

INTERPRETIERBARKEIT DES SAK(254 NM) BEI GEWÄSSERUNTERSUCHUNGEN UND TRINKWASSERAUFBEREITUNG

F. H. Frimmel

1. EINLEITUNG

Die Beurteilung der Gewässerqualität und der Trinkwasseraufbereitung erfordert Parameter, die zielgerichtet sind und sich zuverlässig sowie möglichst kontinuierlich messen lassen. Um die Messung wirtschaftlich zu gestalten, ist ein laufender Optimierungsprozess notwendig, der den Informationsgehalt der Meßgröße und den Meßaufwand berücksichtigt. Summarische Parameter haben sich als Orientierungsgrößen für die Charakterisierung von Wässern bewährt. Beim praktischen Einsatz sind jedoch Grenzen der Interpretierbarkeit zu beachten (Frimmel, 1985). Neben den Parametern, die z. B. den gelösten organischen Kohlenstoff (DOC), den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) oder die an Aktivkohle adsorbierbaren organisch gebundenen Halogenide (AOX) erfassen, wird zur Quantifizierung der spektralen Eigenschaften von Wasserproben vielfach der SAK (spektraler Absorptionskoeffizient) verwendet. Die Bestimmung des SAK bietet einige Vorteile: Es stehen ausgereifte Meßsysteme zur Verfügung, die es ermöglichen, Wasserproben direkt, d. h. ohne große Vorbehandlungen, zu untersuchen. Außerdem eignet sich die Meßmethode für den Einsatz im Gelände und für eine kontinuierliche Überwachung. Ziel dieses Beitrags ist es, auf der Basis der naturwissenschaftlichen Grundlagen der Bestimmungsmethode die Interpretierbarkeit der Meßgrößen zu zeigen durch

- 1) Korrelation mit anderen Meßgrößen,
- 2) Darlegung des Einflusses gewässer- und aufbereitungsrelevanter Rahmenbedingungen und
- 3) Nutzung vorgeschalteter Trennverfahren.

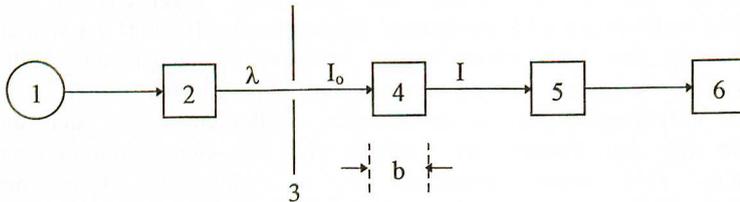
2. THEORETISCHE GRUNDLAGEN

Die Quantifizierung spektraler Eigenschaften von Wasserproben gelingt auf der Grundlage des Lambert-Beerschen Gesetzes (Gleichung (1)).

$$A = -\log T = \log \frac{I_0}{I} = \epsilon b c \quad (1)$$

Dabei bedeuten A: spektrale Absorption, I und I_0 : Strahlungsintensität, T: Transmission, ϵ : molarer Absorptionskoeffizient ($L \text{ cm}^{-1} \text{ mol}^{-1}$), b: Schichtdicke der Probe (cm) und c: Konzentration der Probe (mol/L).

Die experimentelle Ermittlung der Meßproben erfolgt mit Hilfe von Photometern (siehe auch Skoog, 1985). In ihnen sorgen Lichtquellen in Kombination mit Filtern oder Gittern für Strahlung definierter Wellenlänge. Sie führt durch Wechselwirkung mit der Probe zur spektralen Absorption, die durch vergleichende Messungen mit Detektoren quantifiziert wird (Bild 1).



- 1 Lichtquelle
- 2 Monochromator
- 3 Spalt

- 4 Küvette (Probe)
- 5 Detektor
- 6 Meßwertverstärker (Datenstation)

Bild 1 Bauprinzip eines Photometers

Die Wellenlänge (λ) der Strahlung ist umgekehrt proportional mit ihrem Energieinhalt (E).

Im sichtbaren und ultravioletten Spektralbereich ist diese Energie geeignet, um mit den Elektronensystemen vieler Moleküle und Ionen in Wechselwirkung zu treten. Dabei werden meist Elektronen aus dem Grundzustand in den angeregten Zustand überführt. Die absorbierte Energie ist stoffspezifisch, d. h. vom Molekülaufbau und damit vom Elektronensystem abhängig. In Stoffgemischen können mehrere Komponenten zur spektralen Absorption bei einer speziellen Wellenlänge beitragen. Die Einzelbeiträge addieren sich zur Gesamtabsorption. Trägt man die spektrale Absorption gegen die Wellenlänge auf, so erhält man ein Spektrum. Bild 2 zeigt ein typisches Spektrum für das Wasser eines Braunwassersees.

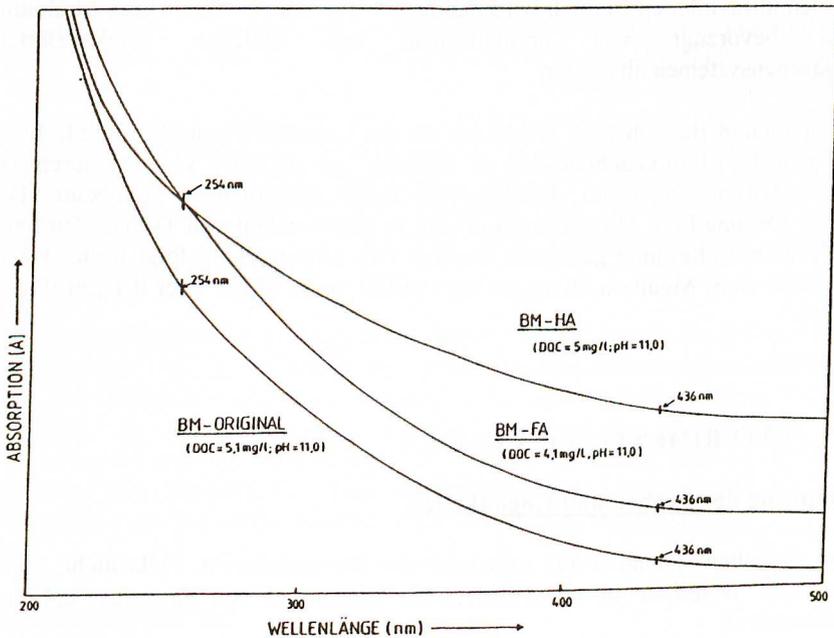


Bild 2 Spektrum eines Moorwassers (BM-Original) und der Lösungen daraus isolierter Huminstofffraktionen (BM-HA; BM-FA) ($b = 1$ cm; $\text{pH} = 11,0$)

Die spektrale Absorption im ultravioletten Spektralbereich ist deutlich stärker ausgeprägt als im sichtbaren Bereich. Ein ausgeprägtes Maximum fehlt.

Vielfach beschränkt man sich bei der Charakterisierung auf die spektrale Absorption bei einer oder mehreren definierten Spektrallinien und drückt sie gemäß Gleichung (2) als spektralen Absorptionskoeffizienten (a oder SAK) aus.

$$\text{SAK}(\lambda) = a(\lambda) = \frac{A(\lambda)}{b} \quad (2)$$

Für den ultravioletten Bereich wird häufig $\lambda = 254 \text{ nm}$ gewählt. Diese Strahlung wird bevorzugt von aromatischen und anderen delokalisierten Elektronensystemen absorbiert.

Im sichtbaren Bereich ist $\lambda = 436 \text{ nm}$ für die Quantifizierung der Gelbfärbung geeignet. Es ist zu beachten, daß die visuelle Färbung eines Wassers durch das Vorhandensein ungelöster, feindisperser Stoffe mitverursacht sein kann. Die wahre Färbung bzw. UV-Absorption muß in Abwesenheit von Trübstoffen bzw. nach deren Entfernung gemessen werden. Die Abtrennung erfolgt in der Regel mit Hilfe eines Membranfilters mit der Porenweite $0,45 \text{ }\mu\text{m}$ oder $0,1 \text{ }\mu\text{m}$ (DEV, 1995).

3. EXPERIMENTELLE ANGABEN

Ursprung der Proben und Chemikalien

Die Urproben stammten aus verschiedenen Gewässertypen. Falls nicht anders vermerkt, waren sie membranfiltriert (Cellulosenitrat von Sartorius; $0,45 \text{ }\mu\text{m}$ Porenweite).

Die Isolierung der Fulvinsäurefraktionen (FA) erfolgte in Anlehnung an das Verfahren der International Humic Substances Society (IHSS) durch Adsorption/Desorption an XAD-Harzen (Abbt-Braun et al., 1991). FA-Lösungen wurden aus den isolierten Festproben mit doppelt destilliertem Wasser hergestellt. Alle Chemikalien wurden, falls nicht anders vermerkt, analysenrein verwendet (puriss. p. a. der Firmen Fluka und Merck).

Analysenverfahren

Die Messung der spektralen Absorption im sichtbaren und ultravioletten Bereich erfolgte an wässrigen Proben in 1 cm und 5 cm Quarzküvetten. Als Geräte wurden ein Spektrometer Spectronic 1201 (Milton-Roy) und ein Zweistrahl-Spektralphotometer UV/vis-Spektrometer Lambda 5 (Perkin Elmer) eingesetzt. Alle Proben wurden mindestens dreifach gemessen. Unter Berücksichtigung des Verdünnungsfehlers ergaben sich als maximale Fehler: Δ SAK (436 nm) = 0,5 m⁻¹; Δ SAK (254 nm) = 0,5 m⁻¹ bis 2,5 m⁻¹ (im Bereich > 40 m⁻¹).

Die Bestimmung des DOC erfolgte mit einem Carbon-Analyzer (Dohrmann). Die Proben wurden durch 0,45 µm-Cellulosenitrat-Membranfilter (Sartorius) filtriert. Vor der Messung wurde durch Ansäuern der Probe mit konzentrierter Phosphorsäure auf pH = 2 und Begasen mit Stickstoff (Reinheit 5.0; Messer Griesheim) das CO₂ ausgetrieben. Bei der Messung wurde nach photochemischer Totaloxidation des organischen Kohlenstoffs (OC) das entstandene CO₂ infrarotspektrometrisch quantifiziert. Als Kalibrierungssubstanz diente eine wässrige Kaliumhydrogenphthalat-Lösung $c(\text{OC}) = 10 \text{ mg/L}$. Jede Probe wurde mindestens dreifach gemessen. Im Meßbereich $c(\text{OC}) > 10 \text{ mg/L}$ betrug der maximale Fehler $\Delta(\text{OC}) = 0,2 \text{ mg/L}$, unter Einbeziehung der gesamten Probenvorgeschichte $\Delta(\text{OC}) = 0,5 \text{ mg/L}$.

Die chromatographische Fraktionierung erfolgte nach der Methode von Huber und Frimmel (1992). Es wurde eine Mitteldruck-Flüssigkeitschromatographie mit einer TSK-HS 40(S)-Säule verwendet. Es wurden Proben bis zu 1,5 mL injiziert; als Elutionsmittel diente ein Phosphatpuffer (1 mL/min). Die Detektion erfolgte mit spektrometrischen Durchflußgeräten und einem DOC-Detektor (Typ GRÄNTZEL). Die Abschätzung der Molmasse erfolgte durch Kalibrierung mit Glycerin, Glucose, Maltose und Polyethylenoxiden.

Oxidationsreaktionen

Die Photolyse und die photoinduzierte Oxidation (mit H₂O₂) der Wasserproben erfolgte in einem Laboratoriumsreaktor, der eine Hg-Niederdrucklampe (Lichtleistung 15 W; Katadyn) enthielt. Die Oxidation mit Ozon wurde in Laboratoriumsreaktoren durchgeführt. Nähere Einzelheiten sind bei Sörensen et al. (1995) beschrieben.

4. ERGEBNISSE

4.1 Korrelation von DOC und SAK

Wie aus Bild 2 hervorgeht, weisen naturnahe organische Wasserinhaltsstoffe eine gut meßbare spektrale Absorption im ultravioletten Bereich auf. Auch die meisten anthropogenen organischen Belastungen in Gewässern besitzen in ihrer chemischen Struktur Doppelbindungen und häufig konjugierte Elektronensysteme. Damit werden auch sie im ultravioletten Spektralbereich detektierbar. Auch vorhandene Heteroatome liefern vielfach z. B. durch die elektronische $n \rightarrow \pi^*$ Anregung einen Beitrag zur UV-Absorption. Systeme und Substanzen mit vollständig gesättigten Bindungen, wie z. B. Alkene und viele Zucker, zeigen keine wesentlichen Absorption im ultravioletten und sichtbaren Spektralbereich. Sie sind aber in Gewässern vielfach auch nur in relativ geringen Konzentrationen vorhanden.

Damit erhebt sich die Frage, ob der relativ einfach zu messende SAK nicht als Ersatzparameter für den mit deutlich mehr Meßaufwand zu bestimmenden gesamten DOC dienen kann. Die in Gewässern zu erwartenden DOC-Konzentrationen sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

Es hat nicht an Versuchen gefehlt, die Korrelation zwischen DOC- und SAK-Werten herauszuarbeiten. Dabei stand die Wellenlänge $\lambda = 254 \text{ nm}$ wegen der mit ihr erzielbaren Nachweisstärke im Vordergrund. So hat Sontheimer für den Rhein eine relativ gute lineare Abhängigkeit mit dem Verhältnis von SAK(254 nm) (in m^{-1}) zu DOC (in mg/L) von etwa 2 erhalten (Sontheimer et al., 1980).

Tabelle 1 DOC-Konzentrationsbereiche in verschiedenen Gewässern und Wasserarten

Wasser-Typ	DOC (mg/L)	HS-Anteil (mg/L)	Literatur
Meerwasser			
0-300 m	0,3-2	0,06-0,60	(1)
>300 m	0,2-0,8	0,06-0,60	(1)
Grundwasser	0,1-2	0,03-0,60	(1)
Berlin	3,3	1,3	(2)
Hannover	12,0	6,7	(2)
Fluß	1-10	0,5-4,0	(1)
Donau	1,7	1,0	(3)
Isar	1,4	0,9	(3)
Main	3,0	1,8	(3)
Rhein	2,2	1,3	(2)
Rio Negro	10,0	8,0	(1)
See	1-50	0,5-40	(1)
Bansee	4,9	3,3	(3)
Bodensee	1,2	0,6	(2)
Kochel See	1,3	0,9	(3)
Starnberger See	3,2	1,5	(3)
Hohlohsee	21,0	12	(2)

- (1) Thurman, 1985
(2) Abbt-Braun et al., 1991
(3) Frimmel und Geywitz, 1983

Von Lienig und Schmidt (1978) wurde ebenfalls in guter Näherung eine direkte Proportionalität der beiden Parameter gefunden. Bild 3 zeigt, daß auch für verschiedene Wassertypen eine weitgehend lineare Abhängigkeit zwischen SAK(254 nm) und DOC besteht. Das gilt sowohl für die Originalwässer als auch für die aus ihnen isolierten Huminstofffraktionen.

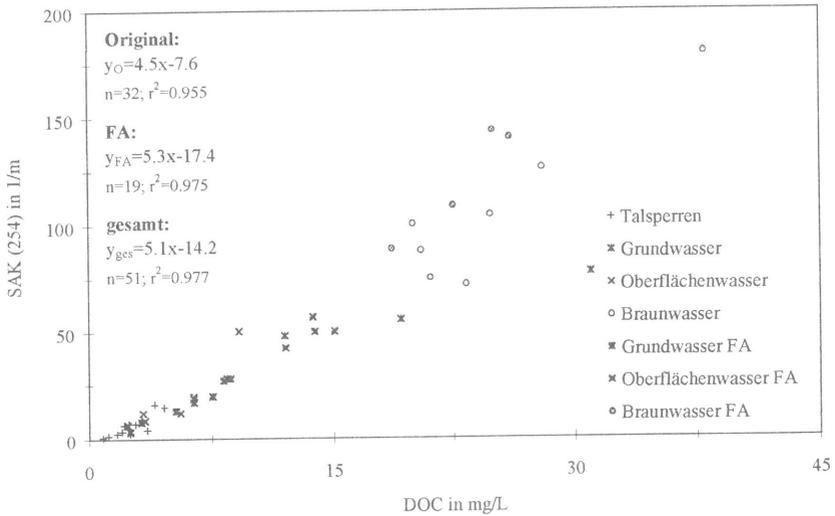


Bild 3 Korrelation zwischen UV-Absorption und DOC in Originalwässern und in Lösungen der daraus isolierten Huminstoffe (FA)

Für den Vergleich der einzelnen Gewässer und Wasserproben eignen sich besonders die spezifischen SAK-Werte. Bei ihnen werden die spektralen Meßwerte auf die DOC-Konzentration von 1 mg/L bezogen. Wie Tabelle 2 zeigt, ergeben sich damit gewässerspezifische Vergleichswerte.

Tabelle 2 Spektroskopische Kenndaten von Originalwässern und von isolierten Huminstoffen

Probe	Ursprung	$\frac{a(254\text{ nm})^{*1}}{DOC}$	$\frac{a(436\text{ nm})^{*1}}{DOC}$	$\frac{a(254\text{ nm})^{*2}}{a(436\text{ nm})}$
BM-Original	Moor	4,5	0,4	10,6
BM4-FA	Moor	5,7	0,5	11,9
BM4-HA	Moor	6,7	1,0	7,1
RH1-Original	Fluß	2,2*	0,2*	17,6*
RH1-FA	Fluß	3,1	0,2	17,6
BO1-Original	See	2,9	0,1	31,2
BO1-FA	See	3,7	1,2	16,4
FB1-Original	Grundwasser	4,0*	0,3*	11,9*
FB1-FA	Grundwasser	2,9	0,2	19,6

1) L/(mg · m); bestimmt bei pH = 11,0 bzw. Original-pH-Wert ()

*2) Verhältnis wurde aus nichtgerundeten Originalmeßdaten berechnet

4.2 Abhängigkeit des SAK vom pH-Wert

Für eine Absicherung der Interpretationen des SAK ist es notwendig, die für die Wasserbeurteilung wichtigsten Einflußgrößen zu berücksichtigen und ihre möglichen Auswirkungen zu untersuchen. In Bild 4 ist die Abhängigkeit des SAK(254 nm) vom pH-Wert dargestellt.

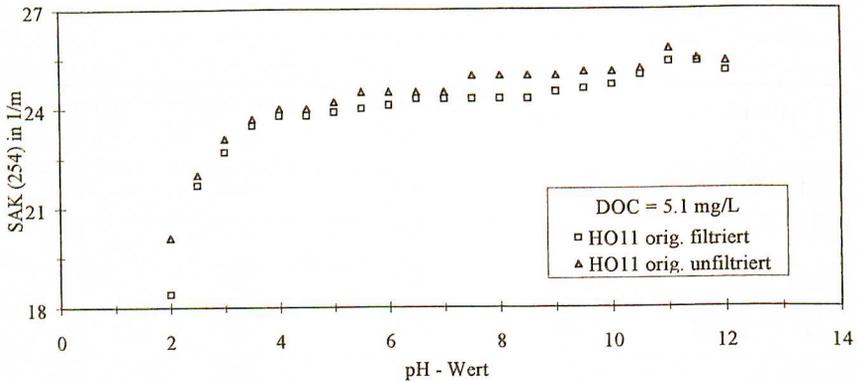


Bild 4 Abhängigkeit des SAK(254 nm) vom pH-Wert, gemessen in filtriertem und unfiltriertem Originalwasser ((c(DOC) = 5 mg/L)

Es zeigt sich deutlich, daß bei niedrigem pH-Wert die SAK-Werte stark sinken. Das läßt sich durch Adsorptionseffekte und Ausfällungen erklären, die bei niedrigen pH-Werten besonders hervortreten. Ab pH = 4 kommt es mit steigendem pH-Wert zu einem nur leichten Anstieg des SAK. Ob dies mehr auf die Steigerung des substanzspezifischen spektralen Extinktionskoeffizienten oder die Erhöhung der Konzentration gelöster Chromophoren zurückzuführen ist, bleibt offen. Beim SAK(436 nm), der die Gelbfärbung widerspiegelt, wurde eine noch stärkere Steigerung mit zunehmendem pH-Wert beobachtet (ca. 50 % Zunahme von pH = 6,0 auf pH = 8,9). Dieses Ergebnis zeigt, daß die für die Gelbfärbung verantwortlichen Chromophoren offensichtlich den säurefunktionellen Strukturbereichen näherstehen als die konjugierten Doppelbindungssysteme, die eine UV-Absorption besitzen.

4.3 Abhängigkeit des SAK von der Wasserhärte

Im Bild 5 ist der Einfluß der Wasserhärte auf den SAK(254 nm) dargestellt, so wie er sich bei Zugabe von CaCl_2 zu einem Braunwasser (HO11) ergibt.

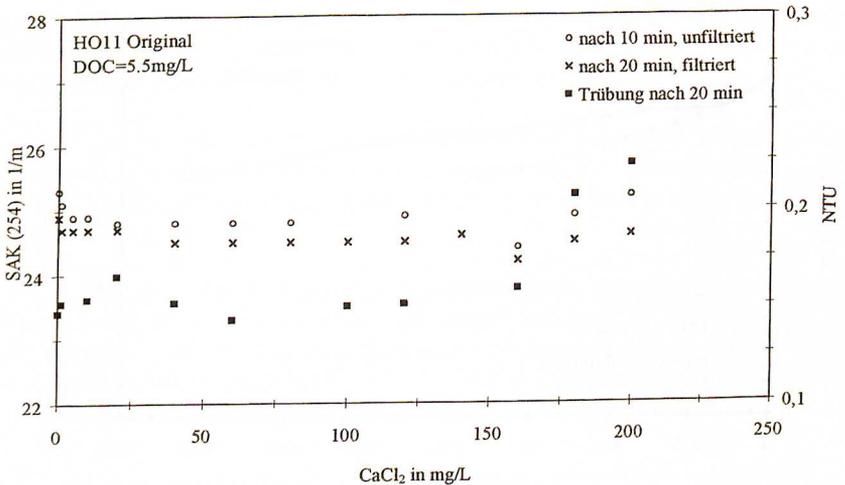


Bild 5 Abhängigkeit des SAK(254 nm) und der Trübung (NTU) von der Wasserhärte

Es läßt sich erkennen, daß der SAK(254 nm) über einen weiten Konzentrationsbereich konstant bleibt, wenn er unmittelbar nach der Zugabe der Erdalkalitionen gemessen wird. Bereits bei einer Standzeit von $t = 20$ min tritt eine Verringerung der Meßwerte ein. Gleichzeitig steigt die Trübung (NTU) der Lösung an. Das weist auf die Ausfällung von Ca-Humat hin. Diese Beobachtung steht mit der Polyelektrolyt-Struktur der Huminstoffe in Einklang und ist für eine technische Behandlung von huminstoffhaltigen Wässern interessant.

4.4 Änderung des SAK bei Oxidationsreaktionen

Ein wichtiger Schritt bei der Wasseraufbereitung ist die Oxidation. Im Hinblick auf die Desinfektion gewinnt in neuerer Zeit auch die UV-Bestrahlung zunehmend mehr an Bedeutung (DVGW, 1994). Damit erhebt sich die Frage, wie der SAK dabei beeinflusst wird. Obwohl sich die DOC-Konzentration nur unwesentlich im Laufe der Bestrahlungszeit ändert, nimmt der SAK(254 nm) beachtlich ab (Bild 6).

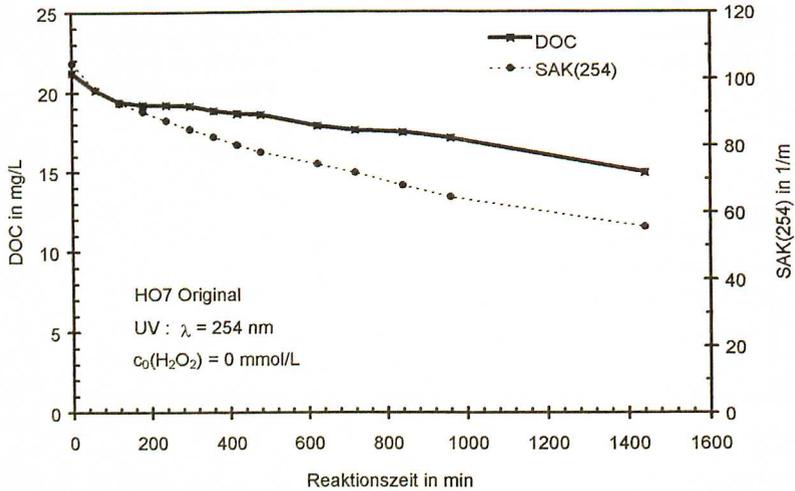


Bild 6 Abnahme des SAK(254 nm) bei der Bestrahlung mit UV-Licht ($\lambda_{\text{max}} = 254 \text{ nm}$)

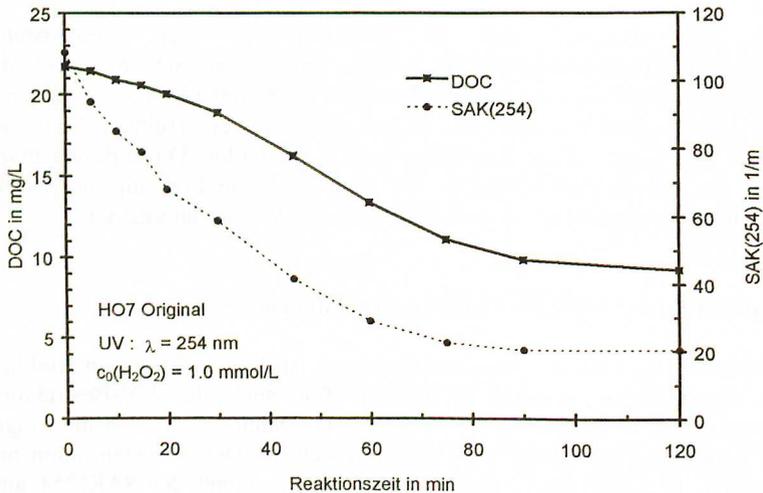


Bild 7 Abnahme des SAK(254 nm) bei der Bestrahlung mit UV-Licht in Anwesenheit von Wasserstoffperoxid ($c_0(\text{H}_2\text{O}_2) = 1,0 \text{ mmol/L}$)

Dieser Effekt deutet auf eine Umstrukturierung des organischen Substanzgemisches hin. Er fällt noch erheblich stärker aus, wenn bei der Bestrahlung Wasserstoffperoxid (H_2O_2) zugegeben wird (Bild 7).

Es geht aus den Kurven hervor, daß nach einem anfänglich relativ raschen Abbau ein ziemlich konstantes Konzentrationsniveau erreicht wird. Diese Endphase läßt sich mit dem photochemischen Verbrauch des H_2O_2 (Schindelin, 1993) erklären.

Ähnlich, wie der SAK(254 nm) bei der kombinierten Behandlung des Wassers mit Hilfe von UV-Licht und H_2O_2 abnimmt, verringert er sich auch bei der Anwendung von Ozon (Bild 8). Je höher die angewandte relative Ozondosis ist, um so stärker nehmen der SAK(254 nm) und, in geringerem Maße, die DOC-Konzentration ab (Abbt-Braun, 1992).

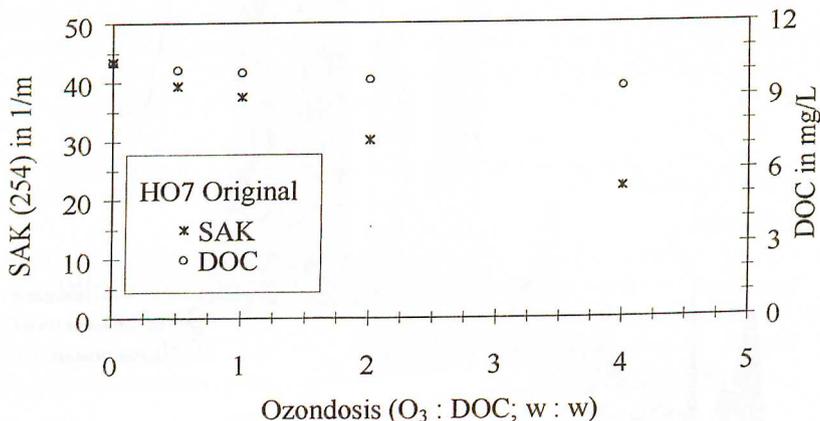


Bild 8 Abhängigkeit des SAK(254 nm) von der Ozondosis bei Behandlung von Braunwasser (HO7).

4.5 Gelchromatographische Auftrennung des DOC

Um die unterschiedlichen Verhältniszahlen zwischen SAK(254 nm) und DOC besser zu verstehen und um das Verhalten der verschiedenen Fraktionen des Gemisches organischer Substanzen in Wässern zu unterscheiden und zu

verfolgen, ist die chromatographische Auftrennung der im DOC zusammengefaßten Stoffe sinnvoll. Sie läßt sich nach den Trennprinzipien der Gelchromatographie und der Umkehrphasenchromatographie durchführen. Mit ihrer Anwendung lassen sich die gelösten organischen Substanzen in der Wassermatrix charakterisieren. Ein empfindliches Detektionssystem für den DOC erlaubt es, daß Wasserproben direkt, ohne vorherige Anreicherung, untersucht werden. Durch die Reihenschaltung mehrerer Detektoren kann ein vieldimensionales Bild der chromatographischen Trennung gewonnen werden. Bild 9 zeigt die nach dem Prinzip der Gelchromatographie gewonnenen Spuren einer Seewasserprobe (Huber und Frimmel, 1995).

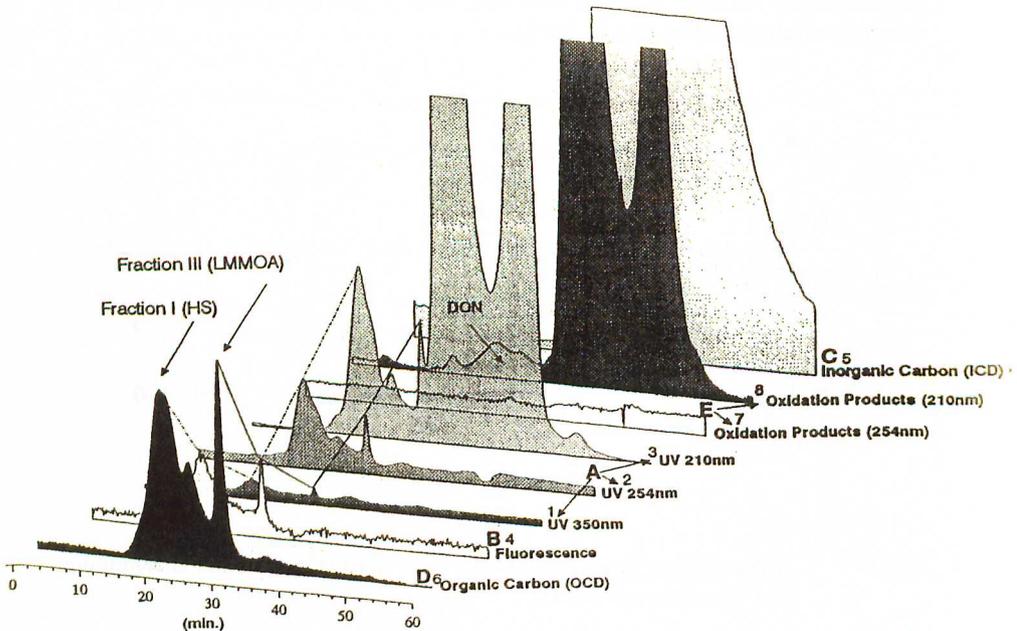


Bild 9 Gelchromatogramm von Seewasser ($c(\text{DOC}) = 1,3 \text{ mg/L}$) mit multidimensionaler Detektion

Sie zeigen eindrucksvoll die Ähnlichkeiten der Chromatogramme, die optisch und durch den OC detektiert wurden. Dieses Charakterisierungsverfahren ist nicht nur ein vielversprechendes Instrument, um Gewässer miteinander zu vergleichen, sondern auch, um die Veränderungen der Wasserqualität im Laufe der Aufbereitung zu verfolgen.

5. SCHLUBFOLGERUNGEN

Die Bestimmung des SAK steht auf exakten theoretischen Grundlagen. Vor allem im ultravioletten Spektralbereich (z. B. bei $\lambda = 254 \text{ nm}$) lassen sich direkt an Originalwasserproben zuverlässige Messungen durchführen. Für die Interpretation der Meßwerte lassen sich folgende Schlußfolgerungen ziehen:

- Zwischen dem SAK(254 nm) und den DOC-Konzentrationen ergibt sich in guter Näherung eine direkte Proportionalität. Über die für die jeweiligen Gewässer typischen Verhältniszahlen läßt sich der SAK(254 nm) nutzen, um die Gesamtheit des DOC zu verfolgen.
- Der pH-Wert hat in dem für Gewässer üblichen Bereich keinen maßgeblichen Einfluß auf den SAK(254 nm).
- Auch die Wasserhärte beeinflusst in dem zu erwartenden Bereich die Meßwerte des SAK(254 nm) kaum. Diese Ergebnisse stützen die Hypothese, daß die Meßwerte des SAK(254 nm) im wesentlichen auf anregbare Elektronensysteme des Molekülgerüsts und weniger auf funktionelle Säuregruppen zurückzuführen sind.
- Photolyse und Oxidationsreaktionen zeigen einen deutlich stärkeren Einfluß auf die SAK-Werte als auf die DOC-Konzentrationen. Diese Erkenntnis ist nicht nur im Hinblick auf die im SAK widerspiegelten Elektronensysteme in sich schlüssig, sondern weist den SAK als besonders sensiblen Parameter für die Verfolgung der oxidativen Wasseraufbereitung aus.
- Die flüssigkeitschromatographische Trennung mit SAK-Detektion führt zu einer weitgehenden Charakterisierung des analytisch nur schwer faßbaren Gemisches hydrophiler organischer Stoffe in Gewässern. Durch die parallele Nutzung weiterer Detektionsmöglichkeiten erschließt sich ein

vielversprechendes Instrument für eine detailliertere Analyse des SAK und damit für sein tiefergehendes Vestehen.

6. LITERATUR

- Abbt-Braun, G. und Frimmel, F.H.: Spektroskopische Strukturaufklärung aquatischer Huminstoffe. *Vom Wasser* 77, S. 291-302 (1991).
- Abbt-Braun, G., Frimmel, F. H. und Lipp, P.: Isolation of organic substances from aquatic and terrestrial systems - comparison of some methods. *Z. Wasser-Abwasser-Forsch.* 24, S. 285-292 (1991).
- Abbt-Braun, G.: Unveröffentlichte Ergebnisse. Lehrstuhl für Wasserchemie am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (1992).
- DEV, Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft deutscher Chemiker (Hrsg.): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Bestimmung der Färbung (C1). VCH Weinheim, 32. Lieferung (1995).
- DVGW, Deutscher Verein des Gas- und Wasserfachs (Hrsg.): UV-Anlagen zur Desinfektion von Trinkwasser. Technische Mitteilungen, Merkblatt W 293 (1994).
- Frimmel, F. H. und Geywitz, J.: Zur koordinativen Bindung von Metallionen an Gewässerhuminstoffe. *Fres. Z. Anal. Chem.* 316, S. 582-588 (1983).
- Frimmel, F. H.: Möglichkeiten und Grenzen von Summen-, Gruppen- und Einzelparametern zur Gewässerüberwachung. In: AMK (Hrsg.): *Wasser Berlin '85*, S. 843-850. Wissenschaftsverlag Spiess (1985).
- Huber, S. A. und Frimmel, F. H.: Unveröffentlichte Ergebnisse. Lehrstuhl für Wasserchemie am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (1992).
- Huber, S. A. und Frimmel, F. H.: A New Method for the Characterization of Organic Carbon in Aquatic Systems. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 49, S. 49-57 (1992).
- Huber, S. A. und Frimmel, F. H.: A New Method for the Characterization of Organic Carbon in Aquatic Systems. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 49, S. 49-57 (1992).
- Lienig, D. und Schmidt, A.: Über die Anwendung verschiedener Summenbestimmungsverfahren – CSV-Cr, DOC, UV – zur Beurteilung organischer Inhaltsstoffe in einem Fließgewässer. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 6, S. 383-386 (1978).

- Schindelin, A. J.: Aufbereitungsorientierte Aspekte des photochemischen Abbaus natürlicher Wasserinhaltsstoffe. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Wasserchemie am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (1993).
- Skoog, D. A.: Principles of Instrumental Analysis, S. 90-224. CBS College Publishing (1985).
- Sontheimer, H., Spindler, P. und Rohmann, U.: Wasserchemie für Ingenieure. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (1980).
- Sörensen, M., Schindelin, A. J. und Frimmel, F. H.: Aufbereitungsorientierte Aspekte des photochemischen Abbaus natürlicher Wasserinhaltsstoffe. gwf Wasser Abwasser 136, S. 194-199 (1995).
- Thurman, E. M.: Organic Geochemistry of Natural Waters. Martinus Nijhoff / Dr. W. Jung Publishers, Dordrecht (1985).

Autor:

Prof. Dr. F. H. Frimmel

Lehrstuhl für Wasserchemie

Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe

Richard-Willstätter-Allee 5

D-76131 Karlsruhe