



Abwasserwerk der **STADT AHLEN**



Spurenstoffelimination
auf der
Kläranlage Ahlen

Machbarkeitsstudie

Erläuterungsbericht



weconsult
water & energy
Düsseldorf, August 2015



INHALTSVERZEICHNIS:

| | Seite |
|----------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 1 EINLEITUNG | 1 |
| 1.1 Veranlassung | 1 |
| 1.2 Projektkurzbeschreibung | 2 |
| 2 BESTEHENDE VERHÄLTNISSE | 4 |
| 2.1 Beschreibung der Abwasserreinigung | 4 |
| 2.2 Beschreibung der Schlammbehandlung | 5 |
| 2.2.1 <i>Allgemeine Beschreibung</i> | 5 |
| 3 STAND DER FORSCHUNG ZUM THEMA SPURENSTOFFE IM ABWASSER UND TRINKWASSER | 7 |
| 3.1 Allgemeines | 7 |
| 3.2 Verringerung von Spurenstoffen auf konventionellen biologischen Kläranlagen | 9 |
| 3.3 Weitergehende Maßnahmen zur Spurenstoffelimination auf Kläranlagen | 9 |
| 3.3.1 <i>Allgemeines</i> | 9 |
| 3.3.2 <i>Behandlung mit Ozon</i> | 10 |
| 3.3.2.1 <i>Grundlagen</i> | 10 |
| 3.3.2.2 <i>Verfahrenstechnik der Ozonung</i> | 11 |
| 3.3.2.3 <i>Auslegung</i> | 12 |
| 3.3.3 <i>Behandlung mit Aktivkohle</i> | 13 |
| 3.3.3.1 <i>Grundbegriffe, Funktionsprinzip und Bemessungsparameter</i> | 13 |
| 3.3.3.2 <i>Verfahrenstechnik</i> | 14 |
| 3.3.3.3 <i>Auslegung</i> | 17 |
| 3.3.4 <i>Aktuelle Projekte bzw. Pilotprojekte</i> | 18 |
| 3.3.4.1 <i>Erfahrungen mit Ozonung</i> | 18 |
| 3.3.4.2 <i>Erfahrungen mit dem PAK-Verfahren</i> | 22 |
| 3.3.4.3 <i>Erfahrungen mit dem GAK-Verfahren</i> | 24 |
| 4 SPURENSTOFFE IN DER KLÄRANLAGE AHLEN | 26 |
| 5 PLANUNGS-UND BEMESSUNGSGRUNDLAGEN | 34 |
| 5.1 Planungsgrundlagen | 34 |
| 5.2 Hydraulische Bemessungsgröße | 34 |
| 6 PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION | 36 |
| 6.1 Allgemeines | 36 |
| 6.2 Lösungsvarianten bei Beibehaltung der Teilstromlösung | 37 |
| 6.2.1 <i>Lösungsvariante 1.1: PAK in Überstauraum umgerüsteter BIOFOR-Zellen</i> | 39 |
| 6.2.2 <i>Lösungsvariante 1.2: Umrüstung freigewordener BIOFOR-Zellen auf GAK</i> | 42 |
| 6.2.3 <i>Lösungsvariante 1.3: Ozonungsanlage in freigewordenen BIOFOR-Zellen</i> | 44 |

| | | |
|----------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 6.3 | Lösungsvarianten bei Neukonfiguration auf eine Hauptstromlösung | 47 |
| 6.3.1 | <i>Hauptstrom über die BIOFOR-Anlage</i> | 47 |
| 6.3.1.1 | <i>Lösungsvariante 2.1.a: BIOFOR im Hauptstrom mit PAK in Überstauraum umgerüsteter BIOFOR-Zellen</i> | 48 |
| 6.3.1.2 | <i>Lösungsvariante 2.2.a: BIOFOR im Hauptstrom mit GAK in umgerüsteten BIOFOR-Zellen</i> | 49 |
| 6.3.1.3 | <i>Lösungsvariante 2.3.a: BIOFOR im Hauptstrom mit Ozonung in umgerüsteten BIOFOR-Zellen</i> | 50 |
| 6.3.1.4 | <i>Grundsätzliche Einschätzung zum Betrieb der BIOFOR-Anlage</i> | 51 |
| 6.3.2 | <i>Hauptstrom über die Belebungsanlage</i> | 51 |
| 6.3.2.1 | <i>Lösungsvariante 2.1.b: Belebungsanlage im Hauptstrom mit PAK in Überstauraum umgerüsteten BIOFOR-Zellen</i> | 53 |
| 6.3.2.2 | <i>Lösungsvariante 2.2.b: Belebungsanlage im Hauptstrom mit GAK in umgerüsteten BIOFOR-Zellen</i> | 54 |
| 6.3.2.3 | <i>Lösungsvariante 2.3.b: Belebung im Hauptstrom mit Ozonung in umgerüsteten BIOFOR-Zellen</i> | 55 |
| 6.3.2.4 | <i>Anmerkungen zur Hauptstromlösung in der Belebungsanlage</i> | 57 |
| 7 | KOSTENSCHÄTZUNG | 59 |
| 7.1 | Investitionskosten | 59 |
| 7.2 | Betriebskosten | 60 |
| 7.3 | Jahreskosten | 63 |
| 7.4 | Sensitivitätsanalyse | 64 |
| 8 | BEWERTUNG DER VERFAHRENSVARIANTEN ZUR SPURENSTOFF-ELIMINATION | 68 |
| 9 | ZUSAMMENFASSUNG | 70 |

ABBILDUNGSVERZEICHNIS:

| | Seite |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------|
| Abbildung 1: Luftbild der Kläranlage Isselburg | 1 |
| Abbildung 2: Verfahrensschema der bestehenden Abwasserreinigung | 5 |
| Abbildung 3: Verfahrensschema der Schlammbehandlung | 6 |
| Abbildung 4: Verfahrensschema einer nachgeschalteten Ozonung mit Biofilter | 11 |
| Abbildung 5: Hauptkomponenten einer Ozonungsanlage | 12 |
| Abbildung 6: Verfahrensschema einer nachgeschalteten Pulveraktivkohlebehandlung | 15 |
| Abbildung 7: Verfahrensschema einer PAK-Dosierung direkt vor eine nachgeschaltete Filterstufe | 15 |
| Abbildung 8: Verfahrensschema einer nachgeschaltete Filterstufe mit granulierter Aktivkohle | 16 |
| Abbildung 9: Verfahrensschema Rezirkulationsbetrieb | 16 |
| Abbildung 10: Eliminationsleistung der Ozonierung (ABEGGLEN ET AL. 2009) | 19 |
| Abbildung 11: Ozonanlage mit Sauerstofftank der Kläranlage Bad Sassendorf | 20 |
| Abbildung 12: Klärwerk Böblingen Sindelfingen, PAK Anlage in Merkierung | 23 |
| Abbildung 13: Mittlere Eliminationsraten mit GAK, kont. KA (10 m/h) | 25 |
| Abbildung 14: Anteil des zu behandelnden Teilstromes an der Zulaufmenge zur Kläranlage Ahlen | 34 |
| Abbildung 15: Auswertung Zulaufmengen zur Kläranlage Ahlen, Januar 2013 bis Mai 2015 | 35 |
| Abbildung 16: Verfahrensschema nachgeschaltete PAK im Hauptstrom | 36 |
| Abbildung 17: Verfahrensschema nachgeschaltete GAK-Anlage im Hauptstrom | 37 |
| Abbildung 18: Verfahrensschema PAK in Überstauraum ehem. BIOFOR-Zellen (Teilstrom) | 40 |
| Abbildung 19: Verfahrensschema Umrüstung ehem. BIOFOR-Zellen zu GAK-Filter (Teilstrom) | 42 |
| Abbildung 20: Verfahrensschema Umrüstung ehem. BIOFOR-Zellen zu Ozonung mit Filter (Teilstrom) | 46 |
| Abbildung 21: Verfahrensschema BIOFOR im Hauptstrom mit PAK in Überstauraum ehem. BIOFOR-Zellen | 48 |
| Abbildung 22: Verfahrensschema BIOFOR im Hauptstrom mit GAK in ehem. BIOFOR-Zellen | 49 |
| Abbildung 23: Verfahrensschema BIOFOR im Hauptstrom mit Ozonung in ehem. BIOFOR-Zellen | 51 |
| Abbildung 24: Verfahrensschema Belebung im Hauptstrom mit PAK in Überstauraum ehem. BIOFOR-Zellen | 53 |
| Abbildung 25: Verfahrensschema Belebung im Hauptstrom mit GAK in ehem. BIOFOR-Zellen | 55 |

Abbildung 26: Verfahrensschema Belebung im Hauptstrom mit Ozonung in ehem.
BIOFOR-Zellen

56

VERZEICHNIS DER TABELLEN:

| | Seite |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------|
| Tabelle 1: Konzentrationsbereiche nachgewiesener Pharmaka in deutschen Fließgewässern (DWA 2008) | 7 |
| Tabelle 2: Auswertung der Spurenstoffe im Zulauf der Kläranlage Ahlen | 26 |
| Tabelle 3: Auswertung der Spurenstoffe im Ablauf der Kläranlage Ahlen | 29 |
| Tabelle 4: Vergleich Sprenstoffe im Zu- und Ablauf der Kläranlage | 30 |
| Tabelle 5: Vergleich KA Ablauf mit Gewässeranalysen | 31 |
| Tabelle 6: Investitionskosten der Varianten in [€] | Fehler! Textmarke nicht definiert. |
| Tabelle 7: Betriebskosten der Varianten in €/a | 62 |
| Tabelle 8: Jahreskosten der Varianten in €/a | 64 |
| Tabelle 9: Bewertung von Verfahrenskriterien unter Berücksichtigung der besonderen Randbedingungen der KA Ahlen | 69 |

LITERATUR-UND QUELLENVERZEICHNIS

Plangrundlagen und projektbezogene Unterlagen:

- [1] Lageplan Kläranlage Ahlen, Maßstab 1:250
- [2] BIOFOR-Anlage, Grundriss und Schnitten, Philipp Müller GmbH, Maßstab 1:50
- [3] Labordaten: CSB-, P_{ges} ; $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Werte vom 27./28.06.2011 und 12./13.07.2011
- [4] Jahreswassermengen zur Kläranlage Ahlen Januar 2013 bis Mai 2015
- [5] Labordaten Kläranlage Ahlen vom 01.01.2013 und 01.05.2015
- [6] Erlaubnisbescheid der Bezirksregierung Münster vom 21.09.2006

Technische Regelwerke, Normen und gesetzliche Bestimmungen:

- [7] Abwasserabgabengesetz, BGBl. I S. 2585, 18.01.2005, Stand 31.07.2009

Veröffentlichungen und Fachliteratur:

- [8] Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW, Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination, Stand 20.03.2015
- [9] DWA Seminar 10KA430/14, Spurenstoffe auf Kläranlagen – Notwendigkeit, Verfahren, Kosten vom 18.11.2014
- [10] Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW, 2. Auflage der Projektsteckbriefe zur Mikroschadstoffelimination Stand 30.10.2013
- [11] Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW, Anlagenkosten zur Mikroschadstoffelimination, Stand 20.02.2013
- [12] BORNEMANN, C.; ERBE, V.; HACHENBERG, M.; KOLISCH, G.; OSTHOFF, T.; TAUDIEN, Y. (2012): Einsatz von Pulveraktivkohle in vorhandenen Flockungsfiltrationsanlagen am Beispiel der Kläranlage Buchenhofen. Vortrag auf der 45. Essener Tagung 2012, 16. März 2012
- [13] ABEGGLEN, C.; ESCHER, B.; HOLLENDER, J.; SIEGRIST, H.; VON GUNTEN, U.; ZIMMERMANN, S.; HÄNER, A.; ORT, C.; SCHÄRER, M. (2012): Ozonung von gereinigtem Abwasser zur Elimination von organischen Spurenstoffen: Großtechnischer Pilotversuch Regensdorf (Schweiz). KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 02 (57): 155–160
- [14] JAGEMANN, P.; LYKO, S.; HERBST, H.; TÜRK, J. (2012): Ergebnisse der großtechnischen Versuche zur Entfernung von Mikroverunreinigungen auf den Kläranlagen Bad Sassendorf und Duisburg-Vierlinden. Vortrag auf der 45. Essener Tagung 2012, 16. März 2012

- [15] NAHRSTEDT, A.; BURBAUM, H.; ALT, K.; BARNSCHEIDT, I.; FRITZSCHE, J. (2012): Spurenstoffelimination mit granulierter Aktivkohle auf dem Klärwerk „Obere-Lutter“. Vortrag auf der 45. Essener Tagung 2012, 16. März 2012
- [16] P. VERLICCHI, M. AL AUKIDY, E. ZAMBELLO: Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after secondary treatment – A review. In Science of the Total Environment 429 (2012), S. 123 – 155.
- [17] Arbeitsgemeinschaft Spurenstoffe NRW, Teilprojekt 6: Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen. Bericht über die Phase 1 der Untersuchungen, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, zum 30.06.2011
- [18] Arbeitsgemeinschaft Spurenstoffe NRW, Teilprojekt 10: Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon. Schlussbericht Phase 1, 2011
- [19] NEUMANN, K.-D.; MERKEL, W.; SCHMIDT, T. C. (2011): Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon. Schlussbericht zum Forschungsvorhaben, AZ IV-7-042 600 001J, Vergabenummer 08/058.1
- [20] HERBST, H.; KAUFMANN, M.; TÜRK, J.; LAUNER, M. (2011): Abwasserozonierung Kläranlage Duisburg-Vierlinden – Auslegung – Bau – erste Betriebsergebnisse. In Innovation und Flexibilität – Systemoptimierung und Systemerweiterung; Tagungsband der 25. Karlsruher Flockungstage 2011, Schriftenreihe SWW (Bd. 141), Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe, ISBN 978-3-9813069-4-1
- [21] BEIER (2010): Elimination von Arzneimitteln aus Krankenhausabwasser. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): Schriftenreihe Gewässerschutz – Wasser – Abwasser, Band 222, Aachen.
- [22] CORNEL P. (2010): Eignung von Aktivkohle zur Abwasserbehandlung, in „Aktivkohle in der Abwasserreinigung – Vom Versuch zum technischen Maßstab“ Tagungsband Symposium Aktivkohle, 23./24.06.2010.
- [23] EAWAG (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, Abschlussbericht, September 2010.
- [24] HAIST-GULDE (2010): Pulveraktivkohlesorten – Qualitätskriterien und Produktauswahl, in „Aktivkohle in der Abwasserreinigung – Vom Versuch zum technischen Maßstab“ Tagungsband Symposium Aktivkohle, 23./24.06.2010.
- [25] PINNEKAMP et al. (2010): Elimination von Mikroschadstoffen – Stand der Wissenschaft, in Tagungsband 43. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, 17. – 19.03.2010.
- [26] RÖLLE, SCHIRMEISTER (2010): Vorstellung aktueller Projekte zum Ausbau von kommunalen Klärwerken mit einer Adsorptionsstufe, in „Aktivkohle in der

- Abwasserreinigung – Vom Versuch zum technischen Maßstab“ Tagungsband Symposium Aktivkohle, 23./24.06.2010.
- [27] ABEGGLEN, C.; ESCHER, B.; HOLLENDER, J.; KOEPKE, S.; ORT, C.; PETER, A.; SIEGRIST, H.; VON GUNTEN, U.; ZIMMERMANN, S.; KOCH, M.; NIEDERHAUSER, P.; SCHÄRER, M.; BRAUN, C.; GÄLLI, R.; JUNGHANS, M.; BROCKER, S.; MOSER, R.; RENSCH, D. (2009): Ozonung von gereinigtem Abwasser. Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf, Dübendorf, Schweiz
- [28] WICK, A.; FINK, G.; JOSS, A.; SIEGRIST, H.; TERNES, T. A. (2009): Fate of beta blockers and psycho-active drugs in conventional wastewater treatment. Water Research 43: 1060–1074.
- [29] NÖTHER, T. (2009): Zur Ozonung von Spurenstoffen in mechanisch-biologisch gereinigten Abwässern. Dissertation, Technische Universität Dortmund, Dortmund.
- [30] PINNEKAMP, J.; KROISS, H. (2009): Zusammenfassender Bericht zum Thema „Mikroschadstoffe in der aquatischen Umwelt“. Vortrag im Rahmen der 42. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, 18.-20.03.2009, Aachen.
- [31] MEYER H. (2008): Abwasserreinigung – Qua vadis?, in GWF Wasser, Abwasser 149 (2008) Nr. 4, 2008.
- [32] UNIVERSITÄT DORTMUND (2008): Einleitung und Elimination gefährlicher Stoffe in kommunalen Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen, Phase III, Abschlussbericht, Kurzfassung, 27.03.2008.
- [33] BOLLER, M. (2007): Activated carbon adsorption. Process Engineering II – Description and design of physical, chemical and biological processes and process combinations in drinking and wastewater, Zürich, Schweiz.
- [34] FENT, K. (2007): Ökotoxikologie. Georg Thieme Verlag, 3. Auflage, Stuttgart, ISBN: 978-3-13-109993-8.
- [35] LANUV (Hrsg.) (2007): Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW. Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt – Literaturstudie. LANUV-Fachbericht 2, Recklinghausen.
- [36] SCHRADER, C. (2007): Membrantechnik, Ozonung und Aktivkohle zur Entfernung von Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser. In: Arzneimittel und Industriechemikalien – ein Abwasserproblem. 25. Bochumer Workshop. Band 54. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum.
- [37] SCHULTE-OEHLMANN, U.; OEHLMANN, J.; PÜTTMANN, W. (2007): Humanpharmakawirkstoffe in der Umwelt – Einträge, Vorkommen und der Versuch einer Bestandsaufnahme. Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 19 (3): 168–179.

- [38] SCHUMACHER, J. (2006): Ozonung zur weitergehenden Aufbereitung kommunaler Kläranlagenabläufe. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin. 2. Auflage, ISBN: 0-471-35750-2.
- [39] JOSS, A.; ZABCZYNSKI, S.; GÖBEL, A.; HOFFMANN, B.; LÖFFLER, D.; MCARDELL, C. S.; TERNES, T. A.; THOMSEN, A.; SIEGRIST, H. (2006): Biological degradation of pharmaceuticals in municipal wastewater treatment: Proposing a classification scheme. *Water Research* 40: 1686–1696.
- [40] MARCUS, P. (2005): Entwicklung und Validierung eines Labor-Schnelltests zur Beurteilung der Adsorbierbarkeit von organischen Einzelstoffen an Aktivkohle. Dissertation. Technische Universität Dresden, Dresden.
- [41] MUNLV (2004): Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW. Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen. Abschlussbericht. ISBN 3-9808617-6-7.
- [42] BLAC (2003): Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit. Arzneimittel in der Umwelt – Auswertung der Untersuchungsergebnisse. Bericht an die 61. Umweltministerkonferenz (UMK) am 19./20. November 2003, Hamburg.
- [43] LI, Q.; SNOEYINK, V.L.; MARINAS, B.J.; CAMPOS, D. (2003): Pore blockage effect of NOM on atrazine adsorption kinetics of PAC: the roles of PAC pore size distribution and NOM molecular weight. *Water Research*, 37, 4863-4872.
- [44] VON GUNTEN, U. (2003): Ozonation of drinking water: Part II. Disinfection and by-product formation. *Water Research* 37 (7): 1469–1487.
- [45] SCHWARZENBACH, R. P.; GSCHWEND, P.; IMBODEN, D. M. (2003): Environmental organic chemistry. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey.
- [46] HAUER, A. (2002): Beurteilung fester Adsorbentien in offenen Sorptionssystemen für energetische Anwendungen. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin.
- [47] HEBERER, T. (2002): Occurrence, fate and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. *Toxicology Letters* 131: 5–17.
- [48] EILERS, L. (2001): Verfahrenskombination von Nanofiltration und Adsorption an Pulverkohle zur kontinuierlichen Abwasserreinigung. Dissertation. RWTH Aachen, Aachen.
- [49] TERNES, T. A.; HIRSCH, R. W. (2000): Occurrence and Behaviour of X-ray contrast media in sewage facilities and the aquatic environment. *Environmental Science & Technology* 34 (13): 2741–2748.
- [50] ELTNER, A. (1998): Behandlung hoch belasteter Abwässer durch Aktivkohleadsorption und Aktivkohle / Nanofiltration – Verfahrenvergleich und Bewertung. Dissertation. RWTH Aachen, Aachen.

- [51] PÖPEL, H. J.; SCHMIDT-BREGAS, M.; WAGNER, M. (1988): Aktivkohleanwendung in der Abwasserreinigung I. KA – Korrespondenz Abwasser 03 (35): 247–255.
- [52] SONTHEIMER, H.; FRICK, B.R.; FETTIG, J.; HÖRNER, G.; HUBELE, C.; ZIMMER, G. (1985): Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung. DGVW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe, Karlsruhe.

1 EINLEITUNG

1.1 Veranlassung

Das Abwasserwerk der Stadt Ahlen betreibt im Nordwesten der Kernstadt Ahlen ein an der Wersse gelegenes Zentralklärwerk. Diesem werden alle im Ahleiner Einzugsgebiet der Wersse anfallenden Abwässer sowie die Abwässer der Ortsteile Vorhelm und Tönnishäuschen zugeleitet. Die im Einzugsgebiet der Lippe anfallenden Abwässer werden hingegen dem Pumpwerk Dollberg des zugeleitet und von dort zur Kläranlage Muttenbecke des Lippeverbandes gefördert.



Abbildung 1: Luftbild der Kläranlage Ahlen

Die Kläranlage wurde zuletzt Ende der 90er Jahre erweitert und für die Nährstoffelimination ausgebaut. Dieser letzte Ausbau erfolgte in den Jahren 1995 - 2000 und war ursprünglich für eine Ausbaugröße von 126.000 EW geplant. Im Rahmen der 4. Änderungsanzeige vom Juli 2004 wurde dann allerdings den geänderten Randbedingungen und insbesondere der rückläufigen Belastung Rechnung getragen. Das Zentralklärwerk Ahlen verfügt seither über eine Ausbaugröße von 92.000 EW. Auch diese ist aus heutiger Sicht zu hinterfragen, da sich die Belastung nach Erfahrungen des Klärwerksbetriebes weiter reduziert hat. Dies zu untersuchen ist allerdings nicht Gegenstand dieser Studie.

Verfahrenstechnisch erfolgt seither die biologische Reinigung inkl. der weitergehenden Stickstoffelimination in zwei parallelen Teilströmen. Für Teilstrom 1, d. h. für etwa 30 % des gesamten der Kläranlage zuströmenden Abwassers, erfolgt die biologische Reinigung in der Belebungsanlage, die auch vor der

Erweiterung bereits vorhanden war. Teilstrom 2 mit ca. 70 % des zuströmenden Abwassers wird in einer biologischen Festbett-/Filtrationsanlage behandelt. Nach der biologischen Reinigung werden beide Abwasserströme wieder zusammengeführt und gemeinsam am Ablauf der Kläranlage in die Olfe 2 eingeleitet. Die Olfe 2 mündet wenige Meter nach der Einleitung des gereinigten Abwassers in die Werse.

Die derzeit gültige Einleitungserlaubnis ist laut Erlaubnisbescheid vom 21.09.2011 bis zum 30.09.2016 befristet. Die zuständige Aufsichtsbehörde, die Bezirksregierung Münster, wies nun darauf hin, dass gemäß eines Runderlasses des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV) zukünftige Einleitungserlaubnisse nur für einen Zeitraum von 3 Jahren erteilt werden, wenn die Kommunen in Nordrhein-Westfalen nicht im Rahmen von Machbarkeitsstudien die Notwendigkeit und die Möglichkeiten der Elimination von Spurenstoffen auf ihren Kläranlagen zumindest untersucht haben.

Das Abwasserwerk der Stadt Ahlen beauftragte daher mit Schreiben vom 06.03.2013 das Ingenieurbüro WE-Consult Ltd., Düsseldorf mit der Erarbeitung einer Machbarkeitsstudie zur Elimination von Spurenstoffen auf der Zentralkläranlage Ahlen. Im Dezember 2014 wurde darüber hinaus die Firma Umweltanalytik GmbH aus Leopoldshöhe mit der Analytik der relevanten Stoffe beauftragt. Die Analysen liegen mittlerweile vor, sodass die Studie auf dieser Basis erarbeitet werden konnte. Die Ergebnisse dieser Studie werden hiermit vorgelegt.

1.2 Projektkurzbeschreibung

Für die Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen gibt es verschiedene Möglichkeiten. Nach derzeitigem Entwicklungsstand kommen im Wesentlichen zwei grundsätzliche verfahrenstechnische Varianten zum Einsatz. Spurenstoffe, auch Mikroschadstoffe genannt, lassen sich durch den Einsatz von Aktivkohle oder durch Ozonung aus dem bereits biologisch gereinigten Abwasser eliminieren.

Aktivkohle kommt entweder als sogenannte Pulveraktivkohle (PAK), welche an einer geeigneten Stelle der Kläranlage in den Abwasserstrom dosiert wird, oder als sogenannte granuliert Aktivkohle (GAK) zum Einsatz. Während PAK in den Abwasserstrom dosiert wird und somit vor der Einleitung des Abwassers in die Vorflut z. B. über eine Filterstufe wieder aus dem Abwasser entfernt werden muss, wird GAK in Fest- oder auch Fließbettreaktoren eingesetzt. Wenn eine Kläranlage, wie das Zentralklärwerk Ahlen, bereits über eine Filterstufe verfügt, kann diese u. U. für die entsprechenden Aufgaben genutzt werden. Andernfalls müsste beim Einsatz von Aktivkohle eine entsprechende Stufe gebaut werden.

Im Zuge einer Ozonierung wird zur Oxidation der relevanten Spurenstoffverbindungen Ozon (O_3) feinblasig ins Abwasser eingetragen. Um eine hinreichende Reaktionseffizienz zu erreichen, wird eine ausreichende Reaktionszeit benötigt. Um diese sicherstellen zu können, ist entsprechendes Reaktorvolumen erforderlich. Außerdem muss Ozon nach erfolgter Behandlung wieder vollständig aus dem Abwasser entfernt werden, weil es in der Umwelt toxisch und kanzerogen wirkt. Hierfür ist eine zusätzliche Stufe zur Ozon-Entfernung vorzusehen.

Im Folgenden werden die für den Einsatz der zuvor beschriebenen Grundtechnologien geeigneten Verfahrenstechniken im Hinblick auf ihre Einsatzmöglichkeiten im Zentralklärwerk Ahlen detaillierter untersucht.

Ziel der Machbarkeitsstudie ist die Bewertung der unterschiedlichen Lösungskonzepte im Hinblick auf die technische Machbarkeit, ihrer Wirtschaftlichkeit sowie eine Bewertung der Vor- und Nachteile, einschließlich der nichtmonetären Aspekte. Hierdurch wird eine Entscheidungsgrundlage geschaffen, die es dem Abwasserwerk der Stadt Ahlen ermöglicht, ein innovatives sowie unter dem Blickwinkel der Förderung vonseiten des Landes NRW wirtschaftlich vertretbares Konzept zum Einsatz einer 4. Reinigungsstufe auf dem Zentralklärwerk Ahlen umzusetzen.

2 BESTEHENDE VERHÄLTNISSE

2.1 Beschreibung der Abwasserreinigung

Das Zentralklärwerk Ahlen ist derzeit für eine Ausbaugröße von 126.800 EW ausgebaut. Aufgrund der 4. Änderungsanzeige aus dem Jahr 2004 wurde die aktuelle Genehmigung nach §58.2 WHG jedoch für eine Belastung von 92.000 EW erteilt. Die Kläranlage ist als mechanisch/biologische Kläranlage inkl. der sog. 3. Reinigungsstufe zur Nährstoffelimination ausgebaut. Die 1. Reinigungsstufe ist die sogenannte mechanische Reinigung. Sie verfügt über folgende Komponenten:

- Rechen
- Sandfang
- Vorklärung

Die 2. Reinigungsstufe, die biologische Elimination der Kohlenstoffverbindungen BSB₅ und CSB und die 3. Reinigungsstufe, die Elimination der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor, werden jeweils in der Belebungsanlage und der biologischen Festbett-/Filtrationsanlage kombiniert. Dabei erfolgt die Reinigung von 30 % des Abwassers nach dem konventionellen Belebtschlammverfahren in einem Caroussel-Becken mit intermittierender Denitrifikation.

Die übrigen 70 % des Abwassers werden in einer parallel zur Belebungsanlage betriebenen biologischen Festbett-/Filtrationsanlage biologisch gereinigt. Für diese Aufgabe kommt eine Anlage des Typs BIOFOR zum Einsatz. Die BIOFOR-Anlage ist 2-stufig nach dem Verfahren der vorgeschalteten Denitrifikation konzipiert.

Zur Phosphorentfernung verfügt die Anlage außerdem über die Möglichkeit der chemischen Fällungsanlage. Die Fällung kann als Vorfällung und als Simultanfällung jeweils im Belebungsbecken bzw. in der BIOFOR-Anlage betrieben werden. Eine Anlage zur vermehrten biologischen Phosphorelimination (Bio-P) ist auf der Kläranlage Ahlen nicht vorhanden.

Entsprechend verfügen die 2. und 3. Reinigungsstufe über die folgenden Komponenten:

- Belebungsbecken mit intermittierender Denitrifikation
- Nachklärbecken
- Biologische Festbett-Filtrationsanlage (BIOFOR)
- Methanollager- und -dosierstation
- Fällmittelaufbereitungs- und -dosierstation

In Abbildung 2 ist ein vereinfachtes Verfahrensschema des Abwasserreinigungsprozesses des Zentralklärwerkes Ahlen, wie er zum jetzigen Zeitpunkt betrieben wird, dargestellt. Im Folgenden wird die bestehende Anlage im Detail beschrieben.

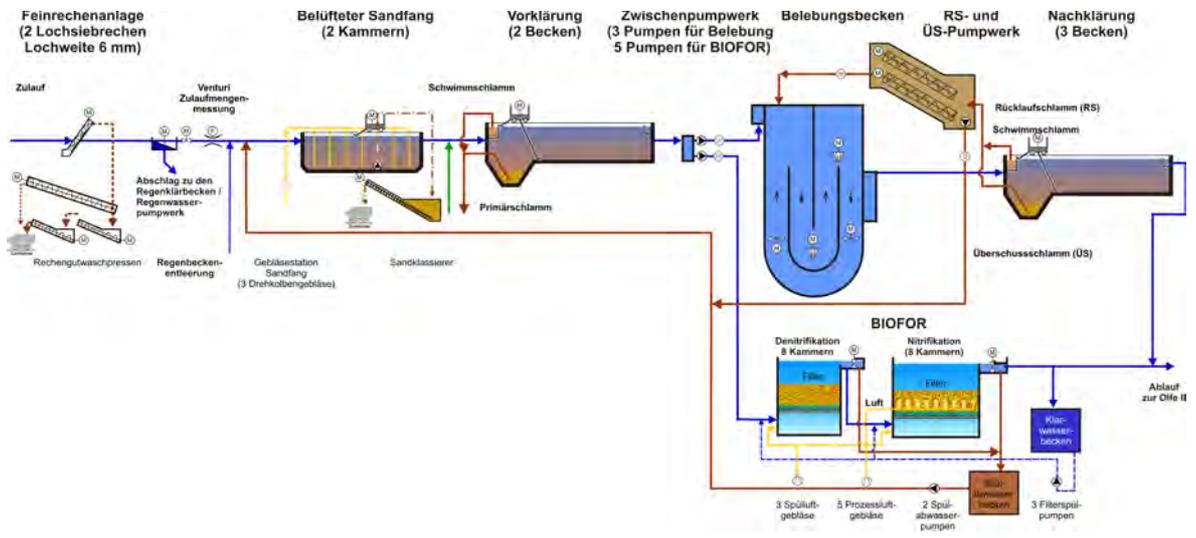


Abbildung 2: Verfahrensschema der bestehenden Abwasserreinigung

2.2 Beschreibung der Schlammbehandlung

2.2.1 Allgemeine Beschreibung

Der aus den mechanischen und biologischen Reinigungsprozessen abgezogene Klärschlamm wird zunächst in eine Faulungsanlage gefördert und dort auf anaerobem Wege stabilisiert. Danach wird der Faulschlamm zunächst statisch eingedickt und dann maschinell entwässert. Der entwässerte Schlamm wird in Containern gesammelt und von Fremdunternehmern einer weiteren Verwertung zugeführt. Eine landwirtschaftliche Verwertung, wie sie bisher erfolgte, ist nicht mehr möglich. Die vorhandene Schlammbehandlung auf der Kläranlage Ahlen besteht aus folgenden Komponenten:

- Rohschlammumpwerk
- Faulungsanlage
- Nacheindicker
- Maschinelle Schlamm entwässerung
- Trübwasserspeicher

- Das bei der Faulung anfallende Klärgas wird über eine Kraft-Wärme-Kopplungsanlage sowohl zur Stromerzeugung als auch zur Heizung des Faulbehälters und während der Heizperiode auch zum Heizen der Gebäude verwertet. Der Gasweg ist mit folgenden Komponenten ausgestattet:

- Grobreinigung
- Gasbehälter
- Gasfackel
- Gasdruckerhöhungsanlage
- Gasreinigung
- Blockheizkraftwerk
- Heizkesselanlage

In Abbildung 3 ist ein vereinfachtes Verfahrensschema der heutigen Schlammbehandlung und des Klärgasnutzungsprozesses der Kläranlage Ahlen dargestellt.

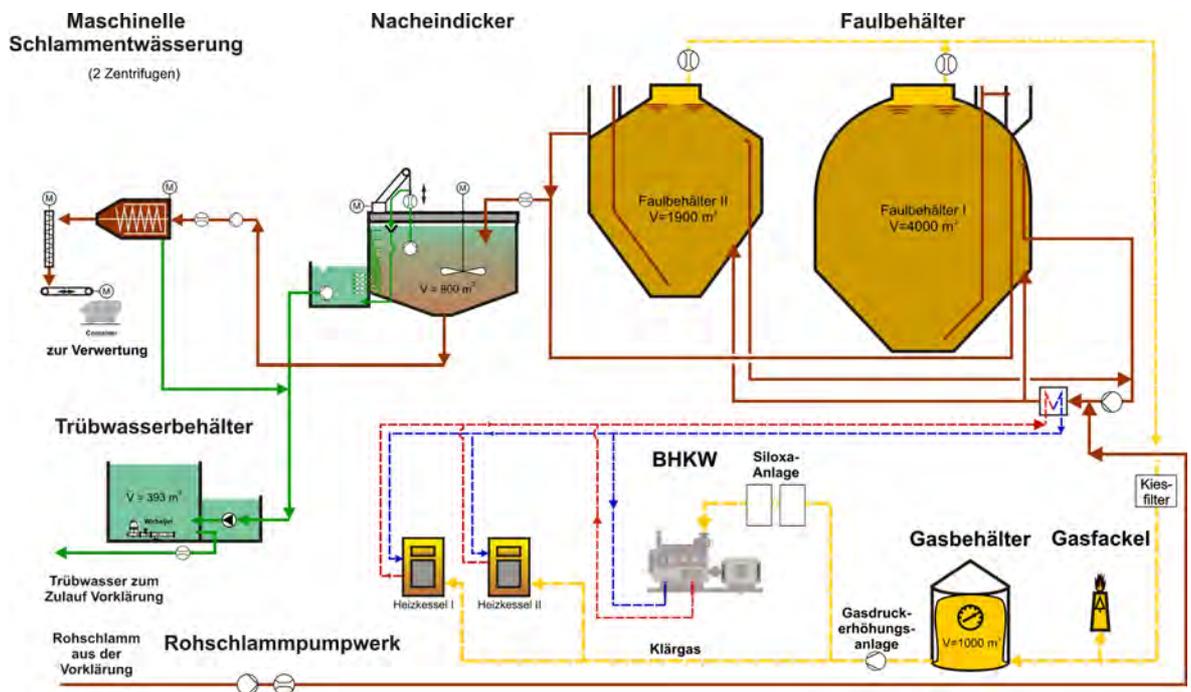


Abbildung 3: Verfahrensschema der Schlammbehandlung

3 STAND DER FORSCHUNG ZUM THEMA SPURENSTOFFE IM ABWASSER UND TRINKWASSER

3.1 Allgemeines

Der Stand der Wissenschaft zur Thematik „Spurenstoffelimination auf Kläranlagen“ wurde zuletzt auf der gleichnamigen DWATagung vom 18.11.2014 in Kassel und darüber hinaus bei der Essener Tagung am 17.04.2015 im Themenblock „Mikroverunreinigungen – Strategien“ veröffentlicht. Bei der DWA Tagung wurde u. a. der Arbeitsbericht des DWA-Fachausschusses KA-8 zu diesem Thema vorgestellt.

Danach umfasst allein bei Humanpharmaka die Rote Liste mehr als 2500 chemisch definierte Wirkstoffe, die in über 11.000 Darreichungsformen auf dem Markt sind. Bei Spurenstoffen bzw. Mikroverunreinigungen umfassen aber allein die sog. anthropogenen Spurenstoffe weit mehr als nur Humanpharmaka. Vielmehr gehören auch Industriechemikalien, Körperpflegemittel, Waschmittelrückstände, Nahrungsmittelzusatzstoffe, Additive aus der Abwasser- und Klärschlammbehandlung, Veterinärpharmaka, Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel sowie Futterzusatzstoffe zu diesen Stoffen.

| Medianwert > 0,05 µg/l | Medianwert 0,05-0,01 µg/l | Medianwert < 0,01 µg/l; 90-Perzentilwert > BG |
|------------------------------|------------------------------|-----------------------------------------------|
| <i>Metamizol-Metabolite</i> | <i>Lipidsenker-Metabolit</i> | <i>Antiphlogistika</i> |
| Acetylaminoantipyrin (AAA) | Fenofibrinsäure | Ketoprofen |
| Formylaminolantipyrin (FAA) | <i>Antiphlogistika</i> | Acetylsalizylsäure |
| <i>Lipidsenker</i> | Indomethacin, Phenazon | <i>ASS-Metabolite</i> |
| Bezafibrat, Gemfibrozil | <i>Betablocker</i> | Salizylsäure |
| <i>Lipidsenker-Metabolit</i> | Metoprolol, Propranolol | Gentisinsäure |
| Clofibrinsäure | <i>Antibiotikum</i> | <i>Betablocker</i> |
| Antiphlogistika | Sulfamethoxazol | Bisoprolol, Carazolol |
| Didofenac, Ibuprofen | <i>Röntgenkontrastmittel</i> | <i>Antibiotika</i> |
| Naproxen | loxithalaminsäure | Clarithromycin |
| <i>Antiepileptikum</i> | | Roxithromycin |
| Carbamazepin | | Trimethoprim |
| <i>Antibiotika-Metabolit</i> | | <i>Röntgenkontrastmittel</i> |
| Dehydrato-Erythromycin | | lothalaminsäure |
| <i>Röntgenkontrastmittel</i> | | |
| Diatrizaot, Iopamidol | | |
| Ipromid, Iomeprol | | |

BG. Bestimmungsgrenze

Tabelle 1: Konzentrationsbereiche nachgewiesener Pharmaka in deutschen Fließgewässern (DWA 2008)

In Tabelle 1 sind ausgewählte Arzneimittelrückstände und jodierte Röntgenkontrastmittel zusammengestellt, die in verschiedenen Studien (DWA 2008) in

deutschen Fließgewässern nachgewiesen wurden.

Im Anhang X der EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EU bzw. der EU-Richtlinie 2008/105/EG/ wird bereits seit mehreren Jahren eine Liste sog. prioritärer Stoffe geführt. Unter prioritären Stoffen werden solche Stoffe verstanden, die europaweit mitte- bis langfristig aus den Gewässern entfernt werden sollen. Die Liste wurde zuletzt im Rahmen der EU-Richtlinie 2013/39/EU mit Datum vom 12.08.2013 erweitert. Die entsprechenden Stoffe stehen im Blickfeld, weil sie in Bezug auf ihre Bioverfügbarkeit und mögliche Akkumulation aber auch unter Toxizitätsgesichtspunkten für den Wasserkreislauf als relevant eingestuft werden.

Die Eintragungspfade für anthropogene Spurenstoffe in die aquatische Umwelt sind vielfältig. Humanpharmaka und Industriechemikalien gelangen im wesentlichen über die Abwasserentsorgung in die Gewässer, während Pflanzenschutzmittel und auch Veterinärpharmaka hauptsächlich aus diffusen Quellen eingetragen werden. Da der Eintragungspfad „Abwasserentsorgung“ einer der bedeutendsten Emittenten für Mikroverunreinigungen darstellt, stehen Kläranlagen besonders im Fokus der Diskussion über potenzielle Reduzierungsmaßnahmen.

Die Reinigungsleistung kommunaler Kläranlagen für organische Verschmutzungen bezieht sich üblicherweise auf die Summenparameter BSB₅ und CSB. Nach dem DWA-Leistungsvergleich 2013 lag der durchschnittliche Abbaugrad für CSB bei 95 %. Die Ablaufkonzentration der Kläranlagen betrug dabei im Jahresmittel etwa $C_{\text{CSB,e}} = 27 \text{ mg/l}$. Etwa 50 % der im schwer abbaubaren Rest-CSB enthaltenen Stoffe kommen aus vom Menschen hergestellten Verbindungen. In diesem Anteil sind auch die anthropogenen Spurenstoffe bzw. Mikroverunreinigungen enthalten.

Die Wirkung der Mikroverunreinigungen auf den Menschen ist absolut noch nicht geklärt. Akute Toxizität kann nach heutigem Kenntnisstand noch ausgeschlossen werden. Da die Stoffe jedoch möglicherweise akkumulieren, können Langzeitprobleme nicht ausgeschlossen werden. Aus Gründen eines vorsorgenden Gewässer- und Verbraucherschutzes und im Sinne der Daseinsvorsorge ist es geboten, den Eintrag von Mikroverunreinigungen in die Umwelt zu begrenzen. Dies muss in einem sinnvollen Verhältnis zwischen Schaden und Nutzen stehen und unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten erfolgen.

Die biologische Abwasserreinigung nach dem heutigen Stand der Technik kann viele im Rest-CSB enthaltene Verbindungen nicht oder nicht vollständig entfernen. Dennoch werden einige Stoffe relativ gut eliminiert. Die Elimination erfolgt z. B. über Strippung, biologischen Abbau oder Adsorption an den Schlamm. Der Ablauf von Kläranlagen, die nach dem Stand der Technik ausgebaut sind und alle heute gültigen gesetzlichen Anforderungen an die Ablaufqualität erfüllen, enthält also noch anthropogene Spurenstoffe. In Gewässern mit hohen Abwassereinleitungen,

z. B. in Ballungsgebieten, kann es u. U. zu Überschreitung von Grenzwerten kommen. Dies ist wie gesagt von der Gesamtbelastung der Gewässer abhängig. Eine allgemeingültige Aussage dazu gibt es nach dem Stand der Wissenschaft bisher nicht.

Es muss also in jedem Einzelfall geprüft werden, ob eine entsprechende Belastung überhaupt vorliegt und, so dies der Fall ist, ob es die Möglichkeit gibt, den Eintrag der Schadstoffe bereits an den Quellen zu reduzieren, oder ob ggf. zusätzliche Maßnahmen im Bereich der Abwasserbehandlung erforderlich sind. Bei letzterem ist zu prüfen, ob entsprechende Modifikationen bei bestehenden Reinigungsstufen zum Ziel führen können, oder ob weitergehende Maßnahmen durch den Bau von zusätzlichen Reinigungsstufen erforderlich werden.

3.2 Verringerung von Spurenstoffen auf konventionellen biologischen Kläranlagen

Seit einiger Zeit befasst sich die Forschung mit der Elimination von Spurenstoffen in konventionellen biologischen Kläranlagen. Zu diesem Thema liegen bereits eine Reihe von Studien z. B. TERNES ET AL (2004), HUNDZIKER (2008), BLAC-Studie (2003) vor. Über die Prozesse der Strippung (flüchtige Stoffe), Sorption und des biologischen Abbaus werden Spurenstoffe zum Teil mehr oder ungezielt aus dem Abwasser entfernt. Bei den entsprechenden Umsetzungsprozessen können neue Stoffe, sog. Transformationsprodukte, entstehen. Einige Stoffe, wie z. B. das Schmerzmittel Ibuprofen, können mit sehr hohen Abbaugraden entfernt werden, andere wiederum, wie z.B. das Antiepileptikum Caramazepin oder das Röntgenkontrastmittel Iopamidol, werden überhaupt nicht verringert HUNZIKER (2008).

Auffällig ist, dass Stoffe mit dem gleichen medizinischen Wirkspektrum vollkommen unterschiedlich gut eliminiert werden. Das Schmerzmittel Diclofenac wird im Gegensatz zu dem Schmerzmittel Ibuprofen beispielsweise überhaupt nicht reduziert. Letztlich ist festzuhalten, dass konventionelle Kläranlagen Spurenstoffe zwar in gewissem Maße verringern können, eine gezielte Spurenstoffelimination ist aber nicht möglich. Ist eine gezielte Elimination von Spurenstoffen gefordert, so sind weitergehenden Maßnahmen erforderlich.

3.3 Weitergehende Maßnahmen zur Spurenstoffelimination auf Kläranlagen

3.3.1 Allgemeines

Mit dem Ziel einer weitergehenden Spurenstoffentfernung muss der derzeitige Stand der kommunalen Kläranlagen um weitere Technologien ergänzt werden. Dabei kommen vor allem Verfahren in Betracht, für die in anderen Bereichen der

Wasseraufbereitung (z. B. Trinkwasseraufbereitung, Industrieabwasserreinigung) schon Erfahrungen vorliegen und die dort auch bereits zum Einsatz kommen. Hierzu zählen:

- Chemische Oxidation/Desinfektion: z.B. Ozonung, AOPs, UV-Bestrahlung bzw. Kombinationen
- Sorption an spezielle Adsorbentien: z. B. granuliert oder pulverförmige Aktivkohle
- Stofftrennung mittels feinsten Membran, z. B. Nanofiltration oder Umkehrosmose: Aufgrund der notwendig Vorbehandlung und der hohe Permatströme, die entsorgt werden müssten, ist diese Variante unwirtschaftlich

Für die Anwendung dieser Verfahren in der Abwasserreinigung existieren derzeit weder ein „Stand der Technik“ noch einschlägige Regelwerke (DIN, DWA) für die sichere Auslegung und Bemessung. Erfahrungen liegen im wesentlichen aus Pilotuntersuchungen für die Ozonung und die Aktivkohlebehandlung vor. Diese werden im Folgenden kurz zusammengestellt.

3.3.2 Behandlung mit Ozon

3.3.2.1 Grundlagen

Ozon (O_3) ist ein sehr starkes Oxidationsmittel, das in der Trinkwasseraufbereitung bereits seit Langem als Desinfektionsmittel und zur Entfernung von Geruchs- und Geschmacksstoffen eingesetzt wird. Es reagiert im Wasser auf zwei Arten:

Einerseits reagiert es schnell und selektiv mit einer Vielzahl von Verbindungen, wobei bevorzugt elektronenreiche Bindungen gespalten werden. Das Ausmaß der Oxidation einer Substanz hängt von deren Reaktivität mit Ozon und der verfügbaren Ozonmenge ab.

Andererseits zerfällt Ozon in OH-Radikale, die ständig neu gebildet werden und sehr schnell und unspezifisch mit verschiedensten Substanzen reagieren. Trotz ihrer kurzen Lebensdauer und der sehr tiefen Konzentration können die OH-Radikale substantiell zur Oxidation von Mikroverunreinigungen beitragen, insbesondere wenn diese keine hohe Reaktivität gegenüber dem sehr selektiv wirkenden Ozon haben /ABEGGLEN ET AL (2009)/.

Die Stabilität von Ozon und damit die Menge, die zur Oxidation von Mikroverunreinigungen zur Verfügung steht, ist abhängig von verschiedenen Parametern wie der Temperatur, dem pH-Wert, der Alkalinität oder der Konzentration bestimmter Abwasserinhaltsstoffe. Ozon zerfällt bei hohen pH-Werten schneller als bei tiefen. Zudem reagiert es mit vielen harmlosen biologisch

nicht abbaubaren organischen Verbindungen. Es zerfällt also schnell bei hohen DOC-Konzentrationen und es reagiert sehr schnell mit Nitrit (NO₂). Daher ist eine möglichst vollständige Nitrifikation eine Voraussetzung für einen effizienten Einsatz der Ozonung, wobei im Abwasser vor allem die direkte Reaktion mit organischem Material entscheidend ist.

Bei der Ozonung können zum einen biologisch abbaubare Produkte entstehen. Studien KREUZINGER ET AL (2010) haben gezeigt, dass der BSB₅ z. B. bis zu 150 % erhöht werden kann. Aus diesem Grunde kann u. U. eine nachgeschaltete biologische Stufe (z. B. Biofilter) erforderlich werden. Bei der Ozonung entstehen außerdem Transformationsprodukte, über deren weitere Behandlung und vor allem deren Toxizität bisher nur sehr wenig bekannt ist.

3.3.2.2 Verfahrenstechnik der Ozonung

Für die Ozonung wird zunächst Ozon in einem Ozonerzeuger über stille elektrische Entladung aus O₂-Molekülen gereinigter Luft oder reinem Sauerstoff in der Regel direkt vor Ort erzeugt. Das Ozon muss dann mit dem biologisch gereinigten Abwasser in Kontakt gebracht werden. Dazu ist ein Reaktionsraum erforderlich, in dem die erforderliche Reaktionszeit für die Reaktion der oxidativen Prozesse zur Verfügung gestellt wird. Dieser Reaktionsraum ist i. d. R. ein Becken, in dem das gasförmige Ozon über geeignete Eintragsvorrichtungen eingetragen wird. Die Eintragsvorrichtungen entsprechen mehr oder weniger den Belüftungsvorrichtungen, die aus der Belüftung konventioneller Belebungsanlagen bekannt sind.

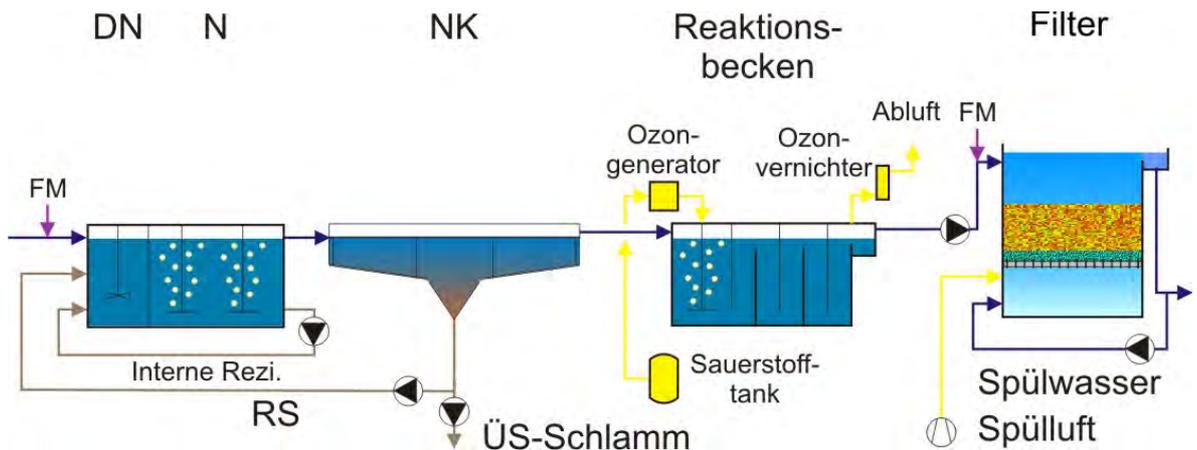


Abbildung 4: Verfahrensschema einer nachgeschalteten Ozonung mit Biofilter

Da Ozon stark karzinogen ist, muss letztendlich noch verbliebenes, ausgegastes Ozon im Luftraum mit einem Ozonvernichter katalytisch zur Reaktion gebracht werden. Außerdem kann, wie bereits erwähnt, ggf. eine weitere nachgeschaltete Komponente, z. B. ein Bio-Filter oder Biofilmreaktor erforderlich werden, in dem

die gebildeten biologisch abbaubaren Oxidationsnebenprodukte umgesetzt werden können.

Für das Verfahren werden fünf Hauptkomponenten benötigt:

- die Sauerstofflagerung (Optional)
- die Ozonerzeugung
- die Eintragsvorrichtung
- der Reaktionsraum
- der Ozonvernichtung

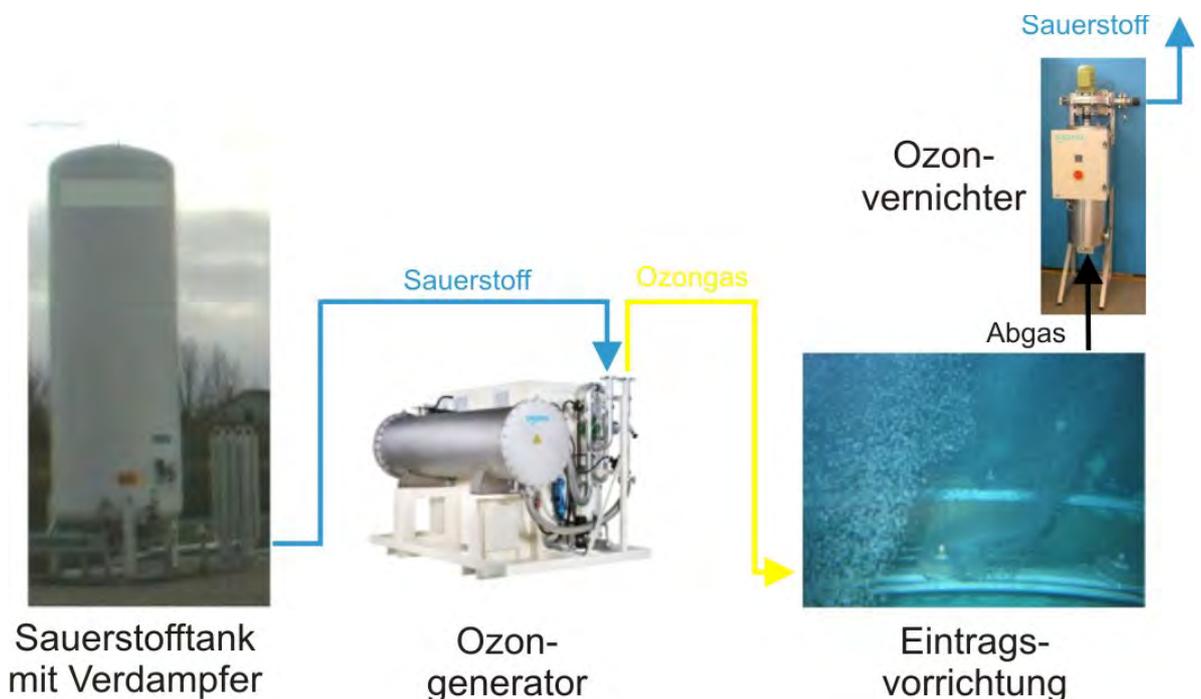


Abbildung 5: Hauptkomponenten einer Ozonungsanlage

3.3.2.3 Auslegung

Für die Auslegung der benötigten Anlagenkomponenten sind folgende Aspekte zu beachten:

- O₂-Lagertank: Bei Verwendung von Reinsauerstoff muss dieser in einem Flüssigsauerstofftank (Vorhaltevolumen, Druck ca. 5 bar) gelagert werden. Nach anschließender Verdampfung und Druckreduktion wird der Sauerstoff zum Ozongenerator geleitet /ABEGGLEN ET AL (2009)/.
- Ozongenerator: Wassergekühlter Ozonerzeuger mit entsprechend dimensioniertem Kühlaggregat. Die Nennleistung des Generators in kg O₃/h ist zu ermitteln. Ein Regelbereich ist festzulegen.
- Erforderliche Ozondosis in Abhängigkeit der Abwassermatrix, des noch

vorhandenen DOC, der zu oxidierenden Spurenstoffe und des angestrebten Wirkungsgrades; Ozondosis: 0,6 g O₃/g DOC - 0,8 g O₃/g DOC, daraus ergibt sich bei üblichen DOC-Gehalten im Ablauf der Nachklärung ein Dosierbereich von 5 - 15 mg O₃/l /ABEGGLEN ET AL. (2009)

- Auslegung des Ozonreaktors; Aufenthaltszeit ca. 10 - 30 min, feinblasige Begasung, Einblastiefe, Kaskadierung, Anzahl der Einblasstellen
- Restozonentfernung des abgeleiteten Luftstromes (Off-Gas) aus dem gasdichten Ozonreaktor (ozonbeständige Materialien). Die Abluft ist abzusaugen und katalytisch zu behandeln /ABEGGLEN ET AL. (2009)
- Ozon ist toxisch und brandfördernd, daher sind die Erfordernisse des Arbeitsschutzes zu beachten.

3.3.3 Behandlung mit Aktivkohle

3.3.3.1 Grundbegriffe, Funktionsprinzip und Bemessungsparameter

Unter Adsorption versteht man die Anlagerung eines Moleküls aus einer gasförmigen oder flüssigen Phase (Adsorptiv) an die Oberfläche eines festen Stoffes (Adsorbens). Aktivkohlen werden aus natürlichen kohlenstoffhaltigen Materialien (z. B. Holz, Stein- oder Braunkohle) hergestellt. Durch den Prozess der Aktivierung werden flüchtige Rohstoffkomponenten abgebaut und es entstehen zahlreiche Poren, Risse und Spalten, welche die spezifische Oberfläche der Aktivkohlepartikel vergrößern.

Die Aktivierung erfolgt entweder chemisch durch Einsatz dehydratisierend wirkender Mittel wie z. B. Zinkchlorid oder, in der Wasseraufbereitung, vorwiegend unter Einbeziehung von Wasserdampf im Temperaturbereich von 800 bis 1.000 °C (EILERS 2001, BRENDEL 1997). Die Aufnahmekapazität einer Aktivkohle wird insbesondere durch die kleinen Mikroporen bestimmt, da diese den Hauptteil der inneren Oberfläche bilden. In Abhängigkeit des Aktivierungsgrades werden Kohlen in niedrig (500 bis 800 m²·g⁻¹), mittel (800 bis 1.200 m²·g⁻¹) und hoch aktivierte Bereiche (1.200 bis 1.500 m²·g⁻¹) gruppiert.

Das Funktionsprinzip der Aktivkohleadsorption basiert auf elektrostatischen Wechselwirkungen (van-der-Waals- und Coulombkräfte) zwischen den Adsorbatmolekülen und den Adsorbensatomen. Dipollose Moleküle, wie z. B. Benzol, werden an Aktivkohle adsorbiert, indem Dispersionskräfte entstehen, die aufgrund der zeitlich unbeständigen Ladungsverteilung im Adsorptivmolekül temporäre Dipole hervorgerufen und auch auf Nachbarmoleküle übergreifen können. Elektrostatische Wechselwirkungen bewirken im Vergleich zu Dispersionskräften eine stärkere Anziehung von Adsorptiven an der Aktivkohleoberfläche (MARCUS 2005, HAUER 2002). Die Aktivkohleadsorption

wird im Wesentlichen von der Molekülstruktur, dem Molekulargewicht, der Löslichkeit, der Polarität, der Ionisation, dem pH-Wert und der Temperatur bestimmt.

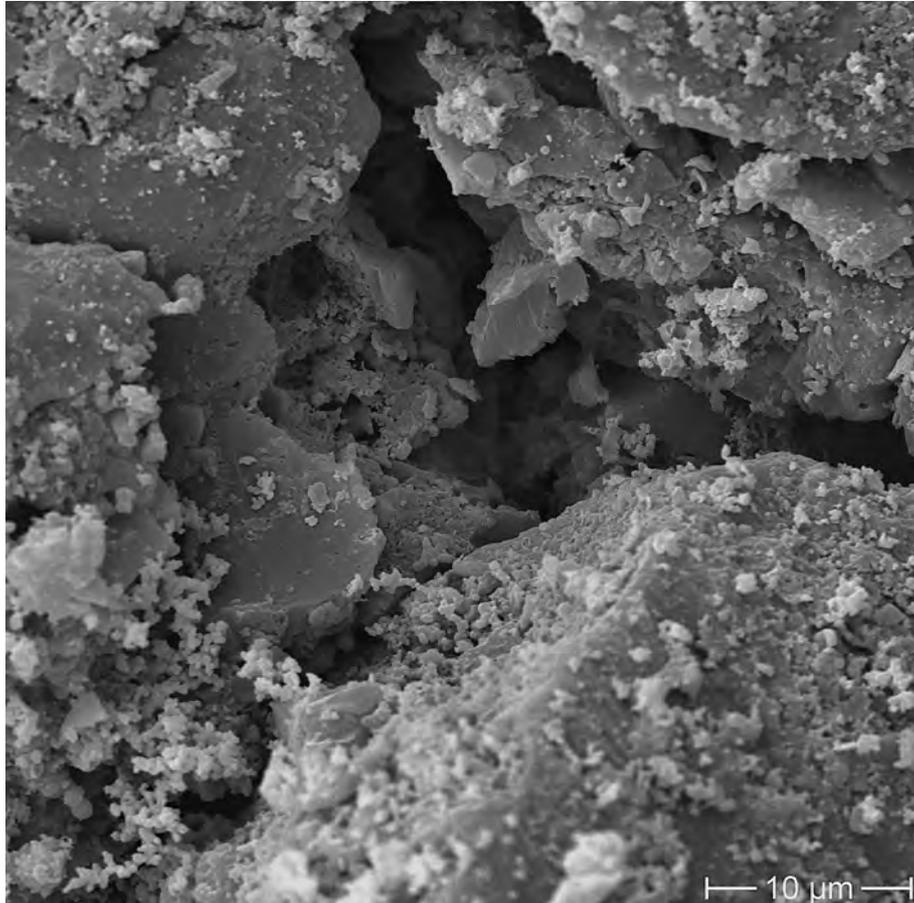


Abbildung 9: Rasterelektronenmikroskopie einer Aktivkohlepellets

Es kann granuliert (GAC; engl.: granulated activated carbon) oder pulverförmige (PAC; engl.: powdered activated carbon) Aktivkohle zum Einsatz kommen. Über beide Verfahren liegen bisher im Wesentlichen Piloterfahrungen im Abwasserbereich zur Spurenstoffentfernung vor.

3.3.3.2 Verfahrenstechnik

Beim PAK-Verfahren wird in einem Kontaktreaktor mit gewisser Mindestaufenthaltszeit Pulverkohle zudosiert und intensiv eingemischt. Zur besseren Flockenbildung und Abscheidung der PAK wird Fällmittel hinzugegeben. Die Abscheidung erfolgt über ein ausreichend großes Sedimentationsbecken. Zur Feinstabtrennung der Aktivkohle sollte eine Filtrationsstufe nachgeschaltet werden, in der zum einen die Kohlepartikel hinreichend abgetrennt werden und zum anderen auch eine weitere Beladung erfolgen kann. Die abgeschiedene Kohle wird als "Kontaktkohle" in das Reaktionsbecken zurückgeführt, um die

Verweilzeit zu erhöhen und eine zusätzliche Beladung zu erreichen. Weitere Effekte können erzielt werden, wenn die "Überschusskohle" in den Belebungs-kreislauf zurückgeführt wird, da hier aufgrund der höheren abzuscheidenden Stoffkonzentrationen eine weitere Adsorption möglich wird. Abbildung 6 zeigt ein Verfahrensschema dieser Technologie.

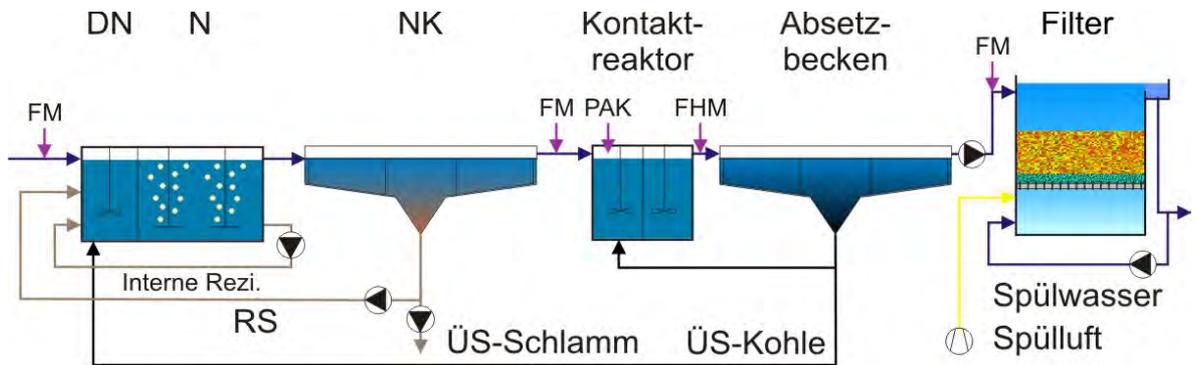


Abbildung 6: Verfahrensschema einer nachgeschalteten Pulveraktivkohlebehandlung

Bei der Dosierung der PAK vor einer nachgeschalteten Filteranlage gemäß Abbildung 7 dringt die Pulverkohle in das Filterbett. Die Spurenstoffe werden im Überstau und im Filterbett adsorbiert. Im Gegensatz zum Verfahren aus Abbildung 6 entfallen der Kontaktreaktor und die zusätzliche Sedimentationsstufe.

Die beladene PAK wird durch Rückspülung aus dem Filter entfernt. Bei dieser Verfahrensoption sind der hinreichende Rückhalt und die Austragbarkeit der Aktivkohle aus dem Filter von entscheidender Bedeutung. Durch Rückführung des Spülabwassers in die Belebungsstufe kann die Verweilzeit der PAK auf das Schlammalter der Biologie verlängert werden.

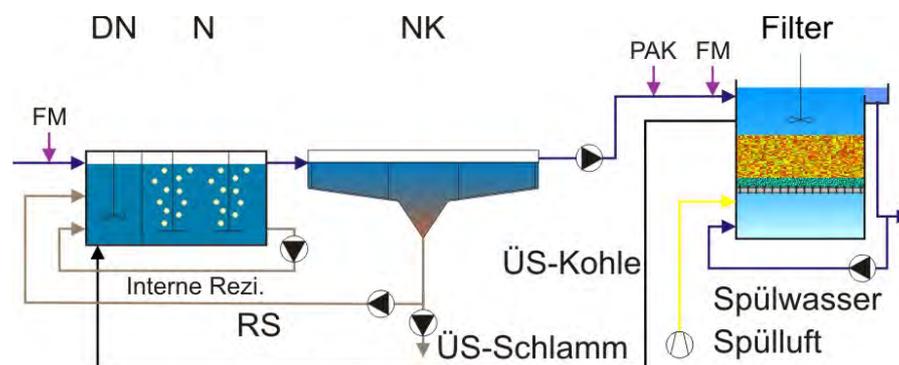


Abbildung 7: Verfahrensschema einer PAK-Dosierung direkt vor eine nachgeschaltete Filterstufe

Weiterhin ist die direkte Dosierung der Aktivkohle in die Belebungsstufe möglich, bei der die Adsorption und der biologische Abbau kombiniert werden. Die beiden Mechanismen und mikrobieller Abbau können sich dabei gegenseitig verstärken aber auch konkurrieren. Die Pulveraktivkohle verringert den Anteil biologisch nicht

abbaubarer Substanzen /CECEN Et AL (2001). Durch die Zugabe von PAK in die das Belebungsbecken können sich die Schlammabsetzeigenschaften verbessern. Dies wird durch die Beschwerung der Schlammflocken hervorgerufen. Andererseits verkürzt sich das Schlammalter.

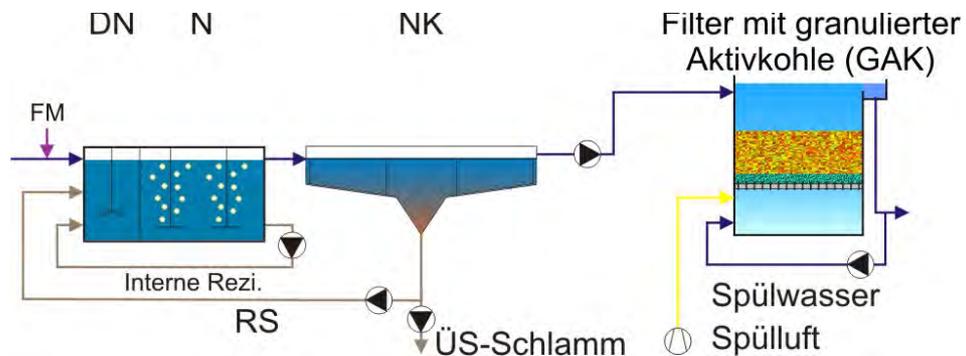


Abbildung 8: Verfahrensschema einer nachgeschaltete Filterstufe mit granulierter Aktivkohle

Es gibt zwei mögliche Varianten der GAK-Adsorption. Zum einen die Verwendung der GAK als Adsorptionsmaterial in Druckkesseln. Zum anderen ist die Umrüstung von bereits vorhandenen Flockungsfiltern auf GAK durch Austausch des Filtermaterials.

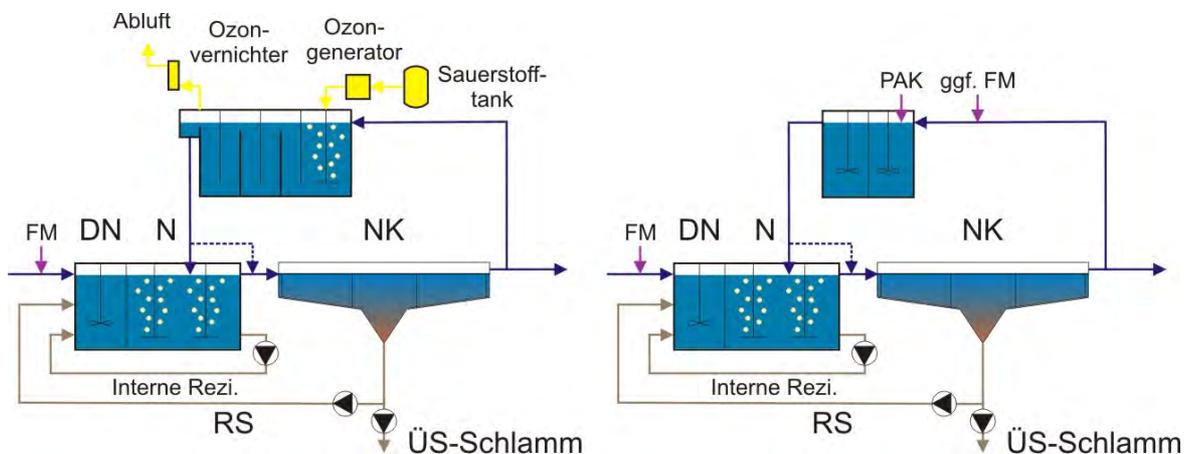


Abbildung 9: Verfahrensschema Rezirkulationsbetrieb

Beim dynamischem Rezirkulationsbetrieb erfolgt die Ozonung und/oder Pulveraktivkohleadsorption in einen Rezirkulationsstrom aus dem Ablauf der Nachklärung. Die Rückführung erfolgt in den Zulauf zur Nachklärung oder zum Belebungsbecken. Bei diesem Verfahren wird die Nachklärung durchgängig mit dem Mischwasserzufluss beschickt. Dabei kann die Behandlung auf die Differenzmenge zwischen Mischwasserzufluss und aktuellem Zufluss geregelt werden. In Abbildung 9 ist der Rezirkulationsbetrieb mit Ozonung (links) oder wahlweise mit PAK (rechts) dargestellt. Es sind auch beide Verfahren in Kombination möglich.

3.3.3.3 Auslegung

Um die Resultate verschiedener Aktivkohlefilter miteinander zu vergleichen, werden folgende Parameter herangezogen (MARCUS 2005):

- spezifischer Durchbruch c/c_0 [-]: Quotient aus Ablauf- und Zulaufkonzentration,
- durchgesetzte Bettvolumina BVT [-], abgeleitet aus dem engl.: Bed Volume Treated: Quotient aus durchgesetztem Wasservolumen und Filtervolumen sowie der
- spezifische Durchsatz $V_{sp.}$ [$m^3 \cdot kg^{-1}$]: Quotient aus durchgesetztem Wasservolumen und der eingewogenen Kohlemenge.

Dem praktischen Einsatz einer Aktivkohle gehen im Allgemeinen Laboruntersuchungen zur Feststellung der Adsorptionskapazität des Adsorbens voraus, die aber auch parallel zu weiteren Planungsschritten durchgeführt werden können.

Bisherige Untersuchungen /METZGER, (2010) mit der Verfahrenskombination gemäß Abbildung 6 beim PAK-Verfahren berücksichtigten folgende Auslegungsrichtwerte:

- Mindestverweilzeit im Kontaktreaktor von 0,5 h
- Dosierrate PAK z. B. 10-20 mg PAK/l in Abhängigkeit von DOC und Reinigungsziel
- Aufenthaltszeit im Sedimentationsbecken mindestens 2,0 h, Flächenbeschickung 2 m/h
- maximale Filtergeschwindigkeit im Raumfilter von 12 m/h
- Filteraufbau von 0,75 m Hydroanthrazitschicht (1,4 - 2,5 mm) und 0,75 m Sandschicht (0,71 - 1,25 mm)

Nach METZGER (2010) werden die einzelnen Wirkstoffe, bis auf Ibuprofen bereits mit einer Dosierung von 10 mg/l PAK, um durchschnittlich mehr als 80 % entfernt.

Beim Einsatz von Aktivkohle zur weiteren Entfernung von Röntgenkontrastmitteln aus dem Abwasser können, obwohl es sich um schlechter adsorbierbare Stoffe handelt, mit einem PAK-Einsatz von 10 mg/l die Konzentration der Summe aller nichtionischen RKM um rund 70 Prozent verringert werden /METZGER (2010)/.

Im Verfahren nach Abbildung 7 sollte die Aufenthaltszeit im Überstauraum 15 – 30 Minuten betragen. Zur besseren Einmischung der PAK kann der Überstauraum bedarfsweise gerührt werden. Die Aufenthaltszeit in der gesamten Filterstufe sollte nach BÖHLER UND SIGRIST (2011) 30 - 45 Minuten betragen.

3.3.4 Aktuelle Projekte bzw. Pilotprojekte

Aktivkohleanwendungen sind in anderen Bereichen, wie der Trinkwasseraufbereitung oder der Industrie, bereits seit vielen Jahren im Einsatz. Im internationalen Raum werden Aktivkohleadsorptionsverfahren aber auch in der Abwasserreinigung bereits seit Langem angewendet. Erste Anwendungsfälle gab es in Lake Tahoe/USA sowie Windhoek/Namibia. In der US-amerikanischen Standardliteratur Metcalf & Eddy gibt es bereits ausführliche Informationen zu verfahrenstechnischen Aspekten und insbesondere zum Apparatebau.

Auf der Essener Tagung werden bereits seit 2010 regelmäßig Beispiele von Pilotprojekten bzw. mittlerweile auch großtechnischen Anwendungen vorgestellt. Auch die Essener Tagung 2015 beinhaltete wieder 2 vollständige Vortragsblöcke zum Thema Mikroverunreinigungen, in denen über zahlreiche Erfahrungen aus praktischen Anwendung berichtet wurde.

Die DWA veranstaltete zuletzt am 18.11.2014 ein ganztägiges Seminar mit dem Thema „Spurenstoffelimination auf Kläranlagen – Notwendigkeiten, Verfahren, Kosten“, in dem ebenfalls über praktische Erfahrungen, z.T. aus den selben Projekten, vorgetragen wurde.

3.3.4.1 Erfahrungen mit Ozonung

a. Kläranlage Regensdorf/Schweiz

Auf der Kläranlage Regensdorf/Schweiz wurden die bisher umfangreichsten Untersuchungen zur Ozonung des Kläranlagenablaufs durchgeführt. Das Ozon wird dort aus Flüssigsauerstoff erzeugt und über ein Diffusoreintragssystem in einen Schlaufenreaktor eingetragen. Der Kontaktreaktor wurde auf eine Aufenthaltszeit bei Trockenwetter von > 5 Minuten ausgelegt. Die Ozonung wurde zunächst mit Dosieraten von 0,4 g O₃ / g DOC - 0,79 g O₃ / g DOC durchgeführt.

Verbindungen mit elektronenreichen aromatischen Ringen, Doppelbindungen oder Aminfunktionen weisen große Geschwindigkeitskonstanten mit Ozon auf und werden daher schon bei geringer Ozondosis gut und schnell umgesetzt. Substanzen mit geringeren Geschwindigkeitskonstanten werden mit steigender Ozondosis zunehmend besser oxidiert. Bei der höchsten Ozondosis von 1,16 g O₃ / g DOC lag die Elimination für alle untersuchten Substanzen außer für einige Atrazinderivate sowie einige Röntgenkontrastmittel über 95 %. /ABEGGLEN ET AL (2009)/.

In Versuchen von KREUZINGER ET AL (2010) konnte mit Zugabe von 0,65 g O₃ / g DOC das Carbamazepin im Ablauf der Ozonung nicht mehr nachgewiesen werden. Standardisierte Tests zur Ökotoxikologie und Mutagenität gaben keinerlei

Hinweise auf die Zunahme dieser Parameter durch Ozonung.

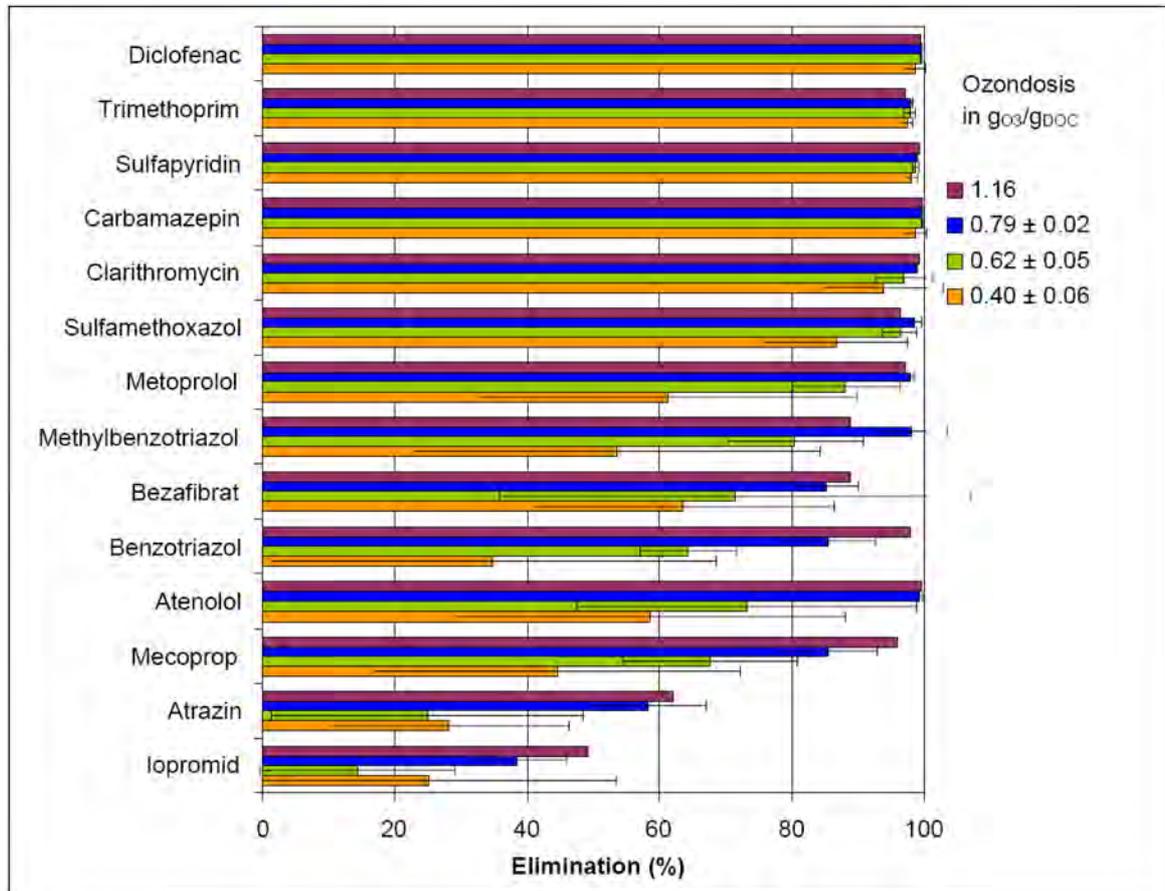


Abbildung 10: Eliminationsleistung der Ozonierung (ABEGGLEN ET AL. 2009)

In Abbildung 10 ist der Einfluss der Ozondosis auf die Elimination ausgewählter Mikroverunreinigungen dargestellt.

b. Kläranlage Bad Sassendorf

Von Erfahrungen auf der Kläranlage Bad Sassendorf wurde aktuell auf dem DWA-Seminar vom 18.11.2014 berichtet. Das Abwasser dort ist rein kommunal geprägt und frei von industriellen Einflüssen. Neben den 12.000 Einwohnern sind jedoch 6 Kliniken mit insgesamt 1.200 Betten angeschlossen. Die Ausbaugröße der Kläranlage beträgt 13.000 EW.

Das zu behandelnde biologisch gereinigte Abwasser wird in einen abgedeckten Ozonreaktor geleitet. Die Ozonstufe ist 2-straßig konzipiert, und besitzt ein Gesamtvolumen von 65 m³. Die hydraulische Aufenthaltszeit des Abwassers beträgt bei der maßgebenden Auslegungswassermenge von 300 m³/h (Trockenwetterzufluss) ca. 13 Minuten. Eine Beaufschlagung des Beckens mit dem Mischwasserzufluss (650 m³/h) ist möglich. Die Aufenthaltszeit in den Reaktionsbecken reduziert sich dabei entsprechend von 13 Minuten im Trocken-

wetterfall auf rund 6 Minuten. Der Eintrag des Ozons erfolgt durch Keramik-Diffusoren an der Beckensohle. Die Gasmengen der einzelnen Stränge des Eintragungssystems können weitgehend unabhängig voneinander eingestellt werden. Der Ozongenerator ist für Dosierungen bis zu 20 mg O₃/l (4,7 kgO₃/h) ausgelegt. Nach der oxidativen Behandlung wird das Abwasser dem vorhandenen Nachbehandlungsteich zugeführt und nach einer Aufenthaltszeit von 1,5 d von dort in das Gewässer Rosenaue geleitet. Die Ablaufozonung ist seit Januar 2010 im Betrieb.



Abbildung 11: Ozonanlage mit Sauerstofftank der Kläranlage Bad Sassendorf

Im Rahmen der ersten 3,5-jährigen Betriebsphase wurden unterschiedliche Fragestellungen an der Ozonstufe untersucht. Dabei zeigt sich, dass Einzelsubstanzen, welche für die direkte Reaktion mit Ozon hohe Reaktionskonstanten aufweisen, bereits mit geringen Ozondosen von 2 mg/l zu über 80 % oxidiert werden (z. B. Diclofenac, Carbamazepin). Einzelsubstanzen mit geringeren Geschwindigkeitskonstanten werden mit steigender Ozondosis zunehmend besser oxidiert (z. B. Metoprolol, Benzotriazol). Für sehr langsam mit Ozon reagierende Substanzen wie das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure ist auch bei sehr hohen Ozondosen kaum eine Umsetzung nachweisbar (vgl.[9]). Damit bestätigen die Ergebnisse der Ozonanlage in Bad Sassendorf die Erfahrungen aus Regensdorf (s.o.) und auch der vergleichbarer Literaturwerte (vgl. [27]).

Bei den geringen Ozondosen < 10 mg/l ist eine Mineralisierung der Abwasserinhaltsstoffe ausgeschlossen. Die organischen Spurenstoffe werden lediglich oxidiert bzw. transformiert. Proben haben bei 1 von insgesamt 14 unterschiedlichen biologischen Wirktestverfahren einen Hinweis auf die Bildung toxischer Transformationsprodukte ergeben. Nitrosamine konnten nie oberhalb der Nachweisgrenze festgestellt werden. Bei einer Ozondosis von 7 mg/l wurde eine Überschreitung des für Trinkwasser geltenden Grenzwertes für Bromat von 10 µg/l

festgestellt. Bei allen anderen Messungen wurde der Trinkwassergrenzwert für den ozonierten Kläranlagenablauf eingehalten.

Der Betrieb der Ozonstufe führt ebenfalls zu einer Erhöhung des Energieverbrauchs auf der Kläranlage. Je nach Auswertezeitraum wurde eine Erhöhung des Energieverbrauchs von 15 bis zu 50 % verzeichnet.

c. Kläranlage Duisburg-Vierlinden

Auf der Kläranlage Duisburg-Vierlinden werden im Rahmen eines vom MKULNV des Landes NRW geförderten Vorhabens in zwei parallelen Straßen der Ozoneintrag mittels Diffusor- und Injektoreintragssystem verglichen. In der mit dem Injektoreintragssystem ausgestatteten Straße besteht die Möglichkeit einer nachgeschalteten biologischen Behandlung im Wirbelbett. Die Reaktionszeit des Abwassers in beiden Straßen beträgt ca. 15 bis 20 Minuten bei einem maximalen Zufluss je Straße von 200 m³/h. Nach umfangreichen Simulationsstudien wurde auf die Anordnung von Leitwänden in den Reaktionsbecken verzichtet.

Zur Ozonerzeugung stehen zwei Ozongeneratoren mit einer Ozonerzeugungsleistung von ca. 2 kg/h zur Verfügung. Bezogen auf einen DOC im biologisch gereinigten Abwasser von 4 bis 8 mg/l kann die Ozondosis zwischen 0,4 und 1,2 gO₃/gDOC variiert werden. Erste Ergebnisse zeigen gute Betriebsergebnisse für beide Anlagen. Der spezifische Energieverbrauch liegt bei 0,09 bis 0,16 kWh/m³ behandeltem Abwasser (HERBST ET AL. 2011).

d. Pilotanlage Klärwerk Ruhleben, Berlin

Die Ergebnisse des FE-Projektes PILOTOX des Kompetenzzentrums Wasser Berlin zeigen, dass die Ozonung ein geeignetes Verfahren ist, die im gereinigten Abwasser des Klärwerks Ruhleben nachgewiesenen Medikamentenrückstände oxidativ zu entfernen bzw. zu transformieren. Eine Abwasserdesinfektion auf die Grenzwerte der EU Badegewässer Richtlinie konnte mit ca. 0,7 -1 mg O₃ /mg DOC erreicht werden. Durch eine Kombination von H₂O₂ und Ozon kann im Allgemeinen eine Erhöhung der Eliminationsraten für organische Spurenstoffe erreicht werden. Ausgewählte Spurenstoffe, wie das Carbamazepin oder das Hormon Estron, werden schon bei einer sehr geringen Ozondosierung bis unterhalb ihrer analytischen Bestimmungsgrenzen entfernt. Die untersuchten Röntgenkontrastmittel ließen sich hingegen auch bei hohen Ozondosierungen nicht vollständig eliminieren. Bei Erhöhung der Ozondosierung auf 1,4 mg O₃ /mg DOC stieg auch die Bromatkonzentration an und erreichte Werte von bis zu 50 µg/l [16].

Da Bromat selbst ein Oxidationsmittel ist, kann davon ausgegangen werden, dass es nach dem Einleiten des weitgehenden gereinigten Abwassers in den Vorfluter

wieder zu Bromid umgewandelt wird.

Eine Begutachtung anhand verschiedener Tests zur akuten und chronischen Toxizität, zur Gentoxizität und zur endokrinen Wirkung des Wassers führte zu dem Ergebnis, das sich kein ökotoxikologisches Gefährdungspotenzial in den oxidativ behandelten Wasserproben im Vergleich zum unbehandelten Klarwasser feststellen lässt.

3.3.4.2 Erfahrungen mit dem PAK-Verfahren

a. Kläranlage Mannheim

Erfahrungen mit dem PAK-Verfahren gemäß Abbildung 6 liegen im kommunalen Bereich bisher nur im halbtechnischen Maßstab /METZGER 2010/ vor. Die Kläranlage Mannheim wurde jedoch bereits für einen Teilstrombetrieb mit dieser Technologie umgerüstet und im Frühjahr 2010 in Betrieb genommen. Bei erfolgreichem Betrieb des jetzigen Teilstromes von knapp 180.000 EW sollte die Umsetzung für gesamten Abwasserstroms der Kläranlage Mannheim (700.000 EW) erfolgen. Dafür wurde ein Monitoring-Programm, gemeinsam mit der Hochschule Biberach, Prof. Kapp, von der Stadtentwässerung Mannheim durchgeführt. Dabei stand neben dem Nachweis der Reinigungsleistung für die Parameter CSB, DOC und verschiedener Spurenstoffe u. a. die Wirtschaftlichkeit des Einsatzes der pulverisierten Aktivkohle im Vordergrund. Das Monitoring Programm ist mittlerweile abgeschlossen. Aufgrund der positiven Ergebnisse wurde mittlerweile beschlossen, das Verfahren großtechnisch umzusetzen.

b. Kläranlagen Böblingen-Sindelfingen

Über die Kläranlage Böblingen-Sindelfingen (250.000 EW) wurde ganz aktuell auf der Essener Tagung 2015 ausführlich berichtet. Die Kläranlage behandelt die Abwässer der Städte Böblingen und Sindelfingen (110.000 Einwohner) sowie der ansässigen Gewerbe- und Industriebetriebe. Die biologische Reinigung erfolgt über eine Tropfkörperanlage mit nachgeschalteter Denitrifikation mit externer C-Dosierung. Außerdem wird eine nachgeschaltete Flockungsfiltration betrieben. Die Adsorptionsstufe wurde zwischen den Ablauf der Nachklärung und die Filtration geschaltet.

Der inzwischen mehr als dreijährige Betrieb der Adsorptionsstufe hat gezeigt, dass sich die angesetzten Bemessungsgrößen einer Mindestaufenthaltszeit im Reaktionsbecken von 0,5 h, im Sedimentationsbecken 2 h sowie die gemeinsame Dosierung von Pulveraktivkohle sowie Flockungs- und Flockungshilfsmittel sich im praktischen Klärwerksbetrieb bewährt haben. Nach anfänglichen Schwierigkeiten beherrscht das Betriebspersonal die Anlagentechnik und auch die Dosiertechnik

der Pulveraktivkohle. Die Spurenstoffe werden in einem hohen Maße (z.T. > 80 %) zurückgehalten. Außerdem bewirkt die Aktivkohledosierung insgesamt eine Verminderung des CSB im Ablauf um rd. 11 mg/l.



Abbildung 12: Klärwerk Böblingen Sindelfingen, PAK Anlage in Markierung

Durch die zusätzlichen Fällmitteldosierstellen im Bereich der Adsorptionsstufe können ohne einen Mehrverbrauch an Fällmitteln geringere P_{ges} -Ablaufwerte erzielt werden. Die verbesserte Reinigungsleistung der Kläranlage zeigt sich in einem um rd. 10 % gestiegenen Schlammanfall. Dabei erhöht der Betrieb der Adsorptionsstufe den Stromverbrauch der Kläranlage nur geringfügig um 1,4 kWh/(EW*a). Die Adsorptionsstufe der Kläranlage Böblingen-Sindelfingen führt zu einer Anhebung der Abwassergebühren in Höhe von 7 Cent/m³ bzw. jährlich um rd. 2,8 € je Einwohner. Damit ist in Sindelfingen ein Gebührenanstieg von lediglich rd. 3 % verbunden.

c. Kläranlage Wuppertal-Buchenhofen

Auf der Kläranlage Wuppertal-Buchenhofen wurde eine Zugabe von Pulveraktivkohle in den Flockungsraum der Filtration mit Kohleabscheidung in der vorhandenen Filteranlage getestet. Nach dem ersten Jahr des großtechnischen Versuchs in Buchenhofen wurde bereits auf der Essener Tagung 2012 (BORNEMANN ET AL. 2012) berichtet, dass mit dem angewandten Verfahren Spurenstoffe mit wirtschaftlich vertretbarem Aufwand eliminiert werden können und auch betrieblich keine Beeinträchtigungen auftraten. Aufgrund der positiven Ergebnisse wurde entschieden, das Verfahren als 4. Reinigungsstufe für die Kläranlage umzusetzen. Entsprechende Planungen liegen bereits vor.

Auch für die Kläranlage Stuttgart-Mühlhausen liegen Planungen vor.

3.3.4.3 Erfahrungen mit dem GAK-Verfahren

Erfahrungen zur Spurenstoffeliminierung mit dem GAK-Verfahren im großtechnischen Versuch liegen von den Kläranlagen Düren und Gütersloh Obere Lutter vor.

a. Kläranlage Düren

Über die Kläranlage Düren wurde zuletzt ausführlich beim DWA-Seminar am 18.11.2014 berichtet. Dort wurde parallel zu den anderen konventionellen Filterzellen eine GAK-Zelle betrieben. Diese wurde mit bis zu 1/11 des maximalen Anlagenzuflusses belastet, die Filterbetthöhe betrug ca. 1,5 m. Bei dieser hohen Belastung ergab sich eine Kontaktzeit von 11 bis 14 Minuten. Eine Elimination durch die Aktivkohle konnte nur über wenige Wochen beobachtet werden. Für den CSB und die unterschiedlichen betrachteten Spurenstoffe wurden verschiedene Durchbruchzeiten festgestellt.

b. Anlage Gütersloh Obere Lutter

Auf der 4-stufigen biologischen Reinigungsstufe des Verbandsklärwerks Obere Lutter ist vor über 10 Jahren aufgrund des hohen Anteils an Industrieabwasser im Anschluss an die AB-Anlage eine weitergehende Nitratelimination in einer Festbettfiltrationsstufe sowie eine anschließende Flockungsfiltration errichtet worden. In der bestehenden Flockungsfiltrationsanlage fanden über 12 Monate großtechnische Versuche zur weitergehenden Spurenstoffelimination sowie zur Stabilisierung der CSB-Ablaufsituation statt. Dabei wurde der Einsatz von granulierter Aktivkohle im Rahmen eines Forschungsvorhabens des MKULNV des Landes NRW durchgeführt. Seit dem 01.11.2010 wurde eine Filterzelle mit einer Fläche von 40 m² unter Einsatz von granulierter Aktivkohle betrieben.

Auf der Essener Tagung 2012 wurden die ersten Ergebnisse aus dem 12-monatigen Versuchsbetrieb (NAHRSTEDT ET AL. 2012) veröffentlicht. Der Versuchsbetrieb kann vor dem Hintergrund der relativ hohen CSB-Zulaufkonzentrationen im industriell geprägten Abwasser Obere Lutter als betrieblich gut durchführbar und wirtschaftlich erfolgreich bezeichnet werden. Der Abwasserzweckverband Obere Lutter entschied sich für eine Umrüstung von 3 bis 4 Filterzellen auf granuliert Aktivkohle, um einen Teilstrom bei Bedarf über die Aktivkohleanlage führen zu können.

Bereits im Versuchsbetrieb zeigte sich, dass die erforderlichen Spülzyklen deutlich kleiner ausfallen, als ursprünglich erwartet. Dies kann mittlerweile aus weiteren Pilotanlagen der Kläranlagen Köln-Rodenkirchen und Köln-Stammheim bestätigt werden.

Im Gegensatz zur Kläranlage Düren war bei der Anlage Gütersloh Obere Lutter die hydraulische Beschickung, wie bereits oben erwähnt, nicht auf den maximalen Zufluss ausgelegt, die Filterbetthöhe mit 3 m doppelt so hoch wie in Düren. Außerdem stellte sich ein intermittierender Betrieb als für die Aufgabenstellung sinnvoll und wirtschaftlich interessant heraus. Die Wirkung der Aktivkohle konnte deutlich länger nachgewiesen werden /ROLFS 2013/. Die erreichbaren Standzeiten bzw. Bettvolumen liegen bei 8.000 bis 10.000 m³/m³ und erreichen CSB-Beladungszahlen von 300.000 bis 400.000 mg/kg CSB.

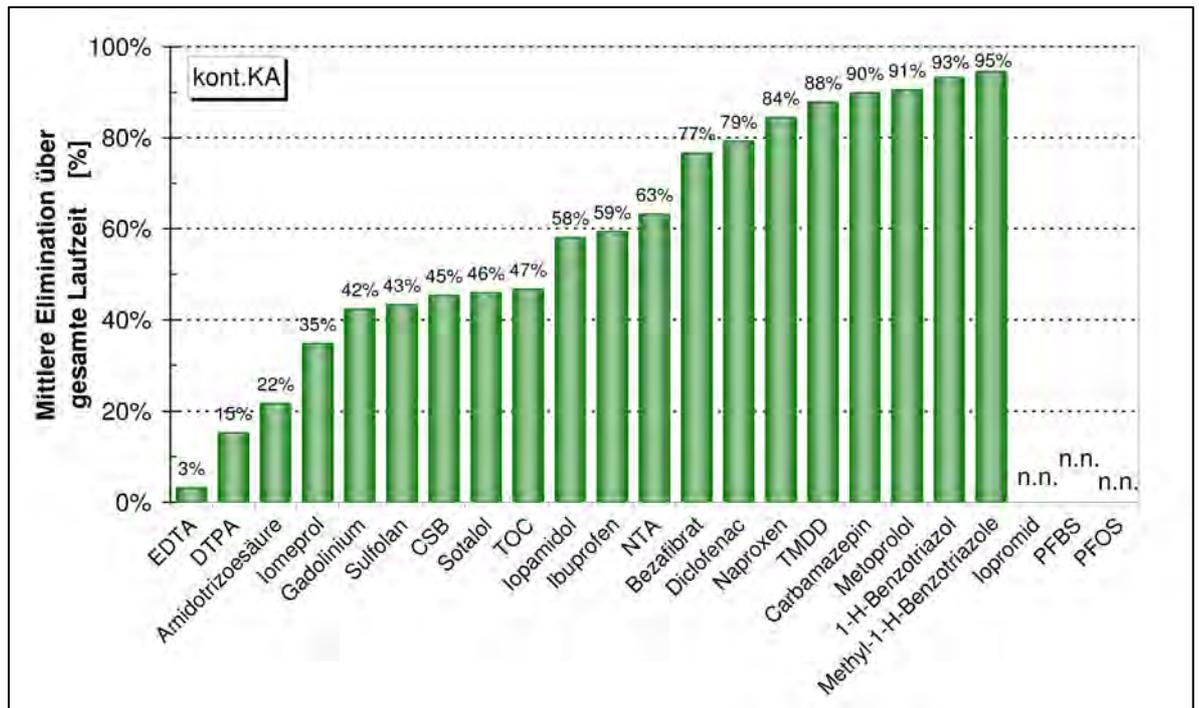


Abbildung 13: Mittlere Eliminationsraten mit GAK, kont. KA (10 m/h)

Kombinationen der Ozonung und Aktivkohlebehandlung im Recyclerverfahren gemäß Abbildung 1 werden derzeit beim Ruhrverband auf der Kläranlage Schwerte erprobt. Ergebnisse wurden hierfür bisher nicht veröffentlicht.

4 SPURENSTOFFE IN DER KLÄRANLAGE AHLEN

Um die Belastung des Abwassers der Kläranlage Ahlen zu ermitteln, wurde in Abstimmung mit der Aufsichtsbehörde, der Bezirksregierung Münster, ein Messprogramm durchgeführt. Für die Probenahme und die Analytik wurde die Firma OWL Umweltanalytik GmbH aus Leopoldshöhe beauftragt. Die Beprobung erfolgte in der Zeit vom 09.03.2015 bis zum 12.03.2015. Dabei wurden Proben als 72h-Mischproben sowohl aus dem Zulauf, als auch aus dem Gesamtablauf der Kläranlage entnommen. Gesamtablauf bedeutet im Falle der Kläranlage Ahlen, dass sowohl der in der Belebungsanlage behandelte 30%ige, als auch der in der BIOFOR-Anlage behandelte 70 %-ige Teilstrom gemeinsam erfasst wurden. Die Probe wurde im Ablaufmessbauwerk nach der Vereinigung der beiden Ströme genommen.

Die Auswertung der Analysen erfolgte ebenfalls durch die Firma OWL Umweltanalytik GmbH. Analysen wurden für 23 zuvor mit der Bezirksregierung abgestimmte Stoffe durchgeführt. In den Analysewerten ist deutlich eine Belastung des kommunalen Abwassers der Stadt Ahlen mit Spurenstoffen zu erkennen. Die gemessenen Ergebnisse sind in ng/l angegeben und wurden mit allen bisher an Zu- und Abläufen kommunaler Kläranlagen ermittelten Ergebnissen verglichen, wobei die jeweils angegebenen Mittel- und Maximalwerte die Proben aus Ahlen bereits berücksichtigen. Dabei wurde die Anzahl der bisher untersuchten Proben mit angegeben.

| | Stoff | KA Ahlen [ng/l] | Anzahl Messungen | Anzahl >BG | Mittelwert [ng/l] | Maximum [ng/l] |
|---------------------|---------------------------|--------------------|---------------------|------------|----------------------|-------------------|
| Lipidsenker | Bezafibrat | 660 | 8 | 8 | 654 | 880 |
| Schmerzmittel | Diclofenac | 2100 | 8 | 8 | 2988 | 5200 |
| Schmerzmittel | Naproxen | 740 | 8 | 8 | 1930 | 6000 |
| Schmerzmittel | Phenazon | 54 | 8 | 6 | 170 | 470 |
| Antiepileptikum | Carbamazepin | 980 | 8 | 8 | 1101 | 2400 |
| Betablocker | Atenolol | 270 | 8 | 2 | 380 | 490 |
| Betablocker | Bisoprolol | 570 | 8 | 8 | 568 | 1300 |
| Betablocker | Metoprolol | 1800 | 8 | 8 | 2288 | 4000 |
| Betablocker | Sotalol | 220 | 8 | 7 | 405 | 910 |
| Antibiotikum | Clarithromycin | 380 | 8 | 5 | 233 | 380 |
| Antibiotikum | Sulfamethoxazol | 780 | 8 | 7 | 661 | 1000 |
| Psychopharmakon | Oxazepam | 330 | 8 | 6 | 220 | 350 |
| Kontrastmittel | Amidotrizoesäure | 1500 | 8 | 6 | 3817 | 15000 |
| Kontrastmittel | Iomeprol | 22000 | 8 | 6 | 40817 | 84000 |
| Kontrastmittel | Iopamidol | 6300 | 8 | 6 | 13683 | 55000 |
| Kontrastmittel | Iopromid | 580 | 8 | 6 | 4912 | 16000 |
| PSM | Diuron | 50 | 13 | 2 | 56 | 61 |
| PSM | Isoproturon | 50 | 13 | 0 | 0 | 0 |
| PSM | Terbutryn | 50 | 8 | 5 | 163 | 310 |
| Korrosionsinhibitor | Benzotriazol | 10000 | 12 | 12 | 13063 | 35000 |
| Steroidhormon | 17-alpha-Ethinylestradiol | 1 | 8 | 0 | 0 | 0 |
| Steroidhormon | 17-beta-Estradiol | 94 | 8 | 8 | 71 | 130 |
| Steroidhormon | Estron | 41 | 8 | 8 | 59 | 110 |

Tabelle 2: Auswertung der Spurenstoffe im Zulauf der Kläranlage Ahlen

In Tabelle 2 sind die Ergebnisse der Zulaufanalysen der Kläranlage Ahlen für alle 23 Stoffe den Mittel- und Maximalwerten der bisherigen Untersuchungen gegenübergestellt. Es ist erkennbar, dass im Zulauf zur Kläranlage Ahlen alle 23 untersuchten Stoffe nachgewiesen wurden. Dabei lagen die Ergebnisse für sechs der untersuchten Stoffe über den Mittelwerten aller bisher gemessenen Werte. Dies sind der Lipidsenker Bezafibrat, der Betablocker Bisoprolol, die Antibiotika Clarithromycin und Sulfamethoxazol, das Psychopharmakon Oxazepam und das 17-beta-Estradiol. Die genannten Stoffe sind in Tabelle 2 gelb markiert. Das Antibiotikum Clarithromycin, in Tabelle 2 rot markiert, lieferte sogar einen neuen Maximalwert im Vergleich aller bisher gemessenen Werte.

In Diagramm 1 bis Diagramm 3 sind die Ergebnisse zusätzlich grafisch aufbereitet. Die Stoffe sind auf mehrere Grafiken aufgeteilt, weil diese grundsätzlich in sehr unterschiedlichen Konzentrationsbereichen vorliegen. Hierzu muss aber klargestellt werden, dass die absolute Konzentration nur wenig Aussagekraft in Bezug auf die Vergleichbarkeit der Auswirkung des jeweiligen Stoffes auf Mensch und Umwelt haben.

Die statistische Aussagekraft des Ergebnisses darf aber aufgrund der relativ geringen Anzahl bisheriger Untersuchungen nicht überbewertet werden. Für die meisten dieser Stoffe liegen bisher lediglich 8, für den Korrosionsinhibitor Benzotriazol und für die Pflanzenschutzmittel Diuron und Isoproturon 13 Messwerte vor.

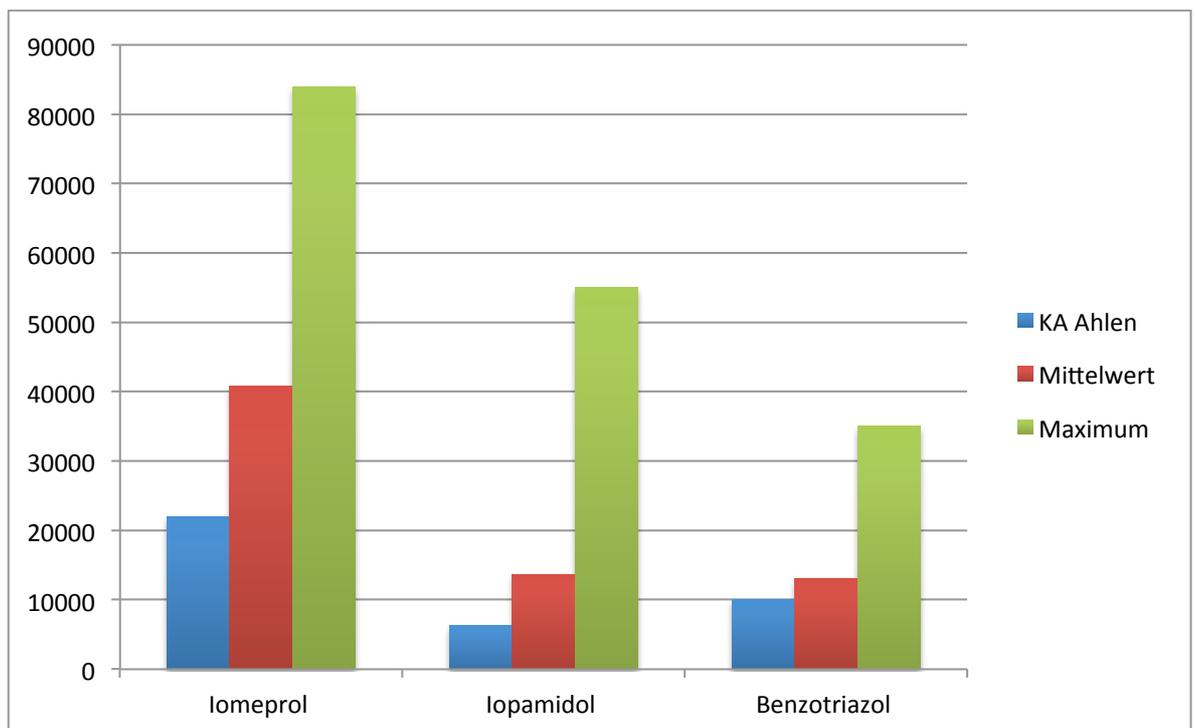


Diagramm 1: Vergleich Spurenstoffe im Zulauf (Medianwert >10000 ng/l)

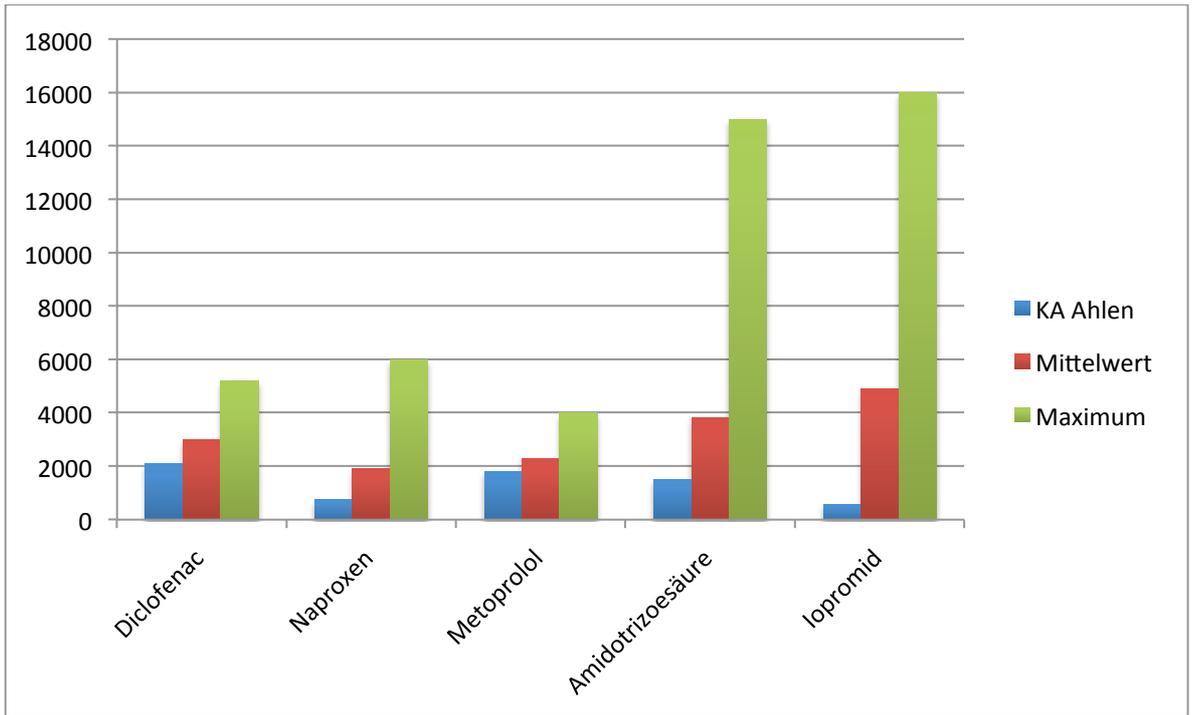


Diagramm 2: Vergleich Spurenstoffe im Zulauf (Medianwert 1.500 – 6.000 ng/l)

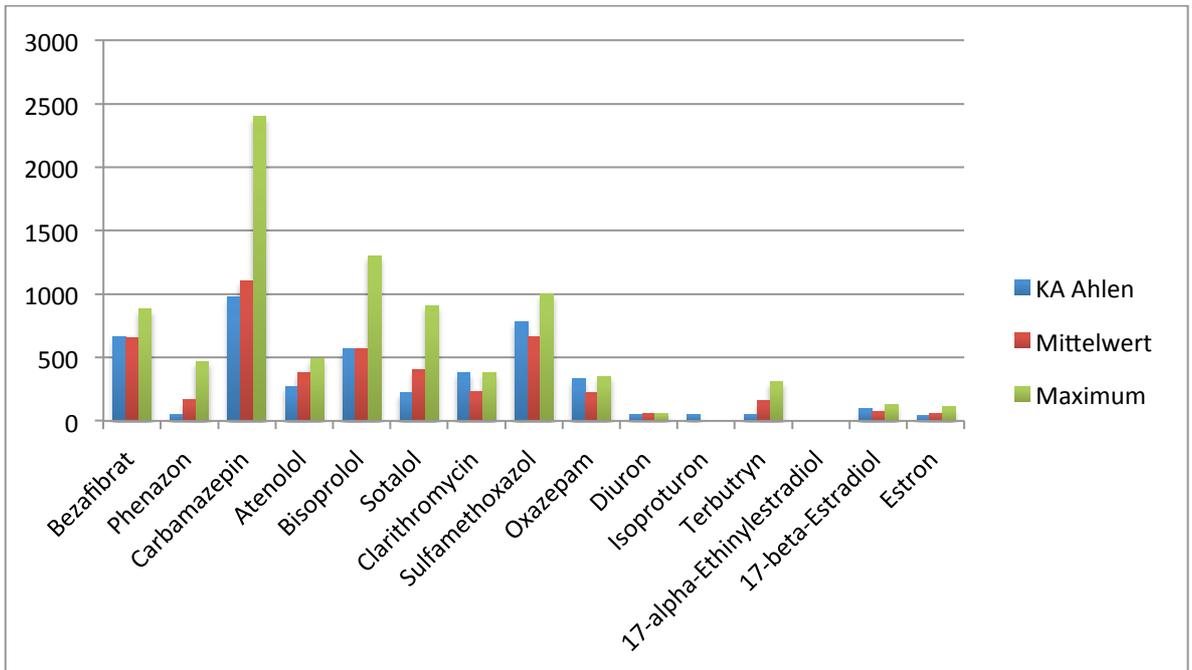


Diagramm 3: Vergleich Spurenstoffe im Zulauf (Medianwert < 1.500 ng/l)

Auch im Gesamtablauf der Kläranlage wurden erwartungsgemäß noch alle 23 untersuchten Stoffe nachgewiesen. Hier lagen die Ergebnisse für neun der untersuchten Stoffe über den Mittelwerten aller bisher gemessenen Werte. Dies sind der Lipidsenker Bezafibrat, die Schmerzmittel Naproxen und Phenazon, der Betablocker Bisoprolol, die Antibiotika Clarithromycin und Sulfamethoxazol, das

Psychopharmakon Oxazepam, das Röntgen-Kontrastmittel Iomeprol und der Korrosionsinhibitor Benzotriazol. Diese Stoffe sind in Tabelle 3 wiederum an der gelben Markierung zu erkennen. Keiner der Messwerte im Ablauf lieferte einen neuen Maximalwert im Vergleich aller bisher gemessenen Werte. Im Gegensatz zur Zulaufprobe ist bei den Ablaufanalysen die statistische Aussagekraft, den Vergleich mit den anderen Messungen angehend, deutlich besser, da bei fast allen Stoffen bereits über hundert (100) Kläranlagenabläufe beprobt wurden.

| | Stoff | KA Ahlen [ng/l] | Anzahl Messungen | Anzahl >BG | Mittelwert [ng/l] | Maximum [ng/l] |
|---------------------|---------------------------|--------------------|---------------------|------------|----------------------|-------------------|
| Lipidsenker | Bezafibrat | 510 | 89 | 73 | 252 | 1100 |
| Schmerzmittel | Diclofenac | 1900 | 132 | 122 | 2124 | 5300 |
| Schmerzmittel | Naproxen | 400 | 89 | 68 | 219 | 1400 |
| Schmerzmittel | Phenazon | 230 | 89 | 69 | 170 | 1300 |
| Antiepileptikum | Carbamazepin | 950 | 131 | 121 | 1047 | 3500 |
| Betablocker | Atenolol | 110 | 89 | 62 | 807 | 41000 |
| Betablocker | Bisoprolol | 500 | 89 | 81 | 436 | 2900 |
| Betablocker | Metoprolol | 1800 | 132 | 122 | 1855 | 5100 |
| Betablocker | Sotalol | 180 | 132 | 119 | 429 | 1500 |
| Antibiotikum | Clarithromycin | 490 | 132 | 113 | 249 | 1300 |
| Antibiotikum | Sulfamethoxazol | 1900 | 132 | 117 | 573 | 9100 |
| Psychopharmakon | Oxazepam | 310 | 74 | 64 | 178 | 1500 |
| Kontrastmittel | Amidotrizoesäure | 1500 | 119 | 109 | 3093 | 28000 |
| Kontrastmittel | Iomeprol | 8200 | 119 | 84 | 6027 | 86000 |
| Kontrastmittel | Iopamidol | 2900 | 119 | 97 | 2934 | 50000 |
| Kontrastmittel | Iopromid | 620 | 68 | 32 | 2432 | 21000 |
| PSM | Diuron | 50 | 105 | 25 | 92 | 250 |
| PSM | Isoproturon | 50 | 90 | 9 | 8478 | 75000 |
| PSM | Terbutryn | 50 | 78 | 14 | 138 | 500 |
| Korrosionsinhibitor | Benzotriazol | 5800 | 124 | 117 | 5779 | 24000 |
| Steroidhormon | 17-alpha-Ethinylestradiol | 1 | 76 | 5 | 58 | 140 |
| Steroidhormon | 17-beta-Estradiol | 5 | 76 | 2 | 23 | 26 |
| Steroidhormon | Estron | 8 | 76 | 2 | 36 | 52 |

Tabelle 3: Auswertung der Spurenstoffe im Ablauf der Kläranlage Ahlen

In Bezug auf die Elimination von Spurenstoffen in konventionellen Kläranlagen gemäß Kapitel 3.2 ist eine Vergleich der Zu- und Ablaufanalysen interessant. Dieser Vergleich ist in Tabelle 4 und Diagramm 4 dargestellt. Zunächst muss angemerkt werden, dass auch die Aussagekraft dieses Vergleiches nicht überbewertet werden darf. Einige Stoffe nehmen zwischen Zulauf und Ablauf sogar zu, was nicht nur nicht plausibel ist sondern faktisch nicht sein kann.

Bei den übrigen Stoffen ist aber erkennbar, dass Spurenstoffe in der Kläranlage durchaus reduziert werden. Die Eliminationsraten sind bei den meisten Stoffen weit von den Eliminationsraten der klassischen Abwasserparameter entfernt. Außerdem sind sie von Stoff zu Stoffe sehr unterschiedlich, was ja nach den Aussagen aus Kapitel 3.1 und 3.2 durchaus zu erwarten war. Es ist aber festzuhalten, dass im Ablauf der Kläranlage durchaus nennenswert Mikroschadstoffe enthalten sind. Bei 13 der 23 betrachteten Stoffe liegen die Messwerte über bzw. zumindest nah am Mittelwert aller bisher untersuchten Kläranlagenabläufe.

| | Stoff | Zulauf [ng/l] | Ablauf [ng/l] | Elimination % |
|---------------------|---------------------------|------------------|------------------|------------------|
| Lipidsenker | Bezafibrat | 660 | 510 | 23 |
| Schmerzmittel | Diclofenac | 2100 | 1900 | 10 |
| Schmerzmittel | Naproxen | 740 | 400 | 46 |
| Schmerzmittel | Phenazon | 54 | 230 | -326 |
| Antiepileptikum | Carbamazepin | 980 | 950 | 3 |
| Betablocker | Atenolol | 270 | 110 | 59 |
| Betablocker | Bisoprolol | 570 | 500 | 12 |
| Betablocker | Metoprolol | 1800 | 1800 | 0 |
| Betablocker | Sotalol | 220 | 180 | 18 |
| Antibiotikum | Clarithromycin | 380 | 490 | -29 |
| Antibiotikum | Sulfamethoxazol | 780 | 1900 | -144 |
| Psychopharmakon | Oxazepam | 330 | 310 | 6 |
| Kontrastmittel | Amidotrizoesäure | 1500 | 1500 | 0 |
| Kontrastmittel | Iomeprol | 22000 | 8200 | 63 |
| Kontrastmittel | Iopamidol | 6300 | 2900 | 54 |
| Kontrastmittel | Iopromid | 580 | 620 | -7 |
| PSM | Diuron | 50 | 50 | 0 |
| PSM | Isoproturon | 50 | 50 | 0 |
| PSM | Terbutryn | 50 | 50 | 0 |
| Korrosionsinhibitor | Benzotriazol | 10000 | 5800 | 42 |
| Steroidhormon | 17-alpha-Ethinylestradiol | 1 | 1 | 0 |
| Steroidhormon | 17-beta-Estradiol | 94 | 5 | 95 |
| Steroidhormon | Estron | 41 | 8 | 80 |

Tabelle 4: Vergleich Spurenstoffe im Zu- und Ablauf der Kläranlage

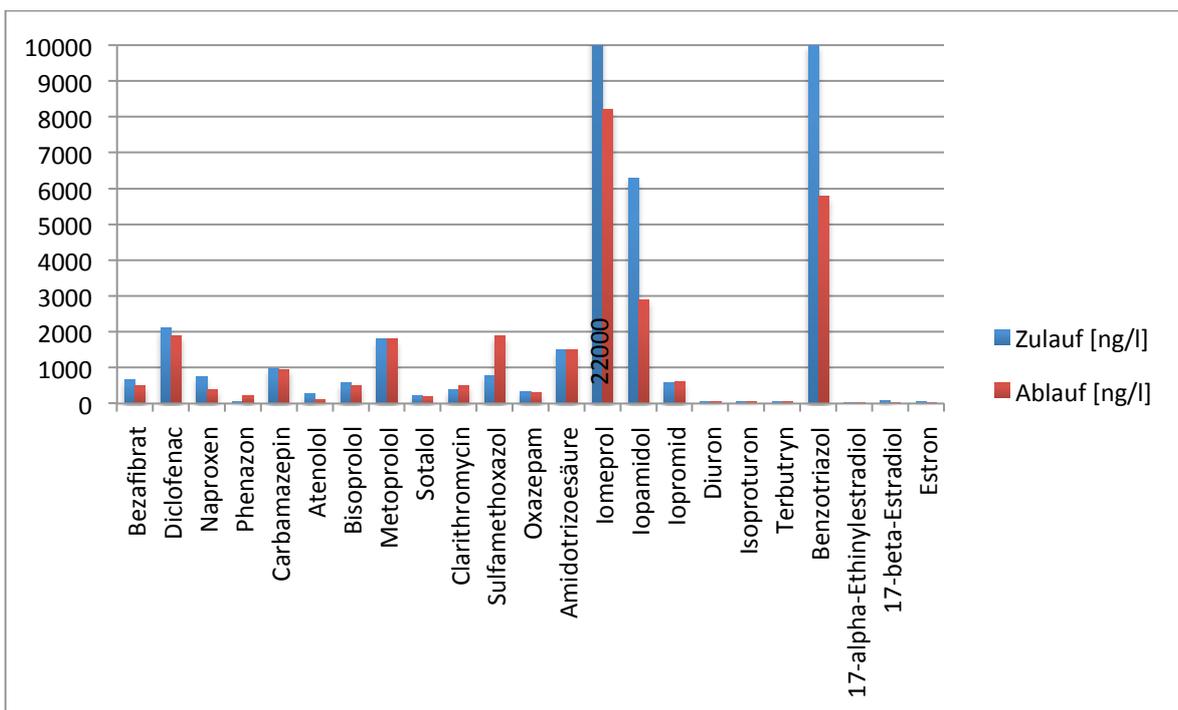


Diagramm 4: Vergleich Spurenstoffe im Zu- und Ablauf der Kläranlage

In diesem Zusammenhang ist die Frage zu stellen, ob bzw. wie sich die Spurenstoffbelastung des Ablaufes der Kläranlage Ahlen auf die Gewässer auswirkt. Hierzu wurden die Zahlen der stichprobenartigen Gewässeranalyse aus dem 1. Quartal 2015 herangezogen. Betroffen sind in Ahlen die Olfe und die Werse. Es

wurden die folgenden drei Probenahmestellen betrachtet:

- (1) Olfe unterhalb der Einleitungsstelle der KA Ahlen
- (2) Werse oberhalb der Mündung der Olfe
- (3) Werse unterhalb der Mündung der Olfe

Die Proben wurden am 27.03.2015 genommen, wobei der Zeitpunkt der Probenahme aufgrund der Wetterlage zeitlich stark versetzt erfolgte. Dies muss bei der Beurteilung unbedingt beachtet werden, da sonst u.U. Rückschlüsse auf Basis von Analysen gezogen werden, die in der Realität keinerlei Zusammenhang haben.

Zum Zeitpunkt der 1 Probenahme gab es keinen Niederschlag, kurz vor der Probenahme gab es jedoch geringen Niederschlag, der die Ergebnisse jedoch nur in zu vernachlässigender Größenordnung beeinflusst haben dürfte. Es wurden insgesamt 7 Parameter analysiert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5 dargestellt, wobei darauf zu achten ist, dass hier die Werte in µg/l dargestellt sind.

Die Olfe ist ein sehr kleines und leistungsschwaches Gewässer, was wenige Meter nach der Einleitung des Ablaufes der Kläranlage Ahlen in die Werse mündet. Im Trockenwetterfall führt die Olfe weniger Wasser als der Kläranlagenablauf. Das Ergebnis der Analysen lässt vermuten, dass der Kläranlagenablauf einen deutlichen Einfluss auf die Belastung der Olfe hat. Bei einigen der Parameter ist die Belastung der Olfe höher als der Kläranlagenablauf. Dies lässt auf eine durchaus signifikante Vorbelastung der Olfe schließen. Nur bei zwei Parametern liegen die Analysenwerte niedriger als der Kläranlagenablauf. Bei diesen Parametern wirkt sich das Olfewasser also sogar verdünnend aus.

| | Parameter | Einheit | Ablauf KA | Olfe unterhalb KA | Werse oberhalb Olfe | Werse unterhalb Olfe |
|---------------------|-----------------|---------|-----------|-------------------|---------------------|----------------------|
| Schmerzmittel | Diclofenac | µg/l | 1,90 | 1,90 | 0,20 | 1,00 |
| Antiepileptikum | Carbamazepin | µg/l | 0,95 | 0,73 | 0,15 | 0,58 |
| Betablocker | Metoprolol | µg/l | 1,80 | 2,50 | 0,27 | 1,60 |
| Betablocker | Sotalol | µg/l | 0,18 | 0,25 | 0,05 | 0,16 |
| Antibiotikum | Clarithromycin | µg/l | 0,49 | 0,70 | 0,08 | 0,45 |
| Antibiotikum | Sulfamethoxazol | µg/l | 1,90 | 0,91 | 0,32 | 0,78 |
| Korrosionsinhibitor | Benzotriazol | µg/l | 5,80 | 14,00 | 0,20 | 11,00 |

Tabelle 5: Vergleich KA Ablauf mit Gewässeranalysen

Interessant ist allerdings der Vergleich der Wasserqualität der Werse an den Probenahmestellen vor und nach der Mündung der Olfe in Bezug auf die betrachteten Stoffe. Die Werse ist ein deutlich leistungsstärkeres Gewässer als die Olfe. Trotzdem scheint, zumindest wenn die Analysedaten direkt verglichen werden, ein signifikanter Einfluss der Olfe, welche an der Mündung ja bereits den Ablauf der Kläranlage enthält, erkennbar zu sein.

Alle betrachteten Parameter sind unterhalb der Mündung Olfe deutlich erhöht. Dabei

beträgt die Erhöhung der Spurenstoffbelastung sogar das 1,5 bis 5-fache der Vorbelastung der Werse. Beim Korrosionsinhibitor Benzotriazol erhöht sich die Belastung sogar um das 54-fache, wobei dies im Wesentlichen auf die Vorbelastung der Olfe und nur zu einem geringeren Teil auf die Belastung des Kläranlagenablaufes zurückzuführen sein dürfte.

Sowohl die Messwerte, die oberhalb der Olfemündung, als auch erst recht diejenigen, die unterhalb gemessen wurden, liegen erheblich über dem Wert von $0,05 \mu\text{g/l}$, der im Rahmen den europäischen Umweltqualitätsnormen (UQN) für Spurenstoffe angegeben wird, um im Gewässer einen guten ökologischen Zustand zu erreichen. Ob sich daraus allerdings zwangsläufig ergibt, dass auf der Kläranlage Ahlen weitergehende Maßnahmen zur Spurenstoffelimination ergriffen werden müssen, ist zur Zeit zumindest noch sehr fraglich. Ob tatsächlich ein direkter Zusammenhang zwischen der Einleitung des Abwassers aus der Kläranlage Ahlen und der Erhöhung der Werte in der Olfe und vor allem der Werse besteht muss vor weiteren Rückschlüssen in jedem Fall weiter untersucht und verifiziert werden.

Nach wie vor gibt es in der Gesetzgebung, weder der Bundesrepublik Deutschland, noch des Landes Nordrhein-Westfalen, keinerlei Forderungen oder Regelungen, die eine Spurenstoffelimination verbindlich fordern. Außerdem ist die Frage, ob dies auf kurz oder lang der Fall sein wird, in der Fachwelt nach wie vor äußerst umstritten. Es ist bisher überhaupt nicht geklärt, ob die Spurenstoffe in den vorliegenden Konzentrationen überhaupt eine schädliche Auswirkung auf Mensch und Umwelt haben. Zudem wird der in den UQN genannte Wert von $0,05 \mu\text{g/l}$ als völlig illusorisch erachtet. Es gilt als sicher, dass dieser Wert, selbst mit den heute bekannten Verfahrenstechniken für weitergehende Maßnahmen, nicht sicher für alle Stoffe erreichbar sein dürfte.

Eine Empfehlung hierzu kann aus hiesiger Sicht nicht ausgesprochen werden. In der Fachwelt wird derzeit von den Betreibern, insbesondere der großen Verbände in NRW, mehr Rechtssicherheit gefordert, bevor entsprechende Maßnahmen flächendeckend umgesetzt werden. Vom Gesetzgeber wird hingegen bisher auf Freiwilligkeit gesetzt und über entsprechende Fördermittel, die weitergehende Maßnahmen zur Spurenstoffelimination mit bis zu 80 % fördern, ein entsprechender Anreiz geschaffen.

Will man nun eine sichere rechtliche Lage abwarten, riskiert man dass keine Fördermittel mehr vergeben werden, wenn erst einmal flächendeckend Maßnahmen gefordert werden. Andererseits besteht die Gefahr, dass man Maßnahmen durchführt, deren Investition zwar zunächst gefördert wird, für die es aber keine rechtliche Grundlage gibt. Dies muss vor dem Hintergrund, dass diese Maßnahmen, auch trotz einer Förderung, noch Eigenmittel der Betreiber in Anspruch nehmen und vor allem auch Betriebskosten erzeugen, beachtet werden, weil diese Tatsache gebührendrelevant sein wird.

Im Folgenden werden deshalb Vorschläge gemacht, wie eine sinnvolle technische Lösung für die Kläranlage Ahlen aus heutiger Sicht aussehen könnte. Dazu werden auch Kosten benannt, um auf dieser Basis Entscheidungen treffen zu können. In jedem Fall wird empfohlen, Entscheidungen über eventuelle weitergehende Maßnahmen nur in enger Abstimmung mit Aufsichtsbehörden zu treffen.

5 PLANUNGS-UND BEMESSUNGSGRUNDLAGEN

5.1 Planungsgrundlagen

Seitens des Abwasserwerkes der Stadt Ahlen wurden für die Bearbeitung folgende Unterlagen zur Verfügung gestellt:

- Jahresschmutzwassermengen 2010 bis 2015
- Wassermengen zur Belegung und zur BIOFOR-Anlage für den Zeitraum Januar 2013 bis September 2015
- Vorhandene Daten der Abbauleistung der BIOFOR-Anlage
- Vorhandene Bauwerkspläne der Kläranlage Ahlen
- Vorhandene Bauwerkspläne der BIOFOR-Anlage der Kläranlage Ahlen
- Festsetzungsbescheid der Kläranlage Ahlen vom 21.09.2006

5.2 Hydraulische Bemessungsgröße

WE-Consult Ltd. hat eine Auswertung der 1h-Zulaufwassermengen zur Kläranlage für den Zeitraum von Januar 2013 bis Mai 2015 durchgeführt. Hierbei wurden sowohl Ganglinien erstellt als auch Summenhäufigkeiten ermittelt. Der maximale Ablauf liegt bei 653 l/s (2.350 m³/h) und der 85 %-Wert bei 214 l/s (770 m³/h).

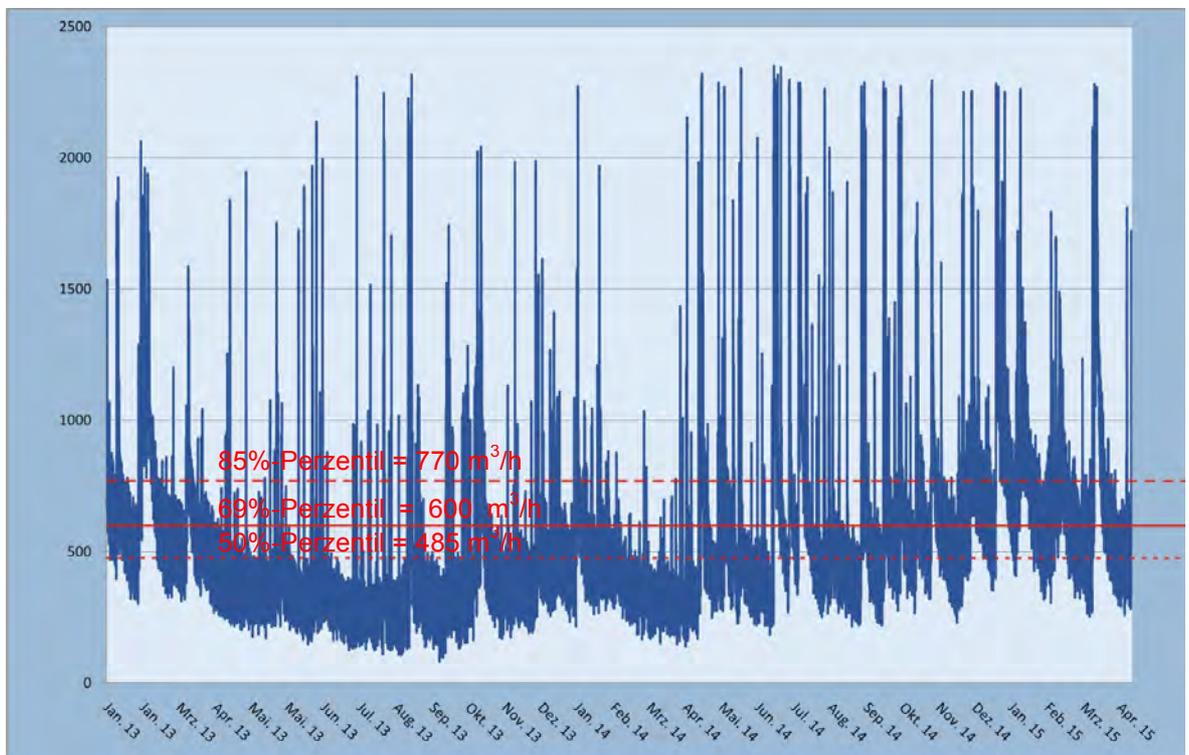


Abbildung 14: Anteil des zu behandelnden Teilstromes an der Zulaufmenge zur Kläranlage Ahlen

Zur Festlegung der Bemessungswassermenge wird davon ausgegangen, dass das

Filterspülwasser bereits vom Ablauf der verbleibenden BIOFOR-Zellen entnommen wird. Es muss dann für die Bemessung der Adsorptionsstufe nicht mit in Ansatz gebracht werden. Außerdem wurde aus den Jahresschmutzwassermengen der vergangenen 5 Jahre zunächst der Tagesmittelwert und dann der stündliche Mittelwert berechnet. Als Bemessungswassermenge für die weitergehenden Maßnahmen wurde somit ein Abfluss von max. 167 l/s (600 m³/h) festgelegt. Der Zulauf zur Kläranlage Ahlen unterschreitet an 69 % aller Tage eine maximale Menge von 167 l/s (optional wird in Kap. 7.2 die Auswirkung einer höheren Wassermenge diskutiert). Mit einem maximalen Zulauf von 167 l/s zur Spurenstoffelimination können im Mittel des Betrachtungszeitraums von Januar 2013 bis Mai 2015 69 % der anfallenden Abwassermenge im Zulauf der Kläranlage behandelt werden.

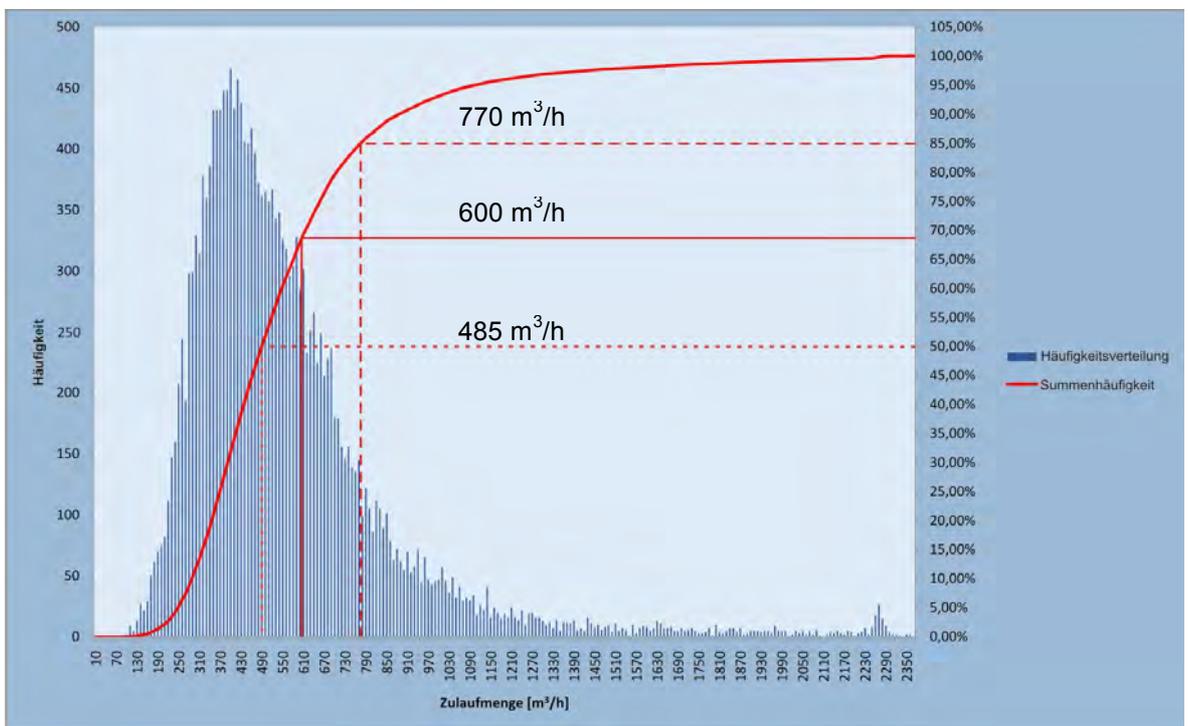


Abbildung 15: Auswertung Zulaufmengen zur Kläranlage Ahlen, Januar 2013 bis Mai 2015

6 PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION

6.1 Allgemeines

Im Folgenden werden mögliche Varianten für eine weitergehende Spurenstoffelimination vorgestellt. Für die Kläranlage Ahlen ist dies, unter Berücksichtigung der vorhandenen baulichen und technischen Randbedingungen, nicht ganz trivial. Eine sinnvolle Lösung muss die Tatsache berücksichtigen, dass die biologische Reinigungsstufe in Ahlen aus 2 parallelen Teilströmen besteht. Beispielsweise ist eine nachgeschaltete Pulveraktivkohledosierung mit Kontakt und Absetzbecken (PAK), die beide Teilströme erfasst, im klassischen Sinne deshalb kaum möglich bzw. sinnvolle, weil ja auch die PAK-Stufe Ihrerseits wieder eine ihr nachgeschaltet Flockungsfiltration erfordert. Der Bau einer zusätzlichen Filterstufe ist allerdings angesichts der Tatsache, dass bereits eine Filteranlage vorhanden ist, wohl aus Wirtschaftlichkeitsgesichtspunkten nicht sinnvoll. Ähnliches gilt sinngemäß für eine nachgeschaltete Ozonung ebenfalls.

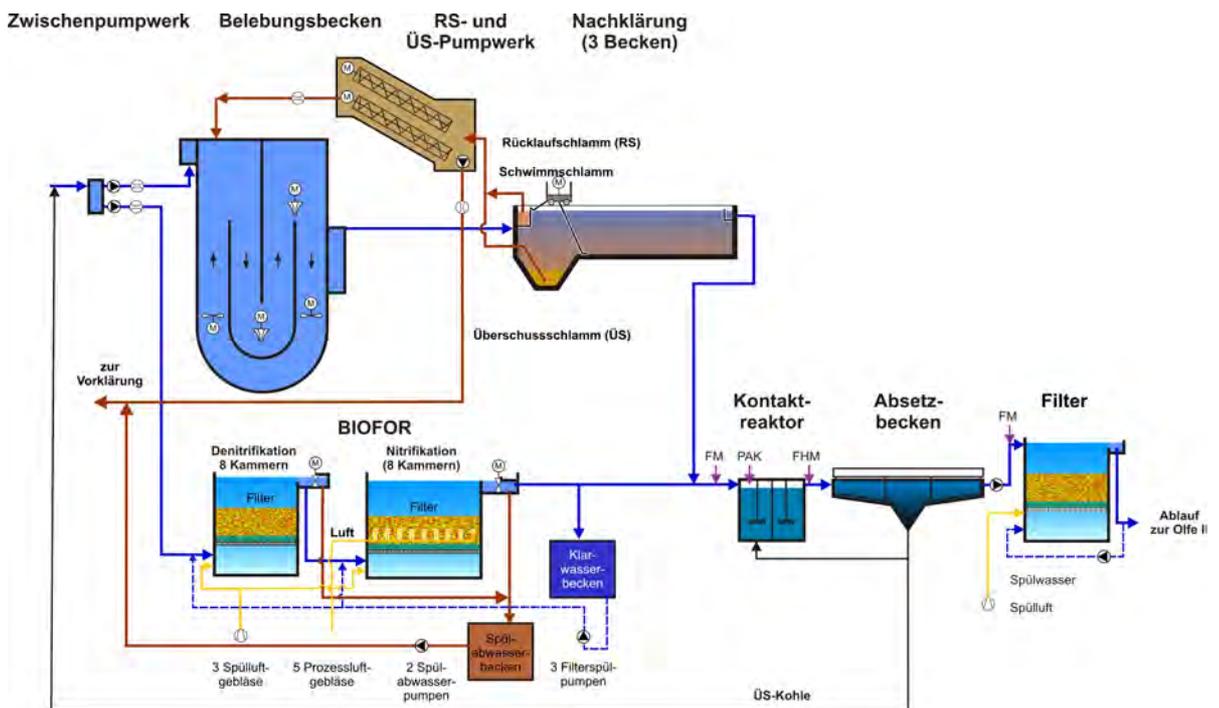


Abbildung 16: Verfahrensschema nachgeschaltete PAK im Hauptstrom

Will man für die Kläranlage Ahlen also eine Lösung finden, die den Gesamtstrom des biologisch gereinigten Abwassers erfasst, so scheiden gewisse Verfahrensvarianten entweder von vornherein aus, oder aber man denkt im Gesamtkontext einer Optimierung der Kläranlage über eine grundsätzliche Änderung der Verfahrenstechnik der Kläranlage nach. Letztere Lösung scheint im ersten Ansatz zwar möglicherweise zunächst unwahrscheinlich, rückt aber dadurch, dass die Gesamtoptimierung der Kläranlage ja zumindest gedanklich durchaus ansteht, recht konkret ins Blickfeld. Bei möglichen Lösungsvarianten muss man also die folgenden beiden Grundvarianten

unterscheiden:

1. Weitergehende Maßnahmen zur Spurenstoffelimination bei Beibehaltung der vorhandenen Verfahrenstechnik der Kläranlage (Teilstromlösung).
2. Weitergehende Maßnahmen zur Spurenstoffelimination bei gleichzeitiger Neukonfiguration der Verfahrenstechnik der Kläranlage (Gesamtstromlösung).

6.2 Lösungsvarianten bei Beibehaltung der Teilstromlösung

Im Falle der 1. Grundvariante muss man wiederum zwischen einer reinen, auf den Gesamtstrom bezogenen, nachgeschalteten Lösung oder einer separaten Lösung für jeden Teilstrom unterscheiden. Letzteres scheidet aus hiesiger Sicht allerdings in sofern von vorne herein aus, da es wohl kaum eine wirtschaftliche Lösung geben dürfte, bei der jedem Teilstrom eine eigene, separate 4. Reinigungsstufe zugeordnet wird.

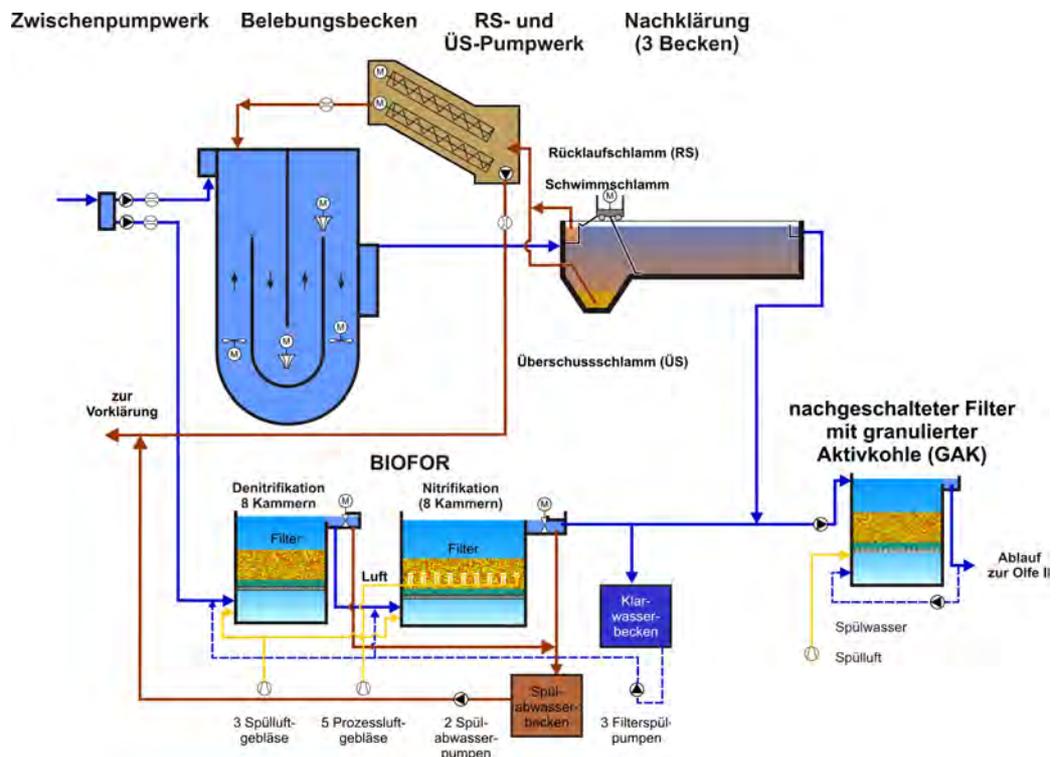


Abbildung 17: Verfahrensschema nachgeschaltete GAK-Anlage im Hauptstrom

Als reine nachgeschaltete Lösung käme aus hiesiger Sicht nur eine Behandlung über granulierten Aktivkohle (GAK) in Druckkesseln in Frage. Druckkessel deshalb, weil dies von den Investitionskosten her deutlich günstiger sein dürfte als eine massive Anlage. Grundsätzlich kann diese Lösung aber als autarke Filteranlage nach heutiger Einschätzung nicht wirtschaftlich werden, wenn die gesamte Peripherie, wie Spülluftgebläse, Spülpumpwerk, Spülwasser- und Spülabwasserspeicher und Spülabwasserrückführung neu gebaut werden müssten. Es wäre zu prüfen, ob entsprechend vorhandene Peripherie der BIOFOR-Anlagen mitgenutzt werden könnte.

Die in Abbildung 17 dargestellte Variante ist aber allein deshalb nicht sinnvoll, weil man so den Teilstrom aus der BIOFOR-Anlage zunächst auf Niveau des Ablaufes der Nachklärung abstürzen lassen würde, um dann den gesamten Hauptstrom wieder auf eine Filteranlage zu pumpen.

Es werden letztlich aber generell nur Lösungen wirtschaftlich realisierbar sein, die die vorhandene Filteranlage in sinnvoller Weise einbeziehen und den heute 30%igen Teilstrom aus der Belebungsanlage trotzdem berücksichtigen. In diesem Zusammenhang ist zu überdenken, ob die feste Aufteilung der Teilströme im Verhältnis 30/70 überhaupt noch Sinn macht.

Nach Auskunft des Abwasserwerkes der Stadt Ahlen hat die tatsächliche Belastung der Kläranlage in den vergangenen Jahren deutlich abgenommen. Nachdem die Ausbaugröße der Anlage im Jahre 2007 bereits von 126.800 EW auf 92.000 EW reduziert worden war, ist die Anlage nach einer Auswertung der tatsächlichen Zulaufbelastung durch das INFA Institut in Ahlen aktuell nur noch mit etwa 60.000 EW belastet. Die zuvor angegebenen Wassermengen deuten zwar zunächst auf eine höhere Belastung hin, der durch das INFA Institut ermittelte Fremdwasseranteil bestätigt letztendlich diese Belastung wieder.

In diesem Fall bietet es sich an, durch eine Änderung des Aufteilungsverhältnisses die Belastung der Belebungsanlage soweit zu erhöhen, dass sie rechnerisch ausgelastet ist. Für die Reinigungsleistung der Belebungsanlage wäre dies nach hiesiger Einschätzung sogar vorteilhaft, weil die Anlage zur Zeit extrem schwachlastig gefahren wird. Es ist sehr wahrscheinlich, dass die durch das Betriebspersonal berichteten Probleme bei der simultanen Denitrifikation, mit hoher Wahrscheinlichkeit u.a. auf diese schwache Belastung zurückzuführen sind.

Bezogen auf die heutige Belastung entspricht ein 30%iger Teilstrom einer Belastung von 20.000 EW. Ausgelegt ist die Belebungsanlage aber für einen Teilstrom von 30 % bezogen auf 126.800 EW, also auf eine Belastung von 38.040 EW. Will man die Belebungsanlage also auslasten, so muss, bezogen auf die Belastung der Gesamtanlage von 60.000 EW, heute einem Anteil von 63% des zuströmenden Abwassers über die Belebungsanlage geleitet werden.

Im Gegenzug kann die Belastung der BIOFOR-Anlage entsprechend reduziert werden. Bei einer Ist-Belastung der Kläranlage von 60.000 EW, bei der die Belebungsanlage 38.040 EW übernimmt, muss die BIOFOR-Anlage noch den verbleibenden Anteil von 22.200 EW reinigen, was dann einem Anteil von 37% entspricht. Sie ist aber ausgelegt auf einen Teilstrom von 70 % bezogen auf 126.800 EW also 88.760 EW. Bei einer Änderung des Aufteilungsverhältnisses wie oben beschrieben, wird dann nur noch ca. 25 % der Kapazität der BIOFOR-Anlage für die biologische Reinigung benötigt. Es könnten dann 6 der insgesamt 8 Filterstraßen komplett außer Betrieb genommen werden. Diese stünden dann nach entsprechender

Umrüstung für andere Aufgaben zur Verfügung.

Die oben beschriebene Änderung des Aufteilungsverhältnisses kann als Sofortmaßnahme umgesetzt werden. Sie erfordert keinerlei bauliche oder maschinentechnische Umbaumaßnahmen, sondern lediglich eine Umstellung der entsprechenden Soll-Werte im PLS.

Die beschriebenen Sofortmaßnahmen stellen allerdings noch keinerlei weitergehende Maßnahmen zur Spurenstoffelimination dar. Dafür gibt es wiederum mehrere mögliche Varianten.

- Lösungsvariante 1.1: PAK in Überstauraum umgerüsteter BIOFOR-Zellen
- Lösungsvariante 1.2: Umrüstung freigewordener BIOFOR-Zellen mit GAK
- Lösungsvariante 1.3: Ozonungsanlage in freigewordenen BIOFOR-Zellen

Inwieweit diese Varianten unter ausschließlicher Nutzung vorhandener Bauwerke möglich sind, wird im Folgenden in entsprechenden klärtechnischen Bemessungen geprüft. Alle Konzepte sind in Lageplänen und Verfahrensschemata dargestellt (siehe Planverzeichnis). In jedem Fall sind mehr oder weniger aufwändige Umbauten in der BIOFOR-Anlage erforderlich.

6.2.1 Lösungsvariante 1.1: PAK in Überstauraum umgerüsteter BIOFOR-Zellen

Zunächst muss der Teilstrom aus der Belebungsanlage auf das Niveau des Ablaufes der BIOFOR-Anlage gehoben werden. Dazu wird um die Ablaufleitung aus der Belebungsanlage ein Schacht errichtet, der als Pumpensumpf ausgebildet wird. Dieser wird mit 3 (2+1) Tauchmotorpumpen ausgerüstet. Die Förderleistung der Pumpen wird so ausgelegt, dass die Bemessungswassermenge von $Q_A = 600 \text{ m}^3/\text{h}$, anteilig bezogen auf den von der Belebungsanlage zukünftig behandelten Teilstrom von 63%, aufgeteilt wird. Das Pumpwerk wird demnach auf eine Förderleistung von $Q_{A,BB} = 380 \text{ m}^3/\text{h}$ bzw. 106 l/s ausgelegt. Vom Pumpwerk wird eine neue Druckleitung zur Filteranlage verlegt, welche direkt im Ablaufgerinne der BIOFOR-Anlage mündet. Die Druckleitung kann im erdverlegten Bereich auf kurzem Wege zum Filtergebäude verlegt werden und dann innerhalb der Filtergalerie geführt werden. Der Ablauf der Nachklärung wird somit mit dem Ablauf der verbleibenden BIOFOR-Zellen wieder zum Hauptstrom vereinigt.

Der Ablauf der verbleibenden BIOFOR-Anlage muss so umgestaltet werden, dass die Summe aus dem zur Filteranlage geförderten Teilstrom vom Ablauf der Nachklärung und der Teilstrom aus dem Ablauf der BIOFOR-Anlage maximal die Bemessungswassermenge der Adsorptionsstufe von $Q_A = 600 \text{ m}^3/\text{h}$ ergeben. Bei höheren Abflüssen wird der überschüssige Anteil an der Adsorptionsstufe vorbei geleitet. Dazu werden eine Mengenmessung und ein Regelorgan benötigt. Als Regelorgan können z. B. Tauchmotorpumpen dienen, die im Pumpensumpf des

Rezirkulationspumpwerkes der BIOFOR-Anlage installiert werden.

Um einen Überstauraum zu erhalten, der als Reaktionsraum für die PAK Dosierung genutzt werden kann, werden freigewordene BIOFOR-Zellen zu reinen Flockungsfiltrationen umgerüstet. Als Kontaktzeit für die Adsorption wird eine Gesamtaufenthaltszeit im Flockungsfilter von 45 Min. (BÖHLER und SIEGRIST 2011) bezogen auf $max. Q_A = 600 \text{ m}^3/\text{h}$ gewählt. Das erforderliche Reaktionsvolumen ergibt sich somit zu $erf. V_R = 450 \text{ m}^3$.

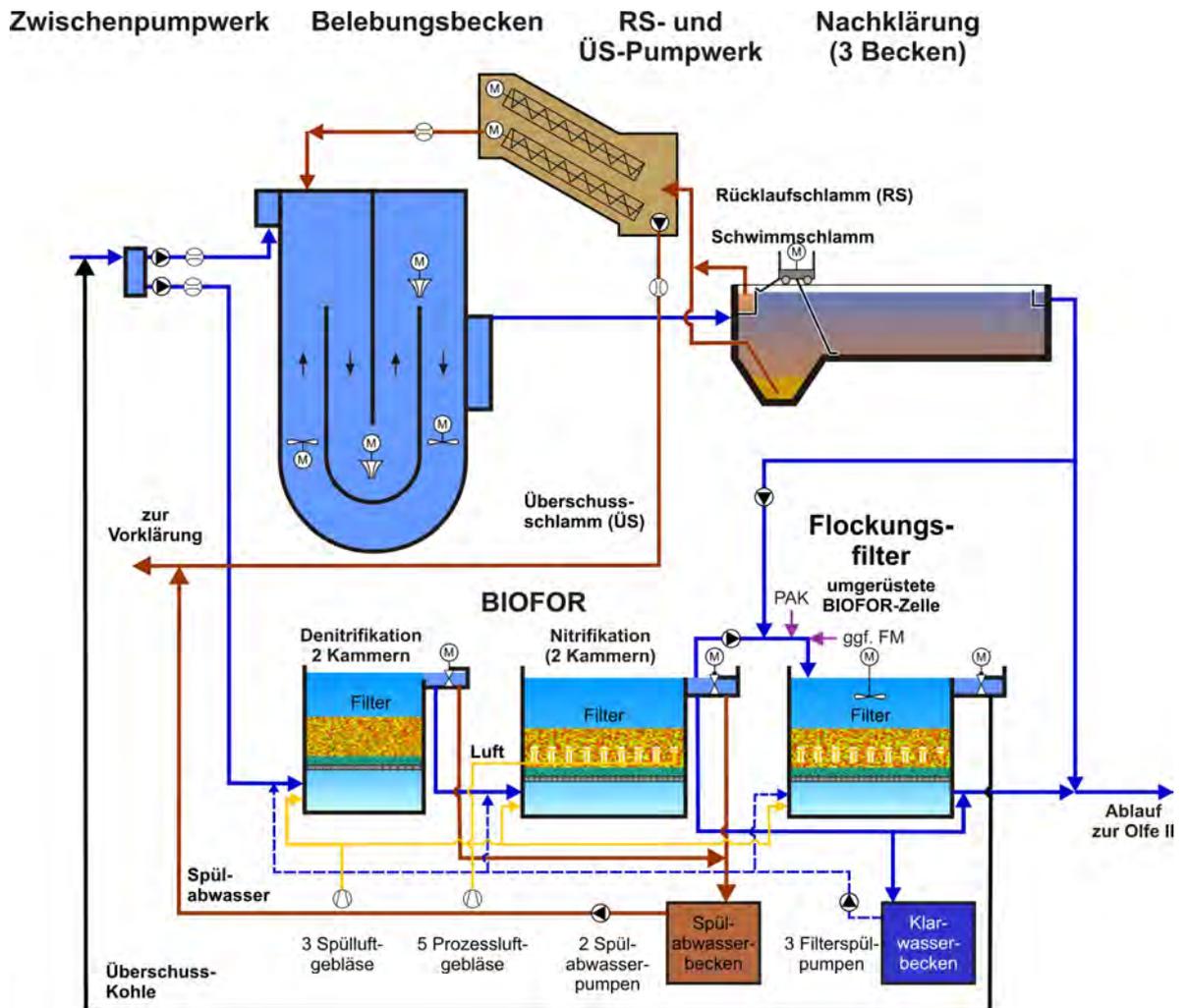


Abbildung 18: Verfahrensschema PAK in Überstauraum ehem. BIOFOR-Zellen (Teilstrom)

Um die Förderhöhen jeweils zu optimieren, wird vorgeschlagen, Nitrifikationszellen umzurüsten. Diese verfügen über eine Filterfläche von je $A_n = 52,5 \text{ m}^2$. Die heutige Filterschichthöhe beträgt zur Zeit $H_F = 3,50 \text{ m}$, hinzu kommt ein Überstauraum von $H_U = 0,80 \text{ m}$. Die Gesamthöhe ergibt sich somit zu $H = 4,30 \text{ m}$. Filterzellen verfügen über ein Volumen von je $V_n = 225,75 \text{ m}^3$, sodass 2 Zellen umgerüstet werden müssen. Die Filtergeschwindigkeit ergibt sich dann zu $v_{F,max} = 5,71 \text{ m/h}$.

Die Pulveraktivkohledosierung erfolgt in den Teilstrom, welcher letztlich zu den neuen

Flockungsfilterzellen geleitet wird. Die PAK-Dosierrate wird mit 5 – 20 mg/l angesetzt. In diesen Bereich kann wahlweise auch noch eine zusätzliche Fällmitteldosierung zur Reduzierung des P-Ablaufwertens erfolgen. Zur besseren Einmischung der PAK und des Fällmittels wird der Überstauraum mit einem Rührwerk ausgerüstet. Die Flockungsfiltration wird im Abstrom betrieben. Die Adsorption erfolgt dann im Überstauraum und im Filterbett, wo die Pulveraktivkohle entsprechend zurückgehalten wird. Das behandelte Abwasser wird dann in den Ablaufschacht der Filteranlage eingeleitet.

Für diese Umrüstung kann die gesamte bauliche Einrichtung der vorhandenen Filterzellen weitergenutzt werden. Auch der Düsenboden kann weiter genutzt werden. In den Zellen muss ggf. das Filtermaterial ausgetauscht werden, im ersten Ansatz kann jedoch auch durchaus getestet werden, ob das vorhandenen Biolit N (Blähton) als Filtermaterial weiter genutzt werden kann. Der Zu- und der Ablaufbereich der Zellen muss allerdings umgebaut werden. Im Zulaufbereich müssen Verteilerrinnen, ähnlich derer, die von herkömmlichen Flachbettfiltern bekannt sind, geschaffen werden, die das zu behandelnde Abwasser von oben in die Filterzelle einleiten. Zur Umgestaltung des Ablaufbereiches müssen die heutigen Rohrleitungen zur Beschickung der Zellen zu Ablaufleitungen umgebaut werden, die letztlich im Ablaufschacht münden.

Das PAK-Silo einschließlich Dosierstation kann direkt neben den Fällmitteltanks aufgestellt werden. Die vorhandene Fällmitteldosierstation kann auch für die zusätzliche Dosierstelle genutzt werden. Hier ist eine zusätzliche Dosierleitung und ggf. auch eine zusätzliche Dosierpumpe erforderlich.

Wie die BIOFOR-Filter müssen auch die neuen Flockungsfilter regelmäßig gespült werden. Dazu können die vorhandenen Spüleinrichtungen vollumfänglich genutzt werden. Es ist allerdings zu überlegen, dass Spülabwasser aus der Adsorptionsstufe ggf. gesondert zurückzuführen. Die ÜS-Kohle wird dann nicht in den Zulauf zum Sandfang zurückgeführt, sondern in den Pumpensumpf des Zwischenpumpwerkes eingeleitet. Hierdurch ergibt sich der Vorteil, dass der Wirkungsgrad der Aktivkohle gesteigert wird, weil in der biologischen Stufe eine weitere Beladung der Kohle erfolgen kann. Inwieweit für die Rückführung der ÜS-Kohle die vorhandene Spülabwasserleitung genutzt werden kann, muss im Rahmen der weitergehenden Planungsleistungen geprüft werden.

Grundsätzlich ist zu beachten, dass der mit Aktivkohle belastete Schlamm nicht wie bisher praktiziert, im Landschaftsbau oder der Landwirtschaft verwertet werden kann. Dieser Entsorgungsweg steht in Ahlen allerdings zukünftig ohnehin nicht mehr zur Verfügung. Es ist davon auszugehen, dass der Schlamm zukünftig thermisch verwertet werden muss. Alternativ ist eine separate Schlammbehandlung für die Pulveraktivkohle möglich. Dies erfordert jedoch eine zusätzliche Schlammbehandlungsstraße und lässt den Vorteil einer weiteren Beladung der Kohle

in der biologischen Stufe ungenutzt.

6.2.2 Lösungsvariante 1.2: Umrüstung freigewordener BIOFOR-Zellen auf GAK

In einigen Punkten ähnelt diese Lösungsvariante sehr der Variante 1.1. Auch hier muss der Teilstrom aus der Nachklärung zunächst zur Filteranlage gefördert werden und dort mit dem Ablauf der verbleibenden BIOFOR-Anlage vereinigt werden. Bemessungswassermengen und anteilige Aufteilung der Ströme und die dazu erforderliche Infrastruktur sind identisch. Auch hier werden frei werdende BIOFOR-Zellen genutzt.

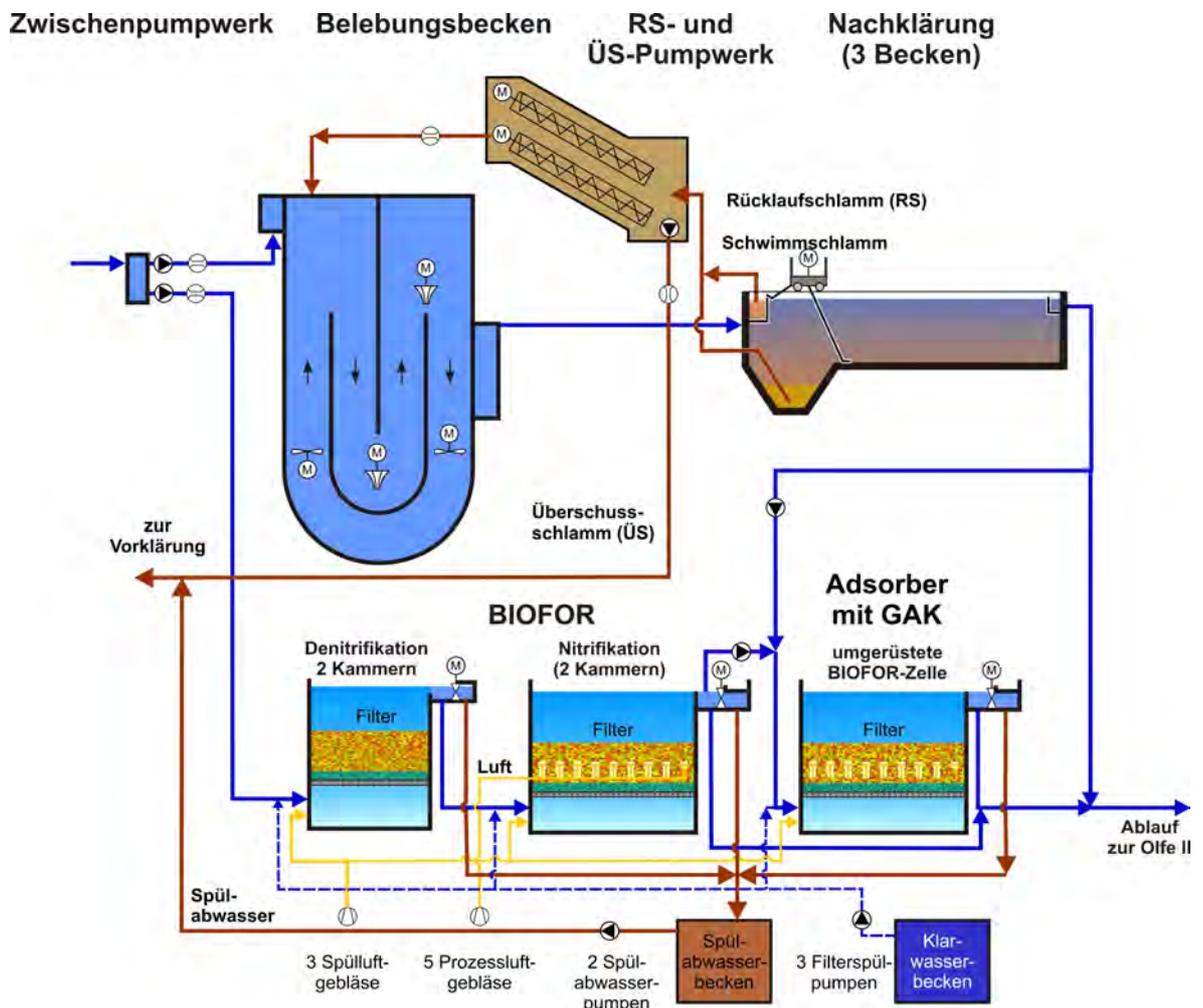


Abbildung 19: Verfahrensschema Umrüstung ehem. BIOFOR-Zellen zu GAK-Filter (Teilstrom)

Der wesentliche Unterschied ist die Adsorptionsstufe selbst. Die für die Adsorptionsstufe genutzten Filterzellen müssen nicht zu abwärts durchströmten Flockungsfiltern umgebaut werden. Sie können vielmehr nahezu unverändert wie bisher im Aufstrom betrieben. Es wird auch keine Dosierstation für Pulveraktivkohle benötigt, sondern das Filtermaterial selbst übernimmt die Aufgabe als Adsorbens. Dazu wird das vorhandene Filtermaterial in den

entsprechenden Zellen vollständig durch granuliert Aktivkohle (GAK) ersetzt. Abbildung 19 zeigt ein Verfahrensschema dieser Lösungsvariante.

Da Aktivkohle generell, und so auch die granuliert Aktivkohle, nur eine begrenzte Zeit ihre Adsorptionskapazität behält, muss diese in regelmäßigen Abständen ausgetauscht bzw. regeneriert werden. Außerdem ergibt sich betrieblich bedingt immer ein gewisser Verlust an Aktivkohle, der ersetzt werden muss. Um dies bewerkstelligen zu können, müssen separate Vorrichtungen zum Einbringen frischer bzw. regenerierter Aktivkohle und zur Entnahme der beladenen Kohle vorgesehen werden. Der Befüll- und Entnahmeprozess erfolgt in der Regel hydraulisch und kann weitgehend automatisiert werden.

Über ein Rohrleitungs- oder Schlauchsystem wird das Silofahrzeug mit Betriebs- bzw. Brauchwasser versorgt. Mit diesem wird einerseits etwas Wasser in den Silotank mit der GAK vorgelegt, andererseits ein T-Stück am Siloauslass versorgt, um das anliegende GAK-Wasser-Gemisch über eine Rohrleitung in die Filterkammern zu spülen. In der entsprechenden Filterzelle wird zuvor ebenfalls etwas Wasser vorgelegt, um GAK und Filterdüsen beim Befüllvorgang zu schonen. Mithilfe von Luftspülungen über das vorhandene Spülsystem wird die Kohle gleichmäßig flächig in der Filterzelle verteilt.

Das Verfahren wird bereits seit einiger Zeit erfolgreich beim Abwasserverband „Obere Lutter“ (AOL) auf der Kläranlage Gütersloh „Obere Lutter“ eingesetzt. Dort wurden in einem vom Land Nordrhein-Westfalen über die Bezirksregierung Detmold geförderten Forschungs- und Entwicklungsvorhaben im Rahmen eines Pilotprojektes in 2 Projektphasen unterschiedliche Betriebsweisen untersucht. Die Ergebnisse wurden in der Korrespondenz Abwasser Nr. 5 2014 veröffentlicht. Danach erreicht die eingesetzte GAK je nach Belastung und Betriebsweise Standzeiten von 9 bis 20 Monate.

Da auf der Kläranlage Ahlen vorhandene BIOFOR-N-Zellen als GAK-Adsorber genutzt werden sollen, fällt der Ablauf der Adsorptionsstufe hydraulisch auf dem gleichen Niveau an, wie der Ablauf der BIOFOR-Anlage. Für einen solchen Betrieb muss das Abwasser aus dem Ablauf der BIOFOR-Anlage also erneut gehoben werden. Der Ablauf der Nachklärung muss ebenfalls auf dieses Niveau gefördert werden.

Im Vergleich verschiedener GAK-Anlagen auf den Kläranlagen Düren, Köln-Rodenkirchen und Gütersloh „Obere Lutter“ hat sich gezeigt, dass eine Filtergeschwindigkeit von im Mittel $v_F = 3,5 \text{ m/h}$ bei einer Filterschichthöhe von $H_F = 2,50 \text{ m}$ zu guten Ergebnissen führt. Diese Parameter werden für diese Lösungsvariante ebenfalls als Auslegungsparameter herangezogen. Bezogen auf die Bemessungswassermenge für den Adsorber von $Q_A = 600 \text{ m}^3/\text{h}$ ergibt sich

somit eine erforderliche Filterfläche von erf. $A_A = 172 \text{ m}^2$. Bei einer vorhandenen Filterfläche von $A_n = 52,5 \text{ m}^2$ pro Filterzelle ergäbe sich bei einem Umbau von 3 BIOFOR-Zellen zu GAK Adsorbern eine maximale Filtergeschwindigkeit von $v_F = 3,8 \text{ m/h}$. Dies liegt zwar über dem oben genannten Bemessungswert von $3,5 \text{ m/h}$, wird aber auch noch für akzeptabel gehalten, so dass der Umbau von 3 BIOFOR-N-Zellen für ausreichend gehalten wird.

Verfahrenstechnisch entspricht diese Lösung derjenigen gemäß Abbildung 17. Der Vorteil liegt aber eindeutig in den deutlich geringeren Umbaukosten und der Tatsache, dass der Teilstrom aus der verbleibenden BIOFOR-Stufe nicht zunächst vollständig abstürzt und dann über die gesamte Höhe erneut gepumpt werden muss.

Auch die neuen GAK-Zellen müssen regelmäßig gespült werden. Auch bei dieser Lösungsvariante können die vorhandenen Spüleinrichtungen vollumfänglich zur Spülung des Adsorbers genutzt werden. Auf der Kläranlage „Obere Lutter“ haben sich Spülzyklen von 1 bis 2 mal pro Woche als ausreichend erwiesen. Allerdings wird die GAK-Stufe dort nicht kontinuierlich betrieben. Aufgrund der nur an den Wochentagen relevanten industriellen Belastung wird dort ein intermittierender 5/7-Betrieb gefahren, was sich positiv sowohl auf die Spülzyklen als auch auf die Standzeiten der Aktivkohle auswirkt. In Ahlen ergibt sich dieser Vorteil so sicherlich nicht, da man es mit vollkommen anderem Gewerbe zu tun hat. Die erforderlichen Spülzyklen müssen hier unter Betriebsbedingungen ermittelt werden.

Eine gesonderte Rückführung des Spülabwassers macht hier allerdings keinen Sinn, da anders als bei PAK nicht die Kohle ausgespült wird, sondern im Bett zurückgehaltene Feststoffe. Das Spülabwasser aus den GAK-Zellen wird also wie bei den BIOFOR-Zellen zunächst in den Spülabwasserspeicher eingeleitet und dann in den Zulauf zum Sandfang zurückgeführt. Der Vorteil einer weiteren Beladung der Aktivkohle in der biologischen Stufe ist bei diesem Verfahren nicht relevant, da die Aktivkohle ohnehin bis zu Ihrer vollständigen Beladung im GAK-Filter verbleibt.

6.2.3 Lösungsvariante 1.3: Ozonungsanlage in freigewordenen BIOFOR-Zellen

Auch diese Lösungsvariante nutzt wiederum freigewordene BIOFOR-Zellen. Insofern ähneln auch hier wieder einige Punkte den zuvor beschriebenen Lösungsvarianten. Es muss wiederum ein Teilstrom aus der Nachklärung zunächst zur Filteranlage gefördert werden und dort mit dem Ablauf der verbleibenden BIOFOR-Anlage vereinigt werden. Bemessungswassermengen und anteilige Aufteilung der Ströme und die dazu erforderliche Infrastruktur, d. h. Pumpwerke und Mengenmessung und Regelung, sind auch bei dieser Lösungsvariante weitestgehend identisch zu den vor beschriebenen Lösungsvarianten.

Die Sauerstofflagerung und Ozonerzeugung werden als fertige Komponenten

installiert. Es wird empfohlen, die Ozonerzeugung auf eine Ozondosis von 0,7 gO₃/gDOC auszulegen. Der Sauerstofftank mit Verdampfer kann im Bereich neben den vorhandenen Fällmitteltanks aufgestellt werden. Auch der Ozonerzeuger könnte in diesem Bereich installiert werden oder aber direkt oben auf oder neben dem umgebauten Reaktionsbecken. Auf diese Weise können die Leitungswege für das Ozon kurz gehalten werden. Alternativ kann eine Installation des Ozonerzeugers in der Filtergalerie erfolgen. Dabei sind dann allerdings die Sicherheitsbestimmungen für den Umgang mit Ozon in geschlossenen Räumen zu beachten.

Einige BIOFOR- Zellen werden zu Ozonreaktionsbecken umgerüstet. Bei dieser Lösungsvariante ist zu überlegen, ob es sinnvoller ist BIOFOR-DN oder BIOFOR-N-Zellen als Reaktionsbecken zu nutzen. Werden letztere genutzt, lässt sich u. U. das vorhandene Belüftungssystem dieser Zellen zumindest teilweise nutzen, indem es zu einem Ozoneintragssystem umgebaut wird. Um das gesamte Volumen der genutzten Zellen als Reaktionsraum zu aktivieren, erscheint es jedoch sinnvoll, das Eintragssystem auf der Sohle des heutigen Polsterraumes zu installieren. Wenn das Begasungssystem aber ohnehin umgebaut werden muss, macht die Nutzung von DN-Zellen als Reaktionsbecken mehr Sinn, weil in den Reaktionsbecken dann die erforderliche hydraulische Höhe zur Verfügung gestellt werden kann, um die N-Zellen als nachgeschalteten biologischen Filter zum Abbau organischer Restsubstanzen aus der Ozonung zu betreiben.

Der Reaktor wird auf eine Aufenthaltszeit von $t_A = 30$ min bezogen auf die Bemessungswassermenge von 600 m³/h ausgelegt. Damit ergibt sich das erforderliche Reaktorvolumen zu erf. $V_R = 300$ m³. Die heutigen Denitrifikationszellen verfügen über eine Grundfläche von $A_{DN} = 46,7$ m² und inkl. Polsterraum über eine Wassertiefe von $T_{DN} = 5,30$ m. Mit dem Umbau von zwei Denitrifikationszellen könnte demnach ein Reaktionsvolumen von $V_R = 495$ m³ zur Verfügung gestellt werden.

Zur Erzeugung einer Pfropfenströmung müssen in den als Reaktionsbecken genutzten Zellen zusätzlich Leitwände installiert werden. Ob in diesem Zusammenhang der vorhandene Düsenboden entfernt werden muss oder nicht zuletzt aus Kostengründen belassen werden kann, muss im Rahmen der weiteren Planung geklärt werden. In jedem Fall sind die Zellen abzudecken, um ein unkontrolliertes Austreten von Ozon in die Atmosphäre zu verhindern. Das verbleibende sogenannte Off-Gas wird aus dem Gasraum zwischen Wasseroberfläche und Abdeckung abgesaugt und über einen Ozonvernichter neutralisiert. Der Ozonvernichter kann direkt auf der Abdeckung oder oberhalb der vorhandenen Ablaufrinne installiert werden.

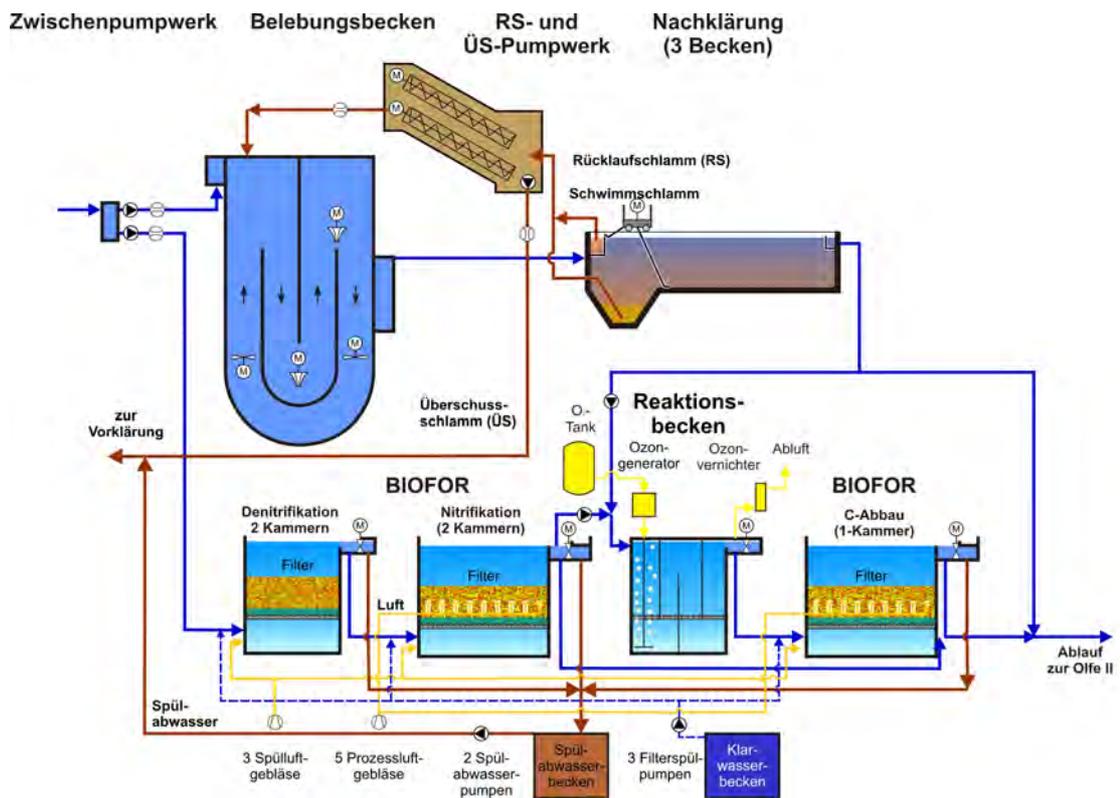


Abbildung 20: Verfahrensschema Umrüstung ehem. BIOFOR-Zellen zu Ozonung mit Filter (Teilstrom)

Die N-Zellen können entweder in einen klassischen abwärts durchströmten Flachbettfilter umgebaut werden oder aber ohne jeglichen Umbau als aufwärts durchströmte BIOFOR-Anlage betrieben werden. Letzteres bietet sogar den Vorteil, dass einerseits erheblich Umbaukosten eingespart werden können und andererseits der Filter als biologisch aktivierter Festbettreaktor genutzt werden kann. Dazu kann die vorhandene Belüftungseinrichtung genutzt werden. Auf diese Weise können nicht nur Feststoffe abgetrennt, sondern organische Restverbindungen, die beim Ozonungsprozess entstehen können, abgebaut werden.

Wenn hier eine BIOFOR-N-Zelle genutzt wird, ergibt sich bezogen auf die Bemessungswassermenge bei einer Filterfläche einer N-Zelle von $A_N = 52,5 \text{ m}^2$ die Filtergeschwindigkeit zu 11,4 m/h. Dieser Wert ist für die Nutzung der Zelle als nachgeschalteter Raumfilter hinreichend geeignet. Wird jedoch eine biologische Nachreinigung erforderlich, wird empfohlen, 2 BIOFOR-N-Zellen zu nutzen.

Auch dieser Filter muss regelmäßig gespült werden. Die vorhandenen Spüleinrichtungen können problemlos weiter genutzt werden, sodass hier keine zusätzlichen Investitionen erforderlich werden. Über die erforderliche Häufigkeit der Spülzyklen lässt sich derzeit noch nicht viel sagen, weil diese von der tatsächlichen Belastung des Filters abhängen. Da aber im Wesentlichen ja

gereinigtes Abwasser weitergehend behandelt wird, dürfte sich diese Belastung in Grenzen halten. Über das Spülkriterium „Filterwiderstand“, lassen sich die erforderlichen Spülzyklen später leicht im Betrieb ermitteln.

6.3 Lösungsvarianten bei Neukonfiguration auf eine Hauptstromlösung

Grundvariante 2 wird nur möglich, weil die Belastung der Kläranlage nach der Auswertung des INFA Instituts nur noch 60.000 EW beträgt. Dies ist maßgebend, weil die Nutzbarkeit vorhandenen Einheiten für die weitergehenden Maßnahmen davon abhängig ist, wie viele davon bzw. welche Volumina für die konventionelle Abwasserreinigung auch zukünftig weiter benötigt werden. Im Rahmen dieser Studie wird ein vereinfachter Ansatz über Einwohnerwerte gemacht, welcher allerdings die Auswertung des INFA Institutes berücksichtigt.

Für die Grundvariante 2 gibt es unter den besonderen Randbedingungen der Kläranlage Ahlen ebenfalls wieder mehrere Möglichkeiten:

- a. Hauptstrom über die BIOFOR-Anlage bei Stilllegung der Belebungsanlage.
- b. Hauptstrom über die Belebungsanlage bei Nutzung der BIOFOR-Anlage als nachgeschaltete Stufe

6.3.1 Hauptstrom über die BIOFOR-Anlage

Wie bereits weiter oben beschrieben, wurde die BIOFOR-Anlage seinerzeit auf einen 70%igen Teilstrom bezogen auf eine Ausbaugröße von 126.800 EW ausgelegt. Sie ist also auslegungsgemäß in der Lage, Abwasser für etwa 88.760 EW zu reinigen. Da die Kläranlage Ahlen heute aber nur noch mit etwa 60.000 EW belastet ist, ist die BIOFOR-Anlage ohne Weiteres in der Lage, das gesamte Abwasser der Stadt Ahlen zu reinigen. Rechnerisch wären dafür sogar nur 6 der 8 Straßen für die biologische Reinigung erforderlich. Die beiden nicht mehr benötigten BIOFOR-Straßen mit insgesamt 4 Filterzellen könnten dann für weitergehende Maßnahmen zur Spurenstoffelimination umgerüstet werden.

Somit ergäben sich für die 2. Grundvariante folgende Lösungsvorschläge:

1. Hauptstrom Lösung BIOFOR mit PAK in Überstauraum umgerüsteter BIOFOR-Zellen
2. Hauptstrom Lösung BIOFOR Umrüstung freigewordener BIOFOR-Zellen mit GAK
3. Hauptstrom Lösung BIOFOR mit Ozonungsanlage in freigewordenen BIOFOR-Zellen

Diese Lösungsvarianten scheinen zwar auf den ersten Blick von denen des vorhergehenden Kapitels abzuweichen. In Bezug auf die Spurenstoffelimination sind sie aber identisch, da diese ja in beiden Fällen auf eine identische

Bemessungwassermenge von $Q_A = 600 \text{ m}^3/\text{h}$ angewendet wird. Bei der 1. Grundvariante erfolgt lediglich die biologische Reinigung in 2 Teilströmen, für die Spurenstoffelimination werden diese aber vorher wieder vereint und gemeinsam behandelt. Diese Varianten müssen deshalb an dieser Stelle nicht erneut bis ins letzte Detail betrachtet werden. Der Vollständigkeit halber erfolgt aber dennoch ein kurze Beschreibung.

6.3.1.1 Lösungsvariante 2.1.a: BIOFOR im Hauptstrom mit PAK in Überstauraum umgerüsteter BIOFOR-Zellen

Diese Lösungsvariante ist in Bezug auf die weitergehenden Maßnahmen identisch mit der Variante gemäß Kapitel 6.2.1. Der Unterschied liegt darin, dass die biologische Reinigung im Hauptstrom ausschließlich in der BIOFOR-Anlage erfolgt. Es muss also kein Teilstrom aus der Belebung zuvor zur Spurenstoffelimination gefördert werden. Analog zur Lösungsvariante 1.1 gemäß Kapitel 6.2.1 werden unter Berücksichtigung der selben Auslegungsparameter 2 ehemalige BIOFOR-N-Zellen zu Flachbettfiltern umgebaut. Wenn für die biologische Reinigung nur noch 6 BIOFOR-Linien benötigt werden, stehen diese zur Verfügung. Abbildung 21 zeigt eine Verfahrensschema dieser Variante. 2 BIOFOR-DN-Zellen werden dann nicht mehr benötigt.

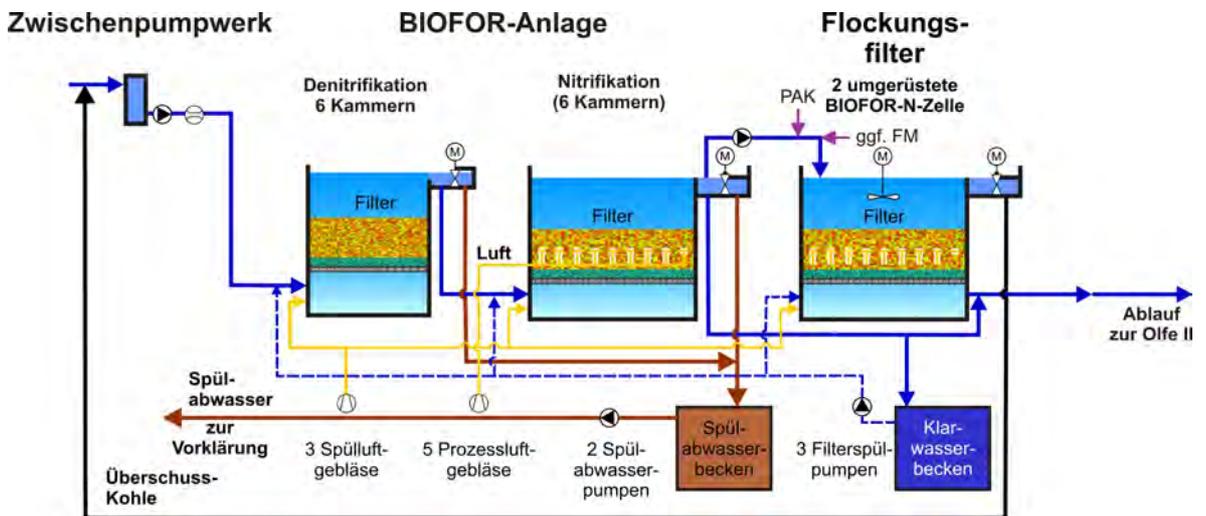


Abbildung 21: Verfahrensschema BIOFOR im Hauptstrom mit PAK in Überstauraum ehem. BIOFOR-Zellen

Selbst wenn eine verfahrenstechnische Nachrechnung der BIOFOR-Anlage auf Basis der vom INFA Institut ermittelten Belastung ergäbe, dass 7 BIOFOR-Linien benötigt werden, ließe sich diese Lösungsvariante immer noch umsetzen. In diesem Fall wäre eine BIOFOR-DN und eine BIOFOR-N Zelle umzubauen. Da diese beiden Einheiten hydraulisch nicht auf dem selben Niveau liegen und außerdem weder über die gleiche Grundfläche noch über das gleiche Volumen verfügen, wäre eine Umrüstung allerdings etwas aufwendiger. Für einen Parallelbetrieb müssten Teilströme mit unterschiedlichen Wassermengen gebildet werden, die auf unterschiedliche Niveaus

zu fördern wären. Dies ließe sich allerdings mit Hilfe von entsprechend gestaffelten Tauchmotorpumpen bei Nutzung der Pumpenvorlage des heutigen Rezirkulationspumpwerkes durchaus mit vertretbarem Aufwand realisieren. Sinnvoller erscheint dann aber ein 2-stufiger Reihenbetrieb, der sich ebenfalls problemlos umsetzen ließe.

Die Überschussschleife kann bei dieser Variante wahlweise zurück ins Zwischenpumpwerk oder aber direkt in den Zulauf zur BIOFOR-Anlage in den Bereich der Koagulationsbecken gefördert werden.

In Bezug auf die Investitionskosten ist diese Variante günstiger als die Lösungsvariante 1.1 gemäß Kapitel 6.2.1, weil kein Pumpwerk mit entsprechender Druckleitung zur Förderung des Teilstroms aus der Belebungsanlage erforderlich wird. Die Betriebskosten der Anlage für die weitergehende Reinigung sind identisch zu Lösungsvariante 1.1, die Gesamtbetriebskosten dürften allerdings deutlich höher liegen, weil die BIOFOR-Anlage deutlich höhere Betriebskosten erzeugt als die Belebungsanlage.

6.3.1.2 Lösungsvariante 2.2.a: BIOFOR im Hauptstrom mit GAK in umgerüsteten BIOFOR-Zellen

Diese Lösungsvariante ist in Bezug auf die weitergehenden Maßnahmen identisch mit der Variante gemäß Kapitel 6.2.2. Auch hier erfolgt die komplette biologische Reinigung in der BIOFOR-Anlage im Hauptstrom. Analog zur Lösungsvariante 1.2 gemäß Kapitel 6.2.2 werden unter Berücksichtigung der selben Auslegungsparameter, 3 ehemalige BIOFOR-Zellen auf GAK umgerüstet.

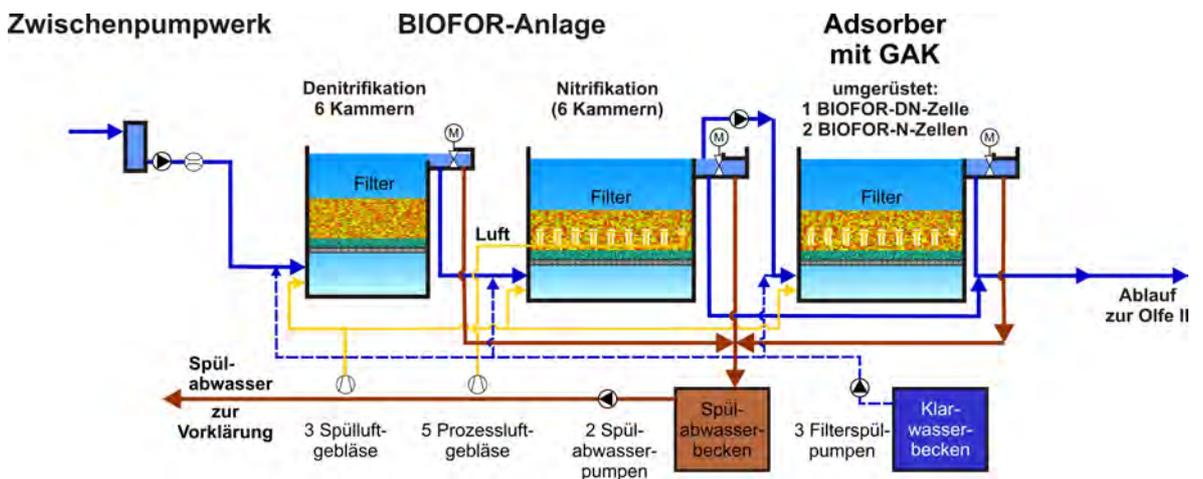


Abbildung 22: Verfahrensschema BIOFOR im Hauptstrom mit GAK in ehem. BIOFOR-Zellen

Wenn für die biologische Reinigung nur noch 6 BIOFOR-Linien benötigt werden, stehen 2 DN- und 2 N-Zellen zur Verfügung. In diesem Fall macht es Sinn alle vorhandenen Zellen zu nutzen. Das vorhandene Rohrleitungssystem der BIOFOR-Anlage kann dann mit sehr geringem Änderungsaufwand nahezu vollständig weiter

genutzt werden. Abbildung 22 zeigt ein Verfahrensschema dieser Variante.

Für diese Variante gilt allerdings, dass sie bereits dann nicht mehr ausschließlich in vorhandenen Anlagenteilen zu realisieren ist, wenn eine Nachrechnung der Anlage auf Basis der durch das INFA Institut ermittelten Belastung ergeben würde, dass 7 BIOFOR-Linien für die biologische Reinigung benötigt werden.

Man kann vorwegnehmen, dass diese Variante die geringsten Investitionskosten erfordern dürfte, weil der bei Weitem geringste Umbauaufwand entsteht. Nicht ganz trivial ist die Beschickung der ehemaligen BIOFOR-DN-Zellen. Diese werden bisher über eine zentrale Beschickungsleitung versorgt. Hier muss in das vorhandene Leistungssystem eingegriffen werden. Es muss in der Zentralenbeschickungsleitung eine feste Trennung oder aber eine variable Trennung über eine Armatur hergestellt werden. An den neu entstandenen Abschnitt muss dann eine neue Druckleitung angeschlossen werden, die über Tauchmotorpumpen, die z. B. in der Vorlage des Rezirkulationspumpwerkes installiert werden, versorgt wird.

Die Betriebskosten der weitergehenden Reinigungsstufe entsprechen, wie bei Lösungsvariante 1.2, den für GAK-Anlagen üblichen bzw. sind sogar geringer, weil zur Beschickung der Stufe nur eine geringe Förderhöhe zu überwinden ist. Für die absoluten Betriebskosten der Kläranlage gilt allerdings das gleiche, wie im vorherigen Kapitel beschrieben, weil die BIOFOR-Anlage mit Ihren insgesamt hohen Energiekosten auch in dieser Variante voll zu Buche schlägt.

6.3.1.3 Lösungsvariante 2.3.a: BIOFOR im Hauptstrom mit Ozonung in umgerüsteten BIOFOR-Zellen

Auch diese Lösungsvariante ist in Bezug auf die weitergehenden Maßnahmen identisch mit der Variante gemäß Kapitel 6.2.3. Wie bei den beiden Vorgängervarianten erfolgt die komplette biologische Reinigung in der BIOFOR-Anlage im Hauptstrom. Analog zur Lösungsvariante 1.3 gemäß Kapitel 6.2.3 werden unter Berücksichtigung der selben Auslegungsparameter zwei ehemalige BIOFOR-DN-Zellen zu einem Ozonreaktor umgerüstet und eine BIOFOR-N-Zelle wird als nachgeschalteter Filter genutzt. Diese Variante funktioniert allerdings nicht mehr, wenn für die biologische Reinigung 7 BIOFOR-Linien benötigt werden. Abbildung 23 zeigt ein Verfahrensschema dieser Variante.

Bei dieser Variante entsteht ein gewisser Umbauaufwand für die Umrüstung der BIOFOR-DN-Zellen zu einem Ozonreaktionsbecken. Allerdings wäre die Beschickung deutlich leichter zu realisieren, als in der Vorgängervariante, weil nicht in das Rohrleitungssystem der BIOFOR-Anlage eingegriffen werden müsste. Die Beschickung kann einfach über eine neue Druckleitung von oben in das Becken erfolgen. Die Druckleitung wird ähnlich wie zuvor erwähnt, über ein Tauchmotorpumpwerk versorgt. Der Umbau Aufwand der Zellen ist nach jetziger Einschätzung vertretbar.

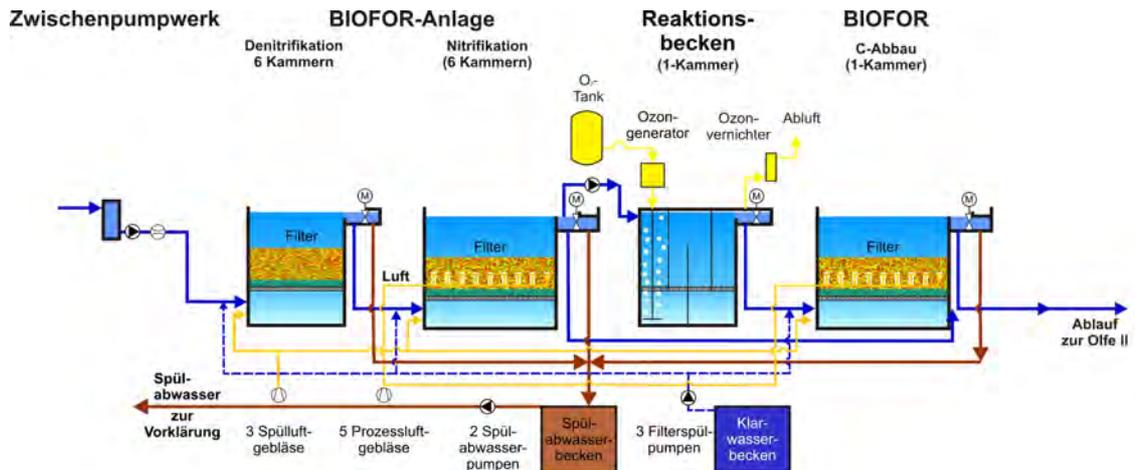


Abbildung 23: Verfahrensschema BIOFOR im Hauptstrom mit Ozonung in ehem. BIOFOR-Zellen

6.3.1.4 Grundsätzliche Einschätzung zum Betrieb der BIOFOR-Anlage

Der Vorteil der Nutzung der BIOFOR-Anlage liegt zweifelsohne in deren guter Abwasserreinigungsleistung. Der Nachteil ist allerdings eindeutig im energetischen Bereich zu sehen. Nach einer durch das INFA-Institut in Ahlen angefertigten Energieanalyse beträgt der Energieverbrauch der Kläranlage Ahlen zur Zeit ca. 76 kWh/(EW*a). Zum Vergleich liegt der durchschnittliche Energieverbrauch von Kläranlagen in Deutschland mit etwa 30 - 35 kWh/(EW*a) bei weniger als der Hälfte. Zwar ist auch die Belebungsanlage in Ihrer heutigen Form, vor allem wegen der vorhandenen Oberflächenbelüftung, energetisch gesehen sicherlich nicht als optimal einzustufen, den Löwenanteil des hohen Energieverbrauchs steuert nach der Energieanalyse jedoch eindeutig die BIOFOR-Anlage bei.

Es sollte also grundsätzlich überlegt werden, ob es langfristig überhaupt Sinn macht, die BIOFOR-Anlage in der heutigen Form weiter zu betreiben. Aus den vorbeschriebenen Kapiteln geht allerdings auch hervor, dass mit Blick auf die Spurenstoffelimination ein vollständiger Verzicht auf eine Filteranlage nicht in Frage kommt. Aber selbst wenn der Sinn der Spurenstoffelimination grundsätzlich sehr umstritten ist, so ist eine nachgeschaltete Filteranlage auch mit Blick auf die Gesamtphosphorelimination eine sehr sinnvolle Verfahrensstufe. Dies gilt besonders vor dem Hintergrund, dass in der EU derzeit bereits über eine Verschärfung der Grenzwerte für Phosphor nachgedacht wird, weil die bisher umgesetzten Maßnahmen zur P-Elimination im Sinne der EU WRRL noch nicht zum gewünschten Erfolg geführt haben. Mit einer Filteranlage, die ja bereits vorhanden ist, ist man in Ahlen für derartige Aufgaben in jedem Fall schon gerüstet.

6.3.2 Hauptstrom über die Belebungsanlage

Eine vollständige biologische Reinigung des gesamten Abwassers der Stadt Ahlen in der heutigen Belebungsanlage wird auch unter Belastungsverhältnissen von 60.000

EW nicht möglich sein. Die Belebungsanlage wurde seinerzeit nachgerechnet, um herauszufinden, für welchen Teilstrom, bezogen auf die damals geplante Ausbaugröße von 126.800 EW, das vorhandene Belebungsbeckenvolumen mit $V_{BB} = 6.000 \text{ m}^3$ ausreichend ist. Aus dem Ergebnis dieser Berechnung ergab sich seinerzeit die Aufteilung der Teilströme im Verhältnis 70/30. Bezogen auf 126.800 EW ergeben 30 % jedoch 38.040 EW. Nach dieser vereinfachten Abschätzung reicht das vorhandene Belebungsbecken also nicht für eine Belastung von 60.000 EW aus.

Eine Neukonfiguration der Kläranlage würde in diesem Fall also eine Erweiterung der vorhandenen Belebungsanlage erfordern. Es muss klar erwähnt werden, dass dies aller Voraussicht nach eine Erweiterung sowohl des vorhandenen Belebungsbeckens als auch der vorhandenen Nachklärung bedeuten würde. Für die Spurenstoffelimination steht dann das gesamte Spektrum der im Kapitel 3.3 beschriebenen verfahrenstechnischen Varianten zur Verfügung.

Die heutige BIOFOR-Anlage würde dann im Wesentlichen für die Spurenstoffelimination eingesetzt. Wie bei den zuvor betrachteten Varianten ergeben sich die Möglichkeiten dies über eine nachgeschaltete Flockungsfiltration mit PAK-Dosierung, bei Einsatz von granulierter Aktivkohle in GAK-Reaktoren oder aber über eine Ozonungsanlage mit Filtration zu gewährleisten. Eine Klärung der Frage, ob der Umbau der Belebungsanlage tatsächlich stattfindet, ist nicht Gegenstand dieser Studie. Da diese Option, soweit dies heute überhaupt schon einschätzbar ist, allein aus energetischen Gesichtspunkten, aber keineswegs unrealistisch ist, werden die möglichen Varianten der Spurenstoffelimination für diese Option an dieser Stelle mit untersucht. Somit stehen die folgenden Lösungsvarianten zur Verfügung.

- Lösungsvariante 2.1.b: Umbau von BIOFOR-Zellen zu Überstaufiltern und Pulveraktivkohledosierung in den Überstauraum
- Lösungsvariante 2.2.b: Umrüstung vorhandener Filterzellen mit granulierter Aktivkohle
- Lösungsvariante 2.3.b: Ozonanlage mit nachgeschaltetem Flockungsfilter
- Lösungsvariante 2.4.b: Pulveraktivkohledosierung mit Kontakt- und Absetzbecken und nachgeschaltetem Flockungsfilter

Die Lösungsvariante 2.4.b wurde der Vollständigkeit halber erwähnt. Die Umsetzung dieser Technik ist natürlich grundsätzlich auch für die Kläranlage Ahlen im Rahmen der Grundvariante 2 möglich. Da aber mit der BIOFOR-Anlage sehr viel vorhandene und nutzbare Anlagensubstanz zur Verfügung steht, ist es wirtschaftlich wohl wenig sinnvoll, zusätzlich zu den ohnehin erforderlichen Erweiterungsmaßnahmen, noch ein neues Kontaktbecken und ein neues Sedimentationsbecken zu bauen und im Gegenzug große Teile der BIOFOR-Anlage ungenutzt zu lassen. Diese Variante wird deshalb im Folgenden nicht weiter in Betracht gezogen.

6.3.2.1 Lösungsvariante 2.1.b: Belebungsanlage im Hauptstrom mit PAK in Überstauraum umgerüsteten BIOFOR-Zellen

Im Grunde entspricht diese Lösungsvariante in Bezug auf die Spurenstoffelimination der Lösungsvariante 2.1.a. Auch hier erfolgt die biologische Reinigung im Hauptstrom, allerdings nicht in der BIOFOR-Anlage, sondern in der erweiterten Belebungsanlage. Die BIOFOR-Anlage wird ausschließlich für die weitergehenden Maßnahmen zur Spurenstoffelimination genutzt.

Die weitergehenden Maßnahmen zur Spurenstoffelimination sind wiederum weitestgehend identisch mit der Lösungsvariante 1.1 gemäß Kapitel 6.2.1 bzw. 2.1.a gemäß Kapitel 6.3.1.1. Der Unterschied liegt letztlich nur darin, dass diese Variante auf jeden Fall vollständig unter Nutzung von heutigen BIOFOR-Zellen erfolgen kann, da ja keine BIOFOR-Zellen mehr zur biologischen Reinigung benötigt werden.

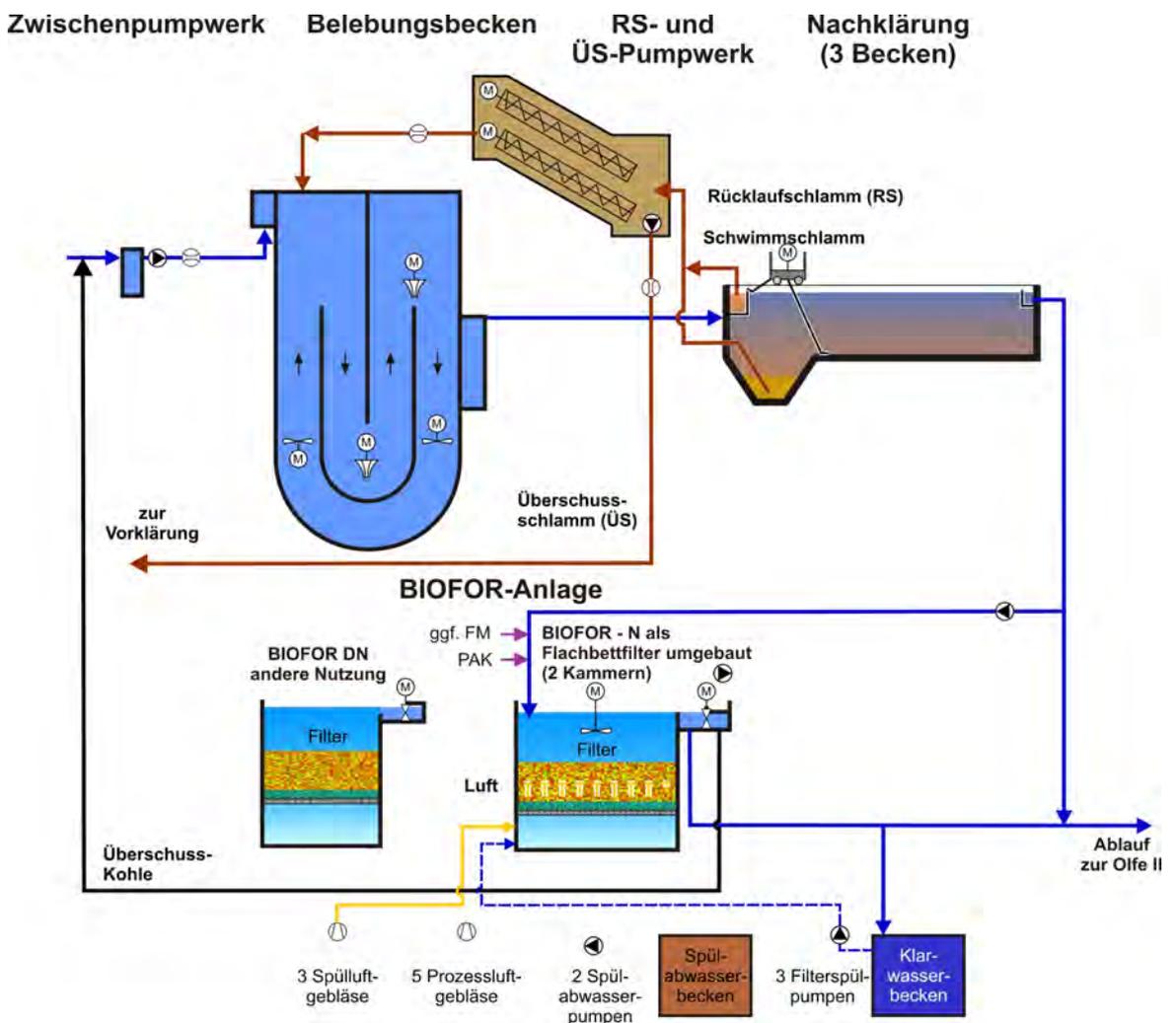


Abbildung 24: Verfahrensschema Belebung im Hauptstrom mit PAK in Überstauraum ehem. BIOFOR-Zellen

Vom Ablauf der Nachklärung wird der komplette Hauptstrom zur Filteranlage

gefördert. Dabei ist zu überlegen, ob zu diesem Zweck das vorhandene Zwischenpumpwerk und auch die vorhandene lange Druckleitung genutzt werden können. Es muss aber hinterfragt werden, ob dies sinnvoll ist, da diese Situation energetisch nicht günstig ist und entsprechend hohe Betriebskosten verursacht. Der Bau eines neuen einfachen Tauchmotorpumpwerkes mit kurzer Druckleitung dürfte durchaus eine wirtschaftliche Alternative sein, zumal einerseits ein Umbau des vorhandenen Pumpensumpfes am Zwischenpumpwerk erforderlich würde und andererseits die Pumpen ohnehin auf die aktuelle Situation angepasst und somit erneuert werden müssten. Abbildung 24 zeigt ein Verfahrensschema dieser Variante.

Analog zur Lösungsvariante 1.1 bzw. 2.1.a werden unter Berücksichtigung der selben Auslegungsparameter zwei ehemalige BIOFOR-N-Zellen zu Flachbettfiltern umgebaut. Die übrigen BIOFOR-Zellen werden dann für ihren ursprünglichen Einsatzzweck nicht mehr benötigt und können anderen Nutzungen zugeführt werden. Dabei wäre insbesondere zu prüfen, ob zusätzliche Filterzellen zur Verbesserung des P-Ablaufwertes sinnvoll eingesetzt werden können. Dies ist aber letztlich nicht Gegenstand dieser Studie.

6.3.2.2 Lösungsvariante 2.2.b: Belebungsanlage im Hauptstrom mit GAK in umgerüsteten BIOFOR-Zellen

Auch diese Variante zeigt keine vollständig neue Lösung im Vergleich zu den zuvor beschriebenen Varianten. Sie entspricht in Bezug auf die Spurenstoffelimination der Lösungsvariante 2.2.a, allerdings mit biologischer Reinigung im Hauptstrom in der erweiterten Belebungsanlage. Dabei sind in dieser Lösungsvariante die weitergehenden Maßnahmen zur Spurenstoffelimination weitestgehend identisch mit der Lösungsvariante 1.2 gemäß Kapitel 6.2.2 bzw. 2.2.a gemäß Kapitel 6.3.1.2. Auch für die Variante der Umrüstung von BIOFOR-Zellen auf GAK-Reaktoren steht in jedem Fall ausreichend Reaktionsraum in ehemaligen BIOFOR-Zellen zur Verfügung.

Vom Ablauf der Nachklärung muss auch in der Lösungsvariante 2.2.b der komplette Hauptstrom zur Filteranlage gefördert werden. Die Thematik „Zwischenpumpwerk“ wurde bereits in der vorhergehenden Variante diskutiert. Auch für diese Lösungsvariante wird davon ausgegangen, dass ein neues, für den Zweck optimiertes Pumpwerk gebaut wird.

Analog zur Lösungsvariante 1.2 bzw. 2.2.a werden unter Berücksichtigung der Auslegungsparameter gemäß Kapitel 5.2 drei (3) ehemalige BIOFOR-N-Zellen zu Aufwärts durchströmten GAK-Reaktoren umgerüstet, d. h. das ursprünglich eingesetzte Biolit (Blähton) wird durch granulierten Aktivkohle ersetzt. Betrieblich arbeiten die zu Adsorbern umgebauten Zellen ansonsten weiterhin wie BIOFOR-Zellen. Abbildung 25 zeigt ein Verfahrensschema dieser Variante.

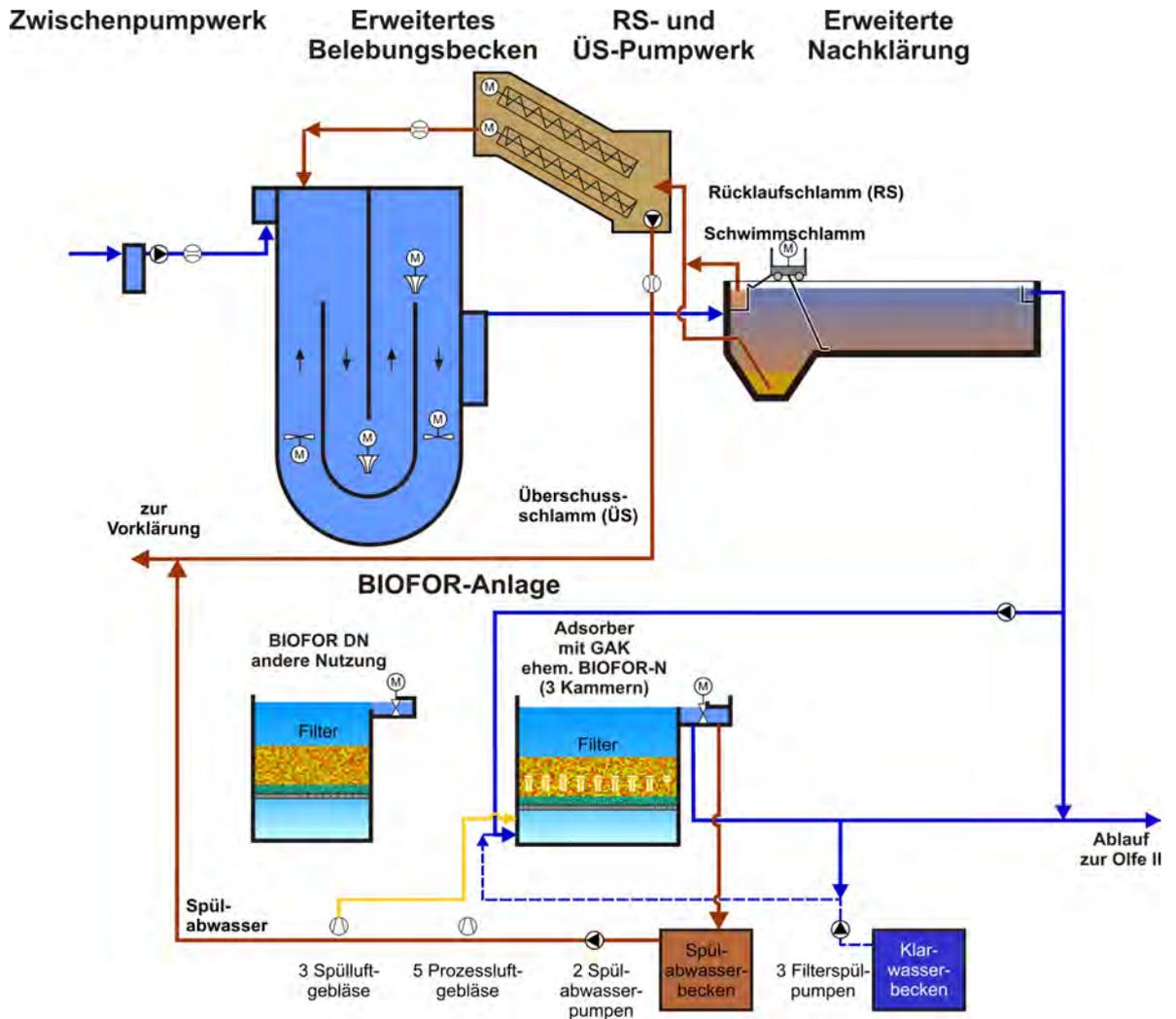


Abbildung 25: Verfahrensschema Belebungsanlage im Hauptstrom mit GAK in ehem. BIOFOR-Zellen

Im Übrigen gilt auch hier, dass die übrigen BIOFOR- Zellen zumindest nicht mehr für die biologische Abwasserreinigung benötigt werden, aber ggf. für eine weitergehende Phosphorelimination genutzt werden können.

6.3.2.3 Lösungsvariante 2.3.b: Belebungsanlage im Hauptstrom mit Ozonung in umgerüsteten BIOFOR-Zellen

Auch zu dieser Lösungsvariante ist in Bezug auf die Spurenstoffelimination letztlich eine Wiederholung der vorher diskutierten Varianten 1.3 bzw. 2.3.a. Die komplette biologische Reinigung erfolgt wiederum im Hauptstrom in der erweiterten Belebungsanlage. Zur Spurenstoffelimination werden Teile der BIOFOR-Anlage analog zur Lösungsvariante 1.3 gemäß Kapitel 6.2.3 bzw. 2.3.a gemäß 6.3.1.3 zu einer Ozonungsanlage umgebaut.

Im Unterschied zu den Lösungsvarianten 2.1.a und 2.2.a erscheint es hier etwas sinnvoller auch das vorh. Zwischenpumpwerk weiter zu nutzen. Die Ozonungsanlage ist vom Grundsatz her 2-stufig ausgeführt, wobei die beiden Stufen eine jeweils

unterschiedliche hydraulische Höhe erfordern. In den zuvor beschriebenen Varianten wurde deshalb das Ozonreaktionsbecken als 1. Stufe in ehemaligen BIOFOR-DN-Zellen realisiert, wohingegen die 2. Stufe als biologisch aktivierter BIOFOR-Filter in ehemaligen BIOFOR-N-Zellen vorgesehen war. Eine Beschickung der 1. Stufe ist über den vorhandenen Weg in dieser Variante am einfachsten realisierbar.

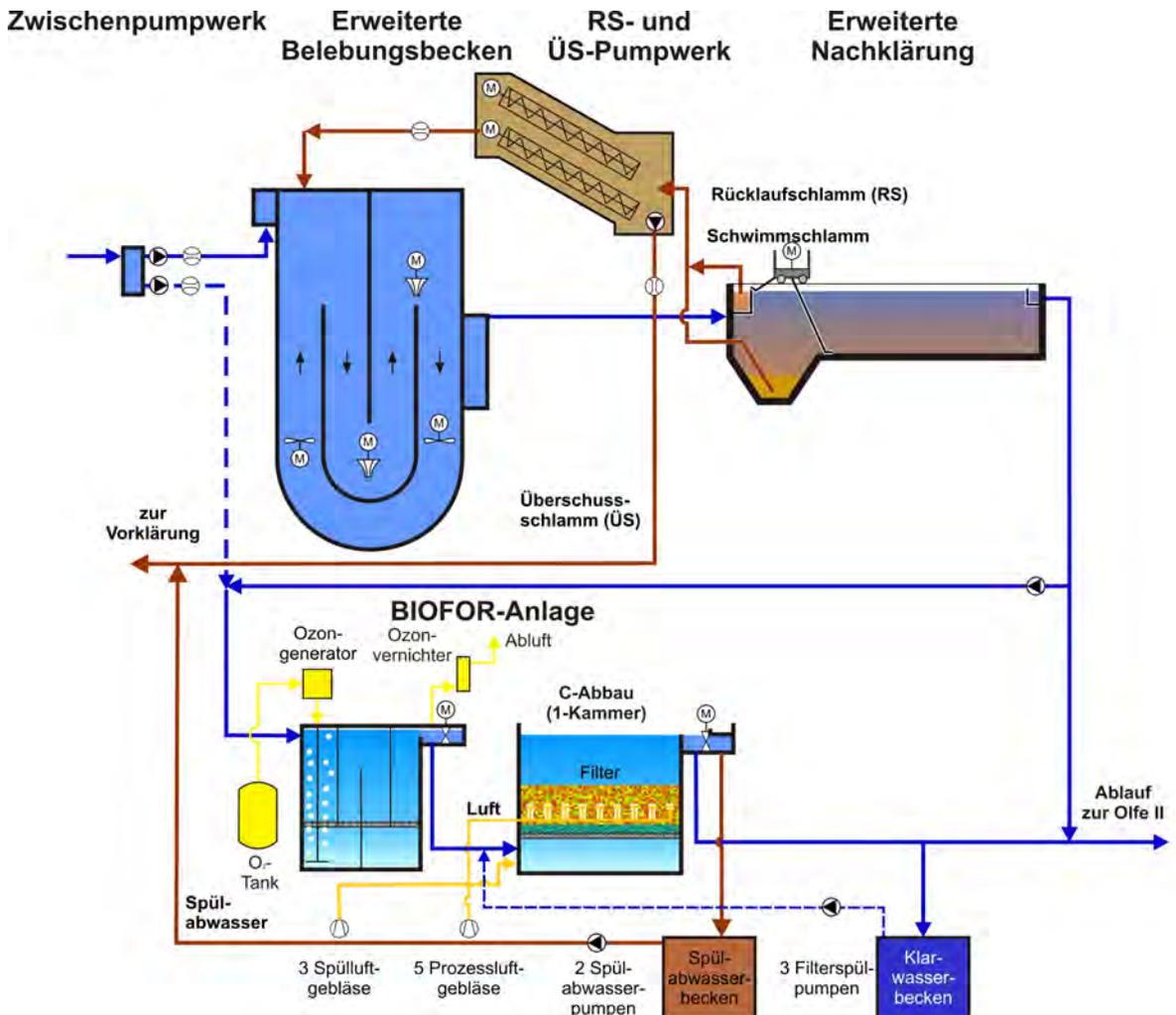


Abbildung 26: Verfahrensschema Belegung im Hauptstrom mit Ozonung in ehem. BIOFOR-Zellen

Andererseits ist die lange vorhandene Druckleitung vom Zwischenpumpwerk wegen der naturgemäß relativ hohen hydraulischen Verluste nicht optimal. Das vorhandene Zwischenpumpwerk zur Beschickung der Anlage nutzen zu wollen birgt außerdem den Nachteil, dass der zur Spurenstoffelimination geleitete Teilstrom zunächst vom Ablauf der Nachklärung zum Zwischenpumpwerk zurückgeleitet werden muss. Wie auch schon in Kapitel 6.3.2.1 erwähnt, muss außerdem die Pumpenvorlage des Zwischenpumpwerkes geteilt werden, um den mechanisch gereinigten Hauptstrom zur Belebungsanlage vom biologisch gereinigten Teilstrom zur Spurenstoffelimination zu trennen. Letztendlich führen diese Überlegungen dazu, dass es sinnvoller erscheint, auch hier ein neues Pumpwerk in der Nähe des Ablaufes der Nachklärung vorzusehen. Will man den Vorteil der vorhandenen Beschickung zu den BIOFOR-DN-

Zellen trotzdem nutzen, bietet es sich an, die neue Druckleitung in der Nähe des BIOFOR-Gebäudes an die vorhandene Druckleitung anzubinden.

Da im Rahmen dieser Studie für alle Varianten die Auslegungsparameter gemäß Kapitel 5.2 maßgebend sind, werden auch in dieser Variante zwei ehemalige BIOFOR-DN-Zellen für die Umrüstung zu einem Ozonreaktor und eine BIOFOR-N-Zelle als nachgeschalteter biologisch aktivierter BIOFOR-C-Filter genutzt. Abbildung 26 zeigt ein Verfahrensschema dieser Variante.

6.3.2.4 Anmerkungen zur Hauptstromlösung in der Belebungsanlage

Es soll noch einmal erwähnt sein, dass sich alle hier im Kapitel 6.3.2 genannten Behandlungsvolumina auf den vereinfachten Ansatz, dass die Kläranlage Ahlen nur noch mit 60.000 EW belastet ist, beziehen. Bevor die Maßnahmen realisiert werden können, muss das natürlich zunächst durch eine detaillierte Nachrechnung der Anlage auf Basis der aktuellen Zulauffrachten verifiziert werden. Stellt sich bei dieser Verifizierung jedoch heraus, dass die Anlage weiterhin höher belastet ist, muss weiteres Volumen aus der heutigen BIOFOR-Anlage als Behandlungsvolumen aktiviert werden.

Im Rahmen dieser Studie werden nur die weitergehenden Maßnahmen zur Spurenstoffelimination im Detail untersucht. Dabei wird davon ausgegangen, dass die heutige Reinigungsleistung bezogen auf alle klassischen Abwasserparameter mindestens erhalten bleibt und die geforderten Überwachungswerte gemäß Bescheid vom 21.09.2006 sicher eingehalten werden. Davon kann insofern ausgegangen werden, weil das vorhandene Behandlungsvolumen, wie ja bereits mehrfach erwähnt, auf eine Ausbaugröße von 126.800 EW ausgelegt ist, die Ausbaugröße aber bereits im Jahr 2004 aufgrund des festgestellten Rückgangs der Belastung auf 92.000 EW erklärt wurde und die aktuellen Erfahrungen des Betriebes einen weiteren Belastungsrückgang verzeichnen. Es ist also in jedem Fall ausreichend Behandlungsvolumen vorhanden, auch wenn ein Teil davon zur Spurenstoffelimination genutzt werden sollte.

Etwas eingeschränkt werden muss diese Aussage in Bezug auf Phosphor. Bei der heutigen festen Aufteilung im Verhältnis von 70/30 auf BIOFOR bzw. Belebungsanlage werden in jedem Fall 70 % des Abwassers über die BIOFOR-Anlage geleitet. Als Filtertechnologie hat diese bezogen auf AFS definitiv eine bessere Abscheidewirkung als die Nachklärung. Insbesondere Feinstpartikel zu denen letztlich auch gewisse Anteile des partikulären Phosphors vor allem aber auch der Fällungsprodukte gehören, können im Filter mit deutlich höherem Wirkungsgrad abgeschieden werden. Die Nachklärung ist besonders bei hohen hydraulischen Belastungen anfälliger gegen Feststoffabtrieb.

Wenn nun die Aufteilung von 70/30 zuungunsten der BIOFOR-Anlage geändert wird,

so wird das Auswirkungen auf den Feststoffrückhalt und somit u. U. auch auf den Ablaufwert für P haben. Zu einem gewissen Teil wird das je nach gewählter Variante wieder ausgeglichen, weil ja auch die beschriebenen Technologien zur Spurenstoffelimination über Filtertechnologie verfügen. Sowohl bei den Teilstromvarianten gemäß Kapitel 6.2 als auch den Hauptstromvarianten gemäß Kapitel 6.3.2 wird aber bei Ansatz der gewählten Auslegungsparameter für die Spurenstoffelimination nie der Maximalzufluss QM über diese Verfahrensstufen geleitet. Bei größeren Zuflüssen wird ein Teilstrom vom Ablauf der Nachklärung direkt in die Olfe eingeleitet, der dann nicht gefiltert ist. Dies erfolgt für den 30%igen Teilstrom heute auch schon. Welche Auswirkungen das in Zukunft aber auf den Gesamtablaufwert für Phosphor hat, lässt sich zurzeit nur schwer abschätzen. Dies hängt in hohem Maße von den Schlammeigenschaften ab, die sich in einer entsprechend neu konfigurierten Anlage einstellen werden.

Grundsätzlich ist es aber möglich, auch den Teilstrom, der nicht über die 4. Reinigungsstufe geleitet wird, noch einer Filterstufe zuzuführen. Je nach gewählter Variante stehen hierfür auch nach einer Neukonfiguration der Anlage ausreichend Filterzellen in der heutigen BIOFOR-Anlage zur Verfügung. Letztlich wird es so möglich, 100 % des der Kläranlage Ahlen zufließenden Abwassers über Filter zu leiten und somit die positiven Auswirkungen auf den Feststoffrückhalt und den Phosphor Ablaufwert zu gewährleisten.

Die Überlegung das Aufteilungsverhältnis zu ändern oder gar die biologische Reinigung für den gesamten Hauptstrom in der Belebungsanlage zu gewährleisten, erfolgte u. a. vor dem Hintergrund des hohen Energiebedarfes der BIOFOR-Anlage. Es muss dann an dieser Stelle hinterfragt werden, ob die energetische Verbesserung nicht wieder zunichtegemacht wird, wenn der Gesamtstrom letztlich doch wieder der Filterstufe zugeführt wird. Dies kann aus hiesiger Sicht klar verneint werden.

Auch wenn man die Filterstufe in der oben beschrieben Weise weiterhin nutzt, dürfte sich eine deutliche Reduzierung des Gesamtenergiebedarfes erreichen lassen. Zum Einen kann eine Filterstufe, die ausschließlich zur Feststoffabtrennung genutzt wird, mit einer höheren Filtergeschwindigkeit ($\max v_F = 15 \text{ m/h}$) belastet werden. Dadurch werden weniger Filterzellen benötigt, die gespült werden müssten. Zum Anderen müssen die verbleibenden Zellen deutlich seltener gespült werden, weil kein belebter Schlamm mehr gebildet wird und somit die Feststoffbelastung der einzelnen Filterstufen deutlich geringer ist als heute. Es werden als insgesamt deutlich weniger Spülungen erforderlich, was dann zu einem Teil der erwähnten Energieeinsparung führen wird. Ein anderer aber durchaus wesentlicher Teil an Einsparungen ergibt sich dadurch, dass keinerlei Prozessluft für die biologischen Prozesse, wie z.B. die Nitrifikation, mehr erforderlich werden. Dies im Detail weiter zu betrachten, ist aber nicht Gegenstand dieser Studie.

7 KOSTENSCHÄTZUNG

Es wurde eine Wirtschaftlichkeitsanalyse der untersuchten Varianten für die Spurenstoffelimination durchgeführt. Für die Wirtschaftlichkeitsanalyse wurden sowohl die Investitionskosten als auch die Betriebskosten ermittelt und daraus die Jahreskosten errechnet. Bei der Kostenschätzung der einzelnen Varianten wurden die Kosten für Ingenieurleistungen nicht berücksichtigt. Die Ergebnisse werden im Folgenden dargestellt. Die detaillierte Kostenschätzung ist in Anlage 1 beigefügt.

7.1 Investitionskosten

Basierend auf den in Kapitel 6 beschriebenen Auslegungen und den zugehörigen Verfahrensschemata wurden die Investitionskosten für die verschiedenen Lösungsvarianten geschätzt. Hierbei wurden Kosten für Bau-, Maschinen- sowie EMSR-Technik unterschieden. Die Kosten wurden anhand aktueller Einheitspreise, basierend auf aktuellen Submissionsergebnissen sowie spezifischer Preise, welche insbesondere vom „Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW“ nach einer Auswertung bereits ausgeführter Anlagen veröffentlicht wurden, ermittelt. Die Ergebnisse der Investitionskostenschätzung sind in Tabelle 6 zusammengefasst.

| Pos. | Gewerk | Variante 1.1 | Variante 1.2 | Variante 1.3 | Variante 2.1a | Variante 2.2a | Variante 2.3a | Variante 2.1b | Variante 2.2b | Variante 2.3b |
|-----------------------------------------|------------------------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| | | € | € | € | € | € | € | € | € | € |
| 1 | Bau | 68.661,01 | 68.661,01 | 68.661,01 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 78.366,16 | 78.366,16 | 78.366,16 |
| 2 | Maschinentechnik | 707.880,00 | 398.250,00 | 665.684,00 | 677.600,00 | 370.350,00 | 507.600,00 | 681.000,00 | 373.750,00 | 511.000,00 |
| 3 | EMSR-Technik | 471.920,00 | 264.166,67 | 377.122,67 | 451.733,33 | 246.900,00 | 338.400,00 | 454.000,00 | 249.166,67 | 340.666,67 |
| ZWISCHENSUMME ZS 1 ohne BE | | 1.248.461,01 | 729.077,67 | 1.011.467,67 | 1.129.333,33 | 617.250,00 | 846.000,00 | 1.213.366,16 | 701.282,82 | 930.032,82 |
| | Baustelleneinrichtung ca. 15% auf ZS 1 | 187.269,15 | 109.361,65 | 151.720,15 | 169.400,00 | 92.587,50 | 126.900,00 | 182.004,92 | 105.192,42 | 139.504,92 |
| ZWISCHENSUMME ZS 2 mit BE | | 1.435.730,16 | 838.439,32 | 1.163.187,82 | 1.298.733,33 | 709.837,50 | 972.900,00 | 1.395.371,08 | 806.475,25 | 1.069.537,75 |
| | Unvorhergesehenes ca. 5% auf ZS 2 | 71.786,51 | 41.921,97 | 58.159,38 | 64.936,67 | 35.491,88 | 48.645,00 | 69.768,55 | 40.323,76 | 53.476,89 |
| HERSTELLKOSTEN | | 1.507.516,67 | 880.361,29 | 1.221.347,22 | 1.363.670,00 | 745.329,38 | 1.021.545,00 | 1.465.139,63 | 846.799,01 | 1.123.014,63 |
| | Nebenkosten (z.B. Ing.-Honorare) ca. 20% | 301.503,33 | 176.072,26 | 244.269,44 | 272.734,00 | 149.065,88 | 204.309,00 | 293.027,93 | 169.359,80 | 224.602,93 |
| GESAMTKOSTEN einschl. NK (netto) | | 1.809.020,00 | 1.056.433,55 | 1.465.616,66 | 1.636.404,00 | 894.395,25 | 1.225.854,00 | 1.758.167,56 | 1.016.158,81 | 1.347.617,56 |
| | MWSt z. Zl. 19% | 343.713,80 | 200.722,37 | 278.467,17 | 310.916,76 | 169.935,10 | 232.912,26 | 334.051,84 | 193.070,17 | 256.047,34 |
| GESAMTKOSTEN (brutto) | | 2.152.733,80 | 1.257.155,92 | 1.744.083,82 | 1.947.320,76 | 1.064.330,35 | 1.458.766,26 | 2.092.219,40 | 1.209.228,99 | 1.603.664,90 |

Tabelle 6: Investitionskosten der Varianten in [€]

Eine größere Darstellung findet sich in der Anlage. Bei den Gesamtinvestitionskosten muss grundsätzlich zwischen den Kosten für die Peripherie (Pumpwerke, Druckleitungen etc.) und den Kosten für die eigentliche Behandlungsstufe zur Spurenstoffelimination unterschieden werden. Dabei sind die Kosten für die Peripherie jeweils innerhalb einer Grundvariante für alle Untervarianten identisch. Die Kostenunterschiede ergeben sich aufgrund der unterschiedlichen Verfahrenstechnik. Umgekehrt ergeben sich im Vergleich der Grundvarianten bei den jeweils gleichen Untervarianten identische Investitionskosten. Die Kostenunterschiede ergeben sich also aus der jeweiligen Kombination von Grundvariante und Untervariante.

Die Grundvariante 1 stellt im Vergleich der Untervarianten die insgesamt teuerste Variante dar. Dies liegt daran, dass bei der Teilstromvariante der größte Aufwand für die Peripherie erforderlich ist, weil einerseits der Anteil des zu behandelnden Abwassers aus der Belebungsanlage und andererseits der zu behandelnde Teilstrom aus dem Ablauf der BIOFOR-Anlage jeweils eine eigene Peripherie erfordern.

Bei der Grundvariante 2a ergeben sich im Vergleich der Untervarianten die günstigsten Investitionskosten. Dieses Ergebnis kommt zustande, weil davon ausgegangen wurde, dass hier bei keiner der Untervarianten, abgesehen von z.B. einigen Kernbohrungen, nennenswerte Bauarbeiten erforderlich werden. Die Leitwände innerhalb und die Abdeckungen auf den Filterzellen sind bei den Untervarianten 3 – Ozonung – jeweils in den Kosten der Maschinenteknik bzw. technischen Ausrüstung enthalten.

Grundsätzlich ist erkennbar, dass die jeweiligen Untervarianten 2, bei denen GAK in vorhandenen BIOFOR-Zellen zum Einsatz kommt, die günstigsten Investitionskosten ergeben. Gefolgt werden diese von den 3. Untervarianten, bei denen eine Ozonung zum Einsatz kommt. Die Kosten für die 1. Untervarianten liegen deutlich höher. Das Ergebnis ist nicht weiter verwunderlich, weil bei den 2. Untervarianten im Wesentlichen das Filtermaterial ausgetauscht werden muss und die gesamte im Bereich der BIOFOR-Anlage vorhandene Peripherie genutzt werden kann.

Für Variante 2.2a – „Hauptstromlösung BIOFOR mit GAK in vorhandenen Filtern“ mit etwa 1,0 Mio. € brutto die insgesamt niedrigsten Investitionskosten, gefolgt von Variante 2.2.b – „Hauptstromlösung Belebung mit GAK in vorhandenen Filtern“ mit ca. 1,2 Mio. € und Variante 1.2 – „Teilstromlösung mit GAK in vorhandenen Filtern“ mit ca. 1,3 Mio. €. Bei diesen Kosten handelt es sich bereits um Bruttokosten, bei denen 15% Zuschlag für Baustelleneinrichtung, 5% Zuschlag für Unvorhergesehenes und ein pauschaler 20%iger Zuschlag für Nebenkosten, wie z.B. Ingenieurhonorare, bereits berücksichtigt sind.

Zur Grundvariante 2b muss erneut klar angemerkt werden, dass hier umfangreiche Ertüchtigungs-, Erweiterungs- oder sogar Neubauarbeiten im Bereich der Belebungsanlage vorausgesetzt werden. Dies gilt in gewissem Maße aber auch für die Grundvariante 1, da auch hier davon auszugehen ist, dass die vorhandenen Belebungsanlage grundlegend zu ertüchtigen ist, auch wenn sie nur im Teilstrombetrieb weiter betrieben werden soll.

7.2 Betriebskosten

Investitionskosten allein ermöglichen keine Aussage über die Wirtschaftlichkeit der jeweiligen Varianten. Am besten lässt sich eine Aussage über die Wirtschaftlichkeit an den sogenannten Jahreskosten in [€/a] beurteilen. Die Jahreskosten sind letztlich die Kombination der jährlichen Betriebskosten mit den kapitalisierten Investitionskosten. In

jedem Fall sind also die Betriebskosten zu ermitteln. Für die Berechnung der Betriebskosten wurden die Kosten für Personal, Energie, Chemikalien, Schlammverbrennung sowie Wartung und Versicherungen ermittelt. Einsparungen in der Abwasserabgabe wurden bisher nicht berücksichtigt. Dabei wurden folgende Randbedingungen bei der Ermittlung der Betriebskosten zugrunde gelegt.

- Energiekosten 0,16 €/kWh (netto)
- Facharbeiter 40.000 €/a
- Wartung/Versicherung für Bauleistung 1% der Investitionskosten
- Wartung/Versicherung für Maschinenteknik 3% der Investitionskosten
- Wartung/Versicherung für EMSR-Technik 2,5 % der Investitionskosten

In die Ermittlung des Energiebedarfs wurden der Energiebedarf für Pumpen, Gebläse, Rührwerke sowie die Ozonerzeugung eingerechnet. Die Kosten für Chemikalien beinhalten im Wesentlichen die Kosten für die Aktivkohle und Sauerstoff. Auf eine gesonderte Berücksichtigung der Kosten für Fällmittel wurde an dieser Stelle verzichtet, weil im Falle einer Nachfällung im PAK-Filter der Fällmitteleinsatz bei der Simultanfällung im Bereich der konventionellen Abwasserreinigung entsprechend reduziert werden kann.

Als spezifischer Preis für die Pulveraktivkohle wurden 1.400 €/Mg angesetzt. Für die granulierten Aktivkohle wurde gemäß einer Veröffentlichung über die Kläranlage Obere Lutter in der Korrespondenz Abwasser, Abfall 5, 2014 mit 1.100 €/t gerechnet. Dies entspricht dem Preis für reaktivierte granulierten Aktivkohle. Die Kosten für neue granulierten Aktivkohle liegen mit einem Preis von ca. 1.300 bis 1.700 €/Mg über denen für regenerierte Aktivkohle. Bei der Berechnung der Investitionskosten wurden für die erste Füllung der granulierten Aktivkohlefilter die Kosten für neue Aktivkohle angesetzt. Die erforderlichen Mengen der PAK bzw. GAK wurden in der klärtechnischen Berechnung ermittelt. Zur Betriebskostenberechnung wurden die mittleren Dosieraten bzw. mittleren Standzeiten der Aktivkohlefilter angesetzt.

Für die Untervarianten 1 wurden die zusätzlichen Kosten für Schlammverwertung durch die sich aus der Entfernung der Überschussschleim ergebenden zusätzlichen Schlammmenge ermittelt. Dabei wurden spezifische Kosten mit 350 €/Mg angesetzt. Entwässertes Schlamm, der Überschussschleim aus einer PAK-Anlage enthält, darf grundsätzlich nicht mehr landwirtschaftlich verwertet werden. Dies stellt im konkreten Fall allerdings keinen speziellen Nachteil für die PAK-Varianten dar, weil die landwirtschaftliche Verwertung für den Schlamm aus der Kläranlage Ahlen zukünftig ohnehin nicht mehr möglich ist. Als Entsorgungsweg verbleibt zukünftig wohl lediglich die thermische Verwertung. Die Mehrkosten für diesen Entsorgungsweg sind auch unter dem Punkt Schlamm Entsorgung berücksichtigt.

Bei den Untervarianten 3 – Ozonanlage wurden Kosten in Höhe von 0,2 €/kg Sauerstoff angesetzt. Dies beinhaltet den Sauerstoff sowie die Tankmiete. Die

erforderlichen Sauerstoffmengen wurden in der klärtechnischen Berechnung ermittelt.

In Tabelle 7 sind die Betriebskosten für die unterschiedlichen Varianten zusammengefasst. Eine größere Darstellung ist in der Anlage vorhanden.

| Kostenart | | Variante 1.1 | Variante 1.2 | Variante 1.3 | Variante 2.1a | Variante 2.2a | Variante 2.3a | Variante 2.1b | Variante 2.2b | Variante 2.3b |
|--------------------------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Wartungskosten | €/a | 33.721,00 | 19.179,00 | 35.584,00 | 31.621,00 | 17.394,00 | 23.688,00 | 32.564,00 | 18.226,00 | 24.531,00 |
| Personalkosten | €/a | 12.000,00 | 12.000,00 | 8.000,00 | 10.000,00 | 10.000,00 | 7.600,00 | 10.000,00 | 10.000,00 | 7.600,00 |
| Energiekosten | €/a | 27.037,98 | 20.506,52 | 63.753,45 | 18.911,87 | 12.380,41 | 55.627,33 | 30.030,65 | 23.499,20 | 66.746,12 |
| Verwertungskosten | €/a | 112.982,10 | 0,00 | 0,00 | 112.982,10 | 0,00 | 0,00 | 112.982,10 | 0,00 | 0,00 |
| Chemikalien/Betriebsmittel | €/a | 59.480,40 | 116.516,40 | 59.480,40 | 59.480,40 | 116.516,40 | 59.480,40 | 59.480,40 | 116.516,40 | 59.480,40 |
| Summe Betriebskosten (netto) | €/a | 245.221,48 | 168.201,92 | 156.817,85 | 232.995,37 | 156.180,81 | 146.395,73 | 245.057,15 | 168.241,60 | 158.457,52 |
| MWSt z. Zi. 19% | €/a | 46.592,08 | 31.958,37 | 29.795,39 | 44.269,12 | 29.674,35 | 27.815,19 | 46.560,86 | 31.965,90 | 30.106,93 |
| Summe Betriebskosten (brutto) | €/a | 291.813,56 | 200.160,29 | 186.613,24 | 277.264,49 | 185.855,16 | 174.210,92 | 291.618,01 | 200.207,50 | 188.564,45 |
| spez. Kosten / m ³ | €/m ³ | 0,07 | 0,05 | 0,04 | 0,07 | 0,04 | 0,04 | 0,07 | 0,05 | 0,04 |
| Prozent | | 168% | 115% | 107% | 159% | 107% | 100% | 167% | 115% | 108% |

Tabelle 7: Betriebskosten der Varianten in €/a

Unter den beschriebenen Randbedingungen ergeben sich für Variante 2.3.a mit ca. 146.400 €/a netto die niedrigsten Betriebskosten. Die Betriebskosten der Variante 2.2.a liegen ca. 7 % über diesen Kosten, bei etwa 156.200 €/a netto.

Grundsätzlich ist feststellbar, dass sich im Vergleich der Grundvarianten die niedrigsten Betriebskosten für die Grundvariante 2a ergeben. Dies ist nicht verwunderlich, weil in dieser Betrachtung nur diejenigen Betriebskosten berücksichtigt wurden, die unmittelbar für die weitergehenden Maßnahmen zur Spurenstoffelimination entstehen. Die Grundvariante 2a berücksichtigt also nur die Kosten die nach der biologischen Reinigung des Hauptstromes in der BIOFOR-Anlage anfallen. Das Abwasser befindet sich dann höhenmäßig aber bereits auf dem Niveau des Ablaufes der BIOFOR-N-Zellen und muss nur geringfügig erneut gehoben werden. Bei der Betrachtung der Gesamtbetriebskosten der Kläranlage muss man dann aber berücksichtigen, dass das gesamte Abwasser in dieser Variante ja bereits in die BIOFOR-Anlage gehoben wurde. Die Betriebskosten dafür, die also bereits im Zwischenpumpwerk angefallen sind, werden bei dieser Betrachtung also gar nicht berücksichtigt.

Sinngemäß dass selbe gilt für die Grundvariante 1. Dort findet in der hiesigen Betrachtung der Teilstrom, der bereits in die BIOFOR-Anlage gefördert wurde, ebenfalls keine Berücksichtigung.

Genau umgekehrt verhält es sich in Grundvariante 2b. Dort wird davon ausgegangen, dass das gesamte Abwasser auf dem Niveau des Ablaufes der Nachklärung anfällt und der gesamte Bemessungsabfluss, der in der Spurenstoffelimination behandelt werden soll, in die BIOFOR-Anlage gehoben werden muss.

Zieht man das zuvor beschriebene in Betracht, kommt man zu dem Schluss, dass im Bezug auf die Betriebskosten der gesamten Kläranlage Grundvariante 2b die günstigste ist. Dies liegt einerseits daran, dass in der hiesigen Betrachtung nicht der komplette Hauptstrom des in der Kläranlage Ahlen zu behandelnden Abwassers zur BIOFOR-Anlage zu fördern ist, sondern nur der in der Spurenstoffelimination zu

behandelnde Bemessungsabfluss. Andererseits kann anhand der Energieanalyse des INFA Instituts bereits heute klar beurteilt werden, dass sich die Gesamtbetriebskosten, bei der biologischen Abwasserreinigung im Hauptstrom in der Belebungsanlage, drastisch reduzieren werden, so dass die Grundvariante 2b zu den bei weitem günstigsten Betriebskosten führen wird.

Die Betriebskosten setzen sich im Wesentlichen aus Energiekosten und Kosten für Chemikalien zusammen. Während bei den Aktivkohlevarianten (Untervarianten 1 und 2) die höchsten Kosten bei den Chemikalien (Aktivkohle) auftreten, sind bei den Untervarianten 3 (Ozonanlage) die Energiekosten für die Ozonerzeugung der wesentliche Kostenfaktor. Auf Basis der angesetzten spezifischen Stromkosten von 0,16 €/kWh (netto) resultieren dennoch jeweils die niedrigsten Betriebskosten für die Ozonungsanlage. Dies ändert sich aber, sobald die Energiekosten steigen. Bereits ab einem spezifischen Strompreis von 0,23 € (netto) wird die Untervariante 3 bei allen Grundvarianten teurer als die Untervariante 2.

Der Verbrauch an Pulveraktivkohle (Untervarianten 1) liegt deutlich unter dem der GAK-Varianten (Untervarianten 2). Dennoch ergeben sich aufgrund der anderen Faktoren für die GAK-Varianten jeweils um etwa 50% geringere Betriebskosten. Hier muss aber klar gesagt werden, dass die Angaben zur Aktivkohle, insbesondere im Bezug auf den Verbrauch bzw. die Standzeiten, sehr sensibel sind. Dies kann in Abhängigkeit von der anlagenbezogenen tatsächlichen Spurenstoffbelastung und -zusammensetzung stark schwanken und somit ein anderes Bild ergeben.

7.3 Jahreskosten

Die Jahreskosten wurden über die Annuitätenmethode ermittelt. Die Annuität wird über folgende Formel ermittelt:

$$a = \frac{i(1+i)^n}{(1+i)^n - 1}$$

mit: a = Annuität
i = kalkulatorischer Zinssatz
n = Abschreibungszeitraum

Für die Berechnung wurden die nachfolgenden Randbedingungen berücksichtigt.

- Betrachtungszeitraum 40 Jahre,
- Abschreibungsperiode Bau 40 Jahre,
- Abschreibungsperiode Maschinentechnik 8 Jahre,
- Abschreibungsperiode EMSR-Technik 8 Jahre,
- Kalkulatorischer Zinssatz 3,5 %.

Mit diesen Ansätzen ergibt sich die Annuität für die Bauleistungen zu 4,7%. Für Die Maschinenteknik und die EMSR-Technik ergibt sich die Annuität zu 14,5 %. Jahreskosten sind in zusammengefasst.

| Kostenart | | Variante 1.1 | Variante 1.2 | Variante 1.3 | Variante 2.1a | Variante 2.2a | Variante 2.3a | Variante 2.1b | Variante 2.2b | Variante 2.3b |
|--------------------------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Investitionskosten Bau | € | 68.661,01 | 68.661,01 | 68.661,01 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 78.366,16 | 78.366,16 | 78.366,16 |
| Annuität | | 4,7% | 4,7% | 4,7% | 4,7% | 4,7% | 4,7% | 4,7% | 4,7% | 4,7% |
| Jahreskosten Bau | €/a | 3.215,21 | 3.215,21 | 3.215,21 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 3.669,67 | 3.669,67 | 3.669,67 |
| Investitionskosten Maschinenteknik | € | 707.880,00 | 396.250,00 | 533.500,00 | 677.600,00 | 370.350,00 | 507.600,00 | 681.000,00 | 373.758,00 | 511.000,00 |
| Annuität | | 14,5% | 14,5% | 14,5% | 14,5% | 14,5% | 14,5% | 14,5% | 14,5% | 14,5% |
| Jahreskosten Maschinenteknik | €/a | 102.980,01 | 57.645,12 | 77.611,79 | 96.574,98 | 53.277,28 | 73.843,95 | 99.583,97 | 54.373,06 | 74.338,57 |
| Investitionskosten EMSR-Technik | € | 471.920,00 | 264.166,67 | 355.666,67 | 451.733,33 | 246.900,00 | 338.400,00 | 454.000,00 | 249.166,67 | 340.666,67 |
| Annuität | | 14,5% | 14,5% | 14,5% | 14,5% | 14,5% | 14,5% | 14,5% | 14,5% | 14,5% |
| Jahreskosten EMSR-Technik | €/a | 68.653,34 | 38.430,08 | 51.741,19 | 65.716,65 | 35.918,18 | 49.229,30 | 66.046,40 | 36.247,93 | 49.559,04 |
| Summe Kapitalkosten | €/a | 106.195,36 | 60.860,48 | 80.827,14 | 98.575,12 | 53.877,42 | 73.844,09 | 102.739,42 | 58.042,88 | 78.006,39 |
| Summe Betriebskosten | €/a | 245.221,48 | 168.201,92 | 156.817,85 | 232.995,37 | 156.180,81 | 146.395,73 | 245.057,15 | 168.241,60 | 158.457,52 |
| Summe Jahreskosten | €/a | 351.416,84 | 229.062,40 | 237.644,99 | 331.570,49 | 210.058,23 | 220.239,82 | 347.796,57 | 226.284,48 | 236.463,90 |
| MWSt z. Zt. 19% | €/a | 66.769,20 | 43.521,86 | 45.152,55 | 62.996,39 | 39.911,06 | 41.845,57 | 66.061,35 | 42.994,05 | 44.928,52 |
| Summe Betriebskosten (brutto) | €/a | 418.186,04 | 272.584,26 | 282.797,54 | 394.566,88 | 249.969,30 | 262.085,39 | 413.877,92 | 269.278,53 | 281.394,43 |
| spez. Kosten / m ³ | €/m ³ | 0,10 | 0,06 | 0,07 | 0,09 | 0,06 | 0,06 | 0,10 | 0,06 | 0,07 |
| Prozent | | 167% | 109% | 113% | 158% | 100% | 105% | 166% | 108% | 113% |

Tabelle 8: Jahreskosten der Varianten in €/a

Anhand der Jahreskostenbetrachtung wird deutlich, dass die PAK-Varianten (Untervarianten 1) die mit Abstand teuersten Varianten sind. Gefolgt von den Ozonungsvarianten (Untervarianten 3). Die günstigsten Varianten sind nach dieser Betrachtung die GAK-Varianten (Untervarianten 3). Dies spiegelt nicht ganz die Erfahrungen mit anderen, bereits ausgeführten Projekten wieder, bei denen sich i.d.R. leichte Kostenvorteile für die Ozonungsvarianten ergeben. Dies ergibt sich vor allem dann, wenn auch die komplette Bausubstanz für eine weitergehende Spurenstoffelimination neu gebaut werden muss.

Die Vorteile für die GAK-Varianten auf der Kläranlage Ahlen ergeben sich klar dadurch, dass die Anlage zur Spurenstoffelimination hier vollständig in vorhandenen Bausubstanz untergebracht werden kann, und dass sich bei den GAK-Varianten der mit Abstand geringste Umbauaufwand ergibt. Insofern ist dieses Ergebnis unter den speziellen Randbedingungen der Kläranlage Ahlen absolut plausibel.

7.4 Sensitivitätsanalyse

Die Ergebnisse der Jahreskostenbetrachtung zeigen nach Untersuchung der verschiedenen Lösungskonzepte deutliche Unterschiede in den Kosten. Es ist zu erkennen, welche Parameter von ausschlaggebender Bedeutung für die Investitionskosten, Betriebskosten und auch die Gesamtkosten sind. Hierzu sind u. a. folgende Aspekte weitergehend zu betrachten bzw. zu analysieren:

- Energiekosten bzw. der spez. Preis von 16 Cent/kWh (netto)
- Materialkosten für Pulveraktivkohle (€/Mg), granuliert Aktivkohle (€/Mg) oder Sauerstoff (€/kg)
- Entwicklung der zukünftigen spezifischen Materialkosten
- Erforderliche Dosierrate der Pulveraktivkohle
- Standzeiten der GAK-Filter
- Erforderliche Dosierrate des Ozons

Die Energiekostensituation wurde z.T. schon zuvor betrachtet. Hier lässt sich aber feststellen, dass sich die Jahreskosten bedingt durch steigende Energiekosten bei den Aktivkohlevarianten nur geringfügig auswirken. Lediglich die Untervarianten 3 (Ozonung), die sehr energieintensiv sind, verteuern durch steigende Energiekosten entsprechend. Bezogen auf die Jahreskosten liegt der Anteil der Energiekosten bei diesen Varianten bei ca. 30 %. Bei den anderen Varianten liegt er zwischen 6 – 11 %.

Des Weiteren sind die Kosten für Chemikalien, insbesondere Aktivkohle und Sauerstoff für alle Lösungskonzepte von besonderer Bedeutung. Dies wird vor allem bei der Betrachtung von deren Anteil an den Betriebskosten und damit die besondere Abhängigkeit der Jahreskosten von den Chemikalienkosten deutlich. Dabei wird klar, dass insbesondere die GAK-Varianten entsprechend sensibel sind. Während die Chemikalienkosten bei den PAK-Varianten ca. 20% und bei der Ozonung ca. 30% der Jahreskosten ausmachen, liegt deren Anteil für die GAK-Varianten bei ca. 60%. Hier muss aber klar herausgestellt werden, dass dies vorrangig daran liegt, dass bei diesen Varianten abgesehen von der GAK-Erstfüllung nur sehr geringe Investitionskosten anfallen.

Den Ansätzen liegt insbesondere eine Auswertung der Kosten bisher ausgeführter Projekte zugrunde, die kürzlich vom „Kompetenzzentrums Mikroschadstoffe NRW“ veröffentlicht wurde. Die Kostenbasis stammt allerdings bereits aus dem Jahr 2013. Etwas aktuellere Zahlen wurden bei dem DWA Seminar „Mikroschadstoffelimination auf Kläranlagen- Notwendigkeit, Verfahren, Kosten“ im November 2014 veröffentlicht. Auch diese Angaben wurden hier berücksichtigt. Für die KA Ahlen sind insbesondere auch die in der Veröffentlichung über die Kläranlage Obere Lutter genannten Zahlen aus dem Mai 2014 interessant, da hier ebenfalls eine BIOFOR-Anlage genutzt wird. Letztlich ähneln sich aber alle Zahlen stark, was einerseits daran liegt, dass es noch keine sehr große Datenbasis gibt, aber andererseits auch auf eine recht gute Verlässlichkeit der veröffentlichten Zahlen hindeutet.

Danach kann der Aktivkohlepreis für neue granuliert Kohle in Höhe von 1.700 €/Mg als realistisch eingeschätzt werden. Auf dem Markt gibt es sowohl teurere als auch deutlich günstigere Ergebnisse. Vor diesem Hintergrund liegen, z. B. bei einem Ansatz von 1.850 €/Mg, d. h. einem um 11,2 % teureren spezifischen Materialpreis für die granuliert Aktivkohle, die Jahreskosten für die GAK-Varianten zwischen 0,5 % und 0,7 % höher, bei einem Ansatz von 1.350 €/Mg um 3,5 % bis 3,9 % günstiger.

Eine Erhöhung der Kosten für reaktivierte granuliert Aktivkohle, z.B. von 1.100 €/Mg auf 1.350 €/Mg (23%) hat eine durchaus deutliche Auswirkungen auf die Jahreskosten von ca. 13 - 14 %.

Für die Bestimmung der mittleren Betriebskosten für die Untervarianten 1 wird von einer Dosierate von 5 bis 20 mg PAK/l bei einer durchschnittlichen Dosierate von 10 mg/l ausgegangen. Die erforderliche Dosierate hängt jedoch von den Eliminations-

zielen der unterschiedlichen Parameter ab. Sollte sich z.B. für die Variante 1 eine Erhöhung der mittleren Dosierrate von 10 mg/l auf 15 mg/l ergeben, so wäre hiermit eine Steigerung der Jahreskosten von ca. 17 - 18 % verbunden.

Für die mittleren Betriebskosten der Ozonung wird in den Untervarianten 3 eine Dosierrate von 0,7 gO₃/g DOC angesetzt. Wie bei der Zugabe von Pulveraktivkohle hängt die erforderliche Dosierrate von der erwünschten Reinigungsleistung ab. Sollte sich eine Erhöhung der mittleren Dosierrate von 0,7 gO₃/g DOC auf 0,8 gO₃/g DOC ergeben (14), so wäre hiermit eine Steigerung der Jahreskosten um ca. 7 - 8 % verbunden.

Von entscheidender Bedeutung für die Gesamtbetrachtung ist neben dem spezifischen Materialpreis die Standzeit der GAK-Reaktoren. Gemäß der klärtechnischen Berechnung in Anlage 3 wird derzeit für die GAK-Varianten von einer Standzeit von 13 – 14 Monaten ausgegangen. Die Standzeit ist wesentlich davon abhängig, welche Stoffe zu welchem Grad eliminiert werden sollen. Ausgedrückt wird das in der klärtechnischen Berechnung durch die durchgesetzten Bettvolumina (BVT) ausgedrückt. Mit anderen Worten, wie oft kann das Volumen des GAK-Bettes an Abwasser durchgesetzt werden, bevor der maßgebende Stoff durchbricht. Bei einer Vergrößerung des BVT von 12.000 auf 14.000 verlängert sich die Standzeit z.B. auf ca. 16 Monate. Damit würden sich die Jahreskosten um 8 – 10 % reduzieren.

Vor dem Hintergrund des noch nicht klar definierten Reinigungszieles bzw. der noch fehlenden Antwort auf die Frage, auf welche Leitparameter sich eine weitergehende Spurenstoffelimination zu beziehen hat, kann eine letztendliche Bewertung Varianten derzeit eigentlich aber noch gar nicht vorgenommen werden. Von daher ist im Rahmen der weiteren Planung die Frage nach den Reinigungszielen klarer zu definieren und danach festzulegen, welche Variante grundsätzlich verfolgt werden soll.

Für die Kläranlage Ahlen ist in diesem Zusammenhang vor allem auch die Klärung der Frage entscheidend, wie die Kläranlage in Zukunft insgesamt weiter betrieben wird. Das Abwasserwerk der Stadt Ahlen plant bereits konkret eine umfangreiche Studie zur Optimierung der gesamten Kläranlage, nicht zuletzt aus Gründen der Optimierung der Energieeffizienz. Dabei wird auch die Frage, ob die derzeitige Teilstromlösung beibehalten wird, oder ob zukünftig Hauptstromlösungen, wie z.B. in den Grundvarianten 2a oder 2b beschrieben, zum Einsatz kommen, von entscheidender Bedeutung sein. Das Ergebnis der Studie zur Optimierung der Kläranlage ist letztlich also auch für die Frage, auf Basis welcher der im Rahmen der hier vorliegenden Studie untersuchten Grundvarianten weiter geplant werden soll, von entscheidender Bedeutung.

In dieser Studie wurde, wie in den vorangegangenen Kapiteln beschrieben, davon ausgegangen, dass eine maximale Bemessungswassermenge von 600 m³/h bzw. 167 l/s in der Anlage zur weitergehenden Spurenstoffelimination behandelt wird. Für den

Fall, dass in der gemeinsamen Abstimmung mit den Aufsichtsbehörden eine andere Wassermenge festgelegt wird, ist eine entsprechende Anpassung Studie und damit auch der Kosten vorzunehmen.

8 BEWERTUNG DER VERFAHRENSVARIANTEN ZUR SPURENSTOFF-ELIMINATION

Abgesehen von den Kosten gibt es noch weitere Kriterien wie z.B. die Reinigungsleistung, die Entstehung und Auswirkungen von möglichen Transformationsprodukten oder den Betriebsaufwand, die die Auswahl der zu bevorzugenden Verfahrensvariante beeinflussen.

Die Höhe der Jahreskosten wird als das wichtigste Kriterium gesehen und daher mit der höchsten Gewichtung (40 %) eingestuft. Wie schon im Kapitel 7.3 erläutert, unterscheiden sich die Varianten in ihren Jahreskosten deutlich. Hier ergeben sich Vorteile für die kostengünstigsten Untervarianten 2 (GAK in vorhandenen Filter), wobei die Untervarianten 3 (Ozon) nahezu gleichwertig einzuschätzen sind.

Ein weiteres wichtiges Kriterium ist die Einhaltung der Phosphorablaufwerte der verschiedenen Verfahren. Letztendlich kommen aber bei allen Varianten Filtertechnologien zum Einsatz, bei denen durch Fällmittelzugabe in den Zulauf der Stufe auch Phosphor entfernt werden kann. Bei den GAK-Varianten kommt es dabei allerdings zu einer gewissen Konkurrenz zwischen der Beladung der Aktivkohle mit Spurenstoffen und den Feststoffen. Bei zusätzlicher Feststoffbeladung muss ein GAK-Filter wesentlich öfter gespült werden, damit einerseits die Adsorptionskapazität ausgenutzt werden kann und andererseits Phosphordurchbrüche verhindert werden. Um diesen Konflikt zu vermeiden, gäbe es in Ahlen allerdings eine interessante Möglichkeit, indem man in den entsprechenden Linien die vorgeschalteten BIOFOR-DN-Zellen zur reinen Feststoffabtrennung nutzt und die GAK-Filter in den jeweils zugehörigen BIOFOR-N-Zellen anordnet. Vor diesem Hintergrund können bei diesem Kriterium allen Varianten gleichwertig eingeschätzt werden.

Ein in der Fachwelt diskutiertes Kriterium sind die Entstehung und die Auswirkungen von Transformationsprodukten, die bei der Ozonung entstehen. Studien z.B. auf der Kläranlage Regensdorf in der Schweiz haben gezeigt, dass bei der Ozonung entstehende Transformationsprodukte in einer nachgeschalteten biologisch aktivierten Filtration weitestgehend wieder abgebaut werden. Es konnten bisher keine negativen Auswirkungen auf das Ökosystem im Vorfluter nachgewiesen werden. Trotzdem gibt es hier nach wie vor eine gewisse Unsicherheit, so dass die Untervarianten 3 in dieser Beziehung als nachteilig einzuschätzen sind.

Aus heutiger Sicht gibt es für alle Verfahrensvarianten eine Reihe von Projekten bzw. zumindest Pilotprojekten, so dass alle Varianten Ihre Eignung im Bezug auf Planungssicherheit nachgewiesen haben. Vom „Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW“ wurde hierzu bereits eine „Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination“ herausgegeben. In dieser Beziehung können alle Verfahrensvarianten heutzutage durchaus als gleichwertig eingeschätzt werden.

Ein weiteres wichtiges Kriterium ist die Betriebssicherheit. In den Untervarianten 1 und 2 stehen jeweils mehrere parallele Straßen zur Verfügung, die bei Bedarf sogar mit vergleichsweise geringem Aufwand durch weitere Einheiten ergänzt werden können. Bei der Ozonanlage (Untervariante 3) steht nur 1 Ozongenerator zur Verfügung, so dass die Betriebssicherheit geringer eingeschätzt werden muss.

Die Nachhaltigkeit (CO₂-Emissionen) der verschiedenen Verfahrenstechniken ist in letzter Zeit immer mehr in den Fokus des Interesses gerückt. Im Hinblick auf Verfahren zur Spurenstoffelimination gibt es bisher noch vergleichsweise wenige Erkenntnisse. Erste Untersuchungen haben jedoch ergeben, dass der Primärenergieverbrauch bzw. der CO₂-Ausstoß bei der Aktivierung/ Reaktivierung der Aktivkohle und bei der Energieerzeugung für eine Ozonanlage in etwa gleich hoch sind. In dieser Beziehung sind alle 3 Untervarianten gleichwertig einzuschätzen.

In Summe ergeben sich bei der Einschätzung der oben beschriebenen Kriterien einige Vorteile für die Untervariante 3 (GAK).

| Kriterium | PAK-Dosierung | GAK in Filtern | Ozonung |
|--------------------------------|----------------------|-----------------------|----------------|
| Jahreskosten | - | + | O |
| P-Ablaufwerte | + | + | + |
| Transformationsprodukte | + | + | - |
| Planungssicherheit | + | + | + |
| Betriebssicherheit | + | + | - |
| CO₂-Ausstoß | + | + | + |

Tabelle 9: Bewertung von Verfahrenskriterien unter Berücksichtigung der besonderen Randbedingungen der KA Ahlen

9 ZUSAMMENFASSUNG

Das Abwasserwerk der Stadt Ahlen betreibt die Kläranlage Ahlen laut Erlaubnisbescheid vom 21.09.2006 mit einer Ausbaugröße von 92.000 EW. Anlässlich der aktuellen Diskussionen über die Auswirkungen von Spurenstoffen auf die Gewässerökologie und die Möglichkeiten der Elimination dieser Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen hat das Abwasserwerk der Stadt Ahlen die WE-Consult Ltd. beauftragt, im Rahmen einer Machbarkeitsstudie die Möglichkeiten des Baus einer Anlage zur Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Ahlen zu untersuchen.

Aufgrund der speziellen Konfiguration der Kläranlage Ahlen schieden einige grundsätzlich verfügbare Verfahrensvarianten im speziellen Fall von vorne herein aus. Letztendlich wurde davon ausgegangen, dass eine Anlage zur Spurenstoffelimination in Ahlen vollständig im Bereich der vorhandenen BIOFOR-Anlage unter Nutzung existierender Bausubstanz realisiert werden kann. Insofern wurden die folgenden Verfahrensmöglichkeiten zur Spurenstoffelimination in die Machbarkeitsstudie einbezogen:

- Untervariante 1 – PAK – Dosierung in Überstauraum umgebauter BIOFOR-Zellen
- Untervariante 2 – GAK in umgerüsteten BIOFOR-Zellen
- Untervariante 3 – Ozonanlage (mit Nachreinigungsstufe) in umgebauten BIOFOR-Zellen

Die Varianten werden als Untervarianten bezeichnet, weil sie jeweils den folgenden Grundvarianten zugeordnet werden können:

- Grundvariante 1: Teilstromlösung
- Grundvariante 2: Hauptstromlösung
 - a. Hauptstrom im Ablauf BIOFOR
 - b. Hauptstrom im Ablauf Belebung

Die unterschiedlichen Verfahrensvarianten wurden hinsichtlich ihrer technischen Machbarkeit untersucht, die Jahreskosten geschätzt und eine Bewertung anhand ausgewählter Kriterien vorgenommen.

Die Kriterien wie z.B. die Reinigungsleistung, die Entstehung und Auswirkungen von möglichen Transformationsprodukten oder den Betriebsaufwand sind beurteilt worden. Hieraus ergaben sich Vorteile bei der Variante 2.2.b (GAK in umgerüsteten BIOFOR-Zellen).

Auch hinsichtlich der Jahreskosten liegen die Varianten 2.2.a und 2.3.a zwar günstiger als Variante 2.2.b, berücksichtigt man aber die zu erwartenden Vorteile einer Umkonfigurierung der Kläranlage auf das Belebungsverfahren im Hauptstrom so ergeben sich klare Kostenvorteile für die Variante 2.2.b.

Vor einer weiteren Verfolgung nach derzeitiger Einschätzung vorteilhaften Variante 2.2.b sollte aber in jedem Fall das Ergebnis der Studie zur Optimierung der gesamten Kläranlage abgewartet werden, um dieses Ergebnis in die Betrachtung mit einbeziehen zu können.

Obwohl es in der KA 5.2014 eine umfangreiche Veröffentlichung mit durchaus positiven Erfahrungen mit einer GAK-Anlage in umgerüsteten BIOFOR-Zellen auf der Kläranlage Obere Lutter gibt, wird außerdem empfohlen, vor weiteren Schritten auch den Betreiber der Kläranlage Obere Lutter zu kontaktieren, um dort aus erster Hand über die Erfahrungen insbesondere auch aus betrieblicher Sicht zu diskutieren.

Für den Antragsteller:

ABWASSERWERK DER STADT AHLEN
Der Werksleiter
Ahlen den:

Für die Planung:

WE-Consult Ltd.
Düsseldorf den: