



Kläranlage Erwitte-Nord

**Machbarkeitsstudie zur
Spurenstoffelimination
Erläuterungsbericht**

Düsseldorf, im November 2017

Auftraggeber:

Abwasserwerk Erwitte

Postfach 1065

59591 Erwitte

Stadt Erwitte Abwasserwerk: Herr Dipl.-Ing. Hartwig Weiß

Aufgestellt durch:

Hydro-Ingenieure Planungsgesellschaft für Siedlungswasserwirtschaft mbH

Beratende Ingenieure

Stockkampstraße 10

40477 Düsseldorf

Düsseldorf, 08. November 2017

4316_00/KU/SD

20171108_Erläuterungsbericht_Erwitte_Studie.docx

Projektleiter/in: Dipl.-Ing. Silke Kuhlmann

Projektingenieur/in: B. Eng. Dominik Sikorski

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	1
1.1	Veranlassung	1
1.2	Projektkurzbeschreibung	1
1.3	Aufgabenstellung	2
2	KURZBESCHREIBUNG DER BESTEHENDEN KLÄRANLAGE	3
3	STAND DER FORSCHUNG ZUM THEMA SPURENSTOFFE IM ABWASSER UND TRINKWASSER	4
3.1	Allgemeines	4
3.2	Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften	5
3.3	Grundlagen der Aktivkohle	7
3.3.1	Grundbegriffe, Funktionsprinzip und Bemessungsparameter	7
3.3.2	Charakterisierung des Adsorptionsverhaltens	9
3.4	Grundlagen der Behandlung mit Ozon	11
3.4.1	Grundbegriffe und Funktionsprinzip	11
3.4.2	Grundlagen der chemischen Oxidation	13
3.4.3	Verfahrenstechnik und Apparative Ausführung der Ozonierung	14
3.5	Aktuelle Projekte bzw. Forschungsvorhaben	16
3.5.1	Überblick Aktivkohle	16
3.5.2	Einzelne Projektbeispiele Aktivkohle	17
3.5.3	Überblick Ozonierung	24
3.5.4	Einzelne Projektbeispiele Ozonierung	25
4	PLANUNGS- UND BEMESSUNGSGRUNDLAGEN	31
4.1	Planungsgrundlagen	31
4.2	Hydraulische Bemessungsgrößen	31
4.3	Spurenstoffbelastung	33
4.3.1	Spurenstoffbelastung in der Kläranlage	35
4.3.2	Spurenstoffbelastung im Vorfluter Glasebach	39
4.4	Auswirkungen auf das Gewässer	42
4.4.1	Beeinflussung des Gewässers anhand einer ökologischen Betrachtung	44
4.4.2	IST-Zustand	45
4.4.3	Weitergehende Spurenstoffelimination	46
5	PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION	48
5.1	Standort	48
5.2	Ozonung	50
5.2.1	Variante 1.1: Ozonung mit nachgeschaltetem Wirbelbett	50
5.2.2	Variante 1.2: Ozonung mit nachgeschalteter Filtration	53
5.2.3	Variante 1.3: Ozonung mit nachgeschalteten DynaSand-Filtern	54
5.3	Granulierte Aktivkohle	55
5.3.1	Variante 2.1: granulierte Aktivkohle (GAK) in Behälterbauweise	55
5.3.2	Variante 2.2: granulierte Aktivkohle (GAK) in DynaSand-Filtern	58

5.4	Auswahl der Vorzugsvarianten	58
6	KOSTENSCHÄTZUNG	60
6.1	Investitionskosten	60
6.2	Betriebskosten	61
6.3	Jahreskosten	63
6.4	Projektkostenbarwert	64
7	BEWERTUNG DER PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFF- ELIMINATION	65
8	ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNG	68

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1:	Konzentrationen ausgewählter Mikroverunreinigungen (Beier 2010)	4
Abbildung 2:	Aktivkohlestruktur (BRENDEL 1997, verändert nach MARCUS 2005)	7
Abbildung 3:	Transportmechanismen bei der Aktivkohleadsorption (SONTHEIMER 1985)	10
Abbildung 4:	Beladungsprofil Aktivkohlefilter (SONTHEIMER 1985, verändert)	11
Abbildung 5:	Reaktionsmechanismen	13
Abbildung 6:	Ozonisierung mit Teilstrom-Injektor-Prinzip	15
Abbildung 7:	Activated carbon adsorbers: view of granular activated carbon contactors operated in parallel, used for the treatment of filtered secondary effluent (zitiert in Metcalf & Eddy, 4. Edition, Seite 1151)	18
Abbildung 8:	Großbritannien – Kläranlage Swindon, Einsatz von granulierter Aktivkohle	19
Abbildung 9:	Einsatz von Pulveraktivkohle – Mannheimer Verfahren	20
Abbildung 10:	Anwendung der Pulveraktivkohle - Versuche auf der Kläranlage Kloten – Schweiz / Luftbild	21
Abbildung 11:	Verbandsklärwerk Obere Lutter – Füllung der Filterzelle mit granulierter Aktivkohle	22
Abbildung 12:	Mittlere Eliminationsraten mit GAK, kont. KA (10 m/h)	22
Abbildung 13:	Elimination GAK (KOLISCH ET AL.2014)	24
Abbildung 14:	Ozonierung von gereinigtem Abwasser	24
Abbildung 15:	Eliminationsleistung der Ozonierung (ABEGGLEN ET AL. 2009)	26
Abbildung 16:	Erkenntnisse Planung Ozonanlagen	27
Abbildung 17:	Kläranlage Bad Sassendorf – Ozonanlage mit Sauerstofftank	28
Abbildung 18:	Halbtechnische Ozon-Versuchsanlage (Containerbauweise) der Fa. Ozonia – Degrémont Technologies Ltd, Dübendorf (CH) am Standort der ZKA Detmold	29
Abbildung 19:	Eliminationsleistung für die Standard-Abwasserparameter - 15 und 20 Minuten HRT und Ozondosen von 5 und 7,5 mg O ₃ /L	29

Abbildung 20:	Auswertung Ablaufmengen zur Spurenstoffanlage der KA Erwitte-Nord 2013 – 2015	32
Abbildung 21:	Auswertung Anteil der behandelten Teilstrommenge an der Ablaufmenge zur Spurenstoffanlage der KA Erwitte-Nord 2013-2015	32
Abbildung 22:	Eliminationsleitung der KA Erwitte-Nord aktuell bezogen auf Spurenstoffe sowie die Darstellung der 80% Eliminationsgrenze	38
Abbildung 23:	Bewertung des chemischen Zustandes (Quelle: ELWAS-Web, 2017)	43
Abbildung 24:	Bewertung des ökologischen Zustandes (Quelle: ELWAS-Web, 2017)	44
Abbildung 25:	Standorte zur Errichtung der 4. Reinigungsstufe auf der KA Erwitte-Nord	49
Abbildung 26:	Einbindung einer Ozonung in den Kläranlagenprozess (KomS-BW, 2017)	50
Abbildung 27:	Variante 1.1 Ozonung mit nachgeschaltetem Wirbelbett am Standort A	52
Abbildung 28:	Einbindung des granulierten Aktivkohlefilters in den Klärprozess, einstufig (KomS-BW, 2017)	55
Abbildung 29:	Einsatz von granulierter Aktivkohle in Stahlkessel	57
Abbildung 30:	Bewertungsmatrix der nicht monetären Aspekte	66

TABELLENVRZEICHNIS

Tabelle 1:	Ablaufmengen KA Erwitte-Nord	31
Tabelle 2:	Zum analysieren vorgegebene Spurenstoffe mit der Einordnung in Wirkstoffklassen	34
Tabelle 3:	Spurenstoffkonzentrationen im Zu- und Ablauf der KA Erwitte-Nord mit Wirkungsgrad der KA	36
Tabelle 4:	Auswahl an möglichen Leitparametern für die KA Erwitte-Nord	37
Tabelle 5:	Spurenstoffanalytik oberhalb und unterhalb des Kläranlagen-ablaufes der Kläranlage Erwitte-Nord	41
Tabelle 6:	Abschätzung PEC/PNEC-Verhältnisse	46
Tabelle 7:	Abschätzung der PEC/PNEC-Werte nach Errichtung eines Verfahrens zur weitergehenden Spurenstoffelimination	47
Tabelle 8:	Investitionskosten in € der Varianten 1.1 bis 2.1.2	60
Tabelle 9:	Betriebskosten in €/a der Varianten 1.1 bis 2.1.2	62
Tabelle 10:	Jahreskosten in €/a der Varianten 1.1 bis 2.1.2	63
Tabelle 11:	Projektkostenbarwert in € der Varianten 1.1 bis 2.2	64

ANLAGENVERZEICHNIS

ANLAGE 1: PLANUNGSGRUNDLAGEN

Anlage 1.1 Wassermengen

ANLAGE 2: HYDRAULISCHE BERECHNUNGEN

Anlage 2.1 Klärtechnische Berechnungen Variante 1.1

Anlage 2.2 Klärtechnische Berechnungen Variante 2.1

ANLAGE 3: SPURENSTOFFANALYTIK

ANLAGE 4: KOSTENSCHÄTZUNG

ANLAGE 5: PLÄNE

PLANVERZEICHNIS

4316_02_0001_VS	Verfahrensschema Fließschema Bestand	-
4316_02_0002_VS	Verfahrensschema Fließschema Planung Vorzugsvariante	-
4316_02_0101_LP_V1	Lageplanausschnitt Variante 1: Ozonung mit nachgeschaltetem Wirbelbett	1:100
4316_02_0101_LP_V2	Lageplanausschnitt Variante 2: GAK-Behälter	1:100

LITERATUR- UND QUELLENVERZEICHNIS

Technische Regelwerke, Normen und gesetzliche Bestimmungen:

- [1] Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OgewV) vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373)

Veröffentlichungen und Fachliteratur:

- [2] 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
- [3] 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.
- [4] BEIER (2010): Elimination von Arzneimitteln aus Krankenhausabwasser. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): Schriftenreihe Gewässerschutz – Wasser – Abwasser, Band 222, Aachen.
- [5] 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.
- [6] 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.
- [7] BORNEMANN, C.; ERBE, V.; HACHENBERG, M.; KOLISCH, G.; OSTHOFF, T.; TAUDIEN, Y. (2012): Einsatz von Pulveraktivkohle in vorhandenen Flockungs-filtrationsanlagen am Beispiel der Kläranlage Buchenhofen. Vortrag auf der 45. Essener Tagung 2012, 16. März 2012

- [8] 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.
- [9] EAWAG (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, Abschlussbericht, September 2010.
- [10] EILERS, L. (2001): Verfahrenskombination von Nanofiltration und Adsorption an Pulverkohle zur kontinuierlichen Abwasserreinigung. Dissertation. RWTH Aachen, Aachen.
- [11] ELTNER, A. (1998): Behandlung hoch belasteter Abwässer durch Aktivkohleadsorption und Aktivkohle / Nanofiltration – Verfahrenvergleich und Bewertung. Dissertation. RWTH Aachen, Aachen.
- [12] FENT, K. (2007): Ökotoxikologie. Georg Thieme Verlag, 3. Auflage, Stuttgart, ISBN: 978-3-13-109993-8.
- [13] HAIST-GULDE (2010): Pulveraktivkohlesorten – Qualitätskriterien und Produktauswahl, , in „Aktivkohle in der Abwasserreinigung – Vom Versuch zum technischen Maßstab“ Tagungsband Symposium Aktivkohle, 23./24.06.2010.
- [14] HAUER, A. (2002): Beurteilung fester Adsorbenten in offenen Sorptionssystemen für energetische Anwendungen. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin.
- [15] 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.
- [16] 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
- [17] 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

- [18] 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.
- [19] KOMPETENZZENTRUM MIKROSCHADSTOFFE NORDRHEIN-WESTFALEN (KOM-M.NRW) (2016): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination (Stand: 01.09.2016)
- [20] 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.
- [21] 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.
- [22] MARCUS, P. (2005): Entwicklung und Validierung eines Labor-Schnelltests zur Beurteilung der Adsorbierbarkeit von organischen Einzelstoffen an Aktivkohle. Dissertation. Technische Universität Dresden, Dresden.
- [23] MEYER H. (2008): Abwasserreinigung – Qua vadis?, in *GWF Wasser, Abwasser* 149 (2008) Nr. 4, 2008.
- [24] 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.
- [25] 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
- [26] 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
- [27] NÖTHE, T. (2009): Zur Ozonung von Spurenstoffen in mechanisch-biologisch gereinigten Abwässern. Dissertation, Technische Universität Dortmund, Dortmund.

- [28] 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.
- [29] PINNEKAMP et al.(2010): Elimination von Mikroschadstoffen – Stand der Wissenschaft, , in Tagungsband 43. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, 17. – 19.03.2010.
- [30] PÖPEL, H. J.; SCHMIDT-BREGAS, M.; WAGNER, M. (1988): Aktivkohleanwendung in der Abwasserreinigung I. KA – Korrespondenz Abwasser 03 (35): 247–255.
- [31] RÖLLE, SCHIRMEISTER (2010): Vorstellung aktueller Projekte zum Ausbau von kommunalen Klärwerken mit eine Adsorptionsstufe, , in „Aktivkohle in der Abwasserreinigung – Vom Versuch zum technischen Maßstab“ Tagungsband Symposium Aktivkohle, 23./24.06.2010.
- [32] 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.
- [33] 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.
- [34] SCHUMACHER, J. (2006): Ozonung zur weitergehenden Aufbereitung kommunaler Kläranlagenabläufe. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin.
- [35] SCHWARZENBACH, R. P.; GSCHWEND, P.; IMBODEN, D. M. (2003): Environmental organic chemistry. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey. 2. Auflage, ISBN: 0-471-35750-2.
- [36] SONTHEIMER, H.; FRICK, B.R.; FETTIG, J.; HÖRNER, G.; HUBELE, C.; ZIMMER, G. (1985): Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung. DGWV-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe, Karlsruhe.

- [37] 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.
- [38] TRIEBKORN, R. (2012). Modellstudie zur Effizienz der Reduktion der Gehalte an anthropogenen Spurenstoffen durch Aktivkohle in Kläranlagen: Monitoring vor Inbetriebnahme der Adsorptionsstufe auf der Kläranlage Langwiese “SchussenAktiv”, UVM-Vorhaben Nr. 306/2010. Abschlussbericht an das Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg.
- [39] UNIVERSITÄT DORTMUND (2008): Einleitung und Elimination gefährlicher Stoffe in kommunalen Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen, Phase III, Abschlussbericht, Kurzfassung, 27.03.2008.
- [40] VON GUNTEN, U. (2003): Ozonation of drinking water: Part II. Disinfection and by-product formation. *Water Research* 37 (7): 1469–1487.
- [41] 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.

1 EINLEITUNG

1.1 Veranlassung

Die Stadt Erwitte betreibt seit 1989 die Kläranlage Erwitte-Nord mit einer derzeitigen Ausbaugröße von 16.500 EW. Die Kläranlage ist als mechanisch-biologische Reinigungsstufe konzipiert. Die Belebungsstufe besteht aus zwei intermittierenden Belebungsbecken (Rundbecken) sowie einer zweistraßigen Nachklärung. Die Beschickung der Belebungsstufe als auch der Nachklärungsbecken erfolgt über Verteilerbauwerke.

Aufgrund der bestehenden Problematik der nachgewiesenen Spurenstoffe in Gewässern ist derzeit in der Öffentlichkeit und in der Fachwelt eine intensive Diskussion zur Notwendigkeit einer weitergehenden Spurenstoffelimination gegeben.

Das Vorsorgeprinzip sowie die derzeit zur Verfügung stehenden Fördermöglichkeiten des Landes NRW veranlassen seit längerer Zeit immer mehr Kläranlagenbetreiber zur aktiven Handlung. Die demographische Entwicklung innerhalb der nächsten Jahre bzw. Jahrzehnte mit einem höheren Anteil älterer Menschen wird den Eintrag von Medikamenten wie Pharmaka und Röntgenkontrastmitteln als eine Gruppe von Spurenstoffen deutlich erhöhen.

Des Weiteren fordert auch die Bezirksregierung Arnsberg die Erstellung einer Studie zur Spurenstoffelimination als Voraussetzung für die Verlängerung der Einleitungserlaubnis.

1.2 Projektkurzbeschreibung

Für die Kläranlage Erwitte-Nord stehen verschiedene verfahrenstechnische Lösungsmöglichkeiten zur Verfügung, die nachfolgend dargestellt werden.

- Variante 1.1: Ozonung mit nachgeschaltetem Wirbelbett
- Variante 1.2: Ozonung mit nachgeschalteter Filtration
- Variante 1.3: Ozonung mit nachgeschalteten DynaSand-Filtern

- Variante 2.1: granuliert Aktivkohle (GAK) in Behälterbauweise
- Variante 2.2: granuliert Aktivkohle (GAK) in DynaSand-Filtern

Ziel der Machbarkeitsstudie ist die Bewertung der unterschiedlichen Lösungskonzepte in Hinblick auf die technische Machbarkeit, ihrer Wirtschaftlichkeit sowie eine Bewertung der Vor- und Nachteile einschließlich der nicht-monetären Aspekte. Hierdurch wird eine Entscheidungsgrundlage geschaffen, die es der Stadt Erwitte ermöglicht, ein innovatives sowie unter dem Blickwinkel der Förderung von Seiten des Landes NRW ein wirtschaftlich vertretbares Konzept zur weitergehenden Abwasserreinigung auf der Kläranlage Erwitte-Nord umzusetzen.

Für das Eliminieren von Spurenstoffen mit Hilfe von Pulveraktivkohle wird mehr Materialverbrauch erwartet. Aufgrund dessen wird der Einsatz von Pulveraktivkohle auf der Kläranlage Erwitte-Nord nicht berücksichtigt.

1.3 Aufgabenstellung

Die Aufgabenstellung für die vorliegende Machbarkeitsstudie besteht im Einzelnen aus:

- Grundlagenermittlung einschließlich Auswertung der Wassermengen zur Dimensionierung der Verfahrenskomponenten
- klärtechnische Berechnungen der Spurenstoffelimination
- zeichnerische Darstellung in Verfahrensschemata und Lageplanskizzen
- Bewertung der verschiedenen Möglichkeiten im Hinblick auf Vor- und Nachteile, insbesondere der nicht-monetären Aspekte, z. B. betrieblicher Risiken sowie zukünftiger Erweiterungsmöglichkeiten etc.
- Überprüfung der technischen Machbarkeit
- Wirtschaftlichkeitsuntersuchung einschließlich Abschätzung der Investitionskosten, der Betriebskosten sowie der Jahreskosten
- Bewertung und Diskussion der Ergebnisse

2 KURZBESCHREIBUNG DER BESTEHENDEN KLÄRANLAGE

Die Kläranlage Erwitte-Nord liegt ca. 3,4 km nördlich des geografischen Zentrums der Stadt Erwitte und ca. 3 km westlich von Bad Westernkotten. Sie wurde zwischen 1999 und 2000 auf 16.500 EW erweitert und optimiert.

Ab 1984 fing die Planung der Anlage mit einer Ausbaugröße von 9.000 EW an, bevor sie 1989 in Betrieb genommen wurde. Zu diesem Zeitpunkt bestand die Kläranlage aus einem Pumpwerk, einem Kombibecken sowie einem Betriebsgebäude.

Aufgrund gesteigener Ablaufanforderungen wurde die Kläranlage auf 11.500 EW zwischen 1995 und 1997 um zwei Nachklärbecken erweitert. Ferner wurde in diesem Zeitraum das Kombibecken in das Belebungsbecken I umgebaut. Zwischen 1999 und 2000 wurde die Anlage auf die endgültige Ausbaugröße von 16.500 EW ertüchtigt. Im Zuge dieser Erweiterung wurde das Belebungsbecken II, eine Phosphorfällung und der Ausbau des Betriebsgebäudes umgesetzt.

3 STAND DER FORSCHUNG ZUM THEMA SPURENSTOFFE IM ABWASSER UND TRINKWASSER

3.1 Allgemeines

Bislang konnten weit über 100 verschiedene Arzneimittelwirkstoffe teilweise in Konzentrationen oberhalb ökotoxikologischer Wirkschwellen in der Umwelt nachgewiesen werden. Hierzu existieren zahlreiche Studien und Übersichten (vgl. LANUV 2007, SCHULTE-OEHLMANN ET AL. 2007, MUNLV 2004, BLAC 2003, HEBERER 2002, TERNES UND HIRSCH 2000). Eine exemplarische und orientierende Zusammenstellung über die Spannweite gemessener Arzneimittelkonzentrationen in der aquatischen Umwelt ist in Abbildung 1 für Diclofenac (Analgetikum), Clarithromycin (Antibiotikum), Carbamazepin (Antiepileptikum) und Iopamidol (Röntgenkontrastmittel) dargestellt.

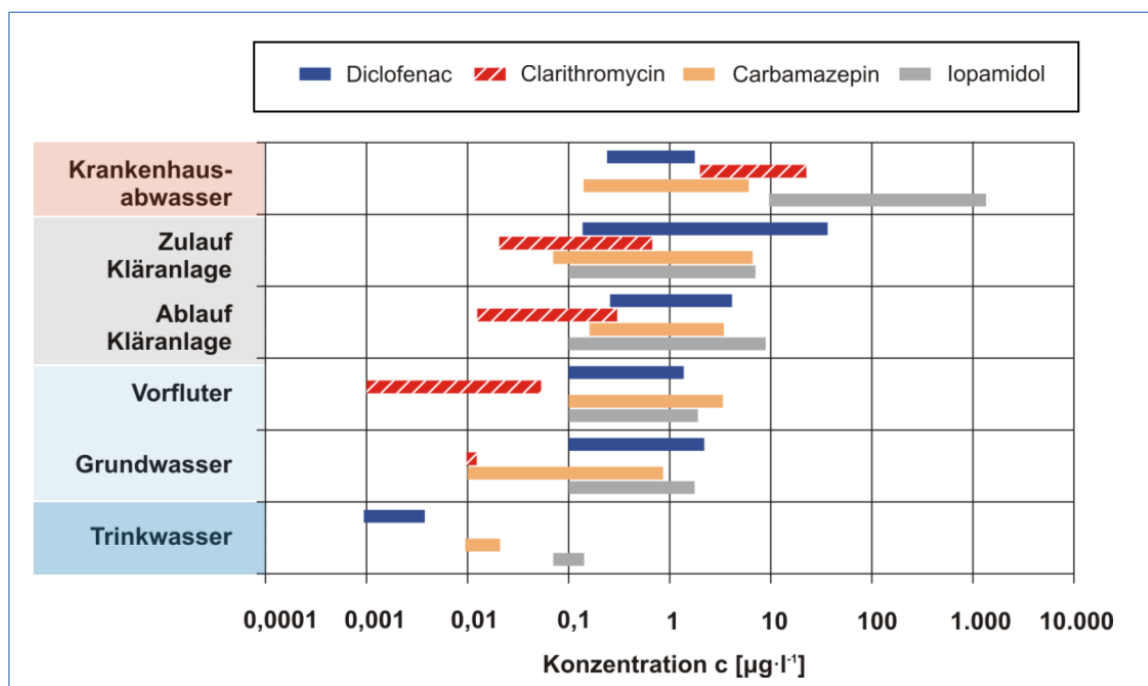


Abbildung 1: Konzentrationen ausgewählter Mikroverunreinigungen (Beier 2010)

In der EU-Wasserrahmenrichtlinie ist eine Reihe von Substanzen aufgeführt, die als resistent, bioakkumulierend oder toxisch einzustufen sind. Bisher liegen die in Oberflächengewässern nachgewiesenen Konzentrationen noch in einem Bereich, der keine akute nachweisbare Gefahr für den Menschen darstellt. Eine Beeinflussung von Gewässerorganismen, z. B. durch Hormone, ist jedoch festzustellen (TRIEBKORN, 2012).

Erreichbare Zielwerte zur Reduzierung des Eintrages in die Gewässer sind derzeit in der Diskussion. Die Kläranlagen stellen neben Industrie und Landwirtschaft einen bedeutenden Emittenten für Mikroverunreinigungen in die aquatische Umwelt dar und sind deshalb im Fokus für Reduzierungsmaßnahmen.

Aus Gründen des vorbeugenden Gesundheits- und Umweltschutzes ist es geboten, den Eintrag von Mikroverunreinigungen in die Umwelt zu begrenzen. Hierzu ist es notwendig, Maßnahmen zur Eintragsbegrenzung zu identifizieren, die technisch bzw. organisatorisch praktikabel und wirtschaftlich sind.

Bisherige Forschungsergebnisse zeigen, dass eine quantitative Elimination von Mikroverunreinigungen in vollbiologischen Kläranlagen mittels einer Ozonbehandlung oder einer Aktivkohleadsorption in Verbindung mit einer Filtration erzielt werden kann. Nachfolgend werden die grundlegenden Zusammenhänge für diese Verfahren erklärt.

3.2 Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften

Um die Verteilung und das Verhalten von Mikroverunreinigungen in der Umwelt und im Abwasserreinigungsprozess zu charakterisieren, sind insbesondere die physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften heranzuziehen. Hierzu zählen nach PINNEKAMP UND KROISS (2009) z. B. die Molekülstruktur, Polarität/ Hydrophobie, Sorptionsfähigkeit, Abbaubarkeit/Transformation bzw. Persistenz und Flüchtigkeit.

Mikroverunreinigungen verfügen über unterschiedlichste Molekulargewichte, -strukturen und funktionelle Gruppen, wodurch sie teilweise schwer biologisch abbaubar sind und eine hohe Persistenz in der Umwelt aufweisen. In der wässrigen Phase liegen z. B. Arzneimittel in ionisierter und nicht-ionisierter Form vor. Dies hat einen unmittelbaren Einfluss auf die chemisch-physikalische Reaktivität, Sorptionsfähigkeit und Bioverfügbarkeit eines Arzneimittelwirkstoffes.

Die Polarität kennzeichnet die Elektronenverteilung innerhalb einer Verbindung. Unpolare Verbindungen verfügen über eine nahezu gleichmäßige Elektronenaufteilung. Polare Verbindungen weisen aufgrund einer ungleichmäßigen Elektronenverteilung unterschiedliche Ladungsschwerpunkte auf, wodurch sogenannte Teil- oder Partiaalladungen ausgebildet werden. Das Wasser ist die bekannteste polare Verbindung. Polare Stoffe sind durch eine gute Wasserlöslichkeit gekennzeichnet.

Hydrophobie beschreibt die Eigenschaft von Molekülen oder Molekülgruppen, bevorzugt Wechselwirkungen mit anderen hydrophoben Gruppen einzugehen. Diese Stoffe bedingen keine ausgeprägten Wechselwirkungen mit polaren Gruppen oder Molekülen und sind daher schlecht wasserlöslich. Als Maß für die Hydrophobie kann der Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient K_{ow} (engl. P_{ow}) [-] herangezogen werden. Der K_{ow} ist der Quotient der Gleichgewichtskonzentrationen einer Chemikalie in einem Zweiphasensystem aus n-Oktanol und Wasser (SCHWARZENBACH ET AL. 2003).

Die Sorptionsfähigkeit/Sorption kennzeichnet die chemische oder physikalische Bindung von Substanzen an Feststoffe. Dabei sind die spezifischen Stoffeigenschaften wie z. B. das Molekulargewicht, die Molekülstruktur, funktionelle Gruppen im Molekül und die daraus resultierende Polarität sowie die Wasserlöslichkeit herauszustellen, da diese über die Verteilung einer Substanz zwischen der flüssigen und der festen Phase entscheiden. Ebenso bedeutsam sind die Eigenschaften der festen Phase wie z. B. belebter Schlamm oder Aktivkohle. Bei der Sorption werden zwei Sorptionsmechanismen, die Absorption und die Adsorption, differenziert. Die Absorption beschreibt das Eindringen von Molekülen in eine dreidimensionale Matrix (SCHWARZENBACH ET AL. 2003). Bei der Absorption kommt es zu hydrophoben Wechselwirkungen zwischen unpolaren Molekülen bzw. Gruppen innerhalb eines Moleküls und dem organischen Anteil innerhalb der festen Phase. Für die Absorption von Substanzen gilt grundsätzlich, je unpolarer eine Verbindung, desto besser ist die Absorption. Die Bindung von Molekülen an eine zweidimensionale Oberfläche wird als Adsorption bezeichnet (SCHWARZENBACH ET AL. 2003). Für die Adsorption sind elektrostatische Wechselwirkungen von positiv geladenen Gruppen innerhalb eines Moleküls und negativ geladenen Oberflächen der Biomasse bzw. Aktivkohle ursächlich.

Unter Abbau oder Umbau einer Substanz wird die strukturelle Veränderung von Chemikalien durch verschiedene Transformationsprozesse verstanden. Grundsätzlich lassen sich abiotische und biotische Transformationsprozesse differenzieren (FENT 2007). Bei den abiotischen Transformationsprozessen erfolgt der Ab- bzw. Umbau von Chemikalien mittels chemischer Reaktionen wie z. B. Hydrolyse oder Redoxreaktionen sowie physikalischer Reaktionen wie z. B. Photolyse. Bei biotischen Transformationsprozessen sind Ab- und Umbau der Substanzen auf enzymatisch gesteuerte Reaktionen zurückzuführen. In der aquatischen Umwelt handelt es sich meist um mikrobielle Umwandlungsprozesse. In der Abwasserreinigung werden abiotischen Prozessen im Vergleich zu biotischen Prozessen eine eher untergeordnete Rolle zugeschrieben. Der biologische Abbau erfolgt im Wesentlichen durch bakterielle Enzyme im belebten Schlamm. Es gibt eine Reihe von Studien, die die biologische Abbaubarkeit von Arzneimitteln und organischen

Mikroverunreinigungen im Abwasserreinigungsprozess untersucht haben (vgl. WICK ET AL. 2009, JOSS ET AL. 2006).

3.3 Grundlagen der Aktivkohle

3.3.1 Grundbegriffe, Funktionsprinzip und Bemessungsparameter

Die Adsorption von Arzneimitteln an Aktivkohle stellt ein physikalisch-chemisches Trennverfahren dar, bei dem zu eliminierende Abwasserinhaltsstoffe (Adsorptiv) an der Oberfläche der Aktivkohle (Adsorbens) angelagert werden. Die Abgabe sorbierter Moleküle vom Adsorbens wird als Desorption bezeichnet. Die Effizienz der Adsorption wird durch die physikochemischen Eigenschaften des Adsorptivs und Adsorbens bestimmt (MARCUS 2005). Aktivkohle besteht aus Graphitkristallen und wird überwiegend aus kohlenstoffhaltigen Rohstoffen wie z. B. Stein-, Holzkohle, Torf oder Nussschalen hergestellt. Durch den Prozess der Aktivierung werden flüchtige Rohstoffkomponenten abgebaut und es entstehen zahlreiche Poren, Risse und Spalten, die die Oberfläche der Aktivkohle 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). Aktivkohle wird durch ein ausgeprägtes inneres Porensystem gekennzeichnet, dessen struktureller Aufbau Abbildung 2 verdeutlicht. 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.

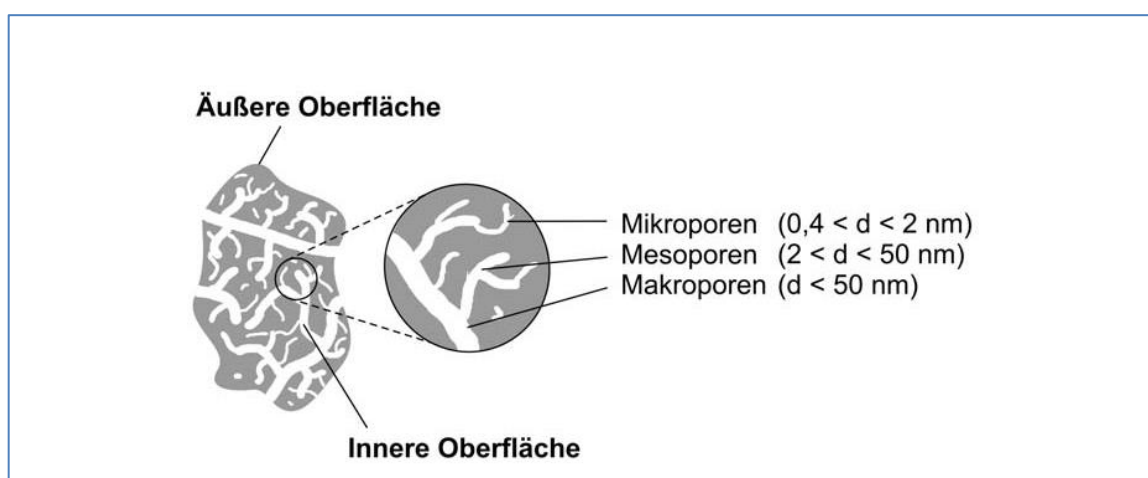


Abbildung 2: Aktivkohlestruktur (BRENDEL 1997, verändert nach MARCUS 2005)

Zudem kann Aktivkohle hinsichtlich ihres äußeren Erscheinungsbildes wie nachstehend aufgeführt gruppiert werden:

- Pulveraktivkohle (PAC), engl.: powdered activated carbon: Körnung < 0,045 mm
- Kornkohle und Granulierte Aktivkohle (GAC), engl.: granulated activated carbon: Körnung zwischen 0,5 und 4 mm sowie
- zylindrisch geformter Aktivkohle (Formkohle und Pellets): Größenbereich zwischen 0,4 bis 4 mm (EILERS 2001).

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). In der Abwasserreinigung werden sowohl Pulverkohlen als auch Kornkohlen eingesetzt. Die Bemessung technischer Aktivkohleapplikationen erfolgt auf Grundlage der zu behandelnden Abwassermatrix und des gewünschten Reinigungszieles. Mit der Dosierung von Pulverkohle in den Ablauf der Nachklärung und einer Errichtung von Aktivkohlefiltern mit granulierter Aktivkohle zur Ablaufbehandlung von Kläranlagen, stehen zwei grundsätzlich unterschiedliche verfahrenstechnische Ansätze zur Verfügung. Während Pulveraktivkohle in mg je Liter dem Abwasserstrom zu dosiert wird, erfolgt die Bemessung von Aktivkohlefiltern auf Basis von Filterfläche, -volumen und Filtergeschwindigkeit.

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.

3.3.2 Charakterisierung des Adsorptionsverhaltens

Das Adsorptionsverhalten kann durch Adsorptionsisotherme und auf Grundlage kinetischer Modelle beschrieben werden. Adsorptionsisotherme stellen eine Korrelation zwischen der Konzentration des Adsorptivs und der Beladung des Adsorbens im Gleichgewichtszustand dar. Für die Beschreibung des Adsorptionsgleichgewichtes stehen dabei verschiedene empirische und semiempirische Modelle zur Verfügung. Diese unterscheiden sich hinsichtlich der Anwendbarkeit und werden auf Ein-, Mehr- oder Vielstoffgemische bezogen (EILERS 2001). Zudem variieren die Modelle in der Parameteranzahl, die den Erkenntnissen aus Adsorptionsisothermen angepasst werden müssen (ELTNER 1998).

Adsorptionsgleichgewichte kennzeichnen die statische Beladungskapazität eines Adsorbens. Um Aktivkohleadsorber zu dimensionieren, sind zusätzlich Kenntnisse über die Adsorptionskinetik notwendig. Diese betrachten den zeitlichen Verlauf des Adsorptionsvorgangs, dem nach SONTHEIMER ET AL. (1985) folgende Transportprozesse zu Grunde liegen:

1. Transport des Adsorptiv-Moleküls durch die das Adsorbens umgebende wässrige Lösung an den Kornrand (bei Anströmung Konvektion bzw. in freier Lösung Diffusion)
2. Filmdiffusion (vgl. Abbildung 3, Nr. 1): Transport durch den das Adsorbenskorn umgebenden laminaren Grenzfilm,
3. Porendiffusion (vgl. Abbildung 3, Nr. 2): Transport des Adsorptiv-Moleküls innerhalb der Pore (Diffusion in der Porenflüssigkeit und/oder in adsorbiertem Zustand entlang der Oberfläche sowie
4. Oberflächendiffusion (vgl. Abbildung 3, Nr. 3): Adsorption des Adsorptiv-Moleküls an die freie Oberfläche des Adsorbens (am aktiven Zentrum).

Die Dicke der Grenzschicht δ ist primär von der Geometrie des Adsorbens abhängig. Eine weitere Einflussgröße der Filmdiffusion stellt die Turbulenz im wässrigen Medium dar. Bei der Porendiffusion ist der Konzentrationsgradient entlang der Makroporen die treibende Kraft. Weisen Substanzen eine hohe Affinität zur Aktivkohleoberfläche auf, erfolgt die Diffusion an der Oberfläche langsam und führt zu einer hohen Adsorption (BOLLER 2007).

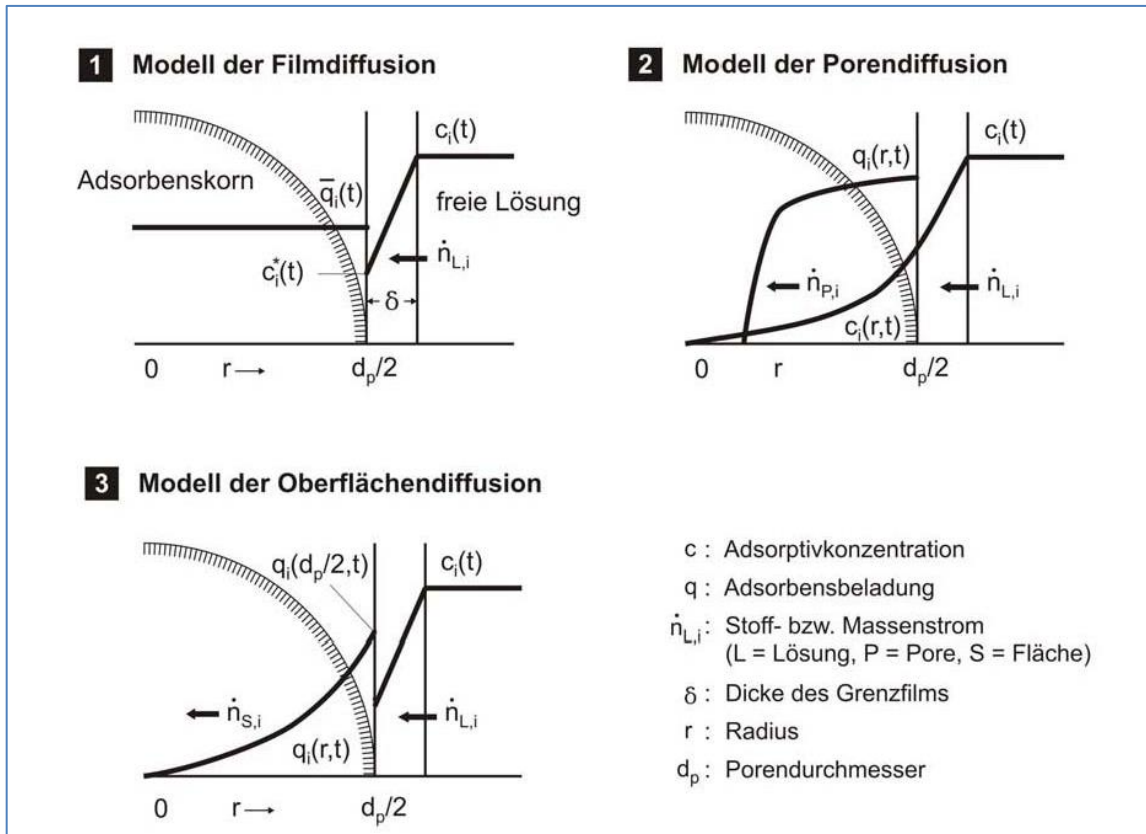


Abbildung 3: Transportmechanismen bei der Aktivkohleadsorption (SONTHEIMER 1985)

Zusammenfassend wird festgestellt, dass die Eigenschaften der Aktivkohle wie z. B. die Porenverteilung in Verbindung mit den Substanzeigenschaften und dem Konzentrationsgradienten den Adsorptionsvorgang maßgeblich beeinflussen. Weitere Einflussgrößen auf die Aktivkohleadsorption stellen z. B. Temperatur, pH-Wert, Molekularstruktur und -gewicht, Ionisation und Polarität dar (PÖPEL ET AL. 1988). Es gilt: Je höher die Temperatur, desto rascher die Adsorptionsgeschwindigkeit bzw. je kleiner die Temperatur, desto höher die Adsorptionskapazität. Mit steigendem pH-Wert adsorbieren bevorzugt Basen. In Aktivkohlefiltern nimmt die Konzentration des Adsorptivs in Fließrichtung ab. Mit zunehmender Filterbetthöhe stellen sich Beladungs- und Konzentrationsprofile ein (vgl. Abbildung 4), die sich mit der Filterlaufzeit entwickeln. Liegt am Ablauf des Filters ein Gleichgewicht zwischen der Adsorptivbeladung und der Zulaufkonzentration vor, beginnt die Substanz den Filter zu durchbrechen.

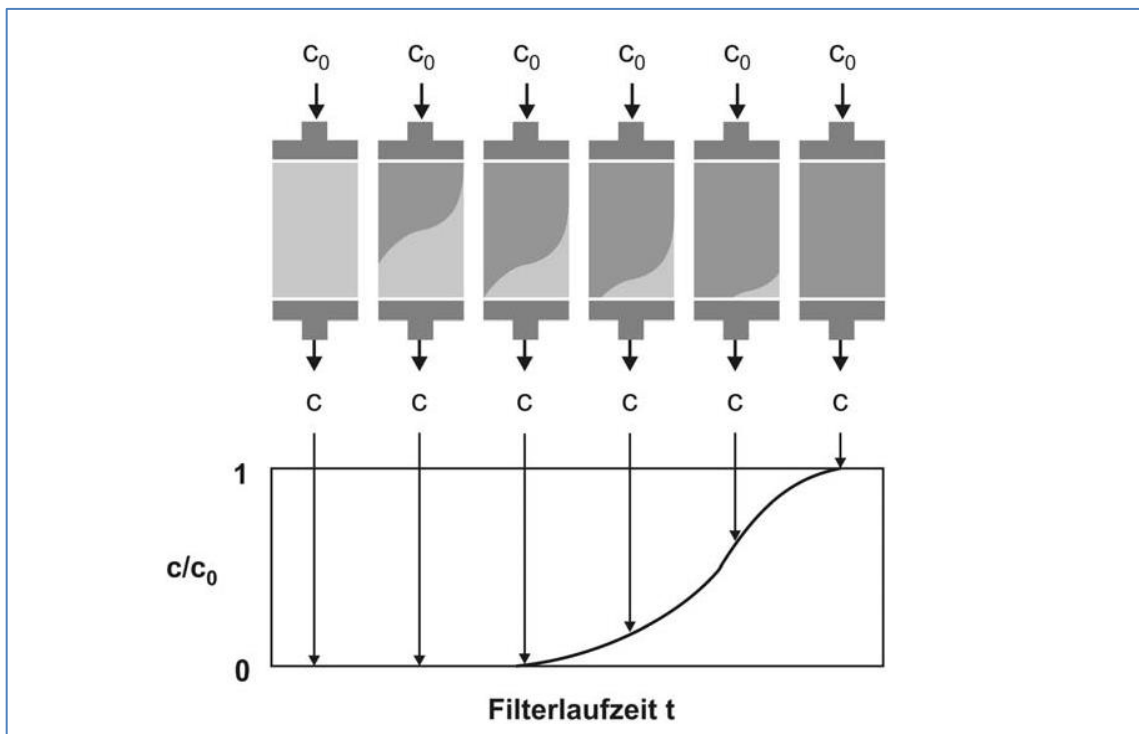


Abbildung 4: Beladungsprofil Aktivkohlefilter (SONTHEIMER 1985, verändert)

Die Beladung des Adsorbens mit dem Adsorptiv entspricht der Fläche, die zwischen der Durchbruchkurve und der Funktion c/c_0 eingeschlossen wird. Da Abwasser ein Vielstoffgemisch ist, konkurrieren zahlreiche Adsorptive um freie aktive Zentren der Aktivkohle. Diese Konkurrenzadsorption ist sehr stark bei organischen Mikroverunreinigungen wie z. B. Arzneimitteln und natürlichen Wasserinhaltsstoffen, zu denen z. B. Huminstoffe zählen, ausgeprägt. Huminstoffe tragen zum Rückgang der Sorptionskapazität für organische Mikroverunreinigungen bei, da sich diese aufgrund ihrer Größe äußerst schwer aus den Poren der Aktivkohle verdrängen lassen (MARCUS 2005, LI ET AL. 2003).

3.4 Grundlagen der Behandlung mit Ozon

3.4.1 Grundbegriffe und Funktionsprinzip

Das Funktionsprinzip der Ozonung basiert auf einer starken Oxidation der im Wasser enthaltenen Substanzen mit Ozon. Gasförmiges Ozon wird mittels elektrischer Entladung aus Sauerstoffmolekülen erzeugt. Der Ozonzerfall ist von verschiedenen Parametern wie z. B. pH-Wert, Alkalinität, Temperatur und Konzentration verschiedenster Abwasserinhaltsstoffe abhängig. Ozon reagiert direkt und

schnell mit diversen organischen und anorganischen Verbindungen, vorzugsweise bei hohem pH-Wert. Die Reaktionsgeschwindigkeit wird dabei durch die Ozon- und Stoffkonzentrationen der im Abwasser enthaltenen Verbindungen und deren stoffspezifischen Geschwindigkeitskonstanten bestimmt.

Eine zusätzliche OH•-Radikalbildung kann auf drei verschiedenen Reaktionen basieren. Den Ausgangspunkt bilden Hydroxidionen (OH⁻), die den Ozonzerfall initiieren und eine Kettenreaktion bewirken (VON GUNTEN 2003). Dabei werden zunächst reaktive Radikale gebildet, die als Ozonid-Radikalanion zerfallen und ein OH•-Radikal und ein Hydroxidion bilden (SCHUMACHER 2006). Das OH•-Radikal reagiert mit Ozon und führt zum Ausgangspunkt der Radikalkette zurück. Die zweite relevante OH•-Radikalquelle bilden elektronenreiche Verbindungen, aus denen in Reaktion mit Ozon direkt OH•-Radikale hervorgehen (NÖTHER 2009). Als dritte OH•-Quelle kann H₂O₂ dienen, das häufig als Reaktionsprodukt der direkten Ozonreaktion vorliegt. OH•-Radikale können jedoch auch durch anorganischen Kohlenstoff, wie z. B. Carbonat (CO₃²⁻), verbraucht werden und mit organischen Wasserinhaltsstoffen in Konkurrenz treten (SCHUMACHER 2006).

Es sei darauf hingewiesen, dass bei der Ozonung die Abwasserinhaltsstoffe vorwiegend in unbekannte Oxidationsprodukte transformiert und nicht vollständig mineralisiert werden, wobei die Oxidationsprodukte im Vergleich zu Ausgangssubstanzen in der Regel weniger schädlich sind (ABEGGLEN ET AL. 2009). Allerdings sind diese Transformationsprodukte sowie ihre möglicherweise (gen)toxischen Wirkungen derzeit noch Gegenstand der Forschung. Neueste Ergebnisse mit insgesamt 13 untersuchten wirkungsbasierten Testsystemen zeigen jedoch nur bei 2 Methoden negative Effekte nach einer Ozonung. Diese konnten aber mit einem anschließendem Sandfilter wieder auf das Ausgangsniveau im Ablauf der Nachklärung reduziert werden, sodass in Summe durch die Kombination einer Ozonung mit einer anschließenden Sandfiltration keine negativen Effekte mit den 13 untersuchten, wirkungsbasierten Testsystemen festgestellt werden konnten (ABEGGLEN ET AL. 2010). Auch eine aktuelle Untersuchung aus Nordrhein-Westfalen kommt zu dem Ergebnis, dass es durch die Ozonung in einzelnen Testsystemen zu einer leicht erhöhten Toxizität kommt. Eindeutige Rückschlüsse auf die ökologische Relevanz dieser leicht erhöhten Toxizität sind jedoch nicht möglich, da es durch die Ozonung auch zu einer verringerten endokrinen Aktivität kommt, die wiederum möglicherweise zu ökologischen Vorteilen führt. Mögliche Nachbehandlungsverfahren sollen bei diesem Vorhaben in einer zweiten Projektphase untersucht werden (NEUMANN ET AL. 2011).

3.4.2 Grundlagen der chemischen Oxidation

Die chemische Oxidation ist - wie der Begriff selbst veranschaulicht - ein Oxidationsverfahren, das mit Hilfe chemischer Oxidationsmittel arbeitet. Unter Oxidation versteht man ganz allgemein den Entzug von Elektronen aus einzelnen Teilchen wie z. B. aus Atomen, Ionen oder Molekülen. Die Umkehrung der Reaktion, d. h. die Aufnahme von Elektronen wird als Reduktion bezeichnet.

Der Oxidationsvorgang von Ozon mit organischen Substanzen basiert auf zwei sich überlagernden Reaktionstypen (siehe Abbildung 5).

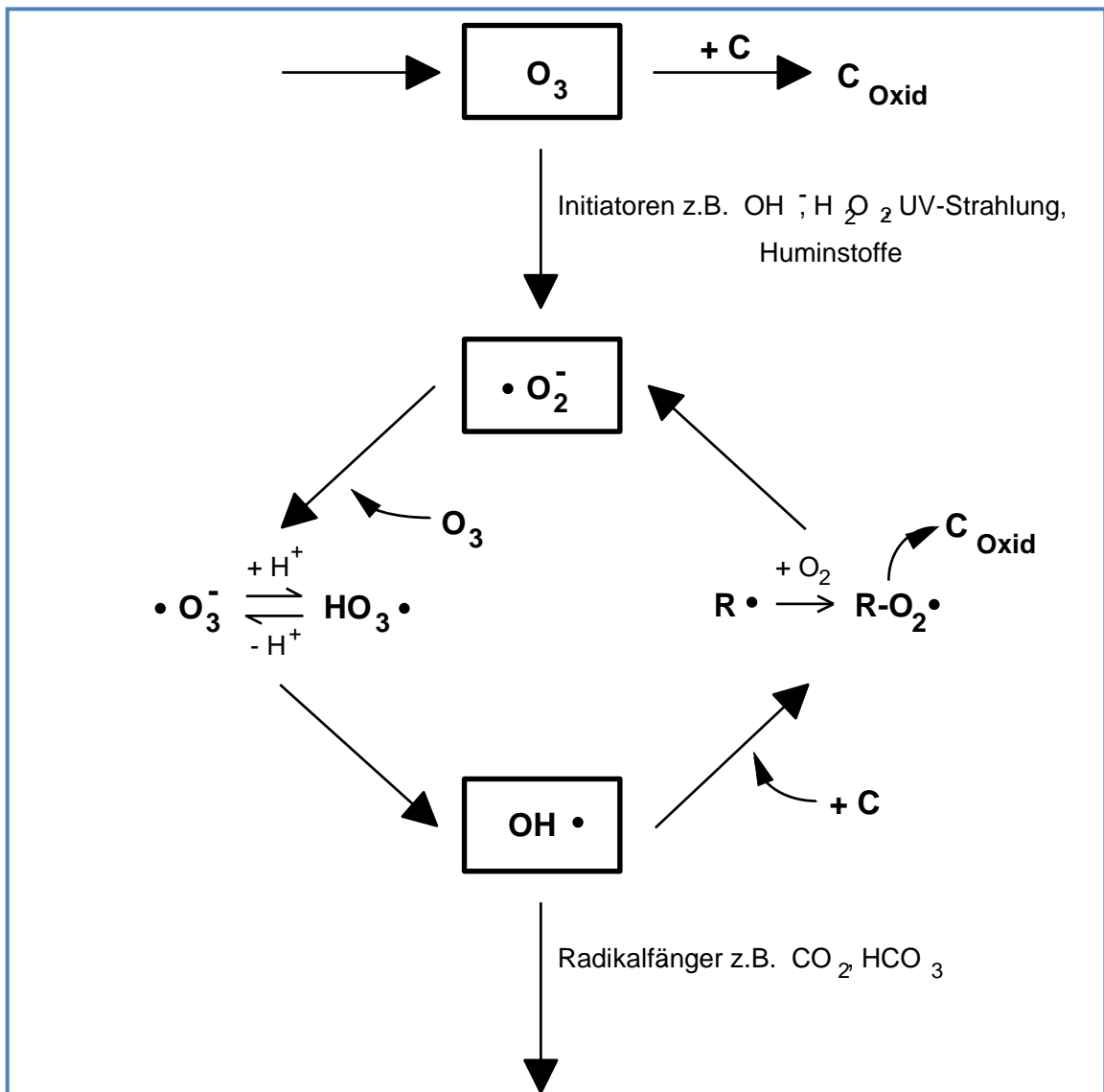


Abbildung 5: Reaktionsmechanismen

Die erste Reaktion ist die Reaktion des Ozonmoleküls mit den gelösten Substanzen. Diese direkte Reaktion ist äußerst selektiv, was an den steigenden Reaktionsgeschwindigkeiten des elektrophilen Ozons mit zunehmender Elektronendichte an der Doppelbindung und am aromatischen Ring oder entsprechend an den abnehmenden Reaktionsgeschwindigkeiten bei der Zunahme elektronenziehender Substituten zu erkennen ist. Die zweite Reaktion wird über OH-Radikale geführt, die beim Zerfall des Ozons entstehen. Diese OH-Radikale reagieren unselektiv in Millisekunden mit den Wasserinhaltsstoffen. Bei niedrigen pH-Werten überwiegt die erste, direkte Reaktion, während bei hohen pH-Werten fast ausschließlich die radikalische Reaktion abläuft.

Durch "Initiatoren" wie OH^- , H_2O_2 , UV-Strahlen oder gewisse organische Verbindungen (z. B. die im Abwasser vorkommenden Huminstoffe) werden $\text{O}_2^-/\text{HO}_2^-$ -Radikale gebildet; über Zwischenschritte entsteht das äußerst reaktive OH-Radikal. Die OH-Radikale reagieren mit den organischen Inhaltsstoffen (C), wobei Peroxylradikale entstehen, die ihrerseits $\text{O}_2^-/\text{HO}_2^-$ -Radikale abspalten und den Kreis damit schließen. Hohe Konzentrationen an "Radikalfängern" wie Carbonate/Hydrogencarbonate (CO_3/HCO_3) oder Alkylverbindungen wirken auch hier hemmend auf die Reaktionsgeschwindigkeit, da sie die Kettenreaktion durch Verbrauch von OH-Radikalen unterbrechen können.

Bevor die Reaktion des Ozons mit den Wasserinhaltsstoffen erfolgen kann, muss es in die Wasserphase eingebracht werden. Sobald das Ozon in der Flüssigphase gelöst ist, kann die eigentliche Oxidation der Schadstoffe erfolgen. Geringe Ozonkonzentrationen in der Gasphase und schlechte Absorptionseigenschaften erschweren den Ozoneintrag.

Gleiches gilt für die Temperatureinstellung, die auf der einen Seite bei höheren Temperaturen eine niedrigere Ozonlöslichkeit zur Folge hat, zum anderen aber auch den Ozonzerfall und damit die Bildung von reaktionsfreudigem atomarem Sauerstoff fördert.

3.4.3 Verfahrenstechnik und Apparative Ausführung der Ozonierung

Die Chemische Oxidation ist in der Lage, oxidierbare Schadstoffe zu mineralisieren. Obwohl prinzipiell Ammoniak, Ammonium und Nitrit durch Ozon oxidierbar sind, ist diese Anwendung in der Abwasseraufbereitung nicht zu nutzen, da einerseits bei pH-Werten kleiner 7 keine Ammonium Oxidation mehr stattfindet und darüber hinaus durch die Oxidation Nitrat entsteht, das im Ablauf ebenso unerwünscht ist.

Damit bleibt die Aufgabe der Chemischen Oxidation in der Abwasserreinigung der Abbau von organischen Verbindungen und der Reduktion von Spurenstoffen. In der Trinkwasseraufbereitung kann Ozon zur Desinfektion, zur Entfärbung von huminstoffhaltigen Wässern und zur Zerstörung von Geruchs- und Geschmacksstoffen eingesetzt werden.

Da durch die Behandlung mit chemischen Oxidationsmitteln aus langkettigen, schwer abbaubaren Stoffen kurzkettige und leicht abbaubare Stoffe entstehen, bevor sie durch weitere Oxidationsmittelzugabe vollständig mineralisiert werden, kann es je nach Wasser sinnvoll sein, eine Aktivkohle-Adsorption nachzuschalten. Eine mögliche Verfahrensvariante arbeitet mit dem Teilstrom-Injektor-Prinzip welches in Abbildung 6 dargestellt ist. Bei dem Ozonisierungsverfahren mit Kreislauf-führung wird das aus reinem Sauerstoff erzeugte Ozon über einen Injektor (Wasserstrahlverdichter) in den Kreislaufstrom eingedüst und anschließend zusammen mit dem Roh-Abwasser in den Reaktor eingespeist. Zur besseren Löslichkeit des Ozons kann der Druck im Umlaufstrom angehoben werden.

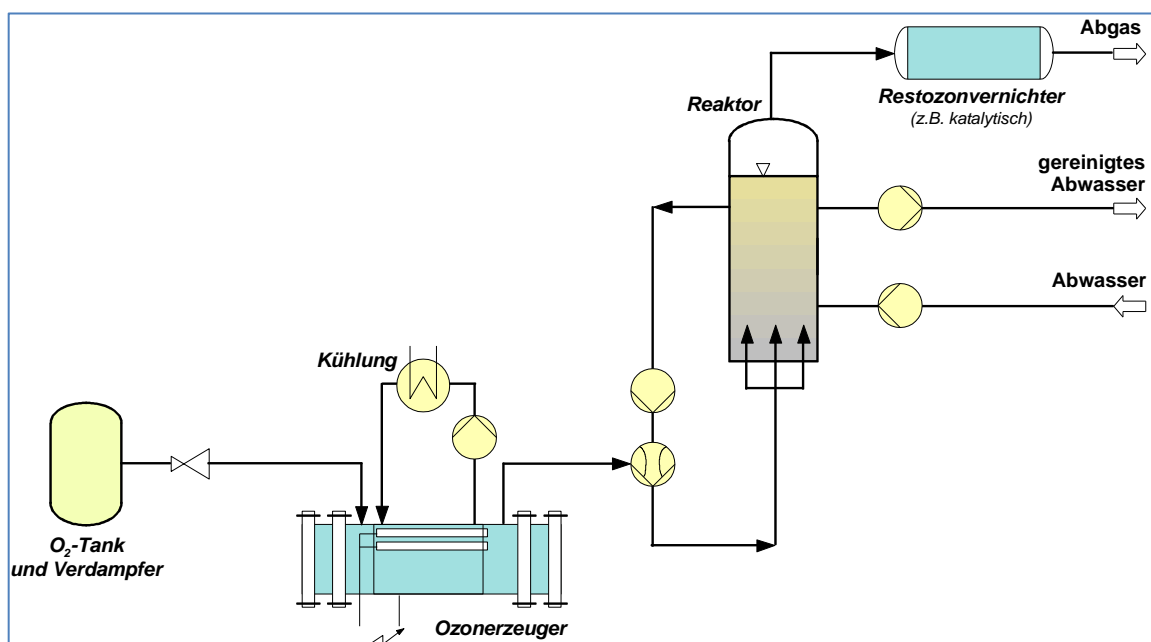


Abbildung 6: Ozonisierung mit Teilstrom-Injektor-Prinzip

Die Restozonumwandlung erfolgt über einen Metall-Mischoxid-Katalysator, bevor das Luftgemisch an die Umgebung abgegeben wird.

3.5 Aktuelle Projekte bzw. Forschungsvorhaben

3.5.1 Überblick Aktivkohle

Die Behandlung durch Adsorption an Aktivkohle entspricht in der Trinkwasseraufbereitung sowie der Industrie- und Sickerwasserbehandlung dem Stand der Technik. In der Abwasserbehandlung wurden jedoch bisher nur wenige Erfahrungen mit dem Einsatz von Aktivkohle in Forschungs- und Pilotanlagen sowie einigen wenigen großtechnischen Anlagen gesammelt.

Nationale wie internationale Projekte sind im Weiteren übersichtlich zusammengefasst, ohne den Anspruch auf Vollständigkeit zu erheben:

- IWA World Water Lisbon, 25. September 2014, Workshop zur Spurenstoffelimination, Vortrag Klaus Alt "Full-scale plants with advanced treatments by activated carbon for the elimination of micropollutants in Germany"
- USA – z. B. Lake Tahoe sowie weitere Anlagen, zitiert in: Pinnekamp, Essener Tagung 2010 (S. – 28 / 13 –) sowie Metcalf & Eddy „Wastewater Engineering“ 4. Edition 2003.
- Großbritannien – Swindon Kläranlage von Thames Water, zitiert in: Norit Newspaper 2008 Nr. 2, sowie mündliche Auskunft von Herrn Stuart Burnley, Thames Water, Einsatz von granulierter Aktivkohle im Ablauf einer Kläranlage.
- Holland – Einsatz einer granulierten Aktivkohleanlage im Ablauf der Kläranlage Horstermeer, Nähe Amsterdam, mündliche Auskunft von Freek Cramer, Witteveen & Bos und Stowa, 21.09.2014
- Schweiz – EAWAG, Kläranlage Kloten/Opfikon sowie halbtechnische Untersuchungen zum „Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser“ in MicroPoll-Projekt, GWA 7/2010 sowie Schlussbericht 09/2010.
- Kläranlage Mannheim – Einsatz von Pulveraktivkohle in vorgeschalteter Adsorptionsstufe, Planung der großtechnischen Umsetzung für 700.000 EW, Korrespondenz Abwasser, Dezember 2010 „Aktivkohle in der Abwasserreinigung – vom Versuch zum technischen Maßstab“, Symposium in Mannheim, Monitoring-Programm über 1 Jahr zum Nachweis der Reinigungsleistung verschiedener Spurenstoffe.
- Verbandsklärwerk Obere Lutter, Einsatz von granulierter Aktivkohle in einem großtechnischen Versuch, Förderantrag beim Ministerium für

Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, seit Oktober 2010 (Abschlussbericht des Forschungsvorhabens Teil II vom Dezember 2013).

- Kläranlage Düren, WVER/ Buchenhofen, Wupperverband, Planung eines großtechnischen Versuchs mit Einsatz von granulierter Aktivkohle bzw. Pulveraktivkohle im Rahmen des NRW-Forschungsprojekts MIKROFLOCK (www.micropollutants.net/Projekte/Mikroflock)
- Kläranlage Detmold, Forschungsvorhaben zum Einsatz von Ozon, Abschlussbericht vom Dezember 2014 „Pilotprojekt zur Mikroschadstoffelimination mittels Ozonung auf der ZKA Detmold“ mit Anschlussprojekt Kombination Ozonung / Granulierte Aktivkohle im Ablauf der Flockungsfiltration
- Kläranlage Gütersloh-Putzhagen – Machbarkeitsstudie zum Einsatz von Aktivkohle, Zwischenbericht vom November 2013 „Mikroschadstoffelimination mittels granulierter Aktivkohle im Ablauf der Kläranlage Gütersloh-Putzhagen“
- Kläranlage Bad Oeynhausen – Machbarkeitsstudie zum Einsatz von Aktivkohle, Abschlussbericht vom Oktober 2016 „Einsatz von granulierter Aktivkohle auf der Kläranlage Bad Oeynhausen“.
- Zentralklärwerk Lage – Machbarkeitsstudie zum Einsatz von Verfahren zur Spurenstoffelimination, Abschlussbericht vom September 2015 „Untersuchung alternativer Verfahrenstechniken zur Mikroschadstoffreduzierung Kläranlage Lage“.

3.5.2 Einzelne Projektbeispiele Aktivkohle

Wie bereits gesagt, sind Aktivkohleanwendungen in der Trinkwasseraufbereitung, aber auch der Abwasserreinigung, seit vielen Jahren im Einsatz. International gesehen eine der ersten Anwendungsfälle ist in Lake Tahoe/USA sowie Windhoek/Namibia. Folgendes Bild macht augenscheinlich deutlich, dass der zugehörige Anlagenbau schon älteren Datums ist.

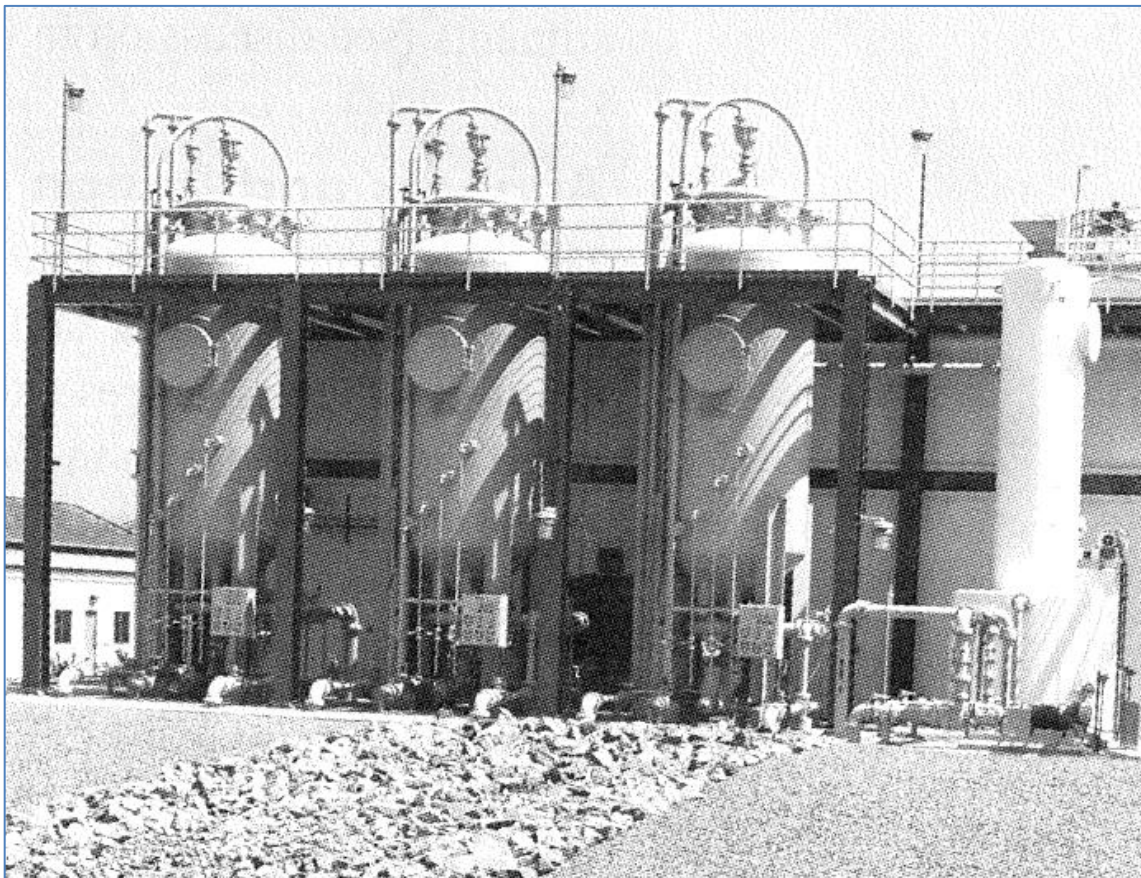


Abbildung 7: Activated carbon adsorbers: view of granular activated carbon contactors operated in parallel, used for the treatment of filtered secondary effluent (zitiert in Metcalf & Eddy, 4. Edition, Seite 1151)

Ausführliche Informationen zu verfahrenstechnischen Aspekten und insbesondere im Apparatebau sind in o. a. Literatur von Metcalf & Eddy, enthalten. Ebenfalls weist auf der Essener Tagung 2010 Prof. Pinnekamp darauf hin, dass die Anwendung in den USA bereits seit vielen Jahren in der kommunalen Abwasserreinigung im Einsatz ist.

Großbritannien – Kläranlage Swindon

Nach Informationen von Thames Water, Stuart Burnley ist auf der Kläranlage Swindon bereits seit drei Jahren im Rahmen eines Forschungsprojektes der Einsatz von granulierten Aktivkohleadsorbern realisiert worden. Insbesondere aus Gründen des weitergehenden Gewässerschutzes hinsichtlich Hormonstoffe etc. ist das Forschungsprojekt bzw. deren großtechnische Umsetzung von Thames Water initiiert worden und derzeit in einem Monitoring-Untersuchungsprogramm im Hinblick auf die Reinigungsleistung verschiedener Spurenstoffe eingebunden.

Die granulierten Aktivkohlefilter mit einem Durchmesser von über 8 m sind mit dem zugehörigen Rohrleitungs- und Apparatebau oberirdisch aufgestellt und vor Ort gefertigt bzw. geschweißt worden. Nach ersten Informationen von Thames Water werden die Aktivkohle-Reaktoren mit einer Aufenthaltszeit von ca. 30 Minuten betrieben und erreichen eine Standzeit von ca. 16 Monaten.



Abbildung 8: Großbritannien – Kläranlage Swindon, Einsatz von granulierter Aktivkohle

Holland – WWTP Horstermeer / Amsterdam

Über den Kooperationspartner der Hydro-Ingenieure GmbH in Holland, Witteveen & Bos, wird derzeit die Planung von granulierter Aktivkohle auf der Kläranlage Horstermeer im Ablauf vorgesehen, um insbesondere Spurenstoffe sowie PAKs, Pestizide etc. zu eliminieren. Die bisherigen Überlegungen unter Beteiligung der Stowa, TU Delft, Norit und Witteveen & Bos, gehen anhand von labor-technischen Untersuchungen davon aus, in einem GAK-Reaktor ohne die Möglichkeit einer Rückspülung eine weitergehende Spurenstoffelimination zu erreichen. Eine großtechnische Umsetzung auf der Kläranlage Horstermeer ist im Jahre 2012 geplant.

Deutschland - Kläranlage Mannheim (siehe weitere Anlagen in BaWü)

Auf dem Aktivkohle-Symposium im Juni 2010, der Essener Tagung 2012 sowie in mehreren Veröffentlichungen (Alt/Mauritz) wurde die großtechnische Umsetzung einer vorgeschalteten Adsorptionsstufe mit Zugabe von Pulveraktivkohle vorgestellt. Bei erfolgreichem Betrieb des jetzigen Teilstromes von knapp 180.000 EW ist die Umsetzung des gesamten Wasserstroms der Kläranlage Mannheim (700.000 EW) geplant. Voraussetzung ist der erfolgreiche Nachweis eines Monitoring-Programmes, das derzeit gemeinsam mit der Hochschule Biberach, Prof. Kapp, von der Stadtentwässerung Mannheim vor dem Abschluss steht. Dabei steht neben dem Nachweis der Reinigungsleistung für die Parameter CSB, DOC und verschiedener Spurenstoffe u. a. die Wirtschaftlichkeit des Einsatzes der pulverisierten Aktivkohle im Vordergrund.

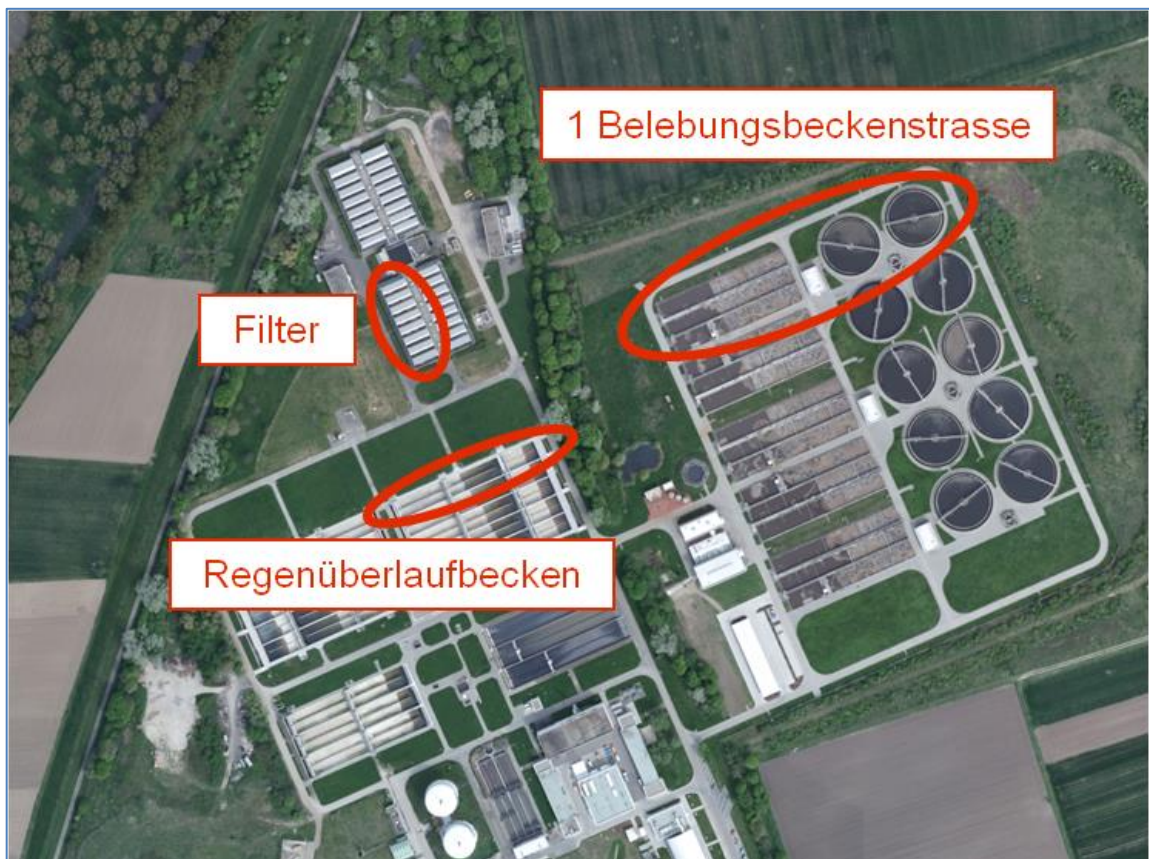


Abbildung 9: Einsatz von Pulveraktivkohle – Mannheimer Verfahren

Schweiz – EAWAG, Kläranlage Kloten/Opfikon

Im Rahmen des MicroPoll-Projektes wird zurzeit auf der Kläranlage Kloten/Opfikon sowie in verschiedenen Pilotversuchen in Lausanne geprüft, inwieweit die Verfahrenstechnik der Pulveraktivkohle für den großtechnischen Maßstab geeignet und

wirtschaftlich vertretbar ist. Nach gegenwärtigem Stand erweist sich die Verfahrenstechnik der Zugabe von Pulveraktivkohle über eine separate Einmischkammer in den Flockungsfiltrationsanlagen als interessante, wirtschaftlich vertretbare Lösung zur Spurenstoffelimination.



Abbildung 10: Anwendung der Pulveraktivkohle - Versuche auf der Kläranlage Kloten – Schweiz / Luftbild

Deutschland - Wasserverband Obere Lutter - Gütersloh

Der Einsatz von granulierter Aktivkohle ist auf dem Verbandsklärwerk Obere Lutter im Rahmen eines Forschungsvorhabens des MKULNV des Landes NRW geplant. Seit dem 01.11.2010 ist eine Filterzelle mit einer Fläche von 40 m² zum Einsatz von granulierter Aktivkohle in Betrieb. Auf der vierstufigen biologischen Reinigungsstufe des Verbandsklärwerks Obere Lutter ist vor ca. 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. Großtechnische Versuche fanden in der bestehenden Flockungsfiltrationsanlage statt, um langfristig eine weitergehende Spurenstoffelimination sowie eine Stabilisierung der CSB-Ablaufsituation zu gewährleisten.



Abbildung 11: Verbandsklärwerk Obere Lutter – Füllung der Filterzelle mit granulierter Aktivkohle

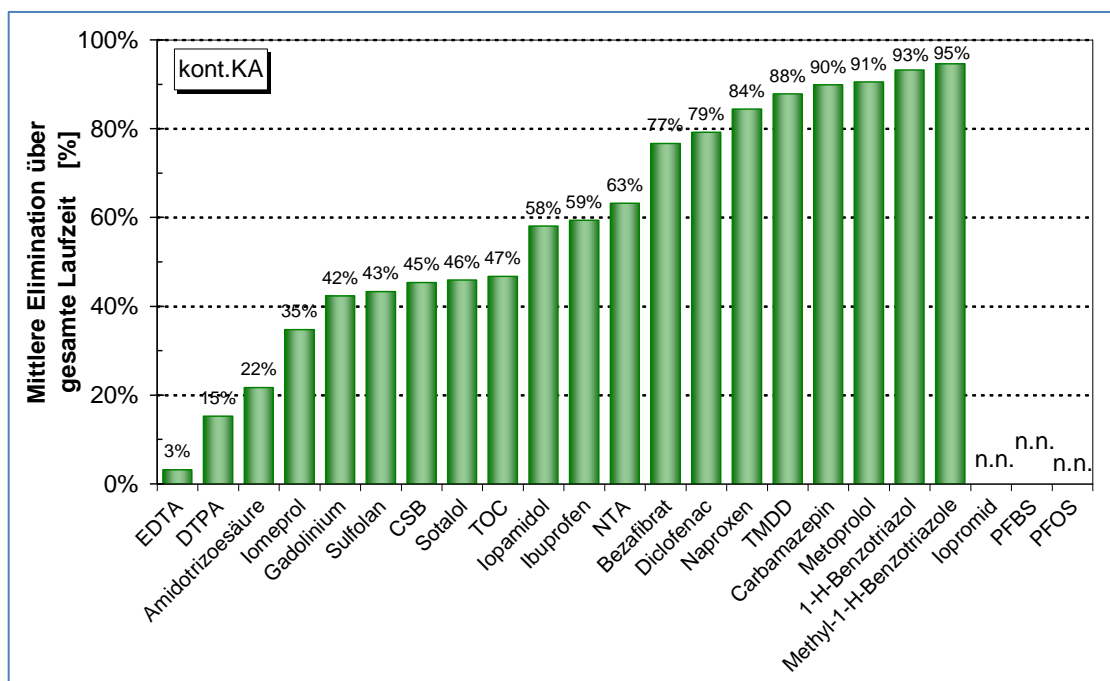


Abbildung 12: Mittlere Eliminationsraten mit GAK, kont. KA (10 m/h)

Auf der Essener Tagung 2012 werden 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 hat sich entschieden, eine Umrüstung von fünf Filterzellen granulierte Kohle vorzunehmen, um zukünftig einen Teilstrom bei Bedarf über die Aktivkohleanlage führen zu können. Im Versuchsbetrieb zeigte sich, dass die erforderlichen Spülzyklen deutlich kleiner ausfallen, als ursprünglich erwartet und auch ein versuchsweise getesteter intermittierender Betrieb sich als für die Aufgabenstellung sinnvoll und wirtschaftlich interessant herausgestellt hat. 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.

Deutschland – Kläranlage Düren, WVER/Buchenhofen, Wupperverband im Rahmen des MIKROFLOCK-Forschungsprojektes NRW

Durch die Zugabe von Aktivkohle bei der Abwasserreinigung werden mit zwei verschiedenen Verfahrensansätzen auf den Kläranlagen Düren-Merken und Buchenhofen technische, betriebliche und wirtschaftliche Umsetzbarkeit untersucht sowie im technischen Maßstab erprobt. Eine Zugabe von Pulveraktivkohle in den Flockungsraum der Filtration mit Kohleabscheidung in der vorhandenen Filteranlage ist auf der Anlage in Buchenhofen geplant, während in Düren der Austausch eines gesamten Filterbettes gegen granulierte Kornkohle untersucht wird.

Nach dem ersten Jahr des großtechnischen Versuchs in Buchenhofen wird auf der Essener Tagung 2012 (BORNEMANN ET AL. 2012) berichtet, dass die Aktivkohle mit wirtschaftlich vertretbarem Aufwand eliminiert werden kann und auch betrieblich keine Beeinträchtigungen zu erwarten sind.

Ende des Jahres 2014 wurde auf dem Bochumer Workshop (KOLISCH ET AL. 2014) berichtet, dass die granulierte Aktivkohle im Vergleich zur Verfahrenstechnik „Zugabe von pulverisierter Aktivkohle in den Filterüberstand“ sich mit betrieblichen Vorteilen und vor allem mit wirtschaftlich interessantem Ergebnis betreiben lässt (Siehe nachfolgende Abbildung 13). Erste Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen mit Darstellung von Jahreskosten ergaben günstigere Ergebnisse für GAK, da z. B. für die Parameter Cabamazepin und Diclofenac Bettvolumen von 14.000 bis 16.000 bei einer Eliminationsrate von 80 % erreicht wurden und sogar aufgrund des noch nicht festgestellten Filterdurchbruchs weitere Verbesserungen zu erwarten sind.

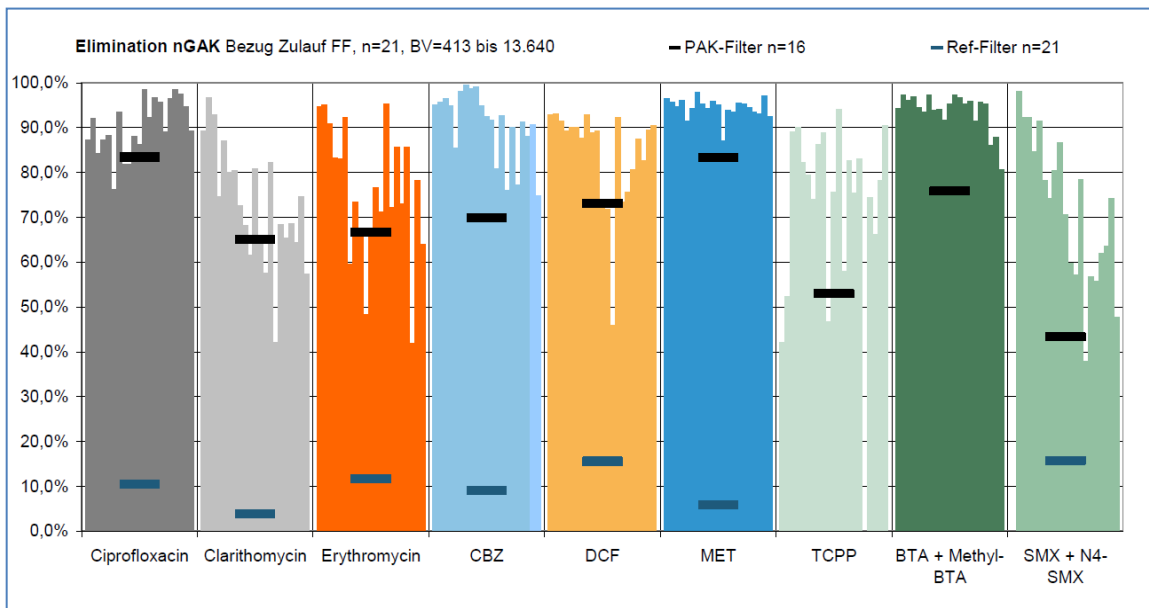


Abbildung 13: Elimination GAK (KOLISCH ET AL.2014)

3.5.3 Überblick Ozonierung

Die Leistungsfähigkeit der Ozonierung von gereinigtem Abwasser wurde großtechnisch exemplarisch in Regensdorf und Wien überprüft. Aktuell finden sich Anwendungen im Realmaßstab in Schwerte, Bad Sassendorf und Duisburg. Die dabei fokussierten Verfahrenskombinationen sind in Abbildung 14 zusammengestellt.

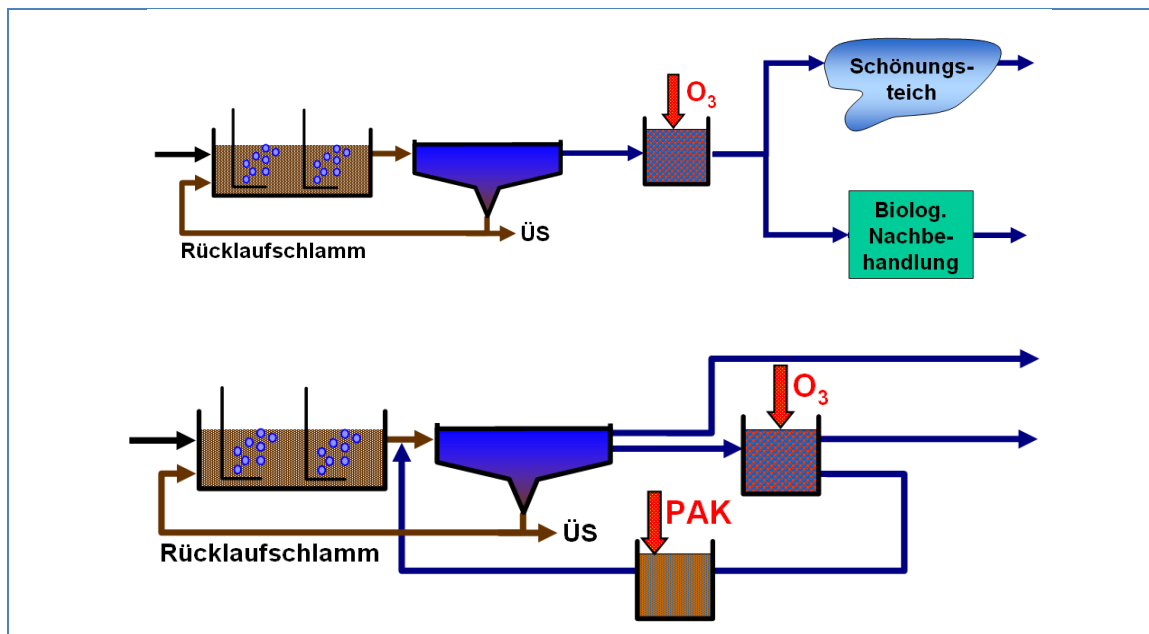


Abbildung 14: Ozonierung von gereinigtem Abwasser

Zudem findet die Ozonierung einem MBR nachgeschaltet in der separaten Krankenhausabwasserbehandlung Anwendung. In großtechnischen Anwendungen in Österreich und der Schweiz wurde die Eignung der Ozonierung für die Elimination von Mikroverunreinigungen in der kommunalen Abwasserreinigung bestätigt. Hierfür existieren umfangreiche Berichterstattungen (vgl. ABEGGLEN ET AL. 2009).

Vor einer großtechnischen Umsetzung von Ozonierung auf Kläranlagen muss gesichert sein, dass keine Transformationsprodukte erzeugt werden, die eine vergleichbar kritischere Öko- bzw. Humantoxizität aufweisen, als die zu eliminierenden Substanzen. Daher werden in jüngsten Forschungsarbeiten zunehmend Metabolite und Transformationsprodukte identifiziert und bewertet. Hier besteht noch ein sehr großer Forschungsbedarf. Der aktuelle Forschungsbedarf wird gekennzeichnet durch:

- Ermittlung der Leistungsfähigkeit von Ozonierung bei variierenden Zuflussbelastungen
- Ableitung von Empfehlungen hinsichtlich Bemessungs- und Betriebsparameter
- Festlegung von Steuer- und Regelstrategien sowie
- Untersuchungen zur Wirtschaftlichkeit sowie die öko- und humantoxikologische Bewertung von Transformationsprodukten

3.5.4 Einzelne Projektbeispiele Ozonierung

Schweiz - Kläranlage Regensdorf

Zum Einsatz der Ozonierung auf der Kläranlage Regensdorf (30.500 EW) liegt ein umfangreicher Abschlussbericht vor (vgl. ABEGGLEN ET AL. 2009). In Regensdorf wurde der Ablauf einer kommunalen Kläranlage einer Ozonierung unterzogen, wobei das Ozon aus Flüssigsauerstoff erzeugt und ein Schlaufenreaktor mit Diffusoreintragssystem zum Ozoneintrag genutzt wurde. Der Kontaktreaktor wurde auf eine Aufenthaltszeit bei Trockenwetter von > 5 Minuten ausgelegt.

Die für eine signifikante Elimination notwendige Ozonkonzentration liegt zwischen 5 und 10 mg Ozon je Liter zu reinigendes Abwasser bzw. zwischen 0,7 und 1,0 g Ozon je g DOC. Da bei der Ozonierung unbekannte Transformationsprodukte gebildet werden, ist es zweckmäßig, eine zusätzliche Nachbehandlungseinheit im Ablauf der Ozonierung vorzusehen. Diese kann z. B. als biologisch aktiver

Sandfilter oder als Schönungsteich ausgebildet sein, um eventuelle Toxizitäten und Restozon im Falle einer Überdosierung abzubauen. Beispielhaft ist in Abbildung 15 der Einfluss der Ozondosis auf die Elimination ausgewählter Mikroverunreinigungen dargestellt.

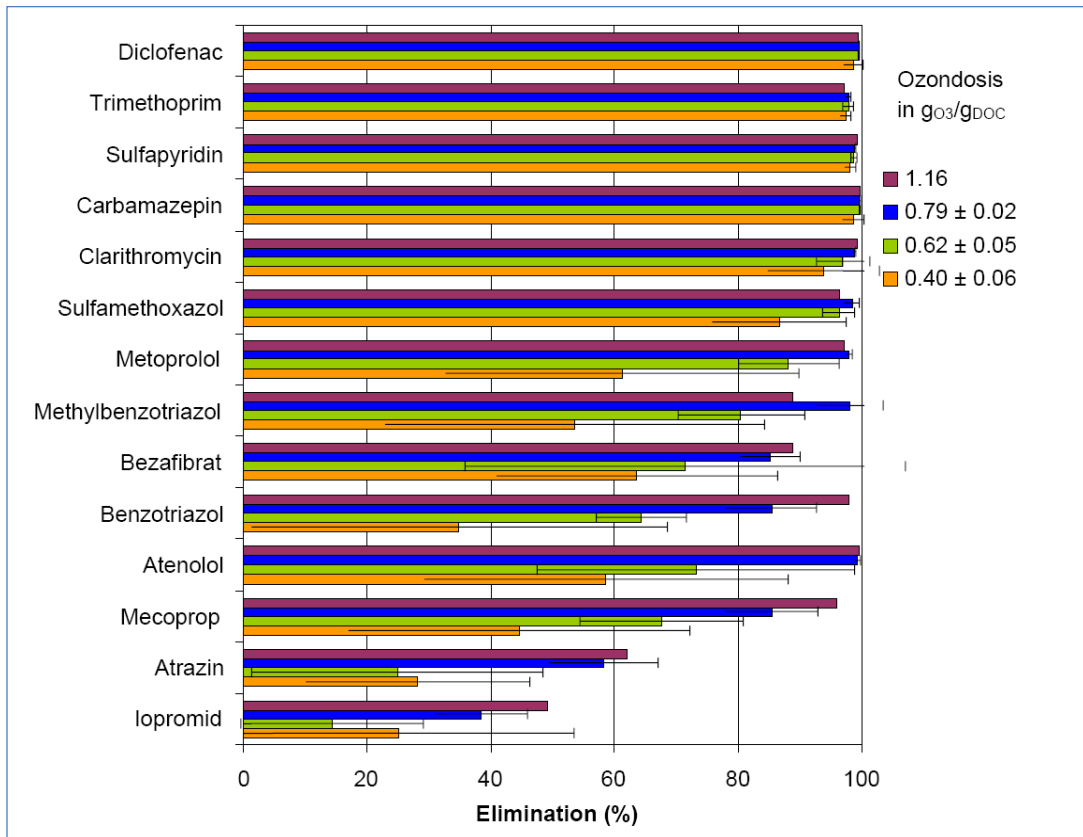


Abbildung 15: Eliminationsleistung der Ozonierung (ABEGGLEN ET AL. 2009)

Deutschland – Kläranlage Bad Sassendorf

Das Einzugsgebiet der Kläranlage Bad Sassendorf (13.000 EW) weist einen hohen Altersdurchschnitt und eine überdurchschnittliche Anzahl an Klinikbetten pro Einwohnerwert auf. Die Kläranlage wurde daher mit einer Ozonierung für den Ablauf der Nachklärung ausgerüstet, die von der Hydro-Ingenieure GmbH geplant wurde. Die Anlage besteht aus einem zweistraßigen Schlaufenreaktor mit Diffusoreintragssystem. Die Ozonerzeugung erfolgt aus Flüssigsauerstoff. Zur Nachbehandlung steht ein Schönungsteich zur Verfügung. Der Regelbereich der Ozondosis beträgt 5 bis 20 mg/l. Die Reaktionszeit ca. 13 Minuten (JAGEMANN ET AL. 2012). Die gemessenen Eliminationsraten bestätigen die Ergebnisse aus der Schweiz.

Aktuelle Ergebnisse (Sven Lyko, 2014, DWA-Seminar zur Spurenstoffelimination, Köln-Stammheim) zeigten u. a. die Erkenntnisse aus aktuellen Planungen im Vergleich der Kläranlage Bad Sassendorf mit der Ozonung der ARA Neugut (Schweiz) auf.

	Bad Sassendorf	ARA Neugut
EW (E)	13.000	150.000
Planung	2008	2013
Bemessungsfluss (m ³ /h)	300 (Q _t)	1500 (Q _t)
Behandelte JAM (%)	>90%	>80%
Hydraul. Dimension. (m ³ /h)	650 (2•Q _t)	2600 (2•Q _t)
Ozongenerator (kgO ₃ /h) ↓	4,6	11 (2 x 5,5)
Reaktionsbecken (m ³) ↑	64 (2 x 32)	530
Verweilzeit bei Q _t (min)	13	22
Beckengeometrie	Blasen-Diffusor-Kontaktor (< 5 m)	
Nachbehandlung	Schönungsteich (<u>Bestand</u>)	Sandfilter (<u>Bestand</u>)
Redundanz	Reaktionsbecken, Begasungskammer, Verdampfer	Ozongenerator, Begasungskammer

Abbildung 16: Erkenntnisse Planung Ozonanlagen

Hierbei wird deutlich, dass sich wesentliche Auslegungsgrundlagen auch aktuell im Jahr 2017 gegenüber der Planung von Bad Sassendorf aus dem Jahre 2009 nicht verändert haben. Einzig bei der Frage der Verweilzeit und der Auslegung des Ozongenerators lässt sich feststellen, dass vom Trend eher eine Verweilzeit von 15 bis 20 Minuten und eine möglichst redundante Ausführung des Ozongenerators sinnvoll erscheinen.



Abbildung 17: Kläranlage Bad Sassendorf – Ozonanlage mit Sauerstofftank

Deutschland – Kläranlage Duisburg-Vierlinden

Auf der Kläranlage Duisburg-Vierlinden werden im Rahmen eines vom MKULNV des Landes NRW geförderten Vorhaben in zwei parallelen Straßen der Ozoneintrag mittels Diffusor- und Injektoreintragungssystem verglichen. In der mit dem Injektoreintragungssystem 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 g_{O₃}/g_{DOC} 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).

Deutschland - Kläranlage Detmold

Auf der Kläranlage Detmold wird im Rahmen eines vom MKUNLV des Landes NRW geförderten Vorhaben der Ozoneintrag in einem Pilotversuch getestet.



Abbildung 18: Halbtechnische Ozon-Versuchsanlage (Containerbauweise) der Fa. Ozonia – Degrémont Technologies Ltd, Dübendorf (CH) am Standort der ZKA Detmold

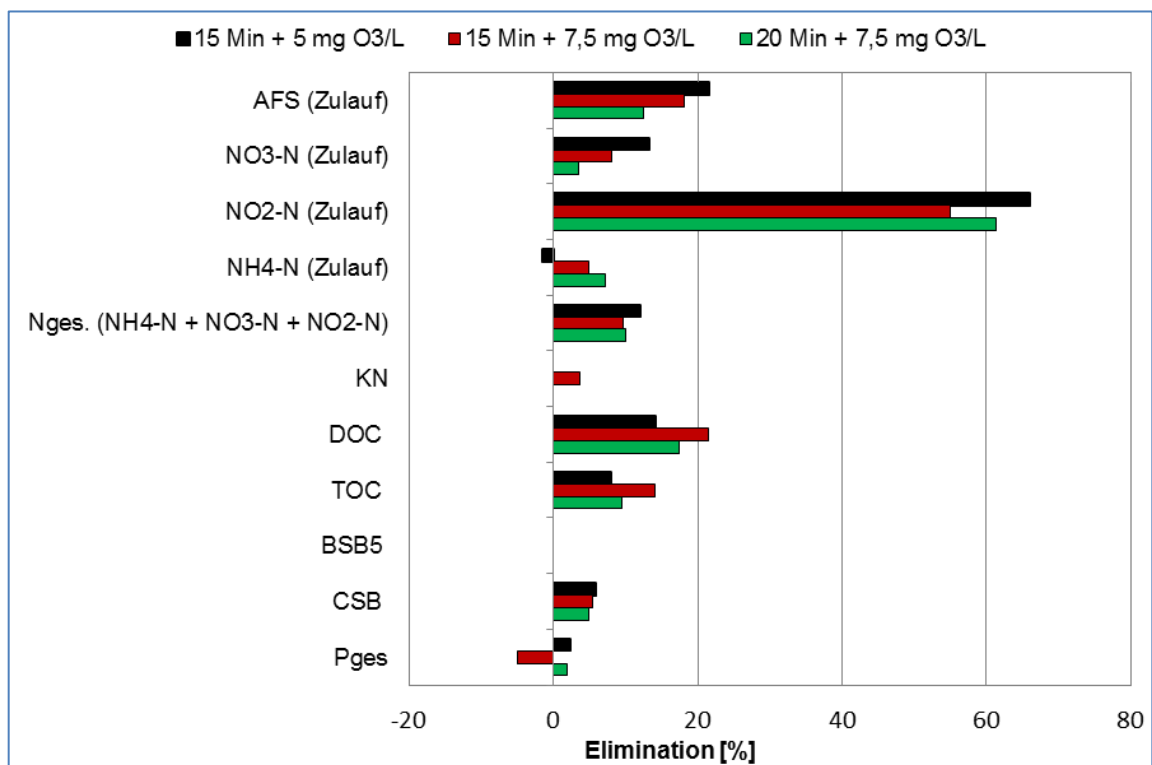


Abbildung 19: Eliminationsleistung für die Standard-Abwasserparameter - 15 und 20 Minuten HRT und Ozondosen von 5 und 7,5 mg O₃/L

Die gesamten Pilotversuche konnten als erfolgreich bezeichnet werden, da die Auslegungsdaten aus der Machbarkeitsstudie der Hydro-Ingenieure GmbH bestätigt wurden und insbesondere die Kontaktzeit durch eine Erhöhung von 15 auf 20 Minuten zu einer verbesserten Reinigungsleistung führte. Im Rahmen der Pilotierung konnte durch die Steigerung der Ozondosis von 5 auf 7,5 mg O₃/l nachgewiesen werden, dass sich insbesondere die mittlere Elimination der leicht und mittel ozonierbaren Mikroschadstoffe von ca. 70 auf ca. 85 % gesteigert werden. Bei einer weiteren Ozondosissteigerung auf 10 mg O₃/l war hingegen keine deutliche Verbesserung der Eliminationsleistung zu beobachten. Für die Auslegung einer großtechnischen Ozonanlage für die ZKA Detmold wurde vor diesem Hintergrund eine Ozondosis von 7,5 mg O₃/l empfohlen, was einem spezifischen Z_{SPEZ} von ca. 1,15 mg O₃/mg DOC entspricht. In einem weiteren Forschungsvorhaben beabsichtigt die Stadt Detmold die Kombination der Technik Ozonung / Granulierte Aktivkohle in einer Hybridverfahrensstufe im Ablauf der Feststoffflockungsfiltration zu testen. Ziel hierbei wäre die Verringerung der Ozondosis auf z. B. 2 - 5 mg O₃/l und einem kleineren Reaktorvolumen sowie eine entsprechend deutlich höhere Standzeit der granulierten Aktivkohle. Neben einer deutlichen Verbesserung der Betriebskosten könnten darüber hinaus auch eine verbesserte Reinigungsleistung erzielt werden, da mit der Ozonung die leicht oxidierbaren Mikroschadstoffe, wie z. B. Carbamazepin oder Diclofenac bereits „vorgecracked“ werden könnte, um das bereits vorgereinigte Abwasser in der nachgeschalteten GAK-Stufe weitergehend zu reinigen. Darüber hinaus könnten die möglicherweise noch entstehenden Transformationsprodukte der Ozonung in der anschließenden GAK-Stufe (biologisch aktivierte Filtration) abgebaut werden, ohne dass die Beladungskapazität der GAK negativ beeinflusst wird. Sollten die Versuchsergebnisse positiv ausfallen, könnte diese neue Verfahrensalternative Beispielcharakter für weitere Kläranlagen in Deutschland und darüber hinaus haben.

4 PLANUNGS- UND BEMESSUNGSGRUNDLAGEN

4.1 Planungsgrundlagen

Seitens der Stadt Erwitte wurden für die Bearbeitung folgende Unterlagen zur Verfügung gestellt.

- Ablaufmengen 2013 - 2015
- Lageplan der Kläranlage Erwitte-Nord
- vorhandene Bauwerkspläne der bestehenden Bauwerke
- Analyseergebnisse 2013 - 2015

4.2 Hydraulische Bemessungsgrößen

Die Hydro-Ingenieure GmbH hat eine Auswertung der Ablaufwassermengen für den Zeitraum Januar 2013 bis Dezember 2015 durchgeführt. Dabei wurden sowohl Ganglinien als auch Summenhäufigkeiten ermittelt (siehe Anlage 1.1).

Die Datengrundlage basiert auf 2 h-Werten. Die Anteile der Jahresablaufmengen über den Betrachtungszeitraumes sind folgender Tabelle zu entnehmen.

Ablaufmenge [l/s]	2013 - 2015
Mittelwert	67,90
85 %-Wert	93,74
Maximum	398,7

Tabelle 1: Ablaufmengen KA Erwitte-Nord

Die Bemessungswassermenge für die Spurenstoffbehandlung wurde auf max. 81 l/s (ca. 292 m³/h) festgelegt. Der Zulauf zur Spurenstoffanlage der Kläranlage Erwitte-Nord unterschreitet an ca. 79 % aller Messungen zwischen den Jahren 2013 - 2015 eine maximale Menge von 81 l/s.

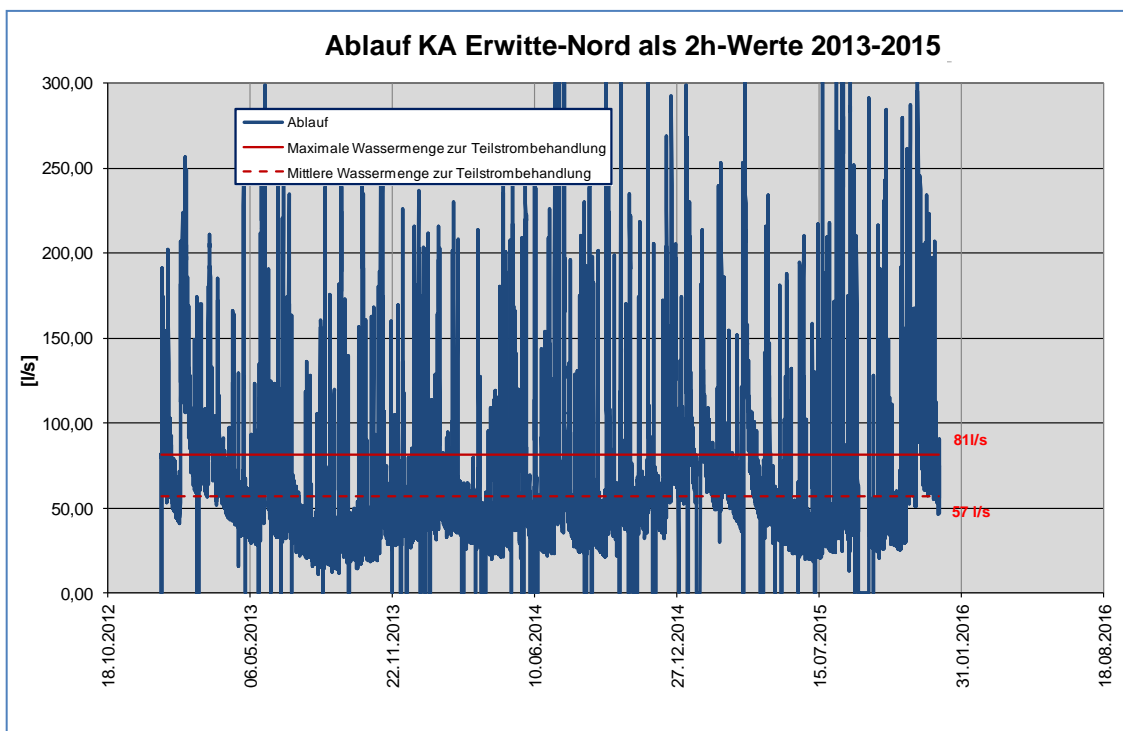


Abbildung 20: Auswertung Ablaufmengen zur Spurenstoffanlage der KA Erwitte-Nord 2013 – 2015

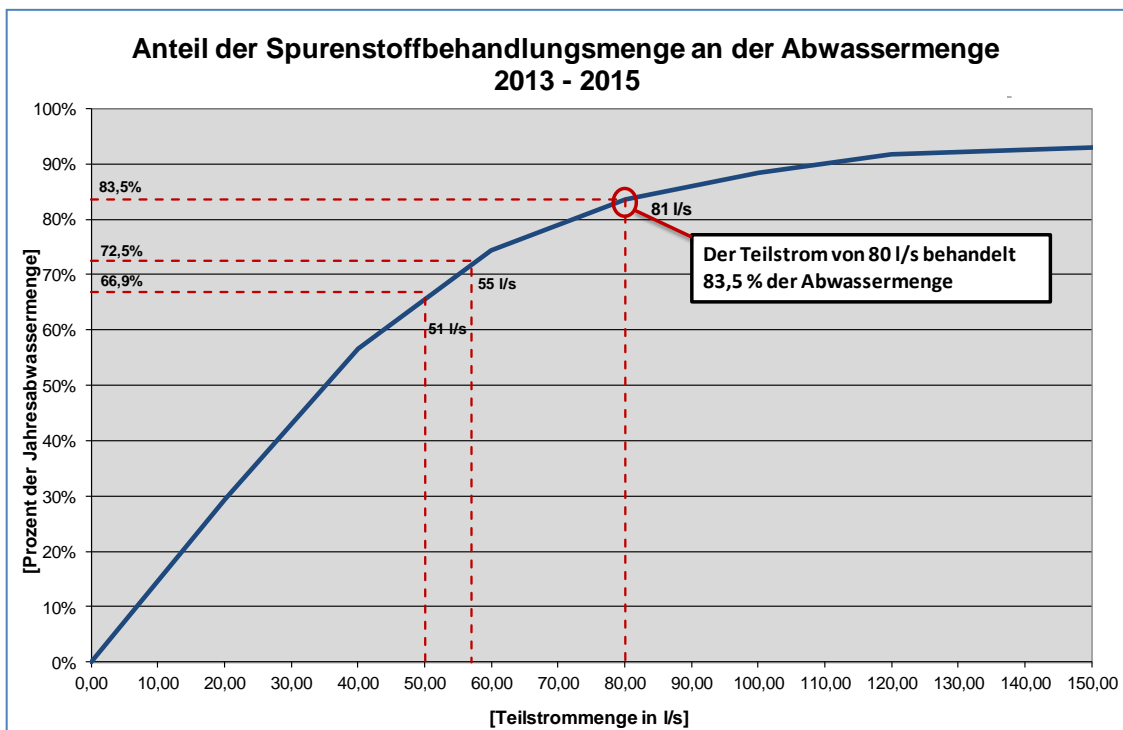


Abbildung 21: Auswertung Anteil der behandelten Teilstrommenge an der Ablaufmenge zur Spurenstoffanlage der KA Erwitte-Nord 2013-2015

4.3 Spurenstoffbelastung

Die Spurenstoffeinwirkung auf die Gewässer wird immer größer. Die Hauptbelastung für die Vorfluter stellen in den meisten Fällen die Kläranlagen dar. Im folgenden Kapitel wird die Reinigungsleistung der Kläranlage Erwitte-Nord dargelegt sowie der Einfluss des Kläranlagenablaufes auf den Vorfluter, den Glasebach.

Zur Ermittlung der Spurenstoffbelastung auf der Kläranlage wurden 72 h-Mischproben, zwischen dem 30.05.2017 und 02.06.2017, am Zu- sowie Ablauf der Kläranlage genommen. Im Anschluss an die Probenahme wurden von dem Büro OWL Umweltanalytik GmbH, Leopoldshöhe, 48 Spurenstoffe analysiert. Während der Probenahme fiel, laut Niederschlagsmesser auf der Kläranlage, lediglich 5 mm Niederschlag. Bezogen auf das Einzugsgebiet und die gefallene Niederschlagshöhe wird der Niederschlag als irrelevant für die Probe und ihre Aussagekraft bewertet.

Das Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW (KOM-M.NRW) empfiehlt die Überprüfung der Reinigungsleistung der 4. Reinigungsstufe über eine 80 % Eliminationsgrenze. Diese Grenze bezieht sich auf eine definierte Menge an Leitparametern die im Verlauf der Kläranlage (biologische Reinigung + Spurenstoffelimination) eliminiert werden.

Im Glasebach wurden am 01.06.2017 von dem Büro OWL Umweltanalytik GmbH, Leopoldshöhe, oberhalb und unterhalb des Kläranlagenablaufes von den 48 vorgegebenen Spurenstoffen qualifizierte Stichproben entnommen. Anhand dieser Probe wird der der Spurenstoffanteil in dem Gewässer verdeutlicht sowie der Einfluss des Kläranlagenablaufes auf den Glasebach.

Die 48 für das Screening vorgegebenen Spurenstoffe werden in folgender Tabelle zusammengetragen.

Stoff/Parameter	Wirkstoffklasse
Chlortetracyclin	Antibiotikum
Ciprofloxacin	Antibiotikum
Clarithromycin	Antibiotikum
Dehydratoerythromycin	Antibiotikum
Doxycyclin	Antibiotikum
Erythromycin	Antibiotikum
Oxytetracyclin	Antibiotikum
Roxithromycin	Antibiotikum
Sulfamethoxazol	Antibiotikum
Tetracyclin	Antibiotikum
Trimethoprim	Antibiotikum
Carbamazepin	Antiepileptikum
Gabapentin	Antiepileptikum
N4-Acetylsulfamethoxazol	Antibiotikum
Atenolol	Betablocker
Metoprolol	Betablocker
Propranolol	Betablocker
Sotalol	Betablocker
Guanylharnstoff	(Antidiabetikum)
Bezafibrat	Lipidsenker
Clofibrinsäure	Lipidsenker
Diazepam	Psychopharmaka
Oxazepam	Psychopharmaka
Acetylsalicylsäure	Schmerzmittel
Diclofenac	Schmerzmittel
Ibuprofen	Schmerzmittel
Ketoprofen	Schmerzmittel
Naproxen	Schmerzmittel
17-alpha-Ethinylestradiol	Estrogene
17-beta-Estradiol	Estrogene
Estron	Estrogene
Acesulfam	Synth. Süßstoff
Saccharin	Synth. Süßstoff
Methylbenzotriazol	Korrosionsschutzmittel
Benzotriazol	Korrosionsschutzmittel
Isoproturon	Pflanzenschutzmittel
Mecoprop	Herbizid
Terbutryn	Herbizid
AMPA	Herbizid
Glyphosat	Pstizid/Herbizid
Amidotrizoesäure	Röntgenkontrastmittel
Iomeprol	Röntgenkontrastmittel
Iopamidol	Röntgenkontrastmittel
Iopromid	Röntgenkontrastmittel

Tabelle 2: Zum analysieren vorgegebene Spurenstoffe mit der Einordnung in Wirkstoffklassen

4.3.1 Spurenstoffbelastung in der Kläranlage

Der an die Kläranlage angeschlossene Kurort Bad Westernkotten sowie das städtische Krankenhaus sind in der Spurenstoffanalytik für die Kläranlage zu erkennen. Die Konzentrationen vieler Kurort und Krankenhaus spezifischer Spurenstoffe, wie z. B. Diclofenac (Schmerzmittel), Sulfamethoxazol (Antibiotikum), Amidotrizoesäure (Röntgenkontrastmittel) und viele weitere, sind im Zulauf der Kläranlage erhöht messbar. In der folgenden Tabelle wird dies dargestellt sowie darüber hinaus der Wirkungsgrad der Kläranlage, bezogen auf die Eliminationsleistung der Kläranlage, gegenüber Spurenstoffen.

Stoff/Parameter	Einheit	Zulauf	Ablauf	Wirkungsgrad KA
		72h-Mischprobe	72h-Mischprobe	%
Arzneimittelwirkstoffe				
Chlortetracyclin	µg/l	0,03	0,03	0%
Ciprofloxacin	µg/l	0,094	0,017	82%
Clarithromycin	µg/l	0,17	0,12	29%
Dehydratoerythromycin	µg/l	0,045	0,11	-144%
Doxicyclin	µg/l	0,03	0,03	0%
Erythromycin	µg/l	0,052	0,065	-25%
Oxytetracyclin	µg/l	0,03	0,03	0%
Roxithromycin	µg/l	0,053	0,03	43%
Sulfamethoxazol	µg/l	0,64	0,46	28%
Tetracyclin	µg/l	0,031	0,03	3%
Trimethoprim	µg/l	0,11	0,12	-9%
Carbamazepin	µg/l	0,25	0,75	-200%
Gabapentin	µg/l	15	5,6	63%
N4-Acetylsulfamethoxazol	µg/l	1,9	0,22	88%
Atenolol	µg/l	0,17	0,062	64%
Metoprolol	µg/l	1,9	1,2	37%
Propranolol	µg/l	0,03	0,03	0%
Sotalol	µg/l	0,44	0,46	-5%
Guanylharstoff	µg/l	0,03	1,9	-6233%
Bezafibrat	µg/l	1,8	0,12	93%
Clofibrinsäure	µg/l	0,03	0,03	0%
Diazepam	µg/l	0,03	0,03	0%
Oxazepam	µg/l	0,21	0,16	24%
Acetylsalicylsäure	µg/l	0,05	0,05	0%
Diclofenac	µg/l	3,8	3	21%
Ibuprofen	µg/l	24	0,01	100%
Ketoprofen	µg/l	0,041	0,03	27%
Naproxen	µg/l	1,8	0,073	96%
Östrogene				
17-alpha-Ethinylestradiol	µg/l	0,05	0,05	0%
17-beta-Estradiol	µg/l	24	0,2	99%
Estron	µg/l	3,8	0,2	95%
synth. Süßstoffe				
Acesulfam	µg/l	22	1,2	95%
Saccharin	µg/l	6,1	0,062	99%
Korrosionsschutzmittel				
Methylbenzotriazol	µg/l	2,6	1,4	46%
Benzotriazol	µg/l	12	3,2	73%
Biozide/PSM-Wirkstoffe				
Isoproturon	µg/l	0,03	0,03	0%
Mecoprop	µg/l	0,043	0,32	-644%
Terbutryn	µg/l	0,058	0,024	59%
AMPA	µg/l	35	97	-177%
Glyphosat	µg/l	5	0,45	91%
Röntgenkontrastmittel				
Amidotrizoesäure	µg/l	9,4	6,6	30%
Iomeprol	µg/l	15	3	80%
Iopamidol	µg/l	0,081	0,098	-21%
Iopromid	µg/l	4,1	0,45	89%

Tabelle 3: Spurenstoffkonzentrationen im Zu- und Ablauf der KA Erwitte-Nord mit Wirkungsgrad der KA

In der Tabelle 3 ist zu erkennen, dass eine Vielzahl von Arzneimittelwirkstoffen, Östrogene, Korrosionsschutzmittel, Biozide sowie Röntgenkontrastmittel im Zulauf der Kläranlage messbar sind. Der Eintrag dieser Stoffe erfolgt hauptsächlich über anthropogene Wege.

Die sogenannten Leitparameter sind Spurenstoffe, welche in ausreichender Konzentration in der Abwassermatrix vorliegen sowie nicht ausreichend im Klärprozess reduziert werden. Anhand der ausgewählten Leitparameter sollen andere Stoffe mit ähnlicher Struktur zusätzlich eliminiert werden. Dadurch entsteht eine Breitbandelimination. Des Weiteren sollen, laut KOM-M.NRW, die Stoffe mit dem ausgewählten Eliminationsverfahren eine Eliminierung von mehr als 80 % erreicht werden. Mit Hilfe der Spurenstoffanalytik müssen die ausgewählten Leitparameter analysierbar sein. Bei der Wahl geeigneter Leitparameter muss darauf geachtet werden, dass sie in ausreichender Konzentration vorhanden sind sowie dass eine Elimination von weniger als 80 % durch die Kläranlage für diese Stoffe erfolgt. Als Leitparameter für die Kläranlage Erwitte-Nord eignen sich folgende Stoffe.

Leitparameter	Leitparameter
Clarithromycin	Oxazepam
Sulfamethoxazol	Diclofenac
Trimethoprim	Naproxen
Carbamazepin	Methylbenzotriazol
Gabapentin	Benzotriazol
Atenolol	Mecoprop
Metoprolol	Terbutryn
Sotalol	AMPA
Bezafibrat	Iopamidol

Tabelle 4: Auswahl an möglichen Leitparametern für die KA Erwitte-Nord

In der Abbildung 22 wird der Handlungsbedarf zur Spurenstoffelimination nochmals verdeutlicht dargestellt. Das Ziel der 4. Reinigungsstufe wird sein, einen Großteil der Spurenstoffkonzentrationen in Kombination mit der biologischen Abwasserreinigung zu 80 % oder mehr zu eliminieren.

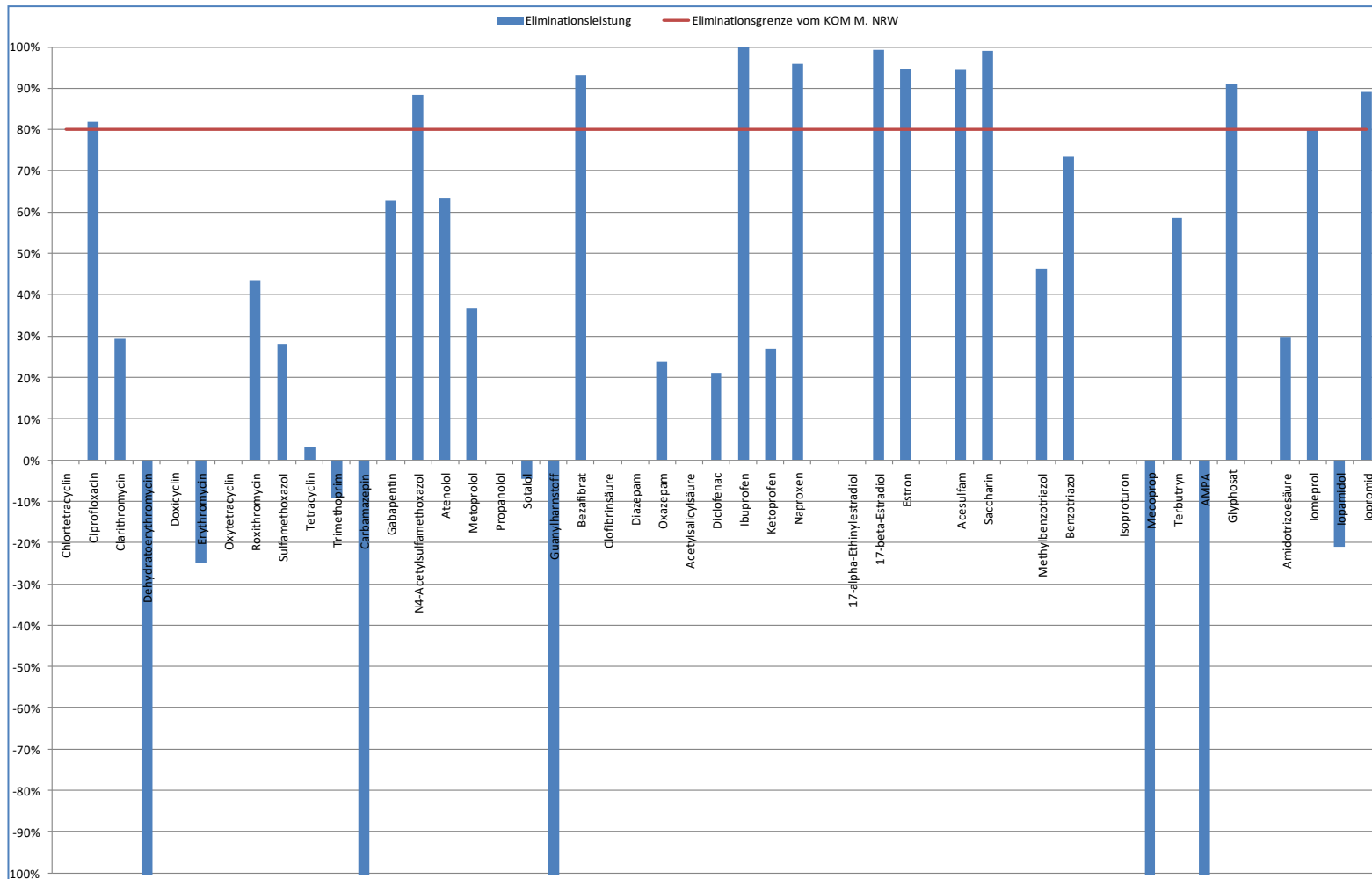


Abbildung 22: Eliminationsleistung der KA Erwitte-Nord aktuell bezogen auf Spurenstoffe sowie die Darstellung der 80% Eliminationsgrenze

In der Abbildung 22 sind alle 48 Spurenstoffe des Monitorings mit dem Eliminationswirkungsgrades der Kläranlage aufgezeigt. Zusätzlich ist die vom KOM-M.NRW vorgegebene 80 % Eliminationsrate (rote Linie) dargestellt.

Es wird deutlich, dass lediglich 12 der 48 analysierten Spurenstoffe zu 80 % oder mehr bereits während des Klärprozesses eliminiert werden. Neben den Schmerzmitteln Ibuprofen und Naproxen werden synthetischen Süßstoffe (Acesulfam, Saccharin) zu über 80 % in der Kläranlage eliminiert. Des Weiteren wird der Lipisenker Bezafibrat, das Pestizid Glyphosat, die Röntgenkontrastmittel Iomeprol und Iopromid als auch die Antibiotika N4-Acetylsulfameth und Ciprofloxacin zu 80 % oder mehr reduziert. Die aufgezählten Stoffe entfallen als Leitparameter und sind für die weitere Betrachtung irrelevant. Die übrig gebliebenen 36 Stoffe sind für die Bestimmung der Reinigungsleistung des gewählten Eliminationsverfahrens zu betrachten.

Neun Spurenstoffe weisen im Ablauf eine höhere Konzentration auf als im Zulauf. Bei Guanylharnstoff ist die Konzentrationserhöhung darin begründet, dass der Harnstoff ein Metabolit von Metformin ist und durch biologische Prozesse eine Transformation stattfindet. Der Transformationseffekt könnte auch die Begründung für die restlichen Konzentrationserhöhungen darstellen. Das Analytiklabor prüfte die 72 h-Mischproben erneut und konnte keine Begründung für die nicht erläuterbaren Konzentrationen finden.

Die verbliebenen 27 Stoffe sind in ausreichenden Konzentrationen im Zulauf zur Kläranlage vorhanden und werden nicht zu min. 80 % von der Kläranlage eliminiert. Aus dieser Vielzahl an Spurenstoffen wird eine definierte Anzahl an Leitparameter bestimmt. Weiterhin ist bei der Wahl eines geeigneten Verfahrens darauf zu achten, dass die Stoffe mit dem gewählten Verfahren gut zu eliminieren sind (KOM-M.NRW, 2016).

Zusammenfassend bleibt zuzusagen, dass die Kläranlage einen hohen Anteil, aufgrund der geringen Eliminationsleistung des konventionellen Klärprozesses, an Spurenstoffe in den Vorfluter, den Glasebach, einleitet. Im folgenden Kapitel wird der Anteil der Spurenstoffeinleitung durch die Kläranlage verdeutlicht dargestellt.

4.3.2 Spurenstoffbelastung im Vorfluter Glasebach

In der Oberflächengewässerverordnung des Landes Nordrhein-Westfalen sind Grenzwerte für bestimmte Spurenstoffe festgelegt. Diese Tabelle bezieht sich im Wesentlichen mit Industriechemikalien und weniger mit alltäglich entstehenden Spurenstoffen, wie z. B. Arzneimittelwirkstoffe, Röntgenkontrastmittel, etc. Sodass

eine Grenzwertfindung mit Hilfe der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) als schwierig zu bewerten ist.

Die definierten Grenzwerte sollen im Gewässer eingehalten werden. Dies bedeutet, dass eine Immissionsbetrachtung für die Oberflächengewässer verfolgt wird. Wie bereits beschreiben, wurde eine qualifizierte Stichprobe von den 48 Spurenstoffen oberhalb sowie unterhalb des Kläranlagenablaufes entnommen und analysiert.

Die Analyse oberhalb der Einleitstelle der Kläranlage ergab sich für die Stoffe Gabapentin (Antiepileptikum), Estron (Östrogen), Methylbenzotriazol (Korrosionsschutzmittel), Benzotriazol (Korrosionsschutzmittel), Terbutryn (Herbizid) sowie AMPA (Herbizid) eine erhöhte Konzentration im Glasebach. Die hohen gemessenen Konzentrationen könnten durch eine an der südlichen Stadtgrenze am Glasebach gelegene Kläranlage begründet werden sowie diffuse Einträge aus der Landwirtschaft.

In Tabelle 5 wird die zuvor beschriebenen hohen Konzentrationen oberhalb im Glasebach verdeutlicht. Ferner sind die Spurenstoffkonzentration unterhalb der Einleitstelle der Kläranlage sowie die Grenzwerte nach Oberflächengewässerverordnung in der Tabelle aufgeführt.

Stoff/Parameter	Einheit	Glasebach oberhalb	Glasebach unterhalb	Grenzwerte nach OGewV
		quali. Stichprobe	quali. Stichprobe	
Arzneimittelwirkstoffe				
Chlortetracyclin	µg/l	< 0,03	< 0,03	-
Ciprofloxacin	µg/l	< 0,01	0,012	0,036
Clarithromycin	µg/l	< 0,03	0,14	0,1
Dehydratoerythromycin	µg/l	< 0,03	0,089	-
Doxicyclin	µg/l	< 0,03	< 0,03	-
Erythromycin	µg/l	< 0,03	0,035	-
Oxytetracyclin	µg/l	< 0,03	< 0,03	-
Roxithromycin	µg/l	< 0,03	< 0,03	-
Sulfamethoxazol	µg/l	< 0,03	0,49	0,15
Tetracyclin	µg/l	< 0,03	< 0,03	-
Trimethoprim	µg/l	< 0,03	0,097	-
Carbamazepin	µg/l	< 0,03	0,65	0,5
Gabapentin	µg/l	0,26	3,8	0,1
N4-Acetylsulfamethoxazol	µg/l	< 0,05	170	-
Atenolol	µg/l	< 0,05	< 0,05	0,1
Metoprolol	µg/l	< 0,03	1	7,3
Propranolol	µg/l	< 0,03	< 0,03	-
Sotalol	µg/l	< 0,03	0,35	0,1
Guanylharnstoff	µg/l	< 0,03	1,5	-
Bezafibrat	µg/l	< 0,03	0,048	0,1
Clofibrinsäure	µg/l	< 0,03	< 0,03	5
Diazepam	µg/l	< 0,03	< 0,03	0,1
Oxazepam	µg/l	< 0,05	0,16	0,1
Acetylsalicylsäure	µg/l	< 0,05	< 0,05	-
Diclofenac	µg/l	< 0,01	2,3	0,05
Ibuprofen	µg/l	< 0,01	< 0,01	0,01
Ketoprofen	µg/l	< 0,03	< 0,03	-
Naproxen	µg/l	< 0,05	< 0,05	0,1
Östrogene				
17-alpha-Ethinylestradiol	µg/l	< 0,05	< 0,05	0,00004
17-beta-Estradiol	µg/l	< 0,01	< 0,01	0,0004
Estron	µg/l	300	0,4	0,1
synth. Süßstoffe				
Acesulfam	µg/l	< 0,05	0,81	0,1
Saccharin	µg/l	< 0,03	0,036	-
Korrosionsschutzmittel				
Methylbenzotriazol	µg/l	32	1,2	10
Benzotriazol	µg/l	46	2,7	10
Biozide/PSM-Wirkstoffe				
Isoproturon	µg/l	< 0,03	< 0,03	0,3
Mecoprop	µg/l	< 0,03	0,17	0,1
Terbutryn	µg/l	20	0,026	0,065
AMPA	µg/l	1300	1,6	0,1
Glyphosat	µg/l	< 500	0,53	0,1
Röntgenkontrastmittel				
Amidotrizoesäure	µg/l	< 0,05	5,3	0,1
Iomeprol	µg/l	< 0,05	4	0,1
Iopamidol	µg/l	< 0,03	0,071	0,1
Iopromid	µg/l	< 0,03	0,26	0,1

Tabelle 5: Spurestoffanalytik oberhalb und unterhalb des Kläranlagen-ablaufes der Kläranlage Erwitte-Nord

Nach dem Einleiten der Kläranlage in den Glasebach wurden erhöhte Spurenstoffkonzentrationen in der Probe im Vorfluter festgestellt. In Tabelle 5 ist zu erkennen, dass nur eine Handvoll der Spurenstoffe im Ablauf der Kläranlage des Grenzwertes der OGeWV erreichen bzw. unterschreiten. Daraus kann geschlossen werden, dass die Kläranlage der Haupteintragungspfad an Spurenstoffe in den Glasebach darstellt.

Bei vielen Spurenstoffen ist die Auswirkung auf die Flora und Fauna noch nicht erforscht, sodass eine qualitative Bewertung erschwert wird. Triebkorn (2012) kam im Rahmen ihrer Forschung zu dem Ergebnis, dass Diclofenac ab einer Dosis von 0,1 µg/l fischtoxisch wirkt. Dies wird durch den verschärften Grenzwert der OGeWV von 0,05 µg/l bestätigt. Unterhalb der Kläranlage wurde eine Konzentration von 2,3 µg/l gemessen.

Das Östrogen Estron wird oberhalb der Kläranlage mit einer Konzentration von 300 µg/l gemessen, wohingegen eine Konzentration unterhalb der Einleitstelle von 0,4 µg/l lag. Diese hohe Differenz kann durch die Probenahmeart begründet werden.

15 der 48 analysierten Spurenstoffe wurden in Konzentrationen nahe der Bestimmungsgrenze gemessen. Dies bedeutet, dass 33 Stoffe in hohen Konzentrationen nach dem Einleiten der Kläranlage im Glasebach analysiert wurden. Aufgrund dieser hohen Anzahl ist eine Reduzierung von Spurenstoffen innerhalb des Klärprozesses als relevant zu bewerten.

4.4 Auswirkungen auf das Gewässer

Die Messungen sowie Bewertung der Spurenstoffe im Gewässer und Abwasser wird der Einfluss der Kläranlage auf den Vorfluter nachfolgend betrachtet. Das gereinigte Abwasser wird in den Glasebach eingeleitet. Aus den folgenden Abbildung 23 und Abbildung 24 wird ersichtlich, dass der betrachtete Gewässerabschnitt des Glasebaches in einem nicht guten chemischen Zustand und ein unbefriedigendes ökologisches Potential aufweist bzw. sich in einem unbefriedigenden ökologischen Zustand befindet.

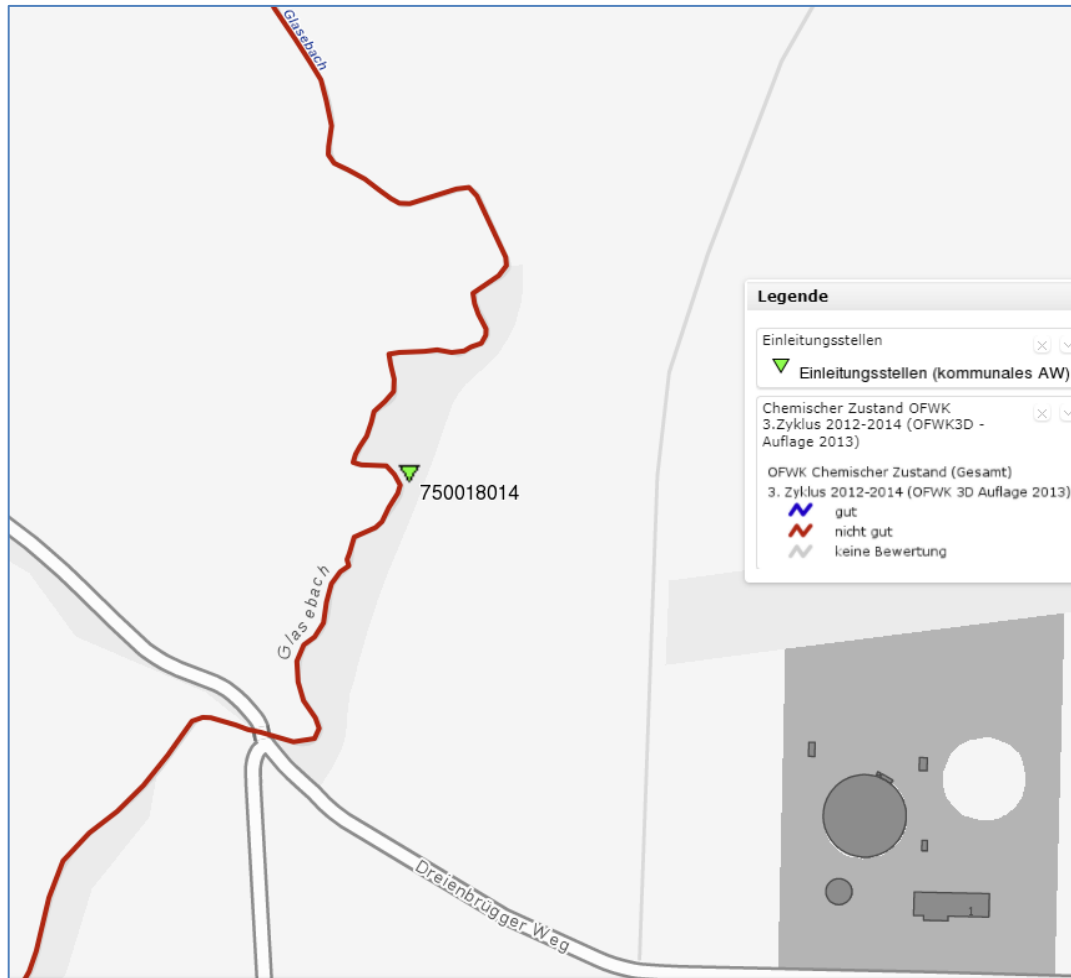


Abbildung 23: Bewertung des chemischen Zustandes (Quelle: ELWAS-Web, 2017)

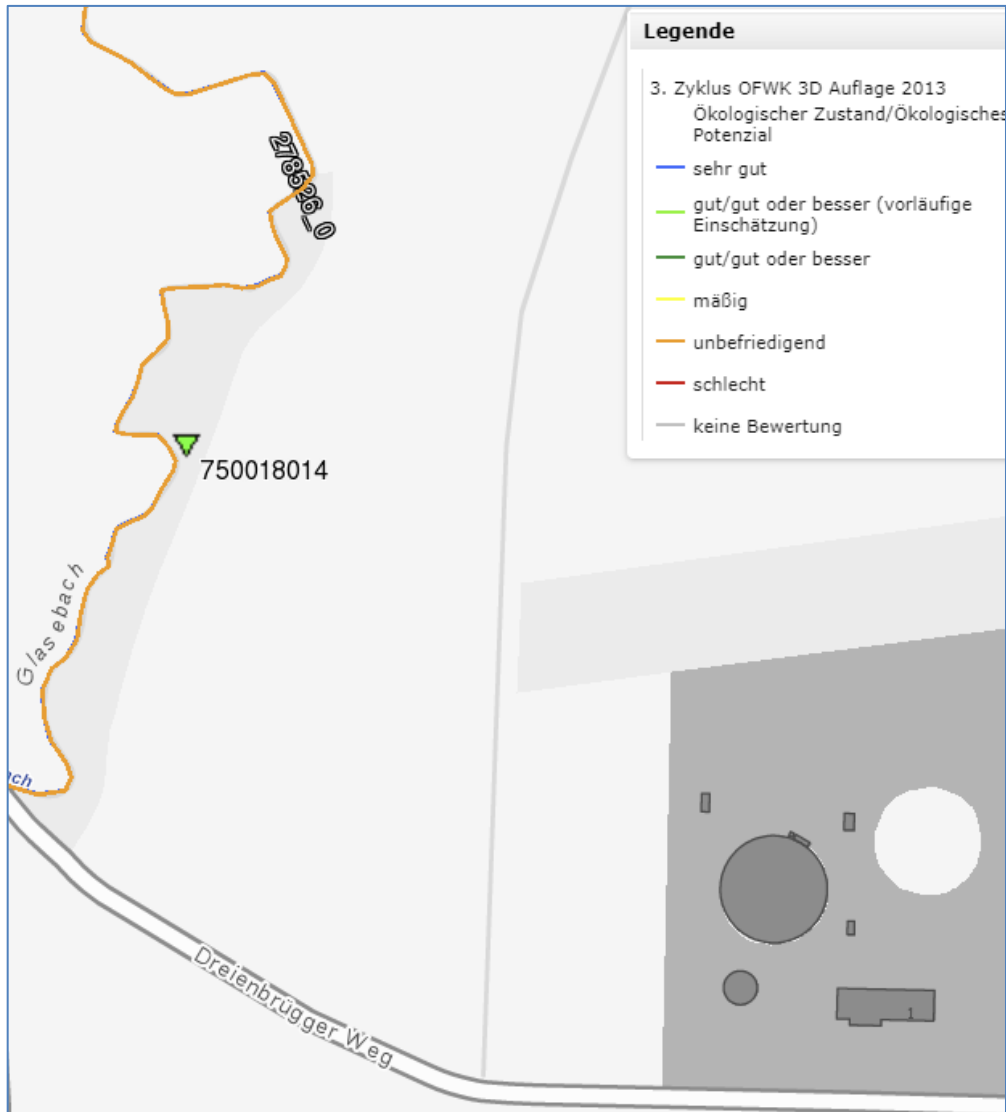


Abbildung 24: Bewertung des ökologischen Zustandes (Quelle: ELWAS-Web, 2017)

4.4.1 Beeinflussung des Gewässers anhand einer ökologischen Betrachtung

Das PEC- zu PNEC-Verhältnis gibt eine Einschätzung der ökotoxikologischen Auswirkung der einzelnen Stoffe des Kläranlagenablaufes auf den Vorfluter wieder. Bei einem PEC/PNEC- Wert < 1 wird laut Umweltbundesamt davon ausgegangen, dass der betrachtete Stoffe keine schädlichen Auswirkungen auf den Vorfluter hat. Sobald das Verhältnis > 1 ist, werden Maßnahmen zur Minimierung des Risikos notwendig. Mit Hilfe des PEC-Wertes (predicted environmental concentration) wird die zu erwartende Konzentration eines Stoffes im Gewässer beschrieben. Im Rahmen dieser Machbarkeitsstudie wird der PEC-Wert pauschal über die folgende Berechnung betrachtet:

$$PEC = \frac{\text{Fracht Ablauf KA} + \text{Fracht Gewässer oberhalb KA}}{MNQ} [-]$$

Die Frachten im Gewässer werden auf Grundlage des mittleren Abflusses (MQ) ermittelt. Dieser wurde für das Jahr 2014 auf ELWAS-Web abgelesen.

MQ Glasebach oberhalb Kläranlagenablauf: $0,388 \text{ m}^3/\text{s}$

Die Frachtenermittlung der Kläranlage Erwitte-Nord erfolgt über die, im Rahmen dieser Machbarkeitsstudie erstellte, Wassermengenauswertung für das Jahr 2014. Die ermittelte Jahresabwassermenge der Kläranlage beträgt $1.890.335 \text{ m}^3/\text{a}$

Q_a Ablauf KA Erwitte-Nord: $1.890.335 \text{ m}^3/\text{a} = 0,06 \text{ m}^3/\text{s}$

Der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) wurde durch ELWAS-Web mit $0,033 \text{ m}^3/\text{s}$ angegeben.

4.4.2 IST-Zustand

In der nachfolgenden Tabelle ist zu erkennen, dass zahlreiche eingeleitete Stoffe aufgrund ihrer Messwerte eine Verschlechterung des Gewässers bewirken. Für diese Parameter wurde das PEC/PNEC-Verhältnis abgeschätzt.

Stoff/Parameter	Fracht Ablauf KA	Fracht oberhalb Glasebach	PEC	PNEC	PEC/PNEC	
	[kg/a]	[kg/a]	[ng/l]	[ng/l]	[-]	
Arzneimittelwirkstoffe						
Ciprofloxacin	0,0	0,01	41	n.a		
Clarithromycin	0,2	0,03	249	150	1,7	Schlecht
Dehydratoerythromycin	0,2	0,03	231	n.a		
Erythromycin	0,1	0,03	149	20	7,5	Schlecht
Sulfamethoxazol	1	0,03	867	150	5,8	Schlecht
Trimethoprim	0,2	0,03	249	100	2,5	Schlecht
Carbamazepin	1	0,03	1394	500	2,8	Schlecht
Gabapentin	11	0,3	10444	10.000	1,0	Schlecht
N4-Acetylsulfamethoxazol	0,4	0,1	452	n.a		
Atenolol	0,1	0,1	165	100	1,6	Schlecht
Metoprolol	2	0,03	2211	100	22,1	Schlecht
Sotalol	1	0,03	867	10.000	0,1	Gut
Guanylharnstoff	4	0,03	3483	100	34,8	Schlecht
Bezafibrat	0,2	0,03	249	100	2,5	Schlecht
Oxazepam	0,3	0,1	343	100	3,4	Schlecht
Diclofenac	6	0,01	5460	100	54,6	Schlecht
Naproxen	0,1	0,1	185	100	1,85	Schlecht
Östrogene						
17-beta-Estradiol	0,0004	0,1	105	0,40	262,5	Schlecht
Estron	0,0004	0,3	314	3,60	87,3	Schlecht
synth. Süßstoffe						
Acesulfam	2	0,1	2232	n.a		
Saccharin	0,1	0,03	144	10000	0,01	Gut
Korrosionsschutzmittel						
Methylbenzotriazol	3	0,03	2576	10000	0,26	Gut
Benzotriazol	6	0,1	5861	30.000	0,20	Gut
Biozide/PSM-Wirkstoffe						
Mecoprop	1	0,03	613	n.a		
Terbutryn	0,05	0,02	65	2,40	26,89	Schlecht
AMPA	2	1,4	3122	80.000	0,04	Gut
Glyphosat	1	0,5	1341	28.000	0,05	Gut
Röntgenkontrastmittel						
Amidotrizoesäure	12	0,1	12041	100	120,41	Schlecht
Iomeprol	6	0,1	5502	100	55,02	Schlecht
Iopamidol	0,2	0,03	209	100	2,09	Schlecht
Iopromid	1	0,03	849	100	8,49	Schlecht

Tabelle 6: Abschätzung PEC/PNEC-Verhältnisse

Aus Tabelle 6 ist zu erkennen, dass lediglich die Stoffe Sotalol, Saccharin, Methylbenzotriazol, Benzotriazol, AMPA sowie Glyphosat kein Risiko für den Vorfluter darstellen. Alle anderen Stoffe sind ein toxikologisches Risiko für die Umwelt.

4.4.3 Weitergehende Spurenstoffelimination

Wird beispielsweise für die Stoffe Clarithromycin, Sulfamethoxazol, Carbamazepin, Bezafibrat, Diclofenac, Naproxen, Terbutryn sowie Iopamidol eine weitergehende Spurenstoffelimination im großtechnischen Maßstab errichtet, so wird ein durchschnittlicher Eliminationsgrad von 80 % für die zuvor aufgelisteten Stoffe mit Hilfe der 4. Reinigungsstufe angenommen. In der Regel erfolgt eine 25 % Elimination der Spurenstoffe im konventionellen Klärprozess. Wird diese

Vorreinigungsleistung bei der Abschätzung des PEC/PNEC-Verhältnisses angenommen, so ist von einer zusätzliche Eliminationsleistung bezogen auf den Kläranlagenablauf von 75 % auszugehen. Unter Berücksichtigung der Randbedingungen ergeben sich folgende Ergebnisse:

Stoff/Parameter	Fracht Ablauf KA	Fracht oberhalb Glasebach	PEC	PNEC	PEC/PNEC	
	[kg/a]	[kg/a]	[ng/l]	[ng/l]	[-]	
Arzneimittelwirkstoffe						
Clarithromycin	0,1	0,03	86	150	0,6	Gut
Sulfamethoxazol	0,2	0,03	240	150	1,6	Schlecht
Carbamazepin	0,4	0,03	372	500	0,7	Gut
Bezafibrat	0,1	0,03	86	100	0,9	Gut
Diclofenac	1,4	0,01	1373	100	13,7	Schlecht
Naproxen	0,03	0,1	85	100	0,9	Gut
Biozide/PSM-Wirkstoffe						
Terbutryn	0,01	0,02	32	2,40	13,3	Schlecht
Röntgenkontrastmittel						
Iopamidol	0,05	0,03	76	100	0,8	Gut

Tabelle 7: Abschätzung der PEC/PNEC-Werte nach Errichtung eines Verfahrens zur weitergehenden Spurenstoffelimination

In Tabelle 7 wird deutlich, dass durch die weitergehende Spurenstoffelimination ein Großteil der ökotoxikologischen Auswirkungen auf das Gewässer verbessert werden können. Jedoch ist in der Tabelle auch zu erkennen, dass im Vorfluter das ökotoxikologische Risiko mit der weitergehenden Spurenstoffelimination nur reduziert und nicht eliminiert werden kann.

5 PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION

Im Folgenden wird unter Berücksichtigung der vorhandenen baulichen und technischen Randbedingungen die für die Kläranlage Erwitte-Nord möglichen Varianten untersucht. Die verfahrenstechnische Umsetzung der Spurenstoffelimination wird durch das Verfahren der Ozonung sowie der granulierten Aktivkohle gewährleistet.

- Variante 1: Ozonung mit nachgeschaltetem Wirbelbett
- Variante 2: Ozonung mit nachgeschalteter Filtration
- Variante 3: Ozonung mit nachgeschalteten DynaSand-Filtern
- Variante 4: granuliert Aktivkohle (GAK) in Behälterbauweise
- Variante 5: granuliert Aktivkohle (GAK) in DynaSand-Filtern

Die klärtechnische Bemessung zu den einzelnen Varianten ist in den Anlagen beigefügt.

5.1 Standort

Auf dem Gelände der Kläranlage Erwitte-Nord ergeben sich zwei Standorte für die Errichtung der 4. Reinigungsstufe. In der folgenden Abbildung sind diese dargestellt.



Abbildung 25: Standorte zur Errichtung der 4. Reinigungsstufe auf der KA Erwitte-Nord

Der Standort B wurde als Ausbaufäche für ein drittes Nachklärbecken freigehalten. Ein weiterer Nachteil ist die Rohrleitungsführung. Diese müsste bei der Wahl des Standortes B geändert und umverlegt werden.

Die bautechnische Umsetzung als auch die Rohrleitungsführung lassen sich am Standort A einfacher realisieren. Daraus resultiert die Wahl des Standortes A zur Betrachtung der möglichen Varianten der Spurenstoffelimination.

5.2 Ozonung

5.2.1 Variante 1.1: Ozonung mit nachgeschaltetem Wirbelbett

In der Variante 1.1 wird die Einbindung einer Ozonung mit biologischer Nachbehandlung dargestellt (siehe Abbildung 26). Die dargestellte biologische Nachbehandlung (Filter) stellt in Variante 1.1 das Wirbelbett dar.

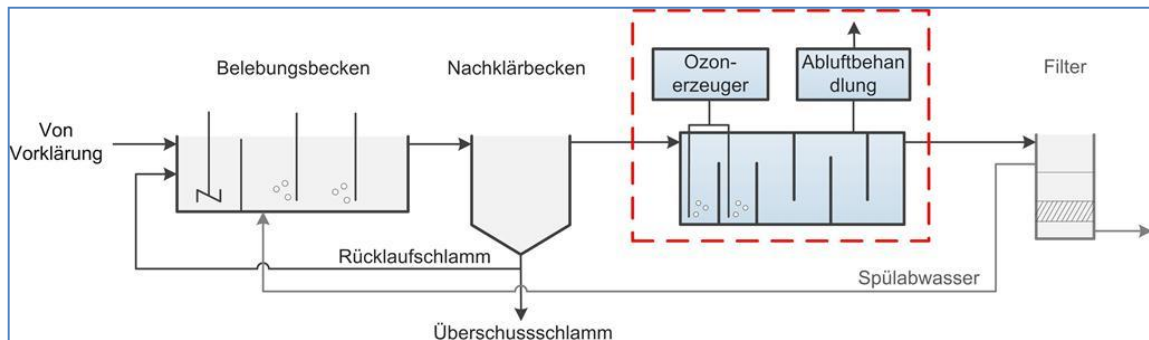


Abbildung 26: Einbindung einer Ozonung in den Kläranlagenprozess (KomS-BW, 2017)

Die Einbindung der Ozonung erfolgt verfahrenstechnisch als letzter Schritt in der Kläranlage und wird somit der biologischen Reinigung nachgeschaltet. Für die Elimination von Spurenstoffen mittels Ozon sind ein Ozonerzeuger, ein Eintragungssystem sowie ein Restozonvernichter notwendig.

Bei der Variante 1.1 ist eine Ozonung des Ablaufes der Nachklärung vorgesehen. Diese Variante wird baulich an dem Standort A errichtet.

Die Auslegungswassermenge zur Bemessung der Ozonanlage wird analog zu den anderen Varianten mit 81 l/s gewählt. Im Anschluss an das Durchfließen der Ozonierungsreaktoren wird der gereinigte Abwasserteilstrom über eine Rohrleitung dem bestehenden Vorschacht des Messbauwerks zugeleitet und gelangt in den Ablauf.

Die Auslegung der Ozonerzeugung erfolgt auf eine maximale Dosierung von 10,0 mg/l bei der Bemessungswassermenge von 81 l/s. Hieraus ergibt sich eine benötigte, maximale Dosiermenge von 2,92 kg/h. Zur Wirtschaftlichkeitsbetrachtung wird von einer mittleren Dosierrate von 5 mg O₃/l bei einem mittleren Abwasserzufluss zur Ozonanlage von 57 l/s ausgegangen. Hiermit ergibt sich eine mittlere Ozondosierung von 1,03 kg/h.

Die Ozonerzeugung nach dem Prinzip der stillen, elektrischen Entladung benötigt zur Herstellung von 1 kg Ozon ca. die zehnfache Menge Sauerstoff. Somit werden

im Maximum ca. 29 kg/h Sauerstoff benötigt. Für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung ergibt sich die durchschnittlich benötigte Sauerstoffmenge zu 10,3 kg/h. Die Aufstellung des Ozonerzeugers soll auf der Freifläche bei der Ozonanlage erfolgen und wird in einem Container ausgestellt. Der Tank für den Flüssigsauerstoff inklusive des zugehörigen Verdampfers wird neben der EMSR-Halle errichtet. Die Fläche rund um den Flüssigsauerstofftank muss entsprechend befestigt werden.

Für den Ozoneintrag kommen prinzipiell zwei Verfahrensweisen in Frage. Zum einen ist das ein Eintrag des ozonhaltigen Gases über Diffusoren direkt in den Ozonreaktor. Alternativ dazu kann ein Teilstrom aus dem Reaktor mit einer Pumpe abgezogen werden, der über einen Mischinjektor das ozonreiche Luftozongemisch ansaugt und anschließend in den Ozonreaktor eingetragen wird. Nach neuesten Erkenntnissen liefern beide Systeme bei einem vergleichbaren Energieverbrauch vergleichbare Eliminationsraten (HERBST ET AL. 2011). Für die Ausführung auf der Kläranlage Erwitte-Nord wird der Ozoneintrag über ein Diffusorsystem vorgesehen.

Gewählt wird eine Aufenthaltszeit im Ozonungsreaktor von insgesamt 15 Minuten. Dabei wird das letzte Viertel der Ozonungsreaktoren jedoch durch eine Leitwand vom Rest des Reaktors getrennt und als Ausgasungszone definiert, sodass eine Aufenthaltszeit im Reaktor von 20 Minuten verbleibt. Der Ozonungsreaktor wird einstraßig ausgeführt. Die lichten Abmessungen der Straße inklusive Ausgasungszone betragen 7,4 x 2,4 x 5,5 m.

Strömungstechnische Untersuchungen in anderen Vorhaben haben gezeigt, dass die Ausführung des Ozonreaktors als Schlaufenreaktor nicht erforderlich ist (HERBST ET AL. 2011). Auf entsprechende Einbauten kann aus diesem Grund verzichtet werden. Das Gesamtvolumen der Reaktorstraße inklusive Ausgasungszone ergibt sich zu 98 m³, von dem 75 % als Reaktionsraum und 25 % als Ausgasungszone genutzt wird. Die Anordnung der neu geplanten Anlagenteile ist in der nachfolgenden Abbildung dargestellt.

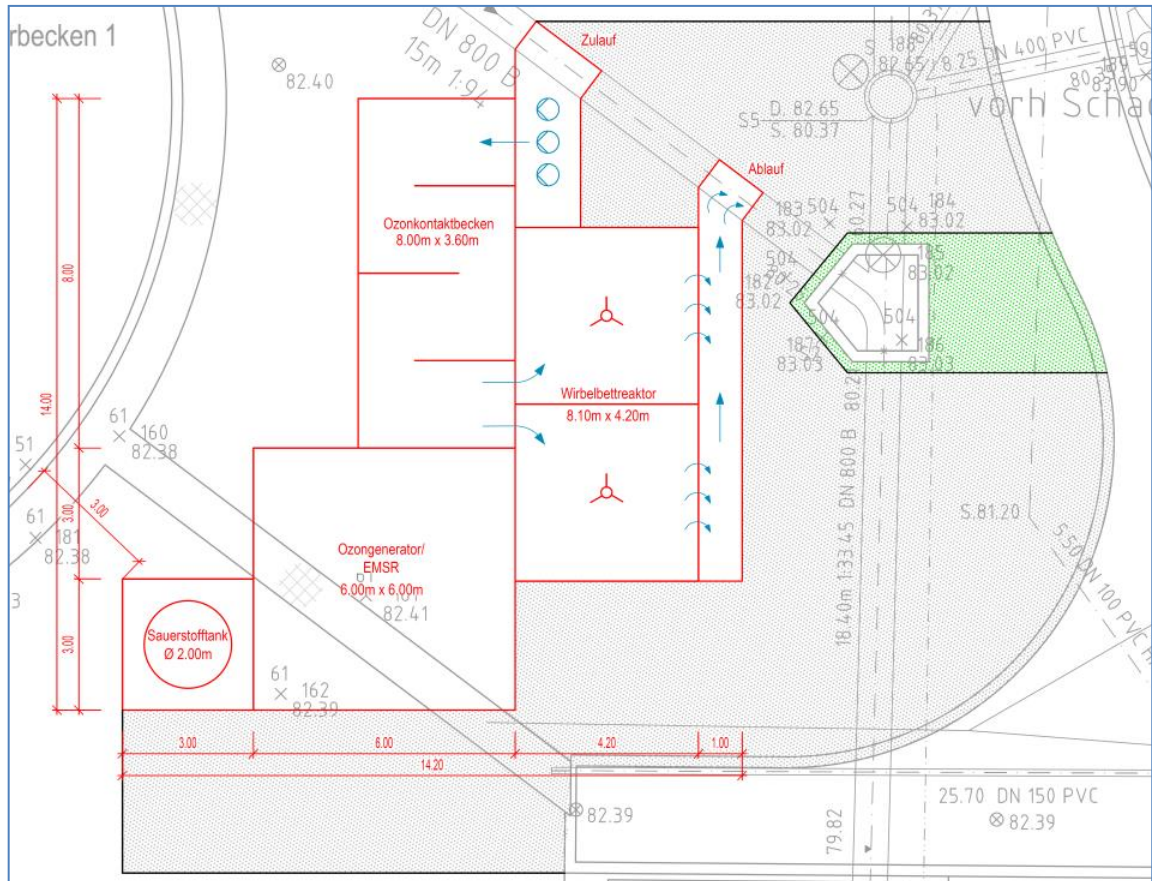


Abbildung 27: Variante 1.1 Ozonung mit nachgeschaltetem Wirbelbett am Standort A

Für eine optimale Regelung des Ozoneintrags erfolgen im Zulauf der Anlage die Messung der Wassermenge und DOC-Konzentration online. Um eine Überdosierung zu vermeiden und eine Bilanzierung des Ozoneintrags vornehmen zu können, werden nach dem Ozonerzeuger in der Abluft der Reaktionsbehälter und in der Wasserphase im Ablauf des Ausgasungsbehälters gemessen. Aus Gründen der Arbeitssicherheit werden im Raum zur Aufstellung des Ozonerzeugers die Ozon- und Sauerstoffkonzentrationen in der Raumluft gemessen. Bei Bedarf erfolgt eine optisch akustische Warnung bzw. eine Abschaltung der Anlagen.

Nach dem Auslauf aus dem Reaktionsbecken werden zwei Wirbelbettreaktoren nachgeschaltet, die den Rückhalt von z. B. Transformationsprodukten gewähren soll. Die Wirbelbettanlage wird direkt an das Reaktionsbecken angeschlossen. Die Wirbelbettanlage ist mit Aufwuchskörpern gefüllt, auf denen sich ein Biofilm bilden soll. Um eine vollständige Durchmischung zu gewährleisten, muss der Kontakt-raum gerührt und gelegentlich belüftet werden.

Nach dem Durchströmen der Wirbelbettreaktoren wird das Filtrat über eine Rinne in den bestehenden Ablaufkanal geleitet. Dort wird es mit dem Rohwasservermischt und zum Auslaufschacht geleitet.

Die wesentlichen verfahrenstechnischen Bemessungsgrundlagen werden nachfolgend kurz zusammengefasst:

- Aufenthaltszeit im Reaktionsbehälter (inkl. Ausgasungszone) 15 + 5 = 20 Min
- Ozondosierung bezogen auf QBem 2 bis 10 mg O₃/l
- Sauerstoffbedarf 10 g O₂/g O₃

Bei der Behandlung des Abwassers mit Ozon zur Oxidation von Spurenstoffen entstehen Metaboliten und Transformationsprodukte, deren öko- und humantoxikologische Wirkung bisher noch nicht ausreichend erforscht worden sind. Die zuvor genannten Forschungsprojekte befassen sich zurzeit mit dieser Fragestellung, um bei großtechnischer Anwendung der Ozonung zur Spurenstoffelimination negative Wechselwirkungen mit der Umwelt weitestgehend auszuschließen. Nach der bisherigen Erfahrung des Planers ist eine Nachbehandlung des gereinigten ozonisierten Abwassers über eine Sandfiltration hinaus i.d.R. nicht erforderlich.

Im Rahmen dieser Studie werden in nachfolgendem Kapitel zwei anerkannte Verfahren zur Nachbehandlung des Ablaufes aus der Ozonung vorgeschlagen. Diese sind als Option gegenüber der Ozonung mit nachgeschaltetem Wirbelbettanlage zu sehen. Die entstehenden Transformationsprodukte werden grundsätzlich mit Hilfe von allen drei Nachbehandlungsverfahren behandelt und zurück gehalten.

5.2.2 Variante 1.2: Ozonung mit nachgeschalteter Filtration

Die verfahrenstechnische Ausstattung der Ozonung sowie der Standort A dieser Variante sind analog zu den der Variante 1.1.

Lediglich die biologische Nachbehandlung ist in der Variante 1.2 unterschiedlich zur Variante 1.1. Für die Variante 1.2 wird eine Sandfiltration vorgesehen. Zusätzlich zu der baulichen und technischen Ausstattung der Ozonung werden Filterkammern, ein Filtratspeicher, Spülwasserpumpen, Spülluftgebläse Spülabwasserspeicher als auch eine Spülabwasserleitung benötigt.

Die drei Filterkammern werden über eine Verteilerrinne von oben beschickt. Nach dem abwärts durchströmen des Filters, wird das Filtrat dem Filtratspeicher zugeleitet.

Der Filtratspeicher ist notwendig, da die Sandfiltration rückgespült werden muss. Diese Spülung erfolgt mit Filtrat aus dem Speicher. Aufgrund dessen wird der Filtratspeicher mit einem Speichervolumen von zwei Filterzellen dimensioniert.

Die EMSR-Technik sowie der Ozongenerator werden in einer Halle geplant. Von dieser Halle ist der Filterkeller angeschlossen. Im Filterkeller werden die Spülwasserpumpen als auch das Spülluftgebläse aufgestellt.

Das nach der Spülung anfallende Spülabwasser wird in der Spülabwasserleitung von der Filtration zum Spülabwasserspeicher geleitet. Der Spülabwasserspeicher wird analog zum Filtratspeicher für die Speicherung von zwei Spülungen dimensioniert. Der Speicher wird dem Rücklaufschlammumpwerk vorgeschaltet, damit die Kläranlage hydraulisch nicht überlastet wird.

5.2.3 Variante 1.3: Ozonung mit nachgeschalteten DynaSand-Filtern

Die verfahrenstechnische Ausstattung der Ozonung sowie der Standort A dieser Variante sind analog zu den der Variante 1.1. Lediglich die biologische Nachbehandlung ist in der Variante 1.3 eine Andere.

Für die Variante 1.3 wird eine Sandfiltration als DynaSand-Filter der Ozonung nachgeschaltet. Das Prinzip der DynaSand-Filter ist eine stetige Selbstreinigung durch Zirkulation des Filtermaterials innerhalb des Filters. Daraus resultiert eine kontinuierliche Spülung des Filters.

Der Spülabwasseranfall bei den DynaSand-Filtern ist konstant gering, deshalb kann auf einen Spülabwasserspeicher verzichtet werden und direkt in das Rücklaufschlammumpwerk eingeleitet werden. Ferner werden keine Spülluftgebläse benötigt. Aufgrund der zu erwartenden Verluste wird das Abwasser in die Filter gepumpt.

5.3 Granulierte Aktivkohle

5.3.1 Variante 2.1: granulierte Aktivkohle (GAK) in Behälterbauweise

In der Variante 2.1 wird die Filtration des Ablaufes der Nachklärung über eine granulierte Aktivkohleschüttung untersucht. Die Aktivkohle wird von dem Abwasser als Festbettreaktor durchströmt. Während des durchströmen adsorbieren die Spurenstoffe an der Aktivkohle.

Die verfahrenstechnische Ausführung der Filtration über granulierte Aktivkohle lässt eine einstufige als auch eine zweistufige Bauweise zu. Da keine bestehende Filtration auf der Kläranlage Erwitte-Nord vorhanden ist, wird eine einstufige Bauweise bevorzugt. Diese wird wie folgt in den Klärprozess eingebunden (siehe Abbildung 28).

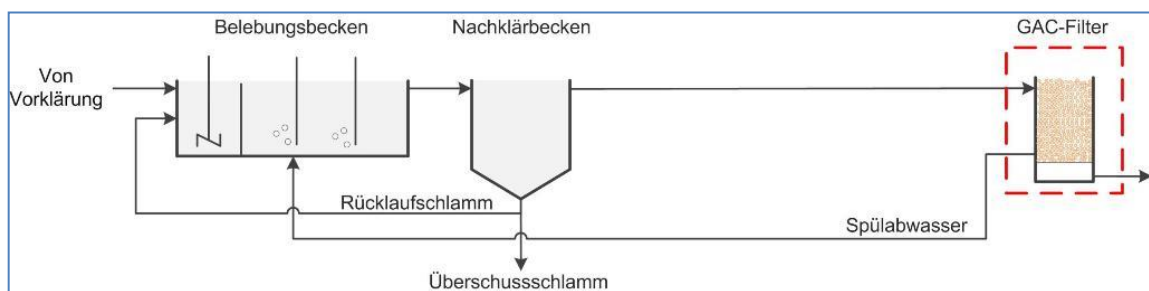


Abbildung 28: Einbindung des granulierten Aktivkohlefilters in den Klärprozess, einstufig (KomS-BW, 2017)

Bei einem einstufigen Verfahren sind insgesamt sechs Adsorber notwendig. Es bestehen zwei Möglichkeiten der Betriebsweise von einstufigen GAK-Adsorbern:

1. Alle Adsorber werden bis zum vollständigen Durchbruch betrieben, so dass jeder Adsorber über einen gewissen Zeitraum mit einer sehr geringer Filterwirksamkeit betrieben wird und die Ablaufkonzentration insgesamt etwas ansteigt,
2. Jeder Adsorber wird nur bis zu einem definierten Durchbruchpunkt betrieben und die Aktivkohle wird ausgetauscht bevor die Filterwirksamkeit stark nachlässt.

Letzteres ist gängige Praxis in vielen Trinkwasseraufbereitungsanlagen mit einstufigen GAK-Adsorbern, da in der Trinkwasseraufbereitung eine große Sicherheit erforderlich ist. In der Abwasserbehandlung ist, insbesondere aufgrund noch nicht vorhandener gesetzlicher Anforderungen, solch eine Sicherheit bisher nicht

erforderlich. Da bei der zweiten Betriebsweise die Standzeiten deutlich kürzer sind und dadurch die Betriebskosten stark ansteigen, wird empfohlen die erste Betriebsweise zu verfolgen. Es besteht jedoch die Möglichkeit diese Variante zu einem späteren Zeitpunkt um eine 2. Stufe zu erweitern, falls gesetzliche Anforderungen dies notwendig machen sollten.

Der Teilstrom für die Behandlung in der GAK-Anlage wird über eine Leitung vom neugebauten Abschlagsbauwerk über drei Pumpen, davon eine als Reserve, zu den GAK-Adsorbern gefördert. Die Druckbehälter werden freistehend oder in einer neu zu errichtenden Halle auf der Freifläche am Standort A aufgestellt.

Der Ablauf erfolgt zurück in den neu errichteten Vorschacht des Ablaufmessbauwerks. Zum Spülen der Adsorber sind zwei Spülwasserpumpen mit einer maximalen Spülwassergeschwindigkeit von 25- 30 m/h und 1 + 1 Spülluftgebläse mit einer maximalen Spülluftgeschwindigkeit von 60 m/h vorgesehen.

Die wesentlichen verfahrenstechnischen Bemessungsgrundlagen werden im Weiteren kurz zusammengefasst:

- Verfahrenstechnik GAK-Filter einstufig
- 1. Stufe 6 Reaktoren mit Ø 3,0 m
- Filterbetthöhe 3,00 m
- Aufenthaltszeit 10 - 30 min

Mess-, Steuer-, Regeltechnik

Wie bereits erwähnt, ist für den Betrieb in Druckreaktoren mit granulierter Aktivkohle in einer einstufigen Ausführung keine Karussellschaltung erforderlich. Eine weitgehende Automatisierung der Betriebs- bzw. evtl. Spülintervalle ist jedoch trotzdem notwendig. Hierfür sind grundsätzlich folgende technischen Einrichtungen zu berücksichtigen:

- Druckmessungen im Zu- und Einlauf der Filter (online)
- Volumenstrom pro Filter (online)
- Start- und Endzeit Filtrationsbetrieb
- Start- und Endzeit Filtrationszyklus bis Spülung
- Spülzeitpunkt und Spülparameter (Art, Dauer, Volumenströme)

- Druck Filterspülphasen

Im Rahmen der weiteren Planung ist auch für den Betrieb eines einstufigen Verfahrens zu entscheiden, welcher Leitparameter für die Ermittlung der Eliminationsleistung der Adsorber besonders geeignet ist.

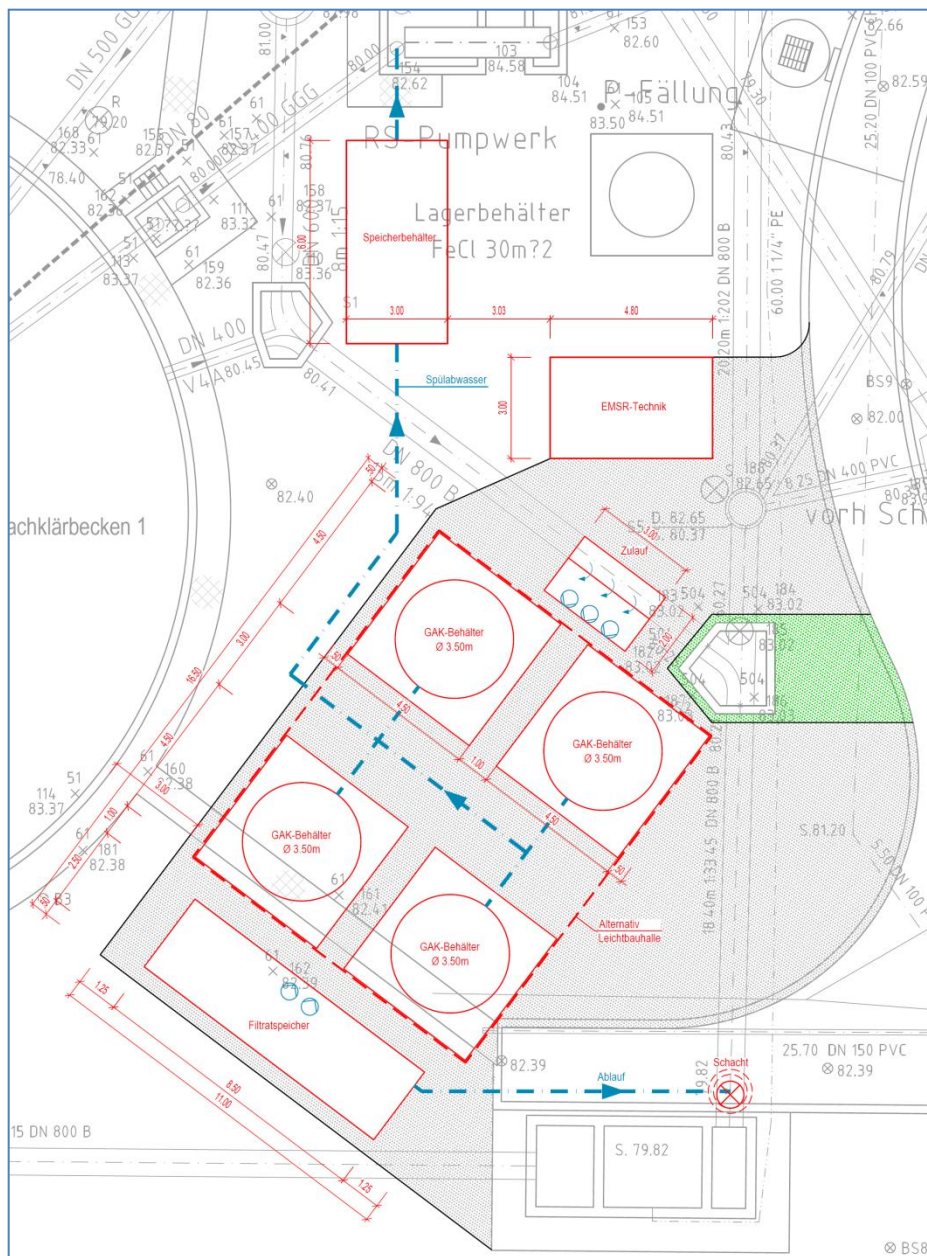


Abbildung 29: Einsatz von granulierter Aktivkohle in Stahlkessel

Betriebliche Aspekte

Die geplante Verfahrenskonzeption einer einstufigen GAK-Filtration weist im Hinblick auf eine weitergehende Entnahme von organischen Mikroschadstoffen

deutlich geringere Betriebssicherheiten auf als ein zweistufiges Verfahren. Es wird jedoch aus Kostengründen empfohlen die Adsorber trotz der Einstufigkeit bis zur kompletten Beladung zu betreiben und erst bei vollständigem Durchbruch das Filtermaterial herauszuholen und durch reaktiviertes Material zu ersetzen. Während des Wechsels des granulierten Aktivkohlematerials fällt der betroffene Filter komplett aus. Weitergehende Untersuchungen zur Feststellung des optimalen granulierten Aktivkohlematerials im Fall weitergehender Planung sind bei dieser Lösungskonzeption ebenfalls von besonderem Interesse.

Aufgrund des Transportes ist der Durchmesser eine begrenzende Randbedingung für die Variante 2.1. Die EMSR-Technik wird in einer separaten Halle aufgestellt.

5.3.2 Variante 2.2: granuliert Aktivkohle (GAK) in DynaSand-Filtern

Variante 2.2 stellt die Filtration über GAK in DynaSand-Filtern dar. Die Wahl des Standortes ist, wie in Variante 2.1, der Standort A.

Das Prinzip der GAK in DynaSand-Filtern ist gleich dem des DynaSand-Filters zur Nachbehandlung der Ozonung. Ferner ist die Bemessungswassermenge als auch die EMSR-Technik gegenüber der Variante 2.1 gleich geblieben.

Die Betriebsweise und Standzeit wird durch den kontinuierlichen Spülprozess im DynaSand-Filter maßgeblich beeinflusst. Da die Ausbildung einer Durchbruchskurve in einem DynaSand-Filter nicht möglich ist, werden die Standzeit der Filter und somit auch die Betriebskosten negativ beeinflusst.

Der Zulauf wird über ein neues Abschlagsbauwerk im Kanal sichergestellt. Aus der Vorlage fördern 2 + 1 Zulaufpumpen das Abwasser in die DynaSand-Filter. Nach dem Durchströmen der Filter wird das GAK-Filtrat über das Auslaufbauwerk, welches an dem Abschlagbauwerk grenzt, in Richtung Auslaufmessbauwerk geleitet.

5.4 Auswahl der Vorzugsvarianten

Die zuvor beschriebenen Varianten besitzen Vor- und Nachteile zur Elimination von Spurenstoffen auf der Kläranlage Erwitte-Nord. Für die Kostenschätzung ist es nötig Vorzugsvarianten zu definieren. Die Variante 1.2 (Ozonung mit nachgeschaltetem Wirbelbett) sowie 2.1 (GAK in Stahlbehältern ohne Maschinenhalle) werden für die Kläranlage als Vorzugsvarianten vorgesehen. Zusätzlich wird für die Variante 2.1 in der Variante 2.1.2 die Aufstellung der GAK-Filter in einer Maschinenhalle betrachtet.

In Abstimmung mit der Stadt Erwitte wurden wirtschaftliche und betriebliche Gründe zur Auswahl der Vorzugslösung berücksichtigt.

6 KOSTENSCHÄTZUNG

Es wurde eine Wirtschaftlichkeitsanalyse der drei zu untersuchenden Vorzugsvarianten für die Spurenstoffelimination durchgeführt. Für die Wirtschaftlichkeitsanalyse wurden sowohl die Investitionskosten als auch die Betriebskosten ermittelt und daraus die Jahreskosten errechnet. Die Ergebnisse werden im Folgenden dargestellt. Die Kostenschätzung ist in Anlage 3 beigefügt. Für die Varianten 2.1 sowie 2.1.2 wurde die Kostenschätzung mit dem ungünstigeren Lastfall von sechs Filtern berechnet.

6.1 Investitionskosten

Basierend auf den klärtechnischen Berechnungen (siehe Anlage 2.1) und den Lageplanskizzen wurden die Investitionskosten für die verschiedenen Lösungsvarianten geschätzt. Hierbei wurden Kosten für Bau-, Maschinen- sowie EMSR-Technik unterschieden. Die Kosten wurden anhand spezifischer Preise, basierend auf aktuellen Submissionsergebnissen sowie aktuellen Einheitspreisen ermittelt. Die Ergebnisse der Investitionskostenschätzung sind in Tabelle 8: Investitionskosten in € der Varianten 1.1 bis 2.1.2 unten zusammengefasst.

Kurztext	Variante 1.1 Teilstrombehandlung mit Ozon und nachgeschaltetem Wirbelbett	Variante 2.1 Teilstrombehandlung mit GAK	Variante 2.1.2 Teilstrombehandlung mit GAK in Maschinenhalle
Bau	570.810,01	530.616,06	726.937,38
Maschinen	656.180,00	674.179,17	540.566,97
EMSR	306.747,50	301.198,81	316.876,09
Summe netto	1.533.737,51	1.505.994,04	1.584.380,44
19 % MwSt.	<u>291.410,13</u>	<u>286.138,87</u>	<u>301.032,28</u>
Summe brutto	1.825.147,63	1.792.132,90	1.885.412,72
Prozente	102 %	100 %	105 %

Tabelle 8: Investitionskosten in € der Varianten 1.1 bis 2.1.2

Die Investitionskosten für Variante 2.1 – Teilstrombehandlung mit granulierter Aktivkohle sind mit knapp 1,8 Mio. € brutto die Niedrigsten. Die Kosten für die Varianten 1.1 und 2.1.2 liegen zwischen 1,8 und 1,9 Mio. € brutto 2 - 5 % höher. Bei der granulierten Aktivkohle in Stahlkessel nach Variante 2.1 verbleibt noch ein wirtschaftlicher Vorteil von brutto ca. 33.000 € – 94.000 € gegenüber dem Aktivkohleverfahren in einer Maschinenhalle und der Ozonung mit nachgeschaltetem Wirbelbett.

6.2 Betriebskosten

Um eine Wirtschaftlichkeitsuntersuchung durchzuführen, werden Jahreskosten berechnet. Hierbei sind die Betriebskosten der verschiedenen Konzepte von besonderer Bedeutung.

Für die Berechnung der Betriebskosten wurden die Kosten für Personal, Energie, Chemikalien sowie Wartung und Versicherungen ermittelt. Einsparungen in der Abwasserabgabe wurden bisher nicht berücksichtigt.

Nachfolgende Randbedingungen wurden bei der Ermittlung der Betriebskosten zugrunde gelegt.

- Energiekosten 0,191 €/kWh (brutto) = 0,162 €/kWh (netto)
- Facharbeiter 40.000 €/a
- Wartung/Versicherung 1 % bzw. 2,5 % der Investitionskosten

In die Ermittlung des Energiebedarfs wurden der Energiebedarf für Pumpen, Gebläse, Räumler, Rührwerke, Ozonerzeugung, Filteranlage sowie die Messtechnik eingerechnet. Die Kosten für Chemikalien beinhalten im Wesentlichen die Kosten für die Aktivkohle und Sauerstoff.

Als spezifischer Preis für die granulierten Aktivkohle wurden 1.260 €/t angesetzt. Bei der Berechnung der Investitionskosten wurden für die erste Füllung der granulierten Aktivkohlefilter die Kosten für neue Aktivkohle angesetzt. Die erforderlichen Mengen der GAK wurden in der klärtechnischen Berechnung ermittelt. Zur Betriebskostenberechnung wurden die mittleren Dosierraten bzw. mittleren Standzeiten der Aktivkohlefilter angesetzt.

Bei Variante 1.1 wurden Kosten in Höhe von 0,30 €/kg Sauerstoff angesetzt. Dies beinhaltet den Sauerstoff sowie die Tankmiete. Die erforderlichen Sauerstoffmengen wurden in der klärtechnischen Berechnung ermittelt.

In Tabelle 9 sind die Betriebskosten der unterschiedlichen Varianten zusammengefasst.

Kurztext	Variante 1.1	Variante 2.1	Variante 2.1.2
	Teilstrombehandlung Ozon mit nachgeschaltetem Wirbelbett	Teilstrombehandlung GAK in Stahlbehältern ohne Halle	Teilstrombehandlung GAK in Stahlbehältern mit Halle
Personal	8.000,00	8.000,00	8.000,00
Energie	33.959,32	16.527,64	16.527,64
Chemikalien	49.579,49	52.290,00	52.290,00
Wartung/ In-standhaltung	20.365,44	20.295,74	19.665,09
Summe netto	111.904,24	97.113,37	96.482,73
19 % MwSt.	<u>21.261,81</u>	<u>18.451,54</u>	<u>18.331,72</u>
Summe brutto	133.166,05	115.564,91	114.814,45
Prozente	116 %	101 %	100 %

Tabelle 9: Betriebskosten in €/a der Varianten 1.1 bis 2.1.2

Die Betriebskosten der Variante 2.1.2 sind mit ca. 114.814,45 €/a am geringsten. Die Betriebskosten der Variante 1.1 liegen mit etwa 133.166,05 €/a um ca. 16 % mit größerem Abstand darüber. Die Variante 2.1 ist mit 115.564,91 €/a lediglich 1 % größer als die Betriebskosten der Variante 2.1.2.

Die Betriebskosten setzen sich im Wesentlichen aus Energiekosten und Kosten für Chemikalien (Sauerstoff, Aktivkohle) zusammen. Während bei den Aktivkohlevarianten (GAK ohne Maschinenhalle/Variante 2.1 und GAK mit Maschinenhalle/Variante 2.1.2) die höheren Kosten bei den Chemikalien auftreten, sind bei Variante 1.1 (Ozonanlage) die Energiekosten für die Ozonerzeugung der wesentliche Kostenfaktor.

6.3 Jahreskosten

Die Jahreskosten wurden unter Berücksichtigung der nachfolgenden Randbedingungen ermittelt.

- Betrachtungszeitraum 20 Jahre
- Nutzungsdauer Bau 20 Jahre
- Nutzungsdauer Maschinenteknik 20 Jahre
- Nutzungsdauer EMSR-Technik 10 Jahre
- kalkulatorischer Zinssatz 3 %

Die Jahreskosten sind in Tabelle 10 zusammengefasst.

Kurztext	Variante 1.1 Teilstrombe- handlung Ozon mit nachge- schaltetem Wirbelbett	Variante 2.1 Teilstrombe- handlung GAK in Stahlbehäl- tern ohne Halle	Variante 2.1.2 Teilstrombe- handlung GAK in Stahlbehäl- tern mit Halle
Jahreskosten netto	230.337,00	213.404,00	218.826,00
19 % MwSt.	<u>43.764,00</u>	<u>40.547,00</u>	<u>41.577,00</u>
Jahreskosten brutto	274.102,00	253.951,00	260.404,00
Prozente	108 %	100 %	103 %

Tabelle 10: Jahreskosten in €/a der Varianten 1.1 bis 2.1.2

Anhand der Jahreskostenberechnung wird deutlich, dass sich die Varianten 1, 2.1 und 2.1.2 in den Kosten nur geringfügig unterscheiden. Sie liegen zwischen 254.000 €/a und 274.000 €/a. Deutlich am günstigsten schneidet die Teilstrombehandlung mit GAK in Stahlbehältern ohne Maschinenhalle mit 253.951 €/a und einem prozentualen Unterschied von 3 - 8 % ab.

6.4 Projektkostenbarwert

Der Projektkostenbarwert wurde nach LAWA ermittelt, unter Berücksichtigung eines Betrachtungszeitraums von 30 Jahren und einem Zinssatz von 3 %

Kurztext	Variante 1.1 Teilstrombe- handlung Ozon mit nachge- schaltetem Wirbelbett	Variante 2.1 Teilstrombe- handlung GAK in Stahlbehäl- tern ohne Halle	Variante 2.1.2 Teilstrombe- handlung GAK in Stahlbehäl- tern mit Halle
Projektkostenbar- wert netto (€)	4.533.073	3.269.331	3.269.082
19 % MwSt.	<u>892.824</u>	<u>621.173</u>	<u>621.126</u>
Projektkostenbar- wert brutto (€)	5.591.897	3.890.504	3.890.207
Prozente	144 %	100 %	100 %

Tabelle 11: Projektkostenbarwert in € der Varianten 1.1 bis 2.2

Die Auswertung der Projektkostenbarwertermittlung ergibt ein ähnliches Ergebnis wie die Jahreskosten, jedoch wird auch noch einmal deutlich das die Variante 2.1 und 2.1.2 mit der Errichtung der GAK-Behälter 44 % günstiger ist als die Ozonvariante.

7 BEWERTUNG DER PLANUNGSKONZEPTE 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 bevorzugten Verfahrensvariante beeinflussen. In Zusammenarbeit mit den Vertretern der Stadt Erwitte wurde daher eine Bewertungsmatrix erarbeitet (siehe Abbildung 30), in der eine Bewertung anhand dieser Kriterien für die verschiedenen Varianten durchgeführt wurde. Die Kriterien sind prozentual gewichtet und die Varianten mit einer Punktzahl von 1 bis 3, wobei 1 die niedrigste und 3 die höchste Bewertung darstellt, bewertet.

Die Höhe der **Jahreskosten** wird als das wichtigste Kriterium gesehen und daher mit der höchsten Gewichtung (40 %) eingestuft. Wie im Kapitel 6 erläutert wird, ist die Ozon-Variante am teuersten und erhält infolgedessen die niedrigste Punktzahl mit 2,8 Punkten. Die Varianten mit granulierter Aktivkohle liegen im selben Preisbereich und weichen geringfügig voneinander ab. Dadurch wird die Variante 2.1 mit 3 Punkten und die Variante 2.1.2 mit 2,9 Punkten bewertet.

Das zweitwichtigste Kriterium aus Sicht der Projektbeteiligten mit 20 % Gewichtung ist die **Reinigungsleistung** der verschiedenen Verfahren hinsichtlich der Spurenstoffelimination. Laut KOM-M.NRW (2016) variiert die Reinigungsleistung für die unterschiedlichen Spurenstoffe. Zusätzlich sind zwischen den unterschiedlichen Verfahren geringfügige Unterschiede in der Reinigungsleistung in Hinblick auf die eingesetzten Materialien zu erkennen. Die festgelegten Indikatorsubstanzen zum bestimmen der Reinigungsleistung sollen mit dem gewählten Verfahren gut bis mittelmäßig eliminiert werden. Aufgrund der zuvor beschriebenen Erkenntnisse bekommen die Varianten 2.1 und 2.1.2 3 Punkte und die Variante 1.1 lediglich 2 Punkte.

Ein in der Literatur und der Öffentlichkeit diskutiertes Kriterium sind die Entstehung und die Auswirkungen von **Transformationsprodukten** bei der Ozonung. Studien z. B. auf der Kläranlage Regensdorf in der Schweiz haben gezeigt, dass bei der Ozonung Transformationsprodukte entstehen, diese aber in einer anschließenden Reinigungsstufe mit biologischer Aktivität weitestgehend wieder abgebaut werden. Es konnten bislang keine negativen Auswirkungen auf das Ökosystem im Vorfluter nachgewiesen werden. Nichtsdestotrotz wurde aufgrund dieser Problematik, der höheren Wahrscheinlichkeit der Bildung von Transformationsprodukten, die Ozonvariante 1.1 bei diesem Kriterium mit 1 Punkt bewertet schlechter als die Varianten mit Aktivkohle (3 Punkte), was sich bei der gewählten Gewichtung von 5 % entsprechend auswirkt.

Der Aufwand für **Wartungsarbeiten / Betriebsaufwand** ist insbesondere aus betrieblicher Sicht ein durchaus wichtiges Kriterium, welches entsprechend mit 15 % gewichtet wird. Der Wartungs- und Betriebsaufwand für die Ozon-Variante wird als relativ gering eingeschätzt. Es besteht jedoch ein gewisser Aufwand dadurch, dass das Personal für die Handhabung von Ozon speziell geschult werden muss. Deswegen wird Variante 1.1 mit 2 Punkten bewertet. Der Wartungsaufwand der GAK-Filter und der dazugehörigen Leitungen bei Variante 2.1 und 2.1.2 ist gleichzusetzen mit der Ozonung und wird ebenfalls mit 2 Punkten bewertet.

Redundanz und die **Betriebssicherheit** ist ebenfalls ein wichtiges Kriterium und wird deshalb ebenfalls mit 10 % gewichtet. Sie wird für die Varianten 2.1 und 2.1.2 als am höchsten eingeschätzt. Diese Varianten werden aufgrund der hohen Redundanz (4-6 Filter) mit 2 Punkten bewertet. Da Variante 1.1 nur einstraßig betrieben wird und somit bei einem Defekt eines Bauteils die Gefahr eines Ausfalls besteht, wird diese Variante mit 1 Punkt bewertet.

Kriterium	Gewichtung (%)	Wertung					
		Variante 1.1: Ozon mit nachgeschalteten		Variante 2.1: GAK im Stahlkessel		Variante 2.1.2: GAK im Stahlkessel mit Maschinenhalle	
		Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet
Höhe des Jahreskosten	40	2,8	1,12	3	1,20	2,9	1,16
Reinigungsleistung Spurenstoffe	20	2	0,40	3	0,60	3	0,60
Transformationsprodukte	5	1	0,05	3	0,15	3	0,15
Wartungsarbeiten / Betriebsaufwand	15	2	0,30	2	0,30	2	0,30
Redundanzen / Betriebssicherheit	10	1	0,10	2	0,20	2	0,20
Nachhaltigkeit / CO ₂ -Emission	5	3	0,15	3	0,15	3	0,15
Anlagengröße / Flächenbedarf	5	3	0,15	3	0,15	3	0,15
Summe	100		2,27		2,75		2,71
Punktwertung:		1 bis 3 Punkte maximal erreichbar 3 = gut					

Abbildung 30: Bewertungsmatrix der nicht monetären Aspekte

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 Energiegewinnung für eine Ozonanlage in etwa gleich hoch sind. Daher werden alle drei Varianten einheitlich mit 3 Punkten bewertet bei einer relativ geringen Gewichtung von 5 %.

Die **Anlagengröße / Flächenbedarf** ist ein zu betrachtendes Kriterium bei dem Bau einer neuen Reinigungsstufe. Ist der Flächenbedarf auf der Kläranlage

begrenzt, so sollte über das Umnutzen bestehender Becken nachgedacht werden. Der dafür benötigte Flächenbedarf ist bei allen drei Varianten einheitlich, sodass eine Bewertung mit 3 Punkten und einer geringen Gewichtung von 5 % entsteht.

In Summe schneidet die Variante 2.1 mit 2,75 Punkten vor der Variante 2.1.2 mit 2,71 Punkten ab. Die Variante 1.1 liegt mit 2,27 Punkten auf dem dritten Platz.

Die Vorteile der Varianten 2.1 und 2.1.2 ergeben sich aus den günstigeren Jahreskosten, der geringfügig besseren Reinigungsleistung, der nicht Bildung von Transformationsprodukten sowie der höheren Redundanz gegenüber der Variante 1.1. Der Ozonung ist die weitreichende Hygienisierung des Abwassers zugute zu halten.

Aus wirtschaftlichen und betrieblichen Gesichtspunkten liegen die Vorteile bei der GAK-Filtration mit oder ohne Maschinenhalle.

8 ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNG

Die Stadt Erwitte betreibt die Kläranlage Erwitte-Nord mit einer Ausbaugröße von 16.500 EW. Anlässlich der aktuellen Diskussionen über die Auswirkungen von Spurenstoffen auf die Gewässerökologie und die Möglichkeiten der Elimination dieser Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen, hat die Stadt Erwitte die Hydro-Ingenieure GmbH beauftragt im Rahmen einer Machbarkeitsstudie die Möglichkeiten des Baus einer Anlage zur Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Erwitte-Nord zu untersuchen.

Es wurden die folgenden Verfahrensmöglichkeiten zur Spurenstoffelimination in die Machbarkeitsstudie einbezogen:

- Variante 1.1
Teilstrombehandlung mit Ozon und nachgeschaltetem Wirbelbett
- Variante 2.1
Teilstrombehandlung mit granulierter Aktivkohle in Stahlbehältern ohne Maschinenhalle
- Variante 2.1.2
Teilstrombehandlung mit granulierter Aktivkohle in Stahlbehältern mit Maschinenhalle

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

Ergebnis und Empfehlung:

Im Ergebnis schneiden die Varianten 1: „Teilstrombehandlung mit Ozon und nachgeschaltetem Wirbelbett“ sowie 2: „Teilstrombehandlung mit granulierter Aktivkohle in Stahlbehältern mit/ohne Maschinenhalle“ in etwa gleich gut ab. Den betrieblichen Vorteilen und das einfache Handling des Ozon-Verfahrens stehen die wirtschaftlichen Vorteile und ausreichender Redundanz bei den GAK-Varianten gegenüber. Die hygienisierende Wirkung (Desinfektion) als Nebenerscheinung der Ozonung kann als weiterer Vorteil für das Verfahren gewertet werden.

Damit stehen der Stadt Erwitte zwei machbare und wirtschaftlich interessante Lösungsvorschläge zur Verfügung, die als bedeutender Schritt zur nachhaltigen

Vorsorge bzw. Investitionsstrategie zur Optimierung der Kläranlage bezeichnet werden können.

In diesem Zusammenhang wird empfohlen, eine CFD-Simulation nach der Methode der Strömungsmechanik zur Optimierung der Nachklärbecken und Minimierung des Flockenabtriebs sowie evtl. einen Pilotversuch zur Spurenstoffelimination (Voraussetzung ist die Förderung des Landes NRW) zu berücksichtigen.