

Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen im Mischsystem mit Lavasand als Filtersubstrat

vom Fachbereich Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern
zur Erlangung des akademischen Grades Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.)
genehmigte Dissertation

Vorgelegt von
Dipl.-Ing. Ralf Hasselbach

**Kaiserslautern 2013
(D 386)**

Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen im Mischsystem mit Lavasand als Filtersubstrat

vom Fachbereich Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern
zur Erlangung des akademischen Grades Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.)
genehmigte Dissertation

Vorgelegt von
Dipl.-Ing. Ralf Hasselbach

Dekan

Prof. Dr.-Ing. Wolfgang Kurz

Prüfungskommission

Vorsitzende

Jun.-Prof. Dr.-Ing. Inka Kaufmann Alves

1. Berichterstatter

Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt

2. Berichterstatter

Prof. Dr.-Ing. Joachim Hansen

Datum der Prüfung

21.03.2013

Kaiserslautern 2013
(D 386)

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt für die Übernahme des Hauptreferats und die intensive Betreuung meiner wissenschaftlichen Arbeit als externer Doktorand am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft. Weiterhin danke ich Herrn Prof. Dr.-Ing. Joachim Hansen für die Übernahme des Koreferats und den guten fachlichen Austausch.

Dieser Arbeit liegt ein umfangreiches Forschungsvorhaben des Entsorgungsverbandes Saar (EVS) zugrunde. Der Geschäftsführung des EVS, Herrn Karl Heinz Ecker und Herrn Dr. Heribert Gisch, danke ich dafür, dass ich auf Basis der Ergebnisse des o.g. Forschungsvorhabens und weiterer Betriebsergebnisse des EVS meine Dissertation erstellen durfte.

Allen am Forschungsvorhaben „Reinigungsprozesse in Lavasand-Bodenfiltern in der Mischwasserbehandlung“ Beteiligten, insbesondere Herrn Dr. Ingo Bruch, danke ich für die konstruktive und wertvolle Zusammenarbeit. Hervorzuheben sind die angenehme Arbeitsatmosphäre und die gute Kooperation mit meinen Kolleginnen und Kollegen im Geschäftsbereich Abwasserwirtschaft-Betrieb des EVS im Allgemeinen und das Engagement des die untersuchten Pflanzenkläranlagen betreuenden Betriebspersonals und die zuverlässige und gute Analytik im Zentrallabor des EVS im Besonderen. Danken möchte ich in diesem Zusammenhang dem Geschäftsbereichsleiter Abwasserwirtschaft-Betrieb, Jörg Altmeyer, für die Freiheitsgrade und das Vertrauen, meiner Kollegin Tina Vollerthun für die immer wertvolle fachliche Diskussion und Nicole Schmidt für die exzellente und zuverlässige Unterstützung im Sekretariat.

Grundlage für die Realisierung der Pflanzenkläranlagen mit Lavasand-Bodenfiltern, die im Rahmen dieser Dissertation betrachtet wurden, waren die unter der Federführung von Herrn Dietrich Drescher durchgeführten Lysimeterversuche. Herrn Drescher bin ich nicht nur hierfür, sondern auch für die interessanten und wertvollen Gespräche zu Beginn meiner wissenschaftlichen Arbeit zu Dank verpflichtet.

Meine Eltern haben mich immer in jeder Hinsicht unterstützt und bestärkt. Nicht nur im Zusammenhang mit der Dissertation hat meine Frau Katja viel Geduld und Verständnis gezeigt. Unsere Kinder Ronja und Jonas sorgen für viel Freude in meinem Leben. Der Zusammenhalt in meiner Großfamilie bedeutet mir sehr viel. Ich danke Euch allen dafür.

Kurzfassung

Pflanzenkläranlagen (PKA) sind ein naturnahes Verfahren der Abwasserreinigung, das aufgrund seines im Vergleich zu technischen Kläranlagen geringen Wartungs- und Energieaufwands, der guten Einbindung in die Landschaft und der höheren Reinigungsleistung als konventionelle Teichkläranlagen vorwiegend im ländlichen Raum zum Einsatz kommt.

Gemäß den allgemein anerkannten Regeln der Technik beschränkt sich die Anwendung jedoch auf im Trennsystem entwässerte Einzugsgebiete und den Einsatz von fluviatilen Rundkornsanden als Filtersubstrat. Im Süden und Südwesten Deutschlands überwiegt allerdings das Mischsystem, sodass verfahrenstechnische Lösungen in der Abwasserreinigung die Mischkanalisation als Voraussetzung haben. Im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) sind Immissionsbetrachtungen im Hinblick auf den guten chemischen Zustand des Gewässers als Grundlage für den guten ökologischen Zustand erforderlich. Dezentrale Kläranlagen an abflussschwachen Gewässern müssen häufig verschärfte Anforderungen an den Ablauf, insbesondere im Hinblick auf die Nitrifikationsleistung, einhalten. Ziel dieser Arbeit ist die Überprüfung der Eignung von Pflanzenkläranlagen im Mischsystem im Allgemeinen und von Lavasand als Filtersubstrat im Besonderen zur Erfüllung dieser Anforderungen.

Der für Lavasand-Anlagen entwickelte Bemessungsansatz des Entsorgungsverbandes Saar (EVS) sowie die zugehörigen Planungs- und Betriebsvorgaben wurden im großtechnischen Maßstab an zehn kommunalen Kläranlagen mit Ausbaugrößen von 70 bis 600 EW überprüft. Neben einer reinen Verifizierung des Konzepts im Sinne eines Nachweises der Reinigungsleistung wurde versucht, auf der Kläranlage Büschdorf die Belastungsgrenzen des Systems und insbesondere der alternierend und intermittierend betriebenen Hauptbodenfilter (HBF) zu ermitteln. Ergebnis dieser Untersuchungen auf der Kläranlage Büschdorf war, dass der dort als Filtersubstrat eingesetzte Lavasand über ein Jahr mit maximalen hydraulischen Flächenbelastungen von mehr als $220 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ beaufschlagt werden kann, ohne dass es zu Kolmationserscheinungen oder einem Einbruch der Reinigungsleistung kommt.

Darüber hinaus wurde die Leistungsfähigkeit von Lavasanden aus verschiedenen Steinbrüchen mit unterschiedlichen Eigenschaften auf der Kläranlage Riesweiler untersucht. Es zeigte sich, dass das Filtermaterial mit der größten Porosität, der größten spezifischen Oberfläche, der geringsten Durchlässigkeit und der höchsten Kationenaustauschkapazität die besten Ergebnisse im Hinblick auf die Elimination von Kohlenstoff- und Phosphorverbindungen sowie Ammoniumstickstoff erzielt. Im Zusammenhang mit dem CSB-Abbau und der Nitrifikationsleistung sind aerobe Verhältnisse im Filterkörper notwendig, was durch einen intermittierenden Betrieb der Bodenfilter sichergestellt wird. Dieser Sachverhalt wurde mit Redoxpotenzialmessungen und Beprobungen von Versuchsphasen mit dem Filter im Normal- und Einstaubetrieb nachgewiesen. Gemäß den Ergebnissen dieser Arbeit sind Lavasande als Filtersubstrat im Vergleich zu fluviatilen Rundkornsanden bei höherer hydraulischer Belastung, insbesondere bezogen auf den Ammoniumstickstoffabbau, leistungsfähiger.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass substrateigenschaftsabhängige Bemessungsvorgaben notwendig und sinnvoll sind. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf.

Abstract

Constructed wetlands are a near-natural process of wastewater treatment which is used primarily in rural areas due to its in comparison to technical treatment low maintenance effort and energy demand, the good integration into the landscape and the increased cleaning capability compared to conventional pond treatment plants.

In accordance with the generally acknowledged rules of technology, the application is limited to separate sewer systems and the use of fluvial sand with round grains as filter substrate. In south and south-western Germany the combined sewer system predominates. Therefore, it is a prerequisite for technical solutions in wastewater treatment. As part of the implementation of the EU Water Framework Directive, it is necessary to regard immissions with respect to the good chemical status of the receiving water as the basis for the good ecological status. The requirements placed on the effluent of decentralized sewage plants with weak receiving waters are on a high level, especially in terms of nitrification. The aim of this work is to verify the suitability of wetlands for combined systems in general and of lava sand as a filter substrate in particular.

The design approach developed by the Entsorgungsverband Saar (EVS) for such a kind of constructed wetlands and the corresponding planning and operational instructions were reviewed on large scale at ten municipal wastewater treatment plants with design capacities from 70 to 600 PE. In addition to the simple verification of the concept by examining the cleaning effectiveness, it has been attempted to determine the load limits of the system and in particular of the alternately and intermittently operated main soil filter at the WWTP Büschdorf. A result of these studies on the wastewater treatment plant Büschdorf was that lava sand as a filter substrate is suitable for the application of maximum hydraulic surface loads of more than $220 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, because there was no clogging of the filter or a collapse of the cleaning performance during a period of operation of more than one year.

Moreover, the performance of lava sands with varying properties coming from different quarries was investigated at the WWTP Riesweiler. The best cleaning results for the carbon and phosphorus compounds as well as for ammonium nitrogen were achieved with the filter material with the highest porosity, the largest specific surface area, the lowest permeability and the highest cation exchange capacity.

Aerobic conditions are required for the COD removal and the nitrification. They are accomplished by the intermittent operation of the filter with vertical sub-surface flow. This fact has been demonstrated by measuring the redox potential and sampling during experimental phases with an impounded filter.

Compared to fluvial sand with round grains, lava sand is the more suitable filter substrate at higher hydraulic loading, particularly with respect to the ammonium nitrogen removal.

In summary, it has to be stated that design specifications depending on the filter substrate and its varying properties are required. In this context, there is need for further research.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Grundlagen und Kenntnisstand	3
2.1	Begriffe	3
2.1.1	Pflanzenkläranlagen und Retentionsbodenfilteranlagen	3
2.1.2	Belastungsgrenzen und Kolmation	4
2.2	Reinigungsprozesse	5
2.2.1	Filtration	5
2.2.2	Sorption	6
2.2.3	Biologische und chemische Umsetzungsprozesse	7
2.2.3.1	Sauerstoffeintrag als Voraussetzung für Umsetzungsprozesse unter aeroben Bedingungen	7
2.2.3.2	Kohlenstoffelimination	8
2.2.3.3	Stickstoffelimination	9
2.2.3.3.1	Überblick	9
2.2.3.3.2	Nitrifikation	10
2.2.3.3.3	Denitrifikation	11
2.2.3.4	Phosphor-Elimination	12
2.3	Filtersubstrate	13
2.3.1	Bodenkundliche Grundlagen	13
2.3.2	Kenntnisstand zur Reinigungsleistung unterschiedlicher Filtersubstrate	15
2.4	Einflussfaktoren für Milieubedingungen und Reinigungsleistung	18
2.4.1	Redoxpotenzial	18
2.4.2	Temperatur und pH-Wert	19
2.5	Bepflanzung	20
2.6	Bemessung von Bodenfiltern – allgemein anerkannte Regeln der Technik	21
2.6.1	Bemessung von vertikal durchströmten Bodenfiltern von Pflanzenkläranlagen	21
2.6.2	Bemessung von Bodenfiltern von Retentionsbodenfilteranlagen	23
2.7	Bemessung von Pflanzenkläranlagen im Mischsystem nach dem Konzept des EVS	24
2.7.1	Allgemeines zum Konzept	24
2.7.2	Hydraulische Vorgaben	26
2.7.3	Bemessungsvorgaben	26
2.7.3.1	Vorteich	26
2.7.3.2	Biologische Hauptstufe (Bodenfilter)	26
2.7.4	Vergleichende Zusammenfassung	28
3	Material und Methoden	29
3.1	Umfang der Untersuchungen gemäß Eigenkontrollverordnung	29
3.2	Mess- und Probenahmestellen	30
3.3	Mess- und Analysemethoden	32

3.3.1	Bestimmung physikalischer Parameter im Abwasser	32
3.3.2	Analyse chemischer Parameter im Abwasser	33
3.3.3	Bestimmung biologischer Parameter im Abwasser	34
3.3.4	Bodenuntersuchungen	35
3.3.5	Mengenerfassung	37
4	Betrachtete Pflanzenkläranlagen	41
4.1	Allgemeines	41
4.2	Pflanzenkläranlagen im Mischsystem mit Lavasand als Filtersubstrat	41
4.2.1	Übersicht	41
4.2.2	Beschreibung der Kläranlage Büschdorf	45
4.2.3	Beschreibung der Kläranlage Riesweiler	47
4.3	Pflanzenkläranlagen im Mischsystem mit Rundkornsanden als Filtersubstrat	50
5	Auswertung der Messdaten, Ergebnisse und Diskussion	53
5.1	Bodenkundliche Untersuchungen am Substrat	53
5.1.1	Übersicht	53
5.1.2	Untersuchungen zur Porosität	53
5.1.3	Untersuchungen zur mineralischen Zusammensetzung der Substrate	56
5.1.4	Untersuchungen zu weiteren bodenphysikalischen Parametern	57
5.1.5	Zusammenfassende Bewertung	58
5.2	Bewertung der Belastungssituation der Kläranlagen	59
5.2.1	Allgemeines	59
5.2.2	Zulauffrachten der Kläranlage Büschdorf	59
5.2.3	Hydraulische Belastung der Lavasand-Bodenfilter	61
5.2.3.1	Ermittlung der Beschickungsmenge	61
5.2.3.2	Auswertungen zu der hydraulischen Flächenbelastung der Bodenfilter	62
5.2.3.3	Auswertungen zur Stapelhöhe der Bodenfilter	65
5.2.4	Lastfälle zur Ermittlung der Grenzen der hydraulischen Belastbarkeit der Kläranlage Büschdorf	68
5.2.5	Zusammenfassung	71
5.3	Nachweis der Reinigungsleistung des Gesamtsystems	72
5.3.1	Untersuchungsumfang und statistische Relevanz	72
5.3.2	CSB- und BSB ₅ -Elimination	74
5.3.3	Nitrifikation	77
5.3.4	Phosphorelimination	79
5.3.5	Schwermetalle	80
5.3.6	Fazit	81
5.4	Auswertungen zur Reinigungsleistung der einzelnen Anlagenstufen bei verschiedenen hydraulischen Belastungen	81
5.4.1	Intensivmessprogramme zur Kläranlage Büschdorf	81
5.4.1.1	Überblick über die Intensivmessprogramme und die hydraulische Belastung	81
5.4.1.2	Ergebnisse zu den Intensivmessprogrammen mit Beaufschlagung der HBF entsprechend der Bemessung	83
5.4.1.3	Ergebnisse zu den Intensivmessprogrammen mit leicht erhöhter Beaufschlagung der HBF im Vergleich zur Bemessung	87

5.4.1.4	Ergebnisse zu den Intensivmessprogrammen mit stark erhöhter Beaufschlagung der HBF im Vergleich zur Bemessung	87
5.4.1.4.1	Übersicht	87
5.4.1.4.2	Auswertungen zu der hydraulischen Spitzenbelastungen der HBF	88
5.4.1.4.3	Betrachtungen zum ABF	91
5.4.2	Auswertung zu den abfiltrierbaren Stoffen (AFS)	92
5.4.3	Bodenfilter der Kläranlage Heisterberg	94
5.4.3.1	Überblick	94
5.4.1.2	CSB-Elimination	95
5.4.1.3	Nitrifikation	96
5.4.1.4	Phosphorelimination	97
5.4.4	Fazit	98
5.5	Versuche mit Lavasanden unterschiedlicher Herkunft	99
5.5.1	Kohlenstoffelimination	99
5.5.2	Stickstoffelimination	104
5.5.3	Abfiltrierbare Stoffe (AFS)	106
5.5.4	Fazit zur Substratabhängigkeit der Reinigungsleistung	108
5.6	Jahreszeitliche Einflüsse auf die Nitrifikationsleistung	108
5.7	Entwicklung der Phosphorelimination	111
5.7.1	Entwicklung von Ablaufwerten und Eliminationsraten über die Betriebsdauer	111
5.7.2	Jahreszeitliche Abhängigkeit der P-Elimination	116
5.7.3	Prozesse und Ursachen	118
5.8	Keimreduzierung	119
5.9	Betrachtungen zum intermittierenden Betrieb der Bodenfilter und zu den Milieubedingungen	121
5.9.1	Erläuterungen zur Beaufschlagung von HBF und ABF	121
5.9.2	Sauerstoffregime in Abhängigkeit von der Beaufschlagung	123
5.9.3	pH-Wert als Randbedingung für die Nitrifikation	126
5.10	Einstaubbetrieb	127
5.10.1	Veranlassung	127
5.10.2	Auswirkungen auf die CSB-Elimination	128
5.10.3	Auswirkungen auf die Nitrifikation	128
5.10.4	Milieubedingungen während der langen Einstauphase 2008 und Auswirkungen auf die Reinigungsleistung der Kläranlage Riesweiler	130
5.10.5	Auswirkungen von Einstauphasen auf den Schilfbestand	134
5.11	Verteilersystem	135
5.11.1	Allgemeines	135
5.11.2	Untersuchungen zur beaufschlagten Fläche je Beschickungspunkt	136
5.11.3	Betriebserfahrungen	139
5.11.4	Fazit	140
5.12	Vergleich von Lavasand und Rundkornsand als Filtersubstrat	140
5.12.1	Allgemeines	140
5.12.2	Hydraulische Belastung der Rundkornsandbodenfilter	141
5.12.3	CSB-Elimination	142
5.12.4	Nitrifikation	143

5.12.5 P-Elimination	145
5.12.6 Vergleich der Reinigungsleistung vor dem Hintergrund der hydraulischen Belastung	147
6 Zusammenfassung	149
6.1 Rahmenbedingungen für die Überprüfung der Leistungsfähigkeit von Lavasand in Pflanzenkläranlagen zur Abwasserreinigung im Mischsystem	149
6.2 Bodenphysikalische Eigenschaften von Lavasanden	150
6.3 Leistungsfähigkeit von bewachsenen Lavasand-Bodenfiltern	150
6.3.1 Hydraulische Belastbarkeit und Reinigungsleistung	150
6.3.2 Reinigungsleistung unterschiedlicher Lavasande	151
6.3.3 Keimelimination	152
6.3.4 Milieubedingungen im intermittierenden Betrieb	153
6.3.5 Vergleichende Betrachtung mit Rundkornsanden als Filtersubstrat	153
6.4 Fazit	153
7 Forschungsbedarf und Ausblick	155
8 Literaturverzeichnis	157
Anhang	167

Abbildungsverzeichnis

Bild 2.1: Mittlerer Wirkungsgrad der Ammoniumelimination in Abhängigkeit von der Flächenbeschickung und der System- bzw. Substratauswahl (Börner 1992)	16
Bild 2.2: Verfahrensschema Pflanzenkläranlagenkonzeption des EVS (eigene Darstellung in Anlehnung an Drescher, Hasselbach 2010)	24
Bild 2.3: Beschickungssystem der HBF der Kläranlage Büschdorf (Drescher, Hasselbach, Rampendahl 2007)	28
Bild 3.1: Lageplan zur KA Büschdorf mit Mess- und Probenahmestellen	31
Bild 3.2: Entwicklung des Wasserspiegels im Beschickungspumpwerk der Kläranlage Büschdorf während Beschickungsvorgängen (24.05.2010)	39
Bild 4.1: Lage der Pflanzenkläranlagen nach der Konzeption des EVS	41
Bild 4.2: Aufbau der Bodenfilter mit Lavasand als Filtersubstrat	42
Bild 4.3: Spezifische Oberfläche an der Ober- und Unterkante des Filterkörpers der HBF ausgesuchter Pflanzenkläranlagen nach der Konzeption des EVS	44
Bild 4.4: Beschickungssystem des ABF der Kläranlage Seyweiler	45
Bild 4.5: Forschungsfilter der Kläranlage Riesweiler im Winter	48
Bild 4.6: Schematischer Übersichtslageplan zur Kläranlage Riesweiler	49
Bild 4.7: Vertikalfilter und Beschickungssystem der Kläranlage Vogelsbüsch	51
Bild 5.1: Relativ-Vergleich von Porenvolumina, Oberfläche nach BET und Porenradien für den Mikro- bis Mesoporenbereich mittels Ar-Sorption	54
Bild 5.2: Relativ-Vergleich von Porenvolumina und spezifischer Oberfläche für den Meso- bis Makroporenbereich mittels Hg-Intrusion	55
Bild 5.3: Gegenüberstellung der hydraulischen Flächenbelastung der Bodenfilter von fünf Kläranlagen für je zwei vollständige Jahre	63
Bild 5.4: Gegenüberstellung der Stapelhöhe der Bodenfilter von fünf Kläranlagen für je zwei vollständige Jahre	65
Bild 5.5: Definierte maximale hydraulische Flächenbelastung der HBF in den unterschiedlichen Betriebsphasen der Kläranlage Büschdorf	69
Bild 5.6: Mittlere hydraulische Flächenbelastung in den Intensivmessprogrammen – zugeordnet den unterschiedlichen Betriebsphasen der Kläranlage Büschdorf	70
Bild 5.7: Auswertung der CSB-Konzentrationen im Zu- und im Ablauf von neun Pflanzenkläranlagen vom vollständigen Anschluss des Einzugsgebiets bis zum 31.12.2011	74
Bild 5.8: Auswertung der BSB ₅ -Konzentrationen im Zu- und im Ablauf von neun Pflanzenkläranlagen vom vollständigen Anschluss des Einzugsgebiets bis zum 31.12.2011	75
Bild 5.9: Näherungsweise Reinigungsleistung hinsichtlich der Parameter CSB und BSB ₅ von neun Pflanzenkläranlagen vom vollständigen Anschluss des Einzugsgebiets bis zum 31.12.2011	76
Bild 5.10: Auswertung der PO ₄ -P-Konzentrationen im Zu- und im Ablauf von neun Pflanzenkläranlagen vom vollständigen Anschluss des Einzugsgebiets bis zum 31.12.2011	79

Bild 5.11: Auswertung der CSB-Konzentrationen im Zu- und Ablauf des Vorteichs sowie im Ablauf der HBF und des ABF der Kläranlage Büschdorf, getrennt nach Trocken- und Regenwetter, für den Betrachtungszeitraum 2005 - 2009 (24-h-Mischproben)	84
Bild 5.12: Auswertung der TN _b -, NH ₄ -N- und NO ₃ -N-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der HBF der Kläranlage Büschdorf, getrennt nach Trocken- und Regenwetter (24-h-Mischproben)	86
Bild 5.13: Auswertung der CSB und der NH ₄ -N-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der HBF der Kläranlage Büschdorf für das Messprogramm im Dezember 2011 (24-h-Mischproben)	89
Bild 5.14: Mittelwerte zu den auf der Kläranlagen Büschdorf bestimmten AFS-Konzentrationen (24-h-Mischproben)	93
Bild 5.15: Auswertung der CSB-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der Bodenfilter der Kläranlage Heisterberg, getrennt nach Trocken- und Regenwetter (Stichproben)	95
Bild 5.16: Auswertung der NH ₄ -N-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der Bodenfilter der Kläranlage Heisterberg, getrennt nach Trocken- und Regenwetter (Stichproben)	96
Bild 5.17: Auswertung der PO ₄ -P-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der Bodenfilter der Kläranlage Heisterberg, getrennt nach Trocken- und Regenwetter (Stichproben)	97
Bild 5.18: Mittelwerte der CSB-, TOC und DOC-Analysen auf der Kläranlage Riesweiler 2009 - 2010 (Stichproben)	99
Bild 5.19: Vergleich der CSB-Ablaufkonzentration von F 1 in Riesweiler in Abhängigkeit vom Zulauf bei einmaliger Beaufschlagung und im Regelbetrieb, 2009 - 2010	102
Bild 5.20: Vergleich der DOC-Ablaufkonzentration von F 3 in Riesweiler in Abhängigkeit vom Zulauf bei einmaliger Beaufschlagung und im Regelbetrieb, 2009 - 2010	103
Bild 5.21: Statistische Auswertung von NH ₄ -N im Zu- und Ablauf des Forschungsfilters und des ABF der Kläranlage Riesweiler 2009 - 2010 (Stichproben)	104
Bild 5.22: Mittelwerte der NH ₄ -N und NO ₃ -N-Analysen auf der Kläranlage Riesweiler 2009 - 2010 (Stichproben)	105
Bild 5.23: Statistische Auswertung von AFS im Zu- und Ablauf des Forschungsfilters und des ABF der Kläranlage Riesweiler 2009 - 2010 (Stichproben)	107
Bild 5.24: NH ₄ -N-Ablaufwerte der Kläranlagen Büschdorf, Faha, Medelsheim und Ober-leuken 2008 - 2010	110
Bild 5.25: Jahresmittelwerte der PO ₄ -P-Ablaufkonzentrationen (Stichproben) der Kläranlagen Büschdorf, Borg, Faha und Oberleuken 2006 - 2011	111
Bild 5.26: Ganglinie zu PO ₄ -P-Ablaufkonzentration der Kläranlage Büschdorf, 2005 – 2011, sowie Ergebnisse der statistischen Auswertung des Zulaufs	112
Bild 5.27 Eliminationsraten von PO ₄ -P-Ablaufstichproben der Kläranlagen Büschdorf, Borg, Faha und Oberleuken 2006 - 2011	113
Bild 5.28: Statistische Auswertung der PO ₄ -P-Stichproben und der Pges-24-h-Mischproben im Ablauf der Kläranlage Büschdorf, 2005 - 2010	115

Bild 5.29: Monatsmittelwerte der PO ₄ -P-Ablaufstichproben der Kläranlagen Büschdorf, Borg, Faha und Oberleuken 2006 - 2011	117
Bild 5.30: Beschickungsintervalle und Abfluss aus den Bodenfiltern der Kläranlage Büschdorf am 26.03.2010	121
Bild 5.31: Sauerstoffgehalt im Ablauf der drei Segmente des Forschungsfilters der Kläranlage Riesweiler 2009 - 2010	123
Bild 5.32: Einfluss des intermittierenden Betriebs auf das Redoxpotenzial – Beispiel F 1	125
Bild 5.33: Auswertung zum pH-Wert in den verschiedenen Filtersegmenten der Kläranlage Riesweiler (Stichproben) und der einzelnen Anlagenstufen der Kläranlage Büschdorf (24 h-Mischproben)	126
Bild 5.34: Mittelwerte der CSB-Ablaufwerte der Kläranlagen Medelsheim, Riesweiler, Seyweiler und Utweiler, getrennt nach Regel- und im Einstaubetrieb 2011	128
Bild 5.35: Messwerte zum Ammoniumstickstoffablauf der Kläranlagen Medelsheim, Riesweiler, Seyweiler und Utweiler, Juni bis September 2011	129
Bild 5.36: Mittelwerte der Ammoniumstickstoffablaufwerte der Kläranlagen Medelsheim, Riesweiler, Seyweiler und Utweiler, getrennt nach Regel- und im Einstaubetrieb 2011	130
Bild 5.37: Ganglinie Redoxpotenzial im Ablauf der Filtersegmente F 1 bis F 3 der Kläranlage Riesweiler vom 01.04. bis zum 31.07.2008	131
Bild 5.38: Ammoniumstickstoffablaufwerte des Forschungsfilters 01.04. bis 31.10.2008	132
Bild 5.39: Gesamtposphorablaufwerte des Forschungsfilters 01.04. bis 31.10.2008	133
Bild 5.40: Sekundärfilter auf der Bodenfilteroberfläche der Kläranlage Riesweiler nach Beendigung des Einstaubetriebs im Jahr 2008 (Bruch, Alewell, Hasselbach 2011)	134
Bild 5.41: Bewuchs der Hauptbodenfilter der Kläranlage Riesweiler vor und nach der 2012 durchgeführten Einstaumaßnahme (Foto links: 19.09.2011, Foto rechts: 29.08.2012)	135
Bild 5.42: Filtersegmente F 1 und F 3 der Kläranlage Riesweiler mit TDR-Messraster unmittelbar vor dem Ende einer Beaufschlagung am 16.04.2008 (Bruch, Alewell, Hasselbach 2011)	138
Bild 5.43: Ergebnisse der Bodenfeuchtemessungen in den Filtersegmente F 1 und F 3 der Kläranlage Riesweiler 20.02. – 12.03.2008 (Bruch et al. 2010)	138
Bild 5.44: Vergleich der CSB-Mittelwerte im Zu- und Ablauf von Pflanzenkläranlagen mit Rundkorn- und Lavasanden als Filtersubstrat	142
Bild 5.45: Statistische Auswertung der NH ₄ -N-Zulaufdaten von Pflanzenkläranlagen mit Rundkorn- und Lavasanden als Filtersubstrat	143
Bild 5.46: Statistische Auswertung der NH ₄ -N-Ablaufdaten von Pflanzenkläranlagen mit Rundkorn- und Lavasanden als Filtersubstrat	144
Bild 5.47: Statistische Auswertung der PO ₄ -P-Zulaufdaten von Pflanzenkläranlagen mit Rundkorn- und Lavasanden als Filtersubstrat	145
Bild 5.48: Statistische Auswertung der PO ₄ -P-Ablaufdaten von Pflanzenkläranlagen mit Rundkorn- und Lavasanden als Filtersubstrat	146

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1: Übersicht über die Vorgaben des DWA A 262 und der ÖNORM B 2505 hinsichtlich der Gestaltung von vertikal durchflossenen Bodenfiltern von Pflanzenkläranlagen	22
Tabelle 3.1: Umfang der Eigenkontrolle für Anlagen der Größenklasse 1 (EKVO 1994)	30
Tabelle 3.2: Bestimmungsmethoden physikalischer Parameter im Abwasser	33
Tabelle 3.3: Übersicht über die photometrische Bestimmung chemischer Parameter im Abwasser mit Küvettentests	33
Tabelle 4.1: Übersicht über die wesentlichen Daten zu den Pflanzenkläranlagen nach der Konzeption des EVS	43
Tabelle 4.2: Bemessungsgrundlagen Kläranlage Büschdorf	47
Tabelle 4.3: Bemessungsgrundlagen Kläranlage Riesweiler	47
Tabelle 4.4: Herkunft und Referenzen der Filtersubstrate in den einzelnen Segmenten des Forschungsfilters in Riesweiler	50
Tabelle 4.5: Übersicht über die wesentlichen Daten zu den sonstigen Pflanzenkläranlagen des EVS im Mischsystem	51
Tabelle 5.1: Probenahmeorte und Substratart	53
Tabelle 5.2: Durchlässigkeitskoeffizient und Kationenaustauschkapazität der einzelnen Segmente des Forschungsfilters in Riesweiler	57
Tabelle 5.3: Zulauffrachten, umgerechnet in Einwohnerwerte, aus 24-h-Mischproben und Mengenerfassung für den Zeitraum 2006 - 2011	60
Tabelle 5.4: Ergebnisse der Überprüfung der Pumpenleistungen der Kläranlage Büschdorf	61
Tabelle 5.5: Ermittlung der Verdunstungsrate in den Bodenfiltern von 5 Pflanzenkläranlagen	66
Tabelle 5.6: Anzahl der Ablaufanalysen zu neun Pflanzenkläranlagen nach der Konzeption des EVS vom vollständigen Anschluss des Einzugsgebiets bis zum 31.12.2011	73
Tabelle 5.7: Auswertung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen [mg/l] im Rohzu- und im Endablauf von neun Pflanzenkläranlagen vom vollständigen Anschluss des Einzugsgebiets bis zum 31.12.2011	77
Tabelle 5.8: Übersicht zu den Intensivmessprogrammen auf der Kläranlage Büschdorf 2005 bis 2011	82
Tabelle 5.9: Mittlere Konzentrationen der 24-h-Mischproben [mg/l] aus der Messphase 2005 – 2009 zur Kläranlage Büschdorf	83
Tabelle 5.10: Mittlere Konzentrationen der 24-h-Mischproben [mg/l] aus der Messphase 2011 zur Kläranlage Büschdorf	88
Tabelle 5.11: Vergleich der AFS-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der Bodenfilter, getrennt nach den Betrachtungszeiträumen 2005 – 2010 und 2011	94
Tabelle 5.12: Auswertung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte (mg/l) der Kläranlagen Büschdorf, Faha, Medelsheim und Oberleuken der Jahre 2008 - 2010	109

Tabelle 5.13: Näherungsweise ermittelte Pges-Eliminationsraten der Kläranlagen Büschdorf, Faha, Medelsheim und Oberleuken von der Inbetriebnahme bis 2011, getrennt für die Zeiträume November bis April bzw. Mai bis Oktober	118
Tabelle 5.14: Mikrobiologische Untersuchungen zur Hygienisierungsleistung der HBF der Jahre 2006 und 2007	119

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Einheit	Bedeutung, Erläuterung
ψ	-	Abflussbeiwert
A_{ABF}	m ² , m ² /EW	Oberfläche eines Ausweichbodenfilters (auch einwohnerwertspezifische Oberfläche)
A_{HBF}	m ² , m ² /EW	Oberfläche eines Hauptbodenfilters (auch einwohnerwertspezifische Oberfläche)
A_{red}	ha	Abflusswirksame befestigte Fläche
ABF	-	Ausweichbodenfilter
AbwV	-	Abwasserverordnung
AFS	mg/l	Abfiltrierbare Stoffe (Konzentration)
Ar	-	Argon
BSB ₅	mg/l	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
BT	-	Belüfteter Teich
Cd	mg/l	Kadmium (Konzentration)
Cr	mg/l	Chrom (Konzentration)
CSB	mg/l	Chemischer Sauerstoffbedarf (Konzentration)
Cu	mg/l	Kupfer (Konzentration)
DIN	-	Deutsches Institut für Normung
DN	-	Nenndurchmesser
DOC	mg/l	Gelöster Anteil des organisch gebundenen Kohlenstoffs (dissolved organic carbon)
DWA	-	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
E_0	%	Zulässige Entlastungsrate
E_h	V	Redoxpotenzial
EKVO		Eigenkontrollverordnung
EVS	-	Entsorgungsverband Saar
EW	-	Einwohnerwert
EZG	-	Einzugsgebiet
FLL	-	Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V.

Abkürzung	Einheit	Bedeutung, Erläuterung
GV	-	Gleichverteilung der Beschickungssports im Zusammenhang mit dem Verteilersystem
IDM	-	Induktive Durchflussmessung
IÖV	-	Ingenieurökologische Vereinigung e. V.
IUPAC	-	International Union of Pure and Applied Chemistry
IWA	-	International Water Association
HBF	-	Hauptbodenfilter
Hg	-	Quecksilber
HS	-	Stirnseitige Anordnung von Beschickungssports mit horizontaler Strömungskomponente
$h_{Na,eff}$	mm	Effektiver Niederschlag
KA	-	Kläranlage
KAK	mmol/g	Kationenaustauschkapazität
KAK_{eff}	mmol/g	Effektive Kationenaustauschkapazität
k_f	m/s	Durchlässigkeitskoeffizient
LUA	-	Landesamt für Umwelt- und Arbeitsschutz
MST	-	Messstelle
MZB	-	Mehrzweckbecken
MUV	-	Ministerium für Umwelt und Verkehr
N	-	Anzahl
NH ₄ -N	mg/l	Ammoniumstickstoff (Konzentration)
n_{HBF}	-	Anzahl Beschickungsintervalle des Hauptbodenfilters am Tag
Ni	mg/l	Nickel (Konzentration)
NO ₃ -N	mg/l	Nitratstickstoff (Konzentration)
O ₂	mg/l	Sauerstoff (Konzentration)
ÖNORM		Österreichische Norm
OK	-	Oberkante
Pb	mg/l	Blei (Konzentration)
PE	-	Polyethylen
PFA	-	Punktuelle Einleitung über freien Auslauf im Zusammenhang mit dem Verteilersystem
P_{ges}	mg/l	Gesamtphosphor (Konzentration)

Abkürzung	Einheit	Bedeutung, Erläuterung
PKA	-	Pflanzenkläranlage
PO ₄	mg/l	Phosphat (Konzentration)
PW	-	Pumpwerk
Q _{F,d,aM}	m ³ /d, l/s	Täglicher Fremdwasserabfluss im Jahresmittel
q _{HBF,m}	l/(m ² *d)	Hydraulische Flächenbelastung bei Mischwasserzufluss
q _{HBF,t}	l/(m ² *d)	Hydraulische Flächenbelastung bei Trockenwetter
Q _M	m ³ /h, l/s	Maximaler Mischwasserabfluss
Q _{S,d,aM}	m ³ /d, l/s	Täglicher Schmutzwasserabfluss im Jahresmittel
Q _{T,d,aM}	m ³ /d, l/s	Täglicher Trockenwetterabfluss im Jahresmittel
RBF	-	Retentionsbodenfilter
REM	-	Rasterelektronenmikroskop
TDR	-	Time Domain Reflectometry
TKN	mg/l	Total Kjeldahl-Stickstoff (Konzentration)
TN _b	mg/l	Gesamtstickstoff (total nitrogen)
TOC	mg/l	Gesamter organisch gebundener Kohlenstoff (total organic carbon)
TS	mg/l	Trockensubstanzgehalt (Konzentration)
Ü	-	Überlauf
UK	-	Unterkante
V	m ³	Volumen
V _{Q,R}	m ³ /EW, m ³	(einwohnerwertspezifisches) Aufstauvolumen des Vorteichs zur Regenwasserbehandlung
V _{Q,T}	m ³ /EW, m ³	(einwohnerwertspezifisches) Grundvolumen des Vorteichs bei Trockenwetter
VT	-	Vorteich
XRD		Pulverdiffraktometrie
Zn	mg/l	Zink (Konzentration)

1 Einleitung

Im 19. Jahrhundert hat sich im Zuge der Industrialisierung und der Urbanisierung die Schwemmkanalisation etabliert. Es erfolgte eine direkte Ableitung des Abwassers in Flüsse und Bäche. Aus der daraus entstandenen Verschmutzung der Gewässer und der Verbreitung von Seuchen entwickelte sich die Notwendigkeit einer Abwasserreinigung. Statt das Abwasser ungereinigt direkt Gewässern zuzuführen, wurde es auf Äckern und Wiesen verrieselt. Vor diesem Hintergrund wurden Rieselfelder in Danzig (1869), Münster (1870) und Berlin (1873) eingerichtet. Diese landwirtschaftliche Verwertung hat jedoch den Nachteil des großen Flächenbedarfs (Imhoff, Imhoff, Jardin 2009). Im ähnlichen Zeitraum wurden Sedimentationsbecken wie z. B. in Hamburg (1874) und mechanische Kläranlagen wie z. B. in Frankfurt (Main) (1887) entwickelt (Wissing, Hofmann 2002).

Aus diesen ersten Reinigungsverfahren haben sich in den letzten 140 Jahren die heute den anerkannten Regeln der Technik entsprechenden naturnahen Verfahren wie Abwasserteiche und Pflanzenkläranlagen auf der einen Seite und technische Abwasserreinigungsverfahren wie das Belebungsverfahren, Tauch- und Tropfkörper usw. auf der anderen Seite entwickelt.

Auch wenn die EU-Kommunalabwasserrichtlinie (1991) lediglich emissionsseitige Mindestanforderungen vorgibt, ergibt sich aus der in der EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000) definierten Zielsetzung eines guten ökologischen Zustandes in den Gewässern die Notwendigkeit integrierter Ansätze und Immissionsbetrachtungen. Bei der Entwicklung von Konzepten für kleine Kläranlagen ist das Ergebnis von Immissionsbetrachtungen als eine der wesentlichen Randbedingungen anzusehen. Dies führt im dünn besiedelten ländlichen Raum insbesondere an schwachen Gewässern häufig dazu, dass neben den Mindestanforderungen aus der EU-Kommunalabwasserrichtlinie für den CSB und den BSB₅ als zusätzliches Reinigungsziel mindestens eine weitgehende Nitrifikation erforderlich wird.

In weiten Teilen Deutschlands ist eine Entwässerung im Mischsystem gegeben und bei einer über die Abschreibungszeit einer neuen Kläranlage hinausgehenden Lebensdauer der Kanalisation als Planungsvoraussetzung zugrunde zu legen.

Als naturnahes Verfahren stellen im ländlichen Raum bei entsprechender Gestaltung und Dimensionierung bewachsene Bodenfilter ein zur Nitrifikation geeignetes Verfahren dar. Der Einsatz von bewachsenen Bodenfiltern in Kläranlagen im Mischsystem stellt eine Besonderheit und eine Abweichung von den in Deutschland und Österreich geltenden allgemein anerkannten Regeln der Technik dar (DWA 2006; Drescher, Hasselbach, Rampendahl 2007; ÖNORM 2009).

In diesem Kontext führte der Entsorgungsverband Saar (EVS) ab dem Jahr 2000 Lysimeterversuche auf der Kläranlage in Ommersheim durch. Dabei wurden unterschiedliche Filtermaterialien - bepflanzt mit Schilf und beschickt mit nicht vorgeklärtem Mischwasser - getestet. Ergebnis der ersten Versuchsphase war, dass Lavasand mindestens ebenso gut als Filtersubstrat geeignet ist wie fluviatile Rundkornsande. (Leibroch 2002; Drescher 2003; EVS 2006; Drescher, Hasselbach, Rampendahl 2007).

Die Arbeitsgruppe 10.1 „Abwasserreinigung in bewachsenen Bodenfiltern“ der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), die sandig kiesige Filtermaterialien mit einer größeren Infiltrationskapazität als Lavasand sowohl 1998 als auch im Rahmen der Novellierung im Jahre 2006 im Arbeitsblatt A 262 bevorzugt, bezeichnet die Versuchsergebnisse des Entsorgungsverbandes Saar mit Lavasand 0/4 mm als

vielversprechend (Nowak, Heise 2007), stellt jedoch klar, dass es sich trotz der vielversprechenden Ergebnisse aus ihrer Sicht noch um Versuchsanlagen handelt.

Lavasande sind Naturmaterialien, die in Abhängigkeit von der Herkunft deutlich unterschiedliche bodenphysikalische und chemische Eigenschaften aufweisen können. Ihr Vorkommen ist geologisch bedingt beschränkt, sodass sie im Gegensatz zu fluviatilen Rundkornsanden nicht überall in Europa wirtschaftlich als Filtersubstrat in Pflanzenkläranlagen eingesetzt werden können. Die Beschränkung der Verfügbarkeit von Lavasanden auf das Umfeld der Gewinnungsorte führt auch dazu, dass der Umfang der Erprobung dieses Materials in der Abwasser- bzw. Regenwasserbehandlung sehr begrenzt ist.

Gegenstand dieser Arbeit ist eine systematische Erweiterung des Kenntnisstandes hinsichtlich der Leistungsfähigkeit von bewachsenen Bodenfiltern mit Lavasand als Filtersubstrat in Pflanzenkläranlagen, der Belastungsgrenzen, der im Filterkörper ablaufenden Prozesse und der substratspezifischen Besonderheiten der Lavasande.

Es ist nicht nur die Zielsetzung, die Eignung von Pflanzenkläranlagen im Mischsystem und von Lavasand als Filtersubstrat anhand von mehrjährigen Untersuchungen an kommunalen Kläranlagen und somit im großtechnischen Maßstab zu verifizieren, sondern auch Belastungsgrenzen zu ermitteln. Zusätzlich soll erforscht werden, ob für Lavasande verschiedener Herkunft und physikalischer und chemischer Eigenschaften einheitliche verfahrenstechnische Bemessungsvorgaben (z.B. hinsichtlich der zulässigen hydraulischen Flächenbelastung oder des Verteilersystems) getroffen werden können. Andernfalls müssten Bodeneigenschaften wie Porosität, Infiltrations- und Kationenaustauschkapazität einen derart maßgeblichen Einfluss haben, dass sie bei der Erstellung verfahrenstechnischer Vorgaben für Pflanzenkläranlagen im Sinne der Wirtschaftlichkeit berücksichtigt werden müssen.

Im folgenden Kapitel werden Grundlagen, Prozesse und Kenntnisstand zur Abwasserreinigung in bewachsenen Bodenfiltern sowie der Stand der Technik zu Pflanzenkläranlagen und die konzeptionellen Abweichungen der betrachteten Lavasand-Anlagen hiervon erläutert. Nach der Darstellung der Methoden zur Erfassung von hydraulischer Belastung und Reinigungsergebnissen sowie der bodenphysikalischen Untersuchungen (Kapitel 3) werden die betrachteten Pflanzenkläranlagen (Kapitel 4) vorgestellt. Daran schließen sich die Erläuterung und Diskussion der Ergebnisse (Kapitel 5) sowie eine Zusammenfassung (Kapitel 6) an. Anhand der gewonnenen Erkenntnisse werden Hinweise zu Bemessungsgrundsätzen gegeben sowie in Kapitel 7 im Rahmen des Ausblicks der Forschungsbedarf formuliert.

2 Grundlagen und Kenntnisstand

2.1 Begriffe

2.1.1 Pflanzenkläranlagen und Retentionsbodenfilteranlagen

Unter dem Begriff Pflanzenkläranlage (PKA) versteht man ein aus einer mechanischen Vorreinigung (Vorklärung) und einem bepflanzten Bodenfilter oder oberflächlich überströmten Pflanzenbeet bestehendes Gesamtsystem.

Als bepflanzte/bewachsene Bodenfilter werden in der Regel sandige bzw. kiesige Filterkörper bezeichnet, die nach einer mechanischen Vorreinigung mit dem Zweck der biologischen Abwasserbehandlung gezielt beaufschlagt und durchströmt werden sowie mit einer gezielten Bepflanzung versehen sind. Ein wesentliches Kennzeichen von Bodenfiltern ist, dass sie künstlich aufgebaut werden, jedoch aus natürlichen Filtermaterialien bestehen (Grotehusmann 2000). Differenziert wird dabei entsprechend der Strömungsrichtung zwischen horizontal und vertikal durchströmten Bodenfiltern. Der Bodenkörper wird dabei, insbesondere bei vertikaler Durchströmung, allenfalls im Teileinstau betrieben. Ständig überstaute, von einem oberflächlichen Abfluss geprägte Bodenkörper, werden als oberflächlich überströmte Pflanzenbeete bezeichnet (DWA 2006).

In der Regenwasserbehandlung werden neben Regenüberlauf- und Regenrückhaltebecken sowie Stauraumkanälen auch Bodenfilter eingesetzt, die dem Ziel der Reduzierung niederschlagsbedingter Belastung von Gewässern dienen, d. h. der Elimination bzw. des Rückhaltes von Feststoffen, sauerstoffzehrenden Stoffen und Metallen. Im Sinne des DWA-Merkblattes M 178 (2005) versteht man unter einer Retentionsbodenfilteranlage (RBFA) eine 2-stufige Regenwasserbehandlung, bestehend aus einem Regenbecken und einem diesem nachgeschalteten Retentionsbodenfilter (RBF). Es handelt sich bei den RBF um Bodenfilter, in die ein Speicherraum zu Retentionszwecken integriert ist.

Während mit der Schmutzwasserbehandlung in bewachsenen Bodenfiltern bereits in den 50er-Jahren, insbesondere angetrieben durch die Pionierin Käthe Seidel, begonnen wurde, erfolgte die Realisierung der ersten Retentionsbodenfilter erst vor rund 20 Jahren in Deutschland. Insofern hat sich das Konzept der Retentionsbodenfilteranlagen aus den Pflanzenkläranlagen entwickelt. Die bewachsenen Bodenfilter von Pflanzenkläranlagen und Retentionsbodenfilter unterscheiden sich im Wesentlichen durch die Zusammensetzung des Wassers, mit dem sie beaufschlagt werden, und durch die Betriebsbedingungen.

Die Beaufschlagung der RBF erfolgt ausschließlich niederschlagsabhängig, d. h. zwischen zwei Beschickungsereignissen können auch längere Phasen der Beschickungsruhe in Trockenwetterperioden liegen. Darüber hinaus variiert die hydraulische und stoffliche Belastung der RBF stark und unterliegt einer wetterabhängigen Verteilung, die man auch als zufällig bezeichnen könnte. Die wechselnden Betriebs- und Belastungsbedingungen haben einen wesentlichen Einfluss auf die Prozesse in einem RBF. Dies grenzt die Retentionsbodenfilter von den Bodenfiltern in Pflanzenkläranlagen ab, die der Behandlung von Schmutzwasser dienen, das unabhängig von Niederschlagsereignissen anfällt.

Pflanzenkläranlagen können sowohl im Trenn- als auch im Mischsystem betrieben werden. Bei einer Entwässerung im Mischsystem werden die Pflanzenkläranlagen und somit

letztendlich auch die dort eingesetzten Bodenfilter mit einem Regenwasseranteil neben dem Schmutzwasser beschickt.

Das Mischwasser, mit dem RBF bei Regenereignissen aus dem Überlauf eines Regenbeckens beaufschlagt werden, hat eine andere Zusammensetzung und weist in der Regel geringere Konzentrationen als das mechanisch vorbehandelte Abwasser im Zulauf von Bodenfiltern von Pflanzenkläranlagen auf. Die CSB-Konzentrationen von Mischwasserüberläufen, d. h. vom Zulauf von RBF, liegen im Bereich von 50 – 200 mg/l, die von Ammoniumstickstoff unter 8 mg/l, wobei die Angaben in der Literatur sich stark unterscheiden (Uhl, Kasting 2002; Brombach, Fuchs 2002; Welker 2004; Dittmer 2006).

2.1.2 Belastungsgrenzen und Kolmation

Zu hohe hydraulische und/oder stoffliche Belastungen können zu einem Einbruch der Reinigungsleistung und/oder einer Kolmation des oder der Bodenfilter(s) führen. Eine Verschlechterung der Ablaufwerte, verbunden mit einer Überschreitung der für die Abwasserabgabe erklärten Werte oder der Einleitgrenzwerte sowie eine Reduzierung des hydraulischen Durchsatzes, sind Indikatoren für das Erreichen bzw. Überschreiten der Belastungsgrenzen eines Bodenfilters. Eine Anlagerung von Partikeln innerhalb des Filterkörpers kann zur Selbstabdichtung führen. Eine Porenraumverringerung im Boden, die eine Verringerung der hydraulischen Leistungsfähigkeit zur Folge hat, wird als Kolmation bezeichnet (Busch, Luckner, Tiemer 1993). Eine unzureichende Schwebstoffabtrennung in der Vorklärung bzw. Ablagerungen abfiltrierbarer Stoffe an der Filteroberfläche können zu einer äußeren Kolmation führen.

Chemische und biologische Kolmation erfolgen im Inneren des Filterkörpers. Eine chemische Kolmation kann eintreten, wenn gelöste Stoffe ausgefällt werden und im Boden verbleiben (Blazejewski, Murat-Blazeewska 1997; Börner 1992). Eine biologische Kolmation entspricht u.a. einer Verstopfung durch das übermäßige Wachstum von Lebewesen, wie Bakterien, Algen und Pilze, oder Ablagerungen von deren Stoffwechselprodukten (Teschner et al., 2004). Daneben wird die biologische Eisenoxidation als weitere Ursache genannt (Nowak, Heise 2007).

Biologische Kolmation ist aber auch häufig auf eine nicht ausreichende Sauerstoffversorgung und die damit verbundene Störung der biologischen Abbauprozesse im Bodenfilter zurückzuführen. Abwasserinhaltsstoffe werden unzureichend abgebaut, so kann es auch indirekt zu einer Verstopfung des Filterkörpers kommen (Schwager, Boller 1997). Eine biologische Kolmation durch Akkumulation von Biomasse kann gemäß Kunst und Flasche (1995) vermieden werden, indem in Beschickungspausen ausreichend Sauerstoff zugeführt wird, sodass die aeroben Umsetzungsprozesse vollständig ablaufen.

Bezogen auf die Regenerationsfähigkeit des Bodenfilters bzw. die Dauerhaftigkeit einer Kolmationserscheinung kann eine Differenzierung erfolgen. Bei intermittierend betriebenen Filtern kann man von Kolmation sprechen, wenn am Ende einer Pause zwischen zwei Beschickungsphasen auf der Filteroberfläche Überstandswasser noch deutlich sichtbar ist. Wird dieser Filter darüber hinaus alternierend im Wechsel mit einem oder mehreren anderen Filtereinheiten betrieben und löst sich der Einstau dieses Filters in der Phase der Beschickungsrufe wieder auf, ist die aufgetretene Kolmationserscheinung als temporär zu bezeichnen, da sich der Bodenfilter in einer längeren Beschickungsrufe wieder regeneriert hat. Ein Filter ist vollständig kolmatiert, wenn er an hydraulischer Leistungsfähigkeit verliert bzw. sich beim intermittierenden und alternierenden Betrieb auch nach der maximal

vorgesehenen Dauer der Beschickungspause nicht wieder regeneriert hat (Drescher, Hasselbach, Rampendahl 2007).

Eine zeitweilige Kolmation mit anschließender Regeneration des Bodenfilters ohne Verlust an Durchsatzleistung und ohne wesentlichen Einfluss auf die Reinigungsleistung kann als unschädlich eingestuft werden. Mit dem Ziel einer weitgehenden Kohlenstoffelimination und einer nahezu vollständigen Nitrifikation muss ein Filter aerob betrieben werden. Wichtige Indikatoren für die Gefahr einer Kolmation im Dauerbetrieb sind das Ansteigen der Ammoniumstickstoffkonzentration im Ablauf und das Absinken des Redoxpotenzials im Filterkörper selbst oder im aus dem Filter abfließenden gereinigten Abwasser, da Sauerstoffmangel bzw. anaerobe Verhältnisse das Ergebnis einer Kolmation darstellen.

Eine biologische Kolmation kann gemäß Teschner et al. (1994) durch Unterbrechung der Beschickung wieder aufgelöst werden, da durch eine Austrocknung der Filteroberfläche bzw. des Filterkörpers ein die Poren verstopfender Biofilm weitgehend zerstört und somit die Dränwirkung der Poren wiederhergestellt wird. Im Sinne der Filterregeneration kann also die Anordnung von mehreren Bodenfiltern und ein alternierender Betrieb mit entsprechenden Ruhephasen der einzelnen Filter von Vorteil sein.

Pflanzenwurzeln halten die Durchlässigkeit von Bodenfiltern aufrecht, wenn diese von oben beschickt und vorwiegend vertikal durchströmt werden. Daher wird die Offenhaltung der Poren und die Erhaltung der Durchlässigkeit als die wesentliche Aufgabe der Pflanzen angesehen (Dafner 1992; Wissing, Hofmann 2002).

2.2 Reinigungsprozesse

Die Reinigungsleistung bepflanzter Bodenfilter basiert auf dem Zusammenspiel von Filterkörper, Mikroorganismen und Pflanzen sowie auf der Art und Weise der Beschickung und der Passage des Bodenfilters durch das Abwasser (LfU SA 2007). Es handelt sich dabei um mechanische Prozesse im Bodenkörper (zum Beispiel Filtration), um physikalisch-chemische (zum Beispiel Adsorption, Ionenaustausch) sowie biochemische Umsetzungsprozesse durch die in den Bodenporen und auf den Pflanzenwurzeln lebenden Mikroorganismen (Dittmer 2006; LfU SA 2007).

2.2.1 Filtration

Partikuläre organische und anorganische Abwasserinhaltsstoffe können durch mechanische Filtration zurückgehalten werden. Grundlage ist die Siebwirkung des Filtersubstrates. Abwasserinhaltsstoffe, die nicht in der Lage sind, die Poren des Filterkörpers zu passieren, werden physikalisch entweder auf der Filteroberfläche (Flächenfiltration) oder im Filterkörper (Raumfiltration) zurückgehalten. Der Rückhalt partikulärer Stoffe erfolgt im Wesentlichen auf der Filteroberfläche und nicht im gesamten Filterkörper als Raumfiltration (Blume 1992). Bei der Filtration durch Mittelsand werden z.B. Partikel $> 5 \mu\text{m}$ durch die Siebwirkung an der Filteroberfläche abgetrennt (Börner 1992).

Aufgrund der Tatsache, dass organische partikuläre Stoffe vorwiegend an der Filteroberfläche zurückgehalten werden, kann dort eine Zone mit erhöhter biologischer Aktivität entstehen (UBA 1999).

Dieser Sachverhalt wurde auch in den Lysimeterversuchen des EVS auf der Kläranlage Ommersheim beobachtet. Hier kam es zu organischen Ablagerungen auf der Filteroberfläche aufgrund der geringen mechanischen Vorreinigung ausschließlich durch einen Grobrechen.

Diese Ablagerungen (Sekundärfilter) hatten gemäß der Ergebnisse vorgenannter mehrjähriger Versuche eine positive Auswirkung auf die Reinigungsleistung (EVS 2006; Drescher, Hasselbach, Rampendahl 2007).

Raumfiltration beruht nicht unbedingt auf einer reinen Siebwirkung, sondern auch auf Adsorptionsprozessen und bei Biokolloiden auf elektrostatischer Anziehung (Coulomb'sche Kräfte) und van-der-Wals-Kräften (Matthess et al. 1991). Biokolloide wie Bakterien und Viren werden in Bodenfiltern jedoch nicht vollständig durch eine mechanische Filtration zurückgehalten, da sie häufig deutlich kleinere Durchmesser als die Porenkanäle von Böden aufweisen. Der Rückhalt von Biokolloiden in bewachsenen Bodenfiltern erfolgt zumindest zum Teil durch eine auf den vorgenannten Prozessen basierenden physiko-chemische Raumfiltration (Logan et al. 2001, Waldhoff 2008).

2.2.2 Sorption

Als Sorption werden die Prozesse bezeichnet, bei denen physikalische und chemische Reaktionen zur Anlagerung oder zur Ablösung gelöster oder gasförmiger Ionen oder Moleküle an der Oberfläche von festen Phasen in der Bodenmatrix führen. Im Zusammenhang mit der Abwasserreinigung in bewachsenen Bodenfiltern versteht man unter Adsorption eine Anlagerung der im zu reinigenden Abwasser gelösten Stoffe an der inneren Oberfläche des Bodenfilters, während die Abgabe dieser Stoffe an die Wasserphase als Desorption bezeichnet wird. Als Sorbent wird der an diesen Prozessen beteiligte feste Stoff bezeichnet, als Sorptiv die gelöste sorbierbare Substanz und als Sorbat das adsorbierte Material (Blume et al. 2010).

Eine wesentliche Art des Sorptionsprozesses in der Abwasserreinigung ist der Ionenaustausch. Dabei werden geladene Ionen durch elektrostatische Kräfte von entgegengesetzt geladenen Oberflächen angezogen (Adsorption) und andere Ionen freigesetzt (Desorption).

Da Bodenpartikel in der Regel negativ geladene Oberflächen aufweisen, spielt bei Bodenfiltern vor allem der Kationenaustausch eine wichtige Rolle. Er wird charakterisiert durch die effektive Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}). Sie entspricht der Summe aus permanenter und variabler negativer Ladung eines Filtersubstrats. Ein reiner Sand z. B. weist eine geringe Kationenaustauschkapazität auf ($\approx 1 \text{ cmol}_c/\text{kg}$). Maßgeblich beeinflusst wird die effektive Kationenaustauschkapazität durch den Gehalt an Ton und humifizierter organischer Substanz und durch den pH-Wert. Stark humifizierter Torf weist z. B. eine $KAK_{eff} > 200 \text{ cmol}_c/\text{kg}$ auf (Blume et al. 2010).

Die vorstehend genannten Bodeneigenschaften beeinflussen unter anderem die Eignung eines Filtersubstrats zur Adsorption von in Form von Kationen vorliegenden Abwasserinhaltsstoffen wie NH_4^+ . Aufgrund der negativen Auswirkungen von Ammonium insbesondere auf abflussschwache Gewässer ist dessen Elimination in der Abwasserreinigung aus gewässerökologischer Sicht von besonderer Bedeutung.

Adsorptionsprozesse können auch die Voraussetzung für den mikrobiellen Abbau von gelösten Abwasserinhaltsstoffen sein, da durch die Adsorptionsreaktion die gelösten Abwasserinhaltsstoffe an der Bodenmatrix festgehalten und im Anschluss biologisch abgebaut werden können. Beispielsweise ist der Rückhalt von Ammoniumkationen im Filterkörper eine wichtige Voraussetzung für den biologischen Abbau von Ammonium (siehe Kapitel 2.2.3.3.2). Daher kann die Kationenaustauschkapazität ein für die Bewertung der Eignung

von Filtersubstraten für eine weitergehende Abwasserreinigung interessanter Parameter sein.

Bei den biologischen Abbauprozessen handelt es sich zum Beispiel um die Elimination von organischen Kohlenstoffverbindungen (repräsentiert durch die Summenparameter BSB₅, CSB, TOC, DOC) und die Nitrifikation von Ammonium zu Nitrat. Für die Nitrifikation ist das Vorhandensein von freiem Sauerstoff unumgänglich. In vertikal durchflossenen, nicht eingestauten Bodenfiltern läuft auch der Kohlenstoffabbau aerob ab. Grundvoraussetzung für aerobe Umwandlungsprozesse ist, dass Sauerstoff in den Filterkörper gelangt. Dies gilt insbesondere für die Nitrifikation von Ammonium, das durch Adsorption an die Bodenpartikel im Abwasser während der Durchströmung des Filters angelagert wurde. Adsorption kann die Voraussetzung für biologische Prozesse in einem Bodenfilter sein.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass für die Mischwasserreinigung in Bodenfiltern Filtersubstrate besonders geeignet sind, die eine hohe Adsorptionskapazität aufweisen und in der Lage sind, gelöste Stoffe durch Adsorption über längere Zeit zu binden (LfU BW 2002).

Große aktive Oberflächen im Filterkörper fördern sowohl die Adsorption als auch eine sich daran anschließende Oxidation von Abwasserinhaltsstoffen.

Eine hohe Sorptionskapazität hinsichtlich von Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen weisen bindige Bodenarten mit einem Anteil von mehr als 70 % an Ton und Schluff auf. Dies stellt einen Vorteil gegenüber Sand als Filtermaterial in bewachsenen Bodenfiltern dar (MUNLV NRW 2001).

2.2.3 Biologische und chemische Umsetzungsprozesse

2.2.3.1 Sauerstoffeintrag als Voraussetzung für Umsetzungsprozesse unter aeroben Bedingungen

Der mikrobielle Abbau von organischen Kohlenstoffverbindungen und die Nitrifikation erfolgen unter aeroben Bedingungen, die in vertikal durchströmten und nicht im Einstau betriebenen horizontal durchströmten Bodenfiltern in der Regel anzutreffen sind. Der für diese Umsetzungsvorgänge erforderliche Sauerstoff wird über nachfolgend aufgeführte Wege in den Bodenfilter eingetragen (LfU SA 2007):

- durch Diffusion:
Aufgrund des Konzentrationsgefälles der Boden- zur Außenluft erfolgt ein Austausch der Gase im Bodenfilter.
- durch Konvektion:
Das Luftvolumen im Filterkörper wird infolge der Sogwirkung des ablaufenden Wassers ausgetauscht.
- durch Eintrag über die Pflanzen:
In das Umfeld der Wurzeln wird über das zur Durchlüftung dienende Luftspeichergewebe der Pflanzen (Aerenchym) Luft eingetragen.

Hinsichtlich der Bedeutung des Sauerstoffeintrags über die Sumpfpflanzen besteht noch Forschungsbedarf. Dieser Sachverhalt kann dadurch verdeutlicht werden, dass gegensätzliche Hypothesen vertreten werden. Wissing und Hofmann (2002) räumen diesem Pfad des Sauerstoffeintrags eine hohe Bedeutung ein. Dagegen geht das Landesamt für Umweltschutz

von Sachsen-Anhalt in seinen Gestaltungshinweisen zu Planung, Bau, Betrieb und Wartung von Pflanzenkläranlagen (2007) eher von einem relativ unbedeutenden Anteil der Sumpfpflanzen und deren Aerenchym am Sauerstoffeintrag aus. Hier wird hinsichtlich der Bedeutung der Pflanzen auf die Durchwurzelung des Bodenkörpers, die damit verbundene Verbesserung der Hydraulik, die Auflockerung des Bodengefüges und somit die Erhöhung der Durchlässigkeit sowie die Vergrößerung der Aufwuchsflächen für die Mikroorganismen hingewiesen.

Der Sauerstoffeintrag über die Pflanzen selbst ist für eine nahezu vollständige Nitrifikation nicht ausreichend, sodass eine intermittierende Betriebsweise von bewachsenen Bodenfiltern in Pflanzenkläranlagen aufgrund der damit verbundenen Konvektionen empfohlen wird (Wissing, Hoffmann 2002). Es muss also im Filterkörper durch das abfließende Wasser ein Unterdruck im Porensystem entstehen und gleichzeitig vermieden werden, dass Abwasser nachströmen kann, sodass Außenluft und letztendlich Sauerstoff in den Filter gelangt.

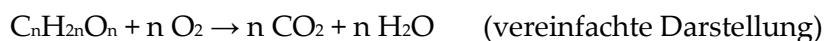
Experimentell wurde von Vogel (1995, zitiert in Platzer 1998) nachgewiesen, dass der den Filter durchfließende Abwasservolumenstrom und das nachströmende Luftvolumen gleich sind. Bei vertikal durchflossenen Bodenfiltern stellte Platzer (1998) fest, dass der Sauerstoffeintrag aus Konvektion mittels Erhöhung der hydraulischen Beaufschlagung maximiert werden kann. Einem Sauerstoffeintrag durch Konvektion von $18 \text{ g O}_2 / (\text{m}^2 \cdot \text{d})$ bei einer hydraulischen Belastung von $60 \text{ l} / (\text{m}^2 \cdot \text{d})$ wird ein Sauerstoffeintrag von rund $35 \text{ g O}_2 / (\text{m}^2 \cdot \text{d})$ bei einer Beschickung mit $120 \text{ l} / (\text{m}^2 \cdot \text{d})$ gegenübergestellt.

Der Sauerstoffeintrag ist bei horizontal durchströmten Filtern begrenzt, da er in der Regel durch den natürlichen Luftaustausch über die Bodenporen in den Bodenfilter erfolgt, d.h. durch Diffusion. Bei der schwallartigen intermittierenden Beschickung von Vertikalfiltern erfolgt ein Teil des Sauerstoffeintrags durch Konvektion (Geller, Höner 2003).

Turkovic (2009) geht auf Basis von Versuchen mit vertikal durchströmten Säulen und hochauflösenden O_2 -Messungen sowie vergleichenden Untersuchungen im regulären Betrieb bzw. im geschlossenen Betrieb mit Ausschluss von Diffusionsströmen davon aus, dass Diffusion den wesentlichen Mechanismus des Sauerstoffeintrags darstellt. Begründet wird diese These damit, dass die Sauerstoffbilanz im Rahmen des Prozesses mit Verdrängung der Bodenluft durch den Abwassereintrag in den Filterkörper und der anschließenden Konvektion zu Beginn der Beschickungsruhe sich in etwa ausgleichen. Durch die Sauerstoffzehrung während der mikrobiellen Abbauprozesse reduziert sich der O_2 -Gehalt im Filter und erhöht sich die Diffusionsrate. Insofern würde eine Selbstregulation des O_2 -Gehaltes im Filterkörper während der Beschickungspausen durch Diffusion erfolgen.

2.2.3.2 Kohlenstoffelimination

Im Rahmen aerober Stoffwechselprozesse werden energiereiche organische Stoffe wie Eiweiße, Fette und Kohlenhydrate in mehreren Schritten bis zu energiearmen anorganischen Stoffen abgebaut. Endprodukte sind Wasser (H_2O) und Kohlendioxid (CO_2). Die Umsetzung erfolgt durch heterotrophe Mikroorganismen in mehreren Schritten, gesteuert durch Enzyme (Kadlec et al. 2000).



In einem ersten Schritt werden die Abwasserinhaltsstoffe durch mechanische Filtration oder Sorptionsprozesse zurückgehalten. Auf der Oberfläche von Bodenpartikeln und in den Po-

rensystemen lebende Mikroorganismen sind verantwortlich für den Abbau in einem zweiten Schritt.

Trotz der Begrenzung des Sauerstoffeintrags werden bei horizontal durchströmten Bodenfiltern größtenteils gute Eliminationsraten hinsichtlich der Summenparameter CSB und BSB₅ erreicht (Brix, Schierup, Aria 2007).

2.2.3.3 Stickstoffelimination

2.2.3.3.1 Überblick

Quantitativ stellen neben den Kohlenstoffverbindungen Stickstoffverbindungen einen wesentlichen Bestandteil des Abwassers dar. Im häuslichen Abwasser ist Harnstoff eine wesentliche Stickstoffquelle. Harnstoff und auch andere organische Stickstoffverbindungen werden in der Kanalisation bereits zu Ammonium umgewandelt (Ammonifikation). Im Zulauf zur Kläranlage liegt also Stickstoff im Regelfall in nicht oxidierte Form sondern vorwiegend als Ammoniumstickstoff (NH₄-N) vor (Bever, Stein, Teichmann 2002).

Bei Eintrag in ein Gewässer wirkt Ammoniumstickstoff sauerstoffzehrend. Durch die Umwandlung über Nitrit in Nitrat (Nitrifikation) können bei schwachen Vorflutern oder auch niedrigen Sauerstoffgehalten in Gewässern kritische Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff unterschritten werden, sodass die aquatischen Lebensräume empfindlich gestört werden können und es letztendlich zu einem Fischsterben kommen kann. In Abhängigkeit vom pH-Wert und der Wassertemperatur kann es zu einer Bildung von Nitrit (NO₂) oder Ammoniak (NH₃) kommen. Beide vorgenannten Verbindungen sind stark toxisch und können zu einem plötzlichen Fischsterben führen (Hamm 1991; Bever, Stein, Teichmann 2002).

Für die Gewässergüte und die Gewässergütebewertung war und ist Ammoniumstickstoff ein wesentlicher Parameter (Rolauffs et al. 2003).

Der Kreislauf des Stickstoffs in Gewässern und in Feuchtgebieten wie bewachsenen Bodenfiltern in der Abwasserreinigung ist äußerst komplex und vielschichtig. Dabei nimmt das Vorhandensein von Sauerstoff einen wesentlichen Einfluss auf die Umsetzungsprozesse des Stickstoffs. Stickstoffverbindungen können sowohl oxidiert als auch reduziert werden.

Neben der klassischen Nitrifikation/Denitrifikation gibt es weitere Formen der mikrobiellen Umsetzung von Stickstoff, beispielsweise die Ammonifikation (Freisetzung von Ammoniak bzw. Ammonium aus organischem Stickstoff), die Ammonium- und Nitratassimilation (Bildung von organischen Stickstoffverbindungen aus Ammonium und Nitrat) und die Reduktion von Nitrat/Nitrit zu Ammonium.

Die Ammonifikation ist ein Teilprozess des Stickstoffkreislaufes. Organische stickstoffhaltige Stoffe werden unter Freisetzung von Ammoniak mikrobiell umgesetzt. In Abhängigkeit vom pH-Wert entstehen aus im Wasser gelöstem Ammoniak Ammoniumionen. Es kommt zur Ammonifikation, wenn Mikroorganismen Energie und Kohlenstoff aus Verbindungen gewinnen, die mehr Stickstoff enthalten, als für den Zellaufbau erforderlich ist. Die Ammonifikation erfolgt durch unterschiedliche heterotrophe Organismen (Donta 1997). In Abhängigkeit von den Milieubedingungen gibt es für jede Spezies ein C/N-Verhältnis, bei dessen Unterschreiten die Ammonifikation einsetzt (Reinheimer et al. 1988).

Besteht jedoch ein Mangel an Stickstoff in der organischen Substanz, entnehmen Mikroorganismen mineralisch gebundenen Stickstoff aus dem Abwasser bzw. der

Bodenmatrix. Dieser mit Stickstoff-Immobilisierung bezeichnete Prozess kommt insbesondere bei einem hohen C/N-Verhältnis zum Tragen.

Unter anaeroben Bedingungen kann Ammonium (NH_4^+) durch eine Reaktion mit Nitrit (NO_2^-) in molekularen Stickstoff und Wasser umgewandelt werden. Dieser Mechanismus der Stickstoffelimination wird als ANAMMOX bezeichnet. Platzer (1998) und Shiplin et al. (2005) gehen davon aus, dass dieser Prozess einen Anteil an der Stickstoffelimination in bewachsenen Bodenfiltern hat bzw. haben könnte. Bei hohen Ammoniumkonzentrationen im Zulauf (150 bis 200 mg/l) wurde ANAMMOX im Rahmen von Laboruntersuchungen als relevant eingestuft (Parades et al. 2006). Es besteht Untersuchungsbedarf, in welchem Umfang ANAMMOX eine Bedeutung bei mit deutlich geringeren Zulaufkonzentrationen belasteten, gezielt zur Nitrifikation ausgelegten, vertikal durchströmten Bodenfiltern hat. Es ist jedoch zu erwarten, dass bei einem auf ein aerobes Milieu ausgelegten intermittierenden Betrieb eines Vertikalfilters einer Pflanzenkläranlage anaerobe Prozesse im Vergleich zu aeroben Prozessen eine untergeordnete Rolle spielen. Mit einer ähnlichen Argumentation stuft Dittmer (2006) die Bedeutung anaerober Prozesse bei der Stickstoffumwandlung in vertikal durchströmten Retentionsbodenfiltern als gering ein.

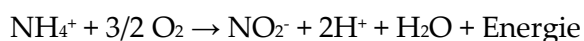
In der Abwasserreinigung werden der Nitrifikation und der Denitrifikation besondere Bedeutung zugeschrieben, daher werden diese Prozesse in den folgenden beiden Kapiteln gesondert betrachtet.

2.2.3.3.2 Nitrifikation

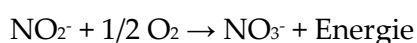
Spätestens seit Einführung der EU-Wasserrahmenrichtlinie ist eine gewässer- und immissionsbezogene Betrachtung bei Einleitungen erforderlich geworden (EU-WRRL 2000). Vor diesem Hintergrund ist insbesondere im ländlichen Raum bei Gewässern mit geringer Wasserführung der Nitrifikation eine besondere Bedeutung beizumessen. Daher werden im Zusammenhang mit der Genehmigung von Abwasserreinigungsanlagen im ländlichen Raum auf der Basis von Immissionsbetrachtungen einzelfallspezifische Grenzwertverschärfungen im Vergleich zu den Mindestanforderungen der EU-Kommunalabwasserrichtlinie (1991), insbesondere im Hinblick auf den Parameter Ammonium, definiert.

Im Zuge der Nitrifikation wird Ammonium oxidativ in eine vorläufig tolerierbare anorganische Verbindung (Nitrat) umgewandelt. Nitrifikation ist ein aerober Prozess, sodass für die Umsetzungsprozesse freier Sauerstoff zur Verfügung stehen oder zur Verfügung gestellt werden muss. Gemäß Bever, Stein und Teichmann (2002) erfolgt die Nitrifikation in nachfolgenden beiden Stufen:

1. Stufe der Nitrifikation durch Nitrosomonas:



2. Stufe der Nitrifikation durch Nitrobacter:



Maßgeblich gekennzeichnet wird die Reaktion durch einen hohen Sauerstoffverbrauch, durch den Energiebedarf der Nitrifikanten und durch eine hohe Säureproduktion. Die Nitrifikanten sind autotrophe Bakterien mit geringer Vermehrungsgeschwindigkeit – insbesondere im Vergleich zu heterotrophen Kohlenstoff umwandelnden Organismen.

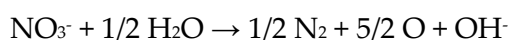
Folglich stehen in der Abwasserreinigung zunächst die Kohlenstoff umwandelnden Prozesse im Vordergrund und die Nitrifikation erfolgt als der empfindlichere Prozess erst nach einer weitgehenden Kohlenstoffelimination (Hartmann 1992; Dittmer 2006).

Bei bewachsenen Bodenfiltern ist die Nitrifikationsleistung abhängig von der Effizienz des Sauerstoffeintrags. Daher sind vertikal durchströmte, nicht im Einstau betriebene Bodenfilter besser für eine weitergehende Nitrifikation geeignet als horizontal durchströmte (DWA 2006; Wissing, Hofmann 2002; Geller, Höner 2003; Brix, Schierup, Aria 2007). Gemäß dem DWA-Regelwerk können lediglich vertikal durchflossene Bodenfilter bei Temperaturen ≥ 12 °C einen Ablaufgrenzwert von 10 mg/l für Ammoniumstickstoff sicher einhalten. Darüber hinaus empfehlen Geller und Höner (2003) den Einsatz von Sand als Filtermaterial, eine alternierende Betriebsweise mit mindestens einwöchigen Ruhephasen sowie eine Beschränkung der hydraulischen Belastung auf maximal 120 l / (m²*d) im Sommer und auf 80 l / (m²*d) im Winter, um eine weitgehende Nitrifikation zu gewährleisten. Dagegen geht Platzer (1998) davon aus, dass eine Begrenzung der spezifischen Flächenbelastung auf eine Obergrenze von 6,5 g TKN/(m²*d) die maßgebende Voraussetzung für eine gezielte Elimination von Ammonium in vertikal durchströmten bewachsenen Bodenfiltern ist. Demnach wäre die spezifische stoffliche Belastung maßgebend und nicht die hydraulische.

Streng genommen sind Ammonium-Rückhalt durch Sorption und der biologische Abbau ein zweistufiger Prozess, in dem ein gut funktionierender erster Prozessschritt, die Sorption, eine wesentliche Voraussetzung für den zweiten Schritt, die Nitrifikation, darstellt. Aus der Zwischenspeicherung von Ammonium im Filterkörper durch Sorption resultiert, dass die biologischen Umsetzungsprozesse von der Beaufschlagung bzw. der Durchströmung des Filters entkoppelt werden (Dittmer 2006).

2.2.3.3 Denitrifikation

Bei der Denitrifikation werden oxidierte Stickstoffverbindungen wie Nitrat mikrobiell zu elementarem Stickstoff und Sauerstoff reduziert. Entscheidende Voraussetzung für die Denitrifikation ist das Fehlen von gelöstem bzw. freiem Sauerstoff, d. h. Sauerstoff darf nur in gebundener Form vorliegen. Im anoxischen Milieu läuft die Denitrifikation in der Regel gemäß der nachfolgenden Reaktionsgleichung bis zur Entstehung von gasförmigem Stickstoff ab, der in die Luft entweichen kann (Bever, Stein, Teichmann 2002).



Im Zulauf von kommunalen Kläranlagen, die keine Fremdwasserproblematik mit ausgeprägtem landwirtschaftlichem Einfluss aufweisen, liegt im Regelfall kein Nitrat vor. Dieses muss erst im Prozess der biologischen Abwasserreinigung durch Nitrifikation entstehen. Problematisch ist hierbei, dass die Nitrifikation als der instabilere Prozess erst nach einer weitgehenden Kohlenstoffelimination anläuft und zur Denitrifikation leicht abbaubare organische Verbindungen als Kohlenstoffquelle benötigt werden (Hartmann 1992).

Konstruktionsbedingt herrschen bei vertikal durchströmten, intermittierend betriebenen Bodenfiltern aerobe Bedingungen. Ein für eine weitgehende Denitrifikation erforderliches anoxisches Milieu stellt sich in der Regel nicht ein.

Um das Ziel einer weitergehenden Denitrifikation zu erreichen, werden bei vertikal durchströmten, in der Regel intermittierend und aerob betriebenen bewachsenen Bodenfiltern die Rückführung des Filterablaufs in den Zulauf der Vorreinigung, die als vorgeschaltete

Denitrifikation betrieben wird, oder die Nachschaltung eines eingestauten, horizontal durchströmten Bodenfilters empfohlen (DWA 2006; Wissing, Hofmann 2002; Geller, Höner 2003). Mit dieser Betriebsweise werden nicht nur gute Nitrifikations- sondern auch Denitrifikationsraten erreicht (Vymazal 2010).

Durch einen Teileinstau des unteren Bereichs von Vertikalfiltern können dort anoxische Verhältnisse und eine bessere Denitrifikationsleistung im Vergleich zum einstaufreien Betrieb erreicht werden (Felde, Hansen, Kunst 1996).

Bei horizontal durchströmten Bodenfiltern wurden in Dänemark Stickstoffabbauleistungen von 30 bis 50 % bilanziert (Brix, Schierup, Aria 2007). Mit einer Rezirkulation eines Teilstroms erreichte Bahlo (1997) eine Denitrifikationsrate von rund 50 % bei einem Rücklaufverhältnis von 65 %. Platzer, Rustige und Lauer (1998) halten bei einem Betrieb der Vorbehandlungsstufe im Sinne einer vorgeschalteten Denitrifikation eine Anwendung des Bemessungsansatzes des für die Dimensionierung von Belebungsanlagen maßgebenden Arbeitsblattes A 131 (Stand 1992 zum Zeitpunkt des Artikels, novelliert 2000, ATV-DVWK 2000) für möglich.

Bei Retentionsbodenfiltern entwickelt sich nach mehrtägigem Dauerbetrieb eine gewisse Denitrifikationsleistung. Fremdwassereinfluss wirkt sich dabei aufgrund der längeren Beschickungsdauer und des Vorhandenseins größerer Konzentrationen an leicht abbaubaren organischen Substanzen positiv aus (Dittmer 2006). Bei RBF werden die Denitrifikation begünstigende kohlenstoffhaltige Substanzen aufgrund des hohen Fremdwasseranteils auf den Filterkörper abgeschlagen, die bei geringerem Fremdwasseranfall im Regenüberlaufbecken zurückgehalten worden wären. Bei Pflanzenkläranlagen kann eine große Fremdwassermenge zu einer Reduzierung der Reinigungsleistung der Vorklärung (durch die geringere Aufenthaltszeit in Vorteichen) und somit einer stärkeren Befruchtung der Bodenfilter mit leicht abbaubaren, zumeist partikulären organischen Stoffen führen.

2.2.3.4 Phosphor-Elimination

In stehenden, gestauten oder langsam fließenden Gewässern hat Phosphor eine eutrophierende Wirkung. Zu hohe Konzentrationen können zu vermehrtem Algenwachstum führen, wodurch ein Mangel an gelöstem Sauerstoff entstehen und somit ein Fischsterben verursacht werden kann.

Analog zu Stickstoff kann Phosphor in die Biomasse von Mikroorganismen und Pflanzen eingebaut werden.

Im Gegensatz zu Stickstoff wird Phosphor durch biochemische Prozessen nicht so umgewandelt, dass ein gasförmiges Entweichen aus dem Bodenfilter möglich ist. Bei der Assimilation von löslichem, anorganischem Phosphat erfolgt ein Übergang in organisch gebundenes Phosphat, das beim Abbau wieder zu anorganischem Phosphat mineralisiert wird. Alle Organismen sind in der Lage, lösliches, anorganisches Phosphat zu assimilieren. Beim Abbau organischer Substanz im Boden entstehen organische und anorganische Phosphorverbindungen. Der Einbau von Phosphor in pflanzliche Biomasse ist in Bodenfiltern nur von mittelfristiger Bedeutung, da lediglich der in der Wurzelmasse eingebaute Phosphor dem System längerfristig entzogen wird. Dies ist darauf zurückzuführen, dass der in oberirdische Pflanzenteile eingebaute Phosphor durch den jährlichen Bestandsabfall wieder zurück in den Boden bzw. in den Bodenfilter kehrt (Wissing, Hofmann 2002).

Neben der biologischen Fixierung von Phosphor gibt es weitere Wege der Phosphorelimination: Filtration (Rückhalt partikulärer Substanzen auf dem Bodenfilter bzw. von Kolloiden im Substrat), Sorption und die chemische Fällung.

Bei der Fällung handelt es sich um einen Phasenübergangsprozess, bei dem gelöste Komponenten in eine ungelöste partikuläre Form überführt werden. Die Partikel, in die der Phosphor eingebunden ist, können dann mechanisch aus dem Abwasser entfernt werden. Durch Fällung entstehen als Endprodukte Eisen-Aluminium- bzw. Kalzium-Phosphat. Insofern spielt der Anteil an Metalloxiden in den Böden eine entscheidende Rolle im Hinblick auf die Abscheidung von Phosphor durch Fällungsmechanismen.

Der Phosphorrückhalt in bewachsenen Bodenfiltern ist abhängig von der Sorptionskapazität des verwendeten Filtersubstrats. Ohne spezielle Filtersubstrate mit hoher Sorptionskapazität zu verwenden, kann man laut Vymazal (2007) von einer Eliminationsrate von 40 bis 60 % ausgehen.

Mit steigendem Gehalt feiner Partikel (Ton, Schluff), dem Gehalt an amorphem Eisen (Fe) und Aluminium (Al) sowie dem Gehalt an organischem Kohlenstoff steigt die P-Eliminationsrate in Bodenfiltern (Lai, Lam 2009).

2.3 Filtersubstrate

2.3.1 Bodenkundliche Grundlagen

Böden sind der belebte Teil der obersten Erdkruste und somit als Naturkörper zu begreifen. Sie bestehen aus:

- Mineralen unterschiedlicher Art und Größe
- Organischer Substanz (Humus)

Minerale und Humus bilden miteinander das Bodengefüge, sind in Abhängigkeit von der Bodenart in bestimmter Weise im Raum angeordnet und weisen ein Hohlräumssystem auf. Letzteres besteht aus Poren unterschiedlicher Größe und Form, die in der ungesättigten Zone, z.B. in nicht eingestauten Vertikalfiltern, mit Bodenluft sowie teilweise mit Adhäsions- bzw. Kapillarwasser gefüllt sind. In den Hohlräumen der Böden leben Organismen in einem biologisch hoch aktiven Reaktor. Durch den Bewuchs von Pflanzen und die Durchwurzelung stellen sie in der Summe mit Tieren und Mikroorganismen ein Ökosystem dar. Sie bilden den Lebensraum (Biotop) für eine Lebensgemeinschaft aus Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen (Biozonose) (Blume et al. 2010).

In Pflanzenkläranlagen erfolgt die Abwasserreinigung in bewachsenen Bodenfiltern, die gemäß den Planungsvorgaben innerhalb von abgedichteten Becken baulich realisiert werden. Die Eigenschaften des Filtermaterials sind jedoch vergleichbar mit denjenigen von natürlich gewachsenen Böden, sodass Untersuchungen an Bodenfiltern in der Abwasserbehandlung und deren Charakterisierung mit den gleichen Methoden wie an Böden in der Natur durchgeführt werden können.

Der Boden als Filtersubstrat in der Abwasserreinigung ist maßgebend für die Reinigungsleistung, die letztendlich erreicht wird. Als Filtersubstrate können grundsätzlich die nachfolgend aufgeführten bindigen und nicht bindigen Böden verwendet werden (LfU BW 2002):

- Lehmboden
- Sand

- Kies

Bei bewachsenen Bodenfiltern in der Abwasserreinigung wird die Infiltration, d. h. die Abwärtsbewegung des Sickerwassers, im Wesentlichen von der Durchlässigkeit oder Wasserleitfähigkeit des Bodens beeinflusst, die durch einen substratabhängigen Parameter bestimmt wird, dem Wasserleitfähigkeits- oder -durchlässigkeitskoeffizienten. Dieser Koeffizient wird maßgeblich bestimmt von den Poren im Boden, die wiederum von der Körnung und dem Gefüge der Böden abhängig sind. Grobkörnige Kiese und Sande haben eine deutlich bessere Wasserleitfähigkeit als feinkörnigere Lehme und Tone, hinzu kommt bei Tonen als reduzierende Wirkung auf die Durchlässigkeit die Quellfähigkeit.

Der Durchlässigkeitsbeiwert k_f ist ein entscheidender hydraulischer Parameter bezogen auf den Durchsatz und die Aufenthaltszeit von Wasser im Filtersubstrat eines bewachsenen Bodenfilters.

Daher wird der k_f -Wert auch in vielen Bemessungsvorgaben zur Planung und zum Bau von Pflanzenkläranlagen einerseits und von Retentionsbodenfiltern andererseits als Vorgabe für die Auswahl des Filtersubstrates definiert (DWA 2005; DWA 2006; LfU SA 2007; Frank 2007; ÖNORM 2009). Die Durchlässigkeit eines Bodens als Filtersubstrat wird im Wesentlichen charakterisiert durch die Körnung und die Lagerung der Körner, da sich hieraus die Porosität des Filtermediums ergibt. Als Porosität wird das Verhältnis des Porenvolumens zum Gesamtvolumen eines Bodens bezeichnet.

Die Porosität ist maßgebend für den Raum, den Wasser, Luft, Bodentiere und Wurzeln im Bodenvolumen einnehmen können. Diese Bodeneigenschaften (Körnung, Lagerung, Porosität) beeinflussen entscheidend alle Lebensvorgänge im Boden sowie die Wechselwirkungen zwischen fester, flüssiger und gasförmiger Phase, Transportbewegung und Verlagerung (Blume et al. 2010). Einen wesentlichen Einfluss auf die Porosität hat die Größe der Körner, charakterisiert durch Korngrößenfraktionen und -verteilung sowie die Form und Zusammensetzung. Nachfolgend ist die Klassifizierung der Porengrößen dargestellt (Sing et al. 1985):

- Mikroporen: < 2 nm
- Mesoporen: 2-50 nm
- Makroporen: > 50 nm (entsprechend 0,05 μm)
- Feinporen: < 0,2 μm
- Mittelporen: 0,2-10 μm
- Grobporen: > 10 μm

Diese Porendefinitionen erweitern die üblichen bodenkundlichen Porendefinitionen im Bereich der geringeren Porendurchmesser. Ziel ist die Charakterisierung von Adsorbentien und heterogenen Katalysatoren mit hoher Relevanz zur Anwendung:

In Mikroporen passen Atome, Ionen und kleine Moleküle. Transportvorgänge sind stark eingeschränkt, allerdings geht die Porenfüllung infolge von Kapillarkräften schnell vonstatten.

In Mesoporen passen Oligomere und Biopolymere wie Proteine. Außerdem sind Mesoporen für Transportvorgänge zu aktiven Zentren zuständig.

Makroporen haben materialkundlich hauptsächlich Bedeutung für Transportvorgänge. Ihr Durchmesser ist ausreichend, damit sich etwa Bakterien ansiedeln können.

Für die Reinigungsleistung maßgebend ist ebenso die für Mikroorganismen zur Verfügung stehende besiedelbare Fläche (Wissing, Hofmann 2002). Zwischen der spezifischen Oberfläche der Körner, der damit korrelierenden Kationenaustauschkapazität und somit dem Sorptionsvermögen eines Substrats einerseits und dem Wirkungsgrad bei der Abwasserreinigung andererseits besteht ein Zusammenhang (Uhl, Jübner 2004).

Bei gleichbleibendem Porenvolumen ist die besiedelbare Oberfläche umso größer, je kleiner die Bodenpartikel sind. Der Porenrahmen wird bei nicht bindigen Böden durch die Rhizome gelockert und offengehalten (Börner 1992). Hierin kann eine wesentliche Aufgabe der Pflanzen in bewachsenen Bodenfiltern gesehen werden.

Umso weiter die Form eines Kornes vom Idealbild der Kugel abweicht, vergrößert sich die spezifische Oberfläche dieses Kornes im Verhältnis zu seinem Volumen. Daher weisen flächenförmige Körper in Relation zu ihrem Volumen bzw. ihrer Masse die größte Oberfläche auf. Die massenspezifische Oberfläche nimmt aufgrund der Kornform von Sand über Schluff zu Ton zu (Blume et al. 2010).

2.3.2 Kenntnisstand zur Reinigungsleistung unterschiedlicher Filtersubstrate

Die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen ist abhängig von der Zulaufbelastung, der Art und dem Wirkungsgrad der mechanischen Vorreinigung, der Gestaltung der Bodenfilter und vom Filtersubstrat. Kies mit einer hohen Durchlässigkeit und geringen Sorptionsfähigkeit, Sand mit einer guten, aber im Vergleich zu Kiesen geringeren Durchlässigkeit und bindige Materialien mit einer niedrigen Durchlässigkeit und hohen Sorptionsfähigkeit bewirken als Filtersubstrat große Unterschiede in der Durchströmung des Filters, hinsichtlich der Aufenthaltszeit und somit parameterabhängig in der Reinigungsleistung. Unabhängig von der Gestaltung der Pflanzenkläranlage und vom eingesetzten Filtermaterial sinkt der Wirkungsgrad ebenso wie bei bewachsenen Teichen mit steigender Flächenbelastung (Börner 1990).

Mit Hilfe einer Differenzierung der Systemvarianten der Abwasserreinigung mit Pflanzen in bewachsenen Teichen, Wurzelraumanlagen und bewachsenen Bodenfiltern mit bindigen Böden, Sand-, Sand-/Kies- und Kies-/Schotterkörpern sowie mehrstufigen Sand-/Kieskörpern wies Börner 1992 die gestaltungs- und substratabhängigen Unterschiede in Abhängigkeit von der hydraulischen Flächenbelastung nach. Dabei stellte er je nach Anlagengestaltung eine breite Streuung der Betriebsmittelwerte im Ablauf und der Wirkungsgrade fest. Während bei sehr geringer hydraulischer Belastung ($< 20 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$) alle Systemvarianten eine gute Reinigungsleistung hinsichtlich BSB_5 und CSB aufwiesen, ergab sich mit steigender Belastung eine deutliche Differenzierung. Der schlechteste Wirkungsgrad wurde unabhängig von der hydraulischen Belastung mit bewachsenen Teichen erzielt, der beste mit mehrstufigen Sand-/Kiesfilterkörpern. Hinsichtlich des Parameters BSB_5 fielen die Anlagen mit bindigen Böden bei steigender hydraulischer Belastung weniger im Wirkungsgrad im Vergleich zu Filtern mit höherer Durchlässigkeit ab als beim CSB .

In Bild 2.1 sind substratspezifische Wirkungsgrade hinsichtlich der Elimination von Ammoniumstickstoff in Abhängigkeit von der Flächenbelastung nach Börner (1992) aufgetragen.

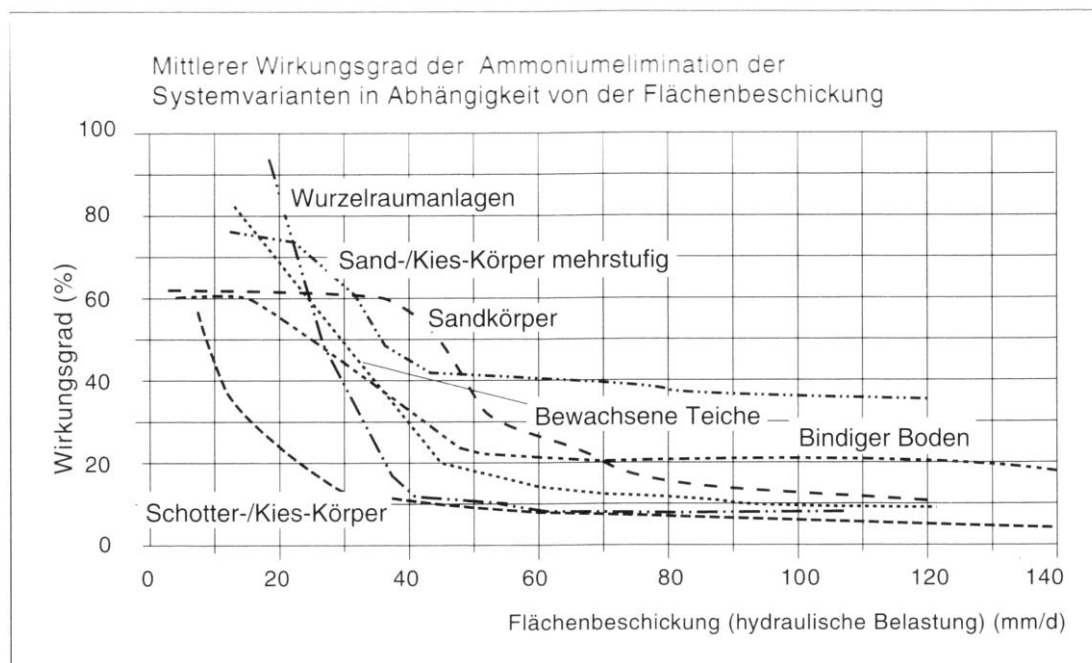


Bild 2.1: Mittlerer Wirkungsgrad der Ammoniumelimination in Abhängigkeit von der Flächenbeschickung und der System- bzw. Substratauswahl (Börner 1992)

In den bindigen Böden wurde, wie aus Bild 2.1 ersichtlich ist, eine bessere Nitrifikationsleistung als mit größeren Filtersubstraten wie Kies-/Schotter bilanziert. Jedoch war der Wirkungsgrad beim Ammoniumabbau bei mehrstufigen Sand-/Kiesfiltern am höchsten. Bei einer höheren Flächenbelastung als $50 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ lag die Nitrifikationsleistung unabhängig vom Filtersubstrat unter 50 % (siehe Bild 2.1). Nur bei der P-Elimination und höheren hydraulischen Belastungen erwies sich bindiges Material als das leistungsfähigste Filtersubstrat, allerdings bei Eliminationsraten von weniger als 30 % ab einer Flächenbelastung von rund $80 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ (Börner 1992).

Die Nitrifikationsleistung von vertikal durchflossenen Bodenfiltern ist höher als von horizontal durchflossenen, was Vymazal (2007) mit Hilfe von Daten aus mehreren Ländern aufzeigt, allerdings ohne detailliert auf die hydraulische Belastung der Bodenfilter einzugehen. Er weist in diesem Zusammenhang ohne Differenzierung hinsichtlich des eingesetzten Substrats einen mittleren Wirkungsgrad hinsichtlich Ammoniumstickstoff von 84,2 % bei Vertikal- und von 48,3 % bei Horizontalfiltern aus. Die im Vergleich zu diesem Mittelwert größtenteils geringeren Eliminationsraten aus Bild 2.1 können auch auf die Beprobung von horizontal durchflossenen Bodenfiltern durch Börner (1992) zurückgeführt werden.

Platzer (1998) empfiehlt als Filtermaterial für vertikal durchströmte bewachsene Bodenfilter ausschließlich Sande mit einem möglichst geringen Ton-Schluff-Anteil und einem d_{10} , der nicht weniger als 0,1 mm betragen sollte. Er gibt ein Korngrößenspektrum mit einem geringen Anteil einer Korngröße mit einem Durchmesser größer als 6 mm vor. Grundlage dieser Substratauswahl ist eine Dimensionierung zu einer weitgehenden Nitrifikation und die Vermeidung von Kolmation. Die DWA (2006) legt sich ebenfalls auf Sande als Filtersubstrat fest.

Beim mehrschichtigen Aufbau von Filtern, insbesondere mit vertikaler Durchströmung, wurden durch den Übergang von Schichten mit größerem Substrat auf feineres Material durch die Erhöhung des Fließwiderstands anoxische Zonen im Übergangsbereich und höhere Denitrifikationsleistungen einerseits und Kolmationsprobleme andererseits beobachtet (Geller, Höner 2003). Hieraus leiteten Geller und Höner (2003) die Empfehlung ab, im Sinne einer langfristigen Funktionsfähigkeit Bodenfilter einschichtig auszuführen.

Im Rahmen der umfangreichen Untersuchungen von Börner (1990, 1992), die auf der statistischen Auswertung von rund 300 Anlagen basierten, sowie der Datenauswertung von 62 Anlagen durch Geller und Höner (2003) wurden jedoch keine vertikal durchströmten, intermittierend und alternierend betriebenen Pflanzenklärungen mit Lavasand als Filtersubstrat betrachtet.

Der Entsorgungsverband Saar (EVS) führte ab dem Jahr 2000 Lysimeterversuche auf der Kläranlage in Ommersheim durch. Dabei wurden unterschiedliche Filtermaterialien - bepflanzt mit Schilf und beschickt mit nicht vorgeklärtem Mischwasser - getestet. Die Versuche wurden in 5 gleich großen Lysimetern durchgeführt, die mit ausschließlich mechanisch durch ein die Beschickungspumpe schützendes Sieb (Lochweite 8 mm) gereinigtem Abwasser beaufschlagt wurden. Daher wurden die Lysimeter auch mit organischen und mineralischen Feststoffen belastet. Die Oberfläche eines einzelnen Lysimeters betrug 1,0 m² netto, die trotz der punktuellen Beaufschlagung aus einer Druckleitung DN 40 annähernd vollständig ebenso wie der gesamte Filterkörper ausgenutzt wurde. Neben unterschiedlichen Filtermaterialien wurden auch verschiedene Filterstärken getestet. Die Beschickung erfolgte mittels einer speicherprogrammierbaren Steuerung (SPS) aus einem 2,5m³ - Vorlagebehälter. Die Steuerung ermöglichte die tägliche Zugabe von 1 bis 12 beliebig großen Teilmengen pro Lysimeter, die über eine induktive Durchflussmessung erfasst wurden (Drescher 2003; EVS 2006).

Zunächst war es Gegenstand der Versuche, Erkenntnisse zu gewinnen für den Bau eines Retentionsbodenfilters in Otzenhausen. Zu dieser Zeit gab es Hinweise zur Bemessung von Retentionsbodenfiltern aus einem Handbuch des Landes Baden-Württemberg (LfU BW 2002). Die Lysimeterversuche des EVS kamen zunächst zu dem Ergebnis, dass mit Lavasand 0/4 mm mehr als die doppelte hydraulische Belastung, als im vorgenannten Handbuch empfohlen, ohne Gefahr einer ernsthaften Kolmation behandelt werden kann (EVS 2002).

Auf diesen Versuchsergebnissen aufbauend wurden ab April 2001 die Lysimeterversuche in Ommersheim mit der Zielsetzung der Entwicklung eines Bemessungsansatzes für Pflanzenkläranlagen zur Mischwasserbehandlung fortgesetzt. Im Jahr 2002 wurden dabei drei mit Lavasand und ein mit Buntsandsteinsand gefüllte Lysimeter starken hydraulischen Belastungen ausgesetzt. Dabei funktionierten die Lavasandfilter alternierend, d.h. im wochenweisen Wechsel, und intermittierend betrieben ohne Kolmationserscheinungen. Intermittierender Betrieb bedeutet in diesem Zusammenhang, dass zwischen den 6 bis 12 Beschickungsintervallen pro Tag Beschickungspausen vorliegen, in denen der vertikal durchströmte Filterkörper sich entleert und in die Filtermatrix durch Diffusion und Konvektion Luft eingetragen wird. Bei Beaufschlagungen mit 200 bis 300 l/(m²*d) an den Beschickungstagen wurden in dem 55 cm starken Lavasandfilter mittlere Ablaufwerte von 19,5 mg CSB/l und 1,6 mg NH₄-N/l bei Zulaufmittelwerten von 308,2 mg CSB/l und 19,5 mg NH₄-N/l erzielt. Der Lysimeter mit dem Rundkornsand dagegen kolmatisierte bereits bei geringeren hydraulischen Belastungen (Drescher 2003). Ergebnis dieser Versuche war eine Konzeption für Pflanzenkläranlagen im Mischsystem, im Wesentlichen bestehend aus

einem belüfteten Vortrich, 2 Hauptbodenfiltern (HBF) in einer alternierenden und intermittierenden Betriebsweise sowie einem Ausweichbodenfilter (ABF) (Leibrock 2002; Drescher 2003; EVS 2006; Drescher, Hasselbach, Rampendahl 2007).

In einem 22-monatigen Versuch in den Jahren 2004 und 2005 wurde aufgezeigt, dass intermittierend betriebene Lavasandfilter trotz einer dauerhaft hohen hydraulischen Belastung geeignet sind, um in Pflanzenkläranlagen im Mischsystem eingesetzt zu werden. Eine betrieblich und verfahrenstechnisch kritische Kolmation, bei der kein vollständiges Entleeren des Filterkörpers bis zum Beginn des nächsten Beschickungsereignisses erfolgt, trat bei dem Bodenfilter nicht ein, der versuchsweise wie ein HBF einer Pflanzenkläranlage betrieben wurde. Bei einer Flächenbelastung von $154,9 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ wurden Ablaufwerte unter 1 mg/l für den Parameter Ammoniumstickstoff bei Zulaufwerten von $2,8$ bis $52,5 \text{ mg/l}$ erreicht (EVS 2006; Drescher, Hasselbach, Rampendahl 2007).

Umfangreiche Untersuchungen im Hinblick auf die Leistungsfähigkeit von Rheinsand als Vertreter der fluviatilen Rundkornsande und Lavasanden wurden mittels Laborsäulen an der Technischen Universität Kaiserslautern durchgeführt (Wozniak 2008). Dabei wurden in Plexiglasrohren mit einem Innendurchmesser von 125 mm auf einer Drainageschicht, bestehend aus Kies $2/8 \text{ mm}$ jeweils 100 cm starke Filterkörper aus Rheinsand bzw. Lavasand, aufgebaut, die jeweils mit einer 5 cm mächtigen Kiesschicht (Körnung $2/8 \text{ mm}$) abgedeckt wurden. Die hydraulische Belastung wurde bei den unterschiedlichen Filtersubstraten erhöht, um Belastungsgrenzen zu ermitteln. Im Ablauf der mit Rheinsand gefüllten Säule wurde bei einer Beaufschlagung mit ca. 900 mm bereits eine Überschreitung eines CSB-Ablaufwertes von 20 mg/l festgestellt, bei der Lavasandsäule erst bei einer deutlich höheren hydraulischen Belastung von ca. 1500 mm . Hinsichtlich der Nitrifikationsleistung wurde bei der Lavasandsäule keine Grenze der Reinigungsleistung ermittelt, obwohl diese hydraulisch mit 2.200 mm und stofflich mit mehr als $20 \text{ g NH}_4\text{-N}/\text{m}^2$ beaufschlagt wurde. Dies ist vor dem Hintergrund der im Vergleich zum Prozess des Kohlenstoffabbaus in der Regel größeren Empfindlichkeit der Nitrifikation bemerkenswert.

Bei der Rheinsandsäule wurde jedoch ein deutlicher Wirkungsgradabfall ab einer infiltrierten Fracht von $15 \text{ g NH}_4\text{-N}/\text{m}^2$ festgestellt. Der Lavasand wies also im Vergleich zum Rheinsand bezüglich Ammonium eine deutlich größere Reinigungskapazität bei höheren hydraulischen und stofflichen Belastungen auf (Wozniak 2008).

2.4 Einflussfaktoren für Milieubedingungen und Reinigungsleistung

2.4.1 Redoxpotenzial

Eine Redoxreaktion, bei der Elektronen von einem Element oder Molekül auf ein anderes übertragen werden, besteht aus zwei Halbreaktionen: der Abgabe von Elektronen (Oxidation) und der Aufnahme von Elektronen (Reduktion). In Böden haben Redoxreaktionen einen wesentlichen Einfluss auf die Verfügbarkeit von Nährstoffen und die Umsetzung organischer Substanzen. Sie beeinflussen Stoffkreisläufe (Blume et al. 2010). Mithilfe des Redoxpotenzials E_h wird beschrieben, ob die Milieubedingungen in Böden oder Gewässern oxidativ oder reduktiv sind. Da hier fast immer Sauerstoff als Elektronenakzeptor dient, gibt das Redoxpotenzial damit gleichzeitig Auskunft über die Sauerstoffversorgung.

Anhand des Redoxpotenzials kann wie folgt zwischen aeroben, anoxischen und anaeroben Bedingungen unterschieden werden, wobei die angegebenen Schwellenwerte des Redoxpotenzials für einen pH-Wert von 7 gelten (Blume et al. 2010):

- aerobe Verhältnisse mit uneingeschränkter Sauerstoffzufuhr $E_h > 550 \text{ mV}$
- Beginn der Nitratreduktion im Bereich von $450 \text{ mV} < E_h < 550 \text{ mV}$
- anaerobe Verhältnisse $E_h < 330 \text{ mV}$

Gut durchlüftete Filtersubstrate weisen ein hohes Redoxpotenzial bis 800 mV auf. Extrem niedrige Werte bis zu -350 mV werden unter anaeroben neutralen bis alkalischen Bedingungen gemessen (Blume et. al. 2010).

Das Redoxpotenzial wird zur Beschreibung der Milieubedingungen in bewachsenen Bodenfiltern sowie zur Erfassung von Kolmationserscheinungen verwendet (Winter, Goetz 2001). Der Zusammenhang zwischen hohen Redoxpotenzialen, aeroben Verhältnissen und guten Nitrifikationsleistungen kann dabei ebenso festgestellt werden, wie eine positive Auswirkung auf die Abbauprozesse durch Wechsel zwischen aeroben und anaeroben Bedingungen mit steilen Redoxgradienten von +700 bis -300 mV (Imfeld et al. 2009).

2.4.2 Temperatur und pH-Wert

Nitrifikation und Denitrifikation sind temperaturabhängige Prozesse, was sich auch in den Mindestanforderungen gemäß der Abwasserverordnung (AbwV 2004) insofern niederschlägt, dass die Grenzwerte für die Stickstoffparameter erst ab 12° C gelten. Die Lebensbedingungen von Nitrifikanten werden stark von der Verfahrenstechnik in der Abwasserreinigung geprägt. Anlagen mit auf Trägermaterial fixierten Biofilmen weisen eine geringere Temperaturempfindlichkeit als das Belebungsverfahren auf, bei dem Nitrifikanten im Belebungsbecken in der Schwebelage gehalten und durch den Überschussschlammabzug aus dem System entfernt werden. Im ungünstigen Fall werden durch den Überschussschlammabzug bei niedrigen Temperaturen mehr Nitrifikanten aus dem System entfernt, als nachwachsen können.

Im Gegensatz dazu können Nitrifikanten im Biofilm zurückgehalten werden, auch wenn die Organismen über längere Zeit temperaturbedingt nicht in der Lage sind zu wachsen. Darüber hinaus passen sich Bakteriengemeinschaften durch enzymatische und/oder biozönotische Entwicklungen über längere Zeit an Temperaturen an, was ebenfalls für die Stabilität der Nitrifikationsleistung von Biofilm-Systemen spricht (Wilderer 1989).

Die Temperaturabhängigkeit der Nitrifikationsleistung von vertikal durchflossenen bewachsenen Bodenfiltern wurde von der Universität Hannover untersucht. Dabei wurde der Vertikalfilter mit bis zu 8 g TKN/(m²*d) belastet. Bei Abwassertemperaturen > 10° C wurden etwa 90 % der aufgebrachten TKN-Fracht nitrifiziert, bei Temperaturen unter 5° C noch etwa 50 % (Kayser 2003).

Der pH-Wert als Maßzahl für den sauren oder basischen Charakter von Lösungen ist eine wichtige Kenngröße zur Beschreibung von Rahmenbedingungen für chemische und biologische Prozesse. Die Nitrifikation ist stark abhängig vom pH-Wert. Der optimale Bereich für die Aktivität von Nitrifikanten liegt zwischen pH 7,5 und 8,5 (Reinheimer et. al. 1998). Auch im Hinblick auf die Denitrifikationsgeschwindigkeit besteht eine Abhängigkeit vom pH-Wert. Der optimale Bereich für die Denitrifikation liegt etwa im neutralen Bereich – analog zur Nitrifikation (Bever, Stein, Teichmann 2002).

2.5 Bepflanzung

Die Pflanzen haben die Aufrechterhaltung der Durchlässigkeit des Filterkörpers als zentrale Aufgabe. Die Reinigung des Abwassers in bewachsenen Bodenfiltern erfolgt jedoch im Wesentlichen durch Filtration, Sorption und biologische Umsetzungsprozesse durch Mikroorganismen. Im direkten Umfeld von Wurzeln stellen sich die Lebensbedingungen für Mikroorganismen besser dar als in unbewachsenen Bodenfiltern. Das Wachstum von Rhizomen und Wurzeln wirkt der Kolmation des Bodenfilters entgegen und begünstigt die Entwicklung vielfältiger biologischer und chemischer Prozesse durch die Sauerstoffabgabe der Wurzeln und das Offenhalten des Porenraums. Daher sind die Bereiche in unmittelbarer Nachbarschaft von Wurzeln in der Regel aerob. Wurzelfernere Bereiche weisen dagegen in Abhängigkeit von der Betriebsdauer und vom Filtersubstrat öfter anoxische oder anaerobe Bedingungen auf (Wissing, Hofmann 2002).

Der Einbau von Stickstoff und Phosphor in die pflanzliche Biomasse ist nur von mittelfristiger Bedeutung, wenn keine Ernte der Pflanzen erfolgt, da ausschließlich der im Wurzel- bzw. Rhizomsystem der Pflanzen gespeicherte Anteil dem System längerfristig entzogen wird. Allerdings wirkt sich auch die Ernte der Pflanzen im Hinblick auf die Nährstoffelimination nur im begrenzten Umfang positiv aus, da der Nährstoffspeicher des Rhizomsystems ab dem Überschreiten des Höhepunkts der Vegetationsperiode wieder aufgefüllt wird. Schwer abbaubare Stoffe, wie Zellulose, kommen durch den Bestandsabfall der Pflanzen auf bzw. in den Filter. Werden diese in Humusstoffe überführt, können sie als Reduktionspotenzial für die Denitrifikation genutzt werden. Ein weiterer positiver Effekt der Bepflanzung ist, dass die Beschattung verhindert, dass eine massive Algenentwicklung auf der Oberfläche eines Bodenfilters entsteht.

Es kommen verschiedene Pflanzen bei bewachsenen Bodenfiltern zum Einsatz. Dabei ist Schilf die am häufigsten eingesetzte Pflanze. Daneben werden hydrophytische Gräser wie das Rohrglanzgras, Binsenähnliche und Seggen verwendet. Aufgrund der starken Rhizomenbildung und Tiefenwurzelung stellt sich Schilf (*Phragmites Australis*) als besonders geeignet dar (DWA 2006). Vorteilhaft ist, dass die Rhizome des Schilfs horizontal und vertikal wandern.

In den 50er-Jahren wurden Pflanzenkläranlagen noch gemäß dem sogenannten „hydrobotanischen Verfahren“ den Gestaltungsvorschlägen Käthe Seidels entsprechend gebaut. Dabei wurden mehrere hintereinander geschaltete Stufen horizontal durchströmt. Als Filtermaterial fungierten Kiese. Zunächst wurde den Pflanzen ein wesentlicher Anteil an der Reinigungsleistung von bewachsenen Bodenfiltern zugeschrieben (Seidel 1956).

In den 70er-Jahren entwickelte Kickuth die sogenannten Wurzelraumanlagen, bei denen u. a. natürlicher Mutterboden mit einem hohen Tonanteil verwendet wurde. Die Durchströmung erfolgte ebenfalls horizontal, allerdings wurden die Filter einstufig betrieben. Bepflanzt wurden sie mit Schilf. Zu diesem Zeitpunkt ging man davon aus, dass die wesentliche Wirkung der Pflanzen die Verbesserung der Durchlässigkeit des Bodens sei, d.h. dass die Pflanzenwurzeln die Durchlässigkeit eines Filtersubstrates um mehrere Zehnerpotenzen erhöhen könnten (Kickuth 1980).

Auch wenn die positive Auswirkung der Durchwurzelung auf die Durchlässigkeit nicht in dem von Kickuth prognostizierten Umfang gegeben ist, wird davon ausgegangen, dass die Aufrechterhaltung der Durchlässigkeit des Filters der wesentliche Aspekt bei der Bepflanzung der Bodenfilter ist (Geller, Höner 2003).

Aufgrund eines mehr als 3-jährigen Messprogramms der Universität León an mehreren kleinmaßstäblichen Bodenfiltern mit einer Fläche von 1 m² wurde die Aussage getroffen, dass sich das Vorhandensein von Pflanzen jahreszeitunabhängig positiv auf die Nährstoffelimination auswirkt (Hijosa-Valsero, Sidrach-Cardona, Bécares 2012). Dies ist sicherlich auch auf die Tatsache zurückzuführen, dass sich die größte Mikroorganismendichte in der Regel in Wurzelnähe ausbildet (Wissing, Hofmann 2002).

2.6 Bemessung von Bodenfiltern – allgemein anerkannte Regeln der Technik

2.6.1 Bemessung von vertikal durchströmten Bodenfiltern von Pflanzenkläranlagen

Die allgemein anerkannten Regeln der Technik zur Gestaltung und Bemessung von Pflanzenkläranlagen werden durch das Regelwerk der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) in Deutschland und des Austrian Standards Institute, des vorherigen Österreichischen Normungsinstitutes, in Österreich charakterisiert. Das DWA-Arbeitsblatt A 262 bezieht sich auf Bemessung, Bau und Betrieb von bepflanzten Bodenfiltern in Pflanzenkläranlagen für die biologische Behandlung von kommunalem Abwasser, d. h. es gilt sowohl für horizontal als auch für vertikal durchflossene Bodenfilter. Dagegen gilt die österreichische Norm ÖNORM B 2505 (2009) ausschließlich für vertikal durchströmte einstufige bepflanzte Bodenfilter.

Bezogen auf wesentliche Bedingungen (Beschränkung auf Trennsysteme, Festlegung des einwohnerwertspezifischen Flächenbedarfs) sind die Vorgaben aus den Regelwerken in Deutschland und Österreich identisch, hinsichtlich anderer Aspekte (Auswahl Filtersubstrat) zumindest ähnlich. Bei konsequenter Anwendung dieser Regelwerke dürfte es weder in Deutschland noch in Österreich Pflanzenkläranlagen im Mischsystem oder den Einsatz von bindigen Filtersubstraten in bewachsenen Bodenfiltern geben. Auch in der Regenwasserbehandlung gibt die DWA einen Durchlässigkeitskoeffizienten $k_f \geq 10^{-4}$ m/s für den Einsatz in Retentionsbodenfiltern vor, der bindiges Filtermaterial ausschließt (DWA 2005).

Die erforderliche einwohnerwertspezifische Bodenfilteroberfläche (4 m²/EW), das Filtersubstrat (sandig-kiesig) und der Durchlässigkeitskoeffizient (10^{-4} bis 10^{-3} m/s) wurden in bundeslandspezifischen Vorgaben zur Gestaltung von Pflanzenkläranlagen übernommen (LfU SA 2007; Frank 2007). In der Tabelle 2.1 sind die wesentlichen Randbedingungen für vertikal durchflossene Bodenfilter gemäß DWA A 262 und ÖNORM B 2505 zusammengefasst.

Tabelle 2.1: Übersicht über die Vorgaben des DWA A 262 und der ÖNORM B 2505 hinsichtlich der Gestaltung von vertikal durchflossenen Bodenfiltern von Pflanzenkläranlagen

Parameter	DWA - A 262	ÖNORM B 2505
Geltungsbereich	Trennsystem	Trennsystem
Vorgabe zu Vorreinigung	< 100 mg/l AFS im Jahresmittel	Rechen bzw. Siebe oder Vorklärbecken mit 0,25 m ³ /EW bis 50EW, 0,15 m ³ /EW je weiteren EW
Spezifischer Flächenbedarf	≥ 4 m ² /EW	≥ 4 m ² /EW
CSB – Flächenbelastung der Gesamtfläche	< 20 g/(m ² *d)	./.
hydr. Flächenbelastung	< 80 l/(m ² *d) bei Q _{T,d,aM}	./.
Filterstärke	≥ 50 cm	≥ 50 cm
Filtermaterial	Sand-Kies, abschlämmbarer Anteil < 2%, k _f -Wert zw. 10 ⁻⁴ und 10 ⁻³ m/s	Sand 0/4 mm 0,2 mm ≤ d ₁₀ ≤ 0,4 mm k _f -Wert um 10 ⁻⁴ m/s
Beschickungsdauer	keine Vorgabe, ergibt sich	≤ 15 min
Beschickungsvolumenstrom	> 6 l/(m ² *min)	./.
Minimale Beschickungshöhe je Beaufschlagung im intermittierenden Betrieb	> 20 l/m ²	./.
Sickerzeit zw. 2 Beschickungen	≥ 6 h	3 – 6 h
Beschickte Fläche	< 5 m ² pro Austrittsöffnung	≤ 2 m ² pro Austrittsöffnung
Betrieb	Intermittierend	Intermittierend

Im DWA-Kommentar zum eigenen Regelwerk, dem Arbeitsblatt A 262, wird darauf hingewiesen, dass auch grundsätzlich andere als sandig kiesige Filtersubstrate eingesetzt werden können. Bezug nehmend auf die Lysimeterversuche des EVS werden deren Ergebnisse trotz der Verwendung eines den Vorgaben des A 262 nicht entsprechenden Filtersubstrates (Lavasand 0/4 mm) als „vielversprechend“ bezeichnet (Nowak, Heise 2007).

Die Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. (FLL) und die Ingenieurökologische Vereinigung e. V. (IÖV) haben 2008 Empfehlungen zur Gestaltung von Pflanzenkläranlagen herausgegeben. Hinsichtlich der Bemessung von einstufigen vertikal durchströmten Bodenfiltern wird in dieser Empfehlung grundsätzlich auf die Vorgaben aus dem DWA A 262 (2006) hingewiesen. Allerdings wird von FLL und IÖV der Einsatz von Vertikalfiltern in der Mischwasserbehandlung nicht ausgeschlossen, sofern eine geeignete Vorklärung auch im Regenwetterfall einen ausreichenden Feststoffrückhalt garantiert. Es wird auf praktische Erfahrungen verwiesen, wonach bei alternierender Betriebsweise und der Möglichkeit der Filterregeneration kurzzeitige Überschreitungen der von der DWA vorgegebenen hydraulischen Flächenbelastungen möglich sind, ohne dass es zu

Beeinträchtigungen des Betriebs der Bodenfilter kommt. Bezug genommen wird hier auch auf Drescher (2003).

Die Begrenzung der hydraulischen Flächenbelastung auf $80 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ bei $Q_{T,d,am}$ im DWA A 262 deckt sich mit den Ergebnissen der Untersuchungen des Umweltbundesamts (UBA), wonach die maximale Beaufschlagung der Bodenfilter für einen stabilen Betrieb im Winter auf $80 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ begrenzt werden sollte. Begründet wird dies mit den temperaturabhängig schlechteren Bedingungen für die Nitrifikation. Es wurde im Zuge des Untersuchungsprogramms des UBA darüber hinaus festgestellt, dass hohe hydraulische Belastungen zu einer langsamen Verschlechterung des Bodenlufthaushaltes führen und somit die Sauerstoffversorgung im Filter vermindern. Als Schwellenwert für diese Verschlechterung der Rahmenbedingung der Nitrifikation wurde eine Flächenbelastung ab $130 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ identifiziert. Eine Überlastung in diesem Sinne könnte im Dauerbetrieb zur Kolmation führen (Fehr et al. 2003).

2.6.2 Bemessung von Bodenfiltern von Retentionsbodenfilteranlagen

Der eigentliche Retentionsbodenfilter dient als Filterbecken vorwiegend der Abtrennung von Partikeln durch Filtration sowie dem biologischen Abbau, d. h. der weitergehenden Reinigung von Regenwasser. Das DWA M 178 (DWA 2005) gibt die in Deutschland gültigen allgemein anerkannten Regeln der Technik wieder.

Als Filtermaterial werden grundsätzlich für RBF im Mischsystem kantengerundete Sande $0/2 \text{ mm}$ vorgegeben - mit einem Schwerpunkt bei den Mittelsanden $0,2/0,6 \text{ mm}$ in der Korngrößenverteilung. Um eine ausreichende Wasserdurchlässigkeit zu erreichen, wird zusätzlich ein k_f -Wert von $\geq 10^{-4} \text{ m/s}$ gefordert. Ist es erforderlich, das Ziel einer Nitrifikation zu verfolgen, sollte der Carbonatgehalt bei natürlichen Sanden der Körnung $0/2 \text{ mm}$ mindestens 10% CaCO_3 betragen. Die Höhe des Filterkörpers wird im Mischsystem mit 75 cm vorgegeben. Über dem Filterkörper ist eine Deckschicht von 5 cm , bestehend aus Dränkies $2/8 \text{ mm}$ bzw. Carbonatbrechstein $2/5 \text{ mm}$ als Carbonatdepot, als Erosionsschutz und zur Strukturierung der Filteroberfläche anzuordnen.

Die hydraulische Flächenbelastung wird als jährliche Stapelhöhe vorgegeben. Im Mischsystem ist sie gemäß DWA M 178 (DWA 2005) auf 40 m/a bezogen auf die Beaufschlagung in Jahren mit einem dem langjährigen arithmetischen Mittel entsprechenden Regen begrenzt, in nassen Jahren auf einen Maximalwert von 60 m/a . In den Vorgaben des Landes Baden-Württemberg (LfU BW 2002) wird die zulässige Stapelhöhe im langjährigen Mittel auf einen Wert von 30 m/a und in einzelnen, besonders nassen Jahren, auf 50 m/a festgeschrieben.

Das Hessische Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz schließt sich hinsichtlich des Filtersubstrats weitgehend durch die Empfehlung von Sanden der Korngruppe $0/2 \text{ mm}$ den Vorgaben der DWA an. Ein Unterschied zwischen den landeseigenen hessischen Vorgaben und denen der DWA liegt darin, dass in Hessen sowohl kantengerundete als auch gebrochene Sande zugelassen werden. Bei der Anforderung der Verringerung der Keimbelastung des im RBF behandelten Mischwassers empfiehlt das hessische Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz eine Mindeststärke des Filterkörpers von 100 cm . Die Stapelhöhe wird auf 50 m/a im langjährigen Mittel begrenzt (HMULV 2008).

2.7 Bemessung von Pflanzenkläranlagen im Mischsystem nach dem Konzept des EVS

2.7.1 Allgemeines zum Konzept

Das Konzept im Allgemeinen und der Bemessungsansatz im Besonderen wurden im Rahmen von Lysimeterversuchen auf der Kläranlage Ommersheim entwickelt (Drescher 2003). In einer Veröffentlichung von Drescher, Hasselbach und Rampendahl (2007) erfolgte eine umfassende Darstellung des Konzeptes und des Bemessungsansatzes in der Form, wie auch letztendlich die Umsetzung auf 12 Pflanzenkläranlagen des EVS erfolgt ist.

Das Konzept gilt für die Behandlung von kommunalem Abwasser und Entwässerung im Mischsystem. Es umfasst drei Verfahrensteile (siehe Bild 2.2):

- 1 Vortrich (VT) oder alternativ ein Mehrzweckbecken (MZB) als Vorreinigungsstufe
- mindestens 2 Hauptbodenfilter (HBF) als Vertikalfilter für den Trockenwetterzufluss und einen Teil des Mischwassers
- 1 Ausweichbodenfilter (ABF) für den Rest des Mischwassers bis $2 Q_S + Q_F$

Die Vorklärung erfolgt in der Regel in einem Vortrich, in den die Regenwasserbehandlung nach Möglichkeit integriert werden sollte.

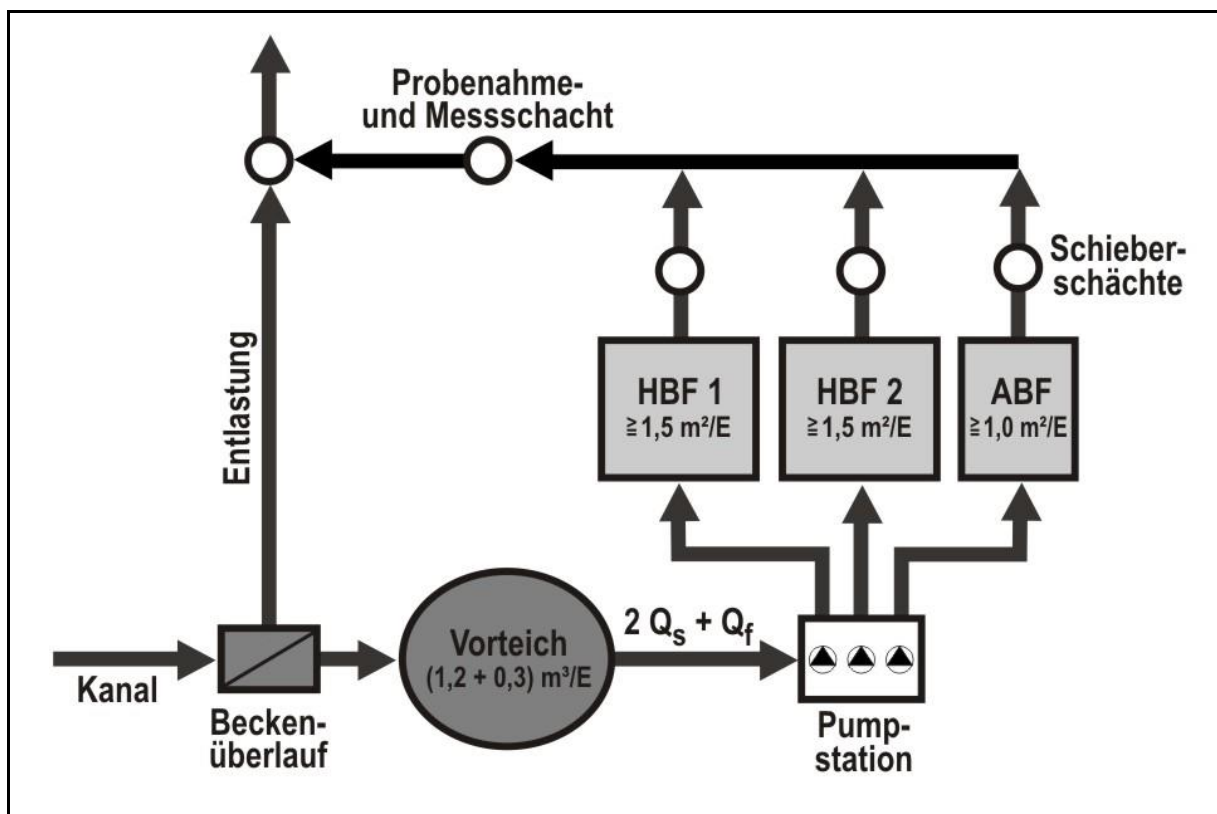


Bild 2.2: Verfahrensschema Pflanzenkläranlagenkonzeption des EVS (eigene Darstellung in Anlehnung an Drescher, Hasselbach 2010)

Auf zwei Kläranlagen des EVS (Heisterberg und Utweiler) wurde als Vorklärung lediglich eine Grobentschlammung mit einem vergleichsweise geringen Volumen vorgesehen, die als trichterförmiges Becken mit mehreren Aufgaben (mechanische Vorreinigung, Schlammsta-

pelraum und Regenwasserbehandlung) ausgeführt wurde. Diese Vorkläreinheit wird nachfolgend als Mehrzweckbecken vor dem Hintergrund der drei vorgenannten Funktionen bezeichnet. Mit diesen beiden Anlagen soll der Nachweis erbracht werden, dass und inwieweit mit einer hinsichtlich des Volumens auf ein Minimum reduzierten Vorreinigung die Bodenfilter kolmationsfrei betrieben werden können.

Aufgrund des in Relation zu einem belüfteten Vorteich deutlich geringeren Abbaugrades in diesen Mehrzweckbecken wurden diese lediglich auf Anlagen des EVS eingesetzt und nicht in die allgemeinen Bemessungsvorgaben übernommen.

In den Bemessungsvorgaben (Drescher 2003; Drescher, Hasselbach, Rampendahl 2007) wurde nur ausgewiesen, dass der Vorteich optional mit einer Belüftung auszuführen ist. Diese Vorgabe war darin begründet, dass die Belüftung nicht unbedingt zur Verbesserung der Reinigungsleistung vorgesehen war, sondern vielmehr zur Vermeidung von Faulprozessen und Geruchsbildung. Jedoch hat der EVS auf allen nach der eigenen Konzeption errichteten Pflanzenkläranlagen die Vorteiche mit einer entsprechenden Belüftung ausgestattet, was neben der Geruchsminimierung eine höhere betriebliche Flexibilität zur Folge hat.

Negative Erfahrungen in Bezug auf die gemäß den Vorgaben eines Systemherstellers erstellten betrachteten 3 Pflanzenkläranlagen bestätigen, dass insbesondere in unmittelbarer Nachbarschaft zur Bebauung der Einsatz einer Belüftung auf den Vorteichen unumgänglich ist, um eine entsprechende Geruchsbelästigung und Beschwerden der Anwohner zu vermeiden.

Daher sollte abweichend von den ursprünglichen Vorgaben aus früheren Veröffentlichungen (Drescher 2003; Drescher, Hasselbach, Rampendahl 2007) auf Grund dieser zwischenzeitlich erworbenen Betriebserfahrungen eine Belüftung der Vorteiche vorgesehen werden.

Die biologische Hauptstufe besteht aus zwei obligatorisch alternierend und intermittierend zu beschickenden Hauptbodenfiltern. Diese werden als Vertikalfilter ausgeführt. Sie nehmen bei Trockenwetterbedingungen lediglich den Trockenwetterzufluss auf und bei Regenwetter zusätzlich einen Teil des in der Kläranlage zu behandelnden Mischwassers.

Die restliche Mischwassermenge wird in einen parallel dazu angeordneten Ausweichbodenfilter geleitet, der ebenfalls als Vertikalfilter gebaut ist. Dieser ABF ist hinsichtlich der Beaufschlagung, Belastung und Betriebsweise zu vergleichen mit Retentionsbodenfiltern (RBF). Analog zu den RBF und in Abgrenzung zu den HBF erfolgt bei den ABF im Rahmen der Mischwasserbehandlung in Abhängigkeit von Niederschlagsereignissen eine temporär hohe hydraulische und stoffliche Belastung auf der einen und eine längere Frist ohne Beaufschlagung in Trockenwetterperioden auf der anderen Seite.

Durch die Abhängigkeit von Niederschlagsereignissen ist die Beaufschlagung der ABF (eher) als zufällig zu bezeichnen und unterliegt nicht einer Kontinuität wie bei Pflanzenkläranlagen im Trennsystem zur reinen Schmutzwasserbehandlung. Diese einzelnen Belastungen bei Regenwetter können einen sehr stoßartigen Charakter haben. Dass das Konzept des EVS zur Behandlung von Q_M einen Teil der erforderlichen Filterfläche in Form eines nur bei Regenereignissen zu beaufschlagenden mit RBF vergleichbaren Ausweichbodenfilters zur Verfügung stellt, ist eine Besonderheit bei Entwässerung im Mischsystem. Im Trennsystem entfällt der Ausweichbodenfilter.

2.7.2 Hydraulische Vorgaben

Bei der Bemessung der 12 im Saarland nach der Konzeption des EVS erstellten PKA wurden für die einwohnerspezifischen Wassermengen angenommen:

$$Q_{S,d,aM} = 120 \text{ l}/(E \cdot d) \text{ und } Q_{F,d,aM} = 120 \text{ l}/(E \cdot d)$$

Zum Teil ist der Schmutzwasseranfall im ländlichen Raum geringer als in diesem Bemessungsansatz.

Für den Mischwasserzufluss darf angesetzt werden:

$$Q_M = (6 \cdot Q_{S,d,aM} / 24 + Q_{F,d,aM} / 24) \cdot 24$$

Die mit zu behandelnde Regenwassermenge (erfolgt beim EVS meist im Vorteich) ist der Schmutzfrachtberechnung zu entnehmen oder ersatzweise zu errechnen über:

$$Q_{r,a} = \frac{\psi \cdot A_{red} \cdot (1 - e_0) \cdot h_{Na,eff} \cdot 10}{E}$$

2.7.3 Bemessungsvorgaben

2.7.3.1 Vorteich

Es genügt gemäß den Erkenntnissen von Drescher, Hasselbach und Rampendahl (2007) für den Trockenwetterzufluss ein Grundvolumen von:

$$V_{QT} = 1,2 \text{ m}^3/\text{EW}$$

Dieses Volumen schließt den Schlammstapelraum mit ein.

Für die Regenwassermitbehandlung ist das erforderliche Aufstauvolumen der Kanalnetzbe-
rechnung zu entnehmen, als Richtwert kann gelten, sofern keine Schmutzfrachtberechnung
vorliegt:

$$V_{QR} = 20 \text{ m}^3/\text{ha}_{red} \text{ oder } 0,3 \text{ m}^3/\text{EW}$$

Als Orientierungswert für das Gesamtvolumen des Vorteichs inklusive
Regenwasserbehandlung kann daher folgender Ansatz verwendet werden:

$$V = 1,5 \text{ m}^3/\text{EW}$$

Eine vorwiegend oberflächennah wirkende, die Schlammabsetzvorgänge nicht negativ be-
einflussende Belüftung ist aus Sicht des EVS vorzusehen. In Abhängigkeit vom Volumen
und der Geometrie des Vorteichs wurden die Teiche auf den Pflanzenkläranlagen nach der
Konzeption des EVS mit Centrox-Belüftern oder Wendelbelüftern ausgestattet.

2.7.3.2 Biologische Hauptstufe (Bodenfilter)

Wichtig ist, dass neben einer Vorgabe für die mittlere flächenspezifische hydraulische Beauf-
schlagung konkrete Vorgaben für den Betrieb der beiden Hauptbodenfilter gemacht werden.
Die insgesamt für die Hauptbodenfilter erforderliche Fläche ist mindestens auf zwei Beete
aufzuteilen. Aufgrund der Anlagengröße hat der EVS beim Bau seiner eigenen Anlagen sich

immer auch vor dem Hintergrund einer betrieblichen Vereinfachung auf zwei Hauptbodenfilter beschränkt. Diese beiden Vertikalfilter sind obligatorisch alternierend zu betreiben.

Beim EVS erfolgt der Betrieb der HBF derzeit im wochenweisen Wechsel. Darüber hinaus wird der HBF, der sich in einer Beschickungs- und nicht in einer Ruhewoche befindet, intermittierend betrieben. Durch den alternierenden und intermittierenden Betrieb der HBF erfolgt ein Wechselspiel zwischen Be- und Entlastung u. a. mit den Zielen, Kolmation zu vermeiden und die erforderliche Sauerstoffzufuhr sicherzustellen. Im Rahmen der Messung sind zwei Lastfälle zu beachten:

- Trockenwetterbedingungen
- Regenwetterbedingungen

Im Trockenwetterfall ergibt sich die Belastung bei einem gewählten einwohnerspezifischen Schmutzwasseranfall von $120 \text{ l}/(\text{EW} \cdot \text{d})$ und einem maximalen Fremdwasserzuschlag von 100 % zu

$$Q_{S,d,aM} + Q_{F,d,aM} = 240 \text{ l}/(\text{EW} \cdot \text{d}).$$

Für die Grundbemessung ist die mittlere hydraulische Flächenbelastung bei Trockenwetter maßgebend.

$$q_{\text{HBF,t}} \leq 80 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$$

Mit dem oben gewählten einwohnerspezifischen Ansatz von $Q_{S,d,aM} + Q_{F,d,aM} = 240 \text{ l}/(\text{EW} \cdot \text{d})$ ergibt sich ein spezifischer Flächenbedarf – gleichzeitig Mindestgröße – von:

$$A_{\text{HBF}} = 3 \text{ m}^2/\text{EW}$$

Maßgebend für die Bemessung des Beschickungssystems ist die mittlere hydraulische Flächenbelastung für das dünnere Mischwasser bei Regenwetter; sie wird begrenzt auf:

$$q_{\text{HBF,m}} \leq 120 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$$

Der obligatorisch vorgegebene wöchentlich wechselnde Betrieb hat zur Folge, dass dann der betroffene Filter über diese Zeit mit der doppelten Menge beschickt wird, unter Regenwetterbedingungen also mit

$$2 \cdot q_{\text{HBF,m}} = 240 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d}).$$

Die maximale Beschickungshäufigkeit pro Tag wird begrenzt auf:

$$n_{\text{HBF}} \leq 6.$$

Um entsprechende Ruhephasen für den Filter im intermittierenden Betrieb zu ermöglichen, ist neben der maximalen Anzahl von Beschickungsvorgängen, deren Dauer zu begrenzen. Im Rahmen der Veröffentlichung der Bemessungsvorgaben (Drescher 2003; Drescher, Haselbach, Rampendahl 2007) wurde die Länge eines Beschickungsintervalls auf $T \leq 20 \text{ min.}$ begrenzt. Diese Zeitvorgabe ist als Empfehlung und als Orientierungswert zu verstehen. In der planerischen und betrieblichen Praxis wurden auch etwas längere Beschickungsintervalle verwendet.

Das Beschickungsraster, d. h. die Verteilung des Abwassers auf die Filterfläche, wurde für die HBF so festgelegt, dass mindestens eine Wasseraufgabestelle auf $20 - 25 \text{ m}^2$ Filteroberfläche angeordnet wird.

$$A_{W,\text{HBF}} < 25 \text{ m}^2$$

In Bild 2.3 ist die Umsetzung der Vorgabe zur Anordnung der Beschickungspunkte auf den HBF und das gewählte Beschickungssystem, Spots mit horizontal über der Düse angeordnetem Prallteller, am Beispiel der Kläranlage Büschdorf dargestellt.



Bild 2.3: Beschickungssystem der HBF der Kläranlage Büschdorf (Drescher, Hasselbach, Rampendahl 2007)

2.7.4 Vergleichende Zusammenfassung

Folgende Aspekte grenzen die Pflanzenkläranlagen nach der Konzeption des EVS im Wesentlichen von den Vorgaben des DWA A 262 ab (Drescher, Hasselbach, Rampendahl 2007; Hasselbach, Bruch 2010):

- Gültigkeitsbereich des Bemessungsansatzes: Mischsystem, keine Beschränkung auf Trennsystem
- Höhere maximale Flächenbelastung der Hauptbodenfilter: $120 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ bei Mischwasserzufluss statt $80 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ im Trennsystem
- keine Begrenzung der CSB-Flächenbelastung (DWA A 262: max. $20 \text{ g}/(\text{EW} \cdot \text{d})$)
- keine Begrenzung der Belastung der Filter mit abfiltrierbaren Stoffen (DWA A 262: max. 100 mg/l AFS im Jahresmittel)
- Verwendung von Lavasand als Filtersubstrat ohne Vorgaben zum Durchlässigkeitskoeffizienten statt Sand/Kies mit einem k_f -Wert: 10^{-4} bis 10^{-3} m/s
- Größere beaufschlagte Fläche je Beschickungspunkt: max. 25 m^2 statt max. 5 m^2

3 Material und Methoden

Diese Dissertation basiert auf den Eigenkontrolluntersuchungen der betrachteten Kläranlagen und dem Untersuchungsprogramm des Forschungsvorhabens „Reinigungsprozesse in Lavasand-Bodenfiltern in der Mischwasserbehandlung“ des Entsorgungsverbandes Saar (EVS). Die wesentliche Grundlage für die folgenden Beschreibungen der Untersuchungsmethoden stellt der Abschlussbericht zum Teilprojekt „Leistungsnachweis Kläranlage Büschdorf“ zu o.g. Forschungsvorhaben dar (Hasselbach 2012).

3.1 Umfang der Untersuchungen gemäß Eigenkontrollverordnung

Um die Funktion und die Reinigungsleistung einer Kläranlage zu überprüfen, führt der EVS Eigenkontrolluntersuchungen durch. Diese sind als Grundlage dieser Arbeit nicht ausreichend und wurden um zusätzliche Messprogramme zu wissenschaftlichen Zwecken ergänzt. Der Umfang der Eigenkontrolle richtet sich, soweit es im Erlaubnisbescheid nicht anders festgelegt ist, nach den Vorgaben der Verordnung über die Eigenkontrolle von Abwasserbehandlungsanlagen (EKVO) des Saarlandes (EKVO 1994). Die betrachteten Pflanzenkläranlagen weisen alle eine Ausbaugröße von 600 EW oder weniger auf, sodass sie der Größenklasse 1 zuzuordnen sind. In der Eigenkontrollverordnung des Saarlandes ist für die Größenklasse 1 eine Differenzierung der Mess- und Untersuchungsintervalle parameterbezogen für folgende Anlagearten festgelegt:

- Teichanlagen
- andere Anlagen

Die für die beiden vorgenannten Kläranlagenarten vorgesehenen Probenahmen bzw. Messstellen sowie die zu erfassenden Parameter sind nur bedingt auf Pflanzenkläranlagen zu übertragen. Die Vorgaben für die sogenannten anderen Anlagen beziehen sich einerseits auf das Belebungsverfahren und andererseits auf Tropf-/Tauchkörper. Derzeit wird bei den saarländischen Pflanzenkläranlagen eine Beprobung hinsichtlich der abwassertypischen Parameter, wie z. B. CSB, BSB₅, NH₄-N und P_{ges} im Zu- und Ablauf der Gesamtanlage vorgenommen. Eine separate Beprobung der Abläufe des gerade in Betrieb befindlichen Hauptbodenfilters und des Ausweichbodenfilters erfolgt nicht. Gemäß der Eigenkontrollverordnung ist eine Erfassung der Abwassermenge im Zulauf weder bei den Teichanlagen noch bei anderen Anlagen erforderlich. Eine Abwassermengenmessung ist bei Teichanlagen im Ablauf ebenfalls nicht erforderlich. Bei den sogenannten anderen Anlagen ist eine werktägliche Erfassung vorgesehen. Ob bei Pflanzenkläranlagen überhaupt eine Mengenmessung erforderlich ist, ist somit nicht geregelt.

Zum Zeitpunkt des Inkrafttretens der Eigenkontrollverordnung gab es im Saarland keine anderen naturnahen Abwasserreinigungssysteme als Teichkläranlagen. Probenahmestellen und Untersuchungsumfang müssen sich jedoch am verfahrenstechnischen Aufbau einer Kläranlage orientieren. Aus technischer Sicht wäre somit eine Pflanzenkläranlage im Hinblick auf die durchzuführenden Eigenkontrolluntersuchungen eher mit einer Teichanlage als mit einer technischen Kläranlage zu vergleichen. In der Eigenkontrollverordnung wird jedoch der Begriff „andere Anlagen“ verwendet, was bei rein formaler Bewertung dazu führen könnte, dass Pflanzenkläranlagen unter diesen Begriff fallen und der Untersuchungsumfang bei der Eigenkontrolle von Pflanzenkläranlagen mit

demjenigen der sogenannten „anderen Anlagen“ gleichzusetzen ist. Eine Novellierung der EKVO durch die zuständigen Landesbehörden befindet sich in Bearbeitung.

In der Tabelle 3.1 ist parameterbezogen der Umfang der Eigenkontrolluntersuchungen gemäß der Eigenkontrollverordnung des Saarlandes für die Größenklasse 1 zusammengefasst.

Tabelle 3.1: Umfang der Eigenkontrolle für Anlagen der Größenklasse 1 (EKVO 1994)

Probenahmeort	Parameter	Teich- anlagen	Andere Anlagen	max. Anzahl
Zulauf	pH		w	52
	Leitfähigkeit		w	52
	absetzbare St.		w	52
Zulauf Biologie	BSB ₅ /CSB		2 m	6
	abfiltrierbare St.		2 m	6
	absetzbare St.		w	52
Ablauf	Q		wt	312
	pH	w	w	52
	BSB ₅ /CSB	m	m	12
	NH ₄ -N	2 m	2 m	6
	NO ₃ -N		2 m	6
	P _{ges}	2 m	2 m	6
	abfiltrierbare St.	2 m	2 m	6

Legende
w = wöchentlich
wt = werktäglich
m = monatlich
2 m = 2 monatlich

Wie der Tabelle 3.1 zu entnehmen ist, erfolgt eine Differenzierung zwischen dem Zulauf im Sinne des Zulaufs der mechanischen Vorreinigung einerseits und dem Zulauf zur biologischen Reinigungsstufe andererseits.

Die belüfteten Vorteiche haben neben ihrer Funktion als Sand- und Geröllfang, mechanische Vorreinigung im Sinne einer Vorklärung, Schlammstapelraum und Regenwasserbehandlung auch noch die Aufgabe einer biologischen Teilreinigung. Insofern erfolgen die Eigenkontrolluntersuchungen des EVS bei Pflanzenkläranlagen im Zulauf des belüfteten Vorteichs.

Eine separate Untersuchung der Reinigungsleistung der einzelnen Anlagenteile (belüfteter Vorteach, Hauptbodenfilter, Ausweichbodenfilter) ist gemäß der Eigenkontrollverordnung nicht vorgesehen.

3.2 Mess- und Probenahmestellen

Für die Eigenkontrolle werden im Regelfalle im Zu- und Ablauf der Gesamtanlage, bestehend aus mechanischer Vorreinigungsstufe und Bodenfiltern, Proben genommen und analysiert. Eine Ausnahme stellt hier die Kläranlage Heisterberg dar, wo aufgrund der Zugänglichkeit im Bereich des Mehrzweckbeckens nicht dessen Zulauf, sondern der Ablauf beprobt wird, d. h., es werden die Zulaufkonzentrationen der Bodenfilter bestimmt.

Die Kläranlage Büschdorf war die erste Pflanzenkläranlage, die gemäß den Gestaltungsvorgaben des EVS gebaut wurde. Daher wurde hier die Anzahl der Mess- und Probenahmestellen erhöht. Es gibt drei Messstellen zur Erfassung der Abwassermengen und fünf Probenahmestellen für die Bestimmung der abwassertypischen chemischen Parameter wie z. B. CSB und Ammonium. Ziel ist es, eine Bilanzierung der Reinigungsleistung der einzelnen Anlagenteile zu ermöglichen. Folgende Probenahmestellen wurden eingerichtet:

- Zulauf: Mess- und Probenahmestelle in einem Schacht unmittelbar vor dem Einlaufbereich des Vorteichs innerhalb des Kläranlagengeländes (MST 1)
- Ablauf Vorteich: Probenahmestelle im Zwischenpumpwerk (MST 2)
- Ablauf der Hauptbodenfilter: Mess- und Probenahmeschacht nach Vereinigung der Ablaufrohrleitungen der beiden HBF (MST 3)
- Ablauf des Ausweichbodenfilters: Schacht unmittelbar im Ablaufbereich des ABF (MST 4)
- Endablauf der Kläranlage: Probenahme im Vereinigungsschacht der Ablaufleitungen der HBF und des ABF (MST 5)

Die Messstellen sind in dem vereinfachten Lageplan (Bild 3.1) dargestellt.

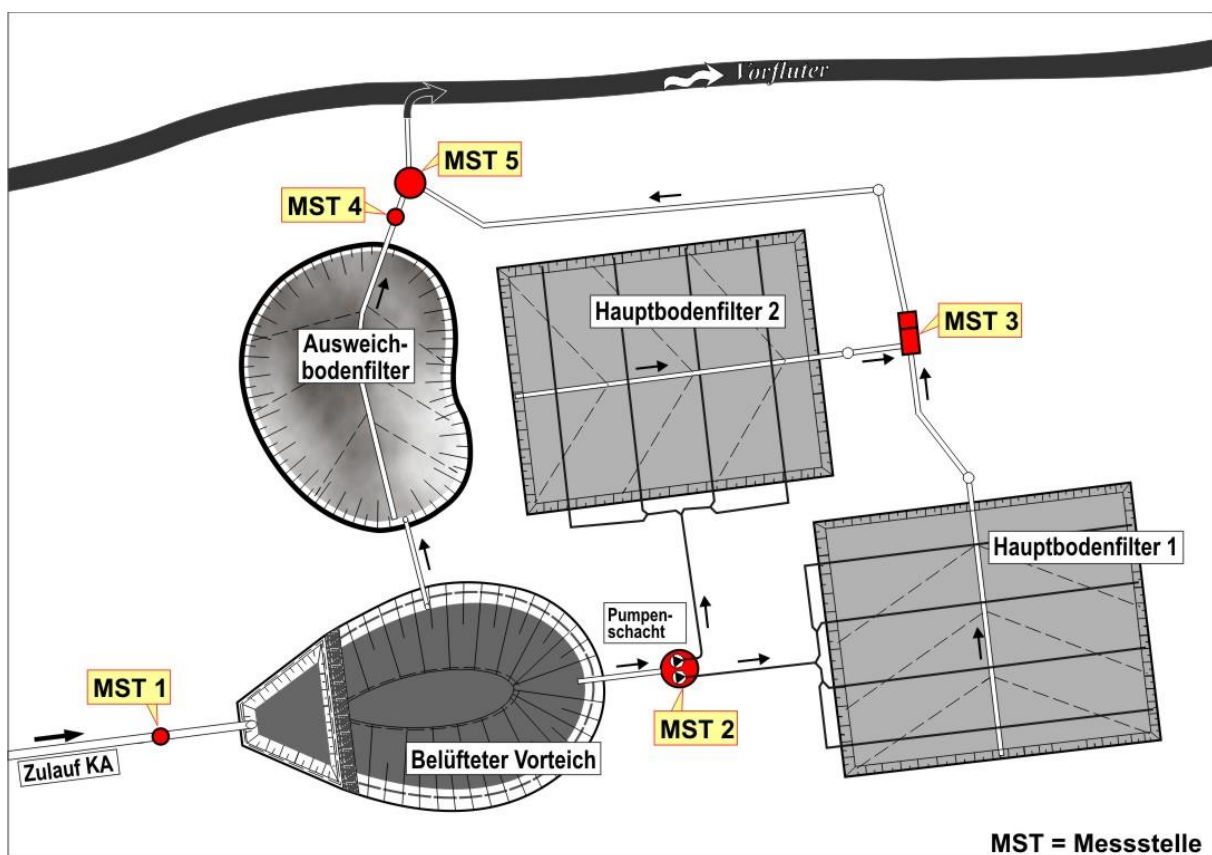


Bild 3.1: Lageplan zur KA Büschdorf mit Mess- und Probenahmestellen

Eine Mengenummessung erfolgt an den Messstellen MST 1 (Zulauf), MST 3 (Ablauf HBF) und MST 4 (Ablauf ABF). Die Beaufschlagung der beiden HBF kann lediglich indirekt bestimmt werden, einerseits über die Pumpenlaufzeiten und die Fördermenge und andererseits über die Fläche des belüfteten Vorteichs und die Höhenstandsmessung im Zwischenpumpwerk,

da dieses nach dem Prinzip der kommunizierenden Röhren mit dem Vorteich verbunden ist und somit auch den Wasserstand im Vorteich wiedergibt.

Die Zulaufmengenmessung und die Ablaufmengenerfassung des ABF erfolgt mittels einer induktiven Durchflussmessung (IDM). Die Ablaufmenge der HBF wird mittels eines V-Wehrs erfasst. Eine Ausnahme stellt die Messphase im 4. Quartal 2011 dar. Hier erfolgte die Mengemessung im Ablauf der HBF mit einer mobilen IDM.

Auf der Kläranlage Riesweiler wurde einer der beiden Hauptbodenfilter zu Forschungszwecken segmentiert, in die einzelnen Beetsegmente wurden unterschiedliche Filtersubstrate eingebaut. Jedes dieser einzelnen Segmente kann ebenso separat wie der Ausweichbodenfilter beprobt werden (siehe Kapitel 4.2.3). Es wurden jedoch nicht nur an den vier genannten Stellen Proben genommen, sondern auch im Zu- und Ablauf der Kläranlage im Rahmen der Eigenkontrolle und im Ablauf des Vorteiches, d. h. im Zulauf zu den Bodenfiltern, im Rahmen des Forschungsvorhabens parallel zu der Beprobung des Ablaufes der einzelnen Segmente des Forschungsfilters.

3.3 Mess- und Analysemethoden

Die gemäß der Eigenkontrollverordnung durchgeführten Analysen werden vom Kläranlagenpersonal direkt vor Ort bzw. auf der zugehörigen Zentralkläranlage (für die Kläranlage Büschdorf ist dies z.B. die Kläranlage Orscholz) durchgeführt. Darüber hinaus werden regelmäßig Vergleichsmessungen durch das zertifizierte Zentrallabor des EVS durchgeführt.

Bei den physikalischen Parametern erfolgt die Bestimmung grundsätzlich nach den gleichen Methoden, lediglich die verwendeten Messgeräte unterscheiden sich voneinander. Bei den chemischen Parametern werden jedoch in Abhängigkeit vom erforderlichen Aufwand und der Genauigkeit verschiedene Methoden angewandt.

3.3.1 Bestimmung physikalischer Parameter im Abwasser

In Tabelle 3.2 sind für die physikalischen Parameter im Abwasser die Bestimmungsmethoden aufgeführt. Es erfolgt eine Trennung nach dem Ort der Probedurchführung. Im Rahmen der Eigenkontrolle führt das Kläranlagenpersonal die Untersuchungen in der Regel im abwassertechnischen Messraum der besetzten Zentralkläranlage durch, der die unbesetzt betriebene Pflanzenkläranlage zugeordnet ist. Kontrolluntersuchungen werden im Zentrallabor des EVS in Saarbrücken durchgeführt.

Tabelle 3.2: Bestimmungsmethoden physikalischer Parameter im Abwasser

Bestimmung durch das Kläranlagenpersonal		
Parameter	Norm	Messgerät
pH-Wert	DIN 38 404 C5	Multimeter HQ 40d von Hach Lange
Elektrische Leitfähigkeit	DIN EN 27 888	Multimeter HQ 40d von Hach Lange
Temperatur	DIN 38 404 Teil 4	Multimeter HQ 40d von Hach Lange
Bestimmung durch zertifiziertes Zentrallabor des EVS		
Parameter	Norm	Messgerät
pH-Wert	DIN 38 404 C5	Ion-Lab Level 2 von WTW oder pH-Meter 762 von Knick oder Dosimat 665 mit Kombi-Glaselektrode von Metrohm.
Elektrische Leitfähigkeit	DIN EN 27 888	LF 3000 von WTW
Abfiltrierbare Stoffe	DIN EN 872 H33	Imhoff-Trichter

3.3.2 Analyse chemischer Parameter im Abwasser

Chemische Parameter werden im Rahmen der Eigenkontrolle mit Standardküvettenests unter Verwendung eines Spektralphotometers DR 2800 von Hach Lange auf der Zentralkläranlage durchgeführt. In Tabelle 3.3 sind die einzelnen Parameter und die zugehörigen Küvettenests dargestellt.

Tabelle 3.3: Übersicht über die photometrische Bestimmung chemischer Parameter im Abwasser mit Küvettenests

Bestimmung durch das Kläranlagenpersonal	
Parameter	Küvettenest
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	Hach Lange LCK 414 und LCK 114
Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB ₅)	Hach Lange LCK 555
Ammoniumstickstoff (NH ₄ -N)	Hach Lange LCK 303 und LCK 304
Nitratstickstoff (NO ₃ -N)	Hach Lange LCK 340
Gesamt-Stickstoff (N _{ges})	Hach Lange LCK 338
Phosphat-Phosphor (PO ₄ -P)	Hach Lange LCK 348 und LCK 350

Darüber hinaus werden durch das Zentrallabor des EVS zu Kontrollzwecken stichprobenartig Analysen nach DIN durchgeführt. Die über die Eigenkontrolle hinausgehenden Analysen auf der Kläranlage Büschdorf zur Untersuchung der Reinigungsleistung der einzelnen Anlagenteile und auf der Kläranlage Riesweiler zur vergleichenden Betrachtung verschiedener Lavasande im Hinblick auf die Abwasserreinigung wurden ebenfalls im Zentrallabor des EVS nach DIN ausgeführt.

- Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

Die Bestimmung erfolgt titrimetrisch nach DIN 38 409 H41. Dabei wird zur Probenhomogenisierung ein Ultraturrax von IKA verwendet, zum Erhitzen ein Thermoreaktor VLM 4.0 CSB von VLM und für die Titration ein Titroprozessor 682 mit Samplechanger 730 und Dosimat 665 von Metrohm.

- Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB₅)

Die Bestimmung erfolgt nach DIN EN 1899-1 H51 unter Verwendung eines Sauerstoffmessgerätes der Firma WTW.

- Ammoniumstickstoff (NH₄-N)

Die Bestimmung der Konzentration von Ammoniumstickstoff erfolgt auf zwei verschiedene Arten:

a) Photometrische Bestimmung nach DIN 38 406 – E 5-1 mit einem Spektralphotometer XION 500 bzw. DR 5000 von Hach Lange

b) Maßanalytische Bestimmung nach DIN 38 406 – E 5-2 mit einem Vapodest-6 der Firma Gerhardt

- Nitratstickstoff (NO₃-N)

Die Bestimmung erfolgt ionenchromatographisch nach DIN EN ISO 10 304-1 unter Verwendung eines Ionenchromatographen DX-120 mit Probengeber ICS-3000 und UV-Detektor von Dionex.

- Gebundener Stickstoff (TN_b)

Die Bestimmung erfolgt nach DIN EN 12 260. Dabei wird zur Probenhomogenisierung ein Ultraturrax von IKA verwendet, für Aufschluss und Messung ein Dimatoc 2000 N von Dimatec und ein Null-Luft-Generator ZA 100 von WGA.

- Gesamt-Phosphor (P_{ges})

Die Bestimmung erfolgt photometrisch nach DIN EN 1189 D11 mit einem Spektralphotometer DR 5000 von Hach Lange.

- Schwermetalle

Die Schwermetalle Blei, Chrom, Kupfer, Kadmium, Nickel und Zink werden gemäß DIN EN ISO 11885: 1998-04 (E 22) bestimmt, Quecksilber gemäß DIN EN 1483: 1997-08 (E 12).

3.3.3 Bestimmung biologischer Parameter im Abwasser

Vorgaben im Hinblick auf die Reduzierung der Keimbelastung des in den Pflanzenkläranlagen des EVS zu reinigenden Abwassers gibt es nicht. Eine Desinfektion im Sinne des Merkblattes M 205 (ATV 1998b) der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV), der Vorgängervereinigung der heutigen DWA, ist gemäß den wasserrechtlich definierten Einleitbedingungen der Pflanzenkläranlagen des EVS nicht erforderlich. Unter dem Begriff Desinfektion von Abwasser ist zu verstehen, dass Krankheitserreger aus dem Abwasser bis

unter einen vorgegebenen Wert entfernt werden bzw. die Aktivität von Krankheitserregern entsprechend reduziert wird.

Gemäß Waldhoff (2008) ist unter Hygienisierung im Zusammenhang mit der Abwasserreinigung die Entfernung bzw. der Rückhalt pathogener und apathogener Mikroorganismen zu verstehen, ohne dass spezielle Zielwerte vorgegeben werden. Es kann aber bei der Bewertung der Reduzierung von Keimen in Bodenfiltern eine Hygienisierungsleistung bilanziert werden (Waldhoff 2008).

Ein wesentlicher mikrobiologischer Überwachungs- bzw. Prüfparameter ist der Parameter Enterokokken (entspricht Fäkalstreptokokken). Darüber hinaus sind die gesamtkoliformen und fäkalkoliformen Bakterien (entspricht *Escherichia coli*) wesentliche Indikatoren für eine Fäkalbelastung von Wasser.

Unter gesamtkoliformen Bakterien ist keine taxonomisch einheitliche Bakterienspezies zu verstehen, es handelt sich um verschiedene Arten aerober und fakultativ anaerober Stäbchenbakterien. Der Nachweis und die Bestimmung der gesamtkoliformen und fäkalkoliformen Bakterien erfolgen gemäß den Standardarbeitsanweisungen des EVS im zertifizierten Zentrallabor mittels des MPN-Verfahrens („most probable number“, entspricht der höchstwahrscheinlichen Zahl bzw. Anzahl) mit Laurylsulfat-Bouillon und dem Zusatz von 4-Methylumbelliferyl- β -D-Glucuronid (LS-MUG). Die gesamtkoliformen Bakterien werden an ihrer Fähigkeit zur Gasbildung aus Laktose bei 36°C erkannt, die fäkalkoliformen Bakterien durch die Bildung des fluoreszierenden Spaltprodukts Methylumbelliferon ebenfalls bei 36°C.

Die Identifizierung erfolgt anhand folgender Merkmale:

- Bei fäkalkoliformen Bakterien durch Gasbildung durch Laktoseabbau und Auftreten von Fluoreszenz mittels einer UV-Lampe bei einer Wellenlänge von 366 nm.
- Die gesamtkoliformen Bakterien werden durch die Gasbildung durch Laktoseabbau identifiziert.
- Die Ermittlung der Anzahl der Fäkalstreptokokken erfolgt nach Beimpfung mit Azid-Glukose-Bouillon und Ausstreichen der positiven Röhren auf Kanamycin-Äsculin-Agar.
- Die Bestimmung der Gesamtbakterienzahl erfolgt durch Plattierung auf Standard-I-Agar und Auszählung nach 24 h bei 36 °C Bebrütung.

3.3.4 Bodenuntersuchungen

- Redoxpotenzial

Zur Messung des Redoxpotenzials im Filterkörper wurden im Rahmen einer Masterarbeit an der Universität Basel auf der Kläranlage in Riesweiler Redoxsonden der Firma eco-Tech Umwelt- und Messsysteme GmbH, Bonn, eingesetzt.

- Kationenaustauschkapazität

Die Bestimmung der Kationenaustauschkapazität (KAK) erfolgte gemäß BMELV (2006). Bei 40 °C getrocknete 2,5 g Lavasand wurden mit 100 ml 1-molarer NH_4Cl -Lösung perkoliert und im Anschluss im Perkolat die Elemente Natrium, Kalium, Kalzium, Magnesium, Mangan, Eisen und Aluminium bestimmt (Bruch, Alewell, Hasselbach 2011).

- Durchlässigkeitsbeiwert (k_f -Wert)

Der k_f -Wert und somit die hydraulische Leitfähigkeit wurde durch die Universität Basel im Labor an Bodensäulen bestimmt. Die Substrate wurden in Säulen ca. 25 cm hoch gefüllt und die instationäre Strömung berechnet (Sendelov 2009).

- Partikelanalytik

Es wurden Untersuchungen zur Porosität sowie zu spezifischen Oberflächen im Porenbereich an Substratproben durchgeführt. Die folgende Beschreibung der Methoden basiert auf dem Abschlussbericht des Labors ZetA Partikelanalytik GmbH in Mainz (2011), von dem die Analysen auch ausgeführt wurden.

Zur Erfassung der Volumenverteilung im Zwischenkornbereich und in den Meso- bzw. Makroporen poröser Substrate wurde die Quecksilberporosimetrie (Hg-Intrusion) angewendet. Die Materialien wurden vor der Untersuchung bei 120 °C über Nacht vorgetrocknet und anschließend in das Dilatometer verbracht. Die Messung wurde mithilfe eines Pascal 440-Porosimeters im Druckbereich von 0,135 bis 4.000 bar durchgeführt, was unter der Annahme von zylindrischen Poren (auch gültig für das Zwischenkornvolumen) einer Porengröße von 110 μm bis 37 nm entspricht.

Zur Erfassung der gleichen Parameter im Mikro- und Mesoporenbereich wurde die Argon-Sorption eingesetzt. Die Messungen wurden mit dem Gerät QuadraSorb SI von Quantachrome Instruments durchgeführt, nachdem die Proben für 72 Stunden bei 180 °C im Ölpumpenvakuum ausgeheizt wurden, um das gesamte Porenvolumen zu erfassen. Zur Porengrößenbestimmung mittels NLDFT-Methode (non local density functional theory) wurde vom Labor ZetA Partikelanalytik ein Kernel Ar87K/Zeolite, zylindrische Poren im Gleichgewicht, also unter Berücksichtigung von Ad- und Desorptionsdaten, verwendet.

Darüber hinaus wurden Rasterelektronenmikroskopuntersuchungen zur Erfassung optischer und morphologischer Merkmale der Substratproben und Pulverdiffraktometrie mittels eines Seiffert 3000 TT-Diffraktometers zur Bestimmung der Zusammensetzung der Probe eingesetzt. Als Rasterelektronenmikroskop (REM) wurde ein Cambridge S200 bei einer Anregungsspannung von 20 kV und einem Probenabstand von 18 mm verwendet.

- Maximale Phosphorsorptionskapazität

Um die maximale Sorptionskapazität für den Parameter Phosphor in den Filtersubstraten zu bestimmen, wurden Perkulations-Versuche durchgeführt. In die Spritzen wurden substratabhängig 9-10 g Lavasand gefüllt. Das Substrat wurde mit einer Phosphatlösung mit 26,96 mg PO_4 pro Liter in acht 100-ml und drei 250-ml-Schritten beschickt. Die Beaufschlagung erfolgte so lange, bis die Konzentration nach dem Durchsickerungsprozess der Aufgabe-Konzentration entsprach. Die bei jedem Beaufschlagungsvorgang zurückgehaltene Menge PO_4 wurde erfasst und die Summe in Relation zur Einwaage des Lavasandes gesetzt (Bruch, Alewell, Hasselbach 2011).

3.3.5 Mengenerfassung

Um die Leistungsfähigkeit einer Pflanzenkläranlage zu beurteilen, muss die Belastung möglichst exakt erfasst werden. In diesem Zusammenhang ist zwischen der hydraulischen und der stofflichen Belastung – und hier zwischen Konzentrationen und Frachten – zu differenzieren (Geller, Höner 2003).

Grundlage einer Bilanzierung der Frachten ist zunächst die Bestimmung der hydraulischen Belastung. Da weder im Rahmen der Eigenkontrolluntersuchung auf allen Pflanzenkläranlagen des EVS noch im Rahmen des Sondermessprogramms auf der Kläranlage Büschdorf eine Mengenerfassung in den Beschickungsleitungen der Bodenfilter erfolgt, sind andere Wege als eine direkte Mengenerfassung zu beschreiten, um die hydraulische Beaufschlagung der Bodenfilter hinreichend genau zu ermitteln.

Auf allen Pflanzenkläranlagen des EVS, mit Ausnahme der Kläranlage Büschdorf, erfolgt lediglich eine Mengenerfassung im Endablauf der Kläranlage, sodass eine separate Erfassung des Ablaufs aus den Hauptbodenfiltern und dem Ausweichbodenfilter nicht möglich ist. In Büschdorf wird eine separate Messung der Volumenströme aus den Hauptbodenfiltern und den Ausweichbodenfiltern durchgeführt. In Riesweiler werden zusätzlich die Beschickungsmenge des Forschungsfilters mit einer IDM und die Ablaufmenge der einzelnen Filtersegmente mit V-Wehren erfasst. Die Messgenauigkeit der Höhenstandsmessungen der V-Wehre und die sehr geringen Höhenstandsunterschiede bedingen, dass die Abflussmengen nicht exakt erfasst werden können. Sie reicht allerdings aus, um das Abflussverhalten aus den einzelnen Filtersegmenten qualitativ zu bewerten.

Die Ablaufmenge eines Bodenfilters kann allerdings nicht der Beaufschlagung eines Bodenfilters gleichgesetzt werden, da die Evapotranspiration auf und im Pflanzenbeet sowie der Niederschlag einen nicht zu vernachlässigenden Einfluss auf die Ablaufmenge aus einem Bodenfilter haben (Kraft 1985; Wissing, Hoffmann 2002). Im Zuge der Mengenerfassung ist daher eine Erfassung der Beschickungsmenge der Bodenfilter erforderlich, um die Flächenbelastung zu ermitteln.

Gemäß Maniak (2010) bezeichnet Evaporation im Allgemeinen das Verdunsten von Wasser durch den Übergang von der flüssigen Phase in die dampfförmige unterhalb des Siedepunktes allein durch physikalische Prozesse. Demnach kann Evaporation qualitativ betrachtet weitgehend unabhängig von der Temperatur erfolgen, falls eine Wasserdampfaufnahme der Umgebungsluft möglich ist. Quantitativ ist die Evaporation jedoch stark temperaturabhängig. Transpiration bezeichnet die physiologisch bestimmte Abgabe von Wasserdampf durch Pflanzen (Maniak 2010).

Die Summe aus Evaporation und Transpiration stellt die insgesamt an die Luft abgegebene Wasserdampfmenge einer pflanzenbedeckten Oberfläche wie der eines Bodenfilters dar. Der Umfang der Evapotranspiration bei Röhrichten wird in einer Größenordnung von 1.500 mm pro Jahr angegeben (Lascher 1976).

Neben der Art der Bepflanzung des Bodens (Pflanzendichte, Pflanzenart) spielen nachfolgend aufgeführte Sachverhalte eine wesentliche Rolle bei der Höhe der Evapotranspiration (Maniak 2010):

- Sonneneinstrahlung unter Berücksichtigung der Beschattung durch die Bepflanzung
- Temperatur der bodennahen Luftschichten sowie der Flächen, auf denen die Verdunstung erfolgt

- Windgeschwindigkeit
- Differenz zwischen Sättigungsdampfdruck der Luft und tatsächlichem Dampfdruck

Den Verlusten aus der Evapotranspiration steht der auf die Oberfläche des Bodenfilters fallende Niederschlag gegenüber.

Die hydraulische Belastung der Bodenfilter kann auf den Pflanzenkläranlagen des EVS mit einer Ausnahme lediglich indirekt ermittelt werden, da in den Druckleitungen von den Beschickungspumpen zum Verteilersystem keine Mengenummessungen existieren. Lediglich die Beschickungsmenge des zu Forschungszwecken segmentierten Hauptbodenfilters der Kläranlage Riesweiler wird durch eine induktive Durchflussmessung direkt erfasst.

Die Laufzeiten der Pumpen, die die Bodenfilter beschicken, werden aufgezeichnet. Mit den Pumpenlaufzeiten und den Fördermengen der Beschickungspumpen kann die hydraulische Belastung der Bodenfilter errechnet werden. Bei den Pflanzenkläranlagen, die als Vorreinigung einen belüfteten Vorteich aufweisen, stellt das Beschickungspumpwerk im Regelfall ein separates Bauwerk dar, das nach dem Prinzip der kommunizierenden Röhren mit dem Vorteich verbunden ist. Zur Bestimmung der Pumpenleistung muss der Zufluss zum Pumpenschacht abgeschiebert werden, um ein Nachlaufen von Abwasser aus dem Vorteich zu verhindern. Die Fördermenge der Pumpen kann durch eine parallele Volumenbestimmung und Zeitnahme ermittelt werden.

Ohne dass Abwasser aus dem Vorteich in den Pumpenschacht nachlaufen kann, wird der Inhalt des Pumpenschachtes auf einen Bodenfilter gefördert. Beginnend mit dem dem Niveau des Vorteichs entsprechenden Ruhewasserspiegels wird die Zeit gemessen, die benötigt wird, um den Höhenstand im Pumpwerk um ein festgelegtes Intervall abzusenken. Aus der für die Absenkung um eine definierte Volumeneinheit erforderlichen Zeit wird für jeden Abschnitt bis zur vollständigen Entleerung des Pumpwerkes bis zum Trockenlaufschutz die Förderleistung errechnet. Bei der Auswertung ist zu beachten, dass die Beaufschlagung der Bodenfilter im regulären Betrieb nicht zu einer vollständigen Entleerung des Pumpwerkes führt, sondern vielmehr die Pumpen in einem bestimmten Bereich des Vordrucks bei der regulären Beaufschlagung der Bodenfilter betrieben werden.

Die Bestimmung der Pumpenförderleistung wurde mehrmals durchgeführt, um Fehler zu minimieren. Auf den Kläranlagen, die eine Höhenstandsmessung mittels Ultraschall im Beschickungspumpwerk und eine Aufzeichnung der Höhendaten in der speicherprogrammierbaren Steuerung aufweisen, wurden die Erkenntnisse der von Hand durchgeführten Messungen des Höhenstands und der Zeit während eines Pumpenvorgangs mit den in der Steuerung aufgezeichneten Daten abgeglichen. Aussagen zu der Genauigkeit der Ermittlung der Pumpenleistungen im Zusammenhang mit der Bestimmung der Flächenbelastung der Bodenfilter sind Kapitel 5.2.3 zu entnehmen, in dem die Versuchsergebnisse dargestellt sind.

Exemplarisch werden die Auswirkungen einer Beaufschlagung der Bodenfilter auf den Wasserspiegel im Zwischenpumpwerk innerhalb eines Beschickungsintervalls und die Ermittlung der Förderleistung der Beschickungspumpen anhand der Kläranlage Büschdorf erläutert.

Die beiden Hauptbodenfilter der Kläranlage Büschdorf werden aus einem separaten Pumpwerk beschickt, das hydraulisch mit dem Vorteich gekoppelt ist. In diesem Pumpwerk wird der Höhenstand über eine Ultraschallmessung erfasst. Im regulären Betrieb liegt der Wasserstand im Beschickungspumpwerk im Bereich von 1,35 m - 1,68 m. Dabei ist zu beachten,

dass der minimale Wasserspiegel im Pumpwerk während eines Beschickungsvorganges nicht identisch ist mit dem Wasserspiegel im Vorteich. In Bild 3.2 wird der Einfluss von Beschickungsvorgängen auf den Wasserspiegel im Pumpenschacht exemplarisch anhand zweier Beschickungsvorgänge am 24.05.2010 verdeutlicht.

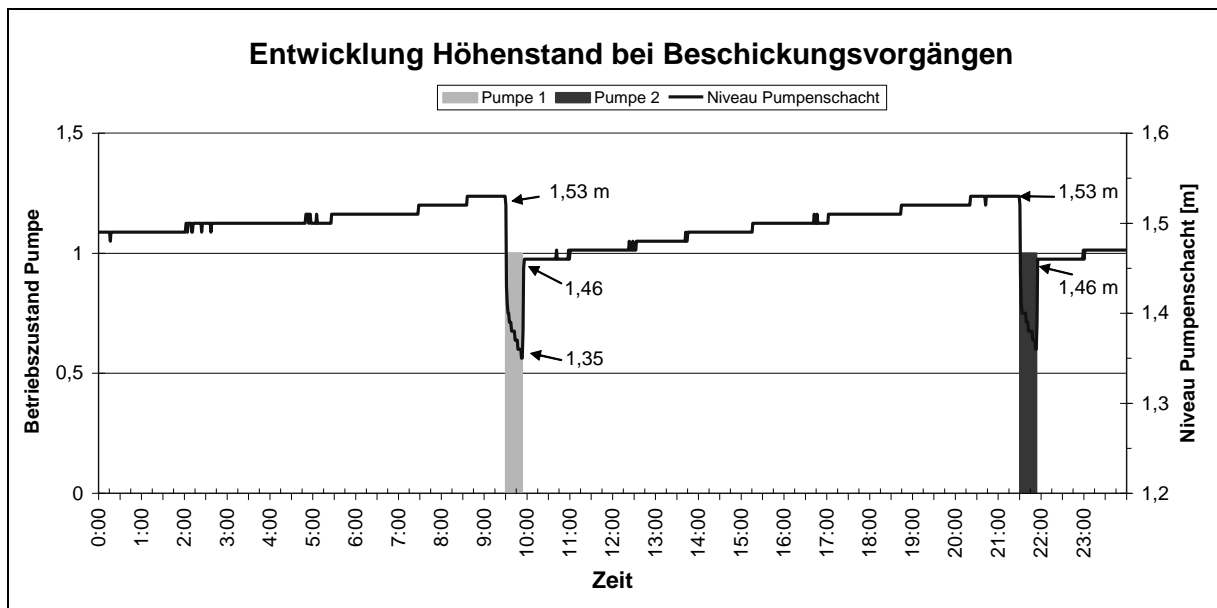


Bild 3.2: Entwicklung des Wasserspiegels im Beschickungspumpwerk der Kläranlage Büschdorf während Beschickungsvorgängen (24.05.2010)

Beginnt eine Pumpe mit der Förderung von Abwasser auf einen der Hauptbodenfilter, sinkt der Wasserspiegel im Pumpenschacht innerhalb von 3 – 4 Sekunden stark ab. Über die Verbindungsleitung zwischen dem belüfteten Vorteich und dem Pumpenschacht läuft nur ausreichend schnell Wasser nach, wenn eine Wasserspiegeldifferenz von mehr als 15 cm zwischen den beiden Bauwerken besteht. Am 24.05.2010 betrug der minimale Wasserstand im Pumpenschacht gegen Ende des Beschickungsvorganges 1,35 m. Unmittelbar nach dem Abschalten der Pumpe glich sich der Wasserstand im Schacht an denjenigen im Vorteich an, sodass die Höhenstandsmessung einen Wasserspiegel im Pumpenschacht von 1,46 m nach Abschluss des Beschickungsvorganges anzeigte.

4 Betrachtete Pflanzenkläranlagen

4.1 Allgemeines

Im Rahmen dieser Arbeit werden mehrere Pflanzenkläranlagen im Saarland betrachtet, mit dem Ziel, Leistungsfähigkeit und Belastungsgrenzen von Lavasand als Filtersubstrat zu ermitteln und einen Vergleich mit Rundkornsanden zu ermöglichen.

Der EVS betreibt die betrachteten Pflanzenkläranlagen im Mischsystem, die jedoch nicht ausschließlich entsprechend dem EVS-eigenen Konzept ausgeführt worden sind, das in Kapitel 2.7 beschrieben wurde, sondern auch entsprechend den Gestaltungs- und Bemessungsvorgaben von Systemanbietern. Es wurden Daten zu 10 Kläranlagen mit Lavasand als Filtersubstrat und zu 3 Anlagen mit fluviatilen Rundkornsanden ausgewertet.

4.2 Pflanzenkläranlagen im Mischsystem mit Lavasand als Filtersubstrat

4.2.1 Übersicht

Insgesamt hat der EVS 12 Pflanzenkläranlagen gemäß seinen selbst entwickelten Bemessungsvorgaben errichtet, im ländlichen Raum im Bereich des Mosel- und des Bliesgaus sowie in den Gemeinden Rehlingen und Namborn (siehe Bild 4.1).

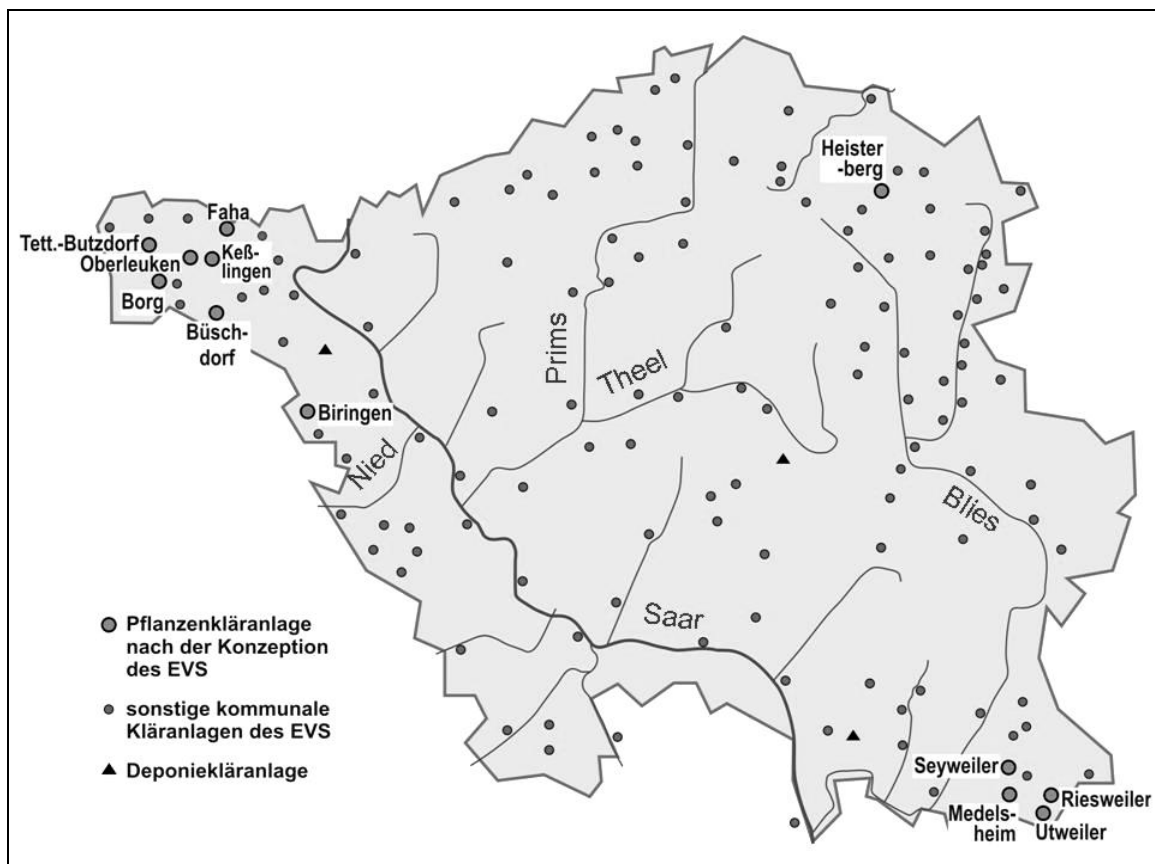


Bild 4.1: Lage der Pflanzenkläranlagen nach der Konzeption des EVS

Von den in Bild 4.1 dargestellten zwölf Pflanzenkläranlagen werden zehn im Rahmen dieser Arbeit näher betrachtet. Die Kläranlagen Biringen und Keßlingen wurden nicht berücksichtigt, da sie im Betrachtungszeitraum von der Inbetriebnahme bis zum 31.12.2011 weniger als zwei Jahre im Vollanschluss betrieben wurden.

Alle im Saarland mit Lavasand als Filtersubstrat betriebenen Anlagen wurden mit je zwei Hauptbodenfiltern und einem Ausweichbodenfilter ausgeführt, wobei die Hauptbodenfilter entsprechend den Betriebsvorgaben alternierend, d.h. im wochenweisen Wechsel und intermittierend mit maximal sechs Beschickungsintervallen pro Tag betrieben werden.

Auch wenn die Art der mechanischen Vorreinigung und der Beschickung der Bodenfilter bei den betrachteten Pflanzenkläranlagen mit Lavasand als Filtersubstrat unterschiedlich ist, sind die Bodenfilter gleich aufgebaut (siehe Bild 4.2).

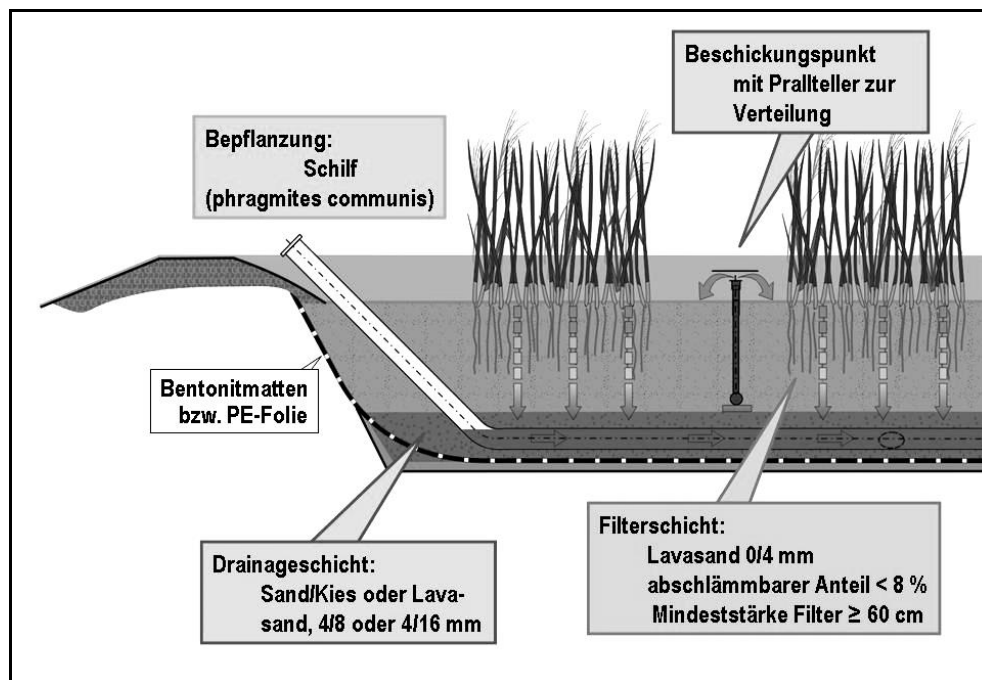


Bild 4.2: Aufbau der Bodenfilter mit Lavasand als Filtersubstrat

Die Bodenfilter sind gegen den Baugrund mit PE-Folie oder Bentonitmatten abgedichtet. Über der Abdichtung befindet sich eine Drainageschicht mit Drainageleitungen zur horizontalen Ableitung des gereinigten Abwassers in Richtung des Gewässers, nachdem dieses die Filterschicht aus Lavasand vertikal durchströmt hat. Darüber ist die eigentliche Filterschicht aus Lavasand 0/4 mm angeordnet.

Im Ausführungsdetail unterscheiden sich die betrachteten Pflanzenkläranlagen, auch wenn alle orientiert an den Bemessungsvorgaben von Drescher (2003) bzw. Drescher, Hasselbach, Rampendahl (2007) realisiert wurden. Zehn der Pflanzenkläranlagen wurden mit einem belüfteten Teich (BT) als Vorbehandlungsstufe, zwei Anlagen mit einem Mehrzweckbecken (MZB) realisiert. Ein wesentliches Unterscheidungsmerkmal ist auch die Art der Beschickung des Ausweichbodenfilters. Bei neun Anlagen erfolgt dies mittels einer Pumpe (P) und somit auch intermittierend, sodass bei Regenwetterbedingungen der Ausweichbodenfilter zwischen den einzelnen Beschickungsintervallen entsprechende Ruhephasen aufweist. Bei drei Anlagen erfolgt die Beschickung des ABF über einen Überlauf

(Ü) im Vorteich, sodass es zu einer kontinuierlichen Beaufschlagung des ABF während einer Regenphase kommen kann. Auch wenn der Zulauf zum Vorteich durch eine mechanische Drossel oder eine Pumpe begrenzt ist, erfolgt keine Regelung der Beaufschlagung des Ausweichbodenfilters. Die Verteilung auf den Ausweichbodenfilter ist je nach Pflanzenkläranlage auch unterschiedlich konzipiert. Nachfolgend sind die verschiedenen Ausführungsvarianten aufgeführt:

- Punktuelle Einleitung über den freien Austritt aus einem Rohr an einer Stelle (PFA)
- Anordnung von analog zu den Beschickungssports der Hauptbodenfilter ausgeführten Spots mit Pralltellern entlang einer Linie am Rand des Ausweichbodenfilters auf einer der kürzeren Beetseiten, sodass nach Beaufschlagung des Ausweichbodenfilters neben der Vertikalkomponente der Fließrichtung auch eine eindeutige horizontale Strömung entsteht (HS) (beispielhafte Darstellung hierzu siehe Bild 4.4)
- Anordnung der analog zum Hauptbodenfilter ausgeführten Beschickungssports über die komplette Länge eines schmal zugeschnittenen Ausweichbodenfilters entlang einer Linie, sodass eine annähernde Gleichverteilung der Spots über die komplette Beetfläche erfolgt (GVS)

In Tabelle 4.1 ist eine Übersicht über die nach der Konzeption des EVS errichteten Pflanzenkläranlagen mit Angaben zur Ausbaugröße, zum Inbetriebnahmehjahr, zur Art der Vorreinigung, der Beschickung und der Verteilung der Ausweichbodenfilter dargestellt.

Tabelle 4.1: Übersicht über die wesentlichen Daten zu den Pflanzenkläranlagen nach der Konzeption des EVS

Kläranlage	Ausbaugröße	Inbetriebnahme	Vorreinigung	Beschickung ABF	Verteilung ABF
Biringen	400 EW	2008	BT	P	HS
Borg	450 EW	2006	BT	Ü	PFA
Büschdorf	310 EW	2005	BT	Ü	PFA
Faha	450 EW	2006	BT	P	HS
Heisterberg	100 EW	2008	MZB	P	HS
Keßlingen	150 EW	2007	BT	P	HS
Medelsheim	500 EW	2007	BT	P	HS
Oberleuken	600 EW	2006	BT	P	PFA
Riesweiler	100 EW	2008	BT	P	GVS
Seyweiler	180 EW	2007	BT	P	HS
Tettingen-Butzdorf	500 EW	2006	BT	Ü	PFA
Utweiler	70 EW	2007	MZB	P	HS

ABF = Ausweichbodenfilter, BT = belüfteter Teil, MZB = Mehrzweckbecken, P = Pumpe, Ü = Überlauf, HS = Beaufschlagung mit horizontaler Strömung entlang der langen Filterseite, PFA = punktuelle Einleitung an einer Austrittsstelle, GVS = Gleichverteilung der Beschickungspunkte entlang einer Linie in einem schmalen Filter

Bei der Umsetzung der Bemessungsvorgabe hinsichtlich der Fläche der Filter unterscheiden sich die Anlagen, die nach der Konzeption des EVS realisiert wurden, deutlich. Auf einigen Kläranlagen wurden die Hauptbodenfilter so ausgeführt, dass die Bemessungsvorgabe von 1,5 m² je EW eines Hauptbodenfilters an der Oberfläche des Filterkörpers (in der Summe 3,0 m² je EW bezogen auf die vorhandenen beiden HBF) eingehalten wird. Bei anderen Anlagen ist die Flächenvorgabe an der Unterkante des Filterkörpers, d.h. auf der Oberfläche der Drainageschicht, eingehalten.

Anhand der Beispiele von zwei Kläranlagen mit einem belüfteten Vorteich als Vorbehandlung (Büschdorf und Medelsheim) und den beiden Anlagen mit einem Mehrzweckbecken (Heisterberg und Utweiler) kann aufgezeigt werden, wie groß die Unterschiede der zur Verfügung stehenden Filteroberflächen sind. Dargestellt sind die Summen der Flächen der beiden Hauptbodenfilter einer jeden Kläranlage (Bild 4.3). Zu vergleichen sind diese Werte also mit einer Bemessungsvorgabe von $3,0 \text{ m}^2$ je EW.

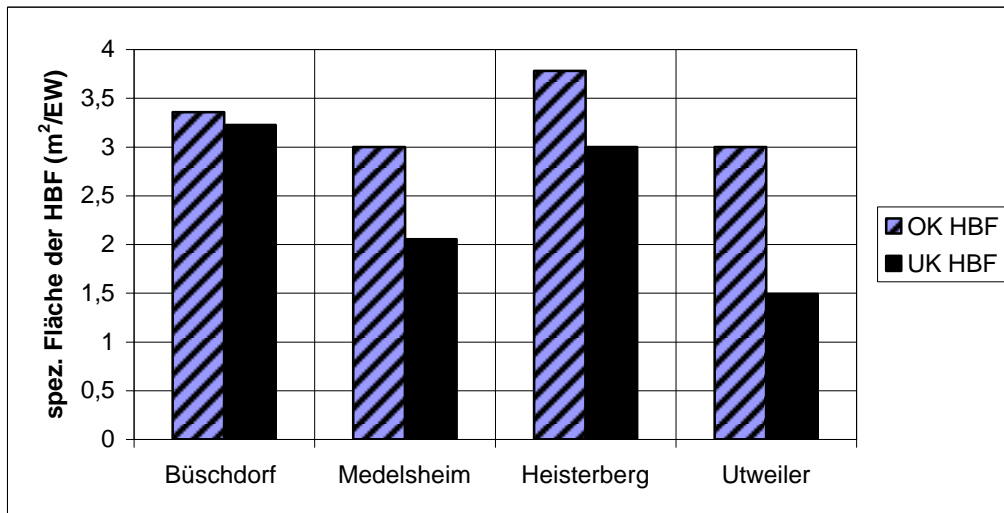


Bild 4.3: Spezifische Oberfläche an der Ober- und Unterkante des Filterkörpers der HBF ausgesuchter Pflanzenkläranlagen nach der Konzeption des EVS

Es ist ersichtlich, dass bei den Kläranlagen in Büschdorf und Heisterberg die Bemessungsvorgabe von $3,0 \text{ m}^2$ je EW als Summe für beide Hauptbodenfilter sowohl an der Oberkante als auch an der Unterkante des Filterkörpers eingehalten sind. Im Fall der Kläranlagen in Medelsheim und Utweiler liegt die spezifische Filterfläche an der Unterkante des Filterkörpers bzw. an der Oberkante der Drainageschicht signifikant unter der Bemessungsvorgabe. Die Unterschreitung liegt im Fall der Kläranlage Medelsheim bei rund 30 %, im Fall der Kläranlage Utweiler sogar bei rund 50 %.

In den der Bemessung der Anlage zugrunde liegenden Bemessungsvorgaben (Drescher 2003) wurde nicht konkretisiert, wo die Vorgabe für die spezifische Fläche einzuhalten ist, an der Oberfläche der Filterschicht oder an deren Unterkante und somit an der Oberfläche der Drainageschicht.

Die Kläranlage Utweiler mit einem Trichterbecken zur Grobentschlammung und einer vergleichsweise kleinen spezifischen Fläche im Bereich der Hauptbodenfilter weist bemessungstechnisch deutlich ungünstigere Randbedingungen als die Kläranlage Büschdorf auf.

In den Kapiteln 4.2.2 und 4.2.3 erfolgt eine umfassendere Beschreibung der Pflanzenkläranlagen Büschdorf und Riesweiler, da auf diesen beiden Anlagen über die Eigenkontrolle hinausgehende Untersuchungen durchgeführt wurden.



Bild 4.4: Beschickungssystem des ABF der Kläranlage Seyweiler

4.2.2 Beschreibung der Kläranlage Büschdorf

Die Kläranlage Büschdorf befindet sich im Nordwesten des Saarlandes im Bereich des Moselgaus. In der Kläranlage wird lediglich das kommunale Abwasser des Ortsteils Büschdorf der Gemeinde Perl gereinigt. Gemäß den Angaben der Gemeinde Perl wies der Ort Büschdorf 2010 zum Jahresende 303 Einwohner auf (Perl o.J.). Die Kläranlage Büschdorf wurde als erste gemäß der Konzeption des EVS mit Lavasand als Filtersubstrat realisiert. Sie ist für 310 EW ausgebaut (Bemessungsgrundlagen siehe Tabelle 4.2).

Die Entwässerung erfolgt im Mischsystem. Der Kläranlage ist eine Regenwasserbehandlung mit einem Volumen von 100 m³ in einem Stauraumkanal vorgeschaltet. Die Beschickung der Kläranlage erfolgt aus einem dem Stauraumkanal angegliederten Pumpwerk über zwei nass aufgestellte Einkanalradpumpen, die eine Fördermenge von jeweils rd. 6,5 l/s bei Vollfüllung des Stauraumkanals aufweisen. Die Aufstellung der Pumpen ist so gewählt, dass eine der beiden als Betriebspumpe, eine andere als Reserve fungiert. Um ähnliche Laufzeiten und somit einen vergleichbaren Verschleiß zu generieren, werden die beiden Pumpen im automatischen Wechsel betrieben.

Auf dem Gelände der Kläranlage kommt die Druckleitung in einem Schacht an. Für den Leistungsnachweis gemäß der Genehmigungsaufgabe wurde in diesen Schacht eine induktive Durchflussmessung zur Erfassung der Zulaufmengen eingebaut.

Das ankommende Abwasser wird anschließend dem belüfteten Vorteich zugeführt, der nachfolgend aufgeführte Funktionen übernimmt:

- Sand- und Geröllfang im Bereich der betonierten Vorkammer
- Schwimmstoffrückhalt durch eine Tauchwand zwischen der Vorkammer und dem eigentlichen belüfteten Teich
- Mechanische Vorreinigung
- Biologische Teilreinigung
- Schlammstapelraum
- Vorlage für das Beschickungspumpwerk der beiden Hauptbodenfilter
- Übernahme eines Teils der Regenwasserbehandlungsfunktion

Auf dem Teich ist ein Centrox-Belüfter der Firma Fuchs mit 1,1 kW Antriebsleistung installiert. Das Zwischenpumpwerk zur Beschickung der Hauptbodenfilter ist nach dem Prinzip der kommunizierenden Röhren über ein Rohr mit dem belüfteten Vorteich verbunden. Jedem Hauptbodenfilter ist eine Pumpe zugeordnet. Jede der Pumpen hat eine eigene Druckleitung ohne Schieber und ohne Rückschlagklappe bis zum Verteilersystem des ihr jeweils zugeordneten Hauptbodenfilters. Die flächige Verteilung auf den Hauptbodenfiltern erfolgt über die vorgenannte Hauptzuleitung DN 125, die sich wiederum in 4 Stränge aufteilt, auf denen je 5 höhenverstellbare Quelltöpfe mit Pralltellern angeordnet sind. Die Hauptbodenfilter sind wie folgt aufgebaut:

- Filterschicht: Lavasand 0/4 mm mit einem abschlämmbaren Anteil (Korngröße $< 0,063 \text{ mm}$) $< 8 \%$, Filterstärke 75 cm
- Drainageschicht: Lavasand 4/16 mm, Schichtstärke 30 cm
- Abdichtung gegen den anstehenden Boden durch Bentonitmatten

Die Bodenfilter werden über Drainageleitungen entwässert. Um eine wirksame Belüftung zu gewährleisten, sind diese Drainageleitungen am Ende über die Geländeoberkante hochgezogen. Die Drainagesammelleitung DN 150, an die alle flächig angeordneten Drainageleitungen DN 100 angeschlossen sind, endet in einem Ablaufschacht, in dem über höhenverstellbare Standrohre ein gezielter Einstau der Filter möglich ist. Im regulären Betrieb ist jedoch kein Einstau vorgesehen. Dieser kann gezielt in der Anwuchszeit oder bei Wachstumsstörung des Schilfs und erforderlicher Nachpflanzungen zeitlich begrenzt vorgenommen werden. In Fließrichtung hinter den beiden Ablaufschächten der Hauptbodenfilter erfolgt eine Vereinigung der Rohrleitungen in einen gemeinsamen Messschacht, in dem sowohl eine Probenahme als auch eine Mengemessung über ein Thomson-Wehr möglich ist.

Die Beschickung des Ausweichbodenfilters erfolgt nicht geregelt über eine Pumpe wie bei den meisten anderen Pflanzenkläranlagen, die im Saarland nach der Konzeption des EVS gebaut wurden, sondern über einen Überfall in ein senkrecht stehendes Rohr, das in den Vorteich integriert ist. Der Ausweichbodenfilter ist analog zu den Hauptbodenfiltern aufgebaut. Lediglich die Verteilung ist anders gestaltet. Es erfolgt keine gleichmäßige Verteilung über einzelne Beschickungssspots, sondern eine zentrale oberflächliche Einleitung aus dem Zulaufrohr DN 200. Hieraus resultiert, dass die Fließbewegung im Ausweichbodenfilter sowohl eine horizontale als auch eine vertikale Komponente aufweist.

Tabelle 4.2: Bemessungsgrundlagen Kläranlage Büschdorf

Bemessungsgrundlagen	Menge	Einheit
Ausbaugröße	310	EW
Befestigte Fläche im Einzugsgebiet	6,3	ha
Schmutzwasser Q_S	44,6	m ³ /d
Fremdwasser $Q_{F,d,aM}$	31,1	m ³ /d
Trockenwetter Tagesmittel $Q_{T,d,aM}$	75,7	m ³ /d
Trockenwetter Tagesmittel $Q_{T,d,aM}$	3,2	m ³ /h
Mischwasserzufluss Q_M	10,3	m³/h
Max. Beschickung Kläranlage $Q_{M,h}$ (vorgeschaltetes PW)	8	l/s

4.2.3 Beschreibung der Kläranlage Riesweiler

Der Ort Riesweiler ist ein Stadtteil von Blieskastel und liegt im Südosten des Saarlandes im Bereich des Bliesgaus. Das Abwasser der Ortschaft Riesweiler wird zentral in einer Kläranlage mit einer Ausbaugröße von 100 EW gereinigt. Wie bei den anderen Pflanzenkläranlagen, die im Saarland nach der eigenen Konzeption des EVS errichtet wurden, erfolgt in Riesweiler die Entwässerung im Mischsystem. Die Kläranlage Riesweiler wurde in Teilbereichen zu Forschungszwecken ausgebaut, um die Leistungsfähigkeit von Lavasanden unterschiedlicher Herkunft zu erproben.

Im Gegensatz zur Kläranlage Büschdorf fließt der Kläranlage Riesweiler das Abwasser im Freispiegel zu, die Regenwasserbehandlung erfolgt im belüfteten Vorteich. Dieser weist ein Grundvolumen von 240 m³ und ein Aufstauvolumen für die Regenwasserbehandlung von 60 m³ auf. Somit ist der Teich mit einem einwohnerwertspezifischen Grundvolumen von 2,4 m³/EW größer ausgebildet als gemäß dem Bemessungsansatz des EVS erforderlich. Aus betrieblichen Gründen realisiert der EVS keine Teiche mit einem geringeren Volumen als 200 m³ (Bemessungsgrundlagen siehe Tabelle 4.3).

Tabelle 4.3: Bemessungsgrundlagen Kläranlage Riesweiler

Bemessungsgrundlagen	Menge	Einheit
Ausbaugröße	100	EW
Befestigte Fläche im Einzugsgebiet	2,34	ha
Schmutzwasser Q_S	12,0	m ³ /d
Fremdwasser $Q_{F,d,aM}$	12,0	m ³ /d
Trockenwetter Tagesmittel $Q_{T,d,aM}$	24,0	m ³ /d
Trockenwetter Tagesmittel $Q_{T,d,aM}$	2,0	m ³ /h
Mischwasserzufluss Q_M	3,5	m³/h

Das Beschickungspumpwerk für die dem Teich nachgeschalteten Bodenfilter ist im Unterschied zu den meisten anderen Pflanzenkläranlagen des EVS in den Vorteich ablaufseitig integriert.

Die Kläranlage Riesweiler weist zwei Hauptbodenfilter mit einer Fläche von je 150 m² und einen Ausweichbodenfilter mit einer Fläche von 100 m² auf. Zu Forschungszwecken wurde einer der beiden HBF in drei Segmente unterteilt, in die Lavasande unterschiedlicher Herkunft eingebaut wurden. Diesen Lavasanden ist gemeinsam, das sie den EVS-Vorgaben hinsichtlich der Abstufung der Körnung (0/4 mm) und des abschlämmbaren Anteils (< 8 %) entsprechen. Die drei Teilsegmente sind gleich groß und weisen eine Oberfläche von jeweils 50 m² auf. Sie werden mit F 1, F 2 und F 3 bezeichnet. Der segmentierte Forschungsfilter ist in Bild 4.5 dargestellt.



Bild 4.5: Forschungsfilter der Kläranlage Riesweiler im Winter

Der Forschungsfilter weist 12 Beschickungssspots auf, jeweils 4 je Filtersegment und einen je 12,5 m². und somit doppelt so viele wie der andere HBF auf der Kläranlage Riesweiler. Dies ist mit dem Ziel einer gleichmäßigen Verteilung der Beschickungspunkte und der Einschränkung der Freiheitsgrade hinsichtlich der Anordnung der Spots durch die Trennwände zu begründen.

Um eine separate Probenahme zu ermöglichen, wurde für das Forschungsvorhaben ein Messschacht mit vier separaten Rinnen zu Probenahme- und Messzwecken errichtet. Neben den drei Segmenten des Forschungsfilters wird noch separat der Teilstrom aus dem ABF erfasst (F4).

Die Anordnung des Vorteiches, der Bodenfilter und der Forschungsstation sind Bild 4.6 zu entnehmen.

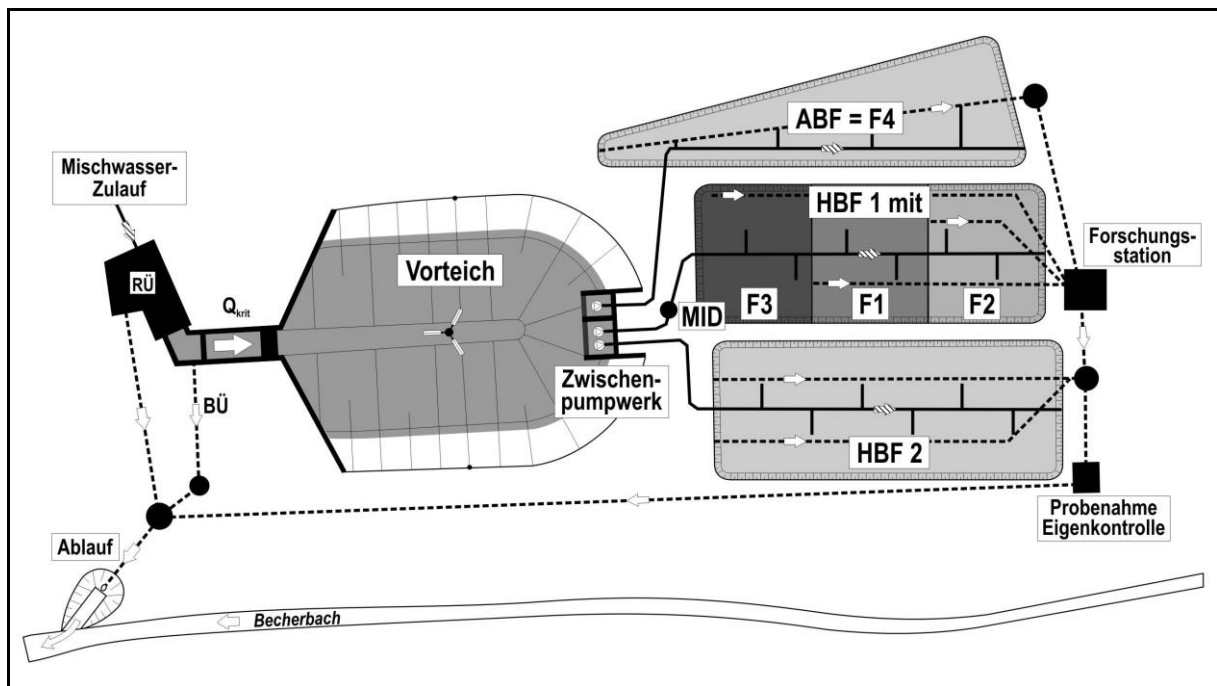


Bild 4.6: Schematischer Übersichtslageplan zur Kläranlage Riesweiler

Sowohl der Forschungsfilter als auch der zweite HBF und der ABF sind wie folgt aufgebaut:

- Filterschicht: Lavasand 0/4 mm mit einem abschlämmbaren Anteil < 8 %, Filterstärke 80 cm
- Drainageschicht: Rheinkies 4/8 mm, Schichtstärke 30 cm
- Abdichtung gegen den anstehenden Boden durch PE-Folie

In den 2. HBF und den ABF wurde der Lavasand eingebaut, der nach der öffentlichen Ausschreibung zum Zeitpunkt der Auftragsvergabe vom Auftragnehmer innerhalb der Vorgaben im Leistungsverzeichnis angeboten war. Neben diesem Filtersubstrat wurden in den Segmenten des Forschungsfilters zwei weitere Lavasande mit anderer Herkunft eingesetzt. Um entsprechende Vergleiche zu ermöglichen, wurde für ein Segment Lavasand aus dem gleichen Werk vorgesehen, wie er auf der Kläranlage Büschdorf eingebaut wurde, die ebenso wie die Kläranlage Riesweiler Bestandteil des Forschungsvorhabens „Reinigungsprozesse in Lavasand-Bodenfiltern in der Mischwasserbehandlung“ war (EVS 2005). In dem dritten Segment des Forschungsfilters wurde der Lavasand verwendet, der im Rahmen der das Pflanzenkläranlagenkonzept des EVS und den zugehörigen Bemessungsansatz begründenden Lysimeterversuche in Ommersheim zum Einsatz gekommen war (siehe Tabelle 4.4).

Tabelle 4.4: Herkunft und Referenzen der Filtersubstrate in den einzelnen Segmenten des Forschungsfilters in Riesweiler

Segment	Herkunftswerk	Referenz
F 1	A	Kläranlage Büschdorf
F 2	B	Kläranlage Riesweiler: 2. HBF / ABF
F 3	C	Lysimeterversuche Ommersheim

Jedes Forschungssegment hat eine eigene Drainage mit einer Nennweite von DN 100 sowie eine eigene Belüftung der Drainagerohre. Beschickt werden die Bodenfilter aus Rohrleitungen DN 80.

Der Ablauf aus den vier Teilsträngen in der Forschungsstation (Forschungssegmente F 1 bis F 3, Ablauf ABF) vereinigt sich hinter der Station mit der Ablaufleitung des zweiten HBF, sodass der Endablauf der Kläranlage Riesweiler ebenfalls beprobt werden kann.

4.3 Pflanzenkläranlagen im Mischsystem mit Rundkornsanden als Filtersubstrat

Im Zuge von funktionalen Ausschreibungen wurden innerhalb des Verbandsgebietes drei Pflanzenkläranlagen im Mischsystem von einem Systemanbieter realisiert. Diese bestehen aus drei Anlagenteilen:

- Teich als Vorreinigungsstufe
- Schwallbeschicker für die Verteilung auf die Bodenfilter
- Zwei vertikal durchflossene Bodenfilter

Die Vorteiche wurden zunächst alle unbelüftet ausgeführt. Aufgrund von Geruchsproblemen, die zu massiven Beschwerden durch Anwohner führten, erfolgte eine nachträgliche Ausstattung des Vorteiches der Kläranlage Altland mit einem Oberflächenbelüfter zum Sauerstoffeintrag, zur Umwälzung und letztendlich zur Vermeidung von anaeroben Prozessen und Geruchsbildung.

Diesen Teichen ist jeweils ein Becken nachgeschaltet, aus dem die Vertikalfilter stoßweise beschickt werden. Die Beschickung erfolgt durch schwallartige Entleerung des Beckens beim Erreichen des maximalen Wasserstands durch Öffnen des Grundablasses, der automatisch wieder nach der Beckenentleerung bis zum minimalen Wasserspiegel verschlossen wird. Die beiden Bodenfilter werden auf diese Art und Weise intermittierend betrieben. Durch Schieber ist es möglich, von Hand einen alternierenden Betrieb der beiden Vertikalfilter zu realisieren. In der nachfolgenden Tabelle 4.5 sind die wesentlichen Eckdaten zu den Pflanzenkläranlagen Altland, Vogelsbüsch und Reidelbach zusammengestellt.

Tabelle 4.5: Übersicht über die wesentlichen Daten zu den sonstigen Pflanzenkläranlagen des EVS im Mischsystem

	Altland	Vogelsbüsch	Reidelbach
Ausbaugröße [EW]	145	100	120
Inbetriebnahme	2003	2003	2002
Vorteich	Belüftet	Unbelüftet	Unbelüftet
Teichvolumen [m ³]	145	100	180
Teichvolumen [m ³ /EW]	1	1	1,5
Vertikalfilterfläche [m ²]	594	400	575
spez. Fläche [m ² /EW]	4,10	4,00	4,79
Filtersubstrat	Mittelsand 2/8 mm		
Filterauflage	Feinsand	Feinsand	Kiesschicht

Die Bemessungsvorgabe hinsichtlich der spezifischen Filterfläche bei den Pflanzenkläranlagen des EVS mit Rundkornsand als Filtersubstrat entspricht mit mindestens 4 m² in der Summe der des EVS-eigenen Konzeptes, allerdings bei einer Aufteilung auf nur zwei Filtereinheiten statt auf drei. Die Verteilung erfolgt über gelochte PE-Rohre, die auf die Filteroberfläche aufgelegt sind. Das Beschickungsraster ist bei diesem System deutlich enger als bei der Konzeption des EVS (siehe Bild 4.7)



Bild 4.7: Vertikalfilter und Beschickungssystem der Kläranlage Vogelsbüsch

5 Auswertung der Messdaten, Ergebnisse und Diskussion

5.1 Bodenkundliche Untersuchungen am Substrat

5.1.1 Übersicht

Die ZetA-Partikel-Analytik GmbH hat im Jahr 2010 Substratproben aus den nachfolgend aufgeführten Pflanzenkläranlagen hinsichtlich ihrer Zusammensetzung und ihrer Porosität untersucht. Der Beprobungsumfang und Angaben zu den Substraten sind in Tabelle 5.1 zu finden.

Tabelle 5.1: Probenahmeorte und Substratart

Kläranlage	Substrat
Büschdorf	Lavasand 0/4 mm aus Werk A
Riesweiler F 1	Lavasand 0/4 mm aus Werk A
Riesweiler F 1 R	Lavasand 0/4 mm aus Werk A
Riesweiler F 2	Lavasand 0/4 mm aus Werk B
Riesweiler F 3	Lavasand 0/4 mm aus Werk C
Medelsheim	Lavasand 0/4 mm aus Werk D
Vogelsbüsch	Mittelsand 2/8 mm

Zur Kläranlage Riesweiler wurden nicht nur aus den 3 Teilsegmenten nach etwa drei Jahren Betrieb entnommene Substratproben untersucht, sondern auch eine Rückstellprobe zu dem Filtermaterial, das in F 1 eingesetzt wurde. Dadurch wurde es möglich, zu ermitteln, ob der Einsatz in der Abwasserbehandlung Auswirkungen auf die Eigenschaften des Substrats hatte.

Im Rahmen des Messprogramms wurden die Substratproben mittels Röntgen-Pulverdiffraktometrie (XRD), Rasterelektronenmikroskopie (REM), Quecksilberporosimetrie (Hg-Intrusion) und Gassorption mittels Argon bei 87 K (Ar-Sorption) untersucht. Insgesamt wurden Lavasande aus vier unterschiedlichen Werken und eine Mittelsandprobe betrachtet. (Hahn 2011).

5.1.2 Untersuchungen zur Porosität

Mittels Gassorption (Ar-Sorption) konnten Informationen zu der spezifischen Oberfläche der Volumenverteilung in den Zwischenkornbereichen und Poren in den porösen Materialien vom Meso- bis hinab in den Mikroporenbereich gewonnen werden, d. h. bis in den Bereich mit einer Porengröße < 2 nm gemäß der Definition der IUPAC (Sing et al. 1985). Es ergaben sich deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Substraten. Die aus den Werken B und C stammenden Lavasande, die in den Filtersegmenten F 2 und F 3 in Riesweiler eingebaut wurden, sowie der Mittelsand von der Kläranlage Vogelsbüsch sind als unporös einzustufen. Es wurden lediglich Porenvolumina $< 0,004$ ml/g und massenbezogene spezifische Oberflächen gemäß dem BET-Verfahren (Brunauer, Emmitt, Teller 1938) in einer Größenordnung von rund 1 m²/g gemessen.

Dagegen wies der Lavasand aus dem Werk A (Büschdorf und Riesweiler F 1) ein großes Volumen feiner Poren ($> 0,1$ ml/g) und hohe spezifische Oberflächen von $72,5$ bis $80,4$ m²/g

nach mehrjährigem Betrieb auf. Die spezifische Oberfläche der Rückstellprobe aus Werk A (Riesweiler F 1R) hat sogar eine spezifische Oberfläche von 104,9 m²/g (Hahn 2011).

Um die Unterschiede zwischen den einzelnen Substraten zu verdeutlichen, ist in der nachfolgenden Darstellung für die Parameter Porenvolumen, BET-Oberfläche und Porenradius das Untersuchungsergebnis zu der Kläranlage Büschdorf als Referenz (100 %) angegeben. Die Ergebnisse der sonstigen Proben sind für alle Parameter im Rahmen eines Relativ-Vergleichs auf diese Referenz bezogen (Bild 5.1).

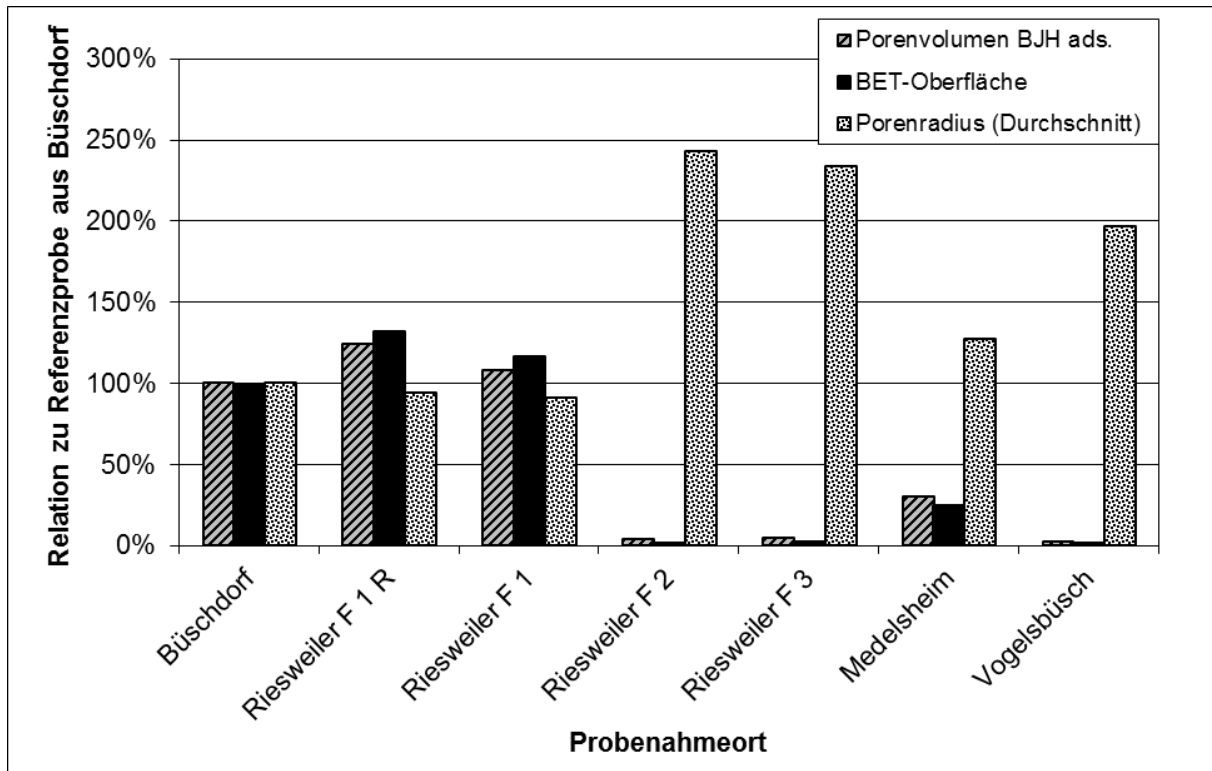


Bild 5.1: Relativ-Vergleich von Porenvolumina, Oberfläche nach BET und Porenradien für den Mikro- bis Mesoporenbereich mittels Ar-Sorption

Bild 5.1 zeigt deutlich, dass das Substrat aus dem Werk A (eingebaut in Büschdorf und in Riesweiler in F 1) eine ausgeprägte „innere“ Porosität aufweist. Die spezifische Oberfläche im Mikro- bis Mesoporenbereich dieses Lavasandes ist deutlich höher als diejenige der anderen Lavasande. Im Vergleich zu den Lavasanden aus den Werken B (Riesweiler F 2) und C (Riesweiler F 3), deren Porenvolumen und spezifische Oberfläche kleiner als 5 % im Vergleich zu der Referenzprobe aus dem Werk A (Kläranlage Büschdorf) sind, nimmt der Lavasand aus dem Werk D (Kläranlage Medelsheim) eine Art Zwischenstellung ein. Die Lavasande, eingebaut in F 2 und F 3 auf der Kläranlage Riesweiler, sind im Hinblick auf die BET-Oberfläche und die Porenvolumina gemäß der Ar-Sorption eher mit dem Mittelsand (Kläranlage Vogelsbüsch) vergleichbar als mit den anderen Lavasanden.

Dies gilt, obwohl die in Büschdorf, Riesweiler und Medelsheim eingebauten Lavasande 0/4 mm eine geringere Korngröße als der fluviatile Rundkornsand 2/8 mm aufweisen, der in den Bodenfiltern der Kläranlage Vogelsbüsch eingebaut wurde. Auch bei feinkörnigeren Rundkornsanden mit einer Korngröße 0/2 mm ist die Porosität geringer als bei Lavasanden (Wozniak 2008).

Informationen zur Volumenverteilung in Zwischenkornbereichen und Poren in porösen Materialien im unteren Mesoporen- und im Makroporenbereich ($> 2 \text{ nm}$, Sing et al. 1985) erhält man durch Quecksilberporosimetrie. Auch bei der Hg-Intrusion zeigt sich, dass der Lavasand aus den Werken B und C, eingebaut in den Filtersegmenten F 2 und F 3 in Riesweiler, als unporös eingestuft werden kann. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Proben werden in Bild 5.2 durch einen Relativ-Vergleich zur Referenz der Substratprobe von der Kläranlage Büschdorf deutlich.

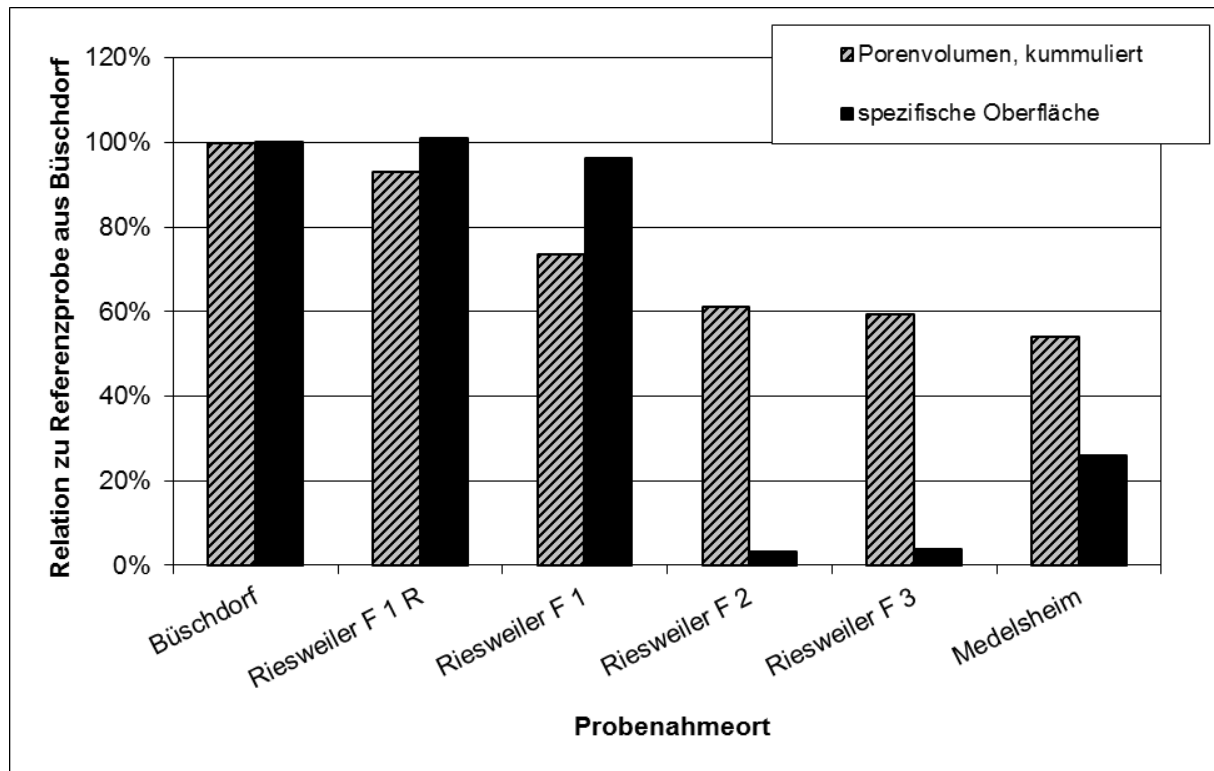


Bild 5.2: Relativ-Vergleich von Porenvolumina und spezifischer Oberfläche für den Meso- bis Makroporenbereich mittels Hg-Intrusion

Die spezifische Oberfläche des Lavasandes aus dem Werk A war gemäß der Hg-Intrusion nach mehrjährigem Betrieb an beiden Einbauorten nahezu identisch (Büschdorf $24,76 \text{ m}^2/\text{g}$, Riesweiler F 1 $24,98 \text{ m}^2/\text{g}$). Die spezifischen Oberflächen der Lavasande aus den Werken B und C sind vergleichsweise gering. Auch hier nimmt das Substrat aus Medelsheim (Werk D) eine Zwischenstellung ein.

Auch im Hinblick auf den Durchschnitt der mittels Hg-Intrusion gemessenen Porendurchmesser ergibt sich ein ähnliches Bild. Die Lavasande aus dem Werk A weisen mit $26,4 \text{ nm}$ (Büschdorf) und $24,4 \text{ nm}$ (Riesweiler F 1) signifikant geringere Werte auf als die weniger porösen Lavasande aus den Werken B (488 nm) und C (416 nm). Der Porendurchmesser des in Medelsheim eingebauten Substrats aus Werk D liegt bei $54,5 \text{ nm}$. Die Probe aus Vogelsbüsch wurde nicht mittels Quecksilberporosimetrie untersucht, da aufgrund der Partikelgröße keine Messung möglich war.

Zwischen der von mehrjährigem Betrieb geprägten Probe von F 1 und der Rückstellprobe ergaben sich sowohl bei der Hg-Intrusion als auch bei der Ar-Sorption keine wesentlichen

Unterschiede, sodass festzustellen ist, dass sich das Material über die Betriebsdauer nur wenig verändert hat (Hahn 2011).

Die REM-Untersuchungen gaben keinen abschließenden Aufschluss über die Struktur der Porensysteme. Die einzelnen Partikel bestehen aus kantig verwachsenen Kristalliten, an der Oberfläche sind z. T. poröse Strukturen zu erkennen. Die Lavasandproben waren alle ziemlich inhomogen (Hahn 2011). Die Proben aus dem Werk A, eingebaut in Riesweiler F 1 und Büschdorf, stellen Agglomerate aus verschiedensten Kristalliten, mit z.T. blättchenförmigen Strukturen und Bereichen mit unstrukturierten Formen dar. In F 2 wurden keine strukturierten Bereiche und in großem Umfang klumpige Teilchen vorgefunden. Die Proben aus F 3 waren inhomogen, es waren schichtförmige Materialien und hohlkugelförmige Bereiche zu erkennen. Bei dem Substrat aus Medelsheim wurden keine strukturierten Formen festgestellt.

Lavasande sind besonders gekennzeichnet durch eine poröse Kornoberfläche und eine unregelmäßige Kornform. Die im Vergleich zu Rheinsanden mit glatten runden Körnern geringere Durchlässigkeit und höhere spezifische Oberfläche kann auf diese Eigenschaften zurückgeführt werden (Wozniak 2008).

5.1.3 Untersuchungen zur mineralischen Zusammensetzung der Substrate

Mittels Pulverdiffraktometrie kann durch Vergleich mit bekannten Phasen auf die mineralische Zusammensetzung einer Probe geschlossen werden. Hierbei wurden bei mehreren Proben typische Reflexe für Zeolithe gefunden. Die Substratproben aus dem Lavasandwerk A weisen eindeutige Spuren von Zeolithen auf, in einer Größenordnung von 10 – 15 %. In der Probe aus F 3 wurden immerhin schwache Reflexe festgestellt, die Zeolithen zuzuordnen sind, während in den anderen Proben (Riesweiler F 2, Medelsheim und Vogelsbüsch) keine Hinweise auf Zeolithe gefunden wurden (Hahn 2011).

Zeolithe quellen auf, wenn sie feucht werden, was einen Einfluss auf die Durchlässigkeit des Zeolith beinhaltenen Substrats hat. Die Quellfähigkeit des Zeoliths kann eine Ursache für eine längere Aufenthaltszeit des zu reinigenden Abwassers im Porenraum eines Filterkörpers sein (Bruch et al. 2011; Bruch, Alewell, Hasselbach 2011). Somit steht mehr Zeit für den biologischen Abbau zur Verfügung.

Die zumindest zum Teil auf den Zeolithgehalt und die Quellfähigkeit der Zeolithe zurückzuführende geringere Durchlässigkeit der Lavasande aus dem Werk A lässt in Verbindung mit einer hohen Kationenaustauschkapazität den Schluss zu, dass dieses Filtersubstrat eine höhere Reinigungsleistung bewirkt als diejenigen Substrate, die keinen oder einen vernachlässigbar geringen Zeolithanteil, eine geringe Kationenaustauschkapazität und letztendlich eine bessere Durchlässigkeit als die Lavasande aus den anderen Werken und fluviatile Rundkornsande aufweisen. Diese These kann, zumindest bezogen auf die Lavasande unterschiedlicher Herkunft des Forschungsfilters in Riesweiler, anhand einer Beprobung des Zu- und Ablaufs der einzelnen Segmente überprüft werden.

Alle beprobten Lavasanden wiesen gemäß den Ergebnissen aus der Pulverdiffraktometrie eine Gemeinsamkeit auf, nämlich, dass sie eine Vielzahl von mineralischen Phasen beinhalten. In allen Lavasandproben wurden Augit, Diopsid und Ferrihydrit gefunden. Ansonsten wurden Unterschiede in der mineralischen Zusammensetzung der Lavasande verschiedener Herkunft festgestellt. Aufgrund der Vielzahl der mineralischen Phasen gelang jedoch keine eindeutige Strukturaufklärung zu den betrachteten Lavasanden. Eine

vollständige Strukturaufklärung konnte nur bei dem in Vogelsbüsch als Filtersubstrat eingesetzten Rundkornsand durchgeführt werden. Diese Probe wurde als phasenreiner α -Quarz identifiziert (Hahn 2011).

5.1.4 Untersuchungen zu weiteren bodenphysikalischen Parametern

Im Hinblick auf die Reinigungsleistung eines Filtersubstrats spielen die hydraulische Leitfähigkeit und die Kationenaustauschkapazität (KAK) eine entscheidende Rolle. Zu diesen Parametern wurden Untersuchungen auf der Kläranlage Riesweiler durchgeführt (Hasselbach, Bruch 2010; Bruch, Alewell, Hasselbach 2011). Die Ergebnisse der Fortschreibung der Auswertung der Messdaten sind in Tabelle 5.2 zusammengestellt. Die an zwei Probenahmestellen in einem Filtersegment in drei unterschiedlichen Tiefen (0, 20, 50 cm) durchgeführten Messungen zur KAK_{eff} wurden zu einem Mittelwert je Segment und somit je eingebautem Filtersubstrat zusammengefasst.

Tabelle 5.2: Durchlässigkeitskoeffizient und Kationenaustauschkapazität der einzelnen Segmente des Forschungsfilters in Riesweiler

Segment	Herkunfts- werk	k_f -Wert [m/s]	KAK_{eff} [mmol/g]	
			Mittelwert	Maximum
F 1	A	$4,33 \cdot 10^{-5}$	605,1	717,8
F 2	B	$7,76 \cdot 10^{-4}$	18,2	49,8
F 3	C	$6,04 \cdot 10^{-4}$	24,3	61,7

Gemäß dem in Deutschland gültigen Regelwerk, dem DWA A 262, sollte der Durchlässigkeitsbeiwert k_f zwischen 10^{-4} und 10^{-3} m/s liegen. Einer der drei im Forschungsfilter der Kläranlage Riesweiler eingebauten Lavasande weist eine deutlich geringere Durchlässigkeit auf, als sich aus dieser Vorgabe der DWA ergibt. Es handelt sich um das in F 1 eingebaute Substrat, das auch in Büschdorf zum Einsatz kam.

Die Kationenaustauschkapazität wurde an 15 Probenahmetagen im Zeitraum vom 24.08.2007 bis zum 06.04.2011 in den drei Segmenten des Forschungsfilters an je zwei Stellen und in je drei Tiefenstufen bestimmt. Unabhängig von der Messstelle und der Messtiefe stabilisierte sich die effektive Kationenaustauschkapazität in F 1 um 600 bis 620 mmol je g Boden, nachdem im ersten halben Betriebsjahr höhere Werte gemessen wurden.

In F 2 und F 3 waren die Werte deutlich geringer und bewegten sich in der Regel zwischen 7,5 und 61,7 mmol/g. Für den ABF wurde zwar die KAK_{eff} jedoch nicht der k_f -Wert bestimmt. Die Messergebnisse zur Kationenaustauschkapazität im ABF sind denjenigen in F 2 als gleich einzustufen. Der Mittelwert zum ABF liegt bei 18,5 mmol/g und weicht folglich lediglich um 1,6 % von dem für F 2 ab. Dies war zu erwarten, da in beiden Fällen das gleiche Substrat verwendet wurde.

Die Durchlässigkeit von Böden wird wesentlich beeinflusst von der Menge, Größe und Form der Poren, durch die das Wasser fließt (Blume et al. 2010).

Die schlechte Durchlässigkeit des Lavasandes aus Werk A (Riesweiler F 1, Büschdorf) geht einher mit einem vergleichsweise hohen Volumen im Mikro- bis Mesoporenbereich sowie mit einem relativ geringen mittleren Porendurchmesser, sowohl gemäß der Ergebnisse der Ar-Sorption als auch der Hg-Intrusion.

Darüber hinaus beinhaltet das Lavamaterial aus dem Werk A das quellfähige Material Zeolith. Die Quellfähigkeit des Zeoliths hat ebenso einen Einfluss auf die Infiltrationskapazität dieses Substrates. Die stärker durchlässigen Lavasande aus den Werken B und C weisen keine Mikroporen und ein in Relation deutlich geringeres Porenvolumen auf.

Für den Lavasand aus dem Werk D, der auf der Kläranlage Medelsheim verwendet wurde, und für den auf der Kläranlage Vogelsbüsch eingesetzten Mittelsand, wurden nicht alle Parameter bestimmt. Untersuchungen hinsichtlich der Infiltrationskapazität und der Kationenaustauschkapazität wurden für diese Substrate nicht durchgeführt.

5.1.5 Zusammenfassende Bewertung

Die Ergebnisse der Substratuntersuchungen sind im Hinblick auf die Wechselwirkung der einzelnen Parameter plausibel.

Die wesentlichen Substrateigenschaften der in Riesweiler eingesetzten Lavasande sind nachfolgend zusammengefasst:

- Unabhängig vom Herkunftswerk entsprechen alle drei Filtersubstrate den Vorgaben des EVS und den Ausschreibungskriterien (Körnung 0/4 mm, abschlämmbare Anteil < 8 %).
- Der Lavasand aus dem Werk A, eingebaut in F 1 in Riesweiler und in Büschdorf, ist ein poröses Material mit großem Porenvolumen und hoher spezifischer Oberfläche vom Mikro- bis zum Makroporenbereich, vergleichsweise geringer Infiltrationskapazität und hoher Kationenaustauschkapazität sowie einem Anteil von mehr als 10 % des quellfähigen Minerals Zeolith.
- Die Lavasande aus den Werken B und C weisen dagegen eine geringe Porosität, eine in Relation zu dem Substrat aus Werk A höhere Durchlässigkeit und eine sehr geringe Kationenaustauschkapazität auf.

Eine geringere Infiltrationskapazität und ein höheres Porenvolumen eines Filters im Vergleich zu einem anderen Filtersubstrat lassen u.a. aufgrund der längeren Aufenthaltszeit des zu reinigenden Abwassers im Filterkörper eine hohe Reinigungsleistung erwarten, zumal das Vorhandensein von Mesoporen den Transport von Ionen zu den in den Makroporen lebenden Mikroorganismen begünstigt. Andererseits besteht infolge der geringeren Durchlässigkeit eine größere Kolmationsgefahr, weswegen die DWA in ihrem Regelwerk Vorgaben hinsichtlich des Durchlässigkeitsbeiwerts von Bodenfiltern definiert (DWA 2006).

5.2 Bewertung der Belastungssituation der Kläranlagen

5.2.1 Allgemeines

Um die Reinigungsleistung einer Kläranlage oder einer Reinigungsstufe bewerten zu können, ist die Belastungssituation zu ermitteln und zu klären, ob die Kläranlage oder die betrachtete Reinigungsstufe entsprechend ihrer Bemessung aus-, unter- oder überlastet ist. Im Zulauf zu Kläranlagen der Größenklasse 1 (< 1000 EW) ist keine Mengenummessung erforderlich. Folglich weisen fast alle im Rahmen dieser Arbeit betrachteten Pflanzenkläranlagen im Saarland keine Mengenummessungen im Zulauf auf.

Eine Ausnahme stellt die Kläranlage Büschdorf dar, die als erste Lavasand-Anlage im Saarland mit mehr Messtechnik ausgestattet wurde, als die anderen PKA. Mit der Zulaufmengenummessung und 24-h-Mischproben können also in Büschdorf Zulauffrachten bestimmt werden.

Die Reinigungsleistung von bewachsenen Bodenfiltern steht im Zusammenhang mit deren hydraulischen Belastungen. Zu fünf Kläranlagen mit Lavasand als Filtersubstrat und zu den drei Pflanzenkläranlagen im Mischsystem mit fluvialen Rundkornsanden als Filtermaterial wurde daher die hydraulische Flächenbelastung der Bodenfilter über Pumpenförderleistungen und Laufzeiten einerseits und den Taktzähler des Schwallbeschickers andererseits ermittelt. Auf der Kläranlage Riesweiler wird die Beschickungsmenge des Forschungsfilters mittels einer induktiven Durchflussmengenummessung erfasst, aus der die hydraulische Flächenbelastung errechnet werden kann.

5.2.2 Zulauffrachten der Kläranlage Büschdorf

Die Auslastung der Gesamtanlage kann anhand der Mengenummessung mittels IDM und der Auswertung der durch einen automatischen Probenehmer gewonnenen 24-h-Mischproben festgestellt werden.

Für die Ermittlung der Frachten im Zulauf der Gesamtanlage wurden nur Tage herangezogen, an denen der Grenzwert der Abwasserüberlassungssatzung des EVS (2000) hinsichtlich des Parameters CSB (800 mg/l) eingehalten wurde. Vom Zeitpunkt der Inbetriebnahme der IDM im Zulauf der Kläranlage Büschdorf bis Ende 2011 wurden auf der Basis von 119 24-h-Mischproben des CSB und den zugehörigen täglichen Zuflussmengen Zulauffrachten bestimmt.

Die Ergebnisse der Ermittlung der Frachten zu den Parametern CSB, TN_b und P_{ges} sind in Tabelle 5.3, ergänzt durch die einwohnerwertspezifischen Frachtansätze, dargestellt, wobei hier keine Differenzierung zwischen Trockenwetter- und Regenwetterzuflüssen erfolgt. Die Umrechnung in Einwohnerwerte erfolgt auf der Grundlage der ATV-DVWK A 131 (2000).

Tabelle 5.3: Zulauffrachten der Kläranlage Büschdorf, umgerechnet in Einwohnerwerte, aus 24-h-Mischproben und Mengenerfassung für den Zeitraum 2006 - 2011

	CSB	TN_b	P_{ges}
spez. Fracht [g/(EW * d)]	120	11	1,8
Mittelwert [EW]	332,4	333,0	334,7
85. Perzentile [EW]	581,2	475,3	383,3

Vergleicht man die tatsächlich gemessenen Zulauffrachten mit der Ausbaugröße von 310 EW, so ist die Kläranlage Büschdorf als sehr gut ausgelastet bzw. als theoretisch überlastet zu bezeichnen.

Wertet man die Mittelwerte der Frachten der Parameter CSB, Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor aus, indem man die Verhältniswerte zwischen den einzelnen Parametern bildet, ist festzustellen, dass im Mittel das Nährstoffverhältnis mit etwa 120 : 11 : 1,8 den Vorgaben des A131 (2000) entspricht. Der 85%-Wert hinsichtlich CSB ist jedoch deutlich höher, als die 85. Perzentilen hinsichtlich TN_b und P_{ges}. Insbesondere bei Regenwetterbedingungen wie z.B. in der Starkregenperiode im Dezember 2011 kam es zu Spitzen in der CSB-Fracht (siehe Anlage A5).

Zu beachten ist, dass auf der Kläranlage Büschdorf nicht nur Q_M sondern ein darüber hinausgehender Regenwasseranteil gefördert wird. Die Kläranlage Büschdorf wird also stärker beaufschlagt als üblich, da das rechnerisch erforderliche Regenwasserbehandlungsvolumen nicht ausschließlich in einem vorgeschalteten Stauraumkanal am Ortsrand, sondern auch als Aufstauvolumen im Vorteich bereitgestellt wird. Dabei wird die Wassermenge, mit der die Kläranlage Büschdorf beschickt wird, nach Vorreinigung im Vorteich vollständig in Bodenfiltern behandelt, da aus dem Teich nur ein Abschlag über den ABF in das Gewässer erfolgt.

Eine kontinuierlich über den ganzen Tag andauernde Beschickung mit Q_M würde zu einer Beaufschlagung der Kläranlage Büschdorf mit 247 m³/d führen. Die maximale Beschickung der Kläranlage Büschdorf lag an den Tagen, an denen 24-h-Mischproben genommen wurden und die in die Frachtermittlung eingingen, bei 670 m³/d, der Mittelwert bei 185,1 m³/d und der 85 %-Wert bei 396,9 m³/d. Diese hohen Werte für die hydraulische Belastung der Kläranlage Büschdorf ergeben sich aus der Auswertung der Intensivmessprogramme, die zum Teil (April/Mai 2010, Dezember 2011) bewusst bei ausgeprägten Regenwetterbedingungen durchgeführt wurden.

Auch wenn man nur die Daten zur Ermittlung der Zulauffrachten heranzieht, die an Tagen mit einer geringeren hydraulischen Belastung als Q_M gemessen wurden, sind die Ergebnisse dieser statistischen Auswertung noch relevant, da diese auf insgesamt 84 Probenahmetagen basieren. Für die Parameter CSB (374,2 EW), TN_b (373,2 EW) und P_{ges} (400,0 EW) liegen auch bei Trockenwetterbedingungen die 85. Perzentilen mindestens 20 % über der Ausbaugröße der Kläranlage Büschdorf.

Die für die Kläranlage Büschdorf zu bilanzierende Reinigungsleistung ist vor dem Hintergrund der die Bemessungsvorgaben überschreitenden Zulauffrachten zu bewerten.

5.2.3 Hydraulische Belastung der Lavasand-Bodenfilter

5.2.3.1 Ermittlung der Beschickungsmenge

Die Förderleistung der Pumpen auf den Kläranlagen Büschdorf, Heisterberg, Medelsheim, Seyweiler und Utweiler wurde entsprechend der in Kapitel 3.3.5 beschriebenen Vorgehensweise überprüft. Exemplarisch sind die Ergebnisse des Ausliterns der Fördermengen der Pumpen in Büschdorf am 02.03.2009 und am 11.11.2011 in Tabelle 5.4 dargestellt.

Tabelle 5.4: Ergebnisse der Überprüfung der Pumpenleistungen der Kläranlage Büschdorf

Messdatum	Förderleistung [l/s]	
	P 1	P 2
02.03.2009	19,33	19,33
11.11.2011	20,00	19,31
Mittelwert	19,66	19,32
Mittelwert über beide Pumpen und Messungen	19,5	

Ein Abfallen der Pumpenförderleistung durch Verschleiß im Zeitraum zwischen den beiden Überprüfungen der Pumpenförderleistungen wurde nicht festgestellt. An beiden Versuchstagen wurden jeweils beide Pumpen zweimal überprüft und die Ergebnisse der beiden Versuche an einem Tag für jede Pumpe gemittelt. Die Genauigkeit der Erfassung der Pumpenleistung ist abhängig von der Genauigkeit der Messung des Höhenstands im Beschickungspumpwerk und der für die Absenkung um ein bestimmtes Maß benötigten Zeit. Die Handmessungen des Höhenstands und der Zeit wurden während der Versuche am 11.11.2011 mit den automatischen Aufzeichnungen der auf Ultraschall basierenden Höhenstandsmessung und der Zeit in der speicherprogrammierbaren Steuerung abgeglichen. Die Ergebnisse der beiden Handmessungen korrelierten an beiden Versuchen untereinander und stimmten mit den v.g. automatischen Aufzeichnungen nach 10 cm Absenkung des Wasserspiegels überein. Zu Beginn des Absenkvorgangs entstanden Turbulenzen, die die Ultraschallmessung negativ beeinflussten. Aufgrund der beschriebenen Übereinstimmungen zwischen den einzelnen Handmessungen und der automatischen Erfassung auf Basis der Ultraschallmessung ist die Ermittlung der Mengen – ohne Berücksichtigung der Auswirkungen des Vordrucks – ausreichend genau.

Die Förderleistung der beiden Pumpen liegt im Mittel bei rd. 19,5 l/s. Von diesem Mittelwert über beide Pumpen und beide Messtage beträgt die maximale Abweichung einer Pumpe an einem Messtag (P 1 am 11.11.2011) weniger als 3 %.

Die Förderleistung der Pumpen ist abhängig vom Vordruck, d.h. vom Wasserspiegel im Beschickungspumpwerk und somit vom Wasserspiegel im Vorteich. Da die Regenwasserbehandlung bei den meisten Pflanzenkläranlagen über Aufstau im Teich erfolgt, variiert der Vordruck in Abhängigkeit vom Wasserstand im Teich und folglich vom Zufluss zur Kläranlage und von der Witterung. Insofern bedingt die Verwendung eines über den Bereich vom maximalen bis zum minimalen Wasserstand im Beschickungspumpwerk gebildeten Mittelwert der Förderleistung eine gewisse Ungenauigkeit. Beim Auslitern wurden in Büschdorf am 11.11.2011 Abweichungen der Fördermengen von 3,5 % (Pumpe 1) und 3,7 % (Pumpe 2) festgestellt, wenn man die für die Absenkung von 10 auf 20 cm bzw.

von 20 auf 30 cm unter den maximalen Wasserspiegel im Beschickungspumpwerk ermittelten Förderleistungen miteinander vergleicht.

Die vom Vordruck im Beschickungspumpwerk und somit vom Höhenstand abhängige Varianz ist bei der Kläranlage Büschdorf geringer als 4 %. Die Bestimmung der Förderleistung der Pumpen mittels Auslitern ist somit ausreichend genau, wie das Beispiel der Kläranlage Büschdorf zeigt.

5.2.3.2 Auswertungen zu der hydraulischen Flächenbelastung der Bodenfilter

Analog zur Kläranlage Büschdorf wurde für mehrere andere Pflanzenkläranlagen die Förderleistung der Beschickungspumpen der einzelnen Bodenfilter durch Auslitern ermittelt und unter Verwendung der Pumpenlaufzeiten die hydraulische Flächenbelastung bestimmt. In Bild 5.3 sind die Mittelwerte der Flächenbelastung der HBF und des ABF von fünf Kläranlagen dargestellt. Die mittleren Flächenbelastungen beziehen sich nicht nur auf die Tage, an denen tatsächlich eine Beschickung erfolgte, sondern auf alle Tage des Betrachtungszeitraums. Ausgewertet wurden immer zwei Kalenderjahre pro Anlage, in denen die PKA entsprechend der in den jeweiligen Genehmigungsbescheiden festgeschriebenen Beschickungsintervallen betrieben wurden und gleichzeitig ein Vollanschluss des Einzugsgebietes vorlag.

Für die Kläranlage Büschdorf wurden beispielsweise die Jahre 2008 und 2009 ausgewählt, da ab 2010 im Rahmen des Forschungsvorhabens eine erhöhte hydraulische Beaufschlagung der HBF erfolgte. Den in Bild 5.3 dargestellten Mittelwerten zur Kläranlage Heisterberg liegen die Jahre 2010 und 2011 zugrunde, weil der komplette Anschluss der Ortslage an die PKA erst im Juni 2009 erfolgte. Um einen besseren Vergleich mit PKA mit anderer Konzeption zu ermöglichen, wurde die mittlere Belastung über die gesamte Bodenfilterfläche, bestehend aus den Flächen der zwei HBF und des ABF, ermittelt.

Hinsichtlich der Bestimmung der Belastung des ABF stellt die Kläranlage Büschdorf eine Ausnahme dar. Dort wird der ABF nicht gezielt mit einer Pumpe beaufschlagt, sondern über einen Überfall. Im Ablauf des HBF der Kläranlage Büschdorf erfolgt jedoch eine Mengenummessung mittels IDM. Dieser misst zwar lediglich die Ablaufmenge, kann aber als Untergrenze bei der näherungsweise Ermittlung der Beschickungsmenge herangezogen werden.

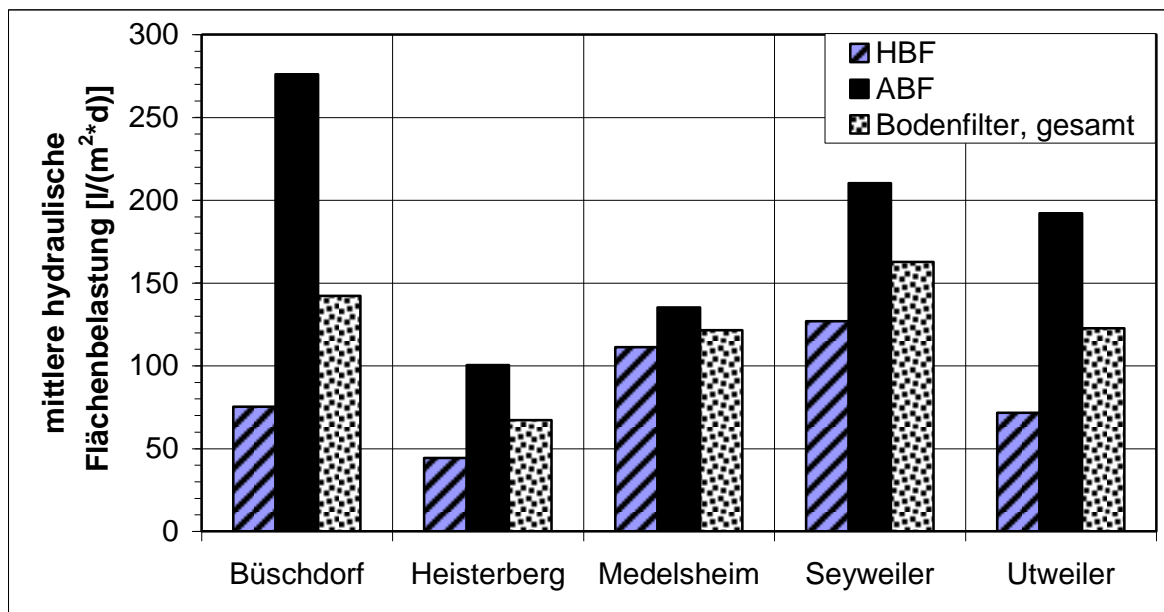


Bild 5.3: Gegenüberstellung der hydraulischen Flächenbelastung der Bodenfilter von fünf Kläranlagen für je zwei vollständige Jahre

Die mittleren hydraulischen Flächenbelastungen der HBF und der ABF der Kläranlagen Büschdorf, Heisterberg, Medelsheim, Seyweiler und Utweiler sind sehr unterschiedlich. Durch diese fünf Anlagen wird die große Bandbreite bei der hydraulischen Belastung der PKA im Mischsystem in Abhängigkeit von der Einzugsgebietssituation verdeutlicht (Bild 5.3). So variiert der Mittelwert der Flächenbelastung der HBF von 44,2 l/(m²*d) (Heisterberg) bis 126,8 l/(m²*d) (Seyweiler).

Die Kläranlage Seyweiler weist auch den größten Mittelwert hinsichtlich der flächenspezifischen Beaufschlagung der gesamten Bodenfilterfläche auf, der mit 162,7 l/(m²*d) ungefähr doppelt so groß ist, wie die Bemessungsvorgabe im A 262 mit 80 l/(m²*d) (DWA 2006). Die hohen Zulaufmengen zu dieser PKA sind auf eine ausgeprägte Fremdwasserproblematik zurückzuführen. Anzumerken ist, dass die maximale Belastung der HBF bei sechs Beschickungsintervallen à jeweils 20 Minuten bei 149,4 l/(m²*d) und somit rund 25 % über dem Bemessungsansatz des EVS liegt.

Bei vier der fünf exemplarisch ausgewählten Kläranlagen war die auf die Gesamtfläche an der Oberkante der Bodenfilter bezogene mittlere hydraulische Belastung mindestens 50 % größer als der Bemessungswert gemäß DWA (2006). Bemerkenswert sind die extrem hohen Belastungen der ABF der Kläranlagen Büschdorf, Seyweiler und Utweiler. Bezogen auf alle Tage des Betrachtungszeitraums und nicht auf die Tage mit einer Beschickung liegt die Flächenbelastung des ABF der Kläranlage Büschdorf bei rd. 276 l/(m²*d), da der Vorteach mit mehr als Q_M beaufschlagt wird, kein direkter Abschlag aus dem Teich ins Gewässer erfolgt und somit der ABF an Beschickungstagen deutlich höher belastet wird, als in der Bemessung vorgesehen. Die außergewöhnliche Belastung des ABF in Büschdorf wird nicht nur durch den vergleichsweise hohen mittleren Mittelwert sondern auch durch Spitzenbelastungen wie z.B. am 04.12.2012 mit rd. 1.570 l/(m²*d) deutlich.

Die Genauigkeit der in Bild 5.3 dargestellten hydraulischen Belastungen der Bodenfilter wird von den beiden Größen bestimmt, aus denen sie errechnet werden, der Pumpenleistung und der Laufzeit der Pumpen. Die Präzision der Bestimmung der Pumpenleistung beeinflusst in

erheblichem Umfang die Genauigkeit der Ermittlung der hydraulischen Belastungen der Bodenfilter, da die Pumpenlaufzeit exakt bestimmt wird. Der Förderstrom einer Pumpe ist abhängig vom Vordruck, der bei den betrachteten Beschickungspumpwerken aufgrund des schwankenden Wasserspiegels im Teich variiert. Die maximale Abweichung der für einen Teilbereich der Absenkung ermittelten Förderleistung vom Mittelwert über den gesamten Betriebsbereich lag z.B. in Heisterberg bei 3,8 % und in Medelsheim bei 6,4 %.

In Seyweiler ist die Fördermenge der Pumpe P 2 bei maximalem Wasserspiegel im Teich 8,6 % größer als die über den Betriebsbereich gemittelte Pumpenleistung, mit der die Flächenbelastung der HBF errechnet wurde. Wenn über den gesamten Betrachtungszeitraum von 2 Jahren durchgehend Regenwetterbedingungen geherrscht hätten und der Teich immer den maximalen Füllstand aufgewiesen hätte, würde sich für diesen in der Praxis nicht möglichen ungünstigsten Fall eine um 8,6 % größere Flächenbelastung der HBF ergeben als in Bild 5.3 angegeben. Daraus kann gefolgert werden, dass die Ermittlung der hydraulischen Belastung der HBF für die PKA Seyweiler einen Unsicherheitsfaktor aufweist, der geringer als 8,6 % ist. Die Genauigkeit der Bestimmung der Flächenbelastung ist bei anderen Pflanzenkläranlagen größer als bei der Kläranlage Seyweiler, z.B. bei den Kläranlagen Büschdorf (siehe Kapitel 5.2.3.1), Heisterberg und Medelsheim (siehe oben).

Durch die Verwendung des Mittelwerts der vordruckabhängigen Pumpenleistung wird der aus den Wasserstandsunterschieden im Beschickungspumpwerk resultierende Fehler minimiert. Die mindestens zweifache Ausführung der Pumpenversuche einerseits und das parallele Durchführen von Handmessungen und Auswerten der Aufzeichnung von Sekundenwerten zu Höhenstandsmessungen im Beschickungspumpwerk – sofern möglich – andererseits, trägt zum Sicherstellen der Genauigkeit der Ermittlung der Flächenbelastung bei. Es ist davon auszugehen, dass die in Bild 5.3 dargestellten hydraulischen Flächenbelastungen hinreichend genau bestimmt wurden.

Auf der Kläranlage Riesweiler wurde eine mittlere hydraulische Flächenbelastung des Forschungsfilters von $90,5 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ in den Jahren 2009 und 2010 mittels einer induktiven Durchflussmessung ermittelt.

Das Beschickungspumpwerk für die drei Bodenfilter in Riesweiler ist direkt in den Vorteach eingebaut und nicht, wie auf den meisten anderen Anlagen, in einem separaten Pumpenschacht untergebracht. Das Fördervolumen der Pumpen ist aufgrund der unregelmäßigen Form und der Böschungen des Teichs schwer zu bestimmen. Insofern ist das Ermitteln der Förderleistung der Pumpen zur Beschickung des anderen HBF und des ABF nur mit sehr großem Aufwand möglich. Daher wurde darauf verzichtet.

Die in Kapitel 5.3 dargestellten Betriebsergebnisse hinsichtlich der Ablaufwerte und der Reinigungsleistung sind vor dem Hintergrund der hydraulischen Belastung zu bewerten.

Bei einem Bezug auf die tatsächlich benetzte Fläche an der Oberkante der Bodenfilter bzw. die Fläche über der Drainageschicht ergeben sich deutlich höhere hydraulische Flächenbelastungen. Bezieht man beispielsweise die spezifische Belastung auf die Unterkante der Filterschicht und somit die Oberkante der Drainageschicht der Kläranlage Utweiler (vergleiche Bild 4.4) mit ihren relativ kleinen Pflanzenbeeten und ihren flachen Böschungen, erhält man eine mittlere Flächenbelastung von rd. $245 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. Allerdings ist gemäß DWA A 262 (2006) für die Bemessung vertikal durchströmter Bodenfilter bzw. den Nachweis der Flächenbelastung die Bodenfilteroberfläche maßgebend.

Die Oberfläche und das Volumen eines Bodenfilters werden in Abhängigkeit von der Verteilung und dem eingesetzten Filtersubstrat sowie dessen Durchlässigkeit nicht immer vollständig ausgenutzt. Dies wurde u.a. mittels Feuchtemessungen mit TDR-Sonden für den Forschungsfilter der Kläranlage Riesweiler aufgezeigt, wo lediglich bei dem Teilsegment mit der geringsten Durchlässigkeit (F 1) eine vollständige Benetzung der Oberfläche und Ausnutzung des Filterkörpers nachgewiesen wurde. Eine nicht vollständige Ausnutzung eines Bodenfilters führt im Umkehrschluss wie bei F 3 in Riesweiler bei gleicher Beaufschlagungsmenge im Vergleich zu F 1 zu einer höheren hydraulischen Flächenbelastung der tatsächlich benetzten Oberfläche (Bruch, Alewell, Hasselbach 2011).

Der Bezug der hydraulischen Belastung auf die Oberkante der Drainageschicht und Betrachtungen zur tatsächlich benetzten Oberfläche wie im Beispiel der Kläranlage Utweiler zeigen, dass der Bemessungsansatz nochmals überdacht werden muss.

5.2.3.3 Auswertungen zur Stapelhöhe der Bodenfilter

Da die Ausweichbodenfilter der 5 betrachteten Pflanzenkläranlagen ähnlich wie ein Retentionsbodenfilter ausschließlich im Zusammenhang mit Regenereignissen beaufschlagt werden, ist die jährliche hydraulische Belastung als Stapelhöhe zu Vergleichszwecken mit den in Deutschland gültigen Vorgaben für Retentionsbodenfilter (DWA 2005, LfU BW 2002, HMULV 2008) von Interesse (siehe Bild 5.4).

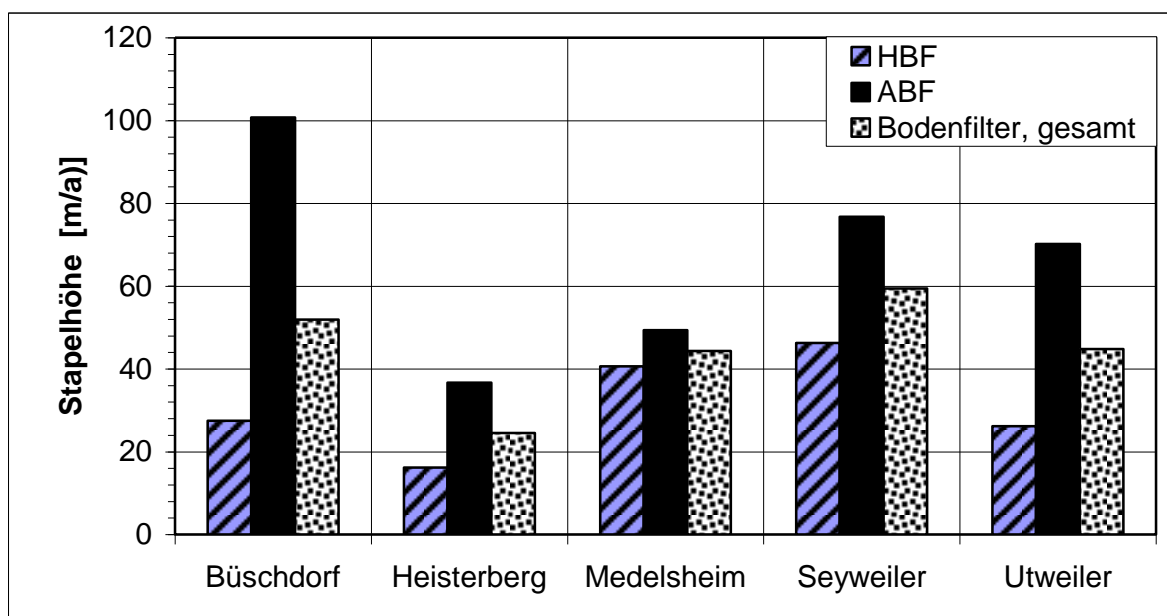


Bild 5.4: Gegenüberstellung der Stapelhöhe der Bodenfilter von fünf Kläranlagen für je zwei vollständige Jahre

Die Stapelhöhe der Ausweichbodenfilter von drei der betrachteten Kläranlagen liegt über 70 m/a. Selbst in besonders nassen Jahren begrenzt die DWA im M 178 (DWA 2005) die maximale Stapelhöhe auf 60 m/a, im langjährigen arithmetischen Mittel auf 40 m/a. In den landesspezifischen Vorgaben aus Baden-Württemberg (LfU BW 2002) und Hessen (HMLV 2008) werden als Bemessungswerte für die Stapelhöhe im langjährigen Mittel 30 m/a bzw. 50 m/a angegeben.

Um die im Vergleich zu den vorstehenden Bemessungsvorgaben hohen hydraulischen Belastungen der ABF der Kläranlagen Büschdorf, Seyweiler und Utweiler bewerten zu können, muss die Niederschlagshöhe des jeweiligen Betrachtungsjahres herangezogen werden. An der zu Büschdorf nächstgelegenen Niederschlagsmessstation des Landesamtes für Umwelt- und Arbeitsschutz des Saarlandes wurden in den Jahren 2008 und 2009 828,1 bzw. 781,3 mm Niederschlag gemessen (LUA o.J.). Vergleicht man diese Jahreswerte mit dem Mittelwert des Zeitraumes von 1990 bis 2009 (872,7 mm), dem Median (871,8 mm) und dem Maximum (1.232,6 mm), so wird ersichtlich, dass die beiden Jahre, für die die Stapelhöhe für den ABF der Kläranlage Büschdorf bestimmt wurde, nicht zu den besonders niederschlagsstarken Jahren gehörten.

Alle ABF der fünf Kläranlagen, für die in Bild 5.4 die Stapelhöhen für die HBF und ABF dargestellt sind, funktionieren seit ihrer Inbetriebnahme ohne Kolmationserscheinungen. Die hydraulische Durchlässigkeit ist also nach mehr als fünf Betriebsjahren noch gegeben. Insofern haben sich, bezogen auf das Bewertungskriterium „kolmationsfreier Betrieb“, die ABF mit Lavasand 0/4 mm als Filtersubstrat trotz einer z.T. erhöhten hydraulischen Belastung im Vergleich zu den Bemessungsvorgaben der DWA sowie der Länder Baden-Württemberg und Hessen zu RBF bewährt.

Die Hauptbodenfilter, die nicht analog zu Retentionsbodenfiltern in der Regenwasserbehandlung betrieben werden, weisen eine geringere Stapelhöhe als die ABF auf. Zwei von ihnen haben eine höhere Belastung als 40 m/a (Medelsheim mit 40,6 m/a, Seyweiler 46,3 m/a).

Zu- und Ablaufmenge eines Bodenfilters differieren aufgrund der Evapotranspiration. Unter Berücksichtigung des Niederschlags und der Verdunstung kann aus den Stapelhöhen eine Verlustrate in den Bodenfiltern bestimmt werden (siehe Tabelle 5.5). Verwendet wurden der Ansatz von 1.500 mm/a nach Lascher und der von Wissing und Hofmann (2002) genannte Wert von 2.000 mm/a, der als obere Grenze eines Schwankungsbereichs angegeben wurde. Es wurden die Niederschlagshöhen von den den Kläranlagen nächst gelegenen Niederschlagsmessstationen des LUA benutzt, d.h. Daten von der Messstation Hellendorf für die Kläranlage Büschdorf, von der Messstation Steinberg-Deckenhardt für die Kläranlage Heisterberg und von der Messstation Riesweiler für die Kläranlagen Medelsheim, Seyweiler und Utweiler (LUA o.J.). Dabei wurde auf eine zeitliche Korrelation der Stapelhöhen und der Niederschlagsdaten geachtet.

Tabelle 5.5: Abschätzung der (Mindest-)Verdunstungsrate in den Bodenfiltern von 5 Pflanzenkläranlagen

Grundlage der Annahme Verdunstung:			Lascher (1976)		Wissing, Hofm. (2002)	
Kläranlage	Stapelhöhe [m/a]	Niederschlag [m/a]	Verdunstung [m/a]	Verlust [%]	Verdunstung [m/a]	Verlust [%]
Büschdorf	51,9	0,80	1,5	1,3	2,0	2,3
Heisterberg	24,5	0,89	1,5	2,5	2,0	4,5
Medelsheim	44,3	0,82	1,5	1,5	2,0	2,7
Seyweiler	59,4	0,82	1,5	1,1	2,0	2,0
Utweiler	44,8	0,82	1,5	1,5	2,0	2,6

Die unter Verwendung des Ansatzes von 2.500 mm/a aus den Stapelhöhen, bezogen auf die Gesamtfläche der Bodenfilter, errechnete Verlustrate variiert zwischen 2,0 % bei der stark

fremdwasserbelasteten Kläranlage Seyweiler bis zu 4,5 % bei der Kläranlage Heisterberg. Bei Pflanzenkläranlagen mit einer geringeren hydraulischen Flächenbelastung mit zu reinigendem Abwasser bzw. einer geringeren Stapelhöhe würde sich eine höhere Verlustrate ergeben.

Eine exakte Bilanzierung von Beschickungs- und Ablaufmenge ist bei vielen Pflanzenkläranlagen schwierig. Die Kläranlage Büschdorf hat z.B. als Ablaufmengenmessung für die HBF ein relativ ungenaues V-Wehr, bei dem bei geringen Ablaufmengen eine zu geringe Messgenauigkeit besteht. Darüber hinaus werden insbesondere an Trockenwettertagen Werte im Bereich bis zu 0,2 l/s angezeigt, obwohl kein Abfluss aus den Bodenfiltern erfolgt. Die Ablaufmengenmessung zeichnet also eine größere Abflussmenge als die tatsächliche aus den HBF abgeflossene Wassermenge auf. Die für die Kläranlage Büschdorf ermittelte und in Tabelle 5.5 dargestellte Verlustrate stellt also nur einen Schätzwert dar und ist als Mindestwert zu betrachten. Dieser Sachverhalt gilt für alle betrachteten Kläranlagen.

Die induktive Durchflussmessung im Ablauf der Kläranlage Medelsheim wurde durch eine staatlich anerkannte Prüfstelle für Durchflussmessungen überprüft und auch bei geringen Mengen am Rande des Messbereichs (bis ca. 0,3 l/s) für hinreichend genau befunden. Allerdings erfolgten die Vergleichsmessungen im Februar 2011 bei Regenwetterbedingungen, so dass in einem Zeitraum von 25,5 Stunden 7 Abflusswellen aus einem HBF und 6 Abflusswellen aus dem ABF gemessen wurden. Daher wurde keine Phase erfasst, in der definitiv kein Durchfluss durch die IDM erfolgte. Insofern ist nicht auszuschließen, dass bei geringeren Anzeigewerten der induktiven Durchflussmessung als 0,3 l/s eine Ungenauigkeit besteht.

Für die PKA Medelsheim wurden für das Jahr 2009 über die Pumpenförderleistungen und –laufzeiten eine Beschickungsmenge von 81.771 m³/a bezogen auf alle 3 Bodenfilter und eine Ablaufmenge von 78.025 m³/a ermittelt. Hieraus ergibt sich eine Verlustrate von rd. 4,6 %, die größer ist als der theoretisch bestimmte Wertebereich von 1,5 % bis 2,7 % aus Tabelle 5.5.

Die Höhe der Verlustrate ist vor dem Hintergrund zu bewerten, dass die Entwässerung im Mischsystem erfolgt und die Bodenfilter bei Betrachtung von einem oder mehreren Jahren mit einer höheren Abwassermenge beaufschlagt werden als eine Kläranlage mit der gleichen Ausbaugröße bei einer Entwässerung im Trennsystem. Aus den einwohnerspezifischen Bemessungsansätzen gemäß Drescher, Hasselbach und Rampendahl (2007) für einen Schmutzwasseranfall von 120 l/(EW * d) ergibt sich beim mittleren Fremdwasserzuschlag von rd. 85,8 % im Saarland (Brombach 2010) die theoretisch in einer für das Trennsystem ausgelegte Kläranlage mit 500 EW zu behandelnde Abwassermenge zu rd. 40.690 m³/a. Geht man von einem Niederschlag von 0,82 m/a (LUA o.J.) und einer Verdunstung von 2,0 m/a (Wissing, Hofmann 2002) bei einer Gesamtbeetfläche von 2.050 m² in Medelsheim aus, ergibt sich der Wasserverlust in den Bodenfiltern zu 2.419 m³/a bzw. zu rd. 6 % der theoretisch bei Entwässerung im Trennsystem zu behandelnden Abwassermenge.

Es wird deutlich, dass eine Ermittlung der Reinigungsleistung eines Bodenfilters über die Konzentrationen eines Parameters in seinem Zu- und seinem Ablauf einen Mindestwert ergibt, der einen guten Orientierungswert darstellt. Eine exakte Eliminationsrate erhält man nur bei einer Bilanzierung von Frachten.

Im Vergleich zum Zulauf der Gesamtanlage kommt noch die Verdunstung auf der Oberfläche der Vorreinigung hinzu.

5.2.4 Lastfälle zur Ermittlung der Grenzen der hydraulischen Belastbarkeit der Kläranlage Büschdorf

Auf der Kläranlage Büschdorf wurde die hydraulische Belastung der HBF schrittweise erhöht, um Belastungsgrenzen zu ermitteln.

Die hydraulische Flächenbelastung der Bodenfilter wird stark vom Niederschlag im Einzugsgebiet geprägt. Trotz der aus Trockenperioden, Starkregenereignissen, weniger intensiven, lang andauernden Landregen etc. resultierenden Belastungsunterschiede können die Intensiv-Messprogramme der Jahre 2005 bis 2009 vereinfacht zusammengefasst betrachtet werden, da in diesem Zeitraum die maximale Beaufschlagung der HBF mit $122,9 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ annähernd innerhalb der Bemessungsvorgaben ($120 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$) lag.

Im Zeitraum vom 09.01. bis zum 30.01.2009 kam es durch Probleme mit der Steuerung zum Teil zu einer Erhöhung in der Anzahl der Zyklen bis zu 18 pro Tag und einem Mittelwert der hydraulischen Flächenbelastung der Hauptbodenfilter von $181,3 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ bei einem Maximalwert von $353,3 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. In dieser Phase der extremen hydraulischen Belastung wurde kein Intensivmessprogramm mit 24-Stunden-Mischproben durchgeführt. Somit spricht trotz der Probleme im Januar 2009 nichts gegen eine gemeinsame Betrachtung der Intensivmessprogramme der Jahre 2005 bis 2009.

An drei Tagen (14.01, 23.01. und 30.01.2009) wurden Stichproben im Rahmen der Eigenkontrolluntersuchung genommen. Trotz der starken hydraulischen Belastung der Hauptbodenfilter wurden die Ablaufgrenzwerte sicher eingehalten. Die drei Messwerte für den CSB im Endablauf lagen zwischen 20,4 und 44,0 mg/l bei einem Grenzwert von 150 mg/l und für Ammoniumstickstoff zwischen 0,02 und 0,11 mg/l bei einem Grenzwert von 10 mg/l.

Ab dem 07.01.2010 wurde die maximale Pumpenlaufzeit erhöht, sodass im Zeitraum bis zum 08.11.2010 der Maximalwert der Flächenbelastung der HBF bei $140,4 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ lag. Ab dem 09.11.2010 wurde die maximale hydraulische Flächenbelastung der Hauptbodenfilter auf $224,6 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ erhöht, sodass in der Folge im Regenwetterfall die Bemessungsvorgabe des EVS ($120 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$) und die maximal zulässige Flächenbelastung gemäß DWA A 262 ($80 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$) stark überschritten waren. Mit einer entsprechenden Vorbelastung wurden im 4. Quartal 2011 zwei Intensivmessprogramme durchgeführt, um die Reinigungsleistung der Hauptbodenfilter bei dieser extremen hydraulischen und ggf. auch außerordentlichen stofflichen Belastung zu überprüfen.

Orientiert an der hydraulischen Flächenbelastung der HBF kann man demnach die rund sieben Betriebsjahre der Kläranlage Büschdorf in 3 Phasen aufteilen.

1. Phase entsprechend der Bemessung (2005 - 2009)
2. Phase mit leicht erhöhter hydraulischer Belastung (Januar - Oktober 2010)
3. Phase mit stark erhöhter hydraulischer Belastung (Betrachtungszeitraum: November 2010 bis Dezember 2011)

Der festgelegte Wert der maximalen hydraulischen Flächenbelastung der HBF ist in Bild 5.5 für die vorgenannten drei Zeiträume mit unterschiedlichen Betriebsvorgaben dargestellt.

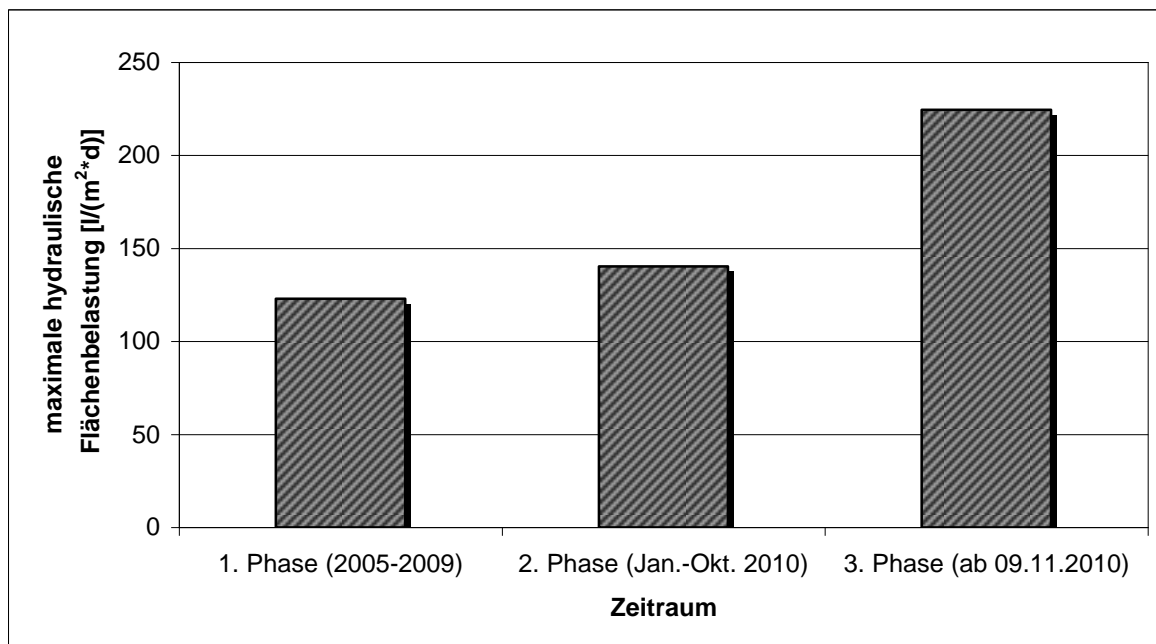


Bild 5.5: Definierte maximale hydraulische Flächenbelastung der HBF in den unterschiedlichen Betriebsphasen der Kläranlage Büschdorf

Bild 5.5 verdeutlicht die große Differenz im Hinblick auf die maximale hydraulische Flächenbelastung der HBF in den unterschiedlichen Betriebsphasen. Innerhalb dieser Betriebsphasen kommt es darüber hinaus zu jahreszeitlich bedingten unterschiedlichen Belastungen der Kläranlage Büschdorf und somit letztendlich auch der Bodenfilter.

Selbst innerhalb einer mehrwöchigen Messkampagne können niederschlagsabhängig deutlich differierende Belastungszustände entstehen. Dies kann anhand der Messkampagne vom 30.03. bis zum 21.04.2010 verdeutlicht werden. In der ersten Woche dieser Messphase lag die mittlere Flächenbelastung des Hauptbodenfilters 2 bei 117,0 l/(m²·d). An den nahen Niederschlagsmessstationen in Nohn und in Hellendorf wurde in dieser Woche jeden Tag ein Regenereignis aufgezeichnet mit Niederschlagshöhen von 0,2 bis 6,2 mm in Nohn und 0,3 bis 7,5 mm in Hellendorf. An den letzten 7 Tagen dieser Messkampagne wurde weder an der Niederschlagsmessstation in Nohn noch in Hellendorf ein Regenereignis aufgezeichnet. Die mittlere Flächenbelastung der Hauptbodenfilter reduzierte sich auf 64,2 l/(m²·d). Über den gesamten Betrachtungszeitraum ergab sich die mittlere hydraulische Belastung der Hauptbodenfilter zu 97,9 l/(m²·d).

Die zweite Messkampagne im Mai 2010 beinhaltete ebenfalls eine Phase mit stärkerer Beaufschlagung der Hauptbodenfilter vom 06.05. bis zum 12.05.2010. Hier standen vier Regentagen drei Trockenwettertage gemäß den Aufzeichnungen an der Niederschlagsmessstation Hellendorf gegenüber. An diesen trockenen Tagen war die Situation auf der Kläranlage noch durch Regennachlauf und die Abarbeitung des Volumens in der Regenwasserbehandlung geprägt, sodass die mittlere Flächenbelastung der Hauptbodenfilter bei 116,2 l/(m²·d) lag, wobei diese hohe Belastung in dieser Woche vorwiegend von den vier Regentagen mit einer hydraulischen Beaufschlagung der Hauptbodenfilter von im Mittel 136,0 l/(m²·d) geprägt wurde. Auch in der Messkampagne im Mai 2010 gab es Schwachlastphasen an den ersten drei Tagen und an den letzten fünf Tagen. Im Mittel lag

die Flächenbelastung der Hauptbodenfilter in diesen ausgeprägt trockenen Phasen bei $59,4 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$.

Zur Bewertung der einzelnen für den Leistungsnachweis der Kläranlage Büschdorf und zur Bilanzierung der Reinigungsleistung in den einzelnen Anlagenteilen durchgeführten Intensivmessprogramme sind nicht nur die Maximalwerte der hydraulischen Beaufschlagung, sondern auch die mittleren Flächenbelastungen maßgebend.

In Bild 5.6 ist die mittlere hydraulische Flächenbelastung der HBF an den Tagen, an denen chemische Analysen für das Sondermessprogramm gemacht wurden, dargestellt. Dabei wurden die über fünf Jahre verteilten Messprogramme aus der ersten Betriebsphase, als die HBF gemäß den Bemessungsvorgaben beaufschlagt wurden, ebenso zusammengefasst wie die einzelnen Messkampagnen der zweiten Phase mit einer leicht erhöhten maximalen hydraulischen Beaufschlagung und der dritten Phase mit der maximal möglichen Beaufschlagung der HBF der Kläranlage Büschdorf.

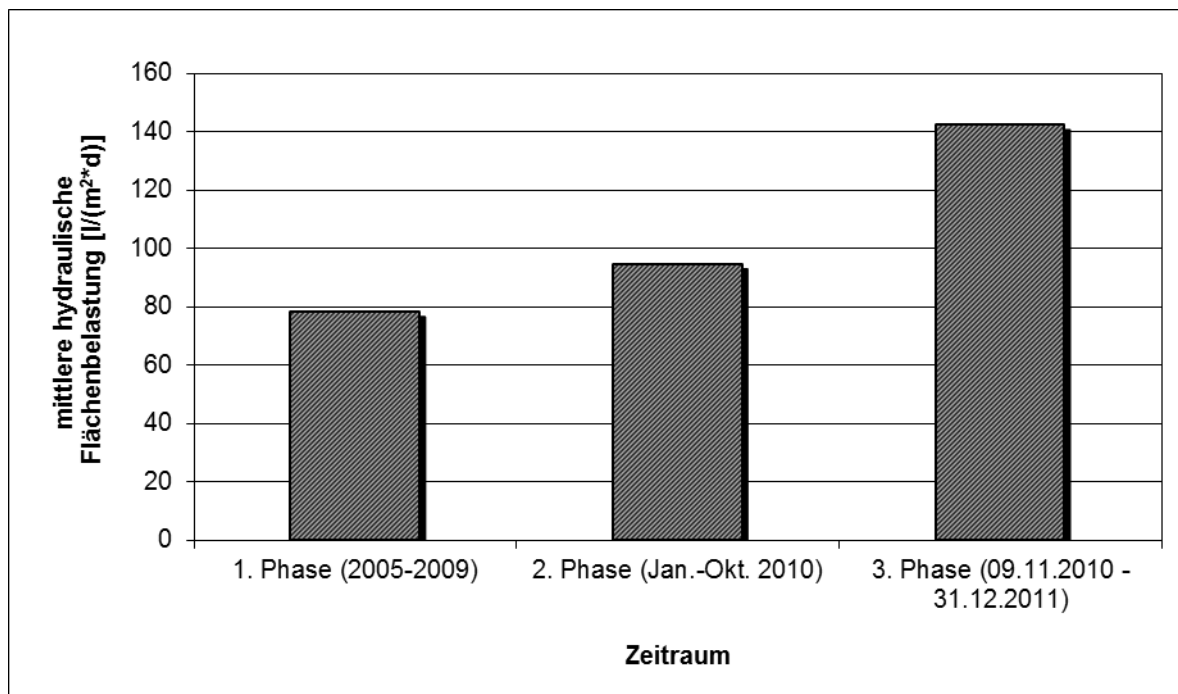


Bild 5.6: Mittlere hydraulische Flächenbelastung in den Intensivmessprogrammen – zugeordnet den unterschiedlichen Betriebsphasen der Kläranlage Büschdorf

Die mittlere hydraulische Flächenbelastung der HBF lag innerhalb der in den Jahren 2005 bis 2009 durchgeführten Intensivmessprogramme bei $78,3 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ und somit fast exakt auf dem von der DWA als Maximalwert der hydraulischen Belastung definierten Wert von $80 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ für Pflanzenkläranlagen im Trennsystem. Somit waren die HBF innerhalb dieser Messkampagnen im Durchschnitt unmittelbar an der Belastungsgrenze der DWA-Vorgabe und bei $2/3$ der Bemessungsvorgabe des EVS belastet. Angaben zur hydraulischen Belastung während der einzelnen Intensivmessprogramme sind Kapitel 5.4.1.1 (Tabelle 5.8) zu entnehmen, in dem ein Überblick über die Messkampagnen im Zusammenhang mit der Betrachtung der Reinigungsleistung in den einzelnen Anlagenteilen der Kläranlage Büschdorf (Vorteich, HBF und ABF) gegeben wird.

An den Tagen, an denen chemische Analysen in der vergleichsweise trockenen Periode im Oktober/November 2011 gemacht wurden, lag die mittlere Flächenbelastung mit $73,3 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ unterhalb des Mittelwertes aus den Intensivmessprogrammen der Jahre 2005 bis 2009. Diese nicht allzu hohe mittlere Beaufschlagung der HBF in diesem Zeitraum ist auf die wenigen Regentage zurückzuführen, sodass der deutlich erhöhte Maximalwert der Beaufschlagung nicht ins Gewicht fiel.

Vom 01.12. bis zum 19.12.2011 gab es keinen Tag ohne Niederschlag. In der Summe wurden von der Niederschlagsmessstation des Landesamtes für Umwelt- und Arbeitsschutz (LUA) auf der Kläranlage Büschdorf in diesem Zeitraum $201,1 \text{ mm}$ Niederschlag aufgezeichnet (LUA o.J.).

Daher wurden die Hauptbodenfilter der Kläranlage Büschdorf nahezu durchgehend maximal beaufschlagt, was zu einer mittleren Flächenbelastung der HBF von $211,5 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ in dieser Messkampagne führte. Dieser Zeitraum mit einer extremen Belastung der HBF ist somit geeignet, um zu überprüfen, ob hier bereits eine Belastungsgrenze im Hinblick auf die Leistungsfähigkeit der HBF erreicht ist.

Parallel zu dieser hohen Belastung des HBF während des Intensivmessprogramms im Dezember 2011 erfolgte eine mittlere Beaufschlagung des Ausweichbodenfilters mit $194,6 \text{ m}^3/\text{d}$ bei einem Maximum von $363,9 \text{ m}^3/\text{d}$. Dies entspricht einer mittleren Flächenbelastung von $748,3 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ in diesem 19 Tage umfassenden Zeitraum, sodass nicht nur bezogen auf die hydraulische Belastung der HBF, sondern auch des ABF eine Extremsituation vorlag. Die Belastung des Gesamtsystems wurde im Vergleich zur Bemessung deutlich überschritten, ohne dass Kolmationserscheinungen auftraten. Daraus resultiert, dass die Belastungsgrenzen der Pflanzenkläranlagen nach der Konzeption des EVS deutlich über den derzeitigen Vorgaben liegen, wenn neben dem kolmationsfreien Betrieb die Reinigungsergebnisse den Anforderungen entsprechen. Die Überprüfung der Reinigungsleistung der einzelnen Anlagenstufen und der Nachweis der Einhaltung der Ablaufgrenzwerte während der Intensivmessprogramme auf der Kläranlage Büschdorf ist Gegenstand des Kapitels 5.4.1.

5.2.5 Zusammenfassung

Die Beaufschlagung der Hauptbodenfilter der Kläranlage Büschdorf vor den Versuchen mit einer über den Bemessungsansatz des EVS hinausgehenden Flächenbelastung lag knapp unter der Vorgabe von $80 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ gemäß dem DWA A 262. Die HBF der Pflanzenkläranlagen Medelsheim und Seyweiler sowie der Forschungsfilter der Kläranlage Riesweiler wiesen für mehrere Jahre eine höhere mittlere hydraulische Flächenbelastung auf, als es gemäß den Vorgaben der DWA (2006) zulässig ist. Spitzenbelastungen entsprechend der Bemessungsvorgabe für den Mischwasserzufluss ($120 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$) und darüber hinaus verkrafteten die HBF der betrachteten Kläranlagen mit Lavasand als Filtersubstrat ohne Kolmationserscheinungen und ohne betriebliche Probleme.

Im Vergleich zu den Bemessungsangaben im Regelwerk sind die mit Lavasand als Filtersubstrat betriebenen HBF hinsichtlich der hydraulischen Belastung ihrer Bodenfilter ausgewerteten sechs Kläranlagen als hydraulisch gut ausgelastet bzw. z. T. als sehr stark belastet zu bezeichnen.

Um das Gesamtsystem, bestehend aus Vorteich und Bodenfiltern, zu bewerten, wurden für die Kläranlage Büschdorf die Zulaufmengen bestimmt. Unabhängig vom betrachteten Parameter (CSB , TN_b und P_{ges}) lag die mittlere Belastung im Zeitraum von 2006 bis 2011

umgerechnet über 330 EW. Wenn man sowohl Trockenwetter- als auch Regenwettertage zur Frachtbestimmung heranzieht, liegt die tatsächliche Belastung also über der aus der Ausbaugröße von 310 EW Bemessungsfracht. Demnach ist die Kläranlage Büschdorf als stofflich mehr als ausgelastet zu bezeichnen.

5.3 Nachweis der Reinigungsleistung des Gesamtsystems

5.3.1 Untersuchungsumfang und statistische Relevanz

Um auszuschließen, dass die im Rahmen eines Forschungsvorhabens intensiver beprobten Kläranlagen Büschdorf und Riesweiler für die Pflanzenkläranlagenkonzeption des EVS mit einem Naturmaterial als Filtersubstrat und ihrer standortspezifischen Zulaufsituation nicht repräsentativ sind, wurden im Rahmen dieser Arbeit weitere Anlagen untersucht. Es soll verdeutlicht werden, dass alle Pflanzenkläranlagen nach der Konzeption des EVS zumindest ähnliche Ablaufwerte erreichen und die in der Einleiterlaubnis definierten Ziele einhalten.

Daten aus der Eigenkontrolle zu acht Pflanzenkläranlagen nach der Konzeption des EVS wurden bereits von Drescher und Hasselbach (2010) für den Betrachtungszeitraum von der Inbetriebnahme der jeweiligen Anlage bis zum 31.12.2008 veröffentlicht. Diese acht PKA wurden zur Dokumentation der Leistungsfähigkeit ausgewählt, da sie zum Zeitpunkt der Veröffentlichung mindestens ein Jahr bei vollständigem Anschluss des Einzugsgebietes betrieben wurden. Im Rahmen eines für das saarländische Ministerium für Umwelt und Verkehr (MUV) durchgeführten Leistungsnachweises wurde die Einhaltung der Ablaufgrenzwerte dieser acht Anlagen von der Inbetriebnahme bis zum 31.12.2010 aufgezeigt (Hasselbach 2012).

Zum Stichtag 31.12.2011 wiesen alle diese Anlagen eine Mindestlaufzeit von 4 Jahren bei Vollanschluss auf. Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Kläranlage Heisterberg hinzugenommen, deren Einzugsgebiet seit Ende Juni 2009 vollständig angeschlossen ist. Anhand der seither in Heisterberg erhobenen Daten kann eine Anlage bewertet werden, die statt eines vergleichsweise großen belüfteten Vorteichs ein Mehrzweckbecken als Minimallösung einer Vorreinigung aufweist.

Daher ist der Datenbestand aus der Eigenüberwachung zu diesen neun PKA besonders geeignet, um die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen nach der Konzeption des EVS im Dauerbetrieb aufzuzeigen. Die Kläranlage Riesweiler wird separat in Kapitel 5.6 mit der Zielsetzung der Überprüfung der Auswirkungen substratabhängiger Eigenschaften auf die Funktion des Filtermaterials betrachtet.

Um aufzuzeigen, dass der Datenbestand zu den betrachteten neun PKA von statistischer Relevanz ist, sind in Tabelle 5.6 die Anzahl der Analysen im Endablauf der jeweiligen Kläranlagen für die Parameter CSB und Ammoniumstickstoff dargestellt. Im Hinblick auf den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ erfolgt eine Differenzierung zwischen der Anzahl der durchgeführten Stichproben und der Stichproben, deren Analyseergebnisse im Messbereich der verwendeten Küvetten lagen. In den folgenden Datenauswertungen wurden diejenigen Werte, die unterhalb des Messbereichs liegen, nicht berücksichtigt. Es gibt keine Analyseergebnisse, die höher waren als der Maximalwert des Messbereichs, nur Unterschreitungen des Minimums.

Tabelle 5.6: Anzahl der Ablaufanalysen zu neun Pflanzenkläranlagen nach der Konzeption des EVS vom vollständigen Anschluss des Einzugsgebiets bis zum 31.12.2011

Nr.	Kläranlage	CSB	NH ₄ -N	
			Datenbestand	Messbereich
1	Borg	181	182	169
2	Büschdorf	286	277	211
3	Faha	134	133	133
4	Medelsheim	77	82	82
5	Oberleuken	154	156	124
6	Seyweiler	79	84	84
7	Tettingen-Butzdorf	147	147	141
8	Utweiler	81	85	85
9	Heisterberg	64	64	64
Summe		1203	1210	1093

Zu jeder der Kläranlagen liegen in Abhängigkeit vom chemischen Parameter mindestens 64 Ablaufanalysewerte vor, die sich im Messbereich der Küvetten-Schnelltests befinden. Die Kläranlage Heisterberg weist sowohl die geringste Anzahl an Analysen (64) für die Parameter CSB und Ammoniumstickstoff als auch den kürzesten Betrachtungszeitraum (01.07.2009 – 31.12.2011) auf. Da der ansonsten kürzeste Messzeitraum fast 5 Jahre (PKA Medelsheim) beträgt und der längste 6 Jahre und 9 Monate (PKA Büschdorf) bei einer ziemlich gleichmäßigen Verteilung über die Betriebsjahre umfasst, ist der Datenbestand auch für den Dauerbetrieb der PKA nach der Konzeption des EVS repräsentativ.

Die im Rahmen der Datenauswertung für die einzelnen Anlagen gebildeten Mittelwerte und 85. Perzentilen für Ammoniumstickstoff sind durch die Nichtberücksichtigung der unterhalb des Messbereichs liegenden Messwerte etwas höher als in der Realität.

Zu den Parametern Gesamtphosphor, Gesamt- und Nitrat-Stickstoff ist die Datengrundlage quantitativ vergleichbar mit der für den CSB. Allerdings wird der Gesamtstickstoff nur im Zulauf des Vorteiches und der Nitrat-Stickstoff nur im Endablauf gemessen, sodass eine Ermittlung einer Denitrifikationsrate nicht exakt möglich ist. Die Anzahl der Analyseergebnisse für den BSB₅ ist bei den betrachteten neun Anlagen mit 584 BSB₅-Stichproben, die im Endablauf genommen wurden, deutlich geringer. Anlagenspezifisch bestehen große Unterschiede im Hinblick auf die vorliegenden BSB₅-Daten, das Minimum der Anzahl liegt bei 28 (Heisterberg) und das Maximum bei 130 (Büschdorf).

Zu allen Kläranlagen wurden für die Parameter CSB, BSB₅, Ammoniumstickstoff, Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor die Mittelwerte und die 85%-Werte im Zulauf zur Vorreinigungsstufe und im Endablauf bestimmt. Bei den PKA mit belüfteten Teichen als Vorreinigungsstufe erfolgte die Probenahme im Zulaufbereich des Vorteichs, in Heisterberg dagegen durch Abzug von Abwasser aus dem Mehrzweckbecken mittels der Beschickungspumpe des ABF.

Auf der Basis von Stichproben im Zu- und im Ablauf einer Anlage kann eine Reinigungsleistung nur dann näherungsweise bestimmt werden, wenn ein ausreichend großer Datenbestand Grundlage der Auswertung ist. Dies gilt insbesondere für naturnahe Kläranlagen, bei denen die Aufenthaltszeit im Gesamtsystem durch die Verweilzeit im Vorteich mehrere Tage beträgt. Die Probenahmehäufigkeit hinsichtlich des CSB variiert anlagenspezifisch von 1,3 Wertepaaren pro Monat (Medelsheim, Seyweiler, Utweiler) bis zu

3,5 (Büschdorf), im Mittel bei 2,1 Analysen im Zu- und Ablauf der betrachteten neun Pflanzenkläranlagen.

5.3.2 CSB- und BSB₅-Elimination

Bild 5.7 sind die Ergebnisse der Auswertungen für den Parameter CSB zu entnehmen. Betrachtet werden die Konzentrationen im Zu- und im Ablauf, unabhängig davon ob sie bei Trocken- oder Regenwetter gemessen wurden.

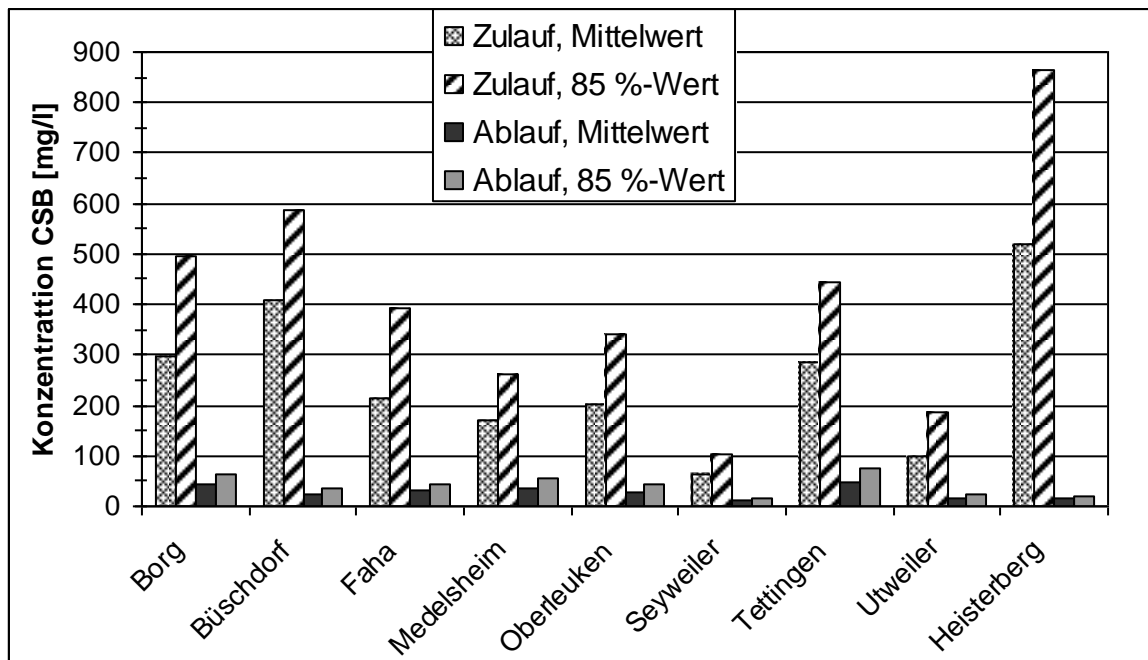


Bild 5.7: Auswertung der CSB-Konzentrationen im Zu- und im Ablauf von neun Pflanzenkläranlagen vom vollständigen Anschluss des Einzugsgebiets bis zum 31.12.2011

Die CSB-Zulaufkonzentrationen sind sehr unterschiedlich. Der Zufluss zu den Kläranlagen Seyweiler und Utweiler ist stark von Fremdwasser geprägt. Der Mittelwert für den CSB, der im Bild 5.7 für die Kläranlage Heisterberg laut Legende dem Begriff „Zulauf“ zugordnet ist, bezieht sich nicht auf den Zulauf, sondern auf den Ablauf des Mehrzweckbeckens und somit den Zulauf der Bodenfilter nach mechanischer Vorreinigung. Er ist trotzdem deutlich höher als die Mittelwerte im Zulauf zu den anderen acht betrachteten Kläranlagen. In Kapitel 5.2.3.2 wurde aufgezeigt, dass die Bodenfilter der Kläranlage Heisterberg eine vergleichsweise geringe hydraulische Belastung aufweisen. Somit ist der Fremdwasseranteil in Heisterberg am geringsten. Bei vier der untersuchten Pflanzenkläranlagen lag der Mittelwert der CSB-Zulaufkonzentrationen von der Inbetriebnahme bis zum 31.12.2011 über 250 mg/l, bei den anderen fünf darunter. Bei der Bewertung der in Bild 5.7 dargestellten Ergebnisse ist zu beachten, dass den Mittelwerten und 85. Perzentilen Stichproben zugrunde liegen. Im Zulauf besteht eine Abhängigkeit der einzelnen Stichproben von den Witterungsverhältnissen einerseits und dem Zeitpunkt der Probenahme andererseits, da es tageszeitabhängige Ganglinien hinsichtlich der Belastung von Kläranlagen und der Zulaufkonzentrationen gibt. Eine frachtbezogene Mittelung der Zulaufkonzentrationen

wurde nicht durchgeführt. Die Probenahme erfolgte zu unterschiedlichen Uhrzeiten, allerdings nicht während der Nacht.

Der höchste Mittelwert der CSB-Ablaufwerte aller betrachteten PKA liegt unter 50 mg/l. Die höchste 85. Perzentile hinsichtlich des CSB im Endablauf einer einzelnen Anlage ist kleiner als 75 mg/l. Der CSB-Grenzwert von 150 mg/l wurde von 99,8 % der Ablaufmesswerte eingehalten und in der Regel signifikant unterschritten.

In Bild 5.8 sind die Auswertungsergebnisse zum Parameter BSB₅ dargestellt.

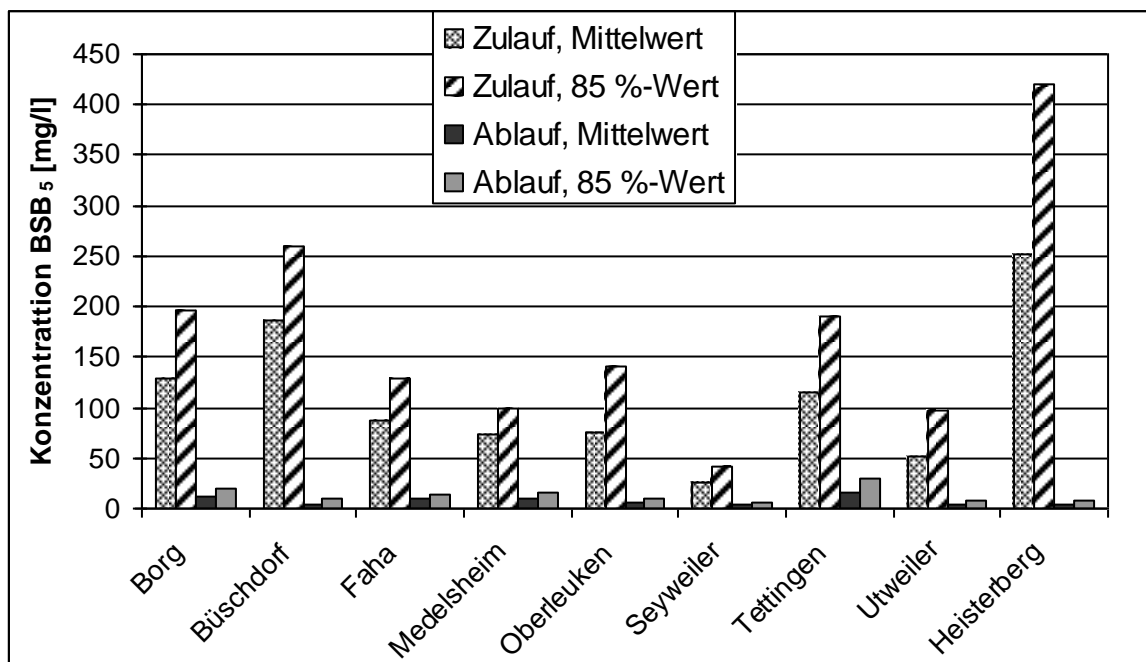


Bild 5.8: Auswertung der BSB₅-Konzentrationen im Zu- und im Ablauf von neun Pflanzenkläranlagen vom vollständigen Anschluss des Einzugsgebiets bis zum 31.12.2011

Die Zulaufsituation stellt sich erwartungsgemäß bezogen auf den BSB₅ analog zum CSB dar. Aus Bild 5.8 wird die Fremdwasserproblematik der Kläranlagen Seyweiler und Utweiler sehr deutlich. Die höchste BSB₅-Belastung lag bei den Anlagen Büschdorf und Heisterberg vor. Bei 6 der betrachteten 9 Pflanzenkläranlagen ist der BSB₅-Ablauf im Mittel geringer als 10 mg/l, bei 8 von 9 Anlagen der 85%-Wert ≤ 20 mg/l.

Selbst die höchste 85. Perzentile von 29,5 mg/l bezogen auf den BSB₅ (Kläranlage Tettingen-Butzdorf) stellt kein schlechtes Ergebnis dar. Fast ausnahmslos hielten die Ablaufanalysen (578 von 584 Werten) der untersuchten Pflanzenkläranlagen im Mischsystem mit Lavasand als Filtersubstrat die Mindestanforderungen gemäß der Abwasserverordnung (2004) bzw. den anlagenspezifischen Einleiterlaubnissen ein, da ein Grenzwert von 40 mg/l gilt.

Der Abbaugrad, der sich aus den Mittelwerten der BSB₅-Zu- und Ablaufkonzentrationen näherungsweise ergibt, ist in der Regel höher als derjenige für den CSB (siehe Bild 5.9).

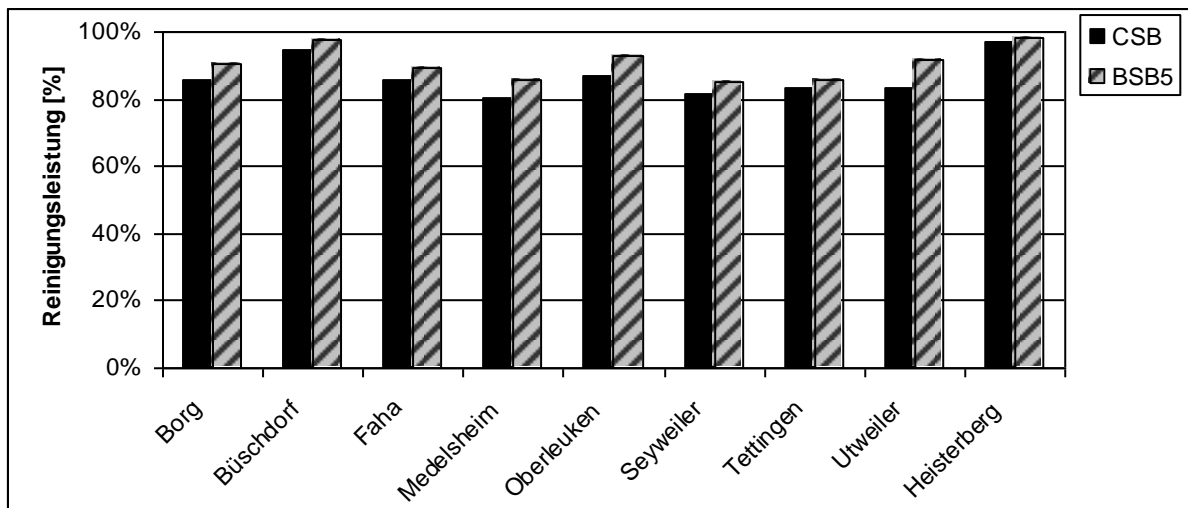


Bild 5.9: Näherungsweise Reinigungsleistung hinsichtlich der Parameter CSB und BSB₅ von neun Pflanzenkläranlagen vom vollständigen Anschluss des Einzugsgebiets bis zum 31.12.2011

Die Eliminationsrate im Gesamtsystem variiert stark in Abhängigkeit von der Belastungssituation. Die Zulaufkonzentrationen in Seyweiler und Utweiler liegen unter 100 mg CSB/l, was auf einen nicht unerheblichen Fremdwasseranteil hindeutet. Aufgrund der geringen Zulaufbelastung beträgt bei diesen beiden PKA die CSB-Eliminationsrate lediglich rund 81 bis 83 % bezogen auf die mittleren Konzentrationen. Die mit für kommunales Mischwasser sowohl bei Trocken- als auch bei Regenwetter üblichen Konzentrationen beaufschlagte Kläranlage Büschdorf weist dagegen eine Reinigungsleistung von rund 95 % auf. Auffällig hohe Zulaufkonzentrationen gehen bei der Kläranlage Heisterberg mit auffällig niedrigen Ablaufkonzentrationen einher.

Der Mittelwert der einzelnen mittleren Eliminationsraten der 7 Pflanzenkläranlagen ohne ausgeprägte Fremdwasserproblematik, d.h. ohne die Kläranlagen Seyweiler und Utweiler, beträgt 87,6 % bezogen auf den CSB und 90,4 % für den BSB₅. Diese Werte liegen etwas unterhalb der Mittelwerte, die vom DWA-Landesverband Hessen/Rheinland-Pfalz/Saarland mit der gleichen Methode (Betrachtung der Zu- und Ablaufmittelwerte) für Kläranlagen der Größenklasse 1 (bis 1.000 EW) verfahrensunabhängig mit 91 % für den CSB und 95 % für den BSB₅ ermittelt wurden (DWA HRPS 2011). Allerdings gehen in die Auswertung des DWA-Landesverbands auch technische Kläranlagen ein. Insofern ist die Reinigungsleistung der Pflanzenkläranlagen im Mischsystem mit Lavasand als Filtersubstrat hinsichtlich CSB und BSB₅ positiv zu bewerten.

Gemäß den umfangreichen Untersuchungen von Börner (1992) mit Auswertung von mehr als 300 Pflanzenkläranlagen sind substratabhängige CSB- und BSB₅-Eliminationsraten von weniger als 70 % (CSB) und 80 % (BSB₅) bei einer hydraulischen Flächenbelastungen von 120 l/(m²*d) von horizontal durchflossenen Bodenfiltern zu erwarten. Die Reinigungsleistung der neun betrachteten Pflanzenkläranlagen mit Vertikalfiltern und Lavasand als Filtersubstrat ist deutlich höher bei zum Teil ähnlichen hydraulischen Belastungen wie bei den von Börner (1992) untersuchten Horizontalfiltern. Die über die HBF und den ABF ermittelte Flächenbelastung in der Summe liegt z.B. bei den Kläranlagen Büschdorf und Medelsheim über 120 l/(m²*d) (siehe Bild 5.3).

5.3.3 Nitrifikation

In Tabelle 5.7 sind die Mittelwerte und 85. Perzentilen der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zu- und im Ablauf von 9 Pflanzenkläranlagen im Mischsystem mit Lavasand als Filtersubstrat dargestellt.

Tabelle 5.7: Auswertung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen [mg/l] im Zu- und im Ablauf von neun Pflanzenkläranlagen vom vollständigen Anschluss des Einzugsgebiets bis zum 31.12.2011

Nr.	Kläranlage	Zulauf		Ablauf	
		Mittelwert	85 %-Wert	Mittelwert	85 %-Wert
1	Borg	23,3	43,7	1,12	1,95
2	Büschdorf	27,3	49,8	0,22	0,20
3	Faha	16,7	31,9	0,30	0,64
4	Medelsheim	14,9	27,5	0,33	0,52
5	Oberleuken	15,4	28,6	0,46	0,88
6	Seyweiler	6,6	12,5	0,05	0,08
7	Tettingen-Butzdorf	16,6	30,0	1,07	1,69
8	Utweiler	12,0	25,9	0,17	0,13
9	Heisterberg	41,6	73,0	0,59	0,97
Mittelwert		19,4	35,9	0,48	0,78

Das Mittel aus den Mittelwerten der Ammoniumstickstoff-Konzentration im Endablauf der einzelnen PKA liegt bei 0,48 mg/l. Dieser Wert ist deutlich geringer als der anhand der angeschlossenen Einwohnerwerte gewichteten Mittelwert von 1,5 mg/l für 1.245 kommunale Kläranlagen aller Größenklassen unabhängig vom Reinigungsverfahren aus dem Leistungsvergleich 2009 des DWA-Landesverbands Hessen/Rheinland-Pfalz/Saarland (DWA HRPS 2011). Der Mittelwert aus den Ammoniumstickstoff-Ablaufmittelwerten von 18 technischen Kläranlagen im Saarland mit einer Ausbaugröße kleiner als 2.500 EW lag für die Jahre 2007 bis 2011 bei 1,29 mg/l (siehe Anlage A8).

Der höchste 85 %-Wert einer Einzelanlage (PKA Borg) beträgt 1,95 mg/l. Allerdings ist im Fall der Kläranlage Borg zu beachten, dass es hier zu Stoßbelastungen im Zulauf kommt, die bei den anderen PKA in diesem Umfang nicht eintreten. Es wurden Spitzenbelastungen bis zu 3.667 mg/l beim CSB und 155 mg/l beim Gesamtstickstoff festgestellt und somit signifikante Überschreitungen der Grenzwerte gemäß der Überlassungssatzung des EVS (2000), die dazu dienen, kommunales bzw. haushaltsähnliches von stärker verschmutztem gewerblichen Abwasser abzugrenzen. Diese Grenzwerte liegen für den CSB bei 800 mg/l und für N_{ges} bei 80 mg/l. Auch wurden Ammoniumstickstoff-Konzentrationen von bis zu 118 mg/l im Zulauf gemessen.

Diese Werte zeigen eindeutig, dass die Kläranlage Borg nicht immer nur mit haushaltsähnlichem Abwasser beaufschlagt wird. Die solchen überhöhten Zulaufkonzentrationen zugeordneten Ablaufwerte wurden bei der Auswertung nicht herausgenommen.

Spitzenbelastungen im Zulauf wurden auch bei der Kläranlage Tettingen-Butzdorf beobachtet, allerdings kam es hier lediglich zu Überschreitungen der EVS-Abwasserüberlassungssatzung (2000) hinsichtlich der Parameter CSB und BSB₅. Überschreitungen des Gesamtstickstoffgrenzwertes wurden hier nicht festgestellt. Am 05.07.2010 wurde jedoch

zum Beispiel eine Gesamtstickstoffkonzentration von 77,7 mg/l (knapp unter dem Grenzwert von 80 mg/l) und eine $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration von 42,1 mg/l bei einer deutlichen Verschiebung des C:N-Verhältnisses zugunsten des Kohlenstoffs (CSB bei 1.429 mg/l) im Zulauf zur Kläranlage gemessen. Der Ablaufwert für $\text{NH}_4\text{-N}$ (3,67 mg/l) lag an diesem Tag im höheren Bereich. Er weist einen negativen Einfluss auf die Ergebnisse der statistischen Auswertung zu den Ablaufwerten der Kläranlage Tettingen-Butzdorf auf. Da auch hier die 85. Perzentile im Ablauf für $\text{NH}_4\text{-N}$ (1,69 mg/l) deutlich unter den in der Einleiterlaubnis vorgegebenen Grenzwerten liegt, wurden Wertepaare wie diejenigen vom 05.07.2010 nicht aus der statistischen Auswertung herausgenommen.

Es ist davon auszugehen, dass ohne Einflüsse nicht zulässiger Einleitungen sich die Ablaufwerte der Kläranlagen Borg und Tettingen-Butzdorf im Einzelfall und somit auch letztendlich im Mittelwert und in der 85. Perzentile noch positiver darstellen würden.

Bei allen Anlagen stellten sich diese guten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte unmittelbar nach der Inbetriebnahme mit Abwasser ein und sind seither stabil. Die Nitrifikationsleistung ist sehr hoch. Sie liegt im Bereich von 93,5 bis 99,2 % bezogen auf die Mittelwerte im Zu- und im Ablauf, wobei die weniger mit Fremdwasser belasteten Anlagen nicht immer höhere Eliminationsraten als die vom Fremdwasser geprägten aufweisen.

So liegt die Reinigungsleistung der „Fremdwasseranlage“ in Utweiler im Mittel bei 98,6 %, die der mit höheren Zulaufkonzentrationen beaufschlagten PKA Büschdorf bei 99,2 %. Die mit einem Mehrzweckbecken als Vorreinigung ausgestattete PKA Heisterberg hat einen ähnlich guten Wirkungsgrad (98,6 %) ausschließlich in den Bodenfiltern. Die mittlere Eliminationsrate der untersuchten Pflanzenkläranlagen ist höher als diejenige für 18 technische Kläranlagen des Entsorgungsverbands Saar mit einer Ausbaugröße kleiner als 2.500 EW, die für den Betrachtungszeitraum von 2007 bis 2011 bei 95,4 % liegt (siehe Anlage A8).

Die PKA Büschdorf, für die gemäß der Einleiterlaubnis ein gesonderter Leistungsnachweis zu erbringen ist, stellt im Hinblick auf die Einhaltung der wasserrechtlichen Anforderungen an die Ablaufqualität keinen Einzelfall dar. Sie repräsentiert in dieser Hinsicht vielmehr den Regelfall.

Gemäß den im jeweiligen Wasserrecht definierten Einleitbedingungen der untersuchten PKA ist eine Denitrifikation nicht erforderlich. Im Zuge des Nachweises der Reinigungsleistung der Gesamtanlage wird nicht nur deshalb auf eine Betrachtung der Denitrifikationsleistung verzichtet. Hinzu kommt, dass im Rahmen der Eigenkontrolluntersuchungen im Zulauf einer Kläranlage nur die Parameter Gesamt- und Ammoniumstickstoff und im Endablauf die Parameter Ammonium-, Nitrit- und Nitratstickstoff gemessen werden. Daher müsste eine Annahme für die Ablaufkonzentrationen zum organischen Stickstoff getroffen werden. Der Aspekt der Denitrifikation wurde im Rahmen des Leistungsnachweises der einzelnen Anlagenstufen auf der Kläranlage Büschdorf betrachtet (siehe Kapitel 5.4.1)

5.3.4 Phosphorelimination

Phosphor wird in Bodenfiltern u.a. durch Sorptionsprozesse abgetrennt. Eine weitgehende biologische P-Elimination ist in aerob betriebenen Vertikalfiltern nicht zu erwarten. Nach zum Teil mehr als 5 Betriebsjahren erfolgt in allen betrachteten PKA nach der Konzeption des EVS noch immer eine relativ zufriedenstellende Phosphorabscheidung (siehe Bild 5.10).

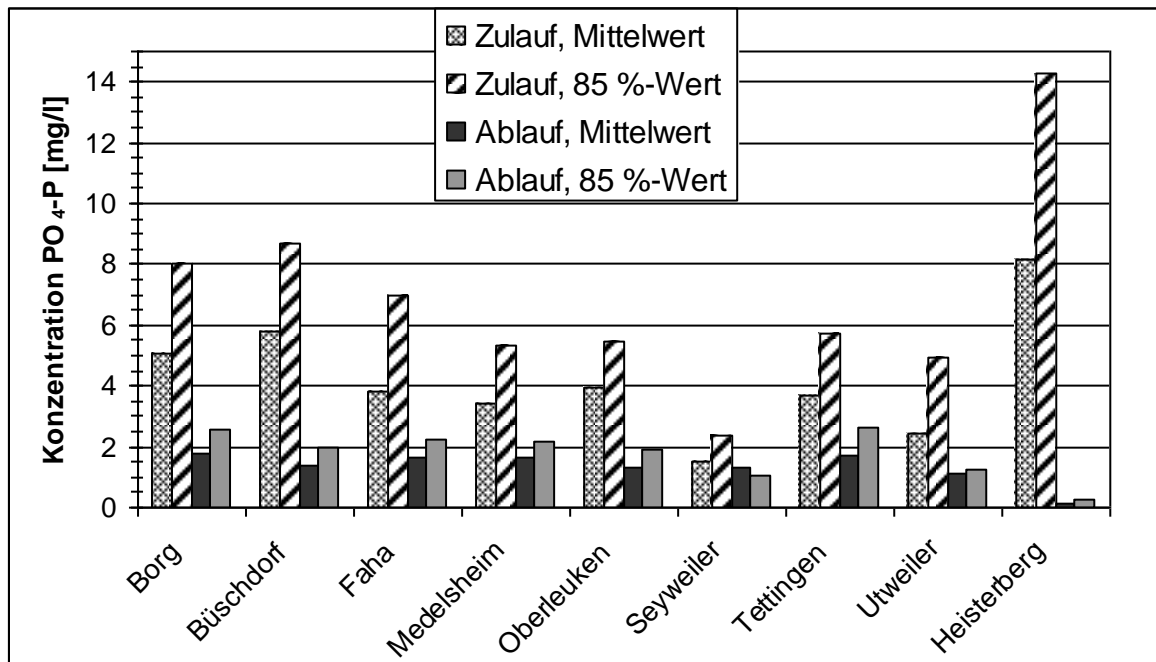


Bild 5.10: Auswertung der $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen im Zu- und im Ablauf von neun Pflanzenkläranlagen vom vollständigen Anschluss des Einzugsgebiets bis zum 31.12.2011

Bei allen untersuchten PKA liegt der $\text{PO}_4\text{-P}$ -Ablaufwert im Mittel unter 1,8 mg/l. Eine Konzentration von 2,6 mg/l wird von keiner 85. Perzentile überschritten.

Die Phosphoreliminationsrate liegt im Mittel aus den einzelnen Mittelwerten der Reinigungsleistung der Einzelanlagen bei rund 60 %. Die geringen Zulaufkonzentrationen in Seyweiler und Utweiler sind fremdwasserbedingt und mitverantwortlich für die in Relation zu den anderen betrachteten Anlagen geringeren Eliminationsraten. Bindet man diese beiden Fremdwasser-Anlagen in die Mittelwertbildung nicht ein, liegt die mittlere Eliminationsrate bei 67 % und somit nahezu exakt auf dem Niveau für die Abwasserreinigungsanlagen der Größenklasse 1 (bis 1.000 EW; 66 %) und 2 (1.000 bis 5.000 EW; 67 %), das vom DWA-Landesverband Hessen/Rheinland-Pfalz/Saarland unabhängig von der eingesetzten Verfahrenstechnik ermittelt wurde (DWA HRPS 2011). Dabei wurde mit die gleichen Methode (reine Betrachtung der Zu- und Ablaufmittelwerte von Kläranlagen) angewendet.

Die Kläranlage Heisterberg weist die höchste mittlere Reinigungsleistung auf (98,0 %), allerdings auch die höchste, auf den geringen Fremdwasseranteil zurückzuführende Zulaufbelastung und die geringsten Ablaufwerte. Einen ähnlich guten Abbaugrad weist keine der anderen PKA im Mittel des langjährigen Betriebs auf, sodass die in Heisterberg festgestellte Eliminationsrate nicht repräsentativ ist. Hinzu kommt, dass hier die als

Zulaufkonzentrationen bezeichneten Daten nicht im Zulauf der Kläranlage, sondern im Ablauf des Mehrzweckbeckens und somit im Zulauf zu den Bodenfiltern bestimmt werden. Börner (1992) hat aufgezeigt, dass unabhängig vom Filtersubstrat die P-Eliminationsrate mit zunehmender hydraulischer Belastung sinkt. Die hohe Reinigungsleistung in den Bodenfiltern der Kläranlage Heisterberg ist zumindest teilweise auf die vergleichsweise geringe hydraulische Flächenbelastung (siehe Kapitel 5.2.3) zurückzuführen. Da die P-Eliminationsleistung aufgrund der fortschreitenden Sättigung der Sorbenten mit der Zeit abnimmt und die PKA Heisterberg deutlich kürzer unter Volllast betrieben wird als die übrigen betrachteten Anlagen, ist jedoch nicht auszuschließen, dass sich die Reinigungsleistung in den nächsten Jahren an die Werte der übrigen Anlagen angleichen wird. Die Entwicklung der P-Eliminationsrate über die Betriebsdauer von rund sechs oder mehr Jahren ist für vier Pflanzenkläranlagen mit Lavasand als Filtersubstrat in Kapitel 5.7.1 dargestellt.

Vor dem Hintergrund der Tatsache, dass in der Einleiterlaubnis der Kläranlage Heisterberg kein Grenzwert für P_{ges} oder $PO_4\text{-P}$ definiert ist, stellen die relativ niedrigen gemessenen Ablaufwerte und die bemerkenswerte Eliminationsrate für den Parameter $PO_4\text{-P}$ einen positiven Aspekt im Hinblick auf die Wirkung des eingesetzten Filtersubstrats dar.

5.3.5 Schwermetalle

Durch Ausfällung im Zusammenhang mit Komplexbildung und durch Adsorption kann es zum Rückhalt von Schwermetallen in Bodenfiltern kommen. Darüber hinaus besteht die Möglichkeit der Aufnahme von gelösten Schwermetallen durch die Pflanzen (Wissing, Hofmann 2002).

Auf den Kläranlagen Borg, Büschdorf, Faha, Heisterberg, Medelsheim, Oberleuken, Seyweiler, Tettingen-Butzdorf und Utweiler wurden im Jahr 2011 jeweils mindestens zwei Messungen im Zu- und im Ablauf der Gesamtanlage hinsichtlich verschiedener Schwermetalle durchgeführt. Die Konzentrationen zu folgenden Schwermetallen waren bei allen Analysen, d.h. sowohl im Zu- als auch im Ablauf, geringer als die Bestimmungsgrenze:

- Blei (Pb) < 20 µg/l
- Cadmium (Cd) < 2,0 µg/l
- Chrom (Cr) < 10 µg/l
- Nickel (Ni) < 10 µg/l

Eine Aussage zum Rückhalt von Blei, Cadmium, Chrom und Nickel in der Gesamtanlage kann daher nicht getroffen werden. Niedrigere Zulaufkonzentrationen als die Bestimmungsgrenze bedeuten, dass die Belastung der Pflanzenkläranlagen hinsichtlich der vorgenannten Parameter vernachlässigbar ist.

Bei allen betrachteten Kläranlagen war die mittlere Kupferkonzentration (Cu) im Zulauf höher als die Bestimmungsgrenze, bei zwei Anlagen im Ablauf identisch mit der Bestimmungsgrenze (0,01 mg/l), bei zwei darüber (je 0,02 mg/l) und bei fünf darunter. Allerdings ist auch der Mittelwert der mittleren Zulaufkonzentrationen mit 0,016 mg/l unwesentlich höher als die Bestimmungsgrenze für Kupfer.

Zink ist der einzige Parameter, für den durchgehend Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen wurden. Einer mittleren Zulaufkonzentration von 0,11 mg/l steht ein Wert von 0,02 mg/l im Ablauf gegenüber. Somit lag im Jahr 2011 die mittlere

Eliminationsrate hinsichtlich des Parameters Zink bei den betrachteten neun Pflanzenkläranlagen nach der Konzeption des EVS bei 78,3 %.

Im Anhang 1 der Abwasserverordnung (2004), in der Grenzwerte für häusliches und kommunales Abwasser festgeschrieben sind, ist kein Grenzwert für Zink definiert.

Die in den Erlaubnisbescheiden zu den einzelnen Kläranlagen fixierten Veranlagungswerte für die Abwasserabgabe für Kupfer (100 µg/l), Kadmium (5 µg/l), Chrom (50 µg/l), Nickel (50 µg/l) und Blei (50 µg/l) werden sicher eingehalten.

Die geringen Zu- und Ablaufkonzentrationen hinsichtlich der betrachteten Schwermetalle wurden nicht nur im Jahr 2011 festgestellt, dies kann exemplarisch anhand der Kläranlage Büschdorf verdeutlicht werden. In der Summe liegen hier seit 2005 jeweils 30 Analysen im Zu- und im Ablauf der Gesamtanlage vor. Im gesamten Betriebszeitraum lagen alle Messwerte im Ablauf für Cadmium, Chrom, Nickel und Blei unterhalb der Bestimmungsgrenze, für Kupfer 3 und für Zink 24 Werte darüber. Kritische Konzentrationen wurden nicht gemessen.

5.3.6 Fazit

Die Leistungsfähigkeit der 9 betrachteten Pflanzenkläranlagen im Mischsystem mit Lavasand als Filtersubstrat wurde durch die sichere Einhaltung der Grenzwerte für CSB und NH₄-N ausnahmslos belegt. Hervorzuheben ist, dass die Ammoniumstickstoff-Ablaufwerte auf einem mit den Reinigungsergebnissen von technischen Kläranlagen vergleichbaren bzw. auf einem etwas höheren Niveau liegen.

Obwohl keine Phosphor-Grenzwerte in den Wasserrechtsbescheiden der Kläranlagen definiert wurden, erfolgte eine P-Elimination im Mittel aller betrachteten Anlagen in einer Größenordnung von 60 % und ohne Berücksichtigung der stark von einer Fremdwasserproblematik geprägten Kläranlagen Seyweiler und Utweiler bei 67 %.

Schwermetalle stellen kein Problem dar. Die Konzentrationen im Zu- und Ablauf der Lavasand-Anlagen sind bei einigen Parametern unter der Bestimmungsgrenze, bei anderen zumindest gering.

5.4 Auswertungen zur Reinigungsleistung der einzelnen Anlagenstufen bei verschiedenen hydraulischen Belastungen

5.4.1 Intensivmessprogramme zur Kläranlage Büschdorf

5.4.1.1 Überblick über die Intensivmessprogramme und die hydraulische Belastung

Aufgrund ihres Prototypencharakters wurde dem EVS im Rahmen der Erteilung der Einleit-erlaubnis und der Baugenehmigung der Kläranlage Büschdorf ein umfangreicheres Messprogramm zur Verifizierung der Bemessungsansätze und zum Nachweis der Reinigungsleistung zur Auflage gemacht. Gegenstand dieses Messprogramms sind im Wesentlichen 24-Stunden-Mischproben der Parameter CSB, TN_b, NH₄-N, NO₃-N und P_{ges} an den in Kapitel 3.2 beschriebenen Messstellen.

Im Rahmen dieses Sondermessprogramms wurden mehrere Messkampagnen mit einer Dauer von mindestens zehn in der Regel aufeinanderfolgenden Messtagen in den Jahren 2005 bis 2011 durchgeführt.

Diese Intensivmessprogramme sind in Abhängigkeit von der hydraulischen Flächenbelastung der HBF und des ABF im Hinblick auf die Reinigungsleistung der Bodenfilter zu bewerten. In Tabelle 5.8 sind Anfangs- und Enddaten der einzelnen Messphasen, die Anzahl der Tage, an denen chemische Analysen genommen wurden, sowie die mittlere hydraulische Belastung der HBF sowie die Maximalbelastung gemäß der steuerungstechnischen Vorgabe dargestellt.

In einigen der Messphasen erfolgte nicht an allen Tagen eine Probenahme, insbesondere da in den Jahren 2010 und 2011 eine Beprobung von Regenwettertagen mit erhöhter hydraulischer Belastung der HBF angestrebt war. Diese Messphasen sind in Tabelle 5.8 gesondert gekennzeichnet.

Tabelle 5.8: Übersicht zu den Intensivmessprogrammen auf der Kläranlage Büschdorf 2005 bis 2011

Nr.	Intensivmessprogramm		Probenahme- tage	Flächenbelastung HBF [l/(m ² *d)]	
	Anfang	Ende		Mittelwert	Maximum
1	05.09.2005	18.09.2005	14	Keine Daten	
2	19.11.2005	30.11.2005	12	69,7	
3	13.06.2006	27.06.2006	15	83,8	
4	20.09.2006	04.10.2006	15	68,0	
5	21.04.2007	06.05.2007	16	75,2	
6*	25.11.2007	16.12.2007	12	98,3	
7*	10.05.2009	23.05.2009	13	61,9	
gewichtetes Mittel aus den Mittelwerten Nr. 1 – 7				78,3	
8*	30.03.2010	21.04.2010	18	117,0	140,4
9*	03.05.2010	17.05.2010	12	85,9	
gewichtetes Mittel aus den Mittelwerten Nr. 8 – 9				94,7	
10*	06.10.2011	30.11.2011	18	73,3	224,6
11	01.12.2011	19.12.2011	19	211,5	
gewichtetes Mittel aus den Mittelwerten Nr. 10 – 11				142,4	

* Probenahme nicht an jedem Tag einer Messphase

Die hydraulischen Flächenbelastungen der HBF unterscheiden sich in Abhängigkeit von den steuerungstechnischen Vorgaben in den in definierten Betriebsphasen sowie von den Mittelwerten der einzelnen Messprogramme im Betrieb stark (siehe Kapitel 5.2.4). Daher erfolgt die Auswertung der chemischen Analysen getrennt nach den verschiedenen Betriebsphasen, die in Abhängigkeit von der maximalen hydraulischen Belastung der HBF durchgeführt wurden. Zunächst wird der Betriebszeitraum betrachtet, in dem sowohl die HBF als auch der ABF entsprechend der Bemessungsvorgabe beaufschlagt wurden.

Zwischen den Messprogrammen Nr. 10 (06.10. bis 30.11.2011) und 11 (01.12. bis 19.12.2011) erfolgt eine Differenzierung, da an den ersten 19 Tagen im Dezember 2011 eine Periode mit starken Niederschlägen im Einzugsgebiet und somit durchgehend vergleichsweise hohen Regenwetterabflüssen zur Kläranlage Büschdorf vorlagen. Die Messkampagne Nr. 11 diente zur Überprüfung der Leistungsfähigkeit bei einer längerfristigen hydraulischen Extrembelastung der HBF.

5.4.1.2 Ergebnisse zu den Intensivmessgogrammen mit Beaufschlagung der HBF entsprechend der Bemessung

In den ersten 5 Jahren nach der Inbetriebnahme wurden die HBF der Kläranlage Büschdorf annähernd entsprechend den Bemessungsvorgaben mit maximal 122,9 l/(m²*d) beaufschlagt. In Tabelle 5.9 sind für die Messstellen 1 (Zulauf Vorteich), 2 (Ablauf Vorteich), 3 (Ablauf HBF) und 4 (Ablauf Ausweichbodenfilter) die Mittelwerte der 24-Stunden-Mischproben für die Parameter CSB, Ammoniumstickstoff, Nitratstickstoff, Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor dargestellt. Diesen Mittelwerten liegen je nach Parameter 82 – 98 Analysewerte pro Messstelle zugrunde. Eine Ausnahme stellt Ammoniumstickstoff im Ablauf des HBF dar. Für diesen Parameter wurden zwar 98 Messungen durchgeführt, bei der Mittelwertbildung wurden jedoch nur die 53 Analysewerte oberhalb der Bestimmungsgrenze berücksichtigt. In die Auswertung gingen sowohl Daten zu Regen- als auch zu Trockenwettertagen ein.

Tabelle 5.9: Mittlere Konzentrationen der 24-h-Mischproben [mg/l] aus der Messphase 2005 - 2009 zur Kläranlage Büschdorf

Probenahmestelle	CSB	NH ₄ -N	NO ₃ -N	TN _b	P _{ges}
Zulauf Vorteich	367,77	24,06	1,17	37,57	6,28
Ablauf Vorteich (= Zulauf HBF)	163,05	20,03	0,66	28,90	4,55
Ablauf Hauptbodenfilter (HBF)	26,33	0,15	23,52	25,96	0,92
Ablauf Ausweichbodenfilter (ABF)	55,13	0,37	10,13	14,80	1,50

Der CSB ist der einzige der 5 in der Tabelle 5.9 aufgeführten Parameter, der einen hohen partikulären Anteil aufweist. Insofern ist die Reduzierung des Mittelwertes der Konzentration im Ablauf des Vorteiches um rd. 56 % der Zulaufkonzentration nachvollziehbar. Bereits bei kurzen Aufenthaltszeiten von 1,5 bis 2,0 h im Vorklärbecken einer technischen Kläranlage ist eine Eliminationsrate hinsichtlich des CSB von einem Drittel zu erwarten (ATV-DVWK 2000).

Die Ergebnisse im Hinblick auf die Nitrifikation von HBF und ABF sind ähnlich gut. Vergleicht man die mittlere Konzentration des Ammoniumstickstoffs im Kläranlagenzulauf mit derjenigen im Ablauf des HBF so ergibt sich für die Gesamtanlage eine Nitrifikationsrate von 99,4 %. Der größere Teil der Nitrifikation erfolgt in den Bodenfiltern. Die mittlere Nitrifikationsleistung des Vorteiches bei reiner Betrachtung der Ammoniumstickstoff-Konzentration in dessen Zu- und Ablauf liegt bei 16,8 %, die der HBF bei 99,2 %.

Zu beachten ist, dass nicht nur der im Zulauf der Kläranlage anfallende anorganische Ammoniumstickstoff, sondern auch Teile des organischen Stickstoffs nach einem ersten Schritt der Ammonifikation nitrifiziert werden. D.h. im Umkehrschluss, dass die Nitrifikationsrate höher ist als diejenige, die sich rein aus der Bilanzierung von Ammoniumstickstoff-Konzentrationen ergibt.

Im Vorteich wird die Konzentration des NH₄-N um 4 mg/l und die des Gesamtstickstoffs um rund 8,5 mg/l bezogen auf die mittleren Konzentrationen im Zu- und Ablauf reduziert. Im Gegensatz zur Nitrifikation läuft ein Großteil der Denitrifikation in dem intermittierend betriebenen Vorteich während der belüftungsfreien Zeit ab. Etwa ein Viertel des Gesamtstickstoffs wird im Vorteich eliminiert. Die Abbaurate hinsichtlich des TN_b im HBF liegt im Mittel bei ca. 10 %. Ein Anstieg der NO₃-N-Konzentration wird jedoch im Vorteich

nicht verzeichnet, was für eine funktionierende Denitrifikation im intermittierend belüfteten Vorteich – in den belüftungsfreien Phasen - spricht.

In unbelüfteten Phasen ist je nach Belüftungsstrategie möglich, dass sich temporär, ggf. lokal begrenzt anaerobe Verhältnisse einstellen, so dass auch anaerobe Stickstoffumwandlungsprozesse wie ANAMMOX nicht grundsätzlich auszuschließen sind. In den vertikal durchflossenen Bodenfiltern, in denen aerobe Bedingungen angestrebt werden, ist davon auszugehen, dass die Nitrifikation einen größeren Stellenwert als ANAMMOX haben wird. Gegen anaerobe Verhältnisse im gesamten Filterkörper oder zumindest großen Teilen sprechen darüber hinaus die im Ablauf des Forschungsfilters in Riesweiler gemessenen vergleichsweise hohen Sauerstoffkonzentrationen (siehe Bild 5.31).

Analog zur Nitrifikation liegt der Schwerpunkt der Phosphorelimination im Bodenfilter und nicht im Teich. Die mittlere Zulaufkonzentration des HBF wird um mehr als 3/4 im Bodenfilter bis zum Ablauf reduziert, während diese Konzentration im Vergleich zum Zulauf des Vorteichs um 27,5 % bezogen auf die Mittelwerte geringer ist.

Um den Einfluss von Trocken- und Regenwetterbedingungen auf die Funktion der Kläranlage zu untersuchen, wurde eine getrennte Auswertung durchgeführt. Die nach Trocken- und Regenwetter getrennte Auswertung für den Parameter CSB ist in Bild 5.11 dargestellt.

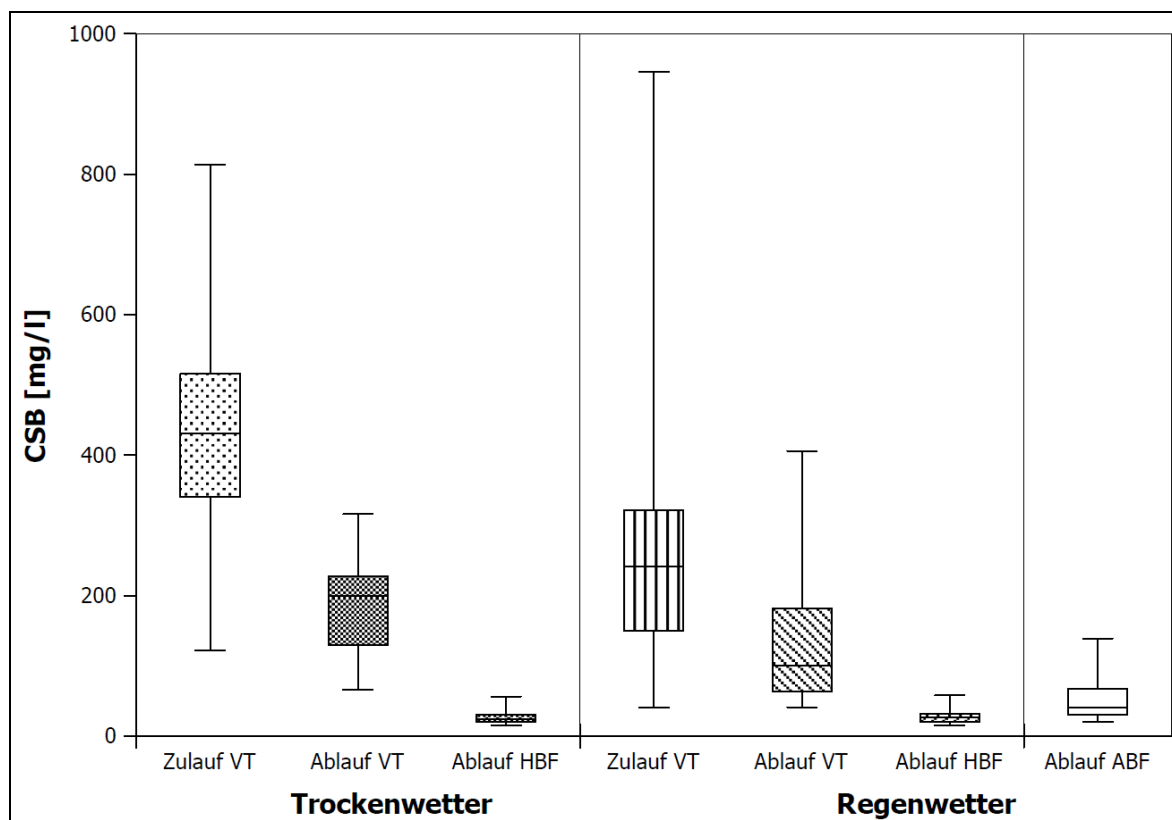


Bild 5.11: Auswertung der CSB-Konzentrationen im Zu- und Ablauf des Vorteichs sowie im Ablauf der HBF und des ABF der Kläranlage Büschdorf, getrennt nach Trocken- und Regenwetter, für den Betrachtungszeitraum 2005 - 2009 (24-h-Mischproben)

Als Trockenwettertage wurden dabei diejenigen Tage eingestuft, an denen durch die induktive Durchflussmessung im Zulauf der Kläranlage weniger als der mittlere Trockenwetterzufluss laut Bemessung von 75,7 m³/d gemessen wurde. Während der ersten

beiden Intensivmessprogramme im Jahr 2005 erfolgte noch keine Zulaufmengenmessung, sodass für die ersten beiden Messkampagnen die Differenzierung zwischen Trocken- und Regenwetter über die Niederschlagsdaten der Niederschlagsmessstation des LUA im nahegelegenen Hellendorf erfolgte. Es stehen 59 Trockenwettertage 38 Regenwettertage gegenüber. Erwartungsgemäß sind die Zulaufkonzentrationen bei Regenwetter deutlich geringer als bei Trockenwetter, weisen jedoch eine größere Schwankungsbreite auf. Betrachtet man den Wertebereich zwischen dem 25. und dem 75. Perzentil, liegen die Ablaufkonzentrationen des Vorteichs in der Regel zwischen 40 und 60 % unter denjenigen im Zulauf. Die Reinigungsleistung hinsichtlich des CSB im belüfteten Vorteich ist durchgehend auf einem hohen Niveau.

Bei Trocken- und Regenwetter sind die Konzentrationen im Ablauf der HBF sehr ähnlich, was u.a. dadurch deutlich wird, dass der Median für die Trockenwetterdaten bei 24 mg/l liegt, der für die Regenwetterdaten bei 27 mg/l. Die Reinigungsergebnisse hinsichtlich des CSB sind sehr stabil und von den Wetterbedingungen unabhängig. Bei einer reinen Betrachtung von Konzentrationen ergibt sich hieraus eine höhere Eliminationsrate im Trockenwetterfall, da die Konzentrationen im Zulauf zu den HBF in diesem Fall deutlich höher sind als im Regenwetterfall. Die Ermittlung einer Reinigungsleistung von einzelnen Anlagenteilen ausschließlich über die Konzentration in deren Zu- und Ablauf ist eine vereinfachende Betrachtung. Dies gilt insbesondere im Fall von bewachsenen Bodenfiltern, bei denen durch Evapotranspiration die Ablaufmenge geringer ist als die Zulaufmenge. Für den Betrachtungszeitraum von 2005 bis 2009 liegen keine exakten Daten zum Ablauf der HBF vor, sodass eine Bilanzierung nicht möglich ist. Daher wird hilfsweise die Mindestreinigungsleistung der HBF über die als 24-h-Mischproben erfassten Konzentrationen ermittelt. Bei Betrachtung des Bereichs zwischen dem 25. und dem 75. Perzentil beträgt die Reinigungsleistung der HBF bei Trockenwetter mindestens 85 % und variiert im Regenwetterfall zwischen rund 70 und 75 %. Die Maxima im Ablauf der HBF liegen bei 56 mg/l (Trockenwetter) und 58 mg/l (Regenwetter) und somit signifikant unter den Anforderungen gemäß der Einleiterlaubnis der Kläranlage Büschdorf (Landkreis Merzig-Wadern, 2002) und den Mindestanforderungen aus der Abwasserverordnung (AbwV 2004), die beide einen Grenzwert von 150 mg/l definieren.

An 24 der 38 Regenwettertage wurden auch Proben im Ablauf des ABF genommen, der ähnlich wie ein Retentionsbodenfilter in der Regenwasserbehandlung betrieben wird. Auch im Ablauf des ABF sind die Ablaufgrenzwerte sicher eingehalten.

Um Gemeinsamkeiten bzw. Unterschiede im Trockenwetter bzw. Regenwetterfall hinsichtlich der Umwandlungsprozesse bei den Stickstoffparametern in den HBF zu verdeutlichen, sind in Bild 5.12 die mittleren Zu- und Ablaufkonzentrationen der Parameter TN_b , $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ dargestellt.

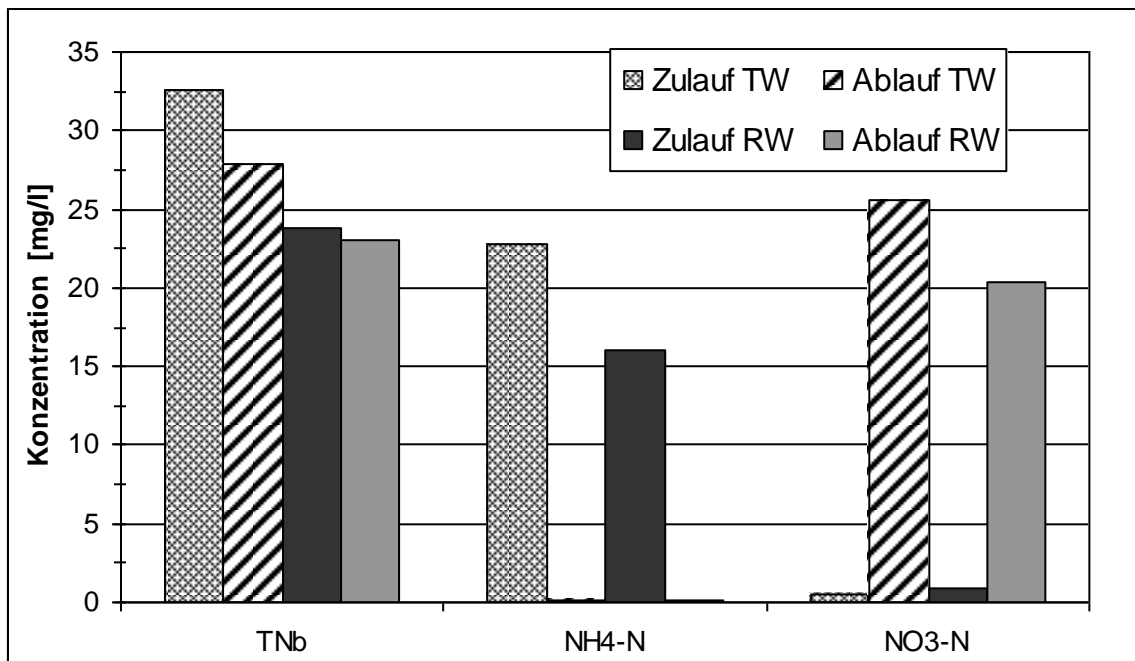


Bild 5.12: Auswertung der TN_b-, NH₄-N- und NO₃-N-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der HBF der Kläranlage Büschdorf, getrennt nach Trocken- und Regenwetter (24-h-Mischproben)

Unabhängig von der Zuflussmenge erwies sich die Nitrifikation bei einer maximalen hydraulischen Beaufschlagung der HBF ähnlich der Bemessungsvorgabe als sehr stabil. Die mittleren Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen sind sowohl im Trocken- als auch im Regenwetterfall geringer als 0,2 mg/l. Selbst bei Regenwetter war die mittlere NH₄-N-Ablaufkonzentration um rd. 99 % geringer als die Konzentration im Zulauf zum HBF.

Diese Ammoniumstickstoff-Abbaurrate ist deutlich höher als die mittlere Eliminationsrate von 84,2 %, die Vymazal (2007) auf Basis der Auswertung von Daten für Vertikalfilter aus 12 Ländern ausweist.

Die gute Nitrifikationsleistung wird auch deutlich durch die wetterunabhängige, stark ausgeprägte Bildung von Nitrat-Stickstoff im Bodenfilter. Demgegenüber steht eine deutlich schlechter funktionierende Denitrifikation, was durch die vertikale Durchströmung und den intermittierenden Betrieb bedingt ist. Auffällig ist, dass sich die Gesamtstickstoff-Konzentration im Mittel um rund 14 % bei Trockenwetter im HBF reduziert, während sie bei Regenwetter nahezu gleichbleibt.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass sowohl die Stich- als auch der 24-Stunden-Mischproben aufzeigen, dass bei einer hydraulischen Belastung der HBF im Bereich des Bemessungsansatzes die Ablaufwerte signifikant unter den Grenzwerten liegen.

Bei Regenwetter vermischen sich der Ablauf aus dem HBF und dem ABF, wenn der ABF über den Überlauf kontinuierlich beschickt wird und einen kontinuierlichen Abfluss aufweist. Bei 3 Regenereignissen wurde ein CSB-Ablaufwert aus dem Ausweichbodenfilter gemessen, der höher als 100 mg/l, aber geringer als der Grenzwert von 150 mg/l war. Mit dem analog zu einem Retentionsbodenfilter in der Regenwasserbehandlung betriebenen ABF wird ein gutes Reinigungsergebnis erzielt. Auffallend gut ist die Stabilität der Nitrifikation, auch dokumentiert anhand des höchsten im Zeitraum von 2005 bis 2009 gemessenen Wertes von 0,89 mg/l für den Ammoniumstickstoff im Ablauf des ABF.

5.4.1.3 Ergebnisse zu den Intensivmessprogrammen mit leicht erhöhter Beaufschlagung der HBF im Vergleich zur Bemessung

Im Frühjahr 2010 fanden 2 Messkampagnen statt, eine vom 30.03. bis zum 21.04., eine vom 03.05. bis zum 17.05.2010.

Am 07.01. bzw. am 20.04.2010 wurde die Beschickungsstrategie so umgestellt, dass die maximale Flächenbelastung zunächst geringfügig auf 128,7 l/(m²*d) und im zweiten Schritt auf 140,4 l/(m²*d) erhöht wurde (vgl. Kapitel 5.2.2.3). Diese im Vergleich zum Bemessungsansatz erhöhte Flächenbelastung der Hauptbodenfilter erfolgte im kompletten Zeitraum vom 20.04. bis zum 08.11.2010.

Unabhängig von der Erhöhung der hydraulischen Spitzenbelastung auf 140,4 l/(m²*d) und ohne deutliche Reduzierung der Zulaufkonzentrationen zu den HBF, gemessen im Ablauf des Vorteiches (12,4 bis 43,7 mg/l), erwies sich die Nitrifikation als sehr stabil. In den Messkampagnen im Jahr 2010 wurde eine maximale Ammoniumstickstoff-Konzentration im Ablauf der Hauptbodenfilter von 0,33 mg/l gemessen, wenn man einen gegebenenfalls als Messfehler einzustufenden, im Kontext der sonstigen Ergebnisse nicht plausiblen NH₄-N-Peak (8,9 mg/l am 05.04.2010) nicht berücksichtigt.

Der höchste CSB-Ablaufwert in beiden Messkampagnen im Frühjahr 2010 lag bei 35 mg/l, so dass ebenfalls von einer sehr stabilen, nicht negativ von hohen hydraulischen Belastungen der Hauptbodenfilter beeinflussten Kohlenstoffelimination ausgegangen werden kann.

Betriebliche Probleme im Sinne einer Nichteinhaltung der Ablaufgrenzwerte oder einer Kolmation traten während der 10-monatigen Erhöhung der maximalen hydraulischen Beaufschlagung der HBF nach rd. 5 Betriebsjahren gemäß den Bemessungsvorgaben nicht ein.

5.4.1.4 Ergebnisse zu den Intensivmessprogrammen mit stark erhöhter Beaufschlagung der HBF im Vergleich zur Bemessung

5.4.1.4.1 Übersicht

Am 09.11.2010 wurde die maximale Beaufschlagung der Hauptbodenfilter erneut erhöht mit dem Ziel annähernd den maximalen Mischwasserzufluss über die HBF zu führen. Die höchste Flächenbelastung der HBF lag ab diesem Zeitpunkt bei 224,6 l/(m²*d).

Wird die hydraulische Belastung der HBF erhöht, reduziert sich gleichzeitig die hydraulische Belastung des ABF. Um zu überprüfen, ob die Hauptbodenfilter in der Lage sind, eine deutlich die Bemessungsbelastung überschreitende Beaufschlagung zu verkraften, wurde im November 2010 die maximale Flächenbelastung auf 224,6 l/(m²*d) erhöht.

Die mittlere Belastung der HBF lag im Jahr 2011 bei 110,5 l/(m²*d), an 20 % der erfassten Tage bei rd. 150 l/(m²*d) oder mehr. Die im Bemessungsansatz vorgegebene Maximalbelastung von 120 l/(m²*d) wurde folglich nicht selten überschritten. In 2 Phasen (Oktober 2011 in einzelnen Blöcken / 29.11. – 19.12.2011 täglich) wurde die Kläranlage Büschdorf an 38 Messtagen beprobt. Die Ergebnisse dieses Intensiv-Messprogramms im Jahr 2011 sind der Tabelle 5.10 zu entnehmen. Den dargestellten Mittelwerten liegen bezogen auf die Messstellen 1 - 3 (Zulauf Vorteich, Ablauf Vorteich, Ablauf HBF) 38 24-Stunden-Mischproben zugrunde. Für den ABF konnten 18 Proben ausgewertet werden.

Tabelle 5.10: Mittlere Konzentrationen der 24-h-Mischproben [mg/l] aus der Messphase 2011 zur Kläranlage Büschdorf

Probenahmestelle	CSB	NH ₄ -N	NO ₃ -N	TN _b	P _{ges}
Zulauf Vorteich	321,68	19,31	2,72	31,80	4,68
Ablauf Vorteich (= Zulauf HBF)	132,82	18,52	1,95	26,39	3,77
Ablauf Hauptbodenfilter (HBF)	34,84	0,23	25,60	29,62	1,60
Ablauf Ausweichbodenfilter (ABF)	48,00	4,63	2,49	9,17	1,63

Die Konzentration im Ablauf des belüfteten Vorteiches hinsichtlich des Parameters CSB war im Rahmen des Messprogramms 2011 im Mittel rund 59 % geringer als im Zulauf. Dieser Wert liegt im gleichen Bereich wie derjenige für die Intensivmessprogramme 2005 bis 2009 (siehe Kapitel 5.4.1.2).

Die Mittelwerte des Ammoniumstickstoffs, der in gelöster Form vorliegt, wichen im Zu- und Ablauf des Vorteiches kaum voneinander ab. Aus dem Vergleich der Mittelwerte der Konzentration für dem TN_b lässt sich eine Reduzierung des Gesamtstickstoffs im Teich um rund 1/6 ableiten.

Unabhängig von der geänderten Betriebsweise im Vergleich zum Betrachtungszeitraum von 2005 bis 2009 erweist sich die Nitrifikation als sehr stabil. Im Ablauf der HBF ergibt sich eine mittlere Ammoniumstickstoff-Konzentration von 0,23 mg/l bei einer Standardabweichung von 0,25 mg/l und einem 85%-Wert von 0,38 mg/l.

Im Vergleich zum Betrieb der HBF innerhalb der Bemessungsvorgaben im Zeitraum von 2005 bis 2009 führte die signifikant erhöhte hydraulische Belastung im Jahr 2011 zu einer Erhöhung der CSB-Konzentration im Ablauf der HBF. Allerdings sind ein Mittelwert von 34,84 mg/l und ein 85. Perzentil von 49,25 mg/l noch immer in Relation zu den Mindestanforderungen gemäß der Abwasserverordnung sehr positive Ergebnisse.

5.4.1.4.2 Auswertungen zu der hydraulischen Spitzenbelastungen der HBF

An 19 aufeinanderfolgenden Probenahmetagen war der Zufluss zur Kläranlage Büschdorf im Zeitraum vom 01.12. bis zum 19.12.2011 von einer Regenperiode geprägt. Dies schlägt sich in einer vergleichsweise starken hydraulischen Belastung der Anlage (Flächenbelastung im Mittel 211,5 l/(m²*d)) einerseits und im Vergleich zu anderen Messprogrammen etwas geringeren Zulaufkonzentrationen der Parameter CSB, NH₄-N, TN_b und P_{ges} andererseits nieder.

Anhand dieser Phase mit einer um rund 164 % im Vergleich zu der Vorgabe des DWA A 262 (2006) von 80 l/(m²*d) hinausgehenden hydraulischen Flächenbelastung kann die Stabilität der Reinigungsergebnisse eines als Hauptbodenfilter fungierenden Lavasand-Filters untersucht werden (siehe Bild 5.13).

Im Rahmen der statistischen Auswertung der Daten zum Ammoniumstickstoff wurden die unterhalb des Messbereichs liegenden Messwerte (< 0,02 mg/l) durch den Wert 0,016 mg/l substituiert.

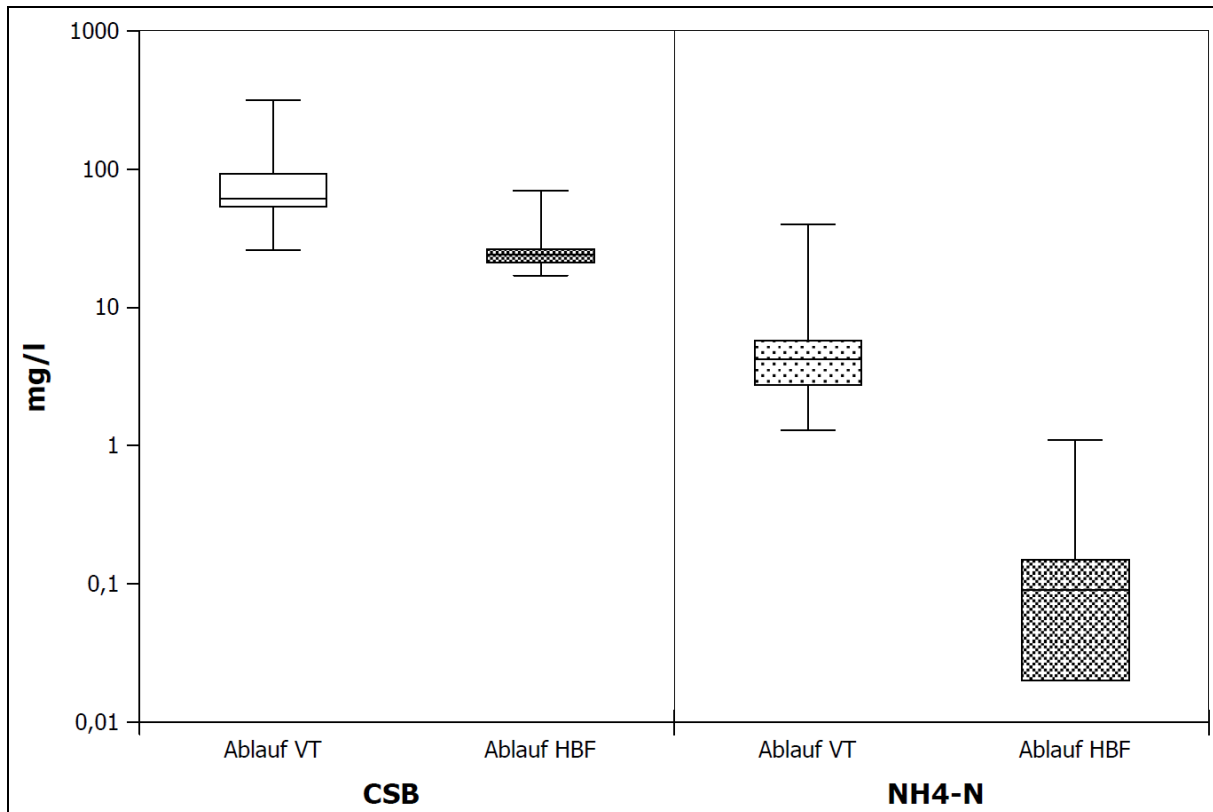


Bild 5.13: Auswertung der CSB und der NH₄-N-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der HBF der Kläranlage Büschdorf für das Messprogramm im Dezember 2011 (24-h-Mischproben)

Die Ablaufwerte hinsichtlich der Parameter CSB und Ammoniumstickstoff lagen im Dezember 2011 - trotz der starken hydraulischen Belastung der HBF - mit Medianen von 24,0 mg/l bzw. 0,09 mg/l und 75. Perzentilen von 26,5 mg/l bzw. 0,15 mg/l auf einem sehr niedrigen Niveau. Die Nitrifikation erfolgte nahezu vollständig. Die erreichten Ammoniumstickstoff-Ablaufwerte sind denen sehr ähnlich, die bei einer Beaufschlagung der HBF entsprechend der Bemessung im Betrachtungszeitraum vom 2005 – 2009 erreicht wurden (siehe Kapitel 5.4.1.2). Bis auf den Maximalwert von 70 mg/l waren auch die Reinigungsergebnisse für den Parameter CSB in der Phase der starken hydraulischen Belastung der HBF im Dezember 2011 ähnlich denjenigen aus dem Zeitraum mit der dem Bemessungsansatz entsprechenden Belastung (vergleiche Tabelle 5.9).

Die guten Ablaufwerte der HBF hinsichtlich der wasserrechtlich relevanten Parameter CSB und NH₄-N und die signifikante Unterschreitung der Ablaufgrenzwerte zeigen, dass nach mehr als einem Jahr Betrieb mit der hohen maximalen hydraulischen Belastung von 224,6 l/(m²*d) selbst bei relativ geringen Abwassertemperaturen die Belastungsgrenze der HBF der Kläranlage Büschdorf nicht erreicht wurde.

Dies ist insofern hervorzuheben, da die CSB-Flächenbelastung der HBF während der Intensivmessphase im Jahr 2011 im Mittel bei 29,1 g/(m²*d) bei einer 85. Perzentile von 40,2 g/(m²*d), bezogen auf die Oberfläche eines HBF, lagen. Betrachtet man die Regenwetterphase vom 01.12. bis zum 19.12.2011 separat, ergibt sich für diesen Zeitraum der extremen hydraulischen Belastung auch eine sehr starke stoffliche Belastung, verdeutlicht durch den Mittelwert von 35,6 g/(m²*d) für die CSB-Flächenbelastung der HBF in dieser

Periode. Die spezifische Flächenbelastung in Büschdorf lag deutlich über der Vorgabe von 20 g CSB/(m²*d) gemäß A 262 (DWA 2006).

Berechnet man den Kjeldahl-Stickstoff TKN aus der Differenz des Gesamtstickstoffs TN_b und dessen Bestandteilen NO₂-N und NO₃-N, ergibt sich die spezifische Beaufschlagung eines HBF im Mittel zu 4,6 g TKN/(m²*d) bei einem Maximum von 20,8 g TKN/(m²*d). An 6 von 38 Messtagen der Intensivmesskampagne 2011 lag die spezifische Belastung des in Betrieb befindlichen HBF über der von Platzer (1998) definierten Obergrenze von 6,5 g TKN/(m²*d) für einen stabilen kolmationsfreien Betrieb und eine gezielte Nitrifikation. An keinem der 6 Tage, an denen während des Intensivmessprogramms 2011 die v.g. Obergrenze überschritten wurde, kam es zu einem Einbruch der Ammoniumstickstoff-Ablaufwerte, was durch ein Maximum von 1,1 mg/l verdeutlicht wird.

Die Nitrifikation ist in den HBF bei Trocken- und Regenwetter stabil. Es zeigt sich jedoch, dass nach längeren Trockenwetterphasen im Zusammenhang mit dem ersten Regenereignis die Gesamtstickstoff-Konzentrationen im Ablauf der HBF höher sind als in deren Zulauf. Ammonium wird durch Adsorption im Filterkörper zurückgehalten und ggf. nach der Umwandlung durch Nitrifikationsprozesse bei verstärkter hydraulischer Belastung als Nitrat aus dem Filter ausgetragen. Dieses Phänomen trat im Dezember 2011 sowohl bei HBF 1 als auch bei HBF 2 auf, nachdem beide Filter vom trockenen November und einer von einer Woche Beschickungsrufe zu Beginn der Regenwetterperiode geprägt waren. Ähnlich stellte sich die Situation Anfang Oktober nach 16 Tagen ohne Regen vom 20.09. bis zum 05.10.2011 dar.

Am 05.12.2011 wurde der HBF 1 erstmals nach einer Woche Pause und dem sehr trockenen November mit einer extremen hydraulischen und stofflichen Belastung konfrontiert. Dem HBF 1 wurde eine TN_b-Fracht von 3,0 kg/d zugeführt, während diesen Filter eine Fracht von 8,1 kg/d verließ. Dieses Extrembeispiel zeigt nicht nur, dass der zeitliche Versatz durch die Aufenthaltszeiten im Vorteach bei der Bewertung zu berücksichtigen ist, sondern welche Wirkung eine Stoßbelastung haben kann. Es erfolgte eine vollständige Nitrifikation im HBF (Ablaufwert Ammoniumstickstoff 0,14 mg/l als 24-h-Mischprobe) und ein Ausschwemmen von Nitrat (Ablaufwert Nitratstickstoff 29,7 mg/l).

Betrachtet man nur Trockenwettertage über alle Messkampagnen von 2005 bis 2010 mit einem geringeren Zufluss im Zulauf als dem rechnerischen Q_{T,d,aM} von 75,7 m³/d, an denen 24-h-Mischproben analysiert wurden, ergibt sich eine mittlere Denitrifikationsrate von 12,5 % in den HBF aus einem Vergleich der Konzentrationen (siehe Anlage A5). Diese Rate stellt einen Mindestwert für die Denitrifikationsleistung dar, weil insbesondere in Sommermonaten durch die Evapotranspiration die Ablaufmenge deutlich geringer als die Zulaufmenge ist. Ein exakter Vergleich auf Basis von Frachten ist aufgrund der nicht hinreichend genauen Mengenerfassung im Ablauf der HBF durch das Thomson-Wehr nicht möglich. Die Datengrundlage stellen 42 Wertepaare dar, die aus mehreren Jahren und zeitlich nicht zusammenhängenden Blöcken stammen. Nicht berücksichtigt wurden Trockenwettertage unmittelbar nach Regenereignissen, bei denen die Beaufschlagung der Bodenfilter durch diese beeinflusst war.

5.4.1.4.3 Betrachtungen zum ABF

Im Dezember 2011 wurden an 18 aufeinander folgenden Tagen Proben im Ablauf des ABF gezogen, einem Zeitraum mit einer für die Nitrifikation ungünstigen Abwasser- und Umgebungslufttemperatur.

Des Weiteren stellte sich die Situation für den Ausweichbodenfilter zu Beginn der Regenwetterperiode ungünstig dar, da im Vorfeld vom 04.11. bis zum 29.11.2011 sehr wenig Regen fiel. In vorgenanntem Zeitraum wurden an der Niederschlagsmessstation auf der Kläranlage Büschdorf gerade einmal in der Summe 0,7 mm Niederschlag aufgezeichnet. Es ist davon auszugehen, dass im November 2011 keine abflusswirksamen Niederschlagsereignisse vorlagen. Der ABF wurde nicht beaufschlagt und somit kam es nach einer längeren belastungsfreien Phase zu einer Stresssituation mit stärkeren Belastungen. Dieser Sachverhalt zeigt sich auch darin, dass sich die Ablaufkonzentrationen des Ausweichbodenfilters an den ersten vier Tagen nach der Trockenwetterperiode am höchsten darstellten.

Hinzu kommt, dass zu Beginn der Regenwetterphase und somit der Beaufschlagung des ABF im Ablauf des Vorteiches und folglich im Zulauf des ABF im Vergleich zu den Konzentrationen, die im Regelfall im Zulauf von Retentionsbodenfiltern bei Niederschlagsereignissen mit Abschlag aus dem Regenbecken gemessen werden, hohe Belastungen festgestellt wurden. Die 24-h-Mischproben am 01.12. und 02.12.2011 lagen für den CSB bei 317 bzw. 269 mg/l und für $\text{NH}_4\text{-N}$ bei 40,0 bzw. 35,1 mg/l. Die Mittelwerte über den kompletten Betrachtungszeitraum lagen bei 97,8 mg/l für den CSB und bei 8,9 mg/l für $\text{NH}_4\text{-N}$, die Minima bei 26,0 bzw. 1,29 mg/l (siehe Anlage A5). Bei RBF ist von Werten < 200 mg/l für den CSB und < 8 mg/l für $\text{NH}_4\text{-N}$ auszugehen (Welker 2004).

Im Zeitraum vom 07. bis zum 18.12.2011 stabilisierte sich der Ammoniumstickstoff-Ablaufwert des ABF. Im Mittel lag er bei 3,13 mg/l bei einer Standardabweichung von 1,24 mg/l. Die Ablaufwerte des ABF waren also höher als diejenigen der HBF. Der Mittelwert der zeitproportional im Zwischenpumpwerk (=Ablauf Vorteich) genommenen Proben betrug in diesem Zeitraum nur 3,44 mg/l. Zu beachten ist jedoch, dass der ABF in Büschdorf nicht gezielt intermittierend wie die HBF aus dem Zwischenpumpwerk, sondern über einen Überlauf am Rand des Vorteichs beschickt wurde. Daher entsprechen die Analyseergebnisse der als 24-h-Mischprobe im Ablauf des Vorteichs nicht der Belastung des ABF, die nur exakt über eine mengenproportionale Probenahme über 24 Stunden im Zulauf des ABF bestimmt werden kann. Die vergleichsweise schlechten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte des ABF in dem Regenwetterzeitraum im Dezember 2011 sind auf die mittlere Flächenbelastung von rd. 206 l/(m²*d) des ABF an den 18 Messtagen bei Spitzenbelastung von rd. 1.570 l/(m²*d) am 04.12.2012 bzw. einer Stapelhöhe von 14,3 m und das Fehlen von Belastungspausen im Sinne eines alternierenden Betriebs, wie er bei den HBF vorliegt, zurückzuführen. Da die induktive Durchflussmessung im Ablauf des ABF im Betrachtungszeitraum nicht funktionierte, handelt es sich bei den Angaben zur hydraulischen Belastung des ABF um Rechenwerte. Grundlage sind die Mengenummessung im Kläranlagenzulauf, die aus der Pumpenförderleistung und den Laufzeiten ermittelten Beschickungsmenge der HBF sowie die aus den Niederschlagsdaten von der Station Büschdorf (LUA o.J.) und den Oberflächen des Vorteichs und des ABF berechneten Regenmenge. Aufgrund der Jahreszeit wurde die Verdunstung dabei vernachlässigt.

Es wäre zu überprüfen, ob ein ABF eine ähnlich extreme Belastung wie im Dezember nach einer längeren Trockenwetterphase über 3 Wochen besser verkraften würde, wenn seine

Beschickung intermittierend mit dem Bemessungsansatz des EVS entsprechenden Pausen erfolgt. In diesem Zusammenhang besteht noch Forschungsbedarf.

Im Gegensatz zum ABF waren die Ammoniumstickstoff-Ablaufwerte der HBF kaum beeinflusst von dem Wechsel von einer Trockenwetter- in eine Regenwetterphase, da die Nitrifikanten im HBF auch im November entsprechend Nahrung erhielten. Hinzu kommt, dass die HBF eine geringere hydraulische Belastung in der Regenperiode aufwies als der ABF. Trotzdem trat ein Maximalwert von 1,1 mg/l am 01.12.2011 im Zuge der Wetterumstellung und der Erhöhung der Beaufschlagung auf. Insgesamt waren die Ablaufwerte des HBF (siehe Bild 5.13) besser als die des ABF in der Regenwetterphase im Dezember 2011.

In der Regenperiode im Dezember 2011 fand in der Gesamtanlage keine Denitrifikation statt, im weniger niederschlagsreichen Oktober lag die mittlere TN_b -Konzentration im Ablauf der HBF immerhin rund 18 % unter der im Zulauf der gesamten Kläranlage. Im Gegensatz zu den vorangegangenen Betrachtungszeiträumen ergab sich bei Auswertung aller Daten des Jahres 2011 ein höherer Mittelwert der TN_b -Konzentrationen im Ablauf der HBF als in deren Zulauf (siehe Tabelle 5.10). Dieser Sachverhalt deutet darauf hin, dass potenziell im Filterkörper befindliche Stickstoffverbindungen – insbesondere in Regenphasen nach Trockenwetterperioden - ausgespült werden können.

5.4.2 Auswertung zu den abfiltrierbaren Stoffen (AFS)

An 23 Messtagen der Intensivmesskampagnen der Jahre 2005 bis 2010 wurden Konzentrationen zu den abfiltrierbaren Stoffen (AFS) an den drei Messstellen Zu- und Ablauf Vorteich und Ablauf Hauptbodenfilter als 24-h-Mischproben bestimmt. An 6 dieser 23 Tage konnten auch an der vierten Messstelle, dem Ablauf des ABF, Proben genommen werden, da hier bei Regenwetterbedingungen eine Beaufschlagung des ABF erfolgte.

Im Ablauf des HBF wurden nur an 10 Tagen AFS-Konzentrationen größer als die Bestimmungsgrenze (2 mg/l) gemessen. Für die statistische Auswertung wurden die Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze vereinfachend mit 1,6 mg/l angesetzt.

Im Jahr 2011 wurden je nach Messstelle 35 - 38 AFS-Bestimmungen im Zu- und Ablauf des Vorteichs und im Ablauf des Hauptbodenfilters durchgeführt. Zum Ausweichbodenfilter liegen 17 Werte vor. Für die Auswertung wurden auch hier die unterhalb der Bestimmungsgrenze befindlichen Werte substituiert.

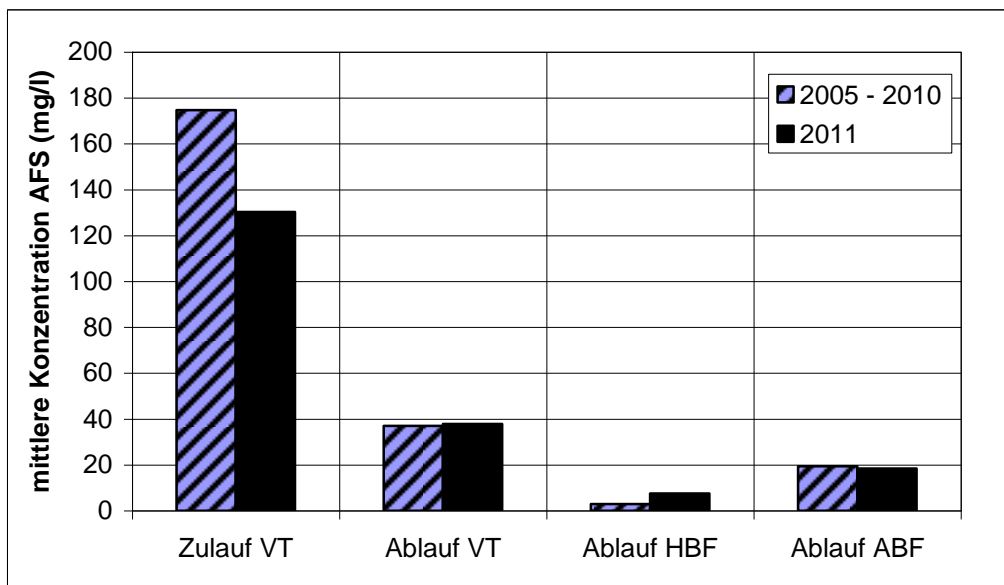


Bild 5.14: Mittelwerte zu den auf der Kläranlagen Büschdorf bestimmten AFS-Konzentrationen (24-h-Mischproben)

Aus Bild 5.14 ist ersichtlich, dass die mittlere AFS-Konzentration im Zulauf der Kläranlage Büschdorf im Jahr 2011 deutlich geringer war als der Mittelwert des Betrachtungszeitraums 2005 bis 2010. Im Jahr 2011 wurden die AFS-Konzentrationen lediglich an Regenwettertagen bestimmt.

Trotzdem sind die AFS-Mittelwerte im Ablauf des Vorteichs für die Zeiträume 2005 bis 2010 und 2011 nahezu identisch.

Bei einer mittleren AFS-Konzentration, bezogen auf den Gesamtzeitraum von 2005 bis 2011, im Zulauf des Teichs von 159,5 mg/l und in seinem Ablauf von 36,8 mg/l ergibt sich der Abscheidegrad im belüfteten Vorteich zu 76,9 %.

In den Phasen mit einer hydraulischen Flächenbelastung der HBF, die die Bemessungsvorgabe des EVS von 120 l/(m²*d) nicht deutlich übersteigt, lagen die AFS-Konzentrationen im Ablauf des HBF im Mittel bei 2,9 mg/l. Im Dezember 2011 bei nahezu durchgehender maximaler Beaufschlagung mit 224,6 l/(m²*d) erhöhten sich die AFS-Ablaufkonzentrationen der HBF auf im Mittel 7,5 mg/l. Die AFS-Ablaufwerte des ABF sind, bezogen auf den Mittelwert, etwas schlechter als diejenigen der HBF.

Die Stabilität der Reinigungsergebnisse des Vorteichs und der Bodenfilter kann anhand von Tabelle 5.11 bewertet werden, in der Minima, Mediane und Maxima zu den AFS-Konzentrationen aufgetragen sind.

Tabelle 5.11: Vergleich der AFS-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der Bodenfilter, getrennt nach den Betrachtungszeiträumen 2005 – 2010 und 2011

Zeitraum	Probenahmeort	AFS-Konzentration [mg/l]		
		Minimum	Median	Maximum
2005 - 2010	Ablauf VT	10,0	38,0	80,0
	Ablauf HBF	< 2,0	1,6	7,5
	Ablauf ABF	< 2,0	16,5	52,0
2011	Ablauf VT	12,0	36,0	67,0
	Ablauf HBF	< 2,0	6,0	24,0
	Ablauf ABF	< 2,0	4,1	24,0

Unter Einbeziehung aller 57 zur Verfügung stehenden Messwerte lag die maximale AFS-Konzentration im Ablauf des Vorteichs und somit im Zulauf der Bodenfilter bei 80 mg/l. Somit entsprach die mechanische Vorreinigung bezogen auf diese Analyseergebnisse den im A 262 definierten Vorgaben, wonach die Vorbehandlung einen Wert von 100 mg/l für AFS einhalten sollte (DWA 2006).

Im Ablauf der HBF lagen die AFS-Konzentrationen häufig unterhalb der Bestimmungsgrenze von 2 mg/l, die im Rahmen der statistischen Auswertung durch einen Wert von 1,6 mg/l substituiert wurden. 12 von 23 Ablaufanalysen lagen im Zeitraum von 2005 bis 2010 unterhalb der Bestimmungsgrenze, sodass als Median der AFS-Ablaufkonzentrationen des HBF für diesen Zeitraum 1,6 mg/l ausgewiesen ist. Bei maximalen Belastungen unterhalb der Bemessungsvorgabe von 120 l/(m²*d) ergab sich die höchste AFS-Konzentration im Ablauf der HBF zu 7,5 mg/l.

Sowohl der Median als auch der Maximalwert der AFS-Konzentration im Ablauf der HBF war in der Regenwetterperiode 2011 bei einer hydraulischen Flächenbelastung der HBF im Mittel von 211,5 l/(m²*d) deutlich höher, jedoch noch immer auf einem geringen Niveau, was durch einen Maximalwert von 24 mg/l verdeutlicht wird.

Zu beachten ist, dass für den Zeitraum 2005 – 2010 lediglich 6 Messwerte im Ablauf des ABF vorlagen. Insofern sind die vergleichsweise hohen Werte nicht unbedingt repräsentativ. Trotz der hohen hydraulischen Belastung des ABF im Dezember 2011 waren die Reinigungsergebnisse bezogen auf den Parameter AFS ähnlich gut wie die der HBF.

Analog zu den anderen betrachteten Parametern wie z.B. CSB oder NH₄-N konnte die hohe Leistungsfähigkeit der Kläranlage Büschdorf hinsichtlich der Abscheidung der abfiltrierbaren Stoffe nachgewiesen werden.

5.4.3 Bodenfilter der Kläranlage Heisterberg

5.4.3.1 Überblick

Auf der Kläranlage Heisterberg werden im Rahmen der Eigenkontrolle entgegen der Vorgehensweise auf allen anderen Kläranlagen des EVS die als Zulaufkonzentrationen bezeichneten Daten nicht im Zulauf der Gesamtanlage, sondern im Ablauf des Mehrzweckbeckens, d. h. nach mechanischer Vorreinigung, und somit im Zulauf zu den Bodenfiltern gemessen. Die Kläranlage Heisterberg ist somit neben den Anlagen in

Büschdorf und Riesweiler die einzige der betrachteten Pflanzenkläranlagen mit Lavasand als Filtersubstrat, für die Daten zum Zu- und Ablauf der Bodenfilter vorliegen.

5.4.1.2 CSB-Elimination

Um zu überprüfen, wie stabil die Reinigungsleistung in Lavasand-Bodenfiltern ist, wurde eine in Trocken- und Regenwetterdaten unterscheidende Auswertung durchgeführt. In Bild 5.15 sind die Ergebnisse zum CSB aufgetragen.

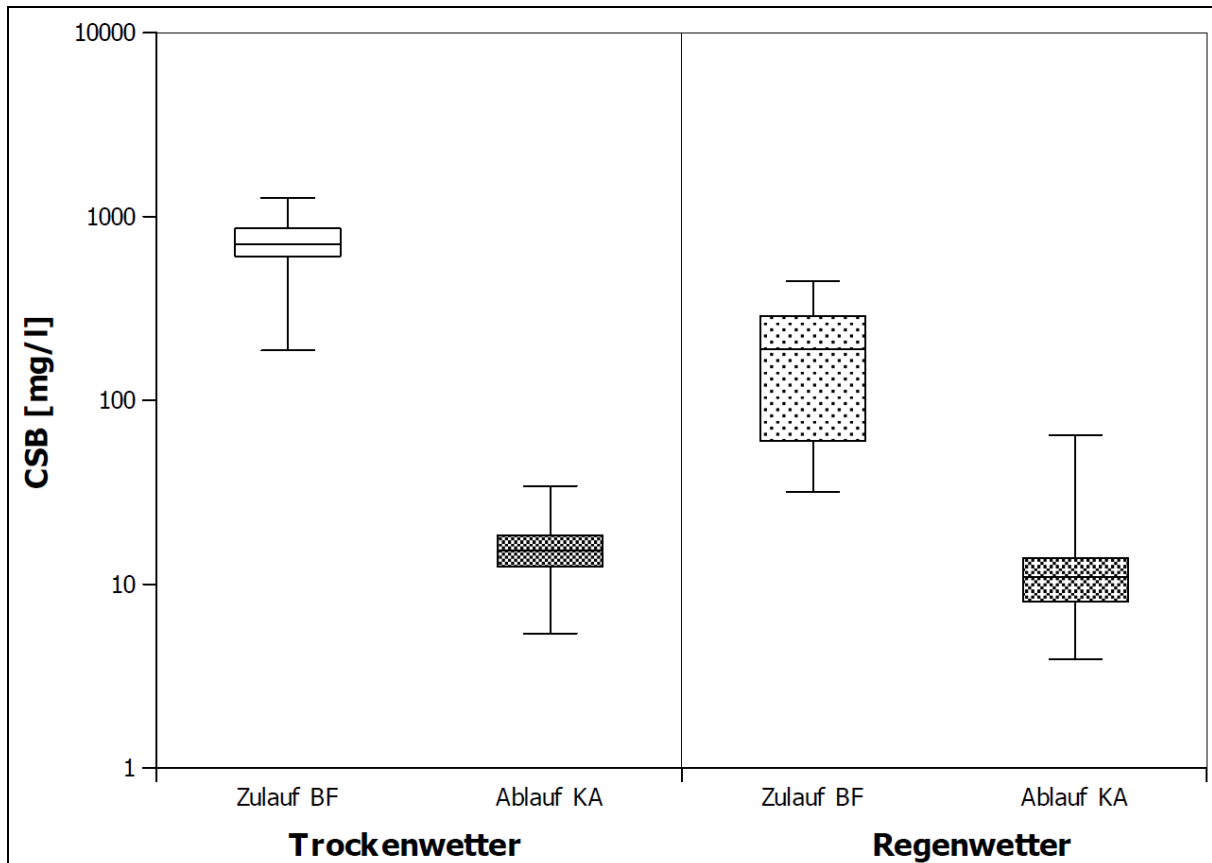


Bild 5.15: Auswertung der CSB-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der Bodenfilter der Kläranlage Heisterberg, getrennt nach Trocken- und Regenwetter (Stichproben)

Trotz hoher Zulaufkonzentrationen bis zu 1.264 mg/l lag die höchste im Ablauf der Bodenfilter der Kläranlage Heisterberg mittels einer Stichprobe erfassten CSB-Konzentration bei 34,2 mg/l und somit signifikant unter dem Grenzwert gemäß den Mindestanforderungen aus der Abwasserverordnung (AbwV 2004) von 150 mg/l. Bei einer Bandbreite der Werte zwischen dem 25. und dem 75. Perzentil im Ablauf der Kläranlage Heisterberg von 12,45 und 18,45 mg/l im Trockenwetterfall und von 8,0 bis 13,9 mg/l im Regenwetterfall, kann man witterungsunabhängig von sehr guten Reinigungsergebnissen sprechen. Der maximal bei Regen gemessene CSB-Ablaufwert von 65 mg/l ist als Ausreißer zu betrachten, da der zweithöchste Wert im Ablauf der Kläranlage Heisterberg 33,6 mg/l betrug.

Vergleicht man die Mediane im Zu- und Ablauf der Bodenfilter der Kläranlage Heisterberg hinsichtlich des Parameters CSB, so waren die Mediane der stichprobenartig ermittelten Ablaufkonzentrationen im Trockenwetterfall 97,8 % und im Regenwetterfall 94,2 % geringer als im Zulauf. Bei der Betrachtung einer Stichprobe im Zulauf einer Pflanzenkläranlage, bestehend aus einem Vorteach zur mechanischen Abwasserreinigung und Bodenfiltern,

korrespondieren die an einem Tag genommene Proben im Zu- und Ablauf aufgrund der langen Aufenthaltszeit im Teich nicht miteinander. Im Gegensatz dazu stehen bei der Beprobung auf der Kläranlage Heisterberg die Zu- und Ablaufkonzentrationen der Bodenfilter in einem engen zeitlichen Zusammenhang. Insofern liefert der Vergleich der Konzentrationen einen guten Aufschluss über die Reinigungsleistung.

Zu beachten ist allerdings, dass aufgrund von Evapotranspiration, insbesondere bei Trockenwetterbedingungen, die Abwassermengen in Zu- und Ablauf eines Bodenfilters nicht identisch sind. Daher sind aus den Konzentrationen ermittelte Eliminationsraten als Mindestwerte einzustufen. Bei Trockenwetter lagen 85 % der an den einzelnen Probenahmetagen bestimmten Eliminationsraten über 97 %. Bei zum Teil sehr geringen Zulaufkonzentrationen im Regenwetterfall (25. Perzentile bei 60,2 mg/l) ergeben sich zum Teil geringere Eliminationsraten, was jedoch nicht auf eine eingeschränkte Leistungsfähigkeit der Lavasand-Bodenfilter bei Regenwetter, sondern auf die Relation der geringen Zulaufkonzentrationen zu den sehr guten Ablaufwerten zurückzuführen ist.

5.4.1.3 Nitrifikation

In Bild 5.16 sind die Ergebnisse der Auswertung der Ammoniumstickstoff-Zu- und Ablaufwerte der Bodenfilter der Kläranlage Heisterberg differenziert nach Trocken- und Regenwetter dargestellt.

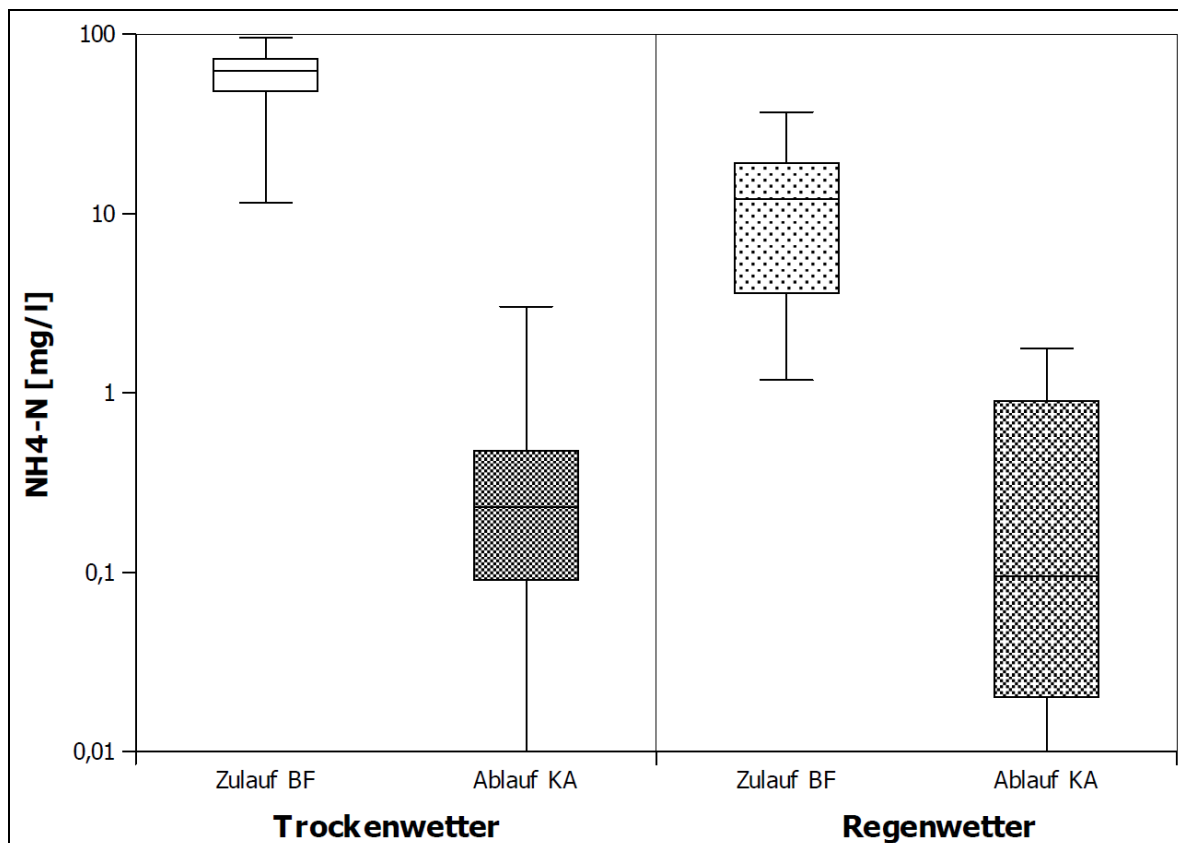


Bild 5.16: Auswertung der NH₄-N-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der Bodenfilter der Kläranlage Heisterberg, getrennt nach Trocken- und Regenwetter (Stichproben)

Aus Bild 5.16 sind die guten und stabilen Nitrifikationsergebnisse ersichtlich. Die Stabilität der Nitrifikation wird durch die Tatsache deutlich, dass 50 % der Ablaufwerte der

Kläranlage Heisterberg bei Trockenwetter unter 0,23 und bei Regenwetter unter 0,10 mg/l lagen, 75 % der Werte unter 0,48 mg/l bzw. 0,90 mg/l. Im Betrachtungszeitraum vom 01.07.2009 bis zum 31.12.2011 erfolgte jahreszeit- und witterungsunabhängig eine fast vollständige Nitrifikation. Selbst der höchste gemessene Ablaufwert war kleiner als ein Drittel des in der Einleiterlaubnis definierten Grenzwertes von 10 mg/l (Landkreis St. Wendel 2004). Die vereinfacht über die Zu- und Ablaufkonzentration der Bodenfilter ermittelten Nitrifikationsraten lagen sowohl bei Trockenwetter, als auch bei Regenwetter über 99 %.

5.4.1.4 Phosphorelimination

Zum Parameter Phosphat-Phosphor wurden ebenfalls die Zu- und Ablaufkonzentrationen der Bodenfilter der Kläranlage Heisterberg getrennt nach Trocken- und Regenwetter ausgewertet (siehe Bild 5.17).

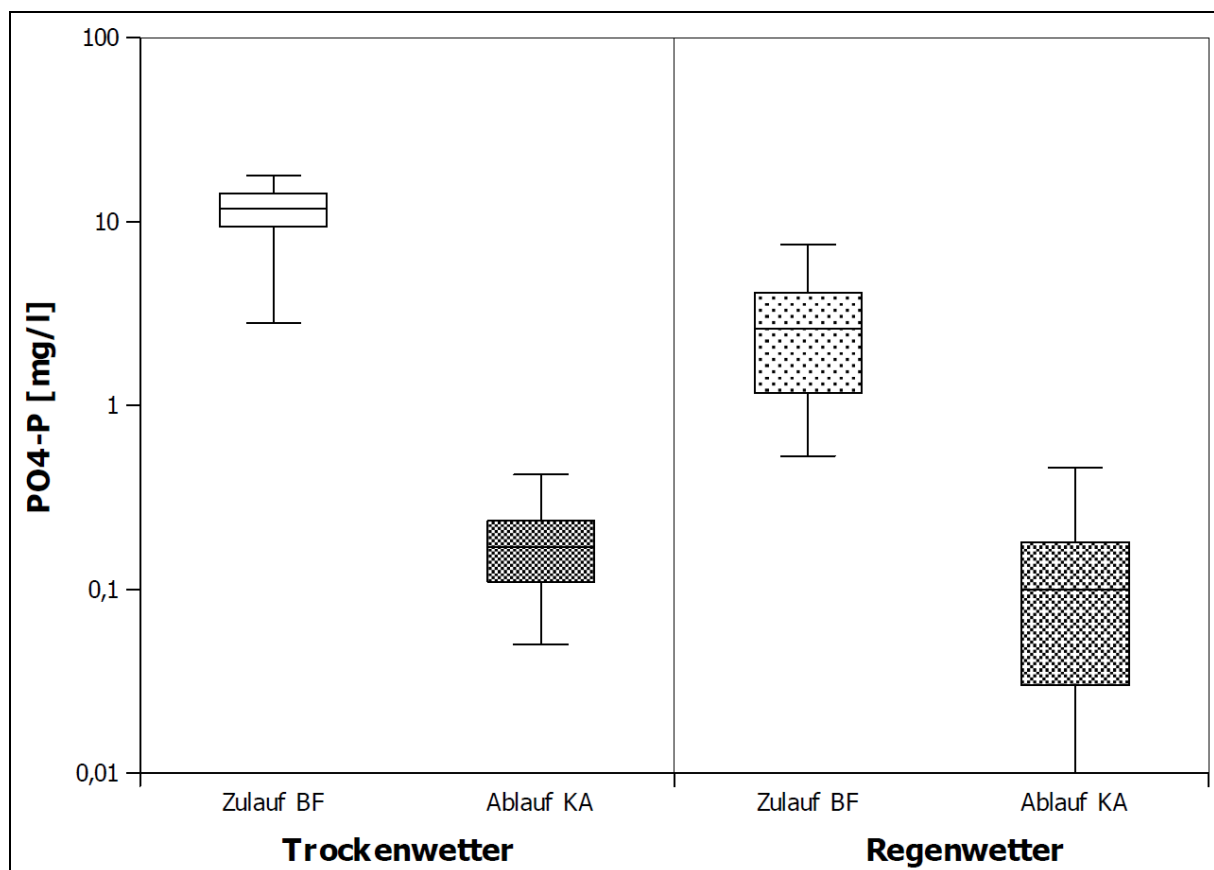


Bild 5.17: Auswertung der PO₄-P-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der Bodenfilter der Kläranlage Heisterberg, getrennt nach Trocken- und Regenwetter (Stichproben)

Bei Trockenwetterabfluss zur Kläranlage Heisterberg und bei Mischwasserabfluss im Regenwetterfall ergaben sich im Betrachtungszeitraum vom Juli 2009 bis Dezember 2011 ähnlich gute Ablaufwerte im Hinblick auf den Parameter PO₄-P, was durch Mediane im Ablauf < 0,2 mg/l und Maxima < 0,5 mg/l deutlich wird. Auf der Kläranlage Heisterberg wurden also Werte gemessen, die die Mindestanforderungen gemäß der Abwasserverordnung (AbwV 2004) für die Größenklasse 5 (> 100.000 EW) deutlich unterschreiten.

In Kapitel 5.3.4 wurde aufgezeigt, dass die in Heisterberg festgestellte $\text{PO}_4\text{-P}$ -Eliminationsrate nicht repräsentativ für bewachsene Bodenfilter mit Lavasand als Filtersubstrat ist. Dies ist sicherlich auch darauf zurückzuführen, dass die hydraulische Belastung, errechnet für die Gesamtfläche der Bodenfilter, bestehend aus zwei HBF und einem ABF, in Heisterberg mit einem Mittelwert von $24,5 \text{ l}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ über die Jahre 2009 und 2010 deutlich geringer ist als die mittlere Flächenbelastung anderer betrachteter Pflanzenkläranlagen mit Lavasand als Filtersubstrat (siehe Kapitel 5.2.3.2 und 5.2.3.3).

5.4.4 Fazit

Anhand der Daten zu den Intensivmessprogrammen der Kläranlage Büschdorf konnte aufgezeigt werden, dass der zum Teil partikulär vorliegende CSB im Vorteich um mehr als die Hälfte, bezogen auf die Zulaufkonzentration, reduziert wird. Erwartungsgemäß ist die Elimination hinsichtlich der Parameter Ammoniumstickstoff, Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor im Vorteich geringer.

Unabhängig davon, ob Trocken- oder Regenwetter herrscht, werden in Bodenfiltern mit Lavasand als Filtersubstrat sehr gute Ablaufwerte hinsichtlich des CSB und des Ammoniumstickstoffs erreicht. In den Hauptbodenfiltern der Kläranlage Büschdorf und in den Bodenfiltern der Kläranlage Heisterberg erfolgte die Nitrifikation fast vollständig. Im Ablauf des ABF der Kläranlage Büschdorf wurden niedrige Konzentrationen festgestellt. Analog zum $\text{NH}_4\text{-N}$ wurden auch für den Parameter CSB auf niedrigem Niveau stabile Ablaufwerte erreicht.

Im Jahr 2011 wurden die HBF der Kläranlage Büschdorf mit einer maximalen Flächenbelastung von $224,6 \text{ l}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ und während des 19-tägigen Intensivmessprogramms im Dezember im Mittel mit $211,5 \text{ l}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ beaufschlagt. Die mittlere CSB-Flächenbelastung der HBF während der Messkampagne 2011 mit Erhebung von 24-h-Mischproben lag bei $29,1 \text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ und in der Regenwetterphase vom 01.12. – 19.12.2011 bei $35,6 \text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$. Somit waren sowohl die hydraulische als auch stoffliche Flächenbelastung hinsichtlich des Parameters CSB auf der Kläranlage Büschdorf im Jahr 2011 signifikant höher, als diejenigen, der Bemessungsvorgaben des DWA A 262, die bei $80 \text{ l}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ bzw. $20 \text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ liegen (DWA 2006).

Für die langen Regenwetterperiode im Dezember 2011 wurden geringere Eliminationsraten als sonst im ABF ermittelt, der in Büschdorf nicht gezielt intermittierend, sondern über einen Überfall beschickt und stärker hydraulisch belastet wird, als im Bemessungsansatz vorgesehen. Allerdings lagen in dieser Phase im Zulauf zum Vorteich z.B. $\text{NH}_4\text{-N}$ - Konzentrationen $< 10 \text{ mg/l}$ und im Beschickungspumpwerk der HBF (\neq Zulauf ABF) $< 6 \text{ mg/l}$ vor. Die Einleitbedingungen gemäß der wasserrechtlichen Erlaubnis (Landkreis Merig-Wadern 2002) wurden auch in diesem Zeitraum sicher eingehalten.

Es konnte das Potenzial von Lavasand-Bodenfiltern aufgezeigt werden. Es ist eine höhere hydraulische Belastung von Bodenfiltern mit Lavasand als Filtersubstrat möglich als im Bemessungsansatz (Drescher, Hasselbach, Rampendahl 2007) vorgesehen. Eine Belastungsgrenze für die hydraulische Flächenbelastung konnte nicht identifiziert werden.

5.5 Versuche mit Lavasanden unterschiedlicher Herkunft

Gegenstand der zweiten Stufe des vom saarländischen Ministerium für Umwelt und Verkehr bezuschussten Forschungsvorhabens „Reinigungsprozesse in Lavasand-Bodenfiltern in der Mischwasserbehandlung“ war die Erfassung der substratabhängigen Unterschiede bezogen auf die Reinigungsleistung und –prozesse auf der Kläranlage Riesweiler (EVS 2005; Bruch, Alewell, Hasselbach 2011).

5.5.1 Kohlenstoffelimination

Die Reinigungsleistung hinsichtlich der Kohlenstoffverbindungen kann direkt über den Summenparameter TOC als Maß für den gesamten organischen Kohlenstoff im Wasser (total organic carbon) und über den DOC-Wert als Summenparameter für den gelösten organischen Kohlenstoff (dissolved organic carbon) bestimmt werden. Der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) als Summenparameter beinhaltet die organischen oxidierbaren Kohlenstoffverbindungen.

Die substratspezifische Reinigungsleistung in den drei Segmenten des zu Forschungszwecken ausgebauten HBF kann anhand der Mittelwerte im Ablauf des Vorteiches (= Zulauf der Bodenfilter) und im Ablauf der v. g. Segmente für die Parameter CSB, TOC und DOC herausgearbeitet werden. Als Betrachtungszeitraum wurden die Jahre 2009 und 2010 herangezogen, da diese repräsentativ für den entsprechend den Vorgaben des EVS regulären Betrieb sind – im Gegensatz zum Jahr 2008, in dem die Kläranlage Riesweiler fast fünf Monate zu Forschungszwecken im Einstau betrieben wurde. Ergänzend zu v. g. Daten ist in Bild 5.18 der Mittelwert im Ablauf des ABF dargestellt. Dieser Auswertung liegen unabhängig vom Messparameter mindestens 62 Werte im Zulauf der Bodenfilter und im Ablauf des dreigeteilten Forschungsfilters sowie 26 Werte für den Ablauf des ABF zugrunde.

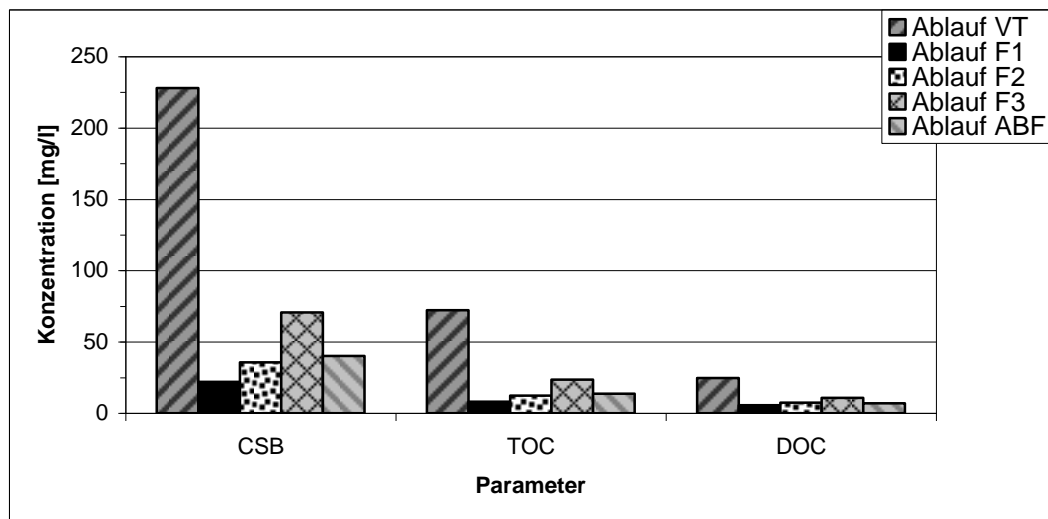


Bild 5.18: Mittelwerte der CSB-, TOC und DOC-Analysen auf der Kläranlage Riesweiler 2009 - 2010 (Stichproben)

Der Mittelwert aus den Stichproben für den CSB im Ablauf des Vorteiches von 228,1 mg/l deutet darauf hin, dass die Kläranlage Riesweiler im Zulauf nicht von Fremdwasser in größerem Umfang geprägt ist. Bei der mittleren hydraulischen Flächenbelastung des

Forschungsfilters von 90,5 l/(m²*d) in den Jahren 2009 und 2010 kann nicht von einer Unterbelastung des Forschungsfilters ausgegangen werden, zumal dieser Wert über der Bemessungsvorgabe gemäß den in Deutschland a.a.R.d.T. von 80 l/(m²*d) liegt (DWA 2006). Sowohl die Anzahl der Analysen als auch die Belastungssituation des Forschungsfilters lassen den Schluss zu, dass die vorliegenden Ergebnisse zu Ablaufwerten und Reinigungsleistung statistisch relevant sind, da die Proben gleichmäßig über das Jahr verteilt waren und bei verschiedenen Witterungsverhältnissen und Zuflüssen Proben genommen wurden.

Substratabhängig differieren die Ablaufwerte der einzelnen Filtersegmente und somit die Reinigungsleistung für alle drei betrachteten Parameter stark. Die besten Ablaufwerte werden in F 1 mit dem Substrat aus dem Werk A (Referenz: Kläranlage Büschdorf) erzielt, die schlechtesten in F 3 mit dem Lavasand aus Werk C (Referenz: Lysimeterversuche in Ommersheim). Die Mittelwerte für die CSB und die TOC-Konzentration im Ablauf von F 3 sind mehr als dreimal so hoch wie die von F 1. Mit 70,7 mg/l liegt der CSB-Ablaufmittelwert von F 3 deutlich unter dem Ablaufgrenzwert, jedoch signifikant über der 85. Perzentile des Ablaufes aus F 1 (27,0 mg/l). Im Ablauf von F 3 wurden drei Grenzwertüberschreitungen bei insgesamt 65 Analysen festgestellt (siehe Anlage A6). Durch die Vermischung der Abläufe aus den drei Filtersegmenten kam es nie zu einer Grenzwertüberschreitung im Endablauf der Kläranlage Riesweiler bezogen auf den Parameter CSB.

Das Verhältnis des Parameters CSB zum TOC liegt unabhängig vom Probenahmeort bei rund 3, wobei CSB/TOC mit 3,16 im Zulauf zu den Bodenfiltern am größten und mit 2,76 im Ablauf von F 1 am kleinsten ist. Nicht annähernd so konstant ist das Verhältnis des TOC zum DOC, das 2,92 im Ablauf des Vorteiches, 1,40 ablaufseitig von F 1, 1,66 im Fall von F 2 und 2,20 bei F 3 beträgt. Während große Teile des CSB und TOC durch Filtration auf und im Filterkörper zurückgehalten werden können, erfolgt die Reduzierung des DOC im Bodenfilter durch mikrobiellen Abbau durch heterotrophe Mikroorganismen und ggf. durch Sorption an anorganischem Bodenmaterial.

Für jedes einzelne Segment des Forschungsfilters und jedes einzelne Substrat ist der Abbau bezogen auf die Parameter CSB und TOC fast gleich:

- Segment F 1 (Referenz Kläranlage Büschdorf): CSB 90,3 %, TOC 88,9 %
- Segment F 2 (Referenz 2. HBF und ABF Kläranlage Riesweiler): CSB 84,4 %, TOC 83,0 %
- Segment F 3 (Referenz Lysimeterversuche Ommersheim): CSB 69,0 %, TOC 67,3 %

Im krassen Gegensatz hierzu stehen die Eliminationsraten zum Parameter DOC – in F 1 bei 76,9 %, in F 2 bei 70,1 % und in F 3 bei 56,4 %. Diese geben Aufschluss darüber, in welchem Substrat der geringste Anteil an mikrobiologischen Abbauprozessen von Kohlenstoffverbindungen vorliegt, nämlich in F 3.

Der Abbau und Rückhalt von partikulären Kohlenstoffverbindungen ist deutlich stärker ausgeprägt als der von gelösten Kohlenstoffverbindungen – unabhängig vom eingesetzten Lavasand.

Das höchste Verhältnis von TOC zu DOC im Ablauf des Filtersegmentes F 3 in Verbindung mit der geringen DOC-Elimination zeigt, dass in F 3 der geringste Rückhalt partikulärer Stoffe erfolgte.

Das Substrat in dem zu einem HBF gehörenden Filtersegment F 2 ist identisch mit dem des ABF. Obwohl der ABF nur bei Regenwetter beaufschlagt wird, liegen die mittleren

Konzentrationen in seinem Ablauf auf einem sehr ähnlichen Niveau wie die CSB, TOC und DOC Ablaufmittelwerte aus F 2. Die 85. Perzentilen im Ablauf des ABF sind jedoch höher als im Ablauf von F 2 (beispielsweise für den CSB: Ablauf F 2 52,5 mg/l, ABF 66,8 mg/l).

Der Ablauf des analog zu einem RBF nur temporär bei Regenwetter beaufschlagten und im Beaufschlagungsfall analog zu einem HBF intermittierend betriebenen ABF unterliegt in Riesweiler beim gleichen Filtersubstrat einer größeren Variabilität hinsichtlich der Parameter CSB, TOC und DOC.

Da der ABF der Kläranlage Riesweiler in der Regel nur entsprechend des 2-wöchigen Probenahmerhythmus des Forschungshauptbodenfilters witterungsabhängig beprobt wurde, liegen dieser Auswertung Stichproben bei einzelnen Regenereignissen bzw. an einem Tag innerhalb von Regenwetterphasen zugrunde.

Im Gegensatz zur Kläranlage Büschdorf, auf der der ABF auch während länger andauernder Regenwetterperioden untersucht und die Entwicklung innerhalb einer solchen Phase mittels 24-h-Mischproben bilanziert werden konnte, erfolgten auf der Kläranlage Riesweiler nur Momentaufnahmen im Hinblick auf den Ablauf des ABF. Der ABF in Riesweiler wird bei einer Begrenzung der Flächenbelastung auf 500 l/(m²*d) intermittierend mit maximal 6 Beschickungsintervallen à 20 Minuten betrieben, der ABF in Büschdorf ohne o.g. Begrenzung der hydraulischen Belastung und ohne eine geregelte Beschickung. Es ist jedoch davon auszugehen, dass sich der ABF in Riesweiler bezogen auf die Reinigungskapazität ähnlich verhält wie der ABF in Büschdorf, wo z.T. relativ hohe Ablaufkonzentrationen zu Beginn einer Starkregenperiode nach einer Trockenwetterphase festgestellt wurden.

Das Phänomen, dass ein Bodenfilter nach mehreren Tagen der Beschickungsrufe während der ersten Beaufschlagung schlechtere Ablaufwerte erzielt, als wenn der gleiche Bodenfilter sich bereits mehrere Tage im intermittierenden Betrieb befindet, wurde durch Versuche mit dem zu Forschungszwecken ausgebauten HBF in Riesweiler dokumentiert. Der ForschungsfILTER wurde vom 07.11.2007 bis zum 06.04.2011 insgesamt 73-mal im Hinblick auf den Parameter CSB mittwochs während der Beschickungsrufe beprobt. Es erfolgte also eine Analyse des nach einer einmaligen Beaufschlagung im Handbetrieb aus dem ForschungsfILTER gereinigt ablaufenden Abwassers. Diesen Proben gingen immer zweieinhalb Tage ohne Beschickung voraus.

Vergleicht man die CSB-Ablaufkonzentrationen anhand des Mittelwertes für die Proben aus einmaligen Beaufschlagungen in der Ruhewoche bzw. für die Analysen aus dem Regelbetrieb, ergeben sich weitere substratspezifische signifikante Unterschiede. Im Ablauf von F 1 sind die aus unterschiedlichen Beaufschlagungsarten repräsentierenden Mittelwerte nahezu identisch im Bereich von rund 22 mg/l, im Ablauf von F 2 lag der Mittelwert des CSB nach einmaliger Beaufschlagung in der Ruhewoche mehr als doppelt so hoch wie der den Regelbetrieb repräsentierende.

Anhand von Bodenfeuchtemessungen mittels TDR-Sonden konnte aufgezeigt werden, dass F 1 eine deutlich höhere Grundfeuchte in der beschickungsfreien Zeit aufweist (Bruch, Alewell, Hasselbach 2011). Diese sich um 30 Vol-% bewegende Grundfeuchte in F 1 kann u.a. auf den vergleichsweise hohen Anteil sehr feiner Poren zurückgeführt werden. Durch die Tatsache, dass F 1 eine gewisse Menge an Restfeuchte auch in den Phasen der Beschickungsrufe aufweist, sind die Lebensbedingungen in diesem Filtersegment günstiger als in F 2 und F 3, die nach einer Woche Beschickungspause relativ trocken sind.

Die reine Betrachtung einer Ablaufkonzentration eines Filtersegmentes in Abhängigkeit von der Phase, in der die Beaufschlagung erfolgt, ist nicht abschließend, da die Konzentration im Zulauf des Bodenfilters einen Einfluss auf das Reinigungsergebnis haben kann. Daher sind Zu- und Ablaufkonzentrationen einer Beaufschlagung miteinander zu vergleichen. In Bild 5.19 sind die korrespondierenden CSB-Stichproben im Zu- und Ablauf von F 1 gegeneinander aufgetragen.

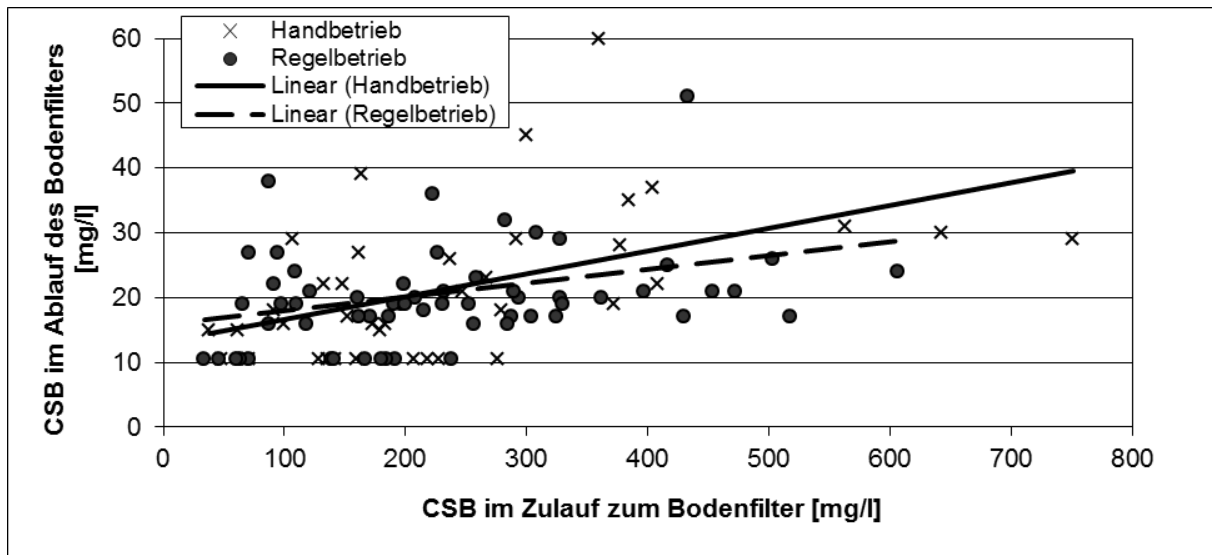


Bild 5.19: Vergleich der CSB-Ablaufkonzentration von F 1 in Riesweiler in Abhängigkeit vom Zulauf bei einmaliger Beaufschlagung und im Regelbetrieb, 2009 - 2010

Unabhängig davon, ob F 1 mit einer niedrigen oder einer hohen CSB-Konzentration belastet wird, stellt sich bei einmaliger Beaufschlagung innerhalb einer Ruhewoche eine ähnliche Reinigungsleistung wie bei einer Beschickung mitten in einer Woche des intermittierenden Regelbetriebes ein. Dieser Trend bestätigt also die aus den nahezu identischen mittleren Ablaufwerten der beiden Beaufschlagungsarten resultierende Aussage, dass das Filtersubstrat aus dem Werk A, eingebaut in F 1, vergleichsweise unempfindlich auf die planmäßigen Ruhephasen im alternierenden Betrieb reagiert.

Dies ist bei Lavasanden nicht generell der Fall, sondern stellt ein alleiniges Merkmal von F 1 dar, nicht nur für den CSB als Summenparameter mit partikulären Anteilen, sondern auch für den gelösten organischen Kohlenstoff DOC.

Sowohl mit dem im Filtersegment F 2 als auch mit dem in F 3 eingesetzten Lavasand ergibt sich für die Parameter CSB und DOC ein anderes Bild als bei Verwendung des Filtersubstrates aus F 1. Dies kann exemplarisch verdeutlicht werden, indem man die DOC-Ablaufkonzentrationen von F 3 gegenüber den Zulaufkonzentrationen in Abhängigkeit von der Einbindung der Beschickung in eine Woche des Regelbetriebes bzw. der Beschickungsruhe aufträgt (siehe Bild 5.20).

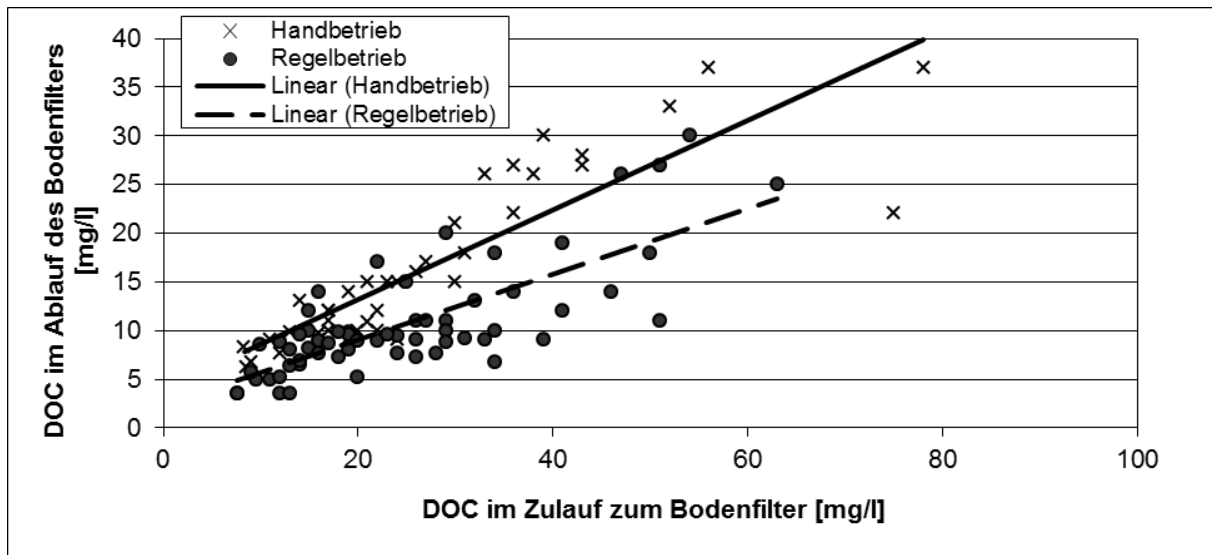


Bild 5.20: Vergleich der DOC-Ablaufkonzentration von F 3 in Riesweiler in Abhängigkeit vom Zulauf bei einmaliger Beaufschlagung und im Regelbetrieb, 2009 - 2010

Durch lineare Regression wird deutlich, dass die Reinigungsleistung in F 3 in einem zufällig ausgewählten Beschickungsintervall im Rahmen des intermittierenden Regelbetriebs des Forschungsfilters deutlich höher ist als bei der erstmaligen Beaufschlagung nach der Beschickungsrufe bezogen auf den DOC.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Reinigungsleistung in Lavasand-Bodenfiltern bezogen auf den Parameter CSB und DOC nicht nur abhängig von der Herkunft und den Eigenschaften des als Filtersubstrat verwendeten Lavasandes ist. Je nachdem welcher Lavasand verwendet wird, wurde auch ein Einfluss der einer Beaufschlagung vorausgehenden Belastungssituation (intermittierender „Normalbetrieb“ oder Beschickungsrufe im Rahmen des alternierenden Betriebes) festgestellt.

Die Unempfindlichkeit von F 1 und die signifikanten Unterschiede zwischen Normalbetriebs- und Ruhewochenbeaufschlagung in F 2 und F 3 gelten auch für den Parameter TOC (Bruch, Alewell, Hasselbach, 2011).

Die Auswertung der Ergebnisse hinsichtlich einmaliger Beschickung in Ruhephasen des Filters zeigt, dass das aus dem Werk A stammende, in F 1 und Büschdorf eingebaute Lavamaterial besonders als Filtersubstrat für Retentionsbodenfilter geeignet ist, die witterungsabhängig längere Perioden ohne Beaufschlagung aufweisen können.

5.5.2 Stickstoffelimination

Bezogen auf die Nitrifikation stellt sich die Leistungsfähigkeit in Abhängigkeit von den einzelnen Substraten ebenfalls sehr unterschiedlich dar, was anhand einer Auswertung des Ammoniumstickstoffs im Zu- und Ablauf der Filtersegmente F 1, F 2 und F 3 sowie des ABF verdeutlicht werden kann (siehe Bild 5.21).

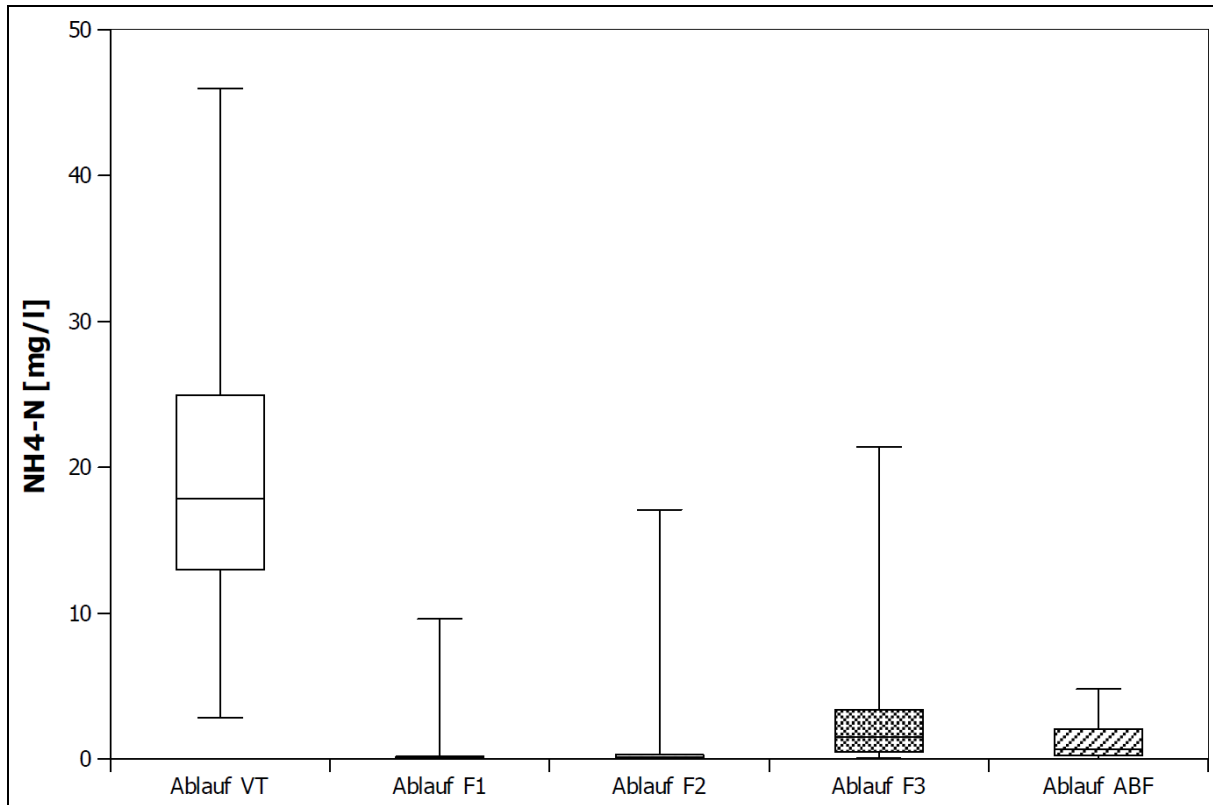


Bild 5.21: Statistische Auswertung von $\text{NH}_4\text{-N}$ im Zu- und Ablauf des Forschungsfilters und des ABF der Kläranlage Riesweiler 2009 - 2010 (Stichproben)

Dem Median im Ablauf des Vorteiches, d. h. im Zulauf zu den Bodenfiltern, von 17,85 mg/l stehen ähnliche Mediane im Ablauf der Filtersegmente F 1 (0,08 mg/l) und F 2 (0,13 mg/l) sowie ein deutlich höherer im Ablauf von F 3 (1,50 mg/l) gegenüber. Bezogen auf Ammoniumstickstoff wies F 1 weniger ausgeprägte Ablaufspitzen als F 2 und F 3 auf.

Der nur im Regenwetterfall beaufschlagte ABF hat die geringste Schwankungsbreite vom Minimum bis zum Maximum, aber eine größere Differenz zwischen dem 25. und dem 75. Perzentil als F 1 und F 2. Mit einem maximalen Ablaufwert von 4,8 mg/l bewährt sich der ABF im Regenwetterfall.

Der höchste Ammoniumstickstoff-Ablaufwert von F 1 (9,6 mg/l) wurde am 07.01.2009 gemessen, als im Zulauf zu den Bodenfiltern eine Konzentration von 46,0 mg/l vorlag. F 3 wies mit 17,7 mg/l den schlechtesten Ablaufwert der drei Filtersegmente an diesem Wintertag auf. In F 1 stellte sich bei einer Abwassertemperatur im Vorteich von 0,2 °C (siehe Anlage A6) immer noch eine Nitrifikationsrate von fast 80 % ein. Der Maximalwert von 21,4 mg/l im Ablauf von F 3 kam bei einer Zulaufkonzentration von 29,0 mg/l und einer Abwassertemperatur von 4,3 °C zustande. Extrem niedrige Temperaturen im Abwasser (< 5 °C) über einen längeren Zeitraum haben auf der Kläranlage Riesweiler im Zeitraum vom 07.01. – 04.02.2009 einen negativen Einfluss auf die Nitrifikationsleistung bewirkt.

Bei 75. Perzentilen unter 0,3 mg/l im Ablauf von F 1 und F 2 kann von einer sehr stabilen Nitrifikation trotz Ausreißern unter den extremen Randbedingungen im vorgenannten Zeitraum ausgegangen werden.

In Bild 5.22 sind die Mittelwerte von Ammonium- und Nitratstickstoff im Zu- und Ablauf der Forschungsfiltersegmente und des ABF aufgetragen.

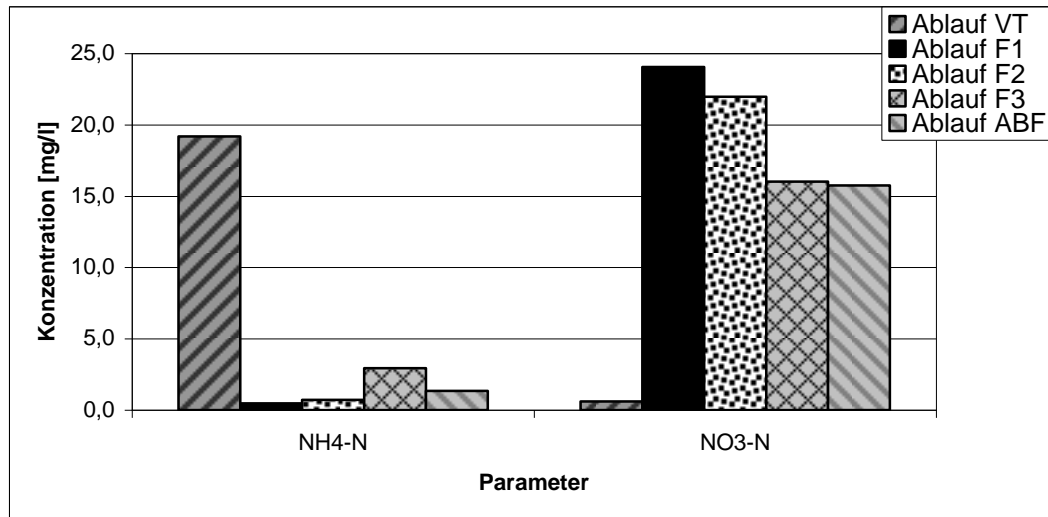


Bild 5.22: Mittelwerte der NH₄-N und NO₃-N-Analysen auf der Kläranlage Riesweiler 2009 - 2010 (Stichproben)

Nitrifiziert wird in einem Bodenfilter nicht nur das anorganische Ammonium, sondern auch organische Stickstoffverbindungen, ggf. nach einem ersten Schritt der Ammonifikation. Dieser Sachverhalt wird verdeutlicht dadurch, dass im Ablauf des Filtersegments F 1 als Ergebnis eines nahezu vollständigen Abbaus des Ammoniums und einer darüber hinausgehenden Nitrifikation 25 % mehr Nitratstickstoff vorhanden ist als die Summe aus Ammonium- und Nitratstickstoff im Zulauf (= Ablauf Vorteich).

In F 1 und F 2 erfolgt ein nahezu vollständiger Abbau des Ammoniumstickstoffs, was nicht nur durch die Ablaufmittelwerte gemäß Bild 5.22, sondern auch durch die 85. Perzentilen der Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen (F 1: 0,24 mg/l, F 2: 0,75 mg/l) und durch die hohen aus den NH₄-N-Konzentrationen, ohne Berücksichtigung der Oxidation des organischen Stickstoffs ermittelten Eliminationsraten (F 1: 97,5 %, F 2: 96,2 %) deutlich wird. Die Nitratkonzentration ist im Ablauf F 2 rund 9 % geringer als in F 1. Ohne dass Analysen zum Gesamtstickstoff herangezogen werden können, ist eine abschließende Bewertung dieses Sachverhalts nicht möglich. Eine bessere Denitrifikationsleistung in F 2 im Vergleich zu F 1 kann ebenso wenig ausgeschlossen werden wie eine schlechtere Ammonifikation von organischen Stickstoff und im zweiten Schritt eine geringere Nitratbildung in F 2.

Analog zur Elimination von Kohlenstoffverbindungen fällt auch die Nitrifikationsleistung in F 3 gegenüber den anderen beiden Filtersegmenten stark ab.

Der ABF wurde nur an rund 40 % der Probenahme- und Analysetage beaufschlagt. An den Regenwettertagen lagen auch geringere Konzentrationen im Zulauf der Bodenfilter vor, was die deutlich geringere Konzentration an im ABF gebildetem Nitrat im Vergleich zu F 2 erklärt. Ein mittlerer Ammoniumablaufwert von 1,35 mg/l bei einer vergleichsweise

geringen Variabilität, die sich auch in einem Maximalwert von 4,8 mg/l zeigt, verdeutlicht die Stabilität der Nitrifikation im ABF. Die Rahmenbedingungen für die Nitrifikation im ABF sind ungünstig, da er vorwiegend in der feuchten und kälteren Jahreszeit und nur temporär bei Regenwetterbedingungen, jedenfalls nach relativ langen Ruhephasen, beaufschlagt wird.

5.5.3 Abfiltrierbare Stoffe (AFS)

Im Rahmen des Forschungsvorhabens in Riesweiler wurden Analysen hinsichtlich der abfiltrierbaren Stoffe im Wesentlichen im Bereich des Pumpensumpfes des Beschickungspumpwerkes und in der Messstation, bezogen auf die drei Teilsegmente des Forschungsfilters und den Ausweichbodenfilter, durchgeführt. In geringerem Umfang gab es Analysen im Zulauf zum Vorteich. Es handelte sich dabei um Stichproben.

Da die Bodenfilter im Jahr 2008 sehr lange zu Untersuchungszwecken im Einstau gefahren wurden, wird dieser Zeitraum als nicht repräsentativ für den regulären intermittierenden Betrieb und die damit einhergehenden aeroben Verhältnisse angesehen. Zu Beginn eines Beschickungsvorganges sind bei dieser Betriebsweise ohne Einstau die Porenräume fast vollständig mit Luft gefüllt.

Der Mittelwert der abfiltrierbaren Stoffe im Pumpensumpf des Beschickungspumpwerkes der Bodenfilter, d. h. im Ablauf des Vorteiches, ist in Riesweiler mit 83,9 mg/l höher als der Maximalwert, der im Beschickungspumpwerk der Kläranlage Büschdorf gemessen wurde. Zu beachten ist in diesem Zusammenhang die unterschiedliche Konstruktion der Beschickungspumpwerke auf den Kläranlagen in Büschdorf und Riesweiler. In Riesweiler ist das Beschickungspumpwerk in den Vorteich integriert, während in Büschdorf ein separates Pumpenbauwerk vorhanden ist, das nach dem Prinzip der kommunizierenden Röhren mit dem belüfteten Vorteich verbunden ist.

Um die Abscheide- bzw. Reinigungsleistung der Bodenfilter hinsichtlich der abfiltrierbaren Stoffe im Regelbetrieb zu charakterisieren, sind in Bild 5.23 Auswertungen der AFS-Messungen in den Jahren 2009 und 2010 dargestellt, in denen die Bodenfilter durchgehend ohne Einstau betrieben wurden. An den vier Probenahmestellen Ablauf Vorteich (= Pumpensumpf) und Ablauf F 1 bis F 3 liegen der Auswertung jeweils 64 Analysewerte zugrunde, die in Beschickungswochen genommen wurden und nicht im Rahmen der Versuche mit einmaligen Beschickungen in der Ruhewoche des Forschungsfilters.

Im Ablaufbereich des Vorteiches der Kläranlage Riesweiler wird der Richtwert von 100 mg/l für das Reinigungsziel der Vorbehandlung von bewachsenen Bodenfiltern gemäß dem DWA A 262 häufig überschritten, was durch eine 75. Perzentile von 122,5 mg/l und einem Maximalwert von 258,0 mg/l verdeutlicht wird.

Auffällig sind die großen Unterschiede im Hinblick auf den Abscheidegrad in den einzelnen Segmenten des Forschungsfilters. Der Median der Konzentrationen im Ablauf des Segmentes F 3 ist fast viermal so hoch, wie der von F 2 und etwa zehnmal höher als der von F 1. Einer sehr guten Rückhalteleistung bezogen auf die Mediane im Zu- und Ablauf der Segmente bezogen auf AFS von 96,9 % durch F 1 steht eine deutlich schwächere von 68,6 % in F 3 gegenüber. Es besteht eine Korrelation zwischen dem Rückhalt der AFS in den einzelnen Filtersegmenten zur Elimination von DOC und TOC in Abhängigkeit vom Substrat (Auswertungen zu DOC und TOC siehe Kapitel 5.5.1).

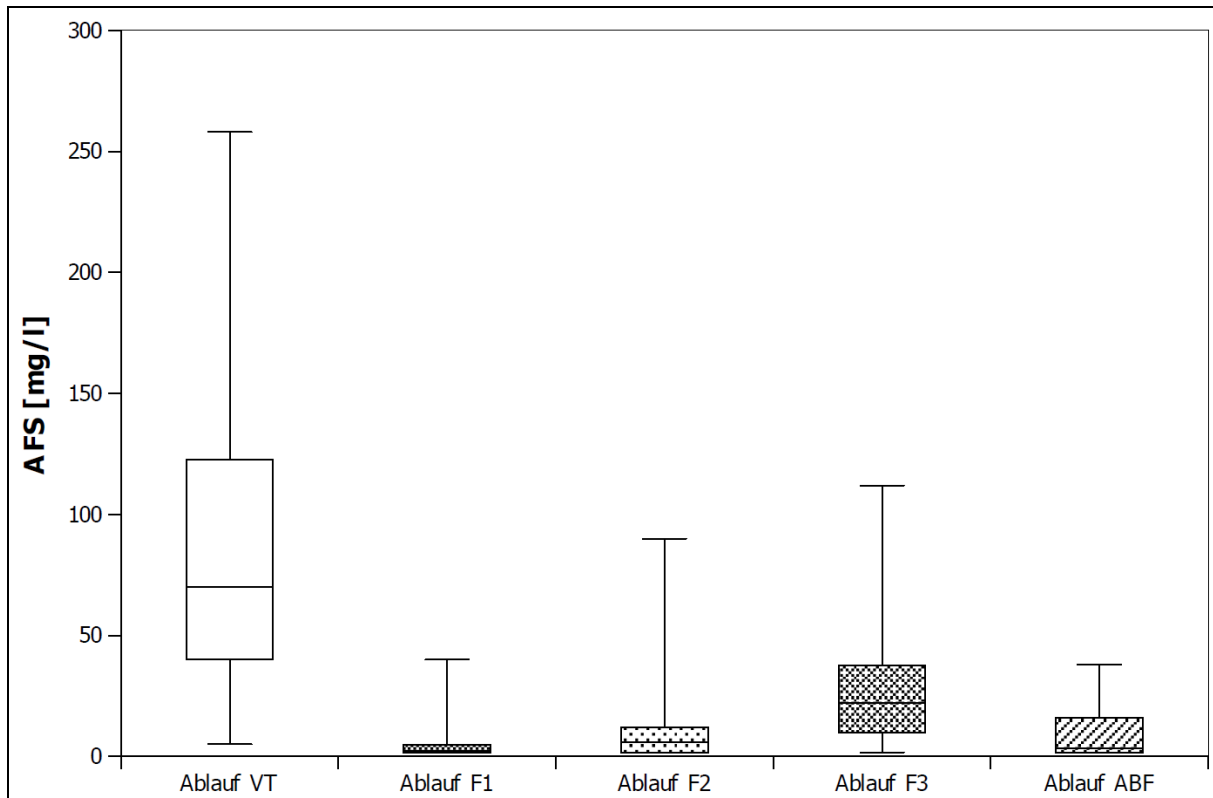


Bild 5.23: Statistische Auswertung von AFS im Zu- und Ablauf des Forschungsfilters und des ABF der Kläranlage Riesweiler 2009 - 2010 (Stichproben)

Konventionelle Belebungsanlagen mit Nachklärbecken ohne zusätzliche Maßnahmen, wie einer nachgeschalteten Sandfiltration, erreichen im Ablauf AFS-Konzentrationen im Bereich von 10 bis 15 mg/l und mit Erweiterung, z.B. durch eine Sandfiltration, von 3 bis 8 mg/l (ATV 1998c).

Die Filtersegmente F 1 und F 2 können also ohne Weiteres im Hinblick auf die abfiltrierbaren Stoffe mit konventionellen Belebungsanlagen mithalten, F 1 mit Belebungsanlagen mit nachgeschalteter Filtration.

Gemäß der ATV DVWK A131 (2000) bedeutet ein Feststoffabtrieb von 1 mg/l AFS eine Erhöhung der Ablaufwerte hinsichtlich des CSB um 0,8 bis 1,4 mg/l, des Gesamtstickstoffs um 0,08 bis 0,1 mg/l und des Phosphors um 0,02 bis über 0,04 mg/l. Die vergleichsweise hohen AFS-Konzentrationen im Ablauf von F 3 stehen im direkten Zusammenhang mit den ebenfalls im Vergleich zu F 1 deutlich erhöhten Ablaufkonzentrationen bezogen auf die Parameter CSB, Gesamtstickstoff und Phosphor. So liegt der Mittelwert des CSB im Ablauf von F 3 bis 37,4 mg/l über dem mittleren Ablaufwert von F 1 bei Verwendung aller im Rahmen des Forschungsvorhabens im Zeitraum von Oktober 2007 bis April 2011 durchgeführten Analysen.

Unter Verwendung der gemäß A 131 (2000) zur Hochrechnung der CSB-Konzentration aus den gemessenen AFS-Konzentrationen geltenden Faktoren ergibt sich aus der Differenz der AFS-Mittelwerte von 19,1 mg/l zwischen F 1 und F 3 eine rechnerische Erhöhung der CSB-Konzentrationen im Bereich von 15,2 bis 26,7 mg/l. Somit kann man davon ausgehen, dass ein nicht unerheblicher Teil des CSB im Ablauf von F 3 auf den unzureichenden Rückhalt partikulärer Substanzen zurückzuführen ist.

5.5.4 Fazit zur Substratabhängigkeit der Reinigungsleistung

Die erzielten Ablaufwerte bzw. Eliminationsraten in den einzelnen Segmenten des Forschungsfilters der Kläranlage Riesweiler sind je nach Filtermaterial stark unterschiedlich. Nicht nur die Filterwirkung im Segment F 3 ist mit Abstand die schlechteste (siehe Bild 5.23), sondern auch der biologische Abbau, verdeutlicht durch die Nitrifikation und die Elimination von gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen (DOC).

Im Umkehrschluss ist das Filtersubstrat aus F1 den anderen beiden bei gleicher Belastungssituation in allen Belangen überlegen. Das Material ist gekennzeichnet durch:

- eine geringe Infiltrationskapazität
- eine hohe Porosität
- eine hohe spezifische Oberfläche
- eine hohe Kationenaustauschkapazität

Eine hohe Aufenthaltszeit des Abwassers im Filterkörper, umfangreiche Lebensräume für die den mikrobiellen Abbau ausführende Mikroorganismen in den Poren und gute Voraussetzungen für die Sorption wirken sich positiv auf die Reinigungsleistung von Lavasand-Bodenfiltern aus.

5.6 Jahreszeitliche Einflüsse auf die Nitrifikationsleistung

Bei allen Pflanzenkläranlagen mit Lavasand als Filtersubstrat wurde in der Einleiterlaubnis nach § 10 WHG im Zuge der Baugenehmigung ein Grenzwert von 10 mg/l für den Parameter Ammoniumstickstoff festgelegt, da sich alle diese Anlagen an Standorten mit schwachen Gewässern befinden. Die Nitrifikationsleistung war vor dem Hintergrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie ein wesentlicher Untersuchungsgegenstand der dem Bau dieser Pflanzenkläranlagen vorausgehenden Lysimeterversuche mit verschiedenen Filtersubstraten und ein Grund für die Entscheidung für Lavasand als Filtermaterial (Drescher 2003; EVS 2006).

Mikrobielle Abbauvorgänge in bewachsenen Bodenfiltern, insbesondere die Nitrifikation, sind temperaturabhängige Prozesse (Börner 1992). Bei Kläranlagen, die konzeptionell lediglich für eine Nitrifikation ausgelegt sind – wie bei Pflanzenkläranlagen mit aerob betriebenen Vertikalfiltern ohne eine anaerobe oder anoxische Nach- oder Vorbehandlungsstufe mit entsprechender Rezirkulation –, ist die Nitrifikationsleistung ein guter Indikator für die Qualität der biologischen Reinigung.

Im Anhang 1 zur Abwasserverordnung werden die Grenzwerte für häusliches und kommunales Abwasser definiert (AbwV 2004). In der Abwasserverordnung ist festgelegt, dass die Mindestanforderungen für Ammoniumstickstoff und Gesamtstickstoff nur bei einer Abwassertemperatur von mindestens 12 °C im Ablauf des biologischen Reaktors der Abwasserbehandlungsanlage gelten oder im zeitlichen Rahmen vom 01.05. bis zum 31.10. eines Jahres. Diese Einschränkungen im Hinblick auf die Gültigkeit des über die Mindestanforderungen hinausgehenden Grenzwertes für Ammoniumstickstoff wurden in die Einleiterlaubnisse für die Pflanzenkläranlagen nach der Konzeption des EVS von den zuständigen Behörden im Saarland übernommen.

Ob eine Temperaturabhängigkeit bei den Pflanzenkläranlagen im Mischsystem mit Lavasand als Filtersubstrat im Hinblick auf die Nitrifikationsleistung besteht, ist zu

überprüfen. Zu diesem Zweck wurden die Eigenkontrolluntersuchungen der Kläranlagen Büschdorf, Faha, Medelsheim und Oberleuken aus den Jahren 2008 bis 2010 hinsichtlich des Parameters Ammoniumstickstoff betrachtet.

Diese Anlagen wurden ausgewählt, da ihnen im Hinblick auf die Zulaufkonzentrationen typisches kommunales Abwasser zufließt. Die Kläranlagen Borg und Tettingen-Butzdorf erhalten Spitzenbelastungen, die zum Teil weit über die zulässigen Werte der EVS-Überlassungssatzung (2000) hinausgehen, während die Anlagen in Seyweiler und Utweiler gerade im Winterhalbjahr stark mit Fremdwasser belastet werden.

In der Tabelle 5.12 sind die Ergebnisse der Auswertung der Ammoniumstickstoff-Ablaufwerte zu den Kläranlagen Büschdorf, Faha, Medelsheim und Oberleuken für den Betrachtungszeitraum 2008 bis 2010 dargestellt. Zur Auswertung der Ammoniumstickstoff-Ablaufwerte im Hinblick auf die Streubreite wird die Standardabweichung verwandt, als Maß für die Streuung der gemessenen Werte um ihren Mittelwert.

Tabelle 5.12: Auswertung der NH₄-N-Ablaufwerte (mg/l) der Kläranlagen Büschdorf, Faha, Medelsheim und Oberleuken der Jahre 2008 - 2010

Nr.	Kläranlage	Anzahl	NH ₄ -N-Ablaufwerte		
			Mittelwert	Maximum	Standardabweichung
1a	Büschdorf*	120	0,32	10,70	1,13
1b	Büschdorf**	119	0,23	4,76	0,61
2	Faha	65	0,30	2,10	0,45
3	Medelsheim	40	0,27	3,60	0,62
4	Oberleuken	69	0,53	3,44	0,56
Summe/Mittelwert***		293	0,33	3,48	0,56

* bei Verwendung aller Analysedaten der Jahre 2008 – 2010

** bei Verwendung aller Analysedaten der Jahre 2008 - 2010 mit Ausnahme des Ausreißers (10,7 mg/l) am 10.11.2009

*** aus den Daten der Zeilen 1b bis 4

Tabelle 5.12 ist zu entnehmen, dass die Auswertung auf einer Datenbasis von fast 300 einzelnen Ablaufanalysen basiert. Die Verteilung der Messungen über das Jahr ist gleichmäßig, sodass alle jahreszeit- und witterungsabhängigen Einflüsse berücksichtigt sein dürften. Da auch für jede einzelne Anlage mindestens 40 Analysewerte zur Verfügung stehen, ist die Datengrundlage als statistisch relevant zu bezeichnen.

Im November 2009 wurde im Ablauf der Kläranlage Büschdorf ein Ausreißer (10,7 mg/l, gemessen am 10.11.2009) festgestellt. Die Auswirkung dieses Ausreißers auf die Auswertungsergebnisse ist durch die separate Betrachtung des kompletten Datenbestandes mit 120 Werten und des nahezu vollständigen Datenbestandes ohne diesen Ausreißer dokumentiert. Der Mittelwert aus den 119 anderen Analysen der NH₄-N Ablaufkonzentration in Büschdorf liegt bei 0,23 mg/l und somit rund 28 % unter dem Mittelwert bei Verwendung des kompletten Datenbestandes. Berücksichtigt man den einen Ausreißer unter den insgesamt 294 Analysewerten der 4 betrachteten Pflanzenkläranlagen nicht, so liegen alle NH₄-N Ablaufmesswerte jahreszeit- und temperaturunabhängig unter einem Schwellenwert von 5 mg/l und somit 50 % unter dem lediglich bei einer Abwassertemperatur von mindestens 12 °C bzw. im Zeitraum von Mai bis Oktober geltenden Grenzwert von 10 mg/l.

Die Ablaufmittelwerte aller 4 Anlagen befinden sich in einer Größenordnung von 0,5 mg/l oder geringer. Ohne Einrechnung des vorstehend aufgeführten einzigen Ausreißers liegen die Standard-Abweichungen in einem Bereich von rund 0,4 bis 0,6 mg/l, was ein Anzeichen für eine große Stabilität der Ablaufwerte der betrachteten Anlagen ist, da die anlagenspezifischen Summen aus Mittelwerten und Standardabweichung in einer Größenordnung von 10 % oder weniger des Grenzwerts liegen und obwohl die Standardabweichungen i.d.R. höher sind als die Mittelwerte.

In Bild 5.24 ist die Verteilung der Ammoniumstickstoff-Ablaufwerte über die einzelnen Monate dargestellt, mit dem Ziel, aufzuzeigen, ob es einen jahreszeitlichen Trend im Hinblick auf die Ablaufqualität der PKA gibt.

Im Hinblick auf die Verteilung der niedrigeren und höheren Ammonium-Ablaufwerte ergibt sich kein einheitliches Bild und auch keine ausgeprägte jahreszeit- oder monatsabhängige Systematik, die auf einen Einbruch der Nitrifikation bei geringeren Temperaturen hindeutet. Aus der statistischen Auswertung der Daten zu den Kläranlagen Büschdorf, Faha, Medelsheim und Oberleuken für den Zeitraum von 2008 bis 2010 ergibt sich, dass Ablaufwerte oberhalb eines Schwellenwertes von 1 mg/l eher die Ausnahme als die Regel darstellen, da rund 91 % des kompletten Datenbestandes der 4 PKA geringere Messwerte als 1 mg/l aufweisen.

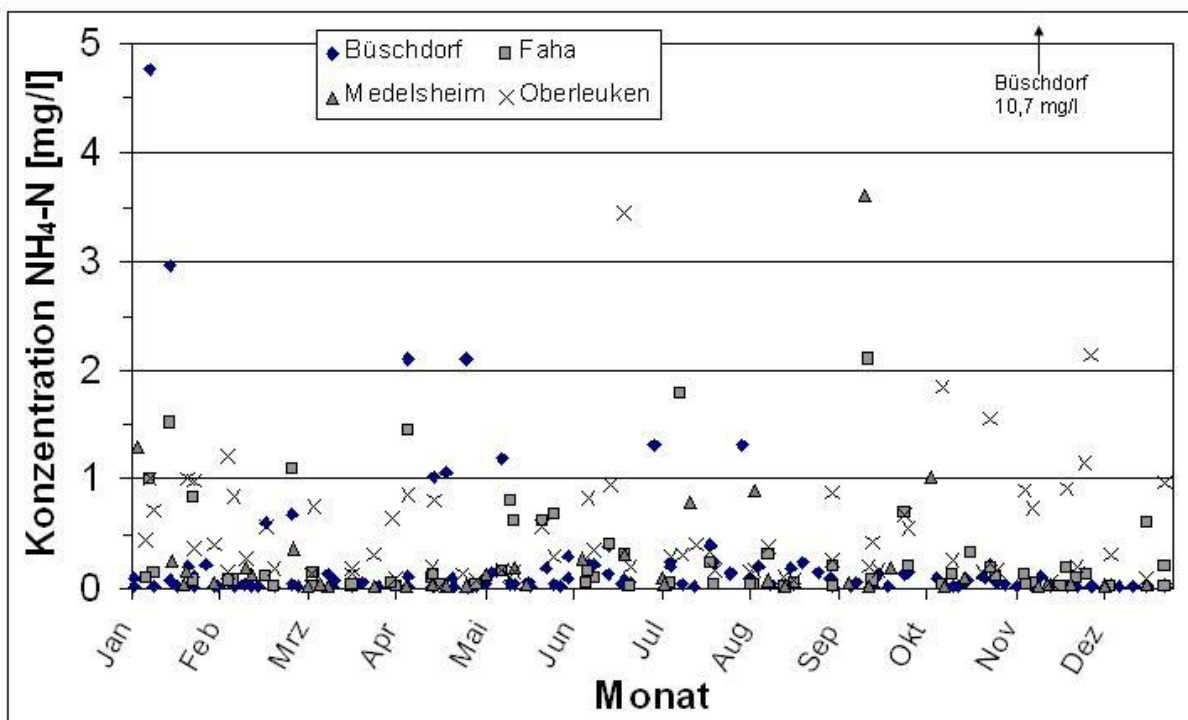


Bild 5.24: NH₄-N-Ablaufwerte der Kläranlagen Büschdorf, Faha, Medelsheim und Oberleuken 2008 - 2010

Die Tatsache, dass die Nitrifikationsleistung in Lavasand-Bodenfiltern bei im Mischsystem betriebenen kommunalen PKA kaum jahreszeitabhängig ist, widerspricht Erfahrungen mit anderen Filtersubstraten, wonach die Nitrifikation in Bodenfiltern bei niedrigen Temperaturen stark zurückgeht (Kunst et al. 2002; Geller, Höner 2003). Bei vertikal

durchflossenen bewachsenen Bodenfiltern wurde von der Universität Hannover festgestellt, dass es erst bei deutlich geringeren Temperaturen als 12° C zu einem deutlichen Einbruch der Nitrifikation kommt. Bei einer Belastung mit max. 8 g TKN/(m²*d) wurden Abwassertemperaturen unter 5° C etwa 50 % der aufgetragenen TKN-Fracht nitrifiziert, bei Temperaturen größer als 10° C immerhin etwa 90 % (Kayser 2003).

Von Lenz et al. (2008) wurde bei einer mit vertikal durchflossenen, mehrschichtigen Bodenfiltern ausgeführten PKA im Trennsystem keine Jahreszeitabhängigkeit der Nitrifikation festgestellt. Der Mehrschichtfilter weist jedoch zwei Schichten mit einer relativ geringen Durchlässigkeit bei einem k_f -Wert von $5 \cdot 10^{-5}$ m/s auf. Die wesentliche Gemeinsamkeit dieser von Lenz et al. (2008) betrachteten Kläranlage und der Lavasand-Anlagen im Saarland ist eine in Relation zu den Vorgaben der DWA (2006) geringe Infiltrationskapazität von Schichten des bzw. des gesamten Bodenfilters.

5.7 Entwicklung der Phosphorelimination

5.7.1 Entwicklung von Ablaufwerten und Eliminationsraten über die Betriebsdauer

Phosphor kann im Bodenfilter adsorptiv abgetrennt, gefällt, im Rahmen des Stoffwechsels von Mikroorganismen aufgenommen und in die Biomasse von Pflanzen eingebaut werden. Allerdings ist er nicht in der Lage, analog zum Stickstoff nach mikrobiellen Umsetzungsprozessen den Filterkörper gasförmig zu verlassen (Wissing, Hofmann 2002). Eine rein adsorptive Wirkung eines Filters ist von der Kapazität begrenzt und somit endlich. Um aufzuzeigen, wie sich das Ergebnis der Phosphorelimination in den bewachsenen Bodenfiltern der Pflanzenkläranlagen mit Lavasand als Filtersubstrat über die Betriebsdauer entwickelte, sind in Bild 5.25 die Jahresmittelwerte der Ablaufstichproben für vier Kläranlagen von 2006 bis 2011 dargestellt.

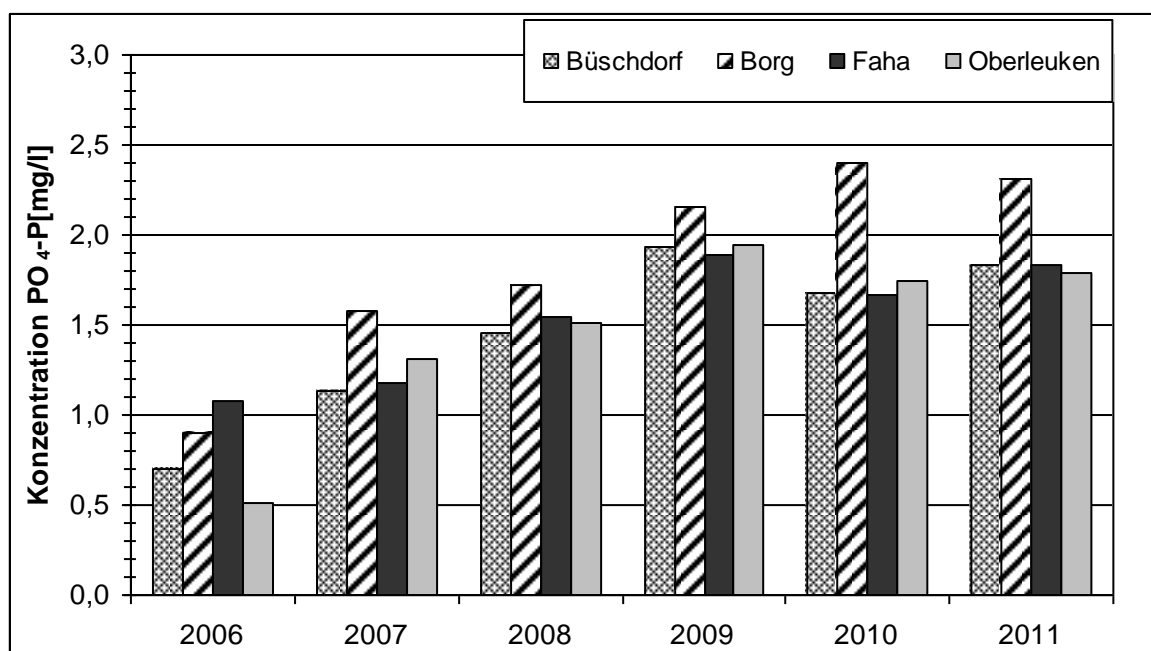


Bild 5.25: Jahresmittelwerte der PO₄-P-Ablaufkonzentrationen (Stichproben) der Kläranlagen Büschdorf, Borg, Faha und Oberleuken 2006 - 2011

Die Anlagen in Büschdorf, Borg, Faha und Oberleuken wurden ausgewählt, da sie Ende 2011 mehr als fünf Jahre in Betrieb waren. 2006 war für die Kläranlage Büschdorf das zweite Betriebsjahr, für die anderen drei Kläranlagen das jeweils erste. Die Anlage in Faha wurde im vierten Quartal 2006 erstmals beprobt. Daher liegen für diese Anlage im Jahr 2006 lediglich vier Analyseergebnisse vor. Im Durchschnitt basieren die Mittelwerte für die anderen fünf Jahre für die Kläranlage Faha auf 26 Analysen. Die Datengrundlage für die Kläranlage Oberleuken ist ähnlich, für die beiden anderen Anlagen in Büschdorf bzw. Borg mit im Mittel mehr als 40 bzw. 30 Proben pro Jahr sogar noch besser.

Für das Jahr 2006 wurde innerhalb des Betrachtungszeitraums für alle vier Anlagen der geringste Jahresmittelwert der PO₄-P-Ablaufkonzentration ermittelt. In den folgenden Jahren stiegen die PO₄-P-Ablaufkonzentrationen kontinuierlich an, bis im Jahr 2009 ein vorläufiger Höhepunkt der Jahresmittelwerte erreicht wurde. Der Anstieg in diesem Zeitraum lag zwischen 76,6 % (Faha) und 282,8 % (Oberleuken). Mit Ausnahme der mittleren Ablaufkonzentrationen der Pflanzenkläranlage Borg stabilisierten sich die Werte in den Jahren 2009 bis 2011 in einem Bereich von rund 1,7 - 2,0 mg/l. Die Jahresmittelwerte des PO₄-P-Ablaufwertes in Borg variieren zwischen 2,16 und 2,40 mg/l in diesem Zeitraum. Die Ablaufwerte sind noch immer als gut zu bezeichnen.

Der Anstieg der PO₄-P-Ablaufwerte kann anhand der einzelnen Stichproben zur Kläranlage Büschdorf über den gesamten Betriebszeitraum verdeutlicht werden (siehe Bild 5.26).

PO ₄ -P-Zulaufkonzentration [mg/l]	Jahre	2005 / 06	2007 / 08	2009 - 11
Mittelwert		5,94	5,70	5,84
Standardabweichung		2,87	3,30	3,18

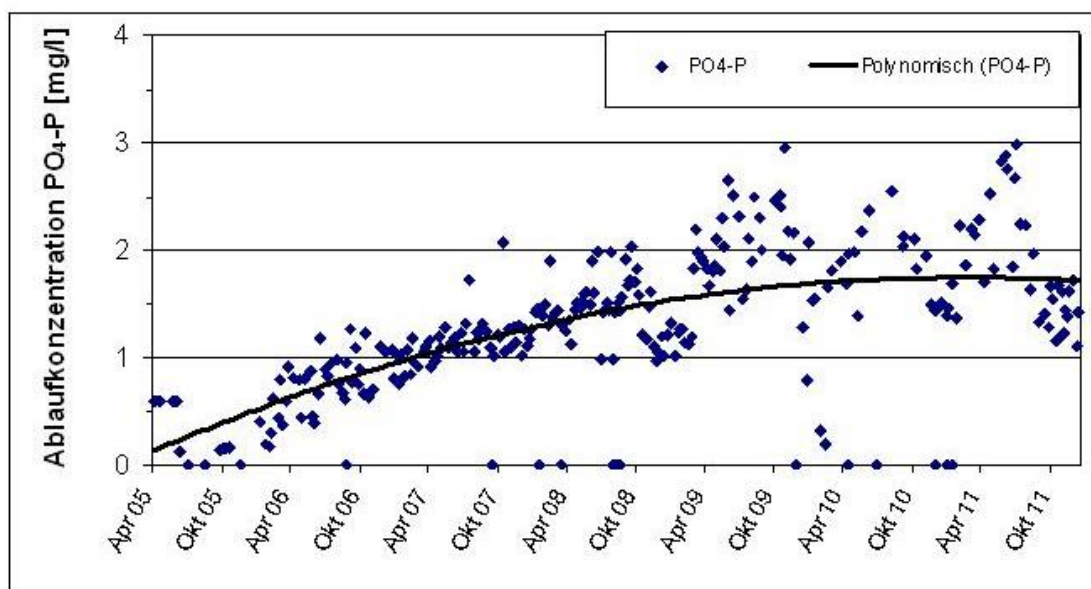


Bild 5.26: Ganglinie zu PO₄-P-Ablaufkonzentration der Kläranlage Büschdorf, 2005 – 2011, sowie Ergebnisse der statistischen Auswertung des Zulaufs

Es ist eindeutig zu erkennen, dass mit zunehmender Betriebszeit die Ablaufwerte hinsichtlich des Parameters Phosphor der Kläranlage Büschdorf steigen. In den ersten beiden Be-

triebsjahren wurden häufig Ablaufwerte unter 1 mg/l erzielt. Der Mittelwert aus insgesamt 50 Analysen in den Jahren 2005 und 2006 liegt bei 0,66 mg/l, bei 38 Analysen im Jahr 2011 bei 1,83 mg/l. Einem mittleren Wert von 5,81 mg/l PO₄-P im Kläranlagenzulauf steht ein mittlerer Ablaufwert über den gesamten Betrachtungszeitraum von 2005 bis 2011 von 1,33 mg/l gegenüber, bei insgesamt 276 Analysen im Endablauf.

Um zu verdeutlichen, dass der kontinuierliche Anstieg der PO₄-P-Ablaufkonzentration der Kläranlage Büschdorf über die Betriebsdauer nicht parallel zu einer Erhöhung der Zulaufkonzentration verlief, ist in Bild 5.26 neben der Ganglinie zum PO₄-P-Ablauf eine Auswertung zu den Zulaufkonzentrationen dargestellt. Die Mittelwerte der Jahre 2005/2006, 2007/2008 bzw. 2009 – 2011 weichen nur geringfügig voneinander ab. Sie liegen zwischen 5,70 und 5,94 mg/l. Die mittleren Zulaufkonzentrationen sind also über die Betriebsdauer als relativ stabil zu bezeichnen. Die Standardabweichungen der drei Betrachtungszeiträume geben einen Aufschluss über die Bandbreite der PO₄-P-Zulaufbelastung. Sie liegen alle in einer ähnlichen Größenordnung.

Um eine Aussage über die Veränderung der Reinigungsleistung bezogen auf den Parameter PO₄-P zu treffen, wurde aus den Jahresmittelwerten im Rohzulauf und im Endablauf der Kläranlagen Büschdorf, Borg, Faha und Oberleuken für den Betrachtungszeitraum von 2006 bis 2011 jahresweise der Abbaugrad ermittelt (siehe Bild 5.27).

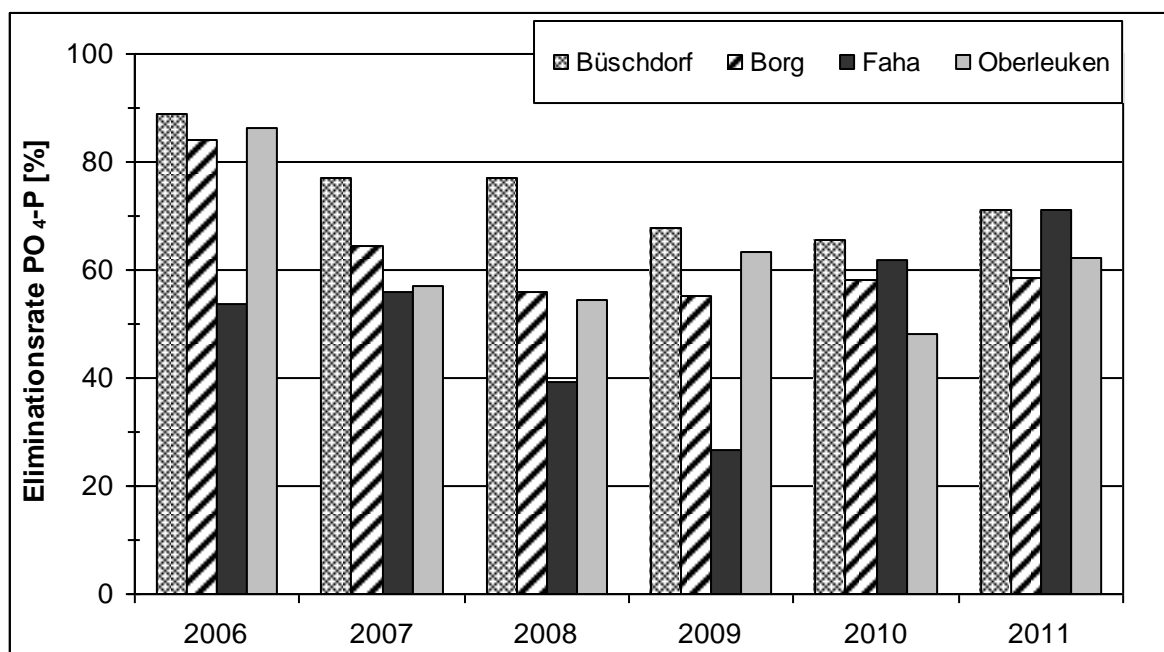


Bild 5.27 Eliminationsraten von PO₄-P-Ablaufstichproben der Kläranlagen Büschdorf, Borg, Faha und Oberleuken 2006 - 2011

Im Jahr 2006 wurden mittlere PO₄-P-Eliminationsraten von etwa 85 % oder mehr für die Kläranlagen Büschdorf, Borg und Oberleuken ermittelt. Bereits 2007 stellte sich bei diesen Anlagen ein deutlich geringerer Abbaugrad ein. Inzwischen hat sich die Eliminationsleistung bezogen auf den Parameter PO₄-P in Büschdorf seit drei Jahren auf rund 66 – 71 % und in Borg seit vier Jahren im Bereich von rund 55 – 59 % stabilisiert.

Deutlich variabler sind die mittleren jährlichen Abbauleistungen bei den Kläranlagen Faha und Oberleuken. 2009 lag der Jahresmittelwert der PO₄-P-Elimination in Faha unter 30 %, Oberleuken bei 48 %.

2011 bei rund 71 %. In den ersten vier Kalenderjahren des Betriebs der Pflanzenkläranlage Faha lag der Mittelwert der jährlichen mittleren Gesamtposphor-Zulaufkonzentration bei 2,55 mg/l, bei einer Standardabweichung von 0,17 mg/l. Die im Vergleich zu den anderen drei Kläranlagen geringen Eliminationsraten bezogen auf Gesamtposphor in Faha sind also im Zeitraum von 2006 bis 2009 auch auf relativ geringe Zulaufkonzentrationen zurückzuführen. Eine höhere Eliminationsleistung erreichte die Kläranlage Faha in den Jahren 2010 und 2011 in Relation zu den Jahren davor durch einen signifikanten Anstieg der Zulaufkonzentrationen, da das Niveau der Ablaufwerte ab 2008 sich nicht im gleichen Maße änderte und stabil im Mittel unter 2 mg/l blieb.

Die höchste Zulaufbelastung wies von Anfang an die Kläranlage Büschdorf auf (Jahresmittelwert 2006: 6,35 mg/l). Dieser Sachverhalt steht in einem kausalen Zusammenhang mit den hohen PO₄-P-Eliminationsraten, zumal sich die Konzentrationen im Endablauf aller vier betrachteten Anlagen auf einem ähnlichen Level bewegen.

Der Jahresmittelwert für 2011 im Zulauf der Kläranlage Faha erreichte nach Fremdwasserentflechtungsmaßnahmen der die Ortskanalisation betreibenden Gemeinde mit 6,31 mg/l eine Höhe, die ansonsten nur auf der Kläranlage Büschdorf verzeichnet wurde. Noch deutlicher werden die Auswirkungen der Fremdwasserentflechtungsmaßnahmen durch den Vergleich des Medians im Jahr 2011 (6,70 mg/l) mit den Vorjahren (z. B. 2007: 2,41 mg/l, 2009: 2,43 mg/l).

Bei lediglich 16 Probenahmetagen im Jahr 2010 ergibt sich bei der Kläranlage Oberleuken ein PO₄-P-Abbaugrad von nur 48,3 %. Dieser Wert stellt einen deutlich erkennbaren Tiefpunkt im Vergleich zum Vor- bzw. Folgejahr dar, für die Eliminationsraten von mehr als 60 % ermittelt wurden. Aufgrund der im Vergleich zu den anderen Jahren geringen Probenzahl wird der Jahresmittelwert 2010 stark von zwei Wertepaaren geprägt, bei denen die Stichprobe im Endablauf der Kläranlage Oberleuken eine höhere PO₄-P-Konzentration aufwies als im Zulauf. Es handelt sich um die Analyseergebnisse vom 11.05. und vom 12.08.1010. An beiden Tagen wurde im Rohzulauf eine ausgeprägte Regenwetterkonzentration gemessen, wobei sich die Regenwetterbedingungen noch nicht auf den Endablauf ausgewirkt hatten. Am 11.05. wurde, nachdem es am Vortag nicht geregnet hatte, auf der Messstation des LUA in Hellendorf eine Niederschlagshöhe von 10,9 mm gemessen. Im Gegensatz zu dieser hohen Niederschlagsmenge wurde am 12.08.1010 lediglich eine Niederschlagshöhe von 1,4 mm erfasst, sodass die Zulaufkonzentration das Ergebnis eines kurzen Regenereignisses ist, die Ablaufkonzentration eine längere Trockenphase repräsentiert. Rechnet man diese beiden Probenahmetage bei der Ermittlung des Gesamtposphor-Abbaugrades im Jahresmittel nicht mit, so beläuft sich dieser auf 54,6 %. Die starke Beeinflussung durch Einzelwerte wird hiermit ebenso wie der Nachteil von sporadisch durchgeführten Stichproben bei der Ermittlung einer Eliminationsrate deutlich.

Zur Bilanzierung der Reinigungsleistung der Bodenfilter sind Messprogramme besonders geeignet, bei denen über mehrere aufeinanderfolgende Messtage 24-Stunden-Mischproben ausgewertet wurden.

Für die Kläranlage Büschdorf liegen neben den Stichproben zu PO₄-P im Ablauf der Gesamtanlage und 24-Stunden-Mischproben im Ablauf der Hauptbodenfilter hinsichtlich des Parameters Gesamtposphor vor. In Bild 5.28 sind jeweils für die einzelnen Jahre im Zeitraum von 2005 bis 2010 die Mittelwerte und 85%-Werte getrennt nach Stichproben im Endablauf und nach 24-Stunden-Mischproben im Ablauf der HBF dargestellt.

Das Jahr 2011 wurde in den Betrachtungszeitraum nicht integriert, da die HBF der Kläranlage Büschdorf in diesem Jahr deutlich stärker hydraulisch beaufschlagt wurden als in den Vorjahren.

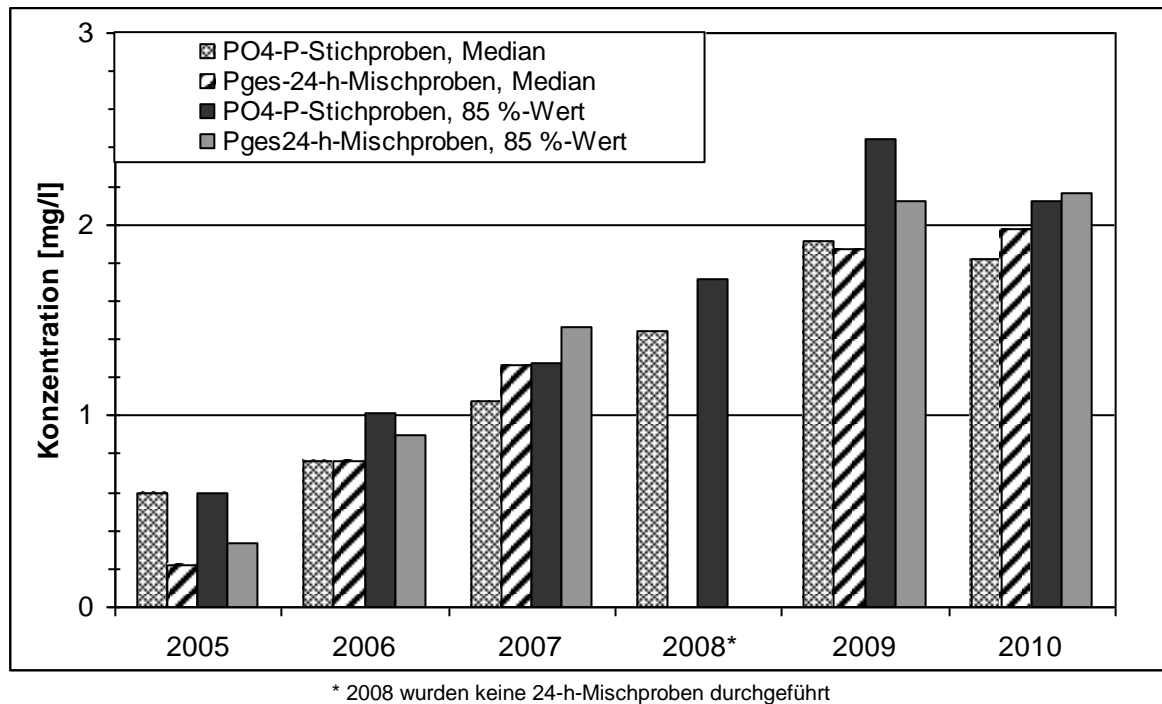


Bild 5.28: Statistische Auswertung der PO₄-P-Stichproben und der Pges-24-h-Mischproben im Ablauf der Kläranlage Büschdorf, 2005 - 2010

Im Jahr 2008 wurden keine 24-Stunden-Mischproben genommen und analysiert. In allen anderen Jahren liegen die Mediane der Stichproben aus dem Endablauf und der 24-Stunden-Mischproben aus dem Ablauf der Hauptbodenfilter in einer ähnlichen Größenordnung, obwohl bei den Stichproben PO₄-P und bei den 24-h-Mischproben P_{ges} bestimmt wurde.

Bei Betrachtung der 24-Stunden-Mischproben ist ein klarer Trend zur Verringerung der Abscheideleistung in der Pflanzenkläranlage Büschdorf hinsichtlich Gesamtphosphor zu erkennen. Die Mediane und die 85. Perzentilen lagen in den beiden Jahren am Ende des Betrachtungszeitraums auf einem sehr ähnlichen Niveau.

Auch die Mediane und 85 %-Werte der PO₄-P -Stichproben steigen von 2005 bis 2009 kontinuierlich an. Allerdings waren der Median und der 85 %-Wert 2010 etwas geringer als 2009. Am 29.09.2009 wurde ein auffällig hohes Wertepaar im Zu- (16,0 mg/l) und Ablauf (4,42 mg/l) gemessen. Diese eine Ablaufkonzentration liegt rund 50 % höher als der nächst höhere Wert unter den insgesamt 276 Analysen und beeinflusst den Jahresmittelwert, nicht aber den Median oder die 85. Perzentile. Berücksichtigt man dieses auffällige Analyseergebnis nicht, nähern sich die Ablaufmittelwerte der Jahre 2009 und 2010. Schließt man den Jahresmittelwert der Ablaufstichproben für 2011 in die Betrachtung trotz der geänderten Betriebsweise (deutlich stärkere Beaufschlagung der HBF) ein, erkennt man keinen Trend der Reduzierung der PO₄-P-Ablaufkonzentrationen nach 2009 sondern eine Stabilisierung um einen Median von rd. 1,9 mg/l ± 0,1 mg/l.

Die Auswertung der Ablaufwerte der HBF als 24-h-Mischproben einerseits und der Gesamtanlage als Stichproben andererseits führt zu einem ähnlichen Ergebnis im Hinblick auf die Entwicklung der P-Elimination über die Betriebsdauer.

Der größte 85 %-Wert eines Jahres liegt bei den Stichproben bei 2,44 mg/l. Im gleichen Jahr (2009) lag der Mittelwert des PO₄-P im Rohzulauf bei 5,98 mg/l und der 85%-Wert bei 10,04 mg/l. Bezogen auf die Mittelwerte der Konzentrationen im Rohzulauf und im Endablauf ergibt sich im Jahr 2009 noch immer ein PO₄-P-Abscheidegrad von 67,7 % bei 43 Wertepaaren in der Gesamtanlage einschließlich Vorteich. Diese Stichproben waren gleichmäßig über das Jahr verteilt und wurden bei unterschiedlichen Witterungsbedingungen gezogen. Für das Jahr 2010 wurden aus den 24-h-Mischproben mittlere Wirkungsgrade des Rückhalts von Gesamtposphor von 61,2 % für die Gesamtanlage und von 46,0 % für die HBF ermittelt. Allerdings wurden die Daten vorwiegend bei Regenwetterbedingungen erfasst.

Sowohl die aus gleichmäßig über das Jahr verteilte Stichproben als auch die aus schwerpunktmäßig bei Regenwetter genommenen 24-h-Mischproben ermittelte Eliminationsrate ist vor dem Hintergrund der Tatsache, dass die Phosphorabtrennung ohne den gezielten Einsatz von Fällmitteln nur im Teich und den Bodenfiltern erfolgt, nach mehreren Betriebsjahren als gut einzustufen. Sie liegt im Bereich des anhand der angeschlossenen Einwohnerwerte gewichteten Mittelwerts (66 %) für Kläranlagen der Größenklasse 1 (<1.000 EW) entsprechend der Ergebnisse des Leistungsvergleichs des DWA-Landesverbands Hessen/Rheinland-Pfalz/Saarland (DWA HRPS 2011).

Die P_{ges}-Eliminationsleistung wird für Pflanzenkläranlagen in Dänemark und in Mexiko mit Schwankungsbereichen von 30 bis 50 % (Brix, Schierup, Arias 2007) bzw. von 25 bis 52 % (Rivas, Barceló-Quintal, Moeller 2011) angegeben. Für Anlagen mit Vertikalfiltern aus 12 Ländern wurde ein Mittelwert von 59,5 % bestimmt (Vymazal 2007). Lenz et al. (2008) weisen für einen vertikalen Mehrschichtfilter nach mehr als 10 Jahren Betriebsdauer eine mittlere PO₄-P-Eliminationsrate von 55,0 % in den Sommermonaten bei einem Maximum von 70,6 % aus.

Drei der vier detaillierter betrachteten Lavasand-Anlagen haben als Gesamtsystem einen im Vergleich insbesondere zu den Angaben zu Pflanzenkläranlagen in Dänemark und Mexiko hohen mittleren Wirkungsgrad bezogen auf PO₄-P (siehe Bild 5.27). Dies kann auch durch die Mittelwerte der Eliminationsraten von 2009 bis 2011 für die Kläranlagen Büschdorf (68,1 %), Borg (57,3 %) und Oberleuken (58,0 %) verdeutlicht werden. Diesem Betrachtungszeitraum sind bei allen 3 Anlagen mindestens 3 Jahre Betrieb vorausgegangen. Die temporär in Relation zu den anderen Lavasand-Anlagen geringere Eliminationsrate in der Kläranlage Faha verbesserte sich nach Fremdwasserentflechtungsmaßnahmen. Sie war 2010 und 2011 höher als 60 %.

5.7.2 Jahreszeitliche Abhängigkeit der P-Elimination

Eine deutlich bessere P-Retention in den Sommermonaten bzw. in der Vegetationsperiode wurde auch bei Bodenfiltern mit fluviatilen Rundkornsanden beobachtet (Rustige, Platzer 2001).

Ob es neben der Entwicklung der PO₄-P-Ablaufwerte über die Betriebsdauer einen Einfluss der Jahreszeiten gibt, ist zu untersuchen. Zu diesem Zweck wurden zunächst die Mittelwerte für jeden Kalendermonat für den Betrachtungszeitraum von der Inbetriebnahme bis Ende 2011 für die Kläranlagen Büschdorf, Borg, Faha und Oberleuken ermittelt (siehe Bild 5.29).

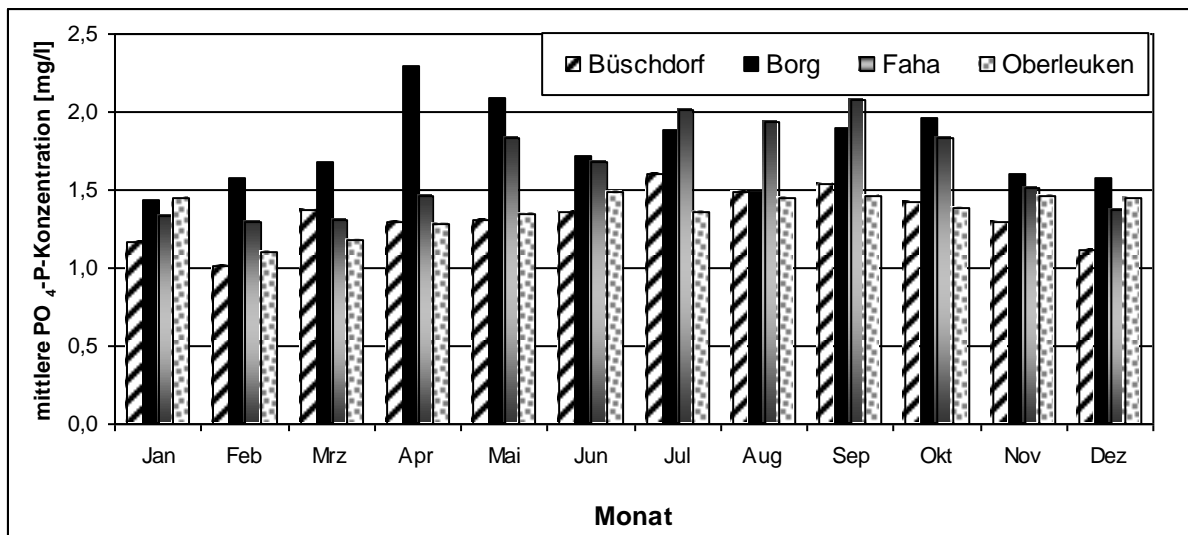


Bild 5.29: Monatsmittelwerte der PO₄-P-Ablaufstichproben der Kläranlagen Büschdorf, Borg, Faha und Oberleuken 2006 - 2011

Es besteht die Tendenz, dass im Endablauf der vier Pflanzenkläranlagen in Büschdorf, Borg, Faha und Oberleuken in der feuchten Jahreszeit von November bis März geringere Ablaufwerte erzielt werden als im Zeitraum von April bis Oktober. Den höchsten Monatsmittelwert weist die Kläranlage Büschdorf im Juli, die Kläranlage Borg im April, die Kläranlage Faha im September und die Kläranlage Oberleuken im Juni auf. Die höchsten Ablaufwerte im Durchschnitt eines Kalendermonats gehen auch mit vergleichsweise hohen Zulaufwerten einher, z.B. in Büschdorf im Juli als Monatsmittelwert für den Zulauf von 6,16 mg/l, wobei dem höchsten Zulaufmittelwert im September (8,54 mg/l) ein im Vergleich zum Juli etwas besserer Ablaufmittelwert (1,53 mg/l) gegenübersteht.

Exakt können Eliminationsraten in einer Kläranlage oder einer Reinigungsstufe nur über eine Frachtbilanzierung ermittelt werden. Die Kläranlagen Borg, Faha und Oberleuken weisen keine Mengenerfassung im Zulauf der Gesamtanlage und keine PO₄-P-Analysen im Zulauf der Bodenfilter auf, so dass für diese Kläranlagen nur vereinfacht PO₄-P-Eliminationsraten aus den Mittelwerten der Zu- und Ablaufkonzentrationen der Gesamtanlage bestimmt werden können. Die auf diese Weise errechneten Reinigungsleistungen stellen Mindestwerte dar, da durch Evapotranspiration in den Teichen und Bodenfiltern die Wassermenge im Vergleich zum Zulauf reduziert wird, sodass die Frachtreduzierung stärker ist als die Verringerung der Konzentrationen.

Um die Bedeutung der witterungsabhängigen Unterschiede der Zulaufkonzentrationen für die Reinigungsleistung aufzuzeigen, wurden PO₄-P-Mindesteliminationsraten aus den Mittelwerten der Zu- und Ablaufkonzentrationen von den 3 genannten Pflanzenkläranlagen und der PKA Büschdorf getrennt für die Zeiträume November bis April und Mai bis Oktober bestimmt (siehe Tabelle 5.13).

Tabelle 5.13: Näherungsweise ermittelte PO₄-P-Eliminationsraten der Kläranlagen Büschdorf, Faha, Medelsheim und Oberleuken von der Inbetriebnahme bis 2011, getrennt für die Zeiträume November bis April bzw. Mai bis Oktober

Zeitraum	Büschdorf	Borg	Faha	Oberleuken
Nov. - April	71,8 %	64,0 %	52,7 %	51,1 %
Mai – Okt.	79,1 %	62,4 %	57,1 %	70,5 %

Mit Ausnahme der Kläranlage Borg sind die näherungsweise bestimmten Eliminationsraten im Zeitraum von Mai bis Oktober etwas besser als in der feuchten und kühleren Phase von November bis April, die nicht nur von etwas geringeren Ablaufwerten, sondern vielmehr von der Reduzierung der Zulaufkonzentrationen beeinflusst wird. Der Mittelwert der Zulaufkonzentrationen der Kläranlage Oberleuken für den Zeitraum von Mai bis Oktober ist mehr als 70 % größer als für den Zeitraum von November bis April. Die außergewöhnlich große Diskrepanz zwischen den Eliminationsraten im Sommer und im Winter in Oberleuken ist durch die in Relation zu den Ablaufwerten ganzjährig vergleichsweise konstanten Ablaufwerte (siehe Bild 5.29) zu erklären.

Da sich die Aufenthaltszeit im Filterkörper bei der intermittierenden Betriebsweise in Sommer und Winter allenfalls nur geringfügig unterscheidet, ist davon auszugehen, dass die Sorptionsleistung im Bodenfilter jahreszeitunabhängig ist. Die bessere PO₄-P-Elimination in der wärmeren Jahreszeit deutet auf einen höheren mikrobiellen Abbau hin.

Der durch die Pflanzen aufgenommene Phosphor wird nur dann aus dem System entnommen, wenn der Bewuchs gemäht und entfernt wird. Dies ist bei den betrachteten Kläranlagen nicht der Fall, sodass die höhere Phosphoraufnahme durch die Pflanzen in der Vegetationsperiode nur einen temporären Einfluss hat. Die Freisetzung von Phosphor durch abgestorbene, nicht vom Filterkörper entfernte Pflanzenteile findet ganzjährig statt, die Bindung in der Phytomasse jedoch nur in der Wachstumsphase.

5.7.3 Prozesse und Ursachen

Sorption als endlicher Prozess ist nicht unbedingt alleine für die Phosphorelimination aus dem Abwasser in den Bodenfiltern verantwortlich, sondern auch der mikrobielle P-Abbau, die P-Aufnahme der Pflanzen und Fällungsprozesse. Für die drei im Forschungsfilter der Kläranlage Riesweiler eingesetzten Lavasande wurde mittels Sorptionsversuchen an kleinen Laborsäulen die substratspezifische maximale P-Sorption ermittelt. Dabei ergab sich eine relativ große Bandbreite der Sorptionskapazität von 0,27 mg P je Gramm Substrat (für F 3) bis 0,69 mg P je Gramm Substrat (für F 1) (Bruch, Alewell, Hasselbach 2011).

Auf dieser Basis kann die Dauer der Sorptionsfähigkeit der HBF der Kläranlage Büschdorf abgeschätzt werden, in der das in F 1 der Kläranlage Riesweiler eingesetzt wurde. Ausgehend von einer Lagerungsdichte für Sande von 1,16 bis 1,70 t/m³ in Abhängigkeit vom Porenvolumen (Blume et al. 2010) wurde mit der Annahme von 1,5 t/m³ die Substratmenge in den HBF hochgerechnet (rd. 1.148 t). Mit der für F 1 als Referenzsubstrat der Kläranlage Büschdorf ermittelten maximalen P-Sorption ergibt sich eine maximale Aufnahmefähigkeit von Phosphor in den HBF von rd. 792 kg. Außerhalb der Phase der erhöhten hydraulischen Beaufschlagung der HBF wurden diese im Mittel, bezogen auf die Intensivmessprogramme im Betrachtungszeitraum 2005 bis 2010, mit 83,5 m³/d – bei einer mittleren P_{ges}-Konzentration

im Ablauf des Vorteiches und somit im Zulauf der HBF von 4,43 mg/l – beschickt. Hieraus ergibt sich eine Jahresfracht von rund 135 kg Phosphor.

Die mittlere Eliminationsrate bezogen auf die 24-h-Mischproben des Betrachtungszeitraums von 2005 bis 2010 betrug 72,5 %. Demnach wurden jährlich im Mittel rd. 98 kg Phosphor in den HBF eliminiert. Wenn diese Rate ausschließlich auf den Rückhalt durch Sorption zurückzuführen wäre, käme es theoretisch zu einer vollständigen Erschöpfung der Sorptionskapazität der HBF innerhalb von rd. 8 Jahren. Der Rückgang des PO₄-P-Abbaugrades in den HBF der Kläranlage Büschdorf nach den ersten beiden Betriebsjahren ist folglich nicht auf das Ende der Aufnahmefähigkeit des Filterkörpers durch Sorption zurückzuführen. Allenfalls besteht ein Zusammenhang zwischen einem Rückgang der bereitstehenden Aufnahmekapazität und einer Reduzierung der Sorptionsleistung.

Die gute Phosphor-Eliminationsleistung der betrachteten Pflanzenkläranlagen mit Lavasand als Filtersubstrat im Allgemeinen und der Kläranlage Büschdorf im Besonderen sowie die vorstehenden Berechnungen zur Sorption für die Kläranlage Büschdorf weisen darauf hin, dass Sorption nicht alleine verantwortlich für die guten gemessenen P-Ablaufwerte sein kann. Auf Basis der vorliegenden Daten kann jedoch der Anteil von Prozessen wie dem mikrobiellen P-Abbau und der P-Aufnahme der Pflanzen sowie der Fällungsprozesse nicht quantifiziert werden.

Gemäß den Erkenntnissen von Rustige und Platzer (2001) zum P-Rückhalt in vertikal und horizontal durchflossenen Bodenfiltern kann auch mit anderen Filtersubstraten als Lavasand über die Sorption hinaus Phosphor in bewachsenen Bodenfiltern zurückgehalten werden.

5.8 Keimreduzierung

Für die Parameter fäkalkoliforme Bakterien, gesamtkoliforme Bakterien und Enterokokken wurde stichprobenartig im Rahmen der Intensivmessprogramme die Anzahl der koloniebildenden Einheiten in der 24-h-Mischprobe des Kläranlagenzulaufes (Messstelle 1), im Ablauf des Vorteiches (MST 2) und im Ablauf der Hauptbodenfilter (MST 3) auf der Kläranlage Büschdorf bestimmt.

In Tabelle 5.14 ist die Hygienisierungsleistung der Hauptbodenfilter dargestellt.

Tabelle 5.14: Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen zur Hygienisierungsleistung der HBF der Jahre 2006 und 2007

Parameter	Koloniebildende Einheiten Mittelwerte		Reduzierung
	Zulauf HBF	Ablauf HBF	
Fäkalkoliforme Bakterien	1,93 * 10 ⁶	3,21 * 10 ⁴	96,14%
Gesamtkoliforme Bakterien	1,08 * 10 ⁷	7,42 * 10 ⁵	95,87%
Enterokokken	1,62 * 10 ⁵	3,19 * 10 ³	74,50%

Unabhängig vom betrachteten Parameter liegt die Hygienisierungsleistung der HBF im Betrachtungszeitraum mit einer maximalen hydraulischen Belastung gemäß der Bemessung im Bereich von 1,5 bis 2,0 log-Stufen bei Betrachtung der Mittelwerte für fäkalkoliforme und gesamtkoliforme Bakterien. Bei Enterokokken ist die mittlere Reduzierung der Keimzahl geringer. Eine Keimreduzierung um rund 2,5 log-Stufen kann bei einzelnen Wertepaaren bei allen Parametern beobachtet werden.

Eine Reduzierung der Keimbelastung um 1,5 bis 2,5 log-Stufen ist erfahrungsgemäß bei Pflanzenkläranlagen mit einstufigen Bodenfiltern zu erwarten (Fehr et al. 2003; LfU SA 2007). Die Keimelimination in den HBF der Kläranlage Büschdorf liegt im gleichen Bereich.

Höhere Eliminationsraten sind allenfalls bei Pflanzenkläranlagen in mehrstufiger Bauweise zu erwarten. Bei zwei- oder mehrstufigen Anlagen kann von einer Reduzierung der Keimzahlen um drei bis fünf Zehnerpotenzen ausgegangen werden (Fehr et al. 2003).

Von der Universität Kassel wurden umfangreiche Untersuchungen zur Reduzierung der Keimzahl in Retentionsbodenfiltern durchgeführt. Dabei wurde festgestellt, dass ereignisbezogen die Keimbelastungen von Mischwasserentlastungen und somit den Zuläufen zu RBF ebenso einer großen Schwankungsbreite unterliegen, wie die in den Abläufen. Die Verringerung von Indikatorbakterien schwankt im Wesentlichen zwischen 0,5 bis 1,5 log-Stufen. Daher kann von einer Reduzierung der Indikatorfracht im Mittel um eine log-Stufe (90 %) in RBF ausgegangen werden. Untersucht wurden verschiedene Filtersubstrate, bindiges Material, Rundkorn- und Lavasande. Dabei wurde festgestellt, dass Lavasand im gleichen Maß für die Keimreduzierung in RBF geeignet ist wie mineralischer Sand. Für das Ziel der Keimreduzierung sollte jedoch das Filtersubstrat möglichst fein gewählt werden (Waldhoff 2008).

Hinsichtlich fäkalkoliformer Bakterien liegt der im Mittel im Ablauf der HBF in Büschdorf gemessene Wert ($3,21 \cdot 10^4$ KBE) innerhalb des für technische Kläranlagen mit nachgeschalteter Sandfiltration üblichen Bereichs und besser als im Ablauf von Nachklärbecken konventioneller Belebungsanlagen (im Mittel rd. 10^5 KBE) bei ähnlicher Belastungen im Zulauf (ATV 1998b).

Am 05.12.2011 wurden die beiden HBF in der Summe mit $236,3 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ beaufschlagt. An diesem Tag erfolgte die Umstellung von HBF 2 auf HBF 1, sodass der HBF 1 nach einer Ruhewoche gleich maximal beaufschlagt wurde. An diesem Tag war die Eliminationsrate hinsichtlich der gesamtcoliformen und der fäkalkoliformen Keime geringer als eine log-Stufe. Die Reduzierung der gesamtcoliformen Keime lag bei 73,7 %, die der fäkalkoliformen Keime lediglich bei 44,4 %.

Bei einer solch maximalen hydraulischen Belastung stehen jedoch bislang nur die Stichproben vom 05.12.2011 hinsichtlich der Hygienisierungsleistung der Bodenfilter zur Verfügung. Anzumerken ist, dass im Ablauf des Bodenfilters mit $2,5 \cdot 10^5$ KBE gesamtcoliformer Keime ein ähnlicher Wert wie in den Phasen geringerer Beaufschlagung vorlag. Insofern spielt die Verdünnung des Schmutzwassers durch Regenwasser im Mischsystem hier neben der Erhöhung der hydraulischen Belastung der HBF durch die Veränderung der Steuerung eine nicht zu vernachlässigende Rolle bei der Bewertung der tatsächlichen Reduzierung der Keimzahl.

Hier besteht weiterer Forschungsbedarf hinsichtlich der Keimelimination bei ungünstigen Abwasser- und Umgebungslufttemperaturen und über den Bemessungsansatz des EVS hinausgehenden hydraulischen Belastungen der HBF.

5.9 Betrachtungen zum intermittierenden Betrieb der Bodenfilter und zu den Milieubedingungen

5.9.1 Erläuterungen zur Beaufschlagung von HBF und ABF

Die Hauptbodenfilter aller Pflanzenkläranlagen nach der Konzeption des EVS werden intermittierend betrieben. Bei einem Großteil der Anlagen erfolgt auch die Beschickung des Ausweichbodenfilters intermittierend über eine Pumpe. Die Ausweichbodenfilter der Kläranlagen Borg, Büschdorf und Tettingen-Butzdorf werden nicht intermittierend, sondern bei ausgeprägtem Regenwetterzufluss kontinuierlich über einen Überfall aus dem belüfteten Vortrich beschickt. In Bild 5.30 sind die Momentanwerte der Mengenmessungen im Zulauf zur Kläranlage Büschdorf und im Ablauf der HBF und des ABF am 26.03.2010 dargestellt.

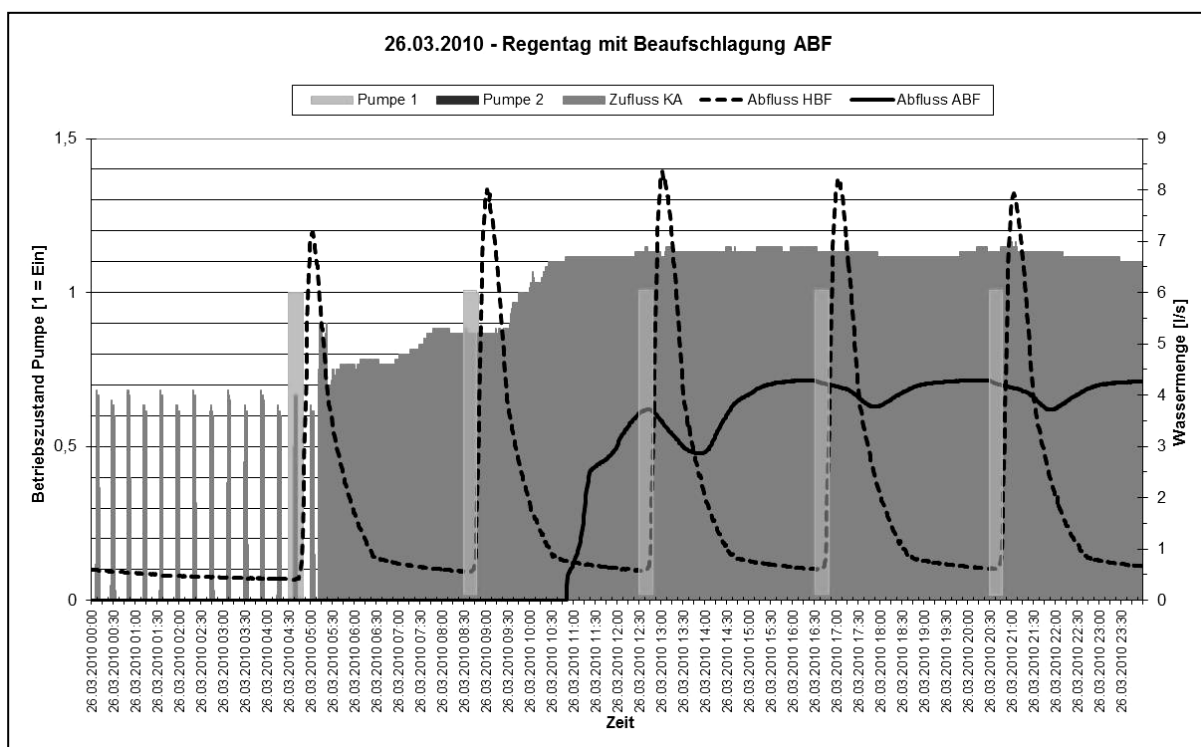


Bild 5.30: Beschickungsintervalle und Abfluss aus den Bodenfiltern der Kläranlage Büschdorf am 26.03.2010

Über das an den am Ortsausgang angeordneten Stauraumkanal angehängte Zulaufpumpwerk wird der Vortrich der Kläranlage Büschdorf während der Nacht intermittierend beschickt. Gegen 5 Uhr begann am 26.03.2010 eine kontinuierliche Beaufschlagung, die sich in den nächsten rund fünf Stunden stufenweise erhöhte, bis sie einen Maximalwert von rund 6,5 l/s erreichte. Dieser Wert stellt sich in Abhängigkeit vom Wasserstand im Stauraumkanal und dem damit korrespondierenden Vordruck der Zulaufpumpen ein. Der 26.03.2010 war ein Starkregentag, der unmittelbar auf einen Trockenwettertag folgte. Gemäß der Niederschlagsmessstation des LUA in Nohn wurde am 26.03.2010 eine Niederschlagshöhe von 13,8 mm aufgezeichnet und am 25.03.2010 kein Niederschlag.

Die Pflanzenkläranlagen mit Lavasand als Filtersubstrat werden nicht kontinuierlich durchflossen. Aus Bild 5.30 ist nicht nur die Beaufschlagung der Kläranlage, sondern auch die Beaufschlagung der Hauptbodenfilter als eine nach Zwischenpufferung im Vorteich beschickte Reinigungsstufe ersichtlich. Beginnend um 4:30 Uhr wurde der HBF 1 im 4-Stunden-Takt beaufschlagt.

Das Abflussverhalten im Bodenfilter während eines Beschickungsintervalls ist in der Regel nahezu gleich, sodass der Verlauf nach den Beaufschlagungen des HBF 1 am 26.03.2010 als repräsentativ einzustufen ist. Das Abflussverhalten stellt sich in der Regel wie folgt dar:

Etwa 20 Minuten nach Beaufschlagungsbeginn erfolgt der Abfluss aus dem HBF. Die Abflussschwelle aus dem HBF klingt nach ca. 1,5 Stunden ab. Die Mengenerfassung mittels des V-Wehrs zeigt zwar im Anschluss einen Wert von rd. 0,1 l/s an, tatsächlich erfolgte jedoch kein Abfluss mehr. Es ist davon auszugehen, dass das im vorangegangenen Beschickungsintervall beaufschlagte vorgereinigte Abwasser die Filterpassage zu diesem Zeitpunkt nahezu vollständig abgeschlossen und sich der Filterkörper weitgehend entleert hat. Die Porenräume sind in diesem Fall nicht mehr mit Wasser befüllt. Dieses Defizit im Bereich der Mengenerfassung führt zu einer fehlerhaften Angabe des Tagesabflusses aus dem HBF, als der Ablauf mit Hilfe eines V-Wehrs gemessen wurde.

Etwa um 10:30 Uhr erreichte am 26.03.2010 das Niveau im Beschickungspumpwerk der HBF und somit damit korrespondierend der Höhenstand im Vorteich sein Maximum, das er mit Ausnahme der Zeit während der Beschickung des HBF 1 im Tagesverlauf konstant beibehielt. Um 10:45 Uhr begann die IDM im Ablauf des ABF einen Ablauf anzuzeigen. Ab diesem Zeitpunkt erfolgte kontinuierlich ein Abfluss aus dem ABF bis zum 30.03.2010.

Aus der graphischen Darstellung zur Beschickungs- und Abflusssituation der Kläranlage Büschdorf am 26.03.2010 wird deutlich, dass bei an Starkregen geprägten Tagen der ABF bei entsprechendem Wasserstand im Vorteich ohne Unterbrechung beaufschlagt wird. Die Abflussmenge aus dem ABF wird auch geprägt durch die Beschickungsintervalle der HBF. Der Abfluss aus dem ABF durchläuft rund eine Stunde nach Ende der Beaufschlagung des HBF einen Tiefpunkt im Rahmen einer leichten Wellenbewegung der Abflusskurve. Es handelte sich am 26.03.2010 beispielsweise um eine temporäre Absenkung von rund 4,3 auf 3,8 l/s.

Der 26.03.2010 stellte den Beginn einer 11-tägigen Regenwetterphase mit sehr unterschiedlicher Niederschlagsmenge dar. Dabei wurde der Ausweichbodenfilter gemäß der Ablaufmengenmessung bis zum 06.04.2010 jeden Tag beaufschlagt, allerdings nicht durchgehend. In Abhängigkeit von der Zuflusssituation der Kläranlage und dem daraus resultierenden Wasserstand im Vorteich kam es an manchen Tagen zu einem sich zufällig aus dem Höhenstand des Vorteichs ergebenden intermittierenden Betrieb des ABF mit entsprechenden Beschickungspausen.

Der Mittelwert der gemessenen Tagesmenge im Ablauf des ABF lag in diesem Zeitraum bei 202,1 m³/d, der Spitzenwert bei 385,5 m³/d. Bezogen auf die Oberfläche des ABF an der Oberkante von 260 m² ergibt sich hieraus eine Flächenbelastung von 777,3 l/(m²*d) im Mittel und von 1.482,7 l/(m²*d) in der Spitze. Diese Werte beziehen sich auf die Tage der Beaufschlagung. Im Gegensatz zu Mittelwerten, die für die HBF über längere Zeiträume ausgewiesen werden, sind hier keine Phasen der Beschickungsrufe wie beim alternierenden Betrieb der HBF eingerechnet. Die starke Belastung des Ausweichbodenfilters in einer länger

andauernden Regenwetterperiode mit höherer Niederschlagsintensität wird an diesem Beispiel für einen über einen Überfall beaufschlagten ABF deutlich. Die Betriebsweise dieses nicht über eine Steuerung intermittierend beaufschlagten ABF der Kläranlage Büschdorf entspricht derjenigen eines Retentionsbodenfilters in der Regenwasserbehandlung.

Bezogen auf die sporadische Beaufschlagung ausschließlich bei Regenereignissen sind auch die an Beschickungstagen intermittierend beaufschlagten Ausweichbodenfilter von Pflanzenkläranlagen wie Biringen, Medelsheim oder Riesweiler mit einem Retentionsbodenfilter vergleichbar, nur dass hier am Beschickungstag eine gezielte Be- und Entlastung des ABF erfolgt.

5.9.2 Sauerstoffregime in Abhängigkeit von der Beaufschlagung

Ein wesentlicher Einflussfaktor auf die Reinigungsleistung in intermittierend betriebenen, vertikal durchströmten Bodenfiltern ist die Sauerstoffversorgung (Platzer 1989; Müller 2002). Zur Charakterisierung der Milieubedingungen werden in diesem Kapitel die Ergebnisse der Messung des Redoxpotenzials in den Lavasand-Bodenfiltern und des Sauerstoffgehalts in deren Ablauf dargestellt. Ziel des obligatorisch alternierenden und intermittierenden Betriebes der Hauptbodenfilter ist u. a. eine stabile Nitrifikation und die Einhaltung des Einleitgrenzwertes für Ammoniumstickstoff, was nur durch aerobe Verhältnisse erreicht werden kann.

Dass aerobe Verhältnisse in einem Bodenfilter vorliegen, kann über Sauerstoffmessungen im Ablauf aus dem Filterkörper aufgezeigt werden. Auf der Kläranlage Riesweiler wurde der Sauerstoffgehalt in dem segmentierten, mit Lavasanden unterschiedlicher Herkunft ausgeführten Hauptbodenfilter gemessen. In Bild 5.31 sind die Ergebnisse der Auswertung der Sauerstoffmessung auf der Kläranlage Riesweiler im Ablauf des sogenannten Forschungsfilters dargestellt. Betrachtet wurden die Jahre 2009 und 2010, in denen die Bodenfilter auf der Kläranlage Riesweiler ohne Einstau der Filterkörper alternierend und intermittierend gemäß den Bemessungsvorgaben betrieben wurden.

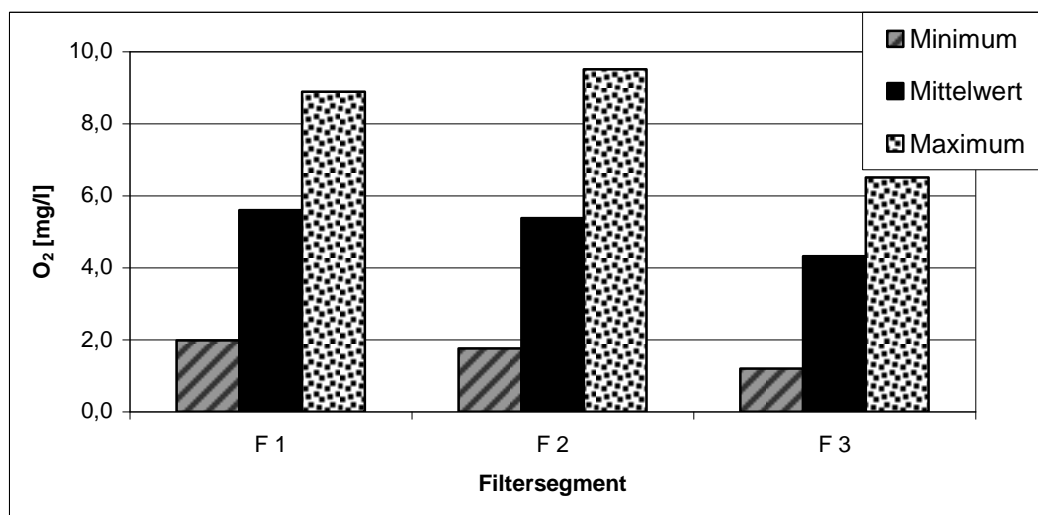


Bild 5.31: Sauerstoffgehalt im Ablauf der drei Segmente des Forschungsfilters der Kläranlage Riesweiler 2009 - 2010

Bei 60 Messungen innerhalb des 2-jährigen Betrachtungszeitraums lag der Sauerstoffgehalt - unabhängig von dem Filtersegment, für das er bestimmt wurde - nie unter 1,2 mg/l. Die Mittelwerte bewegten sich zwischen 4,32 mg/l (F 3) und 5,60 mg/l (F 1). Somit kann man von durchgehend aeroben Verhältnissen in den intermittierend betriebenen Hauptbodenfiltern der Kläranlage Riesweiler in den Jahren 2009 und 2010 ausgehen.

Für den Ausweichbodenfilter, der nur bei Regenereignissen beaufschlagt wird, liegen insgesamt 26 Messungen des Sauerstoffgehaltes im gereinigten Abwasser für die Jahre 2009 und 2010 vor. Die Ergebnisse sind ähnlich derjenigen des zu Forschungszwecken segmentierten Hauptbodenfilters in einem Bereich von 0,81 bis 9,85 mg/l, der Mittelwert beträgt 4,77 mg/l.

Retentionsbodenfilter werden nicht gezielt intermittierend mit festgelegten Mindestbeschickungspausen beaufschlagt. Auch wenn die Filterkörper ähnlich wie die von bewachsenen Bodenfiltern in Pflanzenkläranlagen aufgebaut sind, so hat die abweichende Betriebsweise einen nicht unerheblichen Einfluss auf das Sauerstoffregime im Filterkörper und den Sauerstoffgehalt im Ablauf des RBF. Im Zuge eines Versuchs zur Abbildung extremer Niederschlagsereignisse hat Wozniak (2008) zwei Säulen, eine mit Rundkornsand als Filtersubstrat und eine mit Lavasand, mit 2.500 l/m² beaufschlagt. Es zeigte sich, dass der Sauerstoffgehalt im RBF-Ablauf bei einem Durchsatz von rund 1.000 l/m² immer noch über 4 mg/l war und sich ab ca. 1.600 l/m² unabhängig vom eingesetzten Filtersubstrat 0 mg/l angenähert hatte. Gemäß den Untersuchungen von Wozniak existiert also eine Belastungsgrenze, ab der sich kein Sauerstoff im Filterablauf befindet. Diese Belastungsgrenze ist höher als die hydraulischen Belastungen der Bodenfilter der Pflanzenkläranlage Riesweiler und den vergleichbaren Kläranlagen mit Lavasand als Filtersubstrat. Daraus kann man schließen, dass auch bei höheren hydraulischen Flächenbelastungen als in der Bemessung der betrachteten Lavasand-Bodenfilter (Bemessungsansatz mit 120 l/(m²*d) im alternierenden Betrieb, d.h. mit 240 l/(m²*d) an Tagen der Beaufschlagung) vorgesehen das Abwasser nach der Filterpassage noch sauerstoffhaltig sein kann.

Mittels der Messung des Redoxpotenzials im Filterkörper kann überprüft werden, ob gute Rahmenbedingungen für die Nitrifikation, d. h. aerobe Verhältnisse vorliegen, und wie sich der intermittierende Betrieb auf den Filterkörper auswirkt. Im Zeitraum vom 22.03. bis zum 14.06.2010 wurden im Zuge einer Masterarbeit an der Universität Basel Redoxpotenzialmessungen mit vier Sonden auf der Kläranlage Riesweiler durchgeführt. Diese Messungen erfolgten in zwei der drei Segmente des Forschungsfilters und zwar in denen mit den größten Unterschieden im Hinblick auf die Reinigungsleistung (F 1 und F 3). In jedem der beiden Segmente wurde eine Messung in 20 cm und eine in 70 cm Tiefe durchgeführt (Büschlen, Ott 2011).

Im Zeitraum der Redoxpotenzialmessungen auf der Kläranlage in Riesweiler lag der pH-Wert um 7,5, also im neutralen bis leicht alkalischen Bereich. Die Mittelwerte des Redoxpotenzials an den vorgenannten vier Messstellen in den Filtersegmenten F 1 und F 3 liegen unabhängig von der Messtiefe zwischen 570 und 600 mV (Büschlen, Ott 2011).

Die Redoxpotenzialmessungen belegen also die Ergebnisse der Bestimmung des Sauerstoffgehaltes in dem im Bodenfilter gereinigten Abwasser und bestätigen das Vorhandensein von aeroben Verhältnissen im Filterkörper.

Die zeitliche Variabilität des Redoxpotenzials ist in Bild 5.32 dargestellt.

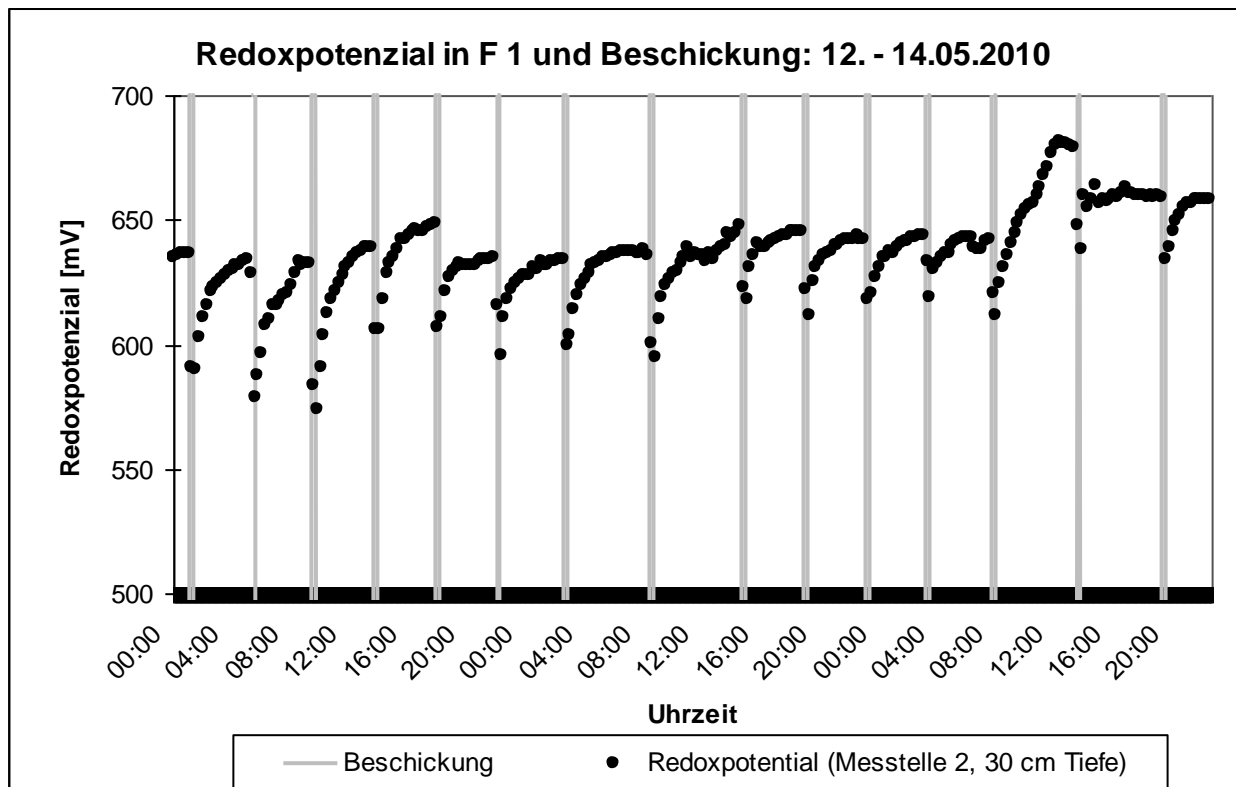


Bild 5.32: Einfluss des intermittierenden Betriebs auf das Redoxpotenzial – Beispiel F 1

Sowohl in F 1 als auch in F 3 fällt das Redoxpotenzial unmittelbar nach einer Beschickung ab und erholt sich im Anschluss wieder. Gemäß den Ergebnissen von Büschlen und Ott (2011) gilt dies auch, wenn sich der Rückgang des Redoxpotenzials nach einer Beaufschlagung in einer Größenordnung von rund 100 bis 150 mV bewegt. Das ist darauf zurückzuführen, dass Luft und somit Sauerstoff nach einem Beschickungsereignis durch Konvektion und Diffusion in den Filterkörper in der beschickungsfreien Zeit eingetragen werden, was letztendlich zur Wiederherstellung aerober Verhältnisse führt.

Aus dem Verlauf des Redoxpotenzials im Zusammenhang mit der Beaufschlagung des Bodenfilters kann schlussgefolgert werden, dass ein intermittierender Betrieb mit schwallweiser Beschickung und ausreichenden Pausenzeiten sich positiv auf die Stabilität der Funktion und Reinigungsleistung eines Vertikalfilters auswirkt. Nicht nur die guten Ablaufwerte der Lavasand-Bodenfilter auf den Pflanzenkläranlagen, sondern auch die Messungen des Redoxpotenzials und des Sauerstoffgehaltes belegen, dass die Festlegungen zur Betriebsweise (Drescher 2003; Drescher, Hasselbach, Rampendahl 2007) der vertikal durchflossenen Bodenfilter mit maximal sechs Beschickungsintervallen pro Tag mit einer Beschickungsdauer von ca. 20 Minuten sich bewährt haben.

Zumindest temporär funktioniert auch eine kontinuierliche Beaufschlagung von vertikal durchflossenen Bodenfiltern. Dieser Sachverhalt kann aus den i.d.R. guten Reinigungsergebnissen der über einen Überfall bei Regenwetter beaufschlagten Ausweichbodenfilter der Kläranlage Büschdorf geschlossen werden. Bei Spitzenbelastungen bis in eine Größenordnung von $1.400 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ und einer die Bemessungsvorgabe übersteigende mittleren Belastung von mehr als $500 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ sowie einer über mehrere Tage

andauernden Beschickung waren jedoch die Ablaufwerte des ABF deutlich schlechter als die der HBF zur gleichen Zeit. Allerdings wurden die HBF alternierend und intermittierend mit einer maximalen Flächenbelastung von 449,2 l/(m²*d) an Beschickungstagen und von 224,6 l/(m²*d) unter Berücksichtigung des alternierenden Betriebs betrieben (vergleiche Kapitel 5.4.1.4.3).

5.9.3 pH-Wert als Randbedingung für die Nitrifikation

Analog zu anderen mikrobiellen Umsetzungsprozessen ist die Nitrifikation stark abhängig vom pH-Wert. Der optimale Bereich für die Nitrifikation liegt zwischen pH 7,5 bis 8,5 (Reinheimer et al. 1988). Der pH-Wert wurde sowohl in den Stichproben im Zu- und Ablauf der Segmente des Forschungsfilters der Kläranlage Riesweiler als auch im Zu- und Ablauf des Vorteiches der Kläranlage Büschdorf und im Ablauf von deren HBF in den 24-h-Mischproben bestimmt. In Bild 5.33 ist die Auswertung des pH-Werts für diese Anlagen dargestellt.

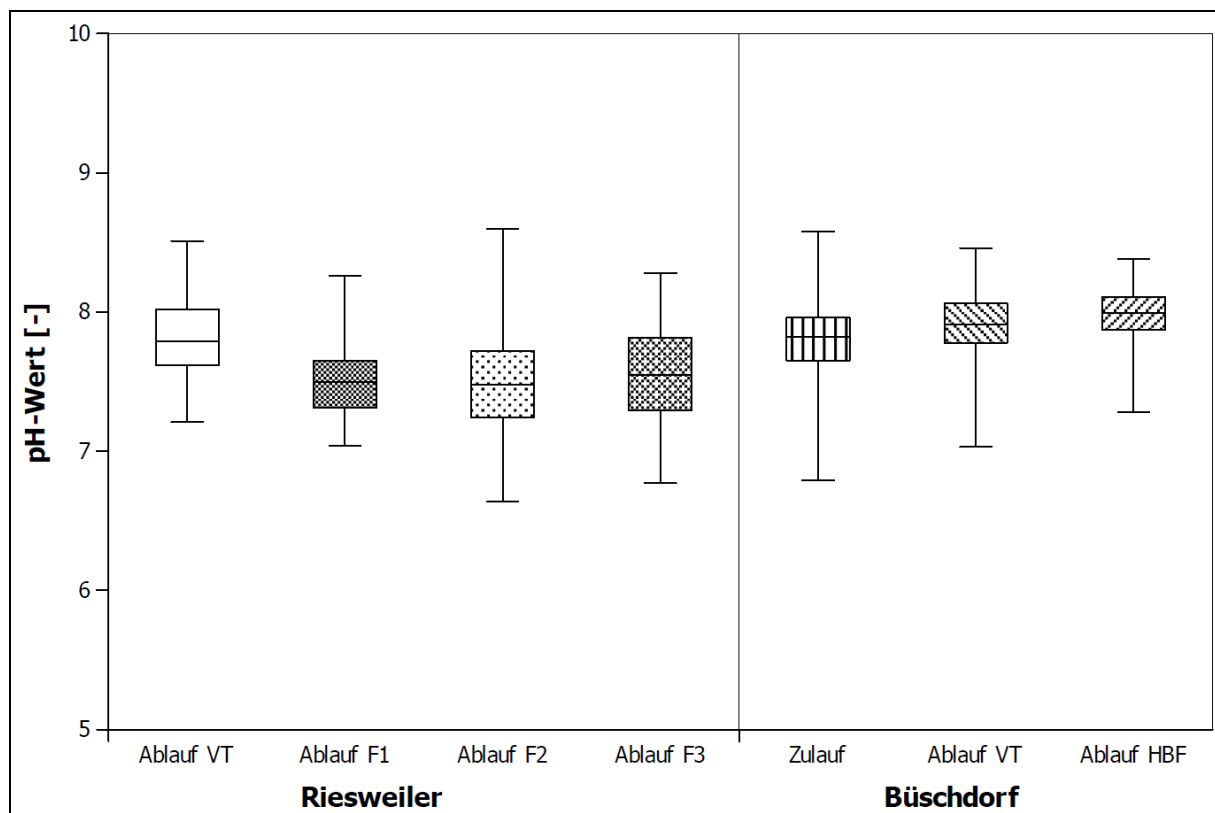


Bild 5.33: Auswertung zum pH-Wert in den verschiedenen Filtersegmenten der Kläranlage Riesweiler (Stichproben) und der einzelnen Anlagenstufen der Kläranlage Büschdorf (24 h-Mischproben)

Der pH-Wert bewegte sich während der Intensivmessprogramme auf der Kläranlage Büschdorf, die im Zeitraum von 2005 bis 2011 durchgeführt wurden, vorwiegend in dem für die Nitrifikation optimalen Bereich, bezogen auf die 24-h-Mischproben. Die Varianz der Werte nimmt nach den beiden Behandlungsstufen, Vorteich und Bodenfilter, ab. Die Milieubedingungen hinsichtlich des pH-Wertes und die sehr guten Nitrifikationsleistungen der Kläranlage Büschdorf (siehe Kapitel 5.3.3 und 5.4.1) korrelieren folglich miteinander.

Die Mediane aus den Stichproben zum pH-Wert in Riesweiler und aus den 24-h-Mischproben in Büschdorf sind im Zulauf der Bodenfilter nahezu identisch. Die pH-Werte, die in Riesweiler in den Jahren 2009 und 2010 im Ablauf der drei Segmente des Forschungsfilters gemessen wurden, sind etwas geringer als diejenigen, die im Ablauf des HBF in Büschdorf festgestellt wurden.

Der Lavasand aus F 1 in Riesweiler und den Filtern in Büschdorf stammt aus dem gleichen Herkunftswerk. Trotzdem kam es im Gegensatz zu den HBF in Büschdorf in F 1 zu einem Absinken des pH-Werts im Ablauf dieses Filtersegments im Vergleich zum Zulauf um rd. 0,5, während der pH-Wert in Büschdorf geringfügig anstieg. Durch die vorliegenden bodenkundlichen Untersuchungen kann dieser Sachverhalt nicht erklärt werden. Allerdings bezieht sich der Vergleich auf Stichproben einerseits und 24-h-Mischproben andererseits. Diese Unterschiede des Einflusses auf den pH-Wert durch die Passage von Bodenfiltern mit Lavasanden gleicher Herkunft und einigen annähernd gleichen bodenphysikalischen Eigenschaften an zwei verschiedenen Kläranlagenstandorten kann auch auf die Zusammensetzung der Biozönose zurückzuführen sein. In den beiden anderen Filtersegmenten in Riesweiler mit anderen Lavasanden als Filtersubstrat stellte sich ebenfalls ein Absinken des pH-Werts durch den Filterdurchgang ein. In diesem Zusammenhang besteht Untersuchungsbedarf.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass sowohl durch die 24-h-Mischproben aus Büschdorf als auch durch die Stichproben aus Riesweiler aufgezeigt werden konnte, dass hinsichtlich des pH-Werts gute Bedingungen für die Abwasserreinigung in den Bodenfiltern herrschen.

5.10 Einstaubbetrieb

5.10.1 Veranlassung

Um einen stabilen Schilfbestand zu erreichen und zu erhalten, benötigen die Schilfpflanzen ausreichend Wasser. Wassermangel kann zu einer Verlangsamung des Wachstums (Kümmerwuchs) in der Hauptvegetationszeit (Mai bis August) und letztendlich auch zu einer Ausbildung von mit dem Schilf konkurrierendem Fremdbewuchs führen. Um Wassermangel in entscheidenden Phasen zu vermeiden, kann ein Bodenfilter temporär im Einstau betrieben werden. Bezogen auf Retentionsbodenfilter geht die DWA (2005) von einem temporären Einstau des Filterkörpers mit Reinwasser im Rahmen der Etablierung des Schilfbestands aus. Geller und Höner (2003) empfehlen zur Unkrautbekämpfung und Stärkung des Schilfwuchses einen Überstau von 4 bis 6 Wochen im Frühjahr, wenn ein übermäßiger Unkrautanteil vorliegt.

Sowohl zu Versuchszwecken im Jahr 2008 auf der Kläranlage Riesweiler als auch um den Schilfwuchs zu fördern, wurden auf verschiedenen Pflanzenkläranlagen Bodenfilter im Voll- bzw. Teileinstau betrieben. Im Jahr 2011 wurden die vier im Bliesgau gelegenen Pflanzenkläranlagen parallel in zwei Phasen eingestaut. Die erste Einstauphase wurde am 03.08.2011 vorbereitet. Am 05.08.2011 waren zumindest die Hauptbodenfilter aller Anlagen eingestaut. Beendet wurde die Einstauphase am 15.09.2011. Auch im Jahr 2012 erfolgte ein Einstau, diesmal von allen Pflanzenkläranlagen mit Lavasand als Filtersubstrat im Saarland.

5.10.2 Auswirkungen auf die CSB-Elimination

Die Mittelwerte der CSB-Ablaufwerte der Kläranlagen Seyweiler, Utweiler, Medelsheim und Riesweiler wurden für das Jahr 2011 insgesamt und getrennt nach Regel- und Einstaubetrieb ausgewertet (siehe Bild 5.34).

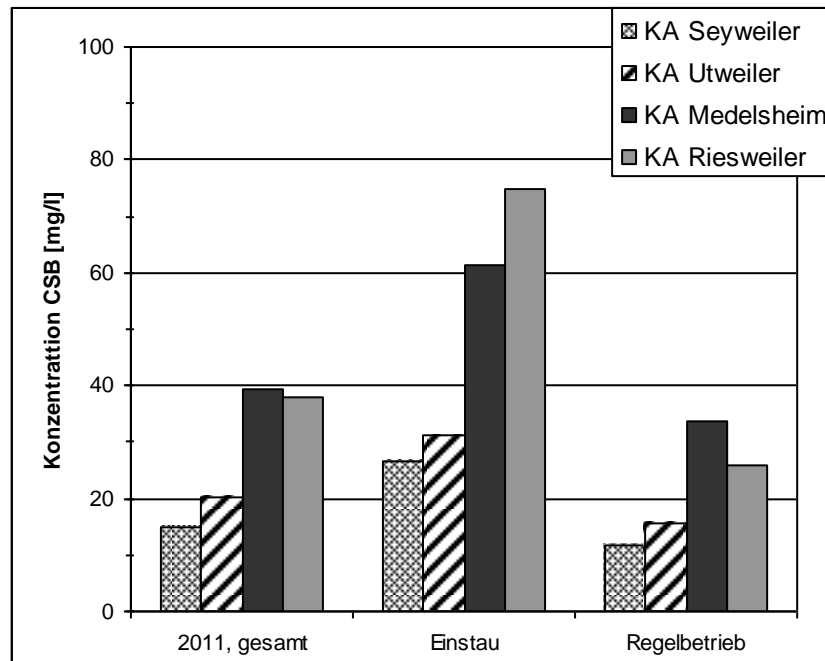


Bild 5.34: Mittelwerte der CSB-Ablaufwerte der Kläranlagen Medelsheim, Riesweiler, Seyweiler und Utweiler, getrennt nach Regel- und im Einstaubetrieb 2011

Im Einstaubetrieb stellen sich die CSB-Ablaufwerte deutlich schlechter als im Regelbetrieb dar. Der Mittelwert in der Einstauphase ist unabhängig von der betrachteten Anlage mindestens doppelt so hoch wie der Mittelwert im Regelbetrieb. Zu beachten ist, dass in der Einstauphase auf der Kläranlage Riesweiler eine mittlere Zulaufkonzentration von 1.316 mg/l vorlag. Allerdings basiert dieser Mittelwert nur auf 3 Proben. In den Sommermonaten weist jedoch die Kläranlage Riesweiler unabhängig vom betrachteten Jahr sehr hohe Zulaufkonzentrationen auf.

In Riesweiler war im Jahr 2011 die CSB-Eliminationsrate im Mittel sowohl in der Einstauphase als auch im Regelbetrieb über 90 %. Der schlechteste Wert wurde nach vier Wochen Einstaubetrieb am 06.09.2011 mit einer Abbauleistung von rund 84 % in der Gesamtanlage festgestellt.

Am gleichen Tag kam es auf der Kläranlage Seyweiler zum schlechtesten errechneten Abbaugrad, allerdings ist festzustellen, dass hier im Zulauf eine ausgeprägte Regenwetterkonzentration von 73,1 mg/l einer Ablaufkonzentration von 44,4 mg/l gegenüberstand. Eine Überschreitung des Ablaufgrenzwertes für den Parameter CSB wurde auf keiner der Kläranlagen in den Einstauphasen gemessen.

5.10.3 Auswirkungen auf die Nitrifikation

Eine Kontrolle des Einstaubetriebes erfolgt über die Messung des Parameters Ammoniumstickstoff im Endablauf, da die Nitrifikation ein sensibler aerober Prozess ist. In

den Betriebsanweisungen des EVS ist festgelegt, dass ein Einstaubetrieb dann aufzuheben ist, wenn der Ammoniumstickstoffwert den Richtwert von 5 mg/l im Ablauf überschreitet. Dieser Richtwert für die Auflösung des Beeteinstaus liegt signifikant unter dem Grenzwert von 10 mg/l. In Bild 5.35 sind die Ganglinien zu den $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerten der vorgenannten vier Kläranlagen im Sommer 2011 vor und während des Einstaubetriebes dargestellt.

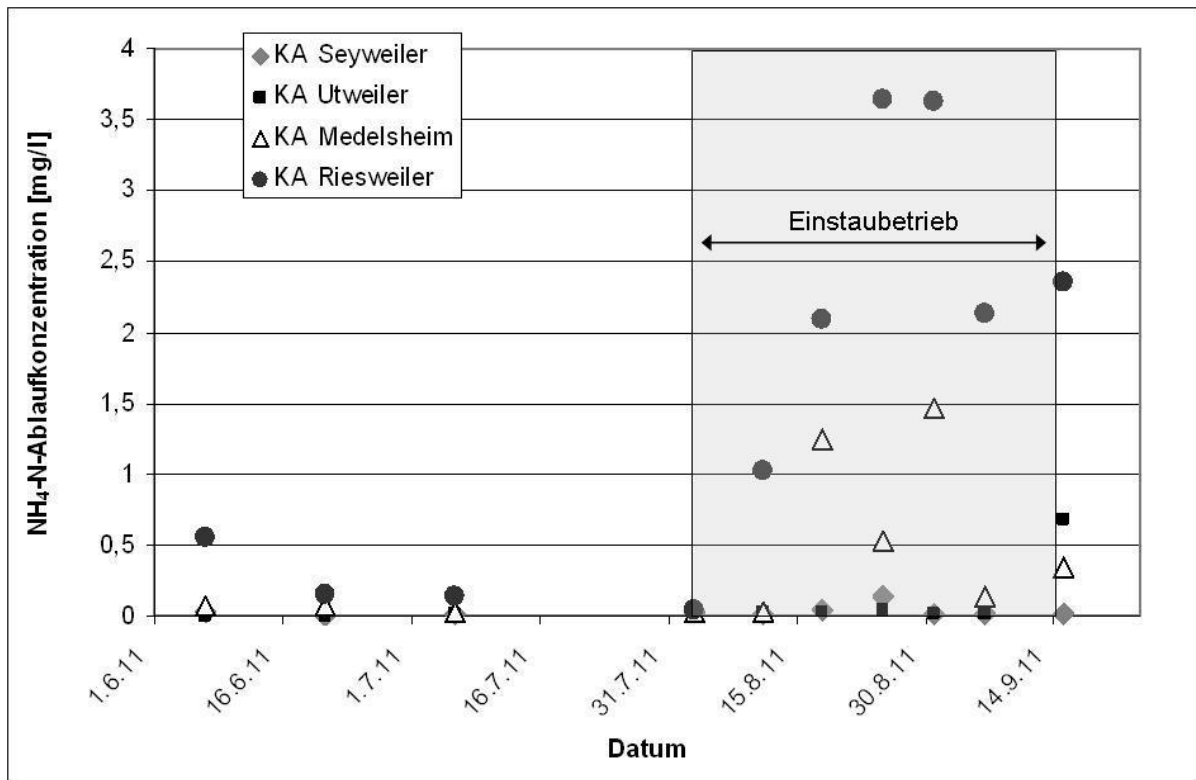


Bild 5.35: Messwerte zum Ammoniumstickstoffablauf der Kläranlagen Medelsheim, Riesweiler, Seyweiler und Utweiler, Juni bis September 2011

In der etwas mehr als fünfeinhalb Wochen dauernden Einstauphase im Sommer 2011 wurde auf keiner der vier Pflanzenkläranlagen im Bliesgau ein Ammoniumstickstoffwert von mehr als 5 mg/l im Ablauf gemessen. Der höchste festgestellte Wert lag bei 3,64 mg/l auf der Kläranlage Riesweiler, wobei dort in dem Einstauzeitraum relativ hohe Zulaufkonzentrationen zwischen 47,5 und 87,0 mg/l gemessen wurden. Die Zulaufkonzentrationen waren im August/September 2011 in Seyweiler größer als 12,9 mg/l, in Utweiler größer als 20,6 mg/l und in Medelsheim größer als 23,1 mg/l, bei Ablaufwerten kleiner als 0,5 mg/l in Seyweiler und Utweiler sowie kleiner als 1,5 mg/l in Medelsheim (siehe Anlage A4). Die Nitrifikation funktionierte also stabil.

Dies wird auch deutlich, wenn man die Ablaufmittelwerte der vier Kläranlagen für das Jahr 2011 insgesamt und getrennt nach Regel- und Einstaubetrieb betrachtet (siehe Bild 5.36).

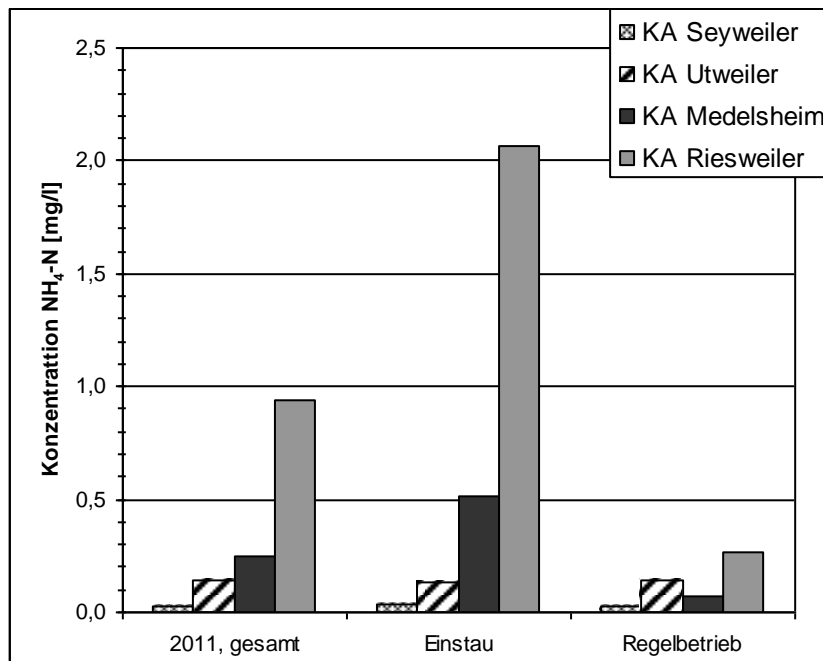


Bild 5.36: Mittelwerte der Ammoniumstickstoffablaufwerte der Kläranlagen Medelsheim, Riesweiler, Seyweiler und Utweiler, getrennt nach Regel- und im Einstaubetrieb 2011

Bei zwei der vier Kläranlagen (Medelsheim und Riesweiler) wirkt sich der Einstaubetrieb negativ auf den Ammoniumablaufmittelwert aus. Dies entspricht auch der Erwartungshaltung. Im Fall der Kläranlage Utweiler sind die Mittelwerte für den Betrachtungszeitraum mit und ohne Einstau nahezu identisch bei 0,13 bzw. 0,14 mg/l. Die Nitrifikation erfuhr bei dieser Anlage erst am Ende der Einstauphase einen leichten Einbruch auf einen immer noch sehr guten Wert von 0,69 mg/l. Ähnliches gilt für die ebenfalls fremdwasserbelastete Kläranlage Seyweiler.

5.10.4 Milieubedingungen während der langen Einstauphase 2008 und Auswirkungen auf die Reinigungsleistung der Kläranlage Riesweiler

Die Kläranlage Riesweiler wurde vom 07.05. bis zum 25.09.2008 sowohl zur Förderung des Schilfbewuchses und der Bekämpfung des Fremdwuchses als auch zu Versuchszwecken fast 5 Monate im Einstau betrieben, zunächst im Einstau bis zur Beetoberkante, im Anschluss ab dem 06.06.2008 im Teileinstau bis ca. 20 cm unter die Oberkante der Bodenfilter.

Durch den Einstau bzw. Teileinstau sind die Randbedingungen für die Abwasserreinigung durch die Reduzierung des Lufteintrags deutlich verändert. Nach wenigen Wochen ändern sich die Milieubedingungen, sodass statt aeroben anaerobe Verhältnisse vorherrschen. Dies kann anhand des Redoxpotenzials verdeutlicht werden (siehe Bild 5.37).

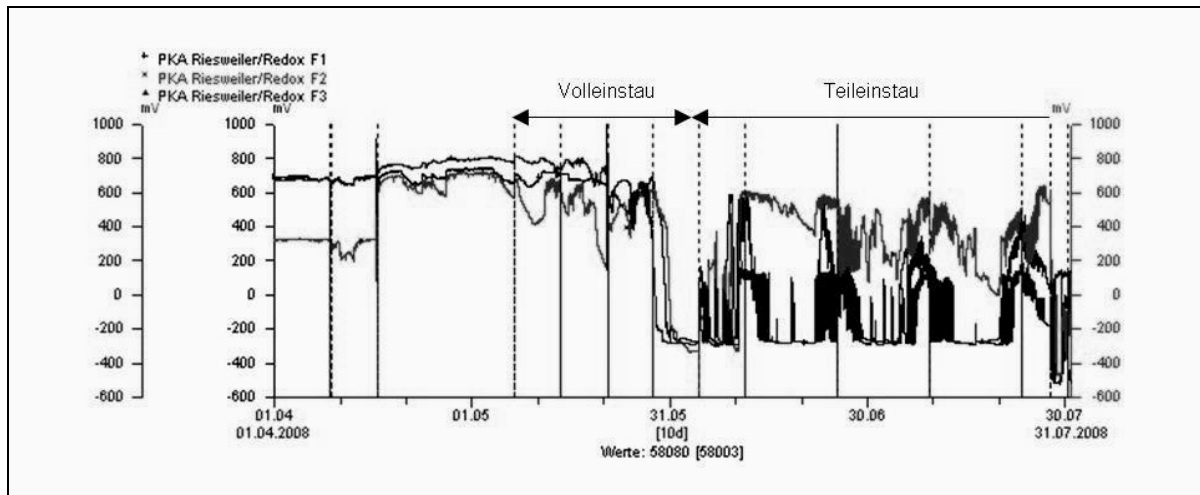


Bild 5.37: Ganglinie Redoxpotenzial im Ablauf der Filtersegmente F 1 bis F 3 der Kläranlage Riesweiler vom 01.04. bis zum 31.07.2008

Die Ganglinie des Redoxpotenzials zeigt einen deutlichen Einbruch, nachdem die Bodenfilter rund drei Wochen im Einstau betrieben wurden. Es stellt sich ein anaerobes Milieu unabhängig vom betrachteten Filtersegment ein. Diese Veränderung der Rahmenbedingungen im Lebensraum der Mikroorganismen führt auch zu einer Veränderung der Reinigungsleistung.

Für den Nitrifikationsprozess wird Sauerstoff benötigt. Insofern ist zu erwarten, dass im Einstaubetrieb mit der Herstellung anaerober Verhältnisse im Bodenfilter eine deutliche Verschlechterung der Ammoniumablaufwerte einhergeht. In den ersten rund drei Wochen des Einstaubetriebes lag das Redoxpotenzial im Ablauf aller drei Segmente des Forschungsfilters über 450 mV mit Ausnahme eines kurzfristigen Einbruchs im Ablauf von F 2. Dies deutet auf eine ausreichende Sauerstoffverfügbarkeit im Filterkörper hin, obwohl dieser voll eingestaut war.

Nachdem das Redoxpotenzial in dem aus dem Bodenfilter ablaufenden Abwasser in den negativen Bereich gekommen war, erfolgte kurzfristig eine Reduzierung des Einstaus auf einen Teileinstau. Daher konnte in den letzten vier Monaten des Einstaubetriebes 2008 in das obere Viertel des Bodenfilters durch Konvektion und Diffusion Luft eingetragen werden. So gelangte immerhin in einen Teilbereich des Bodenfilters Sauerstoff. Daraufhin erholte sich das Redoxpotenzial im aus dem Filterkörper austretenden gereinigten Abwasser zumindest temporär, wenn auch in unterschiedlichem Umfang. In F 1 und insbesondere F 2 stellten sich in den Beschickungswochen auch Werte über 450 mV ein, während parallel für F 3 Redoxpotenziale um 200 mV gemessen wurden.

Im Zuge der Bewertung der Ganglinien des Redoxpotenzials im Ablauf der Filtersegmente F 1 bis F 3 ist zu beachten, dass auf eine Woche mit Beaufschlagung des Forschungsfilters eine Woche der Beschickungsruhe folgt. In diesen Phasen, in denen die Filtersegmente nicht mit frischem mechanisch vorgereinigtem Abwasser beaufschlagt werden, erfolgte die Messung durch die Redoxsonden in dem in Messrinnen stehenden Wasser ohne Austausch. Im Juni/Juli 2008 sank das Redoxpotenzial, das online erfasst wurde, in den Messrinnen im Ablauf von F 1 und F 3 in den Ruhewochen in den negativen Bereich.

Schließt man ausschließlich aus dem Redoxpotenzial im Filterablauf in den Beschickungswochen auf die Nitrifikationsleistung, müssen die Bedingungen in F 2 etwas

günstiger als in F 1 und deutlich besser als in F 3 gewesen sein. Allerdings ist das Redoxpotenzial nicht der einzige Kennwert, der die Rahmenbedingungen für eine gute Nitrifikationsleistung in einem Filtersubstrat darstellt.

Die Messwerte der Ammoniumstickstoffablaufkonzentration der Filtersegmente F 1 bis F 3 sind in Bild 5.38 für den Zeitraum vom 01.04. bis zum 31.10.2008 dargestellt.

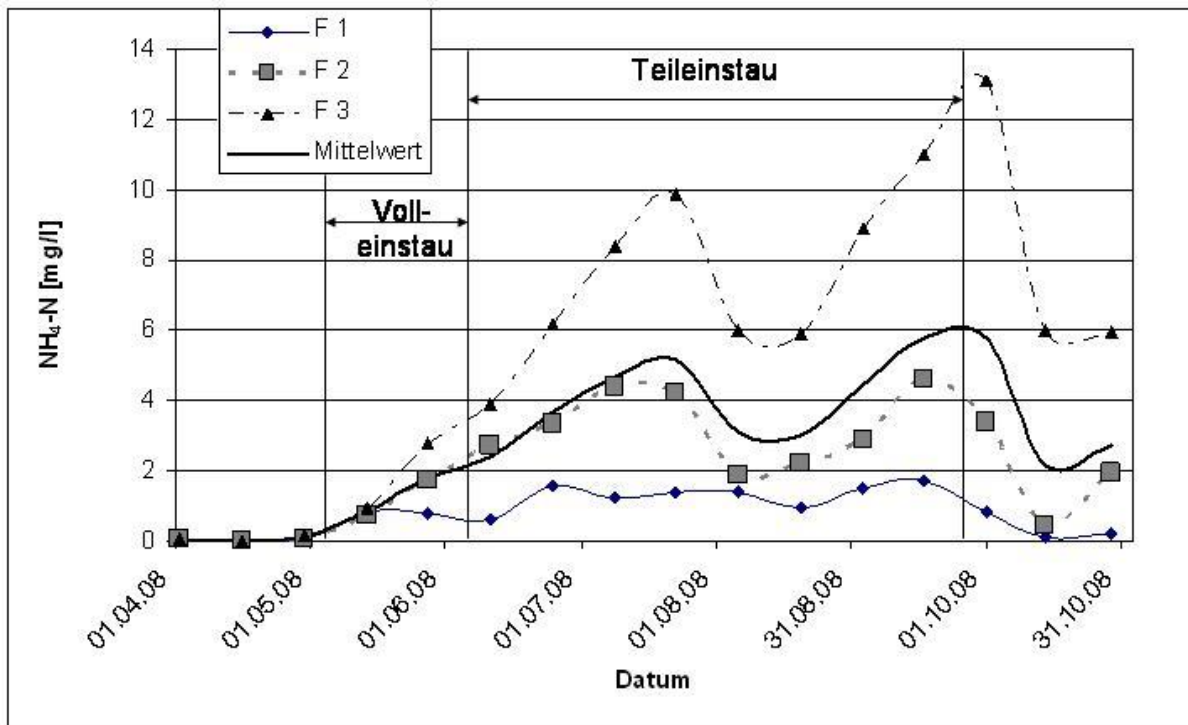


Bild 5.38: Ammoniumstickstoffablaufwerte des Forschungsfilters 01.04. bis 31.10.2008

Ein Anstieg der Ammoniumablaufkonzentrationen ist für alle drei Segmente des Forschungsfilters nach Beginn des Einstaubetriebs zu beobachten. Der Umfang des Anstiegs und die erreichten maximalen Konzentrationen differieren jedoch je nach Segment sehr. Erst nach sieben Wochen Einstaubetrieb überschreitet der Ablaufwert in einem der drei Segmente (F 3) den vom EVS für die Auflösung eines Einstaubetriebes definierten Schwellenwert von 5 mg/l. In den beiden anderen Segmenten wird dieser Wert weder erreicht noch übertroffen. Die vergleichsweise hohen Ammoniumstickstoffwerte im Ablauf von F 3 korrelieren mit den ungünstigen Redoxverhältnissen in diesem Filtersegment während der Einstaubphase.

Die als qualifizierte Stichprobe genommenen Zu- und Ablaufkonzentrationen der Bodenfiltersegmente stehen in einem engen zeitlichen Zusammenhang, da sie während des gleichen Beschickungsvorgangs genommen wurden. Näherungsweise können daher Wirkungsgrade für die einzelnen Segmente ermittelt werden. Die für die 11 Probenahmetage im Einstau- bzw. Teileinstaubetrieb ermittelten Mediane der Nitrifikationsraten sind sehr unterschiedlich. In F 1 und F 2 ergaben sich die Mediane der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Eliminationsraten trotz der für die Nitrifikation ungünstigen Bedingungen zu relativ guten 90,7 % bzw. 79,3 %. Dagegen lag in F 3 die Nitrifikationsrate nur bei 50,0 %.

Der Mittelwert aus den Ablaufwerten der drei einzelnen Filter bewegt sich immer unter dem Ablaufgrenzwert der Kläranlage Riesweiler. Eine Verletzung der Vorgaben aus der Einleiterlaubnis erfolgte demnach in dem nahezu fünfmonatigen Einstaubetrieb nicht. Wäre

in der kompletten Kläranlage in allen Bodenfiltern das Substrat eingebaut, das in F 3 verwendet wurde, wäre es zu einer Grenzwertüberschreitung gekommen.

Auch auf die CSB-Elimination wirkte sich der länger andauernde Einstaubetrieb negativ aus. Dieser Sachverhalt wurde von Bruch, Alewell und Hasselbach (2011) dokumentiert. Zu beachten ist jedoch in diesem Zusammenhang, dass sich die Zulaufkonzentrationen bei Trockenwetterbedingungen im Sommer höher einstellen als in der restlichen Jahreszeit.

Im Rahmen der Eigenkontrolle wurde im Zulauf zur Kläranlage Riesweiler im Zeitraum des Einstaus eine mittlere CSB-Konzentration von 696,8 mg/l gemessen, der im Ablauf ein Mittelwert von 38,6 mg/l gegenübersteht (siehe Anlage A7).

Eine Verschlechterung des CSB-Abbaus wurde auch im Zuge von Säulenversuchen zur Ermittlung von Belastungsgrenzen von Retentionsbodenfiltern von Wozniak (2008) festgestellt. Während unter aeroben Bedingungen eine stabile CSB-Eliminationsrate beobachtet wurde, ging mit dem Einstellen anoxischer bzw. anaerober Verhältnisse eine Verschlechterung der CSB-Reinigungsleistung einher.

In Bild 5.39 ist die Auswirkung des Einstaus auf den Parameter Gesamtphosphor dargestellt.

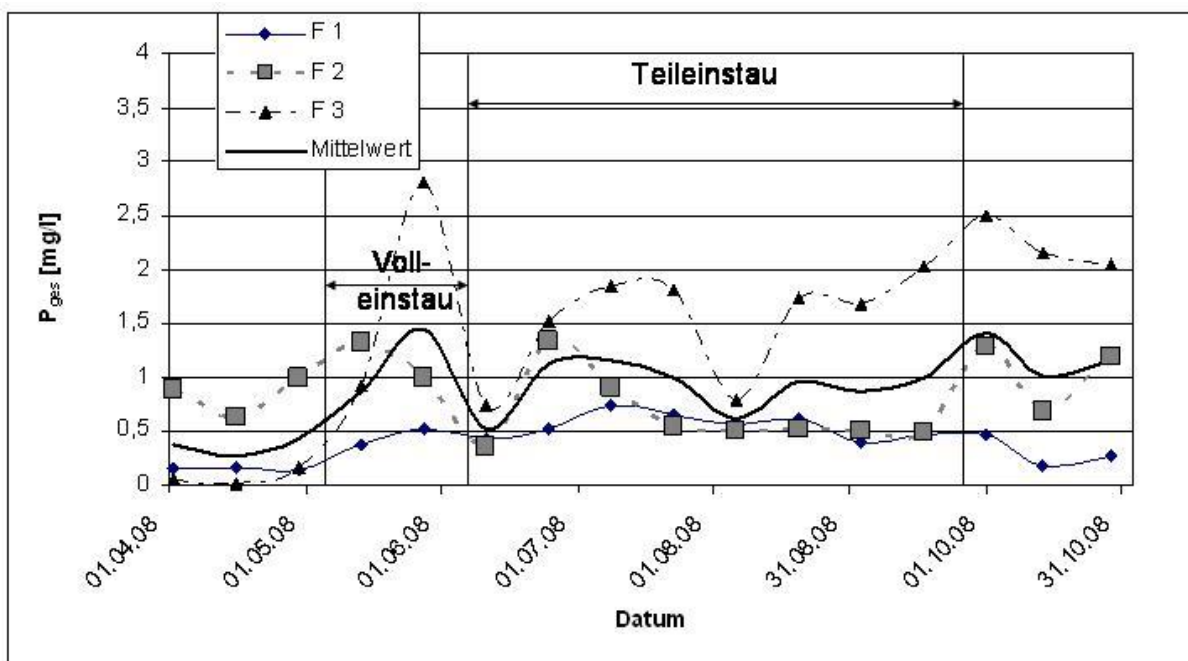


Bild 5.39: Gesamtphosphorablaufwerte des Forschungsfilters 01.04. bis 31.10.2008

Auch beim Parameter Gesamtphosphor weist F 1 die besten Werte über den Betrachtungszeitraum auf. Auffällig ist, dass sich der Ablaufwert für den Gesamtphosphor von F 2 während der zweiten Hälfte der Teileinstauphase verbessert. Lediglich die Ablaufwerte von F 3 verschlechtern sich auch für diesen Parameter in der Einstauphase deutlich. Die Beobachtungen hinsichtlich des Parameters Gesamtphosphor decken sich mit den Ergebnissen von Bruch, Alewell und Hasselbach (2011) zum Parameter Orthophosphat.

Die Mediane der P_{ges} -Eliminationsraten betragen in F 1 und F 2 im Einstau- bzw. Teileinstaubetrieb 84,7 % bzw. 80,4 %, in F 3 dagegen nur 56,5 %.

Deutlich wird, dass die drei Lavasande verschiedener Herkunft mit ihren unterschiedlichen Eigenschaften im Hinblick auf Porosität, spezifischer innerer Oberfläche,

Kationenaustauschkapazität usw. auch im Einstaubetrieb deutlich differierende Reinigungsergebnisse erzielen.

Das Filtersubstrat mit dem größten Porenvolumen sowohl im Mikro- als auch im Mesoporenbereich, eingesetzt in F 1, erzielt die besten Ablaufwerte. Die Substrate in den beiden anderen Filtersegmenten weisen zwar ähnliche Porenvolumina und innere Oberflächen (siehe Kapitel 5.1.2) auf, es ergaben sich aber im Einstau- bzw. Teileinstaubetrieb erkennbar unterschiedliche Redoxpotenziale und Reinigungsergebnisse. Somit sind Porosität und innere Oberfläche nicht die allein entscheidenden Gründe für die Entwicklung der Milieubedingungen und der Reinigungsleistung im Einstau- bzw. Teileinstaubetrieb eines Lavasand-Bodenfilters, so dass hinsichtlich des unterschiedlichen Verhaltens verschiedener Lavasande noch Forschungsbedarf besteht.

Unabhängig von der Herkunft der Lavasubstrate und deren unterschiedlichen Eigenschaften wirken sich die anaeroben Milieubedingungen negativ auf die Reinigungsleistung bei einem längerfristigen Einstau aus. Es zeigt sich jedoch, dass ein Einstaubetrieb begrenzt auf maximal drei bis vier Wochen bei intensiver Kontrolle durchaus vertretbar ist.

Während des vergleichsweise langen Einstaus der Bodenfilter im Jahr 2008 auf der Kläranlage Riesweiler bildete sich auf deren Oberfläche ein Sekundärfilter aus (siehe Bild 5.40). Während des anschließenden regulären intermittierenden Betriebes mit aerobem Milieu im Filterkörper baute sich diese organische Auflage wieder ab. Im Zuge der Vorversuche in Ommersheim hatte sich ebenfalls ein Sekundärfilter auf den Lysimetern ausgebildet, der sich allerdings auch im intermittierenden Betrieb nicht von selbst wieder reduzierte oder vollständig abbaute. Eine negative Auswirkung auf die Reinigungsleistung durch den Sekundärfilter wurde im Rahmen der Lysimeterversuche nicht beobachtet (EVS 2006, Drescher, Hasselbach, Rampendahl 2007).



Bild 5.40: Sekundärfilter auf der Bodenfilteroberfläche der Kläranlage Riesweiler nach Beendigung des Einstaubetriebs im Jahr 2008 (Bruch, Alewell, Hasselbach 2011)

5.10.5 Auswirkungen von Einstauphasen auf den Schilfbestand

Die betrieblichen Erfahrungen mit dem Einstau von Bodenfiltern auf Pflanzenkläranlagen des EVS zeigen, dass ein Einstau aufgrund des hohen Wasserbedarfs der Schilfpflanzen deren Etablierung begünstigt und hilft einen Fremdwuchs zu reduzieren. Dieser Sachverhalt

kann durch die vergleichende Betrachtung des Zustands vor und nach einer Einstauphase verdeutlicht werden (siehe Anlage A9). Exemplarisch ist die positive Entwicklung des Schilfbestands der Kläranlage Riesweiler in Bild 5.41 dargestellt.



Bild 5.41: Bewuchs der Hauptbodenfilter der Kläranlage Riesweiler vor und nach der 2012 durchgeführten Einstaumaßnahme (Foto links: 19.09.2011, Foto rechts: 29.08.2012)

Im Jahr 2011 wurde in Riesweiler bereits zeitweise im Sommer eingestaut, nicht jedoch zu Beginn der Vegetationsperiode. Dagegen wurde 2012 zweimal teilweise eingestaut, einmal in der Entwicklungsphase des Schilfs im Frühjahr und einmal im Hochsommer. Die erste Einstauphase begann am 30.03. mit dem Schließen der Schieber und endete am 08.05. mit der Entleerung der Filterkörper. Der Zeitpunkt des Erreichens des Stauziels im Bodenfilter wurde im Jahr 2012 im Gegensatz zu der am Anfang des Kapitels 5.10.4 beschriebenen Einstauphase 2008, in der das Redoxpotenzial gemessen wurde, nicht dokumentiert. In Trockenwetterphasen dauert es mindestens eine Woche bis ein HBF annähernd vollständig gefüllt ist. Dies wird deutlich, wenn man das Volumen des Filterkörpers einschließlich Drainageschicht (rd. 170 m³) und die 25. Perzentile der wöchentlichen Beschickungsmenge zum Forschungsfilter der Jahre 2008 bis 2010 (130,5 m³/Woche) vergleicht. In vorgenannten Zeitraum im Frühjahr 2012 waren der HBF 1 und der HBF 2 etwa 3 bis 4 Wochen tatsächlich eingestaut.

Der Schilfbestand hat sich in Riesweiler durch die beiden Einstauphasen im Vergleich zum Zustand im Vorjahr signifikant verbessert.

Durch zeitlich auf rund einen Monat beschränkte Einstauphasen mit einem Einstau maximal bis zur Beetoberkante kann Fremdwuchs nicht vollständig eliminiert werden. Zu diesem Zweck wäre ein Überstau der Bodenfilter über einen längeren Zeitraum erforderlich, der wiederum nicht mit den Zielen der Abwasserreinigung im Sinne des Gewässerschutzes und der wasserrechtlichen Rahmenbedingungen in Einklang zu bringen ist.

5.11 Verteilersystem

5.11.1 Allgemeines

Das System zur Verteilung des mechanisch vorgereinigten Abwassers auf einen vertikal durchströmten durchwachsenen Bodenfilter hat als wesentliche Aufgabe eine gleichmäßige Beschickung der gesamten Filteroberfläche. Das Beschickungssystem ist an die zu

beaufschlagende Menge, die einer Austrittsöffnung zugeordnete Filterfläche, den Austrittsdruck und insbesondere an das Filtersubstrat anzupassen.

5.11.2 Untersuchungen zur beaufschlagten Fläche je Beschickungspunkt

Je größer die Infiltrationskapazität eines Filtermaterials – charakterisiert durch den k_f -Wert – ist, umso enger muss das Beschickungsraster gewählt werden. Im deutschen Regelwerk wird die maximal zulässige beschickte Fläche pro Austrittsöffnung mit 5 m² (DWA 2006) und in den österreichischen Normen mit 2 m² (ÖNORM 2009) festgeschrieben. Diese Vorgaben wurden für ein Filtersubstrat mit einem k_f -Wert von 10⁻⁴ bis 10⁻³ m/s (DWA 2006) bzw. von „etwa“ 10⁻⁴ m/s (ÖNORM 2009) aufgestellt. Die Gestaltungsvorgaben des EVS weisen eine zulässige Fläche von 25 m² pro Beschickungspunkt für das Filtersubstrat Lavasand aus (Drescher 2003; Drescher, Hasselbach, Rampendahl 2007).

Laut Nowak und Heise (2007) ist eine ungleichmäßige Verteilung des vorgereinigten Abwassers auf der Filteroberfläche einer von drei wesentlichen Gründen für eine unzureichende Funktion eines vertikal durchströmten Bodenfilters. Die beiden anderen potentiellen Schwachpunkte sind eine nicht ausreichende Vorklärung und eine zu geringe spezifische Filterfläche. Eine dauerhaft gute Funktion kann nur gewährleistet werden, wenn der Filterkörper so vollständig wie möglich für die biologische Reinigung des Abwassers zur Verfügung steht. Grundvoraussetzung hierfür ist eine gleichmäßige Verteilung.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens in Riesweiler wurde aufgezeigt, dass bei gleichzeitiger Beaufschlagung mit der gleichen Abwassermenge und Schmutzfracht sowie dem gleichen Beschickungsraster Lavasande mit einer Körnung von 0/4 mm deutlich unterschiedliche Reinigungsleistungen aufweisen können.

Die schlechtesten Ergebnisse im Hinblick auf den Abbaugrad und die Rückhaltewirkung erzielt dabei das Filtersegment F3, in das der Lavasand eingebaut wurde, der auch im Rahmen der Lysimeterversuche in Ommersheim zum Einsatz kam. Diese Versuche waren die Grundlage für die Entwicklung des Bemessungsansatzes und der Gestaltungsvorgaben des EVS zu Pflanzenkläranlagen mit Lavasand als Filtersubstrat. Im Rahmen der Lysimeterversuche erwies sich der Lavasand aus dem Werk C als leistungsfähiger im Vergleich zu Rheinsand. Die Lysimeter wiesen einen Durchmesser von 1 m auf und erhielten eine punktuelle Beaufschlagung (Drescher 2003; EVS 2006). Der Fokus der Lysimeterversuche lag auf der Ermittlung einer zulässigen hydraulischen Flächenbelastung insbesondere für einen Hauptbodenfilter und einer Beprobung im Hinblick auf den Abbau von Ammoniumstickstoff als Leitparameter. Der als Grundlage für die Entwicklung der Bemessungsvorgaben für einen HBF betriebene Lysimeter 2 bestätigte in einem fast zweijährigen Dauerbetrieb bei einer mittleren Flächenbelastung von 154,9 l/(m²*d) und stabilen Ammoniumstickstoffablaufwerten unter 1 mg/l, dass das gewählte Filtersubstrat für die Verwendung in einem HBF geeignet ist. Mit einem entsprechenden Sicherheitszuschlag wurde auf Basis der Erkenntnisse zu Lysimeter 2 der Bemessungsansatz des EVS für Pflanzenkläranlagen im Mischsystem entwickelt (EVS 2006; Drescher, Hasselbach, Rampendahl 2007).

Der Lavasand aus dem Werk C wurde ausschließlich für die Lysimeterversuche in Ommersheim und für das Forschungsvorhaben im Filtersegment F3 in Riesweiler verwendet. Er kam auf keiner der anderen Pflanzenkläranlagen des EVS zum Einsatz. Die sehr geringen Ammoniumablaufwerte aus den Lysimeterversuchen in Ommersheim bestätigten sich im Dauerbetrieb in Riesweiler nicht, obwohl die mittlere hydraulische

Belastung in diesen Versuchen rund 50 % über dem Mittelwert in den drei ersten Betriebsjahren der Kläranlage Riesweiler ($103 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$) und unterhalb des Bemessungsansatzes des EVS für die Spitzenbelastung lag.

Im Betrachtungszeitraum von der ersten Messung am 07.11.2007 bis zur letzten Probenahme im Rahmen des Forschungsvorhaben am 28.04.2011 wurde im Regelbetrieb ein mittlerer Ablaufwert für Ammoniumstickstoff für F 3 von $2,52 \text{ mg/l}$ ermittelt, wobei die Einstauphase vom 07.05. bis zum 25.09.2008 nicht in die Mittelwertbildung einging. Berechnungsgrundlage sind hierfür 92 im zertifizierten Zentrallabor des EVS nach DIN gemessene Ammoniumstickstoffwerte. Aufgrund des im Vergleich zu Lavasanden anderer Herkunft und Eigenschaften hohen k_f -Wertes (siehe Tabelle 5.2) sickert das vorgereinigte Abwasser nach der Beaufschlagung schneller in den Filterkörper ein und verteilt sich nicht vor dem Versickern über die komplette Filteroberfläche. Im Rahmen der Lysimeterversuche wurde der Filterkörper komplett ausgenutzt, während auf der Kläranlage Riesweiler in F 3 im großtechnischen Maßstab bei einem Beschickungspunkt auf $12,5 \text{ m}^2$ nur ein Bruchteil der Filteroberfläche und aufgrund der vorwiegend vertikalen Strömungsrichtung auch nur ein Teil des Filterkörpers ausgenutzt wurde. Der Lavasand aus dem Werk C, eingebaut in F 3 in Riesweiler, mit einem k_f -Wert von $6,04 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$ benötigt also ein engeres Beschickungsraster als es in Riesweiler gegeben war.

Im Rahmen der Lysimeterversuche, bei denen einem Beschickungspunkt eine Fläche mit 1 m Durchmesser zugeordnet war, erwies sich die Reinigungsleistung in diesem Filtersubstrat – trotz einer schlechteren mechanischen Vorreinigung nur durch einen Grobrechen – als deutlich besser als beim Einsatz des gleichen Substrates in Riesweiler. Die vollständige Ausnutzung des Filterkörpers im Lysimeter und die unzureichende im Forschungsfilter Riesweiler lassen den Schluss zu, dass der Lavasand aus dem Werk C mit seiner im Vergleich zu anderen Lavasanden geringen Porosität und Kationenaustauschkapazität nur geeignet ist, Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen stabil unter 1 mg/l zu erreichen, wenn die beaufschlagte Fläche pro Beschickungspunkt an die substratspezifischen Eigenschaften angepasst ist. Einem Beschickungspot wäre eine deutlich kleinere Fläche als die $12,5 \text{ m}^2$ zuzuweisen, die ihm im Forschungsfilter in Riesweiler zugeordnet ist.

Trotz der schlechten Ausnutzung des Filterkörpers in F 3 werden die Überwachungswerte hinsichtlich des CSB und BSB₅ eingehalten. Soll nur gewährleistet werden, dass die Mindestanforderungen gemäß AbwV (2004) eingehalten werden, kann die bislang gültige Vorgabe zu den einwohnerspezifischen Filterflächen (3 m^2 für HBF/ 1 m^2 für ABF) reduziert werden. Der zusätzliche Grenzwert für $\text{NH}_4\text{-N}$ wurde in F 3 bei einer Abwassertemperatur von mindestens $12 \text{ }^\circ\text{C}$, sowie es im Wasserrechtsbescheid vorgegeben ist, eingehalten.

Diese Ergebnisse deuten auch daraufhin, dass die Vorgaben der DWA und des österreichischen Normungsinstitutes hinsichtlich der Begrenzung der beschickten Fläche je Austrittsöffnung des Verteilersystems für die dort vorgesehenen Filtersubstrate mit einer besseren Infiltrationskapazität als bei dem in F 1 bzw. Büschdorf eingebauten Lavasand zielführend sein können.

Die Unterschiede zwischen den Lavasanden in den Filtersegmenten F 1 und F 3 im Hinblick auf die Infiltration werden am Ende eines Beschickungsvorgangs optisch sehr deutlich. Besonders gut erkennbar waren sie zu dem Zeitpunkt, als die Schilfpflanzen noch sehr klein waren (siehe Bild 5.42).

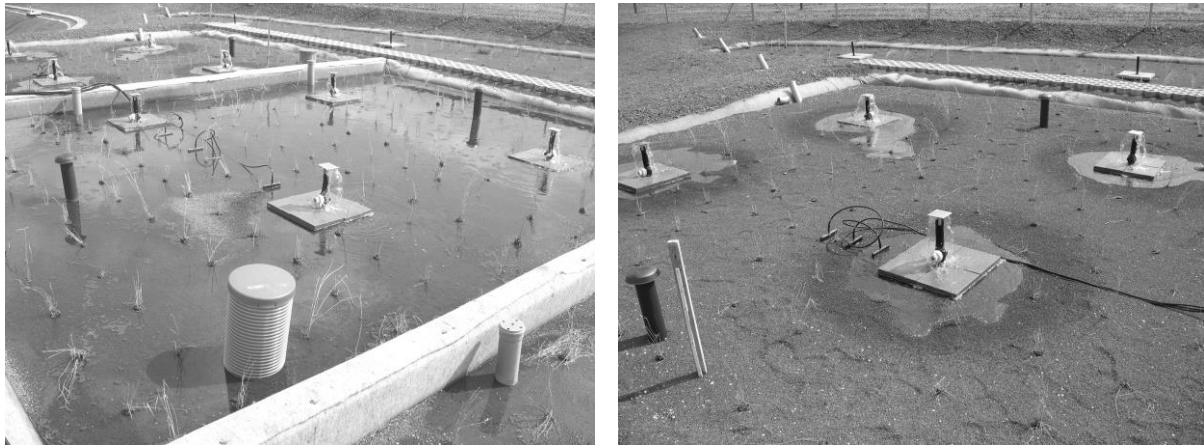


Bild 5.42: Filtersegmente F 1 und F 3 der Kläranlage Riesweiler mit TDR-Messraster unmittelbar vor dem Ende einer Beaufschlagung am 16.04.2008 (Bruch, Alewell, Hasselbach 2011)

Am Ende eines Beschickungsvorganges ist die komplette Filteroberfläche von F 1 benetzt, dadurch erfolgt eine Abwasserreinigung im gesamten Bodenfilter. Dies kann nicht nur anhand des optischen Eindruckes, sondern auch mittels Bodenfeuchtemessung mit TDR-Sonden (Time Domane Reflectometry) nachgewiesen werden (Bruch et al. 2010; Bruch, Alewell, Hasselbach 2011).

Die in F 1 und F 3 eingebauten TDR-Sonden und ihr Abstand zu den Pralltellern ist aus Bild 5.42 ersichtlich. Die Bodenfeuchtemessungen wurden in F 1 und F 3 in drei unterschiedlichen Abständen vom Beschickungspunkt durchgeführt. So wurde für F 3 die Wirkung einer punktuellen Beaufschlagung im Abstand von 0,45, 0,70 und 0,95 m vom Beschickungspot erfasst und ausgewertet (siehe Bild 5.43).

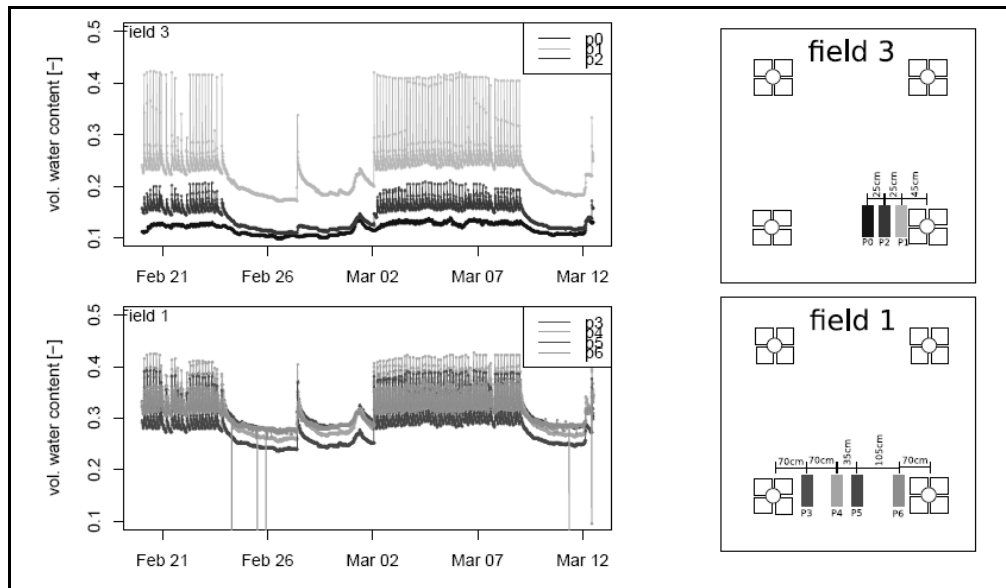


Bild 5.43: Ergebnisse der Bodenfeuchtemessungen in den Filtersegmente F 1 und F 3 der Kläranlage Riesweiler 20.02. – 12.03.2008 (Bruch et al. 2010)

Bei Beschickungsereignissen stellten sich deutliche Unterschiede in Abhängigkeit vom Abstand des Messpunkts zum Beschickungsspot im Hinblick auf die Bodenfeuchte ein. Für

F 3 ergeben sich deutliche Unterschiede bezogen auf den Wassergehalt, wobei Spitzenwerte um rund 40 % in einem Abstand von 0,45 m vom Beschickungspunkt und von rund 10 - 12 % in einer Distanz von 0,95 m gemessen wurden. Letztgenannter Wert liegt kaum über der unabhängig von der Beschickung vorhandenen Grundfeuchte. Somit belegen die TDR-Messungen, dass der Filterkörper von F 3 in einem Umkreis mit einem Radius von weniger als 0,95 m um einen Beschickungspunkt während eines Beschickungsereignisses ausgenutzt wird.

Für F 1 wurden unabhängig vom Abstand vom Beschickungspunkt, selbst in einer Entfernung von 1,75 m, Bodenfeuchtwerte um 40 % während der Beschickung gemessen. Der Filterkörper wird vollständig ausgenutzt. Darüber hinaus lag in F 1 eine deutlich höhere Grundfeuchte als in F 3 vor. (Bruch et al. 2010; Bruch, Alewell, Hasselbach 2011).

Die geringere Infiltrationskapazität des Lavasandes aus dem Werk A, eingesetzt im Filtersegment F 1 in Riesweiler und in allen Bodenfiltern der Kläranlage Büschdorf, bedingt, dass die Reinigungsleistung trotz eines in Relation zu den Vorgaben der DWA (2006) und der ÖNORM (2009) sehr weit gefassten Beschickungsrasters ausgesprochen gut ist und sich auf dem Niveau der Ergebnisse der Lysimeterversuche bewegt, bei denen ein Beschickungspunkt auf 0,8 m² Filteroberfläche kam.

5.11.3 Betriebserfahrungen

Ein sehr engmaschiges Verteilersystem führt in der Regel auch zu einem größeren Aufwand bei der Realisierung und dem Betrieb. Insofern ist auch aus betrieblicher Sicht der Einsatz eines weiteren Beschickungsrasters zu bevorzugen, sofern dieses optimal auf das eingesetzte Filtersubstrat abgestimmt ist.

Nicht nur im Hinblick auf die an einem Beschickungspunkt beaufschlagte Filterfläche weicht das Beschickungssystem der anderen vom EVS betriebenen, jedoch nicht nach seinem eigenen Konzept gestalteten Pflanzenkläranlagen von dem Verteilersystem ab, das der EVS in seinem Konzept vorgesehen hat. Einer Beaufschlagung der HBF mittels Pumpen, dem Austritt aus einer Düse und einer Verteilung durch eine Prallplatte steht eine Schwallbeschickung aus einem Vorlagebehälter im Freispiegel mit gelochten auf den Filterkörper aufgelegten PE-Schläuchen gegenüber (siehe Bild 4.7). Dieses Konzept eines Systemanbieters, das auf dem Heberprinzip beruht, entspricht den Vorgaben des DWA A 262.

Erfolgt die Verteilung über auf der Oberfläche des bewachsenen Bodenfilters aufgelegte gelochte Rohre, besteht die Gefahr, dass Pflanzen in diese Löcher hineinwachsen oder sonstige Verstopfungen auftreten. Zu kleine Austrittsöffnungen verstopfen leicht, zumal im Ablauf einer Vorklärung noch mit abfiltrierbaren Stoffen zu rechnen ist. Insbesondere Fasern können zu Beeinträchtigungen der Verteilungseinrichtung führen. Eine korrekte hydraulische Dimensionierung der Verteilungsröhre ist unabhängig vom Verteilungssystem (Pumpe, Heber, Gestaltung der Austrittsöffnung usw.) eine wichtige Voraussetzung für die Funktion eines bewachsenen Bodenfilters (Heise, Nowak 2007).

Ein wesentlicher Faktor ist, dass der sogenannte Schwallbeschicker funktioniert, d.h., dass sich der Behälter komplett füllt, sich stoßartig entleert und der Auslass wieder dicht verschlossen wird.

Ist die mechanische Vorreinigung unzureichend und werden in den Schwallbeschicker langfaserige Stoffe eingetragen, kommt es zu Ablagerungen, die ein dichtes Verschließen des

Auslasses nach einem Beschickungsvorgang verhindern können. Aus dem folglich undichten Schwallbeschicker werden dann die Pflanzenbeete nicht chargenweise sondern kontinuierlich mit einer geringen Menge und einem nicht ausreichenden Vordruck beschickt, sodass sich auf den Vertikalfiltern eine ungleiche Verteilung einstellt. Gleichzeitig kann es zu Ablagerungen von abfiltrierbaren Stoffen in der Leitung zwischen dem Schwallbeschicker und den Bodenfiltern sowie in den Verteilerrohren kommen. Diese Verstopfungen fördern weiter eine Ungleichverteilung. Nur durch regelmäßige Spülung können betriebliche Probleme vermieden werden. Diese Problemstellung tritt auf der Kläranlage Reidelbach regelmäßig auf.

Der kritische Punkt bei dem System mit Beschickung über Pumpen und Verteilung über von unten aus einer Druckleitung beaufschlagten Pralltellern ist die Austrittsdüse. Hier kann es zu Verstopfungen kommen. Es bedarf regelmäßiger Kontrollen. Eine händische Säuberung mittels eines Schraubenziehers ist in der Regel ausreichend. Um eine Ungleichverteilung zu vermeiden, führt das Kläranlagenpersonal bei seinen zweiwöchentlichen routinemäßigen Anlagenbesuchen Sichtkontrollen durch und überprüft jeden Beschickungsspot einzeln in einem zweimonatigen Rhythmus im Hinblick auf Verstopfungen.

5.11.4 Fazit

Lavasande als Naturmaterial weisen je nach Herkunftssteinbruch aufgrund verschiedener bodenphysikalischer Eigenschaften eine unterschiedliche Infiltrationskapazität auf, was bei einem weitgefassten Beschickungsraster zu einem unterschiedlichen Ausnutzungsgrad der Filterkörper führen kann. Daher ist eine substratabhängige Zuweisung einer maximalen Fläche je Beschickungspunkt erforderlich. Dieser Sachverhalt wird besonders deutlich durch die guten Ammoniumstickstoff-Eliminationsraten in dem aus dem Werk A stammenden Filtersubstrat im Segment F 1 in Riesweiler und in dem aus dem Werk C stammenden Filtersubstrat bei vollständiger Ausnutzung des Filterkörpers im Lysimeter in Ommersheim, dem deutlich schlechtere Nitrifikationsleistungen bei unvollständiger Ausnutzung des Filters in F 3 gegenüberstehen. Im Umkehrschluss heißt das, dass für das Substrat in F 3 die einem Beschickungspunkt zugeordnete Fläche (12,5 m²) zu groß ist.

5.12 Vergleich von Lavasand und Rundkornsand als Filtersubstrat

5.12.1 Allgemeines

Lavasande weisen deutlich andere physikalische und chemische Eigenschaften auf als fluviatile Rundkornsande. Exemplarisch verdeutlicht wurde dies in Kapitel 5.1 auf der Basis der Ergebnisse der Partikelanalytik zu den Kläranlagen Büschdorf, Medelsheim und Riesweiler mit Lavasand als Filtersubstrat und Vogelsbüsch mit einem Rundkornsand als Filtermaterial. Es konnte aufgezeigt werden, dass die bezogen auf ihre Bodeneigenschaften unterschiedlichen Lavasande aus verschiedenen Steinbrüchen nicht zu vernachlässigende Unterschiede in der Abwasserreinigung bewirken. Bezogen auf die Substrateigenschaften gibt es zwischen Lavasanden und Rundkornsanden noch größere Differenzen als bei den Lavasanden untereinander. Bei dem in der Kläranlage Vogelsbüsch verwendeten Substrat handelt es sich um einen phasenreinen α -Quarz mit einer klaren Rundkornstruktur. Dagegen weisen Lavasande eine inhomogene und zerklüftete Struktur auf, was zu einem deutlich höheren Anteil an feinen Poren und einer deutlich höheren spezifischen Oberfläche führt (siehe Kapitel 5.1).

Um die Unterschiede im Hinblick auf die Reinigungsleistung herauszuarbeiten, wurden drei Pflanzenkläranlagen des EVS, die im Rahmen von funktionalen Ausschreibungen von einem Systemanbieter mit Rundkornsand als Filtersubstrat für Einzugsgebiete im Mischsystem realisiert wurden, mit drei Pflanzenkläranlagen gemäß der Konzeption des EVS mit Lavasand als Filtersubstrat verglichen.

Ausgewertet wurden für die Kläranlagen Altland, Vogelsbüsch, Reidelbach, Büschdorf und Riesweiler die Betriebsdaten von der Inbetriebnahme bis zum 31.12.2011. Dabei wurde im Fall der Kläranlage Riesweiler die Dauereinstauphase vom Mai bis zum September 2008 ausgeklammert. Durch die Verwendung der Daten aus dem Endablauf erfolgt für diese Anlage keine Differenzierung des beprobten Abwassers nach der Herkunft (Forschungsfilter mit F 1, F 2 und F 3, 2. HBF oder ABF). Da das Einzugsgebiet der Kläranlage Heisterberg erst Ende Juni 2009 vollständig angeschlossen war, wurden nur Analyseergebnisse ab diesem Zeitpunkt bis Ende 2011 ausgewertet.

5.12.2 Hydraulische Belastung der Rundkornsandbodenfilter

Die Mengen, mit denen die Bodenfilter der Kläranlagen Altland, Vogelsbüsch und Reidelbach beaufschlagt werden, können ermittelt werden, indem die Entleerungshäufigkeit des Schwallbeschickers automatisch gezählt wird. Es hat sich gezeigt, dass diese Art der Mengenerfassung fehleranfällig ist. Der akkubetriebene Zähler kann sowohl hängen bleiben als auch eine Beaufschlagung mehrfach erfassen. Auch wenn das Kläranlagenpersonal bei der Inspektion der drei unbesetzten Trabantenanlagen im Jahr 2011 ein besonderes Augenmerk auf die Überprüfung der Funktion des Zählers und die Plausibilität der Mengenerfassung gelegt hat, sind die ermittelten Mengen als nicht exakt einzustufen. In den Jahren 2009 und 2010 gab es zumindest in Altland und Vogelsbüsch Probleme mit dem Mengenerfassungssystem. Für diese beiden Anlagen wurde daher der Mittelwert der Beschickungsmengen aus den beiden Jahren 2008 und 2011 gebildet, während für die Kläranlage Reidelbach der komplette Zeitraum von 2008 bis 2011 ausgewertet wurde. Zu beachten ist, dass in Reidelbach des öfteren Probleme mit dem Schwallbeschicker (Verstopfungen) auftreten und somit die Erfassung der Häufigkeit der Beschickungsphasen nicht exakt ist.

Bei Betrachtung der Jahre 2008 und 2011 ergibt sich die mittlere hydraulische Flächenbelastung der Bodenfilter der Kläranlagen Altland und Vogelsbüsch zu rund $38 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ bzw. $60 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. Durch Mittelwertbildung aus den erfassten Mengen für die Jahre 2008 bis 2011 kann die Flächenbelastung für die Kläranlage Reidelbach mit rund $38 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ abgeschätzt werden, wobei im Jahr 2008 die höchste Belastung mit rund $45 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ festgestellt wurde.

Die vorgenannten flächenspezifischen Belastungsdaten beziehen sich auf die gesamte zur Abwasserreinigung zur Verfügung stehende Filteroberfläche, die aufgeteilt in zwei vertikal durchflossene Bodenfilter bereitgestellt wird. Die Gesamtfläche bei Kläranlagen gemäß der Konzeption des EVS im Mischsystem setzt sich aus drei Einzelflächen zusammen (2 HBF und 1 ABF). Entsprechend der Bemessungsvorgaben weisen sowohl die nach den Vorgaben des Systemanbieters gestalteten PKA als auch diejenigen gemäß der Konzeption des EVS die gleiche einwohnerspezifische Fläche auf ($4 \text{ m}^2/\text{EW}$).

5.12.3 CSB-Elimination

Alle ausgewählten Anlagen weisen, bezogen auf die Zulaufkonzentrationen, ähnliche Rahmenbedingungen auf. Der Leistungsvergleich umfasst die Kläranlagen Altland, Vogelsbüsch und Reidelbach mit mittleren CSB-Zulaufkonzentrationen von 401,9 bis 578,5 mg/l einerseits und die Kläranlagen Büschdorf, Heisterberg und Riesweiler mit mittleren CSB-Zulaufkonzentrationen von 406,7 bis 537,7 mg/l andererseits im jeweiligen Betrachtungszeitraum gemäß Kapitel 5.12.1. Die Mittelwerte der CSB-Ablaufkonzentrationen sind in Bild 5.44 dargestellt.

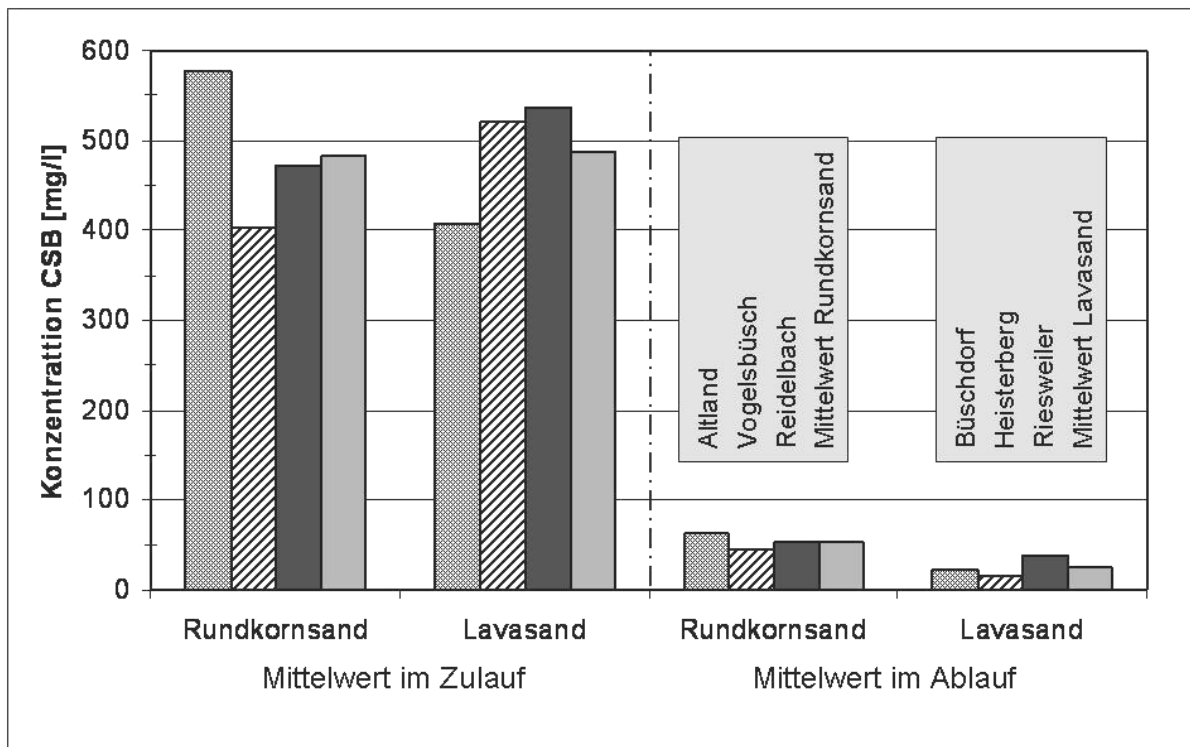


Bild 5.44: Vergleich der CSB-Mittelwerte im Zu- und Ablauf von Pflanzenkläranlagen mit Rundkorn- und Lavasanden als Filtersubstrat

Die einem Datenbestand von insgesamt 564 Wertepaaren zuzuordnenden Ergebnisse für die Kläranlagen mit Rundkornsanden als Filtersubstrat sind bezogen auf den Parameter CSB deutlich schlechter als diejenigen der Pflanzenkläranlagen gemäß der Konzeption des EVS mit Lavasand als Filtermaterial. Letztere erzielen weniger als halb so hohe mittlere Ablaufwerte als die Anlagen gemäß der Konzeption des Systemanbieters (25,3 mg/l im Vergleich zu 53,8 mg/l), bei nahezu identischen mittleren Zulaufkonzentrationen (488,5 mg/l im Vergleich zu 484,4 mg/l). Allerdings halten alle Anlagen, unabhängig von der verwendeten Art der Vorreinigung (Trichterbecken als Grobentschlammung in Heisterberg, belüftete Vorteiche in Altland, Büschdorf und Riesweiler sowie unbelüftete Teiche in Vogelsbüsch und Reidelbach) und vom Filtersubstrat, die Mindestanforderung hinsichtlich des CSB gemäß Abwasserverordnung (2004) sicher ein. Der größte 85%-Wert im Ablauf einer dieser Pflanzenkläranlagen wurde in Altland mit 102 mg/l gemessen.

5.12.4 Nitrifikation

Die Kläranlagen Altland, Vogelsbüsch und Reidelbach wurden lediglich zur Einhaltung der Mindestanforderungen gemäß Abwassertverordnung (2004) bemessen. Einen Grenzwert bezogen auf Ammoniumstickstoff müssen sie im Gegensatz zu den Lavasand-Kläranlagen des EVS nicht einhalten. Die spezifische Oberfläche der Bodenfilter liegt anlagenspezifisch bei 4,0 bis 4,8 m²/EW und ist also nicht kleiner als die einwohnerspezifische Gesamtfläche der Lavasand-Bodenfilter, die für das Reinigungsziel Nitrifikation konzipiert sind. Der wesentliche Unterschied ist nicht die Größe des Filters sondern das verwendete Substrat.

In Bild 5.45 ist das Ergebnis der Auswertung der Zulaufdaten der sechs exemplarisch ausgewählten Pflanzenkläranlagen im Hinblick auf den Parameter Ammonium dargestellt.

Die Kläranlage Altland weist eine starke Ammoniumstickstoff-Zulaufbelastung auf. Die Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf der Kläranlagen Vogelsbüsch, Reidelbach, Büschdorf und Riesweiler sind bezogen auf den Mittelwert sehr ähnlich, der bei diesen Anlagen im Bereich von rund 30 mg/l liegt (siehe Anlage A7).

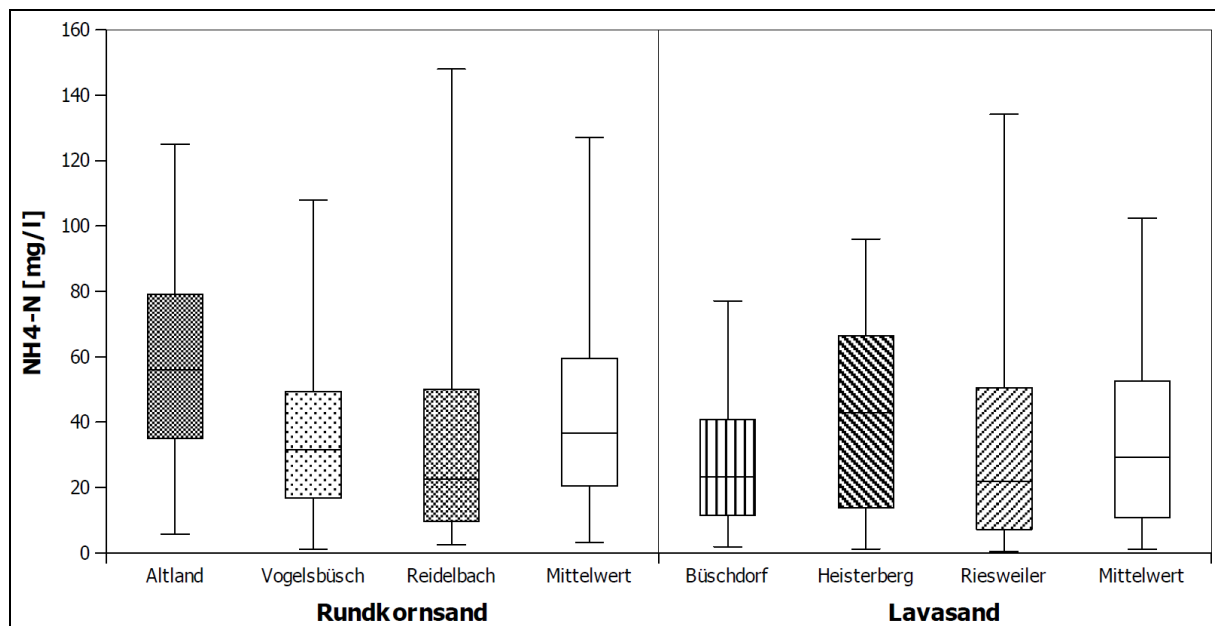


Bild 5.45: Statistische Auswertung der NH₄-N-Zulaufdaten von Pflanzenkläranlagen mit Rundkorn- und Lavasanden als Filtersubstrat

Bild 5.45 ist zu entnehmen, dass lediglich im Fall der Kläranlage Vogelsbüsch der Median ungefähr dem vorstehend angegebenen Mittelwert entspricht. Der Median der NH₄-N-Zulaufkonzentration ist bei den Pflanzenkläranlagen Reidelbach, Büschdorf und Riesweiler deutlich geringer als der Mittelwert. Er liegt zwischen 21,8 und 22,6 mg/l. Insbesondere die Kläranlagen Reidelbach und Riesweiler sind von Belastungsspitzen bezogen auf den Parameter Ammoniumstickstoff geprägt, was sich in vergleichsweise hohen Maxima niederschlägt. Der Mittelwert der Mediane der Zulaufkonzentrationen ist bei den Lavasand-Anlagen rund 20 % niedriger als bei den Rundkornsand-Anlagen, der Mittelwert der 75. Perzentilen dagegen nur etwa 11,6 %.

In Bild 5.46 ist die statistische Auswertung der Ablaufwerte der 6 betrachteten Kläranlagen dargestellt.

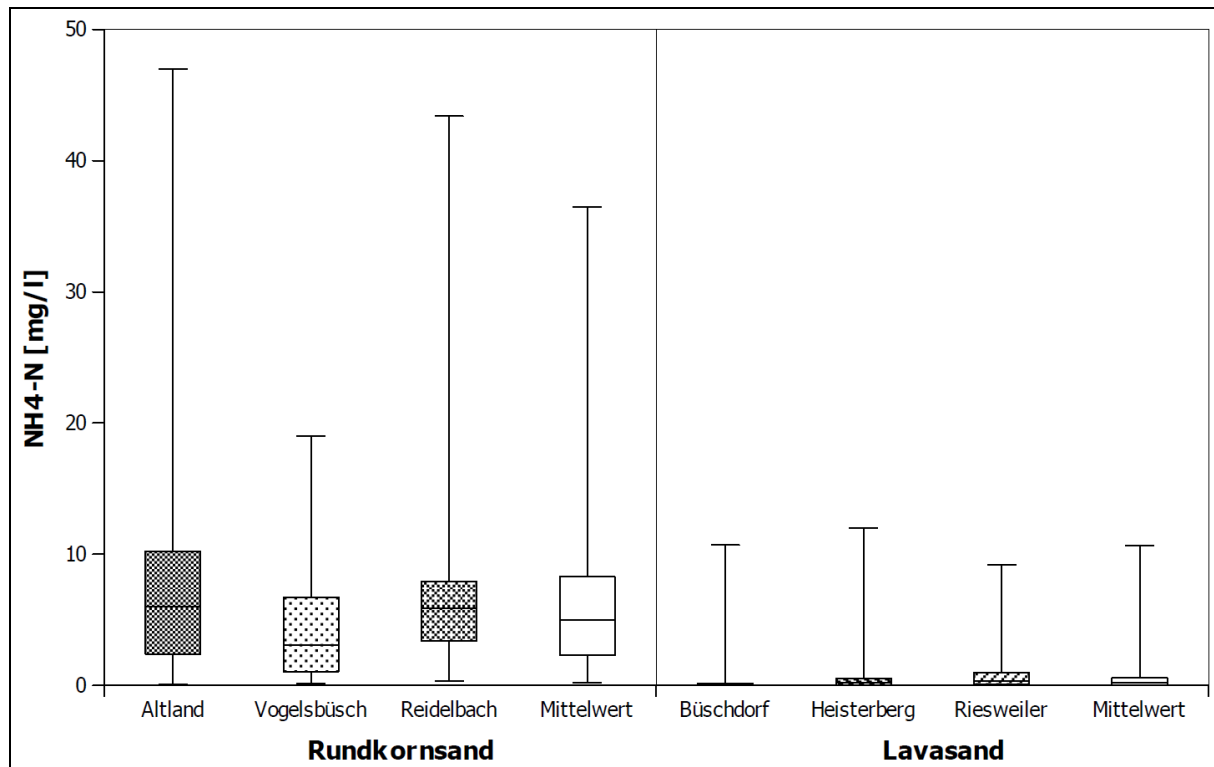


Bild 5.46: Statistische Auswertung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufdaten von Pflanzenkläranlagen mit Rundkorn- und Lavasanden als Filtersubstrat

Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte der Pflanzenkläranlagen mit fluviatilen Rundkornsanden als Filtersubstrat sind signifikant schlechter als diejenigen bei den Lavasand-Anlagen. Der kleinste Median einer Rundkornsand-Anlage (Vogelsbüsch, 3,05 mg/l) ist etwa neunmal so groß wie der für die Kläranlage Riesweiler (0,34 mg/l) und mehr als hundertmal so groß wie der für die Kläranlage Büschdorf (0,03 mg/l). Die 75. Perzentilen der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte der Kläranlagen Büschdorf, Heisterberg und Riesweiler, die alle im Bereich von 1,0 mg/l bzw. wesentlich darunter liegen, sind sogar geringer als die 25. Perzentilen für die Kläranlagen Altland, Vogelsbüsch und Reidelbach mit Werten von 1,06 – 3,38 mg/l. Durch diesen Sachverhalt wird besonders deutlich, wie viel weiter die Nitrifikation bei den Anlagen mit Lavasand als Filtersubstrat als bei denen mit Rundkornsanden geht.

Ermittelt man eine Nitrifikationsrate für die Gesamtanlage, bestehend aus Vorreinigung und Bodenfiltern, vereinfachend aus den Medianen der Zu- und Ablaufkonzentrationen liegt diese bei den Lavasand-Anlagen höher als 98 %

Die Nitrifikationsleistung eines Lavasandes mit im Vergleich zu den Rundkornsanden geringerer Infiltrationskapazität, höherer spezifischer Oberfläche und Porosität sowie hoher Kationenaustauschkapazität wie in Büschdorf führt zu einer fast vollständigen Nitrifikation (99,9 %), während die betrachteten Rundkornsand-Anlagen Eliminationsraten von 73,9 bis 90,3 % aufweisen.

Nicht berücksichtigt wurde bei dieser Art der Ermittlung der Nitrifikationsraten, dass auch organischer Stickstoff in Nitrat umgewandelt wird.

Gemäß den Daten des EVS sind Lavasande deutlich besser zur Nitrifikation als Filtersubstrat in bewachsenen Bodenfiltern geeignet als Rundkornsande. Der Vergleich basiert jedoch auf Konzentrationen nicht auf Frachten. Für einen abschließenden Vergleich ist darüber hinaus die hydraulische Belastung zu bewerten.

5.12.5 P-Elimination

Um die drei ausgewählten Kläranlagen mit Lavasand als Filtersubstrat mit denjenigen mit fluviatilen Rundkornsanden hinsichtlich der Elimination von Phosphat-Phosphor zu vergleichen, wurde eine Auswertung der Zu- und Ablaufkonzentrationen durchgeführt. In Bild 5.47 sind die Ergebnisse der Auswertung der Zulaufdaten zusammengestellt.

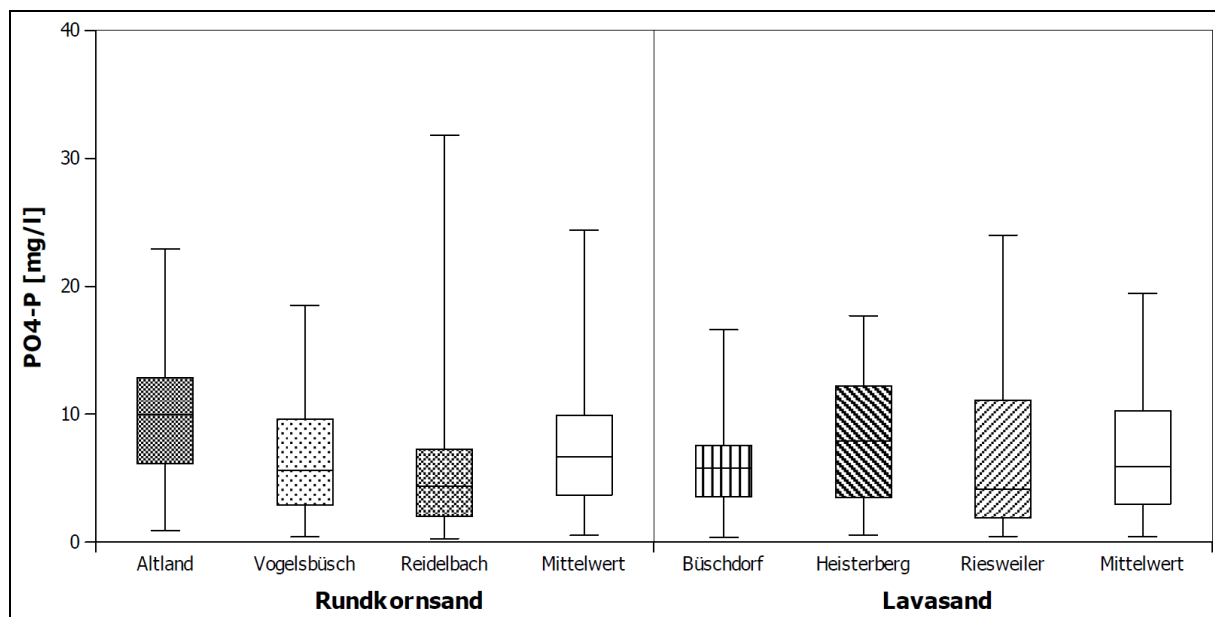


Bild 5.47: Statistische Auswertung der $PO_4\text{-P}$ -Zulaufdaten von Pflanzenkläranlagen mit Rundkorn- und Lavasanden als Filtersubstrat

Alle 6 betrachteten Anlagen weisen eine große Schwankungsbreite der $PO_4\text{-P}$ -Zulaufkonzentrationen auf. Die im Zulauf der Kläranlagen mit Rundkornsanden als Filtersubstrat gemessenen Werte sind sowohl bezogen auf die Mediane als auch auf die Maxima etwas höher als die für die Anlagen mit Lavasanden. Die höchste Spitzenbelastung weist die Kläranlage Reidelbach auf, sie hat jedoch den geringsten Median der 6 betrachteten Kläranlagen. Legt man die 25. Perzentile, den Median und die 75. Perzentile zur Charakterisierung des üblichen Belastungsbereiches zugrunde, weist die Kläranlage Altland die höchsten Konzentrationen im Zulauf auf.

Auf der Kläranlage Heisterberg werden keine echten Zulaufkonzentrationen bestimmt, sondern die Konzentrationen, mit denen die Bodenfilter beaufschlagt werden, d. h. nach der mechanischen Vorreinigung. Im Ablauf des Mehrzweckbeckens in Heisterberg ergibt sich ein höherer Median als für den Zulauf zur Vorreinigung der Kläranlagen Vogelsbüsch, Reidelbach, Büschdorf und Riesweiler. Der Mittelwert aus den Medianen im Zulauf der drei Rundkornsandanlagen ist um 10,8 % höher als derjenige aus den $PO_4\text{-P}$ -Zulaufkonzentrationen der Kläranlagen Büschdorf und Riesweiler bzw. der Konzentrationen im Zulauf zu den Bodenfiltern der Kläranlage Heisterberg. Legt man die Mediane zugrunde, können die Zulaufkonzentrationen der Kläranlagen Vogelsbüsch und Büschdorf einerseits

und Reidelbach und Riesweiler andererseits hinsichtlich des Parameters Phosphat-Phosphor als ähnlich bezeichnet werden.

In Bild 5.48 ist die statistische Auswertung der PO₄-P-Ablaufwerte der betrachteten sechs Kläranlagen dargestellt.

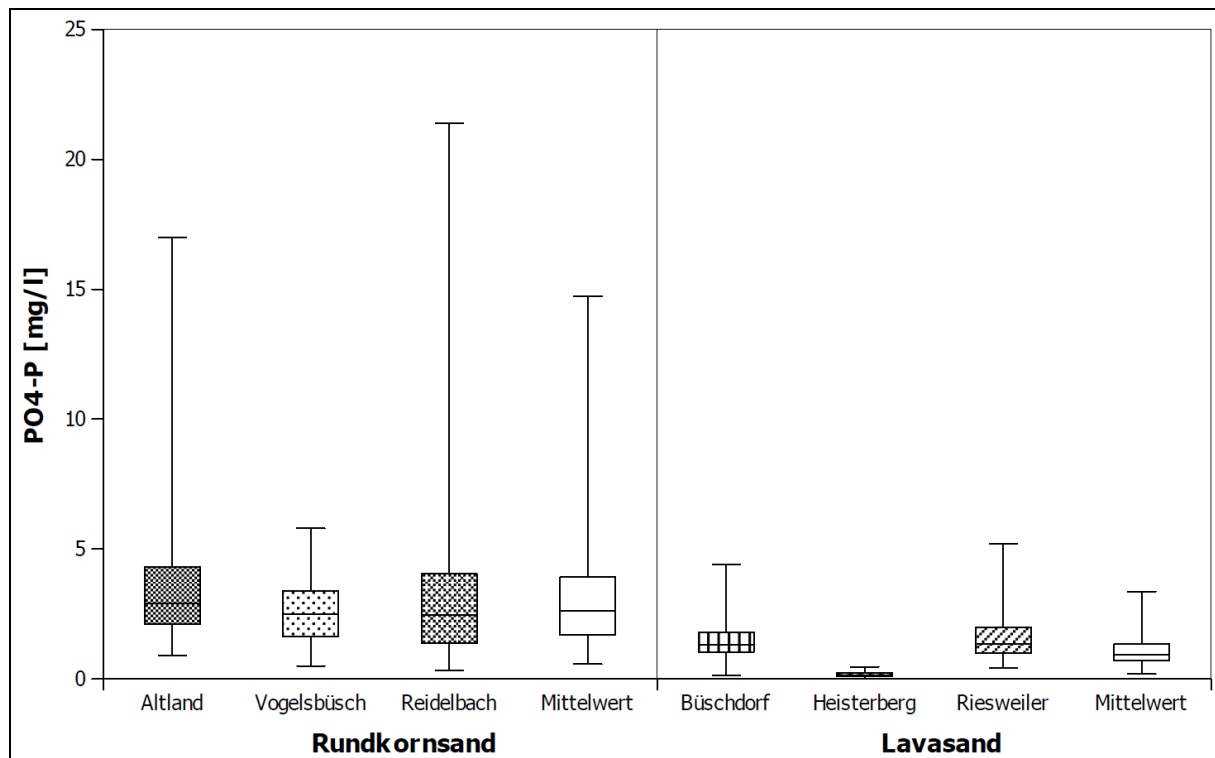


Bild 5.48: Statistische Auswertung der PO₄-P-Ablaufdaten von Pflanzenkläranlagen mit Rundkorn- und Lavasanden als Filtersubstrat

Die Mediane der PO₄-P-Konzentration im Ablauf der drei Kläranlagen mit Lavasand als Filtersubstrat (Büschdorf, Heisterberg und Riesweiler) sind alle kleiner als 1,5 mg/l, die 75. Perzentilen durchweg kleiner als 2 mg/l. Im Ablauf weisen die Kläranlagen mit Rundkornsand als Filtermaterial (Altland, Vogelsbüsch und Reidelbach) deutlich höhere Konzentrationen als die Anlagen mit Lavasand auf. Dies wird sowohl an den Medianen (2,45 – 2,90 mg/l) als auch an den 75. Perzentilen (3,40 – 4,30 mg/l) deutlich. Auch ist die Schwankung der Ablaufwerte erheblich ausgeprägter. Das höchste Maximum der Rundkornsandanlagen liegt in Reidelbach bei 21,4 mg/l, das der Lavasand-Anlagen bei 5,2 mg/l in Riesweiler. Der Mittelwert der Mediane im Ablauf der Lavasand-Anlagen ist 64 % kleiner als der der Rundkornsandanlagen. In Büschdorf, Heisterberg und Riesweiler werden im Mittel mehr als 60 % kleinere Minima, 75. Perzentilen und Maxima gemessen, als im Mittel aus den gleichen statistischen Parametern für die Kläranlagen Altland, Vogelsbüsch und Reidelbach. Die Ablaufkonzentrationen und somit die Eliminationsraten vor dem Hintergrund der geringeren Unterschiede zwischen den Zulaufkonzentrationen sind bei den Lavasand-Anlagen deutlich besser, als bei den Rundkornsand-Anlagen.

Die Rundkornsandanlagen sind etwas älter als die Kläranlagen mit Lavasand als Filtersubstrat. Da Adsorption eine wesentliche Rolle beim Rückhalt von Phosphor spielt, ist zu überprüfen, ob die Betriebsdauer negative Auswirkungen auf die P-Elimination bei den Rundkornanlagen hatte. Durch einen Vergleich des Medians der PO₄-P-Ablaufwerte von der

Inbetriebnahme bis zum 31.12.2011 mit dem für die ersten drei Betriebsjahre kann aufgezeigt werden, ob die Betriebsdauer einen Einfluss auf die Reinigungsergebnisse hat.

Für den Zeitraum von 2005 bis 2011 ergeben sich z.B. die Mediane für die PO₄-P-Konzentration im Zu- und Ablauf der Kläranlage Vogelsbüsch zu 5,6 mg/l bzw. 2,5 mg/l, für den Zeitraum von 2005 bis 2007 zu 5,8 mg/l bzw. 2,3 mg/l. Ähnlich stellt sich die Situation für die Kläranlage Altland dar, wo ähnliche Mediane für die ersten 3 Jahre des Betrachtungszeitraums (Zulauf: 9,4 mg/l, Ablauf: 2,8 mg/l) und für den Gesamtzeitraum von 2005 bis 2011 (Zulauf: 10,0 mg/l, Ablauf: 2,9 mg/l) existieren. Da auch in Reidelbach die Reinigungsergebnisse von 2003 bis 2011 bei Betrachtung der Mediane (2003 – 2011: 2,5 mg/l; 2003 – 2005: 2,8 mg/l) keinen Einbruch über die Betriebsdauer erfuhren, wird deutlich, dass das Ergebnis des Vergleichs zur P-Elimination in den Anlagen mit unterschiedlichen Filtersubstraten nicht wesentlich durch die etwas längere Betriebsdauer der Rundkornsandanlagen beeinflusst wurde.

5.12.6 Vergleich der Reinigungsleistung vor dem Hintergrund der hydraulischen Belastung

Der auf die Gesamtfläche aller drei Filter bezogene Mittelwert der hydraulischen Belastung für die Jahre 2008 bis 2011 liegt bei der Kläranlage Heisterberg bei 59,4 l/(m²*d). Diese Anlage ist im Vergleich zu anderen PKA nach der Konzeption des EVS sehr gering hydraulisch belastet. Gleichzeitig entspricht diese flächenspezifische Beaufschlagung der Größenordnung, in der der Mittelwertwert der am stärksten belasteten PKA mit Rundkornsanden (Vogelsbüsch) liegt. Die hydraulische Belastung der Kläranlagen Büschdorf und Riesweiler (siehe Kapitel 5.2.3) ist deutlich höher, in Büschdorf mehr als dreimal so hoch wie in Altland und Reidelbach.

Die Art der mechanischen Vorreinigung ist bei der Bewertung des Gesamtsystems genauso wie die Probenahmestelle zu berücksichtigen. Aufgrund der Zugänglichkeit wird in Heisterberg die sogenannte Zulaufprobe mit der Beschickungspumpe des ABF als Stichprobe gezogen. Somit wird nicht die Zulaufkonzentration der Gesamtanlage, sondern die der Bodenfilter ermittelt.

Die Kläranlagen Vogelsbüsch und Reidelbach weisen im Zulauf der Vorteiche eine deutlich geringere Ammoniumstickstoffkonzentration als die Kläranlage Heisterberg im Zulauf der Bodenfilter auf. Die Ammoniumstickstoffzulaufwerte der Gesamtanlage in Reidelbach einschließlich des Vorteiches sind zwar höher als diejenigen im Zulauf der Bodenfilter der Kläranlage Heisterberg, jedoch ist die hydraulische Belastung der Bodenfilter in Reidelbach etwa ein Drittel geringer als in Heisterberg. Somit kann auf Basis der vorliegenden Daten nicht gesagt werden, dass die Kläranlage Reidelbach frachtmäßig stärker belastet ist als die Kläranlage Heisterberg.

Die in Altland, Vogelsbüsch und Reidelbach eingesetzten Substrate weisen eine gröbere Körnung als die zum Vergleich herangezogenen Lavasand-Anlagen auf. Umfangreiche Datensätze mit feineren Rheinsanden liegen zu zwei Kläranlagen in Rheinland-Pfalz bei der Verbandsgemeinde Rockenhausen vor. Die Pflanzenkläranlagen Würzweiler (300 EW, 3,2 m²/EW Filterfläche, Rheinsand 0/2 bzw. 0/4 mm als Filtersubstrat) und St. Alban (1.150 EW, 2,4 m²/EW Filterfläche, Rheinsand 0,6/1,2 mm) wurden hinsichtlich ihrer Nitrifikationsleistung untersucht. Es wurden im Endablauf mit jeweils mehr als 200 Stichproben und einem Betrachtungszeitraum von mehr als vier Jahren

Ammoniumstickstoff-Konzentrationen von 2,10 mg/l (Würzweiler) und 2,19 mg/l (St. Alban) bei einer Eliminationsrate in der Gesamtanlage von mehr als 95 % bilanziert. Allerdings betrug die mittlere Beaufschlagung der Bodenfilter der Anlagen in Würzweiler ca. 64 l/(m²*d) und in St. Alban nur ca. 35 l/(m²*d) im Untersuchungszeitraum (Hasselbach, Bruch, Hahn 2011).

Trotz einer im Vergleich zu dem Lavasand in Büschdorf und im Segement F 1 in Riesweiler niedrigen BET-Oberfläche weist die Kläranlage St. Alban mit ihrem eng abgestuften Rheinsand als Filtersubstrat deutlich bessere Ammoniumstickstoff-Ablaufwerte auf als die Kläranlage Vogelsbüsch (Hasselbach, Bruch, Hahn 2011). Diese Differenz in den Reinigungsergebnissen kann sowohl auf die deutlich geringere Belastung als auch auf die größere spezifische Oberfläche des Filtersands der Kläranlage St. Alban (ca. 35 l/(m²*d), BET 1,08 m²/g) im Vergleich zur Kläranlage Vogelsbüsch (ca. 60 l/(m²*d), BET 0,80 m²/g) zurückgeführt werden.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die besseren Ammoniumstickstoff-Ablaufwerte der PKA mit Lavasand als Filtersubstrat bei ähnlichen und deutlich höheren hydraulischen Belastungen zustande kommen als die schlechteren Ammoniumstickstoff-Ablaufwerte der PKA mit Mittelsand 2/8 mm als Filtermaterial.

Die Ergebnisse des EVS im großtechnischen Maßstab entsprechen denjenigen aus experimentellen Untersuchungen mit Säulenversuchen im Labor an der Fachhochschule Bochum, bei denen festgestellt wurde, dass die Nitrifikationsleistung von Rundkornsanden bei stärkerer hydraulischer Belastung abnimmt und dass bei Lavasanden dieses Phänomen nicht auftritt (Alfs, Reinhardt 1999). Im Zuge von Säulenversuchen an der technischen Universität Kaiserslautern, die mit dem Ziel der Ermittlung von Belastungsgrenzen verschiedener Filtersubstrate für die Mischwasserbehandlung in Retentionsbodenfiltern durchgeführt wurden, wurde eine frachtbezogene Belastungsgrenze hinsichtlich Ammoniumstickstoff für Rheinsand festgestellt. Ein Einbruch der NH₄-N-Eliminationsraten wurde ab einer infiltrierten Fracht von 15 g NH₄-N/m² beobachtet. Eine Belastungsgrenze konnte für die Lavasandfiltersäulen nicht ermittelt werden (Wozniak 2008).

6 Zusammenfassung

6.1 Rahmenbedingungen für die Überprüfung der Leistungsfähigkeit von Lavasand in Pflanzenkläranlagen zur Abwasserreinigung im Mischsystem

Im Rahmen der Abwasserreinigung in bewachsenen Bodenfiltern wurden und werden unterschiedliche Filtersubstrate von bindigen bis zu kiesigen Materialien eingesetzt. Die Durchströmung der Filter kann horizontal bzw. vertikal erfolgen. Gemäß den in Deutschland geltenden allgemein anerkannten Regeln der Technik ist der Einsatz von Pflanzenkläranlagen auf Entwässerungsgebiete im Trennsystem und die Verwendung von fluviatilen Rundkornsanden mit klar definierten Anforderungen an deren Durchlässigkeit beschränkt (DWA 2006).

Aufgrund der weiten Verbreitung von Mischsystemen besteht ein Forschungsbedarf hinsichtlich der Eignung von bewachsenen Bodenfiltern in diesem Einsatzfall, geeigneter Filtermaterialien und Belastungsgrenzen.

Im Saarland werden zwölf Pflanzenkläranlagen im Mischsystem mit Lavasand als Filtersubstrat gemäß einem von den Vorgaben der DWA (2006) abweichenden Konzept betrieben. Ein wesentlicher Aspekt dieses Konzeptes ist, dass der Trockenwetterzufluss und ein Teil des Mischwasserzuflusses über zwei alternierend und intermittierend betriebene Hauptbodenfilter geführt werden. Zusätzlich wird bei Regenwetter die darüber hinausgehende Mischwassermenge über einen ähnlich eines Retentionsbodenfilters in der Regenwasserbehandlung betriebenen Ausweichbodenfilter geleitet.

Neben dieser Besonderheit sind die nachfolgend aufgeführten Abweichungen vom DWA A 262 wesentliche Merkmale des Konzeptes des EVS (Drescher, Hasselbach, Rampendahl 2007; Hasselbach, Bruch 2010):

- Geltungsbereich für Entwässerungssysteme im Trenn- und im Mischsystem, keine Beschränkung auf Trennsystem
- Höhere hydraulische Beaufschlagung der Hauptbodenfilter mit $120 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ bei Mischwasserzufluss im Vergleich zu $80 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ gemäß DWA A262 im Trennsystem
- Abweichung von der DWA-Vorgabe hinsichtlich des k_f -Wertes durch die Verwendung von Lavasand als Filtersubstrat mit einer je nach Herkunftswerk deutlich geringeren Infiltrationskapazität als von der DWA vorgegeben
- Verzicht auf eine Begrenzung der CSB-Flächenbelastung der Bodenfilter
- Verzicht auf eine Zielgröße hinsichtlich der abfiltrierbaren Stoffe bei der Vorreinigung

Dieses von den Vorgaben der DWA in wesentlichen Punkten abweichende Konzept für Pflanzenkläranlagen wurde umgesetzt, da aufgrund von Vorversuchen (Drescher 2003; EVS 2006) davon auszugehen war, dass Lavasand ein für den Einsatz zur Reinigung von Abwasser aus Mischsystemen besonders geeignetes Filtersubstrat mit einer hohen hydraulischen Belastbarkeit darstellt.

6.2 Bodenphysikalische Eigenschaften von Lavasanden

Lavasande sind Naturmaterialien mit großen Unterschieden bei den bodenphysikalischen Eigenschaften im Vergleich zu fluviatilen Rundkornsanden. Die Porosität und die innere Oberfläche von Lavasanden sind u.a. deutlich höher.

Es gibt jedoch auch zwischen den Lavasanden unterschiedlicher Herkunft erhebliche Abweichungen. Ihre mineralische Zusammensetzung ist uneinheitlich (Hahn 2011). Die Durchlässigkeitskoeffizienten weichen z. T. um eine Zehnerpotenz voneinander ab (Sendelov 2009). Die BET-Oberfläche und das Porenvolumen im Meso- bis hinab in den Mikroporenbereich variieren bei den Lavasanden von 0,69 m²/g bis 80,35 m²/g bzw. von 0,003 ml/g bis 0,167 ml/g. Der Lavasand mit dem größten Porenvolumen, der größten spezifischen Oberfläche und dem breitesten Porenspektrum beinhaltet darüber hinaus im Gegensatz zu den anderen Lavasanden Anteile des quellfähigen Minerals Zeolith (Hahn 2011).

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die großen Unterschiede der bodenphysikalischen Eigenschaften sowohl zwischen fluviatilen Rundkornsanden und Lavasanden als auch zwischen den einzelnen Lavasanden größere Differenzen bezogen auf die Reinigungsleistung beim Einsatz als Substrat in bewachsenen Bodenfiltern erwarten lassen.

6.3 Leistungsfähigkeit von bewachsenen Lavasand-Bodenfiltern

6.3.1 Hydraulische Belastbarkeit und Reinigungsleistung

Die hydraulische Flächenbelastung der Hauptbodenfilter mit Lavasand als Filtermaterial von fünf der untersuchten Pflanzenkläranlagen betrug im Mittel zwischen 44,2 und 126,8 l/(m²*d) für zwei Betriebsjahre, die Belastung der gesamten Bodenfilterfläche (HBF und ABF) zwischen 67,2 und 162,7 l/(m²*d). Legt man die gesamte Bodenfilterfläche dieser Pflanzenkläranlage zugrunde, so wurden die Bodenfilter bei 4 von 5 Anlagen hydraulisch um mehr als 50 % stärker beaufschlagt als es die DWA im A 262 bei einer Vorgabe von 80 l/(m²*d) vorsieht (DWA 2006).

Die Hauptbodenfilter der Kläranlage Büschdorf wurden darüber hinaus mehr als ein Jahr mit einer maximalen Belastung von 224,6 l/(m²*d) betrieben, d.h. mit einer die Bemessungsvorgabe des EVS um rund 87 % überschreitenden hydraulischen Flächenbelastung bei ausgeprägten Regenwetterbedingungen. Die hydraulische Beaufschlagung lag somit rund 180 % über der Vorgabe des DWA A 262.

Anhand der Daten zu 10 Pflanzenkläranlagen mit Lavasand als Filtersubstrat konnte aufgezeigt werden, dass die Mindestanforderungen gemäß AbwV (2004) hinsichtlich CSB und BSB₅ und ein zusätzlicher Grenzwert für NH₄-N von 10 mg/l nicht nur eingehalten, sondern signifikant unterschritten werden. Dies gilt vom Tag der Inbetriebnahme bis zum Ende des Betrachtungszeitraumes, d.h. über einen Betriebszeitraum von fast sieben Jahren bezogen auf die Kläranlage Büschdorf.

Eine Besonderheit stellt die gute Nitrifikationsleistung dar. Mit wenigen Ausnahmen werden Ammoniumstickstoff-Ablaufwerte von weniger als 2 mg/l bei einem wasserrechtlich festgeschriebenen Grenzwert von 10 mg/l und einem Mittelwert im Betrieb in einer Größenordnung von 0,5 mg/l erreicht. Die Nitrifikation erwies sich als wenig temperaturabhängig. Wenn man von Phasen ausgeprägten Frostes absieht, ist die Nitrifikation jahreszeitunabhängig sehr stabil. Die aus den Zu- und Ablaufwerten des

Gesamtsystems aller untersuchten Lavasand-Anlagen und der Hauptbodenfilter der Kläranlage Büschdorf über die Betriebsdauer bei Vollanschluss des Einzugsgebiets gemittelten Eliminationsraten (mindestens 93,5 %) sind durchweg höher als die mittlere Abbaurate von 84,2 %, die Vymazal (2007) auf Basis der Auswertung von Daten aus 12 Ländern für vertikal durchflossene Bodenfilter ausweist, oder die von Börner (1992) in Abhängigkeit von Filtersubstraten und hydraulischer Belastung ermittelten Wirkungsgrade.

Die Phosphorelimination nimmt über die Betriebsdauer ab. Allerdings stabilisieren sich die Eliminationsraten in nicht von einer Fremdwasserproblematik geprägten Pflanzenkläranlagen bei Werten in einer Mindestgrößenordnung von 55 bis 60 % bezogen auf das Gesamtsystem einschließlich der Vorreinigung. Phosphor wird im Boden angelagert, als Summe aus biologischer Fixierung in Mikroorganismen, Sorption und Fällungsprozessen. Die Fähigkeit, Phosphat durch Sorption zurückzuhalten, ist endlich. Es wurde aufgezeigt, dass die Sorptionskapazität zumindest bei der Kläranlage Büschdorf trotz eines Betriebszeitraums von 7 Jahren nicht erschöpft ist.

Die stabilen Ergebnisse hinsichtlich der Reinigungsleistung werden bei der im Vergleich zum DWA A 262 höheren hydraulischen Belastung der Bodenfilter gemäß den Bemessungsvorgaben zu den Lavasand-Bodenfiltern (Drescher, Hasselbach, Rampendahl 2007) erreicht. Alternierend und intermittierend betriebene vertikal durchflossene Bodenfilter können also mindestens für eine Spitzenbelastung von $120 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ dimensioniert werden.

Selbst eine Erhöhung der maximalen Belastung der HBF auf bis zu $224,6 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ auf der Kläranlage Büschdorf führte nicht zu einem Einbruch der Reinigungsleistung hinsichtlich der wasserrechtlich relevanten Parameter CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$. Innerhalb der Starkregenphase vom 01.12. - 19.12.2011 lag die mittlere stoffliche Belastung auf dem gerade in Betrieb befindlichen Hauptbodenfilter, d. h. bezogen auf die Fläche eines HBF, bei $35,6 \text{ g CSB}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ und somit erheblich über dem Bemessungswert von $20 \text{ g CSB}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ gemäß A 262 (DWA 2006). Es wird durch diesen Wert verdeutlicht, dass mit der erhöhten hydraulischen Belastung der HBF auch eine starke stoffliche Belastung einherging. Somit ist die gute Reinigungsleistung der HBF bei extremer hydraulischer Belastung nicht auf eine geringe Konzentration bzw. eine geringe Fracht bei Regenwetter zurückzuführen.

Eine Belastungsgrenze für die HBF konnte innerhalb der Messkampagnen des EVS auf der Kläranlage Büschdorf nicht festgestellt werden.

6.3.2 Reinigungsleistung unterschiedlicher Lavasande

Auf der Kläranlage Riesweiler wurde einer der beiden Hauptbodenfilter in drei Segmente unterteilt, in die Lavasande unterschiedlicher Herkunft mit unterschiedlichen bodenphysikalischen Eigenschaften eingebaut wurden. Ziel war das Herausarbeiten von substratspezifischen Unterschieden, sofern vorhanden.

Die besten Abbauleistungen korrelieren substratabhängig mit der höchsten spezifischen Oberfläche. Die höchsten Nitrifikationsraten stehen darüber hinaus im Zusammenhang mit der Kationenaustauschkapazität.

Lavasande mit einer niedrigen Infiltrationskapazität, einer hohen spezifischen Oberfläche im Filterkörper und einer hohen Kationenaustauschkapazität sind demnach besonders geeignet, eine weitgehende Nitrifikation bei hoher hydraulischer Belastung zu erreichen (Hasselbach, Bruch, Hahn 2011).

Die außerordentlich guten Ergebnisse im Hinblick auf die erreichten Ablaufwerte während der mehr als einjährigen extremen hydraulischen Belastung der Kläranlage Büschdorf bei Regenwetter sind sicherlich in diesem Zusammenhang zu sehen und voraussichtlich nicht generell auf Lavasand als Filtersubstrat ohne nähere Betrachtung der Herkunft und der bodenphysikalischen Eigenschaften übertragbar.

Der in allen Bodenfiltern der Kläranlage Büschdorf und in einem Segment des Forschungsfilters in Riesweiler eingesetzte Lavasand wies sowohl zum Zeitpunkt des Einbaus als auch nach mehrjährigem Betrieb eine große innere Porosität, verbunden mit einer hohen spezifischen Oberfläche und somit besonders guten Randbedingungen für die Ansiedlung von Mikroorganismen in den Porenräumen auf. Gleichzeitig hat dieses aus dem Werk A stammende Substrat eine deutlich geringere Infiltrationskapazität als andere Lavasande, was durch einen um eine Log-Stufe geringeren Durchlässigkeitskoeffizienten k_f deutlich wird. Diese vergleichsweise geringe Durchlässigkeit sorgt dafür, dass dieses Substrat trotz einer relativ großen Fläche pro Beschickungspunkt eine fast vollständige Benetzung der Filteroberfläche und somit eine sehr weitgehende Ausnutzung des Filterkörpervolumens aufweist. Aufgrund der höheren Durchlässigkeit ist dies bei den anderen beiden in Riesweiler untersuchten Lavasanden nicht der Fall.

Es ist also festzuhalten, dass es Lavasande gibt, für die eine weitergehende Beschränkung der von einem Beschickungspunkt beaufschlagten Fläche erforderlich ist. Daraus kann geschlussfolgert werden, dass für die noch stärker durchlässigen, den Bedingungen des DWA A 262 hinsichtlich des k_f -Wertes entsprechenden sandig-kiesigen Substrate, die Begrenzung der beaufschlagten Fläche pro Beschickungspunkt auf 5 m² sinnvoll sein kann.

Mit einem Lavasand mit einer BET-Oberfläche von 70 - 80 m²/g Substrat und einer Kationenaustauschkapazität > 500 mmol/g sowie einem k_f -Wert in einer Größenordnung von $4 \cdot 10^{-5}$ m/s kann auch im Dauerbetrieb eine die Bemessungsvorgabe des EVS von 120 l/(m²·d) deutlich übersteigende hydraulische Spitzenbelastung zugelassen werden. Eine grundsätzliche Zulässigkeit von höheren hydraulischen Belastungen, als im bisherigen Bemessungsansatz vorgesehen, kann mit den bisher vom EVS relativ allgemeinen Angaben zum zu verwendenden Lavasand (Körnung 0/4 mm, abschlämmbarer Anteil < 8 %) auf Basis der bisher vorliegenden Daten nicht nachgewiesen werden.

Die besondere Eignung des Lavasandes mit vorgenannten bodenphysikalischen Eigenschaften ist nicht nur bei Pflanzenkläranlagen gegeben. Versuche mit manuellen Beaufschlagungen des in 3 Segmente aufgeteilten Forschungsfilters nach mehreren Tagen der Beschickungsruhe zeigen, dass dieses Substrat aus Werk A auch in dieser mit der eines Retentionsbodenfilters zu vergleichenden Belastungssituation besser funktioniert als die weniger porösen und stärker durchlässigen Lavasande.

Insbesondere bei hohen hydraulischen Belastungen ist ein intermittierender Betrieb der Bodenfilter mit Phasen der Entlastung eine wichtige Voraussetzung für eine sichere Aufrechterhaltung der aeroben Verhältnisse, die wiederum Voraussetzung für den Abbau des CSB und des BSB₅ sowie für eine Nitrifikation ist.

6.3.3 Keimelimination

Die Reduzierung von koliformen Bakterien lag in den Lavasand-Bodenfiltern mit 1,5 bis 2,0 log-Stufen auf dem Niveau, das für einstufige bewachsene Bodenfilter zu erwarten ist (Fehr et al. 2003, LfU SA 2007). Im Hinblick auf die Keimelimination erwies sich der Lavasand

analog zu den Untersuchungen von Waldhoff (2008) zu Retentionsbodenfiltern als gleichwertig zu fluviatilen Rundkornsanden.

6.3.4 Milieubedingungen im intermittierenden Betrieb

Betriebliche Probleme im Sinne einer ausgeprägten Kolmation ohne Regeneration in beschickungsfreien Phasen wurden nicht beobachtet. Zwischen den Beschickungsintervallen im intermittierenden Betrieb entleeren sich die Filterkörper und Luft wird u.a. durch Konvektion und Diffusion eingetragen.

Deutlich vor der nächsten Beaufschlagung stellen sich aerobe Verhältnisse ein, was mittels Messungen des Redoxpotenzials im Filtersubstrat und Sauerstoffmessungen im Ablaufwasser der Kläranlage Riesweiler nachgewiesen wurde. Das Redoxpotenzial im Boden sinkt unmittelbar im Zusammenhang mit einer Beaufschlagung unabhängig von der Tiefe des Messpunktes ab und erholt sich wieder vor Beginn der nächsten Beschickung. Somit wurde die Notwendigkeit von Beschickungspausen aufgezeigt. Die damit korrespondierenden geringen Ammoniumstickstoff-Konzentrationen belegen indirekt das Vorhandensein von Sauerstoff im Filterkörper, was zu einer sehr hohen Nitrifikationsleistung führt.

6.3.5 Vergleichende Betrachtung mit Rundkornsanden als Filtersubstrat

Lavasand ist gemäß den im Rahmen dieser Arbeit ausgewerteten Ergebnissen zu 10 Pflanzenkläranlagen generell als geeignetes Filtersubstrat für eine weitergehende Abwasserreinigung mit dem Ziel der Nitrifikation im Bodenfilter zu bezeichnen. Vergleichend wurden Daten zu 5 Pflanzenkläranlagen mit fluviatilen Rundkornsanden betrachtet. Diese erzielen nur bei geringerer hydraulischer Belastung ähnlich gute Reinigungsergebnisse wie Lavasandfilter.

Wesentliches Ergebnis der Auswertung bodenphysikalischer Daten zu den Kläranlagen Büschdorf, Medelsheim und Riesweiler mit Lavasand als Filtersubstrat sowie zu den Kläranlagen Vogelsbüsch (Filtersubstrat Kies 2-8 mm + 5 cm Sand), Würzweiler (Rheinsand 0-2 bzw. 0-4 mm) und St. Alban (Rheinsand 0,6-1,2 mm) ist, dass die Infiltrationskapazität, die spezifische Oberfläche und die Kationenaustauschkapazität von Lavasanden unterschiedlicher Herkunft, Kies und Rheinsanden einen immensen Einfluss auf die Nitrifikationsleistung eines Bodenfilters haben.

6.4 Fazit

Die zehn betrachteten Pflanzenkläranlagen mit Lavasand-Bodenfiltern werden seit bis zu acht Jahren ohne Kolmationsprobleme oder Rückgang des Durchsatzes stabil betrieben. Die wasserrechtlich festgeschriebenen Grenzwerte hinsichtlich der Parameter CSB, BSB₅ und NH₄-N wurden sicher eingehalten bzw. deutlich unterschritten, obwohl die hydraulische Belastung der Bodenfilter – zumindest bei einem Teil der untersuchten Anlagen – höher ist, als gemäß der Bemessung nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik zulässig wäre.

Folglich ist Lavasand als Filtersubstrat in vertikal durchflossenen bewachsenen Bodenfiltern von Pflanzenkläranlagen geeignet, auch wenn die Entwässerung im Einzugsgebiet der Kläranlage im Mischsystem erfolgt.

Unabhängig von den bodenphysikalischen Eigenschaften der eingesetzten Lavasande hat sich der vorliegende Bemessungsansatz, insbesondere die Vorgabe für die hydraulische Flächenbelastung der Hauptbodenfilter ($120 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$), bewährt. Die besondere Eignung von Lavasanden mit im Vergleich zu anderen Lavasanden und fluvialen Rundkornsanden geringerer Infiltrationskapazität, höherer innerer Porosität, größerer spezifischer Oberfläche und hoher Kationenaustauschkapazität für die Verwendung in Pflanzenkläranlagen im Mischsystem wurde nachgewiesen. Der allgemein für die Lavasand-Hauptbodenfilter definierte Bemessungswert von $120 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ kann zumindest für Lavasande mit vorstehend beschriebenen Eigenschaften deutlich nach oben korrigiert werden. Eine Belastungsgrenze wurde nicht festgestellt.

Pflanzenkläranlagen mit Mittelsand $2/8 \text{ mm}$ als Filtersubstrat weisen im Vergleich zu Anlagen mit Lavasand-Bodenfiltern schon bei geringeren hydraulischen Belastungen schlechtere Reinigungsergebnisse auf.

Bemessungsvorgaben zu bewachsenen Bodenfiltern in PKA sind an substratspezifische Eigenschaften zu koppeln, um die optimale Ausnutzung des Reinigungspotenzials eines Substrats unter Berücksichtigung der Wirtschaftlichkeit zu erreichen.

7 Forschungsbedarf und Ausblick

Der EVS-Bemessungsansatz für Pflanzenkläranlagen im Mischsystem mit Lavasand als Filtersubstrat (Drescher, Hasselbach, Rampendahl 2007) gibt klare Vorgaben hinsichtlich der Gestaltung und Dimensionierung der bewachsenen Bodenfilter sowie für den Betrieb, ohne dass weitgehende Vorgaben im Hinblick auf das Filtersubstrat getroffen werden. Es hat sich gezeigt, dass es nicht nur sinnvoll ist, unterschiedliche planerische Vorgaben für bewachsene Bodenfilter mit grundsätzlich unterschiedlichen Filtermaterialien, d. h. für fluviatile Rundkornsande und Lavasande, zu entwickeln, sondern dass Lavasande als Naturmaterial herkunftsspezifisch deutliche bodenphysikalische Unterschiede und somit differierende Randbedingungen für die Abwasserreinigung aufweisen. Für alle in den betrachteten zehn Kläranlagen eingesetzten Lavasande gilt zwar, dass die Mindestanforderungen gemäß der Abwasserverordnung und ein zusätzlich definierter Grenzwert von 10 mg/l für Ammoniumstickstoff bei Anwendung des vorliegenden Bemessungsansatzes sicher eingehalten werden können. Allerdings differieren die Eliminationsraten der einzelnen unterschiedlichen Lavasande stark.

Eine Belastungsgrenze, ab der die Reinigungsleistung dramatisch zurückgeht, dauerhafte Kolmationserscheinungen auftreten und somit letztendlich die hydraulische Durchsatzleistung abnimmt, wurde bislang für keinen der eingesetzten Lavasande festgestellt. Allerdings wurde mit Ausnahme der Kläranlage Büschdorf keine der Lavasand-Anlagen weit über die Bemessungsvorgaben zur hydraulischen Flächenbelastung der Hauptbodenfilter hinaus belastet. Es besteht Forschungsbedarf im Hinblick auf von der Infiltrationskapazität, der Porosität, der spezifischen Oberfläche, der Kationenaustauschkapazität und anderen Substrateigenschaften abhängigen Grenzen der hydraulischen und der stofflichen Belastung.

Individuelle, von den Substrateigenschaften abhängige Bemessungs- und Gestaltungsvorgaben sind noch zu entwickeln. Es ist jedoch in Frage zu stellen, ob sich der Aufwand lohnt, für eine große Zahl unterschiedlicher Lavasande eigene Bemessungsansätze und Gestaltungsvorschriften zu entwickeln, zumal Lavamaterial aus geologischen Gründen nur regional begrenzt zur Verfügung steht und nicht überall in bewachsenen Bodenfiltern zum Einsatz kommen kann. Aufbauend aus den Erkenntnissen dieser Arbeit, wonach die höchsten Eliminationsraten mit Lavasanden mit geringerer Infiltrationskapazität, hoher Porosität, hoher spezifischer Oberfläche und hoher Kationenaustauschkapazität erzielt werden können, wäre eine Fokussierung bei der Ermittlung von Belastungsgrenzen und Optimierung von Bemessungsvorgaben auf Lavasande mit vorgenannten Eigenschaften denkbar. Reine statische Untersuchungen (Black-Box-Modelle) reichen jedenfalls nicht aus, um die Grundlage für einen substratspezifischen „perfekten“ Bemessungsansatz zu schaffen.

Die Prozesse in den Lavasand-Bodenfiltern sind näher zu untersuchen. Es konnte aufgezeigt werden, dass die kapazitativ begrenzte Sorption nicht die alleinige Ursache für die Phosphorelimination ist. Der Anteil anderer Mechanismen wie der mikrobiellen Umsetzung, der Fällung und der Aufnahme durch die Pflanzen ist zu ermitteln. Es besteht darüber hinaus Forschungsbedarf hinsichtlich der Prozesse der Stickstoffumsetzung, insbesondere hinsichtlich der Mechanismen, die neben der in intermittierend betriebenen vertikal durchflossenen Bodenfiltern mit weitgehend aerobem Milieu sicherlich sehr bedeutenden Nitrifikation ablaufen.

Die Wirtschaftlichkeit der Pflanzenkläranlagen mit Lavasand als Filtersubstrat im Vergleich zu anderen Systemen, die zur Nitrifikation ausgelegt sind, wie Rotationstauchkörper, wird dann zu bewerten sein, wenn Reinvestitionen im Bereich des Filterkörpers erforderlich werden und somit die Nutzungsdauer der Bodenfilter bewertet werden kann.

8 Literaturverzeichnis

- AbwV (2004): „Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung)“; Bundesgesetzblatt Nr. 28 vom 22.06.2004, S. 1.108.
- Alfs, T.; Reinhardt, C. (1999): „Optimierung der Phosphor- und Stickstoffelimination in Pflanzenkläranlagen – Experimentelle Untersuchungen im Labormaßstab“, Technische Fachhochschule Georg Agricola für Rohstoff, Energie und Umwelt zu Bochum.
- ATV (1998a): „Grundsätze für die Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen für kommunales Abwasser bei Ausbaugrößen bis 1.000 EW“, ATV-Regelwerk, Arbeitsblatt A 262, Hennef, 1998.
- ATV (1998b): „Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser“, ATV-Regelwerk, Merkblatt M 205, Hennef, 1998.
- ATV (1998c): „Leistungstabelle über Verfahren der weitergehenden Abwasserreinigung nach biologischer Behandlung“, Arbeitsbericht des ATV-Fachausschusses 2.6, KA - Korrespondenz Abwasser, Nr. 7, 1998, S. 1.335 - 1.336.
- ATV-DVWK (2000): „Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen“, DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt A 131, Hennef, 2000.
- Bahlo, K. (1997): „Reinigungsleistung und Bemessung von vertikal durchströmten Bodenfiltern zur Abwasserzirkulation“, Dissertation am Fachbereich Bauingenieur- und Vermessungswesen der Universität Hannover, 1997.
- Bever, J.; Stein, A.; Teichmann, H. (2002): „Weitergehende Abwasserreinigung“, 4. Auflage, Oldenbourg Industrieverlag, München, 2002.
- Blazejewski, R.; Murat-Blazeewska, S. (1997): „Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow“, Water Science & Technology 35 (5) 1997, S. 183-188.
- Blume, H.-P. (1992): „Handbuch des Bodenschutzes: Bodenökologie und -belastung, vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen“, 2. Auflage, ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg/Lech, 1992.
- Blume, H.-P.; Brümmer, G.W.; Horn, R.; Kandeler, E.; Kögel-Knabner, I.; Kretzschmar, R.; Stahr, K.; Wilke, B.-M. (2010): „Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde“, 16. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 2010.

- BMELV (2006): „Handbuch Forstliche Analytik“, Gutachterausschuss Forstliche Analytik des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Stand 2. Ergänzung, Bonn, 2006.
- Börner, T. (1990): „Einflussfaktoren für die Leistungsfähigkeit verschiedener Konstruktionsvarianten von Pflanzenkläranlagen“, Dissertation an der Technischen Hochschule Darmstadt, Schriftenreihe WAR Nr. 48, 1990.
- Börner, T. (1992): „Einflussfaktoren für die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen“, Dissertation an der Technischen Hochschule Darmstadt, Schriftenreihe WAR Nr. 58, 1992.
- Brix, H., Schierup, H.H., Aria, C.A. (2007): „Twenty years experience with constructed wetlands – what did we learn?“, *Water Science Technology* 56(3), 2007, S. 63-68.
- Brombach, H., Fuchs, S. (2002): „Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwetterabflüssen in Misch- und Trennkanalisationen“, Abschlussbericht Projekt 1-01, ATV-DVWK-Forschungsfonds 2001.
- Brombach, H. (2010): „Im Spiegel der Statistik – Abwasserkanalisation und Regenwasserbehandlung in Deutschland“, *KA - Korrespondenz Abwasser Abfall*, Nr. 1, 2010, S. 28 – 37
- Bruch, I.; Alewell, U.; Hasselbach, R. (2011): „Dokumentation der mikrobiologischen und substratabhängigen Reinigungsprozesse in Abhängigkeit von der Dauer des Betriebs (Kläranlage Riesweiler)“, Abschlussbericht zu einem Teilprojekt des Forschungsvorhabens „Reinigungsprozesse in Lavasand-Bodenfiltern in der Mischwasserbehandlung“ des Entsorgungsverbandes Saar (EVS), Saarbrücken, 2011.
- Bruch, I.; Fritsche, J.; Bänninger, D.; I., Alewell, U.; Sendelov, M.; Hürlimann, H.; Hasselbach, R.; Alewell, Ch. (2010): „Improving the treatment efficiency of constructed wetlands with zeolite-containing filter-sand“, *Bioresource Technology* 102, 2010, S. 937-941.
- Bruch, I.; Hilscher, J. (2007): „Nachgeschalteter hoch belasteter Bodenfilter zur Sanierung einer Teichkläranlage“, *KA – Abwasser Abfall* Nr. 54, 2007, S. 42-46.
- Brunauer, S., Emmitt, P.H., Teller, E. (1938): „Adsorption of Gases on Multimolecular Layers“, *Journal of the American Chemical Society* 60, Nr. 2, 1938, S. 309 - 319.
- Büschen, A.; Ott, J. (2011): „Mineralisierungs- und Denitrifikationsprozesse in den unterschiedlichen Lavasand-Filterbeeten der Pflanzenkläranlage Riesweiler“, Masterarbeit an der Universität Basel, Institut für Umweltgeowissenschaften, Basel, 2011.

- Busch, K.-F., Luckner, L., Tiemer, K. (1993): „Geohydraulik“, Verlag Gebrüder Bornträger, Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 3, 3. Auflage Berlin, Stuttgart, 1993.
- Dafner, G.: „8 jährige Betriebserfahrungen mit einer Pflanzenkläranlage“, KA - Korrespondenz Abwasser, Nr. 6, 1992, S. 880-885.
- Dittmer, U. (2006): „Prozesse des Rückhaltes und Umsatzes von Stickstoff- und Kohlenstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung“, Dissertation am Fachbereich Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, 2006.
- Donta, A. (1997): „Der Boden als Bioreaktor bei der Aufbringung von Abwasser auf landwirtschaftlich genutzte Flächen“, Dissertation an der Universität Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Heft 100, 1997.
- Drescher, D. (2003): „Stand der Technik – Stand der Forschung bei bewachsenen Bodenfiltern“, Vortrag auf dem Abwasser-Forum des EVS, Nonnweiler-Otzenhausen, 13.11.2003.
- Drescher, D.; Hasselbach, R. (2010): „Pflanzenkläranlagen im Mischsystem nach dem Konzept des EVS – Betriebsergebnisse zur Bewertung der Leistungsfähigkeit“, KA - Korrespondenz Abwasser Abfall, Nr. 7, 2010, S. 670 – 675.
- Drescher, D.; Hasselbach, R.; Rampendahl, Ch. (2007): „Bemessungsansatz für Pflanzenkläranlagen im Mischsystem“, GWF Wasser Abwasser 148 (3) 2007, S. 220 –227.
- DWA (2005): „Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem“, DWA-Regelwerk, Merkblatt M 178, Hennef, 2005.
- DWA (2006): „Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers“, DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt A 262, Hennef, 2006.
- DWA-Landesverband Hessen/Rheinland-Pfalz/Saarland (2011): „Kläranlagenleistungsvergleich 2009/2010“ in „Kläranlagennachbarschaften – Fortbildung des Betriebspersonals 2010/2011“, Mainz, Neustadt, 2011.
- EKVO (1994): „Verordnung über die Eigenkontrolle von Abwasserbehandlungsanlagen vom 18.02.1994“, Amtsblatt des Saarlandes vom 08.02.1994.

- EU (1991): „Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21.05.1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (EU-Kommunalabwasserrichtlinie)“; Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L 135 vom 30.05.1991.
- EU-WRRL (2000): „Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (EU-Wasserrahmenrichtlinie)“; Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L 327 vom 22.12.2000.
- EVS (2000): „Satzung des Entsorgungsverbandes Saar (EVS) über die Überlassung des Abwassers (Abwasser-Überlassungssatzung)“, Amtsblatt des Saarlands vom 07.09.2000.
- EVS (2002): „Dokumentation Versuchsanlage Retentionsbodenfilter Ommersheim“, Geotechnik + Consulting im Grundbau, Saarbrücken, 2002.
- EVS (2005): „Reinigungsprozesse in Lavasand-Bodenfiltern in der Mischwasserbehandlung“, Antrag auf Gewährung einer Zuwendung vom 02.05.2005, Saarbrücken, 2005.
- EVS (2006): „Lysimeterversuche Kläranlage Ommersheim – Endbericht“, Geotechnik + Consulting im Grundbau, Saarbrücken, 2006.
- Frank, R. (2007): „Pflanzenkläranlagen – eine umweltgerechte Alternative für Kleinkläranlagen“, Bayerisches Landwirtschaftliches Wochenblatt Nr. 22, 2007, S. 39-42.
- Fehr, G. et al. (2003): „Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie“, Abschlussbericht, UBA-Texte 05/2003.
- Felde, K., Hansen, K., Kunst, S. (1996): „Pflanzenkläranlagen in Niedersachsen – Bestandsaufnahme und Leistungsfähigkeit“, KA - Korrespondenz Abwasser, Nr. 8, 1996, S. 1.382 – 1.394.
- 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, 2008.
- Geller, G.; Höner, G. (2003): „Anwenderhandbuch Pflanzenkläranlagen. Praktisches Qualitätsmanagement bei Planung, Bau und Betrieb“, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 2003.

- Geotechnik und Consulting im Grundbau, Schriftliche Zusammenfassung der Begutachtung mehrerer Lavasande im Rahmen des Baus von Bodenfiltern für den EVS, Saarbrücken, 2009 (unveröffentlicht).
- Grotehusmann, D. (2000): „Bodenfilter – Gesamtüberblick und Stand der Technik“, Seminar „Bodenfilter zur Behandlung von Regen- und Mischwasser“, Technische Akademie Hannover, Dortmund, 06.12.2000.
- Hahn, A. (2011): „Untersuchungen an Substratproben – Charakterisierungsmethoden REM, XRD, Hg-Intrusion, Ar-Sorption“, unveröffentlicher Bericht der ZetA Partikelanalytik GmbH im Auftrag des EVS, Mainz, 2011.
- Hamm, A. [Hrsg.] (1991): „Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern“, Academia Verlag, St. Augustin, 1991.
- Hartmann, L. (1992): „Biologische Abwasserreinigung“, 3. Auflage, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1992.
- Hasselbach, R. (2012): „Leistungsnachweis Kläranlage Büschdorf“, Abschlussbericht zu einem Teilprojekt des Forschungsvorhabens „Reinigungsprozesse in Lavasand-Bodenfiltern in der Mischwasserbehandlung“ des Entsorgungsverbandes Saar (EVS), Saarbrücken, 2012.
- Hasselbach, R.; Bruch, I. (2010): „Pflanzenkläranlagen – Lavasand: ein Naturmaterial mit unterschiedlichen Eigenschaften und sehr guten Reinigungsergebnissen“, wwt - Wasserwirtschaft Wassertechnik Nr. 11-12, 2010, S. 39-43.
- Hasselbach, R.; Bruch, I.; Hahn (2011): „Pflanzenkläranlagen – Nitrifikation in Bodenfiltern“, wwt - Wasserwirtschaft Wassertechnik Nr. 3, 2011, S. 13-17.
- HMULV (2008): „Empfehlungen für Bemessung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfilteranlagen im Mischsystem in Hessen“, Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, Wiesbaden, 2008.
- Hijosa-Valsero, M., Sidrach-Cardona, R., Bécares, E.: “Comparison of interannual removal variation of various constructed wetland types”, Science of The Total Environment, Vol. 430, 2012, S. 174-184.
- Imfeld, G.; Braeckevelt, M.; Kusch, P.; Richnow, H. H. (2009): “Monitoring and assessing processes of organic chemicals removal in constructed wetlands”, Chemosphere 74, 2009, S. 349-362.
- Imhoff, K.; Imhoff, K.R.; Jardin N.(2009): „Taschenbuch der Stadtentwässerung“, 31. Auflage, Oldenbourg Industrieverlag, München, 2009.

- Kadlec, R.H.; Knight, R.L.; Vymazal, J.; Brix, H.; Cooper, P.; Haberl, R. (2000): „Constructed Wetlands for Pollution Control – Processes, Performance, Design and Operation“, IWA Scientific and Technical Report No. 8, IWA, London, 2000.
- Kayser, K. (2003): „Nitrifikation in Teich- und Bodenfilteranlagen“, Dissertation an der Universität Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Heft 121, 2003.
- Kraft, H. (1985): „Einsatzmöglichkeiten und Erfahrungen bei Pflanzenkläranlagen. Kleine Kläranlagen – Planung, Bau und Betrieb“, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen Nr. 59, TU München, 1985.
- Kickuth, R., (1980): „Abwasserreinigung in Mosaikmatrizen aus aeroben und anaeroben Teilbereichen“ in: „Grundlagen der Abwasserreinigung“, Moser, F. (Herausgeber), Schriftenreihe Wasser – Abwasser 19, Seite 639 – 665, Oldenbourg Verlag, 1980.
- Kunst, S., Flasche, K. (1995): „Untersuchungen zur Betriebssicherheit und Reinigungsleistung von Kleinkläranlagen unter besonderer Berücksichtigung von bewachsenen Bodenfiltern“, Universität Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Abschlussbericht, 1995.
- Kunst, S., Kayser, K., Fehr, G., Voermanek, H. (2002): „Optimierung der Abflusssteuerung und weitestgehende Nitrifikation in der Verfahrenskombination Teichanlage/bewachsener Bodenfilter zum Schutz kleiner Fließgewässer“, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover und F & N Umweltconsult GmbH, Hannover, 2002.
- Landkreis Merzig-Wadern (2002): Erlaubnisbescheid zum Neubau der Kläranlage Perl-Büschdorf vom 05.03.2002, Az. 176-1/5 Nr. 20/2002, Merzig, 2002.
- Landkreis St. Wendel (2004): Erlaubnisbescheid zum Neubau der Kläranlage Namborn vom 18.10.2004, Az. 67-14-NAM/KA-Hei./Bou, St. Wendel, 2004.
- Lai, D. Y. F., Lam, K.C. (2009): “Phosphorus sorption by sediments in a subtropical constructed wetland receiving stormwater runoff”, Ecological engineering, Vol. 35, 2009, S. 735–743.
- Lascher, W. (1976): „Ökologie der Pflanzen“, 2. Auflage, Ulmer Verlag, Stuttgart, 1976.
- Leibrock, Th. (2002): „Erstellung von Bemessungsgrundlagen für Pflanzenkläranlagen unter Berücksichtigung der Regenwasserbehandlung“, Diplomarbeit an der Hochschule für Technik und Wirtschaft des Saarlandes, Saarbrücken, 2002.

- Lenz, S., Narvarez, A., Münch, Ch., Röske, I. (2008): „Untersuchung der Leistungsfähigkeit – Mikrobielle Abbauprozesse einer Pflanzenkläranlage (Teil 1: Stoffliche Eliminationsleistung)“, wwt - Wasserwirtschaft Wassertechnik Nr. 9, 2008, S. 49-53.
- LfU SA [Hrsg.] (2007): „Pflanzenkläranlagen zur kommunalen Abwasserreinigung – Hinweise zu Planung, Bau, Betrieb und Wartung“, Fachinformation Nr. 3/2007, Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle (Saale), 2007.
- LfU BW [Hrsg.] (2002): „Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem“, 2. überarb. Auflage, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe 2002.
- Logan, A.J., Stevik, T.K., Siegrist, R.L., Rønn, R.M. (2001): „Transport and fate of cryptosporidium parvum oocysts in intermittent sand filters“, Water Research 35, S. 4359 -4369, 2001
- LUA (o.J.): Daten des Landesamtes für Umwelt- und Arbeitsschutz zu den Niederschlagsmessstationen Büschdorf, Hellendorf, Steinberg-Deckenhardt und Riesweiler, <http://www.saarland.de/39230.htm>, Stand 20.08.2012
- Maniak, U. (2010): „Hydrologie und Wasserwirtschaft – eine Einführung für Ingenieure“, 6. Auflage, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 2010.
- Matthes, G., Bedbour, E., Gundermann, K.-O., Loof, M., Peters, D. (1991): „Vergleichende Untersuchung zum Filtrationsverhalten von Bakterien und organischen Partikeln in Porengrundwasserleitern, I. Grundlagen und Methoden“, Zbl. Hyg 191, 1991, S 53-97.
- Müller, V. (2002): „Ein Beitrag zur Bilanzierung von Bodenfiltern“, Berichte 21, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft, Technische Universität Dresden, 2002.
- MUNLV NRW (2001); „PROFITEC – Biofilteranlagen in Nordrhein-Westfalen – Stand der Technik“, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, 2001, unveröffentlicht.
- Nowak, J.; Heise, B. (2007): „Naturnahe Abwasserbehandlung in Pflanzenkläranlagen und Teichkläranlagen – Kommentar zum Arbeitsblatt DWA-A 262 und DWA-A 201“, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA), Hennef, 2007.
- ÖNORM (2009): „Kläranlagen – Intermittierend beschickte Bodenfilter („Pflanzenkläranlagen“)“, Österreichisches Normungsinstitut, B 2505, Ausgabe 01.03.2009, Wien, 2009.

- Parades, D.; Kuschik, P.; Stange, F.; Müller, R.A.; Köser, H. (2006): „Model experiments on improving nitrogen removal in laboratory scale subsurface constructed wetlands by enhancing the anaerobic ammonia oxidation“, Proceedings of 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Lissabon, 23. – 29.09.2006, Vol. I., S. 263 – 270.,
- Perl (o.J.): Angaben der Gemeinde Perl zu Einwohnerzahlen in den Gemeindeteilen, <http://www.perl-mosel.de/ortsinfo/statistik> , Stand 20.08.2012
- Platzer, C. (1998): „Entwicklung eines Bemessungsansatzes zur Stickstoffelimination in Pflanzenkläranlagen“, Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Nr. 6, Fachgebiet SWW der Technischen Universität Berlin, 1998.
- Platzer, C., Rustige, H., Lauer, J. (1998): „Pflanzenkläranlagen beim Stand der Technik angekommen“, wwt - Wasserwirtschaft Wassertechnik Nr. 2, 1998, S. 17-18.
- Reinheimer, G., Hegemann, W., Raff, J., Sekouloc, I. (1988) „Stickstoffkreislauf im Wasser“, R. Oldenbourg-Verlag, München, Wien, 1998.
- Rivas, A., Barceló-Quintal, I., Moeller, G.E. (2011): „Pollutant removal in a multi-stage municipal wastewater treatment system comprised of constructed wetlands and a maturation pond, in a temperate climate“, Water Science & Technology, 64 (4), 2011, S.980 - 987.
- Rolauffs, P. et al. (2003): „Entwicklung eines leitbildorientierten Saprobienindex für die biologische Fließgewässerbewertung“ Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 200 24 227; veröffentlicht als UBA Texte 11/03.
- Rustige, H., Platzer, C. (2001): „Phosphorelimination in Bewachsenen Bodenfilter“, Wasser und Boden, Jg. 53, Heft 3, 2001, S. 11 – 15.
- Schwager, A.; Boller, M. (1997): „Transport phenomena in intermittend filters“, Water Science & Technology 35(6), S. 13–20.
- Seidel, K. (1956): „Wasserpflanzen als Akkumulatoren und ihre anatomisch physiologische Anpassung“, Gewässer und Abwässer, H. 14, 1956, S. 42 – 51.
- Sendelov, M. Schriftliche Mitteilung Universität Basel, 2009 (unveröffentlicht)
- Shiplin, O.; Koottatep, T., Khanh, N.T.T. (2005): „Integrated natural treatment systems for developing communities: low-tech N-removal through the fluctuating microbial pathways“, Water Science and Technology, Vol. 51, No. 12, S. 299 – 306.

- Sing, K.S.W.; Everett, D.H.; Haul, R.A.W.; Moscou, L.; Pierotti, R.A.; Rouquérol, J.; Siemieniewska, T (1985): „Reporting physisorption data for gas/solid systems with special reference to the determination of surface area and porosity“, IUPAC Report, Pure and Applied Chemistry 57 (4) 1985, S. 603-619.
- Teschner, K.; Maciel, N.; Hegemann, W. (2004): „Kolmation von vertikal durchströmten Pflanzenkläranlagen – Prozesse und Ursachen“, GWF Wasser Abwasser 145, 2004, S. 26 - 35.
- Turkovic, R. (2009): „Sauerstoffregime in abwasserdurchsickerten Filtersanden“, Dissertation an der Universität Karlsruhe, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Schriftenreihe SWW Karlsruhe, Band 136, 2009.
- UBA [Hrsg.] (1999): „Verbleib von Abwasserinhaltsstoffen bei bewachsenen Bodenfiltern (Pflanzenkläranlagen) im Langzeitbetrieb“, UBA-Texte 78/99, Umweltbundesamt, Berlin, 1999.
- Uhl, M., Jübner, M. (2004): „Retentionsbodenfilter zur Mischwasserbehandlung. Untersuchungen von Substrat und Betriebsweisen“, KA - Korrespondenz Abwasser Abfall, Nr. 3, 2004, S. 261 - 270.
- Uhl, M., Kasting, U. 2002: „Verschmutzung des Niederschlagsabflusses in Misch- und Trennsystemen und von Straßen“, Wasser und Abfall Heft 3, 03/2002, S. 14 – 22.
- Vogel, S. (1995): „Untersuchungen zum Bodenlufthaushalt in vertikal durchströmten Pflanzenkläranlagen“, Diplomarbeit an der Technischen Universität Berlin, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, 1995.
- Vymazal, J. (2007): „Removal of nutrients in various types of constructed wetlands“, Science of The Total Environment, Vol. 380, Juli 2007, S. 42 – 65.
- Vymazal, J. (2010): „Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience“, Environmental Science Technology 45 (1), 2011, S. 61 - 69.
- Von Felde, K.; Kunst, S. (1996): „N- und CSB-Abbau in vertikal durchströmten Bodenfiltern“, GWF Wasser Abwasser 137 (8) 1996, S. 401-408.
- Waldhoff, A. (2008): „Hygienisierung von Mischwasser in Retentionsbodenfiltern (RBF)“, Dissertion am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel, 2008.
- Welker, A. (2004): „Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf – Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen“, Habilitationsschrift, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der technischen Universität Kaiserslautern, Band 20, 2004.

- Wilderer, P.A. (1989): „Effects of low Temperature on Nitrogen Removal Processes“, Baltic Marine Environment Commission (Hrsg), Second Seminar of Wastewater Treatment in Urban Areas, Government Printing Center Helsinki, 1989.
- Winter, H.J.; Goetz, D. (2001): „Kolmation in Bewachsenen Bodenfiltern“, Wasser und Boden 53 (3) 2001, S. 19 – 22.
- Wissing, F.; Hofmann, K. (2002): „Wasserreinigung mit Pflanzen“, 2. Aufl., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 2002.
- Wozniak, R. (2008): „Ermittlung von Belastungsgrenzen an Bodensubstraten zur weitergehenden Mischwasserbehandlung“, Dissertation am Fachbereich Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, 2008.

Anhang

- A 1 Lageplandarstellungen
- A 2 Technische Daten
- A 3 Ergebnisse der bodenphysikalischen Untersuchungen
- A 4 Analyseergebnisse im Zu- und Ablauf von 12 Pflanzenkläranlagen
- A 5 Intensivmessprogramme zur Kläranlage Büschdorf
- A 6 Daten zur vergleichenden Untersuchung von Lavasanden unterschiedlicher Herkunft als Filtersubstrat (Kläranlage Riesweiler)
- A 7 Vergleich mit Anlagen mit Rundkornsand als Filtersubstrat
- A 8 Auswertung der Zu- und Ablaufdaten von technischen Kläranlagen
- A 9 Fotodokumentation

Kurzvita des Verfassers

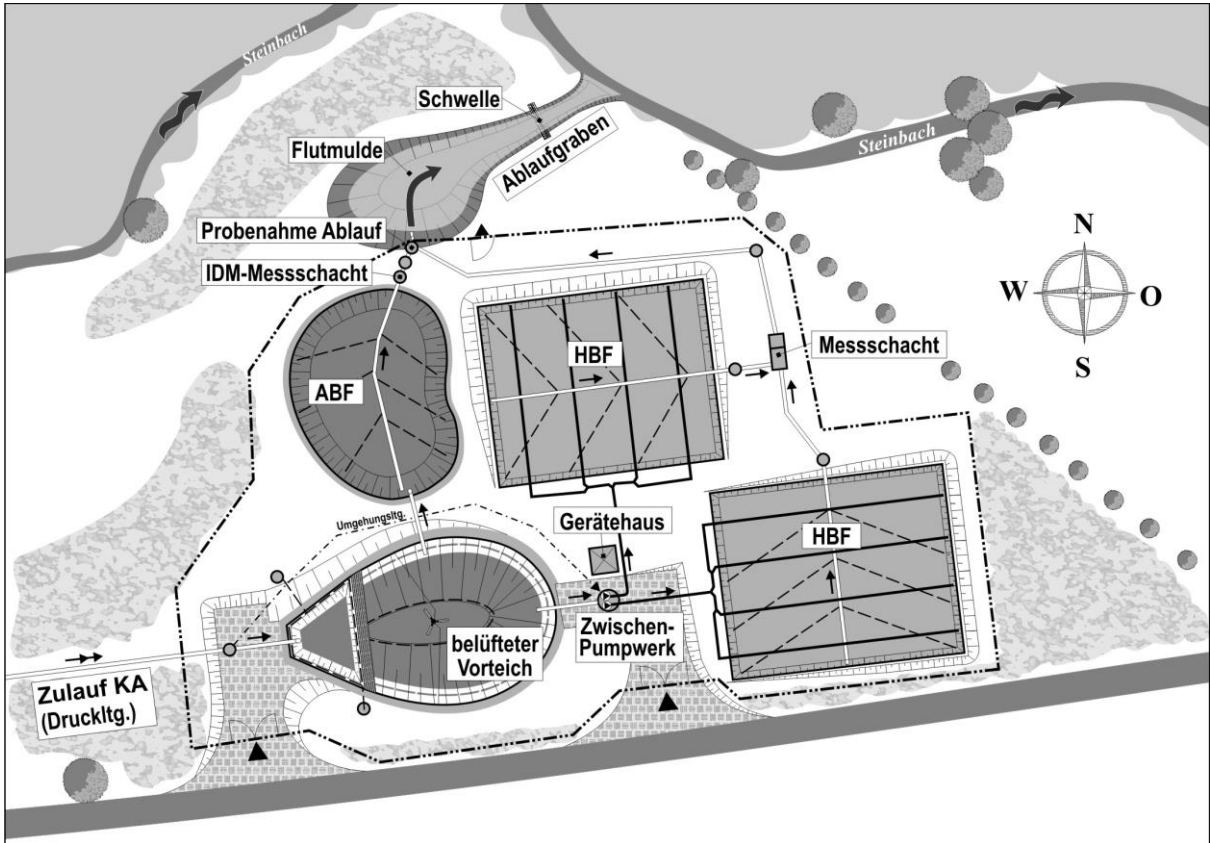


Bild A1.1: Lageplan zur Kläranlage Büschdorf

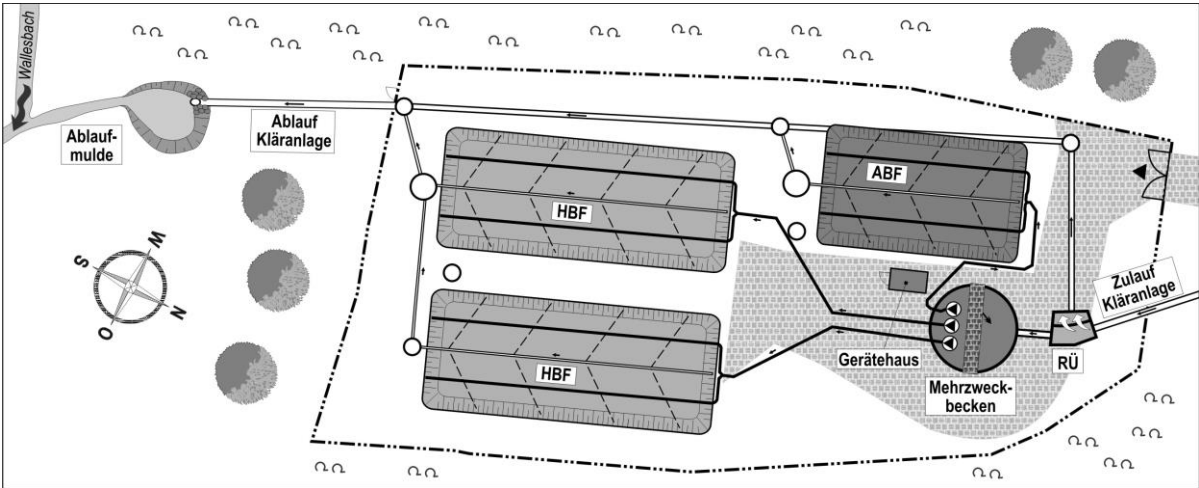


Bild A1.2: Lageplan zur Kläranlage Heisterberg

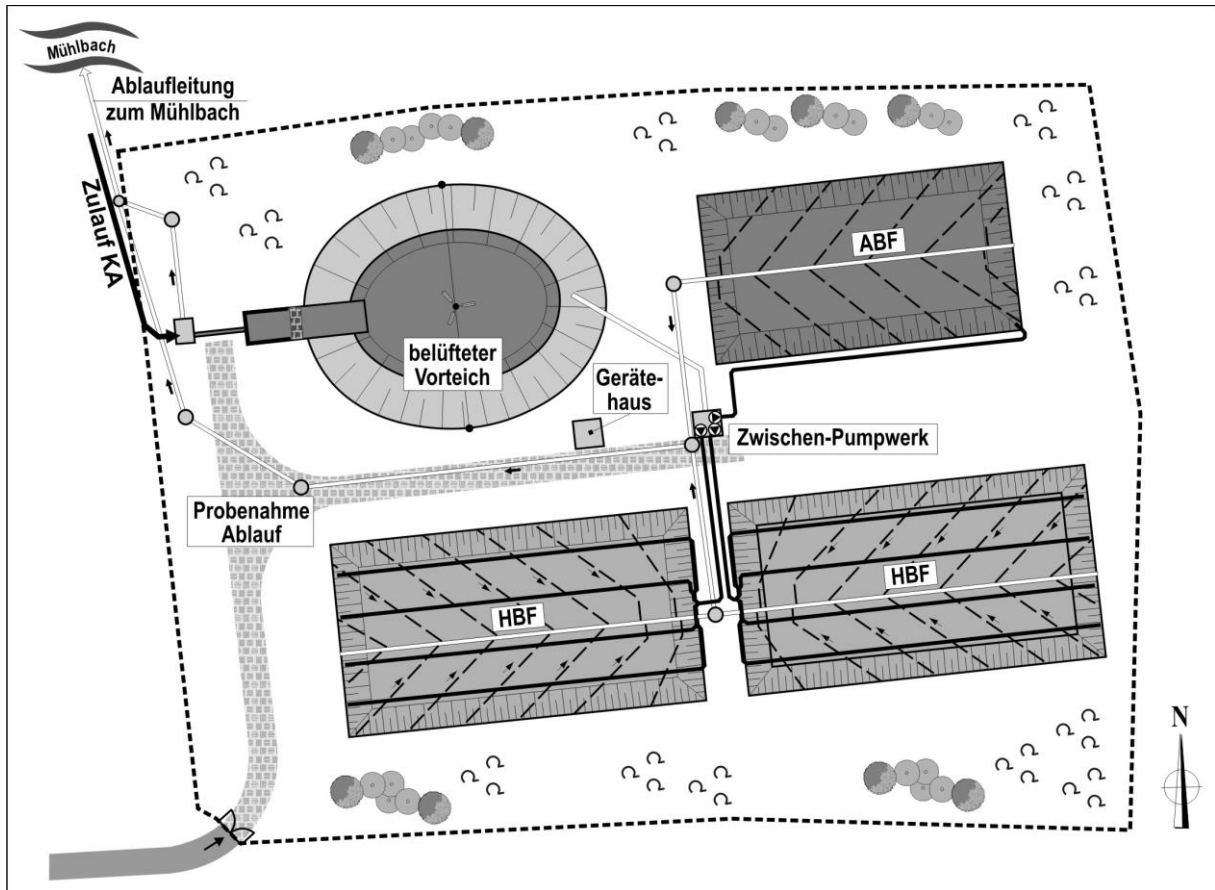


Bild A1.3: Lageplan zur Kläranlage Medelsheim

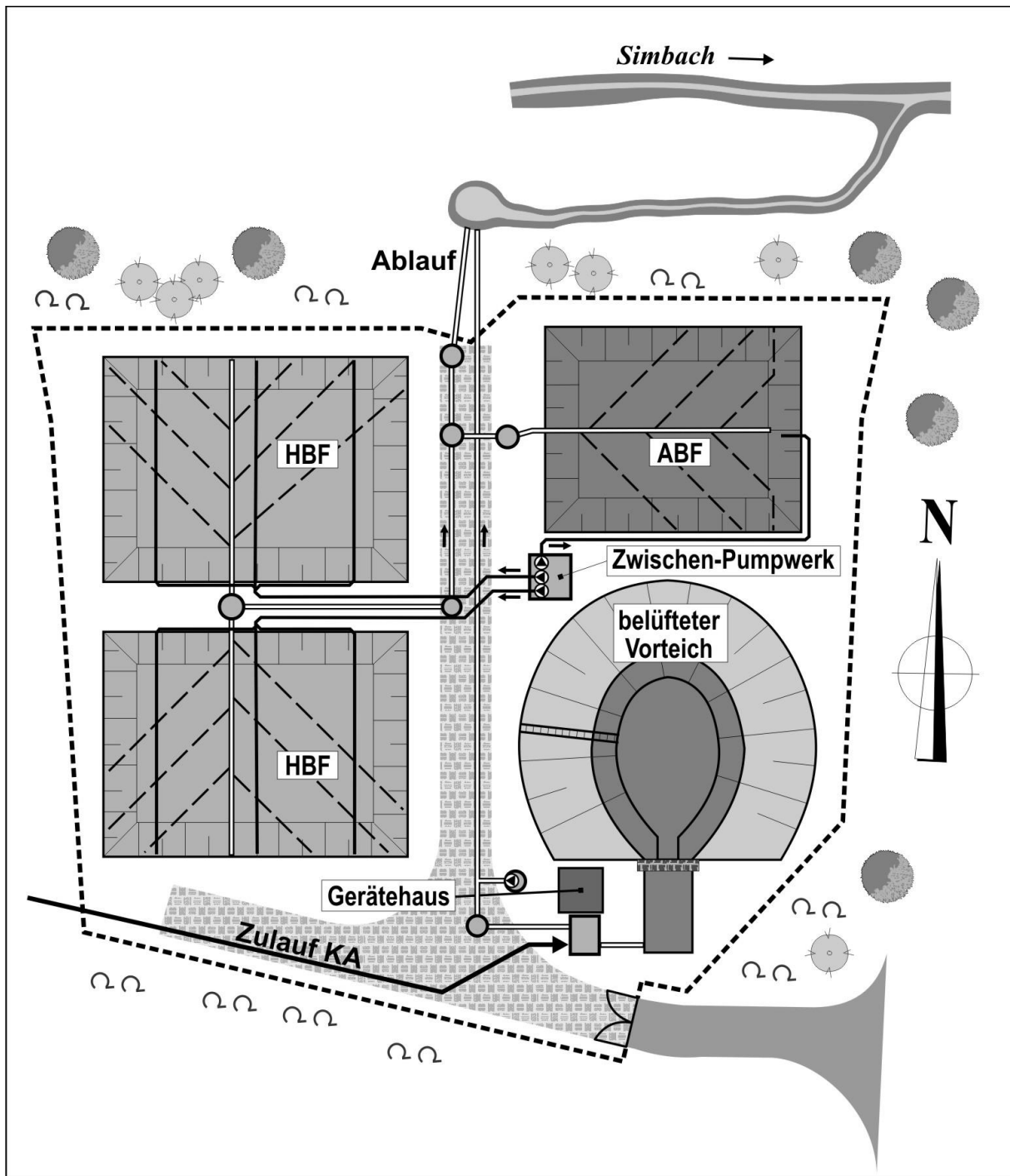


Bild A1.4: Lageplan zur Kläranlage Seyweiler

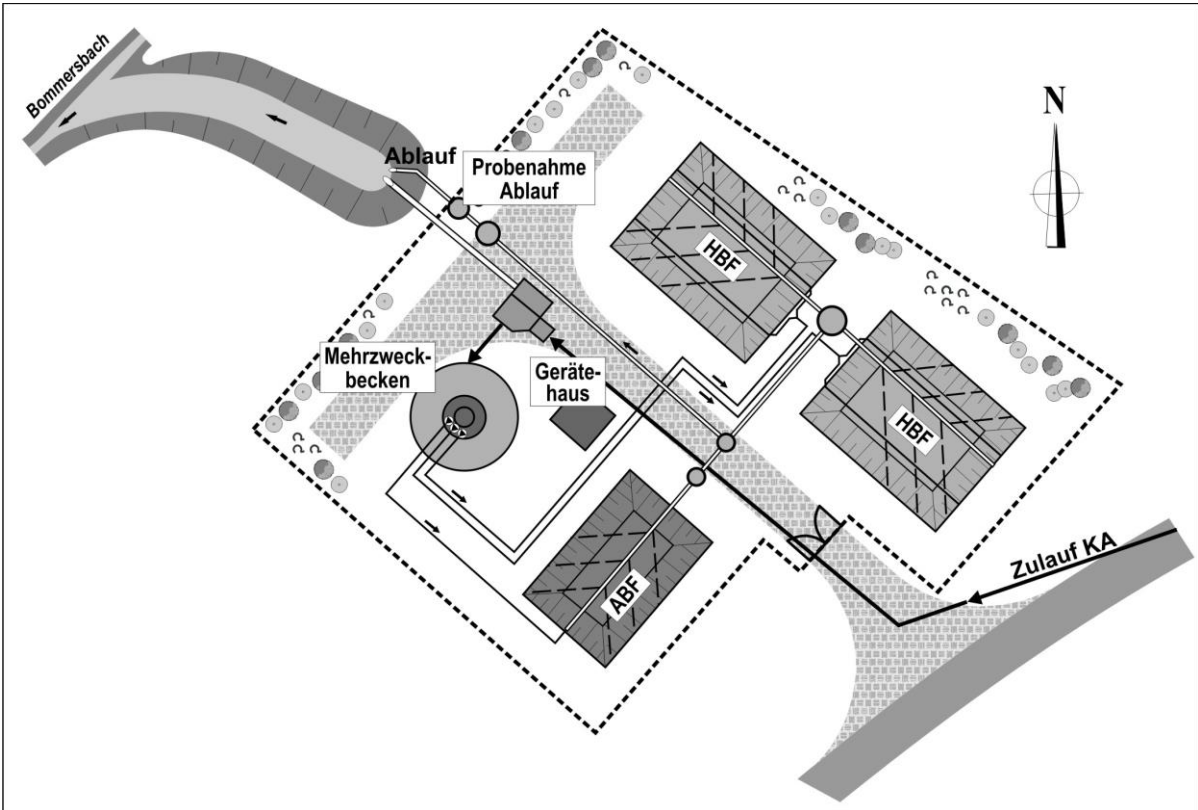


Bild A1.5: Lageplan zur Kläranlage Utweiler

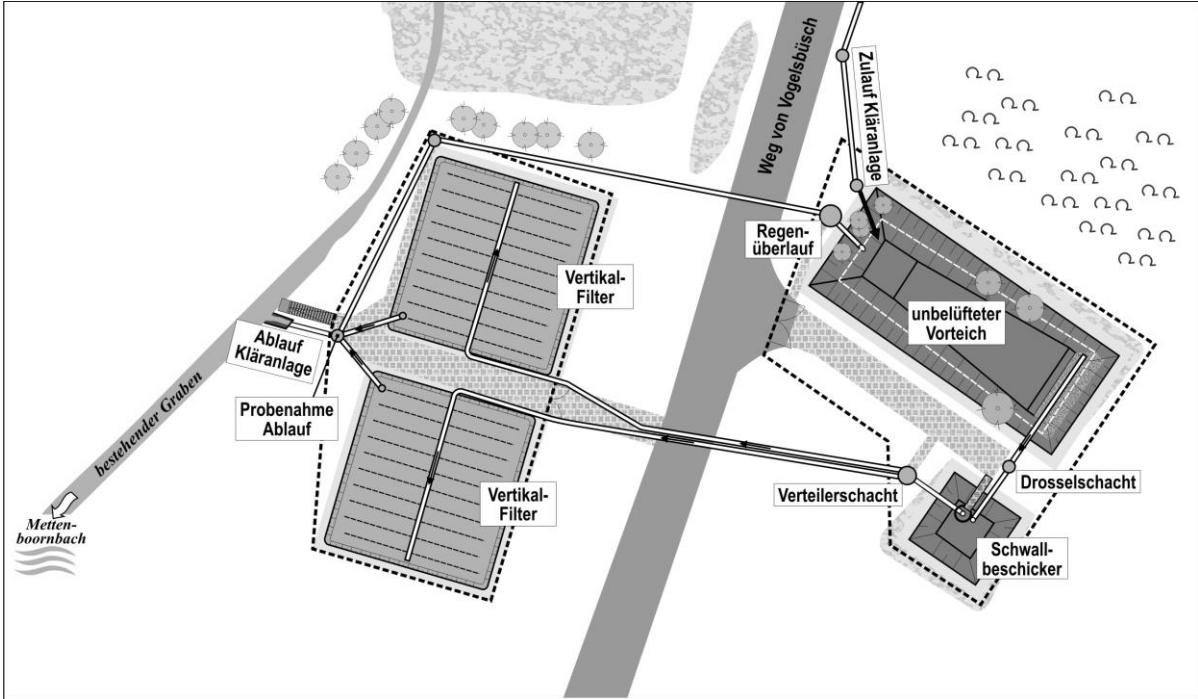


Bild A1.6: Lageplan zur Kläranlage Vogelsbüsch

Tabelle A2.1: Technische Daten zur Beschickung, Vorreinigung und Regenwasserbehandlung von 5 ausgewählten Pflanzenkläranlagen

		Büschdorf	Heisterberg	Medelsheim	Seyweiler	Utweiler
Ausbaugröße	EW	310	100	500	180	70
Zulaufpumpwerk	-	vorh.	./.	vorh.	./.	./.
Förderleistung, max.	l/s	6,5	./.	11,5	./.	./.
Vorbehandlung / Regenwasserbehandlung						
Vorteichvolumen, min	m ³	392	./.	844,12	325	./.
(inkl. Schlammraum)	m ³ /EW	1,26	./.	1,69	1,81	./.
Vorteichvolumen, max	m ³	480	./.	1.239,87	465	./.
RWB im Kanalnetz	m ³	100	./.	60	0	./.
Aufstauvol. im Teich	m ³	88	./.	395,75	140	./.
Mehrzweckbecken V _{min}	m ³	./.	31,5	./.	./.	18,7
(inkl. Schlammraum)	m ³ /EW	./.	0,32	./.	./.	0,27
Aufstauvol. im MZB	m ³	./.	32,5	./.	./.	64,4
Beschickung der Bodenfilter - Leistungsangaben zu Pumpen						
Beschickung HBF 1	l/s	19,66	6,1	29,6	11,2	4,3
Beschickung HBF 2	l/s	19,32	6,1	31	10,9	4,4
Beschickung ABF	l/s	Überfall	8,40	17,9	9,9	4,6

Tabelle A2.2: Daten zur Konstruktion der Lavasand-Bodenfilter von 5 ausgewählten Kläranlagen

		Büschdorf	Heisterberg	Medelsheim	Seyweiler	Utweiler
Ausbaugröße	EW	310	100	500	180	70
HBF - Fläche, absolut für 1 Filter						
OK Drainage (UK HBF)	m ²	500,0	150,0	513,4	172,5	52,2
OK Filter	m ²	520,0	189,0	750,0	270,4	108,0
Mittelwert	m ²	510,0	169,5	631,7	221,45	80,1
HBF - Fläche, spezifisch für 2 Filter						
OK Drainage (UK HBF)	m ² /EW	3,23	3,00	2,05	1,92	1,49
OK Filter	m ² /EW	3,35	3,78	3,00	3,00	3,09
Mittelwert	m ² /EW	3,29	3,39	2,53	2,46	2,29
Relation UK/OK		96,2%	79,4%	68,5%	63,8%	48,3%
ABF - Fläche, absolut						
OK Drainage (UK HBF)	m ²	250,0	100,0	341,2	119,5	30,4
OK Filter	m ²	260,0	130,8	550,0	204,1	79,4
Mittelwert	m ²	255,0	115,4	445,6	161,8	54,9
ABF - Fläche, spezifisch						
OK Drainage (UK HBF)	m ² /EW	0,81	1,00	0,68	0,66	0,43
OK Filter	m ² /EW	0,84	1,31	1,10	1,13	1,13
Mittelwert	m ² /EW	0,82	1,15	0,89	0,90	0,78
Filteraufbau / Schichtstärke HBF						
Lavasand 0/4 mm	cm	75	70	75	75	75
Drainage: Kies 4/16 mm	cm			30	30	30
Drainage: Lava 4/16 mm	cm	30	25			
Drainageleitung	DN	100	150/100	100	100	100
Filteraufbau / Schichtstärke HBF						
Lavasand 0/4 mm	cm	65	70	75	75	75
Drainage: Kies 4/16 mm	cm			30	30	30
Drainage: Lava 4/16 mm	cm	30	25			
Drainageleitung	DN	100	150/100	100	100	100

Tabelle A3.1: Ergebnisse der bodenphysikalischen Untersuchungen zur Kläranlage Riesweiler*)

Probennummer	1	9	2	3
Kläranlage / Filtersegment	Riesweiler F 1	Riesweiler F 1R	Riesweiler F 2	Riesweiler F 3
	Lavasand 0/4 mm	Lavasand 0/4 mm	Lavasand 0/4 mm	Lavasand 0/4 mm
Werk	A	A	B	C
Massenverlust durch Calcinierung (~ Entwässerung)	14,57 % → poröses Material	12,69 % → poröses Material	1,62 % → unporöses Material	2,21 % → unporöses Material
HG-Intrusion:				
Porenvol., kummuliert [ml/g]	0,152	0,12	0,1	0,097
	93,3%**)	73,6%**)	61,3%**)	59,5%**)
Oberfläche [m ² /g]	24,98	23,81	0,82	0,93
	100,9%**)	96,2%**)	3,3%**)	3,8%**)
∅ Porendurchmesser [nm]	24,4	20,2	488	416
	92,4%**)	76,5%**)	1848,5%**)	1575,8%**)
Ar-Intrusion:				
Porenvolumen BJH ads. [ml/g]	0,1345	0,167	0,003	0,004
	105,9%**)	131,5%**)	2,4%**)	3,1%**)
BET-Oberfläche [m ² /g]	80,35	104,9	0,69	1,06
	110,9%**)	144,7%**)	1,0%**)	1,5%**)
∅ Porendurchmesser [nm]	2,37	2,1	7,74	8,41
	102,2%**)	90,5%**)	333,6%**)	362,5%**)
k _r -Wert [m/s]	4,33 · 10 ⁻⁵		7,76 · 10 ⁻⁴	6,04 · 10 ⁻⁴
KAK [mmol/g]	500 - 700		< 100	< 100

*) eigene Darstellung unter Verwendung der Ergebnisse der Hg- und Ar-Intrusion von Hahn (2011) und der von Sendelov (2009) ermittelten Werte zur Durchlässigkeit und Kationenaustauschkapazität

***) Relativvergleich mit Ergebnissen zum Filtersubstrat der Kläranlage Büschdorf

Tabelle A3.2: Ergebnisse der bodenphysikalischen Untersuchungen zu den Kläranlagen Büschdorf, Medelsheim und Vogelsbüsch*)

Probennummer	5	4	6
Kläranlage	Büschdorf	Medelsheim	Vogelsbüsch
	Lavasand 0/4 mm	Lavasand 0/4 mm	Mittelsand 2/8 mm
Werk	A	D	./.
Massenverlust durch Calcinierung (~ Entwässerung)	10,44 % → poröses Material	5,78%	
HG-Intrusion:			
Porenvol., kummuliert [ml/g]	0,163	0,088	keine Werte
	100,0%	54,0%**)	
Oberfläche [m ² /g]	24,76	6,44	
	100,0%	26,0%**)	
Ø Porendurchmesser [nm]	26,4	54,5	
	100,0%	206,4%**)	
Ar-Intrusion:			
Porenvolumen BJH ads. [ml/g]	0,127	0,033	0,003
	100,0%	26,0%**)	2,2%**)
BET-Oberfläche [m ² /g]	72,48	18,28	0,8
	100,0%	25,2%**)	1,0%**)
Ø Porendurchmesser [nm]	2,32	2,68	6,13
	100,0%	115,5%**)	258,6%**)
k _r -Wert [m/s]	./.	./.	./.
KAK [mmol/g]	./.	./.	./.

*) eigene Darstellung unter Verwendung der Ergebnisse der Hg- und Ar-Intrusion von Hahn (2011) und der von Sendelov (2009) ermittelten Werte zur Durchlässigkeit und Kationenaustauschkapazität

***) Relativvergleich mit Ergebnissen zum Filtersubstrat der Kläranlage Büschdorf

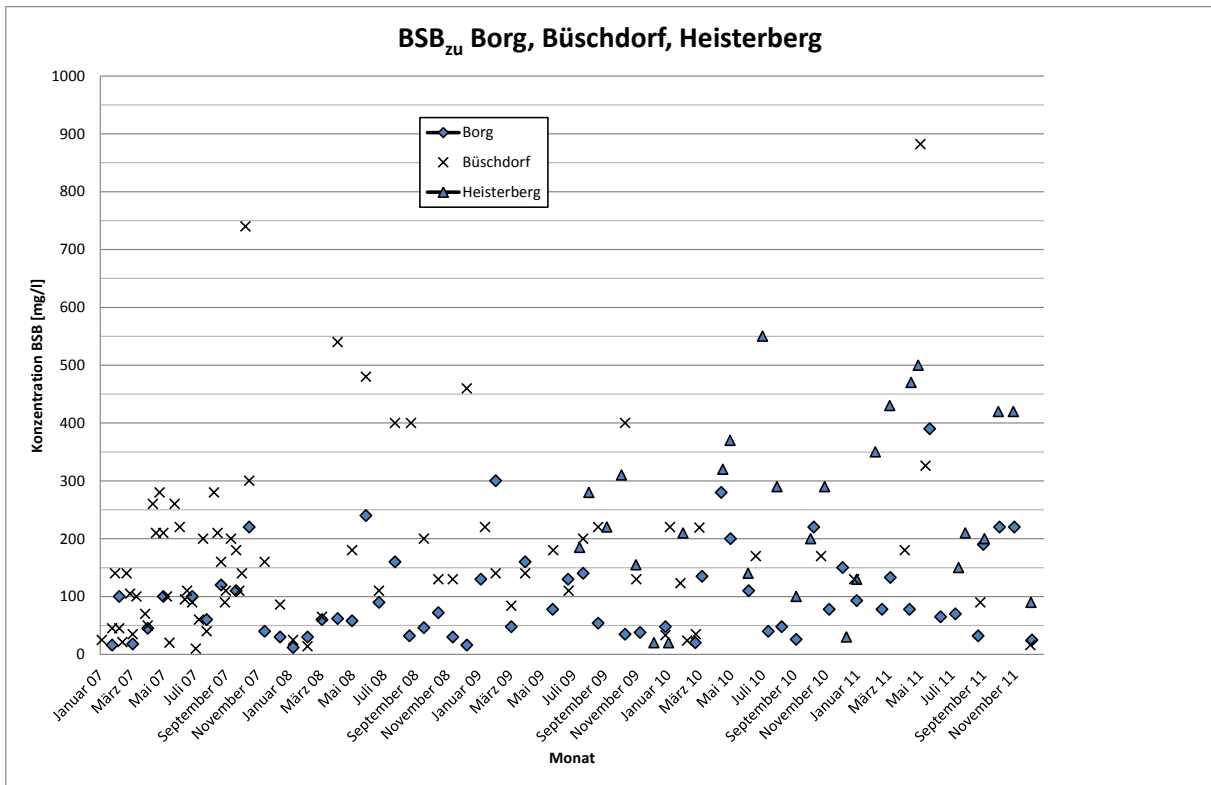


Bild A4.1: BSB₅-Zulaufkonzentrationen der Kläranlagen Borg, Büschdorf und Heisterberg 2007 - 2011

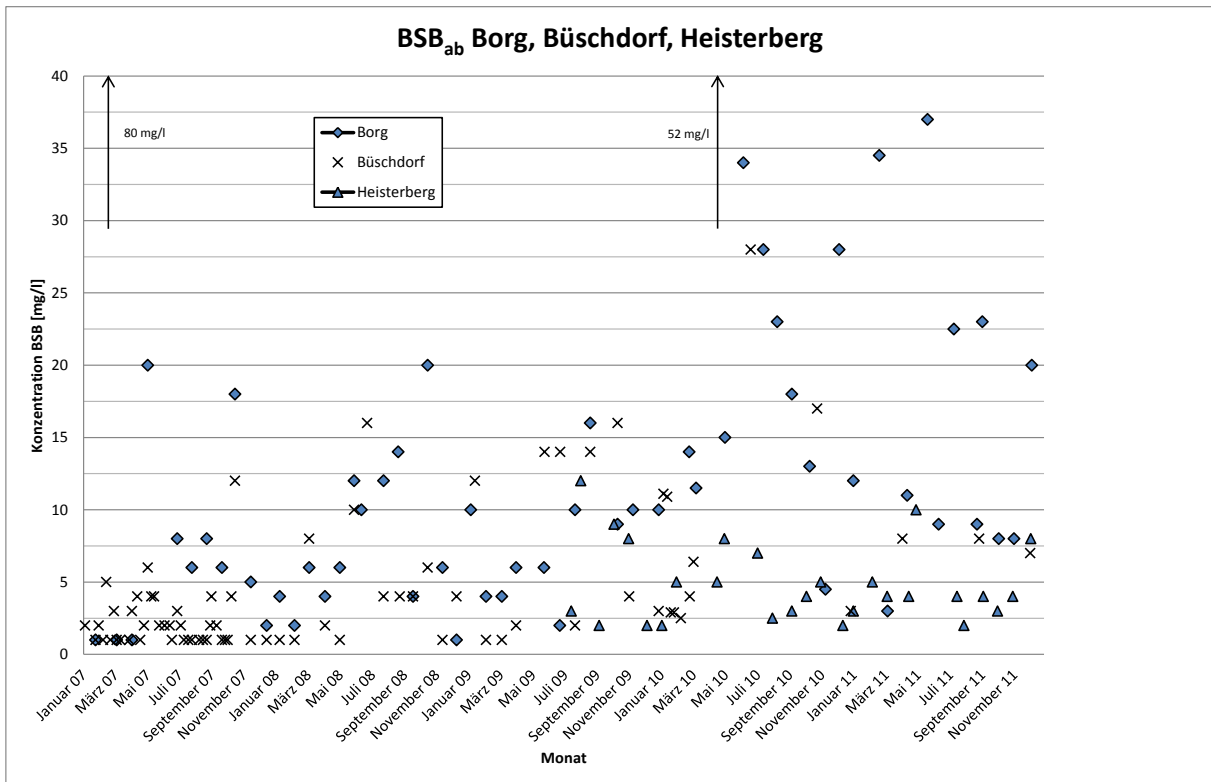


Bild A4.2: BSB₅-Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen Borg, Büschdorf und Heisterberg 2007 - 2011

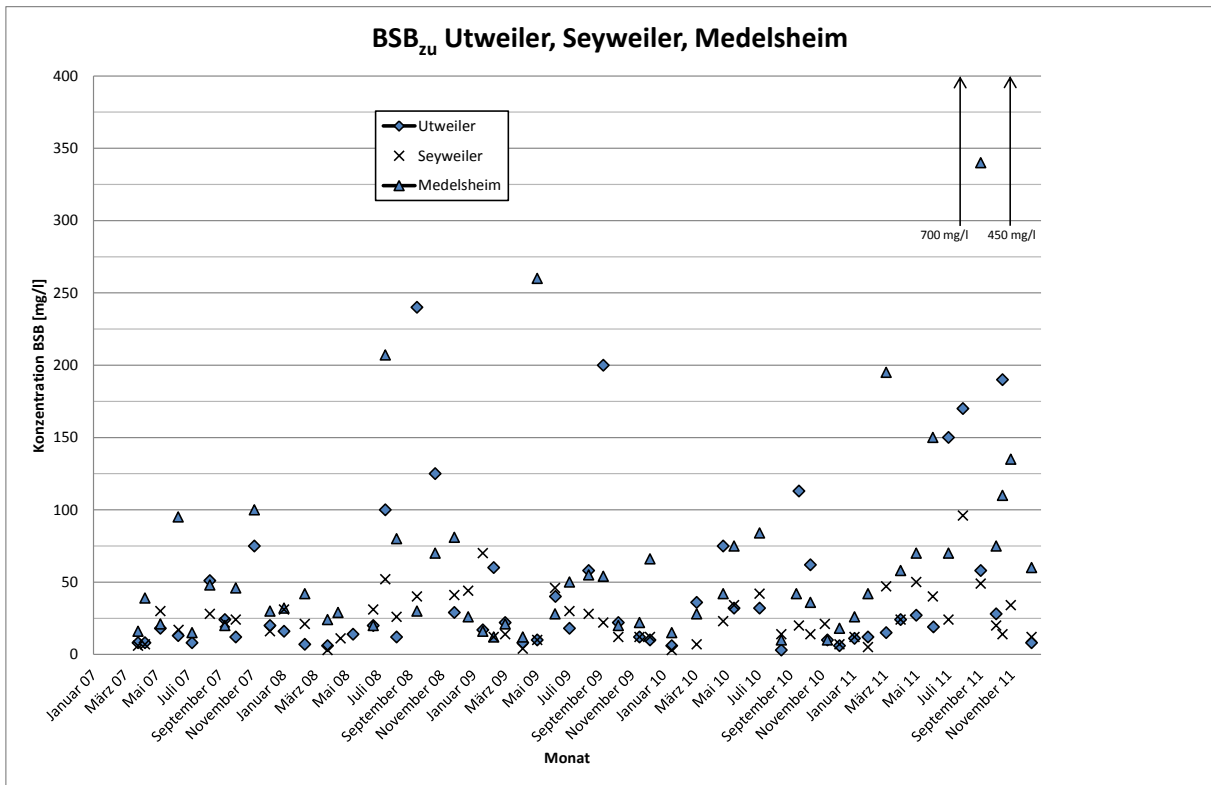


Bild A4.3: BSB₅-Zulaufkonzentrationen der Kläranlagen Utweiler, Seyweiler und Medelsheim 2007 - 2011

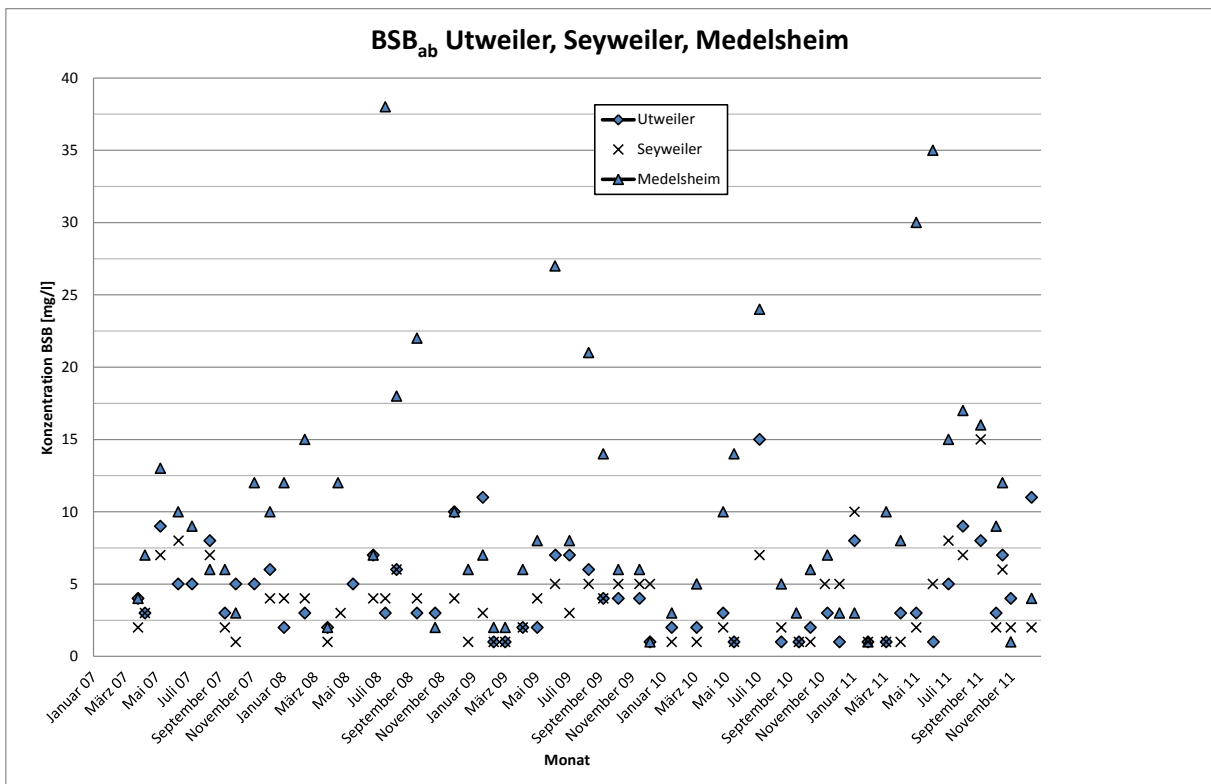


Bild A4.4: BSB₅-Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen Utweiler, Seyweiler und Medelsheim 2007 - 2011

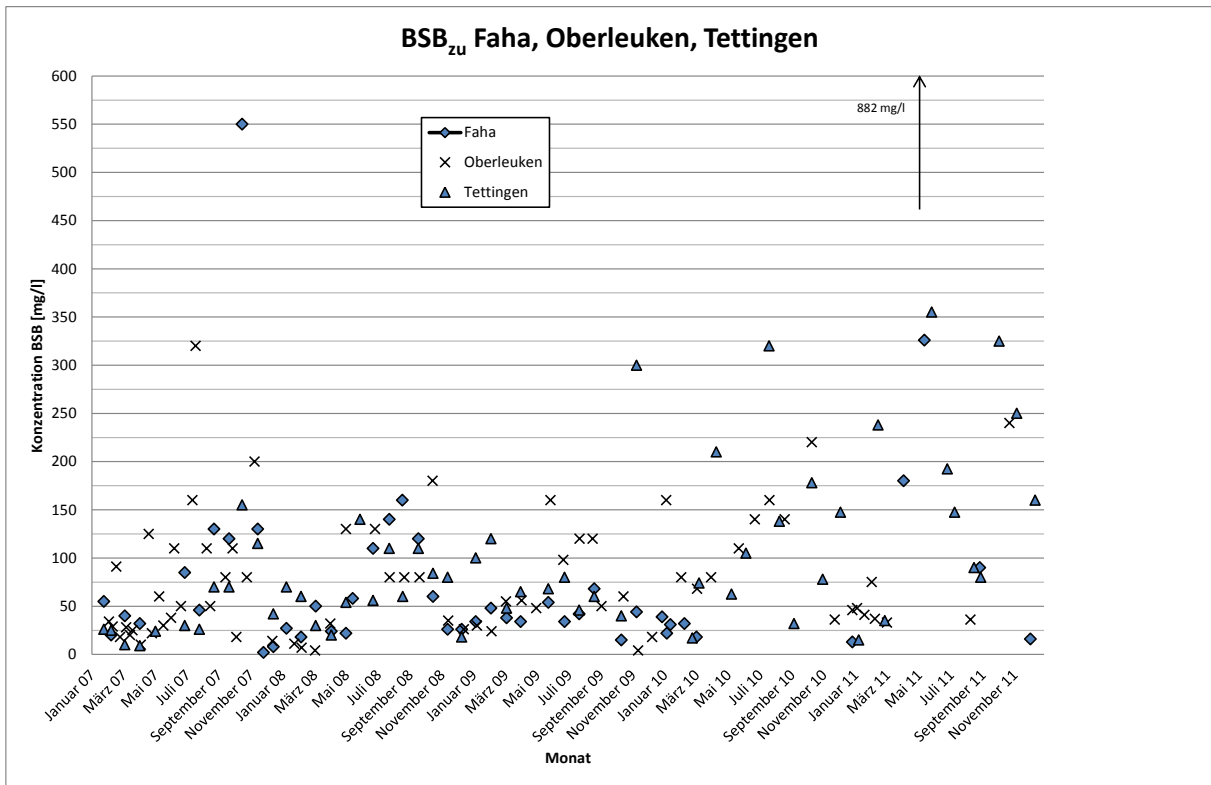


Bild A4.5: BSB₅-Zulaufkonzentrationen der Kläranlagen Faha, Oberleuken und Tettingen-Butzdorf 2007 - 2011

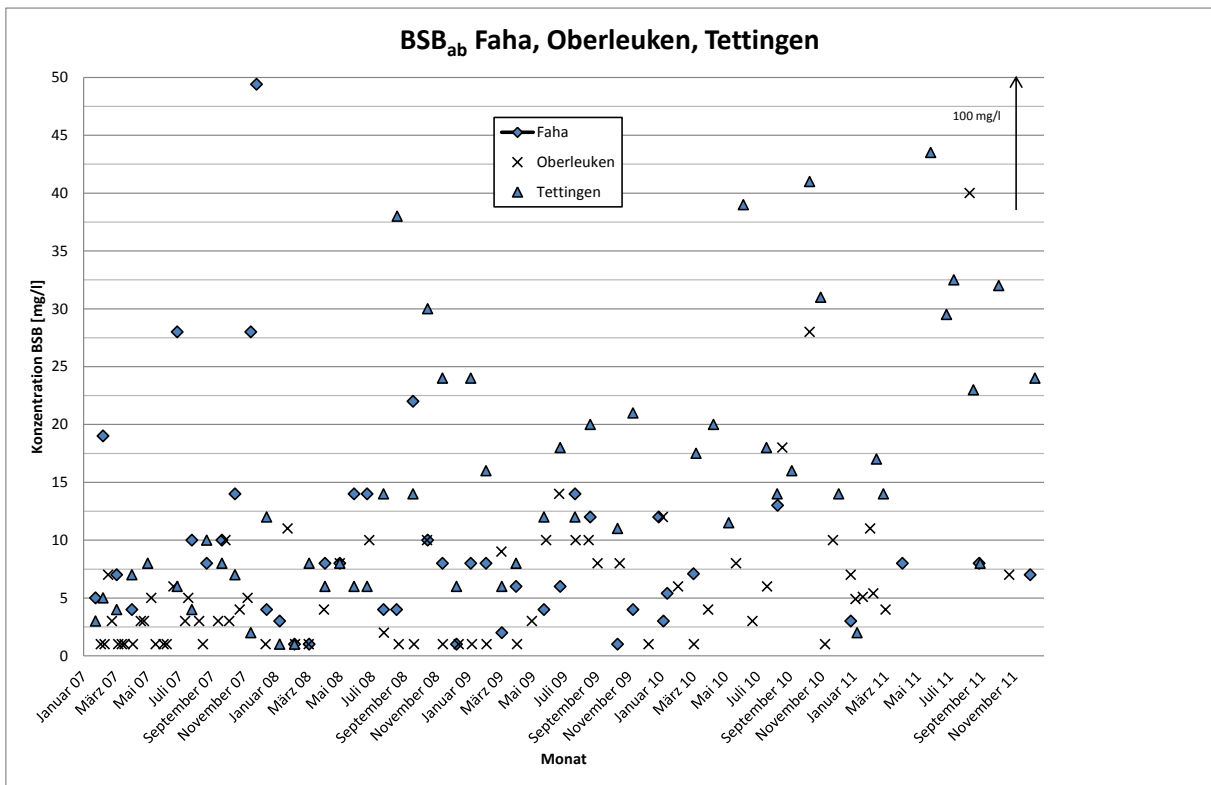


Bild A4.6: BSB₅-Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen Faha, Oberleuken und Tettingen-Butzdorf 2007 - 2011

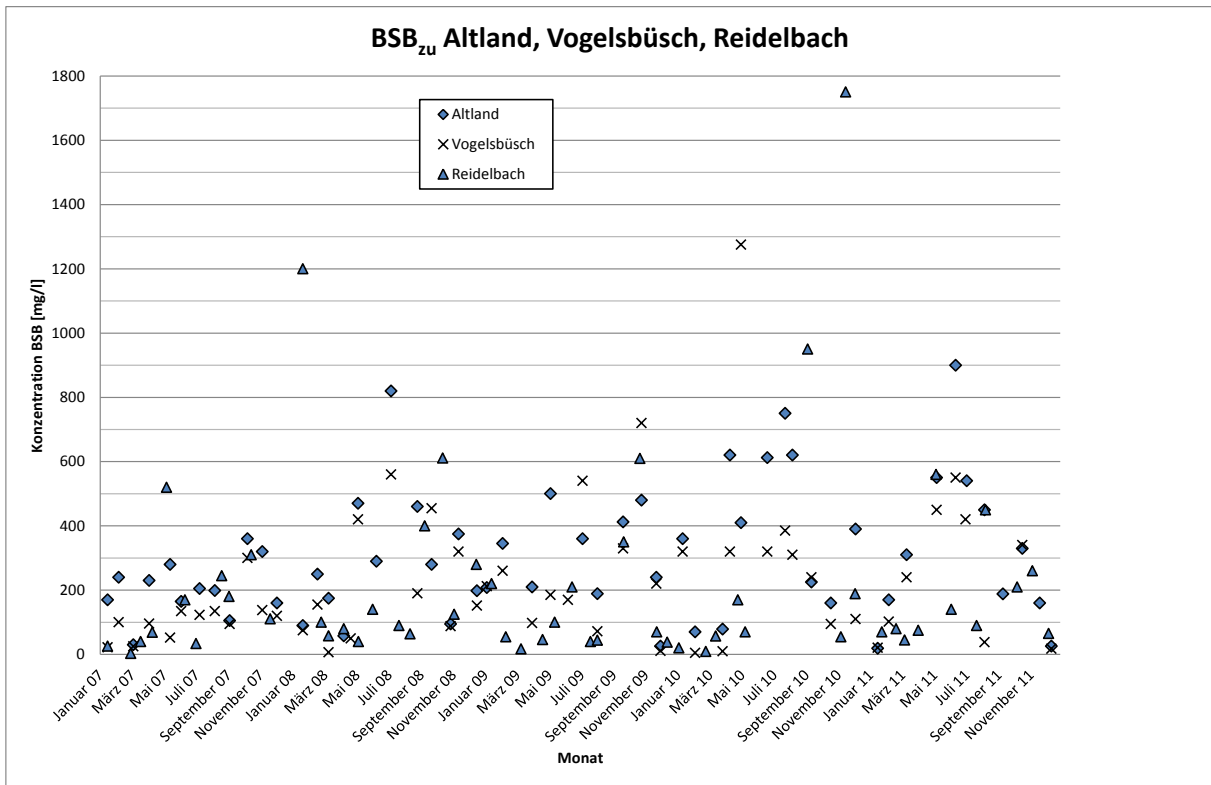


Bild A4.7: BSB₅-Zulaufkonzentrationen der Kläranlagen Altland, Vogelsbüsch und Reidelbach 2007 - 2011

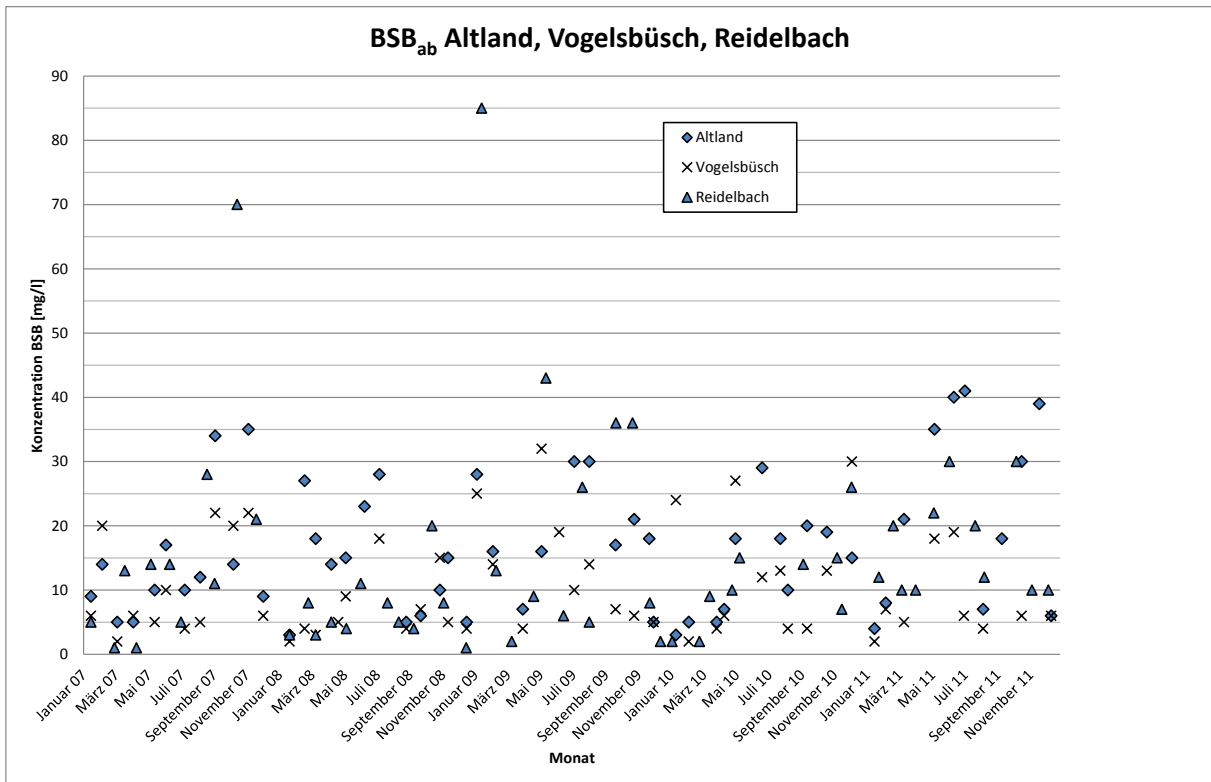


Bild A4.8: BSB₅-Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen Altland, Vogelsbüsch und Reidelbach 2007 - 2011

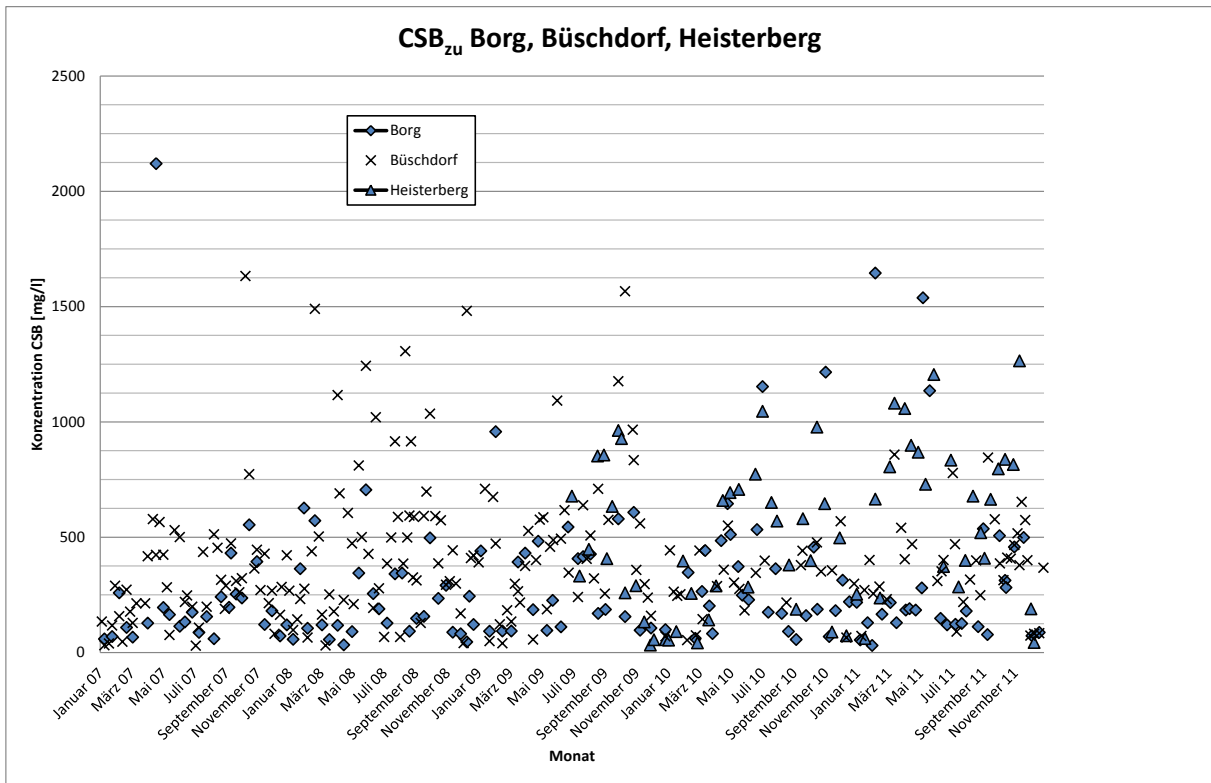


Bild A4.9: CSB-Zulaufkonzentrationen der Kläranlagen Borg, Büschdorf und Heisterberg 2007 – 2011

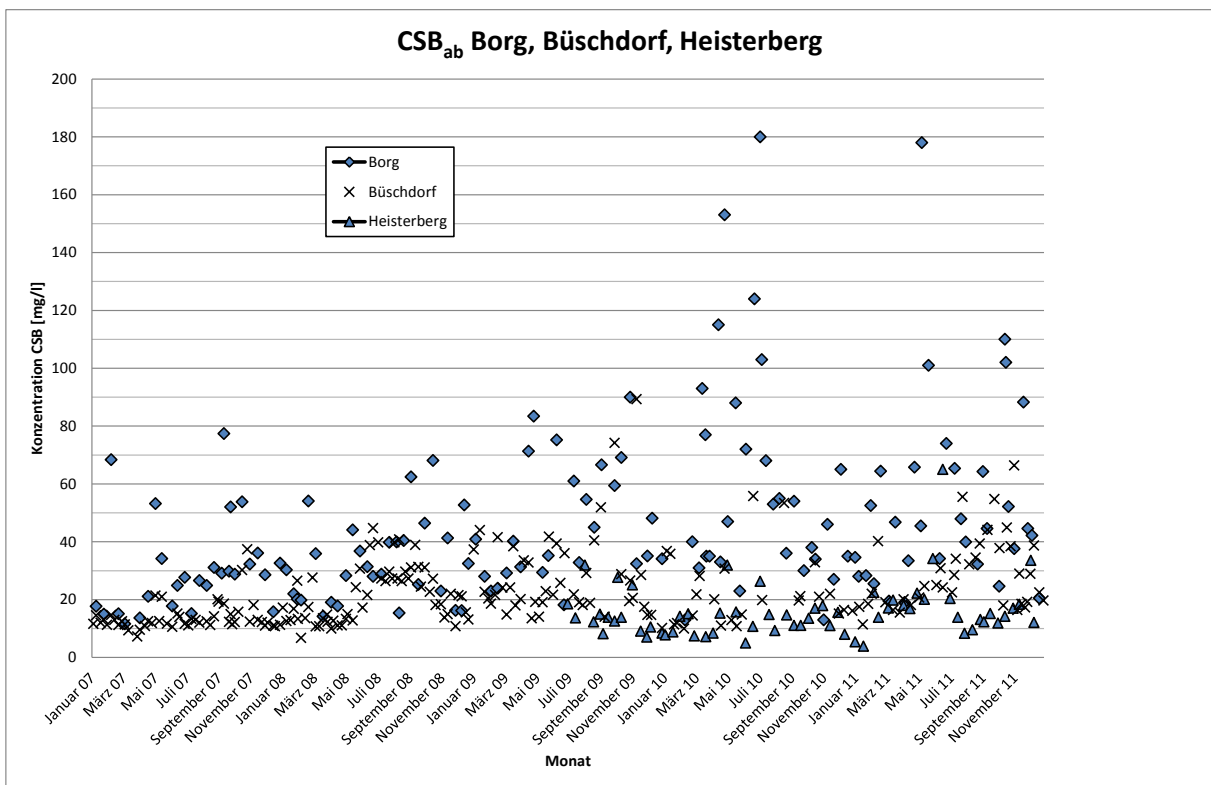


Bild A4.10: CSB-Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen Borg, Büschdorf und Heisterberg 2007 – 2011

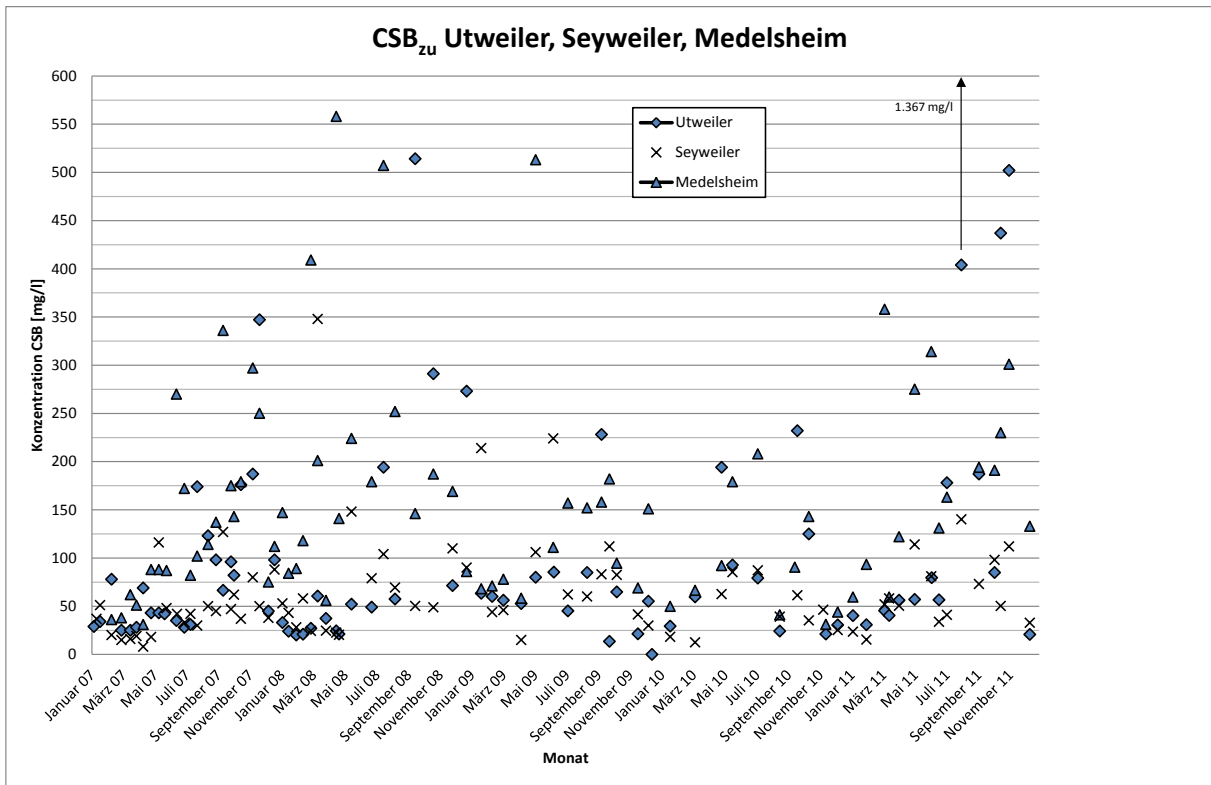


Bild A4.11: CSB-Zulaufkonzentrationen der Kläranlagen Utweiler, Seyweiler und Medelsheim 2007 - 2011

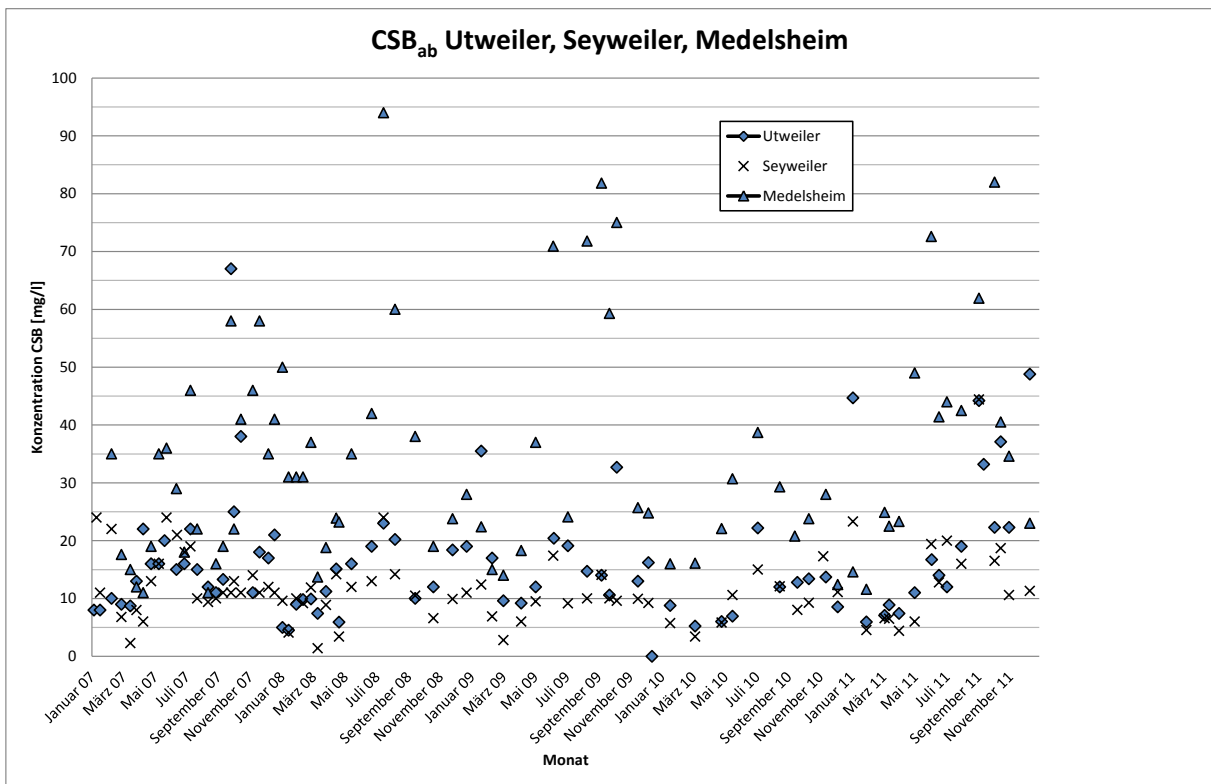


Bild A4.12: CSB-Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen Utweiler, Seyweiler und Medelsheim 2007 - 2011

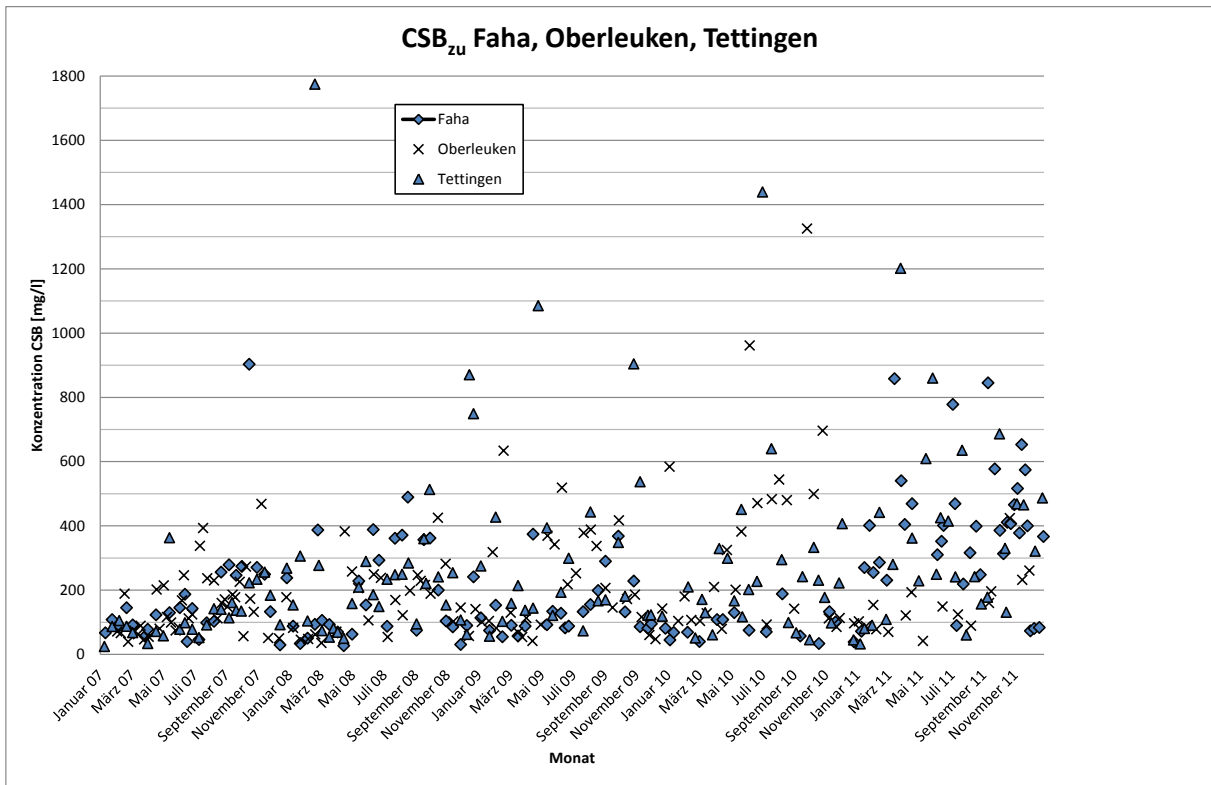


Bild A4.13: CSB-Zulaufkonzentrationen der Kläranlagen Faha, Oberleuken und Tettingen-Butzdorf 2007 - 2011

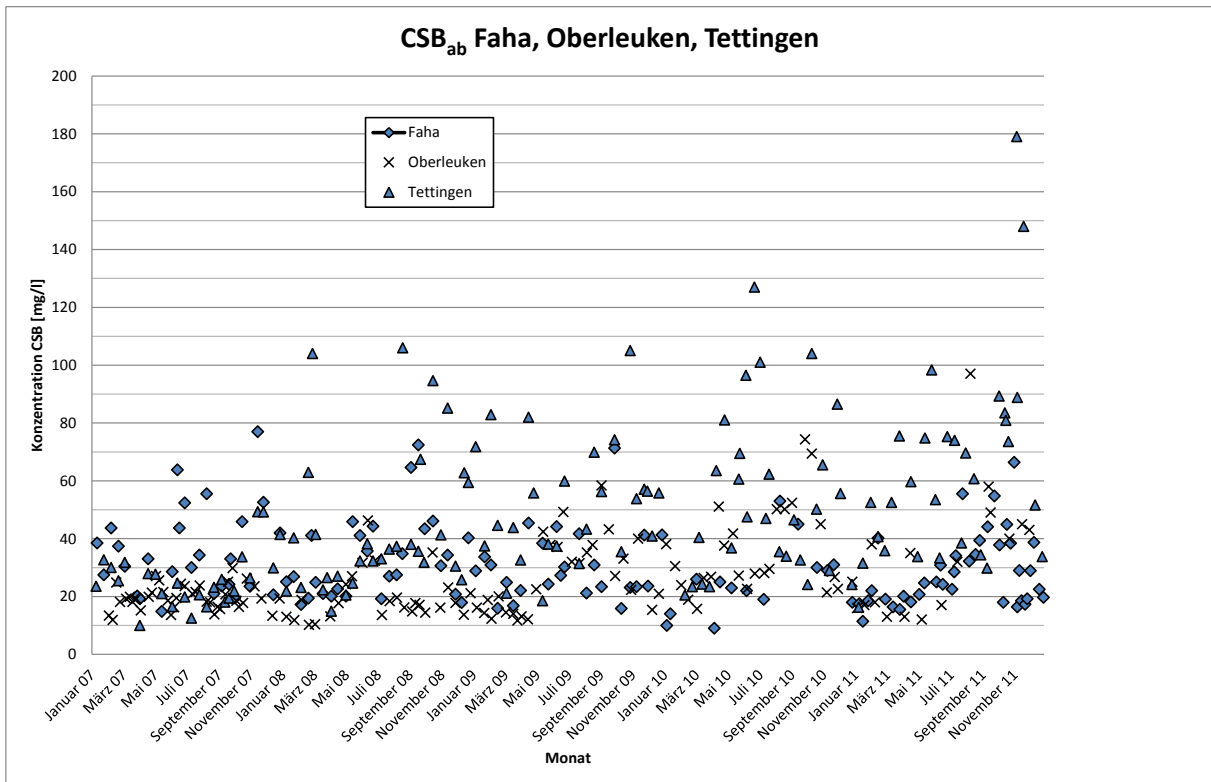


Bild A4.14: CSB-Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen Faha, Oberleuken und Tettingen-Butzdorf 2007 - 2011

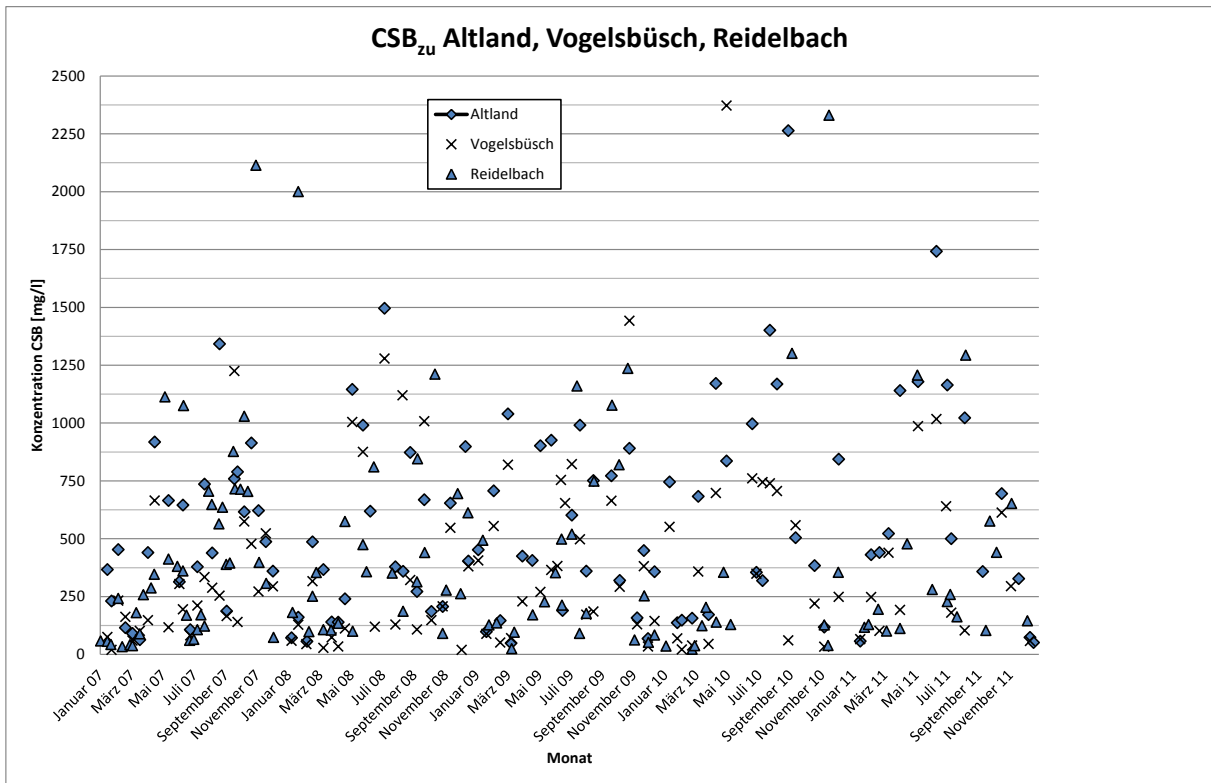


Bild A4.15: CSB-Zulaufkonzentrationen der Kläranlagen Altland, Vogelsbüsch und Reidelbach 2007 - 2011

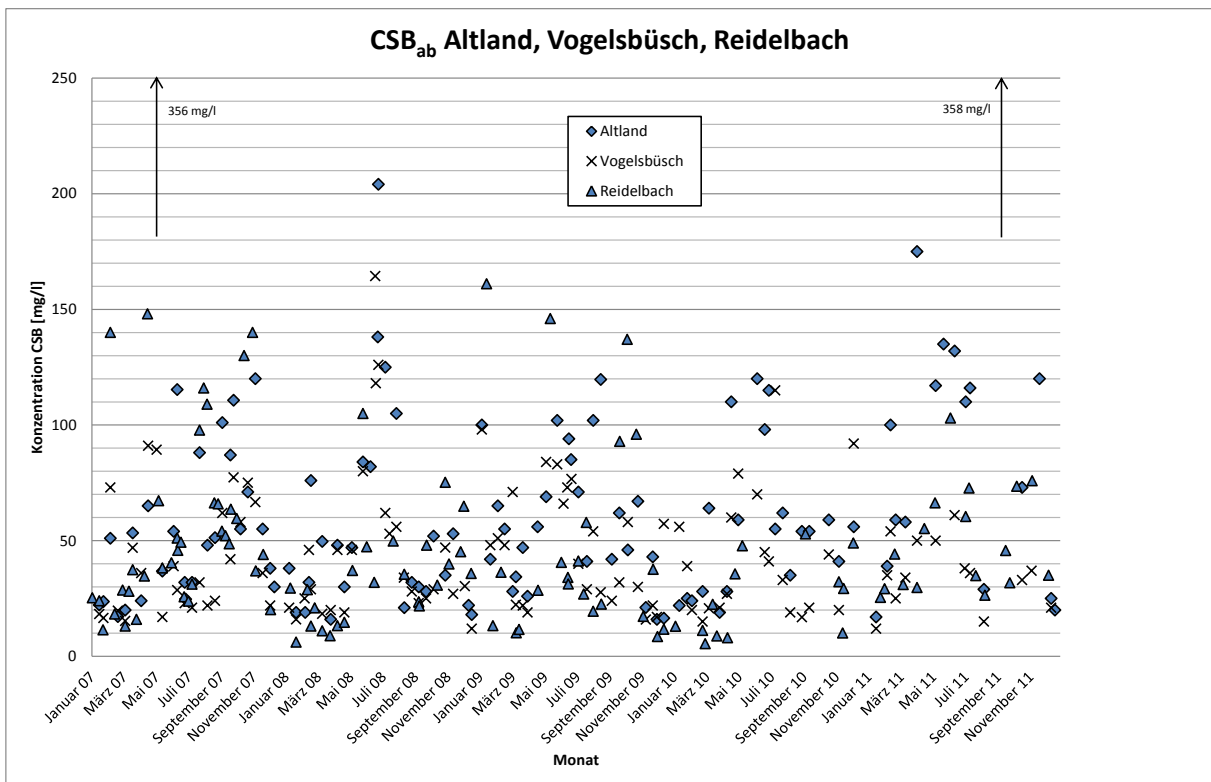


Bild A4.16: CSB-Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen Altland, Vogelsbüsch und Reidelbach 2007 - 2011

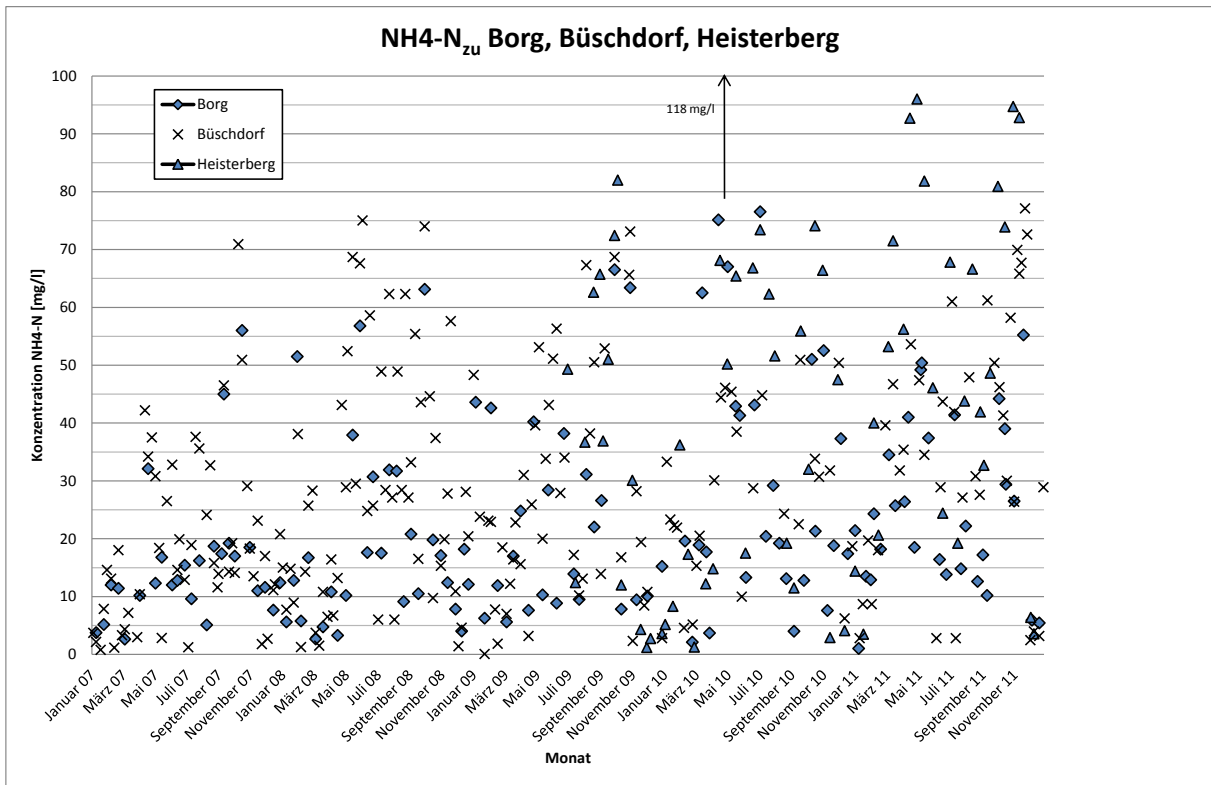


Bild A4.17: NH₄-N-Zulaufkonzentrationen der Kläranlagen Borg, Büschdorf und Heisterberg 2007 – 2011

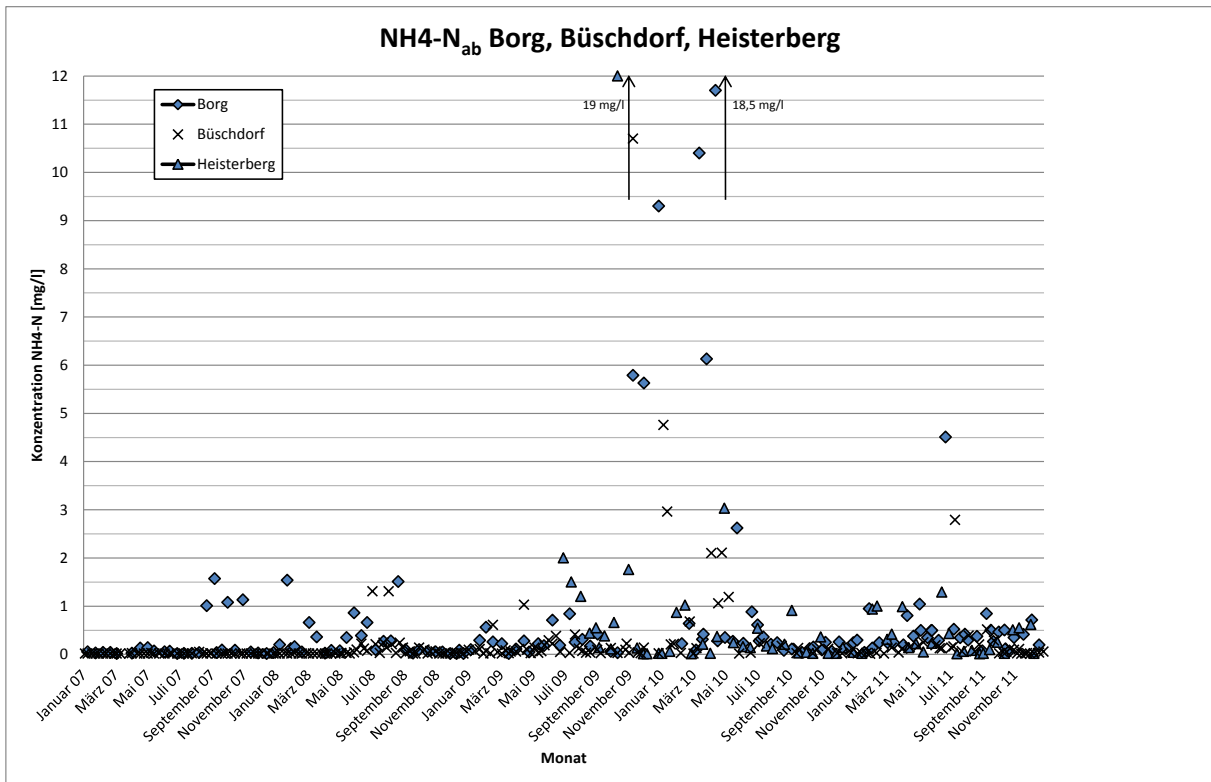


Bild A4.18: NH₄-N-Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen Borg, Büschdorf und Heisterberg 2007 – 2011

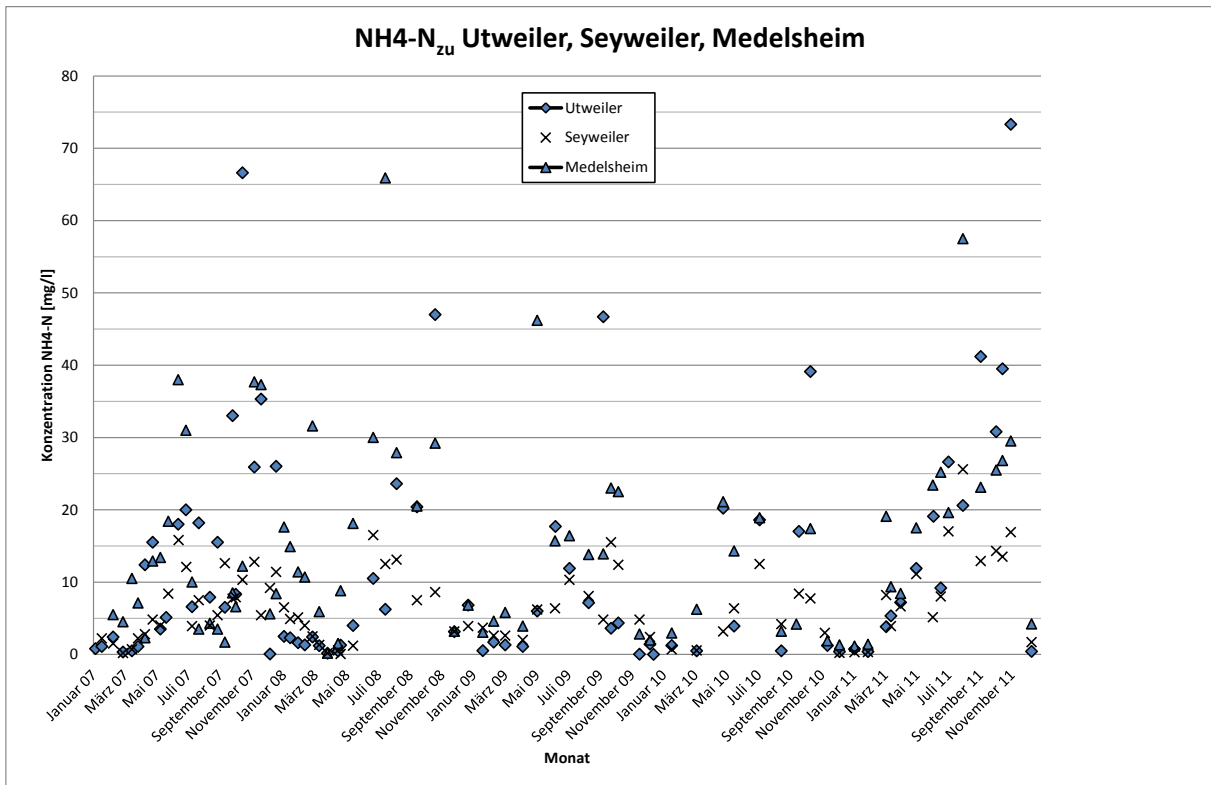


Bild A4.19: NH₄-N-Zulaufkonzentrationen der Kläranlagen Utweiler, Seyweiler und Medelsheim 2007 - 2011

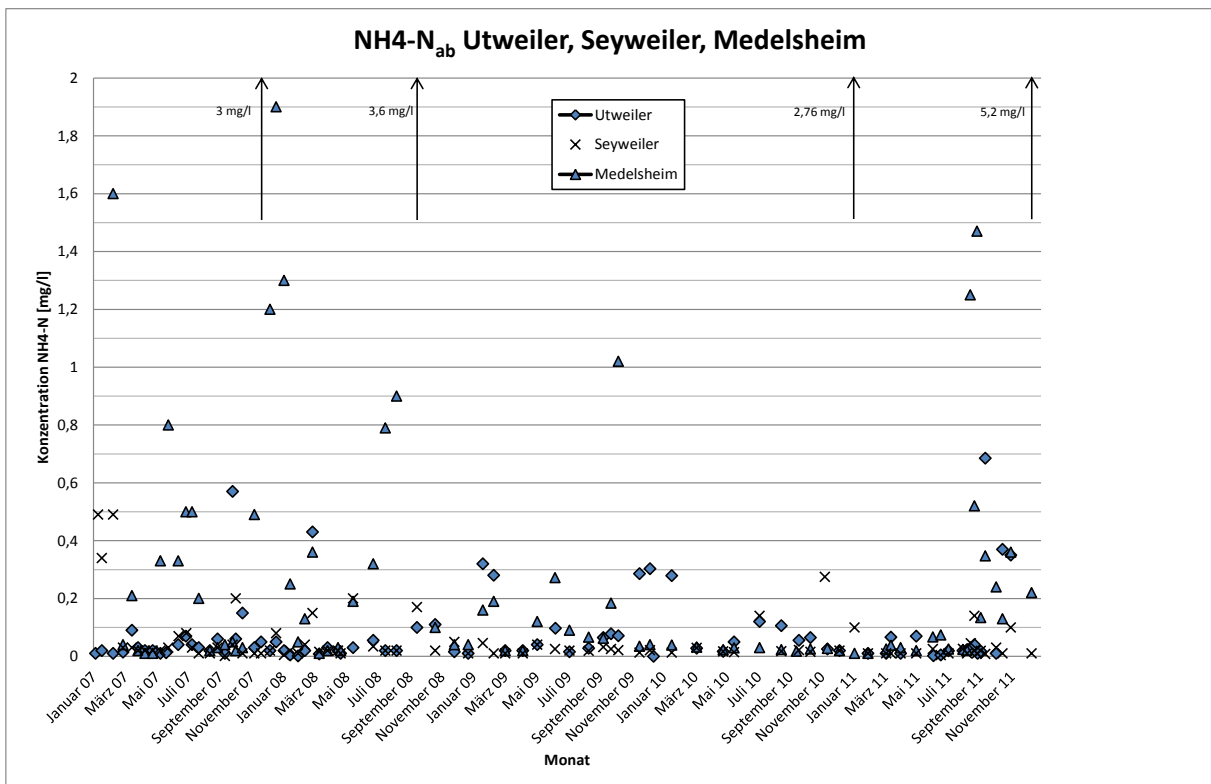


Bild A4.20: NH₄-N-Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen Utweiler, Seyweiler und Medelsheim 2007 - 2011

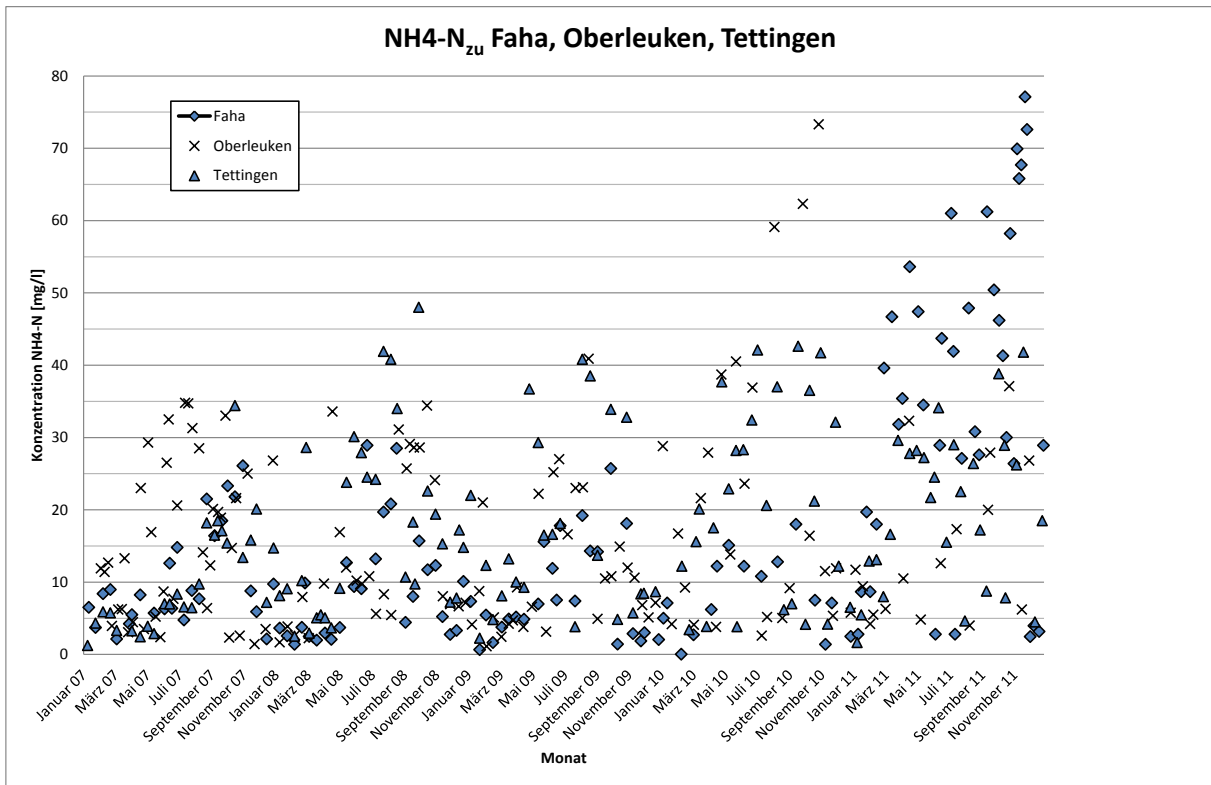


Bild A4.21: NH₄-N-Zulaufkonzentrationen der Kläranlagen Faha, Oberleuken und Tettingen-Butzdorf 2007 - 2011

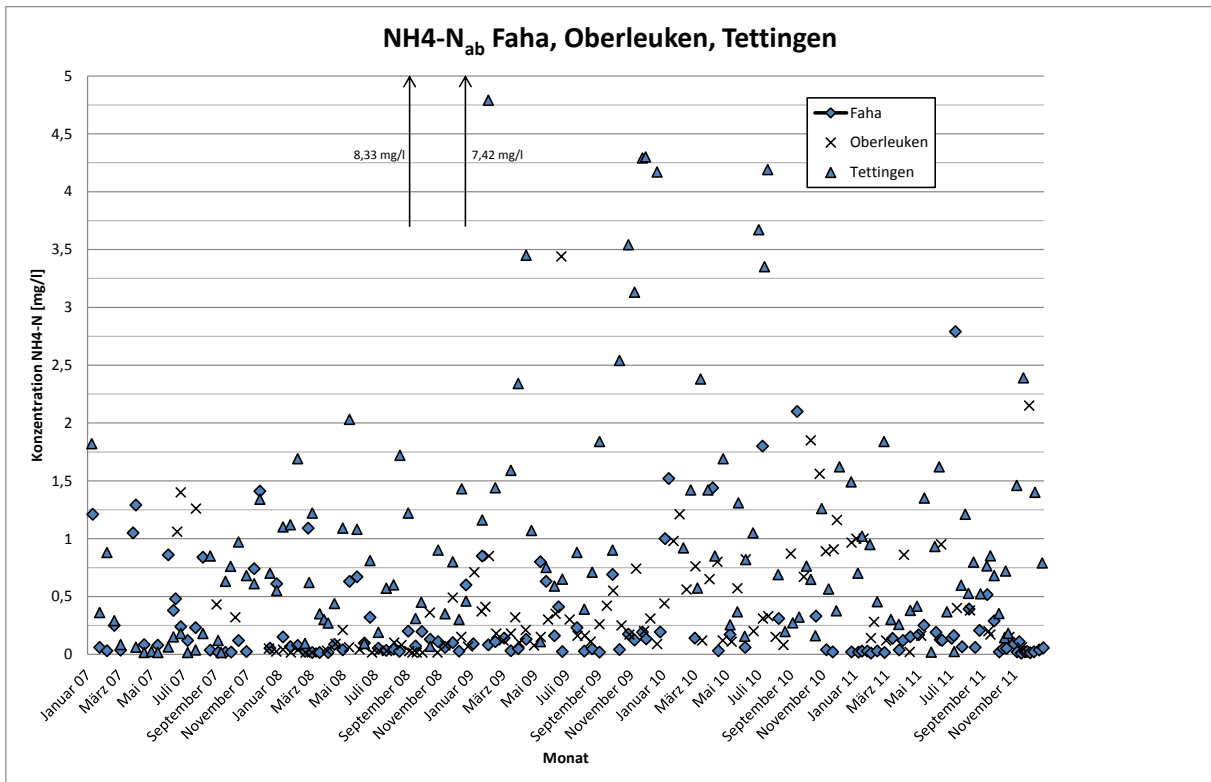


Bild A4.22: NH₄-N-Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen Faha, Oberleuken und Tettingen-Butzdorf 2007 - 2011

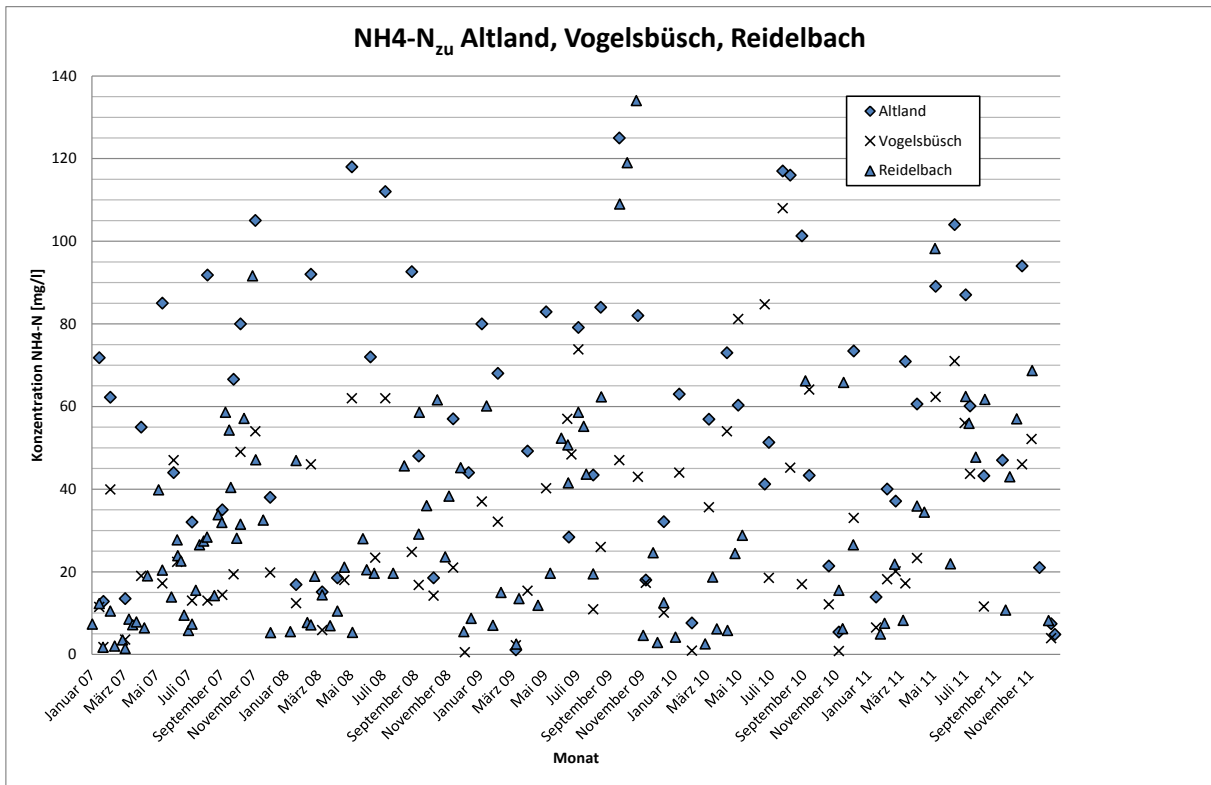


Bild A4.23: NH₄-N-Zulaufkonzentrationen der Kläranlagen Altland, Vogelsbüsch und Reidelbach 2007 - 2011

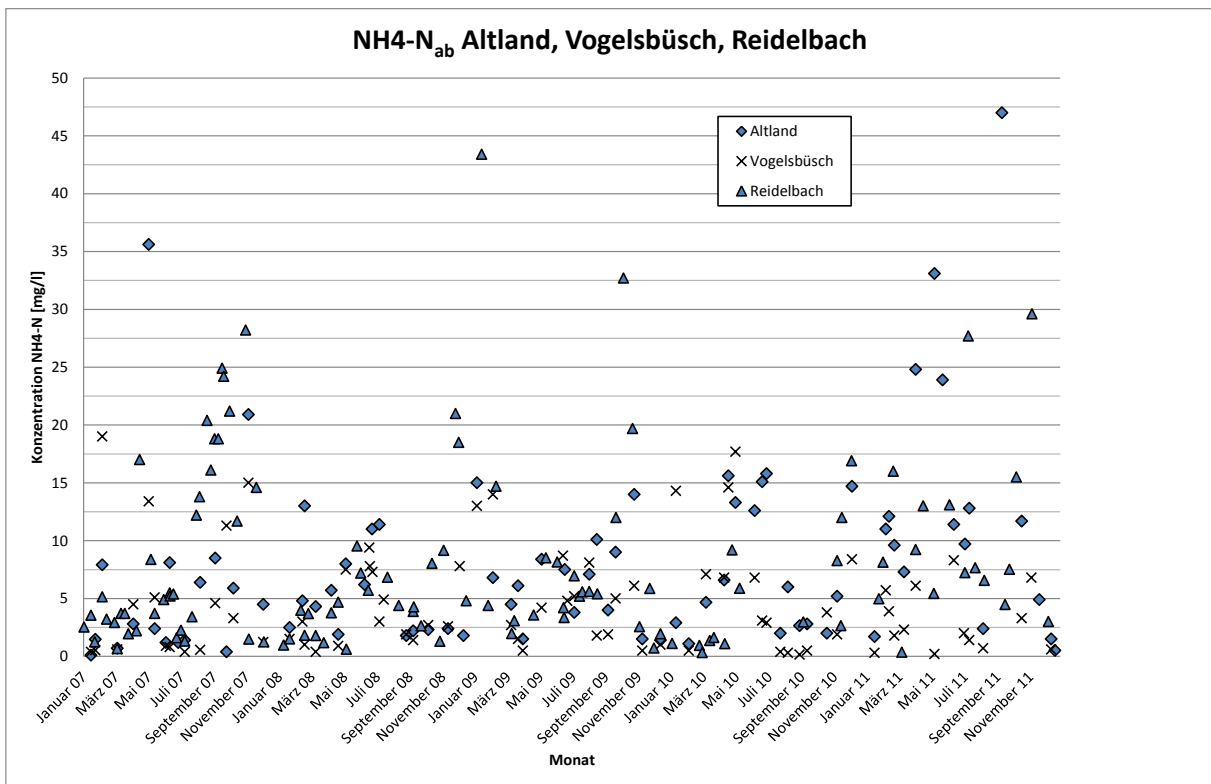


Bild A4.24: NH₄-N-Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen Altland, Vogelsbüsch und Reidelbach 2007 - 2011

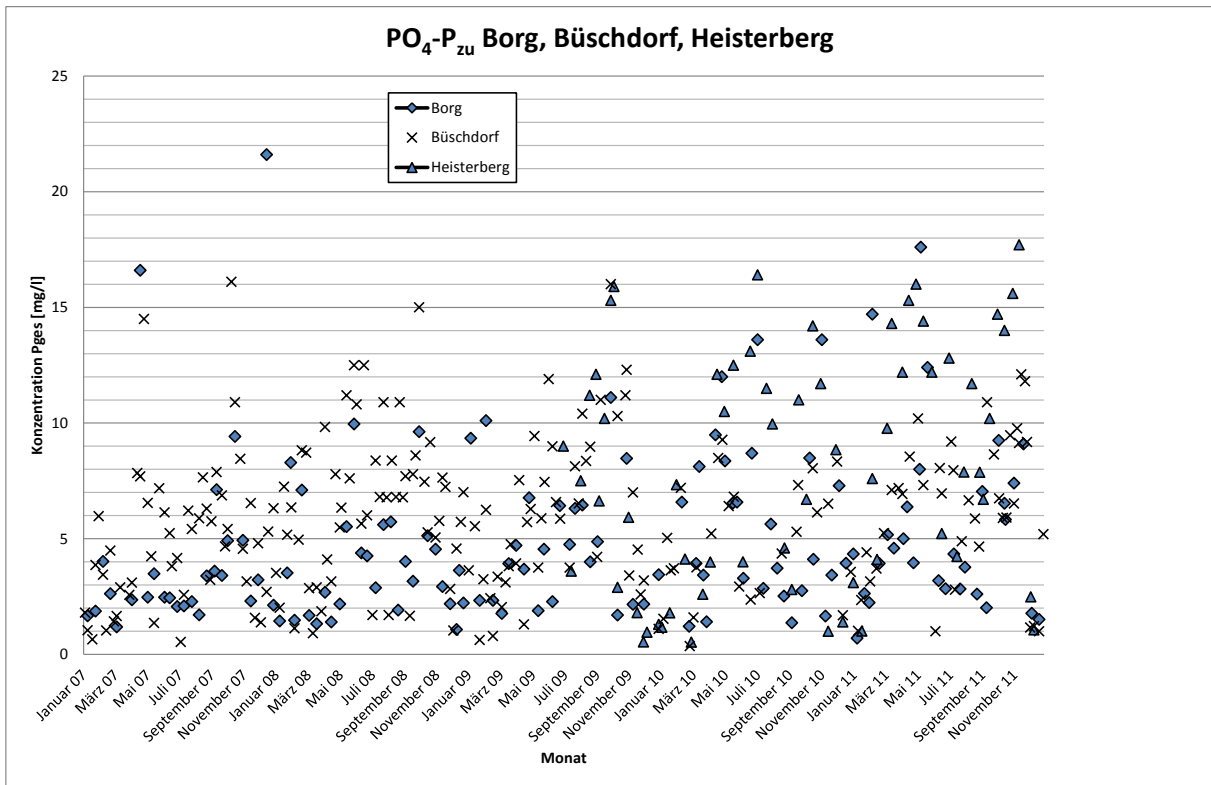


Bild A4.25: PO₄-P-Zulaufkonzentrationen der Kläranlagen Borg, Büschdorf und Heisterberg 2007 – 2011

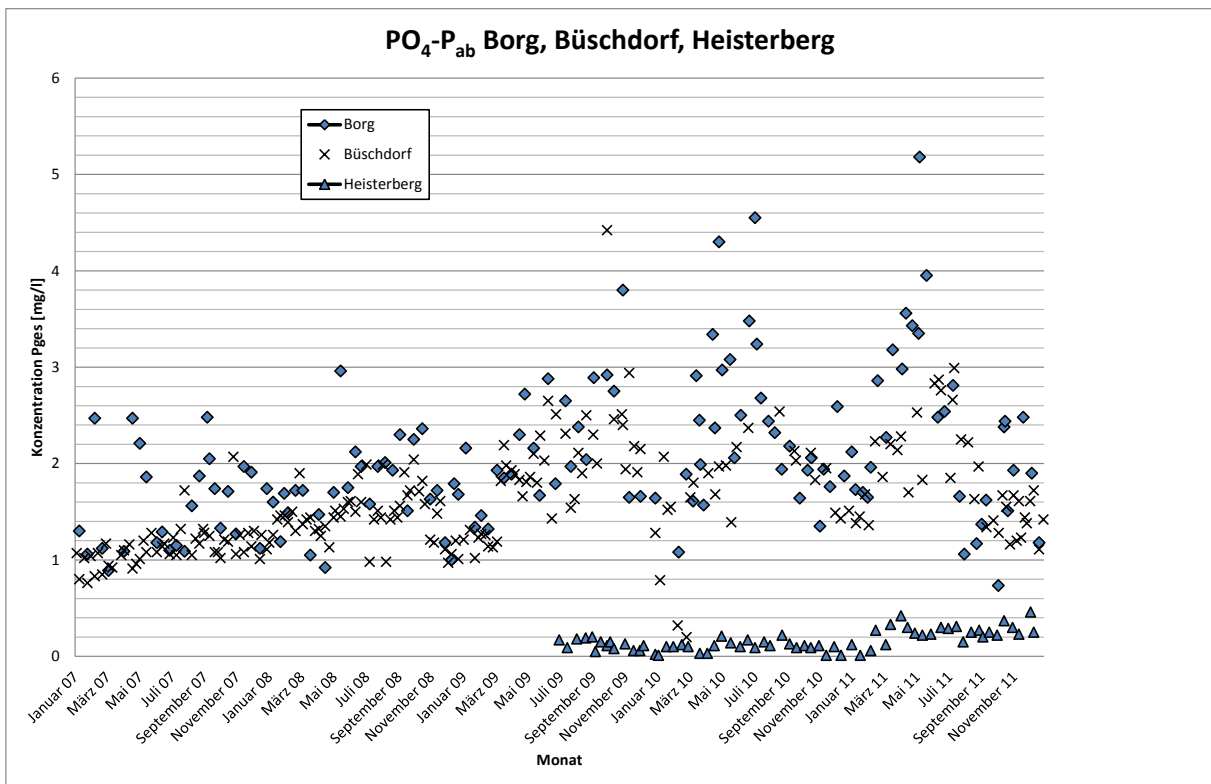


Bild A4.26: PO₄-P-Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen Borg, Büschdorf und Heisterberg 2007 – 2011

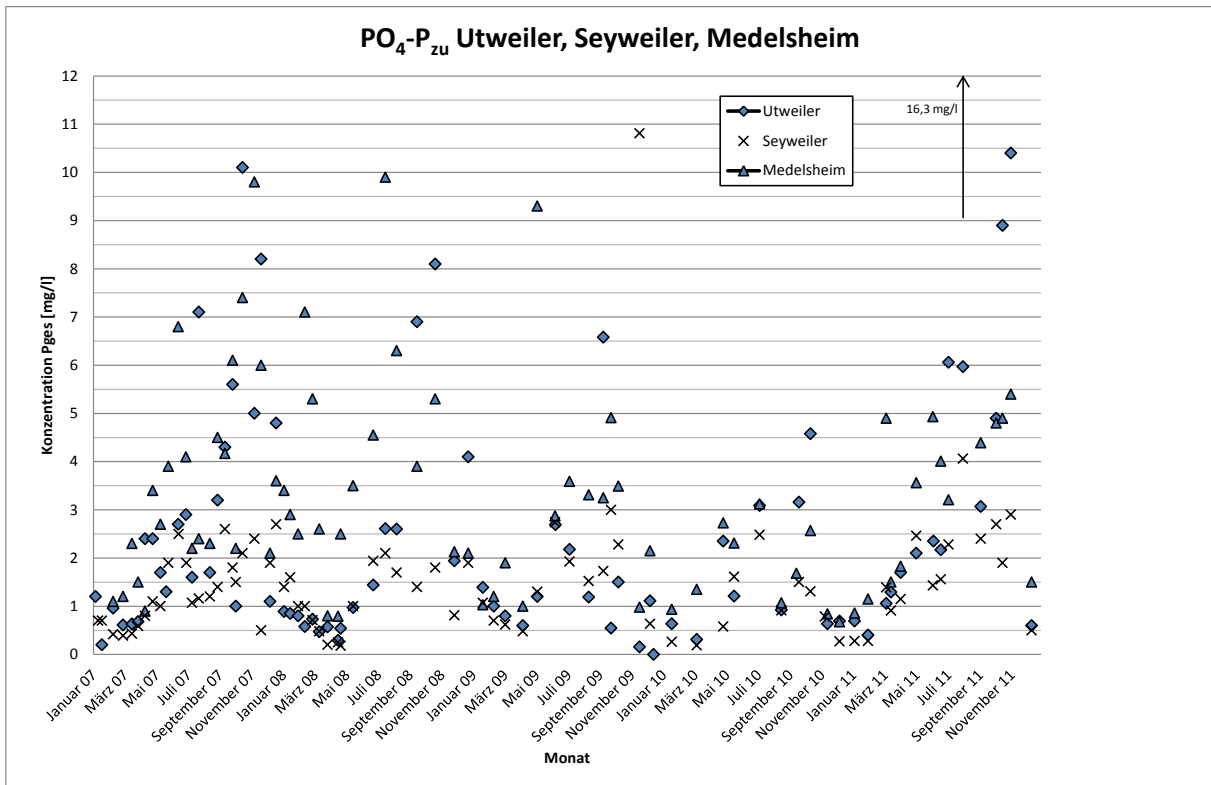


Bild A4.27: PO₄-P-Zulaufkonzentrationen der Kläranlagen Utweiler, Seyweiler und Medelsheim 2007 - 2011

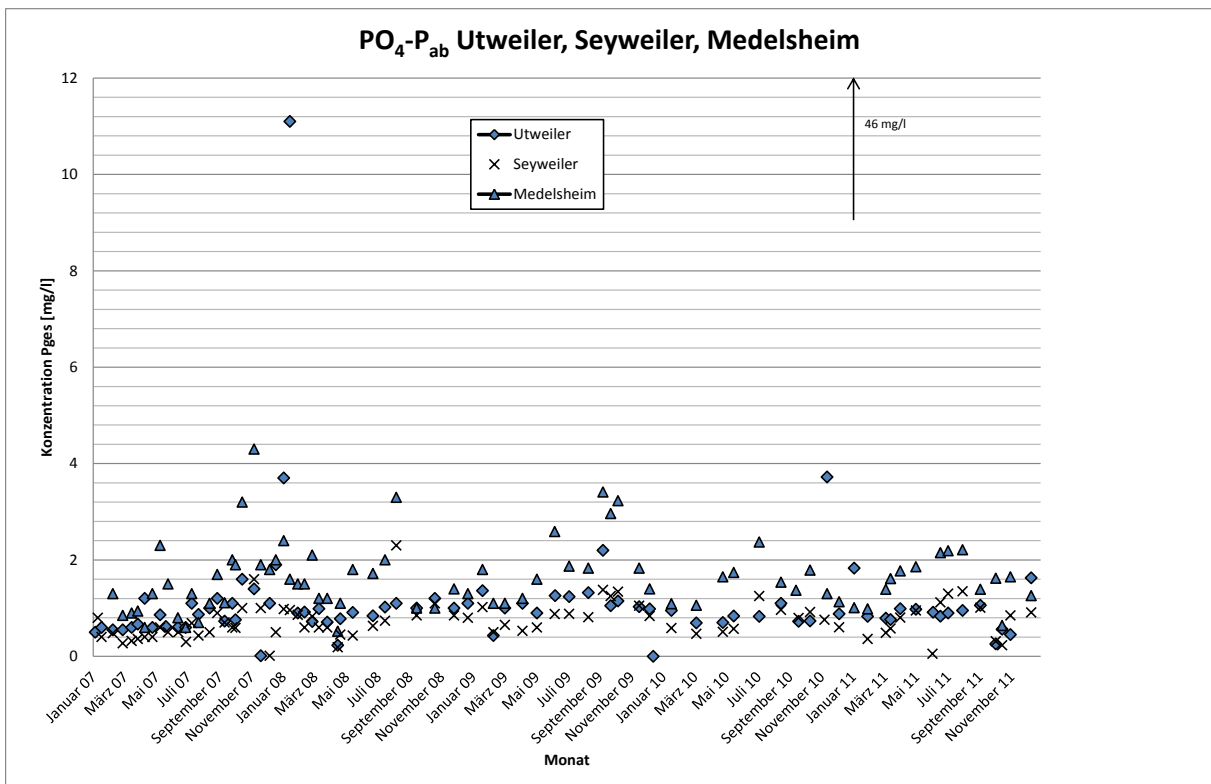


Bild A4.28: PO₄-P-Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen Utweiler, Seyweiler und Medelsheim 2007 - 2011

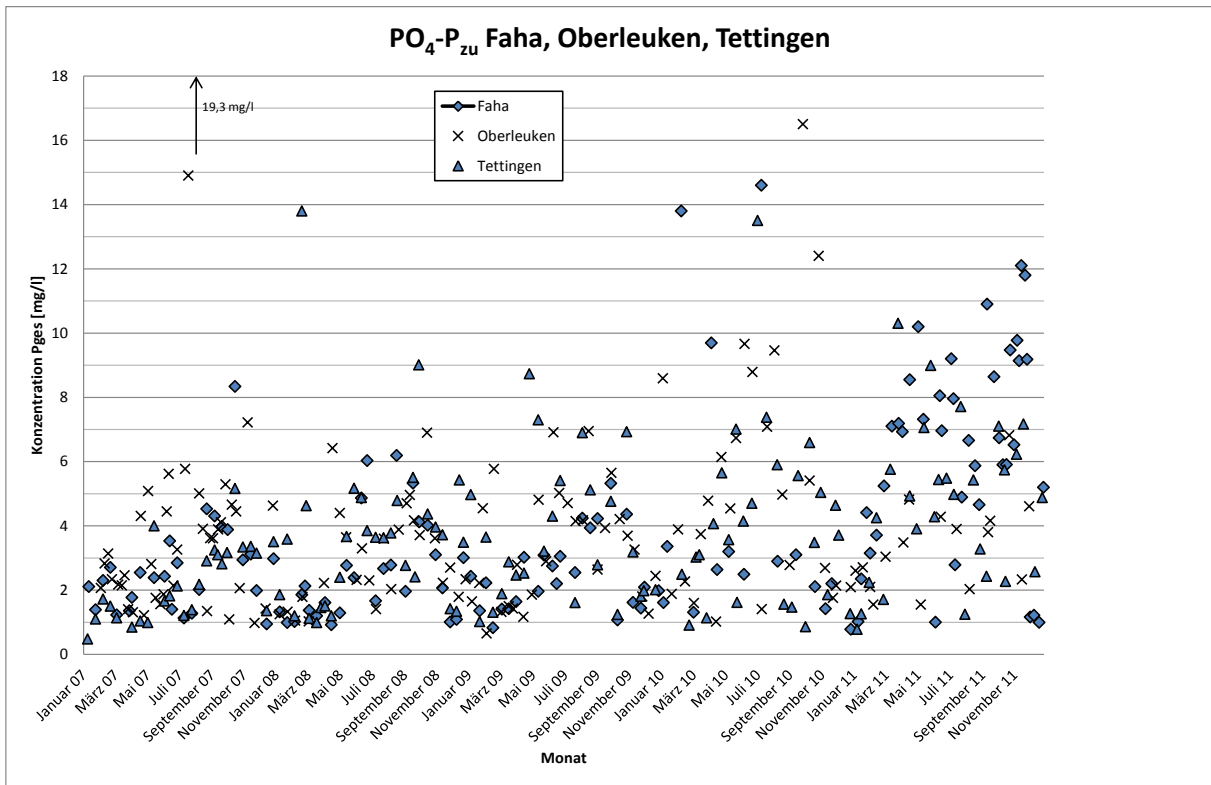


Bild A4.29: PO₄-P-Zulaufkonzentrationen der Kläranlagen Faha, Oberleuken und Tettingen-Butzdorf 2007 - 2011

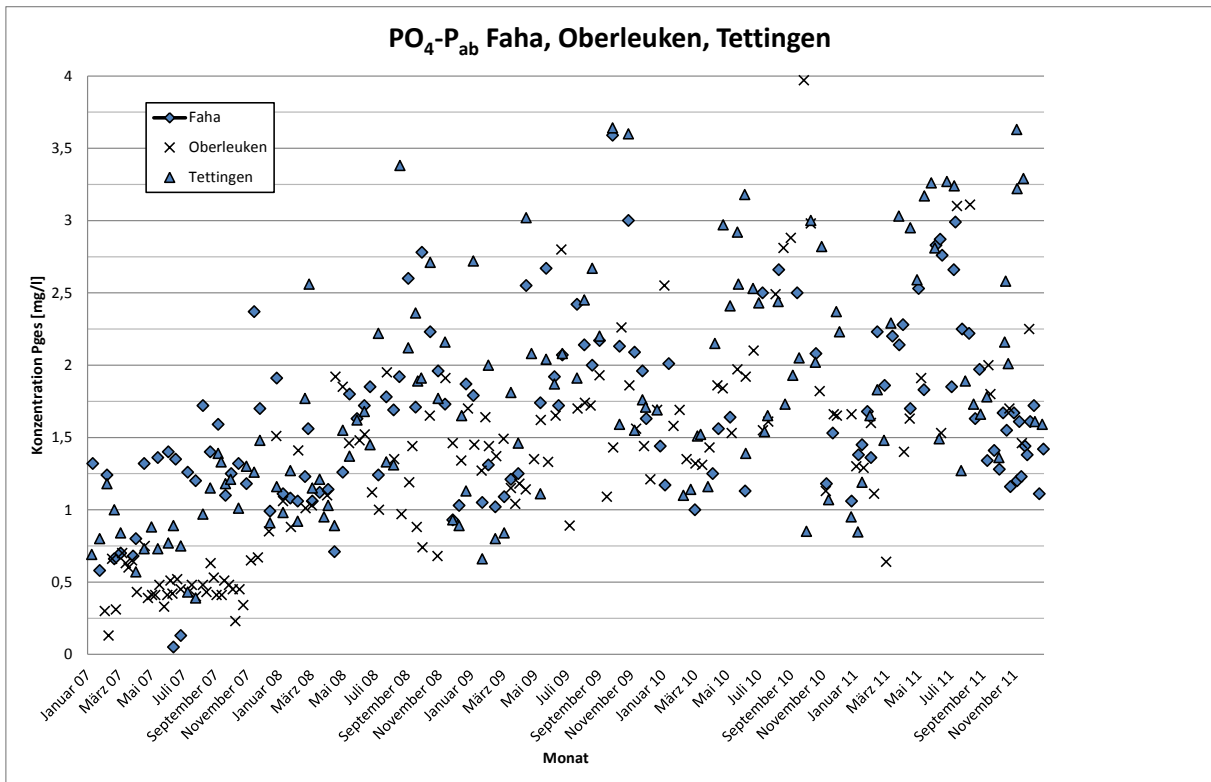


Bild A4.30: PO₄-P-Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen Faha, Oberleuken und Tettingen-Butzdorf 2007 - 2011

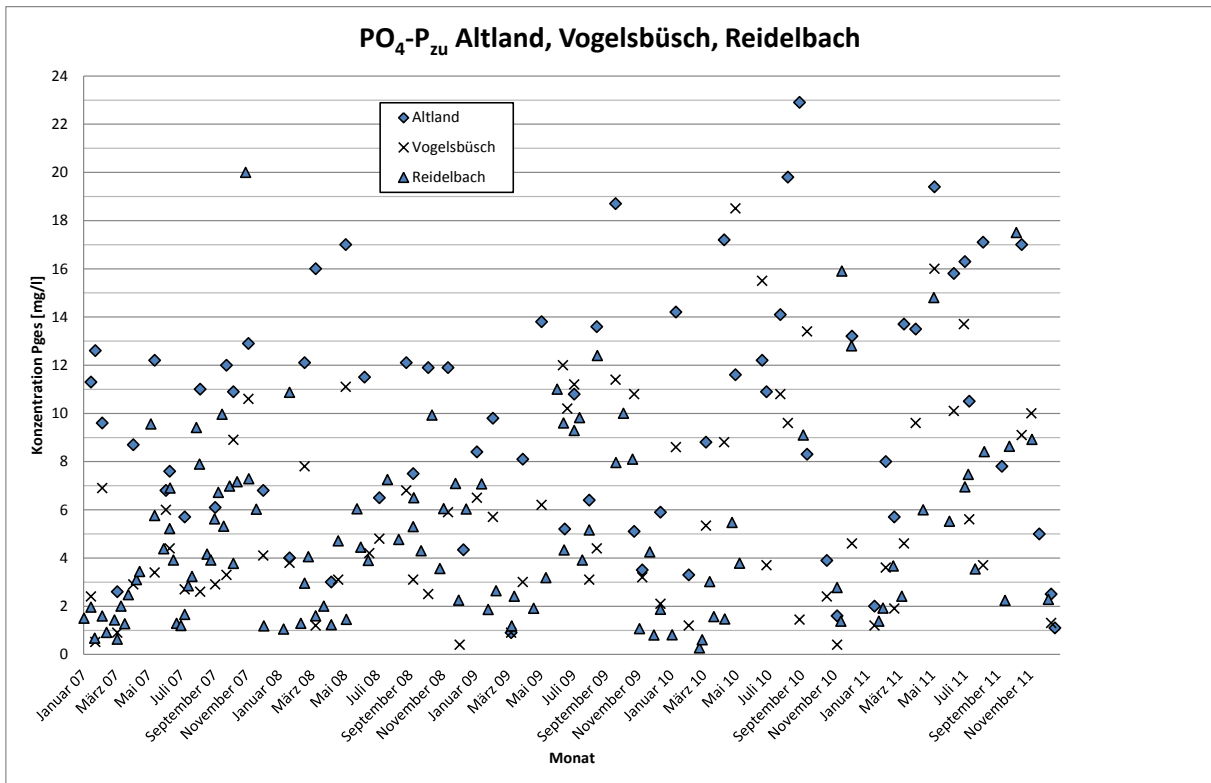


Bild A4.31: PO₄-P-Zulaufkonzentrationen der Kläranlagen Altland, Vogelsbüsch und Reidelbach 2007 - 2011

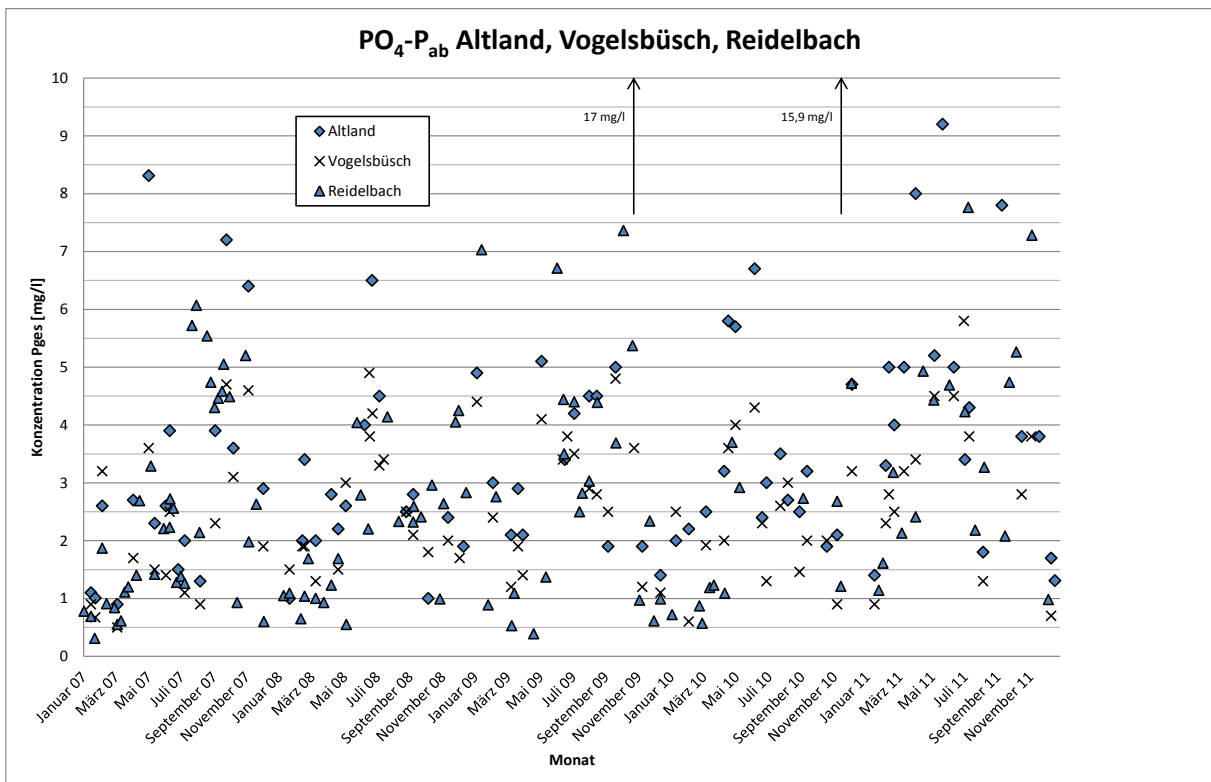


Bild A4.32: PO₄-P-Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen Altland, Vogelsbüsch und Reidelbach 2007 - 2011

Tabelle A5.1: Messwerte als 24-h-Mischproben im Zulauf der Kläranlage Büschdorf im Zeitraum vom 04.09.2005 bis 23.09.2006

Datum	Konzentrationen [mg/l]						pH-Wert	Q [m ³ /d]
	AFS	CSB	TN _b	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}		
04.09.05	./.	./.	./.	./.	./.	./.	./.	./.
05.09.05	./.	437	59,0	43,5	0,15	9,36	7,77	./.
06.09.05	./.	356	58,9	44,2	0,18	9,56	7,82	./.
07.09.05	./.	365	59,2	46,1	0,19	9,04	7,96	./.
08.09.05	./.	373	57,0	42,5	0,15	9,56	7,98	./.
09.09.05	./.	338	56,9	39,8	0,15	8,74	7,91	./.
10.09.05	./.	291	35,2	23,8	0,35	6,98	7,81	./.
11.09.05	./.	217	26,7	14,7	1,02	4,80	7,87	./.
12.09.05	./.	327	19,0	8,4	0,21	4,13	7,41	./.
13.09.05	./.	270	33,2	21,6	0,18	5,60	7,65	./.
14.09.05	./.	317	37,1	23,7	0,57	7,61	7,68	./.
15.09.05	./.	278	39,4	26,4	0,34	6,70	7,78	./.
16.09.05	./.	63	9,7	7,2	1,62	2,34	7,52	./.
17.09.05	./.	283	34,0	23,1	0,30	6,96	7,88	./.
18.09.05	./.	306	41,3	30,4	0,30	8,93	8,00	./.
19.11.05	./.	473	46,8	37,2	0,44	8,73	7,55	./.
20.11.05	./.	471	57,3	42,8	0,40	7,59	7,80	./.
21.11.05	./.	566	54,0	38,6	0,54	6,60	7,92	./.
22.11.05	./.	479	57,6	42,2	0,76	./.	7,92	./.
23.11.05	./.	540	52,9	41,0	0,59	8,78	7,66	./.
24.11.05	./.	429	53,1	37,9	0,93	6,21	7,90	./.
25.11.05	./.	406	42,3	31,0	0,34	6,21	7,68	./.
26.11.05	./.	171	35,2	24,3	0,39	4,81	7,82	./.
27.11.05	./.	285	29,9	19,7	0,56	4,48	7,68	./.
28.11.05	./.	198	19,7	8,4	1,61	3,16	7,44	./.
29.11.05	./.	122	16,9	8,3	3,19	2,02	7,72	./.
30.11.05	./.	185	25,3	16,2	1,52	3,67	7,54	./.
13.06.06	./.	437	62,4	48,1	0,22	6,82	8,09	39,9
14.06.06	./.	436	36,5	33,7	0,22	7,16	8,16	39,8
15.06.06	./.	400	45,3	36,8	0,27	6,74	8,12	36,3
16.06.06	./.	437	50,5	40,1	0,26	7,64	7,70	35,9
17.06.06	./.	582	49,1	39,4	0,33	7,95	7,69	39,3
18.06.06	./.	946	48,2	21,7	0,71	8,05	7,51	127,0
19.06.06	./.	251	12,8	4,1	0,54	2,63	7,48	319,0
20.06.06	./.	317	21,9	9,9	0,15	3,87	7,35	81,0
21.06.06	./.	247	31,7	21,7	0,13	4,51	7,98	51,4
22.06.06	./.	213	53,4	28,8	14,00	4,94	8,58	39,5
23.06.06	./.	227	42,1	28,1	0,39	4,22	8,04	36,4
24.06.06	./.	354	47,6	30,4	0,42	5,86	8,05	39,7
25.06.06	./.	704	46,4	19,9	0,30	6,56	7,65	64,5
26.06.06	./.	321	46,0	24,5	0,19	5,77	8,15	35,2
27.06.06	./.	525	26,8	20,0	./.	4,76	7,27	165,0
20.09.06	./.	488	./.	26,9	0,25	5,80	7,79	44,6
21.09.06	./.	401	./.	24,6	1,10	6,60	8,26	43,9
22.09.06	./.	394	./.	29,6	0,20	6,20	8,09	42,7
23.09.06	./.	420	./.	33,2	0,38	6,80	8,20	44,9

Tabelle A5.2: Messwerte als 24-h-Mischproben im Zulauf der Kläranlage Büschdorf im Zeitraum vom 24.09.2006 bis 16.05.2009

Datum	Konzentrationen [mg/l]						pH-Wert	Q [m³/d]
	AFS	CSB	TN _b	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}		
24.09.06	./.	446	./.	34,7	0,33	8,00	8,30	44,9
25.09.06	./.	704	./.	33,0	0,31	9,70	7,85	48,0
26.09.06	./.	584	./.	27,2	0,73	9,10	7,75	40,1
27.09.06	./.	486	./.	32,6	1,26	8,70	7,95	39,9
28.09.06	./.	511	./.	30,8	0,41	9,20	8,09	38,3
29.09.06	./.	376	./.	30,7	0,38	8,70	7,76	38,5
30.09.06	./.	779	./.	23,1	< 0,10	10,00	7,55	77,0
01.10.06	./.	346	./.	< 1,0	2,81	7,10	7,67	116,0
02.10.06	./.	252	./.	5,7	1,35	8,70	7,36	259,0
03.10.06	./.	54	./.	1,1	3,10	6,90	7,90	509,0
04.10.06	./.	141	./.	4,7	5,33	2,80	7,19	243,0
21.04.07	./.	608	57,1	32,9	0,15	12,00	8,04	59,9
22.04.07	./.	482	52,9	33,8	1,65	8,64	8,25	54,3
23.04.07	./.	490	46,9	32,4	< 0,10	8,98	7,92	50,9
24.04.07	./.	549	49,8	30,1	0,11	9,84	7,85	51,5
25.04.07	./.	394	47,1	30,6	0,53	7,44	8,20	48,5
26.04.07	./.	721	53,5	31,5	0,64	9,92	7,80	49,0
27.04.07	./.	558	50,9	32,2	< 0,10	9,15	7,77	48,1
28.04.07	./.	814	63,1	35,0	0,10	10,70	8,00	52,2
29.04.07	./.	710	37,8	13,3	0,68	7,31	7,86	359,0
30.04.07	./.	582	43,0	21,0	1,32	7,87	7,85	64,8
01.05.07	./.	549	48,9	30,0	0,78	7,71	7,96	57,4
02.05.07	./.	641	56,2	27,0	1,84	8,71	8,19	53,4
03.05.07	./.	521	46,1	26,6	0,76	7,59	8,23	51,5
04.05.07	./.	299	26,5	13,9	0,96	5,48	7,53	141,0
05.05.07	./.	373	40,6	27,5	1,32	9,12	7,97	52,0
06.05.07	./.	484	46,6	34,7	1,28	10,40	8,06	51,4
25.11.07	./.	228	22,9	9,9	1,68	3,95	7,58	231,0
26.11.07	./.	179	18,2	7,1	0,65	2,97	6,99	220,0
27.11.07	./.	159	22,8	11,5	2,41	3,17	7,99	115,0
28.11.07	./.	180	27,5	15,9	1,74	3,86	8,03	96,9
29.11.07	./.	209	21,0	11,1	0,17	2,92	7,47	174,0
02.12.07	./.	241	24,7	11,6	0,15	4,23	7,43	653,0
03.12.07	./.	53	9,9	1,5	5,88	1,09	6,79	670,0
04.12.07	./.	130	14,3	4,0	4,39	1,74	7,51	515,0
05.12.07	./.	92	12,2	5,0	3,48	1,94	7,30	335,0
09.12.07	./.	40	7,4	1,9	3,25	0,92	7,16	547,0
15.12.07	./.	323	28,1	19,2	0,23	6,75	7,59	137,0
16.12.07	./.	261	28,5	19,8	0,22	5,86	7,69	118,0
10.05.09	./.	451	28,5	12,0	0,62	5,43	7,67	346,0
11.05.09	./.	242	17,1	6,7	3,28	3,32	7,69	376,0
12.05.09	./.	74	9,7	4,0	3,18	2,40	7,54	80,3
13.05.09	./.	196	27,4	17,8	1,32	3,66	7,84	373,0
14.05.09	./.	94	10,2	4,8	2,65	1,37	7,84	185,0
15.05.09	./.	146	16,9	9,0	2,58	1,97	7,70	101,0
16.05.09	./.	149	24,7	18,3	< 0,10	2,63	7,84	65,3

Tabelle A5.3: Messwerte als 24-h-Mischproben im Zulauf der Kläranlage Büschdorf im Zeitraum vom 18.05.2009 bis 15.10.2011

Datum	Konzentrationen [mg/l]						pH-Wert	Q [m ³ /d]
	AFS	CSB	TN _b	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}		
18.05.09	./.	342	34,8	21,8	0,39	5,86	7,84	62,9
19.05.09	./.	369	42,3	28,6	< 0,10	5,66	7,64	55,3
20.05.09	./.	347	43,3	31,0	0,43	6,52	7,83	61,3
21.05.09	./.	327	42,6	29,8	0,58	6,35	7,90	53,4
22.05.09	./.	311	47,2	32,0	< 0,10	6,18	7,74	55,8
23.05.09	./.	431	53,6	34,5	< 0,10	6,98	7,78	./.
30.03.10	./.	80	10,1	4,3	4,71	1,15	7,97	558,0
31.03.10	120	218	18,3	6,4	5,17	2,12	8,01	346,0
04.04.10	450	533	30,0	10,9	1,20	10,80	7,66	219,0
05.04.10	260	410	31,9	14,8	3,51	2,19	7,84	155,0
06.04.10	200	440	29,4	15,0	< 0,10	4,71	7,67	141,0
07.04.10	./.	598	39,1	17,6	4,49	5,79	7,87	125,0
08.04.10	./.	589	32,7	15,2	1,53	5,32	7,85	155,0
10.04.10	150	420	36,7	25,1	< 0,10	5,81	7,34	101,0
11.04.10	280	485	40,5	26,8	0,18	6,25	7,45	106,0
12.04.10	140	318	39,5	26,6	0,75	5,42	7,73	90,0
13.04.10	400	516	35,9	15,0	1,57	5,59	7,78	172,0
14.04.10	47	214	33,2	22,6	1,33	4,73	8,33	82,7
15.04.10	120	334	39,7	27,8	1,31	5,82	8,34	76,1
17.04.10	130	410	44,1	31,2	0,45	6,44	7,94	76,6
18.04.10	170	483	50,4	35,8	0,82	7,35	8,05	75,9
19.04.10	180	513	45,4	33,2	0,12	7,19	./.	71,9
20.04.10	170	535	13,3	36,4	0,54	11,40	./.	69,0
21.04.10	140	414	53,8	36,3	0,75	9,08	7,84	65,0
03.05.10	120	415	67,9	49,9	< 0,10	9,32	7,68	53,0
04.05.10	110	340	58,8	43,6	0,81	8,27	7,94	51,1
05.05.10	290	388	37,6	20,7	1,13	6,26	7,57	206,0
06.05.10	17	66	8,8	6,7	0,15	1,79	7,66	546,0
07.05.10	40	99	14,5	9,0	0,19	2,36	7,85	252,0
10.05.10	190	287	39,1	22,9	< 0,10	5,55	7,49	68,5
11.05.10	66	124	11,8	6,1	2,05	2,09	8,13	392,0
12.05.10	./.	124	23,6	16,8	1,22	3,49	8,34	88,3
13.05.10	./.	218	32,5	21,7	0,73	4,96	8,00	73,1
14.05.10	./.	190	33,0	23,9	0,66	4,62	7,93	84,6
15.05.10	./.	187	38,0	27,3	0,55	5,03	8,03	64,8
17.05.10	230	363	35,3	20,6	0,44	6,35	7,42	97,4
06.10.11	./.	575	34,0	14,2	1,06	6,35	7,23	./.
07.10.11	./.	428	36,9	21,3	< 0,10	5,98	7,83	./.
08.10.11	./.	553	57,0	35,7	0,94	8,38	7,89	./.
10.10.11	180	445	57,5	39,7	0,28	12,80	7,96	./.
11.10.11	130	345	44,7	28,9	< 0,10	6,35	8,19	./.
12.10.11	160	232	31,2	18,0	< 0,10	4,60	7,96	./.
13.10.11	./.	289	38,0	23,6	< 0,10	5,31	7,64	./.
14.10.11	62	305	56,8	56,9	< 0,10	6,96	7,96	./.
15.10.11	120	595	62,7	./.	< 0,10	7,85	7,57	./.

Tabelle A5.4: Messwerte als 24-h-Mischproben im Zulauf der Kläranlage Büschdorf im Zeitraum vom 17.10.2011 bis 19.12.2011

Datum	Konzentrationen [mg/l]						pH-Wert	Q [m ³ /d]
	AFS	CSB	TN _b	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}		
17.10.11	130	448	62,3	48,6	0,31	8,47	7,78	./.
18.10.11	110	222	16,9	7,9	0,17	3,07	7,37	./.
19.10.11	45	98	14,1	7,6	1,74	2,37	7,75	./.
20.10.11	99	254	38,5	28,6	0,12	5,63	7,82	./.
21.10.11	97	291	41,1	28,6	< 0,10	5,88	7,76	./.
24.10.11	170	557	57,9	39,0	< 0,10	8,07	7,63	./.
25.10.11	200	624	59,4	38,4	< 0,10	9,47	7,66	./.
26.10.11	220	740	72,5	46,1	< 0,10	8,57	7,69	./.
29.10.11	640	1235	67,9	57,0	0,50	12,90	7,46	./.
30.10.11	460	902	66,0	39,3	1,12	11,40	7,77	./.
01.12.11	300	467	30,0	14,5	< 0,10	5,12	7,18	176,0
02.12.11	320	561	53,3	33,3	0,11	7,66	7,68	63,8
03.12.11	100	186	17,0	7,8	1,34	2,03	7,65	458,8
04.12.11	41	56	8,7	2,4	3,56	0,67	7,54	588,6
05.12.11	15	56	16,0	3,0	9,32	1,43	7,60	587,7
06.12.11	120	159	16,6	5,9	3,95	2,03	7,58	341,4
07.12.11	50	126	10,7	2,3	4,18	1,20	7,63	542,3
08.12.11	190	269	14,1	2,1	2,00	1,90	7,06	312,0
09.12.11	27	85	7,7	2,1	2,99	0,97	7,50	581,4
10.12.11	100	330	14,4	6,2	0,13	1,97	7,14	310,6
11.12.11	210	293	21,9	9,1	2,16	3,07	7,32	258,0
12.12.11	30	60	9,8	5,4	6,44	1,29	7,44	436,4
13.12.11	28	46	7,8	3,3	3,26	1,09	7,68	496,9
14.12.11	10	35	9,4	4,0	4,04	0,95	7,68	515,4
15.12.11	9	41	9,8	3,7	4,40	0,99	7,65	465,3
16.12.11	16	39	7,0	1,2	4,37	0,56	7,83	449,0
17.12.11	26	142	12,2	1,6	5,98	1,39	7,67	408,3
18.12.11	19	58	11,5	4,8	3,60	1,35	7,38	383,9
19.12.11	27	77	15,2	5,5	5,26	1,74	7,79	339,1

Tabelle A5.5: Messwerte als 24-h-Mischproben im Ablauf des Vorteichs bzw. im Beschickungspumpwerk der HBF der Kläranlage Büschdorf im Zeitraum vom 04.09.2005 bis 23.09.2006

Datum	Konzentrationen [mg/l]						pH-Wert
	AFS	CSB	TN _b	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	
04.09.05	./.	63	27,2	23,2	0,27	4,95	7,96
05.09.05	./.	153	36,4	25,9	0,15	4,60	8,24
06.09.05	./.	152	38,0	27,3	0,17	5,58	8,14
07.09.05	./.	160	39,0	27,5	0,16	5,98	8,15
08.09.05	./.	163	41,5	28,5	0,16	5,58	8,13
09.09.05	./.	81	35,9	31,1	0,18	4,78	8,11
10.09.05	./.	146	39,4	29,0	0,16	5,99	8,25
11.09.05	./.	63	24,8	20,8	0,22	3,37	8,07
12.09.05	./.	89	14,9	8,9	0,93	2,39	7,94
13.09.05	./.	62	14,2	8,4	0,94	2,30	7,76
14.09.05	./.	66	15,5	9,2	0,40	2,54	7,79
15.09.05	./.	71	15,4	9,7	0,64	2,56	7,98
16.09.05	./.	49	11,0	7,2	0,58	4,60	7,61
17.09.05	./.	61	12,8	8,0	0,75	2,29	7,87
18.09.05	./.	72	13,9	8,8	0,46	2,53	7,97
19.11.05	./.	127	23,8	17,9	0,47	3,69	7,58
20.11.05	./.	129	25,2	18,3	0,40	3,62	8,00
21.11.05	./.	139	28,2	20,4	0,46	3,69	7,96
22.11.05	./.	171	30,7	22,2	0,40	./.	7,85
23.11.05	./.	157	34,2	21,5	0,39	4,29	7,84
24.11.05	./.	168	34,2	24,3	0,44	5,16	8,04
25.11.05	./.	166	35,4	25,4	0,41	5,00	7,91
26.11.05	./.	406	43,0	31,2	0,36	6,68	7,73
27.11.05	./.	180	35,8	23,6	0,47	5,19	7,83
28.11.05	./.	165	29,5	20,5	0,55	4,24	7,79
29.11.05	./.	107	22,0	16,4	1,36	3,20	7,84
30.11.05	./.	117	21,6	14,2	1,51	2,99	7,64
13.06.06	./.	227	31,7	23,0	0,18	< 0,05	8,10
14.06.06	./.	214	31,6	14,2	0,14	4,27	7,89
15.06.06	./.	227	33,0	25,2	0,15	4,55	8,01
16.06.06	./.	218	35,1	26,0	0,20	4,57	7,92
17.06.06	./.	248	36,0	26,2	0,18	4,82	8,03
18.06.06	./.	255	38,4	27,0	0,32	4,96	7,99
19.06.06	./.	207	29,7	17,9	0,57	4,45	8,18
20.06.06	./.	177	24,3	13,1	0,22	3,41	8,09
21.06.06	./.	155	23,6	15,0	0,17	3,19	8,06
22.06.06	./.	172	28,4	16,0	4,07	3,34	8,46
23.06.06	./.	154	30,9	18,3	0,41	3,64	7,94
24.06.06	./.	171	31,9	17,8	0,40	3,97	7,97
25.06.06	./.	220	33,2	19,2	0,28	4,07	7,97
26.06.06	./.	218	38,8	19,6	0,17	4,52	8,07
27.06.06	./.	241	34,4	< 1,0	./.	4,52	7,84
20.09.06	./.	227	30,7	17,2	0,35	3,60	8,00
21.09.06	./.	211	30,2	16,3	0,40	5,20	8,13
22.09.06	./.	215	31,8	19,1	0,19	4,90	8,04
23.09.06	./.	227	31,6	20,9	0,18	4,90	7,95

Tabelle A5.6: Messwerte als 24-h-Mischproben im Ablauf des Vorteichs bzw. im Beschickungspumpwerk der HBF der Kläranlage Büschdorf im Zeitraum vom 24.09.2006 bis 14.05.2009

Datum	Konzentrationen [mg/l]						pH-Wert
	AFS	CSB	TN _b	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	
24.09.06	./.	247	31,6	19,5	0,23	5,20	8,07
25.09.06	./.	253	49,3	24,0	0,17	5,80	7,94
26.09.06	./.	247	./.	25,1	0,37	6,70	7,97
27.09.06	./.	262	./.	23,2	0,37	8,00	7,89
28.09.06	./.	273	38,0	27,8	1,56	7,30	8,01
29.09.06	./.	254	43,5	27,1	0,51	7,00	7,74
30.09.06	./.	311	44,0	36,9	< 0,10	7,20	7,86
01.10.06	./.	275	39,9	35,4	< 0,10	5,00	7,81
02.10.06	./.	193	28,4	19,7	0,12	2,60	7,88
03.10.06	./.	103	13,2	8,9	0,19	2,80	7,87
04.10.06	./.	79	9,0	4,8	1,78	1,90	7,56
21.04.07	./.	233	43,8	32,5	< 0,10	7,50	8,08
22.04.07	./.	260	43,8	32,9	< 0,10	8,04	8,06
23.04.07	./.	260	42,6	34,2	1,35	8,13	7,83
24.04.07	./.	223	42,7	35,0	< 0,10	8,74	7,87
25.04.07	./.	225	47,1	35,5	0,12	7,55	8,10
26.04.07	./.						
27.04.07	./.	316	51,3	38,4	4,11	8,58	8,01
28.04.07	./.	252	46,6	39,2	0,17	8,94	8,07
29.04.07	./.	270	44,2	37,2	0,11	8,74	7,95
30.04.07	./.	188	32,1	26,1	0,15	5,83	7,86
01.05.07	./.	197	32,0	26,6	0,12	6,19	7,86
02.05.07	./.	200	37,4	28,3	0,24	7,01	7,92
03.05.07	./.	226	36,2	27,7	0,23	6,62	8,27
04.05.07	./.	203	36,9	28,2	0,10	7,00	7,81
05.05.07	./.	180	32,9	26,6	0,18	7,54	7,75
06.05.07	./.	228	35,5	28,6	0,17	9,80	7,82
25.11.07	./.	92	15,4	10,6	0,18	2,66	7,52
26.11.07	./.	79	15,7	10,1	0,14	2,60	7,34
27.11.07	./.	79	15,8	9,7	0,47	2,52	7,84
28.11.07	./.	77	17,0	11,0	0,68	2,56	7,85
29.11.07	./.	83	18,2	12,3	0,76	2,63	7,68
02.12.07	./.	69	18,6	12,9	0,16	2,72	7,64
03.12.07	./.	57	8,7	2,7	3,46	1,19	7,03
04.12.07	./.	41	9,7	2,7	4,39	1,22	7,53
05.12.07	./.	50	11,6	4,3	3,48	1,42	7,46
09.12.07	./.	43	8,0	2,3	2,75	1,06	7,40
15.12.07	./.	81	13,4	8,9	0,20	2,33	7,64
16.12.07	./.	98	14,8	9,9	0,17	2,64	7,65
10.05.09	./.	253	44,3	28,0	0,17	6,35	7,75
11.05.09	./.	190	33,7	19,7	0,29	4,92	7,82
12.05.09	./.	108	21,4	12,3	0,92	2,88	7,67
13.05.09	./.	80	18,3	10,0	1,58	2,55	7,81
14.05.09	./.	103	19,6	11,8	0,94	2,89	7,79

Tabelle A5.7: Messwerte als 24-h-Mischproben im Ablauf des Vorteichs bzw. im Beschickungspumpwerk der HBF der Kläranlage Büschdorf im Zeitraum vom 15.05.2009 bis 14.10.2011

Datum	Konzentrationen [mg/l]						pH-Wert
	AFS	CSB	TN _b	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	
15.05.09	./.	56	14,1	9,6	1,44	1,99	7,84
16.05.09	./.	60	15,6	9,9	1,24	2,09	7,94
18.05.09	./.	99	21,1	13,5	0,37	2,95	7,78
19.05.09	./.	117	24,2	16,6	0,33	3,29	7,89
20.05.09	./.	108	26,0	19,3	0,47	3,63	8,06
21.05.09	./.	140	29,4	19,5	0,40	4,03	7,89
22.05.09	./.	105	29,1	21,9	0,22	4,06	8,13
23.05.09	./.	123	30,9	22,2	0,12	4,52	8,18
30.03.10	./.	53	10,2	3,6	4,60	1,20	8,14
31.03.10	11	58	11,9	4,1	4,28	1,17	8,10
04.04.10	10	58	14,4	7,8	2,55	1,76	7,96
05.04.10	11	77	16,7	14,9	3,61	2,40	8,01
06.04.10	16	80	17,5	11,1	1,06	2,12	7,80
07.04.10	./.	76	18,8	12,8	0,64	2,41	8,24
08.04.10	./.	98	21,3	14,6	0,70	2,87	8,30
10.04.10	21	105	23,6	18,2	< 0,10	3,37	7,55
11.04.10	27	148	27,3	19,1	< 0,10	3,88	7,60
12.04.10	36	143	27,9	20,7	0,17	3,90	7,79
13.04.10	63	157	28,3	19,6	0,23	3,95	7,80
14.04.10	36	142	30,0	19,8	0,39	3,82	8,12
15.04.10	42	158	31,4	21,3	0,30	4,12	8,12
17.04.10	39	152	34,4	23,7	0,29	4,83	8,08
18.04.10	46	192	37,2	25,5	0,47	5,08	7,95
19.04.10	40	196	51,3	29,0	0,21	5,35	./.
20.04.10	48	235	18,6	29,6	< 0,10	5,84	./.
21.04.10	51	222	46,1	31,6	< 0,10	6,27	7,90
03.05.10	68	232	58,1	43,7	< 0,10	8,04	7,80
04.05.10	80	246	56,8	43,5	< 0,10	7,85	8,02
05.05.10	53	221	57,4	42,6	< 0,10	7,87	7,84
06.05.10	21	109	28,9	23,2	0,14	4,60	8,00
07.05.10	14	73	16,4	12,4	1,26	2,69	7,90
10.05.10	38	118	25,9	18,3	< 0,10	3,68	7,66
11.05.10	37	114	23,8	15,7	0,52	3,61	8,25
12.05.10	./.	76	18,0	12,9	0,50	2,80	8,12
13.05.10	./.	94	21,2	14,9	0,29	3,07	8,06
14.05.10	./.	76	23,7	19,1	< 0,10	3,40	8,02
15.05.10	./.	87	26,8	21,1	< 0,10	3,69	8,06
17.05.10	43	133	34,4	24,6	0,12	4,83	7,61
06.10.11	./.	244	49,4	35,4	4,38	6,64	8,16
07.10.11	./.	168	34,2	23,8	4,68	5,09	8,14
08.10.11	./.	167	36,3	26,1	3,64	5,06	8,11
10.10.11	65	150	30,7	26,4	0,24	5,18	8,17
11.10.11	60	174	34,3	24,9	0,30	5,69	7,88
12.10.11	54	150	32,5	24,2	< 0,10	5,46	8,05
13.10.11	53	151	31,7	25,3	< 0,10	5,31	7,97
14.10.11	38	133	34,1	27,0	< 0,10	5,39	8,25

Tabelle A5.8: Messwerte als 24-h-Mischproben im Ablauf des Vorteichs bzw. im Beschickungspumpwerk der HBF der Kläranlage Büschdorf im Zeitraum vom 15.10.2011 bis 19.12.2011

Datum	Konzentrationen [mg/l]						pH-Wert
	AFS	CSB	TN _b	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	
15.10.11	47	151	35,5	26,8	0,16	5,28	8,16
17.10.11	64	178	38,9	31,3	0,32	6,16	8,01
18.10.11	55	166	39,6	31,5	0,28	5,75	7,99
19.10.11	28	88	22,4	18,0	2,31	3,64	8,05
20.10.11	15	66	21,7	17,9	1,03	3,27	8,14
21.10.11	17	75	24,5	19,0	0,68	4,18	8,13
24.10.11	35	134	35,1	27,4	< 0,10	5,13	7,81
25.10.11	51	148	38,0	28,8	0,30	0,06	7,85
26.10.11	40	168	39,1	30,6	0,41	5,35	7,99
29.10.11	59	340	66,9	47,5	0,11	8,92	7,97
30.10.11	36	374	64,6	47,6	< 0,10	8,95	7,93
01.12.11	67	317	57,8	40,0	< 0,10	8,27	7,58
02.12.11	67	269	50,9	35,1	< 0,10	7,09	7,66
03.12.11	64	196	38,3	24,4	0,14	5,35	7,52
04.12.11	26	79	16,3	10,2	0,86	2,43	7,63
05.12.11	20	54	12,7	4,2	6,03	1,47	7,75
06.12.11	26	60	13,0	4,8	5,20	1,50	7,91
07.12.11	22	61	10,9	3,4	4,91	1,27	7,59
08.12.11	36	80	4,7	2,5	< 0,10	1,29	7,23
09.12.11	28	76	7,0	2,0	0,72	1,07	7,39
10.12.11	40	105	4,6	1,8	< 0,10	1,36	7,16
11.12.11	39	138	11,3	4,1	< 0,10	1,72	7,26
12.12.11	26	61	7,5	5,8	0,16	1,58	7,51
13.12.11	25	50	8,7	5,8	0,95	1,43	7,52
14.12.11	14	39	8,5	4,8	1,95	1,22	7,75
15.12.11	13	39	9,9	4,2	3,96	1,17	7,72
16.12.11	12	26	6,9	3,0	2,71	0,89	8,02
17.12.11	23	58	8,6	1,3	4,86	1,05	7,78
18.12.11	< 2	53	5,8	2,6	0,78	1,18	7,48
19.12.11	20	61	9,9	4,2	2,54	1,43	7,89

Tabelle A5.9: Messwerte als 24-h-Mischproben im Ablauf der HBF der Kläranlage Büschdorf im Zeitraum vom 04.09.2005 bis 23.09.2006

Datum	Konzentrationen [mg/l]						pH-Wert
	AFS	CSB	TN _b	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	
04.09.05	./.	22	18,8	0,20	17,80	0,25	8,12
05.09.05	./.	18	14,3	0,17	13,30	0,19	8,30
06.09.05	./.	24	4,9	0,20	4,24	0,17	8,21
07.09.05	./.	24	8,9	0,21	8,18	0,18	8,24
08.09.05	./.	30	19,7	0,39	17,70	0,17	8,14
09.09.05	./.	17	14,6	0,19	13,60	0,14	8,24
10.09.05	./.	26	18,4	0,18	16,70	0,19	8,26
11.09.05	./.	42	17,3	0,30	14,10	0,41	8,14
12.09.05	./.	56	14,3	0,25	12,80	0,31	8,16
13.09.05	./.	24	15,2	0,12	14,50	0,17	7,96
14.09.05	./.	29	12,2	0,08	11,70	0,14	7,95
15.09.05	./.	18	11,0	0,15	10,60	0,15	8,34
16.09.05	./.	17	9,8	0,19	10,20	0,20	8,04
17.09.05	./.	16	8,1	0,03	8,71	0,15	8,10
18.09.05	./.	< 15	8,0	0,17	8,45	0,75	8,20
19.11.05	./.	32	27,2	0,54	25,10	0,33	7,67
20.11.05	./.	15	28,6	0,23	27,50	0,16	8,05
21.11.05	./.	34	34,8	0,59	31,70	0,33	7,98
22.11.05	./.	27	36,6	0,19	34,80	./.	7,82
23.11.05	./.	17	34,8	0,43	32,70	0,28	8,04
24.11.05	./.	27	30,2	0,22	27,70	0,24	7,97
25.11.05	./.	23	23,6	0,22	21,70	0,28	8,06
26.11.05	./.	36	21,0	0,20	19,30	0,33	7,99
27.11.05	./.	36	15,2	0,17	13,30	0,36	7,96
28.11.05	./.	39	34,1	0,32	31,40	0,38	7,98
29.11.05	./.	22	24,0	0,21	22,10	0,27	8,11
30.11.05	./.	26	23,8	0,16	21,70	0,18	7,56
13.06.06	./.	46	28,9	< 1,0	28,40	0,92	8,15
14.06.06	./.	36	30,4	< 1,0	30,40	0,78	7,81
15.06.06	./.	27	29,7	< 1,0	29,70	0,73	7,95
16.06.06	./.	36	30,6	< 1,0	30,30	0,91	7,82
17.06.06	./.	32	31,3	< 1,0	31,00	0,80	7,99
18.06.06	./.	36	32,9	< 1,0	32,30	0,82	7,99
19.06.06	./.	58	30,2	< 1,0	27,00	0,91	7,96
20.06.06	./.	34	24,7	< 1,0	23,90	0,52	8,27
21.06.06	./.	25	21,9	< 1,0	22,20	0,44	8,15
22.06.06	./.	31	23,6	< 1,0	20,30	0,39	7,84
23.06.06	./.	17	21,6	< 1,0	18,70	0,42	8,24
24.06.06	./.	15	20,9	< 1,0	18,70	0,40	8,15
25.06.06	./.	28	24,3	< 1,0	18,70	0,39	8,14
26.06.06	./.	48	39,0	< 1,0	29,50	0,76	8,26
27.06.06	./.	32	37,1	< 1,0	./.	0,76	7,87
20.09.06	./.	./.	./.	./.	./.	./.	./.
21.09.06	./.	36	26,0	0,03	22,80	0,80	8,09
22.09.06	./.	23	26,7	0,15	23,60	0,60	8,11
23.09.06	./.	20	27,7	< 1,0	26,20	0,40	8,09

Tabelle A5.10: Messwerte als 24-h-Mischproben im Ablauf der HBF der Kläranlage Büschdorf im Zeitraum vom 24.09.2006 bis 16.05.2009

Datum	Konzentrationen [mg/l]						pH-Wert
	AFS	CSB	TN _b	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	
24.09.06	./.	20	26,8	< 1,0	25,00	0,50	8,15
25.09.06	./.	16	27,2	< 1,0	25,20	0,50	8,17
26.09.06	./.	34	31,2	< 1,0	28,30	0,74	8,04
27.09.06	./.	35	./.	< 1,0	31,40	0,90	8,15
28.09.06	./.	26	./.	< 1,0	31,20	0,80	8,19
29.09.06	./.	26	33,2	< 1,0	30,10	0,80	8,19
30.09.06	./.	29	31,7	< 1,0	6,19	0,90	8,05
01.10.06	./.	24	29,2	< 1,0	23,80	1,00	8,15
02.10.06	./.	29	31,0	< 1,0	24,40	0,90	8,07
03.10.06	./.	28	24,3	< 1,0	23,10	0,60	8,15
04.10.06	./.	28	12,1	< 1,0	11,80	0,90	8,11
21.04.07	./.	< 15	31,9	< 1,0	30,90	1,40	8,11
22.04.07	./.	< 15	30,3	< 1,0	29,00	1,30	8,04
23.04.07	./.	21	36,6	< 1,0	33,10	1,47	7,93
24.04.07	./.	< 15	44,4	< 1,0	39,20	1,61	7,88
25.04.07	./.	< 15	42,2	< 1,0	33,20	1,14	7,96
26.04.07	./.	19	41,4	< 1,0	36,90	1,19	8,02
27.04.07	./.	24	45,2	< 1,0	41,40	1,20	8,05
28.04.07	./.	30	47,8	< 1,0	43,70	1,20	8,10
29.04.07	./.	27	46,1	< 1,0	45,10	1,24	7,94
30.04.07	./.	24	45,6	< 1,0	42,60	1,10	8,06
01.05.07	./.	23	37,2	< 1,0	35,40	1,07	7,97
02.05.07	./.	18	34,0	< 1,0	30,80	1,63	8,06
03.05.07	./.	24	32,4	< 1,0	27,30	1,05	8,32
04.05.07	./.	20	32,2	< 1,0	26,80	1,35	8,04
05.05.07	./.	24	29,0	< 1,0	24,40	1,74	7,90
06.05.07	./.	25	25,9	< 1,0	21,70	1,00	7,88
25.11.07	./.	< 15	12,4	0,05	11,80	1,50	7,56
26.11.07	./.	18	22,2	0,02	19,40	1,22	7,82
27.11.07	./.	28	19,4	0,06	16,80	1,25	7,78
28.11.07	./.	< 15	14,4	0,05	13,50	1,20	7,95
29.11.07	./.	17	13,7	0,07	12,60	1,18	7,76
02.12.07	./.	< 15	14,4	0,07	12,50	1,20	8,03
03.12.07	./.	15	17,3	0,04	15,20	1,27	7,48
04.12.07	./.	< 15	13,0	0,09	11,40	1,33	7,89
05.12.07	./.	< 15	12,1	0,03	10,10	1,44	7,98
09.12.07	./.	< 15	9,2	< 0,02	8,70	1,35	7,37
15.12.07	./.	17	8,6	0,07	7,98	1,33	7,76
16.12.07	./.	17	8,8	0,03	8,31	1,37	7,76
10.05.09	./.	43	40,2	0,40	37,00	2,07	7,62
11.05.09	./.	32	41,5	0,07	38,90	2,12	7,80
12.05.09	./.	22	37,3	0,12	34,80	1,96	7,82
13.05.09	./.	23	28,3	0,05	26,90	1,78	7,90
14.05.09	./.	23	23,5	0,05	22,00	2,12	8,20
15.05.09	./.	20	21,4	0,06	20,40	2,13	7,87
16.05.09	./.	20	20,4	0,02	19,40	2,04	8,05

Tabelle A5.11: Messwerte als 24-h-Mischproben im Ablauf der HBF der Kläranlage Büschdorf im Zeitraum vom 18.05.2009 bis 18.10.2011

Datum	Konzentrationen [mg/l]						pH-Wert
	AFS	CSB	TN _b	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	
18.05.09	./.	22	42,5	0,02	39,80	1,81	7,83
19.05.09	./.	19	42,7	0,02	39,90	1,82	7,95
20.05.09	./.	19	32,0	0,09	26,20	1,82	7,89
21.05.09	./.	19	28,6	0,02	26,80	1,75	7,87
22.05.09	./.	17	27,8	0,19	24,30	1,79	7,94
23.05.09	./.	22	28,7	0,02	26,30	1,87	8,03
30.03.10	./.	< 15	5,6	0,06	3,20	1,80	8,12
31.03.10	< 2	17	14,2	< 0,02	13,60	2,00	8,30
04.04.10	< 2	17	13,4	0,16	13,10	1,66	7,90
05.04.10	< 2	< 15	25,2	8,90	24,50	1,70	7,90
06.04.10	< 2	16	21,3	0,10	20,40	1,77	8,02
07.04.10		18	18,3	0,09	17,30	1,86	8,21
08.04.10		18	18,0	0,05	17,00	1,81	7,84
10.04.10	2,2	< 15	20,9	0,09	19,60	1,86	7,94
11.04.10	2,4	16	21,8	< 0,02	20,50	1,56	7,81
12.04.10	6,1	30	26,3	0,11	23,40	1,95	7,67
13.04.10	7,5	31	24,6	0,10	21,10	1,90	7,71
14.04.10	4,8	29	20,0	0,15	18,80	1,93	8,02
15.04.10	3,2	23	22,2	0,05	21,00	2,00	8,14
17.04.10	< 2	23	25,8	0,33	24,40	1,96	8,09
18.04.10	< 2	23	26,4	0,21	24,90	1,96	7,86
19.04.10	2	33	42,8	0,05	27,80	2,03	./.
20.04.10	< 2	26	10,5	< 0,02	36,00	1,90	./.
21.04.10	2,1	28	38,5	0,31	35,70	1,91	7,79
03.05.10	7,1	33	38,3	0,24	36,90	2,29	7,71
04.05.10	4	19	49,8	0,22	46,70	2,12	7,57
05.05.10	< 2	20	57,9	0,06	54,90	7,91	7,94
06.05.10	< 2	26	32,9	0,11	34,30	2,04	7,76
07.05.10	< 2	35	24,2	0,04	23,90	2,11	7,88
10.05.10	< 2	< 15	36,1	0,11	33,60	2,00	7,85
11.05.10	< 2	24	42,1	0,07	41,90	2,10	8,19
12.05.10	./.	19	21,7	0,17	22,20	2,15	8,32
13.05.10	./.	15	20,5	0,11	20,90	2,16	8,34
14.05.10	./.	19	20,5	0,17	20,80	2,18	8,08
15.05.10	./.	18	22,2	0,08	22,10	2,16	8,01
17.05.10	6,1	16	32,9	0,17	31,40	2,17	7,51
06.10.11	./.	85	26,1	0,19	22,30	1,90	7,79
07.10.11	./.	34	38,8	0,05	34,90	1,29	7,28
08.10.11	./.	38	38,9	0,05	34,90	1,37	7,47
10.10.11	12	36	42,9	0,02	38,20	1,31	7,76
11.10.11	9	38	42,5	1,0	38,20	1,37	8,38
12.10.11	8	34	34,2	0,06	31,20	1,59	7,94
13.10.11	9	26	33,1	0,33	29,80	1,33	7,65
14.10.11	13	52	53,3	0,20	48,10	1,82	8,11
15.10.11	9	39	61,6	0,14	53,70	3,10	7,87
17.10.11	6	46	57,1	0,09	53,60	1,39	8,07

Tabelle A5.12: Messwerte als 24-h-Mischproben im Ablauf der HBF der Kläranlage Büschdorf im Zeitraum vom 19.10.2011 bis 19.12.2011

Datum	Konzentrationen [mg/l]						pH-Wert
	AFS	CSB	TN _b	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	
18.10.11	12	56	72,2	0,32	64,00	1,54	8,07
19.10.11	15	58	38,7	0,31	1,23	1,69	7,66
20.10.11	10	38	16,5	0,35	13,80	1,47	8,03
21.10.11	8	38	14,7	0,09	12,40	1,47	8,03
24.10.11	5	37	8,4	0,15	6,38	1,37	7,95
25.10.11	5	32	25,7	0,08	22,60	1,24	7,91
26.10.11	4	37	21,8	0,12	19,40	1,19	7,91
29.10.11	14	47	59,9	0,78	56,80	1,87	7,42
30.10.11	4,6	27	56,0	0,22	50,60	1,59	7,49
01.12.11	20	70	49,3	1,10	42,80	2,15	7,26
02.12.11	4,9	36	30,5	0,39	27,20	2,22	7,36
03.12.11	13	52	31,6	0,78	26,10	2,31	7,28
04.12.11	8,1	33	29,5	0,39	25,40	2,07	7,46
05.12.11	3,3	23	34,4	0,14	29,70	1,66	7,51
06.12.11	5	20	19,2	0,10	17,40	1,57	7,90
07.12.11	6	23	15,8	0,14	13,60	1,55	7,98
08.12.11	6,5	27	13,2	< 0,02	11,30	1,48	7,39
09.12.11	2,6	25	13,0	< 0,02	10,90	1,46	7,54
10.12.11	< 2	24	11,2	< 0,02	10,50	1,39	7,35
11.12.11	3,7	25	8,6	< 0,02	7,21	1,39	7,55
12.12.11	4,4	17	27,8	0,15	27,20	1,53	7,71
13.12.11	./.	17	13,6	0,09	11,80	1,64	7,53
14.12.11	< 2	20	13,4	0,14	12,20	1,57	7,64
15.12.11	< 2	21	13,6	0,03	12,70	1,47	7,62
16.12.11	< 2	25	17,8	< 0,02	16,30	1,39	7,94
17.12.11	< 2	21	13,1	< 0,02	12,50	1,42	7,96
18.12.11	24	21	11,4	0,04	10,60	1,29	7,52
19.12.11	2,8	26	16,3	< 0,02	15,10	1,24	7,86

Tabelle A5.13: Messwerte als 24-h-Mischproben im Ablauf des ABF der Kläranlage Büschdorf im Zeitraum von 2005 bis 2010

Datum	Konzentrationen [mg/l]						pH-Wert	Q [m ³ /d]
	AFS	CSB	TN _b	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}		
11.09.05	./.	67	11,5	0,563	7,26	0,84	7,95	./.
15.09.05	./.	27	< 3,0	0,16	0,67	0,21	8,19	./.
04.09.05	./.	23	15,5	0,26	14,60	0,20	7,51	./.
28.11.05	./.	39	4,8	0,24	2,71	0,31	8,18	./.
29.11.05	./.	49	7,6	0,20	4,47	0,46	8,12	./.
19.06.06	./.	136	25,1	< 1,0	19,10	2,06	7,93	45,9*
20.06.06	./.	124	27,7	< 1,0	20,50	1,67	8,51	305*
02.10.06	./.	88	7,9	< 1,0	4,45	4,20	8,00	259*
03.10.06	./.	64	5,7	< 1,0	3,99	1,30	8,04	./.
04.10.06	./.	49	< 3,0	< 1,0	1,28	3,50	7,78	./.
25.11.07	./.	31	8,9	0,51	7,06	1,36	7,31	186*
26.11.07	./.	35	9,0	0,50	7,24	1,29	7,46	130*
27.11.07	./.	33	7,4	0,55	5,75	1,23	7,78	22,7*
29.11.07	./.	41	20,3	0,50	17,10	1,33	7,45	71*
02.12.07	./.	29	15,0	0,51	11,40	1,30	7,80	448*
03.12.07	./.	31	4,0	0,33	2,48	1,44	7,30	455*
04.12.07	./.	21	4,5	0,23	3,11	1,38	7,54	427*
05.12.07	./.	24	9,8	0,28	7,82	1,34	7,51	255*
09.12.07	./.	20	< 3,0	0,24	1,37	1,07	7,48	450*
10.05.09	./.	139	67,5	0,42	59,30	2,15	7,42	226*
11.05.09	./.	98	20,2	0,11	13,90	2,00	7,61	246*
12.05.09	./.	69	8,2	0,20	3,50	1,79	7,66	182*
14.05.09	./.	56	19,2	0,33	15,30	1,56	7,96	129*
15.05.09	./.	30	10,9	0,89	8,84	1,22	7,04	76,3*
30.03.10	./.	30	20,2	1,20	19,50	1,22	8,10	345*
31.03.10	< 2	31	5,7	0,82	3,55	1,12	8,27	233*
04.04.10	3,6	31	9,7	1,30		1,23	7,91	81,6*
05.05.10	52	157	92,4	7,40	76,10	0,83	7,94	42*
06.05.10	19	84	49,6	8,70	35,70	2,50	7,84	349*
07.05.10	14	61	18,5	3,90	12,40	1,87	7,90	157*
11.05.10	26	76	34,4	5,40	24,60	2,20	8,21	179*

* Messung mittels IDM im Ablauf des ABF

Tabelle A5.14: Messwerte als 24-h-Mischproben im Ablauf des ABF der Kläranlage Büschdorf im Jahr 2011

Datum	Konzentrationen [mg/l]						pH-Wert	Q [m ³ /d]
	AFS	CSB	TN _b	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}		
01.12.11	32,0	49	11,8	6,8	3,29	2,15	7,80	-4,18*
02.12.11	5,4	29	10,7	7,0	2,23	1,98	7,99	26,33*
03.12.11	41,0	103	20,9	12,5	2,62	3,22	7,49	271,6*
04.12.11	24,0	77	16,9	10,6	1,09	2,42	7,63	363,91*
05.12.11	15,0	51	13,2	4,9	5,71	1,32	7,76	351,34*
06.12.11	14,0	42	9,8	4,1	4,02	1,24	7,96	116,8*
07.12.11	24,0	54	10,3	3,7	3,87	1,15	7,73	317,61*
08.12.11	15,0	39	3,9	2,4	0,22	1,84	7,55	87,36*
09.12.11	19,0	62	5,5	2,0	2,02	1,22	7,40	356,71*
10.12.11	18,0	54	5,0	2,1	0,79	1,47	7,43	85,91*
11.12.11	8,6	35	3,7	2,0	0,17	2,03	7,77	33,32*
12.12.11	28,0	40	5,4	4,0	0,20	2,00	7,68	204,77*
13.12.11	./.	49	7,2	5,1	1,04	1,92	7,60	272,29*
14.12.11	7,5	35	8,6	4,8	2,37	1,09	7,69	290,73*
15.12.11	5,9	34	9,4	4,5	3,57	1,06	7,86	240,66*
16.12.11	6,9	30	7,3	3,1	3,21	0,84	8,10	224,32*
17.12.11	12,0	34	7,3	2,1	4,13	0,82	8,14	183,7*
18.12.11	36,0	47	8,1	1,7	4,20	1,51	7,98	159,25*

* Rechenwert aus Messung der Zulaufmenge der Kläranlage, der aus Pumpenförderleistung und -laufzeit ermittelten Beschickungsmenge der HBF sowie der auf dem Vorteich und dem ABF anfallenden Niederschlagsmenge. Zu beachten ist die Auswirkung des zeitlichen Versatzes, der aus der Aufenthaltszeit im Vorteich und dem intermittierenden Betrieb der HBF entsteht.

Tabelle A5.15: Ermittlung der Zulauffrachten der Kläranlage Büschdorf sowie der hydraulischen und der stofflichen Belastung der HBF exemplarisch für Dezember 2011

Datum	Zulauf Kläranlage				Zulauf Hauptbodenfilter							
	Q [m ³ /d]	CSB			Pumpenlaufzeit		Hydraulische Belastung		CSB			
		[mg/l]	[kg/d]	[EW]	HBF 1 [min/d]	HBF 2 [min/d]	[m ³ /d]	[l/(m ² *d)]	[mg/l]	[kg/d]	[g/(m ² *d)]	
01.12.11	176,0	467	82,19	684,9	13	141	180,2	180,2	317	57,12	114,2	
02.12.11	63,8	561	35,77	298,1	0	32	37,4	37,4	269	10,07	20,1	
03.12.11	458,8	186	85,34	711,1	0	160	187,2	187,2	196	36,69	73,4	
04.12.11	588,6	56	32,96	274,7	0	192	224,6	224,6	79	17,75	35,5	
05.12.11	587,7	56	32,91	274,3	197	5	236,3	236,3	54	12,76	25,5	
06.12.11	341,4	159	54,29	452,4	192	0	224,6	224,6	60	13,48	27,0	
07.12.11	542,3	126	68,32	569,4	192	0	224,6	224,6	61	13,70	27,4	
08.12.11	312,0	269	83,93	699,4	192	0	224,6	224,6	80	17,97	35,9	
09.12.11	581,4	85	49,41	411,8	192	0	224,6	224,6	76	17,07	34,1	
10.12.11	310,6	330	102,48	854,0	192	0	224,6	224,6	105	23,59	47,2	
11.12.11	258,0	293	75,58	629,9	192	0	224,6	224,6	138	31,00	62,0	
12.12.11	436,4	60	26,19	218,2	6	192	231,7	231,7	61	14,13	28,3	
13.12.11	496,9	46	22,86	190,5	0	192	224,6	224,6	50	11,23	22,5	
14.12.11	515,4	35	18,04	150,3	0	192	224,6	224,6	39	8,76	17,5	
15.12.11	465,3	41	19,08	159,0	0	192	224,6	224,6	39	8,76	17,5	
16.12.11	449,0	39	17,51	145,9	0	192	224,6	224,6	26	5,84	11,7	
17.12.11	408,3	142	57,98	483,2	0	192	224,6	224,6	58	13,03	26,1	
18.12.11	383,9	58	22,27	185,6	0	192	224,6	224,6	53	11,91	23,8	
19.12.11	339,1	77	26,11	217,6	192	0	224,6	224,6	61	13,70	27,4	
Mittelwert	406,0	162,4	48,1	400,5	82,1	98,6	211,5	211,5	95,9	17,8	35,6	

Anmerkungen zur Anlage A5:

Die Entnahme der 24-h-Mischproben erfolgt jeweils um 8:00 Uhr, d.h. ein Analyseergebnis bezieht sich somit auf den Zeitraum von 8:00 Uhr des Vortags bis 8:00 Uhr am Tag der Entnahme der Probe aus dem automatischen Probennehmer. In den Tabellen ist als Datum für eine 24-h-Mischprobe der Tag mit dem größeren Anteil an der Probe angegeben, d.h. der Beginn der Probenahme.

Die Auswertungen zu Wassermengen beziehen sich auf Kalendertage.

Die hydraulische Flächenbelastung der HBF bezieht sich auf die Gesamtfläche der HBF vor dem Hintergrund des alternierenden Betriebs, die stoffliche Belastung dagegen auf die Fläche des in Betrieb befindlichen HBF.

Tabelle A5.16: Ermittlung der Denitrifikationsrate im HBF bei Trockenwetter

Datum	Q (Zulauf KA) [m ³ /d]	TN _b [mg/l]		
		Zulauf HBF	Ablauf HBF	
13.06.06	39,9	31,7	29	
14.06.06	39,8	31,6	30	
15.06.06	36,3	33,0	30	
16.06.06	35,9	35,1	31	
17.06.06	39,3	36,0	31	
21.06.06	51,4	23,6	22	
22.06.06	39,5	28,4	24	
23.06.06	36,4	30,9	22	
24.06.06	39,7	31,9	21	
25.06.06	64,5	33,2	24	
26.06.06	35,2	38,8	39	
20.09.06	44,6	30,7	26	
21.09.06	43,9	30,2	27	
22.09.06	42,7	31,8	28	
23.09.06	44,9	31,6	27	
24.09.06	44,9	31,6	27	
25.09.06	48,0	49,3	31	
28.09.06	38,3	38,0	33	
21.04.07	59,9	43,8	32	
22.04.07	54,3	43,8	30,3	
23.04.07	50,9	42,6	36,6	
24.04.07	51,5	42,7	44,4	
25.04.07	48,5	47,1	42,2	
27.04.07	48,1	51,3	45,2	
28.04.07	52,2	46,6	47,8	
01.05.07	57,4	32	37,2	
02.05.07	53,4	37,4	34	
03.05.07	51,5	36,2	32,4	
05.05.07	52	32,9	29	
06.05.07	51,4	35,5	25,9	
16.05.09	65,3	15,6	20,4	
19.05.09	55,3	24,2	42,7	
20.05.09	61,3	26	32	
21.05.09	53,4	29,4	28,6	
22.05.09	55,8	29,1	27,8	
18.04.10	75,9	37,2	26,4	
19.04.10	71,9	51,3	42,8	
20.04.10	69	18,6	10,5	
21.04.10	65	46,1	38,5	
03.05.10	53	58,1	38,3	
04.05.10	51,1	56,8	49,8	
13.05.10	73,1	21,2	20,5	
Mittelwert	51,4	35,9	31,4	12,5%

Tabelle A6.1: Messdaten im Ablauf des Vorteichs (= Pumpensumpf Beschickungspumpwerk Bodenfilter) der Kläranlage Riesweiler (2009)

Datum	Konzentrationen [mg/l]								pH-Wert	Redox [mV]	Temp. [°C]
	AFS	TOC	DOC	CSB	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	O ₂			
07.01.2009	78	107	47	284	46	0,39	8,35	0,99	7,66	./.	0,2
21.01.2009	68	74	51	222	29	0,14	5,45	1,37	7,34	./.	4,3
04.02.2009	96	80	33	227	28,8	0,11	5,85	0,9	7,35	./.	3,1
17.02.2009	55	38	15	110	14	0,4	2,8	0,8	7,57	./.	3,7
04.03.2009	34	68	34	191	19,3	0,25	4,08	0,7	7,26	./.	6,2
18.03.2009	36	27	14	87	12,5	0,24	2,47	0,8	7,54	./.	8,0
01.04.2009	25	29	15,0	98	13,9	0,19	2,59	1,0	7,58	./.	8,6
15.04.2009	84	100	26	231	16,9	< 0,1	2,59	1,9	7,62	./.	13,6
29.04.2009	93	54	24	171	16,8	0,22	3,66	1,9	7,69	./.	12,8
13.05.2009	134	73	22,0	282	18,1	0,12	5,13	2,2	8,18	./.	14,8
27.05.2009	43	52	36	232	22,8	0,17	4,7	0,8	8,06	./.	17,9
10.06.2009	167	99	29	325	17,8	0,3	6,25	2,8	7,88	./.	16,2
24.06.2009	159	229	41	606	22,3	0,19	7,34	12,0	8,14	./.	17,0
08.07.2009	53	86	41	252	22,2	2,74	5,43	0,8	7,54	./.	19,4
22.07.2009	66	95	34	294	19,9	< 0,1	4,13	1,6	7,85	./.	19,8
05.08.2009	108	143	54	472	33,9	0,11	9,02	2,3	7,73	./.	19,1
19.08.2009	132	162	51	503	29,1	0,1	7,74	4,0	8,03	./.	21,2
02.09.2009	160	160	63	433	38,9	0,13	9,3	./.	8,05	./.	18,9
17.09.2009	130	140	50	416	31,4	0,12	9,04	./.	8,02	337	15,3
29.09.2009	258	152	34	454	35,3	< 0,1	9,95	3,0	7,84	./.	15,3
14.10.2009	175	110	25	328	23,5	< 0,1	5,21	2,4	7,98	./.	11,0
28.10.2009	132	116	39	328	33,5	< 0,1	5,62	0,8	7,66	./.	10,0
11.11.2009	86	75	29	215	25,3	< 0,1	4,66	1,0	7,45	./.	7,8
25.11.2009	43	55	24	162	18,1	< 0,1	4,32	0,5	7,40	./.	9,6
09.12.2009	39	40	14	109	13,8	< 0,1	3,27	0,6	7,78	./.	8,2
22.12.2009	60	68	26	199	24,8	< 0,1	5,16	0,5	7,61	./.	1,7

Tabelle A6.2: Messdaten im Ablauf des Vorteichs (= Pumpensumpf Beschickungspumpwerk Bodenfilter) der Kläranlage Riesweiler (2010)

Datum	Konzentrationen [mg/l]								pH-Wert	Redox [mV]	Temp. [°C]
	AFS	TOC	DOC	CSB	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	O ₂			
06.01.2010	32,8	30	11	91	12,7	0,13	3,72	1,5	8,10	./.	1,0
20.01.2010	27	32	9,6	87	8,9	2,81	2,2	2,8	8,06	./.	5,0
01.02.2010	./.	33	20	94	14	0,19	2,77	./.	8,51	./.	./.
04.02.2010	25	14	12	66	7,1	1,8	1,77	4,8	8,31	./.	4,4
17.02.2010	16	22	12	71	8,5	3,14	1,96	1,6	8,12	./.	4,4
01.03.2010	14	13	7,6	34	2,82	3,84	1,17	2,9	7,94	./.	6,9
03.03.2010	8,8	16	9,1	46	3,4	4,56	1,34	1,5	7,91	./.	6,8
17.03.2010	12,1	30	13	63	7,5	3,29	1,89	1,4	7,98	./.	6,5
29.03.2010	5	23	7,6	60	4,3	2,45	1,38	3,1	7,93	./.	10,8
31.03.2010	19	22	10	71	7,1	1,34	1,46	1,2	7,99	./.	9,3
14.04.2010	63	41	12	139	11,1	0,18	2,98	1,1	7,93	./.	10,6
26.04.2010	44,8	72	19	397	11,3	0,37	3,9	6,6	8,13	./.	15,8
28.04.2010	49,3	62	19	184	12,1	< 0,1	3,82	1,9	8,16	./.	13,9
11.05.2010	151	96	16	287	14,9	< 0,1	4,46	2,7	7,99	./.	12,7
25.05.2010	165	85	20	259	16,7	1,11	4,18	3,11	7,72	./.	19,4
26.05.2010	97	60	19	197	14,8	0,19	3,7	0,8	7,47	./.	16,1
08.06.2010	138	41	18	238	15,2	< 0,1	4,22	2,79	8,3	./.	20
21.06.2010	112	46	22	284	22,2	0,29	5,42	6,07	8,17	./.	18,5
23.06.2010	70	124	32	362	23,8	0,57	6,78	3,3	7,69	./.	17,2
07.07.2010	233	149	46	518	39,3	< 0,1	9,64	1,4	8,1	./.	20,4
19.07.2010	104	97	29	330	25,9	< 0,1	7,79	6,6	7,78	./.	20,7
21.07.2010	206	82	29	430	26,2	0,12	7,97	3,3	7,84	./.	21,7
04.08.2010	88	82	27	308	19,9	< 0,1	5,05	1,2	7,21	./.	19,0
16.08.2010	78	69	18	208	17,9	0,35	4,73	1,5	7,45	./.	16,3
18.08.2010	69	46	13	141	12,7	0,16	3,15	1,7	7,67	./.	15,7
01.09.2010	55	40	15	121	13,1	0,17	3,03	2,0	7,77	./.	15,4
13.09.2010	71	62	14	180	14,2	0,22	3,49	2,4	7,66	./.	16,7
15.09.2010	77	69	16	190	16,3	0,57	3,98	1,7	7,62	./.	15,5
29.09.2010	109	79	31	257	27,6	0,15	5,64	1,9	7,62	./.	12,2
11.10.2010	121	50	23	290	26,1	< 0,1	5,46	3,2	7,85	./.	13,3
13.10.2010	181	115	20	304	27	0,34	5,83	3,0	8,14	./.	11,0
27.10.2010	124	78	17	200	23,7	0,2	4,45	2,3	7,78	./.	7,0
08.11.2010	53	63	16	161	15,5	0,69	3,53	3,0	7,61	./.	9,8
10.11.2010	54	44	13	118	11,2	0,43	2,73	2,2	7,79	./.	9,7
24.11.2010	18,2	59	28	167	17,7	< 0,1	3,59	1,4	7,9	./.	6,9
06.12.2010	31,3	63	26	167	19,7	< 0,1	4,03	1,5	7,76	./.	4,5
07.12.2010	41,6	67	33	186	22,2	0,16	4,12	1,66	7,5	./.	5,3
22.12.2010	8,5	14	7,6	59	5	1,68	1,12	3,3	7,38	./.	5,0

Tabelle A6.3: Messdaten im Ablauf des Filtersegments F 1 der Kläranlage Riesweiler (2009)

Datum	Konzentrationen [mg/l]								pH-Wert	Redox [mV]	Temp. [°C]	Q* [m ³]
	AFS	TOC	DOC	CSB	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	O ₂				
07.01.2009	40	34	16	102	9,6	6,76	2,35	4,87	7,41	./.	3	124
21.01.2009	16	28	18	81	7	2,88	1,67	4,37	7,04	./.	2,46	126
04.02.2009	10	13	10	36	4,6	8,05	0,98	5,2	7,1	420	2,4	62
17.02.2009	11	10	7	27	2,1	10,2	0,55	7,1	7,12	214	2,1	95
04.03.2009	2,9	6,4	5,8	19	0,35	24	0,39	6,5	7,48	241	5,3	104
18.03.2009	2,3	6	5,3	< 15	0,19	21,4	0,35	6,9	7,34	524	6,9	143
01.04.2009	< 2	5,3	< 5	16	0,08	19,4	0,32	7,7	7,29	540	7,2	177
15.04.2009	3,4	6,8	6,2	19	0,13	22,3	0,29	5,9	7,33	485	12,6	108
29.04.2009	5	6,6	6	19	0,19	26,3	0,19	5,4	7,15	562	13,2	106
13.05.2009	2,3	5,3	< 5	17	0,25	27,4	0,35	4,8	7,61	570	13,8	74
27.05.2009	3,1	11	9,3	32	0,27	44,7	0,46	5,4	7,78	497	13,4	14
10.06.2009	3,1	./.	./.	21	0,26	21,3	0,44	3,9	7,19	570	14,7	100
24.06.2009	2,2	8,5	8,4	17	0,21	26	0,36	5,0	7,5	893	15,4	81
08.07.2009	< 2	9,1	6,4	24	0,19	26,4	0,34	4,4	7,1	754	19,1	93
22.07.2009	< 2	7,2	5,3	19	0,05	29	0,29	5,4	8,01	681	16,7	58
05.08.2009	2,1	7,1	6,4	20	0,05	37,3	0,33	4,8	7,45	680	17,2	34
19.08.2009	4	9,3	6,7	21	0,06	44,5	0,35	5,2	7,66	671	18,5	30
02.09.2009	5,7	13	8,4	26	0,05	50,4	0,45	./.	7,98	662	17,3	24
17.09.2009	9,1	18	14	51	0,07	40,6	1,16	./.	7,87	665	15,3	46
29.09.2009	6,6	10	6,7	25	0,06	62,6	0,77	5,0	7,12	694	14,7	22
14.10.2009	2	8	5,9	21	0,07	33,7	0,7	5,9	7,59	713	13,2	49
28.10.2009	7,2	11	6,5	29	0,14	24,3	0,49	4,8	7,85	709	10,5	108
11.11.2009	6	9,7	5,3	20	0,04	20,4	0,66	5,2	7,14	683	9,1	111
25.11.2009	< 2	8,6	7,3	18	0,11	15,2	1,35	4,8	7,13	701	9,4	98
09.12.2009	< 2	5,9	5,6	17	0,08	13,8	0,62	5,5	8,05	735	8,0	116
22.12.2009	5,6	8,4	5,6	24	0,92	23,9	0,63	6,8	7,13	699	5,3	42

* Menge seit dem letzten Messtag

Tabelle A6.4: Messdaten im Ablauf des Filtersegments F 1 der Kläranlage Riesweiler (2010)

Datum	Konzentrationen [mg/l]								pH-Wert	Redox [mV]	Temp. [°C]	Q* [m ³]
	AFS	TOC	DOC	CSB	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	O ₂				
06.01.2010	2,9	5,3	< 5	22	0,22	11,9	0,53	8,6	7,92	685	3,4	142
20.01.2010	< 2	5,3	< 5	22	0,09	18,2	0,46	8,3	7,53	./.	4,3	147
01.02.2010	./.	< 5	< 5	38	0,13	26,7	0,39	./.	8,26	./.	./.	84
04.02.2010	< 2	< 5	< 5	27	0,13	13,6	0,45	7,7	8,06	./.	3,4	143
17.02.2010	< 2	5,6	< 5	19	0,07	17,4	0,7	8,8	8,19	./.	3,8	238
01.03.2010	< 2	< 5	< 5	< 15	0,02	18,93	0,79	8,9	7,87	665	6,0	70
03.03.2010	< 2	< 5	< 5	< 15	0,02	12,76	0,8	7,6	7,47	543	6,4	96
17.03.2010	3,1	5,9	< 5	< 15	0,04	15,8	0,7	8,2	7,56	583	5,6	306
29.03.2010	< 2	5,3	< 5	< 15	0,02	17	0,66	6,4	7,49	545	8,4	72
31.03.2010	< 2	5,4	5,3	< 15	< 0,02	11,8	0,7	7,6	7,59	559	9,0	87
14.04.2010	7,1	7,6	5	27	0,1	11,9	0,8	6,0	7,6	558	8,9	307
26.04.2010	< 2	6,1	5,1	< 15	0,06	26,4	0,76	5,4	7,96	699	11,7	51
28.04.2010	< 2	6,8	5,6	21	0,04	21,8	0,84	5,3	7,54	737	11,8	61
11.05.2010	< 2	8,1	5,2	< 15	0,07	19,8	0,75	5,2	7,61	723	11,8	177
25.05.2010	< 2	5,9	< 5	17	0,1	23,7	0,89	4,73	7,11	721	16,9	60
26.05.2010	5,5	8,3	5,1	23	0,1	18,5	0,87	4,7	7,31	716	14,6	38
08.06.2010	2,6	6,3	< 5	19	0,04	22,5	1	2,52	7,43	715	16,1	212
21.06.2010	< 2	6,4	< 5	< 15	0,06	34,8	0,94	4,8	7,58	680	16,3	18
23.06.2010	2,9	7,9	5,5	16	0,07	./.	0,91	4,7	7,59	718	15,6	27
07.07.2010	< 2	6,6	5,8	20	0,09	44,1	0,95	5,2	7,76	717	17,8	99
19.07.2010	< 2	9,7	7,6	17	0,02	48,2	1,12	4,6	7,31	712	18,5	29
21.07.2010	< 2	7,2	5,5	19	0,04	39,8	1,04	4,6	7,54	718	18,6	19
04.08.2010	< 2	5,9	5,3	17	0,04	25,6	1,13	4,8	7,55	717	18,1	66
16.08.2010	14	11	6,1	30	0,04	27,6	1,27	4,1	7,31	736	17,5	76
18.08.2010	< 2	5,9	< 5	20	0,05	16,8	1,19	3,8	7,5	719	16,4	85
01.09.2010	< 2	< 5	< 5	< 15	0,04	15,8	1,03	5,6	7,71	696	15,8	153
13.09.2010	5,2	6,9	5,3	21	0,07	20,5	0,89	6,0	7,37	678	15,2	45
15.09.2010	2,6	5,7	< 5	< 15	0,09	16,5	1,04	6,0	7,35	664	15,4	33
29.09.2010	5,1	6,3	< 5	19	0,08	29,9	1,05	4,7	7,1	712	13,1	135
11.10.2010	< 2	5,1	< 5	16	0,09	44,1	1,03	5,0	7,26	712	13,1	17
13.10.2010	2,1	5,4	5,1	21	0,07	23,6	1,14	5,7	7,63	714	12,7	18
27.10.2010	3,3	5,6	< 5	17	0,12	24,5	1,02	4,8	7,43	704	8,7	140
08.11.2010	< 2	8,3	6	19	0,11	21,3	0,97	4,8	7,38	488	9,8	67
10.11.2010	2,8	8,5	5,3	20	0,15	14,6	0,86	5,6	7,54	472	9,7	77
24.11.2010	< 2	7,1	5,2	16	0,03	14,6	0,95	4,7	7,77	489	8,1	245
06.12.2010	< 2	5	5	< 15	0,2	23,2	0,68	2,0	7,62	698	5,5	45
07.12.2010	< 2	5,3	< 5	17	0,33	14,7	0,7	5,88	7,14	539	5,1	34
22.12.2010	< 2	< 5	< 5	30	0,06	9,8	0,58	7,3	6,92	432	5,0	352

* Menge seit dem letzten Messtag

Tabelle A6.5: Messdaten im Ablauf des Filtersegments F 2 der Kläranlage Riesweiler (2009)

Datum	Konzentrationen [mg/l]								pH-Wert	Redox [mV]	Temp. [°C]	Q* [m ³]
	AFS	TOC	DOC	CSB	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	O ₂				
21.01.2009	18	31	20	95	1,6	4,11	3,63	4,03	7,14	./.	2,66	126
04.02.2009	11	13	10	36	9,3	17,1	2,29	4,01	7,01	./.	2,78	62
17.02.2009	15	13	9	44	5,1	11,6	1,81	7,4	7,2	./.	2,9	95
04.03.2009	2,5	6,8	6	23	0,54	22,1	1,78	5,0	7,4	./.	5,4	104
18.03.2009	1,6	5,4	5,4	< 15	0,29	16,6	1,3	5,4	7,12	./.	6,8	143
01.04.2009	3,2	5,5	< 5	< 15	0,1	15,8	1,58	7,0	7,12	./.	7,5	177
15.04.2009	6,8	10	7,1	22	0,15	25,1	1,55	4,0	7,21	./.	11,9	108
29.04.2009	7,4	9,8	7,2	26	0,13	22	0,83	5,5	7,04	./.	12,8	106
13.05.2009	1,6	6,3	5,5	< 15	0,17	28,4	1,59	4,1	7,57	./.	13,2	74
27.05.2009	5,8	15	12,0	46	1,01	27,1	1,68	4,0	8,06	./.	13,7	14
10.06.2009	5,4	13	11	30	0,14	22,6	1,92	3,9	7,08	./.	14,8	100
24.06.2009	4,9	14	10	34	0,16	27,3	1,64	4,3	7,31	./.	15,9	81
08.07.2009	5	14	9,5	39	0,22	24,5	1,59	3,9	7,05	./.	18,5	93
22.07.2009	2,2	9,8	7,6	27	0,06	23,3	1,07	3,9	7,93	319	16,6	58
05.08.2009	11	20	10	54	0,06	35,9	1,35	4,2	7,39	526	16,8	34
19.08.2009	40	35	16	101	0,08	34,8	1,86	5,1	7,79	538	19,1	30
02.09.2009	21	28	13	78	0,19	41,4	1,95	./.	7,75	544	17,3	24
17.09.2009	27	37	18	102	0,3	34,5	2,6	./.	7,76	554	15,2	46
29.09.2009	90	23	9,8	74	0,09	43,9	2,53	5,4	7,35	560	14,4	22
14.10.2009	4	12	7,6	35	0,09	34,7	1,69	5,3	7,54	600	12,5	49
28.10.2009	20	20	9,2	59	1,8	32,8	1,37	3,6	7,72	501	10,4	108
11.11.2009	9	14	7,9	34	0,2	28,1	1,37	4,1	7,30	493	9,2	111
25.11.2009	3,8	12	8,5	37	0,34	21,2	1,67	4,6	7,29	314	9,8	98
09.12.2009	1,6	9,5	6,9	22	0,26	15,8	1,27	4,9	7,83	596	8,0	116
22.12.2009	12	13	7,9	38	0,34	22,6	1,37	6,3	7,07	589	4,4	42

* Menge seit dem letzten Messtag

Tabelle A6.6: Messdaten im Ablauf des Filtersegments F 2 der Kläranlage Riesweiler (2010)

Datum	Konzentrationen [mg/l]								pH-Wert	Redox [mV]	Temp. [°C]	Q* [m ³]
	AFS	TOC	DOC	CSB	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	O ₂				
06.01.2010	5,9	7,1	5,8	23	0,9	13,6	1,56	8,3	7,96	574	3,5	142
20.01.2010	2,2	< 5	< 5	21	0,14	14,7	1,73	7,8	7,67	./.	4,4	147
01.02.2010	./.	5,3	< 5	29	0,09	15,7	1,73	./.	8,60	./.	./.	84
04.02.2010	1,6	< 5	< 5	38	0,12	14,5	1,85	8,1	8,10	./.	3,7	143
17.02.2010	1,6	< 5	< 5	< 15	0,06	16	1,52	9,5	8,22	./.	4,0	238
01.03.2010	1,6	< 5	< 5	< 15	0,02	11,9	1,55	8,8	7,83	445	6,2	70
03.03.2010	1,6	< 5	< 5	< 15	0,02	12,01	1,38	8,6	7,55	483	6,5	96
17.03.2010	1,6	5,5	< 5	< 15	0,04	15,2	1,46	8,9	7,74	535	5,9	306
29.03.2010	1,6	< 5	< 5	< 15	0,02	13,3	1,56	6,0	7,61	531	8,4	72
31.03.2010	1,6	< 5	< 5	< 15	< 0,02	11,3	1,39	7,9	7,57	536	9,0	87
14.04.2010	9,3	9,4	5,4	32	0,21	12,7	1,82	4,5	7,62	540	9,1	307
26.04.2010	4,9	11	7,3	24	0,09	18,2	1,81	4,8	8	555	12,6	51
28.04.2010	1,6	9,7	5,8	23	0,03	16,7	1,91	5,6	7,6	568	12,7	61
11.05.2010	9,3	12	5,5	30	0,13	16,7	1,86	5,1	7,87	567	11,5	177
25.05.2010	6,4	9,3	6	26	0,11	21,6	1,81	4,4	7,42	555	15,8	60
26.05.2010	8,7	11	6,3	33	0,09	19,3	1,71	4,09	7,11	563	14,9	38
08.06.2010	19	11	5,9	49	0,03	21,4	1,79	3,7	7,26	566	16,8	212
16.06.2010	./.	./.	./.	./.	./.	./.	./.	./.	./.	./.	./.	130
21.06.2010	6,8	10	6,6	29	0,07	29,5	1,54	3,8	7,85	554	15,3	18
23.06.2010	1,6	8,7	5,7	23	0,04	./.	1,4	4,8	7,5	563	15,1	27
07.07.2010	4,2	9,2	7,8	20	0,2	41,5	1,64	4,4	8,06	554	17,3	99
19.07.2010	5	17	10	44	0,12	33,1	./.	./.	7,32	530	17,8	29
21.07.2010	6	9,9	7,1	29	0,07	29,8	2,45	4,3	7,62	531	18,1	19
04.08.2010	1,6	8,4	6	24	0,06	23,8	1,79	4,3	7,54	554	17,5	66
16.08.2010	47	37	9	91	0,2	22,5	2,86	5,4	6,64	547	17,5	76
18.08.2010	26	16	5,4	48	0,05	16,5	2,07	5,6	6,92	566	16,2	85
01.09.2010	1,6	5,3	<5	16	0,02	17,8	1,04	5,6	7,64	557	15,4	153
13.09.2010	9,8	12	6	73	0,03	18,9	1,31	5,5	7,36	565	15,5	45
15.09.2010	14	13	5,3	32	0,26	16,4	1,3	6,4	7,24	622	15,3	33
29.09.2010	27,4	14	6,1	52	0,04	30,1	1,92	5,8	6,98	661	12,8	135
11.10.2010	60	7,6	5,3	22	0,03	33,5	1,66	4,8	7,3	704	12,8	17
13.10.2010	5,1	7,3	5,6	25	0,05	32,4	1,6	6,0	7,62	728	12,2	18
27.10.2010	12,5	12	5,6	31	0,29	27,6	1,35	6,5	7,38	790	8,4	140
08.11.2010	3,9	13	6,5	33	0,53	20,9	1,49	4,6	7,24	476	10,1	67
10.11.2010	8	11	7,2	27	0,67	22,8	1,3	5,5	7,47	688	9,7	77
24.11.2010	9,2	11	5,3	34	0,12	17,1	1,77	6,7	7,59	756	7,9	245
06.12.2010	1,6	6,4	5,9	< 15	0,35	18,8	1,74	1,9	7,71	699	5,4	45
07.12.2010	3,5	6,7	6,4	21	1,4	16,1	1,92	5,7	7,34	694	5,5	34
22.12.2010	1,6	< 5	< 5	16	0,09	8,3	1,34	7,75	7,14	325	5,1	352

* Menge seit dem letzten Messtag

Tabelle A6.7: Messdaten im Ablauf des Filtersegments F 3 der Kläranlage Riesweiler (2009)

Datum	Konzentrationen [mg/l]								pH-Wert	Redox [mV]	Temp. [°C]	Q* [m ³]
	AFS	TOC	DOC	CSB	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	O ₂				
07.01.2009	45	42	18	120	17,7	3,22	3,79	3,25	7,61	./.	3,2	124
21.01.2009	25	39	26	121	21,4	2,22	3,76	4,31	7,16	./.	3,13	126
04.02.2009	22	19	11	52	10,8	13,1	2,35	3,8	7,01	113	2,8	62
17.02.2009	23	18	9	55	6,9	9,16	1,99	5,3	7,13	-8	3,4	95
04.03.2009	11,3	13	10	49	3,41	13,2	2,07	3,9	7,41	-47	5,6	104
18.03.2009	5,6	9,3	6,7	22	1,4	14,3	1,38	4,3	7,05	776	6,8	143
01.04.2009	3,9	8,8	6,5	26	1,1	13,9	1,7	4,3	7,02	736	7,5	177
15.04.2009	16	17	12	54	2,2	15,2	2,04	3,0	7,83	270	11,6	108
29.04.2009	27	20	11	62	2,5	15,3	1,17	4,2	7,36	784	12,5	106
13.05.2009	./.	11	9,4	41	3,3	21	2,27	2,4	7,85	152	13,5	74
27.05.2009	8,2	20	17	65	5,35	18,6	2,53	3,6	8,05	61	13,8	14
10.06.2009	24	26	14	75	3,5	16,1	2,76	2,8	7,07	533	15,2	100
24.06.2009	31	43	20	107	4,4	16,5	3,01	4,4	8,13	485	15,6	81
08.07.2009	14	27	19	80	4,9	14,9	2,56	3,6	7,37	504	18,5	93
22.07.2009	13	19	12	60	2,16	18,6	1,93	3,7	7,96	725	16,7	58
05.08.2009	39	42	18	118	3,4	25,6	2,35	3,3	7,95	739	17,5	34
19.08.2009	61	71	30	195	6,58	17,9	4,01	3,8	7,77	484	19,7	30
02.09.2009	50	50	27	145	4,9	20,7	3,78	./.	7,86	258	17,2	24
17.09.2009	52	63	25	171	6,2	19,1	4,23	./.	8,01	352	15,2	46
29.09.2009	112	71	18	190	3,8	28,8	5,38	4,7	7,3	518	14,8	22
14.10.2009	31	28	10	78	2,1	18,4	2,99	3,8	7,94	472	12,6	49
28.10.2009	46	39	15	114	6,4	18,7	2,57	2,5	7,68	554	10,5	108
11.11.2009	24,6	26	9,1	62	3,4	16,5	2,58	3,3	7,36	626	9,2	111
25.11.2009	1,6	25	11	72	3,2	13,5	2,77	2,9	7,37	3	9,8	98
09.12.2009	1,6	16	7,6	40	1,7	12,7	2,02	4,2	7,79	541	8,2	116
22.12.2009	29	25	9,6	67	2,7	14,6	2,32	5,4	7,10	544	4,3	42

* Menge seit dem letzten Messtag

Tabelle A6.8: Messdaten im Ablauf des Filtersegments F 3 der Kläranlage Riesweiler (2010)

Datum	Konzentrationen [mg/l]								pH-Wert	Redox [mV]	Temp. [°C]	Q* [m ³]
	AFS	TOC	DOC	CSB	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	O ₂				
06.01.2010	10,8	11	7,2	40	2,3	11,3	1,85	5,8	7,98	523	4,0	142
20.01.2010	2,2	7,1	5	21	0,9	11,6	1,84	5,1	7,65	./.	4,6	147
01.02.2010	./.	7,1	5	38	1	10,1	1,82	./.	7,88	./.	./.	84
04.02.2010	1,6	6,4	5,2	42	1,1	10,7	1,6	4,9	8,28	./.	4,0	143
17.02.2010	1,6	6,1	5,2	19	0,36	14,7	1,52	6,1	8,14	./.	4,4	238
01.03.2010	1,6	< 5	< 5	< 15	0,12	9,52	1,32	6,5	7,8	609	6,2	70
03.03.2010	1,6	< 5	< 5	< 15	0,161	10,55	1,23	5,8	7,57	610	6,3	96
17.03.2010	1,6	6,3	5,7	21	0,37	13,6	1,5	5,7	7,83	596	5,9	306
29.03.2010	1,6	< 5	< 5	< 15	0,14	10,5	1,46	4,9	7,56	659	8,4	72
31.03.2010	1,6	< 5	< 5	16	0,13	9,56	1,33	5,9	7,51	667	8,8	87
14.04.2010	35	22	8,5	66	0,55	10,9	2,31	4,5	7,55	521	9,1	307
26.04.2010	10,1	13	8,8	38	0,74	13,5	2,22	3,7	7,89	714	12,5	51
28.04.2010	3,6	15	8	40	0,46	13	2,31	4,3	7,59	729	12,9	61
11.05.2010	46	36	9,8	92	2,1	14,8	2,71	5,2	7,15	724	12,1	177
25.05.2010	22	22	8,9	68	0,57	16	2,44	3,46	7,38	681	16,5	60
26.05.2010	20	20	9,1	57	0,68	14,2	2,31	3,9	7,23	725	14,7	38
08.06.2010	53	26	9,6	115	1	14,1	3,36	2,95	7,28	738	17	212
16.06.2010	./.	./.	./.	./.	./.	./.	./.	./.	./.	./.	./.	130
21.06.2010	19	17	9,8	76	0,5	19,5	3,43	3,8	7,8	462	15,0	18
23.06.2010	14	21	8,9	67	15,6	22	2,72	4,1	7,51	554	15,4	27
07.07.2010	32	26	13	80	2,5	31,3	3,08	3,8	7,84	465	17,4	99
19.07.2010	37,6	30	14	124	0,26	25,4	5,69		7,25	692	18,3	29
21.07.2010	45,9	26	10	102	0,31	25,3	4,51	4,0	7,74	558	18,5	19
04.08.2010	9,9	23	8,8	73	0,17	19,6	2,37	4,4	7,36	416	17,8	66
16.08.2010	70	49	11	142	3	13,2	4,43	3,8	6,77	741	17,1	76
18.08.2010	53	29	7,2	86	0,05	13,6	2,79	4,7	7	753	16,1	85
01.09.2010	13	11	6,4	31	0,08	16,4	1,47	5,4	7,69	721	15,5	153
13.09.2010	36	23	8,1	25	0,35	11,9	2,11	5,0	7,33	760	15,5	45
15.09.2010	24	21	6,9	68	0,23	14,8	1,54	6,5	7,29	698	15,0	33
29.09.2010	55	30	14	133	1,5	24,8	3,09	4,2	7,05	753	12,8	135
11.10.2010	35	22	9,2	78	0,38	24,6	3,21	4,0	7,24	743	12,8	17
13.10.2010	44	29	9,6	86	0,24	37,9	2,83	5,2	7,58	741	12,3	18
27.10.2010	51,8	34	8,9	86	0,6	25,6	3,13	5,8	7,4	740	8,3	140
08.11.2010	10	21	8,7	56	1,4	14,1	2,25	3,8	7,3	694	10,1	67
10.11.2010	13	16	7,7	35	0,64	16,3	1,81	4,7	7,48	858	9,7	77
24.11.2010	24,9	26	8	66	1,4	12,8	2,39	4,7	7,57	744	7,7	245
06.12.2010	11,7	13	7,6	33	2,2	11,8	2,22	1,2	7,74	1000	6,0	45
07.12.2010	20,1	22	9,1	62	5,3	8,46	2,67	4,9	7,37	719	5,8	34
22.12.2010	1,6	< 5	< 5	17	0,19	6,81	1,26	6,1	7,13	713	5,1	352

* Menge seit dem letzten Messtag

Tabelle A6.9: Messdaten im Ablauf des ABF der Kläranlage Riesweiler (2009 - 2010)

Datum	Konzentrationen [mg/l]								pH-Wert	Redox [mV]	Temp. [°C]
	AFS	TOC	DOC	CSB	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	O ₂			
17.02.2009	19	15	9	50	2,5	11,3	1,19	9,85	7,14	151	2,91
25.03.2009	1,6	3,5	5,3	10,5	0,26	22,5	0,99	2,46	7,47	530	5,46
01.04.2009	./.	./.	./.	./.	./.	./.	./.	./.	./.	539	6,1
08.07.2009	1,6	9,8	9,4	27	0,6	18,1	0,92	2,7	7,46	334	15,0
04.11.2009	27,1	30	13	82	4,5	27,5	1,52	5,4	7,72	549	10,0
18.11.2009	2,3	8,5	8,4	17	2,2	20,5	0,82	1,4	7,34	./.	11,3
09.12.2009	1,6	15	7,0	36	3,8	8,05	0,94	2,9	7,71	720	8,1
22.12.2009	21	20	9,6	57	3,2	18,7	1,12	8,2	7,01	730	5,3
29.12.2009	./.	5,8	6,2	22	0,93	15,9	1,1	2,6	8,14	565	4,9
04.02.2010	2	3,5	3,5	33	1,2	6,2	1,48	5,6	7,89	./.	4,2
24.02.2010	1,6	3,5	3,5	10,5	0,23	10,6	1,26	5,6	7,51	./.	8,0
01.03.2010	1,6	3,5	3,5	10,5	0,22	9,16	1,02	7,7	7,76	./.	7,1
29.03.2010	1,6	3,5	3,5	10,5	0,05	10,1	1,14	5,1	7,53	641	8,8
31.03.2010	1,6	3,5	3,5	10,5	0,08	11,7	1,14	5,8	7,56	./.	8,9
14.04.2010	11	9,6	6,2	32	0,35	17,3	1,77	7,1	7,61	90	9,0
26.04.2010	13,5	17	9,6	44	0,39	16,8	2,25	4,8	7,78	558	13,2
25.05.2010	1,6	9,9	5,6	35	0,12	31,9	1,64	2,2	7,39	./.	13,3
26.05.2010	3,3	27	9,9	75	0,79	14,4	2,1	5	7,15	357	14,9
08.06.2010	2,8	7,6	5	22	0,24	26,5	1,22	1	7,72	231	12,6
16.08.2010	34	31	8,7	85	0,81	20,3	2,42	3,5	6,83	448	17,1
18.08.2010	./.	./.	./.	./.	./.	./.	./.	./.	./.	625	15,4
08.09.2010	38	24	8,1	64	0,85	12,1	1,48	3,4	6,90	405	15,3
13.09.2010	8,8	9,7	5,2	53	0,03	17,9	0,96	3,8	7,25	540	14,8
15.09.2010	33	34	8,7	91	1,7	17,2	2,06	7,4	7,11	894	15,4
08.11.2010	16	24	8,9	60	4,4	10,7	1,57	3,1	7,22	330	10,2
10.11.2010	14	16	7,2	44	0,49	17,5	1,24	4,5	7,28	./.	./.
07.12.2010	7,9	17	9,4	49	4,8	9,8	1,58	7,8	7,45	594	5,5
22.12.2010	1,6	3,5	3,5	16	0,43	7,09	1,15	5,9	6,93	472	5,3

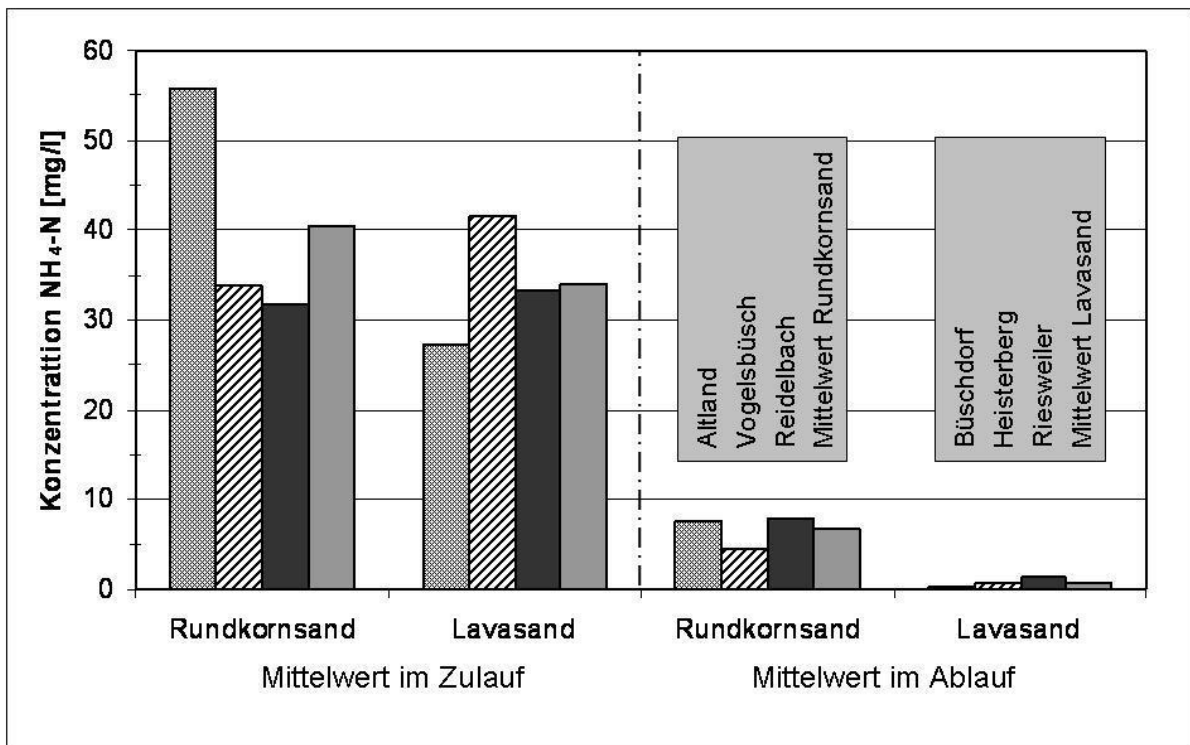


Bild A7.1: Vergleich der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Mittelwerte im Zu- und Ablauf von Pflanzenkläranlagen mit Rundkorn- und Lavasanden als Filtersubstrat

Tabelle A8.1: Mittelwerte zu den Zu- und Ablaufwerten von technischen Kläranlagen
< 2.500 EW für den Zeitraum 2007 bis 2011

Kläranlage	EW	CSB [mg/l]		BSB ₅ [mg/l]		NH ₄ -N [mg/l]		PO ₄ -P [mg/l]	
		Zulauf	Ablauf	Zulauf	Ablauf	Zulauf	Ablauf	Zulauf	Ablauf
Bubach/Ostertal	350	501,68	27,37	274,27	4,88	30,99	2,14	7,68	2,88
Dorf im Warndt	2.000	666,46	25,94	289,45	2,78	40,44	2,50	9,42	3,13
Dörrenbach	550	381,58	18,23	190,90	2,45	30,91	1,43	6,75	2,46
Dreisbach	300	157,68	16,04	78,96	2,47	9,92	0,55	2,65	1,53
Fürth	1.750	456,55	20,17	259,75	4,84	30,73	2,18	6,99	2,23
Fürweiler	1.300	410,09	20,24	172,15	3,78	27,80	0,91	6,27	2,65
Grügelborn	1.100	221,71	19,45	98,43	2,27	22,62	0,72	4,62	1,52
Hangard	2.400	649,44	30,12	292,19	5,89	44,85	1,21	9,63	2,87
Hoof	1.250	233,75	21,64	102,55	2,55	29,12	1,84	5,49	1,88
Hoxberg	300	413,87	19,58	182,89	2,44	27,98	0,53	5,79	2,64
Lummerschied	1.400	383,64	15,53	224,16	6,74	25,68	0,17	5,83	1,87
Mainzweiler	1.200	226,93	14,11	105,09	2,33	16,23	0,86	3,57	1,35
Münchwies	1.650	557,14	23,29	286,54	4,30	38,31	2,52	8,17	2,88
Niederlinxweiler	2.400	460,01	22,16	239,39	4,58	29,69	1,39	7,72	2,43
Osterbrücken	750	206,17	19,26	86,02	2,40	20,75	1,98	4,52	1,45
Sötern	2.000	221,67	18,59	104,17	3,33	23,23	0,33	4,61	2,28
Steinbach	1.700	513,65	19,64	258,64	3,58	31,86	1,21	7,09	2,68
Steinberg-Deckenhardt	1.000	386,12	17,21	189,54	4,10	26,64	0,77	5,98	2,02
Mittelwert		391,56	20,47	190,84	3,65	28,21	1,29	6,27	2,26
Mittlere Reinigungsleistung			94,8%		98,1%		95,4%		63,9%



Bild A9.1: Lysimeterversuche Ommersheim (Drescher, Hasselbach, Rampendahl 2007)



Bild A9.2: Kläranlage Büschdorf - Vorteich im Juli 2005



Bild A9.3: Kläranlage Büschdorf - Hauptbodenfilter im Juli 2005



Bild A9.4: Kläranlage Büschdorf –Hauptbodenfilter im Januar 2013



Bild A9.5: Kläranlage Büschdorf – Überlauf zum Ausweichbodenfilter



Bild A9.6: Kläranlage Büschdorf – Ausweichbodenfilter im Juni 2010



Bild A9.7: Kläranlage Büschdorf – schlechter Bewuchs Hauptbodenfilter im August 2011



Bild A9.8: Kläranlage Büschdorf –Bewuchs Hauptbodenfilter nach Einstauphasen im August 2012



Bild A9.9: Kläranlage Oberleuken - Vorteich im Juni 2007



Bild A9.10: Kläranlage Oberleuken - Hauptbodenfilter im Juni 2007



Bild A9.11: Kläranlage Oberleuken – schlechter Bewuchs Hauptbodenfilter im August 2011



Bild A9.12: Kläranlage Oberleuken – Bewuchs Ausweichbodenfilter nach Einstauphasen im August 2012



Bild A9.13: Kläranlage Utweiler – Mehrzweckbecken im Oktober 2006



Bild A9.14: Kläranlage Medelsheim – Gesamtansicht kurz nach der Bepflanzung im März 2007

Kurzvita des Verfassers

Zur Person

Ralf Hasselbach

geboren am 24.10.1970 in St. Ingbert

Schulischer Werdegang

08/1976 – 05/1989 Grundschule und Gymnasium in Neunkirchen

Abschluss: Allgemeine Hochschulreife

Grundwehrdienst

10/1989 – 09/1990 Radarführungseinheiten in Erntebrück und Birkenfeld

Studium

10/1990 – 12/1997 Bauingenieurwesen an der Universität Karlsruhe

Abschluss: Diplom (TH)

Studienbegleitende berufsbezogene Nebenbeschäftigungen

02/1993 – 12/1995 wissenschaftlicher Hilfsassistent im Institut für Hydrologie
und Wasserwirtschaft (IHW) an der Universität Karlsruhe

09/1995 – 02/1998 Teilzeitbeschäftigung beim Ingenieurbüro Trischler und
Partner, Niederlassung Karlsruhe

Beruflicher Werdegang

02/1998 – 12/1999	Projektingenieur mit dem Schwerpunkt Siedlungswasserwirtschaft beim Ingenieurbüro UTS Kocks • Schwarz Saarbrücken GmbH
01/2000 – 11/2004	Projektleiter mit dem Schwerpunkt Siedlungswasserwirtschaft beim Ingenieurbüro UTS Kocks • Schwarz Saarbrücken GmbH
12/2004 – 11/2005	Projektingenieur mit Schwerpunkt Kläranlagenplanung und Neue Technologien beim Entsorgungsverband Saar
12/2005 – 08/2007	Kommissarischer stellvertretender Bereichsleiter „Grundsatz-/Fachplanung“ beim Entsorgungsverband Saar
Seit 09/2007	Bereichsleiter „Betrieblich-wissenschaftliche Anlagenplanung“ beim Entsorgungsverband Saar
Seit 07/2009	Stellvertretender Geschäftsbereichsleiter Betrieb beim Entsorgungsverband Saar
Seit 04/2011	Lehrbeauftragter im Rahmen des Masterstudiengangs Bauingenieurwesen an der Hochschule für Technik und Wirtschaft des Saarlandes im Fach „Weitergehende Abwasserreinigung“

Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern

- Band 1: Festschrift anlässlich des 60. Geburtstages von Prof. Dr.-Ing. K. Jacobitz, Kaiserslautern 1987 EUR 20,--
- Band 2: Horster, Monika: Untersuchungen zur Stickstoffelimination in Belebungsanlagen mit separater Belüftung des Rücklaufschlammes, Dissertation Kaiserslautern 1990 EUR 12,--
- Band 3: Festschrift zum 10-jährigem Jubiläum des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft an der Universität Kaiserslautern: Vorträge zu aktuellen Problemen der Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft am 25.10.1991, Kaiserslautern 1992 EUR 10,--
- Band 4: Wagner, Wolfgang: Optimierung der Sicherheit und Zuverlässigkeit von Kläranlagen auf der Basis von Risikoanalysen, Dissertation Kaiserslautern 1992 vergriffen
- Band 5: Burde, Michael: Vorsorgende und langfristige Grundwassersicherung durch Ausweisung von Grundwasservorranggebieten als Aufgabe von Raumplanung und Fachplanung, Dissertation Kaiserslautern 1992 EUR 15,--
- Band 6: Welker, Antje: Die Belastung von Reststoffen aus der Papierindustrie mit halogen-organischen Verbindungen – Aufklärung der chemischen Zusammensetzung und Folgerungen für die Reststoffentsorgung, Dissertation Kaiserslautern 1992 EUR 15,--
- Band 7: Vom Stadtbauwesen zur Siedlungswasserwirtschaft; Festschrift zur Verabschiedung von Prof. Dr.-Ing. K. Jacobitz, Kaiserslautern November 1995 EUR 15,--
- Band 8: Neuer Umgang mit Regenwasser in Siedlungen, Beiträge der 4. Umwelttage Kaiserslautern, Kaiserslautern 1995 EUR 20,--
- Band 9: Steinmetz, Heidrun: Einfluß von Abwasserinhaltsstoffen, Stoffwechselprozessen und Betriebsparametern von Belebungsanlagen auf den Sauerstoffeintrag in Abwasser-Belebtschlamm-Gemische, Dissertation Kaiserslautern 1996 EUR 15,--
- Band 10: Hansen, Joachim: Der Einsatz von Fuzzy Control für Regelungsaufgaben im Bereich der Nährstoffelimination in kommunalen Kläranlagen, Dissertation Kaiserslautern 1997 EUR 15,--

- Band 11: Fuzzy Control und Neuronale Netze zur Optimierung der Stickstoff- und Phosphorelimination, Beiträge der Fachtagung zum Einsatz innovativer Methoden der Steuerungstechnik in der Abwasserbehandlung, Kaiserslautern 1998 EUR 20,--
- Band 12: Dynamische Simulation als Werkzeug zur optimierten Planung und Betriebsführung von Abwasserreinigungsanlagen, Kaiserslautern 1999 EUR 20,--
- Band 13: Zettl, Ulrike: Einsatz der Dynamischen Simulation als Bemessungshilfe für Kläranlagen in Weinbaugebieten, Dissertation Kaiserslautern 2000 EUR 20,--
- Band 14: Einsatz der SBR-Technologie in der kommunalen und industriellen Abwasserbehandlung, Kaiserslautern 2001 EUR 20,--
- Band 15: Regenwasserbehandlung – Anwendungspraxis und Perspektiven, Kaiserslautern 2002 EUR 20,--
- Band 16: Leinweber, Ulla: Anforderungen an die integrierte Modellierung von Entwässerungssystem und Kläranlage, Dissertation Kaiserslautern 2002 EUR 20,--
- Band 17: Kasting, Ulrich: Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Abflüssen stark befahrener Straßen, Dissertation Kaiserslautern 2003 EUR 20,--
- Band 18: Blähschlamm, Schwimmschlamm und Schaum in kommunalen und industriellen Abwasserbehandlungsanlagen, Kaiserslautern 2003 EUR 20,--
- Band 19: Wiese, Jürgen: Entwicklung von Strategien für einen integrierten Betrieb von SBR-Kläranlagen und Mischkanalisationen – Simulation und Großtechnik, Dissertation Kaiserslautern 2005 EUR 20,--
- Band 20: Welker, Antje: Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf – Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen, Habilitation Kaiserslautern 2005 EUR 20,--
- Band 21: Integrale Betrachtung von Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer, Kaiserslautern 2005 EUR 20,--
- Band 22: Klepiszewski, Kai: Analyse und modelltechnische Nachbildung der Reinigungswirkung eines kombinierten Bauwerks zur Mischwasserbehandlung, Dissertation Kaiserslautern 2006 EUR 20,--
- Band 23: Dittmer, Ulrich: Prozesse des Rückhaltes und Umsatzes von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung, Dissertation Kaiserslautern 2006 EUR 20,--

- Band 24: Wozniak, Renata: Ermittlung von Belastungsgrenzen an Bodensubstraten zu weitergehenden Mischwasserbehandlung in Retentionsbodenfiltern, Dissertation Kaiserslautern 2007 EUR 20,--
- Band 25: siwawi 2030 – Themen und Lösungsansätze für die nächsten 25 Jahre, Kaiserslautern 2006 vergriffen
- Band 26: Ökoeffizienz in der Wasserwirtschaft – Schwerpunkt Energieoptimierung von Kläranlagen, Kaiserslautern 2007 vergriffen
- Band 27: Illgen, Marc: Das Versickerungsverhalten durchlässig befestigter Siedlungsflächen und seine urbanhydrologische Quantifizierung, Dissertation Kaiserslautern 2009 EUR 20,--
- Band 28: KOMPLETT – Ein innovatives System zur Schließung von Wasser- und Stoffkreisläufen, Kaiserslautern 2009 EUR 20,--
- Band 29: Md. Aktaruzzaman: High Resolution Digital Surface Model (DSM) to Support Modelling of Urban Flooding, Dissertation Kaiserslautern 2011 EUR 20,--
- Band 30: Schlammfäulung statt aerober Stabilisierung – Trend der Zukunft?, Kaiserslautern 2011 EUR 20,--
- Band 31: Meyer, Daniel: Modellierung und Simulation von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Mischwasserbehandlung, Dissertation Kaiserslautern 2011 EUR 20,--
- Band 32: Aqua Urbanica 2012 – Siedlungsentwässerung im Wandel, D-A-CH Gemeinschaftstagung, München 2012 EUR 20,--
- Band 33: Knerr, Henning: Untersuchungen zur Zusammensetzung und zum Abbau von Schwarzwasser mittels des Belebungsverfahrens sowie zur Kinetik des heterotrophen und autotrophen Stoffwechsels, Dissertation Kaiserslautern 2012 EUR 20,--
- Band 34: Kaufmann Alves, Inka: Strategieentwicklung zur Integration ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftung durch mathematische Optimierung, Dissertation Kaiserslautern 2012 EUR 20,--

