

## Quartäre Ammoniumverbindungen im Boden - Implikationen für die Entwicklung von Antibiotika-Resistenzen

Ines Mulder<sup>1</sup> ([ines.mulder@umwelt.uni-giessen.de](mailto:ines.mulder@umwelt.uni-giessen.de)), Benjamin Heyde<sup>1</sup> ([benjamin.heyde@umwelt.uni-giessen.de](mailto:benjamin.heyde@umwelt.uni-giessen.de)), Linda Bisping<sup>1,2</sup>, Stefanie P. Glaeser<sup>2</sup> ([stefanie.glaeser@umwelt.uni-giessen.de](mailto:stefanie.glaeser@umwelt.uni-giessen.de)), Valerie Sentek<sup>3</sup> ([valerie.sentek@uni-bonn.de](mailto:valerie.sentek@uni-bonn.de)), Wulf Amelung<sup>3</sup> ([wulf.amelung@uni-bonn.de](mailto:wulf.amelung@uni-bonn.de)), Kornelia Smalla<sup>4</sup> ([kornelia.smalla@julius-kuehn.de](mailto:kornelia.smalla@julius-kuehn.de)), Sven Jechalke<sup>4,5</sup> ([sven.jechalke@julius-kuehn.de](mailto:sven.jechalke@julius-kuehn.de)), Jan Siemens<sup>1</sup> ([jan.siemens@umwelt.uni-giessen.de](mailto:jan.siemens@umwelt.uni-giessen.de))

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, iFZ, Justus-Liebig-Universität Gießen, 35239 Gießen

<sup>2</sup> Institut für Angewandte Mikrobiologie, iFZ, Justus-Liebig-Universität Gießen, 35239 Gießen

<sup>3</sup> Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz, Universität Bonn, 52115 Bonn

<sup>4</sup> Institut für Epidemiologie und Pathogeniagnostik, Julius-Kühn-Institut, 38104 Braunschweig

<sup>5</sup> Institut für Phytopathologie, iFZ, Justus-Liebig-Universität Gießen, 35392 Gießen

### Zusammenfassung

Quartäre Alkylammoniumverbindungen (QAAV) sind grenzflächenaktive, biozide „High Production Volume Chemicals“ mit breitem Anwendungsspektrum auch in der Landwirtschaft. Mit Gülle und Mist gelangen die Verbindungen in Böden. Wir fassen den Wissensstand zu Umweltkonzentrationen, -verhalten und -effekten von QAAV zusammen. Die positiv geladenen QAAVs werden hauptsächlich von Tonmineralen adsorbiert. Wir postulieren, dass QAAVs in die Zwischenschichtregionen aufweitbarer Schichtsilikate sequestriert werden können, wodurch ihre akute Toxizität gepuffert und potentiell sub-inhibitorische Konzentrationen in der Bodenlösung verursacht werden, die ausreichen, um Antibiotika-Resistenzen in der Umwelt zu selektieren. Erste Versuche zum Einfluss von Tonmineralen auf minimale Hemmkonzentration von QAAVs stützen diese Hypothese.

### Einleitung

Die Entwicklung von multi-resistenten pathogenen Bakterien stellt eine der Herausforderungen des 21. Jahrhunderts und eine potentielle Bedrohung für die Gesundheit der Menschen dar. Um die Verbreitung solcher Bakterien zu unterbinden ist eine Verringerung des Einsatzes von Antibiotika auf medizinisch notwendige Fälle erforderlich. Dies gilt insbesondere auch für die Viehhaltung, in der die Risiken der Verbreitung multi-resistenter Bakterien minimiert werden könnten, indem Antibiotika noch zielgerichteter als bislang üblich eingesetzt werden (DART 2020; European Commission 2009). Im Gesundheitswesen wie auch in der Landwirtschaft geht die Reduzierung des Antibiotikakonsums einher mit steigenden Ansprüchen an Hygienestandards. Strengere Hygienevorgaben bedeuten allerdings wiederum oft eine steigende Anwendung von Desinfektionsmitteln, die nun ihrerseits das Risiko der Entwicklung antimikrobiell-resistenter Bakterien bedingen.

Unter den am häufigsten verwendeten Desinfektionsmitteln ist die Gruppe der quartären Alkylammoniumverbindungen (QAAVs) weit verbreitet (Zhang 2015). Unter dem Begriff QAAV sind all jene Verbindungen zusammengefasst, deren vierfach substituierter kationischer Stickstoff mindestens eine Alkylkette der Kettenlänge C8-C22 trägt. Je nach Sub-

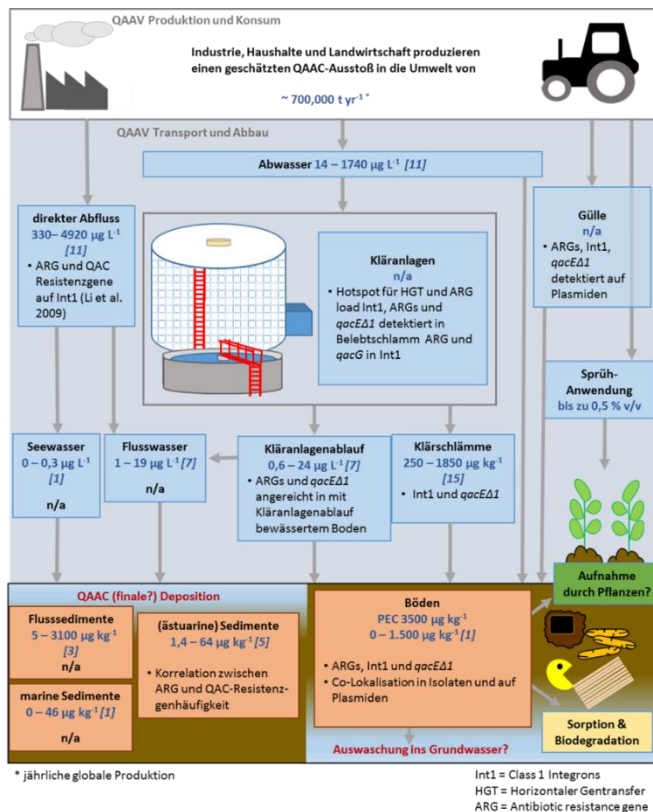
stituenten können die QAAVs ihrerseits in Benzylalkylammoniumverbindungen (BACs), Dialkyldimethylammoniumverbindungen (DADMACs) und Alkyltrimethylammoniumverbindungen (ATMACs) differenziert werden. Die Alkylketten tragen mit steigender Kettenlänge zur zunehmenden Hydrophobie der Verbindungen bei, während die permanente positive Ladung den QAAVs deren ionischen Charakter und Wasserlöslichkeit erklärt. Insgesamt sind die QAAVs also amphiphile Verbindungen, die grenzflächenaktiv sind und daher vielfach als Tensid eingesetzt werden. Wie alle Tenside bilden die QAAVs Mizellen, nachdem ihre kritische Mizellbildungskonzentration (KMK) überschritten ist, was ihre Eignung in tensidspezifischen Applikationen erklärt. Die desinfizierende Wirkung der QAAV beruht darauf, dass sich zwischen QAAV-Mizellen und Zellmembranen ein dynamische Gleichgewicht einstellen kann, das je nach QAAV-Verbindung und Konzentration zu Zell-Lysis führt (Ishiguro et al. 2007).

Im Folgenden stellen wir Ergebnisse aus Literatur und Experimenten vor, die im Rahmen der DFG-Nachwuchsakademie „Agrarökosystemforschung und Pflanzenproduktion“ gefördert wurden (Projekt MU3988/1-1). Zunächst werfen wir einen Blick auf das Vorkommen von QAAVs und Resistenzgenen gegen QAAVs in der Umwelt. Anschließend werden Sequestrierungsmechanismen in Böden basierend auf physikochemischen Eigenschaften und chemischer Struktur der QAAVs beleuchtet. Möglichen Auswirkungen der Sorption an Tonmineralen auf den Verbleib von QAAVs sowie deren mögliche Rolle in zunehmend auftauchenden Resistenzgenen in der Umwelt werden diskutiert. Für eine Zusammenfassung und Details zu analytischen Herausforderungen der QAAV-Detektion, die Effekte von QAAV auf die mikrobielle Bodengemeinschaft und die Rolle von QAACs für die Antibiotikaresistenzentwicklung sei an dieser Stelle auf unseren Review-Artikel hingewiesen (Mulder et al. 2018).

### Auftreten von QAAVs und QAAV-Resistenzgenen in der Umwelt

QAAVs sind Bestandteile vieler Desinfektionsmittel und Tenside und finden in nahezu allen Bereichen des Lebens Anwendung: im Haushalt, in der Industrie und in der Landwirtschaft. QAAVs werden beispielsweise in Weichspülern, Flächen-

desinfektions- und Reinigungsmitteln, Haarpflegemitteln und Kosmetika, als Korrosionsinhibitor, Benetzungsvermittler in Pestiziden, als Stabilisatoren in Bohrflüssigkeiten oder in Holzschutzmitteln eingesetzt, um nur einige zu nennen. Produktions- und Konsumdaten sind schwer zugänglich und über viele Quellen verteilt, aber es erscheint eine recht sichere Annahme, dass die Mengen an QAAVs, die nach ihrer Anwendung in die Umwelt gelangen, die Menge der Pharmazeutika, wie sie auch in der Umwelt nachgewiesen werden, um einige Größenordnungen übersteigt.



**Abb. 1:** Transport und Verbleib von QAAV Konzentrationen. In Blau sind jeweils QAAV-Konzentrationen als Summe aller BAC, DADMAC und ATMAC angegeben. In eckigen Klammern ist die Anzahl der Studien, auf der die Konzentrationsangaben beruhen, vermerkt. In Schwarz ist das Auftauchen von QAAV-Resistenzen benannt. Abbildung modifiziert aus Mulder et al. 2018.

Aufgrund ihrer vielfältigen Nutzung ist es keine Überraschung, dass QAAV in teilweise beachtlichen Konzentrationen in der Umwelt dokumentiert sind. Abb. 1 fasst Ergebnisse der Literaturstudie zusammen und zeigt, dass QAACs (als Summenparameter aus BACs, ATMACs und DADMACs) nahezu ubiquitär auftauchen. Dabei liegen die Konzentrationen in Sedimenten mit bis  $3100 \mu\text{g kg}^{-1}$  und in Klärschlämmen mit bis zu  $1850 \mu\text{g kg}^{-1}$  besonders hoch und deuten auf die strukturell bedingte Neigung zur Anreicherung an (negativ geladenen) Feststoffen hin. Auffälligerweise zeigt das Schaubild (Abb. 1) ebenfalls, dass für Böden lediglich eine einzige Studie zur Verfügung stand, in der der beprobte Boden zuvor mit Klärschlamm beaufschlagt wurde. Es ist anzunehmen, dass ins-

besondere landwirtschaftlich genutzte Böden, die im Sinne des Nährstoffrecycling eine organische Düngung oder eine Bewässerung mit Abwässern erfahren, einen Eintrag erhöhter Mengen an QAAV erfahren. Nichtsdestotrotz ist der Verbleib und Transport von QAAV in Böden kaum erforscht. Basierend auf Gesprächen mit Schweinezüchtern und Produktinformationen zu Desinfektionsmitteln, die vor der jeweiligen Neubelegung der Ferkelbuchten verwendet werden, ließ sich eine erwartete Umweltkonzentration nach Gülledüngung von  $3.5 \text{ mg kg Boden}^{-1}$  abschätzen. Es besteht mehr Forschungsbedarf, um die Verbreitung und Konzentrationen in landwirtschaftlich genutzten Böden festzustellen.

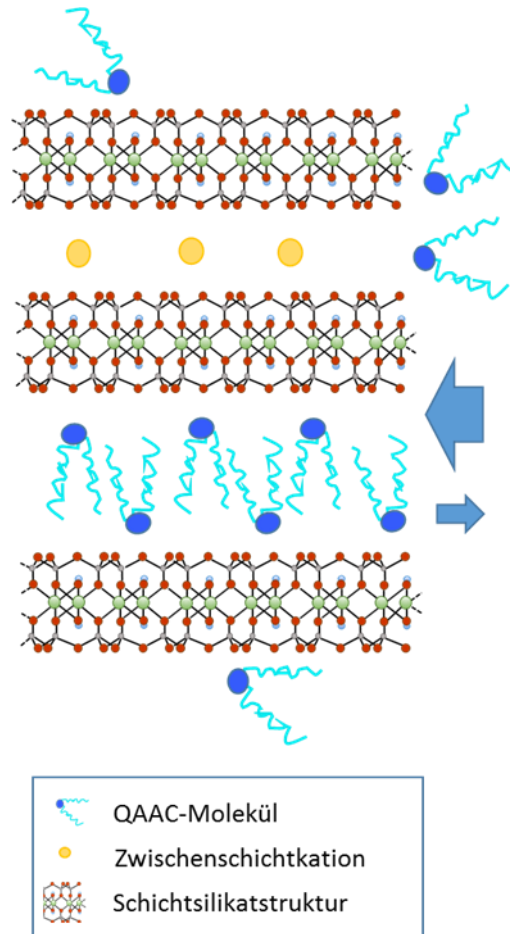
Vergleichsweise besser sieht die Datenlage zum Auftreten von qac-Resistenzgenen im Boden aus, das bereits von vier Studien dokumentiert wurde (Abb. 1). Auch in den meisten anderen Umweltkompartimenten tauchen QAAV-Resistenzen auf und häufig wurde eine Co-Lokalisation (z.B. auf Plasmiden) oder Korrelation mit Antibiotika-Resistenzgenen beobachtet. Dies ist insofern bedenklich, als sich die Frage stellt, ob nicht die Anwesenheit von QAAV die Selektion von Antibiotika-resistenzen mitverursacht.

## Persistenz von QAAV im Boden

Biodegradation beeinflusst maßgeblich die Dissipation von QAAV in der Umwelt, indem QAAV von Mikroorganismen als Kohlenstoff- und Energiequelle verwendet werden (Ivankovic and Hrenovic 2010; Jardak et al. 2016). Während unter aeroben Bedingungen ein mikrobieller Abbau bevorzugt mit abnehmender Zahl an Nicht-Methyl-Alkylgruppen am quartären Stickstoff stattfindet, so findet unter anaeroben Bedingungen kaum ein Abbau oder gar kein Abbau statt. Heterogene Testbedingungen erschweren jedoch eine Differenzierung zwischen einer Dissipation aufgrund von Sorption einerseits und der Dissipation durch biologischen Abbau andererseits (van Ginkel und Kolvenbach 1991; Tezel et al. 2006). Auf jeden Fall neigen QAAVs unter anaeroben Bedingungen dazu, in Klärschlamm und Sedimenten zu akkumulieren (García et al. 2000; Ying 2006; Zhang et al. 2011). Unter aeroben Bedingungen ist die Dissipation durch den biologischen Abbau schneller: eine enzymatische Biotransformation durch Aminoxydase wurde mit  $20 \text{ nmol mg protein}^{-1} \text{ min}^{-1}$  für BAC angegeben (Ertekin et al. 2016). QAAV-Halbwertszeiten unter aeroben Bedingungen liegen im Bereich von Stunden (Tezel et al. 2012). Allerdings kann aufgrund von Sorptionsprozessen und vermutlich der damit verbundenen schlechteren Bioverfügbarkeit selbst die aerobe Biodegradation oft nur unvollständig oder signifikant verlangsamt ablaufen (Fenger et al. 1973; Boethling 1984; Tezel et al. 2006; Hegstad et al., 2010). In Böden findet der Begriff Sequestration für all jene Prozesse Verwendung, die die Bioverfügbarkeit und -zugänglichkeit eines Stoffes minimieren; daher ist ein Verständnis der Sorptions- und Bindungsmechanismen im Boden außerordentlich wichtig.

Für QAAV ist mehr als ein Sorptionsmechanismus vorstellbar. Zunächst können QAAVs aufgrund ihres ionischen und hydro-

philen Teils, d. h. des Stickstoffkations, dem Kationenaustausch und der elektrostatischen Anziehung zu negativ geladenen Oberflächen unterliegen. Des Weiteren können QAAVs Ionenpaare mit anionischen Tensiden oder organischen Molekülen bilden. Zusätzlich fördert der Alkylketten-dominierte Molekülteil eine hydrophobe Sorption an andere hydrophobe Bereiche wie der organischen Bodensubstanz (Ren et al. 2011). Es stehen bereits einige Studien zur QAAC-Sorption an Bodenproben oder Bodenmodellsubstanzen zur Verfügung (Mulder et al. 2018). Interessanterweise konnten einige Studien zeigen, dass die QAAC-Sorption ( $K_d$ -Werte) mit sinkender Partikelgröße des Sorbenten ansteigt (Jürgensen et al. 2000; Wang und Keller 2008). Zanini et al. (2013) berechneten, dass für BAC-Einträge, die einer Konzentration in der Lösungsphase von  $<0,7 \text{ mg L}^{-1}$  entsprechen (wie in den meisten Böden zu erwarten wäre), hauptsächlich Tonminerale für die BAC-Sorption verantwortlich sind, während eine Bindung an bodenorganische Substanz erst bei höheren QAAV-Konzentrationen zu erwarten wäre. Die Beteiligung von Eisenoxiden an der Sorption von QAAVs erscheint bei typischen pH-Werten landwirtschaftlich genutzter Böden unwahrscheinlich, es fehlen dazu jedoch Studien. Auch Droge und Goss (2013) bestätigten eine wesentlich höher Sorptionsaffinität zu Tonmineralen als zu bodenorganischer Substanz. Das aufweitbare 2:1 Schichtsilikat Smektit wies eine um 1,4 log-Einheiten höhere Sorptionskapazität auf als die Tonminerale Kaolinit und Illit, d.h. die QAAV-Anreicherung in Böden könnte stark von der mineralogischen Zusammensetzung bestimmt sein. Aus der Organotonherstellung ist bekannt, dass QAAVs in den Zwischenschichten von Smektiten eingelagert und die Zwischenschichten von 1,3 nm bis auf 2,7 nm aufgeweitet werden können (de Paiva et al. 2008). Basierend auf diesen und weiteren Studien erscheint es wahrscheinlich, dass in smektitreichen Böden der Mechanismus der QAAV-Sequestration in die Zwischenschichten der Tonminerale von Bedeutung sein könnte. In Abbildung 2 ist eine solche Sorption für ein QAAV-Molekül schematisch dargestellt. Die akute Toxizität der QAAVs wäre somit gepuffert und die in Tonmineralen angereicherte QAAV-Fraktion könnte die mikrobielle Gemeinschaften von Böden über längere Zeiträume sub-inhibitorischen Konzentrationen aussetzen.



**Abb. 2:** Konzept zum Verbleib und den Effekten von QAAC im Boden. Der dicke Pfeil symbolisiert eine bevorzugte Anreicherung an 2:1 Schichtsilikaten, insbesondere in den aufweitbaren Zwischenschichten. Über diese Sequestration würde die akute Toxizität gepuffert und die Biodegradation verringert. Außerdem könnten sich über die Zeit QAAC in Böden anreichern. Der kleine Pfeil drückt aus, dass von Sorptionsplätzen oder aus den Zwischenschichten heraus beispielsweise bei Gradientenänderung Bodenorganismen über längere Zeiträume sub-inhibitorischen Konzentrationen von QAAC ausgesetzt sein könnten, was im Zusammenhang mit Resistenzgenentwicklung stehen könnte.

### Der Effekt von Tonmineralen auf die minimale Hemmkonzentration von QAAVs

Die Vorstellung der Sequestration und Pufferung von QAAVs in Tonmineralen wurde in einem Modellsystem überprüft. Ziel war es, den Einfluss von Dreischichttonmineralen auf die Toxizität von QAAVs auf ausgewählte Bakterienstämme zu untersuchen. Als Dreischichttonmineral wurde Smektit eingesetzt und als Kontrolle das Zweischichttonmineral Kaolinit verwendet. Zweischichttonmineralen wie Kaolinit fehlt das Quellvermögen und die Zwischenschicht. Zudem wurden zwei QAAV-Modellverbindungen hier für ausgewählt (Tabelle 1).

**Tabelle 1:** Eigenschaften der beiden quartären Alkylammoniumverbindungen, die in der MHK-Studie verwendet wurden (SciFinder Scholar).

	BAC-C12	DADMAC-C10
<b>IUPAC-Name</b>	N-Benzyl-N,N-dimethyl-1-dodecanaminiumchlorid	N-Decyl-N,N-dimethyl-1-decanaminiumchloride
<b>Formel</b>	CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>11</sub> N(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> O <sub>6</sub> H <sub>5</sub>	[CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>9</sub> ] <sub>2</sub> N(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> Cl
<b>CAS#</b>	139-07-1	7173-51-5
<b>MW (g mol<sup>-1</sup>)</b>	339	362
<b>Smp. (°C)</b>	42	88
<b>KMK (mM)</b>	n/a	2.7 ± 0.4*

\* Marcotte et al. (2005)

Zunächst wurde die minimale Hemmkonzentration (MHK) beider Verbindungen gegenüber acht bakteriellen Teststämmen bestimmt. Bei den Teststämmen handelte es sich um Bakterien, die häufig in Gülle oder Gärresten von Biogasanlagen zu finden sind. Anschließend wurde die Verschiebung der MHK gegenüber BAC-C12 und DADMAC-C10 unter Zugabe von Smektit und Kaolinit an vier Teststämmen untersucht. Unter Zugabe von Smektit zeigten alle bakteriellen Teststämme eine deutliche Erhöhung der MHK (Tabelle 2). Unter Zugabe von Kaolinit gab es keine Verschiebung der MHK (nicht publizierte Daten). Sorptionsstudien zur bioverfügbaren QAAV-Konzentration bestätigten, dass die freie verfügbare QAAV-Konzentration im Versuch mit dem Dreischichttonmineral herabgesenkt war.

**Tabelle 2:** Minimale Hemmkonzentrationen (MHK) von BAC-C12 und DADMAC-C10 für vier verschiedene bakterielle Teststämme jeweils ohne und mit Zugabe von Tonmineral Smektit und Kaolinit. Für alle Teststämme zeigte sich nach der Zugabe von Smektit ein scheinbarer Anstieg der MHK.

Test-Bakterium	Zugabe Tonmineral	MHK	
		BAC-C12 (µg mL <sup>-1</sup> )	DADMAC-C10 (µg mL <sup>-1</sup> )
<i>E. coli</i> ESBL 37	keine	12.5	2.5
	Smektit	25	20
<i>B15_13_1E</i>	Kaolinit	< 6.25 / 12.5	2.5
	keine	<6.25	1.25
<i>E. coli</i> ConF4	Smektit	25 / 12.5	10
	Kaolinit	<6.25	1.25
<i>E. faecalis</i> DSM 20478 <sup>T</sup>	keine	<6.25	<0.625 / 1.25
	Smektit	25 / 12.5	10
<i>P. fluorescens</i> DSM 50090 <sup>T</sup>	Kaolinit	<6.25	1.25
	keine	12.5	2.5
<i>P. fluorescens</i> DSM 50090 <sup>T</sup>	Smektit	25	10/20
	Kaolinit	12.5	2.5

## Schlussfolgerungen und Perspektive

Obwohl es zunehmende Anzeichen dafür gibt, dass die Anwesenheit von QAAVs zur Co-Selektion von antibiotica-resistenten Bakterien in der Umwelt beitragen könnte, sind unsere Kenntnisse von Umweltkonzentrationen, sowie unser Verständnis des Umweltverhaltens und der Effekte für Risikoabschätzungen zur Sicherung einer gesunde Umwelt unzureichend.

Um die Rolle von Tonmineralen und insbesondere der Zwischenschichtsorptions für die Sequestration und Akkumulation von QAAVs in Böden zu bewerten, sind weitere (kinetische) Studien nötig. Die Funktion von Tonmineraloberflächen als „Hot Spots“ für die Selektion von Antibiotikaresistenzen wird noch dadurch unterstützt, dass auch die mikrobielle Biomasse im Boden in der Tonfraktion angereicherter ist (Kandeler et al. 2000; Amelung et al. 2002). Zukünftige Forschungen sollten also nicht nur tatsächliche Konzentrationen der QAAVs im Boden bestimmen, sondern auch deren feinaufgelöste Verteilung in Mikroaggregaten beleuchten. Inwieweit eingetragene QAAVs als Tenside auch die Mobilität und Effekte anderer Schadstoffe beeinflussen, bleibt ebenfalls zu klären.

## Literatur

- Amelung W, Lobe I, Du Preez CC (2002) Fate of microbial residues in sandy soils of the South African Highveld as influenced by prolonged arable cropping. *Eur J Soil Sci* 53:29–35. doi: 10.1046/j.1365-2389.2002.00428.x
- Boethling R (1984) Environmental fate and toxicity in wastewater treatment of quaternary ammonium surfactants. *Water Res* 18:1061–1076. doi: 10.1016/0043-1354(84)90220-3
- Commission E (2009) Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks. Assessment of the antibiotic resistance effects of biocides. Available at: [http://ec.europa.eu/health/ph\\_risk/committees/04\\_scenih/docs/scenih\\_o\\_021.pdf](http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/04_scenih/docs/scenih_o_021.pdf).
- “DART 2020” continues the German Antibiotic Resistance Strategy. <https://www.bmel.de/EN/Animals/AnimalHealth/Texte/DART2020.html;nn=5088178>. Accessed 11 Feb 2019
- de Paiva LB, Morales AR, Valenzuela Díaz FR (2008) Organoclays: Properties, preparation and applications. *Appl Clay Sci* 42:8–24. doi: 10.1016/j.clay.2008.02.006
- Droge STJ, Goss K-U (2013) Sorption of organic cations to phyllosilicate clay minerals: CEC-normalization, salt dependency, and the role of electrostatic and hydrophobic effects. *Environ Sci Technol* 47:14224–14232. doi: 10.1021/es403187w
- Ertekin E, Hatt JK, Konstantinidis KT, Tezel U (2016) Similar microbial consortia and genes are involved in the biodegradation of benzalkonium chlorides in different environments. *Environ Sci Technol* 50:4304–4313.

- Fenger BH, Mandrup M, Rohde G, Kjær Sørensen JC (1973) Degradation of a cationic surfactant in activated sludge pilot plants. *Water Res* 7:1195–1208. doi: 10.1016/0043-1354(73)90072-9
- Garcia M, Ribosa I, Guindulain T, et al (2001) Fate and effect of monoalkyl quaternary ammonium surfactants in the aquatic environment. *Environ Pollut* 111:169–175. doi: 10.1016/S0269-7491(99)00322-X
- Hegstad K, Langsrud S, Lunestad BT, et al (2010) Does the wide use of quaternary ammonium compounds enhance the selection and spread of antimicrobial resistance and thus threaten our health? *Microb Drug Resist* 16:91–104.
- Ishiguro M, Tan W, Koopal LK (2007) Binding of cationic surfactants to humic substances. *Colloids Surf Physicochem Eng Asp* 306:29–39. doi: 10.1016/j.colsurfa.2006.12.024
- Ivankovic T, Hrenovic J (2010) Surfactants in the environment. *Arh ZA Hig RADA Toksikol-Arch Ind Hyg Toxicol* 61:95–110. doi: 10.2478/10004-1254-61-2010-1943
- Jardak K, Drogui P, Daghrir R (2016) Surfactants in aquatic and terrestrial environment: occurrence, behavior, and treatment processes. *Environ Sci Pollut Res Int* 23:3195–3216. doi: 10.1007/s11356-015-5803-x
- Juergensen L, Busnarda J, Caux P-Y, Kent RA (2000) Fate, behavior, and aquatic toxicity of the fungicide DDAC in the Canadian environment. *Environ Toxicol* 15:174–200. doi: 10.1002/1522-7278(2000)15:3<174::AID-TOX4>3.0.CO;2-P
- Kandeler E, Tscherko D, Bruce KD, et al (2000) Structure and function of the soil microbial community in microhabitats of a heavy metal polluted soil. *Biol Fertil Soils* 32:390–400. doi: 10.1007/s003740000268
- Mulder I, Siemens J, Sentek V, et al (2018) Quaternary ammonium compounds in soil: implications for antibiotic resistance development. *Rev Environ Sci Biotechnol* 17:159–185. doi: 10.1007/s11157-017-9457-7
- Ren R, Li K, Zhang C, et al (2011) Biosorption of tetradecyl benzyl dimethyl ammonium chloride on activated sludge: kinetic, thermodynamic and reaction mechanisms. *Biores Technol* 102:3799–3804. doi: 10.1016/j.biortech.2010.12.032
- Tezel U, Pierson JA, Pavlostathis SG (2006) Fate and effect of quaternary ammonium compounds on a mixed methanogenic culture. *Water Res* 40:3660–3668. doi: 10.1016/j.watres.2006.06.019
- Tezel U, Tandukar M, Martinez RJ, et al (2012) Aerobic biotransformation of n-tetradecylbenzyltrimethylammonium chloride by an enriched pseudomonas spp. community. *Environ Sci Technol* 46:8714–8722.
- van Ginkel CG, Kolvenbach M (1991) Relations between the structure of quaternary alkyl ammonium salts and their biodegradability. *Chemosphere* 23:281–289. doi: 10.1016/0045-6535(91)90184-F
- Wang P, Keller AA (2008) Partitioning of hydrophobic organic compounds within soil-water-surfactant systems. *Water Res* 42:2093–2101. doi: 10.1016/j.watres.2007.11.015
- Ying G-G (2006) Fate, behavior and effects of surfactants and their degradation products in the environment. *Environ Int* 32:417–431. doi: 10.1016/j.envint.2005.07.004
- Zanini GP, Ovesen RG, Hansen HCB, Strobel BW (2013) Adsorption of the disinfectant benzalkonium chloride on montmorillonite. Synergistic effect in mixture of molecules with different chain lengths. *J Environ Manage* 128:100–105. doi: 10.1016/j.jenvman.2013.04.056
- Zhang C, Cui F, Zeng G, et al (2015) Quaternary ammonium compounds (QACs): A review on occurrence, fate and toxicity in the environment. *Sci Total Environ* 518–519:352–362. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.03.007
- Zhang C, Tezel U, Li K, et al (2011) Evaluation and modeling of benzalkonium chloride inhibition and biodegradation in activated sludge. *Water Res* 45:1238–1246. doi: 10.1016/j.watres.2010.09.037

## Korrespondenzadresse

Dr. Ines Mulder  
 Justus Liebig University Gießen  
 Forschungszentrum  
 Research Centre for Biosystems, Land Use and Nutrition (IFZ)  
 Institute of Soil Science and Soil Conservation  
 Heinrich-Buff-Ring 26-32  
 35392 Giessen, Germany  
 Fon: +49-(0)641-99-37103  
 Fax: +49-(0)641-99-37109