

ZÜRCHER HOCHSCHULE FÜR ANGEWANDTE WISSENSCHAFTEN  
DEPARTEMENT LIFE SCIENCES UND FACILITY MANAGEMENT  
INSTITUT UMWELT UND NATÜRLICHE RESSOURCEN

## **Ermittlung relevanter Messparameter für die Sickerwasserbeprobung von Typ B Deponien**



Bachelorarbeit

von

Dagan Jona

Bachelorstudiengang 2014

Abgabedatum 26. Oktober 2017

Studienrichtung BSc Umweltingenieurwesen

Fachkorrektoren:

Prof. Dr. Rolf Krebs

Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften, Departement Life Sciences und Facility Management, Institut Umwelt und natürliche Ressourcen, Grüental, 8820 Wädenswil

Dr. Luzius Jean Petit Matile

Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften, Departement Life Sciences und Facility Management, Institut Umwelt und natürliche Ressourcen, Grüental, 8820 Wädenswil

# **Impressum**

## **Titelbild**

Sickerwasseransammlung auf einer Typ B Deponie. Foto: Dagan, J.

## **Schlagwörter**

Messparameter, Sickerwasser, Typ B Deponie

## **Keywords**

measurement parameters, leachate, type B landfill

## **Zitiervorschlag**

Dagan, J. (2017). Ermittlung relevanter Messparameter für die Sickerwasserbeprobung von Typ B Deponien. Bachelorarbeit. Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW, Wädenswil. (Unveröffentlicht)

## **Autor**

Dagan Jona

Farbstrasse 27D

3076 Worb

jonadagan0@gmail.com

## **Herausgeber**

ZHAW Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften

LSFM Departement Life Sciences und Facility Management

IUNR Institut für Umwelt und natürliche Ressourcen

Grüental / Postfach

CH-8820 Wädenswil

## Zusammenfassung

Laut Schweizerischer Verordnung über die Vermeidung und Entsorgung von Abfällen (VVEA) sind Inhaberinnen und Inhaber von Abfallanlagen verpflichtet diese so zu betreiben, dass möglichst keine negativen Einwirkungen auf die Umwelt entstehen. Um dies zu garantieren, müssen regelmässig Emissionsmessungen des Sickerwassers durchgeführt werden. Die dazu verwendeten Messparameter sind kantonal variierend und es ist unklar, welche Relevanz die einzelnen Parameter aufweisen. In vorliegender Arbeit wird diese Wissenslücke für die Sickerwasserbeprobung von Typ B Deponien geschlossen. Es wird aufgezeigt, welche Messparameter von Bedeutung sind und daraus resultierend ein Monitoringprogramm für die Sickerwasserbeprobung von Typ B Deponien vorgeschlagen.

Um die Relevanz der Parameter zu ermitteln, wurden Sickerwassermessdaten aus 17 Typ B Deponien zusammengetragen und einzelne Messparameter in einer Risikoabschätzung bewertet. Die Untersuchungen zeigten, dass im Sickerwasser dieser Typ B Deponien gesamthaft 196 verschiedene Messparameter analysiert wurden. Dabei stellte sich heraus, dass einige Messparameter relevanter in der Überwachung des Sickerwassers sind als andere. Des Weiteren hat die Risikoabschätzung aufgezeigt, dass das Sickerwasser je nach Einleitort unterschiedlich zu beproben ist, da verschiedene Einleitbedingungen vorliegen. Beim Einleitung in eine öffentliche Kanalisation, erwies der Parameter Sulfat die grösste Relevanz. Wird das Sickerwasser in ein Oberflächengewässer eingeleitet, sind neben den gängigen chemisch-physikalischen Parametern die Messparameter DOC, Chrom(VI) (gelöst), Nitrit und Zinn (gesamt) von besonderer Wichtigkeit.

Das vorgeschlagene Monitoringprogramm kann jedoch nicht universell verwendet werden, da jede Typ B Deponie individuelle Sickerwassereigenschaften aufweist. Das liegt zum einen am unterschiedlichen abgelagerten Material (z.B. leichtverschmutzter Aushub oder Mischabbruch). Zum anderen daran, dass Typ B Deponien grundsätzlich keine Basis- und Flankenabdichtung aufweisen. Dadurch kann das Sickerwasser durch Fremdwassereintritt zusätzlich verändert werden. Daher ist das vorgeschlagene Monitoringprogramm deponiespezifisch anzupassen.

## Abstract

According to the Swiss regulation on the prevention and disposal of waste (VVEA), holders of waste plants are obliged to operate in a way that as little negative impacts as possible occur on the environment. To ensure this, emission measurements of leachate water must be carried out regularly. However, the used measurement parameters are cantonal non-uniform and it is unclear how relevant the individual parameters are. The presented work addresses this knowledge gaps for type B landfills. It shows which measurement parameters are relevant and from those findings, a monitoring program for the leachate sampling of type B landfills is proposed.

For this purpose, leachate water data from 17 type B landfills sites were collected and individual measurement parameters were evaluated in a risk assessment.

The results have shown that in the leachate water of those type B landfills 196 different measurement parameters were analysed. It turned out that some measurement parameters are more relevant than others. Furthermore, the risk assessment has demonstrated that the leachate water should be sampled differently, according to the discharge location. When discharged into a public sewage system, the parameter sulphate proved to be the most relevant measuring parameter. When discharged into surface water the usual chemical-physical measuring parameters and additionally the parameters DOC, chromium (VI) (dissolved), nitrite and tin (total) are particularly relevant.

Depending on the deposited material (for example, slightly polluted excavation or mixed demolition), the leachate water has different, landfill specific characteristics. Since type B landfills generally do not have a base and flank seal, differences in the properties of leachate water can be increased by the addition of external water. For these reasons, the leachate water characteristics of each landfill are unique and the therefore proposed monitoring program should be adapted specifically to each landfill.

## Danksagung

Für die Unterstützung bei der vorliegenden Arbeit möchte ich mich bei folgenden Personen und Institutionen bedanken:

- Rolf Krebs und Luzius Jean Petit Matile für die Korrektur, Betreuung und Unterstützung bei der Arbeit.
- Monika van den Broek vom Amt für Umwelt des Kantons Appenzell Ausserrhoden für die Möglichkeit diese Arbeit zu schreiben.
- Bei den Umweltämtern der Kantone Aargau, Appenzell Ausserrhoden, Glarus, Schaffhausen, St. Gallen, Thurgau und dem Fürstentum Lichtenstein sowie den jeweiligen Deponebetreibenden für die Zurverfügungstellung der Messdaten.
- Der Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften (ZHAW) für die Möglichkeit diese Arbeit zu realisieren.

## Verwendete Abkürzungen

AltIV	Schweizerische Verordnung über die Sanierung von belasteten Standorten, Altlastenverordnung vom 26. August 1998. SR 814.680
ARA	Abwasserreinigungsanlage
BSB <sub>5</sub>	Biochemischer Sauerstoffbedarf
DOC	Dissolved Organic Carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
EDI	Eidgenössisches Departement des Innern
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
FOCI	Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe
GUS	Gesamte ungelöste Stoffe
GSchG	Schweizerisches Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer, Gewässerschutzgesetz vom 24. Januar 1991. SR 814.20
GschV	Schweizerische Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998. SR 814.201
PNEC	Predicted No Effect Concentration (Konzentration in der Umwelt, bei welcher keine negativen Auswirkungen zu erwarten sind)
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PUT	Purge and Trap (Verfahren zur Bestimmung von flüchtigen organischen Substanzen)
USG	Schweizerisches Bundesgesetz über den Umweltschutz, Umweltschutzgesetz vom 7. Oktober 1983. SR 814.01
VBSA	Verband Schweizerischer Abfallbehandlungsanlagen
VOX	Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe
VSA	Verband Schweizerischer Gewässerschutzfachleute
VVEA	Schweizerische Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen, Abfallverordnung vom 4. Dezember 2015, SR 814.600

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung</b> .....	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>Grundlagen Typ B Deponien</b> .....	<b>12</b>
2.1	Rechtliche Grundlagen bei der Einleitung des Deponiesickerwassers.....	12
2.1.1	Einleitung in ein Oberflächengewässer.....	12
2.1.2	Einleitung in eine öffentliche Kanalisation.....	13
2.1.3	Anforderungen an das Sickerwasser.....	14
2.2	Beprobung des Sickerwassers .....	17
2.3	Messparameter .....	17
2.3.1	Gesetzlich einzuhaltende Parameter.....	18
2.3.2	Weitere Parameter.....	24
<b>3</b>	<b>Methode</b> .....	<b>30</b>
3.1	Datengrundlage .....	30
3.2	Vorgehen .....	30
3.2.1	Aufbereitung der Daten.....	30
3.2.2	Risikoabschätzung.....	31
<b>4</b>	<b>Ergebnisse</b> .....	<b>35</b>
4.1	Erfasste Messparameter.....	35
4.2	Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen .....	37
4.2.1	Gesetzlich einzuhaltende Parameter.....	37
4.2.2	Weitere Parameter.....	43
4.3	Risikoabschätzung.....	50
<b>5</b>	<b>Diskussion</b> .....	<b>54</b>
5.1	Vorgeschlagenes Messprogramm .....	54
5.1.1	Einleitung in ein Oberflächengewässer.....	54
5.1.2	Einleitung in eine öffentliche Kanalisation.....	56
5.2	Bemerkungen zu Messparametern.....	56
5.2.1	BSB <sub>5</sub> .....	56
5.2.2	DOC.....	56
5.2.3	pH-Wert.....	57
5.2.4	Wassertemperatur.....	58
5.2.5	Durchsichtigkeit nach Snellen und nephelometrische Trübung.....	58
5.2.6	GUS.....	59

5.2.7	Schwermetalle: Arsen, Blei, Cadmium, Kobalt, Kupfer, Molybdän, Nickel, Silber und Zink.....	59
5.2.8	Chrom.....	60
5.2.9	Zinn (gesamt).....	60
5.2.10	Cyanide (frei).....	61
5.2.11	Gesamte Kohlenwasserstoffe.....	61
5.2.12	Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (FOCl) und leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (VOX).....	61
5.2.13	Sensorische Parameter.....	61
5.2.14	Leitfähigkeit.....	62
5.2.15	Stickstoffverbindungen.....	62
5.2.16	Sulfat.....	63
5.3	Methode.....	64
5.4	Schlussfolgerung.....	64
5.5	Ausblick.....	65
<b>6</b>	<b>Literaturverzeichnis.....</b>	<b>66</b>
	<b>Abbildungsverzeichnis.....</b>	<b>70</b>
	<b>Tabellenverzeichnis.....</b>	<b>72</b>
	<b>Anhang.....</b>	<b>73</b>



# 1 Einleitung

## **Abfallablagerung bis Anfang der Siebziger**

Bis in die sechziger Jahre wurden in der Schweiz Abfälle ohne Bedenken in Vertiefungen, an Berghängen oder auf Halden entsorgt. In solchen «Müllkippen» entstanden ungeordnete Deponien, in welchen meist ohne behördliche Genehmigung wild abgelagert wurde. Das Fehlen jeglicher Schutzmassnahmen führte zu starken Belastungen des Grund- und Oberflächenwassers, da das Niederschlagswasser ungehindert versickerte. Dabei wurden Schadstoffe aus der Deponie in die Umwelt transportiert (BAFU, 1986; Bliefert, 2002). Erst das Inkrafttreten des Gewässerschutzgesetzes (GSchG) Anfang der siebziger Jahre verbot die wilden Deponien und beauftragte die Kantone zu deren Sanierung (BAFU, 1986). Dies führte zur Entstehung von geordneten Deponien, in welchen Abfälle systematisch, kontrolliert und endgültig eingelagert werden (Art. 3 Abs. f VVEA).

## **Abfallablagerung heute**

Nach Artikel 30 Absatz 1 und 2 USG gelten heute in der Schweiz die folgenden Grundsätze im Umgang mit Abfall: Die Erzeugung von Abfall soll möglichst vermieden und die anfallenden Abfälle weitmöglichst wiederverwertet werden. Des Weiteren müssen nicht verwertbare Abfälle, nach Absatz 3 desselben Artikels, umweltverträglich und wenn möglich im Inland entsorgt werden. Diese Entsorgung kann als Ablagerung stattfinden, jedoch nur auf einer bewilligten Deponie (Art. 30e Abs. 1 USG).

Massgebende Gesetzeswerke sind das Bundesgesetz über den Umweltschutz (Umweltschutzgesetz, USG), die Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen (Abfallverordnung, VVEA), die Verordnung über die Sanierung von belasteten Standorten (Altlasten-Verordnung, AltIV) sowie für den Umgang mit Grund- und Sickerwasser die Gewässerschutzverordnung (GSchV). Diese stellen präzise und verbindliche Anforderungen an die Errichtung und den Betrieb der Deponie sowie deren Nachsorge. Ziel dieser Anforderungen ist es die negativen Umwelteinflüsse der Deponien zu minimieren.

## **Typ B Deponien**

Laut VVEA werden Deponien, nach Eigenschaften der abgelagerten Abfälle, als fünf Deponie-typen (A bis E) klassifiziert. Typ B Deponien wurden früher als Inertstoffdeponien bezeichnet. In diesen dürfen «inerte» Abfälle (inert bedeutet träge, unbeweglich) abgelagert werden, die mindestens zu 95 Gewichtsprozent aus Steinen oder gesteinsähnlichen Bestandteilen bestehen. Sie sind nicht brennbar und weisen eine geringe Schadstoffbelastung auf (Bliefert, 2002). Dazu zählen unter anderem Steine, Beton, Backsteine, Ziegel, Gips, Glas und Strassenaufbruch. Nicht

abgelagert werden dürfen organische Materialien, welche unter anderem Kunststoffe, Papier, Gummi oder Holz enthalten (AUE BL, 2013).

### **Sickerwasser**

Das Niederschlagswasser, welches durch die Deponie versickert, ist aufgrund seiner ausgezeichneten Lösungsfähigkeit für diverse Stoffklassen ein ideales Transport- und Ausbreitungsmedium. Dabei werden Schadstoffe gelöst oder sind als suspendierte Grobteilchen im Sickerwasser vorhanden (Kümmel & Papp, 2001). Dieses Sickerwasser gilt somit als Abwasser, da es sich um anthropogen verändertes Niederschlagswasser handelt (Art. 4 Abs. f GSchG. Die Schadstoffe gelangen einerseits mittels Sickerwasser in die Kanalisation und werden in der Abwasserreinigungsanlage (ARA) zurückgehalten, andererseits werden diese in das Grundwasser versickert oder in einen Vorfluter eingeleitet und gelangen weiter in Flüsse und Seen. Die Wirkungsweise, der so in die Umwelt gelangenden Stoffe, ist abhängig von deren Konzentration, Toxizität, Persistenz und ihrem Ausbreitungsverhalten (Kümmel & Papp, 2001).

### **Monitoring**

Nur mit einer regelmässigen Überwachung des Sicker- sowie Grundwassers kann festgestellt werden, ob von einer Deponie schädliche Umweltauswirkungen ausgehen (BAFU, 2014). Die VVEA verpflichtet in Artikel 41 Absatz 1 die Deponiebetreibenden mindestens zweimal jährlich Proben des gefassten Sickerwassers analytisch zu untersuchen. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen müssen, nach Absatz 4 desselben Artikels, dokumentiert und der Behörde zugestellt werden. Die minimalen Anforderungen an das Deponiesickerwasser, welche dieses bei der Einleitung kumulativ zu erfüllen hat, sind in der GSchV Anhang 3.3 Ziffer 25 beschrieben.

Die von den kantonalen Behörden gestellten Anforderungen an das Deponiesickerwasser sind schweizweit uneinheitlich und somit auch die von den Deponiebetreibenden zur Überprüfung des Sickerwassers verwendeten Parameter. Auf Nachfrage diverser Kantone sowie dem Verband Schweizerischer Abfallbehandlungsanlagen (VBSA) veröffentlichte das BAFU 2012, gemeinsam mit dem Verband Schweizerischer Gewässerschutzfachleute (VSA) und dem VBSA, die Vollzugshilfe «Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser» (Hermanns Stengele & Moser, 2012). Diese hat zum Ziel, die Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser schweizweit zu vereinheitlichen und für den Vollzug Empfehlungen für die Sickerwasserbeurteilung sowie -behandlung bereitzustellen. Dazu wurden Messdaten aus 15 Inertstoffdeponien gesammelt und von Hermanns Stengele und Moser (2012) verglichen. Dabei wurde festgestellt, dass jede Inertstoffdeponie individuelle Sickerwassereigenschaften aufweist und somit die Beprobung sowie Behandlung des Sickerwassers deponiespezifisch zu gestalten ist.

Ob diese Erkenntnis auch für Typ B Deponien der Ostschweiz zutrifft und welche Eigenschaften deren Sickerwasser aufweist, ist jedoch noch unklar. Es gibt eine Vielzahl an Messparametern, auf welche das Sickerwasser beprobt werden könnte. Wie gross deren Relevanz für die Beprobung des Sickerwassers von Typ B Deponien ist, soll in dieser Arbeit ermittelt werden.

### **Abgrenzung und Ziele der Arbeit**

Die vorliegende Arbeit behandelt ausschliesslich die Sickerwasserbeprobung von Typ B Deponien. Die Beprobung anderer Deponietypen wird in Hermanns Stengele und Moser (2012), die des Grundwassers in BUWAL (2003) ausführlich beschrieben. Diese sind jedoch nicht Bestandteil dieser Arbeit.

Die Arbeit, auf Anregung des Amtes für Umwelt Kanton Appenzell Ausserrhoden, untersucht folgendes:

- i. Welche Analyseparameter im Sickerwasser von Typ B Deponien in den Kantonen, welche Messdaten zur Verfügung stellen, analysiert wurden.
- ii. Ob die Messwerte im Rahmen der gesetzlichen Grenzwerte liegen.
- iii. Wie relevant ausgewählte Messparameter für die Sickerwasserbeprobung von Typ B Deponien sind.
- iv. Aus den gewonnenen Erkenntnissen wird ein Monitoringprogramm für das Sickerwasser von Typ B Deponien vorgeschlagen.

## 2 Grundlagen Typ B Deponien

Basierend auf der VVEA werden in der Schweiz die Deponietypen A bis E unterschieden.

- Typ A: Unverschmutztes Aushubmaterial
- Typ B: Übrige Inertstoffe
- Typ C: Reststoffe
- Typ D: Schlacke
- Typ E: Reaktorstoffe

Dabei wird in Artikel 35 Absatz 1 sowie Anhang 5 der VVEA definiert, welche Art von Abfällen in den jeweiligen Deponien abgelagert werden dürfen und welche stofflichen Anforderungen diese zu erfüllen haben.

Auf Typ B Deponien werden gesteinsähnliche Abfälle abgelagert, die ohne Vorbehandlung chemisch und biologisch stabil sind (AUE BL, 2013). Dies entspricht meist mineralischen Bauabfällen, die mindestens zu 95 Gewichtsprozent aus Steinen oder gesteinsähnlichen Bestandteilen bestehen (Bliefert, 2002). In Anhang 5 Ziffer 2 der VVEA befinden sich die stofflichen Anforderungen an die Abfälle, welche auf Typ B Deponien angelagert werden dürfen, sofern diese nicht durch andere Abfälle verschmutzt sind.

### 2.1 Rechtliche Grundlagen bei der Einleitung des Deponiesickerwassers

#### 2.1.1 Einleitung in ein Oberflächengewässer

Wird das Deponiesickerwasser in ein Oberflächengewässer eingeleitet, gilt es folgende rechtliche Grundlagen zu beachten:

Nach Artikel 1 VVEA sollen Mensch, Tiere und Pflanzen, deren Lebensgemeinschaften sowie die Schutzgüter Gewässer, Boden und Luft gegen schädliche oder lästige Einwirkungen, die durch Abfälle erzeugt werden, geschützt werden. Des Weiteren gilt nach Artikel 1 Absatz 2 USG das Vorsorgeprinzip, nach welchem schädliche Einwirkungen, in diesem Falle auf das Ober- und Grundwasser durch das Einleiten von belastetem Deponiesickerwasser, frühzeitig zu begrenzen sind. Das GSchG verbietet in Artikel 6 Absatz 1, dass Stoffe, welche das Wasser verunreinigen können, in Gewässer eingebracht oder versickert werden. Daher legt Artikel 7 Absatz 1 GSchG fest, dass verschmutztes Abwasser behandelt werden muss und nur mit einer Bewilligung der kantonalen Behörde eingeleitet oder versickert werden darf. Diese Bewilligung wird gemäss Artikel 6 Absatz 1 GSchV erteilt, wenn die Anforderungen an die Einleitung kumulativ erfüllt werden. Anhang 3.3 Ziffer 25 Absatz 1 der GSchV besagt, dass bei der Einleitung von Deponiesickerwasser in ein Gewässer die allgemeinen Anforderungen für Industrieabwasser nach Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV, sowie zusätzliche Anforderungen an den DOC und BSB<sub>5</sub> eingehalten werden müssen (siehe Tabelle 1).

Zudem müssen die allgemeinen Zielvorgaben für Oberflächengewässer in Anhang 2 Ziffer 11 Abs. 3 GSchV, nach der Einleitung des Deponiesickerwassers und dessen Durchmischung eingehalten werden (siehe Abbildung 1).

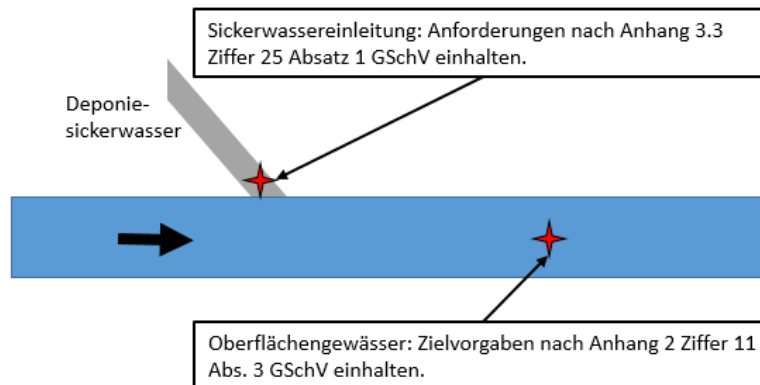


Abbildung 1: Anforderungen und Zielwerte nach GSchV, die bei- bzw. nach der Einleitung und Durchmischung von Deponiesickerwasser in ein Oberflächengewässer einzuhalten sind.

Die Behörden beurteilen nach Anhang 3.3 Ziffer 25 Absatz 3 GSchV im Einzelfall auf Grund der Beschaffenheit des Sickerwassers, des Zustandes des betroffenen Gewässers sowie dem Stand der Technik (Anhang 3.3 Ziffer 1 Abs. 1 GSchV), ob die Anforderungen angepasst oder zusätzliche Anforderungen an das Deponiesickerwasser geltend gemacht werden.

Eine Basis- oder Flankenabdichtung ist für Typ B Deponien nicht notwendig (Art. 2.2.1 VVEA). Wird gefasstes, unbehandeltes Sickerwasser in ein Gewässer eingeleitet, so gilt nach Anhang 2 Ziffer 2.4.7 VVEA das Interventionsprinzip. Demnach ist durch bauliche Massnahmen sicherzustellen, dass das Abwasser jederzeit kontrolliert und, falls erforderlich, behandelt oder in eine Abwasserreinigungsanlage eingeleitet werden kann.

### 2.1.2 Einleitung in eine öffentliche Kanalisation

Wird das Deponiesickerwasser in eine öffentliche Kanalisation eingeleitet, gilt es folgende rechtlichen Grundlagen zu beachten:

Nach Artikel 7 Absatz 1 GSchV ist eine behördliche Bewilligung notwendig um das Sickerwasser in eine öffentliche Kanalisation einzuleiten. Dabei müssen nach Anhang 3.3 Ziffer 25 Absatz 2 GSchV die allgemeinen Anforderungen an die Einleitung in die öffentliche Kanalisation, nach Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV, eingehalten werden (siehe Tabelle 1). Gleich wie bei der Einleitung in ein Gewässer legt die Behörde nach Anhang 3.3 Ziffer 1 GSchV die Anforderungen für die Einleitung in die öffentliche Kanalisation im Einzelfall fest. Auch in diesem Fall können die

Behörden, nach einer Beurteilung des Einzelfalls, die gestellten Anforderungen anpassen oder ergänzen (Anhang 3.3 Ziffer 25 Abs. 3 GSchV).

### 2.1.3 Anforderungen an das Sickerwasser

Da die in der GSchV enthaltenen Anforderungen für viele Parameter keine Grenzwerte beinhalten, können zusätzlich die in Tabelle 1 aufgeführten Orientierungswerte, für die Beurteilung der Sickerwasseremissionen herangezogen werden.

Tabelle 1: Grenz- und Orientierungswerte diverser Messparameter. Die in der Tabelle enthaltenen Bemerkungen bedeuten:

- 1) Werte gemäss Anhang 3.1 Ziffer 2 GSchV, Einleitung von kommunalem Abwasser in das Gewässer.
- 2) Werte gemäss Liechti (2010), Beurteilung «sehr gut» und «gut», in Abhängigkeit der Chloridkonzentration.
- 3) Werte gemäss Becker und Müller (2008), betonaggressiv ab dieser Konzentration.
- 4) Werte gemäss GSG (2000) und MN (2016), Auslaufwert Kläranlage.
- 5) Werte gemäss Koen Oorts (2014), PNEC-Wert für Süsswasser.
- 6) Werte gemäss Vieille-Petit (2013), PNEC-Wert für Süsswasser.
- 7) Werte gemäss Carl Roth GmbH (2016), PNEC-Wert für Süsswasser.
- 8) Werte gemäss Anhang 2 TBDV, Chemische Anforderungen an das Trinkwasser.
- 9) Werte gemäss Hermanns Stengele und Moser (2012), PNEC-Wert für Süsswasser.
- 10) Werte gemäss Carl Roth GmbH (2016), umgerechnet aus dem PNEC-Wert für Süsswasser von Natriumbromid (0.15 mg/L NaBr).

Messparameter	GSchV Anhang 3.2 Ziffer 2 und Anhang 3.3 Ziffer 25	GSchV Anhang 3.2 Ziffer 2 2 und Anhang 3.3 Ziffer 25	Diverse Quellen	GSchV Anhang 2 Ziffer 11 und 12
	Anforderungen an die Einleitung von gefasstem Sickerwasser in Gewässer	Anforderungen an die Einleitung von gefasstem Sickerwasser in die öffentliche Kanalisation	Weitere Orientierungswerte	Allgemeine Zielvorgaben für Oberflächengewässer, nach weitgehender Durchmischung
Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB <sub>5</sub> )	20 mg/L O <sub>2</sub>	20 mg/L O <sub>2</sub>		2-4 mg/L O <sub>2</sub>
Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	10 mg/L C	10 mg/L C		1-4 mg/L C
pH-Wert	6.5 – 9.0	6.5 - 9.0 Bei ausreichender Durchmischung in der Kanalisation sind Abweichungen zulässig		
Temperatur	≤ 30 °C Die Behörde kann kurzfristige, geringfügige Überschreitungen im Sommer zulassen.	≤ 60 °C Die Temperatur in der Kanalisation darf nach der Vermischung höchstens 40 °C betragen.		

Durchsichtigkeit (nach Snellen)	≥ 30 cm			keine Trübung
Gesamte ungelöste Stoffe (GUS)	20 mg/L			keine Trübung
Arsen (gesamt)	0.1 mg/L As	0.1 mg/L As		
Blei (gesamt)	0.5 mg/L Pb	0.5 mg/L Pb		0.01 mg/L Pb
Cadmium (gesamt)	0.1 mg/L Cd	0.1 mg/L Cd		0.2 µg/L Cd
Chrom (gesamt)	2 mg/L Cr	2 mg/L Cr		0,005 mg/L Cr
Chrom(VI) (gelöst)	0.1 mg/L Cr(VI)			0,002 mg/L Cr(III und VI)
Kobalt (gesamt)	0.5 mg/L Co	0.5 mg/L Co		
Kupfer (gesamt)	0.5 mg/L Cu	1 mg/L Cu		0.005 mg/L Cu
Molybdän (gesamt)		1 mg/L Mo		
Nickel (gesamt)	2 mg/L Ni	2 mg/L Ni		0.01 mg/L Ni
Zink (gesamt)	2 mg/L Zn	2 mg/L Zn		0.02 mg/L Zn
Cyanide (freies und leicht freisetzbares)	0.1 mg/L CN <sup>-</sup>	0.5 mg/L CN <sup>-</sup>		
Gesamte Kohlenwasserstoffe	10 mg/L	20 mg/L		
Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (FOCI)	0.1 mg/L Cl	0.1 mg/L Cl		
Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (VOX)	0.1 mg/L X	0.1 mg/L X		
Ammonium-N (Summe NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> N + NH <sub>3</sub> N)			> 10 °C: 2 mg/L N <sup>1)</sup>	> 10 °C: 0.2 mg/L N < 10 °C: 0.4 mg/L N
Nitrit-N			0.3 mg/L NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N <sup>1)</sup>	< 10 mg/L Cl <sup>-</sup> : 0.01-0.02 mg/L NO <sub>2</sub> N 10 bis 20 mg/L Cl <sup>-</sup> : 0.02-0.05 mg/L NO <sub>2</sub> N > 20 mg/L Cl <sup>-</sup> : 0.05-0.1 mg/L NO <sub>2</sub> N <sup>2)</sup>
Nitrat-N				5.6 mg/L NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (Für Gewässer, die

				der Trinkwassernutzung dienen)
Sulfat			200 mg/L $\text{SO}_4^{2-}$ <sup>3)</sup>	
Trübung (nephelometrisch)			< 40 TE/F <sup>4)</sup>	
Antimon (gesamt)			0.113 mg/L Sb <sup>5)</sup>	
Bor (gelöst)			3.5 mg/L B <sup>6)</sup>	
Quecksilber (gesamt)			0.057 $\mu\text{g/L}$ Hg <sup>7)</sup>	0.03 $\mu\text{g/L}$ Hg
Silber (gesamt)			0.1 mg/L Ag <sup>8)</sup>	
Zinn (gesamt)			1.5 $\mu\text{g/L}$ Sn <sup>9)</sup>	
Fluorid			1.5 mg/L F <sup>8)</sup>	
Bromid			0.117 mg/L Br <sup>10)</sup>	
Leitfähigkeit				



## 2.2 Beprobung des Sickerwassers

Die Ergebnisse der Emissionsüberwachung einer Deponie entscheiden über deren Weiterbetrieb. Daher ist es auch im Interesse der Deponiebetreibenden, dass diese dem kantonalen Amt einwandfrei und komplett vorliegen (BAFU, 2014).

Die Probenahme muss fachmännisch geplant und durchgeführt werden und stellt somit hohe Ansprüche an die Probenehmer. Dabei ist eine gute Vorbereitung essentiell, da erfahrungsgemäss die grössten Unsicherheiten bei der Probenahme selbst liegen (Bühle & Gloor, 2013). Um diese korrekt durchzuführen, wird in der Vollzugshilfe des BAFU «Analysenmethoden im Abfall- und Altlastenbereich» aus dem Jahr 2013 auf wichtige Bereiche wie Probevorbereitung, Probenahme, Konservierung, Transport, Aufbewahrung und Dokumentation eingegangen (Bühle & Gloor, 2013).

Die VVEA verpflichtet in Artikel 41 Absatz 1 die Deponiebetreibenden mindestens zweimal jährlich Proben des gefassten Sickerwassers analytisch zu untersuchen. Die Messungen sollen die Gesamtheit der auf der Deponie vorkommenden Bedingungen widerspiegeln. Daher sollen diese bei unterschiedlichem Sickerwasseranfall, nach Niederschlagsereignissen und längeren Trockenperioden durchgeführt werden. Die meteorologischen Bedingungen zum Probenahmezeitpunkt sowie die Schüttung (Sickerwasservolumen) sind dabei zu dokumentieren, da diese für die Interpretation der Ergebnisse notwendig sind (BAFU, 2014).

## 2.3 Messparameter

Welche Parameter im Sickerwasser zu untersuchen sind, liegt im Ermessen der zuständigen kantonalen Behörde, welche alle fünf Jahre die Deponiebetriebsbewilligung genehmigt (Art. 40 Abs. 4 VVEA). In dieser legt die Behörde unter anderem fest, wie das Sickerwasser zu überwachen ist (Art. 40 Abs. 3e VVEA), sowie weitere Auflagen die zur Einhaltung der Umwelt- und Gewässerschutzgesetzgebung erforderlich sind (Art. 40 Abs. 3g VVEA).

Die enorme Vielfalt organischer und anorganischer Wasserinhaltsstoffe macht die Bestimmung der einzelnen Substanzen sehr aufwändig. Jedoch ist deren Bestimmung nicht in jedem Fall notwendig. In der Wasseranalyse wird zwischen der Bestimmung von Einzelstoffen und Summenparametern unterschieden. Letztere dienen zur Abschätzung der Gesamtbelastung einer bestimmten Stoffgruppe (Bliefert, 2002), sowie der erleichternden Bewertung der Wasserqualität, da die einzelnen Stoffe nicht separat nachgewiesen werden müssen (Lecher, et al., 2015). Summenparameter, wie die elektrische Leitfähigkeit, sind spezifische Kenngrössen, die mit den Konzentrationen einzelner Substanzen im Zusammenhang stehen (Kümmel und Papp, 2001).

### 2.3.1 Gesetzlich einzuhaltende Parameter

Im Folgenden werden diejenigen Messparameter kurz beschrieben, welche nach Anhang 3.3 Ziffer 25 sowie Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV bei der Einleitung von Deponiesickerwasser gewisse Anforderungen kumulativ zu erfüllen haben. Die Anforderungen der jeweiligen Parameter sind der Tabelle 1 zu entnehmen.

#### 2.3.1.1 Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>)

Der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>) ist ein Summenparameter für die biologische Abbaubarkeit von organischen Abwasserinhaltsstoffen. Er gibt an wie viel Sauerstoff innerhalb von 5 Tagen von Mikroorganismen verwendet wird, um die organischen Stoffe zu oxidieren (Gujer, 2007; Bliefert, 2002). Diese Stoffe sind leicht abbaubar und beinhalten unter anderem Fette, Kohlenhydrate, Eiweisse oder Tenside (Gujer, 2007; Liechti, 2010). Gelangen grössere Mengen biologisch abbaubarer Stoffe in Gewässer, kann dies zu Sauerstoffmangel führen, welcher die dortige Fauna beeinträchtigt (Hermanns Stengele & Moser 2012; Bliefert 2002).

#### 2.3.1.2 Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

Der gelöste organische Kohlenstoff (engl. dissolved organic carbon) oder kurz DOC ist als Summenparameter ein Mass für Kohlenstoffverbindungen, welche einen Filter mit 0.45 µm Porenweite passieren (Thurman, 1985). Diese Substanzen können einen natürlichen Ursprung haben oder aus anthropogenen Quellen, wie dem Abwasser, stammen (Hermanns Stengele & Moser, 2012; Lecher et al., 2015). Der DOC Wert ist jedoch nicht zwingend aussagekräftig über die Relevanz der organischen Abwasserinhaltsstoffe. Massgebender sind deren Toxizität, biologische Abbaubarkeit und Bioakkumulationspotenzial (Hermanns Stengele und Moser, 2012).

#### 2.3.1.3 pH-Wert

Der pH-Wert des Wassers stellt eine zentrale chemisch-physikalische Grösse dar. Er ist ein Mass für dessen sauren oder basischen Charakter und gibt nicht nur Hinweise auf die Anwesenheit der typischen Säuren und Basen, sondern auch auf die Hydrolyse von gelösten Salzen (Pohling, 2015). Somit beeinflusst er chemische Verbindungen und deren Reaktionen. Vom pH-Wert kann abhängig sein, ob eine Fällungsreaktion stattfindet, ob ein Stoff als toxische oder harmlose Verbindung vorliegt oder ob Schwermetalle mobil oder immobil sind (Hermanns Stengele & Moser, 2012; Gujer, 2007).

Der pH-Wert eines natürlichen Oberflächengewässers liegt zwischen pH 6.5 und 8.5 (Bliefert, 2002). Bei einem pH von < 5.5 kommen alle bakteriellen Aktivitäten zum Erliegen.

Befindet sich der pH-Wert im sauren Bereich, kann dies zur Bildung von Metallhydroxiden führen, welche ausfallen (präzipitieren) und sich im Sediment des Gewässers absetzen. Erhöht sich der pH-Wert, so gehen die Metalle in Anionenkomplexe über, welche sich im Wasser lösen und somit die Toxizität des Wassers erhöhen (Pohling, 2015). Ab einem pH-Wert von  $< 6.5$  wirkt die Lösung zudem betonaggressiv (Becker & Müller, 2008).

#### **2.3.1.4 Wassertemperatur**

Die Temperatur ist eine wichtige Zustandsgrösse des Wassers. Sie bestimmt die Löslichkeit von Gasen und Mineralien, das spezifische Gleichgewicht (z.B. Ammonium-Ammoniak-Gleichgewicht), die Geschwindigkeit von chemischen und biologischen Reaktionen sowie das Gleichgewicht von Säuren und Basen (Gujer, 2007). Daher beeinflusst jede drastische Änderung der Temperaturverhältnisse die standorttypischen Verhältnisse deutlich (Liechti, 2010).

#### **2.3.1.5 Durchsichtigkeit nach Snellen und nephelometrische Trübungsmessung**

Feine suspendierte Partikel (Schwebstoffe) im Wasser streuen das Licht abhängig der Wellenlänge, wodurch eine Trübung entsteht. Dabei gilt, dass je höher die Konzentration und je kleiner die Korngrösse der Partikel ist, umso grösser ist die Trübung des Wassers. Eine starke Trübung verändert die Lichtverhältnisse für die Lebensgemeinschaft in einem Fließgewässer nachteilig. Des Weiteren können die feinen Partikel zur Kolmation (Verstopfung) der Gewässersohle und somit zur Beeinträchtigung wichtiger Lebensräume führen (Binderheim & Göggel 2007).

Für die Bestimmung der Trübung werden zwei unterschiedliche Methoden verwendet. In der Methode Durchsichtigkeit nach Snellen ist der Lichtstrahl ausschlaggebend, welcher die Wasserprobe durchdringt. Diese Methode eignet sich zur Messung mittlerer und hoher Trübungen. In der Methode nephelometrische Trübungsmessung wird das Streulicht des Lichtstrahles durch die Wasserprobe gemessen. Diese Methode eignet sich zur Messung von schwachen Trübungen, wie sie beispielsweise im Grundwasser vorliegen. Jedoch können die Ergebnisse beider Methoden nicht miteinander verglichen oder ineinander umgerechnet werden (WTW, 2017).

#### **2.3.1.6 Gesamte ungelöste Stoffe (GUS)**

Die gesamten ungelösten Stoffe (GUS) sind ein Summenparameter für Feststoffpartikel (Gujer, 2007; Schneider et al., 2003). Zahlreiche organische und anorganische Verbindungen haben eine hohe Affinität zur Bindung mit Partikeln. Dazu zählen insbesondere Schwermetalle, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und organische Stoffe (Chebbo, 1992). Zudem verbraucht der biologische Abbau von akkumuliertem GUS in der Fließgewässersohle Sauerstoff, was zu einem Sauerstoffdefizit führen kann (Harremoës, 1982).

### 2.3.1.7 Schwermetalle: Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer, Nickel, Zink

Schwermetalle sind als natürliche Bestandteile der Ausgangsgesteine in unterschiedlichen Konzentrationen sowie Verbindungen in der Umwelt vorhanden (Kudjelka, 2003). Einige Schwermetalle sind als Spurenelemente für den menschlichen und tierischen Organismus essentiell und werden meist über die Nahrungskette aufgenommen. Problematisch ist deren Akkumulation in der Nahrungskette, da sie nicht abgebaut werden können. Andere Schwermetalle sind schon in geringen Konzentrationen toxisch, da sie den Ablauf von Stoffwechselfvorgängen stören (Bliefert, 2002). Durch die Anreicherung von Schwermetallen im Boden kann die Fruchtbarkeit beeinträchtigt werden. Im Gewässer können sie eine ökotoxische Wirkung haben. Die ökotoxikologische Relevanz ist dabei abhängig von der Löslichkeit und Mobilität des Schwermetalls (Bliefert, 2002; AUE BL, 2013).

In der Wasseranalyse wird zwischen gelösten Anteilen und Gesamtgehalten unterschieden, wobei die Differenzierung mittels Membranfiltration (Porengrösse 0.45 µm) geschieht. Bei der Bestimmung des Gesamtgehaltes ist ein Säureaufschluss erforderlich, um die an oder in Partikeln gebundenen Metalle zugänglich zu machen (Bühle & Gloor 2013).

In welcher Form die Schwermetalle vorliegen, ob gelöst oder an bzw. in Partikel gebunden, ist vom pH-Wert und der Partikelkonzentration abhängig. Je tiefer der pH-Wert und je geringer die Partikelkonzentration ist, umso wasserlöslicher und somit mobiler sind die Schwermetalle. Da sie eine grosse Affinität zur Bindung mit Partikeln besitzen, sind die Konzentrationsverläufe der Schwermetalle abhängig vom Abfluss bzw. von einzelnen Regenereignissen, bei welchen die Partikelkonzentration erhöht ist (Liechti, 2010).

Die in Anhang 3.2 Ziffer 2 der GSchV beschriebenen Anforderungen an das Sickerwasser beziehen sich jeweils auf den Gesamtgehalt, welcher den gelösten und den an bzw. in Partikeln gebundenen Anteil umfasst.

#### **Arsen**

Arsen sowie organische Arsenverbindungen kommen natürlicherweise in kleinen Mengen vor. Es ist jedoch eines der giftigsten Elemente. Unter anderem wird es in der Kupferindustrie, bei der Blei- und Zinkerzeugung sowie in der Landwirtschaft als Pestizid verwendet, von wo es in die Umwelt gelangt. Elementares Arsen ist, im Gegensatz zu seinen Verbindungen, relativ schlecht wasserlöslich. Von Pflanzen wird Arsen sehr leicht aufgenommen, wodurch es in der Nahrungskette akkumuliert wird (Lenntech, 2017). Arsen und seine Verbindungen sind stark toxisch und karzinogen (Pohling, 2015).

### **Blei**

Blei kommt natürlicherweise vor, jedoch sind anthropogene Aktivitäten (z.B. der Gebrauch von verbleitem Benzin, Bleirohrleitungen, verbleiten Farben, Lacken und Pestiziden) der Grund für erhöhte Konzentrationen, die man in der Umwelt findet. Oftmals kommt Blei in Verbindung mit Schwefel, als Sulfid oder mit Phosphor, als Phosphat vor. Diese Stoffe sind jedoch extrem unlöslich und bleiben daher immobil. Eine Mobilisierung findet erst bei einem pH-Wert von  $< 5$  statt (Bliefert, 2002; Hermanns Stengele & Moser, 2012; Lenntech, 2017). Blei und seine Verbindungen sind hoch toxisch und chronisch karzinogen (Pohling, 2015).

### **Cadmium**

Auch Cadmium kommt durch Gesteinsverwitterung, Waldbrände und Vulkanausbrüche natürlicherweise in der Umwelt vor. Gewonnen wird es als Nebenprodukt der Zink-, Blei- und Kupferproduktion und wird in Phosphatdünger, in Pestiziden, im Korrosionsschutz oder als Legierungsbestandteil in der Umwelt freigesetzt. Unter normalen Umständen ist Cadmium wasserunlöslich. Jedoch nimmt die Löslichkeit von Cadmium bei einem pH-Wert von  $< 6$  stark zu (Lenntech, 2017; Kudjelka, 2003). Cadmium ist in sehr kleinen Mengen essentiell, aber darüber hinaus wirkt es stark toxisch (Pohling, 2015).

### **Chrom**

Chrom kommt natürlicherweise in verschiedenen Oxidationsstufen vor. Die häufigsten sind die drei- und sechswertige Form. Chrom(III) und Chrom(VI) gelangen über natürliche und anthropogene Prozesse in die Umwelt, wobei die dreiwertige Form am stärksten vertreten ist.

Die Toxizität von Chrom hängt von seinem Oxidationszustand ab. Chrom(III) ist ein essentieller Stoff für alle Organismen, welcher anthropogen durch Stahl-, Leder- und Textilherstellung sowie als Bestandteil von Zement freigesetzt wird. Chrom(VI) ist hochgiftig und wird in Chemie-, Leder- und Textilfabriken, sowie bei der Beschichtung elektronischer Geräte verwendet ist zudem Bestandteil von Zement und betonhaltigen Schlämmen (Lenntech, 2017; Hermanns Stengele & Moser, 2012; Behl, 2013). Im Zement stammt das drei- und sechswertige Chrom von den Ausgangsstoffen Ton und Mergel (Hunkeler & Jacobs, 2013). In Anwesenheit von organischem, oxidierbarem Material ist Chrom(VI) nicht stabil und wird zu Chrom(III) reduziert. Chrom(III) Verbindungen sind nur schwer wasserlöslich und werden zudem zu einem grossen Teil an Schwebstoffe gebunden. Chrom(VI) Verbindungen sind hingegen, auch bei hohem pH-Wert, gut wasserlöslich und somit mobil (Lenntech, 2017; Koch, 2008). Daher wird in der Wasseranalytik zwischen den Messparametern Gesamtchrom und Chrom(VI) unterschieden.

**Kobalt**

Kobalt kommt in der Natur natürlicherweise durch Erosion von kobalthaltigem Boden und Gestein vor. Es ist ein Nebenprodukt der Nickelherstellung und wird in verschiedenen Legierungen, sowie in Keramik, Glas, Emaille, Magneten, Farbpigmenten und Katalysatoren verwendet. Zudem ist es ein Bestandteil von Vitamin B<sub>12</sub> und somit für viele Organismen essentiell. Unter normalen Umständen löst sich Kobalt nicht in Wasser, wobei ein saures Milieu dessen Löslichkeit fördert (Lenntech, 2017).

**Kupfer**

Natürlicherweise ist Kupfer eine häufig vorkommende Substanz verschiedener Mineralien. Durch den Menschen wird Kupfer bei industriellen Anwendungen oder in der Landwirtschaft als kupferhaltiger Dünger, als Pflanzen- oder Holzschutzmittel verwendet sowie bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe freigesetzt. Da Kupfer ein Bestandteil zahlreicher Enzyme darstellt, ist es für viele Organismen als Spurenelement von essenzieller Bedeutung. Elementares Kupfer und Kupferoxide sind wasserunlöslich, andere Kupferverbindungen z.B. Kupfer(I)chlorid sind hingegen gut wasserlöslich. Im Boden ist Kupfer immobil, da es stark an Mineralien und organische Bestandteile gebunden ist. Gelangt es in ein Oberflächengewässer, liegt es als Suspension oder als freies Ion vor und kann sich sehr weit verbreiten (Lenntech, 2017). Dabei wirkt Kupfer ab einer Konzentration von 0.5 mg/L Cu auf Fische extrem toxisch (Pohling, 2015).

**Nickel**

In der Natur kommt Nickel nur in sehr geringen Konzentrationen vor. Vom Menschen wird Nickel sehr vielseitig eingesetzt. So befindet es sich beispielsweise in Legierungen zur Oberflächenbehandlung von Metall oder als Schutzschicht auf Stahl- und Kupfergegenständen. Auch in der Landwirtschaft sind Nickelverbindungen als Bestandteil von Phosphatdüngern zu finden. Als Bestandteil von Enzymen ist Nickel ein essentielles Spurenelement in vielen Organismen. Unter Normalbedingungen ist Nickel wasserunlöslich. Die meisten Nickelpartikel werden von Sediment- und Bodenpartikeln oder organischen Stoffen absorbiert und dadurch immobil. In saurem Milieu sind die Bindungen weniger stark, wodurch einige Nickelverbindungen gut wasserlöslich sind (Lenntech, 2017).

**Zink**

Zink kommt in der Natur sehr häufig vor. Verwendet wird es in der Landwirtschaft als Bestandteil von Dünger oder Pflanzenschutzmittel sowie als Korrosionsschutz von Dachrinnen oder Wasserleitungen (Gujer, 2007). Zinkemissionen können zudem in Deponien für Bauschutt sowie Aushub belasteter Standorte auftreten (Hermanns Stengele & Moser, 2012; Lenntech, 2017). Zink ist ein Bestandteil vieler Enzyme und somit essentiell für Menschen, Tiere und Pflanzen. Höhere

Konzentrationen im Gewässer haben eine toxische Wirkung auf Algen und Fische (Pohling, 2015). Im neutralen pH-Bereich ist es nur schwach wasserlöslich, in einem Milieu mit einem pH-Wert von 6 oder tiefer sowie über pH 11 steigt die Löslichkeit und somit die Mobilität stark an (Lenntech, 2017).

#### **2.3.1.8 Cyanide**

Cyanide sind die Salze der Blausäure und zählen zu den giftigsten chemischen Verbindungen (Pohling, 2015). Cyanide kommen in der Umwelt natürlicherweise nicht vor. Freigesetzt werden sie unter anderem durch anthropogene Aktivitäten wie die Metallindustrie, bei der Synthese organischer Verbindungen oder der Benutzung von Bioziden (Kölle, 2017). Cyanid bildet mit zahlreichen Schwermetallionen Komplexverbindungen, die sehr stabil sind und nur mit Schwefelsäure zerstört werden können (Pohling, 2015). Daher weisen diese Komplexverbindungen keine toxischen Eigenschaften auf (Kölle, 2017).

#### **2.3.1.9 Gesamte Kohlenwasserstoffe (KW-Index)**

Der gesamte Kohlenwasserstoff wird mit dem Summenparameter Kohlenwasserstoffindex (KW-Index) angegeben. Die erfassten Stoffe beinhalten Mineralölbestandteile zwischen C<sub>10</sub> und C<sub>40</sub>. Diese sind in der Natur allgegenwärtig und werden anthropogen durch unvollständige Verbrennungen oder als Produkte der Petrochemie erzeugt (Bühle & Gloor, 2013). Sie befinden sich unter anderem im Aushub von belasteten Standorten und Mineralöllumfällen (Hermanns Stengele & Moser, 2012).

#### **2.3.1.10 Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (FOCI) und leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (VOX)**

Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (flüchtige organische Chlorverbindungen, FOCI) und leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (engl. volatile organic halogen, VOX) sind Summenparameter, welche organische Substanzen mit gebundenem Chlor oder Halogen messen. Sie stammen meist von Lösemitteln aus der chemischen Reinigung, der Arzneimittel-, Pestizid- oder Kühlflüssigkeitsproduktion. FOCI gelten als potenziell krebserregend. Eine Untergruppe der VOX bilden die Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe (FCKW), welche klimarelevant und mitverantwortlich für den Treibhauseffekt sind (BAFU, 2017; BayLfU, 2004; Huang et al, 2014).

### 2.3.2 Weitere Parameter

Im Folgenden werden diejenigen Messparameter kurz beschrieben, welche nach Anhang 3.3 Ziffer 25 sowie Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV bei der Einleitung von Deponiesickerwasser keine Anforderungen zu erfüllen haben. Zur Beurteilung dieser Parameter können die Orientierungswerte in der Tabelle 1 verwendet werden.

#### 2.3.2.1 Sensorische Parameter

Zu den sensorischen Parametern zählen die Farbe, die Trübung sowie der Geruch des Sickerwassers. Die Untersuchung dieser Parameter ist einfach und schnell durchzuführen und erlaubt eine grobe Beurteilung der Wasserqualität. Reines Wasser ist farblos. Eine Färbung oder Trübung ist auf gelöste Stoffe oder suspendierte Partikel zurückzuführen, welche das Licht absorbieren oder streuen. Diese können sowohl organischen wie auch anorganischen Ursprunges sein (Liechti, 2010). Ist das Sickerwasser beispielsweise durch Huminstoffe, Korrosionsprodukte, Eisen, Mangan oder Chlor belastet, so äussert sich dies in Färbung, Trübung sowie im Geruch (Lecher et al., 2015).

Nach Anhang 2 Ziffer 11 Absatz 2 darf ein Gewässer, nach weitgehender Durchmischung einer Abwassereinleitung, keine Trübung oder Verfärbung haben sowie keinen störenden Geruch aufweisen.

#### 2.3.2.2 Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Summenparameter, der ein Mass für die Ionenkonzentration bzw. für den Gesamtgehalt an gelösten Salzen darstellt. Der chemische Informationsgehalt der Leitfähigkeit ist gering, jedoch ist es eine einfache Methode um kontinuierliche Kontrollmessungen zum Salzgehalt durchzuführen (Kölle, 2017). Bäche und Flüsse weisen normalerweise eine elektrische Leitfähigkeit von 100 bis 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  auf (Gujer, 2007).

#### 2.3.2.3 Stickstoffverbindungen

Als natürliche Bestandteile von Lebewesen kommen Stickstoffverbindungen in der Natur, unter anderem als Ammonium/Ammoniak, Nitrit, Nitrat und atmosphärischem Stickstoff, vor. Diese stehen im Stickstoffkreislauf miteinander in Verbindung und werden laufend ineinander umgewandelt (Kölle, 2017).



### Ammonium-N

Die Messung des Ammonium-N umfasst die Summe von Ammonium-N und Ammoniak-N (Liechti, 2010). Im Wasser stammen diese Stoffe meist aus natürlichen Quellen, aus häuslichen oder industriellen Abwässern, aus Düngemittel der Landwirtschaft sowie aus der Einleitung von Deponiesickerwasser (BayLfU, 2013; Pohling, 2015). In Letzterem kann das Ammonium von abgelagertem Zement bzw. Zementmörtel stammen, welches beträchtliche Mengen davon enthält und dieses an das Sickerwasser abgeben kann (Niederer, 2014; Wendlandt, 1988). Ebenfalls ist Ammonium in Sprengstoffrückständen enthalten und gelangt durch abgelagertes Material, beispielsweise aus dem Tunnelbau, in den Deponiekörper (Niederer, 2014).

Das Ammonium-Ammoniak Gleichgewicht hängt sowohl von der Temperatur wie auch vom pH-Wert ab. So begünstigen pH-Werte von  $> 9$ , bei einer Wassertemperatur von  $> 10$  °C, die Dissoziation von Ammonium und somit die Bildung von Ammoniak, welches im Gegensatz zum Ammonium fischtoxisch ist. Daher sollten bei einer Überschreitung der genannten Bedingungen die Ammoniakwerte rechnerisch ermittelt werden. Liegen im Gewässer längerfristige Ammoniak-Konzentrationen von  $> 0.008$  mg/L N vor, kann dies für Eier und Brut von Edelfischen toxisch sein (Liechti, 2010). Laut der GSchV Anhang 2 Ziffer 12 Absatz 1 dürfen die Nitrit- und Ammoniak-Konzentrationen im Gewässer die Fortpflanzung, Entwicklung und Gesundheit empfindlicher Organismen nicht beeinträchtigen. Daher sollte bei  $> 10$  °C ein Wert von  $0.02$  mg/L N nicht überschritten werden (Anhang 2 Ziffer 12 Abs. 5 GSchV).

Ammonium ist chemisch nicht sehr stabil und wird von nitrifizierenden Bakterien zu Nitrit und Nitrat oxidiert (Pohling, 2015). Bei höheren Ammonium-Konzentrationen kann dieser Vorgang zu erhöhter Sauerstoffzerrung führen. Des Weiteren kann der Eintrag dieser Stickstoffhaltigen Verbindungen zu erhöhten Nährstoffwerten im Gewässer führen (BayLfU, 2013).

Bei der Einleitung in eine Kanalisation ist das Ammonium-Ammoniak Gleichgewicht ebenfalls zu beachten. Während Ammoniak den Beton nicht angreift (Hermann, 1995), wirken Ammoniumkonzentrationen ab  $11.65$  mg/L N (umgerechnet in Ammonium-N mittels Faktor  $0.7765$  aus  $15$  mg/L Ammonium) betonangreifend (Becker & Müller, 2008).

### Nitrit-N

Nitrit entsteht bei der biologischen Oxidation von Ammonium/Ammoniak zu Nitrat oder unter anaeroben Bedingungen bei der Denitrifikation von Nitrat zu gasförmigem Stickstoff (Liechti, 2010; Pohling, 2015). Auch wird es in Materialien, welches Sprengrückstände beinhaltet, auf Deponien abgelagert (Niederer, 2014).

Das stark fischtoxische Nitrit kommt in nicht verschmutzten Gewässern normalerweise in Konzentrationen von maximal  $0.003$  mg/L N vor (Pohling, 2015). Die Toxizität des Nitrits ist abhängig von der Chloridkonzentration im Wasser, da es mit diesem in Konkurrenz bei der

Aufnahme durch aktive Transportmechanismen steht (Glaser, 2009; Niederer, 2014). Somit gilt, je grösser die Chloridkonzentration im Wasser, umso geringer ist die Nitrittoxizität. Daher sollte die Chloridkonzentration ebenfalls gemessen und bei der Beurteilung des Nitritgehaltes berücksichtigt werden. Liechti (2010) empfiehlt die Zielvorgaben in Tabelle 2 für Nitritgehalte, in Abhängigkeit des Chloridgehaltes in Salmonidengewässern einzuhalten.

Tabelle 2: Zielvorgaben für Nitrit in Salmonidengewässern nach Liechti (2010).

Chloridgehalt [mg/L Cl <sup>-</sup> ]	Zielvorgabe Nitritgehalt [mg/L NO <sub>2</sub> -N]
< 10	0.02
10-20	0.05
> 20	0.10

Da Nitrit bei der Oxidation von Ammonium/Ammoniak entsteht, empfiehlt Liechti (2010) des Weiteren die Nitritkonzentration in Fischgewässern (Salmoniden- oder Laichgewässern) bei einer Ammonium-N-Konzentration von > 0.16 mg/L N zu überwachen.

### Nitrat-N

Nitrat entsteht bei der Oxidation von Nitrit. Es ist ein essentieller Nährstoff für Wasserorganismen und wird von den Pflanzen aufgenommen. So stimuliert es in Oberflächengewässern das Wachstum von Algen und anderen Organismen, was zu Algenblüten und Eutrophierungen führen kann. Gesundheitliche Auswirkungen treten erst bei längeren Einnahmen von erhöhten Nitratgehalten auf (Liechti, 2010; Pohling, 2015). Nitratwerte von > 1.5 mg/L N lassen auf Abschwemmung und Auswaschung von landwirtschaftlich genutzten Flächen oder Einleitung von kommunalen Abwässern schliessen (Liechti, 2010). Unter anaeroben Bedingungen kann Nitrat zurück zu Nitrit und Ammonium/Ammoniak reduziert werden, welche ökotoxikologische Auswirkungen haben (Liechti, 2010; Niederer, 2014). Diese Reaktion kann im Deponiekörper ablaufen, wenn DOC abgebaut wird und somit zur Sauerstoffzerrung führt (Niederer, 2014).

#### 2.3.2.4 Sulfat

Sulfate kommen in natürlichen Oberflächengewässern zwischen 10 bis 30 mg/L vor, wobei höhere Konzentrationen ihren Ursprung in gipshaltigem Gestein haben können. Durch die Einleitung von Abwässern, dem Gebrauch von schwefelhaltigen Düngern sowie der Verbrennung fossiler Energieträger wird die Umwelt zusätzlich mit Sulfaten belastet. Schwefel ist für alle Organismen essentiell. Ab einer Sulfatkonzentration von 250 mg/L wirkt es beim Menschen abführend. Bei Tieren tritt diese Wirkung ab einer Konzentration von 500 mg/L auf (Pohling, 2015).

Bei der Einleitung in die Kanalisation ist Vorsicht geboten, da Sulfatkonzentrationen von  $\geq 200$  mg/L schwach-,  $\geq 600$  mg/L mässig- und bei  $\geq 3'000$  mg/L stark betonaggressiv sind (Becker & Müller, 2008). Bei einem Zusammentreffen von hohen Sulfatkonzentrationen ( $\geq 300$  mg/L) mit organisch abbaubarem Material, können Mikroorganismen dieses unter sauerstoffarmen Bedingungen zu Sulfid reduzieren. In Kontakt mit Wasser tritt dieses als Schwefelwasserstoff auf, welcher leicht flüchtig ist, nach faulen Eiern riecht und extrem toxisch ist (Hermanns Stengele & Moser, 2012; Kölle, 2017).

#### 2.3.2.5 Antimon (gesamt)

Antimon ist ein natürlich vorkommendes Metall. Genutzt wird es hauptsächlich als Legierungskomponente oder als Bestandteil von Batterien. Es ist nicht essentiell und weist eine ähnliche Toxizität sowie ähnliche Eigenschaften wie Arsen auf. Jedoch ist die genaue Wirkung erhöhter Antimonkonzentrationen in aquatischen Ökosystemen nicht bekannt (Mathys et al., 2007).

#### 2.3.2.6 Bor (gelöst)

Über Verwitterungsprozesse gelangt Bor auf natürlichem Wege in die Umwelt. Anthropogene Emissionsgründe sind die Glasherstellung, die Kohleverbrennung, das Ausbringen borhaltiger Düngemittel (Lenntech, 2017) sowie dessen Verwendung in Baumaterialien (Vieille-Petit, 2013). Bor ist für Pflanzen essentiell, nicht so für den Menschen. Borate werden vom Körper rasch ausgeschieden und weisen kaum Bioakkumulationspotential auf (Vieille-Petit, 2013).

Im Flusswasser kommt Bor normalerweise in Konzentrationen von etwa 0.01 mg/L B vor (Lenntech, 2017). Der PNEC-Wert (engl. Predicted No Effect Concentration, Konzentration in der Umwelt, bei welcher keine negativen Auswirkungen zu erwarten sind) liegt bei 3.5 mg/L B. Bei tieferen Konzentrationen kann eine Gefährdung von Oberflächengewässern durch Bor-Einträge praktisch ausgeschlossen werden (Vieille-Petit, 2013).

### 2.3.2.7 Quecksilber (gesamt)

Quecksilber wird bei der Zersetzung von Mineralien natürlich freigesetzt. Anthropogen wird es durch Aktivitäten wie der Verbrennung fossiler Brennstoffe, der Müllverbrennung, der Einleitung von Industrieabwässern oder dem Einsatz von Kunstdüngern in die Umwelt freigesetzt (Lenntech, 2017). Elementares Quecksilber sowie Quecksilbersulfid sind im Wasser nur schwer löslich. Im Sediment des Gewässers können Mikroorganismen Quecksilber zu Methylquecksilber umwandeln, welches von den meisten Organismen leicht aufgenommen wird. Dieses wird besonders von Fischen akkumuliert und gelangt so in die Nahrungskette, wo es zu irreversiblen Nervenschäden führt (Lenntech, 2017; Pohling, 2015).

### 2.3.2.8 Silber (gesamt)

Silber wird in der Elektronik- und Galvanikindustrie verwendet und ist Bestandteil von Lebensmittelfarbstoffen, Konservierungsmitteln und Entkeimungsmitteln. In natürlichem Flusswasser ist es in Konzentrationen von bis zu 1 µg/L Ag vorhanden. Die Wasserlöslichkeit von Silberverbindungen variiert stark. Für Organismen ist es nicht essentiell. Durch seine bakterizide Eigenschaft wirkt es auf Mikroorganismen schon in tiefen Konzentrationen toxisch, wobei sich die Toxizität je nach Silberverbindung stark unterscheidet (Lenntech, 2017).

### 2.3.2.9 Zinn (gesamt)

Zinn kommt in vielen organischen Substanzen vor. Verwendet wird es als Korrosionsschutz, in der Lack- oder Plastikindustrie sowie in der Landwirtschaft als Bestandteil von Pestiziden. Elementares Zinn ist unter normalen Bedingungen nicht wasserlöslich und gilt als ungiftig. Die giftigen Formen stellen die organischen Zinnverbindungen dar, welche relativ gut an Sedimente adsorbieren und sich somit auf dem Gewässergrund akkumulieren. Sie sind sehr persistent und biologisch nur schwer abbaubar. In Fließgewässern kommen Konzentrationen von 6 bis 40 ng/L Sn vor, wohingegen im Sediment Werte im zweistelligen µg/Kg Sn Bereich gefunden werden können. Im Gewässer stellen die organischen Zinnverbindungen eine grosse Belastung dar, da sie für Pilze, Algen und Phytoplankton toxisch sind (Kölle, 2017; Lenntech, 2017). Schneider et al. (2003) beschreiben Zinnkonzentrationen in Flüssen zwischen 4 und 60 µg/L Sn.

### 2.3.2.10 Fluorid

Fluoride sind die Salze der Fluorwasserstoffsäure. Fluoride werden durch Verwitterung aus diversen Mineralien gelöst und kommen in vielen Formen in der Umwelt vor (Schneider et al., 2003). Die Fluoridkonzentration ist abhängig von der Temperatur sowie dem pH-Wert. In natürlichen Oberflächengewässern schwanken die Werte zwischen 0.1 und 1.5 mg/L F<sup>-</sup>. Kleine Mengen

Fluorid sind essentiell, grössere Mengen sind jedoch problematisch, da alle Fluoridverbindungen toxisch sind (Pohling, 2015).

#### **2.3.2.11 Bromid**

Da Brom sehr reaktiv ist, kommt es in der Natur nicht elementar, sondern überwiegend als Bromid (Br<sup>-</sup>) vor (Kölle, 2017). Rund 99 % der irdischen Bromvorräte befinden sich in den Ozeanen, wo es in Kombination mit Chlorid vorkommt. Unter natürlichen Bedingungen ist der Bromidgehalt in Oberflächengewässern sehr gering. So weisen Bromidgehalte von über 0.05 mg/L Br<sup>-</sup> auf die Einleitung von Industrieabwasser oder die Verwendung von bromhaltigen Pestiziden hin (Pohling, 2015). Verwendet wird es unter anderem in der Photographie, sowie als Flammschutz von Kunststoffen (Kölle, 2017). Bromide sind nicht essentiell (Pohling, 2015) und weisen nur eine geringe akute Toxizität auf (Soltermann et al., 2016).

## 3 Methode

### 3.1 Datengrundlage

Aus den Kantonen Appenzell Ausserrhoden, Aargau, Schaffhausen, St. Gallen, Thurgau und Glarus sowie dem Fürstentum Lichtenstein wurden Sickerwassermessdaten von Typ B Deponien gesammelt. Somit basieren alle Messdaten, welche in vorliegender Arbeit verwendet wurden, auf Beprobungen, die von den Deponiebetreibenden oder den zuständigen Behörden selber durchgeführt wurden. Die Daten wurden zu unterschiedlichen Jahreszeiten im Zeitraum von 2002 bis 2017 erhoben. Von den meisten dieser Deponien lagen keine Informationen über Deponiegrösse, Betriebsdauer sowie Art des Ablagerungsmaterial und Menge vor.

Die Daten stammen von Sickerwassermessungen, welche vor der Abwasserbehandlung und Einleitung in den Vorfluter erhoben wurden. Je nach Grösse der jeweiligen Deponie stammen die Messdaten aus einer oder mehreren Sickerwassermessstellen. Die Art und Weise der Sickerwassermessungen sowie der Probenahmen wurden nicht überprüft.

Die Messdaten gehören rechtlich den Deponiebetreibenden, welche sie den kantonalen Behörden zur Verfügung stellen. Auf Wunsch der Deponiebetreibenden sowie der zuständigen Ämter wurden die Messdaten anonymisiert. Daher wurden die Deponien in vorliegender Arbeit mit Deponie 1-17 bezeichnet. Auch wurden verwendete Quellen anonymisiert, um keine Hinweise auf die Identität der jeweiligen Deponien zu geben.

In einzelnen Deponien waren die Messreihen unvollständig, wobei Messdaten von bis zu zwei Jahren fehlten. Die Länge der Messreihen variierte je nach Deponie stark. So betrug die längste Messdauer mit Unterbrechungen 16 und die kürzeste ein Jahr. Ebenfalls unterscheiden sich die Messintervalle der einzelnen Deponien. Gesamthaft wurden Messdaten von 17 Typ B Deponien mit insgesamt 455 Messereignissen erfasst.

### 3.2 Vorgehen

#### 3.2.1 Aufbereitung der Daten

Die Messergebnisse wurden im Programm Excel digitalisiert und grob auf deren Plausibilität überprüft. Einzelne Messwerte waren von speziellen Ereignissen geprägt. So führten beispielsweise Bauarbeiten in der Deponie zu erhöhtem pH-Wert im Sickerwasser. Da jedoch nicht beurteilt werden konnte, welche Werte durch spezielle Ereignisse beeinflusst wurden und welche den natürlichen Gegebenheiten der Deponie entsprachen, wurden diese Messwerte zur Kenntnis genommen, jedoch nicht entfernt. Auch wurden stark abweichende Messdaten, welche nicht plausibel erschienen, zur Kenntnis genommen, jedoch nicht verändert, da dies einen unerlaubten Eingriff in den Datenbestand darstellen würde (Kölle, 2017).

Messdaten von 56 flüchtigen organischen Substanzen, welche mittels Purge and Trap (PUT) Verfahren bestimmt wurden, wurden nicht digitalisiert, da diese meist unter der Bestimmungsgrenze lagen und nur sehr vereinzelt gemessen wurden.

Des Weiteren wurden die Messwerte, welche unter der Bestimmungsgrenze lagen gleich null gesetzt. Werte, welche über der Messgrenze lagen, wurden gleich der oberen Messgrenze gesetzt. Dies war notwendig, um eine einheitliche Datengrundlage zu erhalten, da einige Rohdaten bereits in diesem Format vorlagen.

Die Messparameter Ammonium bzw. Nitrat und Nitrit wurden in Ammonium-N, Nitrat-N und Nitrit-N umgerechnet. Dazu wurde jeweils der Quotient der beiden Molekulargewichte verwendet.

### **Umgang mit temperaturabhängigen Parametern**

Einige der Parameter stehen in Abhängigkeit zu ihrer Messtemperatur. Da die Messungen zu unterschiedlichen Jahreszeiten stattgefunden haben, ist der Temperaturunterschied bei deren Vergleich zu berücksichtigen.

Da der Parameter Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ] sehr stark temperaturabhängig ist, wurde dieser auf eine gängige Referenztemperatur von 25 °C umgerechnet, wobei die meisten Messresultate schon in diesem Format vorlagen. Bei den restlichen Messresultaten wurde dazu eine Korrelationsmethode verwendet, in welcher von einem linearen Temperaturkoeffizienten für Trinkwasser ( $\alpha = 2.0 \text{ } \%/^{\circ}\text{C}$ ) ausgegangen wurde (Mettler-Toledo, 2012). Diese Umrechnung ermöglichte es sämtliche Leitfähigkeitswerte direkt miteinander zu vergleichen.

Ebenfalls temperaturabhängig ist der pH-Wert. Dieser wurde in den meisten Fällen bei Labortemperaturen von 20-25°C gemessen (Haag, 2017). In einigen Fällen wich die pH-Messtemperatur davon ab oder war nicht bekannt. Da die Messtemperaturvariabilität in allen bekannten Messungen nicht über 15 °C stieg, war deren Einfluss eher klein. Des Weiteren ist die Umrechnung des pH-Wertes auf eine andere pH-Messtemperatur nicht möglich (Sound & Becker, 2010). Aus diesen Gründen wurden in vorliegender Arbeit die Messergebnisse der pH-Messungen ohne Anpassung verwendet.

### **3.2.2 Risikoabschätzung**

Um herauszufinden wie gross die Relevanz der einzelnen Messparameter bei der Sickerwasserbeprobung von Typ B Deponien ist, wurde eine Risikoabschätzung durchgeführt. Diese wurde zweimal ausgeführt, einmal für die Einleitung des Sickerwassers in ein Gewässer und einmal für die Einleitung in eine öffentliche Kanalisation. In dieser wurde den einzelnen Parametern ein Punktwert (1 bis 3) für deren «Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen» sowie «Angenommenes ökologisches/betriebliches Schadensausmass» zugewiesen. Aus dem Produkt dieser beiden

Werte resultierte eine Relevanzbewertung, welche von 1 bis 9 reichte. 1 bis 3 bedeutet «geringe Relevanz», 3 bis 6 «mittlere Relevanz», 6 bis 9 «grosse Relevanz».

### **Beurteilung der Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen**

In BAFU (2014) wird beschrieben, dass bei der Sickerwasseranalyse der ermittelte Medianwert des jeweiligen Messparameters mit den Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser gemäss Anhang 3.3 Ziffer 25 GSchV verglichen werden soll.

Zur Beurteilung der Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen wurden die Messwerte der Parameter mit den gesetzlichen Anforderungen nach Anhang 3.3 Ziffer 25 GSchV und Anhang 3.2 Ziffer 2 verglichen. Enthielt die GSchV Grenzwerte zur Einleitung von Deponiesickerwasser in ein Gewässer und in eine öffentliche Kanalisation, so wurden beide verwendet. Lagen jedoch keine Werte für die Einleitung in eine öffentliche Kanalisation vor, so wurden bei dieser ebenfalls die Grenzwerte zur Einleitung in ein Gewässer verwendet.

Waren in diesen Artikeln keine Anforderungen an das Sickerwasser vorhanden, so wurden Werte aus anderen Quellen, wie beispielsweise der Einleitung von kommunalem Abwasser in Gewässer nach Anhang 3.1 GSchV oder der Verordnung des EDI über Trinkwasser sowie Wasser in öffentlich zugänglichen Bädern und Duschanlagen (TBDV) verwendet. Auch wurden PNEC-Werte zum Vergleich verwendet. Dies sind Konzentrationen, bei welchen keine negativen Umweltauswirkungen zu erwarten sind (Vielle-Petit, 2013). Diese Werte sind rechtlich nicht verbindlich, können jedoch als «Orientierungswert» bei der Beurteilung des Deponiesickerwassers verwendet werden. Die Konzentrationswerte der AltIV wurden in dieser Arbeit nicht verwendet, da es sich bei Deponien in Betrieb nicht um belastete Standorte handelt. Alle verwendeten Grenz- und Orientierungswerte sind in Tabelle 1 ersichtlich.

Die Beurteilung der «Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen» beruht auf der Wahrscheinlichkeit einer Überschreitung jener Grenz- und Orientierungswerte. Um die Streuung der Messwerte zu berücksichtigen, werden dabei die einzelnen Messwerte, zum Vergleich genutzt und nicht wie von BAFU (2014) vorgeschlagen der Medianwert.

Um die grössten Ausreisserwerte innerhalb einer Deponie, welche teilweise als unplausibel eingestuft wurden, nicht zu stark zu gewichten, wurden nur Messwerte berücksichtigt, die innerhalb des 90 % Quantils lagen. Werte welche über bzw. unter diesem lagen, wurden als «Ausreisserwerte» definiert und bei der Beurteilung nicht beachtet. So wurde beispielsweise eine Grenz- oder Orientierungswertüberschreitung eines Ausreisserwertes nicht berücksichtigt.

Überschritten Messwerte einer einzigen Deponie den Grenz- oder Orientierungswert, so wurde an Hand der Datengrundlage abgeschätzt wie hoch die Wahrscheinlichkeit weiterer Überschreitungen in anderen Deponien war. Ergab die Abschätzung eine geringe Wahrscheinlichkeit, so



wurde die Überschreitung als «deponiespezifischer Einzelfall» betrachtet und in der Bewertung nicht berücksichtigt.

Den einzelnen Parametern wurde auf Grund dieser Erkenntnisse eine Wertung von 1 bis 3 zugeteilt:

1 «gering» wurde als sehr unwahrscheinliche Überschreitung definiert, wobei die Messwerte kleiner als 50 % des Grenz- oder Orientierungswertes waren.

2 «mittel» wurde als mögliche Überschreitung definiert, dabei waren die Messwerte grösser als 50 % des Grenz- oder Orientierungswertes.

3 «hoch» wurde als Überschreitung des Grenz- oder Orientierungswertes definiert.

Da dieses Vorgehen beim Parameter pH-Wert nicht anwendbar war, wurde bei diesem nur beurteilt, ob der Grenzwert überschritten (hoch) oder unterschritten (gering) wurde.

Umgang mit unzureichender Datengrundlage:

Enthielten Parameter weniger als 15 Messwerte oder deren Messungen stammten von weniger als vier Deponien, so wurde die Datengrundlage als nicht ausreichend erachtet, um repräsentative Erkenntnisse zur Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen zu gewinnen.

Dies betraf die folgenden Messparameter:

- Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>)
- Durchsichtigkeit nach Snellen
- Gesamte ungelöste Stoffe (GUS)
- Molybdän (gesamt)
- Cyanid (frei)
- Kohlenwasserstoffe (gesamt)
- Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (FOCI) und leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (VOX)

Diese Parameter wurden in der Auswertung trotzdem berücksichtigt und deren Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen abgeschätzt. Waren in Hermanns Stengele und Moser (2012) empirische Werte zur Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen vorhanden, wurden diese bei der Abschätzung berücksichtigt.

Die deskriptive Statistik, sowie der Vergleich der einzelnen Parameter mit den Grenz- oder Orientierungswerten wurde im Statistikprogramm RStudio Version 1.0.136 (R Core Team, 2017) durchgeführt. Dieser Vergleich wurde als Boxplot oder Tabelle dargestellt. Der Interquartilsabstand der Boxplots beträgt 50 % (25 % bis 75 %), wobei der untere Whisker das 5 % Quantil, der

obere Whisker das 95 % Quantil beschreibt. Kreise ausserhalb der Whisker stellen Ausreisser dar. Die Linie in der Box zeigt den Median, die rote Linie entspricht dem jeweiligen Grenz- oder Orientierungswert. Das verwendete R-Skript befindet sich in Anhang C.

### **Beurteilung des angenommenen ökologischen Schadensausmasses**

Das angenommene ökologische Schadensausmass wurde aus Hermanns Stengele und Moser (2012) übernommen, welche dieses für der Einleitung von Deponiesickerwasser ins Gewässer beurteilten. War in Hermanns Stengele und Moser (2012) keine Beurteilung vorhanden, so wurde diese aus weiteren Quellen gemäss der Toxizität-, Persistenz- und Bioakkumulationseigenschaften des jeweiligen Parameters beurteilt. Die Werte des angenommenen ökologischen Schadensausmasses reichten von 1 bis 3, wobei 1 «gering», 2 «mittel» und 3 «hoch» ist.

### **Beurteilung des angenommenen betrieblichen Schadensausmasses**

Das angenommene betriebliche Schadensausmass wurde ebenfalls aus Hermanns Stengele und Moser (2012) übernommen. War in Hermanns Stengele und Moser (2012) keine Beurteilung vorhanden, so wurde diese aus weiteren Quellen gemäss der Materialaggressivität, Toxizität und Bioakkumulation sowie Aspekten der Arbeitssicherheit des jeweiligen Parameters beurteilt. Die Werte des angenommenen betrieblichen Schadensausmasses reichten von 1 bis 3, wobei 1 «gering», 2 «mittel» und 3 «hoch» ist.

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Erfasste Messparameter

Von den untersuchten Deponien wurden insgesamt Messwerte von 196 verschiedenen Messparametern erfasst, wobei viele der Parameter nur vereinzelt gemessen wurden. Tabelle 2 zeigt eine zusammenfassende Übersicht einiger Messparameter. Eine Zusammenstellung weiterer Messparameter ist in Anhang A zu finden. Dort befindet sich ebenfalls eine Auflistung von 56 flüchtigen organischen Substanzen, welche mittels Purge and Trap (PUT) Verfahren vereinzelt gemessen wurden.

Tabelle 3: Zusammenfassende Übersicht der erfassten Sickerwassermessdaten von Typ B Deponien. «n.d.» bedeutet nicht definiert.

Parameter	Anz. Messungen	Anz. Deponien	Min	Max	Median	25 %-Quartil	75 %-Quartil
<b>Physikalisch-chemisch</b>							
Aussehen	395	14	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Farbe	405	14	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Geruch	402	14	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Trübung nephelometrisch [TE/F]	126	9	0	22.0	0.5	0.2	1.4
Durchsichtigkeit nach Snellen [cm]	4	2	28.5	60.0	52.0	40.1	60.0
GUS [mg/l]	45	2	0	54	0	0	0
Leitfähigkeit (25°C) [ $\mu$ S/cm]	444	17	10.2	7068	1560	1192	2423
pH-Wert	431	16	6.3	11.5	7.7	7.5	8.0
Sauerstoff [mg/L O <sub>2</sub> ]	351	10	1.38	48.81	7.18	5.62	8.82
Sauerstoffsättigung (ber.) [%]	351	10	12.0	123.0	67.5	53.6	82.3
Wasser Temperatur Feld [°C]	403	12	0.5	25.2	12.6	10.5	15.2
<b>Organisch</b>							
CSB [mg/L O <sub>2</sub> ]	12	4	0	60	17	0	51
BSB5 [mg/L O <sub>2</sub> ]	8	3	0	2	0	0	0
DOC [mg/L O <sub>2</sub> ]	200	15	1	82	13	6	22
TOC [mg/L O <sub>2</sub> ]	4	1	3.0	18.0	10.2	6.3	14.3
Aliph. KW (C <sub>5</sub> -C <sub>10</sub> ) [ $\mu$ g/L]	7	2	0	0	0	0	0
KW (gesamt)/KW-Index (C <sub>10</sub> -C <sub>40</sub> ) [mg/L]	12	4	0	0.2	0	0	0
FOCI /VOX [ $\mu$ g/L]	7	2	0	0	0	0	0
AOX (gesamt) [ $\mu$ g/L Cl]	6	1	8.0	28.0	22.5	17.3	25.5
Phenol-Index [mg/L]	6	1	0.002	0.050	0.004	0.003	0.011
<b>N- und P- Verbindungen</b>							
Ammonium [mg/L NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> & NH <sub>3</sub> ]	217	17	0	4.5	0.1	0	0.2
Ammonium-N [mg/L NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N & NH <sub>3</sub> -N]	217	17	0	3.5	0	0	0.2
Nitrit [mg/L NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ]	138	11	0	6.59	0.06	0.01	0.25
Nitrit-N [mg/L NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N]	138	11	0	2.01	0.02	0.00	0.08
Nitrat [mg/L NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ]	166	16	0.3	724.0	47.4	24.3	115.0
Nitrat-N [mg/L NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N]	166	16	0.07	163.80	10.74	5.50	26.02
ortho-Phosphat [mg/L PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> ]	60	6	0	0.58	0.06	0.02	0.14
Gesamt-Phosphat [mg/L P]	15	1	0	0.06	0.01	0.00	0.04

Parameter	Anz. Messungen	Anz. Deponien	Min	Max	Median	25 %-Quartil	75 %-Quartil
<b>Halbmetalle und Schwermetalle</b>							
Aluminium (gesamt) [mg/L Al]	10	4	0	1.300	0.210	0.170	0.323
Antimon (gelöst) [mg/L Sb]	10	3	0	0.002	0.001	0	0.001
Antimon (gesamt) [mg/L Sb]	22	5	0	0.007	0	0	0.004
Arsen (gelöst) [mg/L As]	7	3	0	0.010	0.001	0.001	0.002
Arsen (gesamt) [mg/L As]	36	9	0	0.356	0	0	0.006
Barium (gelöst) [mg/L Ba]	1	1	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
Barium (gesamt) [mg/L Ba]	1	1	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07
Beryllium (gelöst) [mg/L Be]	1	1	0	0	0	0	0
Beryllium (gesamt) [mg/L Be]	1	1	0	0	0	0	0
Blei (gelöst) [mg/L Pb]	3	1	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
Blei (gesamt) [mg/L Pb]	40	9	0	0.009	0	0	0.001
Bor (gelöst) [mg/L B]	27	6	0.041	0.460	0.165	0.135	0.206
Cadmium (gelöst) [mg/L Cd]	6	2	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
Cadmium (gesamt) [mg/L Cd]	41	10	0	0.0004	0	0	0.0001
Chrom (gelöst) [mg/L Cr]	10	3	0	0.027	0.015	0.003	0.020
Chrom (gesamt) [mg/L Cr]	41	11	0	0.229	0.010	0	0.024
Chrom(VI) (gelöst) [mg/L Cr(VI)]	37	9	0	0.230	0.008	0.001	0.020
Eisen (gelöst) [mg/L Fe]	5	1	0	0.013	0	0	0.008
Eisen (gesamt) [mg/L Fe]	1	1	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
Kobalt (gelöst) [mg/L Co]	9	2	0	0.001	0	0	0.001
Kobalt (gesamt) [mg/L Co]	22	6	0	0.003	0	0	0.002
Kupfer (gelöst) [mg/L Cu]	6	2	0.001	0.007	0.005	0.003	0.006
Kupfer (gesamt) [mg/L Cu]	46	11	0	0.086	0.012	0.004	0.016
Lithium (gelöst) [mg/L Li]	1	1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09
Lithium (gesamt) [mg/L Li]	1	1	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
Mangan (gelöst) [mg/L Mn]	5	1	0	0.011	0.009	0	0.011
Mangan (gesamt) [mg/L Mn]	1	1	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
Molybdän (gelöst) [mg/L Mo]	4	1	0.002	0.006	0.003	0.002	0.004
Molybdän (gesamt) [mg/L Mo]	6	2	0.002	0.017	0.005	0.002	0.006
Nickel (gelöst) [mg/L Ni]	6	2	0.001	0.009	0.005	0.002	0.008
Nickel (gesamt) [mg/L Ni]	36	9	0	0.015	0.006	0.002	0.008
Quecksilber (gesamt) [mg/L Hg]	26	6	0	0.0002	0	0	0
Selen (gesamt) [mg/L Se]	2	1	0	0	0	0	0
Silber (gelöst) [mg/L Ag]	1	1	0	0	0	0	0
Silber (gesamt) [mg/L Ag]	12	3	0	0	0	0	0
Strontium (gesamt) [mg/L Sr]	2	1	1.36	1.86	1.61	1.49	1.74
Thallium (gelöst) [mg/L Tl]	1	1	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Thallium (gesamt) [mg/L Tl]	2	1	0	0	0	0	0
Uran (gesamt) [mg/L U]	1	1	0.0026	0.0026	0.0026	0.0026	0.0026
Vanadium (gesamt) [mg/L V]	2	1	0	0.011	0.006	0.003	0.008
Zink (gelöst) [mg/L Zn]	6	2	0.004	0.112	0.016	0.010	0.073
Zink (gesamt) [mg/L Zn]	38	9	0	0.064	0	0	0.020
Zinn (gelöst) [mg/L Sn]	9	4	0	0.001	0	0	0.001
Zinn (gesamt) [mg/L Sn]	19	5	0	0.002	0.002	0	0.002
<b>Anionen</b>							
Chlorid [mg/L Cl <sup>-</sup> ]	190	15	1	695	82	37	211
Fluorid [mg/L F <sup>-</sup> ]	47	6	0	0.7	0.4	0.3	0.5
Sulfat [mg/L SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ]	178	12	0	2430	888	400	1560
Sulfid [mg/L S <sub>2</sub> <sup>-</sup> ]	4	1	0	0	0	0	0
Bromid [mg/L Br <sup>-</sup> ]	19	4	0	0.78	0.24	0.10	0.31
Cyanid (frei) [mg/L CN <sup>-</sup> ]	12	3	0	0	0	0	0
<b>Häretparameter und Kationen</b>							
m-Wert (Säureverb. pH 4.3)	64	7	0.8	8.8	3.2	2.2	5.5
Karbonathärte (berechnet) [°fH]	90	9	3.8	181.0	17.3	11.4	26.4
Gesamthärte (berechnet) [°fH]	90	9	0.1	256.0	91.2	9.9	174.3
Gesamthärte (berechnet) [mmol/L]	30	3	5.6	25.6	21.5	17.5	22.1
Calcium (gelöst) [mg/L Ca]	109	10	2.6	660.0	361.0	216.8	571.0
Magnesium (gelöst) [mg/L Mg]	109	10	0.1	223.0	48.6	31.5	81.5
Natrium (gelöst) [mg/L Na]	109	10	11.0	306.0	105.0	38.0	158.0
Kalium (gelöst) [mg/L K]	108	10	8.3	343.0	65.6	25.2	123.3
Calciumcarbonat-Sättigungsindex ( )	52	6	-0.6	2.4	0.8	0.5	1.0

## 4.2 Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen

### 4.2.1 Gesetzlich einzuhaltende Parameter

Im Folgenden werden die Ergebnisse derjenigen Parameter dargestellt, die nach Anhang 3.3 Ziffer 25 und Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV gewisse Anforderungen zu erfüllen haben, damit das Deponiesickerwasser in ein Gewässer oder eine öffentliche Kanalisation eingeleitet werden kann. Die Ergebnisse der Messparameter, welche weit unter dem Grenzwert lagen, sind in Anhang B dargestellt. Die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen dieser Parameter wurde als gering eingestuft. Dies betrifft die folgenden Parameter:

Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>), die Durchsichtigkeit (nach Snellen), gesamte ungelöste Stoffe (GUS), die Schwermetalle Antimon (gesamt), Blei (gesamt), Cadmium (gesamt), Kobalt (gesamt), Kupfer (gesamt), Molybdän (gesamt), Nickel (gesamt) und Zink (gesamt) sowie Cyanide (frei), gesamte Kohlenwasserstoffe, leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (FOCI) und leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (VOX).

#### 4.2.1.1 DOC

DOC Messungen wurden in 15 der 17 Typ B Deponien durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass die meisten DOC Werte des Deponiesickerwassers zwischen 6 und 22 mg/L C lagen (0.25 und 0.75 Quantil). Die Anforderung an die Einleitung von Deponiesickerwasser in ein Gewässer (10 mg/L C) nach Anhang 3.3 Ziffer 25 GSchV wurden in elf Deponien nicht eingehalten (siehe Abbildung 2). Daher wurde die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen des Parameters DOC als hoch eingestuft.

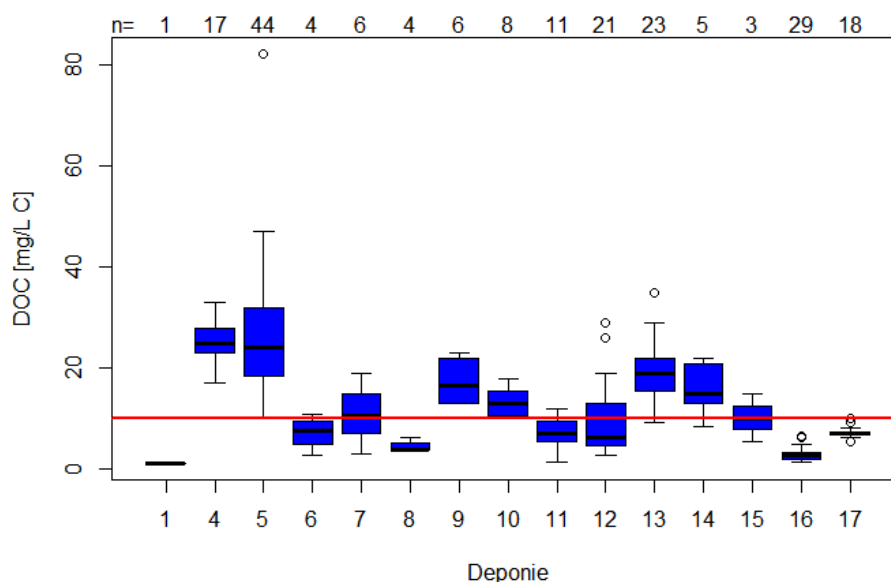


Abbildung 2: DOC Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Die rote Linie (10 mg/L C) entspricht dem Grenzwert der gesetzlichen Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser in ein Gewässer nach Anhang 3.3 Ziffer 25 GSchV.

#### 4.2.1.2 pH-Wert

pH-Messungen wurden in 16 der 17 Typ B Deponien durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass die pH-Werte des Deponiesickerwassers in den meisten Fällen im Bereich von pH 7.5 und 8 lagen (0.25 und 0.75 Quantil). Die Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser in ein Gewässer oder in eine öffentliche Kanalisation nach Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV wurden teilweise nicht eingehalten (siehe Abbildung 3). Der obere Grenzwert von pH 9 wurde in zwei Deponien überschritten. Die pH-Werte der Deponie 1 unterschieden sich klar von den Werten der restlichen Deponien. Daher wurde die Überschreitung von Deponie 1 als deponiespezifischer Einzelfall bewertet und nicht berücksichtigt. Der untere Grenzwert von pH 6.5 wurde in der Deponie 2 unterschritten. Bei zwei weiteren Überschreitungen des Grenzwertes in Deponie 10 und 12 handelt es sich um Ausreisserwerte, welche nicht beachtet wurden. Aufgrund der Unter- bzw. Überschreitungen wurde die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen des Parameters pH-Wert als hoch eingestuft.

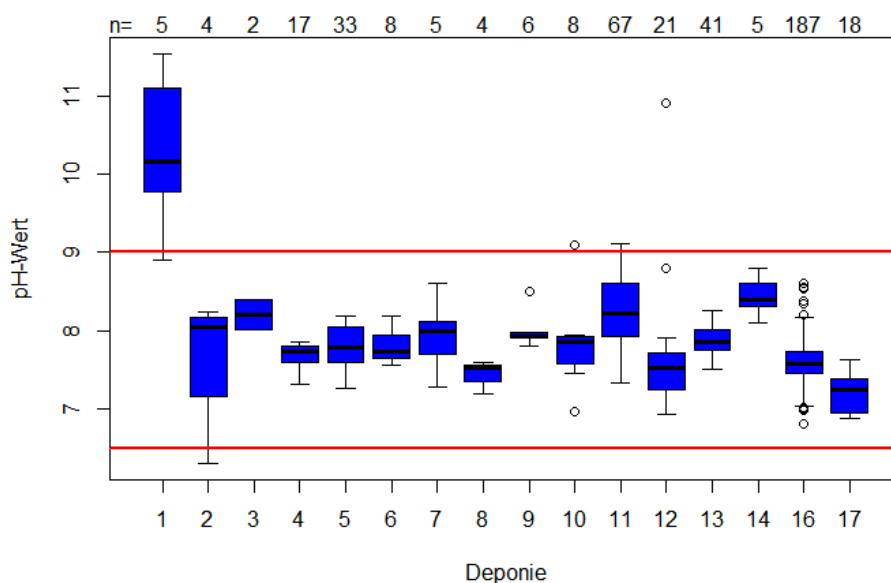


Abbildung 3: pH-Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Die roten Linien (pH 6.5 und 9) entsprechen den minimalen bzw. maximalen gesetzlichen Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser in ein Gewässer oder in eine öffentliche Kanalisation nach Anhang 3.3 Ziffer 25 GSchV.

### 4.2.1.3 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur des Sickerwassers wurde in 12 der 17 Typ B Deponien gemessen. Dabei lag die Temperatur in den meisten Fällen im Bereich von 10.5 bis 15.5 °C (0.25 und 0.75 Quantil). Somit wurden die gesetzlichen Anforderungen zur Einleitung in ein Gewässer ( $\leq 30$  °C) oder eine öffentliche Kanalisation ( $\leq 60$  °C) nach Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV in allen Deponien eingehalten (siehe Abbildung 4). Die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen des Parameters Wassertemperatur wurde bei der Einleitung in ein Gewässer als mittel und bei der Einleitung in eine öffentliche Kanalisation als gering eingestuft.

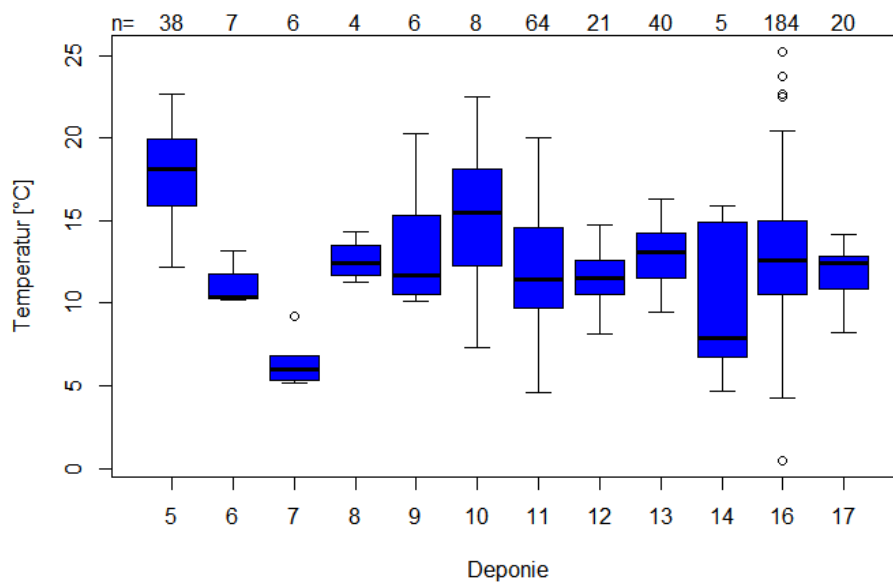


Abbildung 4: Temperaturmesswerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Die gesetzlichen Anforderungen zur Einleitung in ein Gewässer liegen bei  $\leq 30$  °C, zur Einleitung in eine öffentliche Kanalisation bei  $\leq 60$  °C (Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV).

#### 4.2.1.4 Arsen (gesamt)

Messungen des Parameters Arsen (gesamt) wurden in 9 der 17 Typ B Deponien durchgeführt. Die meisten Werte lagen im Bereich von 0 bis 0.006 mg/L As (gesamt) (0.25 und 0.75 Quantil). Dabei wurden die Anforderung an die Einleitung von Deponiesickerwasser in ein Gewässer oder in eine öffentliche Kanalisation nach Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV in den meisten Fällen eingehalten (siehe Abbildung 5). Einzig im Sickerwasser von Deponie 17 wurde der gesetzliche Grenzwert von 0.1 mg/L As (gesamt), mit einem Höchstwert von 0.356 mg/L As (gesamt) klar überschritten. Da die Messwerte im Sickerwasser der restlichen Deponien meist unter der Bestimmungsgrenze lagen und somit keine Grenzwertüberschreitungen zu erwarten sind, wurde die Überschreitung von Deponie 17 als deponiespezifischer Einzelfall bewertet und nicht berücksichtigt. Daher wurde die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen des Parameters Arsen (gesamt) als gering eingestuft.

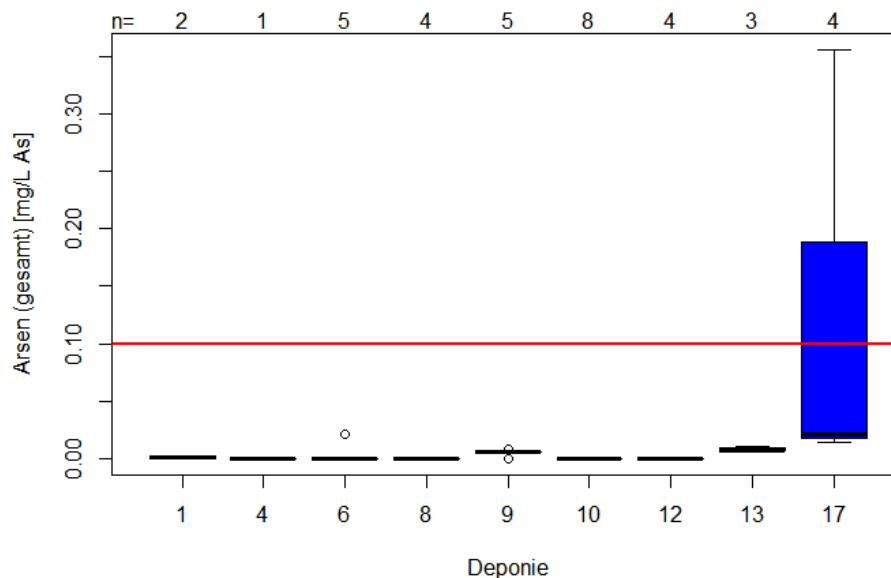


Abbildung 5: Arsen (gesamt) Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Die rote Linie (0.1 mg/L As) entspricht den gesetzlichen Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser in ein Gewässer oder in eine öffentliche Kanalisation nach Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV.



#### 4.2.1.5 Chrom(VI) (gelöst)

Der Parameter Chrom(VI) (gelöst) wurde in 9 der 17 Typ B Deponien gemessen. Die meisten Werte lagen im Bereich von 0.001 bis 0.02 mg/L Cr(VI) (gelöst) (0.25 und 0.75 Quantil). Dabei wurden die Anforderung an die Einleitung von Deponiesickerwasser in ein Gewässer nach Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV in allen Deponien eingehalten (siehe Abbildung 6). Einzig in Deponie 12 wurden in einer Messung 0.23 mg/L Cr(VI) (gelöst) nachgewiesen und der Grenzwert von 0.1 mg/L Cr(VI) (gelöst) überschritten. Da es sich dabei jedoch um einen Ausreisserwert handelt wurde die Grenzwertüberschreitung nicht berücksichtigt. Die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen des Parameters Chrom(VI) (gelöst) wurde als mittel eingestuft.

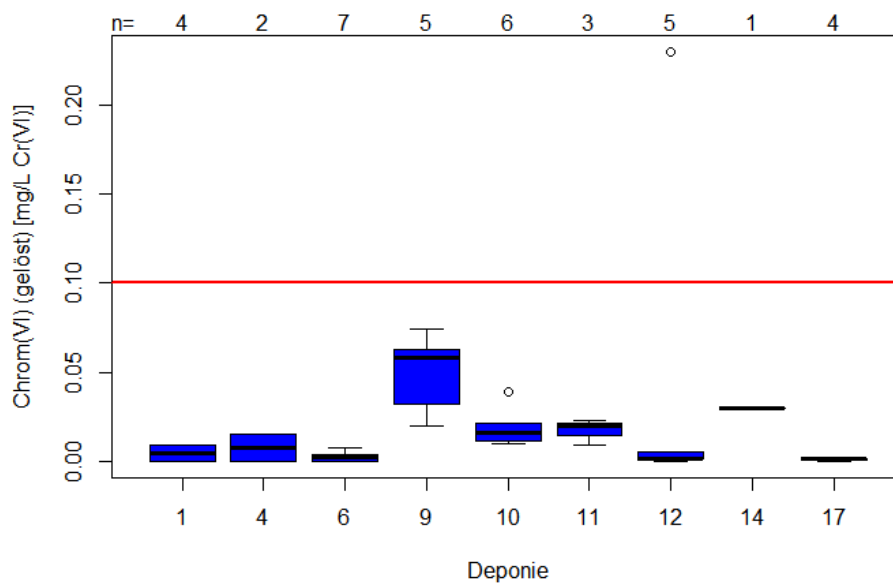


Abbildung 6: Chrom(VI) (gelöst) Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Die rote Linie (0.1 mg/L Cr(VI) (gelöst)) entspricht den gesetzlichen Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser in ein Gewässer nach Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV.

#### 4.2.1.6 Chrom (gesamt)

Der Parameter Chrom (gesamt) wurde in 7 der 17 Typ B Deponien gemessen. Die meisten Werte lagen in einem Bereich von 0.002 bis 0.024 mg/L Cr (gesamt) (0.25 und 0.75 Quantil). Alle Messwerte lagen unter dem gesetzlichen Grenzwert von 2 mg/L Cr (gesamt) für die Einleitung von Deponiesickerwasser in ein Gewässer oder in eine öffentliche Kanalisation nach Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV (siehe Abbildung 7). Die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen des Parameters Chrom (gesamt) wurde als gering eingestuft.

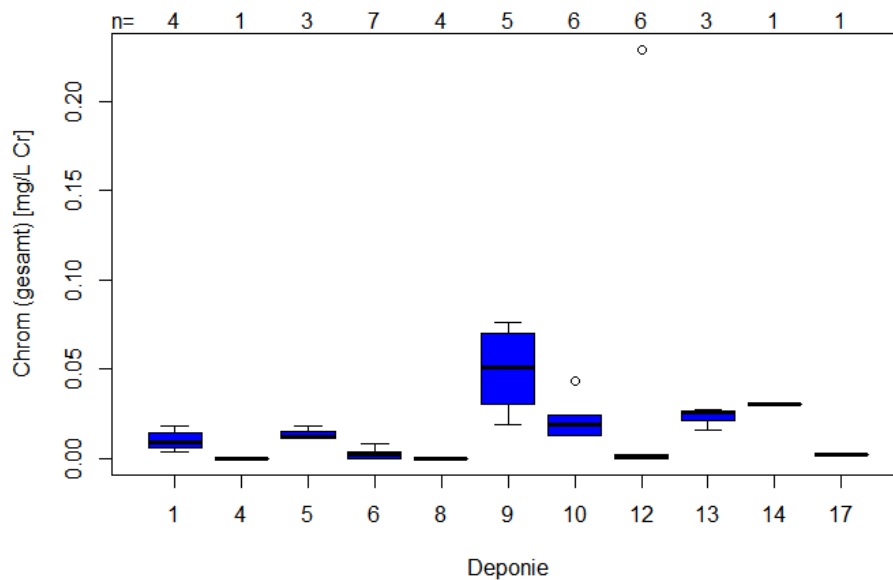


Abbildung 7: Chrom (gesamt) Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Der Grenzwert der Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser in ein Gewässer oder eine öffentliche Kanalisation nach Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV liegt bei 2 mg/L Cr (gesamt).

## 4.2.2 Weitere Parameter

Im Folgenden werden die Ergebnisse derjenigen Parameter dargestellt, welche nach Anhang 3.3 Ziffer 25 sowie Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV bei der Einleitung von Deponiesickerwasser keine Anforderungen zu erfüllen haben. Zur Beurteilung dieser Parameter können die Orientierungswerte in der Tabelle 1 verwendet werden.

Die Ergebnisse der Messparameter, welche weit unter dem Orientierungswert lagen, sind im Anhang B dargestellt. Die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen dieser Parameter wurde als gering eingestuft. Dies betrifft die folgenden Parameter:

Trübung (nephelometrisch), Antimon (gesamt), Bor (gelöst), Quecksilber (gesamt), Silber (gesamt) und Fluorid.

### 4.2.2.1 Leitfähigkeit

Der Parameter Leitfähigkeit wurde im Sickerwasser von allen 17 Typ B Deponien gemessen. Die meisten Werte lagen in einem Bereich von 1'192 bis 2'423  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (0.25 und 0.75 Quantil) (siehe Abbildung 8). Deponie fünf zeigte deutlich höhere Messwerte, wobei sich diese im Verlauf der Zeit absenkten (siehe Abbildung 9).

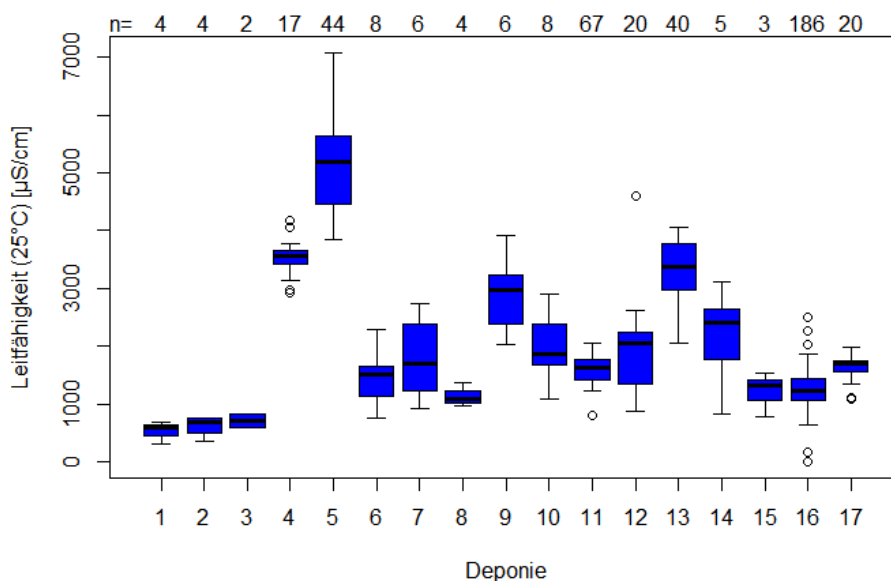


Abbildung 8: Leitfähigkeits-Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Es liegt kein Grenz- oder Orientierungswert vor.

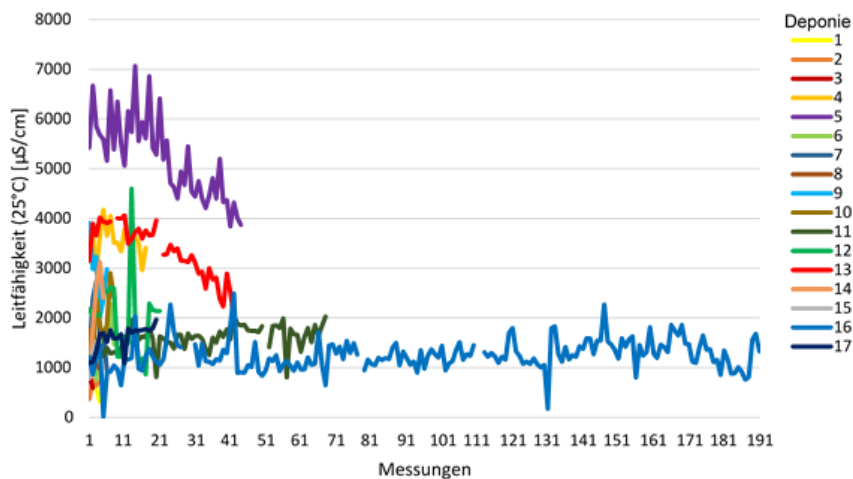


Abbildung 9: Leitfähigkeits-Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien und deren zeitliche Entwicklung.

#### 4.2.2.2 Stickstoffverbindungen

##### Ammonium-N

Der Parameter Ammonium-N wurde in allen 17 Typ B Deponien gemessen. Die meisten Werte lagen in einem Bereich von 0.023 bis 0.17 mg/L N (0.25 und 0.75 Quantil). Der Grenzwert zur Einleitung von kommunalem Abwasser in ein Gewässer nach Anhang 3.1 Ziffer 2 GSchV wurde in keiner Deponie überschritten (siehe Abbildung 10). Einzig in Deponie 12 wurden in einer Messung 3.5 mg/L N nachgewiesen und der Grenzwert von 2.0 mg/L N somit überschritten. Da es sich dabei jedoch um einen Ausreisserwert handelt wurde die Grenzwertüberschreitung nicht berücksichtigt. Die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen des Parameters Ammonium-N wurde als mittel eingestuft.

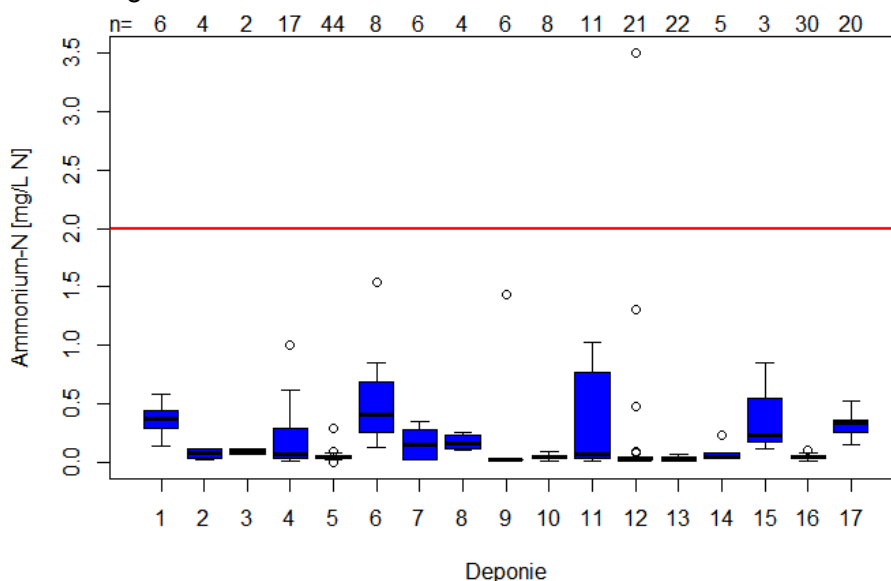


Abbildung 10: Ammonium-N Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Diese beinhalten die Summe von  $\text{NH}_4^+$ -N und  $\text{NH}_3$ -N. Die rote Linie (2 mg/L N) entspricht dem Grenzwert für die Einleitung von kommunalem Abwasser in Gewässer nach Anhang 3.1 Ziffer 2 GSchV.

### Nitrit-N

Der Parameter Nitrit-N wurde in 11 der 17 Typ B Deponien gemessen. Die meisten Werte lagen in einem Bereich von 0.002 bis 0.077 mg/L N (0.25 und 0.75 Quantil). Der Richtwert von 0.3 mg/L N zur Einleitung von kommunalem Abwasser in Gewässer nach Anhang 3.1 Ziffer 2 GSchV wurde in drei Deponien überschritten (siehe Abbildung 11), wobei einzelne Ausreisserwerte nicht als Überschreitung gezählt wurden. Die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen des Parameters Nitrit-N wurde als hoch eingestuft.

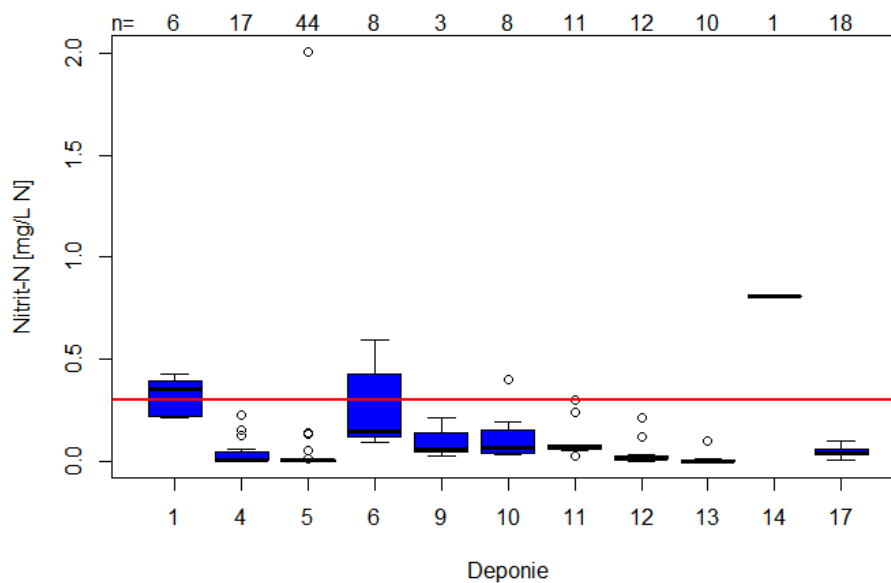


Abbildung 11: Nitrit-N Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Die rote Linie (0.3 mg/L N) entspricht dem Richtwert für die Einleitung von kommunalem Abwasser in Gewässer nach Anhang 3.1 Ziffer 2 GSchV.

### Nitrat-N

Der Parameter Nitrat-N wurde in 16 der 17 Typ B Deponien gemessen. Die meisten Werte lagen in einem Bereich von 5.5 bis 26.0 mg/L N (0.25 und 0.75 Quantil). Die Anforderung an die Wasserqualität nach Anhang 2 Ziffer 12 Absatz 3 GSchV von 5.6 mg/L N wurde in 12 Deponien nicht eingehalten (siehe Abbildung 12). Die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen des Parameters Nitrat-N wurde als hoch eingestuft.

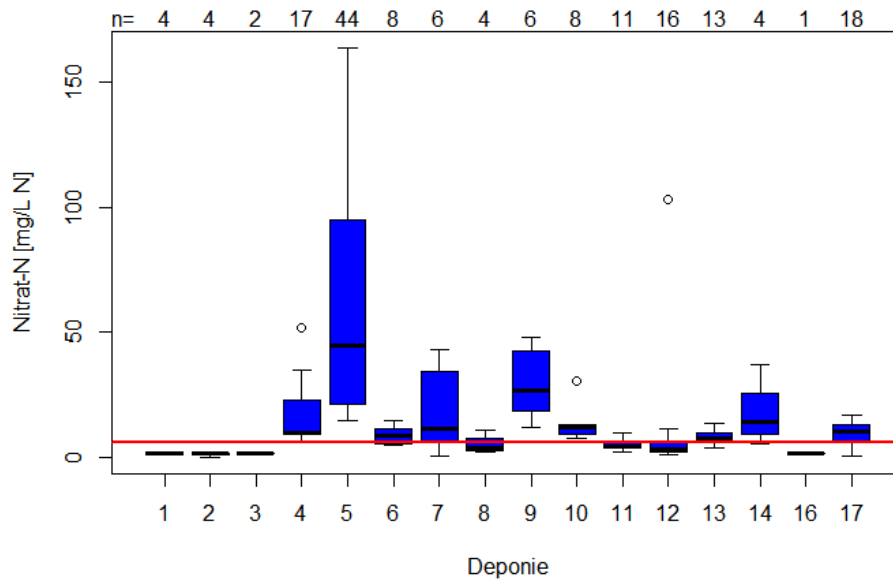


Abbildung 12: Nitrat-N Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Die rote Linie (5.6 mg/L N) entspricht den Anforderungen an die Wasserqualität nach Anhang 2 Ziffer 12 Absatz 3 GSchV.

### 4.2.2.3 Sulfat

Der Parameter Sulfat wurde in 12 der 17 Typ B Deponien gemessen. Die meisten Werte lagen in einem Bereich von 400 bis 1560 mg/L  $\text{SO}_4^{2-}$  (0.25 und 0.75 Quantil). Somit übersteigen die Werte in allen Deponien die betonaggressive Konzentration von  $\geq 200$  mg/L (siehe Abbildung 13). Die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen des Parameters Sulfat wurde als hoch eingestuft.

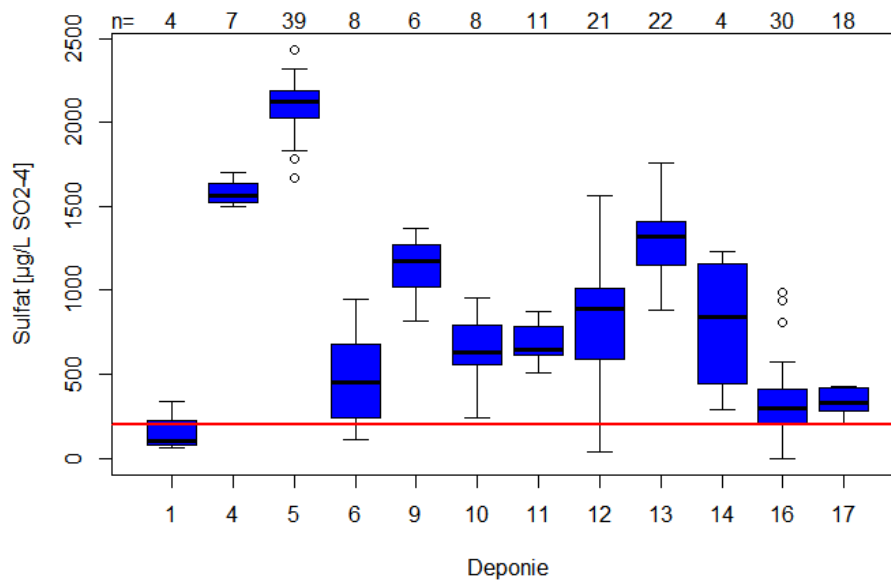


Abbildung 13: Sulfat Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Die rote Linie (200 µg/L) entspricht der Konzentration ab welcher Sulfat betonaggressive Eigenschaften aufweist (GSG, 2000; MN, 2016).

#### 4.2.2.4 Zinn (gesamt)

Der Parameter Zinn (gesamt) wurde in 5 der 17 Typ B Deponien gemessen. Die meisten Werte lagen in einem Bereich von 0 bis 0.002 mg/L Sn (0.25 und 0.75 Quantil). Der PNEC-Wert von 0.0015 mg/L Sn nach Hermanns Stengele und Moser (2012) wurde somit in drei Deponien überschritten (siehe Abbildung 14). Die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen des Parameters Zinn (gesamt) wurde als hoch eingestuft.

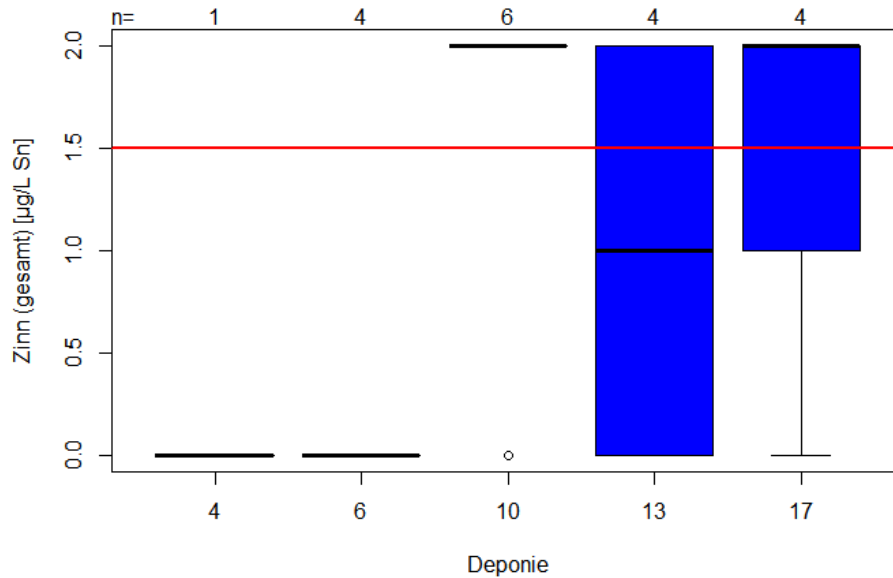


Abbildung 14: Zinn (gesamt) Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Die rote Linie (0.0015 mg/L Sn) entspricht dem PNEC-Wert nach Hermanns Stengele und Moser (2012).



#### 4.2.2.5 Bromid

Der Parameter Bromid wurde in 4 der 17 Typ B Deponien gemessen. Die meisten Werte lagen in einem Bereich von 0.1 bis 0.31 mg/L Br<sup>-</sup> (0.25 und 0.75 Quantil). Der PNEC-Wert von 0.117 mg/L Br<sup>-</sup> (Carl Roth GmbH, 2016a) wurde in drei Deponien überschritten (siehe Abbildung 15). Die chemischen Anforderungen an Trinkwasser nach Anhang 2 TBDV wurde in zwei Deponien erreicht oder überschritten. Die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen des Parameters Bromid wurde als hoch eingestuft.

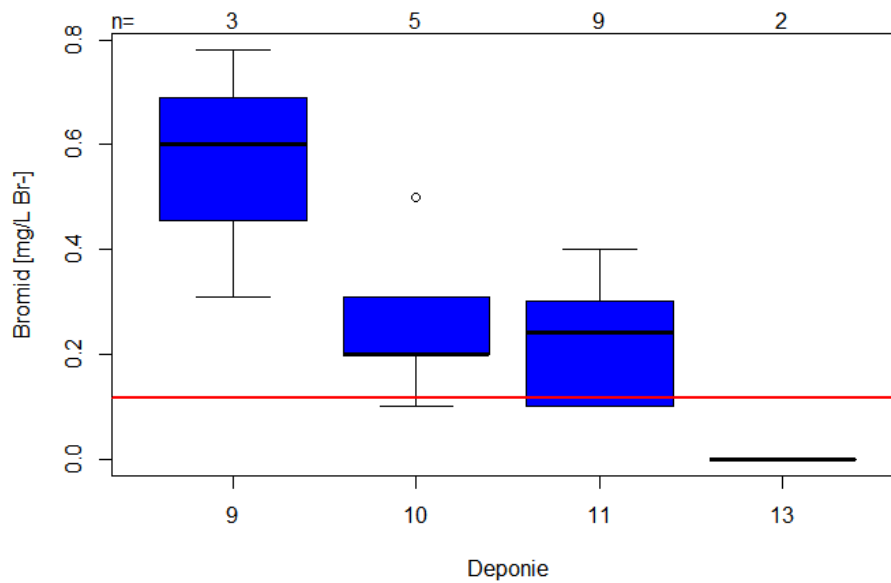


Abbildung 15: Bromid Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Die rote Linie (0.117 mg/L Br<sup>-</sup>) entspricht dem PNEC-Wert nach Carl Roth GmbH (2016a)

### 4.3 Risikoabschätzung

Die Risikoabschätzung in Tabelle 4 zeigt die Relevanzbewertung der Messparameter bei der Einleitung des Sickerwassers in ein Gewässer. Tabelle 5 zeigt die Relevanzbewertung der Messparameter bei der Einleitung des Sickerwassers in eine öffentliche Kanalisation.

Tabelle 4: Risikoabschätzung zur Relevanzbewertung von Messparametern bei der Sickerwassereinleitung von Typ B Deponien in ein Gewässer. Die Werte (1-3) der Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen sowie des angenommenen ökologischen Schadensausmasses bedeuten: 1 «gering», 2 «mittel», 3 «hoch». Die Werte (1-9) der Relevanzbewertung bedeuten 1-3 «kleine Relevanz», 3-6 «mittlere Relevanz», 6-9 «grosse Relevanz». Die in der Tabelle enthaltenen Bemerkungen bedeuten:

<sup>1)</sup> Annahme, da unzureichende Datengrundlage.

<sup>2)</sup> Werte gemäss Hermanns Stengele und Moser (2012).

<sup>3)</sup> Beurteilung gemäss Informationen aus Vieille-Petit (2013).

<sup>4)</sup> Beurteilung gemäss Informationen aus Soltermann et al. (2016).

Gesetzlich einzuhaltende Parameter	Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen	Angenommenes ökologisches Schadensausmass <sup>2)</sup>	Relevanzbewertung
Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB <sub>5</sub> )	1 <sup>1)</sup>	2	2
gelöste organische Kohlenstoff (DOC)	3	2	<b>6</b>
pH-Wert	3	3	<b>9</b>
Wassertemperatur	2	1	2
Durchsichtigkeit (nach Snellen)	1 <sup>1)</sup>	1	1
Gesamte ungelöste Stoffe (GUS)	1 <sup>1)</sup>	1	1
Arsen (gesamt)	1	3	3
Blei (gesamt)	1	3	3
Cadmium (gesamt)	1	3	3
Chrom (gesamt)	1	2	2
Chrom(VI) (gelöst)	2	3	<b>6</b>
Kobalt (gesamt)	1	2	2
Kupfer (gesamt)	1	3	3
Molybdän (gesamt)	1 <sup>1)</sup>	2	2
Nickel (gesamt)	1	2	2
Zink (gesamt)	1	2	2
Cyanide (frei)	1 <sup>1)</sup>	2	2

Gesamte Kohlenwasserstoffe	1 <sup>1)</sup>	2	2
Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (FOCI) und Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (VOX)	1 <sup>1)</sup>	3	3
<b>Weitere Parameter</b>			
Leitfähigkeit	-	1	-
Ammonium-N	2	2	4
Nitrit-N	3	2	<b>6</b>
Nitrat-N	3	1	3
Sulfat	3	1	3
Trübung (nephelometrisch)	1	1	1
Antimon (gesamt)	1	3	3
Bor (gelöst)	1	1 <sup>3)</sup>	1
Quecksilber (gesamt)	1	3	3
Silber (gesamt)	1	3	3
Zinn (gesamt)	3	2	<b>6</b>
Fluorid	1	1	1
Bromid	3	1	3

Tabelle 5: Risikoabschätzung zur Relevanzbewertung von Messparametern bei der Sickerwasserreinleitung von Typ B Deponien in eine öffentliche Kanalisation. Die Werte (1-3) der Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen sowie des angenommenen ökologischen Schadensausmasses bedeuten 1 «gering», 2 «mittel», 3 «hoch». Die Werte (1-9) der Relevanzbewertung bedeuten: 1-3 «kleine Relevanz», 3-6 «mittlere Relevanz», 6-9 «grosse Relevanz». Die in der Tabelle enthaltenen Bemerkungen bedeuten:

- <sup>1)</sup> Annahme, da unzureichende Datengrundlage.
- <sup>2)</sup> Werte gemäss Hermanns Stengele und Moser (2012).
- <sup>3)</sup> Beurteilung gemäss Informationen aus Vieille-Petit (2013).
- <sup>4)</sup> Beurteilung gemäss Informationen aus Soltermann et al. (2016).

Gesetzlich einzuhaltende Parameter	Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen	Angenommenes betriebliches Schadensausmass <sup>2)</sup>	Relevanzbewertung
Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB <sub>5</sub> )	1 <sup>1)</sup>	1	1
gelöste organische Kohlenstoff (DOC)	3	1	3
pH-Wert	3	1	3
Wassertemperatur	1	1	1
Durchsichtigkeit (nach Snellen)	1 <sup>1)</sup>	1	1
Gesamte ungelöste Stoffe (GUS)	1 <sup>1)</sup>	1	1
Arsen (gesamt)	1	1	1
Blei (gesamt)	1	1	1
Cadmium (gesamt)	1	1	1
Chrom (gesamt)	1	1	1
Chrom(VI) (gelöst)	2	1	2
Kobalt (gesamt)	1	1	1
Kupfer (gesamt)	1	1	1
Molybdän (gesamt)	1 <sup>1)</sup>	1	1
Nickel (gesamt)	1	1	1
Zink (gesamt)	1	1	1
Cyanide (frei)	1 <sup>1)</sup>	1	1
Gesamte Kohlenwasserstoffe	1 <sup>1)</sup>	1	1

Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (FOCI) oder Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (VOX)	1 <sup>1)</sup>	1	1
<b>Weitere Parameter</b>			
Leitfähigkeit	-	1	-
Ammonium-N	2	1	2
Nitrit-N	3	1	3
Nitrat-N	3	1	3
Sulfat	3	3	<b>9</b>
Trübung (nephelometrisch)	1	1	1
Antimon (gesamt)	1	1	1
Bor (gelöst)	1	1 <sup>3)</sup>	1
Quecksilber (gesamt)	1	1	1
Silber (gesamt)	1	1	1
Zinn (gesamt)	3	1	3
Fluorid	1	1	1
Bromid	3	1	3

## 5 Diskussion

### 5.1 Vorgeschlagenes Messprogramm

Die Ergebnisse haben gezeigt, dass im Sickerwasser der 17 untersuchten Typ B Deponien gesamthaft 196 verschiedene Messparameter erhoben wurden (siehe Kapitel 4.1). Bei der Analyse der Daten stellte sich heraus, dass einige Messparameter bei der Überprüfung des Sickerwassers relevanter sind als andere. Des Weiteren hat die Risikoabschätzung aufgezeigt, dass das Sickerwasser unterschiedlich zu beproben ist, je nachdem ob es in ein Gewässer oder in eine öffentliche Kanalisation eingeleitet wird (siehe Tabelle 4 und 5).

#### 5.1.1 Einleitung in ein Oberflächengewässer

Es wird empfohlen bei der Beprobung zwischen einem «Teilprogramm» und einem «Gesamtprogramm» zu unterscheiden. Das Teilprogramm umfasst jene Messparameter, welche eine grosse Relevanz aufweisen (Relevanzwertung  $\geq 6$ ) und daher häufiger zu überwachen sind. Das Gesamtprogramm beinhaltet alle Messparameter des Teilprogramms und zusätzlich jene, welche eine mittlere Relevanz aufweisen (Relevanzwertung  $\geq 3$ ). Dabei wird in einem zu wählenden Rhythmus zwischen Beprobungen mittels Teil- bzw. Gesamtprogramm gewechselt. In Artikel 41 Absatz 1 VVEA werden mindestens zwei Beprobungen pro Jahr verlangt. Daher wird empfohlen die Beprobungen in einem Zeitabstand von neun Monaten durchzuführen, wodurch alle Jahreszeiten abgedeckt würden. Würde in einem Jahr durch den 9-monatigen Rhythmus nur eine Beprobung stattfinden, so muss dieser Intervall entsprechend verkürzt werden. Wird das Gesamtprogramm bei jeder dritten oder fünften Beprobung angewandt, würde dieses nach einigen Jahren ebenfalls alle Jahreszeiten abdecken.

Die Verwendung zweier Messprogramme wird bereits in den vielen Kantonen angewendet, da es die hohen Kosten für Laboranalysen reduziert und trotzdem ein umfassendes Bild der Deponieemissionen liefert.

Bei der Einleitung des Sickerwassers in ein Oberflächengewässer wird für das **Teilprogramm** empfohlen die folgenden Parameter zu beproben:

- Sensorischen Parameter: Farbe, Trübung und Geruch
- Physikalisch-chemische Parameter: Schüttung (Sickerwasservolumen), Wassertemperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert
- Stickstoffverbindungen: Nitrit
- Organische Parameter: DOC
- Metalle und Schwermetalle: Chrom(VI) (gelöst), Zinn (gesamt)

Im **Gesamtprogramm** wird empfohlen die Parameter des Teilprogramm und zusätzlich die folgenden Parameter zu messen:

- Schwefelverbindungen: Sulfat
- Stickstoffverbindungen: Ammonium, Nitrat
- Organische Parameter: FOCl, VOX
- Anionen: Bromid
- Metalle und Schwermetalle: Antimon (gesamt), Arsen (gesamt), Blei (gesamt), Cadmium (gesamt), Kupfer (gesamt), Quecksilber (gesamt), Silber (gesamt)

#### 5.1.1.1 Deponiespezifische Anpassung des Messprogramms

Vor der Anwendung des vorgeschlagenen Teil- bzw. Gesamtprogramms sollte dessen Gültigkeit im Einzelfall geprüft werden. Dazu sollten die Ergebnisse vorgängiger Messungen mit der Bewertung der Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen in Tabelle 4 oder Tabelle 5 verglichen werden, wodurch ermittelt werden kann, ob die in vorliegender Arbeit verwendete Bewertung auf die spezifische Deponie ebenfalls zutrifft. Trifft die Bewertung der Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen eines Parameters zu, so kann dessen Einteilung ins Teil- bzw. Gesamtprogramm aus vorliegender Arbeit übernommen werden. Wie das Beispiel des Parameters Arsen (gesamt) zeigt, ist es möglich, dass die verwendete Bewertung der Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen bei einer Deponie nicht zutrifft (siehe Abbildung 5). In diesem Falle sollte die Bewertung sowie die Einteilung des Parameters in das Teil- bzw. Gesamtprogramm angepasst werden.

Liegen zum Sickerwasser einer Deponie noch keine Messwerte vor, wird empfohlen bei den ersten Messungen ein umfassendes Gesamtprogramm anzuwenden, wodurch beurteilt werden kann, welche Parameter in weiteren Beprobungen zu untersuchen sind. Die Risikoabschätzung liefert eine Übersicht der Relevanz einzelner Messparameter, jedoch ersetzt diese die deponiespezifische Beurteilung nicht.

Liegen die Messwerte eines Parameters über eine längere Zeitdauer deutlich unterhalb des Grenz- oder Orientierungswertes, kann dessen Beprobungsfrequenz gesenkt werden. Dies setzt jedoch voraus, dass die abgelagerten Materialien dieser Typ B Deponie gleichbleiben. Aus den Daten langjähriger Messreihen können somit Schlüsse gezogen werden, welche es den Behörden ermöglichen das Probenahmekonzept und die Parameteranzahl, sowie deren Beprobungsfrequenz anzupassen. Liegen Messparameter, wie beispielsweise die organischen Parameter FOCl und VOX klar unter dem Grenzwert, so kann von deren Messung abgesehen werden.

Bei Deponien, auf welchen verschiedene Materialien abgelagert werden, welche laut VVEA auf Typ B Deponien zugelassen sind, müssen mögliche zukünftig abgelagerte Materialien und deren Emissionen berücksichtigt werden. Deshalb sollten bei diesen Deponien Parameteranpassungen aufgrund vergangener Messergebnisse vorsichtig gehandhabt werden.

### 5.1.2 Einleitung in eine öffentliche Kanalisation

Bei der Einleitung des Sickerwassers in eine öffentliche Kanalisation müssen deutlich weniger Parameter überwacht werden, da das angenommene betriebliche Schadensausmass meist sehr niedrig ist. Auf die Unterscheidung zwischen Teil- und Gesamtprogramm kann verzichtet werden. Es wird empfohlen die folgenden Parameter zu messen, welche eine mittlere und grosse Relevanz (Relevanzwertung  $\geq 3$ ) aufweisen:

- Physikalisch-chemischen Parameter: Schüttung (Sickerwasservolumen), pH-Wert
- Organische Parameter: DOC
- Schwefelverbindungen: Sulfat

Wurde, wie im Beispiel des Parameters DOC (siehe Abbildung 2) ein gesetzlicher Grenzwert überschritten so ist der betreffende Parameter unbedingt zu überwachen. Wurde jedoch ein Orientierungswert (PNEC-Wert oder Trinkwasserwert) überschritten, so wurde der betreffende Parameter nicht ins Messprogramm aufgenommen. Es wäre unverhältnismässig von Sickerwasser, welches in eine öffentliche Kanalisation eingeleitet wird, die Einhaltung von PNEC-Wert oder Trinkwasserwerten vorauszusetzen (siehe Kapitel 5.3).

## 5.2 Bemerkungen zu Messparametern

Im Folgenden einige Bemerkungen und weiterführende Erläuterungen zu einzelnen Messparametern.

### 5.2.1 BSB<sub>5</sub>

Der Parameter BSB<sub>5</sub> zeigt leicht abbaubare organische Abwasserinhaltsstoffe (Gujer, 2007). Auf Typ B Deponien werden ausschliesslich Materialien abgelagert, welche einen organischen Anteil aufweisen und biologisch stabil sind (AUE BL, 2013). Es wird davon ausgegangen, dass der Parameter BSB<sub>5</sub> nicht relevant für die Sickerwasserbeprobung von Typ B Deponien ist. Dies bestätigt auch die Risikoabschätzung, in welcher der Parameter BSB<sub>5</sub> kaum Relevanz zeigt. Allerdings könnte der BSB<sub>5</sub> bei einer Grenzwertüberschreitung des DOC relevant werden, da in diesem Falle eine erhöhte Emission organischen Materials von der Deponie ausgeht.

### 5.2.2 DOC

Die Anforderung an die Einleitung von Deponiesickerwasser in ein Gewässer nach Anhang 3.3 Ziffer 25 GSchV, welche bei 10 mg/L C liegt, wurden in 12 von 15 Deponien teilweise massiv überschritten (siehe Abbildung 2). Dies Resultate bestätigt die Untersuchungen von Hermanns



Stengele und Moser (2012), welche erhöhte DOC Werte von maximal 90 mg/L C im Sickerwasser von Typ B Deponien fanden.

Diese Befunde decken sich jedoch nicht mit den Ergebnissen von AUE BL (2013), welche das Sickerwasser von 10 Inertstoffdeponien im Kanton Basel-Landschaft untersuchten. Dabei fanden sie DOC Werte von maximal 7.9 mg/L C und verzeichneten somit keine Überschreitungen des Grenzwertes. Dies zeigt, dass es durchaus Typ B Deponien gibt, welche eine massiv geringere DOC Emission aufweisen.

Laut Moore (1998) führt die Düngung (Ausbringen von Stallmist, Gülle oder Gründüngung) zu einer Erhöhung der DOC Substanzen. Grenzt die Deponie an gedüngtes, landwirtschaftlich genutztes Land, so könnte der DOC Wert im Deponiesickerwasser durch Fremdwassereintritt in die Deponie nach einem Niederschlagsereignis erhöht sein. Jedoch könnte Fremdwassereintritt nach einem Regenereignis ohne vorherige Düngung des umliegenden Landes, dass das Sickerwasser verdünnen, wodurch der DOC Wert abnimmt. Daher können die Sickerwassereigenschaften durch die Umgebung der Deponie beeinflusst werden.

Die in der GSchV beschriebenen Anforderungen bezüglich DOC können laut Hermanns Stengele und Moser (2012) oftmals nicht oder nur mit unverhältnismässigem Aufwand eingehalten werden. Daher empfehlen sie den Behörden im Falle, dass die Auswirkungen des erhöhten DOC Wertes ( $> 10$  mg/L C) auf das Gewässer die sehr aufwändige DOC Reduktion nicht rechtfertigen, von Anhang 3.3 Ziffer 25 Absatz 3 GSchV gebrauch zumachen. Dieser besagt, dass die Anforderungen im Einzelfall angepasst werden können. Befinden sich keine ökotoxisch relevanten Inhaltsstoffe im DOC, so können die Anforderungen auf  $\leq 20$  mg/L C oder auf einen Eliminationsgrad von  $\geq 75$  % angehoben werden.

### 5.2.3 pH-Wert

Der erhöhte pH-Wert der Deponie 1, welcher klar über dem gesetzlichen Grenzwert nach Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV lag (siehe Abbildung 3), stammt aus einer Deponie, auf welcher hauptsächlich Betonabfall (Spritzbetonrückprall, Restbeton, Beton aus Rückbau) abgelagert wurde (Anonym, 2017). Dadurch kann der erhöhte pH-Wert erklärt werden (Behl, 2013). Ob und wie viel betonhaltiges Material auf den restlichen Deponien abgelagert wurde, ist nicht bekannt. Jedoch wird davon ausgegangen, dass durch die Art der Ablagerungen ein problematisch hoher pH-Wert zu erwarten ist.

Wird ein pH-Wert von  $> 9$  bei einer Wassertemperatur von  $> 10$  °C festgestellt, ist es notwendig den Parameter Ammonium im zu überwachen, da dieses zum fischtoxischen Ammoniak dissoziiert (Liechti, 2010).

Die pH-Werte lagen grösstenteils innerhalb der gesetzlichen Grenzwerte. Dies deckt sich mit den Befunden von AUE BL (2013), welche ebenfalls keine Auffälligkeiten beim Parameter pH-Wert

feststellten. Von Hermanns Stengele und Moser (2012) wurde die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen als gering eingestuft, wohingegen diese in vorliegender Arbeit als hoch eingestuft wurde. Da Hermanns Stengele und Moser (2012) pH-Werte in einem ähnlichen Bereich verzeichneten, wird die ungleiche Beurteilung auf ein unterschiedliches methodisches Vorgehen zurückgeführt.

#### **5.2.4 Wassertemperatur**

Die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen der Wassertemperatur wurde bei der Einleitung in ein Gewässer als mittel beurteilt, wonach eine Überschreitung des Grenzwertes nach Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV vorstellbar ist (siehe Abbildung 4). Eine Überschreitung im Sommer kann die Behörde diese kurzfristig genehmigen (Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV)

Die Temperatur stellt eine wichtige Zustandsgrösse des Wassers dar, weil sie viele weitere Parameter zum Teil massgebend beeinflusst. Sie ist für die Interpretation der Ergebnisse sehr bedeutend und daher immer zu messen.

#### **5.2.5 Durchsichtigkeit nach Snellen und nephelometrische Trübung**

Die Datengrundlage des Messparameters Durchsichtigkeit nach Snellen reichte nicht aus, um im Vergleich mit den gesetzlichen Grenzwerten eine empirisch begründete Aussage für die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen zu treffen. Die Ergebnisse des Parameters Trübung nephelometrisch zeigten klar, dass dessen Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen als gering einzustufen ist. Dieses Erkenntnis wurde auf den Parameter Durchsichtigkeit nach Snellen übertragen. Auch Hermanns Stengele und Moser (2012) betrachten die Wahrscheinlichkeit einer relevanten Emission des Parameters Trübung nephelometrisch als gering.

Die Trübung des Sickerwassers wurde in den meisten Deponien mit der Methode Trübung nephelometrisch bestimmt (siehe Tabelle 3), obwohl die gesetzliche Anforderung in Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV die Durchsichtigkeit nach Snellen verlangt. Die nephelometrische Trübungsmessung wurde sehr häufig verwendet, da sie standardisierter Bestandteil des Bachema-Messprogramm 08 ist (Bachema, 2017), welches für Sicker- und Grundwasser designt wurde, wobei für letzteres die nephelometrische Messmethode gut geeignet ist (siehe Kapitel 2.3.1.5). Eine Umrechnung des Messresultats der beiden Methode ist nicht möglich (WTW, 2017). Es ist daher unbedingt darauf zu achten, dass die Trübung des Deponiesickerwassers mit der Methode Durchsichtigkeit nach Snellen ermittelt wird, da diese sonst nicht mit den gesetzlichen Anforderungen verglichen werden kann.

Als Orientierungswert der nephelometrischen Trübungsmessung wurde der typische Wert vom Kläranlagenablauf verwendet ( $< 40 \text{ TE/F}$ ) (GSG, 2000; MN, 2016). Solange dieser Wert eingehalten wird, kann auch davon ausgegangen werden, dass die Anforderungen an die Durchsichtigkeit nach Snellen eingehalten werden oder zumindest nicht in einem problematisch hohen Bereich liegen.

Die Risikobetrachtung ergab eine geringe Relevanz der Messparameter Durchsichtigkeit nach Snellen und Trübung nephelometrisch, was sich mit den Ergebnissen von Hermanns Stengele und Moser (2012) deckt.

### 5.2.6 GUS

Da der Parameter gesamte ungelöste Stoffe (GUS) nur in zwei Deponien gemessen wurde, war die Datengrundlage nicht ausreichend, um eine empirisch begründete Aussage zu dessen Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen zu treffen. Beinahe alle vorliegenden Messdaten lagen unter der Bestimmungsgrenze. Hermanns Stengele und Moser (2012) betrachten das Risiko für eine Beeinträchtigung des Gewässers durch GUS aus dem Sickerwasser von Typ B Deponien als gering. Da ihre Beurteilung auf einer ausreichenden Datengrundlage basierte, wurde diese übernommen.

### 5.2.7 Schwermetalle: Arsen, Blei, Cadmium, Kobalt, Kupfer, Molybdän, Nickel, Silber und Zink

Bei der Messung der Metalle und Schwermetalle ist es zielführend, diejenige Fraktion (gelöst/gesamt) zu bestimmen, in welcher der gesetzliche Grenzwert vorliegt. Denn nur dann ist ein direkter Vergleich und somit eine Aussage über die Emissionen möglich.

Die Parameter der Schwermetalle Antimon (gesamt) Blei (gesamt), Cadmium (gesamt), Kobalt (gesamt), Kupfer (gesamt), Molybdän (gesamt), Nickel (gesamt), Quecksilber (gesamt), Silber (gesamt) und Zink (gesamt) lagen in allen Messungen weit unter dem Grenz- oder Orientierungswert (siehe Anhang B). Einzig der Parameter Arsen (gesamt) überschritt in Deponie 5 den Grenzwert deutlich (siehe Abbildung 5). Jedoch scheint es sich dabei um einen deponiespezifischen Einzelfall zu handeln. Die hohen Arsenemissionen dieser Deponie könnten auf geogene Belastungen zurückzuführen sein (Kölle, 2017).

Auf ähnliche Ergebnisse kamen AUE BL (2013), welche im Deponiesickerwasser Messwerte dieser Schwermetalle fanden, die keine Grenz- bzw. Orientierungswerte überschritten. Daher wird davon ausgegangen, dass eine Überschreitung der Grenz- bzw. Orientierungswerte dieser Parameter als eher unwahrscheinlich einzustufen ist. So bezeichneten auch Hermanns Stengele

und Moser (2012) das Risiko für eine Beeinträchtigung des Gewässers durch Sickerwassereinleitungen aus Typ B Deponien für diese Schwermetalle als gering bis mittel.

### 5.2.8 Chrom

Durch die Art des abgelagerten Materials sind Chromemissionen im Sickerwasser von Typ B Deponien zu erwarten. Daher ist diesem Parameter besondere Aufmerksamkeit zu schenken.

Die Anforderung an die Einleitung von Deponiesickerwasser in ein Gewässer nach Anhang 3.3 Ziffer 25 GSchV wurden in allen Deponien, aus welchen Daten erfasst wurden, sowohl für den Parameter Chrom(VI) (gelöst) wie auch für Chrom (gesamt), eingehalten (siehe Abbildung 6 und Abbildung 7). Wobei die Messergebnisse des Parameters Chrom(VI) (gelöst) näher am gesetzlichen Grenzwert lagen als diejenigen des Parameters Chrom (gesamt). Die Ergebnisse zeigten, dass keine Grenzwertüberschreitung des Parameters Chrom (gesamt) zu erwarten ist, weswegen dessen Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen als gering beurteilt wurde. Die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen des Parameters Chrom(VI) (gelöst) wurde in vorliegender Arbeit als mittel eingestuft.

Zu einem ähnlichen Ergebnis kamen Hermanns Stengele und Moser (2012), welche das Risiko der Gewässerbeeinträchtigung durch das Einleiten von Deponie Typ B Sickerwasser, für Chrom (gesamt) als gering, für Chrom(VI) (gelöst) jedoch als hoch einstufen. Die unterschiedliche Beurteilung beruhte auf der grösseren Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen, unter anderem durch die höhere Mobilität sowie dem grösseren ökologischen Schadensausmass von Chrom(VI) (siehe Kapitel 2.3.1.7).

### 5.2.9 Zinn (gesamt)

Die Risikoabschätzung ergab eine mittlere bis grosse Relevanz für den Parameter Zinn (gesamt) bei der Einleitung des Sickerwassers in ein Gewässer. Für diese Bewertung wurde als Orientierungswert der PNEC-Wert von 1.5 µg/L Sn verwendet, welcher von Hermanns Stengele und Moser (2012) zitiert wurde, da die Originalquelle des PNEC-Wertes nicht gefunden werden konnte. Dieser steht jedoch im Widerspruch zu den Zinnkonzentrationen in Flüssen, welche nach Schneider et al. (2003), im Bereich von 4 bis 60 µg/L liegen. Zudem gilt ein belasteter Standort erst als überwachungsbedürftig, wenn dessen Emissionen einen Konzentrationswert von 20 mg/L Sn überschreiten (Art 10 Abs 1 AltIV). In Anbetracht dieser hohen Konzentrationen sollte der verwendete PNEC-Wert sowie auch die daraus resultierende Relevanzbewertung des Parameters Zinn (gesamt) mit Vorbehalt betrachtet werden.

### 5.2.10 Cyanide (frei)

Alle Messwerte lagen unter der Messgrenze und somit unter dem gesetzlichen Grenzwert nach Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV (siehe Anhang B). Hermanns Stengele und Moser (2012) beurteilten das Risiko für eine Beeinträchtigung des Gewässers durch Sickerwassereinleitungen aus Typ B Deponien für den Parameter Cyanid (frei) als gering. Des Weiteren beschreiben diese, dass «diese äusserst toxische Verbindung im Deponiesickerwasser äusserst selten nachgewiesen werden kann». Obwohl die Datengrundlage nicht ausreichte, um eine empirisch begründete Aussage über die Relevanz des Parameters Cyanid (frei) zu machen, scheint dieser Parameter weniger relevant für die Sickerwasserbeprobung von Typ B Deponien zu sein.

### 5.2.11 Gesamte Kohlenwasserstoffe

Alle Messwerte lagen weit unter dem gesetzlichen Grenzwert nach Anhang 3.3 Ziffer 25 GSchV (siehe Anhang B). Die Datengrundlage des Parameters gesamte Kohlenwasserstoffe war jedoch nicht ausreichend, um eine empirisch begründete Aussage über dessen Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen zu treffen.

Auch die Untersuchungen von AUE BL (2013) zeigten gesamte Kohlenwasserstoff-Werte, die in ähnlich tiefem Bereich lagen. Hermanns Stengele und Moser (2012) beurteilten das Risiko für eine Beeinträchtigung des Gewässers durch Sickerwassereinleitungen aus Typ B Deponien für den Parameter gesamte Kohlenwasserstoffe als gering. Diese Erkenntnis wurde in vorliegender Arbeit übernommen.

### 5.2.12 Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (FOCI) und leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (VOX)

Alle Werte lagen unter der Messgrenze, womit die gesetzlichen Anforderungen nach Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV eingehalten wurden (siehe Anhang B). Da nicht genügend Daten vorlagen um eine empirisch begründete Aussage über deren Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen zu machen, wurde die Annahme gering von Hermanns Stengele und Moser (2012) übernommen.

### 5.2.13 Sensorische Parameter

Da die menschliche Nase Gerüche äusserst empfindlich und spezifisch wahrnimmt, kann der Geruch eine erste grobe aber äusserst wertvolle Beurteilung der Wasserqualität liefern (Kölle, 2017; Liechti, 2010).

Die Beurteilung der sensorischen Parameter liefert nicht nur Informationen zu den chemischen Eigenschaften des Sickerwassers, sondern auch zu dessen Ästhetik. Nach Anhang 2 Ziffer 11 Absatz 2 GSchV soll das Gewässer nach vollständiger Durchmischung einer Abwassereinleitung

keine Trübung oder Verfärbung haben, sowie keinen störenden Geruch aufweisen. Auf die Vermeidung dieser ästhetisch störenden Gewässereigenschaften ist speziell zu achten, da diese zu den wichtigsten Reklamationsgründen gehören (Kölle, 2017).

In den untersuchten Sickerwassermessdaten existierte keine einheitliche Nomenklatur der Gerüche, Trübung oder Färbung. So wurden die sensorischen Parameter in fast allen Deponien untersucht, enthielten aber jeweils eine unterschiedliche Benennung. Ein einheitliches Klassifikationssystem der sensorischen Parameter würde deren Vergleichbarkeit in zukünftigen Untersuchungen ermöglichen.

#### **5.2.14 Leitfähigkeit**

Die Leitfähigkeitswerte des Sickerwassers zeigten deutlich, dass in den meisten Deponiekörpern Ionen gelöst wurden (siehe Abbildung 8). Die erfassten Leitfähigkeitswerte überstiegen die von AUE BL (2013) gefundenen Werte um ein vielfaches. Dies kann auf die unterschiedliche Zusammensetzung der abgelagerten Materialien in den jeweiligen Deponien oder auf Fremdwassereinfluss, welcher das Sickerwasser verdünnt, zurückzuführen sein. Da der Parameter Leitfähigkeit zum Feststellen von Veränderungen im Salzgehalt des Deponiesickerwassers verwendet wird, ist dieser in zeitlichem Bezug zu weiteren Leitfähigkeitsmessungen zu setzen und nicht absolut zu betrachten (Hermanns Stengele & Moser, 2012). Eine Absenkung der Leitfähigkeit im Verlauf der Zeit zeigt zudem, dass Salze aus dem Deponiekörper ausgewaschen werden. Dies ist beispielsweise am Verlauf der Leitfähigkeitswerte von Deponie 5 und 13 zu erkennen, welche sehr hoch beginnen und sich allmählich absenken (siehe Abbildung 9).

Da keine Grenz- bzw. Orientierungswerte zum Parameter Leitfähigkeit vorlagen, konnte dessen Relevanz nicht in der Risikoabschätzung bewertet werden. Jedoch sollte dieser Parameter in jeder Messung vertreten sein, da dieser eine Übersicht über die Veränderungen der Gesamtionenkonzentration im Deponiesickerwasser bietet und sehr einfach zu messen ist.

#### **5.2.15 Stickstoffverbindungen**

##### **Ammonium-N**

Durch das Ammonium-Ammoniak Gleichgewicht ist bei der Interpretation der Messergebnisse sowohl auf die Wassertemperatur, wie auch auf den pH-Wert zu achten. Bei einem erhöhten pH-Wert sowie einer Wassertemperatur von  $> 10$  °C sollte bei der Einleitung in ein Gewässer die Ammoniakkonzentration rechnerisch ermittelt werden.

Bei der Einleitung in eine Kanalisation kann hingegen das Ammonium nachteilige Auswirkungen haben, da es ab einer gewissen Konzentration betonangreifend wirkt (siehe Kapitel 2.3.2.3).

Diese Konzentration wurde jedoch im Deponiesickerwasser in allen Messungen weit unterschritten. Daher wurde das angenommene betriebliche Schadensausmass von Hermanns Stengele und Moser (2012) als gering beurteilt.

### **Nitrit-N**

Die Relevanz des Parameters Nitrit-N wurde bei der Einleitung in ein Gewässer als mittel bis gross bewertet und ist daher in jeder Sickerwassermessung zu prüfen. Da die Nitrittoxizität abhängig von der Chloridkonzentration im Wasser ist, wird von Liechti (2010) empfohlen, bei erhöhten Nitritwerten den Chloridgehalt ebenfalls zu messen. Dabei sollten die Zielvorgaben nach Tabelle 2 berücksichtigt werden.

Die Relevanzbeurteilung des Parameters Nitrit deckt sich mit der Beurteilung von Hermanns Stengele und Moser (2012).

### **Nitrat-N**

Der Parameter Nitrat-N überschritt den Orientierungswert deutlich (siehe Abbildung 12), hat jedoch ein geringes angenommenes ökologisches Schadensausmass, wodurch dessen Relevanz in der Risikobetrachtung als klein bis mittel eingestuft wurde (siehe Tabelle 4 und Tabelle 5). Der Orientierungswert von 5.6 mg/L  $\text{NO}_3\text{-N}$  bezieht sich auf Gewässer, die der Trinkwassernutzung dienen (Anhang 2 Ziffer 11 Abs. 3 GSchV). Diese Konzentration gilt nach vollständiger Durchmischung des eingeleiteten Abwassers ins Gewässer. Da es sich beim Deponiesickerwasser keineswegs um Trinkwasserqualität handelt, und eine Durchmischung zum Zeitpunkt der Beprobung noch nicht gegeben ist, ist dieser Vergleich zu streng. In vorliegender Arbeit wurde die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen für den Parameter Nitrat-N als hoch beurteilt, da der Orientierungswert deutlich überschritten wurde (siehe Abbildung 12). In Hermanns Stengele und Moser (2012) wurde die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen als gering eingestuft, obwohl diese Nitrat-N-Werte in ähnlich hohem Bereich erfassten. Daher wird davon ausgegangen, dass Hermanns Stengele und Moser (2012) einen anderen, weit höheren Orientierungswert verwendeten. Um die Zielwerte für Schweizer Fliessgewässer gemäss Liechti (2010) einzuhalten wird empfohlen, die Nitratemissionen regelmässig zu überwachen.

### **5.2.16 Sulfat**

Die erhöhten Sulfatwerte weisen auf die Auswaschung von abgelagertem Gips hin (Pohling, 2015). Der Parameter Sulfat überschritt in den meisten Deponien den Orientierungswert, ab welchem betonaggressive Eigenschaften auftreten (siehe Abbildung 13). Daher ist dieser bei der Einleitung des Sickerwassers in eine Kanalisation zwingend zu überwachen. Auch überstiegen die erfassten Sulfatkonzentrationen die von AUE BL (2013) gemessenen Werte im

Sickerwasser von Inertstoffdeponien deutlich. Da Sulfat eine niedrige Toxizität aufweist (Hermanns Stengele & Moser, 2012), scheint der Orientierungswert, ab welchem Sulfat als betonaggressiv gilt ( $200 \text{ mg/L SO}_4^{2-}$ ), für die Einleitung des Sickerwassers in ein Gewässer zu streng.

### 5.3 Methode

Die Risikoabschätzung führte dazu, dass die Relevanz der Messparameter, welche eine geringe Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen, jedoch ein hohes angenommenes ökologisches/betriebliches Schadensausmass aufwiesen, als klein bis mittel beurteilt wurden. Parameter mit einer mittleren Relevanz wurden in das Gesamtprogramm aufgenommen. In diesen Fällen scheint die Relevanzbeurteilung zu hoch zu sein, da keine relevanten Emissionen zu erwarten sind und somit die Überprüfung dieser Parameter als unverhältnismässig eingestuft werden könnte.

Die Verwendung der PNEC-Werte als Orientierungswerte zur Abschätzung der Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen, stellte eine gute Alternative zu den fehlenden Grenzwerten in Anhang 3.3 Ziffer 25 GSchV dar. Bei der Interpretation der so generierten Resultate gilt es jedoch zu beachten, dass PNEC-Werte nicht im Sickerwasser selber, sondern erst nach dessen einleitbedingter Verdünnung in einem Gewässer eingehalten werden sollten. Daher müsste bei der Beurteilung der Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen ein Verdünnungsfaktor bei der Einleitung berücksichtigt werden, welcher jedoch stark deponiespezifisch ist. Auch scheint die Verwendung der PNEC- und Trinkwasserwerte als Orientierungswerte bei der Einleitung des Sickerwassers in eine öffentliche Kanalisation unverhältnismässig. Da das Abwasser in der Kanalisation weder PNEC-Wert noch Trinkwasserqualität einhalten muss.

### 5.4 Schlussfolgerung

Obwohl viele Messparameter von Hermanns Stengele und Moser (2012) bereits auf deren Relevanz im Sickerwassermonitoring überprüft wurden, liefert vorliegende Arbeit ergänzende Erkenntnisse. So konnten die meisten Ergebnisse sowie Annahmen, welche aufgrund unzureichender Datengrundlage von Hermanns Stengele und Moser (2012) getroffen wurden, bestätigt werden.

Da Typ B Deponien grundsätzlich keine Basis- und Flankenabdichtung aufweisen (Art. 2.2.1 VVEA), versickert ein Teil des Sickerwassers unkontrolliert in den Untergrund. Das gefasste Sickerwasser kann durch Fremdwasser teils stark beeinflusst werden. So werden die Sickerwässer der einzelnen Deponien je nach örtlichen Begebenheiten unterschiedlich stark durch Fremdwassereintritt geprägt. Dies wirkt sich auf deren Zusammensetzung sowie die Konzentrationen der darin enthaltenen Stoffe aus (AUE BL, 2013). Somit werden die Sickerwassereigenschaften



deponiespezifisch von den Faktoren Art und Menge des abgelagerten Materials sowie örtlichen Begebenheiten (Niederschlagsmenge, Topografie, Nutzung der umliegenden Fläche usw.) beeinflusst. Daraus, sowie aus den unterschiedlichen Stoffkonzentrationen im Sickerwasser (siehe Kapitel 4.2), wird geschlussfolgert, dass jede Deponie ein eigenes, spezifisches Emissionsmuster in deren Sickerwasser aufweist. Das vorgeschlagene Messprogramm stellt somit eine grobe Annäherung dar, wobei das effektiv verwendete Messprogramm für jede Deponie individuell angepasst werden muss.

## 5.5 Ausblick

Im Rahmen dieser Arbeit wurden 32 Messparameter auf deren Relevanz geprüft. Zu einer Vielzahl weiterer, meist flüchtiger, organischer Parameter fehlte jedoch die Datengrundlage. Daher könnte mit einer umfassenderen Datengrundlage die Relevanz weiterer Messparameter beurteilt werden.

Laut Anhang 5 Ziffer 2 der VVEA können eine Vielzahl unterschiedlicher Materialien auf Typ B Deponien abgelagert werden. Daher bestehen auch innerhalb des Deponietyps B erhebliche Unterschiede im Emissionsverhalten. Wird auf der einen Deponie leichtverschmutzter Aushub abgelagert und auf der anderen Mischabbruch, so ist mit unterschiedlichen Sickerwassereigenschaften zu rechnen. Noch unklar ist dabei, welche konkreten Ablagerungen zu welchen Sickerwassereigenschaften führen. Daher wäre es aufschlussreich, diesen Sachverhalt in einer weiteren Studie zu untersuchen. Dabei könnten die Sickerwassermessdaten von einzelnen Deponien mit den jeweiligen abgelagerten Materialien in Zusammenhang gebracht und dieser qualitativ untersucht werden.

Akkreditierte Labors wie die Bachema AG oder envilab AG bieten komplette Analyseprogramme zur Beprobung von Deponiesickerwasser an (Bachema, 2017; envilab, 2017). Es wäre aufschlussreich zu ermitteln, wie relevant die vorgegebenen Parameter dieser Programme für die Sickerwasserbeprobung von Typ B Deponien sind. In einer Kosten-Nutzen-Analyse könnte ermittelt werden, welches Analyseprogramm am geeignetsten wäre oder ob die Analyse von Einzelparametern zu bevorzugen ist.

In einer weiteren Arbeit könnte der Einfluss des Fremdwassers auf das Typ B Deponiesickerwasser untersucht werden. Dieser Einfluss könnte mit der Nutzungsweise (z.B. Landwirtschaftliche Nutzung) der Fläche, welche die Deponie umgibt, in Verbindung gebracht werden. Dadurch könnten grundlegende Erkenntnisse über die Bedeutung des Fremdwassers auf den Deponiekörper sowie das Sickerwasser gewonnen werden.

## 6 Literaturverzeichnis

- Anonym (2017). Email betreff abgelagerter Materialien auf Typ B Deponie vom 30.08.2017
- AUE BL. (2013). Untersuchung der Sickerwässer von Inertstoffdeponien und von Bachsedimenten der jeweiligen Vorfluter auf Schadstoffe. Amt für Umweltschutz und Energie (AUE). Liestal Kanton Basel-Landschaft. (S. 45).
- Bachema. (2017). Bachema Programm 07,08,09. Abgerufen am 09. 12.2017 von [www.bachema.ch/Wasseranalysen/Grund-\\_Sicker-\\_Abwasser](http://www.bachema.ch/Wasseranalysen/Grund-_Sicker-_Abwasser)
- BAFU. (1986). Leitbild für die Schweizerische Abfallwirtschaft (Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 51). Bundesamt für Umwelt (BAFU). Bern
- BAFU. (2014). Gefährdungsabschätzung bei Deponien - Anhörungsexemplar 10-07-2014 (Umwelt Vollzug). Bundesamt für Umwelt (BAFU). Bern
- BAFU. (2017). Halogenierte Kohlenwasserstoffe. Abgerufen am 18.09.2017 von [www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/chemikalien/schadstoffglossar/halogenierte-kohlenwasserstoffe.html](http://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/chemikalien/schadstoffglossar/halogenierte-kohlenwasserstoffe.html)
- BayLfU. (2004). Tetrachlorethen (PER) LHKW (Leichtflüchtige Halogenierte Kohlenwasserstoffe). Bayerisches Landesamt für Umwelt (BayLfU). Augsburg
- BayLfU. (2013). Umwelt Wissen – Schadstoffe Ammoniak und Ammonium. Bayerisches Landesamt für Umwelt (BayLfU). Augsburg
- Becker, A., & Müller, H. S. (2008). Betonbauwerke im Untergrund - Infrastruktur für die Zukunft. KIT Scientific Publishing.
- Behl, M. (2013). Abklärung zum Inventar an umweltrelevanten Schlämmen in der Schweiz. Im Auftrag des Bundesamt für Umwelt (BAFU). Rapperswil. (S. 58).
- Binderheim, E., & Göggel, W. (2007). Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Äusserer Aspekt (Umwelt-Vollzug Nr. 0701). Bundesamt für Umwelt (BAFU). Bern. (S. 43).
- Blifert, C. (2002). Umweltchemie (3. aktualisierte Auflage). Wiley-VCH. Weinheim. (S. 468).
- Bühle, F., & Gloor, R. (2013). Analysenmethoden im Abfall- und Altlastenbereich (Umwelt-Vollzug. Altlasten / Abfall). Bundesamt für Umwelt (BAFU). Bern
- Bundesgesetz über den Umweltschutz (Umweltschutzgesetz, USG). (7. Oktober 1983) SR 814.01. (Stand am 1. Januar 2017).

- Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz, GSchG). (24. Januar 1991). SR814.20. (Stand am 1. Juni 2014).
- Carl Roth GmbH. (2016a). Sicherheitsdatenblatt Natriumbromid. Artikelnummer: HN15. Abgerufen am 10.11.2017 von [www.carlroth.com/downloads/sdb/de/H/SDB\\_HN15\\_CH\\_DE.pdf](http://www.carlroth.com/downloads/sdb/de/H/SDB_HN15_CH_DE.pdf)
- Carl Roth GmbH. (2016b). Sicherheitsdatenblatt Quecksilber. Artikelnummer: 7594. Abgerufen am 05.10.2017 von [www.carlroth.com/downloads/sdb/de/7/SDB\\_7594\\_DE\\_DE.pdf](http://www.carlroth.com/downloads/sdb/de/7/SDB_7594_DE_DE.pdf)
- Chebbo, G. (1992). Solides des rejets pluviaux urbains: caractérisation et traitabilité. Sciences et techniques de l'environnement, Thèse de doctorat. École nationale des ponts et chaussées. Paris, Frankreich.
- envilab. (2017). Sickerwasser aus Deponien, belasteten Standorten und Altlasten. Abgerufen am 15.10.2017 von [www.envilab.ch/fileadmin/files/documents/Preislisten/Leistungsangebot\\_A2\\_Sickerwasser\\_ENVILAB.pdf](http://www.envilab.ch/fileadmin/files/documents/Preislisten/Leistungsangebot_A2_Sickerwasser_ENVILAB.pdf)
- Gewässerschutzverordnung (GSchV). (28. Oktober 1998) SR 814.201. (Stand am 1. Mai 2017).
- Glaser, A. (2009). Ratgeber Meerwasserchemie: Theorie und Praxis für Aquarianer. Bonn: Latka. (S.206).
- GSG. (2000). Allgemeine Information zur Trübungsmessung in Flüssigkeiten. GSG Geologie-Service GmbH. Abgerufen am 23.01.2017 von [www.gsg-industrietechnik.de/media/files/TM90\\_Tr%C3%BCbungsmessung-Information.PDF](http://www.gsg-industrietechnik.de/media/files/TM90_Tr%C3%BCbungsmessung-Information.PDF)
- Gujer, W. (2007). Siedlungswasserwirtschaft: mit 84 Tabellen (3. bearbeitete Auflage). Springer-Verlag. Berlin. (S. 431).
- Haag, O. (2017). Email betreff pH-Messung bei Labortemperatur vom 20.06.2017 (Bachema AG)
- Harremoës, P. (1982). Immediate and delayed oxygen depletion in rivers (Water Research).
- Hermann, K. (1995). Chemikalien, die auf Beton wirken. Cementbulletin. Band: 63.
- Hermanns Stengele, R., & Moser, R. (2012). Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser. Empfehlungen für die Beurteilung, Behandlung und Einleitung von Deponiesickerwasser (Umwelt-Vollzug. Gewässerschutz Nr. 1223). Im Auftrag des Bundesamt für Umwelt (BAFU). Bern
- Huang, B., Lei, C., Wei, C., & Zeng, G. (2014). Chlorinated volatile organic compounds (Cl-VOCs) in environment — sources, potential human health impacts, and current remediation technologies. Environment International, (Supplement C). (S. 118–138).

- Hunkeler, F., & Jacobs, F. (2013). Chromat in Zement und Beton. TFB AG, Wildegg.
- Koch, R. (2008). Umweltchemikalien. John Wiley & Sons. (S. 437).
- Koen Oorts, A. (2014). Position paper on PBT properties of antimony.
- Kölle, W. (2017). Wasseranalysen - richtig beurteilt: Grundlagen, Parameter, Wassertypen, Inhaltsstoffe (4. Auflage). Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. Weinheim. (S. 500).
- Kudjelka, A. (2003). Pflanzenverfügbarkeit und Mobilität von Schwermetallen in Blei-Zink-Bergwerks-Halden des Grazer Paläozoikums. diplom.de. (S. 126).
- Kümmel, R., & Papp, S. (2001). Umweltchemie: eine Einführung; mit 71 Tabellen (2. unveränderte Auflage). Dt. Verl. für Grundstoffindustrie. Leipzig. (S. 312).
- Lecher, K., Lühr, H.P., & Zanke, U. C. E. (Hrsg.). (2015). Taschenbuch der Wasserwirtschaft: Grundlagen, Planungen, Maßnahmen (9. vollständig überarbeitete und aktualisierte Auflage). Springer Vieweg. Wiesbaden. (S. 1305).
- Lenntech. (2017). Schwermetalle. Abgerufen am 05.09.2017 von [www.lenntech.de/pse/wasser/blei/blei-und-wasser.htm](http://www.lenntech.de/pse/wasser/blei/blei-und-wasser.htm)
- Liechti, P. (2010). Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe. (Umwelt-Vollzug Nr. 1005). Bundesamt für Umwelt (BAFU). Bern. (S. 44).
- Mathys, R., Dittmar, J., & Johnson, C. A. (2007). Antimony in Switzerland. A substance flow analysis (Environmental studies no. 0724) Federal Office for the Environment (BAFU). Bern. (S. 149).
- Mettler-Toledo. (2012). Reducing Common Errors in Conductivity Measurements. White Paper. (S. 6).
- Moore, T. R. (1998). Dissolved organic carbon: sources, sinks, and fluxes and role in the soil carbon cycle. Boca Raton – Florida, USA. (S. 609).
- MN. (2016). Trübungsmessung mit NANOCOLOR. MACHEREY-NAGEL GmbH & Co. KG. Abgerufen am 23.09.2017 von [www.ftp.mn-net.com/deutsch/Kundeninformationen/KI\\_Truebungskontrolle\\_DE.pdf](http://www.ftp.mn-net.com/deutsch/Kundeninformationen/KI_Truebungskontrolle_DE.pdf)
- Niederer, C. (2014). Relevanz von Ammonium und Nitrit im Abfall- und Altlastenbereich. Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU).

- Pohling, R. (2015). Chemische Reaktionen in der Wasseranalyse. Springer Spektrum. Berlin. (S. 377).
- R Core Team. (2017). R: A language and environment for statistical computing. Wien: R Foundation for Statistical Computing. Wien
- Schneider, P., Neitzel, P. L., Schaffrath, M., & Schlumprecht, H. (2003). Leitbildorientierte physikalisch-chemische Gewässerbewertung –Referenzbedingungen und Qualitätsziele. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin.
- Soltermann, F., Abegglen, C., Götz, C., & von Gunten, U. (2016). Bromide Sources and Loads in Swiss Surface Waters and Their Relevance for Bromate Formation during Wastewater Ozonation. *Environ. Sci. Technol.*, (50 (18)), (pp. 9825–9834).
- Sound, I., & Becker, H. (2010). pH Tipps & Tricks. Nr. 6: Temperatureinfluss –Unsicherheit bei der pH-Messung. SI Analytics. Mainz.
- Thurman, E. M. (1985). Classification of Dissolved Organic Carbon. In: *Organic geochemistry of natural waters*. Springer Netherlands. (S. 440).
- Verordnung des EDI über Trinkwasser sowie Wasser in öffentlich zugänglichen Bädern und Duschanlagen (TBDV). (16. Dezember 2016) SR 817.022.11. (Stand am 1. Mai 2017).
- Verordnung über die Sanierung von belasteten Standorten (Altlasten-Verordnung, AltIV). (26. August 1998). SR 814.680. (Stand am 1. Mai 2017).
- Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen (Abfallverordnung, VVEA). (4. Dezember 2015). SR 814.600. (Stand am 1. Januar 2016).
- Vieille-Petit, L. (2013). Studie zum Umgang mit Bor bei der Altlastenbeurteilung. BMG ENGINEERING AG. Im Auftrag des Kanton Aargau.
- Wendlandt, E. (1988). Ammonium/Ammoniak als Ursache für Wiederverkeimung in Trinkwasserleitungen. *GWF Wasser-Abwasser*, 129, (S. 567–571)
- WTW. (2017). Bestimmung der Trübung. Trübungs-Fibel. Abgerufen am 12.09.2017 von [www.omnilab.de](http://www.omnilab.de)

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Anforderungen und Zielwerte nach GSchV, die bei- bzw. nach der Einleitung und Durchmischung von Deponiesickerwasser in ein Oberflächengewässer einzuhalten sind. .....	14
Abbildung 2: DOC Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Die rote Linie (10 mg/L C) entspricht dem Grenzwert der gesetzlichen Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser in ein Gewässer nach Anhang 3.3 Ziffer 25 GSchV. ....	38
Abbildung 3: pH-Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Die roten Linien (pH 6.5 und 9) entsprechen den minimalen bzw. maximalen gesetzlichen Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser in ein Gewässer oder in eine öffentliche Kanalisation nach Anhang 3.3 Ziffer 25 GSchV. ....	39
Abbildung 4: Temperaturmesswerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Die gesetzlichen Anforderungen zur Einleitung in ein Gewässer liegen bei $\leq 30$ °C, zur Einleitung in eine öffentliche Kanalisation bei $\leq 60$ °C (Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV). ....	40
Abbildung 5: Arsen (gesamt) Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Die rote Linie (0.1 g/L As) entspricht den gesetzlichen Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser in ein Gewässer oder in eine öffentliche Kanalisation nach Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV. ....	41
Abbildung 6: Chrom(VI) (gelöst) Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Die rote Linie (0.1 mg/L Cr(VI) (gelöst)) entspricht den gesetzlichen Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser in ein Gewässer nach Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV. ....	42
Abbildung 7: Chrom (gesamt) Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Der Grenzwert der Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser in ein Gewässer oder eine öffentliche Kanalisation nach Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV liegt bei 2 mg/L Cr (gesamt). ....	43
Abbildung 8: Leitfähigkeits-Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Es liegt kein Grenzwert oder Orientierungswert vor. ....	44
Abbildung 9: Leitfähigkeits-Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien und deren zeitliche Entwicklung. ....	45
Abbildung 10: Ammonium-N Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Diese beinhalten die Summe von $\text{NH}_4^+$ -N und $\text{NH}_3$ -N. Die rote Linie (2 mg/L N) entspricht dem Grenzwert für die Einleitung von kommunalem Abwasser in Gewässer nach Anhang 3.1 Ziffer 2 GSchV. ....	45

---

Abbildung 11: Nitrit-N Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Die rote Linie (0.3 mg/L N) entspricht dem Richtwert für die Einleitung von kommunalem Abwasser in Gewässer nach Anhang 3.1 Ziffer 2 GSchV.....	46
Abbildung 12: Nitrat-N Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Die rote Linie (5.6 mg/L N) entspricht den Anforderungen an die Wasserqualität nach Anhang 2 Ziffer 12 Absatz 3 GSchV.....	47
Abbildung 13: Sulfat Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Die rote Linie (200 µg/L) entspricht der Konzentration ab welcher Sulfat betonaggressive Eigenschaften aufweist (GSG, 2000; MN, 2016).....	48
Abbildung 14: Zinn (gesamt) Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Die rote Linie (0.0015 mg/L Sn) entspricht dem PNEC-Wert nach Hermanns Stengele und Moser (2012).....	49
Abbildung 15: Bromid Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien. Die rote Linie (0.117 mg/L Br <sup>-</sup> ) entspricht dem PNEC-Wert nach Carl Roth GmbH (2016a).....	50

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Grenz- und Orientierungswerte diverser Messparameter. Die in der Tabelle enthaltenen Bemerkungen bedeuten:.....	15
Tabelle 2: Zielvorgaben für Nitrit in Salmonidengewässer nach Liechti (2010).....	27
Tabelle 3: Zusammenfassende Übersicht der erfassten Sickerwassermessdaten von Typ B Deponien. «n.d.» bedeutet nicht definiert.....	36
Tabelle 4: Risikoabschätzung zur Relevanzbewertung von Messparametern bei der Sickerwassereinleitung von Typ B Deponien in ein Gewässer. Die Werte (1-3) der Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen sowie des angenommenen ökologischen Schadensausmasses bedeuten 1 «gering», 2 «mittel», 3 «hoch». Die Werte (1-9) der Relevanzbewertung bedeuten 1-3 «kleine Relevanz», 3-6 «mittlere Relevanz», 6-9 «grosse Relevanz».....	51
Tabelle 5: Risikoabschätzung zur Relevanzbewertung von Messparametern bei der Sickerwassereinleitung von Typ B Deponien in eine öffentliche Kanalisation. Die Werte (1-3) der Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen sowie des angenommenen ökologischen Schadensausmasses bedeuten 1 «gering», 2 «mittel», 3 «hoch». Die Werte (1-9) der Relevanzbewertung bedeuten 1-3 «kleine Relevanz», 3-6 «mittlere Relevanz», 6-9 «grosse Relevanz».....	53



## Anhang

Anhang A: Übersicht weiterer Messparameter

Anhang B: Weitere Ergebnisse

Anhang C: R-Skript

Anhang D: Poster

Anhang E: Eigenständigkeitserklärung

## Anhang A: Weitere Messparameter

Parameter	Anz. Messungen	Anz. Deponien	Min	Max	Median	25 %-Quartil	75 %-Quartil
<b>Phenole und Nitroverbindungen</b>							
4-Chlor-3-methylphenol [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
2-Chlorphenol [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
2,4-Dichlorphenol [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0.2	0	0	0
2,4-Dimethylphenol [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	1.1	0	0	0.1
2,4-Dinitrophenol [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
2,4-Dinitrotoluol [ $\mu\text{g/L}$ ]	7	2	0	0	0	0	0
2,6-Dinitrotoluol [ $\mu\text{g/L}$ ]	7	2	0	0	0	0	0
2,4,6-Trinitrotoluol (TNT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	6	2	0	0	0	0	0
2,4-Diamino-6-nitrotoluol [ $\mu\text{g/L}$ ]	2	1	0	0	0	0	0
2,6-Diamino-4-nitrotoluol [ $\mu\text{g/L}$ ]	2	1	0	0	0	0	0
2-Amino-4,6-dinitrotoluol [ $\mu\text{g/L}$ ]	2	1	0	0	0	0	0
4-Amino-2,6-dinitrotoluol [ $\mu\text{g/L}$ ]	2	1	0	0	0	0	0
1,3,5-Trinitrobenzol [ $\mu\text{g/L}$ ]	6	2	0	0	0	0	0
1,3-Dinitrobenzol [ $\mu\text{g/L}$ ]	6	2	0	0	0	0	0
m+p-Kersol [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	1.4	0	0	0.2
o-Kersol [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0.1	0	0	0
Nitrobenzol [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
2-Nitrophenol [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
4-Nitrophenol [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
Nitroglycerin [ $\mu\text{g/L}$ ]	2	1	0	0	0	0	0
N-Nitrosodiphenylamin [ $\mu\text{g/L}$ ]	2	1	0	0	0	0	0
Pentachlorphenol [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0.5	0	0	0.2
Phenol [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	10.4	0.8	0.3	5.3
Tetryl [ $\mu\text{g/L}$ ]	2	1	0	0	0	0	0
PETN [ $\mu\text{g/L}$ ]	2	1	0.4	1.0	0.7	0.6	0.9
EGDN [ $\mu\text{g/L}$ ]	2	1	0	2.0	1.0	0.5	1.5
Hexogen (RDX) [ $\mu\text{g/L}$ ]	2	1	0	0	0	0	0
Octogen (HMX) [ $\mu\text{g/L}$ ]	2	1	0	0	0	0	0
<b>Amine und Chloramine</b>							
Anilin [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0.9	0.2	0.2	0.4
3-Chlor-2-Methylanilin [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
5-Chlor-2-Methylanilin [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
2-Chloranilin [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
3-Chloranilin [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
4-Chloranilin [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
2,3-Dichloranilin [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
2,4-Dichloranilin [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
2,6-Dichloranilin [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
2,4/2,6-Dimethylanilin [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
3,5-Dimethylanilin [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
N,N-Dimethylanilin [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
2-Nitrotoluol [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
4-Nitrotoluol [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
m-Toluidin [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
o-Toluidin [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0.2	0	0	0
p-Toluidin [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
2,4,6-Trichloranilin [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	0	0	0	0
Diphenylamin [ $\mu\text{g/L}$ ]	2	1	0	0	0	0	0

Parameter	Anz. Messungen	Anz. Deponien	Min	Max	Median	25 %-Quartil	75 %-Quartil
<b>PAK</b>							
Naphthalin [ $\mu\text{g/L}$ ]	6	1	0	0.030	0.005	0	0.018
Acenaphthylen [ $\mu\text{g/L}$ ]	6	1	0	0	0	0	0
Acenaphthen [ $\mu\text{g/L}$ ]	6	1	0	0.02	0	0	0.02
Fluoren [ $\mu\text{g/L}$ ]	6	1	0	0.02	0	0	0.01
Phenanthren [ $\mu\text{g/L}$ ]	6	1	0	0.04	0.01	0	0.04
Anthracen [ $\mu\text{g/L}$ ]	6	1	0	0.05	0.02	0.01	0.02
Fluoranthren [ $\mu\text{g/L}$ ]	6	1	0	0.03	0	0	0.02
Pyren [ $\mu\text{g/L}$ ]	6	1	0	0.03	0	0	0.02
Chrysen [ $\mu\text{g/L}$ ]	6	1	0	0	0	0	0
Benzo(a)anthracen [ $\mu\text{g/L}$ ]	6	1	0	0	0	0	0
Benzo(b)fluoranthren [ $\mu\text{g/L}$ ]	6	1	0	0	0	0	0
Benzo(k)fluoranthren [ $\mu\text{g/L}$ ]	6	1	0	0	0	0	0
Benzo(a)pyren [ $\mu\text{g/L}$ ]	6	1	0	0	0	0	0
Indeno(1,2,3-c,d)pyren [ $\mu\text{g/L}$ ]	6	1	0	0	0	0	0
Dibenzo(a,h)anthracen [ $\mu\text{g/L}$ ]	6	1	0	0	0	0	0
Benzo(g,h,i)perylene [ $\mu\text{g/L}$ ]	6	1	0	0	0	0	0
Summe PAK EPA [ $\mu\text{g/L}$ ]	6	1	0	0.21	0	0	0.14
<b>PUT</b>							
Benzol [ $\mu\text{g/L}$ ]	6	2	0	0.31	0	0	0
Toluol [ $\mu\text{g/L}$ ]	1	1	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
1,2-Dichlorethan [ $\mu\text{g/L}$ ]	14	4	0	0.43	0.11	0.05	0.17
1,2-Dichlorpropan [ $\mu\text{g/L}$ ]	1	1	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
Tetrachlorethen [ $\mu\text{g/L}$ ]	1	1	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17
Chlormethan [ $\mu\text{g/L}$ ]	5	1	0	1.5	0	0	0
Trichlorfluormethan F11 [ $\mu\text{g/L}$ ]	1	1	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06

Weitere Parameter (PUT)	
1,1,1,2-Tetrachlorethan (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	Chlorbenzol (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
1,1,1-Trichlorethan (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	Chlorethan (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
1,1,2,2-Tetrachlorethan (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	Chloroform (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
1,1,2-Trichlorethan (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	cis-1,2-Dichlorethylen (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
1,1-Dichlorethan (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	cis-1,3-Dichlorpropen (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
1,1-Dichlorethylen (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	Dibromchlormethan (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
1,1-Dichlorpropen (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	Dibrommethan (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
1,2,3-Trichlorbenzol (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	Dichlordifluormethan F12 (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
1,2,3-Trichlorpropan (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	ETBE (Ethyltertiärbutylether) (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
1,2,4-Trichlorbenzol (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	Ethylbenzol (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
1,2,4-Trimethylbenzol (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	Freon F113 (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
1,2-Dibrom-3-Chlorpropan (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	Hexachlorbutadien (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
1,2-Dibromethan (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	Isopropylbenzol (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
1,2-Dichlorbenzol (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	m/p-Xylol (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
1,3,5-Trichlorbenzol [ $\mu\text{g/L}$ ]	Methylenchlorid (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
1,3,5-Trimethylbenzol (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	MTBE (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
1,3-Dichlorbenzol (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	n-Butylbenzol (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
1,3-Dichlorpropan (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	n-Propylbenzol (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
1,4-Dichlorbenzol (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	o-Xylol (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
2,2-Dichlorpropan (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	Perchlorethylen (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
2-Chlortoluol (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	p-Isopropyltoluol (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
4-Chlortoluol (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	sec.-Butylbenzol (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
Brombenzol (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	Styrol (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
Bromchlormethan (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	tert.-Butylbenzol (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
Bromdichlormethan (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	Tetrachlorkohlenstoff (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
Brommethan (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	trans-1,2-Dichlorethylen (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
Bromoform (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]	trans-1,3-Dichlorpropen (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
	Trichlorethylen (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]
	Vinylchlorid (PUT) [ $\mu\text{g/L}$ ]

## Anhang B: Weitere Ergebnisse

Folgend sind die Messwerte der Sickerwasserbeprobungen der Parameter Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>), gesamte ungelöste Stoffe (GUS), Durchsichtigkeit (nach Snellen), Trübung (nephelometrisch), Cyanid (frei), gesamte Kohlenwasserstoffe, leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (FOCl) und leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (VOX), Antimon (gesamt), Blei (gesamt), Cadmium (gesamt), Kobalt (gesamt), Kupfer (gesamt), Molybdän (gesamt), Nickel (gesamt), Silber (gesamt), Zink (gesamt), Bor (gelöst), Fluorid dargestellt.

Die Messwerte lagen weit unter den gesetzlichen Grenzwerten für die Einleitung des Deponiesickerwassers Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV oder anderen Orientierungswerten (siehe Tabelle 1). Daher wurde die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen dieser Parameter als gering eingestuft.

### BSB<sub>5</sub>

Der Parameter **BSB<sub>5</sub>** wurde in 3 der 17 Typ B Deponien gemessen. Die Werte lagen weit unter dem Grenzwert für die Einleitung von Deponiesickerwasser, welcher 20 mg/L O<sub>2</sub> beträgt (Anhang 3.3 Ziffer 25 GschV).

Deponie	Anzahl Messwerte	Maximalwert [mg/L O <sub>2</sub> ]
5	3	< 2
8	4	< 2
13	1	2

### Durchsichtigkeit (nach Snellen)

Die Durchsichtigkeit nach Snellen wurde in 2 der 17 Typ B Deponien gemessen. Die Werte lagen in Deponie 1 unter dem Grenzwert von  $\geq 30$  cm für die Einleitung von Deponiesickerwasser in ein Gewässer nach Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV. Somit wurden die gesetzlichen Anforderungen nicht eingehalten. In Deponie 6 wurden die Anforderungen eingehalten.

Deponie	Anzahl Messwerte	Minimalwert [cm]
1	2	28.5
6	2	44

### Cyanid (frei)

Der Parameter Cyanid (frei) wurde in 3 der 17 Typ B Deponien gemessen. Alle Werte lagen unter der Messgrenze, womit die Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser (0.1 mg/L CN<sup>-</sup> in ein Gewässer und 0.5 mg/L CN<sup>-</sup> in eine öffentliche Kanalisation) nach Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV eingehalten wurden.

Deponie	Anzahl Messwerte	Maximalwert [mg/L CN]
6	4	< 0.01
8	4	< 0.01
12	4	< 0.01

### Gesamte Kohlenwasserstoffe

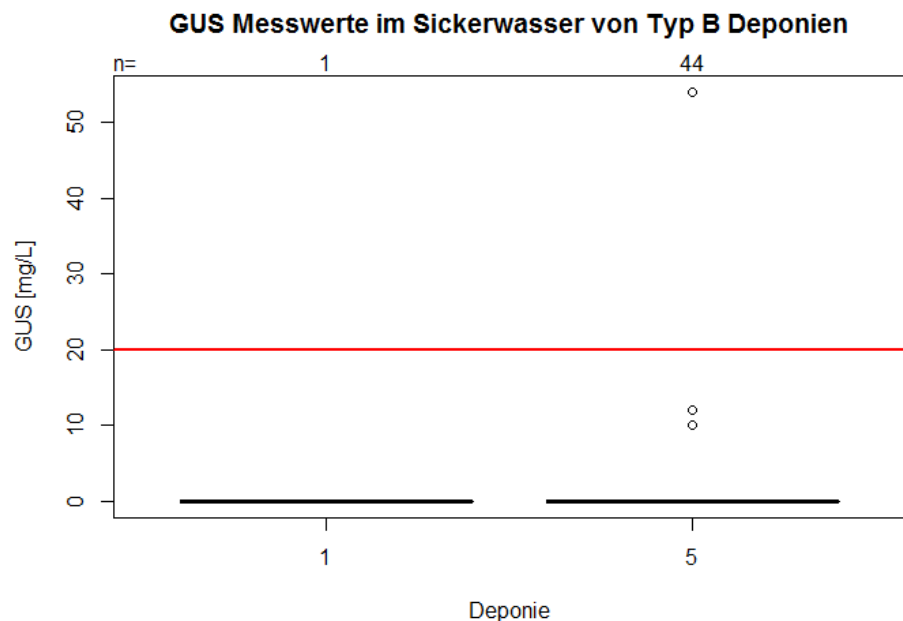
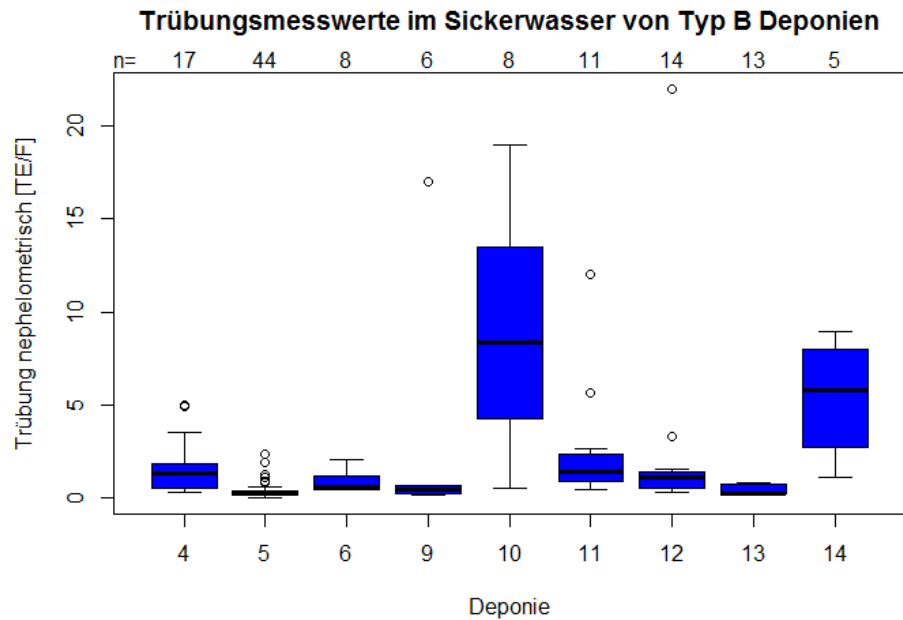
Der Parameter gesamte Kohlenwasserstoffe wurde mittels Kohlenwasserstoffindex C<sub>10</sub>-C<sub>40</sub> in 4 der 17 Typ B Deponien gemessen. Dabei lagen fast alle Werte unter der Messgrenze, womit die Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser nach Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV eingehalten wurden.

Deponie	Anzahl Messwerte	Maximalwert [mg/L]
1	1	< 0.1
5	3	< 0.005
6	4	< 0.005
8	4	0.2

**Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (FOCI) und leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (VOX)**

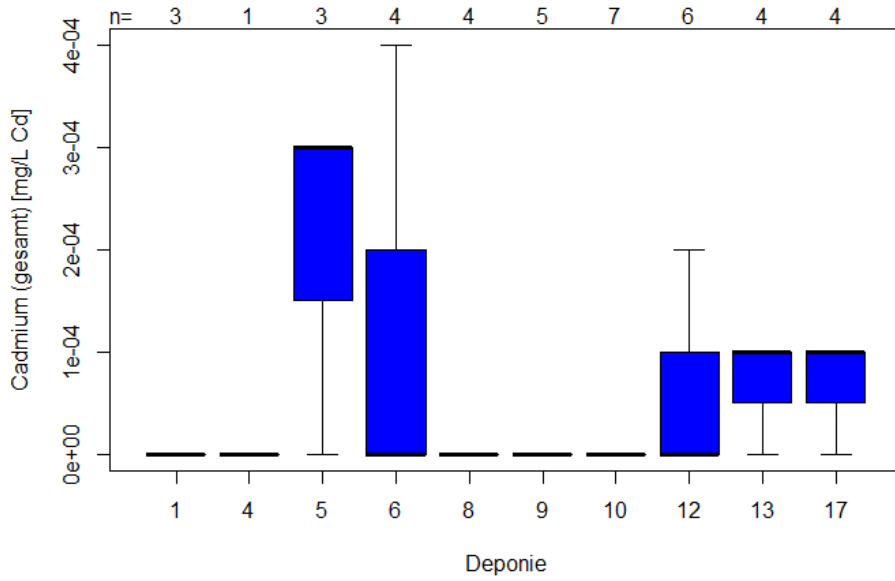
Der Parameter FOCI / VOX wurde in 2 von 17 Typ B Deponien gemessen. Alle Werte lagen unter der Messgrenze, womit die Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser (0.1 mg/L Cl / 0.1 mg/L X) nach Anhang 3.2 Ziffer 2 GSchV eingehalten wurden.

Deponie	Anzahl Messwerte	Maximalwert [mg/L Cl oder X]
5	3	< 0.005
8	4	< 0.005

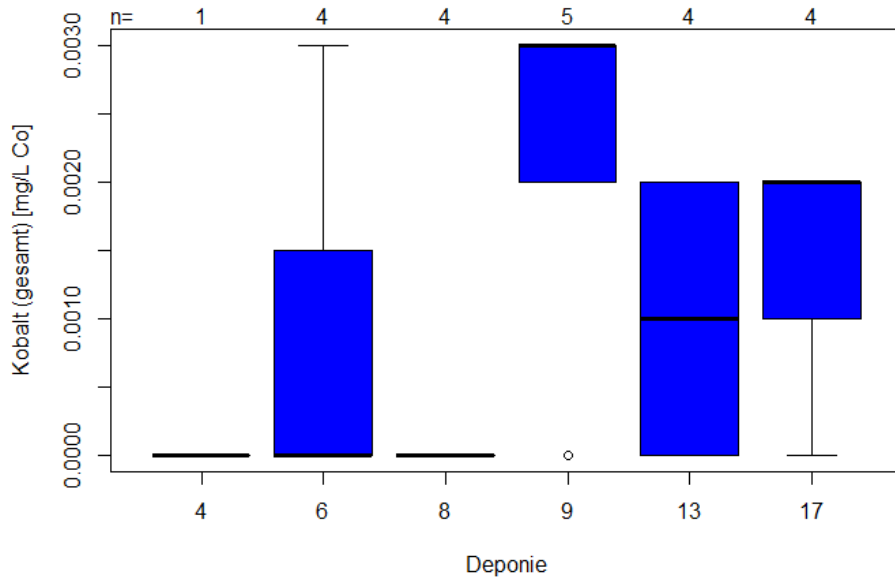




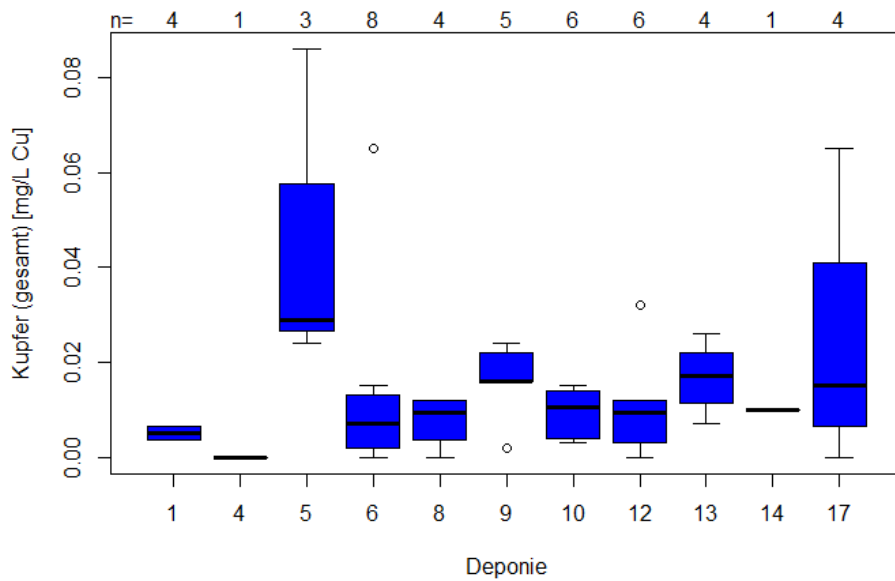
**Cadmium (gesamt) Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien**



**Kobalt (gesamt) Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien**

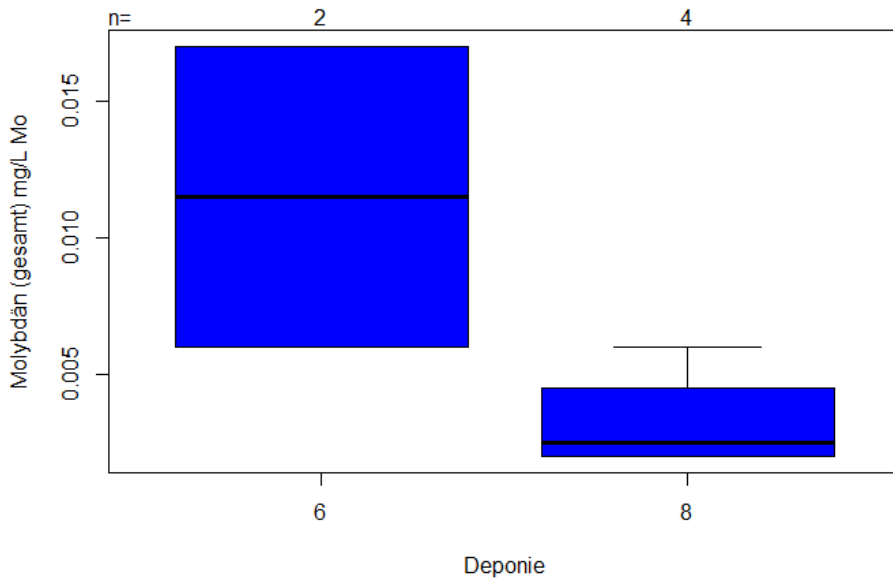


**Kupfer (gesamt) Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien**

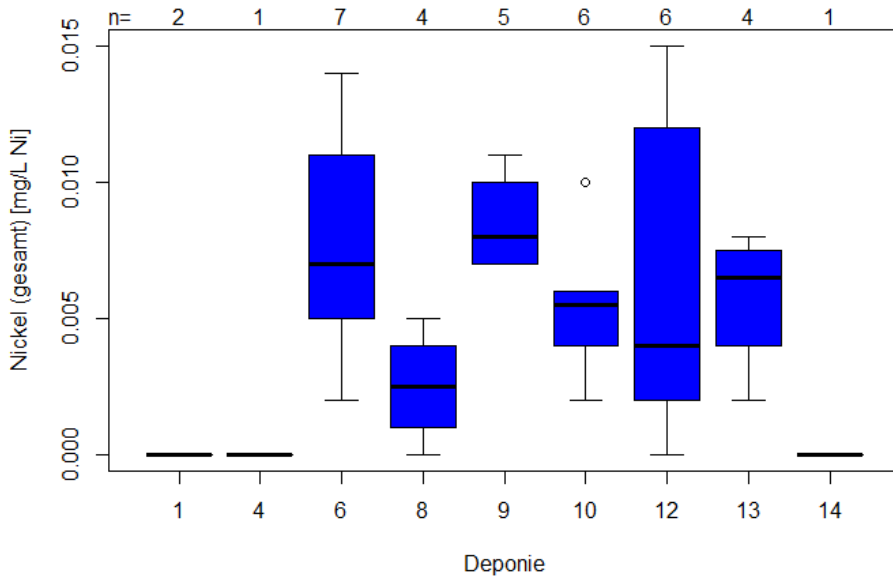




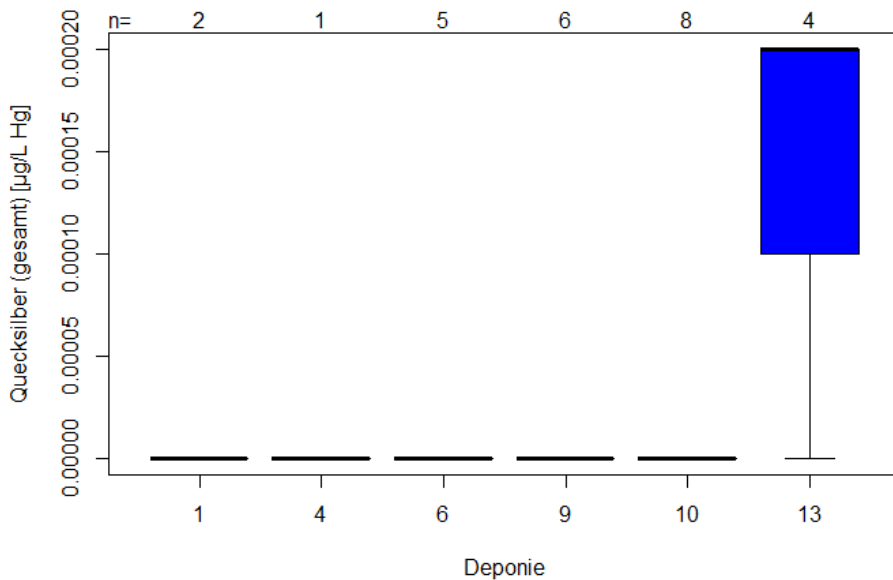
**Molybdän (gesamt) Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien**

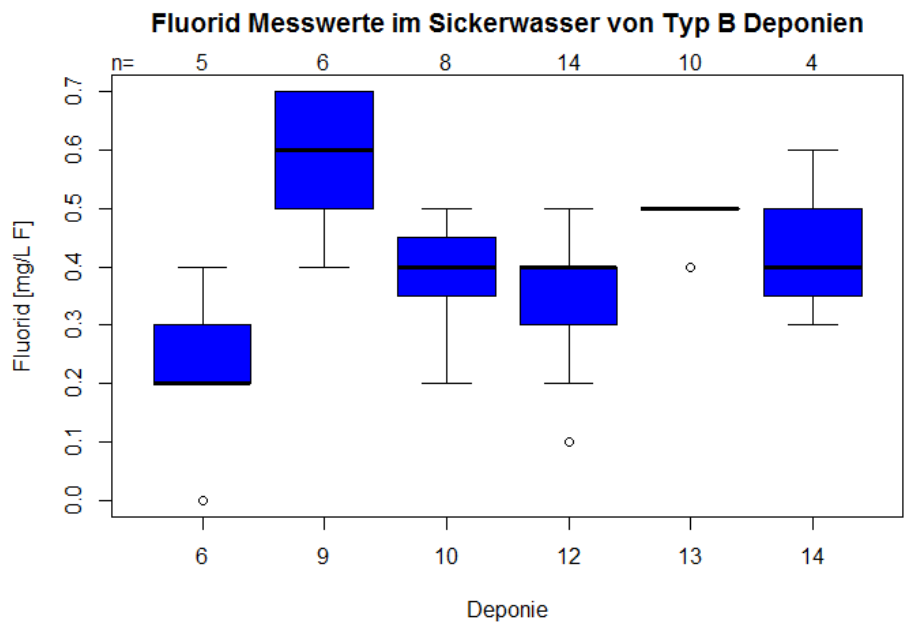
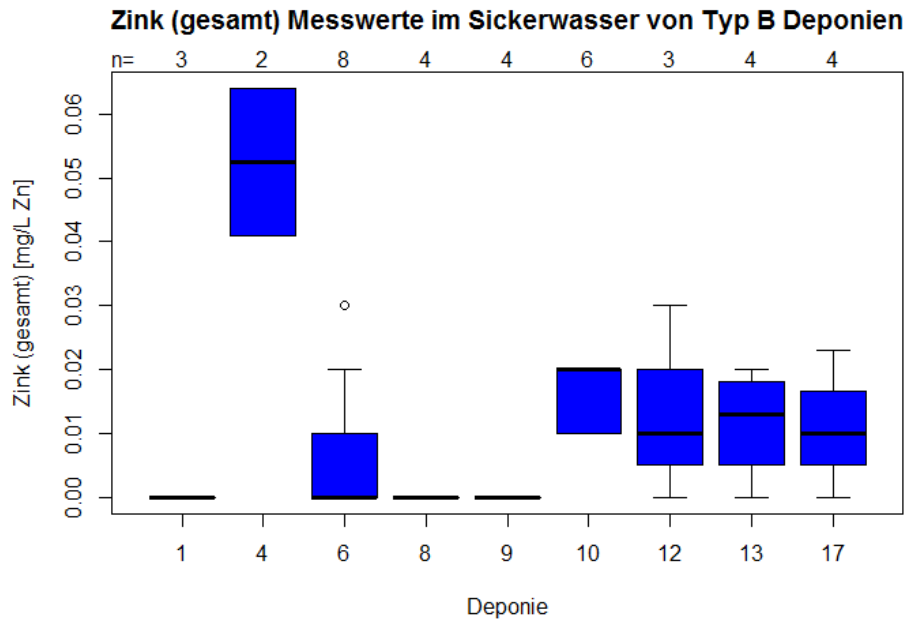


**Nickel (gesamt) Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien**



**Quecksilber (gesamt) Messwerte im Sickerwasser von Typ B Deponien**





## Anhang C: R-Skript

```
# Einlesen der Daten
```

```
d = read.delim("Einlesen_R.csv",sep=";",dec=".",header=TRUE)
```

```
# Kennzahlen ermitteln / deskriptive Statistik
```

```
summary(d)
```

```
# Boxplot am Beispiel von DOC
```

```
dpart=data.frame(d$DOC,Deponie)
```

```
stats=boxplot(dpart$d.DOC~dpart$Deponie, xlab="Deponie", ylab="DOC [mg/L C]",
```

```
lty=1, lwd=1, col="blue")
```

```
mtext(c(stats$n),at=seq(1:length(stats$n)))
```

```
mtext("n=", adj = 0, cex = 1)
```

```
abline(10, 0, col="red", lwd=2)
```

---

# Anhang D: Poster

## Ermittlung relevanter Messparameter für die Sickerwasserbeprobung von Typ B Deponien



Autor: Dagan Jona, Bachelorstudiengang 2014, Umweltingenieurwesen

### 1. Einleitung

Bis in die sechziger Jahre wurden in der Schweiz Abfälle ohne Bedenken in Vertiefungen, an Berghängen oder auf Halden entsorgt. In solchen «Müllkippen» wurde meist ohne behördliche Genehmigung wild abgelagert. Das Fehlen jeglicher Schutzmassnahmen führte zu starken Belastungen der Umwelt [1; 2].

Heute sind Inhaberinnen und Inhaber von Abfallanlagen verpflichtet diese so zu betreiben, dass möglichst keine negativen Auswirkungen auf die Umwelt entstehen [3]. Um dies zu garantieren, müssen regelmässig Emissionsmessungen des Sickerwassers durchgeführt werden [4]. Die dazu verwendeten Messparameter sind jedoch kantonal variierend und

es ist unklar, welche Relevanz die einzelnen Parameter aufweisen. In dieser Arbeit wird aufgezeigt, welche Messparameter bei der Sickerwasseruntersuchung von Typ B Deponien von Bedeutung sind und daraus resultierend ein Monitoringprogramm vorgeschlagen.



Abbildung 1: Typ B Deponien weisen üblicherweise ein hohes Deponatvolumen auf. In diesen werden ein bis zu 1000 t Abfall pro Tag deponiert, die mindestens zu 90 Gewichtsprozent aus Säuren oder oxidierbaren Bestandteilen bestehen [3].

### 2. Methode

Als Beispiel des Kantons Appenzel Auser Rhoden, Aargau, Schönlhausen, St. Gallen, Thurgau und Glarus sowie dem Fürstentum Lichtenstein wurden Sickerwasseranalysen von 17 Typ B Deponien zusammengetragen, welche insgesamt 455 Messergebnisse umfassen. Um die Relevanz der einzelnen Messparameter zu ermitteln wurde eine Risikoabschätzung durchgeführt. In dieser wurde den einzelnen Parametern ein Wert (1 bis 3) für deren «Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen» sowie «Angenommenes ökologisches/betriebliches Schadensausmass» zugewiesen. Das Sickerwasser kann in ein Oberflächengewässer oder eine öffentliche Kanalisation eingeleitet werden, was zu unterschiedlichen Auswirkungen führt. Daher wurde die Relevanz eines Messparameters jeweils für beide Fälle beurteilt.

Als Beispiel wird das verwendete Vorgehen anhand des Messparameters Nitrit erläutert. Die Nitrit-Emissionsmesswerte wurden mit einem Orientierungswert (0,3 mg/L N) [5] verglichen. Die Wahrscheinlichkeit relevanter Emissionen wurde als hoch (3 Punkte) eingestuft, da der Orientierungswert überschritten wurde. Das angenommene ökologische Schadensausmass wurde als mittel (2 Punkte) beurteilt, da Nitrit toxische Wirkungen kann. Bei der Einleitung in eine Kanalisation wurde das betriebliche Schadensausmass als gering (1 Punkt) beurteilt [6]. Aus dem Produkt dieser beiden Werte resultierte eine Relevanzbewertung, welche von 1 bis 9 reichte. Dabei wurde < 3 wurde als «geringe Relevanz», 3 bis 6 als «mittlere Relevanz» und > 6 als «grosse Relevanz» definiert.

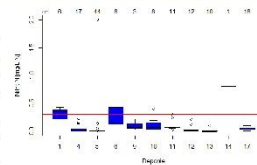


Abbildung 2: NH-N Messwerte in Sickerwasser von Typ B Deponien. Die rote Linie entspricht dem verwendeten Orientierungswert [5].

### 3. Resultate

- In den 17 Typ B Deponien wurden insgesamt 196 verschiedene Messparameter verwendet.
- Die Messparameter weisen eine unterschiedlich grosse Relevanz auf, abhängig vom Einleitort des Sickerwassers.
- Daher ist das Sickerwasser unterschiedlich zu beproben, je nachdem ob es in ein Gewässer oder in eine öffentliche Kanalisation eingeleitet wird.
- Bei der Einleitung in ein Oberflächengewässer wird empfohlen zwischen einem Teilprogramm und einem Gesamtprogramm zu unterscheiden, welche in einem vordefinierten Rhythmus bei der Beprobung angewandt werden. Das Teilprogramm enthält alle Parameter mit grosser Relevanz, das Gesamtprogramm enthält zusätzlich Parameter mit mittlerer Relevanz.

#### Vorgeschlagenes Monitoringprogramm bei der Einleitung in ein Oberflächengewässer

##### Teilprogramm:

- Sensorischen Parameter: Farbe, Trübung und Geruch
- Physikalisch-chemische Parameter: Schüttlung (Sickerwasservolumen), Wassertemperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert
- Stickstoffverbindungen: Nitrit
- Organische Parameter: DOC
- Metalle: Chrom(VI) (gelöst), Zinn (gesamt)

##### Gesamtprogramm:

- Sämtliche Parameter des Teilprogrammes
- Schwefelverbindungen: Sulfat
- Stickstoffverbindungen: Ammonium, Nitrat
- Organische Parameter: FOCL, VOX
- Anionen: Bromid
- Metalle: Antimon (gesamt), Arsen (gesamt), Blei (gesamt), Cadmium (gesamt), Kupfer (gesamt), Quecksilber (gesamt), Silber (gesamt)

#### Vorgeschlagenes Monitoringprogramm bei der Einleitung in eine öffentliche Kanalisation

- Physikalisch-chemische Parameter: Schüttlung (Sickerwasservolumen), pH-Wert
- Organische Parameter: DOC
- Schwefelverbindungen: Sulfat

### 4. Diskussion/Fazit

Das vorgeschlagene Monitoringprogramm sollte nicht universell verwendet werden, da jede Typ B Deponie individuelle Sickerwassereigenschaften aufweist. Das liegt zum einen an unterschiedlichen abgelagerten Materialen (z.B. leicht-verschmutzter Aushub oder Mischabbruch), welches spezifische Sickerwassereigenschaften hervorruft. Zum anderen daran, dass Typ B Deponien grundsätzlich keine Basis- und Flankenabdichtung aufweisen, wodurch das Sickerwasser durch Fremdwasserintritt verändert werden kann [7].

Somit werden die Sickerwassereigenschaften deponiespezifisch von Faktoren wie Art und Menge des abgelagerten Materials, örtlichen Begebenheiten (Niederschlagsmenge, Topografie, Nutzung der umliegenden Fläche usw.) beeinflusst. Das vorgeschlagene Monitoringprogramm stellt somit eine Annäherung dar, wobei das effektiv verwendete Programm für jede Deponie individuell anzupassen ist.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden 32 Messparameter auf deren Relevanz geprüft. Zu einer Vielzahl weiterer, meist flüchtiger, organischer Parameter fehlte jedoch eine ausreichende Datengrundlage.

### Literatur

[1] J. U. (1969). Leitbild für die Schweizerische Abfallwirtschaft (Schweizerische Umweltkonferenz Nr. 11). Bundesamt für Umwelt (BfU). Jan. [2] Biebar, C. (2002). Umwelttechnik (3. aktualisierte Auflage). Wiley-VCH. Weinheim. (S. 458). [3] Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen (Abfallverordnung, VVA) (4. Dezember 2015), SR 814.600. (Stand am 1. Januar 2014). [4] BA U. (2014). Gebirgsabgabenschätzung bei Deponien - Anrechnungsschema 1940-2014 (Umwelt Volksg). Bundesamt für Umwelt (BA U). Bern. [5] Biebar C. (2002). Umwelttechnik (3. aktualisierte Auflage). Weinheim: Wiley-VCH. [6] Harmonisierungsrichtlinien für die Einstufung von chemischen Substanzen in Gefahr nach Anhang 3.1 (Risiko-Gleichung). Gewässerschutzverordnung (GS-VV), (28. Oktober 1998) SR 814.620. (Stand am 1. Mai 2017). [7] Harmonisierungsrichtlinien für die Einstufung von chemischen Substanzen in Gefahr nach Anhang 3.1 (Risiko-Gleichung). Gewässerschutzverordnung (GS-VV), (28. Oktober 1998) SR 814.620. (Stand am 1. Mai 2017). [8] Harmonisierungsrichtlinien für die Einstufung von chemischen Substanzen in Gefahr nach Anhang 3.1 (Risiko-Gleichung). Gewässerschutzverordnung (GS-VV), (28. Oktober 1998) SR 814.620. (Stand am 1. Mai 2017). [9] Auftrag des Bundesamts für Umwelt (BA U). (2017). Untersuchung der Sickerwasser-Inventorydeponien und von sechs bis sieben der jeweiligen Verfüllter auf Schadstoffe. Amt für Umwelt und Energie (AUE). Tests Konstanz/Rosch/Anschaff. (S. 45).

FA, Oktober 2017; foto: gregor.ogswalder.com

#### Fachlehrperson:

Prof. Dr. Rolf Kubi

Dr. Ludus Joan Pöll-Matti

Ötcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften,

Dagmar Gysin | Life Sciences und Facility Management,

Institut Umwelt und Natürliche Ressourcen, Glarnerstr. 8550

Wetzlar

## Anhang E: Eigenständigkeitserklärung

Betreffend des selbständigen Verfassen der Bachelorarbeit im Departement Life Sciences und Facility Management.

Mit der Abgabe dieser Bachelorarbeit versichert der Studierende, dass er die Arbeit selbständig und ohne fremde Hilfe verfasst hat.

Der unterzeichnende Studierende erklärt, dass alle verwendeten Quellen (auch Internetseiten) im Text oder Anhang korrekt ausgewiesen sind, d.h. dass die Bachelorarbeit keine Plagiate enthält, also keine Teile, die teilweise oder vollständig aus einem fremden Text oder einer fremden Arbeit unter Vorgabe der eigenen Urheberschaft bzw. ohne Quellenangabe übernommen worden sind.

Bei Verfehlungen aller Art treten Paragraph 39 und Paragraph 40 der Rahmenprüfungsordnung für die Bachelor- und Masterstudiengänge an der Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften vom 29. Januar 2008 sowie die Bestimmungen der Disziplinarmaßnahmen der Hochschulordnung in Kraft.



Wädenswil, 26. Oktober 2017

Jona Dagan

---