

Leistungsfähigkeit granulierter Aktivkohle zur Entfernung organischer Spurenstoffe aus Abläufen kommunaler Kläranlagen

Ein Überblick über halb- und großtechnische Untersuchungen – Teil 1: Veranlassung, Zielsetzung und Grundlagen

Frank Benstöm (Aachen), Andreas Nahrstedt (Mülheim a. d. Ruhr), Marc Böhler (Dübendorf/Schweiz), Gregor Knopp (Darmstadt), David Montag (Aachen), Hansruedi Siegrist (Dübendorf/Schweiz) und Johannes Pinnekamp (Aachen)

Zusammenfassung

Abläufe kommunaler Kläranlagen sind ein wesentlicher Eintragspfad organischer Spurenstoffe in die Gewässer. Im vorliegenden Übersichtsbeitrag wurden 34 Studien aus Deutschland, der Schweiz und den Niederlanden ausgewertet, die die Elimination von Spurenstoffen mittels granulierter Aktivkohle (GAK) untersuchten. Es konnte gezeigt werden, dass für die betrachteten Spurenstoffe die Leerbettkontaktzeit und insbesondere die organische Hintergrundmatrix, gemessen als DOC, entscheidend für die erzielbaren Bettvolumina und damit für den kostenrelevanten Verbrauch von GAK zur Spurenstoffelimination sind. Die vorherige Abtrennung von Feststoffen aus dem zu behandelndem Wasser und die Herstellungsart der GAK (frische GAK oder Reaktivat) scheinen hingegen keinen eindeutigen Effekt auf die erzielbaren Bettvolumina zu haben. Hier sind jedoch weitere Einzeluntersuchungen durchzuführen, die diese Effekte bei sonst identischen Versuchsbedingungen ergründen. Zur Ermittlung der Wirtschaftlichkeit des GAK-Verfahrens sind für den spezifischen Fall die praxisnahe Parallelschaltung von Adsorbern, die Spülintervalle aufgrund der Feststofffracht, die gegebenenfalls veränderte Adsorptionsleistung durch Reaktivierung und die durch Handling bei Ein- und Ausbau, Transport und Abbrand bei der Reaktivierung entstehenden Massenverluste in die Betrachtung mit einzubeziehen. Von besonderer Bedeutung für die Berechnung der Wirtschaftlichkeit des Verfahrens zur Spurenstoffelimination sind die Definition des Abbruchkriteriums für die GAK-Standzeit und die Wahl der Spurenstoffe zur Beurteilung der Eliminationsleistung.

Schlagwörter: Abwasserreinigung, kommunal, Granulierte Aktivkohle, Filtration, Spurenstoff, Adsorption

DOI: 10.3242/kae2016.03.002

Abstract

Efficiency of Granulated Activated Carbon for the Removal of Organic Trace Elements from Discharges from Municipal Wastewater Treatment Plants An Overview of Semi-Industrial and Industrial Investigations – Part 1: Background, Objectives and Basic Principles

Discharges from municipal wastewater treatment plants are a significant input path for organic trace elements into bodies of water. In this overview article, 34 studies from Germany, Switzerland and the Netherlands, which investigated the removal of trace elements by means of granulated activated carbon (GAC), have been analysed. It could be shown that, for the trace elements considered, the empty bed contact time and in particular the organic background matrix, measured as DOC, are decisive for the achievable bed volume and thus for the cost-relevant consumption of GAC for trace element removal. The previous separation of solid matter from the water to be treated and the method of manufacture of the GAC (fresh GAC or reactivated product) on the other hand appear to have no clear cut effect on the achievable bed volume. Here, however, further individual investigations are to be carried out, which explore these effects with otherwise identical test conditions. For the determination of the economic efficiency of the GAC process, the near practical parallel switching of adsorbers, the flushing interval due to the solid matter load, the possibly modified adsorption performance through reactivation and the mass losses resulting with reactivation through handling with emplacement and removal, transport and combustion, are to be included in the examination. Of particular significance for the calculation of the economic efficiency of the process for trace element removal are the definition of the break-off criterion for the GAC life and the selection of the trace elements for the assessment of the removal performance.

Key words: wastewater treatment, municipal, granulated activated carbon, filtration, trace element, adsorption

1 Veranlassung

Ausbauzustand und Reinigungsleistung mittlerer und großer kommunaler Kläranlagen befinden sich heute auf einem sehr hohen Niveau und leisten einen wesentlichen Beitrag zum Gewässer- und Trinkwasserschutz. Neben den klassischen Schmutz- und Nährstofffrachten gelangen in nicht unerheblichen Mengen auch synthetische Verbindungen in das Abwasser, deren Art und Herkunft durch den menschlichen Gebrauch sehr unterschiedlich bestimmt sein kann. Dazu gehören Produkte wie Arzneimittel, Stoffe für den Pflanzen- und Materialschutz, Körperpflege- und Reinigungsmittel sowie spezifische Chemikalien, die in Gewerbe und Industrie Verwendung finden.

Eine Vielzahl dieser organischen Spurenstoffe (auch Mikroverunreinigungen/Spurenschadstoffe) im Abwasser werden jedoch aufgrund ihrer schlechten biologischen Abbaubarkeit in konventionellen Abwasserreinigungsanlagen nur unzureichend oder zum Teil gar nicht entfernt. Somit sind Abläufe von kommunalen Kläranlagen neben der Landwirtschaft, diffusen Quellen und Mischwasserentlastungen der Haupteintragspfad für diese Stoffe in die Oberflächengewässer. Es ergeben sich in den Gewässern nur sehr geringe Konzentrationen im ng/l- oder µg/l-Bereich, und sie belasten die Gewässer aufgrund des meist kontinuierlichen Gebrauchs der Substanzen mit einer relativ gleichmäßigen Fracht [1–3]. Hieraus können sich chronische negative ökotoxikologische Effekte für die Gewässerbiozönose ergeben [4]. Eine in der Schweiz flächendeckend durchgeführte Studie zeigt, dass für viele Verbindungen Qualitätsziele im Unterlauf von Kläranlagen nicht erreicht werden können, insbesondere in Gewässern mit hohem Abwasseranteil [5]. Die Formulierung von Qualitätszielen in den Gewässern befindet sich in einem fortlaufenden Prozess, da sukzessiv neue Erkenntnisse über die Effekte und das Verhalten der Vielzahl der verschiedenen Substanzen erarbeitet werden [6, 7].

Als technische Lösungen zur Realisierung einer gezielten Spurenstoffelimination bei kommunalen Kläranlagen haben sich neben oxidativen Verfahren wie der Ozonung des Kläranlagenablaufs auch eine adsorptive Behandlung mit Pulveraktivkohle (PAK) als großtechnisch machbar und wirtschaftlich vertretbar herausgestellt [1, 8, 9]. Einige großtechnische Anlagen zur Ozonung und Pulveraktivkohlebehandlung wurden bereits in der Schweiz und Deutschland gebaut. An ihnen werden derzeit im kontinuierlichen Betrieb zunehmend mehr Erfahrungen und Ergebnisse im Umgang mit diesen neuen Verfahren der Abwasserreinigung gewonnen. Neben den genannten Verfahren wurde und wird die Anwendung von granulierter Aktivkohle (GAK) zur Spurenstoffelimination betrachtet, die sich seit Jahrzehnten im Trinkwasserbereich bewährt hat.

Zur Erreichung weitergehender Eliminationen von Feststoffen und Phosphor im biologisch gereinigten kommunalen Abwasser werden diskontinuierlich gespülte Raumfilter auf vielen Kläranlagen verwendet, die zum Teil eine vorhergehende Flockung/Fällung des Abwassers einschließen. Diese Infrastrukturen können prinzipiell für eine Adsorption von Spurenstoffen an GAK genutzt werden, indem das bestehende Filtermaterial (Sand und/oder Anthrazit/Blähschiefer oder Alumosilikate) gegen GAK ausgetauscht wird oder das quasi-feststofffreie Wasser aus dem Ablauf der Filtrationen zur Beschickung von nachgeschalteten GAK-Adsorbern verwendet wird. Der vorlie-

gende Beitrag gibt eine Übersicht der verschiedenen halb- und großtechnischen Untersuchungen unter Angabe von Kennzahlen zur Beschreibung der GAK, des Prozesses und der Abwassermatrix. Weiterhin werden die erzielten Reinigungsleistungen für ausgewählte Spurenstoffe und definierte Grenzkriterien in Abhängigkeit von den Kennzahlen gebracht und diskutiert.

2 Ziele

Der vorliegende Beitrag soll eine Übersicht über die bereits durchgeführten halb- und großtechnischen Untersuchungen zur Adsorption an GAK mit dem Ziel der Spurenstoffelimination aus kommunalem Abwasser geben. Zudem sollen die für die Betriebskosten maßgeblichen erzielten Bettvolumina [10, 11] bis zur Erreichung definierter Grenzkriterien dargestellt werden.

Bei der Frage nach der Abhängigkeit der erzielten Bettvolumina von gewählten Verfahrensparametern werden folgende potenziell zu erwartenden Zusammenhänge aus den Daten der Studien näher betrachtet. Abhängigkeit der erzielten Bettvolumina von der:

- Prozess-Kennzahl Leerbettkontaktzeit EBCT [min] (engl. Empty Bed Contact Time: $EBCT [min] = GAK \text{ Betthöhe } h_{GAK} / \text{Filtergeschwindigkeit } v_f$),
- Abwassermatrix-Kennzahl DOC im Adsorberzulauf $c_{0,DOC}$ [mg/l] und
- GAK-Kennzahl Herstellungsart (Frischkohle oder Reaktivat).

Nicht weitergehend betrachtet wird hingegen die grundsätzliche Frage, welche Faktoren neben der adsorptiven Leistung maßgeblich sind, wenn über eine gegebenenfalls konkurrierende Nutzung der Einzelfilter einer Flockungsfiltrationsstufe zu entscheiden ist: Die P-Elimination mit Fällmittel und konventionellen Filtermaterialien gegenüber einer Spurenstoffelimination mit GAK. In den letzten Jahren hat der Kläranlagenzulauf vieler kommunaler Kläranlagen einen Rückgang der Frachten von DOC, CSB, und P_{ges} erfahren, sodass an den dort bestehenden Flockungsfiltrationsstufen neu nutzbare Freiheitsgrade entstanden sind. Weiterhin wird die Frage des maximalen Feststoffgehalts im Zulauf eines GAK-Adsorbers, ab dem dieser nicht mehr wirtschaftlich zu betreiben wäre, aufgrund der bislang fehlenden Daten und der Abhängigkeit vom spezifischen Einzelfall explizit nicht erörtert. Im Weiteren wird der Begriff Adsorber synonym für GAK-Filter, GAK-Raumfilter oder GAK-Tiefenfilter verwendet, da hier die adsorptive Wirkung der GAK im Vordergrund stehen soll.

3 Theoretische Grundlagen

3.1 Aktivkohle und deren Herstellung

Aktivkohle bietet mit ihrer sehr großen inneren Oberfläche (typisch: 800–1200 m²/g) eine hohe Adsorptionskapazität zur Aufnahme gelöster organischer Wasserinhaltsstoffe. Diese ist abhängig vom Aktivkohletyp, das heißt vom Ausgangsrohstoff (Stein- und Braunkohle, Kokosnussschale, Holz, Torf, synthetische Polymere), von der Art und Weise, wie dieser Rohstoff bei der Produktion zunächst thermisch verkocht (möglichst weitgehende Entfernung von flüchtigen Bestandteilen) wurde, und

von der anschließenden thermischen Aktivierung (gezielter Abbrand von Kohlenstoff zur Vergrößerung der inneren Oberfläche). Diese Faktoren beeinflussen die innere Kornstruktur sowie die Größe und die physikalisch-chemischen Eigenschaften der inneren Oberfläche aus inhomogenen mikrokristallinen Graphitschichten [12, 13]. GAK weist Korndurchmesser von wenigen Millimetern auf (ca. 0,5–4,0 mm) und wird zur Spurenstoffelimination als Schüttung in Adsorbern eingesetzt [14].

3.2 Vorgang der Adsorption und Einflussfaktoren

Zur Beschreibung des Adsorptionsvorgangs werden das Adsorptionsgleichgewicht und die Adsorptionskinetik unterschieden. Das Adsorptionsgleichgewicht ist der stationäre Zustand zwischen der adsorbierten Menge eines Stoffes (Adsorptiv), ausgedrückt über die Beladung in mg Adsorptiv zu g Adsorbens (Aktivkohle), und der in der Lösung verbliebenen Adsorptivmenge bei konstanter Temperatur und hinreichender Kontaktzeit. Die Dauer bis zum Einstellen des Gleichgewichtszustandes ist durch Konvektions- und Diffusionsvorgänge (Adsorptionskinetik bzw. -geschwindigkeit) gekennzeichnet. Der äußere Stofftransport aus der Flüssigkeit ist maßgeblich durch Konvektion geprägt und kann somit durch die Erhöhung der Turbulenz in der wässrigen Phase beschleunigt werden. Die Geschwindigkeit der an und in der Aktivkohle stattfindenden Diffusionsvorgänge ist maßgeblich vom Konzentrationsunterschied, der stoffspezifischen Diffusionskonstanten, der Temperatur und Viskosität abhängig. In der Regel kann dies in der Praxis nicht beeinflusst werden [13, 15, 16].

Die Adsorption organischer Moleküle an Aktivkohle, wie beispielsweise organischer Spurenstoffe, ist von unterschiedlichen stoffspezifischen Eigenschaften (Molekülgröße, Ladung, Hydrophobizität) und Umweltbedingungen abhängig. Hieraus resultiert, dass nicht alle Spurenstoffe gleich gut an Aktivkohle adsorbieren. Ein wesentlicher praxisrelevanter Faktor ist die Konkurrenz um freie Adsorptionsplätze in einem Multikomponentensystem, wie kommunalem Abwasser. Die einzelnen Stoffe beeinflussen sich gegenseitig, sodass bereits adsorbierte Stoffe wieder in die flüssige Phase verdrängt werden können. Dies erfolgt für schlechter adsorbierbare Stoffe stärker/einfacher als für gut adsorbierbare Stoffe. Das Adsorptionsvermögen eines Stoffes ist im Vergleich zu einem Einkomponentensystem reduziert. Im Adsorber kann dieser Effekt dazu führen, dass Stoffe mit einer geringeren Adsorbierbarkeit durch Stoffe mit einer besseren Adsorbierbarkeit verdrängt werden. Diese Verdrängung kann insbesondere nach langen Laufzeiten bewirken, dass diese Stoffe im Ablauf des Adsorbers in einer höheren Konzentration als im Zulauf nachweisbar sind („Chromatoeffekt“) [13, 16, 17].

3.3 Definition der Prozess-Parameter von GAK-Adsorbern

Zur Charakterisierung des GAK-Adsorbers aus verfahrenstechnischer Sicht können – wie bei der Filtration allgemein üblich – die Höhe der GAK-Schicht h_{GAK} [m] und die Filtergeschwindigkeit v_f [m/h] herangezogen werden. Die Filtergeschwindigkeit ist der Quotient des dem Adsorber zugeführten Volumensstroms Q [m³/h] und der Filterfläche A [m²]. [18] konnte zeigen, dass der Quotient aus Filtergeschwindigkeit und Höhe der GAK-Schicht den Adsorptionsprozess hinreichend charakteri-

siert, sodass oftmals auf die alleinige Größe der Leerbettverweilzeit (engl. Empty Bed Contact Time, EBCT [min] = h_{GAK}/v_f) zurückgegriffen wird. Die EBCT ist die Aufenthaltszeit, die das Wasser als zu behandelndes Medium benötigt, um das vom GAK-Bett beanspruchte Volumen als leeres Volumen zu durchströmen.

Für eine normierte Darstellung des zeitlichen Reinigungsverhaltens von GAK-Adsorbern werden üblicherweise sogenannte Bettvolumina (BV in m³_{Wasser}/m³_{GAK}) verwendet. Im Gegensatz zur Angabe von Laufzeiten – in zum Beispiel Monaten – haben diese den Vorteil, dass das eingesetzte Volumen des GAK-Betts in der Größe enthalten ist und so ein Vergleich von Ergebnissen unterschiedlicher GAK-Adsorber ermöglicht wird. Zur Abbildung des Durchbruchverhaltens von Qualitätskomponenten (zum Beispiel definierte Spurenstoffe oder DOC) wird die Zulaufkonzentration des Adsorbers c_0 auf die Ablaufkonzentration c der jeweiligen Komponente i ($c_i/c_{i,0}$) bezogen.

3.4 Durchbruchkurve und Ausnutzung der Adsorptionskapazität durch Parallelschaltung

Zu Beginn des Beladungsvorgangs eines, in diesem Fall abwärtsdurchströmten, GAK-Adsorbers (Abbildung 1, $t = 0$) weist die GAK noch keine Beladung auf. Mit fortschreitender Zeit wird das GAK-Bett von oben nach unten beladen. Dabei bildet sich innerhalb des Adsorbers eine wachsende Zone beladener und eine schrumpfende Zone unbeladener GAK aus



MECANA

UMWELTTECHNIK



Tuchfilter zur Abtrennung von Pulveraktivkohle

Auf der Kläranlage Lahr wird nach der Adsorptionsstufe erfolgreich eine Polstofffiltration eingesetzt.







Mecana Polstofffiltration

effizient, wirtschaftlich und robust!

Mecana Umwelttechnik GmbH
CH-8864 Reichenburg | T +41 55 464 12 00

www.optifibermedia.com
www.mecana.ch | info@mecana.ch

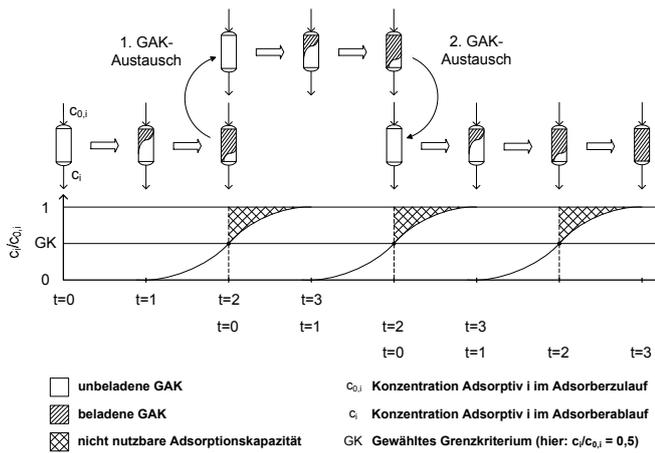


Abb. 1: Schematisierte Durchbruchskurven und nicht nutzbare Adsorptionskapazität bei Einzeladsorbern

($t = 1$). Der Bereich zwischen diesen Zonen wird als Massentransferzone (MTZ) oder Massenübergangszone bezeichnet, da hier die eigentlichen Adsorptionsvorgänge zum Zeitpunkt der Betrachtung erfolgen. Dieses theoretische Beladungsverhalten zeigt sich in realen Adsorbern jedoch nur, wenn sich nach einem Rückspülvorgang und der damit einhergehenden Klassierung des Filtermaterials, bedingt durch unterschiedliche Körnung und Dichte des Filtermaterials, die gleiche Schichtung wie zuvor einstellt.

Stellt man die Konzentration des Adsorptivs auf den Zulauf normiert ($c_i/c_{0,i}$) gegen die Zeit oder die durchgesetzten Bettvolumina dar, so gelangt man zu der in Abbildung 1 dargestellten schematisierten Durchbruchskurve. Die Form der tatsächlichen Durchbruchskurve in der Praxis ist abhängig von der Adsorptionsisotherme des betrachteten Adsorptivs, den spezifischen Massentransferraten und der konkurrierende Adsorption. Es zeigt sich, dass erst wenn die Massentransferzone die unterste GAK-Schicht erreicht hat, eine Konzentration des Adsorptivs im Ablauf ($= c_i/c_{0,i} > 0$) messbar wird. Wenn ein in der jeweiligen Anwendung – zum Beispiel aufgrund gesetzlich einzuhaltender Bestimmungen – zu definierendes Grenzkriterium (GK) erreicht wird, muss die beladene GAK gegen unbeladene ausgetauscht werden (erstmalig bei $t = 2$). Es wird deutlich, dass obwohl ein Austausch der GAK zur Einhaltung des GK erforderlich ist, die Adsorptionskapazität noch nicht erschöpft ist ($c_i < c_{0,i}$). Eine Parallelschaltung von GAK-Adsorbern führt hingegen zu einer deutlich besseren Ausnutzung der verwendeten GAK und damit zu einer längeren durchschnittlichen Standzeit, sofern immer die höchstbeladene GAK gegen unbeladene GAK ausgetauscht wird [19, 20]. Diese Tatsache liegt darin begründet, dass durch den sukzessiven Austausch der GAK ein Teil der Adsorber immer deutlich unterhalb des definierten GK betrieben wird. Da jedoch nur die Mischung aus allen Abläufen das GK unterschreiten muss, kann ein Teil der Adsorber oberhalb des zulässigen Grenzwerts betrieben werden. Bei bekannter Durchbruchskurve eines Einzeladsorbers können die sich ergebende Laufzeitverlängerung und damit die erzielbaren Bettvolumina durch Parallelschaltung iterativ ermittelt werden. Die aus der quasi-linearen Durchbruchskurve auf der Kläranlage Düren ermittelte Laufzeitverlängerung durch Parallelschaltung von sechs Adsorbern beträgt für den Spurenstoff Carbamazepin mit dem Grenzkriterium $c_i/c_{0,i} = 0,2$ (entspricht 80 % Restelimination im Adsor-

ber) beispielsweise mehr als 70 % im Vergleich zum Einzeladsorber [21]. Die durch Parallelschaltung zu erzielende Laufzeitverlängerung ist insbesondere abhängig von der Anzahl der Adsorber, dem Reinigungsziel und der Form der Durchbruchskurve und ist deshalb fallspezifisch aus der Durchbruchskurve des Einzeladsorbers zu ermitteln.

3.5 Möglichkeiten der Einbindung von GAK-Adsorbern in kommunale Kläranlagen

GAK sollte im Allgemeinen in einem biologisch behandeltem, weitgehend feststofffreien Abwasser eingesetzt werden, da die GAK-Adsorber selbst eine feststofffilternde Wirkung haben und zu hohe Feststoffbeschickungen zu häufige Rückspülungen erfordern würden. Weiterhin ist eine gute biologische Reinigung vorzusehen, um die Beladung mit gelöstem, organischen Kohlenstoff (DOC) zu minimieren, da der DOC in Konkurrenz zu den Spurenstoffen bei der Aktivkohleadsorption steht [22, 23]. Deshalb sollten GAK-Adsorber im Ablauf einer gut bis sehr gut funktionierenden Nachklärung (NK) oder im Ablauf einer konventionellen Feststoffabtrennung, wie einer Festbettdenitrifikation, einem Flockungsfilter, einem Mikrosieb, einem Tuchfilter etc., eingesetzt werden.

Weiterhin ist die Einbindung von GAK-Adsorbern hinter Membranen möglich. Hierbei lassen sich insbesondere Membranbioreaktoren, die verfahrensbedingt ohne Nachklärung auskommen, und Mikro- oder Ultrafiltrationsmembranen unterscheiden. Für die Spurenstoffentfernung aus kommunalem Abwassers stehen somit folgende drei Verfahrensvarianten zur Verfügung:

1. Variante V1: GAK-Adsorber ohne vorgeschaltete Feststoffabtrennung: NK + GAK
2. Variante V2: GAK-Adsorber mit vorgeschalteter konventioneller Feststoffabtrennung durch Flockungsfilter (FF) oder Festbettdenitrifikation (FD): NK + FF + GAK oder NK + FD + GAK
3. Variante V3: GAK-Adsorber mit vorgeschalteter Feststoffabtrennung mittels Membranen durch Membranbioreaktor (MBR) oder nachgeschalteten Membranen, wie Mikrofiltration (MF) oder Ultrafiltration (UF): MBR + GAK, NK + MF + GAK oder NK + UF + GAK.

Weiterhin lassen sich die GAK-Adsorber hinsichtlich der Durchströmungsrichtung (abwärts oder aufwärts) und des verwendeten Drucks (Gravitations- oder Druckfilter) unterscheiden. Für die Verwendung von GAK lassen sich oftmals bereits vorhandene bauliche Strukturen umnutzen. In Frage kommen dazu bei der GAK zum Beispiel bestehende Flockungsfilter, wobei hier durch Austausch des alten Filtermaterials durch GAK und Anpassung der Betriebseinstellungen (Spülprogramm, Spülgeschwindigkeit etc.) eine Umnutzung einzelner Filter/Filterzellen vorgenommen werden kann [24, 25]. Ein Sonderfall der GAK-Anwendung besteht in der Verwendung von sogenannten kontinuierlich gespülten Filtern als GAK-Adsorber. Diese werden aufgrund der fundamental anderen Wirkungsweise (andere Schichtung der GAK entsprechend des Korndurchmessers/der Dichte und andere Durchbruchskurven wie bei diskontinuierlich gespülten GAK-Adsorbern) an dieser Stelle nicht weiter betrachtet. Kontinuierlich gespülte GAK-Adsorber werden zum Beispiel in [26] behandelt.

3.6 Reaktivierung von GAK und Charakterisierung mittels GAK-Kennzahlen

Mit zunehmender Beladung der GAK geht eine stetige Verminderung der Eliminationsleistung im Ablauf des Adsorbers einher. Wird das Grenzkriterium erreicht, müssen die Aktivkohlen thermisch reaktiviert oder durch frische Aktivkohlen ersetzt werden. Für den Ausbau der erschöpften GAK wird der Filterbetrieb unterbrochen, die GAK hydraulisch aus den Filtern in Silotransporter überführt und zu einem entsprechenden Dienstleister gebracht. Von diesem wird die GAK in der Regel chargenrein gelagert, reaktiviert, gesiebt und zurückgeliefert. Beim Reaktivierungsprozess wird die GAK, deren Korn noch mit Wasser gefüllt ist, in der Regel ohne mechanische Vortrocknung durch einen Drehrohrofen (seltener: Etagenofen oder Wirbelschicht) mit mehreren Zonen transportiert: die Korn-trocknung bei geringer Temperatur, die Desorption von flüchtigen organischen Verbindungen und die Pyrolyse bei 800 °C. [27, 28] geben die Verluste bei der Reaktivierung durch Abbrand und Abrieb mit typischerweise zwischen 5 und 10 %, [29] mit 5 bis 15 % an. Diese Verluste hängen insbesondere von der GAK-Sorte und der Betriebsweise des Reaktivierungs-ofens ab und müssen durch frische GAK – das sogenannte Make-Up – wieder ausgeglichen werden. Ein großer Teil dieser Verlustmenge beim Abrieb während der Reaktivierung gelangt in der Regel als Pulveraktivkohle wieder in den Handel.

Literatur

[1] Abegglen, C., Siegrist, H.: *Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen*, Hrsg.: Bundesamt für Umwelt, Umwelt-Wissen, Nr. 1214, Bern, 2012

[2] Bergmann, A., Fohrmann, R., Hembrock-Heger, A.: Bewertung der Umweltrelevanz von Arzneistoffen, *Umweltrelevanz und Schadstoff-Forschung* 2008, 20 (3), 197–208

[3] Merkel, W.: Arzneimittelrückstände in der aquatischen Umwelt: Neue Herausforderungen an Abwasserreinigung und Trinkwasseraufbereitung?, *GWF Wasser Abwasser* 2004, 145 (5), 326–335

[4] Suter, J. M., Holm, P.: *Dem Fischrückgang auf der Spur*, Schlussbericht des Projekts Netzwerk Fischrückgang Schweiz – „Fischnetz“, Hrsg.: EAWAG und BUWAL, 2004, www.fischnetz.ch/content_d/publ/Publications/Kurz_Schlussbericht/schlussbericht_deutsch.pdf

[5] Gälli, R., Ort, C., Schärer, M.: *Mikroverunreinigungen in den Gewässern. Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentwässerung*, Hrsg.: Bundesamt für Umwelt, Umwelt-Wissen, Nr. 917, Bern, 2009

[6] Carvalho, R. N., Ceriani, L., Ippolit, A., Lettieri, T.: *Development of the first Watch List under the Environmental Quality Standards Directive, Directive 2008/105/EC, as amended by Directive 2013/39/EU, in the field of water policy*, JRC Technical Report, EUR 27142EN, Hrsg.: European Commission, 2015

[7] Richtlinie 2013/39/EU des europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik

[8] Böhler, M., Zwickelpflug, B., Hollender, J., Thernes, J., Joss, A., Siegrist, H.: Removal of micropollutants in municipal wastewater treatment plants by powder-activated carbon, *Water Science and Technology* 2012, 66 (10), 2115–2121

[9] Metzger, S.: *Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser*, Dissertation, TU Berlin, 2010, Oldenbourg Industrieverlag, München

[10] Bornemann, C., Hachenberg, M., Kazner, C., Herr, J., Jagemann, P., Lyko, S., Benstöm, F., Montag, D., Platz, S., Wett, M., Kaub, J. M., Ko-

lisch, G., Osthoff, T., Rolfs, T., Stepkes, H.: *Projekt Nr. 5: Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle. Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren*, Abschlussbericht, Hrsg.: Arge „Forschung Spurenstoff NRW“ – MIKROFlock, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2012, www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_MikroFlock.pdf

[11] Nahrstedt, A., Alt, K., Barnscheidt, I., Fritsche, J., Sünder, T., Burbaum, H., Klak, A.: *CSB- und Spurenstoffadsorption am Aktivkohlefestbett*, Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2011, www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_AOL.pdf

[12] Kientle, H. von, Bäder, E.: *Aktivkohle und ihre industrielle Anwendung*, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 1980

[13] Sontheimer, H., Frick, B. R., Fettig, J., Hörner, G., Hubele, C., Zimmer, G.: *Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung*, Hrsg.: Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe, Karlsruhe, 1985

[14] Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D.: *Wastewater engineering. Treatment and reuse*, McGraw-Hill, 4. Aufl., Boston, 2003

[15] Fahlenkamp, H., Nöthe, T., Nowotny, N., Launer, M.: *Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen. Phase 3 (Projekt-Nr.: IV-9-0421720030)*, Abschlussbericht, Hrsg.: Technische Universität Dortmund, gerichtet an das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2008



Satelliten-Roboter

Innovativ und richtungsweisend

Als erfahrener Spezialist für Kanalsanierungen in geschlossener Bauweise bieten wir Ihnen ingenieurtechnisches Know-how und zuverlässige Qualitätsarbeit. Von uns als Komplettanbieter erhalten Sie wirtschaftliche Gesamtlösungen.

SWP-Wickelrohr · Schlauch-Lining · Close-Fit-Lining · Grundleitungs-sanierung · Großprofil-sanierung · Schacht- und Bauwerksanierung
KATE-Roboter · Quick-Lock-System · EDS-System · SAT-Roboter
UV-Lichtliner · ZM-Verpresstechnik · Kurzliner-Technik · Sonderverfahren

Geiger Kanaltechnik – Geschlossen für die Umwelt.

Geiger Kanaltechnik GmbH & Co. KG
München · Kempten · Stuttgart
Aschaffenburg · Bochum · Regensburg
kanaltechnik@geigergruppe.de
www.geigergruppe.de/kanaltechnik

Geiger

- [16] Bathen, D., Breitbach, M.: *Adsorptionstechnik*, Springer, Berlin, 2001
- [17] DVGW-W239: *Entfernung organischer Stoffe bei der Trinkwasseraufbereitung durch Adsorption an Aktivkohle*, Bonn, 2011
- [18] Krückels, W., Weyl, R., Buchholz, H.: *Untersuchung der Adsorption organischer Reststoffe an Aktivkohlen unter den Bedingungen der weitergehenden Abwasserreinigung*, Schlussbericht über das Teilprojekt 4 des Sonderforschungsbereiches 82, Kommissionsverlag Oldenbourg, 1976
- [19] Sontheimer, H., Crittenden, J. C., Summers, R. S., Hubele, C.: *Activated carbon for water treatment*, 2. Aufl., DVGW-Forschungsstelle, Karlsruhe, 1988
- [20] Roberts, P. V., Summers, R. S.: Performance of granular activated carbon for total organic carbon removal, *Journal AWWA (American Water Works Association)* 1982, 72 (2), 113–118
- [21] Benstöm, F., Stepkes, H., Rolfs, T., Montag, D., Pinnekamp, J.: *Untersuchung einer bestehenden Filterstufe mit dem Einsatz von Aktivkohle zur Entfernung organischer Restverschmutzung auf der Kläranlage Düren-Merken*, Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2014, www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/20140131-Abschlussbericht-WVER-GAK_end.pdf
- [22] Worch, E.: *Adsorption Technology in Water Treatment: Fundamentals, Processes and Modeling*, Walter de Gruyter, Berlin, 2012
- [23] Zietzschmann, F., Altmann, J., Ruhl, A.S., Dünnebier, U., Dommisch, I., Sperlich, A., Meinel, F., Jekel, M.: Estimating organic micro-pollutant removal potential of activated carbons using UV absorption and carbon characteristics, *Water Research* 2014, 56, 48–55
- [24] Nahrstedt, A., Burbaum, H., Mauer, C., Alt, K., Sürder, T., Fritsche, J.: Der Einsatz von granulierter Aktivkohle auf dem Verbandsklärwerk „Obere Lutter“, *KA Korrespondenz Abwasser Abfall* 2014, 61 (5), 408–426
- [25] Benstöm, F., Pinnekamp, J.: *Übersicht über die verfahrenstechnischen Möglichkeiten der Anwendung von Aktivkohle auf kommunalen Kläranlagen*, in: Aachener Schriften zur Stadtentwässerung, Band 16, 13. Kölner Kanal und Kläranlagen Kolloquium, 17./8. Oktober 2012, Köln, Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp (Hrsg.), Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, 2012
- [26] Jedele, K., Müller, M.: Technologien zur Entfernung von Spurenstoffen und Keimen. Eine Bewertung der in Schussen Aktivplus realisierten Methoden aus Sicht des Ingenieurs, Präsentation auf der Abschlussveranstaltung BMBF-Verbundprojekt „Schussen Aktivplus“, 2015
- [27] Henning, K.-D., Wanzl, W.: *Herstellung von kohlenstoffhaltigen Adsorptionsmitteln*, in: Schmalfeld, J., Deutsche Wissenschaftliche Gesellschaft für Erdöl, Erdgas und Kohle e. V (Hrsg.): *Die Veredlung und Umwandlung von Kohle, Technologien und Projekte 1970 bis 2000 in Deutschland*, Hamburg, 2008
- [28] Çeçen, F., Akta, Ö.: *Activated Carbon for Water and Wastewater Treatment. Integration of Adsorption and Biological Treatment*, Wiley-VCH, Weinheim, 2012
- [29] Grombach, P., Haberer, K., Merkl, G., Trüeb, E. U.: *Handbuch der Wasserversorgungstechnik*, 3. Aufl., Oldenbourg Industrieverlag, München, 2000

Autoren

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Johannes Pinnekamp

Dr.-Ing. David Montag

Dipl.-Ing. Frank Benstöm (Korrespondenzautor)

Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen

Mies-van-der-Rohe Straße 1, 52074 Aachen

E-Mail: benstoem@isa.rwth-aachen.de

Dr.-Ing. Andreas Nahrstedt

IWW Rheinisch-Westfälisches Institut

für Wasserforschung gGmbH

Moritzstraße 26

45476 Mülheim an der Ruhr

E-Mail: a.nahrstedt@iww-online.de

Prof. Dr. Hansruedi Siegrist

Dipl.-Ing. Marc Böhler

Eidgenössische Anstalt für Abwasserreinigung,

Wasserversorgung und Gewässerschutz, Eawag

Überlandstrasse 133, Postfach 611

8600 Dübendorf, Schweiz

E-Mail: marc.boehler@eawag.ch

M. Sc. Gregor Knopp

Technische Universität Darmstadt

Institut IWAR – Fachgebiet Abwassertechnik

Franziska-Braun-Straße 7

64287 Darmstadt

E-Mail: g.knopp@iwar.tu-darmstadt.de



www.dwa.de/mediadaten

DWA
Klare Konzepte. Saubere Umwelt.

Mediainformationen 2016 jetzt online verfügbar!

Gerne senden wir Ihnen ein Angebot für Ihre Mediaplanung zu.

Kontakt: Christian Lange, Tel.: 02242 872-129, E-Mail: anzeigen@dwa.de

