

33. Kosten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen

Viktor Mertsch, Düsseldorf, Heinrich Herbst, Köln, Klaus Alt, Düsseldorf

1 Einleitung

Kommunale Kläranlagen verfügen hinsichtlich der Elimination von Kohlenstoff und Nährstoffen über eine gute Reinigungsleistung; für die Mikroschadstoffelimination müssen sie ertüchtigt werden. Organische Spurenstoffe, wie Arzneimittel, Röntgenkontrastmittel, Östrogene, Reinigungs- und Geschirrspülmittel, Körperpflegeprodukte/Duftstoffe, Komplexbildner und Industriechemikalien sowie Pestizide und Biozide werden heute überwiegend über kommunale Kläranlagen in die Gewässer eingeleitet und belasten die Umwelt. Vielfach werden kritische ökotoxikologische Konzentrationen in Oberflächengewässern erreicht oder überschritten. Vermeidungsmaßnahmen sind deshalb unumgänglich. Vor diesem Hintergrund findet eine intensive Diskussion über die Notwendigkeit der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen statt. Eine Reihe großtechnischer Umsetzungen ist in den letzten Jahren erfolgt.

2 Technische Lösungsansätze zur Elimination von Mikroschadstoffen in kommunalen Kläranlagen

Die Verfahren der Ozonung und Aktivkohleadsorption durch PAK oder granuliert Aktivkohle (GAK) gelten als wirkungsvolle Verfahren für eine weitergehende Abwasserbehandlung und werden u. a. innerhalb weiterer Projekte, die vom MKULNV gefördert werden, großtechnisch auf verschiedenen Kläranlagen in NRW untersucht. Bei den Verfahren der Ozonung bzw. Aktivkohleadsorption wird die weitergehende Reinigungsstufe der Nachklärung nachgeschaltet. Wird das Abwasser in dieser Stufe im Vollstrom behandelt, kann eine zusätzliche biologische Nachbehandlung bzw. Filtration nötig sein. Bei der Teilstrombehandlung erfolgt (zeitweise) eine Rezirkulation in die biologische Reinigungsstufe, wo in Abhängigkeit der Verfahren (Ozonung oder PAK-Adsorption) die biologische Nachbehandlung ozonierten Abwassers oder die Separation der Kohlepartikel erfolgt. Konkret stellen sich die Möglichkeiten zur Umsetzung der oxidativen und adsorptiven Verfahren durch eine Voll- bzw. Teilstrombehandlung wie folgt dar:

- Verfahren zur Vollstrombehandlung
 - Ozonung des Ablaufs der Nachklärung mit oder ohne anschließende biologischer Nachbehandlung (Kap. 2.1.1)
 - Pulveraktivkohle (PAK)-Dosierung im Ablauf der Nachklärung mit separater Dosier-, Reaktions- und Sedimentationsstufe oder Filtration (Kap. 2.1.2)
 - PAK-Dosierung im Ablauf der Nachklärung bzw. im Zulauf einer Filtrationsanlage (Kap. 2.1.3)
 - Filtration mit granulierter Aktivkohle (GAK) im Ablauf der Nachklärung als nachgeschaltetes Verfahren (Kap. 2.1.4)
 - UV-Behandlung im Ablauf (Kap. 2.1.5)

- Verfahren zur Teilstrombehandlung
 - Ozonung des Ablaufs der Nachklärung und Rückführung in die biologische Reinigungsstufe
 - PAK-Dosierung des Ablaufs der Nachklärung in ein separates Kontaktbecken und Rückführung in die biologische Reinigungsstufe

2.1 Verfahrens zur Vollstrombehandlung

2.1.1 Ozonung des Ablaufs der Nachklärung mit anschließender biologischer Nachbehandlung

Ein allgemeines Verfahrensschema der nachgeschalteten Ozonung auf kommunalen Kläranlagen ist in Abb. 1 dargestellt.

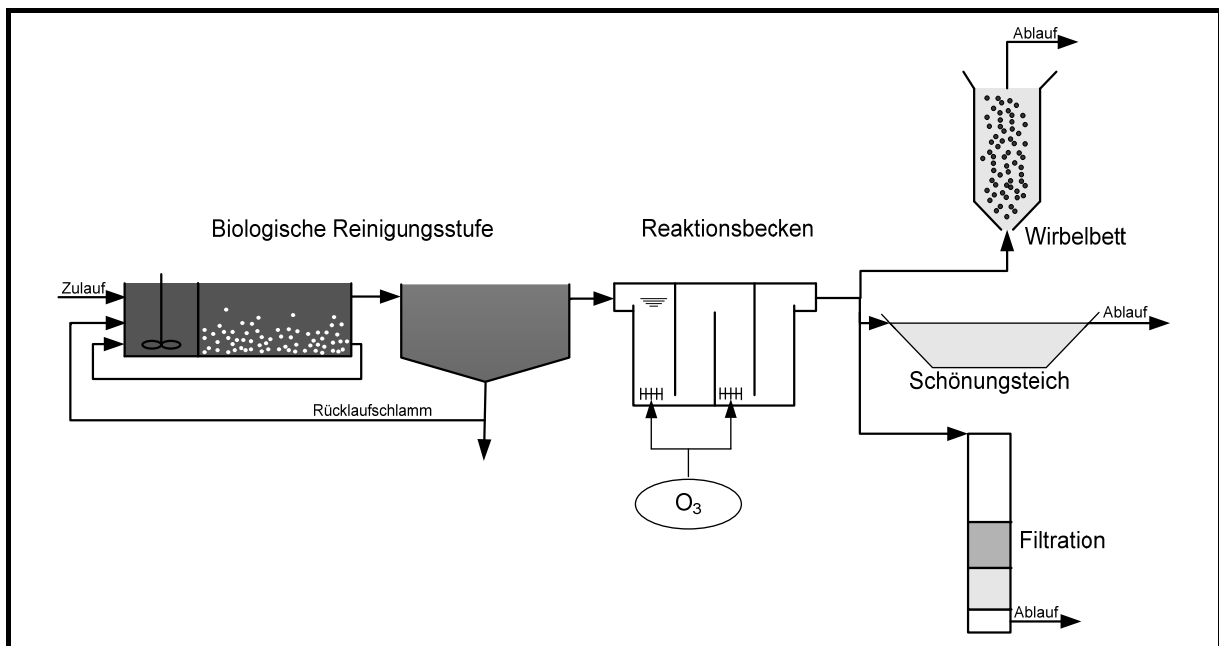


Abb. 1: Biologische Reinigungsstufe mit ergänzender Ozonung und biologischer Nachbehandlung (TÜRK et al., 2013)

Das Erfordernis einer biologischen Nachbehandlung des ozonierten Abwassers kann derzeit noch nicht abschließend bewertet werden. ABEGGLEN et al. (2009) konnten durch effektbasierte Ökotoxizitätstest eine deutliche Abnahme des ökotoxikologischen Potenzials des ozonierten Abwassers nachweisen. Die biologische Nachbehandlungsstufe wird ihrerseits als wichtige Sicherheitsbarriere für die weitere Reduktion der Oxidationsnebenprodukte angesehen. Eine abschließende Bewertung über das Erfordernis der Nachbehandlung von ozoniertem Abwasser kann derzeit noch nicht gegeben werden.

2.1.2 PAK-Dosierung im Ablauf der Nachklärung in ein separates Kontaktbecken und anschließende Phasenseparation sowie Filtration

Das Verfahren der PAK-Adsorption nach Metzger und Kapp, das auf der KA Ulm-Steinhäule an einer halbtechnischen Versuchsanlage untersucht wurde, besteht im Wesentlichen aus einer der biologischen Stufe nachgeschalteten Adsorptionsstufe in Form eines Kontaktreaktors und eines Sedimentationsbeckens sowie einer anschließenden Sandfiltration. Das Verfahrensschema ist in Abb. 2 dargestellt.

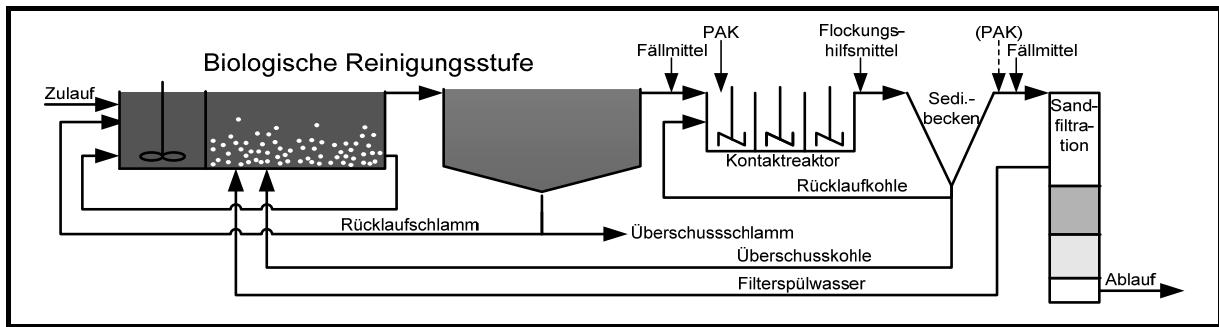


Abb. 2: Biologische Reinigungsstufe mit ergänzter Adsorptionsstufe und anschließender Filtration; modifiziert nach (METZGER, 2010), (TÜRK et al., 2013)

Nach METZGER und KAPP (2005) können mit einer Dosierung von 10 mg PAK/L DOC-Konzentrationen im Kläranlagenablauf von bis zu 12,5 mg DOC/L (35 mg CSBfil./L) soweit verringert werden, dass eine Unterschreitung des CSB-Schwellenwerts gemäß Abwasserabgabengesetz von 20 mg CSB/L (7 mg DOC/L) möglich ist.

METZGER und KAPP (2008) empfehlen für die Sandfiltration eine maximale Filtergeschwindigkeit von 12 m/h; der Filteraufbau aus 75 cm Sandschicht (\varnothing 0,71 - 1,25 mm) und darüber 75 cm Hydroanthrazitschicht (\varnothing 1,4 - 2,5 mm) hat sich innerhalb der Versuche bewährt.

2.1.3 PAK-Dosierung im Ablauf der Nachklärung bzw. im Zulauf der Filtration

Bei der Dosierung von PAK in den Zulauf der Filtration wird der Filterüberstau von abwärtsdurchströmten Flockungsfiltern als Reaktionsraum für die Aktivkohleadsorption genutzt. Auf vielen Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen sind solche Filter zur Feststoff- und Phosphorelimination installiert worden und können ohne den Bau separater Reaktions- und Sedimentationsbecken auf eine PAK-Adsorption angepasst werden.

Zum Umbau der vorhandenen Filter ist neben der Anpassung der MSR-Technik auch eine zusätzliche Dosier- und Einmischstation für die PAK sowie ein Lagersilo vorzusehen. Zusätzlich kann noch ein Rührwerk für den Filterüberstand installiert werden, um die PAK in Schwebelage zu halten (Abb. 3).

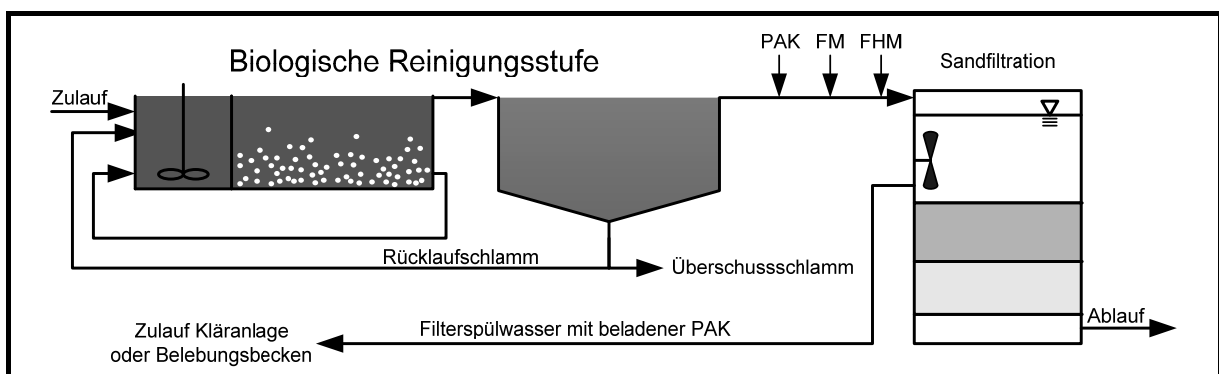


Abb. 3: PAK-Dosierung Ablauf Nachklärung (TÜRK et al., 2013)

Als optimal wurde eine PAK-Konzentration von 20 mg/L in Verbindung mit einer Fällmitteldosierung von 0,1 bis 0,2 mg Fe/mg PAK ermittelt.

2.1.4 GAK-Filtration im Ablauf der Nachklärung als nachgeschaltetes Verfahren

Die Filtration über GAK ist ein in der Industrieabwasserreinigung, der Altlastensanierung und Deponiesickerwasserbehandlung sowie der Trinkwasseraufbereitung seit Jahrzehnten etabliertes und zuverlässiges Adsorptionsverfahren. Die prinzipiellen Vorteile von GAK im Gegensatz zu PAK liegen in der Möglichkeit der Reaktivierung nach erschöpfter Adsorptionskapazität und damit einer möglichen Wiederverwendung. Zudem kann GAK in der Regel höher beladen werden als PAK und neben der Adsorption in ihrer Funktion als Filterkorn gleichzeitig zur Feststoffabscheidung dienen.

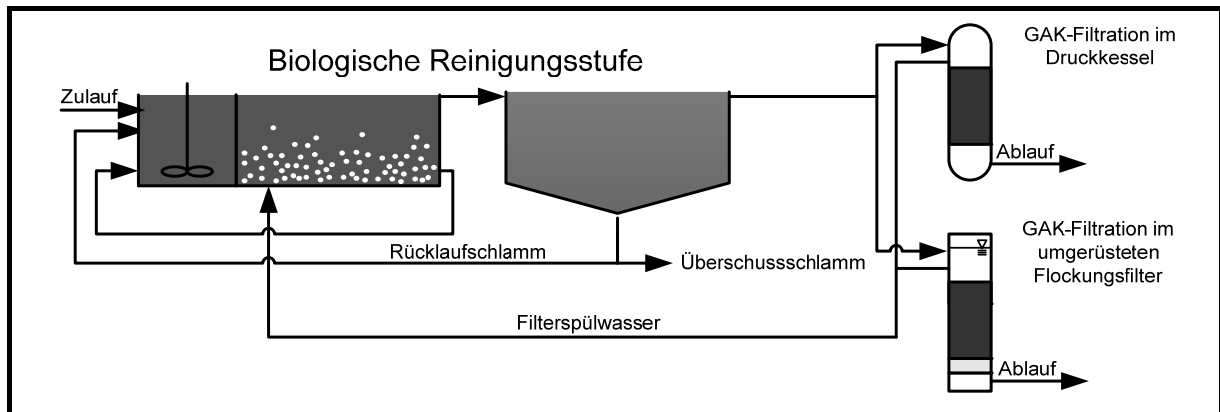


Abb. 4: GAK-Filtration Ablauf Nachklärung (TÜRK et al., 2013)

2.1.5 UV-Behandlung von gereinigtem Wasser

Mit dem Ziel Keimen und Viren zu entfernen erfolgte beispielhaft bereits 2003 im Rahmen des Sonderprogramms „Badegewässerqualität Obere Isar“ die UV-Behandlung von Kläranlagenabläufen. Dabei wurde auf den Kläranlagen Wolfratshausen und Starnberg jeweils eine Anlage zur Desinfektion des biologisch gereinigten Abwassers errichtet (BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 2003). Bei diesem Verfahren wurde das gereinigte Abwasser mittels einer UV-Bestrahlungseinrichtung desinfiziert. Durch die Bestrahlung des Abwassers mit ultravioletten Licht der Wellenlänge 254 Nanometer werden die meisten gesundheitsschädlichen Mikroorganismen wie z. B. Bakterien und Viren getötet bzw. in ihrer Vermehrung gehindert (BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 2003; HUBER und POPP, 2005). Die Konzentrationen der Fäkalindikatorbakterien wurden mit Hilfe der UV-Bestrahlung um drei bis fünf Zehnerpotenzen im Vergleich zum nicht desinfizierten Ablauf reduziert. Nicht-sporenbildende bakterielle Krankheitserreger wie Salmonellen und *Campylobacter spp.* werden in den UV-Bestrahlungsanlagen vollständig eliminiert. Als widerstandsfähiger gegen die UV-Strahlung haben sich sporenbildende Bakterien wie z. B. *Clostridium perfringens* gezeigt. Für die parasitischen Protozoen wurde angemerkt, dass durch die UV-Strahlung zwar die Infektiosität vermindert werden kann, aber für eine zahlenmäßige Reduktion eine zusätzliche Sandfiltration effektiv ist. Hinsichtlich der UV-Sensibilität humanpathogener Viren wurden bei den Untersuchungen Unterschiede festgestellt. Die Autoren schließen aus ihren Ergebnissen für somatische Coliphagen (Reduktion > vier Log-Stufen), dass UV-sensiblere Viren wie Noro- und Enteroviren in den UV-Anlagen effektiv zerstört werden können. Rota- und vor allem Adenoviren werden an Hand von Untersu-

chungen von F-spezifischen RNA-Bakteriophagen, die als Modellorganismen für humanpathogene Viren wie Rota- und vor allem Adenoviren fungieren, als UV-resistenter eingestuft (Reduktion von zwei Log-Stufen) (HUBER und POPP, 2005).

2.2 Verfahren zur Teilstrombehandlung

2.2.1 Ozonung des Ablaufs der Nachklärung und Rückführung in die biologische Reinigungsstufe

Die Realisierung dieses verfahrenstechnischen Ansatzes zur oxidativen Elimination organischer Spurenstoffe umfasst eine – durch die Rückführung des ozonierten Abwassers in die biologische Reinigungsstufe – integrierte biologische Nachbehandlung).

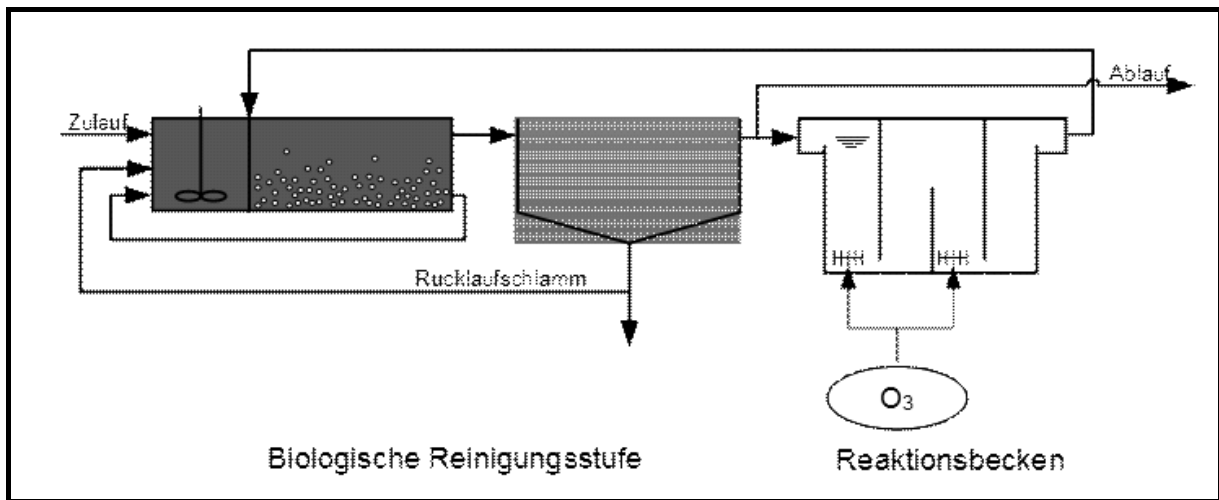


Abb. 5: Biologische Reinigungsstufe mit ergänzender Ozonung im Rezykulationsstrom (TÜRK et al., 2013)

2.2.2 PAK-Dosierung des Ablaufs der Nachklärung in ein separates Kontaktbecken und Rückführung in die biologische Reinigungsstufe

Neben den Verfahren der oxidativen Behandlung mit einer Rückführung des Teilstroms in die biologische Reinigungsstufe wird im Rahmen des MKULNV-Forschungsvorhabens „Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen“ auch die adsorptive (sowie die Kombination aus adsorptiver und oxidativer) Elimination von Spurenstoffen durch eine Pulveraktivkohlezugabe im Rezykulationsbetrieb auf der zweistraßigen Kläranlage Schwerte untersucht. Nachteilig ist die deutlich geringere PAK-Konzentration innerhalb der Adsorptionsstufe aufgrund der fehlenden PAK-Rückführung.

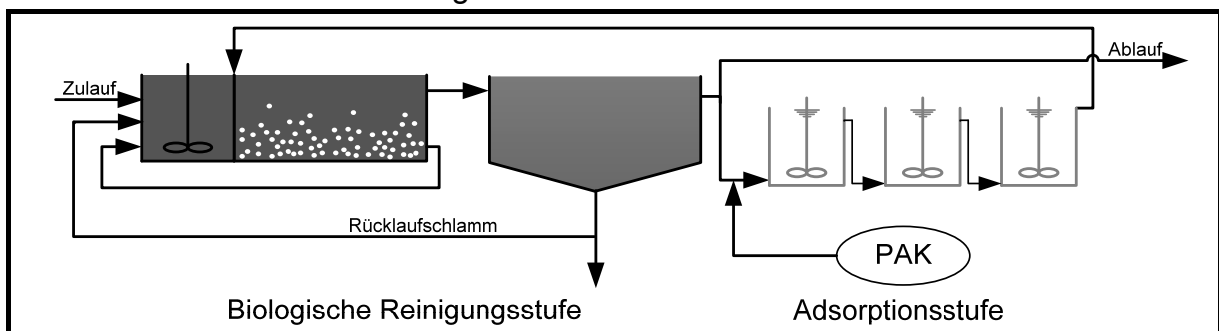


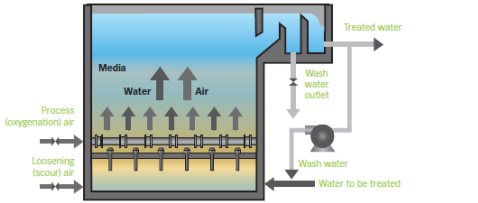
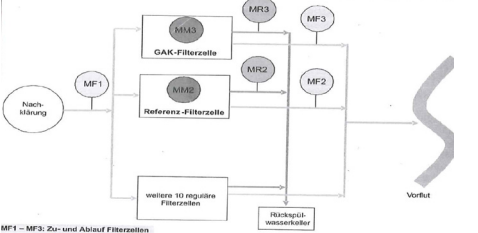
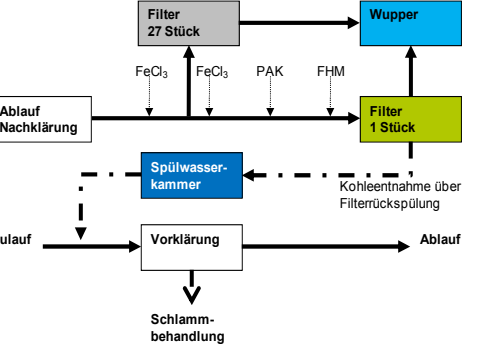
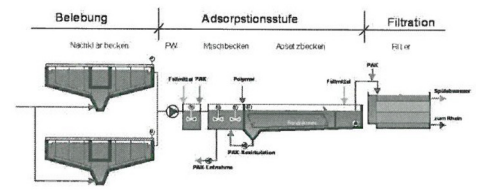
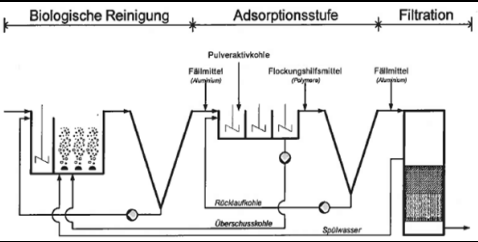
Abb. 6: Dynamischer Rezykulationsbetrieb mit PAK (ARGE, 2011; TÜRK et al., 2013)

2.3 Technische Merkmale bereits realisierter Pilotanlagen

Hinsichtlich der Maßnahmen zur Mikroschadstoffelimination an kommunalen Kläranlagen können unterschiedliche Verfahren angewendet werden. In Tabelle 1 sind für eine Auswahl der bereits gebauten Pilotanlagen relevante technische Merkmale und wenn vorhanden Fließbilder der Reinigungsstufen zur Mikroschadstoffelimination zusammengesamt.

Tabelle 1: Technische Merkmale bereits realisierter Pilotanlagen (TÜRK et al., 2013)

Standort	Verfahren	Technische Merkmale	Anlagenfließbild
Duisburg Vierlinden	Ablaufozonierung und Wirbelbett	<ul style="list-style-type: none"> Volumenstrom: Q_{max} 800 m³/h Q_{TW} 400 m³/h max. Dosierung: 3,8 kg O₃/h Aufenthaltszeit t: 30 min Beckengröße: 2 * 100 m³ 	<p>Quelle: ARGE TP 6</p>
Bad Sassendorf	Ablaufozonierung u. Schönungs- teich	<ul style="list-style-type: none"> Volumenstrom: Q_{max} 650 m³/h Q_{TW} 300 m³/h max. Dosierung: 4,6 kg O₃/h Aufenthaltszeit t: 13 min Beckengröße: 2 * 32,5 m³ 	<p>Quelle: ARGE TP 6</p>
Schwerte	Ablaufozonierung und PAK- Dosierung	<ul style="list-style-type: none"> Volumenstrom: Q_{max} 2.304 m³/h Q_{TW} 1.152 m³/h max. Dosierung: 10 mg O₃/l bei TW 10 mg PAK/L Aufenthaltszeit t: 30 min Beckengröße: 192 m³ 	<p>Quelle: ARGE TP 6</p>
Essen-Süd	Einsatz von UV, O ₃ , und H ₂ O ₂	<ul style="list-style-type: none"> Laborversuche 	<p>Quelle Ruhrverband</p>
Regensdorf	Ablaufozonierung und Sandfiltra- tion	<ul style="list-style-type: none"> Volumenstrom: Q_{max} 110 m³/h Q_{TW} 430 m³/h max. Dosierung: 3 mg O₃/L Aufenthaltszeit t: 2,5 - 21 min Beckengröße: 36 m³ 	<p>Quelle: www.micropoll.ch</p>
Lausanne	Ablaufbehandlung: Ozonierung und PAK	<ul style="list-style-type: none"> Dosierung max: 5,5 mg O₃/L Aufenthaltszeit t: 20 min Beckengröße: 129 m³ 	<p>Quelle: www.micropoll.ch</p>

Standort	Verfahren	Technische Merkmale	Anlagenfließbild
Obere Lutfer	GAK-Filter	<ul style="list-style-type: none"> Aufenthaltszeit t: 75 min Beckengröße: 100 m³ Spülgeschwindigkeit: 27 m/h Filterschichten GAK: 0,5 m (2-4,75 mm) 2 m (0,6-2,36mm) 	 <p>Quelle: degremont-technologies</p>
Düren-Merken	GAK-Filter	<ul style="list-style-type: none"> Aufenthaltszeit t: 14 min Spülgeschwindigkeit: 27 m/h Filterschichten GAK: 0,2m (3-8mm Kies) 1,5 m (0,5-2,5 mm) 	 <p>Quelle: Essener Tagung 2012</p>
Wuppertal-Buchenhofen	PAK-Dosierung	<ul style="list-style-type: none"> Volumenstrom: Q_{max} 200 m³/h Q_{TW} 50 m³/h Q_{beh.} 1,7 Mio. m³/a max. Dosierung: 20 mg PAK/L Aufenthaltszeit t: 12,5 - 50 min Beckengröße: 150 m³ Umrüstung eines Mehrschichtfilters mit einer Filterfläche von 60 m² für Probebetrieb 	 <p>Quelle: (Grontmij GmbH)</p>
Mannheim	PAK-Dosierung	<ul style="list-style-type: none"> Volumenstrom: Q_{max} 4.000 m³/h Q_{TW} 1.600 m³/h max. Dosierung: i.M. 10 mg PAK/L Aufenthaltszeit t: 30 min 	 <p>Quelle: Hydro-Ingenieure GmbH</p>
Ulm Steinhäule	PAK-Dosierung	<ul style="list-style-type: none"> Volumenstrom: Q_{TW} 1.400 m³/h max. Dosierung: 5 - 20 mg PAK/L Aufenthaltszeit t: 40 - 75 min Beckenvolumen: 6 * 1.100 	 <p>Quelle: METZGER und KAPP, 2008</p>

Standort	Verfahren	Technische Merkmale	Anlagenfließbild
Böblingen Sindelfingen	PAK-Dosierung	<ul style="list-style-type: none"> Volumenstrom: $Q_{\text{beh.}} 31,5 \text{ Mio m}^3/\text{a}$ max. Dosierung: 10 mg PAK/L Aufenthaltszeit t: 30 min Beckenvolumen: 1.800 	<p>Quelle: Tuttahs&Meyer</p>
Stockacher Aach	PAK-Dosierung	<ul style="list-style-type: none"> Volumenstrom: $Q_{\text{max.}} 1.620 \text{ m}^3/\text{h}$ $Q_{\text{beh.}} 7,9 \text{ Mio m}^3/\text{a}$ max. Dosierung: 10 mg PAK/L Aufenthaltszeit t: 57-67 min 	<p>Quelle: Rölle, R., Schirmeister, W., (2010)</p>
Kressbronn Langenargen	PAK-Dosierung	<ul style="list-style-type: none"> Volumenstrom: $Q_{\text{max.}} 907 \text{ m}^3/\text{h}$ $Q_{\text{beh.}} 8,4 \text{ Mio m}^3/\text{a}$ max. Dosierung: 10 mg PAK/L Aufenthaltszeit t: 35 - 60 min 	<p>Quelle: Rölle, R., Schirmeister, W., (2010)</p>
Kloten/Opfikon	PAK-Dosierung	<ul style="list-style-type: none"> Volumenstrom: $Q_{\text{beh.}} 3,3 \text{ Mio m}^3/\text{a}$ max. Dosierung: 15 mg PAK/L Aufenthaltszeit t: 11 min 	<p>Quelle: www.micropoll.ch</p>
Dübendorf	Ablaufozonung	<ul style="list-style-type: none"> Volumenstrom: $Q_{\text{max.}} 1800 \text{ m}^3/\text{h}$ $Q_{\text{TW}} 850 \text{ m}^3/\text{h}$ max. Dosierung: 0,8-1 gO₃/gDOC Aufenthaltszeit t: 17-34 min Beckengröße: 530 m³ 	<p>Quelle: Wittmer, 2012</p>

3 Kostenbetrachtungen

3.1 Auswahl von Verfahrenstechniken für die weiteren monetären Betrachtung

Die unterschiedlichen Verfahren zur Mikroschadstoffelimination wurden in der Vergangenheit in einer Vielzahl von nationalen und internationalen Forschungsvorhaben hinsichtlich ihrer Effizienz untersucht. Tabelle 2 gibt einen Überblick, für welche Klär-

anlagen im In- und Ausland Studien und Versuche im halbtechnischen Maßstab zur Mikroschadstoffelimination durchgeführt und welche Kläranlagen bereits um eine zusätzliche Reinigungsstufe erweitert wurden.

Tabelle 2: Kommunale Kläranlagen mit Reinigungsstufen zur Elimination von Mikroschadstoffelimination (TÜRK et al., 2013)

Verfahren	Standort	Studie/geplant	Versuchsanlagen (Halbtechnischer Maßstab)	Pilotanlagen (Großtechnischer Maßstab)	Quelle
NRW					
O ₃	Duisburg Vierlinden			x	1
O ₃	Bad Sassendorf			x	2
O ₃ +PAK	Schwerte			x	3
PAK	Wuppertal-Buchenhofen			x	4
GAK	Obere Lutter		x	x	5
GAK/PAK	Neuss-Ost	x			6
GAK	Düren-Merken			x	7
GAK/PAK	Lage	x			8
UV	Kalterherberg			x	9
UV	Rosenthal			x	
UV/O ₃ /H ₂ O ₂	Essen-Süd	x			
Baden-Württemberg					
PAK	Steinhäule Ulm			x	10
PAK	Mannheim			x	11
PAK	Böblingen Sindelfingen			x	12
PAK	Kressbronn-Langenargen			x	13
PAK	Stockacher Ach			x	
PAK	Espasingen			x	14
PAK	Ravensburg			x	
PAK	Albstadt-Ebingen			x	
PAK	Lautlingen			x	
PAK	Hechingen			x	
PAK	Lahr	x			
PAK	Karlsruhe	x			
PAK	Stuttgart	x			
Schweiz					
O ₃	Regensdorf			x	15
PAK	Kloten-Opfikon		x		16
PAK/O ₃	Untersee	x			17
PAK/O ₃	Aadorf	x			
PAK/O ₃	Furt	x			
PAK/O ₃	Au	x			
PAK/O ₃	Luzern	x			
PAK/O ₃	Werdhölzli	x			
O ₃	Lausanne			x	18
O ₃	Dübendorf	x			19
Sonstige					
UV	Wolfertshausen			x	20
UV	Starnberg			x	

¹ TÜRK et al., 2011, ² BOLLE, 2011, ³ NAHRSTEDT et al., 2011; BOLLE, 2011, ⁴ BIEBERSDORF et al., 2011, ⁵ NAHRSTEDT et al., 2012, ⁶ HERBST und HILBIG, 2012, ⁷ ALT, 2012, ⁸ ALT et al., 2012, ⁹ PINNEKAMP, 2012, ¹⁰ HILLER, 2011, ¹¹ ALT et al., 2010, ¹² BIEBERSDORF, 2011, ¹³ RÖLLE, 2010, ¹⁴ METZGER, 2010, ¹⁵ ABEGGLEN et al., 2009, ¹⁶ BÖHLER et al., 2011, ¹⁷ BAFU, 2008, ¹⁸ MARGOT, 2011, ¹⁹ WITTMER, 2010, ²⁰ BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 2003

3.2 Überblick über Definition von Kosten, Annahmen zur Ermittlung von Kosten und bisherige Kostenermittlungen

3.2.1 Festlegung von Kostenarten, spezifische Kosten und Annahmen zur Kostenberechnung

Für mögliche Maßnahmen zur Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Reduzierung der Einträge von Mikroschadstoffen in die Gewässer werden Investitions- und Betriebskosten ermittelt. Die Anlagen zur Elimination von Mikroschadstoffen in NRW sollten auf den Trockenwetterzufluss ausgelegt werden. Hierdurch wird die effektive und weitgehende Elimination sichergestellt.

Die im Weiteren dargestellten Kosten sind ausschließlich Nettokosten und werden in Investitionskosten, Betriebskosten und Jahreskosten unterschieden.

Die Investitionskosten sind die zur Erstellung, zum Erwerb oder zur Erneuerung von Anlagen erforderlichen einmalig aufzuwendenden Kosten. Diese setzen sich zusammen aus:

- Kosten für die Bautechnik
- Kosten für die Maschinentechnik
- Kosten für die Elektrotechnik
- Nebenkosten (Honorare, Gutachten, Unvorhergesehenes, Sonstiges)

Die Betriebskosten sind in der Betriebsphase regel- oder unregelmäßig wiederkehrende Aufwendungen. Diese werden aufgeschlüsselt nach:

- Personalkosten
- Energiekosten
- Wartungskosten/Unterhaltskosten
- Betriebsmittelkosten wie z. B. Sauerstoff, Pulveraktivkohle, Schlamm Entsorgung und Flockungshilfsmittel

Für die Ermittlung der Betriebskosten wurden weiterhin folgende Einzelkosten berücksichtigt:

- elektrische Energie (zu 0,15 €/kWh)
- Personalkosten (zu 50.000 €/(Personenjahr*a))
- Wartung/Unterhalt als prozentualer Ansatz der Investitionskosten (Baukosten mit 1%, Maschinentechnik mit 4% und Elektrotechnik mit 2% der entsprechenden Investitionskosten)
- Betriebsmitteleinsatz
 - Sauerstoff: 0,14 €/kg O₂, 5 mg O₃/L (Alt, 2012)
 - PAK: 1.100 €/Mg, 10 mg PAK/L (Alt, 2012)
 - GAK: 900 €/Mg (regenerierte Kohle), (ALT, 2012)
 - 1.300 €/Mg (frische Kohle bei Erstbefüllung), (ALT, 2012)
 - Flockungshilfsmittel: 1.300 €/Mg
- Schlamm Entsorgung (25% TR): 50 €/Mg Mitverbrennung (SCHEIDIG et al., 2011)
80 €/Mg Monoverbrennung (SCHEIDIG et al., 2011)
- Abwasserabgabe: 35,79 €/Schadeinheit

Zur Durchführung einer dynamischer Kostenvergleichsrechnungen auf Basis der

KVR-Leitlinien (LAWA, 2005) wurde die Annuitätenmethode angewendet. Dabei wird der Kapitalwert einer Investition auf die Nutzungsdauern verteilt, und somit in sogenannte Annuitäten umgewandelt. Der Annuitätenfaktor wird auch Kapitalwiedergewinnungsfaktor genannt. Für die Berechnung der Jahreskosten wurde auf Basis der KVR-Leitlinien folgende nominale und reale Preissteigerungsraten ermittelt, sowie unterschiedliche Betrachtungszeiträume heran gezogen:

Tabelle 3: Nutzungszeitraum und Preissteigerung für die Kostenvergleichsrechnung (TÜRK et al., 2013)

Nutzungszeitraum			
Bautechnik	30 a		
Maschinentechnik	15 a		
Elektrotechnik	10 a		
Preissteigerungsrate	nominal 1998-2011	real 1998-2011	real 2010-2040
Personal	1,08%	-0,34%	0,5%
Energie/Strom	3,70%	2,25%	3,0%
Betriebsmittel PAK	1,74%	0,32%	1,0%
Betriebsmittel O ₂	1,68%	0,26%	1,0%
Bautechnik	1,45%	0,03%	0,5%
Maschinentechnik	1,38%	-0,04%	0,3%
E-Technik	0,75%	-0,66%	0%
Reinvestition		1,0%	
Inflationsrate		1,36	
Zinssatz		3,0%	

Zur Ermittlung der Jahreskosten wurden die Kapital- und Betriebskosten aufsummiert. Die Preissteigerungsraten für die Betriebskosten sowie für Bautechnik, die E-Technik und Maschinentechnik wurden für den Zeitraum von 1998 bis 2011 ermittelt (STATISTISCHES BUNDESAMT, 2012). Als Basis wurde der Verbraucherpreisindex (VPI) für die Jahre 1998 bis 2011 heran gezogen.

Die Berechnung der realen Preisänderungsraten erfolgt in Anlehnung an die Vorgaben der LAWA, so dass in der dynamischen Kostenberechnung nominale Größen anhand der Inflationsrate in reale Größen überführt werden müssen. Die reale Preisänderungsrate wurde wie folgt berechnet:

$$r(\text{real}) = \frac{(1 + r(\text{nom}))}{(1 + r(\text{VPI}))} - 1$$

$r(\text{nom}) =$ nominale Preisänderung
 $r(\text{VPI}) =$ Rate der Geldwertänderung (Verbraucherpreisindex)

Um die jährlichen Schwankungen zu glätten, wurde der Durchschnittswert der letzten 13 Jahre genommen. Bei der Berechnung der realen Preisänderung wurde eine mittlere Inflationsrate von ca. 1,5% ermittelt.

Die Kostenangaben der Schweiz stammen aus einer Studie aus dem Jahr 2008 (BAFU, 2008). Es ist zu beachten, dass die Kostenschwankung für die schweizerischen Kläranlagen bei ± 25% liegt. Diese Kosten wurden unter Berücksichtigung des damaligen Wechselkurses (0,61 €/CHF) und der Preissteigerungen auf den Kostenstand des Jahres 2010 umgerechnet (vgl. Tabelle 4). Eine Aktualisierung der bestehenden Kostenkurven des Jahres 2008, in der zusätzlich vorhandene Kostendaten ergänzt wurden, hat gezeigt, dass insbesondere die Investitionskosten für den Einsatz von PAK (mit neuer Filtration) für kleine Anlagen (ca. 6.000 EW) um ca. 30 %

höher liegen (BAFU, 2012). Für größere Anlagen wird die Kostendifferenz zwischen neuen und alten Kosten immer kleiner. Bei Anlagen einer Größe von 1.000.000 EW sind die Kosten identisch.

Tabelle 4: Preissteigerungen bei der Einbeziehung der Schweizer Kostenstudie (TÜRK et al., 2013)

Preissteigerungsrate	Nominal 2007-2010	real 2007-2010	real 2010-2040
Personal	2,34%	1,30%	0,5%
Energie/Strom	0,99%	-0,03%	3,0%
PAK	1,73%	0,70%	1,0%
O ₂	3,89%	2,84%	1,0%
Bau	1,36%	0,34%	0,5%
Maschinenteknik	3,89%	0,25%	0,3%
EMSR-Technik	1,27%	-0,39%	0,0%
Reinvestition		1,0%	
Inflationsrate		1,36%	

Auf dieser Basis der oben genannten Daten wurden Kapital-, Betriebs- und, Jahreskosten ermittelt. Aus den Jahreskosten werden zur Vergleichbarkeit der Verfahren spezifische Jahreskosten zu folgenden abwassertechnischen Kenngrößen berechnet:

- je m³ behandeltes Abwasser
- je m³ Frischwasser

Für die Berechnung der spezifischen Jahreskosten je m³ Frischwasser wurden die EW der tatsächlich angeschlossenen Einwohner mit der Trinkwassermenge der Einwohner in NRW multipliziert. Diese lag im Jahr 2007 bei 135 L/Einwohner und Tag (IT NRW, 2012). Zum Vergleich lag der Trinkwasserverbrauch im Bundesdurchschnitt bei 122 L/Einwohner und Tag (IT NRW, 2012).

Aufgrund der Vielfältigkeit der Kläranlagen in NRW müssen im Zuge der Kostenabschätzung für die Erweiterung der Anlagen um eine weitergehende Reinigungsstufe zur gezielten Elimination von Mikroschadstoffen Verallgemeinerungen getroffen werden. Diese betreffen die verfahrenstechnische Gestaltung der Kläranlagen bzw. einzelner Verfahrensstufen wie z. B. der Filtration, aber auch die räumlichen Verhältnisse der einzelnen Kläranlage, wie z. B. Abwasserförderung in eine Anlage zur Mikroschadstoffelimination.

Die Ozonerzeugung erfolgt aus Reinsauerstoff. Folgende technische und monetäre Randbedingungen liegen der Kostenberechnung zu Grunde:

- Bemessungswassermenge: einfacher Trockenwetterzufluss Q_{TW}
- spezifischen Ozonerzeugung: 0,1 kgO₃/kg O₂
- Ozondosis: 5 mg/L O₃
- Spezifischer Preis für Reinsauerstoff (inkl. Anlagentechnik): 0,14 €/kg O₂

Aufgrund der zahlreichen unterschiedlichen Filtrationsverfahren werden zur Kostenabschätzung für die Pulveraktivkohle-Adsorption alle Abwasserfiltersysteme gleichbehandelt, da auch hier einzelne technische Spezifikationen nicht für jede Anlage berücksichtigt werden können.

Da auch die räumlichen Randbedingungen nicht für alle Kläranlagen explizit berücksichtig

sichtigt werden können, werden für die PAK-Dosierung 10 mg/l angenommen.

3.2.2 Übersicht über Literaturangaben zu Jahreskosten

Der Literatúrauszug von Kostenstudien zum Thema Elimination von Mikroschadstoffen hat Folgendes ergeben:

Tabelle 5: Zusammenstellung einer Auswahl unterschiedlicher Angaben zu spez. Jahreskosten der Mikroschadstoffelimination mit unterschiedlichen Verfahren (TÜRK et al., 2013)

Literaturstelle	Spezifische Jahreskosten [€/m³]
DOHMANN et. al, 2005	PAK: 0,10 - 0,25 O ₃ : 0,10 - 0,15 UV: 0,03 - 0,06
IVASHECHKIN ,2006	GAK: 0,34 - 0,5 PAK: 0,16 - 0,19 O ₃ : 0,07 - 0,21
SPITELLER et al., 2008	O ₃ : 0,072 - 0,103 GAK: 0,101 - 0,168 PAK: 0,098 - 0,152
BAFU (2008 und 2012)	O ₃ : 0,02 - 0,14 O ₃ +SF: 0,04 - 0,26 PAK: 0,04 - 0,23 PAK+SF: 0,07 - 0,35
MKULNV NRW, 2008	O ₃ : 0,04 - 0,06 O ₃ +UV: 0,05 - 0,07 PAK+SF: 0,11 - 0,13 PAK in BB: 0,15 - 0,17

Für die Aktivkohlebehandlung mit PAK ergeben sich im Mittel spezifische Jahreskosten in Höhe von 0,15 €/m³ Abwasser und 0,11 €/m³ Abwasser für die Ozonung. Die Aktivkohlebehandlung mit GAK ist nach diesen Angaben die kostenintensivste mit ca. 0,26 €/m³ Abwasser.

Neben den oben aufgezählten Literaturstellen gibt es neuere Veröffentlichungen zu spezifischen Jahreskosten, die in Tabelle 6 zusammengestellt sind.

Tabelle 6: Kostenvergleich von Aktivkohleanlagen (verändert und Auszüge (ALT et al., 2011); (TÜRK et al., 2013)

Kläranlage	EW	Spez. Jahreskosten bezogen auf		Status quo (Stand 06/2012)
		Schmutzwasser [€/m³] ¹	Frischwasser [€/m³] ¹	
KA Mannheim	145.000	0,05	0,07	In Betrieb
KW Steinhäule (Ulm)	400.000	0,08 (0,02) ^{2,3}	0,19 (0,13) ^{2,3}	Baubeginn
KA Böblingen-Sindelfingen	250.000	0,03 (0,03) ²	0,07 (0,06) ²	In Betrieb
KA Stockacher Aach	48.000	0,07	0,14	In Betrieb
KA Kressbronn-Langenargen	30.000	0,08-0,09	0,16	In Betrieb
KA Schwerte (PAK)	50.000	0,13	0,34	In Betrieb
KA Obere Lutter	380.000	0,06	0,11	Teilbetrieb+ Bau
KA Dülmen (PAK)	55.000	0,06 ⁵	0,37 ⁵	Planung
KA Lage (GAK)	80.000	0,09 (0,08) ²	0,24 (0,22) ²	Vorplanung
KA Neuss Ost (Variante 4)	280.000	0,04 - 0,07 (0,02 - 0,04) ^{3,4}	0,05 - 0,09 (0,03 - 0,05) ^{3,4}	Studie

¹ Ohne Berücksichtigung der Förderung der Investitionskosten und Reduzierung der Abwasserabgabe

² Werte in Klammern unter Berücksichtigung der Reduzierung der Abwasserabgabe

³ Unter Berücksichtigung der Förderung der Investitionskosten

⁴ Nach HILBIG und HERBST (2012)

⁵ NAHRSTEDT et al., (2012)

Für die spezifischen Jahreskosten ergeben sich im Mittel Kosten in Höhe von 0,07 €/m³ Schmutzwasser und 0,17 €/m³ Frischwasser ohne Berücksichtigung der Förderung.

Die aufgeführten spezifischen Jahreskosten lassen sich nur beschränkt miteinander vergleichen, da unterschiedliche Randbedingungen zur Kostenberechnung angesetzt wurden. Hier sind insbesondere die Nutzungszeiträume und die Zinssätze zu nennen, die einen erheblichen Einfluss auf die Größe der Jahreskosten haben.

3.2.3 Darstellung der Investitions- und Betriebskosten realisierter Anlagen

Da die Investitions- und Betriebskosten der verschiedenen Anlagen bzw. Projekte aus unterschiedlichen Jahren stammen, wurden diese auf einen einheitlichen Preisstand des Jahres 2010 umgerechnet. Dazu wurden die Preissteigerungen für Bau, Maschinenteknik und EMSR sowie für die Betriebskosten berücksichtigt (siehe Tabelle 3). Alle anderen im Rahmen dieses Projektes betrachteten Kosten beziehen sich auch auf das Jahr 2010. In Tabelle 7 sind Investitionskosten für die Errichtung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination in NRW, Baden-Württemberg, Bayern und der Schweiz zusammengestellt.

Tabelle 7: Investitionskosten für Verfahrensstufen der Mikroschadstoffelimination (Kostenstand 2010) (TÜRK et al., 2013)

Verfahren	Standort	Bautechnik [€]	Maschinenteknik [€]	EMSR Technik [€]	Nebenkosten [€]	Quelle	
NRW							
1	Duisburg Vierlingen	536.000	482.000	319.000	200.000	1	
1	Bad Sassendorf	332.000	275.000	127.000	249.000	2	
1,3	Schwerte	441.000	758.000	232.000			
4	Obere Lutter	282.000	290.000	285.000		3	
3	Buchenhofen			264.000 ¹	83.000	4	
2	Lage	461.000	680.000	285.000	-	5	
3	Lage	540.000	603.000	285.000	-		
4	Lage	459.000	721.000	300.000	-		
9	Lage	420.000	440.000	285.000	-		
Baden-Württemberg							
2	Mannheim	360.000	850.000	240.000	-	6	
2	Böblingen S.	653.000	334.000	207.000	612.000	4	
2	Kressbronn-Langenargen liegen derzeit nur Gesamtkosten vor: netto 2.436.975 €						
2	Stockacher Aach, liegen derzeit nur Gesamtkosten vor: netto 2.268.908						
2	Steinhäule Ulm, liegen derzeit Gesamtkosten mit Filtration: netto 42.000.000						7
Bayern							
10	Starnberg	441.000	244.000	172.000	282.000	8	
10	Wolfratshausen	252.000	161.000	179.000	-		

Verfahren	Standort	Bautechnik [€]	Maschinen- technik [€]	EMSRTech- nik [€]	Nebenkosten [€]	Quelle
Schweiz						
1	Regensdorf	396.000	865.000		59.000	9
5	Untersee	206.000	405.000	119.000	260.000	10
	Aadorf	421.000	469.000	326.000	455.000	
	Furt	517.000	574.000	423.000	528.000	
	Au	705.000	705.000	743.000	718.000	
	Luzern	1.037.000	1.538.000	1.255.000	1.257.000	
	Werdhölzli	2.055.000	2.118.000	1.138.000	1.751.000	
6	Untersee	332.000	718.000	137.000	436.000	
	Aadorf	638.000	788.000	381.000	712.000	
	Furt	797.000	1.135.000	572.000	868.000	
	Au	977.000	1.499.000	743.000	1.077.000	
	Luzern	2.781.000	3.241.000	1.254.000	2.377.000	
	Werdhölzli	5.865.000	6.215.000	1.163.000	4.412.000	
7	Untersee	206.000	423.000	119.000	270.000	
	Aadorf	421.000	536.000	236.000	475.000	
	Furt	517.000	670.000	423.000	555.000	
	Au	705.000	986.000	743.000	804.000	
	Luzern	1.037.000	2.291.000	1.255.000	1.456.000	
	Werdhölzli	2.055.000	3.873.000	1.138.000	2.305.000	
8	Untersee	332.000	718.000	137.000	436.000	
	Aadorf	638.000	788.000	382.000	712.000	
	Furt	797.000	1.136.000	572.000	868.000	
	Au	977.000	1.499.000	743.000	1.077.000	
	Luzern	2.781.000	3.241.000	1.254.000	2.377.000	
	Werdhölzli	5.865.000	6.215.000	1.163.000	4.412.000	
	1) Umrüstung					
	Verfahren: 1. Abwassertozonung 2. PAK-Adsorption im Kontakt- und Absetzbecken (Ulmer Verfahren) 3. PAK-Adsorption im Flockungsraum (Buchenhofener Verfahren) 4. GAK-Filtration nachgeschaltet (einstufig) 5. Abwassertozonung mit 5 mg O ₃ /L, Kosten ohne Filtration 6. PAK Adsorption mit 10 mg PAK/L, Kosten ohne Filtration 7. Abwassertozonung mit 10 mg O ₃ /L, Kosten ohne Filtration 8. PAK Adsorption mit 20 mg PAK/L, Kosten ohne Filtration 9. Nutzung vorhandener Filterzellen für GAK 10. UV-Desinfektion					

¹ Ermittlung Grontmij 2012, Submissionsunterlagen, ² Fragebogen für Betreiber, LYKO Emschergenossenschaft/Lippeverband, 2010, ³ NAHRSTEDT et al., 2011, ⁴ BIEBERSDROF, 2011, ⁵ ALT, 2012, ⁶ PINNEKAMP, 2012, ⁷ PINNEKAMP, 2012, ⁸ ALT et al., 2010, ⁹ BIEBERSDROF et al., 2011, ¹⁰ ABEGGLEN et al., 2009, ¹¹ BAFU, 2008

In Baden-Württemberg gibt es neben den hier aufgezählten kommunalen Kläranlagen noch drei weitere, die bereits seit mehr als 10 Jahren mit Aktivkohleadsorptionsfiltrationen ausgerüstet sind. Kosten zu diesen Anlagen liegen nicht vor.

In Tabelle 8 sind zu den der zuvor genannten Anlagen die jeweiligen Betriebskosten aufgeführt.

Tabelle 8: Betriebskosten der Kläranlagen (NRW, Baden-Württemberg und Schweiz) (TÜRK et al., 2013)

Standort	Personal [€/a]	Energie [€/a]	Ozon [€/a]	UV [€/a]	PAK/GAK [€/a]	Wartung/ Instand- haltung [€/a]	FHM, FM + Schlamm- entsorg. [€/a]	Quelle
NRW								
Duisburg Vier- linden	27.000	24.000	19.000		-	20.000		1
Bad Sassen- dorf	-	16.000	26.000		-	11.700		2
Obere Lutter	9.800	4.600			130.000			3
Buchenhofen	-	700	-		51.000	1.500	8.000	4
Lage V. 1	20.000	17.000	-	-	120.000	34.000	59.000	5
Lage V. 2	8.000	8.000	-	-	144.000	32.000	60.000	
Lage V. 3	20.000	17.000	-	-	181.000	35.000	-	
Lage V. 5a					195.000			
Kalterherberg	8.000	20.000		7.000				6
Rosenthal	8.000	24.000		5.000				7
Baden-Württemberg								
Mannheim	20.000	31.000	-		84.000	-	3.000	8
Böblingen S.	19.500	22.500	-		201.000	19.500	65.000	9
Schweiz								
Regensdorf	23.000	8.000	28.000		-	20.000		10
5 mg O3/L								
Untersee	1.900	13.000	4.000		-	15.000		11
Aadorf	1.900	54.000	17.000		-	24.000		
Furt	1.900	54.000	22.000		-	29.000		
Au	1.900	137.000	53.000		-	42.000		
Luzern	4.600	259.000	206.000		-	81.000		
Werdhölzli	4.600	6980.000	446.000		-	94.000		
10 mg PAK/L								
Untersee	3.000	6.000	-		13.000	25.000	9.000	11
Aadorf	3.000	20.000	-		47.000	35.000	32.000	
Furt	11.000	19.000	-		63.000	49.000	43.000	
Au	13.000	52.000	-		146.000	65.000	100.000	
Luzern	66.000	100.000	-		603.000	128.000	419.000	
Werdhölzli	132.000	396.000	-		1.304.000	212.000	905.000	
V. 1.	PAK-Adsorption im Kontakt- und Absetzbecken							
V. 2.	PAK-Adsorption im Flockungsraum							
V. 3.	GAK-Filtration nachgeschaltet (einstufig)							
V. 5a.	Nutzung vorhandener Filterzellen für GAK							

¹ Ermittlung Grontmij 2012, Submissionsunterlagen, ² Fragebogen für Betreiber, LYKO Emschergenossen-
schaft/Lippeverband, 2010, ³ NAHRSTEDT, 2011, ⁴ BIEBERSDROF, 2011, ⁵ ALT, 2012, ⁶ PINNEKAMP, 2012, ⁷ PINNEKAMP, 2012, ⁸ ALT, 2010, ⁹ BIEBERSDROF, 2011, ¹⁰ ABEGGLEN, 2009,
¹¹ BAFU, 2008

4 Entwicklung von Kostenfunktionen

4.1 Allgemeines

Für die Entwicklung der Kostenfunktionen wurden die aus Literaturangaben, Studien und realisierten Projekten verfügbaren Investitionskosten (Bau-, Maschinentechnik- und EMSR-Technik sowie Nebenkosten) und Betriebskosten ((Betriebsmittel, Energie, Personal, Wartung und Instandhaltung) aus der Schweiz, Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen, siehe Tabelle 7 und Tabelle 8) herangezogen. Die einzelnen Kostenpositionen wurden in den vorherigen Kapiteln erklärt und haben zur Ermittlung von funktionalen Zusammenhängen für die Investitions-, Betriebs- und daraus hergeleitete Jahreskosten geführt. Für die einzelnen Investitionskosten, der zuvor beschriebenen Anlagen, wurden eine einheitliche Bemessungswassermenge (Trockenwetterzufluss), einheitliche Nutzungszeiträume, sowie einheitliche Zins- und Preissteigerungsraten angesetzt. Darüber hinaus wurden in Bezug auf erwähnte örtliche Randbedingungen, diese für alle Anlagen gleichgesetzt.

Aus Tabelle 7 und Tabelle 8 kann bezogen auf die unterschiedlichen Technologien eine unterschiedlich fundierte Datengrundlage abgeleitet werden, die in Tabelle 9 zusammengestellt wird. So wird deutlich, dass nur für:

- PAK-Dosierung in Anlehnung an ein in Ulm umgesetztes Verfahren und
- Abwasserozonung

die Kostenfunktionen auf einer breiten Datenbasis ermittelt werden können.

Tabelle 9: Übersicht der Verfahren, der jeweiligen Anzahl der Anlagen, sowie Kosten (Großanlagenbasis) (TÜRK et al., 2013)

Verfahren	Anzahl Großanlagen	Anzahl der Anlagen in Studien
Ozonung von Abwasser	5	6
PAK Dosierung in Anlehnung an das in Ulm umgesetzte Verfahren	10	9
Austausch von konventionellem Filtermaterial gegen granuliert Aktivkohle	1	3
PAK Einsatz in einem Reaktionsbeckens vor einer Filtration und A-Kohle Abtrennung auf der Filtration	1	2
Einsatz von UV-Anlagen zur Keimreduzierung	4	1

4.2 Investitionskosten

Für die Ermittlung der Kostenfunktionen für die Investitionskosten wurden unterschiedliche Regressionsfunktionen herangezogen, um eine bestmögliche Abbildung der Referenzkosten aus den realisierten Anlagen und Studien, insbesondere der Schweiz, zu erhalten.

Die Regressionskurven der Investitionskosten für die Ozonung wurden mit Potenzialfunktionen berechnet. Für die Pulveraktivkohle-Adsorption wurde nur die Regressionskurve für die Investitionskosten der Elektrotechnik mit der Potenzialfunktion berechnet, die Regressionskurven für die Investitionskosten für die Bautechnik, Ma-

schinentechnik und die Nebenkosten wurden mit polynomischen Regressionsfunktionen berechnet.

Tabelle 10: Gesamtinvestitionskosten für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule Ulm) und Ozonung (TÜRK et al., 2013)

Verfahren	Kostenfunktion in [€] x in m ³ Abwasser behandelt	KA Ausbau 50.000 EW [Mio. €]	KA Ausbau 100.000 EW [Mio. €]	KA Ausbau 250.000 EW [Mio. €]
Ozon	$y=2.152 \cdot x^{0,4468}$	1,87	2,92	3,68
PAK	$y=-2 \cdot 10^{-10} \cdot x^2 + 0,2208 \cdot x + 2 \cdot 10^6$	2,34	3,76	5,25

KA 50.000 EW mit Jahresabwassermenge 3,8 Mio.m³
 KA 100.000 EW mit Jahresabwassermenge 10,3 Mio.m³
 KA 250.000 EW mit Jahresabwassermenge 17,2 Mio.m³

Die polynomische (PAK-Anlagen) und potenzielle (O₃-Anlagen) Regressionskurve der Gesamtinvestitionskostenfunktionen verdeutlichen, dass bei kleineren Anlagen eine geringere Kostenspreizung zwischen den Verfahren vorliegt als bei größeren Anlagen (Abb. 7).

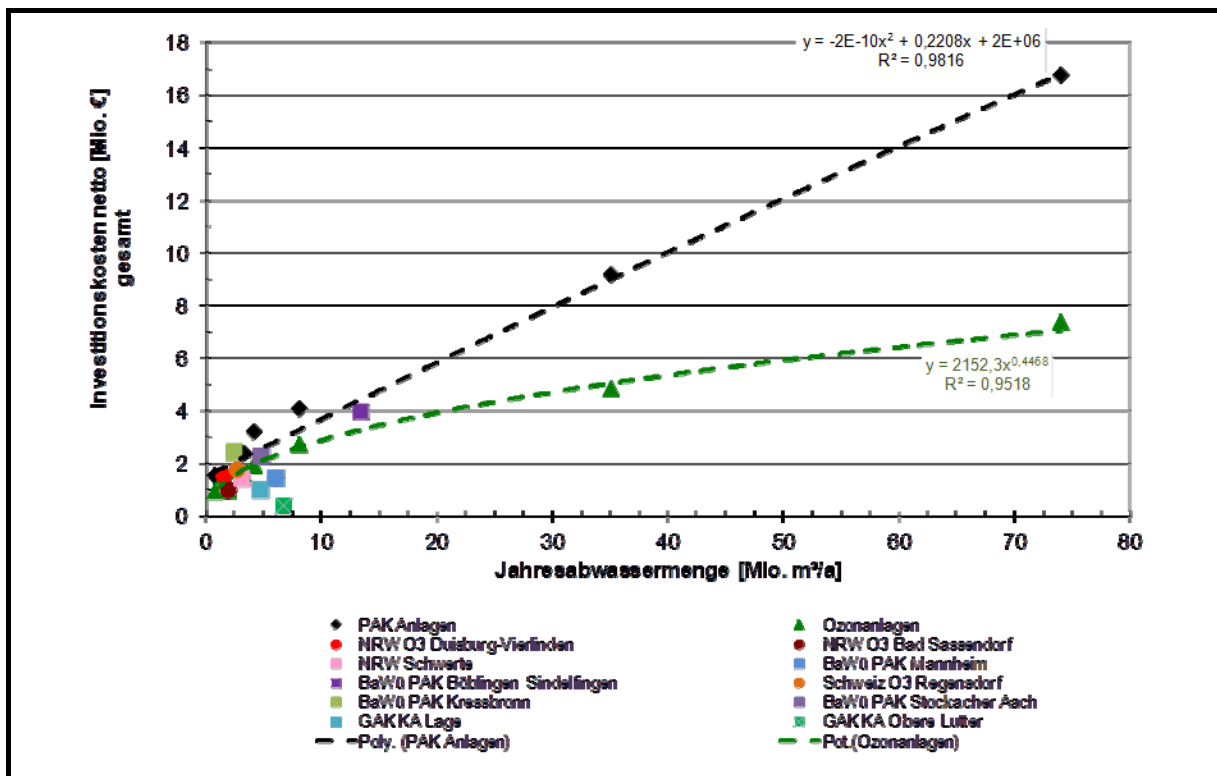


Abb. 7: Gesamtinvestitionskosten für Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW) (Türk et al., 2013).

Die große Spreizung betrifft insbesondere schweizerische Anlagen, die keine realisierten Projekte darstellen, sondern eine Kostenstudie auf Basis einer Kostenschätzung für diese Anlagen ist. Abb. 7 zeigt auch, dass die Investitionskosten für die Pulveraktivkohle-Adsorption höher liegen als für die Ozonung. Grund hierfür ist, dass

das gewählte Verfahren technisch aufwendiger ist, da sowohl größere wie auch zusätzliche Bauwerke zur Reaktion, Entstabilisierung und Flockung errichtet werden müssen, sowie neue Maschinenteknik für die Lagerung und Dosierung von Aktivkohle bzw. Fäll- und Flockungsmittel beschafft werden muss. Als mittlere Durchflusszeit wird ca. 1 Stunde zur Bemessung empfohlen. Bei der Ozonung wird i. d. R. nur ein Reaktionsbecken mit kürzerer Aufenthaltszeit (von 0,25 bis 0,5 Stunden) benötigt. Dies führt zu deutlich kleineren Becken.

Eine detaillierte Darstellung der einzelnen Positionen der Gesamtinvestitionskosten erfolgt in den folgenden Tabellen. Dabei werden einzelne Kostenfunktionen für die Bereiche Bautechnik, Maschinenteknik, EMSR-Technik und die Nebenkosten dargestellt.

In Tabelle 11 sind die Baukosten für eine Aktivkohlebehandlung und Ozonung für drei Ausbaugrößen von Kläranlagen dargestellt, die die Größenklassen der AbwV GK IV bis GK V widerspiegeln.

Tabelle 11: Investitionskosten der Bautechnik für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule Ulm) und Ozonung (TÜRK et al., 2013)

Verfahren	Kostenfunktion in [€] x in m ³ Abwasser behandelt	KA Ausbau 50.000 EW [Mio. €.]	KA Ausbau 100.000 EW [Mio. €]	KA Ausbau 250.000 EW [Mio. €]
Ozon	$y=715 \cdot x^{0,4301}$	0,48	0,74	0,93
PAK	$y=-2 \cdot 10^{(-10)} \cdot x^2 + 0,0829 \cdot x + 389,033$	0,70	1,22	1,76
KA 50.000 EW mit Jahresabwassermenge 3,8 Mio.m ³ KA 100.000 EW mit Jahresabwassermenge 10,3 Mio.m ³ KA 250.000 EW mit Jahresabwassermenge 17,2 Mio.m ³				

Tabelle 12 zeigt für die Ausbaugrößen 50.000 EW, 100.000 EW und 250.000 EW beispielhaft die erforderlichen Investitionskosten für die Maschinenteknik für die betrachteten Verfahren.

Tabelle 12: Investitionskosten der Maschinenteknik für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (TÜRK et al., 2013)

Verfahren	Kostenfunktion in [€] x in m ³ Abwasser behandelt	KA Ausbau 50.000 EW [Mio. €]	KA Ausbau 100.000 EW [Mio. €]	KA Ausbau 250.000 EW [Mio. €]
Ozon	$y=1.493 \cdot x^{0,3957}$	0,60	0,89	1,01
PAK	$y=3 \cdot 10^{(-10)} \cdot x^2 + 0,0465 \cdot x + 732,806$	0,91	1,25	1,63
KA 50.000 EW mit Jahresabwassermenge 3,8 Mio.m ³ KA 100.000 EW mit Jahresabwassermenge 10,3 Mio.m ³ KA 250.000 EW mit Jahresabwassermenge 17,2 Mio.m ³				

Tabelle 13 gibt beispielhaft die Investitionskosten der EMSR-Technik für drei Kläranlagenausbaugrößen wieder.

Tabelle 13: Investitionskosten der EMSR-Technik für Aktivkohle-Behandlung und Ozonung (TÜRK et al., 2013)

Verfahren	Kostenfunktion in [€] x in m ³ Abwasser behandelt	KA Ausbau 50.000 EW [Mio. €]	KA Ausbau 100.000 EW [Mio. €]	KA Ausbau 250.000 EW [Mio. €]
Ozon	$y=146 \cdot x^{0,5147}$	0,36	0,59	0,77
PAK	$y=366 \cdot x^{0,4433}$	0,30	0,47	0,59
KA 50.000 EW mit Jahresabwassermenge 3,8 Mio.m ³ KA 100.000 EW mit Jahresabwassermenge 10,3 Mio.m ³ KA 250.000 EW mit Jahresabwassermenge 17,2 Mio.m ³				

Das Ergebnis verdeutlicht die höheren EMSR-Kosten für die Ozonung. Diese sind zurückzuführen auf den größeren steuerungstechnischen Aufwand für dieses Verfahren.

Tabelle 14 zeigt die anfallenden Nebenkosten der Investitionskosten, die zur Errichtung von Anlagen zur PAK-Dosierung bzw. Ozonung zu berücksichtigen sind.

Tabelle 14: Nebenkosten für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (TÜRK et al., 2013)

Verfahren	Kostenfunktion in [€] x in m ³ Abwasser behandelt	KA Ausbau 50.000 EW [Mio. €]	KA Ausbau 100.000 EW [Mio. €]	KA Ausbau 250.000 EW [Mio. €]
Ozon	$y=91 \cdot x^{0,5438}$	0,35	0,59	0,78
PAK	$y=3 \cdot 10^{(-10) \cdot x^2 + 0,0465 \cdot x + 732,806}$	0,55	0,85	1,18
KA 50.000 EW mit Jahresabwassermenge 3,8 Mio.m ³ KA 100.000 EW mit Jahresabwassermenge 10,3 Mio.m ³ KA 250.000 EW mit Jahresabwassermenge 17,2 Mio.m ³				

Die Verläufe der „Kostenfunktionen für die Nebenkosten“ zeigen ein ähnliches Verhalten wie der bereits beschriebenen Investitionskosten. Die Spreizung ergibt sich durch eine prozentuale Ermittlung der Nebenkosten auf Basis der Summe der Investitionskosten aus Bau-, Maschinen- und EMSR-Technik.

Die folgende Abbildung (Abb. 8) zeigt die spezifischen Investitionskosten pro m³ behandeltes Abwasser in Abhängigkeit zu den angeschlossenen Einwohnerwerten.

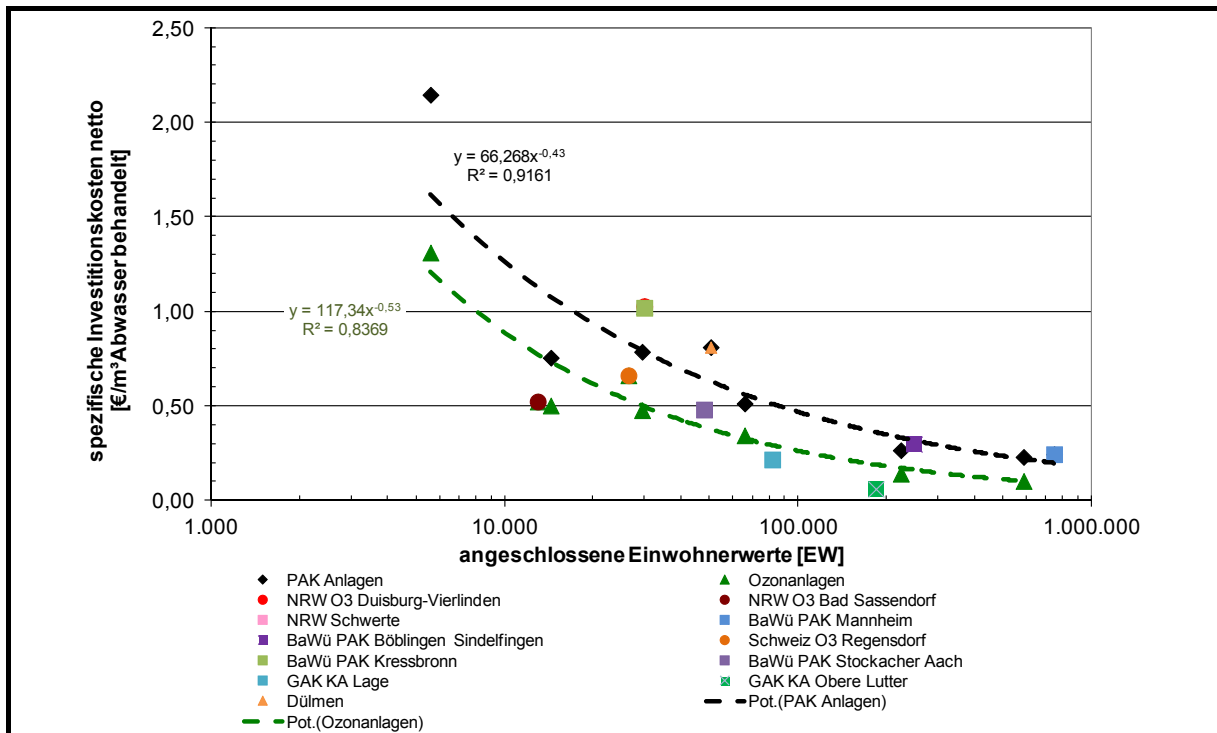


Abb. 8: Spezifische Gesamtinvestitionskosten für Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW) (Türk et al., 2013)

Die Grafik verdeutlicht, dass die spezifischen Gesamtinvestitionskosten für die Pulveraktivkohle-Adsorption um ca. 40% höher sind, als für die Ozonung.

4.3 Betriebskosten

Im Wesentlichen sind die Betriebskosten abhängig von der Zuflussmenge, da die Dosierung der Betriebsmittel, wie z. B. von PAK bzw. O₃ mengenproportional bzw. frachtproportional erfolgt. Aus diesem Grund wurden für die Betriebskosten lineare Regressionsfunktionen herangezogen. Kostenreduzierungen im Bereich Personal (Synergieeffekte bei großen Anlagen) oder Energieverbrauch durch größere Anlagengruppen werden nicht berücksichtigt, um die Betriebskosten nach oben abzuschätzen. Maßgebliche Kostenblöcke sind neben dem Energieverbrauch die Betriebsmittel PAK und Reinsauerstoff zur Ozonerzeugung.

Tabelle 15 zeigt beispielhaft die gesamten Betriebskosten, die zur Errichtung von Anlagen zur PAK-Dosierung bzw. Ozonung zu berücksichtigen sind.

Tabelle 15: Gesamtbetriebskosten der für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (TÜRK et al., 2013)

Verfahren	Kostenfunktion in [€/a] x in m³ Abwasser behandelt	KA Ausbau 50.000 EW [Mio. €/a]	KA Ausbau 100.000 EW [Mio. €/a]	KA Ausbau 250.000 EW [Mio. €/a]
Ozon	$y=0,0147 \cdot x+46.081$	0,10	0,20	0,30
PAK	$y=0,036 \cdot x+27.729$	0,17	0,40	0,65

KA 50.000 EW mit Jahresabwassermenge 3,8 Mio.m³
 KA 100.000 EW mit Jahresabwassermenge 10,3 Mio.m³
 KA 250.000 EW mit Jahresabwassermenge 17,2 Mio.m³

Die Gesamtbetriebskosten für die Pulveraktivkohle-Adsorption sind deutlich höher als die für die Ozonung (Abb. 9). Der Grund dafür liegt im Wesentlichen in den Betriebsmittelkosten für die Aktivkohle. Der lineare Verlauf der Regressionsfunktion „trifft“ insbesondere im Bereich der großen Anlagen die „ermittelten“ Betriebskosten aus Studien und Pilotprojekten.

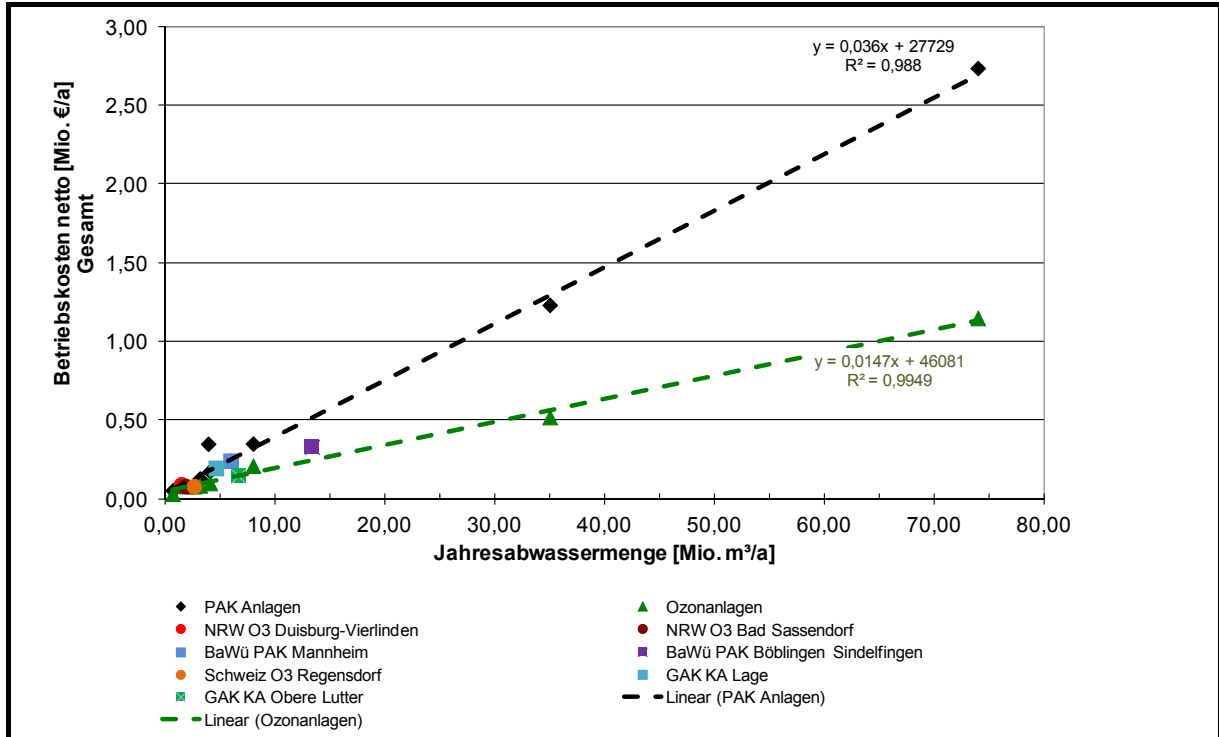


Abb. 9: Gesamtbetriebskosten für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW) (Türk et al., 2013)

Tabelle 16 zeigt die anfallenden Energiekosten, die zur Errichtung von Anlagen zur PAK-Dosierung bzw. Ozonung zu berücksichtigen sind.

Tabelle 16: Energiekosten der für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (TÜRK et al., 2013)

Verfahren	Kostenfunktion in [€/a] x in m³ Abwasser behandelt	KA Ausbau 50.000 EW [Mio. €/a]	KA Ausbau 100.000 EW [Mio. €/a]	KA Ausbau 250.000 EW [Mio. €/a]
Ozon	$y=0,0073 \cdot x+9.322$	0,04	0,09	0,14
PAK	$y=0,004 \cdot x-1.543,7$	0,01	0,04	0,07

KA 50.000 EW mit Jahresabwassermenge 3,8 Mio.m³
 KA 100.000 EW mit Jahresabwassermenge 10,3 Mio.m³
 KA 250.000 EW mit Jahresabwassermenge 17,2 Mio.m³

Gemeinsam mit den Energiekosten sind die Kosten für die Betriebsmittel PAK und Sauerstoff die dominanten Betriebskostenblöcke. Tabelle 17 gibt die anfallenden Betriebsmittelkosten für PAK und Sauerstoff, die zur Errichtung von Anlagen zur PAK-Dosierung bzw. Ozonung zu berücksichtigen sind wieder.

Tabelle 17: Betriebsmittelkosten für PAK und Sauerstoff zur Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (TÜRK et al., 2013)

Verfahren	Kostenfunktion in [€/a] x in m ³ Abwasser behandelt	KA Ausbau 50.000 EW [Mio. €/a]	KA Ausbau 100.000 EW [Mio. €/a]	KA Ausbau 250.000 EW [Mio. €/a]
Ozon	$y=0,0055 \cdot x+5.803,4$	0,03	0,06	0,10
PAK	$y=0,0164 \cdot x+3.677,7$	0,07	0,17	0,29
KA 50.000 EW mit Jahresabwassermenge 3,8 Mio.m ³ KA 100.000 EW mit Jahresabwassermenge 10,3 Mio.m ³ KA 250.000 EW mit Jahresabwassermenge 17,2 Mio.m ³				

4.4 Jahreskosten und spezifische Jahreskosten für die unterschiedlichen Verfahrenstechniken

Analog zu der bisherigen Vorgehensweise wurden auch für die Jahreskosten und die spezifischen „Kostenfunktionen“ auf Basis von Regressionskurven erstellt.

Die Kostenfunktionen der Jahreskosten für die Verfahren mit Pulveraktivkohle Dosierung und Ozonung sind in den folgenden Grafiken dargestellt. Dabei wurden die Kosten zum einen über der betrachteten Jahresabwassermenge und zum anderen über die Jahresfrischwassermenge aufgetragen. Wie in Kapitel 3.2.1 beschrieben, wurde die Jahresabwassermenge aus der Bemessungswassermenge der Anlagen ermittelt. Die Frischwassermenge wurde aus den angeschlossenen Einwohnern und der für NRW spezifischen Frischwasserbedarfsmenge von 135 L/(E*d) ermittelt.

Tabelle 18 zeigt die anfallenden Jahreskosten sowie die Kostenfunktionen für die Verfahren Aktivkohle-Adsorption und Ozonung (abwassermengenbezogen), die zur Errichtung von Anlagen zur PAK-Dosierung bzw. Ozonung zu berücksichtigen sind.

Tabelle 18: Jahreskosten zur Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung bezogen auf die Frisch- und Abwassermenge (TÜRK et al., 2013)

Verfahren	Kostenfunktion in [€/a] x in m ³ Abwasser behandelt bzw. x in m ³ Frischwasser	KA Ausbau 50.000 EW [Mio. €/a]	KA Ausbau 100.000 EW [Mio. €/a]	KA Ausbau 250.000 EW [Mio. €/a]
Ozon (Abwasser)	$y=36,022 \cdot x+0,5871$	0,26	0,47	0,64
Ozon (Frischwasser)	$y=45,141 \cdot x^{0,6089}$			
PAK (Abwasser)	$y=1 \cdot 10^{(-10)} \cdot x^2+0,0425 \cdot x+197.849$	0,36	0,65	0,96
PAK (Frischwasser)	$y=3 \cdot 10^{(-9)} \cdot x^2+0,0344 \cdot x+319.680$			
KA 50.000 EW mit Jahresabwassermenge 3,8 Mio.m ³ KA 100.000 EW mit Jahresabwassermenge 10,3 Mio.m ³ KA 250.000 EW mit Jahresabwassermenge 17,2 Mio.m ³				

Spezifische Jahreskosten werden ermittelt mit Bezug zur behandelten Abwassermenge und zur Frischwassermenge. Die Kostenfunktionen der spezifischen Jahreskosten für die Verfahren der Pulveraktivkohledosierung und Ozonung werden über die angeschlossenen Einwohnerwerte ermittelt. Die dargestellten spezifischen Jahreskosten in Abhängigkeit zur behandelten Abwassermenge liegen im Bereich von 0,02 €/m³ bis 0,16 €/m³ Abwasser (Abb. 10), bezogen auf das Frischwasser ergeben

sich spezifische Jahreskosten in Höhe von 0,05 €/m³ bis 0,60 €/m³ (Abb. 11).

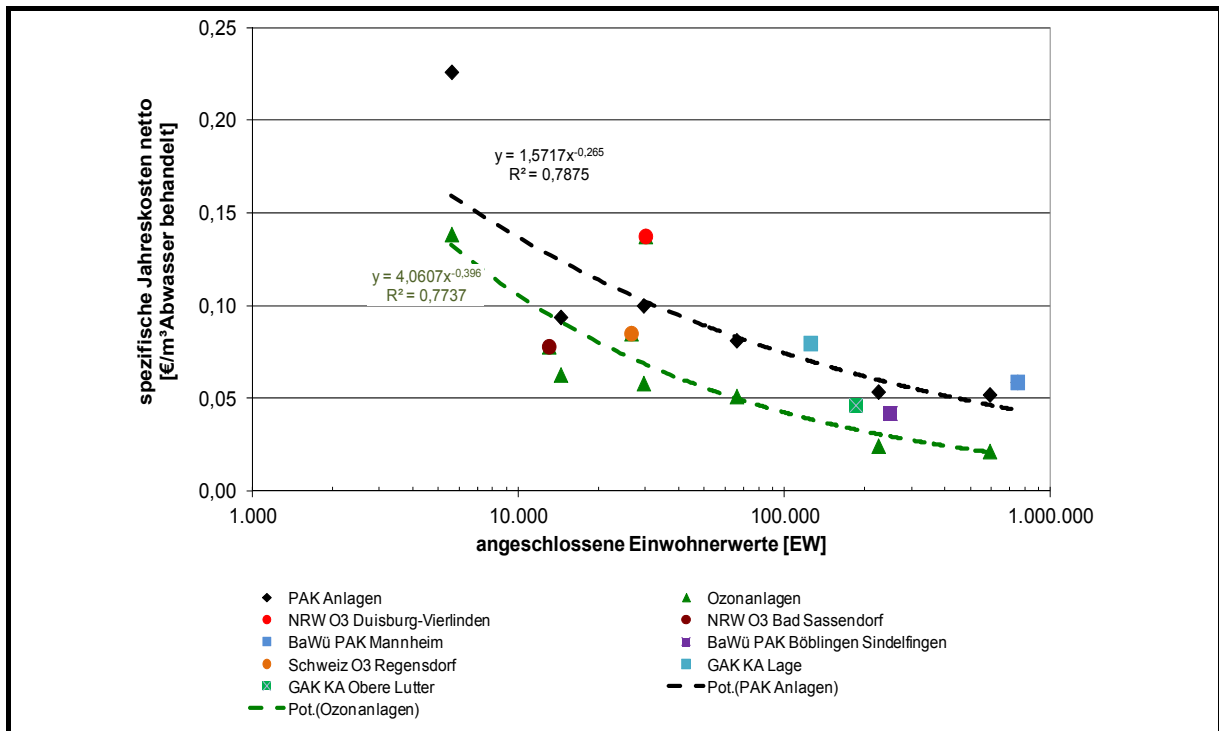


Abb. 10: Spezifische Jahreskosten (Abwasserbezogen) für die PAK-Dosierung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung in Abhängigkeit der angeschlossenen Einwohnerwerten (TÜRK et al., 2013)

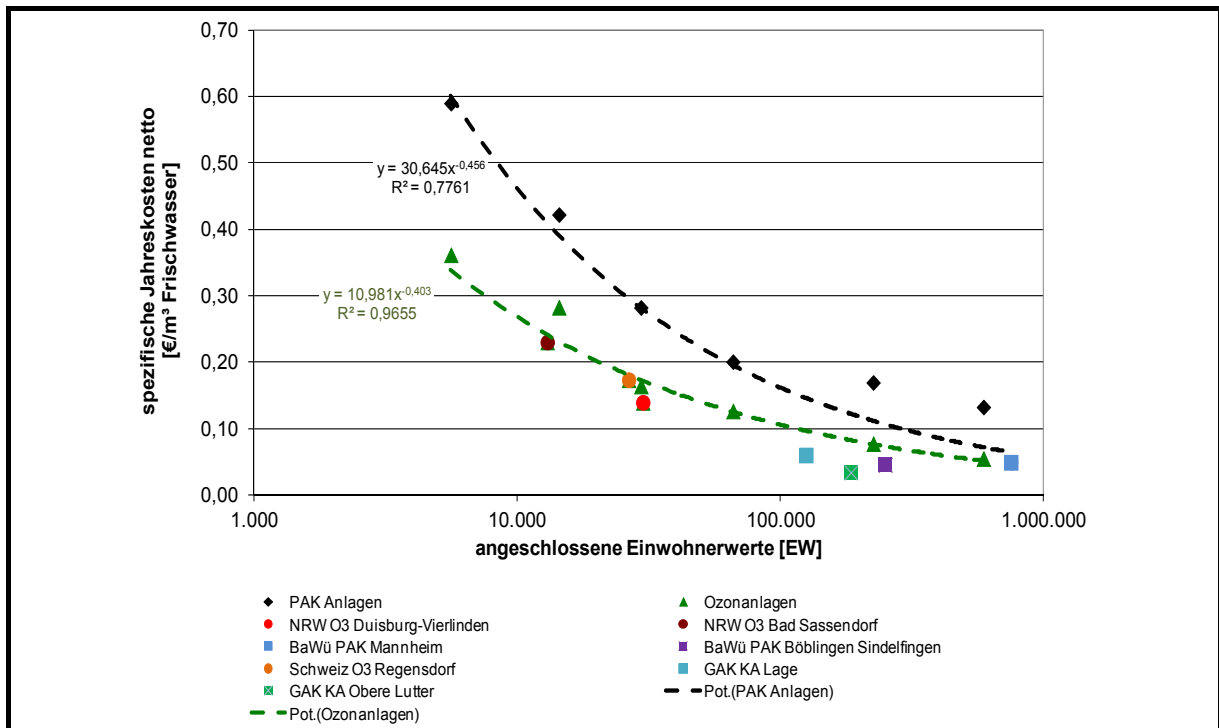


Abb. 11: Spezifische Jahreskosten (Frischwasserbezogen) für die PAK-Dosierung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung in Abhängigkeit der angeschlossenen Einwohnerwerte (TÜRK et al., 2013)

Für eine Kläranlage mit einer Ausbaugröße von 100.000 EW ergeben sich somit spezifische Jahreskosten in Höhe von ca. 0,04 €/m³ behandeltes Abwasser für die Ozonung und ca. 0,08 €/m³ behandeltes Abwasser für die PAK-Dosierung. Bezogen auf das Frischwasser liegen die spezifischen Jahreskosten für die Ozonung bei ca. 0,10 €/m³ und bei ca. 0,15 €/m³ für die PAK-Dosierung. Die hier betrachteten spezifischen Jahreskosten beziehen sich ausschließlich auf die Verfahren Ozonung und PAK-Dosierung, jeweils ohne eine neuzubauende nachgeschaltete Sandfiltration.

5 Zusammenfassung

Auf der Basis einer Vielzahl von Kostenstudien für den Ausbau kommunaler Kläranlagen sowie der bekannten Kosten umgesetzter Maßnahmen für Bau und Betrieb großtechnischer Kläranlagen lassen sich allgemeine Aussagen zur Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Mikroschadstoffelimination ableiten. Für eine Kläranlage mit einer Ausbaugröße von 100.000 EW ergeben sich somit spezifische Jahreskosten in Höhe von ca. 0,04 €/m³ behandeltes Abwasser für die Ozonung und ca. 0,08 €/m³ behandeltes Abwasser für die PAK-Dosierung. Bezogen auf das Frischwasser liegen die spezifischen Jahreskosten für die Ozonung bei ca. 0,10 €/m³ und bei ca. 0,15 €/m³ für die PAK-Dosierung. Die hier betrachteten spezifischen Jahreskosten beziehen sich ausschließlich auf die Verfahren Ozonung und PAK-Dosierung, jeweils ohne eine neuzubauende nachgeschaltete Sandfiltration.

Grundsätzlich ist zu beachten, dass ortsspezifische Gegebenheiten entscheidend für die Auswahl der Verfahren sind. Kosteneinsparmöglichkeiten werden im Wesentlichen im Betrieb der Anlagen gesehen.

Literatur

- 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, M.; Junghans, M., Brocker, S.; Moser, R.; Rensch, D. (2009): Ozonung von gereinigtem Abwasser. Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf. Eidesgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), Dübendorf. online verfügbar unter: http://www.eawag.ch/forschung/eng/schwerpunkte/abwasser/strategie_micro-poll/pilotprojekt/Schlussbericht_Regensdorf.pdf, Zugriff am 21.03.2012.
- Alt, K., (2012): persönliche Auskunft zur Kostenberechnung Lage (Variante 5a)
- Alt, K.; Barnscheidt, I.; Gans, N., (2011): Kosten des Einsatzes von Aktivkohle in bestehenden Flockungsfiltrationsanlagen Fachgespräch Spurenstoffe April 2011, Düsseldorf organisiert MKULNV NRW und ISA RWTH Aachen
- Alt, K.; Barnscheidt, I.; Gans, N., (2011): Kosten des Einsatzes von Aktivkohle in bestehenden Flockungsfiltrationsanlagen Fachgespräch Spurenstoffe April 2011, Düsseldorf organisiert MKULNV NRW und ISA RWTH Aachen
- Alt, K.; Mauritz, A. (2010): Teilstrombehandlung mit Pulveraktivkohle auf dem Klärwerk Mannheim. Vortrag im Rahmen des „Symposium Aktivkohle - Vom Versuch zum technischen Maßstab, Aktivkohle in der Abwasserreinigung“ am 23./24. Juni 2010 im Stadthaus N1, Mannheim. online verfügbar unter: http://www.dwa-bw.de/2010_aktivkohle/Vortrag_11.pdf, Zugriff am 06.03.2012.

- Arge (2011): Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen. Schlussbericht Phase 1 der „Arbeitsgemeinschaft Spurenstoffe NRW, Teilprojekt 6“ (arge), gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), online verfügbar unter: http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Arzneimittelr_Abschlussbericht.pdf, Zugriff am 26.03.2012.
- BAFU (2008 und 2012): Kostenstudie Massnahmen in ARA zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen; Hunziger, Winterthur; Kosten der Elimination von Mikroverunreinigungen im Abwasser; BG Ingenieure und Berater AG, Bern
- BAFU (2012): Kosten der Elimination von Mikroverunreinigungen im Abwasser; Bern, April 2012
- BAFU, (2008): Kostenstudie Massnahmen in ARA zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen; Winterthur, Oktober 2008
- Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft, (2003): Abwasserdesinfektion auf der Kläranlage Wolfertshausen und Starnberg
- Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft, (2003): Abwasserdesinfektion auf der Kläranlage Wolfertshausen und Starnberg
- Biebersdorf, N. et al., (2011): DWA Seminar Weitergehende Abwasserreinigung-Möglichkeiten zur Integration einer Aktivkohleadsorption in bestehende kommunale Kläranlagen 18. Januar 2011, Bonn
- Böhler, M.; Zwischenpflug, B.; Grassi, M.; Behl, M.; Neuenschwander, S.; Siegrist, H. (2011): Aktivkohledosierung in den Zulauf zur Sandfiltration Kläranlage Kloten/Opfikon (ergänzende Untersuchungen zum Projekt Strategie MicroPoll), online verfügbar unter: http://www.eawag.ch/forschung/eng/schwerpunkte/abwasser/aktivkohle/abschlussbericht_aktivkohle.pdf, Zugriff am 27.03.2012.
- Bolle, F.-W., (2011): Abschlussbericht Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen – Phase I, Aachen
- Dohmann et. al, (2005): Kosten der gezielten Elimination organischer Spurenstoffe aus Abwässern - in 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Aachen
- Dohmann, M.; Herbst, H.; Schilling, S., (2005): Kosten der gezielten Elimination organischer Spurenstoffe aus Abwässern, Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, ISBN 3-932590-91-0, S. 34-1 – 34-10
- Herbst, H.; Hilbig, R., (2012): Machbarkeitsstudie: Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss Ost, Hrsg. MKULNV NRW, 2012
- Hiller, G., (2011): Einsatz von Pulveraktivkohle auf der Kläranlage Steinhäule Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, ISBN 978-3-938996-29-4, S. 27-1 – 27-10
- Huber, S.; Popp, W. (2005): Überprüfung der Abtötung bzw. Inaktivierung ausgewählter Krankheitserreger in Abwasser durch UV-Strahlung im Vergleich zur Reduktion von Fäkalindikatorbakterien und Untersuchungen zur Wiederverkeimung. Schlussbericht, Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.)
- IT NRW, (2012) Pressemitteilung 255/12 IT NRW: Wasserverbrauch in Privathaushalten sank in 15 Jahren um 12,6 Liter, Düsseldorf, den 08.11.2012; http://www.it.nrw.de/presse/pressemitteilungen/2012/pres_255_12.html und http://www.it.nrw.de/presse/pressemitteilungen/2012/pdf/255_12.pdf
- Ivashechkin (2006): Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser - in GWA-Band 205, Aachen
- LAWA (2005): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). Ausgearbeitet vom LAWA-Unterausschuss Wirtschaftlichkeitsfragen in der Wasserwirtschaft / KVR-Leitlinien
- Margot, J.; Magnet, A.; Thonney, D.; Chevre, N.; de Alencastro, F.; Rossi, L. (2011): Traitement des micropollutants dans les eaux usées. Rapport final sur les essais pilotes à la step de Vidy (Lausanne). Hrsg.: Stadt Lausanne. Lausanne. online verfügbar unter: <http://www.lausanne.ch/DataDir/LinkedDocsObjDir/20133.pdf>, Zugriff am 26.03.2012.
- Metzger, S.; Kapp, H (2005): Aktivkohlebehandlung von biologisch gereinigtem Abwasser im Klärwerk Steinhäule. Vortrag bei der DWA Landesverbandstagung Baden-Württemberg am 06./07. Oktober 2005 in Friedrichshafen. Veröffentlicht im Tagungsband.
- Metzger, S.; Kapp, H (2008): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen. VSA-Verbandsbericht Nr. 586.

- MKULNV NRW (2008): Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen – Güte- und Kostenbetrachtungen
- Nahrstedt A. et al. (2012): GAK zur Mikroschadstoffelimination in vorhandenen Abwasserfiltrationsanlagen: Kläranlagen Obere Lutter und Düren-Merken, 2. Fachsymposium Mikroschadstoffe 21.06.2012, Düsseldorf
- Nahrstedt, A.; Alt, K.; Barnscheidt, I.; Fritzsche, J.; Sürder, T.; Burbaum, H. und Klak, A. (2011): CSB- und Spurenstoffadsorption am Aktivkohlefestbett, Abschlussbericht des Abwasserverbands Obere Lutter, http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_AOL.pdf, abgerufen am 16.04.2012, 17.37 Uhr
- Nahrstedt, A.; Alt, K.; Barnscheidt, I.; Fritzsche, J.; Sürder, T.; Burbaum, H. und Klak, A. (2011): CSB- und Spurenstoffadsorption am Aktivkohlefestbett, Abschlussbericht des Abwasserverbands Obere Lutter, http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_AOL.pdf, abgerufen am 16.04.2012, 17.37 Uhr
- Nahrstedt, A.; Burbaum, H., Barnscheidt, I.; Fritzsche, J. (2012): Spurenstoffelimination mit granulierter Aktivkohle auf dem Verbandsklärwerk „Obere Lutter“. Gewässerschutz - Wasser - Abfall, Band 230, Tagungsband zur 45. Essener Tagung, Hrsg. Pinnekamp, J., Aachen 2012.
- Pinnekamp, J., (2012): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz von Verfahren mit UV-Behandlung-Mikrolight Phase 1, Aachen
- Rölle, R.; Schirmeister, W., (2010): Symposium Aktivkohle Aktivkohle in der Abwasserreinigung- Vorstellung aktueller Projekte zum Ausbau von kommunalen Klärwerken mit einer Adsorptionsstufe, 23./24. Juni 2010, Mannheim
- Scheidig, K. et al. (2011): Klärschlamm-Verwertung nach dem Mephrec®-Verfahren, 7. Klärschlamm-tage 29.-31. März 2011, Fulda
- Spiteller et al. (2008): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen, Phase 3 (MUNLV NRW, 2006-2008)
- Statistisches Bundesamt Wiesbaden, (2012): Erzeugerpreisindizes gewerblicher Produkte: Deutschland, Jahre, Güterverzeichnis (GP2009 2-5-Steller Hierarchie)
https://www-genesis.destatis.de/genesis/online/data;jsessionid=1EDF746DE9C0254AB33BEF0A65339B52.tomcat_GO_2_1?operation=abruftabelleBearbeiten&levelindex=2&levelid=1337944975749&auswahloperation=abruftabelleAuspraegungAuswaehlen&auswahlverzeichnis=ordnungsstruktur&auswahlziel=werteabruf&selectionname=61241-0003&auswahltext=%23Z-01.01.2011%2C01.01.2010%2C01.01.2009%2C01.01.2008%2C01.01.2007%2C01.01.2006%2C01.01.2005%2C01.01.2004%2C01.01.2003%2C01.01.2002%2C01.01.2001%2C01.01.2000%2C01.01.1999%2C01.01.1998%2C01.01.1997&werteabruf=Werteabruf
- Statistisches Bundesamt Wiesbaden, (2012): Verbraucherpreisindizes für Deutschland, S. 3
https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/Preise/Verbraucherpreise/VerbraucherpreisindexLangeReihenPDF_5611103.pdf?__blob=publicationFile
- Statistisches Bundesamt Wiesbaden, (2012): VGR des Bundes - Bruttolöhne und -gehälter: Deutschland, Jahre, Wirtschaftsbereiche, WZ08-A-02
https://www-genesis.destatis.de/genesis/online/data;jsessionid=8C5E2A09025CB164C5A18A11F8D36F99.tomcat_GO_2_2?operation=abruftabelleBearbeiten&levelindex=2&levelid=1337944540033&auswahloperation=abruftabelleAuspraegungAuswaehlen&auswahlverzeichnis=ordnungsstruktur&auswahlziel=werteabruf&selectionname=81000-0111&auswahltext=&werteabruf=Werteabruf
- Türk, J.; Becker, H.-P.; Ebben, T.; Herbst, H.; Madziewski, V.; Montag, D.; Nafu, I.; Pinnekamp, J.; Reinders, M.; Remmler, F.; Schaefer, S.; Schramm, E.; Werbeck, N.; Wermter, P.; Weyand, M.; Wintgens, T. (2011): Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen – Vorstellung der NRW-Projekte und erste Ergebnisse, Stuttgarter Abwassertage, 2011
- Türk, J.; Bester, K.; Börgers, A.; Dopp, E.; Eltfeld, J.; vom Eyser, C.; Janzen, N.; Raab, J.; Richard, J.; Wolff, M. (2011). Abschlussbericht zum IGF-Forschungsvorhaben Nr. 15862 N “Untersuchungen zur Bewertung und Vermeidung von toxischen Oxidationsnebenprodukten bei der oxidativen Abwasserbehandlung“, http://www.veu.de/files/abschlussbericht_15862.pdf

- Türk, J.; Dazio, M.; Dinkel, F.; Ebben, T.; Herbst, H.; Hochstrat, R.; Madzielewski, V.; Matheja, A.; Montag, D.; Remmler, F.; Schaefer, S.; Schramm, E.; Türk, J.; Vogt, M.; Werbeck, N.; Wermter, P.; Wintgens, T. (2013): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP 9)“, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), AZ IV-7-042 600 001I, Vergabenummer 08/0581.
- Wittmer, I.K. et al. (2010): Significance of urban and agricultural land use for biocide and pesticide dynamics in surface waters. *Environmental Science & Technology* 44 (9), 2850-2862.

Anschriften der Verfasser:

Dr. Viktor Mertsch
Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft,
Natur- und Verbraucherschutz NRW
Schwannstr. 3
40476 Düsseldorf
E-Mail: viktor.mertsch@mkulnv.nrw.de

Dr. Heinrich Herbst
Grontmij GmbH
Graeffstr. 5
50823 Köln
E-Mail: heinrich.herbst@grontmij.de

Klaus Alt
Hydro Ingenieure
Stockkampstr.10
40477 Düsseldorf
E-Mail: Klaus.Alt@hydro-ingenieure.de