

4 Schlussfolgerungen

Biosorbenten stellen eine Alternative zu herkömmlichen Verfahren bei der Eliminierung von Schwermetallen aus Abwässern sowohl zu deren Reinigung als auch zur Wertstoffgewinnung dar.

- Die Eliminierung von Schwermetallen aus Wässern mit Hilfe von Biomaterialien ist möglich.
- Der Prozess ist ökonomisch sinnvoll, wenn Abfall- bzw. Reststoffbiomasse eingesetzt wird.
- Eine Aufarbeitung der Biomasse nach dem Fermentationsprozess (Waschen, Trocknen) ist nicht erforderlich.
- Die Reinigungsleistung der Biomasse ist abhängig von der Konzentration der Metalle, deren Wertigkeit sowie dem pH-Wert des Abwassers und dem der eingesetzten Biomasse.
- Das Verfahren der Biosorption ist besonders für große Wasserströme mit relativ geringen Schadstoffkonzentrationen (< 100 mg/L) geeignet.
- Im Bereich bis 50 mg Cd/L können die Grenzwerte der wasserwirtschaftlichen Richtlinien von < 10 mg Cd/L erreicht werden.
- Bisher gelang es mit keinem Biosorbenten, die Restkonzentration an Schwermetallen auf die Zielgröße < 1 mg/L abzureichern.

Eingegangen am 28. Dezember [K 2984]

Literatur

- [1] VOLESKY, B.; HOLAN, Z. R.
Biosorption of Heavy Metals, *Biotechnol. Progr.* **11** (1995) S. 235/250.
- [2] ROMERO-GONZALEZ, M. E.; WILLIAMS, C. J.
Study of the Mechanisms of Cadmium Biosorption by Dealginated Seaweed Waste, *Environ. Sci. Technol.* **35** (2001) S. 3025/3030.
- [3] SIMMONS, P.; SINGLETON, I.
A Method to Increase Silver Biosorption by an Industrial Strain of *Saccharomyces cerevisiae*, *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **45** (1996) S. 278/285.
- [4] FOUREST, E. C.; CANAL, C.
Improvement of Heavy Metals Biosorption by Mycelial Dead Biomass, *FEMS Microbiol. Rev.* **14** (1994) S. 325/332.
- [5] HAMDY, A. A.
Biosorption of Heavy Metals by Marine Algae, *Curr. Microbiol.* **41** (2000) S. 232/238.
- [6] PRADHAN, S.; RAI, L. C.
Biotechnological Potential of *Microcystis* sp. in Cu, Zn and Cd Biosorption from Single and Multi-metallic Systems, *Biometals* **14** (2001) S. 67/74.
- [7] BERENDS, A.; HARTMEIER, W.
Biosorption von Schwermetallen im Trinkwasserbereich, *Wasser & Boden* **44** (1992) S. 508/510.
- [8] CABATINGAN, L. K.; AGAPY, R. C.
Potential of Biosorption for the Recovery of Chromate in Industrial Wastewaters, *Ind. Eng. Chem. Res.* **40** (2001) S. 2302/2309.
- [9] KHOO, K. M.; TING, Y. P.
PVA and Alginata as an Immobilization Matrix –

A Case of Gold Biosorption, *Water Sci. Technol.* **43** (2001) S. 17/23.

- [10] AKSU, Z.; DONMEZ, G.
Comparison of Copper (II) Biosorptive Properties of Live and Treated *Candida* sp., *J. Environ. Sci. Health* **36** (2001) S. 367/381.
- [11] ABRAHAM, R. S. B.
Biosorption of Cr (VI) from Aqueous Solution by *Rhizopus nigricans*, *Bioresour. Technol.* **79** (2001) S. 73/81.
- [12] BUSTARD, M.; MCHALE, A. P.
Biosorption of Heavy Metals by Distillery-Derived Biomass, *Bioprocess Engineering* **19** (1998) S. 351/353.
- [13] SCHIEWERS, S.; WONG, M. H.
Ionic Strength Effects in Biosorption of Heavy Metals by Marine Algae, *Chemosphere* **41** (2000) S. 271/282.

Prozessintegrierte Quecksilberentfernung aus Abwässern der Chloralkali-Elektrolyse durch Mikroorganismen*

IRENE WAGNER-DÖBLER, HARALD VON CANSTEIN, YING LI, JOHANNES LEONHÄUSER UND WOLF-DIETER DECKWER **

1 Quecksilbertoxizität

Trotz ihrer Giftigkeit haben Quecksilber und seine Verbindungen zahlreiche industrielle und medizinische Anwendungen gefunden. Beispiele sind Fungizide, Schutzfarben, Munitionszünder, Katalysatoren, Dentalprodukte, Desinfektionsmittel etc. Spezielle Anwendungen ergeben sich aus der besonderen Eigenschaft des Quecksilbers, Amalgame zu bilden, was bei der Goldgewinnung und der Chloralkali-Elektrolyse genutzt wird. Die toxische Wirkung beruht auf der Bindung an Thiolgruppen von Enzymen und Membranproteinen. Schwerlösliche Quecksilberverbindungen (HgO, HgS) werden in der Umwelt mikrobiell unter Bildung von Methylquecksilber mobilisiert. Außerdem akkumulieren Hg-Verbindungen in Nahrungsketten und können zu chronischen Erkrankungen speziell des Nervensystems führen. Nach einer US-Studie [1] stellen Kohlekraftwerke erhebliche Quecksilberemissionsquellen dar, was durch Anreicherung über die Nahrungskette zu zahlreichen Nervenschädigungen bereits bei Säuglingen führen soll.

* Auszugsweise vorgetragen auf der GVC/DEHEMA-Fachausschusssitzung „Produktionsintegrierte Wasser-/Abwassertechnik“ am 18./19. Sept. 2001 in Bremen.

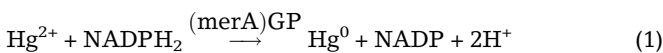
** Prof. Dr. W.-D. DECKWER, PD Dr. I. WAGNER-DÖBLER, Dipl.-Biol. H. VON CANSTEIN, Dipl.-Biotechnol. YING LI und Dipl.-Ing. J. LEONHÄUSER, GBF - Gesellschaft für Biotechnologische Forschung mbH, Mascheroder Weg 1, D-38124 Braunschweig.

2 Amalgamverfahren

Die Chloralkali-Elektrolyse nach dem Amalgamverfahren wird weltweit noch zu etwa 40 % zur Chlorproduktion (in 2000 insgesamt ca. 26 Mio t) genutzt. Für jede Elektrolysezelle, die 2000 – 4000 t Cl₂/a liefert, wird 1 t Quecksilber benötigt. Trotz zahlreicher Prozessverbesserungen und umfangreicher Recyclemaßnahmen lässt sich auch in modernen Anlagen der Anfall geringer Mengen quecksilberhaltiger Abwässer nicht vermeiden. Diese enthalten neben Chlor Chloride und einige ppm Hg. Der Abgabegrenzwert für Industrieabwasser liegt bei 50 µg Hg/L und wird durch Einsatz von Ionenaustauschern erreicht, was allerdings relativ teuer ist.

3 Mikrobielle Quecksilberresistenz

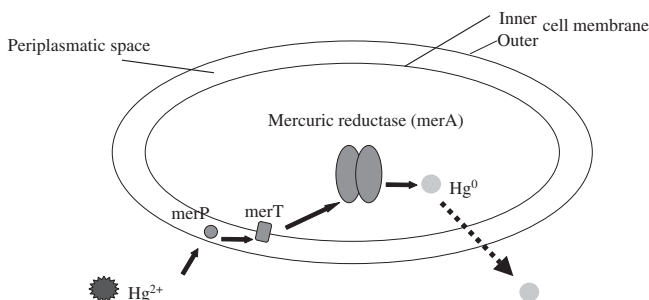
Nicht nur durch anthropogene Tätigkeit, sondern vor allem durch geochemische und biologische Aktivitäten ist Quecksilber in der Umwelt weit verbreitet, so dass sich mikrobielle Resistenzmechanismen im Laufe der Evolution ausbilden konnten. Diese beruhen prinzipiell darauf, dass Hg(II)-Verbindungen in eine für Mikroorganismen offensichtlich nicht toxische Form, nämlich metallisches Hg, transformiert werden (s. Abb. 1). Die Umsetzung in der Mikroorganismenzelle erfolgt stöchiometrisch unter Verbrauch des biochemischen Reduktionsmittels NADPH₂ nach



Die Reaktion wird durch das Enzym Quecksilberreduktase, das Produkt des merA-Gens, katalysiert. Aus Abb. 1 geht auch hervor, dass der Resistenzmechanismus zusätzlich die Bildung von Proteinen zum Transport von Hg(II) über die äußere und innere Zellmembran erfordert (merP- und -T-Produkte).

Der skizzierte Resistenzmechanismus ist üblicherweise plasmidkodiert, unter Mikroorganismen leicht austauschbar und daher in der mikrobiellen Welt weit verbreitet. Entsprechende Isolate lassen sich aus der Umwelt z.B. aus Flusssedimenten gewinnen und zeigen je nach Kultivierungsbedingungen und Nährstoffangebot metabolische Aktivität und Wachstum bis zu Hg-Konzentrationen von 5 – 50 mg/L.

Abbildung 1. Prinzip der mikrobiellen Quecksilberresistenz. Hg²⁺-Ionen werden mit Hilfe von Transportproteinen ins Zellinnere eingeschleust und dort mit dem Katalysator Hg-Reductase nach Gl. (1) zu metallischem Hg umgesetzt.



4 Kinetik der Biotransformation

Wie Messungen an intakten und permeabilisierten Zellen unter Variation der Konzentration an NADPH₂ gezeigt haben [2], erfolgt die Hg-Biotransformation nach Gl. (1) reaktionskontrolliert. Es handelt sich um einen sequentiellen Zweisubstratmechanismus unter Bildung tertiärer Komplexe, wobei beide Substrate inhibierend wirken, und zwar stellt Hg(II) einen unkompetitiven Inhibitor dar, während das biochemische Reduktionsmittel NADPH₂ kompetitiv eingreift. Die vollständige Formulierung der enzymkinetischen intrazellulären Vorgänge erfolgt vorteilhaft nach der King-Altman-Methode. Der dabei erhaltene Ausdruck lässt sich unter der Annahme einer konstanten NADPH₂-Konzentration (entweder im Überschuss vorliegend oder im stationären Fließgleichgewicht) zu folgender Beziehung vereinfachen:

$$v = \frac{v'_{\max} [\text{Hg}^{2+}]}{K_m + [\text{Hg}^{2+}] + [\text{Hg}^{2+}]^2 / K_i} \quad (2)$$

$$\text{mit } K_{\text{CF}} = 1 + K_{\text{m,CF}} / [\text{CF}] \quad (3)$$

$$v'_{\max} = v_{\max} / K_{\text{CF}} \quad (4)$$

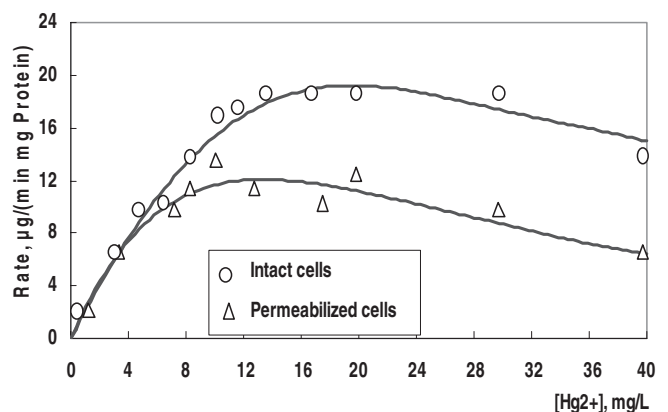
$$K_m = K_{\text{m,Hg}} (1 + [\text{CF}] / K_{\text{i,CF}}) / K_{\text{CF}} \quad (5)$$

$$K_i = K_{\text{i,Hg}} K_{\text{CF}} \quad (6)$$

wobei CF für den Cofaktor NADPH₂ steht.

Abb. 2 zeigt experimentelle Daten der Reaktionsgeschwindigkeit, die in einem stabilisierten Assay mit einem genetisch veränderten Stamm erhalten wurden [2 – 4]. Die Messdaten lassen sich, wie Abb. 2 verdeutlicht, durch Gl. (2) erfassen, und erwartungsgemäß durchläuft die Reaktionsgeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Hg²⁺-Konzentration ein Maximum. Es wird erwartet, dass auch für die natürlichen Isolate, die über die mer-Resistenzgene verfügen, sowie die im Prozess (s. unten) eingesetzten mikrobiellen Konsortien, das prinzipiell gleiche wie in Abb. 2 gezeigte

Abbildung 2. Reaktionsgeschwindigkeit der Hg-Transformation nach Gl. (1) mit *Pseudomonas putida* KT 2442::mer73 im stabilisierten Reduktaseassay (30 °C), pH 7, 1 mM BME, 1 mM NADPH₂ bei permeabilisierten Zellen. Das Auftreten eines Maximums ist typisch für Substratinhibition.



kinetische Verhalten einer unkompetitiven Substratinhibition anwendbar ist. Natürlich können aber die kinetischen Parameter bei Verwendung mikrobieller Gemeinschaften und Einsatz realer Abwässer der Chloralkali-Elektrolyse mit variabler Zusammensetzung nicht vorausgesagt werden.

Für die technische Entwicklung eines Prozesses zur Abwasser-Entquickung ist die Auswahl eines geeigneten Bioreaktors zur Durchführung der mikrobiellen Hg-Transformation von Wichtigkeit. Die Kinetik gibt hierzu die notwendigen Hinweise. Im vorliegenden Fall einer Substratinhibition nach Gl. (2) ist die Serienschaltung von Rührreaktor mit nachfolgendem Strömungsrohr optimal. Für den Betriebsbereich unterhalb des Maximums stellt ein Fließreaktor ohne Rückvermischung, also der Pfropfstromreaktor (PFR), die optimale Auswahl dar.

5 Prozessanforderungen

Quecksilbergehalte in Abwässern aus Chloralkali-Elektrolysen liegen im Bereich von 1 bis 10 mg Hg/L. Nach den Ausführungen zur Kinetik und Reaktorauswahl wird man davon ausgehen, dass man sich auch für reale Abwässer im ersten unteren Bereich der Kinetik vor dem Geschwindigkeitsmaximum befindet und damit ein PFR die günstigste Reaktor-konfiguration darstellt. Das erfordert dann, dass die die Bio-transformation bewerkstellenden Mikroorganismen im Reaktor stabil und ortsfest anzuordnen sind, was man durch Einschlussimmobilisation oder Aufwuchs auf geeigneten Trägern erreicht. Insgesamt sind für eine sinnvolle Prozessentwicklung an die Mikroorganismen bzw. die Biomasse die folgenden Anforderungen zu stellen:

- Bereitstellung aller Proteine des Hg-Resistenzmechanismus (Transportproteine und Quecksilberreduktase) = Wirkung als Biokatalysator;
- Lieferung des Reduktionsmittels NADPH_2 in stöchiometrischer Menge zur Umsetzung von Quecksilber nach Gl. (1);
- Mikrobielles Wachstum zwecks Aufwuchs auf porösen, preiswerten Trägern (Selbstimmobilisation) und Ersatz von abgestorbenen Zellen.

Die genannten Aufgaben sind von der Biomasse in realen Abwässern mit hohen wechselnden Salzfrachten, Temperaturen, pH-Werten und sonstigen Stressbedingungen zu leisten, was in jedem Fall ihre Versorgung mit Sauerstoff sowie Stoff und Energie liefernden Substraten erfordert. Man kann erwarten, dass mikrobielle Konsortien mit hoher Diversität auf Grund des Vorliegens zahlreicher Species am ehesten das Adaptionpotential und die notwendige Flexibilität aufweisen, um mit den unter Betriebsbedingungen vorherrschenden Stresseffekten fertig zu werden. Zusätzlich ist notwendig, dass der biokatalytische Festbettreaktor gleichmäßig besiedelt wird, so dass weder Kurzschlussströmungen und Toträume noch Verstopfungen des Bettes auftreten können, sondern eine gleichförmige Durchströmung über den gesamten Querschnitt des Bettes erfolgt. Die im katalytischen Festbett auftretende Strömung sollte ferner so geartet sein, dass Überschussbiomasse aus-

Abbildung 3.
Abscheidung von metallischem Quecksilber im biokatalytischen Festbettreaktor.

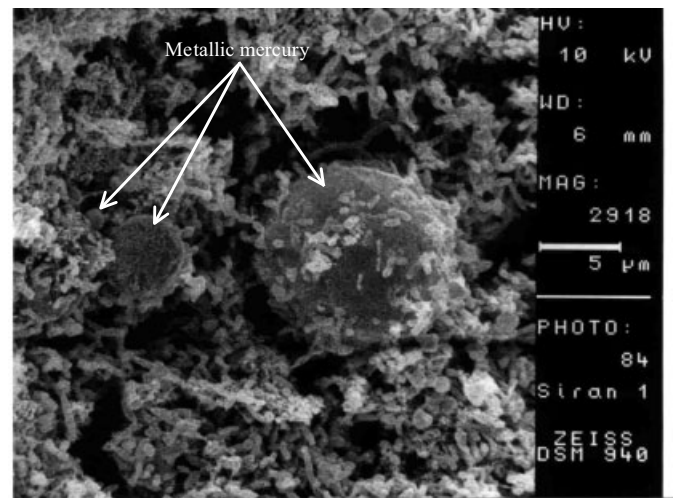


Tabelle 1.
Löslichkeit von metallischem Quecksilber in Wasser.

T, °C	10	26	40	46
[Hg ⁰], µg/L	13	26	55	67

getragen werden kann, aber das sich in Form von kleinen Kugeln ($d \leq 12 \mu\text{m}$) abscheidende metallische Hg im Bett verbleibt. Abb. 3 zeigt eine REM-aufnahme mit Hg-Kugeln in einem Ausschnitt des Festbettes, die das Leistungsvermögen der Mikroorganismen deutlich macht.

Die wichtigste Forderung an eine Prozessentwicklung zur Entquickung ist natürlich, dass der Grenzwert zur Abgabe industrieller Abwässer nicht überschritten wird. Dieser Wert liegt bei $50 \mu\text{g Hg/L}$. Auch wenn das Festbett eine genügende Länge und eine ausreichende katalytische Aktivität aufweist und dadurch vollständiger Umsatz nach Gl (1) vorliegt, ist die Einhaltung des Abgabegrenzwertes kritisch zu sehen. Das liegt an der relativ hohen physikalischen Löslichkeit von metallischem Quecksilber in Wasser, wie einige Daten in Tab. 1 zeigen [4]. Die Löslichkeit ist stark temperaturabhängig (Lösungsenthalpie $36,8 \text{ kJ/mol}$) und bei 40 °C – eine durchaus übliche Betriebstemperatur – liegen bereits $55 \mu\text{g/L}$ gelöst vor. Durch Adsorption an ausgetragener Biomasse sowie durch Komplexbildung kann die Hg-Fracht zusätzlich erhöht werden, was die Nachschaltung eines Aktivkohlefilters erforderlich macht.

6 Untersuchungen im Festbettreaktor

Zur Ermittlung von Auslegungsunterlagen für eine technische Anlage wurden gemäß dem vorgestellten Anforderungsprofil Untersuchungen in kleinen Festbettreaktoren mit 20, 80 und 1000 cm^3 Schüttvolumen verschiedener Träger durchgeführt. Als Materialien zur Immobilisierung mikrobieller Isolate aus Fließsedimenten dienten u. a. Siranperlen (1, 3 und 5 mm), Holz- und Zellulosepräparate (Lignocell, Arbocell), Lavaschlacke und Bimssteingranulat. Neben Modellabwasser wurden Abwässer aus drei europäischen Chloralkali-Anlagen eingesetzt, die sich in pH-Wert

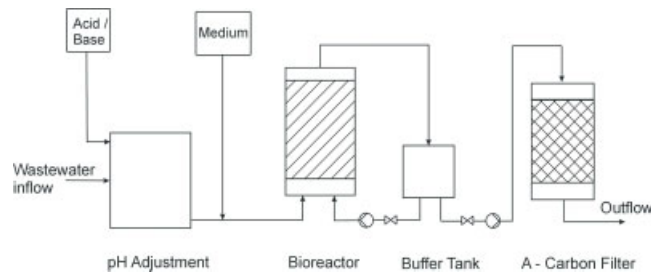
(2,4 – 13), Hg-Konzentration (1,5 bis 7,6 mg Hg²⁺/L) und Chloridgehalt (bis zu 25 g/L) unterschieden [5]. Durch Einstellung von pH 7 und der O₂-Konzentration konnten im 20 cm³-Reaktor bei Raumgeschwindigkeiten von ca. 1 h⁻¹ Quecksilberrückhaltungen von 90 – 98 % erzielt werden [5]. Vergleichbare Ergebnisse wurden auch in den 80-cm³- und 1-L-Festbetten bei Dauerbetrieb über mehrere Monate und Verwendung mikrobieller Gemeinschaften unter nicht sterilen Bedingungen und erhöhten Raumbelastungen erzielt.

7 Technische Anlage

Im Rahmen eines von der EU 1997 aufgelegten Förderprogramms (LIFE) für Demonstrationsprojekte bot sich die Möglichkeit, zusammen mit einem Industriepartner (PREUSAG WASSERTECHNIK) eine größere Anlage zu konzipieren und das mikrobielle Potential zur Abwasserentquickung unter industrierelevanten Bedingungen bei der Fa. ECI – ELEKTROCHEMIE, Ibbenbüren, zu testen.

Die gebaute Gesamtanlage ist schematisch in Abb. 4 wiedergegeben. Vor dem Bioreaktor wurde der chlorfreie Abwasserstrom in einem 3-Kammer-Behälter (ca. 1,5 m³) auf den erforderlichen pH von 7 eingestellt und danach Nährstoffe (ca. 50 mg/L Glucose und 10 mg/L Hefeextrakt) zudosiert. Der Bioreaktor (1 m Durchmesser) wurde mit 1 m³ Bimssteingranulat (4 – 6 mm) befüllt (Betthöhe 1,27 m). An den dort durch Aufwuchs immobilisierten Mikroorganismen erfolgte die Entquickungsreaktion nach Gl. (1). Nach dem Reaktor gelangte das Abwasser zunächst in einen Sammeltank, der aber auch kurzgeschlossen werden konnte. Es folgte dann ein abwärts durchströmtes

Abbildung 4. Schematisches Fließbild der Quecksilberentfernung aus Abwasser von Chloralkali-Elektrolysen.

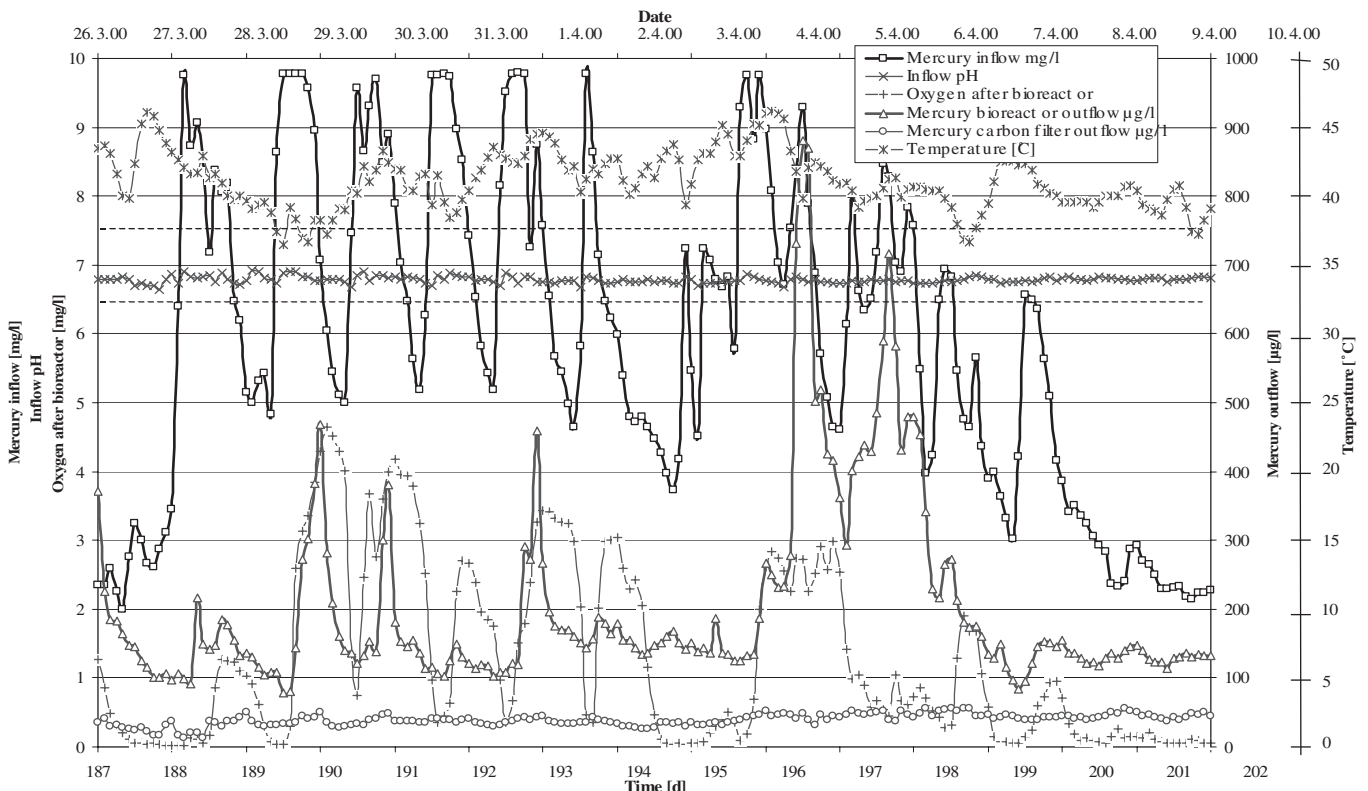


Aktivkohlefilter (1 m³ mit Partikel von 1 – 3 mm), das dazu dient, den Abgabegrenzwert von 50 µg/L einzuhalten, indem gelöstes Hg⁰ adsorbiert wird, aber auch um Schwebstoffe (Biomasse, Quecksilberpartikel etc.) zurückzuhalten. Die Beimpfung des Reaktors erfolgte mit 7 Subspecies von *Pseudomonas putida*, *stutzeri* und *fulva*. Es handelt sich um Isolate aus Flusssedimenten, die getrennt in 15-L-Reaktoren angezogen und erst unmittelbar vor der Inoculation vereint wurden (6).

8 Betriebsergebnisse

Die Anlage wurde bei ECI über einen Zeitraum von 8 Monaten bei kontinuierlichem Betrieb getestet. Abb. 5 zeigt beispielhaft pH und Hg-Konzentrationsverlauf über einen Zeitraum von 2 Wochen. Die Temperatur betrug im Mittel 42 °C, und der pH wurde auf 7 geregelt. Der Volumenstrom lag am Anfang bei 0,7 m³/h und wurde nach 60 h des in Abb. 4 gezeigten Zeitfensters auf 2 m³/h umgestellt. Die

Abbildung 5. Zeitlicher Verlauf der Hg-Einlauf- und Auslaufkonzentrationen sowie weiterer Betriebsparameter.



Hg²⁺-Konzentration im Einlauf schwankte zwischen 3 und z. T. über 10 mg/L. Bei so hohen Eingangswerten konnte die Anlage kurzfristig im Bypass gefahren werden. Abgesehen von den zwei Konzentrationspeaks zwischen 220 und 250 h traten im Auslauf des Bioreaktors maximale Konzentrationen um 500 µg/L auf. Im zeitlichen Mittel liegt die Quecksilberrückhaltung im Reaktor bei 95 % [6]. Der die Anlage nach dem Aktivkohlefilter verlassende Abwasserstrom weist im Mittel Hg-Konzentrationswerte leicht unter 50 µg/L auf, so dass der Abgabegrenzwert unterschritten wird.

Insgesamt erwies sich die Anlage nicht nur gegen Schwankungen der Hg-Konzentration (≤ 10 mg/L) als stabil, sondern konnte auch hohe Salzbelastungen und Temperaturspitzen bis zu 47 °C verkraften. Auch bei Totzeiten (Unterbrechung der Abwasserzufuhr) bis zu 12 h und Unterbrechung der Medienzufuhr über mehrere Tage zeigte sich das biologische System als außerordentlich robust und regelte sich innerhalb kurzer Zeit wieder auf normalen Betrieb mit hoher Quecksilberrückhaltung ein [6]. Das über einen Zeitraum von acht Monaten bei einer Chloralkali-Elektrolyseanlage (ECI, Ibbenbüren) betriebene Verfahren zur Quecksilberentfernung konnte bis zu 4 m³/h Abwasser reinigen, was ca. 50 % der Abwassermenge der Anlage entspricht. Über den gesamten Betriebszeitraum konnte eine Rückhalteleistung für Quecksilber von 98 % erzielt werden. Das Abwasser konnte direkt in den Vorfluter eingeleitet werden. Eine Kostenrechnung zeigt, dass die biologische Quecksilberdekontamination weniger als die Hälfte des Ionenaustauscherverfahrens kostet [6, 7].

9 Ausblick

Die gesamte Anlage konnte weitgehend automatisiert und in einem mobilen Container untergebracht werden. Sie wird derzeit bei einem anderen Betreiber eines Chloralkali-Elektrolysebetriebs (SPOLCHEMIE, Ústí nad Labem, Tschechische Republik) eingesetzt, um weitere Erfahrungen, insbesondere auch im Hinblick auf die mögliche Gesamtbetriebszeit des biokatalytischen Reaktors sowie dessen Regeneration einschließlich der Quecksilberabtrennung aus dem Festbett zu sammeln. Beim jetzigen Betrieb wird das gesamte quecksilberhaltige Abwasser über den biologischen Prozess gereinigt. Die bisher vorliegenden Ergebnisse bestätigen die früheren positiven Befunde. Es ist daher naheliegend, das biotechnologische Sanierungsverfahren auch für andere quecksilberhaltige Abwasserströme, z. B. aus der Goldgewinnung oder der Impfstoffherstellung, einzusetzen.

Eingegangen am 12. Oktober 2001 [K 2943]

Literatur

- [1] (US EPA Report 452/R-97-004: Mercury Study Report to Congress, Dez 1997; Nature 409 (11 January, 2001) S. 124.
- [2] DANHAMER, H.
Ermittlung und Modellierung der Hg²⁺ zu Hg⁰-

Reduktion durch *Pseudomonas putida* KT2492::mer 73, Diplomarbeit, TU Braunschweig 1995.

- [3] HORN, J. M.; BRUNKE, M.; DECKWER, W.-D.; TIMMIS, K. N.
Pseudomonas Putida Strains which Constitutively Overexpress Mercury Resistance for Biotoxification of Organomercurial Pollutants, Appl. Environ. Microbiol. 60 (1994) S. 357 – 362.
- [4] BECKER, F. U.
Stofftransportraten und Reaktionsgeschwindigkeit der Hg-Biotransformation in Mehrphasenreaktoren, Dissertation, TU Braunschweig 1996.
- [5] VON CANSTEIN, H.; LI, Y.; TIMMIS, K. N.; DECKWER, W.-D.; WAGNER-DÖBLER, I.
Removal of Mercury from Chloralkali Electrolysis Wastewater by a Mercury-Resistant *Pseudomonas putida* Strain, Appl. Environ. Microbiol. 65 (1999) S. 5279 – 5284.
- [6] WAGNER-DÖBLER, I.; VON CANSTEIN, H.; LI, Y.; TIMMIS, K. N.; DECKWER, W.-D.
Removal of Mercury from Chemical Wastewater by Microorganisms in Technical Scale, Environ. Sci. Technol. 34 (2000) S. 4628 – 4634.
- [7] Abschlussbericht EU Projekt: Demonstrationsvorhaben - Entfernung von Quecksilberverbindungen aus Industrieabwasser durch Bakterien, LIFE 97/ENV/D/000463, Jan. 2001.

Behandlung fetthaltiger Abwässer der Lebensmittelindustrie mit einem thermophilen Mikroorganismus*

INGO REIMANN, ANDREA KLATT UND HERBERT MÄRKL**

1 Problemstellung

Fetthaltige Abläufe aus der Lebensmittelindustrie stellen für die Abwassertechnik nach wie vor ein ungelöstes Problem dar, weil Fette wegen ihres hydrophoben Charakters und hoher Schmelzpunkte schlecht bioverfügbar sind und durch mesophile biologische Verfahren nur eine unzureichende Abbauleistung erreicht werden kann. Das in Abwässern der Lebensmittelbranche oftmals emulgierte Fett kann durch konventionelle physikalisch-chemische Verfahren nicht zufriedenstellend abgetrennt werden. Darüber hinaus fallen nicht verwertbare Schlämme an, die oft einer Verbrennung oder Deponierung zugeführt werden. Ziel eines Forschungsprojekts an der TU Hamburg-Harburg ist die

- * Teil eines Vortrags auf der GVC/DEHEMA-Fachausschusssitzung „Produktionsintegrierte Wasser-/Abwassertechnik“, 18./19. Sept. 2001 in Bremen.
- ** Dipl.-Ing. I. REIMANN, Dipl.-Ing. A. KLATT, Prof. Dr.-Ing. H. MÄRKL, TU Hamburg-Harburg, Bioprozess- und Bioverfahrenstechnik, Denickestraße 15, D-21073 Hamburg.