

7. Marktredwitzer Bodenschutztage

Erneuerbare Energien und Bodenschutz



Informations- und Diskussionsforum für Wissenschaftler und Anwender
mit Tätigkeiten im Bodenschutz

10. bis 12. Oktober 2012
Marktredwitz, Bayern

Schirmherrschaft:
Dr. Marcel Huber MdL
Bayerischer Staatsminister für Umwelt und Gesundheit

Gefördert von der Europäischen Union Ziel 3/INTERREG IV A



7. Marktredwitzer Bodenschutztage Tagungsband

Erneuerbare Energien und Bodenschutz

Informations- und Diskussionsforum für Wissenschaftler und Anwender
mit Tätigkeiten im Bodenschutz

10. bis 12. Oktober 2012
Marktredwitz, Bayern

Marktredwitzer Bodenschutztage Tagungsband 7	Erneuerbare Energien und Bodenschutz	205 Seiten	Marktredwitz 2012
--	---	---------------	-------------------

ISSN 1439-0175

Impressum

Marktrechwitz Bodenschutztage Tagungsband 7
„Erneuerbare Energien und Bodenschutz“

Herausgeber:
Stadt Marktrechwitz
Egerstr. 2
D-95615 Marktrechwitz
Tel.: 09231/501-0
Fax: 09231/501-234

Redaktion und Layout:
Christin Bremer, Dr. Bernd Schilling
Bayerisches Landesamt für Umwelt, Dienststelle Hof
Stefan Jackl, Ralf Lindner, Wertarbeit München, www.die-wertarbeit.de
Für den Inhalt der Einzelbeiträge zeichnen die Autoren verantwortlich.

Druck:
Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit

Inhaltsverzeichnis

Grußworte

DR. BIRGIT SEELBINDER (OBERBÜRGERMEISTERIN DER STADT MARKTREDWITZ) 6

DR. MARCEL HUBER MDL (BAYERISCHER STAATSMINISTER FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT) 8

Vorträge

Energiepflanzenanbau – Klimaschutz contra Bodenschutz? Die Situation in Schleswig-Holstein

O. HAKEMANN

(MINISTERIUM FÜR ENERGIEWENDE, LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN, KIEL)

12

Chancen und Risiken des Energiepflanzenanbaus für Boden und Wasser

CH. HARTMANN, M. POTSCH

(GEOTEAM GMBH, BAYREUTH)

18

Gärreste aus der Biogasproduktion: Chemische Zusammensetzung und Nährstoffverfügbarkeit

D. ZIRKLER

(TU BERLIN, BERLIN)

24

Windparks in Niederösterreich – Minimierung der Auswirkungen auf den Boden

G. SUTOR¹, A. KNOLL²

(LANDPLAN, EBERSBERG¹, REGIOPLAN INGENIEURE GMBH, SALZBURG², ÖSTERREICH)

30

Bau und Betrieb von Windkraftanlagen – Auswirkung auf Boden und Grundwasser

J. ZAUSIG

(GEOTEAM GMBH, NAILA)

36

Bodenschutz und die DIN 19731 in der ökologischen Baubegleitung bei Linienbauwerken

A. LEHMANN, K. STAHR

(UNIVERSITÄT HOHENHEIM, STUTTGART)

41

Soil Protection in the Context of Electricity and Heat Generation

J. MÜHLBACHER, V. MAJER

(UNIVERSITY OF WEST BOHEMIA, PLZEŇ, CZECH REPUBLIC)

49

Interaction of Soil, Vegetation and Molluscs: A Warning

M. MERGEL

(UNIVERSITY OF WEST BOHEMIA, PLZEŇ, CZECH REPUBLIC)

54

What can the Surface of the Earth tell us about environmental Changes?

P. MENTLÍK

(UNIVERSITY OF WEST BOHEMIA, PLZEŇ, CZECH REPUBLIC)

55

Gebiete mit natürlich erhöhten Schadstoffgehalten in Böden Bayerns – Stand der Arbeiten am Bayerischen Landesamt für Umwelt

U. GEUSS

(BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, HOF)

59

Geogenes Arsen in Schwaben – Vorläufige Bestandsaufnahme und Probleme bei der Bauausführung – Fallbeispiele

R. ZISCHAK

(WASSERWIRTSCHAFTSAMT DONAUWÖRTH, KRUMBACH)

66

Effects of deicing Salt in protected Areas: A Case Study in the National Park Sumava Z. CHOCHOLOUŠKOVÁ ¹ , Z. KŘENOVÁ ² , V. ZÝVAL ³ (UNIVERSITY OF WEST BOHEMIA, PLZEŇ ¹ ; UNIVERSITY OF SOUTH BOHEMIA, ČESKÉ BUDĚJOVICE ² ; GEOVISION S.R.O., PLZEŇ ³ , CZECH REPUBLIC ³)	72
Schadstoffbelastungen von Auenböden – Anforderungen an die WRRL-Maßnahmen zur Gewässerstruktur und Durchgängigkeit N. FELDWISCH, T. LENDVACZKY (INGENIEURBÜRO FELDWISCH, BERGISCH GLADBACH)	73
Bodenplanungsgebiet – ein neuer Ansatz zur Lösung eines alten Problems im Raum Freiberg S. SCHÜRER, M. LINSENBOLL, K. MARKUS (LANDESDIREKTION SACHSEN, CHEMNITZ)	81
In-situ Feldversuch zum Abbau einer LHKW-Kontamination mittels EHC® B. BOHNERT, G. DERNAL, T. OSBERGHAUS (HPC AG, HEIDENHEIM)	87
In-situ-Sanierung eines LCKW-Grundwasserschadens in einem Keupersandstein-Aquifer K. SUMM (AMEC ENVIRONMENT & INFRASTRUCTURE GMBH, FRANKFURT AM MAIN)	92
Trärgasgestützte In-Situ-Chemische Oxidation (ISCO) – Technologie, Praxiserfahrungen und Anwendungsmöglichkeiten J. GROSS (SENSATEC GMBH BOCHUM, BOCHUM)	96
Phytoremediation – Allgemeine Prozesse, Anwendungsbereiche, Praxisbeispiel H. SCHÖGER (GIBS GEOLOGEN + INGENIEURE, NÜRNBERG)	102
„Alte Lasten – Neue Energien“ – Ein Beitrag zur Energiewende in Bayern T. HAUCK (GESELLSCHAFT ZUR ALTLASTENSANIERUNG IN BAYERN MBH, MÜNCHEN)	109
Photovoltaikanlagen auf Deponien – Vorgaben, Erfahrungen und Praxisbeispiele W. HUBER (AU CONSULT GMBH, AUGSBURG)	115
SolarFlächenPortal Thüringen – Wie mobilisiere ich belastete Grundstücke für eine Nachnutzung als Solarpark? F. LEIPE (LANDESENTWICKLUNGSGESELLSCHAFT THÜRINGEN MBH, ERFURT)	122
Energetische Folgenutzung von Altlasten – Herausforderungen für Investoren, Planer, Gutachter und Behörden R. LAU (R & H UMWELT GMBH, NÜRNBERG)	128
Posterbeiträge	
Bodenabtrag in Abhängigkeit von der Maisanbaufläche in Bayern: Vergleich 2005 mit 2011 R. BRANDHUBER, M. TREISCH (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, FREISING)	136
Effekte der Gärrest-Düngung auf Springschwänze (Collembola) und Milben (Acari) – Feldversuche im Versuchsgut Scheyern J. BURMEISTER, A. GRIEGEL, B. MEHLHAFF, T. KREUTER, R. WALTER (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, FREISING)	142

Sind Schadstoffe in Photovoltaik-Freiflächenanlagen eine Gefahr für den Boden? T. EBERT, C. MÜLLER (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, FREISING)	149
Windkraftanlagen und Flächen-/Bodenverbrauch – Ausmaß und Minderungsmöglichkeiten N. FELDWISCH, J. BRAUN (INGENIEURBÜRO FELDWISCH, BERGISCH GLADBACH)	153
Ertüchtigung stillgelegter alter Hausmülldeponien durch bodenschutzrechtliche Maßnahmen– Umlagerung von Abfällen auf stillgelegten Deponien im Rahmen eines Sanierungsplans nach § 13 BBodSchG – K. HOFFMANN ¹ , M. KOCH ² (HOFFMANN & GRESS RECHTSANWÄLTE, MÜNCHEN ¹ , BFM UMWELT-BERATUNG-FORSCHUNG-MANAGE- MENT GMBH, MÜNCHEN ²)	154
Alte Flächen – Neue Energien. Energetische Nachnutzung brachliegender, ökologisch beeinträchtigter Brachflächen im ländlichen Raum Thüringens A. HOMUTH, K. ROSELT (JENA-GEOS®-INGENIEURBÜRO GMBH, JENA)	160
Auswirkungen eines Solarparks auf den Bodenwasserhaushalt – eine Simulationsstudie B. KLÖCKING ¹ , C. GERSTGRASER ² (BÜRO FÜR ANGEWANDTE HYDROLOGIE, MÜNCHEN ¹ , GERSTGRASER – INGENIEURBÜRO FÜR RENATURIERUNG, COTTBUS ²)	166
Impacts on Soils by Anti-Corrosion Coatings of Power Poles B. SCHILLING (BAVARIAN ENVIRONMENT AGENCY, HOF)	172
25 Years of Soil Monitoring in Bavaria - Status of Evaluation P. SPÖRLEIN (BAVARIAN ENVIRONMENT AGENCY, HOF)	175
Nachhaltiges Landmanagement – Neue Lösungen und Handlungsstrategien im Hinblick auf Bodenbelange C. STRAUSS, TH. WEITH, N. GAASCH, R. STEINMAR (INSTITUT FÜR SOZIOÖKONOMIE, MÜNCHENBERG)	179
Neuberechnung des Erosionsatlas von Bayern M. TREISCH, R. BRANDHUBER (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, FREISING)	185
Erfassung flächenhafter Bodenbelastungen im EU- weiten Spannungsfeld administrativer und wissenschaftlicher Ansprüche H.-J. ULONSKA (ERFURT - WINDISCHHOLZHAUSEN)	191
Legal regulation of the agricultural soil protection in the Czech Republic – Quo vadis? J. TKÁČIKOVÁ ¹ , PETR VACULÍK ² (LAW FACULTY OF MASARYK UNIVERSITY, BRNO ¹ , CENTRAL INSTITUTE FOR THE SUPERVISING AND TESTING IN THE AGRICULTURE, BRNO ² , CZECH REPUBLIC)	198
Effekte der Gärrest-Düngung auf Regenwürmer R. WALTER, J. BURMEISTER, T. KREUTER (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, FREISING)	199



Grußwort

**der Oberbürgermeisterin der Stadt Marktrechwitz
Dr. Birgit Seelbinder
für den Tagungsband der
7. Marktrechwitzer Bodenschutztage
vom 10. bis 12. Oktober 2012**

Wir freuen uns, in diesem Jahr mittlerweile die 7. Marktrechwitzer Bodenschutztage mit fachlicher Unterstützung durch das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit sowie dem Bayerischen Landesamt für Umwelt durchführen zu können. Eine durchaus erfolgreiche Reihe, die sich von Anfang an zum Ziel gesetzt hat, länderübergreifend eine Informations- und Diskussionsplattform für den Bereich des anwendungsorientierten Bodenschutzes zu schaffen, um die Zusammenarbeit und den Erfahrungsaustausch zu fördern.

Die Tagung, deren Schirmherrschaft dankenswerterweise der Bayerische Staatsminister für Umwelt und Gesundheit, Herr Dr. Marcel Huber, übernommen hat, beschäftigt sich im Jahr 2012 mit dem Motto „Erneuerbare Energien und Bodenschutz“.

Seit einiger Zeit begegnet uns ständig der Begriff „Energiewende“. Eine ‚Wende‘ bedeutet meist weitreichende Veränderungen in einem oder sogar mehreren Bereichen – so auch auf dem Gebiet der Energie. Eine bessere Energiezukunft anzustreben heißt, auf erneuerbare Energien zu setzen, die Energieeffizienz zu verbessern und Energie, wo es geht, einzusparen. Mit diesen Maßnahmen sollen eine sichere und bezahlbare Versorgung und ein wirksamer Klimaschutz gewährleistet werden. Welche Auswirkungen aber haben Geothermie, Bio-, Solar- und Windenergie auf die Böden?

Dieser und weiteren fachlichen Fragen stellen sich namhafte Referenten während des dreitägigen Kolloquiums.

Meinen herzlichsten Dank für die Konzeption der 7. Marktrechwitzer Bodenschutztage aus fachlicher Sicht und für die sehr gute Zusammenarbeit möchte ich an dieser Stelle dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit und dem Bayerischen Landesamt für Umwelt aussprechen. Die vielen Referenten und Posteraussteller, die für die diesjährigen Bodenschutztage wieder akquiriert werden konnten, tragen ebenfalls zum hohen fachlichen Qualitätsstandard bei. Hierfür gilt ihnen mein besonderer Dank.

Allen Teilnehmerinnen und Teilnehmern an den 7. Marktrechwitzer Bodenschutztagen 2012, sowie allen Interessenten, die diesen Tagungsband in ihren Händen halten, wünsche ich viele neue und aktuelle Erkenntnisse.

Ich würde mich freuen, wenn wir uns wieder einmal in Marktredwitz sehen!

A handwritten signature in black ink, reading "Birgit Seelbinder". The signature is written in a cursive style with a large initial 'B' and a decorative flourish at the end.

Dr. Birgit Seelbinder
Oberbürgermeisterin



Grußwort

**des Bayerischen Staatsministers
für Umwelt und Gesundheit
Dr. Marcel Huber MdL
anlässlich der 7. Marktredwitzer Bodenschutztage
vom 10. bis 12. Oktober 2012**

Liebe Teilnehmerinnen und Teilnehmer,

die diesjährigen Marktredwitzer Bodenschutztage stehen unter dem Motto „Erneuerbare Energien und Bodenschutz“ und widmen sich damit schwerpunktmäßig dem Thema Energiewende, das derzeit Politik und Wirtschaft gleichermaßen intensiv beschäftigt. Wir wollen und müssen eine nachhaltige und zukunftsfähige Energieversorgung zu bezahlbaren Preisen sicherstellen. Für die Erreichung dieses Ziels muss es gelingen, unsere Energieversorgung hin zu einem weitgehend auf erneuerbare Energien basierenden System zu entwickeln. Gleichzeitig muss bei geringen CO₂-Emissionen und einer umweltverträglichen Produktion eine größtmögliche Versorgungssicherheit für unseren Wirtschaftsstandort Bayern gewährleistet werden.

Die Erhöhung der Energieeffizienz, der forcierte Ausbau erneuerbarer Energien und vor allem eine weitere Verstärkung der Bemühungen zur Energieeinsparung sind dabei wichtige Eckpunkte. Beim Ausbau von Anlagen für die Nutzung von Wasser-, Wind-, Sonnen- oder Bioenergie müssen deren Auswirkungen auf die Umwelt sorgfältig untersucht und beobachtet werden. Eine interdisziplinäre Zusammenarbeit und eine fortlaufende Diskussion innerhalb der vielen betroffenen Fachbereiche sind hierfür unabdingbare Voraussetzungen.

Zudem muss sich die Umweltpolitik mit der Frage auseinandersetzen, welche Chancen, aber auch Risiken bei der Nutzung des Bodens als Standort für Energieerzeugung und beim Anbau von Energiepflanzen bestehen. Aus bodenschutzfachlicher Sicht ist dabei die Frage nach den langfristigen Auswirkungen des Anbaus von energiereichen Pflanzen auf Bodeneigenschaften wie Humus- oder Nährstoffgehalt wesentlich.

Wir müssen alle Potentiale Bayerns nutzen, damit die Energiewende ein Erfolg wird. Auch brachliegende Altlasten und stillgelegte Deponien können günstige Standorte für die Erzeugung solarer Energie sein. Dieser Ansatz verspricht doppelten Gewinn: Zum einen wird ein Beitrag zum Flächenrecycling geleistet, zum anderen werden anderweitig nicht nutzbare Flächen zur Energieerzeugung verwandt und landwirtschaftliche Flächen geschont. Um die finanziellen Mehraufwendungen zur wirtschaftlichen Errichtung von Solaranlagen auf Altlasten und stillgelegten Deponien abzufedern, haben wir das neue Förderprogramm „Alte Lasten - Neue Energien“ aufgelegt, das noch in diesem Jahr zwei Millionen Euro bereitstellt.

Die Marktredwitzer Bodenschutztage bieten nunmehr zum 7. Mal eine hervorragende Möglichkeit, Erkenntnisse auch über Grenzen hinweg auszutauschen, Innovationen vorzustellen und im Plenum zu erörtern. Ich wünsche daher den Teilnehmern einen intensiven Wissens- und Erfahrungsaustausch, interessante Diskussionen und anregende Gespräche.

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Marcel Huber', written in a cursive style.

Dr. Marcel Huber MdL
Staatsminister

Vorträge

Energiepflanzenanbau – Klimaschutz contra Bodenschutz? Die Situation in Schleswig-Holstein

O. Hakemann

Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Mercatorstraße 3, 24106 Kiel

E-Mail: oliver.hakemann@melur.landsh.de

Abstract: *The increase of area under cultivation of maize for using in biogas plants in the federal state of Schleswig-Holstein is very considerable in the last few years. The currently production methods in agriculture often have negative results and influences on soil by erosion, organic matter decline and compaction. An outstanding fact is ploughing up grassland especially on peat soils and in areas with high level of groundwater.*

Zusammenfassung: *Die Anbaufläche für Silomais zum Einsatz in Biogasanlagen hat sich in den letzten Jahren in Schleswig-Holstein erheblich ausgeweitet. Hiermit können bei den derzeit in der Landwirtschaft üblichen Verfahren vielfach Beeinträchtigungen des Bodens durch Bodenerosion, Humusabbau und die Gefahr von Strukturschäden verbunden sein. Besonders problematisch ist der Umbruch von Dauergrünland auf grundwassernahen Flächen und Moorstandorten.*

Keywords: soil protection, cultivation of maize, erosion, organic matter decline, compaction, groundwater protection;

Schlagworte: Bodenschutz, Maisanbau, Erosion, Humusabbau, Bodenverdichtung, Grundwasserschutz;

1 Einleitung

Aufgrund seiner hohen betriebswirtschaftlichen und agronomischen Vorzüglichkeit hat sich der Anbau von Silomais zur Futter- und Energieerzeugung in vielen Regionen Deutschlands in den vergangenen Jahren und Jahrzehnten deutlich ausgeweitet. Einfache Produktionstechnik, hoher Technisierungsgrad, hohe Ertragssicherheit, hohe Biomasseerträge und Energiedichten, hoher Deckungsbreitrag, Selbstverträglichkeit, (bisher) relativ geringer Pflanzenschutzbedarf, vergleichsweise geringer Stickstoffbedarf und hohe Wassernutzungseffizienz machen den Maisanbau vielerorts konkurrenzlos.

Die augenblicklich in der Landwirtschaft üblichen Produktionsverfahren haben allerdings vielerorts auch nicht zu übersehende negative Begleiterscheinungen zur Folge. An etlichen Standorten im Land sind beim konventionellen Maisanbau Beeinträchtigungen der Böden, erhöhte Nitratbelastungen des Grundwassers sowie ein Rückgang der Biodiversität und eine Veränderung des Landschaftsbildes zu besorgen. Auch von der Öffentlichkeit wird die massive Ausweitung des Maisanbaus seit geraumer Zeit zunehmend kritisch begleitet. Die Biogaserzeugung rückt damit mehr und mehr in ein gesellschaftliches Spannungsfeld einer grundlastfähigen und speicherbaren Energiebereitstellung und dem notwendigen Schutz der Umweltmedien.

2 Entwicklung des Maisanbaus in Schleswig-Holstein

In Schleswig-Holstein ist die Steigerung der Anbaufläche für Silomais besonders ausgeprägt: Von ca. 86.400 ha im Jahr 2003 wurde der Anbauumfang auf ca. 194.400 ha in 2011 innerhalb weniger Jahre mehr als verdoppelt (Abb. 1). Diese Entwicklung ist einerseits auf die Bedeutung des Maises in der intensivierten Rinderfütterung, weit überwiegend, insbesondere ab 2005 aber auf den dynamischen Zubau von Biogasanlagen zurückzuführen. Damit wurden 2011 ca. 19,5 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche bzw. 28,9 % der Ackerfläche Schleswig-Holsteins für den Maisanbau genutzt.

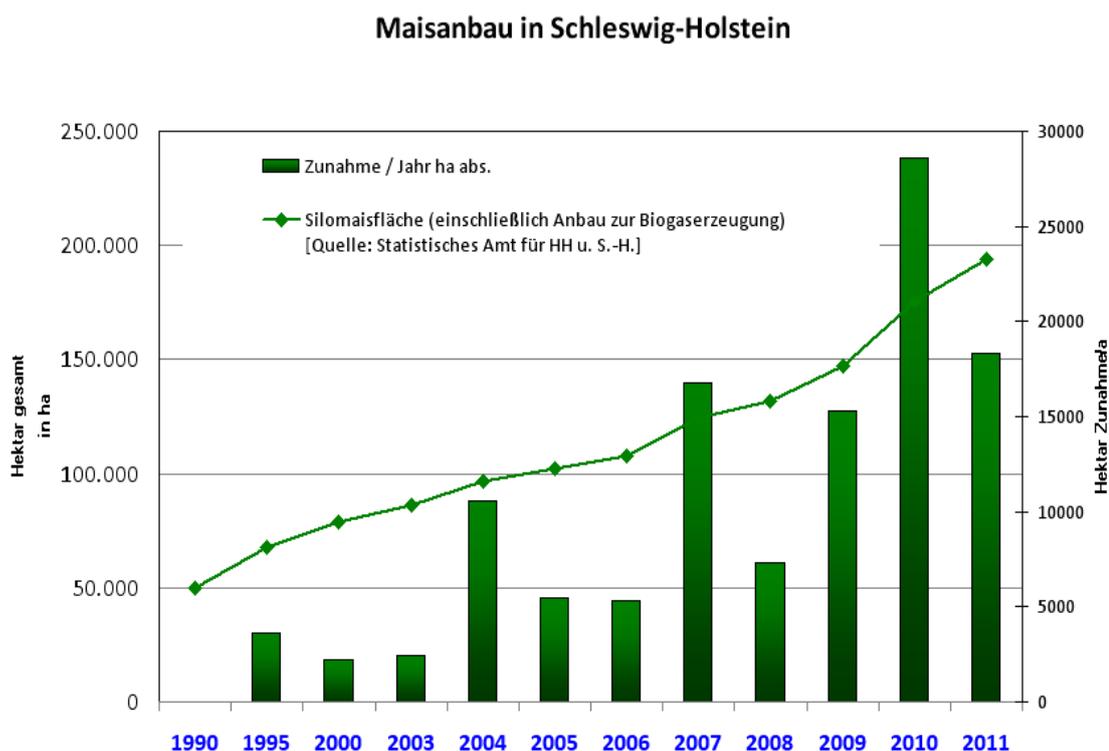


Abb. 1: Entwicklung des Maisanbaus in Schleswig-Holstein

Nach vorläufigen Ergebnissen des Statistikamtes Nord ist die Anbaufläche für Mais – unabhängig von der später geplanten Nutzung, d. h. für die Verwendung als Futtermais oder als Substrat für Biogasanlagen – im Jahr 2012 erstmals seit vielen Jahren leicht rückläufig. Da das ausgesäte Wintergetreide den Winter gut überstanden hat, wurden weniger alternative Sommerkulturen benötigt. Auch der Zubau von Biogasanlagen hat sich 2012 deutlich abgeschwächt. Das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) 2012 hat mit seinen veränderten Anforderungen und Vergütungsstrukturen hier offenbar bereits spürbare Veränderungen gebracht. Die Dynamik des Zuwachses an Anbaufläche hat sich gegenüber den Vorjahren damit so vorerst nicht fortgesetzt. Ob dieser Trend von Bestand ist, wird allerdings abzuwarten sein und hängt von vielfältigen Faktoren – nicht nur vom EEG – ab.

Besonders in den nördlichen Landesteilen nimmt der Maisanbau in vielen Gemeinden einen Flächenanteil von bis zu 51 % an der gesamten Gemeindefläche ein. In Abb. 2 ist die Veränderung der regionalen Maisanbaufläche auf Gemeindebasis von 2006 bis 2012 auf Basis der InVeKoS-Daten (Daten der Landwirte aus dem Sammelantragsverfahren) dargestellt. Der Gemeindebezug wurde bewusst gewählt, da die Basis der Ackerfläche oder der landwirtschaftlichen Nutzfläche häufig zu Fehlinterpretationen führt, was die Beschreibung der Maisdichte in einer Region betrifft.

Auffallend ist der enge räumliche Zusammenhang der Ausdehnung des Maisanbaus mit der

Konzentration von Biogasanlagen im nördlichen Landesteil. Vor allem Milchviehbetriebe auf der Geest sind nicht zuletzt wegen des Güllebonus verstärkt in die Biogaserzeugung eingestiegen. Dies führte wiederum dazu, dass eine Ausweitung der Anbaufläche vor allem dort erfolgt ist, wo auch vor dem verstärkten Energiemaisanbau bereits die höchsten Maisdichten im Land zu verzeichnen waren. Etwa die Hälfte des Maises, regional und lokal auch mehr, dient aktuell der Energieerzeugung in Biogasanlagen.

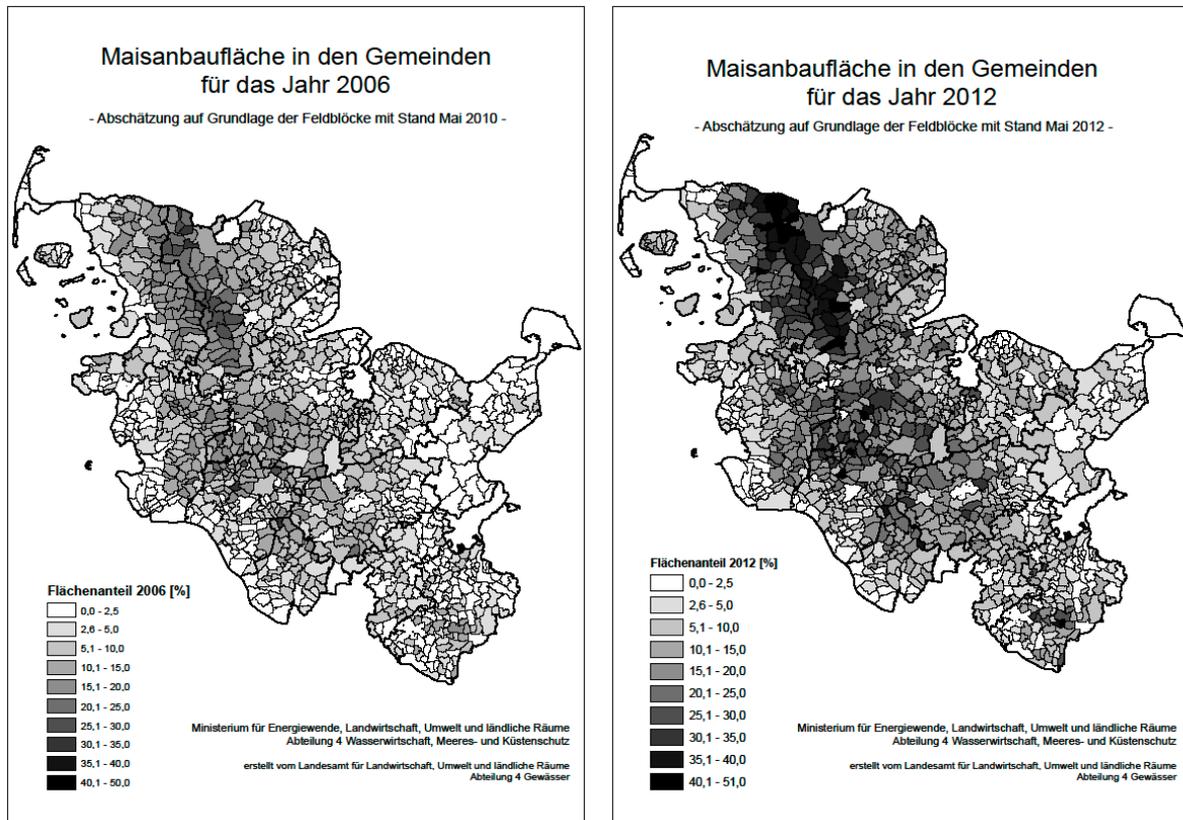


Abb. 2: Anteil des Maisanbaus in den Gemeinden 2006 und 2012

3 Konfliktpotenziale

3.1 Grünlandumbruch auf grundwassernahen Flächen und Moorstandorten

Von besonderer Bedeutung für den Bodenschutz, aber auch für den Gewässer-, Klima- und Naturschutz ist der Umbruch von Dauergrünland auf Moorstandorten oder auf grundwassernahen Flächen. Zu betonen ist, dass der Rückgang des Dauergrünlandanteils nicht nur dem Maisanbau zuzurechnen ist. Auch für andere Kulturen wird bspw. in Abhängigkeit der Marktpreislage für Getreide und anderer Faktoren Dauergrünland umgebrochen.

Eine annähernde Auswertung, welcher Anteil des Grünlandverlustes dem Maisanbau zuzurechnen ist und auf welchen Standorten dies stattgefunden hat, ist auf Grundlage der Sammelantragsdaten der Landwirte möglich. Hiernach zeigt sich, dass Dauergrünland für den Maisanbau überwiegend in Regionen umgebrochen wurde, wo die besonders sensiblen grundwassernahen Standorte und verbreitet Niedermoorböden vorherrschen. Da in den entsprechenden Regionen auch eine besondere Konzentration an Biogasanlagen vorliegt, ist bei insgesamt abnehmenden Rinderbeständen trotz Intensivierung in der Rinderfütterung davon auszugehen, dass ein Großteil des Grünlandumbruchs auf Moorstandorten dem Anbau von Energiemais zuzurechnen ist.

Schleswig-Holstein gehörte zu den ersten Ländern, die aufgrund zu hoher Grünlandverluste eine Verordnung zum Erhalt von Dauergrünland erlassen haben. Hintergrund ist die Vorgabe

der EU, dass der Anteil an Dauergrünland gegenüber dem Referenzjahr 2003 nicht um mehr als 10 % abnehmen darf. Die Dauergrünlanderhaltungsverordnung unterbindet jedoch den Umbruch von wertvollem Grünland und die Umnutzung zu Ackerland nicht absolut. Auf Antrag kann ein Grünlandumbruch genehmigt werden, wenn eine mindestens gleich große Grünlandfläche innerhalb desselben Hauptnaturraumes angelegt wird. Daher sind für einen wirkungsvollen qualitativen Grünlandschutz andere Instrumente nötig.

Chancen hierfür können sich durch den aktuell in Rede stehenden neuen Cross Compliance-Standard zum Erhalt der landwirtschaftlichen Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand (GLÖZ) ergeben. Im Zuge der Weiterentwicklung der gemeinsamen Agrarpolitik hat die Europäische Kommission einen neuen GLÖZ-Standard vorgeschlagen. Dieser Standard soll nur für bestimmte Böden gelten, die als Gebietskulisse definiert werden müssen. Die von der KOM formulierte Mindestanforderung ist, dass Grünland auf kohlenstoffreichen Böden und in Feuchtgebieten ab 2014 einem Erstumbruchverbot unterliegen soll.

3.2 Erosion

Durch die Ausdehnung des Maisanbaus ist auf vielen Flächen von einer Zunahme der Bodenerosionsgefährdung auszugehen. In Schleswig-Holstein ist neben der Wasservor allem die Winderosion von besonderer Bedeutung: Während der ausgeprägten Frühsommertrockenheiten der letzten Jahre kam es immer wieder zu weithin sichtbaren Verwehungen, die bisweilen auch zu entsprechenden Meldungen in den Verkehrsnachrichten und zu zahlreichen Presseberichten geführt haben (Stichworte: „Staubwolken“, „Sandstürme“). Dies ist nicht immer nur auf den Maisanbau zurückzuführen, und Winderosion war auch schon früher ein Thema. Im Grunde ist jedes frische Saatbett auf leichten Böden oder geackerten Niedermooren bei Trockenheit empfindlich gegen Winderosion im Frühjahr.

Dass Mais die Winderosionsgefährdung jedoch in besonderem Maße begünstigt, liegt an mehreren Faktoren: Mais gehört aufgrund des weiten Reihenabstandes, des langsamen Wachstums im Jugendstadium und des späten Reihenschlusses zu den potenziell besonders erosionsanfälligen Kulturen. Die geringe oder fehlende Bodenbedeckung fällt zudem zeitlich mit der höchsten Erosivität des Klimas von Anfang März bis Ende Mai zusammen. Dazu kommt, dass die Maisanbaufläche besonders auf den leichten, strukturarmen und damit winderosionsgefährdeten Standorten ausgeweitet wurde und dass auf diesen Böden vor allem Kulturen mit geringerer oder gar keiner Erosionsgefährdung wie Winterroggen und Wintergerste oder auch Ackergras und Dauergrünland verdrängt wurden.

Die Windgeschwindigkeiten waren dabei in den letzten Jahren noch relativ gering. Sollten sich die Bedingungen wie bspw. im Frühjahr 2011 wiederholen und dann noch Frühjahrsstürme mit deutlich stärkeren Winden dazukommen, sind zukünftig weitaus stärkere Erosionserscheinungen bis hin zu Extremereignissen mit Gefährdungen Dritter, z. B. im Straßenverkehr, nicht auszuschließen.

Die Cross Compliance-Regelungen zur Erosionsvermeidung sind dabei nur teilweise dienlich, da nur die sehr hoch gefährdeten Standorte mit Maßnahmen belegt sind. Damit werden ökologische Mindeststandards gesetzt, die einen Basisschutz gewährleisten sollen. Die Einhaltung von Maßnahmen nach Cross Compliance ist daher nicht in jedem Fall mit dem Niveau einer guten fachlichen Praxis gleichzusetzen.

3.3 Rückgang des Gehaltes an organischer Substanz

Der Humusgehalt eines Bodens ist zentraler Parameter für fast alle Bodeneigenschaften – chemisch, physikalisch und biologisch. Ein ausgeglichener Humushaushalt ist damit entscheidend für die natürliche Bodenfruchtbarkeit und die Produktivität eines Standortes.

Der Boden hat zudem eine wichtige Funktion im globalen Kohlenstoff-Kreislauf und bei der Regulierung klimarelevanter Treibhausgase. Zudem besteht eine enge Beziehung zum Gewässerschutz, da bei Humusabbau die Gefahr der Nährstoffauswaschung in das Grundwasser besteht.

Maisanbau muss nicht zwangsläufig zu Humusabbau führen. Mais gehört zwar zu den Humus zehrenden Kulturen, neben der Kultur sind aber weitere Faktoren von Bedeutung wie Bodenbearbeitung (Pflug ja/nein), organische Düngung, Fruchtfolge und klimatische Bedingungen. Das Zusammenspiel aller Faktoren bestimmt das Verhältnis von Humusauf- und -abbau und damit das Humusgleichgewicht als standorttypischen Humusgehalt.

Die Humusbilanzen verschiedener Beispielbetriebe in Schleswig-Holstein zeigen, dass gerade Betriebe mit hohen Maisanteilen in der Fruchtfolge auch bei vollständiger Rückführung der Gärreste (Beispiel Biogasbetrieb) deutlich negative Humusbilanzen haben können, die nicht die von Cross Compliance geforderte Untergrenze von -75 kg Humus-C je ha und Jahr einhalten. Den Betrieben bleibt aber als Alternative zum Nachweis der Erhaltung des Humusgehaltes die Bodenhumusuntersuchung. Bei diesen Untersuchungen hat es in Schleswig-Holstein bisher keine Unterschreitung des Grenzwertes auf Betriebsbasis gegeben.

Verschiedene wissenschaftliche Untersuchungen zeigen aber, dass unter derzeitigen Praxisbedingungen eine enge Beziehung zwischen einem erhöhten Maisanteil in der Fruchtfolge und abnehmenden Humusgehalten besteht. Vor allem ist zu konstatieren, dass der Umbruch von Dauergrünland und die starke Entwässerung besonders auf grundwassernahen Standorten sowie auf Moor- und Anmoorflächen zu einem erheblichen Humusabbau mit den entsprechenden Folgen für die Bodenfruchtbarkeit sowie den Gewässer- und Klimaschutz führen kann. Gerade auf diesen sensiblen Standorten ist in der Vergangenheit häufig Dauergrünland für den Maisanbau umgebrochen worden. Genaue Zahlen für die Dynamik des Humusabbaus liegen für Schleswig-Holstein bisher nicht vor, das erhebliche Freisetzungspotenzial für Nährstoffe, die in das Grundwasser gelangen können, sowie für CO₂ und andere klimawirksame Gase steht aber außer Frage.

3.4 Bodenverdichtung

Insbesondere bei der Maisernte besteht die Gefahr von Bodenverdichtungen durch Befahren mit schwerem Gerät zu ungünstigen Zeitpunkten aufgrund der späten Erntetermine, aber auch durch nicht standortgerechte Nutzung. Besonders im Herbst 2011 waren viele Flächen so nass, dass erhebliche und z. T. kaum reversible Schädigungen der Bodenstruktur die Folge waren. Auch hier fallen die Verdrängung von Kulturen mit geringerer Verdichtungsgefährdung bei Bestellung und Ernte durch den Maisanbau und insbesondere der Grünlandumbruch besonders ins Gewicht.

4 Schlussfolgerungen und Handlungserfordernisse

Durch die erhebliche Ausweitung der Maisanbaufläche in den letzten Jahren insbesondere zur Energieerzeugung ist in Schleswig-Holstein vielerorts von einer Zunahme der Gefährdung des Bodens durch Grünlandumbruch, Erosion, Humusabbau und Bodenverdichtung auszugehen. Die bestehenden gesetzlichen Regelungen zum Bodenschutz sind dabei nur teilweise dienlich, wie anhand der Cross Compliance-Vorgaben gezeigt wurde. Auch das Bodenschutzrecht formuliert lediglich Grundsätze zur guten fachlichen Praxis bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung.

Aufgrund der weiteren negativen Begleiterscheinungen wie der Veränderung des Landschaftsbildes, Abnahme der Artenvielfalt und Zunahme des Transportverkehrs wird die Ausweitung der Biogasnutzung als integraler Bestandteil einer Neuausrichtung der Energieversorgung seit geraumer Zeit zunehmend kritisch begleitet und diskutiert.

Das EEG 2012 hat bereits einen spürbaren Beitrag zur Abschwächung der Dynamik im Zubau von Biogasanlagen gebracht. Die Maisanbaufläche ist seit vielen Jahren erstmals wieder leicht rückläufig. Durch den erreichten Bestand an Biogasanlagen und unter der Annahme, dass der Maisanteil in der Tierfütterung eher noch zunehmen wird, ist aber mittel- bis langfristig nicht von einer Reduzierung, eher noch von einer moderaten Zunahme der Maisanbaufläche auszugehen. Das heißt, Landwirte sind in dieser Situation im eigenen Interesse gefordert, nachhaltigere Anbaustandards weiter zu verfolgen und in der Praxis zu etablieren. Aus bodenschutzfachlicher Sicht sind hier beispielsweise Humusausgleich und Erosionsvermeidung durch verschiedene alternative Maßnahmen wie Fruchtwechsel, Zwischenfrüchte, Untersaaten, organische Düngung und Pflugverzicht zu nennen.

Die Landesregierung Schleswig-Holstein hat 2011 gemeinsam mit allen beteiligten Akteuren (Bauernverband, Landwirtschaftskammer, Lohnunternehmer etc.) Empfehlungen zur Optimierung des Maisanbaus in Schleswig-Holstein vorgelegt. Hiermit werden nicht nur über die gesetzlichen Anforderungen hinausgehende Empfehlungen für die Düngung und den Pflanzenschutz gegeben, sondern beispielsweise auch die Etablierung von Fruchtfolgen und damit auch Maßnahmen mit Bodenschutzbezug gefordert. Inwieweit diese auf dem Prinzip der Freiwilligkeit basierenden Empfehlungen in der Breite Anwendung in der Praxis erfahren, bleibt abzuwarten. Gegebenenfalls wird zu prüfen sein, inwieweit die von allen Beteiligten mitgetragenen Empfehlungen rechtlich verbindlich für alle eingeführt werden sollten bzw. können.

Chancen und Risiken des Energiepflanzenanbaus für Boden und Wasser

Ch. Hartmann, M. Potsch
GeoTeam GmbH, Wilhelmsplatz 7, 95444 Bayreuth
E-Mail: bayreuth@geoteam-umwelt.de

Abstract: *In the course of the use of renewable energy sources, perennial crops becomes the focus of attention. Field experiments in several water conservation areas in Northern Bavaria show that these crops don't always meet the expectations put into them. Depending on conditions one has to decide which energy plants most likely fulfill the criteria of sustainability and whether the cultivation brings an additional value for the region.*

Zusammenfassung: *Im Zuge der Nutzung regenerativer Energieträger rücken Dauerkulturen in den Fokus des Interesses. Praxisversuche in Wasserschutzgebieten in Nordbayern zeigen, dass diese nicht immer die in sie gesetzten Erwartungen erfüllen. Je nach Standort ist zu entscheiden, welche Energiepflanzen die Kriterien der Nachhaltigkeit am ehesten erfüllen und ob der Anbau eine zusätzliche Wertschöpfung für die Region bringt.*

Keywords: energy plants, perennial crops, sustainability, soil and ground water protection;

Schlagworte: Energiepflanzen, Dauerkulturen, Boden- und Grundwasserschutz;

1 Einleitung

Im Jahr 2011 wurden in Deutschland auf ca. 2 Mio. ha bzw. 20 % der Ackerfläche nachwachsende Rohstoffe zur energetischen Nutzung angebaut (BMELV 2012). Im Bayernplan der Bayer. Staatsregierung ist eine Steigerung der Biogas-Stromleistung von heute 700 MW auf 2.000 MW vorgesehen. Bis 2022 soll eine Verdopplung der Leistung auf 1.400 MW erfolgen, um die schwankenden Erträge aus Photovoltaik- und Windkraftanlagen auszugleichen. Der Fachverband Biogas sieht ein technisches Potenzial von 4.000 MW, um die Atomausstiegsbedingte Lücke durch regenerative Energien zu schließen.

Biogasanlagen stehen aber wegen des zunehmenden Maisanteils in der Fruchtfolge und der Flächenkonkurrenz zu Nahrungs- und Futtermitteln in der Kritik. Aufgrund langjähriger Züchtungsarbeit bringt Mais der Landwirtschaft auf vielen Standorten höhere Deckungsbeiträge als andere Früchte. Dementsprechend lag der Maisanteil in deutschen Biogasanlagen 2011 bei 80 % (BMELV 2012). Der Bund Naturschutz fordert, nicht mehr als 10 % der Nutzflächen in einer Kommune für Energiepflanzen einzusetzen. Auch die Staatsregierung möchte den Anteil von Energiepflanzen in Biogasanlagen auf 30 % begrenzen (StMELF 2012).

Seit vielen Jahren werden in Forschung und Praxis alternative Energiepflanzen erprobt. So führt z. B. die Thüringische Landesanstalt für Landwirtschaft seit 2005 umfangreiche Anbauversuche mit der Becherpflanze „Silphie“ durch (VETTER 2010). Die landwirtschaftlichen Lehranstalten in Bayreuth und Triesdorf haben 2008 erste Feldversuche mit Mais-Alternativen angelegt (LLB+LLT 2012). Seitens GeoTeam werden seit 1993 über 900 Landwirte in 60 Wasserschutzgebieten (WSG) im Auftrag von Wasserversorgungsunternehmen (WVU) beraten. Seit 2010 werden eigene Praxisversuche zum Energiepflanzenanbau durchgeführt.

2 Material und Methoden

Seit langem sind Nitrat-Bodenuntersuchungen nach V_{DLUFA} (1991) im Spätherbst eine anerkannte Methode, die vorangegangene Bewirtschaftung zu überprüfen. Hierbei erfolgt eine Probenahme aus den Bodenschichten 0 – 30, 30 – 60 und 60 – 90 cm. Der Nitratgehalt bis 90

cm Bodentiefe ändert sich in der Regel von Mitte Oktober bis Ende November kaum. Ausnahmen sind Jahre mit extrem hohen Herbstniederschlägen, in denen die Nitratverlagerung unter 90 cm Bodentiefe schon vorher beginnt, oder Jahre mit extrem milden Wintern, in denen die Stickstoffaufnahme der Winter- und Zwischenfrüchte länger anhält. Seitens GeoTeam werden seit 1993 jeden Herbst bis zu 1.000 Ackerflächen, stichprobenweise auch Grünland- und Waldflächen auf Restnitrat untersucht. Die Ergebnisse dienen einerseits der Beratung, andererseits orientiert sich die von vielen Wasserversorgern ausbezahlte „Nitratprämie“ an diesen Messwerten. Dies ermöglicht die leistungsbezogene Vergütung und lässt dem Landwirt bezüglich geeigneter Maßnahmen größtmöglichen Spielraum.

Die Ermittlung der Nitrat auswaschung für einzelne Nutzflächen erfolgt in Anlehnung an ATTENBERGER (1996). Ausgehend von den Messwerten wird unter Berücksichtigung der witterungs-, nutzungs- und bodenbedingten Grundwasserneubildungsrate die Sickerwasserbelastung mit Nitrat berechnet. Die Ermittlung der Sickerwasserbelastung vor Beginn der Bodenuntersuchungen erfolgt in Anlehnung an die von RIPPEL (1992) ermittelten N-Überhänge in Oberfranken seit 1950.

Zur Modellierung des zukünftigen Nitratgehalts in einer Trinkwasserfassung wird das Einzugsgebiet an Hand der hydrogeologischen Modellvorstellung in Teilbereiche unterschiedlicher Verweilzeiten und Belastung des Grundwassers unterteilt. Die verschiedenen Teilströme mit ihrer zeitlich variierenden Nitratfracht können nun bilanziert werden, dass sich mittels einer einfachen Excel-Anwendung für jedes Jahr ein mittlerer Nitratgehalt ergibt, der mit den Messwerten graphisch dargestellt wird. Im hier dargestellten Brunnen V im WSG Burgebrach des ZVW Auracher Gruppe ergab die Altersdatierung mittels ^2H , ^3H , ^{18}O und ^{85}Kr ein Einkomponentensystem und ein mittlere Verweilzeit von 15 Jahren (IGU 2008).

Die Optimierung einjähriger Kulturen im Hinblick auf den Boden- und Grundwasserschutz mittels Zwischenfrüchten und/oder extensiver Bodenbearbeitung ist weitgehend ausgereizt. Daher wurde 2010 in Zusammenarbeit mit der BEW Bayreuther Energie- und Wasserversorgungs-GmbH, der Uni Bayreuth (Pflanzenökologie) und den Landwirtschaftlichen Lehranstalten ein Feldversuch mit Silphie (*Silphium perfoliatum*) auf 300 m² im WSG Saaser Stollen angelegt. 2011 folgte die Einsaat des Energiegrases Szarvasi 1 (*Elymus elongatus*) auf 1 ha im WSG Eichelacker. 2012 wurde der Feldversuch im WSG Saaser Stollen auf 1 ha ausgedehnt und zwei weitere mit je 0,5 ha in den Einzugsgebieten Eichelacker und Osterbrunnen angelegt. Außerdem wurden mit Szarvasi 1 in sechs weiteren WSG in den Lkrs. BA, BT, HO und WU mit Landwirten Praxisversuche auf 0,3 - 1 ha angelegt.

3 Ergebnisse und Diskussion

Nachdem die Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft im Rahmen Ihres Monitorings seit 2002 keine Nitrat-Bodenuntersuchungen im Herbst mehr durchführt (LfL 2002), muss der Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Nitratverlagerung ins Grundwasser aus den in WSG erhobenen Daten beurteilt werden. Abbildung 1 zeigt die mittleren Restnitratgehalte im Boden für die wichtigsten Kulturarten im Mittel der letzten 5 Jahre. Es wird deutlich, dass trotz intensiver Beratung der Maisanbau im Vergleich zur mehrjähriger Feldfutter- und Grünlandnutzung immer noch zu fast doppelt so hohen Nitratwerten im Sickerwasser führt.

Tabelle 1 zeigt beispielhaft für einen Brunnen im Lkrs. BA die Ergebnisse der Nitratprognose bei steigendem Maisanteil in der Fruchtfolge und den Einfluss weiterer Faktoren. IM vorliegenden Fall hatte die Kooperation der Landwirte mit dem WVU bsiher einen Effekt von 4 – 5 mg/l. Als mittlere Nitratabbaurate in der ungesättigten Bodenzone (Denitrifikation) wurden in diesem WSG 12 % angesetzt. Im Zuge des Klimawandels ist in Oberfranken mit häufigeren Trockenphasen im Frühling/Sommer sowie Starkregenereignissen zu rechnen. Die Wirkung

des höheren Ertragsrisikos auf die Restnitratgehalte wurde mit +10% angesetzt. Das Worst-Case-Szenario zeigt, dass ein Maisanteil von 50 % in diesem Brunnen zu einer anhaltenden Überschreitung des TVO-Grenzwertes von 50 mg/l führen würde.

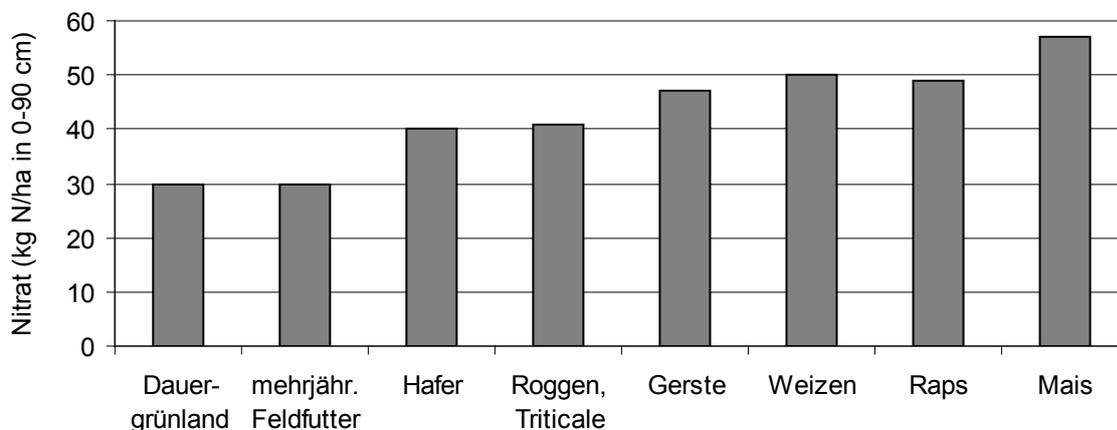


Abbildung 1: Restnitratgehalte im Boden im Herbst in oberfränkischen WSG je nach Kulturart (Mittel 2007 – 2011)

Tabelle 1: Nitratprognose für den Brunnen V im WSG Burgebrach je nach Maisanteil in der Fruchtfolge und anderen Faktoren

Maisanteil in der Fruchtfolge (%)	Kooperation mit Wasserversorger	Modellierter End-Nitratgehalt im Sickerwasser (mg/l)		
		mit Denitrifikation ohne Klimawandel	mit Denitrifikation mit Klimawandel	ohne Denitrifikation mit Klimawandel
14	ja	32	35	39
25	ja	33	36	41
50	ja	36	40	45
50	nein	40	44	51

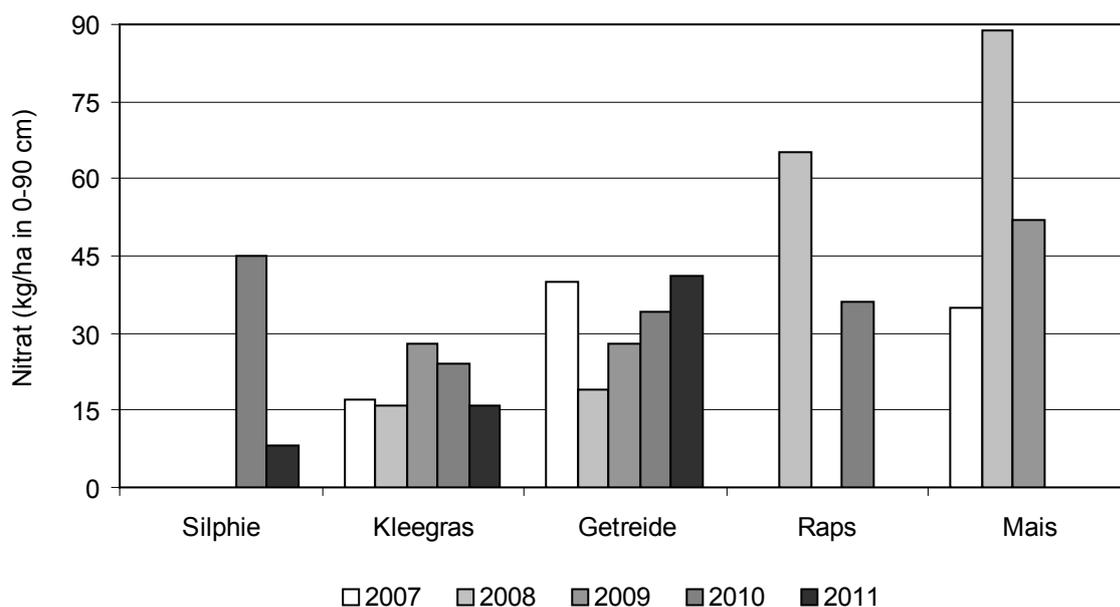


Abbildung 2: Restnitratgehalte im Boden im Herbst im WSG Saaser Stollen je nach Kulturart

In Abbildung 2 sind die Restnitratgehalte von 2007 – 2011 einem WSG im Lkrs. BT dargestellt. Hier zeigt sich der Einfluss der Jahreswitterung ebenso wie die Vorzüglichkeit von Klee gras gegenüber den einjährigen Kulturen. Unter Silphie war im Anpflanzjahr trotz Düngeverzicht noch einen erhöhter Restnitratgehalt im Boden festzustellen, während im ersten Ertragsjahr der niedrigste Wert im WSG gemessen wurde. Mit ähnlichen Werten ist 2012 auch an den anderen Standorten mit Dauerkulturen zu rechnen. Im einem WSG im Lkrs. BA wurden unter einer 2010 angelegten Kurzumtriebsplantage in beiden Jahren höhere Restnitratgehalte gemessen. Die Pappeln konnten die Nitrat-Freisetzung des Bodens aufgrund der früher intensiven landwirtschaftliche Nutzung bisher offenbar noch nicht nutzen.

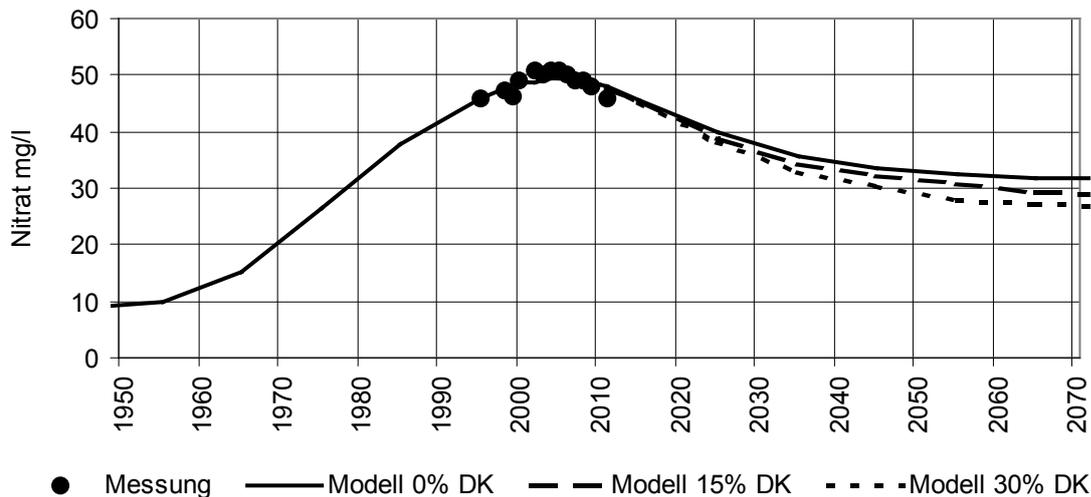


Abbildung 3: Nitratprognose für den Brunnen V im WSG Burgebrach je nach Anteil von Dauerkulturen (DK) in der Fruchtfolge bei konstantem Maisanteil (14 %)

Abbildung 3 zeigt eine Modellrechnung für den Nitratgehalt des Grundwassers an Stelle des Brunnens V im WSG Burgebrach. Deutlich wird der Belastungsanstieg im Zuge der Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion und die mit 15-jähriger Verzögerung eintretende Grenzwertüberschreitung als Folge der hohen N-Überhänge Ende der 1980er Jahre. Bleibt der Maisanteil in der Fruchtfolge konstant und wird die zusätzliche Nachfrage nach Gärsubstrat nur durch Dauerkulturen wie Becherpflanze, Energiegräser o. ä. gedeckt, kann der Nitratgehalt im Grundwasser langfristig auf unter 30 mg/l gesenkt werden. Bei einem Dauerkulturanteil von 30 % der Ackerfläche beträgt der Effekt gegenüber dem Status Quo –7 mg/l. Kann zusätzlich die in WSG zweite Problemfrucht Raps verdrängt werden, ist der Effekt noch größer.

Die langjährigen Restnitratmessungen in WSG zeigen aber auch, dass der laut Düngeverordnung seit 2009 geltende Grenzwert für den betrieblichen N-Überhang von 60 kg N/ha im 3-jährigen Mittel immer noch häufig überschritten wird. Betriebe mit hohem Viehbesatz bzw. hoher Abnahmeverpflichtung für Gärreste sollten verstärkt zum Anbau von Dauerkulturen angeregt werden. Insbesondere in WSG-Zone II können damit gleich zwei Ziele erreicht werden: Die Nitratbelastung des Grundwassers verringert sich um ca. 30 mg/l und wegen der ausbleibenden Bodenbearbeitung ist die Humusbilanz trotz Ausbringungsverbot für Wirtschaftsdünger und Biogas-Gärreste positiv. Aufgrund der kürzeren Verweilzeit des Wassers bis zur Förderung wird der Effekt auch im Brunnen schneller sichtbar und das WVU spart sich Ausgleichsleistungen zur Gewährleistung eines positiven Humussaldos.

An den zwei Silphie-Standorten in Bayreuth wurden 2011 aufgrund ungünstiger Erntebedingungen nur 113 dt TM/ha (WSG Saaser Stollen) bzw. 138 dt TM/ha (WSG Eichelacker) geerntet. In dem 2007 etablierten Feldversuch der Thüringische Landesanstalt für Landwirtschaft erbrachte Silphie

2011 einen Ertrag von 180 dt TM/ha. Ein im Lkrs. HO 2010 gepflanzter Bestand erreichte nach Auskunft des AELF Münchberg einen Ertrag von 153 dt TM/ha gegenüber Mais von 176 dt TM/ha.

Bei den landwirtschaftlichen Lehranstalten Triesdorf schnitt im Mittel der Jahre 2009 – 2011 Szarvasi 1 bei zwei Schnitten mit einem Ertrag von 184 dt TM/ha besser ab als Mais mit 164 dt TM/ha und Silphie mit 114 dt TM/ha. Die Trockensubstanzgehalte waren in allen Versuchen ausreichend – bei Szarvasi 1 am höchsten und bei Silphie am niedrigsten. Auch die Gasausbeuten waren vergleichbar. Der Erzeugungskostenvergleich bestätigte den Vorteil von Szarvasi 1 mit 0,022 €/kWh gegenüber Mais mit 0,028 €/kWh und Klee gras mit 0,033 €/kWh (LLT 2012). Für Silphie liegen die Kosten je nach Pflanzdichte und Nutzungsdauer wie bei Mais oder etwas höher.

4 Schlussfolgerungen

Es ist abzusehen, dass sich die bisher noch kleine Datenbasis zur Nitratverlagerung unter den neuen mehrjährigen Energiepflanzen im Herbst 2012 deutlich verbessern wird. Es kann aber jetzt schon davon ausgegangen werden, dass bei guter Bestandsgründung und entzugsgerechter Düngung ab dem 2. Jahr fast kein Nitrat mehr unter die Wurzelzone verlagert wird. Diese reicht bei den Dauerkulturen ohnehin deutlich tiefer. Die Möglichkeit auch tiefere Schichten zur Wasserversorgung zu nutzen, reduziert andererseits aber die Grundwasserneubildung, was nicht immer im Interesse des WVU ist. Vermieden werden muss auch unbedingt, dass Energiepflanzen auf umgebrochenen Grünlandflächen angebaut werden.

Die hier nicht untersuchte, geringere Erosionsgefahr von Dauerkulturen gegenüber Mais dürfte einleuchten. Auch bei optimalem Maisanbau in Mulchsaat mit vorangehender Zwischenfrucht oder in 2-Kultursystemen (z. B. mit Grünroggen) ist das Bodenabtragsrisiko immer noch höher. Dies gilt sinngemäß auch, wenn Mais durch Hirse ersetzt wird. Auch in punkto Artenvielfalt weisen Dauerkulturen viele Vorteile gegenüber Mais auf. Silphie bietet Bienen zudem eine reiche Sommertracht und wird von Schwarzwild nicht verbissen. Für die Landwirtschaft bieten die mehrjährigen Energiepflanzen heute schon viele Vorteile:

- Erweiterung der Fruchtfolge und Einsparung von Pflanzenschutzmitteln
- Reduzierung des Kraftstoffbedarfs und der CO₂-Freisetzung
- Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit bei positiver Humusbilanz
- Vergleichbare Erträge und Deckungsbeiträge wie bei Mais

Als Nachteil werden die Unkrautregulierung bei der Bestandsgründung und die geringere Flexibilität bei Preisschwankungen gegenüber einjährigen Kulturen gesehen. Treten erst später in der Vegetationsperiode Krankheiten oder Schädlinge auf, ist eine Bekämpfung bzw. Vermeidung durch Fruchtwechsel schwierig bis unmöglich. Bei Silphie wirken zudem die hohen Pflanzkosten hemmend, und Regen kurz vor der Ernte drückt den TS-Gehalt, weil sich das Wasser in den Bechern sammelt. Die Züchtung wird aber sicher bald auch saarfähige Sorten und auch andere erfolversprechende Arten auf den Markt bringen. Hier gilt es, in weiteren Feldversuchen die Anbauempfehlungen je nach Standort zu präzisieren.

Um die Akzeptanz von Biogasanlagen zu verbessern, sind weitere Maßnahmen notwendig:

- Bessere Nutzung von Gülle, Abfällen und Landschaftspflegematerial als Gärsubstrat
- Intensivere Züchtung ertragreicher und umweltverträglicher Energiepflanzen
- Höhere Förderung kleiner dezentraler Biogasanlagen
- Weiter differenzierte Einspeisevergütung je nach Gärsubstrat und Strombedarf

5 Literatur

ATTENBERGER, E.: Ein standortspezifisches Nitrat-Schutzkonzept auf der Basis von vorhandenen Bodenkenndaten – in Grundwasserschutz, Konzepte ,96. Mitteilungen des Inst. f. Grundwasserwirtschaft der Universität Dresden 1996, 335 – 345.

BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) 2012, www.bmelv.de/Bioenergie.

IGU (Institut für angewandte Isotopen-, Gas- und Wasseruntersuchungen Dr. Salvamoser): Prüfbericht zu den Isotopenanalysen im Brunnen V Burgebrach und Brunnen IV Stegaurach. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des ZVW Auracher Gruppe), Wörthsee 2008.

LfL (Bayer. Landesanstalt für Landwirtschaft): Ergebnisse der Nitrat-Bodenuntersuchungen der bayerischen Monitoring-Flächen. Freising 2002, www.lfl.bayern.de.

LLB + LLT (Landwirtschaftliche Lehranstalten Bayreuth und Triesdorf): 2012, www.lla-bayreuth.de bzw. www.triesdorf.de.

RIPPEL. R.: Landkreisbezogene Berechnung des möglichen N-Überhangs auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Oberfranken. Schule und Beratung 5/1990, S III/5 – III/9

StMELF (Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten): Bayernplan zur Energiewende 2012, www.stmelf.bayern.de.

VDLUFA (Verband landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten): Methodenbuch, Band I – Die Untersuchung von Böden. Darmstadt 1991.

VETTER, A., CONRAD, M. & BIERTÜPFEL, A.: Optimierung des Anbauverfahrens für Durchwachsene Silphie als Kofermentpflanze in Biogasanlagen sowie Überführung in die Landwirtschaftliche Praxis, Abschlussbericht, Jena 2010.

Unser besonderer Dank gilt Pedro Gerstberger (Uni Bayreuth), Rainer Prischenk (Landwirtschaftliche Lehranstalten Bayreuth) sowie den beteiligten Landwirten und Wasserversorgungsunternehmen, ohne deren Bemühungen die vorgestellten Erkenntnisse nicht möglich gewesen wären.

Gärreste aus der Biogasproduktion: Chemische Zusammensetzung und Nährstoffverfügbarkeit

D. Zirkler

TU Berlin, Institut für Ökologie, Fachgebiet Bodenkunde, Ernst-Reuter-Platz 1, 10587 Berlin

E-Mail: doreen.zirkler@tu-berlin.de

Abstract: *The chemical characterization of digestates from waste residues showed a high variability of element concentrations over time. Soils treated with digestates revealed a similar or even higher N, P and K availability than soils treated with manure in a respiration experiment. C in maize digestate was mineralized about 1,5 times the C in slurry digestate and about 5 times the C in sewage sludge digestate.*

Zusammenfassung: *Die chemische Charakterisierung von Gärresten aus Reststoffen ergab eine hohe Variabilität der Elementkonzentrationen über die Zeit. In einem Respirationsexperiment zeigten gärrestgedüngte Böden eine ähnliche oder sogar höhere N-, P- und K-Verfügbarkeit als stallmistgedüngte. C im Mais-Gärrest wurde ca. 1,5-fach stärker mineralisiert als C im Gülle-Gärrest und ca. 5-fach stärker als im Klärschlamm-Gärrest.*

Keywords: Biogas production, digestates, nutrient availability, respiration;

Schlagworte: Biogasproduktion, Gärreste, Nährstoffverfügbarkeit, Respiration;

1 Einleitung

Die Produktion von Biogas als erneuerbare und emissionsarme Möglichkeit zur Energieerzeugung gewinnt zunehmend an Bedeutung (WEILAND 2010). Der Anbau von Energiepflanzen für die Fermentation im Biogasreaktor steht jedoch in Konkurrenz zur Nahrungsmittelproduktion um ackerbauliche Nutzflächen. Die Intensivierung der Flächennutzung nimmt somit zu und kann bei Nutzungsänderung von Grünland oder Wald zu Ackerland ein erhöhtes Risiko für CO₂-Emissionen mit sich bringen. Aus diesem Grund wird die vorrangige Vergärung organischer Rest- und Abfallstoffe empfohlen (BMELV 2007). Eine nachhaltige Energieproduktion beinhaltet auch die Schließung von Nährstoffkreisläufen. Die Biomasse sollte deshalb nach der Vergärung zurück auf die Böden gebracht werden. Ziel dieser Arbeit war die Untersuchung der chemischen Zusammensetzung solcher Gärreste aus Abfallstoffen, ihrer C-Mineralisierung und Nährstoffverfügbarkeit in Böden.

2 Material und Methoden

2.1 Chemische Charakterisierung von Gärresten

Zur chemischen Charakterisierung der Gärreste wurden verschiedene Biogasanlagen über ein Jahr monatlich beprobt:

1. eine Co-Vergärungsanlage, Dosierung von Klärschlamm, Fett und Maische → **KI**
2. eine Co-Vergärungsanlage, Dosierung von Gülle und Speiseresten → **Gü**
3. als Referenz eine Nawaro-Anlage, Dosierung von Maissilage → **M**

Die Gärreste wurden gefriergetrocknet, gemahlen und ihre C-, N- und S-Konzentrationen mittels CNS-Analyser bestimmt. Die gemahlene Proben wurden außerdem mit HNO₃ aufgeschlossen und die P-Konzentration mit einem Continuous Flow Analyser, die K-, Ca-, Mg-, Fe-, Mn-, Zn- und Cu-Konzentrationen mit einem Flammen-AAS und die Pb-, Ni- und Cd-Konzentrationen mit Hilfe eines Graphitrohr-AAS gemessen.

2.2 Abbau und Nährstoffverfügbarkeit von Gärresten im Boden

Zur Bestimmung des Abbaus und der Nährstoffverfügbarkeit von Gärresten im Boden wurden die Gärreste Kl, Gü und M mit dem schluffig-sandigen Oberboden eines Ackers vermischt und anschließend in einem Respirometer für 2 Monate inkubiert. Dabei wurden dem Boden durch die Gärreste ca. 0,04 g N pro kg TM zugeführt. Dies entspricht einer Düngergabe von 170 kg N/ha bei Annahme einer Lagerungsdichte des Bodens von 1,5 g/cm³ und einer Einarbeitungstiefe von 30 cm. Für die Untersuchung von durch Gärrestdüngung verursachten Priming-Effekten, die nicht Gegenstand dieses Beitrages sind, war es notwendig, dass sich das $\delta^{13}\text{C}$ -Signal des Bodens von dem des Gärrestes unterscheidet. Dennoch sollten sich die verwendeten Böden untereinander in wesentlichen Eigenschaften wie pH-Wert, C_{org} -Gehalt und Bodenart möglichst ähneln. Sie wurden einer Versuchsfläche des ZALFs in Dedelow entnommen, die unterteilt in kleine Parzellen mit unterschiedlichen Feldfrüchten bestellt wurde. Der maissilagegestämmige Gärrest wurde mit einem Boden vermischt, der nie mit Mais bewirtschaftet wurde. Die gülle- und klärschlammstämmigen Gärreste hingegen wurden mit einem Boden kombiniert, der mindestens 10 Jahre mit Mais bewirtschaftet wurde. Als Referenz wurden außerdem ein frischer Stallmist (**Sf**) und ein Rottemist (**Sr**) mit dem Boden vermischt, der das für Mais typische $\delta^{13}\text{C}$ -Signal hatte.

Alle Gemische wurden zu je 50 g FM und bei 63 % der maximalen Wasserhaltekapazität in Inkubationsgefäße gefüllt (Abb. 1). Das emittierte CO_2 wurde durch ein kleines integriertes Gefäß mit einer 0,6 molaren KOH-Lösung gebunden. Zwei Elektroden maßen in der Lauge jede halbe Stunde die elektrische Leitfähigkeit, welche direkt mit der emittierten CO_2 -Menge in Beziehung steht.

Um die inkubierten Gemische zu verschiedenen Zeitpunkten der Inkubation beproben und genauer analysieren zu können, wurden parallel die gleichen Versuche *außerhalb* des Respirometers durchgeführt. Ein Vorversuch ergab, dass die Bedingungen innerhalb und außerhalb des Respirometers vergleichbar sind. In den Gemischen außerhalb des Respirometers untersuchten wir nach 1, 2, 4, 8, 16, 32 und 64 Tagen den pH-Wert und nach N_{min} - bzw. CAL-Extraktion die Konzentrationen an NO_3^- (Continuous Flow Analyser), PO_4^{3-} und K (ICP-OES).

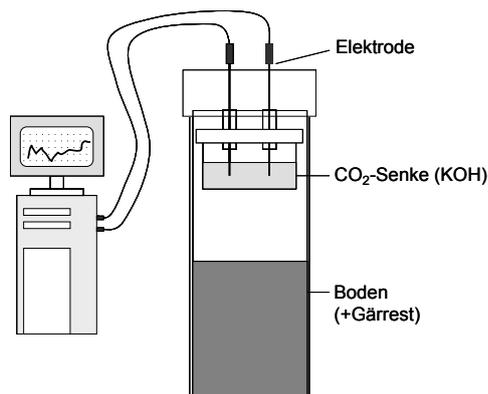


Abbildung 1: Schematische Darstellung des Aufbaus einer Respirometerszelle

Unter natürlichen Bedingungen nehmen Pflanzenwurzeln NO_3^- aus dem Boden auf und entziehen es somit den Mikroorganismen. Das Potential zur Denitrifizierung wird ebenfalls verringert. Darüber hinaus geben Pflanzenwurzeln in äquivalenten Mengen HCO_3^- ab, welches den pH-Wert im wurzelnahen Bereich erhöht und auf diese Weise die Aktivität der Mikroorganismen und damit auch den Abbau der Gärreste steigern kann. Im Respirometersgefäß

fehlen die Pflanzenwurzeln jedoch. Zur Erzeugung naturnäherer Bedingungen integrierten wir ein Anionenaustauscherharz in den Respirationsgefäßen, das mit HCO_3^- belegt war und die Anionenaustauschfunktion der Pflanzenwurzeln simulieren sollte. Dazu erhielten alle Respirationsgemische in einem zweiten Ansatz zuunterst eine Schicht von 4 g Anionenaustauscherharz, welches vom Gemisch selbst durch einen Glasfaserfilter getrennt war. Die Austauscherharze wurden ebenfalls zu den oben genannten Zeitpunkten entnommen, die daran sorbierten Nitrat- und Phosphationen mit Natriumchlorid gelöst und anschließend gemessen.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Chemische Charakterisierung von Gärresten

Die gemessenen Elementkonzentrationen in den Gärresten zeigten von Monat zu Monat starke Schwankungen. Gärreste, die zum Teil aus Klärschlamm entstanden sind (KI), zeigten erwartungsgemäß besonders hohe Konzentrationen an Phosphor und Eisen. Die Größenordnungen der Elementkonzentrationen (Tab. 1) decken sich gut mit den von PÖTSCH et al. (2004) ermittelten. Die Kupfer- und Zink-Konzentrationen aller Gärreste bis auf die des Gärrests M (aus Maissilage) überschritten deutlich die Grenzwerte der Abfall- und Klärschlammverordnung (AbfKlärV).

Tabelle 1: Chemische Kenngrößen von Gärresten. Gü=Gülle-Gärrest, KI=Klärschlamm-Gärrest, M=Mais-Gärrest (N, P, K, Ca und Mg in g/kg TM, Cu, Zn, Pb, Cd und Ni in mg/kg TM)

	TM in %	pH	C/N	N	P	K	Ca	Mg	Cu 60 ¹	Zn 200 ¹	Pb 100 ¹	Cd 1,5 ¹	Ni 50 ¹
Gü	3,67	7,76	9,8	38 (+50-100%) ²	17	48	26	3	119	392	21	0,4	12
KI	2,76	7,26	6,3	38 (+50-100%) ²	26	15	25	4	70	412	13	1,0	20
M	6,97	7,53	7,7	42 (+50-100%) ²	10	62	18	5	28	112	1,4	0,3	3
Gärrest Rindergülle ³	4,18	7,96	-	63	10	64	25	9	73	304	6,5	0,6	10
Gärrest Schweinegülle ³	3,03	7,95	-	120	20	62	36	9	190	865	9	1,8	16

¹ Grenzwert AbfKlärV.

² Durch die Trocknung der Gärreste ging N in Form von NH_3 verloren. Ein Test zeigte, dass die Ansäuerung der Proben mit HCl eine um 50–100%ige Erhöhung der N-Konzentrationen ergab. Sie erreichten damit in etwa die N-Konzentrationen, die eine Messung mittels Kjeldahl ergab.

³ Pötsch et al. 2004.

3.1 Abbau und Nährstoffverfügbarkeit von Gärresten im Boden

Wenn der Abbau organischer Substanz im Boden durch ein Modell 1. Ordnung beschrieben werden kann, ergibt sich die Anreicherung von CO_2 in der Lauge durch:

$$C_{\text{KOH}}(t) = C_{\text{org}}^0 \cdot (1 - e^{-kt})$$

wobei C_{org}^0 [mg/kg] die Konzentration abbaubaren organischen Kohlenstoffs im Boden, k [1/d] der Ratenparameter und t [d] die Zeit sind.

Das Modell geht davon aus, dass sich im Boden ein C-Pool befindet. Die CO_2 -Freisetzung der mit den Gärresten KI, Gü und M gedüngten Böden ohne integriertes Anionenaustauscherharz kann mit diesem Modell ausreichend gut beschrieben werden (Abb. 2A). Die Annahme von zwei verschiedenen C-Pools brachte keine Verbesserung bei der Anpassung an die Daten. Die CO_2 -Freisetzung der mit Gärresten gedüngten Böden mit integriertem Anionenaustauscherharz

zeigte jedoch einen anderen Verlauf (Abb. 2B). Zum einen emittierten die Boden-Gärrest-Gemische das 5- bis 10-fache des Kohlendioxids der Gemische ohne Austauschharz. Wir führen dies auf die Anhebung des pH-Wertes (zwischen ein und drei pH-Stufen) und die dadurch erhöhte Mikroorganismenaktivität zurück. Zum anderen reicht ein 1-Pool-Modell nicht mehr aus, um die Emissionsdaten zu beschreiben. Ein Modell, das von 2 C-Pools ausgeht, liegt deutlich näher an den Daten. Ein Modell mit 3 Pools würde sogar eine noch bessere Anpassung ermöglichen, bringt aber auch mehr Parameter mit sich, die geschätzt werden müssen.

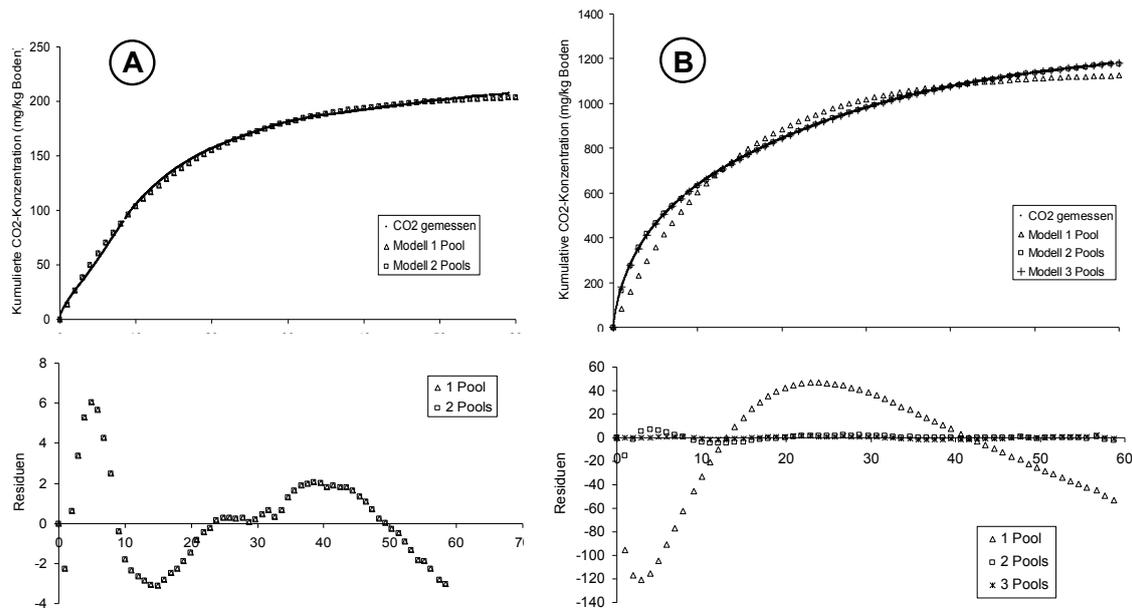


Abbildung 2: Oben: Kumulative CO₂-Freisetzung aus Boden-Gärrest-Gemischen und angepasste Modelle mit 1, 2 oder 3 unterschiedlichen C-Pools. Unten: Residuen zwischen Daten und Modellen. A: bei Düngung mit Gärrest Gü, ohne Harz, B: bei Düngung mit Gärrest Gü, mit Harz

Die C-Mineralisierung in den Gärresten selbst stieg in folgender Reihenfolge an: KI < Gü < M (Abb. 3). Die C-Mineralisierung des Gärrestes KI liegt sogar unter der der Stallmiste. Wir vermuten, dass ein höherer Anteil an Schwermetallen zu einer Hemmung der Mikroorganismen und deshalb zu einer geringeren Abbaurrate führt. Vom Gärrest M wird sogar mehr C mineralisiert als zugegeben wurde (fast 120 %). Das bedeutet, dass durch die Zugabe des Gärrests M mehr bodeneigener Kohlenstoff abgebaut worden sein muss als in der ungedüngten Kontrolle. Dieses Ergebnis ist ein erster Hinweis auf Priming-Effekte.

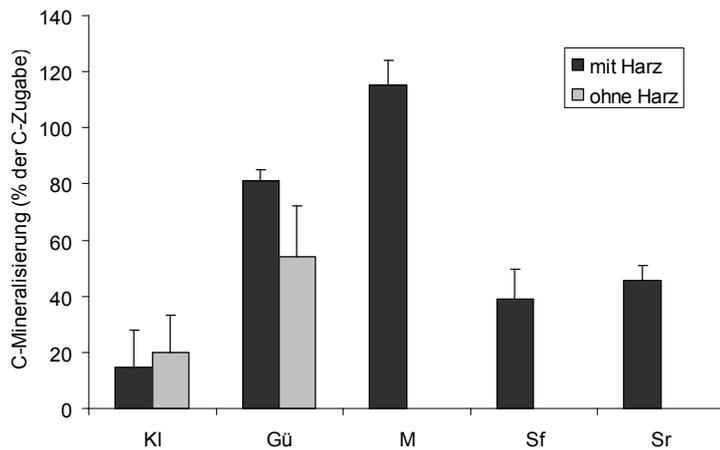


Abbildung 3: Gesamte C-Mineralisierung normiert auf die C-Zugabe durch Gärrest bzw. Stallmist

Die Konzentrationen von verfügbarem NO_3^- stiegen durch die Zugabe von Gärrest M gegenüber der Kontrolle um durchschnittlich 60 % und durch die Zugabe von Gärrest KI um durchschnittlich 80 % (Abb. 4). Diese erhöhten Konzentrationen lassen sich zum einen dadurch erklären, dass während der Vergärung der organischen Substanz im Biogasreaktor organischer N in anorganischen umgewandelt wurde. Dieses erhöhte Angebot an mineralischem N ergibt dann eine größere NO_3^- -Verfügbarkeit im Boden als beispielsweise beim Stallmist. Zum anderen könnte vor allem bei der Zugabe von M auch die starke Mineralisierung der organischen Substanz im Boden (siehe Abb. 3) zu den höheren Nitratgehalten als in der Kontrolle geführt haben. Die stärkere Erhöhung der NO_3^- -Verfügbarkeit von KI gegenüber M könnte auf das engere C/N-Verhältnis zurückzuführen sein (siehe Tab. 1). Auch K und P waren nach Gärrest- aber auch nach Stallmistdüngung in höheren Mengen verfügbar als in ungedüngtem Boden. P war nach KI- und Gü-Düngung verfügbarer als nach Sr- oder M-Düngung. Die Versorgung mit K wurde vor allem durch die Gärreste Gü und M gesteigert.

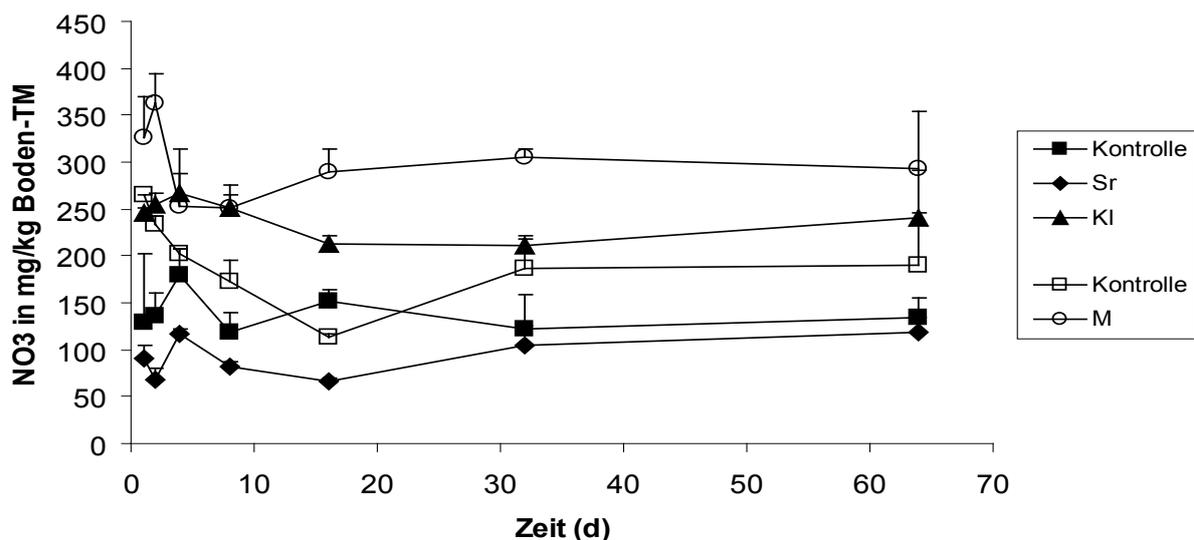


Abbildung 4: Zeitlicher Verlauf der Nitratkonzentrationen in mit Gärresten bzw. Stallmist gedüngten Böden, extrahiert aus den Böden und den Austauschharzen. Ausgefüllte Symbole: Boden mit maistypischem $\delta^{13}\text{C}$ -Signal. Unausgefüllte Symbole: Boden mit mais-untypischem $\delta^{13}\text{C}$ -Signal

4 Schlussfolgerung

Wegen der hohen Variabilität in der chemischen Zusammensetzung von Gärresten aus Rest- und Abfallstoffen sind genaue Analysen der Gärreste über längere Zeiträume vor der Ausbringung auf landwirtschaftliche Nutzflächen notwendig. Nur so lassen sich mittlere Zusammensetzungen verlässlich ermitteln. Die höheren Konzentrationen an Schwermetallen legen den Schluss nahe, dass die Ausbringung vieler Gärreste aus Rest- und Abfallstoffen, ähnlich wie die Ausbringung von Klärschlämmen problematisch ist.

Aufgrund der mit Stallmistern vergleichbaren oder höheren Nährstoffverfügbarkeit eignen sich Gärreste prinzipiell gut als Dünger. Jedoch können sie je nach Ausgangsmaterial auch schnell abgebaut werden und ihre Düngewirkung damit nur kurz- bzw. mittelfristig entfalten. Zur naturnäheren Untersuchung der Umweltwirkungen von Düngern muss der Einfluss von Pflanzenwurzeln berücksichtigt werden. Insbesondere für den wurzelnahen Bereich werden andernfalls pH-Wert und C-Mineralisierung unterschätzt. Unsere ersten Versuche in diese Richtung zeigen, dass die C-Mineralisierung bei Nichtberücksichtigung dieser Effekte nicht nur hinsichtlich ihres Ausmaßes, sondern auch hinsichtlich ihrer Komplexität unterschätzt wird. Letzteres wird dadurch deutlich, dass bei den Varianten mit Austauschharz Modelle mit mehreren Pools mit sehr unterschiedlichen Ratenparametern benötigt wurden.

5 Literatur

BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (BMELV), WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT AGRARPOLITIK (2007): Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung – Empfehlungen an die Politik.

PÖTSCH, E.M., E. PFUNDTNER, R. RESCH und P. MUCH (2004): Stoffliche Zusammensetzung und Ausbringungseigenschaften von Gärrückständen aus Biogasanlagen.– 10. Alpenländisches Expertenforum, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein.

WEILAND, P. (2010): Biogas production: current state and perspectives.– Appl. Microbiol. Biotechnol. 85: pp. 849 – 860.

Windparks in Niederösterreich – Minimierung der Auswirkungen auf den Boden

G. Sutor¹, A. Knoll²

Büro LAND-PLAN, Kriegersiedlung 5, D-85560 Ebersberg¹
REGIOPLAN INGENIEURE Salzburg GmbH, Jakob-Haringer-Straße 1, A-5020 Salzburg²
E-Mail: sutor@Marktedwitz.de

Abstract: *Getting a permit to build a wind farm with more than 20 MW in Austria requires going through a procedure in compliance with the Environmental Impact Assessment Directive (EIA). For this, an Environmental Impact Statement (EIS) must be submitted. The example of the “Bad Deutsch-Altenburg Carnuntum” wind farm in Lower Austria shows how soil function assessment has been integrated into the process of consideration and how measures to reduce harmful influences have been designed and incorporated.*

Zusammenfassung: *Die Genehmigung eines Windparks erfordert in Österreich ab 20 MW ein UVP-Verfahren. Hierfür ist eine Umweltverträglichkeitserklärung (UVE) vorzulegen. Am Beispiel des Windparks „Bad Deutsch-Altenburg Carnuntum“ in Niederösterreich wird aufgezeigt, wie die Bodenfunktionsbewertung in den Abwägungsprozess eingeflossen ist und Minderungsmaßnahmen für Eingriffe konzipiert und integriert wurden.*

Keywords: preventive soil protection, measures to reduce harmful influences, soil function assessment, Environmental Impact Assessment Procedure (EIA), wind farm;

Schlagworte: Vorsorgender Bodenschutz, Minderungsmaßnahmen, Bodenfunktionsbewertung, UVP-Verfahren, Windpark;

1 Einleitung

Nach dem österreichischen UVP-Gesetz erfordert die Genehmigung eines Windparks ab 20 MW ein UVP-Verfahren. Hierfür ist eine Umweltverträglichkeitserklärung (UVE) vorzulegen, in welcher u. a. die wesentlichen Auswirkungen durch das Vorhaben auf die Schutzgüter darzustellen sind. Im Jahr 2011 wurden entsprechende UVE-Unterlagen für mehrere Windparks im Osten des Bundeslandes Niederösterreich im Raum zwischen der Donau und dem Neusiedler See erstellt [1]. Das Schutzgut Boden wurde jeweils auf Grundlage der Bewertung der Bodenfunktionen berücksichtigt und geht somit im Sinne des vorsorgenden Bodenschutzes in die Genehmigungsplanung des UVP-Verfahrens ein.



Abbildung 1: Bestehende WEAs an der „Alten Ungarnstraße“ im Projektgebiet

Am Beispiel des Windparks „Bad Deutsch-Altenburg Carnuntum“ (mit insgesamt neun Windenergieanlagen (WEAs), siehe Abbildung 1) wird aufgezeigt, wie die Bodenfunktionsbewertung in den Abwägungsprozess eingeflossen ist.

¹ Die Erstellung der UVE erfolgte jeweils im Unterauftrag für die ENERGIEWERKSTATT Consulting GmbH in Munderfing / Oberösterreich, die bereits zahlreiche Windparks in Österreich und im benachbarten Ausland projektiert und realisiert hat

Weiterhin wird aufgezeigt, wie aufgrund der Bewertungsergebnisse fach einschlägige Minderungsmaßnahmen für verbleibende Eingriffe konzipiert und in das Einreichprojekt integriert wurden.

2 Bodenfunktionsbewertung im Abwägungsprozess

2.1 Vorsorgender Bodenschutz in der Genehmigungsplanung

Der Bodenanspruch des Vorhabens in Bau- und Betriebsphase betraf vorrangig höchstwertige Ackerböden, darunter tief entwickelte Schwarzerden aus Löss, die die westliche pannonische Tiefebene in großen Bereichen prägen.

Als Bewertungsmethode für die UVE wurde eine ökologische Risikoanalyse gewählt, die eine Einstufung jedes Schutzguts nach seiner Sensibilität erfordert. Diese erfolgte im Schutzgut Boden anhand der Bodenteilfunktionen:

- Standort für Bodenorganismen
- Standortpotential für natürliche Pflanzengesellschaften
- Natürliche Bodenfruchtbarkeit
- Abflussregulierung
- Filter und Puffer für Schadstoffe

Die Bodenfunktionsbewertung erfolgte auf der Grundlage der Daten der Österreichischen Bodenkartierung (eBOD-Daten) im Maßstab 1:25.000. Der Engere Untersuchungsraum (800 m-Radius um die WEAs) schließt 504,38 ha, davon 500,56 ha landwirtschaftliche Nutzfläche ein. Davon werden vom Vorhaben 19,45 ha beansprucht (Planungsgebiet). Das Planungsgebiet umfasst den 5 m-Buffer um die WEAs sowie sonstige unmittelbar beanspruchte Flächen, insbesondere Zufahrten und Montageplätze (siehe Abbildung 2).

Vom Vorhaben waren Feuchtschwarzerden, Tschernoseme und Paratschernoseme betroffen. Für den überwiegenden Teil dieser Böden wurde in der Folge eine hohe, seltener eine mittlere oder geringe Sensibilität ermittelt (vgl. Abbildung 2). Insbesondere wurden durch die Fundamente der Windenergieanlagen (mit einer Ausnahme) durchwegs Böden hoher Sensibilität beansprucht.

Für die genannten Bodenteilfunktionen wurde nach KNOLL & SUTOR (2010) der „Raumwiderstand Boden“ ermittelt, der im Weiteren als Grundlage für die Sensibilitätsbewertung Verwendung fand.

Für die Beschreibung und Bewertung der Auswirkungen im Schutzgut Boden wurden die Flächen innerhalb des Planungsgebiets in folgenden Kategorien eingeteilt:

- Dauerhaft beanspruchte, versiegelte Flächen [**d1**]: Fundament der WEAs
- Dauerhaft beanspruchte, nicht versiegelte Flächen [**d2**]: Montageplätze, Bauzufahrten
- Dauerhaft beanspruchte, nicht versiegelte Flächen [**d3**]: Bestehende Wege, neu zu errichten – diese Flächen werden vor, während und nach der Bauphase als Wege genutzt
- Temporär beanspruchte, nicht versiegelte Flächen [**t**]: Aushubflächen zur Gründung des Fundaments, Vormontageflächen, zusätzliche Lagerflächen neben den Montageflächen, Erdkabeltrassen sowie ein 100 m Umkreis um die WEAs als potentielle Fläche, z. B. für die Lagerung von Bodenaushub – diese Flächen werden nach Abschluss der Bauphase wieder rekultiviert und landwirtschaftlich genutzt.

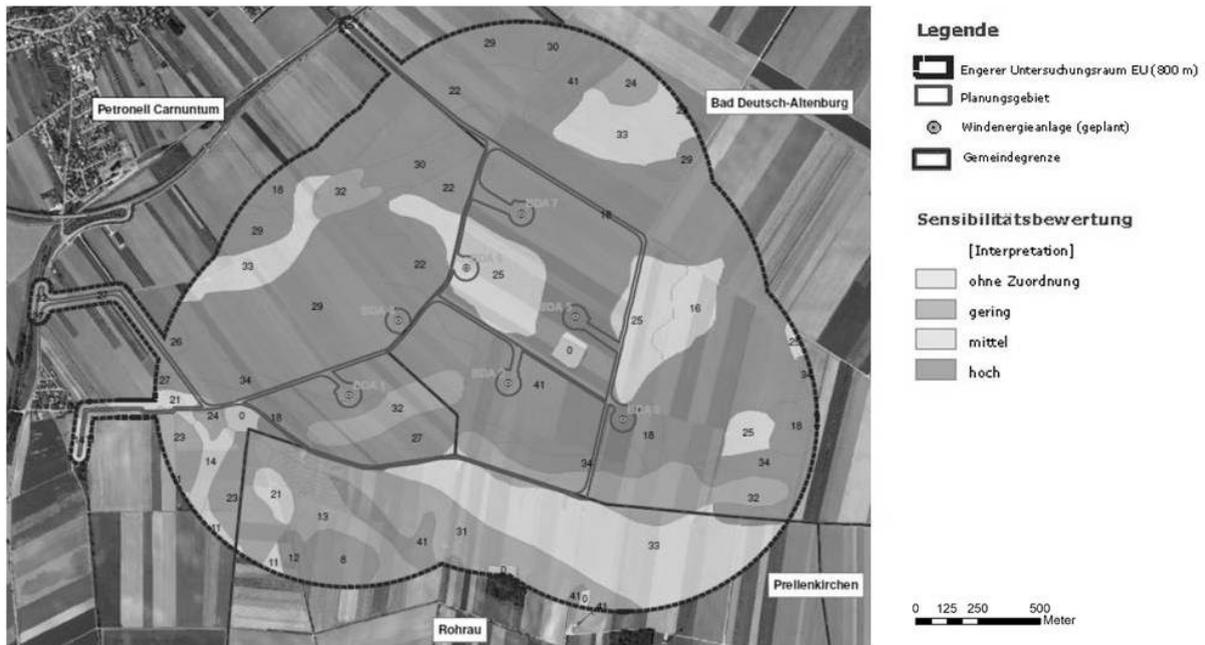


Abbildung 2: Beispiel: Sensibilitätsbewertung im Schutzgut Boden auf Grundlage einer Bewertung der Bodenteilfunktionen

Die verschiedenen Flächenkategorien haben auf die Bodenteilfunktionen unterschiedliche Auswirkungen (Abbildung 3):

Innerhalb des Planungsgebiets werden 1,15 ha [d1] dauerhaft versiegelt und verlieren ihre Bodenteilfunktionen. 0,94 ha [d2] werden dauerhaft beansprucht, aber nicht versiegelt und erhalten nach Abschluss der Bauphase ihre Bodenteilfunktionen in wesentlichen Teilen zurück. 10,19 ha sind bestehende Wege [d3], die vor, während und nach der Bauphase als Wege genutzt werden. Die Bodenteilfunktionen, die nur noch z.T. vorhanden sind, werden allenfalls geringfügig beeinträchtigt. Temporär beanspruchte Böden [t] (7,16 ha) erhalten am Ende der Bauphase nach sachgerechter Rekultivierung ihre Bodenteilfunktionen weitgehend zurück und werden wieder landwirtschaftlich genutzt.

Flächenkategorie	Art der Beanspruchung	Beschreibung der Flächenkategorie - in Hinblick auf die Bodenteilfunktionen	Beschreibung der Auswirkungen auf die ...				
			Lebensraumfunktion	Standortfunktion	Produktionsfunktion	Reglerfunktion	Pufferfunktion
d1		versiegelt; völliger Verlust des Bodenkörpers (3,50 Tiefe)	völliger Verlust der Bodenteilfunktion				
d2	dauerhaft	nicht versiegelt; volumenbezogene Bodenteilfunktion - teilweiser Verlust	tw. V.			tw. V.	tw. V.
		flächenbezogene Bodenteilfunktion - vollflächiger Verlust		v.V.	v.V.		
d3		nicht versiegelt; Bodenteilfunktionen sind durch Wegebau bereits beeinträchtigt; weitere Beeinträchtigung gering	+/-	n.v.	n.v.	+/-	+/-
t	temporär	nicht versiegelt; Boden wird nach der Bauphase wieder rekultiviert und weiter landwirtschaftlich genutzt	weitgehende Wiederherstellung der Bodenteilfunktion				
tw. V. teilweiser Verlust							
v. V. vollflächiger Verlust							
+/- keine erkennbare Auswirkung							
n.v. nicht mehr vorhanden							

Abbildung 3: Auswirkungen des Vorhabens auf die Bodenteilfunktionen

Die Auswirkungen des Vorhabens auf das Schutzgut Boden werden unter Berücksichtigung der im Projekt festgelegten Vermeidungs-, Minderungs- und Ausgleichsmaßnahmen gemäß Abbildung 4 wie folgt bewertet. Die Bewertung der Wirkungsintensität erfolgt in Abhängigkeit von der Flächenkategorie.

Sensibilität	Wirkungsintensität Boden	Flächenkategorie	Flächen mit Auswirkungserheblichkeit				
			sehr hoch	hoch	mittel	gering	vernachlässigbar
gering	gering	t, Puffer					0,1572
gering	mittel	d2				0,0749	
mittel	gering	t, Puffer				2,3328	
mittel	mittel	d2			0,0743		
mittel	hoch	d1		0,1653			
hoch	gering	t, Puffer			4,6692		
hoch	mittel	d2		0,7921			
hoch	hoch	d1	0,9921				
n.betr.	n.betr.	d3				10,1885	
Summe [ha]			0,9921	0,9574	4,7435	12,5962	0,1572
Fläche gesamt [ha]:							19,4464
n.betr.	nicht betrachtet						
Puffer	Pufferflächen im Planungsraum						

Abbildung 4: Schutzgut Boden: Flächenbilanz der Auswirkungserheblichkeit für das Planungsgebiet

Da die meisten Böden im Engeren Untersuchungsraum – und somit auch im Planungsgebiet – eine hohe Sensibilität aufweisen, befinden sich die höchsten Flächenanteile in diesem Bereich und zwar 4,66 ha mit einer mittleren Auswirkungserheblichkeit (AEH), 0,79 ha mit einer AEH „hoch“ und 0,99 ha mit einer AEK „sehr hoch“.

Bei den „nicht betrachteten“ Flächen handelt es sich um Wege, die vor der Bauphase bereits als Wege genutzt wurden und im Zuge der Baumaßnahmen zwar neu aufgebaut werden, aber die Bodenfunktionen nicht verändern (d3-Flächen). Diesen wurde abweichend von der Methodik der Ökologischen Risikoanalyse ohne Betrachtung einer Wirkungsintensität eine AEH von „gering“ zugewiesen.

Demnach wird lediglich ein sehr geringer Anteil von Böden dauerhaft in Anspruch genommen (d1- und d2-Flächen, insgesamt 2,10 ha), wobei der Bodenkörper (zumindest die humosen Horizonte) in unmittelbarer Nähe zum Eingriffsort erhalten wird (der humose A-Horizont wird auf benachbarten Flächen aufgebracht).

Der bei Weitem überwiegende Teil der vorübergehend beanspruchten Flächen wird fachgerecht rekultiviert, sodass die Bodenfunktionen weitgehend erhalten bleiben.

2.2 Minderungsmaßnahmen für verbleibende Eingriffe

Entsprechend den Erfordernissen des UVP-Verfahrens wurden in der Folge Maßnahmen zur Eingriffsminderung definiert. Hierzu konnte auf die „Richtlinien für die sachgerechte Bodenrekultivierung land- und forstwirtschaftlich genutzter Flächen“ des Fachbeirats für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft zurückgegriffen werden (BMLFUW 2012).

Insbesondere sind dort Kriterien für einen schonenden Umgang mit humosen Bodenhorizonten beim Abtrag, bei der Zwischenlagerung und beim Wiederauftrag festgelegt, sowie eine fach-

und funktionsgerechte Wieder- bzw. Weiterverwendung vorgesehen. Die Ausführungen gelten für Bodenaufträge auf landwirtschaftlich genutzte Böden.

Für die verbleibenden Eingriffe wurden funktionsbezogen, je nach Flächenkategorie unterschiedliche Ausgleichsmaßnahmen definiert, mit denen eine funktionsgerechte Weiterverwendung der beanspruchten Böden gewährleistet wird. Diese sind:

- d1-Flächen: Für die Dauer des Betriebs der Windenergieanlagen (ausgegangen wird von einer Betriebsdauer von 20 Jahren) sorgt das Fundament der WEA für einen vollständigen Verlust der Bodenfunktion. Der humose Oberboden (A-Horizont), der hier bis zu 60 cm (!) mächtig ist, wird im engeren Umkreis (meist auf nahe liegende Flächen der Eigentümer) ausgebracht und geht somit dem Naturhaushalt nicht verloren. Damit wird der Anteil der Bodenteilfunktion „Produktion“ und „Abflussregulierung“, der in vielen Bodenformen eine hohe Bewertung auslöst (57 % der Fläche im Engeren Untersuchungsraum der BTF „Produktionsfunktion“ und 70 % der BTF „Reglerfunktion“) im unmittelbaren Umkreis erhalten. Der Unterboden ist oft mit einem hohen Grobanteil durchsetzt. Dieser wird entweder sachgerecht zwischengelagert oder bereits im Zuge der Bauarbeiten fachgerecht entsorgt.
- d2-Flächen: Die volumenbezogenen Bodenteilfunktionen (BTF) „Lebensraum“, „Abflussregulierung“ und „Puffer“ behalten nach Beendigung der Bauphase teilweise ihre Funktion. Für die flächenbezogenen BTF „Standort“ und „Produktion“ bedeutet es jedoch für die Dauer des Betriebs der WEAs einen vollflächigen Verlust. Nach einem Rückbau der WEAs können aber alle BTF, auch „Standort“ und „Produktion“ weitgehend wiederhergestellt werden.
- d3-Flächen: Diese Flächen, die bereits vor der Bauphase, während und nach dieser als Wege genutzt werden, ist keine Funktion der BTF „Standort“ und „Produktion“ mehr vorhanden. Die BTF „Lebensraum“, „Abflussregulierung“ und „Puffer“ sind noch teilweise vorhanden. Diese werden durch das Vorhaben nicht weiter beeinträchtigt.
- t-Flächen: Diese Flächen werden während der Bauphase temporär der landwirtschaftlichen Nutzung entzogen und werden nach Beendigung der Bauphase und erfolgter, sachgerechter Rekultivierung wieder landwirtschaftlich genutzt. Die Bodenfunktionen werden weit überwiegend wieder hergestellt. Die Installierung einer bodenkundliche Baubegleitung oder ökologische Bauaufsicht dienen ggf. dem rechtzeitigen Erkennen von Auswirkungen, bei der Projektierung (noch) nicht absehbar sind und dem Ergreifen geeigneter Gegenmaßnahmen bei deren Auftreten.

3 Fazit und Ausblick

Mit der dargestellten Methodik wurde das Schutzgut Boden nachvollziehbar und transparent in den Abwägungsprozess mit den anderen UVP-Schutzgütern eingespeist. Der Aufwand für die Bodenfunktionsbewertung konnte dank einer Bewertungsroutine mit wenigen Arbeitstagen im Verhältnis zu anderen UVP-Schutzgütern relativ gering gehalten werden.

Durch die funktionsbezogene Betrachtung konnte zum einen aufgezeigt werden, welche Beeinträchtigungen zu erwarten sind, und ggf. Konflikte identifiziert und beschrieben werden, sowie welche konkreten Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung zum Erhalt und zur Wiederherstellung der Bodenfunktionen ergriffen werden können.

Die Ergebnisse konnten zudem auch für die Beurteilung der Auswirkungen des Vorhabens auf die Landwirtschaft herangezogen werden. Die auf der Grundlage der Bodenfunktionsbewertung konzipierten Minderungs- und Ausgleichsmaßnahmen wurden schließlich von der zuständigen Behörde in die Bescheidaufgaben des UVP-Bescheids übernommen.

Das Vorhaben ist mittlerweile rechtskräftig bewilligt.

In Österreich befindet sich die funktionsbezogene Betrachtung in der Etablierungsphase. Seit 2009 haben Oberösterreich (KNOLL & SUTOR 2010) und das Land Salzburg (KNOLL ET AL. 2010, 2011) Pilotvorhaben gestartet und/oder einen Leitfaden bereitgestellt.

Auf Bundesebene ist derzeit eine Norm zur Bodenfunktionsbewertung in Bezug auf Begriffe, Anwendungsfälle und Methodik in Ausarbeitung („ÖNORM L 1076 Bodenfunktionsbewertung“). Parallel dazu entsteht eine Publikation „Grundlagen und Erläuterungen zur ÖNORM L 1076“ des österreichischen Lebensministeriums. Eine Veröffentlichung ist bis Ende 2012 geplant.

Außerdem wird die funktionsbezogene Betrachtung des Schutzguts Boden in der Neuauflage des UVE-Leitfadens des Umweltbundesamtes (UBA 2008) festgeschrieben, die Anfang 2013 erscheinen soll.

4 Literatur

BMLFUW BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (HRSG.) (2012): Richtlinien für die sachgerechte Bodenrekultivierung. 56 Seiten – Wien. – www.lebensministerium.at/publikationen/land/RL_sachgerecht_boden.html (Zugriff 09.08.2012).

KNOLL, A. & SUTOR, G. (2010): „Pilotprojekt Boden“ – Bewertung von Bodenfunktionen in Planungsverfahren – im Auftrag der Oberösterreichischen Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Umweltschutz, 83 Seiten, Linz. – www.land-oberoesterreich.gv.at/cps/rde/xbcr/SID-07253ED4-9A616017/ooe/US_Bod_Pilotprojekt_Boden_Endbericht_23_4_10.pdf (Zugriff 10.07.2012).

KNOLL, A.; SUTOR, G. & MEIER, R. (2010): Bodenschutz bei Planungsvorhaben im Land Salzburg – Leitfaden im Auftrag des Amtes der Salzburger Landesregierung, Referat Agrarwirtschaft, Bodenschutz und Almen, Land Salzburg (Hrsg.), 39 Seiten – Salzburg. – www.salzburg.gv.at/pdf_98401a_lf_bodenschutz_formatierte_version_broschuerendruck.pdf (Zugriff 10.07.2012).

KNOLL, A.; SUTOR, G. & MEIER, R. (2011): Bodenschutz bei Planungsvorhaben im Land Salzburg. – Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, Heft 78, Seite 51 – 88, Wien.

UBA UMWELTBUNDESAMT (HRSG.) (2008): UVE-Leitfaden – Ein Information zur Umweltverträglichkeitserklärung. – Überarbeitete Fassung 2008, 172 Seiten – Wien. – www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0184.pdf (Zugriff 09.08.2012).

Bau und Betrieb von Windkraftanlagen – Auswirkung auf Boden und Grundwasser

J. Zausig

GeoTeam GmbH, Zum Kugelfang 19, 95119 Naila

E-Mail: joerg.zausig@geoteam-umwelt.de

Abstract: *The building of wind power stations causes strong impact in natural soil conditions by building constructional roads, pre-assembly areas and contact areas for heavy lift cranes. Risks for ground water and soils are caused by machine and transformer oils and coolants. The protection of natural soil condition and groundwater quality require the same measures the extensive loss of natural soil functions as well as loss of a groundwater protecting layer.*

Zusammenfassung: *Der Bau von Windkraftanlagen erfordert massive Eingriffe in den Boden durch Flächeninanspruchnahme und sehr hohe Anforderungen an die Tragfähigkeit des Untergrundes. Bau und Betrieb bedingen Risiken für das Grundwasser. Bodenschutzmaßnahmen dienen der Wiedererlangung der natürlichen Bodenfunktionen von nur zeitweise in Anspruch genommenen Flächen, aber auch dem Grundwasserschutz.*

Keywords: construction and operation of wind power stations, soil protection, groundwater protection;

Schlagworte: Bau und Betrieb von Windenergieanlagen, Bodenschutz, Grundwasserschutz;

1 Einleitung

Der Landkreis Hof gilt aufgrund der topografischen Situation als einer der windhöufigsten Landkreise Bayerns. Projektierung und Bau von Windparks entfalten hier seit wenigen Jahren eine sehr dynamische Entwicklung. Der Vorlauf im Vergleich zu anderen Gebieten Bayerns beträgt nach Angaben von Projektentwicklern etwa 2 bis 3 Jahre.

Mit Stand 30.06.2012 waren in Deutschland 22.664 WEA mit einer Nennleistung von 30.016 MW errichtet. Davon wurden 414 Anlagen mit einer Gesamtleistung von 1.004 MW im ersten Halbjahr 2012 errichtet. Mit Stand 31.12.2011 verfügt Niedersachsen über 7.039 MW installierte Leistung, NRW über 3.070 MW, Schleswig-Holstein über 3.271 MW, Berlin-Brandenburg über 4.600 MW, Sachsen-Anhalt über 3.642 MW und Bayern über 683 MW. Die genannten Länder verfügen über etwa 75 % der installierten Leistung.

Der bayerische Windenergieerlass vom 20.12.2011 spricht von 684 bereits errichteten oder geplanten Anlagen und etwa 1.000 bis 1.500 erwarteten weiteren WEA im Freistaat Bayern bis 2020.

Im Landkreis Hof wurde die erste WEA mit einer Nennleistung von 600 KW bereits 1997 errichtet. Stand Mai 2012 waren 55 WEA mit einer Nennleistung von 106 MW am Netz, 34 weitere mit einer Nennleistung von 81 MW genehmigt und 19 weitere mit einer Nennleistung von etwa 50 MW im Genehmigungsverfahren bzw. beantragt. Für den Landkreis Hof wird eine Windenergie-Gesamtnennleistung von etwa 300 MW aus etwa 120 bis 140 Anlagen erwartet.

2 Standortwahl

WEA sind gemäß § 35 Abs.1 Nr. 5 BauGB im Außenbereich privilegierte Vorhaben. Sie sind zulässig, wenn öffentliche Belange nicht entgegenstehen und ihre ausreichende Erschließung gesichert ist. Die Standortwahl erfolgt in der Regel innerhalb einer Vorrang- oder Vorbehaltsfläche für Windenergienutzung, wie sie momentan in eigenen Fachplänen zur Regionalplanung definiert werden, ausschließlich unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten

(Windhöffigkeit, optimierte räumliche Anordnung der WEA in einem Windpark, Optimierung der Investitionskosten). Die Vorrangflächen ergeben sich aus der Verschneidung aller mit einem Vorrang (Naturschutz, Landschaftsschutz, Immissionsschutz, Luftfahrt, Richtfunkverbindungen, militärisch genutzte Flächen, Siedlungsräume etc.) belegten Flächen. Der definierte Vorrang genießt tatsächlichen Schutzstatus, da rechtlich gesehen ein Vorrang einzuräumen ist bzw. ein konkurrierender Vorrang nicht möglich ist. Vorranggebiete zur Sicherung schutzwürdiger Böden sind nicht ausgewiesen. Die Vorrangflächen für die Trinkwassergewinnung umfassen die Engeren Schutzzonen von Wasserschutzgebieten oder sensible Bereiche von Trinkwassereinzugsgebieten. Die Weiteren Schutzzonen werden ebenso wie definierte Einzugsgebiete für Trinkwassergewinnungsanlagen ohne Schutzstatus eines Wasserschutzgebietes als Vorbehaltsflächen für die Wassergewinnung betrachtet bzw. sind als solche ausgewiesen. Im Wasserschutzgebiet (Zone III) bzw. auf Vorbehaltsflächen ist der Bau von WEA nach fachlicher Einzelfallprüfung und unter Zustimmung des Wasserversorgungsunternehmens möglich (Konformität mit WSG-VO?).

Für den Freistaat Bayern sind die Windhöffigkeit und die resultierenden Vorrangflächen in der Fachschule Windenergie des Energieatlas Bayern dokumentiert und über die Homepage des Landesamtes für Umwelt bzw. die Homepage des StMUG abrufbar.

3 Inanspruchnahme von Böden

Der Bau von WEA in der heute auch im Binnenland üblichen Leistungsklasse 2,5 W bis 3 MW erfordert auch abseits der eigentlichen Gründungsarbeiten massive Eingriffe in den Boden durch den Bau von Baustraßen, die in Traglast und Radien für Schwerlastverkehr geeignet sind, von Aufstandsflächen für die Schwerlast- Krananlagen und Vormontageflächen für die Anlagenteile.

Zu nennen sind ferner die Leitungstrassen von in der Regel mehreren Kilometern Länge für Erdkabel bis zum Anschlusspunkt an das öffentliche Netz.

3.1 Flächenverbrauch

Allein die Aufstellflächen, die in Mineralbeton errichtet werden und dauerhaft erhalten bleiben, umfassen je Windkraftanlage der Leistungsklasse 2,5 bis 3 W etwa 0,3 ha, die nach Fertigstellung der WEA zurückzubauenden Lager- und Vormontageflächen nochmals ca. 0,2 ha. Für Zuwegungen kann im Durchschnitt pro WEA ein Flächenbedarf von etwa 0,3 bis 0,4 ha pro WEA für den Bau schwerlastgeeigneter Zufahrten angesetzt werden (Neuinanspruchnahme von Land- oder Forstwirtschaftsfläche).

Insgesamt fallen somit pro WEA etwa 0,6 ha Fläche dauerhaft aus der landwirtschaftlichen oder forstlichen Nutzung. Etwa 0,2 bis 0,3 ha werden nach Abschluss der Baumaßnahme wieder rekultiviert. Bei Waldstandorten beträgt die Rodungsfläche zusätzlich etwa 0,4 ha (insgesamt etwa 1 ha), da der Wirkkreis der Rotoren dauerhaft baumfrei zu halten ist.

Die bislang entstandenen Verluste an land- und forstwirtschaftlicher Bodenfläche können daher deutschlandweit auf etwa 100 km² geschätzt werden. Mit dem prognostizierten Endausbauzustand von WEA im Jahr 2020 dürfte der Verlust von landwirtschaftlich oder forstwirtschaftlich genutzter Fläche im Freistaat Bayern etwa 12 km² (1.200 ha) betragen, im Landkreis Hof etwa 85 ha.

3.2 Maßnahmen des Bodenschutzes

Vor allem für die Baubedarfsflächen, die nach Abschluss der Bauphase rekultiviert werden, ist ein Erhalt bzw. die Wiederherstellung der natürlichen Bodenfunktionen, insbesondere der Bodenfruchtbarkeit, nicht nur wünschenswert und von den betroffenen Landwirten eingefordert, sondern auch gesetzlicher Auftrag (BBodSchG § 1, § 4, § 7).

Erforderlich, aber längst nicht Standard wäre daher die Umsetzung der DIN 19731, die den

Umgang mit Boden und Bodenaushub bei Erdbaumaßnahmen definiert, u. a. die Ausführung von Erdbaumaßnahmen nur bei geeigneten Witterungsverhältnissen und nicht bei nassen Böden. Ein schonender Umgang mit Boden und Bodenaushub bedarf nicht nur Sach-, sondern auch Fachkenntnis und wird ohne eine Bodenkundliche Baubegleitung, wie sie in der Schweiz bereits seit längerem (i. d. R. ab einer Abtragsfläche von 5.000 m²) eingeführt ist, nicht im Sinne des BBodSchG erfolgen.

Dabei geht es nicht nur um Abtrag und getrennte Lagerung des humosen Oberbodens, sondern um einen weitgehenden Erhalt der natürlichen Bodenfunktionen im gesamten durchwurzelbaren Boden.

Die Kernpunkte des schonenden Umgangs mit dem Boden lauten:

- Kein Befahren, kein Verdichten
- Erdarbeiten nur bei günstiger Witterung
- Schonende Handhabung bei Abtrag und Aufsetzen
- Erhalt der Bodenstruktur
- Sortengetrennte Lagerung nach Körnung und Humusgehalt
- Lager richtiger Wiedereinbau der Substrate bei der Rekultivierung ohne Verdichtung über die standortbezogenen Lagerungsdichten hinaus

Wünschenswert wäre auch die gezielte funktionsgerechte Nutzung der nicht zur Rekultivierung von Baubedarfsflächen genutzten Bodenabtragsmassen zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit angrenzender land- und forstwirtschaftlicher Standorte.

4 Maßnahmen des Grundwasserschutzes

4.1 Risiken aus Bau und Betrieb von WEA

Das Thema Grundwasserschutz ist bei WEA nicht nur wegen der Bodeneingriffe für die Fundamentplatte (ca. 25 m bis 28 m Durchmesser, Gründungstiefe bis etwa 4,5 m unter GOK, bei ungünstigen Untergrundverhältnissen auch Pfahlgründung) und des großflächigen Bodenabtrags für die Baubedarfsflächen mit der damit einhergehenden Verletzung der grundwasserschützenden Deckschichten und den Risiken aus Havarien während des Baustellenbetriebes (Teleskopkrananlagen mit der erforderlichen Hubhöhe benötigen ca. 1.000 l Hydrauliköl bei sehr hohen Betriebsdrücken) betroffen, sondern auch im Betrieb, da es sich im Grundsatz um Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen handelt.

Neuere Anlagen der 3 MW-Klasse enthalten bis zu etwa 700 l Getriebeöl (WGK 2), zusätzlich bis etwa 200 kg Hydrauliköle und Schmieröle- oder Fette. Werden Transformatoren mit Mineralöl als Isoliermedium eingesetzt, so kommen weitere 500 bis 1.000 l Öle der WGK 1 dazu.

Die Hauptrisiken ergeben sich aus dem etwa alle 3 bis 5 Jahre erforderlichen Getriebeölwechsel unter hohem hydrostatischem Druck (Gondelhöhen 120 bis 150 m) und dem in der Regel nicht vorhandenen flüssigkeitsdichten Abfüllplatz mit Rückhaltevorrichtung. Ferner sind Havarien in der Anlage selbst infolge Brand, Blitzschlag und Sturmschäden nicht ausgeschlossen, wurden in den letzten Jahren mehrfach dokumentiert und dürften mit dem Alter der Anlagen zunehmen.

Bei getriebelosen Anlagen mit Trockentransformator reduziert sich der Einsatz wassergefährdender Stoffe auf etwa 100 bis 200 kg Schmiermittel und Hydrauliköle. Die Betriebsrisiken werden somit deutlich minimiert, so dass getriebelose Anlagen eher mit den Anforderungen des Grundwasserschutzes bzw. Trinkwasserschutzes übereinstimmen.

Fragen nach den Risiken für das Grundwasser ergeben sich bei der Projektierung von WEA

regelmäßig dann, wenn Wasserschutzgebiete betroffen sind. Es handelt sich meist um Projektierungen in der Zone III (Äußere Schutzzone) oder sensiblen Wassereinzugsgebieten von Trinkwassergewinnungsanlagen ohne Schutzstatus, da es sich entweder um ältere Schutzgebietsausweisungen ohne Neufestsetzung handelt, teils auch um Wassereinzugsgebiete mit neuem Schutzgebietsvorschlag noch ohne Festsetzung oder Berücksichtigung in der Regionalplanung.

Eine Einzelfallentscheidung, ob eine WEA am vorgesehenen Standort möglich ist, wird sich dann an den hydrogeologischen Rahmenbedingungen, am Anlagentypus und an der räumlichen Situation von WEA, Baustelleneinrichtung und Zufahrt zum Wasserschutzgebiet orientieren.

4.2 Maßnahmen zur Minderung der Risiken aus der Bauphase und Betriebsphase

Die Risiken aus der Freisetzung wassergefährdender Stoffe lassen sich mit geringem Mehraufwand und einfachen Mitteln deutlich reduzieren:

Fundamentgrube:

- Zeitnahes Einbringen einer flüssigkeitsdichten Sauberkeitsschicht in die Fundamentgrube zur Abdeckung des offenliegenden durchlässigen/klüftigen Gesteins
- Oberflächennahe Ringdränage um die Fundamentplatte zur Abführung von Oberflächenwasser

Kraufstellfläche und Vormontageflächen:

- Sofern geotechnisch geeignet, tiefere Bodenschichten (B und Cv-Horizonte) mit hohem Grundwasserschutzpotenzial belassen (Eingriffstiefe minimieren)
- Planie mit definierter Entwässerungsrichtung herstellen vor dem Aufbau der Tragschichten aus gebrochenem Hartstein
- Sofern möglich, provisorisches Auffangbecken herstellen

Verlegung von Erdleitungen

- Leitungsverlegung mit Kabelpflug oder lagerichtiger Wiedereinbau der Substrate
- Vermeidung der Entstehung von größeren Hohlräumen und Vertikalporen mittels angepasster Arbeitsmethoden und Rekultivierungstechniken

5 Schlussfolgerungen

- Auch der Windenergiebeitrag zur Energiewende ist mit einer erheblichen Flächeninanspruchnahme verbunden (vollständiger Verlust der natürlichen Bodenfunktionen).
- Der schonende Umgang mit umzulagerndem Bodenmaterial kann insbesondere auf flachgründigen Standorten, wie sie in den nordostbayerischen Mittelgebirgen häufig sind, zu einer Verbesserung angrenzender Böden genutzt werden. Sowohl die Bodenfruchtbarkeit als auch die Funktion als grundwasserschützende Überdeckung kann auf angrenzenden Flächen verbessert werden, so dass eine Kompensation von Funktionsverlusten in gewissem Umfang möglich ist.
- Risiken von WEA auf das Grundwasser können mit vertretbarem Aufwand minimiert werden durch Wahl eines entsprechenden Anlagentyps (Betriebsrisiko) und durch einfache Maßnahmen zur Absicherung der Baubedarfsflächen.

6 Literatur

BAYER, STMI ET AL. (2011) Gemeinsame Bekanntmachung vom 20.12.2011: Hinweise zur Planung und Genehmigung von Windkraftanlagen (Windenergie-Erlass), München.

BUNDESVERBAND WINDENERGIE BWE (2012): Daten zur Windenergienutzung in Deutschland; www.wind-energie.de.

KANTON SCHWYZ (2006): Musterheft für die bodenkundliche Baubegleitung BBB für Bauvorhaben mit Bodenrekultivierungen ab 5000 m²; Departement des Inneren, Amt für Umweltschutz des Kanton Schwyz, CH Schwyz.

LANDKREIS HOF, ABT. UMWELT, (2012) Mündliche Mitteilungen zu Ausbaustand und Prognosen der Errichtung von WEA im Landkreis Hof.

Bodenschutz und die DIN 19731 in der ökologischen Baubegleitung bei Linienbauwerken

A. Lehmann, K. Stahr
Universität Hohenheim - Institut für Bodenkunde und Standortslehre,
Fruwirthstraße 47, 70593 Stuttgart
E-Mail: as@uni-hohenheim.de

Abstract: *Legal regulation claim soil protection in Germany, also in line construction. It is necessary to install a pedologist as construction site specialist for the implementation of these regulations. Examples of soil protection measures realised during the construction of the 2012 completed Ethylene Pipeline South in Baden-Württemberg are given. Also, perspectives for further support of soil protection in construction are sketched.*

Zusammenfassung: *Die Umsetzung des in Deutschland auch im Leitungsbau gesetzlich eingeforderten Bodenschutzes macht eine Bodenkundliche Baubegleitung erforderlich. Beispielhaft werden Bodenschutz-Maßnahmen vorgestellt, die bei der bis 2012 gebauten Ethylen-Pipeline Süd in Baden-Württemberg realisiert wurden sowie Perspektiven der weiteren Entwicklung skizziert.*

Keywords: soil protection, pedological construction site specialist, utilization of soil material;

Schlagworte: Bodenschutz, Bau, Bodenkundliche Baubegleitung, DIN 19731;

1 Einleitung

Leitungsbau ist regelmäßig mit irreversiblen Veränderungen von Böden verbunden. Dadurch ergeben sich häufig negative Veränderungen der Leistungsfähigkeit der Böden. In einigen Fällen ist auch eine erhöhte Bodenfunktionalität durch die entsprechenden Erdbaumaßnahmen möglich. Art und Schwere der Beeinflussung der Bodenfunktionen ist insbesondere von den Bodeneigenschaften (beispielsweise Körnung und Feuchte beim Eingriff) sowie von der Ausgestaltung der Baumaßnahmen (beispielsweise Aus- und Einbau von Unterboden ohne Vermischung steiniger und steinfreier Lagen oder Maßnahmen zum Minimieren der Bodenverdichtung) abhängig. Bodenschonende Maßnahmen werden von entsprechenden gesetzlichen Regelungen eingefordert. Hierbei spielen die Aussagen der DIN 19731 zum physikalischen Bodenschutz eine zentrale Rolle. Die entsprechenden Maßnahmen sollten im Landschaftspflegerischen Begleitplan verankert und in Verträgen zwischen Auftraggeber und Auftragnehmer spezifiziert sein. Obschon Grundwissen zum bodenschonenden Leitungsbau vorliegt, bestehen erhebliche Kenntnislücken zu Maßnahmen, um die Bodenfunktionalität der verschiedenen Böden zu erhalten oder wiederherzustellen.

Hintergründe

Im Spannungsfeld von Ökonomie und Ökologie sowie von Einzelinteressen und Gemeinwohl oder auch von Nützen und Schützen kommt der ökologischen und dabei insbesondere der Bodenkundlichen Baubegleitung eine vermittelnde Rolle zu. Dies spiegelt sich in gesetzlichen und nachgesetzlichen Regelungen wider. So fordert das Bundesnaturschutzgesetz Maßnahmen, um Eingriffe in Böden zu minimieren. Das Bundesbodenschutzgesetz grenzt dies auf die Bodenfunktionen ein und formuliert im § 1, Satz 3: „Bei Einwirkungen auf den Boden sollen Beeinträchtigungen seiner natürlichen Funktionen sowie seiner Funktion als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte so weit wie möglich vermieden werden“. Die DIN 19731 zum Umlagern von Bodenmaterial (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG 19731, 1998) macht dann konkrete Aussagen zum Bodenschutz beim Bau und sieht entsprechende Maßnahmen vor. Diese gesetzlichen Vorgaben werden in unserer, durch Eingriffe in die Kulturlandschaft geprägten Region, immer nachdrücklicher insbesondere durch Landbewirtschaftler und

Landeigentümer sowie die Fachbehörden und Öffentlichkeit eingefordert. Mit jeder weiteren größeren Bodenbeanspruchung scheint sich eine kritische Einstellung gegenüber Erdbaumaßnahmen zu verstärken. Zugleich setzt sich in den Kreisen der Bauwirtschaft vermehrt die Erkenntnis durch, dass durch Bodenschutz Folgekosten vermieden werden können und mit weiter reichenden Kenntnissen der Bodeneigenschaften und einem dementsprechend angepassten Bauen die Qualität und Sicherheit, in manchen Fällen auch die Geschwindigkeit des Baufortschritts zu erhöhen ist. So stellt beispielsweise Boris Schucht, der Sprecher des Übertragungsnetzbetreibers 50Hertz mit Bezug zum Ausbau der Stromnetzes klar: *„Hierbei gilt das Prinzip, dass die mit dem Netzausbau einher gehenden Eingriffe in die natürliche und soziale Umwelt auf ein Mindestmaß beschränkt werden müssen.“*

Die im Folgenden vorgestellten Maßnahmen ergeben sich im Wesentlichen durch die im Rahmen der ökologischen, insbesondere der Bodenkundlichen Baubegleitung für die Ethylen-Pipeline Süd in Baden-Württemberg gemachten Erfahrungen. Abschließend wird auf weitere Möglichkeiten für ein kostenbewusstes und bodenschonendes Bauen eingegangen. Zunächst soll jedoch auf die Bedeutung der Bodenkundlichen Baubegleitung eingegangen werden.

Position der Bodenkundlichen Baubegleitung

Umweltbaubegleitung oder ökologische Baubegleitung beinhaltet per se eine Bodenkundliche Baubegleitung. Da die ökologische Baubegleitung jedoch in aller Regel von Personen wahrgenommen wird, die über keine ausreichenden Kenntnisse zu Böden verfügen, ist im Sinne der Verpflichtungen zum, bzw. dem Wunsch nach Bodenschutz bei größeren Baumaßnahmen eine versierte Bodenkundliche Baubegleitung unabdingbar. Sinnvoll kann Bodenkundliche Baubegleitung nur betrieben werden, wenn sie mit einer Weisungsbefugnis ausgestattet ist, die bei groben Verstößen die Kompetenz zum Einstellen des Baus vorsieht. Da Bodenkundliche Baubegleiter auch im günstigen Fall, neben der Kompetenz zum Baustopp, de facto über keine wirksamen Sanktionsmöglichkeiten verfügen, ist deren Fähigkeit zum Erklären von Bodenbelangen beim gemeinsamen Entwickeln tragbarer Lösungen stark gefordert. Dies ist auch vor dem Hintergrund zu sehen, dass personelle Fluktuation im Baugewerbe verbreitet ist und die Bodenkundlichen Baubegleiter regelmäßig in Vertragsverhältnissen mit dem Auftraggeber stehen. Dennoch kann Bodenkundliche Baubegleitung erfolgreich sein, wenn sich Baubegleiter, Bauausführende und Bauherren als Partner verstehen.

In der Schweiz, in der die Ursprünge der Bodenkundlichen Baubegleitung liegen, hat sich der Bedarf an Bodenschutz im Bau in dem seit 2005 etablierten Ausbildungsberuf zum Bodenkundlichen Baubegleiter niedergeschlagen. Die Ausbildung umfasst auch einen Kurs zum Konfliktmanagement. Damit wird dem Bedarf an einer neutralen Person Rechnung getragen, die sowohl die Interessen der Bauausführung, als auch der Landwirtschaft nachvollzieht und entsprechend vermittelt. Mit Bodenkundlicher Baubegleitung besteht somit eine Möglichkeit, die Akzeptanz der Baumaßnahme zu erhöhen und die Zahl der den Baufortschritt gefährdenden Auseinandersetzungen zu vermindern.

Die eigentliche Aufgabe der Bodenkundlichen Baubegleitung ist es, die Bodenschutzmaßnahmen an die Verschiedenartigkeit der Böden anzupassen, soweit dies nicht schon durch die Vorgaben des landschaftspflegerischen Begleitplans festgelegt ist. Besonders schutzbedürftig sind dabei Böden mit hohem Steingehalt im Untergrund, organische und auch sandige Böden mit Dichtschichten, sowie Böden bzw. Bodenhorizonte mit einem Tongehalt, der 40 % übersteigt, aber auch Böden unter biologischer Bewirtschaftung. Da bei biologisch bewirtschafteten Böden die Förderung des Rekultivierungserfolg, durch erhöhte Stickstoffdüngung begrenzt und durch chemische Unkrautbekämpfung ausgeschlossen ist, stellen diese höhere Anforderungen an die Wiederherstellung der Bodenqualität. Grundsätzlich scheint zu gelten: sensible Böden bedingen sensible Bewirtschafter.

2 Wesentliche Maßnahmen der Bodenkundlichen Baubegleitung im Leitungsbau, die sich aus der DIN 19731 und dem Eingriff-Minimierungsgebot des Bundesnaturschutzgesetzes ergeben

Abstimmen der Baumaßnahmen auf die Bodenfeuchte

Eine zentrale Forderung der DIN 19731 ist die Einschränkung, kein nasses Bodenmaterial umzulagern, also Boden mit freiem Wasser von der Umlagerung auszuschließen. Die Überprüfung der Bodenfeuchte lässt sich einfach durch Berühren von repräsentativ ausgewählten, frisch freigelegten Bodenoberflächen durchführen. Fühlt die sich feucht an, gibt aber kein Wasser an die Haut ab, ist der Boden gerade eben ausreichend abgetrocknet. Problematisch wird diese Regelung, wenn in Böden oder Bodenhorizonte eingegriffen werden soll, die im Jahresverlauf die erforderliche Trockenheit voraussichtlich nicht erreichen und zudem natürlich dicht gelagert sein können. In diesen Fällen lassen ergänzende Aussagen der DIN 19731 den Eingriff in nasse Bodenhorizonte zu, wenn dabei das Minimierungsgebot des Bundesnaturschutzgesetzes beachtet wird.

Mutterbodenabtrag und Mietenbegrünung

Bei Mutter- oder Oberbodenmächtigkeiten zwischen 2 und 35 cm ist keinesfalls auf eine einheitliche Tiefe von etwa 30 cm abzutragen. Bei weitgehend humosfreiem Unterboden leisten eingewiesene Baggerführer den Abtrag entsprechend der tatsächlichen Oberbodenmächtigkeit regelmäßig sehr exakt. Selbst bei humosem Unterboden wie bei Kolluvisolen (Böden mit Anreicherung von erodiertem Obermaterial) oder Mooren lässt sich auch von der Warte eines Baggerführers Oberboden von Unterboden entsprechend der Strukturunterschiede trennen. Allerdings muss dabei die Forderung der baubegleitenden Archäologie nach einer hellen Unterbodenoberfläche zur besseren Identifizierung von Artefakten mit den Interessen des Bodenschutzes abgewogen werden.

Nach der DIN 19731 darf eine Bodenmiete 2 m Höhe nicht überschreiten.

Beim Oberbodenabtrag auf ökologisch wertvollen Grünlandbeständen oder auf Grünland in stark erosionsgefährdeten Lagen bietet sich eine zeiteffizient ausgeführte Sicherung von Grünlandsoden an. Hierbei wird der Anteil der Soden, die sich beim zügigen Abtrag mit der Baggerschaufel gewinnen lassen, separat zwischengelagert. Danach wird der restliche Oberboden aufgemietet. Die zwischengelagerten Soden werden anschließend auf der Oberbodenmiete abgelegt. Bei der Rekultivierung werden die gewonnenen Soden rasterartig aufgetragen damit davon ausgehend und mit den im Boden verbliebenen Fortpflanzungselementen (Samen, Wurzelabschnitte) eine rasche Wiederbegrünung mit der ursprünglichen Vegetation erfolgt. So kann die Ansaat mit kostspieligem oder aufwändig zu gewinnendem autochtonen Saatgut entfallen. Darüber hinaus wird regelmäßig die Gefahr der Ausbreitung von Problemunkräutern wie Ampfer und Distelarten sowie der Vernässung der Oberbodenmiete unterbunden.

Bei typischem Wirtschaftsgrünland und in ungünstigen Fällen auch bei Ackerbewirtschaftung, insbesondere unter biologischer Bewirtschaftung oder bei hohem Verunkrautungspotenzial sowie bei Vernässungsgefahr der Oberbodenmieten oder bei absehbaren langen Mietenstandzeiten ist eine Mietenbegrünung beispielsweise mit Senf oder Örettich angezeigt.

Horizontgerechter Ein- und Ausbau

Die DIN 19731 fordert eine Separierung von Bodenaushub nach dort definierten Eignungsklassen, die durch unterschiedliche Textur und Steingehalte abgegrenzt sind. Daraus ist in vielen Fällen ein horizontgerechter Ein- und Ausbau des Unterbodens abzuleiten. Ein schmaler Arbeitsstreifen steht dem separaten Aufmieten mehrerer Unterbodenmieten entgegen. Dennoch ist insbesondere bei Steinfreiheit im oberen Unterboden dessen Separieren möglich und notwendig. Andernfalls gelangen beim Vermengen des oberen Unterbodens mit dem tieferen Unterboden Anteile der im Hauptwurzelraum angereicherten Pflanzennährstoffe unter den Durchwurzelungsbereich oder es werden gar Steine soweit nach oben gebracht, dass sie durch Auffrieren in den Oberboden gelangen. In beiden Fällen kann es also zu einer vermeidbaren Verminderung der Bodenqualität kommen, die dann nur durch erheblichen Aufwand zu beseitigen ist.

Beim Verlegen einer Pipeline mit 25 cm Durchmesser, bei der ein Arbeitsstreifen von 16 m Breite zur Verfügung stand, kam die nachfolgend beschriebene Vorgehensweise zur Anwendung. Nach dem Abtrag und Aufmieten des Oberbodens wird die dem Rohrgraben zugewandte Flanke der Oberbodenmiete mit der Baggerschaufel angedrückt. Dies erfolgt, um an diese Flanke die obersten 20 cm des Unterbodens aus dem Rohrgrabenaushub anzulehnen. Diese obersten 20 cm („B1-Horizont“) werden mit einem Bagger mit Universalschaufel separiert, um so beim Wiedereinbau die Qualität des Hauptwurzelraums weitgehend erhalten zu können, ohne das weitere Ausheben des Rohrgrabens zu behindern. Zur Bergung des B1 kann nur ein Graben mit einer Tiefe von nicht mehr als 20 cm ausgehoben werden, da die Grabenkanten von einem zweiten Bagger mit Spezialschaufel zum Rohrgrabenaushub befahren werden müssen. Zwischen Rohrgraben und Oberbodenmiete mit angelehntem B1 ist der befahrbare Teil des Arbeitsstreifens vorgesehen, in dem auch das Rohr ausgelegt wird.

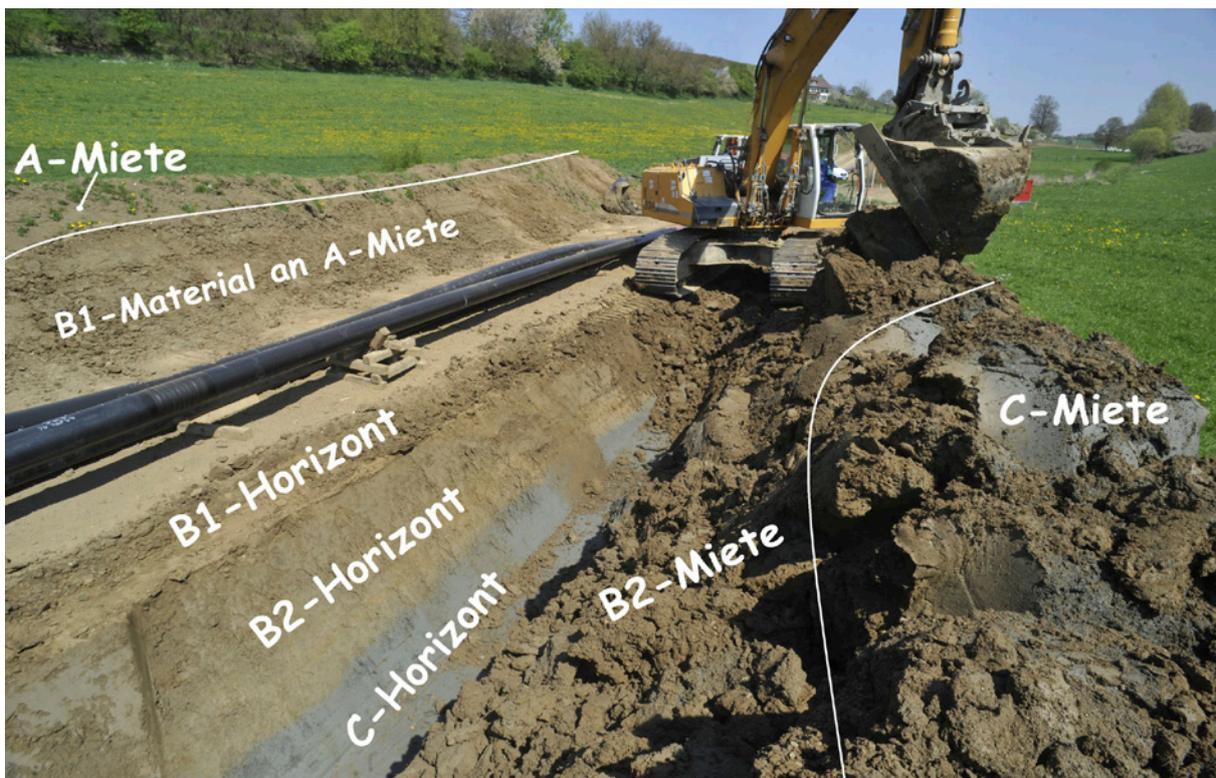


Abbildung 1: Horizontgerechter Ausbau des Rohrgrabens

In weiteren Arbeitsschritten wird der tiefere Unterboden auf der von der Oberbodenmiete abgewandten Seite des Rohrgrabens aufgemietet. Dabei wird eine zweilagige Miete aus einem B2- und C-Horizont angelegt soweit sich diese nach Textur (Glanz, Steingehalt) und Redox-Milieu (Farbe) des Bodens unterscheiden lassen. Hierzu wird zunächst der gesamte B2 ausgehoben aufgemietet. Diese Miete wird durch Andrücken flach ausgeformt, so dass

ein trapezförmiger Querschnitt entsteht. Auf die Oberseite der Trapezform wird dann der C aufgelagert, so dass eine Miete mit dreieckigem Querschnitt entsteht (s. Abbildung 1).

Im Sinne einer besseren Horizonttrennung ist allerdings eine ausreichende Arbeitsstreifenbreite zum separaten Aufmieten des B2- und C-Horizontes vorzuziehen. Stark eingeschränkte Arbeitsstreifen bedingen regelmäßig Einbußen an Bodenqualität und damit auch Einbußen beim Biotopentwicklungspotenzial der Böden.

Der Einsatz einer Fräse zum Rohrgrabenaushub steht dem horizontgerechten Ausbau des Unterbodens grundsätzlich entgegen und ist vertraglich für alle Fälle auszuschließen, in denen horizontgerechter Ausbau geboten ist.

Rückverdichtung

In der DIN 19731 ist gefordert, den Boden nicht stärker als ursprünglich zu verdichten, um die Bodenqualität zu erhalten. Dementsprechend verbietet sich in nahezu allen Fällen der Einsatz von Grabenwalzen beim Rückverfüllen des Rohrgrabens. Insbesondere das Verdichten von tonigem Bodenmaterial mit Grabenwalzen im Vibrationsmodus führt dazu, dass die Fläche auf der die Walze fährt geringmächtig, aber sehr stark verdichtet wird. Diese Lagen sind dann weder durchwurzel- noch durchsickerbar. Unterhalb der Frosttiefe führt dies zu einem dauerhaften Totalverlust an Bodenfunktionen (s. Abbildung 2 links).

Zum Schutz des Bodens ist also mit der Baggerschaufel zurückzuverdichten. So erfolgt die Verdichtung gleichmäßiger und die Bodenfunktionen können wieder weitgehend hergestellt werden. Um der dann bei Frost und Wassersättigung zu erwartenden geringfügigen Setzung zu begegnen, ist eine entsprechende Überhöhung der Bodenoberfläche im Bereich des Rohrgrabens auszuformen (s. Abbildung 2 rechts).

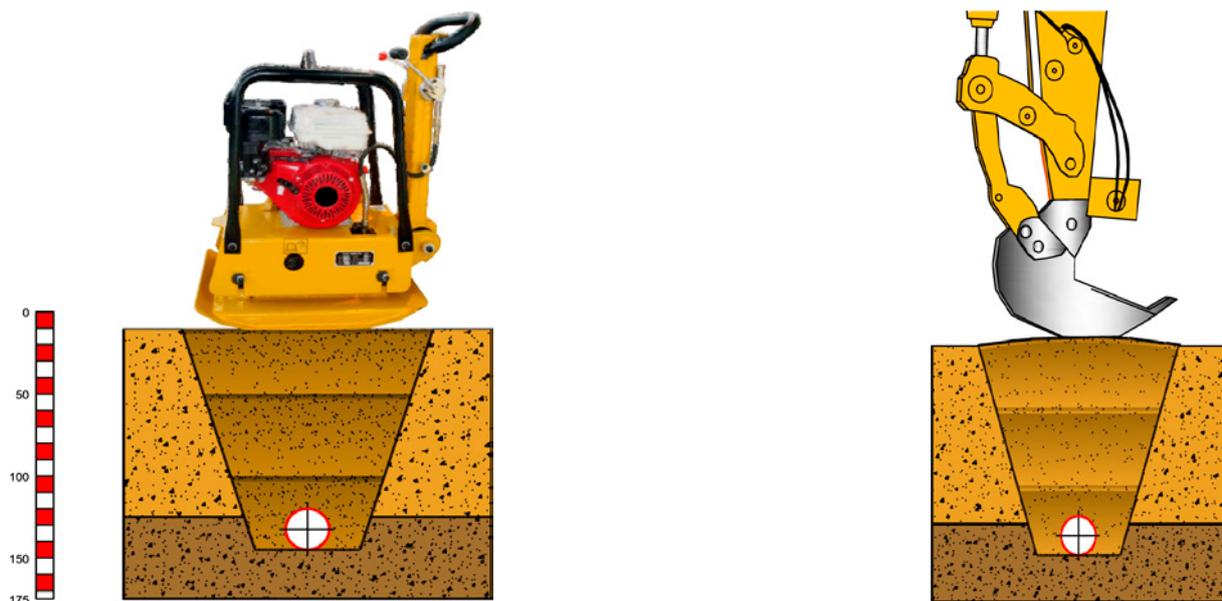


Abbildung 2: Rückverdichtung mit übermäßig verdichteten Lagen unter den Laufflächen der Grubenwalze (links) und moderates Rückverdichten mit der Baggerschaufel (rechts)

Bodenlockerung und Rekultivierung

Vielfach erfolgt im Pipelinebau zur nach dem Wiedereinbau des Unterbodens eine Lockerung bei abgetragenem Oberboden bis in 30 cm Tiefe. Nach Oberbodenauftrag beträgt die Mächtigkeit gelockerten Bodens also meist zwischen 40 und 60 cm. Für einen längerfristigen Lockerungserfolg ist grundsätzlich die biologische Stabilisierung der mechanischen Lockerung mit einer geeigneten Ansaat empfehlenswert. Bei tonigen und bei im tieferen Unterboden steinigten Böden kann eine tiefe mechanische Lockerung schädlich sein. Schaffen die Lockerungswerkzeuge größere Hohlräume, verdichten sie zugleich zwischen diesen. Wobei die großen Hohlräume keinen Nutzen als Wasserspeicher zur Überbrückung von Trockenphasen zeigen und keinen Wurzelraum darstellen. In diesen Fällen sollte das

mechanische Lockern des Unterbodens nicht über das Schaffen einer rauen Oberfläche hinausgehen und durch rein biologisches Lockern ersetzt werden. Für Ackerflächen sind hierfür, je nach Standortseigenschaften und betrieblichen Vorgaben, Örettich, Lupine oder Luzerne geeignet.

Auf Wiesenflächen wurde beim Bau der Ethylen-Pipeline Süd vielfach eine Lockerungsansaat ausgebracht, die sowohl den Anforderungen an die Nutzung als Wirtschaftsgrünland, als auch der Standortvielfalt Süddeutschlands entspricht (s. Abbildung 3 und Tabelle 1).



Abbildung 3: Extensiv genutztes, überständiges Grünland, das sich aus der Lockerungsansaat bei Kleiningersheim (Kreis Ludwigsburg) entwickelte, mit der nach den Fauna-Flora-Habitat Richtlinien geschützten orangefarbigen Schmetterlingsart Spanische Flagge (*Euplagia quadripunctaria*).

Das einjährige Weidelgras wird dabei als sogenannte Ammenpflanze eingesetzt, um bei ungünstigen Entwicklungsbedingungen und bei Erosionsgefahr mit einer sicher keimenden Komponente Schattengare und Erosionsschutz zu erhalten. Alternativ können auch Saathafer oder bei sehr extensiv genutztem Grünland auch die sehr anspruchslose Roggentrespe (*Bromus secalinus*) verwendet werden (zum Einsatz von Soden siehe Abschnitt zum Mutterbodenabtrag und Mietenbegrünung).

Die Lockerung erfolgt dadurch, dass die Kräuter der Lockerungsansaat Pfahlwurzeln ausbilden, die in der Lage sind, Verdichtungen zu durchbrechen. Die so erschlossene Tiefe ist dann für Feinwurzeln zugänglich, die durch Wasserentzug den Boden schrumpfen lassen und so für die Wiederherstellung der Bodenstruktur sorgen. Ist die Bodenstruktur wiederhergestellt, erhöht sich der Konkurrenzdruck für die Lockerungspflanzen und die Ansaat wird nach und nach wieder vom ursprünglichen Pflanzenbestand verdrängt. Die Zusammenstellung und Empfehlung des Lockerungssaatguts beruht im Wesentlichen auf altem Bauernwissen, wie es sich teilweise in landwirtschaftlichen Lehrbüchern und in wissenschaftlichen Arbeiten widerspiegelt, die vor 1975 erschienen. Dabei wurde der Autor von Herrn Professor Günther Kahnt (Universität Hohenheim) und Herrn Ernst Rieger (Rieger-Hofmann GmbH) dankenswerterweise unterstützt. Der Ethylen-Pipeline Süd GmbH & Co. KG und der Firma Vorwerk ist an dieser Stelle für die großzügige Finanzierung des Lockerungssaatguts zu danken.

Tabelle 1: Anteile der Lockerungsansaat für süddeutsches Grünland bei der Ethylen-Pipeline Süd

Prozentualer Anteil	Deutsche Bezeichnung	Botanische Bezeichnung
Gräser (65%)		
20	Deutsches Weidelgras	<i>Lolium perenne</i>
10	Wiesenlieschgras	<i>Phleum pratense</i>
10	Wiesenschwingel	<i>Festuca pratensis</i>
10	Knautgras	<i>Dactylis glomerata</i>
10	Rotschwingel	<i>Festuca rubra</i>
5	Einjähriges Weidelgras	<i>Lolium multiflorum</i>
Kräuter (35%)		
6	Luzerne	<i>Medicago sativa</i>
6	Gelbklee	<i>Medicago lupulina</i>
6	Esparsette	<i>Onobrychis viciifolia</i>
5	Hornschotenklee	<i>Lotus corniculatus</i>
3	Kleiner Wiesenknopf	<i>Sanguisorba minor</i>
3	Wilde Möhre	<i>Daucus carota</i>
2	Gemeine Flockenblume	<i>Centauria jacea</i>
2	Acker-Witwenblume	<i>Knautia arvensis</i>
2	Wegwarte	<i>Cichorium intybus</i>

3 Perspektiven der Bodenkundlichen Baubegleitung

Beim Bau der Ethylenpipeline Süd in Baden-Württemberg konnten wertvolle Erkenntnisse bei der Umsetzung des Bodenschutzes gewonnen werden. Dabei wurde die Erfahrung der Bodenkundlichen Baubegleitung und der Bauausführenden genutzt, wie die Beispiele in Kapitel 2 skizzieren. Entgegen der Grundsätze rationalen Handelns erfolgte jedoch keine Erfolgskontrolle. Damit bleibt die Frage der Übertragbarkeit der Maßnahmen auf andere Bau- und Standortsverhältnisse ungeklärt, wie es auch weitgehend der persönlichen Einschätzung überlassen bleibt, welche Maßnahmen bei welchen Bodenverhältnissen verzichtbar sind. Mangels Finanzierbarkeit musste so beispielsweise die Überprüfung und Spezifizierung des Erfolgs der Lockerungsansaat bisher unterbleiben.

Die unmittelbare zielführende monetäre Gegenüberstellung der Kosten der realisierten Bodenschutzmaßnahmen für die Bauausführenden und den Bauherren mit dem geldwerten Vorteil, die sich aus diesen Maßnahmen für die Allgemeinheit ergeben, muss mangels Grundlagen unterbleiben. So ist beispielsweise aufgrund dieses Kenntnisdefizits nicht berechenbar, welcher Nutzen sich durch den horizontgerechten Ein- und Ausbau der Böden etwa durch eine verbesserte Qualität des als Trinkwasser nutzbaren Sickerwassers oder durch einen effizienteren Hochwasserschutz oder durch eine höhere landwirtschaftliche Produktivität für das Allgemeinwohl und für die Landwirtschaft ergibt.

In Tabelle 2 sind noch nicht befriedigend bearbeitete Problembereiche identifiziert und Lösungsansätze benannt. Hierdurch ergibt sich dringender Entwicklungs- und Forschungsbedarf. Dieser erscheint auch angesichts des geringen Umfangs im Vergleich zur der Höhe der Baukosten sowie angesichts des Kosteneinsparpotenziale (beispielsweise durch reduziertes Einsanden) leistbar.

In der Checkliste des Pflichtenhefts für die Bodenkundliche Baubegleitung des Kantons Zug wird den Möglichkeiten einer erfahrenen Bodenkundlichen Baubegleitung (BBB) mit folgender Formulierung Rechnung getragen: „Die BBB ist Vertrauensperson mit hoher Fachkompetenz und Verhandlungsspielraum“. Dies zeigt auf, dass gute Erfahrungen mit einer verantwortungsvollen Bodenkundlichen Baubegleitung vorliegen, der Freiräume zugestanden werden, die nicht durch die Buchstabentreue gegenüber staatlichen Regelungen eingeschränkt sind, um erfolgreich den Belangen des Bodenschutzes und zugleich den Erfordernissen der Bauausführung zu genügen. So äußerten sich in der Schweiz 17 befragte Auftraggeber positiv zur Leistung der Bodenkundlichen Baubegleitung. Nur vier Auftraggeber sahen die Bodenkundler als überfordert oder konnten keinen Bodenkundler aus der Region für die Baubegleitung gewinnen (BBB,

2011). In keinem Fall wurde die Bodenkundliche Baubegleitung grundsätzlich in Frage gestellt. Bei der Frage nach der Zufriedenheit der Grundeigentümer wurde nur in einem Fall erklärt, dass die auch ohne die Bodenkundliche Baubegleitung gleichermaßen zu erreichen gewesen wäre.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass bei partnerschaftlicher Zusammenarbeit und intensivem Gedankenaustausch zwischen ökologischer Baubegleitung, Bewirtschaftern, Bauausführenden, Bauherren und der genehmigenden Behörde sich weit reichende Synergien ergeben können.

Tabelle 2: Verbleibende Probleme und Lösungsansätze für den Bodenschutz im Pipelinebau

Problem	Lösungsansatz
Mangelnde Einsicht der Bauausführenden beim Umsetzen von Bodenschutzmaßnahmen	Benennen der Kosten für die Bodenschutzmaßnahmen in der Ausschreibung und Aufführen der Maßnahmen im Pflichtenheft
Übermäßige Beanspruchung von sensiblen Böden	Bodenkartierung in Suchräumen von sensiblen Böden zum Optimieren der Trassenplanung
Mangelnde Akzeptanz von Bodenschutzmaßnahmen bei Bauausführenden	Unterricht zum Bodenschutz in der Ausbildung von Bauausführenden und entsprechende Nachschulungen
Wert der Bodenschutzmaßnahmen ist nicht bezifferbar	Entwickeln eines Verfahrens zur Monetarisierung von Bodenfunktionen
Fragwürdiger Umfang von Maßnahmen zur Sicherheit der Leitung, die dem Bodenschutz entgegen stehen, wie Einsanden des Rohres, zusätzliche Mindestüberdeckung in Feuchtgebieten oder Freihalten des Schutzstreifens von Gehölzen	Hinterfragen der Rahmenbedingungen, die entsprechende Maßnahmen erforderlich machen und Entwickeln alternativer Verfahren sowie Anpassen bestehender Verfahren
Fragwürdiger Umfang von ökologischen Maßnahmen, die dem Bodenschutz entgegen stehen, wie die Eingrenzung des Arbeitsstreifens	Berücksichtigung der Bodenschutzbelange bei der Planung Maßnahmen zur Eingriffsminimierung
Fragwürdige Maßnahmen zum Beschleunigen des Baufortschritts, wie hohlraumreiches Verfüllen bei tonigem oder steinigem Boden	Anpassen der Verfahren unter Berücksichtigung der Folgekosten
Keine Dokumentation der Informationen zur Archivfunktion und zur Bodenverbreitung, wie sie sich beim Rohgrabenbau ersichtlich werden	Erweiterung des Aufgabenbereichs der archäologischen Baubegleitung

Bei www.pipelineforum.de ist unter „Vorträge 2010“ eine Präsentation „Bodenschutz im Pipelinebau“ zugänglich, die weitere Illustrationen zu unten aufgeführten Maßnahmen beinhaltet. Einen lesenswerten, erläuternden Leitfaden gibt das BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT (2001) der Schweiz heraus.

4 Literatur

BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT (2001): Bodenschutz beim Bauen. Eigenverlag, Bern. Internet: www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00106/index.html, abgerufen am 6.8.2012.

BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ (2011): BBB BGS: Erhebung II 2010/2011 Zufriedenheit der Auftraggeber und der Bodenschutzfachstellen. Internet: www.soil.ch/doku/bbb_erhebung_II_bericht.pdf, abgerufen am 6.8.2012.

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (1998): DIN 19731 - Bodenbeschaffenheit - Verwertung von Bodenmaterial. Beuth Verlag GmbH, Berlin.

Soil Protection in the Context of Electricity and Heat Generation

J. Mühlbacher, V. Majer

University of West Bohemia in Pilsen, Faculty of Electrical Engineering

Department of Electrical Power Engineering and Ecology

Univerzitní 26, 306 14 Plzeň, Czech Republic

E-Mail: muhl@kee.zcu.cz, vmajer@kee.zcu.cz

Abstract: *Electricity and heat generation always had and have a significant impact on the environment and soil. In the past the coal power plants were the biggest polluters. However, their impact is reduced. Today, it is also necessary to discuss the impact of renewable sources on the soil, because these resources will play in future a bigger role than today. The aim of this article is to present the current situation and development in the Czech Republic.*

This article summarizes the impact of the production of electricity and heat to the soil. The thermal coal-fired power plants have the biggest impact on the environment and soil. For this reason, the article describes the principles of reducing the impact of these plants to the environment and soil. Furthermore, the article briefly mentions other types of power plants in the Czech Republic and their impact on the soil and environment.

Keywords: soil protection, energetic sector, thermal power plants, acid rain, desulphurization, photovoltaic power plants;

1 Introduction

Electricity and heat generation always had and have a significant impact on the environment and soil. The influences of plants on the soil can be divided generally into two types:

- Appropriation of land (power plant and ancillary facilities)
- Influencing of land by operation of power plants

Most of power plants which use fossil fuels do not occupy a large area. But they produce a significant amount of pollutants. These pollutants are produced during the construction of power plants and also when the plant operates. For coal power plants is also necessary to mention open-pit mining of brown coal, which devastates the landscape significantly. These plants were the biggest polluters in the past. The land was threatened by fly-ash fallout and acid rain. However, it was invested to the desulphurization and to the flue gas cleaning in recent years, which caused less threat of the soil near to plants.

In the context of increasing of electricity production from RES in recent years is also necessary to discuss their impact on the eventual appropriation of land that could be use in agriculture. This is important for the big field photovoltaic power plants which need a large area. Another problem with these plants is the disposal of panels, which can affect the soil and water.

2 Czech Energetic Sector and Soil Protection

The state of the Czech Republic's environment has been affected by the state and development of the energy sector. During the 1990s, the energy sector underwent major changes related to reducing its environmental impact. Between 1990 and 2007, emissions of SO₂ from the energy sector dropped by 88 %, NO_x by 60 % and particulate matters (PM) by 96 % in the Czech Republic. This significant decrease in emissions was achieved because of the installation of modern desulphurizers and flue-dust precipitators, as well as the modernization of boilers and technological changes.

The structure of primary energy source consumption is important to the environment and soil. In

the Czech Republic, steam power plants (burning mainly brown coal) generate approximately 57 % of all electricity, followed by nuclear power plants (Temelin, Dukovany) generating 32 % of all electricity. In 2011. Renewable energy sources (RES) accounted for approximately 6 % of gross domestic electricity generation. (87561 GWh in 2011) This situation is shown in the fig. 1. The graph shows that more than half of the electricity comes from power plants angulated. For this reason it is necessary to discuss the effects of these plants on the soil and the environment.

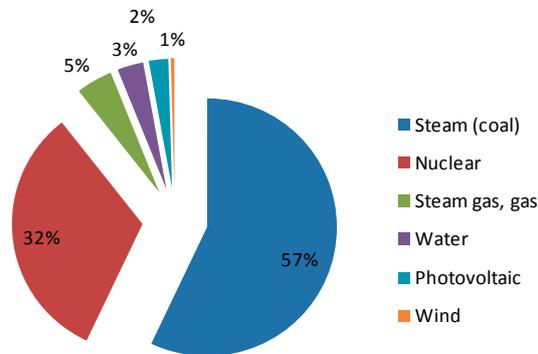


Fig. 1: Structure of generated electricity in the Czech Republic in 2011 [1]

2. 1 Methods of Decreasing the Influences of Thermal Power Plants on Soil

In the context of electricity generation in coal-fired thermal power plants it is necessary to mention the surface coal mines, which significantly affect the land. These impacts can be summarized in several points:

- Change of the landscape relief (residual surface mine, starting of dumps/heaps, undermining)
- Change stratigraphy (removal of overburden, foundation of dumps/heaps)
- Change the hydrological regime of the landscape
- Problem of acid mine water and methane
- Occupation and degradation of soil in the vicinity of the mine
- Change and degradation of the biosphere
- Disposal of infrastructure (106 municipalities)

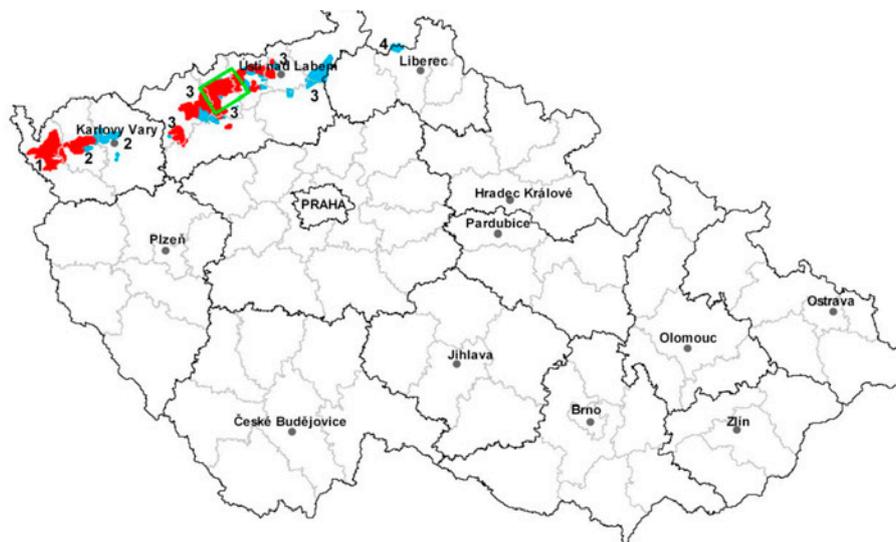


Fig. 2: Map of surface mines in the Czech Republic [2]

The consequences of surface mining can be reduced with help of recultivation. It consists essentially of two stages, namely:

- Ecological-technical phase

In this step, the surface of the dump must be adjusted. In the case of a subsequent agricultural activity it is necessary to provide a suitable substrate.

- Biotechnical phase

In this phase there is revitalization of dump depending on what types of recultivation will be carried out. These may include agricultural recultivation, forest recultivation, hydric recultivation. From these possible variations has been used hydric recultivation in the quarry Ležáky, which brings the lake called Most, which has an area of 311 ha.

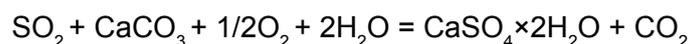
The thermal power plants affect the soil its wastes. These wastes can be divided into solid, liquid and gas. Solid wastes are fly ash and cinder, which are generated by burning coal in the boiler. These solid parts fall to the bottom of the boiler where they are with use of screws remove from the combustion chamber. Subsequently, solid parts are crushed and mixed with water and pumped into reservoirs. From these reservoirs are then drawn by means of pumps into the waste pond for further use.

Processing of gas products is complicated. Combustion products from the boiler go first to the electrostatic precipitator to remove fly ash. The efficiency of this device is more than 99 %. On the output of electrostatic precipitator is less than 200 mg/m³ of fly ash. Sometimes it is even below 100 mg/m³.

An electrostatic precipitator is a device composed of a series of electrodes, which are charged to a high DC voltage. When the combustion products fly through these electrodes the fly ash is charged and attracted to the opposite charged electrode. After some time the electrodes are off and the ash fall to the silos where it accumulates and moisturizes for further use. It should also be noted that these precipitators are installed from the start of construction of thermal power plants.

After removing of the fly ash the combustion products fly to the desulfurization equipment. (The absorber) This unit is about 50 m high building that is used to capture sulfur dioxide, which caused acid rain, soil acidity, reducing the supply of nutrients to plants, damage of human health and buildings in the past.

Desulphurization process works on the principle of wet or semi-dry scrubber, is actually a direct reaction of gas with lime slurry, in which sulfur dioxide is bound to a solid limestone and gypsum occurs:



Limestone for desulphurization is imported by railway from mines in the locality of Beroun and Jeseníky. Limestone is crushed and then mixed with water. It is then pumped into the tanks. There are two types of desulfurization unit. In the bubble reactor the combustion product passes through the lime slurry. Unfortunately these reactors can clog and must be cleaned after one year, which is laborious and even costly. In the shower reactors "rain" the lime slurry through special nozzles against of gas emissions. The resulting gypsum is then dried (pH 7) and with help of belt conveyors it is stockpiled for further use.

In power plants Tušimice II (4 x 200 MW) is the consumption of limestone about 80 tons/hour. Desulphurization unit is not necessary for fluidized bed boilers, because the limestone is blown directly into the boiler with air and coal powder:



The current sulfur dioxide content in the flue gases is about 7000 mg/m³. In the desulphurised combustion products is only 400 mg/m³ of (typically below 300 mg/m³) sulfur dioxide (standard is 500 mg/m³), therefore the effectiveness of desulphurization unit is min. 94.3%.

Since 1998, all CEZ Company's thermal power plants are fully desulphurized. In the tab. 1 you can see the complete overview of all CEZ thermal power plants.

It also performed the decreasing of nitrogen oxides (NO_x) in flue gases (the limit is again 200 mg/m³). NO_x gases are more dangerous than sulfur dioxide. It attacks the respiratory mucosa and devastates forests. Their content can be reduced by optimal combustion and reduction of combustion temperatures (in the fluidized bed boilers, there is less perceived threat). It is also possible to use a catalyst (ammonia or urea, carbon vanadium/molybdenum/tungsten, DeNO_x filters), which generates a pure nitrogen and water vapor. This process is called denitrification of flue gases.

Name of power plant	Installed power	Type of desulfurization
Dětmárovice	4 x 200 MW	wet scrubber
Hodonín	50 MW, 55 MW	fluidized bed boiler
Chvaletice	4 x 200 MW	wet scrubber
Elektrárna Ledvice	3 x 110 MW	2 x semi-dry, 1 fluidized bed boiler
Elektrárna Mělník II	2 x 110 MW	wet scrubber
Elektrárna Mělník III	500 MW	wet scrubber
Elektrárna Počerady	5 x 200 MW	wet scrubber
Elektrárna Poříčí II	3 x 55 MW	fluidized bed boiler
Elektrárna Prunéřov I	4 x 110 MW	wet scrubber
Elektrárna Prunéřov II	5 x 210 MW	wet scrubber
Elektrárna Tisová I	3 x 57 MW +1 x 128 MW	fluidized bed boiler
Elektrárna Tisová II	112 MW	wet scrubber
Elektrárna Tušimice II	4 x 200 MW	wet scrubber

2.2 The Influences of Nuclear Power Plants to Soil

Nuclear power plants are the second biggest electricity producer in the Czech Republic. Annexation of land according to Tab. 2 for this type of plant is relatively small. Nuclear power plant with 1000 MWe in operation, practically does not emit harmful gases into the atmosphere or other harmful substances. It produces annually about 25 t of highly radioactive spent fuel and 800 t of low and medium radioactive waste with a total volume of about 300 cubic meters. However, when the nuclear disaster occurs the impact on the environment and the soil is huge.

2.3 Influences of Renewable Sources on Soil

Traditionally used renewable sources in the Czech Republic are the hydroelectric power plants. The impact of water power plants on the soil is very small if we consider very small water power plants. In the case of large hydro power plants (Orlik, Lipno and others) should be considered with the construction of dams and related with flood a large area. At present, the potential for the construction of large hydroelectric power plants is exhausted in the Czech Republic. For this reason, the future influence of water power plants to the soil is small. Wind turbines are not a big burden on the land. However, for high performance, it is necessary to use very large area.

Power plants	Occupied area [km ²]
Nuclear	0,25 – 4
Coal-fired thermal	0,85 – 1, 5
Gas	0,16 – 0,25
Photovoltaic	20 – 50
Wind	50 – 150
Biomass	4000 - 6000

In the context of increasing of electricity production from photovoltaic power plants in recent

years is also necessary to discuss their impact on the eventual annexation of land that could be used in agriculture. This is important for the big field photovoltaic power plants which need a large area. This is illustrated in the tab. 2. Another problem with these plants is the disposal of panels, which can affect the soil and water.

3 Conclusions

The aim of this article was to present the influences of electricity and heat generation on the soil. The coal-fired thermal power plants had and have the biggest impact on the environment and soil. Heavy burden on the landscape is mainly brown coal mining. This mining changes the landscape relief, changes the hydrological regime of the landscape and other.

The thermal power plants have a significant impact on environment and soil. It was invested in the desulfurization and in the flue gas cleaning in recent years, which caused less threat of the soil near to plants. However with the reduction of gas emissions it has increased amounts of solid and liquid wastes, which remain a burden on the land. Nuclear power plants do not require too much area, but there is a problem with storing of spent fuel. Influence of renewable sources on soil contamination is small. But there is a large occupation of the land that would be possible to use in agriculture.

4 Literature

[1] ENERGY REGULATORY OFFICE (09.08.2012) www.eru.cz.

[2] CZECH GEOLOGICAL SURVEY – GEOFOND (09.08.2012)
www.geofond.cz/cms/soubory/o-nas/docs/surroc/rocenka2011sur.pdf.

[3] DRÁBOVÁ J.: Risks and benefits of nuclear energy, ProEnergy, 2007.

[4] PUBLICATION OF CEZ : “Odsiřování spalin v elektrárnách Skupiny ČEZ”, 2006.

[5] DVORSKÝ E., HEJTMÁNKOVÁ P.: “Elektrárny - Zvyšování účinnosti přeměn energie v tepelných elektrárnách – příklady”, ZČU, 1997.

Acknowledgment

This paper was prepared as a part of the project SGS 2012-047.

Interaction of Soil, Vegetation and Molluscs: A Warning

M. Mergel

Centre of Biology, Geoscience and Environmental education, Faculty of Education, University of West Bohemia, Plzeň, Czech Republic

E-Mail: mmergl@kbi.zcu.cz

Abstract: *Molluscs are one of invertebrate group with well known biology and environmental requirements. They are strictly dependent on the particular microenvironmental (type of soil, chemism of bedrock, type of plant detritus, temperature, moisture etc.), making highly effective their usage as a cheap and perfect biotic indicators. Removing of dead wood, replacement of the original vegetation by another, low-diversity vegetation (especially by conifers) have predictable, strong and often unrecoverable impact to malakocoenose diversity. Rapid decrease of molluscs diversity coincides with decrease of diversity of other soil invertebrates diversity.*

Text lag zum Zeitpunkt der Drucklegung leider noch nicht vor, kann aber per E-Mail beim Autor angefordert werden.

Text was unfortunately not available at time of printing, but can be requested via e-mail.

What can the Surface of the Earth tell us about environmental Changes?

P. Mentlík

Centre of Biology, Geoscience and Environmental education, Faculty of Education, University of West Bohemia, Plzeň, Czech Republic

E-Mail: pment@kge.zcu.cz

Abstract: *Geomorphology is a science investigating surface of the Earth. Origin and development of the landforms are influenced by many factors which are depended on climate and strongly influenced by its change. Therefore, analysis of the Earth surface provides relevant information about past climate and environmental changes. To demonstrate the methodological approaches representative results of already published data as well as results which are prepared for publication were used in this contribution. Examples from glacial geomorphology (the Bohemian Forest, High Tatras Mts.) and slope processes (from the Bohemian Forest) are presented.*

Keywords: geomorphology, environmental change, dating, Bohemian Forest, High Tatras;

1 Introduction

Geomorphology is a science investigating surface of the Earth. Origin and development of the landforms are influenced by many factors which are depended on climate and strongly influenced by its fluctuations. Therefore, analysis of the Earth surface provides relevant information about past climate and environmental changes.

Geomorphology deals with landforms in three related ways: i) origin of landforms – investigating process (or processes) leading to development of landforms; ii) landforms composition and internal structure; and iii) age of landforms development.

2 Material and methods

2.1 Geomorphological mapping and geomorphological information system

Traditionally, an output of geomorphological research is a geomorphological map providing comprehensive information about geomorphology of the area of interest. As relief of the Earth has a very complicated structure a geomorphological map should provide information about landforms morphology, morphometry, origin and present day geomorphic processes (DEMEK ED., 1972). Obviously, it is impossible to express all the mentioned aspects in an analogue map, but development of Geographical information systems (GIS) which geodatabase can involve a lot of data, provided a good tool for geomorphological research.

Therefore, rather than analogue geomorphological map, current output of geomorphological research is a Geomorphological Information System (GmIS – GIS dealing with geomorphologically relevant data – MINÁR ET AL., 2005). The information base of this system is a layer of elementary forms. Elementary forms holistically covering the whole mapped area present geomorphological segments which are delimited by a uniform approach (Mentlík and Novotná, 2010). An elementary form is defined as a segment of relief nearing the constant values of fundamental morphometric variables (altitude and its derivatives) and limited by their discontinuities (MINÁR AND EVANS, 2008). Such units are not only morphometric individuals, but they also have strong morphogenetic significance (every discontinuity as well as affinity to uniform altitude, slope, aspect, curvatures, etc. should be genetically interpretable) (MINÁR AND EVANS, 2008).

Except gathering and analysis of geomorphically relevant data GIS (GmIS) can be used for spatial modelling. In glacial geomorphology 3D models of glaciers can be created and dimension of the previous glaciers (with additional glaciological characteristics) can be counted.

2.2 Methods for investigation of landforms origin

Geomorphological research focusing on origin of landforms is performed as an investigation of the particular landform (an elementary form in GmIS) by the multidisciplinary research (MENTLÍK AND NOVOTNÁ, 2010). Elementary sedimentological methods such as analysis of clast orientation, shape and roundness and more sophisticated approaches as exoscopy (investigation of surface of quartz grains by means of scanning electric microscopy) are involved (MENTLÍK ET AL., 2010). Electrical resistivity tomography (ERT) and other methods of geophysical sounding can be used for detection of internal structure of landforms (MENTLÍK ET AL., 2010). Additionally, dilatometric measurements are carried out for evaluation of present-day geomorphic processes such as creeping of rock blocks (HARTVICH AND MENTLÍK, 2010).

2.3 Dating of landforms origin

Two approaches are used for dating the landforms: relative (e.g. position of glacial landforms, Schmidt hammer test, and analysis of roughness of rock surfaces) and absolute (radiocarbon and surface exposure) dating.

Dealing with glacial forms we expect that forms more distant from the source of glaciation would be older. This relative age expectation can be tested by measurement of intact rock strength (IRS) with a Schmidt hammer (MATHEWS AND SHAKESBY, 1984; GOUDIE, 2006), and/or by analysis of rock surface roughness (MENTLÍK ET AL., 2010).

Radiocarbon (conventional and AMS) dating is probably, despite its applicability to only last ~ 50 ka, the most widely used numerical method in Quaternary research (WALKER, 2005). Its using in geomorphology is usually depended on data from reservoirs which are blocked when the landform assemblages (moraines or accumulation parts of landslides) are formed. Analysis of taken boreholes can be replenished (and verified) by other, usually biological in nature, methods such as pollen analysis.

In contrary, surface exposure dating provides direct dating of landforms, or more precisely – dating boulders or rock surfaces occurring at particular landforms. The method is widely used mainly in glacial geomorphology (BALCO, 2011) for dating of blocks belonging to particular moraines and/or rock surfaces polished by glaciers. Although the method is (in comparison with the radiocarbon dating) still young the results provide valuable glacial chronologies from: i) mountainous areas where the sedimentological records are missing due to lack of appropriate reservoirs; and ii) cold periods of the Pleistocene when organic material in the deposits is sparse due to severe climatic conditions.

3 Results – presented case studies

3.1 Glacial chronostratigraphy of the Bohemian Forest

A glacial chronostratigraphy based on in situ produced ^{10}Be surface exposure dating of moraines in the Bohemian Forest (Central Europe) was established (MENTLÍK ET AL., in prep.). The results from Prášílské Lake and Laka Lake valleys (Czech Republic) were completed by older dataset from Kleiner Arbersee (Germany) (REUTHER, 2007). The older cosmogenic exposure ^{10}Be ages had to be recalibrated according to new production rates recently obtained throughout Northern Hemisphere. The glacial stages in the Bohemian Forest occurred during the Last Glacial Maximum (possibly response to H2 event and after GI-2 interstadial). Following glacial advance at 16 ka may coincide with H1 event (MENTLÍK ET AL., in prep.). The glacial advance ~14 ka probably correlate with GI-1d (Older Dryas) when higher wind activity (documented from lower parts of Central Europe – sand cover and loess depositions) could conditioned glacier development at leeward positions of the Bohemian Forest (MENTLÍK ET AL., in prep.). The glacial chronostratigraphy of the Bohemian Forest is in agreement with local glaciation chronologies in the Sudetes – Giant Mountains (Krkonoše Mts.) and the Eastern Alps (MENTLÍK ET AL., in prep.).

3.2 Glaciation in the High Tatra Mts.

The Carpathians reaches their highest altitudes in the High Tatra range in the Slovak Republic where (despite of the alpine relief and altitudes above 2500 m a.s.l.) the main glaciation undoubtedly finished at the end of the Pleistocene (LUKNIŠ, 1973).

While at the north flanks of the Tatra (in the Polish part of the range) several methods of numerical dating were used to develop the glacial chronology (BAUMGART-KOTARBA AND KOTARBA, 2002, MAKOS ET AL., 2012), the glacial features have not been numerically dated in the south facing valleys. Similarly, the thickness and composition of the glacial forms remain unknown. So our research focused on two main issues: verification of the glacial chronology (LUKNIŠ, 1973) and estimation of the thickness and composition of the glacial landforms. The extension and dimension of glaciers in the particular stages were modelled and counted to complement our present day knowledge.

In contrary with the glacial chronology published by LUKNIŠ (1973), our results show that the peak of glaciation at the south flank of the High Tatras correspond with LGM and deglaciation of the highest cirques finished after the Younger Dryas. The thickness of glacial deposits belonging to particular glacial phases was investigated by means of ERT.

3.3 Research of slope deformations in the Bohemian Forest

Although the Bohemian Forest is generally considered to be geomorphologically a rather stable region, there are localities which bear proof of a surprisingly high intensity of recent and even present day processes (HARTVICH AND MENTLÍK, 2010). A likely polycyclic development of slopes with recurrence of mass-wasting cycles related to material supply thresholds was established (HARTVICH AND MENTLÍK, 2010). Radiometric dating of debris flow activity showed that the cycles span approximately 4000 years. In this area of rather stable bedrock conditions, at least two factors that decrease slope stability need to act together to activate slope processes: i) a favourable structural predisposition (dip of major joint or bedding planes) and; ii) an increase in relief through either glaciation or river incision (HARTVICH AND MENTLÍK, 2010).

4 Conclusions

Development of methods in geomorphological research (using GIS, multidisciplinary research and dating methods) provides relevant information about climate change and fluctuations of geomorphological processes (e.g. debris flows) in the past. To demonstrate the methodological approaches representative results some already published data (MENTLÍK ET AL., 2010, HARTVICH AND MENTLÍK, 2010, MENTLÍK AND NOVOTNÁ, 2010) as well as results which are prepared for publication (MENTLÍK ET AL., 2011, MENTLÍK ET AL., in prep.) were used in this presentation.

5 Literature

BALCO, G., 2011. Contributions and unrealized potential contribution of cosmogenic-nuclide exposure dating to glacier chronology, 1990 – 2010. *Quaternary Science Reviews* 30: 3 – 27.

BAUMGART-KOTARBA, M. AND KOTARBA, A. 2002. Deglaciation in the High Tatra Mountains (Biala and Sucha Woda Valleys as Example). *Geologica Carpathica*, 53. Special Issue.

DEMEK, J., EMBLETON, C., GELLERT, J.F. AND VERSTAPPEN, H.T. ed. (1972), *Manual of detailed geomorphological mapping*, Academia.

GOUDIE, A.S., 2006. The Schmidt hammer in geomorphological research. *Progress in Physical Geography* 30 (6) , 703 – 718.

HARTVICH, F. AND MENTLÍK, P. 2010. Slope development reconstruction at two sites in the Bohemian Forest Mountains, *Earth Surface Processes and Landforms* 35: 373 – 389.

- LUKNIŠ, M. 1973. Reliéf Vysokých Tatier a ich predpolia. Vydavateľstvo SAV, Bratislava, 375 pp.
- MAKOS, M., NITYCHORUK, J., ZREDA, M., 2012. Deglaciation chronology and paleoclimate of the Pięciu Stawów Polskich/Roztoki Valley, high Tatra Mountains, Western Carpathians, since the Last Glacial Maximum, inferred from ³⁶Cl exposure dating and glacier–climate modelling. *Quatern. Int.* doi:10.1016/j.quaint.2012.01.016.
- MATHEWS, J.A., SHAKESBY, R.A., 1984. The status of the “Little Ice Age” in southern Norway: relative-age dating of Neoglacial moraines with Schmidt hammer and lichenometry. *Boreas* 13, 333 – 346.
- MENTLÍK, P., ENGEL, Z., BRAUCHER, R. ET AL. in prep. Chronology of Late Weichselian glaciation in the Bohemian Forest (central Europe).
- MENTLÍK, P. AND NOVOTNÁ, M. 2010. Elementary forms and “scientific reliability” as an innovative approach to geomorphological mapping. *Journal of Maps* 2010: 564 – 583.
- MENTLÍK, P., MINÁR, J., BRÍZOVÁ, E., LISÁ, L., TÁBOŘÍK, P. AND STACKE, V. 2010. Glaciation in the surroundings of Prášílské Lake (Bohemian Forest, Czech Republic), *Geomorphology* 117: 181 – 194.
- MENTLÍK, P., MINÁR, J., ENGEL, Z., BRAUCHER, R. 2011. Glaciation of Malá and Velká Studená Valleys (the High Tatras Mts., Slovak Republic). In.: Hradecký, J., Šilhán, K. eds.: *Keen on Geomorphology, Book of Abstracts, Carpatho-Balkan-Dinaric Conference on Geomorphology*. Ostravice 17-20 October 2011, Czech Republic. pp 14 – 15.
- MINÁR, J., EVANS, I.S., 2008. Elementary forms for land surface segmentation: the theoretical basis of terrain analysis and geomorphological mapping. *Geomorphology* 95, 236 – 259.
- MINÁR, J., MENTLÍK, P., JEDLIČKA, K. AND BARKA I. (2005), ‘Geomorphological information system – idea and options of practical implementation’, *Geografický časopis* 57, 247 – 266.
- REUTHER, A., 2007. Surface exposure dating of glacial deposits from the last glacial cycle. Evidence from Eastern Alps, the Bavarian Forest, the Southern Carpathians and the Altai Mountains, Vol. 21, Gebr. Borntraeger, Berlin.
- WALKER, M., 2005. Quaternary dating methods. Wiley. 286 pp.

Gebiete mit natürlich erhöhten Schadstoffgehalten in Böden Bayerns – Stand der Arbeiten am Bayerischen Landesamt für Umwelt

U. Geuß

Bayerisches Landesamt für Umwelt, Hans-Högn-Straße 12, 95030 Hof

E-Mail: uwe.geuss@lfu.bayern.de

Abstract: *Exceedances of background values with respect to precautionary values of BBodSchV (Federal soil protection act) have been identified for Bavaria. The areas with elevated geogenic pollutant contents are being cartographically depicted in a first approach.*

Zusammenfassung: *Anhand Auswertungen der Überschreitung von Hintergrundwerten bezüglich der Vorsorgewerte nach BBodSchV werden in einer ersten Übersicht für Bayern Gebiete mit natürlich erhöhten Schadstoffgehalten aufgezeigt und kartographisch dargestellt.*

Keywords: soil protection, background values, areas with elevated geogenic pollutant contents

Schlagworte: Bodenschutz, Hintergrundwerte, Gebiete mit natürlicher erhöhten Schadstoffgehalten

1 Einleitung und Zielsetzung

Die Vielfältigkeit der Geologie in Bayern spiegelt sich durch ihre unterschiedliche Mineralzusammensetzung sowie pedogenetische Prozesse in den Böden wider. Eine Besonderheit sind die hydrogeologischen Verhältnisse des Molassebeckens. Hier kommt es durch zum Teil bis an die Oberfläche aufsteigende tertiäre Grundwässer zu einer Wechselwirkung mit organo-mineralischen Böden, die sich in erhöhten Arsen-Gehalten mit oftmals lokal sehr unterschiedlichem Belastungsniveau niederschlagen.

Die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) führt zur Beurteilung der stofflichen Situation des Bodens mehrere Grenzwerte auf. Während mit den Prüf- und Maßnahmenwerten die Schutzgüter Mensch, Grundwasser und Pflanze im Mittelpunkt stehen, zielen die bundesweit abgeleiteten Vorsorgewerte direkt auf den Schutz des Bodens und seiner Funktionen. Um die stoffliche Situation der Böden auf regionaler Ebene aufzeigen zu können, wurden auf Länderebene Hintergrundwerte differenziert nach Bodenausgangsgestein, Horizontgruppe und Nutzung ermittelt. Für Bayern liegen seit dem Projekt 'Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze' (GRABEN) (JONECK ET AL., 2006) auf Grundlage von LABO (2003) aktuelle Hintergrundwerte vor, die in Form einer Vollzugshilfe veröffentlicht wurden (GEUSS ET AL., 2011).

Nr. 5.1 Absatz 3 Satz 2 BayBodSchVwV gibt dem Bodenschutz in Bayern für die weitere Bearbeitung einen konkreten Handlungsauftrag:

'Flächen, in denen die Hintergrundwerte die Vorsorgewerte überschreiten, werden vom Bayerischen Landesamt für Umwelt unter Mitwirkung der Wasserwirtschaftsämter ermittelt und für die Vollzugsbehörden dargestellt.'

Für den Vollzug bedeutet dies, dass anfallendes Bodenmaterial dieser Flächen im Sinne des vorsorgenden Bodenschutzes besonderer Beachtung bei der Verwertung bedarf. Als Grundsatz steht hier 'Gleiches (Bodenmaterial) zu Gleichem' im Vordergrund. Insbesondere humoser Oberboden (Mutterboden) solcher Gebiete (siehe §202 BauGB), aber auch organisch geprägte Böden mit erhöhten Schadstoffgehalten bedürfen bei ihrer Verwertung besonderer Beachtung. Die Anwendung von §12 Absatz 10 BBodSchV stellt dabei einen Ansatzpunkt für die Verwertung solchen Bodenmaterials dar.

Die Darstellung solcher Gebiete muss jedoch in einem für den Vollzug brauchbaren Maßstab erfolgen, d.h. mindestens 1:25 000. Darüber hinaus sollten nach unseren bisherigen Erfahrungen mit Vollzugsbehörden solche Darstellungen neben dem Boden auch den oberflächennahen Untergrund (bis etwa 5 m unter Geländeoberfläche = durchschnittliche Gründungstiefe von Einfamilienhäusern) berücksichtigen, ein Umstand, der nach einer integrierten Bearbeitung von Boden und Geologie verlangt.

2 Gebiete mit natürlich erhöhten Schadstoffgehalten – erste Annäherung

Mit dem Projekt GRABEN liegen in Bayern für 26 der insgesamt 33 differenzierten Bodenausgangsgesteine (siehe Tabelle 1) Hintergrundwerte vor. Diese Hintergrundwerte geben eine Übersicht der stofflichen Situation der Böden wieder und sind über die Bodenausgangsgesteinskarte von Bayern im Maßstab 1:500 000 (BAG500) kartographisch darstellbar.

Tabelle 1: Legendenbeschreibung der Bodenausgangsgesteine (BAG) in Bayern aus dem Projekt GRABEN.

BAG-Nr.	BAG-Haupteinheit
31	Flug- und Terrassensand (Einheit auch in anderen Gebieten vorkommend) – <i>Quartär</i>
42a	Löß und Lößlehm über mesozoischen Sedimentgesteinen; im Rieskrater über tertiären Seesedimenten – <i>Quartär</i>
49b	Kalk- und Dolomitstein, Kalkmergelstein, Mergel- und Tonstein (teilweise unter Residuallehm) – <i>Muschelkalk</i>
51	Ton-, Schluff-, Mergel-, Sand- und Dolomitstein, Kalkstein – <i>Zechstein, Buntsandstein, Keuper, Lias, Dogger</i>
61c	Sandstein, untergeordnet Sandstein-Tonstein-Wechselfolgen – <i>Sandsteinkeuper, Rhät; im Bruchschollengebiet Trias</i>
61d	Sandstein, selten Tonstein – <i>Buntsandstein</i>
49a	Kalk- und Dolomitstein, Kalkmergelstein, Mergelstein (teilweise unter Residuallehm) – <i>Malm</i>
50	Residuallehm/-ton (Ablehm), Lößlehm – <i>Tertiär – Quartär</i>
61b	Sand und Sandstein, untergeordnet Tonstein, z.T. mit Löß(lehm) und Residuallehm/-ton (Ablehm); (Einheit auch im Bruchschollengebiet vorkommend) – <i>Kreide</i>
63e	Sandstein, z.T. mit Flugsandüberdeckung – <i>Lias, Dogger</i>
53	Amphibolit, Serpentin, Diabas, Basalt, Gabbro und andere Metabasite und Basite, z.T. mit Löß und Lößlehm; im Gebiet der Rhön z.T. mit mesozoischer Überdeckung – <i>Präkambrium, Paläozoikum, Basalte auch Tertiär</i>
55	Gneis, Migmatit, untergeordnet Glimmerschiefer, z.T. mit Löß und Lößlehm – <i>Präkambrium, Paläozoikum</i>
56	Granit, untergeordnet Granodiorit, Redwitzit, z.T. mit Löß und Lößlehm – <i>Paläozoikum</i>
59	Phyllit, Glimmerschiefer, Ton- und Sandstein, Grauwacke, Konglomerat, Quarzit, Tonschiefer, untergeordnet Vulkanite, z.T. mit Löß und Lößlehm – <i>Paläozoikum</i>
61e	Ton, Schluff, Sand, Kies (Einheit auch in anderen Gebieten vorkommend) – <i>Tertiär</i>
18	Sand, z.T. kiesig, untergeordnet mit Mergel- und Tonlagen; im Gebiet der Iller-Lech-Platte Deckenschotter (Einheit auch im Alpenvorland vorkommend) – <i>Tertiär, Deckenschotter Quartär</i>
42b	Löß und Lößlehm über tertiären Lockersedimenten, selten über Juragestein und Riesauswurfmasse – <i>Quartär</i>
14	Carbonatreiche Schotter, meist mit Hochflutlehm – <i>Quartär</i>
21	Geschiebelehm und -mergel (Moränenmaterial), z.T. mit Löß und Lößlehm – <i>Quartär</i>
52a	Ton- und Mergelstein, (Kalk)-Sandstein, Konglomerat – <i>Flysch, Faltenmolasse</i>
68	Kalkstein, Dolomitstein, Kalkmergelstein, Mergel, Konglomerat, Sandstein, Kieselkalk und andere alpine Gesteine und deren Gesteinsschutt sowie inneralpiner Geschiebelehm, z.T. mit Löß und Lößlehm – <i>Nördliches Kalkalpin, Helvetikum</i>
10a-g	Sandige bis schluffige Auensedimente (Grundgebirgsaue) – <i>Quartär</i>
10a-m	Sandige bis schluffige Auensedimente (Mainaue) – <i>Quartär</i>
10a-r	Sandige bis schluffige Auensedimente (Regnitzaue) – <i>Quartär</i>
10b	Kalkhaltige, sandig-lehmige Auensedimente (Donauaue und ihre Alpenzuflüsse) – <i>Quartär</i>
13	Flussmergel, Hochflutlehm, Alm und anmoorige Bildungen, meist auf carbonatreichem Schotter sowie carbonatfreie Talablagerungen – <i>Quartär</i>
6	Niedermoortorf, teilweise mit mineralischen Komponenten (Bodenmaterial überwiegend aus Freisinger/Erdinger Moos bzw. Winterrieder Moor) – <i>Holozän</i>
61f *	Ton- und Sandstein, Konglomerat, Fanglomerat, untergeordnet Vulkanite – <i>Rotliegend</i>
54a *	Riesseesedimente (Kalkstein, Mergelstein, Ton(stein)) – <i>Tertiär</i>
54b *	Riesauswurfmassen mit Lößlehm und Residuallehm/-ton (Ablehm) – <i>Tertiär</i>
63a *	Sand (Monheimer Höhensand) – <i>Tertiär</i>
10a-w *	Sandige bis schluffige Auensedimente der Wörnitz – <i>Quartär</i>
7 *	Hochmoortorf – <i>Holozän</i>

* Zu diesen Bodenausgangsgesteinen liegen auf Grund des zu geringen Stichprobenumfangs (n < 10) noch keine Hintergrundwerte vor

Für jede der Bodenausgangsgesteins-Haupteinheiten, die auf Grund der Differenzierungen hinsichtlich Horizontgruppe (Oberboden, Unterboden und Untergrund) und Nutzung (Forst

bzw. Acker, Grünland) mehrere BAG-Untereinheiten haben, existieren Hintergrundwerte der Böden für die Elemente As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn, aber auch für Co, Mo, Sb, Se, Sn, Tl und V. Die BAG-Untereinheiten wurden expertengestützt hinsichtlich der vorherrschenden Bodenarten-Hauptgruppe sowie des pH-Wertes eingeschätzt. Für Arsen gibt es derzeit keinen Vorsorgewert, weshalb für die Betrachtungen auf den Z0-Wert der LAGA (1997) zurückgegriffen wird. Die Spannen der Hintergrundwerte der BAG-Haupteinheiten gibt Tabelle 2 wieder.

Tabelle 2: Minimaler und maximaler Hintergrundwert (Königswasserextrakt) der BAG-Untereinheiten in mg/kg Trockensubstanz bezogen auf die BAG-Haupteinheit.

BAG-Nr.	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
31	4,5 – 21	0,02 – 0,39	12 – 30	5,3 – 15	0,03 – 0,10	4,9 – 30	15 – 49	21 – 70
42a	11 – 22	0,06 – 0,23	44 – 59	11 – 23	0,04 – 0,08	27 – 48	20 – 63	58 – 73
49b	12 – 20	0,2 – 0,46	62 – 101	46 – 62	0,08 – 0,11	68 – 110	27 – 78	54 – 151
51	11 – 39	0,14 – 0,91	41 – 87	20 – 54	0,05 – 0,30	27 – 137	25 – 97	77 – 139
61c	3,9 – 16	0,14 – 0,24	11 – 65	10 – 22	0,03 – 0,13	7,4 – 42	17 – 50	30 – 147
61d	3,5 – 13	0,05 – 0,17	12 – 62	10 – 17	0,04	7,2 – 48	15 – 82	31 – 69
49a	7,3 – 21	0,57 – 2,10	31 – 86	14 – 51	0,14 – 0,28	42 – 201	21 – 88	94 – 268
50	13 – 14	0,17 – 1,30	41 – 67	15 – 60	0,08 – 0,34	23 – 137	35 – 65	66 – 240
61b	5,9 – 18	0,14 – 0,28	16 – 50	10 – 19	0,04 – 0,10	6,7 – 43	17 – 44	27 – 75
63e	15 – 24	0,12 – 0,20	33 – 50	10 – 22	0,04 – 0,20	12 – 39	13 – 56	40 – 70
53	16	0,21 – 0,57	70 – 303	41 – 80	0,05 – 0,18	163 – 270	21 – 98	110 – 145
55	7,8 – 18	0,17 – 0,30	42 – 75	19 – 46	0,04 – 0,25	26 – 57	25 – 102	91 – 130
56	6,9 – 22	0,17 – 0,25	22 – 46	11 – 18	0,04 – 0,17	11 – 25	34 – 80	81 – 125
59	35 – 48	0,16 – 0,60	43 – 57	15 – 50	0,11 – 0,27	17 – 62	28 – 121	57 – 143
61e	-	0,14 – 0,24	27 – 45	16 – 19	-	11 – 31	32 – 35	40 – 90
18	12 – 20	0,05 – 0,24	21 – 66	6,8 – 47	0,04 – 0,17	7,6 – 53	12 – 29	35 – 96
42b	11 – 17	0,14 – 0,27	29 – 61	13 – 37	0,04 – 0,26	17 – 48	15 – 46	44 – 107
14	8,4 – 47	0,16 – 0,55	23 – 64	13 – 28	0,06 – 0,15	22 – 48	20 – 62	41 – 94
21	9,4 – 17	0,14 – 0,64	37 – 66	16 – 36	0,09 – 0,23	18 – 55	23 – 86	54 – 122
52a	-	0,17 – 0,52	54 – 66	18 – 46	-	40 – 79	27 – 83	98 – 125
68	17 – 35	0,40 – 1,60	22 – 62	11 – 46	0,17 – 0,27	13 – 100	27 – 112	72 – 151
10a-g	11 – 13	0,83 – 1,50	59 – 71	21 – 66	0,09 – 0,25	36 – 62	48 – 105	123 – 243
10a-m	14	0,25 – 0,57	20 – 69	16 – 60	0,08	21 – 59	27 – 79	76 – 153
10a-r	-	0,46 – 0,95	18 – 59	42 – 80	-	18 – 59	46 – 125	109 – 268
10b	9,6 – 31	0,17 – 0,41	30 – 62	19 – 33	0,07 – 0,19	25 – 45	14 – 41	55 – 102
13	11 – 75	0,19 – 0,72	30 – 48	17 – 31	0,05 – 0,23	16 – 35	15 – 30	37 – 75
6	32 – 145	0,46 – 0,79	7,5 – 39	17 – 25	0,23 – 0,46	7,6 – 39	12 – 116	30 – 70

Unter Berücksichtigung der Bodenarten-Hauptgruppe und des pH-Wertes ergibt ein Vergleich der Hintergrundwerte mit dem jeweiligen Vorsorgewert (bei Arsen Z0-Wert) folgende Einschätzung, die in Tabelle 3 dargestellt ist.

Tabelle 3: Matrix der Überschreitung des Vorsorgewertes (bei Arsen Z0-Wert) durch den Hintergrundwert.

BAG-Nr.	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Legende
31	-	○	○	○	○	-	-	○	<p>● Mindestens 75 % der Hintergrundwerte der BAG-Untereinheiten liegen über dem Vorsorgewert nach Anhang 2 BBodSchV (bei Arsen Z0-Wert).</p> <p>●● Mindestens 75 % der Hintergrundwerte der BAG-Untereinheiten liegen über dem doppelten Vorsorgewert (bei Arsen Z0-Wert).</p> <p>○ Mindestens 75 % der Hintergrundwerte der BAG-Untereinheiten liegen unter dem Vorsorgewert (bei Arsen Z0-Wert).</p> <p>- Es können keine eindeutigen Tendenzen der Hintergrundwerte der BAG-Untereinheiten gegenüber dem Vorsorgewert festgestellt werden, oder es liegen für die prozentuale Einschätzung zu wenige Daten vor.</p>
42a	○	○	○	○	○	●	○	-	
49b	○	○	●	●	○	●●	-	-	
51	●	○	○	○	○	●	○	○	
61c	○	○	○	○	○	-	○	-	
61d	-	○	○	○	-	○	-	○	
49a	-	-	-	○	○	●●	-	●●	
50	-	●	○	○	○	●	-	●	
61b	○	○	○	○	○	○	○	-	
63e	-	○	●	○	-	-	○	○	
53	-	○	●●	●	○	●●	-	●●	
55	○	○	●	-	-	●●	-	●●	
56	○	○	-	○	-	-	-	●	
59	●	○	○	○	○	●●	-	●●	
61e	-	○	-	-	-	-	-	-	
18	○	○	-	○	○	●	○	-	
42b	○	○	○	○	○	●	○	●	
14	-	○	○	○	○	-	○	-	
21	○	○	○	○	○	●	-	-	
52a	-	○	○	○	-	-	○	○	
68	-	○	○	-	-	-	-	-	
10a-g	○	●●	●	-	○	●●	●●	●●	
10a-m	-	-	-	○	-	-	○	●●	
10a-r	-	●	○	●	-	●●	●●	●●	
10b	-	○	-	-	○	-	○	-	
13	●●	○	○	○	○	○	○	○	
6	(●●)	-	-	-	-	-	-	-	

Bei den in Tabelle 3 aufgeführten Aueneinheiten nördlich der Donau muss bei den erhöhten Blei-, Cadmium-, Nickel- und Zinkgehalten vermutlich von einer zusätzlichen anthropogenen Komponente des Hintergrundwertes ausgegangen werden, die allerdings nicht näher quantifizierbar ist.

Für die BAG-Nummern 49b und 51 (erhöhte Schadstoffgehalte für Arsen, Chrom, Kupfer und Nickel) aber auch für die BAG-Nummern 53, 55 und 59 (erhöhte Schadstoffgehalte für Arsen, vor allem aber Chrom, Nickel und Zink) sind die Schadstoffgehalte durch die Mineralzusammensetzung der jeweiligen Ausgangsgesteine zu erklären, dagegen kommen die erhöhten Nickel- und Zinkgehalte bei den BAG-Nummern 49a und 50 durch Prozesse der Bodenbildung (Rückstandsanhäufung) zustande.

Die teilweise extrem erhöhten Arsengehalte in Niedermooren in Verbindung mit Flussmergeln, Hochflutlehm, Alm und anmoorigen Bildungen (BAG-Nummern 6 und 13) (Überschreitungen des Maßnahmenwertes für Grünland für As von 50 mg/kg Trockensubstanz) sind nach derzeitigem Kenntnisstand auf aufsteigende arsenhaltige tertiäre Grundwässer der südbayerischen Molasse zurückzuführen (z. B. WEIGAND ET AL., 2010).

Aus diesem Grund werden vom Bayerischen Landesamt für Umwelt auch zeitnah zunächst Gebiete mit erhöhten Arsengehalten bearbeitet.

Im Projekt GRABEN wurden zudem von Bodenschützern an den Wasserwirtschaftsämtern exemplarisch Methoden zur Ermittlung und Darstellung von Gebieten mit erhöhten Schadstoffgehalten auf lokaler Ebene entwickelt und zum Teil veröffentlicht (HORNUNG,

2008; PFADENHAUER, 2008; PRINZ, 2006; BABL, 2007). Die naturbedingte Arsenbelastung in Niedermooren wurde für das Freisinger und Erdinger Moos von MARTIN (2008) dargestellt. Nähere Informationen siehe auch www.lfu.bayern.de/boden/geogene_belastungen.

In historischen Bergbaugebieten wurden die natürlich erhöhten Schadstoffgehalte in Böden bzw. Gesteinen vielfach durch anthropogene Schadstoffanreicherungen ergänzt. Hierzu zählen z.B. die Bleibelastungen der Gegend um Freihung einschließlich der Vilsau (HÜRKAMP, 2006), aber auch die Vilsau bei Rieden (Cadmium).

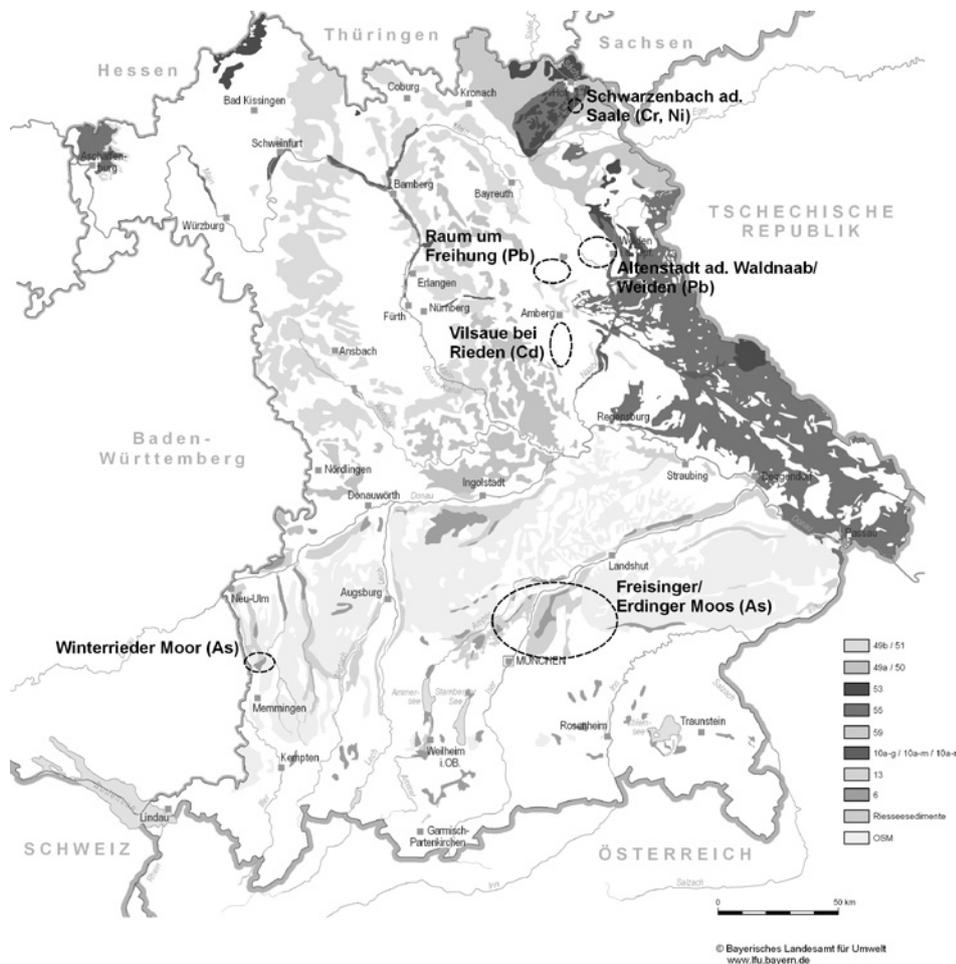


Abbildung 1: Mögliche Gebiete mit natürlich erhöhten Schadstoffgehalten auf Grundlage der Bodenausgangsgesteinskarte im Maßstab 1.500 000. Die Lage der Sonderprojekte sowie derzeit bekannte, historische Erzbergbaugebiete in Bayern sind eingetragen.

In einer ersten Übersicht zu Gebieten mit natürlich erhöhten Schadstoffgehalten in Bayern fallen große Teile des nordostbayerischen Grundgebirges einschließlich Spessart und Rhön, Teile der Fränkischen Alb, ausgewählte Stratigraphien des Keuper, Lias und Dogger aber auch des Muschelkalks, tonig-mergelige Sedimente des Riesbeckens sowie die durch tertiäre Grundwässer beeinflussten Niedermoorkomplexe Südbayerns einschließlich der Oberen Süßwassermolasse (BAYER, 1997) mit lokal sehr heterogenem Belastungsniveau auf.

3 Diskussion

Für eine erste Einschätzung der Verbreitung von möglichen Gebieten mit erhöhten Schadstoffgehalten ist die Karte im Maßstab 1:500 000 (Abb. 1) zunächst ausreichend. Damit scheint etwa die Hälfte der Bodenausgangsgesteine in Bayern zumindest eine Tendenz zu erhöhten Schadstoffgehalten im Boden aufzuweisen. Auf welchem 'Überschreitungs-niveau' sich die erhöhten Gehalte bewegen wird allerdings damit nicht ausgesagt.

Die Übersichtskarte (Abb. 1) ist aber maßstabsbedingt für den Vollzug so nicht anwendbar. Die stark aggregierte Legende, aber auch die Abgrenzungen der einzelnen Einheiten haben nicht die für den Vollzug notwendige Aussageschärfe, weswegen eine detaillierte Bearbeitung erfolgen muss.

4 Ausblick

Das Bayerische Landesamt für Umwelt erstellt in den nächsten Jahren Hinweiskarten zu Gebieten mit natürlich erhöhten Schadstoffgehalten im Maßstab 1:25 000. Diese Hinweiskarten basieren auf vorhandenen bodenkundlichen und geologischen Flächendaten nach Möglichkeit im Maßstab 1:25 000 sowie auf Analysendaten bodenkundlicher Profile und geologischer Aufschlüsse. Mittels Dateninventur, Literaturrecherchen und expertengestütztem Wissen sollen Legendeneinheiten mit natürlich erhöhten Schadstoffgehalten im Boden/Untergrund bestimmt werden. Um die gewünschte Aussageschärfe zu erreichen sind weitere Untersuchungen zur Verdichtung der Datensituation sowohl für Bodenkunde als auch Geologie notwendig.

Die Hinweiskarten sollen Behörden und Planungsbüros vor Planfestsetzungen (Flächennutzungsplan, Bbauungsplan etc.) Kenntnis von eventuell kritischem Bodenmaterial geben. Somit kann durch ein gezieltes Bodenmanagement oder gar Planungsänderungen Bodenmaterial mit erhöhten Schadstoffgehalten vermieden bzw. reduziert werden.

5 Literatur

BABL, A. (2007): Ermittlung von Gebieten mit lokal erhöhten geogenen Hintergrundgehalten am Beispiel des „Winterrieder Moors“ – ein Sonderprojekt des Vorhabens 'Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze'. – WWA Kempten und Bayerisches Landesamt für Umwelt (unveröffentlicht).

BAYER, M. (1997): Natürliche Arsenanreicherungen in der Oberen Süßwassermolasse Bayerns.– Veröffentlichungen des Grundbauinstitutes der Landesgewerbeanstalt Bayern, Eigenverlag LGA, 250 S.

BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT) (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV), BGBl. I S. 1554.

GEUSS, U., HANGEN, E., MARTIN, W. (2011): Hintergrundwerte von anorganischen und organischen Schadstoffen in Böden Bayerns.– Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 60 S.

HORNUNG, M. (2008): Geogene Bleivorkommen in triassischen Sedimenten bei Altenstadt a.d. Waldnaab und Weiden – Modellgebiet im Rahmen des Projekts 'Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze'. – Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.), ISBN 978-3-936385-45-8, S. 30 – 37.

HÜRKAMP, K. (2006): Bewertung der potentiellen Gefährdung von Grund- und Oberflächenwässern infolge von Mobilisierung von Schwermetallen aus bergbaubedingt kontaminierten Auesedimenten in nördlichen Vilstal/Opf.– Regensburger Beiträge zur Bodenkunde, Landschaftsökologie und Quartärforschung, Band 9, 443 S.

JONECK, M., HANGEN, E., WITTENBECHER, M., FOULLOIS, N., SPÖRLEIN, P., MARTIN, W., AUSSENDORF, M., REISCHL, A. (2006): Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze in Bayern (GRABEN).– Zeitschrift für Bodenschutz 2006 (2), Berlin (Erich Schmidt Verlag GmbH & Co), 32 – 38.

LABO (BUND-LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ) (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden., 58 S.

LAGA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL) (1997): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen.– Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) Nr. 20.– Teil II: Technische Regeln für die Verwertung – 1.2 Bodenmaterial (TR Boden), 50 S.

MARTIN, W. (2008): Arsen in den Böden des Dachauer, Freisinger und Erdinger Mooses –Ergänzungsprojekt zum Projekt 'Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze'.– Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.), ISBN 978-3-936385-45-8, S. 50 – 53.

PFADENHAUER, K. (2008): Lokal erhöhte Cd- und Ni-Gehalte am Beispiel des Serpentinits bei Schwarzenbach/Saale.- Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.), ISBN 978-3-936385-45-8, S. 38 – 44.

PRINZ, R. (2006): Ermittlung von Gebieten mit lokal erhöhten geogenen Hintergrundgehalten am Beispiel des Vitriolschiefers (Trias, Unterer Keuper) – ein Sonderaspekt des Projektes 'GRABEN'.- Marktredwitzer Bodenschutztag Tagungsband 4, Marktredwitz 2006, S. 186-191.

WEIGAND, H., MANSFELDT, T., BÄUMLER, R., SCHNECKENBURGER, D., WESSEL-BOTHE, S., MARB, C. (2010): Arsenic release and speciation in a degraded fen as affected by soil redox potential at varied moisture regime.– Geoderma 159, S. 371-378.

Geogenes Arsen in Schwaben – Vorläufige Bestandsaufnahme und Probleme bei der Bauausführung – Fallbeispiele

R. Zischak

Wasserwirtschaftsamt Donauwörth, Nattenhauser Str. 16, 86831 Krumbach

E-Mail: ruediger.zischak@wwa-don.bayern.de

Abstract: *In Bavaria (Suabia, Germany) widespread geogenic arsenic has been detected in organic flood river plain sediments, Tertiary sands and Pleistocene terrace (bench) gravels. Especially the organic dominated sediments produced exceeding costs for building sites either for re-utilization/disposal or further construction measures to avoid soil excavation. Therefore problem orientated check points are being evolved by local government.*

Zusammenfassung: *In Bayern (Schwaben) wurden weitverbreitet geogene Arsenbelastungen in den Böden der organisch geprägten Talfüllungen, in Sanden der tertiären Oberen Süßwassermolasse und in den Kiesen der pleistozänen Älteren Deckenschotter festgestellt. Insbesondere die organisch geprägten Böden könnten signifikant höhere Baukosten für Entsorgung/Verwertung oder konstruktive Baumaßnahmen verursachen. Deshalb entwickelt die Regierung von Schwaben eine weitreichende Handlungshilfe zum Umgang mit geogen arsenbelasteten Böden.*

Keywords: geogenic arsenic, organic Carbon, heavy metal leaching, reutilization, waste disposal;

Schlagworte: geogenes Arsen, Organgehalt, Schwermetallmobilisierung, Wiederverwertung, Entsorgung, Deponierung;

1 Einleitung

Seit geraumer Zeit stehen geochemische Hintergrundbelastungen im Fokus der Bodenuntersuchungen. Insbesondere Elemente und Verbindungen, welche aus Umweltschutzgründen kritisch zu bewerten und mit Grenzwerten belegt sind, verursachen als geogene Grundlasten Probleme beim Umgang im Rahmen von Baumaßnahmen.

Erstmalig traten im Regierungsbezirk Schwaben Probleme im Zug des Autobahnausbaus der BAB A 8 Ulm-München auf.

Der Oberbau der Straße wurde aus rolligen Sedimenten der tertiären Oberen Süßwassermolasse (tOS) geschüttet und verdichtet. Bereiche des Straßendamm befinden sich innerhalb der Schutzzone W III eines Wasserschutzgebiets für die öffentliche Trinkwasserversorgung. Die tertiären Sedimente wurden gemäß LAGA M 20 (Boden) untersucht und hierbei wurde festgestellt, dass der Zuordnungswert Z 1.1 bei nahezu allen Proben überschritten war. Der bereits fertig gestellte Straßenoberbau musste ausgebaut werden.

Dies war der Anlass, das Vorkommen und den Umgang mit geogen arsenhaltigen Böden näher zu betrachten.

2 Geogenes Arsen

2.1 Herkunft und Entstehung

Im Zuge der alpidischen Gebirgsbildung entstand im Vorland ein rasch absinkendes Subsidenzbecken, welches mit dem Verwitterungsschutt des sich hebenden Orogens und den östlich benachbarten Hochlagen (Böhmische Masse) gefüllt wurde. Es stellte sich ein Wechsel von terrestrischen, lakustrinen und flachmarinen Ablagerungsbedingungen ein.

Den Abschluss der Ablagerungen in diesem Molassebecken bildete die Sequenz der tertiären Oberen Süßwassermolasse (tOS). Diese Abfolge ist von liminisch-fluviatilen Milieu-

bedingungen geprägt, was zur Ablagerung von Sanden, Sandsteinen, Sandmergeln und bunten, meist siltigen Mergeln und Tonen führte. Die sanddominierten Schüttungskörper sind oft als Rinnen ausgebildet.

Der Abtragungsschutt beinhaltete u. a. auch arsenhaltige Minerale, welche dann innerhalb des Beckens durch Lösungs- und Transportvorgänge zunächst in den Sanden der tOS angereichert wurden. Oft ist eine Vergesellschaftung mit Fe-reichen Sedimentanreicherungen festzustellen. Dadurch entstand keine schichttreue Anreicherung, sondern eher eine punktuelle, clusterförmige unregelmäßige Verteilung der Bereiche höherer Arsenkonzentrationen.

Im Zuge der pleistozänen und holozänen Ausbildung des tertiären Molassehügellandes im Voralpengebiet (Terrassenbildungen) kam es dann zu sekundären Lösungs-, Umlagerungs- und Wiederanreicherungsprozessen.

2.2 Arsenreiche Sedimentvorkommen im Molassehügelland

Die Arsenanreicherungen beschränken sich nicht nur auf die Sande der tOS, sondern sind auch in den schluffigen Kiesen der sog. Älteren Deckenschotter (riss- und mindelzeitliche Terrassenschotter) und insbesondere in den organisch geprägten Talsedimenten wie Niedermoore, Anmoore, Gleye und Hochflutsedimente quasi generell anzutreffen.

Die gängige Theorie ist, dass gespannte tertiäre, mit Arsen angereicherte Grundwässer in die Talsedimente einspeisten und so Arsen in den torfigen, anmoorigen oder stark humosen Böden angereichert wurde. Die überwiegend heterogene, clustermäßige Verteilung der erhöhten Arsenkonzentrationen und die Notwendigkeit von dauerhaften, über dem Talboden liegenden hydraulischen Potentialen im Tertiär lässt diese Theorie als alleinigen Erklärungsansatz hinterfragen.

Vermutlich sind auch gravitative Massenverlagerungen der arsenhaltigen Tertiären Sedimente im Postpleistozän mit nachgeschalteten Lösungs- und Umlagerungsprozessen als Ursache heranzuziehen. Die unter Stauwasserbedingungen aufwachsenden Pflanzendecken mit deren organischen Säuren könnten die Lösung von geogenem Arsen noch gefördert haben.

Unabhängig von der tatsächlichen Genese, ist festzustellen, dass sowohl die originären tertiären Sedimente als auch die quartären Deckenschotter und organisch geprägten Talfüllungen mit geogenem Arsen bis zu Maximalwerten von ca. 150 mg/kg angereichert sind. Das Maximum der Verteilung der geogenen Belastungen wurde bisher im Bereich von Z 1.1. bis Z 1.2 nach LAGA M 20 Boden analysiert.

2.3 Geogene Belastungen ausserhalb Schwabens

Entsprechend der geomorphologischen Erstreckung des Molassehügellandes fokussiert sich das Problem mit geogenem Arsen im Untergrund nicht nur auf den Regierungsbezirk Schwaben, sondern quasi auf ganz Südbayern mit Oberbayern, Niederbayern und auch Teile der Oberpfalz.

Auch in den Magmatiten der Oberpfalz und des Bayerischen Waldes sowie in bestimmten Formationen der Trias (Keuper, Muschelkalk, Buntsandstein) in Franken wurden erhöhte Arsenkonzentrationen festgestellt.

In diese Regionen sind die Daten jedoch noch wenig aussagkräftig und Probleme im Zuge von Baumaßnahmen sind ebenfalls noch nicht bekannt.

3 Fallbeispiele

Zum Ableiten einer konkreten Vorgehensweise bei vermuteten bzw. festgestellten geogenen Arsenanreicherungen ist das Bodenschutzrecht nicht einschlägig, da keine durch Einwirkung auf den Boden verursachte schädlich Bodenverunreinigung vorliegt.

Selbstverständlich sind zu einer ersten Einschätzung die Werte des Anhangs 2 der BBodSchV

in Verbindung mit § 3 Abs. 2 Nr. 2 BBodSchV heranzuziehen, um eine potentiell mögliche Eintrittswahrscheinlichkeit einer schädlichen Bodenveränderung durch beabsichtigte Einwirkungen auf den geogen, arsenhaltigen Boden abzuschätzen. Ist eine Freisetzung des Arsens durch Einwirkung auf den Boden zu erwarten, ist ein Handlungsbedarf im Rahmen des Bodenschutzrechtes angezeigt.

In den nachfolgenden Fallbeispielen wurde Handlungsbedarf ausgelöst, da geogen arsenhaltiger Boden ausgehoben wurde und der Verwertungsweg innerhalb der Planung im Vorfeld nicht abgeklärt war.

3.1 Straßenbaumaßnahmen

3.1.1 Ortsumgehungsstraße

Im westlichen Schwaben wurde im Jahr 2007/2008 bei einer Straßenbaumaßnahme nach Beginn der Baumaßnahme festgestellt, dass die auszutauschenden Böden arsenbelastet sind. Für die ca. 1,5 m lange Strecke wurden 20 Bodenuntersuchungen durchgeführt.

Die Bandbreite der Arsen-Konzentrationsverteilung lag zwischen 3,7 mg/kg und 48 mg/kg, wodurch eine Einstufung in die Zuordnungsklasse Z 1.2 nach LAGA erfolgte.

Der Anteil an organischer Substanz wurde mittels Glühverlust nach DIN 18 128 mit 10 – 27 Gew-% bestimmt.

Die belastete Kubatur wurde grob mit ca. 100.000 m³ abgeschätzt. Unabhängig von der Problematik des organischen Anteils nach Tab. 2 des Anhangs 3 der DepV (Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts – Deponieverordnung) wurde von Seiten der bauausführenden Firma ein Nachtrag von ca. 1. Mio. Euro für die Verwertung/Entsorgung angemeldet.

Dies war der Anlass für die Straßenbaulastträger und die betroffenen Kommunalpolitiker Möglichkeiten einer kostengünstigeren Verwertungs-/Entsorgungsmöglichkeit abzufragen.

Eine Verwertung als bodenähnliche Anwendung in Form einer Aufschüttung in unmittelbarer Nähe zur Baumaßnahme in Anlehnung an § 12 Abs. (10) BBodSchV scheiterte aufgrund der Lage innerhalb eines Hochwasserabflussgebietes (vorgeschlagenes Ü-Gebiet).

Eine Verwertung gemäß Leitfaden – Anforderungen an die Verfüllung von Gruben und Brüchen sowie Tagebauen – warf die Fragen auf, ob es sich hier um einen humosen Oberboden handelt und wenn nein, bis zu welchem Organgehalt eine Verwertung im Sinne der Vorgaben des Leitfadens in Gruben möglich ist.

Nach Abklärung mit der Unteren Bodenschutzbehörde am zuständigen LRA und Rücksprache mit den weiteren Fachbehörden wurde einer Verwertung in einer benachbarten Tertiärsandgrube im Einzelfall zugestimmt. Folgende Voraussetzungen wurden gefordert bzw. zusätzliche Maßnahmen wurden angeordnet:

- Bestimmung der regional vorhandenen geogenen Schadstoffbelastung
- Ertüchtigung des Standortes gemäß Anl. 8a Leitfaden („Standortkategorie B nach C1“)
- Einbau einer 2 m mächtigen Sorptionsschicht
- GwFlurabstand >> 4 m
- Reduktion der zu verwertenden Massen durch zusätzliche Untersuchungen
- Zwischenlagerung für bodenähnliche Anwendung als Reku-Schicht
- Erhöhung des Zuordnungswertes auf Z 1.2 (Leitfaden) ausschließlich für Arsen
- Einhaltung des Vorsorgewertes n. Leitfaden für Grundwasser im Eluat! (< 5 µg/L)

3.1.2 Staatsstraße

Fünf Jahre nach der o. g. Maßnahme wurde 2012 bei Erstellung der Ausführungsplanung(!) für eine Staatsstraße im direkten regionalen Umfeld wiederum die Problematik einer Kubatur von 80.000 m³ geogen arsen-belastetes Bodenaustauschmaterial aufgeworfen.

Nachdem zwischenzeitlich im Zuge einer fachlichen Diskussion Einigkeit darüber erzielt wurde, dass aufgrund des hohen Organgehaltes die Sauerstoffzehrung in der Untergrundpassage nicht egalisiert werden kann, so dass unter reduzierenden Bedingungen potentiell gelöstes Arsen wieder in mineralischer Form ausfällt, konnte einer Verfüllung in Gruben und Brüchen nicht mehr zugestimmt werden.

Jedwede Kostensteigerung bei dem geplanten Projekt würde zur Nichtrealisierung der Maßnahme führen.

Unter den gegebenen Randbedingungen wurden konform mit den Vorgaben des Boden- und GwSchutzes – bisher – folgende Lösung erarbeitet:

- Abschieben und Zwischenlagerung des Mutter(Acker-)bodens auf den benachbarten landwirtschaftlichen Nutzflächen
- Keilförmiges Aufbringen des organisch geprägten, arsenhaltigen Unterboden als Übergang vom über Gelände geführten Straßendamms zu benachbarten Ackerflächen
- Abstimmung mit Unteren Naturschutzbehörde noch nicht abgeschlossen

Die o. g. Lösung war in dem Einzelfall nur möglich, da die Straße zwar in Tallage verlief, jedoch außerhalb des Ü-Gebiets zu Liegen kommt.

3.2 Industrie-/Gewerbebauten

Letztendlich stellt sich hier die Problematik im gleichen Maß dar, da die Bauwerber Mehrkosten entweder für die Verwertung/Entsorgung oder für Mehrflächenbedarf aufwenden müssen. Jedoch stellt sich bei der Verhältnismäßigkeit der Aufwendungen bei Grundstückspreisen von 60 – 100 €/m² in der betroffenen Region zu den möglichen Mehrkosten für die Verwertung/Entsorgung wiederum die Frage, inwieweit die Problematik der geogenen Arsenbelastung hier die Attraktivität der Region bzw. der jeweiligen Gewerbestandorte signifikant eingeschränkt wird.

Im Jahr 2009/2010 fielen aus zwei Gewerbegroßbaumaßnahmen insgesamt 50.000 m³ arsenbelastetes Bodenmaterial an. Die Konzentrationen lagen im Mittel bei 33 – 44 mg/kg bei Glühverlusten von im Mittel 20 – 25 Gew-%.

Die Planungen waren wiederum soweit fortgeschritten, dass eine Umplanung zur signifikanten Reduzierung bzw. Vermeidung nicht möglich war.

Auch hier wurde seitens der Genehmigungsbehörde einer Verfüllung in einer Sandgrube unter gleichartigen Voraussetzung wie oben zugestimmt, nachdem der Nachweis einer regionalen, geogenen Schadstoffbelastung in diesem Gebiet (Maximalwert: 57 mg/kg) erbracht wurde.

3.3 Kommunale Bauplanung

Aufgrund der weiten Verbreitung des geogenen Arsens sind auch kommunale Baugebiete betroffen, wodurch in der Regel Privatpersonen und keine institutionelle oder gewerbliche Bauwerber von der Arsenproblematik betroffen sind.

Auch hier sind je nach Untergrundverhältnissen (organisch geprägte Böden oder mineralisch

dominierter Untergrund) die notwendigen Aufwendungen unterschiedlich hoch. Letztendlich ist auch hier die grundsätzliche Vorgehensweise anzuwenden, dass vor Planung Übersichtsuntersuchungen der tatsächlichen Arsenbelastung ausgeführt werden sollten und die jeweiligen Ergebnisse in der dezidierten Bauplanung in der Form Eingang finden müssen, dass der Anfall von zu verwertendem arsenhaltigen Bodenaushub möglichst zu vermeiden ist.

Aufgrund der mehrfach aufgetretenen Problematik und er letztendlich nie gänzlich zufriedenstellenden Einzelfalllösungen wurde von Seiten des Wasserwirtschaftsamtes eine Arbeitsgruppe unter Federführung der Regierung von Schwaben angeregt. Diese Arbeitsgruppe erarbeitet derzeit eine Handlungshilfe.

4 Zusammenfassung und Ausblick

In Zuge der aktuellen, in jüngster Vergangenheit aufgetretenen Problemen beim Umgang mit insbesondere organisch geprägten, geogen arsenhaltigen Böden im Bayerischen Molassehügelland hat sich eine Arbeitsgruppe unter der Federführung der Regierung von Schwaben gebildet, um eine weitgehende Handlungshilfe zu erarbeiten.

Nach der Analyse der bisherigen Fallbeispiele hat sich bisher klar herauskristallisiert, dass bei der Planung der Baumaßnahmen die geogenen Schadstoffbelastungen ungenügend berücksichtigt wurden.

Eine Verwertung in Gruben und Brüchen ist aus Gründen des GwSchutzes ausgeschlossen, eine Entsorgung auf Deponie unmöglich (zu hoher Organgehalt/TOC) bzw. unverhältnismäßig teuer und eine Verwertung vor Ort auf landwirtschaftlichen Flächen, Überschwemmungsgebieten bzw. Baugrundstücken aus Gründen des Bodenschutzes nur stark eingeschränkt möglich bzw. gleichfalls unverhältnismäßig teuer. Aus diesem Grund ist hier wiederum der Grundsatz des vorsorgenden Bodenschutzes unausweichlich zu fordern:

Vermeidung vor Verwertung

5 Literatur

BABL, A. (2005): Bericht über Untersuchungen auf Arsengehalte in Böden des Winterrieder Moors.– WWA Krumbach, 18 S. zzgl. Anlagen [unveröffentlicht].

BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (1975): Geologische Übersichtskarte des Iller-Mindelgebietes M 1: 100.000, – Beilage GEOLOGICA BAVARICA NR. 74.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2011): Hintergrundwerte von organischen und anorganischen Schadstoffen in Böden Bayerns.– Reihe Vorsorgender Bodenschutz- Umwelt Spezial 59 S. – Selbstverlag.

BMU (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). – BGBl. S. 1554 – 1582.

BMU (2009): Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts.– BGBl. S. 900 – 950.

HODEL, M. (1994): Untersuchungen zur Festlegung und Mobilisierung der Elemente As, Cd, Ni und Pb an ausgewählten Festphasen unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses von Huminstoffen.– Karlsruher Geochemische Hefte 05; 129 S., 36 Abb.; Schriftenreihe des Instituts für Petrographie und Geochemie IPG, TH Karlsruhe (Eigenverlag).

LÄNDERFINANZIERUNGSPROGRAMM „WASSER, BODEN UND ABFALL“ (2008): Ermittlung und Beurteilung des Mobilisierungspotenzials von Arsen in Böden.– Projekt B 4.07, 85 S.31. Abb., 17 Tab.,

Anhang i – xiii; Köln, Koblenz-Landau, Wuppertal.

LAGA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL) (1997): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen.– Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) Nr. 20. – Teil II: Technische Regeln für die Verwertung – 1.2 Bodenmaterial (TR Boden), 50 S.

REGIERUNG VON OBERBAYERN (2004): Handlungsempfehlungen für kommunale und staatliche Behörden zum Umgang mit arsenbelasteten Böden im Erdinger, Freisinger und Dachauer Moos. – Selbstverlag.

REGIERUNG VON SCHWABEN ET. AL (2012): Handlungshilfe für den Umgang mit geogen arsenhaltigen Böden. – in Vorbereitung.

RÜDE, T.R. (1996): Beiträge zur Geochemie des Arsens.– Karlsruher Geochemische Hefte 10; 206 S., 56 Abb.; Schriftenreihe des Instituts für Petrographie und Geochemie IPG, TH Karlsruhe (Eigenverlag).

Effects of deicing Salt in protected Areas: A Case Study in the National Park Sumava

Z. Chocholoušková¹, Z. Křenová², V. Zýval³

Centre of Biology, Geoscience and Environmental education, Faculty of Education, University of West Bohemia, Plzeň¹; Global Change Research Centre AS CR, v.v.i., Department of Biodiversity Research, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, Czech Republic & Faculty of Science, University of South Bohemia, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice²; GeoVision s.r.o., Částkova 1977/73, 326 00 Plzeň 2 – Slovany, Czech Republic³
E-Mail: chochol@kbi.zcu.cz

Abstract: *The negative effects of applying the deicing salts on ecosystems are well known and documented from many countries, both in urban and nature areas. In colder regions deicing salts applying to roads has been identified as major contributors to local and regional contamination, while waters softeners and septic systems could play the second role. There is emerging evidence that simple salt (NaCl), the most often used deicing salt, is not transported rapidly through the soil and shallow groundwater as was supposed. Also several mass balances and modeling studies show this. This retention via several mechanisms means that flush-out of winter-applied salts should be incorrect, and a high concentration may appear during summer when biological activities maybe high. This can affect life conditions for different water organisms, especially their most sensitive developing stages. There were several studies documented negative cumulative effects on amphibians breeding in vernal pools near the roads. Also significant differences in plant and soil invertebrates communities were detected. In some countries, for example the Czech Republic, the application of the deicing salts on roads in protected areas is prohibited by the law. In Šumava National Park, the nearest transboundary partner of Bavarian Forest NP, there are special exceptions for several main roads, where the deicing salts are applied in strictly defined conditions. The monitoring of deicing salt effects on Šumava NP ecosystems was started in 2003, but the first screening was done already in 1990s. More detailed knowledge about effects of deicing salts on ecosystems of Bavarian Forest NP has been missing until now. The first preliminary study was conducted in year 2011.*

Text lag zum Zeitpunkt der Drucklegung leider noch nicht vor, kann aber per E-Mail bei den Autoren angefordert werden.

Text was unfortunately not available at time of printing, but can be requested via e-mail.

Schadstoffbelastungen von Auenböden – Anforderungen an die WRRL-Maßnahmen zur Gewässerstruktur und Durchgängigkeit

N. Feldwisch, T. Lendvaczky

Ingenieurbüro Feldwisch, Karl-Philipp-Straße 1, 51429 Bergisch Gladbach

E-Mail: n.feldwisch@ingenieurbuero-feldwisch.de, t.lendvaczky@ingenieurbuero-feldwisch.de

Abstract: *According to structural measures within water management, large amounts of excavated materials regularly arise. The impacted wetland soils are frequently characterized by the enrichment of pollutants. Therefore the requirements for expertise and legal advice concerning the handling of polluted materials is often complex and causes difficulties in practical realization. On the basis of some case studies there will be shown how to ensure legal certainty regarding the demands of soil management.*

Zusammenfassung: *Bei wasserwirtschaftlichen Maßnahmen fällt regelmäßig in großem Umfang Bodenaushub an. Auen sind regelmäßig durch Anreicherungen von Schadstoffen gekennzeichnet. Die fachlichen und rechtlichen Anforderungen an den Umgang mit schadstoffbelastetem Bodenaushub sind komplex und führen in der Praxis zu Umsetzungsproblemen. Anhand von Fallbeispielen wird dargelegt, wie mit den unterschiedlichen Anforderungen rechtssicher umgegangen werden kann.*

Keywords: soil protection, soil pollutants, water framework directive, spoil;

Schlagworte: Bodenschutz, Schadstoffbelastung, Wasserrahmenrichtlinie, Bodenaushub;

1 Kurzfassung

Im Zuge der Wasserrahmenrichtlinie werden derzeit vielfältige wasserwirtschaftliche Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur und der Gewässerdurchgängigkeit durchgeführt oder sind für die nahe Zukunft geplant. Bei derartigen Maßnahmen fällt regelmäßig in großem Umfang Bodenaushub an, beispielsweise bei der Anlage von neuen Nebengerinnen, der Aufweitung von Gerinnen, der Beseitigung von Uferbefestigungen oder der Anlage von so genannten Tiefauen.

Auen sind als Senken des Landschaftsstoffhaushaltes regelmäßig durch Anreicherungen von Schadstoffen gekennzeichnet. Insbesondere in Auen, in deren Einzugsgebiet industrielle Zentren oder Erzvorkommen liegen, weisen zum Teil flächenhafte schädliche Bodenveränderungen auf.

Bei schadstoffbelasteten Auenböden sind die materiellen Anforderungen des Bodenschutzes an den Umgang mit Bodenaushub zu berücksichtigen. Daneben treten rechtliche Anforderungen des Abfallrechtes. Im Falle landwirtschaftlich genutzter Auen sind zusätzlich die Anforderungen des Lebensmittel- und Futtermittelrechtes einzubeziehen.

Die Komplexität der fachlich-rechtlichen Anforderungen führt in der Praxis zu Umsetzungsproblemen. So gestalten sich die Abgrenzung der Zuständigkeiten sowie die rechtskonforme Abwägung der Anforderungen der unterschiedlichen Schutzgüter regelmäßig schwierig (vgl. FELDWISCH 2012).

Anhand von Fallbeispielen werden vollzugsrelevante Aspekte der Untersuchungsstrategien, der Beurteilungsmaßstäbe sowie der Möglichkeiten und Grenzen der Verwertung der Bodenmassen diskutiert. Neben der Schadstoffbelastung wird bei der Beurteilung der Verwertbarkeit auch auf den TOC-Gehalt eingegangen, weil Auenböden häufig tiefgründig humos sind.

2 Fallbeispiele

Die nachstehenden ausgewählten Fallbeispiele stammen aus Auftragsarbeiten für die Wasserverbände Erftverband und Wupperverband, die freundlicherweise ihre Zustimmung für die Veröffentlichung der Ergebnisse gegeben haben. Beide Wasserverbände planen umfangreiche Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur und Durchgängigkeit.

Den Fallbeispielen gemeinsam sind der Untersuchungsanlass, die Analyseumfänge und die Methoden zur Bodenbeprobung. Aus diesem Grund werden diese Informationen vorweg gestellt.

Untersuchungsanlass ist bei beiden Gewässern die grundsätzlich bekannte historische Bodenbelastung mit anorganischen Schadstoffen, die entweder aus dem Erzbergbau (Erft, Bleierzvorkommen bei Mechernich) oder aus der metallverarbeitenden Industrie (Wupper, hier insbesondere Bundmetallindustrie) stammt.

Zur Beurteilung der Schwermetallsituation im Bodenfeststoff wurden Analysen des Probenmaterials im Königswasserextrakt durchgeführt; die Probenaufbereitung und Analytik richtete sich nach BBodSchV Anhang 1. Der Analysenumfang umfasste die Bestimmung der Elementgehalte von As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn.

Daneben wurde im Fallbeispiel „Vogelwäldchen“ an der Erft auch die Bestimmung der Eluatkonzentrationen nach BBodSchV Anhang 1 durchgeführt, um möglichen Belastungen des Grundwassers durch eluierbare Schadstoffanteile nachgehen zu können.

Auf weitere Analyseparameter (pH, Humus, PAK, PCB) wird in dieser Veröffentlichung nicht dezidiert eingegangen.

Die Beprobungstiefen für die Schadstoffuntersuchungen wurden nach fachgutachterlicher Maßgabe horizontbezogen festgelegt, wobei ausschlaggebend deutliche Substratwechsel oder Änderungen der Humusgehalte waren. Auf diese Weise wurden die Probenahmeschichten vollzugsorientiert zusammengefasst. Für die Bewertung der Schadstoffsituation und der Verwertbarkeit des Bodenaushubs war eine nutzungsorientierte Beprobung nach BBodSchV nicht notwendig.

Die beprobten Bodenschichten werden wie folgt bezeichnet: OBO – Oberboden, 1. Schicht; UBO – Unterboden, 2. und folgende Schichten.

2.1 Untere Wupperraue

Der Wupperverband¹ plant im Bereich zwischen Dhünneinmündung in die Wupper und Rhein die Durchführung von Gewässerstrukturmaßnahmen mit Profilaufweitungen und Nebengerinnen. Ziel ist die Verbesserung der Gewässerstrukturgüte der stark anthropogen überprägten unteren Wupper, um die Dhünn besser an den Rhein anzubinden.

Im Rahmen der vorliegenden Bodenuntersuchungen der Stadt Leverkusen im Untersuchungsbereich Untere Wupper sind erhöhte Schwermetallgehalte in den Auenböden festgestellt worden.

Anhand des Gestaltungsplanentwurfs hat das Ingenieurbüro Feldwisch ein Untersuchungskonzept zur Ermittlung der Schadstoffsituation vorgelegt. Das Konzept sah die Gewinnung von Bodenproben zur Schadstoffanalytik mit Hilfe von Kleinrammbohrungen bis 2 m Tiefe vor, die gezielt in den geplanten Maßnahmenbereichen zur Strukturverbesserung durchgeführt wurde.

Auf Basis der Bodenuntersuchungen wurden die Schadstoffsituation im Untersuchungsbereich bewertet und mögliche Gefahrenpotenziale abgeleitet. Ziel der Untersuchungen war eine Beurteilung der Verwertungsmöglichkeiten der Bodenaushubmaterialien unter Berücksichtigung boden-, wasser- und abfallrechtlicher Aspekte. Anhand der Ergebnisse sollten notwendige Maßnahmen hinsichtlich des Bodenmanagements aufgezeigt werden.

¹ Die Bodenuntersuchungen wurden im Auftrag des Wupperverbandes, Untere Lichtenplutzer Str. 100, 42289 Wuppertal, www.wupperverband.de, durchgeführt. Die Ergebnisse sind im Gutachten „Bodenmanagement Untere Wupper“ vom 3. Juni 2011 zusammengefasst.

2.2 Abschnitt „Vogelwäldchen“ an der Erft

Der Erftverband² plant für einen kanalisierten Abschnitt der Erft bei Bergheim-Kenten („Vogelwäldchen“) die Umgestaltung in einen naturnahen Zustand. Im Planungsraum „Vogelwäldchen“ soll ein naturnahes Gerinne mit einer Fließlänge von ca. 1.300 m angelegt werden. Der bisherige kanalisierte Erftabschnitt soll verfüllt und in eine naturnahe Auen-nutzung integriert werden.

Mit Hilfe einer bodenkundlichen Überblickskartierung wurde möglichen Bodenheterogenitäten im Projektgebiet nachgegangen, die für die Messnetzplanung und das Bodenmanagement relevant werden könnten. Die Kartierung zielte auf die Beurteilung der wesentlichen Einflussfaktoren auf den Schadstoffgehalt der Böden (Bodenart, Bodentyp, Substrat, Humusgehalt, Mächtigkeiten der Auenablagerungen) und damit auf eine verbesserte Basis für die Messnetzplanung der Schadstoffuntersuchungen ab.

Die Kartierung erfolgte mit Hilfe von 27 Pürckhauerbohrungen, die bis zu einer Tiefe von einem Meter niedergebracht wurden. Die Bohrungen wurden im Bereich der geplanten Neutrassierung so verteilt, dass eine repräsentative Flächenabdeckung erreicht und die Identifizierung von gegebenenfalls vorliegenden Substratinhomogenitäten gewährleistet werden konnte.

Die Messnetzplanung berücksichtigte die Einflussfaktoren Auenrelief, Bodenarten und Nutzung, um anhand der Bodenmessstellen die flächenhafte Schadstoffsituation beurteilen zu können. Weitere Einflussfaktoren, wie sie im Auenleitfaden des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen aufgeführt sind (LANUV 2011), haben im Projektgebiet „Vogelwäldchen“ keine Relevanz.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Untere Wupperaue

3.1.1 Ergebnisse

Die bodenkundliche Erfassung der Profile in den Kleinrammbohrungen erbrachte überwiegend natürlich gelagerte allochthone Auenböden (Vegen, Gley-Vegen oder Vega-Gleye). An 9 von 40 Profilen waren im unterschiedlichen Ausmaß anthropogene Umlagerungen und zum Teil Beimengungen technogener Substrate, letzteres jedoch nur in geringem Umfang, erkennbar. Die Bodenarten der Auenlehmschichten werden von tonigen Schluffen, zum Teil begleitet von schluffigen Lehmen, lehmig-sandigen Schluffen oder vereinzelt von stark schluffigen Tonen dominiert. Im Übergang zu den unterlagernden Terrassensedimenten treten sandige Lehme sowie lehmige und schluffige Sande auf. Die Terrassenablagerungen setzen sich aus Reinsanden mit hohem Kiesanteil zusammen; zum Teil treten lehmige oder schluffige Sande auf.

Die Auenlehmschichten weisen eine Mächtigkeit von 0,65 m bis über 2 m auf. Im Durchschnitt ist die Auenlehmschicht mindestens 1,2 m mächtig. Dabei ist zu berücksichtigen, dass an 12 von 40 Bohrungen die Unterkante der Auenlehme nicht erbohrt wurde, so dass die tatsächliche mittlere Mächtigkeit der Auenlehme größer sein wird.

Die Ergebnisse der Bodenanalytik gehen aus den nachstehenden Tabellen und Abbildungen hervor.

² Die Bodenuntersuchungen wurden im Auftrag des Erftverbandes, Am Erftverband 6, 50126 Bergheim, www.erftverband.de, durchgeführt. Die Ergebnisse sind im Gutachten „Erftverlegung Vogelwäldchen – Bodenmanagement“ vom 25. Juli 2011 zusammengefasst.

Tabelle 1: Statistische Kennwerte der Schadstoffgehalte im Bodenfeststoff, schichtübergreifend [mg/kg]

	N	Min	Max	Mittel	Median	10. P.	90. P.	sd	cv
Arsen	79	5	490	36	26	10	46	60	165
Blei	79	9	730	188	180	37	336	135	71
Cadmium	79	0,1 ¹⁾	16,0	3,4	3,0	0,5	7,3	2,9	86
Chrom gesamt	79	22	2.000	228	200	44	360	282	123
Kupfer	79	15	1.200	270	240	37	554	249	92
Nickel	79	14	110	58	59	31	88	23	40
Quecksilber	79	0,05 ¹⁾	18,0	4,1	3,3	0,3	10,0	3,8	93
Zink	79	35	1.600	500	480	128	942	339	68
Benzo(a)pyren	20	0,03	1,30	0,69	0,63	0,16	1,10	0,37	53
PAK nach US EPA	20	0,6	15,4	8,4	7,7	1,8	15,0	4,6	54
Summe PCB ₆ LAGA	20	0 ¹⁾	0,595	0,115	0,015	0 ¹⁾	0,456	0,187	163

¹⁾ Für Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze wurde für die weitere Verwendung der Daten die halbe BG angesetzt, d. h. bei BG = 0,2 für z. B. Cadmium ist $\frac{1}{2}$ BG = 0,1. Die statistischen Minima für Cadmium und Quecksilber stellen somit Messwerte < BG dar. Für die PCB₆ sind für 50% der untersuchten Proben die Einzelstoffe nicht nachweisbar, daher wird das Minimum und das 10. Perzentil der PCB₆ durch den Wert „0“ bestimmt.

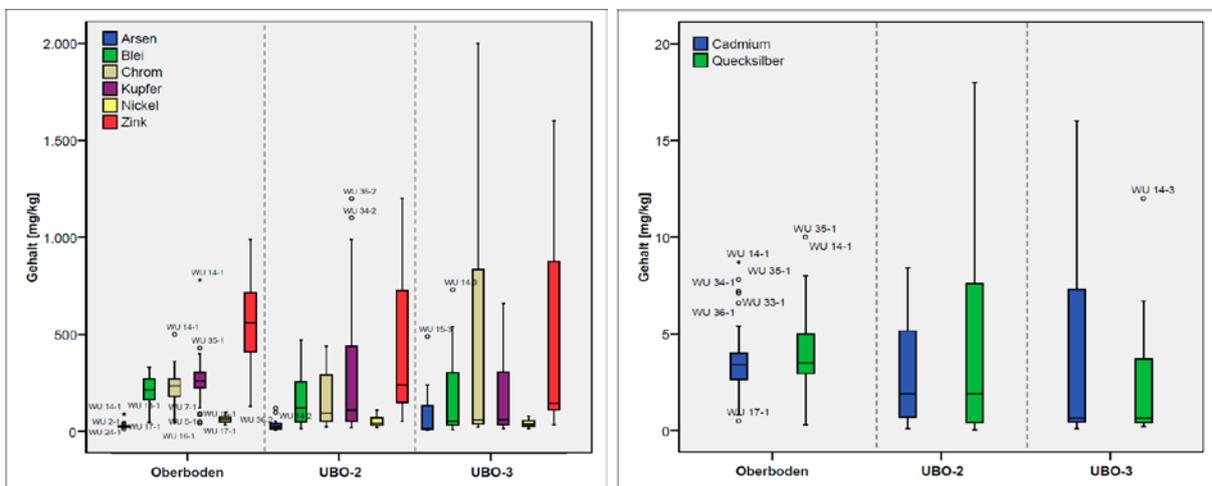


Abbildung 1: Vertikale Schadstoffverteilung in den Bodenprofilen

3.1.2 Diskussion / Beurteilung

Die Entwurfsplanung der wasserwirtschaftlichen Maßnahmen macht keine Angaben zur Verwertung der anfallenden Bodenaushubmassen. Angesichts dieser Ausgangslage sind die allgemeinen materiellen Anforderungen des Bodenschutzrechtes an die Verwertung von Bodenmaterial bewertungsrelevant. Die Analyseergebnisse sind wie folgt zu beurteilen.

Angesichts der flächenhaft erhöhten Schadstoffgehalte – insbesondere für Chrom und Quecksilber mit Überschreitungen der Vorsorgewerte – ist das Überschwemmungsgebiet der Wupper als Gebiet mit natur- bzw. siedlungsbedingt erhöhten Schadstoffgehalten einzustufen. Damit kann der Bodenaushub trotz der Überschreitungen von Vorsorgewerten generell innerhalb der Wupperaue verwertet werden, wenn bodenschutzrechtlich geeignete Verwertungsflächen in der Wupperaue gefunden werden. Teilgebiete mit unterschiedlicher Schadstoffsituation sind zu berücksichtigen.

Die mit zunehmender Tiefe abnehmenden mittleren Schadstoffgehalte (Abbildung 1) geben einen Hinweis darauf, dass die Auenlehme vertikal ggf. in unterschiedlichen Qualitäten (Schadstoffbelastungen) vorliegen könnten. Gegen eine einfache Tiefendifferenzierung spricht jedoch, dass in den beprobten Unterbodenschichten die Schwankungsamplitude der Schadstoffgehalte sehr hoch ist und gleichzeitig die maximalen Schadstoffgehalte in den Unterbodenschichten auftreten. Nur Auenlehmproben mit Humusgehalten < 2 % unterschreiten mit großer Wahrscheinlichkeit die Z0*-Werte. Im Regelfall werden in den

beprobten Unterbodenprobenschichten jedoch höhere Humusgehalte angetroffen, so dass die schadstoffarmen Auenlehme nur in vergleichsweise geringem Volumen anstehen.

Für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser liegen derzeit keine Analyseergebnisse im Eluat vor, so dass dieser Wirkungspfad sowohl für den Ist-Zustand als auch für den Planungszustand nicht abschließend beurteilt werden kann. Im Falle einer näherungsweise schichtenbezogenen Verwertung in gleicher Bodentiefe ist nicht generell zu besorgen, dass die Eluierbarkeit der Schadstoffe und damit der Schadstofftransfer mittel- bis langfristig im Vergleich zur aktuellen Situation verschlechtert wird. Dagegen spricht auch der gute pH-Wert-Zustand der Wupperböden, die im Regelfall einen pH-Wert > 6 aufweisen. Kurzfristige Mobilisierungseffekte während bzw. kurzfristig nach einer derartigen Verwertung können jedoch nicht ausgeschlossen werden.

3.2 Abschnitt „Vogelwäldchen“ an der Erft

3.2.1 Ergebnisse

Innerhalb des Untersuchungsgebiets kommen verbreitet Gleye, Auenböden und Übergangs(sub)typen zwischen den beiden Bodentypen vor.

Im Bereich der Neutrassierung sind die Auenböden in den oberen Bodenschichten häufig durch mittel bis stark schluffige Tone gekennzeichnet. In Teilbereichen des Untersuchungsgebietes stehen tonige Schluffe an. Als Median der Unterkante der bindigen Tu/Ut-Substrate wird für alle Bohrungen 0,90 m ermittelt. An 9 der 25 Kleinrammbohrungen und an 10 der 27 Pürckhauerbohrungen reichen Tu/Ut-Substrate mindestens bis 1 m Tiefe.

Die Ergebnisse der Bodenfeststoffanalytik gehen aus der nachstehenden Tabelle und Abbildungen hervor. In den Box-Whisker-Plots der Abbildung 3 werden nur die Eluatkonzentrationen für Kupfer, Nickel und Zink dargestellt, da für die übrigen Schadstoffe – abgesehen von wenigen Einzelwerten – die gemessenen Schadstoffkonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenzen liegen und somit die Anforderungen an eine statistische Auswertung und Darstellung nicht erfüllt sind.

Tabelle 2: Statistische Kennwerte der Schadstoffgehalte im Bodenfeststoff, schichtübergreifend [mg/kg]

	N	Min	Max	Mittel	Median	10. P.	90. P.	sd	cv	N ≥ VW**
Arsen	58	1	120	23	19	4	39	20	91	31
Blei	58	12	370	113	96	24	213	89	79	30
Cadmium	58	0,05*	1,10	0,47	0,47	0,05	0,88	0,32	68	0
Chrom gesamt	58	14	57	38	41	18	51	12	32	0
Kupfer	58	4	32	17	19	8	24	7	40	0
Nickel	58	10	50	32	35	17	42	11	33	1
Quecksilber	58	0,05*	0,19	0,11	0,13	0,05	0,18	0,06	52	0
Zink	58	14	160	82	80	27	130	38	47	0
PAK nach US EPA	20	0,025*	2,050	0,247	0,130	0,025*	0,550	0,461	187	0

* Für Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze wurde für die weitere Verwendung der Daten die halbe BG angesetzt, d. h. bei BG = 0,1 für z. B. Cadmium ist $\frac{1}{2}$ BG = 0,05. Die statistischen Minima für Cadmium, Quecksilber und die PAK stellen somit Messwerte < BG dar; das 10. Perzentil der PAK wird auch durch den halben Wert der BG bestimmt.

** N ≥ VW = Anzahl der Proben größer als der Vorsorgewert (Ausnahme: Bei Arsen LAGA-Z0-Wert). Dabei bleiben die pH-Wert-Differenzierungen und Humusschranken nach BBodSchV unberücksichtigt (vgl. Tab. 3–1 im Kap. 3 und siehe Text).

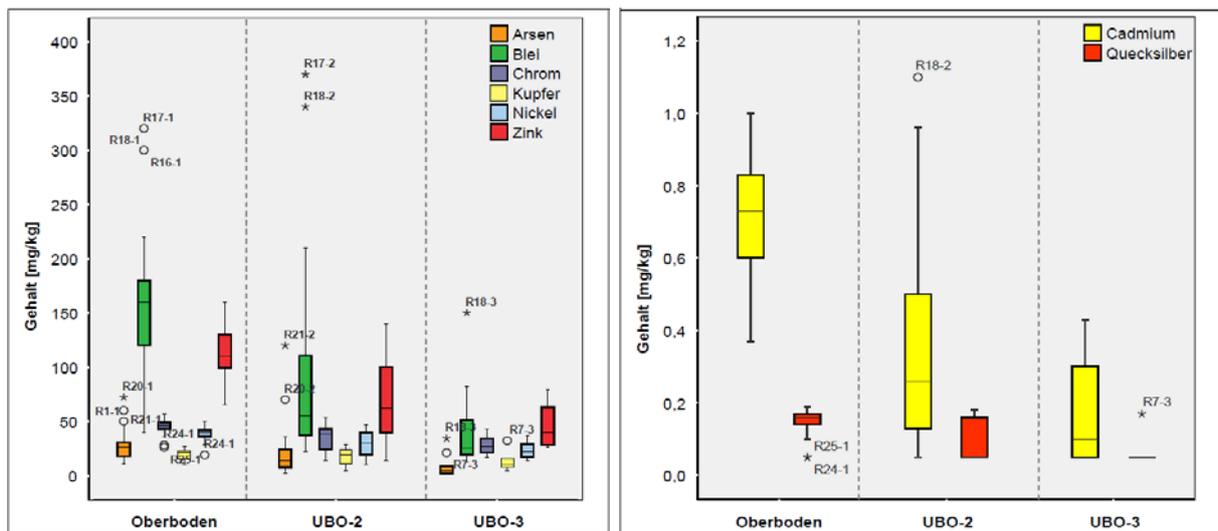


Abbildung 2: Vertikale Schadstoffverteilung in den Bodenprofilen – Bodenfeststoff

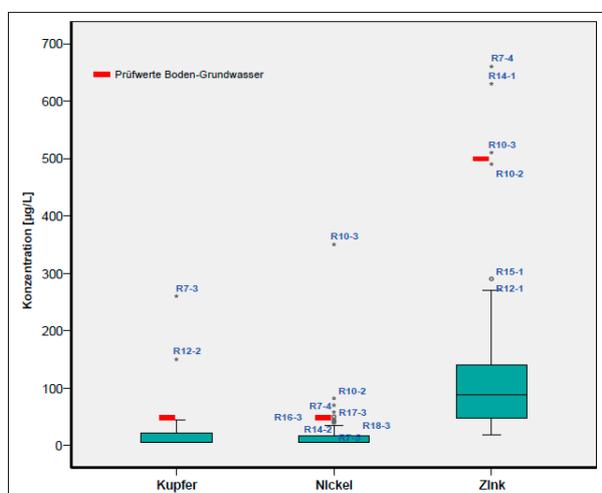


Abbildung 3: Eluatkonzentrationen von Kupfer, Nickel und Zink

3.2.2 Diskussion / Beurteilung

Die Ergebnisse werden im Hinblick auf die Verfüllung des derzeitigen Erftkanals mit dem Bodenaushub aus dem geplanten neuen Gerinne und der Abdichtung des neuen Gerinnes mit den bindigen Bodenaushubmassen getrennt beurteilt.

Verfüllung des Erftkanals

Folgende Sachverhalte sind für die Verfüllung des Erftkanals mit Bodenaushub aus dem neuen Gerinne zu konstatieren:

1. Verwertung am Herkunftsort:

Sowohl das neue Gerinne als auch der Erftkanal verlaufen im Überschwemmungsgebiet der Erft. Somit ist die geplante Verwertung des Bodenaushubs aus dem neuen Gerinne im alten Erftkanal bodenschutzrechtlich als eine Verwertung am Herkunftsort einzuordnen.

2. Bodenschutzrecht gilt:

Die Verfüllung des alten Trapezprofils mit einer Regelmächtigkeit von 2,5 m ist als Herstellung einer durchwurzelbaren Bodenschicht einzustufen. Demnach gilt das Bodenschutzrecht.

3. Bodenaushub kein Abfall:

Der Bodenaushub aus dem neu anzulegenden Gerinne ist Bodenaushub mit dem konkreten Ziel der Verfüllung, wird quasi zweckgerichtet „hergestellt“ und ist insofern kein Abfall (vgl. Anhang zum LANUV-Auenleitfaden, Nr. 2, 3. Absatz, LANUV 2011).

4. Gebiet mit natur- bzw. siedlungsbedingt erhöhten Schadstoffgehalten:

Angesichts der flächenhaft erhöhten Schadstoffgehalte – insbesondere für Arsen und Blei mit Überschreitungen des Vorsorge- bzw. Z0-Wertes – ist das Überschwemmungsgebiet der Erft als Gebiet mit natur- bzw. siedlungsbedingt erhöhten Schadstoffgehalten einzustufen.

5. Verschlechterungsverbot wird eingehalten:

Die Herstellung einer durchwurzelbaren Bodenschicht im derzeitigen Erftkanal mit dem Bodenaushub aus dem neuen Gerinne bewirkt keine Verschlechterung der Schadstoffsituation, weil nur gebietstypisches Bodenmaterial verwendet wird. Dabei wird grundsätzlich eine fachgerechte Trennung des Ober- bzw. Mutterbodens vom Unterboden unterstellt, so dass die Verwertung ebenfalls getrennt vorgenommen werden kann. Der Oberboden ist nur zur oberflächlichen Abdeckung zu verwenden. Beim Unterboden ist zusätzlich auf die getrennte Gewinnung und Verwertung der lehmig-tonigen und sandig-kiesigen Substrate zu achten.

6. Hohe Humusgehalte:

Auch die zum Teil hohen Humusgehalte der Unterböden stellen keinen Versagensgrund für die Verwertung am Herkunftsort bzw. im Erftkanal dar, weil die erhöhten Humusgehalte gebiets- bzw. auentypisch sind.

7. Wirkungspfad Boden-Grundwasser (Eluat):

Die vereinzelt überschreitungen der Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser stellen Ausnahmen von der Regel dar, so dass damit keine Gefahren für das Grundwasser durch die Verfüllung des Erftkanals begründet werden können.

Abdichtung des neuen Gerinnes

Für die geplante Abdichtung des neuen Gerinnes sind folgende Sachverhalte beurteilungsrelevant:

1. Wasserrecht gilt für das Gewässerbett:

Die Abdichtung des neuen Gewässerbettes unterliegt nicht den bodenschutzrechtlichen Anforderungen, sondern dem Wasserrecht, weil das Gewässerbett zweifelsfrei außerhalb des Anwendungsbereiches des Bodenschutzrechtes steht³.

2. Bodenaushub kein Abfall:

Ziel ist die Abdichtung des neuen Gewässerbettes mit den anstehenden Auenlehmen, damit nach der Flutung des neuen Gerinnes keine bedeutsame Versickerung des Flusswassers in den sandig-kiesigen Terrassenablagerungen stattfindet. Dazu sind die anstehenden stark tonigen Schluffe und insbesondere die schluffigen Tone von ihren Bodeneigenschaften prinzipiell geeignet. Damit ist die geplante Verwertung des Bodenaushubs in Form einer Abdichtungsschicht als stoffliche Verwertung am Herkunftsort einzustufen. Folglich ist der Bodenaushub kein Abfall.

3. Verwertungsplanung im Vergleich zu den Eigenschaften anstehender Auenböden:

Die Verwertung bzw. Einbringung des bindigen Bodenmaterials zur Abdichtung erfolgt in einer Regeleinbautiefe von 2,15 m (Unterkante) in einer Mächtigkeit von durchschnittlich 0,35 m. Damit wird das bindige Bodenmaterial tiefer eingebaut als es unter natürlichen Bedingungen in der Erftaue ansteht. Die mittlere Unterkante der bindigen Bodenschichten liegt nach Auswertung der durchgeführten Bohrungen bei rund 0,9 m. An einzelnen Bohrpunkten konnten die bindigen Bodenschichten auch unterhalb von 1 m Tiefe und zum Teil bis 2 m Tiefe nachgewiesen werden. Insofern ist der Einbau der bindigen Bodenschichten im neuen Gerinne mit einer Regeleinbautiefe von 2,15 m nicht als vollkommen atypisch für die Erftaue einzustufen.

4. Verschlechterungsverbot wird eingehalten:

Angesichts der nur moderat erhöhten Arsen- und Bleigehalte und der ansonsten weitgehend unauffälligen Schadstoffgehalte im Bodenfeststoff sowie der nur vereinzelt Prüfwertüberschreitungen im Eluat wird keine Verschlechterung der Schadstoffsituation ausgelöst.

³ Nach CZYCHOWSKI & REINHARDT (2010) „besteht das Gewässerbett aus der Sohle, dem vom Wasser bedeckten Boden des Gewässers [Anmerkung: nach bodenkundlicher Nomenklatur = subhydrische Böden] und den Ufern (...). Ufer in diesem Sinne sind die seitlichen Einfassungen eines Gewässers [bis zur Böschungskante, die durch den Ausuferungswasserstand bestimmt ist (vgl. DIN 4049)]. Siehe auch LABO / LAWA (2000, 2005).

5. Wirkungspfad Boden-Grundwasser (Eluat):

Eine erhöhte Freisetzung von Schadstoffen aus den bindigen Schichten im zukünftigen Gewässerbett des neuen Gerinnes mit dauerhaft anaeroben Verhältnissen ist nicht zu erwarten, weil zum Zwecke der Abdichtung des Gewässerbettes die bindigen Schichten beim Einbau verdichtet werden. Insofern werden die bindigen Schichten nur gering durchströmt werden, so dass eine Lösung der Arsen- und Schwermetallgehalte sowie eine Lösung bzw. ein Abbau des organischen Kohlenstoffs nicht zu besorgen ist. Zusätzlich wirken die im Durchschnitt hohen pH-Werte der bindigen Bodenschichten sowie des Erftwassers (~ pH 7) einer Freisetzung der anorganischen Schadstoffe entgegen. Auch Kolmationsvorgänge im neuen Gewässerbett werden die Durchsickerung der bindigen Gewässersohle weiter reduzieren.

6. Vorsorgliche Empfehlungen zur Bauausführung:

Vorsorglich wird empfohlen, möglichst humusarme bindige Unterböden zur Abdichtung zu verwenden, um das Risiko von Schadstofffreisetzungen soweit wie möglich zu minimieren. Diese Maßnahme begründet sich darin, dass mit abnehmendem Humusgehalt die Schadstoffgehalte zurückgehen. Im Regelfall nehmen die Humusgehalte der bindigen Schichten mit zunehmender Bodentiefe ab. Aus diesem Grund sind die tiefer liegenden bindigen Bodenschichten bevorzugt zur Abdichtung heranzuziehen. Dazu ist beim Bodenaushub und dessen Zwischenlagerung auf eine getrennte Gewinnung und Lagerung von Unterbodenmaterial mit unterschiedlichen Humusgehalten zu achten.

4 Schlussfolgerung

Anhand der Fallbeispiele wird deutlich, dass bei wasserwirtschaftlichen Maßnahmen in Auen, bei denen Bodenaushub anfällt, regelhaft die Schadstoffsituation zu erfassen ist. Anhand dieser Ergebnisse sind rechtskonforme Verwertungs- oder Entsorgungsoptionen zu entwickeln. Neben den stofflichen Anforderungen sind auch weitere Anforderungen des vorsorgenden Bodenschutzes zu berücksichtigen wie beispielsweise der Bodengefügeschutz oder der Schutz von Böden mit besonderen Ausprägungen der Bodenfunktionen.

Zur Umsetzung der bodenschutzrechtlichen Anforderungen im Projektablauf empfiehlt sich eine Bodenkundliche Baubegleitung (BVB 2012). Ob eine Bodenkundliche Baubegleitung eingesetzt werden muss, kann anhand des Eingriffsumfangs und der Eingriffsintensität in das Schutzgut Boden entschieden werden.

5 Literatur

BVB – BUNDESVERBAND BODEN E.V. (2012): Leitfaden Bodenkundliche Baubegleitung. BVB-Veröffentlichung in Vorbereitung.

CZYCHOWSKI, M. & REINHARDT, M. (2010) „Wasserhaushaltsgesetz: WHG. Kommentar. 10., neu bearbeitete Auflage 2010. XXVII, 1304 Seiten. C. H. Beck, München.

DIN 4049: Hydrologie; Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie, Oktober 1994.

FELDWISCH, N. (2012): Vorsorgender Bodenschutz bei Baumaßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur und der Durchgängigkeit. Schriftenreihe: Böden und Bodenschutz in Hessen, Heft 10, HLUH Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden.

LANUV (2011): Leitfaden zur Erstellung digitaler Bodenbelastungskarten. Teil III: Erfassung von und Umgang mit überschwemmungsbedingten Belastungsbereichen (Auenleitfaden). LANUV-Arbeitsblatt Nr. 17, Recklinghausen.

LABO / LAWA (2000, 2005): Abgrenzung zwischen Bundes-Bodenschutzgesetz und Wasserrecht. Teil 1 und Teil 2. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) und Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).

LUA (2006): Anleitung zur Ermittlung und Abgrenzung von Gebieten mit erhöhten Schadstoffgehalten (GE-Anleitung NRW). LUA-Merkblatt 57.

Bodenplanungsgebiet – ein neuer Ansatz zur Lösung eines alten Problems im Raum Freiberg

S. Schürer, M. Linsenboll, K. Markus
Landesdirektion Sachsen, Altchemnitzer Straße 41, 09120 Chemnitz
E-Mail: steffen.schuerer@lds.sachsen.de

Abstract: *In large areas of the environment of Freiberg are encountered geogenic and anthropogenic soil contaminations with arsenic, lead and cadmium. The district directorate of Chemnitz has established a so-called soil planning area by decree. The decree regulates area-based security measures for land use and precautionary measures during relocation of soil material.*

Zusammenfassung: *Im Raum Freiberg werden flächenhaft geogen und anthropogen bedingte Bodenbelastungen mit Arsen, Blei und Cadmium angetroffen. Die Landesdirektion Chemnitz hat per Verordnung ein Bodenplanungsgebiet festgelegt. Die Verordnung regelt gebietsbezogene Maßnahmen zur Gefahrenabwehr bei der Bodennutzung und Maßnahmen zur Vorsorge bei der Verlagerung von Bodenmaterial.*

Keywords: soil contamination, so-called soil planning area, area-based security measures, area-based precautionary measures;

Schlagworte: Bodenbelastung, Bodenplanungsgebiet, gebietsbezogene Gefahrenabwehrmaßnahmen, gebietsbezogene Vorsorgemaßnahmen;

1 Einleitung

Im Raum Freiberg können in einem Gebiet von ca. 397 km² geogen und anthropogen bedingte Gehalte an Arsen (As), Blei (Pb) und Cadmium (Cd) im Boden in Konzentrationsbereichen angetroffen werden, welche die Bodenfunktionen erheblich beeinträchtigen und somit die Nutzbarkeit der Böden einschränken. Art, Intensität und Ausmaß der schädlichen Bodenveränderungen müssen deshalb im Raum Freiberg bei der gegenwärtigen Bodennutzung, bei der Planung der zukünftigen Bodennutzung sowie bei der Verlagerung von Bodenmaterial entsprechend berücksichtigt werden. Um Schutzgüter, insbesondere den Menschen, vor einer von schädlichen Bodenveränderungen ausgehenden Gefährdung zu bewahren, sind Maßnahmen zur Unterbrechung der relevanten Wirkungspfade und Vorsorgemaßnahmen erforderlich.

Mit der Verordnung der Landesdirektion Chemnitz, jetzt Landesdirektion Sachsen (LDS), zur Festlegung des Bodenplanungsgebietes „Raum Freiberg“ [11] sollen auf fachlich begründeter Basis allgemein verbindliche, gebietsbezogene Regelungen zur Unterbrechung der Wirkungspfade Boden – Mensch und Boden – Pflanze – Mensch sowie zur Verlagerung von Bodenmaterial getroffen werden. Dadurch soll der Vollzug des Bodenschutzrechtes vereinfacht werden und die Grundstückseigentümer bzw. Inhaber der tatsächlichen Gewalt über ein Grundstück sollen durch die Befreiung von Untersuchungspflichten, welche sich aus den Regelungen der BBodSchV ergeben, Erleichterungen erfahren.

2 Fachliche Grundlagen

Die fachliche Grundlage für die gebietsbezogenen Regelungen der Rechtsverordnung bilden Karten der äußeren Abgrenzung, Karten der Schadstoffverteilung und abgeleitete Karten der inneren Differenzierung für gebietsbezogene Maßnahmen im Maßstab 1 : 10000 [6, 10]. Die

dafür zu Grunde liegende Datenbasis bildet das Bodenmessnetz des Freistaates Sachsen. In die Auswertungen gingen folgende Analysen von Proben des Oberbodens ein:

- As Königswasserauszug KW: 2352 Werte, Resorptionsverfügbarkeit RV: 140 Werte
- Cd KW: 2641 Werte, AN: 1293 Werte, RV: 140 Werte
- Pb KW: 2711 Werte, AN: 1293 Werte, RV: 140 Werte

Die Auswahl der Leitparameter erfolgte vor dem Hintergrund des Wissens über die Verteilung, Konzentration und Gefährlichkeit der Schadstoffe.

Die Probenichte innerhalb des Gebietes nach § 9 SächsABG beträgt im Durchschnitt 3,4 Proben/km². Als methodische Grundlage für die gebietsbezogene Beurteilung der Gefahrensituation wurde der Leitfaden des Landesamtes für Umwelt und Geologie (LfUG): „Handlungsempfehlungen für die Umsetzung des Bodenschutzrechtes in Gebieten mit großflächig erhöhten Schadstoffgehalten“ [8], herangezogen.

3 Abgrenzung des Bodenplanungsgebietes



Für die Gebietsabgrenzung nach § 9 SächsABG [9] wurden die Prüfwerte für die Elemente As, Pb und Cd nach Anhang 2 Ziffer 1.4 BBodSchV [2] für die direkte Aufnahme von Schadstoffen auf Kinderspielflächen herangezogen. Die Isolinie der Überschreitung von mindestens einem der Prüfwerte wurde im Maßstab 1:10000 an markante topografische Elemente (z.B. Straßen, Gewässer) angepasst. Damit soll sowohl auf der Karte als auch im Gelände eine eindeutige Zuordnung sicher gestellt werden. Dieser Methodik wurde auch bei der inneren Differenzierung gefolgt. Da die Probenichte nach Süden und Osten deutlich nachlässt, wurde dort eine gemeindegrenzenbezogene Abgrenzung des Planungsgebietes und eine Abgrenzung durch die Landkreisgrenze festgelegt, Abb. 1.

Abb. 1: Gebietsabgrenzung gem. [11]

4 Teilflächendifferenzierung und Regelungen

4.1 Wirkungspfad Boden – Mensch

Für Flächen mit Nutzung als Kinderspielflächen, als Wohngebiete oder als Park- und Freizeitanlagen wurden für nutzungsorientierte Maßnahmen zur Unterbrechung des Wirkungspfades Boden – Mensch (Direktpfad) Teilflächendifferenzierungen vorgenommen, vgl. Abb. 2. Mit einem normierten Verfahren (In-vitro-Methoden der Simulation des Speichel-Magen-Darm-Traktes) wurde an 140 Bodenproben die Resorptionsverfügbarkeit für die Schadstoffe As, Pb und Cd bestimmt [3]. Die Resorptionsverfügbarkeit bildet die Grundlage für die rechnerische Ableitung von regionalspezifischen Beurteilungswerten (BW) für As und Cd bzw. für die Verwendung des doppelten Prüfwertes (PW) für Pb [4], welche maßgeblich für die gebietsbezogene Bewertung der Gefahrensituation sind. Dazu erfolgte eine differenzierte Betrachtung und statistische Auswertung in homogenen Raumeinheiten.

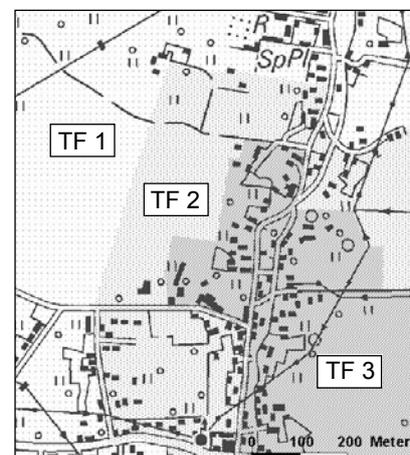


Abb. 2: Darstellung von Teilflächen mit unterschiedl. Maßnahmenoptionen

Tabelle 1: Teilflächen für Maßnahmen zur Unterbrechung des Wirkungspfadens Boden – Mensch [4]

Teilfläche/Wertekategorie	Gefahrenverdacht	Maßnahmenstufe
Teilfläche 4 (rot) Auf der Fläche wird mit sehr großer Sicherheit (statistisch in mindestens 95 von 100 Fällen) tatsächlich eine Überschreitung der Beurteilungswerte von As und Cd bzw. des doppelten Prüfwertes für Pb auftreten; > = BW 95 As und/oder Cd und/oder doppelter PW Pb	bestätigt	Vorrangig nutzungsbezogene Maßnahmen Stufe 2 zur Unterbrechung des Wirkungspfadens Boden - Mensch erforderlich; Gegenbeweis i.d.R. nur über standortbezogene Detailuntersuchung nach § 9 Abs. 2 BBodSchG
Teilfläche 3 (ocker) Auf der Fläche wird mit großer Sicherheit (statistisch in 50 bis 94 von 100 Fällen) tatsächlich eine Überschreitung der Beurteilungswerte von As und Cd bzw. des doppelten Prüfwertes für Pb auftreten; > = BW 50 < BW 95 As und/oder Cd und/oder > = PW Pb < doppelter PW Pb	hinreichend bestätigt	Vorrangig nutzungsbezogene Maßnahmen Stufe 2 zur Unterbrechung des Wirkungspfadens Boden - Mensch geeignet oder Nachweis durch einfache Untersuchungen, dass nutzungsbezogene Maßnahmen der Stufe 1 eine hinreichende Gefahrenabwehr bewirken
Teilfläche 2 (gelb) Auf der Fläche wird mit großer Sicherheit (statistisch in 50 bis 94 von 100 Fällen) tatsächlich eine Unterschreitung der Beurteilungswerte von As und Cd bzw. des Prüfwertes für Pb auftreten; > = BW 5 < BW50 As und/oder Cd und/oder < PW Pb	nicht vollständig ausgeräumt	nutzungsbezogene Maßnahmen Stufe 1 zur Unterbrechung des Wirkungspfadens Boden - Mensch erforderlich oder Nachweis durch einfache Untersuchungen, dass keine Maßnahmen zur Unterbrechung des Wirkungspfadens Boden - Mensch erforderlich sind
Teilfläche 1 (grün) Auf der Fläche wird mit sehr großer Sicherheit (statistisch in mindestens 95 von 100 Fällen) tatsächlich eine Unterschreitung der Beurteilungswerte von As und Cd bzw. des Prüfwertes für Pb auftreten; < BW 5 As und Cd und PW Pb	ausgeräumt	Keine Unterbrechung des Wirkungspfadens Boden - Mensch erforderlich

Entsprechend den unterschiedlichen Wahrscheinlichkeiten der Überschreitung der Prüfwerte durch den resorptionsverfügbaren Anteil werden vier verschiedene Teilflächenkategorien (TF) unterschieden, vgl. Tab. 1. Dementsprechend unterscheiden sich auch Art und Umfang der für die Unterbrechung des Wirkungspfadens Boden – Mensch geeigneten Maßnahmen in den vier Teilflächenkategorien, vgl. Tab. 2.

Tabelle 2: Auswahl von geeigneten Maßnahmen zur Unterbrechung des Wirkungspfadens Boden – Mensch am Beispiel der Kinderspielflächen [8]

Maßnahmenebene	einfache Maßnahmen Stufe 1	weitere Maßnahmen Stufe 2
Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen		
<ul style="list-style-type: none"> Nutzungsanpassung 	<u>Bodenbedeckung</u> durch dichte Vegetation (Rasen) als Übergangslösung	<u>Nutzungsänderung</u> in eine weniger sensible Nutzung, auch Ausgliederung von Teilflächen
<ul style="list-style-type: none"> Maßnahmen Verbraucherschutz 	<u>Information</u> und Kommunikation	

Maßnahmenebene	einfache Maßnahmen Stufe 1	weitere Maßnahmen Stufe 2
Sanierungsmaßnahmen		
<ul style="list-style-type: none"> • Sicherungsmaßnahmen • Dekontaminationsmaßnahmen 	<u>Bodenbedeckung</u> durch geschlossene dichte, langlebige Vegetation (bodendeckende Gehölze)	<u>Bodenversiegelung</u> durch fachgerechte Pflasterung oder Plattierung offener Bereiche <u>Bodenüberdeckung</u> durch Auftrag von qualitätsgesichertem Bodenmaterial in hinreichender Mächtigkeit (i.d.R. 35 cm) und Einbau eines Trennelementes <u>Bodenaustausch</u> der oberen Bodenschicht in ausreichender Mächtigkeit (i.d.R. 35 cm) durch Entsorgung des bestehenden Bodens und Ersatz durch qualitativ geeignetes neues Bodenmaterial und Einbau eines Trennelementes

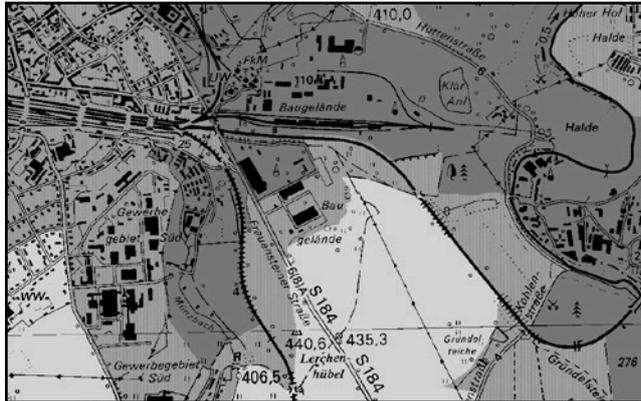
4.2 Wirkungspfad Boden – Pflanze – Mensch

Da innerhalb des Bodenplanungsgebietes aufgrund der weit verbreitet hohen Gehalte an As, Pb und Cd im Boden das Risiko nicht ausgeschlossen werden kann, dass auch im Erntegut erhöhte Gehalte zu verzeichnen sind, ergibt sich für den Landwirt insbesondere hinsichtlich dieser Schadstoffe eine besondere Verantwortung gegenüber dem Verbraucher. Die Maßnahmen zur Unterbrechung des Wirkungspfades Boden – Pflanze – Mensch folgen dem Prinzip: werden die Referenzwerte für As, Pb und Cd im Boden unterschritten, werden auch die Gehalte in den Ernteprodukten mit großer Wahrscheinlichkeit die Höchstgehalte nach geltendem Lebens- oder Futtermittelrecht unterschreiten [7]. Werden die Referenzwerte für As, Pb und Cd im Boden überschritten, so besteht auch ein erhöhtes Risiko der Überschreitung der Höchstgehalte nach geltendem Lebens- oder Futtermittelrecht in den Ernteprodukten.

Seitens des Produzenten ist eigenverantwortlich sicher zu stellen, dass keine kontaminierten Lebens- und/oder Futtermittel in Verkehr gebracht bzw. verfüttert werden. Eine Möglichkeit dies abzusichern, ist die Untersuchung der Ernteprodukte, aber auch Vorernteuntersuchungen haben sich in der Praxis bewährt. Dabei ist bei Ackernutzung zusätzlich zwischen einer Lebens- bzw. einer Futtermittelerzeugung zu unterscheiden. Bei der Entscheidungsfindung, ob und welche Parameter im Erntegut untersucht werden sollen, können die Maßnahmekarten zum Wirkungspfad Boden-Pflanze-Mensch heran gezogen werden [10]. Durch die Farbgebung wird angezeigt, welche Referenzwerte (Prüf- und Maßnahmewerte der BBodSchV und Empfehlungswerte der landwirtschaftlichen Fachbehörde [2, 5] in den Teilflächen jeweils überschritten werden.

Der Anbau von Gemüse und Obst in privaten Nutzgärten erfolgt in der Regel nicht kommerziell. Es ist nicht auszuschließen, dass sich die Schadstoffe As, Pb und Cd in Bereichen mit hoher Bodenbelastung auch im Erntegut in Konzentrationen anreichern, welche gesundheitsschädlich sind. Mit den Anbau- und Verzehrempfehlungen [1] werden Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen empfohlen, bei deren Beachtung gesundheitliche Risiken minimiert werden. Die Einsichtnahme in die Maßnahmekarten zum Wirkungspfad Boden-Pflanze-Mensch ermöglicht eine Aussage zur Art und zur zu erwartenden Konzentration an Schadstoffen im Boden. Auf der Basis dieser Kenntnis kann der Gartennutzer entsprechend den Anbau- und Verzehrempfehlungen die geeigneten Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen ableiten und eigenverantwortlich umsetzen. Das gilt in besonderem Maße für Haus- und Kleingärten, die sowohl als Aufenthaltsbereiche für Kinder als auch für den Anbau von Nahrungspflanzen genutzt werden.

4.3 Verlagerung von Bodenmaterial zum Zwecke der Verwertung



Für die Feststoffgehalte an As, Pb und Cd der Bodenproben aus dem Bodenplanungsgebiet wurden die Werte des 50er, 90er und 97er Perzentils ermittelt [4, 6] und auf dieser Grundlage vier Flächenkategorien mit jeweils vergleichbaren Konzentrationsbereichen errechnet und abgegrenzt, siehe Abb. 3.

Abb. 3: Teilflächendifferenzierung zur Einhaltung des Verschlechterungsverbot

- Teilfläche 4 - wenigstens ein Wert > 97er Perzentil
- Teilfläche 3 - wenigstens ein Wert > 90er Perzentil, aber kein Wert > 97er Perzentil
- Teilfläche 2 - wenigstens ein Wert > 50er Perzentil, aber kein Wert > 90er Perzentil
- Teilfläche 1 - kein Wert von As, Cd, oder Pb ist größer als das 50er Perzentil

Wird innerhalb des ausgewiesenen Gebietes Bodenmaterial auf oder in Böden einer Teilfläche der gleichen oder einer höheren Stufe auf- oder eingebracht, entfällt die Pflicht, Untersuchungen dieses Bodenmaterials sowie der Standort- und Bodeneigenschaften am Einbauort nach § 12 Absatz 3 BBodSchV durchzuführen. Auch ohne aufwändige Untersuchungen im Einzelfall kann so sicher gestellt werden, dass bei der Verlagerung von Bodenmaterial innerhalb des Bodenplanungsgebietes der stoffliche Bodenzustand am Einbauort teilflächenbezogen nicht verschlechtert wird (gebietsbezogenes Verschlechterungsverbot).

Neben dem Verschlechterungsverbot ist bei der Verlagerung von Bodenmaterial im Bodenplanungsgebiet der Grundsatz zu beachten, dass es am Ort des Auf- bzw. Einbringens von Bodenmaterial nicht zur Besorgnis der Entstehung von schädlichen Bodenveränderungen kommt. Daraus ergeben sich Anforderungen an die neu zu erstellende oberste durchwurzelbare Bodenschicht. Befindet sich der Ort des Auf- bzw. Einbringens in einem Wohngebiet oder in einer Park- und Freizeitanlage, ist mit Unterschreitung der gebiets- und nutzungsbezogen bestimmten Beurteilungswerte im Bodenmaterial, welches für eine neu zu erstellende oberste durchwurzelbare Bodenschicht verwendet wird, die Einhaltung des o.g. Grundsatzes sichergestellt. Bei der Verwendung von Bodenmaterial aus der Teilfläche 1 für die oberste durchwurzelbare Bodenschicht, ist die analytische Untersuchung des Bodenmaterials entbehrlich, da die Hintergrundgehalte für As, Pb und Cd die Beurteilungswerte mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht überschreiten. Da in den Teilflächen 2, 3 und 4 die Hintergrundwerte die Beurteilungswerte mit hoher Wahrscheinlichkeit überschreiten, sind Untersuchungen des Bodenmaterials aus diesen Teilflächen zu o. g. Zweck erforderlich.

5 Erfahrungen und Ausblick

Nach über einem Jahr des Bestehens der Verordnung ist festzustellen, dass sie insbesondere von Planungs- und Ingenieurbüros wahrgenommen wird und bei ihren Planungen in zunehmendem Maße auch Berücksichtigung findet. Die untere Bodenschutzbehörde verweist in ihren Stellungnahmen als Träger öffentlicher Belange und als Fachbehörde regelmäßig auf die zu berücksichtigende Verordnung hin und wendet sie selbst in der täglichen Vollzugspraxis an. Ob und wie die Befreiung von Untersuchungspflichten bei der Verlagerung von Bodenmaterial auch von den Akteuren angenommen wird, lässt sich noch nicht abschließend sagen. Zumindest scheinen Bauherren von Großvorhaben bei der Vergabe von Leistungen aus privatrechtlichen Gründen derzeit eher nicht auf die Deklaration von Bodenmaterial verzichten zu wollen. Es bedarf sicher eines längeren Zeitraumes des Bekanntwerdens und der Umstellung/

Einstellung auf die neuen Möglichkeiten und Verpflichtungen die sich aus der Rechtsverordnung ergeben. Für die zuständige untere Bodenschutzbehörde zeichnet sich schon jetzt ein höheres Maß an Rechtssicherheit und Effizienz beim Vollzug des Bodenschutzes ab.

Weitere Informationen zum Bodenplanungsgebiet „Raum Freiberg“, der Verordnungstext und das Kartenwerk können unter www.lds.sachsen.de, dem Pfad: Umwelt/Bodenschutz folgend, abgerufen werden.

6 Literatur

[1] ANBAU- UND VERZEHREMPFEHLUNGEN FÜR SCHWERMETALLBELASTETE KLEIN- UND HAUSGÄRTEN IM FREIBERGER RAUM, Landratsamt Mittelsachsen, Freiberg, 06. Mai 2011.

[2] BBodSchV: Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, vom 16. Juni 1999 (BGBl. I, S. 1554 ff.), zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 31 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212).

[3] DIN 19738, Juli 2004. Bodenbeschaffenheit – Resorptionsverfügbarkeit von organischen und anorganischen Schadstoffen aus kontaminiertem Bodenmaterial.

[4] BEGRÜNDUNG/ERLÄUTERUNGEN ZUR VERORDNUNG DER LANDESDIREKTION CHEMNITZ ZUR FESTLEGUNG DES BODENPLANUNGSGEBIETES „RAUM FREIBERG“. Landesdirektion Chemnitz, Juni 2011.

[5] HINWEISE UND EMPFEHLUNGEN ZUM UMGANG MIT ARSEN- UND SCHWERMETALLBELASTETEN LANDWIRTSCHAFTLICH UND GÄRTNERISCH GENUTZTEN BÖDEN. Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL), August 2010.

[6] KARTENWERK FÜR DIE FESTLEGUNG DES BODENPLANUNGSGEBIETES NACH § 9 SÄCHSABG IM RAUM FREIBERG. Beak Consultants GmbH Freiberg, 2005, im Auftrag des Staatliches Umweltfachamtes Chemnitz.

[7] LEBENSMITTEL- UND FUTTERMITTELGESETZBUCH (LFBG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 24. Juli 2009 (BGBl. I S. 2205), zuletzt geändert durch Artikel 5 des Gesetzes vom 9. Dezember 2010 (BGBl. I S. 1934).

[8] LEITFADEN HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN FÜR DIE UMSETZUNG DES BODENSCHUTZRECHTES IN GEBIETEN MIT GROSSFLÄCHIG ERHÖHTEN SCHADSTOFFGEHALTEN. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden, April 2006.

[9] SÄCHSABG: Sächsisches Abfallwirtschafts- und Bodenschutzgesetz vom 31. Mai 1999 (SächsGVBl. S. 256), zuletzt geändert durch Artikel 16 des Gesetzes vom 15. Dezember 2010 (SächsGVBl. S. 387, 398).

[10] ÜBERARBEITUNG DER KARTENWERKE FÜR DIE FESTLEGUNG VON BODENPLANUNGSGEBIETEN NACH § 9 SÄCHSABG IM RAUM FREIBERG, IN DER ZSCHOPAUUAUE UND IM RAUM EHRENFRIEDERSDORF/ GEYER; Teilprojekt Pfad Boden – Pflanze. ARCADIS CONSULT GmbH, Freiberg 2009, im Auftrag der Abt. Umweltschutz der Landesdirektion Chemnitz.

[11] VERORDNUNG DER LANDESDIREKTION CHEMNITZ ZUR FESTLEGUNG DES BODENPLANUNGSGEBIETES „RAUM FREIBERG“ vom 10. Mai 2011, Sächsisches Gesetz- und Verordnungsblatt Nr.6, 14.07.2012.

In-situ Feldversuch zum Abbau einer LHKW-Kontamination mittels EHC®

B. Bohnert, G. Dernai, T. Osberghaus
HPC AG, Am Jagdschloßle 13. 89520 Heidenheim
E-Mail: bbohnert@hpc-ag.de

Abstract: *The field test with EHC® was in the first year after the injection of positive results despite the technical challenges of the implementation in low permeable soil. The redox environment has been reduced to small-scale methanogen conditions. In this environment, the biological degradation of PCE resulted in non-critical ethene. The environment effluent the test field was not adversely affected.*

Zusammenfassung: *Der Feldversuch mit EHC® ergab trotz technischer Herausforderungen bei der Durchführung im gering durchlässigen Untergrund im ersten Jahr nach der Injektion positive Ergebnisse. Das Redoxmilieu wurde kleinräumig bis auf methanogene Bedingungen reduziert. In diesem Milieu erfolgte der biologische Abbau von PCE bis zum unkritischen Ethen. Das Umfeld und der Abstrom wurden vom Versuch nicht negativ beeinträchtigt.*

Keywords: innovative technology, cosubstrate, in-situ remediation, (lightly) volatile halogenated hydrocarbons;

Schlagworte: Innovative Technik, Cosubstrat, In-situ-Sanierung, Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW);

1 Einleitung

In jüngerer Zeit sind innovative Sanierungsverfahren entwickelt worden, die bei LHKW-Schäden einen schnelleren Erfolg und insgesamt geringere Kosten als konventionelle Sanierungsmaßnahmen erwarten lassen. Daher wurde am Standort vorgeschlagen, als erste Anwendung in Deutschland eine chemische In-situ-Reduktion mittels EHC® zu testen.

2 Schadensbild, Historie

Der Schadstoffherd befindet sich unterhalb eines Werksgeländes und umfasst etwa 250 m². Bis etwa 3 m Tiefe steht eine anthropogene Auffüllung an. Bis 10 m Tiefe folgen schluffig-kiesige Lockersedimente und bis etwa 11 m Tiefe ebenfalls quartärer Hangschutt. Das Quartär führt ab ca. 4 m Tiefe Grundwasser (1. Aquifer). Ab etwa 11 m Tiefe beginnt der Festgesteinsuntergrund in Form verkarsteter Kalk- und Mergelsteine des Weißen Jura (2. Aquifer). Die LHKW-Schadstoffquelle befindet sich im Quartär und dort hauptsächlich innerhalb des Grundwassers, d. h. im Tiefenbereich zwischen 4 und 10 bis 11 m.

1998 wurde die Sanierung begonnen. In der ungesättigten Bodenzone wurden Bodenluftpegel betrieben, die zwischenzeitlich wieder abgeschaltet wurden, da die jährlichen Austragsmengen weniger als 1 kg LHKW betragen. Sanierungsschwerpunkt war jedoch die wassergesättigte Bodenzone, wo aufgrund geringer Aquiferdurchlässigkeiten intermittierend abgepumpt wurde. Mit relativ hohen LHKW-Konzentrationen von > 6.000 µg/l aber geringen Förderleistungen von ca. 0,05 l/s ergab sich zuletzt ein jährlicher Schadstoffaustrag von etwa 2 kg LHKW. Hierbei dominierte Tetrachlorethen (PCE) mit 65 – 85 %.

Die Grundwasserentnahme ist prinzipiell ein bewährtes Verfahren, das sich neben günstigen Investitionskosten, insbesondere auch durch geringe laufende Betriebskosten auszeichnet. Jedoch besaß die Anlage einen relativ hohen Stromverbrauch, der zuletzt bei etwa 6.000 kWh/kg LHKW lag. Die Effektivität der Maßnahme wurde diesbezüglich zunehmend schlechter

(Tailing-Effekt) und angesichts der noch hohen Konzentrationen, vgl. Abbildung 1, war ein Ende nicht absehbar. Eine Optimierung bzw. Beschleunigung der Gesamtmaßnahme war daher wünschenswert.

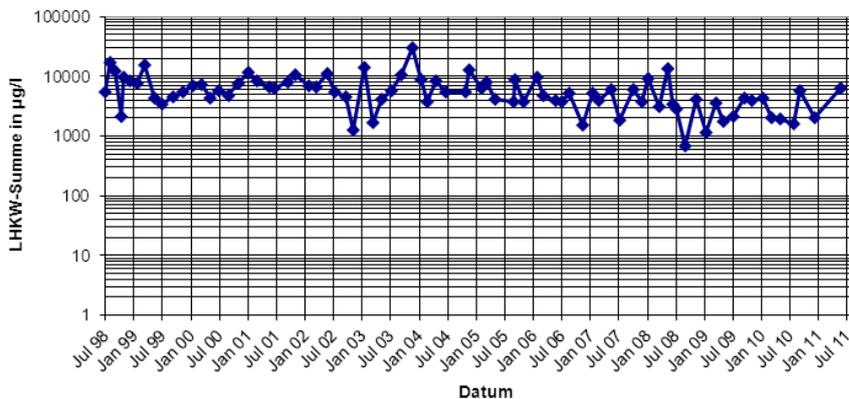


Abbildung 1: Entwicklung Grundwasserkonzentration

3 Versuchskonzeption

Die bisherige Konzentrationsentwicklung im Grundwasser lässt erwarten, dass eine konventionelle Pumpmaßnahme noch >> 10 Jahre betrieben werden müsste. Als Alternative wurde daher eine chemisch-biologische In-situ-Dekontamination der LHKW mit EHC® der Fa. FMC (ehem. Adventus) als geeignet bewertet.

EHC® setzt sich aus folgenden Komponenten zusammen:

- ca. 65 % organischer Kohlenstoff in Lebensmittelqualität (Zellulose, Getreidespreu)
- ca. 35 % reduzierte Metalle (nullwertiges Eisen)

EHC® wird als Pulver mit Wasser vermischt und durch direct-push-Verfahren, d. h. mehrere nahe beieinander liegende Kleinbohrungen, in den Aquifer injiziert. Innerhalb des Grundwassers führt EHC® durch das Zusammenwirken von physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Prozessen zu stark reduzierenden Bedingungen und somit zu einer schnellen, vollständigen Dechlorierungsreaktion (Abbau der LHKW). Der pH-Wert des Grundwassers wird dabei nicht beeinflusst.

Ziel der Maßnahme ist eine Dekontamination des Schadstoffherds, d. h. der Abbau gelöster LHKW wie auch tröpfchenförmig-feinverteilter, als Flüssigphase auftretender LHKW¹.

EHC® wirkt mit folgenden vier Mechanismen:

1. Direkter abiotischer Abbau im Kontakt mit nullwertigem Eisen (reduktive Dechlorierung)

Der Prozess hält bei feinpulverigem Eisen ca. 2 – 3 Jahre an und wirkt innerhalb der physikalischen Reichweite der EHC®-Injektion. Die beiden Reaktionspfade sind Hydrogenolyse und die reduktive beta-Elimination. Der mit > 90 % dominierende Pfad ist i. d. R. die beta-Elimination (direkter chemischer Abbau, vgl. Abb.2). Bei der untergeordnet ablaufenden Hydrogenolyse entstehen die bereits am Standort vorhandenen Zwischenprodukte Cis-1,2-Dichlorethen (CDCE) und Vinylchlorid (VC) (so kann man für 1.000 µg/l Trichlorethen (TCE) maximal 14 µg/l CDCE und 0,5 µg/l VC erwarten), welche aber in der Folge aufgrund des Zusammenwirkens mit anderen Mechanismen ebenfalls rasch weitergehend abgebaut werden.

¹ Zusammenhängende Pools, wie sie in anderen Fällen unmittelbar auf dichtenden Schichten als zusammenhängende Flüssigphase auftreten, sind angesichts der Geologie und den gemessenen Schadstoffgehalte nicht zu erwarten

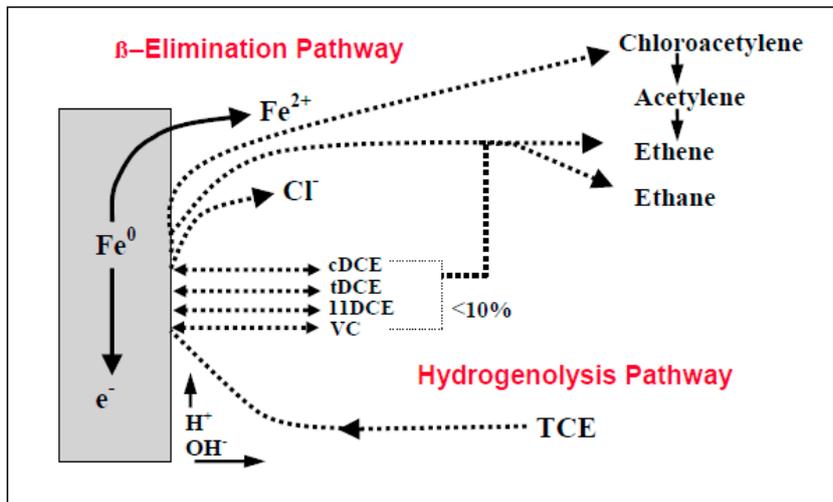


Abbildung 2: Abbauegung des direkten abiotischen Abbaus durch nullwertiges Eisen

2. Abiotischer LHKW-Abbau durch Herabsetzung des Redoxpotenzials im Grundwasser infolge der Kohlenstoff-Eisen-Kombination ohne direkten Kontakt

Die Zone sehr stark negativen Redoxpotenzials liegt etwa 3 – 5 m abstromig der Injektion, kann aber auch gut 10 m betragen. Solange das Redoxpotenzial niedrig bleibt, liegt Eisen als gelöstes zweiwertiges Eisen vor, danach fällt es als dreiwertiges Eisen aus. Der Prozess wirkt etwa für die Dauer von 2 – 5 Jahren. Grund für den Schadstoffabbau via verändertem Redoxpotenzial ist, dass LHKW ab einem Redoxpotenzial von unter etwa -450 mV chemisch nicht mehr stabil sind, d. h. sie zerfallen vollständig zu ungiftigem Ethen.

3. Indirekter abiotischer Abbau

Nach der Injektion von nullwertigem Eisen und dessen Oxidation liegen frei gelöstes Eisen(II) und eine Vielzahl von Fe(II)-Eisenmineralen vor, die eine große reaktive Oberfläche aufweisen und so eine Vermittlerrolle bei der reduktiven Dechlorierung der LHKW einnehmen. Die Reaktivität von Fe(II) als abiotischer Reduktant nimmt deutlich zu, wenn es an die Oberfläche von Mineralen gebunden ist. Diese Eisenminerale sind zum Beispiel Eisensulfid, Magnetit, grüner Rost oder Siderit.

Die Distanz dieser Wirkung reicht bis ca. 15 m in den Abstrom. Sie hängt ebenfalls mit dem Redoxpotenzial zusammen, da diese Minerale sowie das gelöste Eisen so lange vorliegen, wie das Redoxpotenzial niedrig genug ist, danach fallen schwerlösliche Fe(III)-Minerale aus. Die Dauer der Wirkung liegt bei > 2 Jahren im Falle von feinpulverigem Eisen.

4. Biologischer Abbau durch Biostimulation

Dieser Effekt hat mit ca. 20 m abstromig der Injektionspunkte die größte Reichweite und wirkt über einen Zeiträumen von ca. 2 – 5 Jahren. Der Wirkmechanismus beruht auf der Schaffung eines gut geeigneten Milieus für Mikroorganismen und deren Versorgung mit Elektronendonatoren und Nährstoffen. Die Nährstoffe werden mit dem EHC® geliefert. Die organische Komponente von EHC® (organisches Fasermaterial) ist nährstoffreich, hydrophil und besitzt eine große Oberfläche, wodurch sie eine ideale Grundlage für das Bakterienwachstum im Grundwasser darstellt.

Dieser vierte Wirkmechanismus ist der einzige, bei dem es zum Auftreten relevanter Anteile von Metaboliten wie CDCE und VC kommen kann. Allerdings gilt es zu beachten, dass aufgrund der oben beschriebenen abiotischen Prozesse größere Teile der Kontaminanten bereits abgebaut wurden. Der biologische Abbau bereinigt verbliebene Reste bzw. reicht räumlich

über die Wirkungsgrenzen der anderen Prozesse hinaus.

Allgemeine Bemerkungen zu EHC®:

- Nurdurch Kombination von reduzierten Metallverbindungen und kontrolliert freisetzbarem organischem Kohlenstoff kommt es zum starken Absenken des Redoxpotenzials auf -600 mV, was Voraussetzung für einen schnellen Abbau der LHKW ohne Akkumulation wesentlicher Mengen an toxischer Metaboliten ist.
- O. g. Prozesse wirken kombiniert. Daher ist es nicht möglich, einzelne Prozesse zu quantifizieren. Entkoppelt ist keiner der Prozesse so wirksam wie die Kombination.
- Durch die nährstoffreichen organischen Komponenten von EHC® werden natürlich vorhandene Mikroorganismen stimuliert, spezielle Impfungen sind nicht notwendig.

Folgende technische Daten und Massenansätze waren für den Vorversuch geplant:

Tabelle 1: Rahmendaten des Versuchs

Kriterium	geplante Größe
Sanierungs-Testfeld	ca. 8 x 8 m
Oberkante Sanierungsbereich (Grundwasserspiegel)	4 m u. GOK
Unterkante Sanierungsbereich (Sohle Quartäraquifer - 1 m)	max. 10 m u. GOK
Bodenvolumen/-masse im Sanierungsbereich	384 m ³ /806 t
Porenvolumen im Sanierungsbereich (geschätzt)	20 %, 77 m ³
EHC®-Menge (relativ zur Bodenmasse/Gesamtmenge)	0,5 %/4,2 t
EHC®-Suspension bei EHC®-Dichte 1,6 g/m ³ /Volumen	71 % Wasser, 29 % EHC®/ ca. 12 m ³
Injektionspunkte	3 m Raster, 7 Punkte (Zustrom Schadensherd)
Injektionsvolumen pro Punkt/bezogen auf Porenvolumen	1,8 m ³ /16,7 %

Zur Erfolgskontrolle und hydrochemischen Überwachung des Grundwasserabstroms war ein Monitoring vorgesehen. Im vorliegenden Fall wird hiermit insbesondere auch die Lage des Standorts in der Wasserschutzzone III berücksichtigt.

4 Versuchsdurchführung

Vom 15 – 19.08.2011 wurden Injektionsbohrungen mit einer EHC®-Suspension durchgeführt und anschließend über insgesamt ein Jahr ein Grundwasser-Monitoring durchgeführt.

Die Ausführung der Injektionsbohrungen war technisch eingeschränkt (dichter Untergrund, aktiver und dicht bebauter Produktionsstandort). Durch die Anpassung des Injektionsrasters und die Verdünnung der Suspension wurde dennoch eine im Vergleich zur ursprünglichen Planung realisierbare Konfiguration erreicht. Aufgrund der limitierten Ausführungszeit musste jedoch auf zwei Injektionspunkte verzichtet werden.

5 Auswertung und Ergebnisse

Trotz der flächen- wie mengenmäßig nur teilweisen Umsetzung des Versuchskonzepts sind die Ergebnisse positiv einzustufen. Im Zentrum des Versuchsfelds erfolgte ein vollständiger Umsatz des Ausgangsstoffs PCE, welcher nachweislich auf biologischem Weg über die Zwischenstufen TCE, CDCE und VC bis zu nicht toxischem Ethen abgebaut wurde. Die Entwicklung der Redoxparameter hin zu sulfatreduzierenden und methanogenen Bedingungen erreichte ihren Höhepunkt nach ca. 6 bis 8 Monaten, seither ist wieder ein Rückgang zu beobachten, der aber noch nicht abgeschlossen ist. Abbauprozesse finden daher nach wie vor statt. Die Konzentrationsentwicklung von Chlorid (Endprodukt des biotischen und abiotischen LHKW-Abbaus) gibt zudem Hinweise, dass ein Teil an LHKW auch direkt (chemisch) abgebaut wurde.

Da das Cosubstrat EHC® selbst Chlorid enthält, kann dieser Teil jedoch nicht quantifiziert werden.

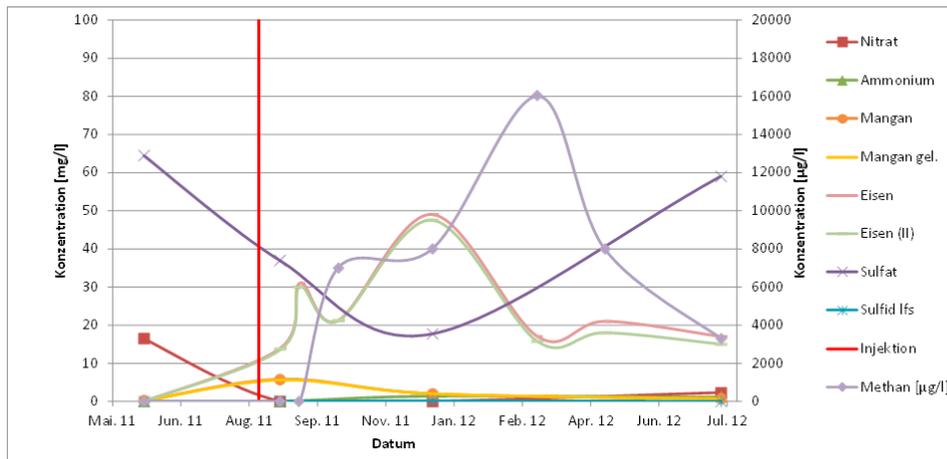


Abbildung 3: Entwicklung Redoxparameter

Im direkten Abstrom des Versuchsfelds sind nur geringfügige Veränderungen erkennbar beim Redoxmilieu und zuletzt durch einen leichten Rückgang der LHKW-Konzentrationen.

Im Vergleich zur Ausgangssituation wurde die LHKW-Summen-Konzentration im Zentrum des Versuchsfelds um ca. 80 % verringert, aus dem Zustrom werden aber aktuell noch Schadstoffe nachgeliefert.

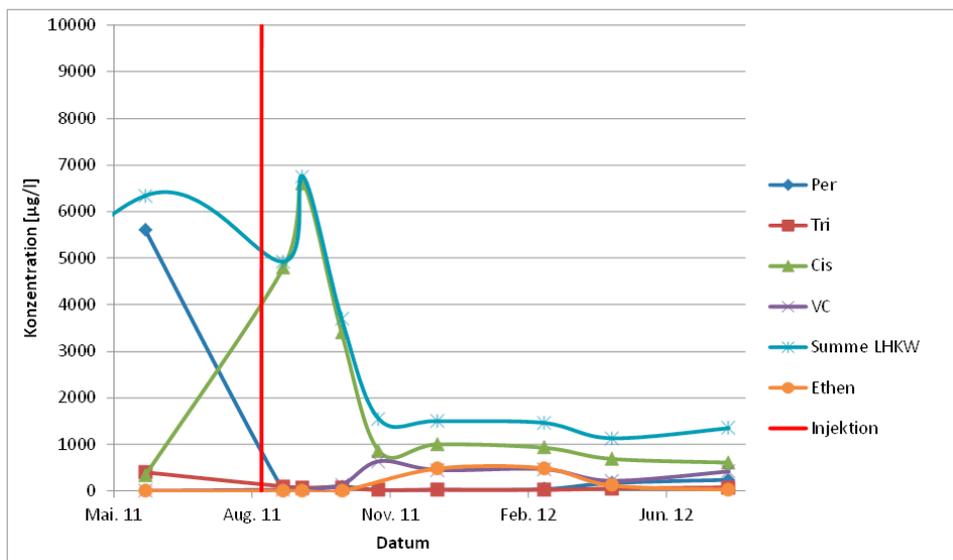


Abbildung 4: Entwicklung LHKW-Konzentrationen

6 Schlussfolgerung

Der Versuchsverlauf über ein Jahr wird positiv bewertet. Die Daten des Monitorings zeigen, dass die Wirkung in abgeschwächter Intensität nach wie vor anhält. Neben einer Verlängerung des Monitorings sind als aktive Sanierungsoptionen eine Fortführung der P&T-Maßnahme oder eine weitere Injektionskampagne denkbar.

7 Literatur

environmental.fmc.com/solutions/soil-ground-remediation/ehc-iscr-reagent

In-situ-Sanierung eines LCKW-Grundwasserschadens in einem Keupersandstein-Aquifer

K. Summ

AMEC Environment & Infrastructure GmbH, Solmsstrasse 2–22 (Haus 18), 60486 Frankfurt am Main
E-Mail: konstantin.summ@amec.com

Abstract: Chlorinated Hydrocarbons (CHCs) at concentrations up to 10,000 µg/L had been encountered in groundwater below an Elementary School located in Middle Franconia, Germany. Therefore, enhanced in-situ groundwater remediation by the injection of Hydrogen Release Compounds (HRC®), a product of Regenesi Bioremediation Products, Inc., San Clemente, USA) into the aquifer was regarded to be the method of choice in order to accelerate the microbiological decay of contaminants. Except for a small area that requires further treatment, the total CHC concentrations were reduced close to or below the remediation target of 10 µg/L in four years of remediation.

Zusammenfassung: Im Untergrund des Geländes einer Grundschule in Mittelfranken wurden Belastungen an Leichtflüchtigen Chlorierten Kohlenwasserstoffen (LCKW) von über 10.000 µg/l im Grundwasser festgestellt. Als Sanierungsvariante wurde eine In-situ-Grundwassersanierung bestimmt. Die Sanierung beruht auf der Eingabe von speziellen Nährlösungen (Hydrogen Release Compound, kurz HRC®, ein Produkt der Regenesi Bioremediation Products, Inc., San Clemente, USA) in den Grundwasserkörper, welche den anaerob-biotischen Abbau der Schadstoffe beschleunigen. Bis auf einen Teilbereich, in welchem sanierungsrelevante Tätigkeiten fortgeführt werden müssen, konnten die LCKW-Konzentrationen bis in den Bereich des angestrebten Bayerischen Stufe 1-Wertes von 10 µg/l in 4 Sanierungsjahren zurückgeführt werden.

Keywords: Chlorinated Hydrocarbons, CHC, Enhanced In-Situ, Groundwater Remediation, dechlorination

Schlagworte: Leichtflüchtige Chlorierte Kohlenwasserstoffe, LCKW, In-situ, Grundwassersanierung, Dechlorierung

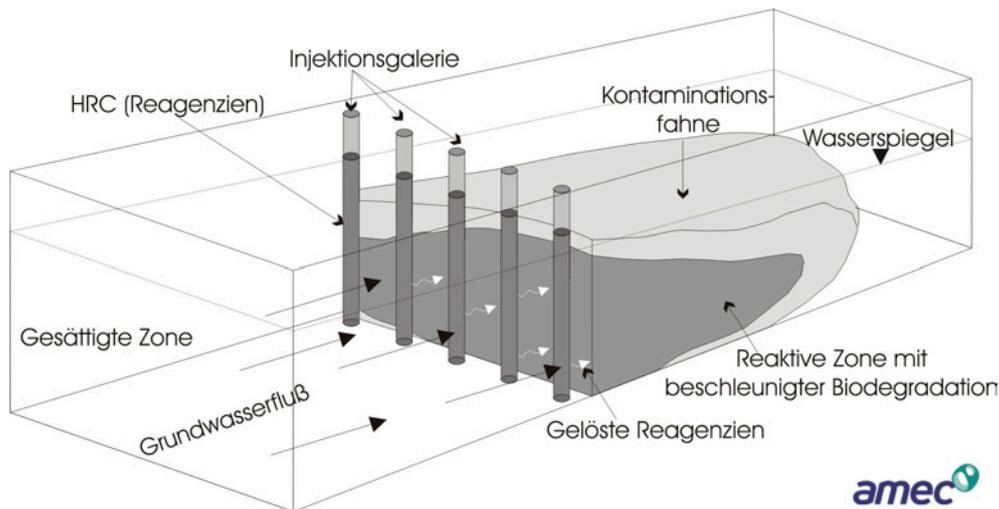
1 Hintergrund

Im Untergrund des Geländes einer Grundschule in Mittelfranken wurden Belastungen an Leichtflüchtigen Chlorierten Kohlenwasserstoffen (LCKW) von über 10.000 µg/l im Grundwasser festgestellt. Der Aquifer besteht aus Keupersandsteinen mit eingeschalteten Schlufflinsen welche zusätzlich als Schadstoffdepot dienen. Aufgrund des schwierigen hydrogeologischen Umfeldes mit geringen Fließgeschwindigkeiten und insgesamt geringem Grundwasserdargebot schieden aktive Sanierungsvarianten aus. Als Sanierungsvariante wurde daher eine In-situ-Grundwassersanierung bestimmt. Die Sanierung beruht auf der Eingabe von speziellen Nährlösungen (Hydrogen Release Compound, kurz HRC®, ein Produkt der Regenesi Bioremediation Products, Inc., San Clemente, USA) in den Grundwasserkörper, welche den anaerob-biotischen Abbau der Schadstoffe beschleunigen.

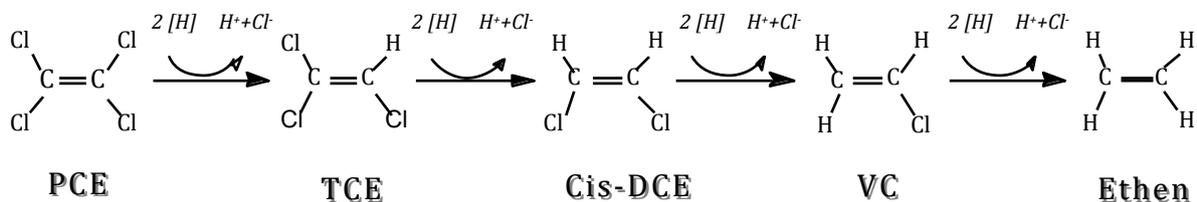
2 Generelle Verfahrensbeschreibung

Die mikrobiologische In-situ-Sanierung/Biodegradation sah die Injizierung von HRC® (bestehend aus Glycerinpolyacetatestern) über Injektionsbrunnen in das Grundwasser vor. Die HRC® setzen konstant über einen Zeitraum von circa 12 Monaten Polymilchsäuren in das kontaminierte Grundwasser frei. Die natürlich im Grundwasser vorhandenen Bakterien metabolisieren die Polymilchsäuren, wobei freier Wasserstoff produziert wird. Die Steigerung

der Wasserstoffzufuhr im Grundwasser resultiert dann wiederum in einem beschleunigten Abbau der chlorierten Ethene durch reduktiv dechlorierende Bakterien.



Die beiden primären Mechanismen einer Mikrobiologische In-situ-Sanierung/Biodegradation von LCKW sind Cometabolisierung und Dehalorespiration. Dehalorespiration ist ein an Wachstum gekoppelter Prozess, bei dem die LCKW als Primärsubstrate dienen und von den Bakterien direkt als Kohlenstoff- und Energiequellen für das Zellwachstum genutzt werden. Bei der Dehalorespiration von LCKW werden Chloratome durch Wasserstoffatome ersetzt. Hierbei dient das LCKW-Molekül als terminaler Elektronenakzeptor und damit als Primärsubstrat, während Wasserstoff als Elektronendonator fungiert. Auf diese Weise werden die LCKW sequentiell dechloriert und ultimativ zu CO₂, H₂O und Cl⁻ mineralisiert. Beispiele für dehalorespirierende Bakterien sind *Dehalobacter restrictus*, *Dehalospirillum multivorans*, *Desulfitobacterium sp.* oder *Dehalococcoides ethenogenes*.

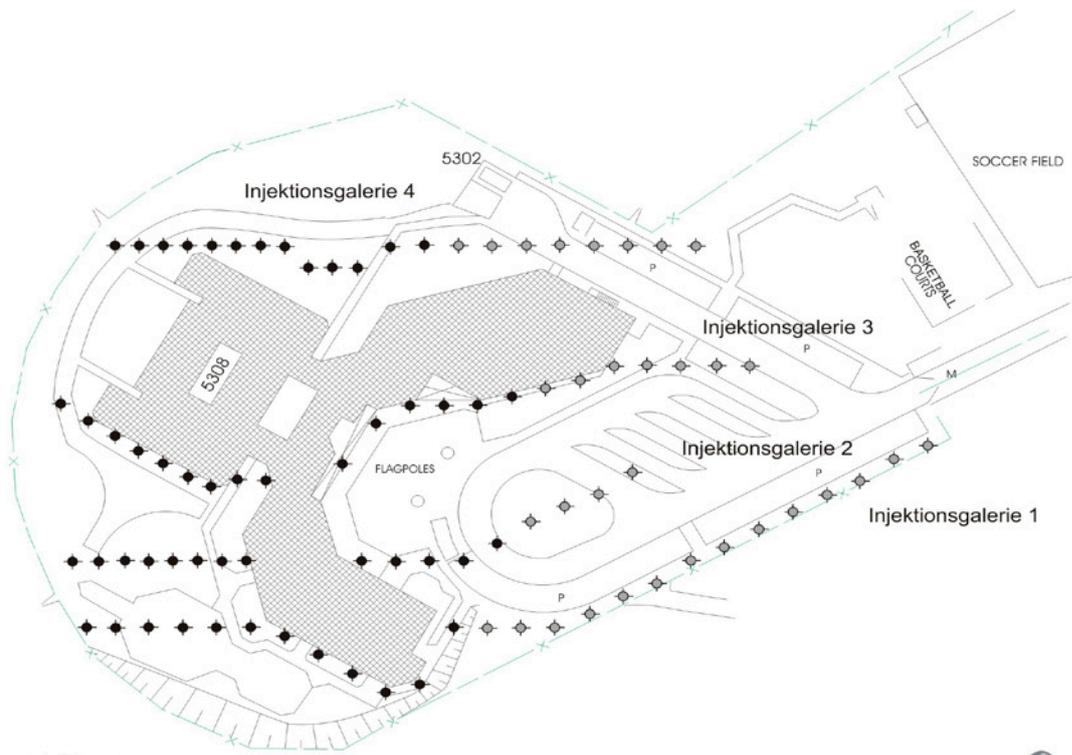


Verlauf der sequentiellen reduktiven Dechlorierung

Bei einer anaeroben Cometabolisierung beziehen die Bakterien Kohlenstoff und Energie aus der Metabolisierung anderer Primärsubstrate, wie zum Beispiel Eisen, Mangan, Nitrat oder Sulfat. Die LCKW dienen hierbei lediglich als Sekundärsubstrate und werden quasi zufällig durch Enzyme abgebaut, die von den Bakterien im Zuge der Metabolisierung produziert werden. Somit ist Cometabolisierung ein Prozeß, bei dem die Bakterien aus der Biodegradation der LCKW keinen direkten Nutzen ziehen.

3 Durchführung

Unter Einbeziehung bereits bestehender Grundwassermessstellen wurden insgesamt 86 Injektionsbrunnen, angeordnet in vier Galerien, und neun Beobachtungspegel eingerichtet. Die Injektionsbrunnen und Beobachtungspegel wurden als permanente 5"-Messstellen mit PVC-Vollrohren und -filtern bis in rund 7 m Tiefe ausgebaut.

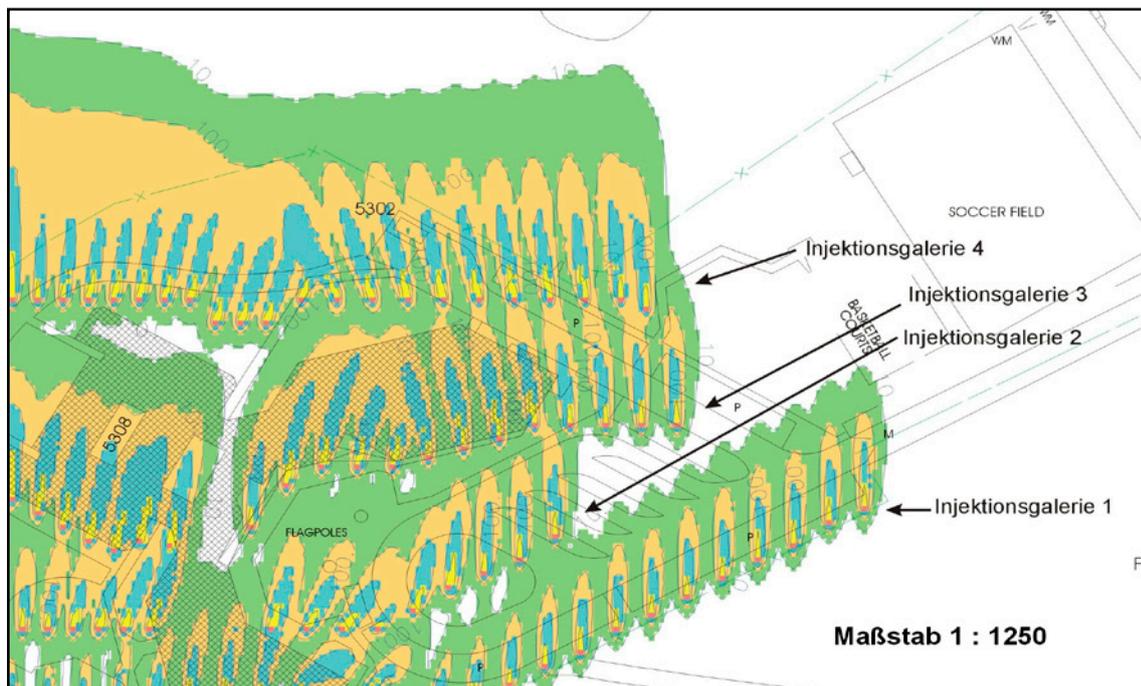


- ◆ Injektionsbrunnen
- ◇ Injektionsbrunnen (nur während erster 2 Jahre genutzt)



In den Jahren 2004 und 2005 erfolgten die initiale HRC®-Injektion und eine Folgeinjektion, wobei in jeden der 86 Injektionsbrunnen rund 100 kg HRC® eingebracht wurden. Bei weiteren Teilinjektionen in 2006 und 2008 wurden nur noch 53 bzw. 29 Injektionsbrunnen im Kernbereich des Sanierungsfeldes mit jeweils 100 kg HRC® bestückt. Eine letzte Teilinjektion fand in 2011 an 12 Injektionsbrunnen statt.

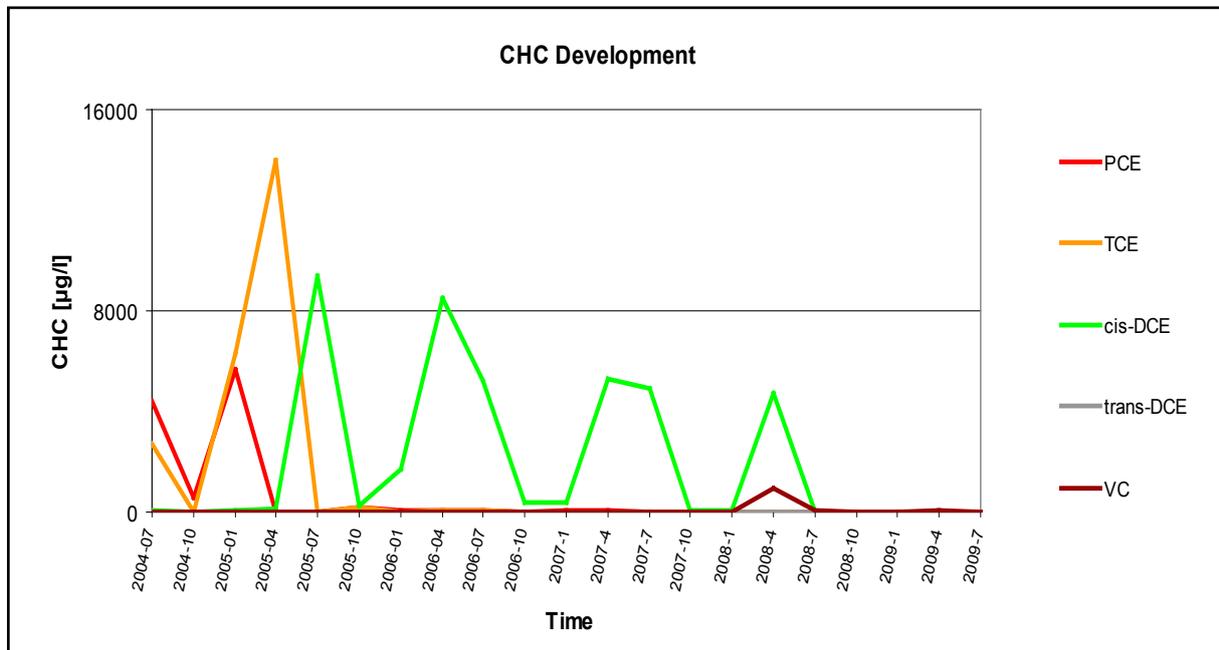
Sanierungsbegleitend wurde ein vierteljährliches Grundwassermonitoring an 8 Grundwassermessstellen durchgeführt.



Prognostizierte HRC® Ausbreitung nach 210 Tagen (10 mg/l and 100 mg/ Isolinie)

4 Ergebnisse

Die im Rahmen des Projektes beobachtete sequentielle Dechlorierung ist exemplarisch an Hand der im Schadensschwerpunkt befindlichen Messstellen zu verfolgen. Im ersten Sanierungsjahr erfolgte ein nahezu vollständiger Abbau des Ausgangsproduktes Tetrachlorethen (PER) bei gleichzeitigem Aufbau des Folgeproduktes Trichlorethen (TRI), welches seinerseits gegen Ende des ersten Jahres in cis-Dichlorethen (cis-DCE) überführt wurde.



Die folgenden drei Sanierungsjahre waren hauptsächlich geprägt von der Dynamik des cis-DCE Abbaus mit zum Teil erheblichen Konzentrationen des Folgeproduktes Vinylchlorid (VC) von bis 1.000 µg/l. VC baute sich allerdings innerhalb des Sanierungsfeldes wieder ab und wurde in abströmigen Beobachtungspegeln nicht in erhöhten Konzentrationen nachgewiesen. Abschließend nachgewiesene Konzentrationen an Ethen von bis zu 100 µg/l zeigten das Potential der vollständigen Dechlorierung an.

Auffällig sind die im Konzentrationsverlauf jährlich wiederkehrenden Einbrüche in den Sommermonaten, die mit niedrigen Grundwasserständen korrelieren. Da der mikrobielle Schadstoffabbau nur in wässrigem Milieu stattfindet, wurde der dauerhaft mit Grundwasser befindliche Schadensbereich offensichtlich schnell abgereinigt. In Zeiten steigender Grundwasserstände gingen die im Grundwasserschwankungsbereich gespeicherten Schadstoffe wieder in Lösung, ein Prozess der sich über mehrere Jahre hinzog.

5 Status in 2012

Bis auf einen Teilbereich, in welchem sanierungsrelevante Tätigkeiten zur Zeit noch mittels jährlichem Grundwassermonitoring fortgeführt werden, konnten die LCKW-Konzentrationen bis in den Bereich des angestrebten Bayerischen Stufe 1-Wertes von 10 µg/l zurückgeführt werden.

Trägergasgestützte In-Situ-Chemische Oxidation (ISCO) – Technologie, Praxiserfahrungen und Anwendungsmöglichkeiten

J. Gross

Sensatec GmbH Bochum, Herner Strasse 299b, 44809 Bochum

E-Mail: j.gross@sensatec.de

Abstract: *The carrying gas supported in situ chemical oxidation (trISCO) is qualified to decontaminate organic pollutions of the unsaturated Zone with high efficiency. Risk potentials for the groundwater can be minimized. The technical system can be used on locations where local conditions (building complexes etc.) prevent conventional proceedings like excavation.*

Zusammenfassung: *Mit dem Verfahren der trägergasgestützten In-Situ-Chemischen Oxidation (trISCO) können Belastungen durch organische Schadstoffe innerhalb der ungesättigten Bodenzone effizient saniert werden. Wasserrechtlich relevante Gefährdungspotenziale werden minimiert. Das Verfahren ist geeignet für Standorte, deren bauliche Gegebenheiten (z. B. Überbauung) keine konventionellen Verfahren wie beispielsweise Aushub ermöglichen.*

Keywords: soil remediation, chemical oxidation, in situ, hydrocarbons, matrix demand, NOD-test, organic pollutants, oxidant, SOD-test, temperature sensor, carrying gas, unsaturated zone;

Schlagworte: Bodensanierung, chemische Oxidation, In-situ-Verfahren, Kohlenwasserstoffe, Matrixbedarf, NOD-Test, organische Schadstoffe, Oxidationsmittel, SOD-Test, Temperatursensoren, Trägergas, ungesättigte Bodenzone;

1 Einführung ISCO

Bei der In-Situ-Chemischen Oxidation (ISCO) werden organische Schadstoffe durch Einleitung eines chemischen Oxidationsmittels abiotisch zerstört. Dabei erfolgt i. d. R. eine vollständige Umsetzung zu umweltneutralen Stoffen wie CO₂ und H₂O sowie ggf. Chlorid.

Bei den Oxidationsverfahren erfolgt die Zugabe von Oxidationsmitteln als Elektronenakzeptoren, so dass der zu behandelnde Schadstoff zum Elektronenspender wird. Die Abgabe von Elektronen der Schadstoffe ist gleichbedeutend mit Oxidation, die Aufnahme von Elektronen durch das Oxidationsmittel bedeutet Reduktion.

Einen Sonderfall stellen jene Oxidationsmittel dar, welche die Fähigkeit zur Bildung freier Radikale haben. Diese zeichnen sich durch den Besitz einer oder mehrerer ungepaarter Elektronen aus und sind dadurch hoch reaktiv. Radikalbildende Oxidationsmittel sind daher besonders starke Oxidationsmittel.

Gängige Oxidationsmittel (mit unterschiedlichen Eigenschaften):

- Kalium- und Natriumpermanganat
- Fentons Reagenz (Wasserstoffperoxid mit Eisen (II))
- Ozon
- Persulfat

Die Oxidations-Reaktion läuft in der Regel sehr schnell ab und ist prinzipiell für alle organischen Schadstoffe (BTEX, CKW, MKW, PAK) einsetzbar.

2 Einsatzgebiete

Da Geschwindigkeit und Effektivität des Oxidationsprozesses abhängig sind von der Wirkstoffverteilung (Transport des Oxidationsmittels zum Schadstoff und Kontakt mit dem Schadstoff), erfolgt der primäre ISCO-Einsatz in der grundwassergesättigten Bodenzone.

Was ist aber mit Schadensfällen in der wasserungesättigten Bodenzone, die einer wasserrechtlichen Sanierungsanforderung unterliegen, aber aufgrund der Gegebenheiten des Standortes (Überbauung, Standsicherheitsanforderungen) nicht ausgehoben werden können? Für diese Schadensfälle kann das in der Praxis bewährte Verfahren der tränergasgestützten In-Situ-Chemischen Oxidation (trISCO) zur Anwendung kommen.

3 Verfahrensbeschreibung tränergasgestützte ISCO (trISCO)

Über Infiltrationslanzen (IL) mit Filterstrecken in der belasteten Bodenzone wird das Oxidationsmittel in den Untergrund eingebracht. Gleichzeitig mit dem Oxidationsmittel wird in die Lanze Luft als Trägergas mittels Seitenkanalverdichter zugeführt. Dadurch wird eine gleichmäßigere Verteilung des Oxidationsmittels im Boden bewirkt und eine horizontale Wirkstoffverteilung begünstigt. Über tiefer ausgebaute Filterstrecken kann eine Zufuhr von Luft zur Erzeugung eines unterhalb der Belastung liegenden Gaspolsters erfolgen. Dies unterbindet das Versickern des Oxidationsmittels und fördert dadurch zusätzlich die horizontale Wirkstoffverteilung innerhalb der belasteten Bodenzone. Je nach Schadensausprägung ist es weiterhin möglich, durch Absauglanzen mit Filterstrecken oberhalb der belasteten Bodenzone einen Gradienten zu erzeugen, der die laterale Reichweite des Oxidationsmittels erhöht.

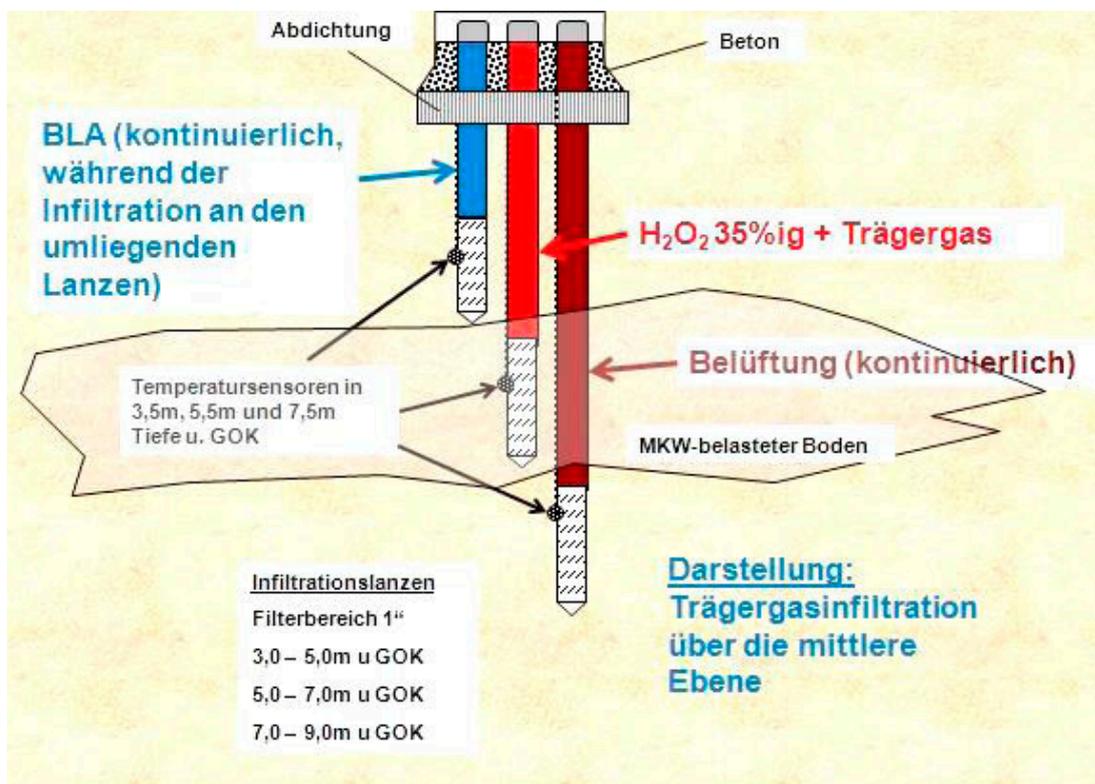


Abbildung 1: Projektbeispiel trISCO

Die mit in den Untergrund eingebauten Temperatursensoren dienen der Verfahrenskontrolle. Die Oxidation der organischen Verbindungen durch Hydroxyl-Radikale ist eine stark exotherme Reaktion. So kann es in wenigen Minuten zu einem Temperaturanstieg bis deutlich > 60 °C kommen.

Da im Feld bis zu 95 °C gemessen wurden, empfiehlt sich gegebenenfalls eine Kühlung mittels Luft oder Wasser über die Infiltrationslanzen. Das folgende Bild zeigt die temperaturbedingte Rauchentwicklung nach der Infiltration aus der oberen Filterebene (vorderste Storz-Kupplung):



Abbildung 2: Temperaturbedingte Rauchentwicklung

Die folgenden Praxisbeispiele verdeutlichen, dass sich das Verfahren für Projekte unterschiedlicher Größenordnung eignet:

4 Projektbeispiel 1: NRW

Auf einem Standort in NRW kam es durch eine undichte Leitung eines Heizöltanks zu einer Bodenbelastung bis rund 6 m u. GOK auf einer kleinen Fläche von ca. 20 – 30 m² mit bis zu 54.000 mg/kg MKW innerhalb quartärer Mittelsande. Eine Sanierung war aufgrund des wasserrechtlichen Besorgnisgrundsatzes erforderlich. Ein Bodenaushub war aus statischen Gründen (angrenzendes Gebäude) unverhältnismäßig.

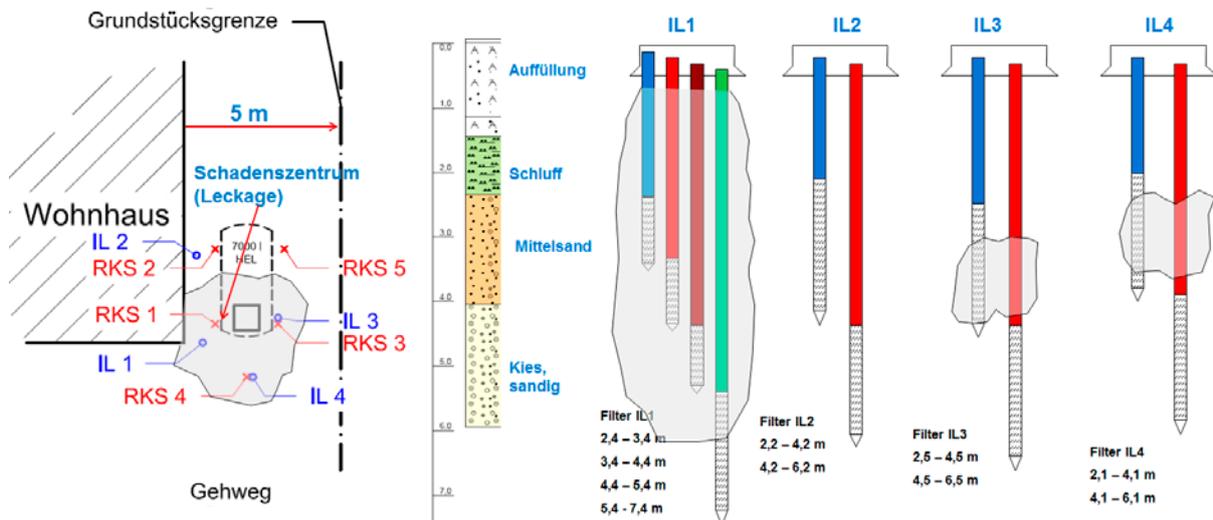


Abbildung 3: technische Installationen ISCO-Projekt NRW

Nach Ausbau von 4 Infiltrationslanzen (IL) mit bis zu vier Filterebenen (unterhalb, innerhalb und oberhalb der Belastung) im Abstand von 1,8 – 3 m zueinander wurde H₂O₂ (Konzentration bis 35 %) als Oxidationsmittel mittels oben beschriebem Verfahren infiltriert. Im Verlauf der technischen Installationen wurden Bodenproben entnommen (Nullbeprobung), um die Filterebenen dem Schadensbild entsprechend detailliert anzupassen. Zudem wurden Bodenproben auf MKW-Gehalte analysiert. Nach drei bzw. sechs Infiltrationen wurden

im Bereich der Nullbeprobung aus den gleichen Tiefenabschnitten Bodenproben mittels Rammkernsondierungen (RKS) gewonnen, um den Sanierungserfolg kontrollieren zu können. Eine Reichweitenkontrolle erfolgte über die eingebauten Temperatur-/Redoxsensoren. Bereits nach sechs Infiltrationen in einem Zeitraum von sechs Monaten mit insgesamt 5,7 m³ Peroxidlösung (35 %ig) waren zwischen 77 – 99 % der Schadstoffe beseitigt. Der nach der letzten Infiltration gemessene MKW-Maximalgehalt lag bei 830 mg/kg, so dass die Sanierung eingestellt werden konnte. Die Gesamtkosten betrugen rund 36.000,- € bzw. 120,- €/T.

5 Projektbeispiel 2: Oberfranken

Auf einem Standort der Dachsteinproduktion in Oberfranken kam es zu einer Untergrundbelastung innerhalb der ungesättigten Bodenzone durch Heiz- und Schmieröl (bis 40.000 mg/kg MKW) auf einer Fläche von rund 1.000 m² mit einer Tiefenausdehnung bis 10 m u. GOK. Aufgrund des GW-Flurabstands von 10 m u. GOK und der Größenordnung der Belastung war Sanierungsbedarf angezeigt. Ein Bodenaushub kam u. a. aufgrund der vollständigen Überbauung nicht in Betracht. Es wurden 37 Infiltrationslanzen mit 2 – 3 Filterstrecken im Abstand von 5 – 6 m errichtet

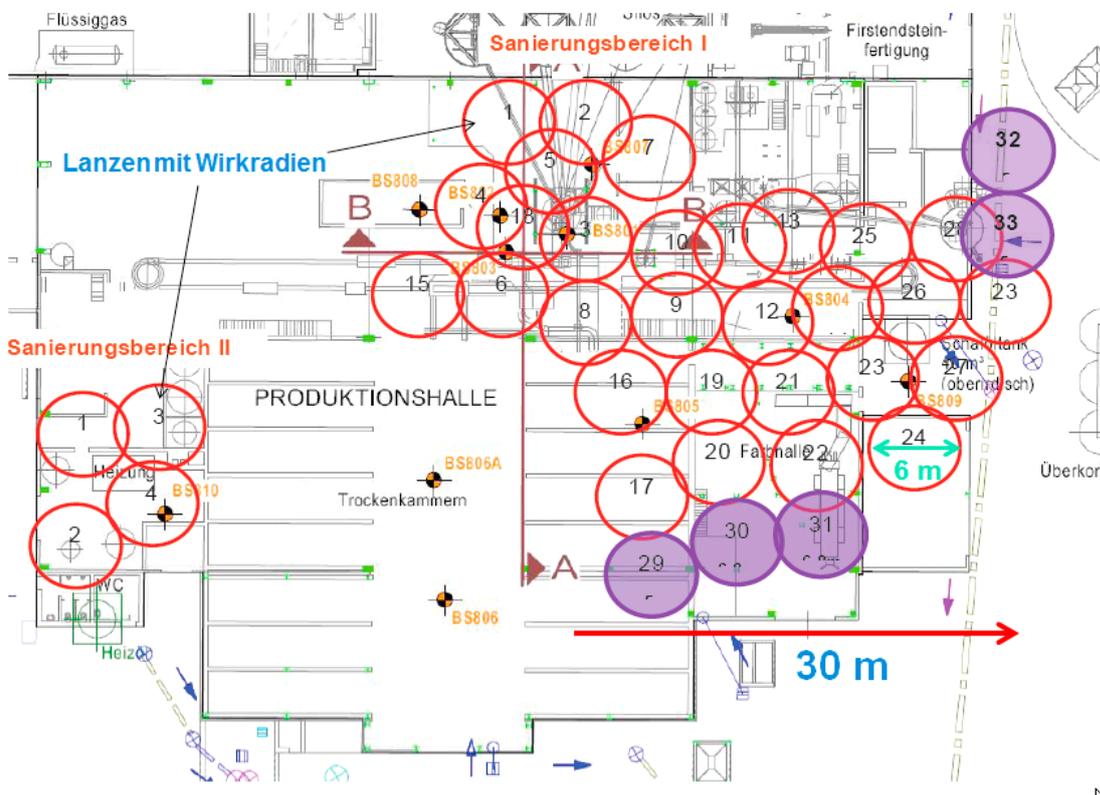


Abbildung 4: technische Installationen ISCO-Projekt Franken

Auch hier erfolgte die Sanierungskontrolle über die Entnahme von Bodenproben. Die mittels Sensoren durchgeführten Reichweitenkontrollen bestätigten die Wirksamkeit der Maßnahme. Über einen Zeitraum von zwei Jahren erfolgten 18 Infiltrationen mit H₂O₂ (Konzentration bis 35 %). Insgesamt wurden 51 m³ Peroxidlösung, ausgehend von einem zentral platzierten Anlagencontainer, infiltriert. In dem Anlagencontainer wurden die Infiltrations- und Belüftungsschläuche zusammengeführt (grüne Schläuche im Hintergrund) und die Sensorsignale ausgewählter Sensoren an einem Bildschirm (geöffneter Kasten) empfangen.



Abbildung 5: Anlagencontainer ISCO Oberfranken

Die MKW-Gehalte konnten um 70 – 90 % und damit deutlich unterhalb der Residualsättigung des anstehenden Bodens gesenkt werden. Die nicht wasserlöslichen Schmierölanteile waren für die chemische Oxidation nicht zugänglich, so dass sich deren prozentualer Anteil am Gesamtschadstoff erhöhte. Da es sich jedoch hier um relativ immobile Bestandteile handelte, war kein weiteres Gefährdungspotenzial abzuleiten. Die Gesamtkosten betrugen rund 490.000,- € bzw. 85,- €/T.

6 Schlussfolgerungen und Verfahrensgrenzen

Die Praxiserfahrungen haben die grundsätzliche Anwendungsreife des Verfahrens gezeigt. Es sind jedoch im Vorfeld der Umsetzung einige Parameter hinsichtlich der standortspezifischen Eignung des Verfahrens zu überprüfen:

Die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens hängt maßgeblich vom Matrixbedarf des Untergrundes (Organik, Carbonate etc.) ab. Aus diesem Grund sollte aufgrund der differierenden geochemischen Ausgangsbedingungen zumindest bei größer dimensionierten Projekten der standortspezifische Oxidationsmittelverbrauch bzw. Matrixbedarf (Soil oder Natural Oxygen Demand, SOD oder NOD) im Labor getestet werden, um den Oxidationsmittelverbrauch quantifizieren zu können.

Je nach Schadstoffart und -verteilung, geologisch -geochemischen Voraussetzungen und Durchlässigkeiten ist auch das geeignete Oxidationsmittel standortspezifisch zu bestimmen und ggf. im Labor zu testen.

Wie bei jedem In-situ-Verfahren sind inhomogene Untergrundverhältnisse mit wechselnden bzw. geringen Durchlässigkeiten limitierend. Schließlich sollte der Wirkstoff, also das Oxidationsmittel, in Kontakt mit dem Schadstoff kommen. Gleichförmige Sande mit guter hydraulischer Durchlässigkeit sind dementsprechend besser geeignet, als Sande mit zwischengeschalteten Schluffhorizonten. Reine Schluffe oder gar Tone sind für das Verfahren ungeeignet und können allenfalls in randlichen Kontaktzonen einen Sanierungserfolg verbuchen. Dennoch ist es nicht sinnvoll, hier eine an einen kf-Wert angelehnte pauschale Verfahrensgrenze zu benennen. Zum Einen ist zu beachten, dass das Oxidationsmittel den näherungsweise gleichen hydraulischen Pfad größerer Durchlässigkeit wählt, wie es der Schadstoff getan hat. Des Weiteren ist zu

beachten, dass bei der ISCO neben der reinen Oxidationsreaktion auch physikalische Mobilisationseffekte durch erhöhte Temperaturen und erhebliche Druckgradienten erzielt und genutzt werden können. Und schließlich wird in den Randbereichen der ISCO-Maßnahme mit z. B. Wasserstoffperoxid Sauerstoff für aerobe mikrobielle Abbauprozesse bereit gestellt. Dadurch kommt es neben der chemischen Oxidationsreaktion zu einer starken Stimulation des aeroben mikrobiellen Abbaus von Kohlenstoff-Bruchstücken aus der Oxidationsreaktion.

7 Literatur

ITRC TECHNICAL/REGULATORY GUIDELINE (2005): Technical and Regulatory Guidance for In Situ Chemical Oxidation of Contaminated Soil and Groundwater, Second Edition – Prepared by The Interstate Technology & Regulatory Council In Situ Chemical Oxidation Team – January 2005.

ITVA ARBEITSHILFE – H 1 – 13 (2010): Innovative In-situ-Sanierungsverfahren – Hrsg.: Ingenieurtechnischer Verband für Altlastenmanagement und Flächenrecycling e. V. (ITVA), Invalidenstrasse 34, D-10115 Berlin – Juni 2010.

SOJA, GERHARD (2006): Technischer Leitfaden In-situ-Anwendung chemischer Oxidationsmittel und Oxidationsverfahren – Abteilung Umweltforschung, ARC Seibersdorf research GmbH, A-2444-Seibersdorf – erstellt im Forschungsprojekt INTERLAND (**IN**novative **T**echnologies for **R**emediation of **LAND**fills and Contaminated Soils – April 2006.

Phytoremediation – Allgemeine Prozesse, Anwendungsbereiche, Praxisbeispiel

H. Schoger

Gibs geologen + ingenieure, Deichslerstraße 25, 90489 Nürnberg

E-Mail: info@gibs-online.de

Abstract: *General processes, applications and an example from the field for phytoremediation are explained. The construction of a pilot treatment plant for RDX-contaminated water, the operation of the pilot plant, and the results are presented, which show appropriate cleaning success of the optimized operation.*

Zusammenfassung: *Allgemeine Prozesse sowie Anwendungsbereiche der Phytoremediation werden beschrieben. Anhand eines Praxisbeispiels wird der Aufbau einer Pilotanlage zur Abreinigung von sprengstoffbelastetem (RDX) Wasser, die Durchführung des Abbautests und die erzielten Ergebnisse erläutert. Als Ergebnis der optimierten Parametereinstellung wurde eine sehr gute Abreinigungsleistung erzielt.*

Keywords: phytoremediation, RDX, hexogen, constructed wetland, pilot treatment plant;

Schlagworte: Phytoremediation, RDX, Hexogen, Constructed Wetland, Pilotanlage;

1 Einleitung

Neben den Reinigungsleistungen bestimmter Pflanzen liefern auch die unterschiedlichsten Bodenbakterien neben der Bodenbildung einen wichtigen Beitrag für die Aufnahme, Umwandlung und Einlagerung von Schadstoffen. Sobald Pflanzen für diesen Zweck aktiv eingesetzt werden, spricht man von Phytoremediation. Nachfolgend soll kurz auf die generellen Prozesse und Anwendungsbereiche eingegangen werden, um danach im Detail ein Praxisbeispiel für einen erfolgreich verlaufenen Pilotversuch zur Abreinigung sprengstoffbelasteten Wassers mittels Phytoremediation vorzustellen.

2 Grundsätzliche Prozesse

Grundsätzliche laufen bei der Phytoremediation folgende Prozesse ab:

Bei der Phytoextraktion kommt es zur Aufnahme und Akkumulation von Schadstoffen. Dabei werden durch die Wurzelfiltration die Schadstoffe in die Pflanze gebracht oder durch Rhizostabilisierung in den Wurzeln fixiert oder weiter in die Zellen der Pflanze transportiert, wo es zur Schadstoffanreicherung kommt.

Weiterhin kann es aber auch bei der sogenannten Phytodegradation zur Aktivierung der Schadstoffverbindungen in der Rhizosphäre unter Beteiligung von Mikroorganismen (Bakterien und Pilze) kommen mit nachfolgender Verstoffwechslung und einhergehender Entgiftung, bei der Abbauprodukte und Metabolite in der Pflanze eingebaut, verstoffwechselt oder auch durch Assimilation wieder als ungefährliche Stoffe ausgeschieden werden können. Ein spezieller Fall der Phytodegradation ist die Phytovolatilisation, bei der die Pflanze bestimmte Schadstoffe (z. B. Quecksilber) aufnimmt und als flüchtige Stoffe ausscheidet.

Die Ursache für erfolgreiche Phytodegradation liegt nicht unbedingt an den Pflanzen an und für sich, sondern in der Stimulation des Wachstums der Rhizosphären-Mikroben in unmittelbarer Umgebung der Pflanzenwurzel. Durch Ausscheidungen der Wurzel (Exsudate und Enzyme) wird die Anpassung der Pflanze an wechselnde Standortbedingungen ermöglicht, Nährstoffe für die Wurzelaufnahme verfügbar gemacht oder Wachstumshemmer für konkurrierende Pflanzen ausgeschüttet. Bei den Ausscheidungen handelt es sich meistens um kurzkettige, organische Substanzen, meist Aminosäuren und Zucker, also Kohlenstoffträger, die wiederum den Mikroorganismen als Nahrungsquelle dienen. Aus diesem Grund lässt sich im

unmittelbaren Wurzelsaum eine viel größere Anzahl von Mikroorganismen nachweisen als in der unbewachsenen Bodenzone.

Abgesehen von physiologischen Vorgängen können Pflanzen durch ihren Wurzelsog aktiv für hydraulische Einflussnahmen und aufgrund Ihrer Verdunstungsfähigkeit wasserhaushaltsregulierend eingesetzt werden. Daneben werden Pflanzen auch nicht nur zur Stabilisierung des Oberbodens im Erosionsschutz eingesetzt, sondern können im Umfeld der Rhizosphäre durch Ad- und Absorptionskräfte zur Immobilisierung von Schadstoffen beitragen (Phytostabilisierung).

3 Grundsätzlich geeignete Pflanzen und Anwendungsbeispiele

Insofern eignen sich insbesondere schwermetallhaltige Böden als Medium für den Einsatz von verschiedenen Pflanzen, die diese Schadstoffe aufnehmen und in der Biomasse anreichern, wie z. B. Indischer Senf, Acker-Hellerkraut, Steinkraut, Pappel und verschiedene Gräser. Die Pflanzen werden dabei im Zuge von sogenanntem „landfarming“ auf die belasteten Böden nach landwirtschaftlicher Praxis angebaut oder aber auch auf Bodenmieten aufgebracht. Die Ernten sind allerdings aufgrund der im wesentlichen über Akkumulation dem Boden entzogenen Schadstoffe ebenfalls schadstoffhaltig und sind dementsprechend zu entsorgen bzw. thermisch zu verwerten.

Im Bereich der gesättigten Bodenzone wurden bisher insbesondere Pappeln bei der Sanierung von CKW-Schäden eingesetzt. Aufgrund der Sanierungserfolge werden die Tiefwurzler in der angloamerikanischen Literatur als „solar-driven pump & treat system“ bzw. „pump & tree“ beschrieben werden.

Für das Medium Wasser sind bevorzugt verschiedene Gräser und vor allem Schilfsorten in der Vergangenheit zum Einsatz gekommen, um Abwässer aufzubereiten. Für die Abreinigung häuslicher Abwässer hinlänglich erprobt, für den Einsatz bei Sanierungsmaßnahmen allerdings in Deutschland noch wenig bekannt, sind mit Sand oder Kies befüllte Becken bzw. Bodenfilteranlagen, die mit Schilfgräsern und Rohrkolben bestockt sind. Der Bereich der Wurzelzone entwickelt sich als Lebensraum für Mikroorganismen.

4 Vorstellung eines Praxisbeispiels: Constructed Wetlands

Anhand eines Praxisbeispiels wird die Umsetzung eines Pilotprojektes im halbtechnischen Maßstab erläutert: Durch den jahrelangen Einsatz von hexogenhaltigem Sprengstoff in Steinbruchbereichen einer militärischen Liegenschaft kam es zu umfangreichen und großflächigen Boden- und Grundwasserbelastungen, die nun eine Sanierung erfordern. Im Zuge der Sanierung des Gesamtstandortes ist geplant, gefasste, belastete Oberflächenabflüsse und auch Grundwasser über mehrere Constructed Wetlands zu behandeln, da eine lange Sanierungsdauer zu erwarten ist. Für diesen Zweck wurde im Zeitraum von 2009 bis 2011 ein Pilotversuch durchgeführt, über dessen Ergebnisse berichtet wird. Auf dem Truppenübungsplatz Wildflecken wurde zwar bereits im Jahr 2005 im Auftrag der Bundeswehr ein ähnlicher Versuch durchgeführt und seitdem Abflüsse eines Sprengplatzes über ein Constructed Wetland erfolgreich abgereinigt, allerdings liegen hierüber keine detaillierten wissenschaftlichen Dokumentationen oder Veröffentlichungen vor.

4.1 Aufbau der Testfelder

Das System des Pilotversuches besteht aus künstlich abgedichteten Beckenbereichen, in denen ein mit einem kalkfreien Sand-Kies-Gemisch befüllter Bodenfilter eingebaut und nachfolgend mit Schilfgras bestockt wurde. Für die Auslegung, Planung, Bau und Betrieb ist das Arbeitsblatt DWA-A262 [1] heranzuziehen, das zwischen horizontal durchströmten (anaerobes Milieu) und vertikal durchströmten (aerobes Milieu) bewachsenen Anlagen unterscheidet. Die Beschickung des gebauten Constructed Wetland mit Rohwasser erfolgt über die bestehende Brauchwasserversorgung für die Steinbruchbetriebsgebäude aus einem Betriebsbrunnen, dessen Grundwasser deutlich mit Hexogen beaufschlagt ist (s. Abbildung 1 Anlagenschema).

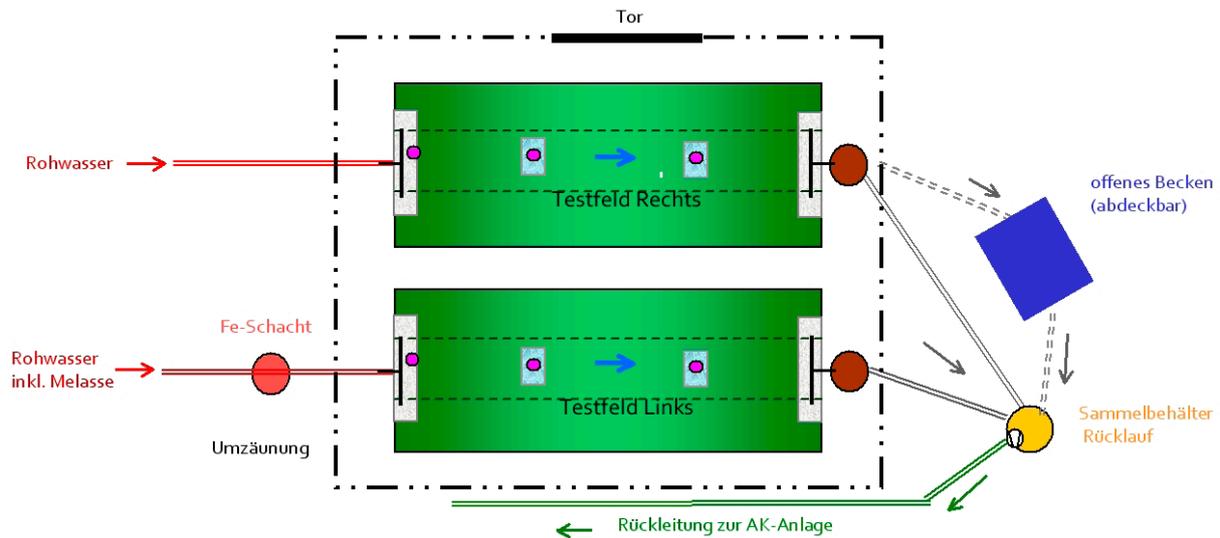


Abbildung 1: Anlagenschema Constructed Wetland

Vor dem Einlaufbereich des einen Beckens (Testfeld Links) wurde das belastete Wasser durch eine gesteuerte Dosierstation mit Melasselösung versetzt und danach in einen Einlaufschacht über Eisenspäne (elementares Eisen als Reduktionsmittel) geleitet. Mittels der wesentlichen Parameter Zuflussrate und Dosierung Melasse als Nährstoffquelle wurden im Testfeld Links Langzeitversuche durchgeführt, in denen die Rohwasserwerte und die Ablaufwerte innerhalb und am Ausgang der Anlage erfasst wurden.

Zweck der Pflanzenbeete ist die Schaffung eines den STV-Abbau begünstigenden reduzierenden Milieus in der Wurzelzone, der Abbau von Transformationsprodukten aus der chemischen Reduktion von STV durch Fe(0) sowie die Pufferung überschüssiger Nährstoffe. Der Abbau der Transformationsprodukte findet laut gängiger Lehrbuchmeinung cometabolisch (Transformation von nicht für das Wachstum verwendbaren Substraten in Gegenwart von Wachstumssubstraten) im anaeroben Milieu statt, wenn RDX als dominierender Schadstoff vorliegt und die Nitratgehalte nicht zu hoch sind [2]. Die mikrobielle Aktivität wird durch die Zugabe von Melasse als Nährstoffquellen erhöht. Der cometabolische Abbau muss nicht immer vollständig ablaufen, wobei in diesem Fall Transformationsprodukte bzw. Metabolite entstehen können, die allerdings wieder von anderen Mikroorganismen (speziell Pilze) als Wachstumssubstrat verwendet werden können. Durch die Aufrechterhaltung einer Nährstoffquelle kann die Entstehung von Metaboliten dadurch zurückgehalten werden. Neueste angloamerikanische Literatur beschreibt den vollständigen Abbau von RDX unter anaeroben Laborbedingungen durch den gezielten Einsatz von Proteinen aus dem Bakterienstamm der *Rhodococcus rhodochrous* [3].

Parallel dazu wurden in der zweiten Hälfte des Pilotfeldes (Testfeld Rechts) auch Untersuchungen ohne die Beteiligung von Eisen oder Melasse durchgeführt, um zu messen, ob in der reduzierenden Wurzelzone ein ausreichender Abbau der Schadstoffe erwirkt werden kann.

Innerhalb der Testfelder gibt es in Längs- bzw. Fließrichtung angeordnet je drei Probenahmepunkte, an denen über Probenahmestutzen die Drainage zugänglich gemacht wurde (Testfeld Links: L1, L2 und L3, Testfeld Rechts: R1, R2 und R3). Die Probenahmestutzen sind im Abstand von ca. 3 m platziert, so dass vom Einlauf bis zum Beckenauslauf eine Fließ- bzw. Sickerstrecke von ca. 10 m vorliegt. Über die Möglichkeit der flexiblen Einstellung des hydraulischen Gefälles kann die Fließ- bzw. Sickergeschwindigkeit und die damit verbundene Verweilzeit reguliert werden, über die Probenahmemöglichkeit an den einzelnen Probenahmestutzen kann der Einfluss der Verweilzeit des Sickerstromes auf die Konzentrationsentwicklung gemessen werden. Der Testbetrieb der Constructed Wetlands erfolgte vom 4. November 2009 bis zum 29. September 2011. Innerhalb dieses Zeitraumes wurde die Anlage aus verschiedenen Gründen (strenger Frost, Tracerversuch, Verknappung Wasserdargebot) mehrfach unterbrochen. Insbesondere die Einwirkung von strengem Frost auf die Betriebssicherheit wurde innerhalb der Pilotphase offenkundig, so dass diesbezüglich wichtige Impulse für die großmaßstäbliche Umsetzung erhalten wurden. Zusätzlich zu den o. g. zwei Testfeldern wurde in einem offenen (lichtzugänglichen) Teich der Einfluss des photolytischen Abbaus von Hexogen untersucht.

4.2 Ergebnisse des Pilotversuches

Der Pilotversuch hat zusammenfassen folgende Ergebnisse erbracht (s. Abbildung 2):

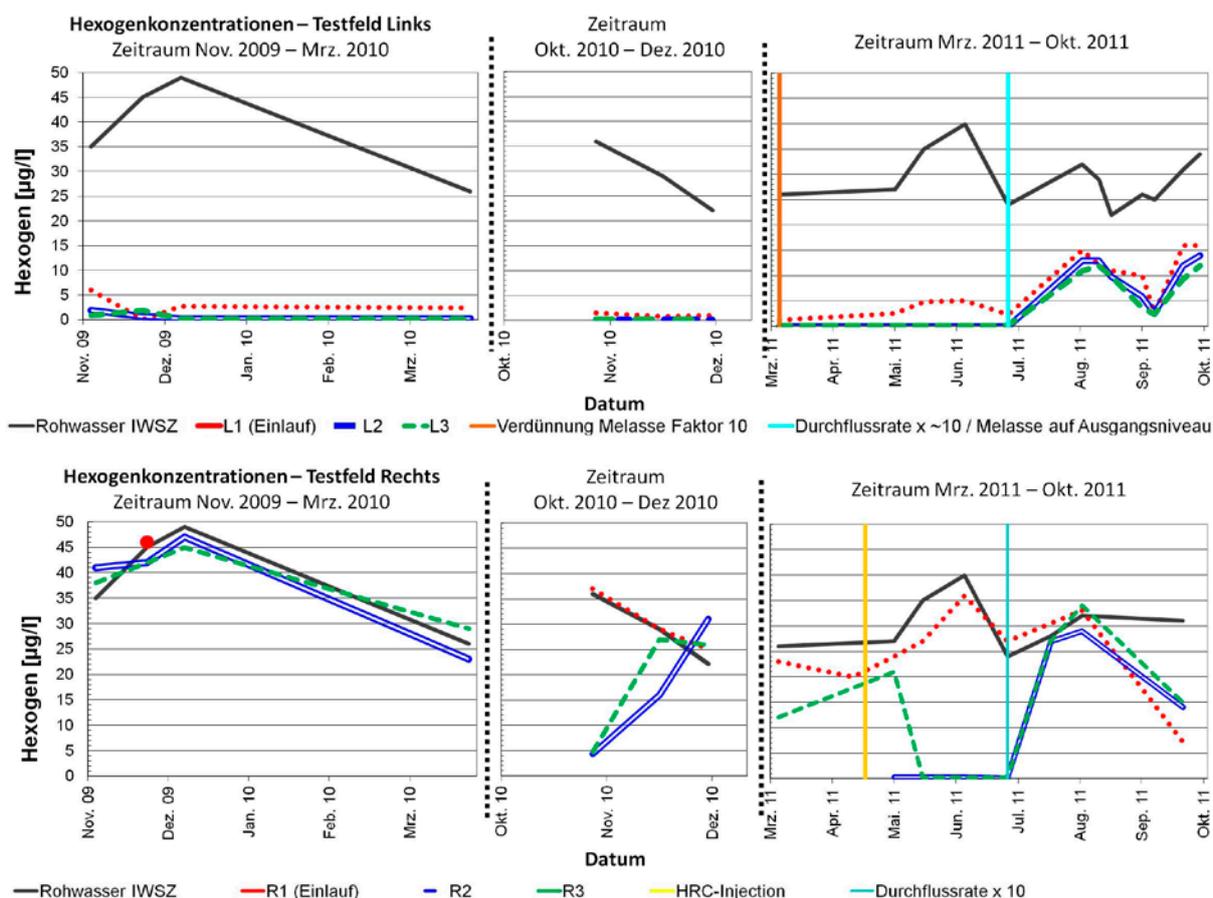


Abbildung 2: Konzentrationsverläufe im Pilotversuch der Testfelder im Constructed Wetland

Im Testfeld Links wurde durch den Einsatz von Eisenspänen Fe(0) und einer definierten Zugabe von Melasse bei einer definierten Durchsatzrate bereits kurz nach Beginn des Pilotversuchs eine gute Hexogen-Abbaurrate erzielt. Dabei sind bereits im Einlaufbereich ins Testfeld bei L1 deutlich reduzierte Konzentrationen gegenüber dem Rohwasserniveau (> Stufe-2-Wert) zu

verzeichnen. Die Konzentration liegen hier i. d. R. noch über dem Stufe-1-Wert. Der Hauptabbau findet also bereits unmittelbar beim Durchlaufen des melassedotierten Wassers durch den Eisen-Reaktionsschacht statt. Beim weiteren Durchfließen des Testfelds sind bereits bei L2 praktisch keine Hexogenrückstände mehr nachzuweisen. Die entsprechenden Verweilzeiten im Testfeld Links sind in Phase 1 etwa wie folgt anzugeben (ca.-Angaben): L1: 1 Tag, L2: 3 Tage, L3: 6 Tage, Auslaufschacht: 10 Tage.

Bei einer temporären Verringerung der Melassezufuhr auf 10 % für ca. 3,5 Monate weist das eingefahrene System auch weiterhin eine ausreichende Reinigungsleistung auf, wenngleich die Abbauraten im Einlaufbereich bei L1 offensichtlich etwas nachlässt. Bei der weiteren Testfeldpassage liegen die Konzentrationen aber bereits bei L2 unterhalb der Nachweisgrenze. Damit zeigte sich das eingefahrene System also wenig sensibel gegenüber einer temporär reduzierten Nährstoffzufuhr.

Als weitere Modifikation wurde in einer weiteren Betriebsphase ab Juli 2011 die Zulauftrate um den Faktor 10 erhöht. Dies entspricht einer Verweilzeit des Wassers innerhalb des Testfeldes von ca. einem Tag. Die Melassezufuhr wurde dabei wieder auf das Ausgangsniveau der Einfahrphase zurückgestellt. Wie aus dem Verlauf der Konzentrationsganglinien in Abbildung 2 zu entnehmen ist, nimmt die Abbauraten im Vergleich zur vorangegangenen Betriebsphase deutlich ab. Bei grundsätzlich guter Korrelation der Kurven ist zwischen dem Rohwasser und L1 ein Konzentrationsrückgang von über 50 % bis etwa 2/3 auszumachen. Die Werte liegen z. T. aber noch oberhalb des Stufe 2-Werts. Eine weitere Konzentrationsreduktion entlang des Fließweges L1-L2-L3 ist erkennbar, aber insgesamt nur gering.

Die Verweilzeit von nur einem Tag reicht demnach nicht mehr für einen vollständigen Hexogenabbau aus. Im Rückschluss ist aus der zusammenfassenden Bewertung der Ergebnisse abzuleiten, dass mindestens eine dreitägige Verweil-/Reaktionszeit anzusetzen ist, um bei dem vorliegendem Konzentrationsniveau im Rohwasser eine ausreichend hohe Abbauraten zu erzielen.

Die orientierende Bewertung der Wasserbeaufschlagung mit Nährstoffparametern erfolgt unter Heranziehung der chemischen Gewässergüteklassen der LAWA [4]. Insgesamt ergibt sich aus den Analysen, dass im Testfeld Links und insbesondere am Auslauf keine auffällige Beaufschlagung durch Nährstoffe vorliegt.

Die CSB-Gehalte als wichtiger Indikator für organische Inhaltsstoffe sind durchweg unauffällig. Insgesamt ist durch den Einsatz von Fe(0) in Kombination mit Melasse, auch bei schwach ausgeprägtem Schilfgrasbewuchs, kein auffälliger Austrag von Nährstoffen oder Eisen aus dem Testfeld heraus zu erkennen. Der erhöhte Manganwert ist als Beleg für die entstandenen reduzierenden Verhältnisse zu werten.

Im Testfeld Rechts kann aus den Konzentrationsganglinien (s. Abbildung 2) auch bei einer mehr als zehntägigen Verweilzeit im bepflanzten Sandbett keine Schadstoffminderung erkennbar abgeleitet werden. Konzentrationsrückgänge sind allenfalls durch niederschlagsbedingte Verdünnungseffekte erklärbar.

Die untersuchten Wasserproben des offenen Beckens erbrachten als Ergebnis, dass der photolytische Hexogenabbau trotz gewisser Minderungswirkungen keine zuverlässige Methode zur vollständigen Entfernung der Schadstofffracht darstellt, da immer wieder erhöhte Hexogenkonzentrationen zu beobachten waren (z. T. > Stufe-2-Wert). Speziell bei der Erhöhung des Durchsatzes einhergehend mit einer Verminderung der Verweilzeit auf 1 Tag wurde nur ein geringer Abbau festgestellt.

Am 11. Mai 2011 wurde in Ergänzung zum ursprünglichen Untersuchungsprogramm das Reduktionsmittel Hydrogen Release Compound¹ (HRC®) in das Testfeld Rechts zugegeben. Gemäß Herstellerangaben [5] haftet HRC® im Untergrund an dem mineralischen Substrat an und sorgt durch sukzessive Abgabe von Stoffen für eine längerfristig reduzierendes Milieu. Die Substanz basiert auf Milchsäure (Glycerol Tripolylactat) und wird über die Zwischenstufe der Brenztraubensäure zu Essigsäure abgebaut. Zur analytischen Kontrolle wurde die Nährstoffanalytik an den HRC®-Einsatz angepasst. Hierzu wurden am Testfeld Rechts der am Testfeld Links untersuchte Nährstoffparameterumfang um die Parameter DOC, BSB und Fe(+II) ergänzt.

1 Hydrogen Release Compound® (HRC) von Regensis

Die Einspeisung der HRC® erfolgte zwischen R1 und R2. Infolge der Injektion ist beim Hexogen bzw. STV kurzfristig ein vollständiger Abbau zu verzeichnen. Begleitet ist der Abbau von deutlichen Anstiegen der Nährstoffparameter im Ablauf (CSB, BSB5, DOC und Phosphor). Auch das nachgeschaltete offene Becken zeigt sich entsprechend beaufschlagt.

Nach Erhöhung der Durchflussrate um den Faktor 10 konnte kein nennenswerter Abbau festgestellt werden. Da auch nach Beendigung der Testfeldbeschickung bei mehrtägiger Standzeit kein zuverlässiger Hexogenabbau innerhalb des Testfeldes Rechts mehr erfolgte, ist von einer zwischenzeitlichen Auswaschung des HRC® auszugehen. Die Anhaftung an das Substrat in derartigen oberflächennahen und stark durchströmten Substraten ist demnach als begrenzt anzusehen.

Zusammenfassend zeigen die Ergebnisse, dass der Hexogenabbau mittels HRC® unter gegebenen Rahmenbedingungen zeitlich begrenzt erfolgreich war, aber mit einer deutlich erhöhten Nährstoffbeaufschlagung des Ablaufwassers einher ging (Einleitergrenzwerte).

Im Hinblick auf die Abbauleistung speziell am unbehandelten Testfeld Rechts ist auf die schlechte Pflanzenentwicklung des eingesetzten Schilfgrases zu verweisen. So war auch in der zweiten Vegetationsperiode, trotz permanent ausreichender Wasserversorgung, zunächst keine befriedigende Pflanzenentwicklung zu beobachten. Nach dem HRC® Einsatz war eine deutliche Verbesserung des Pflanzenwachstums festzustellen, was mit einem Düngeeffekt erklärt wird.

Im offenen Becken zeigte sich die Wirkung des photolytischen Abbaus zwar in einer gewissen Abnahme von RDX, allerdings nicht in dem Maße, um daraus eine großmaßstäbliche Sanierungsmethode abzuleiten zu können.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Unter Einsatz von elementarem Eisen Fe(0) und Melasse stellen Constructed Wetlands eine geeignete Option zur Abreinigung von hexogenkontaminiertem Wasser dar. Aufgrund der notwendigen Verweilzeit ist die Kapazität der Anlagen jedoch situationsgerecht auf Eignung und Dimensionierung zu prüfen. Als notwendige Reaktions- und Verweilzeit innerhalb des Testfeldes sind bei vorliegendem Konzentrationsniveau mindestens drei Tage anzusetzen. Ein Sicherheitszuschlag ist im Zuge der Detailplanungen festzulegen.

Aus den vorgefallenen Störungen im Testbetrieb wurden folgende Aufgaben für die Planung festgelegt: Die Constructed Wetlands bzw. die Zu- und Ableitungsinstallationen sind unempfindlich gegenüber Versottung zu planen. Reinigungsmöglichkeiten sind vorzusehen. Weiterhin ist die Anlage winterfest zu planen. Bei der Erstbepflanzung der Testfelder ist das Wachstum durch den Einsatz von Dünger zu optimieren.

Die neuesten Literaturquellen belegen, dass ein Abernten und (thermisches) Verwerten der Ernterückstände von mit RDX-angereicherten Pflanzen nicht unbedingt notwendig ist. In [6] wird beschrieben, dass isotonenmarkiertes (¹⁴C) RDX von Nadelgehölzen stark angereichert wurde, wobei die Anreicherung von den Wurzeln zu den Ästen und Nadeln abnimmt. Dagegen verhält sich die Mobilisierung von RDX aus den RDX-beladenen Pflanzenteilen umgekehrt: Die Wurzeln geben mit ca. 4 % deutlich weniger RDX ab als die Nadeln (bis zu 64 %). Die gleichen Wissenschaftler folgern allerdings aufgrund der Ergebnisse von durchgeführten Abbaubersuchen ein Jahr später [7], dass in Böden mit gesunder mikrobiologischer Aktivität remobilisiertes RDX aus Fichtennadeln relativ schnell mineralisiert oder festgelegt wird. Allerdings bleibt bei suboptimalen Bodenbedingungen die Gefahr der Auswaschung bestehen. Diese Aussagen bestärken den Planer in seiner Ansicht, dass neben den hydraulischen Sicherungsmaßnahmen und Dekontaminationsmaßnahmen von Böden, sowie der Aufbereitung kontaminierter Wässer durch Constructed Wetlands eine langfristige Besserung der Umweltsituation gerade auch durch Phytoremediation im Zuge von Aufforstungen des Gesamtstandortes zu erwarten ist.

6 Literatur

- [1] DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V. (2006): Arbeitsblatt DWA-A262: Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers; DWA-Regelwerk, März 2006, Hennef.
- [2] JOOS, A., KNACKMUSS, H.J., & SPYRA, W. (2008): Leitfaden – Natürliche Schadstoffminderung bei sprengstofftypischen Verbindungen. BmBF Forschungsschwerpunkt KORA, Themenverbund 5 Rüstungsaltslasten. IABG mbH (Hrsg.), Berlin.
- [3] HALASZ, A., MANNOT, D., PERREAULT, N., SABBADIN, F., BRUCE, N. & HAWARI, J. (2012): Biodegradation of RDX Nitroso Products MNX and TNX by Cytochrome P450 XplA, Environmental Technology, 2012/46 (13), S. 7245 – 7251, Washington.
- [4] LAWA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der BRD – Chemische Gewässergüteklassifikation, Berlin.
- [5] www.regenesis.com/contaminated-site-remediation-products/enhanced-anaerobic-bioremediation/hrc/. Informationen zu HRC®.
- [6] MUELLER, J., SCHOENMUTH, B., SCHENKE, D., BÜTTNER, C. & PESTEMER, W. (2011): Aufnahme und Rückhalt des Sprengstoffs Hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazin (RDX) durch Rotfichten (*Picea abies*). Tagungsband 66. ALVA – Arbeitsgemeinschaft für Lebensmittel-, Veterinär- und Agrarwesen, Tagung 2011.
- [7] MUELLER, J., SCHENKE, D., PESTEMER, W., BÜTTNER, C. & SCHOENMUTH, B., (2012): Mineralisierung und Auswaschbarkeit des gehölzporierten Explosivstoffs RDX. Tagungsband 67. ALVA – Arbeitsgemeinschaft für Lebensmittel-, Veterinär- und Agrarwesen, Tagung 2012.

„Alte Lasten – Neue Energien“ – Ein Beitrag zur Energiewende in Bayern

T. Hauck

Gesellschaft zur Altlastensanierung in Bayern mbH (GAB),
Innere Wiener Straße 11a, 81667 München
E-Mail: thilo.hauck@gab-mbh.de

Abstract: *Within the reorientation of bavarian energy politics GAB – the Company for Environmental Remediation in Bavaria Ltd. – takes over the administrative accompaniment of the support programme „brownfield sites – new energies“. The construction of solar power systems on former contaminated land sites and disposal sites will be supported. So the proportion of solar energy in all energy production will rise and we achieve a contribution to land recycling.*

Zusammenfassung: *Die Gesellschaft zur Altlastensanierung in Bayern mbH (GAB) übernimmt im Rahmen der Neuausrichtung der bayerischen Energiepolitik die Abwicklung des Förderprogramms „Alte Lasten – Neue Energien“. Gefördert wird die Errichtung von Photovoltaikanlagen auf ehemaligen Altlasten und Deponien. So wird der Anteil der Solarenergie an der gesamten Energieerzeugung erhöht und ein Beitrag zum Flächenrecycling geleistet.*

Keywords: energy turnaround, program „Brownfield Sites – New Energies“, site location assistance, efficiency analysis, support program, contaminated land sites and disposal sites, application documents;

Schlagworte: Energiewende, Programm „Alte Lasten – Neue Energien“, Standortsuche, Wirtschaftlichkeitsbetrachtung, Förderprogramm, Altlasten und Deponien, Antragsunterlagen;

1 Einleitung

Im Mai 2011 hat die Bayerische Staatsregierung die Neuausrichtung der bayerischen Energiepolitik beschlossen. Früher als geplant steigt Bayern aus der Kernenergie aus und beschleunigt den Ausbau der erneuerbaren Energien. Um auf Dauer ohne Kernenergie auskommen zu können, gilt es eine sichere, nachhaltige und bezahlbare regenerative Energieversorgung zu gewährleisten.

Wie dieses Ziel effektiv erreicht werden kann, beschreibt das Bayerische Energiekonzept „Energie innovativ“. Hier sind konkrete, realisierbare Schritte und Maßnahmen für einen beschleunigten Umbau der bayerischen Energieversorgung aufgezeigt. Eines der ehrgeizigen Ziele ist, den Anteil erneuerbarer Energien – wie Wasserkraft, Windenergie, Biomasse und Photovoltaik – am gesamten Stromverbrauch bis 2021 auf 50 % zu verdoppeln. Einen wesentlichen Beitrag soll dazu die Photovoltaik leisten, deren Anteil von 8 % in 2011 ebenfalls auf 16 % in 2021 verdoppelt werden soll.

Um das Ausbauziel für Photovoltaik zu erreichen, hat das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit als einen Baustein das Programm „Alte Lasten – Neue Energien“ aufgelegt. Die Errichtung von Photovoltaikanlagen (PVA) wird hier gezielt auf Flächen wie Altlasten und Deponien gelenkt, um Synergien zu nutzen. Auf der einen Seite wird der Anteil der regenerativen Energien an der gesamten Energieerzeugung erhöht, auf der anderen Seite wird durch Flächenrecycling ein Beitrag zur Reduzierung der Flächeninanspruchnahme geleistet.

Die Gesellschaft zur Altlastensanierung in Bayern mbH (GAB) unterstützt seit dem 01. August 2012 mit dem Förderprogramm „Alte Lasten – Neue Energien“ kommunale und private Betreiber bei der Errichtung von Photovoltaikanlagen (PVA) auf Altlasten und Deponien. Durch

den Zuschuss sollen die planerischen und baulichen Mehrkosten weitestgehend kompensiert und so PVA auf diesen Flächen wirtschaftlich attraktiver gestaltet werden. Die GAB wurde vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (StMUG) als beliehenes Unternehmen mit der Umsetzung und Abwicklung des hierfür entwickelten Förderprogramms beauftragt.

2 Programm „Alte Lasten – Neue Energien“

Das Programm „Alte Lasten – Neue Energien“ besteht aus drei Teilbereichen:

- Standortsuche bei Altlasten und Deponien
- Förderprogramm für den Bau von PVA auf Altlasten und Deponien
- Informationskampagne

Eine genauere Darstellung der Teilbereiche „Standortsuche bei Altlasten und Deponien“ und „Förderprogramm für den Bau von PVA auf Altlasten und Deponien“ erfolgt in den Abschnitten 3 und 4.

Im Rahmen der Informationskampagne wird das Programm „Alte Lasten – Neue Energien“ ab Mitte September bayernweit in Veranstaltungen an den Regierungen aller Regierungsbezirke vorgestellt. Durch zusätzliche Veranstaltungen der GAB im Oktober, Veröffentlichungen in der Presse und im Internet und mit weiteren Aktivitäten soll das Programm einer breiten Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden. Weitere Informationen sind auch auf der Homepage der GAB (www.altlasten-bayern.de) zu finden.

Daneben wurden in einem vom LfU betreuten Projekt von Oktober 2011 bis Mai 2012 Praxisbeispiele für Bayern recherchiert, bei denen regenerative Energietechniken gewinnbringend mit Maßnahmen auf Altlastenflächen verbunden wurden. Von einem Ingenieurbüro wurden dazu Fragebögen an zahlreiche Landratsämter, Gemeinden, Firmen, Planer, Verbände und Flächeneigner versandt. Insgesamt konnten 42 Fallbeispiele identifiziert werden, von denen in 24 Fällen eine detaillierte Projektbeschreibung und -auswertung vorgenommen wurde. Die Praxisbeispiele werden mit ausführlichen Projektbeschreibungen in den Energie Atlas Bayern (www.energieatlas.bayern.de) eingestellt und sind somit allen Interessierten zugänglich.

3 Standortsuche bei Altlasten und Deponien

Die Standortsuche bei Altlasten und Deponien gliedert sich in folgende Teilprojekte, die zeitlich gestaffelt sind:

- Standortsuche bei gemeindeeigenen Hausmülldeponien, die bereits einen Antrag für den Unterstützungsfonds „gemeindeeigene Hausmülldeponien“ gestellt haben
- Standortsuche bei Deponien in der Nachsorge
- Standortsuche bei Altablagerungen und Altstandorten aus dem Altlastenkataster, die sich im Eigentum einer Gemeinde befinden
- Standortsuche bei allen restlichen Altablagerungen und Altstandorten, die sich im Altlastenkataster befinden

Die GAB war/ist in den ersten drei Teilprojekten jeweils als Projektsteuerer tätig.

3.1 Standortsuche bei gemeindeeigenen Hausmülldeponien aus dem Unterstützungsfonds

Im ersten Projekt der Standortsuche wurden nach einer Vorauswahl 40 gemeindeeigene Hausmülldeponien, die von der GAB im Unterstützungsfonds zur Erkundung und Sanierung ehemaliger gemeindeeigener Hausmülldeponien bereits bearbeitet werden, auf ihre Eignung als PVA-Standort untersucht. Neben der Beurteilung der Flächen hinsichtlich der örtlichen Standortbedingungen und der grundsätzlichen Eignung für eine PVA wurden die vergütungsrechtliche Seite nach dem EEG und die genehmigungsrechtliche Seite abgeprüft. Ferner wurden für jeden Standort eine grobe technische Vorplanung sowie eine abschätzende Wirtschaftlichkeitsbetrachtung erstellt.

Darüber hinaus wurde auch untersucht, wie bei noch nicht sanierten Flächen mögliche Anforderungen für die Errichtung einer PVA bereits bei einer evtl. anstehenden Sanierungsuntersuchung und -planung entsprechend berücksichtigt werden können. Zusätzlich wurden in einer allgemeinen Zusammenfassung die Voraussetzungen und Hemmnisse bei der Errichtung von PVA auf Altablagerungen zusammengestellt.

Die GAB führte das Projekt im Zeitraum von Oktober 2011 bis Mai 2012 durch, die Ergebnisse werden den beteiligten Gemeinden zur Verfügung gestellt.

3.2 Standortsuche bei Deponien in der Nachsorge

Das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) hat auf Grundlage seiner Überwachungs-zuständigkeit fundierte Standortkenntnisse zu abgedichteten Deponien in Bayern. Auf dieser Basis wurde in Zusammenarbeit mit der GAB eine Liste mit grundsätzlich geeignet erscheinenden Standorten für Photovoltaikanlagen zusammengestellt. Berücksichtigt wurden Deponien oder -abschnitte der Deponieklassen I oder II, die sich in der Stilllegungs- oder Nachsorgephase befinden.

Das hierfür beauftragte Ingenieurbüro grenzte diese Vorauswahl anschließend weiter ein und erstellte für 40 auf ganz Bayern verteilte Deponiestandorte Machbarkeitsstudien zur Errichtung von PV-Anlagen. Dieser Auftrag wurde Ende November 2011 erteilt; die abgeschlossenen und geprüften Studien sollen bis Mitte September 2012 vorliegen.

3.3 Standortsuche für PVA bei gemeindeeigenen Altlasten

In diesem Teilprojekt werden brach liegende oder minder genutzte Altlasten untersucht, die sich im Eigentum der Gemeinden befinden und somit eine schnelle Verfügbarkeit zur Umsetzung einer Bebauung durch eine PVA mit sich bringen. In Betracht kommen v. a. Altablagerungen, aber auch Altstandorte ohne massiven Gebäudebestand und ehemals militärisch genutzte Flächen, soweit sie sich im Eigentum einer Gemeinde befinden. Ausgewählt wurden nur Flächen ab einer Größe von 0,5 Hektar, bei denen in der Regel bereits mindestens eine Orientierende Untersuchung durchgeführt wurde.

Nach einer Flächenvorauswahl durch das LfU mit Ausschluss von offensichtlich ungeeigneten Flächen und Rücksprache durch die GAB mit den betroffenen Gemeinden über ein grundsätzliches Interesse an der Projektteilnahme und an der Umsetzung einer Photovoltaikanlage wurden 42 Flächen ausgesucht.

Für diese werden von einem Ingenieurbüro – bei Projektsteuerung durch die GAB – Standortanalysen erarbeitet. In diesen Standortanalysen werden für jeden Einzelfall die Standortbedingungen analysiert und Aussagen zur wirtschaftlichen und technischen Umsetzung der Errichtung einer PVA getroffen. Ein wichtiger Aspekt ist dabei der Einfluss

der Altlasten auf die Ausgestaltung und den Bau der Photovoltaikanlage. Die Fertigstellung der Standortanalysen soll bis Ende 2012 abgeschlossen sein. Die Ergebnisse werden den betroffenen Gemeinden zur Verfügung gestellt.

3.4 Standortsuche bei allen restlichen Altablagerungen und Altlasten aus dem Altlastenkataster

Im Altlastenkataster (ABuDIS 2.5; Stand: 31.03.2012) sind über 17.500 Flächen (davon etwa 11.700 Altablagerungen und 5.800 Altstandorte bzw. Verdachtsflächen) registriert. Hinzu kommen mehr als 3.000 aus dem Altlastenkataster entlassene Flächen, die z. B. auf Grund von Auflagen oder Kontrollmaßnahmen noch in ABuDIS verbleiben. Dieser Flächenpool soll in Hinblick auf die Eignung zur Errichtung von PVA hin überprüft werden.

Eine Teilmenge von über 2.100 Flächen wurde bereits im o. g. Projekt „Standortsuche bei gemeindeeigenen Altlasten“ (Punkt 2.2.3) betrachtet. Die Erfahrungen aus den vorangegangenen Projekten sollen helfen, die verbleibenden Flächen systematisch abzuarbeiten. Mit der Standortsuche bei den restlichen Altablagerungen und Altlasten aus dem Altlastenkataster wird voraussichtlich im Herbst 2012 begonnen.

4 Das Förderprogramm „Alte Lasten – Neue Energien“

4.1 Zweck und Gegenstand der Förderung

Die GAB unterstützt mit dem Förderprogramm „Alte Lasten – Neue Energien“ kommunale und private Betreiber bei der Errichtung von Photovoltaikanlagen (PVA) auf Altlasten und Deponien. Im Sinne eines Investitionsanreizes soll die Errichtung von PVA auf Flächen wie Altlasten und Deponien gelenkt werden. Die bei diesen vorge nutzten Flächen anfallenden Mehrkosten (beispielsweise wegen erhöhter planerischer und baulicher Anforderungen) sollen weitgehend kompensiert und so die Errichtung von PVA wirtschaftlich attraktiver gestaltet werden. Zusätzlich werden die vorge nutzten Flächen dem Wirtschaftskreislauf zurückgeführt. Im Rahmen des Flächenrecyclings wird damit ein wichtiger Beitrag zur Reduzierung der Inanspruchnahme von Freiflächen geleistet.

Zuwendungsberechtigt sind Betreiber von PVA auf Altlasten und Deponien. Infrage kommen neben kommunalen Körperschaften und deren Eigenbetriebe auch GmbH und GmbH & Co. KG (auch mit kommunaler Beteiligung) sowie eingetragene Vereine, Genossenschaften und Betriebsgesellschaften, die das Errichten und Betreiben von Bürgersolaranlagen zum Zweck haben.

Das Förderprogramm „Alte Lasten – Neue Energien“ wird vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit finanziert und von der GAB als beliehenem Unternehmen abgewickelt. Die GAB verteilt die Fördermittel im Einvernehmen mit dem StMUG und erstellt falls erforderlich eine Prioritätenliste, die regelmäßig fortgeschrieben wird. Vorhaben mit Bürgerbeteiligung (z. B. „Bürgersolaranlagen“) können hierbei bevorzugt berücksichtigt werden.

4.2 Voraussetzungen für eine Förderung

Gefördert werden können PVA auf

Altlasten

- Die Fläche muss im Kataster nach Art. 3 Bayerisches Bodenschutzgesetz (BayBodSchG) erfasst sein. Sofern die Fläche bereits aus dem Kataster entlassen wurde, muss der Entlassungsbescheid Bedingungen und Auflagen enthalten, aus denen die weiterhin vorhandene Beeinträchtigung der Bodenfunktionen hervorgeht.

- Bei der Fläche muss zumindest die orientierende Untersuchung nach dem Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) abgeschlossen sein.
- Durch die PVA dürfen nach BBodSchG erforderliche Maßnahmen nicht eingeschränkt oder behindert werden.

Deponien

- Bei abfallrechtlich genehmigten Deponien oder Deponieabschnitten der Klassen 0, I, II und III nach dem Aufbringen der endgültigen Oberflächenabdichtung (bei DK 0 Oberflächenabdeckung).
- Durch die PVA dürfen deponierechtliche Nachsorgemaßnahmen sowie naturschutzfachliche oder landschaftspflegerische Maßnahmen nicht eingeschränkt oder behindert werden.
- Geplante Vorhaben sind vor Antragstellung der zuständigen abfallrechtlichen Genehmigungsbehörde anzuzeigen.

4.3 Art, Umfang und Höhe der Zuwendung

Die Förderung erfolgt projektbezogen (Projektförderung) mit einem festen Betrag (Festbetragsfinanzierung). Der Zuwendungsempfänger erhält eine Förderung in Höhe von 200 Euro pro installiertem kW_p.

Die maximale Förderung beträgt 200.000 Euro. Wenn die Höhe der Förderung 20.000 Euro unterschreiten würde, ist eine Förderung ausgeschlossen.

Die gewährten Zuwendungen sind sogenannte De-minimis-Beihilfen im Sinne der Verordnung (EG) Nr. 1998/2006 der Kommission vom 15. Dezember 2006 und dürfen in der Gesamtsumme in einem Zeitraum von drei Steuerjahren 200.000 Euro (brutto) nicht übersteigen. Mit dem Zuwendungsantrag ist eine Erklärung zum Antrag auf Gewährung einer Förderung als De-minimis-Beihilfe abzugeben. Der Zuschuss kann nur gewährt werden, wenn der Antragsteller in einer Verwendungsbestätigung die errichtete Nennleistung der PVA nachweist. Wird die PVA nach der Inbetriebnahme weniger als 20 Jahre für den Verwendungszweck genutzt, ermäßigt sich die Zuwendung je fehlendem vollen Jahr um 5 v. H. Die GAB wird dann die überschüssige Förderung zurückfordern.

Das Förderprogramm ist zum 1. August 2012 in Kraft getreten und bis 31.12.2014 befristet. Es können nur Maßnahmen gefördert werden, für die der GAB zu diesem Zeitpunkt ein vollständiger Förderantrag vorliegt.

4.4 Antragsunterlagen und wichtige Hinweise für eine Förderung

Für Maßnahmen, die nach den Richtlinien für die Förderung von Photovoltaikanlagen im Programm „Alte Lasten – Neue Energien“ (Förderrichtlinien ALNE-FÖR) gefördert werden sollen, darf keine Förderung aus anderen Haushaltsmitteln des Freistaates Bayern in Anspruch genommen werden.

Der schriftliche Antrag ist der GAB mit folgenden Unterlagen vorzulegen: genaue Beschreibung mit Lageplänen der zu fördernden PVA, vollständiger und nachvollziehbarer Finanzierungsplan, Nennleistung der geplanten PVA in kW_p, Erklärung zum Antrag auf Gewährung einer Förderung als De-minimis-Beihilfe und zu subventionserheblichen Tatsachen, bei Vorhaben auf abfallrechtlichen Deponien die Entscheidung der zuständigen abfallrechtlichen Genehmigungsbehörde zur Art der erforderlichen Genehmigung, bei Altlasten ein Auszug aus dem Kataster nach Art. 3 BayBodSchG bzw. bei sanierten Altlasten der Entlassungsbescheid.

Bei einer Förderung aus dem Förderprogramm „Alte Lasten – Neue Energien“ gilt grundsätzlich, dass der Zuwendungsempfänger mit der Maßnahme erst nach Erlass des Zuwendungsbescheids beginnen darf. Als Maßnahmenbeginn wird auch der Abschluss eines der Ausführung zuzurechnenden Lieferungs- oder Leistungsvertrags angesehen. Auf schriftlichen Antrag unter Angabe von triftigen Gründen kann in Ausnahmefällen mit der Maßnahme vorzeitig begonnen werden, wenn der Antragsteller zuvor die schriftliche Zustimmung der GAB erhalten hat.

Die bewilligten Mittel dürfen nur für die beantragte Maßnahme verwendet werden. Die installierte Leistung in kW_p ist der GAB in geeigneter Weise zu belegen. Die Auszahlung der Zuwendung erfolgt nach Prüfung der Verwendungsbestätigung.

Photovoltaikanlagen auf Deponien – Vorgaben, Erfahrungen und Praxisbeispiele

W. Huber

AU Consult GmbH, Friedberger Str. 155, 86163 Augsburg

E-Mail: w.huber@au-consult.de

Abstract *The construction and operation of a photovoltaic system at a landfill are characterized by a variety of technical, legal, organizational and economic constraints. Acceptance by the public landfill areas for photovoltaics are generally well suited. One obstacle is the high degree of planning and licensing work, which is the only fact necessary, because both waste and building regulations must be observed simultaneously. Meanwhile, we have experience from different projects, from which results a high degree of planning security.*

Zusammenfassung: *Die Errichtung und der Betrieb einer Photovoltaikanlage auf einer Deponie sind gekennzeichnet durch eine Vielzahl von technischen, rechtlichen, organisatorischen und wirtschaftlichen Randbedingungen. Von Seiten der öffentlichen Akzeptanz sind Deponieflächen für die Photovoltaik grundsätzlich gut geeignet. Hinderlich ist der hohe Planungs- und Genehmigungsaufwand, der alleine dadurch erforderlich ist, weil sowohl Abfall- als auch Baurecht gleichzeitig zu beachten sind. Mittlerweile liegen Erfahrungen aus unterschiedlichsten Projekten vor, aus denen eine hohe Planungssicherheit resultiert.*

Key words: waste management, photovoltaic, landfill technology, compensation area;

Schlagworte: Abfallrecht, Photovoltaikanlage, Deponietechnik, Ausgleichsfläche;

1 Einleitung

Die Errichtung von Photovoltaikanlagen (PV-Anlagen) auf Freiflächen hat in den zurückliegenden Jahren enorm zugenommen. Durch den Ausschluss von Ackerflächen durch das geänderte Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) werden bereits rekultivierte Deponien zunehmend interessanter. Durch die Einstufung als Konversionsfläche im Sinne des EEG wird der hier erforderliche erhöhte Aufwand für die Planung und Realisierung zumindest teilweise durch die etwas höhere Vergütung ausgeglichen. Ob eine Deponie für eine Photovoltaikanlage geeignet und eine wirtschaftliche Nutzung möglich ist, muss im Einzelfall entschieden werden. Eine Herausforderung sind die teilweise sehr auseinanderdriftenden Erfahrungswelten der Projektentwickler und Errichter von Photovoltaikanlagen und der Deponiefachleute. Im Vortrag wird auf die Vorgaben für die Errichtung einer Photovoltaikanlage auf Deponien eingegangen und anschließend über Erfahrungen aus Praxisbeispielen berichtet. Der Schwerpunkt liegt dabei weniger auf der Technik der PV-Anlagen, als auf dem Blickwinkel des Deponieplaners.

2 Genehmigungsrechtliche Voraussetzungen

2.1 Abfallrecht

Die Errichtung und der Betrieb einer Photovoltaikanlage sind bei der zuständigen Bezirksregierung gemäß § 35 Abs. 4 Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) in Verbindung mit § 15 Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) anzuzeigen. Die Regierung wird auf der Grundlage dieser Anzeige entscheiden, ob es sich um eine wesentliche Änderung handelt, die nach § 35 Abs. 3 Nr. 2 einer abfallrechtlichen Genehmigung bedarf oder um eine nicht wesentliche Änderung, die ausschließlich nach dem nachfolgend beschriebenen Baurecht zugelassen wird.

Das nachfolgend beschriebene baurechtliche Verfahren ist in jedem Fall erforderlich.

2.2 Baurecht

Um die baurechtlichen Voraussetzungen für die Errichtung einer Photovoltaikanlage zu schaffen, ist zunächst der Flächennutzungsplan zu ändern. Im Flächennutzungsplan muss ein Sondergebiet Freiflächenphotovoltaikanlage ausgewiesen werden. Im Anschluss oder gleichzeitig ist eine vorhabensbezogener Bebauungsplan aufzustellen.

3 Besonderheiten Deponie

Der Standort Deponie unterscheidet sich beim ersten Hinsehen nicht wesentlich von sonstigen Freiflächen. Der zweite Blick zeigt aber bereits die Besonderheiten. Nicht umsonst sind Deponien in der Regel eingezäunt und nicht frei zugänglich. Im Nachfolgenden wird darauf eingegangen und deren Auswirkungen auf die Photovoltaikanlage dargestellt.

3.1 Technische Einrichtungen

Auf der Deponie befinden sich in der Regel mindestens folgende Einrichtungen, die Einfluss auf die Errichtung der Photovoltaikanlage haben können und berücksichtigt werden müssen:

- Rekultivierung und Oberflächenabdichtung (Dichtungselement, Entwässerungsschicht, Mächtigkeit der Rekultivierung etc.)
- Deponieentgasung (Gaskollektoren, Schächte, Sammelleitungen, Regelstationen etc.)
- Deponiesickerwassererfassung (ggf. sanierungsbedürftige Bereiche, Kontrollschächte etc.)
- Gräben und Wege

3.2 Vorgaben Landesamt für Umwelt (LfU)

Aufgrund der oben beschriebenen technischen Einrichtungen, die zum Teil geschützt werden müssen, hat das LfU im Juli 2010 ein Deponie-Info 2 Photovoltaikanlagen auf (ehemaligen) Deponien herausgegeben. Insgesamt werden hier 27 Aufslagenvorschläge für den Bau und den Betrieb der PV-Anlage formuliert.

Nachfolgend werden die aus unserer Sicht Wesentlichsten herausgegriffen (es wird die Nummerierung aus dem Infoblatt übernommen):

„5) Die Standsicherheit des Oberflächenabdichtungssystems darf durch die PV-Anlage nicht nachteilig beeinflusst werden. (...)

7) Das Überbauen von in der Rekultivierungsschicht verlegten Leitungen ist zu vermeiden. Falls eine Überbauung notwendig ist, muss sichergestellt werden, dass eventuelle Reparaturarbeiten an den Leitungen möglich sind (z. B. Verwendung von Leerrohren). Fundamente dürfen nicht über Leitungen gebaut werden. (...)

11) Bei allen Arbeiten auf der Deponie ist grundsätzlich ein Abstand zur Entwässerungsschicht von mindestens 0,50 m einzuhalten. (...)

13) Die Aufstellung der Anlage hat so zu erfolgen, dass ein ausreichender Abstand von mindestens 3,0 m zu vorhandenen Deponieeinrichtungen (z. B. Gasbrunnen, Sickerwasserschächte) verbleibt. (...)

19) Die notwendigen Kontroll-, Wartungs- und Pflegemaßnahmen am Deponiekörper dürfen durch den Betrieb der PV-Anlage nicht beeinträchtigt oder behindert werden. (...)

20) Sanierungen und sonstige Belange des Deponiebetriebes haben Vorrang vor dem

Betrieb der PV-Anlage. Die PV-Anlage oder die betroffenen Anlagenteile sind für den Zeitraum der Arbeiten am Deponiekörper gegebenenfalls zurück zu bauen.“

3.3 Vorgaben Naturschutz

Ein landschaftspflegerischer Begleitplan ist in der Regel Bestandteil des Planfeststellungsbeschlusses, der die Errichtung, den Betrieb und den Abschluss der Deponie regelt. Hierin sind die naturschutzrechtlichen Auflagen/Voraussetzungen in Form von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen für den Eingriff Deponie festgelegt. Dies kann bei der Errichtung von PV-Anlagen auf der Deponie von enormer Bedeutung sein, wenn die Rekultivierung und somit die gesamte Deponieoberfläche Ausgleichsfläche ist. Dann ist neben den für PV-Anlagen ohnehin erforderlichen 20-prozentigem Ausgleich ein zusätzlicher Ausgleich für die überbaute Ausgleichsfläche zu erbringen. Das heißt, für die Errichtung einer PV-Anlage auf einer 1 ha großen Deponiefläche sind für die Errichtung der PV-Anlage 1,2 ha Ausgleichsfläche bereitzustellen.

3.4 Vor- und Nachteile Deponie

Der Standort Deponie hat für die Errichtung einer PV-Anlage Vor- und Nachteile. Folgende **Vorteile** sind zu nennen:

- Der Standort wurde durch die Abfallablagerung bereits intensiv genutzt.
- In der Regel sind die technischen Voraussetzungen für die Einspeisung bereits vorhanden, da eine Deponiegasverwertungsanlage in das öffentliche Netz einspeist und hier nach fünf bis zehn Jahren Kapazitäten frei werden.
- Aufgrund der Vornutzung sind Deponiestandorte als Konversionsflächen im Sinne des § 32 Abs. 2 Nr. 2 EEG zu sehen und erhalten deshalb eine höhere Vergütung.
- Durch eigene Anlagen (z. B. Sickerwasserbehandlung) ist der Eigenstrombedarf relativ hoch.
- Nicht zuletzt trägt die PV-Anlage zu einer Imageverbesserung bei.

Dem stehen folgende **Nachteile** gegenüber:

- Technische Einrichtungen (Schächte, Leitungen, Bauwerke etc.) können die Nutzung der vorhandenen Fläche einschränken.
- Nutzungseinschränkungen durch naturschutzrechtlich geschützte Flächen (Ausgleichsflächen) erschweren die Realisierung.
- Durch den Auflagenvorbehalt im abfallrechtlichen Bescheid ist es nicht auszuschließen, dass die PV-Anlage innerhalb der Betriebszeit aufgrund von Sanierungsmaßnahmen vorübergehend rückgebaut werden muss.
- Die Rekultivierungsschichten sind in der Regel nur 1 m dick, so dass unter Berücksichtigung der Vorgaben des LfU für die Gründung nur 50 cm zur Verfügung stehen.
- Um die Vorgaben des LfU zu berücksichtigen, bedarf es eines erhöhten bautechnischen Planungsaufwandes.

4 Verpachtung oder Eigenbetrieb der PV-Anlage

Grundsätzlich gibt es für die Realisierung einer PV-Anlage auf einer Deponie zwei Vorgehensweisen:

- Der Deponiebetreiber verpachtet eine Teilfläche der Deponie an einen Investor oder
- errichtet und betreibt die PV-Anlage in Eigenregie.

Bei der Verpachtung ist das finanzielle Risiko für den Deponiebetreiber relativ gering. Schwierig ist hier in der Regel die Vertragsgestaltung, da wie oben bereits erwähnt wurde, aus dem Abfallrecht innerhalb der 20-jährigen Betriebszeit der PV-Anlage Forderungen/Auflagen entstehen können, die zu einer nicht unerheblichen Beeinflussung auf den Betrieb der PV-Anlage und somit auf deren Wirtschaftlichkeit haben können.

Dieses Problem der klaren Abgrenzung hat der Deponiebetreiber nicht, wenn er die Anlage in Eigenregie errichtet und betreibt. Allerdings bleibt das wirtschaftliche Risiko zu dem ohnehin vorhandenen unternehmerischen Risiko für den Betrieb der PV-Anlage erhalten. Dieses Risiko kann durch eine gute Planung und sorgfältige Auswahl der Flächen (z.B. sind Flächen, bei denen ggf. eine Sanierung der Sickerwasserleitung bevorsteht auszuschließen) minimiert werden.

5 Projektbeispiele

Beispiel A – Verpachtung der Deponiefläche

Auf der Grundlage einer Machbarkeitsstudie im Jahr 2010 wurde auf der Deponie „An der Schafweide“ zunächst auf der Altdeponie (im Jahr 2011) und dann auf der Neudeponie (im Jahr 2012/2013) eine PV-Anlage errichtet und in Betrieb genommen.

Die Markterkundung erfolgte in Form einer Interessensbekundung. Von den Bewerbern wurden zunächst mehrere geeignete Interessenten ausgewählt, die dann zur Angebotsabgabe aufgefordert wurden.

In der Angebotsanfrage wurden bereits die deponiespezifischen Anforderungen und Randbedingungen für die Errichtung und den Betrieb der PV-Anlage sowie die vertraglichen Abgrenzungen definiert.

Auf der Altdeponie wurde schließlich eine PV-Anlage mit einer Leistung von ca. 600 kWp (Kilowatt Peak = Nennleistung bei PV-Anlagen unter Standardtestbedingungen) installiert. Die Fundamentierung erfolgte mit Schraubfundamenten mit einer Eindringtiefe von 70 cm, da hier die Rekultivierungsschicht eine Mächtigkeit von 1,20 m hatte.

Auf der Neudeponie wurde eine PV-Anlage mit einer Leistung von ca. 1,5 MWp (Megawatt Peak) installiert. Die Fundamentierung erfolgte hier mit Betonfundamenten, da nur 50 cm Einbindetiefe zur Verfügung standen. Zudem befinden sich auf der Neudeponie zahlreiche Leitungen (Gasleitungen, Sickerwasserinfiltration) in der Rekultivierungsschicht, die bei der Fundamentierung zu berücksichtigen sind.



Bild 1: Deponie Schafweide - Neudeponie (im Hintergrund die Altdeponie)

Beispiel B – Umsetzung auf einer bereits abgeschlossenen Deponie

Auf der Deponie Pfuhl war ebenfalls eine Machbarkeitsstudie die Grundlage für die Realisierung des Projektes. Der Deponiebetreiber hat in diesem Fall die PV-Anlage in Eigenregie errichtet. Nach mehreren Vorgesprächen mit der Regierung von Schwaben wurde Folgendes vereinbart:

- Die Errichtung der PV-Anlage musste zunächst bei der Regierung von Schwaben angezeigt werden.
- Die Regierung von Schwaben kam zum Ergebnis, dass es sich um keine wesentliche Änderung handelt und somit kein abfallrechtliches Genehmigungsverfahren durchzuführen ist.
- Das baurechtliche Verfahren wurde umgehend zu Jahresbeginn 2012 begonnen und im Mai 2012 abgeschlossen.
- Aufgrund der bevorstehenden Änderungen im EEG musste die PV-Anlage vor dem 30.06.2012 fertiggestellt werden. Was dazu führte, dass die öffentliche Ausschreibung parallel zum Genehmigungsverfahren durchgeführt werden musste. Dadurch bestand das Risiko, dass in den Verdingungsunterlagen nicht alle Auflagen berücksichtigt wurden. Im Vorliegenden Fall hatten wir Glück, dass die nachträgliche Flächenbeschränkung durch die Naturschutzbehörde trotzdem eingehalten werden konnte, da die angebotene PV-Anlage weniger Platzbedarf hatte als ursprünglich vorgesehen.

Nachfolgend kurz die Eckdaten der Anlage:

- Die Gründung erfolgte mit Schraubfundamente bis zu einer Tiefe von 0,70 cm.
- Aufgrund der Netzverträglichkeitsprüfung durch das zuständige EVU konnten auf der Deponie Pfuhl nur 700 kWp installiert werden.
- Den Zuschlag für die Errichtung erhielt die Fa. B&S Sicherheits- und Elektrotechnik GmbH aus Altenstadt/Iller.
- Ohne Berücksichtigung der Betriebskosten wird von einer Amortisation der Anlage von acht bis neun Jahren ausgegangen.
- Insgesamt wurden 2.816 Module Pro L3 Mono der Fa. Solarfabrik installiert. Die Wechselrichter sind von der Fa. Fronius mit einer 20-jährigen Garantie.
- Durch die vorgegebenen vertikalen und horizontalen Mindestabstände ist eine problemlose Schafbeweidung auch zwischen und unter den Modulen möglich.
- Aufgrund zahlreicher Gasleitungen in der Rekultivierungsschicht waren Erkundungsschurfe vor der Ausführung erforderlich, um Schäden an den Gasleitungen zu vermeiden.
- Wenn trotzdem Schäden auftraten, wurde diese fachgerecht saniert (siehe Bild).
- Die Anlage wurde rechtzeitig vor dem 30.06.2012 in Betrieb genommen.



Bild 2: Beispiel für die Sanierung einer Gasleitung



Bild 3: Blick auf die Modulfläche

Beispiel C – Umsetzung auf einer teilweise abgeschlossenen Deponie

Auf der Deponie Außernzell beabsichtigt der Betreiber auf einer Teilfläche der Deponie, die aktuell oberflächenabgedichtet und rekultiviert wird, eine PV-Anlage zu errichten. Trotz ähnlicher Planungen wie im Beispiel B kam die Regierung von Niederbayern auf der Grundlage der abfallrechtlichen Anzeige zu dem Schluss, dass es sich hier um eine wesentliche Änderung handelt und hat deshalb einen abfallrechtlichen Bescheid erlassen. Parallel hierzu war es erforderlich ein baurechtliches Verfahren einzuleiten und durchzuziehen.

Nachfolgend kurz die Eckdaten des Projektes:

- Insgesamt sollen auf einer Teilfläche von ca. 2,5 ha 1,5 kWp installiert werden.
- Die Gründung erfolgt mit Schraubfundamente bis zu einer Tiefe von 1 m, da die Rekultivierungsschicht im Rahmen der Bauausführung auf 1,5 m erhöht wurde.
- Der Terminplan für die Realisierung des Projektes war hoch riskant, da die ständigen Diskussionen über die Änderungen des EEG, der Baufortschritt (die Fläche wird aktuell rekultiviert) und der zusätzliche Planungsaufwand für die parallelen Genehmigungsverfahren einen erheblichen Einfluss auf den zeitlichen Ablauf hatten.
- Das Ausschreibungsverfahren wurde unter Berücksichtigung dieser Randbedingungen parallel durchgeführt.
- Die Realisierung des Projekts erfolgt voraussichtlich in der Zeit von Mitte August bis Ende September 2012.
- Aufgrund der Tatsache, dass die Rekultivierung und die Entgasung in den zurückliegenden Monaten errichtet wurden, sind keine aufwendigen Erkundungsmaßnahmen erforderlich.

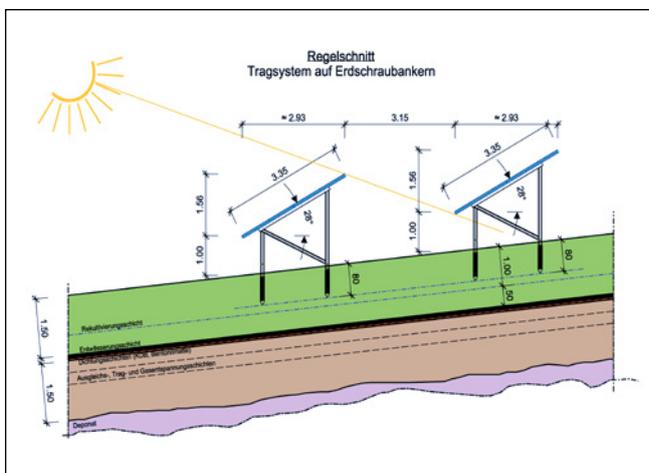


Abbildung 1: Regelschnitt – Deponie Außernzell

6 Schlussfolgerung

Grundsätzlich ist die Deponie als Standort für die Errichtung einer PV-Anlage aus unserer Sicht gut geeignet. Es sind jedoch zahlreiche technische, haftungsrelevante, organisatorische und wirtschaftliche Randbedingungen zu beachten, die jedes Projekt zu einem Einzelfall machen. Allein welches Genehmigungsverfahren zu wählen ist, kann von Fall zu Fall unterschiedlich sein und hat Einfluss auf den Projektlauf. Neben den deponietechnischen Fragen ist der Naturschutz nach unseren Erfahrungen ein sehr wichtiges Thema bei der Realisierung, da hier über Art und Umfang der zusätzlichen Ausgleichsflächen entschieden wird. Eine große Herausforderung ist auch die Kommunikation zwischen den vielen Projektbeteiligten

(Auftraggeber, ausführende Firma, Abfallbehörden, Baubehörden, Öffentlichkeit, Planer etc.), die mit unterschiedlichsten Interessen und Erfahrungen an das Projekt herangehen. Das Errichten einer Photovoltaikanlage auf einer Deponie ist nicht mit der Errichtung auf einem Dach oder einer ebenen unbelasteten Fläche zu vergleichen. Die Einzelfallprüfung wird unseres Erachtens auch nach Vorliegen der Projektstudie für die 40 bayerischen Deponien erforderlich sein.

Es sollte geprüft werden, ob es wirklich sinnvoll und erforderlich ist, sowohl ein abfallrechtliches als auch ein baurechtliches Verfahren durchzuführen. Meines Erachtens wäre es ausreichend, wenn ein abfallrechtliches Verfahren durchgeführt wird, da die hierfür zuständigen Regierungen den Deponiestandort am besten kennen und es unseres Erachtens unerheblich ist, ob auf einem Flächennutzungsplan neben der Nutzung als Deponiestandort auch noch ein Sondergebiet Photovoltaikanlage eingetragen wird. Die Nachsorge der Deponie dauert in der Regel ohnehin länger als der vorgesehene Betrieb der Photovoltaikanlage.

7 Literatur

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (07/2010): Deponie – Info 2 Photovoltaikanlagen auf (ehemaligen) Deponien. (MICHAEL AXMANN, FRANK MÜLLER).

EEG – ERNEUERBARE – ENERGIEN – GESETZ, Stand 11.11.2011.

SolarFlächenPortal Thüringen – Wie mobilisiere ich belastete Grundstücke für eine Nachnutzung als Solarpark?

F. Leipe

Landesentwicklungsgesellschaft Thüringen mbH (LEG Thüringen), Mainzerhofstraße 12, 99084 Erfurt
E-Mail: frank.leipe@leg-thueringen.de

Abstract: With its website www.solarflaechen-thueringen.de the Free State of Thuringia offers brownfield sites and former landfills with potential to be re-used as solar park. Provided that even contaminated sites are technically suitable, economically viable and feasible within a reasonable period of time, investors can develop them as solar park.

Zusammenfassung: Der Freistaat Thüringen bietet über das SolarFlächenPortal Thüringen (www.solarflaechen-thueringen.de) Brachflächen und ehemalige Deponien mit einem Potenzial für die Nachnutzung als Solarpark an. Dadurch werden auch belastete Grundstücke, sofern sie technisch geeignet, wirtschaftlich darstellbar und innerhalb eines überschaubaren Zeitraumes realisierbar sind, von den Investoren als Solarpark nachgenutzt.

Keywords: brownfields, dump, landfill, photovoltaics, revitalisation, solar park, Thuringia;

Schlagworte: Brachflächen, Deponien, Photovoltaik, Revitalisierung, Solarpark, Thüringen;

1 Einleitung

Belastete Grundstücke wieder dem Flächenkreislauf zuzuführen, stellt eine Herausforderung dar. Liegen diese Grundstücke zudem in wenig attraktiven Lagen und besitzen sie nur einen geringen Bodenwert nach Aufbereitung, dann ist der wirtschaftliche Handlungsspielraum, mit dem sich die Beseitigung von Bodenbelastungen finanzieren ließe, gering. Die Stigmatisierung der Fläche durch die Bodenbelastung kommt als zusätzliche Erschwernis hinzu.

Die Photovoltaik stellt heute eine wichtige Option für die Nachnutzung von belasteten Brachflächen dar. Etwaige Belastungen, sofern sie ohne Gefahr für Mensch und Umwelt im Boden verbleiben können, stellen für eine Nachnutzung als Solarpark keinen Hinderungsgrund dar. Und die bei Grundstücken wichtige Qualität der Lage definiert sich bei einer Nachnutzung als Solarpark anders, als beispielsweise bei einem Wohn- oder Gewerbegebiet.

Um die Chance zu nutzen, die in der aktuellen Nachfrage nach Grundstücken für Freiflächen-Photovoltaikanlage liegt, wurde in Thüringen ein besonderer Weg beschritten, um Brachflächen gezielt einer Nachnutzung als Solarpark zuzuführen.

2 Ausgangssituation

Thüringen hat sich in Deutschland zu einem führenden Produzenten im Bereich der Photovoltaik entwickelt. Im Industriegebiet „Erfurter Kreuz“ produzieren heute namhafte Unternehmen wie die Bosch Solar Energy AG oder die Masdar PV GmbH. Gleichzeitig hat es sich der Freistaat Thüringen zur Aufgabe gemacht, den Anteil Erneuerbarer Energien am Nettostromverbrauch bis zum Jahr 2020 auf 45 % zu erhöhen.

Für den Ausbau der Photovoltaik werden geeignete Flächen benötigt, die zu einer Kategorie gehören, für die das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) eine Vergütungspflicht des Netzbetreibers für den erzeugten Solarstrom begründet. Eine Flächenkategorie, für die eine Vergütungspflicht des Netzbetreibers besteht, sind „Konversionsflächen aus wirtschaftlicher, verkehrlicher, wohnungsbaulicher oder militärischer Nutzung“ (§ 32 Abs. 2 Satz 1 Nr. 2 EEG), umgangssprachlich „Brachflächen“ genannt.

Aufgrund des wirtschaftlichen Strukturwandels nach der Wende und heute zunehmend auch infolge des demographischen Wandels, verfügt Thüringen über eine Vielzahl von Brachflächen, bzw. Konversionsflächen im Sinne des EEG. Das Problem bestand darin, dass den Investoren Informationen über für Photovoltaikanlagen geeignete Brachflächen nicht systematisch verfügbar waren.

3 Vom Solaratlas zum SolarFlächenPortal

Um die Nachfrage nach Brachflächen für Solarparks auf geeignete Standorte lenken zu können, erarbeitete die LEG Thüringen im Auftrag des Thüringer Ministeriums für Wirtschaft, Arbeit und Technologie (TMWAT) und gefördert über den Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) den Standortatlas „Solarparks auf Brachflächen in Thüringen“, in dem Flächen aufgezeigt werden, die potenziell für die Errichtung von Solarparks geeignet sind.

Als Grundstock griff die LEG Thüringen auf die Ergebnisse einer landesweiten Brachflächenerfassung aus dem Jahr 2006 mit rund 6.800 ha Fläche und 7.000 Datensätzen zurück. Aufgrund der Angaben in der Datenbank, beispielsweise zur Flächengröße, zur Lage im Siedlungsgebiet oder zu einer möglichen Nachnutzung, wurden Potenzialflächen herausgefiltert. Aktualisiert und ergänzt wurden diese Daten durch eine Befragung der Kreise und Städte. Zusätzlich wurde die Kategorie geschlossener Deponien betrachtet, die unter bestimmten Bedingungen ebenfalls für die Errichtung von Solarparks geeignet sein können. Im Ergebnis dieses ersten Arbeitsschrittes wurden etwa 200 Flächen identifiziert.

Im nächsten Arbeitsschritt wurden die Standorte auf ihre spezifischen Eignungskriterien hin untersucht. Dazu gehörten der Flächenzuschnitt, die Topographie, eine etwaige Verschattung und eine mögliche Störwirkung auf die Nachbarschaft. Als besonders geeignet eingestuft wurden Standorte mit einer nutzbaren Fläche ab 4 ha und einem annähernd rechteckigen Zuschnitt auf ebenem bzw. nach Süden geneigtem Gelände. Zum Schluss wurden die verbliebenen Standorte vor Ort besichtigt und mit den Akteuren der Regionalplanung, der Kommune und – sofern ermittelbar – den Eigentümern abgestimmt.

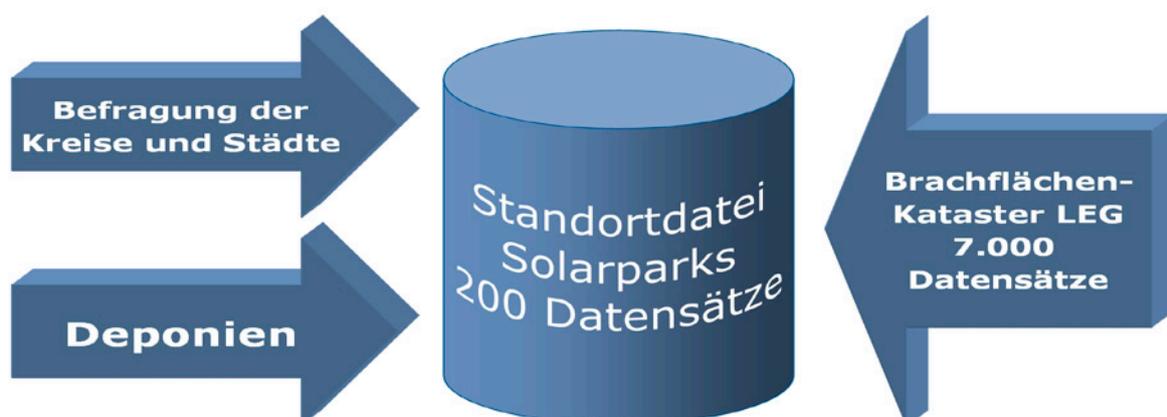


Abbildung 1: Standortdatei Solarparks

Im Ergebnis identifizierte die LEG Thüringen 54 Standorte, die potenziell als Solarpark

nachgenutzt werden können. Bei einer Fläche von 353 ha könnten darauf rechnerisch rund 157.000 MWh/Jahr erzeugt werden. Die Realisierung aller Standorte würde eine Investition von 568 Mio. € auslösen.

Der Standortatlas „Solarparks auf Brachflächen in Thüringen“ wurde im Januar 2011 durch Thüringens Wirtschaftsminister Matthias Machnig der Öffentlichkeit vorgestellt und mit großem Interesse aufgenommen. Alle Standorte wurden von einer Vielzahl von Interessenten innerhalb kürzester Zeit intensiv bearbeitet. Für den Standortatlas gab es viel Lob von Seiten der Interessenten und die berechtigte Kritik, dass ein statischer Standortatlas nicht die aktuellen Entwicklungen widerspiegeln kann.

Aus diesem Grund wurde der Standortatlas Ende 2011 im Auftrag der Thüringer Energie- und GreenTech-Agentur (ThEGA) aktualisiert und in diesem Zuge in eine Online-Datenbank überführt. Seit Ende März 2012 ist das SolarFlächenPortal Thüringen als neuer Service der ThEGA unter der Adresse www.solarflaechen-thueringen.de erreichbar. Die Seite startete mit 29 verfügbaren Standorten mit zusammen 130 ha. Seitdem verzeichnete sie im Durchschnitt 60 Zugriffe pro Tag.

The screenshot shows the website interface for SolarFlächenPortal Thüringen. At the top, there is a navigation bar with links for 'Glossar', 'Newsletter', and 'Kontakt'. Below this is a header image of a solar park with the ThEGA logo and the text 'Thüringer Energie- und GreenTech-Agentur'. A search bar is located on the right side of the header.

The main content area features a navigation menu with categories: 'News & Termine', 'Themenfelder', 'Projekte', 'Über uns', 'Bilder & Fakten', and 'Karte'. Below the menu, there is a breadcrumb trail: 'Sie sind hier: ThEGA | Startseite | Zielgruppen | Unternehmen | SolarFlächenPortal Thüringen | Details'.

The central part of the page displays a map titled 'ehemaliger Hubschrauberlandeplatz Nohra'. The map shows the location of the solar park in Nohra, with a red pin indicating the site. The map includes labels for nearby locations like Hopfgarten, Trobsdorf, Ulla, Nohra, Isseroda, and Bechstedtstraße. The map is powered by Google and includes a scale bar and map controls.

Below the map, there are three small images: a photograph of the solar park, a satellite view, and a technical site plan. To the right of the map, there is a contact information section for 'Ansprechpartner' (Ulrike Schreyer, Projektleiterin Erneuerbare Energien) and a section for 'Exposé' (Exposé drucken) and 'Download' (Leifaden "Solarparks für Kommunen").

At the bottom of the page, there is a metadata section for the listing:

- Kreis: [Weimarer Land](#)
- Ort: [Verwaltungsgemeinschaft Grammetal-Nohra](#)
- Straße: An der Erfurter Straße
- Status: verfügbar
- Fläche in ha: 10.00 ha

Abbildung 2: SolarFlächenPortal Thüringen unter www.solarflaechen-thueringen.de

Neue Informationen in der Datenbank stehen tagesaktuell im Internet zur Verfügung.

Standorte, die entweder bereits in Realisierung sind, oder sich im Zuge der Bearbeitung als nicht realisierbar erweisen, werden nicht aus der Datenbank gelöscht, sondern mit der aktuellen Kategorie „in Realisierung“ bzw. „nicht realisierbar“ weiter geführt. Damit kann der Nutzer der Datenbank auch die Entwicklung der Flächen verfolgen und erspart sich unnötige Anstrengungen.

Zusätzlich bietet das SolarFlächenPortal den Eigentümern oder Kommunen über eine Erfassungsformular die Möglichkeit, eigene Flächen für eine potenzielle Nutzung als Solarpark zu melden. Nach einer Prüfung der Daten werden die gemeldeten Standorte im SolarFlächenPortal veröffentlicht. Bislang wurde diese Möglichkeit wenig genutzt.

4 Bodenbelastungen und Solaranlagen

Etwaige Bodenbelastungen aus einer Vornutzung sind kein grundsätzlicher Hinderungsgrund für die Errichtung eines Solarparks. Bei der Errichtung eines Solarparks wird die Geländeoberfläche nur in geringem Umfang verändert. Vorhandene Bodenkontaminationen, von denen keine unmittelbare Gefahr ausgeht, können auf dem Grundstück verbleiben.

Außerdem stellt ein Solarpark eine energetische Anlage dar, die einzuzäunen ist. Neben seiner Schutzfunktion verhindert der Zaun automatisch ein unbefugtes Betreten der Fläche durch Dritte und grenzt die vorhandenen Bodenkontaminationen vom öffentlichen Raum langfristig ab. Im Unterschied zu Bodenkontaminationen, von denen keine unmittelbare Gefahr ausgeht erfordern beseitigungspflichtige Altlasten ein Einschreiten des Eigentümers. Ob Kontaminationen vorliegen, welcher Kategorie diese angehören und welcher Handlungsbedarf sich daraus ableitet, ist über die Untere Bodenschutzbehörde zu ermitteln.

Abgesehen von der umweltrechtlichen Seite stellt eine Bodenverunreinigung ein wirtschaftliches Risiko für den Vorhabenträger dar. Aus der Bodenverunreinigung können sich für das Bauvorhaben Verzögerungen oder Mehrkosten ergeben. Daher ist es hilfreich, im Vorfeld durch ein Bodengutachten abzuklären, ob im Boden beseitigungspflichtige Altlasten existieren. Nach den Erfahrungen von Investoren bewerten die finanzierenden Banken einen Solarpark auf einem Standort mit vermuteten oder bekannten Kontaminationen tendenziell schlechter und bevorzugen unbelastete Standorte.

Realisiert ein Investor einen Solarpark auf einer Fläche mit Kontaminationen die im Boden verbleiben sollen, wird er die Fläche vom Eigentümer im Regelfall nur pachten. Damit ist für den Solarpark-Investor sichergestellt, dass die Verantwortung für das belastete Grundstück nach Ablauf der Pachtdauer wieder beim Grundstückseigentümer liegt.

5 Solaranlagen auf ehemaligen Deponien

Als ehemalige Deponien werden Flächen bezeichnet, deren aktive Nutzung zur Ablagerung von zu deponierenden Stoffen bestimmungsgemäß abgeschlossen ist. Deponieflächen sind in aller Regel eingezäunt, der Deponiekörper wurde in Abhängigkeit von der Deponieklasse abgedeckt. Nach Abschluss der Nutzungsdauer der Deponien werden diese mit mindestens einer natürlichen und geologischen, in der Regel 50 cm starken Barriere aus Ton und – bei höherklassigen Deponien – zusätzlich mit einer mineralischen und ggf. einer Kunststoffdichtungsbahn (z. B. Sondermülldeponien) abgedichtet. Der Deponiekörper ist in der Regel über das Gelände hinausgehoben, hat eine hügelartige Ausformung und ist dadurch auf den nach Süden ausgerichteten Teilflächen gut als Solarpark nutzbar.

Bei Deponiekörpern mit einer Kunststoffdichtungsbahn ist bei einer Nachnutzung der Fläche sicherzustellen, dass die Dichtungsbahn durch die Fundamente für die Photovoltaik-Elemente

nicht durchstoßen wird. Würde die Dichtungsbahn durch die Fundamente perforiert werden, könnte Niederschlagswasser in den Deponiekörper eintreten, Schadstoffe aus der Deponie auswaschen und den Grundwasserleiter kontaminieren. Welche Höhe die Erdüberdeckung über der Foliendichtung aufweist, ist im Einzelfall zu prüfen. Bei einer geringen Erdüberdeckung können Sockelfundamente auf den Boden gestellt werden, wie beispielsweise beim Solarpark Nentzelsrode im Landkreis Nordhausen. Eine stärkere Erdüberdeckung von 1,50 m bis 2,00 m erlaubt es kostengünstig Stahlpfosten als Fundamente in den Boden zu rammen, ohne die verlegte Dichtungsbahn zu gefährden. Werden heute Deponien rekultiviert, sollte sinnvollerweise bereits bei der Planung berücksichtigt werden, ob eine spätere Solarnutzung angestrebt wird.

Eine laufende Gewährleistung der Baufirma auf die erstellte Abdichtung der Deponie ist zu berücksichtigen. Innerhalb der Gewährleistungsfrist für die erstellte Abdichtung der Deponie wird die Errichtung eines Solarparks in Konflikt zur Gewährleistung für die Abdichtung stehen.

Eine weitere Besonderheit bei Deponien ist die Setzung des Geländes im Laufe der Zeit. Der Umfang etwaiger Setzungen ist abhängig vom deponierten Material (eine Hausmülldeponie weist stärkere Setzungen auf als eine Bauschuttdeponie) und der seit der Schließung der Deponie bereits vergangenen Zeit. Die zu erwartenden Setzungen sind bei der statischen Berechnung der Anlage zu berücksichtigen.

Deponien unterliegen dem Abfallrecht. Eine mögliche Nachnutzung als Solarpark ist mit der zuständigen Abfallbehörde abzustimmen. Für Altdeponien in den Neuen Ländern gelten besondere Regelungen.

6 Beispiele für Solaranlagen auf belasteten Grundstücken

Der derzeit (Stand: August 2012) größte Solarpark Thüringens mit einer Fläche von 30 ha und einer Nennleistung von 11,7 MWp ist der im Jahr 2011 errichtete Solarpark Güldene Aue am Standort der ehemaligen sowjetischen Garnison III am westlichen Stadtrand von Gotha. Das Grundstück war durch die Altlasten aus der langjährigen militärischen Vornutzung u.a. mit Mineralkohlenwasserstoffen und Munition belastet. Die Bäumung und Bodensanierung konnte aus dem Sondervermögen WGT finanziert werden. Über den Verkauf des Grundstücks zum Verkehrswert konnte ein großer Teil der Sanierungskosten gedeckt werden. Realisiert wurde der Solarpark übrigens mit ausschließlich in Thüringen hergestellten Solar-Modulen.

Eines der ersten Beispiele für die Nachnutzung einer Deponie ist der Solarpark Nentzelsrode. Auf der Altdeponie Nentzelsrode bei Nordhausen wurde 2005 eine Photovoltaikanlage von der Größe zweier Fußballfelder und einer Leistung von 1 MW in Betrieb genommen. Investor und Betreiber ist die Stadtwirtschaft GmbH der Nordhäuser Stadtwerke. Durch die flachen Betonfundamente bleibt die Dichtung der Deponie unversehrt.

Erfolglos blieben bislang die Bemühungen um die Nachnutzung der ehemaligen Deponie Gotha-West. Mit einer Potenzialfläche von rund 30 ha und günstigen Bedingungen für die Einspeisung des Solarstromes, ist dies eine der interessantesten Potenzialflächen des SolarflächenPortals. Gleichwohl mussten wir den Standort im April 2012 auf den Status „nicht verfügbar“ zurückstufen. Ein Sanierungsgutachten ermittelte Kosten im zweistelligen Millionenbereich. Seit vielen Jahren wird ein bislang ergebnisloser Rechtsstreit darüber geführt, wer für die Kosten der Sanierung aufzukommen hat. Ein Ende ist derzeit nicht in Sicht. Ein Lösungsvorschlag sah vor, die Deponie als Solarpark zu nutzen, und die aus der Solarparknutzung erzielten Erlöse für die Sanierung der Deponie zu verwenden. Dieser pragmatische Vorschlag war leider nicht konsensfähig.

Einen interessanten Weg nahm die Nachnutzung der ehemaligen Deponie Stadtilm. Die

Fläche wurde in 2011 über den Solarparkatlas angeboten und stieß auf reges Interesse bei den Investoren. Die Stadt entschied sich im Ergebnis jedoch dafür, den Solarpark selbst zu realisieren. Das Vorhaben mit einer Leistung von 1 MWp wurde 2011 von der Erneuerbare Energien Stadtilm GmbH, einer Tochter der kommunalen Wohnungsgesellschaft, realisiert.

7 Ergebnis

Die Nachnutzung von Brachflächen als Solarpark ist eine Chance, um belastete Grundstücke, die keine höherwertige Verwertungsperspektive haben, dem Flächenkreislauf wieder zuzuführen. Die Unempfindlichkeit der Solarnutzung gegenüber Bodenbelastungen erlaubt es, nicht beseitigungspflichtige Kontaminationen im Boden zu belassen. Damit reduzieren sich die Aufbereitungskosten für das Grundstück im Vergleich beispielsweise zu einer Wohnnutzung.

In welchem Umfang über eine Nachnutzung als Solarpark etwaige Kosten für die Beseitigung von Bodenbelastungen finanziert werden können, hängt von der Wirtschaftlichkeit des Gesamtprojektes ab. Die Erfahrung in Thüringen zeigt, dass zahlreiche belastete Grundstücke und ehemalige Deponien als Solarpark nachgenutzt werden konnten. Gleichzeitig scheiterten mehrere Projekte bislang am Thema Bodenbelastung.

Belastete Grundstücke einer Nachnutzung als Solarpark zuzuführen, ist trotz intensiver Akquisitionstätigkeit der Solarbranche kein Selbstläufer. Das SolarFlächenPortal Thüringen hat sich als ein Instrument bewährt, mit dem problematische Grundstücke mit einem Potenzial als Solarpark einer Vielzahl von Interessenten kommuniziert werden können. Jeder Standort, der technisch geeignet, wirtschaftlich darstellbar und innerhalb eines überschaubaren Zeitraumes realisierbar erschien, wurde von den Investoren auf den Weg gebracht.

8 Ausblick

Die Photovoltaik-Branche vollzieht eine rapide Entwicklung mit sinkender Einspeisevergütung, steigenden Energiepreisen, sinkenden Modulkosten, Überkapazitäten und Marktberichtigungen. Die Projektentwickler konzentrieren sich kurz vor dem Auslaufen der Solarstromförderung auf die schnell realisierbaren Standorte. Die weitere Entwicklung der Wirtschaftlichkeit von Solarparks wird darüber entscheiden, wie groß zukünftig der finanzielle Spielraum ist, um belastete Grundstücke als Solarpark aufbereiten zu können.

Nach dem absehbaren Ende der subventionierten Einspeisevergütung nach EEG wird der Eigenverbrauch von Solarstrom eine größere Bedeutung gewinnen. Damit verändern sich erneut die Standortanforderungen an Flächen für Solarparks: Solarpark, Speichermedium und Nutzer müssen in einem engen räumlichen Zusammenhang stehen. Damit werden die Projekte komplexer und sind auf die Stromnachfrage am Standort maßzuschneidern.

9 Literatur

LEG THÜRINGEN (2010): Solarparks auf Brachflächen in Thüringen. Standortatlas der für eine Entwicklung als Solarpark geeigneten Flächen, Erfurt.

LEIPE, F. (2011): Platz für Solarparks. Thüringen hilft Investoren, Konversionsflächen für neue Solarparks zu mobilisieren. – Solarzeitalter 4/2011: pp. 32 – 36.

THÜRINGER ENERGIE UND GREENTECH-AGENTUR (2012): Solarparks auf Brachflächen in Thüringen. Standorte identifizieren und mobilisieren. Ein Leitfadens für Kommunen. Erfurt.

Energetische Folgenutzung von Altlasten – Herausforderungen für Investoren, Planer, Gutachter und Behörden

R. Lau

R & H Umwelt GmbH, Schnorrstraße 5a, 90471 Nürnberg

E-Mail: rlau@rh-umwelt.de

Abstract: *During the process of regeneration or reuse of contaminated sites, owners and investors, are faced with uncertainties and subject-specific questions. The presentation which is particularly dedicated for regulatory authorities, provides examples and insights about how environment consulting companies can fill the gap between project stakeholders and authorities in order to facilitate projects linked with contaminated sites development and their reuse.*

Zusammenfassung: *Im Zuge der Nachnutzung von belasteten Altstandorten sind Eigentümer und Investoren, Genehmigungsbehörden und Planer über die gewöhnlichen Fragestellungen hinaus häufig mit besonderen Umständen konfrontiert. Im Rahmen des Vortrags werden anhand von Projektbeispielen eine Reihe von Optionen für die Nachnutzung von Altlastenstandorten vorgestellt. Diese Beispiele zeigen, dass wenig attraktive Standorte durch die bewusste Kombination von Altlast und energetischer Nutzung mitunter eine deutliche Aufwertung erfahren. Ein wichtiger Punkt für das Gelingen ist die Kenntnis aller Rahmenbedingungen und das konstruktive Miteinander der Akteure.*

Keywords: energetic reuse, contaminated sites, synergy;

Schlagworte: energetische Nachnutzung, Altstandorte, Synergien;

1 Einleitung

Für die Nachnutzung von belasteten Altstandorten stehen Eigentümern und Investoren nur selten attraktive Möglichkeiten zur Verfügung. Statt sinnvollen Verwendungsmöglichkeiten stehen oft laufende Kosten zur Überwachung oder Sanierung im Vordergrund. Bei noch nicht vollständig erkundeten Flächen besteht darüber hinaus ein schwer zu kalkulierendes Kostenrisiko.

Werden in diesem schwierigen Umfeld Verwendungskonzepte entwickelt, sind Eigentümer und Investoren, Genehmigungsbehörden und Planer über die gewöhnlichen Fragestellungen hinaus mit besonderen Rahmenbedingungen konfrontiert. Sehr schnell ergeben sich für die Planungen spezifische Auflagen, sowie bau- oder nutzungsbedingte Einschränkungen. Oft können derlei Auflagen und Einschränkungen Verzögerungen im Planungsverlauf, Mehrkosten für die bautechnische Ausgestaltung, den Verzicht auf einzelne Maßnahmen oder gar das Scheitern des gesamten Projekts verursachen.

Gerade die energetische Folgenutzung von Altlastenstandorten erzeugt durch die oft nötigen Eingriffe in die Boden- und Grundwassermatrix starke Interessenskonflikte, bietet jedoch auch interessante Synergieeffekte. Der Wunsch aller Akteure nach standardisierten Lösungen für solche Fälle ist ebenso nachvollziehbar wie schwer zu gestalten.

Im Rahmen des Vortrags werden anhand von Projektbeispielen eine Reihe von Optionen für die Nachnutzung von Altlastenstandorten vorgestellt. Diese Beispiele zeigen, dass wenig attraktive Standorte durch die bewusste Kombination von Altlast und energetischer Nutzung mitunter eine deutliche Aufwertung erfahren. Ein wichtiger Punkt für das Gelingen ist die Kenntnis aller Rahmenbedingungen und das konstruktive Miteinander der Akteure.

2 Herkunft und Art der dargestellten Projektbeispiele

2.1 GAB Projekt „Alte Lasten – Neue Energien, Machbarkeitsvorstudien zu Photovoltaikanlagen auf ehemaligen gemeindeeigenen Hausmülldeponien“

Die Bayerische Staatsregierung hat sich im bayerischen Energiekonzept „Energie Innovativ“ zum Ziel gesetzt, den Umbau der Energieversorgung beschleunigt voranzutreiben und weitgehend auf erneuerbare Energien ohne Kernenergie zu setzen. Durch das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit wurde das Programm „Alte Lasten – Neue Energien“ initiiert. Im Rahmen des Programms „Alte Lasten – Neue Energien“ wurden Machbarkeitsvorstudien zu Photovoltaikanlagen (PVA) auf ehemaligen gemeindeeigenen Hausmülldeponien“ durchgeführt. Damit sollten potenzielle Standorte für PVA auf ehemaligen Deponien identifiziert werden.

Ziel der Studie war es, die grundsätzliche Durchführbarkeit der Vorhaben zu bewerten und die Eignung der jeweiligen Flächen für die Errichtung einer PVA zu untersuchen. Inhalt der Machbarkeitsvorstudien war v. a. durch Darstellung des Status der Deponieflächen, der planungsrechtlichen Situation und naturschutzfachlicher Gegebenheiten die Standortvoraussetzungen für die Installation einer PVA auf den Deponieflächen herauszuarbeiten.

Die Erarbeitung der genehmigungsrechtlichen Situation bildet die Grundlage für die erzielbare Einspeisevergütung nach dem Gesetz für den Vorrang erneuerbarer Energien (EEG). Anhand der Altlastensituation im Hinblick auf bereits erfolgte Sanierungen (z. B. Deponieabdeckung) bzw. noch anstehende Sanierungen konnten notwendige Maßnahmen für die Errichtung einer PVA bzw. dadurch zu erwartende Synergie- und Kosteneinsparungspotenziale herausgearbeitet werden.

Insgesamt wurden dazu die 40 vorbestimmten Standorte bereist. In Gesprächen mit den zuständigen Personen wurde jeweils der individuelle Ist-Stand bezüglich bestehender Anordnungen und Auflagen abgefragt. In diesem Gespräch befragten die R&H Teamleiter die Gemeinde bzw. Stadt außerdem über ihre bisherigen Erfahrungen mit Erneuerbaren Energien, bereits umgesetzten Projekten sowie dem Entwicklungszielen hinsichtlich Erneuerbaren Energien. Auch die gemeindeeigenen Interessen zur Weiterverwendung der Flächen wurden abgefragt.

Nicht nur das jeweilige Ergebnis der Standorte, sondern die Vielzahl von Anknüpfungspunkten zur Projektgestaltung, die Art der Interessenskonflikte, die rechtlichen Rahmenbedingungen mit Hemmnissen und Chancen sowie die zahlreichen Synergieeffekte sind als Fazit der Studie von Interesse.

2.2 LfU Rechercheprojekt „Alte Lasten – Neue Energien, Praxisbeispiele: Erneuerbare Energien auf Altlasten“

Ebenfalls im Rahmen des Programms „Alte Lasten – Neue Energien“ wurde ein Rechercheprojekt initiiert, um erfolgreiche und innovative Verknüpfungsbeispiele zwischen Altlastenflächen oder Altlastensanierungen und erneuerbaren Energien aufzufinden.

Dabei waren alle Konstellationen denkbar. Beispielsweise die energetische Folgenutzung der Fläche, Erneuerbare Energiegewinnung aus einer laufenden Sanierung, erneuerbarer Energieeinsatz zum Betrieb der Sanierung, Aufforstung mit Energiepflanzen oder Kurzumtriebsplantagen oder dergleichen mehr. Projekte im Planungszustand waren ebenso relevant als solche, die bereits umgesetzt oder schon wieder aufgegeben wurden.

Ziel der Erhebung war es, die Häufigkeit solcher Projekte zu ermitteln, innovative Ansätze zugänglich zu machen und spezielle Planungs- und Umsetzungsmerkmale kennen zu lernen.

Diese Erkenntnisse sollen Flächeneignern sinnvolle Verwendungsperspektiven aufzeigen und die Planung und Umsetzung eigener Projekte erleichtern. Gleichzeitig kann ermittelt werden, welches Potential solche Problemflächen in Richtung der Energiewende bieten.

Um Projekte aufzufinden wurden bayernweit Kreisverwaltungsbehörden, kreisfreie Städte, Wasserwirtschaftsämter, Großunternehmen, Umweltingenieurbüros und Eigner großer Flächenkontingente nach solchen Projekten befragt. Die zunächst zahlreichen Nennungen wurden nach den Maßgaben des Rechercheauftrags auf Relevanz geprüft. 42 Projekte konnten als relevant im Sinne der Erhebung gelten und wurden vertieft recherchiert.

Schlussendlich konnten 24 Projekte in Einzelberichten verarbeitet werden. Diese Projekte sind teilweise zur Veröffentlichung im Energieatlas Bayern vorgesehen bzw. bereits dort veröffentlicht.

Die folgende Tabelle stellt die Nennungen nach der Art der erneuerbaren Energiesysteme zusammen:

Tabelle 1: Einteilung der Nennungen nach Arte der erneuerbaren Energiesysteme (inkl. Doppelnennungen bei kombinatorischen Projekten)

Energieart	Spezifizierung	lfd. Nummer	Anzahl	Quote
Photovoltaik	auf Altdeponien	14, 15, 19, 20, 24, 28, 34, 35, 36, 37, 41	11	44,8 %
	sonstige	7, 9	2	
Grundwasser	aus lfd. Sanierungen	1, 2, 5, 13, 32	5	27,6 %
	sonstige	4, 9, 23	3	
Erdwärme	Energiepfähle	16, 31	2	13,8 %
	Erdwärmesonden	9	1	
	Erdkollektoren	7	1	
Biomasse	Holz	8*, 26**	2	10,3 %
	Biogas	7***	1	
Wind	Druckluft	9	1	3,5 %
gesamt:			29	100,0 %

*) Holz- und Holz hackschnitzelverbrennung auf dem Gelände

**) Kurzumbruchplantage zur Hackschnitzelproduktion

***) Verstromung von Biogas auf dem Gelände

3 Projektbeispiele und Einzelaspekte

3.1 Erdwärme

Die passive Erdwärmennutzung war mit knapp 14 % Anteil an den Gesamtnennungen nur schwach vertreten. Der Grund dafür liegt auf der Hand: tiefere Bohrungen für Erdwärmesonden im Altlastenbereich stellen einen massiven Eingriff in die Bodenmatrix dar und bergen potentielle Gefahren der Schadstoffverschleppung. Weniger kritisch stellt sich die Situation bei den thermisch aktivierten Pfahlgründungen und Erdwärmekollektoren dar, da hier im Normalfall nur die quartären Lagen betroffen sind.

Bei den beiden Energiepfahl-Projekten war von vornherein eine Pfahlgründung der Gebäude notwendig, da beide Gebäude auf Müllauffüllungen errichtet wurden. Im Zuge der Planung hat man sich entschlossen, diese Pfähle thermisch zu aktivieren und die Energieart Erdwärme für das Heizen und Kühlen der Gebäude zu nutzen. Bei einem der beiden Projekte wurde in Bezug auf die Energiepfähle Pionierarbeit geleistet. Es handelt sich hierbei um, im Vergleich zu gewöhnlichen Betonpfählen, dünne Gussrohrstammpfähle, die thermisch aktiviert werden

sollten. Da die geothermische Aktivierung solcher Pfähle nicht wie bei Betonpfählen mit Rohrschleifen ausgeführt werden kann und bislang nicht Standard ist, waren sehr umfangreiche Vorversuche und Planungen notwendig.

Das einzig aufgefundene Projekt mit Erdwärmesonden liegt selbst nicht direkt auf einer Altlast. Das Grundstück liegt in der Abstomfahne eines benachbarten Schadensherds. Im außerordentlich grundwasserhöffigen Quartär finden sich relevante Belastungen. Die quartären Schichten reichen bis in eine Tiefe von rund 14 Metern. Das Grundwasser des Quartärs und der tiefer liegenden Sandsteine stehen hydraulisch im direkten Kontakt zueinander. In wieweit tiefere Bodenschichten von den Belastungen betroffen sind, war nicht bekannt.

Nach ergebnisoffenen Beratungen sahen die zuständigen Genehmigungsbehörden die Herstellung eines Sondenfelds unter Einhaltung folgender Punkte prinzipiell als genehmigungsfähig an:

- Ausschluss der Verschleppung von Schadstoffen in tiefere Schichten bei den Bohrarbeiten
- einwandfrei dichtende Zementation der Sonden
- Einhaltung der geogen bedingten Bohrtiefenbeschränkung

Da nicht bekannt war, ob tiefere Schichten schon in Mitleidenschaft gezogen worden waren, konnte die Auflage „Ausschluss der Verschleppung“ abschließend nicht aussagekräftig interpretiert werden. Wären tiefere Lagen bereits beeinträchtigt, würde das Niederbringen eines Sondenfelds keine Verschlechterung des Zustands mehr darstellen. Wenn diese über die Jahre nicht beeinträchtigt wurden, wäre die Gefahr eines Abwanderns der Schadstoffe in tiefere Schichten offensichtlich gering.

In der Herstellung einer Testsonde wurde die Chance erkannt zum einen die Planungsdaten zu konkretisieren, zum anderen die ungeklärte Tiefenausdehnung der Schadstofffahne zu ermitteln. Gekoppelt an die Herstellung der Testsonde wurde ein umfangreiches Analyseprogramm realisiert, dass ein tiefeaufgelöstes Schadstoffprofil der Abstomfahne erzeugte.

Es konnte gezeigt werden, dass sich die Belastungen ausschließlich auf das Quartär beschränken und die Sandsteine trotz langfristiger Einwirkung nicht in Mitleidenschaft gezogen worden waren. Das Sondenfeld konnte anschließend unter Einhaltung der Auflagen realisiert werden.

In der bayernweiten Recherche wurde keine weitere Sondenanlage in Verbindung mit Altlasten aufgefunden.

Insgesamt leisten die gefundenen Erdwärmeeinrichtungen rund 1,2 GWh Kälte- und rund 1,4 GWh Wärmeenergie.

3.2 Grundwassernutzung

Mit knapp 28 % doppelt so häufig vertreten waren direkte, thermische Grundwassernutzungen.

Im Normalfall stellt das Vorhandensein einer Grundwasserbelastung das Aus für die Planungen einer thermischen Grundwassernutzung dar. Die Kosten für die Abreinigung vor der Wiedereinleitung bzw. Ableitung machen einen wirtschaftlichen Betrieb solcher Anlagen häufig zunichte. Ganz anders stellt sich die Sachlage bei laufenden Grundwassersanierungsmaßnahmen dar. Hier wird ohnehin langfristig Grundwasser gefördert und abgereinigt. Eine thermische Nutzung des Grundwassers leistet unter diesen Umständen

einen Beitrag zur Kompensation der anfallenden Sanierungskosten bzw. bietet bei unverändert gerechneten Sanierungskosten eine extrem günstige Form der Weiterverwendung. Da die gegebenen Aufbereitungsmaßnahmen in den allermeisten Fällen Wasserqualitäten erzeugt, die eine technische Nutzung problemlos ermöglichen, sind die zusätzlichen Kosten solcher Maßnahmen meist überschaubar.

Neben diesem Effekt auf Seiten des Sanierungspflichtigen sind zwei weitere Synergieeffekte hervorzuheben. Die Möglichkeit der Einsparung von Trinkwasser und die beschleunigte Sanierung.

In zwei der recherchierten Projekte substituierten Firmen ihren Bedarf an Trinkwasser für Kühlzwecke und Prozesse durch das abgereinigte Grundwasser ihrer laufenden Sanierungsanlagen. In einem Fall wird das Wasser aus der Sanierungsanlage vollentsalzt und in einen geschlossenen Kühlkreislauf eingespeist. Im Ergebnis können alleine durch diese beiden Einzelnutzungen jährlich 400.000 m³ Trinkwasserverbrauch vermieden werden.

Eine konträre Interessenslage zwischen der thermischen Nutzung von Sanierungsmaßnahmen und dem Sanierungszweck kann bei der Frage der Fördermenge entstehen. Die Förderrate ist zunächst dem optimalen Sanierungsverlauf anzupassen. Aus technischer Sicht stellt eine starre Förderrate die thermische Nutzung vor Herausforderungen. In einem der recherchierten Fälle ist es gelungen, beide Interessenslagen abzubilden. Die Förderrate konnte im Sinne der Sanierung und der thermischen Nutzung erhöht werden.

Insgesamt leisten die gefundenen thermischen Grundwassernutzungen rund 26 GWh Kälte-, rund 2,5 GWh Wärmeenergie und substituieren 400.000 m³ Trinkwasser.

3.3 Photovoltaik

Die derzeit häufigste energetische Folgenutzung von Altlastenstandorten ist die Photovoltaik. Rund die Hälfte aller recherchierten Fälle entfiel auf diese Nutzungsform. Dies ist insofern nachvollziehbar, da hier die gesetzlichen Rahmenbedingungen verstärkend wirken und darüber hinaus die Synergieeffekte zwischen den Flächeneignern, der Solarbranche und den Genehmigungsbehörden zahlreich vorhanden sind.

In den aufgefundenen Projekten der Recherche und den Planungsaspekten der Machbarkeitsvorstudien konnten zusammengefasst folgende Interessenslagen vor und Synergieeffekte bei der Realisierung von PV-Projekten festgestellt werden:

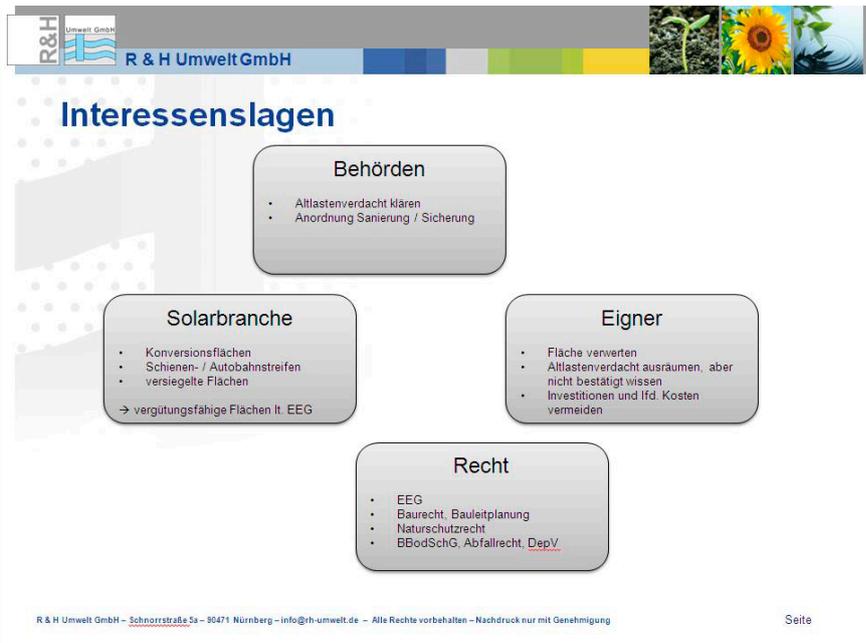


Abbildung 1: Interessenslage der Akteure



Abbildung 2: Synergieeffekte zwischen den Akteuren im PV-Projekt

4 Schlussfolgerung

Die relativ geringe Zahl und die geringe Variationsbreite der aufgefundenen Projekte zeigen, dass Altlastenflächen und Altlastensanierungsmaßnahmen bislang nicht bei allen Akteuren in ihrer Gesamtheit als Chance für eine energetische Nutzung präsent sind.

Dort wo Projekte erfolgreich realisiert wurden, standen dem Vorhaben stets engagierte Eigentümer, Planer und Behördenvertreter zur Seite. Der Vortrag möchte Hemmschwellen im Umgang mit der Thematik abbauen und alle Akteure animieren, dieses Potential in konstruktiver Zusammenarbeit nutzbar zu machen.

Posterbeiträge

Bodenabtrag in Abhängigkeit von der Maisanbaufläche in Bayern: Vergleich 2005 mit 2011

R. Brandhuber, M. Treisch

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Lange Point 12, 85354 Freising

E-Mail: robert.brandhuber@lfl.bayern.de

Abstract: *The area under maize has increased in Bavaria from 2005 to 2011 by a quarter. Soil loss calculated with USLE increased in the same order of magnitude. After reaching a peak of 3.5 t/(ha*yr) in 2008, soil loss consolidated at 3.3 t/(ha*yr) in 2009, 2010 and 2011, despite the continuing trend towards more corn acres. The reason for this development is the application of hazard-based mulch tillage. But the regional soil erosion is still high.*

Zusammenfassung: *Mit der Maisanbaufläche haben in Bayern auch die mit der ABAG berechneten Bodenabtragsraten zugenommen, nämlich um ein Viertel von 2005 bis 2011. Nach einem Höchststand von 3,5 t/(ha*a) im Jahr 2008 hat sich die Abtragsrate von 2009 bis 2011 dank gezielter Maismulchsaat bei 3,3 t/(ha*a) konsolidiert, trotz des ungebrochenen Trends zu mehr Maisanbau. Der Bodenabtrag liegt aber regional auf hohem Niveau.*

Keywords: soil erosion, maize, biogas, agricultural environmental measures, Bavaria;

Schlagworte: Bodenerosion, Maisanbau, Biogas, Agrarumweltmaßnahmen, Bayern;

1 Einleitung

Im Jahr 2008 begann in Bayern – nach Jahren nur geringer Veränderungen – der signifikante Anstieg der Maisanbaufläche von knapp über 400.000 ha von 2005 bis 2007 auf über 500.000 ha im Jahr 2011. Ein Viertel der Ackerfläche Bayerns war 2011 mit Mais bestellt. Auslöser des Anstiegs von 2007 auf 2008 war das Ende der bis 2007 geltenden Stilllegungsverpflichtung. Ursache des bis dato ungebrochenen Trends ist die durch das Gesetz für den Vorrang erneuerbarer Energien (EEG) gesteuerte Wirtschaftlichkeit des Maisanbaus für die Erzeugung von Biogas. Der Anteil der Maisanbaufläche, die in die Biogasverwertung geht, beträgt derzeit etwa 30 % (BAYERISCHER AGRARBERICHT 2012).

Mais ist eine Kultur mit sehr hohem Biomasseertrag und zudem arbeitswirtschaftlich als extensiv einzustufen. Mais gilt deshalb als vorzüglich sowohl für die Futternutzung in der Tierhaltung und als auch für die Biogaserzeugung. Die späte Aussaat und der späte Reihenschluss bringen jedoch ein hohes Risiko für Bodenerosion mit sich. Mit Mulchsaatverfahren kann das Erosionsrisiko deutlich gesenkt werden, sie werden in Bayern als Agrarumweltmaßnahmen im Kulturlandschaftsprogramm (KULAP) gefördert.

Wie hat sich der Anstieg des Maisanbaus im Zusammenspiel mit der Akzeptanz von KULAP-Angeboten zum Erosionsschutz in den letzten sieben Jahren auf den Bodenabtrag auf bayerischen Ackerflächen ausgewirkt? Dies wird folgend anhand einer Modellierung und Regionalisierung des Bodenabtrags aufgezeigt.

2 Material und Methoden

2.1 Datenbasis

Datenbasis für die Berechnung des Bodenabtrages sind digitale Geodaten der Bayerischen Vermessungsverwaltung (10 m Höhengitter, Bodenschätzung, ATKIS), Niederschlagsdaten (REGNIE) des Deutschen Wetterdienstes und INVEKOS-Daten des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Anbauverhältnisse).

Daten zu Erosionsschutzmaßnahmen, die Landwirte außerhalb von geförderten Agrarumweltmaßnahmen (KULAP) durchführen, werden nicht flächendeckend erhoben. Aus

einer Stichprobenerhebung im Rahmen der Landwirtschaftszählung 2010 ist bekannt, dass insbesondere in Unterfranken deutlich weniger Ackerflächen gepflügt werden als in den anderen Regierungsbezirken (Unterfranken: knapp die Hälfte der Ackerfläche nicht gepflügt, Mittel- und Oberfranken: etwa ein Viertel, Ober-, Niederbayern, Oberpfalz und Schwaben: weniger als ein Fünftel; Quelle: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK UND DATENVERARBEITUNG). Entsprechende Daten sind aber auf Landkreis- oder Gemeindeebene nicht verfügbar und in der Modellierung nicht berücksichtigt. Der Bodenabtrag in Franken wird deshalb gegenüber Altbayern und Schwaben überschätzt. Weil die pfluglose Bodenbearbeitung vor allem in Marktfruchtbetrieben mit Getreide- und Rapsanbau praktiziert wird, ist der Einfluss auf den berechneten Bodenabtrag jedoch nicht gravierend.

KULAP-Mulchsaat wird im Modell ein Bodenbedeckungsgrad von etwa 30 % nach der Reihenkultursaat unterstellt. Unter Praxisbedingungen werden diese Bedeckungsgrade häufig nicht erreicht, der Erosionsschutzeffekt wird also überbewertet. Andererseits sind im Modell Mulchsaaten von Reihenkulturen außerhalb von KULAP und andere „kleine“ Erosionsschutzmaßnahmen nicht berücksichtigt, sodass insgesamt von einer realistischen Einschätzung ausgegangen werden kann.

2.2 Modell

Der Bodenabtrag wurde mit der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) berechnet (SCHWERTMANN et al., 1990; DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG, 2005). Die Berechnung erfolgte für Ackerflächen ohne Hopfen, Rebland und Obstbau.

Die ABAG schätzt die über einen Zeitraum von etwa 20 Jahren zu erwartende mittlere jährliche Bodenabtragsrate in $t/(ha \cdot a)$ anhand von sechs Einflussfaktoren, die miteinander multipliziert werden. Berechnungen für einzelne Jahre projizieren also auf einen längeren Zeitabschnitt mit identischen Faktorenausprägungen.

Die **R**-Faktoren (Regenerosivität) wurden unverändert aus der Bodenabtragskarte von Bayern 2005 – 2007 übernommen (BRANDHUBER & STUMPF, 2008), die **K**-Faktoren (Bodenerodibilität) sind aus der Bodenschätzung abgeleitet, die **S**-Faktoren (Hangneigung) aus einem 10 m – Höhengitter, die **L**-Faktoren (Hanglänge) wurden für Feldblöcke (Gewanne) berechnet nach DESMET & GOVERS (1996), die **C**-Faktoren (Fruchtfolge und Erosionsschutzmaßnahmen mit Fokus auf die Bodenbedeckung) nach AUERSWALD (2002) für jede Gemeinde aus dem jeweiligen Anteil an Mähdruschfrüchten, rasenbildendem Ackerfutter und Mulchsaatflächen. Der **P**-Faktor (Querbewirtschaftung) ist pauschal auf 0,85 gesetzt. Weitere Details siehe TREISCH & BRANDHUBER im selben Band. Die Bodenabtragsraten wurden von 2005 bis 2011 für jedes Jahr einzeln berechnet. R-, K-, S-, L- und P-Faktoren blieben konstant, einzige Variable im Betrachtungszeitraum ist die Bewirtschaftung, also der C-Faktor.

Für die Abb. 3 und 4 sind die mittleren Bodenabtragsraten ($t/(ha \cdot a)$) der Landkreise mit der Ackerfläche (ha) des jeweiligen Landkreises multipliziert worden. Rechenergebnis ist der im langfristigen Mittel zu erwartende Bodenabtrag der Landkreise in Tonnen pro Jahr.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Entwicklung der Maisanbaufläche

In Bayern nahm die **Maisanbaufläche** von 2005 bis 2011 auf Kosten von Kulturen mit geringem Erosionsrisiko (Stilllegungsflächen, Getreideanbauflächen, Grünland) um ca. 107.000 ha zu, ein relativer Anstieg von **26 %** (Tab. 1).

Die Schwerpunkte des Maisanbaus liegen 2011 in den Landkreisen Ansbach, Landshut, Rottal-Inn und Passau (jeweils über 20.000 ha), sowie Donau-Ries, Mühldorf a. Inn und Altötting (jeweils 15.000 bis 20.000 ha), siehe Abb. 1.

Am stärksten zugenommen hat der Maisanbau von 2005 bis 2011 (Abb. 2) in den Landkreisen Ansbach und Donau-Ries (> 4.000 ha), Zuwächse von 2.000 bis 4.000 ha verzeichnen weitere Landkreise in Schwaben, im westlichen Mittelfranken, in der Oberpfalz, im westlichen Niederbayern und die oberbayerischen Landkreise Erding und Mühldorf a. Inn.

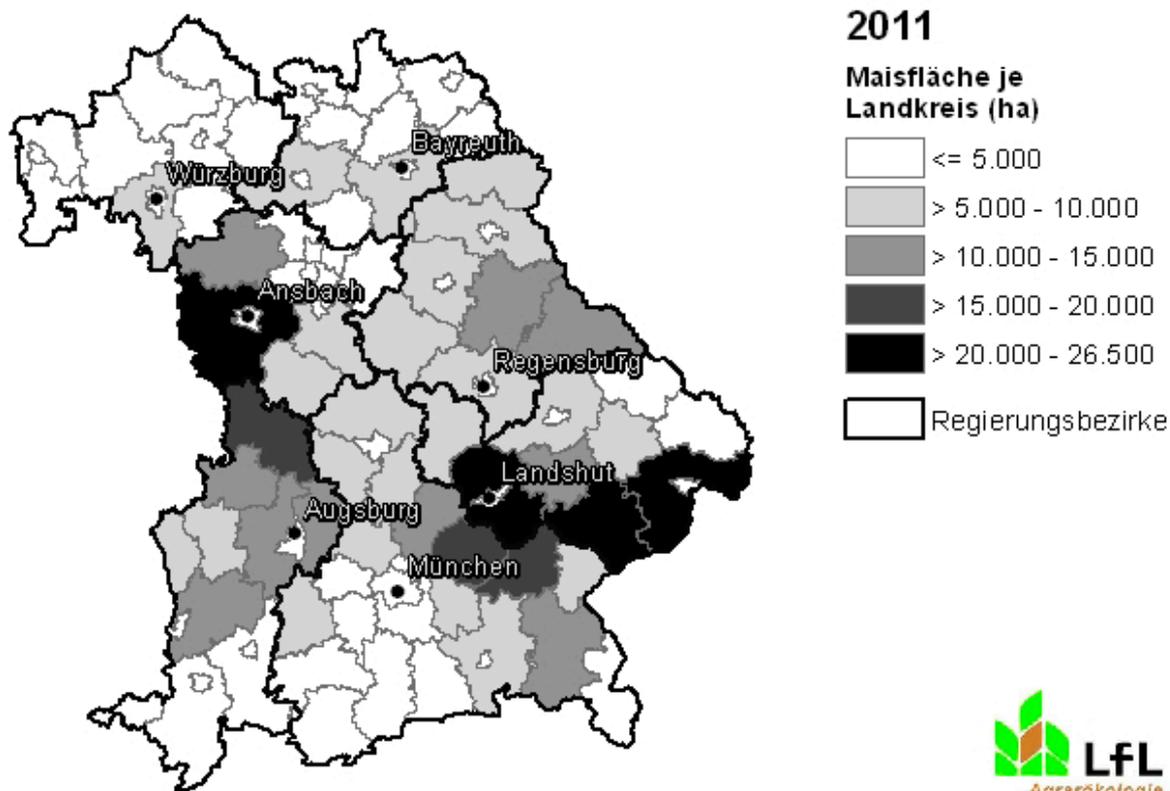


Abbildung 1: Maisanbaufläche in den Landkreisen Bayerns im Jahr 2011

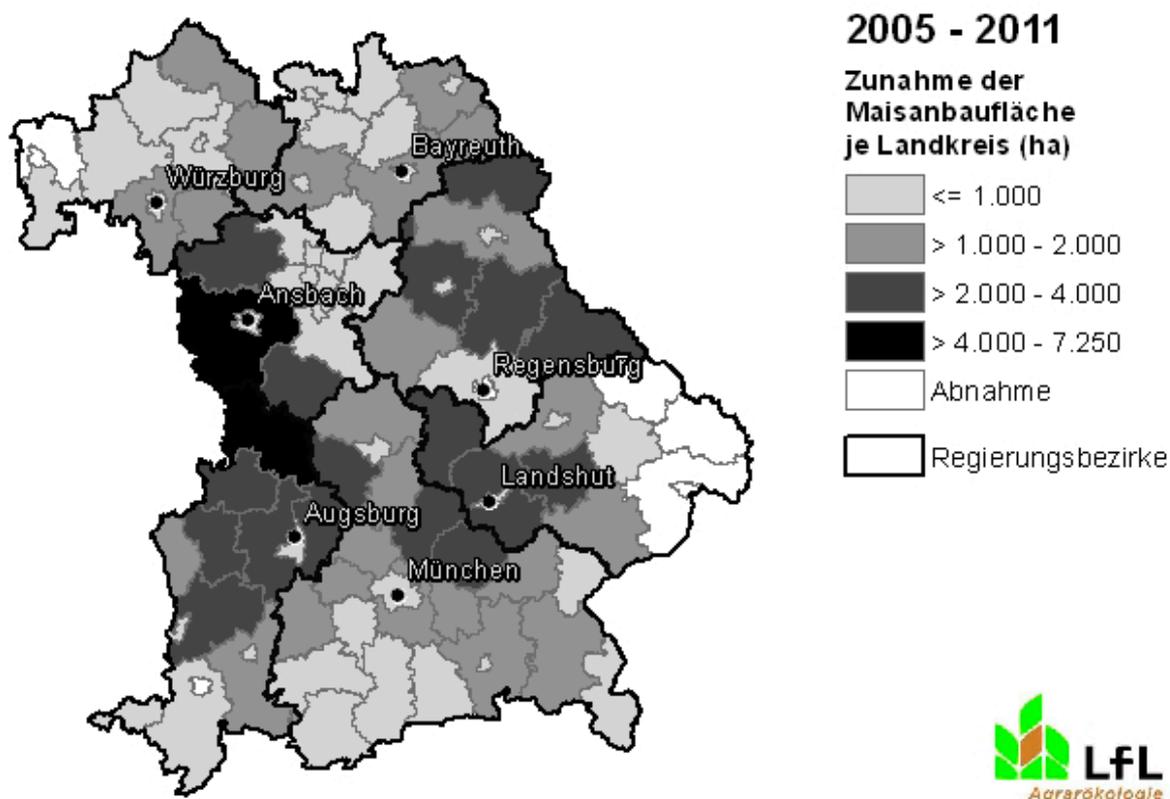


Abbildung 2: Zunahme der Maisanbaufläche in den Landkreisen Bayerns von 2005 auf 2011

3.2 Bodenabtragsraten im Mittel Bayerns

Die mit der ABAG berechnete **mittlere Bodenabtragsrate** aller bayerischen Ackerflächen stieg von 2005 bis 2011 von 2,62 auf 3,27 t*ha*a⁻¹, ein Plus von 0,65 t/(ha*a), relativ von **25 %**. Der Anstieg verlief nicht gleichmäßig über die 7 Jahre. Bemerkenswert ist der Sprung von 2007 mit 2,71 t/(ha*a) auf 2008 mit 3,51 t/(ha*a). Seither ging die Bodenabtragsrate wieder etwas zurück und liegt 2011 bei ca. 3,3 t/(ha*a), trotz der ab 2010 weiter gestiegenen Maisanbaufläche (Tab. 1).

Für eine Kompensation sorgte die Zunahme und Konzentration von KULAP-Mulchsaatverfahren auf erosionsgefährdeten Flächen (Beleg: interne Auswertungen von INVEKOS-Daten), eine Folge der Regelungen in der Bayerischen Erosionsschutzverordnung (ESchV) und intensiver Beratungsbemühungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Darüber hinaus nahm die Maisanbaufläche in den letzten Jahren in Gebieten mit geringer Erosionsanfälligkeit stärker zu als im erosionsgefährdeten Tertiärhügelland.

Tabelle 1: Maisanbau und mittlere ABAG-Bodenabtragsrate von Ackerflächen in Bayern, 2005 – 2011

Jahr	Mais 1.000 ha	Mais relativ (%) 2005=100%	Bodenabtragsrate t/(ha*a)	Bodenabtragsrate relativ (%) 2005=100%
2005	415	100	2,62	100
2006	411	99	2,62	100
2007	412	99	2,71	103
2008	469	113	3,51	134
2009	464	112	3,33	127
2010	497	120	3,26	125
2011	522	126	3,27	125

3.3 Bodenabtrag in den Landkreisen

Der aufsummierte Bodenabtrag (t/a) der Ackerflächen bayerischer Landkreise (Abb. 3) zeigt im Jahr 2011 den aus früheren Berechnungen bekannten Schwerpunkt im mittleren und östlichen Tertiärhügelland (BRANDHUBER & STUMPF, 2008), das sind insbesondere die Landkreise Landshut, Rottal-Inn und Passau mit über 300.000 t/a, aber auch Dingolfing-Landau, Erding und Mühldorf a. Inn mit 200.000 bis 300.000 t/a. In Südostbayern ist die Rangfolge der Landkreise bei Maisanbauflächen und Bodenabtrag weitgehend identisch. Zum Vergleich: Die auf einen Hektar Ackerfläche bezogenen Bodenabtragsraten betragen 6,0 (Landshut), 7,9 (Rottal-Inn) und 7,1 t/(ha*a) (Passau), sowie 5,4 (Dingolfing-Landau), 6,2 (Erding) und 7,8 t/(ha*a) (Mühldorf a. Inn).

Die stärkste Zunahme (2005 auf 2011) betrifft die Landkreise Landshut, Erding und Mühldorf a. Inn mit jeweils > 60.000 t/a, nennenswert sind aber auch die Zunahmen im westlichen Schwaben und Mittelfranken (Abb. 4). Dort, wo der Maisanbau zunahm, betraf dies auch den Bodenabtrag.

Für das Tertiärhügelland wäre ein noch deutlich höherer Anstieg berechnet worden, hätten sich die KULAP-Mulchsaatverfahren in jüngster Zeit nicht auf dieses Gebiet konzentriert.

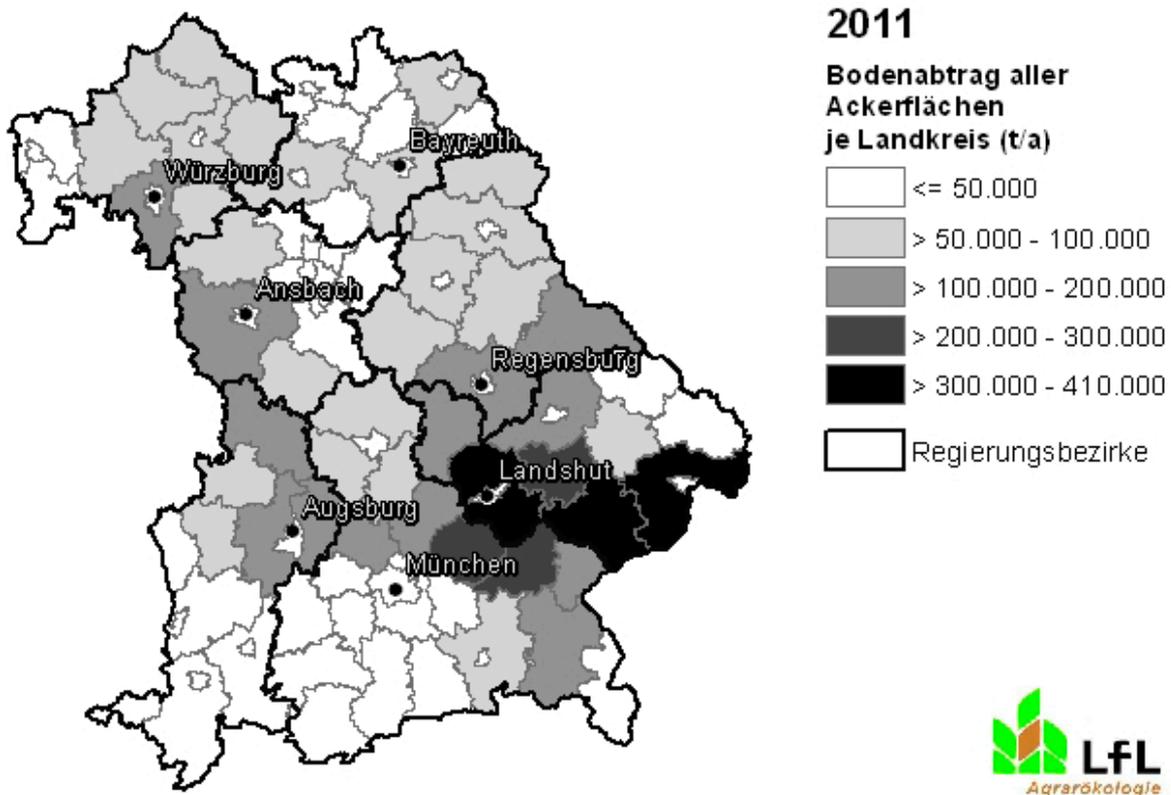


Abbildung 3: Summe des Bodenabtrags aller Ackerflächen von Landkreisen in Bayern im Jahr 2011

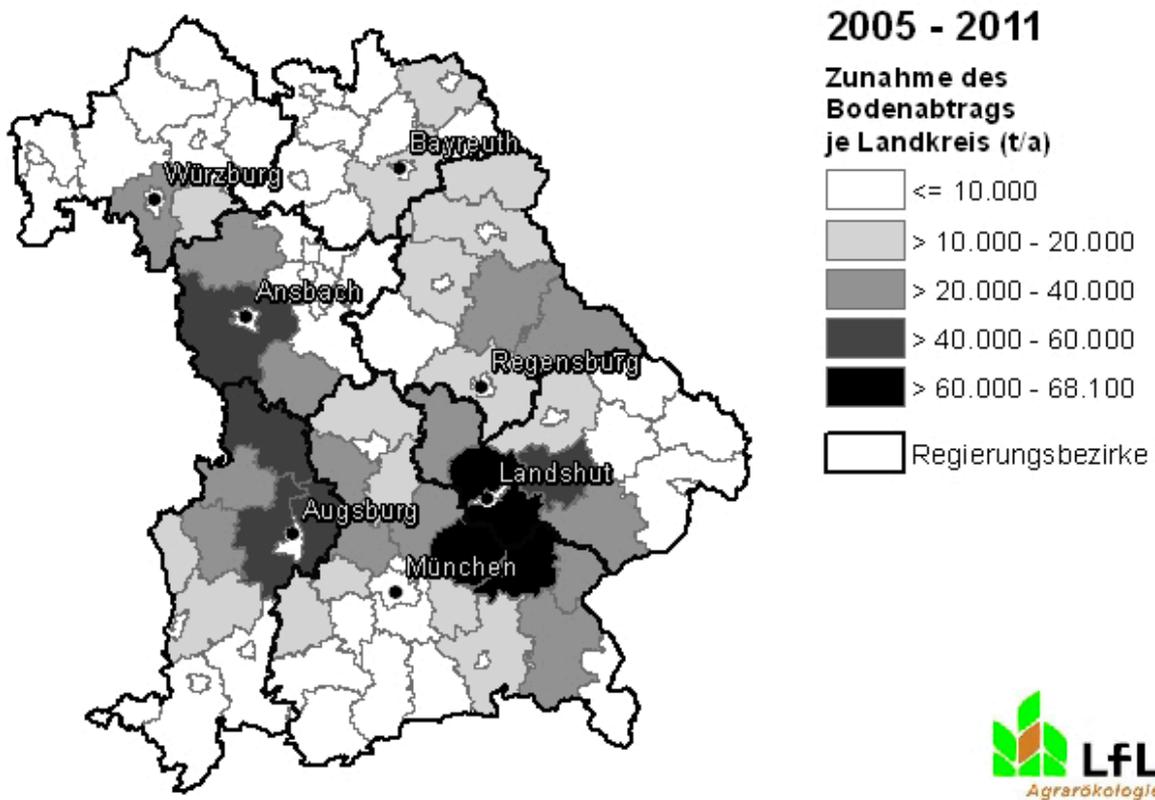


Abbildung 4: Zunahme des Bodenabtrags von Landkreisen in Bayern von 2005 auf 2011

4 Schlussfolgerung

Mit der Maisanbaufläche haben auch die mit ABAG berechneten Bodenabtragsraten auf Ackerflächen zugenommen, nämlich im bayerischen Durchschnitt um etwa ein Viertel von 2005 bis 2011. Nach einem Höchststand von 3,5 t/(ha*a) im Jahr 2008 hat sich die zu erwartende Bodenabtragsrate in den Jahren 2009 bis 2011 dank gezielter, der Gefährdung angepasster Maismulchsaat bei 3,3 t/(ha*a) konsolidiert.

Diese Bodenabtragsraten sind jedoch vielerorts immer noch zu hoch, für einige Landkreise errechnen sich mittlere Werte im Bereich von 6 bis knapp 8 t/(ha*a). Um zu verhindern, dass Bodenabschwemmungen Schäden an Bodenfruchtbarkeit, Gewässern und öffentlichen oder privaten Gütern verursachen, sind weitere Verbesserungen nötig. Sie betreffen insbesondere die Erhöhung der Bodenbedeckung nach der Maissaat durch schonende Saatbettbereitung bzw. den Verzicht auf Saatbettbereitung (BRANDHUBER, 2012). Im Sinne des vorsorgenden Erosionsschutzes sollte der Maisanbau in erosionsgefährdeten Gebieten nicht weiter ausgedehnt werden.

5 Literatur

AUERSWALD, K. (2002): Schätzung des C-Faktors aus Fruchtartenstatistiken für Ackerflächen in Gebieten mit subkontinentalem subatlantischem Klima nördlich der Alpen. Landnutzung und Landentwicklung 43, 1 – 5.

BAYERISCHER AGRARBERICHT (2012): www.stmelf.bayern.de/agrarpolitik/daten_fakten/003543/.

BRANDHUBER, R. (2012): Starkregen und Bodenerosion – Welche Risiken sollen Schutzmaßnahmen abdecken? KTBL-Schrift 492: Management der Ressource Wasser, Tagungsband, 140 – 149.

BRANDHUBER, R., F. STUMPF (2008): Erosionsgefährdung bayerischer Ackerböden. Marktredwitzer Bodenschutztag – Tagungsband 5, 141 – 145.

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2005): Bodenbeschaffenheit – Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG, DIN 19708, Feb. 2005.

DESMET & GOVERS (1996): A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. J. of Soil and Water Con. 51, 427 – 433.

SCHWERTMANN, U., K. AUERSWALD, M. KAINZ (1990): Bodenerosion durch Wasser – Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. 2. Aufl., Verlag Ulmer, Stuttgart.

Effekte der Gärrest-Düngung auf Springschwänze (Collembola) und Milben (Acari) – Feldversuche im Versuchsgut Scheyern

J. Burmeister, A. Griegel, B. Mehlhaff, T. Kreuter, R. Walter

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, Lange Point 6, 85354 Freising

E-Mail: johannes.burmeister@lfl.bayern.de

Abstract: *Density and species composition of springtails and mites was studied in 0.25 m² microplots and buried minicontainers during a 3 year field experiment. The influence of cattle slurry and digestate on soil-mesofauna was investigated in comparison to control treatments. There were no significant differences between cattle slurry and digestate treatments in density and species composition. Organic fertilization generally enhanced soil-mesofauna activity.*

Zusammenfassung: *In einem dreijährigen Feldversuch wurde in 0,25 m² großen Microplots und in vergrabenen Minicontainern die Dichte und Artenzusammensetzung von Springschwänzen und Milben untersucht. Verglichen wurden Rindergülle und Gärrest sowie eine ungedüngte Kontrolle. Die Ergebnisse zeigten keine signifikanten Unterschiede zwischen Rindergülle und Gärrest. Organische Düngung förderte die Bodenmesofauna.*

Keywords: Collembola, Acari, Gamasina, organic fertilization, digestates;

Schlagworte: Collembola, Acari, Gamasina, organische Düngung, Gärrest;

1 Einleitung

Der Einfluss von organischer Düngung auf die Bodenmesofauna wurde bereits mehrfach untersucht (BUTZ-STRAZNY & EHRENSBERGER 1993, KANAL 2004, COLE et al. 2001). All diese Ergebnisse weisen eine Förderung des Bodenlebens durch organische Düngemittel nach. Allerdings konnte LEROY et al. (2007) keinen positiven Effekt von Gülleapplikation in Verbindung mit der Ausbringung von Kompost auf Springschwänze und Milben nachweisen. Eine Förderung durch die Düngung wird zum Teil auch auf die Verbesserung des Nahrungsangebots durch erhöhtes Pflanzenwachstum zurückgeführt (EHRENSBERGER 1993, LAGERLÖF & ANDRÉN 1991).

Gärreste sind je nach Fermentationsdauer und eingesetzten Substrat unterschiedlich zusammengesetzte organische Dünger. Gegenüber tierischen Güllen weisen sie jedoch meist ein verringertes C/N Verhältnis in der Trockensubstanz und einen größeren Anteil von schnell verfügbarem Ammonium-Stickstoff sowie geringere Anteile an organischem Kohlenstoff auf (REINHOLD 2004). Unterschiede im Vergärungsprozess und eingesetzten Substrat führen allerdings zu einer großen Variationsbreite. Es wird angenommen, dass der Anteil an schwer zersetzbaren Kohlenstoffverbindungen in Gärresten größer ist, da diese Bestandteile auch bei der intensiven bakteriellen Vergärung nur schwer aufgeschlossen werden. Es kann also vermutet werden, dass die Gärreste in ihrem „Nährwert“ für die Bodenmesofauna der Rindergülle unterlegen sind.

Da die Düngung mit Gärresten aus der landwirtschaftlichen Praxis nicht mehr wegzudenken ist und auch in der Zukunft von großer Bedeutung sein wird, scheint es dringend erforderlich die Folgen für die Bodenfruchtbarkeit und das Bodenleben zu untersuchen. Erste Ergebnisse liegen v. a. zu Regenwürmern vor (ELSTE et al. 2010, BERMEJO et al. 2010). Mehrjährige Untersuchungen zum Einfluss der Düngung mit Gärresten auf die Besiedlung von Springschwänze und Milben sind nicht bekannt. Erkenntnisse dazu sollten in der vorliegenden dreijährigen Studie des Projektes „Vergleichende Untersuchungen zu Effekten von Biogasgülle (Gärrest) und Gülle aus Tierhaltung auf die Bodenfauna in Energiepflanzenbeständen“ des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten gewonnen werden.

2 Material und Methoden

Der Feldversuch wurde auf dem Versuchsgut Scheyern im tertiären Hügelland (Oberbayern, Lkr. Pfaffenhofen) in den Jahren von 2008 bis 2010 durchgeführt. 2008 war der untersuchte, integriert bewirtschaftete Schlag mit Silomais, 2009 mit Winterweizen und 2010 nach der abschließenden Beprobung mit Kartoffeln bestockt. Im Rahmen der Bewirtschaftung wurde der gesamte Schlag mineralisch gedüngt. Die Jahresmitteltemperatur auf dem Versuchsgut beträgt 7,5° C, der mittlere Jahresniederschlag 830 mm. Die Bodenart ist ein schluffiger Lehm (Lu) mit einer Bodenzahl von 64.

In den Feldversuchen wurden folgende Düngemittel untersucht: Gärrückstand aus Biogas-Produktion (klassisch, ohne Separation), herkömmliche Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung (Rindergülle), Kontrollvariante (an die Stelle der Gülle tritt Wasser).

Die Applikation der Dünger erfolgte innerhalb von Edelstahlrahmen in dreifacher Wiederholung pro Variante. Die Edelstahlrahmen umschlossen jeweils eine Fläche von 0,25 m² und wurden mit der Unterkante 20 cm tief in den Boden eingeschlagen. Vor jeder der 3 Probenahmen wurde jeweils eine Menge von 28 m³/ha und ca. 6 – 8 Wochen später weitere 8 m³/ha Gülle ausgebracht. Zur besseren Verteilung wurde Wasser hinzugefügt. Die Dünger wurden oberflächlich von Hand in den Boden eingearbeitet. Der in den Düngemitteln enthaltene Stickstoff und die org. Substanz sind in Tabelle 1 aufgeführt. In den Rindergülle gedüngten Microplots beträgt die über alle Jahre ausgebrachte organische Substanz ca. 5,6 t/ha, in den Gärrest gedüngten ca. 5,0 t/ha (Tabelle 2). Über die organische Düngung wurde in den Gärrest gedüngten Microplots im Jahr 2009 eine Menge von 295 kg/ha Stickstoff (2008: 148 kg/ha), in den Rindergülle gedüngten 245 kg/ha Stickstoff (2008: 184 kg/ha) appliziert.

An drei (06.10.2008, 23.07.2009, 13.04.2010) Terminen wurden je Rahmen jeweils vier Stechzylinder-Proben (je 250 cm³) gezogen. Die gewonnen Bodenproben wurden zur Austreibung der enthaltenen Tiere im Labor mit Hilfe der Kempson-Apparatur (Berlese-Tullgren-Apparatur) weiterbehandelt. Dabei werden an der Oberfläche der Proben (warmes / helles Milieu) zeitlich gestaffelt folgende Temperaturen erzeugt: 25 °C für 72 Stunden, 30 °C für 24 Stunden, 35 °C für 24 Stunden. Die abwandernden Tiere werden in Röhrchen mit 80%igem Alkohol aufgefangen. Die extrahierten und gezählten Springschwänze und Milben wurden für die Untersuchungsjahre 2009 und 2010 zur Bestimmung übergeben. Von den Milben wurden lediglich die Gamasina (Raubmilben) bis zur Art bestimmt.

Im Rahmen eines modifizierten Minicontainer-Testes nach Eisenbeis (EISENBEIS 1993) dienten 100 ml Stechzylinder als Behältnisse deren Öffnungen nach der Befüllung mit Gaze abgedeckt wurden. Die Maschenweite betrug ca. 3 mm. Die drei auch bei den Microplot-Versuchen verwendeten Substanzen, Gärrest, Rindergülle und Wasser, wurden in die mit Tongranulat gefüllten Minicontainer eingebracht. 2008 wurden 25 ml Rindergülle bzw. Gärrest in die Container eingefüllt. Die Kontrollvariante wurde für einige Stunden zum Vollsaugen in ein Wasserbecken gestellt. Die Methode wurde 2009 so angepasst, dass 50 ml des Düngemittels bei zunächst unverschlossener Gaze in die Minicontainer eingefüllt wurden. Die Exposition erfolgte im oberflächennahen Bodenhorizont. Die Behältnisse wurden im Zeitraum von 2008 bis 2010 auf dem Feldstück im Versuchsgut Scheyern ausgebracht auf denen auch die Microplotversuche durchgeführt wurden. Für jede Variante wurden 12 Minicontainer in einer randomisierten Versuchsanlage eingegraben. Die Behälter verblieben jeweils etwa 3 Monate und bei der dritten Beprobung über den Winter etwa 6 Monate im Boden (03.07. – 06.10.2008; 30.04. – 21.07.2009; 13.10.2009 – 13.04.2010). Die Austreibung und Bestimmung verlief analog zum Microplotversuch.

Die statistische Auswertung erfolgte mit einer einfaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) in deren Modell die Düngungsvarianten des Microplot- bzw. Minicontainer-Versuches eingingen. Beim Erreichen eines Signifikanzniveaus von $p < 0,05$ wurden Unterschiede der Mittelwerte mit einem paarweisen t-Test mit nach der Bonferroni-Holm-Prozedur adjustieren α -Fehlerniveau ermittelt. Im Sinne einer Hypothesensuche wurde auf eine Korrektur des α -Fehlers bei multivariater Analyse verzichtet. Die Berechnungen wurden mit der Statistiksoftware R durchgeführt.

Tabelle 1: Nährstoffgehalte [kg/m³] der verwendeten organischen Düngemittel.

Gehalt [kg/m ³]	Gärrest	Rindergülle A1	Rindergülle A2
Trockensubstanz (TS)	63,8	84	52,4
org. Substanz (org.Subst.)	46,1	60,8	34,7
Stickstoff-Ges. (Kjeldahl-N)	4,1	5,1	1,7
Ammoniumstickstoff (NH ₄ -N)	2,2	2,3	0,4

Tabelle 2: Organische Düngegaben in den Microplots.

Datum	2008		2009			
	23.06.	11.08.	30.04.	24.06.	13.10.	22.12.
Menge pro 1/4m ² [l]	0,7	0,2	0,7	0,2	0,7	0,2
Menge pro ha [m ³]	28	8	28	8	28	8
Org. Substanz Gärrest [kg/ha]	1291	369	1291	369	1291	369
Org. Substanz Rindergülle [kg/ha]	1702	486	972	278	1702	486
N _{gesamt} Gärrest [kgN/ha]	114,8	32,8	114,8	32,8	114,8	32,8
N _{gesamt} Rindergülle [kgN/ha]	142,8	40,8	47,6	13,6	142,8	40,8

3 Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt wurden in den drei Untersuchungsjahren auf den Microplots 7534 Springschwänze und 2221 Milben gefangen, in den Minicontainern 4188 Springschwänze und 2101 Milben. Auf dem Versuchsgut in Scheyern konnten in den beiden Untersuchungsjahren 2009 und 2010 insgesamt 26 verschiedene Springschwanzarten und 740 Raubmilben (Gamasina) aus 19 verschiedenen Arten nachgewiesen werden.

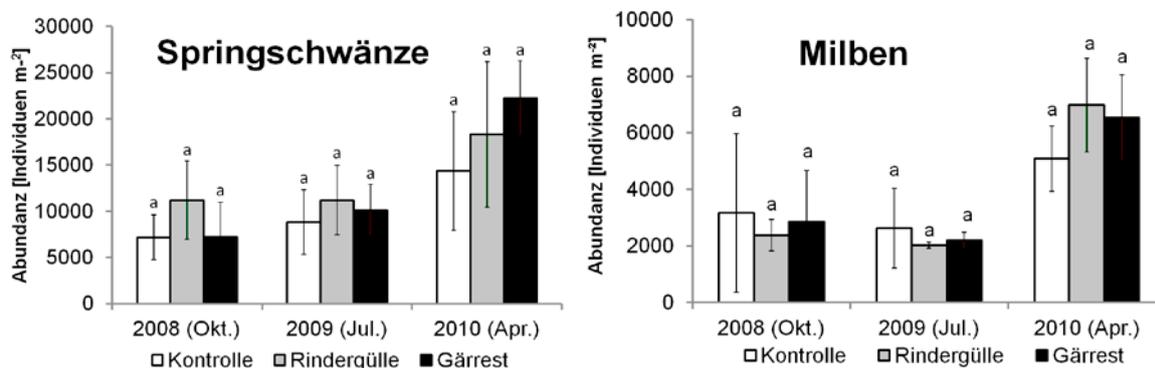


Abbildung 1 u. 2: Siedlungsdichte der Springschwänze und Milben in den Microplots 2008 bis 2010.

Vergleicht man die Siedlungsdichte der Springschwänze in den unterschiedlich gedüngten Microplots (Abbildung 1), so zeigt sich, dass im Frühjahr 2010 auf den organisch gedüngten und insbesondere auf den mit Gärrest behandelten Flächen deutlich mehr Springschwänze auftraten als in der Kontrolle. Statistisch signifikant war dieses Ergebnis jedoch nicht. Für die übrigen Termine war der Unterschied zwischen den drei Varianten geringer. Die Abundanz der Milben zeigte ebenfalls keine signifikanten Unterschiede für die unterschiedlichen Düngervarianten in den Microplots (Abbildung 2). In den Jahren 2008 und 2009 waren auf der Kontrollvariante mehr Milben nachzuweisen, 2010 auf den organisch gedüngten Plots. Im Frühjahr 2010 wurden insgesamt deutlich mehr Milben gefangen.

Die Zahl nachgewiesener Springschwänze in den mit organischem Dünger behandelten Minicontainern war 2008, 2009 und 2010 höher als in der Kontrolle (Abbildung 3). 2010 war dieses Ergebnis signifikant, 2008 und 2009 lediglich für den Vergleich von Rindergülle zur Kontrolle. Signifikante Unterschiede zwischen den beiden organischen Düngervarianten Gärrest und Rindergülle konnten in keinem Untersuchungsjahr festgestellt werden. Die Zahl der eingewanderten Springschwänze war in den „gedüngten“ Containern 2010 bei längerer Verweilzeit höher als in den kürzeren Perioden im späten Frühjahr (2009) und im Spätsommer bis Herbst (2008). Da dieser Effekt in der Kontrollvariante ausblieb, kann vermutet werden,

dass die Erschließung der Nahrungsressource der organischen Güllen über den Winter (bis Frühjahr) und auch die längere Verweildauer im Boden für die Springschwänze günstiger ist. Auch EHRNSBERGER (1993) weist auf eine zeitlich verzögerte Reaktion der Bodenfauna auf Stallmistgaben hin und führt dies auf die Toxizität des Ammoniaks und die Abhängigkeit der Meso- und Makrofauna von mikrobiellen Prozessen zurück.

Deutlich weniger Milben wanderten in allen Jahren in die Minicontainer der Kontrollvariante im Vergleich zu den organisch gedüngten Varianten ein bzw. entwickelten sich dort (Abbildung 4). Kein Unterschied in der Besiedlungsdichte zeigte sich zwischen den mit Rindergülle und Gärrest behandelten Containern.

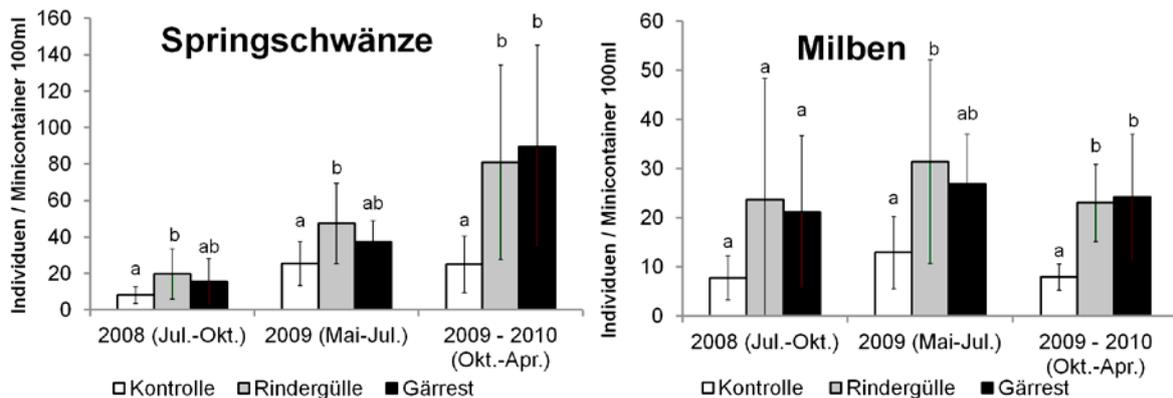


Abbildung 3 u. 4: Anzahl der Springschwänze und Milben in den Minicontainern 2008 bis 2010.

Auf den Microplots schwankte die Zahl der nachgewiesenen Springschwanzarten zwischen 13 und 20. Zwischen den Varianten und Untersuchungsjahren waren keine Unterschiede zu erkennen. In den Minicontainern lagen die mittleren Artenzahlen in den beiden organisch gedüngten Varianten mit 7,7 Springschwanzarten höher als in der Kontrolle mit 5,1 Arten, am größten ist der Unterschied in der 2010 extrahierten Probe (Kontrolle 5,0; Rindergülle 9,1; Gärrest 8,4).

Die Zahl der durchschnittlich nachgewiesenen Raubmilbenarten war auf den Microplots im Frühjahr 2010 (5,0) etwas höher als im Sommer 2009 (3,4). In der Kontrollvariante kamen im Mittel etwas weniger Arten (3,5) vor als auf den organisch gedüngten Flächen (4,6 Arten). In den Minicontainern fanden sich in den von Oktober 2009 bis April 2010 exponierten, deutlich mehr Gamasina-Arten in den mit organischem Dünger versetzten Behältern (3,1) als in der Kontrollvariante (1). Von Mai bis Juli 2009 war dieser Effekt deutlich geringer.

Heteromurus nitidus wurde durch die Gärrestdüngung in beiden Jahren eher gefördert. 2010 war sie sogar etwa dreimal häufiger (signifikant) in den Gärrest gedüngten Plots als in den mit Rindergülle behandelten (Tabelle 3). 2009 waren die Individuenzahlen dieser Art nur für den Vergleich des Gärrestes mit der Kontrolle signifikant verschieden. COLE et al. (2001) weist ebenfalls eine Affinität dieser Art zu gedüngten Böden nach. *Stenacidia violacea* scheint 2009 eher die Kontrolle zu besiedeln. 2010 konnte dieser Effekt nicht mehr nachgewiesen werden, im Gegenteil war die Art hier in den mit Gärrest behandelten Microplots am häufigsten. Eventuell kommt eine direkte Beeinträchtigung der Tiere durch die hier nur einen Monat zuvor erfolgte Düngung am 24.06.2009 als Ursache in Frage. Besonders Ammoniak kann eine toxische Wirkung auf Bodenorganismen haben (MOURSIS 1962).

In den Minicontainern konnten nur Effekte gefunden werden, die eine verstärkte Förderung der Springschwanzarten durch die beiden organischen Düngemittel nahelegen (Tab. 3). *Megalothorax minimus* war in beiden Untersuchungsperioden signifikant häufiger in der Rindergülle gedüngten Variante als in der Kontrolle. In den Gärrest gefüllten Containern trat die Art zwar häufiger als in der Kontrolle auf, jedoch waren die Unterschiede nicht signifikant. 2010 kam *Parisotoma notabilis* in den mit organischem Dünger gefüllten Containern signifikant häufiger vor als in der Kontrolle. Für *Parisotoma notabilis* ist bekannt, dass sie durch Düngung allgemein gefördert wird (vgl. MEBES 1999; COLE et al. 2001). *Isotoma viridis* war ebenfalls häufiger in den gedüngten Proben zu finden.

Für die Raubmilbenarten konnte in den Microplots kein signifikanter Effekt durch die organische Düngung festgestellt werden. In den Minicontainern hingegen war für mehrere Arten ein positiver Effekt der organischen Düngung festzustellen (Tabelle 4). Keine Effekte traten jedoch in beiden Ausbringungsperioden zu gleich auf. In der Periode von Oktober 2009 bis April 2010 konnte für die Arten *Pachylaelaps imitans*, *Parasitus beta* und *Lysigamasus runcatellus* eine signifikante Förderung durch organische Düngung nachgewiesen werden. Die mit Rindergülle und die mit Gärrest gedüngte Variante unterschieden sich hier nicht signifikant. In der Expositionszeit von April bis Juli 2009 wurde eine signifikant höhere Abundanz von *Veigaia cerva* in der Rindergülle gegenüber der Kontrollvariante erfasst.

Tabelle 3: Mittelwert und Standardabweichung für Springschwanz-Arten die statistische Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten zumindest in einem Untersuchungsjahr zeigten sowie deren paarweise Gruppenunterschiede.

	Kontrolle	Rindergülle	Gärrest	ANOVA Pr(>F)
Microplots 2009 - Abundanz [Individuen / m ²] (n=3)				
<i>Heteromurus nitidus</i>	179 ± 89 A	491 ± 205 AB	655 ± 220 B	<0.05
<i>Stenacidia violacea</i>	774 ± 68 A	89 ± 118 B	89 ± 45 B	<0.001
Microplots 2010 - Abundanz [Individuen / m ²] (n=3)				
<i>Heteromurus nitidus</i>	45 ± 0 A	179 ± 77 A	566 ± 201 B	<0.01
<i>Stenacidia violacea</i>	179 ± 118	208 ± 169	402 ± 236	n.s.
Minicontainer 2009 - Individuen / Minicontainer (n=12)				
<i>Megalothorax minimus</i>	9,7 ± 9,3 A	24,3 ± 17,6 B	16,6 ± 9,3 AB	<0.01
<i>Parisotoma notabilis</i>	2,5 ± 1,9	4,7 ± 4,9	3,6 ± 2,6	n.s.
<i>Isotoma viridis</i>	0	0	0	n.s.
Minicontainer 2010 - Individuen / Minicontainer (n=12)				
<i>Megalothorax minimus</i>	0 A	1,8 ± 2,1 B	0,9 ± 0,9 AB	<0.01
<i>Parisotoma notabilis</i>	5,0 ± 2,8 A	44,3 ± 35,2 B	52,1 ± 38,3 B	<0.01
<i>Isotoma viridis</i>	0,4 ± 0,7 A	1,8 ± 1,3 B	1,3 ± 1,5 AB	<0.05

Tabelle 4: Mittelwert und Standardabweichung für Raubmilben-Arten die statistische Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten zumindest in einem Untersuchungsjahr zeigten sowie deren paarweise Gruppenunterschiede.

	Kontrolle	Rindergülle	Gärrest	ANOVA Pr(>F)
Minicontainer 2009 - Individuen / Minicontainer (n=12)				
<i>Pergamasus quisquiliarium</i>	0,1 ± 0,3 A	0,3 ± 0,5 A	0 A	<0.05
<i>Veigaia cerva</i>	0,5 ± 0,9 A	2,25 ± 1,3 B	1,8 ± 2,0 AB	<0.05
<i>Lysigamasus runcatellus</i>	0	0	0	n.s.
<i>Pachylaelaps pectinifer</i>	0,1 ± 0,3	0,1 ± 0,3	0,3 ± 0,5	n.s.
<i>Parasitus beta</i>	0	0	0	n.s.
Minicontainer 2010 - Individuen / Minicontainer (n=12)				
<i>Lysigamasus runcatellus</i>	0,3 ± 0,6 A	2,3 ± 1,8 B	1,8 ± 1,7 B	<0.01
<i>Pachylaelaps imitans</i>	0 A	2,0 ± 2,0 B	1,7 ± 1,7 B	<0.01
<i>Parasitus beta</i>	0,2 ± 0,4 A	4,3 ± 3,0 B	6,4 ± 6,4 B	<0.01
<i>Pergamasus uisquiliarium</i>	0,3 ± 0,5	0,5 ± 0,8	0,5 ± 0,7	n.s.
<i>Veigaia cerva</i>	0,8 ± 1,0	0,3 ± 0,5	0,3 ± 0,5	n.s.

4 Schlussfolgerung

Die vorliegende Untersuchung bestätigt einen positiven Effekt von organischer Düngung auf die Bodenmesofauna. Besonders in den modifizierten Minicontainern konnte eine signifikant höhere Siedlungsdichte von Springschwänzen und Milben nachgewiesen werden. Da das Kontrollsubstrat aus Wasser getränktem Tongranulat bestand, ist dieses Ergebnis

nicht überraschend. Auch die organisch gedüngten Microplots, die eher die Verhältnisse im Ackerboden wiedergeben, sind jedoch leicht attraktiver für Springschwänze und Raubmilben. In der dreijährigen Versuchszeit der Feldversuche in Scheyern konnte kein Unterschied in der Vielfalt und Dichte der Bodenmesofauna zwischen der Düngung mit Gärrest und Rindergülle festgestellt werden. Langfristige Effekte auf das Bodenleben wurden jedoch nicht ausreichend untersucht und können nicht ausgeschlossen werden. Diese sollen im Projekt „Gärrestversuch Bayern“ (FORMOWITZ et al. 2012) weiter beobachtet werden.

Da der Boden ein komplexes Zusammenspiel aus chemischen, physikalischen und biologischen Prozessen und Faktoren ist, der zudem von äußeren Bedingungen wie dem Klima und der Vegetation stark beeinflusst wird, bleiben Aussagen die sich auf einen Teil dieses Ursache-Wirkungsgefüges beziehen meist mit Unsicherheiten behaftet. Von der Bodenmesofauna, also den Tieren mittlerer Größe im Boden, geht durch ihre Funktion als Zerkleinerer und Umsetzer ein positiver Effekt auf die Verfügbarkeit und Speicherung von Nährstoffen aus. Aus diesem Grund ist ihr Zustand unter den Bedingungen der Gärrestdüngung nicht nur für die Indikation der Wirkung der Dünger interessant, sondern ein zahlreicher und vielfältiger Bestand auch Garant für einen fruchtbaren, lebendigen Boden.

Danksagung: Die Autoren danken allen Projektbeteiligten, dem Versuchsgut Scheyern, sowie dem Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) für die Projektfinanzierung.

5 Literatur

BERMEJO, G., S. KRÜCK, F. ELLMER (2010): Einfluss von Gärprodukten aus der Biogaserzeugung auf die Regenwurmpopulation eines sandigen Standortes. – Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. 22: pp. 211 – 212.

BUTZ-STRAZNY, F., R. EHRNSBERGER (1993): Auswirkungen von mineralischer und organischer Düngung auf Mesostigmata (Raubmilben) und Collembola (Springschwänze) im Ackerboden. In: R. EHRNSBERGER (Hrsg.): Bodenmesofauna und Naturschutz: pp. 220 – 249.

COLE, D., G. MCCRACKEN, M. FOSTER, L. AITKEN (2001): Using Collembola to assess the risks of applying metal-rich sewage sludge to agricultural land in western Scotland. – Agriculture, Ecosystems and Environment 83: pp. 177 – 189.

EHRNSBERGER, R. (1993): Bodenzöologie und Agrarökosysteme. In: R. Ehrnsberger (Hrsg.): Bodenmesofauna und Naturschutz: pp. 11 – 42.

EISENBEIS, G. (1993): Zersetzung im Boden. In: R. Ehrnsberger (Hrsg.): Bodenmesofauna und Naturschutz: pp. 53 – 77.

ELSTE, B., S. TISCHER, O. CHRISTEN (2010): Einfluss von Biogasgärrückständen auf Abundanz und Biomasse von Lumbriciden.– pp. 4.; Berichte der DBG (nicht begutachtete online Publikation), www.dbges.de.

FORMOWITZ, B., R. BECK, R. BRANDHUBER, J. BURMEISTER, M. FRITZ, R. WALTER (2012): Effects of digestates and cattle slurry on biotic and abiotic soil parameters and plant growth. Proceedings of the 20th EU BC&E: (in press).

KANAL, A. (2004): Effects of fertilization and edaphic properties on soil associated Collembola in crop rotation. – Agronomy Research 2 (2): pp. 153 – 168.

LAGERLÖF, J., O. ANDRÉN (1991): Abundance and activity of Collembola, Protura and Diplura (Insecta, Apterygota) in four cropping systems. – Pedobiologia 35 (6): pp. 337 – 350.

LEROY, B., L. BOMMELE, D. REHEUL, M. MOENS, S. DE NEEVE (2007): The application of vegetable, fruit and garden waste (VFG) compost in addition to cattle slurry in a silage maize monoculture: Effects on soil fauna and yield. – European Journal of Soil Biology 43: pp. 91 – 100.

MEBES, K. (1999): Collembolengemeinschaften in Agrarökosystemen. Diss. Universität Bayreuth – Fakultät für Biologie, Chemie und Geowissenschaften.

MOURSI, A. A. (1962): The lethal doses of CO₂, N₂, NH₃ and H₂S for soil Arthropoda. – Pedobiologia 2: pp. 9 – 14.

REINHOLD, G., V. KÖNIG, L. HEROLD (2004): Auswirkungen der Biogaserzeugung auf die Eigenschaften der Gärsubstrate. In: Thüringer Ministerium für Landwirtschaft (Hrsg.): 116. VDLUFA-Konferenz.

Sind Schadstoffe in Photovoltaik-Freiflächenanlagen eine Gefahr für den Boden?

T. Ebert, C. Müller

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Lange Point 12, 85354 Freising

E-Mail: Titus.Ebert@Lfl.bayern.de

Abstract: *Since 2004 many photovoltaic power plants were built on arable land, supported and financed by government aid. Usually only 30 – 40 % of the plant area is covered with solar-modules. The grass, that grows between the rows of modules will be mowed or grazed. It had to be proved by a literature research, whether the soil will be contaminated by heavy metals (esp. cadmium and lead) on such plants.*

Zusammenfassung: *Viele Photovoltaik(PV)-Freiflächenanlagen sind seit 2004 aufgrund der staatlichen Förderung entstanden. Da die Flächen nur zu 30 – 40 % mit Photovoltaik-Modulen bedeckt sind, kann sich zwischen den Reihen eine Grasnarbe ausbilden, die gemäht oder beweidet wird. Eine Literaturstudie sollte herausfinden, ob bei solchen Anlagen Schwermetallbelastungen (v. a. Cadmium und Blei) des Boden zu erwarten sind.*

Keywords: photovoltaic power plant, lead, cadmium, cadmiumtelluride, silicon solar modules, thin-film solar modules, soil protection;

Schlagworte: Photovoltaik-Freiflächenanlagen, Blei, Cadmium, Cadmiumtellurid, Silizium-Solarmodule, Dünnschichtmodule, Bodenschutz;

1 Einleitung und Zielsetzung

Aufgrund der staatlichen Förderung seit 2004 sind sehr viele Photovoltaik(PV)-Freiflächenanlagen auf landwirtschaftlichen Flächen entstanden. Ende 2010 schätzte die Bundesnetzagentur, dass auf ca. 2500 ha ehemals landwirtschaftlich genutzter Flächen in Bayern (ca. 0,1 % der Ackerfläche Bayerns) Strom durch Photovoltaik erzeugt wird (BAYERISCHER AGRARBERICHT 2012, neuere Zahlen liegen uns nicht vor).

Seit 1. Juli 2010 haben aber nur noch Freiflächen-Solarparks auf bereits versiegelten Flächen, auf Konversionsflächen (z. B. ehemaliges Militärgelände, Deponieflächen) und innerhalb eines 110 m Streifens längs von Autobahnen oder Schienenwegen Anspruch auf Einspeisevergütung nach EEG.

Da bei Photovoltaik(PV)-Freiflächenanlagen die Anlagenfläche in der Regel nur zu 30 bis 40 % mit PV-Modulen bedeckt ist, kann sich zwischen den Reihen eine Grasnarbe ausbilden, die gemäht oder von Schafen beweidet werden kann. Auch eine Freilandtierhaltung mit Geflügel, Rindern oder Pferden ist bei entsprechender technischer Anpassung der Höhe der PV-Module und der Robustheit der Aufständungen möglich. Im Zusammenhang mit der Nutzung solcher Flächen wurde die Frage aufgeworfen, ob aus den in Modulen und Lötstellen enthaltenen Schwermetallen (v. a. Cadmium und Blei) Belastungen des Bodens resultieren.

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse der Literaturstudie mit Literaturliste findet sich in EBERT & MÜLLER (2011).

2 Arten von Solarmodulen

Am meisten verbreitet sind **kristalline Silizium-Module** (Marktanteil 2011 ca. 88 %), gefolgt von **Dünnschicht-Modulen**. Als Halbleiter dient mono- oder (poly)multikristallines Silizium. Je nach Kristallaufbau weisen die Silizium-Einzelzellen (Wafer) Schichtdicken von 100 oder mehr µm auf.

Bei Dünnschicht-Modulen wird im Gegensatz zu kristallinen Silizium-Modulen der Halbleiter als rund 2 – 10 µm dünne Schicht flächig auf ein geeignetes Trägermaterial (Glas, Metall oder Kunststoff) aufgebracht. Als Halbleiter sind amorphes und mikrokristallines Silizium oder Nicht-Silizium-Verbindungen im Einsatz.

Bei **Nicht-Silizium-Halbleiter-Modulen** besteht die Halbleiterschicht aus unterschiedlichsten Materialien z. B. Cadmiumtellurid (CdTe), Cadmiumsulfid (CdS) oder Kupfer-Indium-(Gallium)-Schwefel-Selenverbindungen (CIS/CIGS). Am weitesten verbreitet sind die CdTe-Module (Marktanteil 2011 ca. 5,5 %).

3 Schadstoffe in Solarmodulen

Bei Solarmodulen auf Siliziumbasis ist der Halbleiter nur mit wenigen (Größenordnung 10^{-5}) Fremdatomen wie Bor, Indium, Aluminium, Gallium, Phosphor, Arsen oder Antimon dotiert. Nicht-Silizium-Halbleiter-Module enthalten v. a. Cadmiumtellurid und geringe Mengen Cadmiumsulfid als Halbleiter.

Für die elektrische Funktionsfähigkeit und die Verbindung der Einzelzellen zu einem Modul ist bei allen Typen von Solarzellen eine Vorder- und Rückseitenkontaktierung erforderlich. Bei kristallinen Silizium-Modulen werden hierzu Metallisierungspasten aufgebracht, die Silber, Aluminium und Bleioxid (in der Glasfritte) enthalten. Für die Verlötung der Einzelzellen zum Gesamtmodul werden Zinn-Blei-Lote eingesetzt. Bei Dünnschichtmodulen erfolgt die Kontaktierung meist mittels Zinn- oder Zinkoxiden, Aluminium, Silber oder Molybdän.

Von den in Solarmodulen enthaltenen Stoffen sind besonders Cadmium und Blei umweltrelevant.

Die Schichtdicke derzeit erhältlicher **CdTe-Solarmodule** liegt bei 2 – 4 µm CdTe und 0,1 – 0,2 µm CdS. Unter Abzug nicht beschichteter Randflächen (nur ca. 80 % der Modulfläche ist mit Halbleiter beschichtet) errechnen sich ca. 12 – 17 g CdTe und 0,4 – 0,6 g CdS je m² Modulfläche. Damit ergeben sich für eine Freiflächen-PV-Anlage mit CdTe-Modulen ca. 6 – 9 g Cd je m² Modulfläche.

Bei einer durchschnittlichen Modulfläche von 3000 m²/ha stehen also rund 18 – 27 kg Cd auf einem ha.

Die Schichtdicken der CdS- und CdTe-Schichten haben sich in den letzten Jahren stark vermindert, an effektiveren noch dünneren Halbleiterschichten wird geforscht.

Bei **kristallinen Silizium-Solarmodulen** wird in 30 – 50 % der Fälle auf die Zellrückseite eine bleihaltige Metallisierung aufgebracht. Je nach Art der Rückseitenmetallisierung ergeben sich 1 – 2 kg Pb/ha (Zellvorder- und -rückseite Silber basiert) bzw. 4 – 6 kg Pb/ha (Zellvorderseite Silber basiert, -rückseite Al basiert) (siehe EBERT & Müller, 2011).

Weiter ist Blei in den Blei-Zinn-Loten zum Verlöten der Silizium-Einzelzellen zum Gesamtmodul enthalten (10 g Blei je Modul, 100 x 160 cm).

Je nach eingesetztem Kontaktierungsmittel ergeben sich damit bei einer durchschnittlichen Modulfläche von 3000 m² 19 – 25 kg Pb/ha.

Aus Umweltschutzgründen kommen in letzter Zeit vermehrt bleifreie Kontaktierungen und Lote zum Einsatz.

4 Gefährdungspotenzial intakter Solarmodule

Im Hinblick auf die Abschätzung des Gefährdungspotentials, das von intakten Solarmodulen für den Boden ausgeht, sind v. a. Bindungsform und Wasserlöslichkeit der enthaltenen Schwermetalle sowie der Aufbau der Module (Schutz vor Witterungseinflüssen) entscheidend. Das in **CdTe-Modulen** enthaltene Cadmium liegt nicht elementar, sondern als CdTe bzw. CdS

gebunden vor. Diese Verbindungen sind äußerst stabil und sehr gering wasserlöslich. Da die Halbleiterschicht, samt Kontakten und Verbindern, von einer Glasverbundfolie sowie einer Front- und Rückglasscheibe umgeben ist, ist sie nicht unmittelbar der Witterung ausgesetzt. Daher ist ein Cadmiumeintrag von intakten Modulen in den Boden nach derzeitigem Kenntnisstand bauartbedingt nicht zu erwarten.

Kristalline Silizium-Module werden ebenfalls laminiert und außerdem zusätzlich von einer Frontglasscheibe abgedeckt, besitzen meist aber keine zusätzliche Rückglasabdeckung. Bei kristallinen Silizium-Modulen ist das in den Metallisierungspasten und Lötstellen enthaltene Blei also nicht unmittelbar der Witterung ausgesetzt. Ein direkter Bleieintrag von intakten Modulen in den Boden ist daher ebenfalls nicht zu erwarten.

5 Gefährdungspotenzial von beschädigten/zerstörten Solarmodulen

Oft wird die Frage gestellt, ob bei einer Beschädigung/Zerstörung der Solarmodule z. B. durch Hagel oder Brand Cadmium oder Blei freigesetzt werden und damit in den Boden oder die Pflanzen gelangen kann. Hierzu finden sich in der Literatur v. a. Elutionsversuche, die im Zusammenhang mit Deponierung oder Recycling von Solarmodulen durchgeführt wurden.

5.1 Verfügbarkeit von Cadmium und Blei – Ergebnisse von Elutionsversuchen

Vom geotechnischen Institut, Norwegen (NGI) wurden 2010 Auslaugungsversuche mit Bruchstücken von CdTe-Modulen und multikristallinen Siliziummodulen (mc-Si) durchgeführt. Die auf < 4 mm zerkleinerten CdTe-Module wiesen einen Gesamtgehalt von 383 mg Cd/kg CdTe-Modulmaterial, die ebenfalls auf < 4 mm zerkleinerten Siliziummodule einen Gesamtgehalt von 576 mg Pb/kg mc-Si-Modulmaterial auf. Mittels deionisiertem Wasser durchgeführte Schüttel- und Säulenversuche ergaben geringe Cadmium- bzw. Bleigehalte. Demgegenüber wies der zur Bestimmung des maximalen Auslaugungspotentials durchgeführte Elutionsversuch erheblich höhere Cadmium- bzw. Bleiwerte auf mit einem deutlichen Anstieg bei abnehmendem pH-Wert (siehe EBERT & Müller, 2011).

Aufgrund der Versuchsanstellung stellen die mit < 4 mm Bruchstücken am NGI durchgeführten Untersuchungen jedoch einen Extremfall möglicher Schadstoffauslaugung dar.

5.2 Gefahr durch Hagelbruch oder Brand

Im Fall einer Beschädigung des Moduls durch ein **Hagelereignis** ist für die Frage der Freisetzung von Cadmium und/oder Blei entscheidend, ob die Halbleiterschicht bzw. die Kontakte und Lötstellen der Witterung ausgesetzt sind. In der Praxis dürften feine Risse in der Glasoberfläche entstehen, durch die Wasser eindringen kann. Auf PV-Freiflächenanlagen ist wohl kaum von einer Zerstörung der Module in so kleine Modulfragmente auszugehen, wie sie für die Elutionsversuche erzeugt wurden. Für Solarmodule werden in der Regel hagelgeprüfte Frontglasscheiben verwendet. Zusätzlich schützt die Folienlaminiierung auch bei Glasbruch vor einer Schadstoff-Freisetzung. Auch ist zu beachten, dass es bei Schüttelversuchen zu einem mechanisch bedingten Abrieb kommen kann (und damit zu höheren Schwermetallgehalten im Wasser), was bei in Freiflächenanlagen auftretenden Modulbrüchen nicht zu erwarten ist.

Im Falle eines **Brandes** (Blitzeinschlag) ist bei CdTe-Modulen lediglich von einer sehr geringen Schadstoff-Freisetzung auszugehen (sehr hoher Schmelzpunkt von CdTe; Einschluss der Schadstoffe in der Glasschmelze). Zur möglichen Freisetzung von Blei aus Silizium-Modulen im Brandfall liegen uns keine Angaben vor.

Je nach Grad der Beschädigung durch Hagel/Brand und Verweildauer auf der Anlagenfläche kann eine Auslaugung von Blei oder Cadmium aber nicht gänzlich ausgeschlossen werden. Defekte Module sollten im Sinne des vorsorgenden Bodenschutzes daher nicht länger auf der

Anlagenfläche verbleiben. Die Industrie bietet hierfür ein geordnetes Recyclingsystem an (PV Cycle Association).

6 Fazit und Ausblick

Die Gefahr einer Bodenkontamination durch PV-Anlagen mit Blei oder Cadmium wird nach derzeitigem Kenntnisstand bei intakten Solarmodulen bauartbedingt als sehr gering eingestuft. Sind Halbleiterschicht, Kontakte oder Verlotungen aufgrund von Beschädigungen der Module durch Hagel oder Brand der Witterung ausgesetzt, sollten diese aus Gründen des vorsorgenden Bodenschutzes nicht längere Zeit auf der Anlagenfläche verbleiben. Eine Auslaugung von Blei oder Cadmium kann dann nicht gänzlich ausgeschlossen werden.

7 Literatur

EBERT, T. & MÜLLER, C. (2011): Schadstoffe in Photovoltaik-Freiflächenanlagen - Zeitschrift Bodenschutz Jhg. 16, 03 – 11: pp. 69 – 74.

SOLARSERVER (2012): www.solarserver.de.

BAYERISCHER AGRARBERICHT 2012: www.agrarbericht-2012.bayern.de, Rubrik: "Landwirtschaft, Ländliche Entwicklung – Produktion und Vermarktung im pflanzlichen Bereich – Landnutzung".

Windkraftanlagen und Flächen-/Bodenverbrauch – Ausmaß und Minderungsmöglichkeiten

N. Feldwisch, J. Braun
Ingenieurbüro Feldwisch, Karl-Philipp-Straße 1, 51429 Bergisch Gladbach
E-Mail: info@ingenieurbuero-feldwisch.de

Abstract: *Due to the technical advances in wind power generation the utilization of wind power stations is an efficient and sustainable way of energy production. The land consumption that comes along with the construction of power stations and maintenance roads is mostly associated with the loss of agricultural areas. The object of this project work is to analyse the extent of land consumption and to evaluate potentials of reducing it.*

1 Fragestellung/Anlass

Aufgrund des technischen Fortschritts in der Windenergie stellen Windkraftanlagen (WKAs) eine effiziente, nachhaltige Möglichkeit der Energiegewinnung dar.

Der Standort, die Errichtung und die Zuwege benötigen jedoch eine bestimmte, meist landwirtschaftliche Fläche, die aus der Bewirtschaftung genommen wird. Daraus ergibt sich die Frage, wie hoch dieser Flächen- bzw. Bodenverbrauch der WKAs ist und ob dieser verringert werden kann.

2 Methoden

Zum Bemessen des Flächen- bzw. Bodenverbrauch durch WKAs wurde mit Hilfe des ArcView-GIS-Tools in Luftbildern die optisch erkennbaren Flächenumfänge der WKAs digital erfasst. Die Flächen wurden in fünf Kategorien eingeteilt: Zuwegung, Aufstellfläche, Standfläche/Turmumfang, Abstandsfläche um den Turm herum und Trafostation. Des Weiteren wurde die Länge der Zuwege gemessen.

Die Ergebnisse wurden anschließend in Excel ausgewertet und graphisch aufgearbeitet.

3 Ergebnisse

Beispielhafte Auswertungen von Luftbildern in Rheinland-Pfalz verdeutlichen, dass die gesamte Flächeinanspruchnahme durch WKAs mit einer Spannweite von < 100 bis ca. 2.000 m² stark variiert.

Die Aufstellfläche macht mit bis zu 1.200 m² den größten Anteil am Flächenverbrauch von WKAs aus, wobei diese Fläche bei den meisten Standorten weniger als 400 m² beträgt und der Anteil an der Gesamtfläche zwischen 10 % und 80 % schwankt.

Der Median der Abstandsfläche um den Turm herum liegt bei ca. 200 m² (38 % der Gesamtfläche). Bei einzelnen Standorten werden bis zu 600 m² ermittelt.

Die Länge der Zuwege, deren Fläche im Durchschnitt 17 % der Gesamtfläche beträgt, variiert sehr stark. In Einzelfällen sind diese kürzer als 50 m. Sie können aber auch über 600 m lang sein.

Der Anteil des Flächenverbrauchs für die Standfläche (welche ungefähr dem Turmumfang entspricht) und die Trafostation sind vergleichsweise gering.

Ausgehend von dem stark variierenden Flächenverbrauch durch WKAs, der zwar zum Teil von der Größe und den standortkundlichen Gegebenheiten abhängig ist, kann davon ausgegangen werden, dass die Inanspruchnahme von Fläche bzw. Böden durch eine gezielte Planung vermindert werden kann. Die Minderungspotenziale werden diskutiert.

Ertüchtigung stillgelegter alter Hausmülldeponien durch bodenschutzrechtliche Maßnahmen– Umlagerung von Abfällen auf stillgelegten Deponien im Rahmen eines Sanierungsplans nach § 13 BBodSchG –

K. Hoffmann¹, M. Koch²

Hoffmann & Greß Rechtsanwälte, Fürstenrieder Straße 281, 81377 München¹

BFM Umwelt-Beratung-Forschung-Management GmbH, Emmy-Noether-Straße 2/E, 80992 München²

E-Mail: info@hoffmann-gress.de, info@bfm-umwelt.de

Abstract: *A “landfill” operated between 1959 and 1977 by a private company was decommissioned in 1977. Three decades later, during the infrastructure and road building work for an industrial area adjoining the former landfill site, waste similar to domestic refuse was found. As part of a decontamination plan according to Art. 13 BBodschG, a dismantling of the abandoned landfill will be carried out in combination with the relocation of the material from the abandoned landfill to the visible landfill site.*

Zusammenfassung: *Neben einer zwischen 1959 bis 1977 von einem privaten Unternehmer betriebenen stillgelegten „Deponie“ werden drei Jahrzehnte später bei den Erschließungs- und Straßenbaumaßnahmen für ein angrenzendes Baugebiet hausmüllähnliche Abfälle aufgefunden. Im Rahmen eines Sanierungsplans gemäß § 13 BBodSchG erfolgt der Rückbau der Alt-ablagerung in Kombination mit der Umlagerung des Materials aus der Altablagerung auf den Deponiekörper.*

Keywords: soil protection, relocation, abandoned landfill, German Soil Protection Act;

Schlagworte: Bodenschutz, Umlagerung, Altlast, Abfalldeponie, Bundes-Bodenschutzgesetz;

1 Ausgangssituation

Ein Abfallunternehmer betreibt zwischen 1959 bis 1977 auf privaten Flächen eine als „gemeindlicher Müllablageplatz“ bezeichnete „Deponie“ für Hausmüll und Gewerbeabfälle. Hierfür erteilt das zuständige Landratsamt 1972 eine Baugenehmigung. Die genehmigten Baupläne umfassen dabei den zu diesem Zeitpunkt bereits bestehenden Müllplatz (sichtbarer Deponiekörper) sowie geplante Erweiterungsflächen östlich des Deponiekörpers.

Die Deponie wird 1977 stillgelegt, mit sterilem Material und Humus abgedeckt und bepflanzt. Drei Jahrzehnte später führt die örtliche Gemeinde ein Bebauungsplanverfahren für ein an den ehemaligen Deponiekörper östlich angrenzendes Gewerbegebiet durch. Bei den Erschließungs- und Straßenbaumaßnahmen werden im Baugebiet neben dem sichtbaren Deponiekörper hausmüllähnliche Abfälle aufgefunden, so dass von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast (Altablagerung) auszugehen ist.

Um Art, Umfang, flächenmäßige Verteilung der Altablagerungen und eine mögliche Grundwassergefährdung festzustellen, wird der Sachverständige nach § 18 BBodSchG von den Rechtsnachfolgern des früheren Deponiebetreibers und der Gemeinde beauftragt, Detailuntersuchungen durchzuführen. Die für Altdeponien zuständige Regierung möchte daraufhin die Rechtsnachfolger des früheren Deponiebetreibers verpflichten, auf den von den Altablagerungen betroffenen Flächen ein „Oberflächenabdichtungssystem nach den Vorgaben des Abfall- und Deponierechts“ zur Sicherung der Altlast einzurichten. Die betroffenen Grundstücke könnten jedoch bei dieser Sanierungsvariante – anders als im Bebauungsplan der Gemeinde vorgesehen – künftig gewerblich nicht genutzt werden. Hierfür wäre die vollständige Dekontamination/Auskoffnung/externe Entsorgung der Altablagerungen (Off-Site) als weitergehende Maßnahme durchzuführen. Die Off-Site-Sanierungsvariante ist allerdings wegen der damit

verbundenen erheblichen Kosten für die privaten Beteiligten nicht finanzierbar und würde zudem zu langjährigen rechtlichen Auseinandersetzungen mit den Behörden und der Gemeinde führen.

Vom Sachverständigen wird daher als Alternative die Auskofferung und Umlagerung der aufgefundenen hausmüllähnlichen Altablagerungen auf den westlich angrenzenden Deponiekörper vorgeschlagen. Die Sanierungsvariante „Umlagerung“ wird nach Abstimmung mit den beteiligten Behörden (Regierung, LfU, Wasserwirtschaftsamt, Landratsamt, Gemeinde) als umweltpolitisch, ökonomisch und ökologisch sinnvolle technische Sanierungslösung eingestuft. Die Umlagerung soll mit einem Sanierungsplan gemäß § 13 BBodSchG umgesetzt werden.

2 Umlagerung aus fachlich technischer Sicht

2.1 Gelände und Flächenvorbereitung

Die Flächen im Bereich der stillgelegten Deponie, auf welchen das Material abgelagert werden soll, werden über Winter gerodet. Ebenso wird eine vorhandene Bebauung (Hütte, Schuppen und Lager) rückgebaut, wobei der betonhaltige, gebrochene Bauschutt in die Umlagerung integriert wird. Der Baubereich wird umzäunt und mit einer Zufahrtstraße versehen. Bereits vorhandene humose Deckschichten werden abgetragen und innerhalb des Sanierungsplangebietes zwischengelagert; diese sollen dann später unbehandelt als Renaturierungsschicht wieder aufgebracht werden. Eine befestigte Fläche mit kontrollierter Entwässerung für die Aufbereitung und Zwischenlagerung von Nassaushub wird in unmittelbarer Nähe der Altablagerung erstellt. Anfallendes kontaminiertes Wasser wird in einer Wasseraufbereitungsanlage gereinigt und außerhalb der Altablagerung versickert.

2.2 Ausbau und Aufbereitung des Materials aus der Altablagerung (Deponat)

Die Fläche der Altablagerung wird gerodet und zur Vergrämung der Zauneidechse vorbereitet (siehe 2.4). Anschließend wird der Oberboden abgetragen und von groben organischen Bestandteilen befreit. Danach wird die Altablagerung schichtweise abgetragen und auf die Zwischenlagerfläche verbracht, dabei werden gefährliche und nicht standfeste Materialien aussortiert (z. B. Kühlschränke, Fässer etc.). Der Aushub wird bis zur Untergrenze der Auffüllungen durchgeführt, wobei nur organoleptisch auffälliges Material ausgebaggert wird. Der entnommene Nassmüll wird bis zur Erreichung eines geeigneten Wassergehaltes auf der Zwischenlagerfläche gelagert.

2.3 Umlagerung des Deponats, Oberflächenabdichtung

Das ausgehobene bzw. behandelte Deponat wird lageweise auf das vorbereitete Plateau und am südöstlichen Hang der Deponie aufgebracht. Die Oberflächenabdichtung wird unter Verwendung von mineralischen Tondichtungsbahnen (auch „Bentonitmatten“ oder geosynthetische Tondichtungsbahnen GTD bezeichnet) in Anlehnung an die DK1 der DepV erstellt.

Darauf wird eine Rekultivierungsschicht aufgebracht. Das Niederschlagswasser, welches über der Dichtung anfällt und in einer Drainmatte abläuft, wird durch Drainageleitungen gefasst und außerhalb der Deponie versickert. Des Weiteren wird eine Gasdrainage zur Ableitung der Deponiegase erstellt.

2.4 Eingriffe in Natur und Landschaft

Die erforderlichen Rodungen betreffen insgesamt etwa 9.000 m², davon jeweils etwa 4.000 m² auf dem Plateau und im Bereich der Altablagerung und etwa 1.000 m² im Böschungsbereich. Eingriffe in Natur und Landschaft sollen minimiert und besonders schützenswerte Bereiche geschont werden.

Um die Belange der Natur und des Artenschutzes zu wahren, wird im Rahmen des Sanie-

rungsplans eine spezielle artenschutzrechtliche Prüfung (saP) durchgeführt. Dabei werden erforderliche Maßnahmen zur Vermeidung und zur Sicherung der kontinuierlichen ökologischen Funktionalität festgelegt. Vorhabensbedingte Beeinträchtigungen von Arten des Anhangs IV der FFH-Richtlinie sind durch das geplante Vorhaben für die im Gebiet nachgewiesene Zauneidechse (*Lacerta agilis*) möglich. Dabei kommt es mit Umsetzung einer Vergrämuungsmaßnahme (Verdrängung der Zauneidechse aus dem Bereich der Altablagerung) zu einer Erfüllung des Verbotstatbestandes der Störung gemäß § 44 Abs. 1 Nr. 2 in Verbindung Abs. 5 BNatSchG. Durch diese Maßnahme zur Konfliktvermeidung wird allerdings insgesamt eine Verwirklichung von Verbotstatbeständen gemäß § 44 Abs. 3 und 1 in Verbindung mit Abs. 5 BNatSchG für die Zauneidechse vermieden. Da der Erhaltungszustand der Populationen der Zauneidechse mit Umsetzung dieser Maßnahme gesichert wird, die Maßnahme im öffentlichen Interesse liegt und das Vorhaben auch durch keine Alternative in einer anderen Form durchführbar ist, sind die Voraussetzungen für eine Ausnahmegenehmigung erfüllt.

2.5 Arbeits- und Immissionsschutzmaßnahmen

Aufgrund der bekannten Kontaminationen sind neben den allgemeinen Unfallgefahren auf Baustellen weitere Gefahrenpotentiale vorhanden. Im Boden, Deponat und im Grundwasser ist mit folgenden Schadstoffen zu rechnen: Schwer- und Halbmetalle, PAK, PCB (Polychlorierte Biphenyle), PCP (Pentachlorphenol), LHKW (Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe), BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol), MKW, Cyanide, Asbest und sonstige organische Schadstoffe. Außerdem ist mit folgenden Schadstoffen in der Bodenluft zu rechnen: LHKW, BTEX, Methan, Schwefelwasserstoff, erhöhte Kohlendioxidgehalte und Sauerstoffdefizite.

Bei den Tätigkeiten im Zusammenhang mit den geplanten Arbeiten im Sanierungsgebiet ist mit einer Schadstoffexposition des eingesetzten Personals zu rechnen: sämtliche Erdarbeiten, Reinigen der Arbeitsgeräte, Staubexposition bei trockener Witterung, Bohr- und Rammarbeiten sowie bei Arbeiten auf der Zwischenlagerfläche. Daher müssen geeignete Schutzmaßnahmen getroffen werden.

3 Umlagerung aus rechtlicher Sicht

3.1 Problemstellung

Die Umlagerungsvariante berührt vor allem abfallrechtliche und bodenschutzrechtliche Fragen, insbesondere des gesetzlich vorgeschriebenen Genehmigungsverfahrens und der einzuhaltenen Umweltstandards. Die Möglichkeit der Umlagerung von Altablagerungen auf Flächen einer benachbarten stillgelegten Deponie ist im Abfallrecht und Bodenschutzrecht *de lege lata* nicht eindeutig geregelt. Die Auskofferung und Umlagerung der Altablagerung wirft die Frage auf, ob hierfür primär eine abfallrechtliche Genehmigung erforderlich ist. Spätestens mit der Entnahme des kontaminierten Bodenmaterials aus den belasteten Flächen sind die Ablagerungen als Abfälle im Sinne des § 3 Abs. 1 KrWG einzustufen. Die „Entsorgung“ der Abfälle erfolgt dabei nicht in einer Abfallbeseitigungsanlage im Sinne des § 28 Abs. 1 Satz 1 KrWG, vielmehr führt die Umlagerung zu einer Veränderung und Ertüchtigung der angrenzenden stillgelegten Deponie.

3.2 Abfallrechtliches Genehmigungserfordernis

Für Errichtung, Betrieb und wesentliche Änderung einer Deponie ist nach § 35 Abs. 2 KrWG ein Planfeststellungsverfahren durchzuführen. Bei wesentlicher Änderung einer Deponie besteht nach Ermessen der Genehmigungsbehörde auch die Möglichkeit, anstelle der Planfeststellung eine Plangenehmigung nach § 35 Abs. 3 KrWG zu erteilen, insbesondere wenn die Änderung der Deponie keine erheblichen nachteiligen Auswirkungen auf eines der in § 2 Abs. 1 Satz 2 UVPG genannten Schutzgüter hat. Dies wäre bei der Umlagerungsvariante der Fall, da u. a. der bestehenden Deponiekörper ertüchtigt wird. Im Anwendungsbereich des Abfallrechts

müssten aber an die ehemalige Deponie sämtliche Anforderungen des Abfall- und Deponierechts hinsichtlich Stilllegung und Nachsorge und Überwachung gestellt werden. Die damit verbundenen weitergehenden Sanierungsanforderungen des Deponierechts für die bereits 1977 stillgelegte ehemalige Deponie wären jedoch weder für die Rechtsnachfolger des früheren Deponiebetreibers noch für die Gemeinde zumutbar.

3.3 Sanierungsplan gemäß § 13 BBodSchG

Ein flexibleres rechtliches Instrumentarium bietet hier der bodenschutzrechtliche Sanierungsplan gemäß § 13 BBodSchG. Das Bundesbodenschutzgesetz und die Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung sehen die Möglichkeit vor, Untersuchungen und Anordnungen zur Sanierung stillgelegter Deponien zu treffen, wenn es sich bei den Deponieflächen um eine „Altlast“ im Sinne von § 2 Abs. 5 Nr. 1 BBodSchG handelt. Im Rahmen des Sanierungsplans gemäß § 13 BBodSchG erfolgt die Festlegung des Sanierungsgebietes, das sowohl die Altablagerungsflächen als auch den ehemaligen Deponiekörper umfasst.

Ein abfallrechtliches Plangenehmigungsverfahren ist hier entbehrlich, da eine abfallrechtliche Zulassung in das Sanierungsplanverfahren integriert wird und in einer einzigen behördlichen Entscheidung zusammenfließt (konzentrierende Wirkung des für verbindlich erklärten Sanierungsplans, vgl. § 13 Abs. 6 Satz 2 BBodSchG).

Die Verbindung zwischen Abfallrecht und Bodenschutzrecht regelt dabei § 40 Abs. 2 Satz 2 KrWG (vormals § 36 Abs. 2 Satz 2 KrW-/AbfG). Dieser ordnet im Wege einer Rückverweisung die Spezialität des Bundesbodenschutzgesetzes unter der Voraussetzung an, dass von einer „stillgelegten Deponie“ schädliche Bodenveränderungen oder sonstige Gefahren für den einzelnen oder die Allgemeinheit ausgehen. In diesem Fall finden für die Erfassung, Untersuchung, Bewertung und Sanierung die Vorschriften des Bundesbodenschutzgesetzes Anwendung.

In Rechtsprechung und Literatur ist zwar nach wie vor umstritten, ob § 40 Abs. 2 Satz 2 KrWG (vormals § 36 Abs. 2 Satz 2 KrW-/AbfG) als Rechtsfolgen- oder umfassendere Rechtsgrundverweisung auszulegen ist (vgl. ausführliche Darstellung des Streitstandes bei Jarass/Petersen/Weidemann, KrW-/AbfG, 29. EL September 2011, § 36 Rdnr. 105 ff.). Sieht man § 40 Abs. 2 Satz 2 KrWG als Rechtsgrundverweisung an, so sind die Voraussetzungen für konkrete behördliche Maßnahmen allein nach den Tatbeständen des Bundesbodenschutzgesetzes zu entnehmen. Die Anwendung des Bundesbodenschutzgesetzes trifft dann nicht nur den Maßstab („wie“) einer Sanierung, sondern es gelten auch die Regelungen des Bundesbodenschutzgesetzes über die Sanierungsnotwendigkeit („ob“) und die hierzu Verantwortlichen (vgl. OVG Münster, NVwZ 2001, 1186; Versteyl/Sondermann, BBodSchG, 2. Auflage 2005, § 3 Rdnr. 34a).

Für die hier gewählte Umlagerungsvariante ist allerdings die rechtsdogmatische Diskussion der Einstufung des § 40 KrWG und dessen Verhältnis zum Bodenschutzrecht unbeachtlich. Denn selbst unter der Voraussetzung, dass es sich bei § 40 Abs. 2 Satz 2 KrWG „nur“ um eine Rechtsfolgenverweisung handelt, trifft die nach dem Abfallrecht zuständige Genehmigungsbehörde die im Einzelfall notwendigen Anordnungen zur Sanierung inhaltlich nach den Regelungen des 3. Teils des Bundesbodenschutzgesetzes, also nach den §§ 11 – 16 BBodSchG. Eine auch für die zuständige Genehmigungsbehörde mögliche Anordnung ist dabei die Aufstellung eines Sanierungsplans gemäß § 13 BBodSchG.

3.4 Anforderungen des Bodenschutzes

Die Umlagerung der Altablagerung erfolgt hier primär nach den inhaltlichen Anforderungen des Bodenschutzes. Die Deponieverordnung vom 27.04.2009 ist gemäß § 1 Abs. 3 Nr. 3a DepV auf Deponien und Deponieabschnitte, auf denen die Stilllegungsphase vor dem 01.01.1997

begonnen hat, nicht unmittelbar anzuwenden. Der Rückbau der Altablagerung kann daher u.a. in Kombination mit der Umlagerung des Materials aus der Altablagerung ohne vorherige analytische Deklaration erfolgen.

Die Anwendung des Bodenschutzrechts ist auch im Hinblick auf die Entnahme und Entsorgung von Bodenmaterial von wesentlicher Bedeutung. Unabhängig von seinem Verunreinigungsgrad handelt es sich bei Bodenmaterial, das im Zuge von Sanierungsmaßnahmen ausgekoffert wird, um Abfall im Sinne von § 3 Abs. 1 KrWG. Der als Abfall angefallene Boden wäre an sich in einer Abfallbehandlungsanlage nach § 28 Abs. 1 Satz 1 KrWG zu entsorgen. § 13 Abs. 5 BBodSchG regelt jedoch, dass von der Altlastenfläche entnommenes Bodenmaterial „*im Bereich der von der Altlastensanierung betroffenen Fläche*“ wieder eingebaut werden kann. Soweit ein verbindlich erklärter Sanierungsplan vorliegt, gelten für die On-Site-Verwertung im Geltungsbereich des Sanierungsplans deshalb die Vorgaben des § 28 Abs. 1 Satz 1 KrWG nicht. Voraussetzung ist dabei, dass durch den für verbindlich erklärten Sanierungsplan oder Anordnungen zur Durchsetzung der Pflichten nach § 4 BBodSchG sichergestellt wird, dass das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird.

Im Rahmen des Sanierungsplans können aber auch die grundlegenden abfallrechtlichen Ziele der Kreislaufwirtschaft inhaltlich berücksichtigt werden. Zu nennen sind die Grundpflichten des (seit 01.06.2012 geltenden) Kreislaufwirtschaftsgesetzes, namentlich die 5-stufige Abfallhierarchie in § 6 KrWG - Vermeidung / Vorbereitung zur Wiederverwendung / Recycling / sonstige Verwertung / Beseitigung. Nach § 7 Abs. 3 Satz 1 KrWG hat die Verwertung von Abfällen ordnungsgemäß und schadlos zu erfolgen, gemäß § 15 Abs. 2 KrWG soll bei einer Abfallbeseitigung sichergestellt werden, dass das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird und insbesondere keine Gefahren für die in § 15 Abs. 2 Satz 2 KrWG genannten Schutzgüter hervorgerufen werden können, insbesondere

- keine Beeinträchtigung der Gesundheit der Menschen,
- keine Gefährdung von Tieren oder Pflanzen,
- keine schädliche Beeinflussung von Gewässern oder Böden,
- kein Herbeiführen schädlicher Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen oder Lärm,
- Beachtung der Ziele der Raumordnung, Berücksichtigung der Grundsätze und sonstigen Erfordernisse der Raumordnung, Wahrung der Belange des Naturschutzes, der Landschaftspflege sowie des Städtebaus,
- keine Gefährdung oder Störung der öffentlichen Sicherheit und Ordnung.

Im Zusammenhang mit der Umlagerung der Altablagerung erfolgt hier eine Ertüchtigung des 1977 stillgelegten Deponiekörpers. Der „Stand der Technik“ wird im Sanierungsplan anhand der abfallrechtlichen bzw. umweltrechtlichen Ziele als behördliche Einzelfallentscheidung konkretisiert. Dementsprechend wird ein dem „Stand der Technik“ entsprechendes Oberflächenabdichtungssystem in Anlehnung an die Deponieklasse DK 1 auf dem Deponiekörper ausgeführt.

4 Literatur

BUNDES-BODENSCHUTZ- UND ALTLASTENVERORDNUNG (BBodSchV) vom 12.07.1999 (BGBl. I S. 1554), die zuletzt durch Art. 5 Abs. 31 des Gesetzes vom 24.02.2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist.

GESETZ ÜBER NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG) vom 29.07.2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Art. 5 des Gesetzes vom 06.02.2012 (BGBl. I S. 148) geändert worden ist.

GESETZ ZUM SCHUTZ VOR SCHÄDLICHEN BODENVERÄNDERUNGEN UND ZUR SANIERUNG VON ALTLASTEN (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG) vom 17.03.1998 (BGBl. I S. 502), das zuletzt durch Art. 5 Abs. 30 des Gesetzes vom 24.02.2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist.

GESETZ ZUR FÖRDERUNG DER KREISLAUFWIRTSCHAFT UND SICHERUNG DER UMWELTVERTRÄGLICHEN BEWIRTSCHAFTUNG VON ABFÄLLEN (Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG) vom 24.02.2012 (BGBl. I S. 212), in Kraft getreten am 01.06.2012.

JARASS/PETERSEN/WEIDEMANN (2010): KrW-/AbfG, Loseblatt-Kommentar, 29. EL September 2011.

VERORDNUNG ÜBER DEPONIEREN UND LANGZEITLAGER (Deponieverordnung - DepV) vom 27.04.2009 (BGBl. I S. 900), die zuletzt durch Art. 5 Abs. 28 des Gesetzes vom 24.02.2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist.

VERSTEYL/SONDERMANN (2005): BBodSchG Bundes-Bodenschutzgesetz, Kommentar, 2. Auflage 2005.

Alte Flächen – Neue Energien. Energetische Nachnutzung brachliegender, ökologisch beeinträchtigter Brachflächen im ländlichen Raum Thüringens

A. Homuth, K. Roselt
JENA-GEOS®-Ingenieurbüro GmbH, Saalbahnhofstraße 25c, 07743 Jena
E-Mail: info@jena-geos.de

Abstract: *Climate change and resource depletion require intelligent solutions for a sustainable and efficient land management. About 6.300 ha unused brownfield potentials in the rural area of Thuringia are faced with a huge need of space for installation of renewable energy sources. Against this background, the project 'Old sites – New energy' developed a land management tool that investigates possibilities of energy reuses at brownfields.*

Zusammenfassung: *Klimawandel und Ressourcenverknappung erfordern intelligente Lösungen für ein nachhaltiges und effizientes Flächenmanagement. Etwa 6.300 ha ungenutzte Brachflächenpotenziale im ländlichen Raum Thüringens stehen einem hohen Flächenbedarf für die Installation erneuerbarer Energieträger gegenüber. Das Projekt ‚Alte Flächen – Neue Energien‘ hat vor diesem Hintergrund ein Flächenmanagementinstrument entwickelt, das die Möglichkeiten energetischer Nachnutzungen auf Brachflächen untersucht.*

Keywords: Renewable energies, brownfields, development constraints and site risks, competition of areas;

Schlagworte: Erneuerbare Energien, Brachflächen, Entwicklungshemmnisse und Flächenrisiken, Flächenkonkurrenzen;

1 Einleitung

Vor dem Hintergrund einer rasant wachsenden Weltbevölkerung und dem stetig steigenden Nahrungsmittel- und Energiebedarf rückt die Flächenkonkurrenz beim Anbau nachwachsender Rohstoffe und alternativer energetischer Nutzungen, bei der Erzeugung von Nahrungsmitteln, sowie um Ausgleichsflächen für Kompensationsmaßnahmen auch im ländlichen Raum Thüringens verstärkt in den Fokus. Auch gehen durch Folgen des Klimawandels und durch Umnutzungen wertvolle Ackerböden verloren. Durch die zunehmende Verknappung fossiler Rohstoffe entsteht zudem ein erhöhter Flächenbedarf für die Umsetzung alternativer Energieerzeugungskonzepte.

Diesem Flächenbedarf stehen etwa 6.300 ha ungenutzte Flächenpotenziale im ländlichen Raum Thüringens gegenüber – brachliegende, oftmals durch Umweltschäden gekennzeichnete Flächen aus einer ehemals gewerblichen oder landwirtschaftlichen Vornutzung, die aufgrund ihrer zumeist peripheren Lage kaum Chancen auf eine Entwicklung haben.

Im Bewusstsein dieser Situation wurde vom Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz das Modellvorhaben ‚Alte Flächen – Neue Energien‘ initiiert, in dessen Rahmen Ansätze entwickelt wurden, die Potenziale dieser Brachflächen – insbesondere für eine energetische Nutzung – effektiver zu nutzen. In diesem Zusammenhang wurde ein Flächenmanagementinstrument entwickelt, das geeignete und effiziente Folgenutzungen für ländliche Brachflächen aufzeigt und damit einen praktischen Beitrag zur Umsetzung eines nachhaltigen Flächenmanagements leistet.

2 Methodik

2.1 Grundlagen

Voraussetzung für die umfassende Anwendbarkeit eines Flächenmanagementinstruments zur Ableitung energetischer Folgenutzungen ist eine systematische Klassifizierung ungenutzter

Brachflächenpotenziale im ländlichen Raum Thüringens, die sowohl die Eigenschaften der Brachflächen zutreffend beschreibt als auch ihr Potenzial aufzeigt, auf ihnen erneuerbare Energie zu erzeugen.

Grundsätzlich sind bei der Ermittlung des energetischen Potenzials von Brachflächen drei wesentliche Rahmenbedingungen zu berücksichtigen:

- Brachflächentyp
- Brachflächencharakter
- Energiepotenzial der Brachfläche

Schematisch in einer dreidimensionalen Matrix dargestellt, kann auf der Grundlage dieser standortspezifisch zu analysierenden Rahmenbedingungen die Ableitung der jeweils geeigneten energetischen Nutzung erfolgen (vgl. Abbildung 1).

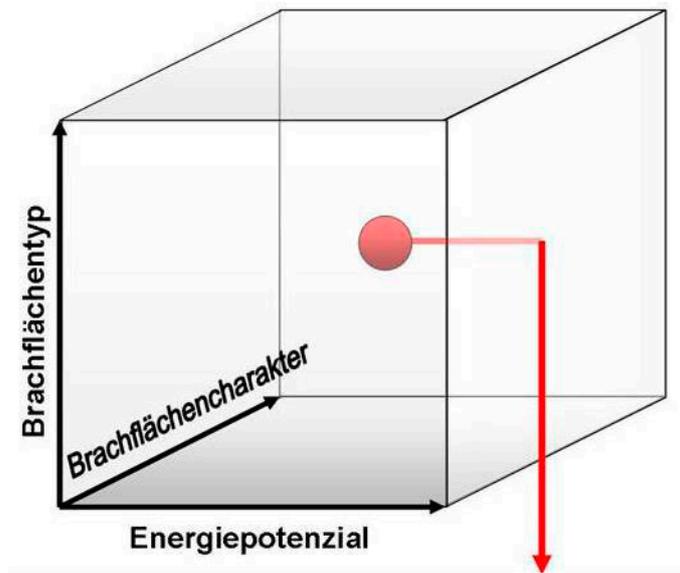


Abbildung 1: Entscheidungsmatrix zur Nutzung ländlicher Brachflächen für erneuerbare Energieerzeugung

Ein entwickelter Kriterienkatalog dient zur spezifischen Charakterisierung der drei Dimensionen und stellt die Grundlage für die Bewertung dar. Insgesamt wurden etwa 70 Kriterien definiert. Der Kriterienkatalog umfasst Angaben zu:

- Allgemeinen Standortdaten: Ort, Lage, Flächengröße, Vornutzung, usw.
- Umwelt- und Baugrundsituation: Erschließung, Kontaminationen, Baugrund, usw.
- Energetisch relevanten Kriterien: Solarstrahlung, Windhöufigkeit, usw.
- Rechtlichen Aspekten: Schutzgebiete, Altlasten, usw.

2.2 Brachflächenprototypen und Bewertungsstruktur

Auf Grundlage einer umfassenden Datenauswertung mehrerer hundert Brachflächen und zahlreichen Standortbefahrungen wurden fünf charakteristische Brachflächenprototypen für den ländlichen Raum Thüringens ermittelt:

- Prototyp I: Gebäude- und Freifläche
- Prototyp II: Betriebsfläche Lagerplatz
- Prototyp III: Betriebsfläche Halde

- Prototyp IV: Verkehrsfläche
- Prototyp V: Wasserfläche

Die Analyse möglicher energetischer Nachnutzungen basiert auf dieser Brachflächentypisierung.

Mittels einer im Projekt entwickelten Bewertungsstruktur wird eine umfassende Charakterisierung der zu untersuchenden Brachflächen innerhalb der Prototypenklassen gewährleistet. Anhand der Abfrage von Brachflächeneigenschaften (Kriterienkatalog) wird die Analyse jeweils geeigneter und effizienter energetischer Nachnutzung durch folgende Arbeitsschritte untersucht:

1. Zuordnung Brachfläche → Prototyp

Anhand der Vornutzung des Standortes sowie der Definition charakteristischer Flächeneigenschaften erfolgt eine Zuordnung der Brachfläche in eine Prototypenklasse.

2. Definition von Flächenrisiken

Für den Standort erfolgt eine Recherche der Flächenrisiken. Mittels der Abfrage von Umwelt- und Baugrundlasten entsprechend einschlägiger Rechtsbereiche wird eine Ableitung des Risikopotenzials für die Fläche vorgenommen, wobei auch das rechtliche Inanspruchnahmerisiko berücksichtigt wird.

3. Ableitung möglicher energetischer und alternativer Folgenutzungen

Die Ableitung möglicher energetischer Nutzungen wird unter Berücksichtigung des zuvor definierten Prototyps sowie der analysierten Flächenrisiken vorgenommen und erfolgt anhand definierter Ausschlusskriterien. Parallel wird die Eignung des Standortes als Ausgleichsfläche und für eine landwirtschaftliche Nutzung geprüft. Im Ergebnis sind Aussagen zur Eignung möglicher Nachnutzungen sowie zu entsprechenden Nutzungseinschränkungen dokumentiert.

4. Variantenvergleich und Vorzugsvariante

Abschließend erfolgen ein Variantenvergleich der definierten Nachnutzungsoptionen sowie die Empfehlung für eine Vorzugsvariante. Das Ergebnis resultiert aus der Bewertung einer vergleichenden Wirtschaftlichkeitsbetrachtung unter Berücksichtigung von Flächenkonkurrenzen.

3 Ergebnisse

3.1 Flächenmanagementinstrument und Leitfaden

Die spezielle Eignung der erneuerbaren Energieoptionen auf einem konkreten Standort wird durch Abfragen von definierten Kriterien (Kriterienkatalog) zu relevanten Flächeneigenschaften innerhalb eines im Rahmen des Modellvorhabens entwickelten Software-Tools ermittelt. Es werden Aussagen zu möglichen Folgenutzungen sowie zur jeweils effizientesten Nachnutzung für die Brachfläche getroffen. Die effizienteste und geeignetste energetische Nachnutzung resultiert aus den verhältnismäßig geringsten Investitionskosten bei größtmöglichem Energieertrag. Die Ermittlung und Gegenüberstellung der Wirtschaftlichkeit der Energieoptionen erfolgt anhand definierter Wirtschaftlichkeitskriterien.

Innerhalb jedes Bearbeitungsschrittes erfolgt die Abfrage relevanter Flächeneigenschaften, die der Nutzer mittels vorgegebener Eingabefelder / Antwortoptionen im Software-Tool beantworten muss. Voraussetzung für ein aussagefähiges Ergebnis ist eine detaillierte Kenntnis bzw. die Recherche erforderlicher Standortinformationen. Insgesamt werden im Tool ca. 150 Fragestellungen verknüpft.

Die Ergebnisauswertung der Software wird in einem *energetischen Flächensteckbrief* zusammenfassend dargestellt (vgl. Abbildung 2). Dort werden relevante Brachflächeneigenschaften und Aussagen zu vorhandenen Flächenrisiken zusammengefasst. Die

Ergebnisse bezüglich möglicher energetischer und alternativer Nachnutzungen werden in einer Rangfolge nach deren Geeignetheit für die Fläche dargestellt.

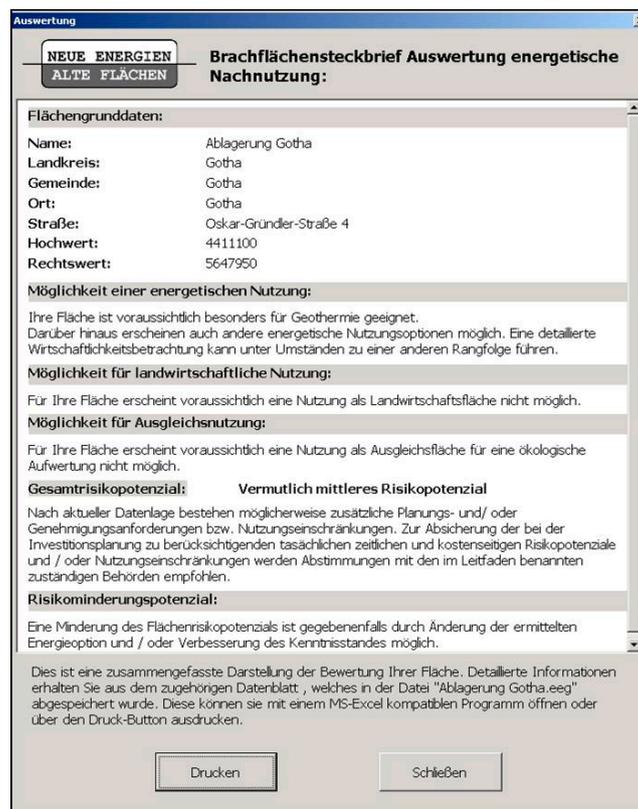


Abbildung 2: Ergebnisauswertung des Software-Tools – Der energetische Flächensteckbrief

Neben der Software-Applikation wurde ein Leitfaden entwickelt, der zur Erläuterung der Handhabung des Tools dient, sowie weiterführende Hinweise, Informationsquellen und Ansprechpartner zum Thema bereitstellt.

3.2 Regenerative energetische Nutzungsoptionen auf Brachflächen

Grundsätzlich besteht die Möglichkeit einer Installation regenerativer Energieformen der Stromerzeugung und der Wärmebereitstellung auf Brachflächen im ländlichen Raum. In diesem Rahmen wurden die Optionen einer Nutzung der Sonne (Photovoltaik und Solarthermie), des Windes (Windkraftanlagen) und des Standortuntergrundes (Erdwärme, Geothermie) untersucht. Zudem sind auf Brachflächen der Anbau von Biomasse und ihre Transformation in Energie relevant.

Im Ergebnis der Validierung des Software-Tools in 2 Landkreisen Thüringens wurden die dargestellten grundsätzlichen Eignungen der erneuerbaren Energie-Optionen auf ländlichen Brachflächen ermittelt (Tabelle 1).

Tabelle 1: Eignung von erneuerbaren Energie-Optionen auf Brachflächenprototypen

Energetische Option Brachflächenprototyp	Stromerzeugung		Wärmebereitstellung		Beides		
	Photovoltaik	Windkraft	Solarthermie	Erdwärme	Biomasseanbau	Biomasseanlage	Geothermie
I Gebäude- und Freifläche							
II Betriebsfläche Lagerplatz							
III Betriebsfläche Halde							
IV Verkehrsfläche							
V Wasserfläche							

 grundsätzliche Eignung Prototyp für energetische Nachnutzung
 Prototyp für energetische Nachnutzung ungeeignet

3.3 Weitere Nutzungsoptionen – Ausschluss von Flächenkonkurrenzen

Für Brachflächen im ländlichen Raum sind grundsätzlich auch Nachnutzungen als Ausgleichsfläche für Kompensationsmaßnahmen oder landwirtschaftliche Folgenutzungen denkbar. Diese Nutzungsoptionen können mit den Möglichkeiten der Installation erneuerbarer Energien konkurrieren. Folgender Bewertungsansatz schließt Flächenkonkurrenzen im Rahmen der Nachnutzung ländlicher Brachflächen aus:

1. Auf hochwertigen/ertragreichen Böden, die keine oder nur geringe stoffliche Belastungen aus ihrer Vornutzung aufweisen, werden vorrangig landwirtschaftliche Nutzungen realisiert. Dabei hat der Nahrungsmittelanbau Vorrang vor dem Anbau von Biomasse.
2. Nichtagrарische, regenerative energetische Nutzungen (z. B. Windkraft, Photovoltaik, usw.) werden jenen Flächen zugeordnet, die durch geringwertigere Böden mit z. T. erhöhter Schadstoffbelastung gekennzeichnet sind.
3. Ausgleichsflächen für Kompensationsmaßnahmen werden den übrigen Flächen zugeordnet, für die keine anderweitige wirtschaftliche Nutzung in Aussicht gestellt werden kann (vorrangig in Naturschutzgebieten).

Unter Voraussetzung einer grundsätzlichen Eignung der Brachflächen für die jeweils angestrebte Nachnutzung, berücksichtigt das Software-Tool diese Rangfolge stets bei der Entscheidung über die optimale Folgenutzung für den Standort.

4 Schlussfolgerung

Auf der Grundlage einer Förderinitiative des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz wurde im Modellvorhaben ‚Alte Flächen – Neue Energien‘ ein Flächenmanagementinstrument mit einem Algorithmus und zugehöriger Software-Applikation entwickelt, das dem Anwender die Möglichkeit bietet, neue Nutzungsoptionen für ländliche Brachflächen zu ermitteln. Damit können auch jene Standorte reaktiviert werden, die aufgrund bestehender Flächenrisiken und damit in Verbindung stehender hoher Kosten für eine Revitalisierung zunächst kaum Aussicht auf eine Wiedernutzung zu haben scheinen. Mit der Anwendung des Tools kann somit ein gewichtiger Beitrag zur Umsetzung einer nachhaltigen und effizienten Nutzung ehemals betrieblich vorgenutzter und heute brachliegender Flächen im ländlichen Raum Thüringens geleistet werden. Dabei liegt der Fokus auf der Umsetzung alternativer Energieerzeugungskonzepte. Mit dem Tool kann geprüft und entschieden werden, welche Art der energetischen Nachnutzung wirtschaftlich

und gleichzeitig auch ökologisch verträglich ist.

In diesem Sinne stellt das Produkt durch seine Anwendung nicht nur eine Hilfe für Flächeneigentümer, Kommunen oder Planer dar, sondern leistet auch einen volkswirtschaftlichen Beitrag:

- Umsetzung des Nachhaltigkeitsgedankens
- Effektiver Flächenhaushalt
- Beseitigung von Entwicklungshemmnissen belasteter Flächen
- Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energien und zur Verminderung des CO₂-Ausstoßes

Das Software-Tool und der Leitfaden sind auf den Internetseiten des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz frei zum Download verfügbar:

www.thueringen.de/de/landentwicklung/aufgaben/flaechenhaushaltspolitik/.

5 Literatur (Auswahl)

GENSKE, D. D., JÖDECKE, T., RUFF, A. (2009): Nutzung städtischer Freiflächen für erneuerbare Energien. Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, Bonn.

SCHLEGEL, S., KRAEMER, R. A., SCHAFFRIN, D. (2005): Bodenschutz beim Anbau nachwachsender Rohstoffe. Gutachten für die Kommission Bodenschutz des Umweltbundesamtes. Ecologic Institut für Internationale und Europäische Umweltpolitik, Berlin.

TKVV (2003): Verzeichnis der flächenbezogenen Nutzungsarten im Liegenschaftskataster und ihrer Begriffsbestimmungen (Thüringer Nutzungsartenverzeichnis). Thüringer Kataster- und Vermessungsverwaltung, Erfurt.

WESSELAK, V., SCHABBACH, T. (2009): Regenerative Energietechnik. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg.

Auswirkungen eines Solarparks auf den Bodenwasserhaushalt – eine Simulationsstudie

B. Klöcking¹, C. Gerstgraser²

Büro für Angewandte Hydrologie, Murnauer Str. 102a, 81379 München¹

gerstgraser - Ingenieurbüro für Renaturierung, Gaglower Straße 17/18, 03048 Cottbus²

E-Mail: kloecking@bah-muenchen.de

Abstract: *The impact of a planned solar park on the groundwater recharge was investigated by a scenario model study. The groundwater recharge of the affected areas in the Lieberoser Heide – a valuable dry landscape in Brandenburg – would be increased remarkably by the changes in vegetation and the shading of the soil by the solar panels.*

Zusammenfassung: *Im Rahmen einer Simulationsstudie wurden die Auswirkungen der geplanten Erweiterung eines Solarparks in der Lieberoser Heide in Brandenburg auf die Sickerwasserbildung untersucht. Durch die veränderten mikroklimatischen Verhältnisse und dem damit einhergehenden Vegetationswandel ergibt sich eine deutlich höhere Sickerwasserbildung im Vergleich zur derzeitigen Flächennutzung.*

Keywords: solar park, soil water, hydrological modelling;

Schlagworte: Solarpark, Bodenwasserhaushalt, hydrologische Modellierung;

1 Einleitung

Im Zuge der Umstellung der Energieversorgung auf erneuerbare Energiequellen sind in Deutschland vielerorts Solarparks entstanden. Weitere Anlagen sind in Planung. Neben ihrem positiven Effekt hinsichtlich der Energiegewinnung stehen sie besonders aufgrund ihres Flächenverbrauchs und der Auswirkungen auf das Landschaftsbild in der öffentlichen Diskussion. Bisher wenig beachtet wurden dabei die Auswirkungen dieser Freiflächenanlagen auf den Bodenwasserhaushalt und die Grundwasserneubildung.

Je nach Art der Anlage ist zwar nur mit einer geringfügigen Versiegelung von ca. 3 % (nach KALLMÜNZER, 2004) durch Fundamente, Stationsgebäude und Zufahrtswege etc. zu rechnen. Niederschläge können somit nahezu ungehindert in den Boden infiltrieren. Große Auswirkungen auf den Bodenwasserhaushalt sind jedoch von der Abschattung durch die Module und die sich daraus ergebenden Bedingungen für die Vegetation zu erwarten.

Südöstlich von Berlin befindet sich in der Lieberoser Hochfläche ein ehemaliger Truppenübungsplatz. Die jahrzehntelange militärische Nutzung sowie die noch heute bestehende Munitionsbelastung haben dazu geführt, dass dieses 2,5 km² große Areal für die Bevölkerung nahezu unzugänglich war. Verbunden mit den landschaftlichen Relikten der Eiszeit ist hier ein Landschaftsraum entstanden, der hinsichtlich Ausdehnung, Diversität und Artenausstattung einzigartig ist. Moore, Stillgewässer und Sandflächen wechseln sich mit naturnahen Pionierwäldern, Eichen- und Moorwäldern ab. Weite Bereiche wurden deshalb unter Schutz gestellt. Das gesamte Gebiet ist jedoch während der letzten Jahrzehnte durch einen fortschreitenden Rückgang der oberflächennahen Grundwasserstände gekennzeichnet, in dessen Folge ein dramatisches Absinken der Seewasserspiegel sowie das Trockenfallen von Feuchtgebieten und Oberflächengewässern beobachtet werden. Im Rahmen einer Studie des Brandenburger Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz wurden als eine Ursache neben den klimatischen Verhältnissen vor allem die Wiederbewaldung der Offenflächen festgestellt (GIR & BAH, 2011). In einem Teilbereich der Lieberoser Hochfläche wurde 2009 der Solarpark Turnow-Preilack errichtet, dessen Erweiterung von derzeit 162 ha um 1500 ha geplant ist. Im Auftrag der Betreiberfirma ProCon sollte untersucht werden, welche Auswirkungen auf den Grundwasserhaushalt des Gesamtgebietes zu erwarten sind.

2 Methodik

Als Methode wurde eine räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Simulation des Wasserhaushalts unter den beiden unterschiedlichen Landnutzungsformen (Referenzszenario „Ist-Zustand“ und Szenario „Solarpark“) bei ansonsten gleichen Randbedingungen gewählt. Als klimatischer Rahmen wurde für beide Szenarien die Witterung 1991 – 2010 genutzt.

Die Untersuchungen wurden mit ArcEGMO-PSCN (BECKER ET AL. 2002, PFÜTZNER 2003, KLÖCKING, 2009) durchgeführt. Dieses, als Toolbox konzipierte, hydrologische Modellsystem erlaubt die Simulation aller wesentlichen Komponenten des Gebietswasserhaushaltes von den Wechselbeziehungen zwischen Atmosphäre-Vegetation-Boden bis hin zu den ober- und unterirdischen Abflusskonzentrationsprozessen bei Berücksichtigung von anthropogenen Steuerungen und natürlichen Störungen. Je nach Fragestellung sowie gewünschter räumlicher und zeitlicher Auflösung werden adäquate Teilprozessmodelle zu einem anwendungsspezifischen Gebietsmodell verknüpft. Die GIS-Kopplung von ArcEGMO erlaubt dabei eine flächentreue Abbildung der unterschiedlichen Gebietseigenschaften.

Die Modellierung der Bodenwasserdynamik erfolgte mit einem Mehrschicht-Kapazitätsmodell nach KOITZSCH (1977) und GLUGLA (1969), das um zusätzliche Komponenten zur Simulation der lateralen Flüsse, des Makroporenflusses und des kapillaren Aufstiegs erweitert wurde. Bei diesem Ansatz wird die Bodenwasserdynamik mittels bodenspezifischer Kennwerte wie gesättigte Leitfähigkeit, und den Kapazitätswerten Feldkapazität und Permanenter Welkepunkt, die die Bodenwasserspeicherung unter bestimmten Spannungsverhältnissen charakterisieren, beschrieben.

Die Vegetationsdynamik wurde mit einem generischen Wachstumsmodell auf der Basis des Wärmesummenkonzeptes zur Simulation der phänologischen Entwicklung simuliert. Es handelt sich hierbei um eine vereinfachte Version des EPIC-Wachstumsmodells (WILLIAMS ET AL., 1989). Die Modellierung des täglichen Bodenwasserentzugs durch die Vegetation bezieht den Transpirationsbedarf der Pflanze, das pflanzenverfügbare Bodenwasser und die aktuelle Wurzelverteilung mit ein.

Eine ausführliche Modellbeschreibung inklusive diverser Anwendungsbeispiele findet sich unter www.arcegmo.de.

3 Untersuchungsgebiet

3.1 GIS-Modell

Die Lieberoser Hochfläche gehört zum Wuchsgebiet 24 „Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland“ und ist damit von einem trockenen Klima (540 mm/a Niederschlag bei 8,8 °C Jahresmitteltemperatur) und zumeist grundwasserfernen Sanden pleistozänen Ursprungs geprägt. Dominierend sind podsolige Braunerden und Podsol-Braunerden aus periglaziärem Sand über fluvilimnogenem Sand (GIR & BAH, 2011).

Das Untersuchungsgebiet teilt sich auf in eine Fläche von ca. 1.365 ha nördlich des vorhandenen Solarparks (Planungsraum 1) sowie in eine Fläche von ca. 400 ha im Bereich der Reichertskreuzer Heide (Planungsraum 2) im zentralen Bereich der Lieberoser Hochfläche. Beide Flächen unterscheiden sich vor allem durch die vorhandene Vegetation laut Biotoptypenkartierung (LUGV, 2011). Der Planungsraum 2 wird derzeit von offenen Heide- und Naturwaldflächen bestimmt (56 % bzw. 16 % Flächenanteil), während 59 % des Planungsraums 1 forstlich genutzt wird (Kiefernbestände). Der Heide- und Naturwaldanteil nimmt hier nur 9,5 % bzw. 16,5 % der Planungsfläche ein (siehe Abbildung 1).

Die Simulation des Wasserhaushaltes beider Planungsräume erfolgt auf der Basis von Hydrotopen, also Einzelflächen, die in sich als homogen bezüglich ihrer hydrologischen Eigenschaften (Boden, Landnutzung, Topographie, Grundwasserverhältnisse, etc.) aufgefasst werden. Zur Beschreibung der aktuellen Vegetation (Abbildung 1) wurden die Biotoptypen aus der Kartierung 2010 (LUGV, 2011) in 33 hydrologisch relevante Klassen zusammengefasst. Die Parametrisierung der Böden erfolgte auf der Basis der Bodengeologische Übersichtskarte im

Maßstab 1:300.000, untersetzt durch die Lokalbodenformen der Forstlichen Standortkartierung (s. GIR & BAH, 2011).

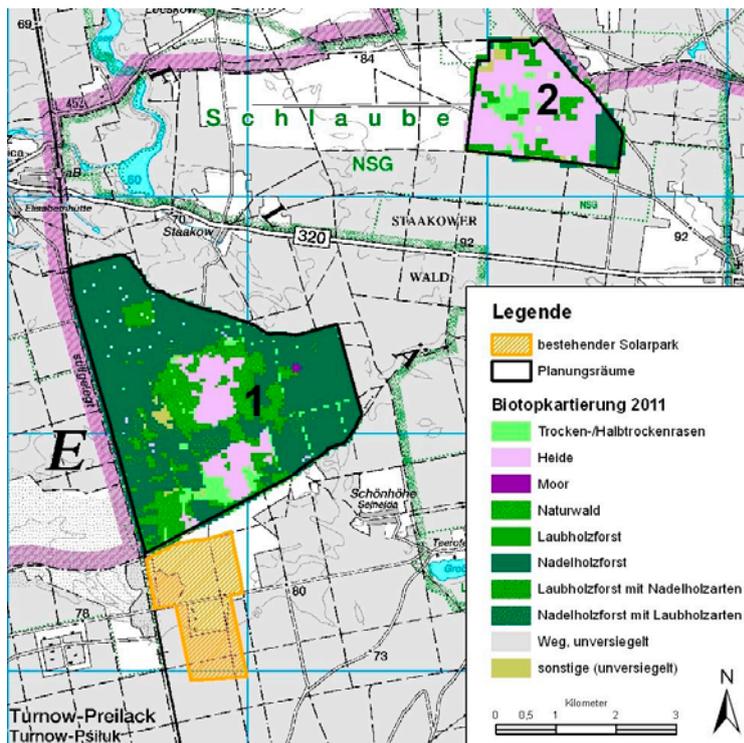


Abbildung 1: Lage und gegenwärtige Vegetation bzw. Landnutzung der untersuchten Flächen

Für den Szenariozustand „Solarpark“ wurde auf allen Flächen ein heideähnlicher Bewuchs angenommen. Eine weitere Unterscheidung (Anfahrtswege, Anlagen, Freiflächen, etc.) wurde nicht vorgenommen, da hierzu keine Informationen vorlagen.

Die Bodenparametrisierung blieb unverändert.

Diese Vereinfachungen müssen bei der Bewertung der simulierten räumlichen Veränderungen der Grundwasserneubildungsraten berücksichtigt werden, da davon auch gegenwärtige Feuchflächen und teilversiegelte Areale betroffen sind.

3.2 Abbildung der klimatischen und mikroklimatischen Situation

Zur Beschreibung der meteorologischen Bedingungen in den Planungsräumen werden Lufttemperatur, Niederschlag, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Globalstrahlung in täglicher Auflösung benötigt. Entsprechend der Verfügbarkeit der meteorologischen Messdaten der beiden benachbarten Hauptklimastationen Lindenberg und Cottbus des Deutschen Wetterdienstes wurde als Simulationszeitraum die Periode 1.1.1991 bis 31.12.2010 gewählt. Die Übertragung dieser Stationsdaten auf die Hydrotöpfe der Planungsräume erfolgte mit einem geostatistischen Regionalisierungsverfahren, das neben der Entfernung auch die topographischen Bedingungen berücksichtigt (s. PFÜTZNER, 2002).

Für die Berechnung der Bodenabschattung durch die Solarmodule wurden die Parameter der bestehenden Anlage „Turnow-Preilack“ benutzt. Laut dem Ertragsgutachten dieses Solarkraftwerks (MÜLLER, 2008) ergeben fünf quer übereinander montierte Module eine Baulänge von 3 m, die ihrerseits bei einem Neigungswinkel von 25 Grad eine auf den Boden projizierte effektive Baulänge von 2,72 m sowie eine Bauhöhe von 1,27 m ergeben. Der Reihenabstand ist mit 4,87 m angegeben. Der Verschattungswinkel ist mit 16,5 Grad angegeben, widerspricht aber dem zusätzlichen Hinweis, dass Verschattungsfreiheit zur Wintersonnenwende (21.12.) mittags gegeben ist – dies impliziert einen Verschattungswinkel von 14,5 Grad, der aus Gründen der internen Konsistenz im Folgenden benutzt ist. (Eine Rechnung mit 16,5 Grad oder auch leicht geänderten Abmessungen der montierten 5 Module (Zwischenräume wurden hier vernachlässigt) ergibt jedoch nur Änderungen in der Tagesverschattung von unter 1 %.) Leider findet sich keine Angabe über die Höhe der Montagegerüste – deshalb wurden 0,5 m für den Abstand zwischen Boden und der Unterkante des untersten Moduls angenommen (s. Abbildung 2).

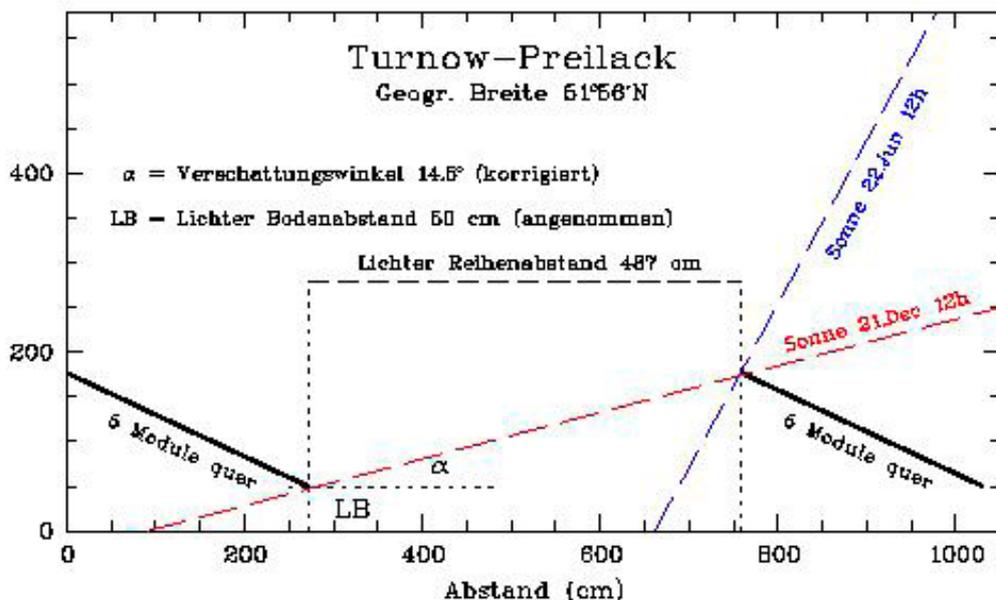


Abbildung 2: Geometrie der Solaranlage für die Berechnung der Abschattung des Erdbodens

Aus dem täglichen Lauf der Sonne für einen Ort auf geografischer Breite von 51,933 Grad wird zunächst mit einer Schrittweite von 4 min die Länge des geometrischen Schattens eines aus 5 Modulen gebildeten Blockes berechnet. Dabei werden folgende Vereinfachungen angenommen:

- Es wird nur der Anteil der Schattenfläche in dem 4,87 m messenden Streifen zwischen den Reihen berechnet, d. h. Sonneneinstrahlung auf die Fläche unter den Paneelen wird nicht berücksichtigt (Überschätzung des Schattens um ca. 5 %).
- Die seitliche Einstrahlung in die Reihen bei einem Stand der Sonne genau im Osten oder Westen (irrelevant zwischen Ende September bis Ende März; für die restlichen Monate etwa ein 0,1 – 0,5 % Effekt je nach Geometrie der Anlage) wird vernachlässigt.
- Der Randeffekt wird ignoriert, d.h. Schatten am Rand des Solarparks (Westseite am Morgen, Ostseite am Abend) sowie die Bestrahlung unter die Module (Ostseite am Morgen, Westseite am Abend).

Schließlich wird ein Tagesmittelwert der anteiligen Schattenfläche als geometrisches Mittel aus den 4 min-Einzelwerten berechnet. Die für die virtuellen Klimastationen der einzelnen Planungsräume berechnete tägliche Globalstrahlung wurde dann um diesen aktuellen Schattenanteil reduziert um auf die für die Vegetation verfügbare Reststrahlungsmengen zu kommen.

Unter diesen Annahmen beträgt die konstante Verschattung unter den Solarmodulen 36 %. Die Fläche zwischen den Reihen (64 % Anteil an Gesamtfläche) wird je nach Sonnenstand und Jahreszeit zwischen 42 % (Tagesmittelwert bei Sommersonnenwende) und 100 % beschattet. Nach Wichtung auf die jeweiligen Flächen ergibt sich eine Variation der Gesamtverschattung zwischen 63 % und 100 %.

Für die Simulation des Solarparks müssten theoretisch neben den geänderten Vegetations- und Strahlungsverhältnissen auch die veränderten Temperatur- und Windbedingungen berücksichtigt werden. Wie für die Vegetationsentwicklung liegen hierfür jedoch keine belastbaren Untersuchungen vor. Deshalb wurden Veränderungen der Windbedingungen vernachlässigt und aufgrund der strahlungsinduzierten Erwärmung der Module (MÜLLER, 2008) die Umgebungstemperatur pauschal um 1 K erhöht. Eine Beispielsrechnung ergab eine durch diese höhere Lufttemperatur bewirkte vernachlässigbare Veränderung der Sickerwasserbildung um -5,5 mm/a.

4 Ergebnisse

Auf Basis der Klimadaten der Jahre 1991 – 2010 liegen die jährlichen Sickerwasserraten für die derzeit vorhandene Vegetation (Ist-Zustand) zwischen 20 mm/a unter dichteren Kiefernreinbeständen und 290 mm/a auf offenen, unversiegelten Flächen (Abbildung 3). Oberflächenabflüsse treten nur auf teilversiegelten Flächen auf. Zwischenabflüsse (Interflow) erfolgen nur über geneigten, stauenden Bodenhorizonten und spielen im Untersuchungsgebiet eine untergeordnete Rolle.

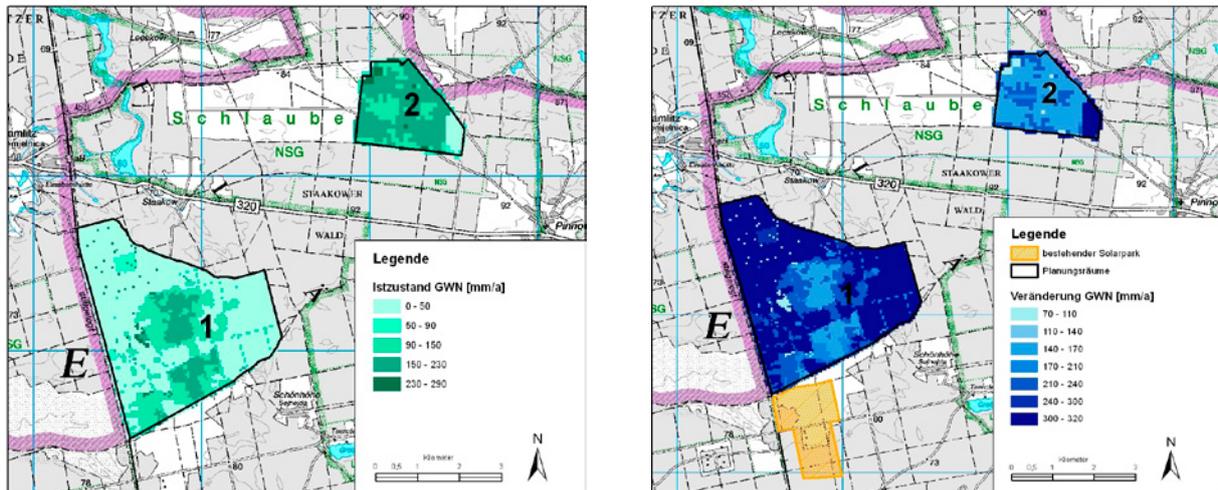


Abbildung 3: Sickerwasserbildung (GWN) als mittlere Jahressumme 1991–2010 unter heutigen Nutzungsbedingungen (Ist-Zustand, links) und Veränderung der GWN durch die Erweiterung des Solarparks (rechts)

Aufgrund der Veränderung der mikroklimatischen Verhältnisse und der Veränderung der Vegetation erfolgt für die Szenariobetrachtung der Erweiterung des Solarparks eine deutlich höhere Sickerwasserbildung auf den Untersuchungsflächen (Tabelle 1 und Abbildung 3, rechts).

Tabelle 1: PR-Planungsraum, Wasserhaushalt 1991 – 2010 für den Ist-Zustand (heutiger Landnutzung) und der Erweiterung des Solarparks (GR-Globalstrahlung, AET-Verdunstung, GWN-Sickerwasserraten, RO-Oberflächenabfluss, RH-Interflow)

PR	Referenzszenario (Ist-Zustand)				Szenario Solarpark				Zunahme GWN	
	GR [MJ/m ² a]	AET [mm/a]	GWN [mm/a]	RO+RH [mm/a]	GR [MJ/m ² a]	AET [mm/a]	GWN [mm/a]	RO+RH [mm/a]	[mm/a]	[m ³ /a]
1	3764	535	70	0,2	1158	255	350	0.2	280	3.640.000
2	3763	447	162	1,2	1158	252	357	1.3	195	390.000

Auf beiden Planungsflächen nehmen die Sickerwasserbildungsraten stark zu. Auf der Fläche 1 erhöht sich die Sickerwasserrate im Flächenmittel um 280 mm/a, was fast einer Verfünffachung des derzeitigen Zustandes entspricht. Auch auf der Fläche 2 in der Reichertskreuzer Heide erhöht sich die Sickerwasserrate im Flächenmittel um 195 mm/a. Dies bedeutet mehr als eine Verdoppelung der Sickerwasserbildung gegenüber dem derzeitigen Zustand. Diese starke Zunahme der Sickerwasserbildung ist hier besonders auf die veränderten mikroklimatischen Bedingungen durch die erhöhte Verschattung unter den Solarpaneelen zurückzuführen.

5 Fazit

Die Erweiterung des Solarparks würde aufgrund der geplanten Flächengröße zu einer erheblichen Grundwasseranreicherung in der Lieberoser Heide führen, wie in Tabelle 1 dargestellt ist. Durch die Erweiterung des Solarparks würde gegenüber dem derzeitigen Zustand jährlich um 4,0 Mio. m³ mehr Grundwasser gebildet werden. Damit wäre der Solarpark eine wirkungsvolle Maßnahme zur Stabilisierung der Grundwasserverhältnisse in der Lieberoser Heide. Durch den Zugewinn an Sickerwasser auf den Solarparkflächen könnte die durch die Wiederbewaldung verminderte Grundwasserneubildung auf den umliegenden Bereichen kompensiert werden.

6 Literatur

BECKER, A., KLÖCKING, B., LAHMER, W., PFÜTZNER, B. (2002): The Hydrological Modelling System Arc-EGMO. In: *Mathematical Models of Large Watershed Hydrology* (Eds.: Singh, V.P. and Frevert, D.K.). Water Resources Publications, Littleton/Colorado, 321 – 384. ISBN 1-887201-34.

GiR & BAH (2011): Handlungskonzept für die Stabilisierung der Grundwasserverhältnisse in der Lieberoser Hochfläche im Rahmen der Umsetzung der EU-WRRL, Endbericht. gerstgraser Ingenieurbüro für Renaturierung / Büro für Angewandte Hydrologie, Cottbus – Berlin, im Auftrag LUGV Brandenburg (www.mugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.255480.de).

GLUGLA, G. (1969): Berechnungsverfahren zur Ermittlung des aktuellen Wassergehaltes und Gravitationswasserabflusses im Boden. *Albrecht-Thaer-Archiv*, 13, 371 – 376.

KALLMÜNZER, B. (2004): Photovoltaische Freiflächenanlagen, Diplomarbeit Universität Regensburg, Diplomica Verlag Hamburg, ISBN 978-3-8366-0573-1 P.

KLÖCKING, B. (2009): Das ökohydrologische PSCN-Modul innerhalb des Flussgebietsmodells ArcEGMO, [online verfügbar: www.arcegmo.de/PSCN.pdf].

KOITZSCH, R. (1977): Schätzung der Bodenfeuchte aus meteorologischen Daten, Boden- und Pflanzenparametern mit einem Mehrschichtenmodell. *Zeitschrift für Meteorologie*, 27/5, 302 – 306.

LANDESAMT FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (LUGV) (2011): Liste der Biotoptypen Brandenburgs – Stand 9.3.2011.

MÜLLER, B. (2008): Prognose des mittleren Anlageertrages für das Solarkraftwerk Turnow-Preilack, Ertragsgutachten m Auftrag der juwi solar GmbH (Bericht EES424-bmu-0810-V01, 30.9.2008).

PFÜTZNER, B. (ed.) (2002): Modelldokumentation ArcEGMO. Online: www.arcegmo.de. ISBN 3-00-011190-5.

WILLIAMS, J. R., JONES, C. A., KINIRY, J.R., SPANEL, D.A. (1989): The EPIC crop growth model. *Transactions of the ASAE* 32, 497 – 511.

Impacts on Soils by Anti-Corrosion Coatings of Power Poles

B. Schilling

Bavarian Environment Agency, Hans-Högn-Str. 12, D- 95030 Hof

E-Mail: Bernd.Schilling@lfu.bayern.de

Abstract: *Investigations in North Rhine-Westphalia have indicated impacts on soils in areas at high-voltage power poles. Source of the impacts are anti-corrosion coatings applied until the 1970s. Results of the investigations show a very diverse situation of the pollution.*

Zusammenfassung: *Untersuchungen in Nordrhein-Westfalen haben gezeigt, dass unter einem gewissen Prozentsatz von Hochspannungstrommasten im Boden Schadstoffbelastungen vorliegen. Ursache der Belastung ist die Anwendung von Korrosionsschutzmitteln. Ergebnisse aus Untersuchungen zeigen dabei ein sehr unterschiedliches Bild der Belastungen im Boden auf.*

Key Words: Anti-Corrosion Measures, Lead Contamination, Soil Protection, Controlling and Measurement Values, German Soil Protection Ordinance;

Schlagworte: Korrosionsschutzmittel, Bleibelastung, Bodenschutz, Prüf- und Maßnahmenwerte, Bundesbodenschutzverordnung;

1 Introduction

Until the beginning of the 1970s steel power poles were normally treated with anti-corrosion coatings (Bleimennige) containing lead (GLARUS 2001). New studies show the impact of lead and zinc upon the underlying soil by abrasion and peeling of the anti-corrosion coatings (IFUA 2008). To determine this impact the soil contamination beneath power poles was investigated in a random subset. This investigation was initiated by the Bavarian State Ministry of the Environment and Public Health in cooperation with the operators of the power networks. Being the responsible authorities for soil protection, the Bavarian Environment Agency and the Bavarian Agricultural Agency were involved.

At 218 power poles composite samples were taken from the topsoil and analysed on heavy metals (Fig. 1). Basis for sampling was the nationwide coordinated analysis concept of the LABO working group on impacts on soils below power poles and steel bridges (LABO 2009). According to the concept the area directly below the power pole (P1-plot) and the potential contaminated area below the cross-beam were sampled (P2,3,4-plots).

Heavy metal contents were determined by aqua regia. Additionally conducted ammonium-nitrate extraction shall provide information on plant availability. Moreover, the organic pollutants PAH and PCB were analysed.

In addition to soil sampling, samples of plants underneath the power poles were taken and analysed.

Results were contrasted against the precautionary, trigger and action values of the Federal Soil Protection Ordinance (BBodSchV) (soil samples) and the threshold values of the Animal Feedstuff Ordinance and the Contamination Ordinance of the EU (plant samples). Applying statistical methods there was an approach to detect relations of lead and zinc contents to factors of location (for instance: age of the pole, type of the anti-corrosion coating etc.).

2 Results

At 22 % of the investigated plots the trigger values of the contamination path "Soil - Human being" were exceeded in the soil directly below the pole (P1-plot). These plots comprise kindergarten, residential area, park and leisure zone as well as industrial areas (Tab. 1).

At 14 % of the 63 plots on arable land and kitchen garden, lead contents determined in the ammonium nitrate extract exceeded the trigger values in the soil directly below the pole (P1-plot)

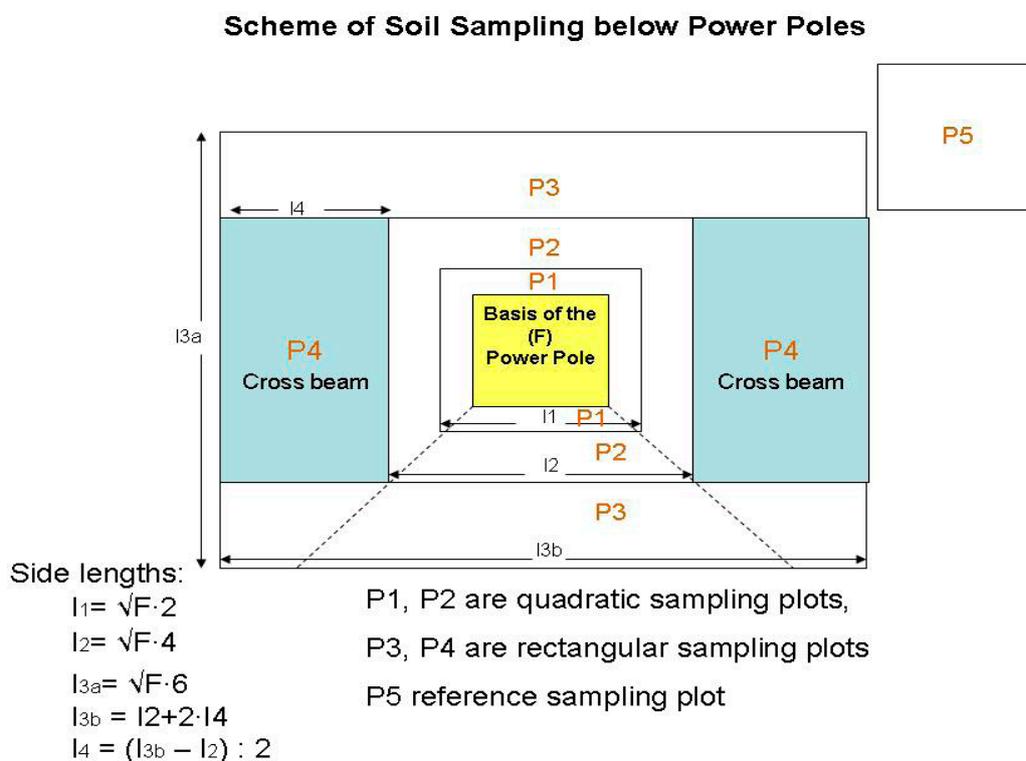


Figure 1: Scheme of sampling (LANUV NRW 2008).

The data show a decrease of lead contents with increasing distance to the pole (Fig. 2) and increasing soil depth.

The contents of cadmium, copper, chrome and nickel are not elevated.

There is a statistical relation between the pole age and lead contents on arable land and kitchen garden (Spearman $r=0,57$). For other land uses the relation becomes poorer (Spearman $r=0,34$).

Elevated lead contents of soil below one pole can not be extrapolated to other poles.

pH values in the topsoil predominately are in the neutral range, i.e. between 6,5 – 7,5. Within this range lead is not available for plants.

Considering all samples of the P1-plots there is no relation between pH value and the lead concentration of soils.

3 Conclusions

Soils below power poles point to probably harmful soil alterations caused by heavy metal contents depending on the application of anti-corrosion coatings.

This finding is primarily restricted to older power poles (before 1980) with lead containing coatings. For only parts of the investigated soils below power poles show elevated lead contents, there is no possibility to transfer the results on the entity of all plots, which amount to approx. 38.500 in Bavaria. In consequence, for each plot which seems to contain high lead contents, analysis has to be conducted individually.

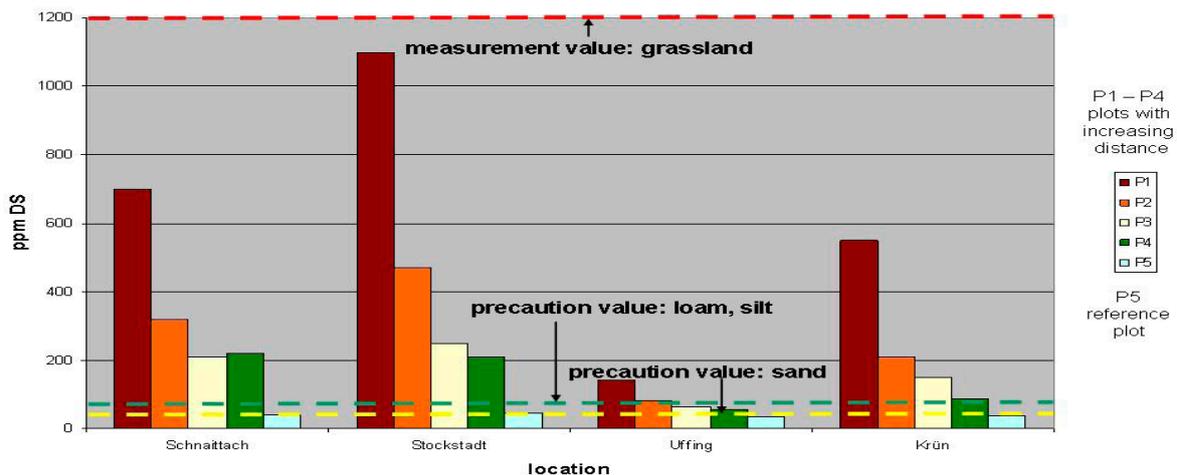


Figure 2: Lead Contents of Topsoils under Grassland

Table 1: Lead Contents in Soils (A-plot) (Unit ppm).

Land Use (number)	Max	Media	Min	Depth [cm]
Total (217)	5500	90	8	
Arable land (29)	540	44	8	0 – 30
Kitchengarden (58)	2200	68	16	0 – 30
Grassland (23)	1100	60	11	0 – 10
Playground (12)	960	250	19	0 – 10

4 Acknowledgements

We are grateful to the operators of the power networks for good cooperation.

5 References

AMT FÜR UMWELTSCHUTZ GLARUS (2001), Schweiz: „Sanierung korrosionsgeschützter Bauten – gewusst wie“, Veröffentlichungsreihe UmweltPraxis, Nr. 26 / April 2001.

IFUA (2008): Fachinformation, „Auswirkungen des Korrosionsschutzes an Freileitungsmasten – Analyse im Höchstspannungsnetz des RWE Transportnetz Strom“, IFUA - Projekt – GmbH, Bielefeld. unveröff.

LABO (2009): „Empfehlungen für Bodenuntersuchungen im Umfeld von Strommasten“, LABO Arbeitsgruppe „Bodenbelastungen bei Hochspannungsmasten und Stahlbrücken“.

LANUV NRW (2009): „Handlungsempfehlungen Stromleitungsmasten“. 2. Version unveröff.

25 Years of Soil Monitoring in Bavaria - Status of Evaluation

P. Spörlein

Bavarian Environment Agency, Hans-Högn-Str. 12, D-95030 Hof

E-Mail: peter.spoerlein@lfu.bayern.de

Abstract: During the middle of the 80s of the last century soil monitoring was implemented in Bavaria. Using the example of lead contents and the activities of Caesium 137 in soil various options of evaluations are specified and a selection of results are presented. It proved that referring to the observing substances very different proceedings are to be applied.

Zusammenfassung: In Bayern wird seit Mitte der 80er Jahre des letzten Jahrhunderts Boden-Dauerbeobachtung betrieben. Am Beispiel der Gehalte des Schwermetalls Blei und der Aktivitäten des Radionuklids Cäsium 137 im Boden werden Möglichkeiten der Auswertung erläutert und Ergebnisse dargestellt. Dabei zeigt sich in Abhängigkeit vom zu betrachtenden Stoff, dass sehr unterschiedliche Vorgehensweisen anzuwenden sind.

Keywords: soil monitoring, Caesium 137, lead, stocks, evaluation, time series;

Schlagworte: Boden-Dauerbeobachtung, Cäsium 137, Blei, Vorräte, Auswertung, Zeitreihen;

1 Introduction

The Bavarian Environment Agency maintains two kinds of soil monitoring sites (BDF), Basis-BDF and Radio-BDF. For basic data see tab. 1.

Table 1: Basic Data of Basis- and Radio-BDF

Type	Start	No.	Sampling	Analysis (material < 2 mm)	Intention
Basis	1986/87	60	about every 10 years; volume based; per horizon until 30 cm depth; rotating axes (BARTH et al., 2000); 3 mixed samples	organic substances, heavy metals, soil physics	Detection of environmental changes
Radio	1990	8	annual; volume and depth level based (organic layer, 0-10 cm, 10-30 cm); grid (20 x 25 m); 1 mixed sample	geogenic (e.g. potassic 40) and anthropogenic radioactive substances (e.g. caesium 137)	Monitoring of the Tschernobyl- radioactivity

Main aim of permanent soil monitoring is to detect potential changes as fast as possible. Therefore a lot of soil samples and analyses are needed, which are evaluated by different methods. Stocks are necessary for comparisons between distinct plots. They are calculated by multiplication of concentration with bulk density and thickness, adjusted by stone content, where necessary.

2 Evaluation – Potentials and Limitations

The soil sampling frequency, shown in tab. 1 results in significantly different data bases for each plot type:

Basis-BDF show many plots, but only two events of analysis on the timeline within 25 years of monitoring.

Radio-BDF exhibit a high exploration density (18 events) in 20 years of monitoring by low number of plots.

This circumstance causes varying evaluation methods:

Results of Basis-BDF can presently only be compared by a collective examination of all 60

plots. For this the comparison of stocks between the first and second sampling is needed. Thereby exploratory methods, especially scatterplotmatrices and regression trees, (BREIMAN et al., 1984) are better than restrictive statistical tests.

In contrast to Radio-BDF plot precise conclusions are possible by conventional regression analysis. High data density lead to analyze the natural and artificial background values and the causative parameters.

2.1 Basis-BDF-Evaluation using the Example of Lead

Two points of analysis on timeline are not enough for definite and resilient statements on lead stock changes. Nevertheless following tendency is identified:

At large lead stocks are increasing without dramatic changes.

The analysis of influencing factors (e.g. soil texture, pH-value, Gauß-Krüger-coordinates, altitude above sea level) with scatterplotmatrices and regression trees conducted following results:

Based on the considered data definite and sweeping influence factors could not be detected.

Increases in northeast Bavaria appear more often.

Plots with accumulation of lead stocks show lower carbon stocks and relatively high silt contents.

Decline is higher at larger altitudes.

High precipitation limits increase.

Using interactive explorative statistic techniques it was possible to identify abnormalities of the influencing factors. Thereby all essential factors were taken into account. Main aim is to check all possibilities systematically rather than to find spectacular results at any rate. A negative result, as detected for lead stock changes, is therefore by no means "worthless". In contrast it helps to eliminate serious diseases or shortcomings.

2.2 Radio-BDF- Evaluation using the Example of Caesium 137

The data base with many points on the timeline (fig. 1) allows following definite conclusion:

Main stocks of Tschernobyl-Cs 137 are found in the organic layer and the upper mineral soil.

Radioactivity of Cs 137 was reduced to about a third from 1990 until 2008.

The decline of Cs137-stock is vary strongly. Reasons for this are mainly sampling mistakes which lead to strong variability of the calculation factors (fig. 2).

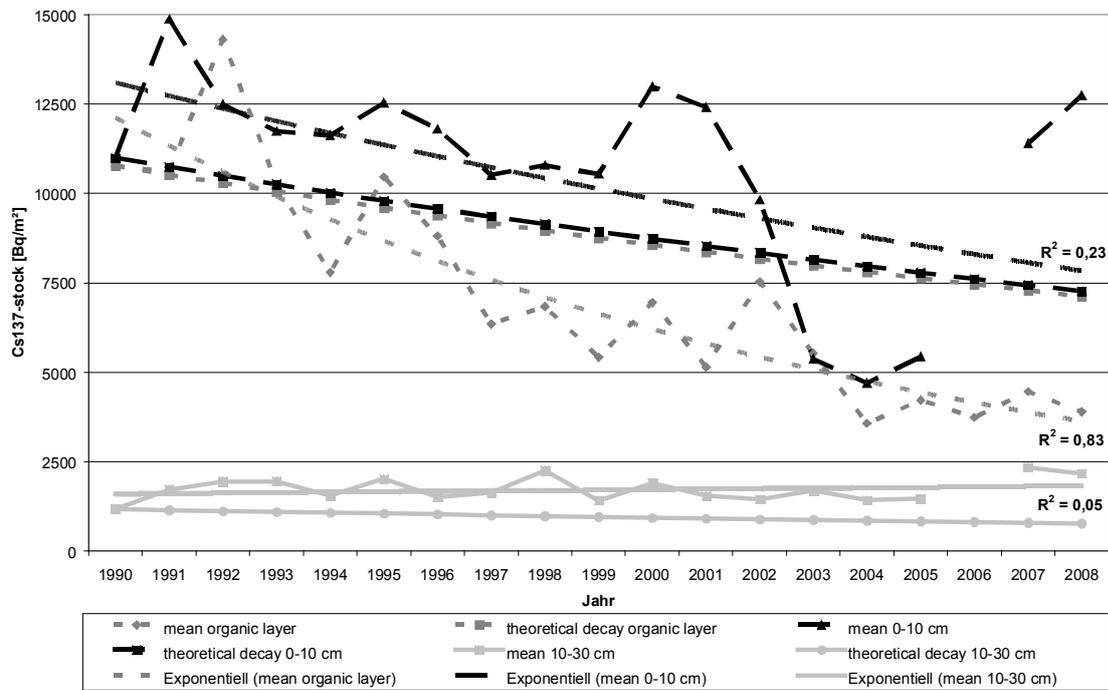


Figure 1: Arithmetic Means of Caesium 137-Stocks in organic Layer und mineral Soil (0-10, 10-30 cm Depth).

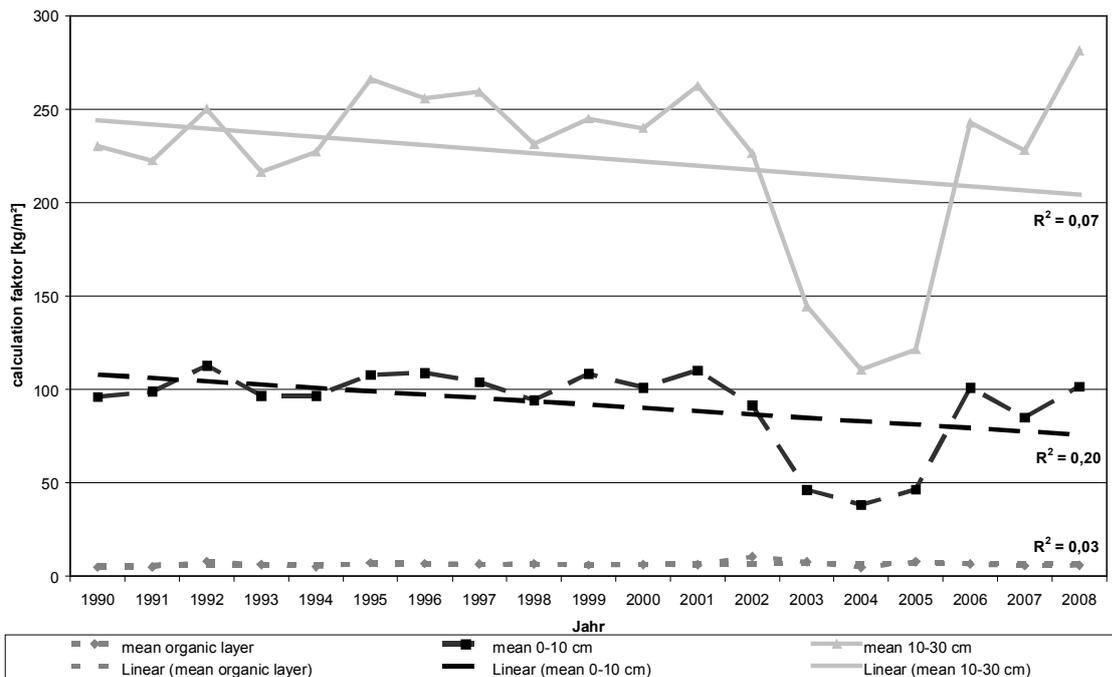


Figure 2: Arithmetic Means of Calculation Factors for organic Layer und mineral Soil (0-10, 10-30 cm Depth).

Besides variability of calculation factors in the mineral layer from 0-10 cm is influenced by divergent carbon contents.

3 Conclusions

Environmental monitoring needs a specified approach for the isolation of real changes separating artificial and natural background values.

Climate change can be predicted because of long lasting, expensive and laborious weather monitoring for the last 150 years. Soils are very complex systems and their monitoring lasts

only 25 years. Definite conclusions are not possible until more time is elapsed with short time intervals in sampling.

4 Acknowledgements

We are grateful to apl. Prof. Dr. Olbricht (University of Bayreuth) for his help with words and deeds in regard to the evaluation of the Basis-BDF.

5 References

BARTH, N., BRANDTNER, W., CORDSEN, E., DANN, T., EMMERICH, K.-H., FELDHAUS, D., KLEEFISCH, B., SCHILLING, B., UTERMANN, J., (Ad hoc AG Bodendauerbeobachtung der LABO) (2000): Boden-Dauerbeobachtung, Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. - Rosenkranz et al. (Hrsg.): Erg. Handbuch Bodenschutz, 9152, 32. Lfg. XI/00; Erich Schmidt Verlag. Berlin.

BREIMAN, L., FIEDMAN, J., OLSHEN, R., STONE, C. (1984): Classification and Regression Trees. Wadsworth. Boca Raton.

Nachhaltiges Landmanagement – Neue Lösungen und Handlungsstrategien im Hinblick auf Bodenbelange

C. Strauß, Th. Weith, N. Gaasch, R. Steinmar
Institut für Sozioökonomie, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg
E-Mail: landmanagement@zalf.de

Abstract: *In the Funding Measure “Sustainable Land Management” funded by the German Federal Ministry of Education and Research 13 German joint projects analyse land use conflicts and develop new solutions to solve them. The Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research is doing the scientific coordination. Sub projects concerning sustainable dealing with soil show the connection to sustainable land management.*

Zusammenfassung: *13 deutsche Verbundprojekte analysieren in der BMBF-Fördermaßnahme „Nachhaltiges Landmanagement (Modul B)“ Landnutzungskonflikte und entwickeln Beiträge zu deren Lösung. Das Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung begleitet sie dabei. Teilprojekte zum nachhaltigen Umgang mit Boden zeigen die Verbindung zwischen nachhaltigem Boden- und Landmanagement.*

Keywords: Sustainable land management, land use conflicts, use of soil, BMBF Funding Measure;

Schlagworte: Nachhaltiges Landmanagement, Landnutzungskonflikte, Bodennutzung, BMBF-Fördermaßnahme;

1 Nachhaltiges Landmanagement: Neue BMBF-Fördermaßnahme

Die Nutzung und Gestaltung der Landoberfläche ist ein wichtiges Handlungsfeld des Menschen im Umgang mit natürlichen Ressourcen. Die Landnutzung dient unter anderem der Ernährung, der Energiegewinnung und der Erholung – Land ist Lebensraum des Menschen. Zugleich ist Land nur begrenzt vorhanden, die intensive Beanspruchung durch den Menschen führt, auch vor dem Hintergrund des globalen Wandels, zu Konflikten. Die Anpassung an den Klimawandel, Konflikte zwischen Ernährung und Energieversorgung, demographische Veränderungen sowie die intensive Inanspruchnahme von Flächen durch Siedlung, Verkehr und Wirtschaft erfordern innovative Lösungen für die Nutzung von natürlichen Ressourcen und Land.

Um neue und langfristig tragfähige Antworten auf diese Herausforderungen zu finden, hat das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) die Fördermaßnahme „Nachhaltiges Landmanagement“ ins Leben gerufen. Diese ist Bestandteil des BMBF-Rahmenprogramms „Forschung für nachhaltige Entwicklungen“ (FONA); damit trägt sie zur Umsetzung der Nachhaltigkeitsstrategie und der Klimaschutzziele der Bundesregierung bei.

In der Fördermaßnahme kommt dem nachhaltigen Umgang mit der begrenzten Ressource Land die zentrale Bedeutung zu. In vielfältigen Verbundprojekten werden übertragbare Modelle, Lösungsansätze, Handlungsstrategien und Technologien entwickelt. Die Fragestellungen der Verbundprojekte sind integrativ, transdisziplinär und regional ausgerichtet. Dadurch werden sie der Komplexität der verschiedenen Ansprüche an die Nutzung von Land gerecht. Mit dem Ziel einer umsetzungsorientierten Forschung arbeiten in den Regionen Wissenschaft und Praxis eng miteinander zusammen.

In zwei Modulen werden thematisch unterschiedliche Schwerpunkte gesetzt. Das eher international ausgerichtete Modul A fördert Verbundprojekte mit dem Ziel, die Wechselwirkungen zwischen Landmanagement, Klimawandel und Ökosystemdienstleistungen zu erforschen. Der Schwerpunkt im Modul B liegt auf der Entwicklung neuer, nachhaltiger und

praktikabler Lösungen für Regionen in Deutschland. Hauptansatzpunkte für eine integrierte Stadt-Land-Entwicklung sind dabei regionale Wertschöpfungsnetze sowie Energie- und Stoffströme. Das am Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V. angesiedelte wissenschaftliche Begleitvorhaben für Modul B unterstützt serviceorientiert den Austausch zwischen den Verbundprojekten, die Bündelung und den Transfer der Gesamtergebnisse. Das Begleitvorhaben bearbeitet darüber hinaus aber auch projektübergreifende Fragestellungen zum nachhaltigen Landmanagement. Hierbei stehen Fragen des Innovationsmanagements, des Forschungsmanagements und des Transfers im Mittelpunkt.

Aus vielfältigen Perspektiven nähern sich die 13 deutschen Verbundprojekte in Modul B den Fragen der Landnutzung, der Nutzungskonflikte und des Landmanagements. Dabei werden unterschiedliche Landnutzungsarten wie Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Siedlung und Verkehr, Erholung und Freiraum beleuchtet. Exemplarisch sei auf die Diversität alleine in der Landwirtschaft hingewiesen: intensive vs. extensive Bewirtschaftungsformen, Nahrungsmittelproduktion vs. Biomassebereitstellung für die energetische oder stoffliche Nutzung, Veränderungen des Wasser- und Stoffhaushaltes sowie Einflussnahme auf ökosystemare Leistungen.

In der Gesamtbetrachtung des nachhaltigen Landmanagements sind die Nutzungskonflikte und deren Lösungsansätze noch komplexer. Die Fördermaßnahme greift daher räumliche Ursachen-Wirkungs-Zusammenhänge auf, analysiert unterschiedliche Steuerungssysteme und entwickelt innovative Systemlösungen. Dies wird durch die für die Fördermaßnahme zentralen und auch im Titel enthaltenen Teilbegriffe „nachhaltig“, „Land“ und „Management“ deutlich. Hinsichtlich der Nachhaltigkeit orientieren sich die Verbundprojekte an dem allgemeinen Begriffsverständnis, indem sie einen Ausgleich zwischen ökologischen, sozialen und wirtschaftlichen Belangen und dabei eine intergenerationelle Gerechtigkeit verfolgen.

Als Managementformen kommen in den Verbundprojekten auf verschiedenen Handlungsebenen unterschiedliche Governance-Ansätze zur Anwendung. Unter anderem werden neue Inhalte für die Regionalplanung erarbeitet, bestehende Instrumente bewertet und neue entwickelt sowie systemische Zusammenhänge hinsichtlich der institutionellen Wirkungen im vertikalen und horizontalen Zusammenspiel der Instrumente analysiert.

Mit der Verwendung des Begriffes „Land“ grenzt sich die Fördermaßnahme von vorherigen Förderprogrammen ab (GAASCH ET AL. 2011: 10). So fokussierte etwa die BMBF-Fördermaßnahme „Forschung für die Reduzierung der Flächeninanspruchnahme und ein nachhaltiges Flächenmanagement (REFINA)“ vor allem auf siedlungsstrukturelle Fragen. Mit der in der neuen Fördermaßnahme im Mittelpunkt stehenden Auseinandersetzung mit dem „Land“ werden hingegen mehrere Fragen impliziert, die komplex miteinander verbunden sind: Zwar thematisieren die Verbundprojekte auch Konflikte der Siedlungsentwicklung. Darüber hinaus stehen aber die Land- und Forstwirtschaft und die damit zusammenhängenden Nutzungskonflikte im Mittelpunkt, unter anderem bei der Frage nach der Nutzung landwirtschaftlicher Flächen für den Anbau von Nahrungs- oder Energiepflanzen.

Der hierbei verwendete Begriff Land ist thematisch vielschichtig; er bezieht sich auf verschiedene Nutzungsformen und auf die gesamte Erdoberfläche. In Abgrenzung zu diesem Begriff bezieht sich der Bodenbegriff (bei allen unterschiedlichen Begriffsverständnissen) vor allem auf den obersten Teil der Erdkruste (WOLFRAM 2005: 115). Damit stellt LEOPOLD fest: „Land ist mehr als nur Boden.“ (LEOPOLD 1992: 166). Als zentrale Lebensgrundlage für Pflanzen, Tiere und Menschen (JÖRISSEN ET AL. 2007: 33; Umweltbundesamt (2003: 1) stellt der Boden aber einen wichtigen Aspekt im Nachhaltigen Landmanagement dar, insbesondere im ökologischen Sinne. In den 13 Verbundprojekten werden vorsorgender und nachsorgender Bodenschutz unterschiedlich fokussiert. Im folgenden Kapitel werden diejenigen Verbundprojekte aufgeführt, die in der Fördermaßnahme stärker bodenrelevante Aktivitäten verfolgen. (vgl. Abbildung 1; ausführliche Projektbeschreibungen vgl. die jeweilige Projektseite, Zugang über: www.nachhaltiges-landmanagement.de).

2 Verbundprojekte mit Bodenbezug

Die bodenrelevanten Fragestellungen der Verbundprojekte beziehen sich vorrangig auf Wechselwirkungen zwischen Landnutzungsarten und Wasser- und Nährstoffhaushalten des Bodens. Zudem wird der Bezug zu Stoffströmen und Wertschöpfungsketten hergestellt.

Übersicht der vorgestellten Verbundprojekte
BEST – Bioenergieregionen stärken – Neue Systemlösungen im Spannungsfeld ökologischer, ökonomischer und sozialer Anforderungen, www.BEST-Forschung.de
LaTerra – Nachhaltige Landnutzung durch regionales Energie- und Stoffstrommanagement bei Nutzung der Terra-Preta-Technologie auf militärischen Konversionsflächen und ertragsschwachen Standorten, www.laterra-forschung.de
ElaN – Entwicklung eines integrierten Landmanagements durch nachhaltige Wasser- und Stoffnutzung in Nordostdeutschland, www.elan-bb.de
VIP – Vorpommern Initiative Paludikultur, www.paludikultur.de
NaLaMa-nT – Nachhaltiges Landmanagement im Norddeutschen Tiefland, www.nalama-nt.de

Abbildung 1: Übersicht der Verbundprojekte

BEST – Bioenergieregionen stärken – Neue Systemlösungen im Spannungsfeld ökologischer, ökonomischer und sozialer Anforderungen

Ziel von BEST ist, regional angepasste Konzepte und innovative Systemlösungen zur Produktion von Biomasse zur energetischen und stofflichen Nutzung zu entwickeln sowie im Hinblick auf ökologische und ökonomische Auswirkungen zu bewerten. Die Untersuchungsregionen befinden sich im Landkreis Göttingen und in der Thüringer Ackerebene, insgesamt ist das Projekt in 31 Teilprojekte untergliedert.

In einem Teilprojekt wird ein integriertes Modellsystem entwickelt, mit dem die Auswirkungen von Landnutzungsänderungen unter gegenwärtigen und zukünftigen Klimabedingungen bewertet werden können. In einem weiteren Teilprojekt liegt der Fokus auf der Modellierung von Wasserhaushaltscharakteristika in unterschiedlichen Landnutzungstypen mit dem Ziel, den Wasserhaushalt in Bioenergieregionen zu optimieren.

Im Teilbereich Klimaschutzleistung werden ausgewählte nachwachsende Energieträger hinsichtlich ihrer potentiellen CO₂-Einsparungen untersucht und bewertet. Des Weiteren wird das Ziel verfolgt, eine regional differenzierte Erfassung und Bewertung der organischen Bodenkohlenstoffvorräte in Produktionssystemen ausgewählter nachwachsender Energieträger zu entwickeln.

LaTerra – Nachhaltige Landnutzung durch regionales Energie- und Stoffstrommanagement bei Nutzung der Terra-Preta-Technologie auf militärischen Konversionsflächen und ertragsschwachen Standorten

Das Verbundprojekt LaTerra stellt sich die Aufgabe, innovative Systemlösungen für Ressourceneffizienz, Klimaschutz und Flächeninwertsetzung in einem integrierten Ansatz zu bündeln. Terra-Preta-Substrat ist eine anthropogen erzeugte Schwarzerde mit hoher Abbaustabilität. Gegenüber konventionellen Bodenverbesserungsmitteln lässt das Terra-Preta-Substrat eine anhaltende Anreicherung organischer Substanz und eine nachhaltige Nährstofffreisetzung sowie Aktivierung der Bodenaktivität erwarten. Dies wiederum verbessert die Flächenproduktivität. Zusätzlich kann durch eine Erhöhung der Bodenaktivität die biologische Abbauleistung organischer Schadstoffe in Böden gefördert werden.

Der Einsatz von Terra-Preta-Substrat wird in verschiedenen Teilprojekten als alternatives

Bodenverbesserungsmitteln getestet. So findet in der Lausitz Terra Preta im Pflanzenbau auf ertragsschwachen Standorten Einsatz, in ehemaligen Tagebau-Sanierungsgebieten wird versucht, die Bodenfruchtbarkeit zu erhöhen und damit die Rekultivierung von Kippenböden zu beschleunigen.

In einem weiteren Teilprojekt steht die Wiederherstellung der Bodenqualität auf militärischen Konversationsflächen im Mittelpunkt. Diese brachliegenden und teilweise kontaminierten Flächen stehen einer wirtschaftlichen Nutzung nicht zur Verfügung, weshalb sich diesbezüglich keine Konflikte in der Landnutzung ergeben. Die große Anzahl an vorhandenen Konversationsflächen bietet die Möglichkeit zur regionalen Energiegewinnung durch die Erzeugung und die Verwertung von Biomasse.

Des Weiteren wird erprobt, ob durch die Nutzung von Terra-Preta und dem Anbau nachwachsender Rohstoffen eine beschleunigte Reinigung der kontaminierten Böden (z. B. durch den Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen) zu beobachten ist.

ELaN – Entwicklung eines integrierten Landmanagements durch nachhaltige Wasser- und Stoffnutzung in Nordostdeutschland

Das Verbundprojekt ELaN strebt ein kombiniertes Wasserhaushalts- und Stoffmanagement an. Dessen zentraler Bestandteil ist die Nutzung gereinigten Abwassers in der Fläche, verbunden mit der Wiedergewinnung von Nährstoffen und mit nachhaltigen landwirtschaftlichen Produktionsformen. Ziel ist die Kopplung technologischer Innovationen mit der Etablierung neuer Wertschöpfungsketten, Betreiber- und Finanzmodelle und institutioneller Arrangements.

Diese lokalen Modelllösungen werden in enger Abstimmung mit Stakeholdern zu einer regionalen Systemlösung nachhaltiger Landnutzung weiterentwickelt. Die Tragfähigkeit und Nachhaltigkeit dieser Modell- und Systemlösungen wird durch ein inter- und transdisziplinäres Wissensmanagement abgesichert.

Unter anderem wird bei ELaN der Anbau schnellwachsender Baumarten im Kurzumtrieb an Grenzertragsstandorten untersucht, um Erkenntnisse zur Etablierung und Ertragsschätzung von Agrargehölzen auf Rieselfeldern zu gewinnen. In einem weiteren Teilprojekt wird eine „Nachhaltige Moornutzung“ durch Wiedervernässung mit gereinigtem Abwasser analysiert. Ziel ist es, den Mineralisierungsprozess des Moorsubstrats durch das Anheben der Wasserstände zu verringern und damit den Ausstoß von Treibhausgasen zu reduzieren. Durchgeführt werden die Untersuchungen auf Versuchsflächen im Landkreis Uckermark und im Landkreis Barnim in Brandenburg. Im Rahmen des Teilprojekts werden neben den Veränderungen von Bodenstruktur, Bodenqualität und Treibhausgasemissionen auch die Möglichkeiten zur Nutzung von Biomasse untersucht.

VIP – Vorpommern Initiative Paludikultur

Das Verbundprojekt VIP untersucht die nasse Nutzung degradierter Moore, um nachwachsende Rohstoffe zu erzeugen. Das Konzept wird exemplarisch in Vorpommern umgesetzt. Dabei sollen wichtige Probleme identifiziert und Grundlagen für die weltweite Umsetzung erarbeitet werden.

Mit der Wiedervernässung und anschließenden Nutzung als Rohstofflieferant (z. B. Schilf oder Rohrkolben) wird ein neuer Weg gegenüber der herkömmlichen Landnutzung auf Moorstandorten beschritten. Die Entwässerung von Mooren und anschließende Nutzung verursacht eine Vielzahl von Problemen: Freisetzung von Treibhausgasen, Nährstoffaustrag, Bodendegradierung sowie die Abnahme von Biodiversität.

In einem Teilprojekt werden die Emissionen von klimarelevanten Spurengasen aus den Mooren

untersucht und der Wirkung von wiedervernässten und genutzten Mooren gegenübergestellt. Das Augenmerk liegt dabei auf den wichtigsten Treibhausgasen CO₂, CH₄ und N₂O sowie auf Dominanzbeständen von Schilf, Rohrkolben und Seggen.

Die Nutzung von Rohstoffen auf Moorstandorten setzt eine Anpassung der Bewirtschaftungstechnik voraus. In einem Teilprojekt werden daher Einsatz und Entwicklung einer angepassten Erntetechnik erprobt. Wichtige Grundlage zur Erschließung von Moorstandorten ist der Einsatz von Fahrzeugen mit bodenschonenden Fahrwerken.

Neben Untersuchungen zur energetischen Nutzung werden Erhebungen zur Weidewirtschaft durchgeführt. Dazu wird in zwei Betrieben der Einsatz von Wasserbüffeln als Beitrag zu einer ökonomisch tragfähigen Landschaftspflege erprobt. Sowohl die Rindfleischerzeugung als auch die Veränderungen im Nährstoffhaushalt stehen dabei im Fokus. Die Analysen werden durch kontrollierte Bodenproben begleitet.

NaLaMa-nT – Nachhaltiges Landmanagement im Norddeutschen Tiefland

Das Verbundprojekt NaLaMa-nT verfolgt einen breiten, transdisziplinären Ansatz mit dem Ziel, eine Wissens- und Entscheidungsgrundlage für ein nachhaltiges Landmanagement im norddeutschen Tiefland zu schaffen. Als Basis dient die Analyse der aktuellen Landnutzungssysteme (Forst-, Land- und Wasserwirtschaft) und ihrer gegenseitigen Beeinflussungen in vier Modellregionen. Von großer Bedeutung sind die strukturellen Veränderungen in den Regionen. Sie erfordern Anpassungsmaßnahmen und ggf. Neuausrichtungen im Landmanagement. Angesichts eher zunehmender Unsicherheiten sind diese so zu konzipieren, dass sie flexible Reaktionen auf sich wandelnde Umstände erlauben und die Wechselwirkungen zwischen den Landnutzungssystemen beachten.

In einem Teilvorhaben werden die Auswirkungen, der zu erwartenden Veränderungen, wie der Temperaturanstieg, auf die Nährstoffverfügbarkeit, Wasserangebot und Kohlenstoffbilanz von Wäldern, modellgestützt untersucht. Hierfür werden unter anderem Wasserspeicherkapazitäten und Nährstoffangebote der Böden quantifiziert, Analysen zur Mortalität und Vitalität von Wäldern durchgeführt sowie Veränderungen des Bodenkohlenstoffhaushalts untersucht. Zudem werden die Auswirkungen der Szenarien auf den Wasser- und Nährstoffhaushalt berechnet. Aus den Ergebnissen der Modellberechnungen werden schließlich Indikatoren entwickelt, die in die Anpassungsstrategie der Forstwirtschaft an den Klimawandel eingehen.

3 Ergebnisse

In den dargestellten Verbundprojekten der BMBF-Fördermaßnahme werden innovative Ansätze zum nachhaltigen Landmanagement mit Fragen des Bodenmanagements verknüpft. Diese Ansätze umfassen daher die Auseinandersetzung mit der gegenwärtigen Beschaffenheit des Bodens und mit den Möglichkeiten zur Steigerung der Bodenqualität durch geeignete Maßnahmen. Ziele sind darüber hinaus die Vermeidung bzw. Lösung von Landnutzungskonflikten, die Erzeugung und Weiterverarbeitung von Rohstoffen sowie die Steigerung regionaler Wertschöpfung z. B. durch dezentrale Energiegewinnung.

Die Steigerung der Qualität von Böden zielt in den Projekten insbesondere auf die Nutzung bisheriger Grenzstandorte ab, auf denen zuvor eine landwirtschaftliche Nutzung ausgeschlossen war. Eine „Neu-“, bzw. „Wiedergewinnung“ bewirtschaftungsfähiger Flächen, z. B. zur Herstellung von Rohstoffen, verringert den Druck auf die bestehen landwirtschaftlichen Flächen.

Neben Untersuchungen zu Nährstoffen in den Böden nimmt die Betrachtung des Wasserhaushalts im Boden eine wichtige Rolle ein. Vor dem Hintergrund eines sich wandelnden Klimas werden durch Modellierungen zu erwartende Veränderungen skizziert, um standortgerechte Lösungen entwickeln zu können. Ansätze sind eine optimierte Wasserbewirtschaftung z. B.

durch die Verwendung von gereinigtem Abwasser oder die Nutzung wiedervernässter Moore.

4 Schlussfolgerungen

Verschiedene Verbundprojekte der BMBF-Fördermaßnahme „Nachhaltiges Landmanagement (Modul B)“ weisen einen Bodenbezug auf. Die dabei verfolgten Fragen, mit denen das Handlungsfeld Land mit dem Handlungsfeld Boden verknüpft wird, zeigen, dass diese Verknüpfung sinnvoll ist, um nachhaltiges Landmanagement in seiner Gesamtheit zu erfassen.

Bei den dargestellten Ansätzen handelt es sich um Teilprojekte, bei denen sich die Betrachtung von Boden und Wasserhaushalt in ein Gesamtkonzept einfügen. Ein nachhaltiges Landmanagement geht daher über den nachhaltigen Umgang mit der Ressource Boden hinaus und entwickelt innovative Lösungen für Regionen unter Berücksichtigung zielführender Governancestrukturen.

Die Verbundprojekte der Fördermaßnahme werden daher zukünftig die Schnittstellen zwischen Boden- und Landmanagement weiter herausarbeiten und dabei den Beitrag des nachhaltigen Umgangs mit Boden für das nachhaltige Landmanagement erfassen.

5 Literatur

GAASCH, N.; WEITH, TH. (2011): Vom Flächenmanagement zum Landmanagement. PlanerIn 02/2011, S. 8 – 10.

JÖRISSEN, J.; COENEN, R. (2007): Sparsame und schonende Flächennutzung. Entwicklung und Steuerbarkeit des Flächenverbrauchs. Studien des Büros für Technikfolgen-Abschätzung. Band 20. Berlin.

LEOPOLD, A. (1992): Am Anfang war die Erde. München: Knesebeck.

UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (2003): Reduzierung der Flächeninanspruchnahme durch Siedlung und Verkehr. Materialienband. UBA-Texte 90/2003. Berlin.

WOLFRAM, K. (2005): Boden. In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ARL) (Hrsg.): Handwörterbuch der Raumordnung. Hannover, S. 115 – 117.

www.nachhaltiges-landmanagement.de

Neuberechnung des Erosionsatlas von Bayern

M. Treisch, R. Brandhuber

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Lange Point 12, 85354 Freising

E-Mail: melanie.treisch@lfl.bayern.de

Abstract: *With the newly calculated “Bavarian Atlas of Erosion Risk” important methodical improvements have been realized. Furthermore up to date geodata, like the new DEM from the Bayerische Vermessungsverwaltung, which is completely based on laserscanning input, has been integrated. The resulting maps are important instruments for agricultural consultants and landscape planners who are concerned with soil or water protection issues.*

Zusammenfassung: *Bei der Neuberechnung des „Erosionsatlas von Bayern“ wurden wesentliche Verbesserungen der Methodik umgesetzt und auf aktuelle Datengrundlagen, wie dem neuen vollständig auf Laserscanningdaten beruhenden DGM der Bayerischen Vermessungsverwaltung zurückgegriffen. Die resultierenden Karten sind wichtiges Hilfsmittel bei der Planung und Beratung im Bereich des Boden- und Gewässerschutzes.*

Keywords: atlas of erosion risk, soil erosion, USLE, Bavaria;

Schlagworte: Erosionsatlas, Bodenerosion, ABAG, Bayern;

1 Einleitung

Mit der Neuberechnung des Erosionsatlas von Bayern wird vom Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) eine landesweite Datengrundlage zur Abschätzung der Erosionsgefährdung von Ackerflächen in einer Auflösung von 10 x 10 m zur Verfügung gestellt. Anlass für die Überarbeitung war unter anderem die erstmalig flächendeckende Verfügbarkeit eines Digitalen Geländemodells (DGM) aus hochauflösenden Laserscanningdaten (BAYERISCHE VERMESSUNGSVERWALTUNG, 2011).

Ebenso wie der zuletzt veröffentlichten Erosionsatlas von 2008 (BRANDHUBER & STUMPF, 2008) basiert auch die Neuberechnung von 2012 auf der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG), beinhaltet aber methodische Weiterentwicklungen was die Herleitung der einzelnen erosionsbeeinflussenden Faktoren angeht. Eine wesentliche Neuerung ist die feldblocksbezogene Berechnung der Hanglänge auf Grundlage eines Fließakkumulationsalgorithmus nach DESMET & GOVERS (1996).

2 Datengrundlage und Modellierung

2.1 Modellgrundlage

Die ABAG hat sich als Modellgrundlage für die GIS-gestützte Erosionsberechnung bewährt, da die benötigten Datengrundlagen flächendeckend hochauflösend und in einheitlicher Qualität verfügbar sind. Während die ABAG jedoch ursprünglich für die Bewertung einzelner Schläge konzipiert war, werden mit zunehmender Verfügbarkeit von GIS-Software und Geodaten verstärkt Anforderungen an die Übertragbarkeit der Gleichung auf größere Planungsbereiche mit komplexeren Topografien gestellt. Die Herausforderung besteht nun vor allem in der Ermittlung des L-Faktors. Je länger ein Hang ist, desto mehr Wasser sammelt sich hangabwärts an und desto höher fällt der L-Faktor aus. Entscheidend für die „Wassermenge“ ist dabei die Geländeform, die durch Mulden oder Erhebungen den Fließweg beeinflusst. Die Angabe einer konstanten Hanglänge (wie bei einem Einzelschlag üblich) wird dieser Situation nicht gerecht. Bei der Neuberechnung des Erosionsatlas kam daher ein Fließakkumulationsalgorithmus nach DESMET & GOVERS (1996) zum Einsatz, der die Di- und Konvergenzen im Gelände berücksichtigt.

Die Implementierung dieses Algorithmus erforderte die Programmierung eines Scripts auf Grundlage der Programmiersprache „Python“, das in die GIS-Software ArcGIS 10.0 von ESRI eingebunden werden kann.

2.2 R-Faktor (Regen- und Oberflächenabflussfaktor), K-Faktor (Bodenerodierbarkeitsfaktor), P-Faktor (Erosionsschutzfaktor)

Regen-, Boden- und Erosionsschutzfaktor wurden im Vergleich zum Erosionsatlas von 2008 nur geringfügig überarbeitet und an die Auflösung des neuen DGM angepasst (vergl. BRANDHUBER & STUMPF, 2008).

Der R-Faktor, der die Energie und Intensität erosiver Niederschläge beschreibt, wurde mit Hilfe der Regressionsgleichung (1) und der mittleren Sommerniederschlagssummen des Vergleichszeitraums von 1961 – 1990 des REGNIE-Datensatzes (DWD, 2011) auf die Fläche von Bayern übertragen.

$$(1) R = 0,141 * NSommer - 1,48 \quad (\text{SCHWERTMANN ET AL., 1990})$$

Für die Zuweisung des K-Faktors als Maß für die Erosionsanfälligkeit eines Bodens wurde auf den Klassenbeschrieb der Bodenschätzung zurückgegriffen. Anhand der Parameter Bodenart, Zustandsstufe und Entstehungsart wurden den Bodenschätzungseinheiten bereits für den letzten Erosionsatlas die K-Faktoren in Anlehnung an die DIN 19708 zugewiesen. Die Digitale Bodenschätzung der Bayerischen Vermessungsverwaltung deckt in der aktuellen Veröffentlichung 99 % der Ackerfläche in Bayern ab. Um einen flächendeckenden K-Faktoren-Datensatz erstellen zu können, wurde außerdem auf die Konzeptbodenkarte (1 : 25.000) des LfU und die digitalisierte K-Faktoren-Karte von AUERSWALD & SCHMIDT (1986) zurückgegriffen.

Der P-Faktor berücksichtigt die Querbewirtschaftung von Ackerflächen. Da es nach wie vor keine bayernweite Datengrundlage für die Bearbeitungsrichtung gibt, wurde der von STUMPF & AUERSWALD (2006) vorgeschlagene Wert von 0,85 beibehalten, der in der abschließenden Abtragsberechnung als Konstante einging.

2.3 S-Faktor (Hangneigungsfaktor)

Die Hangneigung beeinflusst die Geschwindigkeit und damit die Energie, mit der abfließendes Wasser in der Lage ist, Bodenteilchen abzuscheren.

Die Berechnung der Hangneigung wurde mit Hilfe des in ArcGIS 10 verfügbaren „Slope“-Tools auf Grundlage des Digitalen Geländemodells (DGM) der Auflösung 10 x 10 m durchgeführt. Aus dem flächendeckenden Hangneigungs-Raster (Werte in Grad) wurde der S-Faktor anschließend für jedes 10 x 10 m Pixel unter Verwendung der Formel (2) nach DIN 19708 berechnet.

$$(2) S = -1.5 + (17 / (1 + \text{Exp}(2.3 - 6.1 * \text{Sin}(\text{„Hangneigung in Grad“} / 57.2957795))))$$

Erstmals beruhten alle Höhenpunkte des DGM auf den präzisen Messdaten des Airborne Laserscanningverfahrens. Die Befliegungen im Auftrag der Bayerischen Vermessungsverwaltung fanden im Zeitraum von 1996 bis 2010 statt.

2.4 C-Faktor (Bodenbedeckungs- und Bearbeitungsfaktor)

Die landwirtschaftliche Nutzung beeinflusst den Bodenabtrag durch die Art der Bodenbearbeitung und die jeweilige Kulturpflanze, die angebaut wird. Beide Einflussgrößen, die Schutzfunktion der Vegetation und die Beschaffenheit der Ackerkrume zu bestimmten Zeiten, gehen in den C-Faktor mit ein.

Um den C-Faktor auch ohne intensives Wissen über die schlagbezogene Fruchtfolge ermitteln

zu können, entwickelte AUERSWALD (2002) ein Verfahren zum Bestimmen eines regional typischen C-Faktors, das bei der Betrachtung größerer Untersuchungsgebiete angewendet werden kann. Auerswald entwickelte eine Gleichung (3), in die Angaben zu den Flächenanteilen der angebauten Fruchtartengruppen (Mähdruschfrüchte, Ackerfutter, Reihenkulturen mit und ohne Mulchsaat) Eingang finden.

$$C = \left(\frac{83 - 1,58 \times (MD + MS + AF) +}{0,0082 \times (MD + MS + AF)^2} \right) \times (1 - 0,03 \times AF) + 0,01 \times AF - 0,05 \times MS + 2,7 \quad / \quad 100$$

(3)

wobei: MD = Flächenanteil der Mähdruschfrüchte (%), AF = Flächenanteil Ackerfutter (%), MS = Flächenanteil Reihenkulturen mit Mulchsaat (%), jeweils an Gesamt-Ackerfläche

Im vorliegenden Erosionsatlas wurden die C-Faktoren von 2005 bis 2011 auf Gemeindeebene berechnet, wobei eine Gemeinde jeweils in allen Jahren mindestens 10 Acker-Feldstücke aufweisen musste. Gemeinden mit einer geringeren Anzahl Acker-Feldstücke wurden für die Ermittlung des C-Faktors mit Nachbargemeinden zusammengelegt.

Zur Ackerfläche zählen keine Hopfen- und Rebflächen oder Obstplantagen, da für die Ermittlung der Erosionsgefahr in Weingärten andere Modellgrundlagen verwendet werden und die ABAG in Steillagen nicht mehr anwendbar ist. Im Obstbau ist dagegen aufgrund der hohen Bodenbedeckung (Begrünung, Netze) kaum mit Erosion zu rechnen, sodass für den vorliegenden Erosionsatlas Obstanbauflächen ebenso wie Grünland und Wald von der Berechnung ausgenommen wurden. Die Dauerkultur Hopfen wurde bei der vorliegenden Auswertung nicht berücksichtigt.

Die Informationen über die angebauten Fruchtarten stammen aus der InVeKoS-Datenbank des StMELF und umfassen die jährlich angebauten Feldfrüchte von 96 % aller Ackerflächen in Bayern feldstücksgenau. Die Lage der nicht bei InVeKoS gemeldeten Ackerflächen wurde dem Datensatz der „Tatsächlichen Nutzung“ der ALKIS-Datenbank entnommen.

Der Datensatz der InVeKoS- und ALKIS-Ackerflächen wurde miteinander verbunden. Diesem „Acker-Datensatz“ wurde der C-Faktor der jeweiligen Gemeinde zugewiesen. Der für jedes Jahr (2005 bis 2011) resultierende Rasterdatensatz mit der Auflösung von 10 x 10 m wurde wieder auf das DGM ausgerichtet und beinhaltet die Werte des C-Faktors für alle ackerbaulich genutzten Flächen in Bayern, während Rasterzellen mit anderer Nutzung (Wald, Grünland, Wein, Obst, Siedlung,...) mit „NoData“ (ohne Wert) belegt sind.

2.5 L-Faktor (Hanglängenfaktor)

Je länger ein Hang ist, desto mehr Wasser kann sich hangabwärts ansammeln und desto mehr Bodenmaterial kann abgeschwemmt werden. Für die Hanglänge wird nach Schwertmann et al. (1990) jedoch nur der Hangabschnitt gewertet, auf dem Erosion stattfindet. Die erosive Hanglänge beginnt also an dem Ort im Hang, ab dem Bodenabtrag stattfindet und endet dort, wo der Boden abgelagert wird.

Um diesen Anforderungen an die Bestimmung der erosiven Hanglänge gerecht zu werden, wurden zunächst auf Grundlage der InVeKoS-Feldstücke und ALKIS-Ackerflächen Feldblöcke aus direkt aneinander grenzenden Ackerflächen gebildet. Die Flächen sind identisch mit den für den C-Faktor betrachteten Ackerflächen. Begrenzt werden die Feldblöcke durch Strukturen wie Wege, Gräben, Wald oder Grünland. Sie stellen in sich geschlossene Einzugsgebiete dar, innerhalb derer die Fließakkumulationsberechnung durchgeführt wird. Ebene Bereiche innerhalb eines Feldblocks, mit einer Neigung von weniger als 1 % wurden dabei von der Berechnung ausgenommen, da angenommen wurde, dass dort die Bodenakkumulation überwiegt.

Die Fließakkumulationsberechnung von DESMET & GOVERS basiert auf dem Algorithmus der „Multiple Flow Direction“. Betrachtet werden alle Rasterzellen des DGM, deren Mittelpunkt innerhalb eines Feldblocks liegen. Ausgehend von der Rasterzelle mit dem höchsten Höhenwert wird die Fläche eines Pixels proportional zur Steilheit der darunter liegenden Zellen aufgeteilt und hangabwärts aufsummiert.

Auf diese Weise wird für jede Rasterzelle eine spezifische Einzugsgebietsgröße ermittelt, die anstelle der Hanglänge in die L-Faktor-Formel eingesetzt werden kann.

Der L-Faktor je 10 x 10 m Rasterzelle wird umso höher,

- je weiter sich die Rasterzelle vom Hangkopf entfernt,
- je mehr Wasser sich in einer Abflussbahn konzentriert (z.B. in Rinnen), da dort die proportional zugewiesenen Flächenanteile besonders hoch sind,
- je steiler das Gelände ist, da eine hohe Neigung die Erosionswirksamkeit einer bestimmten Menge Regenwassers ansteigen lässt (berücksichtigt in der L-Faktor-Formel durch den Hangneigungsexponenten).

2.6 Berechnung des Bodenabtrags (t/ha*a)

Die Berechnung des langjährig zu erwartenden mittleren Bodenabtrags in Tonnen je Hektar und Jahr (t/ha*a) erfolgte durch einfaches Multiplizieren der einzelnen Faktoren.

3 Ergebnisse

Das Ergebnis der Neuberechnung des Erosionsatlas von Bayern sind jährliche Bodenabtragskarten von 2005 bis 2011, die alle ackerbaulich genutzten Flächen Bayerns abdecken. Durch die Verwendung eines vollständig auf Laserscanning-Daten basierenden DGMs konnte für ganz Bayern eine einheitlich hohe Qualität der Höhendaten und somit der daraus abgeleiteten Faktoren der Hangneigung und Hanglänge erzielt werden. Erstmals wurde der L-Faktor für jeden einzelnen Feldblock berechnet und nicht aus Konstanten abgeleitet. Die Topografie und ihr hoher Einfluss auf die Erosion wurden somit der Auflösung entsprechend bestmöglich abgebildet.

Die Auflösung von 10 x 10 m erlaubt eine 25fach genauere Abbildung der Abtragswerte als in der Vorgängerversion des Erosionsatlas, der im 50 m Raster veröffentlicht wurde. Das ermöglicht eine noch genauere Differenzierung kritischer Bereiche selbst innerhalb von Schlägen.

Ein wichtiger Aspekt der Bodenabtragskarten ist die Möglichkeit zeitliche Veränderungen großflächig darstellen und deren Ursachen interpretieren zu können.

So ermöglicht die jährliche Berechnung des C-Faktors eine zeitliche Analyse der Auswirkung von Fruchtfolgepraktiken auf den Bodenabtrag.

4 Schlussfolgerung

Der neu berechnete Erosionsatlas bietet Planern und Beratern im Bereich des Boden- und Gewässerschutzes eine zuverlässige Entscheidungshilfe. Die Akzeptanz der Abtragsmodellierung dürfte durch die lagegenaue Berechnung aller ABAG-Faktoren und die Verwendung aktueller Datengrundlagen steigen.

Die Ergebnisse der Bodenabtragsrechnung und weitere davon abgeleitete Karten zur Entwicklung der Erosionsgefahr in Bayern werden auf der Internetseite der LfL veröffentlicht werden.

5 Literatur

AUERWALD, K. (2002): Schätzung des C-Faktors aus Fruchtartenstatistiken für Ackerflächen in Gebieten mit subkontinentalem bis subatlantischem Klima nördlich der Alpen, Landnutzung und Landentwicklung 43, 1 – 5 (2002), Blackwell Verlag, Berlin.

AUERWALD, K., SCHMIDT, F. (1986): Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern – Karten zum flächenhaften Bodenabtrag durch Regen. - GLA-Fachberichte 1, Bayerisches Geologisches Landesamt (Hrsg.), München, 74 S.

BAYERISCHE VERMESSUNGSVERWALTUNG (2011): Digitale Geländemodelle.
vermessung.bayern.de/file/pdf/1614/download_faltblatt-dgm09.pdf.

BRANDHUBER, R., STUMPF, F. (2008): Erosionsgefährdung bayerischer Ackerböden. Marktredwitzer Bodenschutztag – Tagungsband 5, 141 – 145.

DESMET, P.J.J., GOVERS, G. (1996): A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. Journal of Soil and Water Conservation 51(5), 427 – 433.

DWE (2011): Abteilung Hydrometeorologie: REGNIE (REGIONalisierte NIEederschläge) Verfahrensbeschreibung & Nutzeranleitung, interner Bericht im DWD, Offenbach 2011.

SCHWERTMANN, U., AUERSWALD, K., KAINZ, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser – Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. 2. Aufl., Verlag Ulmer, Stuttgart.

STUMPF F., AUERWALD, K., (2006): Hochaufgelöste Erosionsprognosekarten von Bayern. Die Wasserwirtschaft 96 (7 – 8): 70 – 74.

Langjähriger mittlerer Bodenabtrag der Ackerflächen in Bayern
(Durchschnittswerte je Feldblock)

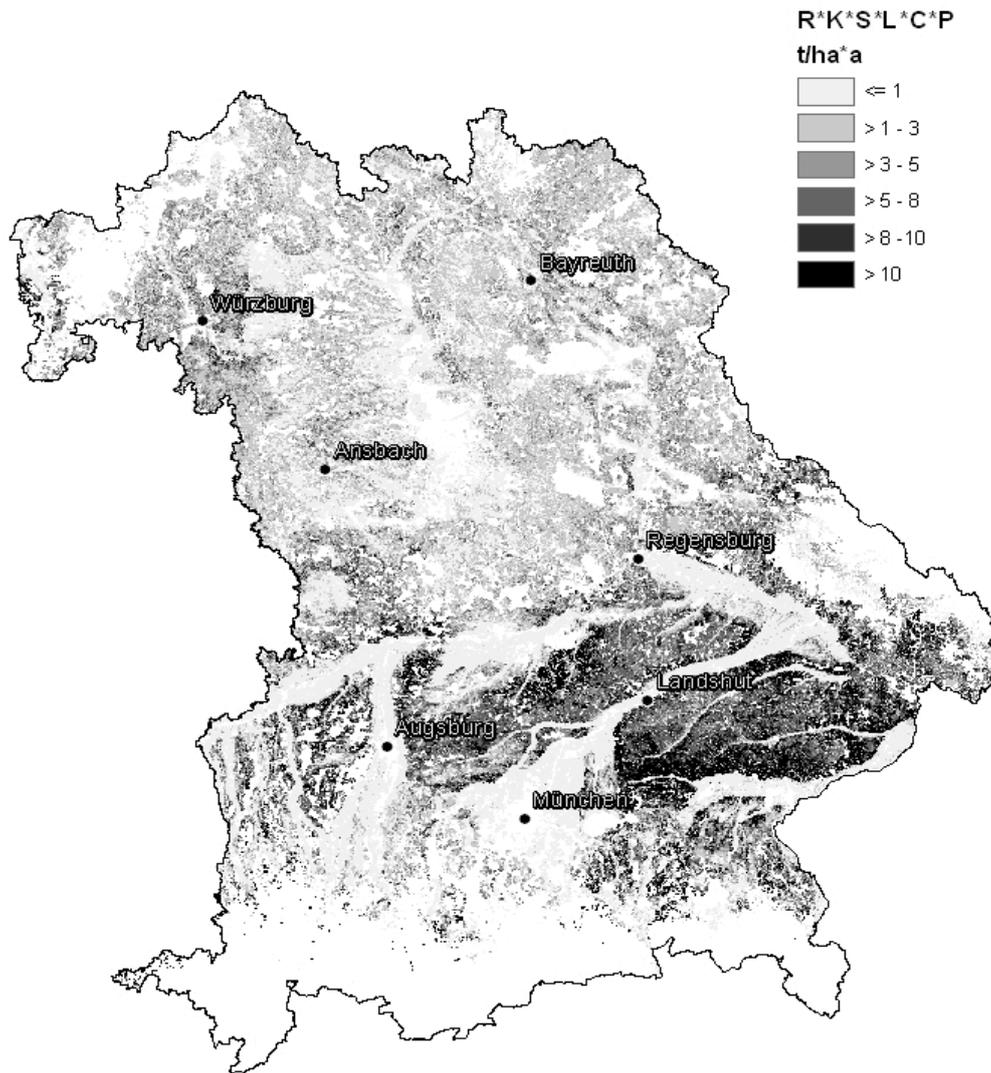


Abbildung 1: Bodenabtrag der Ackerflächen von Bayern; aufgrund der Maßstabsebene sind die je Feldblock gemittelten Abtragswerte dargestellt.

Erfassung flächenhafter Bodenbelastungen im EU- weiten Spannungsfeld administrativer und wissenschaftlicher Ansprüche

H.-J. Ulonska

Teichgasse 28, D- 99099 Erfurt - Windischholzhausen

E-Mail: hans-juergen.ulonska@tmlfun.thueringen.de

Abstract: *An inventory of verified and validated primary particle size parameters has to be done to make conclusions based on referenced materials of fine earth and sediments within national programs for example as irrigation control or ecotoxicological impacts of chemicals on soils. Particularly in soil texture parameters belong to the referenced materials as well as deduced and statistically proved features as heavy metal, nutrient and water contents.*

Zusammenfassung: *Im Zusammenhang mit methodischen Fragestellungen finden derzeit Modellierungen Anwendung, von denen nicht in jedem Falle auszugehen ist, dass die eingespeisten Bodendaten dem bodenfunktions-, fachrechts-, nutzungsarten-, flußgebietsübergreifenden und datenbankgerechten Vollzug entgegenkommende Projektionen liefern, justitiabel belastbar sind und den örtlich-regionalen und national geltenden Ansprüchen genügen. Demzufolge wird die Frage nach flächenhaften Erfassungen von Bodenbelastungen aus einer Kombination korrespondierender Eingangsdaten diskutiert. Dabei zeigt sich, daß wissenschaftliche Vorgaben und administrative Ansprüche in Einklang gebracht werden können.*

Keywords: fine earth, fine sediment, mineral soil species, texture- classes, soil stress limit;

Schlagworte: Bodenbelastungen; mineralische Bodenart, Feinboden, Feinsediment, Texturklassen;

1 Einleitung

Der Verlauf anhaltender Diskussionen zur Ausweisung naturbedingt benachteiligter Gebiete nach einem Vorschlag (2011) für eine Verordnung für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER), einem Entwurf für die Europäische Bodenrahmenrichtlinie (BRRL) (PROPOSAL 2009) und zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (Richtlinie 2008) hat gezeigt, dass es insbesondere beim Vollzug gleichwertiger und methodisch harmonisierter Lösungsansätze bedarf. Davon betroffen sind u. a. das Modelling of Nutrient Emissions in River Systems (MONERIS) nach BEHRENDT ET AL. (2000) zur Darstellung der Nährstoffeinträge bzw. die Modellierung mittlerer jährlicher Bodenabträge nach HALBFASS ET AL. (2009) mit zusätzlichen pedologischen Kriterien (z. B.: Bodenfeuchtegehalt, pH- Wert und organischer Kohlenstoffgehalt [organische Substanz]). Weiterhin bedarf es der Qualifizierung von Genauigkeiten damit verbundener Feststoffkennwerte und korrespondierender Kartendarstellungen im Bereich der Umwelt (Boden- und Gewässerschutz) und der Wirtschaft (Abfall). Des Weiteren ist ein wesentlicher Mangel, dass nicht für sämtliche der insgesamt 4.090 Musterstücke (BODSCHÄTZDV 2012) gleichwertige labortechnische Untersuchungsergebnisse für Körnungsanalysen vorliegen.

Dabei haben sich als wesentlich zu überwindende Hürde nach Tabelle 1 (ULONSKA ET CAPELLE 2012) zahlreiche nicht kompatible Texturklassen erwiesen. Vor allem bei der Untersuchung auf organischen bzw. mineralischen Stickstoff zum effizienteren Einsatz von Düngemitteln (HERBST ET MÜLLER 2012) haben sich Korngrößenklassifizierungen auseinanderentwickelt. Allein diese Vielfalt behindert Kopplungen mit zusätzlichen pedologischen Kriterien. Auf Grund anhaltend widersprüchlicher Übersetzungen bestimmter Begriffe vom englischen ins deutsche (Bodenart und Bodentyp) in amtlichen Vorlagen (Übermittlungsvermerk 2012, cover note 2012) ist hier für die Überschrift der Tabelle 1 zusätzlich die französische Übersetzung nach ULONSKA ET

CAPELLE (2012) herangezogen worden.

Im Gegensatz zu Untersuchungen regionaler Verteilungen von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen und deren Metaboliten (KOLYCHALOW et al. 2012) sind bei der standardisierten Vorgehensweisen zur Ermittlung der Erosionsgefährdung landwirtschaftlich genutzter Ackerböden durch Wasser nach der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (DIN 19708, 2005) methodische Fehler unterlaufen, die gemäß DUMBS (2012) bei Rechtsverletzungen im Umweltschutz in ihren unvermuteten Wechselwirkungen von den Betroffenen weder vorhergesehen noch gewollt werden.

Auf der Basis von CAPELLE ET AL. (2006) und nach Offenlegungsschrift (2009) haben NESTROY et ULONSKA (2012b) dazu einen überarbeiteten Vorschlag als Empfehlung zur Kennzeichnung der Korngrößenklassifizierung mineralischer Feinböden/ Feinsedimente nach Texturklassen für den Vollzug des Boden- und Gewässerschutzes erarbeitet (siehe Tabelle 1, letzte Zeile).

Tabelle 1: Ausgewählte internationale Korngrößenverteilungen mineralischer Feinböden im chronologischen Vergleich

Geltungsbereich	Fraktionierungen, Gemische, Gruppen (Äquivalentkorndurchmesser des mineralischen Feinbodens/Feinsedimentes)	Klassifizierungen
1	2	3
Diese Fraktionierungen sind international zur Anwendung empfohlen	7 Fraktionierungen, davon: Sand: $\geq 63\mu\text{m}$ $< 2000\mu\text{m}$, Schluff: $\geq 2\mu\text{m}$ $< 63\mu\text{m}$, Ton: $< 2\mu\text{m}$ ($< 2000\mu\text{m}$)	4 Klassen
Österreich	Grobsand: $\geq 0,2\text{mm}$ $< 2\text{mm}$, Feinsand: $\geq 0,02\text{mm}$ $< 0,2\text{mm}$, Schluff: $\geq 2\mu\text{m}$ $< 20\mu\text{m}$ Ton: $< 2\mu\text{m}$ ($< 2\text{mm}$)	10 Bodenarten
	3 Fraktionierungen ATTERBERG (912)	4 bzw. 8 Bodenarten
Tschechien	Partikelgehalt: $< 0,01\text{mm}$ [M.%] ($< 2,0\text{mm}$)	n. b.
Rußland	10 Fraktionierungen ($< 2,0\text{mm}$)	n. b.
England und Wales	n. b.	10 Texturklassen
Beitrittsgebiet zur Bundesrepublik Deutschland	3 Fraktionierungen ATTERBERG (1912) ($< 2\text{mm}$)	4 Körnungsartengruppen davon 11 Hauptkörnungsarten incl. 9 Nebenkörnungsarten für Sand
Frankreich	3 Fraktionierungen ($< 2000\mu\text{m}$)	6 Texturgruppen incl. 15 Klassifizierungen
	2 Fraktionierungen: Sand: $\geq 50\mu\text{m}$ $< 2000\mu\text{m}$, Schluff: $\geq 2\mu\text{m}$ $< 50\mu\text{m}$ ($< 2000\mu\text{m}$)	4 oder 6 Hauptklassen incl. 17 Klassifizierungen
Deutschland	7 Fraktionierungen ATTERBERG (1912) ($< 2000\mu\text{m}/ 2,0\text{mm}$)	4 Bodenartenhauptgruppen, davon 11 Bodenartengruppen incl. 31/35 Bodenartenuntergruppen
	4 Gemische: Grobsand, Feinsand, Staubsand, abschlämmbare Teilchen ($< 2\text{mm}$)	4 Bodenarten für Grün- und 8 für Ackerland
USA	7 Fraktionierungen, davon: Sand: $\geq 0,050\text{mm}$ $< 2,0\text{mm}$, Schluff: $\geq 0,002\text{mm}$ $< 0,05\text{mm}$ Ton: $< 0,002\text{mm}$ ($< 2,0\text{mm}$)	n. b.
	13 Fraktionen, davon: Sand: $\geq 0,0625\text{mm}$ $< 2,0\text{mm}$ Schluff: $\geq 0,0039\text{mm}$ $< 0,0625\text{mm}$ Ton: $\geq 0,00024\text{mm}$ $< 0,0039\text{mm}$ ($< 2,0\text{mm}$)	

Welternährungsorganisation	3 Partikelklassen incl. 5 Unterteilungen AT-TERBERG (1912) (<2000µm)	13 Texturklassen incl. 10 Unterteilungen 3 sandiger Klassen
Belgien und Luxemburg	US Soil Taxonomy (s. a.; zit. in: HORN 2002, 158) (<2,0mm)	7 Texturklassen incl. 9 Unterteilungen
Polen	Sand: >= 100µm <1000µm Schluff: >= 2µm <100µm Ton: < 2µm (< 1000µm)	3 Bodenarten incl. 18 Unterteilungen
EU- weit harmonisierte Empfehlung	Sand (S): >=63µm <2000µm, Schluff (U): >=2µm- <63µm, Ton (T): <2µm ATTERBERG (1912) 1 Gemisch: Feines (F): 10µm (Feinboden/ Feinsediment: <2000µm)	8 Texturklassen

2 Material und Methoden

Für die wesentliche Charakterisierung betroffener Böden dienen abgeleitete Korngrößenklassifikationen, verbunden mit den auf wenige Klassen beschränkten schematischen Beurteilungen von pH-Werten und Humusgehalten (NESTROY ET ULONSKA 2012b). Diese Vorgaben sind im Rahmen regionaler bodengeologischer/bodenhydrologischer Kartierungseinheiten (u. a. nach RAU ET AL. 2000) eingebettet und vorzugsweise verbunden mit fachübergreifend gebräuchlichen Messtischblättern. Bei den Methoden zur Bestimmung des pH-Wertes (n/ 10 KCl) und beim Humusgehalt wird auf die Bestimmung des C_{org}- Gehaltes (DirektzahlVerpflV 2011) verwiesen. Die gebietsbezogenen texturabhängigen Belastungswerte von Feinböden und -sedimenten (Abbildung 1) sind über den jeweiligen Median (n= 14 und n= 37) für die Bodenart Lehm (L) des Ackerlandes sowie den Rahmenvorgaben: Humusgehalte <= 15 Masse- %, pH-Werte >= 4,9 - <= 6,8 und Extraktionen mit Königswasser berechnet worden (ULONSKA 2012) berechnet worden.

Bei der Auswahl gemessener Einzelwerte von Fraktionsanteilen und des Korngrößengemisches < 0,01 mm ist als Basis für die nachfolgende Einteilung nach Texturklassen (Bodenarten) in mineralischen Feinböden/Feinsedimenten (Äquivalentkorndurchmesser < 2, 00 mm) nach der Maxime vorzugehen: So genau wie möglich messen, um administrativ so genau wie nötig agieren zu können.

3 Ergebnisse und Diskussion

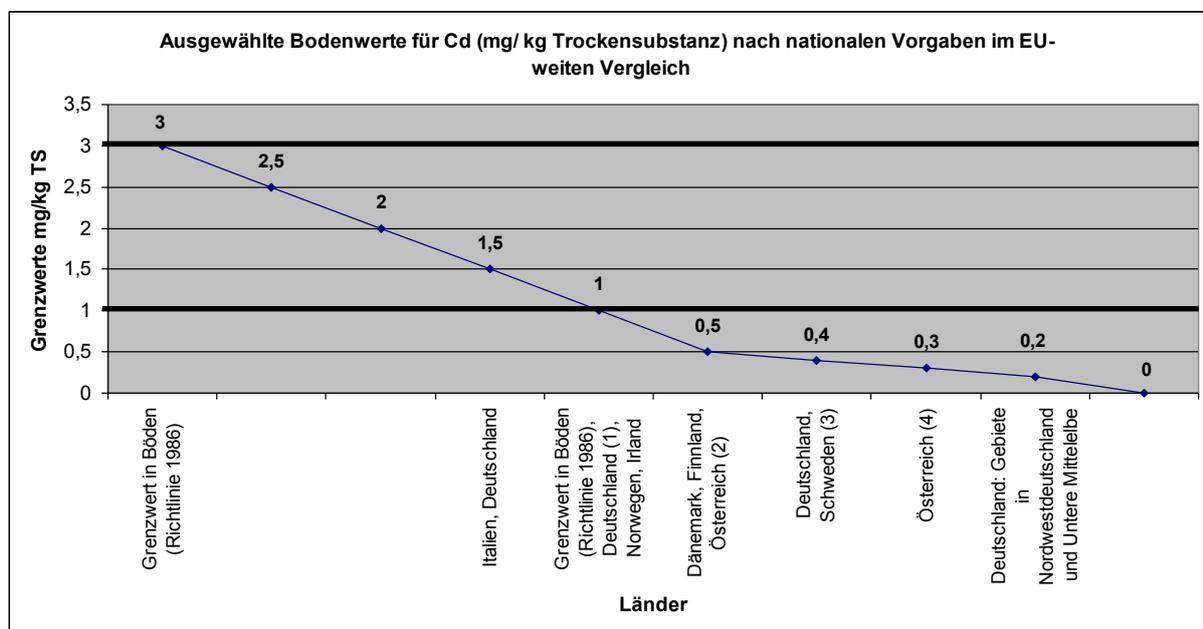
Aus den ausgewählten Bodenwerten für Cd (Abbildung 1) ist ersichtlich, dass der gebietsweise berechnete Median von 0,2 mg/kg Trockenmasse x dm im EU- weiten Vergleich unterhalb des zulässigen Grenzwertes von 1 mg/ kg Trockensubstanz (Richtlinie 1986) liegt. Die hier vorgeschlagene Herabsetzung der zulässigen Wertespanne zulässiger Grenzwerte für Cd auf 1 – 2 mg/ kg Trockensubstanz ist schlüssig, bedarf jedoch weiterer Messergebnisse; zumal für die Umweltqualitätsnormen As, Cr und Cu nach OGewV (2011) zusätzlicher Prüfungsbedarf postuliert worden ist (ULONSKA 2010).

In Deutschland gelten nach AbfKlärV (2012) strengere Werte für Böden, die im Rahmen der Bodenschätzung als leicht eingestuft sind und deren Tongehalt unter 5 vom Hundert liegt oder deren Untersuchung einen pH- Wert von mehr als 5 und weniger als 6 ergeben hat. In Österreich gelten Richtwerte und Belastungsverdachtswerte für Cd von 0,5 und 0,3 mg/kg Trockensubstanz nach ÖNORM L 1075 (2004) für leichte und schwach saure Böden. Dazu haben für die texturbedingte Kennzeichnung leichter, mittel und schwer bearbeitbarer Böden im Zusammenhang mit der schematischen Beurteilung von Humusgehalten NESTROY ET ULONSKA (2012b) einen Vorschlag unterbreitet. Ergänzend ist anzumerken, dass in den USA für Böden bei der Klärschlammverwertung ein Wert von 20 mg/ kg Trockensubstanz angesetzt worden ist (ULONSKA 2011b).

Gemäß Richtlinie (1986) ist zur Klarstellung des Gewollten zu prüfen, zutreffende Maßeinheiten für die Grenzwerte von Feststoffgehalten mineralischer Feinböden/ Feinsedimente (<2, 00 mm Äquivalentkorndurchmesser) zukünftig EU- weit tiefenbezogen in mg/ kg Trockenmasse anzugeben. Die Bandbreite der nach Abbildung 1 verglichenen Schwermetallgehalte in Böden unterstreicht wiederholt, dass in Anlehnung an NESTROY ET ULONSKA (2012a) und Richtlinie (1986) folgende ausgewählte abgestimmte Rahmenvorgaben für die

1. Textur (Festlegung für Fraktionierungen und Klassifizierungen in mineralischen Feinböden/ Feinsedimenten mit 2,00 mm Äquivalentkorndurchmesser), den
2. organischen Kohlenstoffgehalt (gleichwertige Bestimmungsmethode und ggf. kompatible Klassifizierung des zu ermittelnden Humusgehaltes), den
3. pH- Wert (gleichwertige Bestimmungsmethode und ggf. kompatible Klassifizierung), die
4. Dichte (scheinbare mineralische Dichte/ Trockenrohddichte und ggf. kompatible Klassifizierung) und die
5. Extraktionsmethode bei Schwermetallen (vorzugsweise mit Königswasser ggf. Flußsäure/ Totalaufschluß)

insbesondere als unabdingbare Voraussetzungen für EU-weit gleichwertige Schwermetallgehalte in Böden und Kennwerte des oberflächennahen Bodenwasserregimes für den Vollzug des Boden- und Gewässerschutzes vorzugeben sind. Vorschläge dazu sind u. a. von NESTROY ET ULONSKA (2012b), nach Offenlegungsschrift (2009), von ULONSKA (2011a) und ULONSKA ET CAPELLE (2012) sowie nach Vorschlag (2011) unterbreitet worden. Demzufolge wird weiterhin vorgeschlagen, die Wertespanssen zulässiger Grenzwerte der Schwermetalle: Cd, Cu, Ni, Pb, Zn und Hg in den Böden nach vor geschalteten subsidiären Abgleich mit nationalen Fachrechtsnormen und gemäß Richtlinie (1986) Artikel 5 i. V. m. Artikel 12 und Anlage I A unter bestimmten Bedingungen (z. B.: Textur, pH-Wert, organischer Kohlenstoff [Humusgehalt]) zu validieren. EU- weit wird somit die Möglichkeit eröffnet, die wertebezogen harmonisierte und abgestimmte Übernahme in BRRL, ELER- Verordnung und WRRL fachlich prüfen und europapolitisch abwägen zu lassen.



(1) Zuordnungswert nach DepV (2012)

(2) gilt nach ÖNORM L 1075 (2004) als Richtwert für leichte und schwach saure Böden

(3) Vorsorgewert nach BBodSchV (2012) für eine Bodenart Sand und Bodenwert nach BioAbfV (2012)

(4) siehe (2)

4 Schlussfolgerungen

Die Ableitung normal verteilter Abhängigkeiten von Schwermetallgehalten und bodenhydrologischen Kennwerten zur Textur wird an anderer Stelle diskutiert. Demzufolge soll die Beantwortung der Frage, ob grundsätzlich geometrisches bzw. arithmetisches Mittel zu bevorzugen ist, vorerst weiterhin offen bleiben. Dazu steht nach der Textur (Fraktionierung und Klassifizierung) die rechtliche Qualifizierung und Harmonisierung wertbezogener justitierbarer Regelungen vorrangig beim Vollzug des Boden- und Gewässerschutzes u. a. mit Orientierungswerten, Umweltqualitätsnormen, Bodenwerten, Höchstgehalten und pflanzenrelevanten Bodenwassergehalten nach der Textur (Fraktionierung und Klassifizierung) im Vordergrund.

Sofern sich der Entwurf der ELER- Verordnung zur Begrenzung naturbedingt benachteiligter Gebiete mit den wesentlichen Kriterien: Boden, Klima und Wasser und den zwischenzeitlich unterbreiteten Änderungsvorschlägen zur Korngrößenverteilung nach acht Texturklassen mit 3 bestimmten Fraktionen und einem fakultativen Gemisch durchsetzt, wird der Blick zur Prüfung von Überleitungen o. g. Rahmenvorgaben nicht mehr verstellt sein. Dazu bedarf es insbesondere zur wertbezogenen Harmonisierung von BRRL, ELER- VO und WRRL grundsätzlich eines abschließenden mehrheitlichen politischen Willens auf europäischer Ebene.

5 Literatur

ABFKLÄRV (2012): Klärschlammverordnung; zuletzt geändert durch Gesetz.– BGBl. I/ 10, 212 – 264.

ATTERBERG, A. (1912): Die mechanische Bodenanalyse und die Klassifikation der Mineralböden Schwedens.– Internationale Mitteilungen für Bodenkunde II, 312 – 342.

BBODSCHV (2012): Bundes- Bodenschutz- und Altlastenverordnung; zuletzt geändert durch Gesetz.– BGBl. I/ 10, 212 – 264.

BEHRENDT, H. ET AL. (2000): Nutrient Emissions into River Basins of Germany.– Texte 23/00, 288 p.

BIOABFV (2012): Bioabfallverordnung; zuletzt geändert durch Verordnung.– BGBl. I/ 17, 611 – 660.

BODSCHÄTZDV (2012): Bodenschätzungs- Durchführungsverordnung.– BGBl. I/11, 311 – 384.

CAPELLE, A., ULONSKA, H.- J., RÖTSCHER, T. (2006): Administrative und wissenschaftliche Nachnutzungen von Primärdaten der Bodenschätzung.– Wasserwirtschaft 96/ 7+ 8, 64 – 68.
cover note (2012): Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on the financing, management and monitoring of the common agricultural policy (CAP Reform).- 628 final/ 2, 1 – 8.

DEPV (2012): Deponieverordnung; zuletzt geändert durch Gesetz.- BGBl. I/ 10, 212 – 264.

DIN 19708 (2005): Bodenbeschaffenheit – Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG.- 02, 1 – 25.

DIREKTZAHLVERPFLV (2011): Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung; zuletzt geändert durch Verordnung.– eBAnz 2011 AT144 V1.

- DUMBS, J. (2012): Zur Verständlichkeit juristischer Entscheidungen aus naturwissenschaftlicher Sicht.– Der Sachverständige 39/ 7 – 8, 240 – 245.
- HALBFASS, S. ET AL. (2009): Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer.– Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 1 – 80.
- HERBST, F., MÜLLER, S. (2012): Die Entwicklung des N_{an} - Verfahrens in Mitteldeutschland im Vergleich zur N_{min} - Methode.– Mitteilungen Agrarwissenschaften 22, 6 – 53.
- HORN, R. (2002): Bodenphysik.– SCHEFFER, F. et P. SCHACHTSCHABEL: Lehrbuch der Bodenkunde 15, Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg-Berlin, 155 – 271.
- KOLYCHALOW, O. ET AL. (2012): Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und deren Metaboliten in privaten Trinkwasserbrunnen in Schleswig-Holstein.– Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 56/ 4, 193 – 202.
- NESTROY, O., ULONSKA, H.-J. (2012A): Bodenkundliche Basisdaten als Grundlage für justitiable Kriterien bestimmter Schwermetall-, Nährstoff- und Wassergehalte.– Berichte der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (in Bearbeitung).
- NESTROY, O., ULONSKA, H.-J. (2012B): Die amtliche Bodenschätzung – Chancen und Risiken der Harmonisierung auf europäischem Maßstab.– Die Bodenkultur Journal for Land Management, Food and Environment 63/1, 17 – 25.
- OFFENLEGUNGSSCHRIFT (2009): Verfahren und Vorrichtung zur Bestimmung der Korngrößenverteilung in mineralischen Feinböden und mineralischen Feinsedimenten.– Deutsches Patent- und Markenamt, 1 – 19.
- OGewV (2011): Oberflächengewässerverordnung.– BGBl. I/37, 1429 – 1469.
- ÖNORM L 1075 (2004): Anorganische Schadelemente in landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden – Ausgewählte Richtwerte, Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- PROPOSAL (2009): for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil; zuletzt geändert durch Presidency proposal.– document partially accessible to the public 7643/ 1/ 09 REV 1, Brüssel, 22. April, 1 – 40.
- RAU, D., SCHRAMM, H., WUNDERLICH, J. (2000): Die Leitbodenformen Thüringens Legendenkartei zu den „Bodengeologischen Übersichtskarten“ i. M. 1: 100.000.– Geowissenschaftliche Mitteilungen von Thüringen 3, 1 – 100.
- RICHTLINIE (2008): zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik ... 2000/60/EG; zuletzt geändert durch Richtlinie 105/EG.– Abl. L 348, 84 – 97.
- RICHTLINIE (1986): des Rates über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft.– Abl. L 181, 12. Juni, 6 – 12.
- ÜBERMITTLUNGSVERMERK (2012): Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates über die Finanzierung, die Verwaltung und das Kontrollsystem der gemeinsamen Agrarpolitik (GAP- Reform).– 628 endgültig/ 2, 1 – 11.
- ULONSKA, H.- J. (2012): Pedologische Kriterien und effiziente Teilflächenbewirtschaftung benachteiligter Gebiete Thüringens nach ausgewählten Bodenschätzungsdaten.– Mitteilungen Agrarwissenschaften 20, 84 – 102.

ULONSKA, H.- J. (2011A): Der Einfluß mineralischer Korngrößenverteilungen nach amtlicher Bodenschätzung auf bodenhydrologische Kennwerte im ungesättigten Bereich land- und forstwirtschaftlich genutzter Böden.– Mitteilungen Agrarwissenschaften 18, 26 – 41.

ULONSKA, H.- J. (2011B): Feststoffkennwerte als harmonisierungsbedürftige Umweltqualitätsnormen mineralischer Feinsedimente und -böden nach ausgewählten regionalen und nationalen Fachrechtsnormen (www.hydro.tuwien.ac.at).

ULONSKA, H.- J. (2010): Ausgewählte Umweltqualitätsnormen für Schwermetallgehalte im Spiegel der europäischen Wasserrahmenrichtlinie.– Talsperren im Wandel. Mitteilungen 158, 440 – 447.

ULONSKA, H.- J., CAPELLE, A. (2012): Nécessité d'harmonisation des limites texturales dans le contexte de la redéfinition des zones défavorisées au sein de l'EU.– Berichte der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (in Bearbeitung).

US SOIL TAXONOMY (S. A.): zit. In: HORN (2002, 158).

VORSCHLAG (2011): für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates über die Förderung der ländlichen Entwicklung durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER).– 627 endgültig/ 2, 1 – 156.

Danksagung

Der Autor bedankt sich bei Frau Bremer und Herrn Dr. Schilling (Bayerisches Landesamt für Umwelt) für gegebene wertvolle Hinweise und Ratschläge.

Legal regulation of the agricultural soil protection in the Czech Republic – Quo vadis?

J. Tkáčiková¹, Petr Vaculík²

Law Faculty of Masaryk University, Veveří 70, 611 80 Brno¹

Central Institute for the Supervising and Testing in the Agriculture, Hroznová 2, 656 06 Brno²,
Czech Republic

E-Mail: Jana.Tkacikova@law.muni.cz, petr.vaculik@ukzuz.cz

Within last twenty years both in the Czech Republic there is an intensive soil degradation which is mainly caused by human activities. The experts are being afraid that in the future the intensity of the negative processes will escalate. Regarding above mentioned fact it is clear that it is necessary to legally regulate the relationships and processes relating to soil as basic factor. The legal protection of soil means the legislative measures which are focused both against the reduction of their surface covered by vegetation and against the degradation of their productive as well as ecological functions.

In 1992 there has become effective the Act No. 334/1992 on the Protection of Agricultural Land Fund and as itself it reflected the situation where the use of land was at the beginning due to previous state system. During the years due to the development of environmental demands, the requests on agricultural soil protection both in quality and quantity has increased on one hand, on the other hand regarding the recovery of the ownership relationships the pressure on the use of the soil for non-agricultural purposes has been growing from year to year. Nevertheless the legal regulation was not able to react on this fact and has almost stayed same only with some unimportant amendments.

The paper deals with the legal aspects of contemporary agricultural soil protection within the Czech Republic. There will be stressed problems which arise during the legal effort to respond on contemporary trends in soil protection. The authors also present possible proposals de lege ferenda. Finally, there will be also mentioned pros and cons for passing of new act or at least for the complete amendment.

Effekte der Gärrest-Düngung auf Regenwürmer

R. Walter, J. Burmeister, T. Kreuter

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, Lange Point 6, 85354 Freising

E-Mail: roswitha.walter@lfl.bayern.de

Abstract: *In a microplot field experiment effects of cattle slurry and digestate on density, biomass and species composition of earthworms was investigated. Further earthworm populations in four fields were compared before and after five to ten years fertilization with digestate. Organic fertilization had a positive effect on earthworm density and biomass. No significant differences were found between cattle slurry and digestate.*

Zusammenfassung: *In einem Microplot-Feldversuch wurde der Einfluss von Gärrestdüngung auf die Regenwurmbesiedlung im Vergleich zu Rindergülle untersucht. Ergänzend fanden Regenwurmerhebungen auf vier Äckern vor und nach einer 5- bis 10-jährigen Düngung mit Gärresten statt. Insgesamt wirkte sich die organische Düngung positiv auf die Regenwurmbesiedlung aus, ohne aber die organischen Düngerformen signifikant zu differenzieren.*

Keywords: earthworm, density, biomass, organic fertilization, digestate;

Schlagworte: Regenwürmer, Siedlungsdichte, Biomasse, organische Düngung, Gärrest;

1 Einleitung

Die starke Zunahme der Biogasanlagen in den letzten Jahren führte zu einer stetigen Zunahme des Anfalls von vergorenen Rückständen aus der Biogaserzeugung (Gärresten), die als organische Dünger anstelle herkömmlicher Wirtschaftsdünger eingesetzt werden. Aufgrund des Abbaus organischer C-Gerüste zu Methan im Fermentationsprozess der Biogasanlage weisen Gärreste andere Eigenschaften als konventionelle Gülle auf, z. B. geringere Gehalte an organisch gebundenem Kohlenstoff und Stickstoff, sowie höhere Ammoniumgehalte und pH-Werte (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT 2009, REINHOLD et al. 2004). Insbesondere der geringere Anteil leicht abbaubarer Kohlenstoffverbindungen im Gärrest könnte ihren Nährwert für Bodentiere verringern. Wirkt sich dies auf die Abundanz und Aktivität von Bodentieren aus? Dieser Frage wurde in dem Projekt „Vergleichende Untersuchungen zu Effekten von Biogasgülle (Gärrest) und Gülle aus Tierhaltung auf die Bodenfauna in Energiepflanzenbeständen“ nachgegangen. Vorgestellt werden die Ergebnisse zur Artengruppe der Regenwürmer, die auf Nutzungseinflüsse wie z. B. organische Düngung reagieren (EDWARDS & LOFTY 1982, BAUCH-HENSS 1989, ESTEVEZ et al. 1996, WHALEN et al. 1998, LEROY et al. 2008) und deren Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit bekannt ist (GRAFF 1983, DUNGER 2008). Ergänzend zu einem Microplot-Feldversuch wurden Regenwurmerhebungen auf vier Äckern von Praxisbetrieben, vor und nach einer 5- bis 10-jährigen Düngung mit Gärresten durchgeführt, um erste Anhaltspunkte zu längerfristigen Auswirkungen durch den Energiepflanzenanbau zu gewinnen.

2 Material und Methoden

2.1 Microplotversuch

Auf einem Ackerschlag des Versuchsgutes Scheyern im tertiären Hügelland in Oberbayern (Lkr. Pfaffenhofen) wurden von 2008 bis 2010 Untersuchungen in $\frac{1}{4}$ m² großen Edelstahlrahmen (Microplots) in einer einfaktoriellen Versuchsanlage durchgeführt. Auf dem integriert bewirtschafteten Schlag wurde 2008 Silomais, 2009 Winterweizen und 2010 Kartoffeln (kurz nach der Beprobung) angebaut. Im Rahmen der Bewirtschaftung erfolgte eine mineralische Düngung des gesamten Schlages. Die Jahresmitteltemperatur beträgt 7,5 °C, der mittlere

Jahresniederschlag 830 mm. Die Bodenart ist ein schluffiger Lehm (Lu) mit einer Bodenzahl von 64.

Untersucht wurden die Düngungsvarianten Gärrest aus der Biogas-Produktion (klassisch, ohne Separation), herkömmliche Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung (Rindergülle) und Wasser als Kontrolle in jeweils dreifacher Wiederholung. Die Applikation der Dünger erfolgte innerhalb der ca. 20 cm tief in den Boden eingeschlagenen und in einer randomisierten Blockanlage aufgestellten Edelstahlrahmen. Von 2008 bis Ende 2009 wurde dreimal eine organische Düngermenge von 36m³/ha (verteilt auf jeweils zwei Gaben) ausgebracht (applizierte Menge an organischer Substanz und deren N_{gesamt} über den gesamten Versuchszeitraum s. Tabelle 1). Die Dünger wurden oberflächlich von Hand in den Boden eingearbeitet, zu ihrer besseren Verteilung wurde Wasser hinzugefügt. Die Beprobung der Regenwürmer fand am 15.04.2010 statt. Dabei wurden die Regenwürmer zuerst mit einer stark verdünnten 0,2%igen Formalinlösung verteilt auf zwei Gaben á 20 l/m² ausgetrieben und die innerhalb von 30 Minuten erschienen Würmer eingesammelt. Anschließend wurde die Hälfte der Microplots spatentief ausgegraben und von Hand nach weiteren Regenwürmern durchsucht.

Tabelle 1: Summe der über den Versuchszeitraum applizierten Menge an organischer Substanz und deren N_{gesamt}

	Rindergülle	Gärrest
Organische Substanz [kg/ha]	5626	4980
N _{gesamt} [kgN/ha]	428,4	442,8

Die statistische Auswertung erfolgte mit einer einfaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) durch die Statistiksoftware R. Beim Erreichen eines Signifikanzniveaus von $p \leq 0,05$ wurden Unterschiede der Mittelwerte mit einem paarweisen t-Test mit nach der Bonferroni-Holm-Prozedur adjustieren α -Fehlerniveau ermittelt. Im Sinne einer Hypothesensuche wurde auf eine Korrektur des α -Fehlers bei multivariater Analyse verzichtet.

2.2 Gärrest gedüngte Äcker von Praxisbetrieben

Auf vier Äckern von Praxisbetrieben in Bayern wurde die Regenwurmbesiedlung vor und nach einer 5- bis 10-jährigen Düngung mit Gärresten miteinander verglichen. Jeweils innerhalb einer 1000m² großen Fläche der Boden-Dauerbeobachtungsflächen wurden zufällig verteilt 10 Stichproben á 0,5m² nach der Formalinmethode gezogen. Dafür erfolgte ein Aufguss einer 0,2%igen Formalinlösung verteilt auf zwei Gaben á 20 l/m² und das Aufsammeln der ausgetriebenen Würmer innerhalb von 30 Minuten.

Die Lage der Äcker in Bayern und ihre Bodenart sind:

- Acker A: in Oberbayern, Lkr. München, Bodenart: Lt2
- Acker B: in der Oberpfalz, Lkr. Neumarkt i.d. Oberpfalz, Bodenart: Lts
- Acker C: in Niederbayern, Lkr. Dingolfing-Landau, Bodenart: Tu3
- Acker D: in Niederbayern, Lkr. Freyung-Grafenau, Bodenart: Ls2

In den Äckern A, B, C wurde jeweils im Jahr 2006 und im Acker D in 2001 mit der Gärrestdüngung begonnen.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Microplotversuch

Beide organischen Düngerformen (Rindergülle und Gärrest) wirkten sich positiv auf den Regenwurmbestand im Microplot aus. Zur Kontrolle (nur Behandlung mit Wasser) lag ihre Gesamt-Individuendichte um ca. das 2,5 fache und ihre Regenwurm-Biomasse um ca. das 2,8 fache höher (Abbildung 1). In der Biomasse war dies für beide organischen Düngungsvarian-

ten signifikant, während in der Abundanz nur signifikante Unterschiede zwischen Rindergülle und Kontrolle nachweisbar waren (Abb. 1).

Zwischen der Applikation von Gärrest und Rindergülle wurden allerdings keine signifikanten Unterschiede in der Regenwurm-Abundanz und -Biomasse festgestellt. Ähnliche Beobachtungen machten ELSTE et al. (2010) in zwei Feldversuchen in Sachsen und in Baden-Württemberg. BERMEJO et al. (2010) stellten auf einem Sandstandort in Berlin-Dahlem in zwei Gärrestvarianten (flüssige als auch die feste) etwas geringere Siedlungsdichten der Regenwürmer im Vergleich zur Gülle- und Stallmist-Variante fest, allerdings ohne signifikante Unterschiede. In Oberösterreich wurden im Herbst 2000 dagegen signifikant positive Effekte der Düngung mit Biogasgülle auf die Regenwürmer im Vergleich zu herkömmlichen Wirtschaftsdünger (Gülle, z.T. in Kombination mit Mineraldünger) erfasst (PETZ 2000).

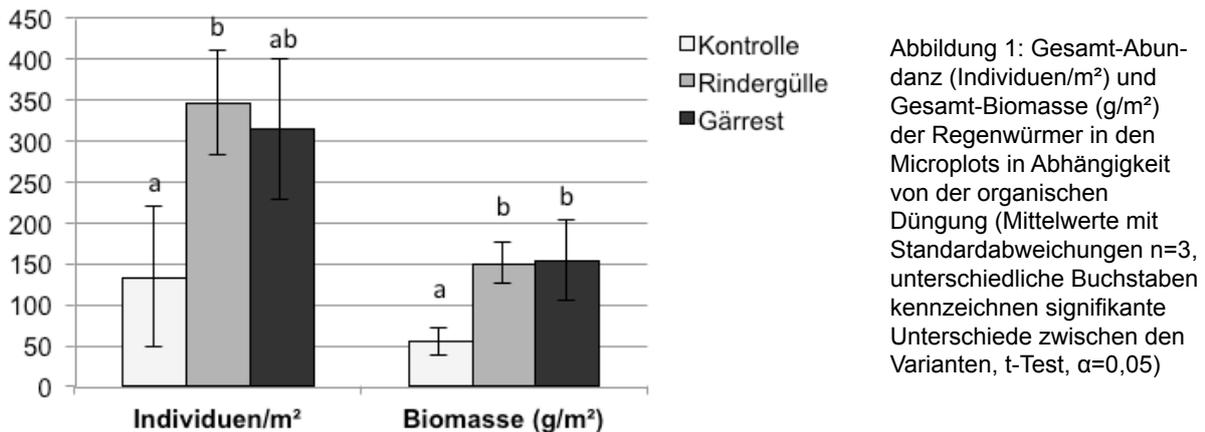


Abbildung 1: Gesamt-Abundanz (Individuen/m²) und Gesamt-Biomasse (g/m²) der Regenwürmer in den Microplots in Abhängigkeit von der organischen Düngung (Mittelwerte mit Standardabweichungen n=3, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten, t-Test, $\alpha=0,05$)

Die hohen Besatzdichten der Regenwürmer in den organisch gedüngten Varianten des Microplotversuches könnten auch ein Ergebnis von Wanderungsbewegungen sein, zumal Regenwürmer eine nicht unbeachtliche Ausbreitung von ca. 10m/Jahr aufweisen (EHRMANN 1996). Da die Edelstahlrahmen der Microplots nur ca. 20 cm tief in den Boden gerammt wurden, ist eine seitliche Einwanderung der Regenwürmer über tiefere Bodenschichten möglich, um in die vom Nahrungsangebot her attraktiveren Bereiche mit organischer Düngung zu gelangen. Unstrittig scheint dagegen, dass im Microplotversuch die Düngung mit Gärresten dieselbe Attraktivität für Regenwürmer aufwies wie die mit Rindergülle.

In der Rindergülle-Variante des Microplotversuches betrug die Anzahl der erfassten Regenwurmartens 6, in der Gärrest- und Kontrolle-Variante waren es jeweils 5 Arten. Allerdings kamen mit *Allolobophora chlorotica* und *Octolasion lacteum* zwei Arten in sehr geringer Siedlungsdichte vor (Tabelle 2), so dass deren Fehlen zum Untersuchungszeitpunkt möglicherweise auf juvenile und somit nicht auf Artniveau bestimmbare Individuen zurückgehen kann. Die Abundanz und Biomasse der adulten Regenwürmer war im Microplotversuch in beiden organisch gedüngten Varianten signifikant höher als in der Kontrolle (Tabelle 2). In der Gärrest-Variante lag die Individuendichte adulter Regenwürmer nur um den Faktor 4,2, dagegen in den mit Rindergülle gedüngten Microplots um den Faktor 6 höher als in der Kontrolle. Dies war vor allem auf die Gruppe der endogäischen Arten, insbesondere auf *A. caliginosa* und *A. rosea* zurückzuführen. Die jeweils um ca. 30 % geringere Siedlungsdichte und Biomasse der adulten endogäischen Arten in der Gärrestvariante im Vergleich zur Rindergülle könnte, ohne dass signifikante Unterschiede nachweisbar waren, auf den Beginn einer Änderung in der Regenwurmzönose hindeuten, wie dies ERNST et al. (2008) und ELSTE et al. (2010) beobachteten. Dabei könnte das geringere Nahrungsangebot in den mit Gärresten gedüngten Microplots durch die ca. 10 % geringere Menge applizierter organischer Substanz im Vergleich zur Rindergülle (s. Tabelle 1) einen Einfluss haben. Zudem spielt vermutlich die Qualität der organischen Kohlenstoffverbindungen eine Rolle. Für die sich verstärkt vom organischen Feinmaterial ernährenden, endogäischen Arten hat wahrscheinlich der geringere

Gehalt leicht abbaubarer Kohlenhydrate im Gärrest gegenüber der Rindergülle eine Bedeutung (ERNST et al. 2008). Als essentiell für das Wachstum von endogäischen Regenwürmern nennen MARHAN & SCHEU (2005) die Menge der leicht verfügbaren organischen Substanz. LEROY et al. (2008) führen in ihrem Freilandversuch die geringere Besiedlung der Regenwürmer in den Kompostvarianten im Vergleich zur Rindergülle auf den geringeren Anteil leicht abbaubarer Kohlenstoffverbindungen im Kompost zurück und nicht auf den Gesamt-Kohlenstoffgehalt.

Tabelle 2: Abundanz (Individuen/m²) und Biomasse (g/m²) der Regenwurmart in den Microplots in Abhängigkeit von der organischen Düngung (Mittelwerte mit Standardabweichungen n=3, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten, t-Test, $\alpha=0,05$)

	Abundanz (Individuen/m ²)			Biomasse (g/m ²)		
	Kontrolle	Rindergülle	Gärrest	Kontrolle	Rindergülle	Gärrest
Juvenile	113,3 ± 85,5 a	226,6 ± 87,9 a	230,7 ± 60,7 a	40,2 ± 10,1 a	68 ± 10,1 ab	81,4 ± 15,7 b
Adulte	20 ± 0 a	120 ± 24,3 b	84 ± 28,8 b	14,5 ± 6,5 a	81,3 ± 15,5 b	72,7 ± 33,4 b
adulte epigäische Art:						
<i>L. castaneum</i>	1,3 ± 2,3 a	6,6 ± 8,3 a	5,3 ± 9,2 a	0,4 ± 0,6 a	1,23 ± 1,3 a	0,9 ± 1,5 a
adulte endogäische Arten:						
<i>A. caliginosa</i>	9,3 ± 10,1 a	76 ± 34,9 a	52 ± 28,8 a	4,4 ± 3,8 a	45,8 ± 27,5 a	33,6 ± 17,8 a
<i>A. rosea</i>	2,7 ± 4,6 a	24 ± 16 a	16 ± 8 a	0,2 ± 0,37 a	3,4 ± 2,6 a	1,5 ± 1,4 a
<i>A. chlorotica</i>	2,7 ± 4,6 a	2,7 ± 4,6 a	0 a	0,7 ± 1,3 a	1,6 ± 2,7 a	0
<i>O. lacteum</i>	0 a	1,3 ± 2,3 a	2,7 ± 2,3 a	0	0,3 ± 0,5 a	0,9 ± 0,85 a
Endog.gesamt	14,7 ± 6,1 a	104 ± 22,3 b	70,7 ± 28,9 b	5,3 ± 4,1 a	51,1 ± 24,8 a	36,0 ± 17,9 a
adulte anezische Art:						
<i>L. terrestris</i>	4 ± 4 a	9 ± 2,3 a	8 ± 4 a	8,8 ± 8,5 a	29 ± 12,5 a	35,9 ± 18,3 a

3.2 Gärrest gedüngte Äcker von Praxisbetrieben

Der Vergleich der Regenwurmbesiedlung der vier Äcker von Praxisbetrieben vor und nach einer 5- bis 10-jährigen Düngung lässt insgesamt keine einheitlichen Effekte durch die Gärrestdüngung erkennen (Abbildung 2, Tabelle 3). Einen nahezu unveränderten Regenwurmbestand wies der seit 10 Jahren mit Gärrest gedüngte Acker D auf. Sogar höhere Individuendichten als zuvor konnten im Jahr 2011 auf den Äckern A und C nach 5-jähriger Gärrest-Düngung erfasst werden. Eine geringere Regenwurm-Abundanz bei allerdings unveränderter Biomasse war auf Acker B schon gleich mit Beginn der Gärrestdüngung nachweisbar. Zur Ableitung eines Entwicklungstrends sind weitere Erhebungen unerlässlich, zumal Regenwürmer u.a. durch die Witterung starken inter-annuellen Schwankungen unterliegen. Darüber hinaus haben sich seit der Düngung mit Gärresten auf den Äckern der Praxisbetriebe einige weitere Bewirtschaftungsfaktoren geändert. Entsprechend vielschichtig sind auch die Einflussfaktoren auf die Regenwurmbesiedlung und somit die Interpretation der Daten. Teilweise kam es zu einer Intensivierung in der Fruchtfolge durch die Zunahme des Maisanteiles. Dagegen wirkten sich wahrscheinlich folgende Änderungen seit der Düngung mit Gärresten, die auf den vier Ackerstandorten in unterschiedlichem Umfang erfolgten, eher günstig auf die Regenwurmbesiedlung aus:

- Eine geringere Bodenbearbeitungsintensität bzw. Pflugeinsatz und /oder
- eine längere Bodenbedeckung durch mehr Zwischenfrüchte oder durch Zweifruchkulturen und/oder
- häufigere bzw. höhere organische Düngergaben im Vergleich zu vorher.

Als eine Folge der geringeren Bodenbearbeitungsintensität und längeren Bodenbedeckung ist wahrscheinlich auch die tendenzielle Zunahme der Siedlungsdichte von der tiefgrabenden Art *Lumbricus terrestris* (Tauwurm) zu interpretieren (WALTER & BURMEISTER 2011). Für die adulten endogäischen Regenwurmart ergab sich keine gerichtete Veränderung. Allerdings ist ihr Er-

fassungsgrad bei ausschließlicher Formalinaustreibung (die hier aufgrund der Vorgehensweise in der Vergangenheit nur berücksichtigt werden konnte), unzureichend (EHRMANN & BABEL 1991, FRÜND & JORDAN 2003). In den Gärrest gedüngten Äckern wird deshalb seit 2011 ergänzend eine Handauslese durchgeführt, die teilweise auch zu einer höheren Artenzahl führte (Tabelle 3).

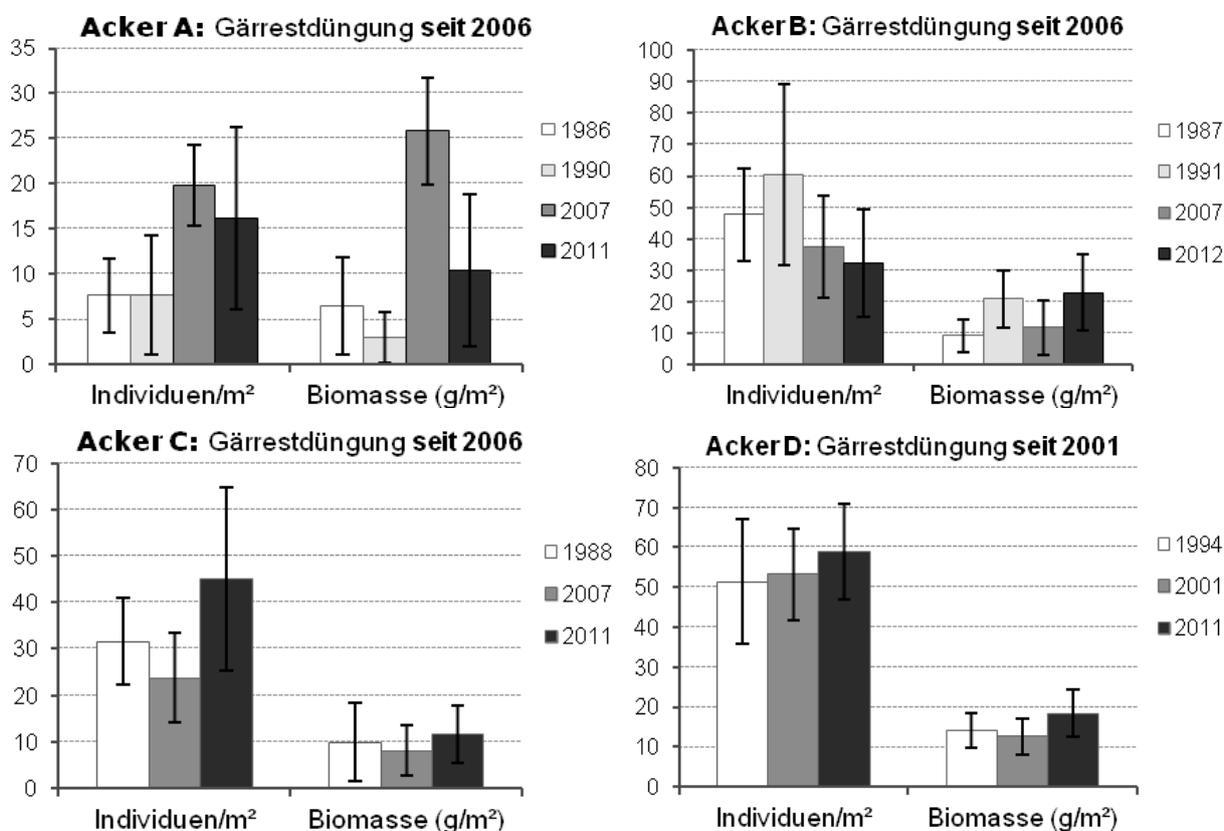


Abbildung 2: Abundanz (Individuen/m²) und Biomasse (g/m²) der Regenwürmer in Äckern von Praxisbetrieben vor und nach einer mehrjährigen Düngung mit Gärresten (Mittelwerte der Formalinaustreibung mit Standardabweichungen)

Tabelle 3: Artenzahl der Regenwürmer auf den mit Gärresten gedüngten Äckern von Praxisbetrieben

	Acker A				Acker B				Acker C			Acker D		
Jahr	1986	1990	2007	2011	1987	1991	2007	2012	1988	2007	2011	1994	2001	2011
Artenzahl	3	4	5	3*	4	5	3	3*	5	4	5	5	5	5

* Weitere Arten wurden über Handauslese erfasst (Acker-A plus 1 Art in 2011, Acker-B plus 2 Arten in 2012)

4 Schlussfolgerung und Ausblick

Insgesamt lassen die bisherigen Ergebnisse keine signifikanten Unterschiede in der Abundanz und Biomasse der Regenwürmer durch die Düngung mit Gärresten im Vergleich zur Rindergülle erkennen. Um gesicherte Aussagen hierzu machen zu können bedarf es weiterer, langfristiger Untersuchungen, die zukünftig v. a. im Gärrestversuch Bayern (FORMOWITZ et al. 2012) sowie in der Fortführung des Monitorings der mit Gärresten gedüngten Äcker von Praxisbetrieben erfolgen. Ein besonderes Augenmerk soll dabei auf die Entwicklung der endogäischen Regenwurmartenspezies gerichtet werden. Die Beispiele der mit Gärresten gedüngten Äcker von Praxisbetrieben verdeutlichen, dass zudem die Betrachtung des Bewirtschaftungssystems als Ganzes wichtig ist. Nach derzeitigem Kenntnisstand sind für den Erhalt der Regenwurmsiedlungsdichte im Rahmen eines Energiepflanzenanbaus wahrscheinlich agrarökologisch bedeutsame Bewirtschaftungsweisen, wie reduzierte Bodenbearbeitung, Zwischenfruchtanbau, Fruchtartenvielfalt etc. zu integrieren, um auch einer Verengung des Artenspektrums entgegenzuwirken.

Danksagung: Die Autoren danken allen Projektbeteiligten, dem Versuchsgut Scheyern, sowie dem Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) für die Projektfinanzierung.

5 Literatur

BAUCHHENSS, J. (1989): Düngung und Bodenleben. – PdN-Ch 2/38: pp. 36 – 40.

BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2009): Biogasgärreste. – Lfl-Information. www.lfl.bayern.de/iab/duengung/organisch/31996/.

BERMEJO, G., KRÜCK, S., ELLMER, F. (2010): Einfluss von Gärprodukten aus der Biogaserzeugung auf die Regenwurmpopulation eines sandigen Standortes. – Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. 22: pp. 211 – 212.

DUNGER, W. (2008): Tiere im Boden.– 280 S.; Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben.

EDWARDS, C. & J. LOFTY (1982): Nitrogenous fertilizers and earthworm populations in agricultural soils. – Soil Biology & Biochemistry 14: pp. 515 – 521.

EHRMANN, O. & BABEL, U. (1991): Quantitative Regenwurmerfassung – ein Methodenvergleich. – Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch. 66 (I): pp. 475 – 478.

EHRMANN, O. (1996): Regenwürmer in einigen südwestdeutschen Agrarlandschaften: Vorkommen, Entwicklung bei Nutzungsänderungen und Auswirkungen auf das Bodengefüge. – Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 35: pp. 135.

ELSTE, B., TISCHER, S., CHRISTEN, O. (2010): Einfluss von Biogasgärrückständen auf Abundanz und Biomasse von Lumbriciden.– pp. 4.; Berichte der DBG (nicht begutachtete online Publikation), www.dbges.de.

ERNST, G., MÜLLER, A., GÖHLER, H., EMMERLING, C. (2008): C and N turnover of fermented residues from biogas plants in soil in the presence of three different earthworm species (*Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea longa*, *Aporrectodea caliginosa*). – Soil Biology & Biochemistry 40 (1413 – 1420).

ESTEVEZ, B., N'DAYEGAMIYE, A., CODERRE, D. (1996): The effect on earthworm abundance and selected soil properties after 14 years of solid cattle manure and NPKMg fertilizer application. – Canadian Journal of Soil Science 76 (3): pp. 351 – 355.

FORMOWITZ, B., BECK, R., BRANDHUBER, R., BURMEISTER, J., FRITZ, M., WALTER R. (2012): Effects of digestates and cattle slurry on biotic and abiotic soil parameters and plant growth. Proceedings of the 20th EU BC&E: (in press).

FRÜND, H. & JORDAN, B. (2003): Regenwurmerfassung mit Senf oder Formalin? Versuche zur Eignung verschiedener Senfzubereitungen für die Austreibung von Regenwürmern. – Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen 29: pp. 97 – 102.

GRAFF, O. (1983): Unsere Regenwürmer.– Verlag M. & H. Schaper, Hannover.

LEROY, B., SCHMIDT, O., VAN DEN BOSSCHE, A., REHEUL, D., MOENS, M. (2008): Earthworm population dynamics as influenced by the quality of exogenous organic matter. – Pedobiologia 52: pp.139 – 150.

MARHAN, S. & SCHEU, S. (2005): The influence of mineral and organic fertilisers on the growth

of the endogeic earthworm *Octolasion tyrtaeum* (Savigny). – *Pedobiologia* 49: pp. 239 – 249.

PETZ, W. (2000): Auswirkungen von Biogasgülledüngung auf Bodenfauna und einige Bodeneigenschaften – Eine Freilandstudie an vier Standorten in Oberösterreich – pp. 19.

REINHOLD, G., KÖNIG, V., HEROLD, L. (2004): Auswirkungen der Biogaserzeugung auf die Eigenschaften der Gärsubstrate. In: N. u. U. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft (Hrsg.): 116. VDLUFA-Kongress, www.tll.de/ainfo/pdf/bio10904.pdf.

WALTER, R. & BURMEISTER, J. (2011): 25 Jahre Regenwurmerfassung auf landwirtschaftlich genutzten Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Bayern. In: Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.): Den Boden fest im Blick – 25 Jahre Bodendauerbeobachtung in Bayern: pp. 10 – 22.

WHALEN, J.K., PARMELEE, R., EDWARDS, C. (1998): Population dynamics of earthworm communities in corn agroecosystems receiving organic or inorganic fertilizer amendments. – *Biology and Fertility of Soils* 27: pp. 400 – 407.