

Universität Stuttgart

Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft

Lehrstuhl für Abfallwirtschaft und Abluft

o. Prof. Dr.-Ing. Martin Kranert

Rohstoffe aus der Abfalldeponie – Verbesserung der Verwertbarkeit durch vorherige Deponiebelüftung

Beprobung und Untersuchung einer belüfteten Abfalldeponie

Bericht (Endversion)

für das Ministerium für Umwelt, Klima und
Energiewirtschaft Baden-Württemberg

Projekt durchgeführt durch

Dipl.-Ing. Matthias Rapf

CTA Brigitte Bergfort

CTA Giuseppina Müller

Dipl.-Ing. Dominik Leverenz

M. Sc. Leonie Bruggmoser

Dipl. Met., M. Sc. Angela Groth

Dipl.-Ing. Martin Kieninger

CTA Axel Goschnick

M. Sc. Britta Oetli

Bericht erstellt von

Dipl.-Ing. Matthias Rapf

Dr.-Ing. Martin Reiser

Stuttgart, im Juli 2014

0 Einleitung

Über drei Jahre, von Anfang 2010 bis Ende 2012 wurde der Abschnitt BA IV der Deponie Konstanz-Dorfweiher mittels extensiver Intervallbelüftung aerobisiert. Aufgaben dieser Groß-Probenahme und Untersuchung der Proben waren zum einen, die Veränderung des Abfalls mit dessen Zustand vor der Belüftungsmaßnahme zu vergleichen, und zum anderen, den Abfall hinsichtlich der Verwertbarkeit und Deponierbarkeit verschiedener Abfallfraktionen im Falle eines eventuellen Rückbaus zu untersuchen.

Hierfür wurden an drei sich in unterschiedlichen Zuständen befindenden Stellen des Deponiekörpers Bohrungen von bis zu 7 Metern Tiefe angefertigt. Von jedem der insgesamt 17 Bohrmeter wurden Proben entnommen, gesiebt, sortiert und zum Teil auf entscheidende physikalische, biologische und chemische Parameter untersucht.

1 Probenahme

Am 22. und 23.10. 2013 wurden an drei Stellen des BA IV mittels Greiferbohrungen aus bis zu 7 Meter Tiefe größere Mengen Deponiematerial für weitere Untersuchungen entnommen.

1.1 Planungsgrundlagen

Die Lage der drei Bohrstellen (Abk. BS) wurde nach dem Fortschritt der Temperaturentwicklung und dem Vorhandensein von Stauwasser an der jeweiligen Stelle ausgewählt, um den möglicherweise vorhandenen Zusammenhang des Aerobisierungsfortschritts zu den herrschenden Bedingungen festzustellen, wie sie nachfolgend dargestellt sind:

- **BS1** repräsentiert **trockene**, der Belüftung gut zugängliche Bereiche.

In der Umgebung um BS1 war seit Projektbeginn zu keiner Zeit Stauwasser festzustellen; die Temperatur war bereits bald nach Belüftungsbeginn stark angestiegen und hat schon im ersten Jahr trotz Belüftung wieder abgenommen. Die Analysen sollen zeigen, wie weit der biologische Abbau hier fortgeschritten ist.

- **BS2** repräsentiert Bereiche, die wegen des **dauerhaften Wassereinstaus** der Belüftung möglicherweise schwer zugänglich sind.

In der Umgebung von BS2 hat der Temperaturanstieg sehr zögerlich begonnen, zeigte auch bei Belüftungsende an den meisten Meßpunkten noch einen linear ansteigenden Verlauf auf wesentlich niedrigerem Niveau als im vorderen Deponiebereich – die höchste zum Belüftungsende gemessene Temperatur lag unter 60°C im Gegensatz von über 70°C im Bereich von BS1. Es sollen Informationen darüber ge-

wonnen werden, ob die Erwärmung überwiegend auf biologischen Abbauprozessen beruht und z. B. das große Wärmespeichervermögen des Wassers für den charakteristischen Temperaturverlauf verantwortlich ist, oder ob eher physikalische Prozesse (z. B. Erwärmung des Wassers durch Strahlung oder Wassereintrag aus aufgeheizten Bereichen) zu Grunde liegen.

- **BS3** läßt sich im Verhalten **zwischen BS1 und BS2** einordnen.

Die Temperaturen sind in der Umgebung von BS3 wesentlich später angestiegen als bei BS1, dann allerdings ähnlich stark. Hier begann die Abkühlung im zweiten Jahr der Belüftung und war bei deren Abschaltung noch nicht so weit fortgeschritten wie bei BS1.

Die Lage der Bohrstellen ist in der folgenden Abbildung dargestellt.

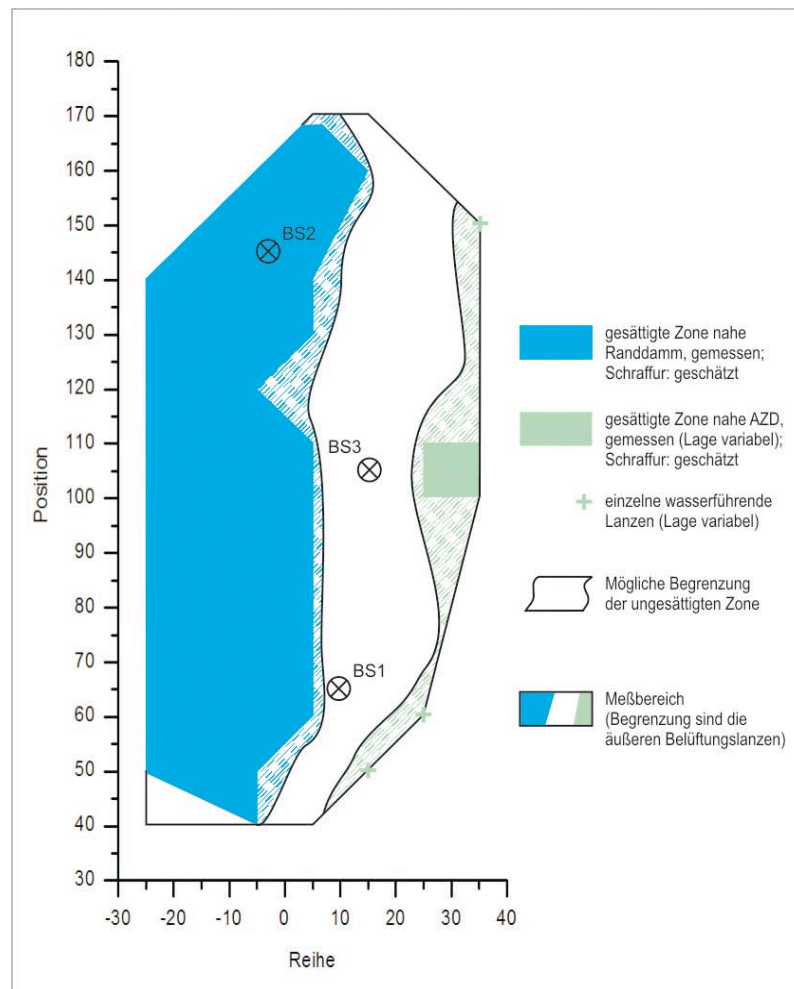


Abbildung 1 Lage der Bohrstellen auf dem Projektabschnitt BA IV

Die maximalen Bohrtiefen orientieren sich an den Längen der jeweils umliegenden Belüftungslanzen, so daß eine Beschädigung der Dränageschicht an der Basis vermieden wird. Für BS1 wurde somit eine Bohrtiefe von 4 Metern festgelegt, an BS2 konnten 7 Meter und an BS3 5 Meter tief gebohrt werden.

1.2 Durchführung der Probenahme

Die Ausführung oblag der Firma Schleith GmbH, Steißlingen, die Bauüberwachung übernahm die Ingenieurgesellschaft RUK mbH, Stuttgart.

Als Bohrgerät kam ein Kettenbagger des Typs Hitachi ZAXIS 225 USLC mit ca. 11 m langem Ausleger und Zweischalengreifer zum Einsatz. Mit ihm konnten senkrechte Bohrlöcher/Gruben mit einer Abmessung von ca. 1 m x 1,7 m hergestellt werden; das Gerät war für eine maximale Bohrtiefe von 8 Metern ausgelegt.

Das nach Entfernung und getrennter Lagerung der Abdeckschichten entnommene Abfallmaterial wurde nach 1 m Bohrhorizonten sortiert auf der angrenzenden Fläche abgelegt. Jeder Haufen entspricht somit 1,7 m³ Abfall im Einbauzustand. Die folgenden Abbildungen geben einen Eindruck von den Baggerarbeiten.



Abbildung 2 Übersicht über die Baggerarbeiten



Abbildung 3 Zweischalengreifer mit Abfallprobe

Aus jedem Haufwerk wurden mit Schaufeln an verschiedenen Stellen Proben genommen und in je drei Kunststoff-Spannringfässer à 60 Liter Inhalt gefüllt. Die maximale Korngröße der Proben betrug, bedingt durch die Größen von Schaufeln und Fässern etwa 30 bis 40 cm. Zusätzlich wurde auf die gleiche Weise feinkörniges Material (ca. 10 mm) entnommen und umgehend gekühlt, um die biologischen Parameter gemäß DepV zeitnah, vor der weiteren Aufbereitung des Probenmaterials, bestimmen zu können. Die Entnahme der Laborproben wird durch die folgenden Abbildungen illustriert.



*Abbildung 4 Beprobung eines Haufwerks mit spitzer Frankfurter Schaufel;
in rosa die Angabe des entsprechenden Tiefenmeters*



Abbildung 5 Entnommenes Material im Detail; hinten Probenahme von Feinmaterial

Sobald die Proben genommen worden waren, wurde das Material mit dem Greifer wieder aufgenommen, ins Bohrloch zurück verfüllt und verdichtet. Zuletzt wurden die Lagerplätze von restlichem Abfall gesäubert und die Abdeckschichten wieder aufgetragen.

Außer dem Zulaufen von Stauwasser ins Bohrloch an BS2, welches erwartungsgemäß während der Entnahme des Abfalls in etwa fünf Metern Tiefe beobachtet wurde (siehe folgende Abbildungen), konnten keine besonderen Vorkommnisse verzeichnet werden.



Abbildung 6 In das Bohrloch BS2 fließendes Sickerwasser

Das Wasser floß nach der Entnahme von Material zügig in das Bohrloch nach, was an den Ringen auf dem Bild zu erkennen ist, und es stellte sich ein freiliegender Wasserspiegel ein.

Die folgende Abbildung zeigt den Zustand des vernäßten Abfalls bei Entnahme aus dem Bohrloch.



Abbildung 7 Abfallprobe mit eingestautem Wasser aus BS2

2 Siebung und Sortierung

Die mit Proben gefüllten Fässer wurden für die weitere Aufarbeitung in den Einrichtungen des ISWA nach Stuttgart transportiert und in der auf die Probenahme folgenden Woche in drei verschiedene Fraktionen (<20 mm, 20 bis 80 mm und >80 mm) abgeseibt und sortiert.

2.1 Siebung

Die Proben wurden mit Bezugnahme auf die Untersuchungen im Rahmen der Vorerkundungen im Jahre 2008 mit Sieben der Lochung 20 mm und 80 mm klassiert. Wegen der erheblich größeren Probenmenge wurden anstelle des Rüttelsiebs ein 80-mm-Durchwurfsieb und ein 20-mm-Trommelsieb verwendet, wie in der folgenden Abbildung dargestellt.



Abbildung 8 Durchwurfsieb, Maschenweite 80 mm und Trommelsieb, Lochgröße 20 mm

Nachdem die Proben (je Bohrmeter durchschnittlich 50 kg) auf das grobe Sieb gegeben worden waren, wurde das Material mit Schneeschaukeln mehrfach leicht nach oben geworfen, bis kein Siebdurchgang mehr zu beobachten war. Somit konnte sichergestellt werden, daß das Material möglichst wenig durch die Agitation zerkleinert wurde.

Der Siebdurchgang wurde mit geradkantigen Holsteiner Schaufeln aufgenommen und so langsam in das Trommelsieb gegeben, daß die Siebstrecke für eine ausreichende Trennung genügte.

Die folgende Abbildung zeigt beispielhaft die drei gewonnenen Fraktionen der Abfallproben.



Abbildung 9 Siebfraktionen

Die Siebung konnte mit Ausnahme der Proben aus dem eingestauten Bereich vollkommen problemlos durchgeführt werden; lediglich bei letzteren traten Verstopfungen beim 20-mm-Trommelsieb auf. Hiervon gibt die folgende Abbildung einen Eindruck.

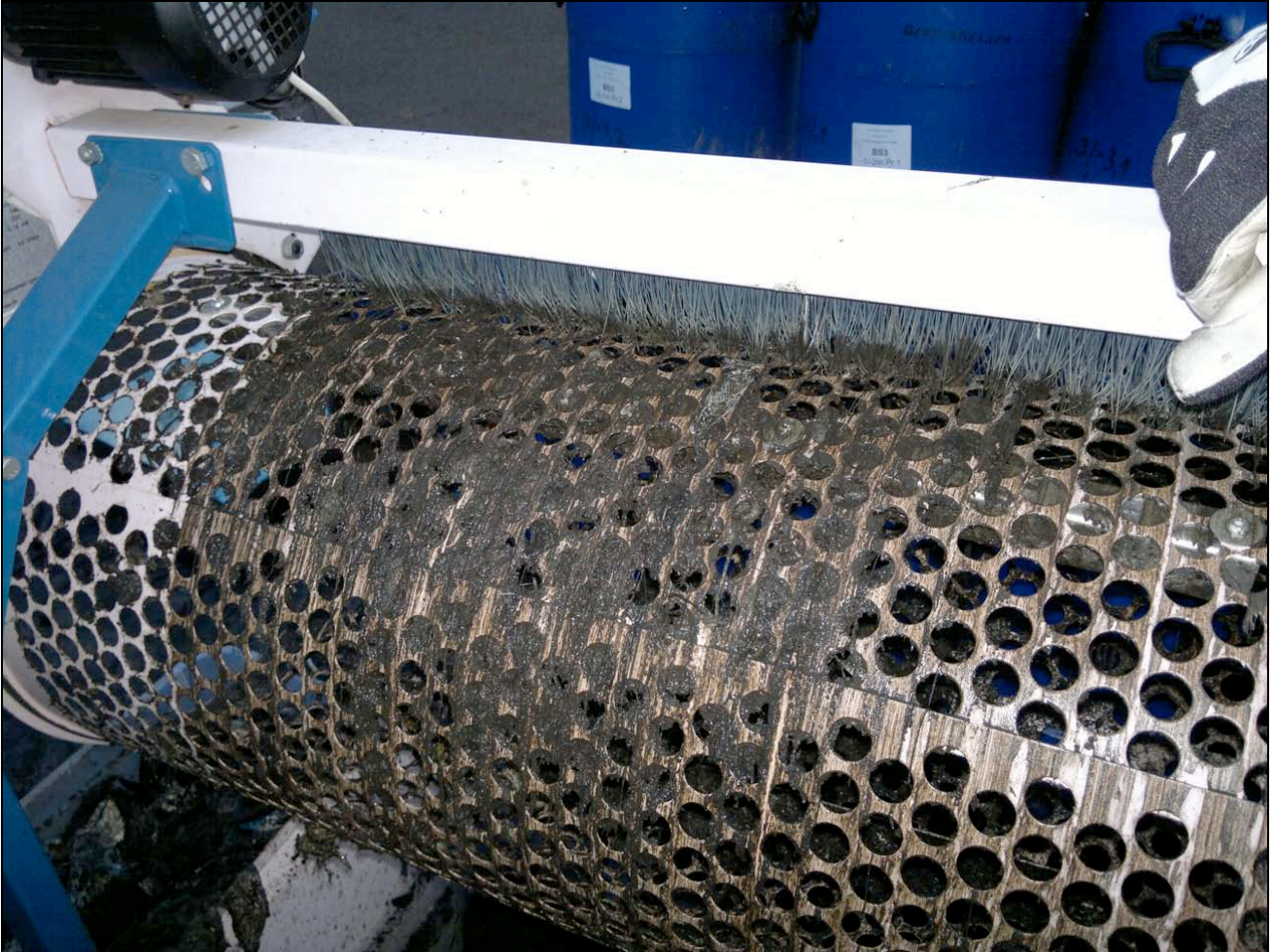


Abbildung 10 Verstopftes Trommelsieb nach Siebung von Abfall aus dem Stauwasserbereich

Als Fazit der Siebaktion kann festgehalten werden, daß feuchtes wie trockenes Material, mit Ausnahme von über lange Zeit durch eingestautés Wasser aufgeweichtem, ohne Probleme zu sieben war. Ein Unterschied zwischen den verschiedenen Proben war ansonsten nicht festzustellen, auch nicht im Vergleich zur Vorerkundung.

2.2 Sortierung

Die beiden gröberén Fraktionen (20 bis 80 mm; >80 mm) wurden nach folgenden Bestandteilen sortiert:

- Heizwertreiches (Kunststoffe, Papier/Pappe, Holz, Textilien u. a.)
- Fe-Metall
- Aluminium
- Buntmetall
- Verbundmaterialien (v. a. Metall mit Kunststoff)
- Anorganik (Steine, Glas usw.)

Die Heizwertreiche Fraktion stellte mit 51 Massen-% der Gesamt-Probenmasse den größten Anteil dar; die beiden gröbereren Fraktionen bestanden im Schnitt um 75 Massen-% aus heizwertreichem Material, fallweise waren bis über 90 Massen-% vorhanden.

Bei einem durchschnittlichen Wassergehalt von etwa 45 Massen-% und unter Annahme eines mittleren Heizwerts von 20 MJ/kg TS ergibt sich ein Heizwert der Originalsubstanz von etwa 10 MJ/kg. Zudem ist das Material stark verschmutzt, was seinen Heizwert weiter verringert. Es ist somit fraglich, ob diese Fraktion sich ohne Trocknung für die energetische Verwertung eignet und somit einen Erlös erzielen kann.

Die massenmäßig bedeutendste verwertbare Fraktion nach der heizwertreichen Fraktion ist der Eisenschrott. Mit etwa 3 Massen-% der Gesamt-Probenmasse liegt er deutlich unter den in der Literatur verzeichneten Werten. Zudem ist das Material stark störstoffbehaftet (z. B. durch Deformation unter Einschluss größerer Mengen Nichtmetalls, siehe folgende Abbildung), so daß ein Erlös aus dieser Fraktion schwer erzielt werden dürfte.



Abbildung 11 Deformiertes Metallrohr mit Störstoffen

Auch andere Studien kommen im übrigen zu dem Ergebnis, daß auf Grund mangelnder Reinheit die Verwertung der heizwertreichen Fraktion oft nicht rentabel ist. Siehe hierzu bei-

spielhaft die Veröffentlichung „Deponierückbau“ des österreichischen Umweltbundesamts von 2012, Seite 46:

„Bei Kunststoffen erschweren starke Verschmutzungen und unbekannté Zusammensetzung die stoffliche Verwertung und auch deren Verwendung als Ersatzbrennstoff (EBS).“¹

Die Studie kommt auch betreffend den Eisenanteil zu einer ähnlichen Aussage wie die vorliegende Untersuchung (Seite 59):

„Trotzdem ist es schwierig, bei der magnetischen Sortierung den Fremdstoffanteil klein zu halten. Wird eine thermisch verwertbare Altmüllfraktion aussortiert, kann es daher unter Umständen besser sein, eine Magnetabscheidung erst an der Müllverbrennungsanlage, nach der thermischen Behandlung, durchzuführen.“

wodurch ein Erlös durch aussortierten Eisenschrott allenfalls der MVA zugute käme.

Alle anderen potentiell verwertbaren Fraktionen spielen bei den untersuchten Proben massenmäßig keine Rolle. Der nicht verwertbare Siebrest betrug etwa 46 Massen-%, bestehend aus 33 Massen-% der Fraktion < 20 mm und 13 Massen-% Sortierresten der Fraktion 20 bis 80 mm.

Insgesamt kann zudem festgestellt werden, daß der Abfall mit Korngrößen >20 mm (67 Massen-% der Gesamtprobe) nahezu vollständig aus Material besteht, welches nur wenig oder überhaupt nicht an den biologischen Aktivitäten in der Déponie, seien sie aerob oder anaerob, teilnimmt.

Auch ist die Auslaugung von nennenswerten Mengen an löslichen Substanzen (v. a. DOC, Schwermetalle, N-Ionen) aus dem groben Material, welches vornehmlich aus Pappe und Papier, Folien, Textilien und Holz besteht, als gering anzunehmen.

Für die weitergehenden biologisch-chemisch-physikalischen Untersuchungen ist nach dieser Argumentation das abgeseibte Feinmaterial (33 Massen-%) einzig aussagekräftig. Für eventuelle Aussagen über die Gesamtheit des untersuchten Abfalls können die Eigenschaften des Überkorns als bekannt angenommen und die aus dem Feinkorn bestimmten Eigenschaften an Hand der Massenanalysen einfach zurückgerechnet werden.

Anmerkung: Für die biologischen Tests und die Herstellung der Eluate wurde das vor Ort genommene Material < 10 mm verwendet. Für die weiteren Feststoffanalysen (GV, TOC) wurde das Material aus der Siebfraktion < 20 mm verwendet. Es kann davon ausgegangen werden, daß die Eigenschaften der beiden Fraktionen vergleichbar sind.

¹ Hervorhebung hinzugefügt

3 Biologisch-Chemisch-Physikalische Untersuchungen

Um einen Eindruck über den Zustand des deponierten und belüfteten Abfalls zu bekommen, wurde das bei der Probenahme gesondert entnommene Feinmaterial <10 mm auf verschiedene Parameter untersucht. Das feine Material war durchgängig schwarz gefärbt. In der Vorerkundung war bei einzelnen Proben noch eine Unterscheidung in helles bzw. dunkles Material möglich. Durch die von Belüftung und Bewässerung angestoßenen Prozesse hat offenbar eine Angleichung stattgefunden (u. a. durch biologische und chemische Vorgänge, Setzungsbewegungen und Vermischung durch Partikeltransport).

3.1 Biologische Aktivität

Für die Beurteilung der biologischen Aktivität wurden aus den Feststoffproben der AT4 und der GB21 bestimmt; aus entsprechenden Eluaten wurde zusätzlich das BSB5-CSB-Verhältnis untersucht.

Als Probenmaterial für die beiden Biotests und die Elution wurde das vor Ort entnommene und umgehend gekühlte Feinmaterial (Anteil <10 mm) verwendet. Bei der Vorerkundung wurde nach der Probenahme für diesen Zweck eine Siebfraction von <10 mm angefertigt.

Die Untersuchungen von AT4 und GB21 erfolgten gemäß DepV Anhang 3. Auffälligkeiten wie pH-Wert-Verschiebungen während der Testdauer wurden nicht beobachtet. Die Bestimmungen von BSB5 und CSB wurden gemäß DIN EN 1899 H55 bzw. DIN 38409 Teil 41 durchgeführt.

Die Ergebnisse der drei Parameter sind in den folgenden Abbildungen dargestellt. In der oben liegenden Abszisse sind die Meßwerte aufgetragen, in der Ordinate der jeweils zugehörige Tiefenmeter, aus welchem die jeweilige Probe entnommen wurde.

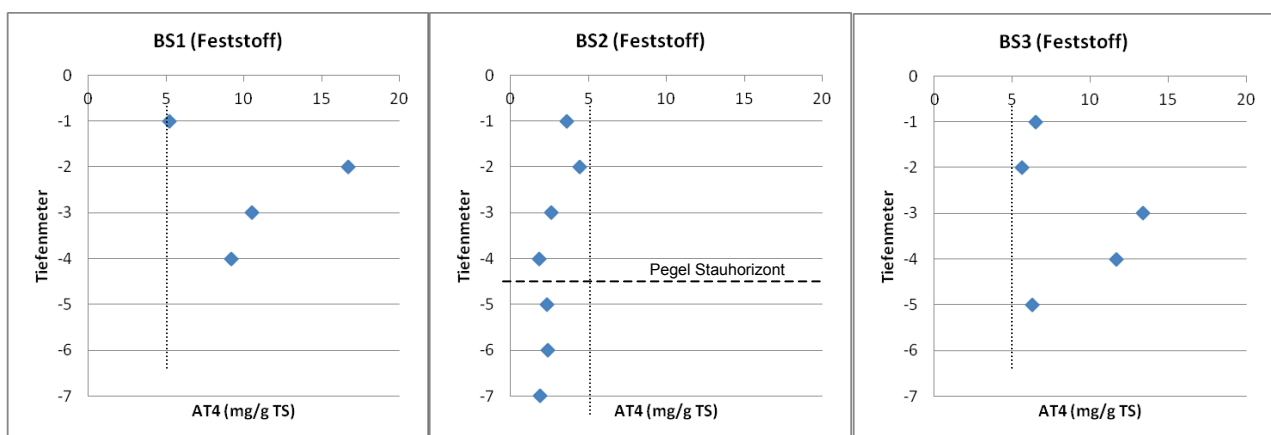


Abbildung 12 AT4 der Abfallproben < 10 mm aus verschiedenen Tiefen. Markierung: AT4-Zuordnungswert für MBA-Rückstände gemäß DepV (5 mg/g TS)

Der AT4 der Feinfraktion liegt bei den Proben aus BS1 und BS3 nur in den oberen Schichten nahe dem DepV-Ablagerungsgrenzwert von 5 mg/g. Darunter zeigt sich noch eine rela-

tiv hohe aerob-biologische Aktivität, und zwar bis zu den in der Vorerkundung festgestellten Werten.

Das Material aus BS2 zeigt durchgängig nur eine geringe biologische Abbaubarkeit – die Werte für den AT4 liegen alle unter dem DepV-Grenzwert. Dort wurde offenbar in allen Tiefen die Organik durch biologischen Teilabbau mobilisiert und ausgewaschen.

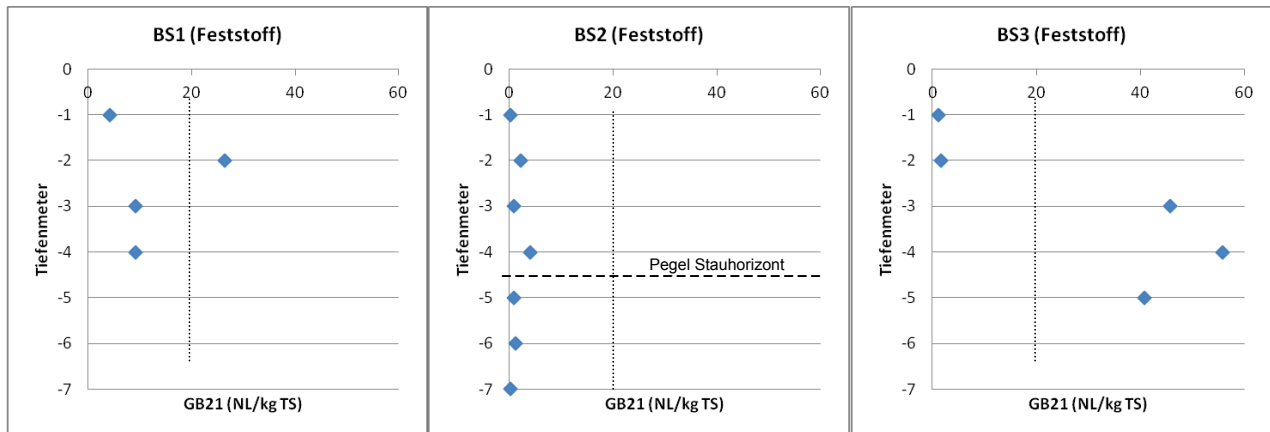


Abbildung 13 GB21 der Abfallproben < 10 mm aus verschiedenen Tiefen. Markierung: GB21-Zuordnungswert für MBA-Rückstände gemäß DepV (20 NL/kg TS)

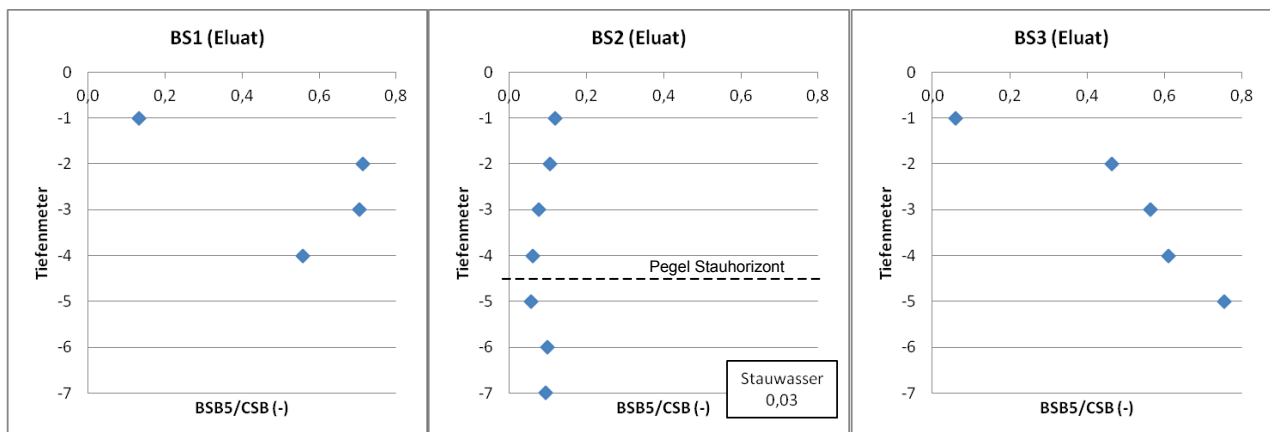


Abbildung 14 BSB-CSB-Verhältnis der Eluate der Abfallproben < 10 mm aus verschiedenen Tiefen

Beim GB21 und beim BSB-CSB-Verhältnis zeigt sich an allen drei Probenahmestellen ein ähnliches Bild wie beim AT4. Das Material bzw. die Eluate aus BS2 und den oberen Schichten von BS1 und BS3 weisen eine geringe biologische Aktivität auf, während in den tieferen Schichten von BS1 und BS3 noch eine größere Menge an (zwischenzeitlich) bioverfügbarer Organik vorhanden ist.

Für eine abschließende Beurteilung der biologischen Untersuchungen sind noch der Trockenrückstand als auch der Organikgehalt des Feststoffs, hier dargestellt als Glühverlust, von Interesse:

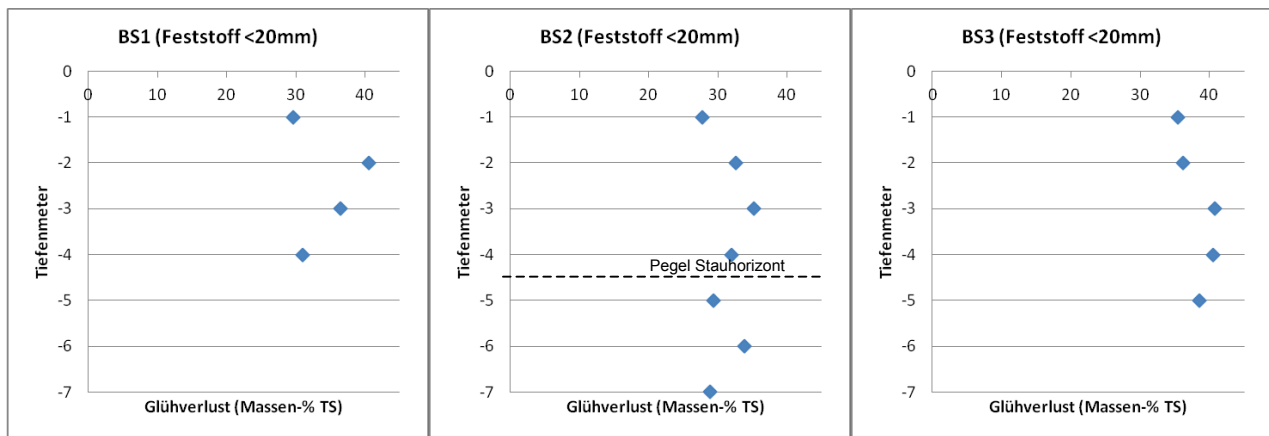


Abbildung 15 Glühverlust der Abfallproben < 20 mm aus verschiedenen Tiefen

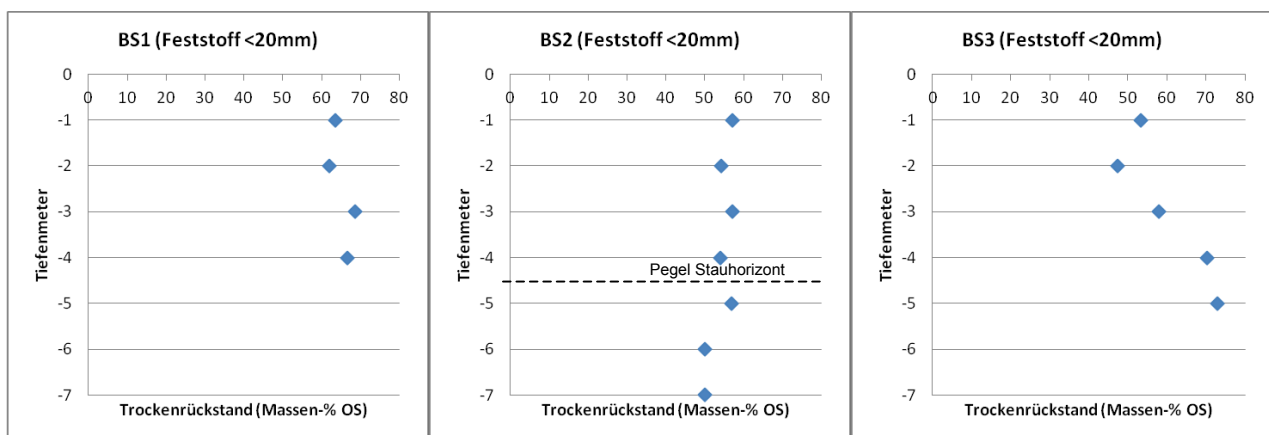


Abbildung 16 Trockenrückstand der Abfallproben < 20 mm aus verschiedenen Tiefen

Die in Abbildung 12 bis Abbildung 16 dargestellten Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Die Proben aus BS2 enthalten im Schnitt weniger organische Substanz als die Proben aus BS1 und BS3, zudem weisen sie eine wesentlich geringere biologische (Rest-) Aktivität auf als diese. Auch beim mobilisierbaren Kohlenstoff (DOC im Eluat) zeigt sich ein ähnliches Bild.

Bei BS1 und BS3 sind vor allem die Proben aus den mittleren Schichten noch biologisch aktiv, teils ergaben die Tests eine höhere Aktivität als bei der Vorerkundung. Bei der Vorerkundung wurden GB21-Werte von 23 und 46 l/kg TS gemessen. Dort liegen viele Proben (Material < 10 mm) über den Zuordnungskriterien der DepV für AT4 und GB21. Die Proben aus BS2 unterschreiten dagegen sämtlich diese Werte, meist bei weitem.

Dies steht auf den ersten Blick im Gegensatz zu den beobachteten Temperaturverläufen und Setzungskurven an den drei Probenahmestellen: Im Bereich von BS1 und BS3 wurde angenommen, daß die biologische Umsetzung weitgehend abgeschlossen oder zumindest stark fortgeschritten sei; bei BS2 wurde wegen der zögerlichen Temperaturentwicklung

vermutet, daß die Luft die vernäßten Bereiche nur schwer durchdringen und aerobisieren konnte.

Die Analysenwerte legen nun aber nahe, daß der Sauerstoff in den vernäßten Bereichen, gelöst oder dispergiert im Wasser, sehr gut verteilt wurde und dort der biologische Abbau (in Verbindung mit der Auslaugung der löslichen Rückstände) weitgehend abgeschlossen ist. Die nur zögerlich ansteigenden Temperaturkurven lassen sich mit dem hohen Wärmespeichervermögen von Wasser erklären.

Für den Umkreis von BS1 und BS3 wurde die Biologie scheinbar stellenweise durch die Belüftung nur „angekurbelt“, um dann aus irgendwelchen Gründen wieder zum Erliegen zu kommen. Die Biologie wurde in diesen Bereichen durch die Luftzufuhr befähigt, die komplexe Organik (z. B. Lignin und „Dead-End-Produkte“ der anaeroben Umsetzung) in lösliche, bioabbaubare Moleküle umzusetzen, konnte diese dann aber offensichtlich nicht mehr vollständig verstoffwechseln.

Beim Blick auf die Trockenrückstände des Materials < 20 mm fällt nun auf, daß die Proben aus den fraglichen Tiefen von BS1 und BS3 wesentlich weniger Wasser enthielten als diejenigen aus BS2. Mit um oder weniger als 30 Massen-% lag der Wassergehalt zum Teil außerhalb des für aerobe Prozesse idealen Bereichs.

Trägt man nun die biologische Abbaubarkeit über den Trockenmassegehalt aller Proben auf, ergibt sich folgendes Bild:

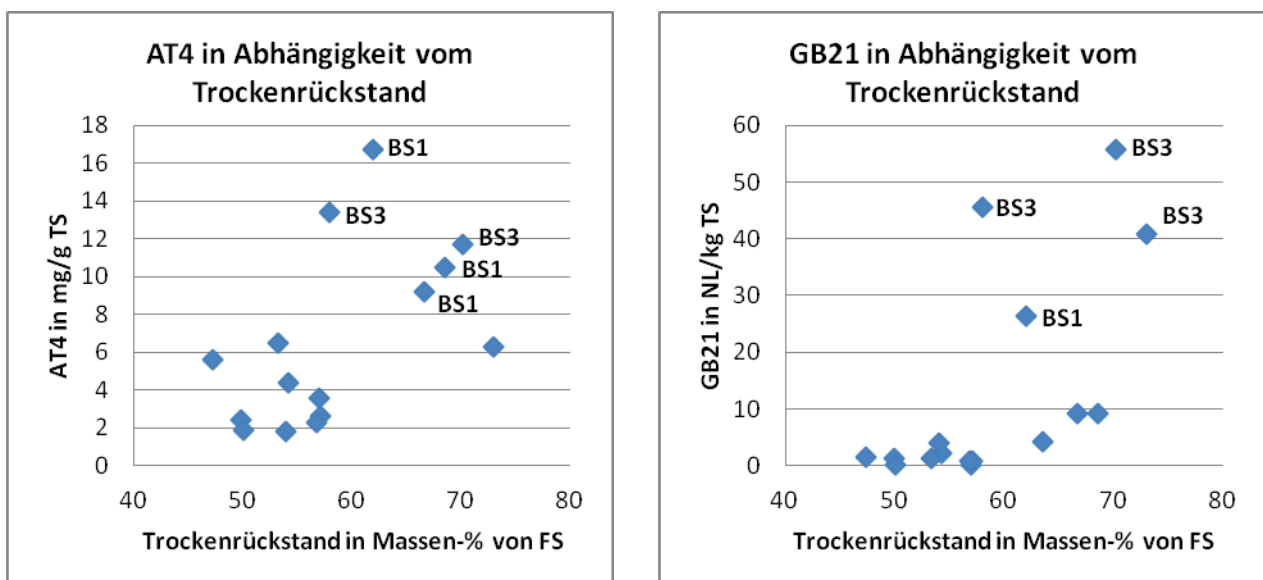


Abbildung 17 Bioabbaubarkeit der Proben in Abhängigkeit von ihrem Trockenrückstand

Die jeweils rechts oben abgetrennte Gruppe besteht nur aus Werten der Proben von BS1 und BS3 (in der Abbildung beschriftet); die Werte der Proben aus BS2 befinden sich ausschließlich unter den Grenzwerten. Ein vergleichbares Bild ergibt sich auch für den BSB5, den CSB und das BSB-CSB-Verhältnis der Eluate.

Die Untersuchungsergebnisse weisen also darauf hin, daß in den mittleren Schichten der nicht vernäßten Bereiche durch die schnelle und starke Erwärmung in Folge der Zufuhr von trockener Luft mehr Wasser verdampft wurde, als über den Niederschlag nachgeliefert werden konnte. Vermutlich wurde durch die Trocknung auch die Benetzbarkeit des Abfalls herabgesetzt, so daß eindringendes Regenwasser sich nur schlecht verteilen konnte, um die anoxidierte Organik auszuwaschen. In den oberen Schichten dominierte offenbar aber doch der Einfluß des Regenwassers, in den unteren Schichten möglicherweise die Nähe zum Sickerwasserreservoir.

In den Bereichen mit starker Abfallmächtigkeit und Wassereinstau (z. B. bei BS2) war die Luft durch den Eintrag ins Stauwasser stets wassergesättigt und konnte so die mittleren Schichten trotz teils starken Temperaturanstiegs nicht soweit austrocknen, daß Bioabbau und Elution beeinträchtigt wurden. Wie oben erwähnt hat die Luft offenbar den überwiegenden Teil des umliegenden Abfalls, auch durch das Stauwasser hindurch, erreicht und hat dort für einen weitgehenden biologischen Abbau der organischen Substanz gesorgt. Durch die anhaltende Feuchte konnte auch eindringendes Regenwasser die lösliche Organik auswaschen – in den im Stauwasser befindlichen Tiefenmetern 6 und 7 konnten sich die Substanzen direkt im Sickerwasser lösen.

Dennoch kann man auch bei BS2 betreffend die Auswaschung löslicher organischer und anorganischer Substanzen deutlich zwischen dem Einfluß des Regenwassers und des Stauwassers unterscheiden; siehe hierzu die folgenden beiden Abbildungen.

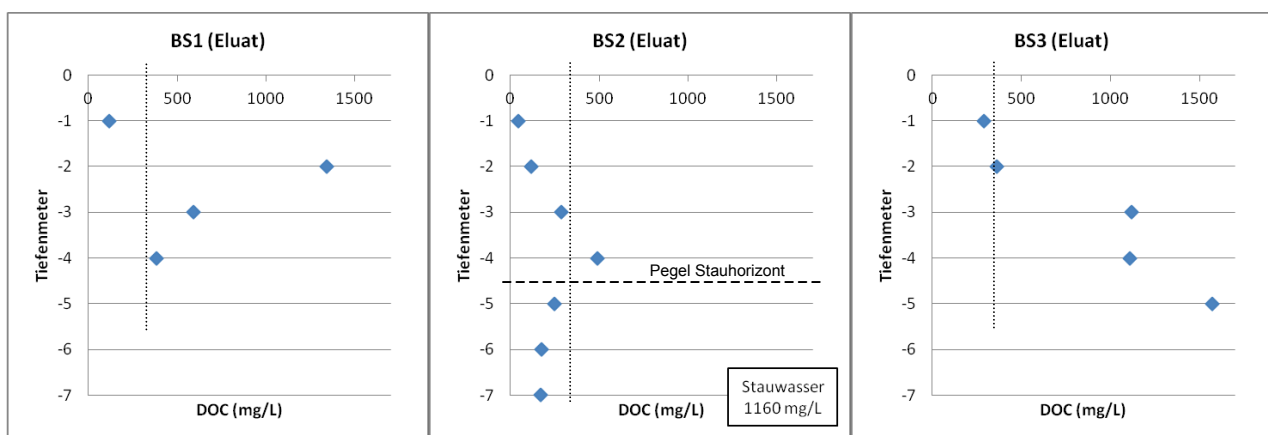


Abbildung 18 DOC der Eluate der Abfallproben < 10 mm aus verschiedenen Tiefen. Markierung: DOC-Zuordnungswert für Eluate von MBA-Rückständen gemäß DepV (300 mg/L).

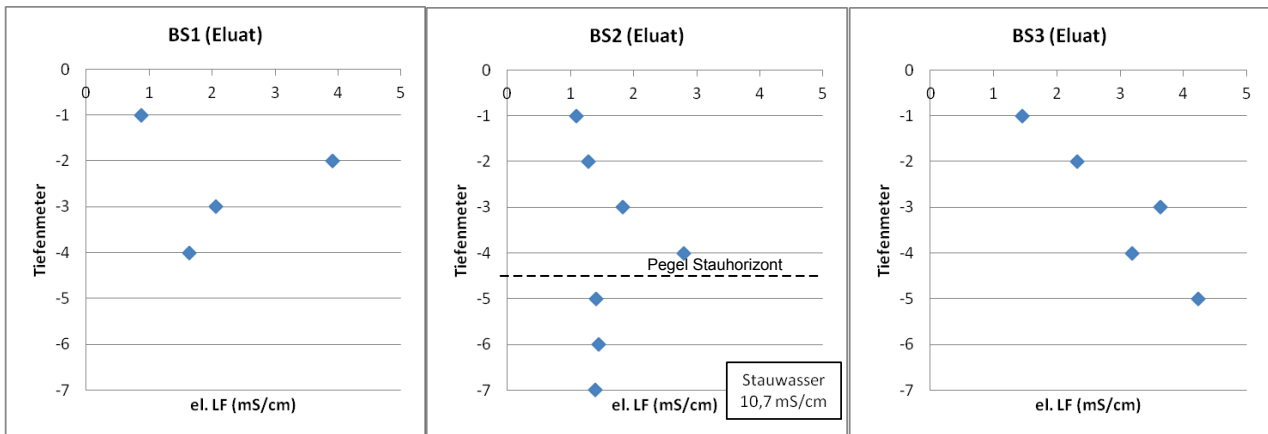


Abbildung 19 el. Leitfähigkeit der Eluate der Abfallproben aus verschiedenen Tiefen

Die Möglichkeit der Auswaschung spielt vermutlich eine wichtige Rolle für das Erreichen der biologischen Zuordnungswerte. Mehr hierzu im Abschnitt 3.2 (TOC der Feststoffe).

Es läßt sich zunächst also zusammenfassen, daß bei ausreichendem Feuchtegehalt des Abfalls die gewählte Belüftungstechnik durchaus in der Lage war, die aerob abbaubare Organik, welche sich wiederum überwiegend in den Feinanteilen befindet, in einem Umfang umzusetzen, der im Falle eines Rückbaus das Siebunterkorn die biologischen Ablagerungskriterien der DK II für MBA-Rückstände der DepV erreichen ließ.

Auch wenn man den gesamten Abfall betrachtet (Abbildung 20 und Abbildung 21), z. B. um über die Möglichkeit zu entscheiden, ob eine vereinfachte Oberflächenabdichtung in Frage kommt, werden die Kriterien im Bereich des Wassereinstaus eingehalten. In den oben gezeigten trockenen Bereichen liegen die Werte für den Originalabfall zwar überall unter den Ablagerungskriterien, jedoch kommen einige Proben den Grenzen sehr nahe.

Für die Erstellung der Abbildungen wurde vereinfachend angenommen, daß der grenzwertrelevante bioabbaubare Anteil der Siebfraktion > 20mm vernachlässigbar ist, und daß die biologische Aktivität der Fraktion < 20 mm derjenigen des gesondert beprobten Feinmaterials <10 mm entspricht. Mittels der aus der Siebanalyse für die einzelnen Tiefenlagen ermittelten Massenanteile wurden die Werte dann auf den gesamten Abfall hochgerechnet.

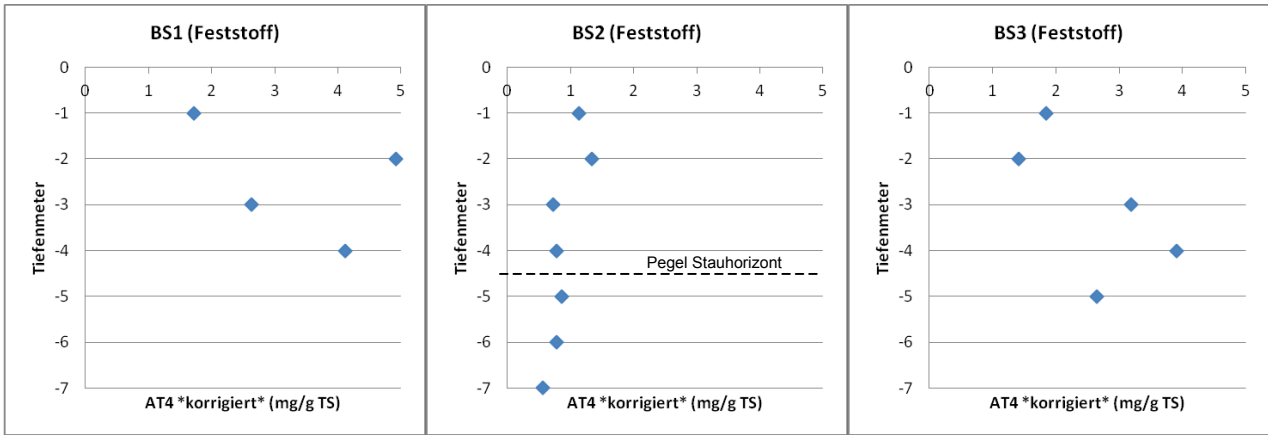


Abbildung 20 AT4 der gesamten Abfallproben (hochgerechnet)

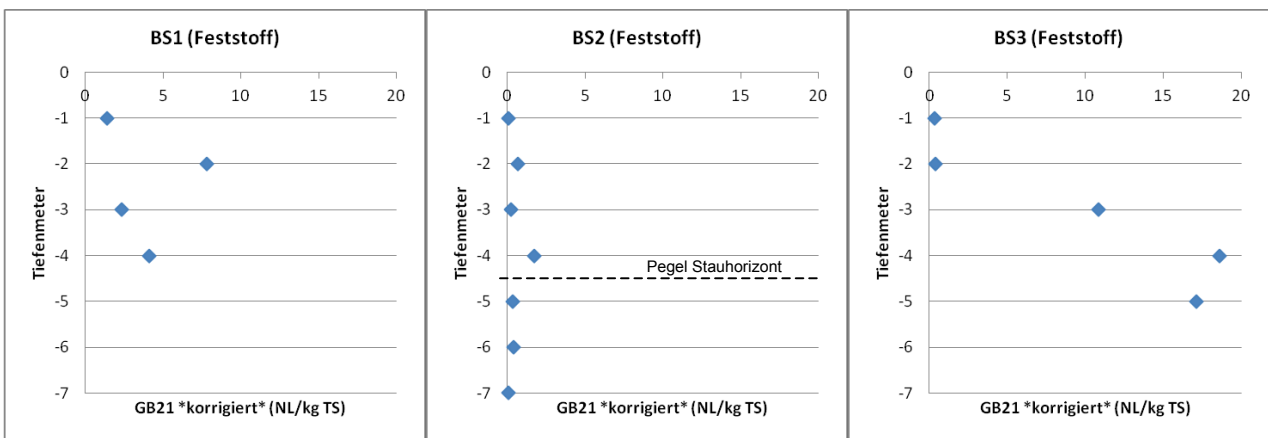


Abbildung 21 GB21 der gesamten Abfallproben (hochgerechnet)

3.2 TOC der Feststoffe

Für die TOC-Bestimmung wurden die Siebfractionen < 20 mm bei 105°C getrocknet und in der Messermühle auf < 0,5 mm zerkleinert. Abbildung 22 zeigt die Ergebnisse der Untersuchungen.

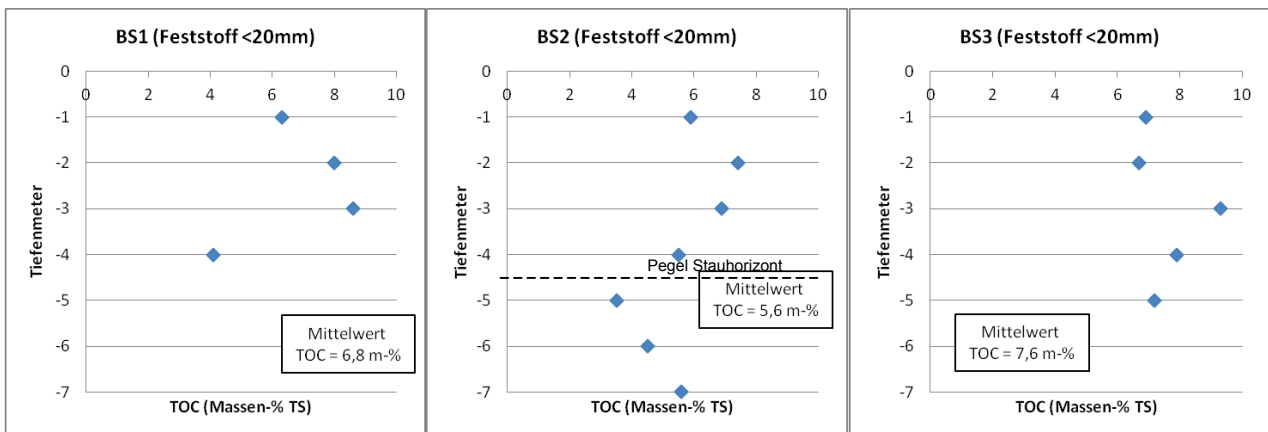


Abbildung 22 TOC der Abfallproben < 20 mm aus verschiedenen Tiefen

Der TOC ist im Laufe der Belüftung stark zurückgegangen. Lag er bei der Vorerkundung noch um 20 Massen-%, betrug das Mittel aller Proben nun nur noch um 6 Massen-%. Interessanterweise ist hier zwischen den Bohrstellen kein so signifikanter Unterschied zu erkennen wie bei den biologischen Parametern. Hierfür mag überwiegend die schwere Abbaubarkeit der verbleibenden Huminstoffe verantwortlich sein. Bei den Mittel- und Extremwertwerten lassen sich dementsprechend wieder ähnliche Abweichungen zwischen Bohrstellen und Tiefenmetern erkennen.

Die geringen TOC-Werte legen nun die Vermutung nahe, daß der biologische Abbau in allen Bereichen in einer ähnlichen Größenordnung stattgefunden hat, wenn auch an einigen Stellen etwas weniger als an anderen. Es wurde dort möglicherweise durch Wassermangel die Biologie tatsächlich gehemmt, der Einfluß der mangelnden Elution scheint jedoch eine wesentlich größere Rolle zu spielen. Ein (Teil-)Abbau findet zwar statt, die löslichen und bioverfügbaren Reaktionsprodukte verbleiben aber zum Teil im Abfall. Hierdurch sind zumindest teilweise die AT4- und GB21-Werte zu erklären, die bei manchen Proben sogar höher liegen als bei der Vorerkundung.

Im übrigen liegt bei allen Siebfraktionen < 20 mm der TOC mit 3 bis 9 Massen-% deutlich unter dem Zuordnungswert der DKII für MBA-Rückstände von 18 Massen-%.

3.3 TOC und Glühverlust

Im Gegensatz zum TOC sind aber die Glühverlustwerte (siehe Abbildung 15) im Vergleich zum unbelüfteten Abfall nahezu gleich geblieben. Eine Erklärung hierzu bietet die folgende Abbildung:

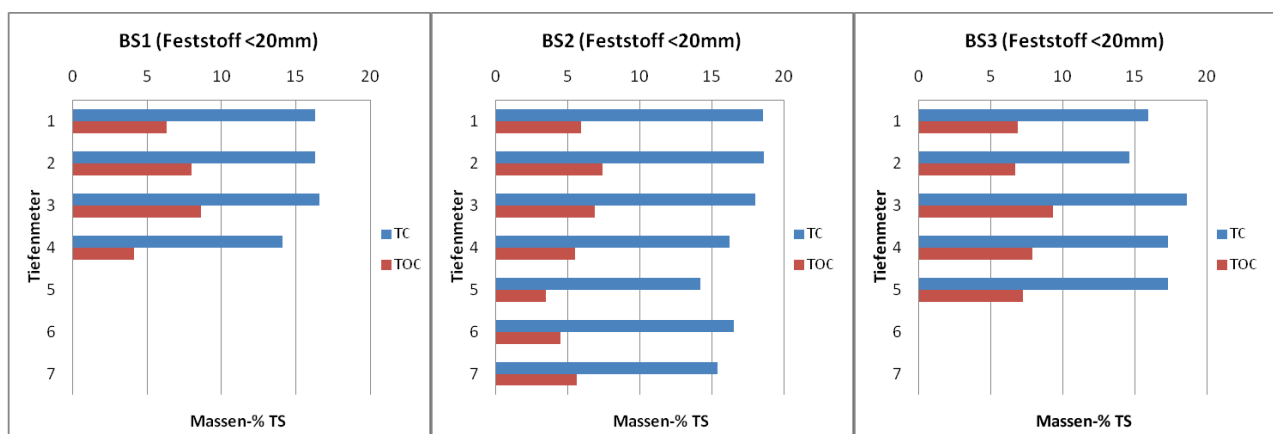


Abbildung 23 TC und TOC der Abfallproben aus verschiedenen Tiefen

Der TC hat sich, anders als der TOC, im Vergleich mit der Vorerkundung kaum verändert, wo TC und TOC noch sehr nahe beieinander lagen (23,5 und 24,5 Massen-% sowie 22,3 und 23,6 Massen-%).

Die durch die Belüftung verursachte Mineralisierung hat also vermutlich zu einer Bildung von Karbonaten geführt, welche im Feststoff als TIC (= TC – TOC) gemessen werden. Verschiedene Karbonate wie Magnesiumkarbonat und Alkalikarbonate verursachen wegen ihrer niedrigen Zersetzungstemperatur unter 550°C einen anorganischen Glühverlust.

Der Vergleich zwischen TC und TOC der aerobisierten Proben belegt nun, daß der Glühverlust hier zum großen Teil anorganischen Ursprungs ist. Der TOC ist also in diesem Fall der geeignetere Parameter zur Beurteilung des Organikgehalts.

3.4 Lipophile Stoffe in der Originalsubstanz

Mit Werten zwischen 0,12 und 0,67 Massen-% extrahierbarer lipophiler Stoffe (Mittelwert 0,28 Massen-%) unterschreiten alle Proben der Siebfraktion < 20 mm den Zuordnungswert der Deponieverordnung von 0,8 Massen-%.

3.5 Auslaugungsverhalten der Abfallproben

3.5.1 Schwermetalle

Bei der Auswertung der Eluatuntersuchungen wurde das Augenmerk bei den anorganischen Parametern hauptsächlich auf die Schwermetalle gelegt. Eine Frage war schließlich, ob durch die Belüftung eine höhere Schwermetallfracht durch das Sickerwasser die Déponie verläßt als bei einer dauerhaft anaeroben Ablagerung.

Alle Eluate wurden mittels ICP-OES auf Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn sowie mit AAS auf Hg untersucht.

Ein typisches Muster wie bei den organisch-chemischen und bei den biologischen Parametern, und damit ein Zusammenhang mit diesen, war für die untersuchten Schwermetalle nicht festzustellen. Auch ein Zusammenhang zwischen Schwermetallkonzentrationen und pH-Wert der einzelnen Proben ist nicht zu erkennen. Es kann daher angenommen werden, daß das Elutionsverhalten der Schwermetalle überwiegend durch die Inhaltsstoffe des abgelagerten Abfalls bestimmt wird.

Auf eine grafische Darstellung wird wegen der oben dargelegten Sachverhalte in diesem Dokument verzichtet, zumal mit Ausnahme eines Werts für Nickel (1,4 mg/L, Grenzwert 1 mg/L) alle Proben-Eluate die DepV-Zuordnungswerte für Schwermetalle weit unterschreiten. Die Analysenwerte und die entsprechenden Abbildungen befinden sich jedoch im elektronischen Anhang zu diesem Dokument. (Anmerkung: Schwermetallgehalte in Eluaten wurden im Rahmen der Vorerkundung nicht bestimmt, eine Entwicklung kann daher auf dieser Grundlage nicht abgeschätzt werden.)

3.5.2 Andere Eluatparameter

Auch aus den anderen untersuchten und bisher noch nicht besprochenen Eluatparametern (AOX, $\text{NH}_4\text{-N}$, Anionen, pH-Wert, gelöste Feststoffe) ließen sich keine Zusammenhänge zur Belüftungstätigkeit erkennen; die einzelnen Werte halten auch, wo zutreffend, sämtlich die Zuordnungswerte der DepV ein.

Mit $112 \mu\text{g/L}$ im Mittel über alle Proben (50 bis $223 \mu\text{g/L}$) unterschreitet der **AOX** die Werte der in der Vorerkundung gewonnenen Proben im Bereich von $460 \mu\text{g/L}$ (410 bis $550 \mu\text{g/L}$). Es ist durchaus möglich, daß die chlorierte Organik während der Belüftungsperiode durch aerobe Prozesse abgebaut worden ist.

Da die jeweiligen Probenahmen aber an verschiedenen Stellen durchgeführt wurden, kann der Unterschied auch einfach in der unterschiedlichen Beschaffenheit der dort gelagerten Abfälle begründet sein.

Der Stauwasser-AOX von $243 \mu\text{g/L}$ spricht eher für die zweite Hypothese, eine belastbare Aussage kann aber hier nicht getroffen werden.

Der Ammoniumgehalt ($\text{NH}_4\text{-N}$) in den Eluaten hat sich nach der Belüftung im Vergleich zur Vorerkundung nicht nennenswert geändert (87 mg/L zu 109 mg/L). Der im Vergleich zum Stauwasser (669 mg/L) niedrige Wert kann einfach durch die Umwandlung des Ammoniums während des 24-stündigen Elutionsprozesses durch chemische und biochemische Oxidation erklärt werden.

Der pH-Wert liefert gemeinsam mit dem BSB/CSB-Verhältnis im Eluat einen weiteren Hinweis auf das Milieu des Abfalls: Wegen des Vorhandenseins von organischen Säuren weist anaerob behandelter Abfall meist einen niedrigeren pH-Wert auf als aerobisierter Abfall. Dieser Zusammenhang ist im folgenden Diagramm gut zu erkennen: Es befinden sich alle biologisch aktiven Proben im Bereich von pH 7,5 und darunter, während die kaum aktiven Proben pH-Werte von über 7,5 aufweisen. Den höchsten pH-Wert von 8,6 hat die Probe von BS3, zweiter Tiefenmeter. Auf diese Ausnahme wird in Abschnitt 3.6 eingegangen.

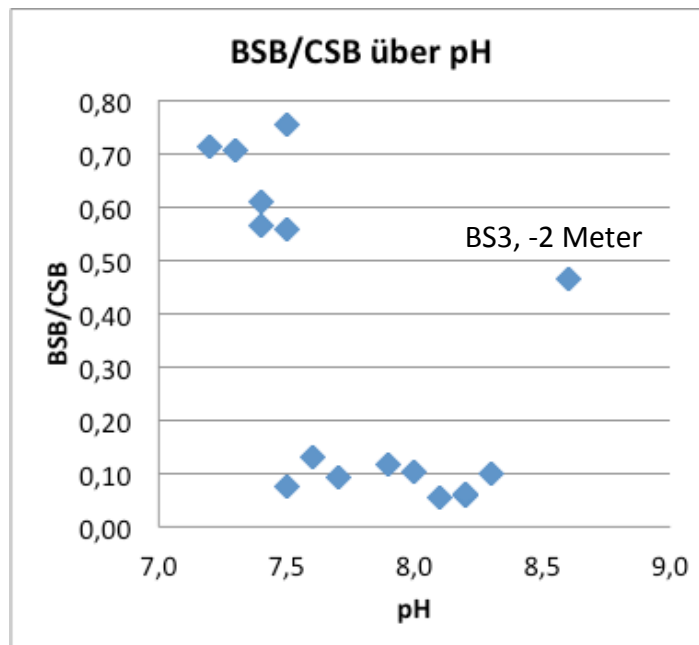


Abbildung 24: Zusammenhang zwischen BSB/CSB-Verhältnissen und pH-Werten der Eluate der Abfallproben aus verschiedenen Tiefen

3.6 Wassergehalte

Die Betrachtung der Wassergehalte der Abfallproben über die Bohrtiefe ergibt an der Stelle BS3 einen auf den ersten Blick unerwarteten Verlauf.

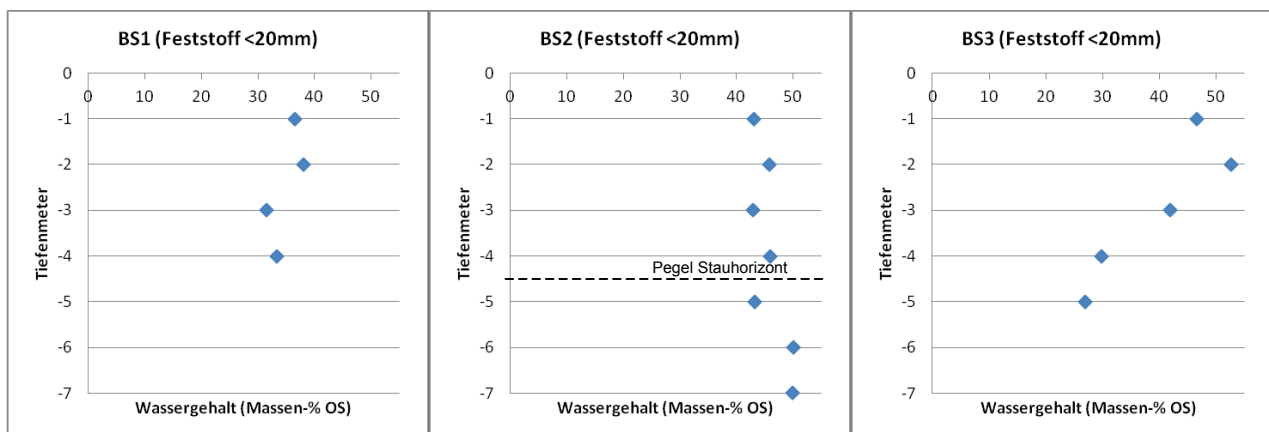


Abbildung 25 Wassergehalte der Fraktionen <20 mm der Abfallproben aus verschiedenen Tiefen

Die Werte an den Bohrstellen BS1 und BS2 scheinen plausibel: Der Abfall an der als trocken eingeschätzten BS1 ist weniger feucht als der an BS2, die über dem Stauwasserreservoir liegt. An beiden Stellen ändert sich der Wassergehalt mit der Bohrtiefe nur wenig, mit Ausnahme der tropfnassen Proben aus den eingestauten Schichten. Diese sind analytisch nur wenig feuchter aber wassergesättigt. Das Überschusswasser ist bei der Probenahme abgetropft. Die kleineren Unterschiede bei BS1 können einfach durch die unterschiedliche Zusammensetzung und Wasserhaltekapazität des Abfalls, oder allenfalls mit

einem Austreiben des Wassers durch warme Luft unten und den Einfluß von Niederschlag oben erklärt werden.

Der Abfall an BS3 jedoch wird nach oben hin feuchter. Die Wassergehalte überschreiten teilweise sogar die des eingestauten Abfalls aus BS2, wobei der Abfall das enthaltene Wasser während Probenahme und Lagerung aber nicht freisetzt.

Für diesen extremen Unterschied kommen grundsätzlich zwei Möglichkeiten in Frage: Entweder verfügen die Abfälle in dieser Schicht über eine besonders hohe Wasserhaltekapazität (was sich aus der Materialansprache nicht ergibt), oder es findet eine Vernässung der oberen Schichten durch aus einem angrenzenden Bereich übertretendem Sickerwasser statt.

Daß sich der Abfall dort in einem anderen Zustand befindet als das entsprechende Material weiter unten, zeigen die pH-Werte der Eluate, wie in Abbildung 26 dargestellt.

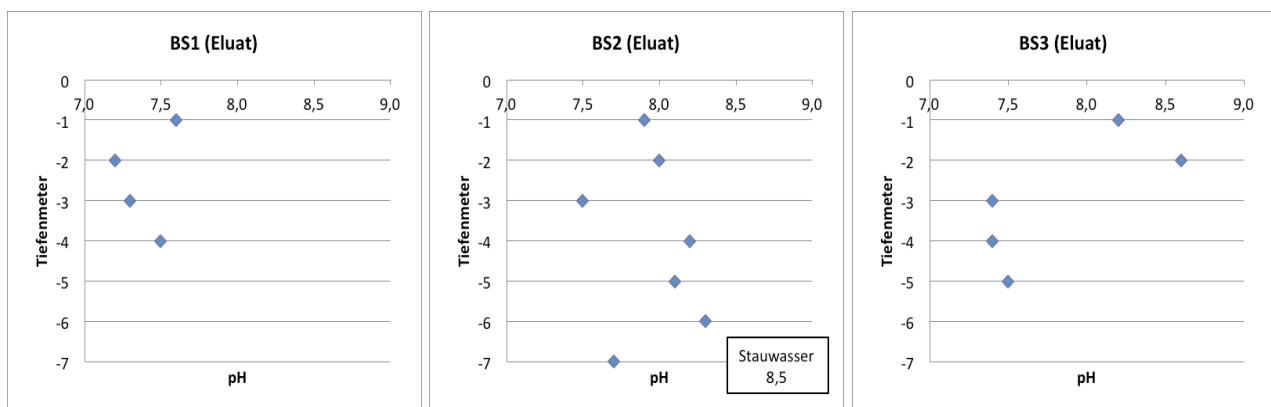


Abbildung 26: pH-Werte der Eluate der Fraktionen <20 mm aus verschiedenen Tiefen

Der pH-Wert der Probe aus 2 Metern Tiefe von BS3 ist im Vergleich zu den anderen biologisch aktiveren Proben sehr hoch (siehe 3.5.2 und Abbildung 24).

Zur Darstellung der örtlichen Situation wird nachfolgend nochmals die Lage der Bohrsatzpunkte und der vernässen Bereiche auf dem Déponieabschnitt IV dargestellt. Die Geländeoberfläche ist von rechts unten nach links oben auf der Skizze abschüssig.

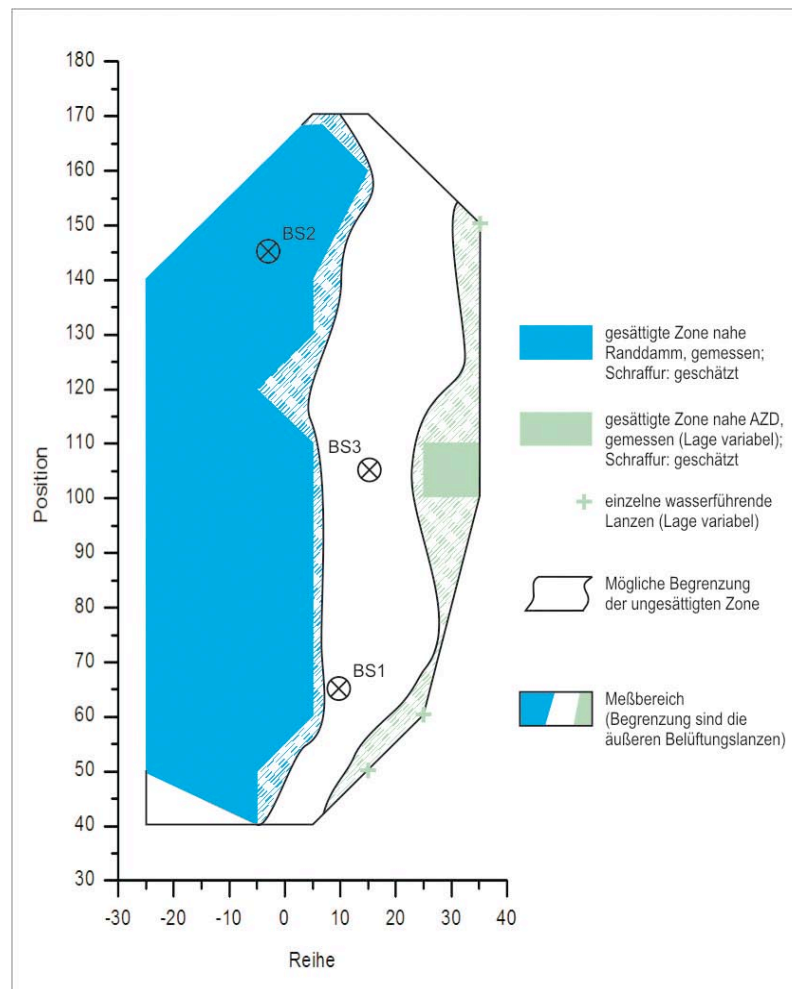


Abbildung 27 Lage der Bohrstellen auf dem Projektabschnitt BA IV

Auf Abbildung 27 ist die Lage von BS3 zu sehen. Sie befindet sich auf der Skizze zwischen dem großen Stauwasserreservoir und der Einstauung an der Grenze zum AZD. Letztere steht wegen ihrer niedrigen Stoffkonzentrationen offenbar unter dem Einfluß von Regenwasser.

Es kann somit angenommen werden, daß bei stärkerem Niederschlag das kleine Reservoir überläuft, und daß das austretende Wasser dem Gefälle folgend die oberen Schichten des angrenzenden Abfalls vernäßt und stärker auslaugt als die nur vom direkten Niederschlag beeinflussten Schichten darunter.

4 Fazit zur Durchführung und Auswertung der Probenahmeaktion

4.1 Probenahme

Die Entnahme von Abfall aus insgesamt 16 Bohrmeterern erfolgte problemlos. Bei der Materialansprache wurden keine besonderen Beobachtungen gemacht. Der Stauwasserhorizont wurde bei 5 Metern in der Tiefe vorgefunden, die auf Grund der Pegelmessungen erwartet worden waren.

4.2 Siebung und Sortierung

Das Probenmaterial war mit Ausnahme des im Sickerwasser stehenden Abfalls aus BS2 unabhängig vom jeweiligen Wassergehalt leicht zu sieben und zu sortieren.

Mehr als $2/3$ der gesamten Probenmasse war gröber als 20 mm; diese Grobfraction bestand zu etwa $3/4$ aus heizwertreichem Material wie Papier, Kunststoff und Textilien. Der Anteil an Mineralik und Metallen war für alle Fraktionen untypisch niedrig. Beide Sachverhalte entsprechen den Erfahrungen aus der Vorerkundung?

Die Abtrennung von Metallen und heizwertreicher Fraktion zur eventuellen Verwertung kann technisch ohne Probleme erfolgen, jedoch sind die durch Vermischung und Deformation in die (möglichen) Wertstoffe eingeschlossenen Fremdstoffe von zum Teil erheblichem Ausmaß.

4.3 Analysenergebnisse

Anhand der am Feinmaterial durchgeführten Biotests läßt sich erkennen, daß der biologische Abbau in den trockenen Bereichen zum Teil nicht so weit fortgeschritten ist, wie die schon während der Belüftung wieder abklingenden Temperaturen annehmen lassen. Dies liegt aber vermutlich weniger an einer Hemmung des Bioabbaus als an der schlechten Elution des Abfalls durch Regenwasser oder rückgeführtes Sickerwasser.

Denn im Feinmaterial wurde in allen Bereichen ein starker Rückgang des TOC gegenüber der Vorerkundung festgestellt. Die verbleibende, nun gut bioverfügbare lösliche Organik verursacht erhöhte AT4- und GB21-Werte.

Beim Bereich des eingestauten Sickerwassers waren Luft- und Wasserversorgung des Abfalls offenbar dauerhaft ausreichend. Der Abfall ist biologisch weitgehend inaktiv.

Aus den anorganischen Parametern konnten keine Rückschlüsse auf die veränderten Verhältnisse im Deponiekörper gezogen werden.

4.4 Schlußfolgerungen

4.4.1 Einfluß der Belüftung auf die biochemischen Eigenschaften des Abfalls

• Durch die Belüftungsmaßnahme auf dem BA IV der Déponie Dorfweiher konnten vermutlich **die möglichen aerob-biologischen Prozesse weitgehend abgeschlossen** werden. In trockenen Bereichen reichte aber offenbar die Wasserversorgung in den mittleren Schichten nicht aus, um die abgebaute Organik aus dem Abfall zu eluieren. Auch ein die Biologie hemmender Einfluß des Wassermangels ist denkbar. Eine Steigerung der Befeuchtung durch Sickerwasserrückführung, möglicherweise auch über die bisher erlaubten Menge, die sich am theoretischen Bedarf für die biologische Umsetzung orientiert hat, wäre in ähnlich gelagerten Fällen daher empfehlenswert.

• Die Ergebnisse der Untersuchungen lassen darauf schließen, daß die **Elution von Metaboliten** des aeroben Abbaus bei der Belüftung für die Elimination von organischer Substanz eine **wesentliche Rolle** spielt. Vermutlich weil die Ableitung des Sickerwassers und somit der Abtransport seiner Inhaltsstoffe aus dem BA IV aber durch unbekannté Verhältnisse erschwert sind, hat sich im eingestauten Wasser trotz dessen Verdünnung durch Niederschlagswasser Organik angereichert. Dieser Sachverhalt würde den unvermindert starken Austrag von CSB mit dem Sickerwasser aus dem Déponieabschnitt erklären.

4.4.2 Einfluß der Belüftungsmaßnahme auf Sortierbarkeit bzw. Verwertbarkeit des Abfalls bei einem möglichen Rückbau

Der massenmäßig bedeutendste Wertstoffanteil, die **heizwertreiche Fraktion** (51% der Masse der Gesamtprobe), konnte zwar sehr einfach durch Siebung vom nicht verwertbaren Rest getrennt werden, jedoch ließ sich kein Unterschied zu den Beobachtungen vor der Belüftungsmaßnahme erkennen. Für die in nur geringer Menge vorhandenen **Metalle** (2,4 Massen-%) gilt dasselbe.

Auch hat sich der Störstoffgehalt beider Fraktionen, d. h. organische Anhaftungen und Einschlüsse, sowie der Wassergehalt (durchschnittlich 45 Massen-% bei der heizwertreichen Fraktion), im Vergleich zur Vorerkundung nicht erkennbar verringert. Die Verwertbarkeit dieser Fraktionen könnte folglich durch eine Belüftungsmaßnahme vor einem Déponierückbau wegen des immer noch erhöhten Verwertungsaufwands nicht nennenswert gesteigert werden.

Bedenkt man die oben besprochene Notwendigkeit eines Mindest-Wassergehalts für die biologische Umsetzung der Organik und die daraus folgende pastöse Konsistenz des organischen Materials, ist eine solche Verbesserung auch nicht zu erwarten.

Zu erwarten ist hingegen ein deutlicher Vorteil durch die Belüftung für den im Falle eines Rückbaues zu déponierenden Siebrest: Die Untersuchung der Proben <10 mm zeigt, daß

die Belüftung mit dem in Konstanz erprobten EISBER-Verfahren bei genügender Materialfeuchte als alleiniges Verfahren zum Erreichen der Zuordnungswerte der DepV DK II für MBA-Rückstände betreffend Organik ausreichen kann. Eine biologische Nachbehandlung dieses nicht verwertbaren Materials wäre nicht notwendig, was in einer allfälligen Berechnung der Kosten eines Deponierückbaus zu berücksichtigen wäre.

Folgt man der Argumentation der unter 2.2 zitierten österreichischen UBA-Studie, was bei der festgestellten Zusammensetzung des beprobten Abfalls (sehr viel Heizwertreiches, sehr wenig Eisen und andere Metalle) sinnvoll erscheint, ergäbe sich für das Material auf dem BA IV der Deponie Konstanz folgendes einfaches Konzept zum Deponierückbau:

- Belüftung nach den Erkenntnissen aus dem Forschungsprojekt TANIA
- Ausbau des Abfalls
- Siebung (auf z. B. 50 mm)
- Thermische Behandlung oder Verwertung des Siebüberlaufs in einer MVA mit anschließender Wiedergewinnung der Metalle
- Wiedereinbau des den Anforderungen der DepV genügenden Siebdurchgangs auf eine Deponie der Klasse DK II für MBA-Rückstände.

Weitere kostenintensive Schritte wären nicht erforderlich.

5 Zusammenfassung

Der Bauabschnitt BA IV der Deponie Konstanz-Dorfweiher ist im Rahmen des Forschungsprojekts TANIA mit dem Ziel der Nachsorgeverkürzung von 2009 bis 2012 für drei Jahre belüftet worden.

Um die Veränderung der Eigenschaften des Abfalls nach der Belüftung, vor allem in Hinblick auf einen späteren Rückbau mit Sortierung und Verwertung geeigneter Fraktionen, festzustellen, wurde eine großangelegte Probenahme durchgeführt, die entnommenen Proben (insgesamt ca. 2000 kg) gesiebt und sortiert sowie auf ihre physikalisch-chemischen und biologischen Eigenschaften untersucht.

Neben der Dokumentation des Fortschritts der Aerobisierung des Abfalls an verschiedenen Stellen durch die Laboruntersuchungen lieferte die Sieb- und Sortieraktion folgende Erkenntnisse:

- Nach der Belüftungsmaßnahme konnte die **nicht verwertbare Feinfraktion** von den stückigen Wertstoffen **sehr gut abgetrennt** werden. Dies war jedoch auch schon vor der Belüftungsmaßnahme der Fall.

- Die **Wertstoffe** bestanden überwiegend aus **heizwertreicher Fraktion** welche wegen ihres recht hohen Wassergehalts jedoch allenfalls nach Trocknung thermisch verwertet werden kann, was den Erlös aus der Abgabe des Materials stark verringern würde.

Der **Metallanteil** (fast ausschließlich Eisen bzw. Stahl) betrug nur etwa 2,4%. Wegen der geringen Menge und des fallweise großen Verschmutzungsgrads liegt sein Wert vermutlich deutlich unter dem Marktpreis von Eisenschrott.

Die **wirtschaftliche Verwertbarkeit** der Grobfraktion ist also abhängig von ihrem Fremdstoffanteil (v. a. bei Metallen) und Wassergehalt (v. a. bei der heizwertreichen Fraktion), welche bei den untersuchten Proben zum Teil erheblich waren. Auch hier kann im Vergleich zur Ausgangssituation keine belüftungsbedingte Verbesserung festgestellt werden.

Auf die Feinfraktion hatte die Belüftung jedoch durchaus einen positiven Effekt: Der bei einem Rückbau anfallende **Siebreis** aus den ausreichend feuchten Bereichen könnte ohne weiteres auf einer **Deponie für MBA-Rückstände abgelagert werden**, während dies vor der Maßnahme nicht ohne Vorbehandlung möglich gewesen wäre. In den Bereichen, welche nicht ausreichend mit Wasser versorgt waren, konnte dieses Ziel nicht erreicht werden.

Datengrundlage

Auf der diesem Bericht mitgelieferten CD sind sämtliche Ergebnisse der Sortierung und alle Analysendaten als Excel-Tabelle enthalten.

Dank

Das Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft dankt dem Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg für die finanzielle Unterstützung bei der Durchführung des Projekts.