



Aktenzeichen IV-7-042 600 003 H

MBZ NRW „Optimierung der Brennstoffzellentechnik für den Kläranlagenbetrieb“ - Phase 2

Im Auftrag von:

Ministerium für Klimaschutz, Umwelt,
Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen



Bevollmächtigter Vertreter:



Projektleitung:



Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen (FiW) e.V. · www.fiw.rwth-aachen.de
Kackertstr. 15-17 · 52056 Aachen · Fon 0241 80 2 68 25 · Fax 0241 80 2 28 25 · fiw@fiw.rwth-aachen.de



Aktenzeichen IV-7-042 600 003 H

MBZ NRW „Optimierung der Brennstoffzellentechnik für den Kläranlagenbetrieb“ - Phase 2

KURZBERICHT

Aachen, im November 2015
FiW an der RWTH Aachen



Dr.-Ing. F.-W. Bolle

Bochum, im November 2015
Ruhr-Universität Bochum



Prof. Dr.-Ing. habil. Marc Wichern

Fachliche Begleitung:

Landesamt für Natur, Umwelt
und Verbraucherschutz NRW



Bietergemeinschaft:

Energie und Klimaschutz NRW, FiW und andere

Bevollmächtigter Vertreter:

Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft
an der RWTH Aachen e.V.
Kackertstraße 15 – 17, 52056 Aachen
Dr.-Ing. F.-W. Bolle
Dipl.-Ing. Sylvia Gredigk-Hoffmann
Dr.-Ing. Henry Riße
Tel.: 0241 80 2 68 25
Fax: 0241 87 09 24
Email: fiw@fiw.rwth-aachen.de
Web: www.fiw.rwth-aachen.de



Projektbearbeitung:

Ruhr-Universität Bochum
Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt-
technik
Universitätsstr. 150, 44801 Bochum
Prof. Dr.-Ing. M. Wichern
Dr.-Ing. Manfred Lübken
M.Sc. Heinz Hiegemann
Tel.: +49 (0)234 - 32 23049
Email: siwawi@rub.de



Projektpartner:

Emschergenossenschaft
Kronprinzenstraße 24
D-45128 Essen



Studie bitte wie folgt zitieren:

Hiegemann H., Lübken M., Schulte P., Schmelz K.-G., Gredigk-Hoffmann S., Wichern M. (2015); „Optimierung der mikrobiellen Brennstoffzellen-Technik für den Kläranlagenbetrieb – Phase 2“; Kurzbericht MKULNV: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (AZ IV-7-042 600 003 H)

Inhaltsverzeichnis

| | |
|---|----|
| Abkürzungen | II |
| Abbildungsverzeichnis | IV |
| Tabellenverzeichnis | IV |
| 1 Einführung..... | 1 |
| 2 Stand der Technik | 3 |
| 3 Material und Methoden..... | 6 |
| 3.1 Laborversuche | 6 |
| 3.2 MBZ Pilotanlage KA Bottrop..... | 7 |
| 3.3 Datenauswertung | 8 |
| 3.4 Energetische Bilanzierung einer Modell-KA mit integrierter MBZ..... | 8 |
| 4 Ergebnisse und Diskussion | 10 |
| 4.1 Laborversuche | 10 |
| 4.2 MBZ-Pilotanlage Bottrop | 13 |
| 4.3 Energetische Bilanzierung..... | 16 |
| 5 Zusammenfassung und Ausblick..... | 18 |
| 6 Literatur..... | 19 |

I Abkürzungen

| | | |
|----------------------------|--|---|
| AFS | Abfiltrierbare Stoffe | [mg/L] |
| B _A | Flächenbelastung | [g _{CSB,zu} /(m ² *d)] |
| BB | Belebungsbecken | |
| BHKW | Blockheizkraftwerk | |
| B _R | Raumbelastung | [g _{CSB,zu} /(m ³ *d)] |
| C | Coulomb | [As] |
| CE | Coulomb'sche Effizienz | [%] |
| C _{eff} | Ablaufkonzentration | [mg/L] |
| C _{in} | Zulaufkonzentration | [mg/L] |
| CSB | Chemischer Sauerstoffbedarf | [mg O ₂ /L] |
| DK | Doppelkathode | |
| EG | Emschergenossenschaft | |
| EK | Einzelkathode | |
| EW | Einwohner | [E] |
| F | Faraday-Konstante | [96.485 C/mol] |
| GAK | Granulierte Aktivkohle | |
| GF | Graphitfilz | |
| GFB | Graphitfaserbürste | |
| HRT | Hydraulic Retention Time | [h] |
| I | Stromstärke | [A] |
| KA | Kläranlage | |
| LD _{Kat} | Leistungsdichte bezogen auf Kathodenfläche | [mW/m ² _{Kat}] |
| LD _{Vol} | Leistungsdichte bezogen auf MBZ-Volumen | [mW/m ³] |
| LF | Leitfähigkeit | [mS/cm] |
| M _{O₂} | Molekulargewicht Sauerstoff | [32 g/mol] |
| MBZ | Mikrobielle Brennstoffzelle | |
| MKULNV | Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen | |
| NER _{CSB} | Energierückgewinnung (Normalized Energy Recovery) | [kWh _{el} /kg _{CSB,abb}] |
| NER _{Vol} | Energierückgewinnung (Normalized Energy Recovery) | [kWh _{el} /m ³ _{behandelt}] |
| N _{ges} | Gesamt-Stickstoff | [mg/L] |
| NRW | Nordrhein Westfalen | |
| OECD | Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung | |
| ORR | Oxygen Reduction Reaction | |

| | | |
|------------------|--------------------------|--------------|
| P | Leistung | [W] |
| PTFE | Polytetrafluorethylen | |
| R_{ext} | Externer Widerstand | [Ω] |
| SS | Stainless Steel | |
| TW | Trübwasser | |
| U | Spannung | [V] |
| V_{MBZ} | Reaktorvolumen MBZ | [L] |
| VVE | Vorversäuerungseindicker | |

II Abbildungsverzeichnis

| | |
|--|----|
| Abbildung 1: Funktionsweise und schematischer Aufbau einer membranlosen Einkammer-MBZ mit Luftkathode..... | 3 |
| Abbildung 2: MBZ mit Graphitfilz- (links) und Graphitfaserbürsten-Anode(n) (rechts)..... | 6 |
| Abbildung 3: Ausgefräste PVC-Plattenmodule mit integrierter Rührwelle (links) und fertig montierte 11L-MBZ (rechts)..... | 7 |
| Abbildung 4: Gemittelte Energierückgewinnungswerte (NER) der einzelnen MBZ-Konfigurationen. Die farbigen, gestrichelten Linien entsprechen Literaturangaben - grün: CE für Glucose (Chae et al., 2009); blau und rot: NER_{vol} und NER_{CSB} für häusliches Abwasser (Ge et al., 2014)..... | 10 |
| Abbildung 5: Stromerzeugung von MBZ mit unterschiedlichem Reaktorvolumen: (A) volumetrische Leistungsdichte, (B) volumenbezogene Energierückgewinnung, (C) substratbezogene Energierückgewinnung (in Anlehnung an Ge et al., 2014)..... | 12 |
| Abbildung 6: Ermittelte NER- und CE-Werte des 45L-MBZ Pilot-Systems bei HRT von 44 h (n = 24), 22 h (n = 38) und 12 h (n = 38)..... | 14 |
| Abbildung 7: Mittlere Leistungsdichte des 45L-MBZ Systems in Abhängigkeit der Temperatur (links) und der Leitfähigkeit (rechts)..... | 15 |
| Abbildung 8: Abhängigkeit der mittleren Leistungsdichte (LD), der Coulomb'schen Effizienz und der Energierückgewinnung der einzelnen Zyklen beim Betrieb mit TW VVE bei HRT = 24 Std..... | 16 |

III Tabellenverzeichnis

| | |
|---|----|
| Tabelle 1: Ergebnisse der Versuchsreihen mit unterschiedlichen Katalysatoren..... | 11 |
| Tabelle 2: Betriebsdaten (Mittelwerte) des 45L-MBZ Pilot-Systems der Versuche mit dem Ablauf der Vorklärung..... | 13 |
| Tabelle 3: Eingabeparameter und Ergebnisse der Bilanzrechnungen aller drei MBZ-Belastungsstufen (Annahme: 100% Zulauf MBZ)..... | 17 |

1 Einführung

Die biologische Reinigung von kommunalem Abwasser erfolgt in aller Regel aerob/anoxisch mit Hilfe von Mikroorganismen und künstlicher Belüftung. Diese Technologien sind bewährt und seit Jahrzehnten erfolgreich im Einsatz. Neben einer guten Reinigungsleistung zeichnen sie sich allerdings auch durch einen hohen Energieverbrauch aus, der besonders im Zuge der aeroben Prozesse anfällt. So benötigen die 634 kommunalen Kläranlagen in NRW etwa 1.200 GWh elektrische Energie pro Jahr, um die anfallende Abwassermenge von ca. 2,65 Mrd. m³ zu behandeln [MKULNV, 2012]. Im bundesweiten Vergleich wird ein mittlerer spezifischer Stromverbrauch von 35,2 kWh_{el}/(E*a) genannt [DWA, 2014]. Dieser Energieverbrauch kann nur zum Teil durch Energieeinsparmaßnahmen im Betrieb und durch die Nutzung von Biogas, das im Zuge der Fermentation von Faulschlamm gewonnen wird, reduziert werden. Das ist insofern bedauerlich, als dass es der chemische Energiegehalt des Abwassers grundsätzlich ermöglichen würde, weitaus mehr Energie aus dem Abwasser zu gewinnen und somit die jährliche energetische CO₂-Emission von Kläranlagen zu reduzieren.

Hier setzt das Forschungsvorhaben im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV NRW) an. Mit mikrobiellen Brennstoffzellen (MBZ) lässt sich die chemische Energie des Abwassers über elektrochemische Reaktionen direkt in nutzbare elektrische Energie umwandeln. Die von Mikroorganismen katalysierten biochemischen Prozesse laufen in zwei Halbreaktionen ab. An der Anode wird ein kohlenstoffhaltiges Substrat (Abwasser) durch anaerobe Mikroorganismen in CO₂, Protonen und Elektronen oxidiert. An der Kathode reagieren die Protonen und die Elektronen in der sogenannten Drei-Phasen-Reaktion mit Sauerstoff zu Wasser (H₂O).

In Phase 1 des Projektes, welche abgeschlossen ist [Kletke et al., 2012], wurden unterschiedliche MBZ-Konfigurationen unter verschiedenen Bedingungen (versch. Elektrodenmaterialien, Abwasserzusammensetzung, Temperatur) im Labormaßstab getestet, um eine Optimierung des Betriebes der MBZ, vor allem der Stromausbeute, zu erreichen und die geeignetste MBZ-Konfiguration für einen kontinuierlichen halbtechnischen Einsatz auf einer kommunalen Kläranlage (KA) zu ermitteln (Pilotanlage). Ergebnis der Untersuchungen aus Phase 1 war, dass die höchsten Leistungen mit einer Einkammer-MBZ ohne Membran und mit einer sogenannten „Luftkathode“, einer Kohlenstoffgewebeskathode beladen mit Platin-Katalysator (10 Gew.-%), erzielt werden konnten. Als geeignetstes Anoden-Material hat sich hierbei Graphitfilz herausgestellt.

Ziel von Phase 2 des Projektes war es, die Technik der mikrobiellen Brennstoffzellen für eine praxisnahe Anwendung auf kommunalen Kläranlagen in NRW zu etablieren.

Aufbauend auf den Ergebnissen aus Phase 1 wurden in der zweiten Phase daher weitere Optimierungen der Einkammer-MBZ Konfiguration, wie z.B. der Einfluss der Kathodenoberfläche, der Einsatz neuartiger Anoden- und Kathodenmaterialien und kostengünstigerer Katalysatoren im Labormaßstab durchgeführt.

Die gewonnenen Erkenntnisse wurden anschließend beim Prozess des sogenannten „Up-Scalings“ auf einen 11 L MBZ-Prototypen übertragen, in welchem die effektivsten Materialien verbaut und dessen Konfiguration anschließend für den Betrieb auf der KA Bottrop weiter angepasst und optimiert wurde. Letztendlich sind vier 11 L MBZ über einen Zeitraum von einem Jahr auf der KA Bottrop mit vorgeklärtem Abwasser unter Mitwirkung der Emschergenossenschaft (EG) betrieben worden. Im internationalen Vergleich ist dies die erste Studie, welche sich mit einem 45 L MBZ-System beschäftigt, welches unter realen Bedingungen über ein Jahr lang in den Kläranlagenbetrieb integriert wurde.

2 Stand der Technik

Die Technologie mikrobieller Brennstoffzellen (MBZ) stellt heutzutage einen der neuesten und innovativsten Ansätze dar, um mithilfe von Mikroorganismen Elektrizität aus organisch abbaubarem Material, welches im Abwasser vorhanden ist, zu generieren. Während bei dem Prozess der konventionellen Anaerobtechnik (Schlammfäulung → Biogas → BHKW) ein Großteil der im Abwasser vorhandenen Energie beim Umweg über die Fäulung und Verbrennung verloren geht ($1 \text{ kg}_{\text{CSB, abb}} \rightarrow 350 \text{ L CH}_4 \rightarrow 1 \text{ kWh}_{\text{el}}$), könnte mit der MBZ-Technologie wesentlich mehr elektrische Energie aus dem Abwasser gewonnen werden, da die chemische Energie bei diesem Prozess direkt und ohne Umwege in Elektrizität umgesetzt werden kann. Basierend auf dem Brennwert von Glucose ($3,86 \text{ kWh}_{\text{el}} / \text{kg}_{\text{CSB, abb}}$ (Owen, 1982)), welcher etwa um den Faktor 4 über der bisherig möglichen Energierückgewinnung liegt, wäre es möglich, mithilfe der MBZ zusätzlich zur anaeroben Schlammfäulung weitaus mehr Energie aus dem Abwasser zu gewinnen.

Die Funktionsweise und der schematische Aufbau einer MBZ wird folgend am Beispiel einer membranlosen Einkammer-MBZ mit Luftkathode, welche in dieser Studie eingesetzt wurde, erläutert und ist in Abbildung 1 dargestellt.

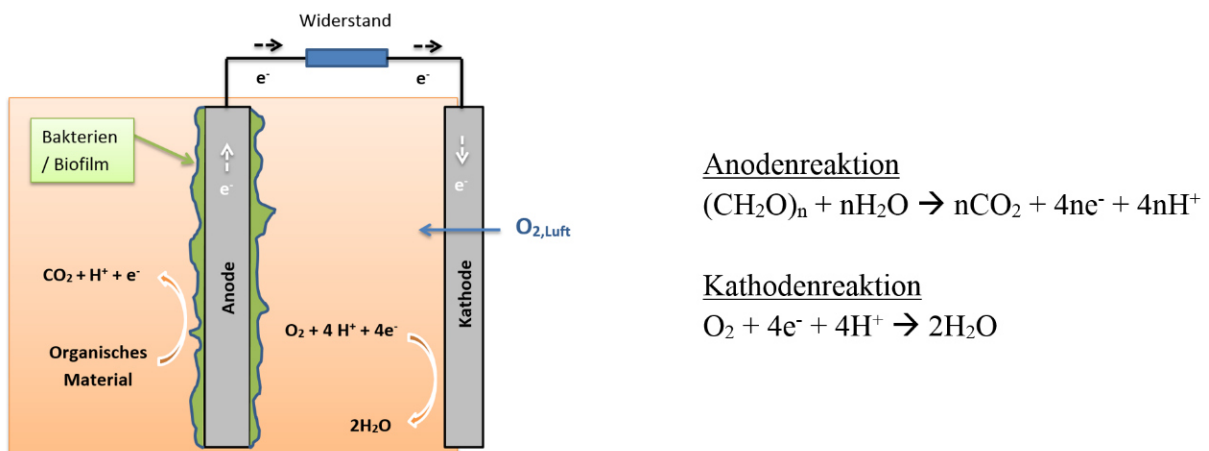


Abbildung 1: Funktionsweise und schematischer Aufbau einer membranlosen Einkammer-MBZ mit Luftkathode

In einer mikrobiellen Brennstoffzelle werden die organischen Abwasserinhaltsstoffe von anaeroben, sogenannten exoelektrogenen Bakterien (z.B. Bakterien der Gattungen *Geobacter* oder *Shewanella*), welche als Biofilm auf einer Anode wachsen, abgebaut. Die bei dieser Stoffumwandlung zu CO₂ und Protonen (H⁺) frei werdenden Elektronen (e⁻) werden von den Bakterien nun an die Anode abgegeben, von der aus sie aufgrund einer Potentialdifferenz über einen externen Stromleiter durch einen äußeren Widerstand hin zu einer Kathode fließen.

An der Kathode werden diese Elektronen nun auf der dem Medium zugewandten Seite auf Luftsauerstoff, welcher durch die Kathode ins Innere der MBZ diffundiert, übertragen und zusammen mit den Protonen entsteht als Abfallprodukt Wasser.

Es gibt eine Vielzahl an verschiedenen MBZ-Konfigurationen, die in der Literatur beschrieben sind, aber aufgrund des einfachen Aufbaus, der Tatsache, dass keine teuren Membranen oder technische Belüftung benötigt werden, scheint die Einkammer-MBZ Konfiguration am besten für die Behandlung von kommunalem Abwasser geeignet zu sein Liu (Liu and Logan, 2004; Kletke et al., 2012; Logan et al., 2015). Viele Studien beschäftigten sich mit der weiteren Optimierung der Einkammer-MBZ Konfiguration, z.B. die Untersuchungen von Multi-Elektroden Systemen und die Anordnung der Elektroden innerhalb der Zellen (Jiang and Li, 2009; Ahn and Logan, 2013; Ahn et al., 2014) oder den Einfluss der hydraulischen Aufenthaltszeit (HRT, Hydraulic Retention Time) auf die CSB-Elimination (Kim et al., 2015). Allerdings fanden alle diese Studien im Labormaßstab von wenigen Millilitern und unter definierten Bedingungen statt und es ist nicht bekannt, ob diese Erkenntnisse auch auf großskalige Systeme übertragen werden können, die unter realen Bedingungen betrieben werden. Es gibt nur sehr wenige Veröffentlichungen, welche sich mit großskaligen MBZ-Systemen für die Abwasserbehandlung befassen, z.B. die Veröffentlichung von Yu et al. (2012), in dem ein 5,7 L MBZ-Reaktor beschrieben wird, in dem getauchte Elektroden-Module verwendet wurden. Oder die Studie von Jiang et al. (2011), in der eine 20 L Multi-Elektroden MBZ betrieben wurde, welche ein Anodenbett aus granulierter Aktivkohle (GAK) verwendete. Obwohl diese Studien sich mit großen MBZ beschäftigten, konnten umweltbedingte Einflüsse wie täglich schwankende Abwasserzusammensetzung, -temperatur oder -leitfähigkeit nicht berücksichtigt werden, da die Versuche unter definierten Bedingungen in Laboren durchgeführt wurden.

Bisher können in der Literatur lediglich zwei Veröffentlichungen gefunden werden, welche MBZ-Pilot Systeme untersuchten, welche mit kommunalem Abwasser unter realen Bedingungen auf kommunalen Kläranlagen (KA) betrieben wurden. Feng et al. (2014) untersuchten ein 250 L Einkammer-MBZ System über ein Jahr lang mit dem Ziel, die MBZ als Stand-Alone System zu betreiben, also die gesamte Abwasserreinigung mithilfe der MBZ zu erzielen. Im Gegensatz dazu versuchten andere Autoren, verschiedene 2 L Röhren-MBZ in das Belebungsbecken (BB) einer KA zu integrieren um Belüftungsenergie und zusätzliche Infrastruktur einzusparen (Zhang et al., 2013). Allerdings geben beide Studien keine Hinweise auf eine optimale Betriebsweise für die MBZ-Systeme und inwiefern sich die Elimination von CSB, AFS und Stickstoff auf die biologische Stufe im BB auswirken würde.

Aus diesem Grund wurde in diesem hier vorliegenden Forschungsvorhaben ein 45 L Pilot-MBZ System, welches aus vier einzelnen Zellen besteht, auf der KA Bottrop (EGLV) über ein Jahr lang mit dem Ablauf der Vorklärung und dem Trübwasser (TW) des Vorversäuerungseindickers (VVE) betrieben. Die Hauptziele der Versuche im Pilotmaßstab waren:

- (1) Untersuchungen, inwiefern sich die täglich schwankenden Abwasserparameter, wie die Zusammensetzung, Temperatur, pH Wert und Leitfähigkeit auf die Leistung des MBZ-Systems auswirken.
- (2) Es sollte eine optimale Betriebsweise des Systems gefunden werden, welche eine stabile Leistung der MBZ bei minimaler CSB-Elimination und maximaler substratbezogener Energierückgewinnung (NER – Normalized Energy Recovery) erlaubt.
- (3) Die experimentellen Ergebnisse sollten im Anschluss als fiktives großtechnisches MBZ System in ein mathematisches Kläranlagenmodell integriert werden, um die Auswirkungen des neuen Verfahrens auf Grundlage praktischer Versuche im Pilotmaßstab auf die folgende Abwasserreinigung und das Potential der MBZ-Technologie erstmalig beziffern zu können.

3 Material und Methoden

3.1 Laborversuche

Die Versuchsreihen zur weiteren Optimierung der Einkammer-Konfiguration wurden in einem auf 21 °C klimatisierten Labor im Batch-Modus durchgeführt. Als Substrat wurde „synthetisches Abwasser 1“ nach DIN EN ISO 11733 (OECD-Medium) verwendet. Die eingesetzten MBZ-Reaktoren haben ein Volumen von 320mL beim Einsatz von einer Kathode und von 340mL beim Einsatz von zwei Kathoden. Die Kathoden aus Kohlenstoffgewebe (10x10cm, Quintech) waren auf der dem Medium zugewandten Seite mit 0,5 g/cm² Platin und auf der Luftseite mit vier PTFE-Diffusionslagen beschichtet (Cheng et al., 2006). Die MBZ wurden zum einen mit jeweils einer Graphitfilz (GF)-Anode (8x8x1,12cm, Alfa Aesar) und zum anderen mit jeweils zwei Graphitfaserbürsten (GFB) (l=8cm, d=2,5cm; The Mill-Rose Company) ausgestattet (siehe Abbildung 2). Die GFB wurden vor dem Einbau in die MBZ für 30 Minuten bei 450 °C hitzebehandelt (Feng et al., 2010). Die Oberfläche der GF-Anode betrug 163,84 cm² ($A = 2 \cdot l \cdot h + 4 \cdot l \cdot b$) und die zylinder-äquivalente Oberfläche der zwei Bürsten pro Zelle lag bei 145,3 cm² ($A = 2 \cdot (2\pi r^2 + 2\pi r h)$). Die theoretische Oberfläche aller Fasern der Bürsten pro Zelle kann durch die Herstellerangabe von 400.000 Fasern (d=7,2µm) pro Inch (2,54cm) zu 1,386m² berechnet werden.

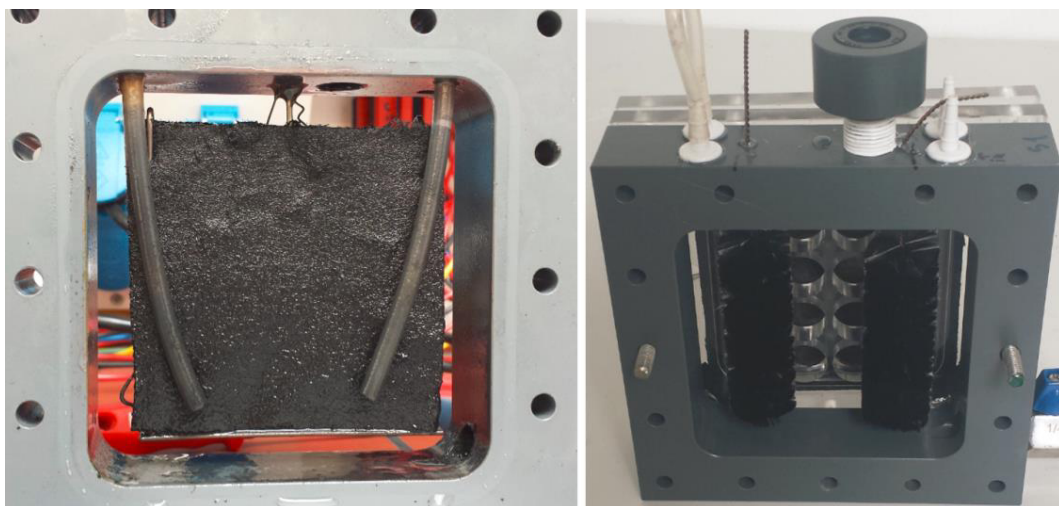


Abbildung 2: MBZ mit Graphitfilz- (links) und Graphitfaserbürsten-Anode(n) (rechts)

Die Zellspannung wurde alle 15 Minuten am externen Widerstand (Voltcraft) abgegriffen und auf dem PC aufgezeichnet. Die CSB-Konzentration (homogenisiert) wurde mittels Küvetten-tests (Hach) analysiert. In den Versuchsreihen im Labormaßstab wurde die Einkammer-MBZ Konfiguration, welche in Phase 1 als geeignetste Form für ein Up-Scaling beschrieben wurde (Kletke et al., 2012) weiter optimiert, um die Leistungsdichten zu steigern.

Hierzu wurden folgende Versuchsreihen mit Kathoden aus Kohlenstoffgewebe und Platin-Katalysator durchgeführt (Hiegemann et al., 2015):

- Verdoppelung der Kathodenfläche
- Vergleich zwischen Graphitfilz- und Graphitfaserbürsten-Anoden
- Verwendung eines Edeltstahlgewebes zur Stromabgabe an die Kathode

Weiterhin wurden im Labormaßstab außerdem zwei weitere Katalysatoren für die Sauerstoffreduktionsreaktion (ORR) untersucht um für zukünftige großskalige MBZ-Systeme Alternativen zu dem teuren Platinkatalysator zu finden.

3.2 MBZ Pilotanlage KA Bottrop

Für die Langzeitstudie auf der KA Bottrop wurden vier MBZ Reaktoren ($V = 11,2 \text{ L}$) angefertigt. An beiden Seiten der Zellen wurde eine Kathode angebracht vor der jeweils acht, parallel geschaltete GFB ($L=13,5\text{cm}$, $d=2,5\text{cm}$) befestigt waren, sodass die zylinder-äquivalente Fläche aller 16 GFB pro Zelle $2481,92\text{cm}^2$ und die theoretische Oberfläche aller Fasern $25,3\text{m}^2$ betrug. Die vier MBZ-Reaktoren besitzen eine integrierte Rührwelle, welche an ein Rührwerk montiert wurde (IKA) um beim Befüllen und Entleeren eine homogene Probenahme zu gewährleisten. Außerdem waren zwei der vier Zellen mit Online-Messsonden für die Parameter Sauerstoff, pH, Leitfähigkeit und Temperatur ausgestattet. Abbildung 3 zeigt Aufnahmen einer der 11L-MBZ Reaktoren.

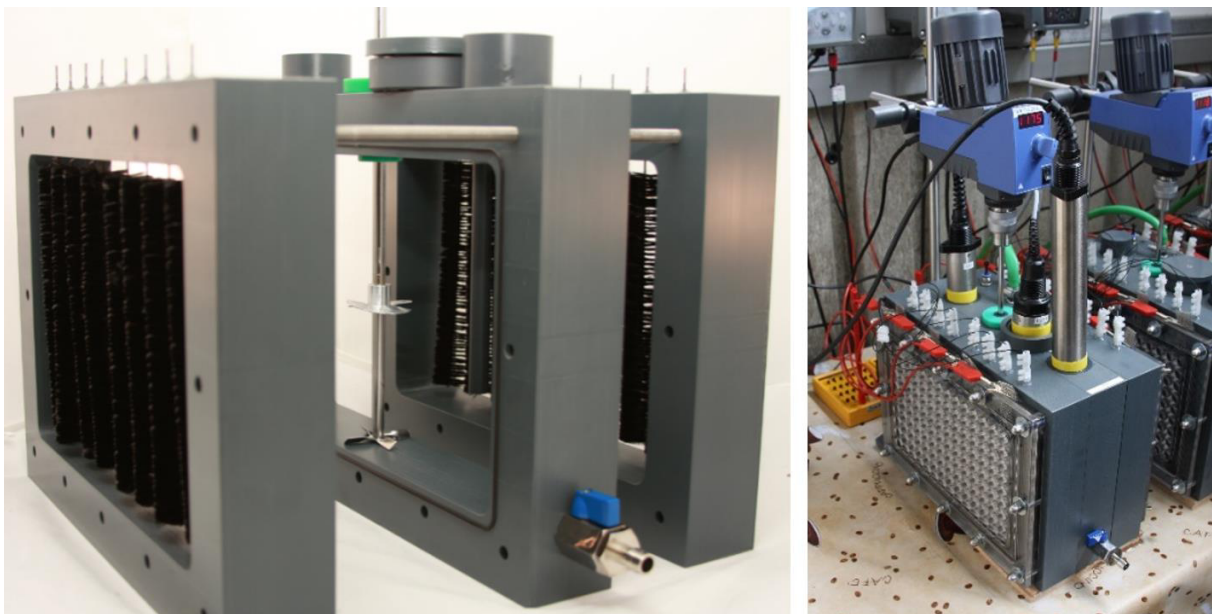


Abbildung 3: Ausgefräste PVC-Plattenmodule mit integrierter Rührwelle (links) und fertig montierte 11L-MBZ (rechts)

3.3 Datenauswertung

Die Stromstärke (I , mA) wurde nach dem Ohm'schen Gesetz mit $I = U/R_{ext}$ berechnet, wobei U die Zellspannung (mV) und R_{ext} der angelegte Widerstand ($m\Omega$) ist. Die Stromstärke wurde auf die zylinder-äquivalente Anodenfläche (cm^2) normiert um die Stromdichte zu berechnen (mA/cm^2). Die Leistung (P , mW) wurde mit $P = U^2/R_{ext}$ berechnet und anschließend mit $P = U^2/(R_{ext} * V_{MBZ})$ auf das Reaktorvolumen (mW/m^3) und mit $P = U^2/(R_{ext} * A_{Kat})$ auf die projizierte Kathodenfläche (mW/m^2) normiert um die Leistungsdichten zu erhalten (Logan et al., 2006). Die CSB-Elimination (%) wurde basierend auf der CSB-Konzentration der Zu- (c_{in}) und Abläufe (c_{eff}) mithilfe von $CSB_{eli} = (1 - (c_{eff}/c_{in})) * 100$ bestimmt. Die Coulomb'sche Effizienz (CE, %), welche angibt, wieviel des abgebauten Substrates innerhalb eines Batch-Zyklus wirklich in Strom umgewandelt wird, wurde mithilfe von $CE = \left((M \int_0^t I dt) / (F b V_{MBZ} \Delta CSB) \right) * 100$ berechnet, wobei M das Molekulargewicht von Sauerstoff (32 g/mol), I der über die Dauer eines Batch-Zyklus t (s) integrierte Strom (A), F die Faraday-Konstante (96.485 C/mol), b die Anzahl übertragener Elektronen pro Molekül Sauerstoff (4), V_{MBZ} das Reaktorvolumen (L) und ΔCSB die innerhalb der Zeit t abgebaute CSB-Konzentration (g/L) ist (ebd.). Die Energierückgewinnung pro abgebauter Masse an Substrat pro Batch-Zyklus (NER_{CSB} , $kWh_{el}/kg_{CSB,abb}$) wurde mit $NER_{CSB} = (\bar{P} * t) / (V_{MBZ} * \Delta CSB)$ berechnet, wobei \bar{P} die mittlere Leistung innerhalb eines Batch-Zyklus der Dauer t (h) ist (Ge et al., 2014). Der interne Systemwiderstand wurde anhand der Steigung des linearen Abschnitts der Polarisationskurve, also mit $R_{int} = \Delta U / \Delta I$ bestimmt.

3.4 Energetische Bilanzierung einer Modell-KA mit integrierter MBZ

Mithilfe der gewonnenen Erkenntnisse aus den praktischen Versuchen wurde in einem weiteren Schritt eine Modellrechnung vorgenommen, um den Einfluss eines integrierten MBZ-Systems auf die weitere Abwasserbehandlung erstmalig beziffern zu können. Von besonderem Interesse war es, die Energieflüsse innerhalb der Kläranlage zu berechnen und wie sich die Schlammproduktion und die Faulgasausbeute durch die Reduktion des der Belebung zulaufenden CSB verändern. Hierzu wurde eine Kläranlage nach dem überarbeiteten ATV-DVWK-A 131 (Gelbdruck DWA, 2015) bemessen, die laut dem 26. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen (DWA, 2014) der Durchschnitts-Kläranlage in Deutschland entspricht.

Um eine umfassende Aussagekraft der Ergebnisse zu gewährleisten, wurde eine CSB-, N_{ges} - und AFS-Bilanz der gesamten Kläranlage inklusive der Schlammbehandlung aufgestellt. Weiterhin wurden der Sauerstoffbedarf des Belebungsbeckens (Gelbdruck DWA, 2015) und die Biogasproduktion im Faulturm inkludiert.

Alle Berechnungen wurden in Tabellenkalkulationssoftware (MS Excel) einmal für die Modell-Kläranlage ohne MBZ und mit integriertem MBZ-System durchgeführt. Die Parameter für die Biogasproduktion-Berechnungen wurden aus dem Merkblatt M 368 (Gelbdruck DWA, 2013) entnommen und die Überschussschlammproduktion, sowie der Sauerstoffbedarf im Belebungsbecken wurde mit dem Entwurf des neuen A 131 auf CSB-Basis berechnet (Gelbdruck, DWA, 2015). Um eine energetische Bilanzierung zu ermöglichen und um einen Vergleich der Modell-KA mit und ohne integrierter MBZ zu realisieren, wurden aktuelle energetische Kennzahlen der einzelnen Verbrauchergruppen einer KA herangezogen. Hierzu wurde der durchschnittliche Gesamt-Energieverbrauch der Kläranlagen in NRW (DWA, 2014) herangezogen und der aktuelle Energiebedarf der einzelnen Verbrauchergruppen (MKULNV, 2014) hierauf bezogen.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Laborversuche

Ein Langzeitversuch mit GF-Anoden über 110 Tage zeigte, dass sich die Leistungsdichten bei doppelter Kathodenfläche (DK-MBZ) relativ stabil auf hohem Niveau halten, wogegen die Leistungsdichten der MBZ, welche mit nur einer Kathode ausgestattet waren (EK-MBZ) kontinuierlich abfielen. Die DK-MBZ haben über den gesamten Versuchszeitraum eine 45% höhere Leistungsdichte als die EK-MBZ geliefert.

Im nächsten Schritt wurden die GF- Anoden gegen GFB-Anoden ausgetauscht und diese verkürzten die Inokulationsdauer im Vergleich zu den GF-Anoden um 2/3 (11 vs. 31 Tage). Außerdem lieferten die GFB-Anoden in den Versuchsreihen über 12 Zyklen 77% höhere Leistungsdichten als die GF-Anoden.

Bei der dritten Versuchsreihe wurde der einzelne Tantal-Draht, welcher bisher zur Stromabgabe zur Kathode fungiert hat, durch ein Edeltstahlgewebe (SS – Stainless Steel) ersetzt, welches die gesamte Kathodenfläche abdeckte. Es zeigte sich, dass diese Maßnahme sowohl den leistungssteigernden Effekt der verdoppelten Kathodenfläche auf 52% als auch die substratbezogene Energierückgewinnung (NER) und die Coulomb'sche Effizienz steigerte (siehe Abbildung 4).

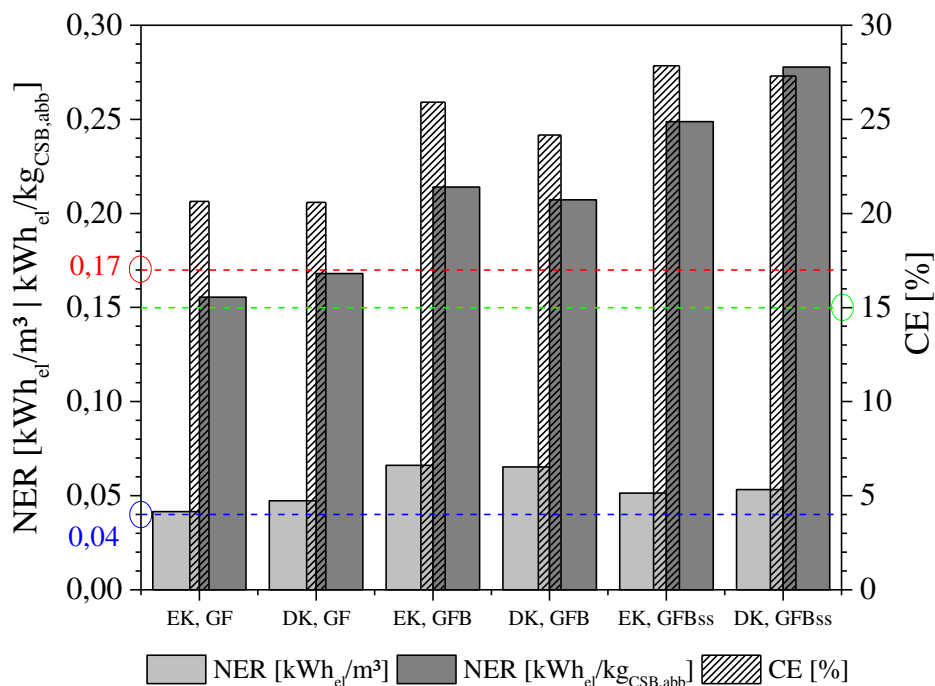


Abbildung 4: Gemittelte Energierückgewinnungswerte (NER) der einzelnen MBZ-Konfigurationen. Die farbigen, gestrichelten Linien entsprechen Literaturangaben - grün: CE für Glucose (Chae et al., 2009); blau und rot: NER_{vol} und NER_{CSB} für häusliches Abwasser (Ge et al., 2014)

Durch diese untersuchten Maßnahmen konnte die Leistungsdichte im Vergleich zur ersten Phase des Projektes um den Faktor 3,2 gesteigert werden ($1,72 \text{ W/m}^3$ vs. $5,47 \text{ W/m}^3$).

Bei den Versuchsreihen zu den alternativen ORR-Katalysatoren zeigte sich, dass die Leistungsdichten, welche mit Mangandioxid-Kathoden erreicht wurden, 63% niedriger waren, als die der Platin-Kathoden ($1,4 \text{ W/m}^3$ vs $3,7 \text{ W/m}^3$). Auch die NER und CE-Werte waren mit $0,08 \text{ kWh}_{\text{el}}/\text{kg}_{\text{CSB,abb}}$ und $11,2 \%$ signifikant kleiner als die der Platin-Kathoden ($0,22 \text{ kWh}_{\text{el}}/\text{kg}_{\text{CSB,abb}}$ und $18,6 \%$). Die Edelstahl-Aktivkohle (SS-AC)-Kathoden hingegen lieferten mit $3,3 \text{ W/m}^3$ ähnliche Leistungsdichten wie die Pt-Kathoden. Allerdings waren die NER und CE-Werte etwas geringer, was wahrscheinlich in der unterschiedlichen Diffusionsschicht begründet lag. Die wesentlichen Ergebnisse der Versuchsreihen mit den unterschiedlichen Katalysatoren sind noch einmal in Tabelle 1 zusammengefasst.

Tabelle 1: Ergebnisse der Versuchsreihen mit unterschiedlichen Katalysatoren

| | MnO₂ | SS-AC | Platin |
|--|------------------------|--------------|---------------|
| CSB_{zu} [mg/L] | 588 | 593 | 560 |
| CSB_{eli} [%] | 64,5 | 78 | 69,3 |
| Mittlere Zyklus-LD [mW/m³] | 1387 | 3254 | 3707 |
| CE [%] | 11,2 | 13,8 | 18,6 |
| NER [kWh_{el}/kg_{CSB,abb}] | 0,08 | 0,15 | 0,22 |

Aufgrund der unterschiedlichen Randbedingungen, welche in verschiedenen MBZ-Studien vorlagen, ist es schwer, die Ergebnisse dieser Studie direkt mit anderen zu vergleichen. Die Arbeitsgruppe um Ge et al. (2014) hat jedoch insgesamt 128 MBZ-Publikationen unabhängig von den experimentellen Randbedingungen vor dem Hintergrund der erzielten Leistungsdichten und Energierückgewinnung miteinander verglichen und graphisch in Abhängigkeit des MBZ-Reaktorvolumens aufgetragen (siehe Abbildung 5). Mithilfe dieser Darstellung ist es möglich, die hier erzielten Ergebnisse in den Kontext der allgemeinen internationalen Forschung einzuordnen. Die durchschnittlich im Labormaßstab ($V_{\text{MBZ}} = 300 \text{ mL}$) erreichten Leistungsdichten mit Platin und den SS-AC-Kathoden lagen im Bereich zwischen $3 - 5,5 \text{ W/m}^3$ und die erzielten Energierückgewinnungswerte bei $0,05 - 0,07 \text{ kWh}_{\text{el}}/\text{m}^3$ bzw. $0,25 - 0,28 \text{ kWh}_{\text{el}}/\text{kg}_{\text{CSB,abb}}$. Dieser Wertebereich ist in Abbildung 5 durch die gestrichelten Linien gekennzeichnet.

Wie man gut sehen kann, liegen die hier erzielten Ergebnisse der Leistungsdichten in etwa im Mittelfeld der international publizierten Werte, wobei die Energierückgewinnungswerte, besonders die substratbezogenen, im oberen Bereich anzusiedeln sind.

Zusätzlich muss berücksichtigt werden, dass die von Ge et al. (2014) zusammengetragenen Werte auch diejenigen erfassen, welche z.B. unter idealen Bedingungen erzielt wurden (z.B. erhöhte Temperaturen, konzentrierte Acetat-Lösungen mit PBS-Puffer um die Leitfähigkeit zu erhöhen).

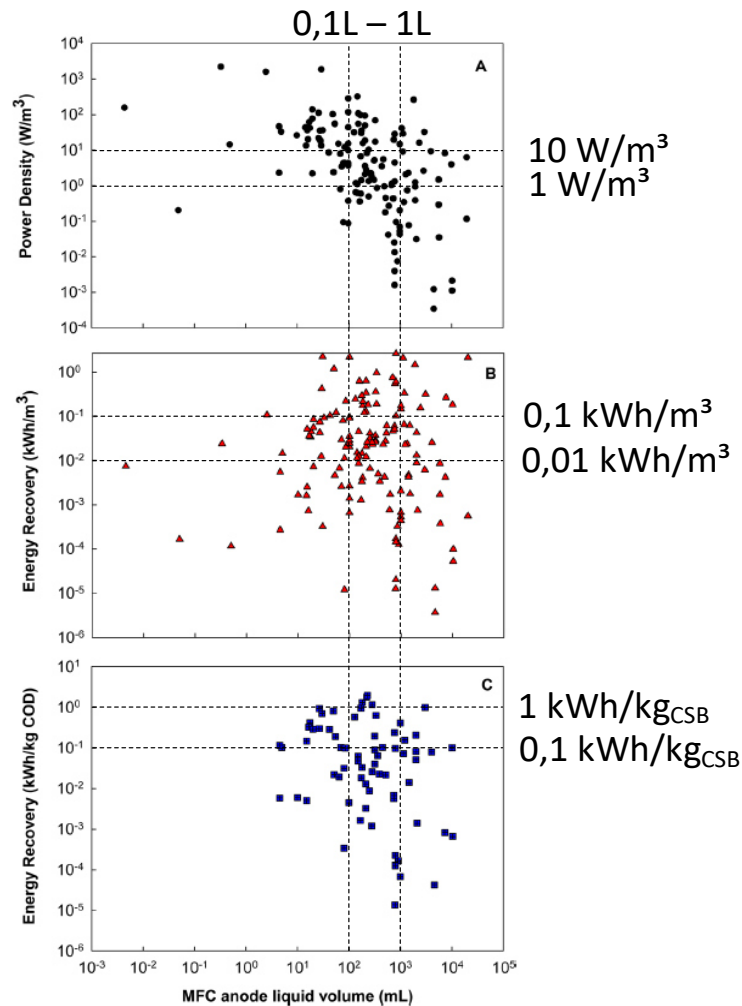


Abbildung 5: Stromerzeugung von MBZ mit unterschiedlichem Reaktorvolumen: (A) volumetrische Leistungsdichte, (B) volumenbezogene Energierückgewinnung, (C) substratbezogene Energierückgewinnung (in Anlehnung an Ge et al., 2014)

Da die Leistungsdichte maßgeblich von diesen Faktoren abhängt (Liu et al., 2005; Feng et al., 2008) und die hier erzielten Werte in Anlehnung an realitätsnahe Bedingungen (etwa $0,5 - 0,6 \text{ mS/cm}$, $T = 21 \text{ }^\circ\text{C}$, $c_{\text{CSB}} = 300 - 600 \text{ mg/L}$) erreicht wurden, sind die Resultate als sehr gut zu bewerten.

4.2 MBZ-Pilotanlage Bottrop

Die 45 L Pilot MBZ Anlage, welche aus vier einzelnen Einkammer-MBZ bestand, wurde über ein Jahr lang auf der Kläranlage Bottrop (EGLV) mit dem Ablauf der Vorklärung und dem Trübwasser des Vorversäuerungseindickers betrieben.

Es wurde gezeigt, dass die Zellen in größeren Maßstäben ohne Zusatzstoffe nur mit Primärschlamm inokuliert werden können und dass ein dauerhafter stabiler und effizienter Betrieb ohne Reinigung der Zellen auch bei extrem niedrigen CSB-Konzentrationen von < 150 mg/L möglich ist.

Die hydraulische Aufenthaltszeit wurde von 44 über 22 auf 12 Stunden reduziert, um zu klären, unter welchen betrieblichen Bedingungen eine CSB-Elimination zwischen 10 – 20% erreicht und möglichst hohe NER-Werte erzielt werden können. Die Betriebsdaten der Versuchsreihen mit dem Ablauf der Vorklärung sind in Tabelle 2 aufgelistet.

Tabelle 2: Betriebsdaten (Mittelwerte) des 45L-MBZ Pilot-Systems der Versuche mit dem Ablauf der Vorklärung

| <i>Zeitraum</i> | <i>11.03.2015 – 04.05.2015</i> | <i>04.05.2015 – 01.06.2015</i> | <i>01.06.2015 – 15.07.2015</i> | <i>15.07.2015 – 31.07.2015</i> |
|---|------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|
| HRT [h] | 44 | 44 | 22 | 12 |
| Temp. [°C] | 16,6 | 17,2 | 21,4 | 21,8 |
| LF [mS/cm] | 2,2 | 3,0 | 4,2 | 4,2 |
| CSB_{zu} [mg/L] | 140 | 195 | 118 | 127 |
| Nges_{zu} [mg/L] | 34,5 | 35 | 31 | 26 |
| AFS_{zu} [mg/L] | 89 | 126 | 81 | 95 |
| B_A [g_{CSB,zu}/(m²*d)] | 3,1 | 4,2 | 4,9 | 9,7 |
| B_R [g_{CSB,zu}/(m³*d)] | 67,8 | 94,4 | 109 | 217 |
| CSB_{eli} [%] | 69 | 67 | 24 | 14 |
| Nges_{eli} [%] | 55 | 57 | 28 | 9 |
| AFS_{eli} [%] | 69 | 60 | 40 | 10 |
| Mittlere LD [mW/m²Kat] | 22 [14 – 29]* | 73 [54 – 83] | 82 [55 - 105] | 80 [55 – 101] |

Wie man sieht wurde die gewünschte CSB-Elimination bei HRT < 22 Std erreicht. Hier lag die mittlere Leistungsdichte bei 82 mW/m²_{Kat} und die mittleren NER und CE-Werte bei 0,36 kWh_{el}/kg_{CSB,abb} bzw. 24,8 % (siehe **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Diese Werte sind im internationalen Vergleich und in dieser Größenordnung so noch nicht

erreicht worden, was durch die Anpassung der Betriebsweise an das Abwasser erklärt werden kann.

Allerdings wird durch die Darstellung der Ergebnisse mithilfe von Boxplots deutlich, dass die Leistung der einzelnen Zellen stark voneinander abwich, was zum einen durch eine ungleichmäßige händische Herstellung der Kathoden und zum anderen durch einen Shift des Leistungsoptimums, bedingt durch Kathodenfouling, hervorgerufen worden sein könnte.

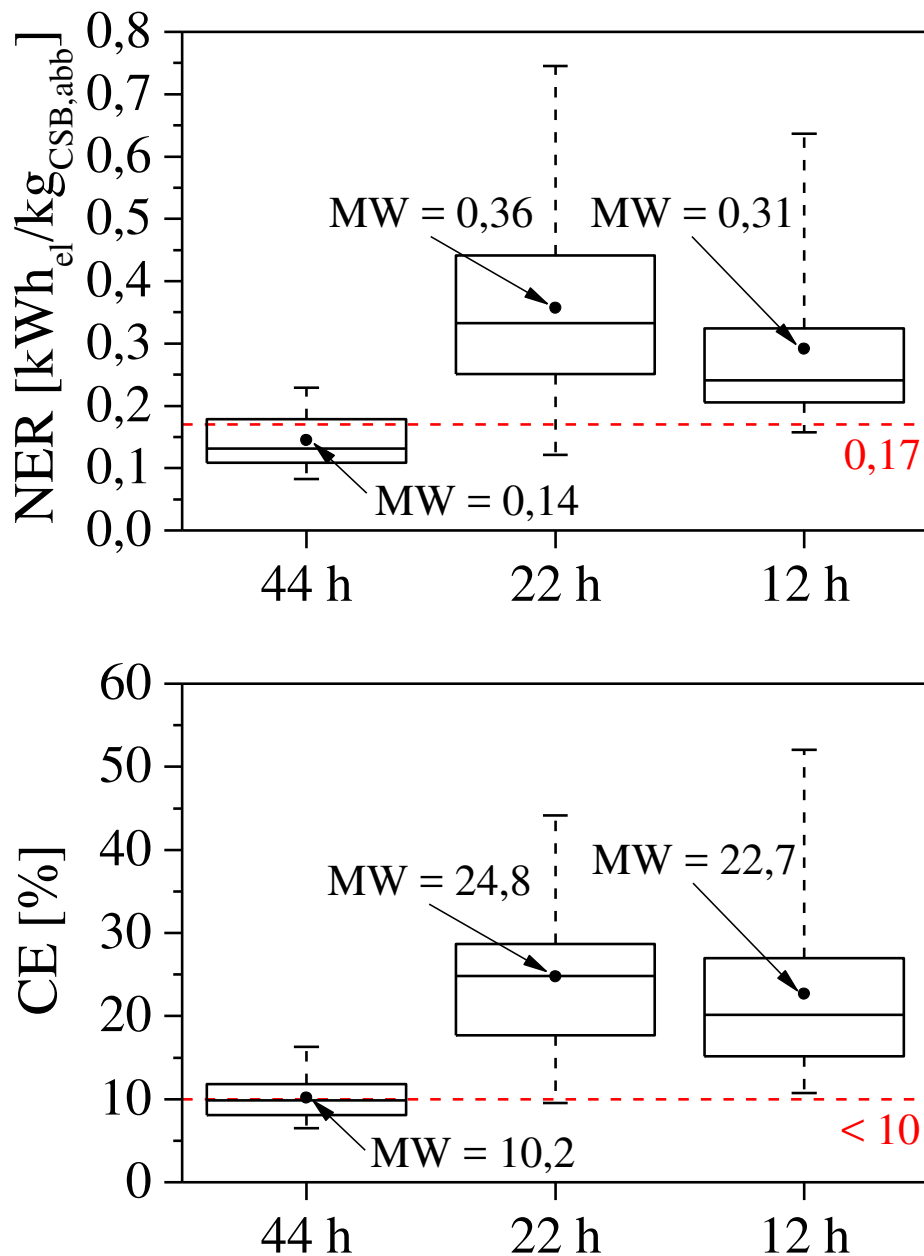


Abbildung 6: Ermittelte NER- und CE-Werte des 45L-MBZ Pilot-Systems bei HRT von 44 h (n = 24), 22 h (n = 38) und 12 h (n = 38). Die Box stellt das untere bis obere Quartil dar; die horizontale Linie markiert den Median; die Punkte geben den Mittelwert an und die Whisker repräsentieren die Minimal- und Maximalwerte. Die roten gestrichelten Linien stellen Vergleichswerte aus der Literatur dar. NER: GE et al., 2014; CE: DONG et al., 2015 und FENG et al., 2014

Weiterhin konnte bestätigt werden, dass der für definierte Systeme bereits bewiesene Einfluss der Temperatur und der Leitfähigkeit des Substrates auf die erzielbaren Leistungsdichten auch auf reales Abwasser übertragen werden kann.

So war die Wahrscheinlichkeit hoher Leistungsdichten bei warmem und leitfähigem Abwasser höher als unter kalten und regnerischen Bedingungen. Die Abhängigkeit der Leistungsdichte von der Abwassertemperatur und –leitfähigkeit ist in Abbildung 7 graphisch dargestellt. Die Streuung der Datenpunkte liegt in der Verwendung von realem Abwasser begründet. Dadurch hatte das Abwasser in jedem Zyklus eine andere Zusammensetzung.

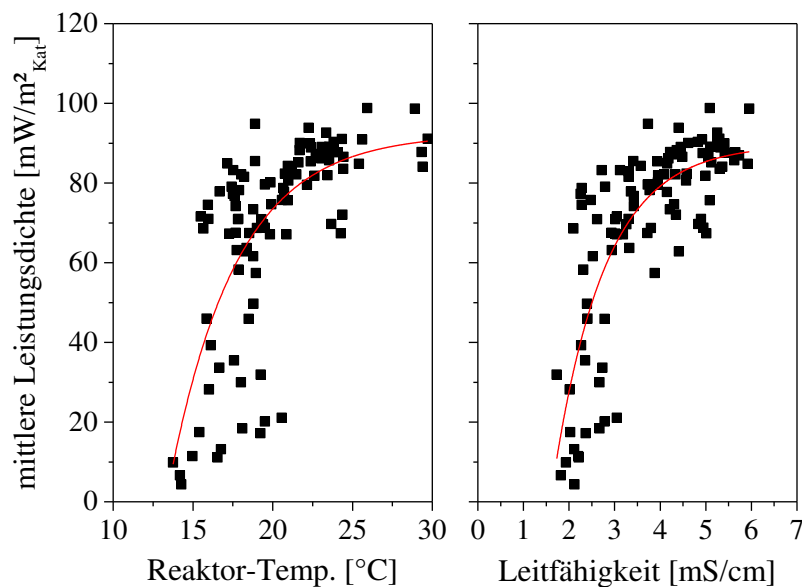


Abbildung 7: Mittlere Leistungsdichte des 45L-MBZ Systems in Abhängigkeit der Temperatur (links) und der Leitfähigkeit (rechts)

Neben den Versuchsreihen, in denen der Ablauf der Vorklä rung untersucht wurde, gab es auch Untersuchungen, in denen die Zellen mit dem Trübwasser des VVE der KA betrieben wurden, um herauszufinden, ob die Leistungen der Zellen durch höhere CSB-Konzentrationen weiter gesteigert werden können. Die Ergebnisse zeigten jedoch, dass auch bei höheren CSB-Konzentrationen von etwa 470 mg/L durchschnittliche Leistungsdichten von etwa $80 \text{ mW/m}^2_{\text{Kat}}$ und NER und CE-Werte von $0,35 \text{ kWh}_{\text{el}}/\text{kg}_{\text{CSB,abb}}$ bzw. 24 % erreicht wurden.

Allerdings hat eine Versuchsreihe mit einer TW-Charge, welche einen großen Anteil an Filtratwasser aus der Schlammwässerung enthielt, auch gezeigt, dass der exoelektrogene Biofilm auf den Anoden bei hohen Konzentrationen an freiem Ammoniak (20 – 60 mg/L) nachhaltig inhibiert wird. Diese hohen Ammoniak-Konzentrationen führten zu einer nachhaltigen Hemmung der Stoffwechselaktivität der Bakterien (*Shewanella sp.* und *Geobacter sp.*) was einen drastischen Abfall der Leistungsdichten bis auf $< 1 \text{ mW/m}^2_{\text{Kat}}$ zur Folge hatte.

Mit einer weiteren Charge des TW ohne Filtratwasser wurde weiterhin erstmalig beobachtet, dass die Leistungsdichte und die Effizienz der Abwasserbehandlung nicht eindeutig zusammenhängen. Die Ergebnisse dieser Versuchsreihe sind in Abbildung 8 graphisch dargestellt. Es konnte gezeigt werden, dass die Leistungsdichten mit abnehmender CSB-Konzentration des Abwassers abnahm, die NER- und CE-Werte jedoch stiegen. Diese Erkenntnis ist von besonderer Bedeutung für die Integration von MBZ-Systemen in die kommunale Abwasserbehandlung, da sie zeigt, dass MBZ-Systeme unter niedrigen CSB-Konzentrationen bei angepasster Betriebsweise wesentlich effizienter arbeiten können als bei stark belasteten Abwässern.

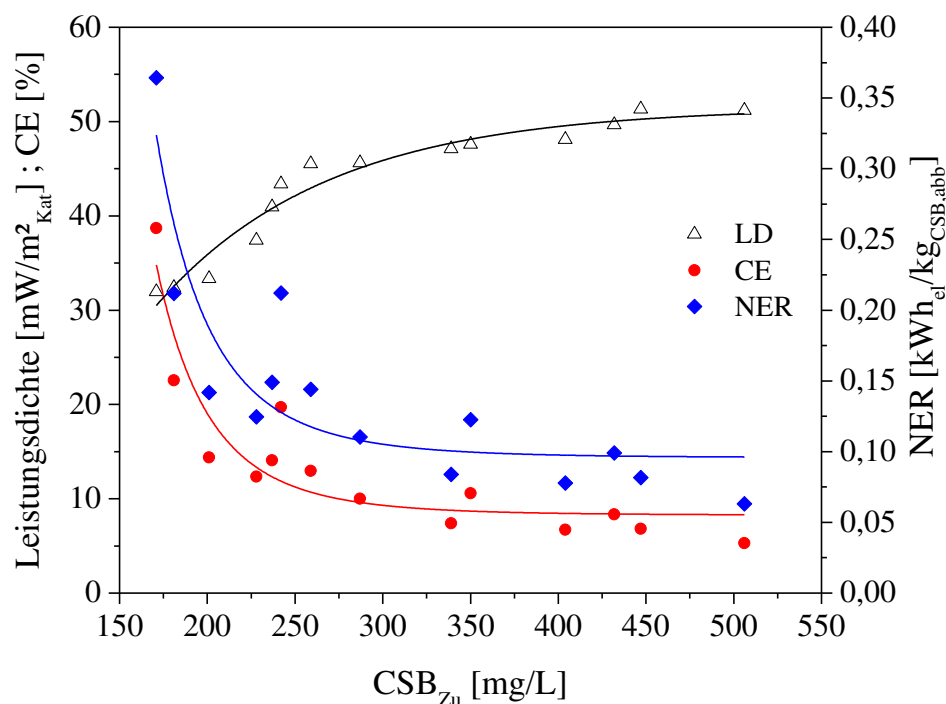


Abbildung 8: Abhängigkeit der mittleren Leistungsdichte (LD), der Coulomb'schen Effizienz und der Energerückgewinnung der einzelnen Zyklen beim Betrieb mit TW VVE bei HRT = 24 Std

4.3 Energetische Bilanzierung

Die experimentellen Ergebnisse aus den Versuchsreihen mit dem Ablauf der VK wurden anschließend dazu verwendet, um mithilfe einer Modellrechnung die CSB-, AFS- und Stickstoffbilanzen einer Referenz-KA ohne MBZ mit denen einer KA mit integriertem, fiktivem großtechnischem MBZ-System zu vergleichen.

Die Ergebnisse zeigten, dass die Integration eines solchen Systems in die KA einen signifikanten Einfluss auf die biologische Stufe und den Prozess der Schlammbehandlung hat. Die Berechnungen ergaben, dass je mehr CSB, AFS und Stickstoff durch die MBZ entfernt wird,

desto geringer wird die Überschussschlammproduktion im Belebungsbecken (BB). Diese Verringerung des ÜSS führt folglich zu einer Reduktion des Sauerstoffbedarfs und dies wiederum zu einer Minimierung der Energie für die Belüftung und für die Schlammbehandlung. Durch die geringere Menge an ÜSS wird jedoch auch weniger Biogas im Faulurm produziert.

Allerdings ist die Stromproduktion durch die MBZ in Kombination mit den Energieeinsparungen durch die Belüftung und Schlammbehandlung in allen berechneten Szenarien signifikant größer als die Verluste an elektrischer Energie durch die Reduktion des produzierten Biogases. Die Ergebnisse der Modellrechnungen sind in Tabelle 3 noch einmal im Detail aufgeführt.

Tabelle 3: Eingabeparameter und Ergebnisse der Bilanzrechnungen aller drei MBZ-Belastungsstufen (Annahme: 100% Zulauf MBZ)

| Szenario | 1 | 2 | 3 |
|---|--------------|---------------|--------------|
| HRT [h] | 44 | 22 | 12 |
| Temp. [°C] | 17,2 | 21,4 | 21,8 |
| CSB_{eli} [%] | 67 | 24 | 14 |
| N_{eli} [%] | 57 | 28 | 9 |
| AFS_{eli} [%] | 60 | 40 | 10 |
| NER [kWh_{el}/kg_{CSB,abb}] | 0,14 | 0,36 | 0,31 |
| B_A [g_{CSB,zu}/(m²*d)] | 10,4 | 20,6 | 37,7 |
| B_R [g_{CSB,zu}/(m³*d)] | 231 | 459 | 838 |
| Stromerzeugung MBZ [kWh_{el}/(E*a)] | 2,9 | 2,6 | 1,3 |
| Einsparung Schlammbehandlung [%] | 29,4 | 13,3 | 5,9 |
| Einsparung Belüftung [%] | 69,1 | 25,1 | 13,6 |
| Verlust Energie Faulgas [%] | - 29,4 | - 13,3 | - 5,9 |
| Reduktion Deni-Fracht [%] | - 83,3 | - 46,1 | - 19,9 |
| Gesamt-Gewinn KA [kWh_{el}/(E*a)] | 8,2 ± 23,3 % | 4,31 ± 12,2 % | 2,36 ± 6,7 % |
| EW-spezifisches MBZ-Volumen [L/E] | 369 | 185 | 101 |

5 Zusammenfassung und Ausblick

Die Maßnahmen zur Leistungssteigerung der Einkammer-MBZ Konfiguration, welche im Labormaßstab durchgeführt wurden haben die Leistungsdichten der verwendeten MBZ im Vergleich zur Phase 1 um den Faktor 3,2 gesteigert. Es konnte gezeigt werden, dass eine gleichmäßige Abgabe der Elektronen auf die Kathoden sowohl die Leistungsdichten, als auch die Coulomb'sche Effizienz und die Energierückgewinnung steigert. Außerdem wurde gezeigt, dass Edelstahlkathoden mit Aktivkohlebeschichtung eine preiswerte und vielversprechende Alternative zu Platin darstellt.

Der Langzeitversuch des 45 L MBZ Systems unter realen Bedingungen hat wertvolle Erkenntnisse für weitere Studien in größerem Maßstab geliefert. So wurde durch den Betrieb deutlich, dass keine negativen Einflüsse durch die MBZ-Integration auf den folgenden Abwasserreinigungsprozess zu befürchten sind. Allerdings sind weitere Studien in größeren Maßstäben unerlässlich, um das wahre Potential der MBZ-Technologie zu untersuchen, welches bei weitem noch nicht vollständig bekannt bzw. ausgeschöpft ist.

Insgesamt haben sich drei wesentliche Schwerpunkte für weiteren Forschungsbedarf herauskristallisiert, welche in einer Ergänzungsphase im Anschluss an diese Arbeit weiter untersucht werden. Erstens müssen Systeme zur Spannungssteigerung entwickelt und untersucht werden um die produzierte Energie in Zukunft nutzbar zu machen. Zweitens sollten die Edelstahlkathoden mit Aktivkohlebeschichtung in größerem Maßstab hergestellt und verwendet werden und drittens müssen weitere Reaktorkonfigurationen erforscht werden, die es erlauben, bereits vorhandene Infrastruktur auf den Kläranlagen effektiv zu nutzen.

6 Literatur

- Ahn, Y., Hatzell, M.C., Zhang, F., Logan, B.E., 2014. Different electrode configurations to optimize performance of multi-electrode microbial fuel cells for generating power or treating domestic wastewater. *Journal of Power Sources* 249, 440–445. 10.1016/j.jpowsour.2013.10.081.
- Ahn, Y., Logan, B.E., 2013. Domestic wastewater treatment using multi-electrode continuous flow MFCs with a separator electrode assembly design. *Applied Microbiology and Biotechnology* 97 (1), 409–416. 10.1007/s00253-012-4455-8.
- Chae, K.-J., Choi, M.-J., Lee, J.-W., Kim, K.-Y., Kim, I.S., 2009. Effect of different substrates on the performance, bacterial diversity, and bacterial viability in microbial fuel cells. *Biore-source Technology* 100 (14), 3518–3525. 10.1016/j.biortech.2009.02.065.
- Cheng, S., Liu, H., Logan, B.E., 2006. Increased performance of single-chamber microbial fuel cells using an improved cathode structure. *Electrochemistry Communications* 8 (3), 489–494. 10.1016/j.elecom.2006.01.010.
- Dong, Y., Qu, Y., He, W., Du, Y., Liu, J., Han, X., Feng, Y., 2015. A 90-liter stackable baffled microbial fuel cell for brewery wastewater treatment based on energy self-sufficient mode. *Bioresource Technology* 195, 66–72. 10.1016/j.biortech.2015.06.026.
- DWA: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.; Merkblatt DWA-M 368 (Entwurf) – „Biologische Stabilisierung von Klärschlamm“; Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef, **2013**
- DWA: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.; „Phosphor im Visier: 26. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2013“; Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef, **2014**
- DWA: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.; Arbeitsblatt DWA-A 131 (Entwurf) – „Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen“; Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef, **2015**
- Feng, Y., He, W., Liu, J., Wang, X., Qu, Y., Ren, N., 2014. A horizontal plug flow and stackable pilot microbial fuel cell for municipal wastewater treatment. *Bioresource Technology* 156, 132–138. 10.1016/j.biortech.2013.12.104.
- Feng, Y., Wang, X., Logan, B.E., Lee, H., 2008. Brewery wastewater treatment using air-cathode microbial fuel cells. *Applied Microbiology and Biotechnology* 78 (5), 873–880. 10.1007/s00253-008-1360-2.
- Feng, Y., Yang, Q., Wang, X., Logan, B.E., 2010. Treatment of carbon fiber brush anodes for improving power generation in air-cathode microbial fuel cells. *Journal of Power Sources* 195 (7), 1841–1844. 10.1016/j.jpowsour.2009.10.030.
- Ge, Z., Li, J., Xiao, L., Tong, Y., He, Z., 2014. Recovery of Electrical Energy in Microbial Fuel Cells. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 1 (2), 137–141. 10.1021/ez4000324.
- Hiegemann H., Lübken M., Wichern M., Schulte P., Schmelz K.-G., Gredigk-Hoffmann S. (2015); „Optimierung der mikrobiellen Brennstoffzellentechnik für den Kläranlagenbetrieb“; *Gewässerschutz – Wasser – Abwasser* **236**, pp. 20/1 – 20/15

- Jiang, D., Curtis, M., Troop, E., Scheible, K., McGrath, J., Hu, B., Suib, S., Raymond, D., Li, B., 2011. A pilot-scale study on utilizing multi-anode/cathode microbial fuel cells (MAC MFCs) to enhance the power production in wastewater treatment. *International Journal of Hydrogen Energy* 36 (1), 876–884. 10.1016/j.ijhydene.2010.08.074.
- Jiang, D., Li, B., 2009. Granular activated carbon single-chamber microbial fuel cells (GAC-SCMFCs): A design suitable for large-scale wastewater treatment processes. *Biochemical Engineering Journal* 47 (1-3), 31–37. 10.1016/j.bej.2009.06.013.
- Kim, K.-Y., Yang, W., Logan, B.E., 2015. Impact of electrode configurations on retention time and domestic wastewater treatment efficiency using microbial fuel cells. *Water Research* 80, 41–46. 10.1016/j.watres.2015.05.021.
- Kletke T., Lübken M., Gredigk-Hoffmann S., Wichern M. (2012); „MBZ NRW – Optimierung der Brennstoffzellentechnik für den Kläranlagenbetrieb – Phase 1“; Abschlussbericht des MKULNV NRW (AZ IV-7-042 600 003 H)
- Liu, H., Cheng, S., Logan, B.E., 2005. Power Generation in Fed-Batch Microbial Fuel Cells as a Function of Ionic Strength, Temperature, and Reactor Configuration. *Environ. Sci. Technol.* 39 (14), 5488–5493. 10.1021/es050316c.
- Liu, H., Logan, B.E., 2004. Electricity Generation Using an Air-Cathode Single Chamber Microbial Fuel Cell in the Presence and Absence of a Proton Exchange Membrane. *Environ. Sci. Technol.* 38 (14), 4040–4046. 10.1021/es0499344.
- Logan, B.E., Hamelers, B., Rozendal, R., Schröder, U., Keller, J., Freguia, S., Aelterman, P., Verstraete, W., Rabaey, K., 2006. Microbial Fuel Cells: Methodology and Technology †. *Environ. Sci. Technol.* 40 (17), 5181–5192. 10.1021/es0605016.
- Logan, B.E., Wallack, M.J., Kim, K.-Y., He, W., Feng, Y., Saikaly, P.E., 2015. Assessment of Microbial Fuel Cell Configurations and Power Densities. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 2 (8), 206–214. 10.1021/acs.estlett.5b00180.
- MKULNV: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW; „Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in NRW“; 16. Auflage; Düsseldorf, **2012**
- MKULNV: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW; Zusatzbericht zum Forschungsvorhaben Energie und Klimaschutz; Projekt Nr. 2: Verbesserung der Klärgasnutzung, Steigerung der Energieausbeute auf kommunalen Kläranlagen (AZ IV-7-042 600 003B); „Optimierung des Energieertrages kommunaler Kläranlagen durch prozess- und standortbezogene Verbundstrategie“; Wuppertal, **2014**
- Owen W.F.; “Energy in Wastewater Treatment“; Prentice-Hall, Inc.; Engelwood Cliffs, New Jersey; **1982**
- Yu, J., Seon, J., Park, Y., Cho, S., Lee, T., 2012. Electricity generation and microbial community in a submerged-exchangeable microbial fuel cell system for low-strength domestic wastewater treatment. *Bioresour. Technol.* 117, 172–179. 10.1016/j.biortech.2012.04.078.
- Zhang, F., Ge, Z., Grimaud, J., Hurst, J., He, Z., 2013. In situ investigation of tubular microbial fuel cells deployed in an aeration tank at a municipal wastewater treatment plant. *Bioresour. Technol.* 136, 316–321. 10.1016/j.biortech.2013.02.107.