



# Machbarkeitsstudie zur Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Lübecke

## Studie

### Erläuterungsbericht

Düsseldorf, Dezember 2014

**Hydro**  **Ingenieure**

**Auftraggeber:**

Stadt Lübbecke

Dezernat 3, Tiefbau

Postfach 1453

32294 Lübbecke

---

Dipl.-Ing. Ulrich Brune

**Aufgestellt durch:**

Hydro-Ingenieure Planungsgesellschaft für Siedlungswasserwirtschaft mbH

Beratende Ingenieure

Stockkampstraße 10

40477 Düsseldorf

Düsseldorf, 19.12.2014

4223\_00 /XW,KA

20141120\_Erlaeuterungsbericht

---

Geschäftsführer: Dipl.-Ing. Klaus Alt

Projektingenieur: Dipl.-Ing. Wu, Xin

## INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	1
1.1	Veranlassung	1
1.2	Projektkurzbeschreibung	2
1.3	Aufgabenstellung	2
2	KURZBESCHREIBUNG DER BESTEHENDEN ANLAGE	3
2.1	Allgemeine Beschreibung	3
2.2	Spurenstoffkonzentration im Kläranlagenablauf	5
3	STAND DER FORSCHUNG ZUM THEMA SPURENSTOFFE IM ABWASSER UND TRINKWASSER	7
3.1	Allgemeines	7
3.2	Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften	9
3.3	Grundlagen der Aktivkohleadsorption	10
3.3.1	Grundbegriffe, Funktionsprinzip und Bemessungsparameter	10
3.3.2	Charakterisierung des Adsorptionsverhaltens	12
3.4	Grundlagen der Behandlung mit Ozon	14
3.4.1	Grundbegriffe und Funktionsprinzip	14
3.4.2	Grundlagen der chemischen Oxidation	15
3.4.3	Verfahrenstechnik und Apparative Ausführung der Ozonierung	17
3.5	Aktuelle Projekte bzw. Forschungsvorhaben	18
3.5.1	Überblick Aktivkohle	18
3.5.2	Einzelne Projektbeispiele Aktivkohle	19
3.5.3	Überblick Ozonierung	25
3.5.4	Einzelne Projektbeispiele Ozonierung	27
4	KURZBESCHREIBUNG DER LÖSUNGSMÖGLICHKEITEN	31
4.1	Allgemeines	31
4.2	Pulveraktivkohle	31
4.3	Granulierte Aktivkohle	32
4.4	Ozonierung	33
5	PLANUNGS- UND BEMESSUNGSGRUNDLAGEN	34
5.1	Planungsgrundlagen	34
5.2	Hydraulische Bemessungsgröße	34
6	PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION	39
6.1	Lösungsvariante 1: PAK im Überstau Flockungsfilter	39
6.2	Lösungsvariante 2: Granulierte Aktivkohle in nachgeschalteten Druckkesseln	42
6.3	Lösungsvariante 3: Ozonung	45
7	KOSTENSCHÄTZUNG	49
7.1	Investitionskosten	49
7.2	Betriebskosten	50

7.3	Jahreskosten	52
7.4	Sensitivitätsanalyse	52
8	BEWERTUNG DER PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION	58
9	ZUSAMMENFASSUNG	61

## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Kläranlage Lübbecke	1
Abbildung 2: Spurenstoffkonzentrationen im Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Lübbecke	6
Abbildung 3: Vergleich der Spurenstoffkonzentrationen der Kläranlage Lübbecke zu anderen Kläranlagen	7
Abbildung 4: Konzentrationen ausgewählter Mikroverunreinigungen (BEIER 2010)	8
Abbildung 5: Aktivkohlestruktur (BRENDDEL 1997, verändert nach MARCUS 2005)	11
Abbildung 6: Transportmechanismen bei der Aktivkohleadsorption (SONTHEIMER 1985)	13
Abbildung 7: Beladungsprofil Aktivkohlefilter (SONTHEIMER 1985, verändert)	14
Abbildung 8: Reaktionsmechanismen	16
Abbildung 9: Ozonisierung mit Teilstrom-Injektor-Prinzip	18
Abbildung 10: 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)	20
Abbildung 11: Großbritannien – Kläranlage Swindon, Einsatz von granulierter Aktivkohle	21
Abbildung 12: Einsatz von Pulveraktivkohle – Mannheimer Verfahren	22
Abbildung 13: Anwendung der Pulveraktivkohle - Versuche auf der Kläranlage Kloten – Schweiz / Luftbild	22
Abbildung 14: Verbandsklärwerk Obere Lutter – Füllung der Filterzelle mit granulierter Aktivkohle	23
Abbildung 15: Mittlere Eliminationsraten mit GAK, kont. KA (10 m/h)	24
Abbildung 16: Elimination GAK (KOLISCH ET AL.2014)	25
Abbildung 17: Ozonisierung von gereinigtem Abwasser	26
Abbildung 18: Eliminationsleistung der Ozonisierung (ABEGGLEN ET AL. 2009)	27
Abbildung 19: Erkenntnisse Planung Ozonanlagen	28

Abbildung 20: Kläranlage Bad Sassendorf – Ozonanlage mit Sauerstofftank	29
Abbildung 21: Halbtechnische Ozon-Versuchsanlage (Containerbauweise) der Fa. Ozonia – Degrémont Technologies Ltd, Dübendorf (CH) am Standort der ZKA Detmold	30
Abbildung 22: Eliminationsleistung für die Standard-Abwasserparameter - 15 und 20 Minuten HRT und Ozondosen von 5 und 7,5 mg O <sub>3</sub> /L	30
Abbildung 23: Auswertung Wassermengen Ablauf der Filtration, KA Lübbecke, 2011-2013	36
Abbildung 24: Auswertung Anteil der behandelten Abwassermenge an der	38
Abbildung 25: Schema Lösungsvariante – Pulveraktivkohle im Überstau der Flockungsfilter	39
Abbildung 26: Detail Lösungsvariante 1 – Umbau Filtration	41
Abbildung 27: Lösungsvariante 1 – Pulveraktivkohle im Überstau der Flockungsfilter	41
Abbildung 28: Schema Lösungsvariante 2 – GAK in nachgeschalteten Druckkesseln	42
Abbildung 29: Lösungsvariante 2 – GAK in nachgeschalteten Druckkesseln	44
Abbildung 30: Lösungsvariante 3 - Ozonung	47
Abbildung 31: Sensitivitätsanalyse Energiekosten	53
Abbildung 32: Sensitivitätsanalyse Materialkosten	54
Abbildung 33: Sensitivitätsanalyse Dosierraten PAK	55
Abbildung 34: Sensitivitätsanalyse Dosierraten Ozon	56
Abbildung 35: Sensitivitätsanalyse Standzeien GAK	57

## TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Ablaufmengen Filtration KA Lübbecke, 2011-2013	35
Tabelle 2: Investitionskosten in € der Varianten 1 bis 3	49
Tabelle 3: Betriebskosten in €/a der Varianten 1 bis 3	51
Tabelle 4: Jahreskosten in €/a der Varianten 1 bis 4	52
Tabelle 5: Bewertungsmatrix	58
Tabelle 6: Reinigungsleistung der Verfahren Ozonung, GAK und PAK bezüglich Iopamidol und Amidotrizoesäure	59

## **ANLAGENVERZEICHNIS**

### **ANLAGE 1: AKTENNOTIZEN**

Anlage 1.1	Besprechungsvermerk, 1. Projektgespräch, 25.11.2014
Anlage 1.2	Besprechungsvermerk, 2. Projektgespräch, 24.02.2014
Anlage 1.3	Besprechungsvermerk, 3. Projektgespräch, 01.12.2014

### **ANLAGE 2: PLANUNGSGRUNDLAGEN**

Anlage 2.1	Wassermengen
------------	--------------

### **ANLAGE 3: KLÄRTECHNISCHE BERECHNUNGEN**

Anlage 3.1	Klärtechnische Berechnungen Spurenstoffelimination
------------	--

### **ANLAGE 4: KOSTENSCHÄTZUNG**

Anlage 4.1	Kostenschätzung Spurenstoffelimination
------------	--

### **ANLAGE 5: PLANUNTERLAGEN**



## PLANVERZEICHNIS

4223_02_0010_LP	Lageplan Variante 1: PAK im Überstau Flockungsfilter	M 1:250
4223_02_0011_LP	Lageplan Variante 2: Granulierte Aktivkohle in nachgeschalteten Druckkesseln	M 1:250
4223_02_0012_LP	Lageplan Variante 3: Ozonung	M 1:250
4223_02_0021_VS	Verfahrensschema Variante 2: Granulierte Aktivkohle in nachgeschalteten Druckkesseln	o.M.
4223_02_0022_VS	Verfahrensschema Variante 3: Ozonung	o.M.
4223_02_0030_BW	Bauwerksplan Flockungsfiltration Schnitt 3-3 Variante 1: PAK im Überstau Flockungsfilter	M 1:50
4223_02_0031_BW	Bauwerksplan Flockungsfiltration Schnitt K-K Variante 1: PAK im Überstau Flockungsfilter	M 1:50

## LITERATUR- UND QUELLENVERZEICHNIS

### Plangrundlagen und projektbezogene Unterlagen:

- [1] Erlaubnisbescheid, ausgestellt vom staatlichen Umwelt Amt und Arbeitsschutz OWL, August 2004
- [2] Systemskizze zur Erlaubnis
- [3] 2. Änderungsbescheid zum Erlaubnisbescheid vom 05.08.2004 in der Fassung des 1. Änderungsbescheides vom 30.08.2004, ausgestellt vom staatlichen Umwelt Amt und Arbeitsschutz OWL, März 2009
- [4] Lageplan KA Lübbecke, Ingenieurgesellschaft Dr. Knollmann mbH, Maßstab 1:250, 04.09.2008
- [5] Bestandspläne Flockungsfiltration KA Lübbecke, Ingenieurgesellschaft Dr. Knollmann mbH, Maßstab 1:50 (1:10), 20.06.1997
- [6] Bestandspläne Nachklärbecken KA Lübbecke, Ingenieurgesellschaft Dr. Knollmann mbH, Maßstab 1:100/50/25, 20.06.1997
- [7] Labordaten: CSB-, NH<sub>4</sub>-N-, NO<sub>3</sub>-N-, NO<sub>2</sub>-N- und PO<sub>4</sub>-P- Werte für den Zeitraum 01.01.2013 bis 03.06.2014 im Zu- und Ablauf der Filtration
- [8] Jahresschmutzwassermengen 2011 bis 2013
- [9] Labordaten: Messung ausgewählter Spurenstoffe aus einzelner Probe des Ablaufs der Kläranlage Lübbecke, SOFIA GmbH, 06.2.2012
- [10] Labordaten: Messungen ausgewählter Spurenstoffe aus zwei Proben des Ablaufs der Nachklärung, IWW mbH, 19.07.2014 und 04.09.2014
- [11] Angaben zu 1) selbstgeklärten Ablaufwerten, 2) derzeitige Menge und Preise der Schlamm Entsorgung, 3) Strompreis, Mitteilung via Email, 01.06.2014
- [12] Wasserspiehöhen in den Bauwerken Belebungsbecken, nachklärbecken, Flockungsfiltration, Abl. –Meßschacht und Auslaufbauwerk, Mitteilung via Email, 19.19.2014
- [13] Betriebshandbuch der Flockungsfiltration der Stadt Lübbecke, Band 1

Veröffentlichungen und Fachliteratur:

- [14] 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
- [15] 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.
- [16] BEIER (2010): Elimination von Arzneimitteln aus Krankenhausabwasser. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): Schriftenreihe Gewässerschutz – Wasser – Abwasser, Band 222, Aachen.
- [17] 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.
- [18] 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.
- [19] 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
- [20] 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.
- [21] EAWAG (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, Abschlussbericht, September 2010.
- [22] EILERS, L. (2001): Verfahrenskombination von Nanofiltration und Adsorption an Pulverkohle zur kontinuierlichen Abwasserreinigung. Dissertation. RWTH Aachen, Aachen.

- [23] ELTNER, A. (1998): Behandlung hoch belasteter Abwässer durch Aktivkohleadsorption und Aktivkohle / Nanofiltration – Verfahrensvergleich und Bewertung. Dissertation. RWTH Aachen, Aachen.
- [24] FENT, K. (2007): Ökotoxikologie. Georg Thieme Verlag, 3. Auflage, Stuttgart, ISBN: 978-3-13-109993-8.
- [25] HAIST-GULDE (2010): Pulveraktivkohlesorten – Qualitätskriterien und Produktauswahl, , in „Aktivkohle in der Abwasserreinigung – Vom Versuch zum technischen Maßstab“ Tagungsband Symposium Aktivkohle, 23./24.06.2010.
- [26] HAUER, A. (2002): Beurteilung fester Adsorbentien in offenen Sorptionssystemen für energetische Anwendungen. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin.
- [27] 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.
- [28] HERBST, H.; KAUFMANN, M.; TÜRK, J.; LAUNER, M. (2011): Abwasserozomierung 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
- [29] 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
- [30] 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.
- [31] 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.
- [32] 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.
- [33] MARCUS, P. (2005): Entwicklung und Validierung eines Labor-Schnelltests zur Beurteilung der Adsorbierbarkeit von organischen Einzelstoffen an Aktivkohle. Dissertation. Technische Universität Dresden, Dresden.
- [34] MEYER H. (2008): Abwasserreinigung – Qua vadis?, in *GWF Wasser, Abwasser* 149 (2008) Nr. 4, 2008.
- [35] 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.
- [36] 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
- [37] 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
- [38] NÖTHER, T. (2009): Zur Ozonung von Spurenstoffen in mechanisch-biologisch gereinigten Abwässern. Dissertation, Technische Universität Dortmund, Dortmund.
- [39] 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.
- [40] PINNEKAMP et al.(2010): Elimination von Mikroschadstoffen – Stand der Wissenschaft, , in Tagungsband 43. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, 17. – 19.03.2010.
- [41] PÖPEL, H. J.; SCHMIDT-BREGAS, M.; WAGNER, M. (1988): Aktivkohleanwendung in der Abwasserreinigung I. KA – Korrespondenz *Abwasser* 03 (35): 247–255.
- [42] 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.

- [43] 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.
- [44] 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.
- [45] SCHUMACHER, J. (2006): Ozonung zur weitergehenden Aufbereitung kommunaler Kläranlagenabläufe. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin.
- [46] 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.
- [47] SONTHEIMER, H.; FRICK, B.R.; FETTIG, J.; HÖRNER, G.; HUBELE, C.; ZIMMER, G. (1985): Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung. DGWW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe, Karlsruhe.
- [48] 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.
- [49] UNIVERSITÄT DORTMUND (2008): Einleitung und Elimination gefährlicher Stoffe in kommunalen Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen, Phase III, Abschlussbericht, Kurzfassung, 27.03.2008.
- [50] VON GUNTEN, U. (2003): Ozonation of drinking water: Part II. Disinfection and by-product formation. Water Research 37 (7): 1469–1487.
- [51] 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 Lübbecke betreibt die Kläranlage Lübbecke mit einer Ausbaugröße von ca. 130.000 EW, die aus einer mechanisch biologischen Reinigungsstufe mit anschließender Flockungsfiltration besteht. Die 2-straßige Belebungsanlage mit einer 3-straßigen Nachklärung wird zur weitergehenden Stickstoffelimination betrieben. Die P-Elimination wird im Anschluss in der Flockungsfiltration realisiert.



Abbildung 1: Kläranlage Lübbecke

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 geraumer Zeit immer mehr Kläranlagenbetreiber zur aktiven Handlung.

Die Stadtwerke Lübbecke bestrebt eine weitergehende Abwasserreinigung und lässt vor diesem Hintergrund die Machbarkeit einer Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Lübbecke untersuchen. Die Hydro-Ingenieure GmbH wurde nach einem gemeinsamen Gespräch am 13.05.2014 beauftragt, eine Machbarkeitsstudie zur Elimination von Spurenstoffen auf der Kläranlage Lübbecke zu erbringen.



## 1.2 Projektkurzbeschreibung

Für eine weitergehende Abwasserreinigung zur Spurenstoffelimination stehen verschiedene Möglichkeiten zur Verfügung. Gemäß Angebot der Hydro-Ingenieure GmbH vom 04.12.2013 sollen folgende Varianten untersucht werden:

Variante 1: Zugabe von pulverisierter Aktivkohle (PAK) in den Überstau der Flockungsfiltration

Variante 2: Neubau einer GAK-Stufe (granulierte Aktivkohle) im Anschluss an die Flockungsfiltrationsanlage

Variante 3: Ozonanlage im Ablauf der Nachklärung

Ziel der Studie ist die Bewertung der unterschiedlichen Lösungskonzepte im 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 Lübbecke ermöglicht, ein innovatives sowie unter dem Blickwinkel der Förderung von Seiten des Landes NRW wirtschaftlich vertretbares Konzept zur weitergehenden Abwasserreinigung auf der Kläranlage Lübbecke umzusetzen.

## 1.3 Aufgabenstellung

Die Aufgabenstellung für die vorliegende Machbarkeitsstudie besteht im Einzelnen aus:

- 1 Grundlagenermittlung einschl. Auswertung der Wassermengen zur Dimensionierung der Verfahrenskomponenten.
- 2 Klärtechnische Berechnungen der Verfahrenskomponenten.
- 3 Zeichnerische Darstellung in Verfahrensschemata und Lageplanskizzen.
- 4 Bewertung der verschiedenen Möglichkeiten im Hinblick auf Vor- und Nachteile, insbesondere der nicht-monetären Aspekte, z. B. betrieblicher Risiken sowie zukünftiger Erweiterungsmöglichkeiten etc.
- 5 Überprüfung der technischen Machbarkeit.
- 6 Wirtschaftlichkeitsuntersuchung einschl. Abschätzung der Investitionskosten, der Betriebskosten sowie der Jahreskosten.
- 7 Bewertung und Diskussion der Ergebnisse.



## 2 KURZBESCHREIBUNG DER BESTEHENDEN ANLAGE

### 2.1 Allgemeine Beschreibung

Die Kläranlage Lübbecke liegt nördlich des Stadtzentrums Lübbecke. Sie ist auf 130.000 EW ausgelegt. Der Ablauf der Kläranlage fließt in die große Aue.

Der Zulauf aus dem Kernstadtgebiet Lübbecke wird über einen Transportsammler DN 1800 dem Abschlagsbauwerk mit Grobstoffrechen der Kläranlage zugeführt. Im Regenwetterfall werden von hier die Regenrückhaltebecken bzw. das Regenüberlaufbecken angesprochen von wo aus der Abschlag in den Vorfluter geschieht.

Das Zulaufpumpwerk hebt das Rohwasser aus dem Transportsammler und den Druckrohrleitungen der Pumpwerke um ca. 10 m über das Niveau der Sammler-sole. Von dort aus fließt das Abwasser weiter zu den einzelnen Behandlungsstufen.

Die Kläranlage Lübbecke besteht aus einer mechanischen und biologischen Reinigungsstufe sowie einer Flockungsfiltration zur Phosphorelimination. Die mechanische Reinigungsstufe umfasst eine Rechenanlage, einen Sandfang sowie ein rundes Vorklärbecken.

Die Rechenanlage befindet sich im Rechengebäude. Sie besteht aus zwei parallelen angeordneten Rechenstraßen in denen jeweils ein 6mm Feinrechen zum Einsatz kommt. Das dabei anfallende Rechengut gelangt zur Entwässerung in eine Schneckenpresse und wird anschließend über Querförderer in einen Container abgeworfen. Das bei der Entwässerung anfallende Wasch- und Prozesswasser wird wieder dem Anlagenzulauf zugeleitet.

Im belüfteten Sand- und Fettfang erfolgt die Abtrennung von Sand und Fetten/Ölen. Diese Trennung der drei Phasen wird durch das Erzeugen einer walzenförmigen Strömung sowie das Herabsetzen der Fließgeschwindigkeit unterstützt. Die im Fettfang gesammelten Fette/Öle und Schwimmstoffe werden über ein Räumchild in einen Fettbunker befördert und separat der Faulung zugeführt. Der an der Sohle des Sandfangs sedimentierte Sand wird mit Hilfe von Mammutpumpen einer Sandwäsche zugeführt, dort gewaschen und relativ trocken in einen Container abgeworfen.

Im weiteren Verlauf der mechanischen Reinigungsstufe gelangt das Abwasser mittig in das Vorklärbecken (als Rundbecken ausgeführt), welches es von innen nach außen durchströmt. Hier können durch die vergleichsweise große Aufenthaltszeit (> 2h) die Schwebestoffe des Abwassers sedimentieren. Der Primärschlamm wird über einen statischen Voreindicker der Faulung zugeleitet.

Das so von Schwebestoffen befreite Abwasser verlässt die Vorklärung über die Ablaufrinne und fließt im Freigefälle der biologischen Reinigungsstufe zu.

Die biologische Reinigungsstufe ( $V=20.000 \text{ m}^3$ ) ist 2-straßig ausgeführt. Jede Straße besteht zuerst aus einer 2-stufigen Kaskadendenitrifikation. Der Volumenanteil der Denitrifikationszellen beträgt 30%. In den darauffolgenden Nitrifikationszellen der beiden Straßen findet unter Belüftung die Kohlenstoffelimination und Nitrifikation statt. Aus den Nitrifikationszellen wird über eine interne Rezirkulation Nitrat in die vorgeschaltete Denitrifikation zurückgeführt. Die Nitrifikationszellen der ersten Kaskaden sind so ausgerüstet, dass eine intermittierende Belüftung möglich ist, so dass das effektive Denitrifikationsvolumen variabel im Betrieb auf bis zu 50% erhöht werden kann.

Der notwendige Sauerstoffeintrag geschieht mittels einer feinblasigen Druckbelüftung. Eine Gebläsestation mit acht Wälzkolbengebläsen versorgt die Membranbelüfter mit Druckluft. Rührwerke sorgen sowohl in den belüfteten als auch in den unbelüfteten Zonen für die permanente Durchmischung des Abwassers.

Um Phosphor weitgehend zu entfernen, wird dem Abwasser eine Eisen-II-Salzlösung zudosiert. Die Fällmittelzugabe erfolgt nach der Vorklärung im Zulauf zum Belebungsbeckenbereich. Die Menge der benötigten Eisensalze wird von einer Fällmitteldosierstation gesteuert.

Aus der Nitrifikation läuft das Schlammwassergemisch den drei Nachklärbecken (Rundbecken mit  $V_{\text{gesamt}}=6.750\text{m}^3$ ) zu, wo der belebte Schlamm durch Sedimentation vom Abwasser getrennt wird. Das geklärte Abwasser fließt über eine Zahnschwelle in ein Ablaufgerinne und von dort Richtung Flockungsfiltrationsstufe. Der sedimentierte Schlamm wird durch Räumschilde kontinuierlich in Schlammtrichter geräumt und dann mit Rücklaufschlamm-pumpen wieder in die Belebungsstufe gefördert. Ein Teil des Schlammes wird als Überschussschlamm abgezogen, maschinell eingedickt und der Schlammbehandlung zugeführt.

Zur sicheren Einhaltung der Phosphorablaufwerte und zur weiteren Reduzierung von CSB- und  $N_{\text{ges}}$ -Ablaufwerten durchläuft das gereinigte Abwasser, bevor es in die Vorflut gelangt, die Flockungsfiltration. Die Flockungsfiltration besteht aus 8 abwärts durchströmten Raumfilterzellen mit Bimsgranulat (DN 2,5 bis 4,0 mm) als Füllung. Hierbei wird durch Zugabe von einer Fe-III-Lösung der restliche Phosphor ausgefällt bzw. durch Makroflockenbildung der Feststoffrückhalt verbessert.

Im Klarwasserbehälter werden alle Parameter kontinuierlich erfasst, die gemäß Selbstüberwachungsverordnung (SüwV) für kommunale Abwasserbehandlungsanlage gefordert werden. Hier befindet sich auch der Probenahmepunkt der zuständigen Wasserbehörde.

Das gereinigte Abwasser wird über ein Einleitungsbauwerk dem Vorfluter zugeführt.

Der auf der Kläranlage anfallende Primär- und Überschussschlamm wird in drei Faulbehältern anaerob stabilisiert. Der ausgefaulte Schlamm wird in einen

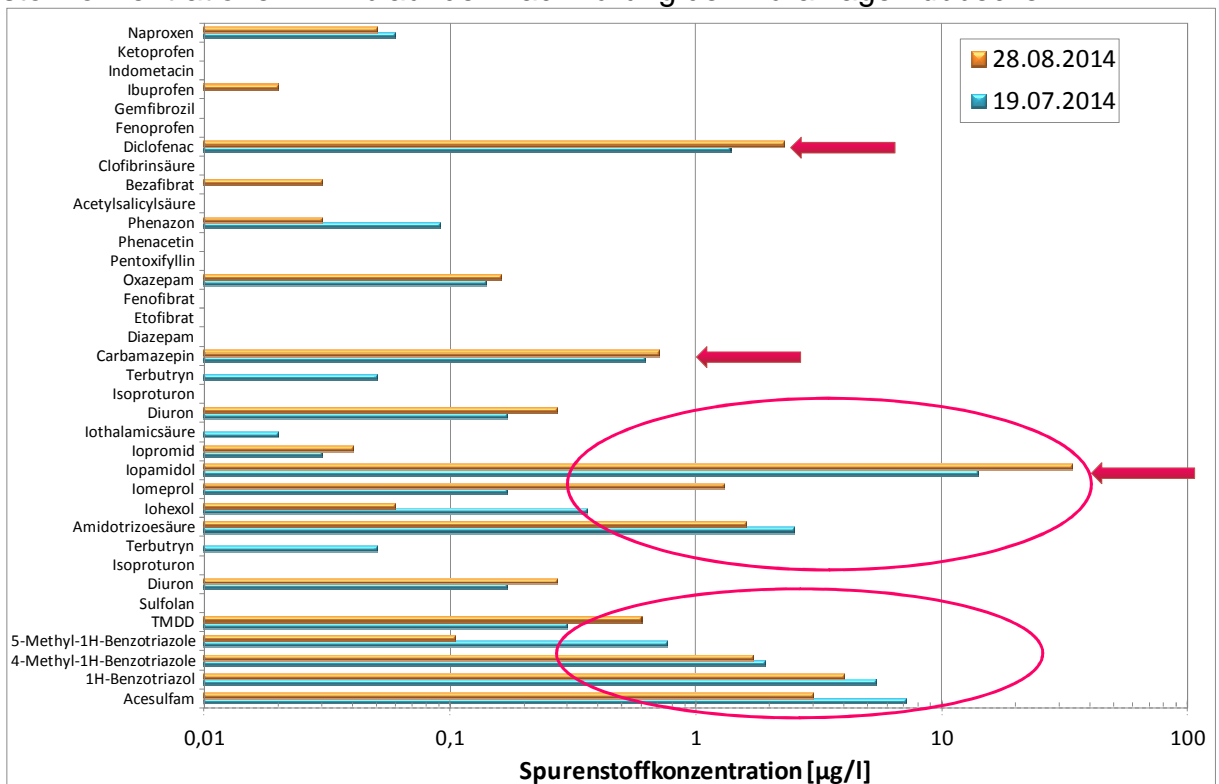
Nacheindicker abgelassen. Von dort aus wird er nach Zusatz eines Entwässerungshilfsmittels in einen Dekanter gepumpt. Nach der maschinellen Entwässerung im Dekanter wird der Schlamm möglichst einer landwirtschaftlichen oder landbaulichen Verwertung zugeführt.

Die bei der Schlammbehandlung anfallenden Trüb- bzw. Filtratwasser werden als Rückbelastung in den Zulauf der Kläranlage geleitet. Aufgrund des Frachtpotentials der Rückbelastung geschieht dies gleichmäßig mit Hilfe einer Dosierpumpe.

Das anfallende Faulgas aus der anaeroben Schlammstabilisierung wird in einem Gasbehälter (als Pufferspeicher betrieben) gespeichert und im Blockheizkraftwerk sowie in der Heizung verwertet. Die elektrische Energie wird zur Versorgung der Kläranlage mit Strom verwendet, die thermische Energie wird für die Beheizung der Faulbehälter und der Gebäude genutzt. Überschüssiges Gas wird an der Gasfackel abgefackelt.

## 2.2 Spurenstoffkonzentration im Kläranlagenablauf

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde ein Spurenstoff-Screening vom Rheinisch-Westfälischen Institut für Wasser (IWW) durchgeführt. Zwei Beprobungen jeweils vom 19.07.2014 und 28.08.2014 ergeben folgendes Bild zu den Spurenstoffkonzentrationen im Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Lübbecke.



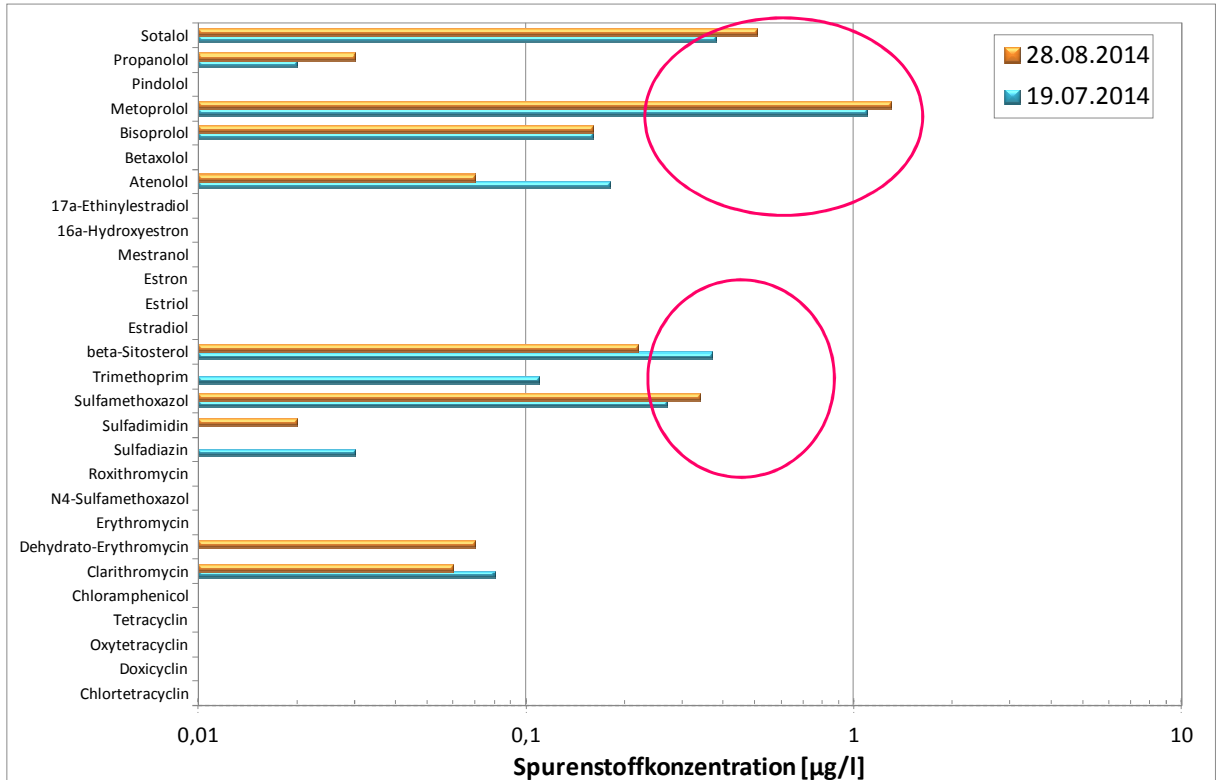


Abbildung 2: Spurenstoffkonzentrationen im Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Lübecke

Anhand der Messergebnisse ist Folgendes zu erkennen: Die Konzentrationen der primär industriegebürtigen Stoffe inklusive der allgemein gebräuchlichen Pflanzenbehandlungsmittel sind gering. Bei den Diagnostika ist die Konzentration von Iopamidol sehr hoch (Spitzenwert bei der zweiten Probe 34 µg/L). Alle weiteren Parameter liegen in den gewohnten Konzentrationsbereichen oder unterhalb der jeweiligen methodischen Bestimmungsgrenze.

Dies lässt sich ebenfalls anhand des Vergleichs der Kläranlage Lübecke mit fünf weiteren Kläranlagen (Abbildung 3) deutlich erkennen, in welcher abgesehen von dem Stoff Iopamidol alle weiteren Parameter der Kläranlage Lübecke auf mit anderen Kläranlagen vergleichbaren Konzentrationshöhen liegen.

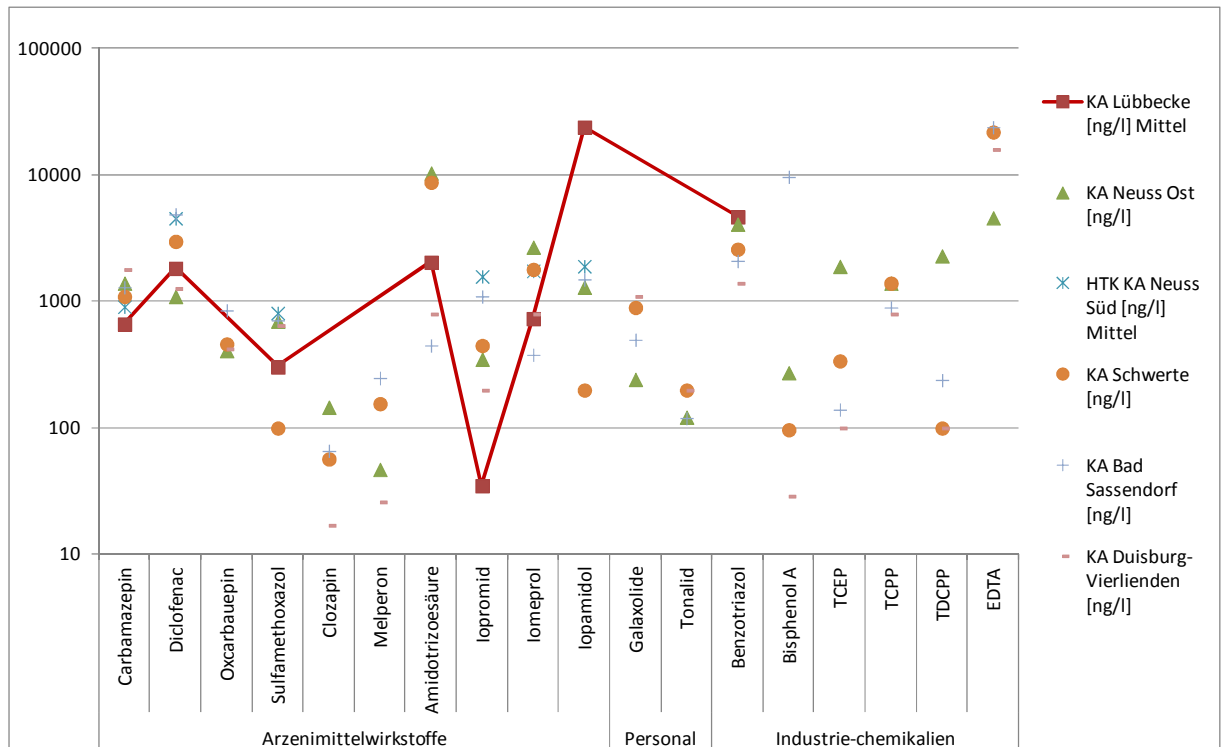


Abbildung 3: Vergleich der Spurenstoffkonzentrationen der Kläranlage Lübbecke zu anderen Kläranlagen

### 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 4 für Diclofenac (Analgetikum), Clarithromycin (Antibiotikum), Carbamazepin (Antiepileptikum) und Iopamidol (Röntgenkontrastmittel) dargestellt.

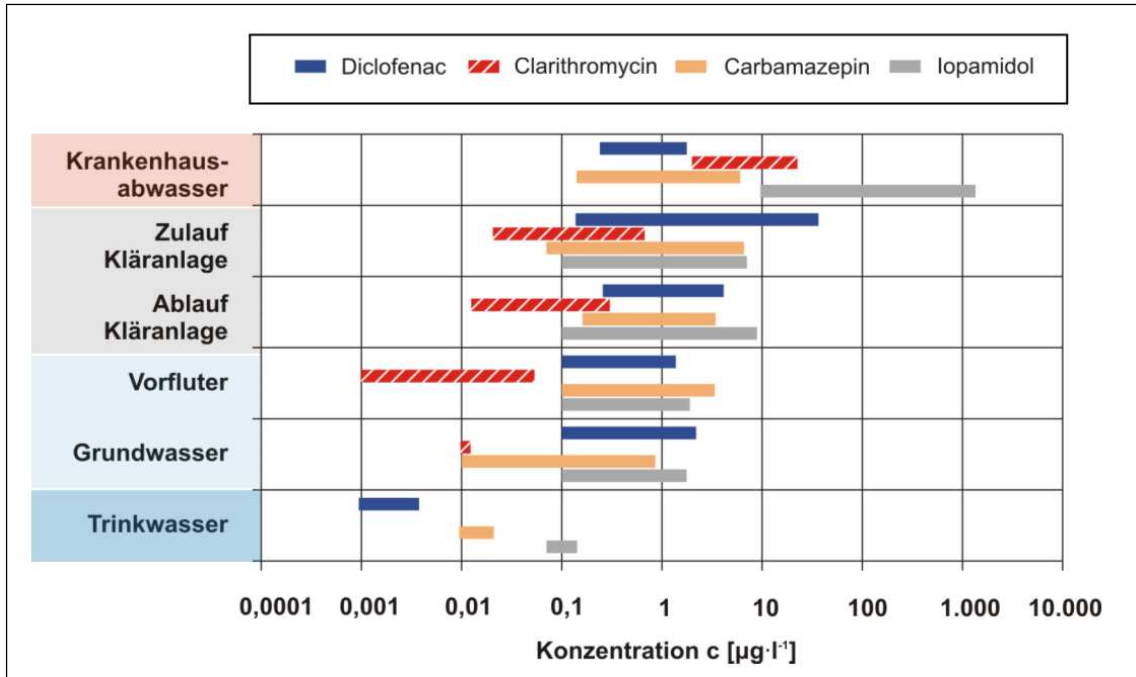


Abbildung 4: Konzentrationen ausgewählter Mikroverunreinigungen (BEIER 2010)

Im Anhang X 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 Gefahr für den Menschen darstellt; eine Beeinflussung von Gewässerorganismen, insbesondere durch Hormone, ist jedoch festzustellen.

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 Partialladungen 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 Aktivkohleadsorption

#### 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 5 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  $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ ), mittel (800 bis 1.200  $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ ) und hoch aktivierte Bereiche (1.200 bis 1.500  $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ ) gruppiert.



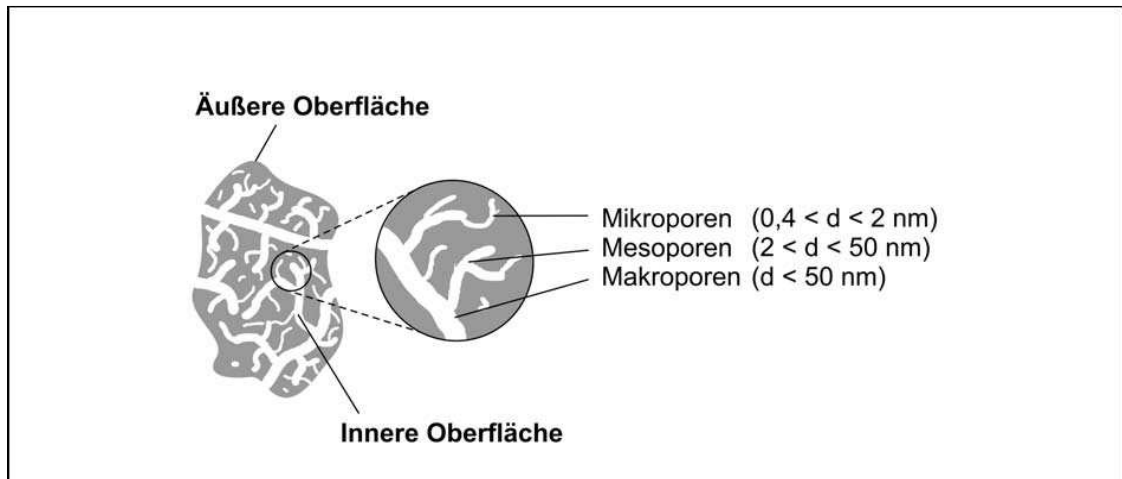


Abbildung 5: Aktivkohlestruktur (BRENDDEL 1997, verändert nach MARCUS 2005)

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 6, Nr. 1): Transport durch den das Adsorbenskorn umgebenden laminaren Grenzfilm,
3. Porendiffusion (vgl. Abbildung 6, Nr. 2): Transport des Adsorptiv-Moleküls innerhalb der Pore (Diffusion in der Porenflüssigkeit und/oder in adsorbierendem Zustand entlang der Oberfläche sowie

4. Oberflächendiffusion (vgl. Abbildung 6, Nr. 3): Adsorption des Adsorptiv-Moleküls an die freie Oberfläche des Adsorbens (am aktiven Zentrum).

Die Dicke der Grenzschicht  $\delta$  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).

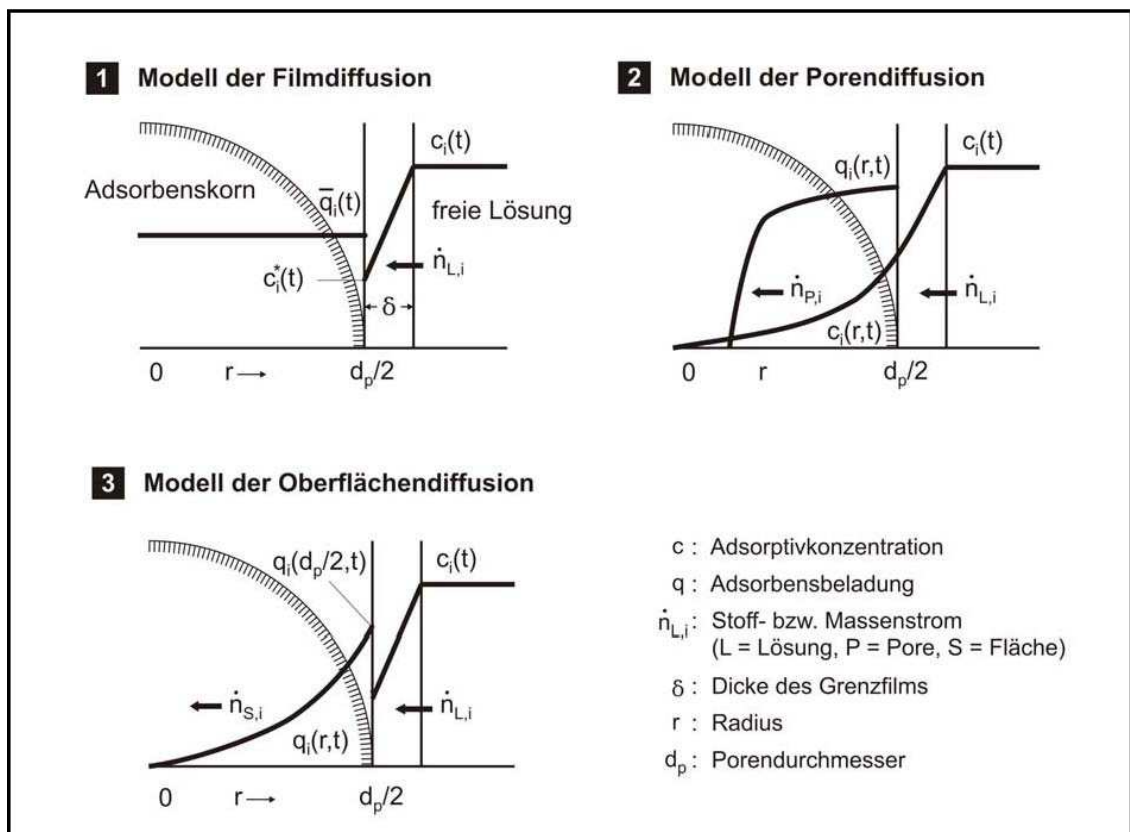


Abbildung 6: Transportmechanismen bei der Aktivkohleadsorption (SONTHEIMER 1985)

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. Ab-

bildung 7), 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.

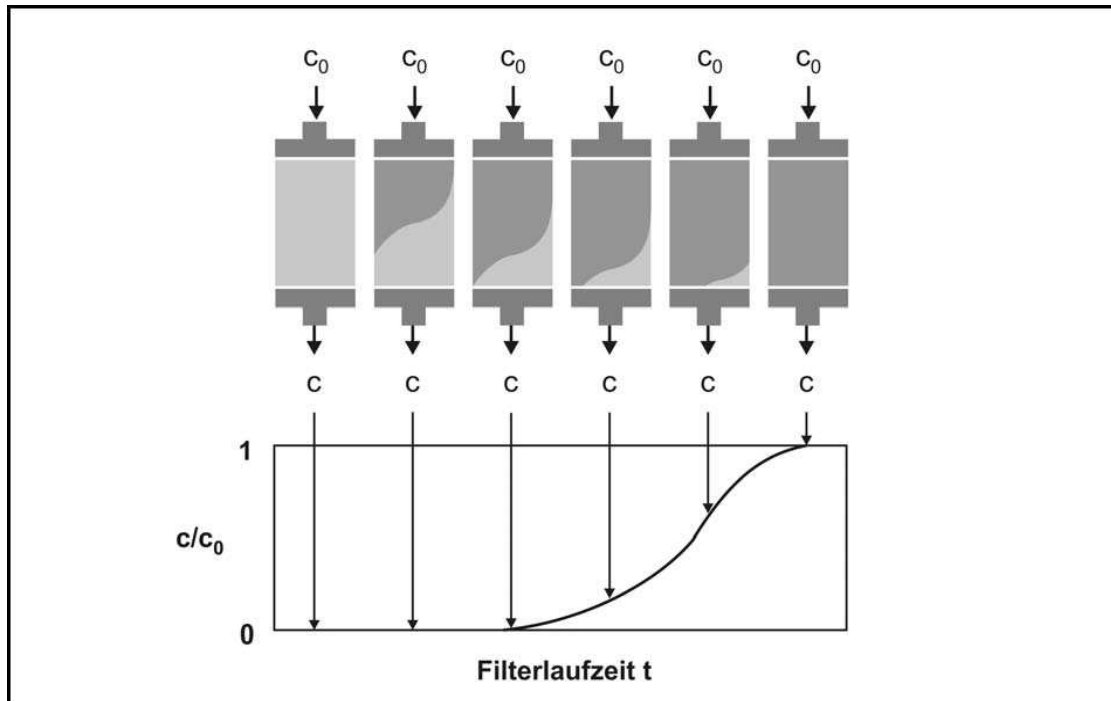


Abbildung 7: Beladungsprofil Aktivkohlefilter (SONTHEIMER 1985, verändert)

Die Beladung des Adsorbens mit dem Adsorptiv entspricht der Fläche, die zwischen der Durchbruchskurve 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, vor-

zugsweise 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<sup>-</sup>), 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 (NÖTHE 2009). Als dritte OH•-Quelle kann H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> dienen, das häufig als Reaktionsprodukt der direkten Ozonreaktion vorliegt. OH•-Radikale können jedoch auch durch anorganischen Kohlenstoff, wie z.B. Carbonat (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>), 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 8).

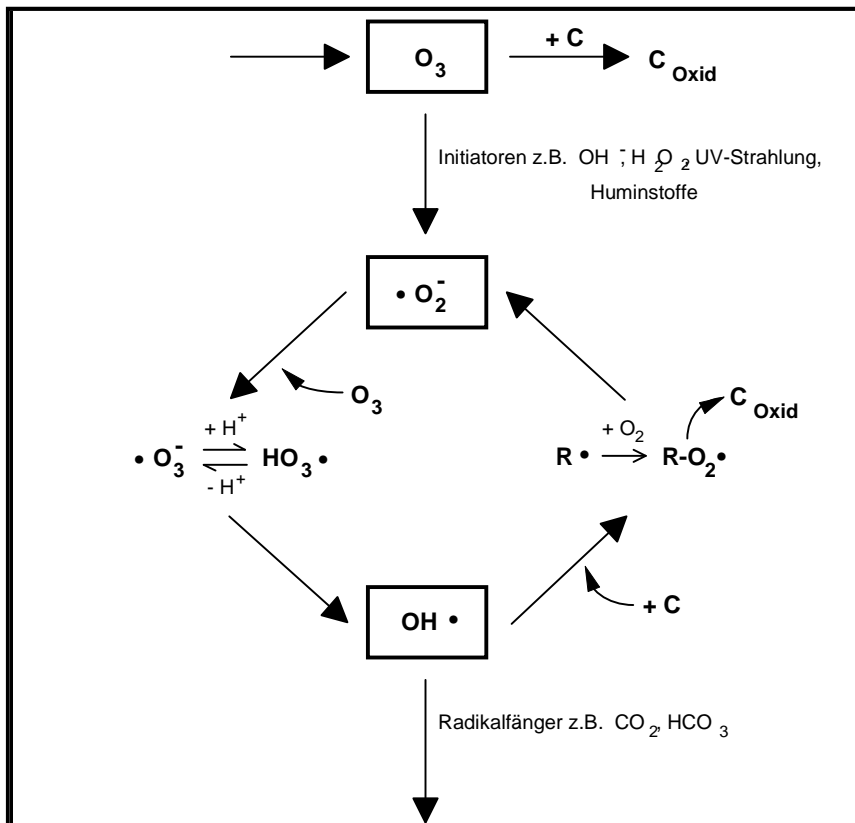


Abbildung 8: Reaktionsmechanismen

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  $O_2^{\bullet-}/HO_2^{\bullet}$ -Radikale gebildet; über Zwischenschritte entsteht das äußerst reaktive OH-Radikal. Die OH-Radikale reagieren mit den organischen Inhaltsstoffen (C), wobei Peroxylradikale entstehen, die ihrerseits  $O_2^{\bullet-}/HO_2^{\bullet}$ -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 Flüssigpha-



se 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 9 dargestellt ist. Bei dem Ozonisierungsverfahren mit Kreislaufführung 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.

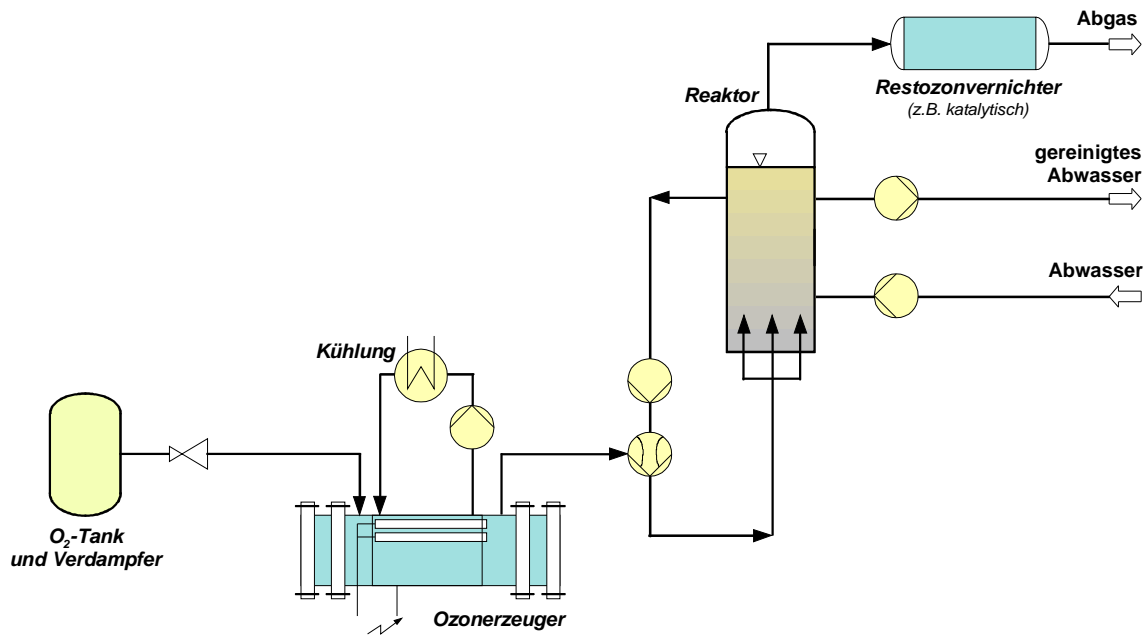


Abbildung 9: Ozonisierung mit Teilstrom-Injektor-Prinzip

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 verschiedenster 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](http://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

### 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.

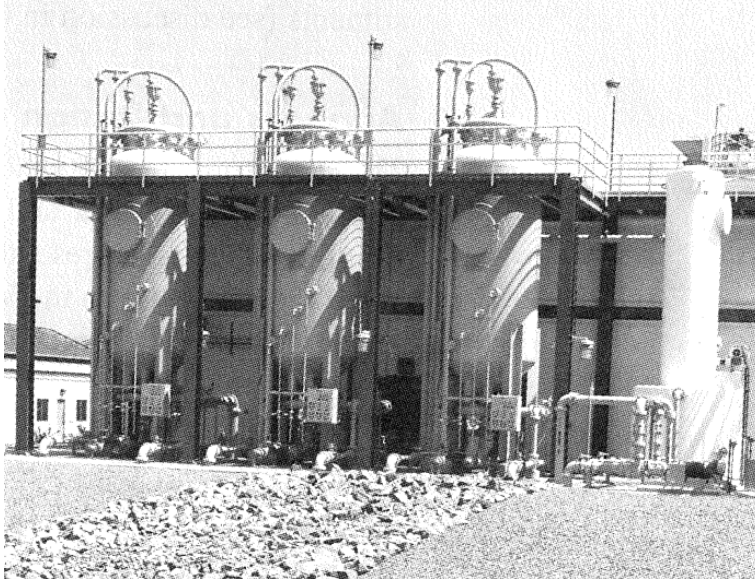


Abbildung 10: Activated carbon adsorbers: view of granular activated carbon contactors operated in parallel, used for the treatment of filtered secondary effluent (zitiert in Metcalf & Eddy, 4. Edition, Seite 1151)

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 3 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 11: 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.



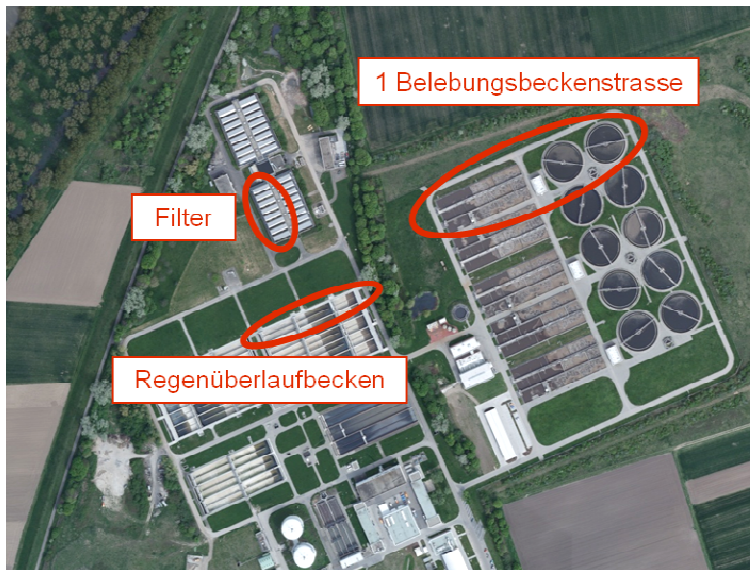


Abbildung 12: Einsatz von Pulveraktivkohle – Mannheimer Verfahren

### **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 13: 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 m<sup>2</sup> zum

Einsatz von granulierter Aktivkohle in Betrieb. Auf der 4-stufigen 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 14: Verbandsklärwerk Obere Lutter – Füllung der Filterzelle mit granulierter Aktivkohle

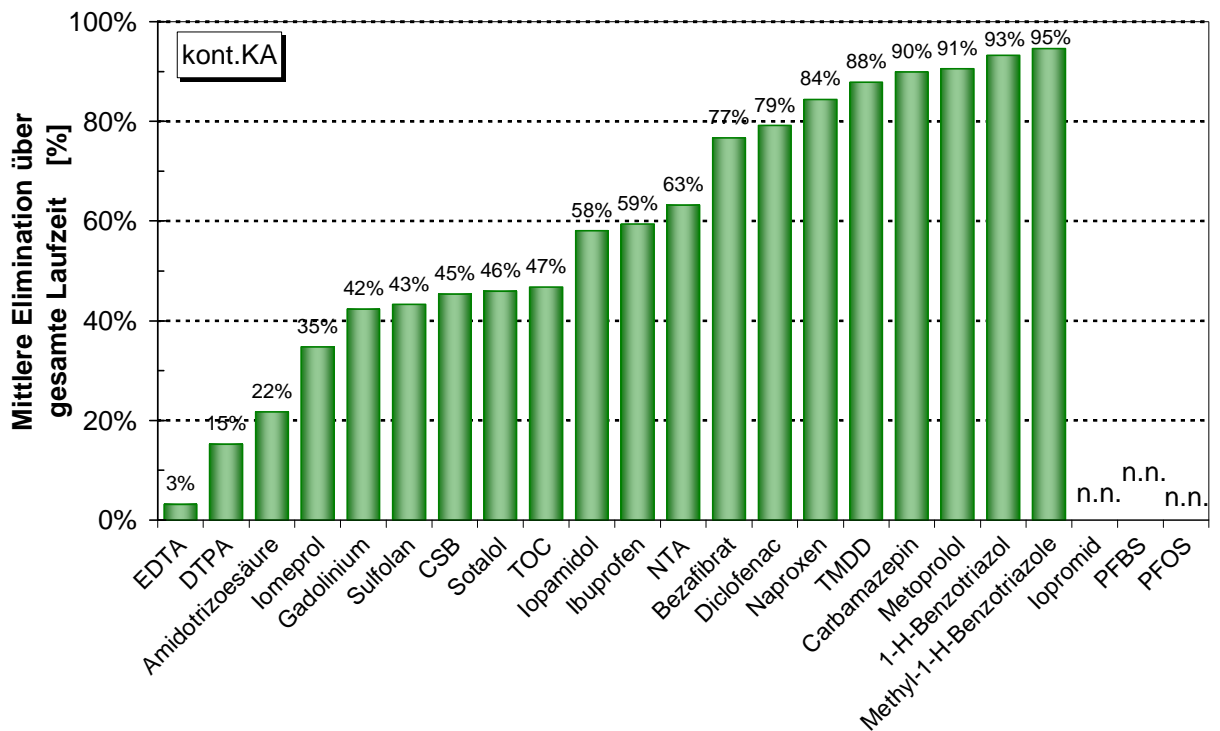


Abbildung 15: Mittlere Eliminationsraten mit GAK, kont. KA (10 m/h)

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 5 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 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> 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 granuliert 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 16). 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.

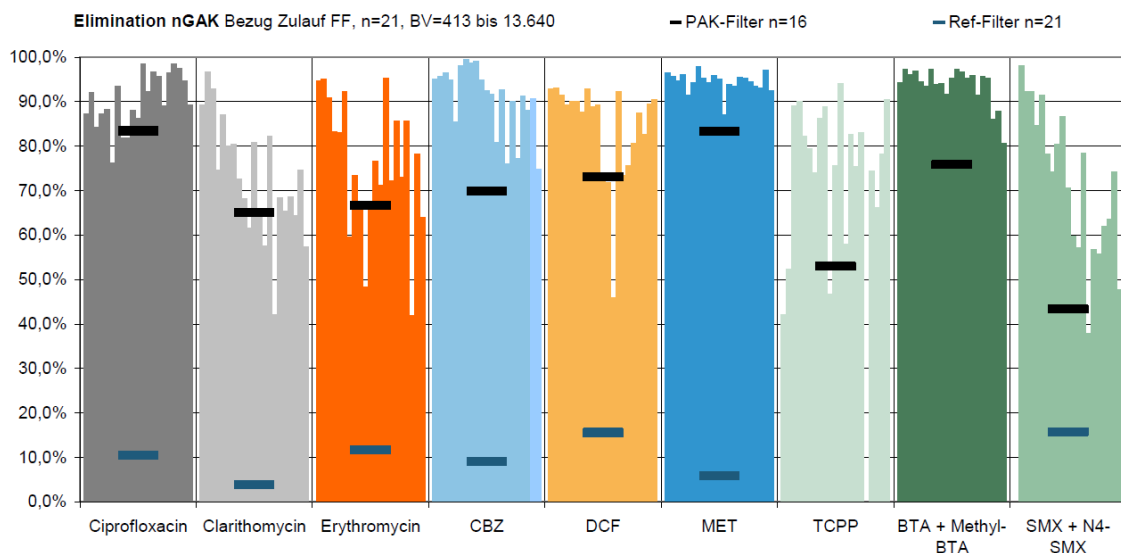


Abbildung 16: Elimination GAK (KOLISCH ET AL. 2014)

### 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 17 zusammengestellt.

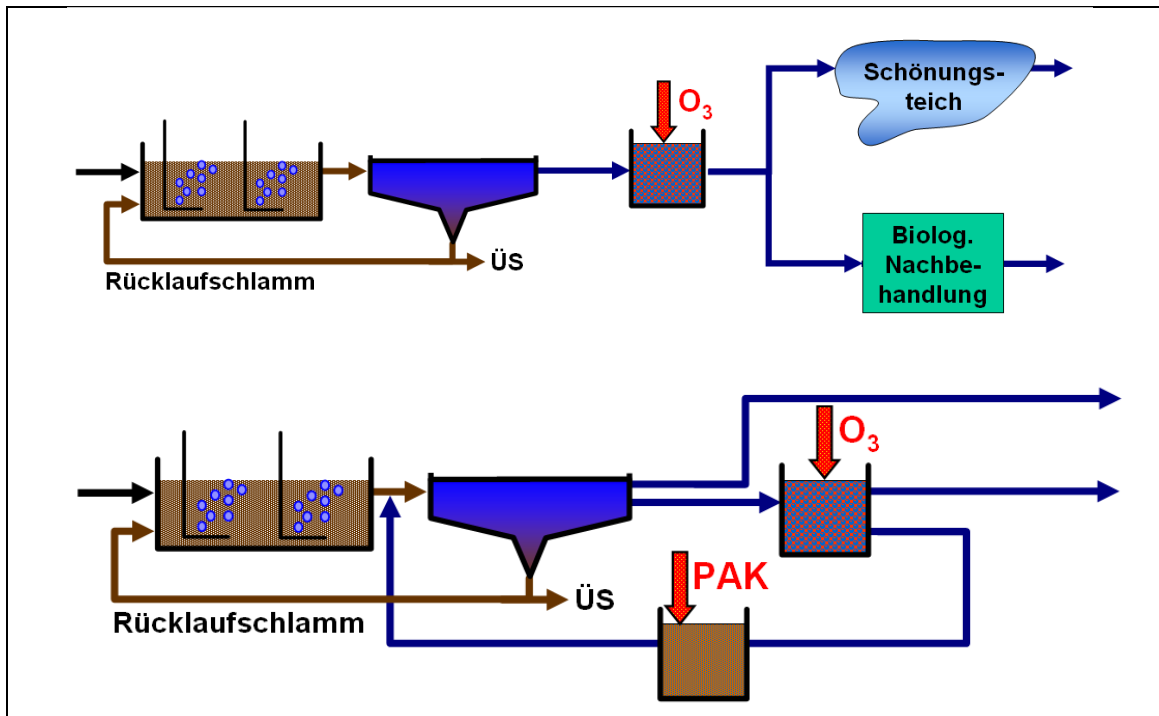


Abbildung 17: Ozonierung von gereinigtem Abwasser

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 Eliminierung 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 18) der Einfluss der Ozondosis auf die Elimination ausgewählter Mikroverunreinigungen dargestellt.

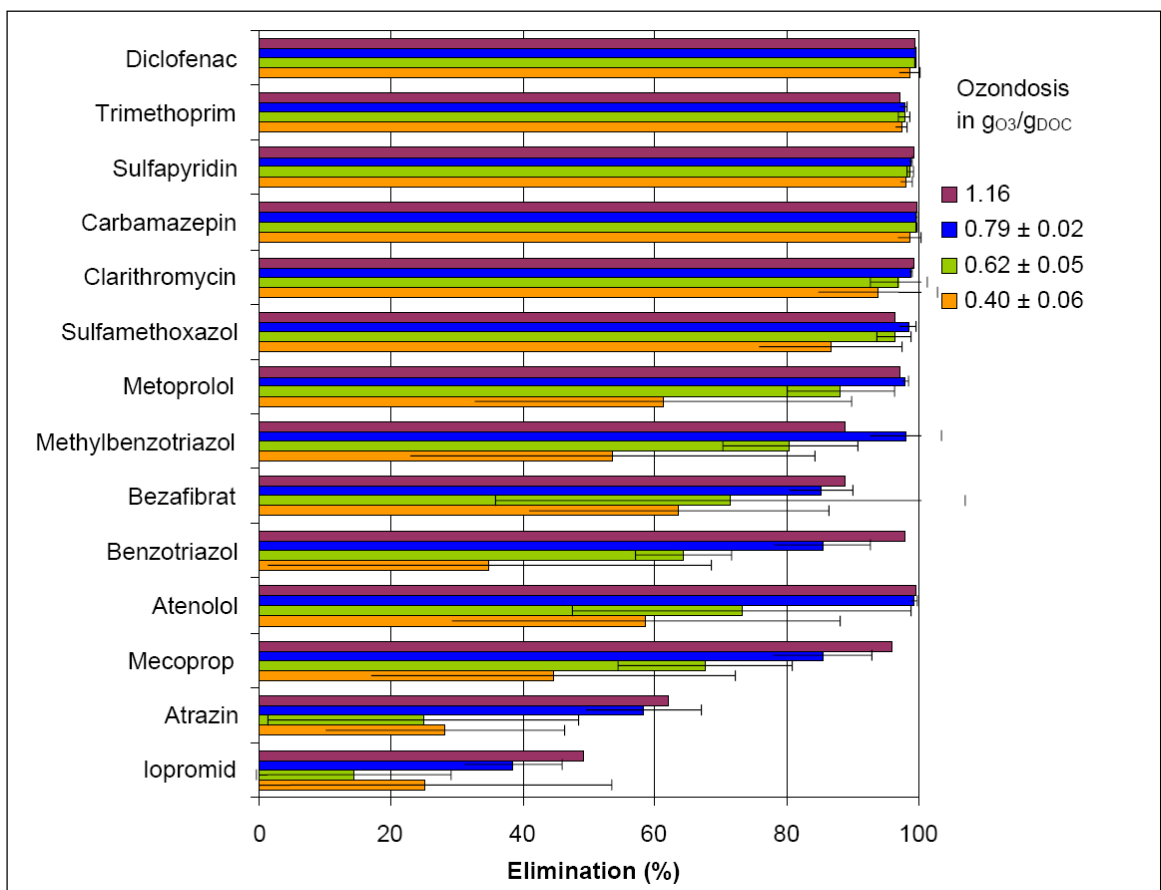


Abbildung 18: Eliminationsleistung der Ozonierung (ABEGGLEN ET AL. 2009)

#### 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 <sup>3</sup> /h)	300 (Q <sub>t</sub> )	1500 (Q <sub>t</sub> )
Behandelte JAM (%)	>90%	>80%
Hydraul. Dimension. (m <sup>3</sup> /h)	650 (2•Q <sub>t</sub> )	2600 (2•Q <sub>t</sub> )
Ozongenerator (kgO <sub>3</sub> /h) ↓	4,6	11 (2 × 5,5)
Reaktionsbecken (m <sup>3</sup> ) ↑	64 (2 × 32)	530
Verweilzeit bei Q <sub>t</sub> (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 19: Erkenntnisse Planung Ozonanlagen

Hierbei wird deutlich, dass sich wesentliche Auslegungsgrundlagen auch aktuell im Jahr 2014 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 erscheint.



Abbildung 20: 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 Injektoreintragsystem verglichen. In der mit dem Injektoreintragsystem 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 m<sup>3</sup>/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<sub>O<sub>3</sub></sub>/g<sub>DOC</sub> variiert werden. Erste Ergebnisse zeigen gute Betriebsergebnisse für beide Anlagen. Der spezifische Energieverbrauch liegt bei 0,09 bis 0,16 kWh/m<sup>3</sup> 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 21: Halbtechnische Ozon-Versuchsanlage (Containerbauweise) der Fa. Ozonia – Degrémont Technologies Ltd, Dübendorf (CH) am Standort der ZKA Detmold

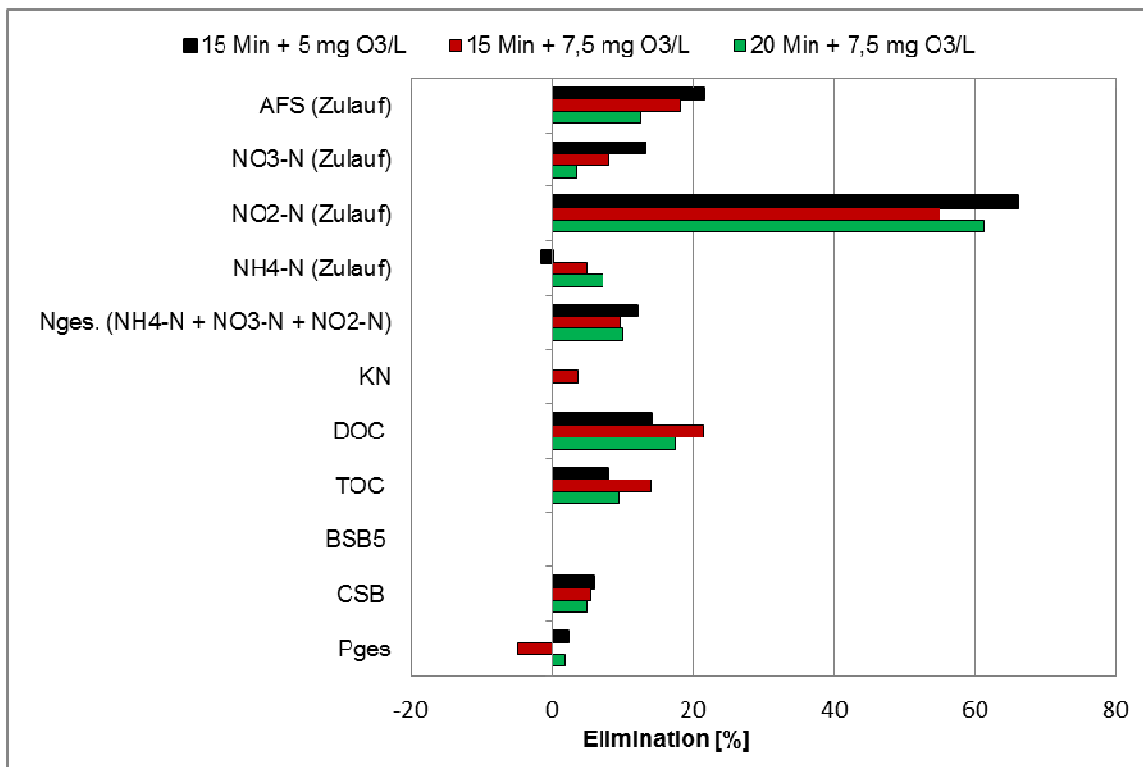


Abbildung 22: Eliminationsleistung für die Standard-Abwasserparameter - 15 und 20 Minuten HRT und Ozondosen von 5 und 7,5 mg O<sub>3</sub>/L

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 O<sub>3</sub>/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 O<sub>3</sub>/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 O<sub>3</sub>/l empfohlen, was einem spezifischen Z<sub>SPEZ</sub> von ca. 1,15 mg O<sub>3</sub>/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 O<sub>3</sub>/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 KURZBESCHREIBUNG DER LÖSUNGSMÖGLICHKEITEN**

### **4.1 Allgemeines**

Wie bereits eingangs in der Aufgabenstellung erwähnt, gibt es verschiedene Verfahrensvarianten zur Spurenstoffelimination. Im Weiteren wird ein erster Überblick über diese möglichen Verfahrenstechniken gegeben.

### **4.2 Pulveraktivkohle**

Pulveraktivkohle verfügt im Vergleich zu granulierter Aktivkohle über eine geringere Korngröße. Die PAK wird dem Abwasserstrom zudosiert und eingerührt und muss anschließend durch eine Separationsstufe wieder aus dem Abwasserstrom entfernt werden.



Die Adsorption der Spurenstoffe mit Pulveraktivkohle kann unter anderen in zwei Verfahren umgesetzt werden. Das eine Verfahren beinhaltet der Nachklärung nachgeschaltete Kontakt- und Absetzbecken sowie anschließende Sandfiltration. Dieses Verfahren befindet sich derzeit auf der Kläranlage Mannheim in Betrieb.

Für die Kläranlage Lübbecke wird das Verfahren „Pulveraktivkohle im Überstau der Flockungsfilter“ als Variante 1 untersucht, da die Kläranlage Lübbecke Flockungsfilter besitzt und somit die Umsetzung dieses Verfahrens begünstigt. Hier wird die Kohle zusammen mit Fällmitteln und ggfls. Flockungshilfsmitteln in den Zulauf des Filters dosiert und eingemischt. Die Beladung mit Spurenstoffen erfolgt im Überstauraum des Filters. Langsam drehende Rührwerke halten die Aktivkohle in Schwebelage. Die Pulveraktivkohle wird im Filterbett zurückgehalten und über das Spülwasser aus dem Filter entfernt. Die Aktivkohle verbleibt im Schlamm und wird der Schlammbehandlung zugeführt. Dieses Verfahren wurde bisher auf der Kläranlage Kloten/Opfikon in der Schweiz und auf der Kläranlage Buchenhofen in Deutschland großtechnisch erfolgreich umgesetzt.

### 4.3 Granulierte Aktivkohle

Granulierte Aktivkohle oder auch Kornkohle zeichnet sich durch eine größere Korngröße aus als pulverisierte Aktivkohle und wird als Filtermaterial zur Elimination von Spurenstoffen eingesetzt.

Bei den Aktivkohlefiltern wird die Kohle je nach Beschickungsrichtung der Filter von oben nach unten oder anders herum mit den Schadstoffen beladen. Es bildet sich eine Beladungsfront, die mit der Zeit durch den Filter wandert bis es zu einem Durchbruch kommt. Die Aktivkohle kann dann aus dem Filter entnommen und regeneriert werden. Um die volle Beladungskapazität eines Filters auszunutzen zu können ohne das ein Durchbruch zu einem Konzentrationsanstieg im Ablauf führt, kann ein 2-stufiges Verfahren (zwei hintereinander geschaltete Filter) gewählt werden.

Aktivkohlefilter können als druck- oder schwerkraftbetriebene Systeme gebaut werden. Mögliche Anwendungen in der Abwasserbehandlung sind die Umrüstung bereits bestehender Filteranlagen zu GAK-Filtern und der Bau von neuen Filtern, die einer bestehenden Filtration nachgeschaltet sind.

Die Möglichkeit der nachgeschalteten GAK-Filter hat den Vorteil, dass die komplette vorhandene Filtration als Sicherheitsstufe gegen einen möglichen Eintrag von Feststoffen aus der Nachklärung fungiert. Die nachgeschalteten Filter können wiederum als Druckfilter in Stahldruckkesseln oder als Schwerkraftfilter z.B. aus Beton umgesetzt werden. Bei der hier vorliegenden Planung wurden Stahldruckkessel gewählt. In der Variante 2 - Granulierte Aktivkohle in nachgeschalteten Druckkesseln wird diese Verfahrensmöglichkeit als 1-stufiges Verfahren untersucht.

Alternativ kann ein Teil der vorhandenen Raumfilter durch Austausch des Filtermaterials zu GAK-Filter umgerüstet werden. Die umgerüsteten GAK-Filter werden dann der Filtration in den restlichen Filterzellen nachgeschaltet betrieben. Da allerdings die vorhandenen Filter auf der Kläranlage Lübbecke nicht über ausreichende Reserven verfügt, müssen zusätzlich neue GAK-Filter gebaut werden, um die notwendige Oberfläche und Kontaktzeit zu erreichen. Erste Berechnungen haben gezeigt, dass um eine maximale Filtergeschwindigkeit von 15 m/h nicht zu überschreiten lediglich eine der 8 vorhandenen Filterzellen (14 von 112 m<sup>2</sup>) zum GAK-Filter umgerüstet werden darf. Die restlich erforderliche Filterfläche der GAK-Filter von ca. 43 m<sup>2</sup> muss mit neuen GAK-Filtern abgedeckt werden. Die durch Umnutzung vorhandener Bausubstanz gesparten Investitionskosten stehen den durch komplizierte Umbau und Gestaltung wegen zwei GAK-Filterreihen entstehenden Kosten offensichtlich nicht im Verhältnis. Daher wird die Alternative der Umnutzung von vorhandenen Raumfiltern als GAK-Filtern nicht als Variante untersucht.

#### 4.4 Ozonierung

Für die Ozonierung wird die Ozonerzeugung aus Flüssigsauerstoff vorgesehen. Der Reaktionsbehälter wird 1-straßig ohne Leitwände geplant. Theoretisch kommen wie bereits beschrieben sowohl ein Eintrag über einen Injektor als auch über ein Diffusorsystem in Frage. Für die Kostenschätzung im Rahmen der Variantenuntersuchung wird zunächst von einem Diffusorsystem ausgegangen.

Wie oben beschrieben entstehen bei der Behandlung von Abwassers mit Ozon zur Oxidation von Spurenstoffen Metabolite und Transformationsprodukten, deren öko- und humantoxikologische Wirkung bisher noch nicht ausreichend erforscht worden sind. Die oben genannten Forschungsprojekte befassen sich zurzeit mit dieser Fragestellung, welche geklärt werden sollte, bevor eine Ozonierung zur Spurenstoffelimination großtechnisch auf einer Kläranlage zur Anwendung kommt. Im Rahmen dieses Projektes wird vorgenannte Lösungsmöglichkeit (Variante 3) konzipiert und davon ausgegangen, dass die nachgeschaltete Filtration mögliche Metaboliten eliminiert. Die Ozonierung wird also der Filtration vorgeschaltet.



## 5 PLANUNGS- UND BEMESSUNGSRUNDLAGEN

### 5.1 Planungsgrundlagen

Seitens der Stadt Lübbecke wurden für die Bearbeitung folgende Unterlagen zur Verfügung gestellt:

- Erlaubnisbescheid, ausgestellt vom staatlichen Umwelt Amt und Arbeitsschutz OWL, August 2004
- Systemskizze zur Erlaubnis
- 2. Änderungsbescheid zum Erlaubnisbescheid vom 05.08.2004 in der Fassung des 1. Änderungsbescheides vom 30.08.2004, ausgestellt vom staatlichen Umwelt Amt und Arbeitsschutz OWL, März 2009
- Lageplan KA Lübbecke, Ingenieurgesellschaft Dr. Knollmann mbH, Maßstab 1:250, 04.09.2008
- Bestandspläne Flockungsfiltration KA Lübbecke, Ingenieurgesellschaft Dr. Knollmann mbH, Maßstab 1:50 (1:10), 20.06.1997
- Bestandspläne Nachklärbecken KA Lübbecke, Ingenieurgesellschaft Dr. Knollmann mbH, Maßstab 1:100/50/25, 20.06.1997
- Labordaten: CSB-, NH<sub>4</sub>-N-, NO<sub>3</sub>-N-, NO<sub>2</sub>-N- und PO<sub>4</sub>-P- Werte für den Zeitraum 01.01.2013 bis 03.06.2014 im Zu- und Ablauf der Filtration
- Jahresschmutzwassermengen 2011 bis 2013
- Labordaten: Messung ausgewählter Spurenstoffe aus einzelner Probe des Ablaufs der Kläranlage Lübbecke, SOFIA GmbH, 06.2.2012
- Labordaten: Messungen ausgewählter Spurenstoffe aus zwei Proben des Ablaufs der Nachklärung, IWW mbH, 19.07.2014 und 04.09.2014
- Angaben zu 1) selbstgeklärten Ablaufwerten, 2) derzeitige Menge und Preise der Schlamm Entsorgung, 3) Strompreis, Mitteilung via Email, 01.06.2014
- Wasserspielhöhen in den Bauwerken Belebungsbecken, nachklärbecken, Flockungsfiltration, Abl. –Meßschacht und Auslaufbauwerk, Mitteilung via Email, 19.19.2014
- Betriebshandbuch der Flockungsfiltration der Stadt Lübbecke, Band 1

### 5.2 Hydraulische Bemessungsgröße

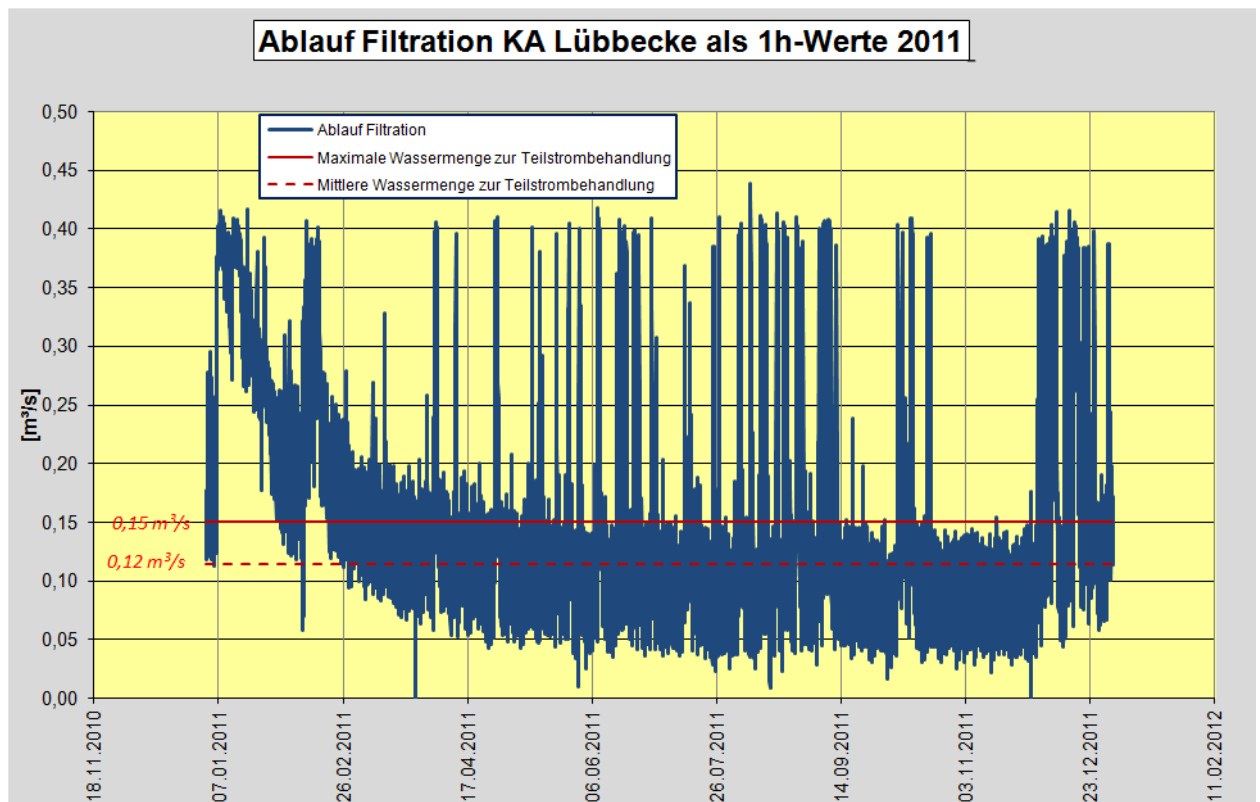
Die Hydro-Ingenieure GmbH hat eine Auswertung der 1h-Ablaufwassermengen der Jahre 2011 bis 2013 durchgeführt. Hierbei wurden sowohl Ganglinien erstellt als auch Summenhäufigkeiten ermittelt (siehe Anlage 2). Der maximale Ablauf und der Mittelwert liegen jeweils bei 500 und 145 l/s. Der mittlere Trockenwetter-

abfluss  $Q_{T,d,aM}$  und der maximale Trockenwetterabfluss im 1h-Mittel  $Q_{T,1h,max}$  betragen jeweils 108 und 170 l/s (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Ablaufmengen Filtration KA Lübbecke, 2011-2013

Ablaufmenge (l/s)	
Mittelwert (RW + TW)	145
Maximum (RW + TW)	500
Mittlerer Trockenwetterabfluss $Q_{T,d,aM}$ (TW)	108
Maximaler Trockenwetterabfluss im 1h-Mittel (TW)	170

Die Bemessungswassermenge für die Spurenstoffbehandlung wurde auf max. 150 l/s festgelegt. Der Zulauf zur Kläranlage unterschreitet an ca. 69% aller Zeit eine Menge von 150 l/s. Mit einem maximalen Zulauf von 150 l/s zur Spurenstoffelimination können im Mittel der Jahre 2011 bis 2013 ca. 78% der anfallenden Abwassermenge im Zulauf des Klärwerks behandelt werden.



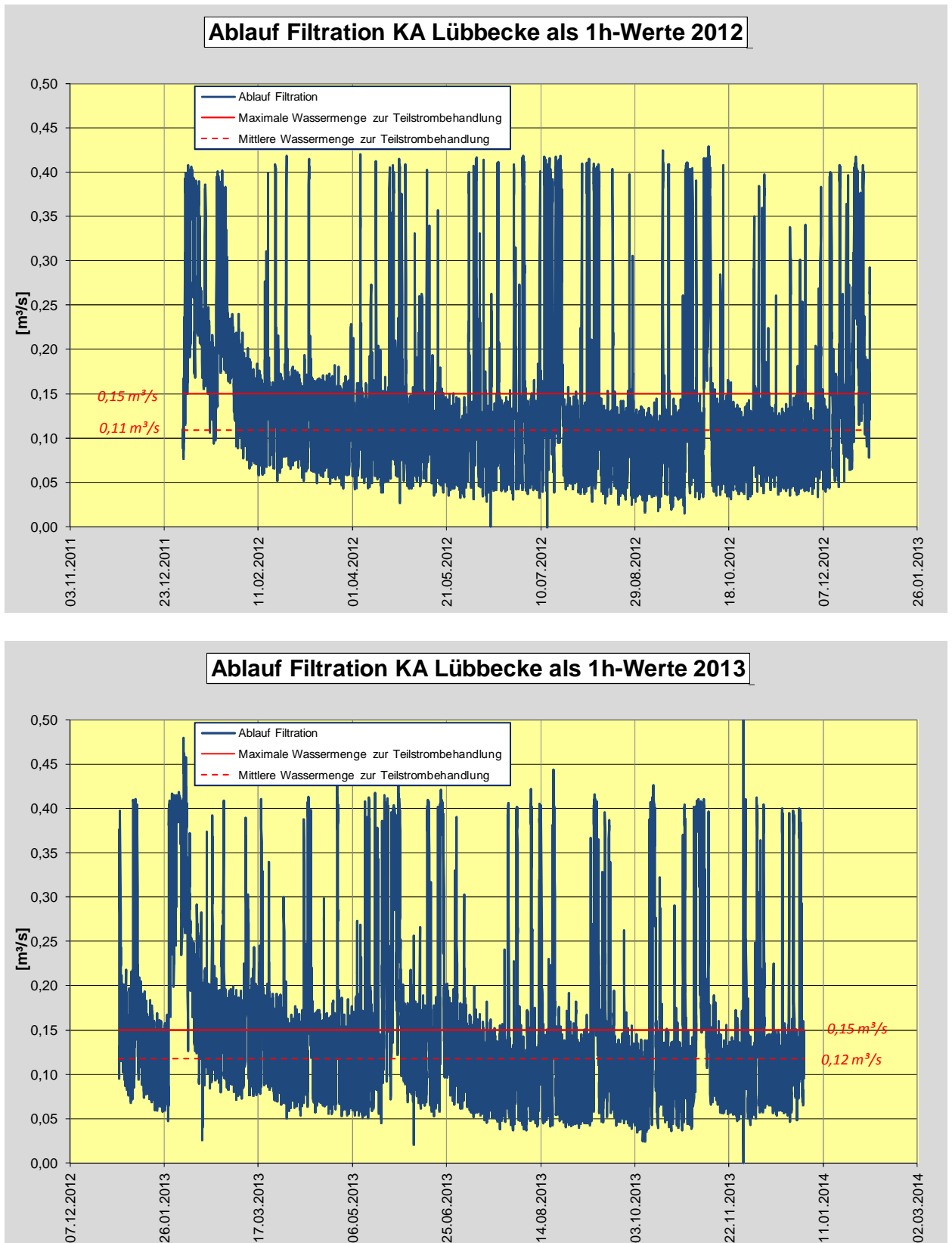
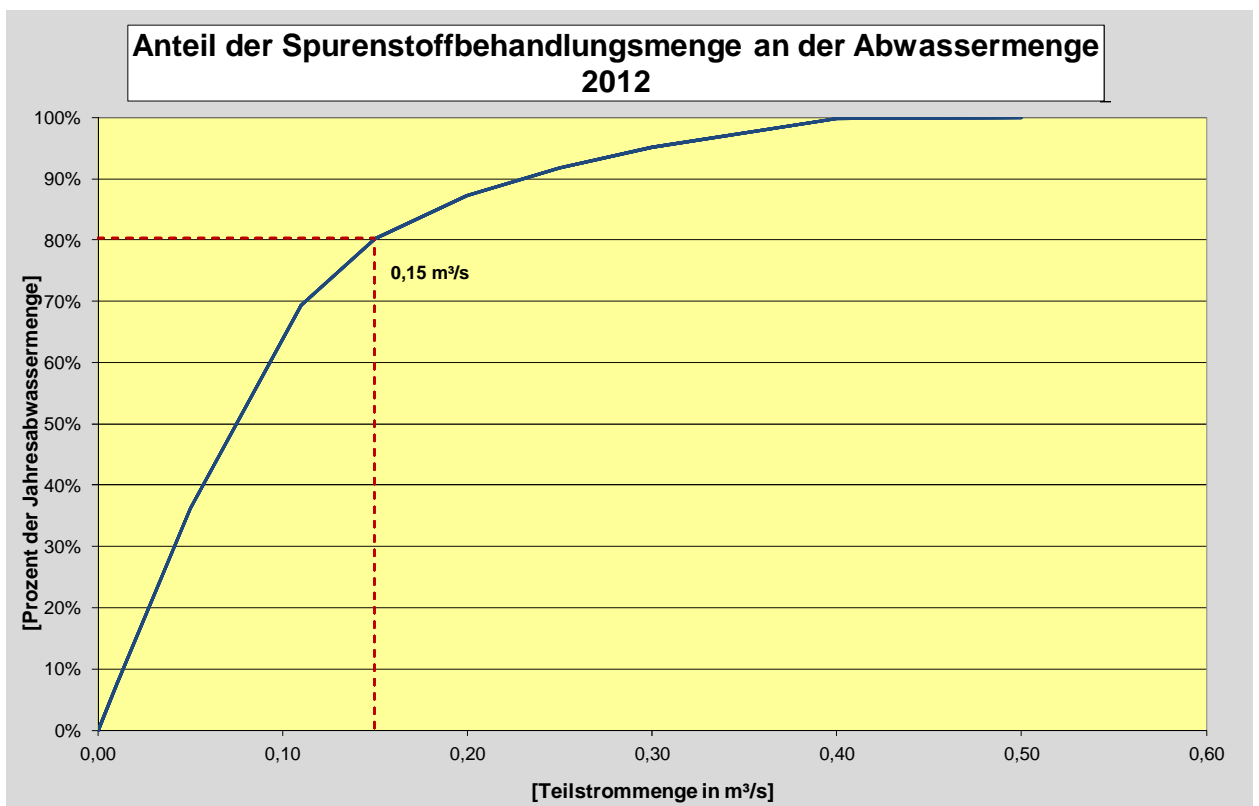
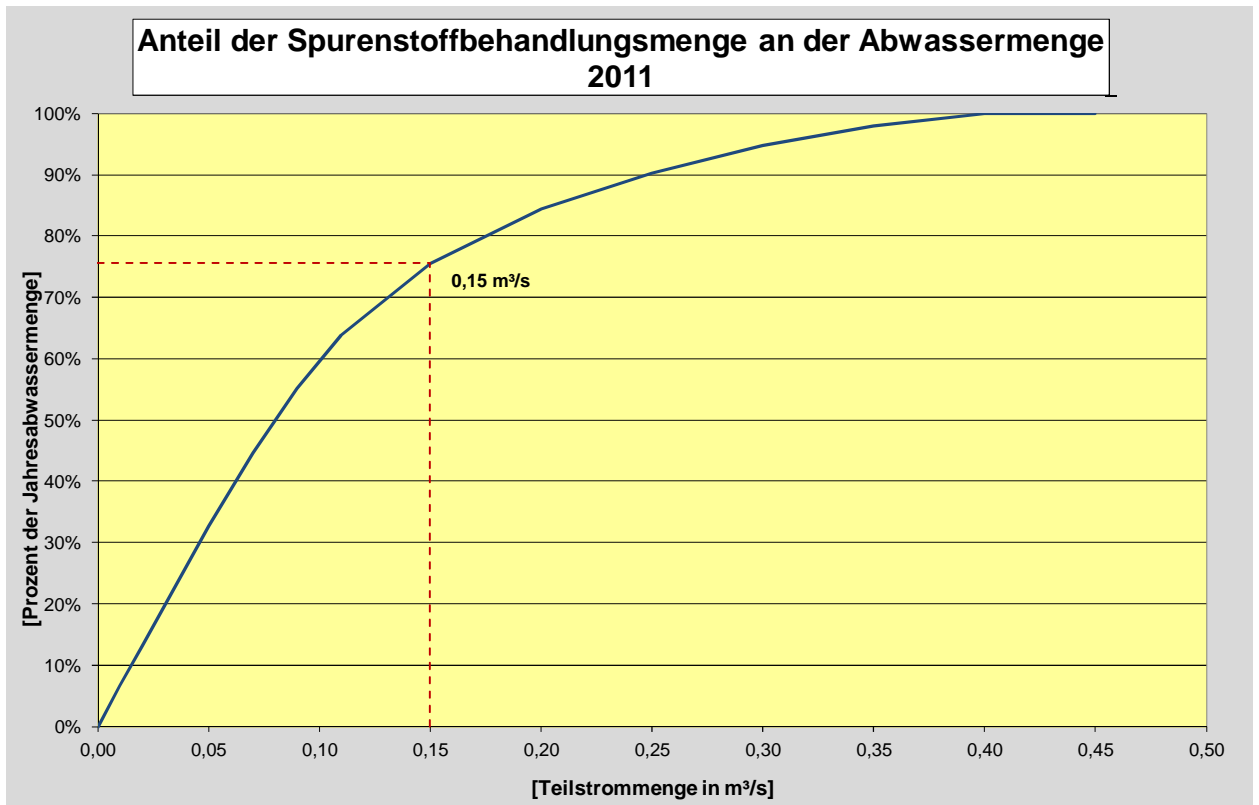


Abbildung 23: Auswertung Wassermengen Ablauf der Filtration, KA Lübbecke, 2011-2013



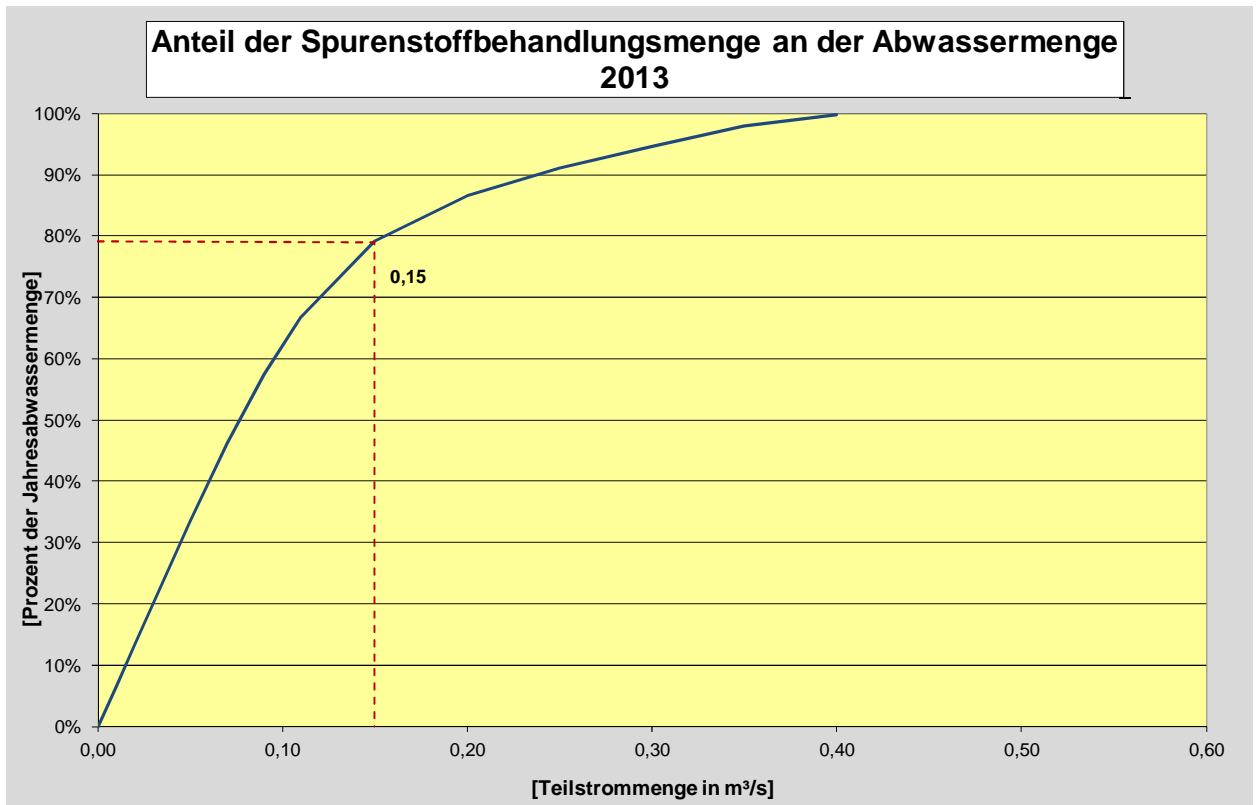


Abbildung 24: Auswertung Anteil der behandelten Abwassermenge an der  
Jahresschmutzwassermenge, KA Lübbecke 2011 - 2013

## 6 PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION

Im Folgenden werden die für die Kläranlage möglichen Varianten unter Berücksichtigung der vorhandenen baulichen und technischen Randbedingungen erläutert. Die klärtechnische Bemessung der Varianten kann Anlage 3 entnommen werden. Alle Konzepte sind in Lageplänen und Verfahrensschemata dargestellt (siehe Planverzeichnis).

- Lösungsvariante 1 – Pulveraktivkohle im Überstau der Flockungsfilter
- Lösungsvariante 2 – Granulierte Aktivkohle in nachgeschalteten Druckkesseln
- Lösungsvariante 3 – Ozonung

### 6.1 Lösungsvariante 1: PAK im Überstau Flockungsfilter

In der Variante 1 wird die Pulveraktivkohle nicht in ein separates Absetzbecken, sondern in den Überstau der vorhandenen Filtration zudosiert. Hierfür ist ein Umbau der Flockungsfiltration notwendig.

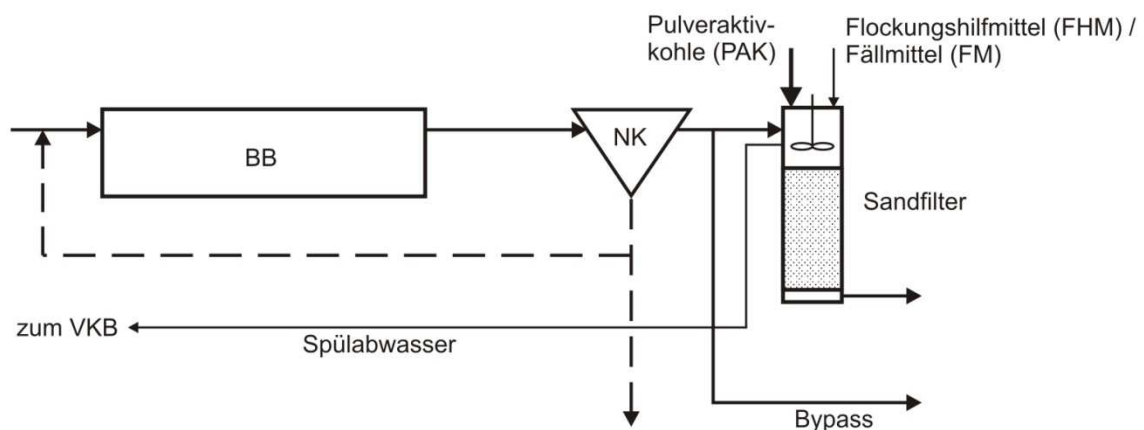
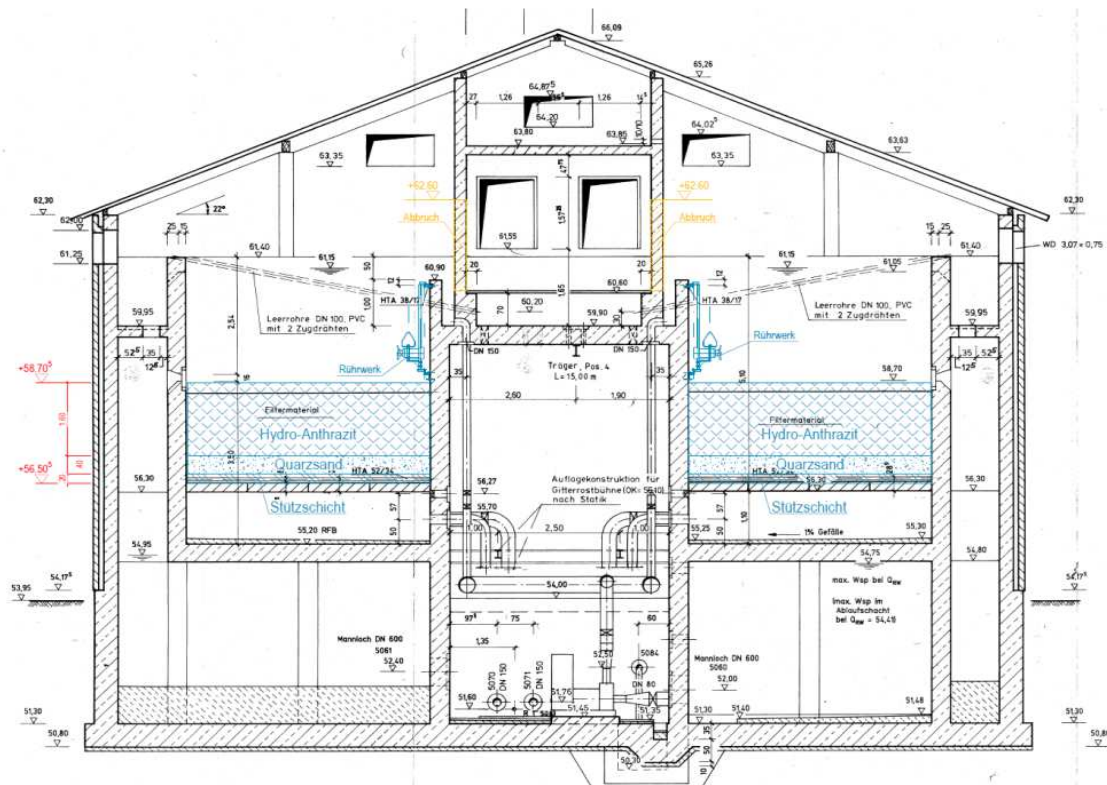


Abbildung 25: Schema Lösungsvariante – Pulveraktivkohle im Überstau der Flockungsfilter

Die vorhandenen Flockungsfilter werden zurzeit von oben nach unten mit Wasser beschickt. Es ist geplant das vorhandene Filtermaterial gegen eine 1,6 m hohe Schicht Hydroanthrazit und eine 0,4 m hohe Schicht Filtersand auszutauschen (siehe Abbildung 25). Der Überstau beträgt 2,45 m. Somit beträgt die Kontaktzeit

der Pulveraktivkohle im Überstau bei einem maximalen Zufluss von 150 l/s und dem Betrieb von allen 8 Filterzellen 30,5 Minuten.

Die Pulveraktivkohle wird mit einer Dosierrate von 5 bis 30 mg/l in das vorhandene Koagulationsbecken dosiert. Hier erfolgt bereits jetzt die Dosierung des Fällmittels (Eisen(III)chlorid) sowie der Flockungshilfsmittel. Jeder Filter wird im Überstau mit je einem langsam drehenden Rührwerk ausgestattet, so dass dafür gesorgt wird, dass die Kohle in Schwebelage bleibt (siehe Abbildung 26). Das Silo und die Dosierstation für Pulveraktivkohle werden außerhalb des Filtergebäudes aufgestellt (siehe Abbildung 27). Für die Errichtung der Silo und Dosierstation wird ein Betonfundament vorgesehen.





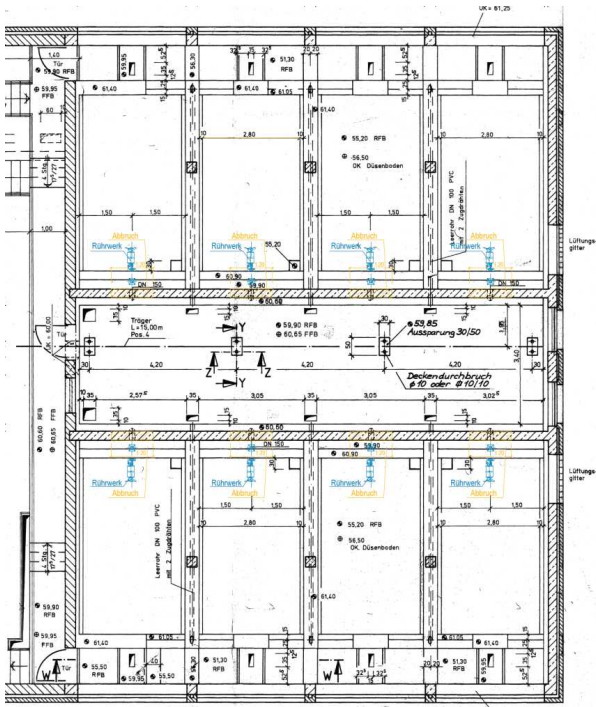


Abbildung 26: Detail Lösungsvariante 1 – Umbau Filtration

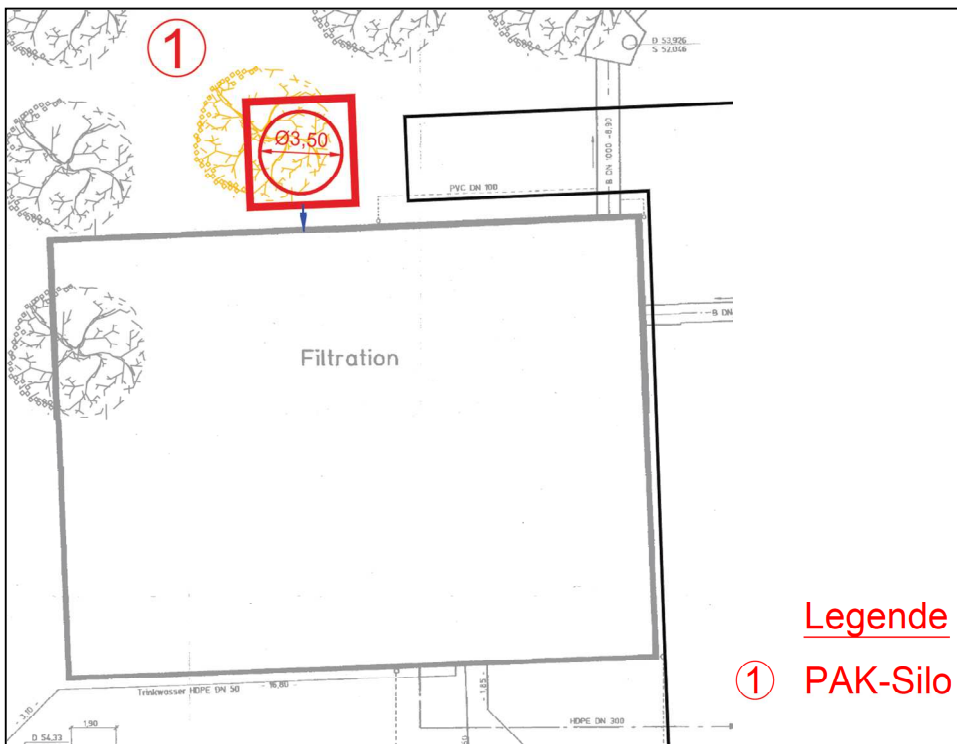


Abbildung 27: Lösungsvariante 1 – Pulveraktivkohle im Überstau der Flockungsfilter

Die Bemessungswassermenge für die Spurenstoffbehandlung wurde auf max. 150 l/s festgelegt. Bei Überschreitung der Bemessungswassermenge wird die Zudosierung von PAK eingestellt.

Die Filter werden weiterhin über die vorhandenen Spülwasserpumpen und – gebläse von unten nach oben gespült. Es muss damit gerechnet werden, dass die Spülfrequenz sich durch die erhöhte Feststofffracht durch die Pulveraktivkohle erhöht. Das Spülabwasser wird über die vorhandenen Leitungen zurück in die Vorklärung gepumpt, wo sich die Pulveraktivkohle zusammen mit dem Primärschlamm absetzt und der Schlammbehandlung zugeführt wird. Der entwässerte Schlamm muss nun in seiner Gesamtheit in der Schlammverbrennung entsorgt werden, da eine Kompostierung oder Entsorgung in der Landwirtschaft nicht möglich ist.

Die wesentlichen verfahrenstechnischen Bemessungsgrundlagen werden im Weiteren kurz zusammengefasst:

- Aufenthaltszeit im Filterüberstau 30,5 min.
- Energieeintrag im Filterüberstau 5 W/m<sup>3</sup>
- PAK-Dosierung 5 – 30 mg/l
- Polymerdosierung 0,15 – 0,30 mg/l
- Fällmitteldosierung 2 – 12 mg/l

## 6.2 Lösungsvariante 2: Granulierte Aktivkohle in nachgeschalteten Druckkesseln

Die Variante 2 untersucht die Filtration mit granulierter Aktivkohle in nachgeschalteten Druckkesseln als 1-stufige Variante (siehe Abbildung 28).

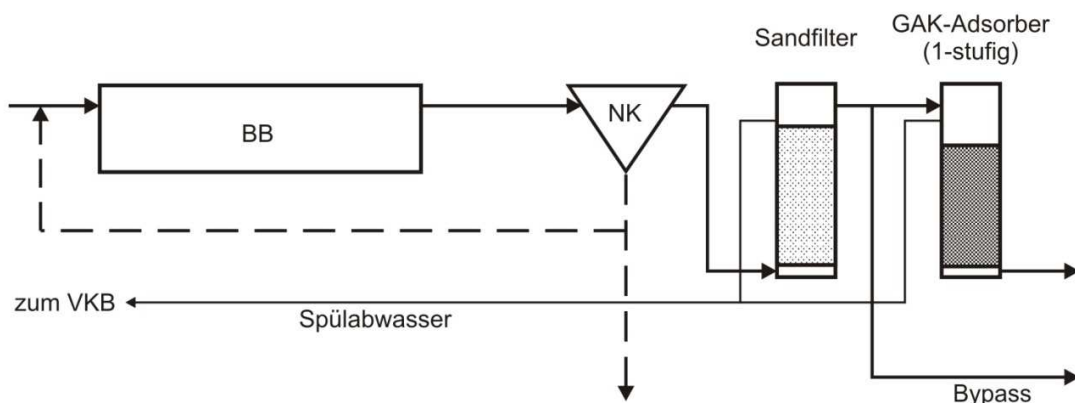


Abbildung 28: Schema Lösungsvariante 2 – GAK in nachgeschalteten Druckkesseln

Bei dieser Lösungsmöglichkeit wird auf die zusätzliche Sicherheit des 2-stufigen Verfahrens verzichtet. Bei einem 1-stufigen Verfahren sind insgesamt 6 Adsorber notwendig, die alle parallel gefahren werden. Dadurch kann auf eine aufwändige Karussellschaltung verzichtet werden und die Investitionskosten für die Adsorber halbieren sich. Es bestehen 2 Möglichkeiten der Betriebsweise von 1-stufigen GAK-Adsorbern:

1. Alle Adsorber werden bis zum vollständigen Durchbruch betrieben, so dass jeder Adsorber über einen gewissen Zeitraum mit einer sehr geringen 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 1-stufigen 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 2. Betriebsweise die Standzeiten deutlich kürzer sind und dadurch die Betriebskosten stark ansteigen, wird empfohlen die 1. 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 Ablauf der Flockungsfilter wird über die bestehende Ablaufleitung in ein neu zu errichtende Abschlagsbauwerk eingeführt. Vom dort aus wird ein Teilstrom von maximal 150 l/s für die Behandlung in der GAK-Anlage über eine weitere Leitung und einen Pumpenschacht mit 2 +1 Pumpen zu den GAK-Adsorbern gepumpt. Die abgeschlagene Wassermenge wird über die bestehende Verbindung direkt dem Mengemess- und Ablaufschlact zugeleitet. Die GAK-Adsorber werden in einer neu zu errichtenden Halle (Leichtbauweise) auf der Nordseite der Flockungsfiltration aufgestellt.

Der Ablauf erfolgt zum Mengemess- und Ablaufschlact. Zum Spülen der Aktivkohle-Adsorber sind 1 + 1 Spülwasserpumpen mit einer maximalen Spülwassergeschwindigkeit von 25- 30 m/h und 1 + 1 Spülluftgebläse mit einer maximalen Spülluftgeschwindigkeit von 60 m/h vorgesehen. Im Ablauf der Filter ist eine Spülwasservorlage für die Spülwasserpumpen vorgesehen. Des Weiteren wird zur hydraulischen Vergleichmäßigung des Spülabwassers ein Spülabwasserbecken geplant. Von dort wird das Spülabwasser über 1 + 1 Spülabwasserpumpen zum Zulauf der Flockungsfiltration gepumpt.

Die wesentlichen verfahrenstechnischen Bemessungsgrundlagen werden im Weiteren kurz zusammengefasst:

- Verfahrenstechnik GAK-Filter 1-stufig
- 1. Stufe 6 Reaktoren mit 3,8 m Ø
- Filterbetthöhe 2,50 m
- Aufenthaltszeit 10- 30 min

### Mess-, Steuer-, Regeltechnik

Wie bereits erwähnt ist für den Betrieb in Druckreaktoren mit granulierter Aktivkohle in einer 1-stufigen Ausführung keine „merry-go-round“-Schaltung 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 1-stufigen Verfahrens zu entscheiden, welcher Leitparameter für die Ermittlung der Eliminationsleistung der Adsorber besonders geeignet ist. Beispielhaft ist an dieser Stelle eine SAK254-Sonde oder eine TOC-Online-Messung aufzuführen.

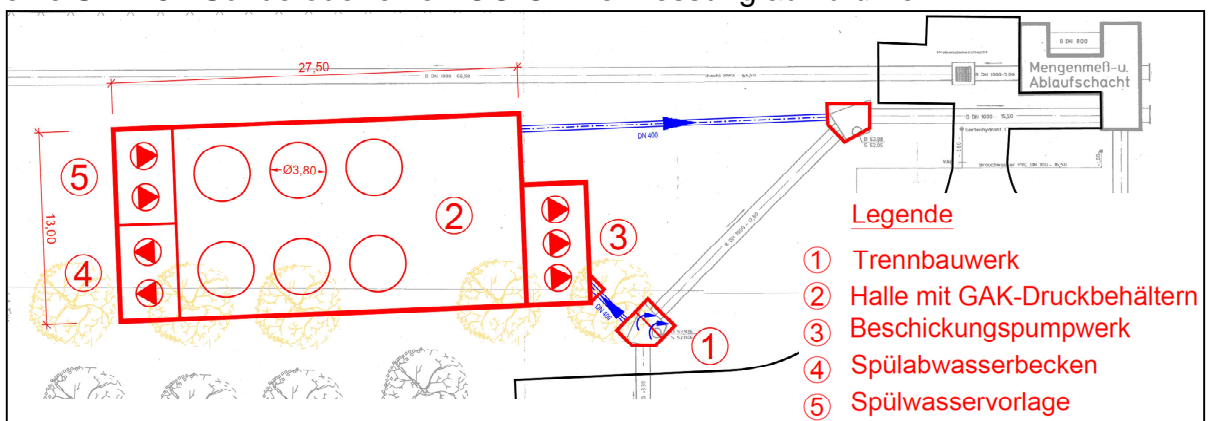


Abbildung 29: Lösungsvariante 2 – GAK in nachgeschalteten Druckkesseln

### Betriebliche Aspekte

Die geplante Verfahrenskonzeption einer 1-stufigen GAK-Filtration weist im Hinblick auf eine weitergehende Entnahme von organischen Mikroschadstoffen deutlich geringere Betriebssicherheiten auf als ein 2-stufiges Verfahren. Es wird jedoch aus Kostengründen empfohlen die Adsorber trotz der 1-Stufigkeit 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.

Auch bei dieser 1-stufigen Lösungskonzeption dient die vorgeschaltete Flockungsfiltrationsanlage einer kontinuierlichen Elimination von Feststoffen und Phosphor, so dass sich hierdurch die nachgeschaltete GAK-Lösung auf das eigentliche Ziel der Spurenstoffelimination bzw. eine weitergehende Stabilisierung der DOC- bzw. CSB-Ablaufwerte konzentrieren kann. So sind optimale Voraussetzungen für einen hohen Reinigungserfolg durch möglichst wenig konkurrierende Beladungsaktivitäten verschiedener Stoffparameter infolge zu hoher Feststoffbelastung gegeben. Außerdem kann die erforderliche Spülung der GAK-Reaktoren voraussichtlich auf ein Minimum beschränkt werden, da sich das biologische Wachstum auf der Aktivkohle deutlich reduziert.

## 6.3 Lösungsvariante 3: Ozonung

Bei der Variante 3 ist eine Ozonung des Ablaufs der Nachklärbecken vorgesehen. Abweichend von den anderen Varianten sollen die neuen Ozonungsreaktoren in Hochlage südöstlich der bestehenden Flockungsfiltrationsanlage errichtet werden. Der Ablauf der Nachklärung wird, statt wie bisher dem Zulaufpumpensumpf der Flockungsfiltration, dem 1-straßigen Ozonungsreaktor zugeleitet.

Die Auslegungswassermenge zur Bemessung der Ozonanlage wird analog zu den anderen Varianten mit 150 l/s gewählt. Abweichend davon wird die Anlage derart ausgestaltet, dass der Gesamtzulauf der Flockungsfiltrationsanlage durch die Ozonanlage geleitet wird. Bei Wassermengen, die die Bemessungswassermengen überschreiten, bedingt dies, dass die Ozonung mit niedrigeren Ozondosierungen und kürzere Reaktionszeiten abläuft, dennoch wird eine Behandlung des Gesamtabwasserstroms möglich. Optional kann die Ozondosierung beim Regenwetterzufluss auch komplett eingestellt werden. Im Anschluss an das Durchfließen des Ozonungsreaktors wird das Abwasser dann zunächst über eine Rohrleitung dem Zulaufpumpensumpf der Flockungsfiltration zugeleitet, die dann, wie bisher auch, durchflossen wird. Ein Verfahrensschema der Lösungsvariante 3 Ozonung findet sich in der Anlage.

Die Auslegung der Ozonerzeugung erfolgt auf eine maximale Dosierung von 10 mg/l bei der Bemessungswassermenge von 200 l/s. Hieraus ergibt sich eine benötigte, maximale Dosiermenge von 5,4 kg/h.

Zur Wirtschaftlichkeitsbetrachtung wird von einer mittleren Dosierate von  $6 \text{ mg}_{\text{O}_3}/\text{l}$  bei einem mittleren Abwasserzulauf zur Ozonanlage von  $120 \text{ l/s}$  ausgegangen. Hiermit ergibt sich eine mittlere Ozondosierung von  $2,6 \text{ kg/h}$ .

Die Ozonerzeugung nach dem Prinzip der stillen, elektrischen Entladung benötigt zur Herstellung von  $1 \text{ kg}$  Ozon ca. die 10-fache Menge Sauerstoff. Somit werden im Maximum ca.  $54 \text{ kg/h}$  Sauerstoff benötigt. Für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung ergibt sich die durchschnittlich benötigte Sauerstoffmenge zu  $24 \text{ kg/h}$ . Die Aufstellung des Ozonerzeugers soll im Container erfolgen. Der Tank für den Flüssigsauerstoff inklusive des zugehörigen Verdampfers sowie der Kühler werden auf den beiden Seiten des Containers aufgestellt. Die Fläche rund um den Flüssigsauerstofftank und den Dampfer muss entsprechend befestigt werden.

Für den Ozoneintrag kommen prinzipiell 2 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 Lübbecke wird Ozoneintrag über Diffusoren vorgesehen.

Gewählt wird eine Aufenthaltszeit im Ozonungsreaktor von insgesamt 20 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 15 Minuten verbleibt. Der Ozonungsreaktor wird 1-straßig ausgeführt. Die lichten Abmessungen inklusive Ausgasungszone betragen  $10,3 \times 3,5 \times 5 \text{ m}$ . Der Ablauf des Ozonungsreaktors läuft über eine Leitung DN 800 dem Pumpensumpf der Flockungsfiltration im Freigefälle zu. Strömungstechnische Untersuchungen in anderen Vorhaben haben gezeigt, dass die Ausführung des Ozonreaktors als Schlaufenreaktor nicht erforderlich ist (HERBST ET AL. 2011). Auf entsprechende Einbauten wird aus diesem Grund verzichtet. Das Gesamtvolumen der beiden Reaktorstraßen inklusive Ausgasungszonen ergibt sich zu  $180 \text{ m}^3$ , von denen  $\frac{3}{4}$  als Reaktionsraum und  $\frac{1}{4}$  als Ausgasungszone genutzt wird. Die Anordnung der neu geplanten Anlagenteile ist in der nachfolgenden Abbildung dargestellt.



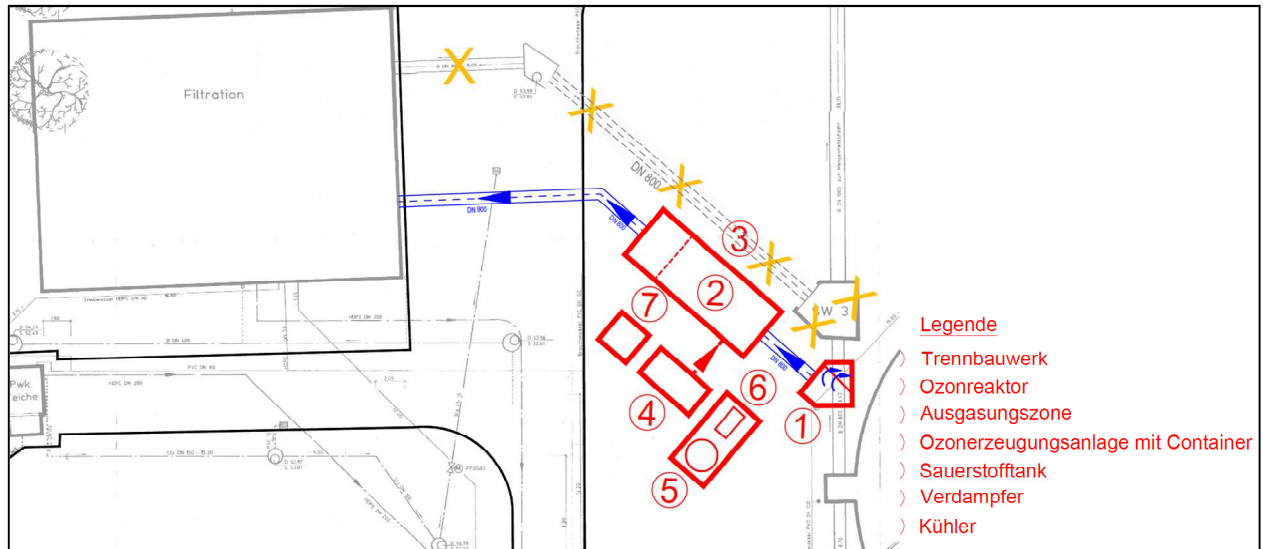


Abbildung 30: Lösungsvariante 3 - Ozonung

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 zudem die Ozonkonzentration im Gasstrom nach dem Ozonerzeuger, in der Abluft der Reaktionsbehälter und in der Wasserphase im Ablauf des Ausgasungsbehälters gemessen. Die Abluft aus dem Reaktionsbehälter wird gezielt über einen Restozonvernichter behandelt, um eventuelle Restkonzentrationen vor Austritt in die Atmosphäre sicher zu eliminieren.

Die wesentlichen verfahrenstechnischen Bemessungsgrundlagen werden nachfolgend kurz zusammengefasst:

- Aufenthaltszeit im Reaktionsbehälter (inkl. Ausgasungszone) 15 + 5 = 20 Min.
- Ozondosierung bezogen auf  $Q_{\text{Bem}}$  2 bis 10  $\text{mg}_{\text{O}_3}/\text{l}$
- Sauerstoffbedarf 10  $\text{g}_{\text{O}_2}/\text{g}_{\text{O}_3}$

Aufgrund der o. g. Problematik der Transformationsprodukte, wird die Ozonierung dem Filter vorgeschaltet. Wie oben dargestellt, können durch eine biologische Aktivität im Filter die möglicherweise negativen Auswirkungen einer Ozonierung wieder ausgeglichen werden (ABEGGLEN ET AL. 2010). Daher ist die Verfahrenskombination von Ozonierung und nachfolgender Filtration auch für den Einsatz auf der Kläranlage Lübecke geeignet und hinsichtlich ihrer ökotoxikologischen Auswirkung als gleichwertig mit einer Adsorptionsstufe zu beurteilen. Durch die nachfolgende Sandfiltration, in der aufgrund des noch im Abwasser enthaltenen Sauerstoffs auch biologische Abbauprozesse ablaufen, werden zu-



dem während der Oxidation entstehende biologisch abbaubare Verbindungen abgebaut.

## 7 KOSTENSCHÄTZUNG

Es wurde eine Wirtschaftlichkeitsanalyse der 3 zu untersuchenden Varianten 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 4 beigefügt.

### 7.1 Investitionskosten

Basierend auf den klärtechnischen Berechnungen (siehe Anlage 3) 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 2 unten zusammengefasst.

Tabelle 2: Investitionskosten in € der Varianten 1 bis 3

Kurztext	Variante 1 PAK im Überstau der Flockungsfilter	Variante 2 GAK Nachge- schaltete Druckkessel	Variante 3 Ozonung
Bau	211.514	561.000	580.167
Maschinen	407.481	555.000	314.180
EMSR	123.799	223.200	150.500
<b>Summe netto</b>	<b>742.794</b>	<b>1.339.200</b>	<b>1.044.848</b>
<b>19 % MwSt.</b>	<b><u>141.130</u></b>	<b><u>254.448</u></b>	<b><u>198.521</u></b>
<b>Summe brutto</b>	<b>883.925</b>	<b>1.593.648,</b>	<b>1.243.369</b>
<b>Prozente</b>	<b>100%</b>	<b>180%</b>	<b>141%</b>

Die Investitionskosten für Variante – PAK im Überstau der Flockungsfilter sind mit knapp 0,9 Mio. € brutto die niedrigsten für die 3 Varianten, gefolgt von Variante 3 – Ozonanlage mit ca. 1,2 Mio. €. Die Kosten für die Varianten 2 liegen mit knapp 1,6 Mio. € brutto deutlich höher.

## 7.2 Betriebskosten

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

Nachfolgende Randbedingungen wurden bei der Ermittlung der Betriebskosten zugrunde gelegt.

- Energiekosten                      0,22 €/kWh (brutto) = 0,185 €/kWh (netto)
- Facharbeiter                        46.921 €/a
- Wartung/Versicherung            1 bzw. 2,5 % Investitionskosten

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

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

Als spezifischer Preis für die Pulveraktivkohle wurden 1.600 €/t angesetzt. Für die granulierten Aktivkohle wurde mit 1.550 €/t gerechnet. Dies entspricht dem Preis für neue granulierten Aktivkohle. Die erforderlichen Mengen der PAK bzw. GAK wurden in der klärtechnischen Berechnung ermittelt. Zur Betriebskostenschätzung wurden die mittleren Dosierraten bzw. mittleren Standzeiten der Aktivkohlefilter angesetzt.

In Variante 1 werden zusätzlich Flockungshilfsmittel sowie Fällmittel benötigt. Die Kosten für die Flockungshilfsmittel sind mit 1.300 €/t angesetzt. Die jährlichen Kosten für Flockungshilfsmittel liegen jedoch weit unter den Kosten für die Aktivkohle und fallen kaum ins Gewicht. Die Kosten für Fällmittel sind in der Betriebskostenschätzung nicht angesetzt, da sich durch die Fällmitteldosierung die notwendige Dosierung in der Simultan- bzw. Nachfällung reduziert.

Für Variante 1 wurden die zusätzlichen Kosten für Schlammverbrennung bzw. -entsorgung durch die zusätzliche Schlammmenge durch die Pulveraktivkohle ermittelt. Der spezifische Preis wurde mit 65 €/t berücksichtigt. Desweiteren ist es bei dem Einsatz von Pulveraktivkohle bei gemeinsamer Abtrennung der Kohle zusammen mit dem Primär- oder Überschussschlamm nicht mehr möglich, den entwässerten Schlamm in der Landwirtschaft zu entsorgen. Der gesamte Schlamm muss der Verbrennung zugeführt werden. Die Mehrkosten für diesen Entsorgungsweg sind auch unter dem Punkt Schlamm Entsorgung berücksichtigt.

Bei Variante 3 – Ozonanlage wurden Kosten in Höhe von 0,25 €/kg Sauerstoff angesetzt. Dies beinhaltet den Sauerstoff sowie die Tankmiete. Die erforderlichen Sauerstoffmengen wurden in der klärtechnischen Berechnung ermittelt.

In Tabelle 3 sind die Betriebskosten für die unterschiedlichen Varianten zusammengefasst.

Tabelle 3: Betriebskosten in €/a der Varianten 1 bis 3

Kurztext	Variante 1 PAK im Überstau der Flockungsfilter	Variante 2 GAK Nachge- schaltete Druckkessel	Variante 3 Ozonung
Personal	11.730	11.730	11.730
Energie	9.898	22.934	59.365
Chemikalien	122.588	99.200	56.764
Schlamm Entsorgung	110.430	0	0
Wartung/ Versicherungen	15.397	25.065	17.418
Abwasserabgabe	0	0	0
<b>Summe netto</b>	<b>270.044</b>	<b>158.930</b>	<b>145.279</b>
<b>19 % MwSt.</b>	<b><u>51.308</u></b>	<b><u>30.197</u></b>	<b><u>27.603</u></b>
<b>Summe brutto</b>	<b>321.352</b>	<b>189.126</b>	<b>172.882</b>
<b>Prozente</b>	<b>100%</b>	<b>59%</b>	<b>54%</b>

Die Betriebskosten der Variante 3 sind mit ca. 162.000 €/a die geringsten. Die Betriebskosten der Variante 2 liegen ca. 10 % über diesen Kosten, bei etwa 189.000 €/a. Die jährlichen Betriebskosten der Variante sind mit ca. 321.000 €/a die höchsten (86% teurer).

Die Betriebskosten setzen sich im Wesentlichen aus Energiekosten und Kosten für Chemikalien zusammen. Während bei den Aktivkohlevarianten (Varianten 1, und 2) die höchsten Kosten bei den Chemikalien (Aktivkohle) auftreten, sind bei Variante 3 (Ozonanlage) die Energie- und Sauerstoffkosten für die Ozonerzeugung der wesentliche Kostenfaktor. Die deutlich höheren Betriebskosten der Variante 1 (PAK) als die Variante 2 und 3 (GAK und Ozonanlage) sind maßgeblich durch die erhöhten Schlamm Entsorgungskosten entstanden, da wegen des PAK-Anteils im Schlamm die bisherige Verwertung (Kompostierung) nicht mehr möglich wird und stattdessen die gesamte Schlammmenge verbrannt werden muss.

### 7.3 Jahreskosten

Die Jahreskosten wurden unter Berücksichtigung der nachfolgenden Randbedingungen ermittelt.

- Betrachtungszeitraum 40 Jahre,
- Nutzungsdauer Bau 40 Jahre,
- Nutzungsdauer Maschinenteknik 12 Jahre,
- Nutzungsdauer EMSR-Technik 10 Jahre,
- Kalkulatorischer Zinssatz 4 %.

Die Jahreskosten sind in Tabelle 4 zusammengefasst.

Tabelle 4: Jahreskosten in €/a der Varianten 1 bis 4

Kurztext	Variante 1 PAK im Überstau der Flockungsfilter	Variante 2 GAK Nachge- schaltete Druckkessel	Variante 3 Ozonung
Jahreskosten netto	339.412	273.928	226.624
19 % MwSt.	<u>64.488</u>	<u>52.046</u>	<u>43.058</u>
Jahreskosten brutto	403.900	325.975	269.682
Prozente	100%	81%	67%

Anhand der Jahreskostenschätzung wird deutlich, dass sich die Variante 3 (Ozonung) mit den Jahreskosten von ca. 270.000 €/a als die wirtschaftlichste Variante darstellt. Die Variante 2 (GAK) liegt mit den Jahreskosten von ca. 326.000 um 21% höher als die Variante 3. Die Variante 1 schneidet mit den höchsten Jahreskosten von ca. 404.000 €/a als die teuerste Variante ab.

### 7.4 Sensitivitätsanalyse

Es lässt sich aus der Berechnung und Auswertung der Investitions-, Betriebs- und Gesamtkosten erkennen, welche Parameter für die Investitionskosten, Betriebskosten und auch die Gesamtkosten von ausschlaggebender Bedeutung sind. Hierzu sind u. a. folgende Aspekte weitergehend zu betrachten bzw. zu analysieren:

- Energiekosten bzw. der spez. Energiepreis von (Cent/kWh)

- Materialkosten der Pulveraktivkohle (€/t) bzw. der granulierten Aktivkohle (€/t) sowie des Sauerstoffs
- Erforderliche Dosierate der Pulveraktivkohle
- Standzeiten der GAK-Filter
- Erforderliche Dosierate des Ozons

Bei der Betrachtung der Energiekostensituation wurde der Fall untersucht, welche Auswirkung eine Erhöhung der Strompreise auf die 3 Varianten hat und wie sie sich zu einander im Vergleich verändern. Die Auswertung ergab deutlich, dass die Energie- und Jahreskosten der Aktivkohlevarianten 1 und 2 sich nur unwesentlich erhöhen. Die energieintensive Variante 3 (Ozonung) dagegen erhöht sich bei einer Verdoppelung der Energiepreise von 18,5 Cent/kWh auf 37 Cent/kWh um 60.000 €. Im Vergleich dazu ergab sich bei den Varianten 1 und 2 lediglich eine Erhöhung von 10.000 bis 23.000 €. Der Anteil der Energiekosten an den Jahreskosten beträgt für die Variante der Ozonung bis zu 42 %. Bei den anderen Varianten liegt er bei 3 - 15 %.

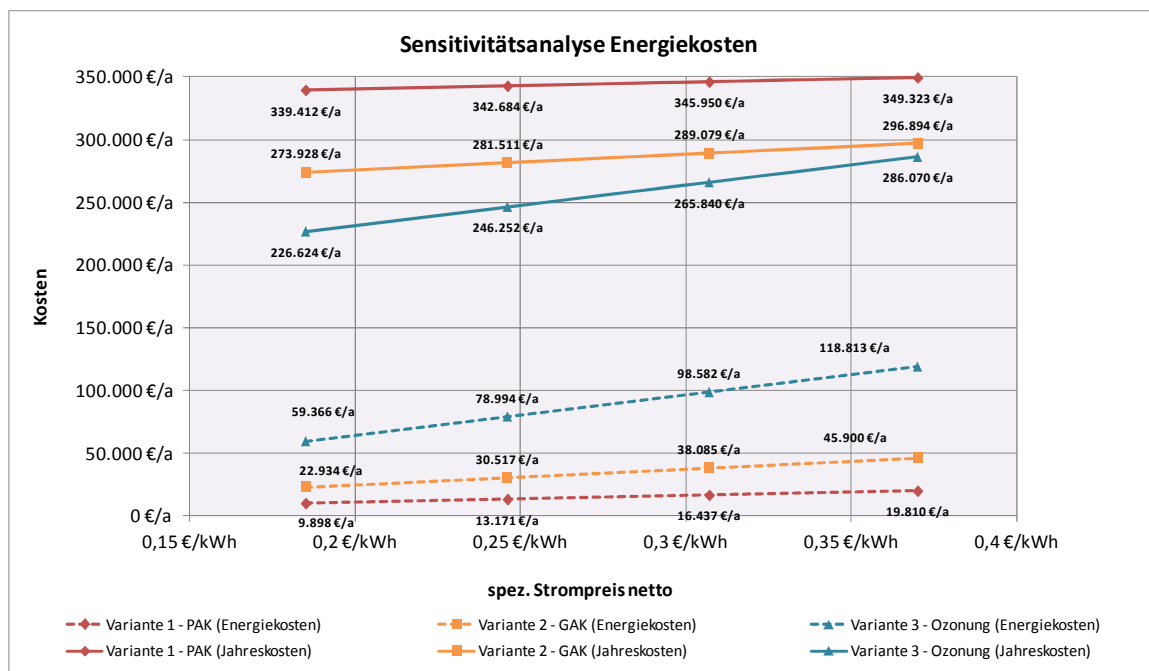


Abbildung 31: Sensitivitätsanalyse Energiekosten

Im Vergleich ändert sich bei den verschiedenen Betrachtungen zur Preissteigerung jedoch nicht die Rangfolge der Varianten. Die PAK Behandlung hat nach wie vor die höchsten und die GAK die zweithöchsten Jahreskosten. Der Abstand zwischen den Aktivkohlevarianten und der Ozonbehandlung verringert sich aber zunehmend mit einer Erhöhung der Strompreise. Letztendlich liegt die Variante

3 (Ozon) bei einer Erhöhung der Energiekosten um 100% von 18,5 auf 37 Cent/kWh noch um ca. 10.000 €/a unter den jährlichen Jahreskosten der Variante 2 (GAK).

Eine hydraulische Energieoptimierung im Hinblick auf die planerischen Belange bzw. das berechnete Betreiberinteresse ist unabhängig von der Sensitivitätsbetrachtung im Rahmen der weiteren Detailplanung anzustreben.

Des Weiteren wurden die Auswirkungen einer Erhöhung der jeweiligen Chemikalienkosten für die Aktivkohle oder den Sauerstoff untersucht. Da dieser Kostenpunkt 31% der Jahreskosten für die GAK und PAK Varianten und 21% der Jahreskosten für die Ozonbehandlung ausmacht, ist er für alle Lösungskonzepte von Bedeutung.

Den bisherigen Ansätzen liegen Richtpreisangebote und aktuelle Submissionsergebnisse von anderen Projekten zugrunde. Der Aktivkohlepreis für die granulierten Kohle wurde in Höhe von 1.600 €/t in Anlehnung an den derzeitigen Marktpreis realistisch angesetzt. Der Aktivkohlepreis für die granulierten Kohle wurde in Höhe von 1.550 €/t angesetzt. Der zur Herstellung des Ozongases benötigte Sauerstoff wurde mit 250 €/t bestimmt. Untersucht wurden Preisänderungen innerhalb  $\pm 20\%$ .

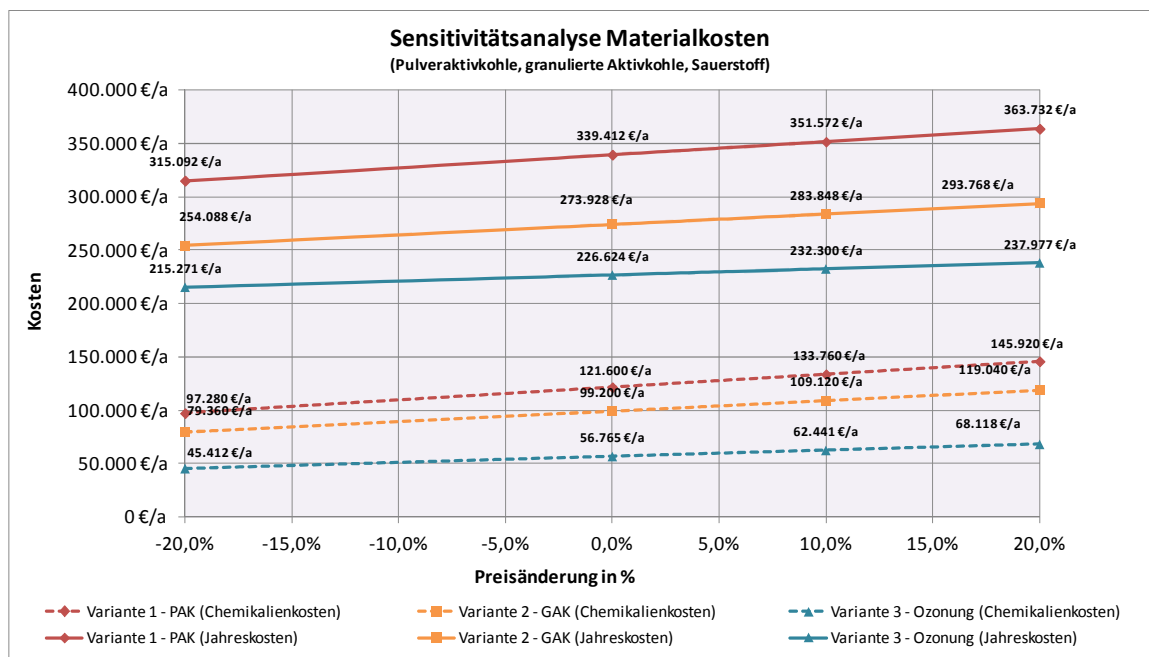


Abbildung 32: Sensitivitätsanalyse Materialkosten

Wie bei der vorigen Betrachtung ändert sich auch hier die Rangfolge der einzelnen Varianten nicht. Die PAK Variante hat nach wie vor die höchsten Material- sowie Jahreskosten und könnte selbst bei einer Preisminderung von 20% nicht mit der GAK Variante konkurrieren. Die Ozonbehandlung würde sogar mit 20 %



erhöhten Materialkosten (Jahreskosten: 238.000 €/a) unter der GAK-Variante mit einer 20% Preisminderung (Jahreskosten: 254.000 €/a) liegen.

Als dritter Ansatz wurde die Betrachtung für unterschiedliche Dosiermenge (PAK und Ozon) und unterschiedlichen Standzeiten (GAK) gewählt.

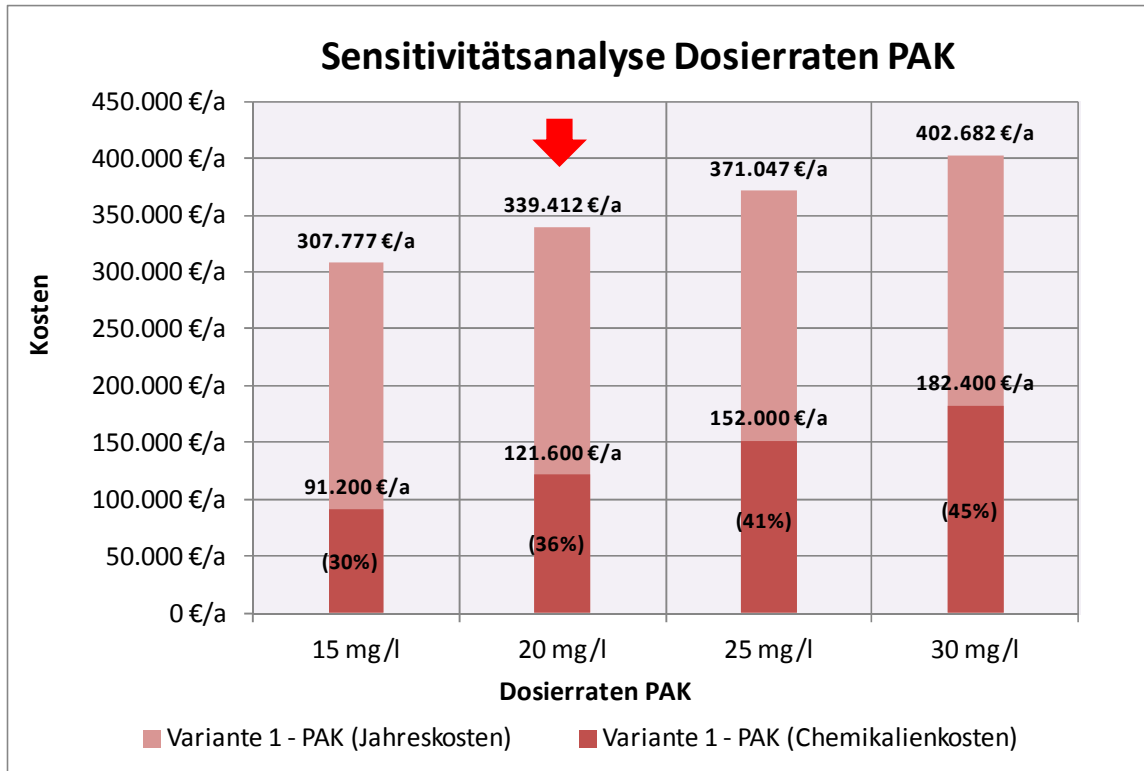


Abbildung 33: Sensitivitätsanalyse Dosieraten PAK

Für die mittleren Betriebskosten der PAK Variante wird von einer durchschnittlichen Dosierate von 20 mg/l ausgegangen. Die erforderliche Dosierate hängt jedoch von den Eliminationszielen der unterschiedlichen Parameter ab. Sollte sich z.B. eine Erhöhung der mittleren Dosierate von 20 mg/l auf 25 mg/l ergeben, so wäre hiermit eine Steigerung der Jahreskosten um 9 % zu verzeichnen.

Für die Betriebskosten der Ozonung wird in Variante 3 eine mittlere Dosierate von 6 mgO<sub>3</sub>/l angesetzt. Wie bei der Zugabe von Pulveraktivkohle hängt die erforderliche Dosierate von der erwünschten Reinigungsleistung ab.

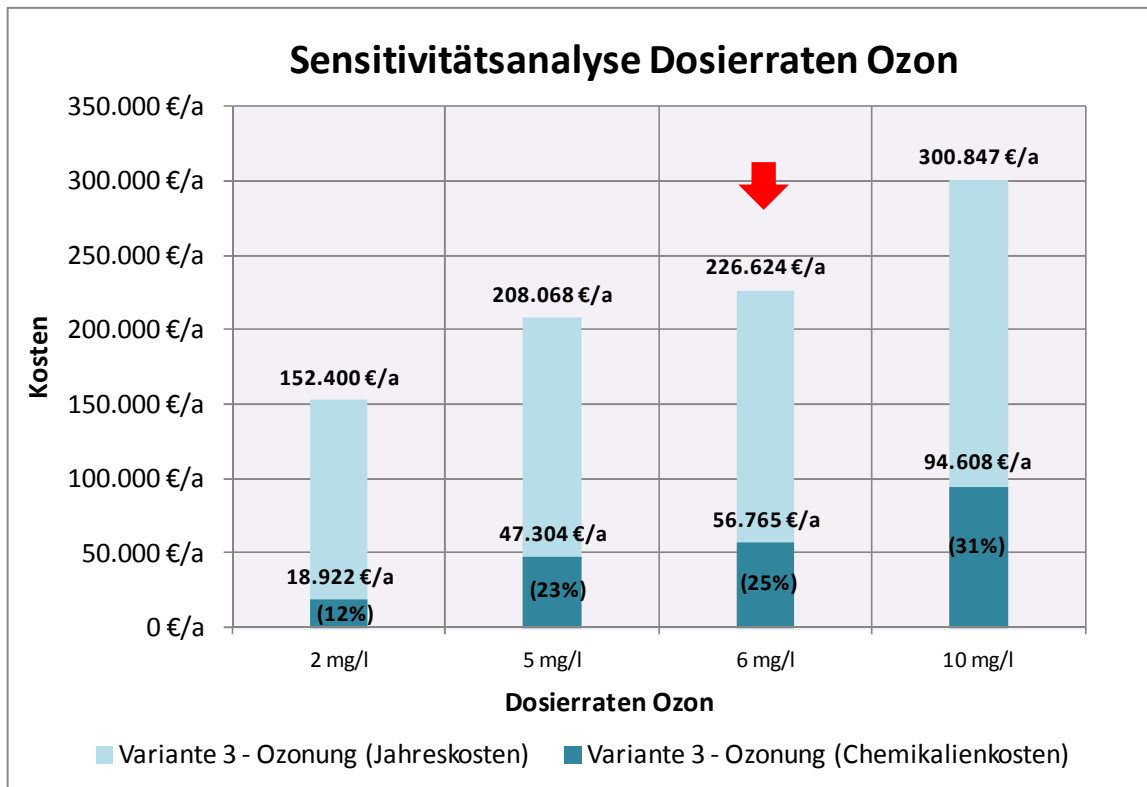


Abbildung 34: Sensitivitätsanalyse Dosierraten Ozon

Sollte sich auch hier eine Erhöhung der mittleren Dosierrate von 6 mg/l auf 10 mg/l ergeben, so wäre eine Steigerung der Jahreskosten um 32,8 % zu verzeichnen. Bei einer Reduzierung der Dosierrate auf 5 mg/l würden sich die Jahreskosten um 11,5 % verringern.

Von entscheidender Bedeutung für die Gesamtbetrachtung ist neben dem spezifischen Materialpreis die Standzeit der GAK-Reaktoren. Gemäß der klärtechnischen Berechnung in Anlage 3 wird derzeit für die GAK-Varianten von einer Standzeit von 9,5 Monaten ausgegangen. Die Standzeit ist wesentlich davon abhängig, welche Stoffe zu welchem Grad eliminiert werden sollen.

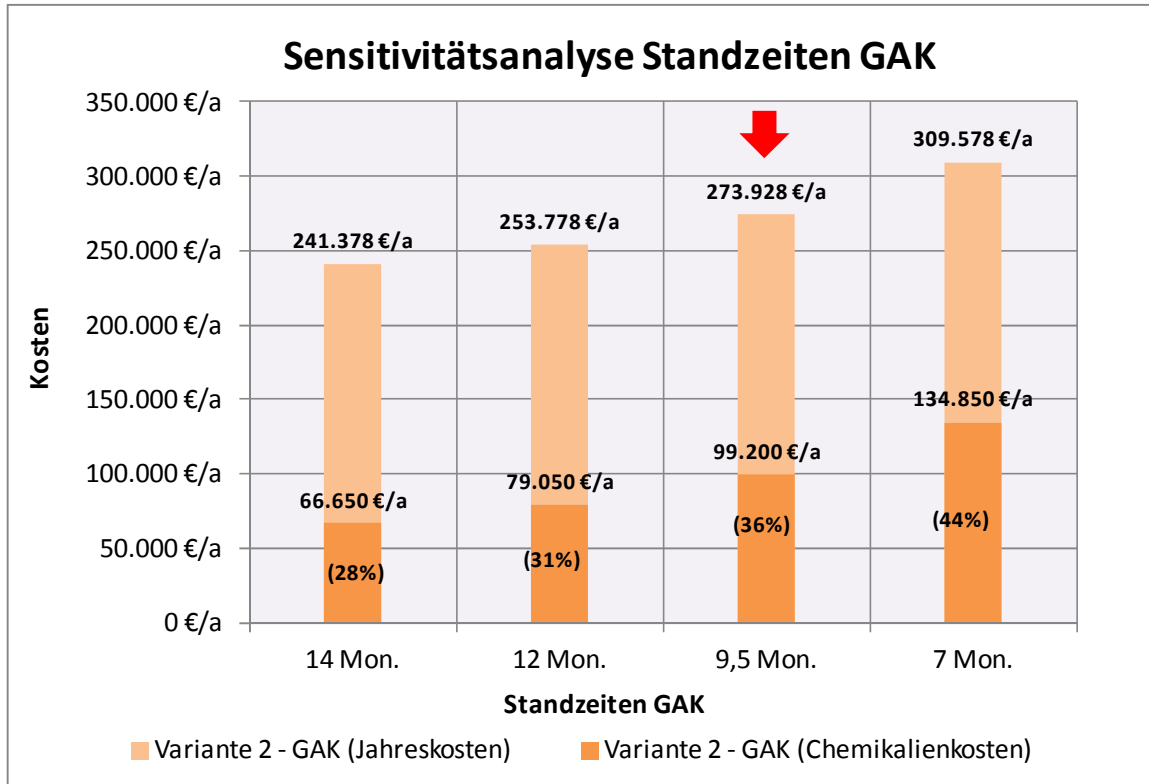


Abbildung 35: Sensitivitätsanalyse Standzeiten GAK

Bei einer Verlängerung der Standzeit auf ca. 12 oder 14 Monate würden sich die Jahreskosten um 7 bis 11% reduzieren. Eine Verringerung der Standzeit auf 7 Monaten würde jedoch zu einer Erhöhung von 13 % der Jahreskosten führen.

Vor dem Hintergrund des noch nicht klar definierten Reinigungszieles bzw. der noch fehlenden Antwort auf die Frage, auf welche Leitparameter sich eine weitergehende Spurenstoffelimination zu beziehen hat, kann eine Bewertung sich ändernder Standzeiten nur schwer vorgenommen. Von daher ist im Rahmen der weiteren Planung zu definieren, welche Variante grundsätzlich verfolgt werden soll und welche enthaltenen Kostenrisiken durch weitergehende Untersuchungen minimiert werden können.

## 8 BEWERTUNG DER PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION

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 der Stadt Lübbecke wurde daher eine Bewertungsmatrix erarbeitet (Tabelle 5), 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 5, wobei 1 die niedrigste und 5 die höchste Bewertung darstellt, bewertet.

Tabelle 5: Bewertungsmatrix

Kriterium	Gewichtung (%)	Wertung					
		Variante 1: PAK im Überstau der Flockungsfilter		Variante 2: GAK Nachgeschaltete Druckkesseln		Variante 3: Ozonung	
		Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet
Höhe der Jahreskosten	40	2,5	1,00	4	1,60	5	2,00
Reinigungsleistung Spurenstoffe	15	4	0,60	4	0,60	4	0,60
Reinigungsleistung Röntgenkontrastmittel	15	3	0,45	3	0,45	3,5	0,53
Transformationsprodukte	10	5	0,50	5	0,50	4	0,40
Wartungsarbeiten / Betriebsaufwand	10	3	0,30	5	0,50	4	0,40
Planungssicherheit / Referenzen	5	3	0,15	4	0,20	5	0,25
Nachhaltigkeit / CO <sub>2</sub> -Emission	5	4	0,20	4	0,20	4	0,20
<b>Summe</b>	<b>100</b>	<b>24,5</b>	<b>3,20</b>	<b>29</b>	<b>4,05</b>	<b>29,5</b>	<b>4,38</b>
Punktwertung:		1 = schlecht 2 = ausreichend 3 = befriedigend 4 = gut 5 = sehr gut					

Die Höhe der **Jahreskosten** wird als das wichtigste Kriterium gesehen und daher mit der höchsten Gewichtung (40%) eingestuft. Wie schon im Kapitel 7 erläutert, weisen die Varianten einen deutlichen Abstand zueinander auf. Variante 3 (Ozonung) wurde aufgrund der niedrigsten Jahreskosten mit 5 Punkten bewertet. Variante 2 (GAK) erhält aufgrund der noch guten Jahreskosten 4 Punkte. Im Vergleich dazu schneiden die Variante 1 (PAK) am schlechtesten ab und erhält aufgrund der hohen Jahreskosten nur 2,5 Punkte.

Ein weiteres wichtiges Kriterium ist die **Reinigungsleistung** hinsichtlich der Spurenstoffelimination der verschiedenen Verfahren. Aufgrund der besonderen Konzentration von Röntgenkontrastmitteln in der Abwassermatrix der Kläranlage Lübbecke wurden diese gesondert betrachtet. Die Reinigungsleistung variiert für die unterschiedlichen Spurenstoffe. Zwischen den unterschiedlichen Verfahren sind jedoch keine wesentlichen Unterschiede in der Reinigungsleistung zu erkennen. Daher wurden alle drei Varianten einheitlich mit 4 Punkten bewertet. Es

ist lediglich zu erwähnen, dass die Varianten mit Aktivkohle noch weitergehend zur Entfernung von CSB beitragen. Dieser Vorteil ist bei der Ozonung nicht gegeben.

Bei der **Reinigungsleistung Röntgenkontrastmittel** wurden bisher sowohl bei den Aktivkohle- als auch Ozonungsverfahren niedrige Eliminationsgrade registriert. Literaturrecherche der aktuellen Untersuchungsergebnisse hat ergeben, dass bei optimierten Betriebsparametern wie z. B. höheren Ozon- und PAK-Dosis oder kürzerer GAK-Filtergeschwindigkeit die beiden für die Kläranlage Lübbecke relevanten Röntgenkontrastmittel Iopamidol und Amidotrizoesäure mit höherem Wirkungsgrad eliminiert werden können (Tabelle 6). Beim GAK-Verfahren muss allerdings darauf hingewiesen werden, dass eine Verringerung der Filtergeschwindigkeit auf 2 m/h nicht wirtschaftlich zu realisieren ist, da die Anlage um das Mehrfach größer wird. Es lässt sich daher aus Tabelle 6 herleiten, dass für die beiden Stoffe Iopamidol und Amidotrizoesäure unter realistischen Bedingungen leicht bessere Ergebnisse bei einer Behandlung mit Ozon erzielt werden können. Deswegen erhält Variante 3 mit einer Bewertung von 3,5 im Vergleich zu den Varianten 1 und 2 0,5 Punkte mehr.

Tabelle 6: Reinigungsleistung der Verfahren Ozonung, GAK und PAK bezüglich Iopamidol und Amidotrizoesäure

	Iopamidol			Amidotrizoesäure		
	Ozon	GAK	PAK	Ozon	GAK	PAK
KA Sindelfingen (Hochschule Biberach)						34% (9.5mg/l)
Abschluss-bericht MicroPol 2010			~ 33% (10mg/l) ~ 66% (15mg/l)			
Obere Lutter Narhstedt et al. 2012		~85% (2m/h) ~58% (10m/h)			~57% (2m/h) ~20% (10m/h)	
ZKA Detmold Versuchsergebnisse	~19% (15min; 5mg O <sup>3</sup> /L) ~58% (15min; 7,5mg O <sup>3</sup> /L) ~40% (20min; 7,5mg O <sup>3</sup> /L)			~18% (15min; 5mg O <sup>3</sup> /L) ~45% (15min; 7,5mg O <sup>3</sup> /L) ~90% (20min; 7,5mg O <sup>3</sup> /L)		
AOL Gütersloh		~88% (2m/h)			~58% (2m/h)	
Pilotanlagen (Beier 2010 und Schröder et al., 2010)	~60,4% 1,02mg O <sup>3</sup> /mgDOC)	82,20%				

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 Filtration mit biologischer Aktivität weitestgehend wieder abgebaut werden. Es konnten keine negativen Auswirkungen auf das Ökosystem im Vorfluter nachgewiesen werden. Nichtsdestotrotz wurde aufgrund dieser Problematik Variante 3 bei diesem Kriterium mit 4 Punkten schlechter bewertet als die Varianten mit Aktivkohle (5 Punkte), bei denen keine Transformationsprodukte entstehen.

Der Aufwand für **Wartungsarbeiten / Betriebsaufwand** ist insbesondere aus betrieblicher Sicht ein weiteres wichtiges Kriterium. Der Wartungs- und Betriebsaufwand für die GAK-Variante wird als relativ gering eingeschätzt und erhält 5 Punkte. Bei der Ozonanlage wird der Aufwand zwar als etwas höher als für die Variante 2 eingeschätzt, erhält aber immer noch eine Bewertung mit 4 Punkten, da jedoch ein gewisser Aufwand dadurch entsteht, dass das Personal für die Handhabung von Sauerstoff speziell geschult werden muss. Aufgrund der aufwändigeren Dosiertechnik für die Pulveraktivkohle wird der Wartungs- und Betriebsaufwand für Variante 1 als am höchsten eingeschätzt und mit 3 Punkten bewertet.

Im Bereich der **Planungssicherheit** bzw. der **Referenzen** der untersuchten Varianten im Bereich der kommunalen Abwasserreinigung schneidet die Variante mit einer Ozonbehandlung ( 5 Punkte) am besten ab gefolgt von der GAK-Anlage (4 Punkte). Für beide Behandlungsverfahren gibt es bereits mehrere gut funktionierenden Anlagen und reichliche Forschungsergebnisse.

Die **Nachhaltigkeit (CO<sub>2</sub>-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 CO<sub>2</sub>-Ausstoß bei der Aktivierung/ Reaktivierung der Aktivkohle und bei der Energiegewinnung für eine Ozonanlage in etwa gleich hoch sind. Daher werden alle 4 Varianten einheitlich mit 4 Punkten bewertet.

In **Summe** schneidet Variante 3 (Ozonung) in der Bewertung mit 4,38 Punkten am besten ab. Etwas geringer bewertet wurden die Varianten 2 (GAK Nachgeschaltete Druckkessel) mit 4,05 Punkten. Variante 1 (PAK im Überstau der Flockungsfilter) schneidet am schlechtesten ab, was insbesondere auf die hohen Kosten zurückzuführen ist.

## 9 ZUSAMMENFASSUNG

Die Stadt Lübbecke betreibt die Kläranlage Lübbecke mit einer Ausbaugröße von 130.000 EW. Anlässlich der aktuellen Diskussionen über die Auswirkungen von Spurenstoffen auf die Gewässerökologie und die Möglichkeiten der Elimination dieser Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen, hat die Stadt Lübbecke die Hydro-Ingenieure GmbH beauftragt im Rahmen einer Vorplanung die Möglichkeiten des Baus einer Anlage zur Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Bad Oeynhausen zu untersuchen sowie ein Konzept für die Filtersanierung zu erarbeiten.

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

- Variante 1: Zugabe von pulverisierter Aktivkohle (PAK) in den Überstau der Flockungsfiltration
- Variante 2: Neubau einer GAK-Stufe (granulierte Aktivkohle) im Anschluss an die Flockungsfiltrationsanlage
- Variante 3: Ozonanlage im Ablauf der Nachklärung

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

Die Varianten liegen aus Kostenansicht deutlich auseinander. Variante 3 (Ozonanlage im Ablauf der Nachklärung) ergibt die niedrigsten Jahreskosten von ca. 227.000 €/a (netto), gefolgt von der Variante 2 (GAK in nachgeschalteten Druckkesseln) mit Jahreskosten von ca. 274.000 €/a (netto). Variante 1 (PAK im Überstau der Flockungsfilter) ist mit den höchsten Jahreskosten von ca. 339.000 €/a (netto) verbunden.

In der Gesamtbewertung, die neben die Jahreskosten auch die nicht-monetären Kriterien berücksichtigt, schneidet Variante 3 (Ozonanlage im Ablauf der Nachklärung) mit 4,38 Punkten am besten ab. Variante 2 (GAK in nachgeschalteten Druckkesseln) liegt mit 4,05 Punkten mit kleinem Abstand hinter der Varianten 3. Lediglich die Variante 1 (PAK im Überstau der Flockungsfilter) scheidet aufgrund der insgesamt deutlich niedrigeren Bewertung mit 3,20 Punkten aus.

Mit der Umsetzung der Ozonung (Lösungskonzept) ist die Stadt Lübbecke in der Lage, eine wirtschaftliche und betriebssichere Konzeption der Spurenstoffelimination umzusetzen. Im weiteren Projektverlauf wird empfohlen, die bestehenden



Fördermöglichkeiten auszuloten und den Sachverhalt im Entscheidungsprozess zu berücksichtigen.