

Ökologische Bodenfunktionen und potentiell Kontaminationsrisiko oberflächennahen Grundwassers in einem Naturschutzgebiet

- ein Beispiel für einen Konflikt zwischen Vorgaben des technischen Umweltschutzes und des Naturschutzes, sowie Diskussion von Lösungsvorschlägen

Ralf BOLZ

1. Einleitung

Vorgaben des technischen Umweltschutzes, sowie eine naturschutzfachliche Nutzung und Pflege müssen nicht immer im Einklang stehen. Sie können in einigen Fällen auch völlig gegensätzliche Maßnahmen bedingen. Eine Abwägung beider Schutzgüter ist dann durchzuführen. Um die Vorgaben des technischen Umweltschutzes zur Reinhaltung des Grundwassers einerseits und des Naturschutzes andererseits in einem landesweit bedeutsamen Naturschutzgebiet handelt der folgende Beitrag.

Diese Konfliktsituation besteht auf den ehemaligen amerikanischen Standortübungsplatz Tennenlohe, der seit 1994 als Naturschutzgebiet ausgewiesen ist und der Europäischen Union (EU) als Gebiet gemäß der FFH-Richtlinie gemeldet wird.

Aufgrund der extrem schwach gepufferten und humusarmen Böden auf Burgsandstein und Flugsanden, besteht hier ein extrem hohes potentiell Kontaminationsrisiko für das oberflächennahe Grundwasser durch militärische Altlasten. Aber gerade die nährstoffarmen und sauren Standorte sind die Schlüsselstandorte für die landesweit bedeutsame Flora und Fauna des Gebietes.

Auf die ökologischen Bodenfunktionen wird hier nicht näher eingegangen (s. hierzu den Beitrag von AUERSWALD in diesem Band). Doch kann, wie im folgenden näher aufgezeigt, in bestimmten Fällen ein Konflikt zwischen der Regelungsfunktion (Regelung der Stoffflüsse) und der Lebensraumfunktion (Gewährung von Lebensraum) von Böden entstehen.

2. Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet, das einen Teilbereich des Naturschutzgebietes "Tennenloher Forst" umfaßt, liegt im westlichen Teil des ehemaligen Standortübungsplatzes Tennenlohe. Innerhalb der untersuchten Flächen liegt, neben den militärisch wenig genutzten Waldbereichen, auch die intensiv militärisch genutzte ehemalige Schießbahn "Range 6". Das Untersuchungsgebiet liegt vollständig im Naturraum "Mittelfränkisches Becken" im Bereich des zentralen Regnitzbeckens (HÜTTEROTH 1974).

Die hier untersuchte Teilfläche liegt im westlichen Sebalder Reichswald im Verwaltungsbereich des Bundesforstamtes Tennenlohe und umfaßt ca. 360ha. Mit eingeschlossen sind die ca. 110ha große ehemalige Schießbahn "Range 6" und die daran angrenzenden Forstgebiete. Das Gebiet ist gemeindefrei und Eigentum des Bundes.

Die Meereshöhe fällt von 335m im Osten auf 301m im Westen zu den Panzerabschußrampen hin ab. Die Entwässerung der oberirdischen Fließgewässer erfolgt nach Westen bzw. Nordwesten.

Die militärisch intensiv genutzten Freiflächen der ehemaligen "Range 6" liegen im Zentrum des Untersuchungsgebietes. Diese Nutzung führte neben verstärkter Erosion und Bodenverdichtung auch zu einer Belastung des Bodens mit Schadstoffen. Aus bodenkundlichen Untersuchungen anliegender Gebiete (EBERLEIN 1985; ALEIS 1988; ROSSNER 1989) liegen bereits bodenökologische Daten zur Beurteilung vor, die - aus forstlicher Sicht - auf problematische Standorte hinweisen. Dabei wird insbesondere eine forstlich bedingte starke Versauerung auf den pufferungsarmen Böden, entstanden aus Flugsand und Burgsandstein, festgestellt.

3. Geschichtlicher Überblick über die Nutzung des Untersuchungsgebietes

Der geschichtliche Überblick vermittelt nicht nur eine Vorstellung des Untersuchungsgebietes, sondern stellt auch eine wichtige Komponente der anthropogenen Einflüsse auf die Bodenbildung dar.

Seit dem 12. Jahrhundert wird der Nürnberger Reichswald durch Holzeinschlag intensiv genutzt. Bereits 1368 führte Peter Stromer die erste nachweisbare Nadelwalddsaat aus. Im Zuge der zunehmenden Nutzung und der durchgeführten Nadelwalddsaaten änderte sich das Waldbild in den folgenden Jahrhunderten stark von einem Laubbaumdominierten Wald in einen auf große Flächen reinen Nadelbaumforst. Dies zeigt sich auch im Untersuchungsgebiet deutlich in den bis heute fast reinen Kiefernforsten auf den trockenen Standorten und eingebrachten Fichtenforsten auf den feuchteren Standorten. Der Nürnberger Reichswald gilt als der

älteste deutsche Kunstforst (SPERBER 1969). So wurde die ursprünglich vorherrschende Stiel- und Traubeneiche von Nadelhölzern fast vollständig verdrängt.

Neben den Weide-, Brenn- und Bauholzrechten kam im 18. Jahrhundert die Nutzung der Bodenstreu hinzu. Hierzu wurden große Mengen Streu- und Humuskörper dem Wald entnommen und über Einstreu und Stallmist der Landwirtschaft zugeführt.

Der Standortübungsplatz Tennenlohe wurde zwischen den Jahren 1935 und 1937 von der Deutschen Wehrmacht eingerichtet. Nach dem Erwerb der 440,9ha durch die Wehrmacht ließ sie 180ha Wald roden. Die Besitzübergabe erfolgte am 01.08.1939. Die Wehrmacht nutzte die Flächen dabei als Artilleriezielgebiet für Schießübungen aus dem Erlanger Kasernengelände.

Nach dem 2. Weltkrieg wurde das Gebiet 1953 von der Bundesverwaltung den amerikanischen Streitkräften zur Nutzung überlassen. Die amerikanischen Streitkräfte beschlagnahmten zusätzliche 2.880ha der umliegenden Waldflächen und richteten weitere Freiflächen als Schießübungsbahnen ein. Die "Range 6" stellt die größte Schießbahn dar und wurde zuletzt von schweren Kettenfahrzeugen für Schießübungen mit schweren Maschinengewehren genutzt. Neben dem Schießbetrieb wurde das gesamte Gelände als Übungsgelände für Ketten- und Radfahrzeuge, Schanzübungen, sowie für weitere militärische Übungen genutzt.

Während der amerikanischen Nutzung des Geländes fand ein umfassender Wegeausbau (Kalkschotterwege) und vielerlei lokale Auffüllungen mit Fremdmaterial statt.

Seit den 70er Jahren bis weit in die 80er Jahre wurden zwei große Schießschutzwälle aufgebaut. Diese bestehen weitgehend aus Bauschutt mit einer Mutterboden-Oberflächenabdeckung. Sie bedecken große Flächen im zentralen Bereich der "Range 6". Im Bereich der beiden Kugelfangwälle wurden flächige Auffüllungen, ebenfalls mit Fremdmaterial, durchgeführt.

Im Februar 1994 wurde der gesamte Standortübungsplatz, nach Aufgabe des Standortes Erlangen, von den amerikanischen Streitkräften an die deutschen Verwaltungsbehörden zurückgegeben. Damit endete die militärische Nutzung des Geländes.

Seitdem 12.09.94 sind große Teilbereiche (934ha) des ehemaligen Standortübungsplatzes als Naturschutzgebiet nach Artikel 7 Bayerisches Naturschutzgesetz (BayNatSchG) ausgewiesen. Darunter fällt auch das gesamte Untersuchungsgebiet.

4. Naturschutzfachliche Bewertung

Der ehemalige militärische Übungsplatz Tennenlohe und das heutige Naturschutzgebiet "Tennenloher Forst" beherbergt eine für Bayern einmalige großflächige Kombination von Nadel- und Laubwäldern, Trocken- und Feuchtheiden, trockenen und

feuchten Pioniervegetationsgesellschaften, Sandrasen und Kryptogamengesellschaften, sowie Tümpel und Bäche, die in einem für Bayern trocken-warmen Klima liegen.

Durch die Untersuchungen der "Arbeitsgemeinschaft Truppenübungsplatz Tennenlohe" (AG TÜP Tennenlohe) konnte die landesweite, für einige Tiergruppen sogar bundesweite, Bedeutung in diesem Gebiet nachgewiesen werden. Insgesamt wurden innerhalb von 7 untersuchten Tiergruppen über 1.200 Arten nachgewiesen, darunter knapp 300 Arten der Roten-Liste Bayerns. Nicht nur der hohe Anteil an gefährdeten Tierarten ist kennzeichnend, sondern auch das Wiederauffinden von verschollenen Arten, einem Neunachweis für Landesfauna, Neufunden für den Naturraum und allein 16 landesweit vom Aussterben bedrohten Arten.

Ein kurzer Überblick der untersuchten Tiergruppen gibt einen deutlichen Einblick in die Fauna des Gebietes. Nachgewiesen wurden:

101 Vogelarten, darunter 31 Arten der Roten Liste Bayerns (davon 5 vom Aussterben bedrohte Arten) (TRUMMER, in AG TÜP 1996).

5 Reptilienarten, darunter 3 Rote-Liste-Arten Bayerns (WELSCH & BOLZ, in AG TÜP 1996).

13 Amphibienarten, darunter 7 Rote-Liste-Arten (KOGNITZKI & WELSCH, in AG TÜP 1996).

766 Schmetterlingsarten, darunter 146 Rote-Liste-Arten (davon eine verschollene Art, 8 vom Aussterben bedrohte Arten, ein Neunachweis für Landesfauna) (BOLZ & TANNERT, in AG TÜP 1996).

33 Libellenarten, darunter 16 Rote-Liste-Arten mit einer vom Aussterben bedrohten Art (KOGNITZKI, in AG TÜP 1996)

29 Heuschreckenarten, 15 Rote-Liste-Arten, davon eine vom Aussterben bedrohte Art (BOLZ & WELSCH, in AG TÜP 1996).

140 Laufkäferarten, darunter 25 Rote-Liste-Arten (WELSCH, in AG TÜP 1996).

Für die Flora konnten durch das Institut für Vegetationskunde und Landschaftsökologie, im Rahmen der Erfassungen zum Pflege- und Entwicklungsplan des Naturschutzgebietes "Tennenloher Forst", über 760 Farn-, Blütenpflanzen-, Moos- und Flechtenarten, darunter 135 Arten der Roten-Liste Bayerns festgestellt werden (IVL 1995). Darüber hinaus liegen die Ergebnisse der Pilzerfassung im Gebiet vor (in lit. WÖLFEL). Von diesen wurden 745 Arten bestimmt, darunter zwei, die erst vor wenigen Jahren aus diesem Gebiet erstbeschrieben wurden. Eine dieser beiden Arten ist weltweit nur von hier bekannt. Für beide Arten liegt der Typusstandort im Naturschutzgebiet.

Das Gebiet wurde vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen für die Aufnahme in die Liste der FFH-Gebiete vorgeschlagen.



Abbildung 1

Übersicht über den östlichen Teilbereich des Untersuchungsgebietes und der ehemaligen "Range 6". Es handelt sich dabei um einen Ausschnitt, in welchem der deutliche Konflikt zwischen Naturschutz einerseits und technischem Umweltschutz andererseits gegeben ist: Sichtbar sind Calluna-Zwergstrauchheiden, trockene Kiefernwälder sowie kleinere Silbergrasfluren und Sandrasen in einem äußerst strukturreichen Mosaik. Dabei handelt es sich fast ausschließlich um "6d1-Flächen" (nach der zum 01.09. 1998 in Kraft tretenden Novellierung des Bayerischen Naturschutzgesetzes nunmehr: "13d-Flächen"). Gleichzeitig handelte es sich um eine Impact-Area und intensives Übungsgelände für schwere Militärfahrzeuge.

5. Lokale Geologie

Beim anstehenden Ausgangsmaterial handelt es sich um Mittleren Keuper, speziell den Sandsteinkuper, der von jungen Quartärablagerungen des Pleistozäns teilweise großflächig im Untersuchungsgebiet überdeckt wird.

Mittlerer und Oberer Burgsandstein

Der Mittlere und der Obere Burgsandstein treten in einer typischen Verbreitung entlang eines markanten, aus dem Relief deutlich hervorgehobenen Rückens im Untersuchungsgebiet auf.

Auf der ehemaligen "Range 6" werden größere Flächen des anstehenden Mittleren und Oberen Burgsandsteins heute von anthropogen eingebrachten Ablagerungen überdeckt. Beim Burgsandstein handelt es sich um mittel- bis grobkörnige, grüngraue, rötliche, rosa und gelblich gefärbte Sandsteine. Teilweise treten Quarzgerölle oder Tongallen auf. Der Burgsandstein besteht hauptsächlich aus Quarz mit einem wechselnden Anteil an Feldspaten (z.T. Arksen), die überwiegend tonig gebunden sind (ROSSNER 1990).

Unregelmäßig treten Zwischenlettenlinsen in unterschiedlicher Mächtigkeit auf. Nur der Basisletten

des Oberen Burgsandsteins scheint durchgängig vorhanden zu sein. Bei den Letten handelt es sich um graugrüne lehmige Tone, teilweise mit verschiedenen Sandfraktionen durchmischt und gelegentlichen karbonatischen Einlagerungen. Diese eingelagerten Lettenlinsen, sowie die Basisletten sind die Ursachen für lokale Versumpfungen und Vermoorungen.

Quartäre Flugsande

Das Untersuchungsgebiet ist gekennzeichnet durch große flächige Überdeckungen von quartären Flugsanden. Die Flugsande überlagern große Teile des Burgsandsteins. Diese äolisch im Hoch- und Spätglazial transportierten Sande bestehen meist aus mittelkörnigen, reinen, gelblich gefärbten Sanden (HAARLÄNDER 1966). Die Flugsande unterscheiden sich von den Verwitterungssanden des Burgsandsteins nur durch einen geringeren Grobsandanteil, sowie den immer fehlenden Geröllagen. Eine Sonderform der quartären Flugsande sind Dünen. Am Südrand der ehemaligen Schießbahn "Range 6" durchzieht ein Dünengürtel das gesamte Untersuchungsgebiet in West-Ost Richtung. Der Dünengürtel besteht aus mehreren aneinander gereihten Längs- und Querdünen. Die Mächtigkeiten neh-

men hier entgegen der allgemeinen Regel in West-Ost Richtung zu. Die Dünenande bestehen nach BERGER (1951) hauptsächlich aus gerundeten Quarzkörnern der Kornfraktion Mittelsand. Die Korngrößen gibt er mit 0,4 - 0,5 mm an. Dabei treten aber auch Quarzkörner mit der Größe von Grobsand (2mm) auf, sowie kleinere Anteil Feinsande von 0,1 mm und weniger.

Anthropogen eingebrachte Ausgangsmaterialien

Seit Beginn der militärischen Nutzung wurden Fremdmaterialien eingebracht. Neben Munitionsresten und -hüllen aus dem Schießbetrieb sind vor allem die künstlich zur Befestigung eingebrachten Materialien mit Auswirkungen auf die Bodenentwicklung und Bodenveränderung anzuführen. Hier sind insbesondere die Kalkschotterbefestigungen entlang der Hauptfahrwege und die betonierten Bereiche an Wendepunkten zu erwähnen. Darüber hinaus entstanden anthropogene Böden durch Ablagerungen und die Einbringung von Bauschutt und Aushub. Lokal wurden kleine Gruben mit Schrott und/oder Abfall verfüllt.

6. Hydrogeologie

6.1 Grundwasserstockwerke

Die hydrogeologischen Verhältnisse hängen unmittelbar vom geologischen Aufbau des Untersuchungsgebietes ab.

Die sandigen pleistozänen Flugsand-Deckschichten besitzen, trotz ihrer im Untersuchungsgebiet großräumigen Verbreitung und teilweise auch größeren Mächtigkeiten (v.a. der im Süden liegende Dünenzug), nur eine geringe Rolle für die Grundwasserspeicherung. Hierbei handelt es sich um einen Porengrundwasserleiter.

Darunter steht der Sandsteinkeuper an, der in Blasensandstein, Coburger Sandstein, Unterer-, Mittlerer- und Oberer-Burgsandstein unterteilt wird. Die Unterteilung in die einzelnen Sandsteinkomplexe erfolgt auf den mehr oder weniger durchgehenden Lettenlagen, die sich nochmals in Basisletten (Trennung der Sandsteinkomplexe) und unregelmäßig auftretenden Zwischenletten unterscheiden. Die einzelnen Sandsteine unterscheiden sich petrographisch geringfügig. Die unteren Abschnitte mit dem Blasensandstein und dem Coburger Sandstein sind mittel- bis feinkörnigen entwickelt, während nach oben zum Burgsandstein hin die Komponenten grobkörniger werden.

Die Lagerung des Sandsteinkeupers ist sehr schwach um 0,5° nach Nordosten geneigt, was einen Zufluß von Grundwasser insbesondere aus dem Südwesten begünstigt (ROSSNER 1992). Der angewitterte Keupersandstein stellt einen Poren/Kluft-Grundwasserleiter dar, der im unverwitterten Sandstein in einen reinen Kluft-Grundwasserleiter übergeht. Der jüngere Feuerletten steht im Untersuchungsgebiet nicht mehr an.

Der Untergrund im Untersuchungsgebiet, sowie in den unmittelbar angrenzenden Gebieten zeichnet sich durch zwei große Grundwasserstockwerke aus. Das oberste Grundwasseraquifer befindet sich in den Dünenanden, die eine hohe nutzbare Porosität und hohe Durchlässigkeit aufzeigen, aber aufgrund ihrer nicht flächendeckenden Verbreitung und meist relativ geringen Mächtigkeit nur unbedeutende Grundwasserhorizonte aufweisen. Aus diesem Grund wird dieses Aquifer nicht als getrennter Grundwasserhorizont aufgeführt. Darüber hinaus ist es starken Schwankungen unterworfen und von dem darunter liegenden Sandsteinaquifer in der Regel nicht durch eine Aquicludede getrennt.

Dieses oberflächennahe Grundwasserstockwerk, das für die lokale Trinkwasserversorgung der Stadt Erlangen innerhalb des Wasserwerkes Ost genutzt wird, stellt der oben genannte Sandsteinkeuper dar. Hier werden 31 % (vgl. ERLANGER STADTWERKE) der Wassergewinnung durch die Erlanger Stadtwerke zur Trinkwasserversorgung der Stadt entnommen. Die Brunnengalerie aus 8 Brunnen liegt ca. 1.500m nördlich des Untersuchungsgebietes.

Durch die lokal und unregelmäßig auftretenden Lettenlinsen und -lagen innerhalb des oberen Grundwasserstockwerks des Sandsteinkeupers können oberhalb dieser Lettenlagen (vor allem im Bereich der Basisletten) lokale hangende Grundwasser (Schichtwasser) hervorgerufen werden. In den durchgehend grundwasserführenden tieferen Schichten des Blasensandsteins und des Coburger Sandsteins können Lettenlagen als obere Aquicludede wirken und gespanntes, bzw. artesisches Grundwasser hervorrufen.

Durch die Lehrbergschichten getrennt, findet sich unterhalb des Sandsteinkeuperaquifers das tiefere Grundwasserstockwerk des Benker Sandsteins. Die Lehrbergschichten stellen hier die Aquicludede dar. Auf dieses tiefere Grundwasserstockwerk des Benker Sandsteins wird nicht näher eingegangen.

6.2 Hydraulische Merkmale der Grundwasserleiter

Als wichtigstes Merkmal neben der Ergiebigkeit des Grundwasserleiters gilt die Durchlässigkeit, die durch den k_f -Wert ausgedrückt wird.

Für die vorhandenen Aquifere sind die in Tabelle 1 wiedergegebenen k_f - Werte bekannt.

6.3 Grundwasserfließrichtung

Für die Gebiete, die sich östlich (Kalkrangen und Saugarten) und westlich (Tennenlohe) an das Untersuchungsgebiet anschließen, sind Untersuchungen über die Grundwasserfließrichtung vorhanden. Im Rahmen der Gutachten zur Suche potentieller Depositionstandorte (MAGAR & PARTNER 1994a,b,c) im Landkreis Erlangen-Höchstadt wurde ca. 1.500m und 3.500m östlich des Untersuchungsgebietes die Grundwasserfließrichtung ermittelt. Im Westen

Tabelle 1

Hydraulische Kennwerte der Gesteinsserien im Untergrund des Untersuchungsgebiet.

Gesteinsserie	k_f -Wert [m/s]	Bewertung nach DIN 18 130 Teil 1	Quelle
quartärer Flugsand	$1 \cdot 10^{-3}$	stark durchlässig	
Burgsandstein	$7 \cdot 10^{-4}$	durchlässig	MAGAR 1994a,b,c
	bis $2 \cdot 10^{-5}$	durchlässig	POLL 1978
	$9 \cdot 10^{-5}$	durchlässig	RIETZLER 1979
	$1,2 \cdot 10^{-5}$ bis $3,8 \cdot 10^{-6}$	durchlässig	
Burgsandsteinletten	$8,1 \cdot 10^{-7}$	schwach durchlässig	POLL 1978
Blasensandstein	$1 \cdot 10^{-5}$	durchlässig	POLL 1978
	bis $8 \cdot 10^{-5}$		
Coburger Sandstein	$9,3 \cdot 10^{-4}$	durchlässig	POLL 1978
	bis $6,2 \cdot 10^{-5}$		

Die Angaben von POLL (1978) betreffen die Gebirgsdurchlässigkeit

liegt eine Übersichtskarte der Grundwasserfließrichtung und Zusammenfassung der Grundwasserstände für das Stadtgebiet Erlangen (ROSSNER 1992) vor.

Die Grundwasserfließrichtung in den östlich gelegenen Kalkrängen und Saugraben erfolgt nach Nordosten und entspricht etwa den Schichteinfallen des Burgsandsteins. Das Druckspiegelgefälle beträgt ca. 0,2 - 0,3% bei einem Fließgefälle von ca. 2%.

Im Westen erfolgt die Grundwasserfließrichtung im Bereich von Tennenlohe hauptsächlich in Richtung West/Nordwest dem großen Vorfluter der Regnitz zu. Kleinräumig folgen die Grundwasserfließrichtungen dabei den lokalen kleineren Vorflutern der Bachtäler. Im Bereich von Tennenlohe ist dies vor allem der nach Westen in die Regnitz mündende Hutgraben. Aus dieser Ausgangssituation heraus ergibt sich gerade für das Untersuchungsgebiet eine wichtige Änderung bzw. Verteilung der Grundwasserfließrichtung.

Mit Hilfe der Ergebnisse der Pegelmessungen der beim Gutachten "Bau und Beprobung dreier Grundwassermeßstellen im Sebalder Reichswald bei Tennenlohe" (INSUMMA 1994) ermittelten Werte, konnte vom Verfasser die Grundwasserfließrichtung im zentralen Bereich der "Range 6" ermittelt werden.

Dabei wurde eine Grundwasserfließrichtung in Richtung West/Nordwest festgestellt. Desweiteren kann für den gesamten nördlichen Bereich des Untersuchungsgebietes aufgrund der Topographie und dem Verlauf der Vorfluter eine Fließrichtung West/Nordwest angenommen werden. Lediglich im nordöstlichen Teilbereich des Moosbrunnleins ist ein verstärkter Abfluß in Richtung Nord/Westnord zu erwarten.

Im südlichen Bereich des Untersuchungsgebietes ist eine Richtung in Westen entlang des Hutgrabens bzw. West/Nordwest im nördlich anschließenden Bereich anzunehmen.

Damit ist eine Beeinflußung des Grundwassers der Notbrunnengalerie N 49 - N 52 der Erlanger Stadtwerke entlang der Kurt-Schumacher Straße möglich. Doch ist aufgrund der Entfernung von ca. 2.500m nur ein geringes potentielles Risiko anzunehmen.

Größer ist das potentielle Kontaminationsrisiko des bis heute als Trink- und Brauchwasser genutzten Hausbrunnens des Bundesforstamts Tennenlohe (ca. 500m entfernt), sowie einiger Privatbrunnen (Brauchwasser) im Erlanger Stadtteil Tennenlohe, die im Abstrom der ehemaligen, als Schießübungsbahn genutzten "Range 6" liegen. Hier beträgt die Entfernung zu den nächsten Privatbrunnen in Tennenlohe ca. 1.200m (BOLZ 1990).

7. Die Böden

Aus mehreren angelegten Leitprofilen werden beispielhaft drei Leitprofile ausgewählt, die die Problematik deutlich widerspiegeln. Das Spektrum der Bodentypen des Untersuchungsgebietes ist zwar deutlich größer; die hier ausgewählten Leitprofile von einerseits anthropogen wenig veränderten, als auch andererseits von anthropogen stark veränderten Böden können aber das Konfliktpotential deutlich aufzeigen.

7.1 Leitprofil 1: Mitteltief entwickelter sandiger Podsol auf Flugsand

Das Leitprofil 1 liegt auf einer Längsdüne und stellt einen mitteltief entwickelten sandigen Podsol auf Flugsand dar. Standortaufnahme und Merkmalsdatei sind in Tabelle 2 wiedergegeben. Dieser Bereich des Forstes wurde nur geringfügig militärisch beansprucht.

Anmerkungen zu wichtigen Parametern

Die Korngrößenverteilungskurve in Abbildung 2 zeigt deutlich den Schwerpunkt im Bereich des Mittelsandes (zwischen 69% - 76% in allen Hori-

Tabelle 2

Standortaufnahme und Merkmalsdatei von Leitprofil 1.

Profilnummer	1	Relief	Dünenrücken (2-4°)
TK 25	6432	Exposition	NE
R - Wert	44 32 23	Geologie	quartärer Flugsand
H - Wert	54 91 13	Bodentyp	Podsol
Höhe ü. NN	313 m	aktuel. Vegetation	Ki-Forst
		Hydrologie	kein Einfluß

Horizont	Mächtigkeit [cm]	Beschreibung des Profils
Ol	7 - 10	lockere unzersetzte Kiefernnadeln
Of	2 - 7	schichtig bereits zersetzte, aber erkennbare braune Kiefernnadelstreu
Oh	0 - 2	dicht gelagerte, dünne und schwarze Humusschicht
Aeh	0 - 5	Einzelkorngefüge, weißgrau (einzelne Körner)-brauner Horizont aus Mittelsand, stark durchwurzelt
Ae	5 - 20	Einzelkorngefüge, weißgrauer deutlich abgegrenzter Horizont aus Mittelsand, durchwurzelt
Bsh	20 - 43	Einzelkorngefüge, orangebrauner nicht gleichmäßig durchgehender, in der Mächtigkeit springender Horizont aus Mittelsand
Cv-C	43 - 110	Einzelkorngefüge, weißlich-rosabraun, Mittelsand

Horizont	Mächtigkeit [cm]	Farbe nach OYAMA	Bodenart	Skelett	Gefüge	eff. LD (Messer)	Humusgehalt in %	pH _{H₂O}	pH _{CaCl₂}
Aeh	0 - 5	10YR 5/1	S	0	ein	1	2,14	3,5	2,7
Ae	5 - 20	10YR 7/3	S	0	ein	1	0,38	3,8	3,25
Bsh	20 - 43	10YR 7/8	S	0	ein	1	0,57	4,3	4,1
Cv	43 - 110	10YR 8/6	S	0	ein	1	0,49	4,4	4,3

Horizont	C-Gehalt (%)	N-Gehalt (%)	C/N	Mittl. GW	eff. Durchwurzeln [cm]	k _r -Stufe	LK [%]	KAK [ppm]	Ökol. FZ
Aeh	1,07	0,027	40:1	999	60	6-5	24	591	4
Ae	0,22	0,01	22:1	999		6-5		601	
Bsh	0,33	0,014	24:1	999		6-5		624	
Cv	0,29	n.n.	-	999		6-5		438	

zonten). Die restlichen Korngrößengewichtsanteile fallen ebenfalls fast ausschließlich in den Bereich der Sandfraktion und nehmen von 93% Gesamtgewichtsanteil im A-Horizont bis auf fast 97% im C-Horizont zu. Bei äußerst geringen Schluffanteilen (3,1% im A-Horizont bis 0,7% im C-Horizont) und noch geringeren Tonanteilen (2,4% im C-Horizont bis 0,2% im A-Horizont) können alle Horizonte von der Bodenart als reine Sande angesprochen werden.

Die pH(H₂O)-Werte des Oberbodens liegen im Aluminium/Eisen-Pufferbereich und sind als sehr stark sauer zu bezeichnen. In diesem Pufferbereich kommt es bereits zu einer Mobilisation von Eisen und Aluminium und somit zu einer im elluviierten Ae-Horizont sichtbaren Verlagerung der Sesquioxide (ROSSNER 1993). Im Bsh-Horizont liegt der pH(H₂O)-Werte im Bereich des Austauschpuffers,

und es kann damit wieder zu einer Ausfällung der Sesquioxide in diesem Horizont kommen.

Der Gehalt an pflanzenverfügbaren, austauschbaren Kationen (K⁺, Ca²⁺ und Mg²⁺) ist im Leitprofil 1, wie auf dem Ausgangsmaterial Flugsand zu erwarten ist, äußerst gering. Die Gehalte sind so gering, daß Versauerungsschübe nicht abpuffern sind. Den geringen Kationenvorrat, sowie die stark saure Bodenreaktion zeigt die vorkommende Pflanzengesellschaft deutlich.

Das Ausgangssubstrat ist praktisch karbonatfrei. Die höchsten Gehalte an K⁺ und Ca²⁺ zeigt der Ausfällungshorizont Bsh.

Die aktuelle Lagerungsdichte ist in allen Horizonten sehr locker (Ld 1). Dies ist auf den lockeren Dünsand, der auch den C-Horizont bildet, zurückzuführen, sowie auf die fehlende mechanische Bela-

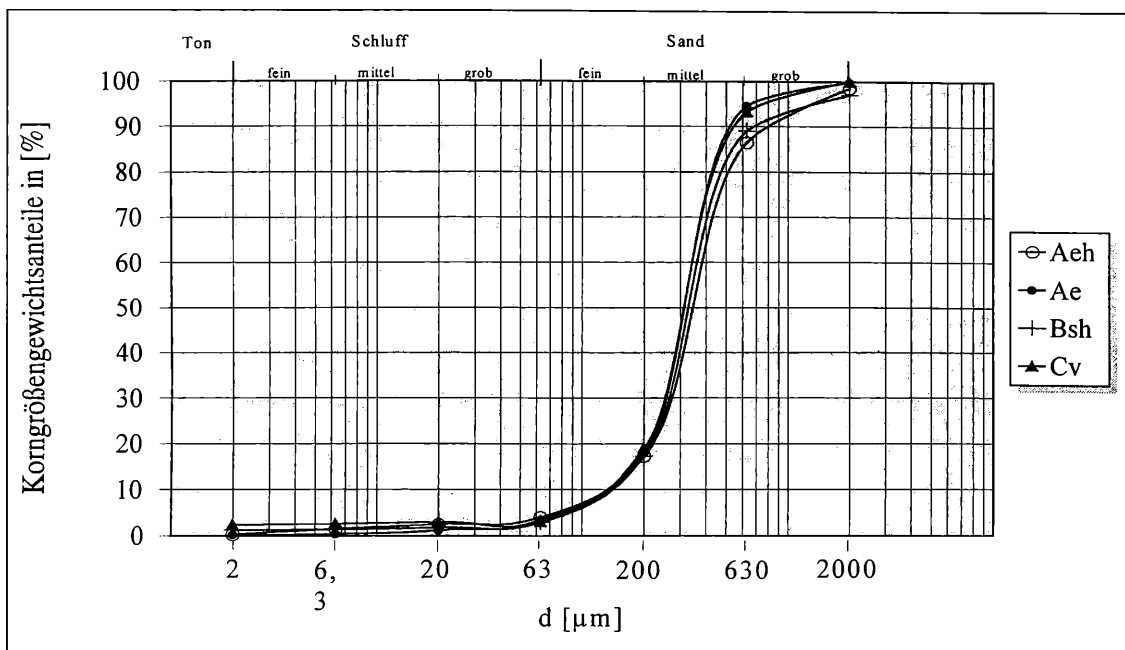


Abbildung 2

Kumulative Korngrößenverteilungskurve der Horizonte von Leitprofil 1.

stung. Es liegen völlig ungestörte Verhältnisse vor. Im Oberboden indiziert, neben den Feldmerkmalen der schichtigen scharfkantig brechenden Oh-Lage mit einer ebenfalls deutlich akkumulierten Ol-Schicht aus unzersetzter Kiefernadelstreu, sowie einer dünnen Of-Schicht, die Humusform Rohhumus.

Im Ah-Horizont liegt das äußerst ungünstige C/N-Verhältnis bei 40:1. Die für Podsole relativ geringe Streuschicht ist auf zumindest zeitweise Entnahme der Streu während der Waldstreunutzung zurückzuführen. Die Humusgehalte sind nach AG BODENKUNDE (1982) schwach humos bis humos und von sehr geringer Qualität.

Die Wasserdurchlässigkeit ist im Bereich der locker gelagerten Flugsande in allen Horizonten sehr hoch bis äußerst hoch (k_f 5-6).

Die Vegetation ist ein Flechten-Kiefernwald (*Cladonio-Pinetum*), der forstlich wenig genutzt wird. Durch die hohe Lichtigkeit ist die Deckung der Zwergsträucher, Moose und Flechten nahezu 100%. Die Baumschicht besteht zu 100% aus Kiefer (*Pinus sylvestris*). In der Strauchschicht dominiert die Preiselbeere (*Vaccinium vitis-idaea*), neben einzelnen Sträuchern von Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) und Heidekraut (*Calluna vulgaris*), sowie den Moosen *Dicranum scoparium*, *Hypnum cupressiforme*, *Pleurozium schreberi* und den Strauchflechten *Cladonia arbuscula* und *Cladonia rangiferina*.

Mit der Feuchtezahl 4 (nach ELLENBERG ET AL. 1991) liegt der Standort zwischen den Trockeniszeigern und den Frischezeigern mit der Tendenz zu den Trockeniszeigern. Nach AG BODENKUNDE (1982) handelt es sich um Klasse VI mit mäßig trockenen und wechsellöcherigen Standortverhältnissen.

7.2 Leitprofil 2: Verdichteter Phrysol

Das Leitprofil 2 liegt auf einem Plateau des Unteren Burgsandsteins im westlichen Teilbereich der ehemaligen Schießbahn "Range 6" vor dem ersten Schießschutzwahl. Zu Standortaufnahme und Merkmalsdatei siehe Tabelle 3.

Es handelt sich um einen sehr stark anthropogen veränderten Boden. Der Oberboden wird aus einem künstlich veränderten Substrat gebildet. Es handelt sich dabei um ein lehmig-sandiges (Bauschutt-) Gemenge. Da es sich um vermengtes Substrat aus natürlichem und technogenem Material handelt, wird der Bodentyp als Phrysol angesprochen (BLUME ET AL. 1989). Aufgrund der hohen Lagerungsdichten im Oberboden wird er als verdichteter Phrysol bezeichnet.

Der Skelettanteil besteht aus Ziegelsteinen, Holzstückchen, Kalkschotter, Kieselsteinen, MG-Munitionsresten und nicht näher definierbaren Platten.

Der Standort liegt unmittelbar hinter der ehemaligen Zielscheibenbahn, wurde stark befahren und durch den Schießbetrieb beeinflusst.

Anmerkungen zu wichtigen Parametern

Die Korngrößenverteilungskurve des Feinbodens (vgl. Abb. 3) zeigt eine aufgrund des unterschiedlichen Skelettanteils nicht zu erwartende Übereinstimmung. Der Anteil der Sandfraktion liegt bei allen drei Horizonten bei ca. 80% mit wechselnden Anteilen von Mittel- und Grobsand. Auch im Bereich der weiteren Feinbodenfraktionen Schluff und Ton besteht weitgehend Übereinstimmung innerhalb der einzelnen Korngrößen (Abweichung 1,8%). Auffallenderweise zeigt auch der Feinboden des Yb-Hori-

Tabelle 3

Standortaufnahme und Merkmalsdatei von Leitprofil 2.

Profilnummer	5	Relief	Plateau
Topogr. Karte 25	6432	Exposition	eben
R - Wert	44 31 78	Geologie	kbu
H - Wert	54 91 52	Bodentyp	verdichteter Phyrosol
Höhe ü. NN	330 m	aktuel. Vegetation	Fettwiese
		Hydrologie	keinen Einfluß

Horizont	Mächtigkeit [cm]	Beschreibung des Profils
O		fehlt
Yb	0 - 23	lehmig sandiges Bauschuttgemenge, mit hohen Sklettanteil von Bauschuttresten, Kalkschotter und MG-Patronen
II iAhBv	23 - 81	überdeckter, verdichteter, lehmig sandiger ehemal. Ah- und Bv-Horizont, z.T. durchmischt mit einzelnen wenigen Bauschuttresten und Kalkschotter, keine Horizontierung innerhalb erkennbar
Cv	> 81	Einzelkorngefüge, weißroter mit Kalkschotter veränderte Verwitterungshorizont

Horizont	Mächtigkeit [cm]	Farbe nach OYAMA	Bodenart	Skelett	Gefüge	Dichte (Messer)	Humusgehalt in %	pH _{H₂O}	pH _{CaCl₂}
Yb	0 - 23	nicht ermittelbar	Sl ₂	x'	ein	4	0,14	8,4	7,7
II iAhBv	23 - 81	10R 2/1	Sl ₂	x'	ein	4	3,36	7,6	6,95
Cv	> 81	5YR 7/4	Sl ₂	x'	ein	5	0,11	7,9	7,1

Horizont	C-Gehalt (%)	N-Gehalt (%)	C / N	Mittl. GW - Stand	eff. Durchwurzel. [cm]	k _f -Stufe	LK [Vol.%]	KAK [ppm]	Ökol. FZ
Yb	0,08	0,007	11:1	999		3	8	8833	5
II iAhBv	1,95	0,05	39:1	999		3		2367	
Cv	0,061	-	-	999		3		1160	

zontes keine stark abweichende Korngrößenverteilung.

Der pH(H₂O)-Werteverlauf zeigt hier weder den natürlichen nach unten ansteigenden, noch den durch Beeinflussung des Oberbodens entgegengesetzt verlaufenden Anstieg des pH-Wertes. Alle drei Horizonte zeigen relativ gleichmäßig basische Reaktionen mit den niedrigsten pH-Wert im mittleren iAhBv-Horizont.

Die hohen pH-Werte korrelieren mit dem Anteil an Kalkschotter in den einzelnen Horizonten. Lediglich im mittleren treten selten und unregelmäßig Kalkschotter auf. Im Oberboden und im ebenfalls vermengten Verwitterungshorizont treten regelmäßig Kalkschotterstücke auf.

Der Gehalt an pflanzenverfügbaren austauschbaren Kationen (K⁺, Ca²⁺ und Mg²⁺) zeigt im Leitprofil 2 die völlig veränderten bodenchemikalischen Verhältnisse. Der obere Aufschüttungshorizont Yb ist, gegenüber allen untersuchten Profilen, durch sehr hohe Werte für Ca²⁺- und Mg²⁺-Kationen gekenn-

zeichnet. Dies rührt von dem deutlichen Kalkskelettanteil her. Der Mg²⁺ Anteil ist so hoch, daß von einer Beeinflussung durch Munitionrückstände ausgegangen werden muß. Er ist um das ca. 15-fache der beeinflussten Böden erhöht und um das ca. 30-fache der unbeeinflussten Böden.

Sowohl der Aufschüttungshorizont als auch der vermengte ehemalige AhBv-Horizont haben eine dichte aktuelle Lagerungsdichte. Diese rührt von einer gezielten Planierung nach Aufbringen des vermengten Bodengemisches her. Der Verwitterungshorizont Cv zeigt, trotz relativ geringer Skelettanteile, eine sehr hohe Lagerungsdichte.

Neben der Färbung weisen vor allem die unterschiedlichen Humusgehalte auf einen ehemaligen Ah-Horizont hin, der durch den Aufschüttungshorizont überlagert wird.

In dem oberflächlich anstehenden, durch künstliche Substrate gekennzeichneten Yb-Horizont, sind die Humusgehalte in der Größenordnung der Cv-Horizonte (0,14%). Damit handelt es sich bei einem mit

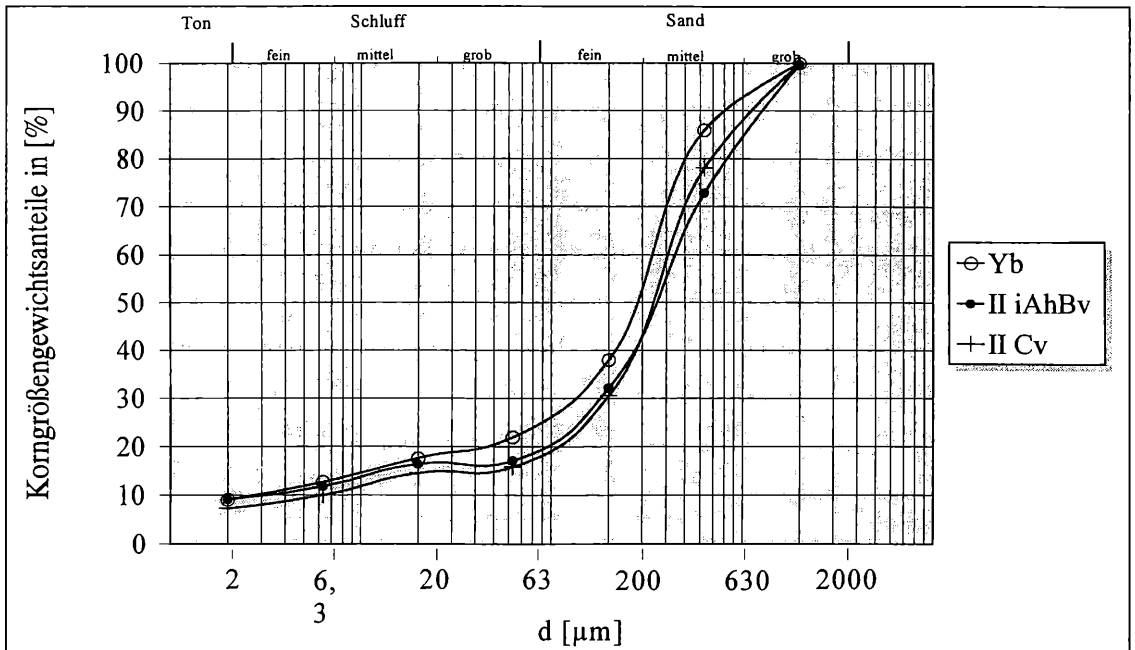


Abbildung 3

Kumulative Korngrößenverteilungskurve des Feinbodenanteils der Horizonte von Leitprofil 2.

Pflanzen bewachsenen Oberboden um extrem tiefe Werte. Daraus kann geschlossen werden, daß die Ablagerung noch nicht sehr lange abgeschlossen ist. Dies läßt sich ebenfalls aus der Pflanzendecke folgern. Im darunter liegenden ehemaligen Ah (jetzt: iAhBv) steigt der Humusgehalt auf 3,36% und weist auf einen humosen Bodenhorizont hin. Im Cv fällt der Humusgehalt wieder, jetzt allerdings auf einen als natürlich zu wertenden Betrag von 0,11%. Das C/N-Verhältnis im Aufschüttungshorizont beträgt 11:1, was auf eine hohe Humusqualität schließen läßt. Doch ist aufgrund der äußerst niedrigen C-Gehalte das Verhältnis trotz gleichfalls sehr niedrigem N-Gehalte nicht vergleichbar.

Die Humusqualitäten des iAhBv-Horizontes entsprechen denen der umliegenden natürlichen Ah-Horizonte, bei einer sehr geringen Humusqualität (C/N = 39:1).

Die Durchlässigkeit ist, trotz der günstigen Bodenart schwach lehmiger Sand, in allen Horizonten aufgrund der sehr hohen effektiven Lagerungsdichte nur als mittel zu bezeichnen (k_f 3).

Die Vegetation besteht aus einer Fettwiese, teilweise auch aus fast Reinbeständen des typischen Störungszeigers Landreitgras (*Calamagrostis epigejos*), welches dichte Bestände ausbildet. Die Dekkung ist fast 100%.

Häufig treten typische Zeiger für eutrophe Verhältnisse auf, wie z.B. der Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*), das Wiesen-Rispengras (*Poa pratensis*) und typische Anzeiger für lehmige Böden, wie die Gemeine Quecke (*Agropyron repens*) und Rohbodensiedler, wie die Gemeine Kratzdistel (*Cirsium vulgare*), Weißer Steinklee (*Melilotus alba*), Spitzweigerich (*Plantago lanceolata*). Weitere Arten sind Weißklee (*Trifolium repens*), Wicke (*Vicia spec.*),

die Neophyten Einjähriges Berufkraut (*Erigeron annuus*), Katzenschweif (*Coniza canadensis*) und die Moose *Brachythecium albicans* und *Ceratodon purpureus*.

Nach Berechnung durch die Ellenberg'schen Zeigerwerte ergibt sich eine Ökologische Feuchtezahl von 5. Dies indizieren eine Reihe von Frischezeigern, die mit Schwergewicht auf mittelfeuchten Böden siedeln. Auf nassen, sowie auf öfter austrocknenden Böden fehlen diese Arten. Nach AG BODENKUNDE (1982) handelt es sich um frische und mäßig frische Böden der Klasse V.

7.3 Leitprofil 3: verdichtete Depobraunerde über Podsol

Das Leitprofil 3 (vgl. auch Tab. 4) liegt knapp 50 m östlich der Panzerabschubrampen auf der ehemaligen Schießbahn "Range 6" und stellt eine sandige stark verdichtete Depobraunerde über Podsol auf Flugsand dar. Über einem ehemaligen sandigen Podsol wurde allochthones natürliches Substrat und schwach toniger Sand aufgetragen. Dieser Auftragshorizont zeigt bereits eine, wenn auch schwache, Horizontierung.

Der Standort wurde militärisch stark durch Befahren beansprucht. Eine Streuaufgabe fehlt.

Anmerkungen zu wichtigen Parametern

Die Korngrößenverteilungskurve (vgl. Abb. 4) zeigt kaum Unterschiede zwischen den Auftragshorizonten und dem darunter liegenden Podsol-Horizonten. Nur der Skelettanteil an Kalksteinchen im jYAhBv-Horizont fällt deutlich auf. Zudem ist der Ton- und Schluffanteil geringfügig erhöht. Die Bodenart ist in den Auftragshorizonten schwach

Tabelle 4

Standortaufnahme und Merkmalsdatei von Leitprofil 3.

Profilnummer	6	Relief	Ebene
Topogr. Karte 25	6432	Exposition	keine
R - Wert	44 30 75	Geologie	Flugsand
H - Wert	54 91 36	Bodentyp	stark verdichtete Depobraunerde über Podsol
Höhe ü. NN	309 m	aktuel. Vegetation	Moos-Ruderalflur
		Hydrologie	keinen Einfluß

Horizont	Mächtigkeit [cm]	Beschreibung des Profils
O		nicht vorhanden
jYAh	0 - 6	Einzelkorngefüge, graubrauner vermischter und aufgetragener schwach toniger Sand
jYAhBv	6 - 30	Einzelkorngefüge, brauner verdichteter, vermischter und aufgetragener schwach toniger Sand mit Kalkschotter
II Ah	30 - 33	Einzelkorngefüge, schwarzbrauner nicht gleichmäßig durchgehender, in der Mächtigkeit wechselnder Horizont
II Ae	33 - 38	Einzelkorngefüge, weißlich grauer Sand
II B(h)s	38 - 52	Einzelkorngefüge, orange brauner in der Mächtigkeit stark variierender Horizont
II CvSw	52 - 77	weißgelblicher Sand mit orangen Schlieren

Horizont	Mächtigkeit [cm]	Farbe nach OYAMA	Bodenart	Skelett	Gefüge	Dichte (Messer)	Humusgehalt in %	pH _{H₂O}	pH _{CaCl₂}
jYAh	0 - 6	7,5YR 4/6	St2	0	ein	2	0,826	7,3	6,3
jYAhBv	6 - 30	7,5YR 2/3	St2	x"	ein	4 - 5	0,43	8,6	7,9
II Ah	30 - 33	7,5YR 7/1	S	0	ein	4 - 5		7,5	6,8
II Ae	33 - 38	2,5Y 8/3	S	0	ein	4	-	6,4	5,6
II B(h)s	38 - 52	5YR 6/8	S	0	ein	3	-	5,7	4,9
II CvSw	52 - 77	5Y 8/1	S	0	ein	2	0,15	5,0	4,2

Horizont	C-Gehalt (%)	N-Gehalt (%)	C / N	Mittl. GW	eff. Durchwurzel. [cm]	k _f -Stufe	LK [Vol %]	KAK	Ökol. FZ
jYAh	0,413	0,027	15:1	999	60	5	10	1178	4
jYAhBv	0,25	0,018	14:1	999		3-2			
II Ah	-	-	-	999		4			
II Ae	-	-	-	999		4			
II B(h)s	-	-	-	999		6-5	1335		
II CvSw	0,87		-	999		6-5		-	

toniger Sand. Die Bodenart des Ausgangsbodens ist Sand.

Die pH-Werte zeigen auch hier den massiven Einfluß des Vermengens von allochthonem Material im Oberboden, sowie im Unterboden. Die höchsten Werte werden in dem aufgeschütteten, mit Kalksteinchen vermengten jYAhBv-Horizont erreicht. Sie liegen im basischen Bereich (8,6 pH_{H₂O}). Zum Verwitterungshorizont nehmen sie allmählich bis zum mäßig sauren Bereich (5,0 pH_{H₂O}) ab. Der Gehalt an pflanzenverfügbaren austauschbaren

Kationen (K⁺, Ca²⁺ und Mg²⁺) zeigt im Leitprofil 3 deutlich erhöhte und damit veränderte Werte. Der obere Horizont jYAh zeigt stark erhöhte Ca²⁺ und Mg²⁺, während der stark verdichtete Vermischungsbzw. Übergangshorizont jYAhBv die höchsten Ca²⁺-Konzentrationen aller Leitprofile aufzeigt. Dies rührt von dem hohen eingebrachten Kalkskelettanteil in diesem Horizont her. Die Mg²⁺-Konzentration fällt dagegen in diesem Horizont wieder ab. Das verwitterte Ausgangsmaterial (Flugsand) im Cv-Horizont zeigt trotz der Tiefe von 50cm

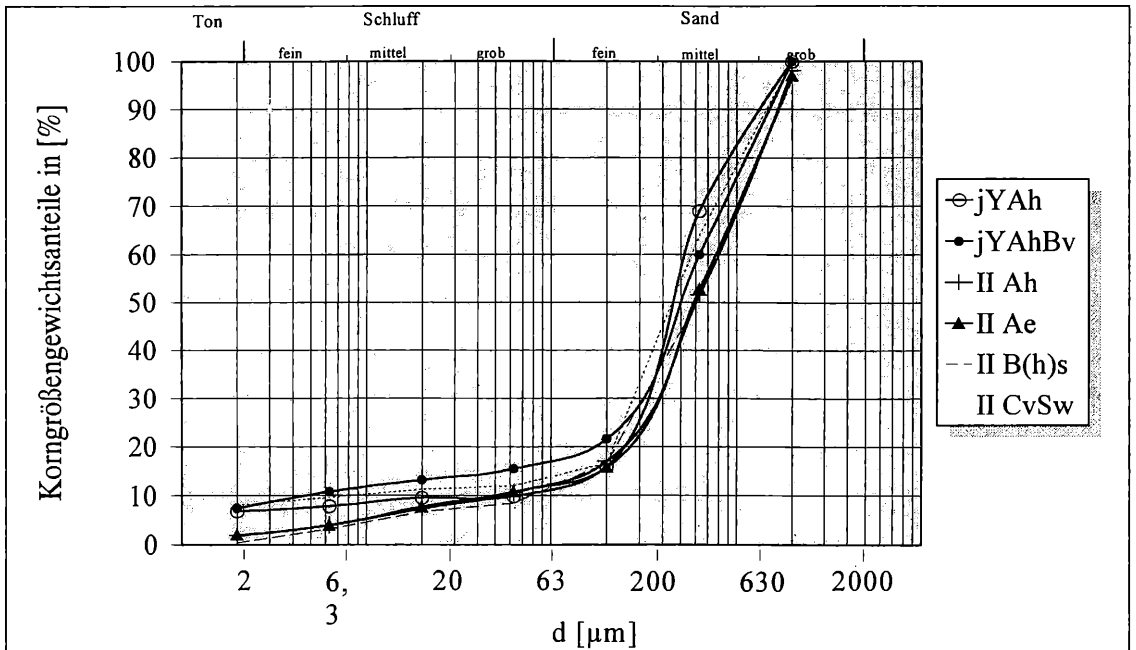


Abbildung 4

Kumulative Korngrößenverteilungskurve des Feinbodenanteils der Horizonte von Leitprofil 3.

ebenfalls einen deutlichen Einfluß der Ca^{2+} -Kationen.

Dieser Standort wurde intensiv mit schweren Ketten- und Radfahrzeugen befahren. Der schwach tonige Sand des iS(Ah) ist locker verdichtet (Ld2). Die darunterliegenden Horizonte zeigen extreme Verdichtungen, trotz relativ günstiger Bodenarten von dicht bis sehr dicht (Ld4 - Ld5). Erst die tieferliegenden, aus Flugsanden bestehenden, II Bsh in II Cv sind mäßig dicht (Ld3) bzw. locker (Ld2).

Die Streuschicht fehlt gänzlich. Beide Auftragungshorizonte jY sind sehr schwach humos und besitzen eine hohe Humusqualität bei einem C/N-Verhältnis von 15:1 bzw. 14:1. Diese Größen sind aber durch die geringen C-Gehalte stark künstlich erhöht.

Das sehr heterogene Profil zeigt deutliche Unterschiede in der Durchlässigkeit der einzelnen Horizonte. Die aufgetragene Schicht aus schwach tonigem Sand kann in einen wenig verdichteten jYAh-Horizont mit sehr hoher Durchlässigkeit (k_f 5) und einen sehr stark verdichteten jYAhBv Horizont mit geringer bis mittlerer Durchlässigkeit (k_f 2 - 3) unterschieden werden.

Die überdeckten geringmächtigen II Ah-Horizonte und II Ae-Horizonte sind wie das übrige abfolgende Profil durch eine Kornfraktion aus reinem Sand gekennzeichnet. Durch die ebenfalls dichte Lagerung besitzen sie lediglich eine hohe Durchlässigkeit. Erst die darunter folgenden gering bis wenig verdichteten II Bsh und der Cv zeigen wieder eine gering beeinflusste Lagerungsdichte und weisen aufgrund ihrer reinen Sandfraktion sehr hohe bis äußerst hohe Durchlässigkeiten auf (k_f 5-6).

Die Vegetation besteht aus einem leicht ruderalisierten Sandrasen. Die Deckung ist 70%. Neben typischen Sandrasenarten, wie Berg-Jasione (*Jasione*

montana), Silbergras (*Corynephorus canescens*), Mausohr (*Hieracium pilosella*), Hasenklees (*Trifolium arvense*), Schafschwingel (*Festuca ovina* agg.) und Rotes Straußgras (*Agrostis tenuis*), treten vor allem eine Reihe von Pionier- und Ruderalarten auf. Es sind Spitzwegerich (*Plantago lanceolata*), Wilde Möhre (*Daucus carota*), Schafgarbe (*Achillea millefolium*), Gemeines Ferkelkraut (*Hypochoeris radicata*), Fingerkraut (*Potentilla spec.*), Gelber Ackerklee (*Trifolium campestre*), Sichelklee (*Medicago falcata*), Hopfenklee (*Medicago lupulina*), Natternkopf (*Echium vulgare*), Behaarte Segge (*Carex hirta*), Flaches Rispengras (*Poa compressa*), die Neophyten Einjähriges Berufkraut (*Erigeron annuus*), Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*) und die Moose *Brachythecium rutabulum* und *Ceratodon purpureus*.

Nach ELLENBERG ET AL. (1991) ergibt sich die Feuchtezahl 4, womit der Standort zwischen den Trockenzeigern und den Frischezeigern mit der Tendenz zu den Trockenzeigern liegt. Nach AG BODENKUNDE (1982) handelt es sich um Klasse VI mit mäßig trockenen und wechsellackenen Standortverhältnissen.

8 Ermittlung der ökologischen Bodenfunktion in Bezug auf das Gefährdungspotential für das oberflächennahe Grundwasser

8.1 Schwermetalle

8.1.1 Eigenschaften und Verhalten von Schwermetallen in Böden

Metalle mit einer höheren Dichte als $5g/cm^3$ werden als Schwermetalle bezeichnet. Einige von ihnen

sind als Spurenelemente (z.B. Cu, Fe, Mn, Zn) für die physiologischen Vorgänge für autotrophe als auch heterotrophe Lebewesen lebensnotwendig. Viele Schwermetalle haben jedoch bei Stoffwechselfvorgängen keine erkennbaren lebensnotwendigen Funktionen und wirken ab bestimmten Konzentrationen toxisch auf Mensch, Tier, Pflanze und Mikroorganismen (z.B. Cd, Pb).

Im Gegensatz zu toxischen, organischen Schadstoffverbindungen können Schwermetallelemente mit ihrer elementspezifischen Toxizität unmöglich zu ungiftigen Metaboliten abgebaut werden. Der Boden allein, als ein Teil des Ökosystems, ist in der Lage, primär Schwermetalle der Ökosphäre zu entziehen (sogenannte Senke) und sie in mehr oder weniger starken Maße zu binden (URBAN-KÜTTEL & VOSS 1992a). Dies führt je nach Art, Filter- und Pufferkapazität des Bodens zu einer permanenten Anreicherung von Schwermetallen in Böden bzw. zur Verlagerung in tiefere Schichten und bis ins Grundwasser.

Schwermetalle sind natürliche Bestandteile von Mineralien im Boden. Sie liegen aber natürlicherweise in ökotoxikologisch unbedenklichen Mengen und in vorwiegend festen Bindungsformen vor, die für lebende Organismen nicht zugänglich sind.

Durch die vielfältige anthropogene Nutzung gelangen aber über Deponierung und Beseitigung von Abfällen (z.B. Verbrennung) große Mengen von Schwermetallen und -verbindungen in die Umwelt. Diese werden von lebenden Organismen, im Gegensatz zu den geogen gebundenen Schwermetallen, die nicht oder kaum erschließbar für Organismen sind, resorbiert bzw. aufgenommen. Problematisch ist die Aufnahme von Schwermetallen deshalb, weil bereits sehr geringe Mengen toxisch wirken, nicht abgebaut werden können und im Boden wie auch im Organismus akkumuliert werden. Neben der elementspezifischen ökologischen und toxiologischen Wirkung eines Schwermetalls spielt auch die Erscheinungsform (Verbindung) eine wichtige Rolle (FÖRSTNER 1992).

Im Rahmen des Bodenschutzes und der Gefährdung oberflächennahen Grundwassers nehmen Schwermetalle auf aktuellen oder ehemaligen Schießübungsplätzen eine besonders wichtige Stellung ein.

Die Belastung von militärischen Einrichtungen mit Schwermetallen, insbesondere der Schießübungsplätze, ist durch Untersuchungen (z.B. VOSS 1990) bekannt. Die Nutzung der "Range 6" als Schießübungsbahn läßt dadurch auf über den natürlichen Werten liegende Schwermetallkonzentrationen schließen.

Schwermetalle sind durch folgende Eigenschaften charakterisiert (KÖPPEL 1992):

Schwermetallverbindungen anthropogener Herkunft werden oft leichter von Pflanzen aufgenommen als Schwermetalle geogener Herkunft. Schwermetalle sind als Elemente nicht abbaubar.

Schwermetalle werden im Boden gebunden und damit stark akkumuliert.

Viele Schwermetalle wirken bereits in sehr geringen Mengen toxisch bzw. kanzerogen.

Sinkende pH-Werte begünstigen bei den meisten Schwermetallen die Löslichkeit ihrer Verbindungen ganz wesentlich. Damit nimmt deren Verfügbarkeit für Pflanzen und für das Grundwasser erheblich zu.

Schwermetalle werden durch anthropogenen Ausstoß flächendeckend auf Böden aufgetragen, insbesondere aber auf Schießübungsplätzen lokal besonders stark eingebracht.

Das Verhalten der Schwermetalle im Boden hängt von verschiedenen Faktoren ab. Eine dominante Rolle spielt dabei der pH-Wert, neben den Humus-, Ton- und Eisenoxidgehalten.

Als Leitsubstanzen werden die Schwermetalle Cadmium (Cd), Nickel (Ni), Kupfer (Cu) und Blei (Pb) benutzt.

Cadmium

Cadmium ist ein bereits in sehr geringen Konzentrationen hoch toxisch wirkendes Schwermetall. Aus Japan ist seit 1947 die Cadmium-induzierte und extrem schmerzhaftes Itai-Itai Krankheit bekannt, die Knochendeformationen und Skelettschrumpfung hervorruft.

Der mittlere jährliche Eintrag in die Böden der Bundesrepublik beträgt 3,6 bis 108g/ha (BTD 1985). Die wichtigsten Cadmium-Emmissionsquellen stammen neben Phosphatdüngern und Klärschlamm aufträgen aus industriellen Luftverunreinigungen, dem Reifenabrieb und dem cadmiumhaltigen Verbrennungsrückständen von Dieselmotoren des Kfz-Verkehrs. Lokal können der Abrieb von cadmiumhaltigen Korrosionsschutzmitteln und Farbstriche zu wichtigen Cadmiumquellen werden. Auch im militärischen Bereich werden cadmiumhaltige Farbüberzüge auf Stahl und Eisen verwendet (vgl. URBAN-KÜTTEL & VOSS 1992a).

Cadmium gehört im Boden, im Gegensatz zu den meisten anderen Schwermetallen, zu den mobilen, relativ leicht löslichen und leicht verlagerbaren Schwermetallen. Aus diesen Gründen gilt Cadmium allgemein als Schwermetall mit sehr hohem Gefährdungspotential. Desweiteren erhöhen zusätzliche hohe Bleigehalte im Boden die Mobilität von Cadmium beträchtlich.

Nickel

Nickel gilt sowohl als Element, als auch in seinen anorganischen Verbindungen als nicht toxisch. Organische Nickelverbindungen gelten jedoch als stark toxisch und werden als krebserregend angesehen. Der mittlere jährliche Eintrag beträgt ca. 255g/ha in die Böden der Bundesrepublik Deutschland (BTD 1985). Als Nickelemissionsquellen können auf militärischen Schießplätzen panzerbrechende Hartkerngeschosse mit Kaliber 20mm gelten. Der innere Kern besteht bei diesen Geschossen aus einer Wolfram-

Tabelle 5**Potentielles Kontaminationsrisiko (KR_{pot}) für Cd, Ni, Cu und Pb der Leitprofile 1-3.**

	KR _{pot} Cd	KR _{pot} Ni	KR _{pot} Cu	KR _{pot} Pb
Leitprofil 1	4 (hoch)	4 (hoch)	3 - 4 (mittel-hoch)	3 - 4 (mittel-hoch)
Leitprofil 2	1 (sehr gering)	1 (sehr gering)	1 (sehr gering)	1 (sehr gering)
Leitprofil 3	1 (sehr gering)	1 (sehr gering)	1 (sehr gering)	1 (sehr gering)

Nickel-Legierung (URBAN-KÜTTEL & VOSS 1992a). Diese Art von Munition wurde zumindest in den letzten Jahren des Schießbetriebes auf der ehemaligen "Range 6" nicht benutzt.

Durch die sehr hohe Mobilität von Nickel (ähnlich der von Cadmium) muß das potentielle Gefährdungspotential von Nickel ebenfalls berücksichtigt werden.

Kupfer

Kupfer ist ein lebensnotwendiges Spurenelement, auf das der menschliche Organismus verträglich reagiert, das aber toxische Wirkung bei Pflanzen und Tiere zeigt. Die mittleren jährlichen Kupfereinträge in die Böden der Bundesrepublik Deutschland liegen zwischen 118 und 282g/ha (BTD 1985). Insbesondere auf Schießplätzen sind weitere Kupfer-Emissionsquellen kupferummantelte Weichbleigeschosse der Infantriemunition, sowie bei großkalibriger Munition älterer Bauart die Kupfer-Führungsringe am Geschoßmantel (URBAN-KÜTTEL & VOSS 1992a).

Blei

Neben dem mittleren jährlichen Eintrag von ca. 183 g/ha Blei in die Böden der Bundesrepublik Deutschland (BMI 1985) kommen auf militärisch genutzten Schießplätzen z.T. extreme Bodenbelastungen vor. Im Zusammenhang mit Schießplätzen treten als wichtigste Bleiquellen die als Initialzündstoffe verwendeten Stoffe Bleiazid und Bleitrimnitroresorzinat auf. Dies sind Bleiverbindungen, die auch den Treibladungen verschiedener Munitionsarten zugesetzt sind, um der sogenannten Verkupferung des Rohres vorzubeugen. Für Schießplätze, auf denen, wie auch auf der ehemaligen "Range 6", mit Munitionssorten der Kaliber 20 mm geschossen wurde, ist außerdem eine Bleibelastung der Böden durch korrodierte Weichbleigeschosse anzunehmen (URBAN-KÜTTEL & VOSS 1992a).

Die Löslichkeit der Schwermetalle nimmt in folgender Reihenfolge ab: $Cd \geq Zn \geq Tl \geq Ni \geq Cu \geq As = Cr \geq Pb \geq Hg$ (BLUME 1990).

Im folgenden Faktorenwirkungsmodell wird neben den bodeneigenen Einflußfaktoren zusätzlich die vom den Bodeneigenschaften nicht direkt abhängige klimatische Wasserbilanz berücksichtigt (vgl. VOERKELIUS & SPANDAU 1988). Aufgrund der von KÖPPEL (1992) veränderten Vorgehensweise nach VOERKELIUS & SPANDAU (1988) wird eine Beurteilung des Grundwasserkontaminationspo-

entials durch Schwermetalle anhand der ermittelten Bodenparameter durchgeführt.

8.1.2 Vorgehensweise

VOERKELIUS & SPANDAU (1988) erstellen, aufbauend auf dem Regelwerk des DVWK (1987), eine Vorgehensweise, die die entscheidenden Einflußgrößen auf das Verhalten von Schwermetallen im Boden beinhaltet. Darunter fallen das Bindungs-, Lösungs- und Verlagerungsvermögen. Eine ausführliche Darstellung findet sich in BOLZ (1995).

A. Ermittlung der Bindungsstärke (BS):

- A.1. Einstufung des pH-Wertes des Oberbodens
- A.2. Ermittlung der Bindungsstärke (BS) für Cd, Ni, Cu und Pb aus der Einstufung des pH-Wertes des Oberbodens.

In diesem Arbeitsschritt wird der Einfluß der Bodenacidität auf die Bindung der Schwermetalle in sandigen Böden mit geringem Humusgehalt bestimmt. Für humusreichere Oberböden mit anderen Bodenarten folgen in den anschließenden Schritten Zuschläge je nach Humusgehalt und Bodenart.

B. Ermittlung des Bindungsendwertes (BE):

- B.1. Einstufung des Humusgehaltes
- B.2. Ermittlung des Zuschlages Z1 zu BS durch Verschneidung von BS und Einstufung des Humusgehaltes
- B.3. Ermittlung des Zuschlages Z2 zu BS durch Verschneidung von BS und der Bodenart
- B.4. Ermittlung des Bindungsendwertes (BE) aus der Summe von BS, Z1, Z2.

C. Ermittlung des potentiellen Grundwasserkontaminationsrisiko durch Cd, Ni, Cu und Pb

- C.1. Ermittlung des potentiellen Grundwasserkontaminationsrisikos (KR_{pot}) von Cd, Ni, Cu und Pb durch Verschneiden des Bindungsendwertes (BE) mit der klimatischen Wasserbilanz (KW_{Ba}) (vgl. KÖPPEL 1992).

Die klimatische Wasserbilanz stellt die Differenz von Niederschlag und Verdunstung dar. Sie stellt ein Maß für die Menge des versickernden Wassers dar und ist ein wichtiger Faktor für die Verlagerung von im Bodenwasser gelösten Schwermetallen ins Grundwasser. Mit zunehmender Menge des Sickerwassers steigt auch die Verlagerung von Schwermetallen.

Diese Rechnungsvorschrift wurde für Ackerland bestimmt und bedarf einer Modifikation für die Waldstandorte, sowie für die durch eine Pflanzen-

decke nur spärlich gedeckten Rohböden oder Offenstandorten (BRECHTEL 1971, in KÖPPEL 1992).

- C.2 Einstufung des potentiellen Kontaminationsrisikos (KR_{pot})
- C.3 Ermittlung des potentiellen Kontaminationsrisikos (KR_{pot}) für Cd, Ni, Cu und Pb anhand der ermittelten Werte für die Leitprofile 1 - 3.

8.1.3 Ergebnisse

Auf den von den Schießanlagen und dem Fahrübungsbetrieb abgelegenen und damit durch Eintrag von Fremdmaterial relativ unbeeinflusst gebliebenen Standorten zeigt sich aufgrund der nicht stattgefundenen künstlichen Erhöhung des pH-Werts, die z.T. hohe potentielle Gefährdung des Grundwassers durch Schwermetalle.

Vor allem das pufferungsarme, im Oberboden stark versauerte *Leitprofil 1* auf einer Flugsanddüne, zeigt gegenüber Cadmium und Nickel eine hohe potentielle Grundwassergefährdung (vgl. auch Tab. 5). Für die etwas leichter zurückhaltbaren Schwermetalle Kupfer und Blei besteht hier immer noch eine mittlere bis hohe potentielle Gefährdung des Grundwassers. Die *Leitprofile 2 und 3* zeigen trotz der teilweise deutlichen Unterschiede im Humus- und Tongehalt für alle berücksichtigten Schwermetalle ein nur sehr geringes potentielles Kontaminationsrisiko des Grundwassers. Die massiven Einbringungen von Kalkschotter, kalkhaltigen Lehmen und Fremdaushub mit Bauschutt, sowie die flächige Verbreitung bewirkten eine so starke Anhebung des pH-Wertes (alle über pH 6), daß eine äußerst starke Bindung aller berücksichtigten Schwermetalle angenommen werden kann.

Anhand dieses Bewertungsschemas wird die entscheidende Rolle des pH-Wertes für die Rückhaltung der Schwermetalle im Boden deutlich. Bei pH-Werten $\geq 4,5$ werden für Blei bereits die maximalen Bindungsstärken unter der vor Ort anzutreffenden klimatischen Wasserbilanz erreicht. Für Kupfer werden die maximalen Bindungsstärken bei pH-Wert ≥ 5 erreicht. Für Nickel werden die maximalen Bindungsstärken bei pH-Wert ≥ 6 und für Cadmium bei pH-Wert $\geq 6,5$ erreicht.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß ein Teil der untersuchten Offenstandorte innerhalb der "Range 6" so stark im pH-Wert verändert sind, daß nur ein sehr geringes Risiko für eine Kontamination des Grundwassers besteht. Dies gilt auch für die Bereiche in der unmittelbaren Umgebung der ehemaligen Impact-Area, wo die höchsten Metallbelastungen zu vermuten sind. Geringe Konzentrationen der Metallionen Blei, Chrom, Cadmium und Nickel wurden im Grundwasser im Bereich der Kugelfangwälle gemessen (INSUMMA 1994).

Innerhalb der Waldstandorte sind die Verhältnisse umgekehrt. Durch den fehlenden Eintrag von Kalkschottern, -stäuben und mergeligen Materialien herrschen Bodenreaktionen, die als sauer bis sehr stark sauer zu bezeichnen sind. Diese Standorte finden sich auch inselartig innerhalb der "Range 6" auf Burgsandsteinköpfen wieder. Hier liegen mitt-

lere bis hohe potentielle Kontaminationsrisiken durch Schwermetalle für das Grundwasser vor.

8.2 Grundwasserkontaminationsrisiko durch Mineralöle

Neben Schwermetallen und Nitrat als anorganische Schadstoffe treten auf militärischen Übungsstandorten organische Kontaminationen vor allem in Form von Kohlenwasserstoffen auf. Diese Kohlenwasserstoffe stammen aus Mineralölen wie Diesel- und Benzinkraftstoffen, Motorenölen und anderen Schmierstoffen. Der Eintrag kann über Leckagen an den Vorratsbehältern (Tanks) der einzelnen Fahrzeuge, beim Betanken der Fahrzeuge oder auch durch Unfälle erfolgen.

Mineralöle gelten in der Trinkwassergewinnung als höchst gefährlich, da bereits ein Liter Mineralöl bis zu 1.000.000 Liter Trinkwasser unbrauchbar machen kann. Insbesondere dann, wenn im Grundwasserabstrom Trinkwassergewinnung betrieben wird, spielt das potentielle Kontaminationsrisiko eine wichtige Beurteilung für die Sicherung der Trinkwasserressourcen.

Bei Mineralölen handelt es sich um äußerst heterogene Stoffgemische aus gesättigten Kohlenwasserstoffen (n-Alkane), aromatischen Kohlenwasserstoffen, verschiedenen Heteroverbindungen und Asphaltene. Erdöl besteht aus einem Gemisch von ca. 43 - 78% Aliphaten, 9 - 35% Naphthenen, 7 - 22% Aromaten, sowie geringen Beimengungen an mineralischen Bestandteilen (FIEDLER 1990). Die kurzkettigen Alkane (C_6 - C_9 KWs) sind hydrophob, leichtflüchtig und treten vor allem im Benzin auf, während die langkettigen Alkane (C_{10} - C_{16} KWs) im Dieselkraftstoff, Kerosin und Heizöl vorkommen.

Mineralöle sind nicht wasserlöslich, doch können sie in geringen Anteilen sauerstoffhaltige wasserlösliche Moleküle wie z.B. Phenole, Aldehyde und Alkohole enthalten.

Bodenkontaminationen durch Mineralöl rufen neben der Gefährdung des Grundwassers insbesondere Schädigungen der Bodenfauna und -flora, sowie der Pflanzenwurzeln hervor. Durch das Bilden einer Ölhaut auf den Wurzeln der Pflanzen, sowie der Poren und Stigmen der Tiere wird die Atmung gemindert oder gänzlich verhindert. Daneben tritt Sauerstoffmangel im Boden auf, da die höher viskosen Bestandteile die Grobporen verstopfen und die Bodenluft verdrängen. Verschärft wird diese Situation, wenn mit der mikrobiellen Oxidation der Abbau des Mineralöls beginnt und der Anteil des Sauerstoffs im Boden weiter verringert wird.

Unter den aromatischen Kohlenwasserstoffen im Mineralöl sind auch auf den Menschen kanzerogen wirkende Verbindungen bekannt.

8.2.1 Eigenschaften und Verhalten von Mineralölen in Böden

Beim Eintrag von Mineralölen in Böden versickern die gering viskosen kurzkettigen Moleküle (z.B. in

Benzin) wesentlich schneller als die langkettigen stärker viskosen Moleküle. Die Ausbreitung von Mineralöl hängt neben der Viskosität stark von den Bodeneigenschaften ab. Die Ausbreitung in die Tiefe verläuft im allgemeinen langsamer als die horizontale Ausbreitung. Mineralöl kann trotz seiner höheren Viskosität im Boden schneller wandern als Wasser. Die Versickerungsgeschwindigkeiten liegen zwischen 0,3m und 3m/Monat (vgl. FIEDLER 1990).

Sowohl für die gesättigten Kohlenwasserstoffe (n-Alkane), die verschiedenen Heteroverbindungen, als auch die Asphaltene gilt, daß ihre Bindung im Boden vor allem von organischen Stoffen ausgeht. Insgesamt nimmt mit steigenden Humusgehalten das Bindungsvermögen der Böden für Mineralöl zu. Das Rückhaltevermögen der Böden von Mineralölen ist abhängig von der Viskosität der Öle. Somit ist das Rückhaltevermögen von Benzin Dieselkraftstoff Heizöl (BLUME 1990). FIEDLER (1990) gibt die allgemeine Angabe, daß leichte bis mittlere Böden 10-25l und humose Böden 36l Rohöl/m³ zurückhalten können. Die Bestandteile der aromatischen Kohlenwasserstoffe (v.a. Benzol) werden dagegen stärker an Tonminerale adsorbiert.

Kurzkettige Alkane (v.a. in Benzin) haben einen hohen Dampfdruck, der einen Teil in die Atmosphäre entweichen läßt. Durch Sickerwasser können sie ebenfalls verlagert werden, doch besitzen sie nur eine geringe Persistenz und werden rascher mikrobakteriell abgebaut als die langkettigen zähflüssigen Moleküle.

Alle weiteren persistenteren aromatischen Verbindungen, Heteroverbindungen und Asphaltene werden dagegen im Boden langfristig angereichert.

Der mikrobakterielle Abbau von Mineralöl erfolgt am effektivsten durch adaptierte Bakterien. Allerdings ist die Fähigkeit, Mineralöl als Energiequelle zu benutzen, nicht nur auf diese Spezialisten beschränkt, sondern auch bei zahlreichen Pilzen und Bakterien vorhanden. Diese ölabbauenden Bakterien und Pilze kommen in Böden und Wasser ubiquitär vor (DART & STRETTON 1977). Im Gegensatz dazu können sich speziell gezüchtete, zugeimpfte Bakterien gegenüber der natürlichen Bodenflora nicht durchsetzen (FIEDLER 1990). Zum vollständigen Abbau ist keine einzelne Art fähig. Dazu sind Mischpopulationen notwendig, die die unterschiedlichen Abbaustufen und Abbauprodukte nutzen können.

Ölabbauende Mikroorganismenarten sind u.a. in den Gattungen *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Achromobacter*, *Alcaligenes*, *Acinetobacter*, *Brevibacterium*, *Corynebakterien* und *Arthrobacter* vertreten. Mit geringerer Effektivität können auch Strahlenpilze, wie *Streptomyces*- und *Nocardia*-Arten, in sauren Böden den Abbau betreiben. Insgesamt sind mehr als 200 Arten von Bakterien, Aktinomyzeten, Hefen und Bodenpilzen bekannt, die C₄- bis C₄₀-Verbindungen angreifen können (FIEDLER 1990). Sogar unter anaeroben Bedingungen können denitrifizierende oder sulfatreduzierende Bakterien, al-

lerdings nur bei kaum merkbareren Abbauraten, Mineralöle abbauen. Daher ist eine der wichtigsten Voraussetzungen für einen natürlichen Abbau von Mineralölen im Boden die Anwesenheit von Sauerstoff. Dies gilt für die aliphatischen Kohlenwasserstoffe, für die aromatischen Kohlenwasserstoffe, als auch für die polyzyklischen Verbindungen.

Ein weiterer Ölabbau erfolgt durch die photochemische Zersetzung in der noch vom Licht durchdrungenen Bodenoberfläche. Doch spielt dieser Abbaueweg im Boden im Gegensatz zu Oberflächengewässern nur eine äußerst geringe Rolle.

Für einen günstigen Abbau sind eine gute Belüftung des Bodens, eine neutrale Bodenreaktion, sowie gute Nährstoffverhältnisse (C:N:P-Verhältnisse von 25:1:0,3) notwendig (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1989). Die Temperatur steuert ebenfalls die Geschwindigkeit des Abbaus. Bei höheren Temperaturen (20°-30° C) erfolgt ein rascherer Abbau.

Grundsätzlich gilt, daß die Kohlenwasserstoffe von Mineralölen in belebten, durchlüfteten Böden rascher und vollständig abgebaut werden können. Für den vollständigen Abbau (Oxidation) von 1mg Kohlenwasserstoff sind 3-4 mg O₂ notwendig. Lediglich bei schwachen Bindungsvermögen im Oberboden und damit einer Verlagerung in schlecht bzw. nicht durchlüftete Bodentiefen besteht eine Gefahr der Konservierung und einer Kontamination des Trinkwassers. Kurzkettige kleinere Moleküle (kurzkettige Alkane) werden rascher abgebaut als die großen langkettigen Moleküle. Dabei nimmt mit der Tiefe sowohl das Bindungsvermögen und die tatsächliche Bindung, als auch die Abbautätigkeit ab.

Die für den Abbau benötigten Zeiträume sind lang. Entscheidend sind hierfür neben den oben angeführten günstigen Bedingungen für den Abbau durch Mikroorganismen vor allem das Ausmaß des Eintrags (Menge des eingebrachten Mineralöls), wie auch die Beschaffenheit des Mineralöls (v.a. Benzin, Diesel etc.).

Nach BLUME ET AL. (1990) können unter Freilandbedingungen Kerosin und Dieselöl innerhalb von 2-3 Monaten abgebaut werden. BATTERMANN & WERNER (1984) geben 300 Tage für den mikrobakteriellen Abbau von Mineralöl mit Unterstützung durch geeignete Sanierungsverfahren für sandige Grundwasserleiter an. Größer ist der Zeitraum für den Abbau der langkettigen Schweröle. Für Erdöl werden Zeiträume von 44-70 Jahren für den vollständigen Abbau angegeben. Für Mineralöle wird mit 40-50 Jahren gerechnet.

FIEDLER (1990) gibt folgende Zeiträume für die Nachweisbarkeit von Mineralölprodukten im Boden an:

Kerosin: Dauer > 2 Jahre
 Benzin: Dauer 4 - 7 Jahre
 Teer: Dauer > 10 Jahre
 "Öl": Dauer 30 - 40 Jahre
 Teerrückstände: Dauer 50 Jahre
 Petroleum: Dauer > 70 Jahre.

Die Endprodukte des Mineralölabbaus sind Kohlendioxid, Wasser, Biomasse und Wärme. Darüber hinaus treten weiterhin auch nur unvollkommen oxidierte Verbindungen auf, die ebenfalls noch eine umweltbelastende Wirkung (insbesondere, die der Metaboliten) haben können. Dies sind organische Säuren, Ketone und Aldehyde.

Die im folgenden entwickelte Vorgehensweise zur Bewertung des potentiellen Kontaminationsrisikos des oberflächennahen Grundwassers durch Mineralöl geht von der Prämisse aus, daß es sich nicht um sehr große Schadensfälle handelt (z.B. Leckagen an Öltanks oder -pipelines), sondern um kleinere bis mittlere Schadensfälle (z.B. Leckagen an militärischen Fahrzeugen, Ölwechsel, Unfälle mit Fahrzeugen). Hierbei kann es sich im Extremfall durchaus um mehrere hundert Liter (Tankinhalt vom Schützen- und Kampfpanzern, schwere LKWs) handeln.

8.2.2 Vorgehensweise

Die Bewertung des potentiellen Kontaminationsrisikos durch Mineralöle erfolgt durch Verschneiden des Bindungsvermögens der organischen Mineralöle (allgemeine Schadstoffe) im Oberboden mit der mikrobakteriellen Abbaurate und der Ermittlung des Verlagerungsfaktors.

Da das Bindungsvermögen entscheidend vom organischen Anteil abhängt und nur in sehr geringem Maße vom Tongehalt, erfolgt die Ermittlung des Bindungsvermögens in Teil A unter Verschneidung der Mächtigkeit des Oberbodens mit dem Humusgehalt. Dabei wird der Humusgehalt des einzelnen Horizontes mit der Mächtigkeit [cm] multipliziert und anschließend alle humushaltigen (Mindestgehalt 0,5%) Horizonte des Oberbodens addiert. Für hohe Tongehalte erfolgt ein Zuschlag.

Bei grundwasserbeeinflussten Böden wird der Mittlere Grundwasserstand berücksichtigt.

Im Bereich A.2 wird je nach Vorhandensein und Mächtigkeit der Streuschicht ein Zuschlag Z aufgeschlagen.

Im Teilbereich B erfolgt die Ermittlung der mikrobakteriellen Abbaurate.

Der Abbau dieser organischen Verbindungen im Boden erfolgt durch Bakterien am schnellsten. Neben speziellen Bakterien können in sauren Böden auch verschiedene Pilze Öl abbauen. Der effektivste Abbau erfolgt durch aerobe Bakterien. Ein Maß für die biologische Aktivität ist unter anderem das C/N-Verhältnis. Ein günstiges C/N-Verhältnis (10-12) kennzeichnet hohe biologische Aktivität (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1989). Weitere Parameter für die biologische Aktivität stellen Atmung (O₂-Verbrauch) und die Biomasse dar.

Die günstigsten Bedingungen für diese Bakterien und damit der schnellste Abbau erfolgt bei neutraler Bodenreaktion, guter Durchlüftung, ausgeglichenen Nährstoffverhältnissen, sowie unter nicht zu trockenen und zu nassen Verhältnissen.

Zur Beurteilung der Abbaurate müssen daher die Bodenreaktion (pH-Wert), die Nährstoffverhältnisse (C/N-Verhältnis), die Belüftung des Bodens (Luftkapazität) und die Feuchte (Ökologischer Feuchtegrad) herangezogen werden.

Im Teilbereich C erfolgt schließlich die Ermittlung des potentiellen Kontaminationsrisikos für das Grundwasser durch das Verschneiden des Bindungsvermögens der organischen Mineralöle (allg. Schadstoffe) im Oberboden mit der mikrobakteriellen Abbaurate.

Eine Ausführliche Darstellung findet sich in BOLZ (1995).

Abschätzung der Retentionsvermögen (Bindungsvermögen BV) von organischen Schadstoffen (Mineralöl) anhand der Leitprofile 1 - 3

Bindestärke für organische Stoffe (Mineralöle) im Oberboden der Leitprofile 1 - 3, Berechnung der Bindungsstärke wie oben (vgl. unter 8.3.2 Vorgehensweise) beschrieben:

- A.1 Ermittlung des Bindevermögens von Mineralöl im Oberboden
Ermittlung für alle Horizonte des Oberbodens [maximal bis 100 cm] mit Humusgehalten $\geq 0,5\%$. Bei Grund- oder Stauwasser beeinflussten Böden erfolgt die Ermittlung bis zum MGW.
- A.2 Zuschlag Z für Tongehalte
- A.3 Einstufung und Bewertung des Bindevermögens

Ergebnisse:

- Leitprofil 1 (mitteltiefentwickelter Podsol aus Flugsand unter Ki-forst); BV-Wert: 28,9.
Aufgrund der geringen Humusgehalte, sowie der geringen Mächtigkeit der humosen Oberbodenhorizonte stellt der Standort von Leitprofil 1 selbst bei aktueller forstlicher Nutzung ein nur sehr geringes Bindungsvermögen für organische Stoffe wie Mineralöle dar.
Leitprofil 2 (verdichteter Phytosol über kbu); BV-Wert: 198,1.
Durch den relativ mächtigen (58 cm) vermischten ehemaligen Ah-Horizont mit mittlerem Humusgehalt ist ein hohes Bindungsvermögen für organische Stoffe wie Mineralöle vorhanden.
- Leitprofil 3 (stark verdichtete Depobraunerde über Podsol aus Flugsand); BV-Wert: 28,68.
Die äußerst geringen, nur als sehr schwach humos anzusprechenden Humusgehalte lassen nur ein sehr geringes Bindungsvermögen für organische Stoffe, wie Mineralöle, zu.

Abbaupotential von organischen Schadstoffen (Mineralölen) im Oberboden in den Leitprofilen 1 - 3

Bewertung der Parameter: Humusgehalt / Nährstoffverhältnisse (C/N-Verhältnis) / Bodenreaktion (pH-Wert) / Belüftung (Porenvolumen) / Ökologischer Feuchtegrad

B. Ermitteln des Abbauwertes:

Leitprofil Nr.	ermitteltes KR _{pot} Mineralöl
Leitprofil 1	sehr hoch (5)
Leitprofil 2	gering (2)
Leitprofil 3	hoch (4)

Tabelle 6

Potentielles Kontaminationsrisiko für Mineralöl für die einzelnen Leitprofile

- B.1 Einstufung und Bewertung des Humusgehaltes des Oberbodens
- B.2 Einstufung und Bewertung der biologischen Aktivität anhand des C/N-Verhältnisses Böden mit einem "vorgetäuschten" günstigen C/N-Verhältnis, aufgrund sehr geringer C-Gehalte, werden um 1 Stufe abgestuft.
- B.3 Einstufung und Bewertung des pH-Wertes
- B.4 Einstufung und Bewertung der Belüftung des Bodens anhand des Grobporenvolumens
- B.5 Einstufung und Bewertung des Ökologischen Feuchtegrades
- B.6 Addition der Bewertungen B 1 bis B 5 zum Erhalt des Abbauwertes (A):
- B.7 Einstufung des Abbauwertes (A)
- C. Ermitteln des Abbau-Bindungsfaktors (AB) durch Verschneiden des Abbauwertes (A) mit dem Bindungswert (B)
- D. Ermittlung des Verlagerungsfaktors (V):
- D.1 Einstufung der Feldkapazität
- D.2 Einstufung der Grundwassernähe
- D.3 Ermitteln des FK/GWN Faktors durch Verschneiden der Einstufungen von Feldkapazität und Grundwassernähe
- D.4 Bewertung (W1) der k_f-Stufe
- D.5 Addition des FK/GWN-Wert mit dem W1-Wert zum Erhalt des V-Faktors
- E. Ermittlung der potentiellen Grundwasserkontamination durch Mineralöl (KR_{pot} Mineralöl)
- E.1 Verknüpfung des AB-Faktors mit dem V-Faktor zum Erhalt des KR_{pot} Mineralöl-Wertes
- E.2 Einstufung des KR_{pot} Mineralöl-Wertes

Luftkapazität und des Ökologischen Feuchtegrades ermittelt. Nach anschließender Addition der fünf Teilbewertungen kann eine Einstufung des Abbauwertes erfolgen.

Im Teilbereich C erfolgt die Verschneidung der in Teil A ermittelten Bindevermögen (BV) und des Abbauwertes (A) durch eine Bewertung in einer fünfteiligen Einstufung.

Im Teilbereich D wird der Verlagerungsfaktor (V) ermittelt. Dieser wird hauptsächlich durch die Grundwassernähe und die Feldkapazität des Bodens bestimmt. Diese beiden Faktoren werden in einer Tabelle verschnitten und eingestuft. Zusätzlich werden durch Zu- bzw. Abschläge hohe und geringe Wasserdurchlässigkeiten des Bodens (k_f-Stufe) berücksichtigt. Ein niedriger Wert bedeutet eine hohe Verlagerungsfähigkeit in das Grundwasser, während ein hoher Wert eine geringe Verlagerungsfähigkeit ins Grundwasser ausdrückt.

Anschließend erfolgt die Verknüpfung des unter Teil A und B ermittelten Abbau-Bindungsfaktors (AB) mit dem Verlagerungsfaktor (V) in einer Tabelle, zum Erhalt des potentiellen Kontaminationsrisikos für das Grundwasser durch Mineralöl (KR_{pot} Mineralöl). Aus den ermittelten Werte läßt sich die Einstufung des Gefährdungsgrades ablesen.

Das Bewertungsschema läßt die herausragende Bedeutung des Humusgehaltes erkennen, der einerseits für Bindestärke von Mineralöl im Boden hauptverantwortlich ist und zusätzlich auch eine Rolle bei der Bewertung des mikrobakteriellen Abbauvermögens spielt.

8.2.3 Ergebnisse

Tabelle 6 gibt das zusammengefaßt ermittelte KR_{pot} Mineralöl für die einzelnen Leitprofile wieder:

- Leitprofil 1 zeigt ein hohes KR_{pot} (Mineralöl) für das Grundwasser, was auf das sehr geringe Bindevermögen, einer langen Abbauphase (5), sowie einen hohen Verlagerungsfaktor (4), zurückzuführen ist.

Dies bedeutet, daß eingedrungenes Mineralöl kaum oder fast nicht im Boden zurückgehalten werden kann, aufgrund der sehr geringen Humusgehalte und fehlender Tonfraktion. Der Abbau der organischen Kohlenwasserstoffe dauert lange, weil einerseits wiederum geringe Humusgehalte, ein sehr ungünstiges C/N-Verhältnisse, eine ungünstige und sehr stark saure Bodenreaktion, sowie ein nur mittlerer Ökologischer Feuchtegrad vorliegen. Damit liegen trotz einer sehr guten Luftkapazität insgesamt nur ungünstige Lebensbedingungen für kohlenwasserstoffabbauende Bakterien vor. Der Verlagerungsfaktor

Die Verknüpfungsvorschrift ist in fünf Teilbereiche unterteilt. Im Teil A wird die Bindestärke für Mineralöl im Oberboden ermittelt. Dies erfolgt unter Berücksichtigung des Humusgehaltes (als wichtigste Komponente für die Bindung organischer Stoffe) mit der Mächtigkeit der einzelnen humushaltigen Horizonte und anschließender Addition der Werte der einzelnen Horizonte. Für Tongehalte $\geq 20\%$ erfolgen je nach Anteil Zuschläge zum ermittelten Bindevermögen (BV). Diese rechnerisch ermittelten Werte werden anschließend eingestuft und für die Leitprofile beschrieben. Hohe Werte bezeichnen ein hohes Bindungsvermögen.

In Teilbereich B wird das Abbaupotential des Bodens durch Bakterien ermittelt. Dabei wird berücksichtigt, daß für einen optimalen mikrobakteriellen Abbau die dazu geeigneten Bodenmilieubedingungen erreicht werden sollten. Dies bedeutet, je höher der Abbauwert, umso schneller erfolgt der mikrobakterielle Abbau von Mineralölen im Boden. Der Abbauwert wird unter Einstufung des Humusgehaltes, des C/N-Verhältnisses, der Bodenreaktion, der

Tabelle 7

Zusammenfassung des potentiellen Kontaminationsrisikos und der naturschutzfachlichen Wertung.

Leitprofil Nr.	ermitteltes KR _{pot} Schwermetalle	ermitteltes KR _{pot} Mineralöl	naturschutzfachliche Wertigkeit	Konflikt
Leitprofil 1	(mittel-)hoch	sehr hoch (5)	sehr hoch + Art. 6d1	sehr hoch
Leitprofil 2	sehr gering	gering (2)	ohne Wert	keiner
Leitprofil 3	sehr gering	hoch (4)	sehr hoch + Art. 6d1	hoch

ist aufgrund der geringen Feldkapazität und der hohen k_f -Stufe hoch.

Leitprofil 2 zeigt ein geringes KR_{pot} (Mineralöl) für das Grundwasser, was auf das hohe bis sehr hohe Bindevermögen trotz einer langen Abbauphase und vor allem den geringen Verlagerungsfaktor, zurückzuführen ist.

Dies bedeutet, daß eingedrungenes Mineralöl, aufgrund der mittleren und tiefgründigen Humusgehalte, gut im Boden zurückgehalten werden kann. Der Abbau der organischen Kohlenwasserstoffe dauert lange wegen der ungünstigen Luftkapazität, den nur mittleren Humusgehalten, dem sehr ungünstigen C/N-Verhältnis, trotz eines sehr günstigen mittleren Ökologischen Feuchtegrades und einer relativ günstigen mäßig alkalischen Bodenreaktion, die insgesamt relativ ungünstige Lebensbedingungen für kohlenwasserstoffabbauende Bakterien darstellen. Der Verlagerungsfaktor ist aufgrund der relativ hohen Feldkapazität und der mittleren k_f -Stufe sehr niedrig.

Leitprofil 3 zeigt ein hohes KR_{pot} (Mineralöl) für das Grundwasser, was auf das geringe Bindevermögen, eine lange Abbauphase, sowie einen mittleren Verlagerungsfaktor zurückzuführen ist.

Dies bedeutet, daß eingedrungenes Mineralöl kaum im Boden zurückgehalten werden kann, aufgrund der sehr geringen Humusgehalte und fehlender Tonfraktion. Der Abbau der organischen Kohlenwasserstoffe dauert lange, weil einerseits wiederum geringe Humusgehalte, ein nur "vorgetäushtes" günstiges C/N-Verhältnis, eine "nur" mittlere Luftkapazität und ein mittlerer Ökologischer Feuchtegrad vorliegen trotz einer günstigen schwach alkalischen Bodenreaktion. Damit sind insgesamt nur ungünstige Lebensbedingungen für kohlenwasserstoffabbauende Bakterien gegeben. Der Verlagerungsfaktor ist aufgrund der relativ geringen Feldkapazität und der mittleren, erst im Ausgangsgestein hohen k_f -Stufe, mittel.

Im Bereich der Flugsandflächen unter forstlicher Nutzung als auch in denen der Offenstandorte ergibt sich eine hohes bis sehr hohes potentiell Kontaminationsrisiko des Grundwassers durch Mineralöle. Dies betrifft vor allem große Teilbereiche im Westen und am Südrand des Untersuchungsgebietes. Böden über Burgsandstein und Burgsandsteinverwitterung stellen im allgemeinen ein mittleres bis hohes potentiell Kontaminationsrisiko des Grundwassers

durch Mineralöle dar. Dies sind weite Gebiete im Norden, einschließlich der Burgsandsteinrücken. Die humusreichen Pseudogleye auf Basisletten des Burgsandsteines stellen trotz relativer Stau- bzw. Grundwassernähe nur ein geringes bis mittleres potentiell Kontaminationsrisiko durch Mineralöl für das Grundwasser dar.

Eine Sonderstellung nehmen die aus allochthonem Material aufgeschütteten Böden im Bereich der ehemaligen Zielscheibenbahn bzw. im Vorfeld der Kugelfangwälle ein.

Ein stark ausgeprägter Unterschied des potentiell Kontaminationsrisikos durch Mineralöl für das Grundwasser zwischen den militärisch genutzten stark veränderten Böden und den entsprechenden Böden aus dem gleichen Ausgangsmaterial unter forstlicher Nutzung (wie bei dem KR_{pot} Schwermetalle) existiert hier nicht.

Die Böden aus Flugsand stellen aufgrund ihrer fast durchgehend ungünstigen Bodenkennwerte die Standorte mit dem höchsten potentiell Kontaminationsrisiko durch Mineralöl für das Grundwasser dar. Hier spielt die physikalische und chemische Änderung der Oberböden durch die militärische Nutzung nur eine sehr untergeordnete Rolle. Nur geringfügig besser stellt sich die Situation für die sandigen Böden aus Burgsandstein dar.

9. Konfliktsituation zwischen Naturschutz und Technischem Umweltschutz

Bei der Überlagerung der für die naturschutzfachlichen Belange besonders wertvollen Flächen und der Flächen mit den höchsten potentiell Kontaminationsrisiken für Schwermetalle fällt auf, daß diese sich vielfach decken. Viele der Flächen mit einem sehr hohen potentiell Kontaminationsrisiko für Schwermetalle stellen besonders geschützte Flächen nach Art. 6d1 BayNatschG (nach der zum 01.09.1998 in Kraft tretenden Novellierung: Art. 13d BayNatSchG) dar. Die Wertigkeit des faunistischen Arteninventars dieser Flächen liegt in diesem Fall zudem deutlich höher über der des floristischen Wertes.

- Leitprofil 1 stellt einen vom militärischen Übungsbetrieb wenig direkt befahrenen und bebauten Bereich dar. Doch grenzt er unmittelbar an einen Fahrweg militärischer Fahrzeuge. Er liegt darüber hinaus im erweiterten Bereich der Impact-Area der Geschosse. Eine Belastung durch Munitionsreste ist anzunehmen, was auch Geschoßeinschläge an Bäumen anzeigen. Eine Be-

lastung durch Mineralöle ist ebenfalls nicht auszuschließen.

Das über die Bodenparameter ermittelte potentielle Kontaminationsrisiko für die Schwermetalle Cadmium und Nickel ist hoch, für Kupfer und Blei ist es mittel bis hoch. Das ebenfalls über die Bodenparameter ermittelte potentielle Kontaminationsrisiko für Mineralöl ist sehr hoch.

Aus Sicht des Naturschutzes handelt es sich um eine nach Art. 6d1 (neu: Art. 13d) BayNatschG geschützte Fläche. Darüber hinaus handelt es sich aus faunistischer Sicht um einen Standort von landesweiter Bedeutung mit Vorkommen mehrerer vom Aussterben bedrohter und stark gefährdeter Arten. Das Konfliktpotential ist sehr hoch und schwerwiegend, da Flächen dieser Ausprägung großflächig vorkommen und eine der wichtigsten Grundlagen für die hohe naturschutzfachliche Bewertung bilden

Leitprofil 2 stellt einen vom militärischen Übungsbetrieb intensiv genutzten Bereich dar. Es liegt unmittelbar in der Impact-Area vor dem Kugelfangwall und ist stark mit Munitionsresten belastet, was bereits im Profil deutlich sichtbar wird. Ein großer Teil des Bodenskeletts besteht aus Geschoßteilen. Die oberen Bodenschichten sind nicht autochthon und wurden eingebracht. Das Leitprofil liegt in einem Bereich, in welchem alte Fahrzeuge abgestellt wurden und intensiver Fahrbetrieb herrschte. Eine Belastung durch Mineralöle ist stark anzunehmen.

Das über die Bodenparameter ermittelte potentielle Kontaminationsrisiko für alle vier Schwermetalle ist sehr gering. Das ebenfalls über die Bodenparameter ermittelte potentielle Kontaminationsrisiko für Mineralöl ist gering.

Aus Sicht des Naturschutzes handelt es sich um eine weitgehend bedeutungslose Fläche mit einer Ruderalflur und dominanten Reitgrasbeständen (*Calamagrostis epigejos*). Aus faunistischer Sicht handelt es sich ebenfalls um eine bedeutungslose Fläche. Es besteht kein Konflikt zwischen technischem Umweltschutz und Naturschutz. Allerdings handelt es sich um Flächen, die naturschutzfachlich eine stark untergeordnete bis keine Bedeutung haben.

Leitprofil 3 stellt einen vom militärischen Übungsbetrieb ebenfalls intensiv genutzten Bereich dar. Er liegt vor den Abschlußrampen der schweren Panzerfahrzeuge und vor der Impact-Area.

Die oberen Bodenschichten sind zwar autochthon, aber bereits stark chemisch und physikalisch verändert. Eine Belastung durch Schwermetalle ist zu erwarten, da Munitions- und weitere Metallreste im Profil auftauchten, bzw. auf der Bodenoberfläche lagen. Das Leitprofil liegt in einem Bereich, in welchem militärische Fahrzeuge intensiv übten. Eine Belastung durch Mineralöle ist stark anzunehmen.

Das über die Bodenparameter ermittelte potentielle Kontaminationsrisiko für alle vier Schwermetalle ist sehr gering. Das ebenfalls über die

Bodenparameter ermittelte potentielle Kontaminationsrisiko für Mineralöl ist hoch.

Aus Sicht des Naturschutzes handelt es sich um einen nach Art. 6d1 (neu: Art. 13d) BayNatschG geschützten Trockenstandort (Silbergrasflur). Darüber hinaus handelt es sich aus faunistischer Sicht um einen Standort von landesweiter Bedeutung mit Vorkommen von mehreren vom Aussterben bedrohten und stark gefährdeten Arten. Das Konfliktpotential ist für Schwermetalle und Mineralöle verschieden. Für das potKR Mineralöle besteht ein hoher Konflikt. Für die Schwermetalle ist das potentielle Risiko gering, da diese Standorte durch den Übungsbetrieb gekalkt wurden. Trotzdem hat ein Teil der Flora und Fauna eine hohe naturschutzfachliche Bewertung behalten. Diese Flächen machen einen nicht unerheblichen Anteil der zentralen "Range 6" aus.

10. Diskussion von Lösungsmöglichkeiten

Nach Aufgabe der Nutzung des Standortübungsplatzes und Rückzug der amerikanischen Streitkräfte aus Erlangen wurden von verschiedener Seite die unterschiedlichsten Nutzungsansprüche auf das gemeindefreie Gebiet erhoben. In erster Linie wurde die Erstellung einer Restmülldeponie diskutiert und untersucht. Diese Nutzung, die die aktuelle Lage noch verschärfen würden, hätte sowohl eine zusätzliche Gefährdung des Grundwassers nach sich gezogen, da die nach den Anforderungen der TA Siedlungsabfall geforderte geologische Barriere im Bereich der naturschutzfachlich wertvollen Flugsandgebiete nicht ausreichend vorhanden ist, als auch große Teile der für die gefährdete Fauna und Flora unentbehrlichen Lebensräume zerstört. Diese Planungen wurden dementsprechend auch wieder eingestellt.

Darüber hinaus wurden folgende Nutzungen überprüft, die auch die Grundwassergefährdung senken könnten:

1. Entmunitionierung: Die Entmunitionierung auf solch großen Flächen wie diesem Standortübungsplatz würde einen Großteil der im Boden lagernden Schwermetallquellen beseitigen. Maßnahmen zur Entmunitionierung sind allerdings äußerst kostspielig. Sie wurden deshalb bisher nur in einem sehr kleinen Teilbereich zur Sicherung der Öffentlichkeit durchgeführt. Die Auswirkungen auf die Fauna und Flora können unter Beachtung geringer Auflagen naturverträglich durchgeführt werden.
2. Kommerzieller Sandabbau: Durch den kommerziellen Sandabbau könnten der Baustoff Sand gewonnen und gleichzeitig die Munitionsreste daraus entfernt werden. Durch den Sandabbau könnte die Entmunitionierung auf den Flugsandflächen erfolgen und gleichzeitig "schwarze Zahlen" geschrieben werden. Vorteile wären neben der Gewinnung des Rohstoffes Sand auch die Veränderung der extrem sauren Standorte auf Flugsand, die sowohl Schwermetalle als auch Mineralöle praktisch nicht

zurückhalten können. Die Auswirkungen auf die derzeitige Fauna und Flora wären selbst bei äußerst naturverträglicher Folgenutzung fatal. Diese Nutzung hätte praktisch den Totalverlust eines Teils der wertvollsten Lebensräume im Naturschutzgebiet zur Folge. Damit würde auch die Lebensgrundlage vieler der hochgradig gefährdeten Arten vollständig zerstört. Der wichtigste Schutzzweck des Naturschutzgebietes würde verloren gehen.

3. Kalkung: Eine einfache und relativ kostengünstige Form der Immobilisierung von Schwermetallen ist die Kalkung. Dies würde zu einer festeren Bindung der Schwermetalle in den stark sauren Böden führen. Zum Abbau von Mineralölen würde sie nur sehr begrenzt beitragen. Kalkungen werden schon seit längerer Zeit im Forst durchgeführt, um insbesondere auf schwach gepufferten Böden die Vitalität der Bäume zu stärken und sie mit den Mangel-elementen zu versorgen. Aus naturschutzfachlicher Sicht würde hierdurch aber ebenfalls ein Teil des Schutzzweckes vorsätzlich zerstört. Das NSG "Tennenloher Forst" beherbergt gerade einen Teil seiner wertvollsten Flora und Fauna auf den extremen und sauren Flugsanden. Basisch beeinflusste Flugsande gibt es, durch den militärischen Ausbau- und Übungsbetrieb bedingt, bereits ausreichend.

Um den Erhalt der landes-, teilweise bundesweit bedeutsamen Tier- und Pflanzenvorkommen zu sichern, würden sich Maßnahmen zur Sicherung des Grundwassers als entgegengesetzt auswirken. Die meisten der oben angesprochenen Maßnahmen würden eine starke bis vollständige Zerstörung der Lebensräume für die zu schützende Tier- und Pflanzenwelt nach sich ziehen.

Derzeit sind noch keine überwachungs- bzw. sanierungsbedürftigen Belastungen des Grundwassers zu erkennen. Es wurden lediglich geringe Konzentrationen der Schwermetalle Blei, Chrom, Cadmium und Nickel im Bereich der Kugelfangwälle festgestellt worden.

11. Zusammenfassung

Aufbauend auf Untersuchungen zu ökologischen Bodenparametern wird das potentielle Gefährdungsrisko durch Schwermetalle und Mineralöle auf dem ehemaligen Standortübungsplatz Tennenlohe für das oberflächennahe Grundwasser ermittelt. Die Ergebnisse reichen bei beiden Parametern von einem sehr hohen bis zu einem sehr geringem Risiko. Besonders hoch stellt sich das Risiko auf Böden aus Flugsand und Burgsandstein dar. Hier stellen wiederum die nur wenig oder kaum veränderten Böden das größte Risiko, während anthropogen stark veränderte Böden (insbesondere durch Anhebung der Humusgehalte und pH-Werte) geringere Risiken aufweisen.

Gleichzeitig erfolgten Erhebungen der Fauna (AG TÜP 1996) und der Flora (IVL 1996). Dabei stellte sich heraus, daß insbesondere die Flächen mit den größten potentiellen Kontaminationsrisiken für das oberflächennahe Grundwasser die hochwertigsten

naturschutzfachlichen Flächen darstellen. Die naturschutzfachliche Bewertung ist landesweit, sogar bundesweit derart, daß dieses Naturschutzgebiet zur Aufnahme nach den Richtlinien der FFH der Europäischen Union vorgeschlagen wurde.

Die Konfliktsituation wird erläutert und diskutiert. Abschließend werden bisher in Betracht gezogene Lösungsmöglichkeiten angesprochen und ihre Auswirkungen dargestellt. Eine zunehmende Belastung des Grundwassers in Zukunft kann nicht ausgeschlossen werden.

Literatur

ALEIS, P. (1988):

Teil 1: Untersuchungen zur Schwermetallverteilung von Zn, Cu, Cd, Ni, und Pb in einem sauren Waldboden unter Berücksichtigung der Nährelemente K, Ca, Mg, P, Fe, und Mn sowie der Al-Gehalte. Teil 2: Die Bodengesellschaften im Raum SE' Tennenlohe (Sebalder Reichswald).- Diplomarbeit des Geologischen Instituts der Uni. Erlangen-Nürnberg, unveröff.

ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE (1982):

Bodenkundliche Kartieranleitung.- Hannover, 331 S.

ARBEITSGEMEINSCHAFT TRUPPENÜBUNGS-
PLATZ TENNENLOHE (AG TÜP, 1994):

Truppenübungsplatz Tennenlohe, Bayerns größtes und wertvollstes "NSG" auf Sand.- 2. geänd. Aufl., Erlangen.

——— (AG TÜP, 1996):

Zoologische Zustandserfassung NSG Tennenloher Forst.- unveröff. Gutachten für die Regierung von Mittelfranken: 284 S.

BATTERMANN, G. & P. WERNER (1984):

Beseitigung einer Untergrundkontamination mit Kohlenwasserstoff durch mikrobiellen Abbau.- gwf-Wasser/Abwasser, 125 (8): 366 - 373.

BERGER, K. (1951):

Die Dünen im Raum von Nürnberg und Erlangen.- Geol.Bl.NO-Bayern 1,Erlangen: 70-74.

——— (1978):

Geologische Karte von Bayern 1:50.000, Blatt Nürnberg-Fürth-Erlangen und Umgebung mit Erläuterungen.- München(Bayer.Geol.L.A.): 219 S.

BLUME, H.-P. (1989):

Kartierung von Stadtböden.- UBA-Texte 18/89, Berlin.

——— (1990):

Handbuch des Bodenschutzes: Bodenökologie und Bodenbelastung; vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen.- Ecomed-Verlag, Landsberg/Lech.

——— (1993):

Böden Bodenformen und deren ökologischen Eigenschaften.- In: SUKOPP H. & R. WITTIG (Hrsg.): Stadtökologie, Stuttgart, Jena, New York: 154-182.

BOLZ, R. (1990):

Karte der Brunnen und Pegel in Erlangen, 1:10.000.- Gutachten im Auftrag der Stadt Erlangen, unveröff.

——— (1995):

Ökologische Bodenfunktionskartierung und potentielles Kontaminationsrisiko oberflächennahen Grundwassers im ehemaligen Standortübungsplatz Tennenlohe.- Diplomarbeit des Geographischen Instituts der Univ. Erlangen-Nürnberg, 125 S. + 3 Karten (unveröff.).

BRÜMMER, G.W.; J. GERTH & U. HERMS (1986): Heavy Metal Spezies, Mobility and Availability in Soils.- Z.Pflanzenernähr.Bodenk. 149, Weinheim: 382-398.

BUNDESMINISTERIUM DES INNERN (BMI, 1985): Materialien zur Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung, Bonn.

BUNDESTAGSDRUCKSACHE BTDRs. 10/2977 (1985): Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung vom 07.03. 85.- Verlag Dr. Hans Heger, Bonn.

DART, R.K. & R.I. STRETTON (1977): Microbial aspects of pollution control.- Elsevier, Amsterdam.

DVWK (1988): Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen; Teil 1: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren.- Merkblätter zur Wasserwirtschaft 212/1988, Hamburg und Berlin.

EBERLEIN, P. (1985): Die Bodengesellschaften am NW-Rand des Kalchreuther Höhenzuges zwischen Kalchreuth und der Schwabach mit einem Beitrag zum Chemismus der Quellwässer.- Dipl.Ar., Erlangen: 138 S.

ELLENBERG, H. ET AL. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa.- Scripta Geobotanica XVIII, Göttingen.

ERLANGER STADTWERKE AG (o.J.): Gewässerschutz - Wasserschutzgebiete zur Sicherung der öffentlichen Trinkwasserversorgung der Stadt Erlangen.

FIEDLER, H.-J. (Hrsg., 1990): Bodennutzung und Bodenschutz, Umweltforschung.- 1.Aufl., Gustav Fischer Verlag Jena.

GEOTECHNISCHES INSTITUT PROF. DR. MAGAR + PARTNER (1994a): Geologisches, hydrogeologisches, wasserwirtschaftliches und geotechnisches Gutachten zum potentiellen Deponiestandort Saugarten.- Gutachten im Auftrag des Zweckverbands Abfallwirtschaft in der Stadt Erlangen und im Landkreis Erlangen-Höchstadt, unveröff.

——— (1994b): Geologisches, hydrogeologisches, wasserwirtschaftliches und geotechnisches Gutachten zum potentiellen Deponiestandort Am Kalkkrangen.- Gutachten im Auftrag des Zweckverbands Abfallwirtschaft in der Stadt Erlangen und im Landkreis Erlangen-Höchstadt, unveröff.

——— (1994c): Geologisches, hydrogeologisches, wasserwirtschaftliches und geotechnisches Gutachten zum potentiellen Deponiestandort Kalchreuth.- Gutachten im Auftrag des Zweckverbands Abfallwirtschaft in der Stadt Erlangen und im Landkreis Erlangen-Höchstadt, unveröff.

HAARLÄNDER, W. (1966): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1:25.000, Blatt Nr. 6432 Erlangen Süd.- München: 146 S.

HÜTTEROTH, W. (1974): Landeskundlicher Überblick.- In: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen: Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan Regnitz, Bd. I, München: 115-118.

INSUMMA UMWELT GMBH (1993): Bau und Beprobung dreier GwMeßstellen im Sebalder Reichswald bei Tennenlohe.- unveröff. Gutachten im Auftrag der OFD Nürnberg.

INSTITUT FÜR VEGETATIONSKUNDE UND LANDSCHAFTSÖKOLOGIE (IVL, 1995): Zustandserfassung der Flora und Vegetation im Naturschutzgebiet Tennenloher Forst.- unveröff. Gutachten f. d. Regierung von Mittelfranken: 77 S.

KLOSE, P. (1986): Die Bodengesellschaften am Südrand des Kalchreuther Höhenzuges und ihre Standorteigenschaften.- unveröff. Diplomarbeit des Geologischen Institutes der Univ. Erlangen-Nürnberg.

KÖPPEL, K. (1992): Ausprägung planungsrelevanter ökologischer Bodenfunktionen im Erlanger Stadtgebiet.- Diss., Erlangen.

KUNTZE, H.; U. HERMS & E. PLUQUET (1984): Schwermetalle in Böden, Bewertung und die Gegenmaßnahmen.- Geol.Jb. A75, Hannover: 715-736.

KUNTZE, H.; G. ROESCHMANN & G. SCHWERDT-FEGER (1988): Bodenkunde.- UTB, Ulmer, Stuttgart.

LEHMANN, H. (1991): Einsatz von Munition und Umweltschutz auf Flächen der Bundeswehr und Industrie.- In: Rüstungsaltslasten '91: Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis 40: 67 - 76.

OYAMA, M. & H. TAKEHARA (1977): Revised standart soil color charts.- 14S., Tokyo.

POLL, K. (1978): Grundwasser und Grundwasserchemismus des Regnitztalzuges und seiner Einzugsgebiete.- In: QUENTIN, K.E.; N. ANDRES, N. GEORGOTAS & W.A. SCHNITZER (1978): Das Mainprojekt, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Schriftenreihe, Heft 7, München: 190-205.

——— (1981): Geologie und Hydrologie.- In: Das Erlanger Regnitztal als exemplarisches Objekt interdisziplinärer Regionalplanung; eine Untersuchung im Rahmen eines Modellversuchs (Hrsg. FRANKE, J. & K. POLL). Erlanger Forschungen Reihe B. Naturwissenschaften und Medizin, Band 10: 27-48.

RIETZLER, J. (1979): Zur Hydrologie des Raumes südöstlich von Nürnberg unter besonderer Berücksichtigung der Gradabteilungsblätter 6533 Röthenbach, 6633 Feucht und 6733 Allersberg.- Inaugural-Dissertation des Fachber. Geowissenschaften der Univ. München: 184 S.

ROSSNER, R. (1989):

Variationsbreite und ökologischer Zustand der Böden im nordwestlichen Sebalder Reichswald, aufgezeigt anhand eines Querschnittes zwischen Gründlach- und Schwachbachtal.- Erlanger Geographische Arbeiten Band 50, Erlangen.

——— (1990):

Hydrologie des Planungsgebietes von Erlangen im Raum zwischen Tennenlohe-West und Eltersdorf.- Gutachten im Auftrag der Stadt Erlangen, unveröff.

——— (1991):

Grundwasserflurabstand, Grundwasserfließrichtung und Kontaminationsrisiko im Stadtgebiet von Erlangen; Ein Beitrag zum Arten- und Biotopschutzprogramm.- Gutachten im Auftrag der Stadt Erlangen, unveröff.

——— (1992):

Bericht zur Grundwassersituation im Stadtgebiet von Erlangen.- Gutachten im Auftrag der Stadt Erlangen, unveröff.

ROSSNER, R. ET AL. (1993):

Die Böden des Fürther und Zirndorfer Stadtwaldes sowie angrenzender Gebiete.- Schutzgemeinschaft Deutscher Wald, Fürth.

SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1989):

Lehrbuch der Bodenkunde.- Enke, Stuttgart.

SCHILLING, B. (1985):

Die Böden im NW-Teil des Sebalder Reichswaldes und ihre Bodenkennwerte.- Diplomarbeit des Geologischen Institutes der Uni. Erlangen-Nürnberg, unveröff.

SCHWILLE, F. (1964):

Die "hydrologischen" Grundlagen für die Untersuchung, Beurteilung und Sanierung von Mineralölkontaminationen des Untergrundes.- Dtsch.gewässer.k.Mitt.8,1, Koblenz/Rhein: 1-16.

——— (1966):

Die Kontamination des Untergrundes durch Mineralöl - ein hydrologisches Problem.- Dtsch.gewässer.k.Mitt.10, 6, Koblenz/Rhein: 194-207.

——— (1971):

Die Migration von Mineralöl in porösen Medien.- Gas- und Wasserf. 112, München: 307-311, 331-339, 465-472.

——— (1976):

Anthropogenically reduced groundwaters.- Hydrol.Sci. Bull.21, 4; Reading.P.A.: 629-645.

——— (1981):

Groundwater pollution in porous media by fluids immiscible with water.- Stud.in Environ.Sci.17, Amsterdam (Elsevier): 451-464, .

SPERBER, G. (1968):

Der Reichswald bei Nürnberg - aus der Geschichte des ältesten Kunstforstes -. In: BAYER. STAAATSMIN. F. ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT U. FORSTEN (Hrsg.): 37. Heft. Mitteilungen aus der Staatsforstverwaltung Bayerns, Ansbach, Frankenverlag L. Spindler: 178 S.

TYLER, G. & M.B. MCBRIDE (1982):

Mobility and extractibility of cadmium, copper, nickel and zinc in organic and mineral columns.- Soil Science 134, Baltimore: 198-205.

URBAN-KÜTTEL, B. & J.H. VOSS (1992a):

Bodenkundliche Untersuchungen zum Ausmaß der Schwermetallbelastungen auf militärischen Truppenübungs- und Schießplätzen in Niedersachsen.- Abschlußbericht, unveröff.

——— (1992b):

Studie zur Ermittlung der Schwermetallbelastung und ihrer ökologischen Reichweite auf dem NATO-Trübpl Bergen.- Abschlußbericht, unveröff.

VOERKELIUS, U. & L. SPANDAU (1989):

Bodenschutz - Mögliche Anwendungen eines Bodeninformationssystems - Operationalisierung der Bodenfunktionen als Bilanzgrößen des Bodenschutzes am Beispiel eines ausgewählten Raumes.- UBA-Texte 8/89, Berlin.

VOSS, J.H. (1990):

Untersuchung zur Schwermetallbelastung militärisch genutzter Flächen im Raum Soltau-Lüneburg.- Diplomarbeit an der Fachhochschule Nordostniedersachsen, unveröff.

——— (1992):

Erfassung und Bewertung von Schwermetallbelastungen auf militärischen Truppenübungs- und Schießplätzen.- In: Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis Band 49: Rüstungsaltslasten '92: 184 - 194.

Anschrift des Verfassers:

Dipl. Geogr. Ralf Bolz
Bergstraße 80
D-91086 Aurachtal

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 1998

Band/Volume: [5_1998](#)

Autor(en)/Author(s): Bolz Ralf

Artikel/Article: [Ökologische Bodenfunktionen und potentiell
Kontaminationsrisiko oberflächennahen Grundwassers in einem
Naturschutzgebiet - ein Beispiel für einen Konflikt zwischen Vorgaben
des technischen Umweltschutzes und des Naturschutzes, sowie
Diskussion von Lösungsvorschlägen 87-108](#)