Monitoring und Nachnutzungsplanung auf einer Schlackedeponie mithilfe der Vegetationsökologie – Praxiserfahrungen

Monitoring and future use planning of a MSWI bottom ash landfill by means of vegetation ecology

von J. Tintner* und B. Klug**

Kurzfassung/Summary

Die Beurteilung und Rekultivierung von abgeschlossenen Deponieoberflächen stellt eine Herausforderung an PlanerInnen und BetreiberInnen dar. Durch die Änderungen bei der Vorbehandlung änderten sich auch die Standortbedingungen auf den Deponien. Verfestigte Müllverbrennungsschlacke erweist sich hier als besonders schwierig. Vegetationsökologisches Monitoring hilft, die Standortbedingungen pflanzenrelevant zu beschreiben und kann so geeignete Strategien zur Rekultivierung entwickeln.

Assessment and recultivation of closed landfills have been and still are a challenge both for planners and operators. By changing the pre-treatment of waste the conditions on the landfill site changed as well. Bottom ash mixed with concrete leads to a substrate especially unfavourable for revegetating processes. Monitoring by means of vegetation ecology helps to display the site conditions in terms of plants and thereby helps to create applied strategies for recultivation.

1. Einleitung

Trotz der Entwicklungen der letzten Jahre in Richtung Müllvorbehandlung sind Emissionen von Mülldeponien nach wie vor ein Thema. Ihre Prospektion ist meist zeitaufwendig, kostenintensiv und dennoch methodisch fehlerbehaftet.

Vegetationsbeurteilung stellt Informationen für spätere Überlegungen zur Nachnutzung bzw.

Rekultivierung der Fläche zur Verfügung und ist als Prospektionsmethode darüber hinaus sehr kostengünstig.

Die Vegetationsökologie stützt sich darauf, dass Pflanzen nicht gleichmäßig verteilt wachsen, sondern nur unter ganz bestimmten, ihnen zusagenden Standortbedingungen vorkommen. Durch verschiedene Einflüsse wie Samennachschub, Nährstoffangebot, Bodenfeuchte, chemische Beschaffenheit des Bodens aber eben auch durch deponiespezifische Emissionen und Sickerwasser werden manche Pflanzenarten auf Deponien gefördert und andere unterdrückt. Unterschiedliche Standortsnischen fördern oft sehr kleinräumige Muster in der Artenzusammensetzung. Diese Muster können die Standortseigenschaften meist viel besser wiedergeben als chemische oder physikalische Messungen. Der große Vorteil besteht darin, dass als Ergebnis flächige Informationen generiert werden, die auch über einen gewissen Zeitraum davor Auskunft geben.

Bei der Beurteilung des Erfolgs von Rekultivierungsmaßnahmen ist die Vegetationskunde darüber hinaus ohnehin kaum ersetzbar.

2. Methodik der Vegetationsökologie

In der Vegetationsökologie wird versucht, die Pflanzendecke durch verschiedene Kenngrößen so zu beschreiben, dass praxisrelevante Ergebnisse daraus abgeleitet werden können. Die Möglichkeiten dazu sind durchaus vielfältig, besonders bewährt haben sich allerdings die Indikatorwerte nach Ellenberg

(Ellenberg et al., 1992). Diese charakterisieren die Standortbedingungen für fast alle Pflanzenarten Mitteleuropas. Es gibt derartige Zeigerwerte für den Wasserhaushalt (F-Wert), die Bodenreaktion (R-Wert) und die Nährstoffversorgung (N-Wert). Weitere Zeigerwerte gibt es für klimatische Faktoren, die hier aber nicht weiter berücksichtigt werden.

Jeder Zeigerwert ist Teil einer 9-(bzw. 12-)stufigen Skala, wobei 1 ein geringes Maß und 9 ein hohes Maß des jeweiligen Faktors bedeutet (N = 1 bedeutet sehr geringes, 9 ein sehr hohes Nährstoffangebot). Beim F-Wert gibt es zusätzlich die Werte 10, 11 und 12, nämlich für Wasserpflanzen.

Auch beinahe jede Art, die auf einer Deponie in Österreich wächst, wurde von Ellenberg et al. (1992) auf Grund ökologischer Beobachtungen mit derartigen Zeigerwerten ausgestattet. Da die Zeigerwerte von Ellenberg (Ellenberg et al., 1992) nur für den mitteleuropäischen Klimaraum gelten und sich für ein und dieselbe Art in anderen Klimaräumen verändern, erhoben (Karrer et al., 1990) für den pannonischen Klimaraum Ostösterreichs leicht veränderte Zeigerwerte. Diese wurden daher auch fallweise herangezogen. Ebenso mussten die Werte für Arten, die in Mitteleuropa i.e.S. nicht vorkommen, die Zeigerwerte aus den östlichen / südöstlichen Nachbarländern herangezogen werden (z. B. Borhidi, 1995).

Für die standörtliche Klassifikation der Vegetationsdecke wird diese in untereinander verschiedene, aber in sich homogene Flächen aufgeteilt. Innerhalb dieser

wird je eine repräsentative Teilfläche als sogenannte Aufnahme-
meßfläche abgegrenzt. Sämtliche
Arten, die in dieser Teilfläche zu
finden sind, werden aufgelistet. Je-
der Art wird dann im Zuge der Auf-
nahme entsprechend ihrem Anteil
an der Gesamtdeckung der Fläche
ein bestimmtes Gewicht zuge-
dacht. Dieses fließt dann in die Be-
rechnung der Zeigerwerte der Ge-
samtfläche ein. Zur Auflistung des
Deckungsgrades können verschie-
dene Skalen verwendet werden. Im
folgenden Beispiel wurde die Skala
von Londo (Londo, 1976) modifi-
ziert (Tintner et al., 2006).

In einem weiteren Schritt wer-
den nun die Deckungsgrade mit
den Zeigerwerten zu gewichteten
Zeigerwerten verknüpft. Damit
können für jede Aufnahme-
meßfläche gewichtete mittlere Zeigerwerte
errechnet werden. Diese mittleren
F-, R- und N-Werte gelten dann für
die gesamte Homogenfläche. Bei
sehr großen Untersuchungsflächen
sollten allerdings mehrere Aufnah-
men gemacht werden und ein Ge-
samtmittel errechnet werden.

Eine weitere Größe, die sich
als brauchbarer Indikator auf De-
ponien erwiesen hat, ist die Le-
bensdauer der einzelnen Arten.
Hier hat sich die Einteilung in
folgende 4-stufige Skala bewährt
(Smidt et al., 2007):

- „1“ für einjährige (annuelle) Ar-
ten,
- „2“ für zweijährige (bienne),
- „3“ für mehrjährige Gräser und
Kräuter und
- „4“ für mehrjährig holzige Arten

Bienne Arten leben zwar ge-
legentlich länger als zwei Jahre, sie
blühen allerdings nur ein einziges
Mal, die Mutterpflanze stirbt dann
ab (viele Königskerzen [*Verbascum*
spp.] gehören dazu).

Für die Aufnahme-
meßfläche kann
ähnlich den Zeigerwerten eine
gewichtete, mittlere Lebensdauer
errechnet werden. Gerade Depo-
nieemissionen lassen Pflanzen oft
frühzeitig absterben und verhin-

dern so die ungestörte Entwicklung
eines ausdauernden Pflanzenbe-
standes (Sukzession). Einjährige
und zweijährige Arten sind daher
oft gute Zeiger von Emissionsaus-
tritten, wenn sie nach vielen Jahren
nach Deponieschluss noch immer
in nennenswerter Deckung auftre-
ten. Auch schwierig zu besiedeln-
de Oberflächenabdeckschichten
können über die Auswertung der
Lebensdauer kartiert werden.

Bei allen Vorteilen sollen im
Folgenden auch kurz die Probleme
und Grenzen der Methodik darge-
stellt werden. Selbstverständlich
kann mithilfe der Vegetation nur je-
ner Bereich des Substrats beurteilt
werden, der durchwurzelt wurde.
Gerade die Wirkung von Depo-
niasgasemissionen auf Pflanzen ist
noch sehr schlecht wissenschaft-
lich untersucht. Wahrscheinlich
kann noch deutlich mehr Informa-
tion aus Schadbildern entnommen
werden. Hier besteht noch großer
Forschungsbedarf.

Auch die mathematische Aus-
wertung der Zeigerwerte an sich ist
streng genommen problematisch,
da die Stufen dieser Ordinalskalen
keineswegs im gleichen Abstand
zueinander stehen. In den extre-
men Bereichen ist die Skala enger
gestuft als im mittleren Bereich
jedes Parameters. Ökologisch ge-
sehen unterscheiden sich mäßig
feuchte und mäßig trockene Stand-
orte weit weniger als nasse und sehr
nasse. Entsprechend ändert sich
auch die Artenzusammensetzung
in diesen Extrembereichen deut-
lich stärker. Diese Unterschiede
sind streng genommen mathema-
tisch nicht wiederzugeben. Weiters
hat jede Art nur einen einzigen
ganzzahligen Wert pro Parameter.
Auch dies wird dem kontinuier-
lichen Spektrum der Arten nicht
voll gerecht. Durch die Mittelung
aller Arten und die Gewichtung
mit dem Deckungsgrad werden all
diese Probleme allerdings soweit
abgeschwächt, dass die Ergebnisse
sehr wohl interpretierbar sind.

3. Praxisbeispiel

Auf einer Deponie im zentralen
Wiener Becken wurden bereits vor
mehreren Jahren Schlackerück-
stände aus der Müllverbrennung
mit Zement stabilisiert und abgelagert.
Der entstandene, stellenweise
über 30° steile Hang weist unter-
schiedliche Altersstufen auf, die
jüngsten Bereiche sind allerdings
zumindest mehrere Jahre alt.

Der gesamte Standort unter-
liegt bereits dem pannonischen
Klima, das durch kalte Winter und
relativ trockene, warme Sommer
gekennzeichnet ist. Der Gesamt-
jahresniederschlag liegt bei etwa
650 mm. Kleinklimatisch ist der
Hang zusätzlich problematisch, da
er im näheren Umfeld die höchste
Erhebung darstellt und somit be-
sonders windausgesetzt ist. Der
Hang ist nach Osten geneigt. Die
starke Sonneneinstrahlung lässt
die Temperatur in 5 cm Tiefe noch
auf über 50° C ansteigen. In Sum-
me stellt der Standort für eine Be-
grünung alleine aufgrund seiner
klimatischen Randbedingungen
eine Herausforderung dar.

Auf die zementverfestigte
Schlacke wurde Erdaushubmateri-
al und Erde aufgebracht. Es wurden
Saatgutmischungen speziell für
trockene Hänge verwendet. Neben
verschiedenen Grasarten wurden
Wicken (*Vicia* spp.) und Gewöhn-
liche Esparsette (*Onobrychis vici-
ifolia*) verwendet. Sowohl Wicken
als auch Esparsette haben sich
in der Begrünung trockener, mäßig
steiler Hänge teils sehr gut
bewährt. Auch einige verwendete
Grasarten sind erfolgreich auf
trockenen Böschungen eingesetzt
worden und daher in solchen Saat-
gutmischungen üblicherweise ver-
treten.

Tatsächlich zeigte sich jedoch,
dass die Arten der Saatgutmischung
in der Vegetationskartierung nur
noch einen verschwindend klei-
nen Anteil ausmachten (Abb. 3. 1).
Nur in wenigen Homogenflächen

Abb. 3.1: Dunkel markiert sind Flächen, in denen Saatgutarten eine Deckung von mehr als 5 % erreichen

Abb. 3.2: Heller markiert sind Flächen, in denen einjährige (annuelle) Arten einen Deckungsgrad größer 50 % erreichen, in dunkel markierten Flächen erreichen zwei-jährige (biennelle) Arten einen Deckungsgrad größer 40 %, aus: (Tintner et al., 2006)

Abb. 3.3: Die mittleren Deckungen durch die verschiedenen Lebensformen, bezogen jeweils auf die Gesamtdeckung der Vegetation auf dem obersten und jüngsten (1.) mittleren (2.) und untersten und damit ältesten (3.) untersuchten Abschnitt des Hanges.

wurden sie überhaupt gefunden, ihre Deckung war überall sehr gering (Taschil, 2005).

Vielmehr fanden sich zahlreiche spontan aufkommende Arten. Insbesondere die Lebensformenverteilung weist eine klare Tendenz über die verschiedenen Bermenstufen auf. Während auf dem obersten Abschnitt die einjährigen Arten klar dominierten, waren sie auf dem nächstfolgenden Abschnitt mit zwei- und mehrjährigen Arten gemischt. Auf dem dritten Abschnitt spielten sie nur mehr eine untergeordnete Rolle (Abb. 3. 2).

Konkret nahmen einjährige Arten auf dem ersten Bermenabschnitt über 85 % der gesamten Vegetationsdecke ein (wobei die Gesamtdeckung durch alle Arten gemeinsam gerade in diesen Bereichen meist weit unter 100 % lag; manche Stellen waren auch völlig vegetationsfrei. Auf dem nächst tieferen Abschnitt betrug der Anteil der Einjährigen noch etwa 35 %, und wieder einen Abschnitt tiefer nur noch unter 14 %. Dort dominierten zweijährige (über 40 %) und vor allem mehrjährige Arten (knapp über 55 %) (Abb. 3. 3).

Besondere Erwähnung soll eine Art finden, die wohl in ganz Österreich kaum an einem zweiten Ort derart großflächige, dichte Bestände bildet. Es handelt sich hierbei um die Besen- Radmelde (*Bassia scoparia*). Die Art dominiert auf dem obersten Abschnitt des Hanges und liefert in vielen Flächen die Hauptdeckung (Abb. 3. 5). Sie ist auch jene Art, die als letzte auch noch Schlackeflächen mit sehr geringer bis fast fehlender Bodenüberdeckung bewachsen kann. Die Art ist einjährig und gilt als wärmeliebender Pionier auf trockenen sand- und steinreichen Ruderalstandorten. Typischerweise findet man sie auf Mülldeponien, Bahnanlagen und Rainen in Ostösterreich; in Westösterreich tritt sie nur noch unbeständig auf. In Australien wurde die Art ursprüng-

Abb. 3.4: Schlackenhang direkt unter einer Berme mit *Bassia scoparia*

Abb. 3.5: Dunkel markiert sind Flächen, in denen die Besen-Radmelde (*Bassia scoparia*) mit einer Deckung größer 3 % auftrat

lich zur Bodenverbesserung auf salzbelasteten Böden gepflanzt. Mittlerweile gilt sie dort allerdings als unangenehmes Unkraut. Die Art tritt erst recht spät im Jahr in Erscheinung (sie wird erst ab Juni/Juli auffällig). Im Herbst verfärbt sie sich rot bis braun. Zu diesem Zeitpunkt fällt sie negativ auf, da die braune Färbung meist aus optischen Gründen unerwünscht ist. Auch aus Gründen des relativ schwachen Wurzelwerks ist die Pflanze ungünstig, da sie der Erosion kaum Einhalt gebieten kann. Dieser Effekt verstärkt die geringe Bodenaufgabe, letztlich bleibt die pure Schlacke übrig, die schließlich direkt unter den Bermen oft kahl bleibt (Abb. 3. 4).

Um zu erklären, warum die Saatgutmischung nicht den gewünschten Erfolg zeigte, muss man etwas tiefer in die Ökologie vieler Saatgutarten eindringen. Grime unterscheidet verschiedene Typen der ökologischen Anpassung. Dabei findet sich jede Art je nach ihren physiologischen Eigenschaften, ihrem Wuchs, ihrer Lebensform und Lebensdauer an einem bestimmten Punkt in einem Dreieck. Die Eckpunkte dieses Dreiecks sind gebildet von 1) rein auf Konkurrenz, 2) nur auf Ruderalverhalten, und 3) auf Stresstoleranz setzende Arten. Lebensräume, in denen typische konkurrenzstarke Arten gedeihen, werden nicht oft gestört, ermöglichen aber eine hohe Reproduktionsrate. Schnelles Wachsen ist aufgrund von optimalen Bedingungen möglich. Klassische Ruderalarten finden sich auf häufig gestörten Standorten, die eine hohe Anpassungsfähigkeit, kurze Lebenszyklen und eine hohe generative Reproduktionsrate erfordern. Auf Standorten, an denen die Vegetation die vorhandenen Ressourcen voll ausnutzt, dominieren Arten, die gegenüber Störungen und der Konkurrenz durch andere Arten tolerant sind. Sie kommen mit relativ wenigen Ressourcen aus, repro-

Abb. 3.6: Keimerfolg verschiedener Pflanzen(gruppen) auf unterschiedlichen Substraten (aus: Tintner und Klug, 2006)

Abb. 3.7: Wuchsleistung verschiedener Pflanzen auf verschiedenen Substraten (aus: Tintner und Klug, 2006)

duzieren langsam aber beständig. Meist dominiert die vegetative Vermehrung. Neben den drei Extremformen gibt es – wie schon erwähnt – alle möglichen Mischformen, die sich an unterschiedlichen Stellen in diesem Dreieck wieder finden.

Konventionelle Saatgutarten für kostengünstige Rekultivierungen wie Deutsches Weidelgras (*Lolium perenne*), Wiesenrispengras (*Poa pratensis*) oder Rot-Schwingel (*Festuca rubra*) finden sich in diesem Dreieck in der Mitte. Es handelt sich um Arten, die mit allen Standortbedingungen relativ gut umgehen können, allerdings nirgends

speziell angepasst sind.

Arten, die häufig spontan auf Mülldeponien aufkommen, liegen in diesem Dreieck in dem Bereich zwischen der Ruderal- und der Konkurrenz-Strategie.

Um zu erklären, warum die Saatgutarten gar so schlecht aufkamen, wurden Keim- und Wuchsversuche im Glashaus durchgeführt. Drei Vegetationsvarianten wurden ausgetestet. Saat-Wicke (*Vicia sativa*), Esparsette (*Onobrychis viciifolia*) und eine Grasmischung aus Glatt- hafer, Wiesenrispe, Timothee, und Schwingelarten u. a. (*Arrhenatherum elatius*, *Poa pratensis*, *Phleum*

pratense, *Festuca* spp....) wurden im Doppelansatz auf vier Substraten gesät. Folgende Substrate wurden verwendet:

- **Schlacke:** Schlacke, etwa 4 Jahre alt, oberflächlich aus dem Hang entnommen
- **E+S:** Erde (zur Abdeckung der Schlacke vor Ort verwendet) und Schlacke im Verhältnis 1:1
- **Erde:** Erde (w.o.)
- **TKS1+s:** Torf-Kultur-Substrat gemischt mit Sand

Die Versuche wurden 20 Tage im Glashaus und weitere 45 Tage im Freiland aufgestellt.

In Abb. 3. 6 ist der Keimerfolg am Ende des Versuchs dargestellt. Die Doppelansätze wurden gemittelt. Es zeigte sich, dass in den Referenzsubstraten Erde und TKS1+s über 80 % der Grassamen sowie 60–80 % der Wicken bzw. 50–70 % der Esparsetten ohne besonders aufwändiges Gießen auch die heißen trockenen Tage zu Sommerbeginn überlebten. In Schlacke konnten nur etwa 20 % der gesäten Gräser und jeweils unter 10 % der gesäten Wicken und Esparsetten keimen und auch 65 Tage überleben.

In Abb. 3. 7 sind die erzielten Wuchsleistungen zu Versuchsende (65 Tage) abgebildet. Wiederum sind die Doppelansätze gemittelt. Bei Wicke und Esparsette wurden sämtliche Pflanzen vermessen, bei der Grasmischung wurden pro Doppelansatz je 15 Pflanzen vermessen. Während die überlebenden Gräser und Esparsetten in der Schlacke kaum eine mittlere Höhe von 5 cm erreichen konnten, waren die Gräser in den schlackefreien Varianten zwischen 14 und 17 cm hoch, die Esparsetten knapp über 10 cm und die Wicken zwischen 23 und 30 cm hoch.

4. Diskussion und Zusammenfassung

Alles in allem zeigen die Ergebnisse klar, dass das Schlackesub-

strat auch nach vier Jahren Alterung (durch die oberflächennahe Probenahme kann von einer verstärkten Alterung ausgegangen werden) für Keimung und Wachstum von Pflanzung stark hemmend wirkt. Auch in der Mischung mit Erde ist dieser hemmende Einfluss noch klar zu bemerken. Spontan aufkommende einjährige Arten wie die Besen-Radmelde können mit diesen Bedingungen relativ am Besten umgehen, da die geringe Keimrate durch die enorme Samenmenge, die jährlich eingebracht wird, kompensiert wird. Die schlechte Wuchsleistung stört bei diesen Arten auch am wenigsten, da selbst sehr kleine Exemplare blühen und fruchten können. Auch die erhöhten Salzbelastungen, die

teilweise auftreten können, kommen der Art entgegen (Panetta et al., 2005).

Die verwendete Saatgutmischung scheint für die klimatischen Verhältnisse durchaus geeignet. Den speziellen Anforderungen des Deponiesonderstandortes sind die Arten aber nicht gewachsen. Stattdessen kommen ruderale Arten auf, die zwar zeitweise kräftig ausgebildet sein können, als kurzlebige Arten allerdings über weite Teile des Jahres fehlen oder unansehnlich sind. Der Durchwurzelungsgrad und damit die Erosionsstabilisierung dieser Arten sind ebenfalls gering.

Zusammenfassend ergibt sich aus all diesen Ergebnissen die Forderung, vor einer Rekul-

tivierung der betonverfestigten Schlacke ingenieurbologische Sicherungsmaßnahmen für das zur Abdeckung und als Pflanzbett verwendete Erdmaterial durchzuführen. Im Zuge von Vorversuchen sollten verschiedene Möglichkeiten der Hangsicherung ausgetestet werden, ehe man eine Variante auf dem gesamten Hang ausführt. ■

Korrespondenzadresse:
BOKU – Universität für Bodenkultur Wien,
*Institut für Abfallwirtschaft
Muthgasse 107
A-1190 Vienna, Austria
** Institut für Botanik
Gregor-Mendel-Straße 33
A-1180 Vienna, Austria

LITERATUR

Borhidi A (1995) Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta Botanica Hungarica*, 39(1-2), 97-181

Ellenberg H, Weber HE, Düll R, Wirth V, Werner W, Paulißen D (1992) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, 18(2nd ed. Goeltze, Göttingen)

Karrer G, Kilian W (1990) Standorte und Waldgesellschaften im Leithagebirge Revier Sommerin. *Mitteilung*

Forstlicher Bundesversuchsanstalt Wien, 165, 1-244

Londo G (1976) The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio*, 33, 61-64

Panetta FD, Lawes R (2005) Evaluation of weed eradication programs: the delimitation of extent. *Diversity and Distributions*, 11(5), 435-42

Smidt E, Tintner J, Meissl K (2007) New Approaches of Landfill Assessment and Monitoring. *NOVA Publisher*

Taschil U (2005) Die aktuelle Pflanzendecke des

Ostabhanges der Wiener Mülldeponie Rautenweg – ein Ergebnis von Standortsfaktoren, Einsaat und natürlichen Sukzessionsprozessen, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna.

Tintner J, Klug B (2006) Standortsbeurteilung auf Deponien mithilfe der Vegetationsökologie. In *Abfallforschungstage 2006*, pp. 297-309. Cuvillier Verlag, Göttingen, 16.-17. Mai 2006, Hannover, Deutschland