

Huminstoffe und Trinkwasser – ein kleiner Ausschnitt aus dem globalen Kohlenstoffkreislauf

Prof. Dr. Joachim Fettig, Dipl.-Ing. Claudia Steinert

Das Element Kohlenstoff kommt auf der Erde nicht fest verteilt vor, sondern es wird ständig zwischen Atmosphäre, Biosphäre, Geosphäre und Hydrosphäre ausgetauscht und befindet sich somit in einem stetigen Kreislauf. In der Hydrosphäre wird Kohlenstoff in Form gelöster anorganischer Verbindungen (Kohlenstoffdioxid bzw. Bikarbonat) sowie in Form partikulärer oder gelöster organischer Komponenten vom Land in die Ozeane transportiert. Die gelösten natürlichen organischen Substanzen sind die sogenannten Huminstoffe als Abbauprodukte abgestorbener Biomasse. Obwohl selbst für die menschliche Gesundheit unbedenklich, können sie die Qualität von Trinkwasser über Sekundärwirkungen negativ beeinflussen. Deshalb ist es notwendig, sich mit ihrer Rolle in verschiedenen Wasseraufbereitungsprozessen zu befassen und ggf. Verfahren einzusetzen, mit denen sie wirksam entfernt werden können.

Der globale Kohlenstoffkreislauf

Vor 23 Jahren, im März 1977, trafen sich in Ratzeburg 66 Wissenschaftler aus 22 Ländern, um während eines einwöchigen Workshops die vorhandenen Daten zur Verteilung des Elements Kohlenstoff auf der Erde und den ständigen Mengenaustausch zwischen den Kompartimenten Geosphäre, Hydrosphäre, Atmosphäre und Biosphäre zu diskutieren und daraus quantitative Erkenntnisse abzuleiten. Obwohl es schon zuvor Ansätze gegeben hatte, Vorkommen und Transport des Kohlenstoffs zu beschreiben, markiert dieser Workshop gewissermaßen den Beginn der Modellierung des globalen biogeochemischen Kohlenstoffkreislaufs [1].



Bild 1: Das Hochmoor Mecklenbruch im Solling (Foto: privat)

Kohlenstoff spielt für die Existenz von pflanzlichem und tierischem Leben eine Schlüsselrolle. Die ständig in der Biosphäre gebundene Masse wird mit mindestens $550 \cdot 10^{12}$ kg angenommen, wobei über 98% der Pflanzenwelt zuzurechnen sind. Die Pflanzen nehmen den Kohlenstoff aus der Luft in Form von Kohlenstoffdioxid (CO_2) auf und synthetisieren daraus organische Verbindungen. Nach dem Absterben von Pflanzen oder Pflanzenteilen (Laubfall) wird ein bestimmter Anteil der toten Biomasse durch Mikroorganismen mineralisiert. Dabei entsteht wieder CO_2 , das zum Teil direkt zurück in die Atmosphäre gelangt oder, nach Aufnahme durch das Sickerwasser und Umsatz zu Bikarbonat im Grundwasser, als anorganische Kohlenstoffverbindung in die Ozeane transportiert wird.

Der direkte Rücktransport in die Atmosphäre geschieht im übrigen auch nahezu vollständig bei der Verbrennung von Biomasse (Holz). Solange nur nachwachsende Rohstoffe als Energieträger verbrannt werden, kann daher der CO_2 -Gehalt der Atmosphäre, der einer Gesamtkohlenstoffmasse von rund $700 \cdot 10^{12}$ kg entspricht, auf einem konstanten Niveau verharren. Wird dagegen, wie es seit etwa 150 Jahren in nennenswertem Umfang geschieht, fossiler organischer Kohlenstoff als Energieträger verbrannt, in dem eine Gesamtkohlenstoffmasse von mehr als $5000 \cdot 10^{12}$ kg gebunden ist, so kann man leicht nachvollziehen, dass damit die Gleichgewichtsverteilung des Kohlenstoffs empfindlich beeinflusst wird, sofern nicht diese zusätzliche CO_2 -Menge von jährlich etwa $6 \cdot 10^{12}$ kg an anderer Stelle gebunden werden kann. Zwar gibt es eine wichtige Senke für atmosphärisches CO_2 in den Ozeanen, doch beobachten wir ja bereits seit mehreren Jahrzehnten einen Anstieg des CO_2 -Gehaltes in der Atmosphäre und müssen uns über die daraus zu erwartende Veränderung des Wärmehaushaltes der Erde (Treibhauseffekt) Sorgen machen.

Der mikrobielle Abbau von Biomasse führt jedoch in der Regel nicht zu einer vollständigen Mineralisierung, sondern es entstehen auch organische Restprodukte, die sogenann-

ten Huminstoffe. Sie reichern sich in der oberen Bodenschicht an und werden entweder in langsamen Folgeprozessen mineralisiert, oder sie bilden im Boden ein Kohlenstofflager, z.B. in Form von Torf, oder sie werden vom Sickerwasser aus dem Boden herausgelöst. Die ständig in der oberen Bodenschicht vorhandene Masse an organischem Kohlenstoff wird auf etwa $1500 \cdot 10^{12}$ kg geschätzt, d.h. sie beträgt ein Mehrfaches der in lebenden Pflanzen gebundenen Masse.



Bild 2: Sickerwasser aus dem Hochmoor Mecklenbruch in Solling (Foto: privat)

Aus dem Humusvorrat des Bodens werden pro Jahr etwa $19 \cdot 10^{10}$ kg organischer Kohlenstoff in gelöster oder feinpartikulärer Form mit dem Grund- und Oberflächenwasser in die Ozeane transportiert. Der mittlere Gehalt der Flüsse an gelösten organischen Verbindungen beträgt $3,3 \text{ mg/l DOC}$ (Dissolved Organic Carbon), hinzu kommen noch etwa $1,8 \text{ mg/l}$ organischer Kohlenstoff in partikulärer Form. Das Vorkommen von Huminstoffen auf der Erde ist jedoch nicht abhängig von der jeweils anzutreffenden Biomasse, sondern wird in erster Linie durch das Klima bestimmt. Bei Temperaturen von über 25°C und

ausreichender Sauerstoffversorgung findet im Boden keine nennenswerte Akkumulation organischen Kohlenstoffs statt, während bei niedrigeren Temperaturen der Anfall der organischen Reststoffe größer ist als der mikrobielle Abbau, und sich somit auch vermehrt Huminstoffe im Grund- und Oberflächenwasser finden. Dies trifft vor allem auf die borealen Wälder der Nordhalbkugel und in sehr starkem Maß auf die arktische Tundra zu. In unseren Breiten findet man hohe Huminstoffgehalte in erster Linie im Bereich der Hochmoore in den Mittelgebirgen, wie in **Bild 1 und 2** veranschaulicht wird.

Wer auf Reisen schon einmal das schottische Hochland, Nordskandinavien, Sibirien oder den Norden Kanadas kennen gelernt hat, wird sich vielleicht erinnern, dass es dort nicht nur gelblich-braun gefärbtes Oberflächenwasser, sondern auch Trinkwasser mit einer deutlichen Färbung geben kann, die durch Huminstoffe verursacht wird. Auch bei uns enthält das Trinkwasser Spuren an Huminstoffen, deren Konzentration je nach Herkunft zwischen 0,5 und 2 mg/l DOC schwankt, obwohl es in der Regel keine für das Auge erkennbare Färbung aufweist. Es stellt sich daher generell die Frage, welche Relevanz die Huminstoffe für die Trinkwasserqualität haben und inwieweit sie ggf. durch eine Aufbereitung zu entfernen sind.

Beeinträchtigen Huminstoffe die Trinkwasserqualität ?

Aquatische Huminstoffe sind chemisch gesehen organische Moleküle uneinheitlicher Struktur mit Molmassen von einigen 100 g/mol bis zu vielen 10.000 g/mol. Sie bestehen aus den Hauptkomponenten Kohlenstoff (ca. 50 Massen%), Sauerstoff (ca. 40 Massen%) und Wasserstoff (ca. 5 Massen%) sowie Stickstoff und Schwefel. Aufgrund ihrer Heterogenität und grundsätzlichen Problemen bei den für Analysen erforderlichen Isolierungsverfahren ist es bis heute nicht gelungen, ihre Strukturen vollständig aufzuklären. Als Endprodukte (schneller) mikrobiologischer Abbauprozesse sind sie im wäbrigen Milieu

relativ stabil, d.h. sie werden lediglich in langen Zeiträumen von Monaten bis Jahren weiter mineralisiert. In Oberflächengewässern verändern sich ihre Strukturen unter dem Einfluß des Sonnenlichtes. Sie haben das Vermögen, sich an Partikeloberflächen adsorptiv anzulagern und andererseits auch eine Vielzahl gelöster Wasserinhaltsstoffe an sich zu binden.

Huminstoffe an sich sind gesundheitlich nicht bedenklich. Sie können jedoch eine Reihe von Sekundärwirkungen haben, die es erfordern, dass man sich mit ihnen beschäftigt. Nach einem groben Raster lassen sich die durch Huminstoffe bedingten Probleme in solche nutzungsbezogener, technischer oder gesundheitsbezogener Art unterteilen.

Nutzungsbezogene Probleme: Die Huminstoffmoleküle weisen insbesondere bei höheren Molmassen chromophore Strukturen auf, d.h. sie verursachen eine gelb-braune Färbung des Wassers, deren Intensität vom Huminstoffgehalt abhängt. Dadurch wird der ästhetische Eindruck beim Nutzer beeinträchtigt – nicht zufällig fordert die DIN 2000 für Trinkwasser in Deutschland, dass die Attribute farblos, klar und zum Genuß anregend erfüllt sein sollen. Trinkwasser mit einer Eigenfarbe könnte zudem zu der Assoziation führen, dass es auch noch andere „Verunreinigungen“ enthält. Im Leitungsnetz können Huminstoffe ausgefällt werden oder sich an den Wandungen anlagern, um dann in unregelmäßigen Abständen als eine Art Schlamm beim Verbraucher aus dem Hahn zu kommen. Die Eigenfarbe kann sich außerdem qualitätsmindernd bei der Wäsche weißer Textilien auswirken.

Technische Probleme: Huminstoffe verhalten sich in zahlreichen Aufbereitungsprozessen nicht inert, sondern beeinflussen diese und werden dabei selbst verändert. Ist also eine Vorbehandlung des Trinkwassers im Wasserwerk erforderlich, z.B. um partikuläre Stoffe zu entfernen oder um es zu desinfizieren, so können die optimalen Verfahrensparameter in starkem Maße von den Huminstoffen abhängen. Zudem sind dann in der Regel deutlich größere Mengen an Behandlungs-

chemikalien erforderlich, um das Aufbereitungsziel zu erreichen. Hohe Huminstoffgehalte können sich bei bestimmten Wasserqualitäten auch ungünstig auf die Korrosion in metallischen Leitungen auswirken.

Gesundheitsbezogene Probleme: Im Jahr 1974 entdeckte der holländische Wasserchemiker Johannes Rook, dass bei der Desinfektion huminstoffhaltigen Wassers mit Chlor nicht nur Mikroorganismen inaktiviert, sondern als sogenannte Desinfektionsnebenprodukte auch Chloroform und andere chlororganische Verbindungen im Konzentrationsbereich von einigen 10 µg/l bis über 100 µg/l gebildet werden. Wegen ihrer toxikologischen Relevanz wurde in der Folge für die chemische Gruppe der Trihalogenmethane im aufbereiteten Trinkwasser ein Grenzwert festgelegt, der aber nur eingehalten werden kann, wenn die Huminstoffkonzentration zum Zeitpunkt der Desinfektion relativ niedrig ist. Mit der Weiterentwicklung der instrumentellen Analytik in den letzten 25 Jahren konnte außerdem gezeigt werden, dass Huminstoffe mit zahlreichen Metallionen, und hier vorzugsweise Schwermetallen, Komplexverbindungen bilden können. Darüber hinaus sind sie in der Lage, hydrophobe organische Substanzen, wie z.B. bestimmte Pestizide oder polycyclische Kohlenwasserstoffverbindungen, sorptiv zu binden. Vom norwegischen Chemiker Egil Gjessing sind sie deshalb auch als ein „Staubsauger“ im aquatischen Milieu charakterisiert worden. Obwohl selbst eigentlich unbedenklich, können Huminstoffe also durch Anlagerung oder Einbindung von gesundheitlich bedenklichen Substanzen zu problematischen Komponenten im Wasser werden.

Die beschriebenen Wirkungen und Effekte hängen nicht nur von den Konzentrationen der Huminstoffe, sondern auch von ihren Eigenschaften und von weiteren Wasserqualitätsparametern wie pH-Wert, Salzgehalt und Härte ab. Daher wurde es bisher nicht als sinnvoll erachtet, einen generellen Grenzwert für die Huminstoffkonzentration in Trinkwasser festzulegen. Zwar wird derzeit diskutiert, in die neue deutsche Trinkwasserverordnung eine maximale DOC-Konzentration von

5 mg/l aufzunehmen, doch viel stringenter ist das bei uns und in anderen europäischen Ländern praktizierte Minimierungskriterium, demzufolge die Bildung von Desinfektionsnebenprodukten bei der Aufbereitung so gering wie möglich zu halten ist.

Aufbereitungsverfahren zur Entfernung von Huminstoffen

Der bereits erwähnte Sachverhalt, dass Huminstoffe bei fast jedem Aufbereitungsverfahren eine aktive Rolle spielen, hat zu zahlreichen Forschungsprojekten geführt, um die jeweiligen Wechselwirkungen aufzuklären. Im folgenden sollen solche Verfahren kurz dargestellt werden, mit denen Huminstoffe zumindest teilweise aus dem Wasser abgetrennt werden können.

Flockungsverfahren: Unter Flockung versteht man die Überführung von feinstpartikulären Trübstoffen im Wasser in Agglomerate (Flocken) durch Zugabe von dreiwertigen Aluminium- oder Eisensalzen. Die Metallionen fallen dabei als Hydroxide aus, die dann einen Teil der Flockenmasse ausmachen. Wenn man die Metallsalze einem trübstofffreien Wasser zusetzt, werden ebenfalls Flocken, und zwar reine Hydroxidflocken, gebildet. Sind in dem Wasser Huminstoffe vorhanden, so werden diese zum Teil in die Hydroxidflocken eingebunden. In **Bild 3** ist beispielhaft dargestellt, wie der Gehalt an Huminstoffen bei verschiedenen Ausgangskonzentrationen durch Erhöhung der Dosismengen an Aluminiumsulfat immer weiter verringert werden

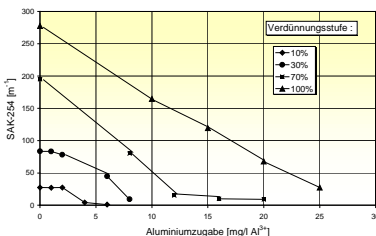


Bild 3: Entfernung von Huminstoffen durch Flockung mit Aluminiumsulfat

kann. Neben der Flockenbildung, die im technischen Maßstab in durchströmten Rohrleitungen oder großen Rührbehältern abläuft, umfaßt das komplette Behandlungsverfahren noch die Flockenabtrennung durch eine Sedimentations-, Flotations- oder Filtrationsstufe.

Der Wirkungsgrad von Flockungsverfahren für die Huminstoffentfernung liegt üblicherweise im Bereich von 50-80%, bezogen auf den Parameter DOC. Als maßgeblicher Mechanismus wird eine Sorption der Huminstoffmoleküle an der Oberfläche frisch gefällter Metallhydroxide angesehen, die sich formal über Oberflächenkomplexierungsmodelle beschreiben läßt. Diese Ansätze sind jedoch bislang unbefriedigend, da sie wegen der unvollständigen Kenntnisse der Huminstoffstrukturen zu viele Anpassungsparameter erfordern. Parallel dazu versucht man, den Einfluß bestimmter Randbedingungen wie beispielsweise die Art des Flockungsmittels oder die mittlere Molekülgröße, den Anteil aromatischer Strukturen und die Ladungsdichte der Huminstoffe auf das Flockungsergebnis zu ermitteln. Hierzu sind in den vergangenen Jahren auch eine Reihe von Arbeiten in Höxter, teilweise in Zusammenarbeit mit dem Norwegischen Institut für Wasserforschung in Oslo, durchgeführt worden [2-4].

Weltweit betrachtet kommt den Flockungsverfahren für die Huminstoffentfernung die größte Bedeutung zu. In Deutschland sind sie ein wichtiger Bestandteil der Verfahrenskombinationen zur Aufbereitung von Talsperrenwasser, das vielfach aus Waldgebieten stammt und erhöhte Huminstoffgehalte aufweist. Der anfallende Schlamm wird bislang überwiegend deponiert oder nach einer Trocknung zur Rekultivierung im Landschaftsbau eingesetzt. Wenn es die regionalen Verhältnisse erlauben, kann alternativ nach einer Konditionierung mit Kalk auch eine landwirtschaftliche Verwertung erfolgen. In allen Fällen werden die Huminstoffe also in die Geosphäre zurück verfrachtet, wobei ihre Remobilisierung durch die Einbindung in Flocken jedoch stark eingeschränkt wird.

Oxidation/Biofiltration: Huminstoffe werden durch gelösten Sauerstoff nicht angegriffen, wohl aber durch Ozon, dessen entkeimende Wirkung seit über 100 Jahren bekannt ist und das seit vielen Jahrzehnten zur Oxidation gelöster organischer Substanzen bei der Trinkwasseraufbereitung eingesetzt wird. Die zur Mineralisierung der Huminstoffe erforderlichen Ozonmengen sind allerdings unverträglich hoch, so dass dieses Behandlungsziel unrealistisch ist. Es hat sich jedoch gezeigt, dass bereits bei geringen Ozondosierungen eine Anoxidation der Huminstoffe stattfindet, durch die sie partiell einem schnellen mikrobiologischen Abbau zugänglich gemacht werden. Daher gibt es beispielsweise in Schottland Wasserwerke, in denen das Wasser nach einer Ozonbehandlung über Sandfilterschichten geleitet wird, auf denen sich Mikroorganismen als Biofilm ansiedeln, die dann das organische Substrat umsetzen. Der Gesamtwirkungsgrad liegt hier zwar meist nur bei 20-40%, bezogen auf den Parameter DOC, doch hat die Voroxidation zwei weitergehende Wirkungen: Zum einen wird die Färbung des Wassers durch die Veränderung der chromophoren Huminstoffstrukturen sehr stark verringert, und zum anderen wird die Reaktivität gegenüber Chlor und damit das Bildungspotenzial für Desinfektionsnebenprodukte deutlich herabgesetzt.

Sorptionsverfahren: Mit Sorption aus der wäßrigen Phase wird die Anreicherung gelöster Substanzen an der Oberfläche von Feststoffen (Sorbentien) bezeichnet, die mit dem Wasser in Kontakt stehen. Technische Sorbentien sind hochporös, da nur so die für einen effektiven Einsatz notwendige Oberfläche von einigen 100 m²/g geschaffen werden kann. Zu ihnen zählen vor allem Aktivkohlen, ferner makroporöse Adsorberharze, Ionenaustauscherharze, aktiviertes Aluminiumoxid und neuerdings auch poröses Eisenoxidhydrat. In den meisten Fällen werden Sorptionsverfahren bei der Trinkwasseraufbereitung zur Entfernung anthropogener Spurenstoffe oder, im Falle der Ionenaustauscher, zur Nitratentfernung und Enthärtung eingesetzt. Alle Sorbentien besitzen aber auch ein gewisses Bindungsvermögen für Huminstoffe.

stoffe, das jedoch nicht vorausberechnet werden kann, sondern experimentell ermittelt werden muß.

Zu den Fragen des Zusammenhangs zwischen Huminstoffeigenschaften und Sorptionskapazitäten sowie der modellmäßigen Beschreibung von Sorptionsprozessen sind auch in Höxter mehrere Untersuchungen durchgeführt worden, über die im vergangenen Jahr im Rahmen einer internationalen Konferenz in Trondheim (Norwegen) berichtet werden konnte [5, 6].

Bild 4 zeigt Laborsäulen, die mit Aktivkohle bzw. Ionenaustauscherharz befüllt sind, um die Entfernung von Huminstoffen aus dem durchfließenden Wasser zu untersuchen.

Bild 5 zeigt als ein Beispiel für die Datenaufnahme sogenannte Sorptionsisothermen für eine Huminstofflösung an den drei Sorbentien Aktivkohle, Anionenaustauscherharz und aktiviertes Aluminiumoxid. Aufgetragen sind die sorbierten Massen als Funktion der Restkonzentrationen im Wasser. Man erkennt, dass sich Sorptionskapazitäten von über 50 mg DOC je g Sorbensmasse erreichen lassen, allerdings nähern sich die Kurven auch der Konzentrationsachse rechts vom Ursprung. Dies ist auf Fraktionen der Huminstoffe zurückzuführen, die durch Sorption nicht entfernt werden können. Ihr Anteil kann zwischen weniger als 5% bei Aktivkohle bis zu über 60% bei Aluminiumoxid liegen.



Bild 4: Körnige Sorbentien zur Entfernung von Huminstoffen (Foto: Privat)

Neben vielen anderen Einflußgrößen spielen dafür auch Molekülausschlußeffekte eine Rolle, da die Sorptionsporen kleiner sein können als große Huminstoffmoleküle.

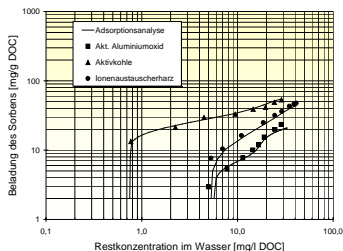


Bild 5: Sorptionsisothermen für Huminstoffe an drei verschiedenen Sorbentien

Die Regeneration erschöpfter Sorbentien erfolgt auf unterschiedlichen Wegen. Körnige Aktivkohle wird thermisch reaktiviert, dabei verbrennen die aufgenommenen Substanzen, d.h. der organische Kohlenstoff wird als CO_2 wieder in die Atmosphäre verfrachtet. Die anderen Sorbentien werden mit alkalischen Salzlösungen eluiert, so dass die Huminstoffe dann in konzentrierter Form in entsprechenden Regeneraten vorliegen, deren Entsorgung nicht unproblematisch ist. In Deutschland wurde im Zeitraum von 1978-1995 erfolgreich eine Ionenaustauschanlage zur gezielten Huminstoffentfernung eingesetzt. Sie wurde letztlich deshalb durch ein anderes Verfahren ersetzt, weil die Entsorgung des huminstoffhaltigen Regenerates zu kostenintensiv geworden war. In Skandinavien gibt es eine Reihe kleinerer Wasserwerke, in denen die Huminstoffgehalte im Wasser in weitgehend automatisierten Prozessen durch Ionenaustauscherharze vermindert werden. Dort werden die Regenerate nach einer Neutralisation in Flüsse eingeleitet, d.h. die Huminstoffe verbleiben in der Hydrosphäre.

Membranfiltrationsverfahren: Die Wirkungsweise von Membranverfahren beruht auf dem Durchtritt von Wassermolekülen und ggf. erwünschten Wasserinhaltsstoffen durch dünne organische Folien oder Hohlfasern, während die abzutrennenden Komponenten zurückgehalten werden. Je nach Trenngrenze unterscheidet man zwischen der Mikrofiltration, Ultrafiltration, Nanofiltration und Umkehrosmose. Für den wirkungsvollen Rückhalt von Huminstoffen sind nominelle Poren-

weiten von 1-10 nm erforderlich, die dem unteren Bereich der Ultrafiltration bzw. der Nanofiltration entsprechen. In einer technischen Anlage wird der zugeführte Wasserstrom in einen Filtratstrom (Permeat) und einen Konzentratstrom (Retentat) aufgeteilt, bei Systemen zur Huminstoffentfernung typischerweise im Verhältnis von etwa 4:1. Obwohl Membranverfahren seit über 20 Jahren verfügbar sind, werden sie erst seit Mitte der 90er Jahre gezielt zur Huminstoffabtrennung eingesetzt. Hauptgrund dafür waren neben den anfänglich noch sehr hohen Membrankosten vor allem Probleme mit Belagbildungen auf der Konzentratseite der Membranen im Betrieb, welche die Filtrateleistungen stark herabsetzen können. Hierfür mußten geeignete Spül- und Reinigungsmethoden gefunden werden, durch die sich die Leistung der Membranen über Betriebszeiten von mehreren Jahren aufrecht erhalten lassen.

Mit Membranverfahren können Wirkungsgrade für die Huminstoffentfernung von über 80%, bezogen auf den Parameter DOC, erzielt werden. Da die Konzentrate keine nennenswerten Mengen an Fremdchemikalien enthalten, sondern nur die aus dem Filtrat abgetrennten Stoffe, ist ihre Entsorgung durch Einleitung in einen Fluß meist unproblematisch. Auch hier verbleiben die Huminstoffe somit im Kompartiment Hydrosphäre. Weltweit gibt es inzwischen etwa 200 Membrananlagen, in denen ausschließlich oder unter anderem Huminstoffe abgetrennt werden sollen. Diese Verfahrenstechnik dürfte unter den Aspekten Automatisierbarkeit, Betriebssicherheit und Reststoffentsorgung für kleinere Wasserversorgungen, wie sie in den „Huminstoffregionen“ überwiegend anzutreffen sind, zukünftig die Methode der Wahl sein.

Literatur

- [1] Bolin, B., Degens, E.T., Kempe, S., Ketner, P. (Hrg): The Global Carbon Cycle. SCOPE Report No 13, John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, 1979.
- [2] Fettig, J., Ratnaweera, H.: Influence of Dissolved Organic Matter on Coagulation/Flocculation of Wastewater by Alum. Wat. Sci. Tech. 27 (1992) No. 11, 103-112.
- [3] Ratnaweera, H., Hiller, N., Bunse, U.: Comparison of the Coagulation Behaviour of Different Norwegian Aquatic NOM Sources. Environ. Int. 25 (1999) 2/3, 347-355.
- [4] Fettig, J.: Characterisation of NOM by Adsorption Parameters and Effective Diffusivities. Environ. Int. 25 (1999) 2/3, 335-346.
- [5] Ødegaard, H. (Hrg): Removal of Humic Substances from Water. Proc. Intern. IAWQ-IWSA Joint Specialist Conference, Trondheim, Norwegen, 24.-26. Juni 1999.
- [6] Fettig, J.: Removal of Humic Substances by Adsorption/Ion Exchange. Wat. Sci. Tech. 41 (1999) No. 9, 173-182.