

Arcadis Schweiz AG
Ifangstrasse 11
8952 Schlieren

RISIKOABSCHÄTZUNG

Umweltrelevanz organischer Auftaumitteln mit Schwerpunkt
auf Formiat- und Acetat-basierten Produkten

28. August 2017



Im Auftrag des Bundesamts für Umwelt BAFU

Inhalt

IMPRESSUM	1
1 AUSGANGSLAGE	2
2 GESETZLICHE GRUNDLAGEN	3
2.1 Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV)	3
2.2 Gewässerschutzverordnung (GSchV)	4
3 BERÜCKSICHTIGTE AUFTAUMITTEL	6
4 CHEMISCHE CHARAKTERISIERUNG	7
4.1 Anorganische Salze	7
4.2 Formiate	7
4.3 Acetate	8
4.4 Harnstoff	9
4.5 Glykole	9
4.6 Organische Solezusätze auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte	10
4.7 Zusatzstoffe und Verunreinigungen	10
5 EINSATZ VON AUFTAUMITTELN	11
5.1 Theoretischer Wirkstoffverbrauch	11
5.2 Einsatz organischer Solezusätze auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte	12
6 PHYSIKALISCH-CHEMISCHE EIGENSCHAFTEN	14
7 BIOLOGISCHE ABBAUBARKEIT	15
7.1 Daten zur biologischen Abbaubarkeit	15
7.2 Umweltverhalten	20
8 (ÖKO)TOXIZITÄT	22
8.1 Toxizität gegenüber aquatischen Organismen und Bakterien	22
8.2 Toxizität gegenüber terrestrischen Organismen	26
8.3 PNEC-Werte	30
8.4 Humantoxizität	31
8.5 Zusammenfassung zur (Öko)Toxizität	31
9 EXPOSITIONSSZENARIEN	32

9.1	Szenario: breiter Einsatz auf Nationalstrassen	32
9.1.1	Hauptmessstelle an der Urtenen	33
9.1.2	Nebemessstelle an der Ösch	36
9.1.3	Interpretation der Daten	40
9.2	Szenario: breiter Einsatz in Siedlungsgebieten	41
9.2.1	Abschätzung für die ARA Werdhölzli, Zürich	41
9.2.2	Abschätzung für die ARA Moossee-Urtenenbach (Holzmühle)	43
9.2.3	Interpretation der Daten	45
9.3	Szenario: Park, Friedhof	45
9.4	Szenario: Einsatz in sensiblen Bereichen	47
9.5	Szenario: Inhalation bei der Anwendung	47
10	ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNGEN	49
10.1	Formiate	49
10.2	Acetate	50
10.3	Harnstoff	51
10.4	Glykole	52
10.5	Organische Solezusätze	53
11	LITERATURVERZEICHNIS	55

Tabellen

Tab. 1	Anforderungen an die Wasserqualität gemäss Anhang 2 Ziffer 12 GSchV	5
Tab. 2	Theoretischer Wirkstoffverbrauch im Vergleich zu NaCl	11
Tab. 3	Umweltrelevante physikalisch chemische Eigenschaften	14
Tab. 4	Biologische Abbaubarkeit von Formiaten	16
Tab. 5	Biologische Abbaubarkeit von Acetaten	17
Tab. 6	Biologische Abbaubarkeit von Harnstoff	18
Tab. 7	Biologische Abbaubarkeit von Glykolen	18
Tab. 8	Abbauverhalten eines organischen Solezusatzes	19
Tab. 9	Aquatische Toxizität und Bakterientoxizität von anorganischen Salzen	23
Tab. 10	Aquatische Toxizität und Bakterientoxizität von Formiaten	24
Tab. 11	Aquatische Toxizität und Bakterientoxizität von Acetaten	24
Tab. 12	Aquatische Toxizität und Bakterientoxizität von Harnstoff	25
Tab. 13	Aquatische Toxizität und Bakterientoxizität von Glykolen	25
Tab. 14	Aquatische Toxizität und Bakterientoxizität von Pentaerythritol	26

Tab. 15	Herleitung von PNEC-Werten für die aquatische Umwelt	30
Tab. 16	PNEC-Werte aus der REACH Registrierung	30
Tab. 17	DNEL-Werte zur inhalativen Toxizität	31
Tab. 18	Szenario Urtenen	33
Tab. 19	Szenario: Park, Friedhof	45
Tab. 20	Szenario: Inhalation bei der Anwendung	47

Abbildungen

Abb. 1	Streumassen auf Basis von NaCl mit/ohne organischem Zusatz	13
Abb. 2	Verregnung Formiat-belasteter Abwässer auf dem Flughafen Zürich	20
Abb. 3	Potentielle DOC-Belastung der Urtenen am 30.12.2011	34
Abb. 4	Potentielle DOC-Belastung der Urtenen am 29.01.2013	35
Abb. 5	Nebenmessstelle: Einzugsgebiet Ösch bei Rechterswil im Kanton Solothurn	36
Abb. 6	Potentielle DOC-Belastung der Ösch am 30.12.2011	37
Abb. 7	Potentielle DOC-Belastung der Ösch am 15.12.2012	38
Abb. 8	Potentielle maximale O ₂ -Zehrung in der Ösch am 15.12.2012	39
Abb. 9	ARA Werdhölzli: DOC-Belastung aufgrund organischer Solezusätze	42
Abb. 10	ARA Werdhölzli: DOC-Belastung aufgrund organischer Aufbaumittel	43
Abb. 11	ARA Holzmühle: Regenereignis vom 15.12.2012	44
Abb. 12	Szenario: Park, Friedhof (Belastung Gewässer)	46
Abb. 13	Szenario: Inhalation bei der Anwendung	48

Anhänge

Anhang 1	Umweltrelevante physikalisch-chemische Eigenschaften
Anhang 2	Biologische Abbaubarkeit
Anhang 3	Aquatische Toxizität
Anhang 4	Terrestrische Toxizität

IMPRESSUM

Herausgeber

Arcadis Schweiz AG, Ifangstrasse 11, 8952 Schlieren

Im Auftrag von

Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien, 3003 Bern

Das BAFU ist ein Amt des Eidgenössischen Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

Autoren

Andreas Häner und Nadja Lavanga; Arcadis Schweiz AG

Fachliche Begleitung

Andreas Buser; Bundesamt für Umwelt BAFU, Sektion Industriechemikalien

Ulrich Sieber; Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Wasser

Josef Tresp; Bundesamt für Umwelt BAFU, Sektion Industriechemikalien

Roland von Arx; Bundesamt für Umwelt BAFU, Sektion Boden

Urs von Arx; Bundesamt für Umwelt BAFU, Sektion Industriechemikalien

Hinweis

Diese Studie wurde im Auftrag des Bundesamts für Umwelt BAFU durchgeführt. Der Herausgeber/Auftragnehmer ist allein für den Inhalt verantwortlich.

Zitiervorschlag

Häner, A., Lavanga, N. 2017. Risikoabschätzung – Umweltrelevanz organischer Auftaumittel mit Schwerpunkt auf Formiat- und Acetat-basierten Produkten. Studie im Auftrag des Bundesamts für Umwelt BAFU. Arcadis Schweiz AG, Schlieren.

Arcadis Schweiz AG hat diese Untersuchung unter Einsatz ihres besten professionellen Könnens und in Übereinstimmung mit allgemein anerkannten Grundsätzen ausgeführt. Die Erkenntnisse und Schlussfolgerungen im Untersuchungsbericht stützen sich auf die der Arcadis Schweiz AG zum Zeitpunkt der Berichtverfassung vorliegenden Informationen. Diese Erkenntnisse und Schlussfolgerungen können nicht unüberprüft auf zukünftige Verhältnisse übertragen werden.

1 AUSGANGSLAGE

Anhang 2.7 der Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV [46]) enthält eine abschliessende Liste der zugelassenen Auftaumittel zur Bekämpfung von Glatteis und Schneeglätte mit mehr als 10 Massenprozent tauwirksamen Stoffen.

Die ChemRRV bis und mit Stand 1. Dezember 2014 erlaubte den Einsatz von Natrium-, Kalzium- oder Magnesiumchlorid sowie abbaubaren niedere Alkoholen ohne Einschränkungen für ihren Einsatz, während Harnstoff, Natrium- oder Kaliumformiat sowie Natrium- oder Kaliumacetat nur auf Flugplätzen verwendet werden durften. Gleichzeitig waren weitere Produkte wie z.B. Kalzium-Magnesium-Acetat (CMA) oder Kohlenhydrate enthaltende Melassen aus der Zuckerherstellung und gleichwertige Produkte aus anderen Prozessen auf dem Markt, die jedoch in der Schweiz (noch) nicht zugelassen waren.

Von Seiten der Anwender (z.B. Tiefbauämter) kam der Druck, die Einschränkungen in gewissen Fällen zu lockern, um die oben erwähnten organischen Stoffe entweder unbeschränkt oder allenfalls für weitere definierte Verwendungen (z.B. auf Fusswegen, die an Grünflächen angrenzen) einzusetzen. Gemäss den Antragsstellern würden sich bei einer Erweiterung des zulässigen Anwendungsgebietes für Formiate oder Acetate die folgenden Vorteile ergeben:

- Hohe Verträglichkeit für Pflanzen
- Hohe Verträglichkeit für Boden
- Hohe Verträglichkeit für Tiere (nicht giftig, nicht reizend)
- Leicht biologisch abbaubar
- Keine Akkumulation in Grundwasser und Oberflächenwasser
- Weniger Korrosionsschäden

Darauf basierend wurde der Antrag gestellt, den Einsatz bei korrosionsgefährdeten Strassenabschnitten sowie an Orten mit Pflanzen- und Tierbestand zu ermöglichen

Im Rahmen der Abklärung der Umweltrelevanz alternativer (organischer) Auftaumittel im Hinblick auf eine breitere Anwendung wurden für die Stoffe die inhärenten Stoffeigenschaften (z.B. aquatische Toxizität, Toxizität auf Pflanzen und Bodenorganismen, biologische Abbaubarkeit, Sauerstoffzehrung) zusammengestellt.

Des Weiteren wurde die Gewässerrelevanz mittels Expositionsszenarien (z.B. breite Anwendung auf National- und Kantonsstrassen mit Einfluss auf die Gewässer, breite Anwendung im Siedlungsgebiet mit Einfluss auf die ARA, Bodeninfiltration, etc.) abgeschätzt.

Die Erkenntnisse aus dem vorliegenden Bericht sowie aus einem Bericht des Bundesamts für Strassen ASTRA [20] zum Einsatz organischer Solezusätze auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte ermöglichten die Anpassung von Anhang 2.7 ChemRRV bereits mit Stand 1. September 2015.

2 GESETZLICHE GRUNDLAGEN

2.1 Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV)

Anhang 2.7 der Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV [46]) mit Stand am 20. Juni 2017 definiert Auftaumittel wie folgt:

1 Begriff

Auftaumittel sind Stoffe und Zubereitungen zur Bekämpfung von Glatteis und Schneeglätte mit mehr als 10 Massenprozent tauwirksamen Stoffen.

2 Abgabe

Auftaumittel dürfen nicht abgegeben werden, wenn sie andere tauwirksame Stoffe enthalten als:

- a. Natrium-, Kalzium- oder Magnesiumchlorid;
- b. Harnstoff;
- c. abbaubare niedere Alkohole;
- d. Natrium- oder Kaliumformiat;
- e. Natrium- oder Kaliumacetat.
- f. Kohlenhydrate enthaltende Melassen aus der Zuckerherstellung und gleichwertige Produkte aus anderen Prozessen.

3 Verwendung

- ¹ Auftaumittel, die andere die andere als die in Ziffer 2 genannten tauwirksamen Stoffe enthalten, dürfen nicht verwendet werden.
- ² Auftaumittel, die Stoffe nach Ziffer 2 Buchstaben b, c oder e enthalten, dürfen nur auf Flugplätzen verwendet werden.
- ³ Auftaumittel, die Stoffe nach Ziffer 2 Buchstabe d enthalten, dürfen nur auf Flugplätzen und auf Fusswegen, die an Grünflächen angrenzen, verwendet werden.
- ⁴ Auftaumittel, die Stoffe nach Ziffer 2 Buchstabe f enthalten, dürfen nur als Solezusätze und nur verwendet werden:
 - a. auf Nationalstrassen, wenn:
 1. die Ausbringung der Sole maschinell mit der Sole- oder mit der Feuchtsalztechnik erfolgt, und
 2. ihr gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) biologisch leicht abbaubar ist und dessen Massengehalt bei Verwendung der Soletechnik 20 Gramm je Kilogramm Sole und bei Verwendung der Feuchtsalztechnik 10 Gramm je Kilogramm Feuchtsalz nicht übersteigt;
 - b. auf anderen Verkehrsflächen, wenn:
 1. die Ausbringung der Sole maschinell mit der Feuchtsalztechnik erfolgt, und
 2. ihr gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) biologisch leicht abbaubar ist und dessen Massengehalt 10 Gramm je Kilogramm Feuchtsalz nicht übersteigt.

Die Erkenntnisse aus dem vorliegenden Bericht sowie aus dem Projekt des ASTRA zum Einsatz organischer Solezusätze auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte [20] ermöglichten die Anpassung von Anhang 2.7 ChemRRV an die oben genannten Bestimmungen bereits mit Stand 1. September 2015.

2.2 Gewässerschutzverordnung (GSchV)

Anforderungen an die Wasserqualität

Anhang 2 Ziffer 1.1 der Gewässerschutzverordnung (GSchV [19]) mit Stand am 1. Mai 2017 definiert folgende allgemeinen Anforderungen an die Wasserqualität:

¹ Die Wasserqualität muss so beschaffen sein, dass:

- a. sich im Gewässer keine mit blossen Auge sichtbaren Kolonien von Bakterien, Pilzen oder Protozoen und keine unnatürlichen Wucherungen von Algen oder höheren Wasserpflanzen bilden;
- b. Laichgewässer für Fische erhalten bleiben;
- c. das Wasser nach Anwendung von angemessenen Aufbereitungsverfahren die Anforderungen der Lebensmittelgesetzgebung erfüllt;
- d. das Wasser bei Infiltration das Grundwasser nicht verunreinigt;
- e. die hygienischen Voraussetzungen für das Baden dort gewährleistet sind, wo das Baden von der Behörde ausdrücklich gestattet ist oder wo üblicherweise eine grosse Anzahl von Personen badet und die Behörde nicht vom Baden abrät;
- f. Stoffe, die durch menschliche Tätigkeit ins Gewässer gelangen, die Fortpflanzung, Entwicklung und Gesundheit empfindlicher Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen nicht beeinträchtigen.

² Durch Abwassereinleitungen darf sich im Gewässer nach weitgehender Durchmischung:

- a. kein Schlamm bilden;
- b. keine Trübung, keine Verfärbung und kein Schaum bilden, ausgenommen bei starken Regenfällen;
- c. der Geruch des Wassers gegenüber dem natürlichen Zustand nicht störend verändern;
- d. kein sauerstoffarmer Zustand und kein nachteiliger pH-Wert ergeben."

Von den genannten Anforderungen sind insbesondere die folgenden zwei im Hinblick auf den Einsatz von organischen Aufbaumitteln entscheidend und wurden im Rahmen der Untersuchungen betrachtet:

Heterotropher Bewuchs: Die organischen Aufbaumittel sind alle leicht biologisch abbaubar. Der biologische Abbau grösserer Mengen könnte daher zu sichtbarem Wachstum von Mikroorganismen als Biofilm, dem sog. heterotrophen Bewuchs führen.

Sauerstoffarmer Zustand: Da die organischen Aufbaumittel leicht biologisch abbaubar sind, kann je nach Ausmass der Belastung der Abbau zu einer Sauerstoffzehrung in den Gewässern führen.

Zusätzliche Anforderungen an Fliessgewässer

Gemäss Anhang 2 Ziffer 12 GSchV [19] darf der Sauerstoffgehalt in der Gewässersohle nicht nachteilig durch insbesondere eine erhöhte Sauerstoffzehrung infolge eines unnatürlichen Überangebotes an oxidierbaren Stoffen verändert werden.

Die numerischen Anforderungen gemäss Anhang 2 Ziffer 12 GSchV gelten bei jeder Wasserführung nach weitgehender Durchmischung des eingeleiteten Abwassers im Gewässer (Tab. 1).

Tab. 1 Anforderungen an die Wasserqualität gemäss Anhang 2 Ziffer 12 GSchV

Nr.	Parameter	Anforderungen
1	Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB ₅)	2 bis 4 mg/l O ₂ Bei natürlicherweise wenig belasteten Gewässern gilt der untere Wert.
2	Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	1 bis 4 mg/l C Bei natürlicherweise wenig belasteten Gewässern gilt der untere Wert.
3	Ammonium (Summe von NH ₄ -N und NH ₃ -N)	Bei Temperaturen: – über 10 °C: 0,2 mg/l N – unter 10 °C: 0,4 mg/l N

Für die leicht biologisch abbaubaren organischen Aufbaumittel sind die Parameter biochemischer Sauerstoffbedarf, bestimmt über 5 Tage (BSB₅), und der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) entscheidend.

Allerdings beziehen sich die BSB-Ergebnisse auf Werte, die im Labor bei 20 °C bestimmt wurden. Einträge von Aufbaumitteln erfolgen im Winter bei tiefen Temperaturen um die 4 °C. Abbauprozesse laufen bei tiefen Temperaturen langsamer ab. Konsequenterweise sind die ermittelten BSB-Werte bei tiefen Temperaturen niedriger.

Anforderungen an die Einleitung in die Kanalisation

Für die Einleitung des Strassenabwassers in die Kanalisation sind hinsichtlich der Aufbaumittel keine Anforderungen in der GSchV ausser der biologischen Abbaubarkeit definiert.

Sämtliche organischen Aufbaumittel gemäss Abschnitt 2.1 sind biologisch abbaubar (siehe Abschnitt 7).

3 BERÜCKSICHTIGTE AUFTAUMITTEL

Die folgenden Auftaumittel sowie organischen Solezusätze wurden in der vorliegenden Beurteilung berücksichtigt:

- Anorganische Auftaumittelmittel: Natriumchlorid sowie die Zusätze Calciumchlorid und Magnesiumchlorid
- Salze der Ameisensäure: Natrium- und Kaliumformiat
- Salze der Essigsäure: Natrium-, Kalium- und Calciumacetat, Calciummagnesiumacetat (CMA), Magnesiumacetat, inkl. Hydrate
- Harnstoff
- Glykole: 1,2-Ethandiol, 1,2-Propandiol
- Kohlenhydrate enthaltende Melassen aus der Zuckerherstellung und gleichwertige Produkte aus anderen Prozessen

Für diese Auftaumittel wurden die folgenden Daten soweit verfügbar zusammengestellt:

- Chemische Charakterisierung, sowie Anteil Kohlenstoff (TOC) und theoretischer Sauerstoffbedarf (ThSB)
- Umweltrelevante physikalisch-chemische Eigenschaften
- Biologische Abbaubarkeit (leichte und inhärente biologische Abbaubarkeit in Standardtests; biologische Abbaubarkeit bei tiefen Temperaturen, biologische Abbaubarkeit in Böden)
- Toxizität auf Wasserorganismen und gegenüber terrestrischen Organismen
- Verhalten und Wirkungen in der Umwelt/im Boden
- Toxikologische Eigenschaften

4 CHEMISCHE CHARAKTERISIERUNG

4.1 Anorganische Salze

Natriumchlorid (NaCl)

CAS-Nr.	7647-14-5
EC-Nr.	231-598-3
Summenformel	NaCl
Molekulargewicht	58.4 g/mol

Calciumchlorid (CaCl₂)

CAS-Nr.	10043-52-4
EC-Nr.	233-140-8
Summenformel	CaCl ₂
Molekulargewicht	110.98 g/mol

Magnesiumchlorid (MgCl₂)

CAS-Nr.	7786-30-3
EC-Nr.	232-094-6
Summenformel	MgCl ₂
Molekulargewicht	95.21 g/mol

4.2 Formiate

Natriumformiat

CAS-Nr.	141-53-7
EC-Nr.	205-488-0
Summenformel	NaCHO ₂
Molekulargewicht	68.01 g/mol
TOC ¹	17.7%
ThSB ²	0.235 mg O ₂ /mg

Kaliumformiat

CAS-Nr.	590-29-4
EC-Nr.	209-677-9
Summenformel	KCHO ₂
Molekulargewicht	84.16 g/mol
TOC	14.3%
ThSB	0.190 mg O ₂ /mg

¹ Totaler organischer Kohlenstoff (TOC): C-Anteil im Molekül

² Theoretischer Sauerstoffbedarf (ThSB): Der ThSB ist die maximale Menge Sauerstoff (in mg O₂), die benötigt wird, um 1 mg organischen Stoff vollständig zu oxidieren

Kommerzielle Produkte

Ein grosser Anteil der Daten wurde der Dokumentation kommerzieller Produkte entnommen. Dabei handelt es sich um Formiat-basierte Auftaumittel, die auf Flugplätzen eingesetzt werden und um Produkte, die bei bestimmten Strassenabschnitten sowie Arealen und Gebäuden eingesetzt werden. Im Folgenden werden diese Produkte als „Produkt mit Na-Formiat“ sowie als „Produkt mit K-Formiat“ bezeichnet.

Es handelt sich dabei um die folgenden kommerziellen Produkte:

- VIAFORM LIQUID 50% w/w Kaliumformiatlösung (Produkt mit K-Formiat)
- VIAFORM GRANULAR granulatförmiges Natriumformiat (Produkt mit Na-Formiat)

4.3 AcetateNatriumacetat

CAS-Nr.	127-09-3
EC-Nr.	204-823-8
Summenformel	$\text{NaC}_2\text{H}_3\text{O}_2$
Molekulargewicht	82.0 g/mol
TOC	29.3%
ThSB	0.780 mg O ₂ /mg

Kaliumacetat

CAS-Nr.	127-08-2
EC-Nr.	204-822-2
Summenformel	$\text{KC}_2\text{H}_3\text{O}_2$
Molekulargewicht	98.2 g/mol
TOC	24.5%
ThSB	0.652 mg O ₂ /mg

Calciumdiacetat (wasserfrei)

CAS-Nr.	62-54-4
EC-Nr.	200-540-9
Summenformel	$\text{Ca}(\text{C}_4\text{H}_6\text{O}_4)_2$
Molekulargewicht	158.17 g/mol
TOC	30.4%
ThSB	0.809 mg O ₂ /mg

Magnesiumdiacetat (wasserfrei)

CAS-Nr.	142-72-3
EC-Nr.	205-554-9
Summenformel	$\text{Mg}(\text{C}_4\text{H}_6\text{O}_4)$
Molekulargewicht	142.39 g/mol
TOC	33.7%
ThSB	0.899 mg O ₂ /mg

Calciummagnesiumacetat (CMA)

Es gibt Acetat-basierte Auftaumittel mit verschiedenen Zusammensetzungen [18][41]. Die Charakterisierung mit molaren Anteilen von Ca, Mg und Acetat von 1:1:4 ist wie folgt:

CAS-Nr.	76123-46-1
EC-Nr.	-
Summenformel	$C_8H_{12}CaMgO_8$
Molekulargewicht	300.56 g/mol
TOC	32.0%
ThSB	0.852 mg O ₂ /mg

4.4 Harnstoff

CAS-Nr.	57-13-6
EC-Nr.	200-315-5
Summenformel	CH_4N_2O
Molekulargewicht	60.06 g/mol
TOC	20.0%
ThSB	2.131 mg O ₂ /mg (inkl. der vollständigen Oxidation des organisch gebundenen Stickstoffs)

4.5 Glykole

Zu den abbaubaren niedere Alkoholen gehören Glykole wie 1,2-Ethandiol, 1,2-Propandiol und Diethylenglykol sowie ihre Etherverbindungen; im Weiteren werden 1,2 Propandiol und 1,2-Ethandiol betrachtet.

1,2 Propandiol (= Propylenglykol)

CAS-Nr.	57-55-6
EC-Nr.	200-338-0
Summenformel	$C_3H_8O_2$
Molekulargewicht	76.09 g/mol
TOC	47.4%
ThSB	1.682 mg O ₂ /mg

1,2 Ethandiol

CAS-Nr.	107-21-1
EC-Nr.	203-473-3
Summenformel	$C_2H_6O_2$
Molekulargewicht	62.07 g/mol
TOC	%
ThSB	mg O ₂ /mg

4.6 Organische Solezusätze auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte

Organische Solezusätze auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte wurden im Rahmen eines Bericht des Bundesamts für Strassen ASTRA [20] anhand eines kommerziellen Produkts beurteilt.

Analytisch-chemische Untersuchungen des Gewässer- und Bodenschutzlabors des Kantons Bern (GBL) ergaben u.a. die folgenden Resultate [20]:

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	20%
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	0.530 mg O ₂ /mg

4.7 Zusatzstoffe und Verunreinigungen

Organische Auftaumittel können u.U. Zusatzstoffe wie Korrosionsschutzmittel enthalten. Zudem ist als Verunreinigung in Produkten auf Formiat-basis Formiaten Pentaerythritol (CAS 115-77-5) enthalten

Pentaerythritol wurde im Rahmen einer Umweltbeurteilung der Zusatzstoffe in Aviform S-Solid bewertet [28][29]. Na-Formiat kann als Nebenprodukt der Herstellung von Pentaerythritol bezogen werden. Daher enthält Aviform S-Solid typischerweise 0.5-0.7 m/m % Pentaerythritol.

Pentaerythritol

CAS-Nr.	115-77-5
EC-Nr.	204-104-9
Summenformel	C ₅ H ₁₂ O ₄
Molekulargewicht	136.15 g/mol

5 EINSATZ VON AUFTAUMITTELN

5.1 Theoretischer Wirkstoffverbrauch

NaCl sowie die zur Gefrierpunktserniedrigung verwendeten Zusätze CaCl₂ und MgCl₂ sind die am häufigsten eingesetzten Auftaumittel in der Schweiz.

Der theoretische Wirkstoffverbrauch entspricht dem Verhältnis der Molmasse eines Auftaumittels zu NaCl unter Berücksichtigung der Anzahl auftauwirksamer Teilchen (Moleküle bzw. Ionen). Er ist damit eine Normierungsgrösse, um die Einsatzmengen der Auftaumittel miteinander vergleichen zu können ([41]; Tab. 2).

Organische Solezusätze auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte werden nicht als alleiniges Auftaumittel sondern lediglich als Zusatz zu Streusalz eingesetzt (siehe Abschnitt 5.2)

Zusätzlich sind in Tab. 2 für die verschiedenen Auftaumittel der Kohlenstoffanteil als totaler organischer Kohlenstoff (TOC) sowie der theoretische Sauerstoffbedarf (ThSB) angegeben. Der ThSB ist die maximale Menge Sauerstoff (in mg O₂), die benötigt wird, um 1 mg organischen Stoff vollständig zu oxidieren. Stoffe, die bereits stark oxidiert sind, wie die Formiate und die Acetate weisen einen tiefen ThSB auf, während weniger oxidierte Verbindungen wie organische Solezusätze auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte (z.B. Zucker) oder Glykole einen höheren ThSB aufweisen.

Tab. 2 Theoretischer Wirkstoffverbrauch im Vergleich zu NaCl
NaCl = 100% (modifiziert nach [41])

Wirkstoffe	Formel	M (g/mol)	Theoretischer Wirkstoffverbrauch (%)	ThSB (mg O ₂ /mg)	TOC (%)
Natriumchlorid	NaCl	58.4	100	-	-
Kaliumchlorid	KCl	74.6	128	-	-
Calciumchlorid	CaCl ₂	111	127	-	-
Magnesiumchlorid	MgCl ₂	95.2	109	-	-
Natriumformiat	CHNaO ₂	68.0	116	0.235	17.7
Kaliumformiat	CHKO ₂	84.1	144	0.190	14.3
Natriumacetat	C ₂ H ₃ NaO ₂	82.0	140	0.780	29.3
Kaliumacetat	C ₂ H ₃ KO ₂	98.2	168	0.652	24.5
Calciumdiacetat	C ₄ H ₆ CaO ₄	158.2	180	0.809	30.4
Magnesiumdiacetat	C ₄ H ₆ MgO ₄	142.4	162	0.899	33.7
Calciummagnesiumacetat (1:1)	C ₈ H ₁₂ CaMgO ₈	300.6	171	0.852	32.0
Harnstoff	CH ₄ N ₂ O	60.1	206	2.131	20.0
1,2-Ethandiol	C ₂ H ₆ O ₂	62.1	213	1.289	38.7
1,2-Propandiol	C ₃ H ₈ O ₂	76.1	260	1.682	47.4
Organische Solezusätze ¹⁾	-	-	3–10	0.530 (CSB)	20.0

ThSB theoretischer Sauerstoffbedarf CSB chemischer Sauerstoffbedarf

TOC totaler organischer Kohlenstoff

¹⁾ Organische Solezusätze auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte; am Beispiel des kommerziellen Produkts aus dem Bericht des Bundesamts für Strassen Astra [8]; 3–10%, siehe Abb. 1

Harnstoff weist zwar einen geringen TOC von 20% auf, enthält jedoch organisch gebundenen Stickstoff. Bei einer vollständigen Mineralisierung wird auch letzterer über Ammonium (NH_4^+) zu Nitrat (NO_3^-) oxidiert. Dies bewirkt ebenfalls eine O_2 -Zehrung. Zusätzlich muss beachtet werden, dass ein erhöhter Einsatz von Harnstoff infolge des Stickstoffs zu einer Überdüngung der Gewässer (Eutrophierung) führen kann.

Sind Stoffe leicht biologisch abbaubar, führt der biologische Abbau bei einem hohen ThSB zur O_2 -Zehrung im Gewässer.

Die Beurteilung der Auswirkung der Auftaumittel in Gewässern wird in Abschnitt 7 diskutiert.

5.2 Einsatz organischer Solezusätze auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte

Der Einsatz organischer Solezusätze auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte wurde anhand eines kommerziellen Produkts im Rahmen einer Studie des Bundesamts für Strassen ASTRA untersucht [20].

Seit mehreren Jahren erfolgt im Autobahnwerkhof Gesigen/Spiez kein Einsatz von CaCl_2 -Sole mehr. Stattdessen erfolgt der Einsatz eines organischen Solezusatzes auf Basis eines landwirtschaftlichen Nebenprodukts. Es werden die folgenden zwei Solemischungen hergestellt [20]:

- Sole-Mischung 1: 72% Wasser, 28% Streusalz
- Sole-Mischung 2: 72% Wasser, 18% Streusalz, 10% organischer Zusatz

In der Regel fährt der Autobahnwerkhof Gesigen/Spiez bei Niederschlag mit der Feuchtsalzmischung FS 30 (70% Trockensalz und 30% Sole). Dies gilt insbesondere bei der Schneeräumung. Die Mischung von Streusalz und Sole erfolgt auf einem Streuteller. Bei der Glatteisbekämpfung werden jedoch vermehrt die Feuchtsalzmischung FS 50 (50% Trockensalz und 50% Sole) oder gar reine Sole (FS 100) eingesetzt.

Die sechs verschiedenen Mischungen – FS 30 (mit/ohne organischem Zusatz), FS 50 (mit/ohne organischem Zusatz), Sole-Mischung 1 (reine Sole) und Sole-Mischung 2 (mit 10% organischem Zusatz) – sind in Abb. 1 dargestellt.

Die Einsatzmengen betragen ca. 15–30 g/m^2 bei FS 30 und ca. 20 g/m^2 bei reiner Sole. Für die Sole-Mischung 2 bedeutet dies, dass im Vergleich zur Feuchtsalzmischung ca. ein Faktor 4 weniger Trockensalz pro m^2 eingesetzt wird. Dies wird in Abschnitt 9 bei den Abschätzungen der DOC-Frachten (berechnet aus der elektrischen Leitfähigkeit unter Verwendung der Angaben aus Abb. 1) berücksichtigt. Unter Berücksichtigung der Analysen des GBL nach Abschnitt 0 (200 g C/kg; d.h. 20%) enthält das Streugut FS 30 einen Anteil an DOC von 6 g C/kg Salz, d.h. 0.6% DOC. Bei FS 50 sind es daher 1% DOC (10 g C/kg) und bei der Sole "Mischung 2" (FS 100) 2% DOC, d.h. 20 g C/kg [20].

Aus diesen Anwendungsmengen und den in Abschnitt 9 dargestellten Berechnungen und Abschätzungen ergeben sich die in Anhang 2.7 ChemRRV [46] angegebenen Einschränkungen für den Einsatz organischer Solezusätze auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte auf Nationalstrassen und anderen Verkehrsflächen.

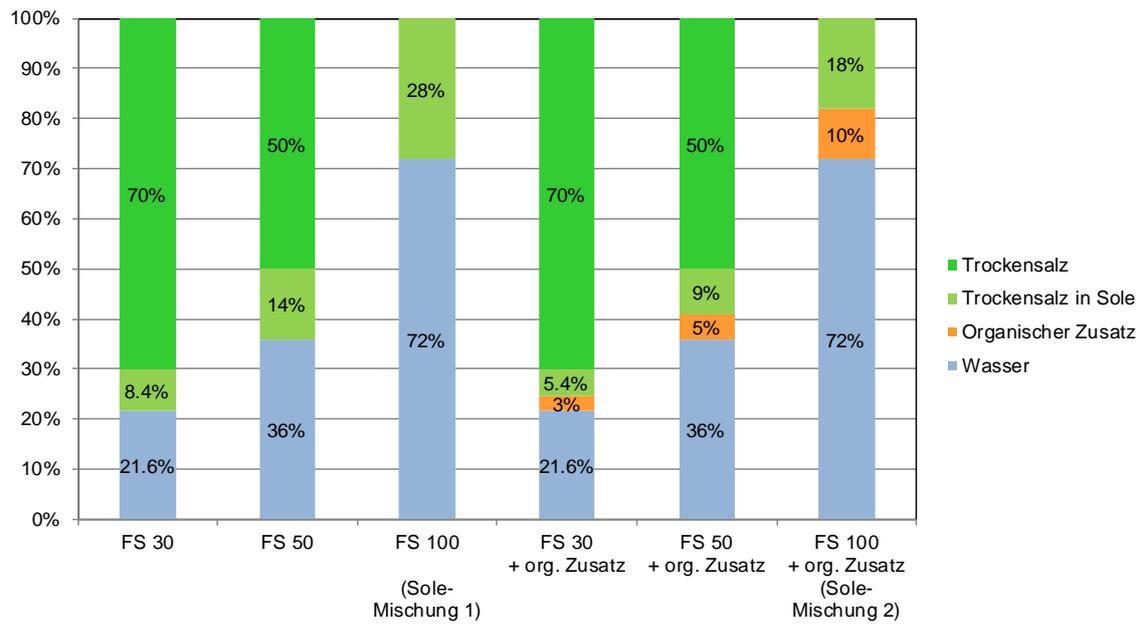


Abb. 1 Streumassen auf Basis von NaCl mit/ohne organischem Zusatz (modifiziert nach [20])

Feuchtsalz FS 30	70% Trockenatz und 30% Sole
Feuchtsalz FS 50	50% Trockenatz und 50% Sole
Reine Sole FS 100	100% Sole

6 PHYSIKALISCH-CHEMISCHE EIGENSCHAFTEN

Die folgenden umweltrelevanten physikalisch-chemischen Eigenschaften wurden betrachtet:

- Wasserlöslichkeit
- n-Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient ($\log P_{ow}$) als Mass für die potentielle Bioakkumulation
- Dampfdruck

Die Daten sind in Tab. 3 zusammengefasst. Detailliertere Angaben sind in den Tabellen in Anhang 1 aufgeführt.

Tab. 3 Umweltrelevante physikalisch chemische Eigenschaften

Auftaumittel	Wasserlöslichkeit	$\log P_{ow}$	Dampfdruck
Anorganische Salze	>300 g/L	n.v.	n.v.
Formiate	>1000 g/L	-2.1	0 Pa
Acetate	>10 g/L	-1.38	0 Pa
Harnstoff	>600 g/L	-1.73	0 Pa
Glykole	>1000 g/L	< -1	<20 Pa
Organische Solezusätze	mischbar [20]	n.v.	n.v.

Sämtliche Auftaumittel sind sehr gut wasserlöslich und nicht flüchtig. Sie weisen kein Bioakkumulationspotential auf. Es ist daher nicht zu erwarten, dass die Stoffe in Organismen und im Boden akkumulieren.

Aufgrund dieser Eigenschaften sind die Auftaumittel entsprechend mobil und werden leicht verfrachtet.

7 BIOLOGISCHE ABBAUBARKEIT

Die biologische Abbaubarkeit wird üblicherweise in standardisierten Tests ermittelt. Dabei wird entweder die Elimination des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) bestimmt, oder es kommen indirekte Methoden zum Einsatz, in denen entweder der O₂-Verbrauch oder die CO₂-Produktion bestimmt werden. In indirekten Verfahren kann der vollständige biologische Abbau (Mineralisierung) nachgewiesen werden.

Abbautests unter Standardbedingungen werden bei Raumtemperatur durchgeführt. Für die Interpretation der Umweltrelevanz von organischen Aufbaumitteln ist es jedoch auch sinnvoll, Daten aus Abbautests bei tiefen Temperaturen in die Bewertung miteinzubeziehen.

Die Daten zur biologischen Abbaubarkeit sind in Anhang 2 aufgelistet. Im Folgenden werden die Daten zur biologischen Abbaubarkeit für die einzelnen Aufbaumittel beschrieben.

7.1 Daten zur biologischen Abbaubarkeit

Anorganische Salze

Für die anorganischen Salze ist die biologische Abbaubarkeit nicht anwendbar. Der Eintrag dieser Stoffe in die Gewässer führt daher nicht zu einer Sauerstoffzehrung. Andererseits reichern sich diese Stoffe in der Umwelt an [8][10].

Formiate

Ausgewählte Daten zur biologischen Abbaubarkeit von Formiat-basierten Aufbaumitteln in wässrigen Testsystemen und im Boden sind in Tab. 4 zusammengefasst. Weitergehende Daten sind in Anhang 2 aufgeführt.

Unter Standardtemperaturen (20–25 °C) sind Formiate leicht biologisch abbaubar. Selbst bei tiefen Temperaturen sind die Formiate leicht biologisch abbaubar.

In Tests zum biochemischen Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen (BSB₅), in dem die biologische Abbaubarkeit mit geringer Bakteriendichte untersucht wird, wurden teils widersprüchliche Daten ermittelt. Während unter die Formiate unter Standardbedingungen (Raumtemperatur) leicht biologisch abbaubar waren, wurden bei tiefen Temperaturen teils ein guter Abbau, teilweise aber auch ein schlechter Abbau beobachtet. Diese Tests hängen stark vom eingesetzten Inokulum ab und werden in den Labors bei tiefen Temperaturen nicht standardmässig eingesetzt. Es ist zu erwarten, dass auch bei tiefen Temperaturen die Formiate leicht biologisch abbaubar sind.

Zur biologischen Abbaubarkeit von Formiaten in Böden gibt es eine gute Datengrundlage. In Säulenexperimenten mit nachkonstruierten Bodenfiltern wurde K-Formiat bei 550 mg Formiat/L Versuchslösung bis zu 100% abgebaut. Bei einer Konzentration von 2900 mg Formiat/L Versuchslösung lag die Abbaubarkeit zwischen 56–98%. [27]. Die Säulen wurden mit 20 L Versuchslösung/m² und Tag beladen.

Es wurden auch Versuche unter simulierten realen Bedingungen im Boden mit K-Formiat durchgeführt: Das Mineralisierungspotential von K-Formiat wurde unter aeroben und anaeroben Bedingungen in Boden Mikrokosmen bestimmt [23]. Unter aeroben Bedingungen wurden bei -2°C innert 24 Std. in Proben aus verschiedenen Bodentiefen zwischen 6–60% des Formiates zu CO₂ mineralisiert. Bei +1°C konnte in der gleichen Zeit zwischen 70–90% abgebaut werden. Unter anaeroben Bedingungen (Stickstoffatmosphäre) fand nur in einer von vier verschiedenen

Bodentiefen nach 24 Std. ein Abbau statt. Dabei konnten bei +1°C 17% als des Kohlenstoffs als CO₂ wiedergefunden werden. Nach 45 Tagen anaerober Inkubation bei +1°C wurden zwischen 10–50% des Formates mineralisiert.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass kommerzielle Produkte mit Na-Formiat oder K-Formiat bei 25 °C leicht biologisch abbaubar sind und der Abbau bei tieferen Temperaturen zwar verlangsamt erfolgt, aber möglich ist.

Tab. 4 Biologische Abbaubarkeit von Formiaten

Stoff	Testverfahren	Dauer (Tage)	Abbaubarkeit (%)	Temperatur	Interpretation
Na-Formiat	OECD 301 E	28	95	25°C	leicht biologisch abbaubar
Na-Formiat	APHA Standard Methode (1)	5	80	20°C	leicht biologisch abbaubar
Na-Formiat	Geschlossener Flaschentest	14	90	10°C	leicht biologisch abbaubar bei tiefen Temperaturen
K-Formiat	Geschlossener Flaschentest	14	90	10°C	leicht biologisch abbaubar bei tiefen Temperaturen
Na-Formiat	OECD 301 A	28	65	8°C	biologisch abbaubar bei tiefen Temperaturen
Na-Formiat	OECD 302 B	14	95	8°C	inhärent biologisch abbaubar bei tiefen Temperaturen
K-Formiat	Boden Mikrokosmos, 14C Markierung, Mineralisierung, aerob	1	6-60	-2°C	aerob abbaubar bei tiefen Temperaturen
K-Formiat	Boden Mikrokosmos, 14C Markierung, Mineralisierung, aerob	1	70-90	1°C	aerob abbaubar bei tiefen Temperaturen
K-Formiat	Boden Mikrokosmos, 14C Markierung, Mineralisierung, anaerob	45	10-50	1°C,	anaerob abbaubar bei tiefen Temperaturen
K-Formiat	Boden Mikrokosmos, 14C Markierung, Mineralisierung, anaerob	1	0-17	-2°C	anaerob in kurzer Zeit nicht abbaubar bei tiefen Temperaturen

Acetate

Ausgewählte Daten zur biologischen Abbaubarkeit von Acetat-basierten Auftaumitteln in wässrigen Testsystemen sind in Tab. 5 zusammengefasst. Weitergehende Daten sind in Anhang 2 aufgeführt.

Acetate sind in Standardtests bei Raumtemperatur leicht biologisch abbaubar. Auch BSB₅-Tests bei 20 resp. 5 °C zeigten weitgehend eine leichte biologische Abbaubarkeit. Zwei formulierte Auftaumittel mit Na-Acetat und eines mit K-Acetat wurden bei 20°C und 5°C getestet [7]. Bei 5°C war das BSB₅ zu CSB Verhältnis beim Na-Acetat basierten Produkt 90% und beim K-Acetat basierten Produkt war die Mineralisierung nach 5 Tagen vollständig, jeweils bezogen auf das Produkt. Für Acetate sind keine Studien zur Abbaubarkeit in Böden bekannt.

Auch für Acetate kann festgestellt werden, dass sie leicht biologisch abbaubar sind und der Abbau bei tieferen Temperaturen zwar verlangsamt erfolgt, aber möglich ist.

Tab. 5 Biologische Abbaubarkeit von Acetaten

Stoff	Testverfahren	Dauer (Tage)	Abbaubarkeit (%)	Temperatur	Interpretation
Na-Acetat	EU Methode C4 A (DOC Die away Test)	7, 28	86, 99	22°C	leicht biologisch abbaubar
CMA	eigene Methode mit Bakterien aus Abwasser	5	96	20°C	leicht biologisch abbaubar
Na-Acetat	CSB: ASTM D1252-88(B), BSB: modifizierter 5210B)	15	100	20°C	leicht biologisch abbaubar
K-Acetat	CSB: ASTM D1252-88(B), BSB: modifizierter 5210B)	5	100	20°C	leicht biologisch abbaubar
CMA	EPA 410.1	20	53	2°C	inhärent biologisch abbaubar
CMA	eigene Methode mit Bakterien aus Abwasser	5	0	2°C	nicht inhärent biologisch abbaubar bei tiefen Temperaturen
Na-Acetat	CSB: ASTM D1252-88(B), BSB: modifizierter 5210B)	5, 15	90, 100	5°C	leicht biologisch abbaubar bei tiefen Temperaturen
K-Acetat	CSB: ASTM D1252-88(B), BSB: modifizierter 5210B)	5	100	5°C	leicht biologisch abbaubar bei tiefen Temperaturen

Harnstoff

Untersuchungen zeigen, dass Harnstoff unter Standardbedingungen leicht biologisch abbaubar ist [12]. In einer Abbaustudie mit Flusswasser [13] konnte ein vollständiger Abbau nach 14 Tagen bei 20°C beobachtet werden, während bei 4-12°C nur wenig bis kein Abbau stattfand (Tab. 6).

Für Harnstoff sind keine Daten zum BSB₅ in der Literatur vorhanden. Unter Standardbedingungen ist eine leichte biologische Abbaubarkeit innerhalb von 5 Tagen zu erwarten.

Aufgrund des organisch gebundenen Stickstoffs ist der ThSB von Harnstoff sehr hoch. Es ist dadurch beim Eintrag in die Gewässer mit einer hohen Sauerstoffzehrung zu rechnen. In der Literatur wird ein Fischsterben infolge einer Sauerstoffzehrung in Gewässern nahe dem Einsatzgebiet von Harnstoff auf einem Flughafen beschrieben [41]. Auch tritt als Zwischenprodukt Ammonium und bei hohem pH-Wert Ammoniak auf, welches fischtoxisch ist.

Eine Literaturstudie in der REACH Registrierung [12] zeigt auf, dass ein Abbau in Böden unter aeroben Bedingungen erfolgt.

Tab. 6 Biologische Abbaubarkeit von Harnstoff

Produkt	Testverfahren	Testdauer (Tage)	Abbaubarkeit (%)	Ref.	Bemerkungen
Harnstoff	OECD 302 B (Zahn Wellens-Test)	16	10 d: 60% 16 d: 96%	[12]	
Harnstoff	keine Leitlinie angewendet	6-14	vollständig	[13]	bei 20°C mit verschiedenem Flusswasser
Harnstoff	keine Leitlinie angewendet	10-14	wenig oder kein Abbau	[13]	bei 4-12°C mit verschiedenem Flusswasser

Glykole

Ausgewählte Daten zur biologischen Abbaubarkeit von Glykol-basierten Auftaumitteln in wässrigen Testsystemen sind in Tab. 7 zusammengefasst. Weitergehende Daten sind in Anhang 2 aufgeführt.

Glykole sind in Standardtests bei Raumtemperatur leicht biologisch abbaubar. 1,2-Propandiol ist gemäss zwei verschiedenen Studien in der REACH Registrierung [12] leicht biologisch abbaubar. 1,2-Ethandiol ist ebenfalls leicht biologisch abbaubar bei 20°C gemäss einem Test nach OECD 301 A [12]. Daten zum biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB) zeigen einen leicht biologischen Abbau über 28 Tage unter Standardbedingungen. In 5-tägigen Tests (BSB₅) ist teilweise nur ein partieller Abbau zu beobachten.

Tests bei tiefen Temperaturen zeigen einen verzögerten Abbau. Jedoch sind nach 28 Tagen hohe Abbauraten auch bei tiefen Bedingungen zu erwarten (Daten in Anhang 2). In der REACH Registrierung [12] werden auch Daten zur biologischen Abbaubarkeit in Böden zitiert [12]: 1,2-Propandiol wurde in Mikrokosmen mit Sand und mit sandigem Lehm unter anaeroben Bedingungen abgebaut. Bei der tieferen verwendeten Startkonzentration (100 mg/kg) wurde 1,2-Propandiol im sandigen Lehm nach 60 Tagen vollständig mineralisiert. Bei einer höheren Startkonzentration (1000 mg/kg) dauerte der Abbau entsprechend länger.

Tab. 7 Biologische Abbaubarkeit von Glykolen

Stoff	Testverfahren	Dauer (Tage)	Abbaubarkeit (%)	Temperatur	Interpretation
1,2 Ethandiol	OECD 301 A, DOC die-away test	10	90	20°C	leicht biologisch abbaubar
1,2-Propandiol	OECD 301 F, Manometrischer Respirationstest	28	100	20°C	leicht biologisch abbaubar
1,2-Propandiol	ähnlich APHA (DOC Elimination)	5	100	20°C	inhärent biologisch abbaubar
1,2-Propandiol	ähnlich APHA (DOC Elimination) *	5	58	10°C	inhärent biologisch abbaubar bei tiefen Temperaturen
1,2-Propandiol	Boden-Mikrokosmen, anaerob, bei 100 mg/kg	60	100%	25°C	inhärent biologisch abbaubar
1,2-Propandiol	Boden-Mikrokosmen, anaerob, bei 1000 mg/kg	105	52%	25°C	inhärent biologisch abbaubar

Organische Solezusätze auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte

Die biologische Abbaubarkeit eines kommerziellen Produkts wurde im Rahmen des Astra-Projekts durch das Gewässer- und Bodenschutzlabors des Kantons Bern (GBL) untersucht [20].

Dabei wurde Wasser der Urtenen bei 20 °C und 4 °C sowohl mit als auch ohne den organischen Solezusatz im Test verwendet. Die Inkubationszeit betrug bei 20 °C 5 Tage (BSB₅) sowie – aufgrund der zu erwartenden langsameren Abbauprozesse – bei 4 °C während 5, 7, 14, 21 und 28 Tage. Der organische Zusatz wurde in einer Konzentration von 1 mg C/l, entsprechend einem chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) von 2.65 mg O₂/l eingesetzt. Die Ergebnisse sind in Tab. 8 zusammengestellt. Die Ergebnisse bei 20 °C bestätigten die leichte biologische Abbaubarkeit des organischen Kohlenstoffs im organischen Solezusatz. Bei 4 °C erfolgt der biologische Abbau verlangsamt; jedoch wurde nach 21–28 Tagen Inkubation bei tiefen Temperaturen ebenfalls ein vollständiger Abbau beobachtet.

Tab. 8 Abbauverhalten eines organischen Solezusatzes
(Untersuchungen des GBL, Tabelle modifiziert nach [20])
Flusswasser: Urtenen/Kanton Bern

Parameter	Messwert
<i>Biochemischer Sauerstoffbedarf (20 °C)</i>	
BSB ₅ Flusswasser	1.8 mg O ₂ /L
BSB ₅ Flusswasser + 1 mg C/L	2.7 mg O ₂ /L (netto: 0.9 mg O ₂ /L)
<i>Biochemischer Sauerstoffbedarf (4 °C)</i>	
BSB ₅ Flusswasser	<1.0 mg O ₂ /L
BSB ₅ Flusswasser + 1 mg C/L	<1.0 mg O ₂ /L
BSB ₇ Flusswasser + 1 mg C/L	1.0 mg O ₂ /L
BSB ₁₄ Flusswasser + 1 mg C/L	1.5 mg O ₂ /L
BSB ₂₁ Flusswasser + 1 mg C/L	2.1 mg O ₂ /L
BSB ₂₈ Flusswasser + 1 mg C/L	2.6 mg O ₂ /L

Pentaerythritol, als Verunreinigung in Formiaten

Im Rahmen der Altstoffbewertung der OECD (OECD SIDS) wird Pentaerythritol als Stoff mit geringem Umweltrisiko und tiefer Priorität zur weiteren Bearbeitung beurteilt. Gemäss dem OECD-Bericht weist Pentaerythritol eine geringe bis keine Toxizität auf, ist nicht bioakkumulierbar, wasserlöslich sei und weist eine hohe Mobilität im Boden auf. Pentaerythritol ist biologisch abbaubar, jedoch nicht leicht biologisch abbaubar.

Gemäss ECHA, Datenbank der registrierten Stoffe [12], gilt Pentaerythritol als leicht biologisch abbaubar im CO₂ Headspace Test, OECD 310.

7.2 Umweltverhalten

Aus topographischen Gründen befinden sich Strassen oft in der Nähe eines Gewässers. Entwässert werden sie zu einem beträchtlichen Teil durch Direkteinleitung in Oberflächengewässer oder durch Versickerung über die Schulter [6]. In Siedlungen erfolgt eine Entsorgung des Strassenabwassers weitgehend über ein Mischwassersystem [6]. Das Niederschlagswasser gelangt daher in die Kläranlage oder – bei starken Niederschlägen – über die Mischwasserentlastung direkt in die Gewässer.

Anteile von ausgebrachten Auftaumitteln werden auch durch die sog. „Spray Drift“ über die an die Strassen angrenzenden Böden versprüht.

Die Gewässerschutzvorschriften verlangen, dass die Strassenabwässer stark befahrener Strassen behandelt werden. Gemäss aktuellem Stand der Technik werden Strassenabwasser-Behandlungsanlagen (SABA) auf stark befahrenen Autobahnen und anderen Strassen eingerichtet.

Bei den anorganischen Salzen ist ein biologischer Abbaubarkeit *per se* nicht möglich. Sie lagern sich teilweise in den oberen Bodenhorizonten an, werden jedoch kurz- bis mittelfristig in tiefere Bodenschichten verlagert und gelangen schliesslich ins Grundwasser und die Gewässer [41]. Dies führt zu einer Anreicherung (Aufsalzung) der Stoffe in den Gewässern [8][10][23].

Sämtliche organischen Auftaumittel sind unter Standardbedingungen leicht biologisch abbaubar. Es ist zu erwarten, dass diese Stoffe bei der Bodenpassage biologisch abgebaut werden. Über Ableitung von Strassenabwasser erfolgt ein Eintrag in die Gewässer. In Abhängigkeit des Kohlenstoffgehalts und des theoretischen Sauerstoffbedarfs des Moleküls erfolgt durch den biologischen Abbau eine unterschiedliche Sauerstoffzehrung im Gewässer. Neben der Sauerstoffzehrung bedingt der biologische Abbau auch ein Wachstum an Bakterien, den sog. heterotrophen Bewuchs in Bächen.



Abb. 2 Verregnung Formiat-belasteter Abwässer auf dem Flughafen Zürich
(Bild: Flughafen Zürich, <https://www.flughafen-zuerich.ch/unternehmen/laerm-politik-und-umwelt/wasser-und-boden>)

Formiate, beispielsweise, reichern sich im Gegensatz zum NaCl nicht im Grundwasser an, was im Rahmen einer 7-jährigen Feldstudie mit K-Formiat auf einem Autobahnabschnitt in Finnland gezeigt werden konnte [15] [23]. K-Formiat wurde während dieser Zeit nicht im Grundwasser detektiert. Es wurde postuliert, dass das Formiat durch Mikroorganismen im Boden abgebaut wird. Für einen schnellen mikrobiellen Abbau bei kalten Temperaturen sind laut der Studie eine organische Oberflächenschicht mit einer hohen mikrobiellen Aktivität und ein genügend mächtiger ungesättigter Bereich vorteilhaft [23].

Formiate werden auch zur Enteisung der Pisten auf dem Flughafen Zürich eingesetzt [17]. Mit Enteisermitteln belastetes Abwasser von Vorfeldern und Rollwegen wird gesammelt und mit Hilfe von Regnern auf geeignete Grünflächen verregnet, wo Mikroorganismen die im Abwasser enthaltenen Enteisermittlrückstände abbauen (Abb. 2).

Harnstoff enthält auch organischen gebundenen Stickstoff, was zusätzlich zu einer Eutrophierung der Gewässer führen kann.

8 (ÖKO)TOXIZITÄT

Für die Aufbaumittel wurden Daten zur Ökotoxizität in der Literatur recherchiert. Dabei wurden Wirkungen auf aquatische Organismen und Mikroorganismen (z.B. Algen, *Daphnien*, Fische, Bakterien; siehe Abschnitt 8.1 und Anhang 3) und terrestrische Organismen (z.B. höhere Pflanzen, Würmer; siehe Abschnitt 8.2 und Anhang 4) berücksichtigt. Wenn möglich wurden Daten zur akuten und auch zur chronischen Toxizität berücksichtigt.

Basierend auf den Daten zur Ökotoxizität können über Sicherheitsfaktoren die Umweltkonzentrationen abgeleitet werden, bei denen keine Auswirkungen auf die Umwelt zu erwarten sind (sog. PNEC-Werte; siehe Abschnitt 8.3).

Im Hinblick auf die Ableitung von PNEC-Werten sind die folgenden ökotoxikologischen Endpunkte wichtig:

- Effektkonzentrationen aus akuten Tests, wo 50% Effekte (EC_{50}) oder 50% Mortalität (LC_{50}) auftreten
- Effektkonzentrationen aus chronischen (längerfristigen) Tests, wo 10% Effekte (EC_{10}) oder keine Effekte (no-observed-effect-concentration, NOEC) auftreten.

Im Folgenden wird die aquatische und terrestrische Toxizität für die Aufbaumittel exemplarisch beschrieben und zusammengefasst. Die Daten sind detailliert in Anhang 3 aufgeführt.

Zusätzlich werden für das Szenario „Inhalation“ (siehe Abschnitt 9.5) sog. Derived-No-Effect-Level (DNEL) berücksichtigt. DNEL-Werte sind dabei die Luftkonzentrationen, bei denen entweder bei Langzeit- oder bei Kurzzeitexposition keine Effekte für die Arbeiter und die allgemeine Bevölkerung zu erwarten sind.

Die DNEL-Werte sind in Abschnitt 8.4 aufgeführt.

8.1 Toxizität gegenüber aquatischen Organismen und Bakterien

Anorganische Salze

Die Daten zur aquatischen Toxizität für die anorganischen Salze NaCl, CaCl₂ und MgCl₂ (Daten aus der REACH Registrierung [12]) sind in Tab. 9 zusammengefasst (Daten in Anhang 3).

Die anorganischen Salze weisen basierend auf Daten an Algen, *Daphnien*, Fischen und Bakterien eine geringe aquatische Toxizität auf. Aufgrund von akuten EC_{50} Werten von $>>100$ mg/L und chronischen NOEC Werten von $>>1$ mg/L kann die ökotoxikologische Relevanz als gering bezeichnet werden.

Folgende Effekte wurden bei weiteren Wasserorganismen beobachtet:

Wasserlinsen weisen eine ähnliche Empfindlichkeit auf NaCl auf wie einzellige Grünalgen.

Bei Amphibien treten bei NaCl-Konzentrationen im Bereich von 100 mg/L reversible Effekte auf die Eier auf. Bei höheren Konzentrationen im Bereich von 1000 mg/L sind diese Effekte irreversibel und Schlüpflinge können Missbildungen aufweisen [22][24][32]. Salamander- und Molch-Schlüpflinge, die sich aus Embryos entwickelt haben, weisen häufigere und stärkere Missbildungen bei hohen Salzkonzentrationen (1000–2000 mg Cl/L) auf. Dabei wurde festgestellt, dass MgCl₂ eine vergleichbare Toxizität zu NaCl ausübt [24]. Der Grund für die Toxizität der Salze ist die Erhöhung des osmotischen Potenzials, sodass in den Amphibieneiern die Durchlässigkeit der Membran nicht mehr geregelt werden kann. Eine andere Studie mit

Expositionen von 1 mg/L (Kontrolle), 145 mg/L und 945 mg/L Chlorid mit Salamandereiern von *A. maculatum* ergab, dass die Eier während der Exposition weniger Wasser aufnahmen und dadurch an Masse verloren. Bei der Konzentration von 145 mg/L war dieser Effekt reversibel, bei der hohen Konzentration allerdings nicht. Daraus schlossen die Autoren, dass die Verdünnung der Salzkonzentrationen mit dem Regen im Frühling nicht ausreicht, um Salamandereier nahe von gesalzten Strassen unversehrt bleiben zu lassen [32].

Die Daten weisen darauf hin, dass Amphibien im höheren Masse durch einen Einsatz von Auftausalzen gefährdet sind.

Tab. 9 Aquatische Toxizität und Bakterientoxizität von anorganischen Salzen

	Endpunkt	Inkubationszeit	Wert
<u>NaCl</u>			
Algen	EC ₅₀	120 h	>2000 mg/L
<i>Daphnien</i>	EC ₅₀	48 h	874 mg/L
	NOEC	21 d	314 mg/L
Fische	LC ₅₀	96 h	5840 mg/L
	NOEC	33 d	252 mg/L
Bakterien	NOEC	n.v.	>5000 mg/L
<u>CaCl₂</u>			
Algen	EC ₅₀	72 h	>4000 mg/L
<i>Daphnien</i>	EC ₅₀	48 h	2400 mg/L
	EC ₁₀	21 d	320 mg/L
Fische	LC ₅₀	96 h	4630 mg/L
Bakterien	NOEC	n.v.	20000 mg/L
<u>MgCl₂</u>			
Algen	EC ₅₀	72 h	>100 mg/L
<i>Daphnien</i>	EC ₅₀	48 h	548 mg/L
	EC ₁₀	21 d	321 mg/L
Fische	LC ₅₀	96 h	2119 mg/L
Bakterien	EC ₅₀	3 h	>900 mg/L
	NOEC	3 h	900 mg/L

Formiate

Die Daten zur aquatischen Toxizität für Natrium- und Kaliumformiat (Daten aus der REACH Registrierung [12]) sind in Tab. 10 zusammengefasst (detaillierte Daten in Anhang 3).

Die Formiate weisen basierend auf Daten an Algen, *Daphnien*, Fischen und Bakterien wie die anorganischen Salze eine geringe aquatische Toxizität auf. Aufgrund von akuten EC₅₀ Werten von >>100 mg/L und chronischen NOEC Werten von >>1 mg/L kann die ökotoxikologische Relevanz als gering bezeichnet werden. Die Bakterientoxizität wurde in einem Sedimenttest ermittelt (28 d NOEC von 18 mg/L). Im Vergleich dazu zeigt ein akuter Leuchtbakterientest eine sehr geringe Toxizität von >1000 mg/L für die flüssigen die granularen kommerziellen Produkte [30].

Wasserlinsen zeigten eine höhere Empfindlichkeit auf Formiate als die einzelligen Grünalgen mit EC₅₀ Werten um 30 mg/L [30].

Tab. 10 Aquatische Toxizität und Bakterientoxizität von Formiaten

	Endpunkt	Inkubationszeit	Wert
<u><i>Natriumformiat</i></u>			
Algen	EC ₅₀	72 h	>1000 mg/L
	NOEC	72 h	500 mg/L
<i>Daphnien</i>	EC ₅₀	48 h	>1000 mg/L
	NOEC	21 d	100 mg/L
Fische	LC ₅₀	96 h	>1000 mg/L
Bakterien	NOEC	28 d	22.1 mg/L
<u><i>Kaliumformiat</i></u>			
Algen	EC ₅₀	72 h	>1000 mg/L
	NOEC	72 h	500 mg/L
<i>Daphnien</i>	EC ₅₀	48 h	>1000 mg/L
	NOEC	21 d	100 mg/L
Fische	LC ₅₀	96 h	>1000 mg/L
Bakterien	NOEC	28 d	18 mg/L

Acetate

Die Daten zur aquatischen Toxizität für Natrium- und Kaliumacetat sowie Magnesiumdiacetat (Daten aus der REACH Registrierung [12]) sind in Tab. 11 zusammengefasst (detaillierte Daten in Anhang 3).

Tab. 11 Aquatische Toxizität und Bakterientoxizität von Acetaten

	Endpunkt	Inkubationszeit	Wert
<u><i>Natriumacetat</i></u>			
Algen	EC ₅₀	72 h	>418 mg/L
<i>Daphnien</i>	EC ₅₀	48 h	>1000 mg/L
Fische	LC ₅₀	96 h	>100 mg/L
Bakterien	EC ₅₀	16 h	7200 mg/L
	EC ₁₀	16 h	3500 mg/L
<u><i>Kaliumacetat</i></u>			
Algen	EC ₅₀	72 h	>1000 mg/L
	NOEC	72 h	1000 mg/L
<i>Daphnien</i>	EC ₅₀	48 h	564 mg/L
Fische	LC ₅₀	96 h	>1000 mg/L
Bakterien	EC ₅₀	16 h	7200 mg/L
	EC ₁₀	16 h	3500 mg/L
<u><i>Magnesiumdiacetat</i></u>			
Algen	EC ₅₀	72 h	>1000 mg/L
	NOEC	72 h	1000 mg/L
<i>Daphnien</i>	EC ₅₀	48 h	>870 mg/L
Fische	LC ₅₀	96 h	>87 mg/L
Bakterien	EC ₅₀	16 h	7200 mg/L
	EC ₁₀	16 h	3500 mg/L

Die Acetate weisen eine ähnlich geringe aquatische Toxizität wie die Formiate auf. Aufgrund von akuten EC₅₀ Werten von >>100 mg/L und chronischen NOEC Werten von >>1 mg/L kann die ökotoxikologische Relevanz als gering bezeichnet werden.

Folgende Effekte wurden bei weiteren Wasserorganismen beobachtet:

Larven von Waldfröschen (*Rana sylvatica*) zeigten 96 LC₅₀ Werte für CMA von 3230 mg/L. Die entsprechenden Werte für Kaliumacetat resp. Calciumdiacetat waren 4230 und 480 mg/L [22]. Auch diese Daten weisen auf eine geringe aquatische Toxizität von Acetaten hin.

Harnstoff

Die Daten zur aquatischen Toxizität für Harnstoff (Daten aus der REACH Registrierung [12]) sind in Tab. 12 zusammengefasst (detaillierte Daten in Anhang 3).

Tab. 12 Aquatische Toxizität und Bakterientoxizität von Harnstoff

	Endpunkt	Inkubationszeit	Wert
<u>Natriumacetat</u>			
Algen	NOEC	192 h	47 mg/L
<i>Daphnien</i>	EC ₅₀	24 h	>10000 mg/L
Fische	LC ₅₀	96 h	6810 mg/L
Bakterien	NOEC	16 h	>10000 mg/L

Harnstoff ist nicht toxisch für aquatische Organismen und für Bakterien.

In Amphibien wurden LC₅₀ Werte von >10000 mg/L nach 24 und 96 h bestimmt [22], was ebenfalls auf eine geringe Umweltrelevanz hinweist.

Glykole

Die Daten zur aquatischen Toxizität für 1,2 Propandiol und 1,2 Ethandiol (Daten aus der REACH Registrierung [12]) sind in Tab. 13 zusammengefasst (detaillierte Daten in Anhang 3).

Tab. 13 Aquatische Toxizität und Bakterientoxizität von Glykolen

	Endpunkt	Inkubationszeit	Wert
<u>1,2 Propandiol</u>			
Algen	EC ₅₀	96 h	19000 mg/L
	NOEC	14 d	15000 mg/L
<i>Daphnien</i>	EC ₅₀	48 h	18340 mg/L
	NOEC	7 d	13020 mg/L
Fische	LC ₅₀	96 h	40600 mg/L
Bakterien	NOEC	18 h	20000 mg/L
<u>1,2 Ethandiol</u>			
Algen	NOEC	72 h	100 mg/L
<i>Daphnien</i>	EC ₅₀	48 h	13900 mg/L
	NOEC	7 d	8590 mg/L
Fische	LC ₅₀	96 h	73000 mg/L
	NOEC	7 d	15400 mg/L
Bakterien	EC ₂₀	30 min.	>1995 mg/L

Die Glykole sind nicht toxisch für aquatische Organismen und für Bakterien.

96 h NOEC-Werte in Tests mit Wasserlinsen betragen 2500 mg/L für 1,2 Propandiol und 500 mg/L für 1,2 Ethandiol [36]. Diese Daten bestätigen die geringe Toxizität von Glykolen.

Organische Solezusätze auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte

Die aquatische Toxizität eines kommerziellen Produkts wurde im Rahmen des ASTRA-Projekts durch das Gewässer- und Bodenschutzlabors des Kantons Bern (GBL) untersucht [20]. Der 24 h NOEC Wert für Daphnien betrug 1300 mg/L.

Es ist von einer geringen aquatischen Toxizität bei organischen Solezusätze auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte auszugehen.

Pentaerythritol, als Verunreinigung in Formiaten

Die Daten zur aquatischen Toxizität für Pentaerythritol (Daten aus der REACH Registrierung [12]) sind in Tab. 14 zusammengefasst (detaillierte Daten in Anhang 3).

Gemäss Angaben in der REACH-Registrierung [12] werden die Daten zur Algentoxizität aktuell ermittelt. Die bisher verfügbaren Daten zeigen keine Umweltrelevanz von Pentaerythritol.

Tab. 14 Aquatische Toxizität und Bakterientoxizität von Pentaerythritol

	Endpunkt	Inkubationszeit	Wert
<i>Pentaerythritol</i>			
Algen	EC ₅₀	nicht verfügbar	nicht verfügbar
Daphnien	EC ₅₀	24 h	>1000 mg/L
	NOEC	21 d	1000 mg/L
Fische	LC ₅₀	96 h	>100 mg/L
Bakterien	EC ₅₀	3 h	>1000 mg/L
	NOEC	3 h	1000 mg/L

8.2 Toxizität gegenüber terrestrischen Organismen

Auftaumittel können über die Strassenschulter oder beim Befahren über die sog. „Spray Drift“ in den umliegenden Boden gelangen. Beim Einsatz von Auftaumitteln auf Wegen in z.B. Parkanlagen oder auf Trottoirs gelangen diese ebenfalls in den Boden und damit in den Wurzelbereich von Bäumen.

Da Schäden an Pflanzen durch den Einsatz von NaCl bekannt sind, sollen auch für die organischen Auftaumittel soweit verfügbar Daten zur terrestrischen Toxizität zusammengestellt werden. Diese Daten werden im Folgenden zusammengefasst. Sie sind detaillierter in Anhang 4 aufgeführt

Anorganische Salze

Für NaCl können die folgenden Daten zur Toxizität gegenüber terrestrischen Organismen beispielhaft beschrieben werden. Einige qualitative Quellen im Zusammenhang mit Erfahrungen mit der Verwendung von NaCl als Auftaumittel wurden einbezogen.

Toxizität auf Bodenorganismen

Der Kompostwurm *Eisenia fetida* ist unempfindlich auf NaCl Konzentrationen bis ca. 1800 mg/kg (entspricht dem 14 Tage NOEC). Der 14 Tage LC₅₀ Wert beträgt ca. 3300 mg/kg [12]. In anderen Studien wurden sogar höhere Werte bestimmt. Bei einer Exposition von 10 Wochen wurde ein NOEC von ca. 3500 mg/kg beobachtet.

Anorganische Salze können zu Wunden Pfoten bei Haustieren (Katzen und Hunde) führen [45]. Allerdings ist ein solcher Effekt schwierig zu quantifizieren und dürfte nur bei übermässiger Verwendung von Streusalz auftreten.

Toxizität auf Pflanzen

In einem Bericht zur Pflanzenverträglichkeit von Formiaten wurden einige Beobachtungen zu Effekten des NaCl aus Studien zitiert [9]:

- Strassenbäume können in einer Distanz von 30-200 m vom Ausbringungsort noch Schäden davontragen [16].
- Streusalz ruft Trockenstress hervor [35]

Der Trockenstress wird durch den Anstieg des osmotischen Potentials im Boden hervorgerufen, was die Aufnahme von Wasser in die Wurzeln erschwert.

Bäume nehmen NaCl auf und transportieren dieses bis in die Blätter, was zu Verfärbungen der Blätter oder gar zu Nekrosen am Blattrand führen kann. Auch ein vorzeitiger Blattfall ist möglich [39]. Bei gewissen Baumarten bewirken die Salzbelastungen schütterere Kronen und auch ein Absterben der Bäume. Das Berliner Pflanzenschutzamt kommt aufgrund von Untersuchungen in Berliner Bezirken zu der Einschätzung, dass Streusalz insbesondere an Arten wie Ahorn, Rosskastanie und Linde zu deutlichen Beeinträchtigungen führt [39].

Natrium wirkt als Ionentauscher und mobilisiert dabei Pflanzennährstoffe wie Kalium, Calcium und Magnesium, die dann aus dem Boden ausgewaschen werden können. Chlorid kann über die Wurzeln in die Blätter transportiert werden, wo sie die Chlorophyll Produktion beeinträchtigen [4]. Salzspray von Fahrzeugen auf Blätter und Zweige macht die Pflanze anfälliger gegen Frost [4]. Salzbelastete Pflanzen bilden im Frühling an der strassenzugewandten Seite erst später Blattknospen und Blütenknospen können ausbleiben.

In einer amerikanischen Studie konnte bei Koniferen am Strassenrand kein Zusammenhang zwischen der verwendeten Menge NaCl Salz und dem Ausmass des Schadens an den Bäumen festgestellt werden [33]. Die Autoren vermuten, dass die Bäume primär durch Deposition aus der Luft beschädigt werden als aufgrund des Salzgehalts im Boden.

Je nach Aufenthaltszeit im Grundwasser können NaCl Konzentrationen erst in der wärmeren Jahreszeit ansteigen. Die Exposition kann daher in die Fortpflanzungszeit fallen, wenn die Organismen empfindlicher sind oder in empfindlichen Lebensstadien sind [14].

Gräser und Kräuter gelten als salztoleranter als Laubbäume. Nadelbäume sind empfindlicher als Laubbäume [41]. Gemäss der Diskussion von Toxizitätswerten in einer Studie des deutschen Umweltbundesamts UBA [41] treten bei den meisten Baumarten schädliche Effekte ab Bodenkonzentrationen von 250 mg/kg auf. Bei Apfelbäumen (*Malus pumila*) wurden in Bezug auf Fruchtbildung und Anzahl Blütenstände bei 30 g/L (LOEL) Beeinträchtigungen beobachtet ([44]). Der tiefste gefundene NOEC für das Wachstum gewisser Gräser beträgt 0.006 g/kg und der tiefste IC₅₀ liegt bei 0.06 g/kg [44].

Formiate

Formiate werden mit dem Argument einer besseren Verträglichkeit im Boden angepriesen. Folgende Daten aus der Literatur werden beschrieben:

Toxizität auf Bodenorganismen

Für Na-Formiat wurde mit *Eisenia fetida* ein 14 Tage LC₅₀ von ca. 11 g/kg und ein NOEC von 6 g/kg Boden ermittelt [37]. Die Werte für den Kompostwurm liegen damit um mindestens einen Faktor 2 über denjenigen bei NaCl.

In einer vergleichenden Studie mit verschiedenen Aufbaumitteln wurde für NaCl und Na-Formiat eine vergleichbare Toxizität auf *Eisenia fetida* beobachtet, während die Effekte durch Calcium-Magnesium-Acetat (CMA) geringer ausfielen [37].

Toxizität auf Pflanzen

In einem Bericht über die Pflanzenverträglichkeit von Formiat-basierten Aufbaumitteln wurde die Blattgesundheit nach der Exposition untersucht. Nach Austrag der Aufbaumittel NaCl und K-Formiat bildeten Linden, die mit NaCl in Kontakt gekommen waren, wesentlich kleinere Blätter aus als jene die mit K-Formiat behandelt wurden [9].

In einer weiteren Studie wurde die Toxizität von NaCl, CaCl₂, MgCl₂, K-Formiat, K-Acetat und Ca-Mg-Acetat (CMA) unter den Spezies *Lemna* (Wasserlinsen), *Allium cepa* (Zwiebel) sowie mit mikrotoxikologischen Tests (BioTox) und einem Enzymtest verglichen [30]. Die organischen Stoffe waren dabei toxischer als die anorganischen. Die Toxizität nahm in der folgenden Reihenfolge ab: K-Formiat > K-Acetat > CMA > CaCl₂ > NaCl > MgCl₂.

In einem Topfexperiment mit Setzlingen [21] waren Nadellänge, Nadelbiomasse und Wurzelwachstum von Piniensetzlingen, die einer hohen Konzentration Aufbaumittel ausgesetzt waren (ca. 2000 mg/L NaCl) geringer als bei Setzlingen mit keinem Kontakt zu Aufbaumittel. Dies wurde für alle 3 getesteten Stoffe, NaCl, CMA (Calcium-Magnesium-Acetat) und K-Formiat, beobachtet. Ähnliche Effekte wurden bei Spitzahorn (*Acer platanoides*) beobachtet [21].

Die Blattbiomasse war bei Kontakt mit Aufbaumittel kleiner bei vier von fünf Spezies, nämlich bei *Betula pendula*, *Pinus silvestris*, *Quercus robur* und *Tilia cordata*. Der Stammdurchmesser nahm nur bei zwei von fünf Spezies weniger stark zu als ohne Exposition. Auf keine der Spezies hatten die oben erwähnten Aufbaumittel Effekte bei den Endpunkten spezifische Blattfläche, relativer Chlorophyll-Gehalt, vertikales Wachstum und Chlorophyll-Fluoreszenz [21]. Die Studie zog die Schlussfolgerung dass CMA und K-Formiat in der aktiven Wachstumsphase der Setzlinge nicht weniger belastend waren als NaCl. Es wurden jedoch keine Toxizitätswerte abgeleitet.

In einer vergleichenden Studie mit verschiedenen Aufbaumitteln wurde für NaCl und Na-Formiat eine vergleichbare Toxizität auf die Makrophyten Weizen (*Hordeum vulgare*), Kresse (*Lepidium sativum*) und die zwei Grasarten *Festuca rubra* und *Poa pratensis* beobachtet, während die Effekte durch Calcium-Magnesium-Acetat (CMA) geringer ausfielen [37]. Dabei wurden die Endpunkte Wachstum und Wiederkeimpotential nach Ende der Exposition in die Betrachtung miteinbezogen.

Acetate

Zur Toxizität von Acetaten gegenüber terrestrischen Organismen gibt es nur wenige Daten. Die folgenden Daten wurden für Calcium-Magnesium-Acetat (CMA) ermittelt:

Toxizität auf Bodenorganismen

In einer vergleichenden Studie mit verschiedenen Aufbaumitteln wurde für NaCl und Na-Formiat eine vergleichbare Toxizität auf *Eisenia fetida* beobachtet, während die Effekte durch Calcium-Magnesium-Acetat (CMA) geringer ausfielen [37]. Für CMA wurde ein 14 Tage NOEC von ca. 12 g/kg Boden bestimmt (siehe auch oben im Abschnitt Formiate).

Toxizität auf Pflanzen

Für vier Makrophyten (*Hordeum vulgare*, *Festuca rubra*, *Lepidium sativum*, *Poa pratensis*) sind die Effekte je nach Pflanze verschieden. NOEC-Werte für Wachstum reichen von 0.006 g/kg (*Festuca rubra*) bis 6 g/kg (*Hordeum vulgare*). Der IC₅₀ für das Wiederkeimpotential nach Ende der Exposition beträgt 0.06 g/kg bis 33.6 g/kg [37].

Harnstoff

Zur Toxizität von Harnstoff gegenüber terrestrischen Organismen gibt es nur wenige Daten.

Toxizität auf Bodenorganismen

In einer 20 jährigen Studie mit Harnstoff-Dünger [12] wurde über die Zeit eine reduzierte Anzahl Würmer und eine Versauerung des Bodens beobachtet. Diese Veränderungen können aber auch eine Folge der Bodennutzung sein und sind daher nicht sehr aussagekräftig.

Weitere Daten weisen auf eine geringe Toxizität für Bodenorganismen hin (siehe Anhang 4).

Toxizität auf Pflanzen

Ein NOEL von 460 mg/L Harnstoff für die Pollen von Apfelbäumen wurde beobachtet [44]. Bei *Glycine max.* (Sojabohne) wurde ein NOEC für die Applikation auf Blätter von 9 mg/Blatt/Tag über 7 Tage ermittelt [12].

Glykole

Für Glykole sind keine Daten zur Toxizität auf Bodenorganismen verfügbar.

Für höhere Pflanzen wurde die Toxizität von 1,2-Ethandiol und 1,2-Propandiol und zwei formulierten Glykol Aufbaumitteln für die Spezies *Lolium perenne*, und *Lactuca sativa* nach einem Verfahren der US EPA untersucht [36]. Die Expositionszeit war 120 h. Es wurden geringe Effekte beobachtet (siehe Anhang 4).

Organische Solezusätze auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte

Für organische Solezusätze auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte sind keine Untersuchungen auf terrestrische Organismen verfügbar. Es ist nicht mit signifikanten Effekten auf die terrestrische Umwelt zu rechnen.

8.3 PNEC-Werte

Basierend auf den Daten zur Ökotoxizität werden über Sicherheitsfaktoren die Umweltkonzentrationen abgeleitet, bei denen auch bei längerfristiger Exposition keine Auswirkungen auf die Umwelt zu erwarten sind; sog. predicted-no-effect-concentration, PNEC. Diese werden im Rahmen der Chemikaliengesetzgebung basierend auf ökotoxikologischen Daten nach den REACH-Leitlinien hergeleitet [11]. Am Beispiel der aquatischen Umwelt ist die Herleitung wie folgt Tab. 15:

Tab. 15 Herleitung von PNEC-Werten für die aquatische Umwelt (modifiziert nach der REACH-Leitlinie [11])

Verfügbare Daten	Sicherheitsfaktoren
Mindestens ein kurzfristiger L(E)C ₅₀ von jeder der folgenden trophischen Stufen: Fisch, Invertebraten (bevorzugt Daphnien) und Algen (d.h. Basisdatensatz)	1000
1 chronischer EC ₁₀ oder NOEC (entweder Fisch oder Daphnien)	100
2 chronische Ergebnisse (z.B. EC ₁₀ oder NOECs) von Organismen von 2 trophischen Ebenen (Fisch und/oder Daphnien und/oder Algen)	50
Chronische Ergebnisse (z.B. EC ₁₀ oder NOECs) von mind. 3 Spezies (normalerweise Fisch, Daphnien und Algen) von allen drei trophischen Stufen	10
Spezies-Sensitivitäts-Verteilung (SSD)	5-1 (fallweise zu entscheiden)
Felddaten oder Modellökosysteme	fallweise zu entscheiden

PNEC-Werte für die aquatische und die terrestrische Umwelt sowie für die Kläranlage wurden der REACH Registrierung entnommen Tab. 16. Den PNEC-Werten der verschiedenen Auftaumittel liegen unterschiedliche Datensätze zugrunde. Die PNEC-Werte lassen sich damit nicht direkt vergleichen.

Allerdings weisen die Werte im mg/L Bereich für die aquatische Umwelt auf eine geringe Ökotoxizität für alle Stoffe hin. Dasselbe gilt für die Mikroorganismen in der Kläranlage.

Tab. 16 PNEC-Werte aus der REACH Registrierung

	PNEC (aquatische Organismen)	PNEC (Mikroorganismen)	PNEC (terrestrische Organismen)
NaCl	5 mg/L	500 mg/L	4.86 mg/kg
CaCl ₂	nicht verfügbar	nicht verfügbar	nicht verfügbar
MgCl ₂	3.21 mg/L	90 mg/L	663 mg/kg
Natriumformiat	2 mg/L	2.21 mg/L	1.5 mg/kg
Kaliumformiat	2 mg/L	1.8 mg/L	1.5 mg/kg
Natriumacetat	0.1 mg/L	720 mg/L	nicht verfügbar
Kaliumacetat	0.46 mg/L	862 mg/L	nicht verfügbar
Magnesiumdiacetat	0.087 mg/L	625 mg/L	0.0004 mg/kg
Harnstoff	0.47 mg/L	nicht verfügbar	nicht verfügbar
1,2 Propandiol	260 mg/L	20000 mg/L	50 mg/kg
1,2 Ethandiol	10 mg/L	200 mg/L	1.53 mg/kg
Pentaerythritol	1 mg/L	50 mg/L	nicht verfügbar

8.4 Humantoxizität

Bei der Anwendung von Auftaumitteln als Sole kann es potentiell zur Bildung von Aerosolen und damit zu einer Exposition der Arbeiter und der allgemeinen Bevölkerung kommen.

In die Schweiz gelten für die Arbeiter die Grenzwerte am Arbeitsplatz der SUVA [40]. Da für die vorliegenden Stoffe keine Grenzwerte vorliegen werden die sog. DNEL-Werte der REACH-Registrierung [12] für die Arbeiter und die allgemeine Bevölkerung übernommen. Es wird die Langzeit- und die Kurzzeitexposition betrachtet (Tab. 17).

Derived-No-Effect-Level (DNEL) sind dabei die Luftkonzentrationen, bei denen entweder bei Langzeit- oder bei Kurzzeitexposition keine Effekte zu erwarten sind.

Als Vertreter der anorganischen Salze ist lediglich NaCl aufgeführt. Bei den Glykolen ist als Beispiel 1,2-Propandiol aufgeführt.

Die DNEL-Werte werden als Referenzwerte beim Expositionsszenario „Inhalation“ (siehe Abschnitt 9.5) verwendet.

Generell kann von einer geringen Toxizität bei allen Auftaumitteln ausgegangen werden. Lediglich bei 1,2-Propandiol sind auf der Basis der tieferen DNEL-Werte (siehe Tab. 17) und unter Berücksichtigung der höheren Einsatzmenge (siehe Tab. 2) allenfalls Effekte zu erwarten.

Tab. 17 DNEL-Werte zur inhalativen Toxizität
(Daten aus der REACH Registrierung [12])

DNEL-Werte (mg/m ³)	NaCl	Na- Formiat	K- Formiat	Na- Acetat	K- Acetat	CMA ¹⁾	Harnstoff	1,2- Propandiol
Arbeiter (Langzeit)	2069	353	435	1058	1266	918	292	168
Arbeiter (Kurzzeit)	2069	350	435	6347	1266	918	292	10
Allg. Bevölkerung (Langzeit)	443	87	107	522	624	449	125	50
Allg. Bevölkerung (Kurzzeit)	443	87	107	3103	624	449	125	10

¹ Calcium-Magnesium-Acetat (CMA): Daten von Mg-Acetat

8.5 Zusammenfassung zur (Öko)Toxizität

Sämtliche Auftaumittel haben hinsichtlich ihrer Toxizität sehr geringe Auswirkungen auf Mensch und Umwelt.

Was die Umwelt betrifft, sind daher insbesondere die Einträge an leicht biologisch abbaubarem Kohlenstoff und damit eine potentielle Sauerstoffzehrung in den Gewässern relevant.

Um diese Effekte abschätzen zu können, werden in der Folge beispielhaft Expositionsszenarien gerechnet (siehe Abschnitt 9).

9 EXPOSITIONSSZENARIEN

Mit verschiedenen Expositionsszenarien soll die Belastung der Umwelt durch die verschiedenen organischen Auftaumittel infolge des Eintrags von leicht biologisch abbaubarem Kohlenstoff (DOC) abgeschätzt werden. Ausgehend von Anwendungsdaten zu Streusalz (NaCl) und unter Berücksichtigung des theoretischen Wirkstoffverbrauchs gemäss Tab. 2 werden die folgenden organischen Auftaumittel miteinander verglichen:

- Organische Solezusätze auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte (Feuchtsalz FS 30 nach Abb. 1 mit 30% Sole und insgesamt 3% organischem Zusatz)
- Kaliumformiat
- Kaliumacetat
- Calcium-Magnesium-Acetat (CMA)
- Harnstoff
- 1,2-Propandiol

In den Expositionsszenarien wird jeweils der ausschliessliche Einsatz eines Stoffs betrachtet. Lediglich bei den organischen Solezusätzen auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte wird im Einklang mit dem ASTRA-Projekt [20] nur ein kombinierter Einsatz (= Zusatz) mit NaCl berücksichtigt.

Der Fokus liegt ausschliesslich auf den DOC-Belastungen. Es wird ausgeklammert, dass ein grossflächiger Einsatz alternativer Auftaumittel auf z.B. Nationalstrassen oder in Städten aus finanziellen Gründen gar nicht in Frage käme.

Es werden die folgenden Expositionsszenarien betrachtet:

- Breiter Einsatz auf Nationalstrassen (Einfluss auf Gewässer)
- Breiter Einsatz im Siedlungsgebiet (Einfluss auf ARA)
- Ausbringen auf befestigtem Platz in Parks, Friedhöfen (Direkteinleitung in Bach)
- Einsatz in sensiblen Bereichen, z.B. Wurzelbereich von Bäumen (nur qualitativ)

Für den Arbeitsschutz und den Schutz der allg. Bevölkerung wird zusätzlich das folgende Szenario betrachtet:

- Belastung der Luft durch Aerosole

9.1 Szenario: breiter Einsatz auf Nationalstrassen

Das Szenario „breiter Einsatz auf Nationalstrassen“ wurde für organische Solezusätze auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte detailliert im ASTRA-Bericht [20] diskutiert.

Die Erkenntnisse aus dem ASTRA-Projekt [20] werden unter Berücksichtigung des theoretischen Wirkstoffverbrauchs gemäss Tab. 2 auf die anderen organischen Auftaumittel übertragen.

Im ASTRA-Projekt wurden Szenarien für die folgenden Messstellen gerechnet:

- Hauptmessstelle an der Urtenen
- Nebensmessstelle an der Ösch

Bei beiden Messstellen wurde basierend auf den kontinuierlichen Aufzeichnungen der elektrischen Leitfähigkeit über Datenlogger auf die eingesetzte Menge NaCl und über den theoretischen Wirkstoffverbrauch gemäss Tab. 2 auf andere Auftaumittel geschlossen.

9.1.1 Hauptmessstelle an der Urtenen

Im Rahmen von Untersuchungen zur Abklärung des Einflusses von Strassenabwasser auf die Gewässer betreibt das Tiefbauamt des Kantons Bern in Zusammenarbeit mit dem AWA/GBL bereits seit einigen Jahren eine Probenahmestelle beim Ölabscheider Z 302 bei Mattstetten. Die Entwässerung erfolgt in die Urtenen, wo sich eine weitere Probenahmestelle befindet. Die Relevanz ist aufgrund der grossen entwässerten Strassenfläche gegeben [20].

Die Urtenen fliesst durch landwirtschaftlich intensiv genutztes Land. Zudem ist sie durch Siedlungsentwässerung und Entwässerung von Gemeinde- und Staatsstrassen einer steten Belastung über ihre ganze Fliessstrecke ausgesetzt. Aus diesem Grund sind Immissionsmessungen sehr schwierig zu interpretieren. Ermittelte DOC-Konzentrationen können nicht ohne weiteres dem Einsatz von Auftaumitteln zugeordnet werden. Daher wurde die Belastung der Urtenen im ASTRA-Bericht emissionsseitig über die Belastung des Strassenabwassers und die entsprechenden Verdünnungsfaktoren in der Urtenen bewertet [20].

Die gesamte in die Urtenen entwässerte Strassenfläche, ob- und abstrom der Messstelle Mattstetten (nur Nationalstrasse A1, inkl. dem betroffenen Ast der T6), beträgt ca. 24.6 ha. Die gesamte behandelte Strassenfläche nur der A1 oberhalb und unterhalb der Messstelle in Mattstetten beträgt 17.8 ha. Die während des ASTRA-Projekts behandelte und damit für die Urtenen relevante Strassenfläche war 10.9 ha [20]. Eine Strassenfläche von 10.9 ha wurde im Folgenden berücksichtigt. Es gilt zu beachten, dass theoretische DOC-Höchstkonzentrationen in der Urtenen bei Berücksichtigung der gesamten in die Urtenen entwässerte Nationalstrassenfläche von 24.6 ha um über einen Faktor 2 höher sein könnten.

Das gewählte Emissionsszenario für die Urtenen ist in Tab. 18 zusammengestellt:

Tab. 18 Szenario Urtenen
Angaben aus ASTRA-Bericht [20]

Ausgangsdaten	elektr. Leitfähigkeit im Strassenabwasser
Verdünnungsfaktor	Strassenabwasser/Urtenen
Anteil NaCl im Streugut (FS 30)	75.4% (siehe Abb. 1)
angeschlossene Strassenfläche an Z 302	2 ha
Szenario für Eintrag in die Urtenen	Strassenfläche obstrom (10.9 ha)
Organischer Zusatz im Streugut (Abb. 1)	FS 30, 3% organischer Zusatz (0.6% DOC) FS 50, 5% organischer Zusatz (1% DOC) Reine Sole, 10% organischer Zusatz (2% DOC)
Weitere Auftaumittel	aufgrund Molekulargewicht und der Anzahl tauwirksamer Ionen/Moleküle (Tab. 2)
Annahme	50% des Strassenabwassers gelangt in Vorfluter 50% wird über Spray-Drift verfrachtet

Die Nationalstrassen werden durch die Werkhöfe unter Berücksichtigung der Witterungsverhältnisse mit Auftaumitteln behandelt. Bei Regenereignissen werden die Auftaumittel von der Strasse gelöst und abgeschwemmt. Im ASTRA-Projekt wurden Regenereignisse im Winter über mehrere Jahre beprobt. Als Beispiele werden die folgenden Regenereignisse dargestellt:

- Regenereignis vom 30.12.2011
- Regenereignis vom 29.01.2013

Ausgehend von den Loggerdaten zur elektrischen Leitfähigkeit im Strassenabwasser und dem Verdünnungsfaktor des Abwassers in der Urtenen wurde die DOC-Konzentration in der Urtenen berechnet. Es erfolgt ein alleiniger Einsatz der Aufbaumittel mit Ausnahme der organischen Solezusätze auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte.

Regenereignis vom 30.12.2011

Die berechnete potentielle DOC-Belastung der Urtenen bei Anwendung organischer Aufbaumittel für das Regenereignis vom 30.12.2011 sind in Abb. 3 dargestellt:

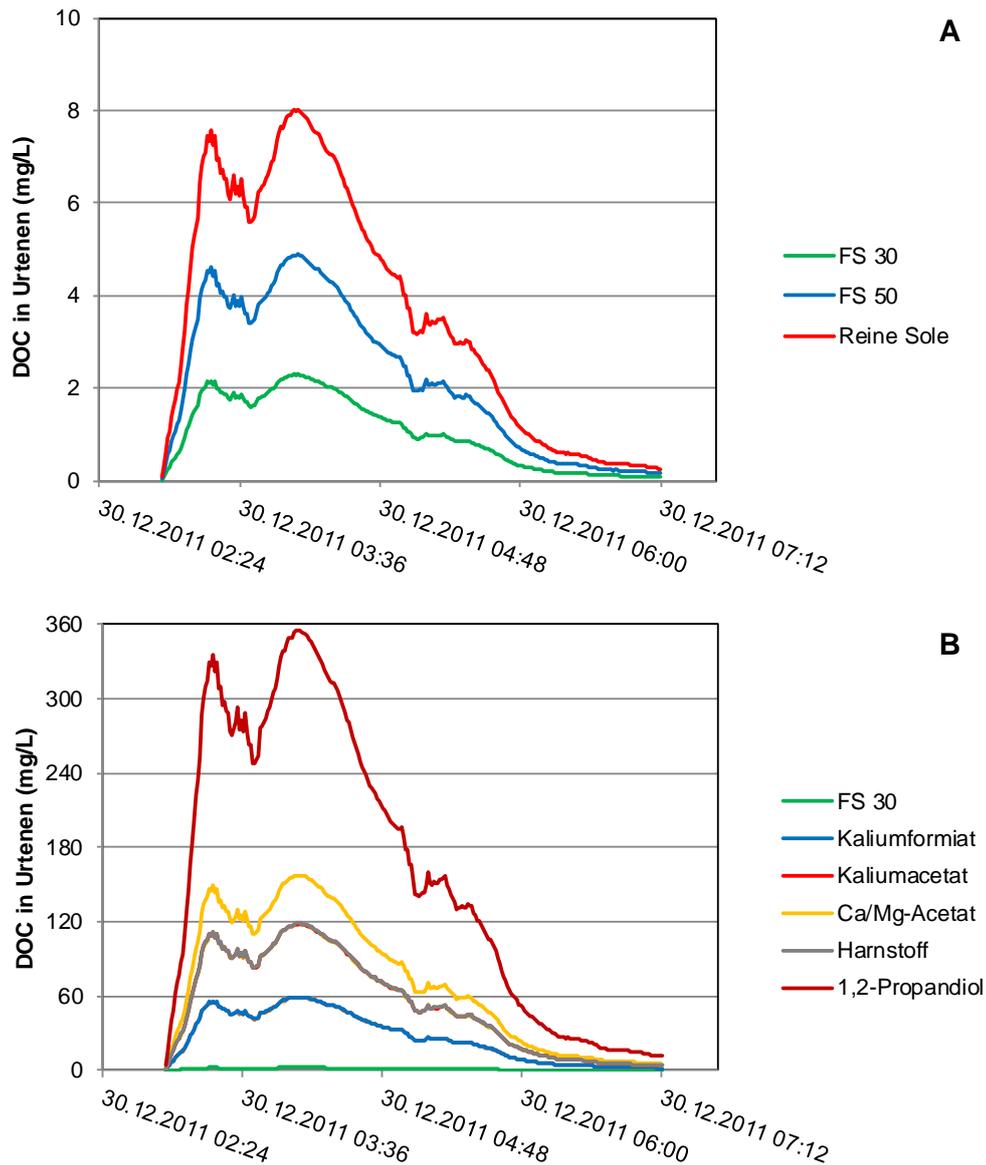


Abb. 3 Potentielle DOC-Belastung der Urtenen am 30.12.2011 (modifiziert nach [20])

A: organische Zusätze (siehe Abb. 1) B: organische Aufbaumittel

Die berechneten DOC-Werte für Kaliumacetat und Harnstoff sind nahezu identisch; die Kurven überlagern sich.

Regenereignis vom 29.01.2013

Die berechnete potentielle DOC-Belastung der Urtenen bei Anwendung organischer Aufbaumittel für das Regenereignis vom 29.01.2013 sind in Abb. 4 dargestellt:

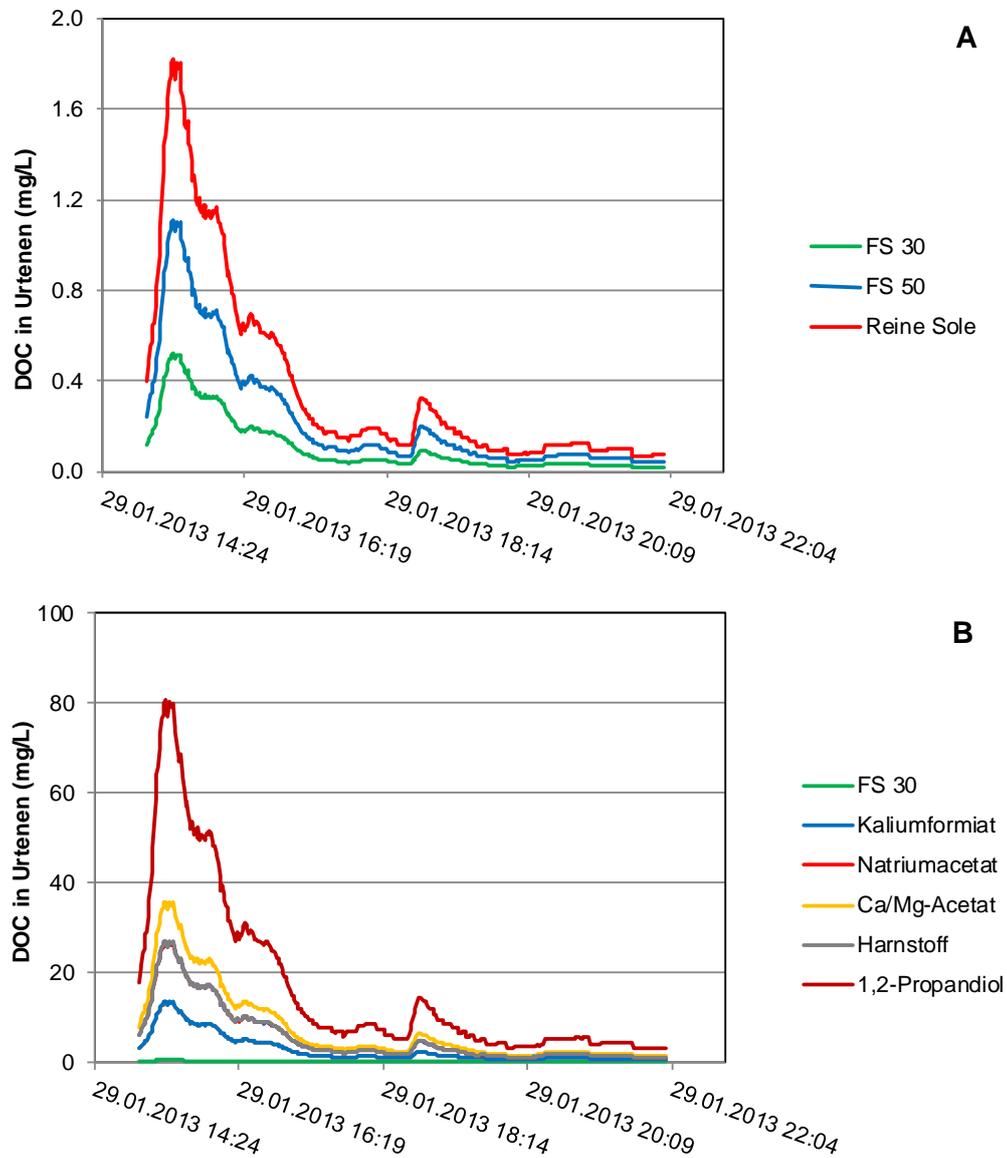


Abb. 4 Potentielle DOC-Belastung der Urtenen am 29.01.2013 (modifiziert nach [20])

A: organische Zusätze (siehe Abb. 1) B: organische Aufbaumittel

Die berechneten DOC-Werte für Kaliumacetat und Harnstoff sind nahezu identisch; die Kurven überlagern sich.

9.1.2 Nebenmessstelle an der Ösch

Strassenabwasser aus den Entwässerungsstellen Z 310 (Ölabscheider und Rückhaltebecken Chrüzere) und EZ 311 O BE (Ölabscheider Kantonsgrenze) entwässern über vorerst einen Bach schliesslich in die Ösch bei Recherswil im Kanton Solothurn (Abb. 5 und [20]).

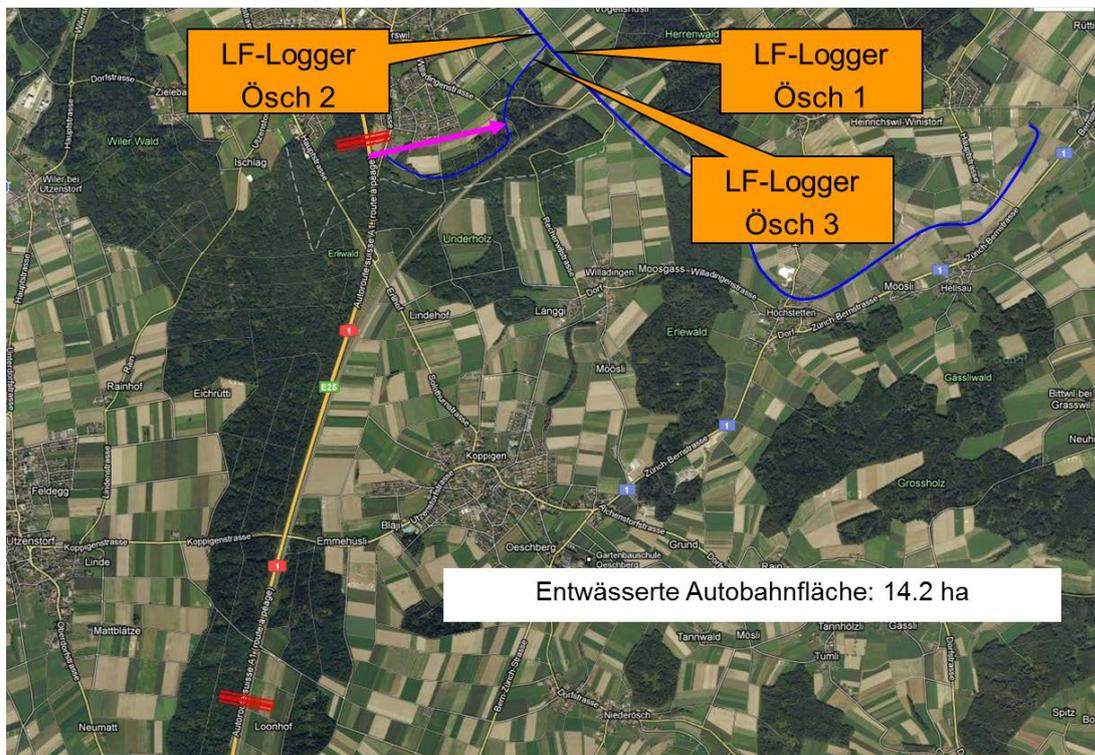


Abb. 5 Nebenmessstelle: Einzugsgebiet Ösch bei Recherswil im Kanton Solothurn (Abbildung: E. Scheiwiler (AWA/GBL); nach [20])

Das Strassenabwasser von 14.2 ha Fläche wird in einen Bach eingeleitet. Dieser mündet in die Ösch. Vor dem Winter 2011/2012 wurden oberhalb und unterhalb der Einmündung des Bachs zwei Datenlogger (Ösch 1 und Ösch 2) für die on-line-Erfassung von Temperatur und elektrischer Leitfähigkeit in der Ösch eingerichtet. Vor dem Winter 2012/2013 wurde ein zusätzlicher Datenlogger (Ösch 3) im Bach eingerichtet (Abb. 5 und [20]).

Die mit den Datenloggern erhobenen Werte zur elektrischen Leitfähigkeit infolge des Einsatzes von NaCl wurden auf die DOC-Belastungen im Hinblick auf eine alleinige Anwendung organischer Aufbaumittel umgerechnet.

Als Beispiele werden die folgenden Regenereignisse dargestellt [20]:

- Regenereignis vom 30.12.2011
- Regenereignis vom 15.12.2012

Regenereignis vom 30.12.2011

Die berechnete potentielle DOC-Belastung der Ösch bei Anwendung organischer Auftaumittel für das Regenereignis vom 30.12.2011 sind in Abb. 6 dargestellt:

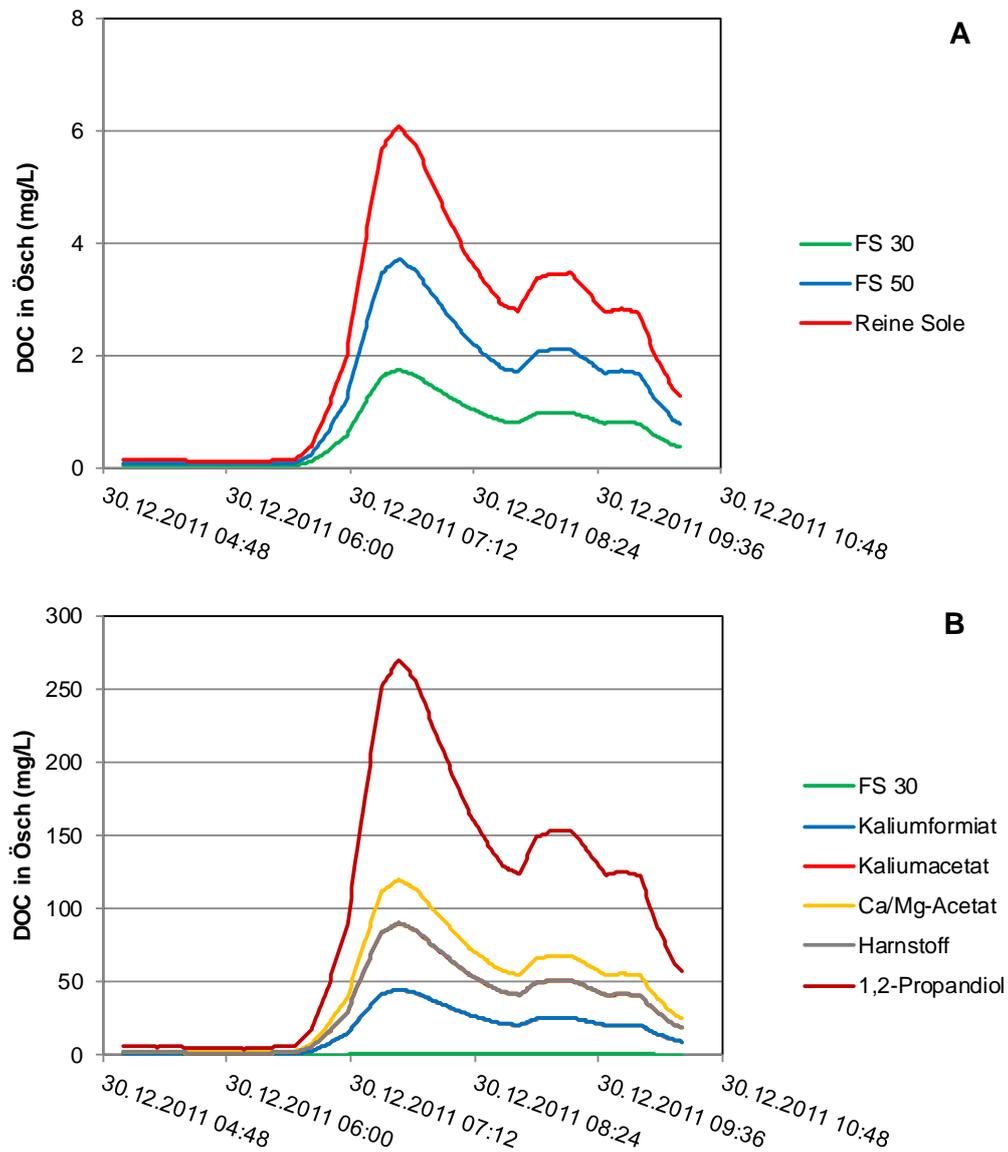


Abb. 6 Potentielle DOC-Belastung der Ösch am 30.12.2011 (modifiziert nach [20])

A: organische Zusätze (siehe Abb. 1) B: organische Auftaumittel

Die berechneten DOC-Werte für Kaliumacetat und Harnstoff sind nahezu identisch; die Kurven überlagern sich.

Regenereignis vom 15.12.2012

Die berechnete potentielle DOC-Belastung der Ösch bei Anwendung organischer Auftaumittel für das Regenereignis vom 15.12.2012 sind in Abb. 7 dargestellt:

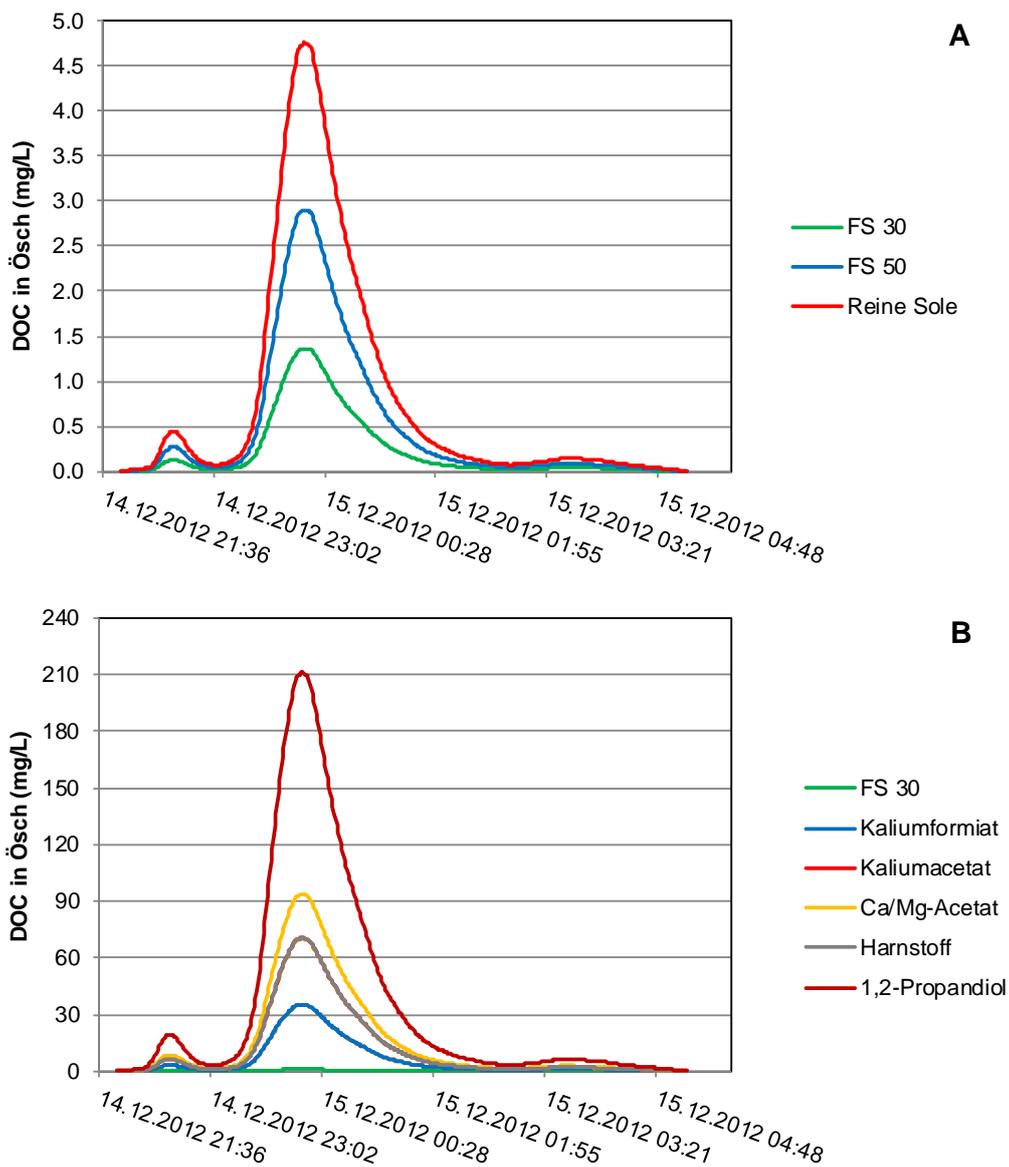


Abb. 7 Potentielle DOC-Belastung der Ösch am 15.12.2012 (modifiziert nach [20])

A: organische Zusätze (siehe Abb. 1) B: organische Auftaumittel

Die berechneten DOC-Werte für Kaliumacetat und Harnstoff sind nahezu identisch; die Kurven überlagern sich.

Für das Regenereignis vom 15.12.2012 wurde die maximale Sauerstoffzehrung infolge des Eintrags von leicht biologisch abbaubarem DOC als chemischer (CSB) resp. theoretischer Sauerstoffbedarf (ThSB) berechnet. Die Ergebnisse sind in dargestellt.

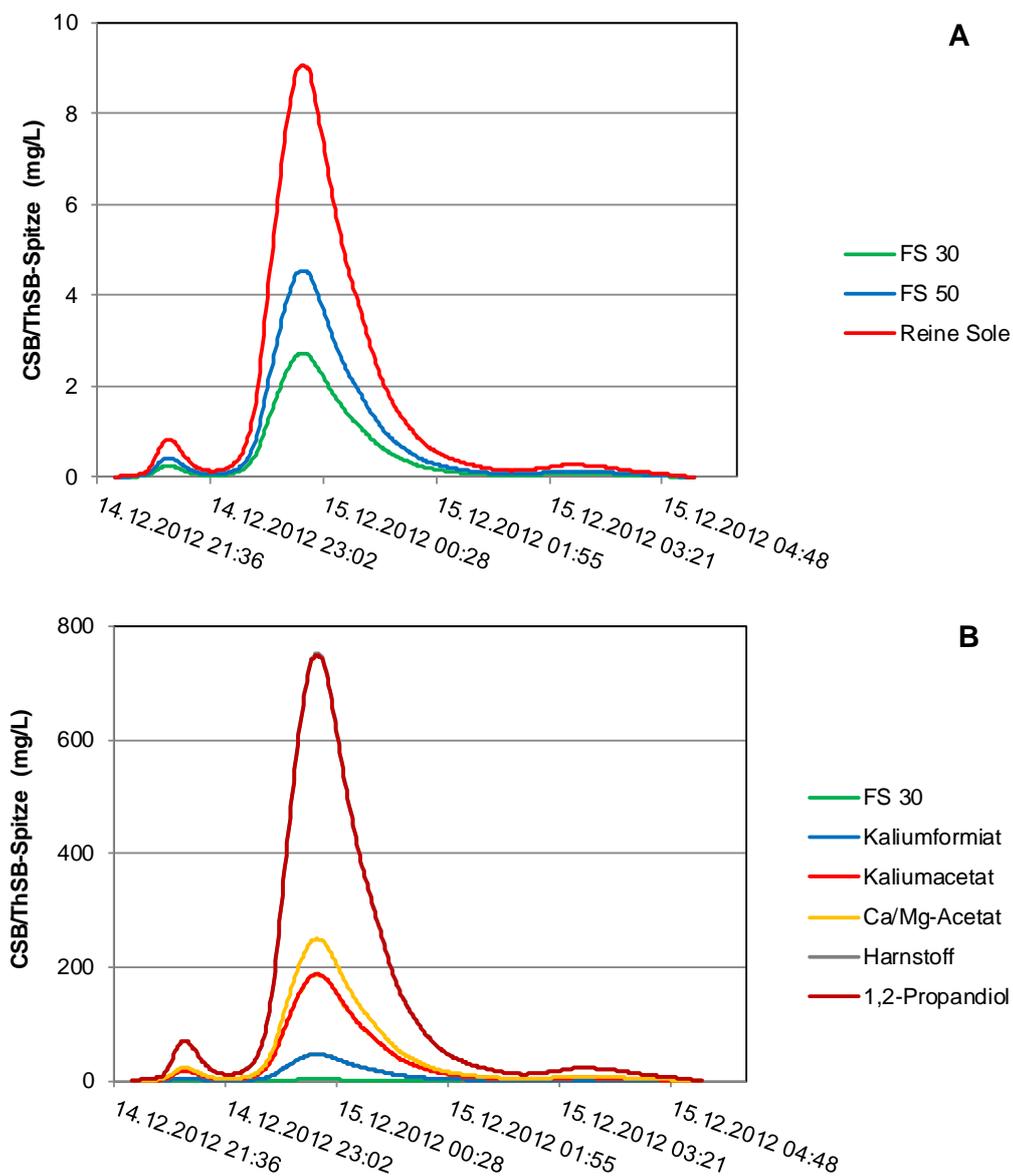


Abb. 8 Potentielle maximale O₂-Zehrung in der Ösch am 15.12.2012 (modifiziert nach [20])

A: organische Zusätze (siehe Abb. 1) B: organische Aufbaumittel

Die berechneten ThSB-Werte für Harnstoff und 1,2-Propandiol sind nahezu identisch; die Kurven überlagern sich.

9.1.3 Interpretation der Daten

Aufgrund der Emissionsmessungen im Strassenabwasser konnte für den Einsatz von Feuchtsalz FS 30 (mit 3% organischem Solezusatz) ein moderater und kurzfristiger Anstieg von DOC in der Urtenen berechnet werden. In Abhängigkeit der berücksichtigten Strassenfläche wurden bei den dargestellten Regenereignissen kurzfristige DOC-Erhöhungen von 2.0–5.0 mg/l (Ereignis vom 30.12.2011) und 0.5–1.2 mg/l (Ereignis vom 29.01.2013) berechnet. Auch für einen potentiellen Einsatz von Feuchtsalz FS 50 (mit 5% organischem Solezusatz) oder reiner Sole mit 10% organischem Solezusatz wurden in allen Fällen moderate DOC-Erhöhungen in der Urtenen abgeschätzt (siehe auch weitere Daten in [20]).

Auch in der Ösch sind die abgeschätzten kurzfristigen Erhöhungen an DOC infolge des Einsatzes von Feuchtsalz FS 30 mit 1.8 mg/l (Ereignis vom 30.12.2011) und 1.4 mg/l (Ereignis vom 15.12.2012) moderat.

Die Immissionsmessungen (siehe Daten in [20]) in der Urtenen während der Regenereignisse zeigten keinen eindeutigen Anstieg der DOC-Belastung aufgrund des Einsatzes eines organischen Solezusatzes. Die Urtenen fliesst durch landwirtschaftlich intensiv genutztes Land und ist durch Siedlungsentwässerung und Entwässerung von Gemeinde- und Staatsstrassen einer steten Belastung über ihre ganze Flieisstrecke ausgesetzt. Mögliche erhöhte DOC-Konzentrationen in der Urtenen können daher nicht ohne weiteres dem Produkt Safecote zugewiesen werden. Auch konnte das AWA/GBL in der Urtenen keine merkbaren Veränderungen des heterotrophen Bewuchses feststellen.

Während der Einsatz der Feuchtsalzmischung FS 50 unter Berücksichtigung der gemessenen Immissionen in der Urtenen und im Vergleich zu FS 30 zu vertretbaren DOC-Erhöhungen in der Urtenen führen dürfte, ist die Belastung beim reinen Sole-Einsatz höher.

Nimmt man jedoch an, dass ein präventiver Einsatz von Sole gemäss Erfahrungen der Werkhöfe weniger Fahrten bedingt und damit zu einer generellen Reduktion der eingesetzten Auftaumittel führt, dürfte die DOC-Belastung beim Sole-Einsatz insgesamt reduziert werden und etwa im Bereich der DOC-Belastung durch FS 50 sein.

Zusätzlich ist zu erwarten, dass der DOC im Winter langsamer abgebaut und verfrachtet wird. Dies führt zu einer weiteren Verdünnung im Gewässer.

Organische Solezusätze können daher in den untersuchten Mengen Feuchtsalz (FS 30, FS 50) und reine Sole ohne signifikante Belastung der Gewässer eingesetzt werden.

Anders sieht es bei den organischen Auftaumitteln bei alleinigem Einsatz auf Nationalstrassen aus. Die Anwendung von Natrium- oder Kaliumformiat führt zu höheren DOC-Belastungen um einen Faktor 35 gegenüber dem Feuchtsalz mit 3% organischem Zusatz (FS 30). Bei Natrium- oder Kaliumacetat sowie Harnstoff ist dies ein Faktor 70, bei Calcium-Magnesium-Acetat ein Faktor 90 und bei 1,2-Propandiol ein Faktor 200.

Was die O₂-Zehrung betrifft so ist dies – gegenüber FS 30 – eine Mehrbelastung für das Gewässer um einen Faktor 20 bei Natrium- oder Kaliumformiat, Faktor 70 bei Natrium- oder Kaliumacetat, Faktor 90 bei Calcium-Magnesium-Acetat und ein Faktor 280 bei Harnstoff und 1,2-Propandiol.

Organische Auftaumittel sind daher ungeeignet für einen grossflächigen Einsatz auf National- und Kantonsstrassen.

9.2 Szenario: breiter Einsatz in Siedlungsgebieten

Strassenabwasser in Siedlungsgebieten wird in unterschiedlichem Ausmass nicht über diffuse Einträge, sondern über die Kanalisation und die Abwasserreinigungsanlage (ARA) als Direkteinträge (gereinigt) in die Gewässer geleitet. Für die Stadt Zürich wird geschätzt, dass ca. 80-90% des Streusalzes im Abwasser landen (Michael Schärer, BAFU, persönliche Mitteilung vom 24.02.2013).

Die Ableitung von organischen Auftaumitteln oder organischen Solezusätzen führt daher zu einer erhöhten Belastung der ARAs mit leicht biologisch abbaubaren Kohlenstoffverbindungen.

In Analogie zum ASTRA-Bericht [20] soll modellhaft abgeschätzt werden, ob die Belastung der ARAs durch potentiell eingesetzte organische Auftaumitteln oder organische Solezusätze in einem für die ARA akzeptierbarem Mass erfolgt, oder ob eine solche Anwendung zu einer Überlastung der ARAs führt.

Die Abschätzung für die ARAs erfolgt über vorhandene Daten zur elektrischen Leitfähigkeit für die folgenden ARAs (siehe auch [20]):

- ARA Werdhölzli, Zürich: vorhandene Daten zur elektrischen Leitfähigkeit aus den Jahren 2011, 2012 und 2013 (Daten ARA Werdhölzli, beschafft durch Michael Schärer, BAFU)
- ARA Moossee-Urtenenbach (Holzmühle), Hindelbank: Loggerdaten zur elektrischen Leitfähigkeit Winter 2012/2013

9.2.1 Abschätzung für die ARA Werdhölzli, Zürich

Für die ARA Werdhölzli wurden Daten aus dem Zulauf zur elektrischen Leitfähigkeit aus den Jahren 2011, 2012 und 2013 im Rahmen des ASTRA-Projekts [20] ausgewertet und hier zusätzlich auf organische Auftaumittel ausgeweitet.

Die folgenden drei Regenereignisse wurden für die organischen Solezusätze berücksichtigt:

- Regenereignis vom 20.12.2011
- Regenereignis vom 14./15.12.2012
- Regenereignis vom 04.02.2013

Da die zu erwartenden DOC-Spitzen nahezu identisch sind, wurde für die organischen Auftaumittel lediglich das Regenereignis vom 14./15.12.2012 berücksichtigt.

Würde hypothetisch die Enteisierung in der Stadt Zürich vollständig auf NaCl inkl. organischem Solezusatz (FS 30) umgestellt, berechnet sich aus den Daten der elektrischen Leitfähigkeit eine zusätzliche DOC-Spitze im Zulauf der ARA Werdhölzli von ca. 3–5 mg/L (Abb. 9). Bei einem potentiellen Einsatz von FS 50 und reiner Sole mit organischen Solezusätzen werden Belastungsspitzen von 8–12 mg C/L resp. 13–20 mg C/L abgeschätzt [20].

Würde hypothetisch die Enteisierung in der Stadt Zürich vollständig auf organische Auftaumittel umgestellt, ist mit weit grösseren zusätzlichen DOC-Spitzen zu rechnen, wie am Beispiel des Regenereignisses vom 14./15.12.2012 gezeigt werden kann (Abb. 10).

Während man bei reiner Sole mit 10% organischem Zusatz beim Regenereignis vom 14./15.12.2012 mit einer zusätzlichen DOC-Spitze von ca. 20 mg/L rechnen müsste (siehe oben), sind dies ca. 150 mg/L bei Kaliumformiat, ca. 300 mg/L bei Kaliumacetat und Harnstoff, ca. 400 mg/L bei Calcium-Magnesium-Acetat und ca. 900 mg/L bei 1,2-Propandiol (Abb. 10).

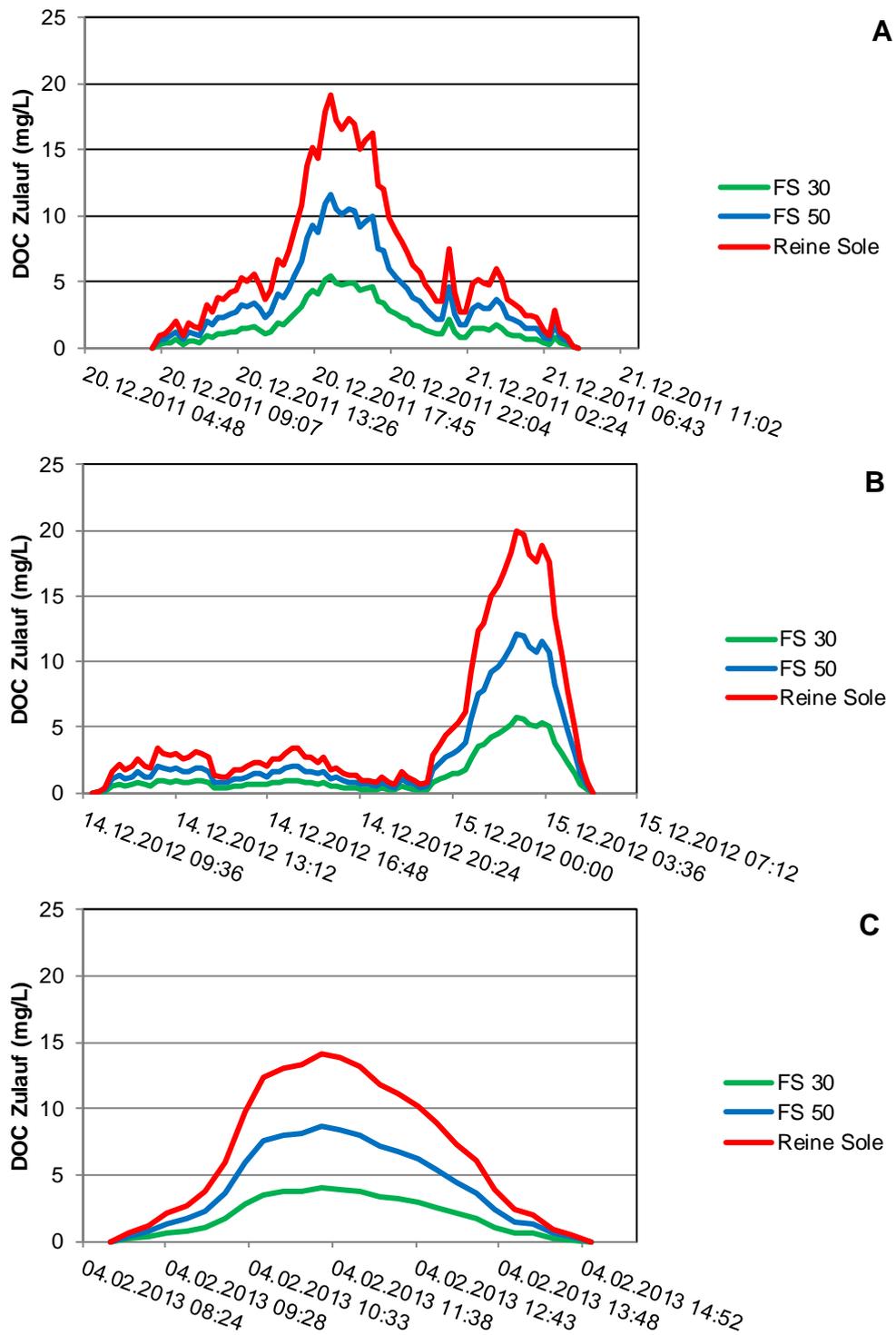


Abb. 9 ARA Werdhölzli: DOC-Belastung aufgrund organischer Solezusätze (Daten aus dem ASTRA-Bericht [20] übernommen)

- A: Regenereignis vom 20.12.2011
- B: Regenereignis vom 14./15.12.2012
- C: Regenereignis vom 04.02.2013

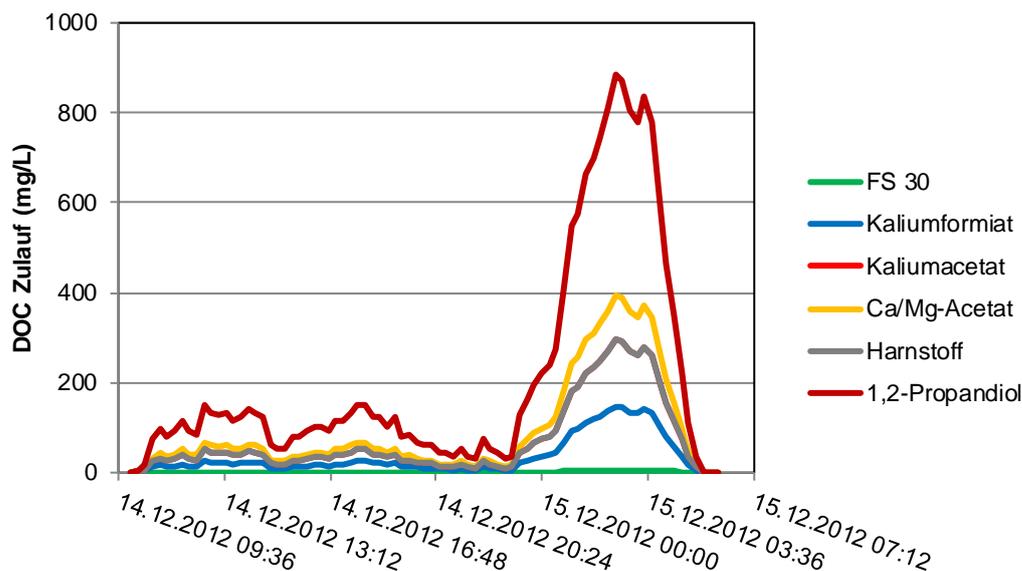


Abb. 10 ARA Werdhölzli: DOC-Belastung aufgrund organischer Auftaumittel für das Regenereignis vom 14./15.12.2012 (Berechnung analog der Daten im ASTRA-Bericht [20])

Die berechneten DOC-Werte für Kaliumacetat und Harnstoff sind nahezu identisch; die Kurven überlagern sich.

9.2.2 Abschätzung für die ARA Moossee-Urtenenbach (Holzmühle)

Im Auslauf der ARA Moossee-Urtenenbach (Holzmühle), Hindelbank, wurde im Winter 2012/2013 ein Datenlogger installiert (siehe ASTRA-Projekt [20]).

Die Abschätzungen zur DOC-Belastung erfolgten daher auch im Falle dieser ARA auf der Basis der elektrischen Leitfähigkeit unter der Annahme, dass die organischen Solezusätze auf den Gemeindestrassen eingesetzt worden wäre.

In Abb. 11 ist das Regenereignis vom 15.12.2012 dargestellt (Daten aus ASTRA-Projekt [20]). Umgerechnet auf den DOC aus organischem Solezusatz wäre bei einem potentiellen -Einsatz eine Spitze an zusätzlichem DOC im Zulauf der ARA Moossee-Urtenenbach (Holzmühle) von ca. 0.6 mg/l (FS 30), 1.3 mg/l (FS 50) resp. 2.1 mg/l (reine Sole) zu erwarten gewesen.

Nimmt man zusätzlich an, dass ein präventiver Einsatz von Sole weniger Fahrten bedingt und damit zu einer generellen Reduktion der eingesetzten Auftaumittel führt, dürfte die DOC-Belastung beim Sole-Einsatz insgesamt reduziert werden und etwa im Bereich der DOC-Belastung durch FS 50 sein.

Würde hypothetisch die Enteisierung im Siedlungsgebiet vollständig auf organische Auftaumittel umgestellt, ist mit weit grösseren zusätzlichen DOC-Spitzen zu rechnen, wie am Beispiel des Regenereignisses vom 15.12.2012 gezeigt werden kann (Abb. 11).

Während man bei reiner Sole mit 10% organischem Zusatz mit einer zusätzlichen DOC-Spitze von ca. 2 mg/L rechnen müsste (siehe oben), sind dies ca. 15 mg/L bei Kaliumformiat, ca. 30 mg/L bei Kaliumacetat und Harnstoff, ca. 40 mg/L bei Calcium-Magnesium-Acetat und ca. 90 mg/L bei 1,2-Propandiol (Abb. 11).

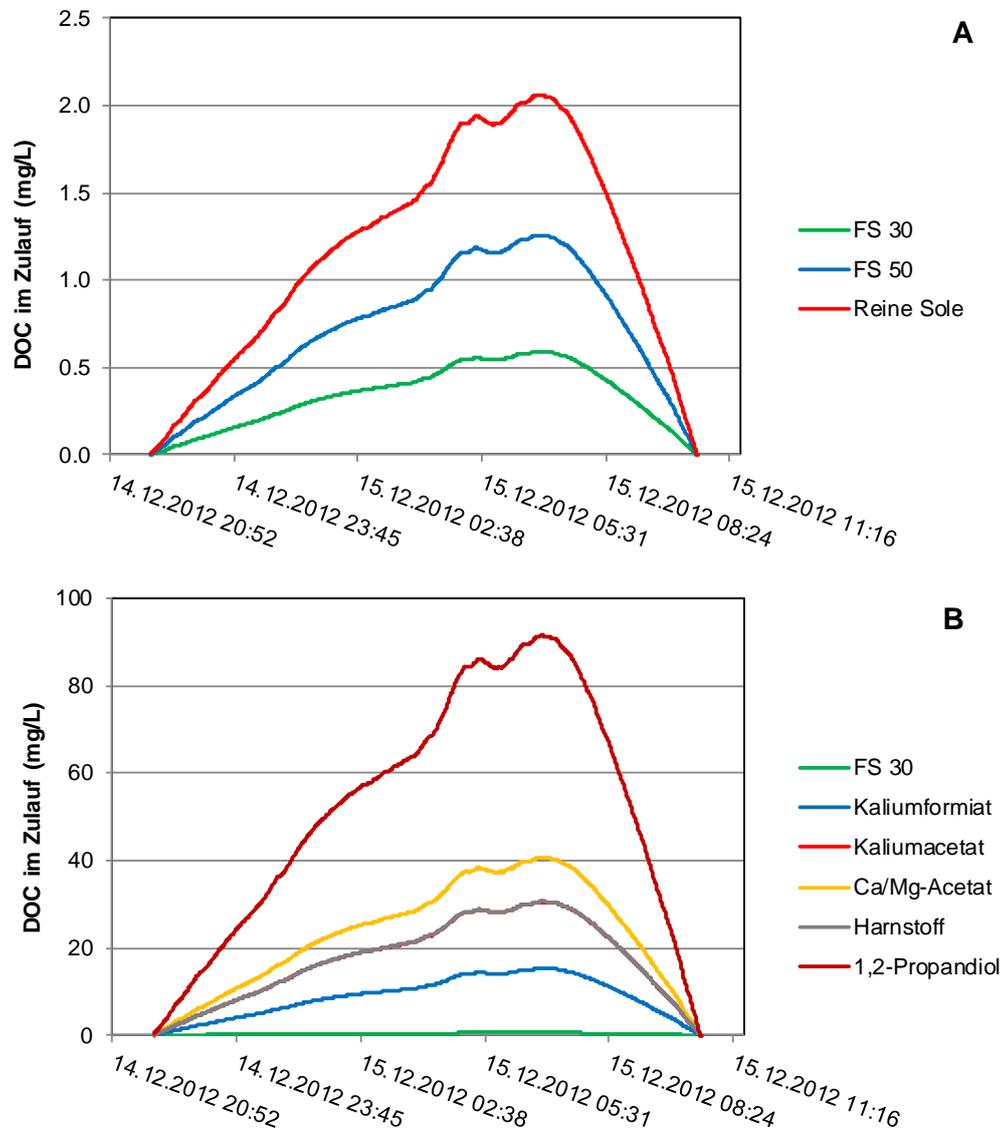


Abb. 11 ARA Holzmühle: Regenereignis vom 15.12.2012
(Daten aus dem ASTRA-Bericht [20], modifiziert)

A: DOC-Belastung aufgrund organischer Solezusätze (siehe Abb. 1)

B: DOC-Belastung aufgrund organischer Aufbaumittel

Die berechneten DOC-Werte für Kaliumacetat und Harnstoff sind nahezu identisch; die Kurven überlagern sich.

9.2.3 Interpretation der Daten

Gemäss Angaben der ARA Werdhölzli für das ASTRA-Projekt (Daniel Pfund, persönliche Mitteilungen vom 25.03.2014 und 16.04.2014) betrug der TOC-Mittelwert im Zulauf im Jahr 2013 82 mg/L bei einer TOC-Fracht von 18.2 t/Tag. Zusätzliche DOC-Spitzen von bis 20 mg/L könnten durch die ARA Werdhölzli aufgefangen werden. Eine solche Zulaufspitze wird im Vorklärbecken mit weiterem Wasser gemischt und somit abgedämpft. Zusätzlicher DOC im Auslauf wäre aufgrund erster Einschätzungen nicht zu erwarten [20].

Zudem ist ein leicht abbaubarer Kohlenstoff bei moderater Konzentration in der (anoxischen) Denitrifikationsstufe erwünscht. Solange Nitrat-Stickstoff vorhanden ist, wird eine solche Spitze in der ARA Werdhölzli vollständig im Rahmen der Denitrifikation umgesetzt und würde nicht zu einer Belastung der aeroben Stufe führen. In der ARA-Werdhölzli mit einer Nitrat-Restbelastung im Winter von ca. 7 mg/l könnten gemäss D. Pfund die 20 mg/L zusätzlicher DOC fast ganz durch die Denitrifikationsstufe umgesetzt werden. Die aerobe Stufe würde nur unwesentlich belastet [20].

Eine Umstellung auf NaCl mit organischem Solezusatz im Rahmen als Feuchtsalz in der Stadt Zürich würde daher nicht zu Problemen auf der ARA Werdhölzli führen. Der grossflächige reine Soleeinsatz (mit 10% organischem Zusatz) führt jedoch zu einer – wenn auch minimalen – Belastung der ARA.

Was die ARA Moossee-Urtenenbach (Holzmühle) betrifft, kann man davon ausgehen, dass eine Umstellung auf NaCl mit organischem Solezusatz nicht zu Problemen auf der ARA führen dürften, obwohl am 15.12.2012 lediglich ein moderates Regenereignis zu beobachten war.

Anders sieht es für die organischen Aufbaumittel aus. Werden diese Stoffe alleinig und im breiten Einsatz in Siedlungsgebieten eingesetzt, führt dies zu einer nicht bewältigbaren Belastung der aeroben Stufe der ARA.

Ein breiter Einsatz in Siedlungsgebieten ist daher für organische Aufbaumittel nicht möglich.

9.3 Szenario: Park, Friedhof

Von Seiten der Anwender (z.B. Tiefbauämter) kam der Druck, die Einschränkungen für bestimmte Aufbaumittel, insbesondere Formiat- und Acetat-basierte Produkte zu lockern, um sie für weitere definierte Verwendungen (z.B. auf Fusswegen, die an Grünflächen angrenzen) einzusetzen.

Im Hinblick darauf wurde ein Expositionsszenario „Park, Friedhof“ gerechnet, wo ein befestigter Platz in einem Park oder auf einem Friedhof enteist wird, wobei das Abwasser bei einem Regen in einen kleineren Bach fliesst. Das Expositionsszenario ist in Tab. 19 beschrieben.

Tab. 19 Szenario: Park, Friedhof

Situation	Ausbringen der Aufbaumittel auf befestigtem Platz Abschwemmen der Aufbaumittel direkt in Bach
Fläche	400 m ²
Dosierung (NaCl)	10 g/m ²
Dosierung (organische Solezusätze)	FS 30, FS 50, reine Sole gemäss Abb. 1
Dosierung (weitere Aufbaumittel)	Theoretischer Wirkstoffverbrauch gemäss Tab. 2
Abfluss Bach	1.27 m ³ /s (Monatsmittel Birsig – Binningen, Januar 2015 [31])
Expositionsdauer	Abfluss in Bach innerhalb von 60 s

In diesem Expositionsszenario wird angenommen, dass das ganze Platzwasser ins Gewässer abgeleitet wird. Beim Einsatz auf Wegen in Parks und Friedhöfen wird das Regenwasser auch über die Schulter abgeführt und gelangt in den Boden. Daher liegt der Fokus in diesem Szenario auf organischen Auftaumitteln, um Schäden an Sträuchern und Bäumen durch NaCl zu vermeiden.

Die Resultate für die Peak-Belastung für die DOC-Konzentration und die O₂-Zehrung in Bach sind in Abb. 12 dargestellt. Formiate weisen bei den organischen Auftaumitteln den geringsten DOC-Eintrag auf, im Gegensatz zu den Acetaten um ca. einen Faktor 2 (Abb. 12). Noch ausgeprägter sind die Resultate bei der O₂-Zehrung. Aufgrund des geringen Kohlenstoffanteils und der bereits stark oxidierten Molekülstruktur weisen die Formiate eine geringe O₂-Zehrung auf, im Gegensatz zu den Acetaten um ca. einen Faktor 4 (Abb. 12). Was die Gewässerbelastung betrifft, so können Formiate gezielt im beschränkten Umfang eingesetzt werden.

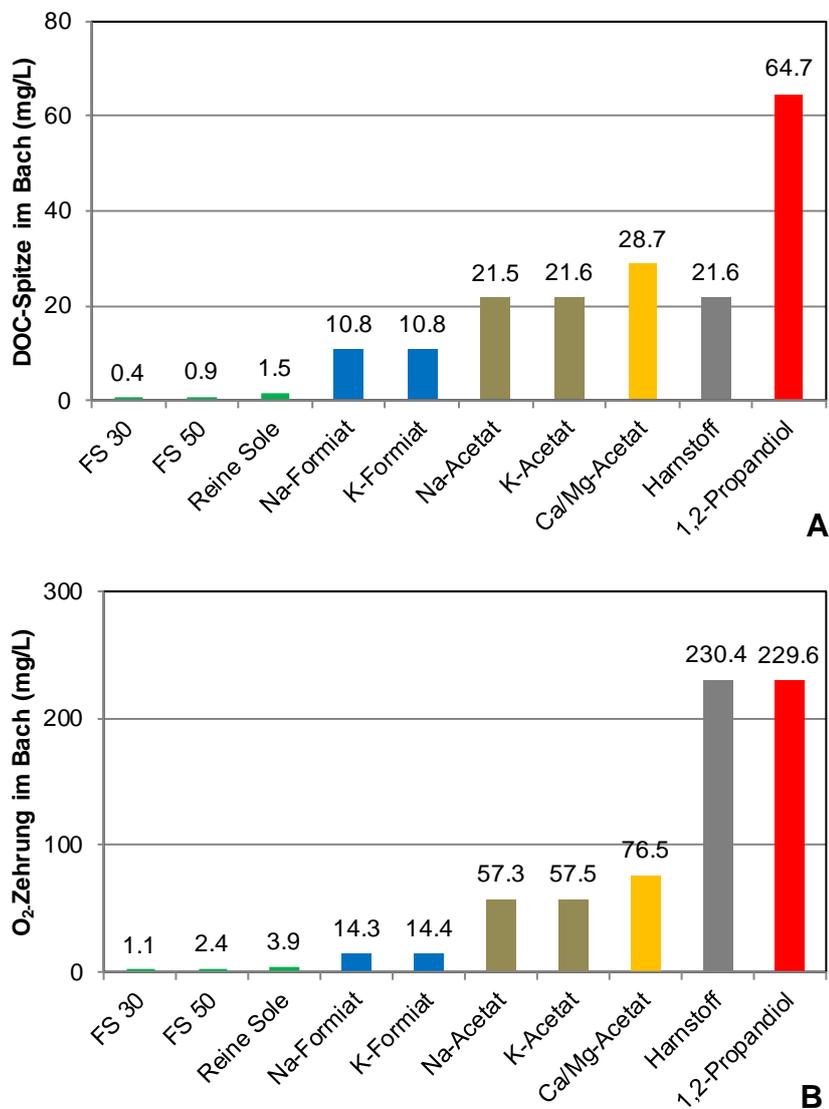


Abb. 12 Szenario: Park, Friedhof (Belastung Gewässer)

A: DOC-Belastung im Bach
 B: O₂-Zehrung im Bach

9.4 Szenario: Einsatz in sensiblen Bereichen

Die Anwender (z.B. Tiefbauämter) propagieren aufgrund von guten Erfahrungen den Einsatz von Formiat- und Acetat-basierten Auftaumitteln in sensiblen Bereichen, wie dem Wurzelbereich von Bäumen.

Formiate und Acetate sind im Gewässer und im Boden gut biologisch abbaubar. Erfahrungen auf dem Flughafen Zürich für Formiate zeigen, dass diese Stoffe in den Wintermonaten vollständig im Boden abgebaut werden können (siehe Abschnitt 7.2).

Auch zeigen Formiate und Acetate keine signifikanten Effekte auf aquatische (siehe Abschnitt 8.1) und terrestrische (siehe Abschnitt 8.2) Organismen.

Ein breiter Einsatz auf Nationalstrassen oder im Siedlungsgebiet ist aufgrund der berechneten organischen Belastung der Gewässer und der ARAs nicht möglich (siehe Abschnitte 9.1 und 9.2).

Hingegen ist ein gezielter und beschränkter Einsatz auf Fusswegen, die an Grünflächen angrenzen, wie Wege in Parks und Friedhöfen sowie Trottoirs im Bereich von Bäumen für Formiate möglich. Es ist nicht mit Auswirkungen auf die Umwelt zu rechnen. Im Gegenteil, die nachteiligen Effekte von Streusalz auf die Vegetation kann vermieden werden.

Für die Acetat-basierten Produkte wird wegen der höheren Gewässerrelevanz (O₂-Zehrung) auf von einem Einsatz im beschränkten Umfang in Parks abgeraten.

9.5 Szenario: Inhalation bei der Anwendung

Zusätzlich sollen auch toxikologische Erwägungen in Betracht gezogen werden. Ein Einsatz insbesondere im Sprühverfahren führt immer auch zu einer gewissen Belastung der Atemluft durch Aerosole.

Im Folgenden soll ein einfaches Expositionsszenario gerechnet werden und mit den sicheren Luftkonzentrationen für die Arbeiter und die allgemeine Bevölkerung (siehe Abschnitt 8.4) verglichen werden. Es werden Langzeit- und Kurzeffekte unterschieden.

Das Expositionsszenario ist in Tab. 19 beschrieben.

Tab. 20 Szenario: Inhalation bei der Anwendung

Situation	Ausbringen der Auftaumittel auf Strasse Belastung Luft
Dosierung (NaCl)	10 g/m ²
Dosierung (organische Solezusätze)	Nicht berücksichtigt, da keine Toxizitätsdaten verfügbar
Dosierung (weitere Auftaumittel)	Theoretischer Wirkstoffverbrauch gemäss Tab. 2
Anteil in Aerosol	1% der Einsatzmenge
Luftsäule	2 m
Expositionsdauer	Langzeit / Kurzzeit
Exponierte Bevölkerung	Arbeiter / allgemeine Bevölkerung

Die Risikoabschätzung ist in Abb. 13 aufgeführt. Organische Solezusätze werden nicht betrachtet. Toxizitätsdaten zu diesen Produkten sind nicht vorhanden. Eine Toxizität ist nicht zu erwarten. Zudem werden sie nicht alleinig, sondern lediglich als Solezusatz verwendet, was die Exposition stark reduziert.

Die abgeschätzten Luftkonzentrationen basierend auf dem Expositionsszenario gemäss Tab. 20 werden mit den toxikologisch unbedenklichen Luftkonzentrationen, DNEL, gemäss Tab. 17 verglichen. Liegen diese Risikoquotienten (RQ) <1, so ist nicht mit gesundheitlichen Auswirkungen zu rechnen. Bei RQ-Werten >1 kann ein Risiko nicht ausgeschlossen werden.

Für sämtliche Auftaumittel mit Ausnahme von 1,2-Propandiol liegen alle RQ-Werte <1 (Abb. 13). Diese könnten daher unbedenklich eingesetzt werden.

Die tiefsten RQ-Werte werden für NaCl und die Acetate berechnet. Bei Formiaten und Harnstoff werden höhere RQ-Werte, jedoch weiterhin <1, berechnet.

Für 1,2-Propandiol ist allenfalls ein spezialisierter Einsatz, wie er beispielsweise auf Flughäfen zur Enteisung von Flugzeugen angewendet wird, möglich. Dabei sind jedoch Massnahmen zum Arbeitsschutz zu treffen.

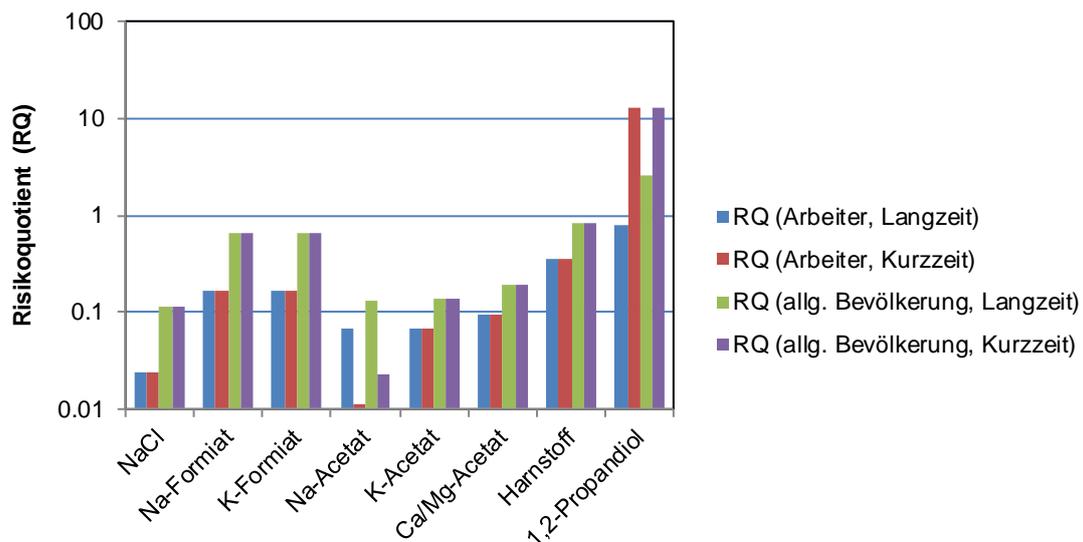


Abb. 13 Szenario: Inhalation bei der Anwendung

RQ: Risikoquotient

RQ >1: Potentielles Risiko vorhanden

10 ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNGEN

Die Ergebnisse dieser Studie können für die organischen Auftaumittel, im Speziellen für die Formiat- und Acetat-basierten Produkte, wie folgt zusammengefasst werden. Basierend auf den Ergebnissen lassen sich Empfehlungen für einen Einsatz ableiten.

10.1 Formiate

Belastung Gewässer

Ein grosstechnischer Einsatz auf National- und Kantonsstrassen bei alleiniger Anwendung anstelle von Streusalz (NaCl) führt zu einer signifikanten Belastung der Gewässer mit organischem Kohlenstoff (DOC).

Daten aus einem Projekt des ASTRA [20] zur elektrischen Leitfähigkeit im Strassenabwasser aufgrund der Anwendung von Streusalz führen umgerechnet auf Formiate zu DOC-Spitzen im Gewässer von ca. 15–60 mg/L, je nach beprobtem Regenereignis.

Da die Formiate leicht biologisch abbaubar sind, führt dies zu einer übermässigen Sauerstoffzehrung und womöglich auch zur Bildung von Mikroorganismen im Gewässer, dem sog. heterotrophen Bewuchs.

Ein grosstechnischer Einsatz auf National- und Kantonsstrassen als Substitution von Streusalz (NaCl) ist daher für Formiate nicht möglich.

Belastung ARA

Ein grosstechnischer Einsatz in Siedlungsgebieten bei alleiniger Anwendung anstelle von Streusalz (NaCl) führt zu einer signifikanten Belastung der ARA mit organischem Kohlenstoff (DOC).

Daten der ARA Werdhölzli Zürich aus einem Projekt des ASTRA [20] zur elektrischen Leitfähigkeit im Zulauf der Kläranlage aufgrund der Anwendung von Streusalz führen umgerechnet auf Formiate zu DOC-Spitzen im Zulauf von ca. 150 mg/L.

Solche DOC-Frachten können durch die Denitrifikationsstufe nicht abgefangen werden und führen zu einer hohen Belastung der aeroben Stufe der ARA.

Ein grosstechnischer Einsatz in Siedlungsgebieten als Substitution von Streusalz (NaCl) ist daher für Formiate nicht möglich.

Belastung Boden

Formiate sind sowohl im Gewässer als auch im Boden gut biologisch abbaubar. Grosstechnische Anlagen auf dem Flughafen Zürich zeigen einen vollständigen biologischen Abbau der über Boden verregneten Enteiserabwässer.

Formiate haben keine signifikant toxischen Effekte auf aquatische und terrestrische Organismen.

Ein Eintrag in den Boden ist daher unbedenklich.

Toxikologische Bedenken

Die Anwendung von Formiaten führt nicht zu erhöhten Luftbelastungen und ist toxikologisch für die Arbeiter und die allgemeine Bevölkerung unbedenklich.

Empfehlung aufgrund Umweltrelevanz

Formiate haben gemäss Erfahrungen der Anwender (Tiefbauämter) positive Effekte beim Einsatz in Parks und auf Wegen und Plätzen in Friedhöfen, da die negativen Effekte durch Streusalz auf insbesondere die Pflanzen am Wegrand vermieden werden können.

Ein Einsatz von Formiaten auf Fusswegen, die an Grünflächen angrenzen, ist daher ohne Weiteres möglich.

10.2 Acetate

Belastung Gewässer

Ein grosstechnischer Einsatz auf National- und Kantonsstrassen bei alleiniger Anwendung anstelle von Streusalz (NaCl) führt zu einer signifikanten Belastung der Gewässer mit organischem Kohlenstoff (DOC).

Daten aus einem Projekt des ASTRA [20] zur elektrischen Leitfähigkeit im Strassenabwasser aufgrund der Anwendung von Streusalz führen umgerechnet auf Acetate zu DOC-Spitzen im Gewässer von ca. 30–120 mg/L, je nach beprobtem Regenereignis.

Da die Acetate leicht biologisch abbaubar sind, führt dies zu einer übermässigen Sauerstoffzehrung und womöglich auch zur Bildung von Mikroorganismen im Gewässer, dem sog. heterotrophen Bewuchs.

Ein grosstechnischer Einsatz auf National- und Kantonsstrassen als Substitution von Streusalz (NaCl) ist daher für Acetate nicht möglich.

Belastung ARA

Ein grosstechnischer Einsatz in Siedlungsgebieten bei alleiniger Anwendung anstelle von Streusalz (NaCl) führt zu einer signifikanten Belastung der ARA mit organischem Kohlenstoff (DOC).

Daten der ARA Werdhölzli Zürich aus einem Projekt des ASTRA [20] zur elektrischen Leitfähigkeit im Zulauf der Kläranlage aufgrund der Anwendung von Streusalz führen umgerechnet auf Acetate zu DOC-Spitzen im Zulauf von ca. 300 mg/L.

Solche DOC-Frachten können durch die Denitrifikationsstufe nicht abgefangen werden und führen zu einer hohen Belastung der aeroben Stufe der ARA.

Ein grosstechnischer Einsatz in Siedlungsgebieten als Substitution von Streusalz (NaCl) ist daher für Acetate nicht möglich.

Belastung Boden

Acetate sind sowohl im Gewässer als auch im Boden gut biologisch abbaubar. Acetate haben auch keine signifikant toxischen Effekte auf aquatische und terrestrische Organismen.

Ein Eintrag in den Boden ist daher unbedenklich.

Toxikologische Bedenken

Die Anwendung von Acetaten führt nicht zu erhöhten Luftbelastungen und ist toxikologisch für die Arbeiter und die allgemeine Bevölkerung unbedenklich.

Empfehlung aufgrund Umweltrelevanz

Acetate haben gemäss Erfahrungen der Anwender (Tiefbauämter) positive Effekte beim Einsatz in Parks und auf Wegen und Plätzen in Friedhöfen, da die negativen Effekte durch Streusalz auf insbesondere die Pflanzen am Wegrand vermieden werden können.

Acetate führen jedoch beim Eintrag in die Gewässer im Vergleich zu den Formiaten zu einem doppelt so hohen DOC-Eintrag und einer viermal höheren Sauerstoffzehrung.

Ein grosstechnischer Einsatz von Acetaten als Substitution von Streusalz (NaCl) ausserhalb von Flugplätzen ist aufgrund der hohen Umweltrelevanz daher nicht möglich.

10.3 Harnstoff

Belastung Gewässer

Ein grosstechnischer Einsatz auf National- und Kantonsstrassen bei alleiniger Anwendung anstelle von Streusalz (NaCl) führt zu einer signifikanten Belastung der Gewässer mit organischem Kohlenstoff (DOC). Aufgrund des im Molekül gebundenen Stickstoffs führt der Eintrag von Harnstoff zudem zur Eutrophierung der Gewässer.

Daten aus einem Projekt des ASTRA [20] zur elektrischen Leitfähigkeit im Strassenabwasser aufgrund der Anwendung von Streusalz führen umgerechnet auf Harnstoff zu DOC-Spitzen im Gewässer von ca. 30–120 mg/L, je nach beprobtem Regenereignis.

Da Harnstoff leicht biologisch abbaubar ist, führt dies zu einer übermässigen Sauerstoffzehrung und womöglich auch zur Bildung von Mikroorganismen im Gewässer, dem sog. heterotrophen Bewuchs.

Ein grosstechnischer Einsatz auf National- und Kantonsstrassen als Substitution von Streusalz (NaCl) ist daher für Harnstoff nicht möglich.

Belastung ARA

Ein grosstechnischer Einsatz in Siedlungsgebieten bei alleiniger Anwendung anstelle von Streusalz (NaCl) führt zu einer signifikanten Belastung der ARA mit organischem Kohlenstoff (DOC) sowie Stickstoffverbindungen.

Daten der ARA Werdhölzli Zürich aus einem Projekt des ASTRA [20] zur elektrischen Leitfähigkeit im Zulauf der Kläranlage aufgrund der Anwendung von Streusalz führen umgerechnet auf Harnstoff zu DOC-Spitzen im Zulauf von ca. 300 mg/L. Solche DOC-Frachten können durch die Denitrifikationsstufe nicht abgefangen werden und führen zu einer hohen Belastung der aeroben Stufe der ARA. Durch den organisch gebundenen Stickstoff erfolgt eine weitere Belastung der aeroben Stufe.

Ein grosstechnischer Einsatz in Siedlungsgebieten als Substitution von Streusalz (NaCl) ist daher für Harnstoff nicht möglich.

Belastung Boden

Harnstoff ist sowohl im Gewässer als auch im Boden gut biologisch abbaubar. Harnstoff hat auch keine signifikant toxischen Effekte auf aquatische und terrestrische Organismen.

Ein Eintrag in den Boden ist daher unbedenklich.

Toxikologische Bedenken

Die Anwendung von Harnstoff führt nicht zu erhöhten Luftbelastungen und ist toxikologisch für die Arbeiter und die allgemeine Bevölkerung unbedenklich.

Empfehlung aufgrund Umweltrelevanz

Ein grosstechnischer Einsatz von Harnstoff als Substitution von Streusalz (NaCl) ausserhalb von Flugplätzen ist aufgrund der hohen Umweltrelevanz daher nicht möglich.

10.4 Glykole

Belastung Gewässer

Ein grosstechnischer Einsatz auf National- und Kantonsstrassen bei alleiniger Anwendung anstelle von Streusalz (NaCl) führt zu einer signifikanten Belastung der Gewässer mit organischem Kohlenstoff (DOC).

Daten aus einem Projekt des ASTRA [20] zur elektrischen Leitfähigkeit im Strassenabwasser aufgrund der Anwendung von Streusalz führen umgerechnet auf Glykole zu DOC-Spitzen im Gewässer von ca. 80–360 mg/L, je nach beprobtem Regenereignis.

Da die Glykole leicht biologisch abbaubar sind, führt dies zu einer übermässigen Sauerstoffzehrung und womöglich auch zur Bildung von Mikroorganismen im Gewässer, dem sog. heterotrophen Bewuchs.

Ein grosstechnischer Einsatz auf National- und Kantonsstrassen als Substitution von Streusalz (NaCl) ist daher für Glykole nicht möglich.

Belastung ARA

Ein grosstechnischer Einsatz in Siedlungsgebieten bei alleiniger Anwendung anstelle von Streusalz (NaCl) führt zu einer signifikanten Belastung der ARA mit organischem Kohlenstoff (DOC).

Daten der ARA Werdhölzli Zürich aus einem Projekt des ASTRA [20] zur elektrischen Leitfähigkeit im Zulauf der Kläranlage aufgrund der Anwendung von Streusalz führen umgerechnet auf Glykole zu DOC-Spitzen im Zulauf von ca. 900 mg/L.

Solche DOC-Frachten können durch die Denitrifikationsstufe nicht abgefangen werden und führen zu einer hohen Belastung der aeroben Stufe der ARA.

Ein grosstechnischer Einsatz in Siedlungsgebieten als Substitution von Streusalz (NaCl) ist daher für Glykole nicht möglich.

Belastung Boden

Glykole sind sowohl im Gewässer als auch im Boden gut biologisch abbaubar. Glykole haben auch keine signifikant toxischen Effekte auf aquatische und terrestrische Organismen.

Ein Eintrag in den Boden ist daher unbedenklich.

Toxikologische Bedenken

Die Anwendung von Glykolen führt zu erhöhten Luftbelastungen und ist toxikologisch für die Arbeiter und die allgemeine Bevölkerung nicht akzeptabel.

Beim Einsatz zur Enteisung von Flugzeugen sind daher Arbeitsschutzmassnahmen zu implementieren.

Empfehlung aufgrund Umweltrelevanz

Glykole führen beim Eintrag in die Gewässer im Vergleich zu den Formiaten zu einem sechsmal höheren DOC-Eintrag und einer sechzehnfach höheren Sauerstoffzehrung.

Ein grosstechnischer Einsatz von Glykolen als Substitution von Streusalz (NaCl) ausserhalb von Flugplätzen ist aufgrund der hohen Umweltrelevanz daher nicht möglich.

10.5 Organische Solezusätze

Organische Solezusätze wurden in einem mehrjährigen Projekt des ASTRA [20] untersucht. Die Erkenntnisse aus diesem Projekt sind im Folgenden zusammengefasst.

Belastung Gewässer

Ein grosstechnischer Einsatz auf National- und Kantonsstrassen als Solezusatz in der Anwendung als Feuchtsalz oder als reine Sole führt zu einer gewissen Belastung der Gewässer mit organischem Kohlenstoff (DOC).

Daten zur elektrischen Leitfähigkeit im Strassenabwasser aufgrund der Anwendung von Streusalz führen umgerechnet auf die organischen Solezusätze zu DOC-Spitzen im Gewässer von ca. 0.5–2 mg/L bei FS 30 (6 g/kg DOC im Feuchtsalz), ca. 1–5 mg/L bei FS 50 (10 g/kg DOC im Feuchtsalz) und ca. 1.8–8 mg/L bei reiner Sole (20 g/kg DOC in der Sole), je nach beobachtetem Regenereignis.

Reine Sole könnte auch präventiv eingesetzt werden. Dies bedingt weniger Fahrten bedingt und damit eine generelle Reduktion der eingesetzten Auftaumittel. Damit dürfte die DOC-Belastung beim Sole-Einsatz insgesamt reduziert werden und etwa im Bereich der DOC-Belastung durch die Feuchtsalzmischung FS 50 sein.

Organische Solezusätze auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte sind leicht biologisch abbaubar sind. Ein heterotropher Bewuchs konnte in der dreijährigen Versuchsphase in der Urtenen nicht beobachtet werden.

Ein grosstechnischer Einsatz auf National- und Kantonsstrassen als Solezusatz in der Anwendung als Feuchtsalz oder als reine Sole ist daher ohne weiteres möglich.

Belastung ARA

Ein grosstechnischer Einsatz in Siedlungsgebieten als Solezusatz in der Anwendung als Feuchtsalz oder als reine Sole führt zu einer gewissen Belastung der ARA mit organischem Kohlenstoff (DOC).

Daten der ARA Werdhölzli Zürich zur elektrischen Leitfähigkeit im Zulauf der Kläranlage aufgrund der Anwendung von Streusalz führen umgerechnet auf die organischen Solezusätze zu DOC-Spitzen im Zulauf von ca. 5 mg/L für FS 30, ca. 10 mg/L für FS 50 oder ca. 20 mg/L für die reine Sole.

Gemäss Angaben der ARA Werdhölzli (Daniel Pfund, persönliche Mitteilungen vom 25.03.2014 und 16.04.2014) betrug der TOC-Mittelwert im Zulauf im Jahr 2013 82 mg/L bei einer TOC-Fracht von 18.2 t/Tag. Zusätzliche DOC-Spitzen von bis 20 mg/L könnten durch die ARA Werdhölzli aufgefangen werden. Eine solche Zulaufspitze wird im Vorklärbecken mit weiterem Wasser gemischt und somit abgedämpft. Zusätzlicher DOC im Auslauf wäre aufgrund erster Einschätzungen nicht zu erwarten. Zudem ist ein leicht abbaubarer Kohlenstoff bei moderater Konzentration in der (anoxischen) Denitrifikationsstufe erwünscht. Solange Nitrat-Stickstoff vorhanden ist, wird eine solche Spitze in der ARA Werdhölzli vollständig im Rahmen der Denitrifikation umgesetzt und würde nicht zu einer Belastung der aeroben Stufe führen. In der ARA-Werdhölzli mit einer Nitrat-Restbelastung im Winter von ca. 7 mg/l könnten gemäss D. Pfund die 20 mg/L zusätzlicher DOC fast ganz durch die Denitrifikationsstufe umgesetzt werden. Die aerobe Stufe würde nur unwesentlich belastet.

Ein grosstechnischer Einsatz in Siedlungsgebieten als Solezusatz in der Anwendung als Feuchtsalz oder als reine Sole ist daher ohne weiteres möglich.

Belastung Boden

Auf National- und Kantonsstrassen werden bis zu 50% durch Spray-Drift (Gischt) auf die umliegenden Böden verteilt.

Da die betreffenden organischen Solezusätze landwirtschaftliche Nebenprodukte der Zuckerherstellung sind, im Wesentlichen wasserlösliche Kohlehydrate, sind sie leicht biologisch abbaubar und nicht toxisch.

Ein Eintrag in den Boden ist daher unbedenklich.

Toxikologische Bedenken

Die Anwendung der organischen Solezusätze führt nicht zu erhöhten Luftbelastungen und ist toxikologisch für die Arbeiter und die allgemeine Bevölkerung unbedenklich.

Empfehlung aufgrund Umweltrelevanz

Ein grosstechnischer Einsatz auf National- und Kantonsstrassen als Solezusatz in der Anwendung als Feuchtsalz bis zu einer DOC-Konzentration von 10 g/kg oder als reine Sole bis zu einer DOC-Konzentration von 20 g/kg ist daher ohne weiteres möglich.

Auf anderen Verkehrsflächen soll die Anwendung auf die Feuchtsalztechnik bis zu einer DOC-Konzentration von 10 g/kg beschränkt bleiben, da mit der Soletechnik zu hohe DOC-Konzentrationen im Gewässer oder in der ARA zu erwarten sind.

11 LITERATURVERZEICHNIS

- [1] ADDCON Nordic AS, Produktspezifikationen VIAFORM LIQUID/VIAFORM GRANULAR
- [2] ADDCON Nordic AS, Sicherheitsdatenblatt, VIAFORM LIQUID/VIAFORM GRANULAR
- [3] AnalyCen Ecotox, Toxicity Test Results with Microtox for the test substances Aviform and Aviform S-Solid, Final report, prepared for Yara Formates AG, report No. R 099-05 (and R 099-05 A/R 099-05 B), 2005
- [4] Beckermann, J., Lerner, B.R., Salt Damage in Landscape Plants, Formerly Purdue extension publication HO-142-W (Infoblatt), Purdue University, ohne Jahresangabe
- [5] Brenner, M.V. und Horner, R.R., Effects of calcium magnesium acetate (CMA) on dissolved oxygen in natural waters, Resources, Conservation and Recycling, 7, 239-265, 1992
- [6] Bundesamt für Umwelt BAFU. 2015. Mikroverunreinigungen in Fließgewässern aus diffusen Einträgen
- [7] Corsi, S.R., Mericas, D., Bowman, G.T., Oxygen demand of aircraft and airfield pavement deicers and alternative freezing point depressants, Water Air Soil Pollution, 223, 2447-2461, 2012
- [8] Corsi, S.R., De Cicco, L.A., Lutz, M.A., Hirsch, R.M. 2015. River chloride trends in snow-affected urban watersheds: increasing concentrations outpace urban growth rate and are common among all seasons. Science of the Total Environment, 508, 488–497
- [9] Deml, K., Pflanzenverträglichkeit von formiatbasierten Auftaumitteln, für Addcon, 2013
- [10] Eawag. 2011. Häufig gestellte Fragen zur Strassensalzung
- [11] Europäische Chemikalienagentur (ECHA). Guidance on information requirements and chemical safety assessment, Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment, May 2008
- [12] Europäische Chemikalienagentur (ECHA). Registrierte Stoffe.
<https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals/registered-substances>
- [13] Evans, W.H., David, E.J., Patterson, S.J., Biodegradation of urea in river waters and under controlled laboratory conditions, Water Research, Vol. 7, 975-985, 1973
- [14] Findlay, S.E.G., Kelly, V.R., Emerging indirect long-term road salt effects on ecosystems, Annals of the New York Academy, The Year in Ecology and Conservation Biology, 58-68, 2011
- [15] Finnish Environment Institute (SYKE), Salminen, J., Nystén, T., Tuominen, S., Alternative deicing agents and ground water protection - final report of MIDAS2-project, The Finnish Environment 22/2010, 2010
- [16] Fischel, M. Evaluation of selected deicers based on a review of the literature. Denver: Colorado Departement of Transportation, 2001
- [17] Flughafen Zürich. Behandlung Enteiserabwasser. https://www.flughafen-zuerich.ch/~media/flughafenzh/dokumente/das_unternehmen/laerm_politik_und_umwelt/behandlung_enteiserabwasser.pdf

- [18] GESTIS Stoffdatenbank, Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung (IFA), <http://gestis.itrust.de/>
- [19] Gewässerschutzverordnung (GSchV) vom 28. Oktober 1998 (Stand am 1. Mai 2017). SR 814.201
- [20] Häner, A., Scheiwiller, E. 2014. Beurteilung der Gewässerrelevanz beim Einsatz von organischen Solezusätzen auf Basis landwirtschaftlicher Nebenprodukte. Studie im Auftrag des Bundesamts für Strassen ASTRA. BMG Engineering AG, Schlieren
- [21] Hanslin, H.M., Short-term effects of alternative de-icing chemicals on tree sapling performance, *Urban Forestry & Urban Greening* 10, 53-59, 2011
- [22] Harless, M.L., Huckins, C.J., Grant, J.B., Pypker, T.G., Effects of six chemical deicers on larval wood frogs (*Rana sylvatica*), *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 30, No. 7, 1637-1641, 2011
- [23] Hellstén, P.P., Salminen, J.M., Jørgensen, K.S. und Nystén T.H., Use of Potassium Formate in Road Winter Deicing Can Reduce Groundwater Deterioration. *Environmental Science and Technology*, 39(13), 5095-5100, 2005
- [24] Hopkins, G.R., French, S.S., Brodie Jr., E.D., Increased frequency and severity of developmental deformities in rough-skinned newt (*Taricha granulosa*) embryos exposed to road deicing salts (NaCl & MgCl₂), *Environmental Pollution*, 173, 264-269, 2013
- [25] Hygiene Institut des Ruhrgebiets, Gelsenkirchen. Institut für Umwelthygiene und Umweltmedizin. BodenAuftaumittel „AVIFORM L50“, Zusammenfassende gutachterliche Stellungnahme gemäss der Richtlinie „Auftaumittelabwasser von Flugplätzen“, Stand: Dezember 1998, sowie dazugehörige Testreports. Erstellt für: Hydro Formates AS. Datum des Schreibens: 25.07.2011
- [26] Hygiene Institut des Ruhrgebiets, Gelsenkirchen. Institut für Umwelthygiene und Umweltmedizin. BodenAuftaumittel „AVIFORM S-SOLID“, Zusammenfassende gutachterliche Stellungnahme gemäss der Richtlinie „Auftaumittelabwasser von Flugplätzen“, Stand: Dezember 1998, sowie dazugehörige Testreports. Erstellt für: Hydro Formates AS. Datum des Schreibens: 25.07.2011
- [27] Jordforsk, Norwegian Centre for soil and environmental research, AVIFORM L50 – airport stormwater treatment in constructed soil filters, report Nr. 40/97, 1997
- [28] Jordforsk, Norwegian Centre for soil and environmental research. Environmental evaluation of AVIFORM S-SOLID corrosion inhibitor additives - Terrestrial fate and effects, report Nr. 34/05, 2005
- [29] Jordforsk, Norwegian Centre for soil and environmental research. Environmental evaluation of AVIFORM L50 corrosion inhibitor additives - Terrestrial fate and effects, report Nr. 36/05, 2005
- [30] Joutti A., Schultz, E., Pessala, P., Nystén, T., Hellstén, P. Ecotoxicity of alternative de-icers, *J. Soils & Sediments* 3 (4) 269-272, 2003
- [31] Kanton Basel-Landschaft. Tiefbauamt, Geschäftsbereich Wasserbau. Birsig – Binningen, Stationsnummer: BL 4311, http://www.hydro-jb.bl.ch/2015/og_birsigtal/311.pdf

- [32] Karraker, N.E., Gibbs, J.P., Road deicing salt irreversibly disrupts osmoregulation of salamander egg clutches, *Environmental Pollution*, 159, 833-835, 2011
- [33] Munck, I.A., Bennett, C.M., Camilli, K.S., Nowak, R.S. Long-term impact of de-icing salts on tree health in the Lake Tahoe Basin: Environmental influences and interactions with insects and diseases, *Forest Ecology and Management* 260, 1218-1229, 2010
- [34] Norwegian Institute for Water Research (NIVA), AVIFORM S-SOLID Ultimate aerobic biodegradability, (G 059/1), 2004
- [35] Pedersen, L.B. CMA for de-icing and winter service - Effects of alternative de-icers on soil and vegetation. University of Copenhagen, 2010
- [36] Pillard, D.A., DuFresne, D.L., Toxicity of Formulated Glycol Deicers and Ethylene and Propylene Glycol to *Lactuca sativa*, *Lolium perenne*, *Selenastrum capricornutum*, and *Lemna minor*, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 37, 29-35, 1999
- [37] Robidoux, P.Y., Delisle, C.E. Ecotoxicological Evaluation of three deicers (NaCl, NaFo, CMA) - Effect on Terrestrial Organisms, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 48, 128-139, 2001
- [38] SIAM, SIDS Initial Assessment Profile Magnesium chloride, SIAM 32, 2011
- [39] Stadt Berlin, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, Kein Streusalz auf Gehwegen und Grundstücken, Pressemitteilung 21.01.2014, http://www.stadtentwicklung.berlin.de/aktuell/pressebox/archiv_volltext.shtml?arch_1401/nachricht5153.html
- [40] Suva. Grenzwerte am Arbeitsplatz: Vollständige Liste und Änderungen MAK- und BAT-Werte für 2017
- [41] Umweltbundesamt Berlin, Machbarkeitsstudie zur Formulierung von Anforderungen für ein neues Umweltzeichen für Auftaumittel für Straßen und Wege, in Anlehnung an DIN EN ISO 14024, Forschungsbericht 200 95 308/04, UBA-FB 000404, 2003
- [42] United Nations Environment Program (UNEP), 1,2-Dihydroxypropane, SIDS Initial Assessment Report for 11th SIAM, 2001
- [43] United Nations Environment Program (UNEP), Urea, SIDS
- [44] US EPA. ECOTOX Database. http://cfpub.epa.gov/ecotox/quick_query.htm
- [45] Verband österreichischer Umweltberatungsstellen, Wien, Fachbereich Wasser, Heisses Thema Eis und Schnee, Broschüre, 2007
- [46] Verordnung zur Reduktion von Risiken beim Umgang mit bestimmten besonders gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und Gegenständen (Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung, ChemRRV) vom 18. Mai 2005 (Stand am 20. Juni 2017). SR 814.81

Anhang 1

Umweltrelevante physikalisch-chemische

Eigenschaften

Anorganische Salze

Parameter	NaCl	Ref.	CaCl ₂	Ref.	MgCl ₂	Ref.
Wasserlöslichkeit	317 g/L (20°C)	[12]	745 g/L (20°C)	[12]	469 g/L (20°C)	[12]
log P _{ow}						
Dampfdruck	-	[12]	-	[12]	-	[12]

Formiate

Parameter	Viaform Solid	Ref.	Viaform Liquid	Ref.	Na-Formiat	Ref.	K-Formiat	Ref.
Wasserlöslichkeit	810 g/L (20°C)	[2]	mischbar	SDB	>1000 g/L (20°C)	[12]	>1000 g/L (20°C)	[12]
log P _{ow}	-	[2]	-	SDB	-2.1 (23°C)	[12]	-2.1 (23°C)	[12]
Dampfdruck	-	[2]	2.67 x 10 ³ Pa	SDB	0 Pa (25°C)	[12]	0 Pa (25°C)	[12]

Acetate

Parameter	Na-Acetat	Ref.	K-Acetat	Ref.
Wasserlöslichkeit	>10'000 mg/L (25°C)	[12]	>10'000 mg/L (25°C)	[12]
log P _{ow}	-3.72 (QSAR)	[12]	-3.72 (QSAR)	[12]
Dampfdruck	0 Pa (25°C)	[12]	0 Pa (25°C)	[12]

Parameter	CMA 25–30%	Ref.	Mg-Acetat	Ref.	Ca-Acetat	Ref.
Wasserlöslichkeit	mischbar	Internet	>10'000 mg/L (25°C)	[12]	>10'000 mg/L (25°C)	[12]
log P _{ow}	-		-1.38	[12]	-1.38	[12]
Dampfdruck	-		0 Pa (25°C)	[12]	0 Pa (25°C)	[12]

Harnstoff

Parameter	Harnstoff	Ref.
Wasserlöslichkeit	624 g/L (20°C)	[12]
log P _{ow}	-1.73	[12]
Dampfdruck	0.002 Pa (25°C)	[12]

Glykole

Parameter	1,2-Propandiol	Ref.	1,2 Ethandiol	Ref.
Wasserlöslichkeit	mischbar (20°C)	[12]	1000 g/L bei 20°C	[12]
log P _{ow}	-1.07 (20°C)	[12]	-1.36 (25°C)	[12]
Dampfdruck	20 Pa (25°C)	[12]	0.123 hPa (25°C)	[12]

Anhang 2

Biologische Abbaubarkeit

FormiateStandardtests

Produkt	Testverfahren	Dauer (Tage)	Abbaubarkeit (%)	Ref.	Bemerkungen
Natriumformiat	Geschlossener Flaschentest	14	90	[1][27]	10°C
AVIFORM S-SOLID	OECD 301 A	28	65	[34]	8°C
AVIFORM S-SOLID	OECD 301 E	28	95	[26]	25°C
AVIFORM S-SOLID	OECD 301 E	28	9.5	[26]	8°C
AVIFORM S-SOLID	OECD 301 A	50	>90	[26]	8°C
AVIFORM S-SOLID	OECD 302 B	14	95	[34]	8°C
K-Formiat	Boden Mikrokosmos, ¹⁴ C	24 h	6-60	[23]	-2°C, aerob
K-Formiat	Boden Mikrokosmos, ¹⁴ C	24 h	70-90	[23]	1°C, aerob
K-Formiat	Boden Mikrokosmos, ¹⁴ C	24 h	0-17	[23]	-2°C, anaerob
K-Formiat	Boden Mikrokosmos, ¹⁴ C	45	10-50	[23]	1°C, anaerob
AVIFORM L50	Geschlossener Flaschentest	14	90	[1][27]	10°C
AVIFORM L50	Säulenexperiment	-	~100 bei 550 mg/L; 56-98% bei 2900 mg/L	[27]	Temperatur nicht angegeben
AVIFORM L50	OECD 301 A	28	89	[34]	8°C

Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB nach x Tagen)

Produkt	Testverfahren	Dauer (Tage)	BSB/ThSB (%)	Ref.	Bemerkungen
Natriumformiat	Geschlossener Flaschentest Inoculum nicht spezifiziert	14	89	[27]	10°C
AVIFORM L50	Geschlossener Flaschentest Inoculum nicht spezifiziert	14	90	[27]	10°C
AVIFORM L50	BSB ₁₂ -Test (keine Testrichtlinie erwähnt)	12	8	[27]	20°C
AVIFORM L50	DIN EN 38409 H51	5	7	[25]	20°C
AVIFORM L50	APHA Standard Methoden (SMI Report AMS 1435)	5	82	[25]	20°C
AVIFORM S-SOLID	DIN EN 38409 H51	5	8	[26]	20°C
AVIFORM S-SOLID	APHA Standard Methoden (SMI Report AMS 1431B)	5	80	[26]	20°C

AcetateStandardtests

Produkt	Testverfahren	Testdauer (Tage)	Abbaubarkeit (%)	Ref.	Bemerkungen
Na-Acetat	EU Methode C4 A (DOC Die away Test)	28	86 % (7 d) 99% (28 d)	[12]	21.5-22.5 °C

Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB nach x Tagen)

Produkt	Testverfahren	Testdauer (Tage)	BSB/ThSB (%)	Ref.	Bemerkungen
CMA	EPA 410.1	20	53	Internet	bei 2°C
CMA	EPA 410.1	20	89	Internet	bei 10°C
CMA	eigene Methode mit Bakterien aus Abwasser	5	96	[5]	bei 20°C
CMA	eigene Methode mit Bakterien aus Abwasser	5	73	[5]	bei 10°C
CMA	eigene Methode mit Bakterien aus Abwasser	5	70	[5]	bei 6°C
CMA	eigene Methode mit Bakterien aus Abwasser	5	0	[5]	bei 2°C
Na-Acetat	CSB: ASTM D1252-88(B), BSB: modifizierter 5210B)	15	100	[7]	bei 20°C, CSB und BSB beziehen sich auf das Produkt
Na-Acetat	CSB: ASTM D1252-88(B), BSB: modifizierter 5210B)	5; 15	90; 100	[7]	bei 5°C, CSB und BSB beziehen sich auf das Produkt
K-Acetat	CSB: ASTM D1252-88(B), BSB: modifizierter 5210B)	5	100	[7]	bei 20°C, CSB und BSB beziehen sich auf das Produkt
K-Acetat	CSB: ASTM D1252-88(B), BSB: modifizierter 5210B)	5	100	[7]	bei 5°C, CSB und BSB beziehen sich auf das Produkt

Harnstoff

Siehe Tab. 6; keine zusätzlichen Daten vorhanden.

GlykoleStandardtests

Produkt	Testverfahren	Test-dauer (Tage)	Abbaubarkeit (%)	Ref.	Bemerkungen
1,2-Ethandiol	OECD 301 A, DOC die-away test	10 d	DOC: 90-100%	[12]	Anfangskonzentrationen 20 und 53 mg C/L
1,2-Propandiol	OECD 301 F	28 d	O ₂ Zehrung 107% CO ₂ Produktion: 82%, DOC Elimination: 98%	[12]	bei 20°C, 10 Tage Fenster eingehalten
1,2-Propandiol	ähnlich wie APHA *	5 d	DOC Elimination: 100% (bei 19°C) DOC Elimination: 58% (bei 10°C)	[12]	
1,2-Propandiol	OECD 301 F	28 d	O ₂ Zehrung: 81% CO ₂ Evolution: 72%, DOC Elimination: 97%	[12]	bei 22°C, 10 Tage Fenster eingehalten
1,2-Propandiol	Boden Mikrokosmen	60 d	sandy loam 100%	[12]	anaerob, 25°C, Konzentration. 100 mg/kg
1,2-Propandiol	Boden Mikrokosmen	105 d	sandy loam 52%	[12]	anaerob, 25°C, Konzentration. 1000 mg/kg
1,2-Propandiol	Boden Mikrokosmen	104 d	sand: 96%,	[12]	anaerob, 25°C, Konzentration. 1000 mg/kg

Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB nach x Tagen)

Produkt	Testverfahren	Test-dauer (Tage)	BSB/ThSB (%)	Ref.	Bemerkungen
1,2-Propandiol	ähnlich wie APHA	5	25	[12]	
1,2-Propandiol	ASTM 5210B, modifiziert	5; 15	67; 75	[7]	bei 20°C
1,2-Propandiol	ASTM 5210B, modifiziert	15; 28	24; 67	[7]	bei 5°C
1,2-Ethandiol	ASTM 5210B, modifiziert	5; 28	24; 77	[7]	bei 20°C
1,2-Ethandiol	ASTM 5210B, modifiziert	28	17	[7]	bei 5°C

Anhang 3

Aquatische Toxizität

Anorganische Salze

Testorganismus	Testverfahren	Testdauer	Endpunkt	Toxizitätswert	Ref.	Stoff
<u>Algen</u>						
<i>Nitzschia</i> sp.	OECD 201	120 h	Zellzahl	EC ₅₀ : 2430 mg/L	[12]	NaCl
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	OECD 201	72 h	Biomasse	EC ₅₀ : 1000 mg/L	[12]	CaCl ₂
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	OECD 201	72 h	Wachstumsrate	EC ₅₀ : >4000 mg/L	[12]	CaCl ₂
<i>Desmodesmus subspicatus</i>	OECD 201	72 h	Wachstumsrate	EC ₅₀ : nicht toxisch, NOEC: 100 mg/L	[12]	MgCl ₂
<u>Daphnien</u>						
<i>Daphnia magna</i>	APHA	48 h	Immobilisierung/ Mortalität	LC ₅₀ : 874 mg/L	[12]	NaCl
<i>Daphnia</i> sp.	nicht angegeben	48 h	nicht angegeben	LC ₅₀ : 736-6030 mg/L (median 4660 mg/L)	[18]	NaCl
<i>Daphnia</i> sp.	nicht angegeben	48 h	nicht angegeben	EC ₅₀ : 403-2120 mg/L	[18]	NaCl
<i>Daphnia pulex</i>	OECD 211	21 d	Reproduktion	NOEC: 314 mg/L	[12]	NaCl
<i>Daphnia magna</i>	OECD 202	48 h	Immobilisierung	LC ₅₀ : 2400 mg/L, NOEC: 2000 mg/L	[12]	CaCl ₂
<i>Daphnia magna</i>	nicht erwähnt	21 d	Reproduktion Mortalität	EC ₅₀ : 610 mg/L, LC ₅₀ : 920 mg/L	[12]	CaCl ₂
<i>Daphnia magna</i>	nicht angegeben	48 h	Mortalität	LC ₅₀ : 548 mg/L	[12]	MgCl ₂
<i>Daphnia magna</i>	nicht angegeben	21 d	Reproduktion	EC ₁₀ : 321 mg MgCl ₂ /L	[12]	MgCl ₂
<u>Fische</u>						
<i>Lepomis macrochirus</i>	ASTM E729	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : 5840 mg/L	[12]	NaCl
Fische div.	nicht angegeben	96 h	nicht angegeben	LC ₅₀ : 1000-21'400 mg/L (median 7400 mg/L)	[18]	NaCl
<i>Pimephales promelas</i>	OECD 210	33 d	Mortalität	NOEC: 252 mg/L	[12]	NaCl
<i>Pimephales promelas</i>	EPA/600/4-90/027	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : 4630 mg/L	[12]	CaCl ₂
<i>Pimephales promelas</i>	EPA/600/4-90/027	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : 2119 mg MgCl ₂ /L	[12]	MgCl ₂
<u>Wasserlinsen</u>						
<i>Lemna</i>	OECD 221	5 d	Wachstumsrate	EC ₅₀ : 3100 mg/L	[30]	NaCl
<i>Lemna</i>	OECD 221	5 d	Chlorophyll a	EC ₅₀ : 3000 mg/L	[30]	NaCl
<i>Lemna</i>	OECD 221	5 d	Biomasse, frisch	EC ₅₀ : 2300 mg/L	[30]	NaCl
<u>Mikroorganismen</u>						
<i>Escherichia coli</i>	BSB Elimination	>5 d	Respirationsrate	NOEC: 5000 mg/L	[12]	NaCl
<i>Vibrio fischeri</i>	EN ISO 11348-3	30 min	Hemmung der Lumineszenz	nicht toxisch	[30]	NaCl
RET Enzym	RET assay	-	Enzymaktivität	EC ₅₀ : 600 mg/L	[30]	NaCl

Testorganismus	Testverfahren	Testdauer	Endpunkt	Toxizitätswert	Ref.	Stoff
<u>Amphibien</u>						
Eier von <i>Ambystoma maculatum</i>	Nicht bekannt	9 d	Gewichtsverlust	EC _{reversibel} : 145 mg/l, irreversibler Effekt bei 945 mg/L	[31]	NaCl
Larven von <i>Rana sylvatica</i>	ASTM und US EPA	24 h/ 96 h	Mortalität	LC ₅₀ 24 h: 9.12 g/L LC ₅₀ 96 h: 7.56 g/L	[22]	NaCl
Larven von <i>Rana sylvatica</i>	ASTM und US EPA	24 h/ 96 h	Mortalität	LC ₅₀ 24 h: 7.37 g/L LC ₅₀ 96 h: 7.11 g/L	[22]	MgCl ₂
Larven von <i>Rana sylvatica</i>	ASTM und US EPA	24 h/ 96 h	Mortalität	LC ₅₀ 24 h: 4.85 g/L LC ₅₀ 96 h: 3.98 g/L	[22]	CaCl ₂
Larven von <i>Ambystoma maculatum</i>	Nicht bekannt	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : 1.84 g/L	zitiert in [22]	NaCl
Larven von <i>Bufo americans</i>	Nicht bekannt	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : 6.14 g/L	zitiert in [22]	NaCl
Larven von <i>Bufo americans</i>	Nicht bekannt	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : 0.105 g/L	zitiert in [22]	MgCl ₂
Larven von <i>Hyla versicolor</i>	Nicht bekannt	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : 1.05 g/L	zitiert in [22]	NaCl
Larven von <i>Pseudacris crucifer</i>	Nicht bekannt	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : .4.43 g/L	zitiert in [22]	NaCl
Larven von <i>Rana clamitans</i>	Nicht bekannt	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : 0.406-4.86 g/L	zitiert in [22]	NaCl
Larven von <i>Rana clamitans</i>	Nicht bekannt	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : 0.116 g/L	zitiert in [22]	MgCl ₂
Larven von <i>Rana sylvatica</i> (3 Studien)	Nicht bekannt	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : 2.64-5.11 g/L	zitiert in [22]	NaCl
Larven von <i>Rana sylvatica</i>	Nicht bekannt	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : 0.23 g/L	zitiert in [22]	MgCl ₂

Formiate

Testorganismus	Testverfahren	Testdauer	Endpunkt	Toxizitätswert	Ref.	Stoff
<u>Algen</u>						
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	-	72 h	Wachstumsrate	EC ₂₀ : 807 mg/L EC ₅₀ : >1000 mg/L NOEC: 500 mg/L	[12]	Na-Formiat
<i>Desmodesmus subspicatus</i>	OECD 201	72 h	Wachstumsrate	IC ₁₀ : 900 mg/L IC ₅₀ 8100 mg/L	[26]	Aviform S-Solid
<i>Desmodesmus subspicatus</i>	OEDC 201	72 h	Wachstumsrate	EC ₅₀ : >1000 mg/L	zitiert in [25]	K-Formiat
<u>Daphnien</u>						
<i>Daphnia magna</i>	U.S. EPA	48 h	Mobilität	EC ₀ : 250 mg/L EC ₅₀ : >1000 mg/L NOEC: 120 mg/L	[12]	Na-Formiat
<i>Daphnia magna</i>	OECD 211	21 d	Reproduktion	NOEC ≥ 100 mg/L	[12]	read-across
<i>Daphnia magna</i>	OECD 202	48 h	Schwimmfähigkeit	EC ₅₀ : 640 mg/L	[26]	Aviform S-Solid

Umweltrelevanz organischer Aufbaumittel

Testorganismus	Testverfahren	Testdauer	Endpunkt	Toxizitätswert	Ref.	Stoff
<i>Daphnia magna</i>	EPA 40 CFR 797.1300	48 h	nicht angegeben	LC ₅₀ : 3000 mg/L	[26]	Aviform S-Solid
<i>Daphnia magna</i>	OECD 202	48 h	Schwimmfähigkeit	EC ₅₀ : 540 mg/L	zitiert in [25]	K-Formiat
<i>Daphnia magna</i>	EPA 40 CFR 797.1300	48 h	nicht angegeben	LC ₅₀ : 2500 mg/L	zitiert in [25]	Aviform L50
<i>Daphnia magna</i>	nicht angegeben	48 h	nicht angegeben	LC ₅₀ : 2500 mg/L	[2]	Viaform liquid
<u>Fische</u>						
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	EPA OTS 797.1400	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : ≥887 mg/L NOEC: ≥887 mg/L	[12]	Na-Formiat
<i>Pimephales promelas</i>	EPA OTS 797.1400	96 h	Mortalität	LC ₅₀ ≥954 mg/L NOEC ≥954 mg/L	[12]	Na-Formiat
<i>Leuciscus idus</i>	OECD 203	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : 63'000 mg/L	[25]	Aviform S-Solid
<i>Pimephales promelas</i>	EPA 40 CFR 797.1400	96 h	nicht angegeben	LC ₅₀ : 3375 mg/L	zitiert in [26]	Aviform S-Solid
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	OECD 203	96 h	nicht angegeben	LC ₁₀₀ : 5600 mg/L	zitiert in [26]	K-Formiat
<i>Leuciscus idus</i>	DIN 38412 Teil 15	48 h	Mortalität	LC ₅₀ : 32'00 mg/L	[25]	Aviform L50
<i>Pimephales promelas</i>	EPA 40 CFR 797.1400	96 h	nicht angegeben	LC ₅₀ : 1750 mg/L	zitiert in [26]	Aviform L50
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Regenbogenforelle)	nicht angegeben	48 h	nicht angegeben	LC ₅₀ : 4600 mg/L	[2]	Viaform liquid
<i>Pimephales promelas</i>	nicht angegeben	96 h	nicht angegeben	LC ₅₀ 1750 mg/L	[2]	Viaform liquid
<u>Mikroorganismen</u>						
Organismen in Klärschlamm	OECD 301 D	28 d	biologische Abbaubarkeit	NOEC: ≥22.1 mg/L	[12]	Na-Formiat
Organismen in Klärschlamm	OECD 301 D	28 d	biologische Abbaubarkeit	NOEC: ≥18 mg/L	[12]	K-Formiat
<i>Photobacterium phosphoreum</i>	Microtox	15 min	Lumineszenz	EC ₅₀ : >1000 mg/L	[3]	Aviform L50 und Aviform S-Solid
<i>Pseudomonas putida</i>	EN ISO 10712:1995	16 h	Hemmung der Zellvermehrung	EC ₁₀ : 0.5 g/L EC ₅₀ : 100 g/L	[26]	Aviform S-Solid
<i>Vibrio Fischeri</i>	ISO 11348	30 min	Hemmung der Lumineszenz	EC ₅₀ : 3500 mg/L	[30]	K-Formiat
<i>Pseudomonas putida</i>	EN ISO 10712:1995	16 h	Hemmung der Zellvermehrung	EC ₁₀ : 56'700 mg/L EC ₅₀ : 71'600 mg/L	[25]	Aviform L50
<u>Wasserlinsen</u>						
<i>Lemna</i>	OECD 221	5 d	Anzahl, „fronds“	EC ₅₀ : 38 mg/L	[30]	K-Formiat
<i>Lemna</i>	OECD 221	5 d	Chlorophyll a	EC ₅₀ : 34 mg/L	[30]	K-Formiat
<i>Lemna</i>	OECD 221	5 d	Biomasse, frisch	EC ₅₀ : 31 mg/L	[30]	K-Formiat

Acetate

Testorganismus	Testverfahren	Testdauer	Endpunkt	Toxizitätswert	Ref.	Stoff
<u>Algen</u>						
<i>Skeletonema costatum</i>	ISO 10253	72 h	Wachstumsrate	EC ₅₀ : >1000 mg/L NOEC: 1000 mg/L	[12]	K-Acetat
<u>Daphnien</u>						
<i>Daphnia magna</i>	EPA 600/4-85-013	48 h	Mortalität	LC ₅₀ >1000 mg/L	SDB im Internet	CMA
<i>Daphnia magna</i>	OECD 202	24 h 48 h	Mobilität	EC ₅₀ : >1000 mg/L/ EC ₅₀ : >1000 mg/L	[12]	Na-Acetat
<i>Daphnia magna</i>	OECD 202	24 h 48 h	Mobilität	EC ₅₀ : >919 mg/L/ EC ₅₀ : 919 mg/L	[12]	K-acetat
<u>Fische</u>						
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	EPA 600/4-85-013	96 h	Mortalität	LC ₅₀ >1000 mg/L	SDB im Internet	CMA
<i>Danio rerio</i>	OECD 203	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : >100 mg/L	[12]	Na-Acetat
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	OECD 203	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : >1000 mg/L, NOEC: 1000 mg/L	[12]	K-Acetat
<i>Danio rerio</i>	OECD 203	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : >992.7mg/L	[12]	K-Acetat
<i>Danio rerio</i>	OECD 203	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : >496 mg/L	[12]	K-acetat
<i>Cyprinodon variegatus</i>	modif. OECD 203	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : >1000 mg/L, NOEC: 1000 mg/L	[12]	K-Acetat
<i>Danio rerio</i>	OECD 203 (read across)	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : >87 mg/L	[12]	Mg-Acetat
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	OECD 203 (read across)	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : >363 mg/L, NOEC: 363 mg/L	[12]	Mg-Acetat
<i>Danio rerio</i>	OECD 203 (read across)	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : >360 mg/L	[12]	Mg-Acetat
<i>Cyprinodon variegatus</i>	OECD 203 (read across)	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : >363 mg/L NOEC: 363 mg/L	[12]	Mg-Acetat
<u>Mikroorganismen</u>						
<i>Pseudomonas putida</i>	DIN 38412, Teil 8	16 h	Zellvermehrung	EC ₁₀ : 3.5 g/L EC ₅₀ : 7.2 g/L	[12]	Mg-Acetat
<i>Pseudomonas putida</i>	DIN 38412, Teil 8 (read across)	16 h	Wachstumshemmung	EC ₁₀ : 3.04 g/L EC ₅₀ : 6.25 g/L	[12]	Mg-Acetat
<u>Amphibien</u>						
Larven von <i>Rana sylvatica</i>	ASTM und US EPA	24 h 96 h	Mortalität	LC ₅₀ 24 h: 3.43 g/L LC ₅₀ 96 h: 3.23 g/L	[22]	CMA
Larven von <i>Rana sylvatica</i>	ASTM und US EPA	24 h 96 h	Mortalität	LC ₅₀ 24 h: 7.03 g/L LC ₅₀ 96 h: 4.23 g/L	[22]	K-Acetat
Larven von <i>Rana sylvatica</i>	unbekannt	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : 0.48 g/L	[22]	Ca-Diacetat
Larven von <i>Rana sylvatica</i>	unbekannt	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : 6.61 g/L	[22]	Mg-Diacetat

Harnstoff

Testorganismus	Testverfahren	Testdauer	Endpunkt	Toxizitätswert	Ref.	Stoff
<u>Algen</u>						
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	keine Angabe	7 d	Wachstumsrate	>10'000 mg/L	[12]	Harnstoff
<i>Microcystis aeruginosa</i> ,	keine Angabe	8 d	Biomasse	>47 mg/L	[12]	Harnstoff
<u>Daphnien</u>						
<i>Daphnia magna</i>	DIN 38412 Teil 11	24 h	Mobilität	EC ₅₀ : >10'000 mg/L	[12]	Harnstoff
Daphnien (2 Studien)	nicht angegeben	48 h	nicht angegeben	LC ₅₀ : 3910-6570 mg/L	[18]	Harnstoff
<u>Fische</u>						
<i>Leuciscus idus melanotus</i> ,		48 h	Mortalität	LC ₅₀ >10'000 mg/L	[12]	Harnstoff
<i>Leuciscus idus</i> ,	keine Angabe	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : >6810 mg/L	[12]	Harnstoff
<i>Barilius barna</i>	keine Angabe	96 h	Mortalität	LC ₅₀ >9100 mg/L	[12]	Harnstoff
<i>Tilapia mossambica</i>	OECD 203	96 h	Mortalität	LC ₅₀ 22'500 mg/L	[12]	Harnstoff
Fische aus 24 Studien	keine Angabe	96 h	nicht angegeben	LC ₅₀ : 5-22'500 mg/L (median 99 mg/L)	[18]	Harnstoff
<u>Mikroorganismen</u>						
<i>Entosiphon sulcatum</i> (Protozoa)	keine Angabe	72 h	Wachstumshemmung	„toxicity threshold“: 29 mg/L	[12]	Harnstoff
<i>Pseudomonas putida</i>	keine Angabe	16 h	Wachstumshemmung	„>10'000 mg/L	[12]	Harnstoff
<u>Amphibien</u>						
Larven von <i>Rana sylvatica</i>	ASTM und US EPA	24 h/ 96 h	Mortalität	LC ₅₀ 24 h: 14.63 g/L LC ₅₀ 96 h: 14.29 g/L	[22]	Harnstoff

Glykole

Testorganismus	Testverfahren	Testdauer	Endpunkt	Toxizitätswert	Ref.	Stoff
<u>Algen</u>						
<i>Selenastrum capricornutum</i>	US EPA	96 h	Zellwachstum	IC ₅₀ : 20'630 mg/L, NOEC: 20'000 mg/L	[36]	1,2-Propandiol
<i>Selenastrum capricornutum</i>	OECD 201	48 h/ 72 h/ 96 h	Wachstumsrate	EC ₅₀ 48 h: 34'100 mg/L EC ₅₀ 72 h: 24'200 mg/L EC ₅₀ : 96 h: 19'000 mg/L	[12]	1,2-Propandiol
<i>Skeletonema costatum</i>	OECD 201	14 d	Wachstumsrate	EC ₅₀ 48 h: 19'000 mg/L EC ₅₀ 72 h: 19'300 mg/L EC ₅₀ : 96 h: 19'100 mg/L EC ₅₀ : 14 d: < 5300 mg/L	[12]	1,2-Propandiol
<i>Selenastrum capricornutum</i>	OECD 201	14 d	Wachstumsrate	EC ₅₀ : 18'100 mg/L NOEC: 15'000 mg/L	[42]	1,2-Propandiol
<i>Skeletonema costatum</i>	OECD 201	14 d	Wachstumsrate	EC ₅₀ : < 5300 mg/L NOEC: < 5300 mg/L	[42]	1,2-Propandiol
<i>Selenastrum capricornutum</i>	US EPA	96 h	Zellwachstum	IC ₅₀ : 10'940 mg/L, NOEC: 10'000 mg/L	[12] [36]	1,2-Ethandiol
<u>Wasserlinsen</u>						
<i>Lemna minor</i>	-	96 h	„frond growth“/ Chlorophyll a	IC ₅₀ : 44'100 / 38'240 mg/L, NOEC: 2500 / 10'000 mg/L	[36]	1,2-Propandiol
<i>Lemna minor</i>	-	96 h	„frond growth“/ Chlorophyll a	IC ₅₀ : 47'750 / 36'290 mg/L, NOEC: 5000 / 10'000 mg/L	[36]	1,2-Ethandiol
<u>Daphnien</u>						
<i>Americamysis bahia</i> (im Meer lebend)	TSCA 797.1950	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : 18'800 mg/L	[12]	1,2-Propandiol
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	EPA 600/4-90/0-27	48 h	Mortalität	LC ₅₀ : 18'340 mg/L	[12]	1,2-Propandiol
<i>Daphnia magna</i>	-	48 h	Schwimmfähigkeit	EC ₅₀ >10'000 mg/L	SDB Internet	1,2-Propandiol
<i>Daphnia magna</i>	OECD 202	48 h	Mortalität	LC ₅₀ : 43'500 mg/L	[42]	1,2-Propandiol
<i>Ceriodaphnia sp.</i>	-	48 h	Mortalität	LC ₅₀ : 18'340 mg/L, NOAEC 13020 mg/L	[42]	1,2-Propandiol
Daphnien	(5 Studien)	48 h	nicht angegeben	LC ₅₀ : 1020-18'300 mg/L (median 5120 mg/L)	[18]	1,2-Propandiol
<i>Ceriodaphnia sp.</i>	EPA 600/4-89/001	7 d.	Reproduktion	IC ₂₅ : 13'470 mg/L, NOEC 13'020 mg/L	[12]	1,2-Propandiol
<i>Daphnia magna</i>	OECD 202	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀ : > 100 mg/L	[12]	1,2-Ethandiol
Daphnien	(22 Studien)	48 h	nicht angegeben	LC ₅₀ : 6900-1'000'000 mg/L (median 41'000 mg/L)	[18]	1,2-Ethandiol
<u>Fische</u>						
<i>Pimephales promelas</i>	nicht angegeben	96 h	Mortalität	NOEC: 52'930 mg/L	SDB Internet	1,2-Propandiol
<i>Pimephales promelas</i>	OECD 203	96 h	Mortalität	LC ₅₀ 46'500 mg/L	[42]	1,2-Propandiol

Umweltrelevanz organischer Aufbaumittel

Testorganismus	Testverfahren	Testdauer	Endpunkt	Toxizitätswert	Ref.	Stoff
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Environm. Canada (1990)	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : 40'613 mg/L	[12]	1,2-Propandiol
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	OECD 203	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : 51'600 mg/L	[42]	1,2-Propandiol
Fische (4 Studien)	nicht angegeben	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : 710-55'800 mg/L (median 5120 mg/L)	[18]	1,2-Propandiol
<i>Pimephales promelas</i>	EPA 600/4-90/027	96 h	Mortalität	LC ₅₀ 72'860 mg/L	[12]	1,2-Ethandiol
Fische (12 Studien)	nicht angegeben	96 h	Mortalität	LC ₅₀ : 8050-72'900 mg/L (median 54'700 mg/L)	[18]	1,2-Ethandiol
<i>Pimephales promelas</i>	EPA 600/4-89/001	7 d	Gewicht/ Mortalität	NOEC: 15'380 mg/L IC ₂₅ : 22'520 mg/L; NOEC Mortalität: 32'000 mg/L	[12]	1,2-Ethandiol
<u>Mikroorganismen</u>						
<i>Pseudomonas putida</i>	DIN 38412, Teil 8	18 h	Zellvermehrung	NOEC: >20'000 mg/L	[12]	1,2-Propandiol,
<i>Pseudomonas putida</i>	DIN 38412, Teil 8	16 h	Zellvermehrung	EC ₅ : 10'000 mg/L	[12]	1,2-Ethandiol
Belebtschlamm	ISO 8192	30 min	Hemmung der O ₂ Zehrung	EC ₂₀ : >1995 mg/L (read across)	[12]	1,2-Ethandiol

Anhang 4

Terrestrische Toxizität

Anorganische Salze

Testorganismus	Testverfahren	Testdauer	Endpunkt	Toxizitätswert	Ref.	Stoff
<u>Bodenorganismen</u>						
<i>Bombyx mori</i>	-	24 h	Mortalität	LD ₅₀ : 8900 ppm	[12]	NaCl
<i>Eisenia fetida</i>	analog OECD 207	14 d	Mortalität	NOEC: 1792 mg/kg LOEC: 5728 mg/kg LC ₁₀ : 3072 mg/kg LC ₅₀ : 3296 mg/kg	[12]	NaCl
<i>Eisenia fetida</i>	analog OECD 207	14 d	Mortalität	LC ₅₀ : 11.18 g/kg, 17.2 g/L NOEC: 6.5 g/kg, 10 g/L	[37]	NaCl
<i>Eisenia fetida</i>	OECD 222	10 w	Reproduktion Mortalität	LOEC Reproduktion: 1169 mg/kg Boden LOEC Mortalität: 4675 mg/kg Boden, NOEC Mortalität: 3507 mg/kg Boden	[12]	NaCl
<u>Pflanzen</u>						
Gehölze	-	n.v.	sichtbare Schäden an Gehölzen	„LOEC“ Bodenkonzentration: 600 mg/kg Cl ⁻ , 1200 mg/kg Na ⁺	zitiert in [41]	NaCl
<i>Allium cepa</i>	-	4 d	Wurzellänge	EC ₅₀ : 6000 mg/L	[30]	NaCl
<i>Hordeum vulgare</i>	OECD 208	7 d	Keimung / Wachstum	Keimung: IC ₅₀ : 19.2 g/kg, 32 g/L, Wachstum: NOEC: 1.92 g/kg, 3.2 g/L	[37]	NaCl
<i>Festuca rubra</i>	OECD 208	7 d	Keimung / Wachstum	Keimung: IC ₅₀ : 8.04 g/kg, 13.4 g/L Wachstum NOEC: 0.006 g/kg, <0.01 g/L	[37]	NaCl
<i>Lepidium sativum</i>	OECD 208	7 d	Keimung / Wachstum	Keimung: IC ₅₀ : 6 g/kg dw, > 10 g/L Wachstum: NOEC: 0.06 g/kg dw, < 0.1 g/L	[37]	NaCl
<i>Poa pratensis</i>	OECD 208	7 d	Wachstum	Wachstum: NOEC: 243 mg/kg dw	[12][37]	NaCl
<i>Poa pratensis</i>	OECD 208	7 d	Keimung / Wachstum	Keimung: IC ₅₀ : 0.06 g/kg, < 0.1 g/L Wachstum: NOEC: 0.108 g/kg, 0.18 g/L	[37]	NaCl
<i>Atriplex calotheca, Atriplex hortensis</i>	-	90 d	Spross (shoot)	LOEL: 6000 mg/L	[44]	NaCl
<i>Glycine max.</i>	-	n.v.	Blatt / Knöllchen oder Wurzel	LOEL 1280 kg/ha / LOEL 640 kg/ha	[44]	NaCl
<i>Malus pumila</i>	-	n.v.	Fruchtfestigkeit / Fruchtbildung / Blütenstände	LOEL: 20 ml/L / LOEL: 30 g/L / LOEL: 30 g/L	[44]	NaCl

Formiate

Testorganismus	Test- verfahren	Test- dauer	Endpunkt	Toxizitätswert	Ref.	Stoff
<u>Bodenorganismen</u>						
<i>Eisenia fetida</i>	ähnlich OECD/US EPA	14 d	Mortalität	LC ₅₀ : 10.92 g/kg, 16.8 g/L NOEC: 6 g/kg, 10 g/L	[37]	Na- Formiat
<u>Pflanzen</u>						
<i>Hordeum vulgare</i>	OECD 208	7 d	Keimung / Wachstum	Keimung IC ₅₀ : 19.2 g/kg, 32 g/L Wachstum: NOEC: < 0.192 g/kg, < 0.32 g/L	[37]	Na- Formiat
<i>Festuca rubra</i>	OECD 208	7 d	Keimung / Wachstum	Keimung IC ₅₀ : 8.04 g/kg, 13.4 g/L Wachstum: NOEC: 1.92 g/kg, 3.2 g/L	[37]	Na- Formiat
<i>Lepidium sativum</i>	OECD 208	7 d	Keimung / Wachstum	Keimung IC ₅₀ : 6 g/kg, >10 g/L, Wachstum NOEC: 1.92 g/kg, 3.2 g/L	[37]	Na- Formiat
<i>Poa pratensis</i>	OECD 208	7 d	Keimung / Wachstum	Keimung IC ₅₀ : 0.06 g/kg, <0.1 g/L, Wachstum NOEC: 0.336 g/kg, 0.56 g/L	[37]	Na- Formiat
<i>Alliu cepa</i>	-	4 d	Wurzellänge	EC ₅₀ : 50 mg/L	[30]	K- Formiat
in vitro, (RET enzyme)	RET assay	-	Enzym- aktivität	EC ₅₀ : 1200 mg/L	[30]	K- Formiat

Acetate

Testorganismus	Test- verfahren	Test- dauer	Endpunkt	Toxizitätswert	Ref.	Stoff
<u>Bodenorganismen</u>						
<i>Eisenia fetida</i>	ähnlich OECD/US EPA	14 d	Mortalität	LC ₅₀ : 21.48 g/kg, 35.8 g/L NOEC: 11.7 g/kg, 18 g/L	[37]	CMA
<u>Pflanzen</u>						
<i>Hordeum vulgare</i>	OECD 208	7 d	Keimung / Wachstum	Keimung: IC ₅₀ : .33.6 g/kg, 56 g/L Wachstum: NOEC: 6 g/kg, 10 g/L	[37]	CMA
<i>Festuca rubra</i>	OECD 208	7 d	Keimung / Wachstum	W-Keimung: IC ₅₀ : > 19.2 g/kg, > 32.0 g/L Wachstum: NOEC: 0.006 g/kg, 0.01 g/L	[37],	CMA
<i>Lepidium sativum</i>	OECD 208	7 d	Keimung / Wachstum	W-Keimung: IC ₅₀ : 33.6 g/kg, 56 g/L Wachstum: NOEC: , 1.92 g/kg, 3.2 g/L	[37]	CMA

Testorganismus	Testverfahren	Testdauer	Endpunkt	Toxizitätswert	Ref.	Stoff
<i>Poa pratensis</i>	OECD 208	7 d	Keimung / Wachstum	W-Keimung: IC ₅₀ : < 0.06 g/kg dw, <0.1 g/L, Wachstum: NOEC: 0.336 g/kg dw, 0.56 g/L	[37]	CMA

Harnstoff

Testorganismus	Testverfahren	Testdauer	Endpunkt	Toxizitätswert	Ref.	Stoff
<u>Bodenorganismen</u>						
<i>Meloidogyne javanica</i>	-	49 d	Population	NOEL: 300 mg/kg	zitiert in [44]	Harnstoff
<i>Haemonchus contortus</i>	-	8d	Mortalität	LC ₅₀ : 1550 mg/kg	zitiert in [44]	Harnstoff
<u>Pflanzen</u>						
Glycine max. (L.) Merr. (Sojabohne),	keine Leitlinie angewendet	7 d	Nekrose an Blattspitze (1)	NOEC: 9 mg/Blatt/d	[12]	Harnstoff
Malus sp. (Apfel)	unbekannt	nicht angegeben	Pollen	NOEL: 460 mg/L	zitiert in [44]	Harnstoff

Glykole

Testorganismus	Testverfahren	Testdauer	Endpunkt	Toxizitätswert	Ref.	Stoff
<u>Bodenorganismen</u>						
-						
<u>Pflanzen</u>						
<i>Lolium perenne</i> (eine Grasart)	US EPA	120 h	Sprössling, Wurzellänge, Stängellänge	Sprössling IC ₅₀ : 39'560 mg/L, NOEC: 15'000 mg/L Wurzellänge IC ₅₀ : 19'110 mg/L, NOEC: 405 mg/L Stängellänge IC ₅₀ : 9890 mg/L, NOEC: 1350 mg/L	[36]	1,2-Propandiol
<i>Lactuca sativa</i> (Kopfsalat)	US EPA	120 h	Sprössling, Wurzellänge, Stängellänge	Sprössling IC ₅₀ : 49'330 mg/L, NOEC: 4500 mg/L Wurzellänge IC ₅₀ : 26'240 mg/L, NOEC: 1350 mg/L Stängellänge IC ₅₀ : 22'570 mg/L, NOEC: < 405 mg/L	[36]	1,2-Propandiol

Testorganismus	Test- verfahren	Test- dauer	Endpunkt	Toxizitätswert	Ref.	Stoff
<i>Lolium perenne</i> (eine Grasart)	US EPA	120 h	Sprössling, Wurzellänge, Stängellänge	Sprössling IC ₅₀ : 32'400 mg/L, NOEC: 14'000 mg/L Wurzellänge IC ₅₀ : 4680 mg/L, NOEC: 1323 mg/L Stängellänge IC ₅₀ : 10'360 mg/L, NOEC: 1323 mg/L	[36]	1,2- Ethandiol
<i>Lactuca sativa</i> (Kopfsalat)	US EPA	120 h	Sprössling, Wurzellänge, Stängellänge	Sprössling IC ₅₀ : 60'000 mg/L, NOEC: 22'500 mg/L Wurzellänge IC ₅₀ : 34'030 mg/L, NOEC: 600 mg/L Stängellänge IC ₅₀ : 26'530 mg/L, NOEC:600 mg/L	[36]	1,2- Ethandiol