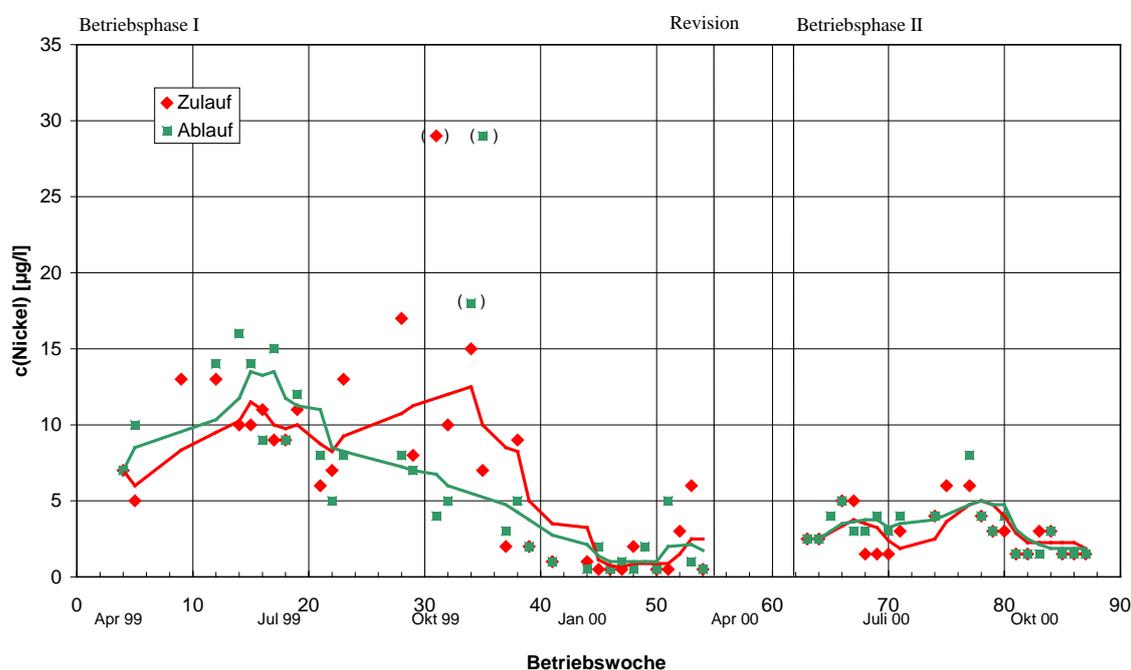


Abbildung 36: Nickelkonzentrationen im Zu- und Ablauf der Filteranlage während der beiden Betriebsphasen

Blei: Die während des Anlagenbetriebes gemessenen Konzentrationen an Blei im Zu- und Ablauf der Filteranlage sind in Abbildung 37 aufgetragen. Ein zunächst nicht richtig eingeschätztes Problem bei diesem Parameter war das sehr niedrige Konzentrationsniveau aller Werte, so daß für die Proben aus der Betriebsphase I ein Meßverfahren mit einer zu hohen Bestimmungsgrenze verwendet wurde. Da sämtliche Meßwerte unterhalb dieser Grenze lagen, wurde bei Daten, bei denen aber noch Blei nachweisbar war, der halbe Wert der Bestimmungsgrenze angenommen. Für die Proben aus der Betriebsphase II wurde dann ein Meßverfahren mit einer niedrigeren Bestimmungsgrenze eingesetzt. Dort liegen die

Werte mit wenigen Ausnahmen sämtlich unterhalb von 10 µg/l. Das für die Betriebsphase II berechnete arithmetische Mittel der Zulaufkonzentrationen beträgt 8 µg/l, das der Ablaufkonzentrationen 6,2 µg/l. Es ist demzufolge anzunehmen, daß auch die Werte während der Betriebsphase I kleiner als die angegebenen 25 µg/l gewesen sein dürften. Für die Berechnung der Frachten in der Betriebsphase I werden deshalb Bleikonzentrationen verwendet, die vom Labor als unterhalb der Bestimmungsgrenze liegend unter Vorbehalt mitgeteilt wurden.

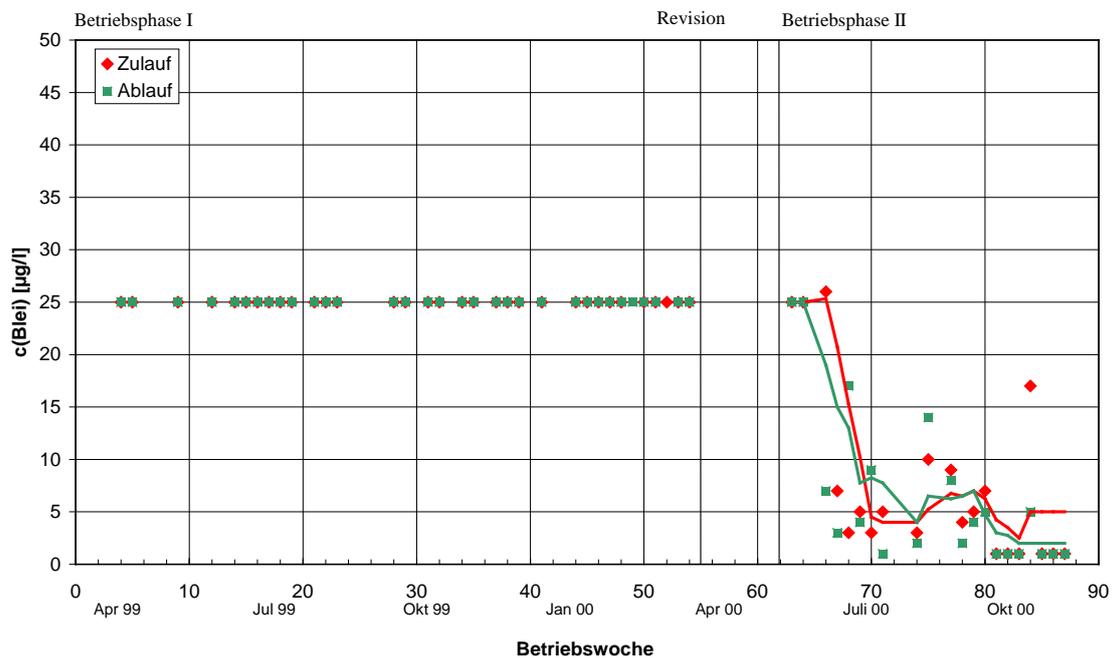


Abbildung 37: Bleikonzentrationen im Zu- und Ablauf der Filteranlage während der beiden Betriebsphasen

Cadmium: Die während der Betriebsphase I gemessenen Konzentrationen an Cadmium lagen zu über 95% an bzw. unterhalb der Bestimmungsgrenze des Meßverfahrens von 1 µg/l. Daher können gesicherte Aussagen zum Vorkommen dieser Metallspezies im Zulauf und zum Rückhaltevermögen der Filteranlage nicht getroffen werden. Bei der vorliegenden Belastungssituation ist Cadmium demnach nicht als ein relevanter Parameter anzusehen. Aus diesem Grund wurde im Verlängerungsantrag vorgeschlagen, Cadmiumwerte während der Betriebsphase II nicht mehr zu messen.

Quecksilber: Während der Betriebsphase I wurde in Stichproben auch der Gehalt an Quecksilber gemessen. Wie beim Parameter Cadmium lagen die Werte überwiegend unterhalb der Bestimmungsgrenze des Meßverfahrens von 1 µg/l. Daher können gesicherte Aussagen zum Vorkommen dieser Metallspezies im Zulauf und zum Rückhaltevermögen der Filteranlage nicht getroffen werden. Bei der vorliegenden Belastungssituation ist also auch Quecksilber nicht als ein relevanter Parameter anzusehen. Aus diesem Grund wurde im Verlängerungsantrag vorgeschlagen, auch auf die Messung der Quecksilberwerte während der Betriebsphase II zu verzichten.

6.3.10 Mineralölkohlenwasserstoffe

Der Gruppenparameter Mineralölkohlenwasserstoffe wurde soweit möglich in unfiltrierten monatlichen Mischproben aus dem Zu- und Ablauf der Filteranlage bestimmt. Ein Problem war hierbei das niedrige Konzentrationsniveau im Bereich von kleiner 1 mg/l bereits bei den Zulaufwerten. In Tabelle 16 sind die mittleren Konzentrationswerte für die beiden Betriebsphasen wiedergegeben.

Tabelle 16: Mittlere Konzentrationen an Mineralölkohlenwasserstoffen im Zu- und Ablauf der Filteranlage

| Betriebsphase | Zulauf | Ablauf |
|--------------------------------------|-----------|-------------|
| I (n = 5) | 0,33 mg/l | < 0,01 mg/l |
| II (n = 6) | 0,27 mg/l | 0,28 mg/l |
| II, filtrierte Probe (Einzelmessung) | 0,17 mg/l | 0,12 mg/l |

Die Zulaufwerte liegen demnach in der Größenordnung von 0,3 mg/l, wobei der niedrigere Wert für die filtrierte Probe darauf hindeutet, daß ein Teil der Kohlenwasserstoffe an Partikeln gebunden sein kann. Für die Betriebsphase I zeigen die Ablaufwerte einen praktisch vollständigen Rückhalt in der Filteranlage, während in der Betriebsphase II keine signifikante Wirkung vorhanden zu sein scheint. In dieser Betriebsphase kam es jedoch bei der Probenahme zu dem im Abschnitt 6.3.4 beschriebenen Störeffekt, der zu erhöhten Anteilen abfiltrierbarer mineralischer Stoffe in den Ablaufproben führte. Es ist daher denkbar, daß die höheren Ablaufwerte in der Betriebsphase II teilweise darauf zurückzuführen sind, daß Kohlenwasserstoffe über die Adsorption an Schwebstoffen

überproportional in die Ablaufproben gelangten. Eine nachträgliche Überprüfung dieser Zusammenhänge war allerdings nicht möglich, da die erforderlichen Probenmengen nicht mehr zur Verfügung standen.

Vom theoretischen Rückhaltevermögen der Aktivkohle für Mineralölkohlenwasserstoffe her sollte eine hohe Eliminationsleistung der Filteranlage in solchen Fällen erwartet werden, in denen die Zulaufkonzentrationen stark ansteigen, wie beispielsweise bei einer unfallbedingten Freisetzung auf der Verkehrsfläche. Es wäre möglich, diesen Fall mit der vorhandenen Filteranlage unter kontrollierten Verhältnissen zu überprüfen. Im Rahmen dieses Vorhabens war ein solcher Test jedoch nicht vorgesehen.

6.3.11 AOX-Wert

Während der Betriebsphase I wurde in Stichproben die Konzentration an adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen (AOX) gemessen. Dabei lagen die Werte überwiegend an oder unterhalb der Bestimmungsgrenze des Meßverfahrens von 10 µg/l. Bei der vorliegenden Belastungssituation ist also der Parameter AOX nicht als relevant anzusehen. Aus diesem Grund wurde im Verlängerungsantrag vorgeschlagen, auf die Messung der AOX-Werte während der Betriebsphase II zu verzichten.

Obwohl keine gesicherten Aussagen zum Rückhaltevermögen der Filteranlage bezüglich dieser Stoffgruppe getroffen werden können, ist generell aber doch von einer erheblichen Eliminationsleistung auszugehen, da der Parameter von seinem Bestimmungsverfahren her die prinzipielle Adsorbierbarkeit an Aktivkohle impliziert.

6.3.12 PAK-Werte

Der Gruppenparameter Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) umfaßt gemäß Trinkwasserverordnung und EPA-Liste 16 Einzelsubstanzen. Für die monatlichen Mischproben aus der Betriebsphase I wurden die Messungen mit einer Bestimmungsgrenze von 100 ng/l durchgeführt. Dabei lagen sämtliche Zu- und Ablaufwerte der Filteranlage unterhalb der Bestimmungsgrenze. Für die Proben aus der Betriebsphase II wurde dann ein Meßverfahren mit einer Bestimmungsgrenze für die Einzelstoffe von 20 ng/l eingesetzt. Dort liegen die Werte mit Ausnahme der Komponente Naphthalin, deren Werte in einzelnen Proben mit 30-80 ng/l etwas erhöht waren, wieder sämtlich unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Obwohl an anderer Stelle im Abfluß von Verkehrsflächen PAK-Gehalte im µg/l-Bereich gefunden worden sind (vergl. Kapitel 2), ist dieser Gruppenparameter bei der vorliegenden Belastungssituation nicht als relevant anzusehen. Eine Ursache dafür kann die Verwendung von Betonpflastersteinen anstelle von Asphalt sein. Aus der Trinkwasseraufbereitung ist bekannt, daß die PAK in Sandfiltern (sofern sie an Partikeln gebunden sind) und in Aktivkohlefiltern (sofern sie gelöst vorliegen) fast vollständig zurückgehalten werden [13]. Daher ist davon auszugehen, daß die eingesetzte Filteranlage geeignet wäre, höhere PAK-Gehalte im Zulauf wirkungsvoll zurückzuhalten.

6.3.13 Ermittlung von frachtbezogenen Wirkungsgraden

Zur Berechnung der Stoffmengen im Zu- und Ablauf der Filteranlage wurden aus den für jede Betriebswoche bestimmten Konzentrationswerten mit Hilfe der jeweiligen Wassermengen die Frachtwerte ermittelt und für die betrachtete Betriebsphase aufsummiert. Konzentrationswerte unterhalb der Bestimmungsgrenze wurden dabei nicht berücksichtigt. Die auf diese Weise berechneten Gesamtmengen an abfiltrierbaren Stoffen, TOC und Schwermetallen sind in Tabelle 17 für beide Betriebsphasen aufgeführt. Die Ganglinien der Frachten für die einzelnen Parameter sind im Anhang A-4 dargestellt.

Tabelle 17: Stoffmengen im Zu- und Ablauf der Filteranlage während der beiden Betriebsphasen

| Parameter | Betriebsphase | Zulauf | Ablauf |
|-----------|---------------|-----------|-----------|
| AFS | I | 970 g | 520 g |
| | II | (1.300 g) | (1.840 g) |
| TOC | I | 302 g | 231 g |
| | II | 322 g | 211 g |
| Zink | I | 11,69 g | 6,17 g |
| | II | 3,88 g | 1,55 g |
| Kupfer | I | 3,04 g | 2,54 g |
| | II | 1,17 g | 0,70 g |
| Chrom | I | 33 mg | 35 mg |
| | II | 48 mg | 7 mg |
| Nickel | I | 539 mg | 524 mg |
| | II | 112 mg | 114 mg |
| Blei | I | (625 mg) | (606 mg) |
| | II | 228 mg | 92 mg |

Die Differenzen zwischen den Zu- und Ablaufwerten für jeden Parameter in Tabelle 17 ergeben die in der Filteranlage zurückgehaltenen Stoffmengen. Sie sind, bezogen auf die jeweils durchgesetzten Wassermengen, als frachtgemittelte Konzentrationen in Abbildung 38 dargestellt. Ebenfalls wiedergegeben ist das entsprechende Rückhaltevermögen der Filteranlage, das wie folgt berechnet wurde:

$$\eta_{\text{Filtration}} = (1 - c_{\text{Ablauf}} / c_{\text{Zulauf}}) \cdot 100\%$$

Gleichung 6

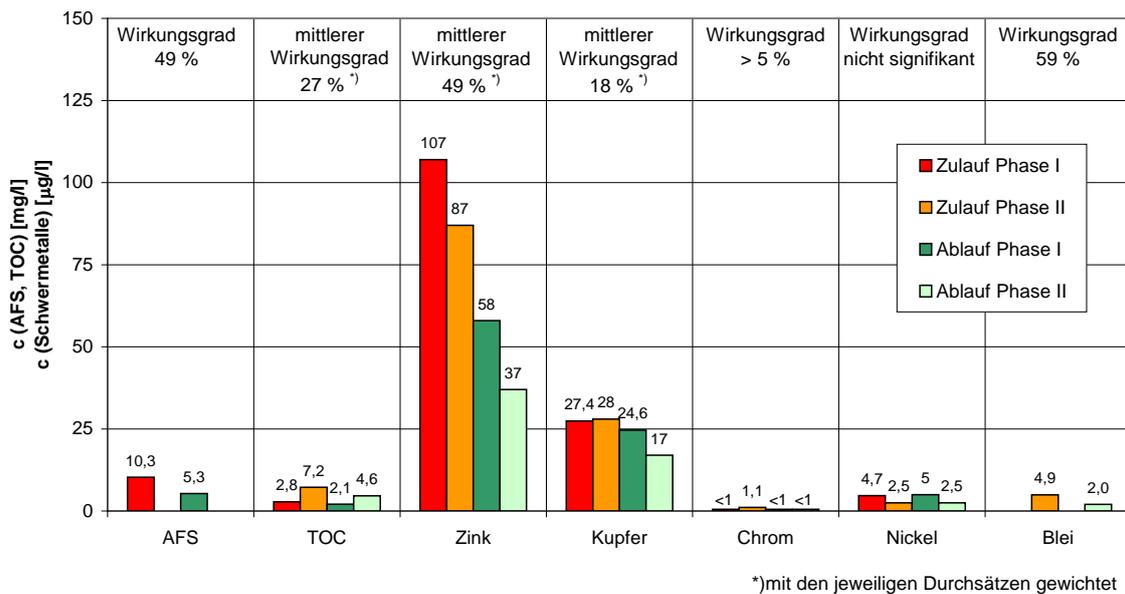


Abbildung 38: Frachtgemittelte Konzentrationen im Zu- und Ablauf der Filteranlage während der beiden Betriebsphasen und daraus berechnete Rückhaltevermögen

Die Ergebnisse zeigen, daß die Filteranlage frachtbezogen rund 50% der abfiltrierbaren Stoffe zurückhält. Der entsprechende Wirkungsgrad für den Parameter TOC beträgt nur 27%, d.h. die partikulären Stoffe sind offensichtlich überwiegend mineralischer Natur. Diese Vermutung wird durch die Beobachtung gestützt, daß verschiedentlich gemessene TOC-Gehalte in filtrierten Proben, also DOC-Konzentrationen (gelöster organischer Kohlenstoff), nur geringfügig (5-10%) unter den jeweiligen TOC-Werten lagen.

Wie bereits in Abschnitt 6.3.8 dargestellt, war ein stärkerer Rückhalt der organischen Wasserinhaltsstoffe in der Aktivkohleschicht erwartet worden. Die Abschätzung der mittleren Beladung der Aktivkohle sowie ergänzend durchgeführte Untersuchungen zum Adsorptionsverhalten der Wasserinhaltsstoffe sind in Abschnitt 6.4 dargestellt.

Bei den Schwermetallen werden Zink und Blei am besten zurückgehalten, wobei der Wirkungsgrad für Blei aufgrund der sehr niedrigen Konzentrationen dieses Stoffes keine hohe Genauigkeit beanspruchen darf. Kupfer wird nur zu rund 20% eliminiert, während das Rückhaltevermögen für Chrom und Nickel sehr gering zu sein scheint. Bei den beiden letztgenannten Metallen sind die Konzentrationen aber wie beim Blei so gering, daß zuverlässige quantitative Aussagen nicht getroffen werden können.

Die Eliminationsleistung der Filteranlage ist jedoch auch in Zusammenhang mit dem Rückhaltevermögen des Absetzschachtes zu diskutieren, bevor eine abschließende Bewertung vorgenommen werden kann. Diese Punkte sind in Kapitel 7 zusammenfassend dargestellt.

6.4 Untersuchung des Sorptionsverhaltens der Aktivkohle

6.4.1 Abschätzung der Sorptionskapazität durch Isothermenaufnahme und Bilanzierung des Anlagenbetriebes

Vor Beginn des Anlagenbetriebs wurden bereits Adsorptionsversuche mit gemahlener Kornkohle und glasfaserfiltriertem Wasser aus dem Absetzschacht der Anlage durchgeführt. Dazu wurden Steilbrust-Glasflaschen mit jeweils 200 ml Wasser befüllt und mit verschiedenen Mengen an Aktivkohle versetzt. Nach einer Kontaktzeit von 72 h auf einer Rundschüttelmaschine wurden die Proben membranfiltriert und die Parameter pH-Wert, DOC-Konzentration und Spektraler Absorptionskoeffizient (SAK) bei 254 nm bestimmt. Mit Hilfe von Massenbilanzen wurden dann die Aktivkohlebeladungen bei den verschiedenen Restkonzentrationen berechnet. Auf diese Weise lassen sich Punkte der sogenannten Gesamtisotherme ermitteln, die Aufschluß über die Adsorptionskapazität der Aktivkohle bezüglich der Gesamtheit der organischen Inhaltsstoffe in einem Vielstoffgemisch gibt.

Abbildung 39 zeigt den Verlauf einer Gesamtisotherme in doppelt-logarithmischer Darstellung. Der nichtlineare Verlauf deutet auf das Vorhandensein unterschiedlich gut adsorbierbarer organischer Substanzen im Wasser hin, und am abknickenden Verlauf bei Restkonzentrationen um 0,5 mg/l ist das Vorhandensein eines nicht-adsorbierbaren Anteils zu erkennen. Zur quantitativen Beschreibung der Adsorbierbarkeit eines Vielstoffgemisches muß eine Adsorptionsanalyse vorgenommen werden [13]. Dabei wird ein Gemisch, dessen chemische Zusammensetzung nicht bekannt ist, durch die Auswertung von Adsorptionsdaten in Hauptkomponenten mit unterschiedlicher Adsorbierbarkeit unterteilt. Diese Hauptkomponenten werden durch zwei Parameter K und n , die ihre Adsorbierbarkeit charakterisieren, und die entsprechenden Konzentrationsanteile gekennzeichnet. Die Ergebnisse, die für die in Abbildung 39

dargestellten Isothermenwerte ermittelt wurden, sind in Tabelle 18 aufgeführt. Sie werden im Abschnitt 6.4.3 mit den Resultaten für andere Isothermen verglichen, die mit Zulaufproben der Filteranlage zu späteren Zeitpunkten aufgenommen wurden.

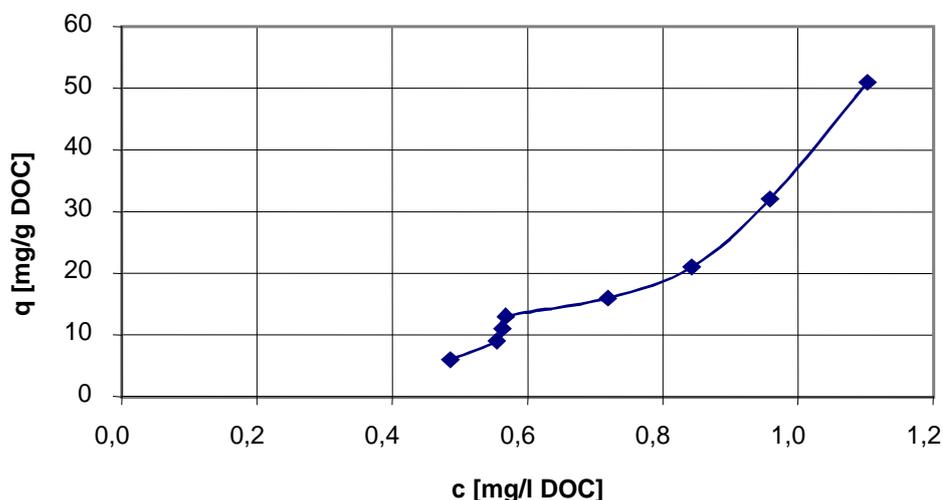


Abbildung 39: Verlauf der Gesamtisotherme für Wasser aus dem Absetzschacht vom 20.11.1998

Tabelle 18: Ergebnisse der Adsorptionsanalyse für die Isothermendaten vom 20.11.1998

| Hauptkomponente | Parameter K | Parameter n | Konzentrationsanteil |
|-----------------|-------------|-------------|----------------------|
| 1 | 0 | - | 28,5 % |
| 2 | 30 | 0,20 | 28,3 % |
| 3 | 120 | 0,20 | 43,2 % |

Ausgehend von den in Abbildung 39 wiedergegebenen Beladungen der Aktivkohle im Isothermenversuch kann erwartet werden, daß sich im praktischen Betrieb Beladungswerte von einigen 10 mg/g erreichen lassen, ehe die Kapazität der Aktivkohle erschöpft ist.

Wird für den Anlagenbetrieb nun vereinfacht angenommen, daß die mit dem Parameter TOC erfaßten organischen Stoffe ausschließlich von der Aktivkohle zurückgehalten werden, so können, ausgehend von den in Tabelle 17 angegebenen TOC-Mengen im Zu- und Ablauf der Filteranlage während der beiden Betriebsphasen, die jeweils erhaltenen mittleren TOC-Beladungen der Aktivkohleschichten berechnet werden. Demnach ergibt sich für die Betriebsphase I ein mittlerer Beladungswert von 0,6 mg/g, der nach der Betriebsphase II auf 1,5 mg/g angestiegen ist. Wenngleich sich die Beladung sicherlich

ungleich auf die einzelnen Filterschichten aufteilt, ist die Aktivkohle, verglichen mit ihrer theoretischen Kapazität, auch nach der Betriebsphase II erst als sehr gering beladen zu beurteilen.

Da vermutet wurde, daß es möglicherweise zu einer kinetischen Hemmung der Adsorption an der Kornkohle in der Filteranlage nach einer Betriebszeit von einigen Monaten gekommen war, wurde bei der Revision der Anlage nach dem ersten Betriebsjahr eine Kohleprobe entnommen, vorsichtig getrocknet und anschließend für einen vergleichenden Kinetikversuch mit einer Modellsubstanz eingesetzt. Die dabei erhaltenen Ergebnisse sind im folgenden Abschnitt dargestellt.

6.4.2 Beurteilung der Sorptionskinetik einer Modellsubstanz an frischer und beladener Aktivkohle

Für diesen orientierenden Versuch wurde als Modellsubstanz p-Hydroxybenzoesäure (HBS) verwendet, die an Aktivkohle verhältnismäßig gut adsorbierbar ist und für die Erfahrungswerte mit anderen Aktivkohlesorten vorlagen. Bei der gewählten Versuchstechnik wird eine Wasserprobe mit einem Volumen von einigen Litern vorgelegt, und es wird eine Kornkohleprobe in einen Siebkorb eingebracht, der an einem Turbinenrührer befestigt ist. Wenn der Rührer in die Wasserprobe eingetaucht wird und sich zu drehen beginnt, kommt es zu einer gleichmäßigen Durchströmung des Siebkorb, und adsorbierbare Stoffe werden von den Kohlekörnern aufgenommen. Nach bestimmten Versuchszeiten werden Wasserproben entnommen und darin die Restkonzentrationen bestimmt. Aus den Konzentrations-Zeit-Kurven können dann Kennzahlen zur quantitativen Beschreibung der Adsorptionskinetik abgeleitet werden [13].

Für den Versuch wurden zwei Aktivkohleproben von jeweils 267 mg eingesetzt, von denen die eine unbeladen war und damit der in der Filteranlage verwendeten Frischkohle entsprach, während die andere nach einer Einsatzdauer von 12 Monaten in der Filteranlage dieser entnommen und vorsichtig bei 110°C getrocknet worden war. Das Volumen der HBS-Lösung betrug 5 l mit einer Anfangskonzentration von 10 mg/l. Die in beiden Fällen gemessenen Konzentrations-Zeit-Kurven sind in Abbildung 40 wiedergegeben.

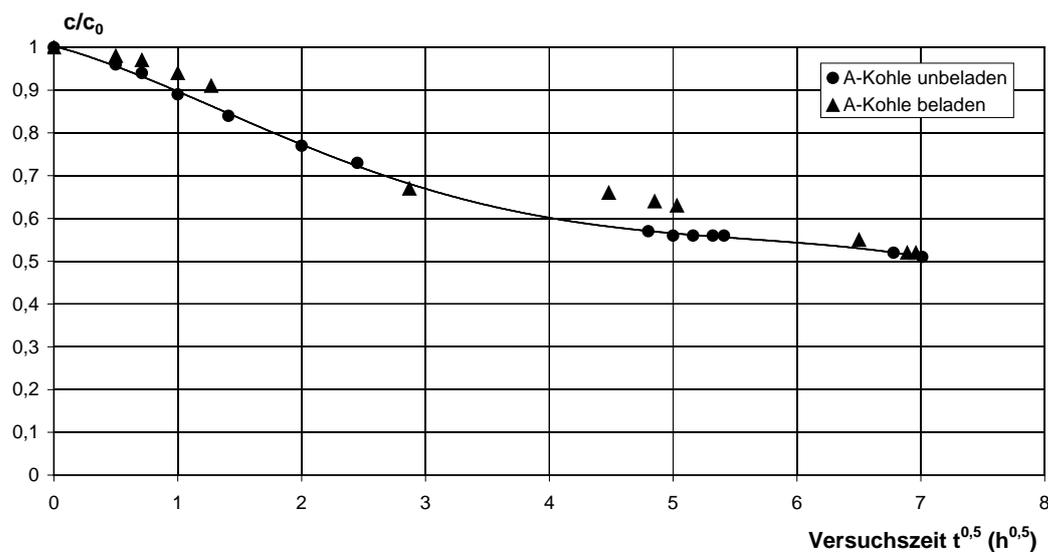


Abbildung 40: Adsorptionskinetik von p-Hydroxybenzoesäure an frischer Kornkohle und an Filtermaterial, das 12 Monate in der Filteranlage beladen worden war, bei ansonsten gleichen Randbedingungen

Die erhaltenen Daten erlauben folgende Schlußfolgerungen:

- Nach 48 h werden die gleichen Restkonzentrationen in der Lösung erreicht, d.h. beide Kohleproben haben praktisch die gleiche Menge an Modellsubstanz aufgenommen. Somit ist eine Herabsetzung der Sorptionskapazität durch eine eventuelle Vorbeladung der Kohleprobe aus der Filteranlage nicht erkennbar. Aus einer Massenbilanz läßt sich für den Endpunkt der Versuche eine HBS-Beladung von 94 mg/g errechnen, die der zu erwartenden Kapazität dieser Kohlequalität für HBS entspricht.
- Die Konzentrationsabnahme an der vorbeladenen Kohleprobe erfolgt etwas langsamer als an der unbeladenen, d.h. es gibt hier einen Hinweis auf eine mögliche Verzögerung der Adsorption durch Stoffe, die sich bereits an der inneren Kohleoberfläche angelagert haben oder im Bereich der Zuleitungsporen der Kohlekörner als Hindernisse wirken.

In Anbetracht der niedrigen Konzentrationen der organischen Stoffe im Zulauf zur Filteranlage wurden derartige Kinetikversuche für die Gesamtheit der mit dem DOC-Wert erfäßbaren Substanzen nicht durchgeführt, da zu erwarten war, daß sich quantitative Aussagen aufgrund von möglichen Meßungenauigkeiten daraus nicht ableiten ließen.

6.4.3 Aufnahme von Isothermen mit Wasserproben aus dem Zu- und Ablauf der Filteranlage

Mit der in Abschnitt 6.4.1 beschriebenen Versuchstechnik wurden mehrere Gesamtisothermen mit Stichproben des Zulaufwassers zur Filteranlage aufgenommen. Durch Auswertung der experimentellen Daten nach der Methode der Adsorptionsanalyse wurden daraufhin bei als konstant angenommenen Adsorptionsparametern der adsorbierbaren Hauptkomponenten die Konzentrationsanteile dieser Hauptkomponenten ermittelt. Ziel einer solchen Auswertung ist es, die Meßdaten möglichst gut zu beschreiben und Veränderungen der Adsorptionseigenschaften eines Stoffgemisches aufzeigen zu können.

In Abbildung 41 sind die Meßdaten für eine Gesamtisotherme, die bei einer sehr niedrigen Anfangskonzentration ermittelt wurden, dem auf der Basis der Adsorptionsanalyse berechneten Verlauf gegenübergestellt. Die Parameterwerte sind zusätzlich in Abbildung 42 aufgeführt. Wenngleich die gemessenen Punkte um die berechnete Gesamtisotherme herum streuen, werden die maximalen Beladungswerte (rechter Ast der Isotherme) sowie die Konzentrationsabnahme bis hin zu einem nicht-adsorbierbaren Anteil (Verlängerung des linken senkrechten Astes der Isotherme) mit guter Näherung wiedergegeben.

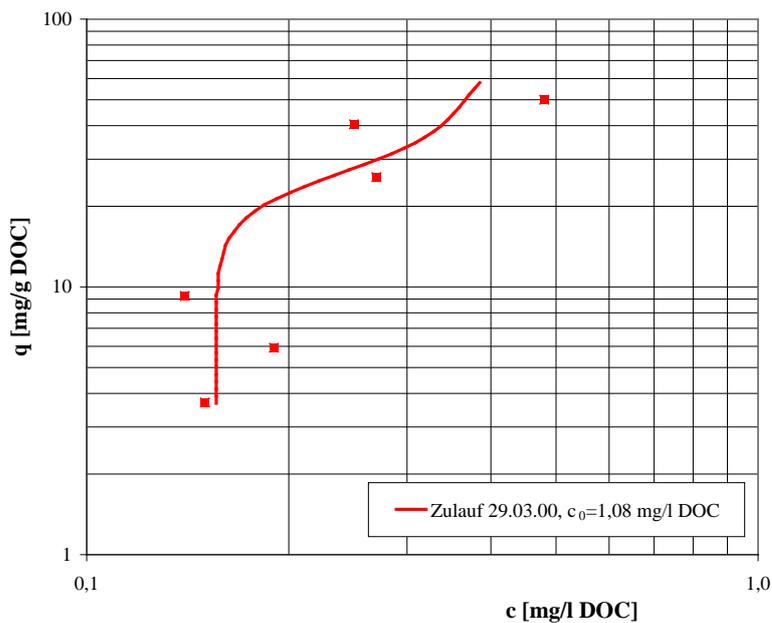


Abbildung 41: Vergleich der Gesamtiotherme für Wasser aus dem Zulauf zur Filteranlage vom 29.03.2000 mit dem berechneten Verlauf auf der Basis einer Adsorptionsanalyse

Die in Abbildung 42 wiedergegebenen Resultate der Adsorptionsanalyse für Gesamtiothermen des Zulaufwassers zur Filteranlage an fünf verschiedenen Zeitpunkten zeigen, daß die Adsorptionseigenschaften der Wasserinhaltsstoffe zeitlich nicht konstant sind. Der nicht-adsorbierbare Anteil schwankt im Bereich von etwa 10-30%, wobei sein Mittelwert absolut bei ca. 0,4 mg/l DOC liegt. Auch die Verteilung der adsorbierbaren organischen Substanzen auf die beiden Hauptkomponenten ist nicht konstant, sondern verändert sich innerhalb weiter Grenzen. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß die zur Isothermenaufnahme verwendeten Stichproben relativ niedrige Konzentrationen aufwiesen, die eher als eine organische Grundbelastung des voredimentierten Niederschlagswassers angesehen werden können. Damit wird deutlich, daß diese Grundbelastung bezüglich der Adsorbierbarkeit an Aktivkohle ein zeitlich sehr inhomogenes Gemisch darstellt, dessen überwiegender Anteil aber prinzipiell an Aktivkohle adsorbierbar ist.

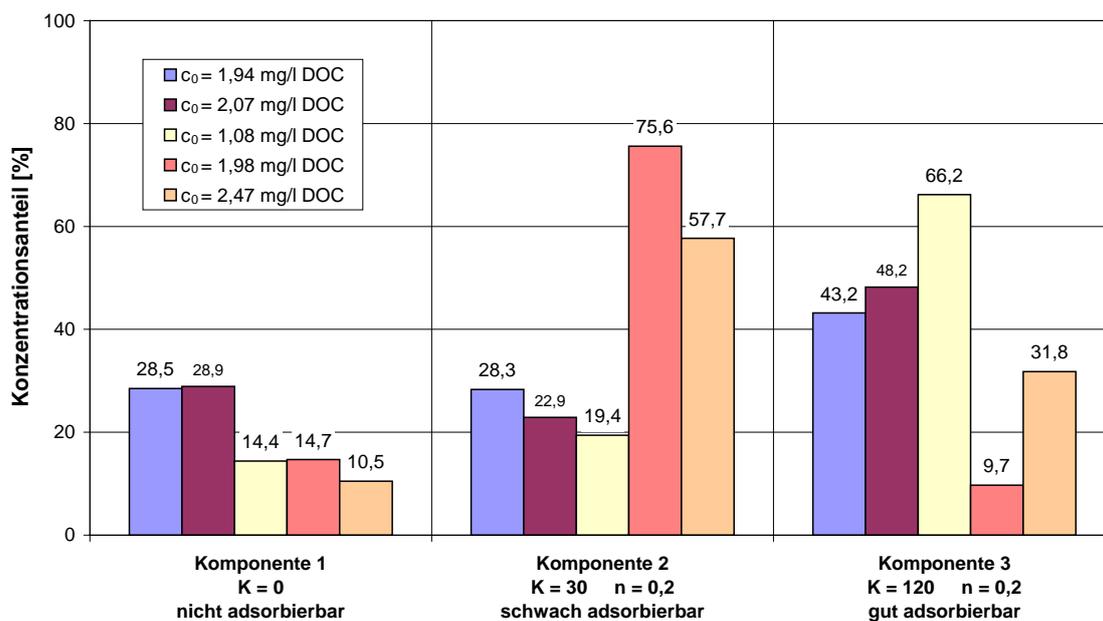


Abbildung 42: Ergebnisse der Adsorptionsanalyse für fünf verschiedene Gesamtisothermen mit Wasserproben aus dem Zulauf zur Filteranlage

Zur genaueren Beurteilung der Wirkung der Aktivkohle in der Filteranlage auf die organischen Stoffe im hindurchfließenden Wasser wurden zweimal Isothermen mit dem Ablauf der Filteranlage aufgenommen und mit den Zulaufisothermen verglichen.

Abbildung 43 zeigt beispielhaft eines der beiden Ergebnisse in Form der experimentellen Gesamtisothermen. Wie zu erkennen ist, stimmen die beiden Verläufe bei niedrigen Konzentrationen im Rahmen der Meßgenauigkeit überein. Diejenigen Stoffe, die bei der Zulaufisotherme für die höchsten Beladungen verantwortlich sind, fehlen offensichtlich bei der Ablaufisotherme, wie auch zu erwarten ist. Zur quantitativen Auswertung der Daten wurden wiederum Adsorptionsanalysen durchgeführt, deren Ergebnisse in Abbildung 44 wiedergegeben sind.

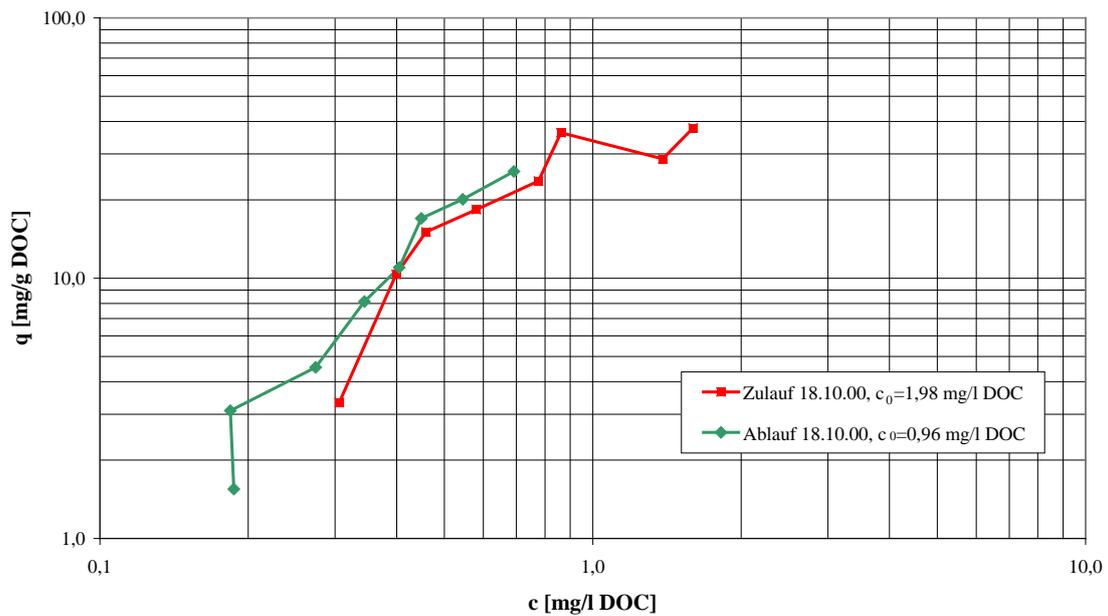


Abbildung 43: Vergleich der Gesamtisothermen für Wasser aus dem Zu- und Ablauf zur Filteranlage vom 18.10.2000

Aus der Gegenüberstellung in Abbildung 44 wird erkennbar, daß bei beiden Probenahmen die nicht-adsorbierbaren Anteile im Wasser die Filteranlage unbeeinflusst passieren. Die adsorbierbaren Anteile werden dagegen teilweise zurückgehalten, wobei die gut adsorbierbare Hauptkomponente mit im Mittel 68% stärker eliminiert wird als die schwach adsorbierbare mit im Mittel 56%. Bei einer ausreichend langen Kontaktzeit zwischen Wasser und Aktivkohle sollte allerdings ein höherer Rückhaltegrad für die adsorbierbaren Stoffe erreichbar sein, solange die Kohle noch über genügend freie Sorptionskapazität verfügt.

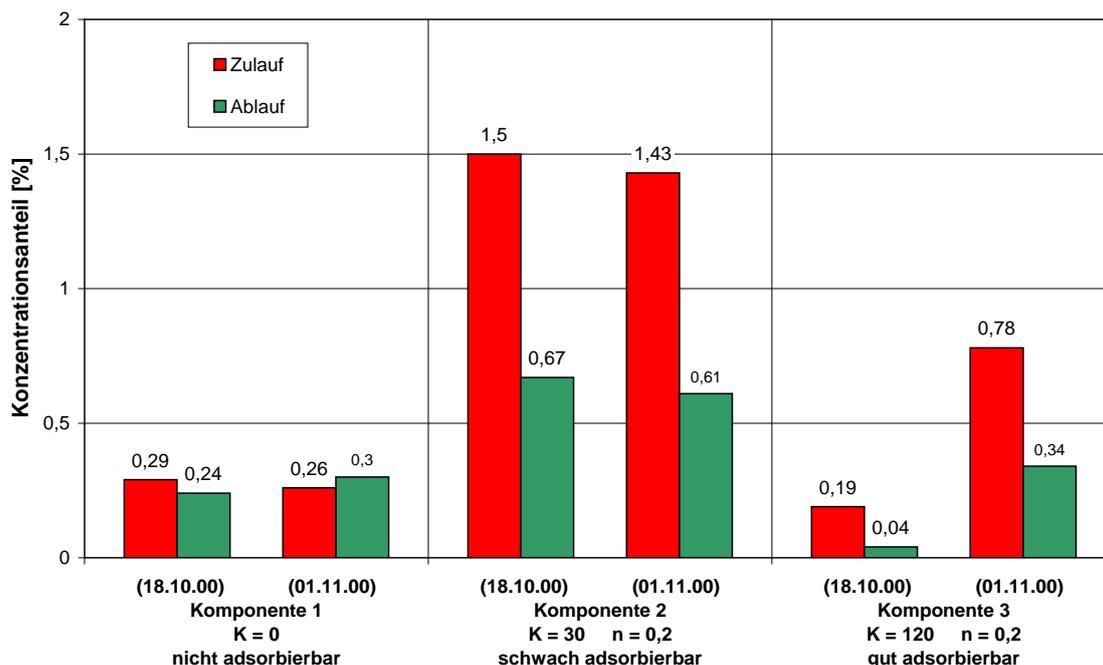


Abbildung 44: Ergebnisse der Adsorptionsanalyse für Gesamtiostermen mit Wasserproben aus dem Zu- und Ablauf zur Filteranlage

Die erhaltenen Daten erlauben folgende Schlußfolgerungen:

- Sowohl die Zulaufkonzentrationen der organischen Stoffe zur Filteranlage als auch ihre Adsorptionseigenschaften können relativ stark schwanken. Eine zumindest theoretische Folge dieser Befunde könnte sein, daß es bei niedrigen Zulaufwerten zu Desorptionseffekten kommt, d.h. zur Freisetzung von bereits adsorbierten Stoffen zurück in die Wasserphase. In Anbetracht der sehr niedrigen Beladung der Aktivkohle im Untersuchungszeitraum sollten derartige Effekte während des Anlagenbetriebes aber noch keine Rolle gespielt haben.
- Die adsorbierbaren Hauptkomponenten im Zulaufwasser werden erwartungsgemäß in unterschiedlichem Ausmaß in der Filteranlage zurückgehalten. Das Rückhaltevermögen der Aktivkohle scheint aber kinetisch limitiert zu sein, d.h. die Schichthöhe der Aktivkohle von insgesamt 40 cm ist offensichtlich nicht ausreichend, um die erforderliche Verweilzeit des Wassers bei den vorliegenden hydraulischen Belastungen von 0 – 23 m/h (vergl. Abschnitt 6.1) zu gewährleisten. Hierbei wirkt sich möglicherweise zusätzlich noch die Vorbeladung der Aktivkohle aus, die den in Abschnitt 6.4.2 diskutierten Daten zufolge eine kinetische Hemmung auch bei der Aufnahme organischer Stoffe während des normalen Anlagenbetriebes verursachen könnte.

7 Diskussion der Anlagenwirksamkeit

7.1 Stoffliche Belastung

Die in Kapitel 2 aufgeführten Literaturdaten geben trotz der großen Schwankungsbreiten Anhaltswerte für die stofflichen Belastungen des Niederschlagsabflusses von relativ stark frequentierten Verkehrsflächen. In einem von der ATV vorgeschlagenen Bewertungsschema sind diese Flächen als normal bis stark belastet eingestuft [14]. Bei der Einstufung von Parkplatzflächen besteht hingegen offensichtlich eine erhebliche Unsicherheit, denn hierfür wird fast das gesamte Spektrum von gering bis stark belastet genannt. Als Einflußgrößen werden neben der Frequentierung und der Belegungsdauer der Parkflächen auch der Verschmutzungsgrad der Fahrzeuge angesehen.

Verglichen mit den Literaturwerten sind die gemessenen Parameter und Belastungsdaten im Ablauf der untersuchten Verkehrsfläche wie folgt einzuordnen:

- Sowohl der mittlere pH-Wert als auch die Leitfähigkeit stimmen mit den an anderer Stelle gemessenen Werten gut überein. Die pH-Werte liegen im Neutralbereich, und die Leitfähigkeit deutet auf einen insgesamt nur geringen Salzgehalt hin.
- Der Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen liegt mit 600 mg/l an der oberen Grenze der Literaturwerte. Rund 77% dieser Stoffe sind mineralischer Art. Dies kann ein Hinweis darauf sein, daß aufgrund der Lage der Verkehrsfläche (siehe Abbildung 2) bei Starkregen auch Bodenpartikeln von oberhalb liegenden Grünflächen abgeschwemmt werden und auf die beprobte Fläche gelangen können.
- Als organische Summenparameter wurden CSB- und TOC-Werte nur im Zulauf zur Filteranlage, nicht aber im Zulauf zum Absetzschacht gemessen. Wird der im abgesetzten Schlamm ermittelte oTS-Wert vereinfacht dem zweifachen TOC-Wert gleichgesetzt (entsprechend einem Anteil von 50% Kohlenstoff in den organischen Molekülen), so läßt sich für die erste Betriebsphase ein TOC-Gehalt im Niederschlagsabfluß von rund 69 mg/l abschätzen. Dieser Wert ist deutlich höher als die Literaturdaten, allerdings führt die vorgenommene Abschätzung des TOC-Wertes über den Glühverlust auch zu Maximalwerten. Darüber hinaus können die örtlichen Gegebenheiten mit einem relativ dichten Baumbestand im Bereich der Parkplatzfläche,

aus der die Deposition von Pollen und Laubfragmenten in den Zwischenräumen der Betonpflastersteine resultiert, für eine erhöhte organische Belastung des Ablaufwassers verantwortlich sein, die nicht anthropogen bedingt ist. Darauf deutet auch der hohe oTS-Anteil hin, der im Absetzschacht abgetrennt werden konnte.

- Bei den Schwermetallen hat Zink mengenmäßig die größte Bedeutung. Der gefundene Wert von 227 µg/l liegt in der Größenordnung der Literaturdaten, jedoch eher im unteren Bereich der angegebenen Bandbreite. Die gleiche Feststellung gilt für den Kupferwert von 51 µg/l.
- Die ermittelten Gehalte an Chrom (12,5 µg/l), Nickel (20,1 µg/l) und Blei (37 µg/l) zeigen ebenfalls eine Belastung, die größenordnungsmäßig mit den Literaturangaben übereinstimmt. Eine genauere Beurteilung ist wegen der starken Streuung der angegebenen Werte jedoch nicht möglich.
- Der Cadmiumgehalt liegt mit < 1 µg/l unterhalb der Literaturdaten, deren Maximalwert allerdings auch nur rund 6 µg/l beträgt. Für die beprobte Verkehrsfläche ist daher weder Cadmium noch Quecksilber als ein relevanter Parameter anzusehen.
- Die Parameter Mineralölkohlenwasserstoffe, PAK und AOX wurden nur im Zulauf zur Filteranlage, nicht aber im Zulauf zum Absetzschacht gemessen. Ein Vergleich mit den Literaturwerten ist nicht möglich, da diese organischen Stoffgruppen teilweise sehr stark an partikuläre Stoffe gebunden vorliegen und mit diesen durch Sedimentation abgetrennt werden können.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß die untersuchte Verkehrsfläche zumindest von der Schwermetallbelastung und von der Gesamtkonzentration an organischen Stoffen her einen mittleren Belastungsgrad aufweist.

7.2 Rückhaltevermögen der Gesamtanlage

Die in den Abschnitten 6.2 und 6.3 abgeleiteten Wirksamkeiten der beiden Behandlungsstufen Sedimentation und Filtration sind in der Abbildung 45 zusammengefaßt dargestellt. Dabei wurde, sofern es die Daten erlaubten, ein mittlerer Ablaufwert für die Filterstufe aus dem mittleren Wirkungsgrad für die beiden Betriebsphasen berechnet. Die Darstellung veranschaulicht den wesentlichen Beitrag des Absetzschachtes zum Stoffrückhalt insbesondere bei den Parametern AFS und den Schwermetallen Chrom,

Nickel und Blei. Daher soll die Wirkung der Sedimentation zunächst noch näher betrachtet werden.

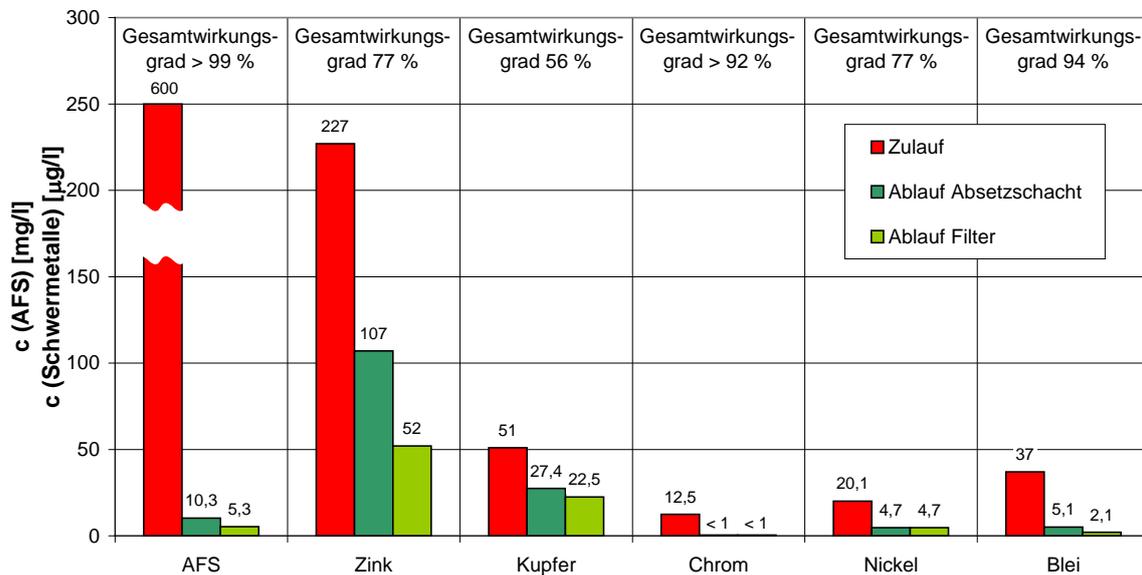


Abbildung 45: Frachtgemittelte Konzentrationen im Zu- und Ablauf der Versuchsanlage und daraus berechnete Gesamtwirkungsgrade

Bei der Untersuchung des Schmutzstoffrückhaltes aus Niederschlagswasser im Trennsystem verglich Pfeifer [10] die Daten einer Reihe von praktisch ausgeführten Regenklärbecken, in denen die Abscheidung gleichfalls durch Sedimentation erfolgt. Hierfür fand er als maßgeblichen Bemessungswert eine Oberflächenbeschickung von 10 m/h. Im Betrieb wurde dieser Wert aber meist weit unterschritten. In Abhängigkeit von der hydraulischen Belastung betrug die gemessenen Wirkungsgrade bis zu 85% bezüglich der abfiltrierbaren Stoffe und über 70% bei Schwermetallen.

Im Absetzschacht der Versuchsanlage stieg die Oberflächenbeschickung bei dem in Abschnitt 6.1 beschriebenen Starkregen kurzzeitig auf 23 m/h an. Das maximale Stundenmittel während der beiden Betriebsphasen betrug ca. 4,5 m/h. Bei der überwiegenden Zahl der Niederschlagsereignisse dürfte das Stundenmittel jedoch unterhalb von 1 m/h gelegen haben. Insofern ist dieser Teil der Behandlungsanlage von der Belastung her herkömmlichen Regenklärbecken vergleichbar. Die bessere Abscheideleistung gegenüber den Regenklärbecken ist möglicherweise durch die Art der Trübstoffe, d.h. ihren hohen mineralischen Anteil, bedingt. Sie könnte auch mit auf die konstruktive Gestaltung des Ein- und Auslaufes zurückzuführen sein. Der gefundene hohe

Wirkungsgrad des Absetzschachtes läßt den Schluß zu, daß eine Verbesserung der Trübstoffabscheidung dort kaum noch möglich ist.

Das Rückhaltevermögen der Kiesfilterschichten für Trübstoffe von rund 50 % erscheint auf den ersten Blick unbefriedigend. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, daß die aus dem Absetzschacht ausgetragenen Teilchen der in Abschnitt 6.3.6. beschriebenen Korngrößenanalyse zufolge sehr fein sind. Auch in der konventionellen Wasseraufbereitung sind solche Teilchen sehr schwierig abzufiltrieren, so daß dort in der Regel Flockungsmittel zugegeben werden, um die Teilchen vor der Filtration in Aggregate zu überführen. Ferner wirkt sich die Betriebsart der Filteranlage beeinträchtigend auf den Rückhalt von Partikeln aus, zum einen, weil häufiger starke Durchsatzschwankungen auftreten, und zum anderen, weil die Kiesschichten als Trockenfilter konzipiert waren, um die Bildung anoxischer Zonen im Porenwasser durch Zersetzungsprozesse bei langen Stillstandszeiten zu vermeiden.

Ein wichtiges Ziel des Einsatzes der Kiesfilterschichten, der Schutz der Aktivkohle vor der Belegung mit Trübstoffen, konnte der optischen Inspektion der Filterkörbe bei der Revision nach dem ersten Betriebsjahr (siehe Abschnitt 9.1) zufolge auf jeden Fall erreicht werden. In Anbetracht der angeführten Randbedingungen und des im Mittel sehr niedrigen Ablaufwertes von rund 5 mg/l, gemessen als AFS, wird die Abscheideleistung der Kiesfilterschichten für Trübstoffe insgesamt als ausreichend beurteilt. Darüber hinaus stellen sie eine wichtige Barriere dar, falls höhere Trübstoffgehalte aus dem Absetzschacht ausgetragen werden. Wie bereits die Vorversuche (siehe Abschnitt 5.3) und die Ergebnisse der Betriebsphase I (siehe Abschnitt 6.3.4) zeigten, erhöht sich dann der Wirkungsgrad der Filtration, so daß keine ausgeprägten Trübstoffspitzen im Ablauf auftreten.

Die Metalle Chrom, Nickel und Blei werden im Absetzschacht sehr wirksam entfernt, da sie offenbar überwiegend in partikulärer Form vorliegen. Bei den Metallen Zink und Kupfer gelangen hingegen Anteile von 47 % bzw. 54 % durch die Sedimentationsstufe hindurch in die Filteranlage. Zink läßt sich dort in nennenswertem Umfang weiter eliminieren, wobei dies vermutlich auf die Abtrennung von Zinkspezies zurückzuführen ist, die feinpartikulär oder an feine Partikeln gebunden vorkommen. Demgegenüber wird Kupfer durch Filtration nur in geringem Umfang entfernt, da es offensichtlich weitgehend in gelöster Form vorliegt. Für gelöste anorganische Metallverbindungen ist unter der hier

maßgeblichen Randbedingungen aber weder Filterkies noch Aktivkohle ein geeignetes Rückhaltedium. Lediglich bei organischen Metallkomplexen wäre eine Adsorption an Aktivkohle zu erwarten, doch die Frage nach dem Vorkommen solcher Verbindungen im Niederschlagsabfluß konnte im Rahmen dieses Projektes nicht weiter untersucht werden.

Der Rückhalt partikulärer organischer Stoffe im Absetzschacht war nach der in Abschnitt 7.1 beschriebenen Abschätzung ebenfalls sehr gut. Bei aeroben oder anaeroben Umsetzungen können daraus gelöste organische Abbauprodukte entstehen, welche den TOC-Gehalt im Zulauf zur Filteranlage erhöhen. Im Mittel waren die dort gefundenen TOC-Konzentrationen aber relativ niedrig. Die organischen Gruppenparameter MKW, PAK und AOX konnten darin nicht in signifikanten Mengen nachgewiesen werden, vermutlich auch aufgrund der Rückhaltewirkung des Absetzschachtes für diese Stoffgruppen.

Die Eliminationsleistung der Filteranlage für die Gesamtheit der organischen Stoffe von im Mittel 27 % war unerwartet gering. Die mittlere Beladung der Aktivkohle nach der Betriebsphase I betrug nur wenige Prozent der zu erwartenden Maximalbeladung, wie auch der durchgeführte Kontrollversuch mit einer Modellsubstanz bewies. Hierfür werden in erster Linie kinetische Effekte als verantwortlich angesehen, d.h. eine zu kurze Kontaktzeit des hindurchströmenden Wassers mit der Kohle, um den Transport der organischen Moleküle an die Oberfläche der Aktivkohlekörner in ausreichendem Umfang zuzulassen. Dies könnte der Fall sein, wenn die adsorbierbaren organischen Substanzen vorwiegend mittel- oder hochmolekularer Art sind. Niedermolekulare Stoffe, zu denen auch die in den Gruppenparametern MKW und PAK erfaßten Substanzen zählen, haben dagegen eine rasche Adsorptionskinetik, so daß kinetische Beeinträchtigungen bei ihnen weniger zu erwarten sind.

Insofern sollte die Aktivkohle bei plötzlich auftretenden Belastungsspitzen, wie sie beispielsweise bei einer unfallbedingten Freisetzung anthropogener organischer Stoffe auftreten könnten, eine wirksame Barriere darstellen. Es wäre wünschenswert, eine solche Situation an der Versuchsanlage unter kontrollierten Bedingungen genauer zu untersuchen. Dabei könnte der gesamte Ablauf zunächst aufgefangen, überprüft und vor seiner Ableitung in die Kanalisation ggf. nachgereinigt werden.

7.3 Beurteilung der Ablaufwerte im Hinblick auf eine Versickerung

Für belastete Niederschlagsabflüsse ist in Deutschland bisher nur eine Versickerung über die obere bewachsene Bodenzone zulässig, um einen ausreichenden Schutz des Grundwassers zu gewährleisten [15, 16, 17]. Als maßgebliche Belastungsparameter gelten dabei schwer abbaubare bzw. persistente anthropogene organische Stoffe und Schwermetalle. Bei der Passage des Wassers durch die obere Bodenzone werden diese Stoffgruppen durch physikalische, chemische und ggf. biologische Prozesse zurückgehalten, umgewandelt oder abgebaut [18]. Zu den wirksamen Mechanismen für den Schwermetallrückhalt zählen die Haftung feindisperser Metallverbindungen an Bodenpartikeln, die Sorption, der Ionenaustausch oder die Fällung gelöster Metallspezies an anorganischen Bodenbestandteilen sowie die Bildung von organischen Metallkomplexen mit Humusanteilen des Bodens. Dafür sind hohe Ton- und Humusgehalte des Bodens und pH-Werte größer $\text{pH} = 6$ vorteilhaft [19]. Die Eliminationsleistung für organische Substanzen beruht sowohl auf einer Fixierung durch die Sorption an Huminstoffen und anorganischen Bodenbestandteilen als auch auf einem weitergehenden biologischen Abbau unter den spezifischen Milieubedingungen in der belebten Bodenzone. Hierfür ist es wichtig, die natürliche biologische Aktivität im Boden so wenig wie möglich zu beeinträchtigen [15].

Systematische Untersuchungen zur Ermittlung der Reinigungswirkung der bewachsenen Bodenzone bei der Versickerung von belastetem Niederschlagswasser sind bislang erst vereinzelt durchgeführt worden. Tabelle 19 gibt eine Übersicht über dabei erhaltene Ergebnisse. Sie zeigen, daß weder bei den Schwermetallen noch bei den untersuchten PAK ein vollständiger Rückhalt durch eine Bodenpassage möglich ist. Im Vergleich zu den in Abschnitt 7.2 angegebenen Resultaten ist festzustellen, daß mit Ausnahme des Parameters Zink mit der im Projekt eingesetzten Behandlungsanlage stets vergleichbare oder sogar höhere Wirkungsgrade erreicht werden konnten. Demnach könnte die Wirksamkeit der Behandlungsanlage in wesentlichen Belangen das Rückhaltevermögen der belebten Bodenzone ersetzen.

Tabelle 19: Ermitteltes Rückhaltevermögen der oberen Bodenzone für Inhaltsstoffe von Niederschlagsabflüssen

| Parameter | Konzentration vor der Bodenpassage | Konzentration nach der Bodenpassage | Wirkungsgrad | Anmerkung | Quelle |
|-------------|------------------------------------|-------------------------------------|--------------|--------------------------------------|--------|
| Zink | 930 µg/l | < 50 µg/l | > 94 % | Dachablauf, Mittelwert aus 16 Proben | [19] |
| Nickel | 12,2 µg/l | 9,5 µg/l | 22 % | Dachablauf, Mittelwert aus 14 Proben | [19] |
| Cadmium | 0,7 µg/l | 0,3 µg/l | 57 % | Dachablauf, Mittelwert aus 16 Proben | [19] |
| Phenanthren | 90 ng/l | 15 ng/l | 83 % | Dachablauf, Mittelwert aus 14 Proben | [20] |
| Flouranthen | 85 ng/l | 30 ng/l | 65 % | Dachablauf, Mittelwert aus 14 Proben | [20] |
| AFS | n.a. | n.a. | 56 – 91 % | Straßenabfluß | [21] |
| Zink | n.a. | n.a. | 87 – 96 % | Straßenabfluß | [21] |
| Blei | n.a. | n.a. | 49 – 94 % | Straßenabfluß | [21] |

n.a. = nicht angegeben

Ein Nachteil der Versickerung durch die obere Bodenzone ist darin zu sehen, daß es nach längerem Betrieb nachweislich zur Akkumulation von Schwermetallen und persistenten organischen Verbindungen in der Bodenmatrix kommt. Dies ist an verschiedenen Standorten sowohl für Zink als auch für den Gruppenparameter PAK nachgewiesen worden [19, 20, 22].

Es ist sogar schon ein Berechnungsmodell vorgeschlagen worden, um die Versickerungsfläche nach den Schadstoffkonzentrationen im Niederschlagsabfluß und dem tolerierbaren Belastungsgrad des Bodens zu bemessen [23].

Bei einer praktischen Anwendung des untersuchten Behandlungskonzeptes für die Reinigung des Niederschlagsabflusses von Verkehrsflächen wäre eine solche Belastung des Oberbodens nicht gegeben. Die Restgehalte an Schadstoffen gelangten allerdings direkt in das Grundwasser. Es ist daher zu fragen, inwieweit die gefundenen Ablaufwerte dessen Qualität negativ verändern könnten. Hierfür gibt es bisher noch keine verbindlichen Festlegungen. Aus diesem Grund sind in Tabelle 20 die gemessenen mittleren Ablaufwerte

den LAWA-Prüfwerten für Grundwassersanierungen sowie den Grenz- und Richtwerten der novellierten Trinkwasserverordnung zur Orientierung gegenübergestellt.

Tabelle 20: Ablaufwerte der Versuchsanlage, LAWA-Prüfwerte [24] und Grenz- bzw. Richtwerte der neuen Trinkwasserverordnung (TVO) [25]

| Parameter | Mittlere Ablaufwerte der Versuchsanlage | LAWA-Prüfwerte | TVO-Grenz- oder Richtwerte |
|-----------------|---|---|-------------------------------|
| pH-Wert | 7,2 – 7,4 | max. 1 Einheit Abweichung vom Basiswert | 6,5 – 9,5 |
| Leitfähigkeit | 206 – 241 $\mu\text{S}/\text{cm}$ | max. 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ über dem Basiswert | 2.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ |
| Trübung | 4,4 TE/F | - | 1,0 TE/F |
| Zink | 52 $\mu\text{g}/\text{l}$ | 100 – 300 $\mu\text{g}/\text{l}$ | - |
| Kupfer | 22,5 $\mu\text{g}/\text{l}$ | 20 – 50 $\mu\text{g}/\text{l}$ | 2.000 $\mu\text{g}/\text{l}$ |
| Chrom | < 1 $\mu\text{g}/\text{l}$ | 10 – 50 $\mu\text{g}/\text{l}$ | 50 $\mu\text{g}/\text{l}$ |
| Nickel | 4,7 $\mu\text{g}/\text{l}$ | 15 – 50 $\mu\text{g}/\text{l}$ | 20 $\mu\text{g}/\text{l}$ |
| Blei | 2,1 $\mu\text{g}/\text{l}$ | 10 – 40 $\mu\text{g}/\text{l}$ | 10 $\mu\text{g}/\text{l}$ |
| Cadmium | < 1 $\mu\text{g}/\text{l}$ | 1 – 5 $\mu\text{g}/\text{l}$ | 5 $\mu\text{g}/\text{l}$ |
| Quecksilber | < 1 $\mu\text{g}/\text{l}$ | 0,5 – 1 $\mu\text{g}/\text{l}$ | 1 $\mu\text{g}/\text{l}$ |
| TOC | ca. 3,0 mg/l | max. 4 mg/l über dem Basiswert | ohne auffallende Veränderung |
| PAK (16 Stoffe) | < 100 ng/l | 100 – 200 ng/l | 100 ng/l (6 Stoffe) |

Aus diesen Vergleichen ergibt sich, daß alle gemessenen Parameterwerte unterhalb der LAWA-Prüfwerte liegen. Mit Ausnahme des Parameters Trübung, der jedoch keine direktes Maß für ein Schadstoffpotential darstellt, werden auch die Anforderungen der Trinkwasserverordnung eingehalten. Es wird daraus abgeleitet, daß die Ablaufkonzentrationen der Behandlungsanlage, sofern sie die gemessenen Wertebereiche nicht nennenswert überschreiten, sich nicht nachteilig auf die Grundwasserqualität auswirken sollten. Diese Folgerung bedarf allerdings, sofern besondere Schutzanforderungen wie beispielsweise in Wasserschutzgebieten bestehen, einer Relativierung insofern, als daß in solchen Fällen zusätzlich noch eine immissionsbezogene Betrachtung vorgenommen werden sollte.

8 Möglichkeiten zur Verbesserung des Anlagenkonzeptes

8.1 Abscheidung ungelöster Stoffe

In der jüngeren Vergangenheit sind eine Reihe von Untersuchungen durchgeführt worden, um die Wirksamkeit alternativer Verfahren zum Trübstoffrückhalt aus dem Niederschlagsabfluß im Vergleich zur konventionellen Sedimentation zu ermitteln. In der Regel beziehen sie sich aber auf den Anwendungsfall der zentralen Regenwasserbehandlung. So wurde beispielsweise für die Vorreinigung größerer Mengen an Dachablaufwasser (20-60 l/s) von der Fa. 3P Technik GmbH ein Edelstahlsieb entwickelt, das direkt in einen Betonschacht eingebaut werden kann [26]. Bei einer Maschenweite von 500 µm ist damit jedoch nur der Rückhalt sehr grober Teilchen möglich, so daß eine Verbesserung des Trübstoffrückhaltes in der konzipierten Anlage nicht erwartet werden kann. Darüber hinaus stellte sich bei einem dezentralen Einsatz die Frage nach der Reinigung der Siebflächen. Aus diesem Grund sind auch Siebe mit kleineren Maschenweiten (bei der Trinkwasseraufbereitung ab 15 µm praktiziert) für eine Verwendung zur dezentralen Behandlung von Niederschlagsabflüssen als ungeeignet anzusehen.

Wie in Kapitel 5 dargestellt, hat das verwendete Filtermaterial Einfluß auf die erreichbare Trübstoffabscheidung. Hierzu ist vor Beginn des Anlagenbetriebes eine Voroptimierung vorgenommen wurden. Generell kann der Trübstoffrückhalt durch den Einsatz feinerer Filterkörner verbessert werden. Dem sind jedoch hydraulische Grenzen gesetzt, da der Filterwiderstand mit abnehmender Korngröße der Filterkörner stark ansteigt und dann ggf. die notwendigen Durchsatzmengen nicht mehr gewährleistet sind. Außerdem nehmen die mögliche Trübstoffbeladung und die Verstopfungsgefahr der Filterschüttung zu. Daher wird bei der Wahl des Filtermaterials nur noch ein geringes Optimierungspotential gesehen.

Zur Verbesserung des Rückhaltes feiner Trübstoffteilchen wäre es aufgrund der schlechten Filterwirkung für diese Partikeln, die sich auch theoretisch begründen läßt, erforderlich, zusätzlich Flockungsmittel zu dosieren, um größere, besser abscheidbare Aggregate zu erzeugen. In der Arbeit von Pfeifer [10] wurde der Einsatz einer Flockungs-

Flotationsanlage zur weitergehenden Feststoffentfernung aus dem Ablauf eines Regenklärbeckens über einen längeren Zeitraum untersucht. Damit wurde eine erhöhte und auch relativ stabile Wirksamkeit für die Feinstoffabscheidung erreicht. Der anlagentechnische und betriebliche Aufwand einer solchen physikalisch-chemischen Behandlungskombination ist aber so groß, daß sie für eine dezentrale Anwendung in der vorgesehenen Art nicht geeignet ist. Selbst eine Flockungsmitteldosierung in den Zulauf zum Absetz- oder Filterschacht käme aus Gründen steuerungstechnischer Probleme (Anpassung an Durchsatz und Trübstoffkonzentration), der unzureichenden Flockenbildungsbedingungen und, im Falle des Kiesfilters, der überproportional schnellen Beladung aufgrund der gebildeten Metallhydroxidflocken nicht in Betracht.

8.2 Abscheidung gelöster Substanzen

8.2.1 Allgemeines

Ein Standardverfahren zur Abtrennung gelöster Schadstoffe, also Schwermetallspezies und anthropogener organischer Substanzen, ist für die Behandlung von Niederschlagsabflüssen nicht verfügbar, da sich die einzelnen Stoffgruppen in ihren Eigenschaften zu sehr unterscheiden. Daher gibt es nur die Möglichkeit, Verfahren auf ihre Anwendbarkeit hin zu beurteilen, die spezifisch auf eine Stoffgruppe ausgerichtet sind.

Hinsichtlich gelöster Schwermetalle kommen hierfür prinzipiell Sorptions- oder Ionenaustauschverfahren in Frage. Technische Ionenaustauscherharze sind allerdings für einen dezentralen Einsatz zur Schwermetallbindung unter den betrachteten Randbedingungen (Wasser nicht frei von Trübstoffen, Anteil unbedenklicher Kationen wie Calcium überwiegt) ungeeignet. Seit kurzem wird jedoch ein Filtergranulat angeboten, das Schwermetalle mit hoher Wirksamkeit aus Niederschlagswasser entfernen soll. Zur Bewertung der Einsatzmöglichkeit dieses Produktes wurde daher eine orientierende Untersuchung durchgeführt, die im folgenden Abschnitt 8.2.2 beschrieben ist.

Für die Elimination organischer Stoffe unpolarer Natur, zu denen die MKW und PAK gehören, stellt die Aktivkohleadsorption ein wirksames und in der Trinkwasser-

aufbereitung seit vielen Jahrzehnten bewährtes Verfahren dar. Im Abschnitt 8.2.3 wird diskutiert, wie der Einsatz der Aktivkohle ggf. verbessert werden kann.

8.2.2 Orientierende Untersuchung eines schwermetallselektiven Filtermaterials

Das Filtergranulat DIAKAT A der Firma FAW Chemie Hermann Koch GmbH [26] wurde den Herstellerangaben zufolge bereits erfolgreich in Pilotversuchen zur Schwermetallentfernung aus hochbelasteten Galvanikabwässern eingesetzt. Nach Aussage des Herstellers ist das Material außerdem u.a. für den Einsatz in Versickerungsschächten bei der Behandlung von Metaldachabflüssen geeignet. Es soll nebeneinander vorhandene Schwermetalle adsorbieren können, ohne daß sie sich gegenseitig beeinflussen.

DIAKAT A besteht hauptsächlich aus Ton, Kalk und Eisen. Es ist erhältlich in Pulverform mit einer Korngröße kleiner 1 mm sowie in Granulatform der Korngrößenverteilung 2–4 mm. Die spezifische Oberfläche des porösen Materials beträgt 30,54 m²/g. Alle wichtigen Kenndaten sind in Tabelle 21 zusammengefaßt.

Tabelle 21: Wesentliche Spezifikationen des Filtergranulats DIAKAT A

| | |
|---|--|
| Korngröße | < 1 mm oder 2 – 4 mm |
| Aufnahmekapazität | ca. 10 – 15 % des Eigengewichts |
| Reinigungsleistung für 1 Liter DIAKAT A | 3.000 Liter für einen SM Gehalt < 5 mg/l |
| Durchsatzgeschwindigkeit (Faustwert) | ml Granulat = ml Abwasser pro Stunde |
| Spezifische Oberfläche | 30,54 m ² /g |

Bei den in Abschnitt 6.3 aufgeführten mittleren Konzentrationen an Schwermetallen im Zulauf zur Filteranlage und den vorhandenen Durchsätzen könnte das Material über Jahre hinweg verwendet werden, bevor seine Kapazität erschöpft wäre. Wird als Reinigungsleistung die Herstellerangabe von 3.000 Litern pro Liter Granulat bei einem Schwermetallgehalt von weniger als fünf Milligramm pro Liter angesetzt, wäre das Material bei dem Austausch einer Filterkies- oder Aktivkohleschicht (Durchmesser 1 m, Schichthöhe 20 cm) in der Versuchsanlage gegen eine Schicht DIAKAT A erst nach mehr als drei Jahren erschöpft.

Die unselektive Entfernung von Schwermetallen wird hauptsächlich durch den Kalk hervorgerufen, der den pH-Wert stark ansteigen läßt. Hierdurch werden die zuvor gelösten Schwermetalle in Hydroxide überführt, die einen Niederschlag in den Porenräumen des Granulats bilden. Die dort gebundenen Schwermetalle können nicht ausgewaschen werden, so daß eine Entsorgung z.B. im Bergversatz zulässig ist. Um einen weitgehenden Rückhalt der Schwermetalle zu erzielen, werden vom Hersteller sehr geringe Filtergeschwindigkeiten empfohlen, die einer theoretischen Kontaktzeit zwischen Wasser und Granulat von einer Stunde entsprechen.



Abbildung 46: Versuchsaufbau zur Überprüfung des Granulats DIAKAT A

Für einen orientierenden Versuch mit dem Filtergranulat DIAKAT A wurde ein Versuchsaufbau gemäß Abbildung 46 mit einer Filterhöhe von 20 cm verwendet. Das Material wurde vor dem Einsatz in ein Becherglas mit vollentsalztem Wasser gegeben, um sicherzustellen, daß sämtliche Porenräume mit Wasser aufgefüllt sind. Außerdem wurde die Schüttung vor Versuchsbeginn mit vollentsalztem Wasser gegengeschpült.

Als Wasserprobe wurden 20 Liter aus dem Zulauf der Filteranlage entnommen und zusätzlich mit definierten Mengen an Zink- und Kupfersalzen versetzt (aufgestockt). Um einen praxisnahen Betrieb zu simulieren, wurde am Rotameter ein Durchsatz von vier Litern pro Stunde eingestellt. Dies entspricht, übertragen auf den Anlagenmaßstab, etwa den durchschnittlichen Spitzenabflüssen der Versuchsanlage. Die theoretische Kontaktzeit betrug dabei ca. 2,2 Minuten.

Die während der Versuchsreihe genommenen Proben wurden auf die Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit, Trübung sowie stichprobenartig auf die Parameter Kupfer und Zink untersucht. Je eine Zulaufprobe wurde zu Beginn und am Ende des Versuchs genommen. Die erste Beprobung im Ablauf erfolgte nach einer halben Stunde, nachdem erfahrungsgemäß die Anfiltrierungsphase vorüber ist. Weitere Ablaufproben wurden nach 120 und 210 Minuten genommen. Anschließend wurde die Pumpe abgeschaltet und das in der Säule verbleibende Wasser dort belassen. Nach 24 Stunden ist dieses abgelassen und ebenfalls untersucht worden, um eine Aussage für den Fall der Stagnation in Trockenwetterperioden treffen zu können.

Die Versuchsergebnisse sind im Anhang A-5 zusammengestellt. Demnach beträgt der mittlere Rückhalt für Zink 69 %, für Kupfer 66 % und für den Parameter Trübung 26 %. Allerdings nahm die Leitfähigkeit während des Versuchs von 175 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf durchschnittlich 720 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zu. Der pH-Wert stieg hierbei von 7,8 auf durchschnittlich 11,5 an. In der Stagnationsphase erhöhte sich die Leitfähigkeit auf 4.700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und der pH-Wert auf 12,4. Selbst die Trübung nahm von 17,1 TE/F auf 214 TE/F zu.

Die Eignung des Materials für einen Einsatz zur dezentralen Behandlung von belasteten Niederschlagswasser kann somit wie folgt beurteilt werden:

- Bei theoretischen Kontaktzeiten mit dem Wasser in der Größenordnung von einigen Minuten ist der Schwermetallrückhalt mit knapp 70 % zwar besser als bei der Filtration über Kies und Aktivkohle, aber er gelingt nicht vollständig.
- Aufgrund der starken Erhöhung des pH-Wertes könnte eine positive Empfehlung für den Einsatz von DIAKAT A nur mit nachgeschalteter Neutralisation gegeben werden. Dies ist jedoch nicht praktikabel.

- Die erhöhte Salzfracht im Ablauf und der Anstieg der Trübung nach Stagnation läßt das Material ebenfalls ungeeignet erscheinen, da die LAWA-Werte (siehe Tabelle 20) deutlich überschritten werden.

8.2.3 Optimierung der Adsorptionsstufe

In den Versuchen zur Ermittlung der Sorptionskapazität der Aktivkohle für die Summe der organischen Stoffe ergaben sich geringe Gehalte an nicht-adsorbierbaren Substanzen im Niederschlagsabfluß und relativ hohe Werte für die möglichen Beladungen. Die tatsächliche Beladung der Aktivkohle nach einem Betriebsjahr betrug dagegen erst wenige Prozent dieser Maximalbeladungen. Als verantwortlich für das geringe Rückhaltevermögen sind offenbar kinetische Effekte anzunehmen.

Die Möglichkeiten, auf die Adsorptionskinetik Einfluß zu nehmen, sind begrenzt. Eine Maßnahme wäre die Verlängerung der Kontaktzeit zwischen Kohle und Wasser durch Erhöhung der Kohleschicht oder Verringerung der Durchströmungsgeschwindigkeit. Beides führte aber zu größeren Abmessungen der Filteranlage und einem noch höheren Kohlebedarf für ihre Befüllung. Nur von den niedrigen Beladungswerten her wäre eher das Gegenteil, d.h. der Einsatz einer geringeren Kohlemenge, naheliegend.

Eine Beschleunigung der Adsorptionsgeschwindigkeit wäre auch durch eine feinkörnige Kohlequalität zu erreichen. Es könnte eventuell mit einem Lieferanten vereinbart werden, hierfür eine feinere Siebfraktion bereitzustellen. Korndurchmesser von einigen Zehntel mm sollten bei den vorliegenden Filtergeschwindigkeiten und den vorgeschalteten Kiesfilterschichten noch unproblematisch sein. Dagegen käme ein Einsatz von pulverförmiger Kohle wegen des hohen Filterwiderstandes nicht in Frage.

9 Betriebliche Erfahrungen und Planungshinweise

9.1 Betrieb und Revision

9.1.1 Allgemeines

Der Betrieb der Versuchsanlage verlief, abgesehen von kurzen, apparatbedingten Unterbrechungen bei der automatischen Datenerfassung und Probenahmen, über 20 Monate störungsfrei. Daher kann auch für den praktischen Einsatz dieses Behandlungskonzeptes ein stabiler, wartungsfreier Betrieb angenommen werden. Die technische Betreuung beschränkt sich auf Revisionsarbeiten, die in größeren Zeitabständen durchzuführen sind. Zur Abschätzung der Häufigkeit dieser Intervalle werden die in Kapitel 6 dargestellten Ergebnisse herangezogen. Begleitend wurde die Versuchsanlage nach der ersten, einjährigen Betriebsphase Ende März 2000 einer Revision unterzogen. Dabei wurden alle Einsätze des Filterschachtes entnommen und der Absetzschacht entschlammt. Die Durchführung, die dabei getroffenen Beobachtungen und daraus abgeleiteten Folgerungen werden nachfolgend beschrieben.

9.1.2 Absetzschacht

Die Klarphase des Absetzschachtes (Volumen ca. 1,2 m³) wurde komplett abgepumpt, und anschließend wurde der Schlamm ausgetragen und gewogen. In Abbildung 47 ist der im Schacht verbliebene Schlamm vor der Räumung zu erkennen. Der Schlamm wies eine schwarze Färbung und einen modrigen, fauligen Geruch auf. Dies läßt auf anaerobe Zustände im Schacht schließen. Zur Massenermittlung der Trockensubstanz wurde eine Teilprobe des Schlammes getrocknet. Insgesamt wurde während des ersten Betriebsjahres eine Masse von 74,4 kg Trockensubstanz im Absetzschacht zurückgehalten.



Abbildung 47: Blick in den Absetzschacht nach dem Abpumpen der Klarphase

9.1.3 Filterschacht

Die Siebkorbeinsätze mit den Kiesschüttungen und der Aktivkohle wurden mittels Dreibein aus dem Schacht gezogen. In Abbildung 48 ist die obere Filterschicht (Körnung 0,5 – 8 mm) im eingebauten Zustand dargestellt. Der Kies ist mit einer dunklen, erdigen Ablagerung bedeckt, die in Abbildung 49 nach der Entnahme des Korbes aus dem Schacht deutlicher zu erkennen ist.

Abbildung 50 zeigt einen Blick auf die untere Filterschicht (Körnung 0,5 – 4 mm) im Filterschacht vor der Entnahme. Im Gegensatz zu der oberen Schicht ist hier eine deutlich geringere Ablagerung von erdigem Material zu erkennen. Die Aktivkohleeinsätze (siehe Abbildung 51) zeigten keine erkennbare Belegung mit Fremdstoffen.



Abbildung 48: Blick auf die obere Kiesschüttung im Filterschacht; die Belegung mit erdigem Material ist deutlich zu erkennen



Abbildung 49: Die obere Kiesschüttung nach der Entnahme aus dem Schacht



Abbildung 50: Blick auf die untere Kiesschüttung im Filterschacht vor dem Ziehen



Abbildung 51: Blick auf den oberen Aktivkohleeinsatz im Filterschacht vor dem Ziehen



Abbildung 52: Blick in den geräumten Filterschacht nach Entnahme aller Siebkorbbeinsätze; im Bodenbereich sind die Betonsteine als Abstandshalter und Lager für den unteren Aktivkohlekorb zu erkennen

Die entnommenen Kiesschüttungen wurden getrennt nach den Kornfraktion (0,5 – 8 mm und 0,5 – 4 mm) chargenweise in einem handelsüblichen Betonmischer mit Leitungswasser gewaschen (siehe Abbildung 53). Der Waschvorgang wurde mit frischem Wasser solange wiederholt, bis beim Ablassen des Waschwassers keine erkennbare Trübung mehr auftrat. Der gereinigte Kies wurde wieder in die Filterkörbe gefüllt (siehe Abbildung 54) und anschließend in den Filterschacht eingebaut.



Abbildung 53: Wäsche des Filtersandes

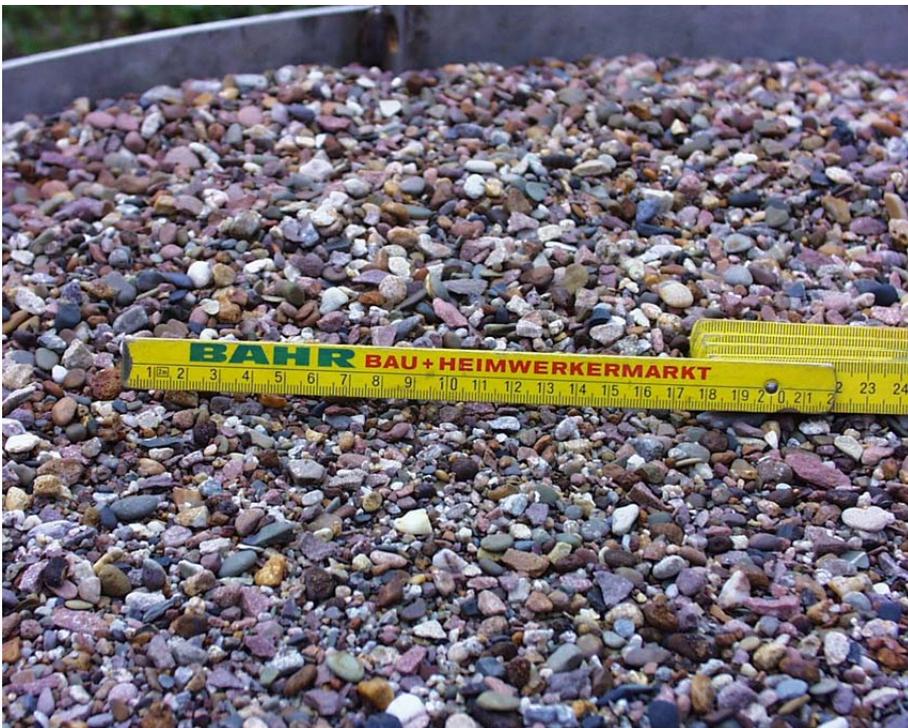


Abbildung 54: Kiesschüttung nach erfolgter Wäsche
(Kornfraktion 0,5 – 8 mm)

Zeitgleich zu der Wäsche des Filterkieses wurde eine Probe aus der oberen und somit stärker beladenen Aktivkohleschicht für eine Untersuchung der Adsorptionskinetik entnommen (siehe Abschnitt 6.4.2), aus der Rückschlüsse auf die Eignung der Kohle für den Einsatz in einer weiteren Betriebsphase gewonnen werden sollten.

9.1.4 Folgerungen

Aus den im Betrieb und bei der Revision der Versuchsanlage gemachten Beobachtungen, d.h. der Belastung des Schlammraumes im Absetzschacht, der zeitlichen Entwicklung des Rückhaltevermögens sowie der Beladung der Kiesfilter und der Beladung der Aktivkohle resultiert, unter den Gegebenheiten der im Rahmen des Versuchsbetriebes erfaßten Fläche, der nachfolgende Vorschlag für die Revisionsintervalle.

- Entschlammung des Absetzschachtes: 1 x jährlich
- Wäsche des Filtersandes: 2 x jährlich
- Regenerierung der Aktivkohle: 1 x 2jährlich, ggf. 1 x 4jährlich

Dabei ist eine Anpassung an die jeweilige Situation vor Ort zu berücksichtigen, da mit einer erheblichen Schwankungsbreite sowohl der Zulaufkonzentrationen der gelösten als auch der ungelösten Wasserinhaltsstoffe zu rechnen ist. Besonders zu prüfen ist hierbei die Standzeit der eingesetzten Aktivkohle, da nach der ersten Betriebsphase erst eine sehr geringe Beladung zu verzeichnen war (siehe Abschnitt 6.4).

Im Versuchszeitraum haben sich die eingesetzten Kiesfilter als wirksame Barriere zum Schutz der Aktivkohle vor einer Belegung mit sichtbaren Störstoffen erwiesen. Die Wäsche des Kieses wird, abweichend von der hier aufgezeigten Praxis, üblicherweise in einer kommunalen Kläranlage durchgeführt. Das dabei anfallende Waschwasser wird vor dem Sandfang der Anlage eingeleitet und durchläuft mit dem kommunalen Abwasser die üblichen Reinigungsschritte. Hierbei ist im Vergleich zu einem bei Regenereignissen aus der Misch- oder Trennkanalisation stammenden Wasser, welches über die Schleppspannung die von Oberflächen abgespülten Feststoffe in die Kläranlage einträgt, nur mit geringeren Mehrbelastungen zu rechnen, die den Teil ausmachen dürften, der sonst

zu unerwünschten Ablagerungen innerhalb der Kanalisation führt. Der gereinigte Sand kann anschließend wieder in einem Filterschacht eingesetzt werden.

9.2 Hinweise zur Planung und Dimensionierung einer dezentralen Behandlungsanlage

9.2.1 Allgemeines

Aufgabe der vorzulegenden Untersuchung war es, neben der Ermittlung von Betriebsdaten eine für den praktischen Einsatz geeignete Behandlungsanlage zu entwickeln, ein Berechnungsverfahren zur Dimensionierung der Anlage darzustellen sowie die Anwendung der Behandlungsanlage mit dem Verfahren der Muldenversickerung zu vergleichen.

Hierzu sollen die Verfahren der Niederschlagswasserbehandlung an dem Beispiel der in der Abbildung 55 dargestellten Anliegerstraße eines Wohngebietes angewendet werden.

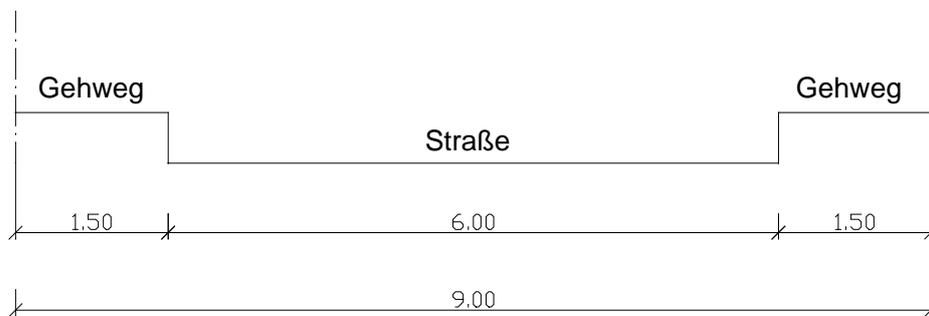


Abbildung 55: Querschnitt der den Vergleichsberechnungen zugrunde gelegten Anliegerstraße in einem Wohngebiet

Weiterhin wurden den Berechnungen die folgenden allgemeinen Annahmen zugrunde gelegt:

- Breite der durch die Anliegerstraße erschlossenen Grundstücke = 15 m
- Maßgebende Regenspende $r_{15,1} = 100 \text{ l/s} \cdot \text{ha}$
- Regenreihe nach Reinhold mit $n = 0,2$

9.2.2 Dimensionierung der Behandlungsanlagen

Im Anhang A-6 sind die abwassertechnischen Berechnungen zum Einsatz der folgenden Niederschlagswasseranlagen wiedergegeben:

- Muldenversickerung
- Schachtversickerung mit Behandlungsanlage
- Rigolenversickerung mit Behandlungsanlage

Basis der Berechnungen war das als Entwurf vorliegende Arbeitsblatt A 138 der Abwassertechnischen Vereinigung „Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser“ vom November 1999 [18].

Für die Muldenversickerung ergibt sich der in Abbildung 56 dargestellte Regelquerschnitt mit der in der Lageplanskizze Abbildung 57 eingezeichneten Lage und Abmessung der Versickerungsmulde sowie der Zuwegungen zu den Grundstücken. Einschließlich Randstreifen ergab sich eine Muldenbreite von 1,50 m bei einer Muldenlänge von 11,00 m je Grundstück. Für den Bemessungsregen errechnete sich ein Muldenvolumen von $2,28 \text{ m}^3$ mit einer Wassertiefe in den Mulden von 0,08 m.



Abbildung 56: Regelquerschnitt der Muldenversickerung



Abbildung 57: Lageplanskizze der Muldenversickerung

Als Schachtversickerung wurde als Beispiel ein Versickerungsschacht Typ A mit einem Durchmesser von 1,00 m gewählt. Die Anordnung des Schachtes im Gehwegbereich ist nicht zu empfehlen, da dort die Leitungen der Versorgungsunternehmen wie Wasser, Telefon, Gas usw. verlegt werden. Deshalb sind die Schächte im Straßenbereich einzubauen. Den Aufbau der Schachtversickerung sowie den Einbau der Filteranlage zeigt die Abbildung 58. Die Kies- und Aktivkohlefilterkörbe werden in eine Wanne eingebaut, um einen ständigen Einstau der Aktivkohle zu gewährleisten. Das Niederschlagswasser durchfließt die Kies- und Aktivkohleschichten von oben nach unten, um dann seitwärts in der Wanne aufzusteigen und überzulaufen. Am Überlauf der Wanne beginnt die Filterwandung des Schachtes. Um eine möglichst große Fläche der Filteranlage zu erhalten, wurde eine Schachtabdeckung mit einem freien Durchmesser von 0,975 m gewählt. Die Berechnungen ergeben eine Filterschachttiefe von 6,86 m bis zur Unterkante der Schachtringe. Dies erfordert einen Grundwasserstand, der mindestens 7,86 m von der Geländeoberkante entfernt ansteht.

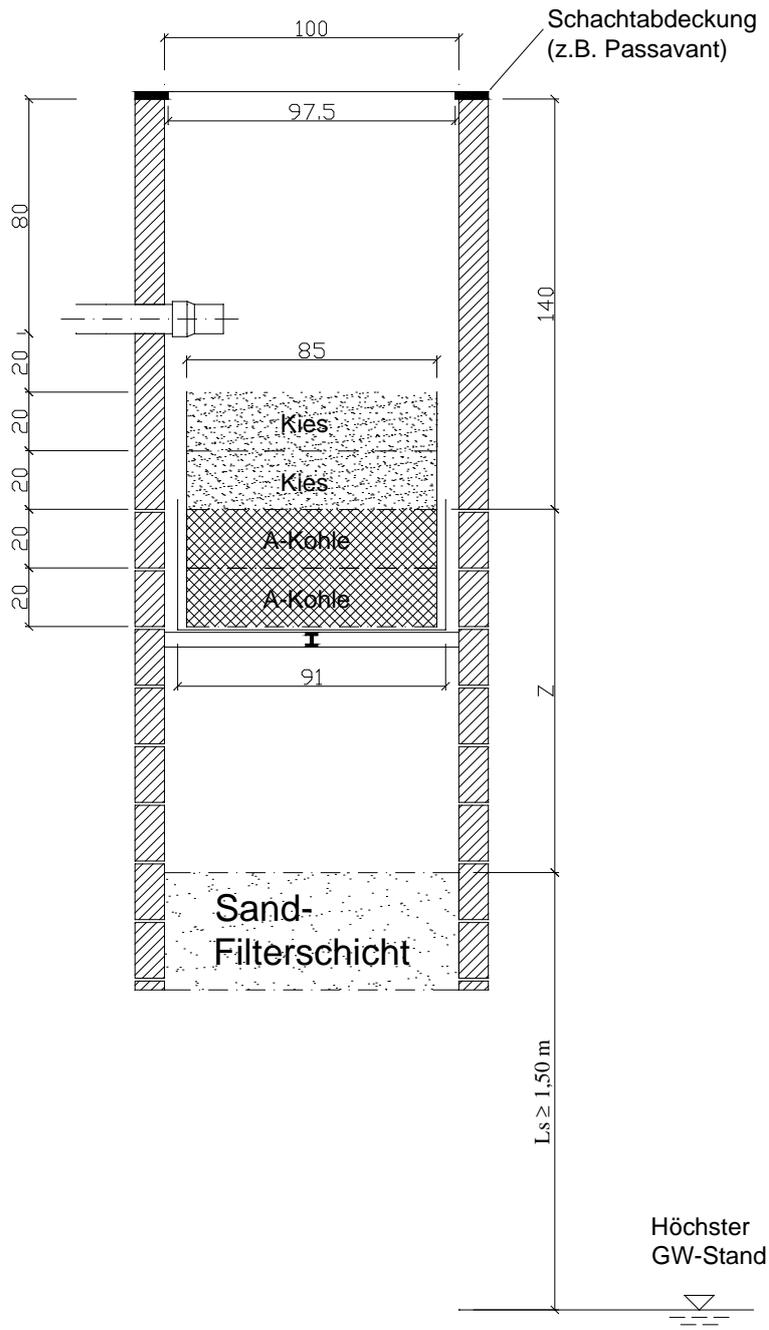


Abbildung 58: Schachtversickerung mit Filteranlage

Wird der Filterschicht zur Reduzierung der Einbautiefe auf zwei Einheiten aufgeteilt, so ergibt sich immerhin noch eine Tiefe je Schacht von 4,38 m (bis zur Unterkante der Schachtringe).

Die Abbildung 59 zeigt die Wahl einer Rigolenversickerung in Verbindung mit einer Filteranlage. Das Niederschlagswasser durchfließt wie bei der Schachtversickerung die Kies- und Aktivkohlefilter von oben nach unten, steigt in der Wanne auf und wird durch eine an den Schacht angeschlossene Sickerrohrleitung in die Rigole eingeleitet. Während der Schacht zur Aufnahme der Filteranlage im Straßenbereich angeordnet werden muß, kann die Rigole durchaus im Gehwegbereich untergebracht werden, wenn dies bei der Verlegung der Versorgungsleitungen berücksichtigt wird. Im Vergleich zur Schachtversickerung erhält bei der Rigolenversickerung das Schachtbauwerk lediglich eine Tiefe von 1,80 m bis zur Schachtsohle. Die Rigole erhält eine Sohlentiefe von 2,40 m und ist bei einer Breite von 0,80 m ca. 14,00 m lang.

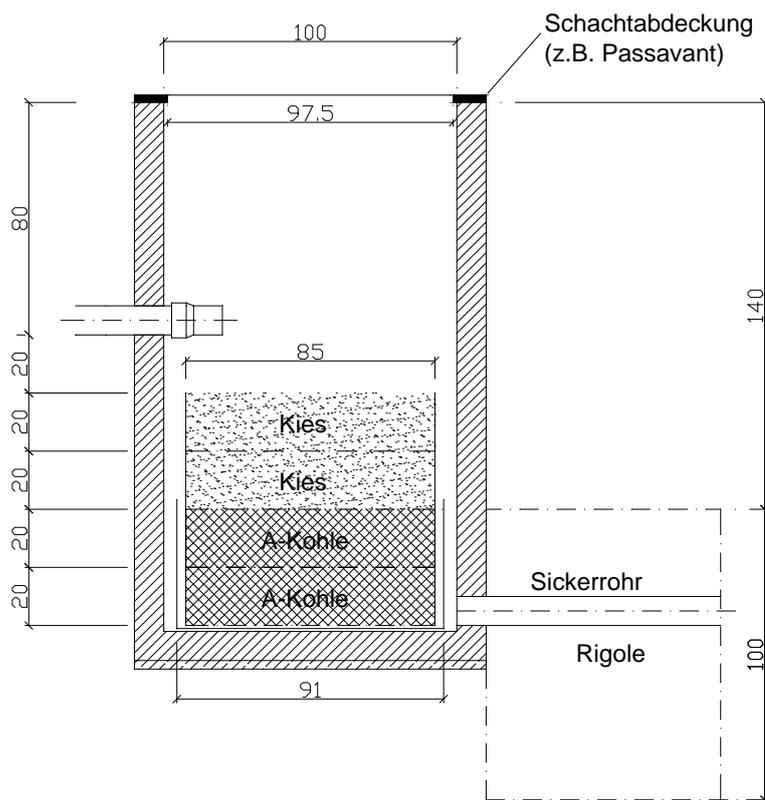


Abbildung 59: Rigolenversickerung mit Filteranlage

9.2.3 Kostenrechnungen zum Einsatz einer Behandlungsanlage

In einer umfangreichen Untersuchung wurden von Hamacher [27] die Kosten der Mulden-, Rigolen- und Schachtversickerung zusammengestellt. Diese Kostenermittlungen waren die Basis für die weiteren Kostenuntersuchungen, dessen Berechnungsteil im Anhang A-7 dargestellt ist. Zusammenfassend sind in der Abbildung 60 die spezifischen Baukosten der verschiedenen Versickerungsverfahren in Abhängigkeit vom k_f -Wert dargestellt.

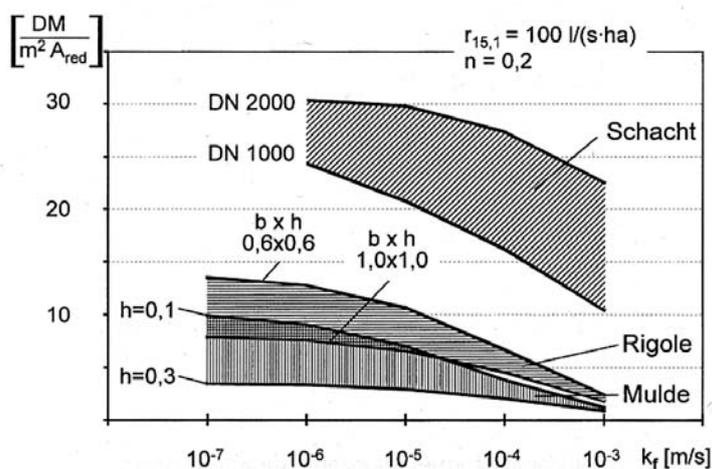


Abbildung 60: Vergleich der spezifischen Baukosten verschiedener Versickerungsverfahren bezogen auf die angeschlossene befestigte Fläche A_{red} [27]

Aus der Abbildung 60 ist direkt erkennbar, daß die Schachtversickerung in Abhängigkeit von der Größe der Entwässerungsfläche (A_{red}) im Grundsatz für alle k_f -Werte etwa die 3- bis 4-fach höheren Baukosten im Vergleich zur Mulden- und Rigolenversickerung verursacht. Diese Aussage wird bestätigt durch die im Berechnungsteil vorgenommene Dimensionierung der Versickerungsanlagen, die für den Versickerungsschacht immerhin eine Tiefe von 6,86 m ergab.

Die Kostenangaben von Hamacher [27] sowie die Ergebnisse der Dimensionierungsrechnungen lassen die Schlußfolgerung zu, daß die Anwendung der Schachtversickerung erheblich teurer ausfallen wird, als der Einsatz einer Behandlungsanlage in Verbindung mit einer Rigolenversickerung.

Die Kostenvergleichsrechnung wurde deshalb ausschließlich für die Muldenversickerung und die Behandlungsanlage in Verbindung mit einer Rigolenversickerung durchgeführt. Die Berechnungen erfolgten auf der Basis der von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) vorgeschlagenen Leitlinie [28]. Die Ergebnisse dieser Kostenuntersuchungen sind in der Tabelle 22 zusammengestellt.

Tabelle 22: Zusammenstellung der Ergebnisse der Kostenrechnung

| Kostenarten | Einheiten | Mulden- versickerung | Behandlungsanlage mit Rigolenversickerung |
|--|--------------------------|-------------------------|---|
| Herstellungsaufwand | DM | 2.445 | 11.000 |
| Betriebskosten | DM/a | 60 | 1.100 |
| Spezifische Kosten je $m^2 \cdot A_{red}$ | | | |
| Herstellungsaufwand | DM/m ² | 9,06 | 40,74 |
| Betriebskosten | DM/m ² · a | 0,22 | 4,07 |
| Barwert | DM | 3.291 | 26.503 |
| Jahreskosten | DM/a | 233 | 1.880 |
| Spez. Jahreskosten je $m^2 \cdot A_{red}$ | DM/m ² · a | 0,86 | 6,96 |

Es ist erkennbar, daß der Einsatz einer Behandlungsanlage mit Rigolenversickerung, verglichen mit einer Muldenversickerung, mit erheblichem Abstand die höheren Kosten verursacht. Dies trifft für alle Kostenarten bzw. Kostenvergleichsfaktoren zu.

Dieses Ergebnis war im Grundsatz auch zu erwarten, da die Muldenversickerung insgesamt die preiswerteste Lösung darstellt (siehe Abbildung 60), um Niederschlagswasser zu versickern, und mit dem Einsatz der Behandlungsanlage nicht unerhebliche Aufwendungen für die Herstellung und den Betrieb der Anlage verbunden sind.

Ein wesentlicher Vorteil der konzipierten Behandlungsanlage besteht in dem nicht unerheblich geringeren Flächenbedarf.

Der Wert eines Grundstückes ist nicht wie bei allen anderen Anlagegütern einem Wertverzehr unterworfen. Der Grundstückspreis wird deshalb bei einer Kostenvergleichsrechnung nicht angesetzt. Daher ist an Hand der Kostenvergleichsrechnung auch der Vorteil nicht darstellbar, der mit dem geringeren Grundstücksbedarf einer Behandlungsanlage verbunden ist.

Tabelle 23: Gesamtwert einer Muldenversicherung in Abhängigkeit von den Grundstückspreisen

| Grundstückspreise | Grundstücks- kosten | Barwert der Behandlungsanlage | Gesamtwert |
|-------------------------|------------------------|----------------------------------|------------|
| | DM | DM | DM |
| 100 DM/m ² | 3.000 | 3.291 | 6.291 |
| 300 DM/m ² | 9.000 | 3.291 | 12.291 |
| 500 DM/m ² | 15.000 | 3.291 | 18.291 |
| 800 DM/m ² | 24.000 | 3.291 | 27.291 |
| 1.000 DM/m ² | 30.000 | 3.291 | 33.291 |

In der Tabelle 23 sind für verschiedene Grundstückspreise die Summe aus Barwert der Behandlungsanlage einschließlich Rigolenversickerung und Gesamtwert der Muldenversicherung zusammengestellt. Es ist erkennbar, daß bei einem Grundstückspreis von geringfügig unterhalb von 800 DM/m² der Aufwand für die Muldenversicherung in etwa dem Aufwand der Behandlungsanlage mit einer Rigolenversickerung und einem Barwert von 26.503 DM entspricht.

Der Einsatz einer Filterreinigungsanlage mit Rigolenversickerung kann folglich auch aus Kostengesichtspunkten vorteilhaft sein, wenn in Regionen mit sehr hohen Grundstücks-kosten eine Niederschlagswasserversickerung angewendet werden soll.

10 Reststoffentsorgung

10.1 Allgemeines

Der Betrieb einer dezentralen Behandlungsanlage für den Niederschlagsabfluß von Verkehrsflächen führt in der untersuchten Anlagenkonfiguration zu den folgenden, im Rahmen der Revisionsarbeiten anfallenden Reststoffe:

- Schlamm aus dem Absetzschacht
- Feststoffe aus der Wäsche des Kiesfiltermaterials
- Beladene Aktivkohle

Die Behandlung bzw. der geregelte Entsorgungsweg wird im folgenden näher betrachtet.

10.2 Schlamm aus dem Absetzschacht

In Abschnitt 6.2 wurde eine Übersicht über die während eines Betriebsjahres im Absetzschacht zurückgehaltenen Stoffmengen gegeben. Diese Befunde werden als Grundlage für die Auswahl eines geeigneten Entsorgungsweges für den Schlamm verwendet. Als maßgeblich wird dabei die Schwermetallbelastung angesehen. In Tabelle 24 sind zulässige Schadstoffgehalte aus der Klärschlammverordnung und dem LAGA-Merkblatt M10 für Kompost den im Absetzschacht gefundenen Schwermetallgehalten gegenübergestellt. Demnach unterschreiten alle Parameter die vorgegebenen Werte deutlich, so daß eine Aufbringung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen prinzipiell möglich wäre. Empfohlen wird jedoch im Interesse einer Gefahrenabwehr eine geordnete Deponierung des Schlammes, da nicht ausgeschlossen werden kann, daß bei eventuell auftretenden Schadensfällen eine Überschreitung der zulässigen Gehalte auftritt. Zudem wäre aufgrund der vorhandenen zeitlichen und örtlichen Schwankungsbreite der Parameter eine Analyse der einzelnen Schlämme für eine genaue Zuordnung zu einem anderen Entsorgungs- oder Verwertungsweg notwendig, die zusätzliche Kosten verursachte.

Darüber hinaus ist eine mögliche Belastung des Schlammes mit organischen Schadstoffen (MKW oder PAK) nicht auszuschließen, so daß hierzu ebenfalls eine begleitende Analytik durchgeführt werden müßte.

Die zu erwartenden Kosten für eine Deponierung des Schlammes auf einer Hausmülldeponie können mit rund 200 – 400 DM/t angesetzt werden.

Tabelle 24: Gegenüberstellung der zulässigen Schadstoffgehalte gemäß Klärschlammverordnung und Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) für die Aufbringung auf landwirtschaftlich genutzten Böden mit den im Absetzschacht gefundenen Schwermetallgehalten

| Parameter | Einheit | AbfKlärV 15.04.1992 Aufbringung auf normale Böden | LAGA M10 15.02.1995 Kompost | | Schlamm aus Absetzschacht |
|-------------|------------|--|-----------------------------------|----------|------------------------------|
| | | | Klasse 1 | Klasse 2 | |
| (-) | (-) | (-) | Klasse 1 | Klasse 2 | (-) |
| Blei | (mg/kg TS) | 900 | 150 | 250 | 53,8 |
| Cadmium | (mg/kg TS) | 10 | 1,5 | 2,5 | < 0,54 |
| Chrom | (mg/kg TS) | 900 | 100 | 200 | 20,7 |
| Kupfer | (mg/kg TS) | 800 | 100 | 200 | 40 |
| Nickel | (mg/kg TS) | 200 | 50 | 100 | 26,1 |
| Quecksilber | (mg/kg TS) | 8 | 1 | 2 | - |
| Zink | (mg/kg TS) | 2.500 | 400 | 750 | 203 |

10.3 Feststoffe aus der Wäsche des Filtermaterials

Der im Kapitel 9 beschriebene Vorschlag zur Reinigung des Filtermaterials auf dem Gelände einer kommunalen Kläranlage bedingt den Einsatz eines Sandwäschers, wie er z.B. im Bereich der Aufbereitung von Sandfanggut oder Kanalspülsand üblich ist.

Für die Reinigung des Filtermaterials wird eine Wäsche mit Wasser im Gegenstrom vorgeschlagen. Das ablaufende Washwasser wird vor dem Sandfang in die Kläranlage eingeleitet. Eine signifikante Zunahme der Belastung der Kläranlage ist aus den unter Kapitel 9 aufgeführten Gründen nicht zu besorgen.

10.4 Beladene Aktivkohle

Die nach entsprechender Standzeit in der Filteranlage beladene Aktivkohle stellt keinen Abfall oder Reststoff im eigentlichen Sinne dar. Das Standardverfahren für den Umgang mit Kornkohle aus den unterschiedlichen Anwendungsbereichen besteht darin, sie thermisch zu reaktivieren. Dies geschieht durch eine Verkokung bzw. Verbrennung der an der Kohle adsorbierten organischen Stoffe bei 800 – 900°C. Danach kann die Kohle, nachdem Abbrandverluste (ca. 5- 10%) durch Frischkohle ersetzt worden sind, erneut eingesetzt werden.

Alle größeren Aktivkohlelieferanten bieten heutzutage ein System an, bei dem beladene gegen reaktivierte Kohle, auch in kleineren Mengen, ausgetauscht wird. An Kosten für den Aktivkohleaustausch sind ca. 1.750 DM / t Reaktivat zu erwarten.

11 Zusammenfassung

Im Rahmen eines Forschungs- und Entwicklungsvorhabens für das Ministerium für Umwelt, Raumplanung und Landwirtschaft (MURL) des Landes Nordrhein-Westfalen wurde zur Erprobung der dezentralen Vorbehandlung des von Verkehrsflächen abfließenden belasteten Niederschlagswassers eine zweistufige Filteranlage mit vorgeschaltetem Absetzschacht konzipiert, gebaut und mit einer kontinuierlichen Durchflußmessung und mengenproportionalen Probenahme betrieben. Die angeschlossene Verkehrsfläche umfaßte einen ca. 300 m² großen, tagsüber stark frequentierten Bereich des Parkplatzes auf dem Gelände der Hochschulabteilung Höxter. Die Filteranlage bestand aus zwei in auswechselbaren Siebkörben eingebrachten Kiesfilterschichten von ca. 1 m Durchmesser und insgesamt 40 cm Höhe und zwei Aktivkohleschichten gleichen Gesamtvolumens. Ziel der Untersuchungen war es, die Reinigungsleistung der Anlage für die maßgeblichen Belastungsparameter Schwermetalle und organische Stoffe zu ermitteln, Erfahrungen mit ihrem Betriebsverhalten zu sammeln und Hinweise auf planerische und betriebliche Optimierungsmöglichkeiten zu geben.

Die Ergebnisse der Untersuchungen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. In Vorversuchen erwiesen sich Weserkiesfraktionen der Körnung 0,5 – 4 mm bzw. 0,5 - 8 mm als gleichwertig zu handelsüblichem Filtersand bezüglich des Rückhaltes von Trübstoffen. Daher wurden diese Produkte in der Filteranlage eingesetzt. Als Adsorbens wurde eine handelsübliche Poolkohle (Reaktivat) verwendet, die in entsprechenden Vorversuchen eine hohe Kapazität für die im Niederschlagsabfluß vorliegenden organischen Inhaltsstoffe zeigte.
2. Für die beprobte Fläche wurde als Mittelwert aus 21 Betriebsmonaten ein Gesamtabflußbeiwert von 47,4 % ermittelt. Dieser relativ geringe Wert, der auf die Beschaffenheit der Verkehrsfläche (dichte Betonpflastersteine mit einem nicht unerheblichen Muldenanteil) zurückzuführen ist, sollte hinsichtlich der Frachten im Niederschlagsabfluß aber keine Auswirkungen haben.

3. Sowohl der Absetzschacht als auch die Filterschichten wurden im Normalfall mit einer Oberflächenbeschickung von < 1 m/h beaufschlagt. Bei Starkregen erreichten die Stundenmittelwerte rund 4,5 m/h, während die maximal vier Minuten andauernde hydraulische Spitzenbelastung 23 m/h betrug. In allen Fällen erwies sich die Anlage als hydraulisch ausreichend dimensioniert.
4. Die stoffliche Belastung des Niederschlagsabflusses lag bei den Parametern abfiltrierbare Stoffe und TOC oberhalb der in der Literatur angegebenen Konzentrationen. Eine Ursache hierfür können die örtlichen Gegebenheiten (Baumbestand, Hanglage, Pflasterung der Verkehrsfläche) sein. Die Gehalte an Zink, Kupfer, Chrom, Nickel und Blei lagen in gleichen Größenordnungen wie die Literaturwerte, wenngleich eher in den unteren Bereichen der jeweiligen Bandbreiten. Cadmium und Quecksilber waren nicht als relevante Parameter anzusehen. Die organischen Stoffgruppen Mineralölkohlenwasserstoffe, PAK und AOX wurden nur in voredimentierten Proben gemessen und wiesen dort sehr geringe bzw. quantitativ nicht mehr erfaßbare Gehalte auf.
5. Auf der Basis einer Bilanzierung des Absetzschachtes anhand der bei der Revision nach dem ersten Betriebsjahr entfernten Stoffmengen ergaben sich sehr hohe Wirkungsgrade für die Parameter abfiltrierbare Stoffe (98%), Chrom (> 90 %), Nickel (77 %) und Blei (86 %). Die Befunde korrelieren mit Literaturwerten, die das überwiegende Vorkommen dieser Metalle in partikulärer Form aufzeigen. Auch die Abscheidung partikulärer organischer Stoffe gelang sehr gut. Das Rückhaltevermögen der Absetzstufe war insgesamt deutlich besser als die mit Regenklärbecken erhaltenen Wirkungsgrade für die Regenwasserbehandlung aus Wohngebieten.
6. In der Filteranlage konnten die abfiltrierbaren Stoffe um rund 50 % weiter reduziert werden, so daß der mittlere Ablaufwert 5,3 mg/l betrug. Ein höherer Wirkungsgrad wird durch den sehr hohen Feinkornanteil begrenzt, doch läßt sich damit die Belegung der nachfolgenden Aktivkohle mit Trübstoffen vermeiden. Zink konnte durch die Filtration auf einen mittleren Ablaufwert von 52 µg/l vermindert werden, wodurch der Gesamtwirkungsgrad der Behandlung auf 77 % anstieg. Die Elimination von Kupfer gelang von allen Schwermetallen am schlechtesten mit einem Gesamtwirkungsgrad von 56 % auf eine mittlere Ablaufkonzentration von 22,5 µg/l.

7. Die Summe der gelösten organischen Stoffe wurde von der Filteranlage nur um 27 % vermindert. Die resultierende Beladung der Aktivkohle lag nach dem ersten Betriebsjahr erst im Bereich von wenigen Prozent der möglichen Maximalbeladung. Ursache hierfür dürften in erster Linie kinetische Effekte sein. Der Aktivkohle kommt jedoch eine große Bedeutung für den Fall zu, daß plötzliche Belastungsspitzen mit anthropogenen organischen Stoffen auftreten wie beispielsweise bei einer unfallbedingten Freisetzung von Mineralölkohlenwasserstoffen, denn dann würde sie eine wirksame Barriere darstellen. Es wäre wünschenswert, derartige Situationen unter kontrollierten Bedingungen einmal genauer zu untersuchen.
8. Verglichen mit Literaturwerten zum Rückhaltevermögen der oberen belebten Bodenzone für Inhaltsstoffe von Niederschlagsabflüssen konnten mit der konzipierten Reinigungsanlage vergleichbare oder sogar höhere Wirkungsgrade erreicht werden. Ihr Einsatz hat zudem den Vorteil, daß eine Akkumulation von Schadstoffen im Bereich des Oberbodens nicht stattfindet, sondern bei periodisch durchzuführenden Revisionen nur gezielt zu erfassende und zu entsorgende Reststoffe anfallen.
9. Im Vergleich der erhaltenen Ablaufwerte der Anlage mit LAWA-Prüfwerten für die Bewertung von Grundwasserbelastungen bzw. mit den Richt- und Grenzwerten der Trinkwasserverordnung kam es zu keiner relevanten Überschreitung. Daher wäre ein in der betrachteten Reinigungsanlage vorbehandelter Niederschlagsabfluß für die unterirdische Versickerung als geeignet anzusehen, sofern die gleichen Bedingungen bezüglich seiner stofflichen Zusammensetzung gegeben sind und die gleichen Anlagenwirkungsgrade wie in dieser Untersuchung erreicht werden. Hierfür sollten allerdings noch weiterführende Untersuchungen an anderen Verkehrsflächen durchgeführt werden.
10. Optimierungsmöglichkeiten werden derzeit nicht im grundsätzlichen Konzept der Reinigungsanlage, sondern lediglich in der Spezifikation der Filtermaterialien gesehen. Ein schwermetallselektives Filtergranulat erwies sich unter den vorliegenden Randbedingungen weder als ausreichend wirksam noch als praktikabel infolge der Veränderungen von pH-Wert und Salzgehalt im behandelten Wasser.

11. Für einen angenommenen Anwendungsfall wurde die Dimensionierung der Filteranlage zusammen mit angeschlossenen unterirdischen Versickerungssystemen vorgenommen. Dabei zeigte es sich, daß eine Schachtversickerung nur in Sonderfällen, d.h. bei sehr großen Grundwasserflurabständen, gebaut werden könnte. Demgegenüber wäre die Kombination mit einer Rigolenversickerung unter technischen Gesichtspunkten unkritisch.

12. Die Reinigung von belastetem Niederschlagsabfluß in der konzipierten Behandlungsanlage in Kombination mit einer unterirdischen Versickerung wäre dann die einzige Möglichkeit für eine dezentrale Versickerung, wenn die Fläche für eine oberirdische Versickerung wegen der örtlichen Verhältnisse (vorhandene Bebauung oder andere Art der Versiegelung) nicht zur Verfügung steht. Eine Kostenvergleichsrechnung zu einer oberirdischen Muldenversickerungsanlage läßt erkennen, daß die spezifischen Jahreskosten bei etwa dem Achtfachen liegen würden. Die Kombination aus Behandlungsanlage und Rigolenversickerung kann aus Kostengesichtspunkten vorteilhaft sein, wenn belastetes Niederschlagswasser in Regionen mit sehr hohen Grundstückskosten versickert werden soll.

12 Literatur

- [1] Kolb, F. R.: Niederschlagswasser – Verschmutzung, Kontaminationen, Versickerungsmethoden und Kostenentwicklung. WasserAbwasserPraxis (1998) 4, 20-28.
- [2] Grotehusmann, D.: Versickerung von Niederschlagsabflüssen unter Berücksichtigung des Grundwasserschutzes. Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, herausgeg. von F. Sieker. SuG-Verlagsgesellschaft, Hannover 1995.
- [3] Berbee, R., et al.: Characterization and Treatment of Runoff from Highways in the Netherlands Paved with Impervious and Pervious Asphalt. Water Environm. Res. 71 (1999) 2, 183-190.
- [4] Sieker, F., Grottker, M.: Beschaffenheit von Straßenflächenwasser bei mittlerer Verkehrsbelastung, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 530, herausgeg. vom Bundesminister für Verkehr, Abteilung Straßenbau, Bonn 1988.
- [5] Xanthopoulos, C. und Hahn, H. H.: Schadstoffe im Regenabfluß III, Präsentation eines BMBF-Verbundprojektes. Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe Bd. 73, Oldenbourg, München 1995.
- [6] Wu, J. S., et al.: Characterization and Pollutant Loading Estimation for Highway Runoff. J. Environm. Engrg. 124 (1998) 7, 584-592.
- [7] Barrett, M. E., et al.: Characterization of Highway Runoff in Austin, Texas, Area. J. Environm. Engrg. 124 (1998) 2, 131-137.
- [8] Thomson, N. R., et al.: Sample Size Needs for Characterizing Pollutant Concentrations in Highway Runoff. J. Environm. Engrg. 123 (1997) 10, 1061-1065.
- [9] Muschack, W.: Straßenoberflächenwasser – eine diffuse Quelle der Gewässerbelastung. Vom Wasser Bd. 72 (1989) 267-282.

- [10] Pfeifer, R.: Schmutzstoffrückhalt durch chemisch-physikalische Regenwasserbehandlung im Trennsystem. Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe Bd. 92, Oldenbourg, München 1998.
- [11] Hobby, R., Gimbel, R.: Untersuchungen zur Arsen- und Schwermetallabgabe von Aktivkohlen bei der Trinkwasseraufbereitung. *gwf Wasser/Abwasser* 140 (1999) 10, 712-716.
- [12] Pick, V., et al.: Aufbau und Betrieb einer Schachtfilteranlage zur dezentralen Behandlung des Niederschlagsabflusses von Verkehrsflächen. *Vom Wasser* Bd. 95 (2000), in Vorbereitung.
- [13] Sontheimer, H., et al.: Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe 1985.
- [14] ATV-Arbeitsgruppe 1.4.3: Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. *KA* 43 (1996) 8, 1445-1454.
- [15] ATV-DVWK Merkblatt M 153: Handlungsempfehlung zum Umgang mit Regenwasser. GFA, Hennef, Februar 2000.
- [16] Wassergesetz für Baden-Württemberg in der Fassung der Bekanntmachung vom 01.01.99 (GBl. Nr. 1, 20.01.99, S. 1).
- [17] Landeswassergesetz Bayern vom 19.07.94 (GVBl. Bayern Nr. 21, S. 822), zuletzt geändert am 27.12.99 (GVBl. Bayern Nr. 28, S. 532).
- [18] ATV Arbeitsblatt A 138: Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. Gelbdruck, GFA, Hennef, November 1999.
- [19] Remmler, F.: Regenwasserversickerung und Grundwasserschutz. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* 39 (1998), 272-279.
- [20] Hütter, U., Remmler, F.: Niederschlagswasserversickerung unter dem Aspekt des Grundwasserschutzes. Vortrag, 32. Essener Tagung für Wasser und Abfallwirtschaft, Aachen 1999.

- [21] Kasting, U.: Hydraulisches Verhalten von Bodenfilteranlagen zur weitergehenden Misch- und Regenwasserbehandlung. KA 47 (2000) 10, 1481-1490.
- [22] Mikkelsen, P.S., et al.: Pollution of Soil and Groundwater from Infiltration of Highly Contaminated Stormwater – a Case Study. In: Proceedings of the 7th International Conference on Urban Storm Drainage, Hannover, 1996, S. 707.
- [23] Stotz, G., Krauth, Kh.: Bemessung der Versickerungsfläche nach dem Bodenbelastungspotential. KA 45 (1998) 9, 1689-1698.
- [24] LAWA (Hrsg.): Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Stuttgart 1994.
- [25] Entwurf der novellierten Trinkwasserverordnung, Stand 1. November 2000 (vom Bundeskabinett verabschiedet). EnergieWasserPraxis 51 (2000) 11, 10-15.
- [26] Produktübersicht Regen-Ressourcen. gwf Wasser/Abwasser 141 (2000) 2, 80-85.
- [27] Hamacher, R.: Bau- und Betriebskosten von Anlagen zur Regenwasser- versickerung. KA 47 (2000) 4, 560-568.
- [28] LAWA (Hrsg.): Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, ausgearbeitet vom LAWA-Arbeitskreis Nutzen-Kosten-Untersuchungen in der Wasserwirtschaft, 1998.

Anhang A-1 Hydrologische Meßwerte**Niederschlag und Anlagendurchsatz für die Betriebsphase I**

| Probenahme | | Betriebsoche | Durchsatz | Regen | Spende | Abfluß- |
|------------|----------|--------------|-----------|-------|------------------------|-------------|
| Datum | | (n) | [l] | [mm] | [l/300m ²] | wirksam [%] |
| 18.03.99 | 25.03.99 | 1 | 172,0 | 19,0 | 5.700,0 | 3,0 |
| 25.03.99 | 01.04.99 | 2 | 0,0 | 0,7 | 210,0 | 0,0 |
| 01.04.99 | 08.04.99 | 3 | 653,0 | 20,4 | 6.120,0 | 10,7 |
| 08.04.99 | 15.04.99 | 4 | 1.435,0 | 28,3 | 8.490,0 | 16,9 |
| 15.04.99 | 22.04.99 | 5 | 658,0 | 6,4 | 1.920,0 | 34,3 |
| 22.04.99 | 29.04.99 | 6 | 0,0 | 1,1 | 330,0 | 0,0 |
| 29.04.99 | 06.05.99 | 7 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 06.05.99 | 12.05.99 | 8 | 3.483,0 | 25,0 | 7.500,0 | 46,4 |
| 12.05.99 | 19.05.99 | 9 | 2.059,0 | 10,7 | 3.210,0 | 64,1 |
| 19.05.99 | 26.05.99 | 10 | 0,0 | 1,6 | 480,0 | 0,0 |
| 26.05.99 | 02.06.99 | 11 | 5.103,0 | 26,7 | 8.010,0 | 63,7 |
| 02.06.99 | 09.06.99 | 12 | 3.983,0 | 30,2 | 9.060,0 | 44,0 |
| 09.06.99 | 16.06.99 | 13 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 16.06.99 | 23.06.99 | 14 | 1.845,0 | 23,0 | 6.900,0 | 26,7 |
| 23.06.99 | 30.06.99 | 15 | 397,0 | 8,9 | 2.670,0 | 14,9 |
| 30.06.99 | 08.07.99 | 16 | 7.078,0 | 41,5 | 12.450,0 | 56,9 |
| 08.07.99 | 14.07.99 | 17 | 9.200,0 | 35,8 | 10.740,0 | 85,7 |
| 14.07.99 | 21.07.99 | 18 | 4.177,0 | 18,0 | 5.400,0 | 77,4 |
| 21.07.99 | 28.07.99 | 19 | 126,0 | 5,4 | 1.620,0 | 7,8 |
| 28.07.99 | 04.08.99 | 20 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 04.08.99 | 11.08.99 | 21 | 4.259,0 | 41,5 | 12.450,0 | 34,2 |
| 11.08.99 | 18.08.99 | 22 | 1.485,0 | 35,8 | 10.740,0 | 13,8 |
| 18.08.99 | 25.08.99 | 23 | 124,0 | 11,6 | 3.480,0 | 3,6 |
| 25.08.99 | 03.09.99 | 24 | 18,2 | 5,9 | 1.770,0 | 1,0 |
| 03.09.99 | 09.09.99 | 25 | 0,0 | 14,2 | 4.260,0 | 0,0 |
| 09.09.99 | 15.09.99 | 26 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 15.09.99 | 22.09.99 | 27 | 0,0 | 7,4 | 2.220,0 | 0,0 |
| 22.09.99 | 29.09.99 | 28 | 1.225,6 | 20,8 | 6.240,0 | 19,6 |
| 29.09.99 | 06.10.99 | 29 | 2.209,0 | 30,6 | 9.189,1 | 24,0 |
| 06.10.99 | 13.10.99 | 30 | 633,7 | 11,0 | 3.300,0 | 19,2 |
| 13.10.99 | 20.10.99 | 31 | 588,9 | 3,0 | 900,0 | 65,4 |
| 20.10.99 | 27.10.99 | 32 | 963,1 | 9,3 | 2.790,0 | 34,5 |
| 27.10.99 | 03.11.99 | 33 | 119,2 | 15,1 | 4.530,0 | 2,6 |
| 03.11.99 | 10.11.99 | 34 | 627,5 | 14,6 | 4.380,0 | 14,3 |
| 10.11.99 | 17.11.99 | 35 | 888,1 | 4,0 | 1.200,0 | 74,0 |
| 17.11.99 | 24.11.99 | 36 | 0,0 | 13,5 | 4.050,0 | 0,0 |
| 24.11.99 | 30.11.99 | 37 | 3.556,9 | 8,1 | 2.430,0 | 146,4 |
| 30.11.99 | 08.12.99 | 38 | 4.343,2 | 33,7 | 10.110,0 | 43,0 |
| 08.12.99 | 15.12.99 | 39 | 5.736,7 | 34,9 | 10.470,0 | 54,8 |
| 15.12.99 | 21.12.99 | 40 | 231,4 | 11,1 | 3.330,0 | 6,9 |
| 21.12.99 | 29.12.99 | 41 | 5.746,3 | 27,7 | 8.310,0 | 69,1 |
| 29.12.99 | 05.01.00 | 42 | 1.629,1 | 13,4 | 4.020,0 | 40,5 |
| 05.01.00 | 12.01.00 | 43 | 0,0 | 0,9 | 270,0 | 0,0 |
| 12.01.00 | 20.01.00 | 44 | 1.230,6 | 4,4 | 1.320,0 | 93,2 |
| 20.01.00 | 26.01.00 | 45 | 2.325,0 | 20,3 | 6.090,0 | 38,2 |
| 26.01.00 | 01.02.00 | 46 | 10.228,7 | 46,4 | 13.920,0 | 73,5 |
| 01.02.00 | 09.02.00 | 47 | 5.838,5 | 16,1 | 4.830,0 | 120,9 |
| 09.02.00 | 17.02.00 | 48 | 6.003,7 | 21,8 | 6.539,8 | 91,8 |
| 17.02.00 | 23.02.00 | 49 | 2.764,2 | 26,9 | 8.070,0 | 34,3 |
| 23.02.00 | 01.03.00 | 50 | 6.678,0 | 32,1 | 9.624,2 | 69,4 |
| 01.03.00 | 08.03.00 | 51 | 4.716,1 | 28,3 | 8.490,0 | 55,5 |
| 08.03.00 | 15.03.00 | 52 | 7.737,9 | 41,5 | 12.450,0 | 62,2 |
| 15.03.00 | 22.03.00 | 53 | 684,1 | 3,1 | 930,0 | 73,6 |
| 22.03.00 | 29.03.00 | 54 | 2.989,5 | 13,0 | 3.900,0 | 76,7 |
| Summe | | | 125.950,2 | | 265.593,0 | 47,4 |

Niederschlag und Anlagendurchsatz für die Betriebsphase II

| Probenahme | | Betriebswoche | Durchsatz | Regen | Spende | Abfluß- |
|------------|----------|---------------|-----------|-------|------------------------|-------------|
| Datum | | (n) | [l] | [mm] | [l/300m ²] | wirksam [%] |
| 29.03.00 | 05.04.00 | 55 | 0,0 | 1,0 | 300,0 | 0,0 |
| 05.04.00 | 12.05.00 | 56 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 12.04.00 | 19.04.00 | 57 | 0,0 | 8,7 | 2.610,0 | 0,0 |
| 19.04.00 | 26.04.00 | 58 | 0,0 | 13,8 | 4.140,0 | 0,0 |
| 26.04.00 | 03.05.00 | 59 | 0,0 | 6,9 | 2.070,0 | 0,0 |
| 03.05.00 | 10.05.00 | 60 | 0,0 | 3,6 | 1.080,0 | 0,0 |
| 10.05.00 | 17.05.00 | 61 | 0,0 | 0,2 | 60,0 | 0,0 |
| 15.05.00 | 24.05.00 | 62 | 0,0 | 13,1 | 3.930,0 | 0,0 |
| 24.05.00 | 31.05.00 | 63 | 1.903,1 | 25,5 | 7.650,0 | 24,9 |
| 31.05.00 | 07.06.00 | 64 | 1.053,9 | 9,5 | 2.850,0 | 37,0 |
| 07.06.00 | 14.06.00 | 65 | 1.326,6 | 9,1 | 2.730,0 | 48,6 |
| 14.06.00 | 21.06.00 | 66 | 412,7 | 2,6 | 780,0 | 52,9 |
| 21.06.00 | 28.06.00 | 67 | 2.903,3 | 19,0 | 5.700,0 | 50,9 |
| 28.06.00 | 05.07.00 | 68 | 6.765,7 | 42,2 | 12.660,0 | 53,4 |
| 05.07.00 | 12.07.00 | 69 | 3.534,7 | 25,2 | 7.560,0 | 46,8 |
| 12.07.00 | 19.07.00 | 70 | 1.614,8 | 7,8 | 2.340,0 | 69,0 |
| 19.07.00 | 26.07.00 | 71 | 1.077,4 | 10,9 | 3.270,0 | 32,9 |
| 26.07.00 | 02.08.00 | 72 | 0,0 | 16,0 | 4.800,0 | 0,0 |
| 02.08.00 | 09.08.00 | 73 | 0,0 | 23,4 | 7.020,0 | 0,0 |
| 09.08.00 | 16.08.00 | 74 | 202,8 | 5,5 | 1.650,0 | 12,3 |
| 16.08.00 | 23.08.00 | 75 | 7.260,0 | 45,8 | 13.740,0 | 52,8 |
| 23.08.00 | 30.08.00 | 76 | 0,0 | 2,6 | 780,0 | 0,0 |
| 30.08.00 | 06.09.00 | 77 | 3.375,0 | 18,2 | 5.460,0 | 61,8 |
| 06.09.00 | 13.09.00 | 78 | 3.048,0 | 17,1 | 5.130,0 | 59,4 |
| 13.09.00 | 20.09.00 | 79 | 1.589,6 | 8,7 | 2.610,0 | 60,9 |
| 20.09.00 | 27.09.00 | 80 | 1.385,8 | 14,3 | 4.290,0 | 32,3 |
| 27.09.00 | 04.10.00 | 81 | 1.434,6 | 9,2 | 2.760,0 | 52,0 |
| 04.10.00 | 11.10.00 | 82 | 286,4 | 8,1 | 2.430,0 | 11,8 |
| 11.10.00 | 18.10.00 | 83 | 1.388,8 | 10,1 | 3.030,0 | 45,8 |
| 18.10.00 | 25.10.00 | 84 | 911,2 | 5,7 | 1.710,0 | 53,3 |
| 25.10.00 | 01.11.00 | 85 | 2.471,1 | 18,1 | 5.430,0 | 45,5 |
| 01.11.00 | 08.11.00 | 86 | 872,4 | 7,1 | 2.130,0 | 41,0 |
| 08.11.00 | 15.11.00 | 87 | 1.317,1 | 6,4 | 1.920,0 | 68,6 |
| Summe | | | 46.135,1 | | 97.830,0 | 47,2 |

Anhang A-2 Wasserqualitätsdaten

Meßergebnisse der physikalischen Parameter und der Summenparameter für Betriebsphase I

| Probenahme | | Betriebswoche | pH | | Trübung | | Leitfähigkeit | | abf. Stoffe | | CSB | | TOC | |
|------------|----------|---------------|--------|--------|---------|--------|---------------|---------|-------------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Start | Ende | | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf |
| | | | () | () | (TE/F) | (TE/F) | (µS/cm) | (µS/cm) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) |
| 18.03.99 | 25.03.99 | 1 | | | | | | | | | | | | |
| 25.03.99 | 01.04.99 | 2 | | | | | | | | | | | | |
| 01.04.99 | 08.04.99 | 3 | 7,90 | 7,90 | 21,0 | 14,0 | 426,0 | 1500,0 | 50,0 | 26,0 | 64 | 35 | n.b. | n.b. |
| 08.04.99 | 15.04.99 | 4 | 9,00 | 8,50 | 21,0 | 3,7 | 335,0 | 700,0 | 20,0 | n.n. | 36 | 27 | 3,57 | 2,00 |
| 15.04.99 | 22.04.99 | 5 | 6,90 | 7,80 | 8,0 | 8,0 | 202,0 | 404,0 | n.b. | n.b. | 30 | 30 | 2,62 | 1,88 |
| 22.04.99 | 29.04.99 | 6 | | | | | | | | | | | | |
| 29.04.99 | 06.05.99 | 7 | | | | | | | | | | | | |
| 06.05.99 | 12.05.99 | 8 | | | | | | | | | | | | |
| 12.05.99 | 19.05.99 | 9 | 6,33 | 7,19 | 40,0 | 12,0 | 86,0 | 186,0 | 79,0 | 13,0 | 68 | 60 | 7,33 | 4,34 |
| 19.05.99 | 26.05.99 | 10 | | | | | | | | | | | | |
| 26.05.99 | 02.06.99 | 11 | | | | | | | | | | | | |
| 02.06.99 | 09.06.99 | 12 | 7,22 | 7,32 | 12,0 | 4,0 | 80,0 | 179,0 | 16,0 | 5,0 | 41 | 36 | 3,29 | 2,99 |
| 09.06.99 | 16.06.99 | 13 | | | | | | | | | | | | |
| 16.06.99 | 23.06.99 | 14 | 5,78 | 6,69 | 14,0 | 3,5 | 97,0 | 244,0 | 14,0 | n.n. | 50 | 35 | 3,32 | 2,73 |
| 23.06.99 | 30.06.99 | 15 | 5,91 | 6,52 | 6,5 | 6,0 | 102,0 | 250,0 | 7,5 | 2,5 | 37 | 36 | 4,03 | 4,21 |
| 30.06.99 | 08.07.99 | 16 | 6,14 | 6,42 | 3,7 | 1,9 | 78,0 | 158,0 | 16,0 | 8,0 | 46 | 42 | 4,92 | 3,36 |
| 08.07.99 | 14.07.99 | 17 | 6,65 | 6,66 | 1,5 | 1,5 | 52,0 | 103,0 | n.n. | n.n. | 34 | 32 | 2,63 | 2,70 |
| 14.07.99 | 21.07.99 | 18 | 6,60 | 6,84 | 16,0 | 6,0 | 64,0 | 143,0 | 16,0 | 6,0 | 38 | 38 | 5,26 | 3,94 |
| 21.07.99 | 28.07.99 | 19 | 6,55 | 7,82 | 1,9 | 1,4 | 68,0 | 174,0 | 12,5 | 16,0 | 7 | 24 | 3,99 | 4,56 |
| 28.07.99 | 04.08.99 | 20 | | | | | | | | | | | | |
| 04.08.99 | 11.08.99 | 21 | 7,45 | 7,60 | 4,3 | 2,2 | 110,0 | 190,0 | 10,0 | n.n. | 14 | 26 | 3,28 | 3,93 |
| 11.08.99 | 18.08.99 | 22 | 6,62 | 6,98 | 3,2 | 2,7 | 53,5 | 117,5 | 1,5 | n.n. | 14 | 22 | n.b. | n.b. |
| 18.08.99 | 25.08.99 | 23 | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. |
| 25.08.99 | 03.09.99 | 24 | | | | | | | | | | | | |
| 03.09.99 | 09.09.99 | 25 | | | | | | | | | | | | |
| 09.09.99 | 15.09.99 | 26 | | | | | | | | | | | | |
| 15.09.99 | 22.09.99 | 27 | | | | | | | | | | | | |
| 22.09.99 | 29.09.99 | 28 | 7,32 | 7,55 | 11,0 | 12,6 | 129,4 | 166,1 | n.b. | n.b. | 30 | 44 | n.b. | n.b. |
| 29.09.99 | 06.10.99 | 29 | 7,65 | 7,52 | 4,6 | 3,5 | 104,0 | 194,0 | n.b. | n.b. | 25 | 18 | 2,96 | 2,73 |
| 06.10.99 | 13.10.99 | 30 | | | | | | | | | | | | |
| 13.10.99 | 20.10.99 | 31 | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. | n.b. | 4,24 | 2,53 |
| 20.10.99 | 27.10.99 | 32 | 7,24 | 7,87 | 1,6 | 4,1 | 90,1 | 195,6 | n.b. | n.b. | 36 | 14 | 2,47 | 1,34 |
| 27.10.99 | 03.11.99 | 33 | | | | | | | | | | | | |
| 03.11.99 | 10.11.99 | 34 | 8,00 | 8,10 | 11,0 | 4,4 | 154,0 | 230,0 | 13,6 | 8,4 | 28 | 10 | 7,10 | 7,10 |
| 10.11.99 | 17.11.99 | 35 | 7,80 | 7,90 | 3,2 | 0,9 | 162,0 | 260,0 | 6,0 | 1,2 | 1 | 5 | 3,10 | 1,23 |
| 17.11.99 | 24.11.99 | 36 | | | | | | | | | | | | |
| 24.11.99 | 30.11.99 | 37 | 7,67 | 7,96 | 1,1 | 1,2 | 161,0 | 283,0 | 15,0 | 16,0 | 12 | 13 | 2,84 | 3,88 |
| 30.11.99 | 08.12.99 | 38 | 7,41 | 7,83 | 1,4 | 1,0 | 144,0 | 228,0 | 3,8 | 4,2 | 17 | 13 | 1,98 | 1,73 |
| 08.12.99 | 15.12.99 | 39 | 7,25 | 7,70 | 2,4 | 0,9 | 77,7 | 138,4 | n.b. | n.b. | 14 | 14 | 1,48 | 1,17 |
| 15.12.99 | 21.12.99 | 40 | | | | | | | | | | | | |
| 21.12.99 | 29.12.99 | 41 | 7,80 | 7,63 | 2,3 | 1,8 | 375,0 | 334,0 | n.b. | n.b. | 12 | 28 | 1,99 | 1,86 |
| 29.12.99 | 05.01.00 | 42 | | | | | | | | | | | | |
| 05.01.00 | 12.01.00 | 43 | | | | | | | | | | | | |
| 12.01.00 | 20.01.00 | 44 | 6,14 | 6,50 | 1,5 | 2,8 | 109,9 | 192,0 | n.n. | 7,8 | 54 | 10 | 1,00 | 1,71 |
| 20.01.00 | 26.01.00 | 45 | 7,53 | 7,68 | 4,0 | 6,2 | 134,1 | 210,0 | 4,8 | 13,2 | 14 | 12 | 1,79 | 1,92 |
| 26.01.00 | 01.02.00 | 46 | 7,37 | 7,79 | 8,5 | 5,9 | 85,1 | 111,3 | 12,8 | 5,0 | 26 | 46 | 4,86 | 1,43 |
| 01.02.00 | 09.02.00 | 47 | 7,34 | 7,43 | 3,1 | 11,8 | 52,8 | 149,6 | n.n. | 16,4 | 6 | 12 | 1,22 | 1,64 |
| 09.02.00 | 17.02.00 | 48 | 7,22 | 7,73 | 1,3 | 1,2 | 61,4 | 168,6 | n.n. | n.n. | 68 | 58 | 0,74 | 1,23 |
| 17.02.00 | 23.02.00 | 49 | | 7,71 | | 2,3 | | 143,5 | | 5,8 | | 4 | | 0,82 |
| 23.02.00 | 01.03.00 | 50 | 6,50 | 6,59 | 2,3 | 5,9 | 52,9 | 126,4 | 6,0 | 8,6 | 12 | 46 | 1,68 | 1,02 |
| 01.03.00 | 08.03.00 | 51 | 6,61 | 6,65 | 1,5 | 3,1 | 53,5 | 104,9 | 4,0 | 5,6 | 18 | 38 | 2,04 | 1,71 |
| 08.03.00 | 15.03.00 | 52 | 6,21 | 7,21 | 3,1 | 0,5 | 50,2 | 120,4 | 15,4 | n.n. | 18 | 20 | 1,30 | 0,55 |
| 15.03.00 | 22.03.00 | 53 | 6,55 | 7,27 | 12,5 | 3,1 | 50,5 | 156,5 | 31,6 | 1,0 | 30 | 32 | 7,34 | 2,16 |
| 22.03.00 | 29.03.00 | 54 | 7,45 | 7,74 | 1,9 | 5,5 | 67,5 | 214,2 | n.n. | n.n. | 38 | 38 | 1,26 | 1,10 |

Meßergebnisse der Schwermetallanalysen für Betriebsphase I

| Probenahme | | Betriebswoche | c(Cadmium) | | c(Zink) | | c(Chrom) | | c(Kupfer) | | c(Blei) | | c(Nickel) | |
|------------|----------|---------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| Start | Ende | | Zulauf (µg/l) | Ablauf (µg/l) |
| 18.03.99 | 25.03.99 | 1 | | | | | | | | | | | | |
| 25.03.99 | 01.04.99 | 2 | | | | | | | | | | | | |
| 01.04.99 | 08.04.99 | 3 | n.b. |
| 08.04.99 | 15.04.99 | 4 | <1 | <1 | 117 | 109 | 1 | 7 | 61 | 32 | <50 | <50 | 7 | 7 |
| 15.04.99 | 22.04.99 | 5 | <1 | 1 | 141 | 101 | <1 | 2 | 48 | 25 | <50 | <50 | 5 | 10 |
| 22.04.99 | 29.04.99 | 6 | | | | | | | | | | | | |
| 29.04.99 | 06.05.99 | 7 | | | | | | | | | | | | |
| 06.05.99 | 12.05.99 | 8 | | | | | | | | | | | | |
| 12.05.99 | 19.05.99 | 9 | <1 | <1 | 232 | 370 | 2 | 4 | 46 | 153 | <50 | <50 | 13 | 136 |
| 19.05.99 | 26.05.99 | 10 | | | | | | | | | | | | |
| 26.05.99 | 02.06.99 | 11 | | | | | | | | | | | | |
| 02.06.99 | 09.06.99 | 12 | <1 | 1 | 115 | 190 | <1 | <1 | 35 | 40 | <50 | <50 | 13 | 14 |
| 09.06.99 | 16.06.99 | 13 | | | | | | | | | | | | |
| 16.06.99 | 23.06.99 | 14 | <1 | <1 | 188 | 154 | <1 | 3 | 33 | 57 | <50 | <50 | 10 | 16 |
| 23.06.99 | 30.06.99 | 15 | <1 | <1 | 169 | 105 | <1 | 2 | 27 | 38 | <50 | <50 | 10 | 14 |
| 30.06.99 | 08.07.99 | 16 | <1 | <1 | 170 | 110 | 2 | 8 | 19 | 27 | <50 | <50 | 11 | 9 |
| 08.07.99 | 14.07.99 | 17 | <1 | <1 | 110 | 79 | <1 | 1 | 13 | 26 | <50 | <50 | 9 | 15 |
| 14.07.99 | 21.07.99 | 18 | <1 | <1 | 154 | 94 | <1 | <1 | 33 | 33 | <50 | <50 | 9 | 9 |
| 21.07.99 | 28.07.99 | 19 | <1 | <1 | 166 | 75 | 2 | <1 | 33 | 23 | <50 | <50 | 11 | 12 |
| 28.07.99 | 04.08.99 | 20 | | | | | | | | | | | | |
| 04.08.99 | 11.08.99 | 21 | <1 | 1 | 201 | 67 | <1 | 2 | 31 | 27 | <50 | <50 | 6 | 8 |
| 11.08.99 | 18.08.99 | 22 | <1 | <1 | 109 | 74 | 3 | 1 | 31 | 22 | <50 | <50 | 7 | 5 |
| 18.08.99 | 25.08.99 | 23 | <1 | <1 | 184 | 75 | 2 | <1 | 30 | 36 | <50 | <50 | 13 | 8 |
| 25.08.99 | 03.09.99 | 24 | | | | | | | | | | | | |
| 03.09.99 | 09.09.99 | 25 | | | | | | | | | | | | |
| 09.09.99 | 15.09.99 | 26 | | | | | | | | | | | | |
| 15.09.99 | 22.09.99 | 27 | | | | | | | | | | | | |
| 22.09.99 | 29.09.99 | 28 | <1 | <1 | 127 | 102 | 3 | <1 | 25 | 44 | <50 | <50 | 17 | 8 |
| 29.09.99 | 06.10.99 | 29 | 1 | <1 | 62 | 57 | <1 | <1 | 33 | 24 | <50 | <50 | 8 | 7 |
| 06.10.99 | 13.10.99 | 30 | | | | | | | | | | | | |
| 13.10.99 | 20.10.99 | 31 | <1 | <1 | 204 | 45 | 0 | 8 | 25 | 20 | <50 | <50 | 29 | 4 |
| 20.10.99 | 27.10.99 | 32 | <1 | <1 | 137 | 32 | <1 | <1 | 14 | 38 | <50 | <50 | 10 | 5 |
| 27.10.99 | 03.11.99 | 33 | | | | | | | | | | | | |
| 03.11.99 | 10.11.99 | 34 | <1 | 1 | 143 | 76 | <1 | <1 | 28 | 44 | <50 | <50 | 15 | 18 |
| 10.11.99 | 17.11.99 | 35 | 6 | 1 | 10 | 11 | 66 | 68 | 20 | 174 | <50 | <50 | 7 | 29 |
| 17.11.99 | 24.11.99 | 36 | | | | | | | | | | | | |
| 24.11.99 | 30.11.99 | 37 | 1 | <1 | 93 | 36 | 68 | 72 | 32 | 23 | <50 | <50 | 2 | 3 |
| 30.11.99 | 08.12.99 | 38 | <1 | <1 | 85 | 28 | 1 | <1 | 25 | 18 | <50 | <50 | 9 | 5 |
| 08.12.99 | 15.12.99 | 39 | <1 | 1 | 78 | 12 | 65 | 61 | 20 | 15 | <50 | <50 | 2 | 2 |
| 15.12.99 | 21.12.99 | 40 | | | | | | | | | | | | |
| 21.12.99 | 29.12.99 | 41 | 2 | 1 | 108 | 37 | 48 | 14 | 101 | 20 | <50 | <50 | 1 | 1 |
| 29.12.99 | 05.01.00 | 42 | | | | | | | | | | | | |
| 05.01.00 | 12.01.00 | 43 | | | | | | | | | | | | |
| 12.01.00 | 20.01.00 | 44 | <1 | 1 | 88 | 35 | 43 | 39 | 23 | 17 | <50 | <50 | 1 | <1 |
| 20.01.00 | 26.01.00 | 45 | <1 | <1 | 119 | 58 | 50 | 41 | 20 | 39 | <50 | <50 | <1 | 2 |
| 26.01.00 | 01.02.00 | 46 | 1 | 1 | 71 | 80 | 44 | 32 | 34 | 42 | <50 | <50 | <1 | <1 |
| 01.02.00 | 09.02.00 | 47 | <1 | <1 | 58 | 34 | 34 | 31 | 37 | 12 | <50 | <50 | <1 | 1 |
| 09.02.00 | 17.02.00 | 48 | <1 | <1 | 43 | 9 | 33 | 32 | 3 | 14 | <50 | <50 | 2 | <1 |
| 17.02.00 | 23.02.00 | 49 | | 1 | | 7 | | 30 | | 5 | <50 | | | 2 |
| 23.02.00 | 01.03.00 | 50 | 1 | <1 | 151 | 18 | 28 | 23 | 23 | 2 | <50 | <50 | <1 | <1 |
| 01.03.00 | 08.03.00 | 51 | <1 | 2 | 61 | 20 | 27 | 22 | 2 | <1 | <50 | <50 | <1 | 5 |
| 08.03.00 | 15.03.00 | 52 | 1 | - | 59 | - | 21 | - | 9 | - | <50 | - | 3 | - |
| 15.03.00 | 22.03.00 | 53 | 1 | <1 | 141 | 15 | 17 | 18 | 29 | 9 | <50 | <50 | 6 | 1 |
| 22.03.00 | 29.03.00 | 54 | <1 | <1 | 63 | 55 | 19 | 24 | 16 | 69 | <50 | <50 | 1 | <1 |

Meßergebnisse der physikalischen Parameter und der Summenparameter für

Betriebsphase II

| Probenahme | | Betriebswoche | pH | | Trübung | | Leitfähigkeit | | abf. Stoffe | | CSB | | TOC | |
|------------|----------|---------------|--------|--------|---------|--------|---------------|---------|-------------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Start | Ende | | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf |
| | | | () | () | (TE/F) | (TE/F) | (µS/cm) | (µS/cm) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) |
| 29.03.00 | 05.04.00 | 55 | | | | | | | | | | | | |
| 05.04.00 | 12.05.00 | 56 | | | | | | | | | | | | |
| 12.04.00 | 19.04.00 | 57 | | | | | | | | | | | | |
| 19.04.00 | 26.04.00 | 58 | | | | | | | | | | | | |
| 26.04.00 | 03.05.00 | 59 | | | | | | | | | | | | |
| 03.05.00 | 10.05.00 | 60 | | | | | | | | | | | | |
| 10.05.00 | 17.05.00 | 61 | | | | | | | | | | | | |
| 15.05.00 | 24.05.00 | 62 | | | | | | | | | | | | |
| 24.05.00 | 31.05.00 | 63 | 6,26 | 7,29 | 6,4 | 14,3 | 82,9 | 204,0 | 21,6 | 28,0 | 78 | 38 | 35,00 | 10,92 |
| 31.05.00 | 07.06.00 | 64 | 7,46 | 6,91 | 5,7 | 17,5 | 108,1 | 267,0 | 18,0 | 61,6 | 70 | 16 | 20,08 | 4,49 |
| 07.06.00 | 14.06.00 | 65 | | 6,80 | | 16,3 | | 358,0 | | 81,2 | | 18 | | 2,35 |
| 14.06.00 | 21.06.00 | 66 | 7,40 | 6,79 | 5,1 | 23,2 | 145,5 | 360,0 | 29,2 | 92,4 | 36 | 18 | 10,13 | 3,81 |
| 21.06.00 | 28.06.00 | 67 | 6,95 | 6,83 | 13,8 | 37,3 | 154,7 | 288,0 | 76,8 | 71,2 | 40 | 16 | 11,68 | 4,80 |
| 28.06.00 | 05.07.00 | 68 | 6,69 | 6,84 | 6,7 | 17,8 | 85,1 | 214,0 | 14,6 | 38,6 | 16 | 10 | 4,72 | 2,94 |
| 05.07.00 | 12.07.00 | 69 | 6,65 | 6,77 | 1,4 | 15,3 | 46,2 | 261,0 | n.n. | 40,2 | 8 | 10 | 3,70 | 1,70 |
| 12.07.00 | 19.07.00 | 70 | 6,68 | 6,76 | 2,8 | 21,3 | 66,6 | 245,0 | 4,6 | 30,2 | 12 | 6 | 2,77 | 2,29 |
| 19.07.00 | 26.07.00 | 71 | 6,95 | 6,87 | 3,3 | 22,1 | 73,9 | 281,0 | 1,4 | 55,4 | 12 | 8 | 4,13 | 1,76 |
| 26.07.00 | 02.08.00 | 72 | | | | | | | | | | | | |
| 02.08.00 | 09.08.00 | 73 | | | | | | | | | | | | |
| 09.08.00 | 16.08.00 | 74 | 7,18 | 6,76 | 5,8 | 24,1 | 302,0 | 256,0 | 21,2 | 59,4 | 12 | 10 | 2,86 | 3,92 |
| 16.08.00 | 23.08.00 | 75 | 7,13 | 6,88 | 124,0 | 172,0 | 147,8 | 168,3 | 217,0 | 343,6 | 6 | 6 | 7,50 | 8,56 |
| 23.08.00 | 30.08.00 | 76 | | | | | | | | | | | | |
| 30.08.00 | 06.09.00 | 77 | 7,28 | 6,98 | 62,6 | 58,5 | 122,5 | 170,1 | 120,8 | 99,6 | 12 | 20 | 6,65 | 8,44 |
| 06.09.00 | 13.09.00 | 78 | 7,18 | 7,16 | 17,6 | 20,4 | 94,1 | 176,0 | 41,4 | 38,8 | 6 | 8 | 4,51 | 2,69 |
| 13.09.00 | 20.09.00 | 79 | 7,49 | 7,24 | 26,1 | 31,1 | 112,5 | 212,0 | 55,6 | 60,4 | 8 | 8 | 5,32 | 3,32 |
| 20.09.00 | 27.09.00 | 80 | 7,31 | 6,97 | 18,3 | 21,6 | 128,7 | 208,0 | 41,2 | 58,8 | 10 | 14 | 2,39 | 3,58 |
| 27.09.00 | 04.10.00 | 81 | 7,66 | 7,89 | 15,8 | 21,8 | 110,7 | 140,4 | 62,2 | 105,4 | 17 | 12 | 5,24 | 4,47 |
| 04.10.00 | 11.10.00 | 82 | 8,60 | 7,47 | 23,6 | 32,5 | 108,2 | 170,8 | 80,6 | 83,0 | 13 | 16 | 4,90 | 5,16 |
| 11.10.00 | 18.10.00 | 83 | 7,46 | 7,29 | 28,9 | 12,1 | 112,4 | 225,0 | 41,8 | 11,1 | 11 | 7 | 5,39 | 4,04 |
| 18.10.00 | 25.10.00 | 84 | 7,51 | 7,99 | 30,8 | 5,8 | 130,4 | 293,0 | 15,3 | 8,0 | 12 | 8 | 4,28 | 2,29 |
| 25.10.00 | 01.11.00 | 85 | 7,58 | 8,11 | 7,2 | 2,4 | 172,3 | 263,0 | 6,5 | 3,6 | 12 | 8 | 4,70 | 2,43 |
| 01.11.00 | 08.11.00 | 86 | 7,25 | 7,81 | 5,7 | 2,2 | 153,2 | 252,0 | 6,9 | 3,4 | 13 | 9 | 3,08 | 1,83 |
| 08.11.00 | 15.11.00 | 87 | 7,33 | 7,94 | 4,2 | 3,2 | 152,2 | 280,0 | 4,8 | 2,9 | 14 | 6 | 3,28 | 1,71 |

Meßergebnisse der Schwermetallanalysen für Betriebsphase II

| Probenahme | | Betriebswoche | c(Cadmium) | | c(Zink) | | c(Chrom) | | c(Kupfer) | | c(Blei) | | c(Nickel) | |
|------------|----------|---------------|------------|--------|---------|--------|----------|--------|-----------|--------|---------|--------|-----------|--------|
| Start | Ende | | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf |
| | | | (µg/l) | (µg/l) | (µg/l) | (µg/l) | (µg/l) | (µg/l) | (µg/l) | (µg/l) | (µg/l) | (µg/l) | (µg/l) | (µg/l) |
| 29.03.00 | 05.04.00 | 55 | | | | | | | | | | | | |
| 05.04.00 | 12.05.00 | 56 | | | | | | | | | | | | |
| 12.04.00 | 19.04.00 | 57 | | | | | | | | | | | | |
| 19.04.00 | 26.04.00 | 58 | | | | | | | | | | | | |
| 26.04.00 | 03.05.00 | 59 | | | | | | | | | | | | |
| 03.05.00 | 10.05.00 | 60 | | | | | | | | | | | | |
| 10.05.00 | 17.05.00 | 61 | | | | | | | | | | | | |
| 15.05.00 | 24.05.00 | 62 | | | | | | | | | | | | |
| 24.05.00 | 31.05.00 | 63 | < 5 | < 5 | 189 | 220 | < 5 | < 5 | 25,7 | 24,2 | < 50 | < 50 | < 5 | < 5 |
| 31.05.00 | 07.06.00 | 64 | < 5 | < 5 | 96 | 56 | 9,2 | < 5 | 52,9 | 128 | < 50 | < 50 | < 5 | < 5 |
| 07.06.00 | 14.06.00 | 65 | | n.b. | | 110 | | < 10 | | 10 | | 440 | | 4 |
| 14.06.00 | 21.06.00 | 66 | n.b. | n.b. | 90 | 60 | < 10 | < 10 | 30 | 30 | 26 | 7 | 5 | 5 |
| 21.06.00 | 28.06.00 | 67 | n.b. | n.b. | 90 | 20 | < 1 | < 1 | 10 | 10 | 7 | 3 | 5 | 3 |
| 28.06.00 | 05.07.00 | 68 | n.b. | n.b. | 30 | 30 | < 10 | < 10 | 20 | 20 | 3 | 17 | < 3 | 3 |
| 05.07.00 | 12.07.00 | 69 | n.b. | n.b. | 40 | 20 | < 10 | < 10 | 9 | 8 | 5 | 4 | < 3 | 4 |
| 12.07.00 | 19.07.00 | 70 | n.b. | n.b. | 40 | 10 | < 10 | < 10 | 9 | 10 | 3 | 9 | < 3 | 3 |
| 19.07.00 | 26.07.00 | 71 | n.b. | n.b. | 80 | 20 | < 10 | < 10 | 10 | 10 | 5 | < 2 | 3 | 4 |
| 26.07.00 | 02.08.00 | 72 | | | | | | | | | | | | |
| 02.08.00 | 09.08.00 | 73 | | | | | | | | | | | | |
| 09.08.00 | 16.08.00 | 74 | n.b. | n.b. | 170 | 30 | < 1 | < 1 | 9 | 30 | 3 | 2 | 4 | 4 |
| 16.08.00 | 23.08.00 | 75 | n.b. | n.b. | 100 | 80 | < 10 | < 10 | 30 | 30 | 10 | 14 | 6 | 32 |
| 23.08.00 | 30.08.00 | 76 | | | | | | | | | | | | |
| 30.08.00 | 06.09.00 | 77 | n.b. | n.b. | 160 | 60 | 2 | 2 | 100 | 80 | 9 | 8 | 6 | 8 |
| 06.09.00 | 13.09.00 | 78 | n.b. | n.b. | 120 | 20 | < 10 | < 10 | 20 | 7 | 4 | 2 | 4 | 4 |
| 13.09.00 | 20.09.00 | 79 | n.b. | n.b. | 60 | 30 | < 10 | < 10 | 30 | 20 | 5 | 4 | 3 | 3 |
| 20.09.00 | 27.09.00 | 80 | n.b. | n.b. | 90 | 30 | < 10 | < 10 | 20 | 20 | 7 | 5 | 3 | 4 |
| 27.09.00 | 04.10.00 | 81 | n.b. | n.b. | 51 | 41 | < 5 | < 5 | 23 | 3 | < 2 | < 2 | < 3 | < 3 |
| 04.10.00 | 11.10.00 | 82 | n.b. | n.b. | 87 | 67 | < 5 | < 5 | 7 | 27 | < 2 | < 2 | < 3 | 4 |
| 11.10.00 | 18.10.00 | 83 | n.b. | n.b. | 163 | 36 | < 5 | < 5 | 18 | 19 | < 2 | < 2 | 3 | < 3 |
| 18.10.00 | 25.10.00 | 84 | n.b. | n.b. | 80 | 20 | < 10 | < 10 | 30 | 20 | 17 | 5 | 3 | 3 |
| 25.10.00 | 01.11.00 | 85 | n.b. | n.b. | 94 | < 5 | 9 | < 5 | 4 | 15 | < 2 | < 2 | < 3 | < 3 |
| 01.11.00 | 08.11.00 | 86 | n.b. | n.b. | 48 | < 5 | 11 | < 5 | 20 | 3 | < 2 | < 2 | < 3 | < 3 |
| 08.11.00 | 15.11.00 | 87 | n.b. | n.b. | 50 | 11 | < 5 | < 5 | 18 | 3 | < 2 | < 2 | < 3 | < 3 |

Anhang A-3 Chromganglinie aus der vorläufigen Auswertung der Betriebsphase I

Die Chromgehalte im Zu- und Ablauf der Filteranlage wiesen für den Zeitraum November 1999 bis März 2000, wie bei der Präsentation vorläufiger Ergebnisse aus der Betriebsphase I anlässlich der Jahrestagung 2000 der Wasserchemischen Gesellschaft im Mai 2000 dargestellt, aufgrund von Fehlmessungen erhöhte Werte auf, die sich bei Nachmessungen nicht bestätigen ließen (siehe Abschnitt 6.3.9 Chrom).

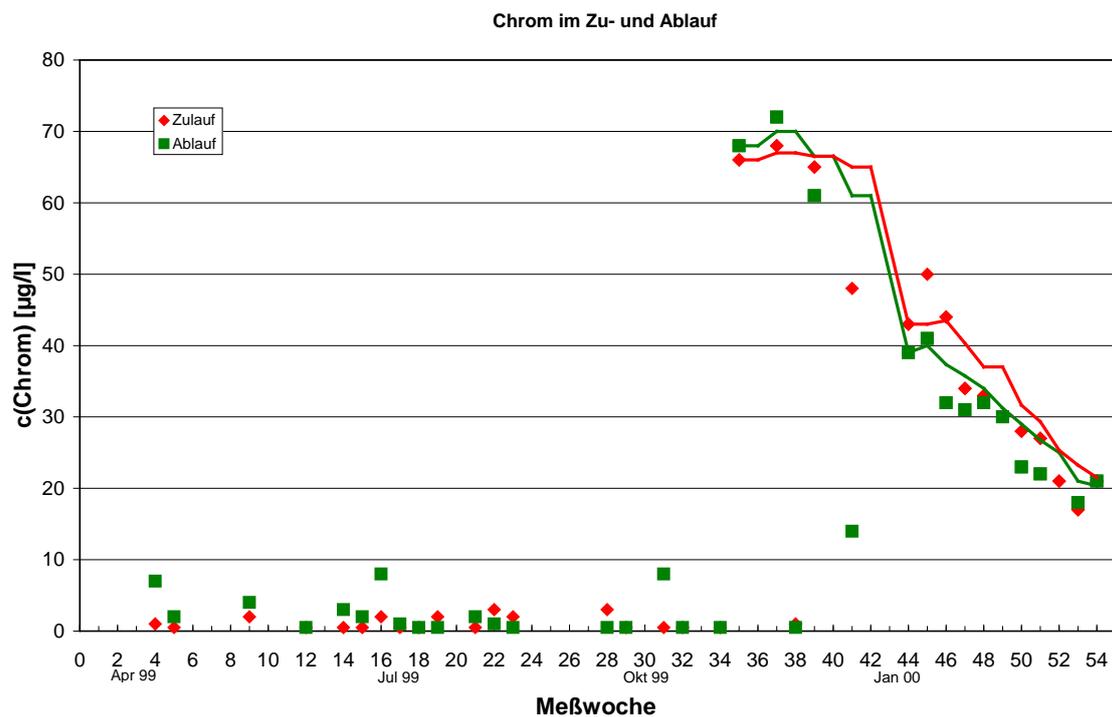


Abbildung 61: Chromkonzentrationen im Zu- und Ablauf [12]

Anhang A-4 Frachten im Zu- und Ablauf der Filteranlage

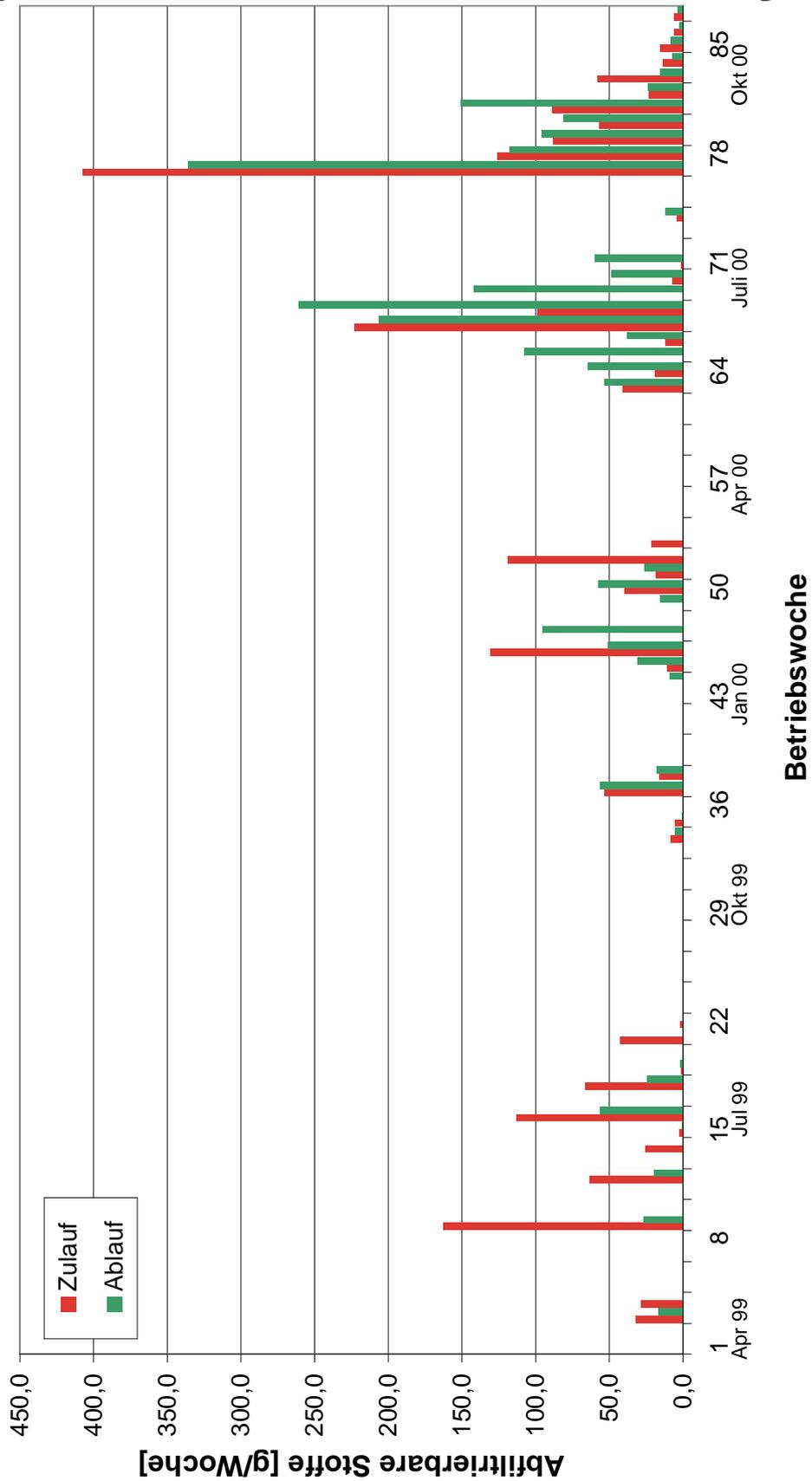


Abbildung 62: Frachten der Abfiltrierbaren Stoffe

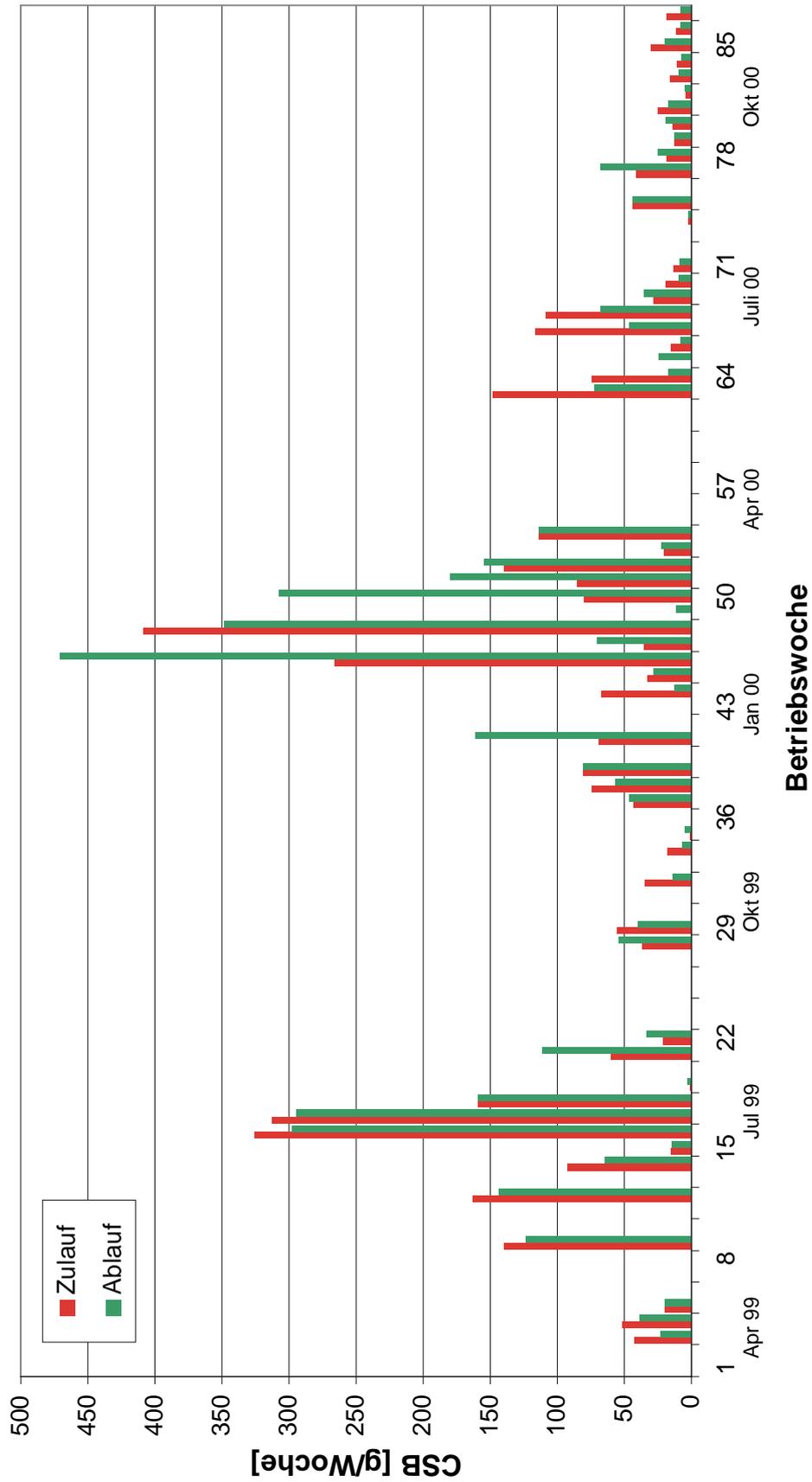


Abbildung 63: CSB-Frachten

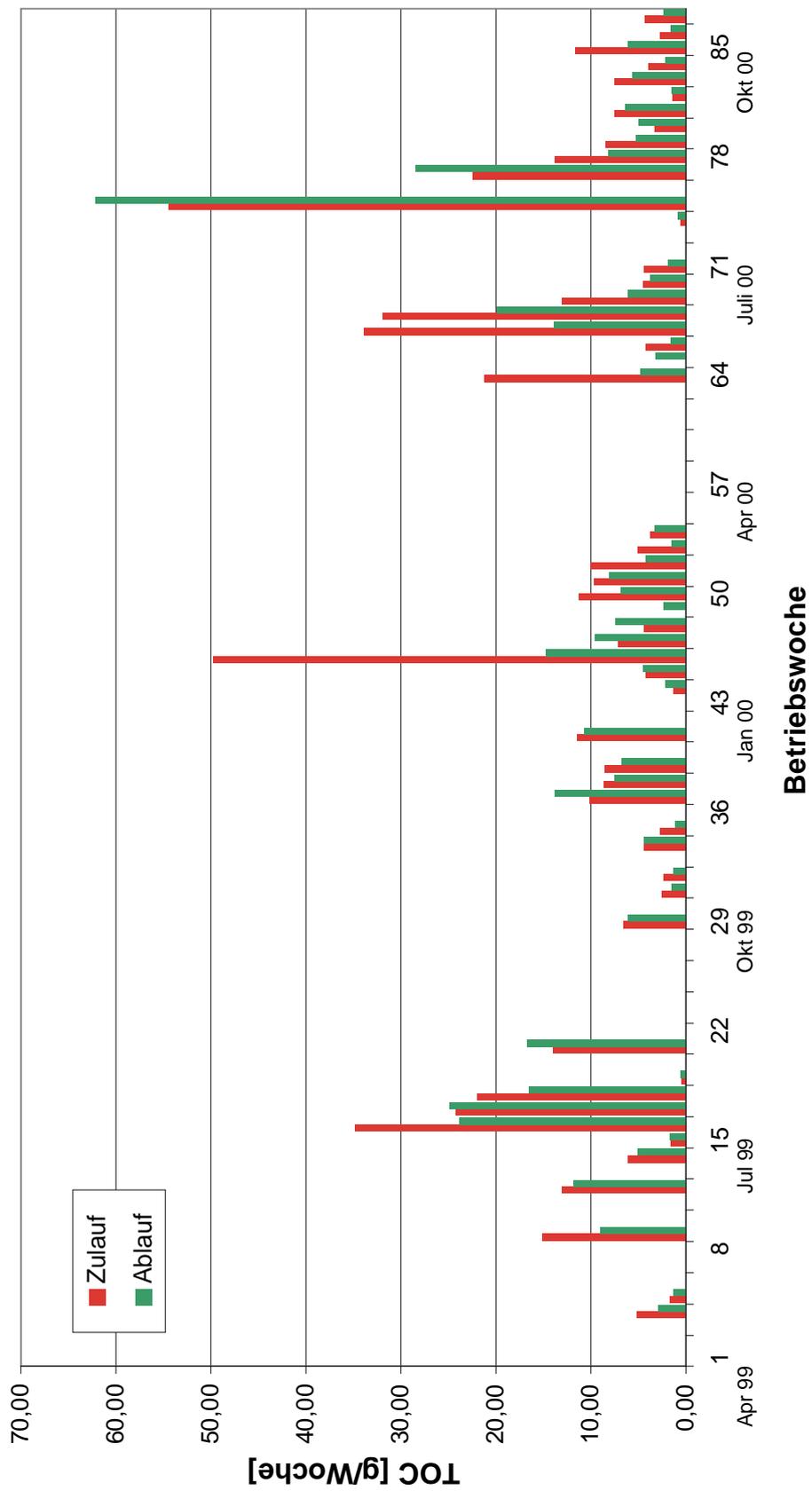


Abbildung 64: TOC-Frachten

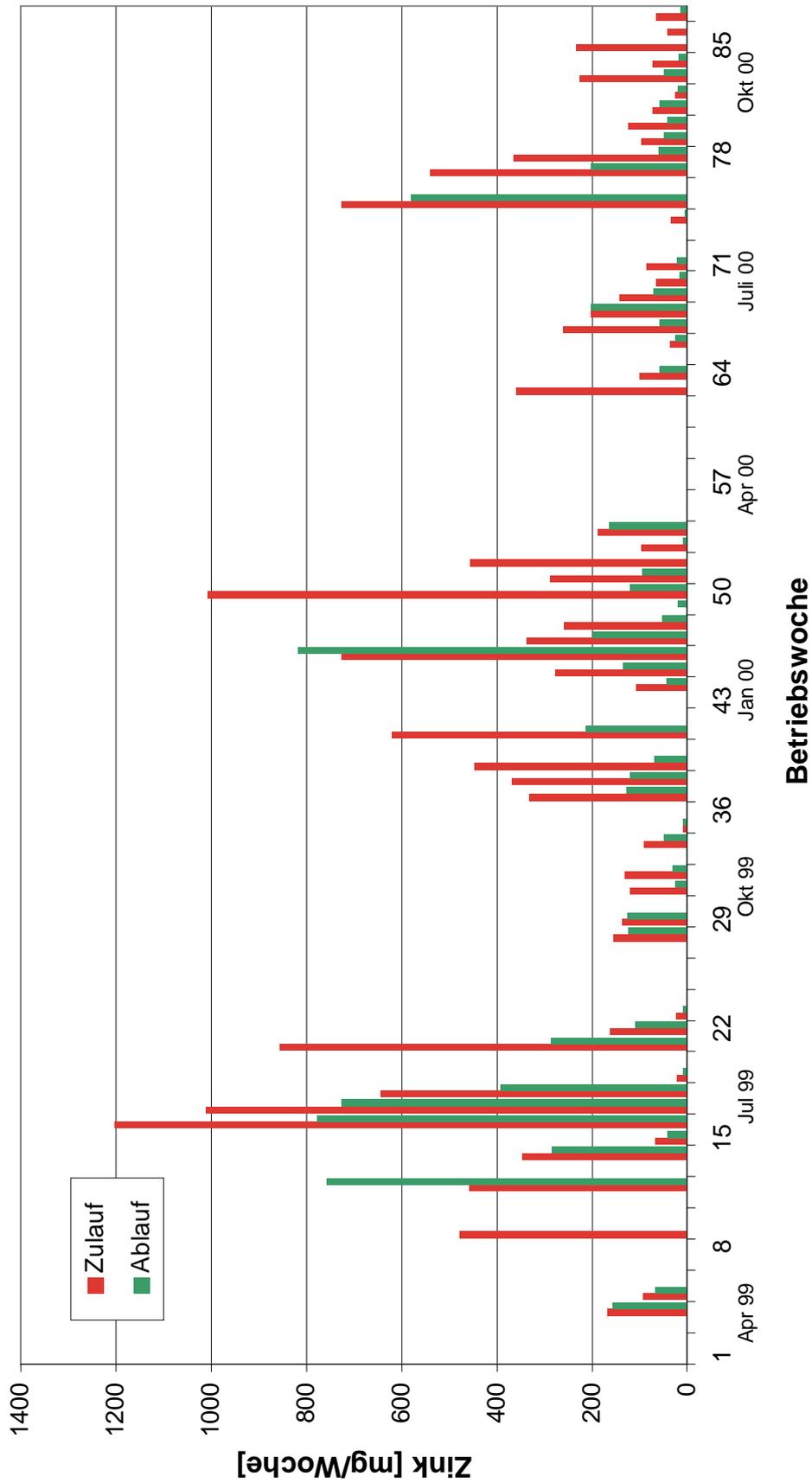


Abbildung 65: Zink-Frachten

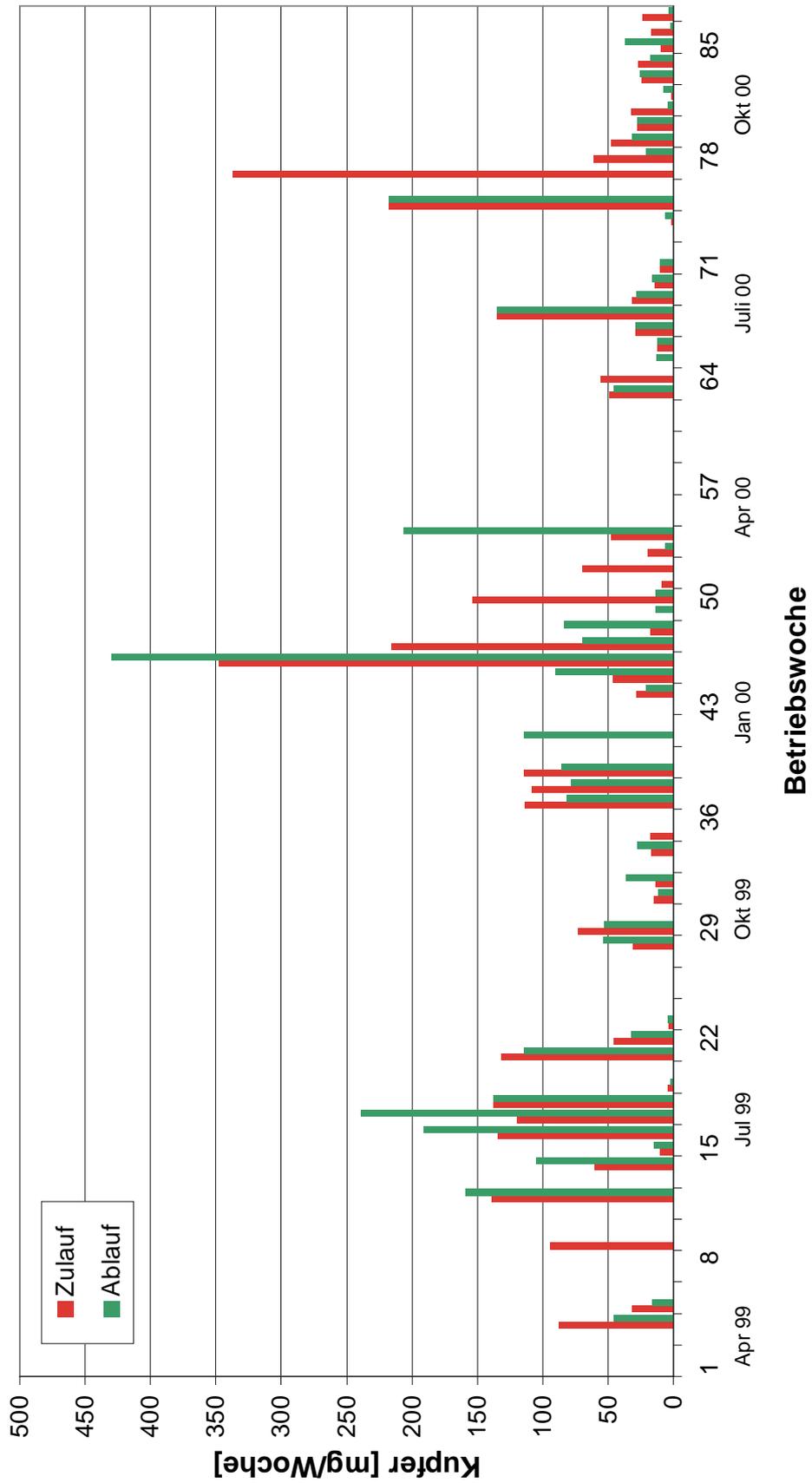


Abbildung 66: Kupfer-Frachten

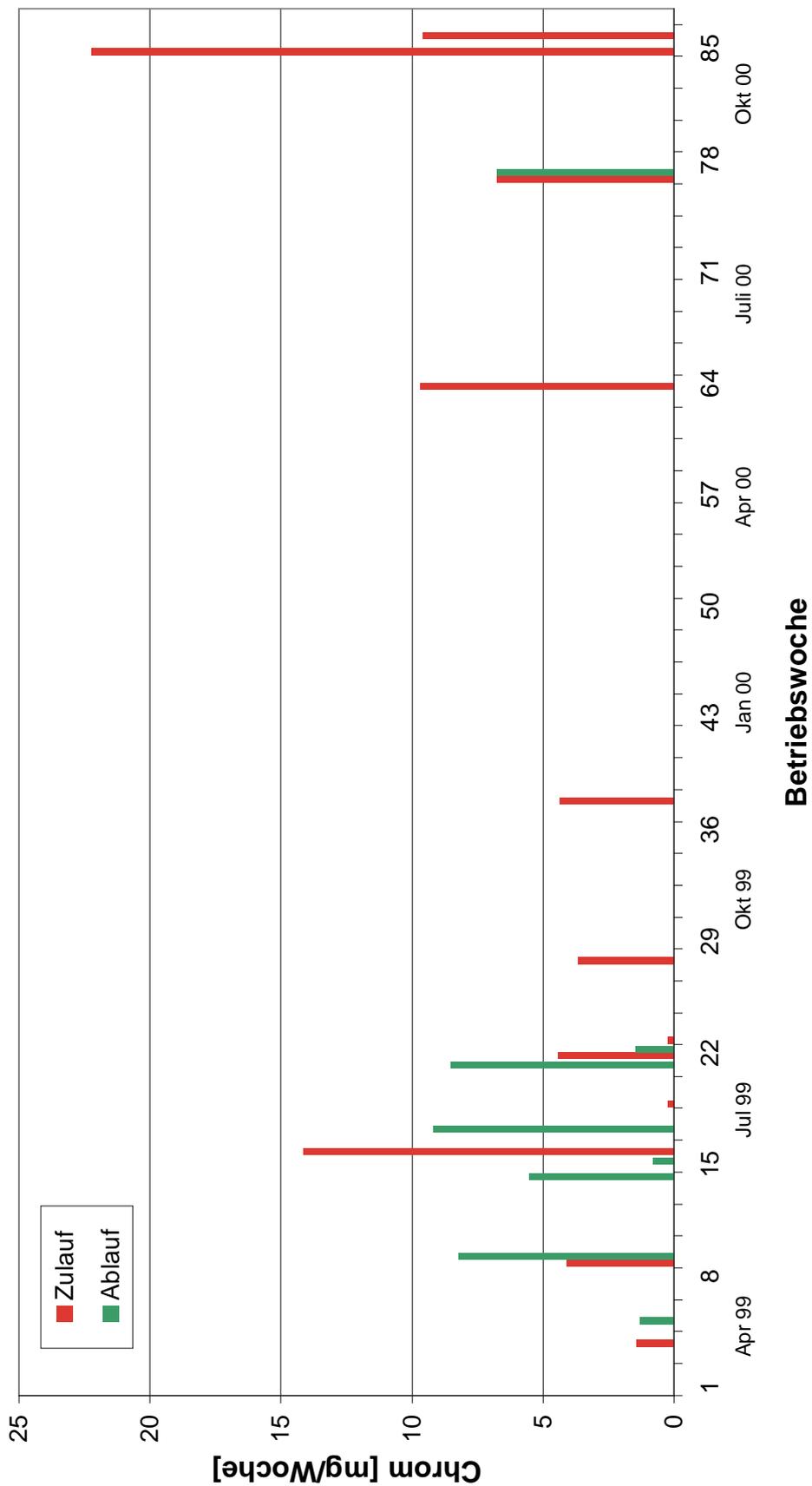


Abbildung 67: Chrom-Frachten

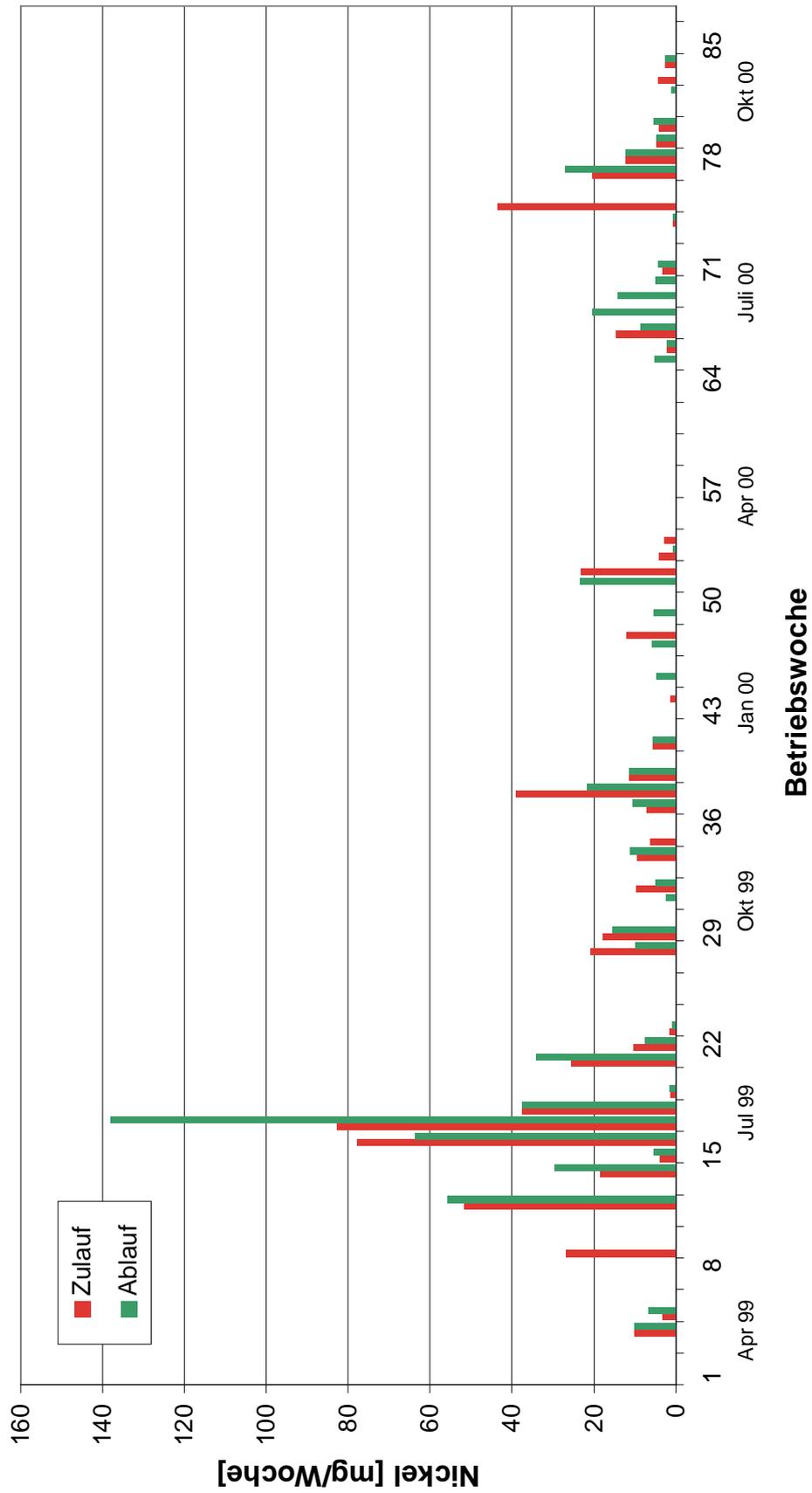


Abbildung 68: Nickel-Frachten

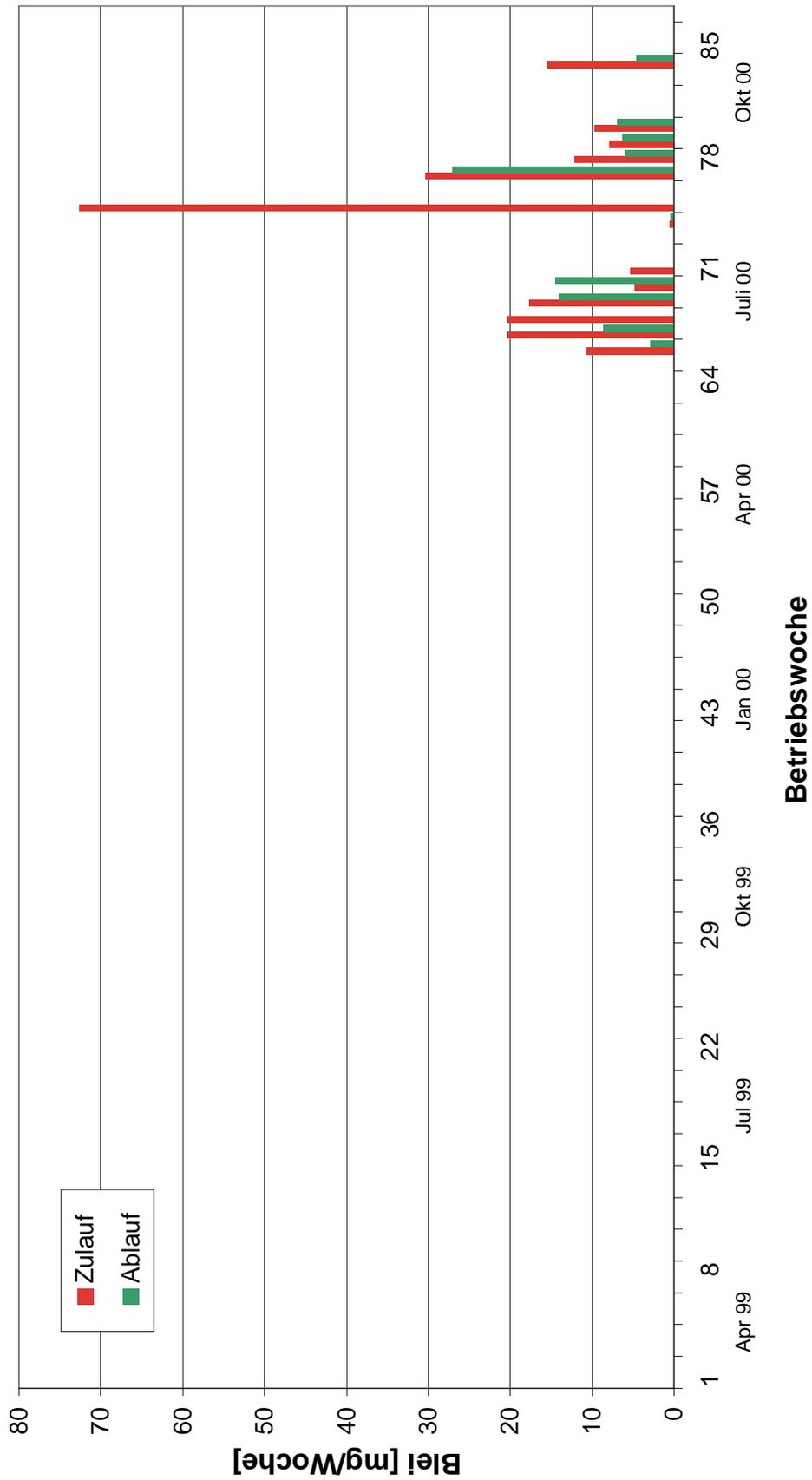


Abbildung 69: Blei-Frachten

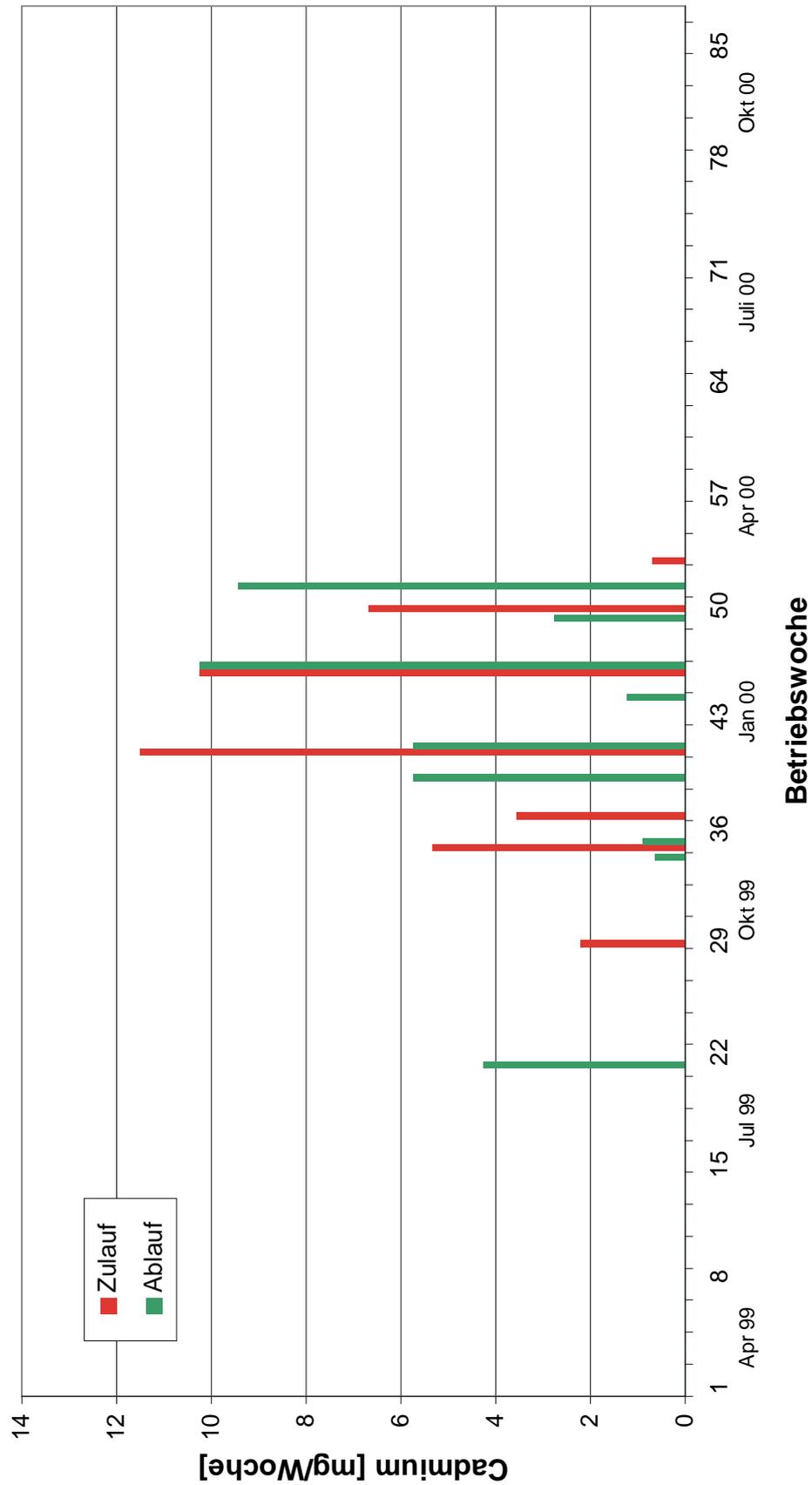


Abbildung 70: Cadmium-Frachten

Anhang A-5 Meßwerte mit DIAKAT A

Ergebnisse aus dem orientierenden Versuch mit dem Filtergranulat DIAKAT A

| Bezeichnung | Probenahme [min] | Durchsatz [l/h] | pH | Leitfähigkeit [µS/cm] | Trübung [TE/F] | Zink [µg/l] | Kupfer [µg/l] |
|--------------------------|---------------------|--------------------|-------|--------------------------|-------------------|----------------|------------------|
| Z0 | | | 7,83 | 177,5 | 17,1 | 699,0 | 42,0 |
| A1 | 30 | 3,85 | 11,57 | 865,0 | 14,9 | | |
| A2 | 120 | 4,09 | 11,36 | 576,0 | 12,6 | 215,0 | 14,1 |
| A3 | 210 | 4,03 | 11,45 | 662,0 | 28,7 | | |
| A4 | 1.440 | | 12,37 | 4.700,0 | 214,0 | | |
| Z1 | | | 8,20 | 171,5 | 45,1 | | |
| Wirkungsgrad (Z0;A2) [%] | | | | | 26,3 | 69,2 | 66,4 |

Anhang A-6 Berechnungen zur Dimensionierung und Ausführung der Behandlungsanlage

A-6.1 Allgemeine Annahmen

Anliegerstraße mit dem folgenden Querschnitt

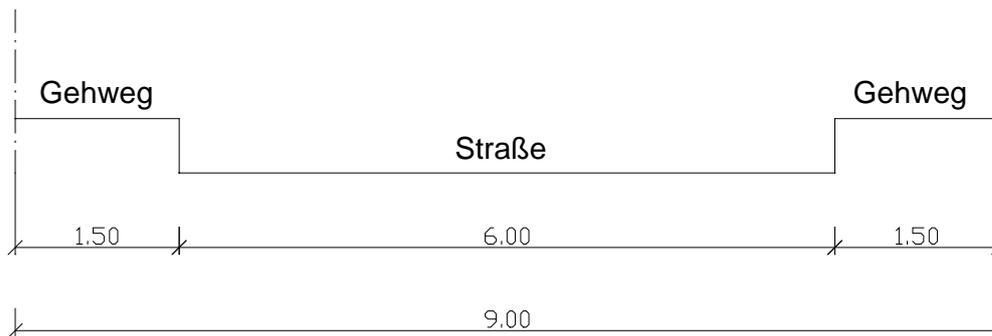


Abbildung 71: Querschnitt der den Vergleichsberechnungen zugrunde gelegten Anliegerstraße in einem Wohngebiet

Anstehender Boden, Durchlässigkeitsbeiwert $k_f = 1 \cdot 10^{-4}$ m/s

Breite der durch die Straße erschlossenen Grundstücke = 15 m

Berechnung der Versickerungsleistung nach dem Arbeitsblatt Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser ATV – A 138 (Entwurf) vom November 1999 [18]

Maßgebende Regenspende $r_{15,1} = 100$ l/s·ha

Regenreihe nach Reinhold mit $n = 0,2$

A-6.2 Muldenversickerung

Angenommener Straßenquerschnitt einschließlich Mulde:

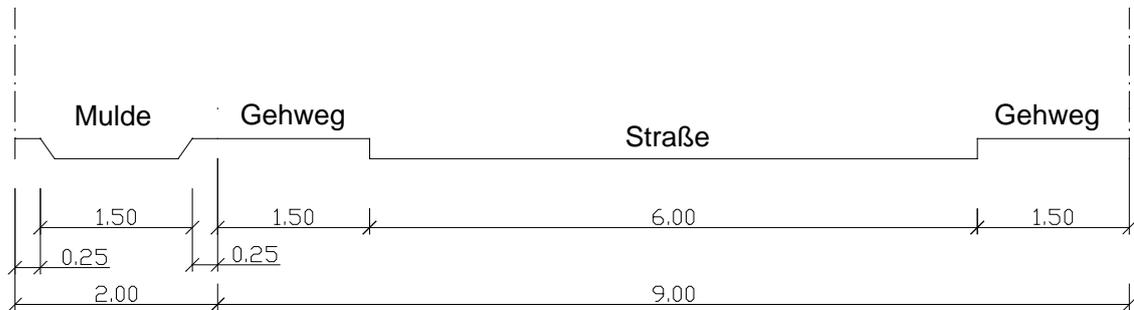


Abbildung 72: Regelquerschnitt der Muldenversickerung

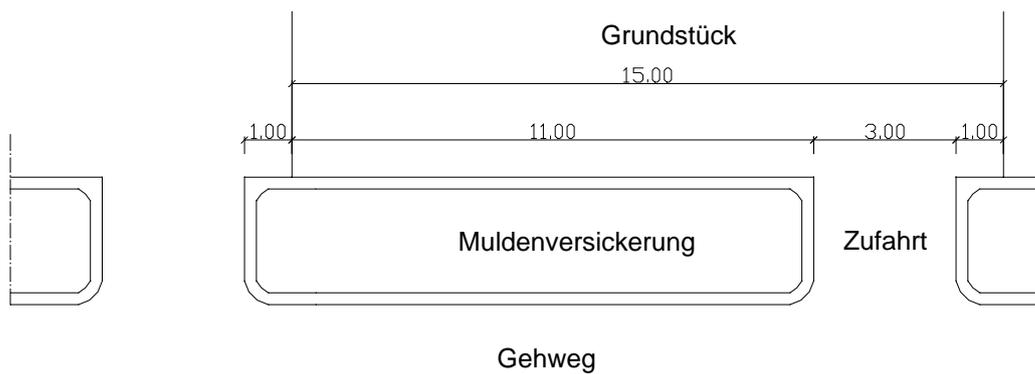


Abbildung 73: Lageplanskizze der Muldenversickerung

Befestigte Fläche je Grundstück $A_{\text{red}} = 15 \cdot 9 = 135 \text{ m}^2$

Versickerungsfläche $A_{\text{s}} = 2,0 \cdot 15 = 30 \text{ m}^2$

Maßgebliche Regendauer:

$$\begin{aligned}
 D &= \sqrt{\frac{3,42 \cdot 10^{-5} \cdot (n^{-0,25} - 0,369) \cdot (A_{\text{red}} + A_S) \cdot r_{15,1}}{A_s \cdot k_f / 2}} - 9 \\
 &= \sqrt{\frac{2 \cdot 3,42 \cdot 10^{-5} \cdot (0,2^{-0,25} - 0,369) \cdot (135 + 30) \cdot 100}{30 \cdot 10^{-4}}} - 9 \\
 &= 20,6 - 9 = 11,6 \text{ min}
 \end{aligned}$$

Erforderliches Speichervolumen:

$$\begin{aligned}
 V_s &= 2,28 \cdot 10^{-4} \cdot (A_{\text{red}} + A_S) \cdot r_{15,1} \cdot \frac{D}{D + 9} \cdot (n^{-0,25} - 0,369) - A_s \cdot D \cdot 60 \cdot \frac{k_f}{2} \\
 &= 2,28 \cdot 10^{-4} (135 + 30) \cdot 100 \cdot \frac{11,6}{11,6 + 9} \cdot (0,2^{-0,25} - 0,369) - 30 \cdot 11,6 \cdot 60 \frac{10^{-4}}{2} \\
 &= 2,38 - 1,04 = 1,34 \text{ m}^3
 \end{aligned}$$

Füllhöhe der Mulde bei der maßgeblichen Regenspende:

$$\text{Muldenfläche} = (15 - 3 - 2 \cdot 0,25) \cdot 1,5 = 17,3 \text{ m}^2$$

$$\text{Füllhöhe } h = 1,34 / 17,3 = 0,08 \text{ m}$$

A-6.3 Schachtversickerung

Versickerungsschacht Typ A, DN 1000

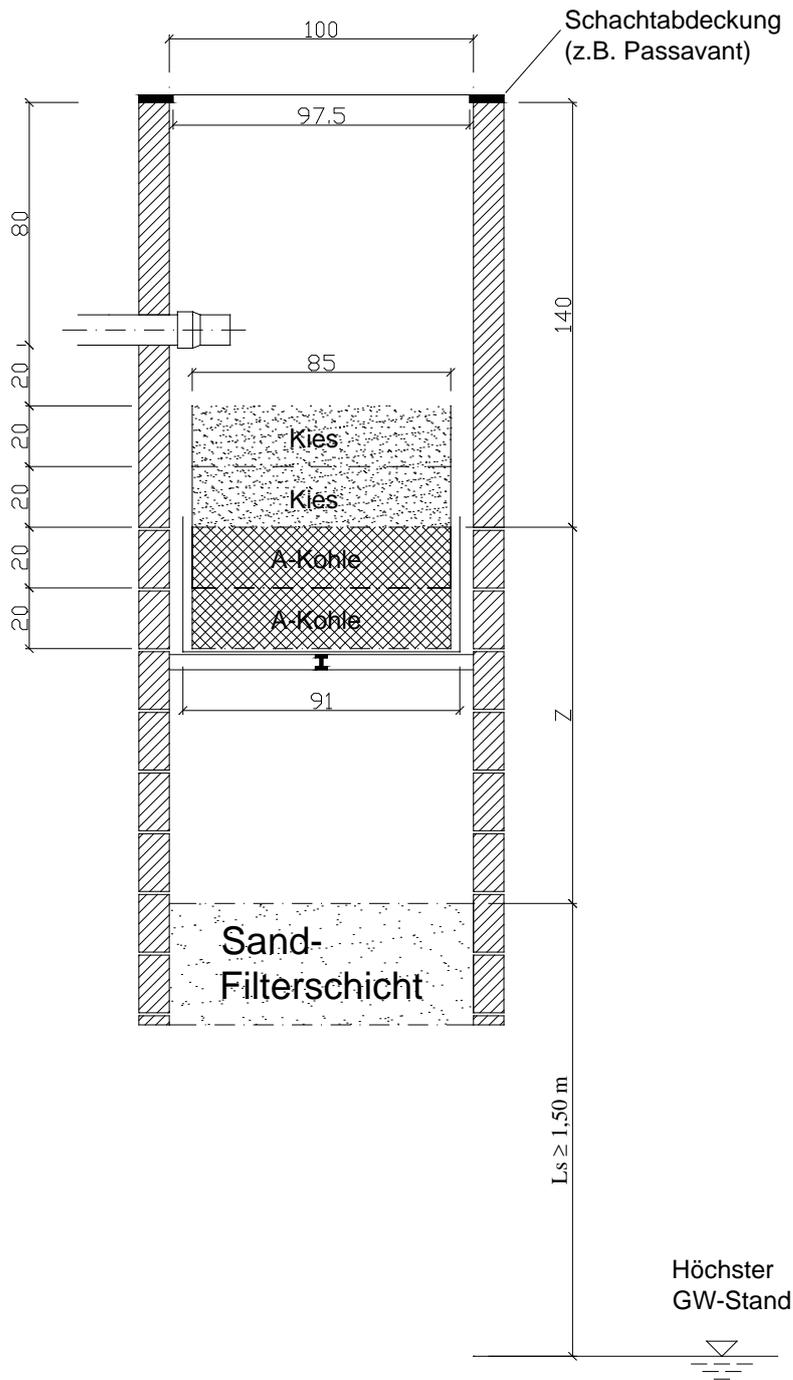


Abbildung 74: Schachtversickerung mit Filteranlage

$$\begin{aligned} \text{Zulässige Filtergeschwindigkeit} &= 44 \quad \text{m}^3/\text{h} \cdot \text{m}^2 \\ \text{Filterfläche } A_F = d^2/4 \cdot \pi &= 0,57 \quad \text{m}^2 \end{aligned}$$

Zulässige Regenwassermenge je Schacht

$$\begin{aligned} Q_S = 44 \cdot 0,57 &= 25 \quad \text{m}^3/\text{h} \\ &= 6,9 \quad \text{l/s} \end{aligned}$$

Angenommen wird, daß an einem Filteranlage eine Straßenlänge entsprechend zwei Grundstücksbreiten angeschlossen wird.

$$\text{Befestigte Fläche} = 2 \cdot 15 \cdot 9 = 270 \quad \text{m}^2$$

Dem Filteranlage zufließende Wassermenge:

$$r_{T,n} = r_{15,1} \cdot \varphi_{T,n}$$

$$\varphi_{T,n} = \frac{38}{T + 9} \cdot (n^{-0,25} - 0,369) = \frac{42,8}{T + 9}$$

| T | $r_{T,(n=0,2)}$ | Q_S |
|-------|-----------------|-------|
| (min) | (l/s·ha) | (l/s) |
| 5 | 306 | 8,3 |
| 10 | 225 | 6,1 |
| 15 | 178 | 4,8 |
| 20 | 148 | 4,0 |
| 30 | 110 | 3,0 |

Die Überschreitung der zulässigen Regenwassermenge von 6.9 l/s bei einem Regen von T = 5 Minuten kann zugelassen werden, da bei der Annahme des Abflußbeiwertes von $\varphi = 1,0$ Anfangsverluste nicht berücksichtigt wurden.

Berechnung der erforderlichen Tiefe des Versickerungsschachtes nach ATV-A138, Tab. 7:

Interpolation bezüglich Z_{max} (m):

| | A _{red} | |
|------------------------------|--------------------|--------------------|
| r _{15,1} (l/s · ha) | 200 m ² | 400 m ² |
| 100 | 3,89 | 6,94 |

$$Z_{\max}(270 \text{ m}^2) = 3,89 + (6,94 - 3,89) \cdot 70 / 200 \\ = 3,89 + 1,07 = 4,96 \text{ m}$$

Interpolation bezüglich V_{max} (m³):

| | A _{red} | |
|------------------------------|--------------------|--------------------|
| r _{15,1} (l/s · ha) | 200 m ² | 400 m ² |
| 100 | 3,06 | 5,45 |

$$V_{\max}(270 \text{ m}^2) = 3,06 + (5,45 - 3,06) \cdot 70 / 200 \\ = 3,06 + 0,84 = 3,90 \text{ m}^3$$

Interpolation bezüglich Q_{S,max} (l/s)

| | A _{red} | |
|------------------------------|--------------------|--------------------|
| r _{15,1} (l/s · ha) | 200 m ² | 400 m ² |
| 100 | 1,12 | 3,20 |

$$Q_{S,\max} = 1,12 + (3,20 - 1,12) \cdot 70 / 200 \\ = 1,12 + 0,73 = 1,85 \text{ l/s}$$

Interpolation der maßgeblichen Regendauer T (min)

| | A _{red} | |
|------------------------------|--------------------|--------------------|
| r _{15,1} (l/s · ha) | 200 m ² | 400 m ² |
| 100 | 30 | 20 |

$$T = 30 \cdot (30 - 20) \cdot 70 / 200 \\ = 30 - 3,5 = 26,5 \text{ min}$$

Tiefe des Versickerungsschachtes bis zur Unterkante der Schüttung

$$= 1,40 + 4,96 + 0,50 = 6,86 \text{ m}$$

Bei der Anordnung von 2 Schächten:

$$\begin{aligned} \text{Erforderliche Schachttiefe bis zur Unterkante der Schachtringe} \\ = 1,40 + (4,96 / 2) + 0,5 &= 4,30 \text{ m} \end{aligned}$$

A-6.4 Rigolenversickerung

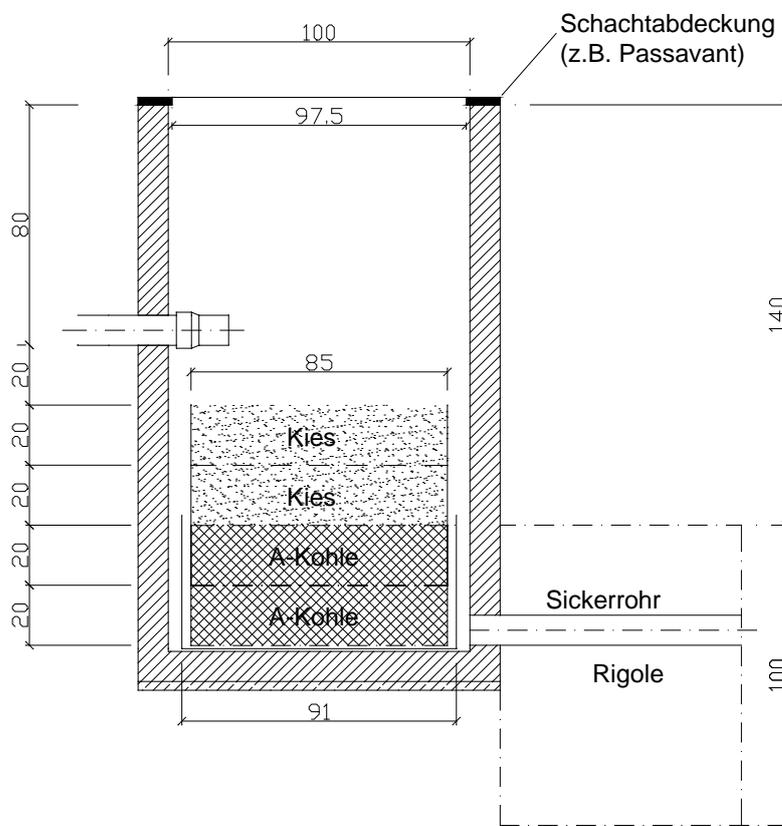


Abbildung 75: Rigolenversickerung mit Filteranlage

Sohlbreite der Rigole $b = 0,80 \text{ m}$

Nutzbare Höhe der Rigole $h = 1,00 \text{ m}$

Wirksame Versickerungsbreite:

$$bw = b + h/2 = 0,80 + 1,0 / 2 = 1,30 \text{ m}$$

$$\text{Befestigte Fläche (wie Schachtversickerung)} = 270 \text{ m}^2$$

$$\text{Porenanteil der Kiesfüllung = Speicherkoeffizient } s = 0,35$$

Erforderliche Rigolenlänge:

$$L = \frac{A_{\text{red}} \cdot 10^{-7} \cdot r_{D(n)} \cdot D \cdot 60}{b \cdot h \cdot s + \left(b + \frac{h}{2}\right) \cdot 60 \cdot \frac{k_f}{2}}$$

Bemessung einer Rigolenversickerung:

| D (min) | $r_{D,n}$ (l/s·ha) | erf. L (m) |
|------------|-----------------------|---------------|
| 5 | 305,7 | 8,27 |
| 10 | 225,3 | 11,44 |
| 15 | 178,3 | 12,80 |
| 20 | 147,8 | 13,36 |
| 25 | 125,9 | 13,51 |
| 30 | 109,7 | 13,43 |
| 35 | 97,3 | 13,24 |
| 40 | 87,3 | 12,98 |
| 45 | 79,3 | 12,69 |
| 50 | 72,5 | 12,37 |
| 55 | 66,9 | 12,05 |
| 60 | 62,0 | 11,73 |
| 90 | 43,2 | 9,99 |
| 120 | 33,2 | 8,62 |
| 180 | 22,6 | 6,72 |

Die erforderliche Rigolenlänge beträgt 13,51 m und ergibt sich bei einer maßgebenden Regendauer von D = 25 Minuten. Auf eine Berücksichtigung des Speichereinflusses für das Sickerrohr wurde verzichtet.

Anhang A-7 Kostenberechnung zur Ausführung einer Behandlungsanlage

A-7.1 Allgemeines

Im Abschnitt Anhang A-6 der Berechnungen werden an dem Beispiel einer Anliegerstraße die Abmessungen einer Muldenversickerung sowie für den Einsatz einer Behandlungsanlage die Abmessungen der Schacht- und Rigolenversickerung bestimmt.

Die Abbildung 15 zeigt die von Hamacher [27] ermittelten Kosten der Mulden- Rigolen- und Schachtversickerung:

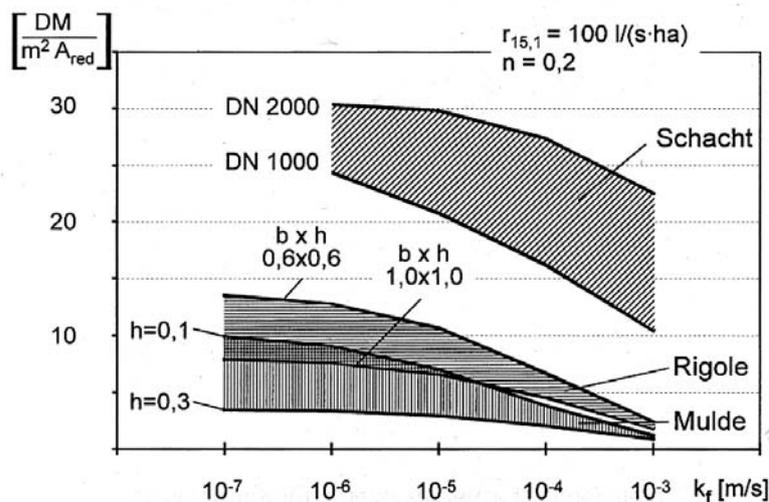


Abbildung 76: Vergleich der spezifischen Baukosten verschiedener Versickerungsverfahren bezogen auf die angeschlossene befestigte Fläche A_{red} (ohne Zuläufe), aus [27]

Aus der Abbildung ist sofort erkennbar, daß die Schachtversickerung in Abhängigkeit von der Größe der Entwässerungsfläche A_{red} im Grundsatz für alle k_f-Werte etwa drei- bis vierfach teurer ausfällt als die Mulden- bzw. Rigolenversickerung. Diese Aussage wird bestätigt durch die in den Abschnitten A-6.3 und A-6.4 durchgeführten Berechnungen, die für den Schacht immer für eine Tiefe von 6,86 m ergab, wobei der Grundwasserspiegel nicht höher als 7,86 m unter Geländeoberkante anstehen darf. Werden zwei

Versickerungsschächte hintereinander angeordnet, so müssen diese Schächte immerhin noch eine Tiefe von 4,38 m erhalten.

Die Kostenangaben von Hamacher [27] sowie die Ergebnisse der Berechnungen in den Abschnitten A-6.3 und A-6.4 lassen die Schlußfolgerung zu, daß die Anwendung der Schachtversickerung erheblich teurer ausfallen wird als der Einsatz einer Behandlungsanlage in Verbindung mit einer Rigolenversickerung.

Die folgende Kostenvergleichsrechnung wird deshalb ausschließlich vergleichend für die Muldenversickerung und die Rigolenversickerung unter Einschluß der Behandlungsanlage durchgeführt.

A-7.2 Muldenversickerung

Neben Kosten für die eigentlichen Versickerungsmulde entstehen Kosten für den Mulden-Randstreifen sowie die Hauszufahrten. Vereinfachend wird die Fläche A_s als Fläche der Muldenversickerung betrachtet.

Für zwei Grundstücke

$$A_s = 2 \cdot 2,0 \cdot 15 = 60 \text{ m}^2$$

$$\text{Mittlere spezifische Herstellungskosten der Mulde [27]} = 38 \text{ DM/m}^2$$

$$\text{Niederschlagswasserzuleitung [12]} = 55 \text{ DM/lfm}$$

Herstellungsaufwand

$$= 60 \cdot 38 + 2 \cdot 1,5 \cdot 55 = 2.445 \text{ DM}$$

Spezifischer Herstellungsaufwand

$$= 2445 / (2 \cdot 135) = 3,06 \text{ DM}/(\text{m}^2 \cdot A_{\text{red}})$$

$$\text{Spezifische Kosten nach [27] im Mittel} = 1,0 \text{ DM}/(\text{m}^2 \cdot a)$$

$$\text{Betriebskosten} = 1,0 \cdot 60 = 60 \text{ DM/a}$$

$$\begin{aligned} \text{Spezifische Betriebskosten} \\ = 60 / (2 \cdot 155) &= 0,22 \text{ DM}/(\text{a} \cdot \text{m}^2 A_{\text{red}}) \end{aligned}$$

Die in verschiedenen Kostenvergleichsrechnungen nach [27] angewendete Nutzungsdauer zwischen 15 Jahren und 100 Jahren angenommen mit einem gewichteten Mittelwert einer ATV-Erhebung 1995 von 22,5 Jahren. Für die folgenden Berechnungen wird von einer Nutzungsdauer von 25 Jahren ausgegangen.

Als Realzinssatz wird für die Kostenbarwertmengen mit einem Wert von 5 % gerechnet. Damit ergibt sich entsprechend der LAWA-Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen [28]:

$$\text{DFAKR (5,25)} = 14,094$$

$$\begin{aligned} \text{Barwert der Muldenversickerung} \\ = 2.445 + 60 \cdot 14,094 &= 3.291 \text{ DM} \end{aligned}$$

Jahreskosten

$$\begin{aligned} \text{KFAKR (5,25)} &= 0,0709 \\ = 0,07095 \cdot 3291 &= 233 \text{ DM/a} \end{aligned}$$

Spezifische Jahreskosten

$$= 233 / (2 \cdot 135) = 0,86 \text{ DM}/(\text{a} \cdot \text{m}^2 A_{\text{red}})$$

A-7.3 Behandlungsanlage und Rigolenversickerung

Absetz- und Filterschacht für die Filteranlage werden im Straßenbereich erstellt. Die Anlage der Rigole erfolgt im Gehwegbereich.

$$\text{Spezifische Kosten für ein Schacht DN 1000 nach [27]} = 500 \text{ DM /lfd m}$$

Absetzschacht:

| | | | |
|--|---|------------------|------------|
| Schachthöhe | = | 2,00 m | |
| Schachtkosten: | = | $2,0 \cdot 500$ | = 1.000 m |
| Wegen der geringen Schachthöhe Zuschlag von 50 % | | | |
| Schachtkosten | = | $1,5 \cdot 1000$ | = 1.500 DM |

Filteranlage:

| | | | |
|--|-------|---------------------------|---------------|
| Schachthöhe | = | 1,80 m | |
| Schachtkosten einschließlich Zuschlag für gering Höhe | = | $1,8 \cdot 500 \cdot 1,5$ | = 1.350 DM |
| Zusatzkosten für die Schachtabdeckung mit einem lichten Innendurchmesser von 0,975 m gegenüber 0,615 m | | | ca. 2.000 DM |
| 4 Stück Filtereinätze | = | | 3.000 DM |
| Befüllung der Filtereinätze mit Kies und Aktivkohle | = | | <u>450 DM</u> |
| | Summe | = | 6.800 DM |

Rigole:

| | | | |
|----------------------------------|-------|------------------|------------|
| Spezifische Kosten | = | 100 DM/lfm | |
| Zuschlag für die Lage der Rigole | = | 50 DM/lfm | |
| Sickerrohr | = | <u>55 DM/lfm</u> | |
| | Summe | = | 205 DM/lfm |

$13,51 \text{ m} \cdot 205 \text{ DM/lfm}$ ca 2.700 DM

Summe Herstellungsaufwand

| | | | |
|---------------|-------|-----------------|-----------|
| Absetzschacht | = | 1.500 DM | |
| Filteranlage | = | 6.800 DM | |
| Rigole | = | <u>2.700 DM</u> | |
| | Summe | = | 11.000 DM |

$$\text{spezifische Herstellungskosten} \quad 11000/(2 \cdot 135) \quad = \quad 40,74 \text{ DM/m}^2 A_{\text{red}}$$

Betriebskosten:

$$\text{Austausch der Kiesfilterkörbe 2 x jährlich mit Kosten von} \quad 600 \text{ DM/a}$$

$$\text{Regeneration der Aktivkohle einschließlich Austausch} \quad 200 \text{ DM/a}$$

$$\text{Sandwäsche} \quad \underline{100 \text{ DM/a}}$$

Zusätzlicher Wartungs- und Inspektionsaufwand

ist in den o.g. Kosten enthalten

$$\text{Summe} \quad = \quad 1.100 \text{ DM/a}$$

$$\text{spezifische Betriebskosten} \quad 1.100/(2 \cdot 135) \quad = \quad 4,07 \text{ DM/m}^2 A_{\text{red}}$$

Barwert der Behandlungsanlage mit Rigolenversickerung

$$1.100 + 14,094 \cdot 1.100 \quad = \quad 26.503 \text{ DM}$$

Jahreskosten

$$0,07095 \cdot 26.503 \quad = \quad 1.880 \text{ DM/a}$$

spezifische Jahreskosten

$$1.880/(2 \cdot 135) \quad = \quad 6,96 \text{ DM/(a} \cdot \text{m}^2 A_{\text{red}})$$