

WASSER • ABWASSER • UMWELT

33



Kassel 2013

Schriftenreihe des Fachgebietes
Siedlungswasserwirtschaft

Universität Kassel

Jörg Felmeden

Phosphorrückhalt
in der Mischwasser-
behandlung durch
Retentionssodenfilter-
Anlagen

kassel
university



WASSER • ABWASSER • UMWELT

33



Kassel 2013

Schriftenreihe des Fachgebietes
Siedlungswasserwirtschaft

Universität Kassel

Jörg Felmeden

Phosphorrückhalt in der
Mischwasserbehandlung durch
Retentionsbodenfilter-Anlagen

kassel
university
press

WASSER • ABWASSER • UMWELT

Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel

Herausgeber: Franz-Bernd Frechen, Kassel

Vertrieb: kassel university press GmbH (kup)
Diagonale 10, 34127 Kassel
www.uni-kassel.de/upress

Band 33: Jörg Felmeden
Phosphorrückhalt in der Mischwasserbehandlung
durch Retentionsbodenfilter-Anlagen
Kassel 2013

Zugl.: Kassel, Univ., Diss. 2012

ISBN print: 978-3-89958-610-7

ISBN online: 978-3-89958-611-4

URN urn:nbn:de:0002-6114

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen
Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über
<http://dnb.ddb.de> abrufbar

© 2013, kassel university press GmbH, Kassel

Dissertation am Fachbereich Bauingenieur- und Umweltwesen der Universität Kassel

Erster Gutachter: Prof. Dr.-Ing. Franz-Bernd Frechen
Zweiter Gutachter: Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt

Disputation: 19. Dezember 2012

Kurzfassung

Im Rahmen dieser Arbeit wurden Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfilter-Anlagen (RBFA) zum Phosphorrückhalt im Mischsystem unter Berücksichtigung anderer Behandlungsziele (z.B. Nitrifikation) abgeleitet. Hierzu wurden stoffliche Belastungen von Mischwasserentlastungsabflüssen insbesondere hinsichtlich Phosphor erfasst und frachtbezogene Wirkungsgrade von RBFA bestimmt, maßgebende Einflussfaktoren auf den Phosphorrückhalt identifiziert sowie relevante Prozessbedingungen untersucht.

Zu Beginn wurden labormaßstäbliche Untersuchungen zum Phosphor-Bindungsvermögen unterschiedlicher Filterzuschlagstoffe durchgeführt, auf deren Grundlage die Melioration von Filtersanden zum Phosphorrückhalt in den halb- und großtechnischen Anlagen aufbaut. Die großtechnischen Untersuchungen wurden an vier RBFA im Mischsystem in Hessen durchgeführt, die Filterflächen zwischen 430 m² und 1.275 m² aufweisen. Hierzu gehören die seit 1994 in Betrieb befindliche RBFA Fellenweg mit bindigem Filtersubstrat sowie die drei im Vorfeld der Untersuchungen neu errichteten RBFA Wiesenbach, Kleingladenbach und Oberelsungen mit nicht bindigem Filtersubstrat. Die halbtechnische Versuchsanlage auf dem Gelände der Abwasserbehandlungsanlage in Kassel bestand aus insgesamt acht Lysimetersäulen mit einem Durchmesser von 1,2 m, in denen der Filteraufbau und die Filtersubstrate der Großtechnik und weitere davon abweichende nicht bindige Filtersubstratkonzessionen (z. B. Lavasand) abgebildet wurden.

An der Lysimeteranlage und allen vier großtechnischen RBFA wurden über einen zusammenhängenden Zeitraum von mehreren Jahren Frachtbilanzen und Wirkungsgrade für die Parameter Gesamt-Phosphor und Ortho-Phosphat sowie vergleichend für Feststoffe, Sauerstoff zehrende und Nährstoffe (Kohlenstoff, Stickstoff) und hygienerelevante Indikatorbakterien aufgestellt. Es wurden 266 Einstauereignisse inklusive 15 Filterüberläufe an den vier RBFA und 56 künstliche Beschickungseignisse an der Lysimeteranlage ausgewertet. Ergänzend zur flüssigen Phase wurden zu Beginn, während und gegen Ende des Untersuchungsbetriebes chemische, physikalische und biologische Bodenuntersuchungen durchgeführt.

Auf Grundlage der Untersuchungsergebnisse wurden quantitative und qualitative Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von RBFA im Mischsystem mit dem Behandlungsziel Phosphorrückhalt abgeleitet. Diese umfassen Angaben hinsichtlich der zwei Verfahrensvarianten RBF mit melioriertem Filtersubstrat (2-stufige RBFA) und RBF mit nachgeschaltetem Sorptionsfilter (3-stufige RBFA) zu den Aspekten Dimensionierungs-/Nachweisverfahren, Eigenschaften des Sorptionsmittels, Meliorationsgrad, Mischen und Einbau des Filtersubstrates, Filterbeckengometrie, Drosselabfluss und Einstaudauer des Filterbeckens.

Abstract

Within the framework of this dissertation recommendations for planning, construction and operation of retention soil filter plants (RSFP) for phosphorous reduction within combined sewer system were derived, while also considering other treatment goals such as nitrification. Therefore, the pollution of combined sewer overflows, in particular with phosphorous, and load based efficiency rates were determined. The most effecting factors concerning phosphorous reduction were identified and relevant process conditions investigated.

At first, lab scale investigations regarding the phosphorous binding capacity of different filter aggregates were conducted on which the melioration of filter sands for phosphorous reduction in semi- and large-scale pilot plants are based. Large-scale investigations were conducted at four RSFP within combined sewer systems in Hessia, showing surface areas between 430 m^2 and $1,275\text{ m}^2$. These are RSFP Fellenweg with cohesive filter substrate, which is in operation since 1994, and the three newly constructed RSFP Wiesenbach, Kleingladenbach and Oberelsungen, all with sandy filter substrates. The semi-scale pilot plant on the wastewater treatment plant in Kassel consisted of eight lysimeters with a diameter of 1.2 m in which the filter design and filter substrates of the large-scale RSFP and further differing non-cohesive filter substrates (e.g. lava sand) were depicted.

At the lysimeter plant and the four large-scale RSFP load balances and efficiency rates for total phosphorous and ortho phosphate were prepared for a continuous period of several years as well as for solids, deoxygenating substances and nutrients (carbon and nitrogen) and hygiene relevant indicator organisms. 266 combined sewer overflow events including 15 filter overflows at the four large-scale RSFP and 56 artificial loading events at the lysimeter plant were analyzed all in all. In addition to the liquid phase, chemical, physical and biological soil investigations were conducted at the beginning, during and at the end of the investigation period.

Based on the investigation results, quantitative and qualitative recommendations for planning, construction and operation of RSFP in combined sewer systems for phosphorous reduction were derived. These are providing details for the two process variants retention soil filter (RSF) with meliorated filter substrate (two-stage RSFP) and RSF with a downstream sorption filter (three-stage RSFP) regarding dimensioning and proofing procedures, sorbent characteristics, melioration degree, mixing and installation of filter substrate, geometry of filter basin, throttle effluent and retention time of the filter basin.

für meinen Vater

Danksagung

Mein Dank gilt Herrn Prof. Dr.-Ing. Franz-Bernd Frechen für die Betreuung meiner Dissertation als Erstgutachter und für die inhaltlichen Denkanstöße und die Unterstützung meiner langjährigen wissenschaftlichen Arbeit am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel.

Herrn Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt von der Universität Kaiserslautern danke ich für die Übernahme des Zweitgutachtens und die zeitliche Flexibilität. Herrn Prof. Dr.-Ing. Johannes Müller-Schaper und Herrn Dr.-Ing. Reinhard Hassinger von der Universität Kassel danke ich für die Mitwirkung in der Prüfungskommission.

Weiterhin möchte ich mich beim Hessischen Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (HMULV) für die finanzielle Förderung des dieser Arbeit zugrunde liegenden Forschungsvorhabens „RBF in Hessen“ bedanken.

Ganz besonders möchte ich Herrn Dr.-Ing. Axel Waldhoff für die langjährige Zusammenarbeit im Fachgebiet und dem dieser Arbeit zugrunde liegenden Forschungsvorhaben danken. Neben den vielen beruflichen waren auch die privaten Diskussionen eine große Unterstützung und Bereicherung.

Für die Durchführung der Analytik und die Unterstützung bei der Organisation der Beprobung, beides ohne ständigen Bereitschaftsdienst insbesondere an den Wochenenden nicht realisierbar, danke ich allen MitarbeiterInnen des Fachgebietslagers. Stellvertretend seien hier Laborleiterin Frau Dipl.-Chem. Ursula Telgmann sowie Frau Monika Degenhardt und Frau Andrea Brandl genannt. An dieser Stelle vielen Dank den studentischen Hilfskräften für die Unterstützung bei Aufbau und Durchführung des Monitoring.

Herrn Dr.-Ing. Reinhard Hassinger und Herrn Dipl.-Ing. Ralf Feldner von der Versuchsanstalt und Prüfstelle für Umwelttechnik und Wasserbau (VPUW) der Universität Kassel danke ich für die Unterstützung bei Planung, Auf- und Umbau der Messtechnik an den großtechnischen Anlagen.

Vielen Dank an Franziska, Jule und Christian für die redaktionelle Durchsicht und Kommentierung meiner Dissertation.

Mein herzlicher Dank gilt der Unterstützung durch meine Familie. Insbesondere möchte ich mich bei meiner Frau Barbara bedanken, die stets kritisch aber motivierend meine Arbeit begleitet und unterstützt hat. Ich danke dir und unserem Sohn Janusz, dass auch ihr durchgehalten und Rücksicht genommen habt. Vielen Dank an Helga, Ulla und Marian.

Inhaltsverzeichnis

| | |
|--|-----------|
| 1 EINFÜHRUNG | 1 |
| 2 GRUNDLAGEN UND KENNTNISSTAND | 3 |
| 2.1 Retentionsbodenfilter-Anlagen..... | 3 |
| 2.1.1 Begriffsdefinition und Anordnung im Entwässerungssystem..... | 3 |
| 2.1.2 Funktionsweise und Dimensionierung | 5 |
| 2.1.3 Großtechnische Umsetzung | 9 |
| 2.2 Phosphor..... | 11 |
| 2.2.1 Bedeutung und Vorkommen in Fließgewässern..... | 11 |
| 2.2.2 Emissionspfade und Herkunft in der Siedlungswasserwirtschaft | 13 |
| 2.2.3 Rückhaltung und Umsetzung in RBF-Anlagen | 17 |
| 2.2.3.1 Mechanisch | 18 |
| 2.2.3.2 Chemisch/physikalisch..... | 19 |
| 2.2.3.3 Mikrobiologisch..... | 23 |
| 2.2.3.4 Botanisch..... | 24 |
| 2.2.4 Rechtsgrundlagen und Anforderungen..... | 26 |
| 2.2.4.1 Emissionsanforderungen..... | 26 |
| 2.2.4.2 Immissionsanforderungen | 28 |
| 2.2.4.3 Maßnahmen an der Quelle (Produktanforderungen) | 30 |
| 3 ZIELSETZUNG UND VORGEHENSWEISE | 32 |
| 4 MATERIAL UND METHODEN | 34 |
| 4.1 Untersuchte Anlagen | 34 |
| 4.1.1 Standortübersicht..... | 34 |
| 4.1.2 RBFA Fellenweg | 35 |
| 4.1.3 RBFA Wiesenbach..... | 38 |
| 4.1.4 RBFA Kleingladenbach..... | 40 |
| 4.1.5 RBFA Oberelsungen..... | 43 |
| 4.1.6 Lysimeteranlage..... | 46 |
| 4.2 Untersuchte Filtermaterialien | 51 |
| 4.2.1 Physikalische Eigenschaften | 51 |
| 4.2.2 Chemische Eigenschaften | 57 |
| 4.2.3 Untersuchungen zum Phosphor-Bindungsvermögen | 59 |
| 4.3 Untersuchungsbetrieb | 63 |
| 4.4 Messtechnik | 68 |
| 4.4.1 RBF-Anlagen..... | 68 |
| 4.4.2 Lysimeteranlage..... | 70 |
| 4.5 Beprobung und Analytik..... | 71 |
| 4.5.1 Flüssige Phase..... | 71 |
| 4.5.2 Feste Phase | 75 |

| | |
|---|------------|
| 4.6 Konzentrationen, Frachten und Wirkungsgrade..... | 76 |
| 5 ERGEBNISDARSTELLUNG..... | 79 |
| 5.1 Anlagenbelastung | 79 |
| 5.1.1 Hydraulisch..... | 79 |
| 5.1.2 Stofflich..... | 87 |
| 5.2 Anlagenleistungsfähigkeit..... | 93 |
| 5.2.1 Hydraulisch..... | 93 |
| 5.2.2 Stofflich..... | 95 |
| 6 ERGEBNISDISKUSSION | 101 |
| 6.1 Filtermaterial | 101 |
| 6.1.1 Melioration..... | 101 |
| 6.1.2 Einbauweise | 110 |
| 6.1.3 Korneigenschaften | 112 |
| 6.1.3.1 Spezifische Oberfläche | 113 |
| 6.1.3.2 Korngröße und -form | 114 |
| 6.2 Filterbeckengeometrie | 116 |
| 6.2.1 Filterkörpertiefe | 116 |
| 6.2.2 Filterkörperfläche | 124 |
| 6.2.3 Retentionsraum | 127 |
| 6.3 Bepflanzung | 130 |
| 6.4 Biozönose | 132 |
| 6.5 Drosselabflussspende | 132 |
| 6.6 Temperatur..... | 136 |
| 6.7 Weitere chemisch-physikalische Parameter | 138 |
| 6.7.1 pH-Wert..... | 138 |
| 6.7.2 Sauerstoffgehalt | 139 |
| 6.7.3 Elektrische Leitfähigkeit | 141 |
| 6.7.4 Redox-Potential..... | 142 |
| 6.8 Nachgeschaltete Sorptionsstufe | 143 |
| 6.8.1 Leistungsfähigkeit | 143 |
| 6.8.2 Abschätzung der Dimensionen | 144 |
| 6.8.3 Nachgeschalteter Sorptionsfilter vs. Melioration..... | 146 |
| 7 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND EMPFEHLUNGEN..... | 149 |
| 8 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK | 154 |
| 8.1 Ziel und Untersuchungsprogramm | 154 |

| | | |
|------------|---|------------|
| 8.2 | Erkenntnisse und daraus abgeleitete Empfehlungen | 155 |
| 8.3 | Ausblick..... | 164 |
| 9 | LITERATUR..... | 166 |
| 10 | ANHANG..... | 179 |

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|---------------|---|----|
| Abbildung 1: | Regelanordnung eines RBF im Mischesystem mit Durchlaufbecken als Vorstufe im Nebenschluss (HMULV 2008b) | 5 |
| Abbildung 2: | Schnitt durch einen Retentionsbodenfilter mit Filterbecken in Erdbauweise (Waldhoff 2008) | 6 |
| Abbildung 3: | Emissionspfade von Phosphorverbindungen in Fließgewässer..... | 13 |
| Abbildung 4: | Phosphoreinträge aus punktuellen und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands insgesamt, für den Zeitraum 2003-2005 (nach Nieder et al. 2010) | 14 |
| Abbildung 5: | Anteile der Phosphorsäure und abgeleiteter Phosphate vom pH-Wert (Roland.chem 2010) | 16 |
| Abbildung 6: | Wesentliche Rückhalte- und Umsetzungsmechanismen von Phosphorverbindungen in RBFA | 18 |
| Abbildung 7: | Schematische Adsorption von Ionen an ein Mineral (Blume et al. 2010)..... | 20 |
| Abbildung 8: | Adsorption von Anionen an Goethit in Abhängigkeit des pH-Wertes (Blume et al. 2010) | 22 |
| Abbildung 9: | Stark vereinfachtes Schema der Stoffbilanz eines Feuchtgebietes (Mitsch und Grosselink 1986, zitiert in Wissing und Hofmann 2002)..... | 25 |
| Abbildung 10: | Organigramm zu Zielsetzung und Vorgehensweise..... | 32 |
| Abbildung 11: | Übersicht der Anlagenstandorte (nach Frechen et al. 2008)..... | 34 |
| Abbildung 12: | Systemskizze RBFA Fellenweg (nach Frechen et al. 2008) | 36 |
| Abbildung 13: | RBFA Fellenweg mit Vorstufe (li.) und RBF vor Beginn der zweiten Untersuchungsphase 2002 (re.) | 37 |
| Abbildung 14: | Systemskizze RBFA Wiesenbach (nach Frechen et al. 2008)..... | 38 |
| Abbildung 15: | RBFA Wiesenbach mit Überlaufbauwerk der Vorstufe vor Einbau des Feinrechens (li.) und RBF in 2006 (re.) | 40 |
| Abbildung 16: | Systemskizze RBFA Kleingladenbach (nach Frechen et al. 2008) | 41 |
| Abbildung 17: | RBFA Kleingladenbach mit Überlaufbauwerk der Vorstufe (li.) und RBF in 2006 (re.) | 43 |
| Abbildung 18: | Systemskizze RBFA Oberelsungen (nach Frechen et al. 2008) | 44 |
| Abbildung 19: | RBFA Oberelsungen mit Vorstufe und Trennbauwerk (li.) und RBF in 2005 (re.) .. | 46 |
| Abbildung 20: | Systemskizze der Lysimeteranlage mit Beprobungsstellen (nach Frechen et al. 2008) | 47 |
| Abbildung 21: | Querschnitt einer Lysimetersäule mit Grundmaßen, Maße in mm (Rohrleitungen und Instrumente gemäß DIN 1988) (nach Frechen et al. 2008)..... | 49 |
| Abbildung 22: | Lysimeteranlage in der Seitenansicht..... | 50 |
| Abbildung 23: | Ionenaustauscher-Anlage | 50 |
| Abbildung 24: | Korngrößenverteilung der untersuchten Filtersubstrate | 52 |
| Abbildung 25: | Langmuir-Isothermen der P-Bindungskapazität des Substratgemisches aus Filtersand und Ferrosorp® RW in Abhängigkeit vom Meliorationsgrad..... | 62 |
| Abbildung 26: | Zeitbalkendiagramm zum Untersuchungsbetrieb, RBF und Lysimeter (nach Frechen et al. 2008)..... | 67 |
| Abbildung 27: | Unterschreitungshäufigkeiten der maximalen Filterzuflüsse ($Q_{FZ,max}$), RBFA | 80 |
| Abbildung 28: | Ereignisspezifische Beschickungshöhen (h_{FA}), RBFA Fellenweg (nach Frechen et al. 2008) | 81 |
| Abbildung 29: | Ereignisspezifische Beschickungshöhen (h_{FA}) mit Markierung der Filterüberlauf-Ereignisse (FÜ), RBFA Wiesenbach (nach Frechen et al. 2008) | 82 |
| Abbildung 30: | Ereignisspezifische Beschickungshöhen (h_{FA}) mit Markierung der Filterüberlauf-Ereignisse (FÜ), RBFA Kleingladenbach (oben) und RBFA Oberelsungen (unten) (nach Frechen et al. 2008)..... | 83 |

| | | |
|---------------|--|-----|
| Abbildung 31: | Beschickungshöhen (h_{FA}) der Lysimeteranlage (nach Frechen et al. 2008) | 85 |
| Abbildung 32: | Unterschreitungshäufigkeit der ereignisspezifischen Beschickungshöhen (h_{FA}), RBFA und Lysimeter (nach Frechen et al. 2008) | 86 |
| Abbildung 33: | Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterzulaufkonzentrationen von Ortho-Phosphat ($S_{PO4,FZ}$), RBF und Lysimeter (nach Frechen et al. 2008)..... | 88 |
| Abbildung 34: | Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterzulaufkonzentrationen von Gesamt-Phosphor ($C_{P,FZ}$), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008) | 89 |
| Abbildung 35: | Konzentrationsverhältnis Gesamt-Phosphor (C_P) zu Ortho-Phosphat (S_{PO4}) im Filterzulauf, RBFA und Lysimeter | 90 |
| Abbildung 36: | Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterzulauffrachten von Ortho-Phosphat ($B_{PO4,FZ}$), RBF und Lysimeter (nach Frechen et al. 2008)..... | 91 |
| Abbildung 37: | Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterzulauffrachten von Gesamt-Phosphor ($B_{P,FZ}$), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008) | 92 |
| Abbildung 38: | Mittlere Gesamt-Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat (PO_4) und Gesamt-Phosphor (P) ohne Filterüberläufe (FÜ), RBF | 95 |
| Abbildung 39: | Mittlere Gesamt-Wirkungsgrade Ortho-Phosphat (PO_4) und Gesamt-Phosphor (P), Lysimeter | 97 |
| Abbildung 40: | Mittlere Gesamt-Wirkungsgrade für CSB, TS, NH_4 und E.coli, RBF (nach Frechen et al. 2008) | 98 |
| Abbildung 41: | Mittlere Gesamt-Wirkungsgrade für CSB, TS, NH_4 und E.coli, Lysimeter (nach Waldhoff 2008) | 99 |
| Abbildung 42: | Zusammenhang der mittleren Gesamt-Wirkungsgrade für Gesamt-Phosphor (P), Ortho-Phosphat (PO_4) und nicht reaktivem Phosphor (NRP), Lysimeter L 2 und L 4 | 102 |
| Abbildung 43: | Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Summenlinie der Zulauffrachten für PO_4 , Lysimeter | 103 |
| Abbildung 44: | Korrelation zwischen mittleren ereignisspezifischen PO_4 -Wirkungsgraden und Betriebsalter, RBF und Lysimeter..... | 107 |
| Abbildung 45: | Korrelation zwischen mittleren frachtbereinigten Ablaufkonzentrationen und Betriebsalter, RBF WB und KB..... | 108 |
| Abbildung 46: | Verlauf der mittleren Wirkungsgrade und Filterablaufkonzentrationen für Ortho-Phosphat (PO_4), Lysimeter L 1 und L 2 | 112 |
| Abbildung 47: | Mittlere Gesamt-Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat (PO_4) in Abhängigkeit von der spezifischen Substratoberflächen (A_S), Lysimeter | 113 |
| Abbildung 48: | Mittlere Gesamt-Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat (PO_4) und nicht reaktiven Phosphor (NRP) in Abhängigkeit vom Median der Korngrößenverteilung (d_{50}), Lysimeter | 114 |
| Abbildung 49: | Konzentrationsganglinien für Ortho-Phosphat (S_{PO4}) in Abhängigkeit von der Filterkörpertiefe, Lysimeter L 1 | 117 |
| Abbildung 50: | Konzentrationsganglinien für Ortho-Phosphat (S_{PO4}) in Abhängigkeit von der Filterkörpertiefe, Lysimeter L 4 | 119 |
| Abbildung 51: | Mittlere Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat (η_{PO4}) und Gesamt-Phosphor (η_P) in Abhängigkeit von der Filterkörpertiefe, Lysimeter L 1 | 120 |
| Abbildung 52: | Mittlere Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat (η_{PO4}) und Gesamt-Phosphor (η_P) in Abhängigkeit von der Filterkörpertiefe, Lysimeter L 4 | 121 |

| | | |
|---------------|---|-----|
| Abbildung 53: | Mittlere Filtersubstratkonzentrationen (feste Phase) für Gesamt-Phosphor (a_P) in Abhängigkeit von der Filterkörpertiefe und der Bindung an Fe/Al (NaOH-P) und Ca (HCl-P), Lysimeter | 123 |
| Abbildung 54: | Mittlere Filtersubstratkonzentrationen (feste Phase) für Gesamt-Phosphor (a_P) in Abhängigkeit von der Entfernung zum Filterzulauf und der Bindung an Fe/Al (NaOH-P) und Ca (HCl-P), Filterkörpertiefe 0 cm bis -5 cm, RBF | 125 |
| Abbildung 55: | Mittlere Filtersubstratkonzentrationen (feste Phase) für Gesamt-Phosphor (a_P) in Abhängigkeit von der Entfernung zum Filterzulauf und der Bindung an Fe/Al (NaOH-P) und Ca (HCl-P), Filterkörpertiefe -30 cm bis -60 cm, RBF | 126 |
| Abbildung 56: | Einfluss des Retentionsraumes (ohne Bepflanzung) auf die Sedimentation von Phosphor und Feststoffen, Lysimeter L 1 | 128 |
| Abbildung 57: | Mittlere Gesamt-Wirkungsgrade für PO_4 in Abhängigkeit von geregelten (g) Drosselabflussspenden, Lysimeter L 4 und RBF KB und FW | 133 |
| Abbildung 58: | Mittlere Filterablauf-Konzentrationen für PO_4 in Abhängigkeit von geregelten (g) Drosselabflussspenden, Lysimeter L 4 und RBF KB und FW | 134 |
| Abbildung 59: | Vergleich der PO_4 -Ablaufrachten in Abhängigkeit von einem sauerstoffreichen und sauerstoffarmen Filterablauf, Lysimeter | 140 |
| Abbildung 60: | Phosphor-Rückhalteleistungen nachgeschalteter Sorptionsstufen, Lysimeter, Adsorber | 144 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|-------------|--|-----|
| Tabelle 1: | Funktionen und Arten von Regenbecken im Mischsystem in Anlehnung an ATV-A 166 (nach ATV 1999)..... | 4 |
| Tabelle 2: | Vergleich wesentlicher Dimensionierungsgrößen für RBFA im Mischsystem nach DWA-M 178 (DWA 2005c) und hess. Empfehlungen (HMULV 2008) | 8 |
| Tabelle 3: | Ausgewählte Kenndaten von RBFA in Hessen (Stand Ende 2006)..... | 10 |
| Tabelle 4: | Phosphorverbindungen im rohen kommunalen Schmutzwasser (Koppe und Stozek 1999) | 15 |
| Tabelle 5: | Anforderungen an Einleitungen aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen in empfindlichen Gebieten (EWG 1991)..... | 26 |
| Tabelle 6: | Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (AbwV 2004) | 27 |
| Tabelle 7: | Hintergrund- und Orientierungswerte für Phosphor in deutschen Fließgewässern (LAWA-AO 2007) | 29 |
| Tabelle 8: | Qualitäten von zur Trinkwassergewinnung bestimmtem Oberflächenwasser (EWG 1975) | 30 |
| Tabelle 9: | Höchstmengen für Phosphate in Wasch- und Reinigungsmitteln im Haushalt (nach PHöchstMengV 1980)..... | 31 |
| Tabelle 10: | Kenndaten RBFA Fellenweg (nach Frechen et al. 2008)..... | 37 |
| Tabelle 11: | Kenndaten RBFA Wiesenbach (nach Frechen et al. 2008) | 39 |
| Tabelle 12: | Kenndaten RBFA Kleingladenbach (nach Frechen et al. 2008) | 42 |
| Tabelle 13: | Kenndaten RBFA Oberelsungen (nach Frechen et al. 2008)..... | 45 |
| Tabelle 14: | Kenndaten der Lysimeteranlage (nach Frechen et al. 2008) | 49 |
| Tabelle 15: | Kenndaten Ionenaustauscher-Anlage | 51 |
| Tabelle 16: | Korngrößenverteilung der eingesetzten Filtersubstrate (nach Waldhoff 2008)..... | 53 |
| Tabelle 17: | Charakteristische Korngrößen und Ungleichförmigkeitsgrad der eingesetzten Filtersubstrate (nach Waldhoff 2008) | 55 |
| Tabelle 18: | Kornform, spezifische Oberfläche und absoluter Porenanteil der Filtersubstrate und effektiver Porenanteil im Filterkörper der Lysimeter (nach Waldhoff 2008) | 56 |
| Tabelle 19: | Rohdichte und Lagerungsdichte der eingesetzten Filtersubstrate (nach Waldhoff 2008) | 57 |
| Tabelle 20: | Chemische Eigenschaften eingesetzter Filtersubstrate | 58 |
| Tabelle 21: | Untersuchte eisenhaltige Zuschlagstoffe..... | 60 |
| Tabelle 22: | Untersuchungsdauer RBF-Anlagen und Lysimeteranlage | 65 |
| Tabelle 23: | Probenahmeintervalle an RBF und Lysimeteranlage (nach Waldhoff 2008) | 73 |
| Tabelle 24: | Anzahl der Entlastungen, Beschickungsergebnisse und Filterüberläufe, RBFA und Lysimeter | 80 |
| Tabelle 25: | Beschickungs- und Überlaufhöhen, RBF und Lysimeter..... | 86 |
| Tabelle 26: | Anzahl der Beschickungsergebnisse und Phosphorfrachten, RBF und Lysimeter . | 92 |
| Tabelle 27: | Hydraulische Wirkungsgrade der RBF-Anlagen..... | 94 |
| Tabelle 28: | Einfluss der verdichteten Einbauweise auf Rückhalt an Phosphorverbindungen, Lysimeter L 1 und L 2 | 111 |
| Tabelle 29: | Potenzieller Anteil des P-Entzuges durch Schilfmahd, RBFA..... | 131 |
| Tabelle 30: | PO ₄ -Leistungsfähigkeit in Abhängigkeit der Temperatur, Lysimeter L 4 und RBF KB und FW | 137 |
| Tabelle 31: | pH-Wert, Sauerstoffgehalt, elektrische Leitfähigkeit und Redox-Potential im Zu- und Ablauf, Lysimeter L 1 (ergänzt nach Waldhoff 2008) | 138 |

Verzeichnis von Abkürzungen und Parametern

| Abkürzung/Parameter | Erläuterung |
|---------------------|---|
| ABA | Abwasserbehandlungsanlage |
| AbBw | Ablaufbauwerk |
| ABw | Auslaufbauwerk |
| AFS | Abfiltrierbare Stoffe |
| AV | Abwasserverband |
| BÜ | Beckenüberlauf |
| BW | Betriebswasser |
| BWK | Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V. |
| CaCO ₃ | Calciumcarbonat |
| Coli | Coliforme Bakterien |
| CSB | Chemischer Sauerstoffbedarf |
| DBw | Drosselbauwerk |
| DIN | Deutsches Institut für Normung |
| DWA | Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. |
| EBw/VBw | Einlauf- und Verteilungsbauwerk |
| E.coli | Escherichia coli |
| EPS | Extracelluläre polymere Substanzen |
| EW | Einwohnerwerte |
| FA | Filterablauf |
| FG SWW | Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel |
| FK | Filterkörper |
| FM | Filtermaterial |
| FÜ | Filterbeckenüberlauf |
| FW | Fulda-Fellenweg |
| FZ | Filterzulauf |

| | |
|-----------------|--|
| g | geregelt (Drosselabfluss unabhängig von Wasserstand/Druckhöhe im Filterbecken) |
| I.E. | Intestinale Enterokokken |
| KAK | Kationenaustauschkapazität |
| KB | Kleingladenbach |
| KBE | Kolonie bildende Einheit |
| L, Lysi | Lysimeter |
| LF | Leitfähigkeit |
| LUFA | Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Hessen |
| N | Gesamtstickstoff ($N=orgN+NH_4+NO_2+NO_3$) |
| NH ₄ | Ammoniumstickstoff (angegeben als N) |
| NRP | Nicht Reaktiver Phosphor (P minus PO ₄) |
| NU | Notumlauf |
| OE | Oberelsungen |
| OK | Oberkante |
| P | Gesamt-Phosphor |
| PE-HD | Polyethylen-High Density |
| Pi Drän. | Piezometerhöhenmessung Dränage |
| Pi RR | Piezometerhöhenmessung Retention |
| PKA | Pflanzenkläranlage |
| PN | Probenahme |
| PO ₄ | Ortho-Phosphat |
| RBF | Retentionsbodenfilter |
| RBFA | Retentionsbodenfilter-Anlage |
| RSVK | Rückstau-Venturi-Kanal |
| RÜ | Regenüberlauf |
| SeKa | Sedimentationskammer |
| SpKa | Speicherkammer |
| SKO | Stauraumkanal mit oben liegender Entlastung |
| SKU | Stauraumkanal mit unten liegender Entlastung |
| TB | Trennbauwerk |

| | |
|-----|--|
| TS | Abfiltrierbare Stoffe (AFS) |
| TW | Trinkwasser |
| u | ungeregelt (Drosselabfluss abhängig von Wasserstand/Druckhöhe im Filterbecken) |
| VB | Verteilerbauwerk |
| WB | Wiesenbach |
| ZVK | Zulauf Vorklärung |

Verzeichnis von Parametern und Einheiten

| Parameter | Einheit | Erläuterung |
|-----------|--|---|
| a_P | $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ | Masse des adsorbierten Phosphors pro Masse Sorptionsmittel |
| A_E | ha | Einzugsgebietsfläche |
| $A_{E,b}$ | ha | befestigte Einzugsgebietsfläche |
| $A_{E,o}$ | km^2 | oberirdische Einzugsgebietsfläche |
| A_F | m^2 | Filterfläche des RBF (auf OK Filter bezogen) |
| A_s | $\text{cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ | spezifische Oberfläche des Filtersubstrates |
| A_{SF} | m^2 | Filterfläche eines nachgeschalteten Sorptions-filters (auf OK Filter bezogen) |
| d | mm | Korndurchmesser |
| d_{10} | mm | Korndurchmesser Siebdurchgang 10 Massen-% |
| d_{50} | mm | Korndurchmesser Siebdurchgang 50 Massen-% |
| d_{60} | mm | Korndurchmesser Siebdurchgang 60 Massen-% |
| D | $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$ | Lagerungsdichte Densiometer |
| DN | mm | Nenndurchmesser |
| E | - | Einwohnerzahl |
| e | % | bauwerksspezifische Entlastungsrate |
| e_0 | % | zulässige Entlastungsrate |
| h_{FA} | $\text{m}, \text{m} \cdot \text{a}^{-1}$ | Beschickungshöhe RBF (auf Filterablauf bezogen) |
| $h_{ü,m}$ | mm, m | maßgebliche mittlere Überfallhöhe des Streich-wehres |

| | | |
|------------------|-------------------------------|--|
| $h_{\ddot{u},o}$ | mm, m | (eingerückte) Überfallhöhe am Beginn des Streichwehres |
| $h_{\ddot{u},u}$ | mm, m | (eingerückte) Überfallhöhe am Ende des Streichwehres |
| h_N | mm | Niederschlagsmenge |
| h_{RR} | mm | Einstauhöhe RBF-Retentionsraum (ab Filteroberkante) |
| $k_{f,A}$ | $m \cdot s^{-1}$ | hydraulische Leitfähigkeit des wassergesättigten Filtermaterials im Anfangszustand |
| $k_{f,b}$ | $m \cdot s^{-1}$ | betriebliche hydraulische Leitfähigkeit des wassergesättigten Filtermaterials |
| LF_{FA} | $\mu S \cdot cm^{-1}$ | elektrische Leitfähigkeit Filterablauf |
| LF_{FZ} | $\mu S \cdot cm^{-1}$ | elektrische Leitfähigkeit Filterzulauf |
| n | - , $1 \cdot a^{-1}$ | Anzahl Beschickungen, Überlaufhäufigkeit |
| n_a | % | absoluter Porenanteil Filtersubstrat |
| n_e | % | effektiver Porenanteil Filtersubstrat |
| $O_{2,FA}$ | $mg O_2 \cdot L^{-1}$ | Sauerstoffgehalt Filterablauf |
| $O_{2,FZ}$ | $mg O_2 \cdot L^{-1}$ | Sauerstoffgehalt Filterzulauf |
| pH_{FA} | - | pH-Wert Filterablauf |
| pH_{FZ} | - | pH-Wert Filterzulauf |
| Q_{BU} | $L \cdot s^{-1}$ | Durchfluss Beckenüberlauf |
| $q_{Dr,RBF}$ | $L \cdot s^{-1} \cdot m^{-2}$ | spezifischer Drosselabfluss RBF |
| $Q_{Dr,RBF}$ | $L \cdot s^{-1}$ | Drosselabfluss RBF |
| Q_{FA} | $L \cdot s^{-1}$ | Durchfluss Filterablauf |
| Q_{FU} | $L \cdot s^{-1}$ | Durchfluss Filterüberlauf |
| Q_{FZ} | $L \cdot s^{-1}$ | Durchfluss Filterzulauf |
| Q_M | $L \cdot s^{-1}$ | Mischwasserzufluss Kläranlage |
| Q_{Not} | $L \cdot s^{-1}$ | Durchfluss Notumlauf RBF |
| R^2 | - | Bestimmtheitsmaß |
| t_{EP} | h | Ereignispausen RBF, Lysimeter (Trockenphasen) |
| t_{EZ} | h | Ereigniszeiten RBF, Lysimeter (Ereignisse) |
| T_{FA} | °C | Temperatur Filterablauf |
| T_{FZ} | °C | Temperatur Filterzulauf |

| | | |
|--------------|-------------------------------|--|
| T_L | $^{\circ}\text{C}$ | Lufttemperatur |
| U | - | Ungleichförmigkeitsgrad |
| V | m^3 | Volumen |
| V_{FB} | m^3 | Volumen Fangbecken |
| V_{FZ} | $\text{mm}\cdot\text{s}^{-1}$ | Fließgeschwindigkeit Filterzulauf |
| V_{RBF} | m^3 | Volumen Retentionsbodenfilter (ohne Porenvolumen des Filtersubstrates) |
| V_{SKO} | m^3 | Volumen Stauraumkanal mit oben liegender Entlastung |
| V_{SKU} | m^3 | Volumen Stauraumkanal mit unten liegender Entlastung |
| ρ_s | $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ | Rohdichte Filtersubstrat |
| min ρ_d | $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ | minimale Lagerungsdichte Filtersubstrat |
| max ρ_d | $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ | maximale Lagerungsdichte Filtersubstrat |

Hinweise zur Indizierung

Die Bezeichnung und Indizierung folgt den Vorgaben des Arbeitsblattes A 198 (ATV-DWK 2003). Beispielsweise werden Frachten und Konzentrationen der Schmutzstoffe sowie entsprechende Wirkungsgrade, im Einzelfall durch die Indices für Filterzulauf (FZ), -ablauf (FA) und -überlauf (FÜ) ergänzt, wie folgt notiert:

| | | |
|--------------|--|--|
| B_{XXX} | $\text{g}\cdot\text{m}^{-2},$ $\text{KBE}\cdot\text{m}^{-2}$ | spezifische Fracht Parameter XXX |
| C_{XXX} | $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1},$ $\text{KBE}\cdot100 \text{ mL}^{-1}$ | Konzentration Parameter XXX in der homogenisierten Probe |
| S_{XXX} | $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1},$ $\text{KBE}\cdot100 \text{ mL}^{-1}$ | Konzentration Parameter XXX in der filtrierten Probe ($0,45 \mu\text{m}$ Membranfilter) |
| X_{XXX} | $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | Konzentration des Filterrückstandes (X=C-S) |
| η_{XXX} | %, log-Stufe | Wirkungsgrad Parameter XXX |

Die Indizierung der Abkürzungen und Parameter wird an den Stellen, an denen keine Tiefstellung der Indizes vorgenommen werden kann, alternativ mit einem Gedankenstrich gekennzeichnet, zum Beispiel B_{XXX} anstelle von B_{XXX} .

1 Einführung

Mit Inkrafttreten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) im Jahr 2000 wurde der Grundstein für ein mehrstufiges Programm gelegt, mit dem Ziel des „guten ökologischen und chemische Zustandes“ in allen Gewässern der Mitgliedsstaaten bis zum Jahr 2015 (EG 2000). Hierzu werden biologische, hydro-morphologische und chemisch-physikalische Qualitätskomponenten definiert, welche u.a. auf die Nährstoffverhältnisse in Oberflächengewässern abzielen. Demnach dürfen die Nährstoffkonzentrationen nicht über den Werten liegen, bei denen die Funktionsfähigkeit des typspezifischen Ökosystems und die Einhaltung der biologischen Qualitätskomponenten des Gewässers gewährleistet sind.

Die im Zuge der EG-WRRL durch die Bundesländer bis Ende 2004 durchgeführte Bestandsaufnahme der Gewässerbelastung in Deutschland zeigt, dass nach der Landwirtschaft die Abwasser- und Regenwassereinleitungen die Quellen von Nährstoffbelastungen aller Oberflächengewässer (Fließgewässer, Seen, Übergangs-/Küstengewässer) sind (BMU 2005). Hohe Nährstoffeinträge und ihre Folgen (z.B. Eutrophierung) stellen auch in vielen hessischen Oberflächengewässern nach wie vor eine signifikante Belastung dar. Die Analyse der Belastungssituation eutrophierungsgefährdeter Binnengewässer hat ergeben, dass auch in Hessen eine Reduzierung der Nährstoffeinträge vorrangig bei den Phosphoreinträgen ansetzen muss (HMULV 2008a, Tetzlaff et al. 2009).

Vor diesem Hintergrund und dem Ausbau kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen in den letzten 20 Jahren, der zu einer Reduzierung entsprechender Schadstofffrachten aus diesen Anlagen in die Gewässer bei gleichzeitigem Anstieg des Anteils der Niederschlagswassereinleitungen geführt hat, kommt hinsichtlich des Gewässerschutzes der weiteren Reduzierung der Belastung durch Mischwasserentlastungsanlagen eine besondere Bedeutung zu. Dazu werden unterschiedliche Arten von Regenbecken eingesetzt, innerhalb derer sich seit den 90er Jahren Filteranlagen, insbesondere Retentionsbodenfilter (RBF), zunehmend etablieren (MUNLV 2003).

Retentionsbodenfilter-Anlagen (RBFA) sind zweistufige Anlagen, bestehend aus Regenbecken (Regenüberlaufbecken und Stauraumkanäle) und nachgeschaltetem RBF, um Gewässerbelastungen weitergehend zu begrenzen. Bisher stellen der Rückhalt bzw. Umsatz von Feststoffen, sauerstoffzehrenden Stoffen (Kohlenstoff) und Nährstoffen (Stickstoff) und die Dämpfung von hydraulischen Entlastungsspitzen die wesentlichen Behandlungsziele dieser zweistufigen Retentionsbodenfilter-Anlagen dar. Sie sind derzeit die einzigen hochbiologischen Behandlungsanlagen für Mischwasserentlastungen.

Nach EG-Wasserrahmenrichtlinie haben Mischwassereinleitungen im Sinne eines kombinierten Ansatzes nicht nur emissionsorientierte, sondern auch weitergehende, immissionsorientierte Anforderungen zu erfüllen. Diese ergeben sich aus der

Schutzwürdigkeit und/oder der Nutzung der betroffenen Gewässer. Neben den Aspekten der Hygiene und der Mikroschadstoffbelastung ist die weitergehende Nährstoffreduzierung durch die Verringerung der Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer von Interesse.

Zudem ist entgegen der bisher erreichten Phosphat-Reduzierung durch Maßnahmen an der Quelle (Festlegung von Grenzwerten in der Phosphathöchstmengen-Verordnung (PHöchstMengV 1980) im Zuge des Wasch- und Reinigungsmittelgesetzes (WaschMG 1975)), ein leichtes Ansteigen der P-Einträge durch den mittlerweile stark verbreiteten und weiter zunehmenden Gebrauch von Geschirrspülmaschinen zu beobachten (vgl. auch Londong und Hartmann 2006). Die hierbei verwendeten Spülmaschinen-Tabs enthalten teilweise bis zu 50 % Phosphat und fallen nicht unter das Wasch- und Reinigungsmittelgesetz, das sich auf die Reinigung von Textilien bezieht. Eine entsprechende Erweiterung der Rechtsvorschriften ist mittelfristig nicht zu erwarten.

Der Phosphorrückhalt wurde an großtechnischen RBF bislang meist nur begleitend im Rahmen anderer Untersuchungsziele wie z.B. der Kohlenstoffelimination und Nitrifikation untersucht. Des Weiteren können die Forschungsergebnisse und Erfahrungen aus dem langjährigen Betrieb von Bodenfiltern in Pflanzenkläranlagen, die zur Behandlung von häuslichem Abwasser eingesetzt werden, nicht ohne weiteres auf die Randbedingungen von RBF zur weitergehenden Mischwasserbehandlung übertragen werden.

Zudem gibt es nur begrenzte Datenreihen bzw. Messwerte hinsichtlich der Phosphorbelastung von Entlastungsabflüssen aus Misch- und Trennsystemen, die überwiegend als Mittelwerte bzw. als Stichproben vorliegen und wenig Aussagekraft aufweisen (Brombach und Fuchs 2003). Dies wird zum Einen darauf zurückzuführen sein, dass keine direkten gesetzlichen Anforderungen in Form von P-Grenzwerten an Niederschlagswassereinleitungen bestehen und zum Anderen der messtechnische und analytische Aufwand zur Stoffstromermittlung von Mischwasserbehandlungsanlagen nicht unerheblich ist.

Im aktuellen technischen Regelwerk der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, dem Merkblatt DWA-M 178 (DWA 2005c) für Planung, Konstruktion und Betrieb von Retentionsbodenfilteranlagen, sowie bisherigen Empfehlungen der Länder (LfU 2002, MUNLV 2003) wird dementsprechend bezüglich des Aspektes der Phosphorreduktion nur allgemein auf besondere Anforderungen an das Filtermaterial und weiteren Forschungsbedarf hingewiesen. In Hessen wurden diesbezüglich im Jahr 2008 erste orientierende Angaben zu erreichbaren Wirkungsgraden und Drosselabflussspenden in den landesspezifischen RBF-Empfehlungen aufgeführt (HMULV 2008b). Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag leisten, diese Orientierungswerte zu vertiefen und auf eine breitere Basis zu stellen sowie konkrete praxisrelevante Empfehlungen angeben zu können, um so das bestehende Wissensdefizit weiter zu verringern.

2 Grundlagen und Kenntnisstand

2.1 Retentionsbodenfilter-Anlagen

2.1.1 Begriffsdefinition und Anordnung im Entwässerungssystem

Allgemein kann hinsichtlich des Begriffes Bodenfilter in Anlagen

- zur Behandlung kommunalen Abwassers oder
- zur weitergehenden Behandlung von Niederschlagsabflüssen aus Misch- und Trennsystemen bzw. von Straßen

vor der Einleitung in ein Gewässer unterschieden werden.

Bei der Behandlung kommunalen Abwassers werden in der Regel bepflanzte Bodenfilter eingesetzt, welche mit Helophyten (Sumpfpflanzen) besetzte, sandig-kiesige Bodenkörper darstellen und gezielt mit vorbehandeltem Abwasser durchströmt werden. Bepflanzte Bodenfilter inklusive sämtlicher notwendiger peripheren Einrichtungen einschließlich der Vorbehandlung werden als Pflanzenkläranlagen bezeichnet (DWA 2006).

Weiterhin werden bezüglich der Behandlung kommunalen Abwassers mit Bodenfiltern noch AnschwemmfILTER genannt, welche hoch belastet sind und mit Rohabwasser oder wässrigem Schlamm beschickt werden. In Abgrenzung hierzu werden oberflächig überströmte Pflanzenbeete im dauerhaften Überstau betrieben und in der Regel zur Nachbehandlung eingesetzt. Es findet keine Filtration und somit ein oberflächiger Abfluss statt (DWA 2006).

Im internationalen Kontext werden bepflanzte Bodenfilter unter dem Oberbegriff Constructed Wetlands (künstliche Feuchtgebiete) geführt. In Unterscheidung zu Natural Treatment Wetlands (natürlichen Feuchtgebieten) werden Constructed Wetlands in Free Water Surface Treatment Wetlands (naturnahe Feuchtgebiete mit freier Wasseroberfläche) und Subsurface Flow Treatment Wetlands (bepflanzte Bodenfilter) untergliedert. Letztere finden nicht nur Anwendung für die Behandlung von häuslichem Abwasser, sondern u.a. auch für die Behandlung von Regenwasser (Misch- und Trennsystem), landwirtschaftlichen, industriellen und Deponie-Abwässern (IWA 2000).

In Deutschland werden gemäß Arbeitsblatt ATV-A 166 für Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung (ATV 1999) verschiedene Funktionen von Regenbecken im Misch- und Trennsystem unterschieden: Regenüberlaufbecken (RÜB), Stauraumkanäle (SK), Filteranlagen (FA), Regenrückhalteanlagen (RRA) und Regenklärbecken (RKB). Die Filteranlagen sind nach ihrer Art in Mechanische Filter (MF) und Bodenfilter (BF) untergliedert. Letztere können im Vergleich zu Mechanischen Filtern, über die primäre Abtrennung partikulärer Feststof-

fe hinaus, auch gelöste Stoffe durch biologischen Abbau und Adsorption aus dem Entlastungsabflüssen entfernen.

Allgemein wird als Bodenfilter (BF) ein gegenüber dem Untergrund abgedichteter und künstlich aufgebauter Bodenkörper bezeichnet, der vom zugeführten Regen- oder Mischwasser einmalig durchströmt wird (MUNLV 2004).

Nach ATV-A 166 (ATV 1999) werden Bodenfilter weitergehend differenziert. Ist der für das Filterbecken erforderliche Retentionsraum dem Filter vorgeschaltet, spricht man von einem Bodenfilter mit vor geschalteter Retention (BFvR). Bei Anordnung des Retentionsraumes oberhalb des Filters werden diese Retentionsbodenfilter (RBF) bezeichnet.

Im Rahmen dieser Arbeit werden Retentionsbodenfilter zur Phosphorreduktion in Entlastungsabflüssen aus Mischsystemen betrachtet. Ihre Einordnung in die zuvor genannten Funktionen und Arten der Regenbecken im Mischsystem ist in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Funktionen und Arten von Regenbecken im Mischsystem in Anlehnung an ATV-A 166 (nach ATV 1999)

| Mischsystem | | | | | | | | | | | |
|---------------------|-----------------|---------------|--|---|----------------------------|---|------------------------------|------------------------------|-----------------------|---------------------|--|
| Regenüberlaufbecken | | | Stauraumkanäle | | | Filteranlagen | | | Regenrückhalteanlagen | | |
| RÜB | | | SK | | | FA | | | RRA | | |
| Fangbecken | Durchlaufbecken | Verbundbecken | Stauraumkanäle mit oben liegender Entlastung | Stauraumkanäle mit unten liegender Entlastung | Stauraumkanäle als Kaskade | Mechanische Filter | Bodenfilter | Regenrückhaltebecken | Regenrückhaltekäähle | Regenrückstaubekken | |
| FB | DB | VB | SKO | SKU | SKK | MF | BF | RRB | RRK | RRSB | |
| | | | | | | Mechanische Filter mit vorgesetzter Retention | Mechanische Retentionsfilter | Retentionsbodenfilter | | | |
| | | | | | | MFvR | MRF | BFvR | RBF | | |

Retentionsbodenfilter im Mischsystem erfordern eine vorgeschaltete Absetzstufe zur Reduzierung der Feststoffeinträge (Verminderung der Kolmationsgefahr) und sind demnach Bestandteil einer 2-stufigen Anlage zur Regenwasserbehandlung, die eine verfahrenstechnische Einheit bildet (DWA 2005c). Im weiteren Verlauf wird an entsprechender Stelle neben dem Begriff Retentionsbodenfilter (RBF) für die eigentliche Filteranlage bzw. das Filterbecken, der Begriff Retentionsbodenfilter-Anlage (RBFA) für die Gesamtanlage inklusive Vorstufe verwendet.

Je nach Art des vorgeschalteten Regenbeckens, dessen Betrieb im Haupt- oder Nebenschluss und der Anordnung des Filterbeckenüberlaufes (FÜ) ergeben sich

unterschiedliche Konfigurationen einer RBFA im jeweiligen Entwässerungssystem. In Abbildung 1 ist die Regelanordnung eines RBF mit vorgeschaltetem Durchlaufbecken im Mischsystem nach HMULV (2008b) dargestellt. Weitere Konfigurationsbeispiele können im Merkblatt DWA-M 178 (DWA 2005c) nachvollzogen werden.

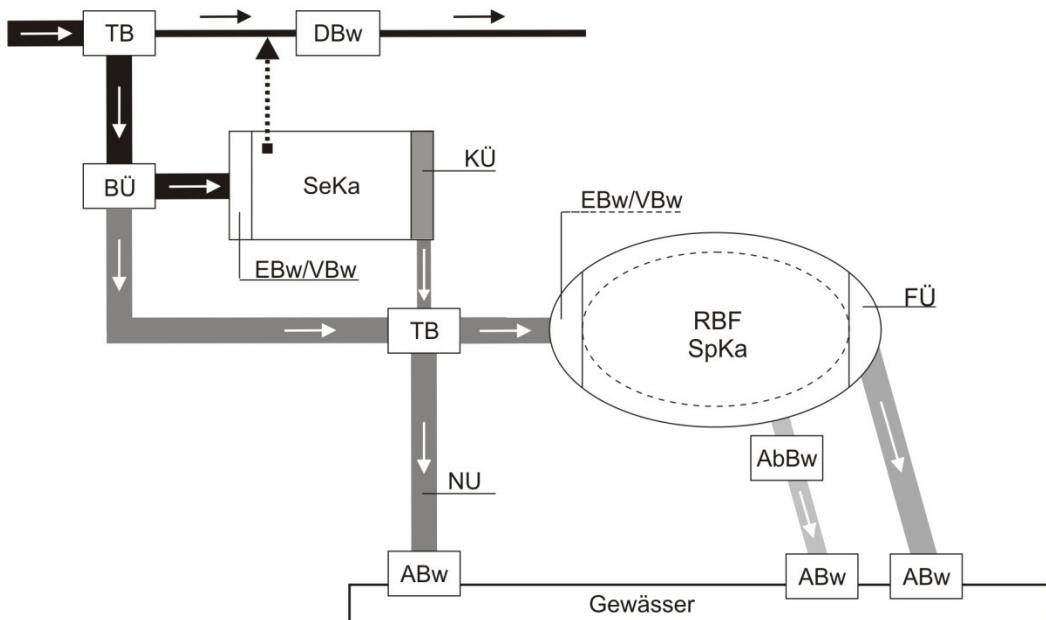


Abbildung 1: Regelanordnung eines RBF im Mischsystem mit Durchlaufbecken als Vorstufe im Nebenschluss (HMULV 2008b)

Wird wie in diesem Beispiel der Filterbeckenüberlauf (FÜ) dem Einlauf- und Verteilerbauwerk (EBw/VBw) nachgeschaltet, so wird von einem Durchlauffilterbecken (DFiB) gesprochen. Im Gegensatz dazu bezeichnet ein Fangfilterbecken (FFiB) einen RBF, bei dem der Filterbeckenüberlauf dem Einlaufbauwerk vorgeschaltet ist.

2.1.2 Funktionsweise und Dimensionierung

Der Betrieb von Retentionsbodenfilter-Anlagen im Mischsystem ist im Wesentlichen vom Niederschlagsgeschehen im Einzugsgebiet geprägt. Die Beaufschlagung der ersten Stufe ergibt sich in Abhängigkeit von den hieraus resultierenden Niederschlagsereignissen (z.B. Niederschlagshöhe, zeitliche Verteilung und Dauer) und der Charakteristik des Einzugsgebietes (z.B. Fläche, Neigung) und des Entwässerungssystems (z.B. Vorentlastung, Speicherraum, max. Mischwasserabfluss zur Abwasserbehandlungsanlage).

In dieser dem Filterbecken vorgeschalteten Absetzstufe wird das Mischwasser gespeichert und die partikulären Inhaltsstoffe werden teilweise sedimentiert. Letzteres stellt die Hauptaufgabe der Vorbehandlung dar, um die Gefahr einer äuße-

ren Kolmation des Filterbeckens durch zu hohe Feststofffrachten weitgehend ausschließen zu können. Sind diese Vorstufen als Durchlaufbecken ausgeführt, können in Abhängigkeit der bauwerksspezifischen Entlastungsrate der Klärüberlauf (KÜ) als auch der Beckenüberlauf (BÜ) nach Vollfüllung des Beckens auf den RBF entlastet werden (vgl. Abbildung 1). Im Fall von Fangbecken und Stauraumkanälen mit oben liegender Entlastung werden der BÜ (vgl. Abbildung 14, Abbildung 16, Abbildung 18) und bei Stauraumkanälen mit unterliegender Entlastung der Stauraumüberlauf (SÜ) (vgl. Abbildung 12) auf den RBF geleitet.

Der über das Einlauf- und Verteilerbauwerk dem RBF zugeführte Entlastungsabfluss der Vorstufe durchströmt den mit ausgewählten Sumpfpflanzen besetzten Filterkörper vorwiegend vertikal. Das perkolierte Mischwasser wird über ein Dränagesystem oberhalb einer Basisabdichtung gesammelt und in der Regel gedrosselt in das Gewässer eingeleitet (Abbildung 2).

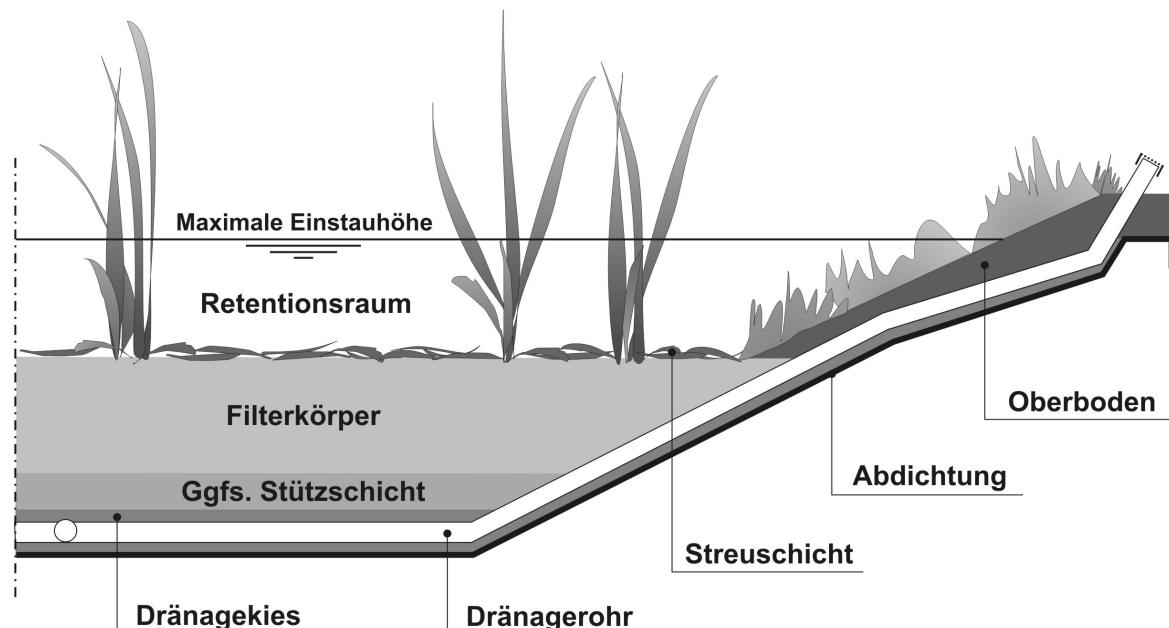


Abbildung 2: Schnitt durch einen Retentionsbodenfilter mit Filterbecken in Erdbauweise (Waldhoff 2008)

Übersteigt während eines Beschickungereignisses die Zulaufwassermenge den eingestellten Drosselabfluss, staut sich der Filterkörper und anschließend der Retentionsraum mit Mischwasser auf. Im Extremfall kommt es zu einer vollständigen Füllung des Retentionsraumes und bei weiterem Filterzufluss (größer als der Filterablauf) zu einer kontrollierten Entlastung des Filterbeckens über den Filterbeckenüberlauf.

Die Behandlung des Mischwassers in einer RBFA erfolgt in unterschiedlichen Anlagenkomponenten durch mechanische, chemisch-physikalische und biologische Prozesse. Hierbei kann im Wesentlichen in Sedimentation, Filtration, Sorption und biologischen Ab- bzw. Umbau differenziert werden, die sich in Abhängigkeit der

jeweiligen partikulären und gelösten Inhaltsstoffe in der vorgeschalteten Absetzstufe, dem Retentionsraum und dem Filterkörper vollziehen (vgl. Kapitel 2.2.3).

Der Filterkörper nimmt hierbei eine zentrale Stellung ein, da die langfristige Leistungsfähigkeit eines RBF maßgeblich von den Eigenschaften des Filtermaterials bestimmt wird. Nach DWA-M 178 (DWA 2005c) werden die folgenden Grundanforderungen an RBF-Filtermaterial gestellt:

- ausreichende Wasserdurchlässigkeit ($k_{f,A} \geq 10^{-4} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$)
- strömungsmechanische Stabilität (vorgegebene Korngrößenverteilung, siehe Tabelle 16)
- gleichmäßige Durchströmung (kantengerundetes Korn)
- Schadstofffreiheit (LAGA-Z0-Werte)
- ausreichende Basenausstattung (CaCO_3 -Gehalt eigenbürtig von ≥ 10 Massen-%, melioriert ≥ 25 Massen-%)

Zur Sicherstellung eines störungsfreien und dauerhaften Betriebes und in Abhängigkeit von spezifischen Behandlungszielen wurden Dimensionierungsgrundlagen für RBF im Mischsystem definiert. Ausgehend von den Handbüchern für Retentionsbodenfilter der Bundesländer Baden-Württemberg (LfU 2002) und Nordrhein-Westfalen (MUNLV 2003) und in den nachfolgenden Jahren erarbeiteten Erfahrungen und Kenntnissen in Forschung und Betrieb wurde das Merkblatt DWA-M 178 (DWA 2005c) im Jahr 2005 veröffentlicht. Im Jahr 2008 wurde die Fortschreibung der bis dato vorläufigen Empfehlungen für RBF in Hessen abgeschlossen und die Empfehlungen für Bemessung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfilteranlagen im Mischsystem in Hessen (HMULV 2008b) herausgegeben.

In Tabelle 2 werden die maßgebenden Dimensionierungsgrößen für RBF-Anlagen im Mischsystem des DWA-M 178 und der teilweise hiervon abweichenden hessischen Empfehlungen vergleichend dargestellt.

Es soll an dieser Stelle nicht detailliert auf die einzelnen Arbeitsschritte der RBF-Bemessung eingegangen, sondern diese nur prinzipiell angesprochen und anschließend auf die wesentlichen Unterschiede in den Bemessungsgrundlagen zwischen dem DWA-M 178 und den hessischen Empfehlungen zu RBFA hingewiesen werden.

Die Bemessung der RBF (bei nicht vorhandenen Vorstufen im Entwässerungssystem auch die der vorgeschalteten Regenbecken) erfolgt iterativ. Die Filterfläche und Einstautiefe werden für die Simulation vorgewählt und der zulässige Drosselabfluss festgelegt. Mit Variation der gewählten Größen wird die Dimensionierung mittels Simulationsmodell wiederholt, bis die geforderten Zielgrößen (z.B. bauwerksspezifische Entlastungsrate der Vorstufe, CSB-Jahresfracht (in Hessen), zulässige RBF-Beschickungshöhe) eingehalten werden.

Tabelle 2: Vergleich wesentlicher Dimensionierungsgrößen für RBFA im Mischsystem nach DWA-M 178 (DWA 2005c) und hess. Empfehlungen (HMULV 2008)

| Dimensionierungsgrößen | DWA-M 178 (DWA 2005) | Hess. Empfehlungen (HMULV 2008) |
|--|--|------------------------------------|
| bauwerksspezifische Entlastungsrate der Vorstufe [%] | DB mit $e_0 \leq 55$ FB, SKO mit $e_0 \leq 50$ SKU e_0 mit ≤ 45 | DB, FB, SK mit $e_0 \leq 55$ |
| anrechenbares RBF-Volumen (für Nachweis nach DWA-A 128) | nein | ja |
| Filterkörperstärke t_{FK} [m] | $\geq 0,75$ | $\geq 0,75 (1,0)^1)$ |
| Drosselabflussspende $q_{Dr,RBF}$ [$L \cdot s^{-1} \cdot m^{-2}$] | 0,02; 0,01 ²⁾ | 0,03; 0,01 ¹⁾ |
| Beschickungshöhe h_{FA} [langjähriges Mittel in $m \cdot a^{-1}$] | 40 | 50 |
| Differenzierung DFIB/FFIB | $0,3VQ_{FÜ}$ | nein |
| Berücksichtigung RRA | $0,5VQ_{Dr,RRA}$ | nein |

¹⁾ Bei Verringerung hygienerelevanter Parameter

²⁾ Bei Abweichung von der empfohlenen Korngrößenverteilung des Filtersubstrates

Die RBF-Dimensionierung erfolgt generell über die hydraulische Zielgröße der jährlichen Flächenbelastung [$m \cdot a^{-1}$ bzw. $m^3 \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$]. Je nach Anordnung des Filterbeckenüberlaufes wird diese Flächenbelastung als Beschickungshöhe (Durchlauffilterbecken) oder als Stapelhöhe (Fangfilterbecken) bezeichnet. Man bedient sich dieser hydraulischen Flächenbelastung, da die Vorhersage der stofflichen Belastung von Mischwasserentlastungen im konkreten Fall schwer möglich und die stoffliche Belastbarkeit von RBF aktueller Forschungsgegenstand sind.

Wesentliche Unterschiede in der Bemessung von RBFA beziehen sich auf die Vorstufe und den Retentionsbodenfilter (vgl. Tabelle 2):

Vorstufe

- Hinsichtlich der vorgesetzten Absetzstufe wird im DWA-M 178 eine Abstufung der maximalen bauwerksspezifischen Entlastungsrate empfohlen (von 55 % auf 45 %), wohingegen in Hessen eine einheitliche maximale Entlastungsrate vorgegeben wird (≤ 55 %). Relativ betrachtet werden hierdurch in Hessen RBF mit vorgesetzten Regenbecken in Form von Fangbecken und Stauraumkanälen hydraulisch (und stofflich) höher belastet.
- Diese höhere Belastung kann im Einzelfall nochmals ansteigen, da in Hessen das RBF-Volumen zur Erfüllung der emissionsorientierten Anforderungen nach ATV-A 128 angerechnet werden darf. Hieraus können im relativen Vergleich zur Dimensionierung im DWA-M 178 jedoch insgesamt geringere Gesamtkosten für eine RBFA resultieren.

Retentionsbodenfilter

- Aufgrund der höheren stofflichen Belastung von Durchlauf- gegenüber Fangfilterbecken wird im DWA-M 178 die zulässige Beschickungshöhe verringert. Hierzu wird ein Zuschlag auf die den Filterkörper perkolierende Wassermenge berücksichtigt, welcher 30 % des Entlastungsvolumens des Filterbeckenüberlaufes beträgt ($h_{FA} = \frac{(VQ_{FA} + 0,3 VQ_{FÜ})}{A_F} \leq h_{FA,zul}$). Im Fall einer nachgeschalteten Regenrückhalteanlage (RRA) werden zusätzlich 50 % des RRA-Drosselabflusses berücksichtigt (für Fangbecken beispielhaft: $h_{FA} = \frac{(VQ_{FA} + 0,5 VQ_{Dr,RRA})}{A_F} \leq h_{FA,zul}$).
- Bei Bemessung nach DWA-M 178 werden eine geringere zulässige Beschickungshöhe im langjährigen Mittel und eine geringere spezifische Drosselabflussspende vorgegeben, woraus insgesamt größere RBF-Volumina resultieren.

2.1.3 Großtechnische Umsetzung

Retentionsbodenfilter zur Niederschlagswasserbehandlung haben sich in den letzten 20 Jahren in zunehmendem Maße etabliert. Bislang sind belastbare Zahlen zu gebauten oder geplanten RBF aus Nordrhein-Westfalen (NRW), Baden-Württemberg (BW), Berlin, Bayern und Hessen bekannt. Nach Waldhoff (2008) wurden in NRW, BW und Berlin bis 2002 mehr als 260 Anlagen errichtet, mindestens 75 weitere Anlagen befinden sich in diesen Bundesländern in der Planung. In Bayern wurden bis 2009 etwa 300 RBF zur Regenwasserbehandlung in Misch- und Trennsystemen eingesetzt, wovon die überwiegende Anzahl in Mischsystemen angeordnet ist (Schwinger 2009). Circa 10 % der RBF dienen der Behandlung von Abflüssen aus Trennsystemen, von Straßen sowie von Tank- und Rastanlagen. Als Sonderanwendung wird hierbei u.a. auch die Entfernung von Phosphor genannt.

In Hessen wurde der erste Retentionsbodenfilter im Jahre 1994 in Betrieb genommen. Eine vom FG SWW erstellte Datenbank für RBF-Anlagen in Hessen, die auf einer Befragung aller Genehmigungsbehörden des Landes basiert, zählte bis Ende 2006 insgesamt 34 Anlagen, davon 21 in Betrieb, 5 in Bau und 8 in Planung befindliche Anlagen. Für die Mischwasserbehandlung wurden davon insgesamt 29 RBFA konzipiert. Anlagen im Trennsystem sowie Sonderlösungen (z.B. Deponiesickerwasserbehandlung) stellen somit eine Ausnahme dar (insgesamt 5 Anlagen).

Bei den 29 RBFA zur Mischwasserbehandlung dominiert die Bodenfilterart RBF (mit über dem Filterbecken angeordnetem Retentionsraum), lediglich drei Anlagen sind als Bodenfilter mit vorgeschalteter Retention (BFvR) ausgeführt. Vier Anlagen, jeweils zwei RBF und BFvR, wurden mit bindigem Filtersubstrat ausgestattet, alle übrigen enthalten als Filtermedium nicht bindiges (sandiges) Filtersubstrat.

Für drei in der Planung befindliche Anlagen wurden seitens der Behörden keinerlei weitergehende Angaben gemacht. Die verbleibenden 22 RBF kommen ausschließlich in Wohngebieten zum Einsatz, teilweise mit geringem gewerblichen Anteil (vgl. Waldhoff 2008).

Bezüglich der Regenbeckenarten der vorgeschalteten Absetzstufen im Mischsystem wurden Durchlaufbecken (DB) und Stauraumkanäle mit oben liegender Entlastung (SKO) bevorzugt eingesetzt, gefolgt von Stauraumkanälen mit unten liegender Entlastung (SKU) und Fangbecken (FB).

Die überwiegende Anzahl der RBFA im Mischsystem in Hessen dient der Erfüllung emissionsorientierter Anforderungen an die Mischwasserentlastung nach Arbeitsblatt ATV-A 128 (ATV 1992). Weitergehende, immissionsorientierte Anforderungen an die Mischwasserentlastung wurden nur in zwei Fällen gestellt. Dies sind die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten RBFA Wiesenbach und Kleingladenbach, die aufgrund eines im Unterlauf vorhandenen, hypertroph eingestuften Badegewässers (Hochwasserrückhaltebecken) zur Verminderung der Phosphorfrachten der Mischwasserentlastungsabflüsse beitragen sollen.

Ausgewählte Kenndaten bezogen auf die Anzahl der RBFA in Hessen sind in Tabelle 3 zusammenfassend dargestellt, unterschieden nach Gesamtbestand und Mischsystem bis einschließlich 2006.

Tabelle 3: Ausgewählte Kenndaten von RBFA in Hessen (Stand Ende 2006)

| Merkmal | Anlagenanzahl [-] | |
|--|-------------------|-------------|
| | Gesamt | Mischsystem |
| Art des Bodenfilters | | |
| Retentionsbodenfilter (RBF) | 26 | 26 |
| Bodenfilter mit vorgeschalteter Retention (BFvR) | 5 | 3 |
| keine Angabe | 3 | - |
| Art der Vorstufe | | |
| Durchlaufbecken (DB) | 10 | 10 |
| Fangbecken (FB) | 4 | 3 |
| Stauraumkanal mit oben liegender Entlastung (SKO) | 8 | 8 |
| Stauraumkanal mit unten liegender Entlastung (SKU) | 4 | 4 |
| Regenrückhalteanlagen (RRA) | 4 | - |
| keine Angabe | 4 | 4 |
| Anforderung an Entlastungsabfluss | | |
| normale Anforderungen (emissionsorientiert) | 27 | 23 |
| weitergehende Anforderungen (immissionsorientiert: Phosphor) | 2 | 2 |
| keine Angabe | 5 | 4 |

Nach Waldhoff (2008) wurden in Hessen volumenmäßig überwiegend kleinere RBF gebaut bzw. geplant. Das mittlere Retentionsvolumen der RBF im Mischsys-

tem beträgt 1.350 m^3 , bei einem Min-Max-Bereich von 250 m^3 bis 6.500 m^3 . Rechnerisch wurden im Mittel Retentionsvolumina pro angeschlossenem Einwohner von ca. $0,8 \text{ m}^3 \cdot \text{E}^{-1}$ und pro befestigter Einzugsgebietsfläche von ca. $60 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}_{\text{AE},\text{b}}^{-1}$ gebaut bzw. geplant. Im Vergleich hierzu wird im Arbeitsblatt ATV-A 128 (ATV 1992) für das erforderliche spezifische Gesamtspeichervolumen von Regenentlastungsanlagen im Mischsystem $40 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ als Obergrenze, aufgrund wasserwirtschaftlicher und wirtschaftlicher Aspekte, angegeben.

Am Flughafen Frankfurt ist ein RBF mit einer Fläche von 20.000 m^2 geplant, der zur Behandlung von mit Enteisungsmitteln versetztem Niederschlagswasser eingesetzt werden soll.

Im Vergleich wurden nach MUNLV (2004) insgesamt 37 RBF im Mischsystem in NRW bis zum Jahr 2000 gebaut oder geplant. Das mittlere Retentionsvolumen ist mit 3.760 m^3 fast dreimal so groß wie in Hessen. In Bezug auf die angeschlossene Einwohnerzahl und die befestigte Fläche sind die Größen mittlerer Anlagen mit denen in Hessen vergleichbar. In Ballungsräumen wurden RBF von über 10.000 m^3 Retentionsvolumen umgesetzt.

2.2 Phosphor

2.2.1 Bedeutung und Vorkommen in Fließgewässern

Alle Lebewesen benötigen zum Aufbau organischer Substanz Nährstoffe. Um eine bestimmte Menge Biomasse aufzubauen, ist eine bestimmte, artenspezifische Menge jeden Nährstoffs erforderlich. Ist die benötigte Menge nicht verfügbar, wirkt der im Minimum befindliche Nährstoff als limitierender Faktor (Liebig'sches Minimumgesetz) und das gesamte Biomassewachstum reduziert sich proportional (Bossel 1994).

Aufgrund der Tatsache, dass Glukose ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$) als wesentlicher Baustein bei allen Organismen auftritt, ist die Nährstoffzusammensetzung bei allen Organismen (Pflanzen, Tiere, Mikroorganismen) relativ ähnlich. Lebensnotwendig sind die vier Hauptbestandteile Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H), Sauerstoff (O) und Stickstoff (N) sowie sieben Makronährstoffe - unter anderen auch Phosphor - und 13 Spurenstoffe (Bossel 1994).

Die Primärproduktion, also der Aufbau bzw. die Neubildung pflanzlicher Biomasse, beruht auf dem Prozess der Photosynthese. Hierbei wird von den Produzenten Lichtenergie unter Aufnahme von Grund- und Nährstoffen aus der Umwelt zu chemischer Energie umgewandelt und gespeichert. Bei den verwendeten Energieträgern ATP (Adenosin-Tri-Phosphat) und NADP (Nicotinamid-Adenin-Dinucleotid-Phosphat) ist gelöster anorganischer Phosphor (PO_4) von Bedeutung (Bossel 1994, Schwoerbel und Brendelberger 2005).

In Gewässern, die nicht anthropogen belastet sind, kommen anorganische gelöste Phosphorverbindungen nur in sehr geringen Konzentrationen vor. Aufgrund dieser Knappheit stellt Phosphor als essentieller Nährstoff für die Primärproduzenten viel häufiger den Minimumfaktor dar als Stickstoff. Die Knappheit ist dadurch begründet, dass Phosphor unter normalen Umweltbedingungen keine gasförmigen Verbindungen bildet. Zudem kommt der lebensnotwendige Phosphor in der Natur nur in vier Phosphatformen vor:

- anorganisch gelöstes Phosphat (kürzer oder längerkettige Phosphate),
- anorganisches schwer lösliches Phosphat (z.B. an Ca und Fe gebunden),
- organisch lösliches Phosphat (z.B. Zuckerphosphate) und
- organisch partikuläres Phosphat (in Organismen und Detritus).

In Fließgewässern zählen festsitzende Algen (Phytobenton), im Wasserkörper schwebende Algen (Phytoplankton) und submerse höhere Wasserpflanzen (Makrophyten) zu den wichtigsten Primärproduzenten. Je nach Charakter kleinerer Fließgewässer sind Aufwuchsalgen auf Steinen und anderen Substraten (Periphyton) von wesentlicher Bedeutung (Hamm 1991).

Die Intensität der Primärproduktion wird als Trophie bezeichnet. Je nach Nährstoffzufuhr und entsprechender Primärproduktion, können

- oligotrophe (produktionsschwache),
- mesotrophe (mäßig produktive) und
- eutrophe (hochproduktive)

Gewässer unterschieden werden. Als weitere Differenzierungen werden Gewässer mit extrem schwacher oder extrem hoher Primärproduktionen mit ultra-oligotroph bzw. hypertroph gekennzeichnet (Hamm 1991).

In Ergänzung hierzu wird verstärkte Trophie bzw. stark erhöhtes Biomassewachstum in Gewässern als Eutrophierung bezeichnet, die durch anthropogen bedingte gesteigerte Verfügbarkeit hauptsächlich von Phosphat und Ausnutzung anderer, im Überschuss vorhandener Nährstoffe (z.B. Stickstoff) bewirkt wird. Diese Bezeichnung umschreibt nicht nur die Intensivierung der Primärproduktion, sondern auch deren Ursache, die anthropogen bedingte gesteigerte Verfügbarkeit von Nährstoffen (Schwoerbel und Brendelberger 2005).

Durch eine Überdüngung (Eutrophierung) der Gewässer kommt es zu vermehrtem Algenwachstum. Die Algen trüben das Wasser, so dass nach einiger Zeit nur noch in der oberflächennahen Schicht genügend Licht für die Photosynthese vorhanden ist. Die Algen der tieferen Schichten sterben ab. Durch die anschließenden aeroben Zersetzungssprozesse werden große Mengen an Sauerstoff verbraucht (Sauerstoffzehrung). Fällt der Sauerstoffgehalt des Wassers unter ein bestimmtes Mindestmaß, reicht dieser z.B. nicht mehr für höhere Tiere aus und es kommt zum Fischsterben. Des Weiteren hört der Abbau organischer Verunreinigungen durch aerobe Bakterien auf. Bei den danach von anaeroben Bakterien verursachten Zer-

setzungsprozessen können sich giftige Stoffe wie Schwefelwasserstoff, Ammoniak oder Methan bilden. Das Gewässer beginnt "umzukippen", was durch Fischsterben und belästigende Gerüche gekennzeichnet ist (Bossel 1994).

2.2.2 Emissionspfade und Herkunft in der Siedlungswasserwirtschaft

Die Nährstoffbelastung der Gewässer mit Phosphorverbindungen wird durch diffuse und punktuelle Eintragsquellen hervorgerufen. Ergänzend muss die ubiquitäre Belastung berücksichtigt werden, die sich aus dem natürlichen, geogen bedingten Hintergrund ergibt.

Die einzelnen Eintragspfade in den jeweiligen Flussgebieten sind in ihrer tatsächlichen Größe nur teilweise bekannt. Im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA) wurde im Zuge der Umsetzung der EG-WRRL das Modellsystem MONERIS (Modelling Nutrient Emissions in River Systems) erarbeitet, um entsprechende Emissionsabschätzungen vornehmen zu können. Diese dienen als Grundlage für die Ableitung weiterer Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffbelastungen in Oberflächengewässer (UBA 2003a). Die für diese Emissionsabschätzung betrachteten Quellen und ihre jeweiligen Eintragspfade sind in Abbildung 3 dargestellt.

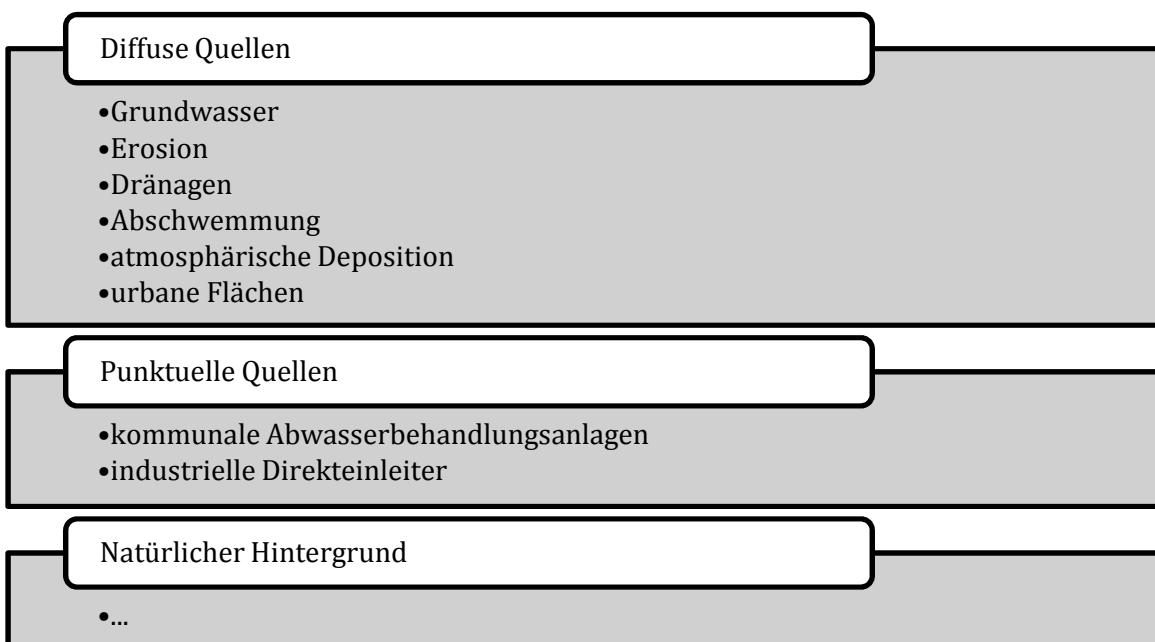


Abbildung 3: *Emissionspfade von Phosphorverbindungen in Fließgewässer*

Während die punktuellen Einträge aus kommunalen Kläranlagen und von industriellen Einleitern direkt in die Flüsse gelangen, ergeben sich die diffusen Einträge von Nährstoffen in die Oberflächengewässer aus der Summe verschiedener Eintragspfade. Diese Differenzierung ergibt sich aus den Stoffkonzentrationen und den zugrunde liegenden Prozessen des Eintrages, die sich zumeist stark voneinander unterscheiden.

Hinsichtlich der diffusen Quellen werden u.a. Einträge über Erosion (Bodenabtrag), Abschwemmung (Oberflächenabfluss) und urbane Flächen betrachtet. Letztere umfassen drei unterschiedliche Eintragspfade: Einträge von versiegelten Flächen über die Trennkanalisation, Einträge von Haushalten und von versiegelten Flächen, die an eine Kanalisation, aber an keine kommunale Kläranlage angeschlossen sind und die im Rahmen dieser Arbeit relevanten Einträge von Mischkanalisationsüberläufen.

In Abbildung 4 sind die mittels MONERIS abgeschätzten Phosphoremissionen in die Oberflächengewässer Deutschlands für den Zeitraum 2003 bis 2005 dargestellt (Nieder et al. 2010, UBA 2010a).

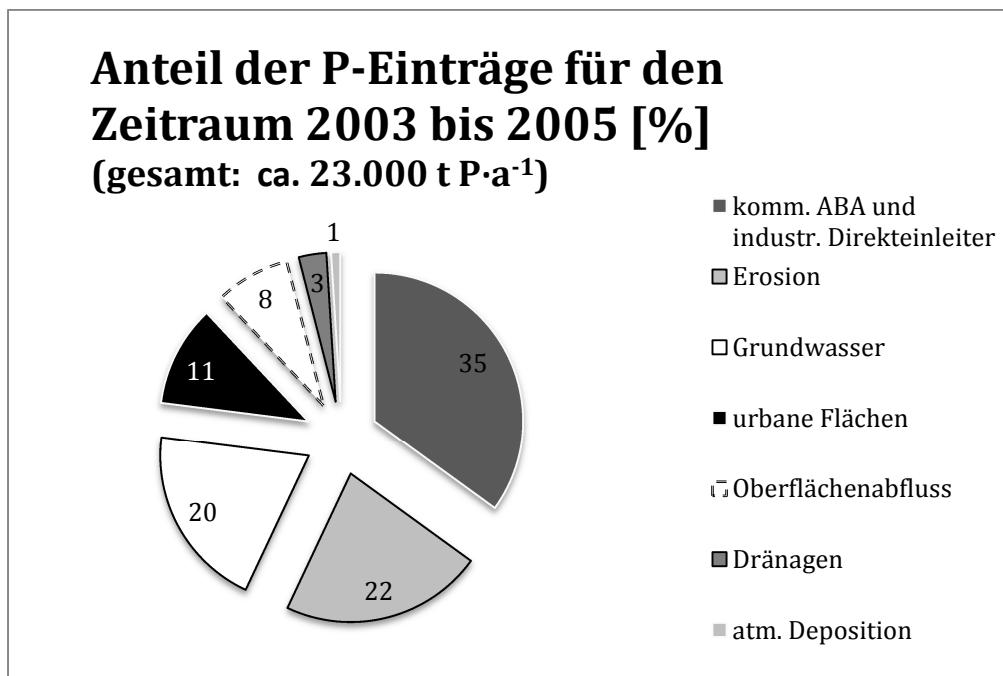


Abbildung 4: Phosphoreinträge aus punktuellen und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands insgesamt, für den Zeitraum 2003-2005 (nach Nieder et al. 2010)

Von den rund $23.000 \text{ t P}\cdot\text{a}^{-1}$ stammen etwa 65 % aus diffusen und 35 % aus punktuellen Quellen. Bei den diffusen Quellen stehen die Einträge von den urbanen Flächen mit 11 % an dritter Stelle, nach Einträgen über Erosion und Grundwasser mit jeweils ca. 20 % der Gesamteinträge.

Nach Tetzlaff et al. (2009) werden die mittleren P-Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen in hessische Oberflächengewässer auf ca. $1.794 \text{ t P}\cdot\text{a}^{-1}$ geschätzt (plus ca. $1.989 \text{ t P}\cdot\text{a}^{-1}$ von Oberliegern außerhalb Hessens). Nach den Eintragspfaden Kläranlagen (45 %) und Erosion (27 %) tragen Mischwasserentlastungen mit ca. 14 % (ca. $253 \text{ t P}\cdot\text{a}^{-1}$) zum P-Gesamteintrag bei. In 8 % der Landesfläche stellen Mischwasserentlastungen den Haupteintragspfad für Phosphorverbindungen in Oberflächengewässer dar.

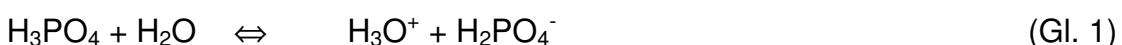
Betrachtet man die abwasserbürtigen Anteile der punktuellen und diffusen Quellen, liegen nahezu 68 % der Phosphorverbindungen im kommunalen Abwasser im gelösten Zustand vor, 23 % in einem kolloidalen und 9 % in einem partikulären Zustand. Jede dieser Fraktionen kann anorganische oder organische Phosphorverbindungen enthalten (Imhoff und Imhoff 1993).

Die Vielzahl der P-Verbindungen in kommunalem Schmutzwasser, die in die Oberflächengewässer Deutschlands eingetragen werden können, ist aus Tabelle 4 ersichtlich. Ergänzend werden darin die chemische Formel und stoffliche Herkunft dargestellt (Koppe und Stozek 1999).

Tabelle 4: Phosphorverbindungen im rohen kommunalen Schmutzwasser (Koppe und Stozek 1999)

| Phosphorverbindungen | | Formel | Herkunft |
|----------------------|---------------------------|--|---|
| gelöst | <i>anorganisch</i> | | |
| | Pantanatriumtriphosphat | $\text{Na}_5 \text{P}_3 \text{O}_{10}$ | Waschmittel |
| | Natriumhexametaphosphat | $(\text{NaPO}_3)_6$ | Überall dort, wo Wasser entwässert wird |
| | Dinatriumhydrogenphosphat | $\text{Na}_2 \text{HPO}_4$ | Reinigungsmittel; Harn |
| | Natriumdihydrogenphosphat | NaH_2PO_4 | Nahrungsmittel; Harn |
| | Natriumpyrophosphat | $\text{Na}_4 \text{P}_2 \text{O}_7$ | Harn |
| | Phosphorsäure | H_3PO_4 | Getränke |
| | <i>organisch</i> | | |
| ungelöst | Phosphonsäuren | | Reinigungsmittel |
| | Saure Phosphorsäureester | $\begin{array}{c} \text{OH} \\ \\ \text{O}-\text{P}-\text{OH} \\ \\ \text{O}-\text{R} \end{array}$ | Lebensmittel (Phytinsäure) |
| | ATP, ADP, AMP | | Harn |
| | | | Nahrungsmittel, Zellsäfte |
| partikulär | <i>anorganisch</i> | | |
| | Magnesiumammoniumphosphat | MgNH_4PO_4 | Harn |
| | Calciumphosphat | $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ | Fäzes |
| | Apatit | $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$ | Schmutz (Putzwasser) |
| | <i>organisch</i> | | |
| | Kohlenhydratphosphate | | |
| | Lecithine | | |
| | Nucleinsäuren | | |
| | | | { Nahrungsmittel aus dem Spüllicht; unverdaute Nahrungsmittel im Fäzes |

Je nach Herkunft liegt Phosphor im Abwasser gelöst und partikulär, anorganisch und organisch vor. Eine herausragende Bedeutung bezüglich der Gewässerbelastung nehmen die Phosphorsäure und die daraus nach den folgenden Reaktionsschritten abgeleiteten Phosphate ein (vgl. Koppe und Stozek 1999):



mit:

H_3PO_4 : Phosphorsäure, H_2O : Wasser, H_3O^+ : Oxonium-Ion

H_2PO_4^- : Dihydrogenphosphat-Ion (primäres Phosphat)

HPO_4^{2-} : Hydrogenphosphat-Ion (sekundäres Phosphat)

PO_4^{3-} : Phosphat-Ion (tertiäres Phosphat).

Die jeweiligen Anteile der dreiprotonigen Phosphorsäure und der daraus abgeleiteten Phosphate sind in Abhängigkeit vom pH-Wert in Abbildung 5 graphisch veranschaulicht.

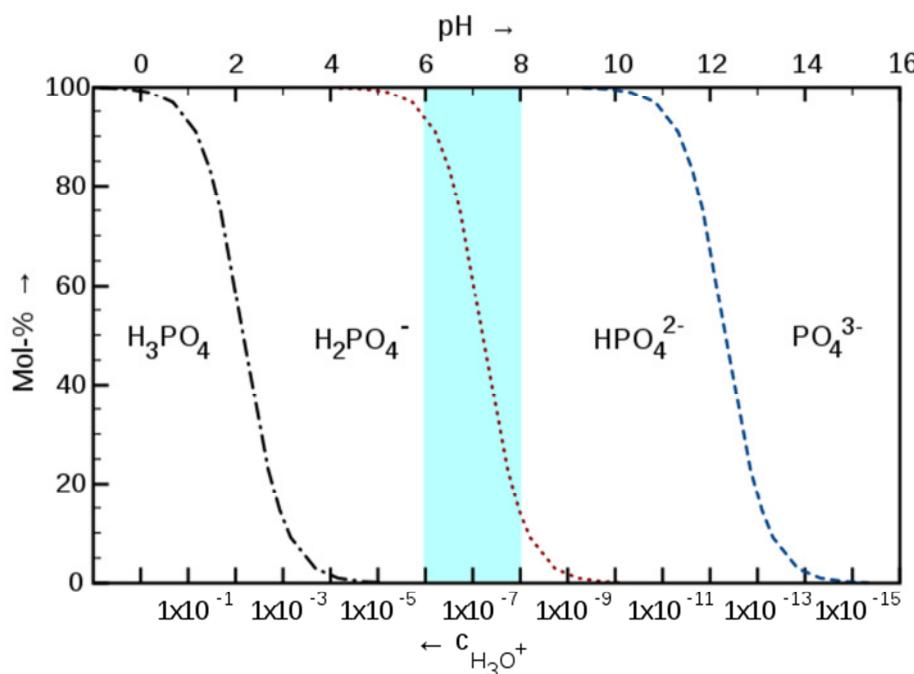


Abbildung 5: Anteile der Phosphorsäure und abgeleiteter Phosphate vom pH-Wert (Roiland.chem 2010)

Der größte Teil im kommunalen Abwasser ist anorganisch gelöst und besteht im Wesentlichen aus Ortho-Phosphat und ggf. kondensierten Phosphaten. Jedoch werden kondensierte Phosphate (Poly-Phosphate, die mehr als ein P-Atom pro Molekül enthalten) und ein großer Teil organisch gebundener Phosphorfraktionen bereits im Kanalnetz in Ortho-Phosphat umgewandelt (ATV-DVWK 2004).

Im kommunalen Abwasser können im Wesentlichen die folgenden sechs Herkunftsgebiete für Phosphor aus dem Bereich Haushalt differenziert werden, wobei je nach Einzugsgebiet Phosphorverbindungen aus gewerblichen und industriellen Abwässern über Indirekteinleitungen hinzukommen (ATV 1997):

- pflanzliche und tierische Nahrungsmittel, die vom Menschen als Fäzes und Urin (Harn) ausgeschieden werden,
- überwiegend in Fleischwaren, Milchprodukten und Getränken enthaltenen Nahrungsmittelzusätze, die vom Menschen als Fäzes und Urin ausgeschieden werden,
- Nahrungsmittelreste im Spülwasser,
- Waschmittel,
- Reinigungs- und Spülmittel und

- Sonstige (z.B. Konservierungsmittel, Wasserenthärter).

Hinsichtlich der P-Konzentration im kommunalen Abwasser liegen heutige Messwerte der mittleren Konzentrationen bei $6 \text{ mg P}\cdot\text{L}^{-1}$ bis $10 \text{ mg P}\cdot\text{L}^{-1}$. Wird hartes Trinkwasser (reich an Calcium- und Magnesiumionen) zur Korrosionsverhinderung an metallischen Leitungen phosphatisiert, kann dies einen nicht unerheblichen Anteil des Phosphors im Abwasser ausmachen (ATV 1997, DVGW 2005). Eine Phosphatdosierung ist nach § 11 der Trinkwasserverordnung in Ausnahmefällen möglich (TrinkwV 2001). Die zum Einsatz kommenden Phosphate sind in einer vom Umweltbundesamt geführten Stoffliste eingetragen, in der u.a. der Verwendungszweck und die zulässige Konzentration vorgegeben werden (UBA 2010b).

Zur Belastung von Mischwasserentlastungsabflüssen mit Phosphorverbindungen existieren nur begrenzte Datenreihen bzw. einzelne Messwerte, die überwiegend als Mittelwerte bzw. Stichproben vorliegen und wenig Aussagekraft hinsichtlich der tatsächlichen Belastung aufweisen (Brombach und Fuchs 2003). In Deutschland werden für Ortho-Phosphat im RBF-Zulauf mittlere Konzentrationen im Bereich zwischen $0,3 \text{ mg PO}_4\text{-P}\cdot\text{L}^{-1}$ und $0,4 \text{ mg PO}_4\text{-P}\cdot\text{L}^{-1}$ und für Gesamt-Phosphor zwischen $1,0 \text{ mg P}\cdot\text{L}^{-1}$ und $1,6 \text{ mg P}\cdot\text{L}^{-1}$ angegeben (MUNLV 2003, 2004). Bei früheren Untersuchungen an Entlastungsabflüssen von Regenüberlaufbecken der Mischkanalisation wurden vergleichbare Werte für PO_4 und P ermittelt (Fuchs 1997, Fischer 1998).

2.2.3 Rückhaltung und Umsetzung in RBF-Anlagen

Die Rückhaltung bzw. Umsetzung von Phosphorverbindungen in Retentionsbodenfilter-Anlagen wird von den nachfolgenden vier übergeordneten Prozessen bestimmt, die sich zum Teil gegenseitig beeinflussen bzw. überlagern:

- mechanisch
- chemisch/physikalisch
- mikrobiologisch
- botanisch

In Abbildung 6 sind diese Prozesse mit den jeweils relevanten Verfahren aufgeführt und durch die wesentlichen Systemkomponenten einer RBFA, in der diese Prozesse/Verfahren stattfinden, ergänzt. Diese Rückhalte- und Umsetzungsmechanismen werden in den nachfolgenden Kapiteln erläutert.

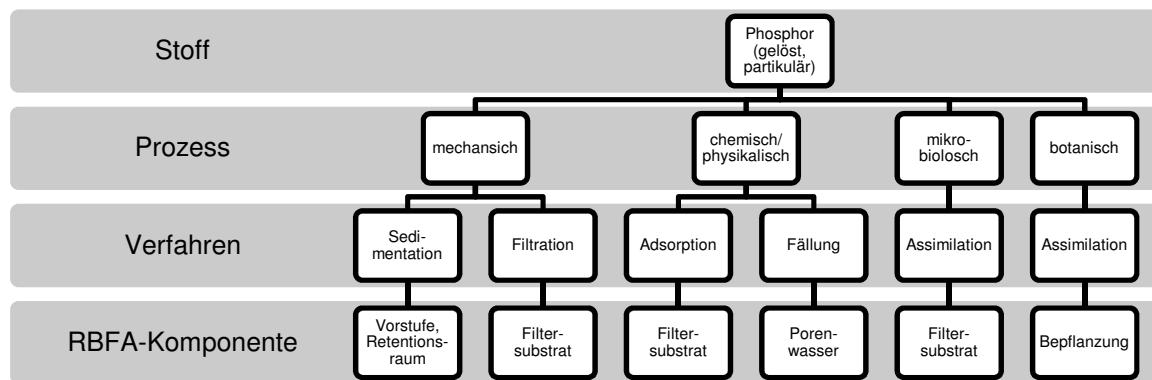


Abbildung 6: Wesentliche Rückhalte- und Umsetzungsmechanismen von Phosphorverbindungen in RBFA

2.2.3.1 Mechanisch

Mischwasser beinhaltet gelöste und partikuläre Phosphorverbindungen. Der partikuläre Anteil an Gesamt-Phosphor im Mischwasser beträgt, u.a. auch im Fall CSB und Metalle, oft über 50 % der Gesamtkonzentration (LfU 2002). Partikulär gebundener Phosphor kann mittels

- Sedimentation und
- Filtration

im Entwässerungssystem zurückgehalten, hierdurch jedoch nur begrenzt im Sinne einer Elimination aus dem System entfernt werden. Der mechanische Rückhalt ist diesbezüglich als wichtiger Teilprozess zu verstehen und müsste durch die Entfernung der Partikel ergänzt werden. Partikulärer Phosphor kann nach Absetz- oder Filtrationsvorgängen ggf. durch Turbulenz wieder aufgewirbelt und weitertransportiert werden, oder infolge von mikrobiologischen Umwandlungsprozessen (vgl. Kapitel 2.2.3.3) in gelöste Phosphorverbindungen umgesetzt werden. In einer Retentionsbodenfilter-Anlage finden mechanische Rückhaltevorgänge in der Vorstufe und im RBF statt.

In der vorgeschalteten Absetzstufe können je nach Randbedingung (z.B. Turbulenz, Absetzgeschwindigkeit) partikulär gebundene P-Verbindungen sedimentieren. Angaben zum Abscheidegrad in der Vorklärung einer Abwasserbehandlungsanlage liefern Anhaltspunkte für Größenordnungen der Phosphorsedimentation. Nach ATV-DVWK-A 131 (ATV-DVWK 2000) können durch die Vorklärung ca. 11 % der P-Zulauffracht im kommunalen Abwasser mit dem Primärschlamm abgezogen werden.

Die Bepflanzung der RBF mit Schilf unterstützt den Rückhalt von partikulären Stoffen. Hierbei überlagern sich Adhäsions-, Sedimentations- und Filtrationsvorgänge, die u.a. zum Rückhalt der partikulär gebundenen P-Fraktionen auf stehenden Schilfpflanzen und innerhalb der Streuschicht führen. Born (2002) konnte in diesem Zusammenhang nachweisen, dass in Einzelfällen bis zu 50 % der Feststoffbelastung eines Beschickungereignisses auf den Schilfpflanzen anhaften kann.

Bei mechanischem Rückhalt partikulärer P-Verbindungen durch ein Filtermedium können Flächen- und Raumfiltration unterschieden werden. Nach MUNLV (2003) ist die Filtrationsleistung allgemein abhängig von der Porosität des eingesetzten Filtermediums und der Wasserbewegung.

Suspendierte Partikel, welche das Filtermedium nicht passieren können, werden am Weitertransport gehindert. Besteht das Filtermaterial aus Lehmboden oder Sand, spielt sich dieser Prozess vorwiegend an der Filteroberfläche oder in den obersten Zentimetern der Filterschicht ab. Man spricht dann von Flächenfiltration. Bei einem Filtermaterial aus Kies dringen hingegen die suspendierten Partikel tief in den Filter ein und sind noch in fünfzig Zentimeter Tiefe zu finden. Man spricht dann von Raumfiltration (LfU 2002).

Des Weiteren wird z.B. durch die Grobentschlammung mittels Feinrechen am Beckenüberlauf der Vorstufe der an den Grobstoffen partikulär gebundene Phosphor zurückgehalten und nach Reinigung des Rechens meist automatisch in den weiterführenden Mischwasserkanal wieder eingeleitet bzw. einer Abwasserbehandlungsanlage zugeführt (vgl. Fahrner und Gresa 1994, Kolb 2005).

2.2.3.2 Chemisch/physikalisch

Die Anreicherung eines Stoffes innerhalb einer Fest-, Flüssig- oder Gasphase (Absorption) oder auf einer Grenzfläche zwischen zwei Phasen (Adsorption) wird übergeordnet als Sorption bezeichnet. Bei diesen Gleichgewichtsprozessen wird der sorbierende Stoff Sorbent (oder Sorbens, Sorptionsmittel), der noch aufzunehmende Stoff Sorptiv und der aufgenommene, sorbierte Stoff Sorbat genannt (Wederer 1970).

Hinsichtlich der beteiligten Sorbenten kann in biotische und abiotische Sorption unterschieden werden. Die biotische Sorption entwickelt sich durch die Tätigkeit der Mikroorganismen im Filterbecken (vgl. Kapitel 2.2.3.3), wobei die Sorptionszentren die der Atmosphäre zugewandten Bodenschichten mit guter Sauerstoffversorgung und Gasaustausch sowie die Bereiche um die Pflanzenwurzeln darstellen (vgl. Kapitel 2.2.3.4). Die abiotische Sorption ist durch den Chemismus und den Stoffbestand des Filtersubstrates gekennzeichnet (MUNLV 2003).

Die Absorption bezeichnet die Einlagerung (das Eindringen) des Sorptivs aus einer Phase in das Volumen einer anderen Phase, wobei sich eine homogene Verteilung in der Volumenphase einstellt. Im Gegensatz zur Adsorption spielt die Oberfläche des Sorbens keine Rolle. Eine Absorption ist meist mit einer Volumenvergrößerung des sorbierenden Mediums verbunden (Fehse 2004).

Die Adsorption (Anlagerung) und Desorption (Ablösung) gelöster oder gasförmiger Ionen oder Moleküle an Oberflächen von Festphasen sind wesentliche Prozesse, die an den Grenzflächen zwischen festen, flüssigen und gasförmigen Stoffen in Böden ablaufen. (Blume et al. 2010). Im Gegensatz zur Absorption bleibt hierbei das innere Volumen des Sorbenten unbeteiligt.

Es gibt unterschiedliche Bindungsarten zwischen der Oberfläche des Sorbenten und dem Sorptiv. Durch elektrostatische Kräfte, auch als „London-Kräfte“ oder „Van der Waals-Kräfte“ bezeichnet, werden Ionen an entgegengesetzt geladene Oberflächen adsorbiert. Da dieser Vorgang auf physikalischen Wechselwirkungen zwischen Sorptiv und der Grenzfläche des Sorbenten beruht, wird er auch als physikalische Adsorption (Physisorption) bezeichnet. Aufgrund der relativ schwachen Bindungsart und ihrer schnellen Kinetik können durch Physisorption gebundene Ionen in Abhängigkeit der Randbedingungen (z.B. pH-Wert) gegen andere gelöste Ionen leicht wieder ausgetauscht werden (Ionenaustausch). Die Physisorption ist von der Ionenstärke in der Gleichgewichtslösung abhängig (Blume et al. 2010).

Bei der chemischen Adsorption (Chemisorption) wird das Sorptiv durch chemische Bindungen mit reaktiven Oberflächengruppen adsorbiert. Diese Art der Bindung ist wesentlich stabiler bzw. stärker und weniger von der Ionenstärke der Lösung abhängig. Über die Ladung des Sorbenten bzw. Sorptives hinaus wird sie im Wesentlichen von der spezifischen Art, Anordnung und Reaktivität der funktionellen Gruppen der sorbierenden Oberfläche bestimmt (Blume et al. 2010). Vor diesem Hintergrund wird die Chemisorption auch als spezifische und die Physisorption als unspezifische Adsorption bezeichnet.

Mit zunehmender Bindungsstärke von der Physi- zur Chemisorption geht eine abnehmende Mobilität bzw. Bioverfügbarkeit des Sorptivs einher. Dieser Sachverhalt ist schematisch in Abbildung 7 dargestellt.

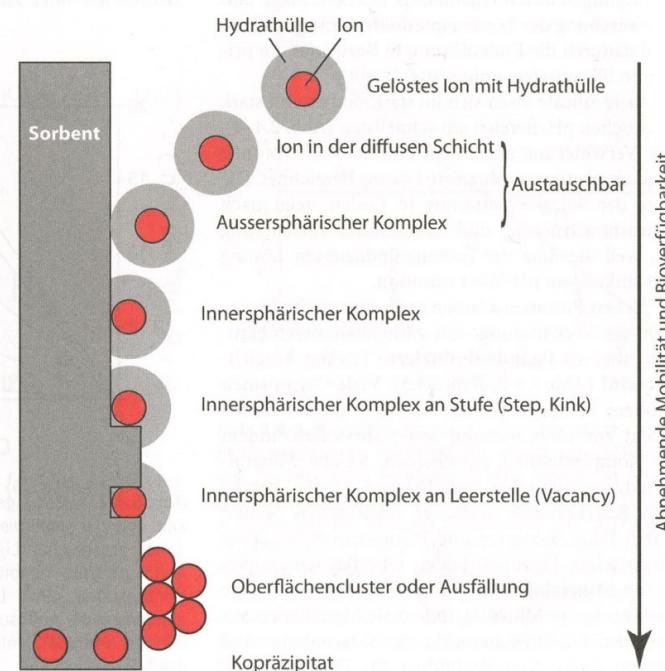


Abbildung 7: Schematische Adsorption von Ionen an ein Mineral (Blume et al. 2010)

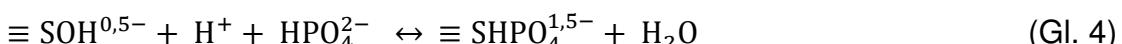
Im Gegensatz zu außersphärischen Komplexen (Physisorption) verliert bei innersphärischen Komplexen (Chemisorption) das adsorbierte Ion einen Teil seiner

Hydrathülle und geht mit einem oder mehreren Atomen der Oberfläche des Sorbenten eine chemische Verbindung ein (Blume et al. 2010). Ein Komplex besteht aus einem Metall-Ion oder -Atom als Zentralatom, an welches Ionen (Liganden) angelagert sind. Besonderheit ist hierbei, dass die Liganden über wenigstens ein freies Elektronenpaar verfügen, das dem Zentralatom zur Verfügung gestellt werden kann (Mortimer 1996).

Die Ladungsverhältnisse in Böden hängen u.a. von den unterschiedlichen Eigenschaften der Bodenfestphasen (z.B. Tonminerale, Oxide) und dem pH-Wert des Bodens ab. Natürliche Böden und auch die in RBF eingesetzten Filtersande weisen in der Regel überwiegend negative Oberflächenladungen auf, aus denen eine hohe unspezifische Kationenaustauschkapazität resultiert (Blume et al. 2010).

Die Kationenaustauschkapazität (KAK) ist für die weitergehende Behandlung von Mischwasserentlastungen in Bodenfiltern wesentlich, da hierdurch z.B. die Umwandlung von Ammonium-Stickstoff in Nitrat (Nitrifikation) ermöglicht wird. Nach Dittmer (2006) beruht die Nitrifikation überwiegend auf einem zweistufigen Prozess. Während der Durchströmung wird das Kation NH_4^+ im Filterkörper durch Ionenaustausch an die Bodenmatrix angelagert, wobei andere Kationen (z.B. Ca^{2+}) in die Wasserphase übergehen. Unmittelbar nach dem Ende der Durchströmung setzt mit der Wiederbelüftung des Filterkörpers (Trockenphase) eine intensive Nitrifikation ein und das dabei entstehende Anion Nitrat geht in die Wasserphase über. Das Sorptionsvermögen regeneriert sich innerhalb weniger Tage annähernd vollständig. Hierbei werden die freigewordenen Adsorptionsplätze wieder durch andere Kationen belegt, welche dann bei erneuter Ammonium-Belastung durch NH_4^+ -Kationen wieder ausgetauscht werden (MUNLV 2003).

Im Gegensatz zur KAK ist die Anionenaustauschkapazität (AAK) üblicher RBF-Filtersubstrate in der Regel sehr gering. Anionen wie das Phosphat können jedoch an Oxidoberflächen (insbesondere Fe und Al) und Tonmineralen spezifisch adsorbieren (Scheffer et al. 1980, Kasting et al. 2001). Beispielhaft ist in Gleichung 4 die Adsorption des Hydrogenphosphat-Anions HPO_4^{2-} dargestellt (Blume et al. 2010).



mit

$\equiv \text{SOH}^{0,5-}$: Oberflächenhydroxygruppe

$\equiv \text{SHPO}_4^{1,5-}$: Innersphärischer Komplex (Phosphat-Sorbat)

H^+ : Wasserstoff-Kation

H_2O : Wasser-Molekül

Nach Protonierung der Oberflächenhydroxygruppen werden diese anschließend durch den Liganden Hydrogenphosphat als H_2O ausgetauscht. Mit steigendem pH-Wert verschiebt sich das Gleichgewicht der Reaktion nach links, so dass die Phosphatadsorption an Oxidoberflächen mit zunehmendem pH-Wert abnimmt.

Dieser Zusammenhang ist exemplarisch u.a. am Beispiel der Phosphatadsorption an das Mineral Geothit (Nadeleisenerz) in Abbildung 8 dargestellt.

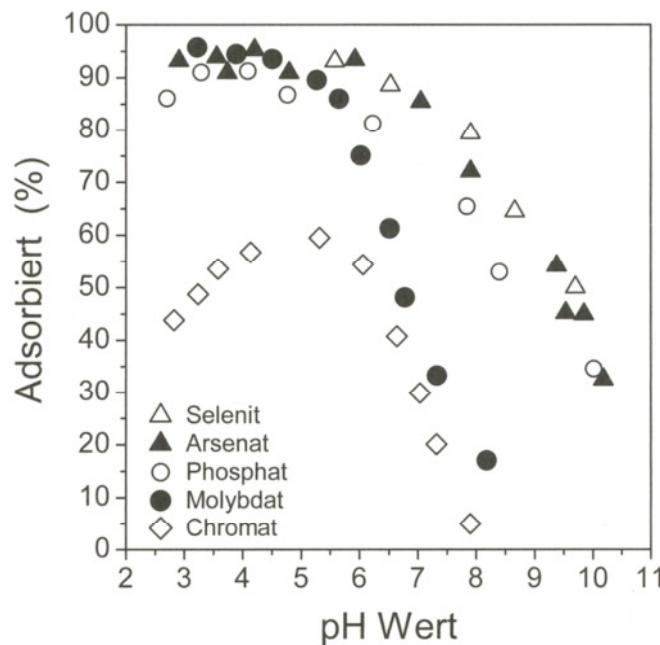


Abbildung 8: Adsorption von Anionen an Geothit in Abhängigkeit des pH-Wertes (Blume et al. 2010)

Die pH-Wert-Abhängigkeit der Phosphatadsorption verhält sich gegenläufig zu der bei der Nitrifikation von Ammonium (siehe oben). Bei der Umwandlung von Ammonium zu Nitrat werden H⁺-Ionen freigesetzt, die zu einem Absinken des pH-Wertes führen. Dies muss vermieden werden, da es hierdurch zur Mobilisierung bereits festgelegter Schwermetalle und einer Hemmung der weiteren mikrobiellen Umsetzungen kommen kann. Das Absinken des pH-Wertes durch Protonen wird durch die pH-Anhebung beim Auflösen von Carbonaten kompensiert. Das für die Mischwasserbehandlung eingesetzte Filtersubstrat wird daher mit ausreichend Carbonat ausgestattet (z.B. CaCO₃), zur Sicherstellung der Nitrifikation und zur Pufferung weiterer durch Redoxvorgänge freigesetzter Protonen (LfU 2002).

Nach Krassmann (1991) kommen bei Fe-Oxiden und -Hydroxiden sowohl Physi- als auch Chemisorption von Phosphat vor, jedoch scheint bei Fe-Oxiden die Physisorption und bei Fe-Hydroxiden die Chemisorption zu überwiegen. Maßgebenden Einfluss auf die Menge des adsorbierten Phosphats übt die Kristallinität des Sorptionsmittels aus. So können schlecht kristallisierte, amorphe Fe-Hydroxide bis zu zehnmal mehr Phosphat anlagern als kristalline, was auf den geringeren Ordnungsgrad und die größere Oberfläche der amorphen Sorptionsmittel zurückgeführt wird.

Die Phosphatbindungen bei Fe-Hydroxiden sind echte Adsorptionsvorgänge, ohne nennenswerte Beteiligung anderer phosphatbindender Prozesse wie z.B. der Fällung (Krassmann 1991).

Für die Bildung schwerlöslicher Eisen- oder Aluminiumphosphate, wie zum Beispiel Strengit ($\text{FePO}_4 \times 2\text{H}_2\text{O}$), wird ein dreistufiger Reaktionsweg angenommen. In der ersten Stufe wird das Phosphat relativ schnell durch Physi- oder Chemosorption angelagert (siehe oben), um anschließend in der zweiten Stufe an mit Huminsäuren, Fulvosäuren oder Wurzelausscheidungen komplexierten $\text{Fe}^{3+}/\text{Al}^{3+}$ -Ionen festgelegt zu werden. In der dritten Stufe sollen daraus die schwerlöslichen Eisen- oder Aluminiumphosphate gebildet werden (Börner 1992), wobei die Bildung dieser Endstufen als unsicher bzw. eher unwahrscheinlich gilt (vgl. auch Krassmann 1991).

2.2.3.3 Mikrobiologisch

Mikroorganismen (Destruenten) im Boden und auf der RBF-Filteroberfläche zersetzen den Bestandsabfall der Pflanzen, mineralisieren die tote organische Substanz und setzen die Ausgangsstoffe (z.B. Ortho-Phosphat) unter Energiegewinn für ihre eigenen Lebensfunktionen wieder als Nährstoffe für die Aufnahme durch die Pflanzen (Produzenten) frei (Bossel 1994).

Ein P-Entzug käme nur zustande, wenn die gebildete Biomasse gezielt als Überschussschlamm entfernt würde. Dies ist im Gegensatz zu konventionellen Abwasserbehandlungsanlagen (z.B. Belebungsverfahren) bei RBF nicht der Fall (vgl. Laber 2001).

Biofilme können als in einer Matrix aus extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) lebende mikrobielle Lebensgemeinschaften definiert werden, die sich an einer Grenzfläche angesiedelt haben (Costerton und Lappin-Scott 1995, Szewzyk 2003). Sie bestehen hauptsächlich aus den Zellen der Mikroorganismen und der sie umhüllenden schleimartigen Matrix (EPS) und stellen die bei weitem wichtigste Lebensweise von Mikroorganismen dar. Sie sind entscheidend an wichtigen Stoffumwandlungen und Stoffkreisläufen beteiligt. Durch die Einbettung in EPS verbessern sich die Lebensbedingungen der Mikroorganismen. Kennzeichnend hierfür ist die in der Regel bessere Versorgung mit metabolisierbaren Substraten an einer Oberfläche durch die ständige (biotische) Adsorption und die dadurch erfolgende Konzentrierung der Moleküle (Antenneneffekt) (Szewzyk 2003). Auch im Boden sind Mikroorganismen überwiegend in Biofilmen eingebunden, welche auf der Streuschicht, auf Wurzeln und Bodenpartikeln wachsen (Wicke 2008). Münch et al. (2007) belegen in Untersuchungen zur Charakteristik von Biofilmen in Pflanzenkläranlagen (Constructed Wetlands) die spezielle Rolle der Wurzeln als Träger von Mikroorganismen bzw. Biofilmen. Das Einbetten der Bakterienzellen in EPS bietet Mikroorganismen im Boden Vorteile wie die Verhinderung des Auswaschens von einzelnen Bakterienzellen während eines Regenereignisses, das „Festhalten“ von Nährstoffen, Substraten und Exoenzymen sowie günstige Hydrationsbedingungen wie z.B. ein Schutz vor Austrocknung bzw. Starkregenereignissen (Or et al. 2007).

Der in die Mikroorganismen aufgenommene Phosphor wird durch die Mineralisierung der abgestorbenen Organismen wieder freigesetzt, entweder im Filterbecken oder nach der Abtrift im Fließgewässer. Ein P-Rückhalt in RBF durch Mikroorganismen kommt somit nicht zustande. Lediglich beim Aufbau des Biofilms in einem neu errichteten RBF wird Phosphor bis zur Etablierung dieser Biozönose einmalig dem System entzogen.

2.2.3.4 Botanisch

Retentionsbodenfilter werden in der Regel mit Schilf bepflanzt. Sumpfpflanzen (Helophyten) wie das Schilf können auch in sauerstoffarmen bzw. -freien Böden die Wurzeln mit Sauerstoff versorgen (z.B. bei längerem Einstau des Retentionsraumes). Wissing und Hofmann (2002) geben aufgrund der Untersuchungsergebnisse verschiedener Autoren circa $5 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ als durchschnittlichen Jahreseintrag in den Boden an. Schilfpflanzen besitzen ein Durchlüftungsgewebe (Aerenchym), das über Blatt und Stengel bis zu den Wurzeln (Rhizomsystem) reicht. Ein Teil des Sauerstoffs wird von den Rhizomwurzeln an die Umgebung abgegeben. Dies bewirkt einerseits eine Entgiftung der Rhizosphäre durch Oxidation der für die Pflanze giftigen Stoffe wie z.B. Schwermetalle oder Schwefelwasserstoff (Wissing und Hofmann 2002). Andererseits siedeln sich gerade im Bereich der Wurzelhaare große Mengen von sauerstoffliebenden Bakterien an (vgl. auch Gagnon et al. 2007). Es ist davon auszugehen, dass eine Schilfbepflanzung und die damit einhergehende gute Durchwurzelung des Filtersubstrates entsprechend positiv auf sauerstoffzehrende Umsetzungsprozesse in der Bodenmatrix wirkt (Bahlo und Wach 2005).

Phosphor wird bei biologischen Prozessen weder oxidiert noch reduziert (im Gegensatz zum Stickstoff), sondern wird durch Pflanzen und Mikroorganismen (vgl. Kapitel 2.2.3.3) assimiliert. Die Wurzeln der Schilfpflanzen importieren Phosphat-Ionen, in Abhängigkeit des pH-Wertes HPO_4^{2-} und/oder H_2PO_4^- , aus dem Boden über $\text{H}^+/\text{PO}_4^{3-}$ -Symporter in der Zellmembran von Rhizodermis-Zellen. Die Rhizodermis stellt das dünne Abschlussgewebe der Pflanzenwurzel dar, aus der sich die Wurzelhaare bilden. Wurzelhaare stehen stets in engem Kontakt zu Bodenpartikeln und sezernieren in der Regel kohlenhydrathaltige Schleime (EPS, vgl. Kapitel 2.2.3.3). Sie bilden damit eine Rhizosphäre aus, in der die Nährstoffe aufbereitet werden, bevor sie von den Wurzelhaarzellen absorbiert und damit von der Pflanze genutzt werden (UHH 2010).

Durch die zuvor beschriebene Assimilation geht das lösliche anorganische Phosphat (Ortho-Phosphat) in organisch gebundenes Phosphat über. Nach dem Absterben der oberirdischen Pflanzenteile und unterirdischen vorjährigen Wurzelteile werden diese durch Mikroorganismen abgebaut und der darin enthaltene organisch gebundene Phosphor wieder zu Ortho-Phosphat mineralisiert (vgl. Abbildung 9).

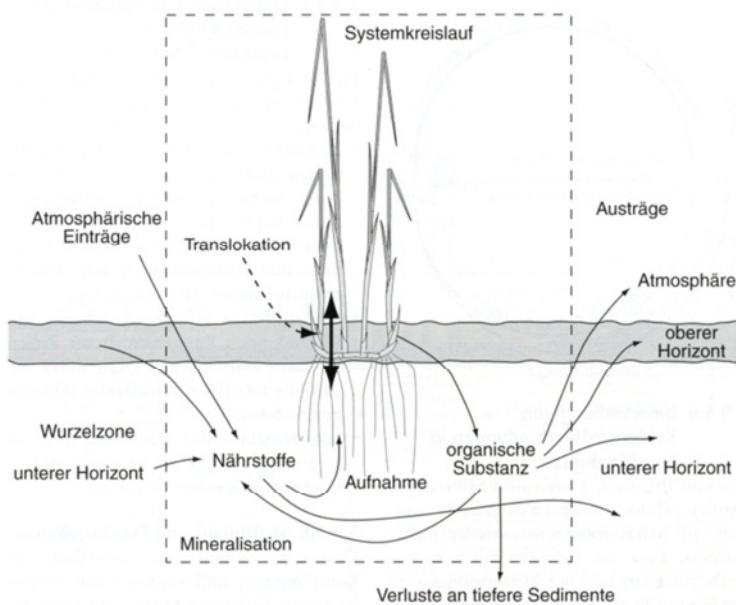


Abbildung 9: Stark vereinfachtes Schema der Stoffbilanz eines Feuchtgebietes (Mitsch und Grosselink 1986, zitiert in Wissing und Hofmann 2002)

Durch das Leitbündelsystem (Faszikel) werden u.a. gelöste Stoffe über weitere Strecken innerhalb der Pflanzen transportiert. Die Konzentration des Phosphors in den Pflanzenteilen unterliegt einem charakteristischen Jahresgang. Der Spross (Stengel und Blätter) weist die maximale P-Konzentration im Frühjahr auf, welche dann kontinuierlich bis zum Absterben im Herbst abnimmt. Diese Abnahme resultiert u.a. aus einer Verdünnung durch die stetig zunehmende Biomasse. In den unterirdischen Pflanzenteilen ist die P-Konzentration im Frühjahr gering und steigt über den Spätsommer und Herbst bis in den Winter wieder an (Graneli und Solander 1988). Neben der Verdünnung durch die zunehmende Biomasse ist dieser Stofftransport (Translokation) zwischen den unterirdischen und oberirdischen Pflanzenteilen für den Jahresgang der P-Konzentrationen innerhalb einer Schilf pflanze verantwortlich (Laber 2001, Headley et al. 2003).

In Abwasser durchströmten Bodenkörpern können nach Literaturangaben bis zu $9 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ von Sumpfpflanzen aufgenommen werden (Börner 1992). Bei den mit häuslichem Abwasser beschickten Pflanzenkläranlagen können nach De Jong et al. (1987, zitiert in Börner 1992) durch Ernte und Abtransport des Mähgutes von Schilfpflanzen circa $3 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ entzogen werden. Geller et al. (1992) geben max. $5 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ an. Dies entspricht bei üblichen Belastungen von Pflanzenkläranlagen zur Behandlung von häuslichem Abwasser einem möglichen Entzug von Phosphat über Pflanzen von max. 5 % bis 10 % der Jahresfracht. Aufgrund dieses geringen Potentials hinsichtlich P-Rückhalt wird der Mahd in der bisherigen Praxis eine untergeordnete Bedeutung zuteil bzw. gilt als vernachlässigbar (Geller und Höner 2003). Lediglich in Einzelfällen wurde bisher eine Mahd aus wirtschaftlichen Gründen praktisch umgesetzt, zur industriellen Verwertung der geernteten Schilf halme (Geller et al. 1992).

2.2.4 Rechtsgrundlagen und Anforderungen

An die Abläufe von RBF-Anlagen im Mischsystem bzw. an Mischwasserentlastungsanlagen generell (im Gegensatz zu den Abläufen von Abwasserbehandlungsanlagen) werden derzeit keine expliziten emissionsorientierten Anforderungen hinsichtlich Phosphor gestellt. Vor dem Hintergrund der Eutrophierungsproblematisik in Gewässern existieren jedoch entsprechende immissionsorientierte Be trachtungsansätze, aus denen sich Anforderungen an die Leistungsfähigkeit von RBF bezüglich der Reduzierung der in das Gewässer eingetragenen Phosphorgehalte ableiten lassen. Im Folgenden werden die wesentlichen Emissions- und Immissionsanforderungen für Phosphor aufgeführt und durch Anforderungen an bestimmte, die Gewässer belastende Produkte ergänzt (Maßnahmen an der Quelle).

2.2.4.1 Emissionsanforderungen

Gemäß der EU-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (EWG 1991) müssen die Gewässereinleitungen aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen in empfindlichen Gebieten, in denen es zur Eutrophierung kommt, die in Tabelle 5 aufgeführten Anforderungen einhalten. Je nach den Gegebenheiten vor Ort können ein oder beide Parameter verwendet werden. Anzuwenden ist der Konzentrationswert oder die prozentuale Verringerung.

Tabelle 5: Anforderungen an Einleitungen aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen in empfindlichen Gebieten (EWG 1991)

| Größenklassen der Abwasserbehandlungsanlagen | Phosphor insgesamt | | Stickstoff insgesamt ²⁾ | |
|--|--------------------|-----------------|------------------------------------|-----------------|
| | mg/L | % ¹⁾ | mg/L | % ¹⁾ |
| Größenklasse 1 (< 1.000 EW) | - | - | - | - |
| Größenklasse 2 (1.000 bis 5.000 EW) | - | - | - | - |
| Größenklasse 3 (> 5.000 bis 10.000 EW) | - | - | - | - |
| Größenklasse 4 (> 10.000 bis 100.000 EW) | 2,0 | 80 | 15 | 70-80 |
| Größenklasse 5 (> 100.000 EW) | 1,0 | - | 10 | - |

¹⁾ Prozentuale Mindestverringerung bezogen auf die Belastung des Zulaufs

²⁾ Stickstoff insgesamt bedeutet die Summe von Kjeldahl-Stickstoff (organischer N + NH₄), Nitrat-Stickstoff und Nitrit-Stickstoff

Bei Anwendung des Konzentrationswertes sind entsprechende Abwasserproben im Ablauf der ABA, bei Anwendung der prozentualen Verringerung im Zu- und Ablauf zu entnehmen, die gleichmäßig über das Jahr verteilt werden. Die jährliche Mindestanzahl an Proben liegt bei Anlagen größer als 10.000 Einwohnerwerte (EW) bei 12 abfluss- oder zeitproportionalen 24-Stunden-Proben und erhöht sich ab 50.000 EW auf mindestens auf 24 Proben. Die in Tabelle 5 festgeschriebenen Anforderungen gelten als eingehalten, wenn der Jahresmittelwert dieser Proben den maßgeblichen Wert nicht überschreitet.

Gemäß § 57 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) darf eine Erlaubnis für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Direkteinleitung) nur erteilt werden, wenn die Menge

und Schädlichkeit des Abwassers so gering gehalten wird, wie dies bei Einhaltung der jeweils in Betracht kommenden Verfahren nach dem Stand der Technik möglich ist. Durch Rechtsverordnung nach § 23 Absatz 1 Nummer 3 können für das Einleiten von Abwasser in Gewässer Anforderungen festgelegt werden, die dem Stand der Technik entsprechen (WHG 2009).

In § 55 Absatz 2 (WHG) wurde der bereits in neuerer Zeit im Landesrecht eingeführte Grundsatz der nachhaltigen Niederschlagswasserbeseitigung auf Bundesebene übernommen. Die relativ weit und offen formulierte Soll-Vorschrift trägt den unterschiedlichen Verhältnissen vor Ort (z.B. vorhandene Mischkanalisationen in Baugebieten) Rechnung und hat nur für die Errichtung von neuen Anlagen Bedeutung. Bereits bestehende Mischkanalisationen können daher im bisherigen Umfang weiter betrieben werden. Allerdings muss die zukünftige Entwicklung die Soll-Vorschrift bei der Konzeption von Abwasseranlagen berücksichtigen. Jedoch kann bei unterschiedlichen Verhältnissen vor Ort eine Abwägung mit wasserrechtlichen, wasserwirtschaftlichen Belangen und sonstigen öffentlich-rechtlichen Vorschriften im Einzelfall verlangt werden (KA 2010).

Zur Konkretisierung des WHG wurde die Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV) erlassen. Bezuglich häuslichen und kommunalen Abwassers (Anhang 1) werden die in Tabelle 6 dargestellten Anforderungen hinsichtlich des Parameters Gesamt-Phosphor gestellt (AbwV 2004).

Tabelle 6: Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (AbwV 2004)

| Größenklassen der Abwasserbehandlungsanlagen | Phosphor gesamt (P_{ges}) mg/L |
|--|------------------------------------|
| Größenklasse 1 (< 1.000 EW) | - |
| Größenklasse 2 (1.000 bis 5.000 EW) | - |
| Größenklasse 3 (> 5.000 bis 10.000 EW) | - |
| Größenklasse 4 (> 10.000 bis 100.000 EW) | 2,0 |
| Größenklasse 5 (> 100.000 EW) | 1,0 |

Im Unterschied zur EU-Richtlinie zur Behandlung von kommunalem Abwasser (siehe Tabelle 5) sind nach AbwV nicht abfluss- oder zeitproportionale 24-Stunden-Proben, sondern 2-Stunden-Mischproben oder qualifizierte Stichproben zu entnehmen. Die in Tabelle 6 je nach Größenklasse festgesetzten Werte entsprechen denen in der EU-Richtlinie. Abweichend zur Jahresmittelwert-Betrachtung auf EU-Ebene, gilt der nach AbwV festgesetzte Wert auch bei Überschreitung als eingehalten, wenn die Ergebnisse der aktuellen und der vier vorangegangenen staatlichen Überwachungen, die nicht länger als drei Jahre zurückliegen, in vier Fällen den maßgeblichen Wert nicht überschreiten und kein Ergebnis den Wert um mehr als 100 % übersteigt (4-von-5-Regel).

Von der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Anforderungen an Niederschlagswasser“ wurde ein Entwurf für einen Anhang „Niederschlagswasser“ zur Abwasserverordnung erarbeitet. Damit soll der Stand der Technik für die Einleitung von Niederschlagswasser, das in gemeindlichen Siedlungsgebieten, gewerblichen und industriellen Flächen in entwässerungstechnisch neu zu erschließenden Gebieten sowie auf außerörtlichen Straßen anfällt, rechtsverbindlich festgelegt werden (s. o.). Der Entwurf sieht eine Kategorisierung der Belastung des Niederschlagswassers (gering, mäßig, hoch) nach Herkunftsflächen vor. Grundsätzlich darf zukünftig nur hoch belastetes Niederschlagswasser mit anderem behandlungsbedürftigen Abwasser vermischt werden (Mischsystem), welches grundsätzlich einer mechanisch-biologischen Kläranlage oder einer vergleichbaren Behandlungsanlage zuzuführen ist. Wird bei vorhandenen Einleitungen Niederschlagswasser zusammen mit Schmutzwasser aus Regenüberlaufbecken eingeleitet und wird die Überlaufhäufigkeit von $70 \text{ Tagen} \cdot \text{a}^{-1}$ oder die Überlaufdauer von $300 \text{ h} \cdot \text{a}^{-1}$ überschritten, so ist die Mischwasserbehandlung zu sanieren.

2.2.4.2 Immissionsanforderungen

Zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EG 2000) hat der Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ (AO) der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) Hintergrund- und Orientierungswerte für chemisch/physikalische Komponenten für Fließgewässer, Seen und Übergangs- und Küstengewässer erarbeitet (LAWA-AO 2007). Diese dienen als Unterstützung bei der Bewertung des ökologischen Zustands bzw. Potentials der Gewässer. Bei den vorgeschlagenen Werten handelt es sich um keine gesetzlich verbindlichen Grenzwerte oder allgemein anzustrebenden Sanierungswerte, sondern um Schwellenwerte, die

- den Übergang vom „sehr guten“ zum „guten“ Zustand („Hintergrundwerte“) und
- den Übergang vom „guten“ zum „mäßigen“ Zustand/Potential („Orientierungswerte“)

kennzeichnen.

Für die Festlegung der Orientierungswerte für Fließgewässer ist grundsätzlich zu berücksichtigen, dass sich bis auf wenige Ausnahmen die Werte biologisch noch nicht belegen lassen. Die jetzigen Werte werden jedoch als akzeptable Ausgangsbasis angenommen, die beim Vorliegen neuer Erkenntnisse revidiert werden. In Tabelle 7 sind die entsprechenden Werte für Phosphor dargestellt.

Tabelle 7: Hintergrund- und Orientierungswerte für Phosphor in deutschen Fließgewässern (LAWA-AO 2007)

| LAWA-Gewässertypen / Typengruppen | Hintergrundwerte P _{ges} mg/L (Mittelwert) | Orientierungswerte P _{ges} mg/L (Mittelwert) | Hintergrundwerte o-PO ₄ -P mg/L (Mittelwert) | Orientierungswerte o-PO ₄ -P mg/L (Mittelwert) |
|---|---|---|---|---|
| Bäche und Flüsse der Kalkalpen - Typ 1 | 0,05 ¹⁾ | 0,10 ¹⁾ | 0,01 | 0,07 |
| Bäche und kleine Flüsse des Alpenvorlandes - Typen 2, 3 | 0,05 ¹⁾ | 0,15 ¹⁾ | 0,02 | 0,10 |
| Große Flüsse des Alpenvorlandes, Donau und Seenausflüsse - Typ 4, Sbtyp 21S | 0,05 ¹⁾ | 0,10 ¹⁾ | 0,02 | 0,07 |
| Bäche und Flüsse des Mittelgebirges - Typen 5, 5.1, 6, 7, 9, 9.1 | 0,05 | 0,10 | 0,02 | 0,07 |
| Flüsse und Ströme des Mittelgebirges ²⁾ - Typen 9.2, 10 | 0,05 | 0,10 ²⁾ | 0,02 | 0,07 |
| Bäche des Tieflandes - Typen 14, 16, 18 | 0,05 | 0,10 | 0,02 | 0,07 |
| Kleine Flüsse des Tieflandes ²⁾ - Typen 15, 17, Subtyp 21N | 0,05 | 0,10 ²⁾ | 0,02 | 0,07 |
| Große Flüsse und Ströme des Tieflandes ²⁾ - Typen 15g, 20 | 0,05 | 0,10 ²⁾ | 0,02 | 0,07 |
| Organische Fließgewässer und Fließgewässer der Niederungen - Typen 11, 12, 19 | 0,05 | 0,15 | 0,02 | 0,10 |
| Marschengewässer - Typ 22 | 0,10 | 0,30 | 0,02 | 0,20 |
| Ostseezuflüsse - Typ 23 | 0,05 | 0,10 | 0,02 | 0,07 |

¹⁾ bei dieser Typengruppe: P gesamt gelöst (Angaben zu Probenvorbehandlung bzw. Untersuchungsverfahren werden noch ergänzt)

²⁾ nach bisherigem Kenntnisstand aus dem Praxistest Phytoplankton kann für Fließgewässer mit großer Abflussspende und kleinem Einzugsgebiet als Orientierungswert 0,15 mg/L P gesamt akzeptiert werden

Der Leitfaden für das Erkennen ökologisch kritischer Gewässerbelastungen durch Abwassereinleitungen in Hessen (HMULV 2004) verweist hinsichtlich der Bewertung der physikalisch-chemischen Gewässergüte auf die stoffbezogene Gewässergüteklassifikation nach LAWA (1998). Die dort aufgeführten Kennwerte unterschiedlicher Parameter (u.a. Gesamt-Phosphor und Ortho-Phosphat) für die Einteilung der Fließgewässer in die entsprechenden Güteklassen werden durch die oben genannten Hintergrund- und Orientierungswerte nach LAWA aufgehoben bzw. fortgeschrieben.

Gemäß der EU-Richtlinie 75/440/EWG über die Qualitätsanforderungen an Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung (EWG 1975) wird Oberflächenwasser in drei Gruppen von Grenzwerten, nämlich A1, A2 und A3 eingeteilt, die den in dieser Richtlinie genannten geeigneten Standardaufbereitungsverfahren entsprechen. Diese Gruppen entsprechen drei verschiedenen Oberflächenwasserqualitäten mit bestimmten physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Merkmalen, welche u.a. die in Tabelle 8 aufgeführten Leitwerte für Phosphorpentoxid (P_2O_5) enthalten. Um diese Werte mit den Angaben z.B. in Tabelle 7 vergleichen zu können, müssen die Konzentrationsangaben für P_2O_5 mit Hilfe der molaren Massen auf die jeweiligen Massenanteile der darin enthaltenen P-Atome umgerechnet werden. Somit entsprechen $0,4 \text{ mg } P_2O_5 \cdot L^{-1}$ circa $0,17 \text{ mg} \cdot L^{-1}$ Phosphor bzw. $0,7 \text{ mg } P_2O_5 \cdot L^{-1}$ circa $0,31 \text{ mg} \cdot L^{-1}$ Phosphor.

Tabelle 8: Qualitäten von zur Trinkwassergewinnung bestimmtem Oberflächenwasser (EWG 1975)

| Parameter | A1 G ¹⁾ | A1 I ²⁾ | A2 G | A2 I | A3 G | A3 I |
|---|-----------------------|-----------------------|---------|---------|---------|---------|
| Phosphate ³⁾ mg P ₂ O ₅ /L | 0,4 | - | 0,7 | - | 0,7 | - |

¹⁾ G = (guide) = Leitwert

²⁾ I = (imperativ) = zwingender Wert

³⁾ Abweichungen von dieser Richtlinie sind nur zulässig bei Oberflächenwasser von Seen mit geringer Tiefe und praktisch stehendem Wasser, wobei diese Abweichung nur für Seen mit einer Tiefe von nicht mehr als 20 m gilt, bei denen die Erneuerung des Wassers mehr als ein Jahr in Anspruch nimmt und in die keine Abwässer abfließen.

2.2.4.3 Maßnahmen an der Quelle (Produktanforderungen)

Gemäß Verordnung 648/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 31. März 2004 über Detergenzien (EG 2004) gelten für Detergenzien bestimmte harmonisierte Anforderungen wie etwa die Kennzeichnung der Verpackung und die Information der Anwender hinsichtlich beispielsweise der biologischen Abbaubarkeit grenzflächenaktiver Stoffe. Gemäß Artikel 16 der Detergenzienverordnung hat die Kommission die Aufgabe, zu bewerten, in welchem Ausmaß harmonisierte Regeln zur Beschränkung und schrittweisen Einstellung der Verwendung von Phosphaten für Detergenzien erforderlich sind. Auf der Grundlage des hieraus entstandenen Berichtes der EU-Kommission über die Verwendung von Phosphaten (EG 2007) wurde am 04. November 2010 durch Pressemitteilung das ab 2013 geplante EU-Verbot von Phosphaten in Haushaltswaschmitteln bekannt gegeben (EG 2010). In einer entsprechenden Verordnung wird der Phosphorgehalt aller Haushaltswaschmittel auf dem EU-Markt auf 0,5 % des Gesamtgewichts des Erzeugnisses begrenzt. Die Einführung eines solchen Grenzwertes für andere Arten von Waschmitteln, beispielsweise für Maschinengeschirrspülmittel und Waschmittel (Detergenzien) für den professionellen Bereich, wurde aufgrund der fehlenden technischen und wirtschaftlichen Alternativen als verfrüht angesehen. Bis zur Harmonisierung können die Mitgliedstaaten laut Artikel 14 der Detergenzienverordnung einzelstaatliche Regelungen für die Verwendung von Phosphaten in Detergenzien beibehalten bzw. erlassen.

Von den Mitgliedsländern hat derzeit Italien die Verwendung von Phosphaten in Maschinengeschirrspülmitteln beschränkt (Grenzwert 6 %). Auch in Frankreich ist ein Verbot von Phosphaten in Maschinengeschirrspülmitteln geplant. Außerhalb der EU wurden Bestimmungen zur Beschränkung von Phosphaten in Maschinengeschirrspülmitteln in Norwegen, der Schweiz und bestimmten Bundesstaaten der USA eingeführt. In Kanada wurde die Einführung eines Verbotes von Phosphaten in u.a. Maschinengeschirrspülmitteln beschlossen (Grenzwert 0,5 %).

Belgien, Frankreich, Italien, Lettland, Tschechien, Deutschland, Ungarn und Österreich haben die Verwendung von Phosphaten in Waschmitteln geregelt (Graberg 2009).

In der Bundesrepublik Deutschland wurde im Jahr 1980, zur Konkretisierung des seit 01. September 1975 in Kraft getretenen Gesetzes über die Umweltverträglichkeit von Wasch- und Reinigungsmitteln (WaschMG 1975), eine Rechtsverordnung über Höchstmengen für Phosphate in Wasch- und Reinigungsmitteln (Phosphathöchstmengenverordnung) erlassen (PHöchstMengV 1980). Sie schrieb eine Verminderung des Phosphatanteils in den Rezepturen zur Reinigung von Textilien im Haushalt oder in Wäschereien in zwei Stufen vor. Die Angaben für Haushalte sind in Tabelle 9 dargestellt.

Tabelle 9: Höchstmengen für Phosphate in Wasch- und Reinigungsmitteln im Haushalt (nach PHöchstMengV 1980)

| Wasserhärte- bereich | Phosphatgehalt in der Waschlauge in g P/L ¹⁾ bei Verwendung von | | | |
|-------------------------|--|---|------------------------------|-----------------|
| | Wasch- und Reinigungsmitteln für alle Wasch- temperaturen | Wasch- und Reinigungsmitteln für alle Wasch- temperaturen bis 60 °C | Spezial/ Feinwaschmitteln | Vorwaschmitteln |
| | im gesamten Waschvorgang | | in der Vorwäscche | |
| ab 1. Oktober 1981: | | | | |
| 1 | 0,70 | 0,85 | 0,45 | 0,55 |
| 2 | 0,85 | 1,00 | 0,55 | 0,60 |
| 3 | 1,00 | 1,20 | 0,65 | 0,80 |
| 4 | 1,25 | 1,40 | 0,75 | 0,90 |
| ab 1. Januar 1984: | | | | |
| 1 | 0,50 | 0,75 | 0,40 | 0,50 |
| 2 | 0,65 | 0,85 | 0,45 | 0,60 |
| 3 | 0,80 | 1,05 | 0,55 | 0,70 |
| 4 | 1,00 | 1,25 | 0,65 | 0,80 |

¹⁾ bei einem Waschlauengvolumen von 20 Litern und bei Beachtung der Dosierungs-empfehlungen, bezogen auf das Fassungsvermögen einer Waschmaschine von 4 bis 5 Kilogramm Trockenwäsche

3 Zielsetzung und Vorgehensweise

Die vorliegende Arbeit besteht aus den in Abbildung 10 dargestellten vier übergeordneten Arbeitsschritten, die sich jeweils aus unterschiedlichen Themenschwerpunkten zusammensetzen.

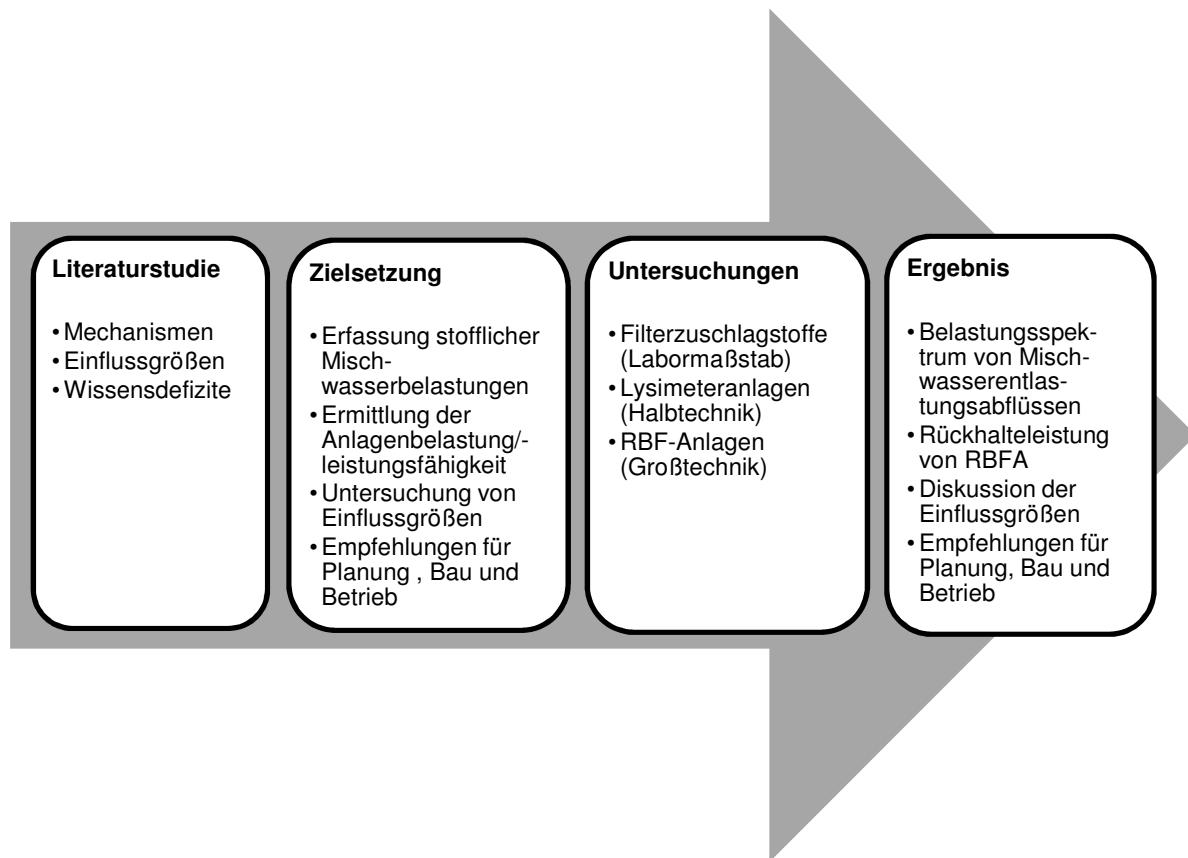


Abbildung 10: Organigramm zu Zielsetzung und Vorgehensweise

Auf der Grundlage einer Literaturstudie über Mechanismen und mögliche Einflussgrößen der P-Rückhaltung in Bodenfiltern konnten Wissensdefizite identifiziert und darauf aufbauend die Zielsetzung sowie die Untersuchungen konkretisiert werden.

Die Untersuchungen fanden auf der Ebene der Groß- und Halbtechnik sowie im Labormaßstab statt. Im Vorfeld zu den Untersuchungen an den halb- und großtechnischen Anlagen wurden labormaßstäbliche Untersuchungen zum Phosphor-Bindungsvermögen unterschiedlicher Filterzuschlagstoffe durchgeführt. Diese waren Grundlage für spätere Teiluntersuchungen an der Groß- und Halbtechnik hinsichtlich der Melioration von Filtersanden zum P-Rückhalt.

Das Monitoring an dem seit 1994 in Betrieb befindlichen großtechnischen RBF Fellenweg (FW), welcher entgegen den aktuellen Empfehlungen mit bindigem Filtersubstrat ausgestattet ist, wurde wieder aufgenommen und den neuen Randbedingungen angepasst, um Aussagen zum Langzeitverhalten hinsichtlich der stoffli-

chen Behandlungsleistung ableiten zu können. Der RBF FW wurde vom FG SWW bereits in den Jahren 1994 bis 1998 wissenschaftlich betreut.

An den drei neu gebauten großtechnischen RBF-Anlagen Wiesenbach (WB), Kleingladenbach (KB) und Oberelsungen (OE) wurden in Anlehnung an das Monitoring am RBF FW Frachtbilanzen für Gesamt-Phosphor und Ortho-Phosphat, sowie ergänzend für Feststoffe, Kohlenstoff, Stickstoff und hygienerelevante Indikatorbakterien ermittelt. Die Frachtbilanzen wurden um chemische und physikalische Bodenuntersuchungen ergänzt.

Um gezielt Einflüsse auf die Reduktion von Phosphor in Bodenfiltern untersuchen zu können, wurden halbtechnische Untersuchungen durchgeführt. Hierfür wurde eine Lysimeteranlage mit acht Lysimetersäulen auf dem Gelände der zentralen Abwasserbehandlungsanlage Kassel errichtet. Hierin wurde der Filteraufbau der untersuchten großtechnischen RBF nachgeahmt und der Untersuchungsumfang durch weitere, sich davon unterscheidende Filtersubstrate bzw. Filterkonfigurationen erweitert bzw. ergänzt. Durch die Lysimeteranlage konnten betriebliche Bedingungen möglichst konstant gehalten und gleichzeitig die jeweilig zu untersuchende Einflussvariable auf die Leistungsfähigkeit der Bodenfilter geändert werden. Die Untersuchungen an den Lysimetern sind als Erweiterung zu den großtechnischen Untersuchungen zu verstehen, um so die Interpretationsmöglichkeiten hinsichtlich der untersuchten Prozesse auf eine breitere Basis stellen zu können.

Grundsätzlich war das Vorgehen zur Erreichung der Zielsetzung so aufgebaut, dass die Untersuchungen an den großtechnischen RBFA überwiegend zur Beschreibung bzw. Bestimmung der allgemeinen Leistungsfähigkeit von RBF dienten, wohingegen bezüglich der untersuchten Einflussgrößen vom halbtechnischen bzw. labortechnischen Maßstab auf die Großtechnik geschlossen wurde. Die Zielsetzung war somit verfahrenstechnisch ausgerichtet und praxisorientiert.

Übergeordnete Ziele dieser Dissertation waren,

- die Phosphorbelastung von Mischwasserentlastungen zu erfassen,
- die Wirkungsgrade von RBF-Anlagen für die Mischwasserbehandlung bezüglich Phosphor frachtbezogen zu bestimmen,
- die maßgebenden Einflussgrößen auf den P-Rückhalt in RBF zu erkennen und
- abschließend Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von RBFA abzuleiten, um einen möglichst hohen Wirkungsgrad bezüglich der Phosphorreduktion unter Berücksichtigung anderer Behandlungsziele (z.B. Nitrifikation, Metallfixierung) erreichen zu können.

4 Material und Methoden

Die Vielzahl der parallel im Rahmen weiterer Arbeiten durchgeföhrten Untersuchungen an den nachfolgend beschriebenen großtechnischen RBF-Anlagen und der halbtechnischen Lysimeteranlage können als Qualitätsmerkmal der nachfolgend beschriebenen Materialien und Methoden gewertet werden (vgl. Born 2002, Frechen et al. 2008, Waldhoff 2008, Frechen et al. 2011).

4.1 Untersuchte Anlagen

4.1.1 Standortübersicht

Die geografische Lage der großtechnischen RBF-Anlagen und der im halbtechnischen Maßstab realisierten Lysimeter- und Ionenaustauscher-Anlage sind in Abbildung 11 dargestellt. Nachfolgend werden die Anordnungen im jeweiligen Entwässerungssystem sowie die wesentlichen Kenndaten der Anlagen erläutert.

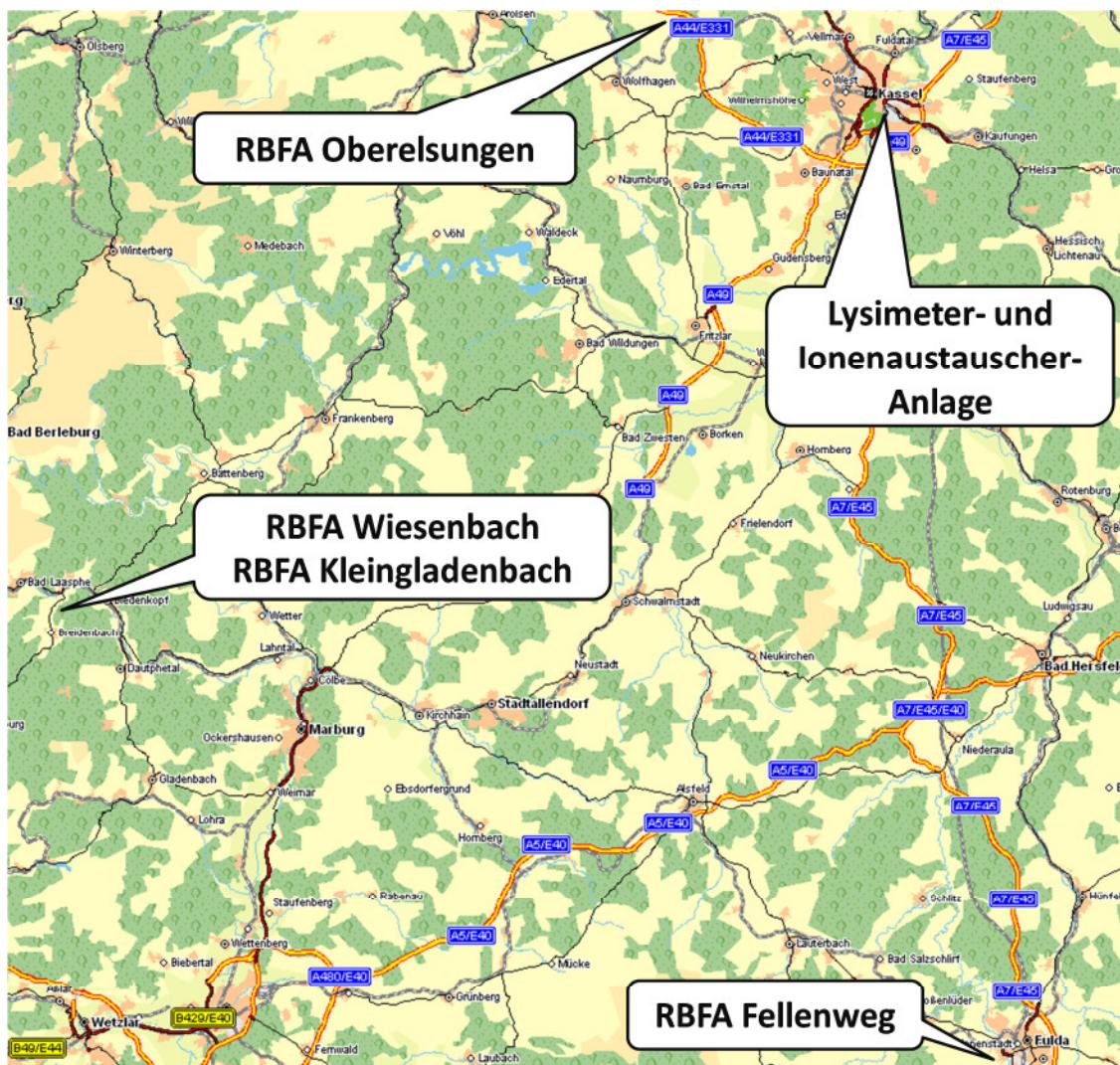


Abbildung 11: Übersicht der Anlagenstandorte (nach Frechen et al. 2008)

Die RBFA Oberelsungen ist ca. 35 km nord-westlich von der Stadt Kassel gelegen. Die RBF-Anlagen in den Ortsteilen Wiesenbach und Kleingladenbach befinden sich dagegen ca. 130 km südwestlich und die RBFA Fellenweg ca. 100 km südlich von Kassel.

Die RBFA Fellenweg (FW) wird bereits seit 1994 betrieben, während die RBF Oberelsungen (OE), Wiesenbach (WB) und Kleingladenbach (KB) neu errichtet wurden (bei vorhandenen Vorstufen) und mit Untersuchungsbeginn in Betrieb gingen.

Die großen Entfernung sowie die lagemäßige Verteilung der Anlagen erforderte in der Regel ein separates Anfahren zu Beprobungs- und Wartungszwecken. Um Nachteile der großen Entfernung teilweise kompensieren zu können, wurden die RBF-Anlagen zusätzlich online überwacht. Die Lysimeteranlage inklusive der Ionenaustauscher-Anlage befindet sich auf dem Versuchsfeld des FG SWW in direkter Nähe des Fachgebietlabors auf dem Gelände der ABA Kassel, so dass ein ständiges und schnelles Eingreifen in den arbeitsintensiven Lysimeterbetrieb gegeben war. Weiterhin konnte die vorhandene Infrastruktur des Versuchsfeldes in Bezug auf Ver- und Entsorgungsleitungen genutzt werden.

4.1.2 RBFA Fellenweg

Die RBFA Fellenweg wurde im Jahr 1994 in Betrieb genommen und im Zuge eines früheren Forschungsprojektes von 1994 bis 1998 vom FG SWW wissenschaftlich betreut (Frechen et al. 2000). Die wissenschaftlichen Untersuchungen wurden im Oktober 2002 wieder aufgenommen.

Unterhalb des RBF-Einzugsgebietes wird durch einen Stauraumkanal mit untenliegender Entlastung (SKU) der Querschnitt des Mischwasserkanals von DN 1200 auf DN 600 reduziert. Der Drosselabfluss des SKU wurde nochmals durch eine Schütztafel verringert, da das Planungsziel der angeschlossenen befestigten Fläche von $A_{E,b} = 20,8 \text{ ha}$ noch nicht erreicht wurde und mehr Einstauereignisse für die RBF-Untersuchungen erforderlich waren. Die eingebaute Schütztafel ist im Anhang zu diesem Kapitel dargestellt .

Bei einem Drosselabfluss des SKU von $Q_{Dr} > 34 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ wird das anfallende Mischwasser zwischengespeichert. Nach Vollfüllung des Kanalstauraums mit einem Volumen von $V_{SKU} = 78 \text{ m}^3$ wird das Mischwasser über den Stauraumüberlauf (SÜ) mit aufgesetztem horizontalem Feinrechen (Stababstand 4 mm) entlastet und mittels Umlenkbauwerk auf den RBF geleitet. Mittels Dränagesammelleitung und Drosselbauwerk (DBw) wird das im Filterkörper behandelte Mischwasser in den Ronnbach eingeleitet. Durch die Anordnung des Filterüberlaufes im Filterbecken gegenüber dem Einlaufbauwerk kann der RBF Fellenweg gemäß DWA-M 178

(DWA 2005c) als Durchlauffilterbecken (DFiB) bezeichnet werden. Die weiteren untersuchten RBF wurden in gleicher Weise ausgeführt.

In Abbildung 12 ist die zugehörige Systemskizze mit der Angabe von Beprobungs- und Messstellen dargestellt.

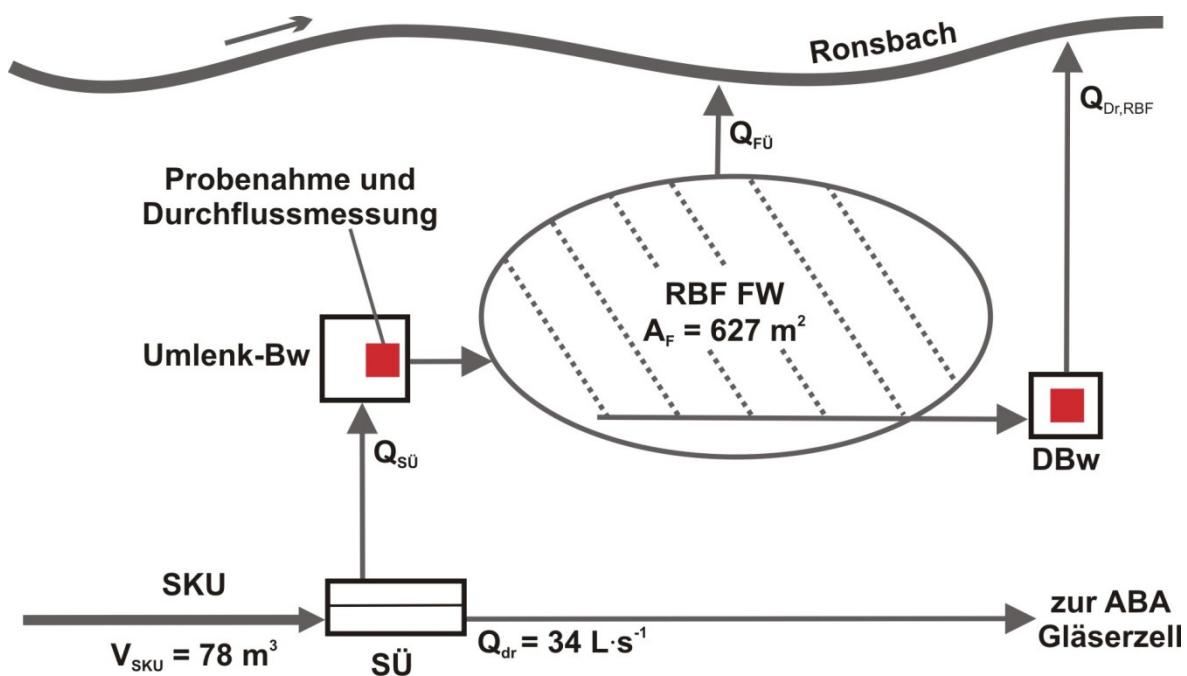


Abbildung 12: Systemskizze RBFA Fellenweg (nach Frechen et al. 2008)

Der RBF FW unterscheidet sich von den nachfolgend beschriebenen Anlagen hauptsächlich darin, dass bindiges Filtersubstrat mit einer Stärke von 0,8 m über einer Stützschicht von 0,4 m Sand der Körnung 0,1/4 mm verbaut wurde (vgl. Tabelle 10). In den Trockenphasen bleibt diese Stützschicht eingestaut. Dieser Teileinstau unterhalb des Filtermaterials wurde zur Wahrung konstanter Verhältnisse in Bezug auf vorhergehende Untersuchungen beibehalten.

Der Filterzulauf wurde stofflich und hydraulisch im Umlenkbauwerk vor dem RBF erfasst. Ablaufseitig wurde diesbezüglich nur im Drosselbauwerk gemessen, da eine Beprobung und Durchflussmessung des Filterüberlaufes nicht vorgesehen war. Die Kenndaten der RBF-Anlage Fellenweg sind in Tabelle 10 zusammengefasst.

In Abbildung 13 ist die RBFA FW mit Blick in das Überlaufbauwerk der Vorstufe (SKU mit Feinrechen) und auf den RBF vor Beginn der zweiten Untersuchungsphase (2002) dargestellt. Weitere Bilder von Bau und Betrieb der RBFA FW befinden sich im Anhang zu diesem Kapitel (Abbildungen A4.1 bis A4.5).

Tabelle 10: Kenndaten RBFA Fellenweg (nach Frechen et al. 2008)

| Einzugsgebiet | | |
|--|---|--|
| Einzugsgebietsfläche A_E | 48,2 | ha |
| befestigte Fläche $A_{E,b}$ | 20,8 ¹⁾ (14,5) ²⁾ | ha |
| Einwohner | 1.600 ¹⁾ (1.035) ²⁾ | E |
| Vorstufe | | |
| Art der Vorstufe | Stauraumkanal mit unten liegender Entlastung (SKU) | |
| Volumen der Vorstufe V_{SKU} | 78 | m^3 |
| Grobentschlammung | Horizontaler Feinrechen (4mm) auf dem BÜ der Vorstufe | |
| Filterbecken | | |
| Retentionsvolumen V_{RBF} | 768 (786) ³⁾ | m^3 |
| Filteroberfläche A_F | 627 | m^2 |
| Max. Überstauhöhe $h_{RBF,max}$ | 0,95 (0,98) ³⁾ | m |
| Drosselabfluss ⁴⁾ $q_{Dr,RBF} (Q_{Dr,RBF})$ | 0,01 (6,3) und 0,02 (12,6) | $L \cdot s^{-1} \cdot m^{-2} (L \cdot s^{-1})$ |
| Beschickungshöhe h_{FA} | ⁵⁾ | $m \cdot a^{-1}$ |
| Überlaufhäufigkeit n | ⁵⁾ | $\frac{3}{4} \cdot a^{-1}$ |
| Bepflanzung | Schilf | |
| Filtersubstrat | 80 cm bindiger Boden | |
| Stützschicht | 40 cm Sand (0,1/4 mm) | |
| Dränage | 20 cm Kies (2/8 mm), Vollsickerrohre DN 150 | |
| Abdichtung | 2 mm PE-HD Folie | |
| Gewässer | | |
| Ronsbach | Gewässer III. Ordnung | |
| Flussgebietsfolge | Ronsbach – Fulda – Weser | |
| Einzugsgebietsfläche $A_{E,o}$ | ca. 5,3 | km^2 |
| Gewässerlänge | ca. 4,3 | km |

1) Planung, ²⁾ Istzustand, ³⁾ Daten aus der ersten Untersuchungsphase (bis 1998),

⁴⁾ Betriebseinstellungen im Rahmen der Untersuchungen,

⁵⁾ in Smusi 3.1 (Bemessungsgrundlage 1992) nicht implementiert



Abbildung 13: RBFA Fellenweg mit Vorstufe (li.) und RBF vor Beginn der zweiten Untersuchungsphase 2002 (re.)

4.1.3 RBFA Wiesenbach

In der Vergangenheit wurde das Hochwasserrückhaltebecken Breidenstein/Perf als hypertrophes Gewässer mit erheblichen Beeinträchtigungen der Wasserqualität eingestuft. Aufgrund von zukünftigen weitergehenden Anforderungen an die Regenentlastungsanlagen im Einzugsgebiet dieses Perfstausees und der gewünschten Nutzung als Badegewässer wurden die Entlastungsanlagen in unmittelbarer Nähe des Sees erweitert. Dazu gehörte die Planung von zwei in etwa baugleichen RBF unterhalb der bestehenden Regenüberlaufbecken in den Ortsteilen Wiesenbach (WB) und Kleingladenbach (KB) (KB siehe Kapitel 4.1.4).

Die Zwischenspeicherung des anfallenden Mischwassers erfolgt bei einem Abfluss $Q_{Dr} > 22 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ in einem Stauraumkanal mit oben liegender Entlastung (SKO). Nach Vollfüllung des Kanalstauraums von $V_{SKO} = 70 \text{ m}^3$ wird das Mischwasser über den Beckenüberlauf (BÜ) und ein Verteilerbauwerk (VB) dem Retentionsbodenfilter zugeleitet. Der BÜ ist als rundkroniges Streichwehr mit anschließendem vertikalen Feinrechen (Stababstand 4 mm) ausgebildet. Das Verteilerbauwerk dient einerseits dem Einleiten von Niederschlagswasser aus einem Neubaugebiet mit Trennkanalisation und ermöglicht andererseits die Umgehung des Retentionsbodenfilters während betriebsbedingter Arbeiten oder Störungen (Q_{Not}). In Abbildung 14 ist die zugehörige Systemskizze mit der Angabe von Beprobungs- und Messstellen dargestellt.

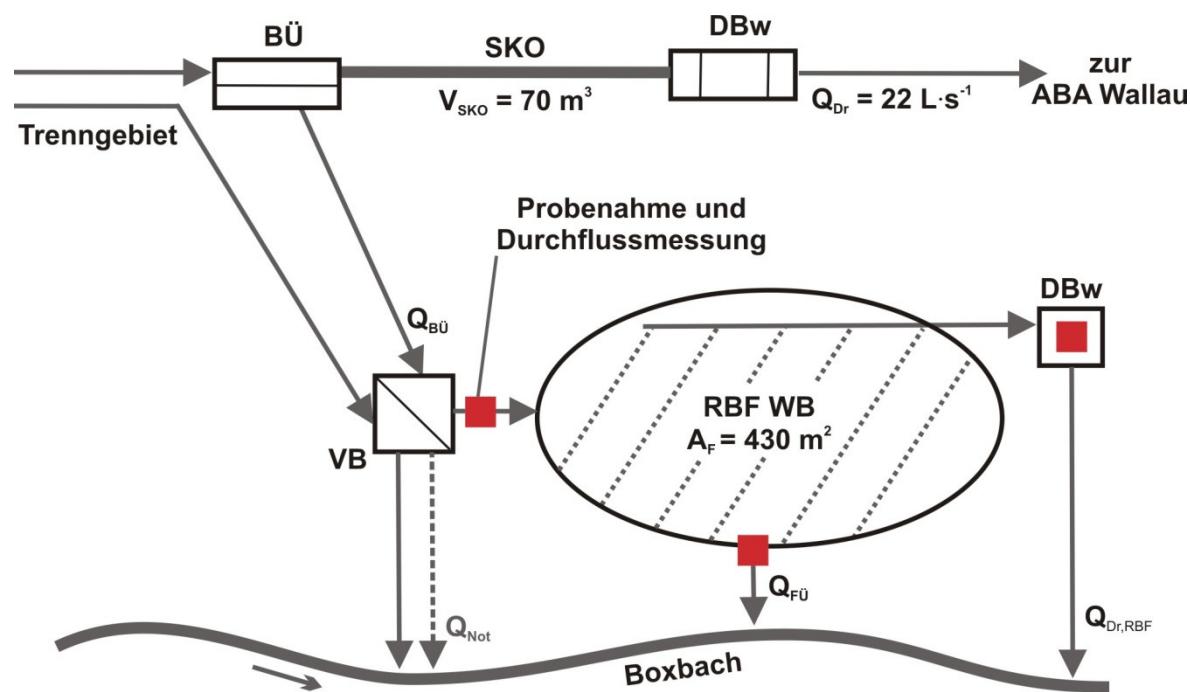


Abbildung 14: Systemskizze RBFA Wiesenbach (nach Frechen et al. 2008)

Eine Gabionenanordnung sowie eine Steinschüttung im Zulaufbereich des Filters sollen für eine gleichmäßige Verteilung des Mischwassers über der Filteroberfläche sorgen und eventuellen Erosionsschäden vorbeugen. Mittels Dränagesam-

melleitung wird das behandelte Mischwasser über das Drosselbauwerk mit anschließendem Ablauftunnel dem Gewässer (Boxbach) zugeführt. Durch einen variablen einstellbaren Drosselabfluss können die Filtergeschwindigkeit und die Aufenthaltszeit des Wassers im Filterkörper beeinflusst werden. Bei Erreichen des Stauziels erfolgt der Abschlag des Mischwassers über eine Dammscharte mit schwimmender Tauchwand in das Gewässer ($Q_{FÜ}$). Die messtechnische Erfassung der Stoffströme erfolgte zulaufseitig in einem zwischen Verteilerbauwerk und Einlaufbauwerk des RBF installierten Rückstau-Venturi-Kanal (vgl. Kapitel 4.4.1), ablaufseitig im Drosselbauwerk und überlaufseitig am Filterüberlauf.

Die wesentlichen Kenndaten der RBFA Wiesenbach sind in Tabelle 11 zusammengefasst.

Tabelle 11: Kenndaten RBFA Wiesenbach (nach Frechen et al. 2008)

| Einzugsgebiet | | |
|--|---|--|
| Einzugsgebietsfläche A_E | 49,3 | ha |
| befestigte Fläche $A_{E,b}$ | 9,83 | ha |
| Einwohner | 730 | E |
| Vorstufe | | |
| Art der Vorstufe | Stauraumkanal mit obenlieg. Entlastung (SKO) | |
| Volumen der Vorstufe V_{SKO} | 70 | m^3 |
| Grobentschlammung | vertikaler Feinrechen (4mm) am BÜ der Vorstufe | |
| Filterbecken | | |
| Retentionsvolumen V_{RBF} | 608 ¹⁾ (490) ²⁾ | m^3 |
| Filteroberfläche A_F | 430 ¹⁾ (387) ²⁾ | m^2 |
| Max. Überstauhöhe $h_{RR,max}$ | 1,0 | m |
| Drosselabfluss ³⁾ $q_{Dr,RBF}$ ($Q_{Dr,RBF}$) | 0,01 (5,2), 0,02 (10,4) und 0,03 (15,7) | $L \cdot s^{-1} \cdot m^{-2}$ ($L \cdot s^{-1}$) |
| Beschickungshöhe h_{FA} | 46 ⁴⁾ (35) ⁵⁾ | $m \cdot a^{-1}$ |
| Überlaufhäufigkeit n | 14 ⁴⁾ (12) ⁵⁾ | $1 \cdot a^{-0,75}$ |
| Bepflanzung | Schilf | |
| Filtersubstrat | 102 ¹⁾ (105) ²⁾ cm, Sand (0/2 mm) | |
| Stützschicht | 20 cm, Sand (0,1/4 mm) | |
| Dränage | 30 cm Kies (2/8 mm), Vollsickerrohre DN 150 | |
| Abdichtung | Bentonitmatten | |
| Gewässer | | |
| Boxbach | Gewässer III. Ordnung | |
| Flussgebietsfolge | Boxbach – Perf – Lahn – Rhein | |
| Einzugsgebietsfläche $A_{E,o}$ | ca. 7,8 | km^2 |
| Gewässerlänge | ca. 5,6 | km |

¹⁾ nach Bestandsaufnahme 2006/2007, ²⁾ laut Genehmigungsplanung,

³⁾ Betriebseinstellungen im Rahmen der Untersuchungen, ⁴⁾ berechnet mit SMUSI 4.0s,

⁵⁾ berechnet mit SMUSI 4.0

Mit dem Bau des RBF WB wurde im März 2003 begonnen. Die Dichtheitsprüfung der Basisabdichtung (Bentonitmatten) ergab einen nicht zu tolerierender Wasserverlust und hatte eine Nacharbeitung der Durchstoßpunkte der Basisabdichtung im Filterzu- und -ablauf sowie an der Nahtstelle zur Schwelle des Filterüberlaufes zur Folge (vgl. Frechen et al. 2008). Nach einer erfolgreichen zweiten Dichtheitsprüfung wurde das Filtersubstrat eingebaut und die Bepflanzung Ende Juni 2003 vorgenommen. Im Mai 2004 wurde, im Zuge der Bewertung des Schilfbestandes durch ein externes Gutachtens der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Hessen in Kassel (LUFA), eine Nachpflanzung von etwa 300 Schilfpflanzen vorgenommen. Die einjährige Anwuchspflege wurde daraufhin um weitere sechs Monate verlängert und die Anlage im Herbst 2004 in Betrieb genommen. Im Rahmen einer Bestandsaufnahme wurde das Filterbecken in Zusammenarbeit mit dem Sachgebiet Vermessung an der Universität Kassel aufgemessen.

In Abbildung 15 ist die RBFA Wiesenbach mit Blick auf die Überlaufschwelle der Vorstufe (SKO, vor Einbau des Feinrechens) und auf den RBF (2006) dargestellt. Weitere Bilder von Bau und Betrieb der RBFA WB befinden sich im Anhang zu diesem Kapitel (Abbildungen A4.6 bis A4.10).



Abbildung 15: RBFA Wiesenbach mit Überlaufbauwerk der Vorstufe vor Einbau des Feinrechens (li.) und RBF in 2006 (re.)

4.1.4 RBFA Kleingladenbach

Der zweite RBF im Zuge der Erweiterung der Regenentlastungsanlagen im Einzugsgebiet des Perfstausees wurde unterhalb der Ortslage Kleingladenbach angeordnet. Die Zwischenspeicherung des anfallenden Mischwassers erfolgt unterhalb des Ortes Kleingladenbach in einem Stauraumkanal mit oben liegender Entlastung (SKO) ab einem Drosselabfluss $Q_{Dr} > 20 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$. Das Mischwasser wird nach Vollfüllung des Kanalstauraums von $V_{SKO} = 125 \text{ m}^3$ über den Beckenüberlauf (BÜ) und ein Verteilerbauwerk (VB) dem Retentionsbodenfilter zugeleitet. Der BÜ ist als rundkroniges Streichwehr mit anschließendem vertikalen Feinrechen (Stabab-

stand 4 mm) ausgebildet. In Abbildung 16 ist die zugehörige Systemskizze mit der Angabe von Beprobungs- und Messstellen dargestellt.

Nach dem Baubeginn im August 2003 wurde analog zum RBF Wiesenbach im Zuge der ersten Dichtigkeitsprüfung der Basisabdichtung (Bentonitmatten) ein nicht tolerierbarer Wasserverlust festgestellt (vgl. Frechen et al. 2008). Da die festgestellte Undichtigkeit auch durch Nacharbeiten der Durchstoßpunkte nicht beseitigt werden konnte und Qualitätsmängel seitens des Herstellers der Bentonitmatten ausgeschlossen werden konnten, wurde die undichte Basisabdichtung durch eine Abdichtung mittels Kunststofffolie (PE-HD) ersetzt. Nach erfolgtem Einbau wurde das Filterbecken erneut einer Dichtigkeitsprüfung unterzogen und als dicht bewertet.

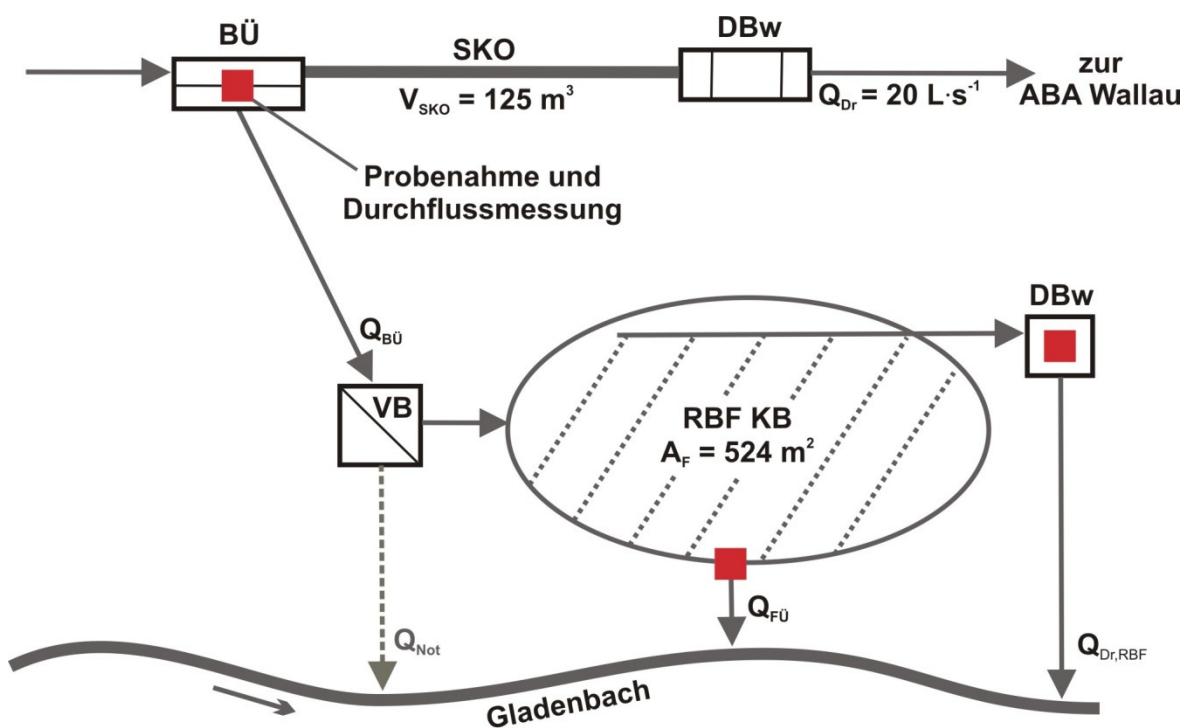


Abbildung 16: Systemskizze RBFA Kleingladenbach (nach Frechen et al. 2008)

Im Gegensatz zum RBF Wiesenbach wurde zur Verbesserung der Phosphorrückhaltung der Filtersand mit 7 Massen-% Eisenhydroxid melioriert (vgl. Kapitel 4.2.3). Der Einbau des Filtersubstrates sowie die anschließende Bepflanzung der Filteroberfläche erfolgten im September 2004. Nach einer 9-monatigen Anwuchspflege wurde die Anlage im Sommer 2005 in Betrieb genommen. Im Rahmen einer Bestandsaufnahme wurde das Filterbecken in Zusammenarbeit mit dem Sachgebiet Vermessung an der Universität Kassel aufgemessen.

Die Kenndaten der RBF-Anlage Kleingladenbach sind in Tabelle 12 zusammengefasst.

Tabelle 12: Kenndaten RBFA Kleingladenbach (nach Frechen et al. 2008)

| Einzugsgebiet | | |
|--|--|--|
| Einzugsgebietsfläche A_F | 38,6 | ha |
| befestigte Fläche $A_{F,b}$ | 9,81 | ha |
| Einwohner | 718 | E |
| Vorstufe | | |
| Art der Vorstufe | Stauraumkanal mit oben liegender Entlastung (SKO) | |
| Volumen der Vorstufe V_{SKO} | 125 | m^3 |
| Grobentschlammung | vertikaler Feinrechen (4 mm) am BÜ der Vorstufe | |
| Filterbecken | | |
| Retentionsvolumen V_{RBF} | 658 ¹⁾ (490) ²⁾ | m^3 |
| Filteroberfläche A_F | 524 ¹⁾ (387) ²⁾ | m^2 |
| Max. Überstauhöhe $h_{RBF,max}$ | 1,0 | m |
| Drosselabfluss ³⁾ $q_{Dr,RBF}$ ($Q_{Dr,RBF}$) | 0,01 (5,2), 0,02 (10,4) und 0,03 (15,7) | $L \cdot s^{-1} \cdot m^{-2}$ ($L \cdot s^{-1}$) |
| Beschickungshöhe h_{FA} | 46 ⁴⁾ (35) ⁵⁾ | $m \cdot a^{-1}$ |
| Überlaufhäufigkeit n | 15 ⁴⁾ (17) ⁵⁾ | $^{3/4} \cdot a^{-1}$ |
| Bepflanzung | Schilf | |
| Filtersubstrat | 95 ¹⁾ (90) ²⁾ cm, 90 Massen-% Sand (0/2 mm), 10 Massen-% Ferrosorp® RW (0,15/2 mm) | |
| Stützschicht | 20 cm, Sand (0,1/4 mm) | |
| Dränage | 30 cm Kies (2/8 mm), Teilsickerrohre DN 150 | |
| Abdichtung | 2 mm PE-HD Folie (ursprünglich Bentonitmatten) | |
| Gewässer | | |
| Gladenbach | Gewässer III. Ordnung | |
| Flussgebietsfolge | Gladenbach – Perf – Lahn – Rhein | |
| Einzugsgebietsfläche $A_{F,n}$ | ca. 5,4 | km^2 |
| Gewässerlänge | ca. 5,0 | km |

¹⁾ nach Bestandsaufnahme 2006/2007, ²⁾ laut Genehmigungsplanung,

³⁾ Betriebseinstellungen im Rahmen der Untersuchungen, ⁴⁾ berechnet mit SMUSI 4.0s,

⁵⁾ berechnet mit SMUSI 4.0

In Abbildung 17 ist die RBFA Kleingladenbach mit Blick auf den Feinrechen im Überlaufbauwerk der Vorstufe (SKO) und auf den RBF (2006) dargestellt. Weitere Bilder von Bau und Betrieb der RBFA KB befinden sich im Anhang zu diesem Kapitel (Abbildungen A4.11 bis A4.17).



Abbildung 17: RBFA Kleingladenbach mit Überlaufbauwerk der Vorstufe (li.) und RBF in 2006 (re.)

4.1.5 RBFA Oberelsungen

Im Gegensatz zu den vorher beschriebenen Untersuchungsgebieten weist das Einzugsgebiet der RBFA OE mehrere Entlastungsanlagen auf. Etwa ein Drittel der befestigten Fläche ($A_{E,b} = 6,6 \text{ ha}$) wird über einen Regenüberlauf ($Q_{\text{krit.}} = 160 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$) oberhalb der RBF-Anlage entlastet. Zu den vorentlasteten Gebieten zählt ebenfalls die Siedlung Escheberg ($A_{E,b} = 0,7 \text{ ha}$), die über ein eigenes Fangbecken in ein Nebengewässer entlastet. Zudem ist die RBFA OE unmittelbar vor der Abwasserbehandlungsanlage Oberelsungen angeordnet.

Unterhalb der Ortslage Oberelsungen ($A_{E,b} = 22,3 \text{ ha}$) erfolgt der Abschlag des anfallenden Mischwassers ab einem max. Mischwasserabfluss zur ABA von $Q_M > 19 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ in ein im Nebenschluss angeordnetes Fangbecken (FB) mit einem Volumen von $V_{FB} = 220 \text{ m}^3$. Nach Vollfüllung des Rundbeckens staut sich das Mischwasser im Zulaufkanal auf und wird über den Beckenüberlauf (rundkroniges Streichwehr mit anschließendem vertikalen Feinrechen, Stababstand 4 mm) dem Retentionsbodenfilter zugeleitet.

Nach Durchsickerung des Filterkörpers wird das behandelte Mischwasser über die Dränagesammelleitung und das Drosselbauwerk (DBw) mittels Ablaufkanal dem Gewässer (Dase) zugeführt. Durch einen variabel einstellbaren Drosselabfluss können die Filtergeschwindigkeit und die Aufenthaltszeit des Wassers im Filterkörper beeinflusst werden. Bei Erreichen des Stauziels erfolgt der Abschlag des Mischwassers über eine Dammscharte (Filterüberlauf FÜ) in das Gewässer.

In Abbildung 18 ist die zugehörige Systemskizze inklusive eingerichteter Probenahmestellen und Durchflussmessstellen dargestellt.

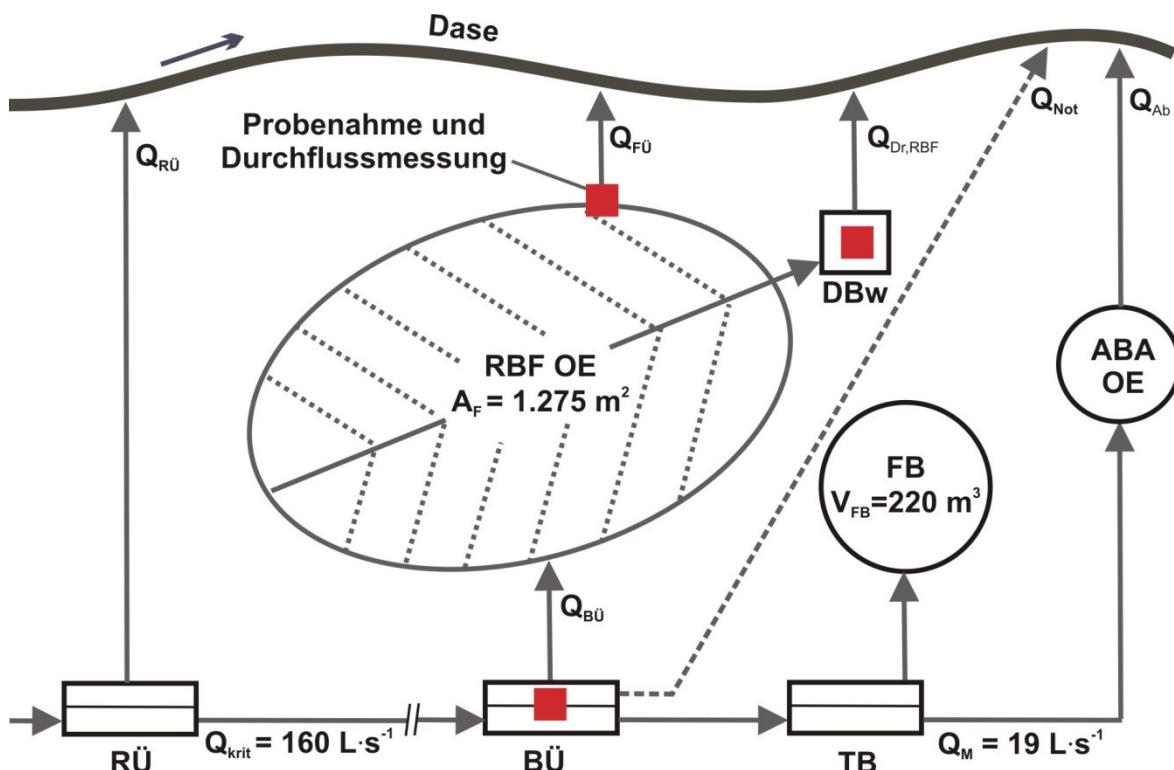


Abbildung 18: Systemskizze RBFA Oberelsungen (nach Frechen et al. 2008)

Die messtechnische Erfassung der Stoffströme erfolgte zulaufseitig im Beckenüberlauf, ablaufseitig im Drosselbauwerk und überlaufseitig am Filterüberlauf. Die eingesetzte Mess- und Probenahmetechnik inklusiver der Aufzeichnungs- und Probenahmeintervalle wird in Kapitel 4.4 und in Kapitel 4.5 beschrieben.

Physikalische und chemische Eigenschaften des eingesetzten Filtersubstrates können Kapitel 4.2 entnommen werden. Wesentliche Kenndaten der RBF-Anlage und des Einzugsgebietes Oberelsungen sind in Tabelle 13 mit ergänzenden Gewässerdaten zusammengefasst.

Der Anlagenbau begann im Oktober 2003 und endete mit der Bepflanzung der Filteroberfläche und dem anschließenden Einstau des Filterbeckens (Anwuchspflege) im April 2004. Die Inbetriebnahme erfolgte nach der Etablierung des Schilfbestandes im Sommer 2005. Im Rahmen einer Bestandsaufnahme wurde das Filterbecken in Zusammenarbeit mit dem Sachgebiet Vermessung an der Universität Kassel aufgemessen.

Im Rahmen weiterer Untersuchungen wurde festgestellt, dass die mittlere Filterkörperstärke nur 0,7 m gegenüber geplant 0,8 m beträgt. Dabei wurden im Zulaufbereich ca. 0,6 m durch Einstechen einer Stahllanze sondiert, während zulauffern ca. 0,9 m bei horizontaler Filterkörperoberfläche sondiert wurden, was auf einen Fehler in der Bauausführung schließen lässt.

Tabelle 13: Kenndaten RBFA Oberelsungen (nach Frechen et al. 2008)

| Einzugsgebiet | | |
|--|--|--|
| Einzugsgebietfläche A_F | 59,9 | ha |
| befestigte Fläche $A_{F,b}$ | 22,3 | ha |
| Einwohner | 1.870 | E |
| Vorentlastetes Gebiet (RÜ) | | |
| Einzugsgebietfläche A_F | 20,6 | ha |
| befestigte Fläche $A_{F,b}$ | 6,6 | ha |
| Einwohner | 710 | E |
| Vorstufe | | |
| Art der Vorstufe | Fangbecken im Nebenschluss | |
| Volumen der Vorstufe V_{FB} | 220 | m^3 |
| Grobentschlammung | vertikaler Feinrechen (4 mm) am BÜ der Vorstufe | |
| Filterbecken | | |
| Retentionsvolumen V_{RBF} | 1.485 ¹⁾ (1.598) ²⁾ | m^3 |
| Filteroberfläche A_F | 1.275 ¹⁾ (1.400) ²⁾ | m^2 |
| Max. Überstauhöhe $h_{RR,max}$ | 1,0 | m |
| Drosselabfluss ³⁾ $q_{Dr,RBF}$ ($Q_{Dr,RBF}$) | 0,01 (12,8) und 0,02 (25,5) | $L \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ ($L \cdot s^{-1}$) |
| Beschickungshöhe h_{FA} | 39 ⁴⁾ | $m \cdot a^{-1}$ |
| Überlaufhäufigkeit n | 11 ⁴⁾ | $\frac{3}{4} \cdot a^{-1}$ |
| Bepflanzung | Schilf | |
| Filtersubstrat | 70 ¹⁾ (80) ²⁾ cm, 80 Massen-% Sand (0/2 mm), 20 Massen-% Kalk (0/2 mm) | |
| Dränage | 30 cm Kies (2/8 mm), Vollsickerrohre DN 150 | |
| Abdichtung | 2 mm PE-HD Folie | |
| Gewässer | | |
| Dase | Gewässer III. Ordnung | |
| Gewässerfolge | Dase – Erpe – Twiste – Diemel – Weser | |
| Einzugsgebietsfläche $A_{F,o}$ | ca. 27,1 | km^2 |
| Gewässerlänge | ca. 11,0 | km |

¹⁾ nach Bestandsaufnahme 2006/2007, ²⁾ laut Genehmigungsplanung,

³⁾ Betriebseinstellungen im Rahmen der Untersuchungen, ⁴⁾ berechnet mit SMUSI 4.0s

Im Herbst 2004 sind Maßnahmen zur Verringerung des Fremdwasseranfalls in der Kanalisation der Ortslage Oberelsungen eingeleitet und bis Frühjahr 2005 umgesetzt worden, so dass bei Inbetriebnahme des RBF Oberelsungen durch Fremdwasser verursachte Betriebsprobleme ausgeschlossen werden konnten. Oberelsungen besitzt eine eigene kommunale Abwasserbehandlungsanlage (ABA OE), welche sich in unmittelbarer Nähe der RBF-Anlage befindet.

In Abbildung 19 ist die RBFA OE mit Blick auf die Vorstufe (rundes Fangbecken und Trennbauwerk) und den RBF mit Einlaufbauwerk (BÜ des vorgeschalteten

Fangbeckens) dargestellt. Weitere Bilder von Bau und Betrieb der RBFA OE befinden sich im Anhang zu diesem Kapitel (Abbildungen A4.18 bis A4.22).



Abbildung 19: RBFA Oberelsungen mit Vorstufe und Trennbauwerk (li.) und RBF in 2005 (re.)

4.1.6 Lysimeteranlage

Zur Erweiterung der Untersuchungen an den großtechnischen RBFA wurde eine Lysimeteranlage auf dem Gelände der ABA Kassel errichtet, die aus insgesamt acht Lysimetern in Form von Rundbehältern (Säulen) besteht. Die Lysimeter wurden so dimensioniert, dass der großtechnische Filterkörperaufbau sowie der darüber liegende Retentionsraum nachgebaut werden konnten. Volumen und Intensität der zulaufseitigen Beschickung und ablaufseitigen Drosselung der Säulen ist variabel gestaltet, so dass unterschiedlichste Betriebsweisen simuliert und deren Einfluss auf die Leistungsfähigkeit untersucht werden konnten.

Das Filtersubstrat der großtechnischen RBF Wiesenbach, Kleingladenbach und Oberelsungen wurde in vier der acht Lysimeter eingebaut. Lysimeter L 1 und L 2 entsprechen diesbezüglich dem RBF WB ohne Melioration mit Eisenhydroxid, Lysimeter L 3 entspricht dem RBF OE und Lysimeter L 4 dem RBF KB mit entsprechender Melioration an Eisenhydroxiden (vgl. Tabelle 16). Ergänzend wurden vier weitere Lysimeter mit größeren Sandsubstraten mit gebrochener oder runder Kornform und mit einem Lavasand ausgestattet. In Kapitel 4.2 werden physikalische und ausgewählte chemische Eigenschaften aller eingesetzten Filtersande zusammenfassend beschrieben.

In Abbildung 20 ist die Systemskizze der Lysimeteranlage mit Angabe der Beprobungsstellen dargestellt.

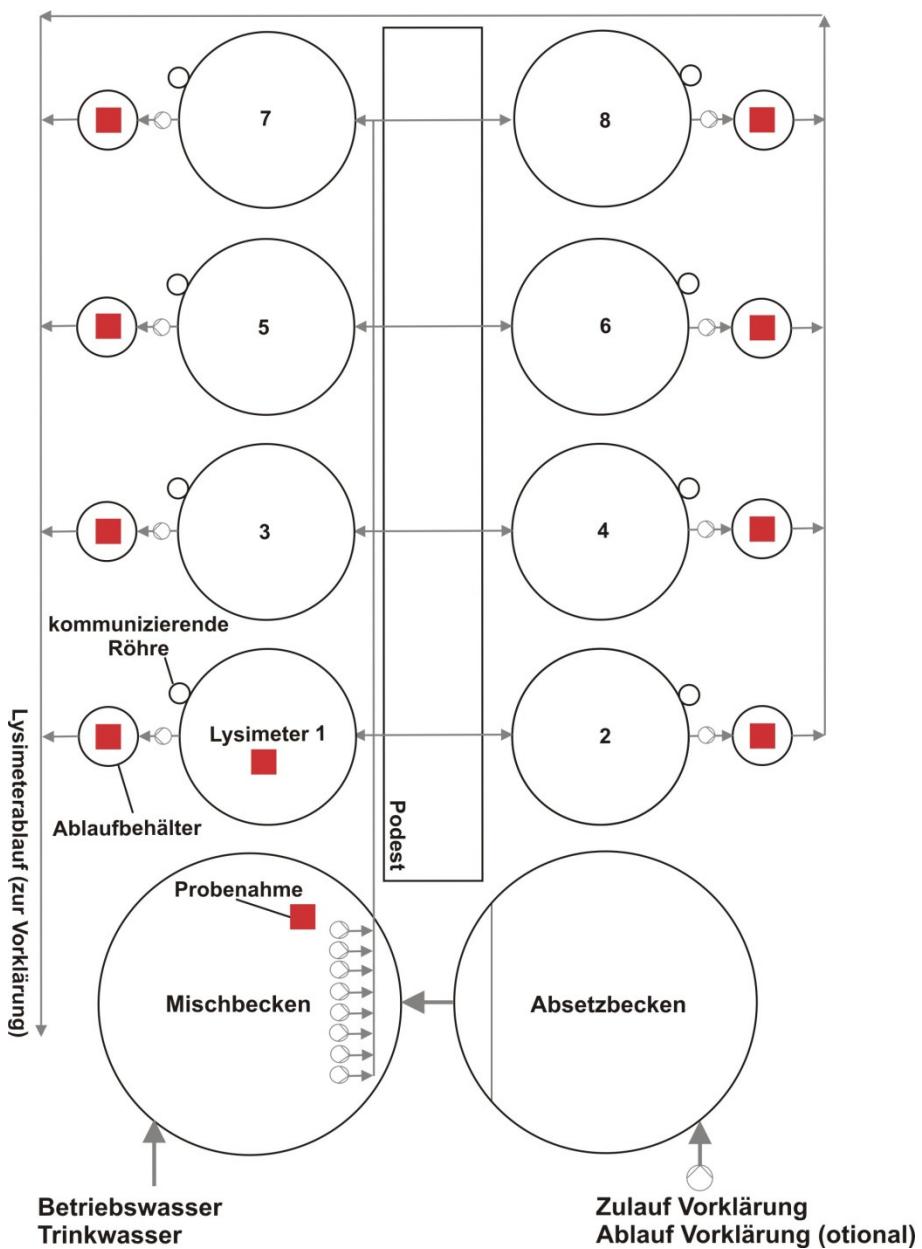


Abbildung 20: Systemskizze der Lysimeteranlage mit Beprobungsstellen (nach Frechen et al. 2008)

Zur Einstellung der gewünschten Feststoffbelastung im Zulauf der Säulen ist ein Absetzbecken vorgeschaltet, das als Durchlaufbecken konzipiert ist. In einem nachgeschalteten Mischbecken können unterschiedliche Zulaufwässer beliebig vermischt werden, um die je nach Versuchseinstellung gewünschten Stoffkonzentrationen für die Beschickung der Lysimeter einzustellen. Beide Becken konnten bei Bedarf mit Rührwerken voll durchmischt werden.

Je nach Versuchsdurchführung werden die Lysimeter mit dem Zulauf zur Vorklärung (ZVK), mit Trinkwasser (TW) und/oder Betriebswasser (BW) der ABA Kassel versorgt. Bei dem Betriebswasser handelt es sich um den Ablauf der Nachklärung der ABA Kassel, der nach einer Sandfiltration über UV-Bestrahlung hygienisiert

wird. Das Zulaufwasser zur Vorklärung passiert zuvor die Rechenanlage und einen belüfteten Sand- und Fettfang der ABA Kassel.

Die Konditionierung des Filterzulaufes erfolgte anhand des chemischen Sauerstoffbedarfs in der homogenisierten Probe (C_{CSB}). Es zeigte sich, dass die Konzentrationen an Gesamt-Phosphor und Ortho-Phosphat am deutlichsten mit den Konzentrationen an CSB und Gesamt-Stickstoff (C_N) korrelierten (vgl. Kapitel 5.1.2). Im Rahmen weiterer Untersuchungen hinsichtlich der Hygienisierung von Mischwasser durch RBF korrelierten die Konzentrationen der für diese Untersuchungen relevanten Indikatorbakterien ebenfalls am deutlichsten mit der CSB-Konzentration (vgl. Waldhoff 2008).

Die Lysimeter wurden über Zulaufpumpen im Mischbecken (Tauchpumpen) getrennt beaufschlagt. Sollen die Lysimeter mit konstanter Überstauhöhe betrieben werden, wird über einen Überlauf das Beschickungswasser in das Mischbecken zurückgeleitet. Nach Durchströmung des Filterkörpers wird der Ablauf in einer Dränageleitung gesammelt, mittels Magnetdosierpumpen gedrosselt und dem Zulauf der Vorklärung der ABA Kassel zugeführt.

Die Ablaufpumpen werden über die Messung der Piezometerhöhe in einem Standrohr außerhalb jeder Lysimetersäule mittels Drucktransmittern angesteuert, wobei das Standrohr an die Dränageschicht angeschlossen ist (kommunizierende Röhre). Mit der Durchströmung der Filterkörper steigt der Wasserstand in den Standrohren, wodurch die Drosselpumpen freigeschaltet werden. Fällt der Wasserstand bei Entleerung der Lysimeter unter ein Minimum, werden die Pumpen ausgeschaltet, um ein Trockenlaufen dieser zu verhindern. Mittels speicherprogrammierbarer Steuerung werden sämtliche Prozesse (Beschickung, Drosselung, Probenahme, Datenerfassung) an der Anlage ausgeführt.

Im Rahmen weitergehender Untersuchungen zur Hygienisierung von Mischwasser durch RBF wurde der komplette Ablaufstrang der Versuchsanlage (Pumpen und Leitungen) vor und nach jeder Beschickung der Lysimeter mit Trinkwasser gespült, um die Bildung von Biofilmen und eine mögliche Akkumulation von Krankheitserregern zu unterbinden (vgl. Waldhoff 2008).

In Abbildung 21 ist die Systemskizze einer Lysimetersäule im Vertikalschnitt mit Angabe der Mess- und Probenahmestellen dargestellt. Die Lysimeter setzen sich aus einer 0,2 m starken Dränageschicht (Kies 2/8 mm) und der darauf aufbauenden Filterschicht von 1,0 m zusammen. Der darüber liegende und im Rahmen dieser Arbeit nicht bepflanzte Retentionsraum weist eine maximale Höhe von 1,0 m auf. Der Durchmesser der Säulen beträgt 1,2 m.

Die Beprobung des Zulaufes der Lysimeter wurde im Mischbehälter und im Retentionsraum (PN_{FZ}) und ablaufseitig nach der Drosselpumpe (PN_{FA}) vorgenom-

men. Darüber hinaus können über das vertikale Profil des Filterkörpers Proben der flüssigen Phase (PN_{Profil}) entnommen werden. Tabelle 14 enthält die wesentlichen technischen Daten der Lysimeteranlage.

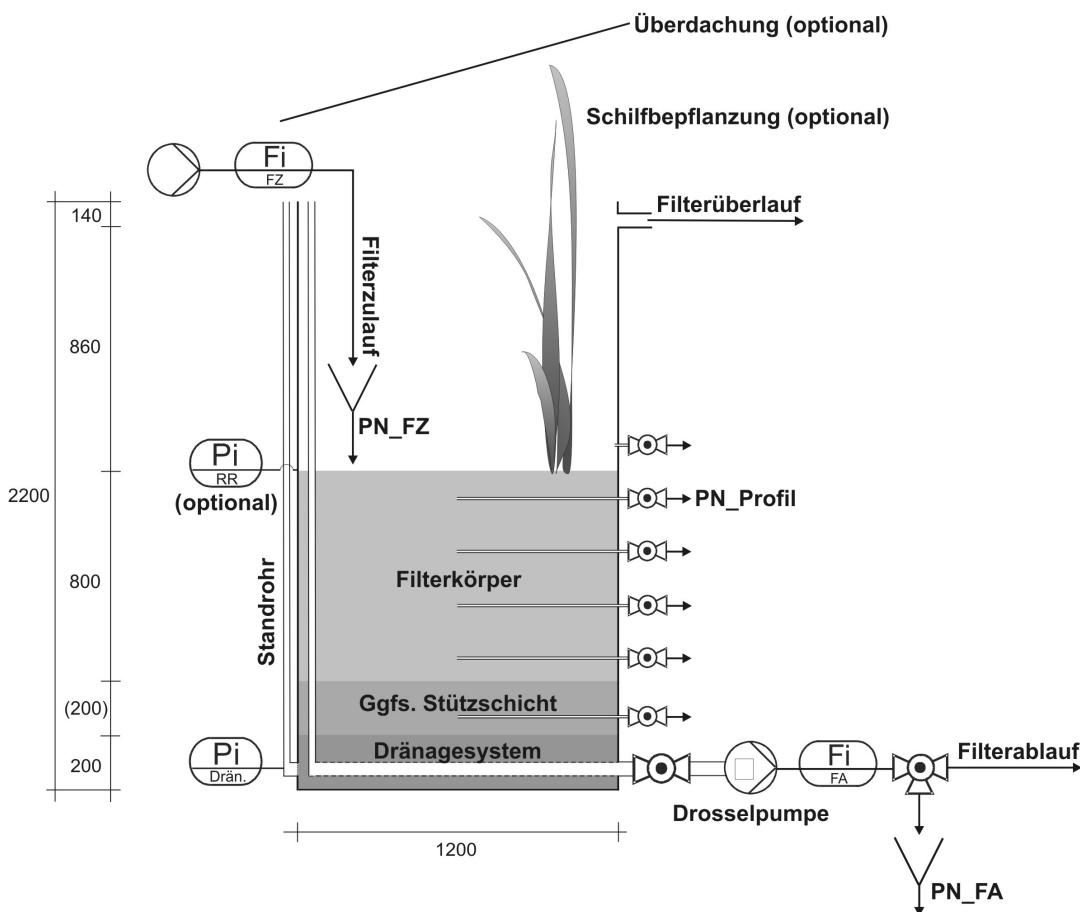


Abbildung 21: Querschnitt einer Lysimetersäule mit Grundmaßen, Maße in mm (Rohrleitungen und Instrumente gemäß DIN 1988) (nach Frechen et al. 2008)

Tabelle 14: Kenndaten der Lysimeteranlage (nach Frechen et al. 2008)

| Säulengeometrie | | |
|--|-------------|-------------------------------|
| Lysimeterhöhe | 2,2 | m |
| Lysimeterdurchmesser | 1,2 | m |
| Stärke der Filterkörper | 1,0 | m |
| Stärke der Dränageschicht | 0,2 | m |
| Durchmesser Dränageleitung | 50 | mm |
| Vorstufe | | |
| Nutzvolumen Absetzbecken | 13,0 | m^3 |
| Nutzvolumen Mischbecken | 13,0 | m^3 |
| Drossel | | |
| Förderleistung Dosierpumpen | 0,0 bis 208 | $L \cdot h^{-1}$ |
| Drosselabflussspende mittels Dosierpumpe | bis 0,05 | $L \cdot s^{-1} \cdot m^{-2}$ |

In Abbildung 22 ist eine Seitenansicht der Lysimeteranlage inklusive der Säulen-dämmung, der Überlaufrohre und dem vorgesetzten Mischbecken dargestellt.



Abbildung 22: Lysimeteranlage in der Seitenansicht (Waldhoff 2008)

Die halbtechnischen Untersuchungen zu nach geschalteten Sorptionsfiltern wurden an einer Ionenaustauscher-Anlage durchgeführt, die in Verbindung mit der Lysimeteranlage betrieben wurde (siehe Abbildung 23).



Abbildung 23: Ionenaustauscher-Anlage (Waldhoff 2008)

Die Ionenaustauscher-Anlage besteht aus drei identischen, in Reihe geschalteten Sorptionssäulen, die nachfolgend als Adsorber A1, A2 und A3 bezeichnet werden. Die Adsorber wurden mit unterschiedlichen Mengen an Eisenhydroxid befüllt und über die Drosselpumpe der vorgeschalteten Lysimetersäule mit dem entsprechenden Ablauf dieser Säule beschickt. Zur Erstellung der Mengenbilanzen können Proben im Zu- und Ablauf des vorgeschalteten Lysimeters sowie in den Abläufen der einzelnen Adsorber genommen werden. Die wesentlichen Kenndaten der Ionenaustauscher-Anlage sind in Tabelle 15 aufgeführt.

Tabelle 15: Kenndaten Ionenaustauscher-Anlage

| Parameter | Einheit | Adsorber A1 | Adsorber A2 | Adsorber A3 |
|---|-------------------|-------------|-------------|-------------|
| Durchmesser D_A | [m] | 0,16 | 0,16 | 0,16 |
| Höhe H_A | [m] | 1,30 | 1,30 | 1,30 |
| Dränschicht H_D | [m] | 0,05 | 0,05 | 0,05 |
| Sorptionsmittel $H_{Ferrosorp^{\circ}RW}$ | [m] | 0,10 | 0,25 | 0,50 |
| Sorptionsmittel $V_{Ferrosorp^{\circ}RW}$ | [m ³] | 0,002 | 0,005 | 0,010 |
| absolute Masse $M_{Ferrosorp^{\circ}RW}$ | [kg] | 1,4 | 3,4 | 6,8 |
| relative Masse $M_{Ferrosorp^{\circ}RW}^1)$ | [Mass-%] | 0,09 | 0,23 | 0,45 |

¹⁾ bezogen auf die Masse des Filtersandes im vorgeschalteten Lysimeter L 2

4.2 Untersuchte Filtermaterialien

4.2.1 Physikalische Eigenschaften

Vor dem Einbau in die halb- und großtechnischen Anlagen wurden Stichproben der verwendeten Filtermaterialien in Anlehnung an DIN 18123 (DIN 1996) gesiebt. Die entsprechende Korngrößenverteilung der untersuchten Filtersubstrate ist in Form des Siebdurchganges für die großtechnischen RBF und die Lysimeteranlage in Abbildung 24 dargestellt.

Entsprechend der Großtechnik wurde in den Lysimetern L 1 und L 2 der Filtersand des RBF WB eingebaut. Der RBF OE wird bezüglich des Filteraufbaus durch Lysimeter L 3 und der RBF KB durch L 4 repräsentiert. Vergleichend ist die empfohlene mittlere Korngrößenverteilung gemäß DWA-M 178 (DWA 2005c) dargestellt.

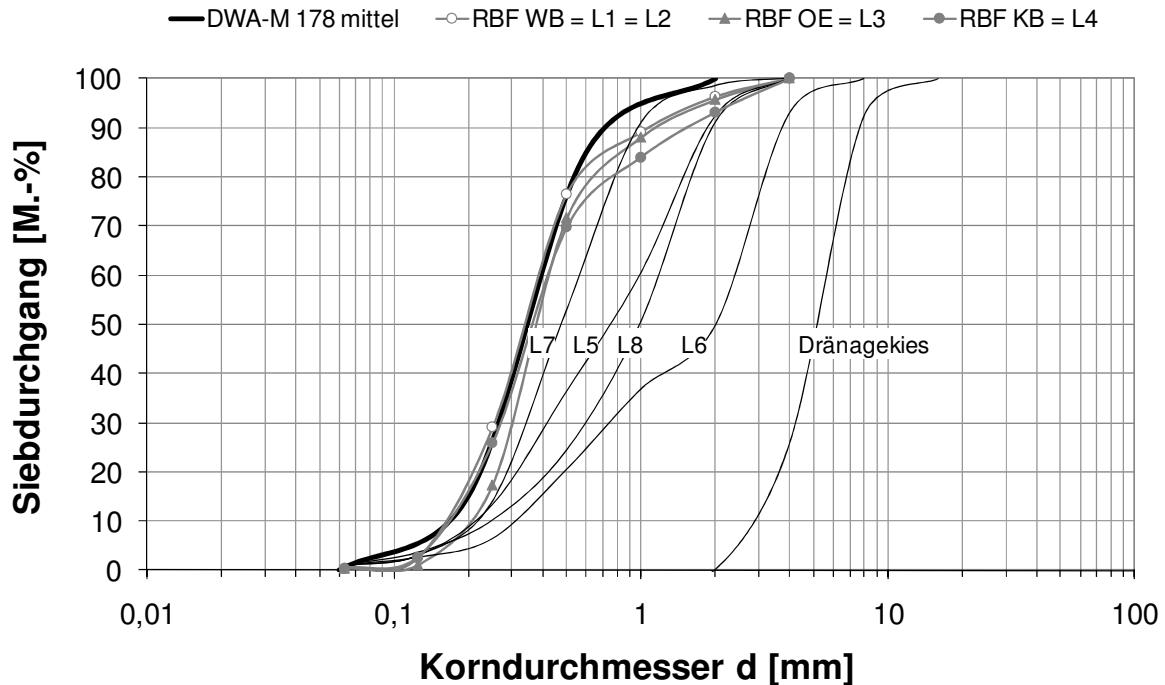


Abbildung 24: Korngrößenverteilung der untersuchten Filtersubstrate (nach Waldhoff 2008)

Ergänzend sind in Tabelle 16 für die maßgeblichen Kornfraktionen die nach DWA-M 178 zulässigen Spannweiten (empfohlener Mittelwert und minimale und maximale Abweichung) den entsprechenden Werten der eingesetzten Filtersubstrate gegenübergestellt.

Tabelle 16: Korngrößenverteilung der eingesetzten Filtersubstrate (nach Waldhoff 2008)

| Filter / Regelwerk | Filtersubstrat (FS) | Ton + Schluff | Feinsand | Mittelsand | Grobsand | Feinkies | Mittelkies |
|--------------------|------------------------------------|--------------------------|---------------------------|---------------------------|--------------------------|--------------------------|---------------------------|
| | | T+U < 0,06 mm M.-% | fS 0,06-0,2 mm M.-% | mS 0,20-0,6 mm M.-% | gS 0,6-2,0 mm M.-% | fG 2,0-6,3 mm M.-% | mG 6,3-20,0 mm M.-% |
| DWA-M 178 Mittel | | 0 | 15 | 70 | 15 | 0 (DWA > 2,0 mm) | |
| DWA-M 178 Min | empfohlene Werte | 0 | 10 | 60 | 10 | 0 (DWA > 2,0 mm) | |
| DWA-M 178 Max | | 1 | 25 | 80 | 25 | 1 (DWA > 2,0 mm) | |
| RBF WB = L1 = L2 | KB (0/2) | 0 | 19 | 61 | 17 | 4 | 0 |
| RBF OE = L3 (roh) | OE (0/2) | 0 | 11 | 69 | 16 | 4 | 0 |
| RBF OE = L3 (mel.) | OE (0/2) + 20 M.-% Kalkbrechsand | 0 | 11 | 64 | 21 | 4 | 0 |
| RBF KB = L4 (roh) | KB (0/2) | 0 | 19 | 61 | 17 | 4 | 0 |
| RBF KB = L4 (mel.) | KB (0/2) + 10 M.-% Ferrosorp® RW | 0 | 17 | 56 | 21 | 7 | 0 |
| L 5 (roh) | L5 (0/2) | 0 | 8 | 34 | 49 | 10 | 0 |
| L 5 (melioriert) | L5 (0/2) + 20 M.-% Kalkbrechsand | 0 | 9 | 32 | 51 | 8 | 0 |
| L 6 (roh) | L6 (0/4) | 0 | 4 | 13 | 24 | 55 | 5 |
| L 6 (melioriert) | L6 (0/4) + 20 M.-% Kalkbrechsand | 0 | 5 | 19 | 26 | 47 | 3 |
| L 7 (roh) | L7 (0/1,4) | 0 | 9 | 59 | 32 | 0 | 0 |
| L 7 (melioriert) | L7 (0/1,4) + 20 M.-% Kalkbrechsand | 0 | 10 | 51 | 38 | 2 | 0 |
| L 8 (roh) | L8 (0/2) | 0 | 8 | 22 | 61 | 9 | 0 |
| Kalkzuschlag | Kalkbrechsand (0/2) | 0 | 11 | 24 | 58 | 7 | 0 |
| Eisenzuschlag | Ferrosorp® RW (0,15/2) | 0 | 11 | 71 | 18 | 1 | 0 |
| Stützschicht | L1,2,4 (0,1/4) | 0 | 9 | 34 | 36 | 20 | 1 |
| Dränagekies | Kies (2/8) | 0 | 0 | 0 | 0 | 64 | 36 |

Abweichung von den empfohlenen Werten nach DWA-M 178

Die Filtersubstrate der großtechnischen RBF entsprechen in rohem als auch in melioriertem Zustand weitestgehend den Empfehlungen des DWA-M 178. Lediglich bei der Fraktion Feinkies (fG) ist eine Überschreitung bzw. beim meliorierten Filtersubstrat des RBF KB (L 4) ein Unterschreitung um wenige Massen-% festzustellen (grau markierte Werte). Die Filtersubstrate der Lysimeter L 5 bis L 8 wurden bewusst in Abweichung von den DWA-Empfehlungen gewählt, um mögliche Auswirkungen und deren Relevanz auf die Leistungsfähigkeit der RBF untersuchen zu können.

RBF WB und KB, Lysimeter L 1, L 2 und L 4

Für die RBF WB und KB wurde ein Sand (0/2 mm) der Paderborner Transportbeton GmbH & Co KG aus dem Werk Paderborn-Elsen ausgewählt. Dieser verfügt eigenbürtig über einen Calciumcarbonat-Gehalt von ca. 16 Massen-% (vgl. Tabelle 20 in Kapitel 4.2.2) und musste diesbezüglich nicht melioriert werden (vgl. Kapitel 2.1.2).

Zum Betrieb von Lysimetern und der Substratmelioration im halbtechnischen Maßstab lagen vor den Untersuchungen kaum Erfahrungen vor. Die Lysimeter L 1 und L 2 mit dem identischen, nicht meliorierten Filtersand ausgestattet, um zu Beginn der halbtechnischen Untersuchungen hinsichtlich der Leistungsfähigkeit Referenzwerte zur Qualitätssicherung zu erhalten.

Im Rahmen dieser Arbeit sollte im Perfgebiet mit Hinblick auf die Einstufung des Hochwasserrückhaltebeckens Breidenstein/Perf als hypertrophes Gewässer an den RBF-Standorten Wiesenbach und Kleingladenbach die Rückhalteleistung ins-

besondere bezüglich des Parameters Phosphor untersucht werden. Zu Vergleichszwecken mit dem RBF WB wurde am Standort KB eine Melioration des Filtersandes mit Eisenhydroxid vorgenommen.

In labormäßiglichen Voruntersuchungen zu unterschiedlichen Zuschlagstoffen wurde granuliertes Eisenhydroxid der Firma HeGo Biotec GmbH für die Melioration identifiziert (vgl. Kapitel 4.2.3). Hierbei handelt es sich um aufbereiteten Wasserwerksschlamm aus der Trinkwasserenteisung. Das Material mit der Produktbezeichnung FerroSorp[®] RW (0,15/2 mm) wurde mit einem Anteil von 10 Massen - % über eine mobile Dosiereinrichtung dem Filtersand direkt vor Einbau in den RBF zugemischt (vgl. Abbildungen A4.13 und A4.14 im Anhang zu diesem Kapitel). Analog hierzu wurde der Filtersand des Lysimeter L 4 entsprechend melioriert.

RBF OE, Lysimeter L 3

Der Filtersand (Firma KSV, Kies+Splitt GmbH Rhein/Ruhr, Bezeichnung: Lippe-sand) des RBF OE enthielt im ursprünglichen Zustand kein eigenbürtiges Calciumcarbonat. Es wurden 20 Massen-% Kalkbrechsand der Körnung 0/2 mm aus dem Bruch Liebenau-Lamerden zugemischt, um eine ausreichende pH-Pufferung des Filtersubstrates bezüglich des Behandlungszieles Nitrifikation zu erreichen.

Das Lysimeter L 3 wurde mit identischen Filtersubstrat ausgestattet. Infolge der geringeren Feinanteile des Brechsandes gegenüber dem eingesetzten Rohsand liegt die Sieblinie des Meliorats im unteren Teil am äußeren Rand der in DWA-M 178 empfohlenen Spannweite.

Lysimeter L 5 bis L 8

In den Lysimetern L 5 bis L 8 wurden abweichend zu den Lysimetern L 1 bis L 4 Substrate eingebaut, die nicht den derzeitigen Empfehlungen entsprechen, da sie u.a. wesentlich grobkörniger sind.

Lysimeter L 5 wurde zudem entgegen der bisherigen Empfehlung mit einem gebrochenen und nicht kantengerundeten Sand der Körnung 0/2 mm ausgestattet, der von der Lahn-Waschkies GmbH (Bruch Nieder-Mörlen) geliefert wurde.

In Lysimeter L 6 wurde ein noch größerer und kantengerundeter Sand der Körnung 0/4 mm (Korngruppe gemäß DIN (2008)) mit einem Ungleichförmigkeitsgrad U > 6 eingebaut, der gemäß DIN (2011) als weit gestuft einzuordnen ist. Der Sand wurde von der Firma Lammer und Dötzer (Bruch Bodenwerder) zur Verfügung gestellt und entsprechend gemischt.

In Lysimeter L 7 wurde Lavabrechsand der Firma Vulkatec Riebensahm GmbH, Kretz/ Andernach, eingebaut. Lava wird bislang nicht zur Mischwasserbehandlung in RBF eingesetzt.

Analog zu Lysimeter L 3 bzw. RBF OE wurden die Substrate der Lysimeter L 5, L 6 und L 7 aufgrund ihres geringen eigenbürtigen Calciumcarbonat-Gehaltes mit 20 Massen-% des identischen Kalkbrechsandes versetzt.

Das Lysimeter L 8 wurde mit dem speziell für einen erhöhten Phosphor- und Ammoniumrückhalt entwickelten Substrat ecoLITH® (Firma ECOLITH Wassertechnik, Bayreuth) ausgestattet, welches in Bezug auf die Korngröße den Bereich zwischen L 5 und L 6 einschließt (vgl. Abbildung 24). Dieses Filtersubstrat wurde trotz eines geringen eigenbürtigen Calciumcarbonat-Gehaltes nicht melioriert, um einen möglichen Einfluss der Melioration auf den P-Rückhalt dieses Sondersubstrates zu unterbinden.

In Tabelle 17 sind die Korngrößen der Filtersubstrate und Zuschlagstoffe sowie der Dränage- und Stützschichten bei einem Siebdurchgang von 10 Massen-% (d_{10}), 50 Massen-% (d_{50}) und 60 Massen-% (d_{60}) sowie die Ungleichförmigkeitsgrade (U) aufgeführt. Letztere werden als nicht hinreichend zur Beschreibung von Filtersubstraten eingestuft, jedoch im nordrhein-westfälischen RBF-Handbuch (MUNLV 2003) mit Werten von $U < 4$ zur Vermeidung substratbürtigen Partikelaustrags bzw. zur Gewährleistung gleichmäßiger Durchströmung ergänzend empfohlen.

Tabelle 17: Charakteristische Korngrößen und Ungleichförmigkeitsgrad der eingesetzten Filtersubstrate (nach Waldhoff 2008)

| Filter Bezeichnung | Filtermaterial (FM) Bezeichnung | d_{10} mm | d_{50} mm | d_{60} mm | $U = d_{60}/d_{10}$ - |
|-----------------------|------------------------------------|----------------|----------------|----------------|--------------------------|
| RBF WB = L1 = L2 | WB (0/2) | 0,16 | 0,36 | 0,41 | 2,6 |
| RBF OE = L3 | OE (0/2) + 20 M.-% Kalkbrechsand | 0,19 | 0,40 | 0,45 | 2,3 |
| RBF KB = L4 | KB (0/2) + 10 M.-% Ferrosorp® RW | 0,16 | 0,39 | 0,44 | 2,7 |
| L 5 | L5 (0/2) + 20 M.-% Kalkbrechsand | 0,21 | 0,78 | 0,99 | 4,7 |
| L 6 | L6 (0/4) + 20 M.-% Kalkbrechsand | 0,32 | 2,01 | 2,48 | 7,8 |
| L 7 | L7 (0/1,4) + 20 M.-% Kalkbrechsand | 0,21 | 0,48 | 0,59 | 2,9 |
| L 8 | L8 (0/2) | 0,25 | 0,99 | 1,23 | 5,0 |
| Kalkzuschlag | Kalkbrechsand (0/2) | 0,19 | 0,91 | 1,14 | 6,0 |
| Eisenzuschlag | Ferrosorp® RW (0,15/2) | 0,19 | 0,39 | 0,43 | 2,2 |
| Stützschicht | L1,2,4 (0,1/4) | 0,22 | 0,74 | 0,94 | 4,4 |
| Dränagekies | Kies (2/8) | 2,78 | 5,46 | 6,06 | 2,2 |

Bestimmungsmethode: Siebung gem. DIN 18123 (1996)

Zur Charakterisierung der Filtersubstrate wurde zusätzlich zur Korngröße die spezifische Oberfläche ($A_{spez.}$) bestimmt. Diese ist mit den Angaben um die Beschreibung der Kornform, dem absoluten Porenanteil (n_a) und dem effektiven Porenanteil (n_e) im Einbauzustand der Lysimeter in Tabelle 18 aufgeführt.

Tabelle 18: Kornform, spezifische Oberfläche und absoluter Porenanteil der Filtersubstrate und effektiver Porenanteil im Filterkörper der Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

| Filter | Filtermaterial (FM) | Kornform | Ober- | Pore | Pore |
|---------------|------------------------------------|-----------------|---|--------------------------------|---------------------------------|
| | | | fläche A cm ² ·g ⁻¹ | absolut n _a % | effektiv n _e % |
| RBF WB = L1 | WB (0/2) | gerundet, glatt | 117 | 33,9 | 17,1 |
| RBF WB = L2 | WB (0/2) | gerundet, glatt | 117 | 33,9 | 14,7 |
| RBF OE = L3 | OE (0/2) + 20 M.-% Kalkbrechsand | gerundet, glatt | 113 | 29,8 | 14,1 |
| RBF KB = L4 | KB (0/2) + 10 M.-% Ferrosorp® RW | gerundet, glatt | 147 | 38,5 | 11,6 |
| L 5 | L5 (0/2) + 20 M.-% Kalkbrechsand | Kantig, rau | 111 | 31,9 | 17,6 |
| L 6 | L6 (0/4) + 20 M.-% Kalkbrechsand | gerundet, glatt | 79 | 29,3 | 13,7 |
| L 7 | L7 (0/1,4) + 20 M.-% Kalkbrechsand | kantig, rau | 144 | 42,7 | 20,1 |
| L 8 | L8 (0/2) | kantig, rau | 97 | 32,5 | 21,2 |
| Kalkzuschlag | Kalk (0/2) | kantig, rau | 124 | 26,9 | 19,8 |
| Eisenzuschlag | Eisen (0,15/2,0) | | 418 | 79,9 | 20,7 |
| Stützschicht | L1,2,4 (0,1/4) | gerundet, glatt | 93 | 29,8 | n.b. |
| Methode: | Oberfläche | | Fischer-Verfahren | | |
| | n _a | | Puntke-Verfahren | | |
| | n _e | | Bestimmung über Zuflussvolumen | | |

Zur Ermittlung des effektiven Porenanteils der Filtersubstrate wurde an den Lysimetern die Wassermenge gemessen, die erforderlich ist, um eine betriebliche Sättigung des Filterkörpers zu bewirken. Das effektive Porenvolumen (V_e) schwankt in Abhängigkeit von der Verdrängung der Bodenluft während des Befüllvorganges und der Menge an eingetragenen Stoffen sowie dem Biofilmwachstum im Filterkörper ist, so dass nur die Angabe eines mittleren Wertes sinnvoll erscheint (vgl. Waldhoff 2008).

Der effektive Porenanteil (n_e) ergibt sich aus dem Quotienten des effektiven Porenvolumens zum Volumen des gesamten Filterkörpers (V_{FK}) nach der Formel:

$$n_e = \frac{V_e}{V_{FK}} \quad (\text{Gl. 5})$$

mit

n_e : Effektiver Porenanteil [%]

V_e : Effektives Porenvolumen [m³]

V_{FK} : Filterkörpervolumen [m³]

Das absolute Porenvolumen beruht demgegenüber auf Laboruntersuchungen gemäß dem angegebenen Verfahren. Sofern eine Melioration erforderlich war, beziehen sich die Angaben auf das meliorierte Substrat. Die entsprechenden Angaben zu den Rohsandarten befinden sich im Anhang zu diesem Kapitel (Tabelle A4.1).

Zur Überprüfung der Lysimeteranlage bezüglich nachvollziehbarer Messergebnisse wurden zunächst alle Filtersubstrate unverdichtet in die Lysimetersäulen eingebaut. Die Referenzlysimeter L 1 und L 2 zeigten nach den ersten drei Beschickungen mit konditioniertem Abwasser vergleichbare Leistungsfähigkeiten auf, so dass von einer generellen Tauglichkeit der Lysimeteranlage für vergleichende Untersuchungen ausgegangen werden konnte.

Um den Einfluss der Lagerungsdichte und damit der hydraulischen Eigenschaften des Filterkörpers auf den Phosphorrückhalt untersuchen zu können, wurden in Lysimeter L 2 und L 4 erneut identische Substrate, aber lagenweise verdichtet eingebaut.

Die Rohdichte (ρ_s), die lockerste und dichteste Lagerung (min. ρ_d , max. ρ_d) sowie die Lagerungsdichte (D) der Filtersubstrate ist in Tabelle 19 angegeben. Letzt genannte wurde nach Beendigung der Lysimeteruntersuchungen in situ mittels Densitometermessung bestimmt.

Tabelle 19: Rohdichte und Lagerungsdichte der eingesetzten Filtersubstrate (nach Waldhoff 2008)

| Filter | Einbauart | Roh-dichte | Lockerste Lagerung | Dichteste Lagerung | Lagerungs-dichte |
|---------------|--------------|------------|--------------------|--------------------|------------------|
| | | ρ_s | min. ρ_d | max. ρ_d | D |
| L 1 (=RBF WB) | unverdichtet | 2,67 | 1,44 | 1,72 | 1,60 |
| L 2 (=RBF WB) | verdichtet | 2,67 | 1,44 | 1,72 | 1,71 |
| L 3 (=RBF OE) | unverdichtet | 2,67 | 1,53 | 1,76 | 1,58 |
| L 4 (=RBF KB) | verdichtet | 2,76 | 1,29 | 1,53 | 1,51 |
| L 5 | unverdichtet | 2,67 | 1,29 | 1,71 | 1,38 |
| L 6 | unverdichtet | 2,68 | 1,60 | 1,81 | 1,72 |
| L 7 | unverdichtet | 2,90 | 1,22 | 1,55 | 1,38 |
| L 8 | unverdichtet | 2,73 | 1,47 | 1,73 | 1,49 |

Bestimmung:

| | |
|--------------------------|---------------------|
| Rohdichte | gemäß DIN 18124 |
| Lockerste/dichteste Lag. | gemäß DIN 18126 |
| Lagerungsdichte | Densitometermessung |

4.2.2 Chemische Eigenschaften

Die chemischen Eigenschaften der eingesetzten Filtersubstrate wurden je nach Zielstellung der Mischwasserbehandlung bzw. der Untersuchungen künstlich verändert. Es erfolgte teilweise eine Melioration mit Calciumcarbonat bzw. Eisenhydroxid. Kurz vor und während des Einbaus in die jeweiligen Filteranlagen wurden die Filtersubstrate mehrmals beprobt und in Mischproben analysiert.

Die Untersuchungen wurden an den neu errichteten RBF-Anlagen und an den Lysimetern L 1 bis L 8 durchgeführt. Die Ergebnisse der Lysimeter L 1 bis L 4 deckten sich im Wesentlichen mit denen der großtechnischen RBF und werden daher der Übersichtlichkeit halber nicht weiter aufgeführt.

Vergleichend sind zusätzlich Werte für den bindigen Boden angegeben, der im RBF Fellenweg verbaut wurde. Hierbei handelt es sich um Untersuchungsergebnisse vor Inbetriebnahme des RBF aus dem Jahr 1994 (Bioplan Landeskulturgesellschaft 2000).

In Tabelle 20 sind die ermittelten Werte aufgelistet. Ergänzend zu den Angaben pH-Wert (pH), Calciumcarbonat-Anteil (CaCO_3), dessen Reaktivität und der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) sind die oxalat- und dithionitlöslichen Eisen- (Fe) und Aluminiumkonzentrationen (Al) angegeben.

Tabelle 20: Chemische Eigenschaften eingesetzter Filtersubstrate

| Filtermaterial Bezeichnung | pH [-] | CaCO_3 [M.-%] | Reak [%] | Fe_o [mg·kg ⁻¹] | Fe_d [mg·kg ⁻¹] | Al_o [mg·kg ⁻¹] | Al_d [mg·kg ⁻¹] | KAK_{pot} [mmol·100g ⁻¹] |
|--|-----------|---------------------------|-------------|---|---|---|---|---|
| FW (bindiger Boden) | 7,2 | 2,3 | 48 | 3.100 | 8.400 | n.a. | n.a. | 32 |
| L 1, L 2 = WB (0/2) | 8,2 | 16,1 | 59 | 164 | 5.451 | 50 | 216 | 2,5 |
| L 3 = OE (0/2) + 20 M.-% Kalkbrechsand | 8,3 | 13,0 | 48 | 232 | 1.503 | 58 | 144 | 2,9 |
| L 4 = KB (0/2) + 10 M.-% Ferrosorp® RW | 7,8 | 15,5 | 62 | 27.752 | 38.317 | 194 | 345 | 5,9 |
| L 5 (0/2) + 20 M.-% Kalkbrechsand | 7,9 | 14,3 | 60 | 190 | 1.018 | 32 | 95 | 7,7 |
| L 6 (0/4) + 20 M.-% Kalkbrechsand | 7,6 | 22,0 | 72 | 224 | 1.529 | 65 | 81 | n.a. |
| L 7 (0/1,4) + 20 M.-% Kalkbrechsand | 7,7 | 18,7 | 40 | 2.335 | 4.045 | f.A. | 446,7 | n.a. |
| L 8 (0/2) | 7,1 | < NWG | n.a. | 676 | 9.697 | 285 | 699 | n.a. |
| Kalkbrechsand | 7,6 | 88,9 | 33 | 551 | 3.791 | 118 | 301 | 16 |
| Eisenzuschlag (Ferrosorp® RW) | 7,9 | 6,8 | 91 | 131.736 | 227.262 | f.A. | 522 | 37 |

Die pH-Werte der nichtbindigen Substrate liegen im leicht alkalischen Bereich. Durch die Melioration mit Kalkbrechsand konnte im RBF OE mit 13,0 Massen-% ein ähnlicher Calciumcarbonat-Gehalt wie in den RBF WB und KB erreicht werden, deren Filtersand eigenbürtig bereits einen hohen Calciumcarbonat-Gehalt von 16,1 Massen-% aufwies. Die nichtbindigen Substrate sind diesbezüglich vergleichbar. Unterschiede bestehen jedoch in der CaCO_3 -Reaktivität. Das zugesetzte Calciumcarbonat im RBF OE ist schwächer reaktiv als das des Substrates im RBF WB und KB, was die Vermutung nahe legt, dass der CaCO_3 -Vorrat in diesem Filter schneller aufgebraucht wird als der des RBF OE. Für das nicht meliorierte Filtersubstrat in Lysimeter L 8 lag der Calciumcarbonat-Anteil unter der Nachweisgrenze des Messverfahrens (vgl. Anhang zu diesem Kapitel, Tabelle A4.8).

Die nicht bindigen Filtersubstrate der Lysimeter L 1 bis L 6 weisen insgesamt sehr geringe eigenbürtige Konzentrationen an reaktiven Eisenverbindungen auf. Der oxalatlösliche Anteil, der die schlecht kristallisierten Oxide bzw. Hydroxide kennzeichnet, liegt hierbei um ein Vielfaches niedriger als der dithionitlösliche Anteil.

Das Lava-Substrat in Lysimeter L 7 ($Fe_o = 2.335 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) und der bindige Boden des RBF FW ($Fe_o = 3.100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) weisen diesbezüglich höhere und für die Phosphatbindung relevantere Werte auf. Die Melioration des Filtersandes des Lysimeter L 4 bzw. des RBF KB mit 10 Massen-% Ferrosorp[®] RW führt zu einer deutlichen Steigerung gerade der oxalatlöslichen Konzentrationen um das 170-fache, von $Fe_o = 164 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ auf $Fe_o = 27.752 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Der entsprechende Anteil an Aluminium, zu dem Phosphate eine ebenfalls hohe Affinität wie zu Calcium- und Eisenoxiden aufweisen (Blume et al. 2010), liegt nahezu durchgängig unterhalb der bereits geringen Eisenanteile der Lysimeter L 1 bis L 6 und ist deshalb bezüglich des Phosphatbindungsvermögens in der weiteren Betrachtung nicht von Bedeutung. Grundsätzlich gilt, dass die Dithionit-Werte höher sind als die Oxalat-Werte, da mit dem Reduktionsmittel Dithionit neben den schlecht kristallisierten Fe- oder Al-Oxiden (die durch Komplexbildung mit Oxalat gelöst werden) auch die besser kristallisierten erfasst werden (Schlichting et al. 1995).

Im Vergleich des RBF Fellenweg mit den übrigen Filtern wird die grundsätzlich andere Charakteristik bindiger gegenüber nicht bindiger Böden deutlich. Dies zeichnet sich u.a. in der erhöhten potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) des bindigen Filtersubstrates ab, welche für bindige Böden gegenüber nicht bindigen Böden generell größer ist (Blume et al. 2010).

4.2.3 Untersuchungen zum Phosphor-Bindungsvermögen

Im Vorfeld der oben genannten Melioration der Filtersande des RBF KB und Lysimeter L 4 mit einem eisenhaltigen Zuschlagstoff wurden Versuche im labortechnischen Maßstab durchgeführt, um das Phosphor-Bindungsvermögen unterschiedlicher Zuschlagstoffe zu bestimmen und in Abhängigkeit von weiteren Randbedingungen (z.B. pH-Wert) ein für die weiteren Untersuchungen geeignetes Sorptionsmittel auszuwählen. Die Versuche fanden zeitlich parallel zu den bereits laufenden Bauarbeiten der RBF Wiesenbach und Kleingladenbach statt.

Hierzu wurden die in Tabelle 21 aufgeführten Zuschlagstoffe mittels Schüttelversuchen auf ihre P-Sorptionskapazität hin untersucht.

Tabelle 21: Untersuchte eisenhaltige Zuschlagstoffe

| Bezeichnung (Hersteller) | Herkunft | Korngröße [mm] | Eisengehalt [Massen-%] |
|---|------------------------------------|-----------------------------|---|
| Ferrosorp®RW (HeGo Biotec GmbH) | Wasserwerksschlamm | 0,15 bis 2,0 | ≥ 40 (Fe^{3+}) ≥ 70 (Fe(OH)_3) |
| KP-Fe (EF Hüttenservice GmbH) | Separationseisen (Metallregenerat) | 0 bis 4,0 | 49,5 (Fe) |
| Simaltih (Basalt-Union GmbH) | Basaltbruch | 0,02 bis 0,2 0,2 bis 0,5 | 12,2 (Fe_2O_3) |
| Eisenschlacke (tegra Baustoffe GmbH) | Hochofen | keine Angabe | keine Angabe |

Definierte Mischproben, bestehend aus einem Sand-Zuschlag-Gemisch (20 g) und einem Mischwasser-Phosphat-Gemisch (200 mL), wurden 48 Stunden lang auf einem Schütteltisch automatisch geschüttelt. Anschließend wurden die Proben abfiltriert und das jeweilige Filtrat zehn Minuten bei $4.200 \text{ U}\cdot\text{min}^{-1}$ zentrifugiert. Das Zentrat wurde auf Gesamt-Phosphor und Ammonium-Stickstoff, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit sowie unterschiedliche Mikro- und Makrostoffe analysiert. Die Rückstände aus Filtration und Zentrifuge blieben unberücksichtigt.

Zur Durchführung der Versuche wurden der Filtersand und die jeweiligen Zuschlagstoffe auf einer Feinwaage mit einer Genauigkeit von 1/100 g in fünf verschiedenen Zusammensetzungen, 0 Massen-%, 1 Massen-%, 2 Massen-%, 5 Massen-% und 10 Massen-% Zuschlagstoff, in PVC-Flaschen eingewogen. Mischwasser-Stichproben vom Standort Kleingladenbach wurden künstlich mit Ortho-Phosphat versetzt, so dass neben einer Nullprobe (P-Konzentration im Mischwasser von $0,22 \text{ mg P}\cdot\text{L}^{-1}$ wurde vernachlässigt und gleich $0 \text{ mg P}\cdot\text{L}^{-1}$ gesetzt) folgende Konzentrationen eingestellt wurden: $10 \text{ mg P}\cdot\text{L}^{-1}$, $50 \text{ mg P}\cdot\text{L}^{-1}$, $100 \text{ mg P}\cdot\text{L}^{-1}$, $500 \text{ mg P}\cdot\text{L}^{-1}$ und $1000 \text{ mg P}\cdot\text{L}^{-1}$. Aus dieser Matrix an Filtersubstraten und Phosphatlösungen ergaben sich 30 Schüttelproben je Zuschlagstoff bzw. 150 Schüttelproben insgesamt.

Um mögliche Einflüsse des eigenbürtigen Calciumcarbonat-Anteils des Filtersandes auf die Abschätzung der P-Bindungsfähigkeit der Zuschlagstoffe zu unterbinden, wurde der Filtersand mit Salzsäure (HCl) „gewaschen“ und anschließend neutralisiert. Zu Vergleichszwecken wurden parallel hierzu Schüttelversuche mit ungewaschenem Filtersand durchgeführt.

Aus den Ergebnissen der Schüttelversuche können experimentelle Sorptionsisothermen aufgetragen werden, welche die an der Oberfläche des Filtersubstrates gebundene Stoffmenge a_P [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] in Abhängigkeit von der in der Wasserphase bzw. der Gleichgewichtslösung verbliebenen Stoffmenge $C_{P,G}$ [$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$] darstellt. Zur Abschätzung der maximalen Sorptionskapazität wurden die Messwerte der experimentellen Isothermen mittels linearer Regression in Form von Langmuir-

Isothermen nach folgender Gleichung dargestellt (vgl. Krassmann 1991, Schutlhess und Dey 1996):

$$a_P = \frac{K_L \times q_{\max} \times C_{P,G}}{1 + K_L \times C_{P,G}} \quad (\text{Gl. 6})$$

mit

a_P : Beladung des Sorbents [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$]

K_L : Langmuir-Sorptionskoeffizient [-]

q_{\max} : maximal sorbierbare Konzentration des Sorbats [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$]

$C_{P,G}$: Konzentration des Sorbats in Gleichgewichtslösung [$\text{mg P} \cdot \text{L}^{-1}$]

Die Langmuir-Gleichung, die von einer Gasphasen-Adsorption ausgeht, wird auch in der Flüssigphase eingesetzt und eignet sich besonders bei hohen Ausgangskonzentrationen. Für dieses mathematische Modell gelten die folgenden Bedingungen (Bathen und Breitbach 2001):

- alle Adsorptionsplätze sind energetisch gleichwertig
- alle Adsorptionsplätze können besetzt werden
- keine Wechselwirkungen zwischen den adsorbierten Molekülen
- die fluide Phase gehorcht dem idealen Gasgesetz
- eine monomolekulare Bedeckung der Adsorptionsoberfläche

Auf die ebenso für die Darstellung der Phosphatbindung im Boden oft gewählte Form der Freundlich-Isotherme wurde im Rahmen dieser Arbeit nicht zurückgegriffen, da sie nur in niedrigeren Konzentrationsbereichen anwendbar ist und zudem keine vollständige Beladung der Oberflächen abgebildet werden kann (vgl. Krassmann 1991). Diese maximale Oberflächenbeladung ist bei der Langmuir-Isotherme durch die Annäherung der Funktion an eine horizontale Asymptote mit zunehmender Konzentration in der Gleichgewichtslösung gekennzeichnet.

In Abbildung 25 sind ausgewählte P-Bindungskapazitäten des Substratgemisches aus Filtersand und Zuschlagstoff Ferrisor® RW in Abhängigkeit vom Meliorationsgrad in Form der Langmuir-Isotherme dargestellt.

Je höher der Meliorationsgrad des Filtersandes mit Zuschlagstoff, desto höher fallen die mittels Langmuir-Isothermen abgeschätzten P-Sorptionskapazitäten (a_P) aus. Durch Beimengungen von 2 Massen-% bzw. 5 Massen-% Ferrosorp® RW ergaben sich Sorptionsmaxima von ca. $3.000 \text{ mg P} \cdot \text{kg}^{-1}$ bis $3.500 \text{ mg P} \cdot \text{kg}^{-1}$ Substratgemisch. Bei einer Erhöhung auf 10 Massen-% vergrößerte sich die maximale Sorptionskapazität überproportional auf $\geq 5.200 \text{ mg P} \cdot \text{kg}^{-1}$, bei entsprechend geringeren Gleichgewichtslösungen ($C_{P,G}$) von maximal circa $100 \text{ mg P} \cdot \text{L}^{-1}$.

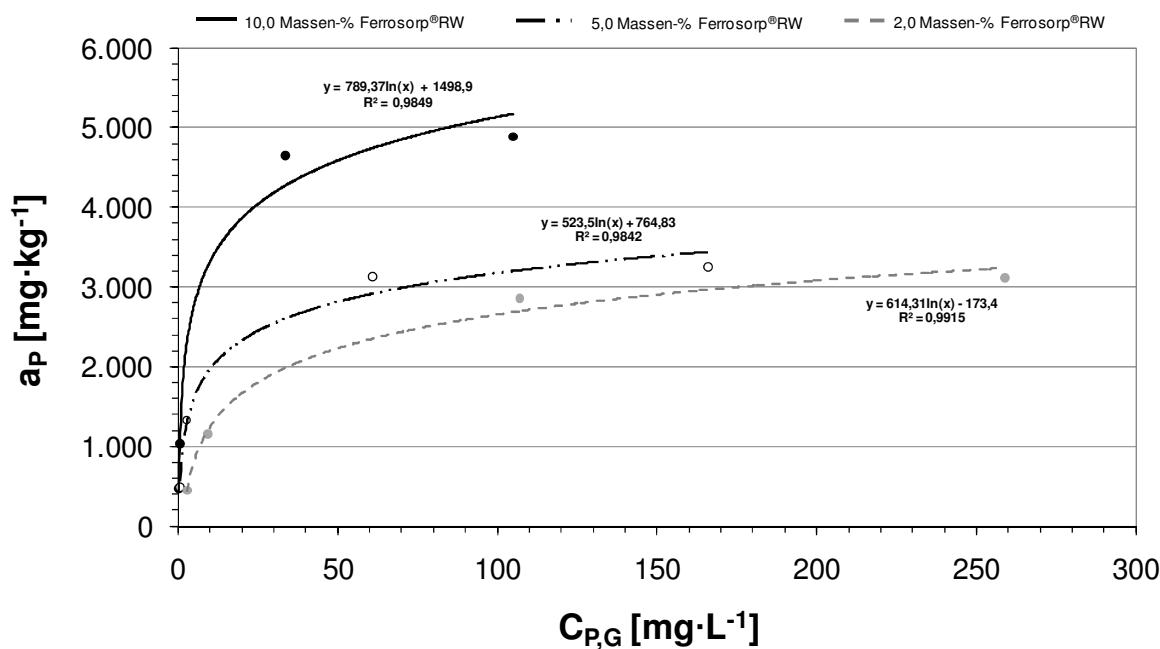


Abbildung 25: Langmuir-Isothermen der P-Bindungskapazität des Substratgemisches aus Filtersand und Ferrosorp® RW in Abhängigkeit vom Meliorationsgrad

Das potenzielle Maximum des P-Bindungsvermögens konnte durch die maximale Ausgangskonzentration von $1.000 \text{ mg P}\cdot\text{L}^{-1}$ nicht erreicht werden, was sich durch die nicht vollständige Annäherung der Isotherme an eine horizontale Asymptote ableiten lässt (siehe oben). Diese Rest-Steigung der Isotherme ist bei einer Melioration von 10 Massen-% am größten und deutet auf einen noch stärker ausgeprägten Sprung in der tatsächlichen Sorptionskapazität zwischen 5 Massen-% und 10 Massen-% hin.

Von den übrigen drei Zuschlagstoffen war nur das Sorbens KP-Fe hinsichtlich des P-Bindungsvermögens mit Ferrosorp® RW vergleichbar. Die entsprechenden Messwerte für den adsorbierten Phosphor lagen sogar leicht über denen für Ferrosorp® RW. Jedoch konnten die Ergebnisse des Zuschlagstoffes KP-Fe zur Abschätzung des Sorptionsmaximums nicht als Langmuir-Isotherme vergleichend dargestellt werden, da bei den niedrigeren P-Ausgangskonzentrationen die Messwerte für die Gleichgewichtslösung hier generell unter der Bestimmungsgrenze (BSG) für Gesamt-Phosphor lagen bzw. diese Werte dann durch die BSG ersetzt wurden und letztendlich nur ein „bestimmt“ Messwert zur Verfügung stand.

Die Ergebnisse für die Zuschlagstoffe Simalith und Eisenschlacke wiesen unabhängig vom Meliorationsgrad keine Erhöhung des P-Bindungsvermögens gegenüber dem Filtersand auf.

Der Calciumcarbonat-Anteil (CaCO_3) des Filtersandes hatte keinen Einfluss auf die Sorptionskapazität des Substratgemisches. Dies ergaben die parallel durchgeführten Schüttelversuche mit und ohne mit Salzsäure (HCl) „gewaschenem“ Filtersand.

Für die Melioration des Filtersandes des RBF KB und des entsprechenden Lysimeters L4 wurde der Zuschlagstoff Ferrosorp® RW ausgewählt, trotz der etwas geringeren P-Sorptionskapazität und der wesentlich höheren Materialkosten gegenüber KP-Fe. Begründung hierfür war der sehr hohe pH-Wert der Gleichgewichtslösung nach den Schüttelversuchen mit KP-Fe von über 11. Dies würde eine Neutralisation des Filterablaufes am RBF KB vor Einleitung ins Gewässer erfordern, die neben einer Verzögerung des Baufortschrittes u.a. zu höheren Baukosten und einem zusätzlichen technischen Betriebspunkt auf der RBFA KB geführt hätte.

Die untersuchten Zuschlagstoffe erfüllen hinsichtlich der festgestellten Schadstoffgehalte grundsätzlich die Zuordnungswerte Z 0 (uneingeschränkter Einbau) der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA 2004). Die Sorptionsmittel Ferrosorp® RW und KP-Fe wiesen bezüglich der Schwermetallgehalte in den Gleichgewichtslösungen der Schüttelversuche vergleichbare Ergebnisse auf.

Die experimentellen Isothermen bezüglich der P-Sorptionskapazität sowie des pH-Wertes und der Schwermetallgehalte sind im Anhang zu diesem Kapitel aufgeführt.

Hinsichtlich des Meliorationsgrades wurde eine Beimischung von 10 Massen-% Ferrosorp® RW gewählt. Zusätzlich zur oben beschriebenen überproportionalen Sorptionskapazität gegenüber niedrigeren Meliorationsgraden, sprachen hierfür auch größere zu erwartende Unterschiede in den Betriebsergebnissen im Vergleich zum nicht meliorierten Filtersand des RBF WB. Weiterhin konnte der Zuschlagstoff aufgrund der physikalischen Materialeigenschaften z.B. nicht mit einem Zwangsmischer beigemischt werden, sondern musste mittels Baggerlöffel vor Ort eingebracht werden, was die Sicherstellung einer möglichst homogenen Substratmischung aus Filtersand und Zuschlagstoff gerade bei niedrigen Meliorationsgraden erschwerte.

Für die halbtechnischen Untersuchungen zu nachgeschalteten Sorptionsstufen wurden auch Schüttelversuche ohne Filtersand, nur mit 100 Massen-% Ferrosorp® RW durchgeführt (siehe Anhang zu diesem Kapitel, Abbildung A4.30). Die Abschätzung der maximalen P-Sorptionskapazität mittels Langmuir-Isotherme ergab diesbezüglich einen Wert von $a_P \geq 14.000 \text{ mg P} \cdot \text{kg}^{-1}$. Nach Herstellerangaben wiesen firmeninterne Untersuchungen vergleichbare Ergebnisse im Bereich zwischen $12.000 \text{ mg P} \cdot \text{kg}^{-1}$ und $16.000 \text{ mg P} \cdot \text{kg}^{-1}$ auf (HeGo Biotec 2008, vgl. auch Kornmüller et al. 2002).

4.3 Untersuchungsbetrieb

Die RBFA FW ist seit 1994 in Betrieb und wurde die ersten fünf Betriebsjahre bis 1998 vom FG SWW wissenschaftlich betreut (vgl. Frechen et al. 2000, Born 2002). Im Oktober 2002 wurde nach einer Modernisierung der Messtechnik das

Messprogramm wieder aufgenommen und bis Ende 2005 durchgeführt (plus drei Untersuchungsmonate hinsichtlich Hygiene in 2006).

Der RBF WB wurde im November 2004 in Betrieb genommen und nach sieben Betriebsmonaten von Ende Juni bis Anfang September 2005 außer Betrieb genommen und zur Unterdrückung von Fremdbewuchs dauerhaft eingestaut. Wenige Tage nach der Wiederinbetriebnahme trat ein kapitaler Blitzschaden an der Messtechnik auf (vgl. auch RBF KB), der zu einer weiteren circa zwei-monatigen Außerbetriebnahme bis Anfang November 2005 führte.

Am Standort Kleingladenbach wurde der RBF im Juli 2005 in Betrieb genommen. Aufgrund von äußereren Kolmationserscheinungen wegen unzureichender Ausbildung der Schilfstreuschicht wurde im November und Dezember 2005 der Betrieb temporär eingestellt. Im September 2005 trat an der Messtechnik ein Blitzschaden auf, der sich jedoch nicht so stark auswirkte wie am Standort Wiesenbach und während einer zwei-wöchigen Trockenperiode behoben werden konnte.

Der RBF OE wurde ebenfalls im Juli 2005 in Betrieb genommen und konnte ohne Einschränkungen störfallfrei betrieben werden.

An den neu gebauten RBF WB, KB und OE wurde der Untersuchungsbetrieb bis einschließlich Juni 2007 durchgeführt. Die Untersuchungen wurden an den RBFA KB und OE ab Oktober/November 2005 bzw. am RBF WB ab Mai 2006 bis zum Untersuchungsende im Juni 2007 über den untersuchten Standard der Abwasserparameter hinaus um hygienerelevante Indikatorbakterien erweitert.

Nach verschiedenen Tests mit Trinkwasser wurde die Lysimeteranlage im Mai 2006 in Betrieb genommen und 15 Monate bis einschließlich Juli 2007 störfallfrei betrieben. Die Lysimeteranlage wurde während des gesamten Untersuchungsbetriebes auf Standard-Abwasserparameter und auf Hygieneparameter beprobt und analysiert. Durch die im Vergleich mit den RBF zeitlich spätere Inbetriebnahme konnten im Vorfeld der Untersuchungen an der Halbtechnik Erfahrungen an der Großtechnik hinsichtlich der Filterzulaufbelastung für die Abbildung im halbtechnischen Modell gesammelt werden.

Das Mischverhältnis für das konditionierte Abwasser wurde während des Untersuchungsbetriebes der Lysimeteranlage variiert, um eine möglichst große Bandbreite an stofflichen Filterbelastungen zu erreichen. Es wurden Verhältnisse von 1 : 10 (1 Teil Zulauf Vorklärung zu 10 Teilen Betriebswasser oder Trinkwasser) bis 1 : 2 eingestellt. Im Gegensatz dazu wurde die hydraulische Belastung im Regelfall mit einer Beschickungshöhe von 1,0 m je Schwallbeschickung konstant gehalten. Beschickungen wurden in der Regel in einem zeitlichen Abstand von einer Woche durchgeführt und der Filterkörper wurde wie an den großtechnischen RBF nach jeder Beschickung vollständig entleert. Um demgegenüber den Einfluss eines Einstaubbetriebes auf den P-Rückhalt zu untersuchen, blieb der Filterkörper des Lysimeters L 8 zusätzlich über mehrere Wochen nach jeder Beschickung vollständig eingestaut.

In Tabelle 22 sind die Untersuchungsdauer und die Drosseleinstellungen für alle Anlagen zusammenfassend aufgelistet, wobei zwischen den Untersuchungen „Standard“ (inklusive Phosphor) und „Hygiene“ unterschieden wird.

Tabelle 22: Untersuchungsdauer RBF-Anlagen und Lysimeteranlage

| Filterbezeichnung | Untersuchungsdauer | | Drosseleinstellung | |
|-------------------|----------------------------------|---------------------------------|--------------------|--------------------|
| | Standard ¹⁾ Monate | Hygiene ²⁾ Monate | ungeregelt | geregelt Monate |
| RBF OE | 24 | 16 | 11,5 | 12,5 |
| RBF WB | 32 (27) ³⁾ | 14 | 22 | 10 |
| RBF KB | 24 (22) ³⁾ | 21 | 12,5 | 11,5 |
| RBF FW | 39 (42) ⁴⁾ | 3 | 0 | 39 |
| Lysi | 15 | 15 | 0 | 15 |

¹⁾ Analyse auf C_{CSB}, C_{BSB}, X_{TS}, X_{oTS}, C_N, C_{orgN}, S_{anorgN}, C_P, S_{PO4}

²⁾ Analyse auf E.coli, Coliforme, Intestinale Enterokokken

³⁾ Untersuchungsdauer ohne anfängliche Außerbetriebnahme

⁴⁾ Untersuchungsdauer mit nachträglicher Hygieneuntersuchung 2006

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden hinsichtlich der Konzentrationen der Parameter Gesamtphosphor (C_P) und Orthophosphat (S_{PO4}) insgesamt 112 Betriebsmonate an den großtechnischen RBF-Anlagen messtechnisch erfasst und beprobt. Bis auf den RBF FW (Hygiene) wurden alle Anlagen mindestens ein Jahr untersucht, so dass auch die Auswirkungen klimatischer Verhältnisse auf die Filter im Jahresgang erfassen werden konnten.

Zu Beginn der Untersuchungen wurde hinsichtlich der Drosseleinstellungen an den RBF eine mittlere (Einstellung des Drosselorgans bei Wasserstand in Höhe der Filteroberfläche), ungeregelte Drosselabflussspende bezogen auf die Filteroberfläche von $q_{Dr} = 0,01 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ eingestellt. Diese Betriebsweise entsprach dem Planungsstand der Anlagen. Nach der Anfangsphase wurde die Drosselabflussspende während des Untersuchungsbetriebes mehrmals variiert.

Aufgrund der Nachrüstung elektronisch regelbarer Plattenschieber in den Filterabläufen konnten geregelte max. Abflussspenden von $0,01 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$, $0,02 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ und $0,03 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ (nur RBF KB) eingestellt werden. Hierdurch konnte ein breites Spektrum an Drosseleinstellungen und zusätzlich der Einfluss des Drosseltyps (geregelt/ungeregelt) auf den Wirkungsgrad untersucht werden.

Die Drosseleinstellung der Lysimeteranlage wurde in Anlehnung an die in DWA-M 178 (DWA 2005c) für RBF im Mischnsystem empfohlene mittlere Drosselabflussspende grundsätzlich auf eine Abflussspende von $q_{Dr} = 0,02 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ eingestellt. In zwei Messkampagnen wurde hiervon mit den Abflussspenden $0,01 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$, $0,03 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ und $0,05 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ abgewichen, wobei hier alle Lysimeter in der gleichen Weise parallel betrieben wurden.

In Abbildung 26 sind die Untersuchungszeiträume, die Drosselabflussspenden und die Angabe zu den durchgeführten Analysen („Standard“/„Hygiene“) für die RBFA und die Lysimeteranlage (in der Reihenfolge ihrer Inbetriebnahme) in einem Zeitbalkendiagramm zusammenfassend dargestellt.

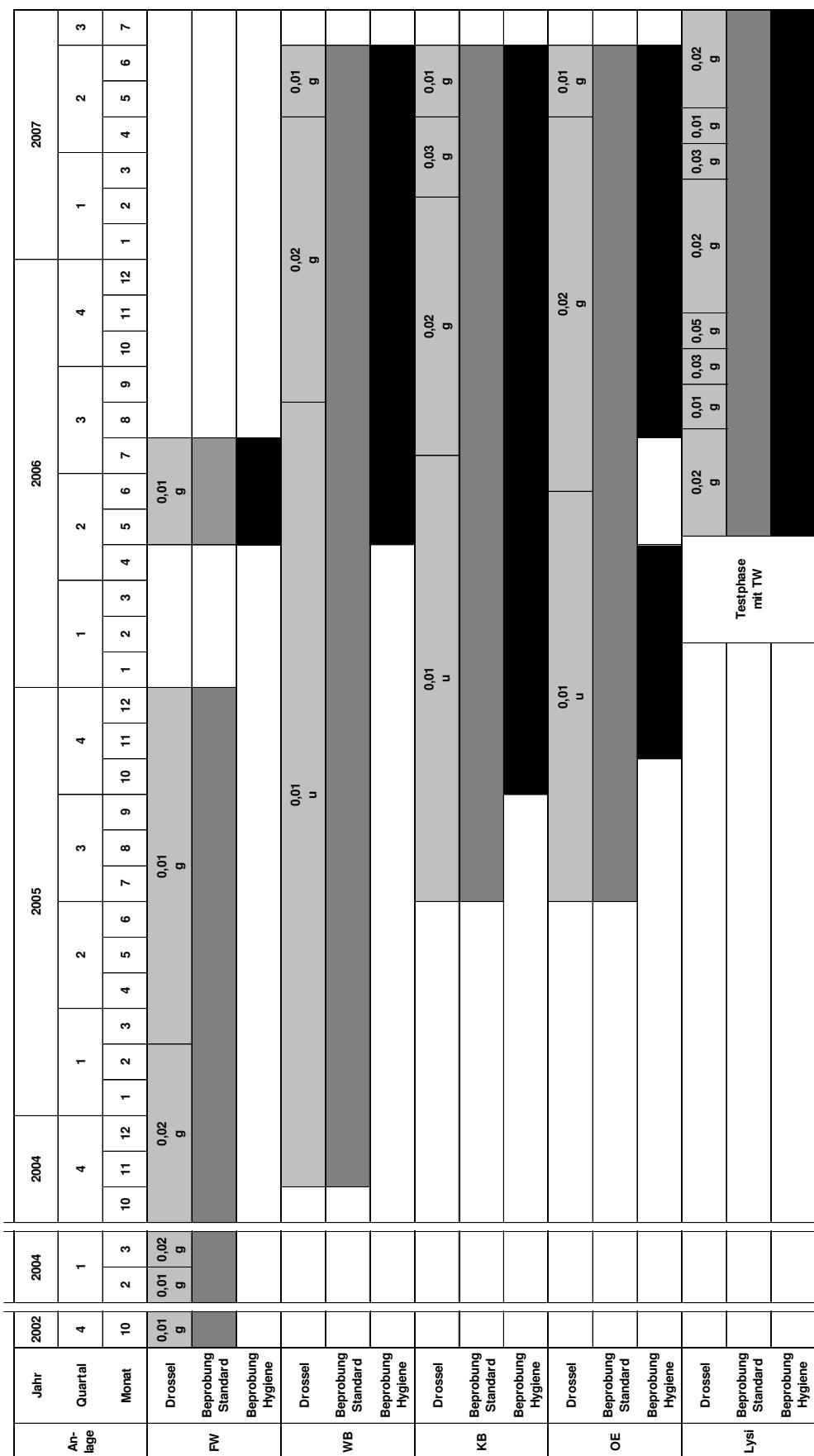


Abbildung 26: Zeitbalkendiagramm zum Untersuchungsbetrieb, RBF und Lysimeter
(nach Frechen et al. 2008)

FW = RBF Fellenweg, WB = RBF Wiesenbach, KB = RBF Kleingladenbach, OE = RBF Oberelbungen, Lysi = Lysimeteranlage
 Drossel = spezifischer Drosselablauf $[L \cdot s^{-1} \cdot m^{-2}]$, u = ungeregelt, g = geregt
 Beprobung Standard = C_CSB, C_BS5, X_TS, X_OTS, C_N, C_orgN, S_anorgN, C_P, S_PO4
 Beprobung Hygiene = E.coli, Coliforme, Intestinale Enterokokken

4.4 Messtechnik

4.4.1 RBF-Anlagen

Für die Erstellung der hydraulischen und stofflichen Bilanzen wurden die Durchflüsse im Filterzulauf, -ablauf und -überlauf messtechnisch erfasst. In Verbindung mit den an diesen Messpunkten entsprechend analysierten Stoffkonzentrationen (vgl. Kapitel 4.5) wurden die Stofffrachten berechnet und gemäß der in Kapitel 4.6 beschriebenen Vorgehensweise bilanziert.

In der Regel erfolgte die Ermittlung der Durchflüsse an den RBFA über Messwehre, an denen die Überfallhöhe mittels Ultraschallsensoren gemessen wurde. Aus der Beziehung des Durchflusses zur Überfallhöhe (Q-h-Kennlinie), erstellt an der Prüfstelle für Umwelttechnik und Wasserbau der Universität Kassel, wurden die Durchflüsse bestimmt. Im Zulauf des RBF WB konnten aufgrund der zu geringen Bauwerkshöhe des Beckenüberlaufes des vorgeschalteten Stauraumkanals (SKO) jedoch keine Wasserstandsmessungen mittels Ultraschallsensoren durchgeführt werden. Stattdessen wurde im Zulaufkanal zwischen SKO und RBF ein Rückstau-Venturi-Kanal (RSVK) eingesetzt, über den auch bei Rückstauverhältnissen im Zulaufkanal (aufgrund des rückwirkenden Überstauens des Filterbeckens) die Bestimmung des Zuflusses erfolgen kann (siehe Abbildungen A4.10 und A4.32 im Anhang zu diesem Kapitel). Dabei werden für die zu messenden hydraulischen Größen Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit durch Einbauten im RBF-Zulauf besonders günstige hydrometrische Bedingungen geschaffen und je eine Messstelle für diese Parameter an zwei verschiedenen, aufeinander folgenden Querschnitten angeordnet. Der RBF-Zufluss wird dann aus diesen Messwerten nach den Grundgleichungen der Hydraulik berechnet (vgl. Hassinger 1999).

Am RBF FW erfolgte die Messung der Wasserstandshöhe im Filterzulauf an einer halbrundkronigen, senkrecht angeströmten Wehrschwelle, welche in einem dem RBF vorgeschalteten Umlenkbauwerk angeordnet ist.

In den Zuläufen der RBF KB und OE wurden zwei Ultraschallsensoren vor dem Beckenüberlauf der vorgeschalteten Absetzstufe, jeweils 1,0 m vom Beginn und vom Ende der Überfallschwelle eingerückt, über der Mittelachse des Mischwasserkanals angeordnet. In Anlehnung an Wetzstein (2003) konnte so die maßgebliche Überfallhöhe ($h_{ü,m}$) unter Berücksichtigung möglicher Welleneinflüsse aufgrund der relativ langen (baugleichen) Streichwehre gemäß den folgenden Beziehungen berechnet werden:

$$h_{ü,m} = h_{ü,o} + \frac{2}{3} \times (h_{ü,u} - h_{ü,o}) \quad (\text{für } h_{ü,u} > h_{ü,o}) \quad (\text{Gl. 7})$$

$$h_{ü,m} = h_{ü,o} + \frac{1}{3} \times (h_{ü,u} - h_{ü,o}) \quad (\text{für } h_{ü,u} < h_{ü,o}) \quad (\text{Gl. 8})$$

mit

$h_{ü,m}$: Maßgebliche mittlere Überfallhöhe des Streichwehres [mm, m]

- $h_{\ddot{u},o}$: (Eingerückte) Überfallhöhe am Beginn des Streichwehres, in Fließrichtung Oberwasser gelegen [mm, m]
 $h_{\ddot{u},u}$: (Eingerückte) Überfallhöhe am Ende des Streichwehres, in Fließrichtung Unterwasser gelegen [mm, m]

Der Überfallbeiwert (μ) der Wehrschwelle wurde an der Prüfstelle für Umwelttechnik und Wasserbau der Universität Kassel mit folgender Beziehung zur Überfallhöhe und dem Wehrkronenradius ermittelt:

$$\mu = 0,5875 + 0,1085 \times \frac{h_{\ddot{u},u} + h_{\ddot{u},o}}{2 r_s} \quad (\text{Gl. 9})$$

mit

- μ : Überfallbeiwert [-]
 r_s : Radius der Wehrschwelle [mm], hier 170 mm

Der Durchfluss im Filterzulauf (Q_{FZ}) wurde mit der Überfallformel nach Poleni (Bollrich 1996) je Aufzeichnungsintervall berechnet:

$$Q_{FZ} = \frac{2}{3} \times \mu \times L \times \sqrt{2g} \times h_{\ddot{u},m}^{\frac{3}{2}} \quad (\text{Gl. 10})$$

mit

- Q_{FZ} : Filterzufluss [$m^3 \cdot s^{-1}$, $L \cdot s^{-1}$]
 μ : Überfallbeiwert [-]
 L : Länge der Wehrschwelle [m]
 g : Erdbeschleunigung [$m \cdot s^{-2}$]

In den Abläufen der RBF WB, KB und OE erfolgte die Messung der Überfallhöhe in Fließrichtung vor den senkrecht angeströmten (baugleichen) Trapezmesswehren, während am RBF FW das Messwehr dreiecksförmig ausgebildet war.

Um bei kleinen Durchflüssen an den Filterüberläufen der RBF eine ausreichende Messgenauigkeit zu erreichen, wurden die eingesetzten halbrundkronigen Wehrschwellen nicht eben, sondern in leichter V-Form ausgestaltet. Die entsprechende Überfallhöhe wurde im Filterbecken mittels Ultraschallsensor gemessen, welcher gleichzeitig den Wasserstand im Retentionsraum (h_{RR}) mit dem Bezugsniveau der Filterkörperoberkante wiedergab.

Die Q-h-Kennlinien der verwendeten Messwehre sind im Anhang zu diesem Kapitel dargestellt (Abbildungen A4.31 bis A4.35).

In Ergänzung zu den Wasserstandshöhen wurden meteorologische Daten (Temperatur und Niederschlag) aufgezeichnet. Zudem wurden am RBF OE und KB die Temperatur (T), der pH-Wert (pH), die Sauerstoffkonzentration (O_2) und die elektrische Leitfähigkeit (LF) während mehrerer Einstauereignisse im Filterzulauf und Filterablauf mit inline-Sonden aufgezeichnet. Im Zulaufkanal wurden die Sonden vor der Überlaufschwelle der vorgeschalteten Absetzstufe in der Höhe beweglich

mit einem Gelenkarm samt Schwimmer angeordnet, um bei Entlastungseignissen dem steigenden Wasserstand im Zulaufbauwerk zu folgen. Im Bauwerk des Filterablaufes waren die Sonden seitlich des Ablaufmesswehres befestigt.

Darüber hinaus wurde am RBF FW die Piezometerhöhe (h_p) in der Dränage mittels Drucksonde gemessen, um hierdurch den Ablaufschieber in Abhängigkeit von dem Wasserstand im Filterkörper öffnen und schließen zu können. Diese Druckmessung wurde außerdem genutzt, um die betriebliche hydraulische Leitfähigkeit ($k_{f,b}$) des Filterkörpers in Verbindung mit der Wasserstandshöhe im Retentionsraum zu bestimmen.

Alle Messdaten wurden im Intervall von einer Minute erfasst und gespeichert. Die vollständige Messtechnik wurde an den RBF speicherprogrammierbar gesteuert. Mittels Fernwirkkontrolle waren die Betriebsdaten jederzeit abrufbar und ein Eingreifen in den laufenden Betrieb möglich.

Das hydraulische Messkonzept wurde in Zusammenarbeit mit der Versuchsanstalt und Prüfstelle für Umwelttechnik und Wasserbau (VPUW) an der Universität Kassel erarbeitet. Die messtechnischen Profile der RBF-Anlagen und die Flussdiagramme zur Anlagensteuerung sind im Anhang zu diesem Kapitel aufgeführt (Abbildungen A4.36 bis A4.38 und Tabellen A4.2 bis A4.5).

4.4.2 Lysimeteranlage

Die Durchflüsse an der Lysimeteranlage wurden im Filterzulauf und -ablauf durch die entsprechenden Pumpen mittels induktiver Durchflussmesser (IDM) eingestellt bzw. kontrolliert. Mittels Drucktransmitter wurde zusätzlich der fehlerfreie Betrieb der Ablaufpumpen über die Aufzeichnung der Piezometerhöhe in der Dränageschicht jedes Lysimeters überwacht.

Der Wasserstand im Retentionsraum (h_{RR}) von jeweils einem Lysimeter wurde ergänzend über eine Druckmessung aufgezeichnet. In Waldhoff (2008) werden die Druckmessungen und die daraus abgeleiteten hydraulischen Zielgrößen Infiltrationszeit (t_i), betriebliche hydraulische Leitfähigkeit ($k_{f,b}$) und „kapillare Saughöhe“ (h_s) näher erläutert.

Die Durchflüsse der den Lysimetern nachgeschalteten Ionenaustauscher-Anlage (Sorptionsfilter) wurden über die oben beschriebenen Drosselpumpen im Ablauf des vorgeschalteten Lysimeters eingestellt.

Im Filterzulauf und -ablauf wurden Temperatur (T), pH-Wert (pH), Sauerstoffkonzentration (O_2) und elektrische Leitfähigkeit (LF) aufgezeichnet. In Bezug auf den Filterzulauf wurden die entsprechenden Sonden in den Retentionsraum von Lysimeter 1, 10 cm oberhalb der Filterkörperoberkante, eingehängt. Im Filterablauf wurden die Sonden in die Ablaufbehälter von je 2 Lysimetern pro Beschickung eingesetzt.

Die Mess- und Speicherintervalle betragen für alle Messdaten in Anlehnung an die Großtechnik eine Minute (Momentanwertaufzeichnung). Das messtechnische Profil der Anlage ist im Anhang zu diesem Kapitel aufgeführt (Tabelle A4.6).

4.5 Beprobung und Analytik

4.5.1 Flüssige Phase

RBF-Anlagen

Auf den RBF-Anlagen wurden gekühlte, automatische Probenehmer eingesetzt, die im Filterzulauf vor dem Beckenüberlauf der Vorstufe, im Ablaufbauwerk des RBF vor dem jeweiligen Messwehr und am Filterüberlauf vor der Überlaufschwelle Proben in einstellbaren Intervallen zogen. Die Probenahmestellen sind in die jeweiligen RBFA-Systemskizzen eingetragen (vgl. Kapitel 4.1).

Die Beprobung der RBF-Zuläufe wurde in zwei Intervallbereiche aufgeteilt (bis zur ersten Stunde und ab der ersten Stunde eines Ereignisses), um so mögliche Spülstöße im Filterzulauf erkennen zu können. Dazu wurde in der ersten Ereignisstunde in Anlehnung an die früheren Untersuchungen am RBF Fellenweg (vgl. Born 2002) ein höher aufgelöstes Probenahmeintervall von 10-Minuten-Mischproben gewählt, während darauf folgend 1-Stunden-Mischproben gezogen wurden. Bei einer Bestückung der Probenehmer mit 24 Flaschen mussten dadurch bei längeren Ereignissen spätestens 19 Stunden nach Ereignisbeginn neue Probenehmerflaschen in die Probenehmer eingesetzt werden.

Im Filterablauf wurden kontinuierlich 2-Stunden-Mischproben gezogen. Bei extremen und auf mehreren RBFA zeitlich parallelen Ereignissen wurden die 2-Stunden-Mischproben teilweise zu 4-Stunden-Mischproben zusammengeführt, um den logistischen und analytischen Aufwand zu begrenzen und die Qualität der Analytik zu gewährleisten. Die Probenahme in den Filterüberläufen erfolgte anhand von 1-Stunden-Mischproben.

Die Probenehmer wurden über die speicherprogrammierbare Steuerung (SPS) der RBFA in Abhängigkeit von festgelegten Grenzwasserständen an den entsprechenden Probenahmestellen angesteuert. Der Filterzulauf und der Filterüberlauf wurden mit Beginn des Anspringens ab einer Überlaufhöhe von 1 mm bezogen auf das jeweilige Messwehr beprobt. Die Höhe von 1 mm ergab sich aus der entsprechenden Messgenauigkeit der eingesetzten Ultraschallsensoren.

Der Filterablauf wurde an den RBF WB, KB und OE ab einer Überfallhöhe größer 20 mm über dem Trapezmesswehr beprobt, was einem Durchfluss von circa $0,7 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ entsprach. Unterhalb dieses Grenzabflusses wurde die Probenahme entsprechend eingestellt, weil die Erfahrung zeigte, dass die Erfassung dieses Restwassers keinen relevanten Einfluss auf die Frachtabilanzen hatte und durch das teilweise tagelange Nachlaufen aus dem Filterkörper der Untersuchungsaufwand

unverhältnismäßig erhöht worden wäre. Die Probenahme am RBF FW begann bzw. endete mit dem Öffnen bzw. Schließen des Ablaufschiebers für den dauerhaften Einstau der nichtbindigen, 40 cm mächtigen Stützschicht des Filters.

Lysimeteranlage

Beschickungsbeginn und -ende an der Lysimeteranlage wurden über das Anschalten der Zulaufpumpen bzw. über den Abschaltpunkt der Drosselpumpen im Filterablauf (Wasserstand in der Dränageschicht von 15 cm) geregelt. Für die Bilanzierung der Stoffströme an den Lysimetern wurde vereinfachend angenommen, dass die Speicherwirkung des Filterkörpers und der Dränageschicht konstant sind.

Die Einzelkomponenten des Mischwassers (Zulauf Vorklärung, Betriebswasser, Trinkwasser) wurden zunächst an ihrer jeweiligen Entnahmestelle separat beprobt. Anschließend erfolgte aus dem den Lysimetersäulen vorgeschalteten Mischbehälter die Zulaufbeprobung, die als Stichprobe über einen Schöpfbecher direkt vor der Beschickung vorgenommen wurde.

An Lysimeter L 1 wurde während des Filterkörperüberstaus ein gekühlter automatischer Probenehmer betrieben, der in einer Höhe von 10 cm über der Filterkörperoberkante 2-Stunden-Mischproben zog, um so zusätzlich stoffliche Prozesse im Retentionsraum erfassen zu können.

Die Beprobung der Lysimeterabläufe erfolgte über pneumatisch betriebene Drewegehähne, deren Stellzeiten über die speicherprogrammierbare Steuerung der Lysimeteranlage frei einstellbar sind. Bei Stellungswechsel wurde der Ablaufstrom kurzzeitig in die entsprechende gekühlte Probenahmeflasche jedes Lysimeters umgelenkt, wobei über die Zeitdauer des Stellungswechsels das jeweils zu entnehmende Volumen geregelt wurde. Die Güte der oben beschriebenen Probennahme wurde regelmäßig über zwei weitere automatische Probenehmer im Anlagenablauf parallel kontrolliert. Diese zusätzlichen Probenehmer dienten darüber hinaus der Erfassung des Konzentrationsverlaufes im Filterablauf (2-Stunden-Mischproben) ausgewählter Lysimeter.

Weiterhin wurden die Lysimeter mit Beprobungsvorrichtungen über das vertikale Filterkörperprofil ausgestattet. Hierzu wurden verschließbare Edelstahlröhren mit einem Innendurchmesser von 4 mm (Außendurchmesser 6 mm), die mit einer Länge von 60 cm bis auf die Mittelachse der Lysimeter horizontal in den Filterkörper eingeschoben waren, eingesetzt. Die Röhren wurden auf den letzten 10 cm Länge an der Unterseite in einem Abstand von 5 mm mit 1 mm breiten Schlitzen versehen. Dadurch wurde gewährleistet, dass gerade ausreichend viel Wasser für die Probennahme ausströmen konnte, gleichzeitig aber nahezu kein Sand aus dem Filterkörper austrat.

In der Vertikalen befanden sich Probenahmestellen jeweils 10 cm oberhalb (Retentionsraum) und 10 cm, 30 cm, 50 cm, 70 cm und 95 cm unterhalb der Oberkante des 100 cm mächtigen Filterkörpers und im Filterablauf. Die Beprobung erfolgte

in Stichproben entweder zeitgleich oder über die Tiefe des Filterkörpers zeitlich aufeinander folgend in Abhängigkeit von der über das effektive Porenvolumen geschätzten Abstandsgeschwindigkeit. Entnommen wurde jeweils ein Liter Probevolumen je Filterschicht.

Zudem wurden diese Probenahmestellen so ausgebildet, dass sie in einzelnen Messkampagnen auch für das Einschieben von optischen Sauerstoffsonden genutzt werden konnten, um den Sauerstoffgehalt im Filterkörper inline zu erfassen.

An der im Zusammenhang mit der Lysimeteranlage betriebenen Ionenaustauscher-Anlage wurden in den entsprechenden Abläufen der drei Adsorber manuell Mischproben entnommen, die sich aus insgesamt drei Stichproben zu Beginn, Mitte und Ende eines Beschickungsereignisses zusammensetzten.

In Tabelle 23 werden die Probenahmeintervalle für die Lysimeteranlage und die RBF-Anlagen zusammenfassend aufgeführt. Die eingestellten Probenahmeintervalle erfüllten ausnahmslos die Anforderungen einer qualifizierten Stichprobe nach DIN 38402-Teil 11 (DIN 1995).

Tabelle 23: Probenahmeintervalle an RBF und Lysimeteranlage (nach Waldhoff 2008)

| Beprobungsstelle | RBF | | Lysimeter |
|------------------|--|--|--|
| | bis 1.h Ereignis | ab 1.h Ereignis | Gesamter Beschickungsbetrieb |
| Filterzulauf | Probe à 2 min 5 Proben/Flasche 1 L Flaschen 10-min Mischprobe | Probe à 12 min 5 Proben/Flasche 1 L Flaschen 1-h Mischprobe | Stichprobe aus Mischbehälter zusätzlich: Probe à 10 min 12 Proben/Flasche 2 L Flaschen 2-h Mischprobe |
| Filterablauf | Probe à 10 min 12 Proben/Flasche 2 L Flaschen 2-h Mischprobe | | Probe à 20 min Mischprobe in 2,5 L Flasche/Lysimeter zusätzlich: 2-h Mischprobe wie Filterzulauf Ionenaustauscher-Anlage: Mischprobe aus 3 Stichproben 2,5 L Flasche/Adsorber |
| Filterüberlauf | Probe à 12 min 5 Proben/Flasche 1 L Flaschen 1-h Mischprobe | | - |

Die Analytik der Proben der untersuchten RBF-Anlagen und der Lysimeteranlage (inklusive nach geschalteter Ionenaustauscher-Anlage) erfolgte im analytischen Labor des FG SWW, welches sich auf dem Gelände der ABA Kassel befindet. Der erforderliche Transport der Proben von den teilweise über 100 km entfernten RBF-Anlagen erfolgte lichtdicht in Kühlboxen direkt nach Ereignisende bzw. bei länge-

ren Ereignissen spätestens nach Erschöpfung der Probenehmerkapazität von 19 Stunden (s.o.). Dies wurde durch eine ständige Fahrbereitschaft gewährleistet, die bei Beginn eines Einstauereignisses (Wasserstandshöhe über Zulaufschwelle > 1 mm) automatisch per SMS benachrichtigt wurde. Daraufhin wurde das Laborpersonal von der Fahrbereitschaft informiert, um direkt nach Eintreffen der Proben in Kassel mit den Analysen beginnen zu können.

Hinsichtlich der Phosphorverbindungen wurde im Rahmen dieser Arbeit auf Gesamt-Phosphor (P) in der unfiltrierten (homogenisierten) Probe (C_P) und Ortho-Phosphat (PO_4) in der filtrierten Probe (S_{PO_4}) analysiert. Nach DIN (2004) zur Bestimmung von Phosphor werden bei C_P zusätzlich zu gelöstem Ortho-Phosphat weitere gelöste Phosphorverbindungen (z.B. kondensierte Phosphate) und partikular gebundener Phosphor durch Aufschluss der Analyse zugänglich. Nach Gleisberg (1991) gelangt z.B. aus dem Ablauf von Abwasserbehandlungsanlagen zu über 90 % gelöstes Phosphat in die Gewässer, welches sich etwa zu 90 % aus Ortho-Phosphat und zu 10 % aus organisch gebundenem oder kondensiertem Phosphat zusammensetzt.

In Anlehnung an andere Untersuchungen und zur Beschränkung des Analyseaufwandes wurde auf eine weitergehende Differenzierung dieser gelösten/partikulären Verbindungen verzichtet. Die Differenz von C_P und S_{PO_4} wird oft vereinfacht als partikular gebundener Phosphor ($C_{P,part}$) angegeben (vgl. Lampert und Sommer 1999, Lantzke et al. 1999). PO_4 wird aufgrund seiner direkten Bioverfügbarkeit auch als reaktiver Phosphor (RP) und die Differenz zu C_P als nicht reaktiver Phosphor (NRP) benannt. Letztere Bezeichnung wird im weiteren Verlauf dieser Arbeit mit dem Kürzel C_{NRP} verwendet, nicht zuletzt um an entsprechender Stelle diese gelösten als auch partikulären P-Verbindungen argumentativ in die Diskussion einbringen und die Ergebnisse ggf. besser interpretieren zu können.

Zusätzlich zu C_P und S_{PO_4} wurde auf abfiltrierbare Stoffe (X_{TS} , $X_{org,TS}$), Kohlenstoff bzw. Sauerstoff zehrende Stoffe (C_{CSB} , S_{CSB} , C_{BSB}), und Stickstoffparameter (C_N , S_{NH_4} , S_{NH_3} , S_{NH_2}) sowie hygienerelevante Indikatorbakterien ($C_{E.coli}$, C_{Coli} , $C_{I.E.}$) analysiert (Kurzzeichen gemäß ATV-DVWK 2003).

Um die Ionenstärke des Misch- und konditionierten Abwassers bestimmen zu können, wurden vereinzelt ionenchromatographische Messungen der mengenmäßig relevantesten Ionen durchgeführt. Hierbei wurden die Konzentrationen von Calcium (Ca^{2+}), Magnesium (Mg^{2+}), Natrium (Na^+), Kalium (K^+), Sulfat (SO_4^{2-}), Chlorid (Cl^-), Nitrat (NO_3^-) und Nitrit (NO_2^-) erfasst.

Die entsprechenden Analysemethoden für die Untersuchungen in der wässrigen Phase sind im Anhang zu diesem Kapitel aufgeführt (Tabelle A4.7).

4.5.2 Feste Phase

Zur physikalischen Charakterisierung der Filtersubstrate wurden die Korngrößenverteilung, das Porenvolumen, die Dichte und die spezifische Oberfläche bestimmt. Korngrößenverteilungen und Porenvolumina wurden am FG SWW ermittelt, während die Dichtemessungen in Zusammenarbeit mit dem Fachgebiet Geotechnik der Universität Kassel durchgeführt wurden. Die spezifische Substratoberfläche wurde durch das Prüf- und Forschungsinstitut der Kalksandstein-Dienstleistungs-GmbH in Hannover ermittelt. Zusätzlich führte das Fachgebiet Werkstoffe des Bauwesens und Bauchemie der Universität Kassel lasergranulometrische Messungen zur Bestimmung der Korngröße von Sedimenten und aus dem Filterkörper der Lysimeter ausgetragener Feststoffe durch.

Vor Inbetriebnahme der halb- und großtechnischen Filteranlagen wurden die Filtersubstrate auf den Anteil und die Reaktivität von Calciumcarbonat (CaCO_3), den Anteil von dithionitlöslichen wie oxalatlöslichen Eisen- ($\text{Fe}_d / \text{Fe}_o$) und Aluminiumverbindungen ($\text{Al}_d / \text{Al}_o$), den pH-Wert und die potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) analysiert. Diese bodenchemischen Analysen wurden an der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Hessen in Kassel (LUFA) durchgeführt.

Zur chemischen Charakterisierung des organisch und anorganisch partikulären Phosphats wurden zum Ende des Untersuchungsbetriebes die sequenzielle Extraktion nach Ruban et al. (1999) angewendet. Hierbei erfolgte aufgrund der chemischen Reaktivität die Unterteilung des Phosphats in

- NaOH-P: Leicht und daher reversibel an Partikel gebundenes P (hauptsächlich an Eisenoxide),
- HCl-P: Mit Ca verbundenes (apatitisches) und daher nur schwer verfügbares P,
- IP: Partikuläres, anorganisch gebundenes P,
- OP: Partikuläres, organisch gebundenes P und
- TP (conc HCl-P): Die Summe aller aufschließbaren Formen von P.

Diese Fraktionierungen wurden an den Retentionsbodenfiltern und der Lysimeteranlage in der Vertikalen (0 cm bis 5 cm und 30 cm bis 60 cm) sowie an den RBF auch in horizontaler Ebene (zulaufnah und zulauffern) durchgeführt, um zusätzlich zur Tiefenabhängigkeit auch einen möglichen Längsgradienten der unterschiedlichen Phosphorverbindungen über die Filterfläche ermitteln zu können. Hierzu wurden Mischproben angefertigt, die sich aus je drei Stichproben zulaufnah (in Fließrichtung ca. 2 m hinter dem aus Gabionen bestehenden Verteilerbauwerk) und zulauffern (in Fließrichtung ca. 2 m vor dem Filterablauf bzw. -überlauf) zusammensetzen und mittels Stechbohrer entnommen wurden.

Zur Verifizierung der Reproduzierbarkeit der Ergebnisse wurden entsprechende Extraktionen auch an einem Standard-Referenz-Sediment (BCR-684) durchge-

führt (vgl. Ruban et al. 2001, Müller 2005). Die Vorgehensweise der P-Fraktionierung sowie die verwendeten Substanzen in den einzelnen Arbeitsschritten sind im Anhang zu diesem Kapitel aufgeführt (Auflistung A4.1).

Die Filtersubstrate wurden in Bezug auf gebundene extrazelluläre polymere Substanz (EPS) während zweier Messkampagnen im Januar/Februar 2007 und im Mai/Juni 2007 untersucht, wobei auf Proteine, Kohlenhydrate und Huminsäuren analysiert wurde. Im Rahmen dieser bioschemischen Charakterisierung wurden auch der Wassergehalt (w) und der organische Trockenrückstand (oTR) des Filtersubstrates bestimmt. Ergänzend zu der an das Filtersubstrat gebundenen EPS wurde auch auf Proteine, Kohlenhydrate und Huminsäuren im Filterzulauf und Filterablauf der Halb- und Großtechnik untersucht. Die Analysen führte das Labor des FG SWW durch.

Die angewandten Methoden (Extraktion und Analytik) für die Bodenuntersuchungen sind im Anhang zu diesem Kapitel zusammenfassend aufgeführt (Tabelle A4.8).

4.6 Konzentrationen, Frachten und Wirkungsgrade

Die Stofffrachten (B) im Filterzulauf (FZ), Filterablauf (FA) und Filterüberlauf (FÜ) wurden durch Multiplikation der Stoffkonzentration in der jeweiligen Probenahmeflasche (C_i) mit dem gemessenen Durchflussvolumen des zugehörigen Probennahmeintervalls (VQ_i) berechnet. Eine genaue Zuordnung der Proben zum entsprechenden Durchflussvolumen wurde durch die digitale Aufzeichnung von Datum, Zeit, Flaschennummer und Probenanzahl gewährleistet.

Die ereignisspezifische Gesamtfracht in Zulauf, Ablauf und Überlauf ergab sich aus der Summe aller Einzelfrachten je Probennahmeintervall und wurde mittels Division durch die jeweilige Filterfläche (A_F) auf einen Quadratmeter Filterfläche normiert. Die allgemeine Formel lautet wie folgt:

$$B_E = \frac{\sum_{i=1}^n C_i \times VQ_i}{A_F} \quad (\text{Gl. 11})$$

mit

B_E : Spezifische Ereignisfracht [$\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$, $\text{KBE} \cdot \text{m}^{-2}$]

C_i : Stoffkonzentration je Probennahmeflasche [$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{KBE} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$]

VQ_i : Durchflussvolumen je Probennahmeintervall [L , m^3]

A_F : Filterfläche [m^2]

Der stoffliche Ereigniswirkungsgrad bezogen auf das Filtersubstrat wurde durch das Verhältnis Ablauffracht zu Zulauffracht abzüglich Überlauffracht nach folgender Formel berechnet:

$$\eta_{E,s} = \left(100 - \frac{B_{E,FA}}{(B_{E,FZ} - B_{E,FÜ})} \right) \times 100 \quad (\text{Gl. 12})$$

mit

- $\eta_{E,s}$: Stofflicher Ereigniswirkungsgrad [%]
 $B_{E,FA}$, $B_{E,FZ}$, $B_{E,FÜ}$: Spezifische Ereignisfracht im Filterablauf, -zulauf und -überlauf [$g \cdot m^{-2}$, $KBE \cdot m^{-2}$]

Für den Hygienisierungsgrad wurde im Regelfall die absolute Veränderung als dekadischer Logarithmus angegeben:

$$\eta_{E,s} = \log\left(\frac{(B_{E,FZ} - B_{E,FÜ})}{B_{E,FA}}\right) \quad (\text{Gl. 13})$$

mit

- $\eta_{E,s}$: Stofflicher Ereigniswirkungsgrad [log-Stufe]
 $B_{E,FA}$, $B_{E,FZ}$, $B_{E,FÜ}$: Spezifische Ereignisfracht im Filterablauf, -zulauf und -überlauf [$g \cdot m^{-2}$, $KBE \cdot m^{-2}$]

Die stofflichen Ereigniswirkungsgrade bezogen auf den gesamten RBF (Filtersubstrat und Retentionsraum) ergeben sich durch Berücksichtigung des Filterüberlaufes wie folgt:

$$\eta_{E,s} = \left(100 - \frac{(B_{E,FA} + B_{E,FÜ})}{B_{E,FZ}}\right) \times 100; \quad \eta_{E,s} = \log\left(\frac{B_{E,FZ}}{(B_{E,FA} + B_{E,FÜ})}\right) \quad (\text{Gl. 14; Gl. 15})$$

mit

- $\eta_{E,s}$: Stofflicher Ereigniswirkungsgrad [%], log-Stufe
 $B_{E,FA}$, $B_{E,FZ}$, $B_{E,FÜ}$: Spezifische Ereignisfracht im Filterablauf, -zulauf und -überlauf [$g \cdot m^{-2}$, $KBE \cdot m^{-2}$]

Für die Berechnung des ereignisspezifischen hydraulischen Wirkungsgrades der RBF wurden die Durchflussvolumina im Filterzulauf und -überlauf nach folgender Formel bilanziert:

$$\eta_{E,h} = \left(100 - \frac{VQ_{FÜ}}{VQ_{FZ}}\right) \times 100 \quad (\text{Gl. 16})$$

mit

- $\eta_{E,h}$: Hydraulischer Ereigniswirkungsgrad [%]
 $VQ_{FÜ}$: Durchflussvolumen im Filterüberlauf [m^3]
 VQ_{FZ} : Durchflussvolumen im Filterzulauf [m^3]

Der ereignisspezifische Wirkungsgrad der zweistufigen RBFA insgesamt ergibt sich aus der Beziehung der Entlastungsvolumina aus Vorstufe und RBF zum Regenzuflussvolumen der Vorstufe wie folgt:

$$\eta_{E,h,RBFA} = \left(100 - \frac{(VQ_{VÜ} + VQ_{FÜ})}{VQ_{VZ,r}}\right) \times 100 \quad (\text{Gl. 17})$$

mit

- $\eta_{E,h,RBFA}$: Hydraulischer Wirkungsgrad je Ereignis der RBFA [%]
 $VQ_{VÜ}$: Durchflussvolumen im Überlauf der Vorstufe [m^3]

VQ_{FÜ}: Durchflussvolumen im Filterüberlauf [m³]

VQ_{VZ,r}: Durchflussvolumen Regenabfluss im Zulauf der Vorstufe [m³]

Um den mittleren stofflichen bzw. hydraulischen Gesamtwirkungsgrad der Anlagen zu berechnen, wurden die beschriebenen Bilanzen nicht ereignisbezogen, sondern für die Summe aller gemessenen Frachten bzw. Durchflüsse im Zulauf, Ablauf und Überlauf über den gesamten Untersuchungszeitraum durchgeführt.

Zur Angabe der mittleren Ereigniskonzentrationen (C_E) wurde die wie zuvor beschrieben hergeleitete Ereignisfracht (B_E) der einzelnen Stoffströme durch das jeweilige gesamte Anlagendurchflussvolumen je Ereignis (VQ_E) geteilt:

$$C_E = \frac{B_E}{VQ_E} \quad (\text{Gl. 18})$$

mit

C_E: Mittlere Ereigniskonzentration [mg·L⁻¹, KBE·100 mL⁻¹]

B_E: Spezifische Ereignisfracht [g·m⁻², KBE·m⁻²]

VQ_E: Durchflussvolumen je Ereignis [m³]

Für die Angabe der mittleren Konzentration der Stoffströme über die gesamte Untersuchsdauer wurde entsprechend die Summe aller Ereignisfrachten durch die Summe aller Durchflussvolumina je Ereignis geteilt. Dabei wurden in allen Bilanzierungen der auf die Anlagen gefallene Niederschlag und die Verdunstung über Pflanzen und Wasser- bzw. Bodenoberflächen (Evapotranspiration) vernachlässigt.

Mittlere Frachten, Konzentrationen und Wirkungsgrade wurden an der Lysimeteranlage prinzipiell identisch hergeleitet wie an den großtechnischen RBF-Anlagen (s.o.).

5 Ergebnisdarstellung

5.1 Anlagenbelastung

5.1.1 Hydraulisch

Die hydraulische Belastung einer RBFA wird hauptsächlich geprägt durch

- Niederschlag (Höhe, Verteilung und Intensität),
- Temperatur (u.a. Einfluss auf Niederschlagsart),
- vorhergehende Wetterbedingungen (Mulden- und Versickerungsverluste),
- Einzugsgebiet (Flächen, Neigung),
- Entwässerungssystem (Speicherraum, Vorentlastungen) und
- RBFA-Konfiguration (Volumina, Durchlauf-/Fangfilterbecken).

Die über den gesamten Untersuchungszeitraum aufgezeichneten Ganglinien von Niederschlag und Lufttemperatur der betrachteten RBFA und der Lysimeteranlage sind im Anhang zu diesem Kapitel abgebildet (Abbildungen A5.1 bis A5.5). Angaben zu Einzugsgebiet, Entwässerungssystem und RBFA-Konfiguration sind in Kapitel 4.1 aufgeführt.

Für die angegebenen Untersuchungszeiträume (vgl. Tabelle 22) wurden an den großtechnischen RBFA insgesamt 295 Mischwasserentlastungen registriert (ohne nachträgliche Hygieneuntersuchung RBFA FW 2006). Aufgrund temporärer Außenbetriebnahmen der RBF WB und KB (vgl. Kapitel 4.3) entspricht die Anzahl der Entlastungen aus den Vorstufen nicht der Anzahl der RBF-Beschickungen und verringert sich um 13 Ereignisse (die über den Notumlauf direkt ins Gewässer eingeleitet wurden) auf insgesamt 282 Filterbeschickungen. Diese konnten nahezu komplett hydraulisch erfasst werden, lediglich an den Standorten Wiesenbach und Kleingladenbach betrug die Erfassung nicht 100 %, sondern 81 % bzw. 95 % der Ereignisse. In Tabelle 24 sind die Entlastungen, Beschickungsereignisse und Filterüberläufe je RBFA zusammenfassend aufgeführt und durch die Werte der halbtechnischen Lysimeteranlage ergänzt.

Aus der Anzahl der Beschickungsereignisse und den Untersuchungsmonaten ergeben sich circa 30 Beschickungen pro Jahr und RBFA. Diese Größenordnung ist mit Angaben anderer RBF im Mischsystem vergleichbar (Schnabel und Fuchs 2001, MUNLV 2003). Die insgesamt 15 dokumentierten Filterüberläufe der Durchlauffilterbecken an den Standorten KB und WB resultieren in einer Häufigkeit von $n = 3,3 \text{ a}^{-1}$ bis $4,0 \text{ a}^{-1}$, wohingegen an den RBFA FW und OE sowie an der Lysimeteranlage keine Filterüberläufe auftraten. Die einzelnen Säulen der Lysimeteranlage besitzen zwar einen Überlauf, jedoch diente dieser zur Zirkulation des Mischwassers bei Langzeit- bzw. Extremereignissen und wurde nicht beprobt.

Tabelle 24: Anzahl der Entlastungen, Beschickungsergebnisse und Filterüberläufe, RBFA und Lysimeter

| Anlage | Anzahl Ereignisse [-] | | | | Häufigkeiten n [1·a ⁻¹] | |
|---------|-----------------------|---------------|-------------|-----------|-------------------------------------|-----------|
| | Entlastungen | Beschickungen | hydraulisch | Überläufe | Beschickungen | Überläufe |
| | | Vorstufe | Filter | erfasst | Filter | Filter |
| RBFA FW | 101 | 101 | 101 | 0 | 31,1 | 0 |
| RBFA WB | 76 | 67 | 54 | 9 | 29,8 | 4,0 |
| RBFA KB | 61 | 57 | 54 | 6 | 31,1 | 3,3 |
| RBFA OE | 57 | 57 | 57 | 0 | 28,5 | 0 |
| Lysi | - | 56 | 56 | - | 44,8 | - |

Die spezifischen Randbedingungen je RBFA und Beschickungsergebnis führen zu einer hohen Bandbreite in der hydraulischen Zulaufbelastung, die in Abbildung 27 als Unterschreitungshäufigkeit der maximalen Filterzuflüsse graphisch dargestellt ist.

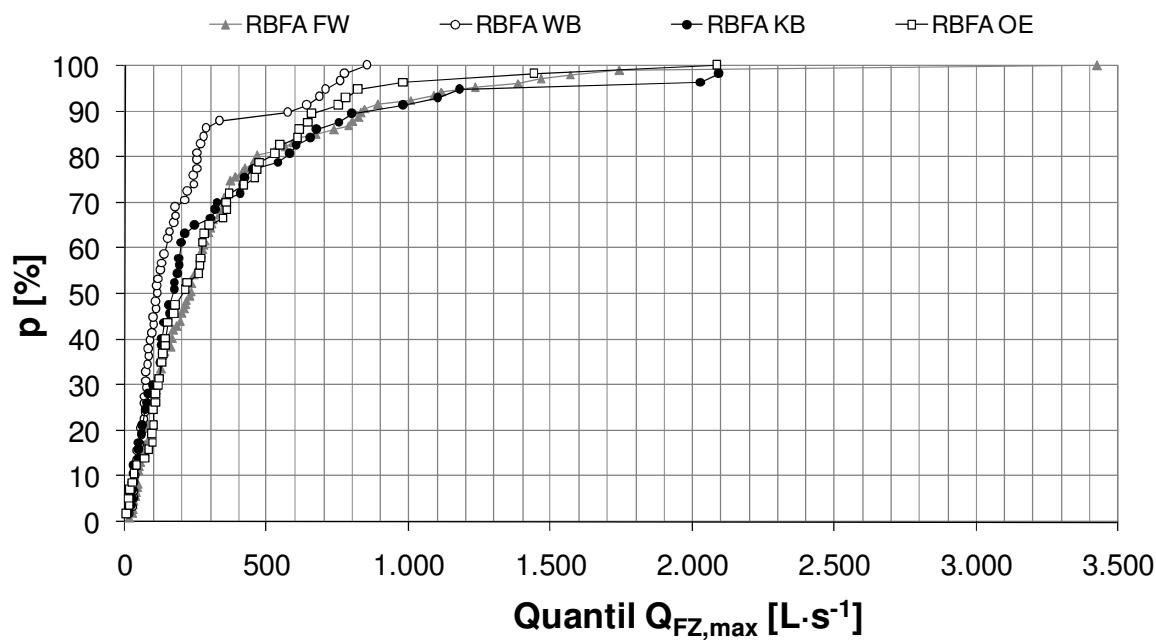


Abbildung 27: Unterschreitungshäufigkeiten der maximalen Filterzuflüsse ($Q_{FZ,max}$), RBFA (nach Waldhoff 2008)

Die Mediane (Mittelwerte) der maximalen Filterzuläufe lagen in einem Bereich zwischen 114 L·s⁻¹ (RBFA WB) und 232 L·s⁻¹ (RBFA FW). Das Maximum wurde am RBFA FW mit über 3.400 L·s⁻¹ erreicht. Die in den vorläufigen RBF-Empfehlungen für Hessen (HMULF 2002), nach denen diese RBF seinerzeit bemessen wurden, empfohlene Begrenzung der Überlaufschwellenbelastung auf 100 L·s⁻¹·m⁻¹ bis 150 L·s⁻¹·m⁻¹ wurde nur in maximal 10 % der Ereignisse je RBFA überschritten (vgl. auch MUNLV 2003). Die Unterschiede an den RBFA WB und KB, insbesondere im Bereich der hohen Zuflusswerte, werden trotz größtenteils

vergleichbarer Randbedingungen und der örtlichen Nähe (vgl. Abbildung 11) u.a. auf eine relative Vergleichmäßigung des Zuflusses am Standort Wiesenbach zurückgeführt. Die Durchflussmessung im Zulauf erfolgte hier einige hundert Meter nach dem Beckenüberlauf der Vorstufe kurz vor dem Einlaufbauwerk des RBF. Im Gegensatz dazu wurden die Zuflüsse am Standort Kleingladenbach direkt vor der Schwelle des Beckenüberlaufes der Vorstufe erfasst (vgl. Abbildung 14 und Abbildung 16).

Zur differenzierteren Beschreibung der hydraulischen Anlagenbelastung werden nachfolgend die hydraulischen Flächenbelastungen in Form der ereignisspezifischen Beschickungshöhe h_{FA} der untersuchten RBFA und der Lysimeteranlage dargestellt. Zur Verdeutlichung der großen hydraulischen Variabilität sind im Anhang zu diesem Kapitel die Filterzuflüsse (Q_{FZ}) und die Wasserstandshöhen im Retentionsraum (h_{RR}) über die Dauer zweier ausgewählter Ereignisse auf der RBFA OE ergänzend abgebildet (Abbildungen A5.6 a und b).

In Abbildung 28 sind die ereignisspezifischen Beschickungshöhen des RBF FW für die zusammenhängende Untersuchungsduer von 39 Monaten (ohne nachträgliche Hygieneuntersuchungen) aufgetragen. Die Gesamtbeschickungshöhe betrug 35,4 m, bei einer maximalen Beschickungshöhe eines Einzelereignisses von 2,4 m (Januar 2003). Insgesamt 101 Beschickungereignisse, ohne Ansprünge des Filterüberlaufes, weisen eine mittlere jährliche Beschickungshöhe von $11,8 \text{ m} \cdot \text{a}^{-1}$ auf. Der Median (Mittelwert) je Beschickungereignis betrug 0,2 m (0,4 m).

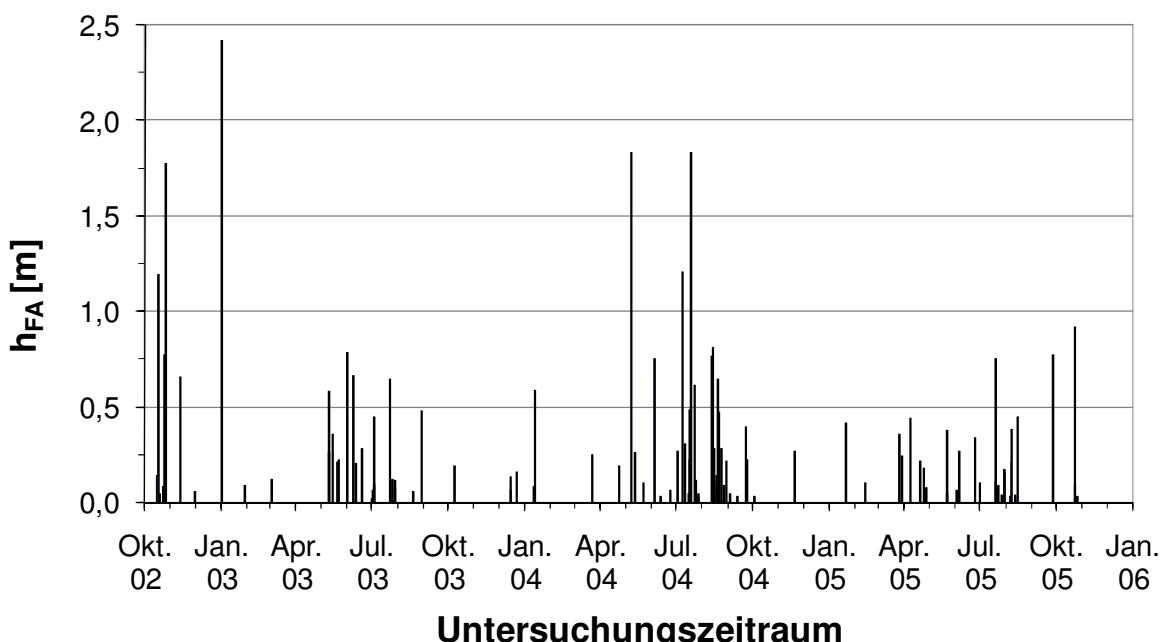


Abbildung 28: Ereignisspezifische Beschickungshöhen (h_{FA}), RBFA Fellenweg (nach Frechen et al. 2008)

Der RBF FW weist viele Beschickungereignisse mit geringen Beschickungshöhen auf, etwa 80 % der Ereignisse mit $h_{FA} \leq 0,5 \text{ m}$. Diese Belastungssituation ist

auf die spezifische Konfiguration, insbesondere der Vorstufe, der RBFA zurückzuführen. Der ehemalige Regenüberlauf (RÜ) wurde vor Inbetriebnahme des RBF zu einem Stauraumkanal mit unten liegender Entlastung (SKU) umgebaut. Zum weitestgehenden Schutz des Einleitgewässers (Ronsbach) war der RÜ auf eine kritische Regenspende von $r_{krit} = 30 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{ha}^{-1}$ bemessen worden, nicht wie üblich auf $7,5 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{ha}^{-1} < r_{krit} < 15 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{ha}^{-1}$ (vgl. ATV 1992). Zur Erhöhung der Anzahl an Entlastungs- bzw. Beschickungseignissen wurde der Abflussquerschnitt nachträglich verringert. Weiterhin wird dem RBF ein Teil der Straßenentwässerung, ohne Passage des SKU, direkt zugeleitet. Insgesamt ergeben sich hierdurch häufiger hydraulisch geringe, aber stoffliche hohe Anlagenbelastungen (vgl. Born 2002, Waldhoff 2008). In den Sommermonaten traten vermehrt Ereignisse mit kürzerer zeitlicher Abfolge auf.

Der RBF WB wurde im Untersuchungszeitraum hydraulisch mit einer Gesamtbeschickungshöhe von 102 m (ohne Berücksichtigung des Extremereignisses vom 18.01.2005 mit ca. 90 m) belastet, bestehend aus 54 Einzelereignissen (vgl. Abbildung 29). Es kam bei insgesamt 9 Ereignissen zum Volleinstau des Retentionsraumes und damit zum Anspringen des Filterüberlaufes. Es ergibt sich eine mittlere jährliche Beschickungshöhe von ca. $45 \text{ m}\cdot\text{a}^{-1}$, welche ohne Berücksichtigung des Extremereignisses vom 18.01.2005 ($h_{FA} = 12,1 \text{ m}$) noch ca. $40 \text{ m}\cdot\text{a}^{-1}$ beträgt. Der Median (Mittelwert) der Beschickungshöhe betrug 0,4 m (1,6 m).

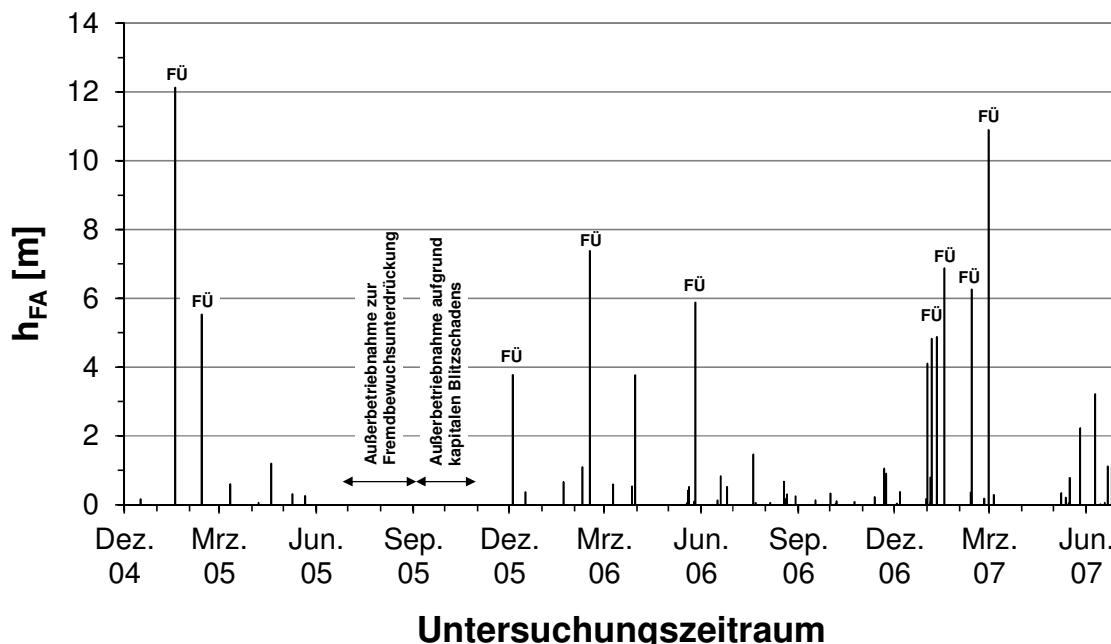


Abbildung 29: Ereignisspezifische Beschickungshöhen (h_{FA}) mit Markierung der Filterüberlauf-Ereignisse (FÜ), RBFA Wiesenbach (nach Frechen et al. 2008)

Durch zwei temporäre Außerbetriebsnahmen ergab sich im Sommer/Herbst 2005 ein Zeitraum von bis zu 6 zusammenhängenden Monaten ohne Beschickungseignisse. Ereignisse mit hoher hydraulischer Flächenbelastung und Filterüberläufen traten überwiegend im Winter/Frühjahr auf.

Die RBFA KB und OE wurden zeitgleich im Juli 2005 in Betrieb genommen und für je 24 Monate untersucht. Aufgrund der zeitlichen Parallelität dieser Anlagen in Bezug auf Inbetriebnahme und Untersuchungsdauer kann die hydraulische Belastungssituation direkt miteinander verglichen werden. Hierzu sind die Beschickungshöhen der RBFA KB und OE gemeinsam in Abbildung 30 dargestellt.

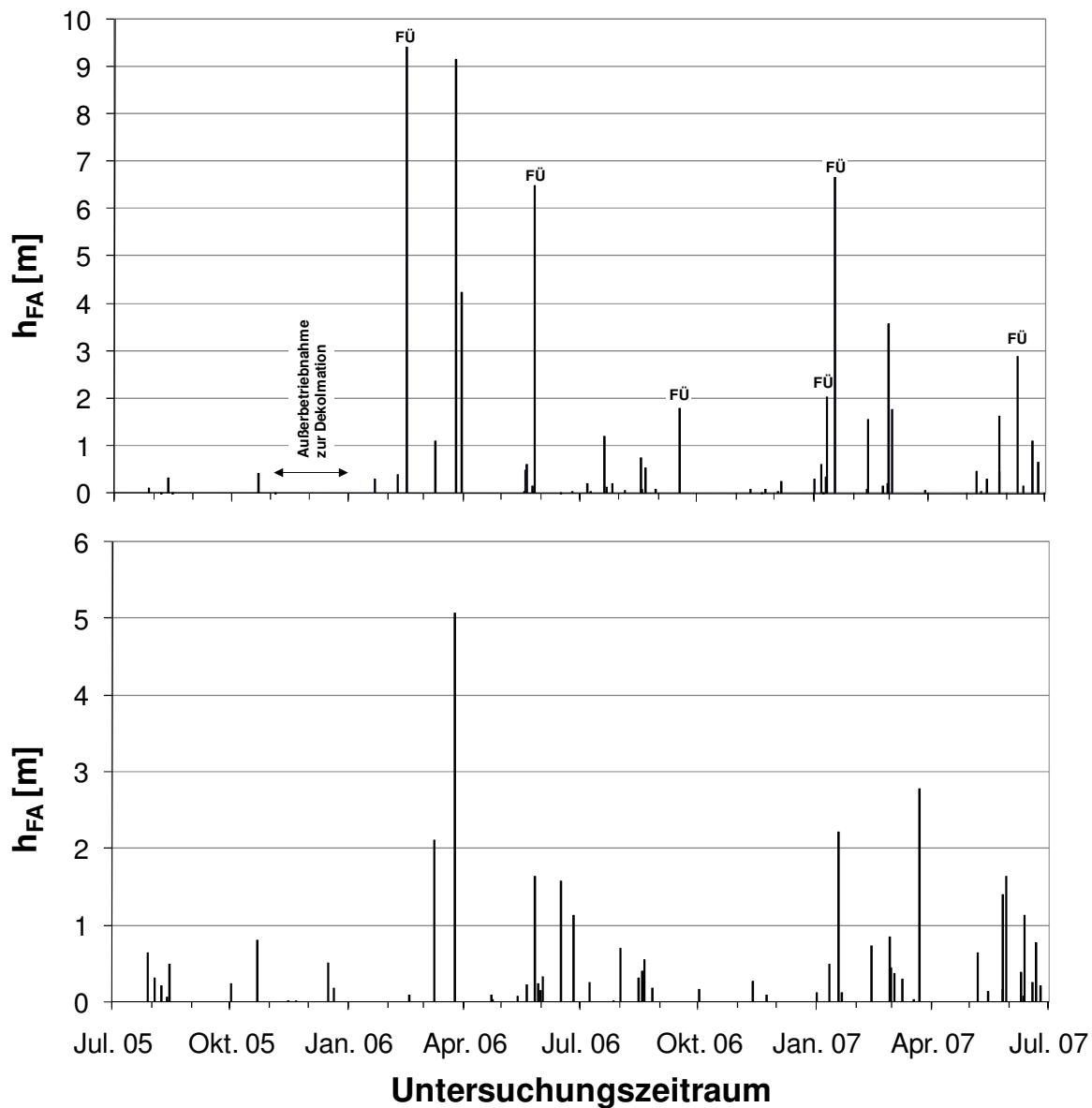


Abbildung 30: Ereignisspezifische Beschickungshöhen (h_{FA}) mit Markierung der Filterüberlauf-Ereignisse (FÜ), RBFA Kleingladenbach (oben) und RBFA Oberelsungen (unten) (nach Frechen et al. 2008)

Wie am Standort Wiesenbach kam es auch am Standort Kleingladenbach zu Beschickungsereignissen mit Vollfüllung des Retentionsraumes, so dass insgesamt sechs Filterüberläufe in Untersuchungszeitraum auftraten. Die Gesamtbeschickungshöhe betrug 63,5 m, welche bei 22 Monaten Betrieb (2 Monate Außerbetriebnahme zur Dekolmation im Winter 2005/06) eine mittlere jährliche Beschickungshöhe von $34,6 \text{ m} \cdot \text{a}^{-1}$ ergab. Das maximale der insgesamt 54 Ereignisse trat

im Frühjahr 2006 des Untersuchungszeitraums mit einer Beschickungshöhe von 9,4 m auf. Der Median (Mittelwert) der Beschickungshöhen betrug 0,3 m (1,0 m).

Im Vergleich mit der RBFA OE ist erkennbar, dass bei beiden Anlagen die Ereignisse mit hoher Flächenbelastung im Winter/Frühjahr auftraten, analog zur RBFA WB. Die Flächenbelastung am Standort Oberelsungen ist mit einer Gesamtbeschickungshöhe von 34,5 m (in 24 Monaten) bzw. einer mittleren jährlichen Beschickungshöhe von $17,3 \text{ m} \cdot \text{a}^{-1}$ wesentlich geringer als am Standort Kleingladelbach, was sich auch in der maximalen ereignisspezifischen Beschickungshöhe von $h_{FA} = 5,1 \text{ m}$ ausdrückt (April 2006). Die Median (Mittelwert) der Beschickungshöhen lag bei 0,3 m (0,6 m). Bei keinem der insgesamt 57 Ereignisse kam es zum Überlaufen des Retentionsraumes.

Die hydraulische Belastung der halbtechnischen Lysimeteranlage wurde im Vergleich zu den RBF-Anlagen künstlich erzeugt und erfolgte somit witterungsunabhängig (Abbildung 31). Die insgesamt 56 Beschickungen mit einer Gesamtbelastung von 64,0 m wurden in der Regel im Abstand von einer Woche mit einer Beschickungshöhe von 1,0 m durchgeführt. In drei Fällen wurde hiervon mit einer Beschickungshöhe von je 4,0 m abgewichen, um Extremereignisse bzw. Langzeitbeschickungen entsprechend der Großtechnik abzubilden. Im Juli 2006 musste eine Langezeitbeschickung infolge äußerer Kolmation nach einer hydraulischen Flächenbelastung von 3,0 m abgebrochen werden. Dies konnte bei zwei weiteren Extremereignissen im Juli 2007 durch eine temporäre 5 cm hohe Kiesdeckschicht (Körnung 2/8 mm) verhindert werden. Die künstlich erzeugte jährliche Beschickungshöhe lag bei $51,2 \text{ m} \cdot \text{a}^{-1}$.

Im Rahmen der zeitgleich an dieser Anlage durchgeföhrten Untersuchungen zur Hygienisierung von Mischwasser (Waldhoff 2008) wurden längere Trockenphasen von drei bis vier Wochen im Winter 2006/2007 bzw. im Sommer 2007 simuliert und Beschickungen mit Trinkwasser bzw. eine Spülung mit Trinkwasser direkt nach einer Beschickung durchgeföhrte.

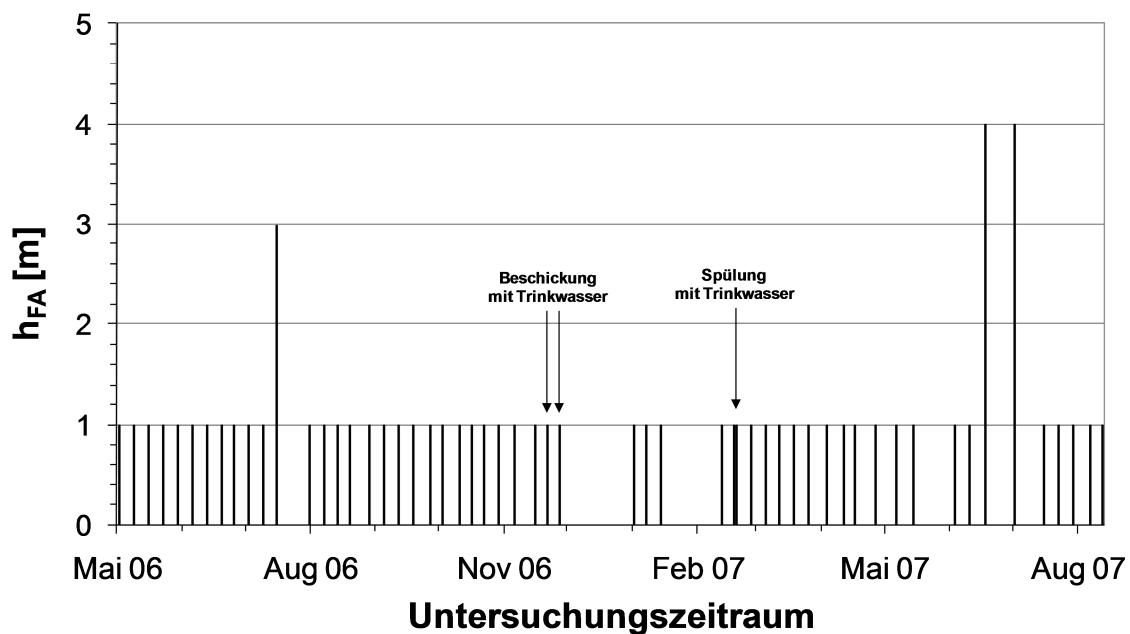


Abbildung 31: Beschickungshöhen (h_{FA}) der Lysimeteranlage (nach Frechen et al. 2008)

Die aus der zuvor dargestellten zeitlichen Abfolge der Beschickungereignisse auf den RBFA resultierenden Ereigniszeiten (Zeitspanne zwischen Zulaufbeginn und Ablaufende eines Ereignisses) lagen im Median bei ungefähr 10 Stunden bis 30 Stunden. Ereignisse mit einer Dauer größer 2 Tagen traten in maximal 25 % der Fälle auf den RBF-Anlagen auf. Die Lysimeteranlage wies im Regelbetrieb (wöchentliche Beschickung mit $h_{FA} = 1,0 \text{ m}$ und $q_{Dr} = 0,02 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$) Ereigniszeiten von ca. 14 h auf. Die Ereignispausen (Zeitspanne zwischen zwei Ereignissen) auf den großtechnischen RBFA lagen im Median bei 5 Tagen bis 8 Tagen. Die Pausen zwischen den Ereignissen betrugen in 10 % aller Fälle mehr als 35 Tage, das Maximum lag bei knapp 70 Tagen. Die Unterschreitungshäufigkeiten der Ereigniszeiten und -pausen aller Filteranlagen sind, unabhängig der sie geringfügig beeinflussenden unterschiedlichen Drosselabflussspenden, im Anhang zu diesem Kapitel dargestellt (Abbildungen A5.7 und A5.8).

Der abschließende Vergleich der hydraulischen Flächenbelastung der RBF-Anlagen und der Lysimeteranlage erfolgt anhand der Unterschreitungshäufigkeit der ereignisspezifischen Beschickungshöhen in Abbildung 32.

Die ereignisspezifischen Beschickungshöhen der RBF-Anlagen unterscheiden sich im Median nur geringfügig und lagen in einem Bereich von 0,2 m bis 0,3 m. Der Bereich der höheren Flächenbelastungen stellte sich dagegen differenzierter dar und ist durch die RBFA WB und KB mit Beschickungshöhen größer 5 m gekennzeichnet. Die Lysimeteranlage mit einer regelmäßigen Beschickungshöhe von 1,0 m entsprach circa 70 % und mehr aller gemessenen Flächenbelastungen der RBF-Anlagen.

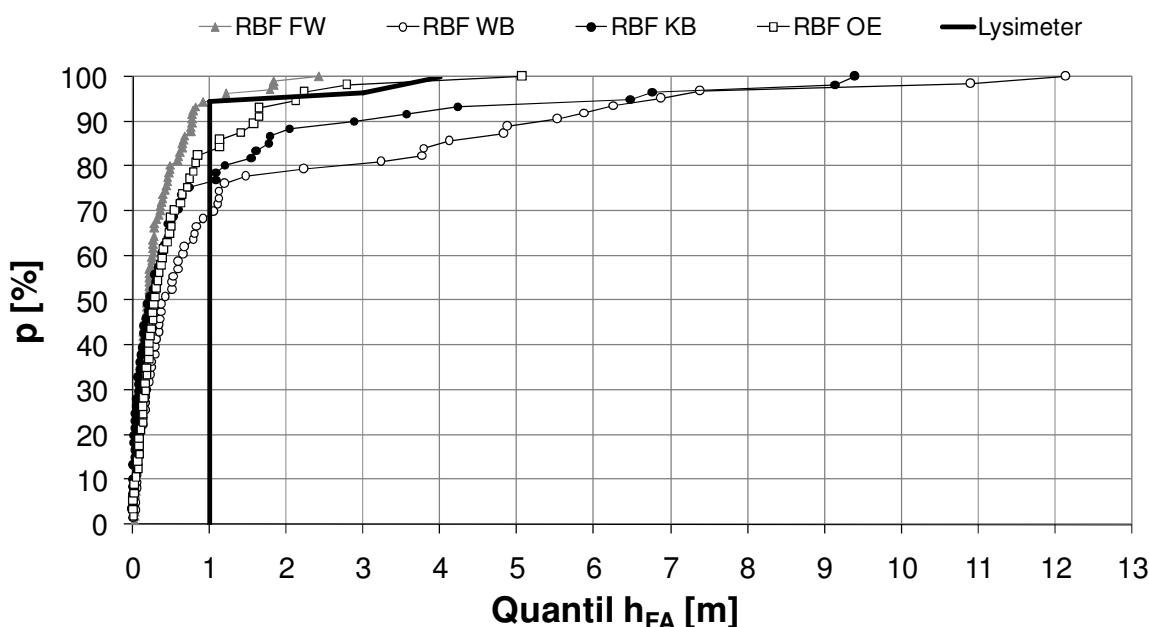


Abbildung 32: Unterschreitungshäufigkeit der ereignisspezifischen Beschickungshöhen (h_{FA}), RBFA und Lysimeter (nach Frechen et al. 2008)

In Tabelle 25 werden die Gesamtbeschickungshöhen mit Angabe der im Rahmen dieser Arbeit ausgewerteten stofflichen Anteile und der Filterüberlaufhöhen (bezogen auf die Filteroberflächen) zusammenfassend aufgeführt. Ergänzend wird die Summe der mittleren jährlichen Zulaufvolumina dargestellt, resultierend aus den Beschickungshöhen im Filterablauf und -überlauf (h_{FA} -Jahresdurchschnitt und $h_{FÜ}$) und der spezifischen Filteroberfläche.

Tabelle 25: Beschickungs- und Überlaufhöhen, RBF und Lysimeter

| Anlage | Filterzulauf $\sum V$ [$m^3 \cdot a^{-1}$] | Beschickungshöhen $\sum h_{FA}$ [m] | | | Filterüberlauf $\sum h_{FÜ}$ [m] |
|--------|--|-------------------------------------|---------------------------|----------------------|--|
| | | gesamte Untersuchung | Jahres- durchschnitt | stofflich erfasst | |
| RBF FW | 7.399 | 35,4 | 11,8 | 26,9 | 0 |
| RBF WB | 42.398 | 89,9 (102,0) ¹⁾ | 40,0 (45,3) ¹⁾ | 77,7 | 58,6 (117,8) ¹⁾ |
| RBF KB | 29.464 | 63,5 | 34,6 | 45,8 | 21,6 |
| RBF OE | 22.017 | 34,5 | 17,3 | 30,4 | 0 |
| Lysi | 32.102 | 64,0 | 51,2 | 64,0 | - |

¹⁾ mit Extremereignis vom 18. Januar 2005

Die durchschnittliche jährliche Beschickungshöhe lag bei den RBF FW und OE unterhalb der zu diesem Zeitpunkt in Hessen bzw. von der DWA empfohlenen mittleren jährlichen Beschickungshöhe von $30 m \cdot a^{-1}$ (HMULF 2002) bzw. $40 m \cdot a^{-1}$ (DWA 2005c). An den Standorten Wiesenbach und Kleingladenbach wurden diese Empfehlungen zum Teil überschritten, die künstlich erzeugte hydraulische Belas-

tung der Lysimeteranlage lag mit ca. $51 \text{ m} \cdot \text{a}^{-1}$ deutlich darüber. Der RBF OE ist hinsichtlich der mittleren jährlichen Beschickungshöhe von circa $17 \text{ m} \cdot \text{a}^{-1}$ mit den RBF Waldangeloch und Geilenkirchen/Fahlstraße vergleichbar (MUNLV 2003). Die hydraulisch höher belasteten Standorte WB und KB sowie die Lysimeteranlage weisen Beschickungshöhen im Jahresdurchschnitt ähnlich dem RBF Langenalb auf (Schnabel und Fuchs 2001).

Ergänzend sei an dieser Stelle erwähnt, dass für geplante Retentionsbodenfilter des Erftverbandes (NRW) im Jahr 2004 bereits mittlere jährliche Beschickungshöhen von $40 \text{ m} \cdot \text{a}^{-1}$ bis $50 \text{ m} \cdot \text{a}^{-1}$, entgegen den im Handbuch NRW (MUNLV 2003) empfohlenen $30 \text{ m} \cdot \text{a}^{-1}$ bis $40 \text{ m} \cdot \text{a}^{-1}$, als Bemessungsgrundlage angesetzt wurden (Schäfer und Dahmen 2009). Ob diese Werte auch in der Praxis erreicht oder überschritten wurden wird nicht erwähnt.

Die Gesamtvolumina der mittleren hydraulischen Filterbelastung pro Jahr (Mischwassermenge, die durch den Bodenfilter perkolierte, ohne Filterüberlaufmengen) sind unterschiedlich stark ausgeprägt und weisen am Standort Wiesenbach ein Maximum von über $42.000 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$ auf.

5.1.2 Stofflich

Zur Darstellung der stofflichen Belastung der Untersuchungsanlagen werden zunächst die gemessenen Konzentrationen und anschließend die hieraus mit Hilfe der zugehörigen Durchflussvolumina berechneten Frachten an Phosphor wiedergegeben.

In Abbildung 33 sind die Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren Filterzulaufkonzentrationen von Ortho-Phosphat ($S_{\text{PO}_4,\text{FZ}}$) je Ereignis abgebildet.

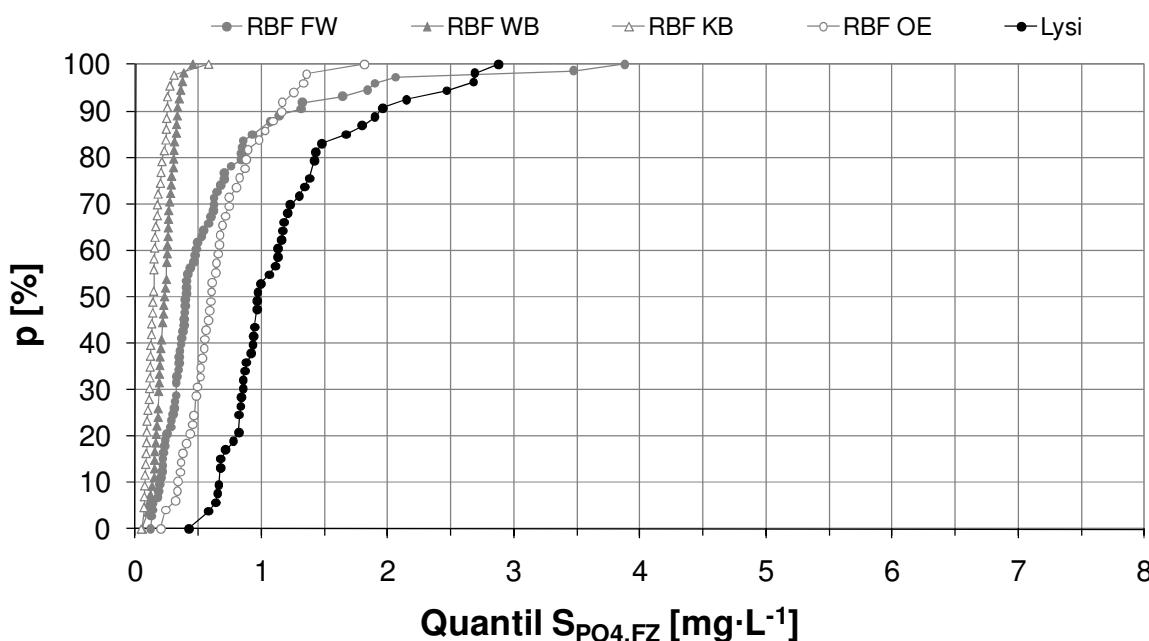


Abbildung 33: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterzulaufkonzentrationen von Ortho-Phosphat ($S_{PO_4,FZ}$), RBF und Lysimeter (nach Frechen et al. 2008)

Die Mediane (Mittelwerte) lagen bei den RBF in einem Bereich zwischen $0,13 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$ ($0,16 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$) und $0,6 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$ ($0,69 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$), wobei die Standorte WB und KB den unteren und die Standorte FW und OE den oberen Konzentrationsbereich kennzeichnen. In 30 % bzw. 50 % der Fälle lagen die mittleren Ereigniskonzentrationen am RBF FW bzw. OE über den maximalen Konzentrationen der RBF WB und KB. Die Lysimeteranlage wurde mit wesentlich höheren Konzentrationen belastet und wies dementsprechend einen Median (Mittelwert) von $0,96 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$ ($1,19 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$) auf. Lediglich in zwei Fällen wurde am RBF FW die mittlere Ereigniskonzentration der Lysimeteranlage übertroffen. Das Maximum der mittleren Ereigniskonzentration lag bei circa $3,9 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$ (RBF FW).

Da das gelöste Ortho-Phosphat keinen Absetzwirkungen unterliegt, können die angegebenen Filterzulauf-Konzentrationen grundsätzlich auf die Belastung des Mischwassers in der Vorstufe übertragen werden. Aufgrund der Abhängigkeit der unterschiedlichen Fraktionen der Ortho-Phosphat-Ionen vom pH-Wert kann angenommen werden, dass an der RBFA OE mit einem mittleren pH-Wert von ca. 6,8 ein ausgeglichenes Verhältnis von H_2PO_4^- - zu HPO_4^{2-} -Ionen vorlag. Dementsprechend war dieses Verhältnis an der RBFA KB durch im Mittel höhere pH-Werte von ca. 7,6 zugunsten der HPO_4^{2-} -Ionen verschoben (vgl. Koppe und Stozek 1999).

Ergänzend zum Ortho-Phosphat sind in Abbildung 34 die Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren Filterzulaufkonzentrationen an Gesamt-Phosphor je Ereignis abgebildet.

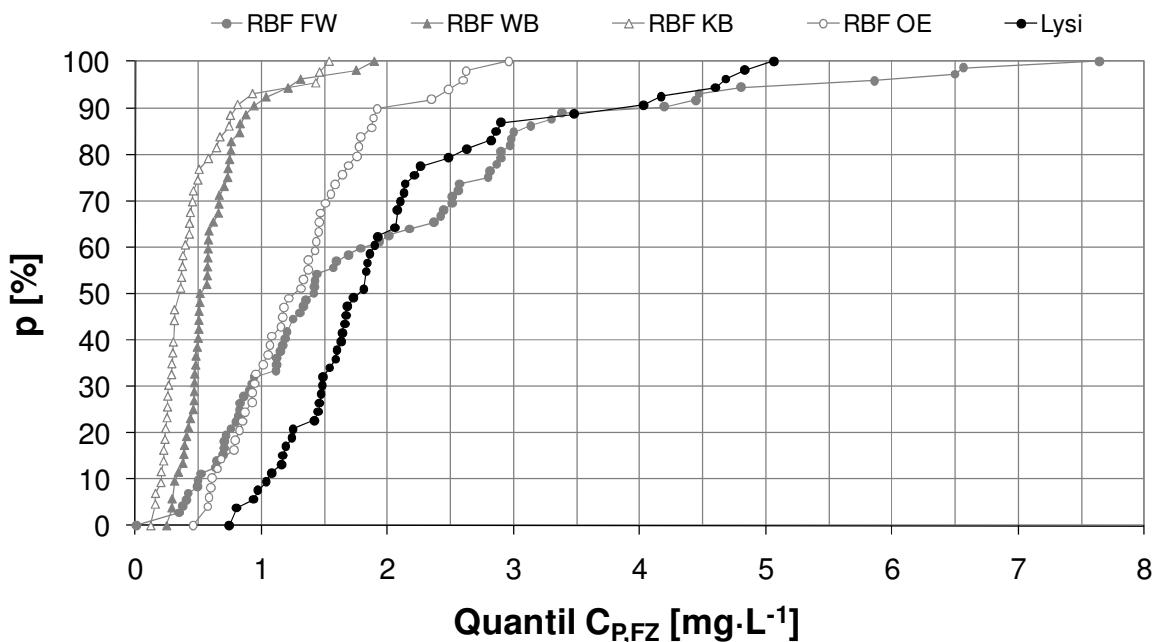


Abbildung 34: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterzulaufkonzentrationen von Gesamt-Phosphor ($C_{P,FZ}$), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

Erwartungsgemäß lagen die Mediane (Mittelwerte) bei allen Anlagen über den zuvor beschriebenen für Ortho-Phosphat, in einem Bereich zwischen $0,34 \text{ mg P} \cdot \text{L}^{-1}$ ($0,5 \text{ mg P} \cdot \text{L}^{-1}$) und $1,64 \text{ mg P} \cdot \text{L}^{-1}$ ($2,1 \text{ mg P} \cdot \text{L}^{-1}$). Auch die Verhältnisse zwischen den RBFA entsprechen überwiegend denen beim Ortho-Phosphat, lediglich der RBF FW wies gegenüber dem RBF OE in über 65 % der Fälle größere P-Konzentrationen auf (bei S_{PO_4} nur in über 10 %, vgl. Abbildung 33) und lag im unteren Konzentrationsbereich im Bereich des RBF OE. Wie auch beim Ortho-Phosphat trat das Maximum am RBF FW auf, mit circa $7,7 \text{ mg P} \cdot \text{L}^{-1}$.

Es kann davon ausgegangen werden, dass die Konzentrationen an Gesamt-Phosphor im Zulauf der Vorstufen der RBF-Anlagen grundsätzlich über denen der Filterzuläufe lagen. Nach dem Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131 (ATV-DVWK 2000) zur Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen können in der Vorklärung durch Sedimentation des partikulären Phosphors circa 11 % des Gesamt-Phosphors im Abwasser aus dem System entfernt werden. Weiterhin wird vermutet, dass Spülstöße hinsichtlich der Gesamt-Phosphor-Konzentrationen und -Frachten auftraten und in den Vorstufen der RBFA teilweise abgepuffert wurden (vgl. auch Howe and Burgon 2010, Kayhanian and Stenstrom 2008).

Das Verhältnis von Gesamt-Phosphor zu Ortho-Phosphat in den Filterzuläufen ist in Abbildung 35 graphisch dargestellt. Der Faktor C_P/S_{PO_4} variiert für die Mediane bzw. Mittelwerte der mittleren Filterzulaufkonzentrationen in einem Bereich von circa 3,5 (RBFA FW) bis 1,5 (Lysimeter). Bei den RBFA WB und KB sowie der Lysimeteranlage lagen die Medianwerte unterhalb der Mittelwerte.

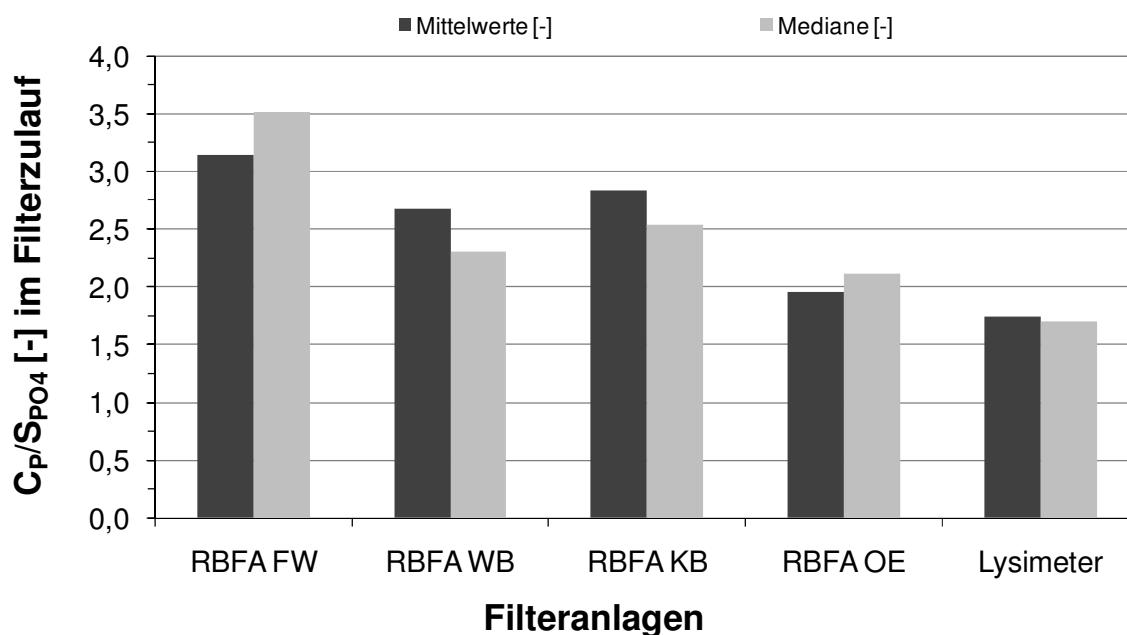


Abbildung 35: Konzentrationsverhältnis Gesamt-Phosphor (C_P) zu Ortho-Phosphat (S_{PO_4}) im Filterzulauf, RBFA und Lysimeter

Stellt man die oben beschriebenen P-Konzentrationen den wenigen Ergebnissen anderer Untersuchungen an Retentionsbodenfiltern im Mischsystem und ergänzend an Beckenüberläufen (BÜ) entsprechender Mischwasserentlastungsbauwerke gegenüber, so werden die Literaturwerte durch die Bandbreite der Konzentrationen der RBFA und der Lysimeteranlage abgedeckt. Die Mediane und Mittelwerte für Ortho-Phosphat liegen bei den RBFA WB und KB in einem vergleichbaren Bereich, bei den RBFA FW und OE sowie der Lysimeteranlage deutlich oberhalb der Literaturwerte. Die Literaturangaben für Gesamt-Phosphor werden von den RBFA WB und KB im Mittel und Median leicht unterschritten. Wohingegen die RBFA FW und OE sowie die Lysimeteranlage in einem vergleichbaren Bereich bzw. deutlich über den Literaturwerten liegen. Die Daten sind vergleichend im Anhang zu diesem Kapitel tabellarisch aufgeführt (Tabelle A5.1).

Ergänzende Stichproben des Schmutzwasserabflusses in der Mischkanalisation zeigten einen ähnlichen Tagesgang der P-Konzentrationen an den Standorten KB und OE. Dieser wies ein Minimum von circa $0,5 \text{ mg P} \cdot \text{L}^{-1}$ bis $1,5 \text{ mg P} \cdot \text{L}^{-1}$ in den Nachtstunden (2 bis 6 Uhr) und ein Maximum von circa $2 \text{ mg P} \cdot \text{L}^{-1}$ bis $8 \text{ mg P} \cdot \text{L}^{-1}$ am Morgen (6 bis 10/12 Uhr) auf, wobei die hohen C_P -Werte von bis zu $8 \text{ mg P} \cdot \text{L}^{-1}$ am Standort OE auftraten. Die Korrelationen mit den Konzentrationen anderer Schmutzparameter zeigten die größten Übereinstimmungen von Gesamt-Phosphor (C_P) bzw. Ortho-Phosphat (S_{PO_4}) mit dem Chemischen Sauerstoffbedarf (C_{CSB}) und Gesamtstickstoff (C_N) auf. Die entsprechenden Grafiken und Korrelationskoeffizienten (R^2) sind im Anhang zu diesem Kapitel aufgeführt (Abbildungen A5.9 bis A5.12).

Für einen direkten Vergleich der tatsächlichen stofflichen Belastung der Filteranlagen untereinander müssen die Stoff-Frachten herangezogen werden. Aufgrund der unterschiedlichen Anlagengrößen ist es zudem erforderlich, die Stoff-Frachten auf die Filteroberfläche zu normieren. In Abbildung 36 sind die Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren Filterzulauffrachten je Ereignis von Ortho-Phosphat, normiert auf einen Quadratmeter Filteroberfläche, aufgetragen.

Die Mediane (Mittelwerte) der mittleren PO₄-Zulauffrachten je Ereignis der RBF liegen sehr dicht beieinander, im Gegensatz zu den entsprechenden Konzentrationen (vgl. Abbildung 33), in einem Bereich von 0,04 g PO₄-P·m⁻² (0,2 g PO₄-P·m⁻²) bis 0,18 g PO₄-P·m⁻² (0,6 g PO₄-P·m⁻²). Dies ist auf die höhere hydraulische Belastung der RBF WB und KB und die deutlich größere Filteroberfläche des RBF OE gegenüber den anderen Filteranlagen zurückzuführen (vgl. Tabelle 25). Demgegenüber war der Median der Lysimeteranlage mit 1,0 g PO₄-P·m⁻² deutlich höher. Das Maximum der flächenspezifischen Belastung trat am RBF WB mit circa 8,3 g PO₄-P·m⁻² auf und lag mit Abstand über den Maxima der anderen Filteranlagen.

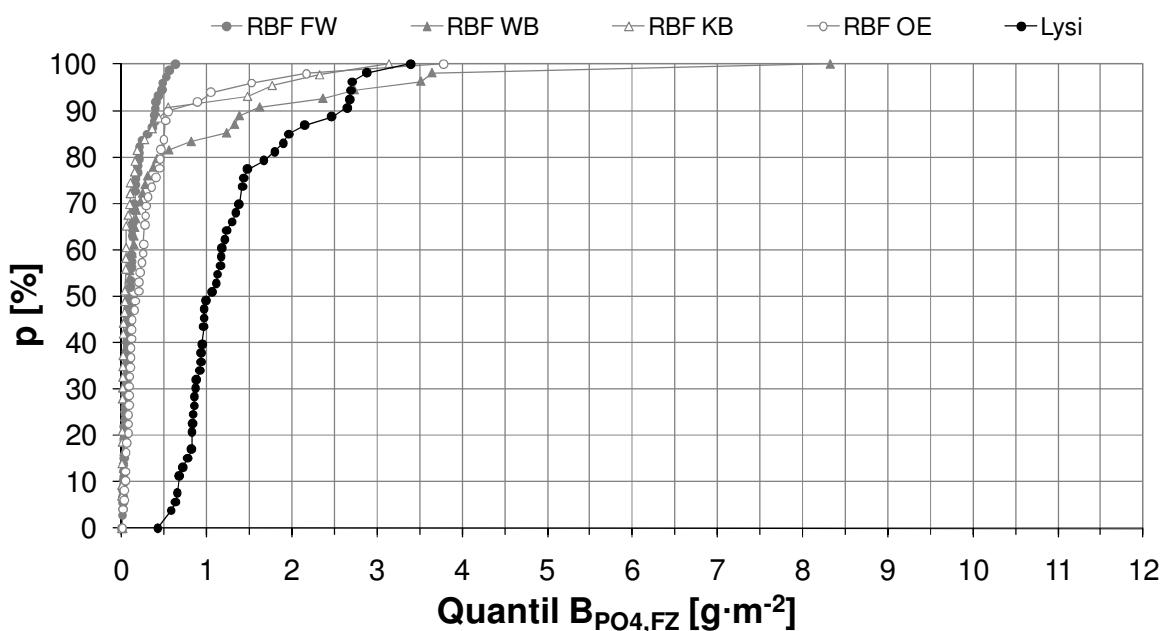


Abbildung 36: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterzulauffrachten von Ortho-Phosphat ($B_{PO_4,FZ}$), RBF und Lysimeter (nach Frechen et al. 2008)

Die Unterschreitungshäufigkeiten der Frachten an Gesamt-Phosphor ergaben ein den PO₄-Frachten vergleichbares Ergebnis, bei insgesamt höheren Frachtwerten (Abbildung 37). Die RBF lagen im Median (Mittelwert) bei circa 0,1 g P·m⁻² bis 0,4 g P·m⁻², die Lysimeteranlage deutlich höher bei circa 1,0 g P·m⁻². Die maximale mittlere Zulauffracht eines Ereignisses trat am RBF WB mit circa 11,6 g P·m⁻² auf.

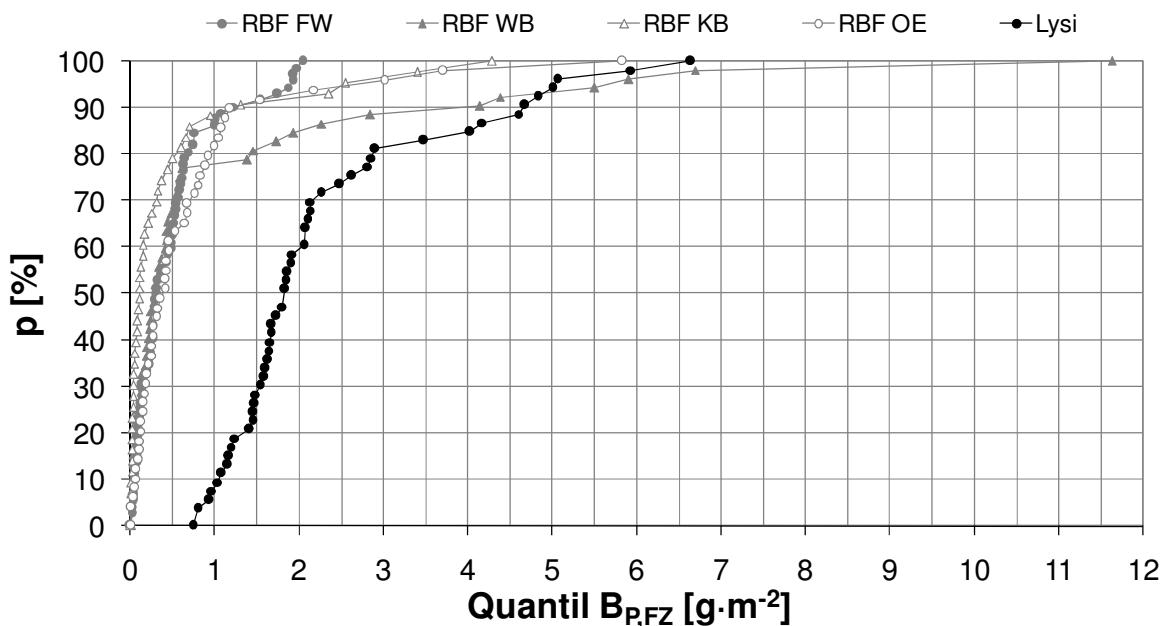


Abbildung 37: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterzuflauffrachten von Gesamt-Phosphor ($B_{P,FZ}$), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

Angaben zu Konzentrationen und Frachten weiterer Schmutzparameter im Filterzulauf sind im Anhang zu diesem Kapitel aufgeführt (Abbildungen A5.13 bis A5.24 und Tabelle A5.2).

In Tabelle 26 sind abschließend die Anzahl der Beschickungsergebnisse für die Auswertung der stofflichen Belastung und die Stoff-Frachten insgesamt bzw. im Jahresdurchschnitt zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 26: Anzahl der Beschickungsergebnisse und Phosphorfrachten, RBF und Lysimeter

| Anlage | Anzahl Ereignisse [-] | | Frachten B [$g \cdot m^{-2}$] | | Frachten B [$g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$] | |
|--------|-----------------------|-------------------|---------------------------------|--------|--|--------|
| | Beschickungen | stofflich erfasst | P | PO4 | P | PO4 |
| | | | Filter | Filter | Filter | Filter |
| RBF FW | 101 | 67 | 35,4 | 10,5 | 10,9 | 3,2 |
| RBF WB | 67 | 54 | 44,7 | 20,0 | 19,9 | 8,9 |
| RBF KB | 57 | 43 | 16,9 | 9,2 | 9,2 | 5,0 |
| RBF OE | 57 | 49 | 35,1 | 18,4 | 17,6 | 9,2 |
| Lysi | 56 | 56 | 122,3 | 69,3 | 97,8 | 55,4 |

Die dokumentierten Beschickungsergebnisse der Filteranlagen konnten stofflich zu circa 66 % (RBF FW) bis 100 % (Lysi) ausgewertet werden. Übertragen auf die hydraulische Flächenbelastung je Filteranlage entsprach dies einer stofflichen

Auswertung von circa 72 % (RBF KB) bis 100 % (Lysi) der gesamten Beschickungshöhe im Untersuchungszeitraum (vgl. Tabelle 25).

Die rechnerische mittlere Jahreszulauffracht unterschied sich an den RBF deutlich voneinander. Die RBF WB und OE waren mit ca. $20 \text{ g P m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ($10 \text{ g PO}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) doppelt so hoch belastet wie die RBF FW und KB. Die stoffliche Belastung der Lysimeteranlage lag nochmals um den Faktor 5 über den höher belasteten RBF WB und OE.

Die Lysimeteranlage wurde insgesamt stofflich wesentlich höher belastet als die RBF, um so u.a. Belastungsgrenzen von Retentionsbodenfiltern, insbesondere hinsichtlich des endlichen P-Rückhaltes im Rahmen der 15 monatigen Untersuchsdauer, erforschen zu können.

Die entsprechende Belastung der Filterabläufe hinsichtlich Konzentration und Fracht an Gesamt-Phosphor und Ortho-Phosphat sowie weiterer Schmutzparameter sind im Anhang zu diesem Kapitel aufgeführt (Abbildungen A5.25 bis A5.44 und Tabellen A5.3 bis A5.5). Diese werden in den einzelnen Kapiteln der Ergebnisdiskussion wieder aufgegriffen und im entsprechenden Kontext dargestellt.

5.2 Anlagenleistungsfähigkeit

5.2.1 Hydraulisch

Je nach Anlagenkonfiguration und Messaufwand kann der hydraulische Wirkungsgrad für die gesamte RBF-Anlage, bestehend aus Vorstufe und RBF, und/oder separat für Vorstufe und RBF angegeben werden. Die Vorstufen der im Rahmen dieser Arbeit untersuchten großtechnischen Anlagen bestehen aus Fangbecken und Stauraumkanälen (vgl. Kapitel 4.1), deren Beckenüberläufe (BÜ) im Regelbetrieb vollständig auf die RBF geleitet wurden. Lediglich im Fall einer Außerbetriebnahme des Filterbeckens (Betriebsstörung, Wartung) erfolgt eine Entlastung aus der Vorstufe über den Notumlauf direkt in das entsprechende Einleitgewässer.

Aufgrund der örtlichen Randbedingungen im Entwässerungssystem und des unverhältnismäßig großen Messaufwandes in Bezug zur Messgenauigkeit und Plausibilität der Ergebnisse, wurden die Regenabflussmengen in den Mischwasserkanälen der Untersuchungsstandorte nicht erfasst.

Vor diesem Hintergrund können hinsichtlich der Anlagenleistungsfähigkeit zwar nicht die hydraulischen Wirkungsgrade der gesamten RBFA bzw. der Vorstufe, gleichwohl jedoch des nachgeschalteten Filterbeckens (RBF) angegeben werden.

In Tabelle 27 sind die spezifischen Volumina und hydraulischen Wirkungsgrade der RBF dargestellt, ergänzt um die rechnerischen Wirkungsgrade der RBF und RBFA aus dem für die Entwurfsprüfung in der hessischen Wasserwirtschaftsver-

waltung verbindlichen Schmutzfrachtsimulationsmodell SMUSI (vgl. Felmeden 2004).

Tabelle 27: Hydraulische Wirkungsgrade der RBF-Anlagen

| RBFA | $V_{VOR}/A_U^{1)}$ [m ³ ha ⁻¹] | $V_{RBF}/A_U^{1)}$ [m ³ ha ⁻¹] | V_{VOR}/V_{RBF} [-] | $\eta_{hyd,RBF}$ [%] | $\eta_{hyd,RBF,SMUSI}$ [%] | $\eta_{hyd,RBFA,SMUSI}$ [%] |
|------|--|--|--------------------------|-------------------------|-------------------------------|--------------------------------|
| FW | 5,4 | 43,2 | 0,12 | 100 | - | - |
| WB | 7,1 | 62,0 | 0,12 | 60 (46) ²⁾ | 61 | 80 |
| KB | 12,8 | 67,1 | 0,19 | 74 | 58 | 78 |
| OE | 9,9 | 66,6 | 0,15 | 100 | 79 | 86 |

¹⁾ $A_U = A_{E,b}$ (vgl. ATV 1992 und Kapitel 4.1)

²⁾ mit Extremereignis vom 18. Januar 2005

Die Retentionsbodenfilter FW und OE wiesen einen hydraulischen Wirkungsgrad von $\eta_{hyd,RBF} = 100\%$ auf. An den Standorten WB und KB ergaben sich aufgrund der Ereignisse mit Filterüberlauf mittlere hydraulische Wirkungsgrade von 60 % bis 74 %. Bei Berücksichtigung des Extremereignisses vom Januar 2005 verringerte sich der Wirkungsgrad des RBF WB auf ca. 46 % (zu diesem Zeitpunkt befand sich der nahegelegene RBF KB aufgrund der Anwuchsphase noch nicht in Betrieb).

Im Vergleich mit dem simulierten Anlagenwirkungsgrad nach SMUSI wird deutlich, dass am RBF WB Simulation und Betrieb gut übereinstimmten (ohne Berücksichtigung des Extremereignisses vom Januar 2005), wohingegen der RBF KB mit 74 % über dem Simulationsbereich von 58 % lag. Am Standort OE traten dagegen keine der mittels SMUSI simulierten Ereignisse mit Filterüberlauf während des zweijährigen Untersuchungsbetriebes auf. Am Standort FW gab es zum Zeitpunkt der Bemessung der RBFA (1992) noch keinen SMUSI-Baustein zur RBF-Simulation.

Aufgrund der flächenspezifischen Volumina der Vorstufen und RBF sowie der Quotienten aus Vorstufen- und RBF-Volumina (V_{VOR}/V_{RBF}) lassen sich keine Einflüsse auf die unterschiedlichen Wirkungsgrade ableiten. Vielmehr scheinen die Charakteristik des Einzugsgebietes und das Niederschlagsgeschehen maßgebend für die Ausprägungen der hydraulischen Wirkungsgrade zu sein.

Entgegen der anderen Untersuchungsstandorte ist am Standort OE die RBFA unmittelbar vor der Abwasserbehandlungsanlage (ABA) des entsprechenden Einzugsgebietes angeordnet. In den Jahren 2005 und 2006 wurden in der ABA OE im Mittel circa 269.860 m³ Abwasser pro Jahr behandelt. Die in der zweijährigen Untersuchsdauer (07/2005 bis 06/2007) durch das Filterbecken der RBFA perkolierte Mischwassermenge betrug circa 22.017 m³·a⁻¹ (vgl. Tabelle 25). Dementsprechend betrug der Anteil des im RBF behandelten Mischwassers circa 8,2 % der mittleren Jahresabwassermenge der ABA OE.

5.2.2 Stofflich

Die Leistungsfähigkeit der RBF bezüglich verschiedener Schmutzparameter kann anhand spezifischer Wirkungsgrade (z.B. bezogen auf einzelne Ereignisse, unterschiedliche Drosselabflussspenden, Betriebsjahre) und des Gesamt-Wirkungsgrades erfolgen. Aus der Bilanzierung der zuvor beschriebenen Zu-, Ab- und Filterüberlauf-Frachten des gesamten Untersuchungszeitraumes wurde der mittlere Gesamt-Wirkungsgrad der RBF je Schmutzparameter bestimmt (vgl. Kapitel 4.6).

In Abbildung 38 sind die mittleren Gesamt-Wirkungsgrade (η_{mittel}) ohne Berücksichtigung der Filterüberläufe für Ortho-Phosphat (PO_4) und Gesamt-Phosphor (P) der RBF dargestellt. Ergänzend sind die Standardabweichungen σ der Einzelwirkungsgrade vom Mittelwert, die zugrunde liegende Beschickungshöhe h_{FA} und die Ereigniszahl n aufgeführt.

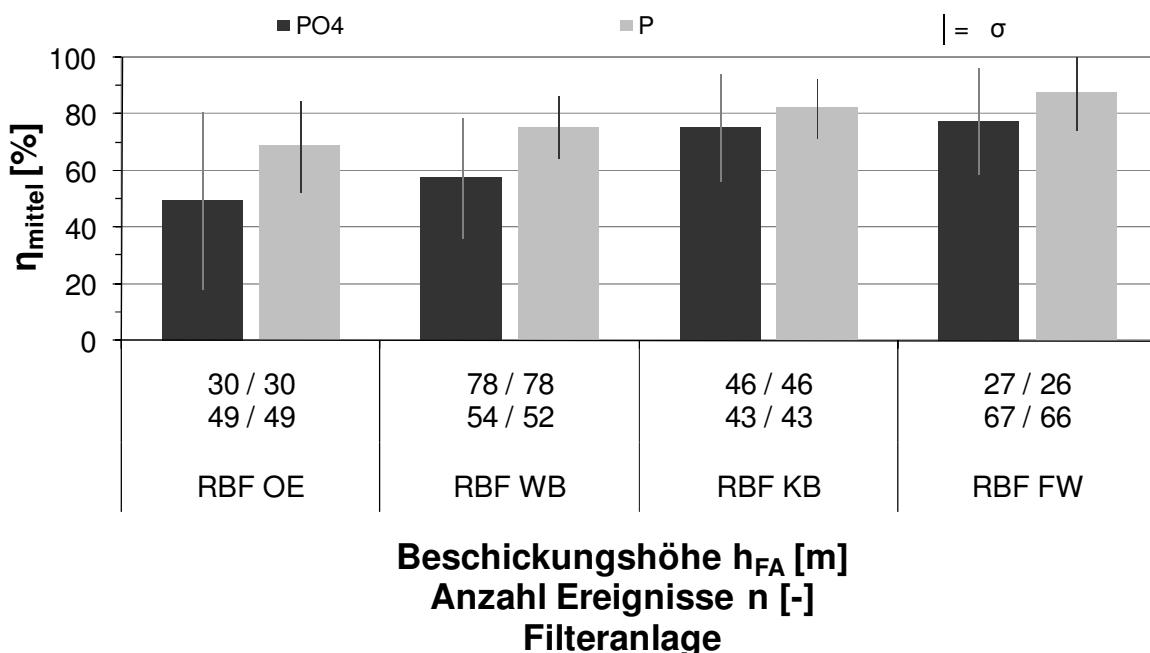


Abbildung 38: Mittlere Gesamt-Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat (PO_4) und Gesamt-Phosphor (P) ohne Filterüberläufe (FÜ), RBF

Die RBF wiesen mittlere Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat in einem Bereich von 49 % bis 78 % auf. An allen RBF lagen die mittleren Wirkungsgrade für Gesamt-Phosphor über denen für Ortho-Phosphat und betragen 69 % bis 88 %. Die Standardabweichungen von den mittleren Gesamt-Wirkungsgraden waren unterschiedlich stark ausgeprägt, jedoch für PO_4 (18,6 % bis 31,4 %) durchgängig größer als für P (10,5 % bis 16,2 %). Berücksichtigt man an den RBF WB und KB die über die Filterüberläufe emittierten Phosphor-Frachten, verringern sich die oben beschriebenen mittleren Gesamt-Wirkungsgrade für den gesamten Untersuchungszeitraum zum Teil deutlich. Das Minimum an P-Rückhalt tritt mit circa 37 % für PO_4 am RBF WB auf und stellt eine Verringerung um über 20 Prozentpunkte dar.

Am Standort OE traten von allen RBF die geringsten Wirkungsgrade für PO₄ (49 %) und P (69 %) und die zugleich relativ höchsten Standardabweichungen auf, bei vergleichsweise hohen ereignisspezifischen Zulaufkonzentrationen und jährlichen Gesamtfrachten je Quadratmeter Filterfläche (vgl. Abbildung 33, Abbildung 34, Tabelle 26). Der spezifisch ähnlich hoch belastete RBF WB (analog zu RBF OE mit nicht bindigem Filtersand ausgestattet und ohne Melioration von Eisenhydroxiden) wies demgegenüber bessere Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat (58 %) und Gesamt-Phosphor (76 %) auf.

Die niedrigen Gesamt-Wirkungsgrade der RBF OE und WB spiegeln indirekt eine deutliche Abnahme der Leistungsfähigkeit über die Betriebszeit wieder. Im Gegensatz zu den RBF KB und FW mit über die Untersuchungsdauer relativ konstanten Wirkungsgraden ließen diese von anfangs über 80 % bis hinunter zu 9 % gegen Ende des Untersuchungszeitraumes nach. Es wurden zudem in der zweiten Hälfte der Untersuchungsdauer am RBF OE drei und am RBF WB zwei Ereignisse mit negativen Wirkungsgraden hinsichtlich PO₄ dokumentiert, die jedoch aufgrund des partikulären Phosphoranteils für Gesamt-Phosphor positiv ausfielen.

Der RBF KB wies mit 76 % und 82 % den wirkungsvollsten Rückhalt an Phosphorverbindungen unter den RBF mit nicht bindigen Filtersubstraten auf, bei näher aneinander liegenden Wirkungsgraden für PO₄ und P. Dies konnte auf die Melioration des Filtersandes mit 10 Massen-% Ferrosorp® RW zurückgeführt werden, wodurch ein Erschöpfen der P-Sorptionskapazität im Untersuchungszeitraum im Vergleich zu den RBF OE und WB verhindert werden konnte.

Am RBF FW traten die höchsten P-Rückhalte aller RBF mit im Mittel 78 % (PO₄) und 88 % (P) auf, bei vergleichsweise niedriger Standardabweichung hinsichtlich Ortho-Phosphat. Der RBF KB lag somit im Bereich der Wirkungsgrade des mit bindigem Filtersubstrat ausgestatteten RBF FW, welcher jedoch über zehn Jahre länger (seit 1994) in Betrieb ist, bei vergleichbarer spezifischer P-Fracht pro Jahr (vgl. Tabelle 26).

In Anlehnung an den Quotienten aus behandelter Mischwassermenge im RBF zur Jahresabwassermenge der ABA am Standort Oberelsungen (vgl. Kapitel 5.2.1) kann das Verhältnis der behandelten Fracht an Gesamt-Phosphor im RBF zur entsprechenden P-Ablauffracht der ABA angegeben werden. In den Jahren 2005 und 2006 wurden aus der ABA OE im Mittel circa 528 kg P·a⁻¹ emittiert. Die in der zweijährigen Untersuchungsdauer (07/2005 bis 06/2007) durch das Filterbecken der RBFA behandelte Fracht für Gesamt-Phosphor betrug circa 22 kg P·a⁻¹ und entsprach somit circa 4,2 % der mittleren Jahresabwasserfracht der ABA OE.

Analog zu der obigen Darstellung der Ergebnisse für die RBF sind in Abbildung 39 die mittleren Gesamt-Wirkungsgrade für PO₄ und P der Lysimeteranlage abgebildet. Die Lysimeter 1 bis 4 entsprechen Filteraufbau und -substraten der Großtechnik (ohne Abbildung des bindigen Filtersubstrats des RBF FW), bei L 2 und L 4

sind in Abweichung zu den RBF die Filtersubstrate verdichtet (v) eingebaut worden (vgl. Kapitel 4.2).

Verglichen mit den RBF-Anlagen konnten an den Lysimetern L 1, L 3 und L 4 qualitativ vergleichbare Wirkungsgrade erreicht werden, jedoch bei wesentlich höheren Standardabweichungen. Davon ausgenommen erzielte das mit Eisenhydroxid meliorierte L 4 mit mittleren Wirkungsgraden von circa 99 % für PO₄ und P einen nahezu vollständigen P-Rückhalt, der bei sehr geringen Standardabweichungen unter 2 % eine hohe Prozessstabilität über die gesamte Untersuchungsdauer aufwies. Der verdichtete Einbau des Filtersandes von L 2 führte gegenüber dem identischen, aber nicht verdichteten Filtersand von L 1 zu einer Erhöhung des P-Rückhaltes. Dies kann ebenso für das L 4 angenommen werden, wobei hier im Wesentlichen die Melioration mit Eisenhydroxid für die sehr hohe Leistungsfähigkeit kennzeichnend ist (vgl. Kapitel 6.1.1).

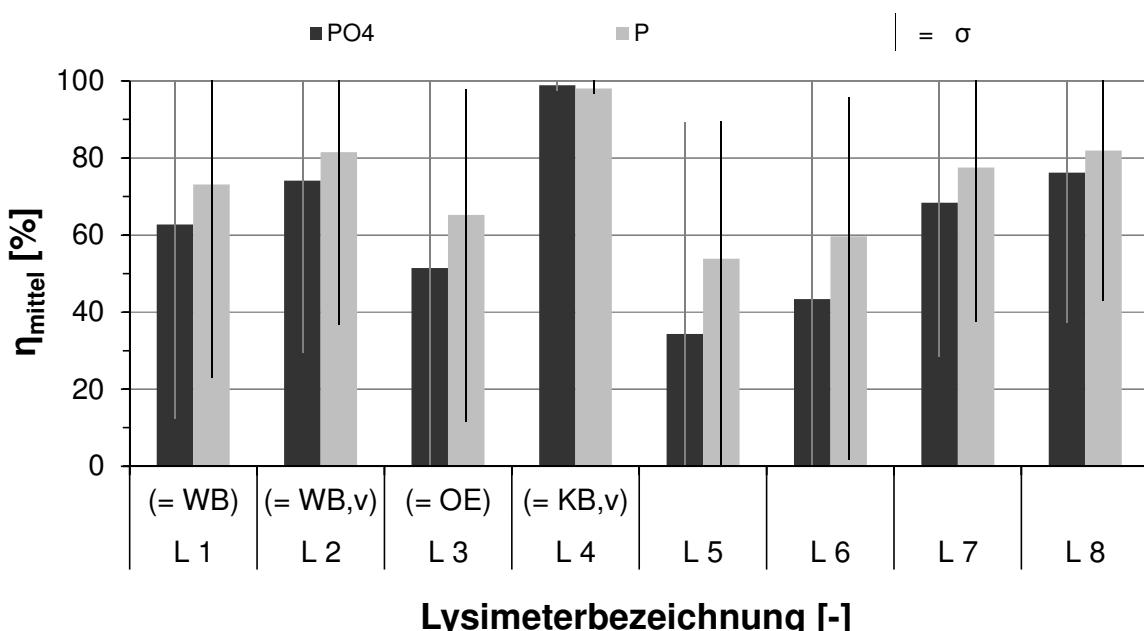


Abbildung 39: Mittlere Gesamt-Wirkungsgrade Ortho-Phosphat (PO₄) und Gesamt-Phosphor (P), Lysimeter

Die grobkörnigeren Filtersande der Lysimeter 5 und 6 wiesen die geringsten mittleren Wirkungsgrade für PO₄ (26 % bzw. 36 %) und P (54 % bzw. 60 %) auf, bei gleichzeitig hohen relativen Standardabweichungen und den größten Differenzen zwischen Ortho-Phosphat und Gesamt-Phosphor. Neben der geringeren Kornoberfläche beider Lysimeter besitzt das leistungsschwächste Filtersubstrat des L 5 zudem noch die geringsten Gehalte an reaktiven Eisenhydroxiden (vgl. Tabelle 20).

Die Sondersubstrate in L 7 (Lava) und L 8 (Ecolith) erreichten Wirkungsgrade zwischen 60 % und 80 % und lagen im Leistungsbereich der Filtersande der Lysimeter 1 und 2.

Wie zuvor an den großtechnischen RBF OE und WB nahmen an der Lysimeteranlage die Wirkungsgrade für PO_4 und P mit zunehmender Betriebsdauer ab, ausgenommen Lysimeter L 4. Diese Verringerungen setzten am leistungsschwächsten Lysimeter L 5 bereits nach dem achten Beschickungsergebnis ab einer PO_4 -Fracht von circa 8 g $\text{PO}_4\text{-P}\cdot\text{m}^{-2}$ (15 g P·m⁻²) ein. Mit der Abnahme der Leistungsfähigkeit traten an all diesen Lysimetern auch negative PO_4 -Wirkungsgrade auf, die sich ebenfalls am L 5 bereits nach einer spezifischen kumulierten Fracht von circa 27 g $\text{PO}_4\text{-P}\cdot\text{m}^{-2}$ (50 g P·m⁻²) und bei insgesamt 20 Beschickungsergebnissen ereigneten.

Ergänzend zu den oben aufgeführten Ergebnissen hinsichtlich Phosphor sind für einen Gesamtüberblick der Leistungsfähigkeit der untersuchten Anlagen in Abbildung 40 die Gesamt-Wirkungsgrade wesentlicher Abwasserparameter für die RBF-Anlagen dargestellt. Zu den mittleren Wirkungsgraden für den Chemischen Sauerstoffbedarf (CSB), die Abfiltrierbaren Stoffe (TS), Ammonium-Stickstoff (NH_4) und E.coli (zusätzlich in log-Stufen) werden die jeweiligen Standardabweichungen (σ), die zugrunde liegende Beschickungshöhe h_{FA} sowie die Ereignisanzahl n angegeben.

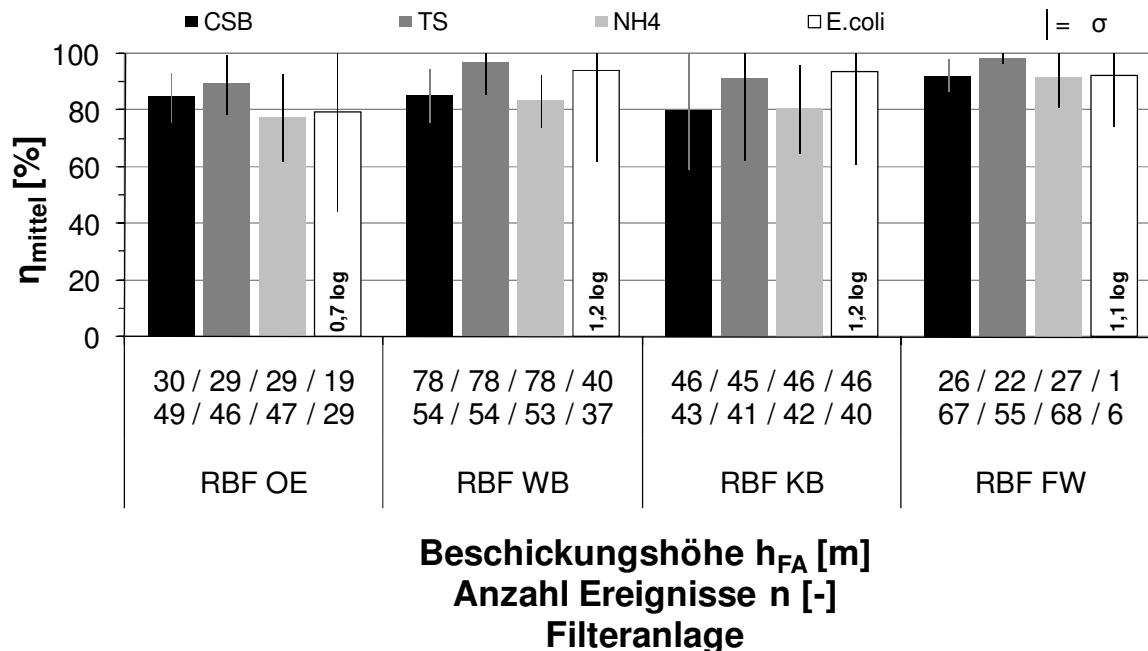


Abbildung 40: Mittlere Gesamt-Wirkungsgrade für CSB, TS, NH_4 und E.coli, RBF (nach Frechen et al. 2008)

Die RBF wiesen insgesamt für die vier genannten Parameter mittlere Wirkungsgrade von circa 80 % und mehr auf, wobei das Minimum mit $\eta_{\text{NH}_4} = 78 \%$ beim RBF OE und das Maximum mit $\eta_{\text{TS}} = 99 \%$ beim RBF FW erreicht wurde. Für den RBF FW müssen hinsichtlich der Aussagekraft in Bezug auf die Hygiene (E.coli) die geringe Beschickungshöhe und Ereignisanzahl berücksichtigt werden.

Die Leistungsfähigkeit für CSB, TS, NH_4 und E.coli lag somit im Vergleich zu der bezüglich Ortho-Phosphat und Gesamt-Phosphor auf einem insgesamt höheren

Niveau und verzeichnete keine stetige Abnahme mit zunehmender Betriebsdauer im Untersuchungszeitraum.

Am RBF KB trat bei einem Ereignis mit Filterüberlauf ein negativer Wirkungsgrad bezüglich CSB auf, der auf eine Remobilisierung organischer Stoffe im Retentionsraum bzw. auf der Filteroberfläche und anschließenden Austrag über den Filterüberlauf zurückgeführt werden konnte.

In Abbildung 41 sind zur ergänzenden Beschreibung der Leistungsfähigkeit der Lysimeteranlage die mittleren Gesamt-Wirkungsgrade analog zur Großtechnik (Abbildung 40) aufgeführt.

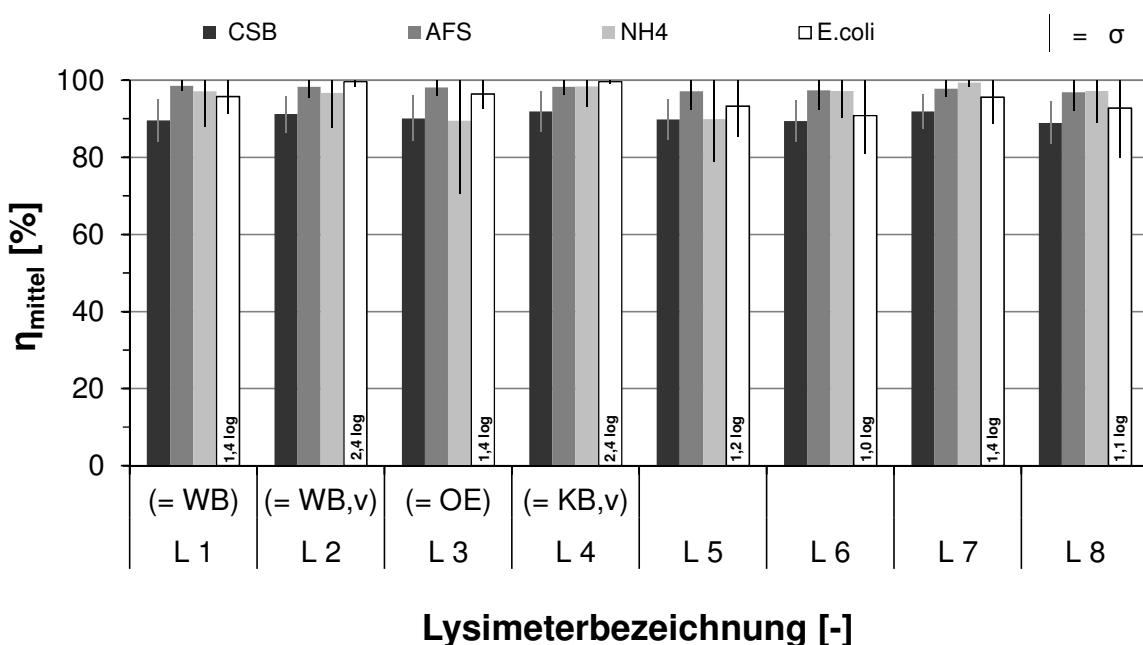


Abbildung 41: Mittlere Gesamt-Wirkungsgrade für CSB, TS, NH₄ und E.coli, Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

Die einzelnen Lysimeter erreichten trotz der zum Teil deutlich unterschiedlichen Filtersubstrate sehr hohe Wirkungsgrade für CSB, TS, NH₄ und E.coli, bei geringen Standardabweichungen bzw. Schwankungen. An den deutlich höher belasteten Lysimetern wurden im Regelfall etwas höhere Wirkungsgrade erzielt als an den großtechnischen Anlagen.

Hinsichtlich der Nitrifikation bzw. der Sorptionskapazität für NH₄ wichen die Lysimeter L 3 und L 5 mit deutlich niedriger Leistungsfähigkeit von den übrigen Lysimetern ab. Wie zuvor beschrieben, konnte dies qualitativ auch in Bezug auf Phosphor an diesen beiden Lysimetern dokumentiert werden. In Bezug auf NH₄ ist ebenfalls das eingesetzte Lava-Substrat in Lysimeter L 7 hervorzuheben, das im Vergleich zu den anderen Filtersubstraten eine außergewöhnlich große Leistungsfähigkeit aufzeigte. Diese äußerte sich darin, dass auch bei simulierten Extremereignissen von größer 20 g·NH₄-N·m⁻² Filterzulauffracht ein Wirkungsgrad von na-

hezu 100 % erreicht wurde, während an anderen Lysimetern Filterdurchbrüche provoziert wurden.

Bezüglich der hygienischen Leistungsfähigkeit schien der verdichtete Einbau der Filtersubstrate in den Lysimetern L 2 und L 4 einen positiven Einfluss auszuüben (vgl. Waldhoff 2008), was auch für den P-Rückhalt an diesen beiden Lysimetern beobachtet werden konnte (s. o.).

Im Anhang zu diesem Kapitel sind die oben beschriebenen Ergebnisse tabellarisch für alle Untersuchungsanlagen zusammenfassend dargestellt (Tabelle A5.6).

6 Ergebnisdiskussion

6.1 Filtermaterial

6.1.1 Melioration

Die weitergehende Behandlung von Mischwasserentlastungen hinsichtlich Phosphorverbindungen stellt besondere Anforderungen an die Filtersubstrate von RBF. Die geogen bedingte niedrige Anionen-Sorptionskapazität (PO_4^{3-}) üblicher Filtersande ist relativ schnell erschöpft und kann keine längerfristigen P-Rückhalte gewährleisten (vgl. Kapitel 5.2.2). Vor diesem Hintergrund wurde der Filtersand des Lysimeter L 4 (RBF KB), gegenüber dem vergleichbaren Lysimeter L 2 (RBF WB), mit 10 Massen-% Ferrosorp[®] RW melioriert. Zur Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit anderen Untersuchungen bzw. anderen Sorptionsmitteln wird im Folgenden der Meliorationsgrad nicht mehr auf die Massen-% des gesamten Sorptionsmittels sondern auf die im Zuschlagstoff enthaltenen Massen-% an Eisenhydroxid bezogen, der ca. 7 Massen-% beträgt (vgl. Tabelle 21). Die physikalischen und chemischen Eigenschaften des eisenhaltigen Zuschlagstoffes Ferrosorp[®] RW und des entsprechenden Filtersandes sind in Kapitel 4.2 näher beschrieben.

Wirkungsgrad

Das Lysimeter L 4 wies einen mittleren Gesamt-Wirkungsgrad für Ortho-Phosphat von circa $\eta_{\text{PO}_4} = 99 \%$ auf, welcher aufgrund des zugemischten Eisenhydroxides um circa 28 Prozentpunkte bzw. absolut circa 40 % höher lag als gegenüber Lysimeter L 2 mit circa $\eta_{\text{PO}_4} = 71 \%$ (vgl. Abbildung 39). Zudem war die Standardabweichung bei L 4 mit $\sigma_{\eta_{\text{PO}_4}} = 1,4 \%$ sehr gering, wohingegen die einzelnen Wirkungsgrade bei L 2 mit $\sigma_{\eta_{\text{PO}_4}} = 44 \%$ große Abweichungen vom Mittelwert aufzeigten (vgl. Anhang Tabelle A5.6).

Diese Ergebnisse konnten prinzipiell auch für die Leistungsfähigkeit für Gesamt-Phosphor (P) beobachtet werden, wobei die Differenz der Wirkungsgrade zwischen Lysimeter L 2 und L 4 mit circa 17 Prozentpunkten bzw. absolut mit $\delta_{\eta_{\text{P}}} = 20 \%$ geringer ausfiel.

Gesamt-Phosphor (P) setzt sich vereinfacht aus gelöstem Ortho-Phosphat (PO_4) und nicht reaktivem Phosphor (NRP) zusammen (vgl. Kapitel 4.5.1). Entsprechend dieser Fraktionen wird der P-Wirkungsgrad beeinflusst. In Abbildung 42 sind die mittleren Gesamt-Wirkungsgrade dieser drei Phosphorparameter für Lysimeter L 2 und L 4 vergleichend gegenübergestellt. Der geringere Wirkungsgrad für Gesamt-Phosphor an Lysimeter L 2 kann demnach hauptsächlich auf die niedrigere PO_4 -Adsorptionsfähigkeit des nicht meliorierten Filtersubstrates in Lysimeter L 2 zurückgeführt werden, da sich die Wirkungsgrade für NRP an Lysimeter L 2 und L 4

nur um einen Prozentpunkt unterscheiden ($\eta_{NRP} = 96\%$; $\eta_{NRP} = 97\%$) und auf vergleichbar hohem Niveau wie für Ortho-Phosphat liegen. Je geringer der Wirkungsgrad für Ortho-Phosphat ist, desto größer fällt die Differenz zwischen den Wirkungsgraden für P und PO₄ aus (vgl. Abbildung 39).

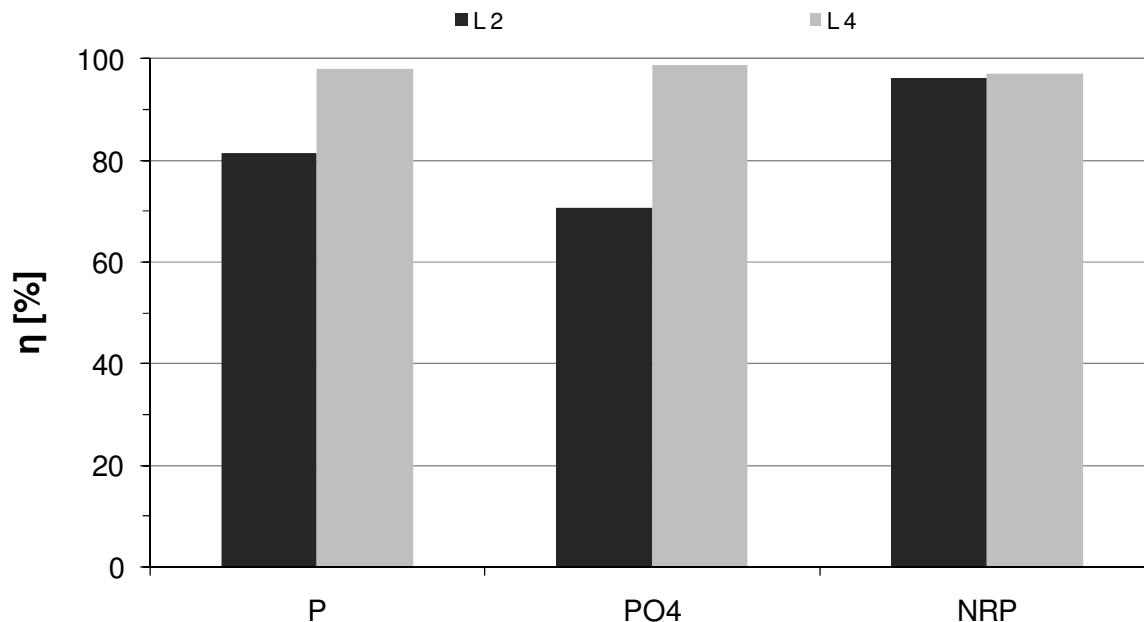


Abbildung 42: Zusammenhang der mittleren Gesamt-Wirkungsgrade für Gesamt-Phosphor (P), Ortho-Phosphat (PO₄) und nicht reaktivem Phosphor (NRP), Lysimeter L 2 und L 4

Tendenziell wurden die Ergebnisse zum Einfluss der Melioration auf die Gesamtwirkungsgrade durch die entsprechenden großtechnischen RBF KB und WB bestätigt. Jedoch wurden am RBF KB insgesamt geringere Wirkungsgrade als an der Halbtechnik erzielt (vgl. Abbildung 38). Dies ist hauptsächlich auf den unverdichteten Einbau des Filtersubstrates im RBF KB gegenüber Lysimeter L 4 zurückzuführen (vgl. Kapitel 6.1.2). Es kann weiterhin davon ausgegangen werden, dass der Zuschlagstoff in der großtechnischen Filteranlage inhomogener verteilt vorliegt (vgl. Kapitel 6.8) und sich dies durch räumlich unterschiedliche Adsorptionskapazitäten entsprechend negativ auf den Gesamt-Wirkungsgrad auswirkt.

Prozessstabilität

Die geringe Standardabweichung des PO₄-Wirkungsgrades an Lysimeter L 4 (s.o.) lässt auf eine hohe Prozessstabilität aufgrund der Melioration mit eisenhaltigem Zuschlagstoff schließen. Zur Verdeutlichung sind in Abbildung 43 die mittlere Ortho-Phosphat-Konzentration (S_{PO4}) je Beschickung im Zulauf der Lysimeteranlage (L1-8 S_{FZ}) und die entsprechenden mittleren Ablaufkonzentrationen der Lysimeter L 2 und L 4 dargestellt (L2 S_{FZ}, L4 S_{FZ}). Ergänzend wird die zugehörige Summenlinie der Zulauffracht (L1-8 Σ B_{FZ}) mit zunehmender Untersuchungsdauer bzw. fortlaufender Beschickungsnummer abgebildet.

Die Ablaufkonzentrationen der Beschickungen 28, 29 und 36 sind für beide Lysimeter nicht dargestellt, da hier im Rahmen weitergehender Hygieneuntersuchungen Beschickungen bzw. eine Spülung der Lysimeter mit Trinkwasser durchgeführt wurden (vgl. Waldhoff 2008). Für das Lysimeter L 4 erfolgte bei Beschickung 26 keine PO₄-Bestimmung im Ablauf aufgrund zu geringen Probevolumens. Bei Beschickung 52 diente das L 4 innerhalb einer Reihenschaltung als nach geschalteter Sorptionsfilter.

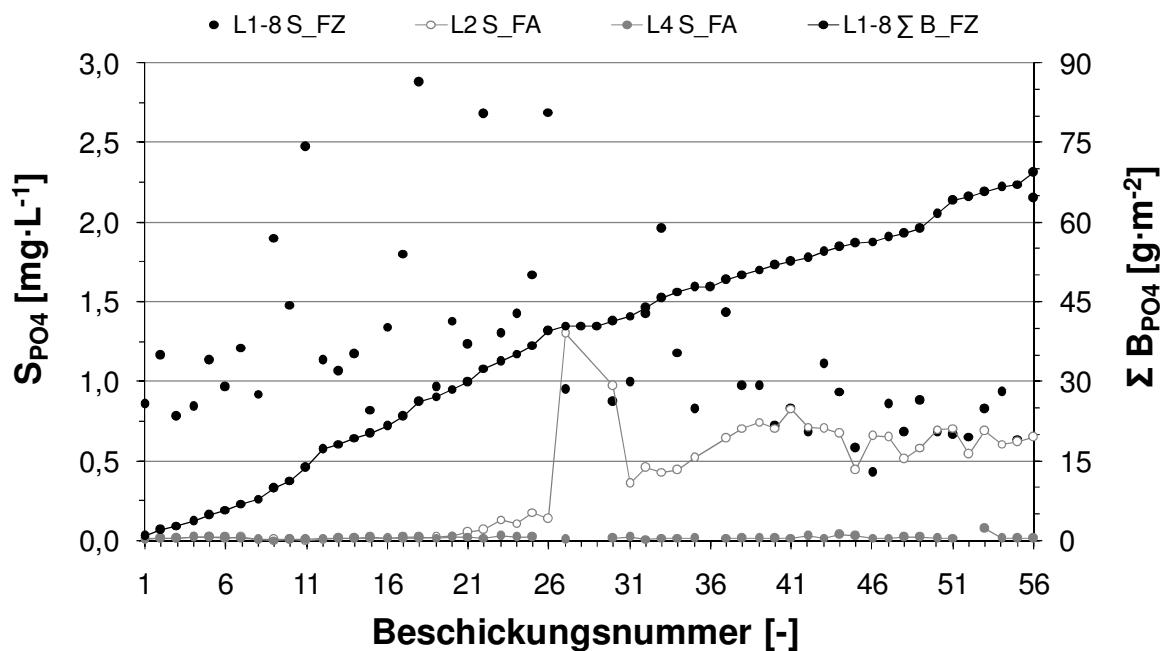


Abbildung 43: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Summenlinie der Zulauffrachten für PO₄, Lysimeter

Das Lysimeter L 4 wies unabhängig von der Zulaufbelastung (vgl. Kapitel 5.1.2) sehr niedrige und trotz zunehmender Belastung äußerst konstante Ablaufkonzentrationen über die gesamte Versuchsdauer auf ($\sigma_{C_{PO_4,FA}} = 0,01 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$), die im Mittel circa $0,016 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$ betragen. Im Gegensatz dazu waren bei L 2 mit fortschreitender Versuchsdauer ein starker Anstieg und größere Schwankungen des Konzentrationsniveaus im Ablauf zu erkennen ($\sigma_{C_{PO_4,FA}} = 0,34 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$), die teilweise zu höheren Ablauf- als Zulaufkonzentrationen führten und somit auf eine relativ schnelle Erschöpfung der PO₄-Sorptionskapazität hinwiesen. Der Mittelwert lag hier mit $0,35 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$ um den Faktor 22 höher als bei L 4 (vgl. Anhang Tabelle A5.4).

Durch die Melioration mit Eisenhydroxiden trat selbst nach 56 Beschickungen bzw. einer Beschickungshöhe von $h_{FA} = 64,0 \text{ m}$ und einer insgesamt aufgebrachten PO₄-Fracht von $B_{PO_4,FZ} = 69,3 \text{ g PO}_4\text{-P} \cdot \text{m}^{-2}$ kein Anstieg der Ablaufkonzentrationen auf. Demgegenüber wies der Ablauf des L 2 bereits nach einer Beschickungshöhe von $h_{FA} = 23,0 \text{ m}$ und einer Frachtsumme von circa $B_{PO_4,FZ} = 29,7 \text{ g PO}_4\text{-P} \cdot \text{m}^{-2}$ einen Anstieg der Ortho-Phosphat-Konzentrationen im Ablauf auf. Die Ablaufrachten überstiegen bereits ab Beschickung 27 und einer Frachtsumme von

$B_{PO_4,FZ} = 40,5 \text{ g PO}_4\text{-P} \cdot \text{m}^{-2}$ teilweise die Zulauffrachten und zeigten ein Erschöpfen der Adsorptionskapazität des Filtersubstrates auf.

Die Ergebnisse an den entsprechenden großtechnischen Anlagen waren qualitativ vergleichbar. Der RBF KB wies über die gesamte Untersuchungsdauer unabhängig von der Zulaufbelastung relativ niedrige und konstante Ablaufkonzentrationen auf, die im Mittel circa $0,05 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$ betragen. Am RBF WB, der im Gegensatz zum Lysimeter L 2 unverdichtetes Filtersubstrat besitzt, folgte der Verlauf der PO_4 -Konzentrationen im Ablauf tendenziell dem entsprechenden Verlauf im Zulauf. Das Konzentrationsniveau im Ablauf stieg insgesamt mit zunehmender Filterbelastung an. Die mittlere Ablaufkonzentration je Ereignis des RBF WB lag bei circa $0,12 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$ und die Ablaufrachten überschritten bei einer Frachtsumme von circa $B_{PO_4,FZ} = 12,1 \text{ g PO}_4\text{-P} \cdot \text{m}^{-2}$ erstmals die Zulauffrachten (vgl. Anhang Tabelle A 5.3).

Werden bei einem Ereignis höhere Stofffrachten im Ablauf als im Zulauf ermittelt bzw. ist bei einem Ereignis mit Filterüberlauf die Summe aus Ablauf- und Filterüberlauffracht größer als die Zulauffracht, entstehen negative stoffliche Wirkungsgrade, die bezogen auf den jeweiligen Stoff im Folgenden als Filterdurchbruch bezeichnet werden. Ursache für einen Filterdurchbruch hinsichtlich der Phosphorbelastung kann neben einer grundsätzlich nachlassenden Adsorptionsfähigkeit des Filtermaterials u.a. die Desorption bereits im Filterkörper gebundenen Phosphors sein.

EG-WRRL

Derzeit existieren keine expliziten Emissionsanforderungen im Sinne von Grenzwerten an die Ablaufqualität von RBF-Anlagen. Zu Vergleichszwecken bzw. zur qualitativen Einordnung der erzielten Ablaufbelastungen können die von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie vorgeschlagenen (Immissions-)Schwellenwerte für Phosphor in Fließgewässern herangezogen werden (LAWA-AO 2007). Vergleicht man die mittlere PO_4 -Ablaufkonzentration des Lysimeter L 4 mit den in Tabelle 7 (Kapitel 2.2.4.2) empfohlenen Mittelwerte für Ortho-Phosphat, werden im Gegensatz zu den übrigen nicht mit Eisenhydroxid meliorierten Filtersubstraten die Orientierungswerte ($0,2 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$ bis $0,07 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$) für alle elf Fließgewässertypen klar unterschritten und die „strengeren“ Hintergrundwerte ($0,02 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$ bis $0,01 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$) unterschritten bzw. erreicht. Selbst die maximal gemessenen Ablaufkonzentrationen für Ortho-Phosphat des L 4 liegen an der unteren Grenze der Orientierungswerte.

Die entsprechende mittlere Ablaufkonzentration für Gesamt-Phosphor des L 4 liegt mit $C_{P,FA} = 0,04 \text{ mg P} \cdot \text{L}^{-1}$ ebenfalls unterhalb der zugehörigen Hintergrundwerte und die Maximalkonzentration von $C_{P,FA} = 0,24 \text{ mg P} \cdot \text{L}^{-1}$ im Bereich der Orientierungswerte.

Mit den Hintergrund- und Orientierungswerten werden die Übergänge vom „sehr guten“ zum „guten“ bzw. zum „mäßigen“ Zustand des Gewässers definiert. Das Niveau der Ablaufkonzentrationen des L 4 deutet darauf hin, dass durch die Melioration des Filtersandes mit 7 Massen-% Eisenhydroxid die P-Belastung der RBF-Abläufe soweit verringert werden kann, dass selbst bei extremen Randbedingungen (z.B. Niedrigwasserabfluss im Gewässer in den Sommermonaten, kein Verdünnungseffekt) ein vorhandener „guter“ ökologischer Gewässerzustand durch die Einleitung der RBF-Abläufe nicht verschlechtert werden würde.

Diese Ergebnisse werden qualitativ durch die großtechnischen RBF-Anlagen bestätigt. Jedoch wies der RBF WB wesentlich niedrigere Ablaufkonzentrationen als das entsprechende L 2 auf. Dies wurde durch die geringe P-Zulaufbelastung der großtechnischen Anlage gegenüber der Lysimeteranlage hervorgerufen (vgl. Anhang Tabellen A5.2 und A5.3).

Ergänzend zu den Untersuchungen an den großtechnischen RBF-Anlagen wurden begleitende Gewässeruntersuchungen vor und nach Inbetriebnahme der RBF an den Standorten Wiesenbach, Kleingladenbach und Oberelsungen durchgeführt. Durch die Inbetriebnahme der RBF konnten gewässerspezifische Verbesserungen unterschiedlicher Parameter (u.a. hinsichtlich der Phosphorbelastungen) festgestellt werden (vgl. hierzu auch Grotehusmann et al. 2010b), die am Standort Wiesenbach zur Annäherung an den guten chemischen und ökologischen Zustand nach EG-WRRL und am Standort Kleingladenbach für viele Komponenten zur Erreichung des guten chemischen und ökologischen Zustandes führten (Frechen et al. 2008). Darüber hinaus sind jedoch weitere Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte, wie die Einrichtung nicht bewirtschafteter Gewässerrandstreifen, zur Stabilisierung der erreichten Verbesserungen und zur dauerhaften Erreichung des guten morphologischen Zustandes anzustreben (vgl. auch Schitthelm et al. 2010).

Standzeit

In Kapitel 4.2.3 wurden die Ergebnisse aus den labormaßstäblichen Untersuchungen zum Phosphor-Bindungsvermögen des eingesetzten Zuschlagstoffes Ferrosorp® RW und des Filtersandes an den Standorten WB und KB aufgeführt. Zusammen mit den Ergebnissen des P-Rückhaltes an den großtechnischen RBF KB und WB können grundlegende Aussagen über die unterschiedlichen theoretischen Standzeiten eines Filtermaterials bezüglich Phosphor-Rückhalt, mit und ohne Melioration mit Eisenhydroxid, abgeleitet werden.

Am RBF WB trat der erste Filterdurchbruch bezüglich Ortho-Phosphat nach einer Gesamtbelastung des Filters von ca. 12,1 g PO₄-P·m⁻² bzw. nach ca. 1,8 Betriebsjahren auf. Überträgt man diese spezifische „Grenzfracht“ auf die im Vergleich zum RBF WB geringere Belastungssituation des RBF KB, so würde dieser ohne

Melioration mit Eisenhydroxid nach ca. 2,4 Betriebsjahren erste Filterdurchbrüche hinsichtlich Ortho-Phosphat aufweisen (3 Monate nach Untersuchungsende).

Unter Berücksichtigung der abgeschätzten maximalen PO_4 -Adsorptionskapazität des Zuschlagstoffes Ferrosorp[®] RW von ca. $14 \text{ g PO}_4\text{-P} \cdot \text{kg}^{-1}$ Zuschlagstoff (vgl. Kapitel 4.2.3) und unter Annahme einem aus der Untersuchungsdauer abgeleiteten mittleren PO_4 -Rückhalt von ca. $5 \text{ g PO}_4\text{-P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ergäbe sich für den RBF KB eine theoretische maximale Standzeit hinsichtlich des PO_4 -Rückhalts von ca. 240 Jahren. Nach diesem Zeitraum wären die Adsorptionsplätze für PO_4 -Ionen des Zuschlagstoffes vollständig belegt.

Jedoch liegen der im Labormaßstab mittels Schüttelversuchen und Langmuir-Isothermen errechneten maximale PO_4 -Adsorptionskapazität Annahmen zu Grunde, die von den realen Verhältnissen in der Halb- und Großtechnik abweichen und zu einer Überschätzung der tatsächlichen Standzeiten führen. Schüttelversuche stellen einen voll durchmischten Reaktor aus Filtermaterial (Sand und Zuschlagstoff) und Stoffkonzentrationen (PO_4) dar. Der Adsorptionsprozess in der Halb- und Großtechnik ist demgegenüber durch stoffliche Konzentrationsgradienten (Längs- und Tiefengradienten, vgl. Kapitel 6.2) gekennzeichnet und kann zudem durch eine suboptimale Verteilung des Zuschlagstoffes im Filtersand (Inhomogenität) beeinflusst sein.

Um Effekte wie z.B. stoffliche Konzentrationsgradienten qualitativ einbeziehen zu können, sind in Abbildung 44 für die RBF WB und KB die mittleren PO_4 -Wirkungsgrade aller Ereignisse im Untersuchungszeitraum in Abhängigkeit vom Betriebsalter der Anlagen aufgetragen, vervollständigt durch die entsprechenden Werte für die Lysimeter L 2 und L 4.

Die Prognose der RBF-Standzeit erfolgt mittels linearer Regression nach der Methode der kleinsten Quadrate. Hierbei wird die Zeit (Betriebsalter in Tagen) als unabhängige Variable und der PO_4 -Wirkungsgrad als abhängige Variable eingesetzt. Das Bestimmtheitsmaß R^2 der linearen Regression beträgt für den RBF KB nur $R^2 = 0,04$. Im Gegensatz hierzu können beim RBF WB ca. 14 % der Varianz der Wirkungsgrade durch das Betriebsalter erklärt werden ($R^2 = 0,14$). Die Wirkungsgrade der entsprechenden Lysimeter L 4 und L 2 weisen wesentlich höhere Abhängigkeiten vom Betriebsalter auf. Dies ist u.a. auf die höhere Phosphorbelastung der Lysimeter gegenüber den RBF zurückzuführen, die umgerechnet auf die stoffliche Belastung der RBF einem wesentlich längeren Betriebsalter entsprechen würde.

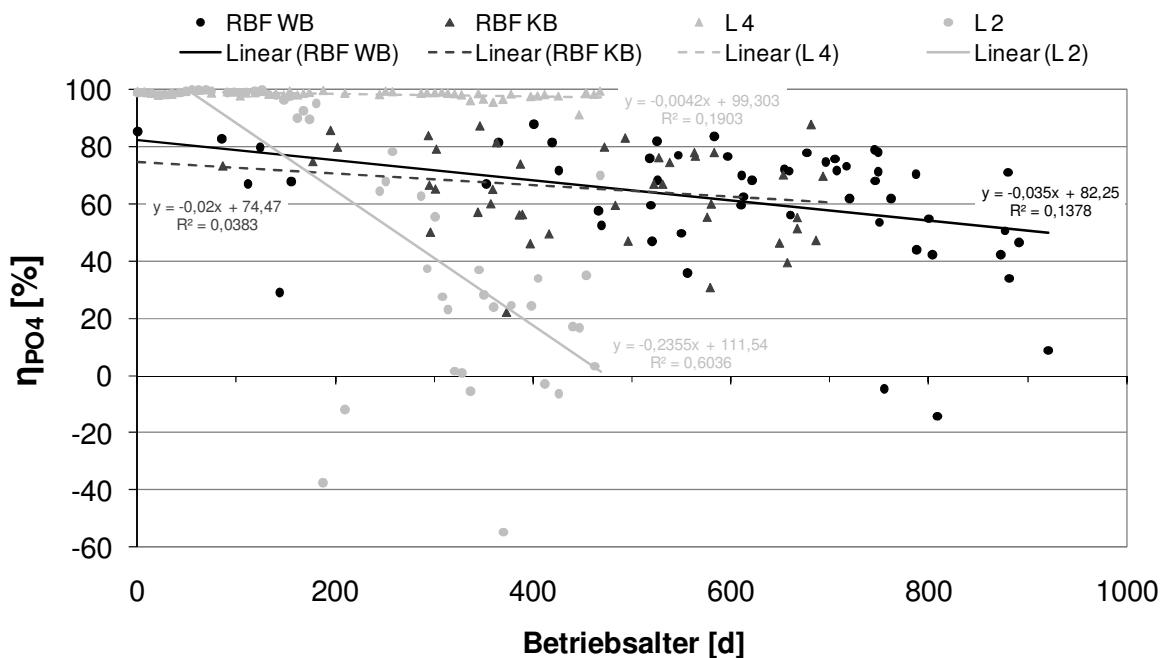


Abbildung 44: Korrelation zwischen mittleren ereignisspezifischen PO_4 -Wirkungsgraden und Betriebsalter, RBF und Lysimeter

Mit Hilfe der linearen Funktion der Ausgleichsgeraden kann das Betriebsalter eines RBF bis zum Erreichen unterschiedlicher Wirkungsgrade geschätzt werden. So ergibt sich zum Beispiel für den RBF KB eine Standzeit von ca. 3,4 Jahren (RBF WB ca. 2,5 Jahre), bis die Leistungsfähigkeit hinsichtlich des PO_4 -Rückhaltes im Mittel nur noch 50 % betragen würde.

In weitergehenden Untersuchungen des FG SWW im Zeitraum Dezember 2008 bis November 2010 wurden am RBF KB weitere Ereignisse hinsichtlich ihres PO_4 -Wirkungsgrades ausgewertet. Werden diese Werte in die oben dargestellte Regression integriert, ergibt sich eine geschätzte Standzeit von ca. 16 Jahren bis zur Erreichung eines mittleren Wirkungsgrades von 50 % (Frechen et al. 2011). Die Verbesserung der Datengrundlage (höhere Fallzahl) führte zu einer um den Faktor 4 höher prognostizierten RBF-Standzeit. Zusätzlich wurden bei dieser Prognose fünf so genannte untypische Ereignisse bzw. entsprechende mittlere Wirkungsgrade (Ausreißer) aus der Regression ausgeschlossen.

Die Prognose der RBF-Standzeit auf der Grundlage der stofflichen Wirkungsgrade erscheint insgesamt nicht zielführend, da sich z.B. bei gleicher Ablaufkonzentration je nach Zulaufbelastung sehr unterschiedliche Wirkungsgrade ergeben können, die wenig über die tatsächliche Standzeit des Filtermaterials aussagen. Alternativ zu den PO_4 -Wirkungsgraden sind in Abbildung 45 die mittleren frachtbereinigten Ablaufkonzentrationen je Ereignis in Abhängigkeit von der zeitlichen Abfolge der Ereignisse für die RBF WB und KB aufgetragen.

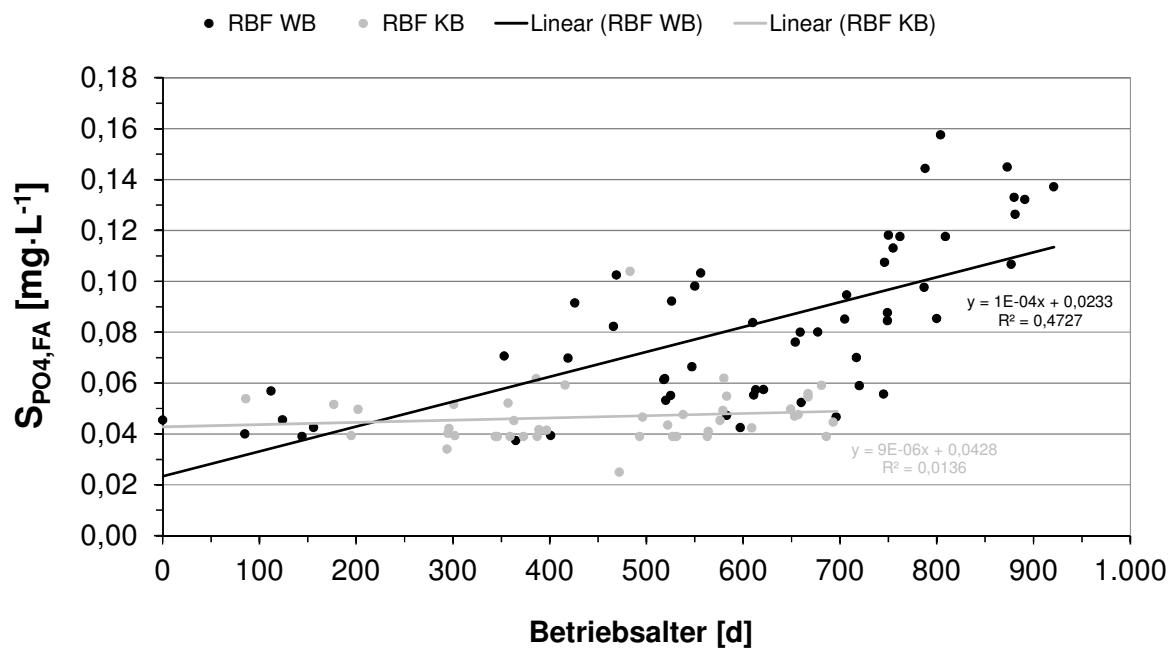


Abbildung 45: Korrelation zwischen mittleren frachtbereinigten Ablaufkonzentrationen und Betriebsalter, RBF WB und KB

Für den RBF WB ergibt sich für fast 50 % der Werte ein linearer Zusammenhang zwischen mittlerer frachtbereinigter Ablaufkonzentration und zunehmendem Betriebsalter. Setzt man die mittlere frachtbereinigte Zulaufkonzentration aller Ereignisse am RBF WB als „Grenzkonzentration“ ein ($S_{PO_4,FA} = 0,24 \text{ mg PO}_4\text{-P}\cdot\text{L}^{-1}$), ergibt sich ein Betriebsalter von ca. 6 Jahren, bis diese im Filterablauf aufgrund der stetig abnehmenden Adsorptionskapazität erreicht bzw. überschritten wird. Für den RBF KB, dessen Ablaufkonzentrationen keine signifikante Abhängigkeit vom Betriebsalter aufweisen, ergäbe sich bei entsprechender Berechnung ein Betriebsalter von ca. 36 Jahren, bis die mittlere frachtbereinigte Zulaufkonzentration aller Ereignisse ($C_{PO_4,FA} = 0,16 \text{ mg PO}_4\text{-P}\cdot\text{L}^{-1}$) im Ablauf erreicht bzw. überschritten würde.

Die mittlere frachtbereinigte Zulaufkonzentration für Gesamt-Phosphor am RBF WB ($C_{P,FA} = 0,63 \text{ mg P}\cdot\text{L}^{-1}$) würde nach ca. 17,5 Jahren erreicht. Für den RBF KB ($C_{P,FA} = 0,46 \text{ mg P}\cdot\text{L}^{-1}$) lässt sich eine solche Abschätzung nicht vornehmen, da sich im Untersuchungszeitraum tendenziell noch ein eher leicht geringer werden des Niveau an mittleren Ablaufkonzentrationen ergibt (vgl. Anhang Abbildung A6.11).

Die Ermittlung der maximalen Standzeit auf der Basis der Überschreitung der mittleren Zulaufkonzentrationen im RBF-Ablauf (oder mittels Schüttelversuchen und Adsorptions-Isothermen bzw. aufgrund von Anlagenwirkungsgraden) ist emissionsorientiert und bezieht sich auf den RBF. Vor dem Hintergrund eines kombinierten Ansatzes aus Emissions- und Immissionsanforderungen nach Artikel 10 der EG-WRRL sind hinsichtlich der Gewässerqualität nicht die stofflichen Wirkungsgrade, sondern die entsprechenden Phosphorkonzentrationen im Ablauf der RBF und

ihrer Wirkung im jeweiligen Gewässer von entscheidender Bedeutung (vgl. auch Lemm 2009).

Die Abläufe der RBF WB und KB werden in die Gewässer Boxbach und Gladenbach eingeleitet, welche anhand der Deutschen Karte der Fließgewässerlandschaften (Briem 2002) dem Fließgewässertyp 5, Bäche und Flüsse des Mittelgebirges, zugeordnet werden können (vgl. Frechen et al. 2008). Hinsichtlich der in Tabelle 7 genannten mittleren Immissions-Schwellenwerte für Ortho-Phosphat in Fließgewässern ergäbe sich eine Standzeit des meliorierten Filtermaterials im RBF KB von ca. 9 Jahren bzw. ca. 1,5 Jahren für das nicht meliorierte Filtermaterial im RBF WB, bis die mittleren frachtbereinigten RBF-Ablaufkonzentrationen den Orientierungswert im Gewässer des Fließgewässertyps 5 ($0,07 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$) erreichen würden. Die mittleren Ablaufkonzentrationen für Gesamt-Phosphor würden am RBF WB ebenfalls nach ca. 1,5 Jahren das Niveau des entsprechenden Orientierungswertes ($0,1 \text{ mg P} \cdot \text{L}^{-1}$) erreichen. Wie zuvor erwähnt, kann eine Abschätzung zu Gesamt-Phosphor für den RBF KB nicht erfolgen.

Die Wahl einer mittleren Grenzkonzentration als Vergleichswert wurde in Anlehnung an LAWA-AO (2007) getroffen, da Phosphor eine langfristige bzw. chronische Wirkung auf das Gewässer ausübt (Eutrophierung) und nicht akut toxisch wirkt. Durch die Mittelwertangabe werden nicht repräsentative Extremsituationen und „Ausreißer“ besser abgefangen.

Nach LAWA-AO (2007) ist die Nichteinhaltung der Orientierungswerte ein Hinweis auf mögliche ökologisch wirksame Defizite. Zeigen die biologischen Qualitätskomponenten nach EG-WRRL einen sehr guten oder guten Zustand an, führt eine Überschreitung der chemischen Orientierungswerte dann zu einer Abstufung, wenn die biologische Bewertung für diese Stelle unsicher ist. Kann andererseits von gesicherten biologischen Ergebnissen ausgegangen werden, können die Orientierungswerte auch angepasst (erhöht) werden.

Die oben angegebenen Standzeiten der RBF WB und KB gelten für den spezifischen Fall, dass die Durchflussvolumina im RBF-Ablauf und im Gewässer vergleichbar sind. Je nach Verhältnis des RBF-Drosselabflusses zum Gewässerabfluss und den entsprechenden Konzentrationen erfolgt eine stoffliche Verdünnung bzw. Aufkonzentrierung im Gewässer, welche sich auf die immissionsorientierte Anforderung an den RBF-Ablauf hinsichtlich Phosphor und somit auf die oben angegebene Standzeit des RBF-Filtermaterials positiv (also verlängernd) bzw. negativ auswirkt.

Die Beimischung von Eisenhydroxid in Lysimeter L 4 bzw. im RBF KB erstreckte sich über den gesamten Filterkörper. In Kapitel 6.2.1 wird näher darauf eingegangen, ob eine Melioration über die gesamte Filterkörpertiefe sinnvoll bzw. notwendig erscheint.

Ergänzend sei hier erwähnt, dass bezüglich der mittleren frachtgewichteten Phosphor-Ablaufkonzentrationen beim RBF FW ein Ansteigen gegenüber früheren Un-

tersuchungen festgestellt werden konnte (vgl. Anhang Tabelle A5.3 und Born 2002). Werden Daten des früheren Untersuchungszeitraumes von 1994 bis 1998 in einer Abschätzung der Standzeit bis zum Erreichen des Orientierungswertes analog der oben beschriebenen Vorgehensweise für die RBF KB und WB berücksichtigt, dann ergäbe sich eine Standzeit von mindestens 5 Jahren für das bindige Filtersubstrat. Dies wurde durch die mittleren ereignisspezifischen PO_4^- -Ablaufkonzentrationen zu Beginn des zweiten Untersuchungsprogrammes im Herbst 2002 bestätigt, die ca. 8 Jahre nach Inbetriebnahme des RBF FW das Niveau der Orientierungswerte erreichten bzw. überschritten.

Wechselwirkungen unterschiedlicher Behandlungsziele

Hinsichtlich möglicher Auswirkungen der Melioration des Filtersubstrates mit Eisenhydroxid auf andere Behandlungsziele wie z.B. Kohlenstoffelimination und Nitritifikation konnten weder negative noch positive Einflüsse auf die entsprechende Leistungsfähigkeit festgestellt werden (vgl. Abbildung 40 und Abbildung 41, Kapitel 5.2.2).

Ein möglicher positiver Einfluss auf den Phosphorrückhalt infolge der Melioration der Filtersubstrate mit Calciumcarbonat, die im Zuge des Behandlungsziels Nitritifikation zur pH-Pufferung erfolgte, konnte nicht festgestellt werden. Hierauf deutet die stark nachlassende bis negative P-Leistungsfähigkeit der selbst mit 20 Massen-% CaCO_3 meliorierten, ansonsten P-sorptionsarmen Filtersande hin. Es wird vermutet, dass dies u.a. auf die geringere P-Bindungskapazität von Carbonaten gegenüber Eisenhydroxiden bei Vorhandensein von Fremd-Ionen (Chlorid, Nitrat) zurückgeführt werden könnte (vgl. Krassmann 1991).

Im Vergleich zu den in den nachfolgenden Kapiteln beschriebenen Einflussfaktoren zeigt die Melioration des Filtersandes mit Eisenhydroxid den mit Abstand größten Einfluss auf die P-Reduktion auf. Die über den Untersuchungszeitraum stetig nachlassende P-Adsorptionskapazität nicht meliorierter Filtersande beeinflusst die Untersuchungen bezüglich weiterer Parameter. Dies gilt insbesondere für solche Parameter, die über den gesamten Untersuchungszeitraum mehrfach variiert wurden, wie z.B. die Drosselabflussspende. Vor diesem Hintergrund können im Folgenden bestimmte Einflussfaktoren nur eingeschränkt bzw. nicht über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet werden.

6.1.2 Einbauweise

Die Lysimeter L 1 und L 2 unterscheiden sich hinsichtlich des eingesetzten Filtersandes nur in dessen Einbauweise (unverdichtet/verdichtet, vgl. Kapitel 4.2). Vergleicht man die mittleren Gesamt-Wirkungsgrade für den Parameter PO_4^- , so konnte im Untersuchungszeitraum für das Lysimeter L 2 mit verdichtet eingebautem

Filtersand eine höhere Leistungsfähigkeit gegenüber L 1 von im Mittel ca. 13 Prozentpunkten bzw. ca. 22 % absolut ermittelt werden (vgl. Abbildung 39).

Die Verdichtung des Filtersubstrates führte auch bei Gesamt-Phosphor (P) zu einer Erhöhung des Wirkungsgrades, wobei diese im Wesentlichen auf den Anstieg des darin enthaltenen PO₄-Anteils um circa 37,5 % zurückzuführen ist. Der Rückhalt des nicht reaktiven Phosphors (NRP) am Gesamt-Phosphor stieg demgegenüber nur um circa 2,5 % an. Somit wirkte sich die Verdichtung hauptsächlich auf die gelösten PO₄-Anteile aus (siehe Tabelle 28).

Tabelle 28: Einfluss der verdichteten Einbauweise auf Rückhalt an Phosphorverbindungen, Lysimeter L 1 und L 2

| Lysimeter | Einheit | im Filterkörper (FK) zurückgehaltene Fracht | | |
|---------------------|----------------------|---|--------------------------------|---------------------|
| | | B _{P,FK} | B _{PO₄,FK} | B _{NRP,FK} |
| L 1 (unverdichtet) | [g·m ⁻²] | 83,5 | 34,0 | 49,6 |
| L 2 (verdichtet) | | 97,5 | 46,7 | 50,8 |
| Δ (bezogen auf L 1) | [%] | 16,7 | 37,5 | 2,5 |

Wie in Waldhoff (2008) angegeben wird über den Verdichtungsgrad bzw. die entsprechende Einbauweise der Filtersande die Größe der Porenkanäle beeinflusst. Es wird vermutet, dass eine Verdichtung des Filtersubstrates bzw. die damit einhergehende Verringerung der Porenkanäle die Kontaktmöglichkeiten der PO₄-Ionen mit der Substratoberfläche bzw. den Sorptionsplätzen für Anionen verbessert. Ebenso denkbar ist, dass vermehrt Poly-Phosphate zu Ortho-Phosphat hydrolysiert wurden. Nach Lantzke et al. (1999) können Poly-Phosphate durch die Biozönose bzw. den Biofilm zu Ortho-Phosphat hydrolysiert und einer Adsorption an die Bodenmatrix bzw. einer Aufnahme durch Pflanzen verfügbar gemacht werden (vgl. Baldwin et al. 1995). Diese Vermutung basiert einerseits darauf, dass bei den verdichteten Filtersubstraten der L 2 und L 4 erhöhte Konzentrationen extrazellulärer polymerer Substanzen (EPS) festgestellt wurden (vgl. Waldhoff 2008). Andererseits ist der Rückhalt partikulärer Stoffe (AFS) bei Lysimeter L 1 (unverdichtet) und Lysimeter L 2 (verdichtet) identisch.

In Abbildung 46 sind die mittleren Wirkungsgrade und Filterablaufkonzentrationen je Ereignis für PO₄ der Lysimeter L 1 und L 2 aufgetragen. Das Lysimeter L 1 mit unverdichtetem Filtersubstrat wies früher als L 2 einen Anstieg der Filterablaufbelastung auf (ab Beschickung 16), welcher auch wesentlich stärker ausgeprägt war. Über den Zeitraum der Untersuchungen, insbesondere gegen deren Ende, glich sich die Ablaufbelastung des L 2 dem Verlauf des L 1 immer mehr an. Analog hierzu verhielten sich die entsprechenden Wirkungsgrade der Lysimeter.

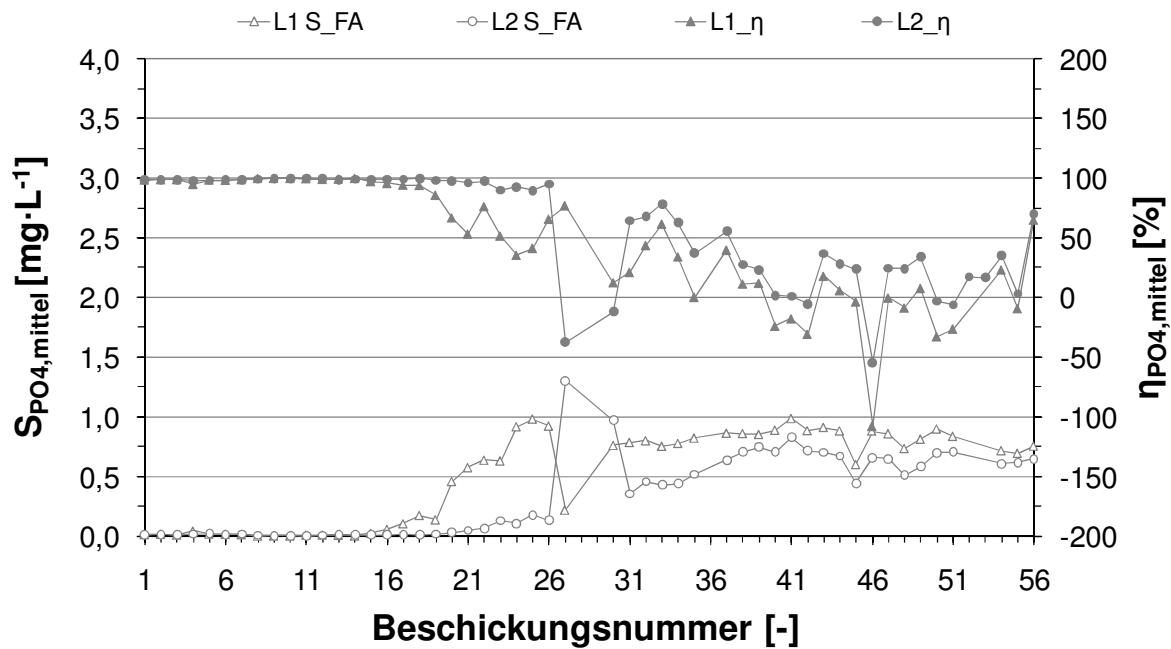


Abbildung 46: Verlauf der mittleren Wirkungsgrade und Filterablaufkonzentrationen für Ortho-Phosphat (PO_4), Lysimeter L 1 und L 2

Die Erhöhung der Leistungsfähigkeit durch ein verdichtetes Filtersubstrat tritt demzufolge nur temporär in der anfänglichen Betriebsphase auf und wird im weiteren Verlauf durch ein schnelleres Nachlassen bzw. Erschöpfen der Anionen-Sorptionskapazität aufgehoben. Dies wird durch den Vergleich der bis zum Filterdurchbruch tatsächlich adsorbierten PO_4 -Frachten der Lysimeter L 1 und L 2 bestätigt, die trotz zeitlich unterschiedlicher Verläufe der Wirkungsgrade und Filterdurchbrüche bei jeweils ca. 38 g PO_4 -P·m⁻² lagen.

Der verdichtete Einbau des Filtersubstrates erscheint in Bezug auf den P-Rückhalt somit nicht sinnvoll. Des Weiteren sind durch den Mehraufwand des Verdichtens in der Bauphase höhere Baukosten für RBF zu erwarten. Zudem traten bei den verdichteten Filtersubstraten der Lysimeter L 2 und L 4 gegenüber den unverdichteten niedrigere hydraulische Leitfähigkeiten auf, welche die Gefahr einer inneren biologischen Filterkolimation erhöhen können (vgl. Waldhoff 2008).

6.1.3 Korneigenschaften

Die untersuchten Filtersubstrate sind in Kapitel 4.2 mit ihren wesentlichen physikalischen Eigenschaften dargestellt. Ausgehend von den in Kapitel 5.2.2 aufgeführten grundsätzlichen Ergebnissen der mit unterschiedlichen Filtersanden ausgestatteten groß- und halbtechnischen Anlagen werden im Folgenden einzelne Korneigenschaften differenziert betrachtet.

6.1.3.1 Spezifische Oberfläche

In Abbildung 47 sind die mittleren Gesamt-Wirkungsgrade für PO_4 der Lysimeter L 1 bis L 8 in Abhängigkeit der spezifischen Substratoberflächen (A_s) dargestellt. Aufgrund des zuvor beschriebenen Einflusses mit Eisenhydroxid meliorierter bzw. verdichtet (v) eingebauter Filtersande (vgl. Kapitel 6.1.1, 6.1.2) können die Lysimeter L 2 und L 4 nicht für eine Bewertung des Einflusses der spezifischen Substratoberfläche auf den PO_4 -Wirkungsgrad herangezogen werden.

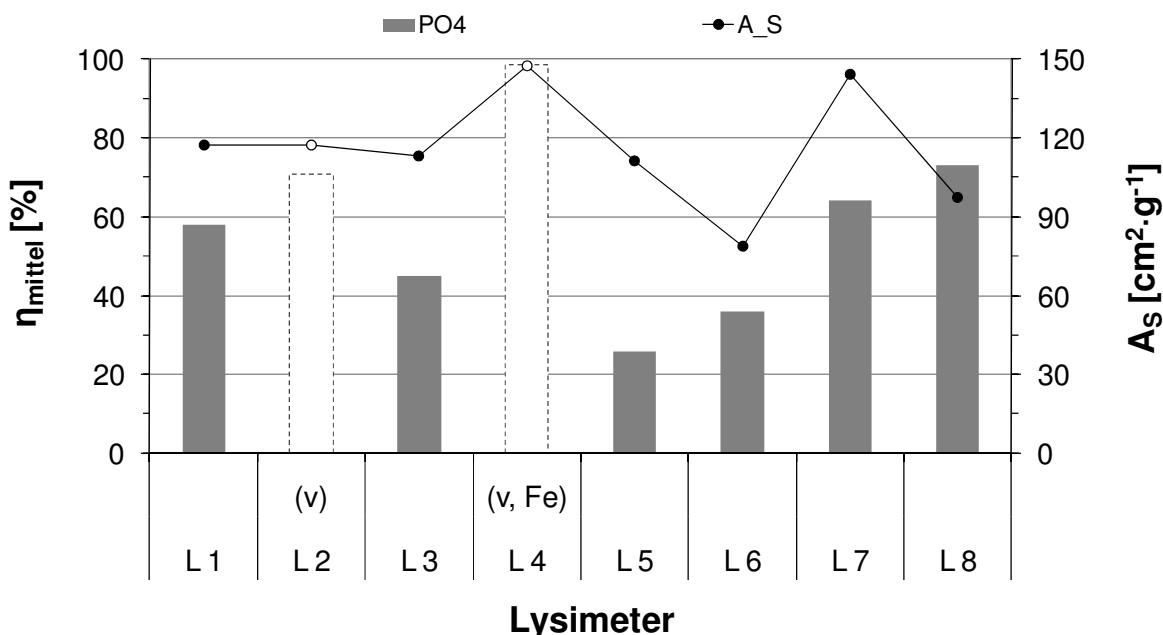


Abbildung 47: Mittlere Gesamt-Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat (PO_4) in Abhängigkeit von der spezifischen Substratoberfläche (A_s), Lysimeter

Das Lysimeter L 7 wies mit circa $144 \text{ cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ im Vergleich zu den übrigen Lysimetern die größte spezifische Substratoberfläche auf. Die Lysimeter L 1, L 3 und L 5 erreichten sehr unterschiedliche Wirkungsgrade, bei vergleichbarer Substratoberfläche von circa $115 \text{ cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}$. Das gröbere Filtersubstrat des Lysimeter L 6 wies mit $79 \text{ cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ die geringste spezifische Fläche auf, erzielte jedoch einen um circa 39 % höheren Wirkungsgrad als L 5. Der Lavasand des L 7 erreichte trotz einer wesentlich höheren Fläche nur einen geringfügig höheren Wirkungsgrad als L 1 und im Vergleich zu L 8 sogar einen um circa 12 % niedrigeren PO_4 -Rückhalt.

Betrachtet man die mineralischen, kantengerundeten Sande der Lysimeter L 1, L 3 und L 6, könnte eine leichte Tendenz zunehmender Wirkungsgrade mit zunehmender Substratoberfläche vermutet werden. Das mineralische und nicht kantengerundete, sondern gebrochene Substrat des Lysimeter L 5 fällt aus diesem Trend heraus (siehe Korngröße und -form).

Zusammenfassend lässt sich keine eindeutige Abhängigkeit des PO_4 -Wirkungsgrades von der spezifischen Substratoberfläche ableiten (vgl. auch Uhl und Jübner 2004). Jedoch scheint die Leistungsfähigkeit nicht völlig unabhängig

hiervon zu sein, wobei diese insgesamt von untergeordneter Bedeutung ist und je nach Randbedingungen von anderen, stärker Einfluss nehmenden Faktoren (z.B. Melioration mit Eisenhydroxid) überlagert wird.

Dies scheint auch beim Vergleich der Lysimeter L 1 und L 3 mit ähnlicher spezifischer Substratoberfläche, aber unterschiedlichen geogen bedingten reaktiven Eisenanteilen zuzutreffen. Es wird nicht davon ausgegangen, dass die unterschiedlichen Arten von Calciumcarbonaten in den Filtersubstraten der Lysimeter L 1 (sandbürtig) und L 3 (künstlich melioriert) einen Einfluss ausüben (vgl. Kapitel 6.1.1).

6.1.3.2 Korngröße und -form

Ergänzend zur spezifischen Kornoberfläche sind in Abbildung 48 die Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat in Abhängigkeit vom Median der Korngrößenverteilung aufgetragen. Zur Bewertung des möglichen Einflusses der Korngröße auf die Flächenfiltration werden zusätzlich die Wirkungsgrade für den nicht reaktiven Phosphor dargestellt, der den partikulären P-Anteil und den anderer gelöster P-Verbindungen enthält.

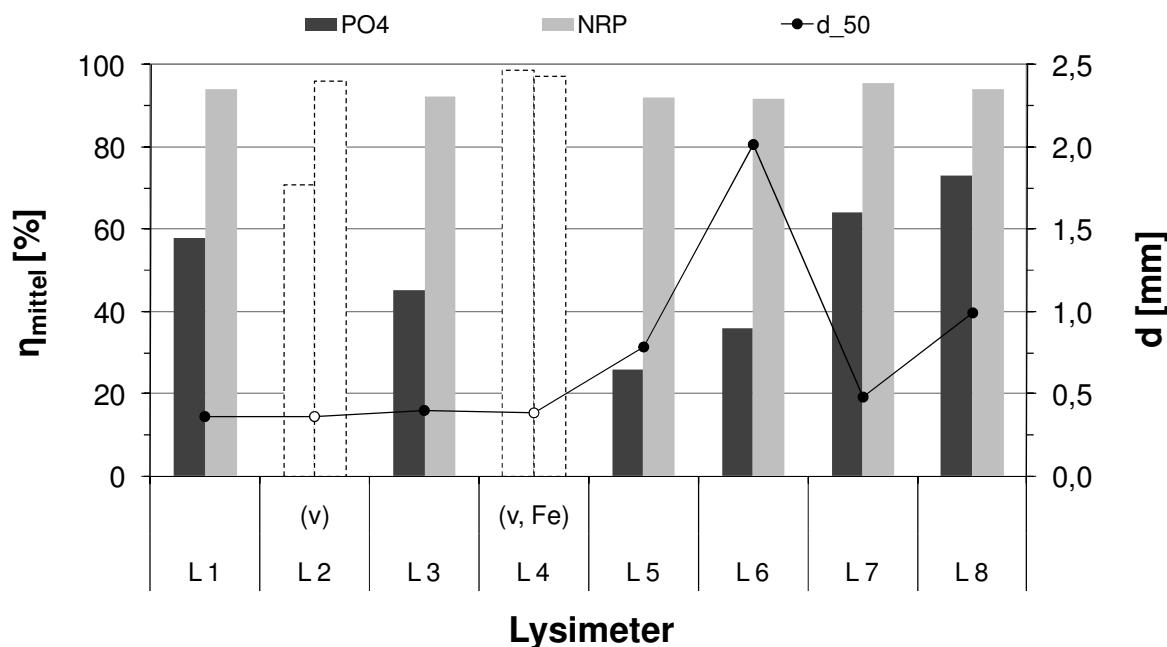


Abbildung 48: Mittlere Gesamt-Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat (PO_4) und nicht reaktiven Phosphor (NRP) in Abhängigkeit vom Median der Korngrößenverteilung (d_{50}), Lysimeter

Das kantengerundete Substrat des Lysimeter L 6 wies folgerichtig zur geringsten Kornoberfläche (vgl. Abbildung 47) mit circa 2 mm den höchsten Median der Korngrößenverteilung auf, bei d_{50} -Werten der übrigen Lysimeter zwischen 0,4 mm und 1,0 mm.

Ähnlich wie bei den Ergebnissen der spezifischen Substratoberfläche ist der Rückhalt von Ortho-Phosphat in Bezug zur Korngröße des Filtersubstrates von

geringer Relevanz. Dies zeigt auch der Vergleich der Lysimeter L 3 und L 5 mit Lysimeter L 7 und L 8, bei denen das Verhältnis Korndurchmesser zu Wirkungsgrad gegensätzlich ausgeprägt ist.

Lediglich bei den mineralischen, kantengerundeten Substraten der Lysimeter L 3 und L 6 kann ein Zusammenhang zwischen abnehmendem Wirkungsgrad bei steigender Korngröße vermutet werden. Diese Substrate wiesen unterschiedliche Korngrößen und spezifische Kornoberflächen bei vergleichbaren chemischen Eigenschaften wie z.B. dem Anteil an reaktiven Eisengehalten auf.

Bei den Substraten der Lysimeter L 3 und L 5 fällt auf, dass das gebrochene Substrat des L 5 durch die Rauigkeit des Materials eine vergleichbare spezifische Oberfläche wie das kantengerundete in L 3 besitzt, bei jedoch doppelt so hohem Median der Korngröße (d_{50}) bzw. Ungleichförmigkeitsgrad U (vgl. Tabelle 17). Es kann davon ausgegangen werden, dass der geringere PO_4 -Wirkungsgrad bei L 5 auf die höhere Korngröße und die damit verbundenen größeren Porenkanal-durchmesser zurückzuführen ist. Durch diese Makroporen werden im Vergleich zu den feineren Filtersubstraten die Kontaktflächen zwischen flüssiger und fester Phase verringert. Die Ergebnisse hinsichtlich der Nitrifikationsleistung bzw. der ihr vorausgehenden NH_4 -Adsorption bei Lysimeter L 5 bestätigen diesen Einfluss (vgl. Abbildung 41).

Untersuchungen an RBF mit bindigen Filtersubstraten bekräftigen den negativen Einfluss von Makroporen auf den Phosphorrückhalt. Nach Dittmer (2006) können bei bindigen Filtersubstraten im ungesättigten Betrieb aufgrund von solchen Makroporen präferenzielle Fließwege entstehen, die gerade zu Beginn eines Beschickungsergebnisses durch die hohe hydraulische Belastung des Filterkörpers auftreten. Hierdurch wird das aktive (durchströmte) Porenvolumen auf die Makroporen beschränkt und eine Reduzierung der Kontaktflächen zwischen flüssiger und fester Phase hervorgerufen. In Bezug auf das gelöste PO_4 führt dies zu einer Verminderung des Stoffrückhaltes durch Adsorption im teilgesättigten Betrieb.

Darüber hinaus kann ein Einfluss des im Vergleich zu den übrigen Lysimetern etwas geringeren Anteils an sandbürtigen reaktiven Eisenanteilen bei dem Substrat in L 5 nicht ausgeschlossen werden (vgl. Tabelle 20).

Der Rückhalt an NRP lag im Mittel bei allen Filtersubstraten mit über 95 % auf einem sehr hohen Niveau. Analog zum Rückhalt abfiltrierbarer Stoffe (vgl. Abbildung 41) lässt sich ein geringer Einfluss der zuvor beschriebenen Makroporen aus den etwas niedrigeren Wirkungsgraden der Lysimeter L 5 und L 6 auch für den in NRP enthaltenen, partikular gebundenen Phosphor (P_{part}) ableiten. Der AFS-Wirkungsgrad bei Lysimeter L 3 ist in diesem Zusammenhang nicht auf Makroporen, sondern auf die Ausschwemmung von künstlich zugemischtem Calciumcarbonat zurückzuführen (vgl. Frechen et al. 2008)

Eine Übertragung der Ergebnisse bezüglich der Oberfläche und Korngröße der Filtersubstrate auf die Großtechnik kann hier nicht vorgenommen werden, da nur

die Filtersubstrate der Lysimeter L 1 bis L 4, nicht aber die größeren bzw. gebrochenen Substrate der Lysimeter L 5 bis L 8 großtechnisch umgesetzt worden sind. Ein relevanter Einfluss möglicher Makroporen auf die Leistungsfähigkeit des mit bindigem Filtersubstrat ausgestatteten RBF Fellenweg, welcher hinsichtlich möglicher Aussagen zum Langzeitbetrieb untersucht und dessen bindiges Filtersubstrat daraufhin nicht halbtechnisch abgebildet wurde, konnte nicht festgestellt werden.

6.2 Filterbeckengeometrie

6.2.1 Filterkörpertiefe

Über die Messungen an den Filterzu- und -abläufen hinaus wurden mittels horizontal eingeschobener Dränageröhren die vertikalen Konzentrationsverläufe (flüssige Phase) innerhalb der Filterkörper der Lysimetersäulen untersucht. Mit der Probenahme während eines Beschickungereignisses wurde begonnen, nachdem das effektive Porenvolumen des jeweiligen Filterkörpers nach Ereignisbeginn einmal ausgetauscht war (in der Regel nach 1 h). Die Beprobung an den fünf senkrecht übereinander angeordneten Probenahmestellen im Bereich des Filtersubstrates der Lysimetersäulen (-10 cm, -30 cm, -50 cm, -70 cm und -95 cm, Bezugsniveau OK Filterkörper) wurde zeitlich parallel durchgeführt, inklusive einer Probenahme im Retentionsraum (+10 cm) und im Filterablauf (FA).

Eine zeitlich versetzte P-Beprobung in Abhängigkeit der Abstandsgeschwindigkeit im Filterkörper wurde nicht durchgeführt. Nach Waldhoff (2008) waren die Testergebnisse zwischen zeitlich paralleler und versetzter Beprobung hinsichtlich Hygieneparameter vergleichbar. Dies traf auch auf im Rahmen dieser Arbeit untersuchte Phosphorparameter zu.

Zusätzlich zu der Beprobung der flüssigen Phase erfolgte eine vertikale Fraktionierung der an die Filtersubstrate (feste Phase) gebundenen Phosphorverbindungen an den Lysimetersäulen und den großtechnischen RBF.

Probenahme und Analytik bezüglich der Konzentrationsprofile in der flüssigen und festen Phase sind in Kapitel 4.5 beschrieben.

Konzentrationsverlauf, flüssige Phase (Lysimeter)

Wie in Kapitel 6.1.1 dargestellt wiesen die nicht mit Eisenhydroxid meliorierten Filtersubstrate mit zunehmender Untersuchungsdauer bzw. steigender P-Gesamtbelastung nachlassende P-Wirkungsgrade auf, die auf ein Erschöpfen der P-Adsorptionskapazität zurückgeführt werden können. Diese über die gesamte Betriebszeit verlaufende stetige Verringerung der Leistungsfähigkeit wirkte sich auch auf das vertikale Konzentrationsprofil im Filterkörper mit zunehmender Beschickungsanzahl aus.

Exemplarisch sind in Abbildung 49 die vertikalen Konzentrationsprofile für Ortho-Phosphat am Lysimeter L 1 dargestellt. Neben dem mittleren Konzentrationsverlauf, bestehend aus 17 untersuchten Beschickungsereignissen, werden die Profile der Beschickungsereignisse 13, 31 und 48 separat abgebildet, die zeitlich die Bereiche vor und während bzw. nach nachlassender P-Adsorptionskapazität kennzeichnen sollen.

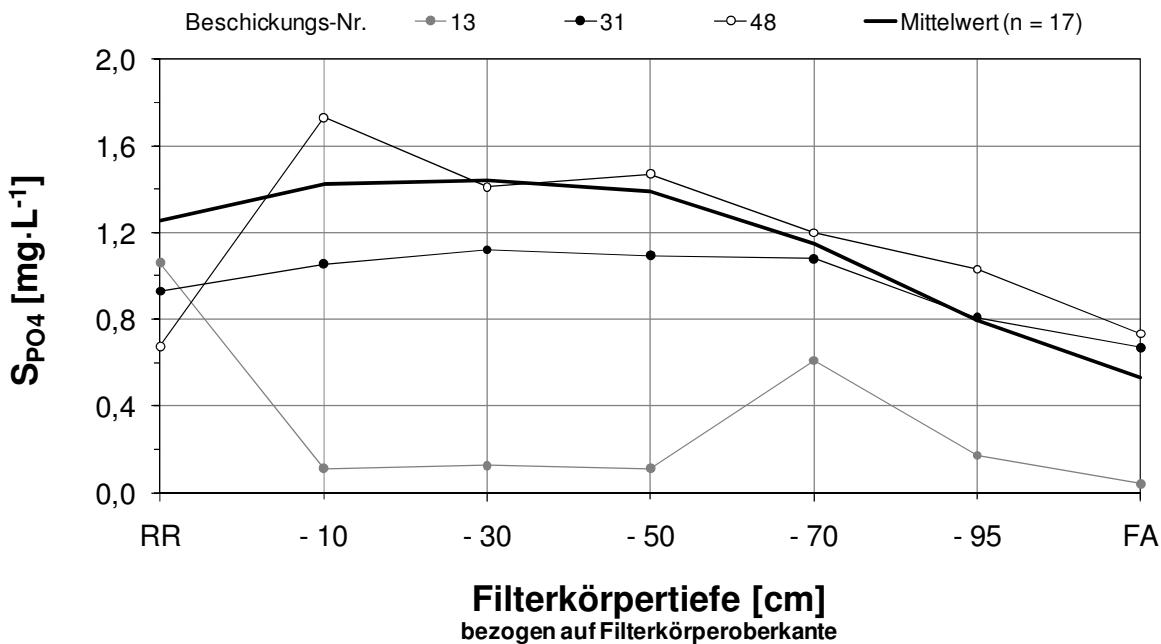


Abbildung 49: Konzentrationsganglinien für Ortho-Phosphat (S_{PO_4}) in Abhängigkeit von der Filterkörpertiefe, Lysimeter L 1

In der Anfangsphase der Untersuchungsdauer wurde die PO_4 -Konzentration im Filterkörper bereits innerhalb der obersten 10 cm maßgeblich verringert und verlief während der vertikalen Durchsickerung des Filterkörpers weitestgehend konstant, hier auf einem niedrigen Niveau von ca. $0,1 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$ (Beschickungsnummer 13). Eine P-Adsorption über die gesamte Filterkörpertiefe findet bei noch ausreichender Adsorptionskapazität der oberen Filterschichten zunächst nicht statt.

Bei Beschickungsereignis 31 ist ein leichter Anstieg des Konzentrationsverlaufes mit zunehmender Filterkörpertiefe zu verzeichnen. Kurz über der Dränageschicht (bei -95 cm) bzw. im Filterablauf lag die PO_4 -Konzentration wieder unterhalb des Ausgangsniveaus. Die Verlagerung des in den oberen Filterschichten desorbuierten Ortho-Phosphates in die untere Filterkörperebene und dessen erneute Adsorption führt in diesem Fall noch zu einem positiven Ereignis-Wirkungsgrad von insgesamt ca. $\eta_{PO_4} = 21\%$. Dahingegen führt das Konzentrationsprofil des 48. Beschickungsereignisses gegen Ende der Untersuchungsdauer bereits zu einer Desorption von Ortho-Phosphat für die Bilanzierung des gesamten Ereignisses in Höhe von ca. -9 % gegenüber der aufgebrachten PO_4 -Fracht.

Es wird vermutet, dass der Anstieg der PO_4 -Konzentrationen in den oberen Filterschichten bei nachlassender Adsorptionskapazität (vgl. Beschickung 31, 48 und

Mittelwerte) u.a. durch einen zusätzlichen PO₄-Eintrag infolge der Mineralisierung organischen Materials in der Sedimentschicht (und bei Bepflanzung auch in der Streuschicht) in den Trockenphasen zwischen zwei Beschickungen hervorgerufen wurde. Reicht die P-Adsorptionskapazität der unteren Filterschichten noch aus, wird dieser zusammen mit dem über das eigentliche Ereignis eingetragene PO₄ mit zunehmender Filterkörpertiefe teilweise wieder adsorbiert. Weiterhin kann nicht ausgeschlossen werden, dass eine Desorption leicht wasserlöslicher P-Verbindungen in den oberen Filterkörperschichten stattfindet (z.B. Alkali-Phosphate). Aufgrund der bei diesen Beschickungsereignissen zu erwartenden Milieubedingungen in den oberen Filterschichten (z.B. ausreichender Sauerstoffgehalt) wird nicht von einer Desorption bereits an Eisenoxid bzw. -hydroxid gebundenen Phosphors ausgegangen.

Nach Waldhoff (2008) wird zu Beginn eines Beschickungsereignisses sauerstoffarmes Kapillarwasser aus dem Filterkörper verdrängt. Zusätzlich zu den Mischproben an den Lysimeterabläufen wurden vereinzelt zeitlich höher aufgelöste Ablaufbeprobungen durchgeführt, die geringfügig erhöhte PO₄-Konzentration im Ablauf der Lysimeter kurz nach Beschickungsbeginn durch die Verdrängung des Haftwasser aufwiesen. Ein Einfluss des zu Betriebsbeginn im Filterkörper vorhandenen sauerstoffarmen Kapillarwassers auf die P-Konzentrationsprofile ist unwahrscheinlich, da die vollständige Verdrängung dieses Haftwassers aus dem Filterkörper innerhalb der ersten Stunde nach Beschickungsbeginn erfolgt und die hier aufgeführten Konzentrationsprofile diesbezüglich bewusst erst eine Stunde nach Beschickungsbeginn aufgezeichnet wurden.

Die für Lysimeter L 1 zuvor beschriebene zunehmende vertikale Verlagerung der PO₄-Adsorption mit zunehmender Untersuchungsdauer wurde qualitativ auch bei den übrigen nicht mit Eisenhydroxid meliorierten Filtersubstraten der Lysimeter L 2, L 3 und L 5 bis L 8 festgestellt. Im Gegensatz dazu kann für das mit Eisenhydroxid meliorierte Filtersubstrat in L 4 von einer über die gesamte Untersuchungsdauer konstant hohen PO₄-Adsorptionskapazität in den oberen Filterschichten ausgegangen werden. In Abbildung 50 sind die entsprechenden vertikalen Konzentrationsprofile für PO₄ dargestellt. Für die Beschickungsereignisse 34 bis 39 konnten aufgrund temporärer Verstopfungen einzelner horizontaler Dränageröhren keine durchgängigen vertikalen Konzentrationsprofile aufgezeichnet werden.

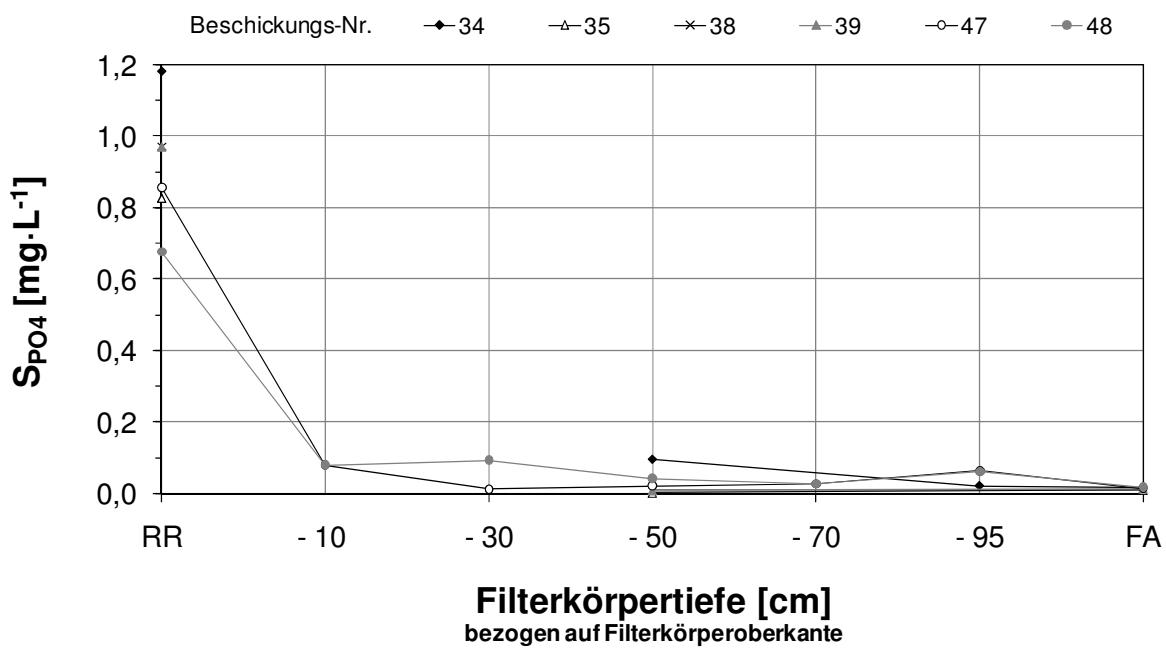


Abbildung 50: Konzentrationsganglinien für Ortho-Phosphat (S_{PO_4}) in Abhängigkeit von der Filterkörpertiefe, Lysimeter L 4

Auch gegen Ende des Untersuchungsbetriebes (Beschickungsnummern 47 und 48) erfolgte der PO_4 -Rückhalt überwiegend in den oberen 10 cm des Filterkörpers und erreichte dauerhaft ein Konzentrationsniveau von ca. $0,1 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$, vergleichbar mit der Adsorptionskapazität der nicht meliorierten Filtersubstrate in der Anfangsphase (vgl. Abbildung 49). Eine Verlagerung der P-Adsorption in tiefere Filterschichten trat bei den hier betrachteten Beschickungsergebnissen nicht auf.

Hinsichtlich des nicht reaktiven Phosphors (NRP) konnten keine ereignisbezogenen Filterdurchbrüche an den Lysimetern L 1 bis L 8 festgestellt werden. Eine Verlagerung in die Tiefe fand analog zu PO_4 nicht statt. Die entsprechenden Abbildungen der mittleren Konzentrationsprofile aller Lysimeter für PO_4 , nicht reaktiven und Gesamt-Phosphor sind im Anhang zu diesem Kapitel aufgeführt (Abbildungen A6.1 bis A6.3).

Auf Grundlage der Konzentrationsprofile sind in Abbildung 51 und Abbildung 52 die mittleren Wirkungsgrade und die zugehörige Standardabweichung für Ortho-Phosphat und Gesamt-Phosphor über die Filterkörpertiefe aufgetragen. Die Wirkungsgrade der einzelnen Filterkörpertiefen sind stets auf die Ausgangsbelastung im Retentionsraum bezogen und stellen eine mittlere Leistungsfähigkeit der gesamten darüber liegenden Filterschicht dar.

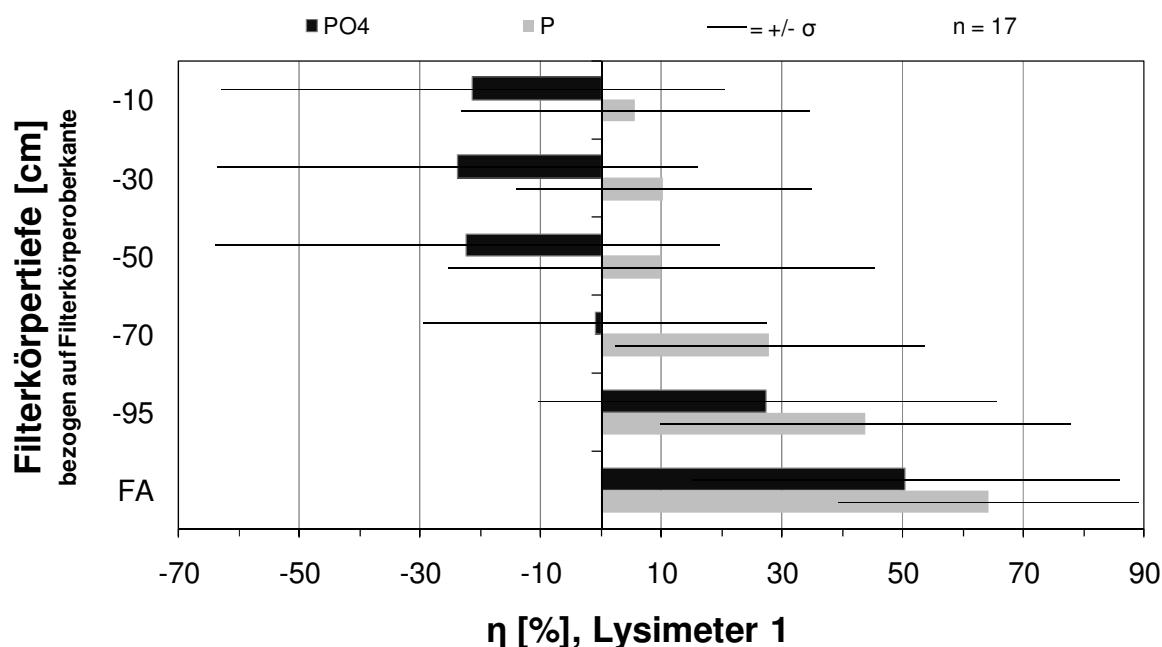


Abbildung 51: Mittlere Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat (η_{PO_4}) und Gesamt-Phosphor (η_P) in Abhängigkeit von der Filterkörpertiefe, Lysimeter L 1

Der Verlauf der mittleren Wirkungsgrade je Filterkörpertiefe des Lysimeter L 1 folgt qualitativ den entsprechenden Konzentrationsprofilen. Aufgrund der mit zunehmender Untersuchungsdauer nachlassenden Adsorptionskapazität des Filterkörpers von oben nach unten wiesen diese 17 vertikalen Profile im Mittel nur noch im unteren Drittel der Filterkörpertiefe einen nennenswerten PO_4 -Rückhalt auf. Die mittleren Wirkungsgrade für Gesamt-Phosphor stiegen mit zunehmender Filterkörpertiefe an.

Analog zu den Konzentrationsprofilen zeigten die übrigen nicht meliorierten Filtersubstrate der Lysimeter L 2, L 3 und L 5 bis L 8 qualitativ dem Lysimeter L 1 entsprechende vertikale Wirkungsgrade auf. Gemäß den zugehörigen mittleren Gesamtwirkungsgraden der einzelnen Lysimeter fand eine frühere bzw. spätere Verlagerung der PO_4 -Adsorption in die Tiefe statt (vgl. Anhang Abbildungen A6.4 bis A6.9).

Für das mit Eisenhydroxid meliorierte Filtersubstrat des Lysimeter L 4 erfolgte dagegen bereits innerhalb der obersten 30 cm Filterkörpertiefe eine weitgehende Reduktion der PO_4 -Belastung von über 90 %. Über die Filterkörpertiefe nahm der PO_4 -Rückhalt geringfügig aber stetig zu, mit geringen Schwankungen des Leistungsniveaus in der Filterkörperschicht zwischen -70 cm und -95 cm (vgl. Abbildung 50). Dies gilt qualitativ auch für die Wirkungsgrade hinsichtlich Gesamt-Phosphor (P).

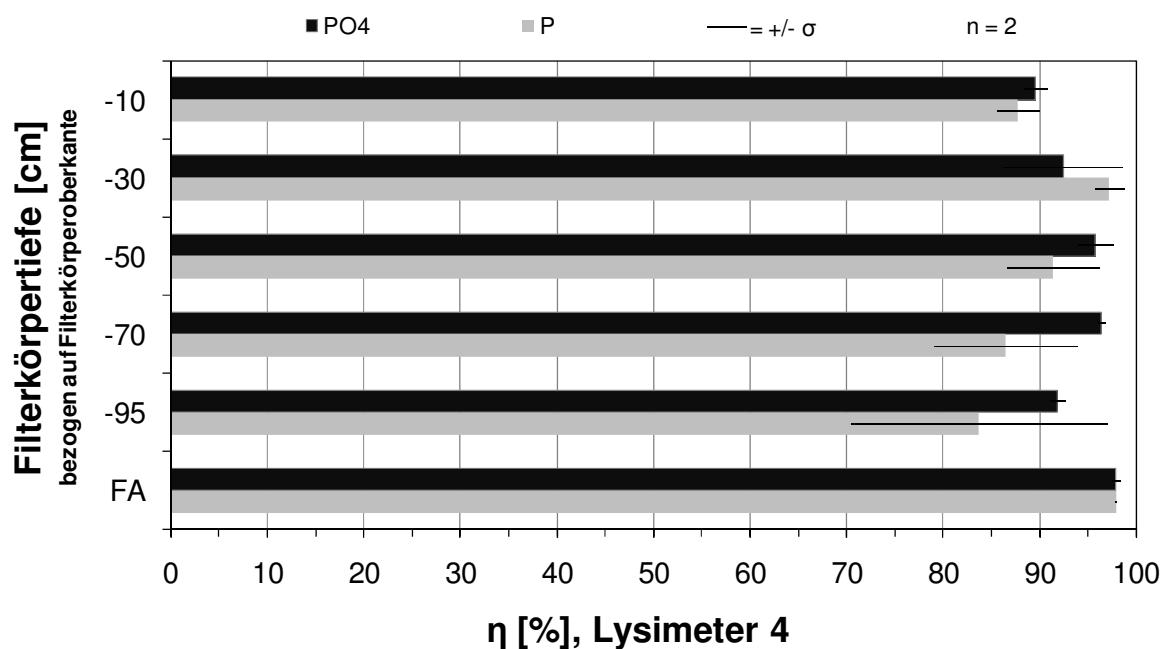


Abbildung 52: Mittlere Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat (η_{PO_4}) und Gesamt-Phosphor (η_P) in Abhängigkeit von der Filterkörpertiefe, Lysimeter L 4

Die Wirksamkeit der Melioration mit Eisenhydroxid in der obersten Filterschicht wird durch die Ergebnisse der Fraktionierung der in der Bodenmatrix an Eisenoxiden bzw. -hydroxiden adsorbierten Phosphor-Fracht in einer vergleichbaren Filterkörpertiefe (0 cm bis -5 cm) bestätigt (vgl. Abbildung 53).

Eine Melioration des Filtersubstrates über die ganze Filterkörpertiefe scheint bei einer Beimischung von 7 Massen-% Eisenhydroxid zunächst nicht erforderlich, da etwa 90 % des Phosphors bereits in den ersten 10 cm der Filterkörpertiefe zurückgehalten wurden. Gegebenenfalls würde bereits eine Melioration des Filterkörpers bis -30 cm genügend Puffer gegen extreme Filterbelastungen bzw. Filterdurchbrüche aufweisen, insbesondere aufgrund der wesentlich höheren stofflichen Belastung der halbtechnischen Lysimeteranlage gegenüber den großtechnischen RBFA (vgl. Abbildung 33 und Abbildung 36). Jedoch ist aufgrund der in Kapitel 6.1.1 ermittelten Standzeit des RBF KB von lediglich ca. 9 Jahren bezogen auf die mittleren Immissions-Schwellenwerte für Ortho-Phosphat in Fließgewässern grundsätzlich eine Melioration über die gesamte Filterkörpertiefe sinnvoll. Zumal der Aufwand einer Melioration vor Ort nur unwesentlich mit der zu meliorierenden Filtersubstratmenge zunimmt (vgl. Kapitel 4.1.4). Vor dem Hintergrund dieser geringen Standzeit des RBF KB erscheint zudem aus wirtschaftlichen Erwägungen ein Meliorationsgrad von 7 Massen-% als zu gering. Ein Meliorationsgrad von mindestens 25 Massen-% Eisenhydroxid wäre für den hier beschriebenen Fall erforderlich, um die Nutzungsdauer des Filtersubstrates bezüglich P-Rückhalt auf Zeiträume entsprechend geschätzter Abschreibungszeiten für RBF von ca. 30 Jahren zu erhöhen (vgl. AfA-Tabelle des Bundesfinanzministeriums: betriebs-

gewöhnliche Nutzungsdauern für Filtrationsanlagen 40 bis 25 Jahre, zitiert in DWA 2005a) und einen vorzeitigen Austausch des Filtermaterials zu vermeiden.

Die empfohlene minimale Filterkörpertiefe für RBF im Trennsystem, die mit ≥ 50 cm nur zwei Dritteln der empfohlenen Filterkörpertiefe für RBF im Mischsystem entspricht (DWA 2005c), stellt grundsätzlich keine Einschränkung hinsichtlich einer entsprechenden Melioration von Filtermaterialien für RBF im Trennsystem dar.

Hinsichtlich der Wirkungsgrade des nicht reaktiven Phosphors konnten an den Lysimetern keine ereignisbezogenen Filterdurchbrüche festgestellt werden. Eine Verlagerung in die Tiefe analog zur PO_4 fand nicht statt. In Abhängigkeit des PO_4 -Desorptionsgrades und des Verhältnisses PO_4/P traten an den Lysimetern L 1, L 3, L 5 und L 6 vereinzelt Ereignisse mit negativen Bilanzen für Gesamt-Phosphor auf. Die entsprechenden Abbildungen der (mittleren) Gesamt-Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat und Gesamt-Phosphor in Abhängigkeit der Filterkörpertiefe sind für alle Lysimeter im Anhang zu diesem Kapitel aufgeführt (Abbildungen A6.4 und A6.9).

Fraktionierung, feste Phase (Lysimeter)

In Ergänzung zu den oben beschriebenen Konzentrationsverläufen der flüssigen Phase wurden nach Ende des Untersuchungsbetriebes sequenzielle Extraktionen an den Filtersubstraten der Lysimeteranlage durchgeführt, um die an das Filtermaterial gebundenen Phosphorverbindungen chemisch charakterisieren zu können (vgl. Kapitel 4.5.2). Hierbei erfolgte aufgrund der chemischen Reaktivität die Unterteilung des Phosphats u.a. in leichtlösliches P, welches hauptsächlich an Eisenoxide gebunden vorliegt (NaOH-P), und mit Calcium (Ca) verbundenes und daher nur schwer lösliches P (HCl-P).

In Abbildung 53 sind die entsprechenden Ergebnisse für einzelne Lysimetersäulen dargestellt. Auf der Y-Achse ist die Masse der an das Filtersubstrat adsorbierten Phosphorfraktion (a_{P}) je kg Filtersubstrat in Abhängigkeit von zwei charakteristischen Filterkörpertiefen (0 cm bis -5 cm und -30 cm bis -60 cm) aufgetragen.

Wie aus den Konzentrationsverläufen und der Melioration mit Eisenhydroxid zu erwarten, wies L 4 in der oberen Filterkörperschicht (0 cm bis -5 cm) mit ca. $1.540 \text{ mg P} \cdot \text{kg}^{-1}$ die größte P-Adsorption gebunden an Eisenoxiden (NaOH-P) auf. In der Filterkörpertiefe zwischen -30 cm und -60 cm lag die P-Adsorption an Eisenoxiden mit ca. $156 \text{ mg P} \cdot \text{kg}^{-1}$ um den Faktor 10 niedriger. Das mit identischem Filtersand aber ohne Melioration mit Eisenhydroxid ausgestattete Filtersubstrat des Lysimeter L 2 wies im Vergleich zu Lysimeter L 4 nur einen Tiefengradienten (adsorbierte P-Masse der oberen im Verhältnis zur unteren Filterkörperschicht) bezüglich des an Eisenoxiden gebundenen Phosphors um den Faktor 1,5 auf. Hierbei lag die P-Adsorption insgesamt auf einem sehr niedrigen, mit den nicht meliorierten Filtersubstraten der übrigen Lysimeter vergleichbaren Niveau

(54 mg P·kg⁻¹ zu 36 mg P·kg⁻¹), deren Tiefengradienten maximal einen Faktor 3,4 (L 8) erreichten.

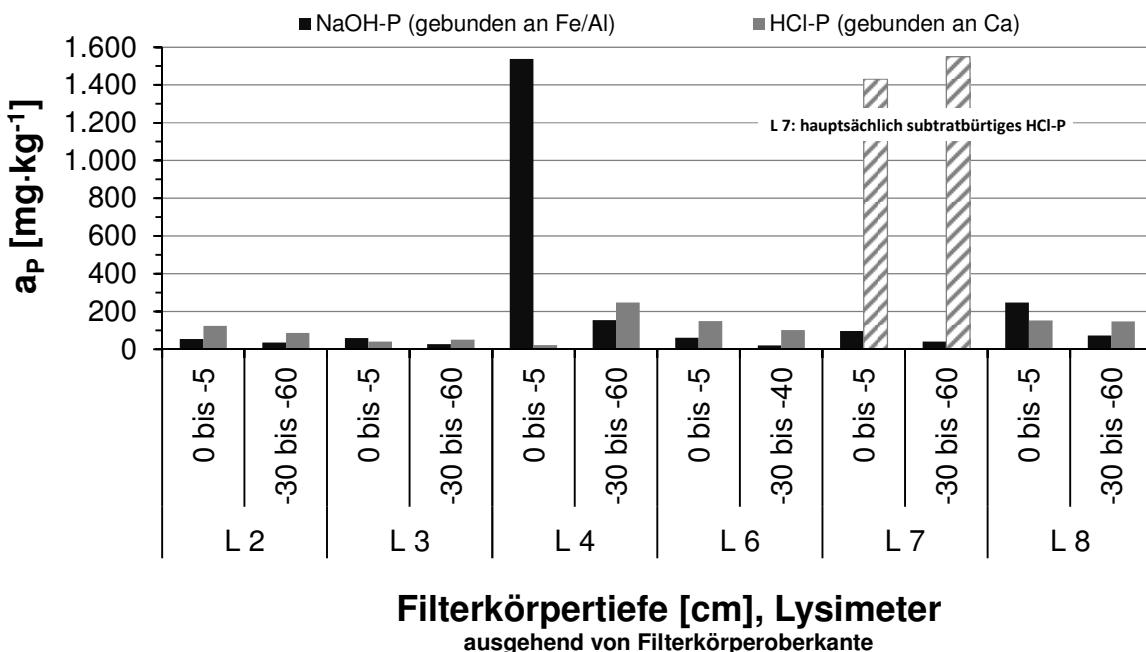


Abbildung 53: Mittlere Filtersubstratkonzentrationen (feste Phase) für Gesamt-Phosphor (a_P) in Abhängigkeit von der Filterkörpertiefe und der Bindung an Fe/Al (NaOH-P) und Ca (HCl-P), Lysimeter
ausgehend von Filterkörperoberkante

Die hohen Werte für an Calcium gebundenen Phosphor des Lysimeter L 7 sind nicht auf eine hohe P-Adsorption des Filtersubstrates, sondern auf entsprechend hohe P-Gehalte im Rohsubstrat zurückzuführen. Basierend auf den Konzentrationsverläufen (vgl. Anhang Abbildungen A6.1 bis A6.3) und den ermittelten Wirkungsgraden über die gesamte Untersuchungsdauer (vgl. Abbildung 39) sind geringe P-Adsorptionsraten kleiner 200 mg P·kg⁻¹ für an Ca gebundenen Phosphor zu erwarten, vergleichbar mit den übrigen nicht meliorierten Filtersubstraten.

Das in den Filtersubstraten sandbürtige (L 2) bzw. zugemischte Calciumcarbonat in Höhe von ca. 20 Massen-% wies keinen relevanten Einfluss auf die langfristige P-Adsorption auf. Sofern eine bestimmte Menge an Eisenoxiden/-hydroxiden im Filtersubstrat vorhanden ist, überwiegt in den oberen Filterschichten die P-Adsorption an Eisenoxiden gegenüber der an Calciumcarbonat (vgl. z.B. Lysimeter L 2 und L 8 und Tabelle 20). Ein Unterschied des Einflusses auf die P-Adsorption zwischen sandbürtig bzw. zugemischtem CaCO₃ konnte nicht festgestellt werden.

Vor der Anwendung der sequenziellen Extraktion nach Ruban et al. (1999), aus der die oben beschriebenen Ergebnisse resultieren, wurden erste orientierende Fraktionierungsversuche mit dem Verfahren der sequenziellen Extraktion nach Psenner et al. (1984) durchgeführt. Dieses Verfahren wurde nicht weiter eingesetzt, da hier eine Differenzierung des an Eisen- und Aluminiumoxiden gebundenen Phosphors erfolgt, die hohe Fehlerquellen aufweist. Zudem gibt es kein Refe-

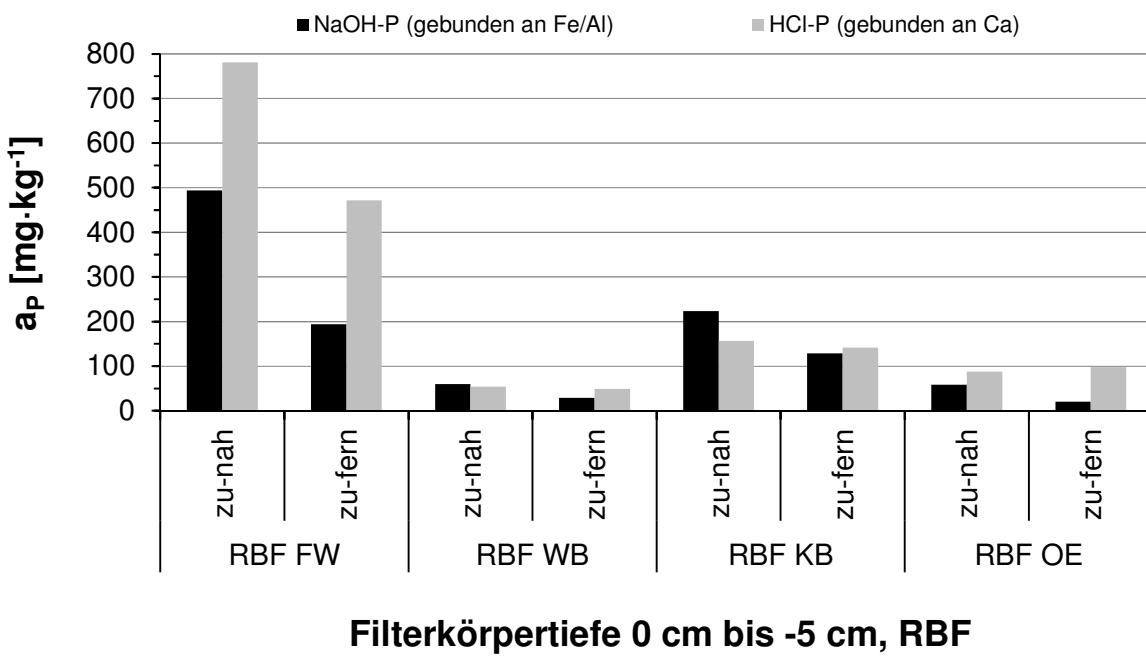
renzmaterial wie bei Ruban et al. (1999) zur Kontrolle des durchgeführten Verfahrens (vgl. Kapitel 4.5.2). Jedoch kann auf Teilergebnisse der Extraktion nach Psenner zurückgegriffen werden, die aus dem ersten Extraktionsschritt mit dem leicht wasserlöslicher Phosphor bestimmt wurde resultieren. Dieser erfasst auch den im Porenwasser enthaltenen Phosphor. Die Ergebnisse dieses Extraktions schrittes lassen darauf schließen, dass bis zu 1,5 % des insgesamt ermittelten Phosphors als leicht wasserlöslicher Phosphor im Filter zurückgehalten werden, die zumindest anteilig Ursache für den leichten Anstieg des Konzentrationsverlaufes mit zunehmender Filterkörpertiefe bei nicht meliorierten Filtersubstraten sein können (siehe Konzentrationsverlauf, flüssige Phase, Abbildung 49).

6.2.2 Filterkörperfläche

Fraktionierung, feste Phase (RBF)

Analog zur P-Fraktionierung an der Lysimeteranlage wurden nach Untersuchungsende entsprechende Analysen bei den großtechnischen RBF-Anlagen durchgeführt. Zusätzlich zu Untersuchungen über die Filterkörpertiefe wurden bei der Großtechnik auch Bodenanalysen in der Fläche vorgenommen, um die Ausbildung möglicher Längsgradienten in der P-Rückhaltung nachweisen zu können. Hierzu wurde die Filteroberfläche in zulaufnah und zulauffern eingeteilt (vgl. Kapitel 4.5.2).

In Abbildung 54 sind die mittleren Filtersubstratkonzentrationen an Gesamt-Phosphor gebunden an Eisen-/Aluminiumoxiden (NaOH-P) bzw. Calcium (HCl-P) im zulaufnahen und -fernen Bereich der Filterkörpertiefe 0 cm bis -5 cm aufgetragen.



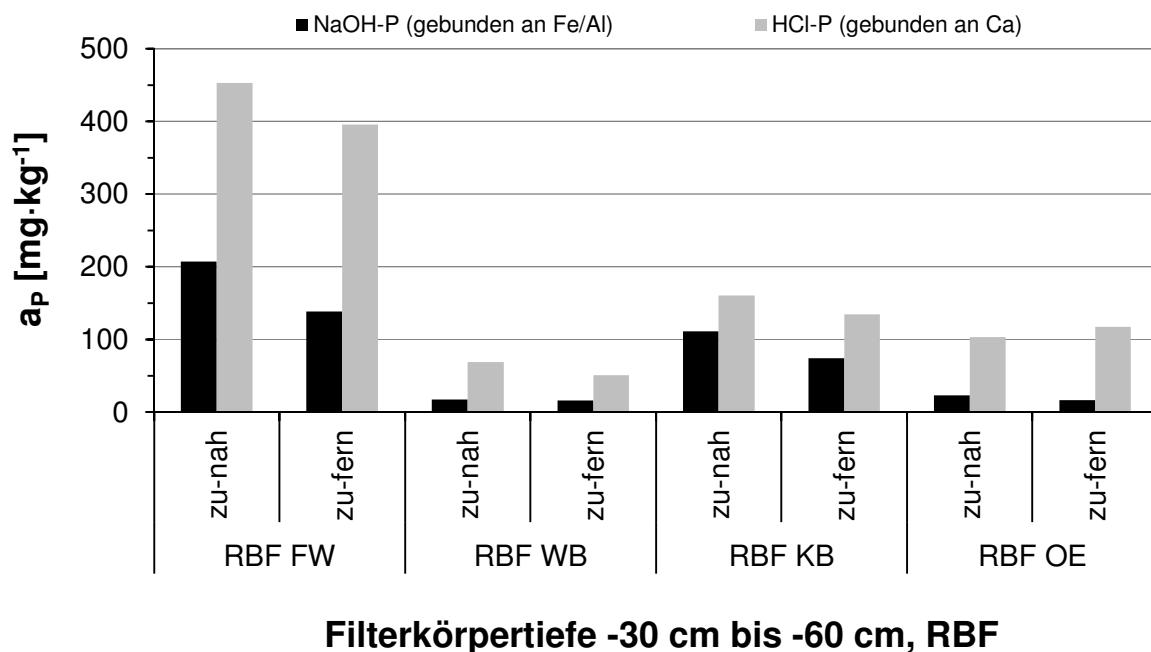
Filterkörpertiefe 0 cm bis -5 cm, RBF

Abbildung 54: Mittlere Filtersubstratkonzentrationen (feste Phase) für Gesamt-Phosphor (a_P) in Abhängigkeit von der Entfernung zum Filterzulauf und der Bindung an Fe/Al (NaOH-P) und Ca (HCl-P), Filterkörpertiefe 0 cm bis -5 cm, RBF

Im Vergleich aller RBF wies der RBF FW die höchsten P-Adsorptionsraten auf. Dies ist auf die hohe, geogen bedingte Adsorptionskapazität des bindigen Filtersubstrates und das vergleichsweise hohe Betriebsalter zu Untersuchungsende von über 14 Jahren bzw. auf eine entsprechend große P-Filterbelastung zurückzuführen. Analog zum Lysimeter L 4 in Abbildung 53 wies der entsprechende RBF KB unter den mit Sandsubstraten ausgestatteten Filteranlagen die größte P-Adsorption gebunden an Eisenoxiden (NaOH-P) auf.

Bei allen RBF bildete sich in der oberen Filterkörperschicht ein Längsgradient (Verhältnis der adsorbierten Phosphormasse im zulaufnahen zum zulauffernen Bereich) in der P-Rückhaltung aus, welcher sich am deutlichsten bei den RBF OE und FW mit einem Faktor von 2,9 bzw. 2,5 für an Eisen-/Aluminiumoxiden gebundenen Phosphor darstellte. Dies kann auf die wesentlich größere Filteroberfläche des RBF OE (siehe Kapitel 4.1) im Zusammenhang mit einer geringeren hydraulischen Belastung (siehe Tabelle 25, Kapitel 5.1.1) mit in Teilen vergleichsweise kleinen Ereignisvolumina zurückgeführt werden. Letztes gilt ebenso für den RBF FW, wohingegen die RBF WB und KB hydraulisch hoch belastet waren und große Ereignisvolumina und mehrere Filterüberläufe aufwiesen, die eine etwas geringere ungleichmäßige stoffliche Belastung zur Folge hatten (Längsgradienten von 2,0 bei WB und 1,7 bei KB). Es sei hier noch ergänzt, dass bis auf den RBF OE, der ein Zulaufbauwerk mit einem 8 m langen rundkronigen Streichwehr besitzt, die übrigen RBF über punktförmige Einleitungsbauwerke verfügen. Alle RBF sind mit einer der Einleitung nachgeschalteten Gabionenwand ausgestattet, um den Zulauf etwas gleichmäßiger zu verteilen und die Filteroberfläche vor Erosionen zu schützen.

In Abbildung 55 sind ergänzend die Ergebnisse der Zulaufnahmen bzw. -fernen P-Fraktionierung für die untere Filterkörpertiefe von -30 cm bis -60 cm abgebildet.



Filterkörpertiefe -30 cm bis -60 cm, RBF

Abbildung 55: Mittlere Filtersubstratkonzentrationen (feste Phase) für Gesamt-Phosphor (a_P) in Abhängigkeit von der Entfernung zum Filterzulauf und der Bindung an Fe/Al (NaOH-P) und Ca (HCl-P), Filterkörpertiefe -30 cm bis -60 cm, RBF

Vergleichbar zur oberen Filterkörperschicht (Abbildung 54) bildeten sich auch Längsgradienten in der unteren Filterkörperschicht bei allen RBF aus, welche insgesamt aber auf einem niedrigeren Niveau lagen und untereinander eine geringere Streuung aufwiesen (RBF OE, FW und KB mit einem Faktor von 1,5 und RBF WB mit 1,1 bezogen auf NaOH-P).

Im Vergleich mit den Ergebnissen der unteren Filterkörperschicht an der Lysimeteranlage überwog auch bei der Großtechnik in der Filterkörperschicht von -30 cm bis -60 cm der an Calcium gebundene Phosphor (HCl-P).

Aus den Ergebnissen der Abbildung 54 und Abbildung 55 können analog zur Lysimeteranlage auch entsprechende Tiefengradienten an den RBF in der P-Rückhaltung ermittelt werden. Diese lagen für an Fe-/Al-Oxide gebundenen Phosphor im zulaufnahmen Bereich um den Faktor 2 höher als im zulauffernen Filteroberflächenbereich und wiesen am RBF WB mit einem Gradient von 3,4 das Maximum auf.

Weder die stichprobenartigen Bodenanalysen an der Groß- noch an der Halbtechnik lassen eindeutig darauf schließen, dass ein Filtersubstrat mit größerem Tieffengradient von der oberen zur unteren Filterkörperschicht zwangsläufig auch eine bessere P-Rückhaltung aufweist (vgl. Abbildung 53 bis Abbildung 55 mit Abbildung 38 und Abbildung 39). Jedoch wiesen das Lysimeter L 4 und der RBF KB mit

Eisenhydroxid meliorierten Filtersubstraten den größten Tiefengradienten der betrachteten nicht bindigen Filtersubstrate auf.

Hinsichtlich des an Ca gebundenen Phosphors lagen die Tiefengradienten zulaufnah- und fern auf vergleichbarem Niveau von ca. 1,0.

Aus Untersuchungen anderer Autoren an RBFA im Trennsystem und halbtechnischen Untersuchungen zur Behandlung von Straßenabwässern geht hervor, dass ein relevanter Eisenanteil über den Eintrag an Feinpartikeln im Anlagenzulauf in die Sedimentschicht oberhalb des Filtersubstrates gelangt (Lambert 2009, Grotehusmann 2007, Grotehusmann et al. 2010a). Nach Welker (2005) gelangen Eisenverbindungen u.a. über Reifenabrieb und Korrosionsrückstände von Autos auf die Oberfläche von Verkehrsflächen. Dieser über das Jahr in Folge von Niederschlägen hervorgerufene quasi stetige Eiseneintrag über den Filterzulauf kann das Sorptionsvermögen hinsichtlich Phosphor in einem Maße erhöhen, dass eine Melioration des Filtersubstrates nicht mehr erforderlich ist. Für die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten RBF im Mischsystem wurde eine solche Fe-Depotwirkung nicht explizit untersucht. Auch wenn ein solcher Eintrag an Eisenoxiden stattfinden sollte (wie in Lambert 2009 auch für nicht meliorierte RBF im Mischsystem festgestellt), scheint dieser Eisenanteil im Gegensatz zu z.B. RBF im Trennsystem keinen signifikanten positiven Einfluss auf den P-Rückhalt auszuüben und eine Melioration des Filtersubstrates für einen dauerhaften P-Rückhalt zwingend erforderlich.

6.2.3 Retentionsraum

Die Filterbecken der großtechnischen RBFA wurden als Durchlauffilterbecken konstruiert, so dass der oberhalb der Filterkörper angeordnete Retentionsraum (mit einer Einstauhöhe von in der Regel ca. 1 m) auch vom Filterüberlaufwasser durchströmt wird (vgl. Kapitel 2.1.1 und 4.1). Hierdurch erfolgt bei Ereignissen mit Filterüberlauf eine zusätzliche Sedimentation absetzbarer Stoffe (und partikulär gebundenen Phosphors) im Retentionsraum, welche durch die Filtervegetation unterstützt werden kann. Born (2002) konnte nach einem Extremereignis im RBF FW knapp 50 % der Feststoffe auf den Blättern der Schilfbepflanzung wiederfinden (siehe Kapitel 2.2.3.1). Auch Ehwald und Lambert (2009) konnten Halmablagerungen in RBF-Retentionsräumen beobachten und sprechen diesbezüglich von „Lamellensedimentation im Retentionsraum“, die aufgrund eher seltener Filterüberlaufergebnisse noch nicht quantifiziert worden ist (vgl. auch Fuchs et al. 2010).

Auch die einzelnen Lysimetersäulen der halbtechnischen Untersuchungsanlage wurden mit einem Filterüberlauf ausgebildet, um z.B. konstante Einstauhöhen bei der Simulation extremer Filterbelastungen (Beschickungshöhen bis 4 m) realisieren zu können (vgl. Kapitel 4.1.6). Jedoch kann in diesen Fällen nicht von einer nennenswerten weitergehenden Sedimentation absetzbarer Stoffe (inkl. partikulärem P) durch die Ausbildung der Lysimetersäulen als Durchlauffilterbecken aus-

gegangen werden, da konstruktionsbedingt der Abstand zwischen Filterüberlauf und Filterzulauf gering war und die Lysimetersäulen nicht bepflanzt wurden. Im Regelfall wurden die Lysimeter mit einer Beschickungshöhe von 1,0 m schwarrig belastet und der Retentionsraum wirkte wie ein statisches Absetzbecken.

Der Einfluss des Retentionsraumes auf den P-Rückhalt ist exemplarisch für Lysimeter L 1 in Abbildung 56 dargestellt. Neben den mittleren Wirkungsgraden für Gesamt-Phosphor (P) und dem darin enthaltenen nicht reaktiven Phosphor (NRP), durch welchen auch der partikuläre P-Anteil erfasst wird, sowie Ortho-Phosphat (PO_4) ist zusätzlich der Wirkungsgrad für abfiltrierbare Stoffe (AFS) abgebildet. Die Bilanzierung erfolgte auf der Grundlage von 49 Beschickungsergebnissen und 2-h Mischproben (Abbildung links), die zu Beginn und kurz vor Ende des Filtereinstaus im Retentionsraum 10 cm oberhalb der Filteroberfläche entnommen wurden. Aufgrund der unterschiedlichen Drosselleinstellungen lagen die Aufenthaltszeiten im Retentionsraum bei 5 h bis max. 22 h. Die Ergebnisse in der rechten Hälfte der Abbildung basieren auf sieben Beschickungsergebnissen, bei denen zu Beginn eines Beschickungsergebnisses im Filterzulauf (vorgelagertes Mischbecken) und 0,5 h bis max. 1,5 h nach Beschickungsbeginn im Retentionsraum (10 cm oberhalb der Filteroberfläche) Stichproben entnommen wurden.

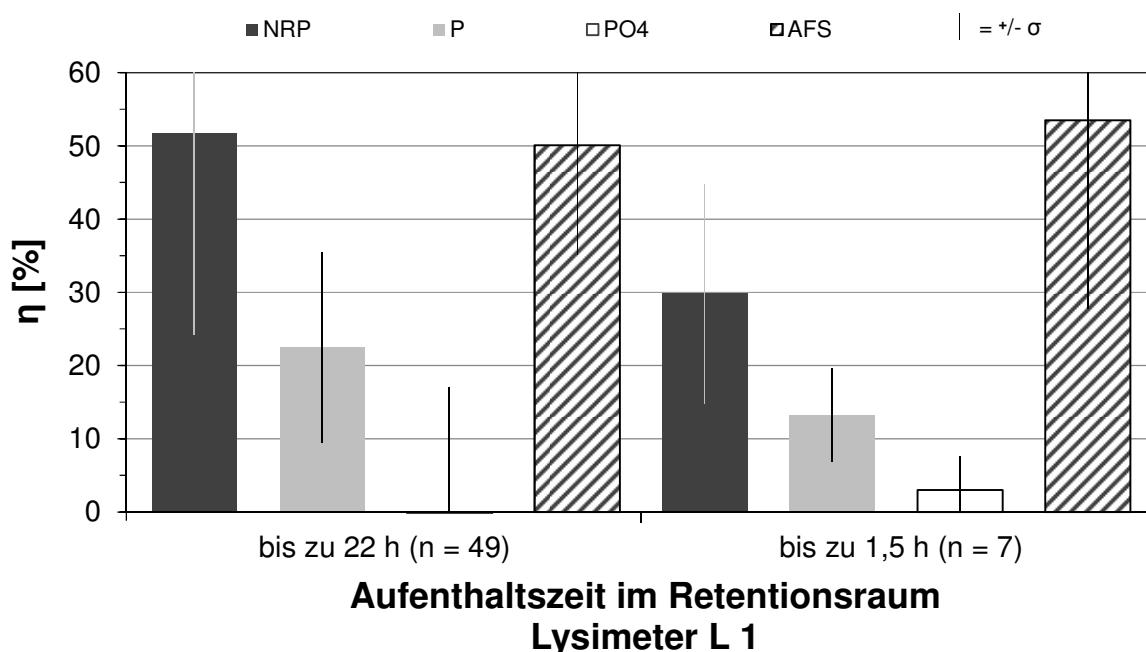


Abbildung 56: Einfluss des Retentionsraumes (ohne Bepflanzung) auf die Sedimentation von Phosphor und Feststoffen, Lysimeter L 1

Nach einer Absetzzeit von maximal 22 h (1,5 h) wurden im Mittel ca. 54 % (30 %) des nicht reaktiven Phosphors (NRP) im Retentionsraum zurückgehalten bzw. sedimentiert. Dies entspricht einem Anteil von ca. 22 % (13 %) des Gesamt-Phosphors, welcher in etwa mit den Angaben zur Absetzwirkung von Vorklärbecken vergleichbar ist (vgl. auch UBA 2003b). Gemäß dem Arbeitsblatt ATV-DVWK

A 131 (ATV-DWK 2000) zur Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen wird von einer Absetzleistung von ca. 11 % der P-Fracht im Vorklärbecken einer Abwasserbehandlungsanlage nach einer Durchflusszeit von ca. 1 h bei Trockenwetterabfluss ausgegangen. Koppe und Stozek (1999) geben eine Sedimentation der P-Verbindungen in der Vorklärung von bis zu 25 % an. Der Anteil an Orthophosphat blieb unabhängig der Aufenthaltszeit im Retentionsraum quasi konstant und schwankte im Einzelfall nur um wenige Prozente sowohl im positiven als auch negativen Bereich.

Bezüglich der abfiltrierbaren Stoffe wurde ein Rückhalt von ca. 50 % (54 %) ermittelt. Vergleicht man die absoluten Stofffrachten, so entsprechen die sedimentierten 22 % (13 %) des partikulären Anteils am Gesamt-P etwa 1,1 % (0,6 %) der sedimentierten AFS. Vergleicht man das Ergebnis für eine Aufenthaltszeit von bis zu 1,5 h im Retentionsraum wiederum mit den Angaben des Arbeitsblattes ATV-DWK A 131 (ATV-DWK 2000), so liegen diese etwa auf dem Niveau des 85 %-Perzentils der Absetzleistung von Vorklärbecken mit 0,6 % (0,5 h bis 1,0 h Aufenthaltszeit) bzw. 0,4 % (1,5 h bis 2,0 h Aufenthaltszeit) sedimentiertem P am TS-Gehalt unabhängig von der jeweiligen Flächenbeschickung.

An den großtechnischen RBFA wurden aufgrund des Messaufwandes für eine repräsentative Probenahme im Retentionsraum keine vergleichbaren Untersuchungen durchgeführt. Betrachtet man bei den Ereignissen mit Filterüberlauf an den RBFA WB und KB die P-Frachten im Filterüberlauf und Filterzulauf, so lassen sich keine Hinweise für eine Remobilisierung des an der Schilfbepflanzung (und auf der Filteroberfläche) sedimentierten Phosphors und einen entsprechenden zusätzlichen Austrag über den Filterüberlauf ableiten.

Nach Lambert et al. (2010) können bei P-sorptionsschwachen Filtersubstraten die P-Wirkungsgrade nach Erschöpfen der P-Bindungskapazität in etwa der Größenordnung des partikulären P-Anteils im Filterzulauf entsprechen und somit hauptsächlich auf den mechanischen Partikelrückhalt zurückzuführen sein. Aus den halb- und großtechnischen Untersuchungen können diese Hinweise nicht eindeutig bestätigt werden. Wie auch von den Autoren angedeutet mag dies daran liegen, dass einerseits die Filtersubstrate teilweise noch nicht vollends ihre P-Sorptionskapazität eingebüßt haben und andererseits P-Remobilisierungen aus organisch gebundenem Phosphor der Sedimentschicht infolge Mineralisation in den Filterkörper stattfinden und sich entsprechend höhere bzw. niedrige Wirkungsgrade ergeben können.

Die P-Sedimentationsleistung im Retentionsraum ist abhängig von der spezifischen Drosselabflussspende bzw. der Aufenthaltszeit im Retentionsraum. Der Anteil des sedimentierten Phosphors im Retentionsraum nahm mit abnehmender Drosselabflussspende nicht proportional zu. Hinsichtlich der in Abbildung 56 (links) beschriebenen 49 Beschickungsergebnisse ergab sich z.B. eine Erhöhung des se-

dimentierten NRP-Anteils um 50 % bei einer Verringerung der spezifischen Drosselabflussspende um ein Drittel.

Die Sedimentation von partikulärem Phosphor im Retentionsraum kann je nach Verhältnis von partikulärem zu Gesamt-Phosphor einen nennenswerten Beitrag zum Phosphorrückhalt innerhalb eines einzelnen Beschickungsereignisses darstellen. Aufgrund der nicht stattfindenden Entnahme aus dem Retentionsraum und der oben beschriebenen Remobilisierung (Umwandlung) des abgesetzten Phosphors ist ein dauerhafter Rückhalt durch Sedimentation im Retentionsraum nicht gegeben (vgl. Kapitel 2.2.3.1).

6.3 Bepflanzung

Wird die oberirdische Biomasse nicht abgeerntet, ist ein dauerhafter P-Rückhalt in RBF durch den Einbau in die pflanzliche Biomasse nicht möglich (Rezirkulation aufgrund Mineralisation, vgl. Kapitel 2.2.3.4). Durch Ernte und Abtransport des Mähgutes von Schilfpflanzen können nach De Jong et al. (1987, zitiert in Börner 1992) circa $3 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ dem System entzogen werden, Geller et al. (1992) geben max. $5 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ an. Hinsichtlich Pflanzenkläranlagen wird angegeben, dass der mögliche Entzug von Phosphat über Pflanzen bei üblicher Belastung mit 5 % bis 10 % der Jahresfracht eine untergeordnete Bedeutung besitzt (Geller und Höner 2003). Gleichzeitig wird darauf hingewiesen, dass bei schwach belasteten Systemen die Festlegungsrate deutlich höher sein dürfte (Geller et al. 1992).

Mischwasser weist wesentlich geringere P-Konzentrationen als häusliches Abwasser auf, so dass der durch Mahd entzogene prozentuale P-Anteil in RBF gegenüber Pflanzenkläranlagen entsprechend ansteigt. Bezogen auf den RBF KB würde dies zu einer signifikanten Verringerung der mittleren Ortho-Phosphat-Jahresfracht von circa 63 % führen, bei einem durchschnittlich angenommenen P-Entzug durch Abernten des Schilfes von $4 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$. Aufgrund des im Filterbecken abgesetzten bzw. filtrierten partikulär gebundenen Phosphors und dessen späterer Mineralisierung sowie der vereinfachten Annahme, dass die Frachtdifferenz zwischen Gesamt-Phosphor (B_P) und Ortho-Phosphat (B_{PO_4}) gleich dem partikulären Phosphor entspricht ($B_{P,part}$) (vgl. Kapitel 4.5.1), wird die Abschätzung des Mahd-Einflusses auch für Gesamt-Phosphor angegeben. Der Anteil des P-Entzuges durch Mahd der Schilfpflanzen im RBF KB würde dann noch circa 34 % von B_P betragen ($B_{P,aM,RBF\ KB} = 11,8 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$). In Tabelle 29 sind die entsprechenden Werte für die großtechnischen RBF-Anlagen zusammenfassend aufgeführt.

Tabelle 29: Potenzieller Anteil des P-Entzuges durch Schilfmahd, RBFA

| RBFA | $B_{P,aM}$ | P-Entzug durch Mahd | $B_{PO_4,aM}$ | P-Entzug durch Mahd |
|------|---|---------------------|---|---------------------|
| | [g P·m ⁻² ·a ⁻¹] | [%] | [g P·m ⁻² ·a ⁻¹] | [%] |
| OE | 19,9 | 20,1 | 10,4 | 38,4 |
| WB | 21,8 | 18,3 | 9,8 | 40,6 |
| KB | 11,8 | 34,0 | 6,4 | 62,6 |
| FW | 14,3 | 27,9 | 4,2 | 94,2 |

¹⁾ Annahme: Durchschnittlicher Entzug von 4 g P·m⁻²·a⁻¹ durch Mahd des Schilfes

Im Rahmen der hier angegebenen P-Frachten könnten potentielle P-Rückhalte von 18 % bis 34 % der mittleren Jahresfracht an Gesamt-Phosphor bzw. 38 % bis 94 % an Ortho-Phosphat durch das Abernen der Schilfpflanzen erzielt werden. Aufgrund der in Kapitel 2.2.3.4 beschriebenen Translokation bzw. der Speicherung von Phosphor im Winter in den Pflanzenwurzeln, müsste ein Abernen des Schilfbestandes im Spätsommer erfolgen. Hierdurch wird nicht nur die maximale Menge an Phosphor im oberirdischen Pflanzenteil erfasst, sondern ebenso eine erhöhte P-Aufnahme (Rhizomreserve) in den Wurzeln bis zum Frühjahr angeregt (Headley et al. 2003, Graneli und Solander 1988). Zudem wird vermutet, dass eine Mahd einen schnelleren Austrieb der Sprosse im Frühjahr fördert (vgl. FLL und IÖV 2008).

Eine Mahd wird im Merkblatt M 178 (DWA 2005c) grundsätzlich als kontraproduktiv bezeichnet und auch in den übrigen RBF-Handbüchern (MUNLV 2003, LfU 2002, HMULV 2008) nicht empfohlen. Hauptargument ist, dass eine fehlende Streuschicht aus abgestorbenen Schilfpflanzen, die als Raumfilter zum Schutz der Filteroberfläche fungiert, das Risiko einer äußeren Kolmation erhöht. Ein solcher Fall konnte an der RBF-Anlage KB im Rahmen eines Extremereignisses kurz nach Betriebsbeginn dokumentiert werden (Frechen et al. 2008). Jedoch kam zur fehlenden Streuschicht hinzu, dass der Feststoffrückhalt in der Vorstufe nicht optimal funktionierte bzw. im Laufe des Ereignisses fast komplett ausfiel (vollständige Belegung des Feinrechens) und der Schilfbestand im Gegensatz zu einer etablierten Bepflanzung sehr klein und dünn ausgeprägt war. Born (2002) fand in einem Beschickungsereignis knapp 50 % der Feststoffe auf den grünen Schilfblättern wieder. Dies deutet darauf hin, dass die Streuschicht nicht der einzige bzw. der wesentliche Schutz vor Kolmation ist, sondern mindestens ebenso eine etablierte Bepflanzung (vgl. MUNLV 2003).

Im Falle einer Mahd scheint aber neben der fehlenden Funktion der Streuschicht/Bepflanzung als Raumfilter viel relevanter, dass durch die Mahd eine Verdichtung der Streu- und Sedimentschicht auf der Filteroberfläche erfolgt. Eine fehlende Strukturierung (stockwerksartige Struktur) des Mischwasser bürigen Sediments würde zu einer erheblichen und mit zunehmendem Betriebsalter stetig ansteigenden Reduzierung der hydraulischen Leistungsfähigkeit des Filters oberhalb des eigentlichen Filtermaterials führen (vgl. Ehwald und Lambert 2009). Im Ex-

tremfall könnte hierdurch das Filterbecken vollständig oberflächig kolmatieren und nur eine rein mechanische Wirkung analog zum ersten Absetzbecken der RBF-Anlage aufweisen.

Durch das Abernten der Bepflanzung können zudem immissionsorientierte Anforderungen hinsichtlich Phosphor nicht bzw. nicht sicher erfüllt werden. Eine kontinuierliche Unterschreitung von Phosphor-Grenzwerten im RBF-Ablauf, welche auf Basis der Hintergrund- und Orientierungswerte für chemisch/physikalische Komponenten für Fließgewässer nach LAWA und der spezifischen Gewässerbelastung abgeleitet werden könnten (vgl. Kapitel 2.2.4.2 und 6.1.1), ist mit einer Mahd der Schilfpflanzen nicht zu gewährleisten. Dies gilt unabhängig von den in Tabelle 29 beschriebenen Potenzialen, die lediglich auf mittlere Wirkungsgrade bezogen sind.

6.4 Biozönose

Im Rahmen dieser Arbeit wurden hinsichtlich des möglichen Einflusses der Biozönose auf den P-Rückhalt keine gesonderten Untersuchungen durchgeführt. Wie in Kapitel 2.2.3.3 dargestellt, wird der Biozönose in RBF-Filterkörpern diesbezüglich keine Relevanz beigemessen (vgl. Larsen and Greenway 2004).

Jedoch können durch den Biofilm ggf. Poly-Phosphate hydrolysiert und als Ortho-Phosphat freigesetzt bzw. für eine Adsorption an das Filtersubstrat oder für eine Aufnahme durch Pflanzen verfügbar werden (vgl. Kapitel 6.1.2). Es wird davon ausgegangen, dass diese mögliche katalysierende Wirkung des Biofilms gegenüber der direkten abiotischen P-Adsorption vernachlässigbar ist (vgl. auch Kapitel 6.6).

6.5 Drosselabflussspende

Wie bereits in Kapitel 6.1.1 erwähnt, erschwert die über den Untersuchungszeitraum stetig und relativ schnell nachlassende P-Adsorptionskapazität nicht meliorierter Filtersande die Untersuchung des Einflusses insbesondere solcher Parameter, die über den gesamten Untersuchungszeitraum mehrfach variiert wurden. Eine Betrachtung der Drosselabflussspende über den gesamten Untersuchungszeitraum erfolgt somit nur anhand des mit Eisenhydroxid meliorierten Filtersubstrates des Lysimeters L 4 bzw. des RBF KB. Ergänzend wird das bindige Filtersubstrat des RBF FW berücksichtigt, das geogen bedingt eine hohe Anionen-Sorptionskapazität besitzt (vgl. Kapitel 4.2.2) und relativ konstante P-Wirkungsgrade über eine Betriebszeit von ca. 12 Jahren aufwies (vgl. Frechen et al. 2008).

In Abbildung 57 sind für das Lysimeter L 4 und die RBF KB und FW die mittleren Wirkungsgrade inklusive Standardabweichungen für den Rückhalt an Ortho-Phosphat in Abhängigkeit von der eingestellten Drosselabflussspende dargestellt.

Zusätzlich wird die zugehörige Beschickungsanzahl n angegeben. Bei den RBF KB und FW wurden Ereignisse ohne Filterüberlauf berücksichtigt, beim Lysimeter L 4 die Beschickungshöhen mit $h_{FA} = 1,0 \text{ m}$.

Für das Lysimeter L 4 wurden die Drosselabflussspenden $0,03 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ und $0,05 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ nicht zuverlässig erreicht, da die betriebliche hydraulische Leitfähigkeit aufgrund der verdichteten Einbauweise der Filtersubstrate geringer war als die eingestellte Drosselabflussspende (vgl. Waldhoff 2008). Die entsprechenden Ergebnisse sind für diese Betriebseinstellung nicht unbedingt repräsentativ.

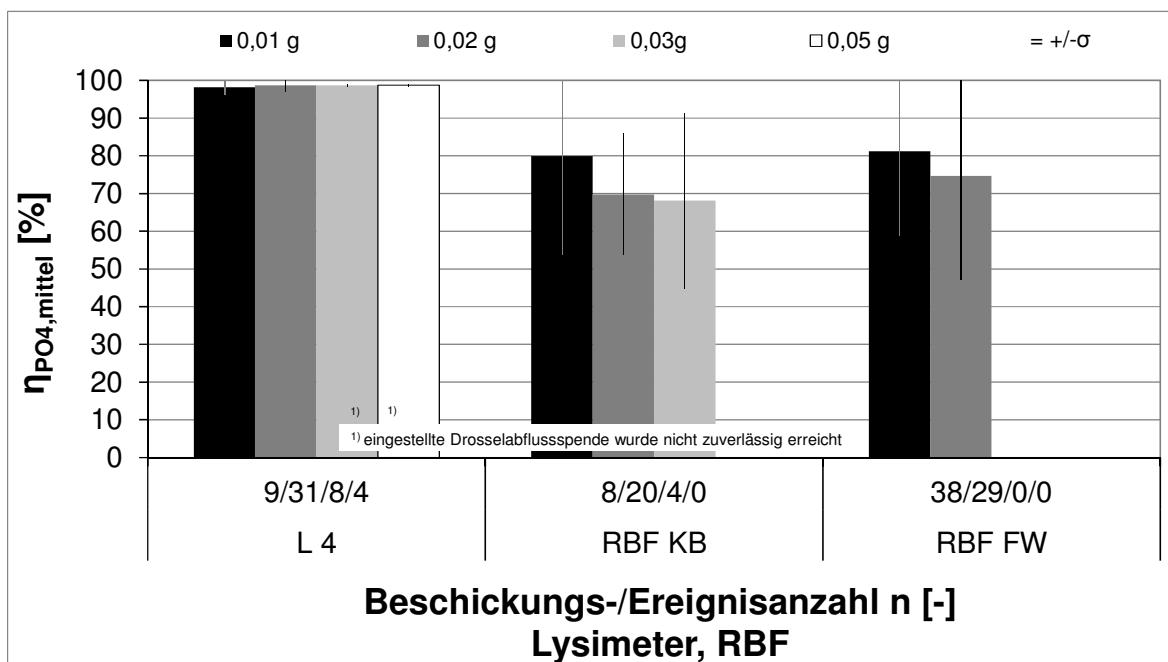


Abbildung 57: Mittlere Gesamt-Wirkungsgrade für PO₄ in Abhängigkeit von geregelten (g) Drosselabflussspenden, Lysimeter L 4 und RBF KB und FW

Das mit Eisenhydroxid meliorierte Filtersubstrat in Lysimeter L 4 wies keine Abhängigkeit des PO₄-Wirkungsgrades vom Drosselabfluss auf. Die Untersuchungen an der entsprechenden Großtechnik (RBF KB) ergaben eine Verringerung des Wirkungsgrades um ca. 10 Prozentpunkte auf ca. 70 % bei einer Verdopplung der spezifischen Drosselabflussspende von $q_{Dr} = 0,01 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ auf $0,02 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$. Eine Erhöhung des spezifischen Drosselabflusses auf $q_{Dr} = 0,03 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ führte zu einer nur unwesentlichen weiteren Abnahme der PO₄-Leistungsfähigkeit.

Den jeweiligen Ergebnissen liegt eine sehr unterschiedliche Beschickungs-/Ereignisanzahl zugrunde, so dass z.B. im Fall des RBF KB aufgrund der wenigen Ereignisse für die spezifischen Drosselabflussspenden $q_{Dr} = 0,01 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ und $0,03 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ gegenüber $q_{Dr} = 0,02 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ eine Überschätzung des Einflusses der Drosselabflussspende auf den PO₄-Wirkungsgrad nicht ausgeschlossen werden kann. Zudem wiesen die Ergebnisse am RBF KB wesentlich höhere Standardabweichungen im Vergleich zu L 4 auf.

Am RBF FW könnte ähnlich zu den Ergebnissen des RBF KB eine Tendenz abnehmender Wirkungsgrade bei zunehmender Drosselabflussspende angenommen werden. Die Verdopplung von $q_{Dr} = 0,01 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ auf $0,02 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ führte beim bindigen Filtersubstrat des RBF FW zu einer Verringerung der Leistungsfähigkeit um ca. 6 Prozentpunkte von 81 % auf 75 %. Auch hier lagen Standardabweichungen von über 20 % vor.

Betrachtet man ergänzend zu den in Abbildung 57 dargestellten Wirkungsgraden die frachtabhängigen mittleren Ablaufkonzentrationen je spezifisch eingestellter Drosselabflussspende, so treten nur im Fall des RBF FW bei Erhöhung der Drosselabflussspende von $q_{Dr} = 0,01 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ auf $0,02 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ auch höhere mittlere Ablaufkonzentrationen auf (in etwa proportional zum Drosselabfluss von $0,076 \text{ mg PO}_4\text{-P}\cdot\text{L}^{-1}$ auf $0,155 \text{ mg PO}_4\text{-P}\cdot\text{L}^{-1}$).

Demgegenüber liegen die mittleren Ablaufkonzentrationen beim RBF KB bzw. L 4 unabhängig von der Drosselabflussspende auf einem relativ gleichbleibenden Niveau von ca. $0,05 \text{ mg PO}_4\text{-P}\cdot\text{L}^{-1}$ bzw. $0,02 \text{ mg PO}_4\text{-P}\cdot\text{L}^{-1}$ (unterhalb der Orientierungswerte bzw. Hintergrundwerte der LAWA) und erreichen mit zunehmender Filtergeschwindigkeit max. den Wert der niedrigsten Drosselleinstellung von $q_{Dr} = 0,01 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ (vgl. Abbildung 58).

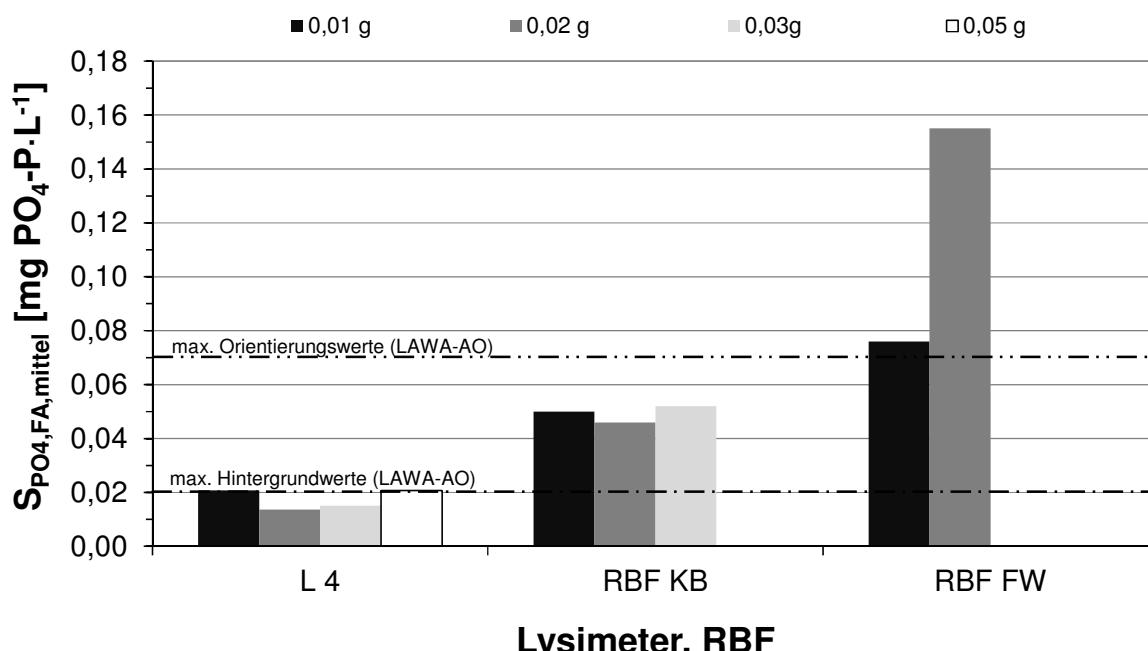


Abbildung 58: Mittlere Filterablauf-Konzentrationen für PO_4 in Abhängigkeit von geregelten (g) Drosselabflussspenden, Lysimeter L 4 und RBF KB und FW

Es wird vermutet, dass die Zunahme der mittleren Ablaufkonzentration (bzw. Verringerung des Wirkungsgrades) beim RBF FW auf Makroporenflüsse zurückzuführen ist. Hierdurch werden nicht nur mögliche Kontaktflächen zwischen flüssiger und fester Phase verringert (vgl. Kapitel 6.1.3.2), sondern bei höheren Filtergeschwindigkeiten auch höhere Frachten nicht bzw. nur wenig behandelten Mischwassers mittels präferenzieller Fließwege durch den Filterkörper geleitet. Bei

früheren Untersuchungen am RBF FW mit unterschiedlichen spezifischen Drosselabflüssen trat diesbezüglich kein Anstieg der mittleren P-Ablaufkonzentration mit zunehmendem Drosselabfluss auf (vgl. Born 2002). Es wird vermutet, dass dies u.a. auf den zu der Zeit dauerhaft eingestellten Teileinstau des Filterkörpers zurückzuführen ist, wodurch ein möglicher Einfluss von Makroporen verringert wurde. Weiterhin ist zu vermuten, dass sich Makroporen erst in relevanter Größe und Anordnung nach Ende der Untersuchungen von Born (2002) gebildet haben, da von diesem Zeitpunkt an der RBF FW ohne Teileinstau des Filtersubstrates betrieben wurde.

Es wird davon ausgegangen, dass gegenüber L 4 beim RBF KB die Abnahme des Wirkungsgrades bei Erhöhung des Drosselabflusses auf $0,02 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ bzw. die höheren Ablaufkonzentrationen aus der heterogeneren Verteilung des Meliorats (vgl. Kapitel 6.8) und dem unverdichteten Einbau des Filtersubstrates im RBF KB resultieren (vgl. Kapitel 6.1.2).

Zu Beginn der Untersuchungen wurde am RBF KB eine mittlere, ungeregelte Drosselabflussspende von $q_{Dr} = 0,01 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ eingestellt (Einstellung des Drosselorgans bei Wasserstand in Höhe der Filteroberfläche). Hieraus resultieren in Abhängigkeit von der tatsächlichen Einstauhöhe des Retentionsraumes entsprechend höhere Drosselabflüsse. Im Vergleich zur geregelten Drosselabflussspende von $q_{Dr} = 0,01 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ hatte diese Einstellung jedoch keine Auswirkungen auf den mittleren PO_4 -Wirkungsgrad, der auf einem vergleichbaren Niveau von ca. 79 % lag. Dies gilt ebenso für die mittlere frachtbezogene Ablaufkonzentration.

Uhl und Jübner (2004) stellten in Säulenversuchen mit eisenarmen, nicht meliorierten Filtersanden fest, dass sich eine Ablaufdrosselung von $q_{Dr} = 0,01 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ gegenüber einem nicht gedrosselten Ablauf nur unwesentlich auf die P-Ablaufkonzentrationen bzw. auf den entsprechenden Wirkungsgrad auswirkte (hierbei wurden die zwei betrachteten Drosselabflüsse nicht mehrfach an einer Säule variiert, sondern konstant an zwei Säulen mit identischen Filtersubstraten eingestellt; andere Drosseleinstellungen wurden nicht betrachtet). Diese Ergebnisse fanden neben anderen Untersuchungen Eingang in die Zielgrößenfestlegung für die Dimensionierung von RBF in Nordrhein-Westfalen, die bei durch Phosphor hervorgerufenen Problemen im Gewässer den Drosselabfluss als nicht maßgebend einstuft (MUNLV 2003, vgl. auch Sommer 2007). In Lysimeter-Untersuchungen von Merkel et al. (2005) konnten ebenfalls keine Einflüsse der Filtergeschwindigkeit auf den Phosphorrückhalt bei sorptionsschwachen Filtersubstraten nachgewiesen werden.

Betrachtet man ergänzend die Ergebnisse der in dieser Arbeit halbtechnisch untersuchten und nicht mit Eisenhydroxid meliorierten Filtersubstrate, können die zuvor beschriebenen Ergebnisse von Uhl und Jübner (2004) und Merkel et al. (2005) insofern exemplarisch bestätigt werden, als dass bei vergleichbarer Zulaufbelastung zu Beginn der Variation der Drosselabflüsse trotz Halbierung der spezi-

fischen Drosselabflussspende von $q_{Dr} = 0,02 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ auf $q_{Dr} = 0,01 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ein Ansteigen der Ablaufkonzentrationen aufgrund bereits nachlassender PO₄-Adsorptionskapazität der Filtersubstrate nicht verhindert werden konnte. Diese Ergebnisse können qualitativ auf die entsprechenden nicht meliorierten Filtersubstrate des RBF WB und OE übertragen werden.

Der Drosselabfluss wirkt sich neben der Filtergeschwindigkeit (v_F) bzw. der Abstandsgeschwindigkeit (v_A) auch auf die Aufenthaltszeit (t_A) des Abwassers im Filterkörper aus. In Waldhoff (2008) wurden diese Parameter über das betrieblich effektive Porenvolumen (V_e) bzw. den effektiven Porenanteil der Filterkörper (n_e) für den minimalen und maximalen Drosselabfluss (Q_{Dr}) der Lysimeter abgeschätzt (siehe Anhang Tabelle A6.1). Ein Einfluss der Aufenthaltszeit des Mischwassers im Filterkörper auf die PO₄-Leistungsfähigkeit konnte nicht festgestellt werden. So wies z.B. das Lysimeter L 5 bei $q_{Dr} = 0,01 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ und vergleichbarer Aufenthaltszeit von ca. $t_A = 5 \text{ h}$ einen wesentlich niedrigeren Wirkungsgrad bzw. höhere Ablaufkonzentrationen als L 1 auf. Gleichzeitig traten bei Lysimeter L 6 trotz geringerer Aufenthaltszeit höhere Wirkungsgrade bzw. geringere Ablaufkonzentrationen gegenüber L 5 auf (vgl. Anhang Abbildung A6.12).

6.6 Temperatur

Der mögliche Einfluss der Temperatur auf den Phosphor-Wirkungsgrad von Retentionsbodenfiltern wird im Folgenden an Lysimeter L 4 (entspricht RBF KB) der halbtechnischen Versuchsanlage und den RBFA KB (mit Eisenhydroxid meliorierter Filtersand) und FW (bindiges Filtermaterial) diskutiert. Bei allen anderen untersuchten RBF-Anlagen bzw. Lysimetersäulen werden eventuelle Temperatureinflüsse von der zunehmenden Erschöpfung der P-Bindungskapazität des Filtersubstrates innerhalb der Untersuchungsdauer überlagert bzw. dominiert (vgl. Kapitel 6.1.1). Das Lysimeter L 4 besitzt gegenüber den RBF-Anlagen KB und FW den Vorteil, dass es im Rahmen dieser Untersuchungen nicht bepflanzt wurde und jahreszeitbedingte unterschiedliche Einflüsse der Schilfbepflanzung infolge einer Remobilisierung von Phosphor durch Absterben und Mineralisierung der oberirdischen Pflanzenmasse nicht auftreten können (vgl. Kapitel 6.3).

Die Temperatur des Mischwassers veränderte sich bei Perkolation durch den Filterkörper nur unwesentlich. Typische an der Lysimeteranlage gemessene Temperaturganglinien von Filterzuläufen und -abläufen sind in Waldhoff (2008) dargestellt.

Unabhängig von der Zulaufbelastung (B_{PO_4}) kann bei einer Betrachtung über den gesamten Untersuchungszeitraum an Lysimeter L 4 kein linearer Zusammenhang zwischen Zulauftemperatur und Wirkungsgrad festgestellt werden ($R^2 = 0,01$). Dies gilt in gleicher Weise für die großtechnischen Anlagen RBF KB ($R^2 = 0,06$) und RBF FW ($R^2 = 0,01$), wobei sich die Korrelation hier nicht auf die Zulauftemperatur, sondern auf die Lufttemperatur und den Wirkungsgrad bezieht.

In Tabelle 30 sind die PO₄-Wirkungsgrade für ausgewählte Beschickungen bzw. Ereignisse mit vergleichbarer Zulaufbelastung für Sommer und Winter dargestellt. Es konnte kein Einfluss der Temperatur auf den PO₄-Rückhalt festgestellt werden, trotz Temperaturunterschieden von im Mittel ca. 8 °C im Filterzulauf bzw. bis zu 15 °C in der Umgebungsluft. Dies gilt gleichermaßen für die mittleren frachtbezogenen Ablaufkonzentrationen von L 4 und RBF KB. Die in den Sommermonaten dokumentierte höhere Ablaufkonzentration am RBF FW resultiert aus entsprechend höheren mittleren Zulaufkonzentrationen.

Tabelle 30: PO₄-Leistungsfähigkeit in Abhängigkeit der Temperatur, Lysimeter L 4 und RBF KB und FW

| Filteranlage | Zeitraum | Beschickungen/Ereignisse | T _{FZ} ¹⁾ [°C] | B _{PO4,FZ} [g PO ₄ -P·m ⁻²] | η _{PO4} [%] | S _{PO4,FA} [mg PO ₄ -P·L ⁻¹] |
|--------------|-------------|--------------------------|---------------------------------------|--|-------------------------|---|
| L 4 | Mai - Juli | 9 | 18 | 9,7 | 99 | 0,01 |
| | Nov. - März | 8 | 11 | 9,6 | 99 | 0,01 |
| RBF KB | Juli - Aug. | 8 | 19 | 0,4 | 61 | 0,05 |
| | Nov. - Feb. | 10 | 6 | 0,4 | 62 | 0,05 |
| RBF FW | Juni - Juli | 4 | 21 | 0,3 | 82 | 0,10 |
| | Okt. - Jan. | 4 | 6 | 0,3 | 84 | 0,05 |

¹⁾ bei RBF KB und FW auf Temperatur der Umgebungsluft bezogen (T_L)

Ergebnisse anderer Untersuchungen hinsichtlich des Temperatureinflusses an Pflanzenkläranlagen (PKA) in Deutschland konnten nicht bestätigt werden bzw. scheinen nicht auf RBF übertragbar zu sein. Börner (1992) stellte nach Auswertung der Analysedaten von insgesamt 268 Pflanzenkläranlagen Leistungseinbußen für PO₄ von über 50 % und für P von circa 25 % im Winter (Dezember bis Februar) gegenüber Sommer (Juni bis August) fest. Einschränkend wird erwähnt, dass der jahreszeitliche Einfluss der Bepflanzung z.B. durch Wurzelausscheidungen und die Bildung metallorganischer Komplexe einen größeren Anteil bei der P-Elimination einnimmt als bisher vermutet, zugleich aber eine Bestätigung aufgrund der vorliegenden Daten nicht erfolgen kann (vgl. auch UBA 2003b). Demgegenüber deuten internationale Untersuchungen an PKA wiederum darauf hin, dass die Temperatur keinen Einfluss auf den P-Rückhalt ausübt (IWA 2000).

Es wird vermutet, dass die unterschiedlichen Ergebnisse an PKA und RBF in Deutschland u.a. mit der Art der Auswertung der Ergebnisse an PKA zusammenhängen. So ist eine Betrachtung des Parameters Phosphor nur auf der Grundlage von Wirkungsgraden allein nicht zielführend. Zulaufbelastung und Ablaufkonzentrationen müssen ergänzend hinzugezogen werden, um z.B. ergebnisverzerrende Einflüsse der Zulauffracht berücksichtigen zu können. Basierend auf den in dieser Arbeit dargestellten Ergebnissen ist ein Zusammenhang von Temperatur und P-Rückhalt nicht erkennbar und lässt darauf schließen, dass die PO₄-Adsorption (an mit Eisenhydroxid meliorierten oder bindigen Filtersubstraten) ein abiotischer Prozess ist (vgl. auch Uhl und Jübner 2003). Temperaturabhängige Einflüsse bioti-

scher Prozesse z.B. durch Biofilme sind, wenn überhaupt, nur von untergeordneter Bedeutung (vgl. Kapitel 6.4).

6.7 Weitere chemisch-physikalische Parameter

Neben der im vorangegangenen Kapitel angesprochenen Temperatur werden nachfolgend die Parameter pH-Wert (pH), Sauerstoffgehalt (O_2), elektrische Leitfähigkeit (LF) und Redox-Potential sowie ihr Einfluss auf den Phosphorrückhalt diskutiert. Hierzu sind in Tabelle 31 die entsprechenden Werte über die gesamte Untersuchungsduer für die Lysimeteranlage exemplarisch anhand von Lysimeter L 1 zusammengefasst. Ergänzend können beispielhafte Ganglinien hinsichtlich pH, O_2 -Gehalt und LF für eine einzelne Standardbeschickung ($h_{FA} = 1,0 \text{ m}$ und $q_{Dr} = 0,02 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$) der Lysimeteranlage in Waldhoff (2008) nachvollzogen werden. Analog zur Lysimeteranlage sind die in Tabelle 31 inline gemessenen Parameter für ausgewählte Ereignisse an den RBF KB und OE im Anhang zu diesem Kapitel aufgeführt (Tabellen A6.2 und A6.3).

Tabelle 31: pH-Wert, Sauerstoffgehalt, elektrische Leitfähigkeit und Redox-Potential im Zu- und Ablauf, Lysimeter L 1 (nach Waldhoff 2008)

| Lysimeter | T [°C] | | pH [-] | | $O_2 [\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}]$ | | LF [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$] | | Redox [mV] | |
|------------|--------|------|--------|-----|-------------------------------------|------|---|------|------------|-----|
| | FZ | FA | FZ | FA | FZ | FA | FZ | FA | FZ | FA |
| Mittelwert | 16.4 | 16.6 | 7.2 | 7.3 | 2.0 | 7.4 | 709 | 914 | 95 | 229 |
| Median | 16.8 | 17.2 | 7.2 | 7.3 | 1.5 | 7.5 | 677 | 892 | 106 | 227 |
| Min | 8.6 | 6.9 | 6.9 | 7.0 | 0.0 | 1.4 | 286 | 378 | -108 | -88 |
| Max | 22.6 | 24.1 | 7.7 | 7.7 | 6.1 | 10.6 | 1137 | 1281 | 214 | 518 |

6.7.1 pH-Wert

Der mittlere pH-Wert im Filterzulauf und -ablauf lag auf etwa gleichem Niveau im nahezu neutralen pH-Bereich, von dem auch die Min-Max Werte nur unwesentlich abweichen. Dies galt ebenso für die mit zunehmender Betriebsdauer bzw. Beschickungsanzahl sinkenden P-Wirkungsgrade. Ein Einfluss der hier dokumentierten pH-Werte und ihrer relativ geringen Spannbreite (von pH = 6,9 bis pH = 7,7) auf den Phosphorrückhalt konnte nicht festgestellt werden.

Abnehmende Wirkungsgrade bzw. steigende Ablaufräachten resultieren aus nachlassenden P-Adsorptionskapazitäten der Filtersubstrate. Darüber hinaus wird vermutet, dass die mit zunehmendem Betriebsalter aufgetretenen negativen Wirkungsgrade auf die Mineralisierung organisch gebundenen Phosphors in den oberen Filterschichten zurückzuführen sind, welcher aufgrund der nachlassenden P-Adsorptionskapazitäten nicht erneut in tieferen Filterkörperschichten gebunden werden konnte, und Rücklösungen bereits adsorbierten Phosphats infolge hoher pH-Werte nicht auftraten (vgl. Kapitel 6.2.1 und 6.2.3).

Die Ergebnisse der Halbtechnik sind aufgrund vergleichbarer pH-Bereiche an den RBFA KB und OE grundsätzlich auf die Großtechnik übertragbar (vgl. Anhang Tabelle A6.2 und A6.3). Lediglich am RBF OE wurden im Filterablauf etwas geringere pH-Werte gemessen als im Filterzulauf, was vermutlich auf eine schlechtere Pufferwirkung des Filtersubstrates aufgrund erhöhter Ausschwemmung von künstlich zugemischem CaCO₃ zurückzuführen war (vgl. Kapitel 6.1.3.2).

Untersuchungen an unterschiedlichen Pflanzenkläranlagen, deren pH-Werte mit denen in Tabelle 31 vergleichbar sind, ergaben ebenfalls keinen Zusammenhang zwischen pH-Wert und Phosphorrückhalt (UBA 2003b). Dies wird auch durch Ergebnisse internationaler Untersuchungen an PKA unterstützt (IWA 2000). Zudem sei hier ergänzend erwähnt, dass im Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 202 über chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser (ATV-DVWK 2004) für die bei der Phosphatfällung gebildeten Metallkomplexe in der Praxis mit einem pH-Bereich von 6,5 bis 8,5 eine effektive Phosphatentfernung erzielt wird.

Uhl und Jübner (2003) geben für ein Beschickungsereignis innerhalb ihrer Säulenversuche einen erhöhten pH-Wert als mögliche Ursache für den negativen P-Wirkungsgrad an. Ob in diesem Fall ein pH-Wert von 8,3 tatsächlich zu Rücklösungen von adsorbiertem Phosphat führte, kann mit den oben beschriebenen Ergebnissen nicht bestätigt werden.

Die pH-Werte der Filtersubstrate lagen erwartungsgemäß nach Untersuchungsende bei allen Filteranlagen im Mittel auf einem etwas niedrigeren Niveau als vor Einbau in die Filteranlagen (vgl. Tabelle 20, Kapitel 4.2.2). Die größte pH-Abnahme verzeichnete das Filtersubstrat des Lysimeter L 3 bzw. des RBF OE, bei dem eine Verringerung von pH = 8,3 auf pH = 7,0 festgestellt wurde (vgl. Anhang Tabelle A6.4). Wie bereits bei der flüssigen Phase weiter oben beschrieben wird davon ausgegangen, dass dies neben dem CaCO₃-Verbrauch infolge pH-Pufferung u.a. auf die erhöhte Ausschwemmung künstlich zugemischten Calciumcarbonats zurückzuführen ist.

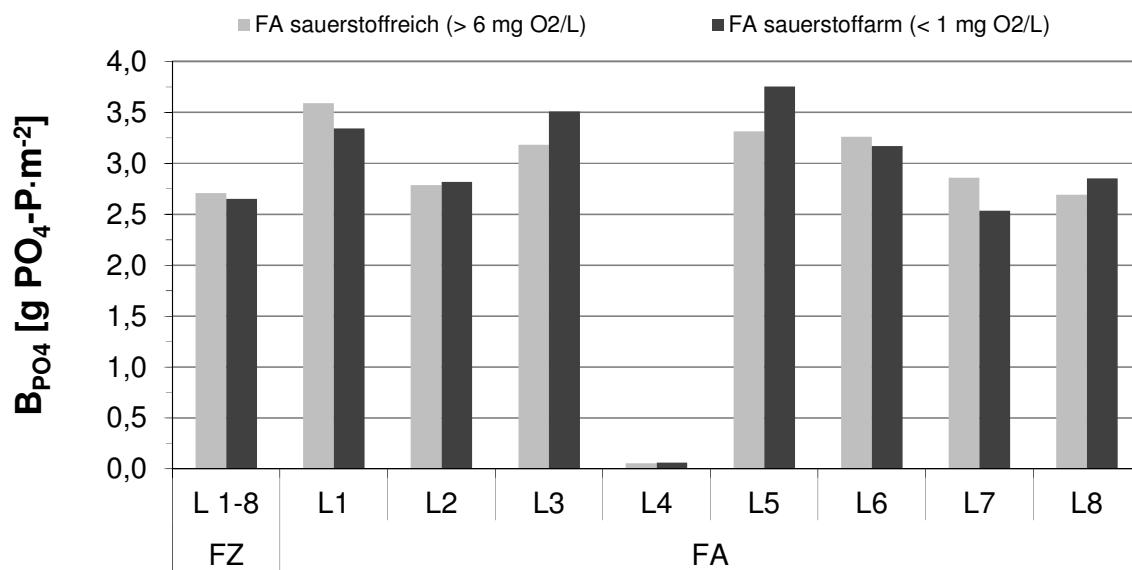
Filtersubstrate und/oder P-Sorptionsmittel mit pH-Werten im Anfangszustand von pH ≥ 9,0 werden als eher ungeeignet eingestuft, da die Löslichkeit von Eisenphosphaten hier sehr hoch und die Sorptionskapazität entsprechend gering ist (vgl. Kapitel 2.2.3.2). Zudem sind in diesen pH-Bereichen negative Auswirkungen auf die Bepflanzung und die Biozönose zu erwarten (vgl. Ehwald und Lambert 2009).

6.7.2 Sauerstoffgehalt

Die mittlere Sauerstoffkonzentration im Zulauf der Lysimeteranlage war stets geringer als die mittlere Sauerstoffkonzentration im Ablauf (vgl. Tabelle 31). Dies war einerseits auf den Schwallbetrieb zur Beschickung der Lysimeter bzw. des Retentionsraumes, in dem je Beschickung kein neues sauerstoffreiches Zulaufwas-

ser nachgeliefert wurde, und andererseits auf den Wiederbelüftungseffekt der in den Poren des Filterkörpers vorhandenen Luft zurückzuführen (vgl. Wozniak et al. 2006, 2007). Innerhalb des Normalbetriebes an der Lysimeteranlage mit 1,0 m Beschickungshöhe traten im Filterablauf in der Regel keine Sauerstoffkonzentrationen kleiner $5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ auf. Ein Einfluss des Sauerstoffgehaltes auf den P-Wirkungsgrad konnte diesbezüglich nicht festgestellt werden.

Ergänzend wurde in einem Langzeitversuch eine quasi vollständige Verdrängung der Bodenluft und nach der Hälfte der Betriebszeit (ca. 35 h) und einer Beschickungshöhe von ca. 2,5 m eine Sauerstoffkonzentration im Ablauf $< 1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ simuliert und dieser einem zweiten Langzeitversuch mit vergleichbaren durchschnittlichen Randbedingungen wie Zulaufbelastung und Temperatur, aber einer Sauerstoffkonzentration im Ablauf von größtenteils $> 6 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ gegenübergestellt (vgl. Waldhoff 2008). In Abbildung 59 sind die entsprechenden PO_4 -Ablauffrachten der einzelnen Lysimeter vergleichend dargestellt.



Lysimeter, Filterzulauf (FZ) und -ablauf (FA)

Abbildung 59: Vergleich der PO_4 -Ablauffrachten in Abhängigkeit von einem sauerstoffreichen und sauerstoffarmen Filterablauf, Lysimeter

Ein eindeutiger und in seiner Ausprägung auch maßgebender Zusammenhang zwischen Sauerstoffkonzentration und PO_4 -Leistungsfähigkeit ließ sich trotz dieser Grenzbetrachtung mit quasi sauerstofffreien Abläufen und Ereigniszeiten von ca. 2,5 Tagen nicht ableiten (auch nicht unter Berücksichtigung der unterschiedlichen absoluten Porenanteile der Filtersubstrate, vgl. Tabelle 18). Übertragen auf die Ereigniszeiten an den großtechnischen RBF-Anlagen trafe dies für ca. 80 % bis 90 % aller im Untersuchungszeitraum dokumentierten Ereignisse bzw. Ereigniszeiten zu (vgl. Anhang Abbildung A5.7), wobei die Filterabläufe hier sauerstoffreich waren und am Beispiel der RBF KB und OE Sauerstoffkonzentrationen von im Mittel $> 6 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ aufwiesen.

Es wird davon ausgegangen, dass bei sorptionsschwachen Filtersubstraten bzw. bei Erschöpfung der P-Adsorptionskapazität die in den Trockenphasen stattfindende Mineralisation der hauptsächlich in die oberen Filterkörperschichten eingetragenen Organik und die damit verbundene Remobilisierung des organisch gebundenen Phosphors im Wesentlichen für negative P-Wirkungsgrade ursächlich waren (da diese in den unteren Filterkörperschichten, im Gegensatz zu sorptionstarken Substraten wie bei L 4, nicht wieder gebunden werden können, vgl. Kapitel 6.2.3). Dies wird auch durch Ergebnisse ergänzender Untersuchungen hinsichtlich des anorganisch und organisch gebundenen Phosphors im Filterkörper unterstützt (sequentielle Extraktionen, vgl. Kapitel 4.5.2 und 6.2), infolgedessen der organisch gebundene P-Anteil bis zu 50 % des anorganisch gebundenen Anteils betragen und ein entsprechendes Potential für Remobilisierungen bieten kann (vgl. Anhang Abbildungen A6.13 bis A6.15). Zudem deuten halbtechnische Untersuchungen hinsichtlich unterschiedlicher Trockenphasen im Sommer darauf hin, dass der PO₄-Rückhalt eines Beschickungsergebnisses nach einer dreiwöchigen Trockenphase geringer war als bei dem vorangegangenen Beschickungsergebnis mit zuvor nur einwöchiger Trockenphase (vgl. Anhang Abbildung A6.16).

Im Anhang in den Tabellen A6.2 und A6.3 sind analog zur Tabelle 31 die entsprechenden Werte für die RBF KB und OE aufgeführt. Betriebszeiten von zwei bis drei Tagen (vgl. Anhang Abbildung A5.7) scheinen großtechnisch in der Regel nicht auszureichen, um sehr geringe Sauerstoffkonzentrationen im Filterablauf zu erzeugen. Es wird vermutet, dass selbst bei Erreichung sehr geringer Sauerstoffgehalte im Filterkörper diese aufgrund der kurzen Dauer des Auftretens nicht in nennenswerter Weise z.B. zu einer Reduktion von Fe³⁺ zu leicht lösbarem Fe²⁺ und damit einer Desorption bereits adsorbierten Phosphats führen. Eine hierdurch normalerweise sichtbare Verockerung des Filterablaufes bzw. Ablaufschachtes durch Oxidation des gelösten zweiwertigen Eisens zu Fe³⁺ konnte zudem an keiner der untersuchten halb- und großtechnischen Filteranlagen festgestellt werden. In früheren Untersuchungen am RBF FW traten jedoch Verockerungen im Filterablauf auf, die auf die damalige Betriebsweise des Teileinstaus und entsprechend dauerhafte anoxische bzw. anaerobe Bedingungen zurückzuführen waren (Born 2002, vgl. auch UBA 2003b). Im Rahmen der jetzigen Untersuchungen wurden alle Filteranlagen inklusive des RBF FW ohne dauerhaften Einstau betrieben (vgl. Kapitel 4.1.2). Zudem erfolgte die Beschickung der Filteranlagen diskontinuierlich, wodurch eine entsprechende Wiederbelüftung des Filterkörpers gewährleistet wird und negative Effekte auf den Phosphorrückhalt, wie in früheren Untersuchungen an PKA mit kontinuierlicher und hoher Flächenbelastung dokumentiert (vgl. Börner 1992), verhindert werden.

6.7.3 Elektrische Leitfähigkeit

Analog zum pH-Wert und der Sauerstoffkonzentration lag auch die elektrische Leitfähigkeit im Filterablauf der Lysimeteranlage im Mittel höher als im Filterzulauf,

was ebenso an den RBF KB und OE dokumentiert werden konnte (vgl. Anhang Tabellen A6.2 und A6.3). Der Anstieg der LF im Ablauf ist hauptsächlich auf die gerade zu Beginn eines Ereignisses stattfindende Ausspülung von Nitrat (NO_3^-) und Calcium (Ca^{2+}) zurückzuführen. Diese Ionen entstehen vorwiegend in der Trockenphase zwischen zwei Ereignissen infolge der mikrobiellen Umsetzung von Ammonium (NH_4^+) und der damit verbundenen Abpufferung des pH-Wertes durch Auflösen von Calciumcarbonat (CaCO_3) (vgl. LfU 2002). Analysen hinsichtlich der Nitratkonzentrationen und der relevanten Kat- und Anionen im Filterzulauf/-ablauf der Lysimeteranlage bestätigen diese Prozesse (Waldhoff 2008, vgl. auch Merkel et al. 2005).

Das Niveau der elektrischen Leitfähigkeit war an den RBF KB und OE im Filterzulauf um den Faktor 2,5 niedriger als an der Lysimeteranlage. Dies ist einerseits auf den hohen Anteil ionenarmen Regenwassers im Mischwasserzufluss der großtechnischen RBF und andererseits auf die künstliche Konditionierung des Filterzulaufs der Lysimeteranlage mit Betriebswasser bzw. Zulaufwasser der Vorklärung der Abwasserbehandlungsanlage Kassel zurückzuführen. Grundsätzlich sind die LF-Werte im Filterzulauf der Großtechnik mit denen anderer Untersuchungen hinsichtlich Mischwasserabflüsse vergleichbar (vgl. Brombach und Fuchs 2003, Merkel et al. 2005)

Ein Einfluss der an den halb- und großtechnischen Anlagen gemessenen elektrischen Leitfähigkeiten auf den Phosphorrückhalt konnte nicht festgestellt werden. Weiterhin lassen die zusätzlich zum Phosphat an ausgewählten Ereignissen gemessenen Konzentrationen anderer Anionen im Filterzu- und -ablauf (z.B. Chlorid) einen möglichen Einfluss einer Anionen-Konkurrenz (vgl. Blume et al. 2010) um entsprechende P-Adsorptionsplätze an Eisenhydroxidoberflächen im Filterkörper nicht erkennen.

6.7.4 Redox-Potential

Das Redox-Potential wies im Filterablauf der halb- und großtechnischen RBFA im Mittel höhere Werte auf als im Filterzulauf (vgl. Tabelle 31 und Anhang Tabellen A6.2 und A6.3). Es wird davon ausgegangen, dass die geringeren Redox-Werte im Filterzulauf auf die höhere Konzentration von Reduktoren wie z.B. Ammonium und zudem niedrige Sauerstoffgehalte zurückgeführt werden können, worauf auch der Zusammenhang zwischen einer niedrigen O_2 -Konzentration und einem geringen Redox-Potential im Filterzulauf hinweist ($R^2 = 0,47$). Zudem resultieren die höheren Redox-Potentiale im Filterablauf aus der höheren Konzentration von gelöstem Sauerstoff und Nitrat (vgl. Kayser 2003).

Die an der Halb- und Großtechnik gemessenen Redox-Potentiale lassen keinen Einfluss auf den Phosphorrückhalt erkennen. Dass trotz hoher O_2 - und Nitratkonzentrationen und positivem Redoxpotential im Filterablauf nachlassende bis hin zu negative P-Wirkungsgrade auftraten, bekräftigt die Vermutung, dass nicht die Mili-

eubedingungen wie z.B. niedriges Redoxpotential infolge von niedrigen O₂-Gehalten, sondern Mineralisation (aerobe Respiration) und entsprechende Remobilisierung des organisch gebundenen Phosphors in der Sediment- und oberen Filterschicht bei gleichzeitig nicht mehr ausreichender Adsorptionskapazität tieferer Filterschichten ursächlich sind (siehe oben, Abschnitt Sauerstoffgehalt).

Daraus lässt sich ableiten, dass das Redox-Potential als Indikator für mögliche P-Rücklösungen geeignet ist und als Steuergröße zur Vermeidung einer Desorption bereits z.B. durch Eisenhydroxid gebundenen Phosphors bei ausreichend sorptionsstarken bzw. meliorierten Filtersubstraten dienen kann. Sinkt die P-Adsorptionskapazität des Filtersubstrates mit zunehmender Betriebsdauer jedoch stark ab, ist das Redox-Potential als alleiniger Parameter zur Betriebsüberwachung hinsichtlich Phosphorrückhalt nicht mehr zielführend. Ein signifikanter Zusammenhang mit anderen Parametern konnte nicht gefunden werden.

6.8 Nachgeschaltete Sorptionsstufe

6.8.1 Leistungsfähigkeit

Gemäß Kapitel 6.1.1 kann durch eine Melioration mit Eisenhydroxid eine deutliche Steigerung des P-Rückhaltes sorptionsarmer Filtersande erreicht werden. Ergänzend wurden halbtechnische Untersuchungen zur Verfahrensoptimierung durch eine dem RBF nachgeschaltete P-Sorptionsstufe durchgeführt (vgl. auch Waldhoff 2008). Diese Ionenaustauscherstufe, bestehend aus drei gleich großen in Reihe geschalteten Säulen (A1 bis A3), ist in Kapitel 4.1.6 beschrieben. Als Sorptionsmittel kam der Zuschlagstoff Ferrosorp® RW zum Einsatz, der auch zur Melioration des Lysimeter L 4 bzw. des RBF KB verwendet wurde (vgl. Kapitel 4.2).

Es wurden insgesamt 6 Versuche mit einer Beschickungshöhe von jeweils $h_{FA} = 1,0 \text{ m}$ durchgeführt. In vier Fällen betrug die spezifische Drosselabflusspende des vorgesetzten Lysimeters $q_{Dr} = 0,01 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ und in den übrigen zwei Versuchen $q_{Dr} = 0,02 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$.

In Abbildung 60 sind die mittleren Konzentrationen aus allen 6 Beschickungen für Ortho-Phosphat (S_{PO_4}) und Gesamt-Phosphor (C_P) von Lysimeter L 2 und der nachgeschalteten Adsorber A1 bis A3 dargestellt. Ergänzend sind die Orientierungswerte nach LAWA-AO (2007) eingetragen, die den Übergang vom „guten“ zum „mäßigen“ Zustand/Potential der chemischen Gewässergüte kennzeichnen und als Unterstützung bei der Bewertung des ökologischen Zustands bzw. Potentials eines Gewässers dienen (vgl. Kapitel 2.2.4.2).

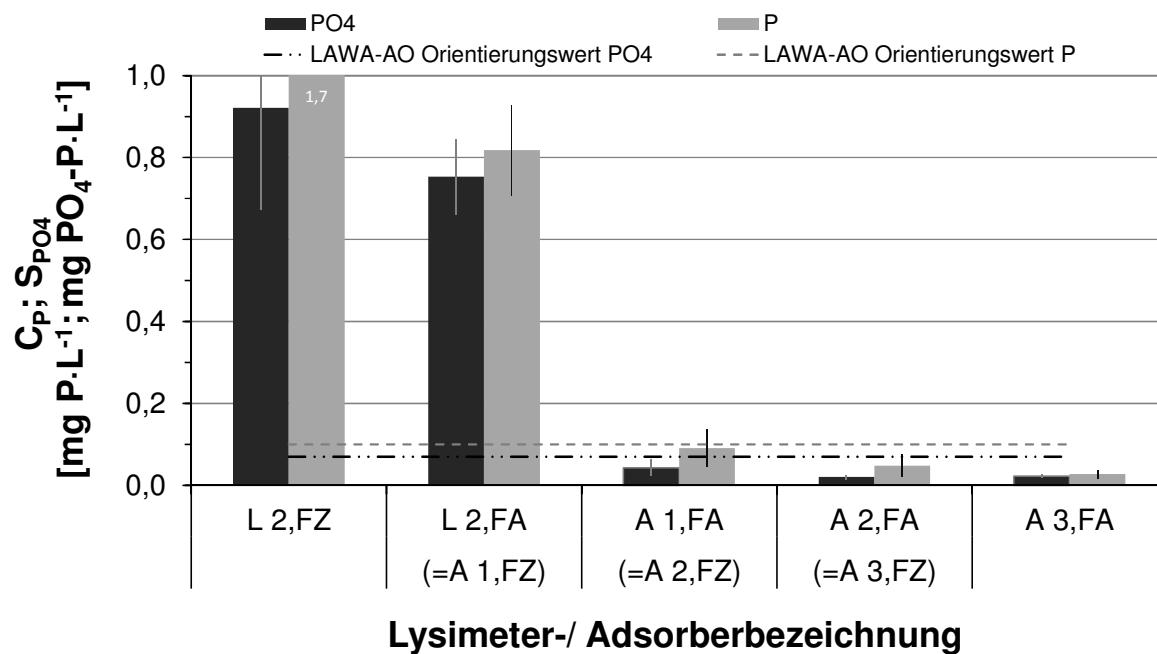


Abbildung 60: Phosphor-Rückhalteleistungen nachgeschalteter Sorptionsstufen, Lysimeter, Adsorber

Bereits durch die erste nachgeschaltete Adsorptionsstufe ($A_{1,FA}$) mit einer Filterkörpertiefe von 10 cm erfolgte eine weitgehende Phosphorreduktion bis unterhalb der Orientierungswerte für Ortho-Phosphat und Gesamt-Phosphor, die sich durch eine Verringerung der Ablaufkonzentration bis auf $S_{PO_4,FA} = 0,04 \text{ mg PO}_4\text{-P}\cdot\text{L}^{-1}$ und $C_{P,FA} = 0,09 \text{ mg P}\cdot\text{L}^{-1}$ ausprägte. Durch die dahinter geschalteten Adsorber A2 und A3 (Filterkörpertiefen von 25 cm und 50 cm) konnte eine weitere Reduzierung der Phosphorkonzentrationen bis auf das Niveau der LAWA-AO Hintergrundwerte ($0,02 \text{ mg PO}_4\text{-P}\cdot\text{L}^{-1}$ und $0,05 \text{ mg P}\cdot\text{L}^{-1}$) erreicht werden. Dies entspricht etwa dem Niveau der mittleren Ablaufkonzentrationen des mit 7 Massen-% Eisenhydroxid meliorierten Lysimeters L 4 (vgl. Kapitel 6.1.1).

6.8.2 Abschätzung der Dimensionen

Für die beispielhafte Dimensionierung einer nachgeschalteten Phosphor-Sorptionsstufe mit 100 Massen-% Eisenhydroxid wird davon ausgegangen, dass der vorgeschaltete RBF mit einem hinsichtlich Phosphor sorptionsarmen Filtersubstrat ausgestattet ist, das jedoch den Normalanforderungen (Feststoffrückhalt, Kohlenstoffabbau und Nitrifikation) an RBF im Mischsystem Rechnung trägt. Die anfänglich noch vorhandene P-Adsorptionskapazität des RBF-Substrates wird nicht berücksichtigt.

Zur Ermittlung der erforderlichen Fläche des großtechnischen Sorptionsfilters wurde im halbtechnischen Maßstab die hydraulische Leitfähigkeit des Sorptionsmittels Ferrosorp® RW unter Anwendung der Bestimmungsmethode mit konstanter Druckhöhe bzw. gleichbleibendem Wasserspiegel bestimmt (vgl. Höltig 1996). Auf der Grundlage des Darcy'schen Gesetzes ergab sich aus Gleichung 19 für ein

wassergesättigtes Filtersubstrat eine hydraulische Leitfähigkeit im Anfangszustand von $k_{f,A} = 1,7E-04 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$.

$$k_f = \frac{v_f}{I_{hy}} \quad (\text{Gl. 19})$$

mit

k_f : hydraulische Leitfähigkeit [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$]

v_f : Filtergeschwindigkeit [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$]

I_{hy} : hydraulisches Gefälle [$\text{m}\cdot\text{m}^{-1}$]

Die für die Flächenermittlung weiteren notwendigen Eingangsparameter wurden u.a. am Beispiel des RBF KB ausgewählt, um einen direkten Vergleich zur Verfahrensvariante „Melioration“ herstellen zu können (vgl. Kapitel 6.1.1). Aus Gleichung 20 ergab sich eine mindestens erforderliche Oberfläche für einen nachgeschalteten Sorptionsfilter von $A_{SF} = 104 \text{ m}^2$.

$$A_{erf,SF} = \frac{Q}{v_f} = \frac{q_{Dr,RBF} \times A_{RBF} \times f_s}{k_{f,A} \times I_{hy}} \quad (\text{Gl. 20})$$

mit

$A_{erf,SF}$: erforderliche Fläche des nachgeschalteten Sorptionsfilters [m^2]

$q_{Dr,RBF}$: spezifische Drosselabflussspende des vorgeschalteten RBF, gewählt $q_{Dr,RBF} = 0,03 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ (vgl. Kapitel 6.5 und RBF-Empfehlungen des Landes Hessen, HMULV 2008b)

A_{RBF} : Filteroberfläche des vorgeschalteten RBF, gewählt $A_{RBF} = 524 \text{ m}^2$ (analog RBF KB)

$k_{f,A}$: hydraulische Leitfähigkeit des Sorptionsmittels im Anfangszustand, gewählt $k_{f,A} = 1,7E-04 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (siehe oben)

I_{hy} : hydraulisches Gefälle, gewählt $I_{hy} = 1,0 \text{ m}\cdot\text{m}^{-1}$ (kein Überstau der Oberfläche des Sorptionsfilters, vgl. DWA 2005b)

f_s : Sicherheitszuschlag zur Berücksichtigung einer Verringerung der anfänglichen hydraulischen Leitfähigkeit $k_{f,A}$ mit zunehmendem Betriebsalter, gewählt 10 %, $f_s = 1,1$

In Abhängigkeit von der gewählten Filterkörpertiefe, des P-Bindungsvermögens des Sorptionsmittels und der P-Filterbelastung ergab sich aus Gleichung 21 eine max. Filterstandzeit von ca. $t_{SF} = 62$ Jahren bis zur völligen Erschöpfung der P-Bindungskapazität.

$$t_{SF} = \frac{A_{SF} \times h_{SF} \times a_{P,SF} \times \rho_{SF}}{B_{P,FZ} \times A_{RBF} \times \eta_{SF}} \quad (\text{Gl. 21})$$

mit

- t_{SF} : max. Standzeit des Sorptionsfilters bis zur Erschöpfung der P-Bindungskapazität [a]
- A_{SF} : Fläche des nachgeschalteten Sorptionsfilters, gewählt 104 m^2 (siehe oben)
- h_{SF} : Filterkörpertiefe des nachgeschalteten Sorptionsfilters, gewählt $h_{SF} = 0,3 \text{ m}$ (vgl. Kapitel 6.2.1)
- $a_{P,SF}$: maximale spezifische P-Sorptionskapazität des Sorptionsmittels, gewählt $14 \text{ g P} \cdot \text{kg}^{-1}$ Sorbent (vgl. Kapitel 4.2.3)
- ρ_{SF} : Schüttdichte des Sorptionsmittels, gewählt $\rho_{SF} = 650 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$
- $B_{P,FZ}$: spezifische P-Fracht im Zulauf des Sorptionsfilters (entspricht P-Fracht im Zulauf des RBF), gewählt $B_{P,FZ} = 9,2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ (analog RBF KB, vgl. Tabelle 26, Kapitel 5.1.2)
- A_{RBF} : Filteroberfläche des vorgeschalteten RBF, gewählt $A_{RBF} = 524 \text{ m}^2$ (analog RBF KB)
- η_{SF} : P-Wirkungsgrad des Sorptionsfilters, gewählt $\eta_P = 95\%$ (abgeleitet aus Abbildung 60, siehe oben)

Für den Vergleich einer Dimensionierung eines nachgeschalteten P-Sorptionsfilters mit gebrauchtem Wasserwerksskies im Rahmen von Pflanzenklär-anlagen zur Abwasserbehandlung siehe UBA (2003b).

6.8.3 Nachgeschalteter Sorptionsfilter vs. Melioration

Wie zuvor beschrieben, können immissionsorientierte Anforderungen an die Mischwasserbehandlung hinsichtlich Phosphor grundsätzlich sowohl mittels Melioration sorptionsarmer Filtersande als auch mit einer nachgeschalteten Sorptionsstufe erfüllt werden. Die Entscheidung für oder gegen eine der beiden Verfahrensvarianten kann nur in Abhängigkeit von den spezifischen Randbedingungen vor Ort und einer Wirtschaftlichkeitsbetrachtung getroffen werden. Für eine erste Orientierung im Sinne der Entscheidungsfindung werden im Folgenden die wesentlichen Aspekte jeder Variante exemplarisch am Beispiel des RBF KB erläutert (diese Auflistung erhebt nicht den Anspruch auf Vollständigkeit und ist im Einzelfall um spezifische Merkmale zu ergänzen):

Positive Aspekte der Verfahrensvariante „RBFA mit melioriertem Filtersubstrat“:

- Der Flächenbedarf ist bei der Variante mit nachgeschalteter Sorptionsstufe größer. Am Beispiel des RBF KB würde durch eine zusätzliche Sorptionsstufe einen Flächenmehrbedarf von mindestens 20 % entstehen (bezogen auf die jeweiligen Filteroberflächen der Sorptionsstufe und des RBF).

- Die erforderliche Filteroberfläche eines Sorptionsfilters ist im Gegensatz zur Variante „Melioration“ von der spezifischen Drosselabflussspende des vorgeschalteten RBF abhängig und verhält sich hierzu direkt proportional: Eine Erhöhung der Drosselabflussspende von $q_{Dr,RBF} = 0,02 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ auf $q_{Dr,RBF} = 0,03 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ würde am Beispiel des RBF KB zu einer Vergrößerung der erforderlichen Filteroberfläche der nachgeschalteten Sorptionsstufe um ein Drittel führen.
- Bei üblichen Höhenverhältnissen wird die Anordnung einer nachgeschalteten Sorptionsstufe zu einem zusätzlichen Betriebspunkt führen (erhöhte Wartung und größerer Energieverbrauch), da die Anlage nicht im freien Gefälle durchflossen werden kann. Im entsprechenden Fall müsste der Ablauf des RBF mittels Pumpe angehoben werden.

Positive Aspekte der Verfahrensvariante „RBFA mit nachgeschalteter Sorptionsstufe“:

- Eine Melioration stellt erhöhte Anforderungen an die Verarbeitung des Filtersubstrates: Einerseits muss eine gleichmäßige Verteilung des Zuschlagstoffes bei der Melioration des Filtersandes gewährleistet und eine Entmischung dieses Filtersubstrates beim späteren Einbau in das Filterbecken vermieden werden. Andererseits sind einfache Meliorationsverfahren (z.B. Zwangsmischer in Betonwerken) aufgrund der Materialeigenschaften der Zuschlagstoffe (Empfindlichkeit gegenüber mechanischer Beanspruchung) nicht in jedem Fall anwendbar.
- Bei einer Nachrüstung bestehender RBF-Anlagen müsste bei einer Melioration, im Gegensatz zum Neubau eines nicht bepflanzten Sorptionsfilters, das vorhandene Filtersubstrat komplett ausgetauscht und anschließend die Filteroberfläche neu bepflanzt werden. Dies würde infolge der erforderlichen Vegetationsphase für die Etablierung der Bepflanzung zu einer Außerbetriebnahme des RBF von mindestens einem Jahr führen. Dies gilt gleichermaßen für RBF mit bereits melioriertem Filtersubstrat nach Erschöpfen der Adsorptionskapazität des Zuschlagstoffes. Des Weiteren ist der Substratausbau in einem vorhandenen RBF aufgrund der größeren Filteroberfläche und Filterkörpertiefe wesentlich aufwendiger und es resultieren erhöhte Sorgfaltsanforderungen an die darunter liegende Dränschicht und die Basisabdichtung im Böschungsbereich.
- Die Kosten für das Sorptionsmittel können bei der Variante „Melioration“ aufgrund des Meliorationsgrades ≥ 25 Massen-% um ein Vielfaches höher liegen als bei einem nachgeschaltetem Sorptionsfilter. Am Beispiel des RBF KB könnte dies einen Faktor 7 ergeben (Melioration von 30 Massen-% entsprächen ca. 140 t Ferrosorp®RW gegenüber 20 t für einen nachgeschalteten Sorptionsfilter bei $q_{Dr,RBF} = 0,03 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$).

- Es ist davon auszugehen, dass bei einem nachgeschaltetem Sorptionsfilter aufgrund der geringeren Filteroberfläche gegenüber einem RBF die Ausbildung eines Längsgradienten bezüglich der P-Sorption einfacher zu vermeiden (vgl. Kapitel 6.2.2) und eine gleichmäßige Beanspruchung bzw. höhere Effektivität der Sorptionskapazität des Sorbenten zu erreichen ist.
- Bei einem nachgeschaltetem Sorptionsfilter herrschen generell günstigere Prozessbedingungen für die Phosphatadsorption, da einerseits der Filterzulauf quasi feststofffrei ist und andererseits durch die räumliche Trennung von anderen Behandlungszielen ggf. auftretende Probleme bezüglich der Gegenläufigkeit günstiger Prozessbedingungen unterschiedlicher Behandlungsziele (z.B. pH-Wert Abhängigkeit von Nitrifikation vs. Phosphatadsorption) leichter gelöst und unterschiedliche Behandlungsziele besser aufeinander abgestimmt werden können.
- Aufgrund der zunehmenden Verknappung kostengünstig zu erschließender P-Ressourcen und weiter steigender Rohstoffpreise ist eine sich möglicherweise zukünftig lohnende Phosphor-Rückgewinnung bei einem nachgeschaltetem Sorptionsfilter effizienter durchzuführen.

Allgemeine Aspekte zu beiden Verfahrensvarianten:

- Hinsichtlich der Investitionskosten für die Verfahrensvariante „Melioration“ sind gegenüber einem RBF mit Normalanforderungen im Wesentlichen die Aufwendungen für die Auswahl eines geeigneten Zuschlagstoffes und das Dosieren und Mischen sowie der Zuschlagstoff selbst (der einen entsprechenden Anteil Filtersand substituiert) zu berücksichtigen. Im Vergleich hierzu sind bei einem nachgeschaltetem Sorptionsfilter neben der Auswahl eines geeigneten Sorptionsmittels der Bau eines zweiten Filterbeckens mit Zulauf- und Ablaufbauwerk inklusive Basisabdichtung und Dränage, das Sorptionsmittel selbst, der zusätzliche Flächenverbrauch und der erforderliche Energiebedarf (Zulaufpumpe) maßgebliche Kostenfaktoren.

7 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Auf Grundlage der in Kapitel 5 dargestellten Ergebnisse und der Diskussion maßgebender Einflussgrößen (Kapitel 6) werden im Folgenden quantitative und qualitative Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von RBFA mit dem Behandlungsziel Phosphorrückhalt abgeleitet.

Grundlagen

Die hydraulischen bzw. stofflichen Zielgrößen der Mischwasserbehandlung werden auf Basis relevanter Gewässerbelastungen durch die Aufsichtsbehörde festgelegt. Werden Phosphoreinträge als maßgebliche stoffliche Belastung eines Gewässers erkannt, sollte eine entsprechende Abschätzung der unterschiedlichen Phosphorquellen und -eintragspfade durch Messungen und Simulation durchgeführt werden. Stellen Mischwasserentlastungen neben oder anstatt diffuser Quellen einen relevanten Eintragspfad dar, können Retentionsbodenfilter als geeignete Maßnahme zur Verbesserung der Gewässergüte dienen.

Über einen RBF als Maßnahme zur Reduzierung der chemisch/physikalischen Gewässerbelastung hinaus sind weitere Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte, wie z.B. die Einrichtung nicht bewirtschafteter Gewässerrandstreifen, zur Stabilisierung der erreichten Verbesserungen und zur dauerhaften Erreichung des guten morphologischen Zustandes eines Gewässers anzustreben.

In Abhängigkeit von den spezifischen Randbedingungen vor Ort (z.B. Höhenverhältnisse, Flächenverfügbarkeit) können bei der Ausgestaltung eines RBF zur Phosphorreduktion grundsätzlich folgende Verfahrensvarianten zur Anwendung kommen (vgl. Kapitel 6.1.1 und 6.8):

- a) RBFA mit melioriertem Filtersubstrat (2-stufige Anlage) und
- b) RBFA mit nachgeschaltetem Sorptionsfilter (3-stufige Anlage)

Generell gelten für diese Verfahrensvarianten die Normalanforderungen für RBFA im Mischsystem nach DWA-Merkblatt M 178 (DWA 2005) bzw. in Hessen die davon abweichenden und ergänzenden RBF-Empfehlungen des Landes Hessen (HMULV 2008). Diese Normalanforderungen werden im Folgenden durch Empfehlungen für RBFA zur Phosphorreduktion konkretisiert.

Weitergehende Anforderungen

Die notwendige Leistungsfähigkeit einer RBFA zur Phosphorreduktion im Mischsystem resultiert aus weitergehenden immissionsorientierten Anforderungen. Zur Definition dieser Leistungsfähigkeit sollten Stoffkonzentrationen im Anlagenablauf zugrunde gelegt werden, weil diese im Gegensatz zu einem pauschalen Anlagenwirkungsgrad unabhängig von der P-Zulaufbelastung eines RBF die Einhaltung

entsprechender immissionsorientierter Anforderungen gewährleisten und der spezifischen Gewässersituation Rechnung tragen würden. Diesbezüglich sollten mittlere frachtgewichtete Ablaufkonzentrationen für Phosphor definiert werden, die zumindest zur Einhaltung der von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser erarbeiteten Orientierungswerte für Gewässer bezüglich Phosphor führen (vgl. Kapitel 6.1.1 und LAWA-AO 2007).

Eigenschaften des Sorptionsmittels

Grundsätzlich eignen sich eisen- und aluminiumhaltige Zuschlagstoffe für die Phosphorbindung. Wird eisenhaltiges Material als Sorptionsmittel verwendet, sollte dies einen Eisenhydroxidanteil $\geq 70\%$ und einen oxalatlöslichen Eisenanteil $\geq 130.000 \text{ mg Fe}_o \cdot \text{kg}^{-1}$ Sorptionsmittel aufweisen.

Die Korngrößenverteilung und die hydraulische Leitfähigkeit des Sorptionsmittels sollten den Vorgaben des DWA-Merkblattes M 178 für Filtersande entsprechen.

Der pH-Wert von Filtersubstraten und/oder P-Sorptionsmitteln sollte im Anfangszustand vor Substrateinbau unter pH = 9,0 liegen, um die Löslichkeit von Eisenphosphaten gering und die P-Sorptionskapazität entsprechend hoch zu halten (vgl. Kapitel 2.2.3.2). Zudem können negative Auswirkungen auf die Biozönose und die Bepflanzung vermieden werden (vgl. Ehwald und Lambert 2009). Bei Sorbenten mit höheren pH-Werten sollte eine Neutralisation des Materials vor Einbau in das Filterbecken vorgenommen bzw. die Verfügbarkeit anderer Sorptionsmittel (ohne Neutralisationsbedarf) geprüft werden.

Meliorationsgrad und Filterkörpertiefe

Bei einem 2-stufigen RBF mit melioriertem Filtersubstrat sollte aus Gründen der Standzeit eine Melioration mit mindestens 25 Massen-% Eisenhydroxid und über die gesamte Filterkörpertiefe erfolgen (vgl. Kapitel 6.2.1). Hierdurch können bei einer mittleren Filterbelastung von $\geq 9 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ eine ausreichende P-Adsorptionskapazität entsprechend einer RBF-Abschreibungszeit von ca. 30 Jahren und genügend Pufferkapazität bei P-Spitzenbelastungen gewährleistet werden. Die Filterkörpertiefe sollte unter Berücksichtigung der Normalanforderungen an RBFA im Mischsystem (z.B. Kohlenstoffelimination, Nitrifikation) mindestens 0,75 m betragen (vgl. Kapitel 2.1.2).

Ein „RBF mit nachgeschaltetem Sorptionsfilter“, dessen Sorptionsfilter 100 Massen-% des oben beschriebenen Sorptionsmittels enthält, sollte eine Filterkörpertiefe im nachgeschalteten Sorptionsfilter von $\geq 0,3 \text{ m}$ aufweisen (vgl. Kapitel 6.8).

Drosselabfluss

Für die Reduktion von Phosphor in einer 2-stufigen RBFA mit melioriertem Filtersubstrat wird eine maximale Drosselabflussspende von $q_{Dr,RBF} = 0,03 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ empfohlen (vgl. Kapitel 6.5). In Abhängigkeit von anderen Behandlungszielen (z.B. Hygienisierung) kann der spezifische Drosselabfluss auch verringert werden (hierdurch sind keine Leistungssteigerungen hinsichtlich P-Rückhalt zu erwarten). Wird die Drosselabflussspende nicht in Abhängigkeit des Wasserstandes im Filterbecken geregelt, sollte die empfohlene maximale Drosselleistung beim höchstem Wasserstand im Retentionsraum und wassergesättigtem Filterkörper eingestellt werden, um extreme Filtergeschwindigkeiten und mögliche Unstabilitäten im Filterkörper zu vermeiden.

Der einem RBF nachgeschaltete Sorptionsfilter kann aufgrund des vergleichmäßigten und geregelten RBF-Ablaufes mit ungeregeltem Drosselabfluss betrieben werden.

Bepflanzung

Bei einer 2-stufigen RBFA sollte keine Mahd der Bepflanzung des Retentionsraumes erfolgen. Infolge einer Mahd wird eine Verdichtung der Streu- und Sedimentschicht auf der Filteroberfläche hervorgerufen, die zu einer erheblichen und mit zunehmendem Betriebsalter stetig ansteigenden Reduzierung der hydraulischen Leistungsfähigkeit des Filters und damit zur Kolmation führen kann. Zudem können mit einer Mahd immissionsorientierte Anforderungen an den Filterablauf nicht sicher eingehalten werden.

Bei einer 3-stufigen RBFA mit nachgeschaltetem Sorptionsfilter ist eine Bepflanzung der Sorptionsstufe nicht erforderlich bzw. nicht sinnvoll (vgl. Kapitel 6.8). Der Zulauf zur dritten Stufe ist quasi frei von Feststoffen und ein zusätzlicher Kolmatonsschutz kann entfallen. Zudem ist bei Erschöpfung der Adsorptionskapazität der Austausch des Sorptionsmittels in der Trockenphase zwischen zwei Ereignissen durchführbar und es entstehen keine langen Außerbetriebnahmen durch eine ggf. erneute Vegetationsphase zur Etablierung der Bepflanzung.

Bemessungsvorgang

Für die Dimensionierung einer 2-stufigen RBFA mit melioriertem Filtersubstrat wird der bestehende iterative Rechengang zur generellen Dimensionierung einer RBFA mit Normalanforderungen (vgl. Kapitel 2.1.2) nicht verändert. Die Bemessung sollte grundsätzlich gemäß DWA-Merkblatt-M 178 unter Berücksichtigung der in den hessischen RBF-Empfehlungen genannten Ergänzungen und Abweichungen (vgl. HMULV 2008) und den in diesem Kapitel beschriebenen Empfehlungen zur Phosphorreduktion erfolgen (siehe oben).

Bei der Bemessung eines nachgeschalteten Sorptionsfilters sollte davon ausgegangen werden, dass der vorgeschaltete RBF mit einem hinsichtlich Phosphorsorptionsarmen Filtersubstrat ausgestattet ist, das jedoch den Normalanforderungen (Feststoffrückhalt, Kohlenstoffabbau und Nitrifikation) an RBF im Mischsystem Rechnung trägt. Die anfänglich noch vorhandene P-Adsorptionskapazität des RBF-Substrates sollte nicht berücksichtigt werden.

Auf der Grundlage des Darcy'schen Gesetzes können mit den Gleichungen

$$A_{\text{erf,SF}} = \frac{Q}{v_f} = \frac{q_{\text{Dr,RBF}} \times A_{\text{RBF}} \times f_s}{k_{f,A} \times I_{hy}} \quad [\text{m}^2] \quad \text{und} \quad t_{\text{SF}} = \frac{A_{\text{SF}} \times h_{\text{SF}} \times a_{P,SF} \times \rho_{\text{SF}}}{B_{P,FZ} \times A_{\text{RBF}} \times \eta_{\text{SF}}} \quad [\text{a}]$$

die erforderliche Filteroberfläche und die theoretische Standzeit des nachgeschalteten P-Sorptionsfilters abgeschätzt werden (vgl. Gleichungen 20 und 21, Kapitel 6.8).

Konstruktion und Bau

Die Melioration eines Filtersandes mit eisenhaltigen Zuschlagstoffen kann vor dem Transport zur Baustelle z.B. in einem Betonwerk oder mittels mobiler Misch- und Dosieranlage direkt auf der Baustelle erfolgen, um zusätzlichen Aufwand für den Transport zu vermeiden. Grundsätzlich sollte darauf geachtet werden, dass das Filtersubstrat möglichst homogen und in Abhängigkeit von der mechanischen Beanspruchbarkeit des Sorptionsmittels dosiert, gemischt und eingebaut wird (vgl. Kapitel 6.8).

Sowohl das meliorierte Filtersubstrat einer 2-stufigen RBFA als auch das Sorptionsmittel der Verfahrensvariante mit nachgeschalteter Sorptionsstufe sollte ohne Verdichtung eingebaut werden, um eine Verringerung der hydraulischen Leitfähigkeit des Filterkörpers zu verhindern (vgl. Kapitel 6.1.2).

Bei einer 3-stufigen RBFA sollte der nachgeschaltete Sorptionsfilter mit einem Notumlauf (NU) versehen werden, so dass der RBF-Ablauf optional auch direkt ins Gewässer eingeleitet und eine Außerbetriebnahme des Sorptionsfilters infolge einer Betriebsstörung oder aufgrund von Wartungsarbeiten unter Beibehaltung des RBF-Betriebes ermöglicht werden kann.

Der Sorptionsfilter sollte neben Einlauf-/Verteilerbauwerk auch mit einem Ablaufbauwerk inklusive Drosselorgan ausgestattet werden, um Proben im Filterablauf nehmen und bei Bedarf den Ablauf absperren zu können.

Betrieb

Größere Beschickungsergebnisse mit bis zu 3 Tagen andauerndem Einstau des Filterkörpers scheinen hinsichtlich der Phosphorreduktion unproblematisch (vgl. Kapitel 6.7). Darüber hinausgehende Einstaudauern sollten vermieden werden,

um relevante anoxische bzw. anaerobe Milieubedingungen im Filterkörper und entsprechende P-Remobilisierungen zu verhindern.

Ein nachgeschalteter Sorptionsfilter sollte ohne dauerhaften Einstau betrieben werden, um möglichst günstige Milieubedingungen für die P-Adsorption zu schaffen (vgl. Kapitel 6.8).

Sehr niedrige bzw. negative Redox-Potentiale können als Indikator für bzw. als Steuergröße zur Vermeidung von möglichen P-Rücklösungen infolge einer Desorption bereits z.B. durch Eisenhydroxid gebundenen Phosphors bei ausreichend sorptionsstarken bzw. meliorierten Filtersubstraten dienen (vgl. Kapitel 6.7). Rückt jedoch mit zunehmender Betriebsdauer die P-Adsorptionskapazität in die Nähe der max. Standzeit des Filtersubstrates bzw. des Sorptionsmittels, ist die Messung des Redox-Potentials zur Betriebsüberwachung hinsichtlich P-Rückhalt nicht mehr zielführend, weil unabhängig vom Redox-Potential die Mineralisation organischer Bestandteile und eine entsprechende Remobilisierung bereits organisch gebundenen Phosphors dominierend sein kann.

8 Zusammenfassung und Ausblick

8.1 Ziel und Untersuchungsprogramm

Das Ziel dieser Dissertation war es, allgemeine Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfilter-Anlagen (RBFA) zum Phosphorrückhalt im Mischsystem unter Berücksichtigung anderer Behandlungsziele (z.B. Nitrifikation) abzuleiten. Hierzu wurden stoffliche Belastungen von Mischwasserentlastungsabflüssen insbesondere hinsichtlich Phosphor erfasst und frachtbezogene Wirkungsgrade von RBFA im Mischsystem bestimmt, um maßgebende Einflussfaktoren auf den Phosphorrückhalt in RBFA identifizieren und Prozessbedingungen besser gestalten zu können.

Um diese Zielsetzung konkretisieren zu können, wurde zunächst eine Literaturrecherche über Mechanismen und mögliche Einflussgrößen der Phosphorrückhaltung in Bodenfiltern zur Behandlung kommunalen Abwassers und von Niederschlagsabflüssen aus Misch- und Trennsystemen bzw. von Verkehrsflächen durchgeführt. Die sich aus den Wissensdefiziten ergebenden thematischen Schwerpunkte wurden in einzelne Arbeitsschritte und einen entsprechenden Untersuchungsrahmen überführt.

Die Untersuchungen fanden im Labormaßstab sowie auf der Ebene der Halb- und Großtechnik statt. Zu Beginn wurden labormaßstäbliche Untersuchungen zum Phosphor-Bindungsvermögen unterschiedlicher Filterzuschlagstoffe durchgeführt, auf deren Grundlage das Konzept hinsichtlich der Melioration von Filtersanden zum Phosphorrückhalt in den halb- und großtechnischen Anlagen entstand.

Die großtechnischen Untersuchungen wurden an insgesamt vier Retentionsbodenfilter-Anlagen im Mischsystem (Durchlauf-Filterbecken mit vorgeschalteten Stauraumkanälen/Fangbecken) in Hessen durchgeführt. Hierzu gehören die seit 1994 in Betrieb befindliche RBFA Fellenweg mit bindigen Filtersubstrat sowie die drei im Vorfeld der Untersuchungen neu errichteten RBFA Wiesenbach, Kleingladenbach und Oberelsungen mit nicht bindigem Filtersubstrat. Die halbtechnische Versuchsanlage wurde auf dem Gelände der Zentralkläranlage Kassel aufgebaut und bestand aus insgesamt acht Lysimetersäulen, in denen der Filteraufbau und die Filtersubstrate der Großtechnik und weitere davon abweichende nicht bindige Filtersubstratkonzessionen (z.B. Lavasand) abgebildet wurden.

An der Lysimeteranlage und allen vier großtechnischen RBFA wurden über einen zusammenhängenden Zeitraum von mehreren Jahren Frachtabilanzen und Wirkungsgrade für die Parameter Gesamt-Phosphor und Ortho-Phosphat sowie vergleichend für Feststoffe, Sauerstoff zehrende und Nährstoffe (Kohlenstoff, Stickstoff) und hygienerelevante Indikatorbakterien aufgestellt. Ergänzend zur flüssigen Phase wurden zu Beginn, während und gegen Ende des Untersuchungsbetriebes chemische, physikalische und biologische Bodenuntersuchungen durchgeführt.

8.2 Erkenntnisse und daraus abgeleitete Empfehlungen

Hydraulische und stoffliche Anlagenbelastung

Während des Untersuchungszeitraumes von Oktober 2002 bis Juli 2007 wurden an den vier großtechnischen RBFA insgesamt 266 Einstauereignisse inklusive 15 Filterüberläufe hydraulisch erfasst und ausgewertet. Hieraus ergaben sich ca. 30 Filterbeaufschlagungen pro RBFA und Jahr und an den zwei Standorten mit Filterüberlaufereignissen eine Überlaufhäufigkeit von $n = 3,3 \text{ a}^{-1}$ bis $4,0 \text{ a}^{-1}$. Die durchschnittlichen jährlichen Beschickungshöhen lagen zwischen $12 \text{ m} \cdot \text{a}^{-1}$ und $45 \text{ m} \cdot \text{a}^{-1}$. An der halbtechnischen Lysimeteranlage wurden insgesamt 56 künstliche Beschickungseignisse ausgewertet, die eine Beschickungshöhe von insgesamt $64 \text{ m} \cdot \text{a}^{-1}$ ergaben.

Die mittleren spezifischen Zulauffrachten je Ereignis und RBF lagen in einem Bereich von $0,2 \text{ g PO}_4\text{-P} \cdot \text{m}^{-2}$ bis $0,6 \text{ g PO}_4\text{-P} \cdot \text{m}^{-2}$ bzw. $0,5 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2}$ bis $1,1 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2}$. Das Maximum der stofflichen Belastung betrug ca. $8,3 \text{ g PO}_4\text{-P} \cdot \text{m}^{-2}$ bzw. $11,6 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2}$. Der Mittelwert an der Lysimeteranlage lag auf einem Niveau von ca. $1,3 \text{ g PO}_4\text{-P} \cdot \text{m}^{-2}$ bzw. $1,3 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2}$.

Die mittleren frachtgewichteten Ereigniskonzentrationen im Filterzulauf der RBF lagen für Ortho-Phosphat zwischen $0,2 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$ und $0,7 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$ und für Gesamt-Phosphor zwischen $0,5 \text{ mg P} \cdot \text{L}^{-1}$ und $2,1 \text{ mg P} \cdot \text{L}^{-1}$. Das Maximum der mittleren Ereigniskonzentrationen lag bei ca. $3,9 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$ bzw. $7,7 \text{ mg P} \cdot \text{L}^{-1}$. Die Lysimeteranlage wurde stofflich höher belastet und wies eine mittlere frachtgewichtete Zulaufkonzentration von $1,2 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$ bzw. $1,3 \text{ mg P} \cdot \text{L}^{-1}$ auf.

In den Filterzuläufen lag die mittlere frachtgewichtete Konzentration für Gesamt-Phosphor um den Faktor 1,5 bis 3,5 über der für Ortho-Phosphat.

Hydraulische und stoffliche Anlagenleistungsfähigkeit

Der mittlere hydraulische Wirkungsgrad der großtechnischen RBF, ermittelt aus dem Verhältnis der Durchflussvolumina des Filterablaufes zum Filterzulauf, lag für den RBF WB inklusive 9 Filterüberlaufereignissen bei 46 %, für den RBF KB mit 6 Filterüberläufen bei 74 % und für die RBF OE und FW ohne Filterüberlauf bei entsprechenden 100 %.

Die mittels Schmutzfrachtsimulationsmodell SMUSI im Rahmen der Bemessung bestimmten langjährigen Anlagenwirkungsgrade (58 % bis 79 %) und Überlaufhäufigkeiten ($11 \text{ a}^{-3/4}$ und $17 \text{ a}^{-3/4}$) wurden teilweise unter- und überschritten. Hierbei war nicht zwangsläufig eine Unterschreitung des Anlagenwirkungsgrades mit einer Überschreitung der Überlaufhäufigkeit verbunden, was im Einzelnen auf lange Filterüberlaufzeiten und -volumina zurückzuführen war.

Die RBFA OE ist im Gegensatz zu den anderen großtechnischen Anlagen unmittelbar vor der Abwasserbehandlungsanlage (ABA) des entsprechenden Einzugsgebietes angeordnet. Für den Untersuchungszeitraum von zwei Jahren konnte der Anteil des im Filterkörper des RBF behandelten Mischwassers an der Jahresabwassermenge der ABA mit circa 8,2 % bestimmt werden.

An der Lysimeteranlage wurden keine Filterüberläufe simuliert, somit betrug der hydraulische Wirkungsgrad der einzelnen Lysimetersäulen immer 100 %.

Bei den nicht mit Eisenhydroxid meliorierten, sandigen Filtersubstraten nahmen die stofflichen Wirkungsgrade hinsichtlich Phosphor unabhängig von den unterschiedlichen chemischen und physikalischen Eigenschaften mit zunehmender Betriebsdauer stetig ab, von anfangs über 80 % bis hin zu teilweise negativen Wirkungsgraden einzelner Ereignisse. Auf den gesamten Untersuchungszeitraum bezogen ergaben sich in Abhängigkeit von den einzelnen Filteranlagen gemittelte frachtgewichtete Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat zwischen 26 % und 73 % und für Gesamt-Phosphor zwischen 54 % und 82 %. Mit 7 Massen-% Eisenhydroxid meliorierte, nicht bindige Filtersubstrate erreichten über die gesamte Untersuchungsduer relativ hohe und konstante Wirkungsgrade von 76 % bis 99 % für Ortho-Phosphat und von 82 % bis 98 % für Gesamt-Phosphor. Die seit 1994 in Betrieb befindliche RBFA FW mit bindigem Filtersubstrat erreichte ebenfalls relativ konstante Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat von im Mittel 78 % und für Gesamt-Phosphor von im Mittel 88 %.

Die mittleren Ablauffrachten je Ereignis lagen bei den nicht bindigen und nicht meliorierten Filtersubstraten für Ortho-Phosphat und Gesamt-Phosphor zwischen 0,2 g PO₄-P·m⁻² und 1,0 g PO₄-P·m⁻². Mit 7 Massen-% meliorierte, nicht bindige Filtersubstrate wiesen um den Faktor 10 niedrigere mittlere Ablauffrachten auf, die für Ortho-Phosphat und Gesamt-Phosphor in einem Bereich von 0,02 g P·m⁻² bis 0,1 g P·m⁻² lagen. Das bindige Filtersubstrat erreichte mittlere Ablauffrachten für Ortho-Phosphat von 0,03 g P·m⁻² und für Gesamt-Phosphor von 0,07 g P·m⁻².

Aus Sicht des Gewässers sind hinsichtlich Phosphor nicht die emissionsorientierten Wirkungsgrade oder spezifischen Ablauffrachten sondern die Ablaufkonzentrationen einer RBFA von wesentlicher Bedeutung. In Abhängigkeit von den unterschiedlichen Filtersubstraten wurden folgende mittlere frachtgewichtete Ablaufkonzentrationen für Phosphor erreicht:

| Filtersubstrate | S _{PO₄, FA} [mg PO ₄ -P·L ⁻¹] | C _{P,FA} [mg P·L ⁻¹] |
|---|---|--|
| sandig, nicht melioriert | 0,3 bis 0,9 | 0,4 bis 1,0 |
| bindig | 0,1 | 0,2 |
| sandig, mit 7 Massen-% Eisenhydroxid melioriert | 0,02 bis 0,05 | 0,04 bis 0,07 |

Mit dieser deutlichen Verbesserung der Ablaufqualität konnten die zu Vergleichszwecken von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) herangezogenen „Orientierungswerte“ für Phosphor in Fließgewässern unterschritten und die „strengeren“ Hintergrundwerte teilweise erreicht werden. Mit den von der LAWA im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie vorgeschlagenen (Immissions-)Schwellenwerten für Phosphor in Fließgewässern werden die Übergänge vom „sehr guten“ zum „guten“ (Hintergrundwert) bzw. vom „guten“ zum „mäßigen“ (Orientierungswert) Zustand des Gewässers definiert.

Empfehlung:

Zur Definition der RBF-Leistungsfähigkeit sollten Stoffkonzentrationen im Anlagenablauf zugrunde gelegt werden, weil diese im Gegensatz zu einem pauschalen Anlagenwirkungsgrad unabhängig von der P-Zulaufbelastung eines RBF die Einhaltung entsprechender immissionsorientierter Anforderungen gewährleisten und der spezifischen Gewässersituation Rechnung tragen würden. Diesbezüglich sollten mittlere frachtgewichtete Ablaufkonzentrationen für Phosphor definiert werden, die zumindest zur Einhaltung der von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser erarbeiteten Orientierungswerte für Gewässer bezüglich Phosphor führen.

Für die Dimensionierung einer 2-stufigen RBFA mit melioriertem Filtersubstrat wird der bestehende iterative Rechengang zur generellen Dimensionierung einer RBFA mit Normalanforderungen nicht verändert. Die Bemessung sollte grundsätzlich gemäß DWA-Merkblatt-M 178 unter Berücksichtigung der in den hessischen RBF-Empfehlungen genannten Ergänzungen und Abweichungen erfolgen.

Die im FG SWW an diesen Anlagen von Dritten durchgeführten begleitenden Gewässeruntersuchungen vor und nach Inbetriebnahme der großtechnischen RBF ergaben gewässerspezifische Verbesserungen unterschiedlicher Parameter (u.a. hinsichtlich Phosphor) durch die Implementation der RBF. Diese Verbesserungen führten teilweise zur Annäherung an den guten chemischen und ökologischen Gewässerzustand nach EG-WRRL und für viele Komponenten zur Erreichung des guten chemischen und ökologischen Zustandes. Darüber hinaus können weitere Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte, wie z.B. die Einrichtung nicht bewirtschafteter Gewässerrandstreifen, zur Stabilisierung dieser infolge einer RBFA zur Phosphorreduktion erreichten Ziele und zur dauerhaften Erreichung eines guten morphologischen Zustandes beitragen.

Empfehlung:

Über die Implementierung einer RBFA mit dem Behandlungsziel Phosphorreduktion hinaus sind in Abhängigkeit von dem Gewässerzustand weitere Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte und zur dauerhaften Erreichung des guten morphologischen Zustandes anzustreben.

Filtermaterial

Die Melioration P-sorptionsarmer nicht bindiger Filtersubstrate mit Eisenhydroxid übte den größten Einfluss auf die P-Rückhaltung in RBF aus. Eine Melioration mit 7 Massen-% Eisenhydroxid führte zu einer Verbesserung der mittleren frachtgewichteten Phosphor-Wirkungsgrade um bis zu 40 %. Zudem wurde die Prozessstabilität der P-Rückhaltung gesteigert, was sich in konstanten Ablaufkonzentrationen über die gesamte Versuchsdauer von im Mittel ca. $0,016 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$ ausdrückte.

Die Ermittlung einer maximalen Filterstandzeit eines RBF zur Phosphorreduktion vor dem Hintergrund der von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) erarbeiteten „Orientierungswerte“ für Phosphor in Fließgewässern ergab eine Standzeit des meliorierten Filtermaterials im RBF KB von ca. 9 Jahren, bis die mittleren frachtgewichteten RBF-Ablaufkonzentrationen ansteigen und den Orientierungswert des entsprechenden Fließgewässertyps erreichen würden. Die entspricht in etwa einer Verlängerung der Standzeit um das 6-fache gegenüber einem vergleichbaren Filtersubstrat ohne Melioration.

Es wurden keine Einflüsse der Melioration mit Eisenhydroxid auf andere Behandlungsziele wie z.B. Kohlenstoffelimination und Nitrifikation festgestellt.

Empfehlung:

Bei einer Filterzulaufbelastung von ca. $9 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ sollten sorptionsarme nicht bindige Filtersubstrate hinsichtlich eines ausreichend langfristigen P-Rückhaltes von ca. 30 Jahren mit mindestens 25 Massen-% Eisenhydroxid melioriert werden.

Das Sorptionsmittel sollte einen Eisenhydroxidgehalt von mindestens 70 Massen-% und einen oxalatlöslichen Eisenanteil von mindestens $130.000 \text{ mg Fe}_o \cdot \text{kg}^{-1}$ Sorptionsmittel aufweisen.

Die Korngrößenverteilung und die hydraulische Leitfähigkeit des Sorptionsmittels sollten den Vorgaben des DWA-Merkblattes M 178 für Filtersande im Mischsystem entsprechen.

Die Melioration eines Filtersandes kann vor dem Transport zur Baustelle z.B. in einem Betonwerk oder mittels mobiler Misch- und Dosieranlage direkt auf der Baustelle erfolgen, um zusätzlichen Aufwand für den Transport zu vermeiden. Grundsätzlich sollte darauf geachtet werden, dass das Filtersubstrat möglichst homogen und in Abhängigkeit von der mechanischen Beanspruchbarkeit des Sorptionsmittels dosiert, gemischt und eingebaut wird.

Ein Einfluss auf den Phosphorrückhalt durch die Melioration carbonatarmer Filtersubstrate mit 20 Massen-% Calciumcarbonat, zur Abpufferung des pH-Wertes im Zuge des Behandlungszieles Nitrifikation, konnte nicht festgestellt werden.

Einbauweise

Die Einbauweise des Filtersubstrates hat Auswirkungen auf den Phosphorrückhalt. Durch den verdichteten Einbau eines P-sorptionsarmen Filtersandes können gegenüber einem unverdichteten Filtersubstrat Leistungssteigerungen von bis zu 22 % erreicht werden. Dies ist jedoch nur ein temporärer Effekt in der anfänglichen Betriebsphase, der mit zunehmendem Betriebsalter durch ein entsprechend schnelleres Nachlassen bzw. Erschöpfen der Anionen-Sorptionskapazität aufgehoben wird. Des Weiteren wird durch das Verdichten ein Mehraufwand in der Bauphase erzeugt und es entstehen gegenüber unverdichtetem Einbau niedrigere hydraulische Leitfähigkeiten, welche die Gefahr einer inneren biologischen Filterkolmation erhöhen können.

Empfehlung:

Das meliorierte Filtersubstrat sollte ohne Verdichtung eingebaut werden, um eine bautechnische Verringerung der hydraulischen Leitfähigkeit des Filterkörpers zu verhindern.

Korneigenschaften

Hinsichtlich der Korneigenschaften der untersuchten Filtersubstrate lässt sich keine eindeutige Abhängigkeit des PO₄-Wirkungsgrades von der spezifischen Substratoberfläche ableiten. Die Leistungsfähigkeit scheint jedoch nicht völlig unabhängig hiervon zu sein, da bei mineralischen kantengerundeten Sanden eine leichte Tendenz zunehmender Wirkungsgrade mit zunehmender Substratoberfläche festgestellt werden konnte. Insgesamt wird von einer vernachlässigbaren Bedeutung ausgegangen, die je nach Randbedingungen von anderen, stärker Einfluss nehmenden Faktoren wie z.B. der Melioration mit Eisenhydroxid überlagert wird. Dies gilt in gleicher Weise für den Einfluss der Korngröße des Filtersubstrates.

Filterbeckengeometrie

Mit Eisenhydroxid meliorierte Filtersubstrate wiesen bereits innerhalb der obersten 10 cm Filterkörtbertiefe eine weitgehende Reduktion der Phosphorbelastung in der flüssigen Phase von ca. 90 % auf, welche mit zunehmender Filterkörtbertiefe noch geringfügig aber stetig zunahm. Die Wirksamkeit der Melioration mit Eisenhydroxid in der obersten Filterschicht wird durch die Ergebnisse der Fraktionierung der in der oberen Bodenmatrix an Eisenoxiden bzw. -hydroxiden adsorbierten Phosphorfracht bestätigt.

Hinsichtlich nicht meliorierter sandiger Filtersubstrate konnte zu Beginn des Filterbetriebes ebenfalls eine maßgebliche Verringerung der Phosphorbelastung in den oberen Filterschichten dokumentiert werden. Eine P-Adsorption über die gesamte

Filterkörpertiefe findet bei noch ausreichender Adsorptionskapazität der oberen Filterschichten zunächst nicht statt. Mit zunehmendem Betriebsalter bzw. Erschöpfen der P-Bindungskapazität der oberen Filterschichten erfolgte jedoch eine Verlagerung des Adsorptionsprozesses von den oberen in die unteren Filterschichten.

Empfehlung:

Eine Melioration mit Eisenhydroxiden sollte über die gesamte Filterkörpertiefe erfolgen. In Anlehnung an andere Behandlungsziele und bestehende Empfehlungen sollte die Filterkörpertiefe mindestens 0,75 m betragen

Bei allen großtechnischen RBF bildete sich in der oberen Filterkörperschicht ein Längsgradient (Verhältnis der adsorbierten Phosphormasse im Zulaufnahren zum zulauffernen Bereich) in der P-Rückhaltung mit einem Faktor von bis zu 2,9 aus. Dies konnte analog auch in der unteren Filterkörperschicht festgestellt werden, wobei der Gradient insgesamt mit einem Faktor von ca. 1,5 auf einem niedrigeren Niveau lag.

Untersuchungen an Filteranlagen zur Behandlung von Straßenabwässern haben ergeben, dass ein relevanter Eisenanteil über den Eintrag an Feinpartikeln im Anlagenzulauf in die Sedimentschicht oberhalb des Filtersubstrates gelangen und das Sorptionsvermögen hinsichtlich Phosphor in einem Maße erhöhen kann, dass eine künstliche Melioration des Filtersubstrates nicht unbedingt erforderlich ist. Für die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten RBF im Mischsystem konnte eine solche Fe-Depotwirkung nicht festgestellt werden. Eine Melioration üblicher Filtersande mit eisenhaltigen Zuschlagstoffen ist zwingend notwendig, um einen längerfristigen und zielführenden Phosphorrückhalt in RBFA im Mischsystem zu erreichen.

Die Retention von Mischwasser wies einen Einfluss auf den Rückhalt an partikular gebundenen Phosphor auf. In Abhängigkeit von der Aufenthalts-/Absetzzeit wurden bis zu 54 % des partikular gebundenen Phosphors im Retentionsraum der Filteranlagen zurückgehalten bzw. sedimentiert. Dies entsprach einem Anteil von bis zu 22 % der Belastung an Gesamt-Phosphor. Der Anteil an Ortho-Phosphat blieb unabhängig von der Aufenthaltszeit im Retentionsraum konstant. Eine Ablösung bzw. Aufwirbelung des an der Schilfbepflanzung und auf der Filteroberfläche sedimentierten partikulären Phosphors mit anschließendem Austrag über den Filterüberlauf fand nicht statt.

Die Sedimentation von partikulärem Phosphor im Retentionsraum kann je nach Verhältnis von partikulärem zu Gesamt-Phosphor einen nennenswerten Beitrag zum Phosphorrückhalt innerhalb eines einzelnen Beschickungsereignisses darstellen. Aufgrund der nicht stattfindenden Entnahme aus dem Retentionsraum und der insbesondere in den warmen Sommermonaten stattfindenden Remobilisierung des partikular gebundenen Phosphors (Mineralisierung durch Mikroorganismen) ist ein dauerhafter Rückhalt durch alleinige Sedimentation im Retentionsraum nicht gegeben. Jedoch wurde diese hauptsächlich aus den oberen Filterschichten

durch biologische Aktivität erzeugte, auf die Gesamtbilanz zeitlich verzögerte bzw. für das Einzelereignis zusätzliche stoffliche Belastung an gelöstem Ortho-Phosphat bei ausreichend P-sorptionsstarken Filtersubstrat in den unteren Filterkörpertiefe wieder gebunden und führte zu einer weiteren Erhöhung der Wirkungsgrade. Demgegenüber hatte der Prozess der Mineralisation bei sorptionsschwachen oder in ihrer P-Bindungskapazität nachlassenden Filtersubstraten eine zusätzliche Verringerung der Leistungsfähigkeit hinsichtlich Phosphor zur Folge.

Bepflanzung und Biozönose

Durch die Mahd und Ernte der Schilfbepflanzung der untersuchten großtechnischen RBF konnte theoretisch ein Phosphorrückhalt von bis zu 34 % der mittleren Jahresfracht an Gesamt-Phosphor und bis zu 94 % an Ortho-Phosphat erzielt werden. Im Falle einer Mahd wird aber neben der fehlenden Funktion der Bepflanzung/Streuschicht als Raumfilter auch eine Verdichtung der Streu- und Sedimentschicht auf der Filteroberfläche erfolgen. Das Zerstören dieser stockwerksartigen Struktur wird zu einer erheblichen und mit zunehmendem Betriebsalter stetig ansteigenden Reduzierung der hydraulischen Leistungsfähigkeit führen, ggf. bis hin zur äußeren Kolmation des Filters. Zudem können durch das Abernten der Bepflanzung immissionsorientierte Anforderungen hinsichtlich Phosphor (Einleitengrenzwerte) nicht bzw. nicht sicher erfüllt werden.

Ein direkter Einfluss der in RBF-Filterkörpern angesiedelten Biozönose auf den Phosphorrückhalt konnte nicht nachgewiesen werden. Prinzipiell können durch den Biofilm ggf. Poly-Phosphate hydrolysiert und als Ortho-Phosphat freigesetzt bzw. für eine Adsorption an das Filtersubstrat oder für eine Aufnahme durch Pflanzen verfügbar gemacht werden. Diese mögliche katalysierende Wirkung des Biofilms ist gegenüber der direkten abiotischen P-Adsorption über das Filtersubstrat zu vernachlässigen.

Drosselabfluss

Die spezifische Drosselabflussspende eines RBF übt keinen Einfluss auf die Phosphorreduktion nicht bindiger Filtersubstrate aus, unabhängig von einer Melioration mit Eisenhydroxid. Die bei bindigen Filtersubstraten aufgrund von präferenziellen Fließwegen (Makroporen) nachlassende Leistungsfähigkeit hinsichtlich Phosphor kann mittels geringerer Drosselabflussspende teilweise kompensiert werden.

Empfehlung:

Bei nicht bindigen Filtersubstraten sollte in Abhängigkeit von anderen Behandlungszielen eine maximale spezifische Drosselabflussspende $q_{Dr,RBF} = 0,03 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ eingestellt werden.

Ein (bestehender) RBF mit bindigem Filtersubstrat sollte mit einer maximalen Drosselabflussspende von $q_{Dr,RBF} = 0,01 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ betrieben werden.

Wird die Drosselabflussspende nicht in Abhängigkeit des Wasserstandes im Filterbecken geregelt, sollte die empfohlene maximale Drosselleistung beim höchstem Wasserstand im Retentionsraum und wassergesättigtem Filterkörper eingestellt werden.

Temperatur, pH-Wert, O₂-Gehalt, elektrische Leitfähigkeit, Redox-Potential

Unabhängig von der Phosphorbelastung im Filterzulauf konnte bei einer Betrachtung über den gesamten Untersuchungszeitraum kein Zusammenhang zwischen Zulauftemperatur und P-Rückhaltung festgestellt werden. Vergleichbare Lastfälle im Sommer und Winter ergaben ebenfalls keine Unterschiede in der Phosphorrückhaltung.

Ein Einfluss der an den halb- und großtechnischen Anlagen dokumentierten pH-Werte der Filterzu- und -abläufe in einem Bereich von pH = 6,9 bis pH = 7,7 auf den Phosphorrückhalt konnte nicht festgestellt werden. Dies galt ebenso für die pH-Werte der Filtersubstrate inklusive P-Sorptionsmittel. Substrate mit höheren als den hier gemessenen pH-Werten werden als eher ungeeignet eingestuft, da die Löslichkeit von Eisenphosphaten hoch und die Sorptionskapazität entsprechend gering ist und negative Auswirkungen auf die Bepflanzung und die Biozönose zu erwarten sind.

Empfehlung:

Der pH-Wert von Filtersubstraten und/oder P-Sorptionsmitteln sollte im Anfangszustand vor Substrateinbau unter pH = 9,0 liegen. Andernfalls sollte eine Neutralisation des Materials vor Einbau in das Filterbecken vorgenommen oder die Verfügbarkeit anderer Substrate geprüft werden.

Die halb- und großtechnisch gemessenen Werte für den Sauerstoffgehalt, die elektrische Leitfähigkeit und das Redox-Potential in den Filterzu- und -abläufen übte keinen Einfluss auf den Phosphorrückhalt aus. Bei Einstaudauern von zwei bis drei Tagen wurden keine für die Phosphorreduktion wirklich ungünstigen Milieubedingungen (z.B. sehr niedrige O₂-Konzentrationen oder negative Redox-Potentiale) festgestellt.

Empfehlung:

Einstaudauern von über drei Tagen sollten vermieden werden, um ungünstige Milieubedingungen für die P-Adsorption im Filterkörper oder eine Desorption bereits gebundenen Phosphats zu verhindern.

Nachgeschaltete Sorptionsstufe

Durch eine dem RBF nachgeschaltete P-Sorptionsstufe konnte eine weitgehende Reduktion der Phosphorkonzentrationen analog der Verfahrensvariante „RBF mit melioriertem Filtersubstrat“ erreicht werden. Grundsätzlich sind beide Verfahrensvarianten geeignet, immissionsorientierte Anforderungen auf dem Niveau der LAWA-Schwellenwerte für Phosphor in Fließgewässern zu erfüllen.

Eine exemplarisch durchgeführte Abschätzung der Dimensionen eines nachgeschalteten Sorptionsfilters mit 100 Massen-% Eisenhydroxid ergab in Abhängigkeit von dem RBF-Drosselabfluss eine erforderliche Oberfläche in Höhe von ca. 20 % von der RBF-Oberfläche. In Abhängigkeit von der gewählten Filterkörpertiefe, des P-Bindungsvermögens des Sorptionsmittels und der P-Filterbelastung ergab sich eine theoretische max. Filterstandzeit von ca. 60 Jahren. Zu berücksichtigen ist, dass diese Ergebnisse bisher auf der Basis von halbtechnischen Untersuchungen erarbeitet wurden.

Die Entscheidung für oder gegen eine der beiden Verfahrensvarianten kann nur in Abhängigkeit von den spezifischen Randbedingungen vor Ort und einer Wirtschaftlichkeitsbetrachtung getroffen werden. Es wurden Kriterien auf qualitativer Ebene für eine erste Orientierung im Sinne der Entscheidungsfindung genannt.

Aufgrund dieser aus halbtechnischen Untersuchungen gewonnenen Erkenntnisse ergeben sich folgende erste orientierende Hinweise:

Die Filterkörpertiefe des nachgeschalteten Sorptionsfilters sollte mindestens 0,3 m betragen, um genügend Pufferwirkung bei Belastungsspitzen zu gewährleisten. Das Sorptionsmittel sollte ohne Verdichtung eingebaut werden, um eine bautechnische Verringerung der hydraulischen Leitfähigkeit des Filterkörpers zu verhindern.

Bei einer 3-stufigen RBFA mit nachgeschaltetem Sorptionsfilter braucht und sollte die Sorptionsstufe nicht bepflanzt werden.

Der einem RBF nachgeschaltete Sorptionsfilter kann aufgrund des vergleichmäßigen und geregelten RBF-Ablaufes mit ungeregeltem Drosselabfluss betrieben werden.

Der nachgeschaltete Sorptionsfilter sollte mit einem Notumlauf (NU) versehen werden, so dass der RBF-Ablauf optional auch direkt ins Gewässer eingeleitet und eine Außerbetriebnahme des Sorptionsfilters infolge einer Betriebsstörung oder aufgrund von Wartungsarbeiten unter Beibehaltung des RBF-Betriebes ermöglicht werden kann.

Ein nachgeschalteter Sorptionsfilter sollte ohne dauerhaften Einstau betrieben werden, um möglichst günstige Milieubedingungen für die P-Adsorption zu schaffen.

Der Sorptionsfilter sollte neben Einlauf-/Verteilerbauwerk auch mit einem Ablaufbauwerk inklusive Drosselorgan ausgestattet werden, um einerseits Proben im Filterablauf nehmen zu können und bei Bedarf den Ablauf absperren zu können.

Bei der Bemessung eines nachgeschalteten Sorptionsfilters sollte davon ausgegangen werden, dass der vorgeschaltete RBF mit einem hinsichtlich Phosphor sorptionsarmen Filtersubstrat ausgestattet ist, das jedoch den Normalanforderungen (Feststoffrückhalt, Kohlenstoffabbau und Nitrifikation) an RBF im Mischsystem Rechnung trägt. Die anfänglich noch vorhandene P-Adsorptionskapazität des RBF-Substrates sollte nicht berücksichtigt werden.

8.3 Ausblick

Die im Rahmen dieser Arbeit gewonnenen Erkenntnisse und daraus abgeleiteten Hinweise basieren auf einer umfassenden Datenbasis aus mehrjährigen Untersuchungen an halb- und großtechnischen Filteranlagen. Diese Ergebnisse können grundsätzlich als Orientierung für RBFA im Mischsystem mit Behandlungsziel Phosphorrückhalt dienen und bei der Überarbeitung bestehender Empfehlungen zu RBFA in Mischsystemen Berücksichtigung finden.

Im Sinne der Kombination emissions- und immissionsorientierter Anforderungen an die Mischwasserbehandlung nach EG-WRRL sollten weitere Untersuchungen bezüglich der Wirksamkeit einer RBFA mit Behandlungsziel Phosphorrückhalt zur Verbesserung des ökologischen Gewässerzustandes folgen, um die positiven Ergebnisse der in dieser Arbeit vergleichend herangezogenen Gewässeruntersuchungen an drei Fließgewässern auf eine breitere Basis zu stellen.

Hinsichtlich der beschriebenen Verfahrensvarianten „RBFA mit melioriertem Filtersubstrat“ und „RBFA mit nachgeschaltetem Sorptionsfilter“ sind die genannten qualitativen Kriterien für eine Maßnahmenwahl weiter zu konkretisieren und durch quantitative Angaben insbesondere bezüglich der Kosten einer nachgeschalteten großtechnischen Sorptionsstufe zu ergänzen. In diesem Zusammenhang ist es erforderlich, entsprechende Pilotanlagen zur nachgeschalteten Sorptionsstufe zu implementieren und praxisnahe Erfahrungen zu sammeln.

Aufgrund des zusätzlichen Flächenbedarfes der im Rahmen dieser Arbeit betrachteten nachgeschalteten Sorptionsstufe sind weitergehende Untersuchungen zu technischen Alternativen sinnvoll. Diesbezüglich können kompakte, mit Überdruck betriebene Sorptionsfilter eine vielversprechende Lösung darstellen, die ggf. in das Ablaufbauwerk des vorgeschalteten RBF integriert werden.

Das Potential einer Übertragbarkeit der hier gewonnenen Erkenntnisse über RBFA zum Phosphorrückhalt in Mischsystemen für entsprechende Anlagen in Trennsystemen ist grundsätzlich gegeben und sollte in Kombination mit laufenden For-

schungsarbeiten zum Phosphorrückhalt in Trennsystemen weiter untersucht werden.

Derzeit erfolgt im Rahmen einer Kooperation der Verbände DWA und BWK die Fortschreibung des Regelwerks zur Entwicklung systembezogener Anforderungen an die Regenwasserbewirtschaftung. Dabei werden ein Arbeitsblatt mit emissionssorientierten Regelungen für Niederschlagsabflüsse im Trennverfahren und für Mischwasserabflüsse (DWA-A 102) und ein Arbeitsblatt mit immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagwassereinleitungen (BWK-A 3) erarbeitet, welche die diesbezüglich bereits vorhandenen Merk- und Arbeitsblätter zusammenführen sollen. Es ist zu diskutieren, ob und in welcher Weise der Parameter Phosphor in die Nachweisverfahren für Mischwasserentlastungsanlagen z.B. auf der Basis eines Schmutzfrachtmodells eingebunden und zulässige Grenzwerte an die Entlastungsabflüsse definiert werden. Zudem sind vor dem Hintergrund der aktuellen Entwicklungen der Wassergesetzgebung (Erlass der Oberflächengewässerverordnung - OGewV) die immissionsorientierten Nachweisgrößen und Grenzwerte zu überarbeiten. Es lassen sich grundsätzlich erhöhte Anforderungen an die zukünftige Behandlung von Niederschlagsabflüssen u.a. auch hinsichtlich des Parameters Phosphor ableiten.

9 Literatur

- AbwV (2004): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung – AbwV). BGBl Teil I Nr. 28 vom 22.06.2004, 1108
- ATV (1992): Arbeitsblatt 128. Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen. Abwassertechnische Vereinigung e.V. GFA. e V., St. Augustin
- ATV (1997): Biologische und weitergehende Abwasserreinigung. ATV-Handbuch. 4. Auflage. Ernst & Sohn Verlag für Architektur und technische Wissenschaften GmbH, Berlin
- ATV (1999): Arbeitsblatt 166. Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und – rückhaltung. Abwassertechnische Vereinigung e.V. GFA. e.V., St. Augustin
- ATV-DWK (2000): Arbeitsblatt 131. Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. GFA e.V., St. Augustin
- ATV-DWK (2003): Arbeitsblatt 198. Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. GFA e.V., St. Augustin
- ATV-DWK (2004): Arbeitsblatt 202. Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. GFA e.V., St. Augustin
- Bahlo, K., Wach, G. (2005): Naturnahe Abwasserreinigung. Planung und Bau von Pflanzenkläranlagen. 5. Auflage. Ökobuch-Verlag, Staufen bei Freiburg
- Baldwin, D.S., Beattie, J.K., Coleman, L.M., Jones, D.R. (1995): Phosphate ester hydrolysis facilitated by mineral phases. Environ. Sci. Technol. 29, 1706-1709
- Bathen, D., Breitbach, M. (2001): Adsorptionstechnik. Springer Verlag, Berlin Heidelberg
- Bioplan Landeskulturgesellschaft (2000): Bodenkundliche Begleituntersuchungen RBF Fellenweg. Sinsheim (unveröffentlicht)
- Blume, H.-P., Brümmer, G. W., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K., Wilke, B.-M., Thiele-Bruhn, S., Welp, G. (2010): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg
- BMU (2005): Die Wasserrahmenrichtlinie. Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3043.pdf> (12.10.2010)

- Bollrich, G. (1996): Technische Hydromechanik . Grundlagen. Band 1. Verlag für Bauwesen, Berlin
- Born, W. (2002): Weitergehende Mischwasserbehandlung in Bodenfilterbecken. Wasser Abwasser Abfall – Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft der Universität Kassel. Band 21. Kassel
- Börner, T. (1992): Einflussfaktoren für die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen. Dissertation am FB 13. Schriftenreihe WAR des Instituts für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der TH Darmstadt. Eigenverlag, Darmstadt
- Bossel, H. (1994): Umweltwissen. Daten, Fakten, Zusammenhänge. Springer Verlag, Berlin Heidelberg
- Briem, E. (2002): Fließgewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. ATV-DVWK Arbeitsbericht. Hennef
- Brombach, H., Michelbach, S., Schäfer, M. (1995): Entlastungstätigkeit und Stoffrückhalt in Regenüberlaufbecken im Untersuchungsgebiet „Alb“. In: Xanthopoulos, C., Hahn, H. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluß III - Präsentation eines BMBF-Verbundprojektes. Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe, Band 73. Kommissionsverlag R. Oldenbourg, München
- Brombach, H., Fuchs, S. (2003): Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen in Misch- und Trennkanalisationen. KA Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Heft 3, 60-80
- Costerton, J.W., Lappin-Scott, H.M. (1995): Introduction to microbial biofilms. In Lappin-Scott, H.M., Costerton J.W. (ed.): Microbial biofilms. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 1-11
- De Jong, J., Greiner, R.W., Butijn, G.D. (1987): Abwasserbehandlung und Klärschlammwäscherung in schilfbepflanzten Anlagen in den Niederlanden. Pflanzenkläranlagen. Bau und Betrieb von Anlagen zur Wasser- und Abwasser-Reinigung mit Hilfe von Wasserpflanzen. Grundlagen, Verfahrensvarianten, Praktische Erfahrungen. Udo Pfriemer Buchverlag in Der Bauverlag GmbH, Wiesbaden und Berlin. 60-67
- DIN (1995): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Teil 11: Probenahme von Abwasser. DIN 38402-11. Normenausschuss Wasserwesen (NAW) im DIN. Deutsches Institut für Normung e.V. Berlin
- DIN (1996): Baugrund, Untersuchung von Bodenproben – Bestimmung der Korngrößenverteilung. DIN 18123. Deutsches Institut für Normung e.V. Berlin

DIN (1988): Fließbilder verfahrenstechnischer Anlagen, Graphische Symbole. DIN 28004-3. Normenausschuss Chemischer Apparatebau (FNCA) im DIN. Deutsches Institut für Normung e.V. Berlin

DIN (2004): Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von Phosphor – Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat. DIN EN ISO 6878. Deutsches Institut für Normung e.V. Berlin

DIN (2008): Gesteinskörnungen für Beton. DIN EN 12620. Deutsches Institut für Normung e.V. Berlin

DIN (2011): Erd- und Grundbau. Bodenklassifikation für bautechnische Zwecke. DIN 18196. Deutsches Institut für Normung e.V. Berlin

Dittmer, U. (2006): Prozesse des Rückhaltes und Umsatzes von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung. Dissertation am Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltpflege/Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern.
http://deposit.ddb.de/cgi-bin/dokserv?idn=982492081&dok_var=d1&dok_ext=pdf&filename=982492081.pdf
(12.08.2009)

DVGW (2005): Zentrale Dosierung von Korrosionsinhibitoren. Teil 1: Phosphate. Arbeitsblatt W 215-1. Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V. Bonn

DWA (2005a): Arbeitsblatt 133. Wertermittlung von Abwasseranlagen. Systematische Erfassung, Bewertung und Fortschreibung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. Hennef

DWA (2005b): Arbeitsblatt 138. Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. Hennef

DWA (2005c): Merkblatt 178. Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. Hennef

DWA (2006): Arbeitsblatt 262. Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. Hennef

EG (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpoltik. ABl. L 327/1, vom 22.12.2000

EG (2004): Verordnung Nr. 648/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 31. März 2004 über Detergenzien. ABl. L 104/1, vom 08.04.2004

EG (2007): Bericht der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament über die Verwendung von Phosphaten gemäß Artikel 16 der Verordnung (EG) Nr. 648/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 31. März 2004 über Detergenzien. EG-KOM 234/07. Brüssel

EG (2010): Vorschlag der Europäischen Kommission: Keine Phosphate mehr in Waschmitteln. Pressemitteilung der Europäischen Kommission vom 04.11.2010.
<http://europa.eu/rapid/pressReleasesAction.do?reference=IP/10/1465&format=HTML&aged=0&language=DE&guiLanguage=en> (10.11.2010)

Ehwald, R., Lambert, B. (2009): Schilf als unverzichtbares Verfahrenselement der RBF. In: DWA-Landesverband Bayern (Hrsg.): Informationsveranstaltung 20 Jahre Retentionsbodenfilter. Bilanz eines Verfahrens zur Regenwasserbehandlung. 01. Oktober 2009 in Monheim/Alb

EWG (1975): Richtlinie 75/440/EWG des Rates vom 16. Juni 1975 über die Qualitätsanforderungen an Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedstaaten. ABl. L 194/26, vom 25.07.1975

EWG (1991): Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser. ABl. L 135/40, vom 30.5.1991

Fahrner, H., Gresa, L. (1994): Weitergehende Regenwasserbehandlung mit Siebrechen an Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation. Korrespondenz Abwasser 41 (5), 714-726

Fehr, G., Günther, G., Dietmar, G., Hagendorf, U., Kunst, S., Rustige, H., Welker, B. (2003): Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie. Umweltbundesamt, Berlin. Herausgeber: Umweltbundesamt, Text 05-03, Berlin

Fehse, K.-U. (2004): Zur Sorption von Zink-Ionen an natürliche und technische Sorbentien unter Berücksichtigung des Feststoff:Lösung-Verhältnisses. Halle, Saale.
<http://sundoc.bibliothek.uni-halle.de/diss-online/04/05H021/prom.pdf> (12.10.2010)

Felmeden, J. (2004): Vergleich emissions- und immissionsorientierter Anforderungen an Mischwassereinleitungen und Beurteilung geplanter Retentionsbodenfilter (RBF) in Bezug auf die Erfüllung der Anforderungen. Diplomarbeit am FG SWW der Universität Kassel (unveröffentlicht)

Felmeden, J. (2005): RBF-Anlagen Fulda, Perfgebiet, Oberelsungen: Stand der Forschungsarbeiten. In: Frechen (Hrsg.): 10. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium – Forschung für die Praxis. Wasser Abwasser Abfall. Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel, Band 27, Kassel

Fischer, J. (1998): Einfluß von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose kleiner Fließgewässer im ländlichen Raum. Wasser Abwasser Abfall. Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität-Gesamthochschule Kassel, Band 19. Kassel

FLL, IÖV (2008): Empfehlungen für Planung, Bau, Pflege und Betrieb von Pflanzenkläranlagen (naturnahe Klärverfahren mit Pflanzenbewuchs). Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e.V. Ingenieurökologische Vereinigung e.V. Bonn

Frechen, F.-B., Hassinger, R. Born. W. (2000): Weitergehende Regenwasserbehandlung durch Siebung und Filtration - Abschlussbericht des Forschungsvorhabens im Auftrag des Abwasserverbandes Fulda. Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Universität Kassel

Frechen, F.-B., Schier, W., Felmeden, J., Waldhoff, A., Ehmann, H., Telgmann, U., Romaker, J. (2008): Untersuchungsvorhaben Retentionsbodenfilter (RBF) in Hessen. Endbericht im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (HMULV) (unveröffentlicht)

Frechen, F.-B., Glaser, M., Giebel, S., Romaker, J., Schier, W. (2011): Untersuchungsvorhaben „Retentionsbodenfilter (RBF) in Hessen“. Ergänzungsuntersuchungen zu Phosphor- und Schwermetallrückhalt. Endbericht 2011 im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (HMULV) (unveröffentlicht)

Fuchs, S. (1997): Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer. Aufgezeigt am Beispiel der Mischwasserbehandlung. Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe, Band 79. Kommissionsverlag R. Oldenbourg, München

Fuchs, S., Lambert, B., Grotehusmann, D. (2010): Neue Aspekte in der Behandlung von Siedlungsabflüssen. Umweltwissenschaften Schadstoff-Forschung 22 (6), 661-667. DOI: 10.1007/s12302-010-0161-2

Gagnon, V., Chazarenc, F., Comeau, Y., Brisson, J. (2007): Influence of macrophyte species on microbial density and activity in constructed wetlands. Water Science & Technology 56(6), 249-254

Geller, G., Kleyn, K., Lenz, A., Netter, R., Rettinger, S., Hegemann, W. (1992): Bewachsene Bodenfilter zur Abwasserreinigung. Landschaftsökologie, Weihenstephan

Geller, G., Höner, G. (2003): Anwenderhandbuch Pflanzenkläranlagen. Praktisches Qualitätsmanagement bei Planung, Bau und Betrieb. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York

Gleisberg, D. (1991): Kontrolle des Phosphors in der Umwelt - zu Vorkommen, Elimination und Algenverfügbarkeit. Z Wasser - Abwasser-Forsch. 24, 157-164

Graberg, J. (2009): Folgenabschätzung zum Verbot von Phosphaten in Maschinengeschirrspülmitteln.

<http://ec.europa.eu/enterprise/tris/pisa/cfcontent.cfm?vFile=820090152DE.DOC>
(03.05.2010).

Graneli, W., Solander, D. (1988): Influence of aquatic macrophytes on phosphorus cycling in lakes. Hydrobiologia 170, 245-266

Grotehusmann, D. (2007): Zusammensetzung von Filtermaterialien bei der Versickerung / Filtration von Regenwasser. Manuskript der 6. DWA-Regenwassertage am 11. Und 12. Juni 2007 in Passau

Grotehusmann, D., Fuchs, S., Lambert, B., Rüter, J. (2010a): Eigenschaften und Behandlung von Straßenabflüssen. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): 43. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 17.3. bis 19.3.2010 in Essen. GWA, Band 220, Aachen

Grotehusmann, D., Rüter, J., Lambert, B., Fuchs, S. (2010b): RBF Halensee, Inbetriebnahme und Messtechnische Begleitung. Schlussbericht, Untersuchungszeitraum Feb. 2009 bis Juli 2010 (unveröffentlicht)

Hamm, A. (Hrsg.) (1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Arbeitskreis „Wirkungsstudie“ im Hauptausschuss „Phosphate und Gewässer“ der Fachgruppe „Wasserchemie“ der Gesellschaft Deutscher Chemiker. Academia Verlag, St. Augustin

Hassinger, R. (1999): Meßsystem für Regenentlastungskanäle. Der Rückstau-Venturi-Kanal. Korrespondenz Abwasser 46 (9), 1360-1365

Headley, T.R., Huett, D.O., Davison, L. (2003): Seasonal variation in phosphorus removal processes within reed beds – mass balance investigations. Water Science & Technology (48) 5, 59-66

HeGo Biotec (2008): Anwendungsinformation Ferrosorp® RW. Filtergranulat zur Entfernung von Arsen, Phosphor, Schwermetallen sowie organischen Verunreinigungen (Mineralöle) im Rahmen der Regenwasserbehandlung.
<http://www.ferrosorp.de/deutsch/downloads/aiferosorprw0108.pdf.pdf> (05.05.2009)

HMULF (2002): Vorläufige Empfehlungen für Bemessung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern im Mischsystem in Hessen. Stand 30.September 2002. Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten. Wiesbaden

HMULV (2004): Leitfaden für das Erkennen ökologisch kritischer Gewässerbelastungen durch Abwassereinleitungen in Hessen. Handlungsanleitung. Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz.

http://www.hmulv.hessen.de/irj/HMULV_Internet?cid=7cf48d2558edc1574e80ab4e908f2b51 (05.05.2009)

HMULV (2008a): Überblick über die festgestellten wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen in den hessischen Anteilen der Flussgebietseinheiten Weser und Rhein. Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz. Wiesbaden

HMULV (2008b): Empfehlungen für Bemessung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfilteranlagen im Mischsystem in Hessen. Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz.

http://www.hmulv.hessen.de/irj/HMULV_Internet?cid=a144b4af77914859a238f7767e853798 (31.03.2009). (Diese Empfehlungen wurden während der Fertigstellung dieser Dissertation überarbeitet; aktueller Stand Nov. 2011)

Hölting, B. (1996): Hydrogeologie. Einführung in die allgemeine und angewandte Hydrogeologie. 5. überarbeitete und erweiterte Auflage. Enke Verlag, Stuttgart

Howe, J., Burgon, S. (2010): First-Flush: Fact or Fiction? Stormwater (Juy/August), 36-44

Imhoff, K., Imhoff, K.R. (1993): Taschenbuch der Stadtentwässerung, 28. Auflage. Oldenbourg Verlag, München, Wien

IWA (2000): Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation. Scientific and Technical Report No. 8. International Water Association. London

KA (2010): Zur Beseitigung von Mischabwasser. Korrespondenz Abwasser Abfall (57) 5, 412

Kasting, U., Gameh, O., Grotehusmann, D. (2001): Bodenfilteranlagen zur Reinigung von Abflüssen stark verschmutzter Verkehrsflächen. Auswahl geeigneter Bodensubstrate. KA Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (48) 9, 1274-1284

Kayhanian, M., Stenstrom, M. (2008): First-Flush Characterization for Stormwater Runoff Treatment. Stormwater (March/April)

Kayser, K. (2003): Nitrifikation in Teich-Bodenfilteranlagen. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover. Heft 121, Hannover

Kolb, F.R. (2005): Mischwassersiebung. Eine praxisnahe Betrachtung in Hinblick auf die Gewässergüte. KA - Abwasser, Abfall 52 (5), 552-562

- Koppe, P., Stozek, A. (1999): Kommunales Abwasser. Seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozeß einschließlich Klärschlämme. 4. Auflage. Vulkan-Verlag, Essen
- Kornmüller, A., Genz, A., Jekel, M. (2002): IMF Immersed Membrane Filtration. Preliminary Studies on P-removal by Adsorption from MBR filtrates. Final report. Berlin (unpublished)
- Krassmann, T.U. (1991): Untersuchungen zum Phosphatbindungsvermögen natürlicher Bodenminerale und zur Veränderung der Phosphatfixierung hydromorpher Bodenfilter durch geeignete Zuschlagstoffe. Dissertation, Gesamthochschule Kassel
- Laber, J. (2001): Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen. Wasser Abwasser Gewässer – Wiener Mitteilungen. Band 167. Wien
- LAGA (2004): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen: Teil II -Technische Regeln für die Verwertung. Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Abfall, Mainz
- Lambert, B. (2009): Langzeitverhalten von Retentionsbodenfiltern. Manuskript des Seminars „20 Jahre Retentionsbodenfilter – Bilanz eines Verfahrens zur Regenwasserbehandlung“ am 1. Oktober 2009 in Monheim/Alb
- Lambert, B., Orb, R., Fuchs, S. (2010): Pilotvorhaben Retentionsbodenfilter Monheim. Abschlussbericht. Untersuchungszeitraum Juni 2006 – Dezember 2009 (unveröffentlicht)
- Lampert, W., Sommer, U. (1999): Limnoökologie. 2. Auflage. Thieme. Stuttgart, New York
- Lantzke, I.R., Mitchell, D.S., Heritage, A.D., Sharma, K.P. (1999): A model of factors controlling orthophosphate removal in planted vertical flow wetlands. Ecological Engineering 12, 93-105
- Larsen, E., Greenway, M. (2004): Quantification of biofilms in a sub-surface flow wetland and their role in nutrient removal. Water Science & Technology (49) 11-12, 115-122
- LAWA (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, Arbeitskreis "Zielvorgaben", 1. Auflage, Kulturbuch-Verlag, Berlin
- LAWA (2005): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien); Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 7. Auflage, Kulturbuchverlag, Berlin

LAWA-AO (2007): Rahmenkonzeption Monitoring. Teil B. Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen. Arbeitspapier II. Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“. http://www.vsvi-sachsen.de/Beitr%20aus%20unseren%20Veranst/17.09.2008%20Tausalz%20Recht%20RAKONArbeitspapierII_Stand_07_03_2007.pdf (03.05.2010).

Lemm, Katrin (2009): Einflussmöglichkeiten der Regenwasserbehandlung auf die Gewässergüte am Beispiel des Berliner Gewässersystems. In: DWA-Landesverband Bayern (Hrsg.): Informationsveranstaltung 20 Jahre Retentionsbodenfilter. Bilanz eines Verfahrens zur Regenwasserbehandlung. 01. Oktober 2009 in Monheim/Alb

LfU (2002): Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.). 2. überarbeitete Auflage. Karlsruhe

Londong, J., Hartmann, M. (2006): Belastungen der häuslichen Abwasserteilströme: Gegenüberstellung von Literaturwerten und gemessenen Werten und Auswirkungen auf die Anlagenplanung. 39. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 29.-31.3.2006. GWA, Band 202, Aachen

Merkel, W., Uhl, M., Grobe, S., Janiczek, M., Henrichs, M. (2005): Weitergehende Mischwasserbehandlung mit Bodenfiltern – Untersuchungen zum Filteraufbau und Filterbetrieb zur Verbesserung der Reinigungsleistung insbesondere hinsichtlich hygienisch relevanter Mikroorganismen. Mühlheim an der Ruhr, Münster

Mitsch, W.J., Grosselink, J.G. (1986): Wetlands. Vannostrand, New York

Mortimer, C.E. (1996): Chemie. Das Basiswissen der Chemie. 6. völlig neubearbeitete und erweiterte Auflage. Georg Thieme Verlag, Stuttgart

Müller, B. (2005): Ökosystem Brienzersee: Entzug von Nährstoffen durch Adsorption an Schwebstoffen und Kolloiden. Schlussbericht Teilprojekt F. http://www.eawag.ch/research_e/apec/research_e/Website%20Brienzersee/Schlussberichte/F_M%FCller_Schlussbericht_P_Adsorption.pdf (01.12.2010)

Münch, Ch., Neu, T., Kuschk, P., Röske, I. (2007): The root surface as the definitive detail for microbial transformation processes in constructed wetlands – a biofilm characteristic. Water Science & Technology (56) 3, 271-276

MUNLV (2003): Retentionsbodenfilter. Handbuch für Planung, Bau und Betrieb. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.). Düsseldorf

MUNLV (2004): Retentionsbodenfilter in Nordrhein-Westfalen. Dokumentation zum Stand der Technik. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf

Nieder, R., Köster, W., Dauck, H.-P. (2010): Beitrag der Landwirtschaft zu diffusen Phosphateinträgen in die Hydrosphäre. WasserWirtschaft, Heft 5, 20-25

Or, D., Phutane, S., Dechesne, A. (2007): Extracellular polymeric substances affecting pore-scale hydrologic conditions for bacterial activity in unsaturated soils. Vadose Zone Journal 6 (2), 298-305

PHöchstMengV (1980): Verordnung über Höchstmengen für Phosphate in Wasch- und Reinigungsmitteln (Phosphathöchstmengenverordnung – PHöchstMengV). BGBl. Teil I Nr. 28 vom 13.06.1980, 664

Psenner, R., Pucsko, R., Sager, M. (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten. Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. Arch.Hydrobiol./Suppl. 70, 111-155

Rödder (1997): Wirkung und Bemessung von Rückhaltestrecken nach Regenentlastungen. In: Förderverein Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft an der Universität GH Essen e.V. (Hrsg.): Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität GH Essen. Band 11

Roland.chem (2010): <http://de.wikipedia.org/wiki/Datei:PH-Phosphat-plot.svg>

Ruban, V., Lopez-Sanchez, J., Pardo, P., Rauret, G., Muntau, H., Quevauviller, P. (1999): Selection and evaluation of sequential extraction procedures for the determination of phosphorus forms in lake sediment. J. Environm. Monit. 1, 51-56

Ruban, V., Rauret, G., Lopez-Sanchez, J., Muntau, H., Quevauviller, P. (2001): The certification of the extractable contents (mass fractions) of phosphorus in freshwater sediment following a five-step extraction procedure. BCR 684. European Commission. bcr information reference materials. EUR 19776 EN.
http://www.irmm.jrc.be/html/reference_materials_catalogue/catalogue/attachements/BCR-684_report.pdf (01.12.2010)

Schäfer, H., Dahmen, H. (2009): 13 Jahre Erfahrungen bei Planung, Bau und Betrieb der 26 Retentionsbodenfilter des Erftverbands. In: DWA-Landesverband Bayern (Hrsg.): Informationsveranstaltung 20 Jahre Retentionsbodenfilter. Bilanz eines Verfahrens zur Regenwasserbehandlung. 01. Oktober 2009 in Monheim/Alb

Scheffer, K., Schreiber, A., Kickuth, R. (1980): Die sorptive Bindung von Düngerphosphaten im Boden und die phosphatmobilisierende Wirkung der Kieselsäure - Übersichtsbeitrag - 1. Mitteilung: Die sorptive Bindung von Phosphat im Boden. Arch. Acker- und Pflanzenbau u. Bodenkdl. (24) 12, 799-814

- Schitthelm, D., Dreyer, U., Leithmann, K. (2010): Regenwasserbehandlung - Ökologische Effizienz von Maßnahmen. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): 43. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 17.3.-19.3.2010 in Essen. GWA, Band 220, Aachen
- Schlichting, E., Blume, H.-P., Stahr, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum. Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte und für Geowissenschaftler. 2. neubearbeitete Auflage, Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin Wien
- Schnabel, S., Fuchs, S. (2001): Betriebserfahrungen mit dem Retentionsbodenfilter Langenalb. In: ATV-DVWK Landesverband Baden-Württemberg (Hrsg.): ATV-DVWK Bundes- und Landesverbandstagung 2001. Kohlhammer Verlag, Stuttgart
- Schluthess, C.P., Dey, D.K. (1996): Estimation of Langmuir Constants using Linear and Nonlinear Least Squares Regression Analyses. Soil Science Society of America Journal (60), 433-442
- Schwinger, H. (2009): Retentionsbodenfilter in Bayern. In: DWA-Landesverband Bayern (Hrsg.): Informationsveranstaltung 20 Jahre Retentionsbodenfilter. Bilanz eines Verfahrens zur Regenwasserbehandlung. 01. Oktober 2009 in Monheim/Alb
- Schwoerbel, J., Brendelberger, H. (2005): Einführung in die Limnologie. Elsevier GmbH, München
- Sommer, H. (2007): Behandlung von Straßenabflüssen. Anlagen zur Behandlung und Filtration von Straßenabflüssen in Gebieten mit Trennsystemen. Neuentwicklungen und Untersuchungen. Dissertation an der Fakultät für Bauingenieurwesen und Geodäsie der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover
- Szewzyk, U. (2003): Biofilme - die etwas andere Lebensweise. BIOspektrum (9) 3, 253-255
- Tetzlaff, B., Schreiner, H., Vereecken, H., Wendland, F. (2009): Modellgestützte Analyse signifikanter Phosphorbelastungen in hessischen Oberflächengewässern aus diffusen und punktuellen Quellen. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Energie & Umwelt. Band 29, Jülich
- TrinkwV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV). BGBl. Teil I Nr. 24 vom 28.05.2001, 959
- UBA (Hrsg.) (2003a): Internationale Harmonisierung der Quantifizierung von Nährstoffeinträgen aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands. UBA-Texte 83/03. Umweltbundesamt, Berlin
- UBA (Hrsg.) (2003b): Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie. UBA-Texte 05/03. Umweltbundesamt, Berlin

UBA (2010a): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. UBA-Texte 45/2010. Umweltbundesamt, Berlin

UBA (2010b): Liste der Aufbereitungsstoffe und Desinfektionsverfahren gemäß § 11 Trinkwasserverordnung 2001.

<http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/downloads/trinkwasser/trink11.pdf>
(01.12.2010)

Uhl, M.; Jübner, M. (2003): Durchführung ergänzender Säulenversuche zur Pilotbodenfilteranlage Alsdorf. Auftrag Nr. 27184 des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen vom 18.08.2000 (unveröffentlicht)

Uhl, M.; Jübner, M. (2004): Retentionsbodenfilter zur Mischwasserbehandlung. Untersuchung von Sandsubstraten und Betriebsweisen. Korrespondenz Abwasser 51 (3), 261-270

Uhl, M., Kasting, U. (2002): Verschmutzung des Niederschlagsabflusses in Misch- und Trennsystemen und von Straßen. Wasser und Abfall, Heft 3. 14-22

UHH (2010): Botanik online. Anatomie von Zellen und Geweben. Abschlußgewebe, Grundgewebe (Parenchym) und Assimilationsgewebe. Universität Hamburg.
<http://www.biologie.uni-hamburg.de/b-online/d05/05b.htm> (24.07.2010)

Waldhoff, A. (2008): Hygienisierung von Mischwasser in Retentionsbodenfiltern (RBF). Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel, Band 30, Kassel

WaschMG (1975): Gesetz über die Umweltverträglichkeit von Wasch- und Reinigungsmitteln (Waschmittelgesetz). BGBl. Teil I Nr. 100 vom 23.08.1975, 2255

Wedler, G. (1970): Adsorption. Eine Einführung in die Physisorption und Chemisorption. Verlag Chemie, Weinheim

Welker, A. (2005): Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf – Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen. Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern. Band 20, Kaiserslautern

Wetzstein, A. (2003): Berechnungen von Entlastungsabflüssen an gedrosselten Streichwehren auf der Basis von gemessenen Wasserständen. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU Darmstadt, Bd. 127

WHG (2009): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG). BGBl. Teil I Nr. 51 vom 06.08.2009, 2585

Wicke, D. (2008): Einfluss biotischer Faktoren auf Sorption und Freisetzung hydrophober Schadstoffe in Böden – Biofilme, Enzyme, Bodentiere.
http://opus.kobv.de/tuberlin/volltexte/2008/2043/pdf/wicke_daniel.pdf (21.07. 2010)

Wissing, F. und Hofmann, K. (2002): Wasserreinigung mit Pflanzen. 2. erweiterte Auflage.
Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart

Wozniak, R., Dittmer, U., Welker, A., Schmitt, T.G. (2006): Einsatz optischer Sauerstoffsonden – Einblicke in die „Blackbox“: Aus Sauerstoffmessungen erschließt sich der Verlauf der Reinigungsprozesse in Bodenfiltern. Wasserwirtschaft Wassertechnik, wwt 4/2006, 26-29

Wozniak, R., Dittmer, U., Welker, A. (2007): Interaction of oxygen concentration and retention of pollutants in vertical flow constructed wetlands for CSO treatment. Water Science & Technology (56)3, 31–38

10 Anhang

Kapitel 4 - Material und Methoden

Zu untersuchende Anlagen

RBFA Fellenweg



Abbildung A4.1: Erstellen der Basisabdichtung, RBF Fellenweg (Waldhoff 2008)



Abbildung A4.2: Einbau der Dränage und des Filtersubstrates, RBF Fellenweg (Waldhoff 2008)



Abbildung A4.3: Bepflanzung der Filteroberfläche, RBF Fellenweg (Waldhoff 2008)



Abbildung A4.4: Verringerung des Drosselabflusses der Vorstufe mittels Schütztafel, RBF Fellenweg (Waldhoff 2008)



Abbildung A4.5: Einstau des Retentionsraumes mit Filterbeckenüberlauf, RBF Fellenweg

RBFA Wiesenbach



Abbildung A4.6: Erstellen der Basisabdichtung, RBF Wiesenbach (Frechen et al. 2008)



Abbildung A4.7: Herstellen des Dränagesystems, RBF Wiesenbach (Frechen et al. 2008)



Abbildung A4.8: Einbau des Filtersubstrates, RBF Wiesenbach (Frechen et al. 2008)



Abbildung A4.9: Bepflanzung der Filteroberfläche, RBF Wiesenbach (Frechen et al. 2008)



Abbildung A4.10: Rückstau-Venturi-Kanal im Zulauf des RBF, RBF Wiesenbach (Frechen et al. 2008)

RBFA Kleingladenbach



Abbildung A4.11: Verlegen der Kunststoff-Basisabdichtung, RBF Kleingladenbach
(Frechen et al. 2008)



Abbildung A4.12: Verschweißen der einzelnen Bahnen der Kunststoff-Basisabdichtung,
RBF Kleingladenbach (Felmeden 2005)



Abbildung A4.13: Melioration des Filtersubstrates mit Eisenhydroxid mittels mobiler Dosieranlage, RBF Kleingladenbach (Frechen et al. 2008)



Abbildung A4.14: Einbau des Filtersubstrates mit Teleskop-Bagger, RBF Kleingladenbach



Abbildung A4.15: Bepflanzung der Filteroberfläche, RBF Kleingladenbach (Frechen et al. 2008)



Abbildung A4.16: Einstau des Filterbeckens zur Anwuchspflege, RBF Kleingladenbach (Frechen et al. 2008)



Abbildung A4.17: Aufstau des Retentionsraumes nach Beschickungseignis, RBF Kleingladenbach (Frechen et al. 2008)

RBFA Oberelsungen



Abbildung A4.18: Erstellen der Basisabdichtung, RBF Oberelsungen (Frechen et al. 2008)



Abbildung A4.19: Herstellen des Dränagesystems, RBF Oberelsungen (Frechen et al. 2008)



Abbildung A4.20: Einbau des Filtersubstrates, RBF Oberelsungen (Waldhoff 2008)



Abbildung A4.21: Bepflanzung der Filteroberfläche, RBF Oberelsungen (Frechen et al. 2008)



Abbildung A4.22: Aufstau des Retentionsraumes im Frühjahr, RBF Oberelsungen

Untersuchte Filtersubstrate

Physikalische Eigenschaften

Tabelle A4.1: Kornform, Oberfläche und Porengehalt der eingesetzten Filtersubstrate (Waldhoff 2008)

| Filter | Filtersubstrat (FS) | Kornform | Ober- | Pore | Pore |
|---------------|-----------------------|--------------------------------|--|-----------------------|------------------------|
| | | | fläche A $\text{cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ | absolut n_a % | effektiv n_e % |
| L 1 (=RBF WB) | WB = KB (0/2) | gerundet, glatt | 117 | 33,9 | 17,1 |
| | nicht melioriert | | | | |
| L 2 (=RBF WB) | WB = KB (0/2) | gerundet, glatt | 117 | 33,9 | 14,7 |
| | nicht melioriert | | | | |
| L 3 (=RBF OE) | OE (0/2) | gerundet, glatt | 110 | 30,6 | |
| | OE (0/2) + 20% Kalk | | 113 | 29,8 | 14,1 |
| L 4 (=RBF KB) | KB (0/2) | gerundet, glatt | 117 | 33,9 | |
| | KB (0/2) + 10% Eisen | | 147 | 38,5 | 11,6 |
| L 5 | L5 (0/2) | Kantig, rau | 108 | 33,1 | |
| | L5 (0/2) + 20% Kalk | | 111 | 31,9 | 17,6 |
| L 6 | L6 (0/4) | gerundet, glatt | 67 | 29,9 | |
| | L6 (0/4) + 20% Kalk | | 79 | 29,3 | 13,7 |
| L 7 | L7 (0/1,4) | kantig, rau | 149 | 46,6 | 20,1 |
| | L7 (0/1,4) + 20% Kalk | | 144 | 42,7 | 20,1 |
| L 8 | L8 (0/2) | kantig, rau | 97 | 32,5 | 21,2 |
| | nicht melioriert | | | | |
| Kalkzuschlag | Kalk (0/2) | kantig, rau | 124 | 26,88 | 19,80 |
| Eisenzuschlag | Eisen (0,15/2,0) | - | 418 | 79,93 | 20,70 |
| Stützschicht | L1,2,4 (0,1/4) | gerundet, glatt | 93 | 29,80 | n.b. |
| Bestimmung: | Oberfläche | Fischer-Verfahren | | | |
| | n_a | Punkte Verfahren | | | |
| | n_e | Bestimmung über Zuflussvolumen | | | |

Untersuchungen zum P-Bindungsvermögen

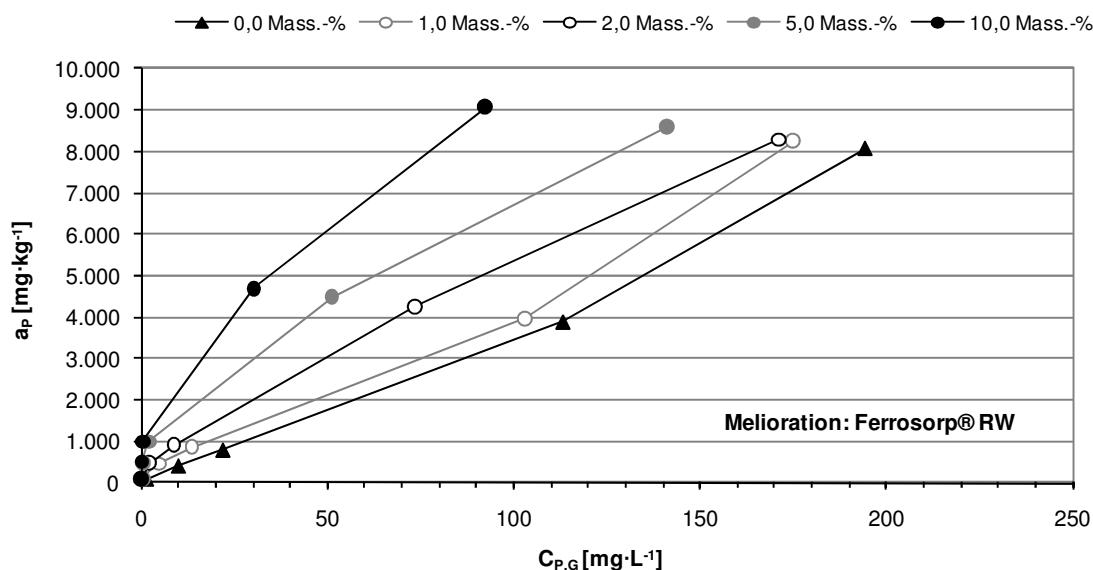


Abbildung A4.23: Experimentelle Isothermen zur Phosphorsorption in Abhängigkeit vom Meliorationsgrad, Zuschlagstoff Ferrosorp® RW

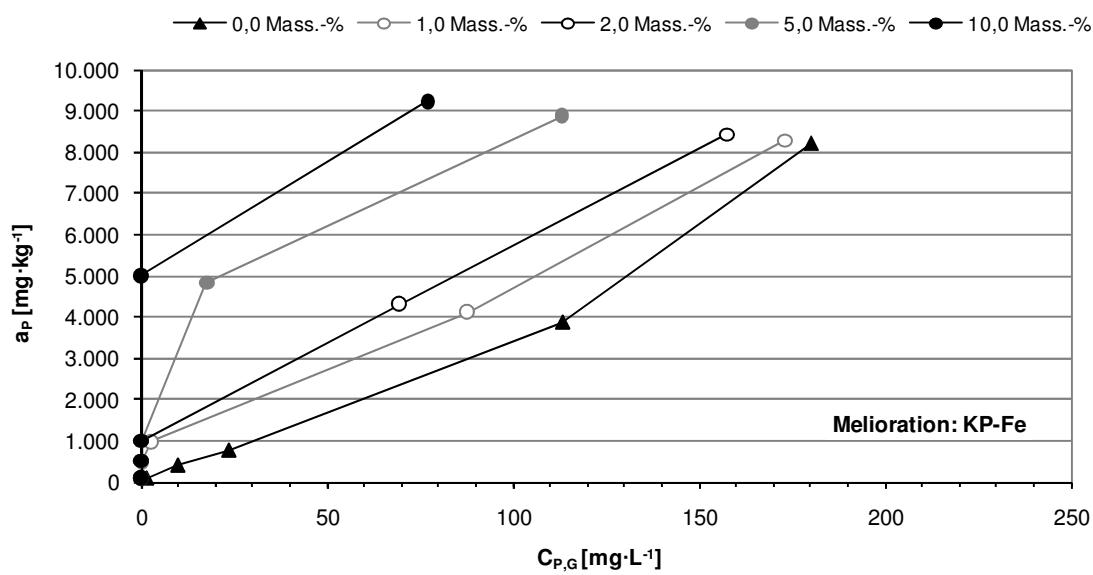


Abbildung A4.24: Experimentelle Isothermen zur Phosphorsorption in Abhängigkeit vom Meliorationsgrad, Zuschlagstoff KP-Fe

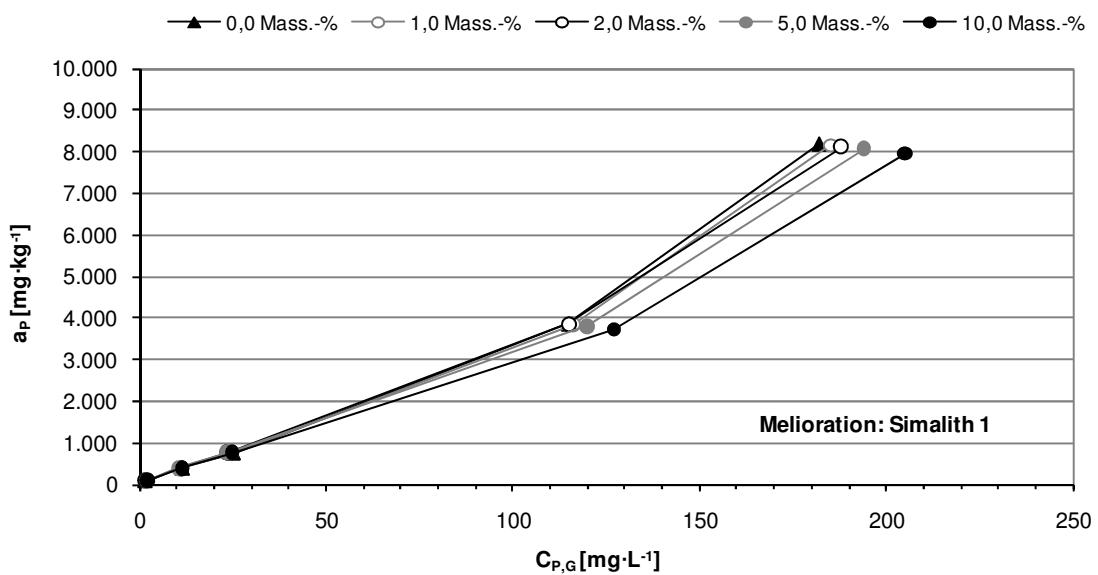


Abbildung A4.25: Experimentelle Isothermen zur Phosphorsorption in Abhängigkeit vom Meliorationsgrad, Zuschlagstoff Simalith 1

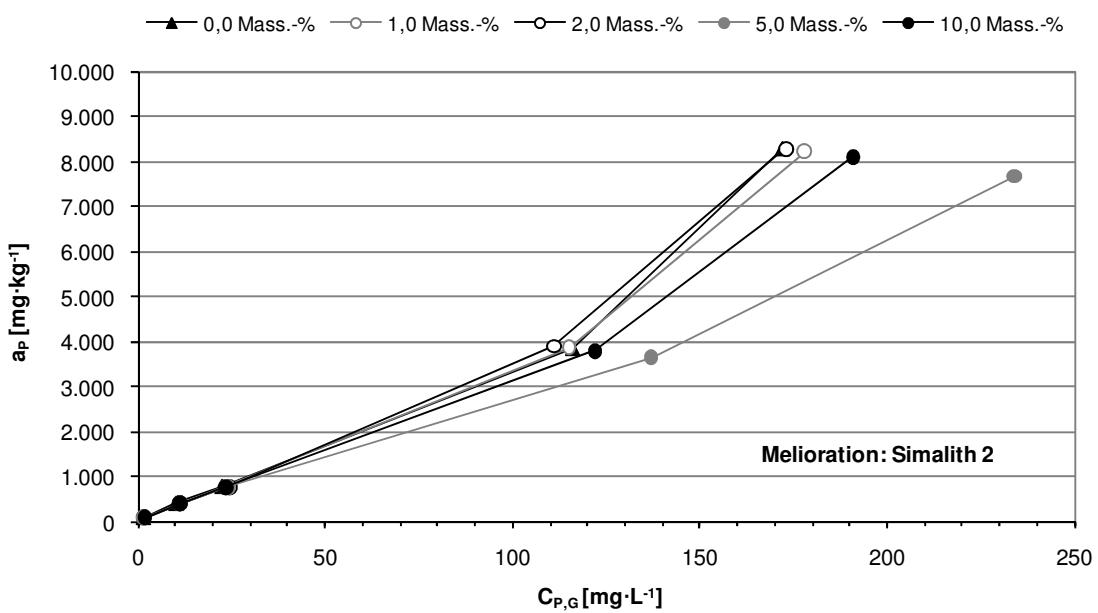


Abbildung A4.26: Experimentelle Isothermen zur Phosphorsorption in Abhängigkeit vom Meliorationsgrad, Zuschlagstoff Simalith 2

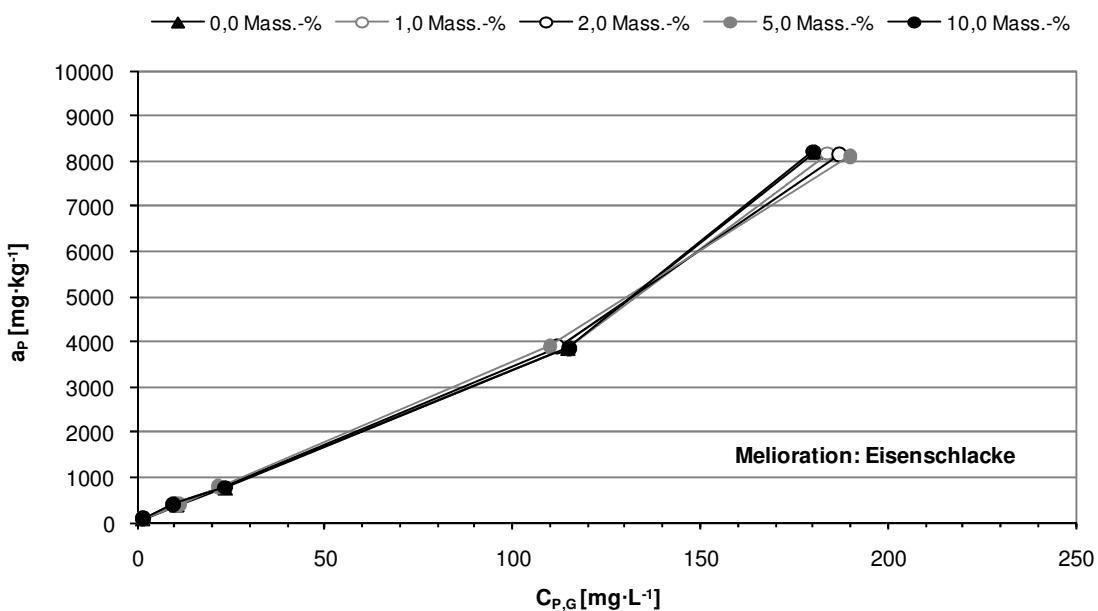


Abbildung A4.27: Experimentelle Isothermen zur Phosphorsorption in Abhängigkeit vom Meliorationsgrad, Zuschlagstoff Eisenschlacke

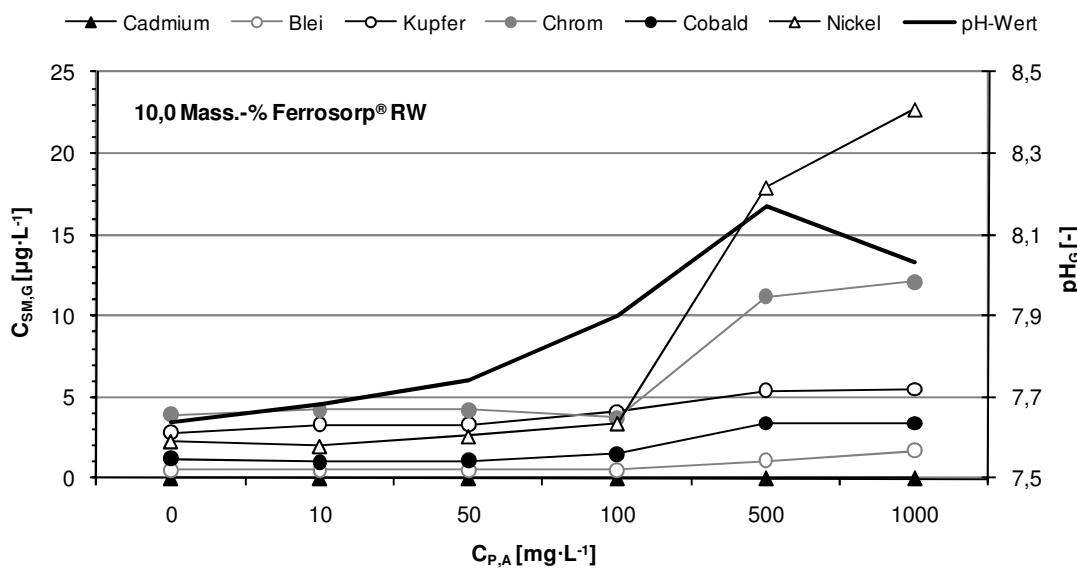


Abbildung A4.28: Experimentelle Isothermen zur Schwermetalldesorption und zum pH-Wert bei 10 Massen-% Meliorationsgrad in Abhängigkeit der P-Ausgangskonzentration $C_{P,A}$, Zuschlagstoff Ferrosorp® RW

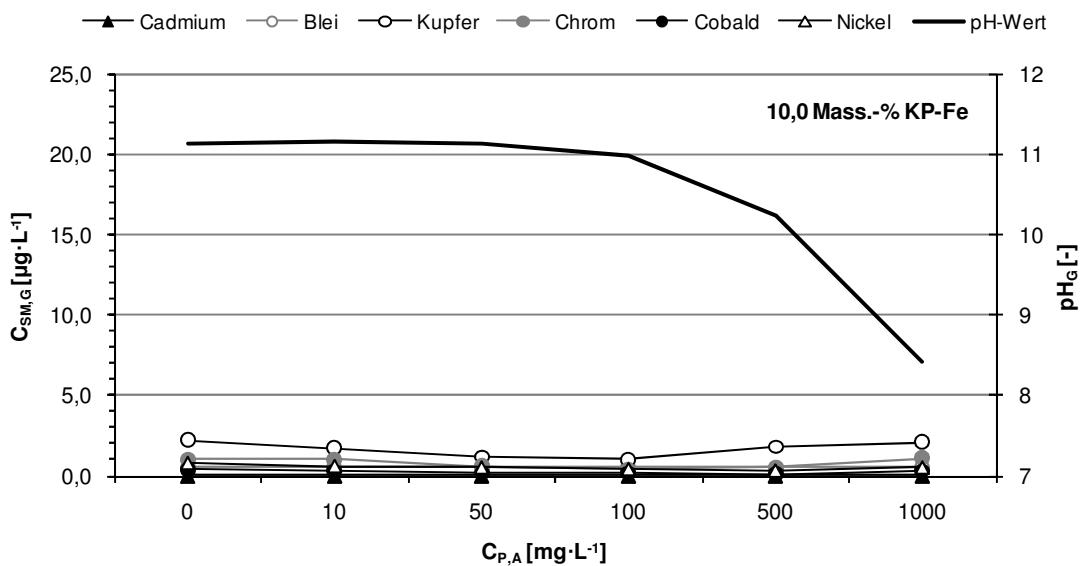


Abbildung A4.29: Experimentelle Isothermen zur Schwermetalldesorption und zum pH-Wert bei 10 Massen-% Meliorationsgrad in Abhängigkeit der P-Ausgangskonzentration $C_{P,A}$, Zuschlagstoff KP-Fe

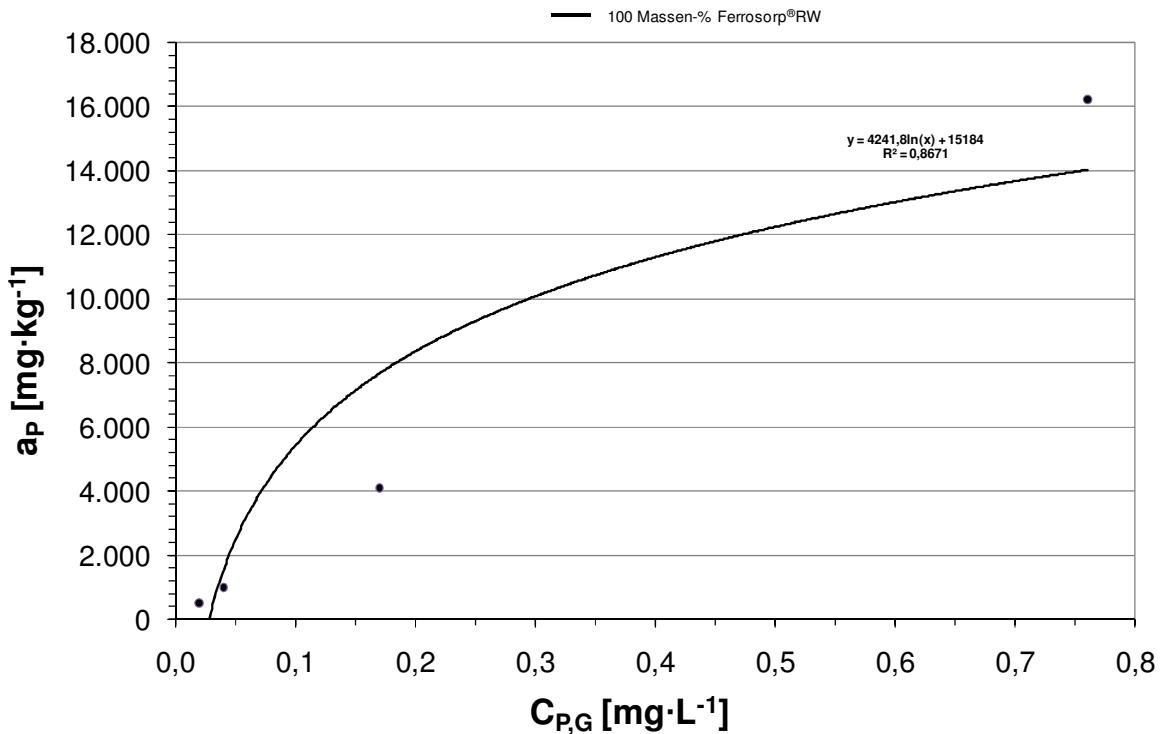


Abbildung A4.30: Langmuir-Isotherme zur Abschätzung der maximalen Phosphorsorptionskapazität, Zuschlagstoff Ferrosorp® RW

Messtechnik

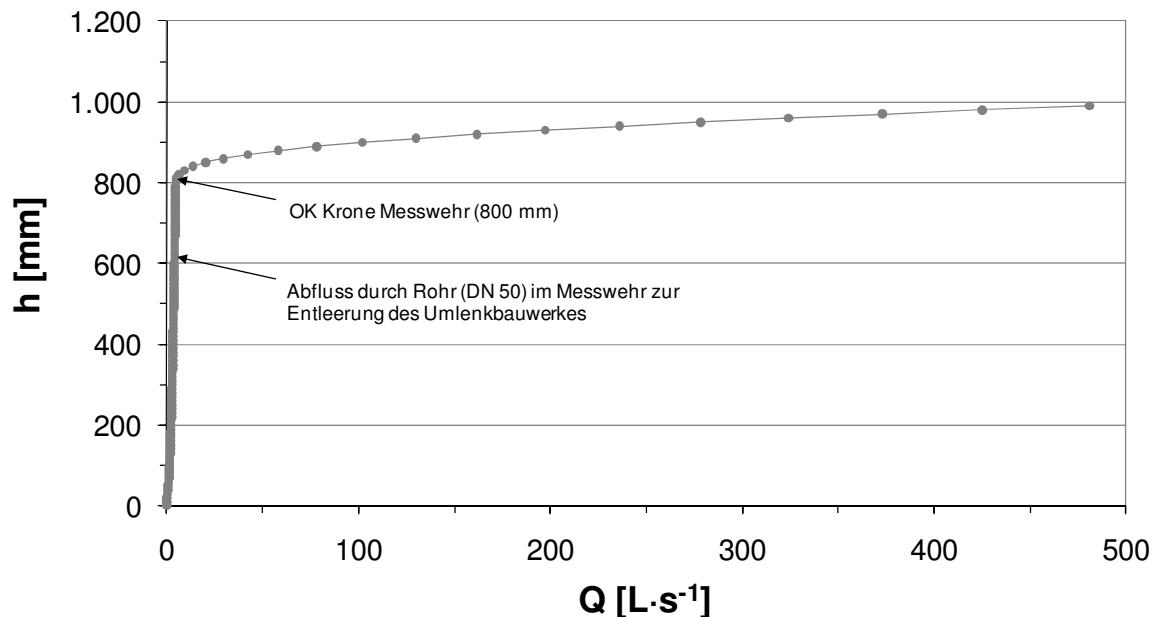


Abbildung A4.31: Q-h-Kennlinie der Überlaufschwelle im Filterzulauf des RBF Fellenweg
(Waldhoff 2008)

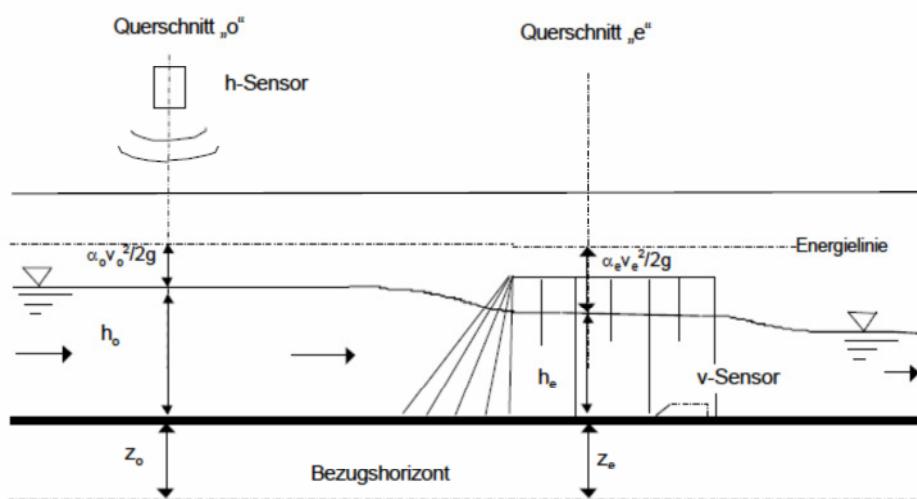


Abbildung A4.32: Hydraulischer Längsschnitt Rückstau-Venturi-Kanal RBF Wiesenbach
(Hassinger 1999)

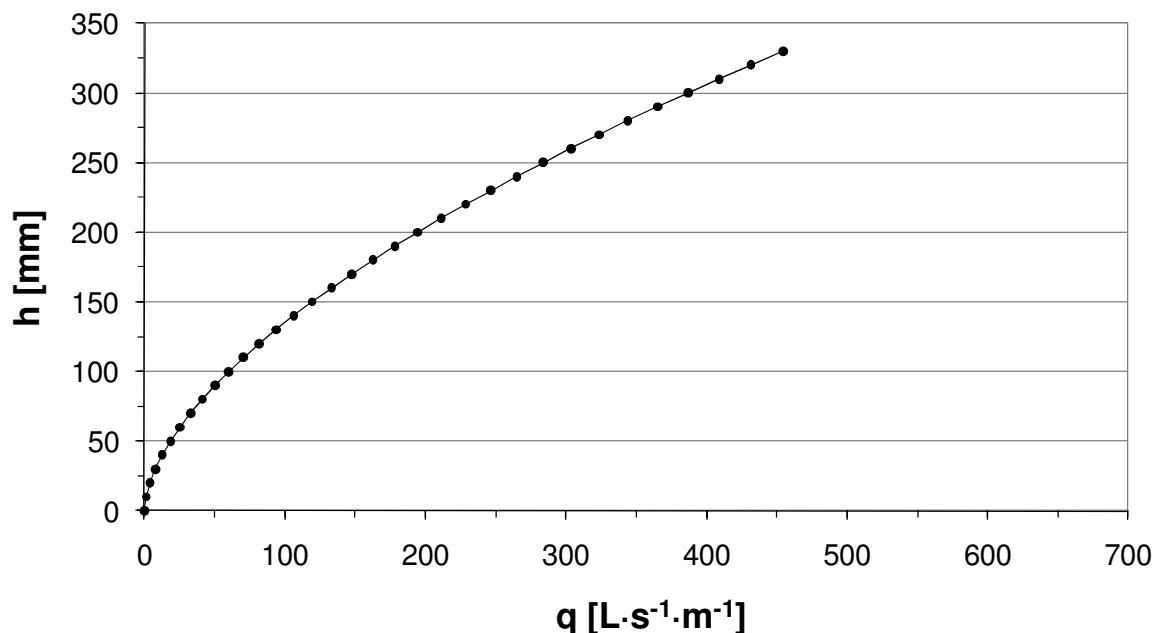


Abbildung A4.33: Spezifische q - h -Kennlinie der Lamellenfeinsiebwehre im Filterzulauf der RBF Kleingladenbach und Oberelsungen

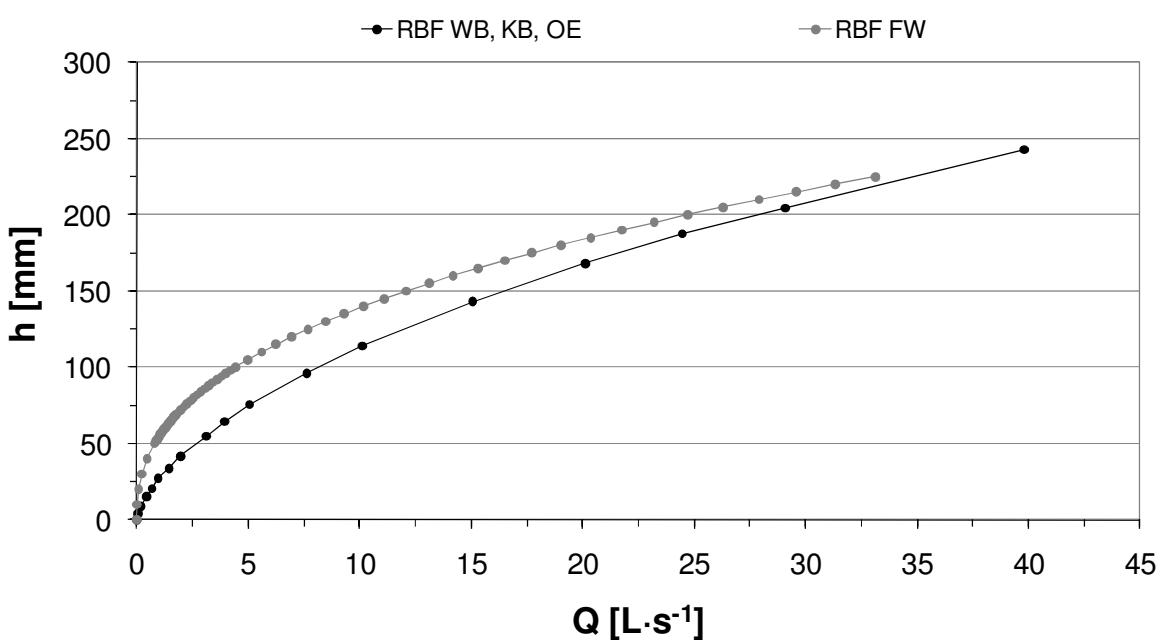


Abbildung A4.34: Q- h -Kennlinien des Dreiecksmesswehres im Filterablauf des RBF Fellenweg und des Trapezmesswehres im Filterablauf der RBF Wiesenbach, Kleingladenbach und Oberelsungen (nach Waldhoff 2008)

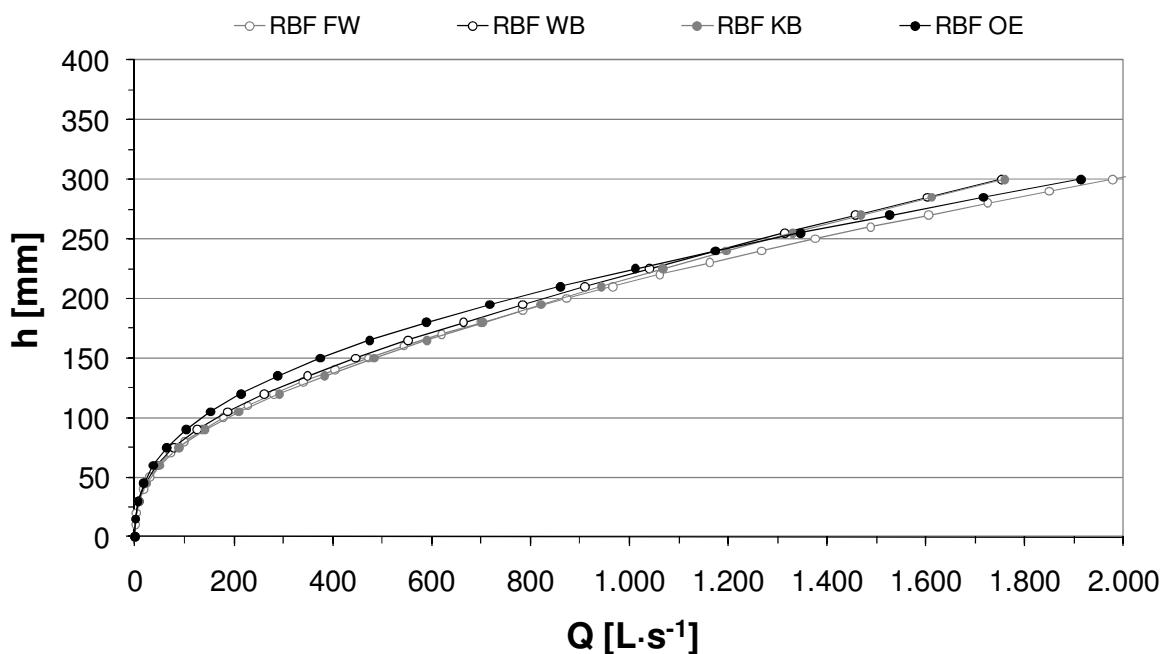


Abbildung A4.35: Q - h -Kennlinien der Filterüberlaufschwellen der RBF Fellenweg, Wiesenbach, Kleingladenbach und Oberelsungen (nach Waldhoff 2008)

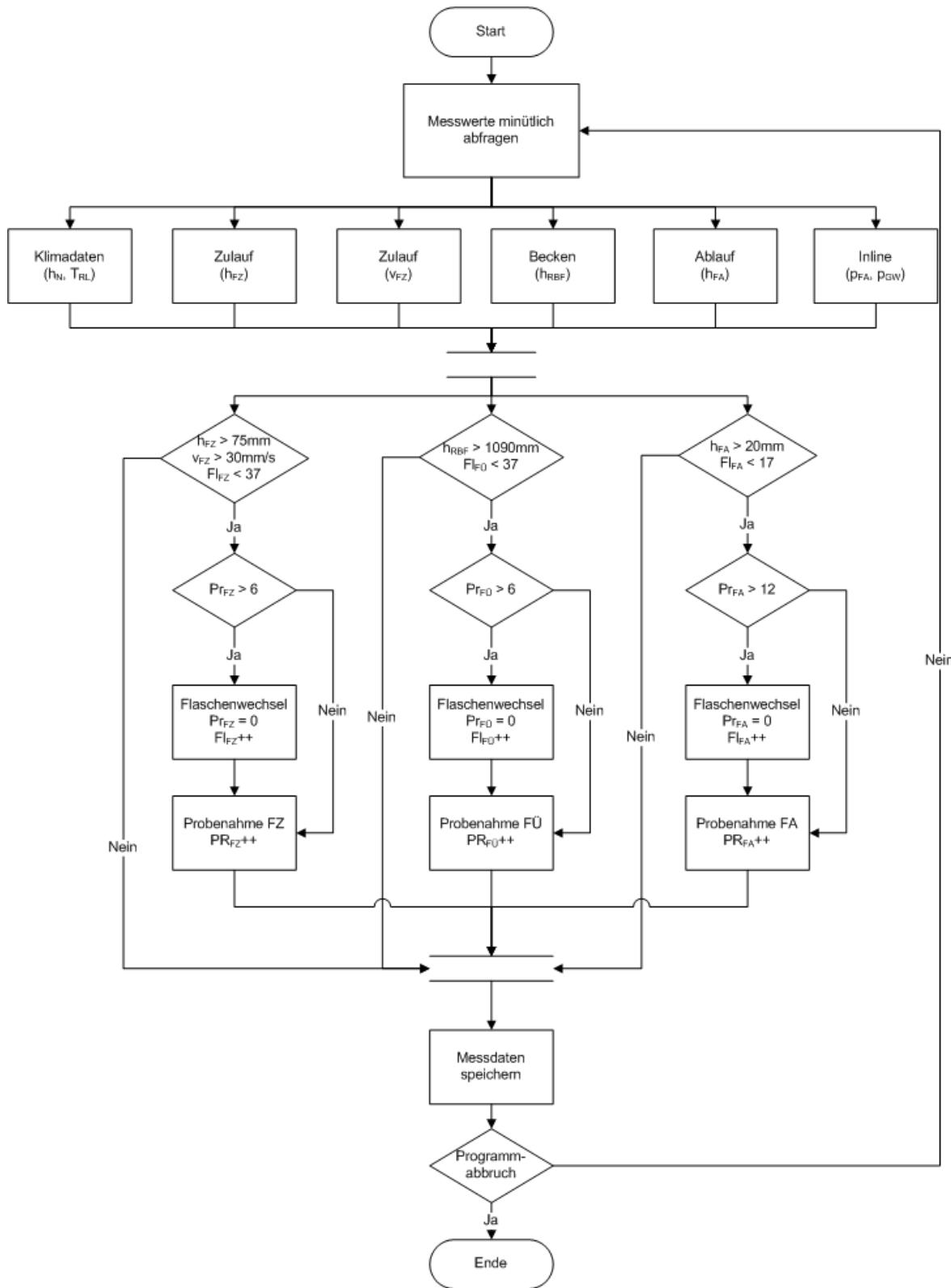


Abbildung A4.36: Flussdiagramm Messtechnik RBFA Wiesenbach (Frechen et al. 2008)

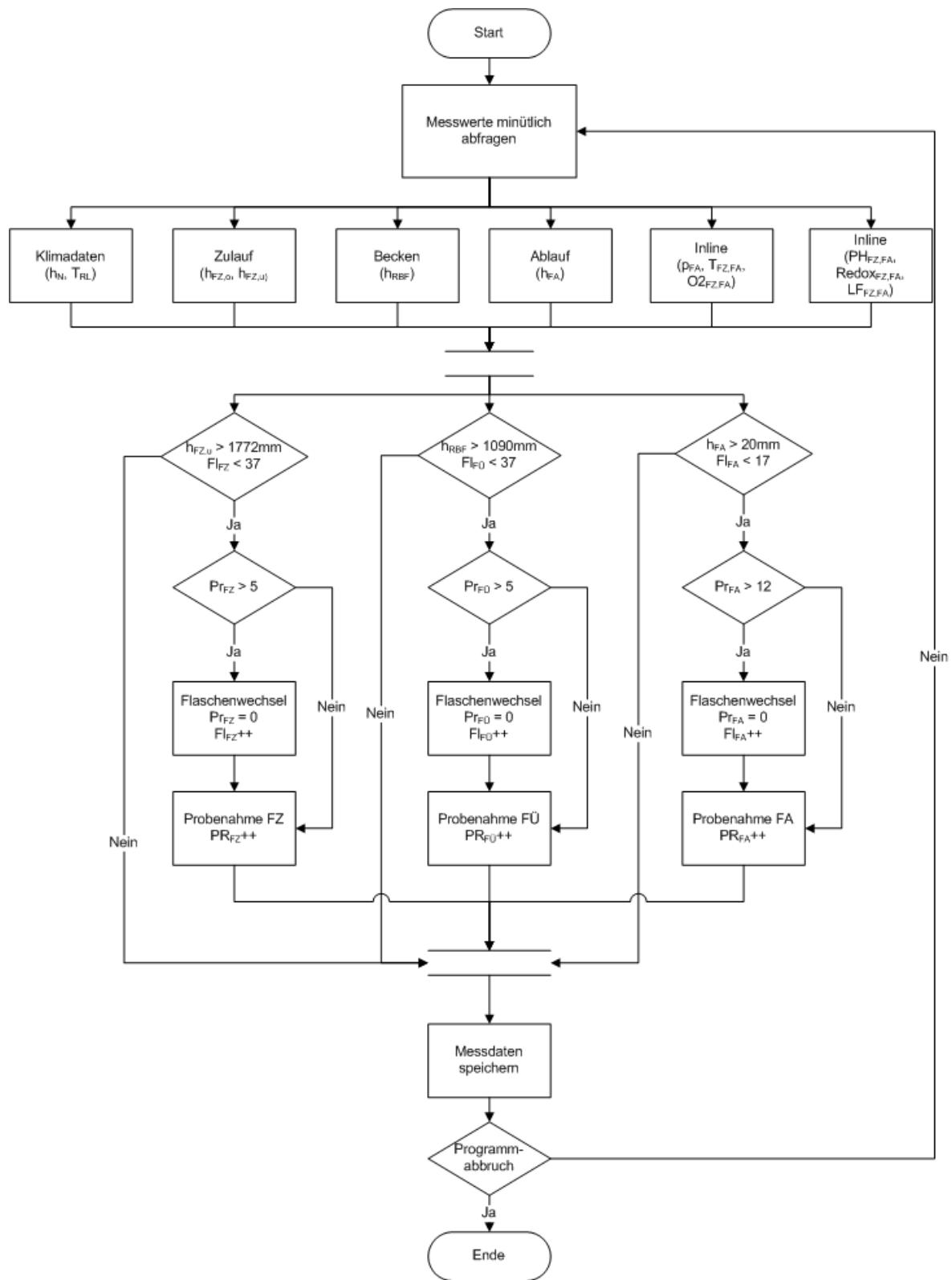


Abbildung A4.37: Flussdiagramm Messtechnik RBFA Kleingladenbach (Frechen et al. 2008)

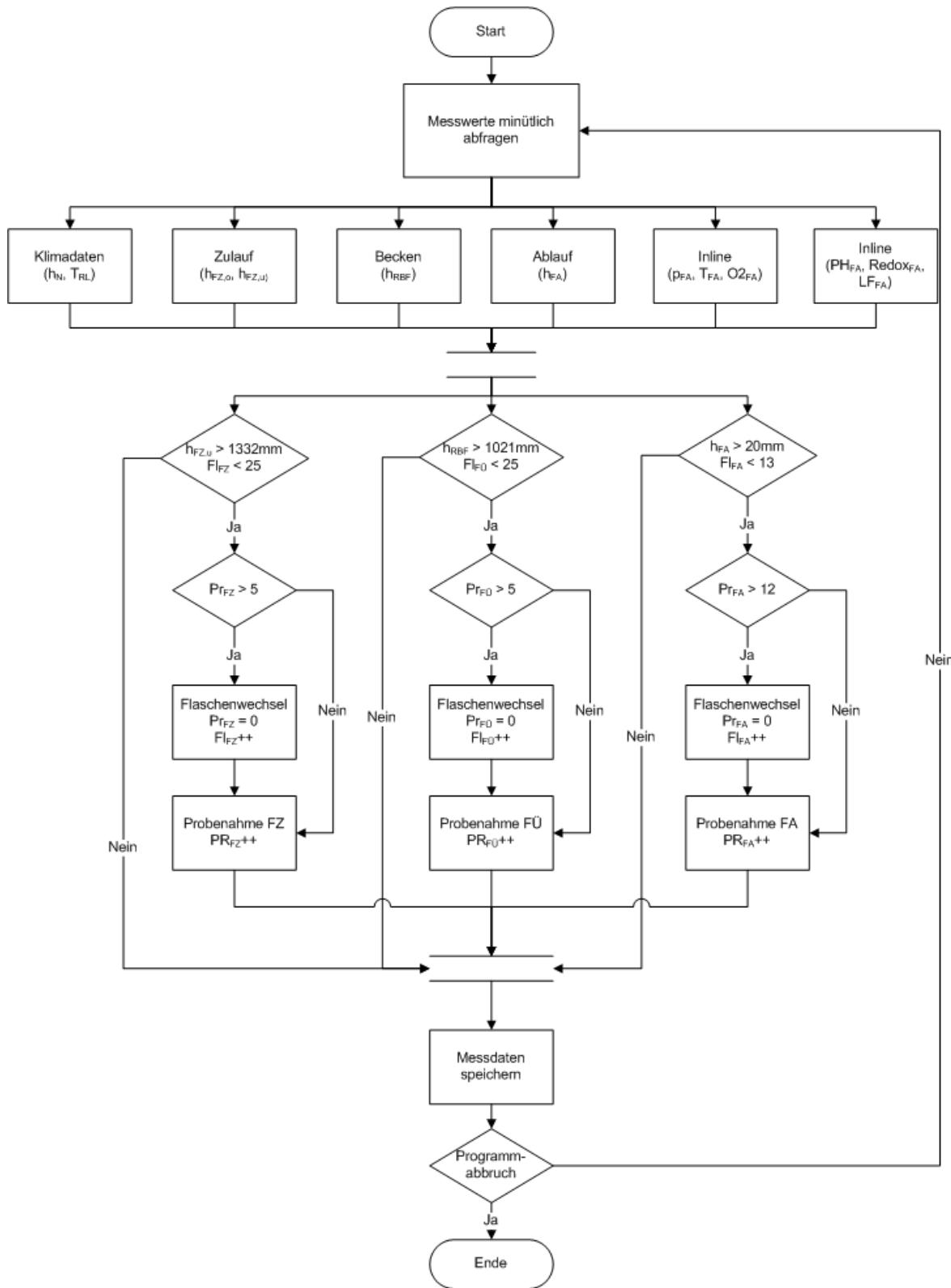


Abbildung A4.38: Flussdiagramm Messtechnik RBFA Oberelsungen (Frechen et al. 2008)

Tabelle A4.2: Übersicht Messtechnikprofil RBFA Fellenweg (Frechen et al. 2008)

| Messstelle | Parameter | Messgerät | Aufzeichnungs-intervall | Zielgröße |
|------------------|--------------------------------------|------------------------------------|-------------------------|---|
| Zulauf RBF | h_{FZ} [mm] | Echolot | 1 min | Q_{FZ} |
| Ablauf RBF | h_{FA} [mm] h_{pFA} [mm] | Echolot Drucksonde | | Q_{FA} $k_{f,b}$ -Wert |
| Filterbecken RBF | h_{RR} [mm] h_{FU} [mm] | Echolot | | Beckenfüllung Q_{FU} |
| Peripherie RBF | h_N [mm] T_L [$^{\circ}$ C]) | Regenschreiber Temperaturfühler | | Niederschlags- und Temperaturganglinien |

Tabelle A4.3: Übersicht Messtechnikprofil RBFA Wiesenbach (Frechen et al. 2008)

| Messstelle | Parameter | Messgerät | Aufzeichnungs-intervall | Zielgröße |
|------------------|---|------------------------------------|-------------------------|---|
| Zulauf RBF | v_{FZ} [$\text{mm} \cdot \text{s}^{-1}$] h_{FZ} [mm] | v-Sonde Echolot | 1 min | Q_{FZ} |
| Ablauf RBF | h_{FA} [mm] h_{pFA} [mm] | Echolot Drucksonde | | Q_{FA} $k_{f,b}$ -Wert |
| Filterbecken RBF | h_{RR} [mm] h_{FU} [mm] | Echolot | | Beckenfüllung Q_{FU} |
| Peripherie RBF | h_N [mm] T_L [$^{\circ}$ C]) | Regenschreiber Temperaturfühler | | Niederschlags- und Temperaturganglinien |

Tabelle A4.4: Übersicht Messtechnikprofil RBFA Kleingladenbach (Frechen et al. 2008)

| Messstelle | Parameter | Messgerät | Aufzeichnungs-intervall | Zielgröße |
|------------------|--------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------|---|
| Überlauf SKO | $h_{FZ,o}$ [mm] $h_{FZ,u}$ [mm] | Echolot Echolot Inline-Sonden | 1 min | Q_{FZ} Inline-Messung |
| Ablauf RBF | h_{FA} [mm] | Echolot Inline-Sonden | | Q_{FA} Inline-Messung |
| Filterbecken RBF | h_{RR} [mm] h_{FU} [mm] | Echolot | | Beckenfüllung Q_{FU} |
| Peripherie RBF | h_N [mm] T_L [$^{\circ}$ C]) | Regenschreiber Temperaturfühler | | Niederschlags- und Temperaturganglinien |

Tabelle A4.5: Übersicht Messtechnikprofil RBFA Oberelsungen (Frechen et al. 2008)

| Messstelle | Parameter | Messgerät | Aufzeichnungs-intervall | Zielgröße |
|------------------|---|-------------------------------------|-------------------------|---|
| Überlauf FB | $h_{FZ,o}$ [mm] $h_{FZ,u}$ [mm] T_{FZ} [°C] O_{2FZ} [mg·L ⁻¹] LF_{FZ} [μ S·cm ⁻¹] pH_{FZ} [-] | Echolot Echolot Inline-Sonden | 1 min | Q_{FZ} Inline-Messung |
| Ablauf RBF | h_{FA} [mm] T_{FA} [°C] O_{2FA} [mg·L ⁻¹] LF_{FA} [μ S·cm ⁻¹] pH_{FA} [-] | Echolot Inline-Sonden | | Q_{FA} Inline-Messung |
| Filterbecken RBF | h_{RR} [mm] h_{FU} [mm] | Echolot | | Beckenfüllung Q_{FU} |
| Peripherie RBF | h_N [mm] T_L [°C] | Regenschreiber Temperaturfühler | | Niederschlags- und Temperaturganglinien |

Tabelle A4.6: Übersicht Messtechnikprofil Lysimeteranlage (Waldhoff 2008)

| Messstelle | Parameter | Messgerät | Aufzeichnungs-intervall | Zielgröße |
|---------------------|---|----------------------|-------------------------|---|
| Zulauf Lysimeter | Q_{FZ} [m ³] T_{FA} [°C] O_{2FA} [mg·L ⁻¹] LF_{FA} [μ S·cm ⁻¹] pH_{FA} [-] | IDM Inline-Sonden | 1 min | Q_{FZ} VQ_{FZ} Inline-Messung |
| Ablauf Lysimeter | Q_{FA} [m ³] T_{FA} [°C] O_{2FA} [mg·L ⁻¹] LF_{FA} [μ S·cm ⁻¹] pH_{FA} [-] | IDM Inline-Sonden | | Q_{FA} VQ_{FA} Inline-Messung |
| Retention Lysimeter | hp_{RR} [mbar] | Drucksonde | | Wasserstand Retention |
| Standrohr Lysimeter | $hp_{Drän}$ [mbar] | Drucktransmitter | | Infiltrationszeit t_i Kap. Saughöhe h_s $k_{f,b}$ -Wert |

Beprobung und Analytik

Tabelle A4.7: Analysemethoden (flüssige Phase) (nach Waldhoff 2008)

| Parameter | Einheit | Methode | Norm | BSG ¹⁾ | NWG ²⁾ |
|--------------------|--------------------------|---|---|-------------------|-------------------|
| C _{CSB} | mg·L ⁻¹ | Küvettentest Dr. Lange | DIN ISO 15705 H45 | 5,0 | - |
| S _{CSB} | mg·L ⁻¹ | Filtration über Glasfilter (0,45 µm) Küvettentest Dr. Lange | DIN ISO 15705 H45 | 5,0 | - |
| C _{BSB} | mg·L ⁻¹ | Verdünnung | DIN-EN 1899 H51 | 1,0 | - |
| X _{TS} | mg·L ⁻¹ | Filtration über Glasfaserfilter (0,45 µm) | DIN 38409 H2-3 | 1,0 | - |
| X _{orgTS} | mg·L ⁻¹ | Glühen bei 550 °C | DIN 38409 H2-3 | - | - |
| C _N | mg·L ⁻¹ | Oxidation zu NO ₂ , Detektion mit Chemolumineszenz | ENV 12260 H34 | 0,67 | 0,17 |
| S _{NH4} | mg·L ⁻¹ | Photometrische Bestimmung als Indophenol | DIN 38406 E5-1 | 0,05 | 0,01 |
| S _{NO3} | mg·L ⁻¹ | FIA (Fließinjektionsanalyse) | EN 13395 D28 | 0,08 | 0,014 |
| S _{NO2} | mg·L ⁻¹ | FIA (Fließinjektionsanalyse) | EN 13395 D28 | 0,01 | 0,001 |
| C _P | mg·L ⁻¹ | Photometrische Bestimmung mittels Ammoniummolybdat nach Aufschluss | DIN EN ISO 6878 Abschnitt 7 | 0,04 | 0,01 |
| S _{PO4} | mg·L ⁻¹ | Photometrische Bestimmung mittels Ammoniummolybdat | DIN EN ISO 6878 Abschnitt 4 | 0,04 | 0,009 |
| S _{KS} | mmol·L ⁻¹ | Titration mit HCl auf pH 4,3 | DIN 38409-7 | - | - |
| Kationen | mg·L ⁻¹ | Ionenchromatographie | EN-ISO 14911 | - | - |
| Anionen | mg·L ⁻¹ | Ionenchromatographie | EN-ISO 10304-2 | - | - |
| Proteine | mg·L ⁻¹ | Photometrische Bestimmung nach Lowry ohne Kupfersulfat | | 5,0 | 1,0 |
| Huminsäuren | mg·L ⁻¹ | Photometrische Bestimmung nach Lowry mit Kupfersulfat | in Anlehnung an B. Frölund et al. (1995) | 5,0 | 1,0 |
| Kohlenhydrate | mg·L ⁻¹ | Photometrische Bestimmung mit Anthron | | 2,5 | 0,6 |
| E.Coli | KBE·100 mL ⁻¹ | Filtration u. Kultivierung auf Chromocult-Agar, Identifikation mit X-Glucuronid | In Anlehnung an Hess. Badege-wässer-VO und 76/160/EWG | 3) | 3) |
| Coliforme | KBE·100 mL ⁻¹ | Filtration u. Kultivierung auf Chromocult-Agar, Identifikation mit SALMON-GAL | | 3) | 3) |
| I.E. | KBE·100 mL ⁻¹ | Filtration u. Kultivierung auf Slanetz und Bartley | EN ISO 7899-2 | 3) | 3) |

¹⁾ Bestimmungsgrenze, ²⁾ Nachweisgrenze, ³⁾ je nach Verdünnung

Tabelle A4.8: Analysemethoden (feste Phase) (nach Waldhoff 2008)

| Parameter | Einheit | Methode | Norm |
|---------------------|--|---|--|
| d | mm | Siebung | DIN 18123 |
| d | µm | Lasergranulometrie (Gerät: Coulter LS) | - |
| A | cm ² ·g ⁻¹ | Verfahren nach Fischer | - |
| ρ _s | g·cm ⁻³ | Pyknometermessung | DIN 18124 |
| min. ρ _d | g·cm ⁻³ | Trichtermethode | DIN 18126 |
| max. ρ _d | g·cm ⁻³ | Schlaggabelversuch | DIN 18126 |
| D | g·cm ⁻³ | Denistometermessung | - |
| pH | - | VD LUFA Methodenbuch Band 1 A5.1.1 | - |
| CaCO ₃ | M.-% | VD LUFA Methodenbuch Band 1, A 5.3.1 | - |
| Reaktivität | % | VD LUFA Methodenbuch Band 2, 6.4 | - |
| Fe,d | mg·kg ⁻¹ | Extraktion mit Dithionit | Mehra (1960) |
| Fe,o | mg·kg ⁻¹ | Komplexbildung mit Oxalath | DIN 19684,6 |
| KAK _{pot} | mmol _c ·100 g ⁻¹ | DIN ISO 13536 (1997) | DIN ISO 13536 |
| Proteine | mg·g ⁻¹ | Photometrische Bestimmung nach Lowry ohne Kupfersulfat | in Anlehnung an B. Frölund et al. (1995) |
| Huminsäuren | mg·g ⁻¹ | Photometrische Bestimmung nach Lowry mit Kupfersulfat | |
| Kohlenhydrate | mg·g ⁻¹ | Photometrische Bestimmung mit Anthron | |
| w | M.-% von TR | Trocknung bei 105 °C | EN 12880 S2a |
| oTR | M.-% von TR | Glühen bei 550 °C | EN 12879 S3a |
| E.Coli | KBE·g ⁻¹ | Filtration u. Kultivierung auf Chromocult-Agar, Identifikation mit X-Glucuronid | In Anlehnung an Hess. Badegewässer-VO und 76/160/EWG |
| Coliforme | KBE·g ⁻¹ | Filtration u. Kultivierung auf Chromocult-Agar, Identifikation mit SALMON-GAL | |
| I.E. | KBE·g ⁻¹ | Filtration u. Kultivierung auf Slanetz und Bartley | EN ISO 7899-2 |

Auflistung A4.1: Sequenzielle Extraktion nach Ruban et al. (1999)

A. NaOH-extractable P and HCl-extractable P

- i. Weigh 200 mg of dry sediment in a centrifuge tube. It is important to keep the sediment/volume ratio constant. A 200 mg amount of sediment is the minimum required.
- ii. Add, with a pipette, 20 mL of $1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ NaOH.
- iii. Cover the tube and stir overnight (16 h). Thorough mixing is necessary; the sediment must be kept in suspension (use, e.g., a magnetic stirrer, a shaker table, etc.).
- iv. Centrifuge at 2000 g for 15 min.

a. NaOH-P

1. Collect the extract.
2. Set apart (with a pipette) 10 mL of the extract in a test-tube.
3. Add 4 mL of $3,5 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ HCl.
4. Stir energically for 20 s and allow to stand overnight (16 h). Cover the tube.
5. A brown precipitate appears and progressively settles. Centrifuge at 200 g for 15 min.
6. NaOH-P is measured on the supernatant.

b. HCl-P

1. Wash the cake of the centrifugation in A.iv with 12 mL of $1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ NaCl. Stir for 5 min.
2. Centrifuge at 2000 g for 15 min and discard the supernatant.
3. Repeat b.1 and b.2 once.
4. Add with a pipette 20 mL of $1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ HCl.
5. Cover the tube and stir overnight (16 h).
6. Centrifuge at 2000 g for 15 min.
7. HCl-P is measured on the extract.

B. Concentrated HCl-extractable P

1. Weigh 200 mg of dry sediment in a porcelain crucible.
2. Calcinate at $450 \text{ }^{\circ}\text{C}$ for 3 h.
3. Pour the cool ash into a centrifuge tube.
4. Add 20 mL of $3,5 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ HCl with a pipette. HCl can be added directly to the crucible to ease the transfer of the ash.

5. Cover the tube and stir overnight (16 h).
6. Centrifuge at 2000 g for 15 min.
7. Collect the extract in a test-tube for the analysis of concentrated HCl-P.

C. IP (inorganic phosphorus) and OP (organic phosphorus)

a. IP

1. Weigh 200 mg of dry sediment in a centrifuge tube.
2. Add with a pipette 20 mL of $1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ HCl.
3. Cover the tube and stir overnight (16 h) .
4. Centrifuge at 2000 g for 15 min.
5. Collect the extract in a test-tube for IP analysis.

b. OP

1. Add 12 mL of demineralised water to wash the residue. Stir for 5 min.
2. Centrifuge at 2000 g for 15 min and discard the supernatant.
3. Repeat a.1 and a.2 once.

Calculation

The concentration C, in $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ of P (dry mass) is given by:

$$C = S \cdot V / 1000 / m$$

where

S: P concentration in the extract (IP, OP, AP) in $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ of P,

V: volume of reagent used for extraction (20 mL) and

m: mass of the test sample (200 mg dry mass).

For NAIP, $C = S \times 14 \times V / 1000 / 10 / m$

Kapitel 5 - Ergebnisdarstellung

Anlagenbelastung - hydraulisch

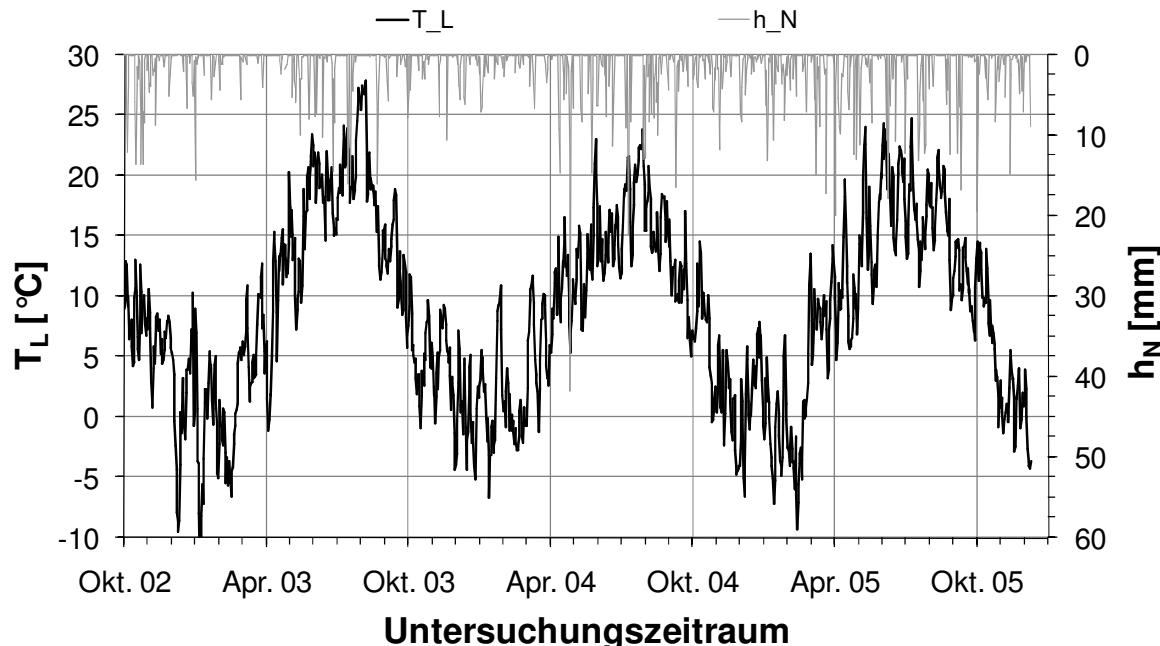


Abbildung A5.1: Niederschlags- und Temperaturganglinie RBFA Fellenweg (nach Frechen et al. 2008)

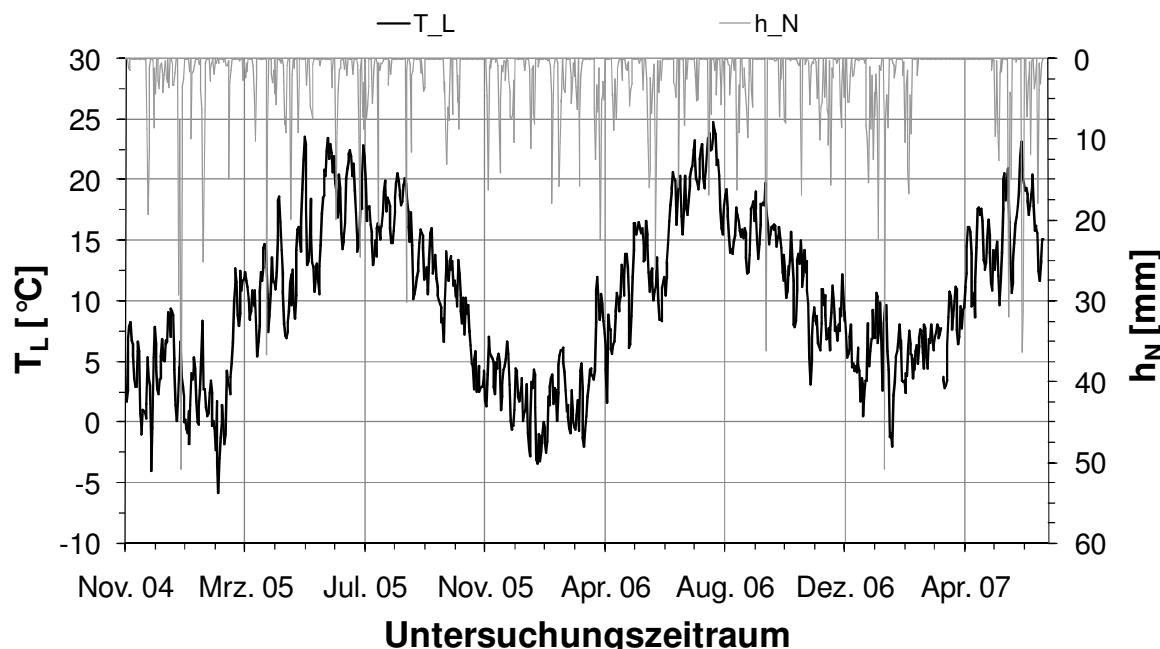


Abbildung A5.2: Niederschlags- und Temperaturganglinie RBFA Wiesenbach (nach Frechen et al. 2008)

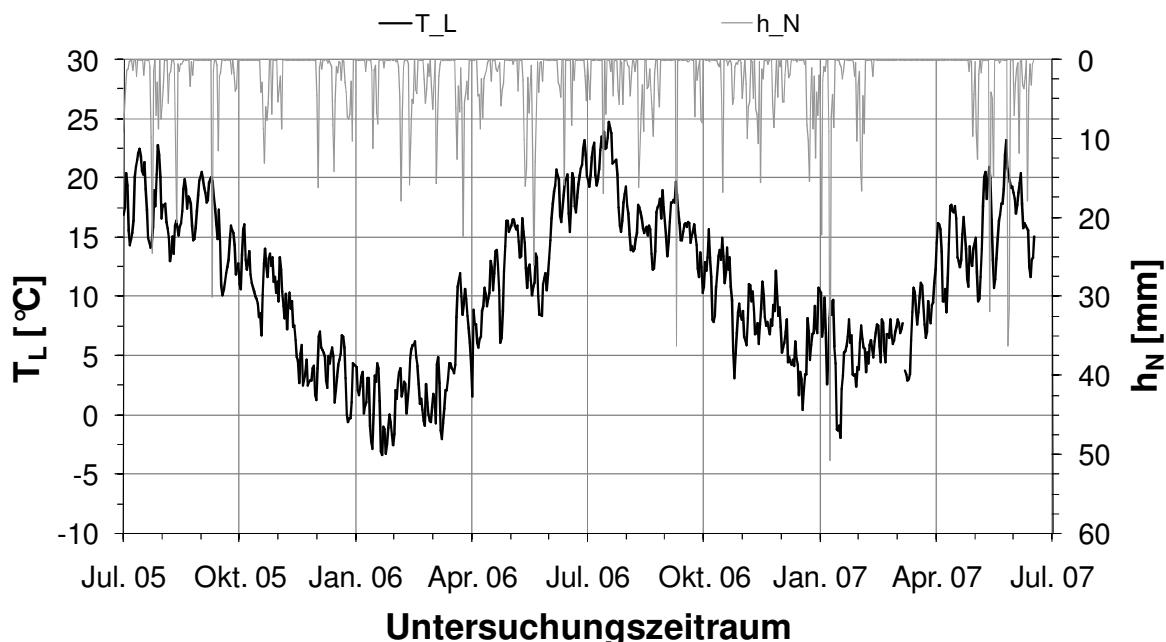


Abbildung A5.3: Niederschlags- und Temperaturganglinie RBFA Kleingladenbach (nach Frechen et al. 2008)

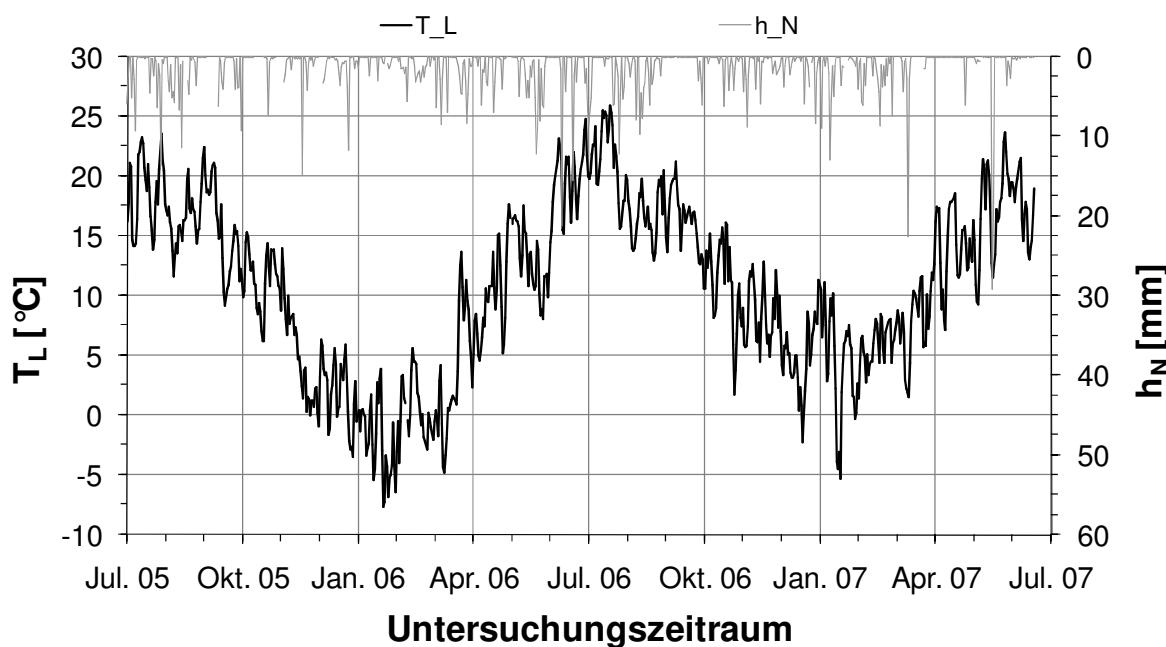


Abbildung A5.4: Niederschlags- und Temperaturganglinie RBFA Oberelsungen (nach Frechen et al. 2008)

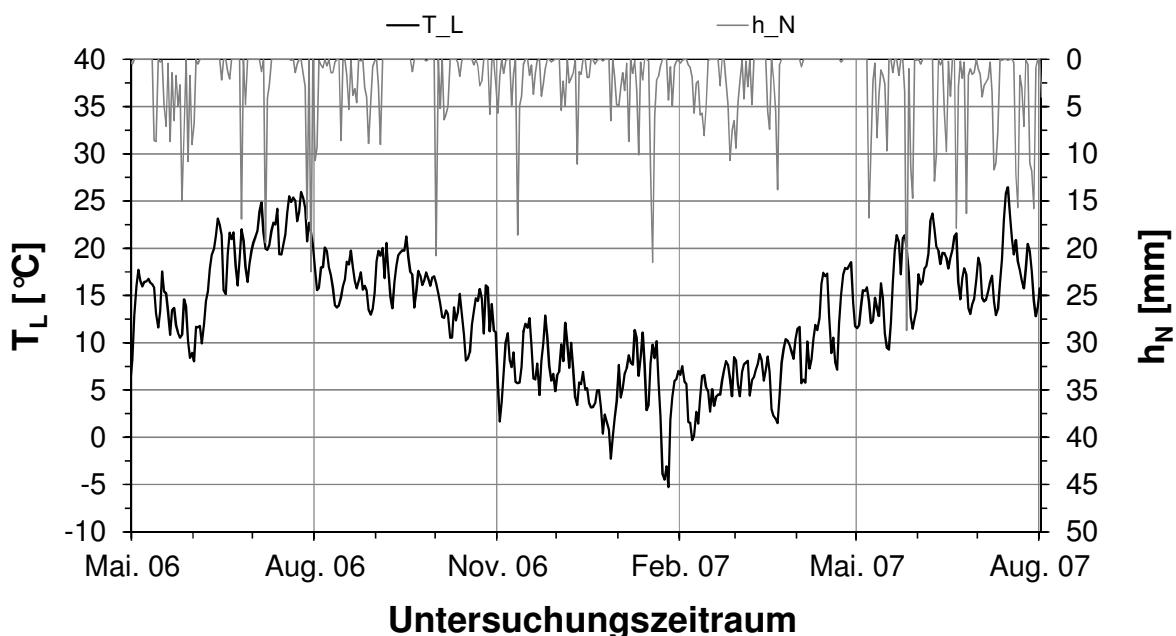


Abbildung A5.5: Niederschlags- und Temperaturganglinie Lysimeteranlage (nach Frechen et al. 2008)

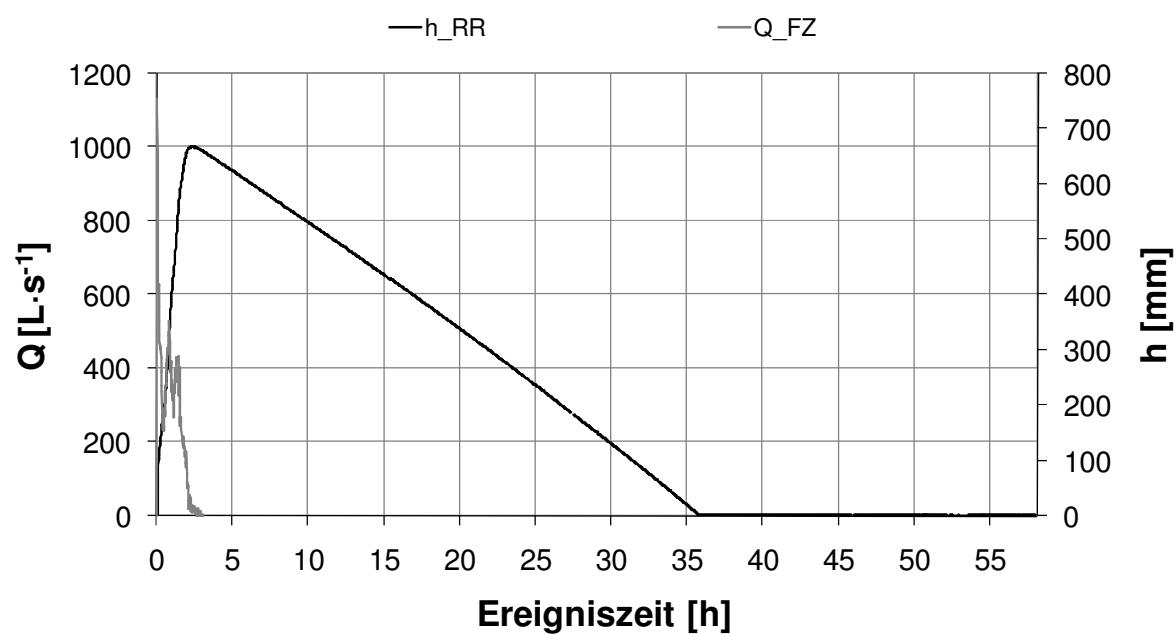


Abbildung A5.6a: Beispielhafter Ereignisverlauf der hydraulischen Filterbelastung (1), RBF Oberelsungen (Ereignis Nr. 50, 26.05.2007) (Frechen et al. 2008)

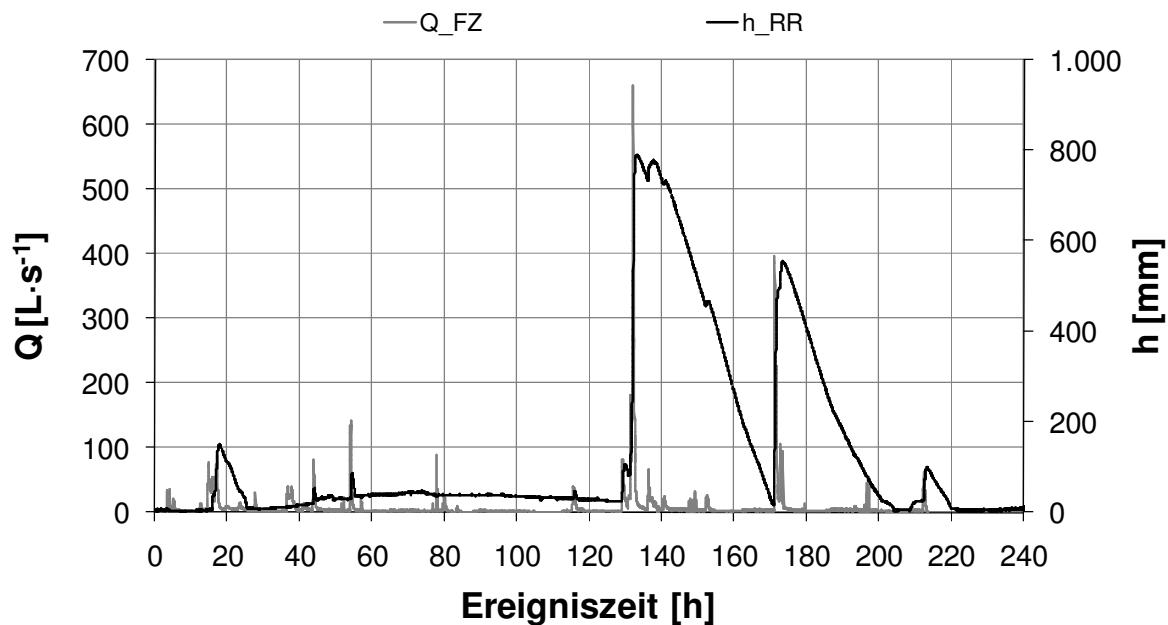


Abbildung A5.6b: Beispielhafter Ereignisverlauf der hydraulischen Filterbelastung (2), RBF Oberelsungen (Ereignis Nr. 14, 25.03.2006) (Frechen et al. 2008)

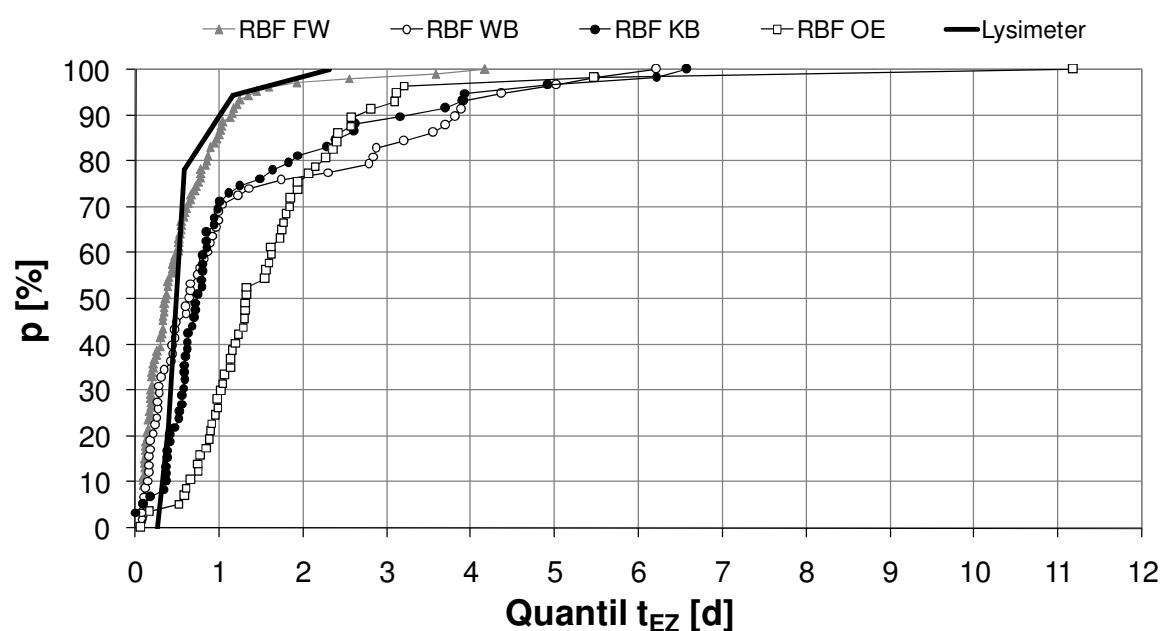


Abbildung A5.7: Unterschreitungshäufigkeiten der Ereigniszeiten (t_{EZ}), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

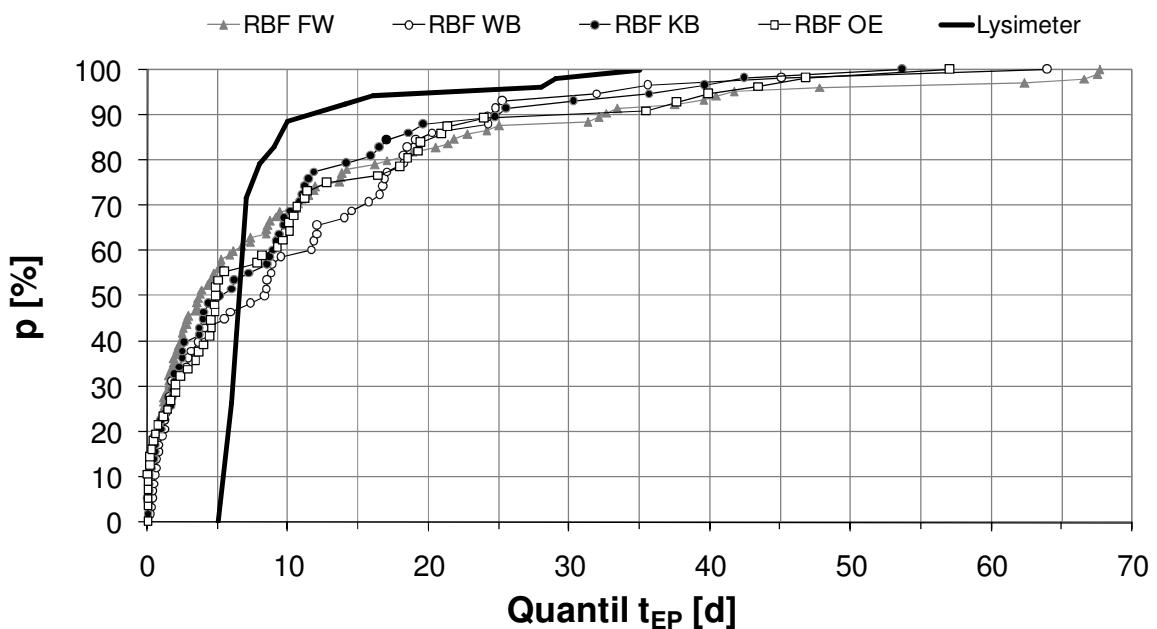


Abbildung A5.8: Unterschreitungshäufigkeiten der Ereignispausen (t_{EP}), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

Anlagenbelastung - stofflich

Tabelle A5.1: Vergleich der Konzentrationen an Ortho-Phosphat und Gesamt-Phosphor für Mischwasserentlastungen, RBFA, Lysimeter und Literaturwerte

| | Mittelwert $S_{PO_4,FZ}$ [mg·L ⁻¹] | Median $S_{PO_4,FZ}$ [mg·L ⁻¹] | Mittelwert $C_{P,FZ}$ [mg·L ⁻¹] | Median $C_{P,FZ}$ [mg·L ⁻¹] | Mittelwert C_P/S_{PO_4} [-] | Median C_P/S_{PO_4} [-] |
|--|---|---|--|--|----------------------------------|------------------------------|
| Zulauf | | | | | | |
| RBFA FW | 0,64 | 0,40 | 2,0 | 1,42 | 3,1 | 3,5 |
| RBFA WB | 0,24 | 0,25 | 0,6 | 0,57 | 2,7 | 2,3 |
| RBFA KB | 0,16 | 0,13 | 0,5 | 0,34 | 2,8 | 2,5 |
| RBFA OE | 0,69 | 0,60 | 1,3 | 1,27 | 2,0 | 2,1 |
| Lysimeter | 1,19 | 0,96 | 2,07 | 1,64 | 1,7 | 1,7 |
| RBF Langenalb ¹⁾ | - | 0,22; 0,26 | - | - | - | - |
| RBF Waldangeloch ²⁾ | ~ 0,4 | - | ~ 1,0 | - | - | - |
| RBF Geilenkirchen/Flahstraße ²⁾ | ~ 0,3 | - | - | - | - | - |
| RBF Wülfrath ^{2) 3)} | - | - | 1,63 | - | - | - |
| Beckenüberlauf RÜB, SK | | | | | | |
| Brombach et al. (1995) ⁴⁾ | 0,22 | - | 0,71 | - | 3,2 | - |
| Fuchs (1997) ⁴⁾ | 0,36 | 0,23 | - | - | - | - |
| Rödder (1997) | - | - | - | 1,29 | - | - |
| Fischer (1998) ⁵⁾ | - | - | 0,97; 1,04 | 0,64; 0,75 | - | - |
| Uhl und Kasting (2002) | - | - | - | 2,0 | - | - |

¹⁾ Schnabel und Fuchs (2001) (Sommer; Winter)

²⁾ MUNLV (2003)

³⁾ MUNLV (2004)

⁴⁾ RÜB Langenalb

⁵⁾ RÜB Kadenbach; RÜB Arzbach

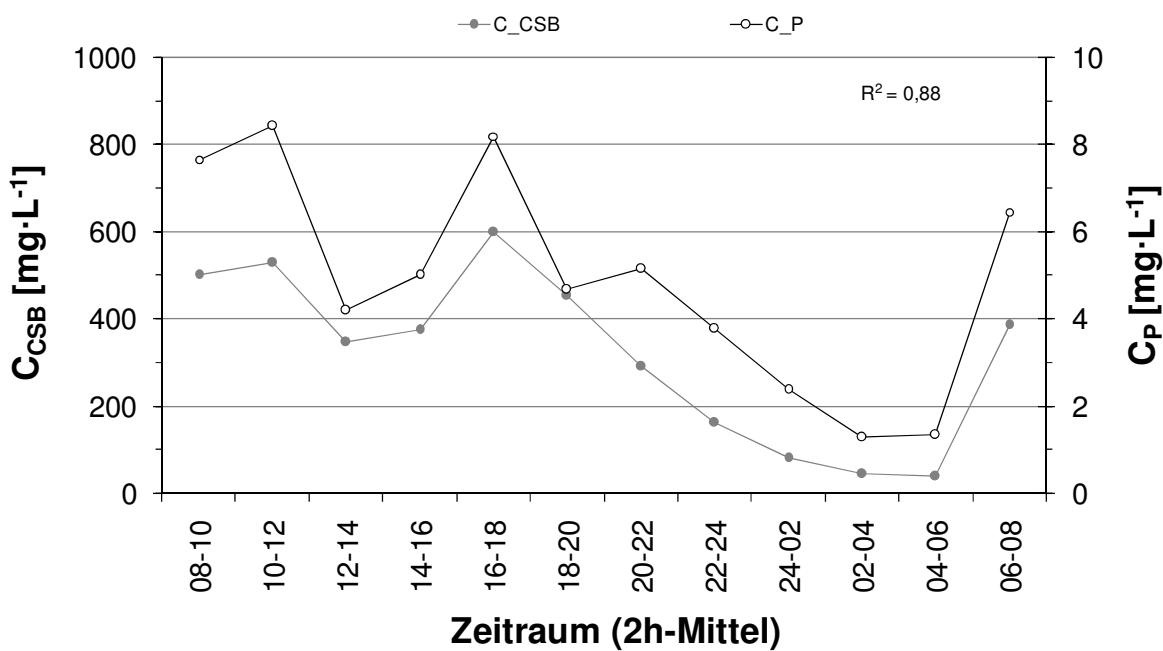


Abbildung A5.9: Schmutzwasser-Tagesgang der Konzentrationen von CSB und P im Mischwasserkanal, RBFA Oberelsungen (28./29.08.2007)

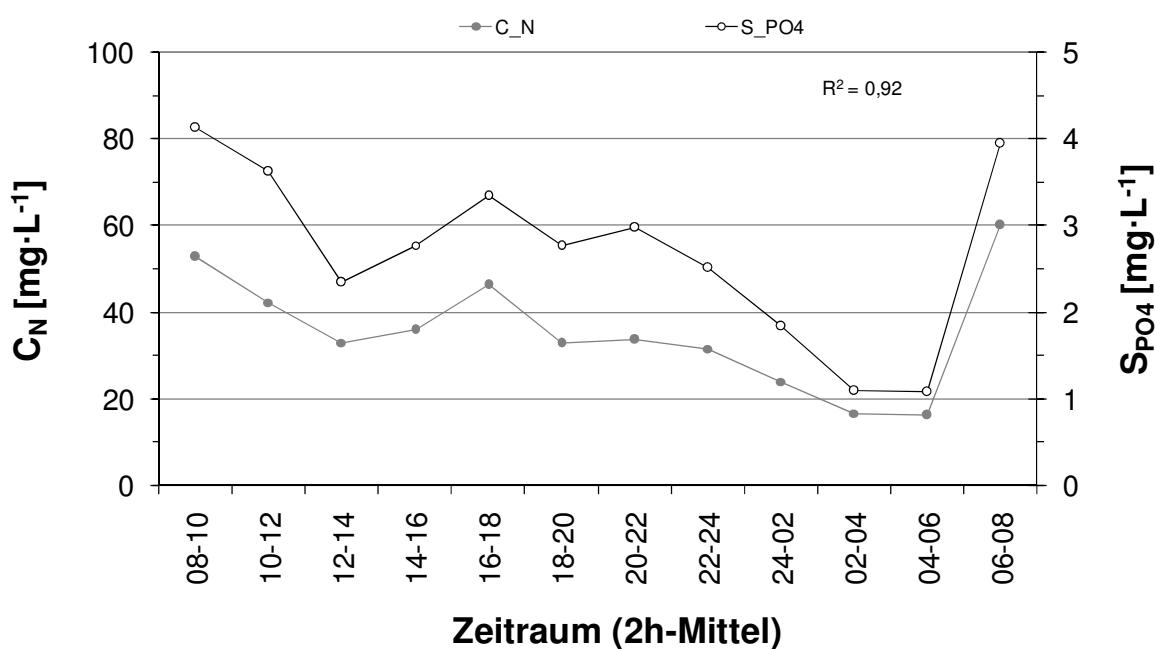


Abbildung A5.10: Schmutzwasser-Tagesgang der Konzentrationen von N und PO₄ im Mischwasserkanal, RBFA Oberelsungen (28./29.08.2007)

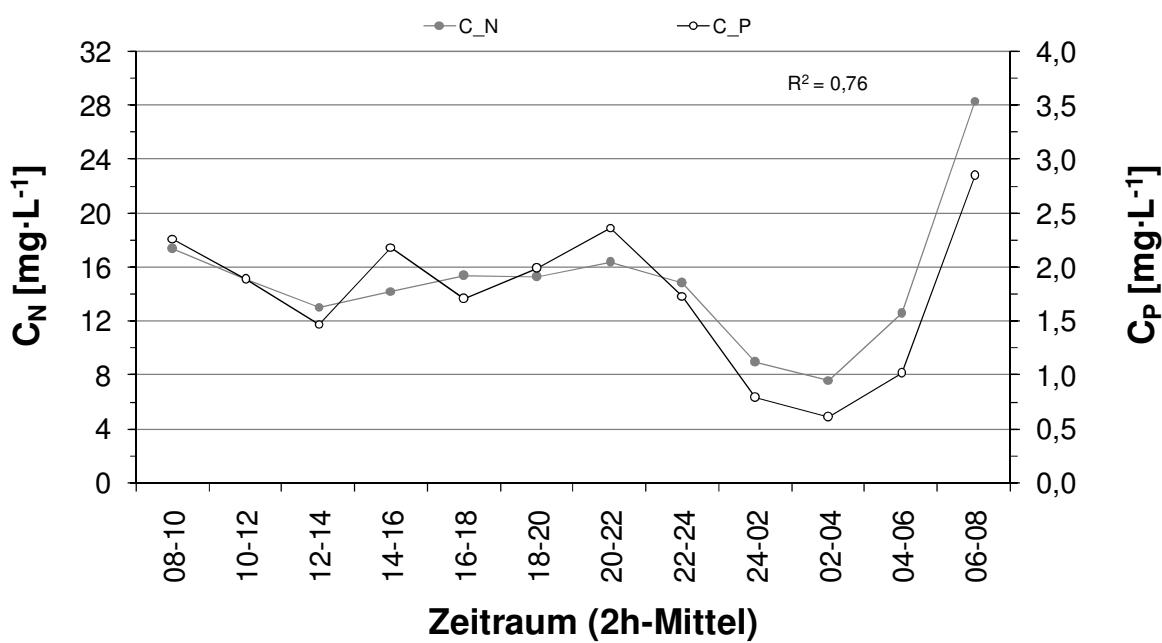


Abbildung A5.11: Schmutzwasser-Tagesgang der Konzentrationen von N und P im Mischwasserkanal, RBFA Kleingladenbach (29./30.08.2007)

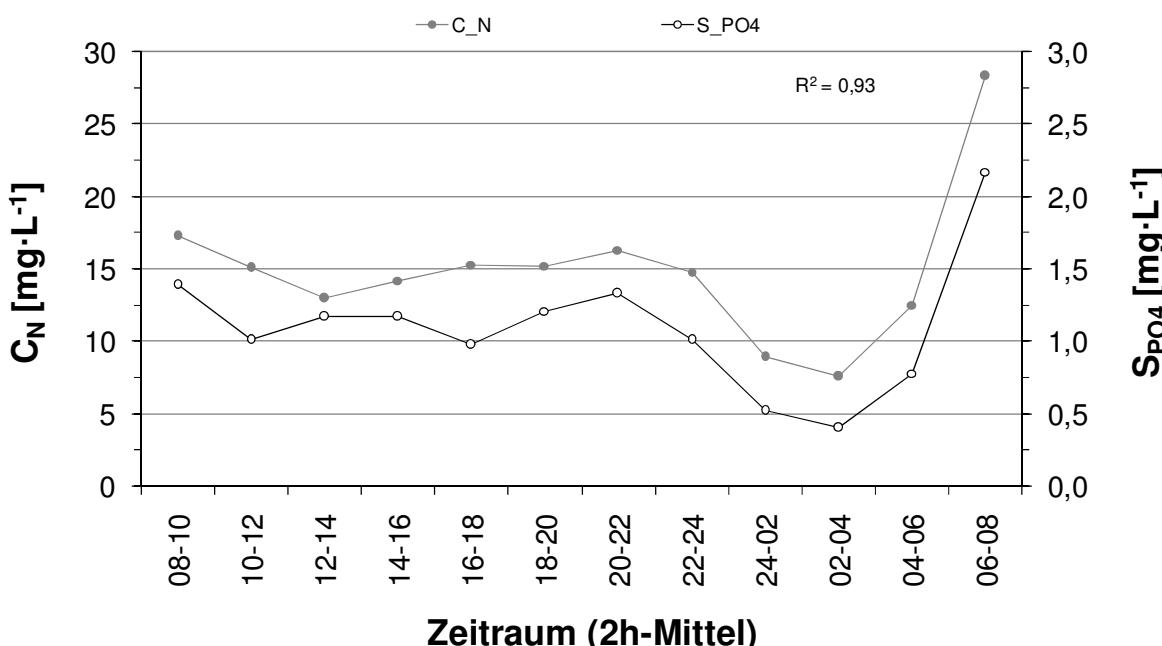


Abbildung A5.12: Schmutzwasser-Tagesgang der Konzentrationen von N und PO₄ im Mischwasserkanal, RBFA Kleingladenbach (29./30.08.2007)

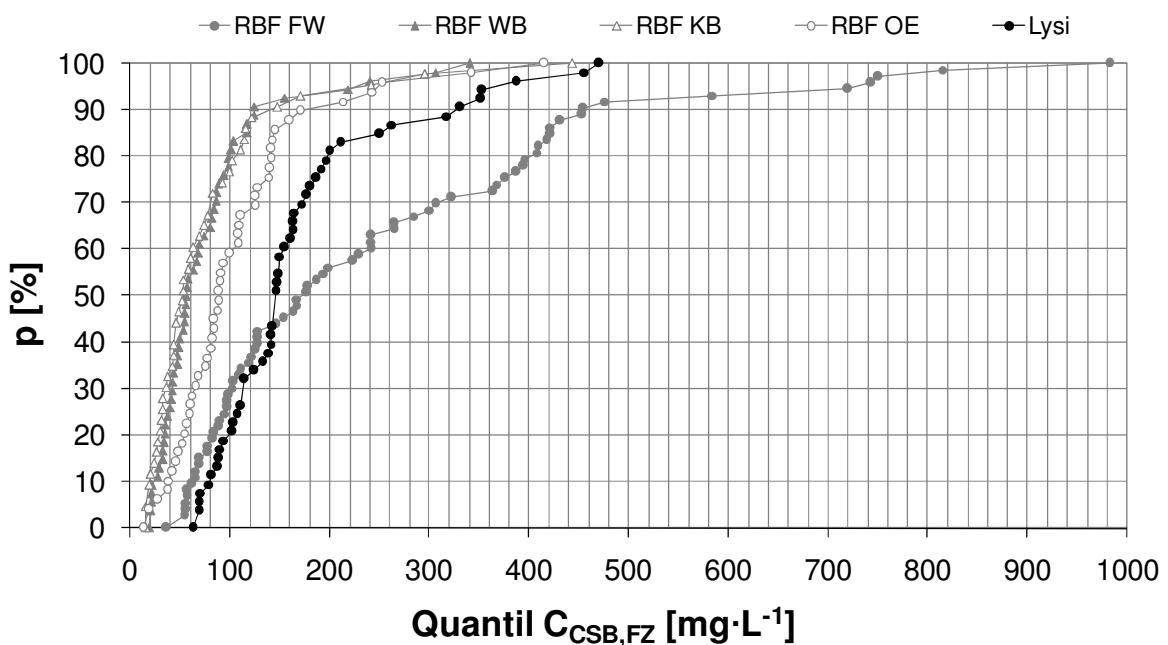


Abbildung A5.13: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterzulaufkonzentrationen des Chemischen Sauerstoffbedarfs (C_{CSB}), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

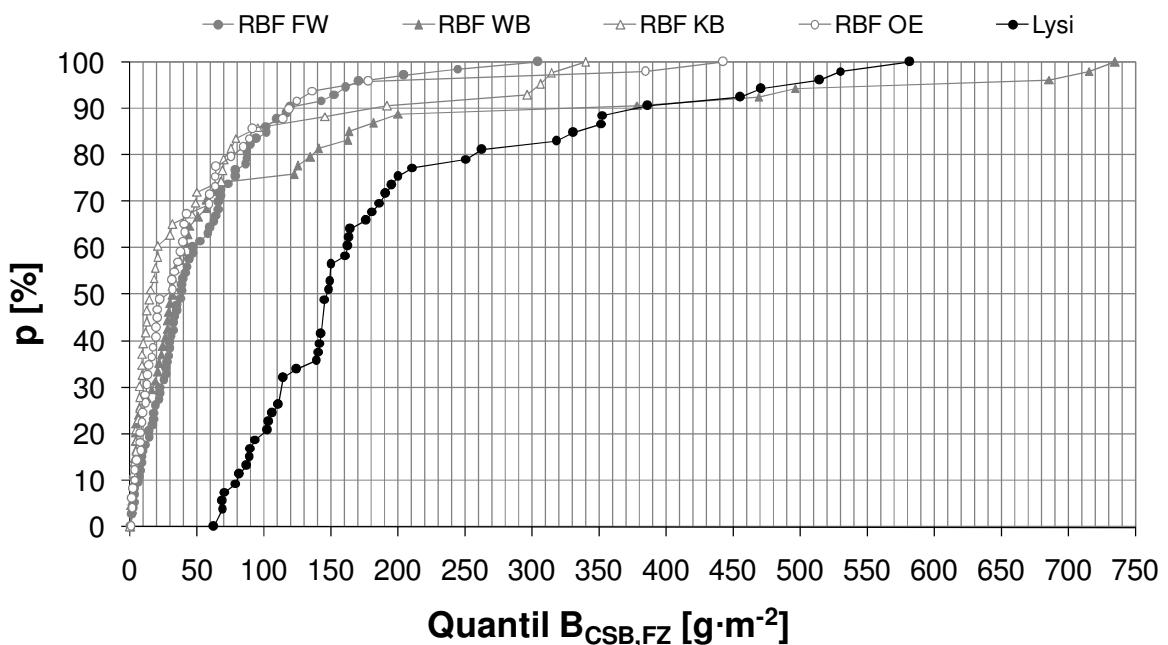


Abbildung A5.14: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterzuufladden des Chemischen Sauerstoffbedarfs (B_{CSB}), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

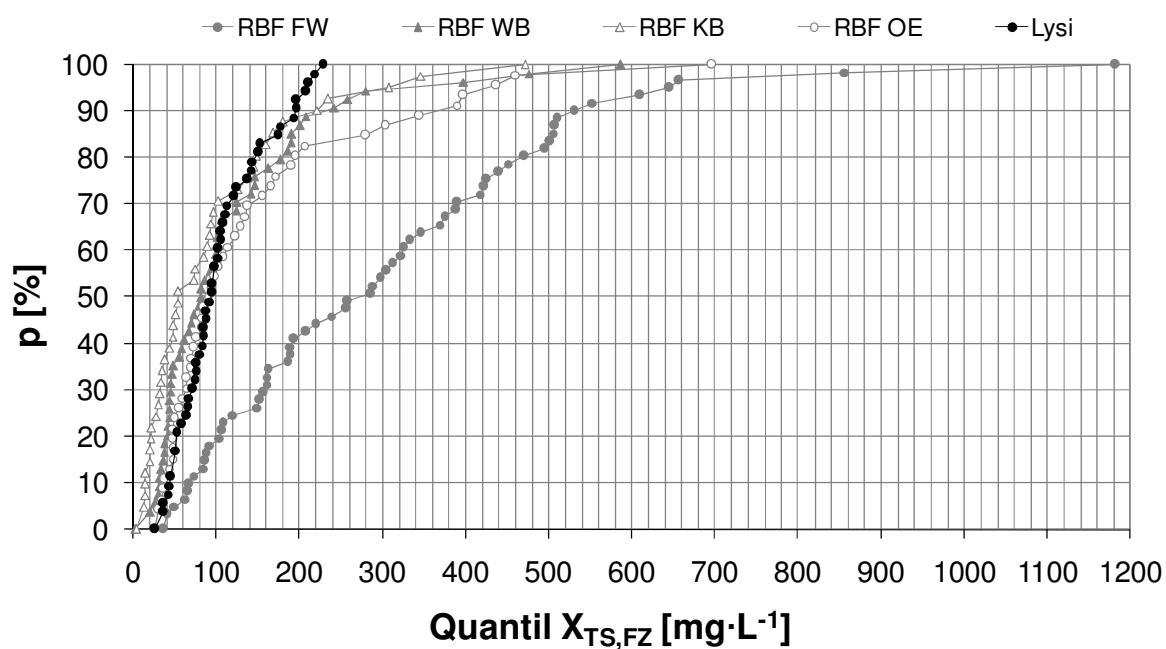


Abbildung A5.15: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren Ereignisspezifischen Filterzulaufkonzentrationen der Abfiltrierbaren Stoffe (X_{TS}), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

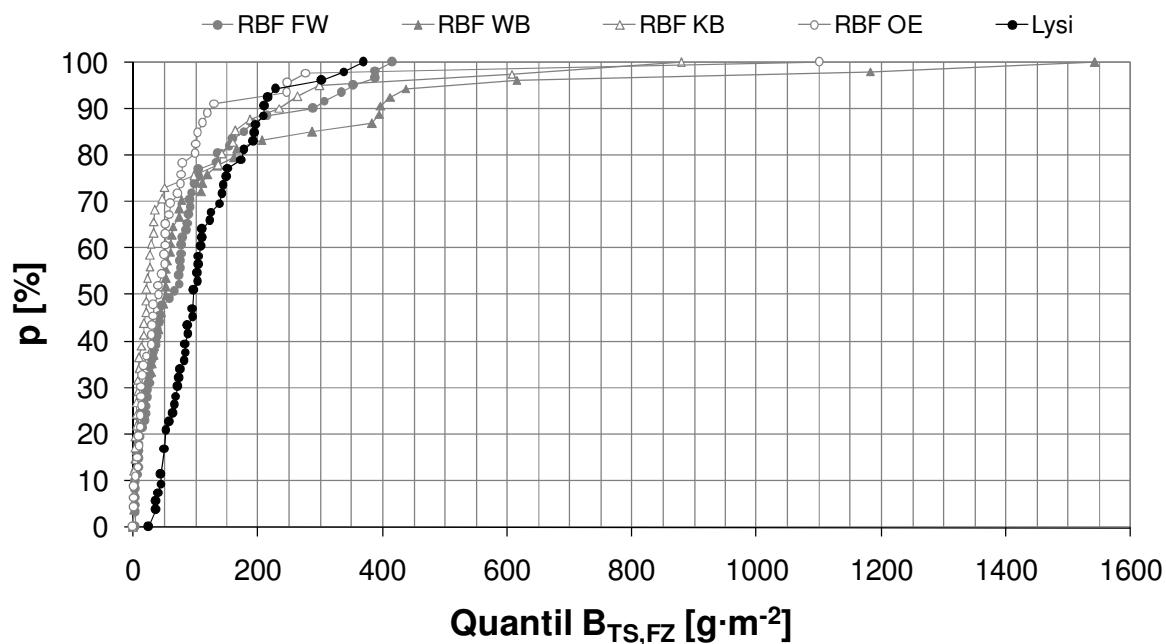


Abbildung A5.16: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterzulauffrachten der Abfiltrierbaren Stoffe (B_{TS}), RBF und Lysimeter(nach Waldhoff 2008)

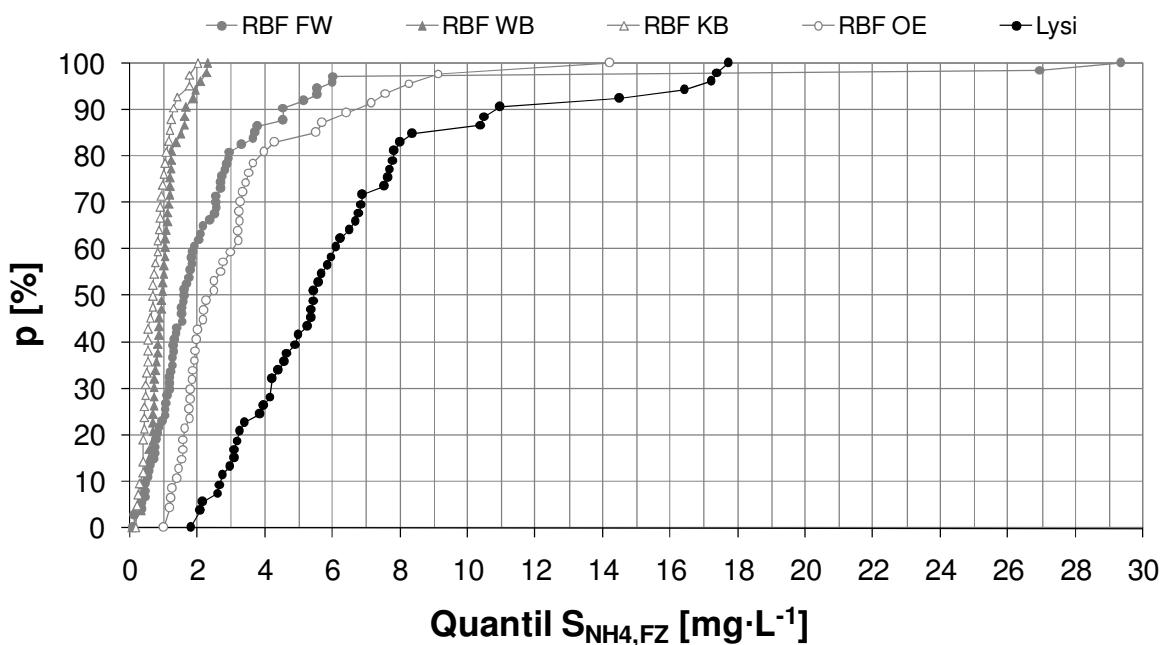


Abbildung A5.17: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterzulaufkonzentrationen von Ammonium-Stickstoff (S_{NH4}), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

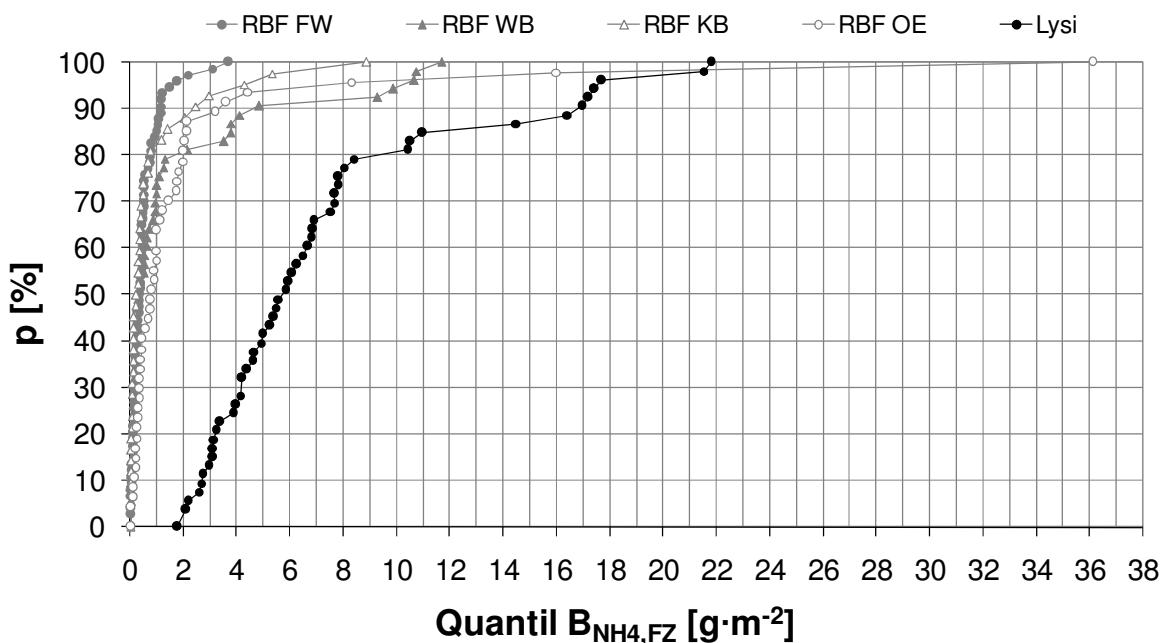


Abbildung A5.18: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterzulauffrachten von Ammonium-Stickstoff (B_{NH4}), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

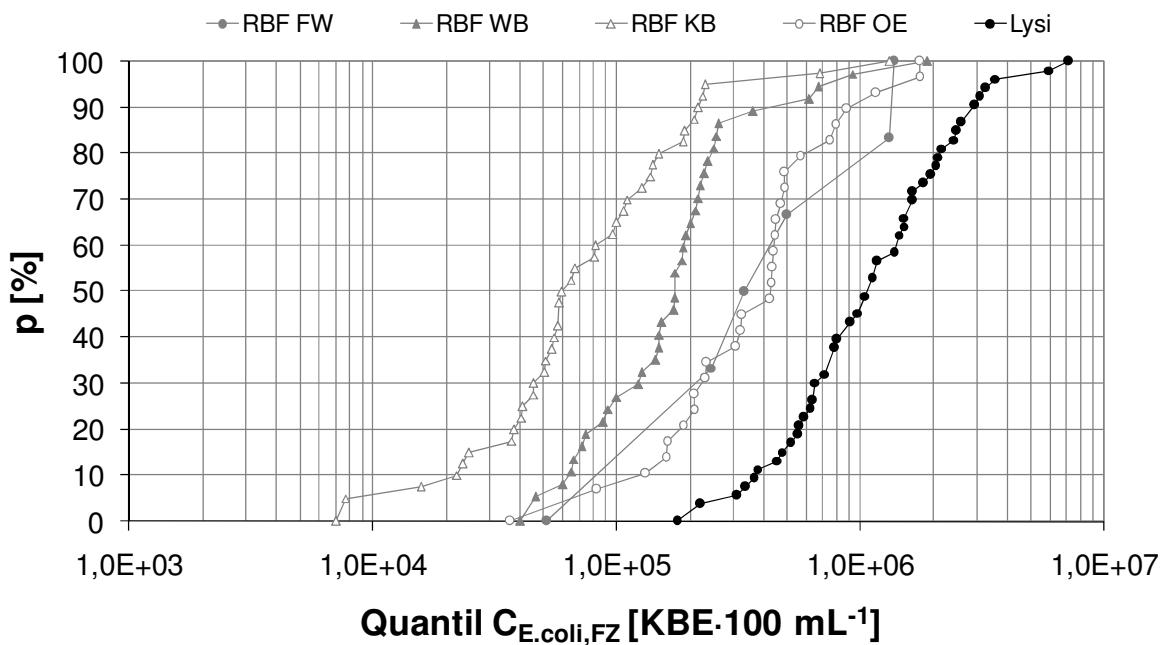


Abbildung A5.19: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterzulaufkonzentrationen von $E.\text{coli}$ ($C_{E.\text{coli}}$), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

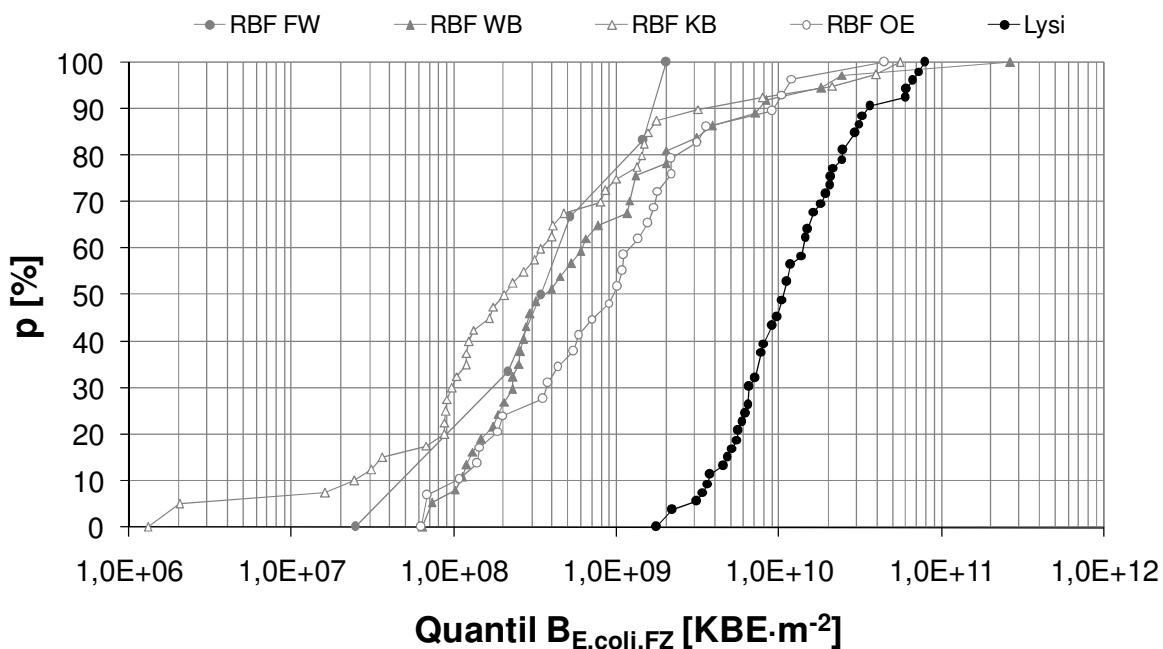


Abbildung A5.20: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterzulauffrachten von $E.\text{coli}$ ($B_{E.\text{coli}}$), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

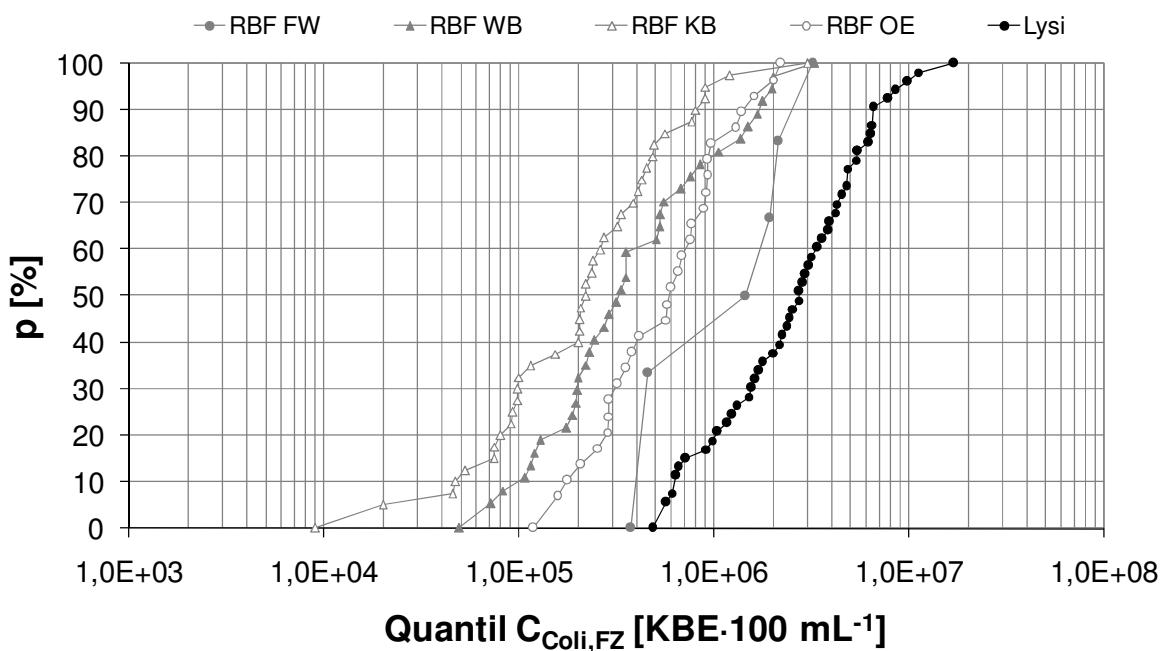


Abbildung A5.21: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterzulaufkonzentrationen von *Coli* (C_{Coli}), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

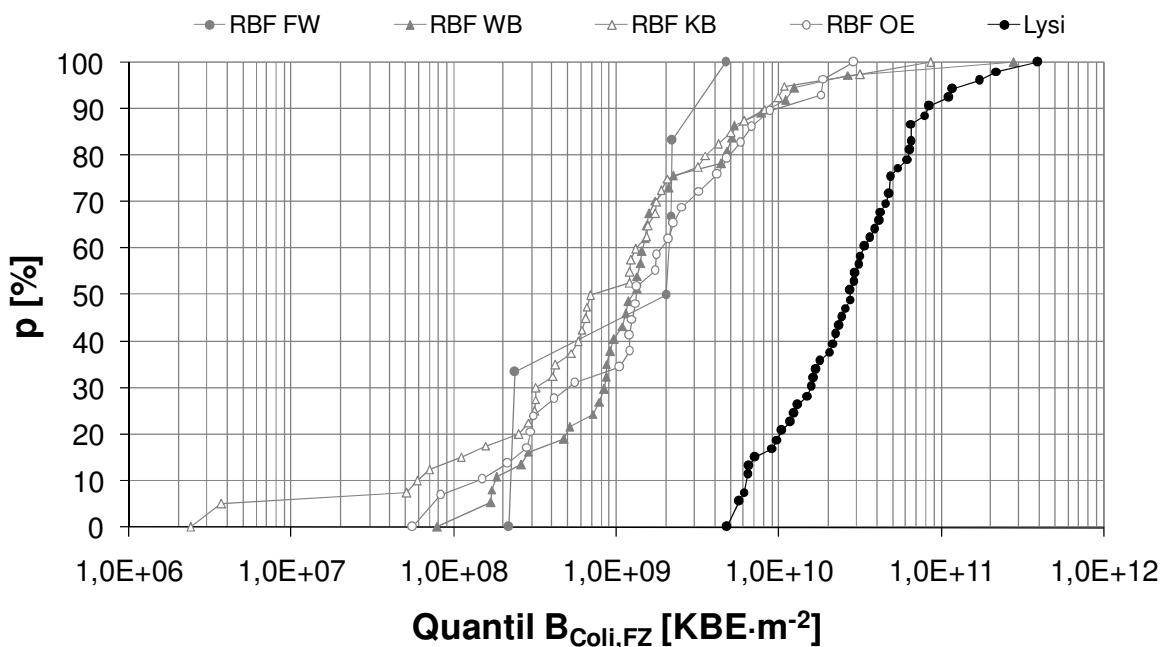


Abbildung A5.22: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterzulauffrachten von *Coli* (B_{Coli}), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

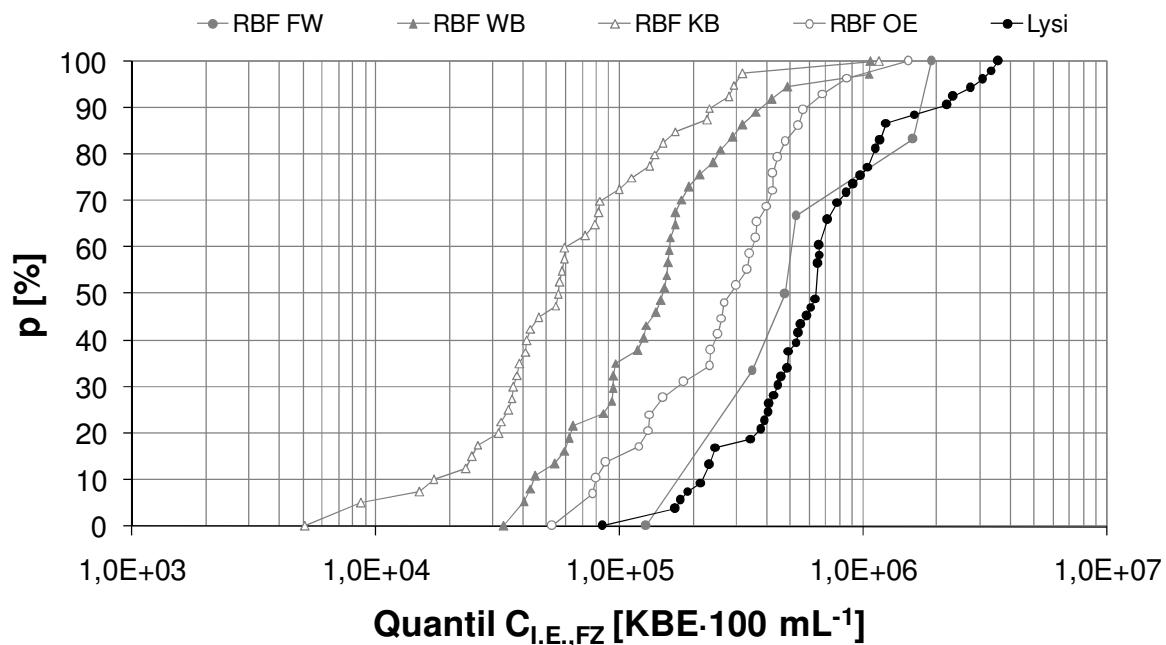


Abbildung A5.23: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterzulaufkonzentrationen von I.E. ($C_{I.E.}$), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

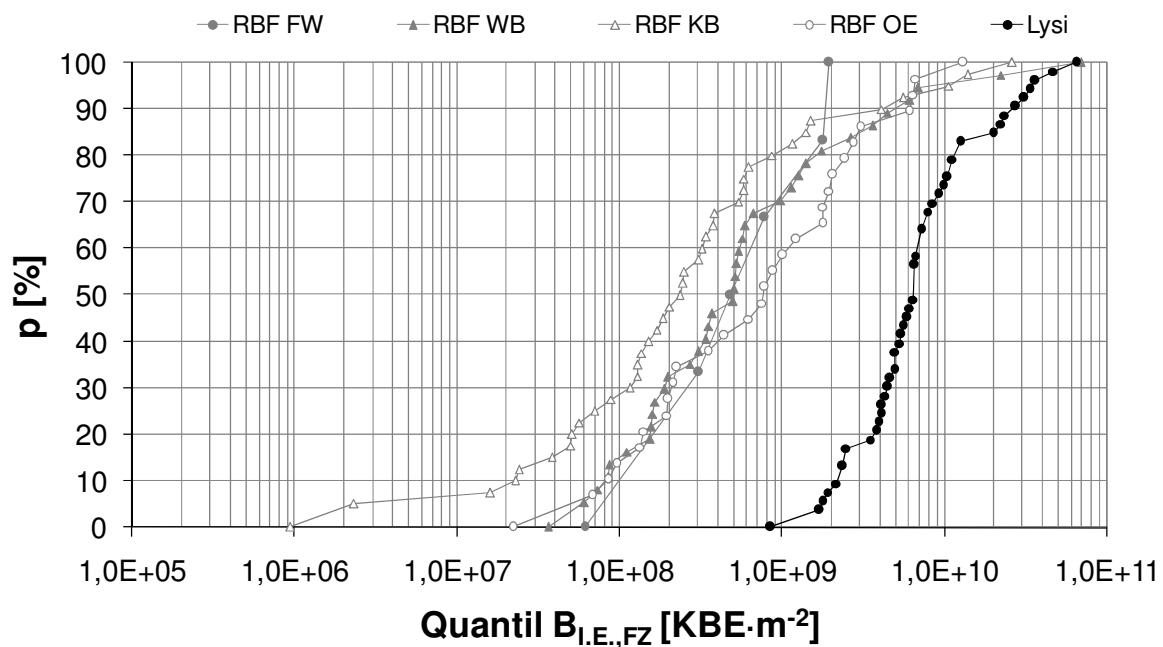


Abbildung A5.24: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterzulauffrachten von I.E. ($B_{I.E.}$), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

Tabelle A5.2: Statistische Angaben zur stofflichen Filterzulaufbelastung, RBF und Lysimeter

| Filter | Statistik | PO ₄ | P | CSB | TS | NH ₄ | E.coli | Coli | I.E. |
|--|-----------|-----------------|-------|-----|------|-----------------|---------|---------|---------|
| C, S, X _{FZ} [mg·L ⁻¹ , KBE·100 mL ⁻¹] | | | | | | | | | |
| RBF FW | Mittel | 0,6 | 2,0 | 243 | 308 | 2,8 | 6,4E+05 | 1,6E+06 | 8,3E+05 |
| | Median | 0,4 | 1,4 | 168 | 286 | 1,6 | 4,2E+05 | 1,7E+06 | 5,0E+05 |
| | Min | 0,1 | 0,3 | 36 | 36 | 0,1 | 5,2E+04 | 3,7E+05 | 1,3E+05 |
| | Max | 3,9 | 7,6 | 982 | 1182 | 29,3 | 1,4E+06 | 3,2E+06 | 1,9E+06 |
| RBF WB | Mittel | 0,2 | 0,6 | 79 | 118 | 1,0 | 2,5E+05 | 6,4E+05 | 2,1E+05 |
| | Median | 0,2 | 0,5 | 57 | 82 | 1,0 | 1,7E+05 | 3,4E+05 | 1,5E+05 |
| | Min | 0,1 | 0,2 | 20 | 3 | 0,1 | 4,0E+04 | 4,9E+04 | 3,3E+04 |
| | Max | 0,5 | 1,9 | 341 | 587 | 2,3 | 1,9E+06 | 3,3E+06 | 1,1E+06 |
| RBF KB | Mittel | 0,2 | 0,5 | 80 | 97 | 0,8 | 1,3E+05 | 3,7E+05 | 1,1E+05 |
| | Median | 0,1 | 0,4 | 54 | 55 | 0,7 | 6,2E+04 | 2,2E+05 | 5,6E+04 |
| | Min | 0,1 | 0,1 | 16 | 4 | 0,2 | 7,1E+03 | 9,0E+03 | 5,1E+03 |
| | Max | 0,6 | 1,5 | 444 | 471 | 2,0 | 1,3E+06 | 3,0E+06 | 1,2E+06 |
| RBF OE | Mittel | 0,7 | 1,3 | 109 | 147 | 3,3 | 4,9E+05 | 7,2E+05 | 3,6E+05 |
| | Median | 0,6 | 1,3 | 89 | 92 | 2,5 | 4,3E+05 | 6,0E+05 | 3,0E+05 |
| | Min | 0,2 | 0,5 | 13 | 26 | 1,0 | 3,7E+04 | 1,2E+05 | 5,3E+04 |
| | Max | 1,8 | 3,0 | 416 | 697 | 14,2 | 1,7E+06 | 2,2E+06 | 1,5E+06 |
| Lysi | Mittel | 1,2 | 1,3 | 194 | 118 | 7,3 | 1,6E+10 | 3,8E+10 | 9,6E+09 |
| | Median | 1,0 | 1,1 | 148 | 98 | 5,8 | 1,0E+10 | 2,7E+10 | 6,4E+09 |
| | Min | 0,4 | 0,4 | 63 | 26 | 1,8 | 6,5E+06 | 3,9E+07 | 4,7E+06 |
| | Max | 2,9 | 3,4 | 582 | 368 | 21,8 | 7,8E+10 | 2,2E+11 | 6,4E+10 |
| B _{FZ} [g·m ⁻² , KBE·m ⁻²] | | | | | | | | | |
| RBF FW | Mittel | 0,2 | 0,5 | 60 | 101 | 0,6 | 7,6E+08 | 1,9E+09 | 8,9E+08 |
| | Median | 0,1 | 0,3 | 39 | 75 | 0,4 | 4,2E+08 | 2,1E+09 | 6,3E+08 |
| | Min | 0,005 | 0,02 | 1,5 | 2,7 | 0,01 | 2,5E+07 | 2,2E+08 | 6,1E+07 |
| | Max | 0,6 | 2,0 | 305 | 417 | 3,7 | 2,0E+09 | 4,7E+09 | 1,9E+09 |
| RBF WB | Mittel | 0,6 | 1,1 | 105 | 146 | 1,7 | 9,3E+09 | 1,0E+10 | 3,5E+09 |
| | Median | 0,1 | 0,3 | 32 | 52 | 0,3 | 4,0E+08 | 1,3E+09 | 5,0E+08 |
| | Min | 0,009 | 0,01 | 0,8 | 0,3 | 0,02 | 6,4E+07 | 7,8E+07 | 3,6E+07 |
| | Max | 8,3 | 11,6 | 735 | 1544 | 11,7 | 2,6E+11 | 2,8E+11 | 6,9E+10 |
| RBF KB | Mittel | 0,3 | 0,5 | 58 | 89 | 0,9 | 3,5E+09 | 4,7E+09 | 1,8E+09 |
| | Median | 0,04 | 0,1 | 16 | 22 | 0,3 | 2,2E+08 | 9,5E+08 | 2,4E+08 |
| | Min | 0,003 | 0,004 | 0,6 | 0,6 | 0,01 | 1,3E+06 | 2,4E+06 | 9,4E+05 |
| | Max | 3,1 | 4,3 | 340 | 879 | 8,9 | 5,5E+10 | 8,5E+10 | 2,6E+10 |
| RBF OE | Mittel | 0,4 | 0,7 | 56 | 80 | 2,2 | 3,5E+09 | 4,1E+09 | 1,9E+09 |
| | Median | 0,2 | 0,4 | 32 | 41 | 0,8 | 1,0E+09 | 1,3E+09 | 7,8E+08 |
| | Min | 0,009 | 0,01 | 0,9 | 0,6 | 0,04 | 6,3E+07 | 5,5E+07 | 2,2E+07 |
| | Max | 3,8 | 5,8 | 443 | 1101 | 36,1 | 4,5E+10 | 2,9E+10 | 1,3E+10 |
| Lysi | Mittel | 1,3 | 1,3 | 194 | 118 | 7,3 | 1,6E+10 | 3,8E+10 | 9,6E+09 |
| | Median | 1,1 | 1,1 | 148 | 98 | 5,8 | 1,0E+10 | 2,7E+10 | 6,4E+09 |
| | Min | 0,4 | 0,4 | 63 | 26 | 1,8 | 6,5E+06 | 3,9E+07 | 4,7E+06 |
| | Max | 3,4 | 3,4 | 582 | 368 | 21,8 | 7,8E+10 | 2,2E+11 | 6,4E+10 |

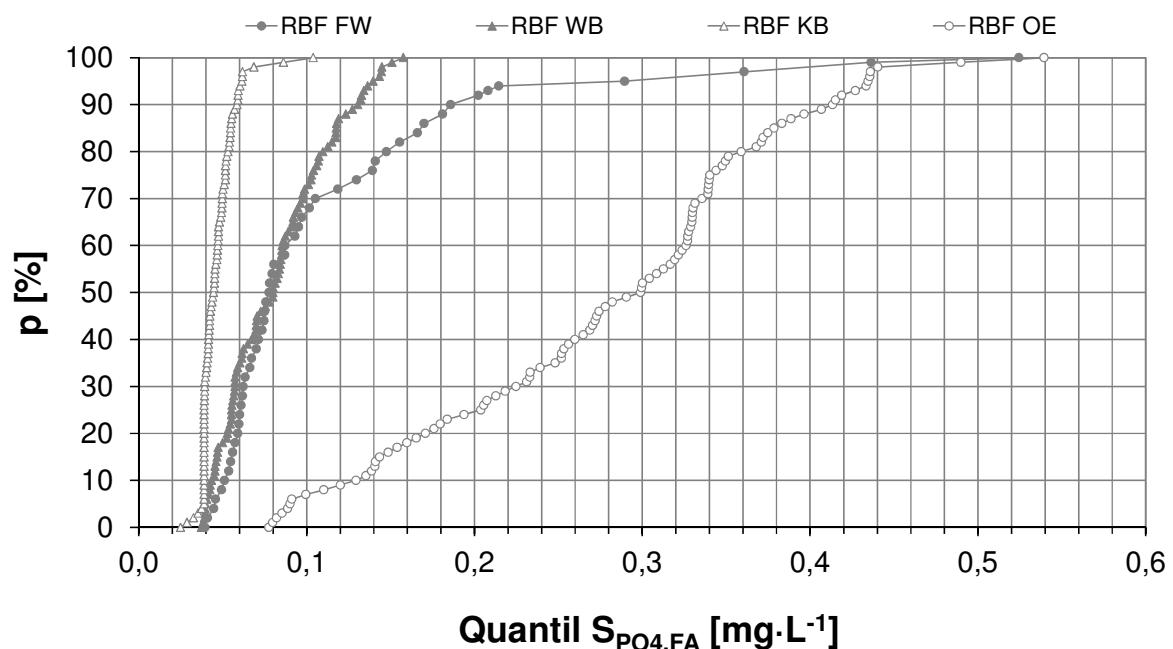


Abbildung A5.25: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterablaufkonzentrationen von Ortho-Phosphat (S_{PO_4}), RBF

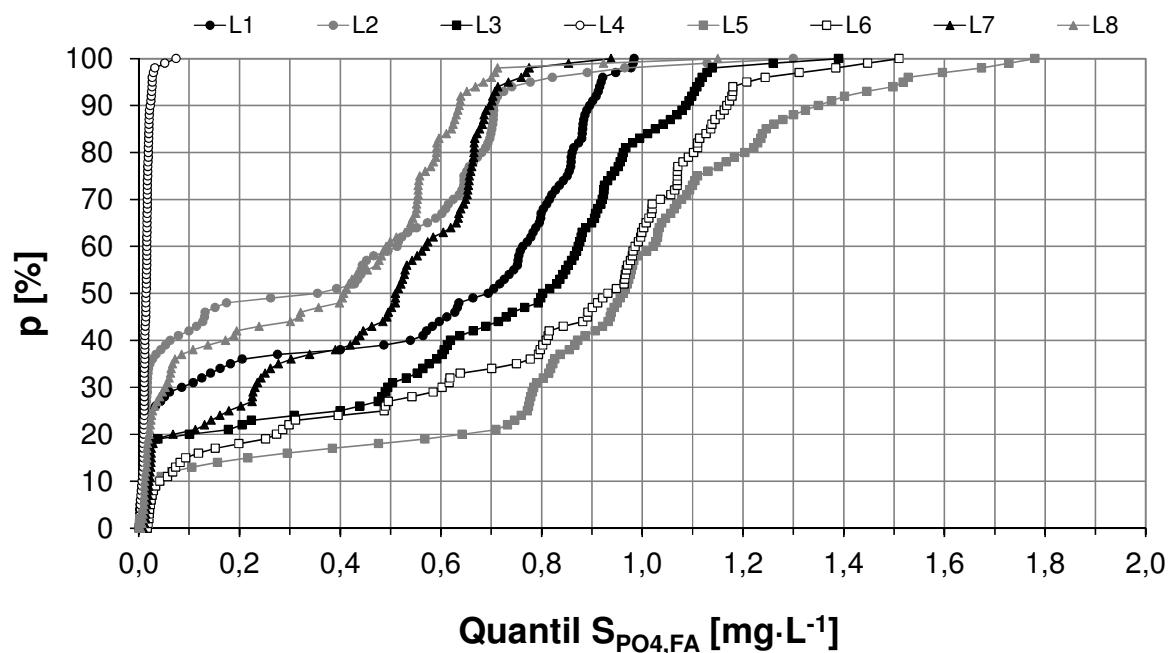


Abbildung A5.26: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterablaufkonzentrationen von Ortho-Phosphat (S_{PO_4}), Lysimeter

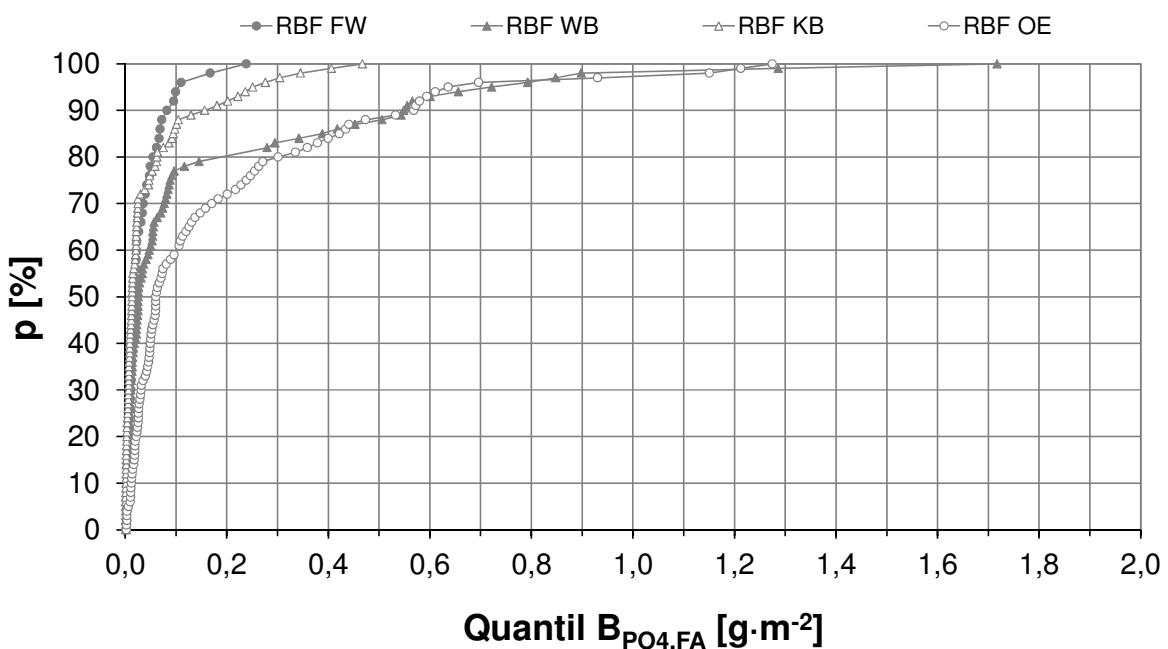


Abbildung A5.27: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterablauffrachten von Ortho-Phosphat (B_{PO_4}), RBF

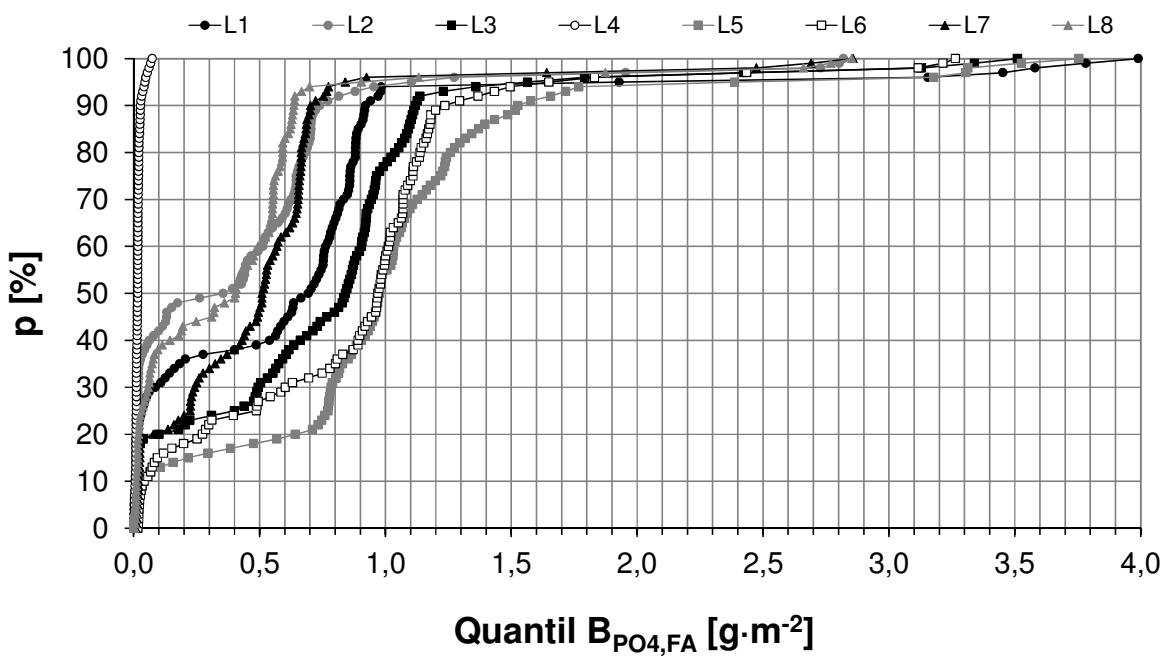


Abbildung A5.28: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterablauffrachten von Ortho-Phosphat (B_{PO_4}), Lysimeter

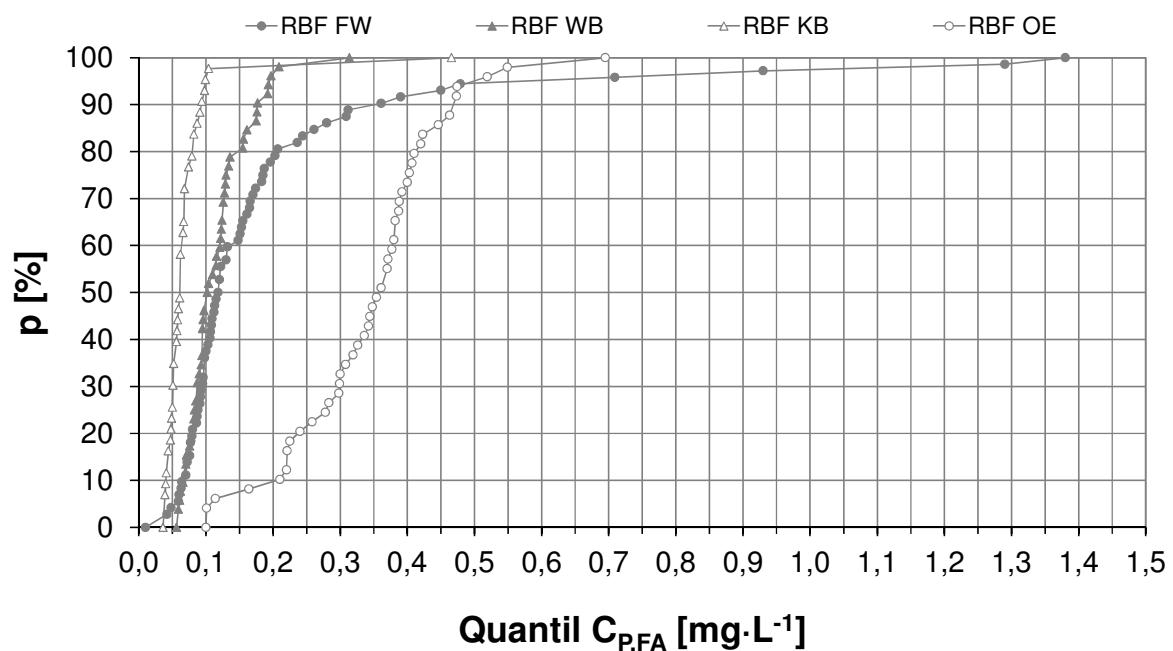


Abbildung A5.29: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterablaufkonzentrationen von Gesamt-Phosphor (C_P), RBF (nach Waldhoff 2008)

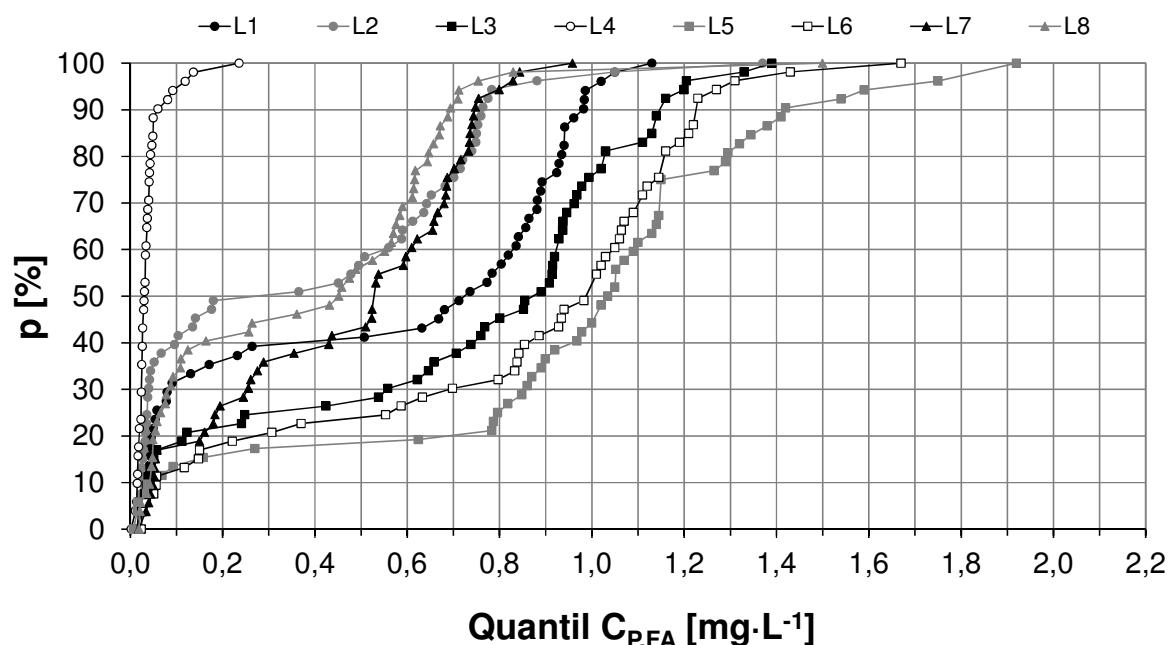


Abbildung A5.30: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterablaufkonzentrationen von Gesamt-Phosphor (C_P), Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

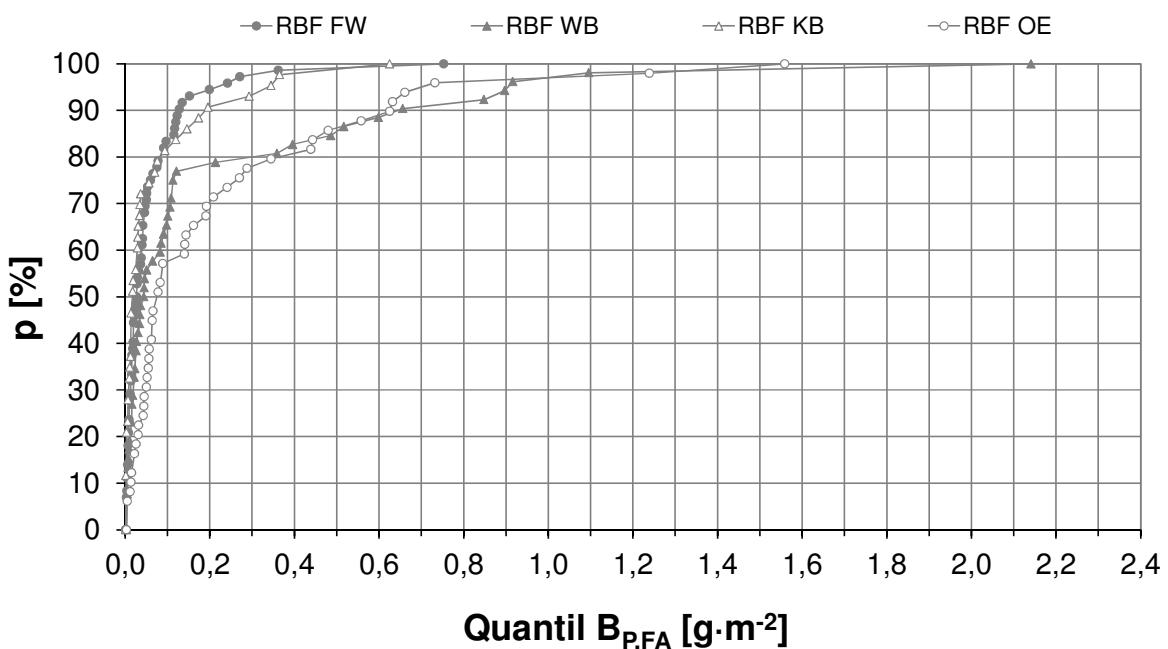


Abbildung A5.31: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterablauffrachten von Gesamt-Phosphor (B_P), RBF (nach Waldhoff 2008)

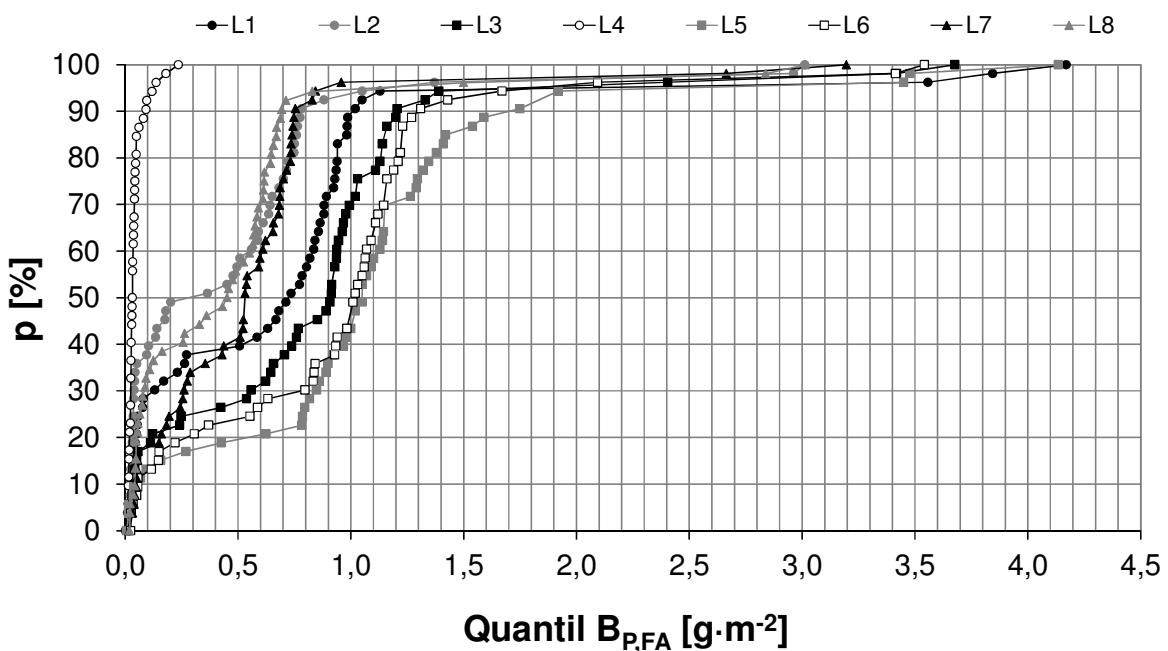


Abbildung A5.32: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterablauffrachten von Gesamt-Phosphor (B_P), Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

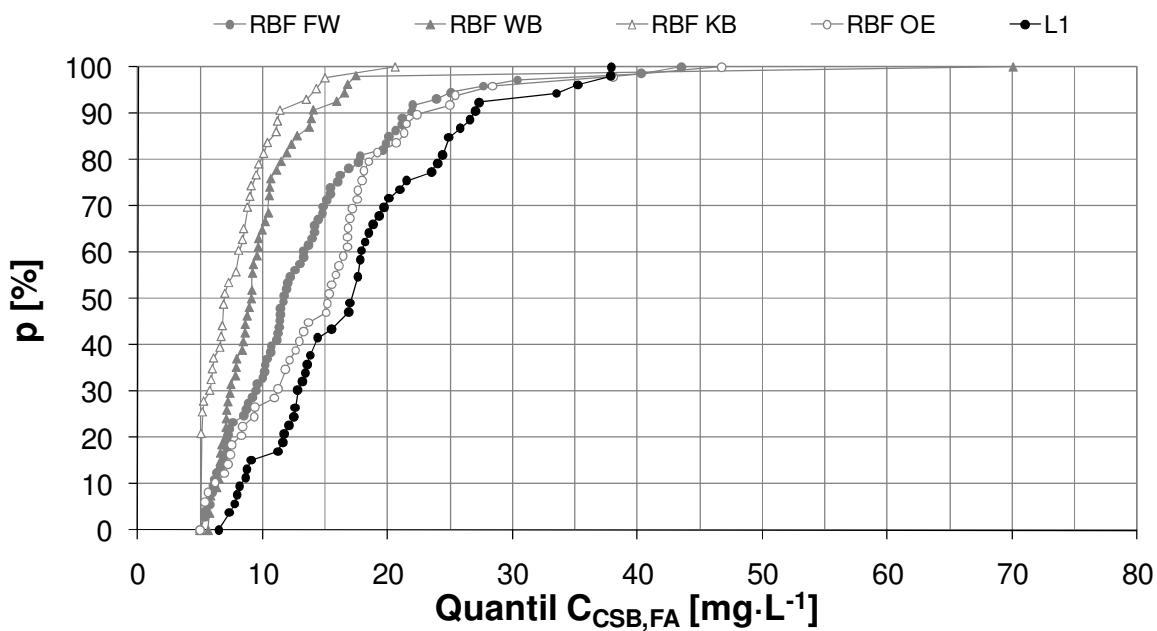


Abbildung A5.33: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterablaufkonzentrationen des Chemischen Sauerstoffbedarfes ($C_{CSB,FA}$), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

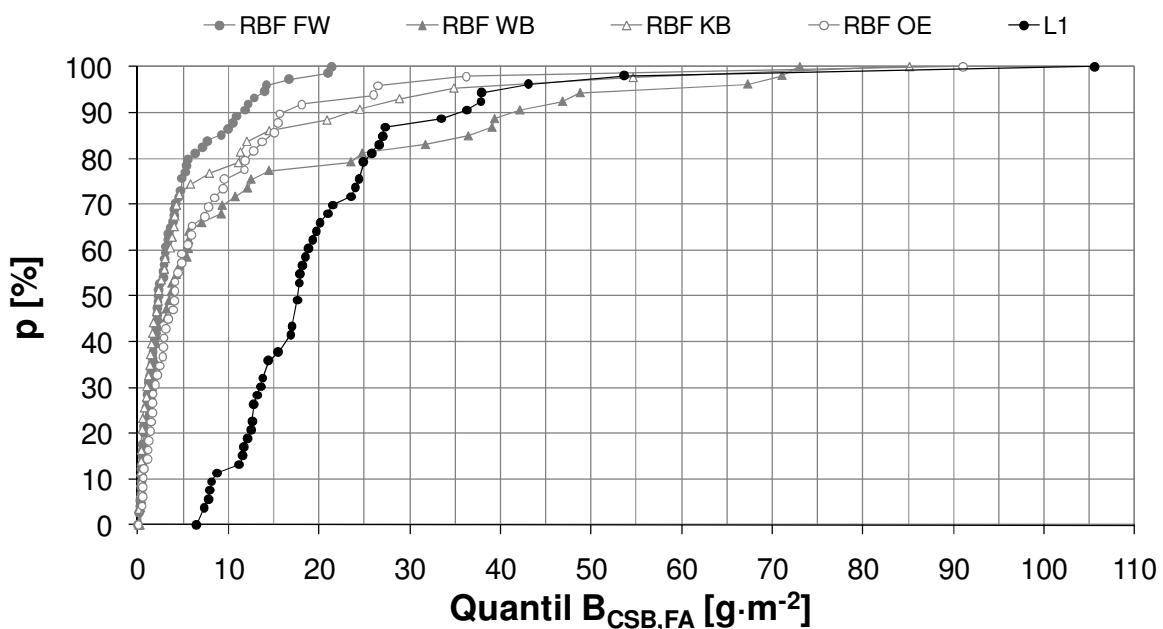


Abbildung A5.34: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterablauffrachten des Chemischen Sauerstoffbedarfes ($B_{CSB,FA}$), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

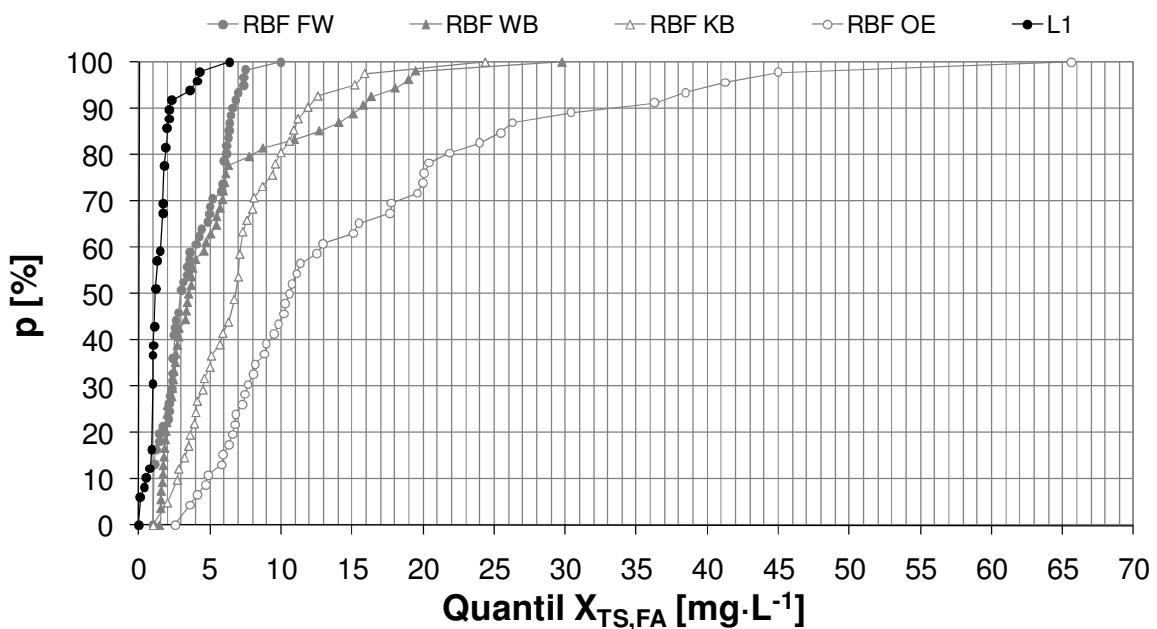


Abbildung A5.35: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterablaufkonzentrationen der Abfiltrierbaren Stoffe (X_{TS}), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

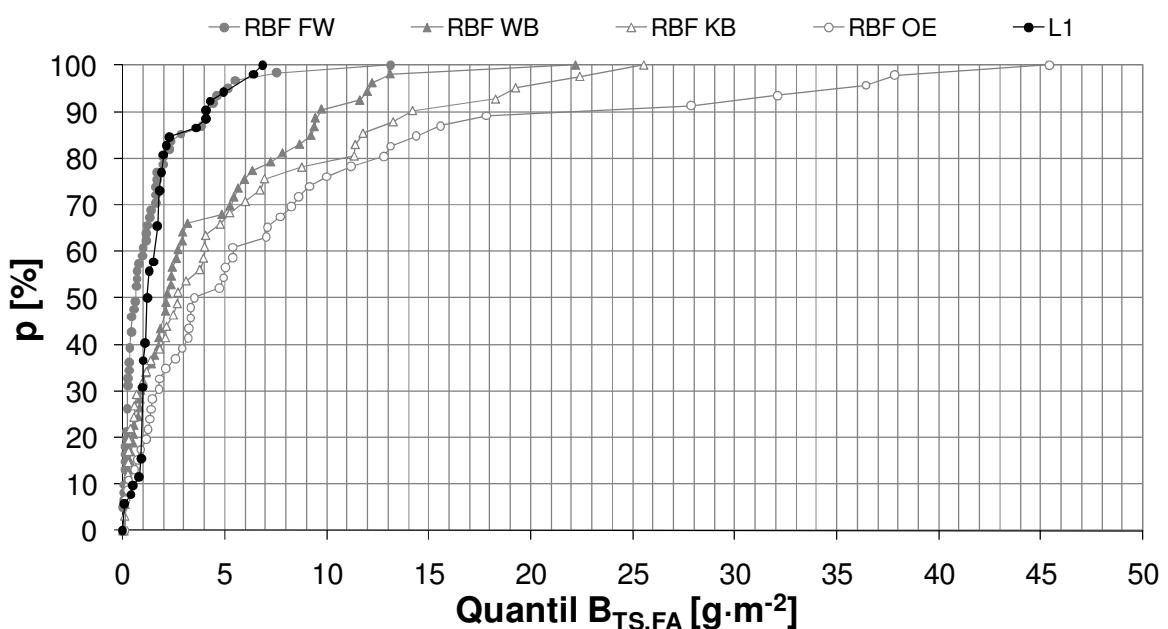


Abbildung A5.36: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterablauffrachten der Abfiltrierbaren Stoffe (B_{TS}), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

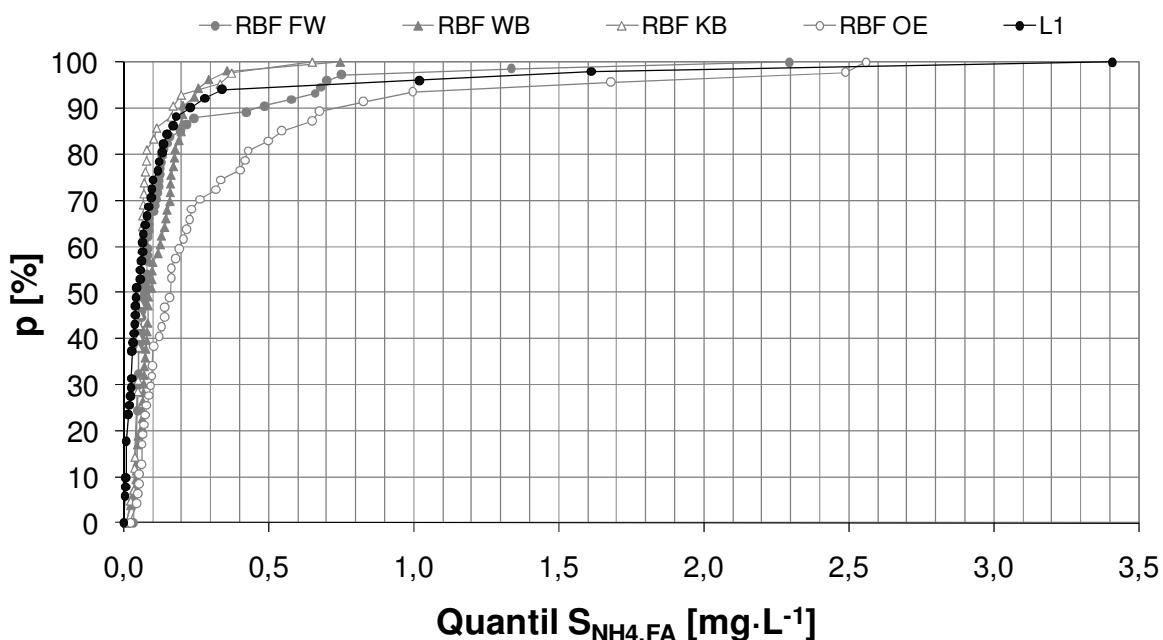


Abbildung A5.37: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterablaufkonzentrationen von Ammonium-Stickstoff (S_{NH4}), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

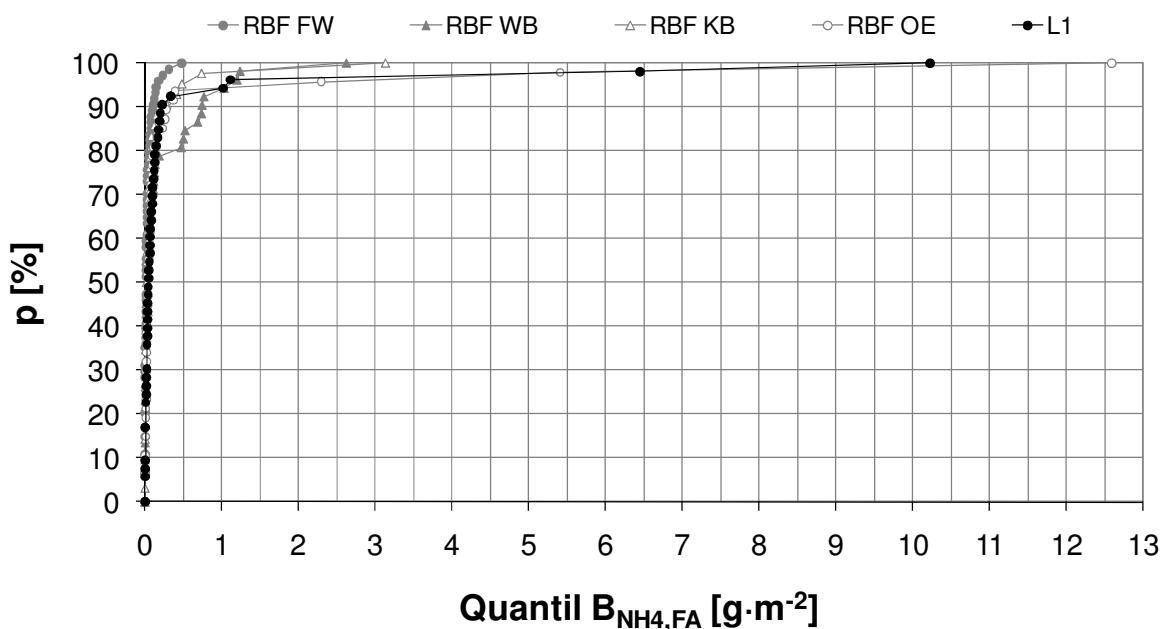


Abbildung A5.38: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterablauffrachten von Ammonium-Stickstoff (B_{NH4}), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

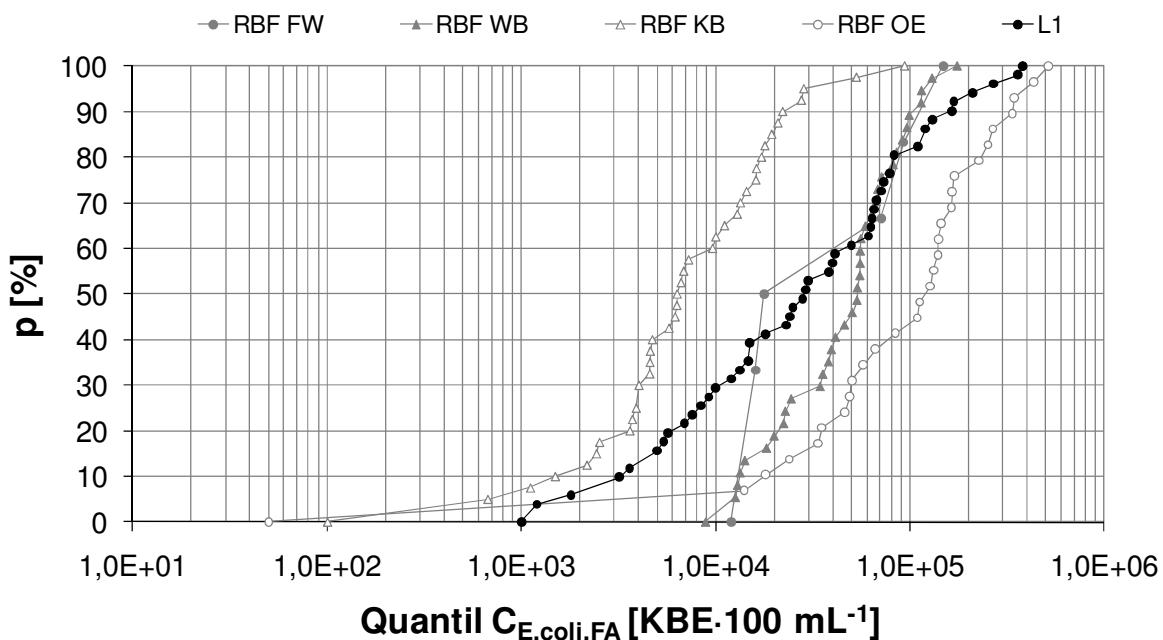


Abbildung A5.39: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterablaufkonzentrationen von *E.coli* ($C_{E.coli}$), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

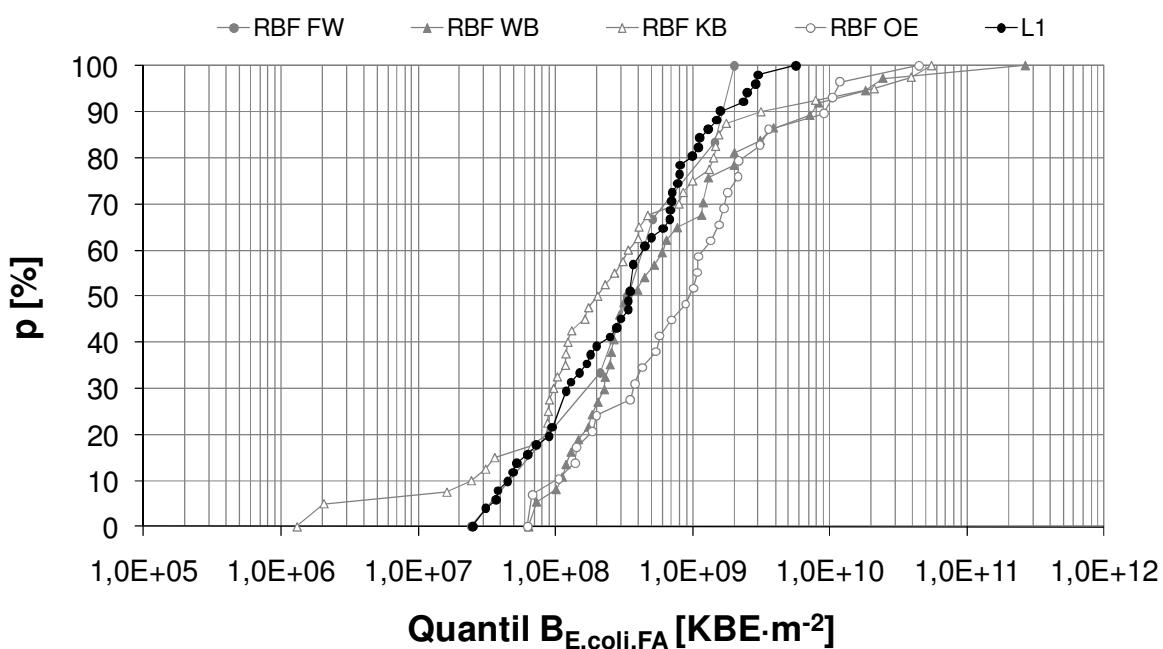


Abbildung A5.40: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterablauffrachten von *E.coli* ($B_{E.coli}$), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

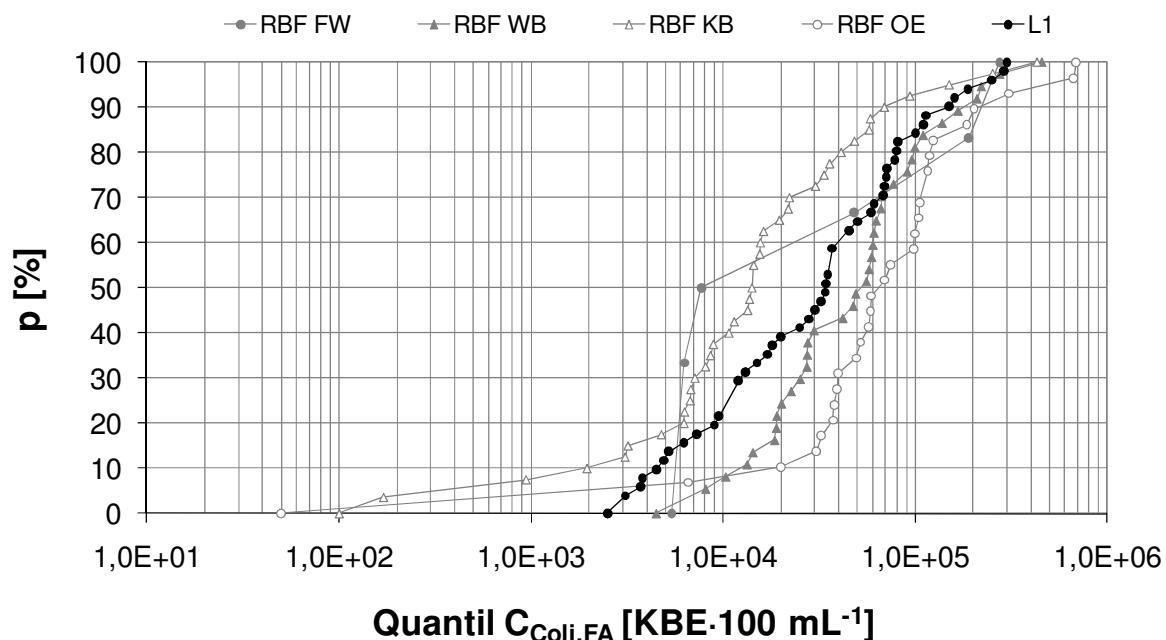


Abbildung A5.41: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterablaufkonzentrationen von Coli (C_{Coli}), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

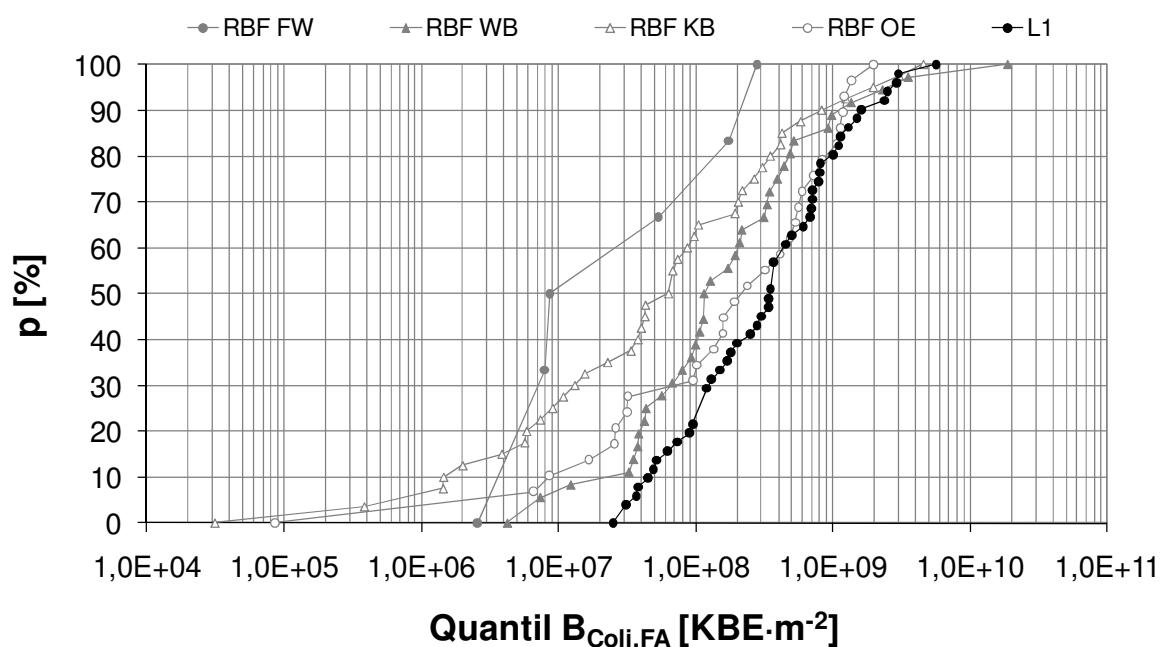


Abbildung A5.42: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterablauffrachten von Coli (B_{Coli}), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

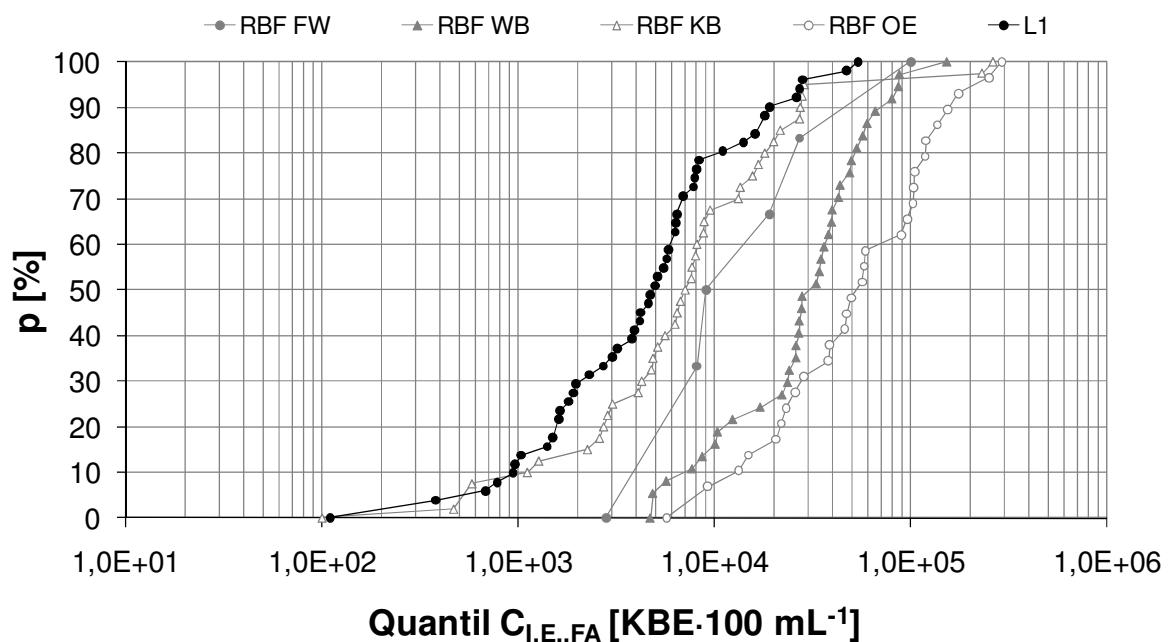


Abbildung A5.43: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterablaufkonzentrationen von I.E. ($C_{I,E}$), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

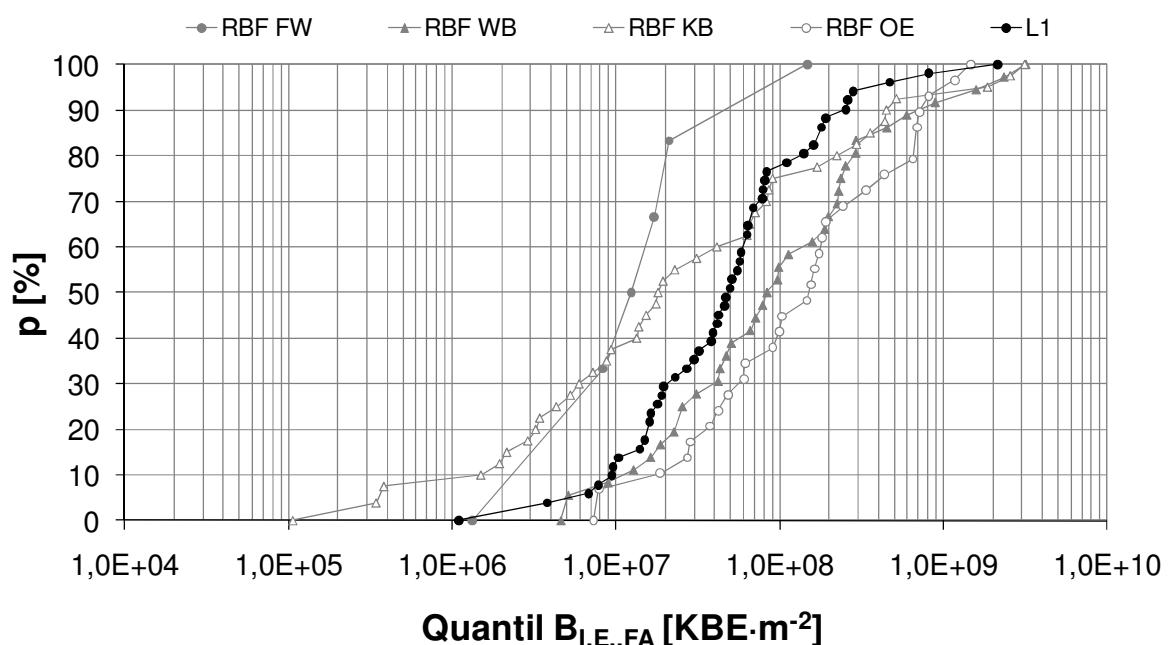


Abbildung A5.44: Unterschreitungshäufigkeiten der mittleren ereignisspezifischen Filterablauffrachten von I.E. ($B_{I,E}$), RBF und Lysimeter (nach Waldhoff 2008)

Tabelle A5.3: Statistische Angaben zur stofflichen Filterablaufbelastung (Konzentrationen und Frachten), RBF

| Filter | Statistik | PO ₄ | P | CSB | TS | NH ₄ | E.coli | Coli | I.E. |
|--|-----------|-----------------|-------|------|------|-----------------|---------|---------|---------|
| C, S, X _{FA} [mg·L ⁻¹ , KBE·100 mL ⁻¹] | | | | | | | | | |
| RBF FW | Mittel | 0,1 | 0,20 | 13,7 | 3,9 | 0,19 | 6,0E+04 | 8,9E+04 | 2,8E+04 |
| | Median | 0,1 | 0,12 | 11,7 | 3,4 | 0,08 | 4,4E+04 | 2,8E+04 | 1,4E+04 |
| | Min | 0,04 | 0,04 | 5,0 | 1,0 | 0,04 | 1,2E+04 | 5,4E+03 | 2,8E+03 |
| | Max | 0,5 | 1,38 | 43,5 | 10,0 | 2,30 | 1,5E+05 | 2,7E+05 | 1,0E+05 |
| RBF WB | Mittel | 0,1 | 0,12 | 10,6 | 6,0 | 0,13 | 5,7E+04 | 7,7E+04 | 3,8E+04 |
| | Median | 0,1 | 0,10 | 9,1 | 3,6 | 0,10 | 5,4E+04 | 5,6E+04 | 3,3E+04 |
| | Min | 0,04 | 0,06 | 5,6 | 1,5 | 0,01 | 8,9E+03 | 4,5E+03 | 4,7E+03 |
| | Max | 0,2 | 0,31 | 70,1 | 29,7 | 0,75 | 1,7E+05 | 4,6E+05 | 1,5E+05 |
| RBF KB | Mittel | 0,05 | 0,07 | 8,0 | 7,3 | 0,09 | 1,2E+04 | 3,9E+04 | 2,1E+04 |
| | Median | 0,04 | 0,06 | 7,0 | 7,0 | 0,06 | 6,5E+03 | 1,4E+04 | 7,3E+03 |
| | Min | 0,02 | 0,04 | 5,0 | 1,0 | 0,01 | 1,0E+02 | 1,0E+02 | 1,0E+02 |
| | Max | 0,1 | 0,47 | 20,6 | 24,4 | 0,65 | 9,4E+04 | 4,3E+05 | 2,6E+05 |
| RBF OE | Mittel | 0,3 | 0,35 | 15,4 | 15,7 | 0,36 | 1,5E+05 | 1,2E+05 | 7,9E+04 |
| | Median | 0,3 | 0,36 | 15,3 | 10,7 | 0,16 | 1,3E+05 | 6,9E+04 | 5,6E+04 |
| | Min | 0,1 | 0,10 | 5,0 | 2,6 | 0,02 | 5,0E+01 | 5,0E+01 | 5,7E+03 |
| | Max | 0,5 | 0,70 | 46,7 | 65,7 | 2,56 | 5,2E+05 | 6,8E+05 | 2,9E+05 |
| B _{FA} [g·m ⁻² , KBE·m ⁻²] | | | | | | | | | |
| RBF FW | Mittel | 0,03 | 0,07 | 4,4 | 1,6 | 0,05 | 5,9E+07 | 8,8E+07 | 3,5E+07 |
| | Median | 0,02 | 0,03 | 2,6 | 0,7 | 0,02 | 5,2E+07 | 3,1E+07 | 1,5E+07 |
| | Min | 0,002 | 0,003 | 0,0 | 0,03 | 0,001 | 7,6E+06 | 2,6E+06 | 1,3E+06 |
| | Max | 0,2 | 0,75 | 21,4 | 13,1 | 0,48 | 1,4E+08 | 2,8E+08 | 1,5E+08 |
| RBF WB | Mittel | 0,2 | 0,21 | 13,0 | 4,0 | 0,23 | 5,2E+08 | 9,0E+08 | 3,4E+08 |
| | Median | 0,03 | 0,04 | 3,8 | 2,3 | 0,04 | 1,4E+08 | 1,3E+08 | 9,7E+07 |
| | Min | 0,002 | 0,003 | 0,3 | 0,1 | 0,003 | 1,8E+07 | 4,3E+06 | 4,6E+06 |
| | Max | 1,7 | 2,14 | 73,0 | 22,2 | 2,63 | 4,7E+09 | 1,9E+10 | 3,2E+09 |
| RBF KB | Mittel | 0,1 | 0,07 | 8,5 | 5,5 | 0,15 | 2,1E+08 | 3,8E+08 | 2,7E+08 |
| | Median | 0,01 | 0,02 | 2,3 | 2,7 | 0,02 | 2,7E+07 | 6,5E+07 | 1,9E+07 |
| | Min | 0,001 | 0,001 | 0,1 | 0,02 | 0,0002 | 1,2E+05 | 3,1E+04 | 1,1E+05 |
| | Max | 0,5 | 0,63 | 85,2 | 25,6 | 3,14 | 2,7E+09 | 4,5E+09 | 3,1E+09 |
| RBF OE | Mittel | 0,2 | 0,22 | 8,6 | 8,4 | 0,50 | 7,2E+08 | 4,7E+08 | 3,0E+08 |
| | Median | 0,1 | 0,08 | 4,1 | 4,1 | 0,05 | 2,6E+08 | 2,4E+08 | 1,6E+08 |
| | Min | 0,002 | 0,003 | 0,1 | 0,1 | 0,002 | 8,6E+04 | 8,6E+04 | 7,3E+06 |
| | Max | 1,3 | 1,56 | 91,0 | 45,4 | 12,59 | 5,7E+09 | 2,0E+09 | 1,5E+09 |

Tabelle A5.4: Statistische Angaben zur stofflichen Filterablaufbelastung (Konzentrationen), Lysimeter

| Filter | Statistik | PO ₄ | P | CSB | TS | NH ₄ | E.coli | Coli | I.E. |
|--|-----------|-----------------|-------|------|------|-----------------|---------|---------|---------|
| C, S, X _{FA} [mg·L ⁻¹ , KBE·100 mL ⁻¹] | | | | | | | | | |
| L1 | Mittel | 0,50 | 0,56 | 17,9 | 1,5 | 0,18 | 6,3E+04 | 5,8E+04 | 8,5E+03 |
| | Median | 0,69 | 0,74 | 17,6 | 1,2 | 0,04 | 2,9E+04 | 3,4E+04 | 5,0E+03 |
| | Min | 0,001 | 0,02 | 6,5 | 0,0 | 0,001 | 1,0E+03 | 2,5E+03 | 1,1E+02 |
| | Max | 0,98 | 1,13 | 37,9 | 6,4 | 3,41 | 3,8E+05 | 3,0E+05 | 5,4E+04 |
| L2 | Mittel | 0,35 | 0,38 | 15,1 | 1,8 | 0,21 | 5,3E+03 | 8,2E+03 | 1,7E+03 |
| | Median | 0,36 | 0,37 | 14,3 | 1,0 | 0,08 | 1,9E+03 | 4,5E+03 | 5,8E+02 |
| | Min | 0,00 | 0,02 | 5,4 | 0,0 | 0,00 | 8,8E+01 | 5,0E+02 | 1,0E+02 |
| | Max | 1,30 | 1,37 | 30,8 | 19,1 | 3,45 | 3,8E+04 | 7,6E+04 | 1,5E+04 |
| L3 | Mittel | 0,65 | 0,72 | 16,9 | 2,0 | 0,68 | 5,3E+04 | 4,9E+04 | 7,2E+03 |
| | Median | 0,80 | 0,89 | 16,7 | 1,7 | 0,24 | 2,2E+04 | 3,6E+04 | 3,8E+03 |
| | Min | 0,001 | 0,01 | 5,0 | 0,0 | 0,001 | 9,3E+02 | 1,9E+03 | 5,8E+01 |
| | Max | 1,39 | 1,39 | 35,5 | 10,3 | 4,13 | 3,6E+05 | 2,9E+05 | 3,9E+04 |
| L4 | Mittel | 0,02 | 0,04 | 13,9 | 1,8 | 0,10 | 5,5E+03 | 5,8E+03 | 7,4E+02 |
| | Median | 0,02 | 0,03 | 11,5 | 1,3 | 0,06 | 1,4E+03 | 1,6E+03 | 2,5E+02 |
| | Min | 0,001 | 0,002 | 3,4 | 0,3 | 0,001 | 5,0E+01 | 2,1E+02 | 1,8E+01 |
| | Max | 0,07 | 0,24 | 32,2 | 9,1 | 2,07 | 5,6E+04 | 6,7E+04 | 1,0E+04 |
| L5 | Mittel | 0,88 | 0,96 | 17,5 | 3,0 | 0,65 | 1,0E+05 | 9,6E+04 | 1,7E+04 |
| | Median | 0,97 | 1,04 | 16,6 | 2,7 | 0,25 | 4,7E+04 | 4,1E+04 | 7,3E+03 |
| | Min | 0,001 | 0,007 | 5,6 | 0,1 | 0,003 | 2,2E+03 | 2,5E+03 | 3,1E+02 |
| | Max | 1,78 | 1,92 | 44,1 | 10,0 | 5,13 | 5,5E+05 | 7,4E+05 | 1,1E+05 |
| L6 | Mittel | 0,76 | 0,83 | 18,2 | 2,8 | 0,18 | 1,4E+05 | 1,3E+05 | 2,4E+04 |
| | Median | 0,93 | 1,01 | 17,2 | 2,0 | 0,06 | 6,9E+04 | 6,3E+04 | 9,8E+03 |
| | Min | 0,02 | 0,02 | 5,0 | 0,3 | 0,01 | 6,1E+03 | 1,2E+04 | 9,0E+02 |
| | Max | 1,51 | 1,67 | 39,9 | 20,3 | 2,82 | 6,7E+05 | 8,7E+05 | 1,5E+05 |
| L7 | Mittel | 0,43 | 0,47 | 13,8 | 2,3 | 0,04 | 6,6E+04 | 7,5E+04 | 1,6E+04 |
| | Median | 0,51 | 0,53 | 13,6 | 1,9 | 0,03 | 1,9E+04 | 3,1E+04 | 5,9E+03 |
| | Min | 0,01 | 0,02 | 5,1 | 0,6 | 0,00 | 2,3E+03 | 3,9E+03 | 6,0E+02 |
| | Max | 0,94 | 0,96 | 29,3 | 7,2 | 0,13 | 3,0E+05 | 4,6E+05 | 1,7E+05 |
| L8 | Mittel | 0,32 | 0,37 | 18,9 | 3,3 | 0,18 | 1,1E+05 | 1,1E+05 | 2,8E+04 |
| | Median | 0,32 | 0,43 | 16,2 | 2,0 | 0,04 | 6,6E+04 | 4,5E+04 | 1,2E+04 |
| | Min | 0,004 | 0,02 | 5,2 | 0,0 | 0,001 | 5,9E+03 | 6,0E+03 | 4,8E+02 |
| | Max | 1,15 | 1,50 | 71,6 | 35,4 | 6,14 | 5,1E+05 | 7,1E+05 | 2,5E+05 |

Tabelle A5.5: Statistische Angaben zur stofflichen Filterablaufbelastung (Frachten), Lysimeter

| Filter | Statistik | PO ₄ | P | CSB | TS | NH ₄ | E.coli | Coli | I.E. |
|---|-----------|-----------------|-------|-------|------|-----------------|---------|---------|---------|
| $B_{FA} [\text{g}\cdot\text{m}^{-2}, \text{KBE}\cdot\text{m}^{-2}]$ | | | | | | | | | |
| L1 | Mittel | 0,7 | 0,67 | 21,1 | 1,8 | 0,42 | 7,8E+08 | 7,1E+08 | 1,3E+08 |
| | Median | 0,7 | 0,69 | 17,8 | 1,3 | 0,06 | 3,0E+08 | 3,5E+08 | 5,0E+07 |
| | Min | 0,001 | 0,001 | 6,5 | 0,0 | 0,001 | 1,0E+07 | 2,5E+07 | 1,1E+06 |
| | Max | 4,0 | 3,99 | 105,6 | 6,9 | 10,23 | 6,7E+09 | 5,7E+09 | 2,2E+09 |
| L2 | Mittel | 0,4 | 0,43 | 17,2 | 2,1 | 0,45 | 7,1E+07 | 9,8E+07 | 2,7E+07 |
| | Median | 0,4 | 0,36 | 15,0 | 1,0 | 0,08 | 2,0E+07 | 4,6E+07 | 6,3E+06 |
| | Min | 0,001 | 0,001 | 5,4 | 0,0 | 0,002 | 8,8E+05 | 5,0E+06 | 1,0E+06 |
| | Max | 2,8 | 2,82 | 89,6 | 19,1 | 10,34 | 8,0E+08 | 7,8E+08 | 4,5E+08 |
| L3 | Mittel | 0,8 | 0,77 | 19,5 | 2,3 | 1,02 | 6,3E+08 | 6,0E+08 | 1,0E+08 |
| | Median | 0,8 | 0,84 | 17,3 | 1,7 | 0,24 | 2,3E+08 | 3,6E+08 | 3,8E+07 |
| | Min | 0,001 | 0,001 | 5,0 | 0,0 | 0,001 | 9,3E+06 | 1,9E+07 | 5,8E+05 |
| | Max | 3,5 | 3,51 | 106,5 | 10,3 | 12,38 | 3,9E+09 | 5,8E+09 | 1,6E+09 |
| L4 | Mittel | 0,02 | 0,02 | 15,9 | 2,2 | 0,21 | 7,3E+07 | 9,9E+07 | 1,0E+07 |
| | Median | 0,02 | 0,02 | 11,7 | 1,4 | 0,06 | 1,4E+07 | 1,7E+07 | 2,5E+06 |
| | Min | 0,001 | 0,001 | 3,4 | 0,3 | 0,001 | 5,0E+05 | 2,1E+06 | 1,8E+05 |
| | Max | 0,1 | 0,07 | 89,2 | 19,3 | 6,20 | 6,7E+08 | 2,0E+09 | 1,3E+08 |
| L5 | Mittel | 1,0 | 1,02 | 20,2 | 3,5 | 0,98 | 1,2E+09 | 1,1E+09 | 2,5E+08 |
| | Median | 1,0 | 0,98 | 16,6 | 2,6 | 0,25 | 4,9E+08 | 4,1E+08 | 7,3E+07 |
| | Min | 0,001 | 0,001 | 5,6 | 0,1 | 0,003 | 2,2E+07 | 2,5E+07 | 3,1E+06 |
| | Max | 3,8 | 3,76 | 114,3 | 15,6 | 11,28 | 8,1E+09 | 7,4E+09 | 3,9E+09 |
| L6 | Mittel | 0,9 | 0,88 | 21,2 | 3,1 | 0,38 | 1,6E+09 | 1,5E+09 | 3,4E+08 |
| | Median | 1,0 | 0,97 | 17,5 | 2,0 | 0,06 | 7,0E+08 | 6,3E+08 | 9,8E+07 |
| | Min | 0,02 | 0,02 | 5,0 | 0,3 | 0,01 | 6,1E+07 | 1,2E+08 | 9,0E+06 |
| | Max | 3,3 | 3,26 | 119,8 | 20,3 | 8,45 | 1,1E+10 | 8,7E+09 | 5,4E+09 |
| L7 | Mittel | 0,5 | 0,51 | 15,9 | 2,6 | 0,04 | 7,7E+08 | 8,9E+08 | 2,2E+08 |
| | Median | 0,5 | 0,51 | 13,6 | 1,9 | 0,04 | 1,9E+08 | 3,4E+08 | 6,4E+07 |
| | Min | 0,01 | 0,01 | 5,1 | 0,6 | 0,001 | 2,3E+07 | 3,9E+07 | 6,0E+06 |
| | Max | 2,9 | 2,86 | 88,0 | 8,0 | 0,13 | 5,5E+09 | 5,7E+09 | 2,7E+09 |
| L8 | Mittel | 0,4 | 0,42 | 21,5 | 3,5 | 0,20 | 1,5E+09 | 1,3E+09 | 4,2E+08 |
| | Median | 0,4 | 0,40 | 16,8 | 2,0 | 0,04 | 7,6E+08 | 5,1E+08 | 1,5E+08 |
| | Min | 0,004 | 0,004 | 5,2 | 0,0 | 0,001 | 5,9E+07 | 6,0E+07 | 4,8E+06 |
| | Max | 2,9 | 2,85 | 93,4 | 35,4 | 6,14 | 9,6E+09 | 7,9E+09 | 4,0E+09 |

Anlagenleistungsfähigkeit - stofflich

Tabelle A5.6: Statistische Angaben zur stofflichen Leistungsfähigkeit, RBF und Lysimeter

| Filter | Statistik | PO ₄ | P | CSB | AFS | NH ₄ | E.coli | Coli | I.E. |
|--------------------|-----------|-----------------|------|------|------|-----------------|------------|------------|------------|
| η [%], (log)] | | | | | | | | | |
| RBF FW | Mittel | 77,8 | 87,9 | 92,5 | 98,4 | 91,6 | 92,2 (1,1) | 95,4 (1,3) | 96,1 (1,4) |
| | Median | 81,7 | 91,3 | 93,1 | 98,7 | 94,3 | 93,0 (1,2) | 98,2 (1,8) | 97,6 (1,6) |
| RBF WB | Mittel | 57,6 | 75,6 | 85,4 | 96,9 | 83,4 | 94,1 (1,2) | 90,6 (1,0) | 88,8 (1,0) |
| | Median | 68,0 | 80,8 | 85,0 | 95,2 | 90,1 | 74,7 (0,6) | 88,1 (0,9) | 80,0 (0,7) |
| RBF WB (mit FÜ) | Mittel | 36,7 | 56,3 | 72,2 | 88,0 | 68,3 | 88,5 (0,9) | 84,9 (0,8) | 78,2 (0,7) |
| | Median | 67,3 | 80,2 | 84,4 | 94,6 | 89,1 | 73,3 (0,6) | 85,5 (0,8) | 76,6 (0,6) |
| RBF KB | Mittel | 75,5 | 82,2 | 80,4 | 91,4 | 80,6 | 93,9 (1,2) | 91,6 (1,1) | 84,5 (0,8) |
| | Median | 66,9 | 82,7 | 85,4 | 91,2 | 91,2 | 90,5 (1,0) | 94,4 (1,3) | 88,3 (0,9) |
| RBF KB (mit FÜ) | Mittel | 58,6 | 66,1 | 59,7 | 65,9 | 70,7 | 91,5 (1,1) | 88,3 (0,9) | 81,5 (0,7) |
| | Median | 65,5 | 80,8 | 85,4 | 88,4 | 90,6 | 90,2 (1,0) | 93,5 (1,2) | 88,2 (0,9) |
| RBF OE | Mittel | 49,5 | 68,8 | 84,8 | 89,5 | 77,6 | 79,5 (0,7) | 88,5 (0,9) | 83,9 (0,8) |
| | Median | 50,8 | 77,2 | 83,8 | 87,8 | 93,9 | 75,3 (0,6) | 89,2 (1,0) | 78,7 (0,7) |
| L1 | Mittel | 57,8 | 73,2 | 89,6 | 98,5 | 97,2 | 95,8 (1,4) | 98,4 (1,8) | 99,0 (2,0) |
| | Median | 53,3 | 65,7 | 88,8 | 98,7 | 99,1 | 97,5 (1,6) | 98,6 (1,9) | 99,3 (2,2) |
| L2 | Mittel | 70,8 | 81,5 | 91,2 | 98,3 | 96,7 | 99,6 (2,4) | 99,8 (2,6) | 99,8 (2,7) |
| | Median | 78,2 | 87,0 | 90,5 | 98,6 | 98,8 | 99,8 (2,7) | 99,8 (2,8) | 99,9 (3,0) |
| L3 | Mittel | 45,1 | 65,2 | 90,1 | 98,1 | 89,5 | 96,4 (1,4) | 98,6 (1,9) | 99,2 (2,1) |
| | Median | 39,6 | 55,0 | 89,4 | 98,1 | 96,1 | 97,8 (1,7) | 98,9 (2,0) | 99,4 (2,2) |
| L4 | Mittel | 98,7 | 98,1 | 91,9 | 98,3 | 98,4 | 99,6 (2,4) | 99,8 (2,8) | 99,9 (3,1) |
| | Median | 98,6 | 98,1 | 92,0 | 98,4 | 99,0 | 99,9 (2,9) | 99,9 (3,1) | 99,9 (3,4) |
| L5 | Mittel | 25,8 | 53,8 | 89,8 | 97,1 | 89,9 | 93,3 (1,2) | 97,3 (1,6) | 98,0 (1,7) |
| | Median | 6,1 | 44,6 | 89,2 | 97,4 | 95,1 | 95,7 (1,4) | 98,3 (1,8) | 98,8 (1,9) |
| L6 | Mittel | 35,9 | 59,7 | 89,4 | 97,4 | 97,2 | 90,8 (1,0) | 96,4 (1,4) | 97,2 (1,6) |
| | Median | 19,6 | 45,3 | 88,2 | 97,8 | 98,7 | 91,7 (1,1) | 97,4 (1,6) | 97,9 (1,7) |
| L7 | Mittel | 64,2 | 77,5 | 91,9 | 97,8 | 99,4 | 95,6 (1,4) | 97,9 (1,7) | 98,1 (1,7) |
| | Median | 65,1 | 75,6 | 91,6 | 97,7 | 99,4 | 97,2 (1,6) | 98,5 (1,8) | 98,9 (2,0) |
| L8 | Mittel | 73,1 | 82,0 | 88,9 | 96,9 | 97,3 | 92,8 (1,1) | 97,0 (1,5) | 96,8 (1,5) |
| | Median | 76,0 | 84,5 | 88,7 | 98,0 | 99,3 | 92,7 (1,1) | 97,9 (1,7) | 97,6 (1,6) |

Kapitel 6 - Ergebnisdiskussion

Geometrie des Filterkörpers - Filterkörpertiefe

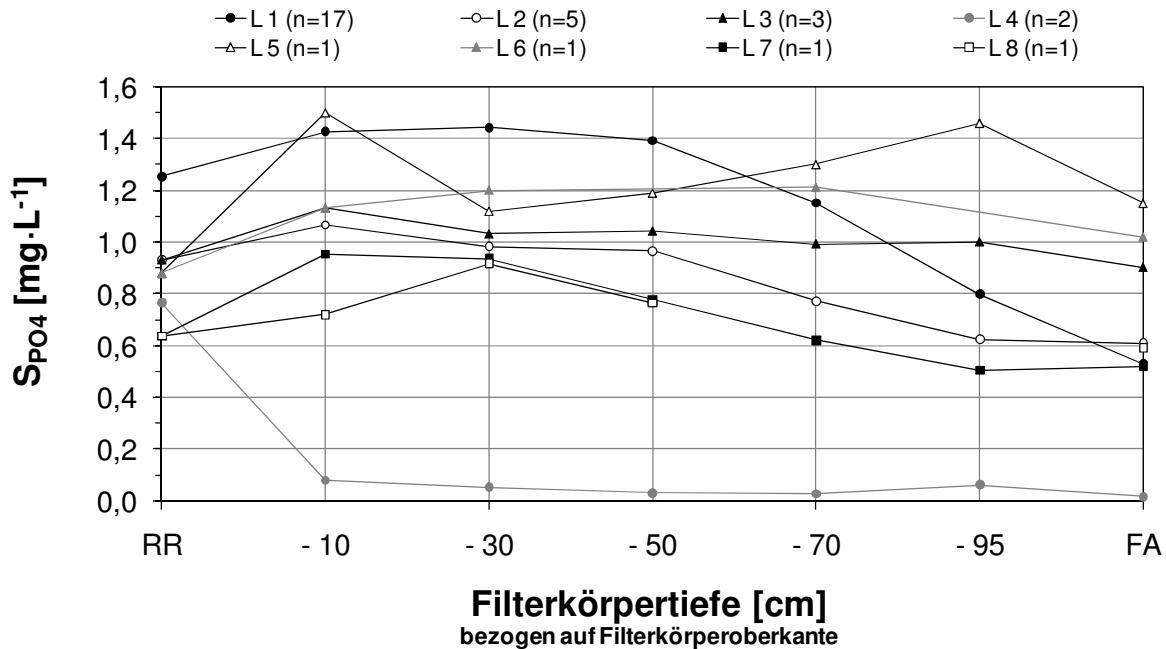


Abbildung A6.1: Konzentrationsganglinien für Ortho-Phosphat (S_{PO_4}) in Abhängigkeit von der Filterkörpertiefe, Lysimeter 1 bis 8

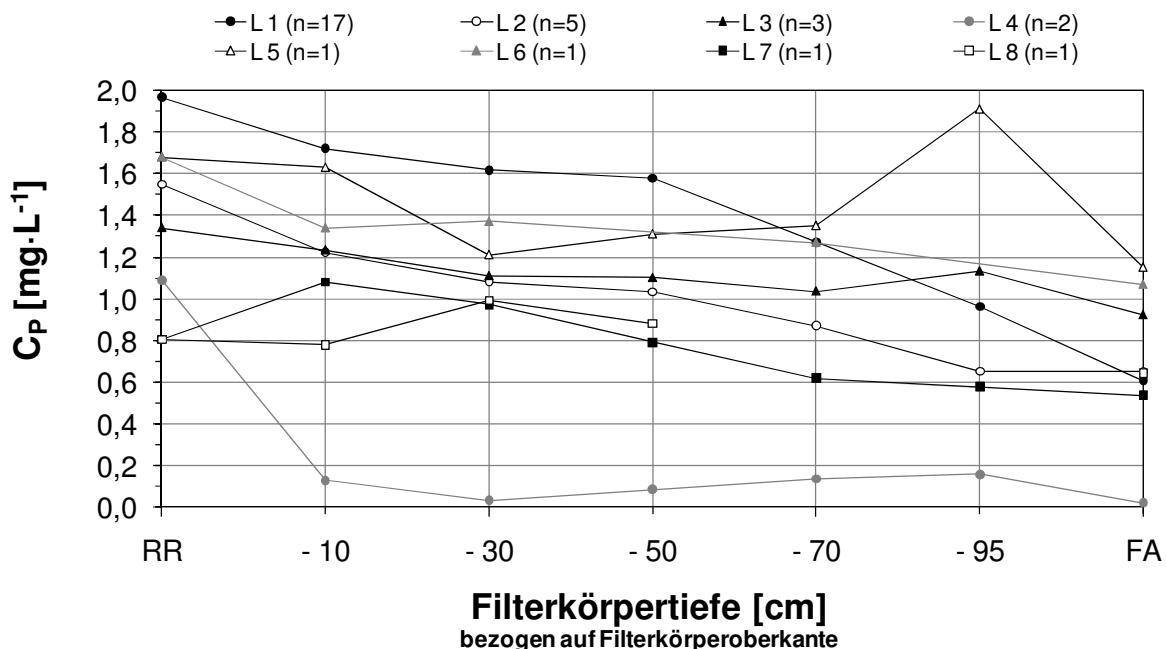


Abbildung A6.2: Konzentrationsganglinien für Gesamt-Phosphor (C_P) in Abhängigkeit von der Filterkörpertiefe, Lysimeter 1 bis 8

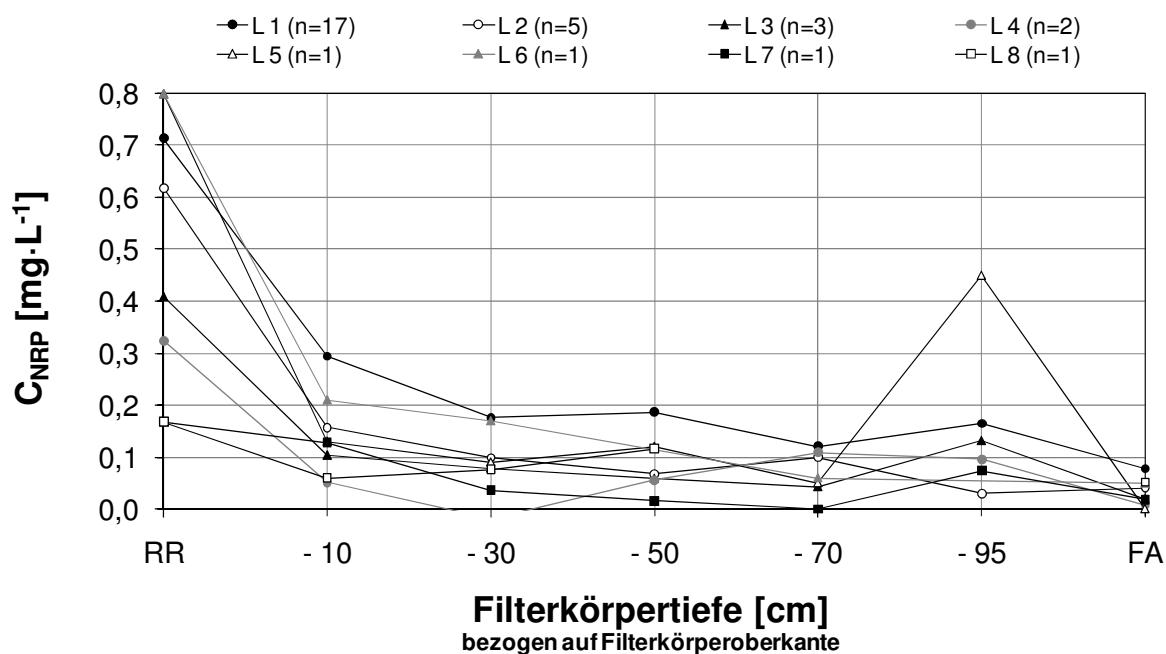


Abbildung A6.3: Konzentrationsganglinien für nicht reaktiven Phosphor (C_{NRP}) in Abhängigkeit von der Filterkörpertiefe, Lysimeter 1 bis 8

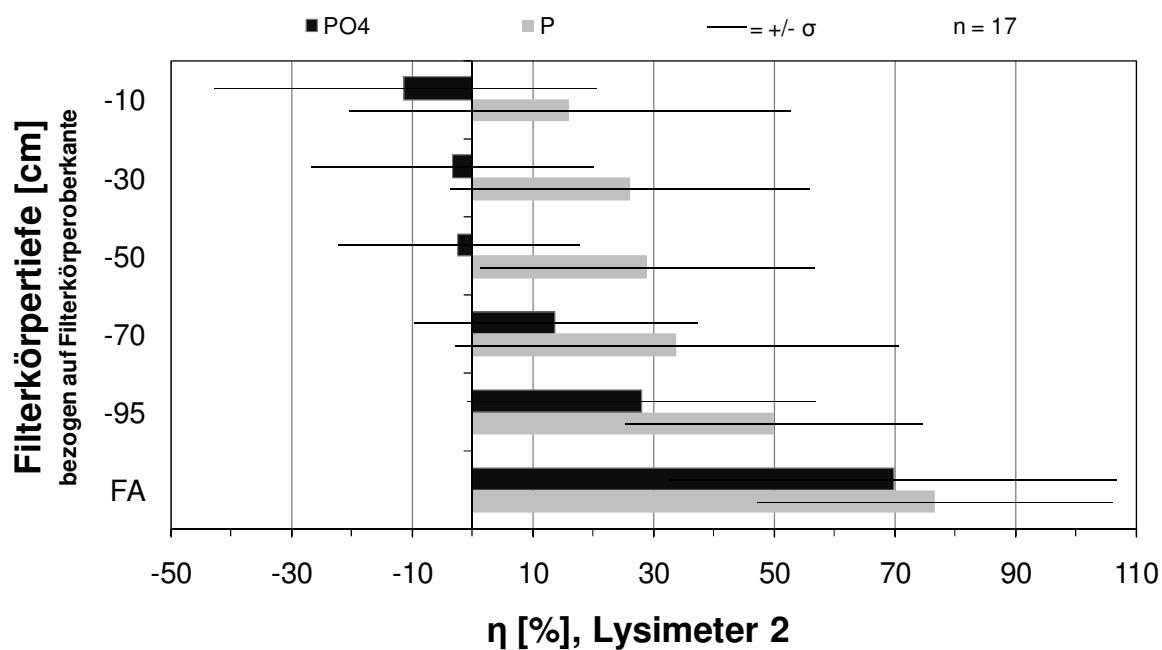


Abbildung A6.4: Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat (η_{PO_4}) und Gesamt-Phosphor (η_P) in Abhängigkeit von der Filterkörpertiefe, Lysimeter 2

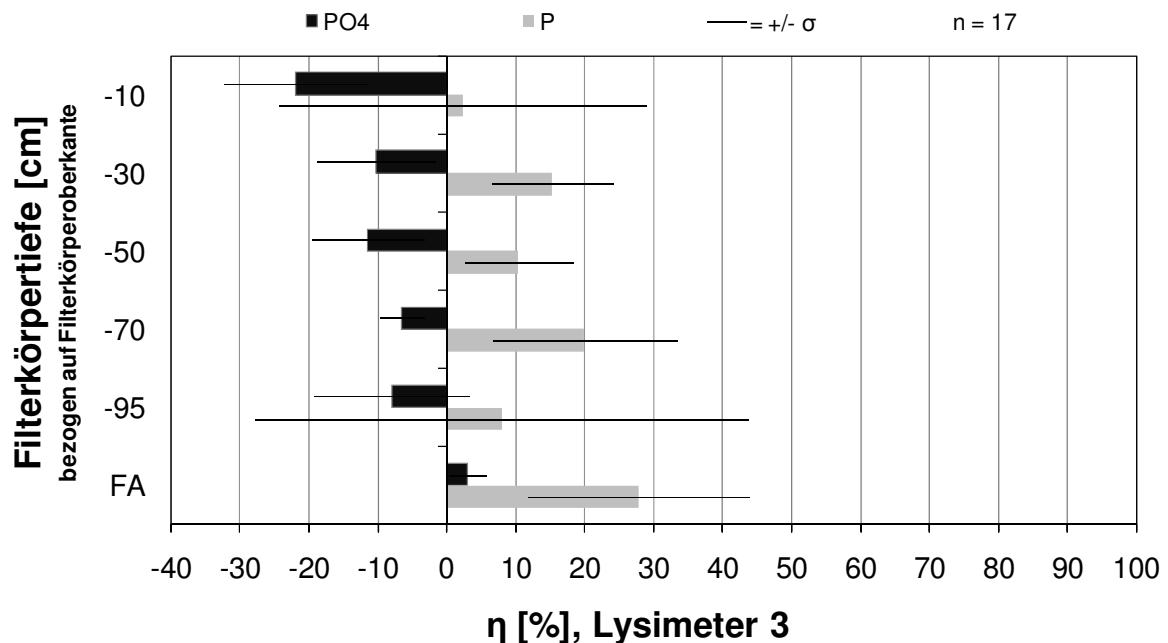


Abbildung A6.5: Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat (η_{PO_4}) und Gesamt-Phosphor (η_P) in Abhängigkeit von der Filterkörpertiefe, Lysimeter 3

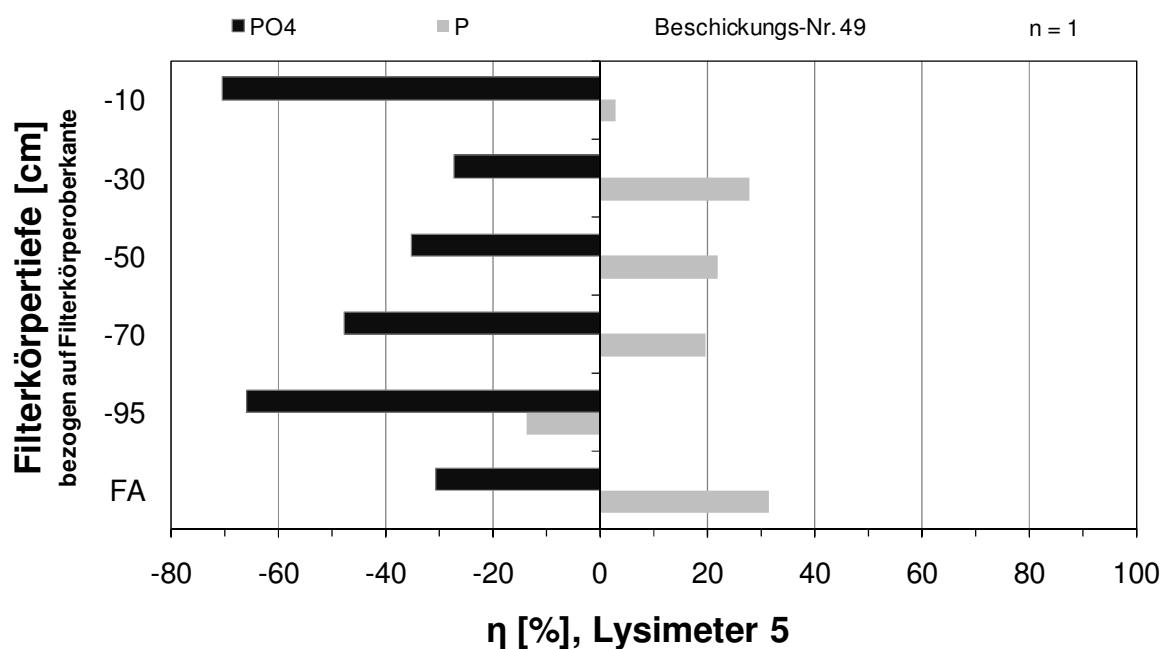


Abbildung A6.6: Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat (η_{PO_4}) und Gesamt-Phosphor (η_P) in Abhängigkeit von der Filterkörpertiefe, Lysimeter 5

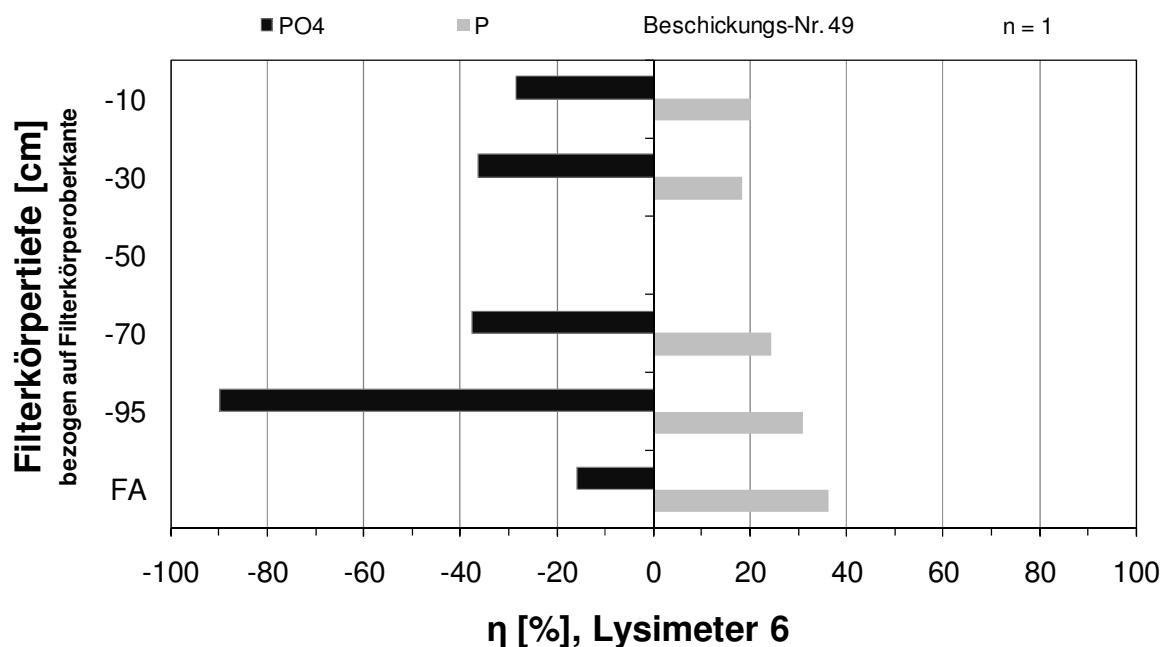


Abbildung A6.7: Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat (η_{PO_4}) und Gesamt-Phosphor (η_P) in Abhängigkeit von der Filterkörpertiefe, Lysimeter 6

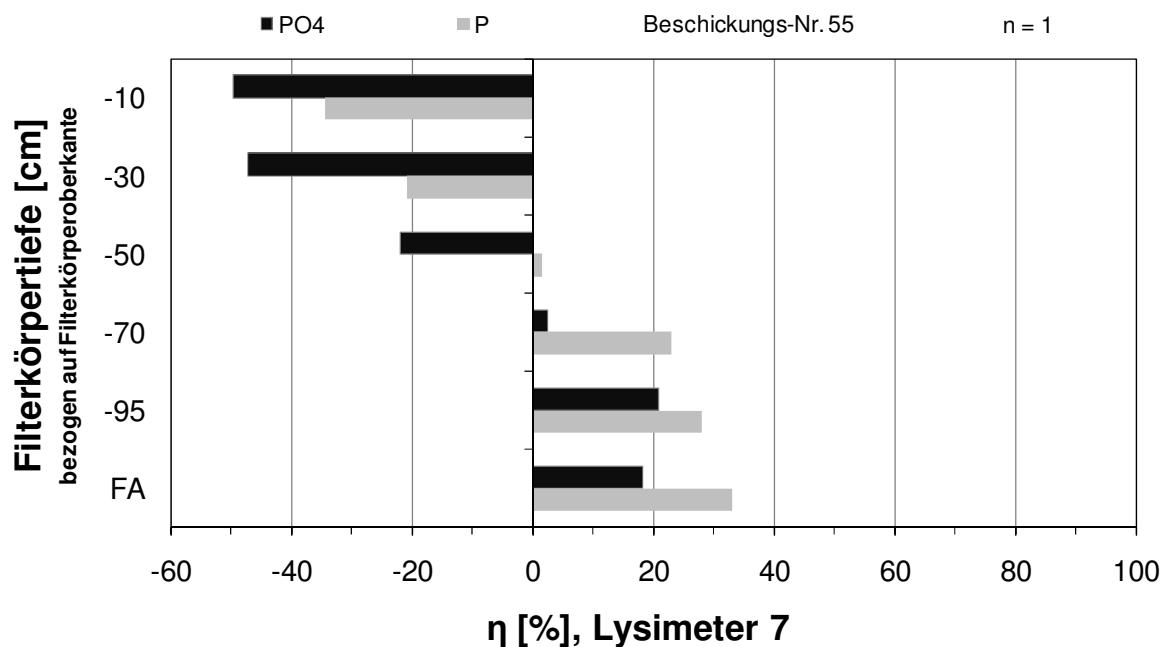


Abbildung A6.8: Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat (η_{PO_4}) und Gesamt-Phosphor (η_P) in Abhängigkeit von der Filterkörpertiefe, Lysimeter 7

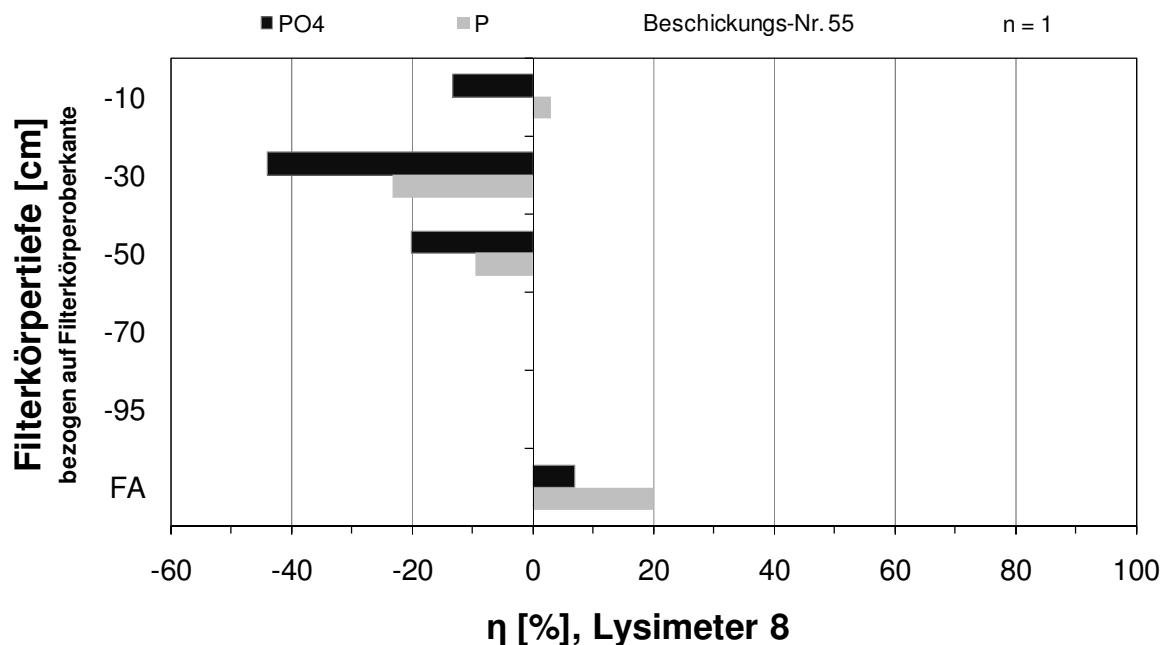


Abbildung A6.9: Wirkungsgrade für Ortho-Phosphat (η_{PO_4}) und Gesamt-Phosphor (η_P) in Abhängigkeit von der Filterkörpertiefe, Lysimeter 8

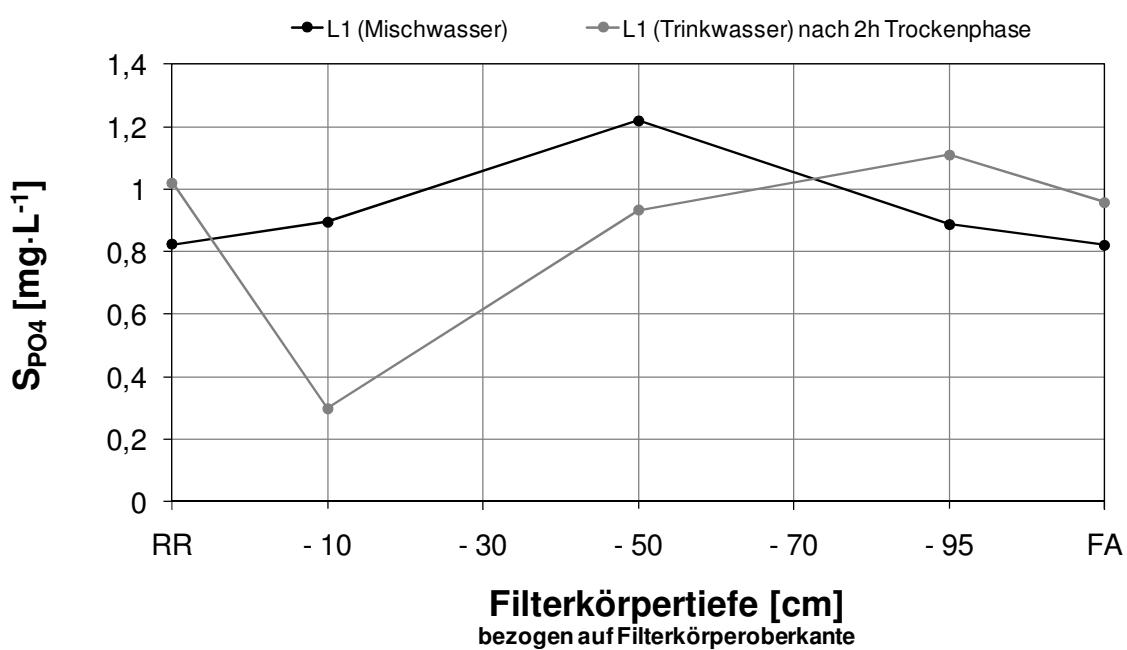


Abbildung A6.10: Konzentrationsverlauf für Ortho-Phosphat (S_{PO_4}) in Abhängigkeit von der Filterkörpertiefe, mit Trinkwasserspülung nach Trockenphase, Lysimeter 1

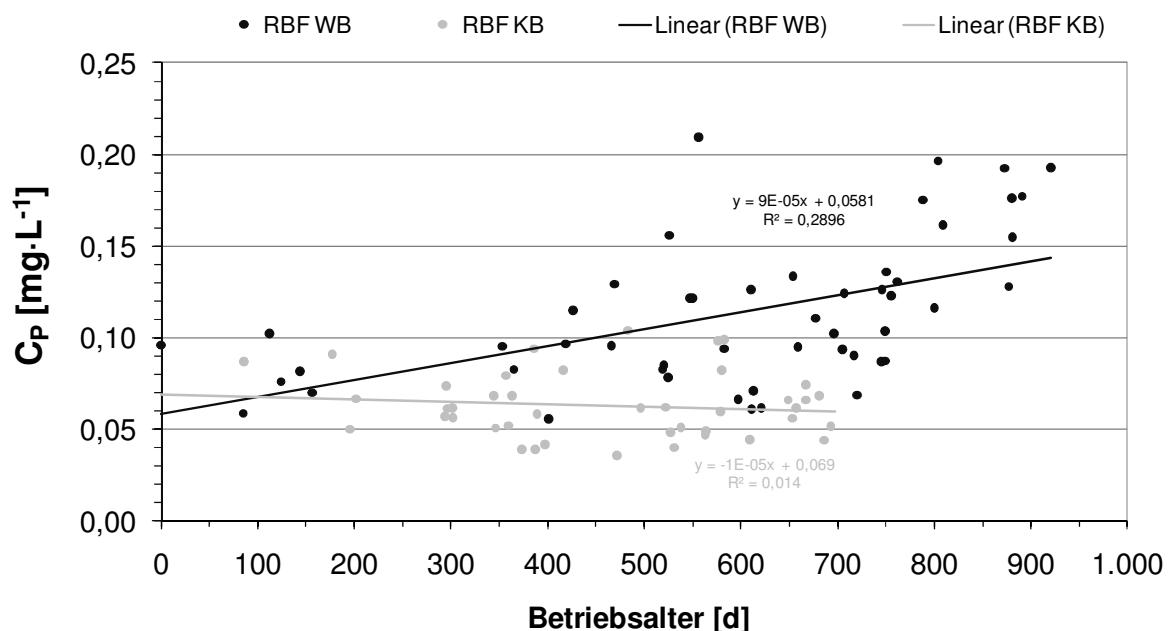


Abbildung A6.11: Korrelation zwischen mittleren frachtbereinigten Ablaufkonzentrationen und Betriebsalter, RBF WB und KB

Tabelle A6.1: Geschätzte Aufenthaltszeit und Abstandsgeschwindigkeit in Lysimeter 1-8 (Waldhoff 2008)

| Lysimeter | n_e [%] | $q_{Dr} = 0,01 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ | | $q_{Dr} = 0,05 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ | |
|-----------|------------|---|-----------------------------|---|-----------------------------|
| | | t_A [h] | v_A [m·h ⁻¹] | t_A [h] | v_A [m·h ⁻¹] |
| L 1 | 17,1 | 4,8 | 0,21 | 1,0 | 1,05 |
| L 2 | 14,7 | 4,1 | 0,24 | 0,8 | 1,22 |
| L 3 | 14,1 | 3,9 | 0,25 | 0,8 | 1,27 |
| L 4 | 11,6 | 3,2 | 0,31 | 0,6 | 1,55 |
| L 5 | 17,6 | 4,9 | 0,20 | 1,0 | 1,02 |
| L 6 | 13,7 | 3,8 | 0,26 | 0,8 | 1,32 |
| L 7 | 20,1 | 5,6 | 0,18 | 1,1 | 0,89 |
| L 8 | 21,2 | 5,9 | 0,17 | 1,2 | 0,85 |

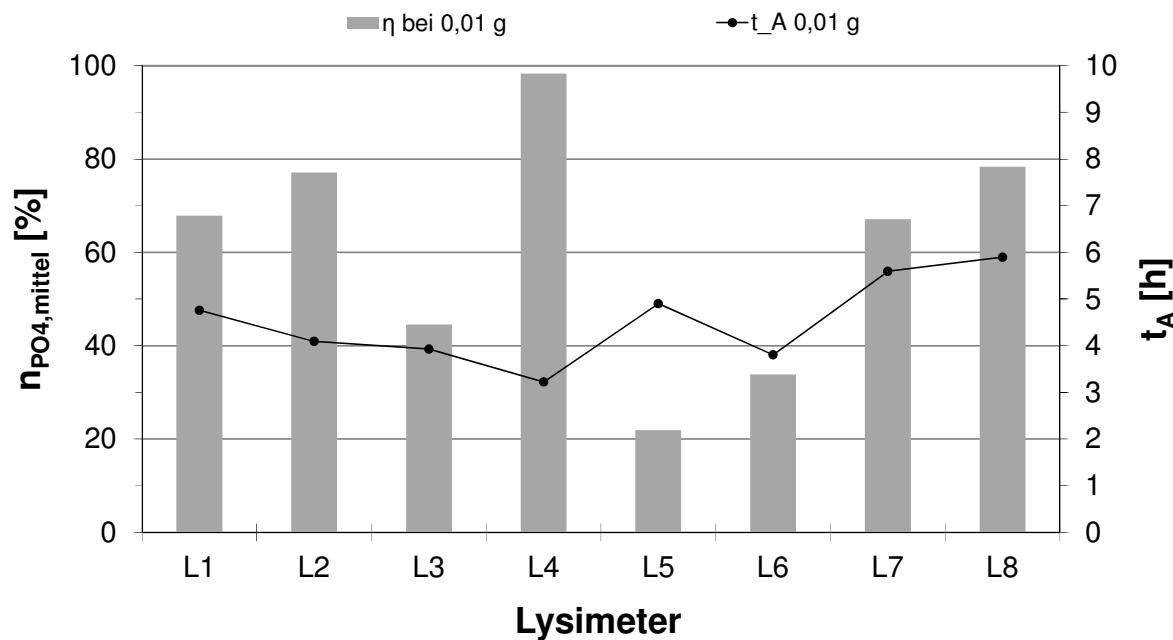


Abbildung A6.12: PO_4 -Wirkungsgrad in Abhangigkeit von der Aufenthaltszeit bei spezifischem Drosselabfluss $qDr = 0,01 L \cdot s^{-1} \cdot m^{-2}$, Lysimeter

pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, Redox-Potential

Tabelle A6.2: pH-Wert, Sauerstoffgehalt, elektrische Leitfähigkeit und Redox-Potential im Zu- und Ablauf, RBF KB

| RBF KB | T [°C] | | pH [-] | | O ₂ [mg*L ⁻¹] | | LF [μS*cm ⁻¹] | | Redox [mV] | |
|-----------------------------------|--------|--------|--------|--------|--------------------------------------|--------|---------------------------|--------|------------|--------|
| | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf |
| Anzahl | 6 | 46 | 6 | 16 | 6 | 13 | 6 | 16 | 6 | 16 |
| h _{FA} [m] ¹⁾ | 5,5 | 60,5 | 5,5 | 21,1 | 5,5 | 18,2 | 5,5 | 21,1 | | |
| Mittelwert | 14,9 | 10,6 | 6,8 | 7,5 | 7,3 | 8,6 | 51 | 285 | -17 | 341 |
| Median | 15,7 | 10,0 | 6,8 | 7,5 | 7,3 | 9,1 | 32 | 176 | 34 | 376 |
| Min | 9,9 | 1,9 | 6,7 | 7,2 | 6,4 | 6,8 | 21 | 128 | -160 | 205 |
| Max | 19,4 | 20,0 | 7,0 | 7,7 | 8,4 | 9,8 | 159 | 713 | 56 | 415 |

¹⁾ h_{FA,ges.} = 63,5 m

Tabelle A6.3: pH-Wert, Sauerstoffgehalt, elektrische Leitfähigkeit und Redox-Potential im Zu- und Ablauf, RBF OE (nach Waldhoff 2008)

| RBF OE | T [°C] | | pH [-] | | O ₂ [mg*L ⁻¹] | | LF [μS*cm ⁻¹] | | Redox [mV] | |
|-----------------------------------|--------|--------|--------|--------|--------------------------------------|--------|---------------------------|--------|------------|--------|
| | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf | Zulauf | Ablauf |
| Anzahl | 6 | 57 | 6 | 18 | 5 | 50 | 6 | 18 | 6 | 18 |
| h _{FA} [m] ¹⁾ | 4,8 | 34,5 | 4,8 | 12,4 | 4,4 | 31,5 | 4,8 | 12,4 | | |
| Mittelwert | 6,7 | 11,3 | 7,6 | 7,2 | 6,4 | 7,9 | 277 | 294 | 20 | 351 |
| Median | 6,6 | 11,7 | 7,6 | 7,2 | 7,3 | 7,8 | 260 | 292 | 11 | 358 |
| Min | 5,9 | 2,0 | 7,3 | 7,1 | 2,8 | 6,3 | 181 | 203 | -23 | 273 |
| Max | 7,8 | 19,1 | 7,9 | 7,3 | 10,0 | 9,9 | 452 | 413 | 88 | 397 |

¹⁾ h_{FA,ges.} = 34,5 m

Tabelle A6.4: pH-Werte der Filtersubstrate zu Untersuchungsbeginn und -ende, Lysimeter und RBF

| Filteranlage und Filtersubstratzusammensetzung | pH Untersuchungs- beginn [-] | pH Untersuchungs- ende [-] | pH delta [-] |
|--|---------------------------------------|-------------------------------------|--------------------|
| FW (bindiger Boden) | 7,2 | 7,1 | -0,2 |
| L 1, L 2 = WB (0/2) | 8,2 | 7,3 | -0,9 |
| L 3 = OE (0/2) + 20 M.-% Kalkbrechsand | 8,3 | 7,0 | -1,3 |
| L 4 = KB (0/2) + 10 M.-% Ferrosorp® RW | 7,8 | 7,3 | -0,6 |
| L 5 (0/2) + 20 M.-% Kalkbrechsand | 7,9 | 6,7 | -1,3 |
| L 6 (0/4) + 20 M.-% Kalkbrechsand | 7,6 | f.A. ¹⁾ | - |
| L 7 (0/1,4) + 20 M.-% Kalkbrechsand | 7,7 | 7,5 | -0,3 |
| L 8 (0/2) | 7,1 | 7,0 | -0,1 |

¹⁾ f.A. = fehlerhafte Analytik

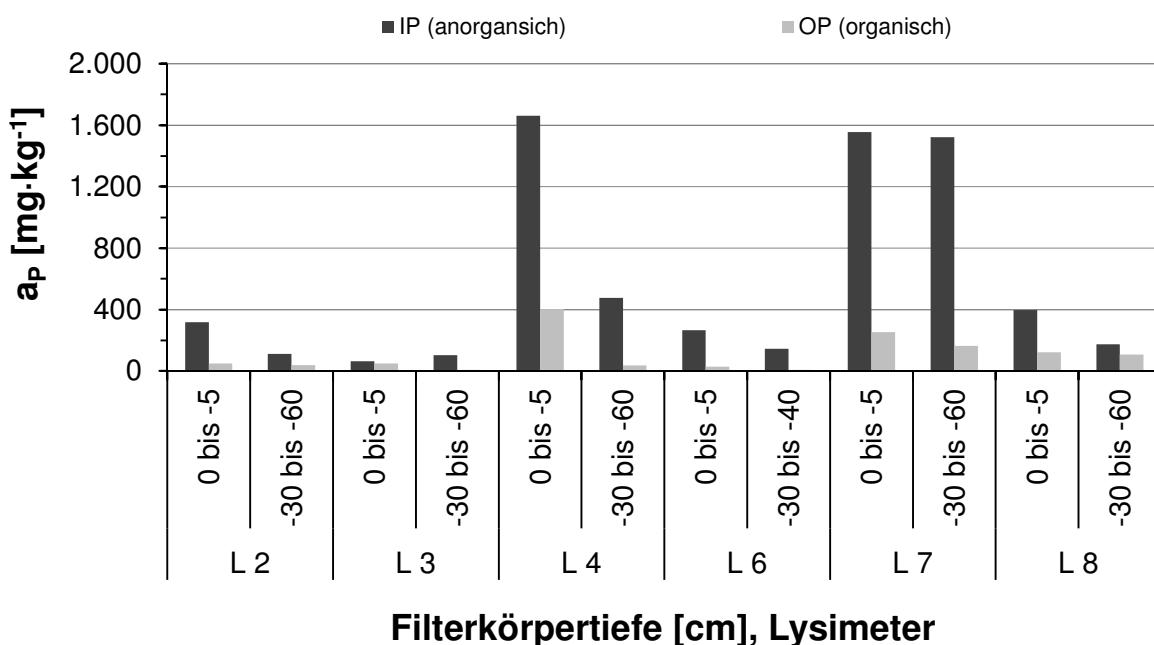


Abbildung A6.13: Mittlere Filtersubstratkonzentrationen (feste Phase) für Gesamt-Phosphor (a_P) in Abhängigkeit von der Filterkörpertiefe und der Bindungsart anorganisch (IP) und organisch (OP), Lysimeter

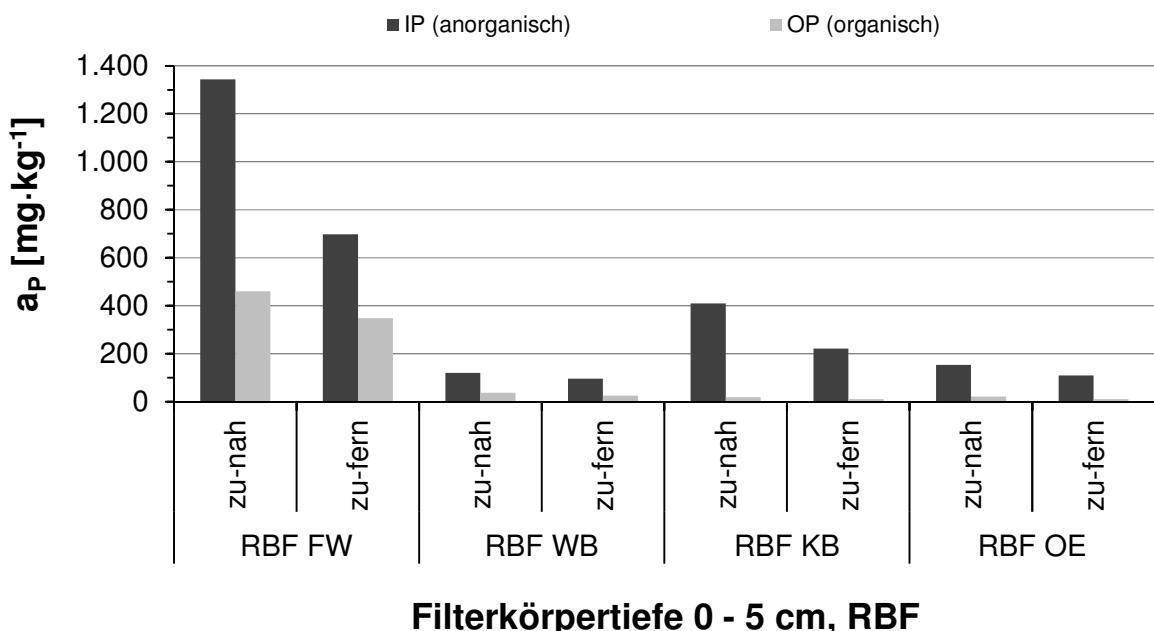


Abbildung A6.14: Mittlere Filtersubstratkonzentrationen (feste Phase) für Gesamt-Phosphor (a_P) in Abhängigkeit von der Filterkörperfläche und -tiefe (0 cm - 5 cm) und der Bindungsart anorganisch (IP) und organisch (OP), RBF

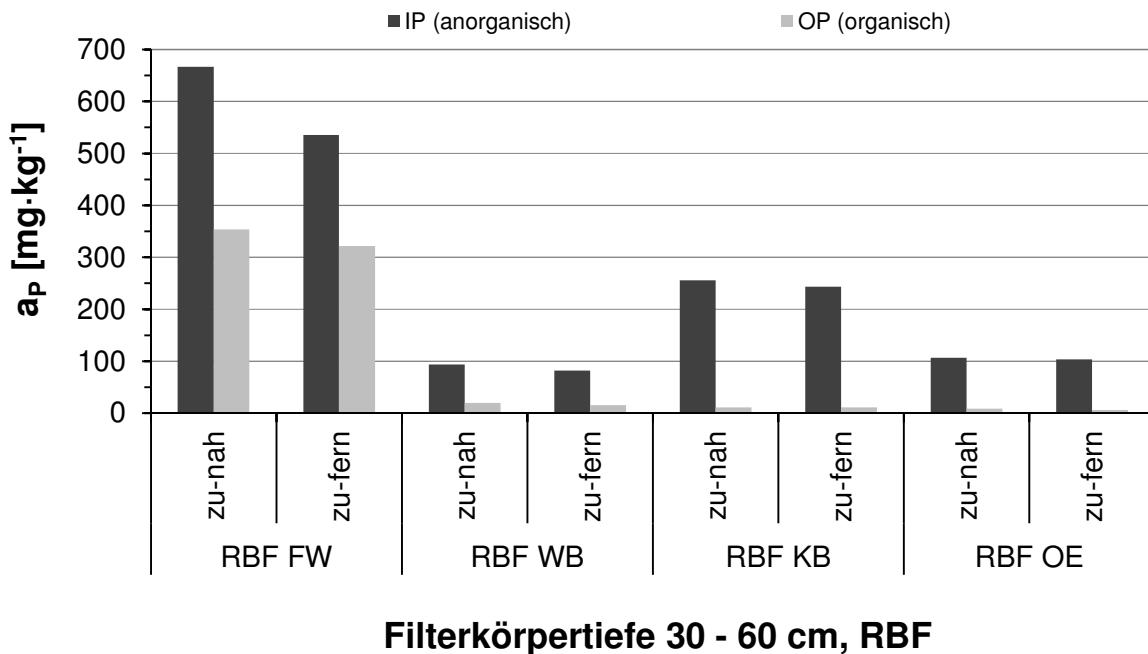


Abbildung A6.15: Mittlere Filtersubstratkonzentrationen (feste Phase) für Gesamt-Phosphor (a_P) in Abhängigkeit von der Filterkörperfläche und -tiefe (30 cm - 60 cm) und der Bindungsart anorganisch (IP) und organisch (OP), RBF

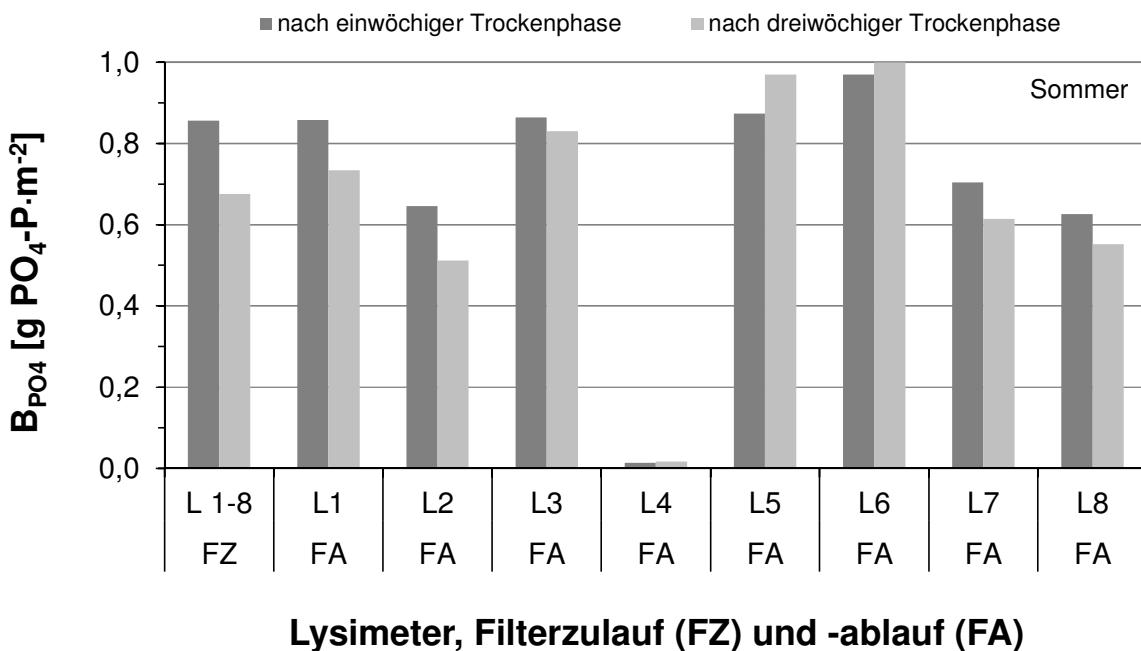


Abbildung A6.16: Vergleich des PO₄-Rückhaltes nach ein- und dreiwöchiger Beschickungspause im Sommer, Lysimeter

**In der Schriftenreihe WASSER • ABWASSER • UMWELT
des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft¹⁾
der Universität Kassel sind bisher folgende Bände erschienen:**

| | | Preis € |
|----------|---|------------|
| Band 1: | Stickstoff und Phosphor in Fließgewässern – Wissensstand und Folgerungen für die Abwasserreinigung (1986) 1. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium | vergriffen |
| Band 2: | Planungshilfen zur weitergehenden Abwasserreinigung und Klärschlammensorgung (1988) 2. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium | vergriffen |
| Band 3: | Betrieb und Wirtschaftlichkeit der Kraft-Wärme-Kopplung auf kleinen und mittelgroßen Kläranlagen in Hessen (1988) Wolf, P., Eck-Düpont, M. | vergriffen |
| Band 4: | Behandlung von Deponiesickerwasser (1988) 1. Abfallseminar des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft | 25,- € |
| Band 5: | Stand der Technik bei der Vermeidung gefährlicher Stoffe in der Abwasserbeseitigung (1989) 3. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium | 25,- € |
| Band 6: | Phänomene der hydraulischen Leitfähigkeit dauernd hydromorpher Bodenmatrices – Untersuchungen einer Randbedingung bei Wurzelraumanlagen (1990) Lüken, Bernd O. | 25,- € |
| Band 7: | Anforderungen an die Regenwasserbehandlung bei Mischwasserkanalisation (1991) 4. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium | vergriffen |
| Band 8: | Messen und Regeln in der Abwassertechnik Planung – Ausführung – Betrieb (1992) 5. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium | 25,- € |
| Band 9: | Wachstum und Abtrag der Sielhaut in Mischwasserkanälen (Ende 1992) Reiff, H. | vergriffen |
| Band 10: | Wirkungen stoßartiger Belastungen auf ausgewählte Fließgewässerorganismen – Ein Beitrag zur Beurteilung ökologischer Schäden durch Niederschlagswassereinleitungen aus Kanalisationen (1992) Borchardt, D. | 25,- € |
| Band 11: | Ökologische Gewässersanierung im Spannungsfeld zwischen Natur und Kultur (1993) 6. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium | 25,- € |

¹⁾ Band 1 bis Band 22: Schriftenreihe WASSER-ABWASSER-ABFALL
der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik

Verzeichnis der Schriftenreihe WASSER • ABWASSER • UMWELT

| | | |
|----------|---|------------|
| Band 12: | Großtechnische Untersuchungen zur vorgeschalteten und kaskadenförmigen Denitrifikation im Vergleich zur Bemessung nach A 131 und zum Einfluß der Kalk-Phosphat-Fällung auf den Schlamm (1995) | 25,- € |
| | Bendzuck, Chr. | |
| Band 13: | Thermische Klärschlammbehandlung – Planung, Technologie und Erfahrungen – (1994) | 25,- € |
| | 7. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium | |
| Band 14: | Vergleichende Untersuchungen zur erhöhten biologischen Phosphorelimination (1995) | 25,- € |
| Band 15: | Beitrag zur Planung und Bemessung der Stickstoffelimination bei Tropfkörperanlagen (1996) | 25,- € |
| | Mehlhart, G. | |
| Band 16: | Ökologische und technische Hinweise zur Abwasser und Klärschlammbehandlung bei knappen Kassen (1996) | 25,- € |
| | 8. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium | |
| Band 17: | Untersuchungen zur Abhängigkeit der erhöhten biologischen Phosphatelimination von Temperatur und Substratversorgung (1997) | 25,- € |
| | Bendzuck, Chr. | |
| Band 18: | Abwasserbehandlung, Gewässerschutz und Wasserwirtschaft an der Schwelle zum 21. Jahrhundert (1997) | 25,- € |
| | 9. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium | |
| Band 19: | Einfluß von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose kleiner Fließgewässer im ländlichen Raum (1998) | vergriffen |
| | Fischer, J. | |
| Band 20: | Integrierte Planung von Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung mit Hilfe von Simulationsmodellen – Lösungsansätze und Handlungsanleitungen (2002) | 25,- € |
| | Mang, J. | |
| Band 21: | Weitergehende Mischwasserbehandlung in Bodenfilterbecken (2002) | 25,- € |
| | Born, W. | |

Die Bände 1 bis 21 sind, soweit nicht vergriffen, zu beziehen über

Verein zur Förderung der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik e.V.
der Universität Kassel

Kurt-Wolters-Str. 3, 34125 Kassel
Tel. 0561/804-2869, Fax 0561/804-3642
www.uni-kassel.de/fb14/siwawi

Ab Band 22 erfolgt der Vertrieb über

kassel university press GmbH
Diagonale 10
34127 Kassel
Tel. 0561/804-2159, Fax 0561/804-3429
www.upress.uni-kassel.de

| | | |
|----------|---|---------|
| Band 22: | Ein exemplarischer Ansatz zur Einbindung neuer Bemessungswege und neuer Reinigungstechnologien bei der Ertüchtigung von Kläranlagen (2003) ISBN 3-89958-039-7 Schier, W. | 25,-- € |
| Band 23: | Membranfiltration in Hessen – Teil 1 (2005) ISBN 3-89958-040-0 | 25,-- € |
| Band 24: | Membranfiltration in Hessen – Teil 2, Zusammenfassung und Ausblick (2008) ISBN 978-3-89958-158-4 | 25,-- € |
| Band 25: | Bau eines einfachen Membranfiltrationsgerätes (Prototyp) zur Aufbereitung von Trinkwasser aus Oberflächenwasser für kleine Personengruppen in Notsituationen ohne Fremdenergie (2008) ISBN 978-3-89958-159-1 | 30,-- € |
| Band 26: | Foulingverhalten des Membranbelebungsverfahrens und Auswirkungen auf die Leistungsfähigkeit (2005) ISBN 3-89958-160-1 Wett, M. | 25,-- € |
| Band 27: | Forschung für die Praxis am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft (2005) 10. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium ISBN 3-89958-161-X | 25,-- € |
| Band 28: | Untersuchungen zur Sulfidbildung und zur Effizienz der Geruchsminimierung durch Zugabe von Additiven in Abwasserkanalisationen (2008) ISBN 978-3-89958-453-0 Frey, M. | 30,-- € |
| Band 29: | Retentionsbodenfilter zur Mischwasserbehandlung in Hessen (2008) ISBN 978-3-89958-604-2 | 30,-- € |
| Band 30: | Hygienisierung von Mischwasser in Retentionsbodenfiltern (2008) ISBN 978-3-89958-606-0 Waldhoff, A. | 30,-- € |

Verzeichnis der Schriftenreihe WASSER • ABWASSER • UMWELT

| | |
|---|---------|
| Band 31: Odours and VOCs: Measurement, Regulation and Control (2009) | 35,-- € |
| ISBN 978-3-89958-608-5 | |
| Band 32: Biofilter als Bestandteil kombinierter Abluftbehandlungsverfahren in der Abwasserwirtschaft (2011) | 30,-- € |
| Franke, W. | |
| ISBN 978-3-86219-170-3 | |
| Band 33 Phosphorrückhalt in der Mischwasserbehandlung durch Retentionsbodenfilter-Anlagen (2013) | 30,-- € |
| Felmeden, J. | |
| ISBN 978-3-89958-610-7 | |

Alle Preise brutto incl. Ust, zzgl. Porto

