



**Montanuniversität Leoben**  
**Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik**  
Institutsvorstand: O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Karl E. Lorber



# Diplomarbeit

Implementierung von Verfahren zur  
biotechnologischer Reinigung PAK kontaminierter  
Böden in bestehenden Bodenreinigungsanlagen

**Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik (IED)**

**Montanuniversität Leoben**

**Vorgelegt von:**

Rabensteiner Rene, 9135323  
Zellach 126  
9413 St. Gertraud

**Betreuer:**

O.Univ.Prof.Dipl.-Ing.Dr. Karl E. Lorber  
Dipl.-Ing. Dr. Michael Zorzi

# Inhaltsverzeichnis

Seite

<b>INHALTSVERZEICHNIS</b> .....	<b>1</b>
<b>1 KURZZUSAMMENFASSUNG</b> .....	<b>4</b>
1.1 Abstract.....	4
<b>2 AUFGABENSTELLUNG</b> .....	<b>5</b>
2.1 Was sind PAK, wo kommen sie vor, und wie wirken sie sich auf die Umwelt aus.[1] .....	5
2.2 Bindung und Mobilität von PAK in Böden[1] .....	7
2.3 Toxikologisch/ökologische Bewertung von Böden [1] .....	7
<b>3 ABBAUMECHANISMEN [1]</b> .....	<b>9</b>
3.1 PAK-Abbau durch vollständige Mineralisierung .....	9
3.2 Kometabolischer PAK-Abbau .....	13
3.3 Unspezifische radikalische PAK-Oxidation .....	14
3.4 Abbauraten und Kinetik: stoffspezifische Bilanzen.....	15
3.5 Boden und Huminstoffe als Matrix beim PAK-Abbau.....	15
<b>4 STAND DER TECHNIK (WELCHE METHODEN WURDEN BEREITS ANGEWENDET UND MIT WELCHEM ERGEBNIS)</b> .....	<b>16</b>
4.1 Verfahrensführung bei mikrobiologischen Prozessen.....	16
4.2 Bedeutung von Bodenwäsche [14] .....	16
4.2.1 Die Eignung von Böden zur Bodenwäsche [4] .....	18
4.2.2 Schadstoffabhängige Reinigungsleistungen [15] .....	20
4.2.3 Verfahrenstechnik der Bodenwäsche [10].....	21
4.2.4 Bodenwäsche [3].....	26
4.2.5 Regenerationsmieten [7] .....	27
4.2.6 Landfarming [6].....	29
4.2.7 Bioreaktoren [12] .....	31
4.2.8 In-situ Verfahren [9].....	34

4.3	Sanierungsziele .....	35
4.3.1	Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Boden[17] .....	38
4.3.2	Beurteilung der Gesamtgehalte .....	39
4.4	Fallbeispiele aus der Praxis .....	44
4.4.1	Der Einsatz von Tensiden bei der in situ Sanierung eines PAK Schadens in Kombination mit einem Hydraulisch- Mikrobiologischen Verfahren. [14] .....	44
4.4.2	Mikroemulsionen für die Bodensanierung [8] .....	45
<b>5</b>	<b>SCALE UP DES BIOLOGISCHEN SUSPENSIONSREAKTORVERFAHRENS 46</b>	
5.1	Beschreibung des untersuchten biologischen Suspensionsreaktorverfahren	47
5.1.1	Energiebedarf zur Suspendierung .....	48
5.1.2	Durchmischungsverhalten .....	50
5.1.3	Sauerstoffeintrag in wässrigen Medien .....	51
5.1.3.1	Stofftransport von der Gas- in die Flüssigkeitsphase .....	51
5.1.3.2	Zufuhr von Sauerstoff mit Wasserstoffperoxid .....	53
5.2	Entwurf einer Technikumsanlage .....	53
5.3	Fazit der Maßstabsübertragung .....	55
5.4	Kombination des biologischen Suspensionsreaktorverfahrens mit chemisch-physikalischen Sanierungsverfahren .....	56
5.4.1	Bodenwäsche und Suspensionsbioreaktor .....	56
<b>6</b>	<b>ÜBERTRAG DER TECHNIKUMSANLAGE IN BESTEHENDE BODENWASCHANLAGE.....</b>	<b>58</b>
6.1	Beschreibung der Bodenwaschanlage (ABW) .....	62
6.1.1	Verfahrensstufen der Bodenwaschanlage .....	64
6.2	Definitiver Umbau .....	66
6.2.1	Theorie zu Volumenbegaser[40] .....	66
6.3	Vergrößerungsversuch der Technikumsanlage .....	67
6.3.1	Variante A: mit Faktor 2 .....	67
6.3.2	Variante B: mit Faktor 1,5 .....	68
6.3.3	Variante C: In Reihe geschaltene Orginalgröße .....	69
<b>7</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG .....</b>	<b>70</b>
<b>8</b>	<b>LITERATURVERZEICHNIS .....</b>	<b>71</b>
<b>9</b>	<b>TABELLENVERZEICHNIS .....</b>	<b>75</b>

---

<b>10</b>	<b>ABBILDUNGSVERZEICHNIS .....</b>	<b>76</b>
<b>11</b>	<b>ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS.....</b>	<b>78</b>
<b>12</b>	<b>NOMENKLATUR .....</b>	<b>79</b>

# 1 Kurzzusammenfassung

Diese Diplomarbeit befasst sich mit dem Ziel ein biologisches Bodenreinigungsverfahren welches vom Labormaßstab in den Technikumsmaßstab überführt wurde, in eine bestehende Bodenreinigungsanlage zu implementieren. Feinkörnige, mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) belastete Böden konnten in einem hydraulisch angeströmten Suspensionsreaktor biologisch vollständig gereinigt werden. Je nach Bodenart und Kontamination können jedoch trotz eines günstigen Milieus für PAK abbauende Bakterienmischkulturen im Suspensionsreaktor signifikante Restkonzentrationen an PAK im Boden verbleiben. Durch Kombination der biologischen Behandlungsstufe mit einer vorgeschalteten Bodenwäsche können dagegen auch Böden mit höheren Anteilen an nicht bioverfügbaren PAK saniert und damit das Spektrum an sanierbaren Böden erweitert werden. Die Untersuchungen zum Scale up des biologischen Verfahrens belegen, dass das gute Ergebnis des PAK- Abbaus im Labormaßstab auch im Industriemaßstab erzielbar ist, wenn das Milieu für die Bakterien durch eine entsprechende Verfahrenstechnische Gestaltung der Anlage konstant im optimalen Bereich gehalten wird. Es wurden Rechtliche Grundlagen, sowie technische Grundvoraussetzungen durchdacht welche für einen Normalbetrieb der Anlage notwendig sind. Beim Studium dieser stellte sich heraus, dass diese Methode für den Industriemaßstab noch zu aufwendig und daher zu teuer ist um mit der konventionellen Bodenreinigung erfolgreich konkurrieren zu können.

## 1.1 Abstract

This diploma-thesis deal with a biological soil cleaning process wich has been conducted on a laboratory and pilot plant scale. The aim was to implement this process in an existing ground cleaning plant. Finely grained soils, contaminated with aromatic hydrocarbons (PAH) can be completely biologically blown suspension reactor. Depending on the kind of soil and contamination significant amounts of PAH can remain in the soil in spite of the favourable milieu for the PAH degrading bacteria cultures in the slurry reactor. On the other hand even soils with a higher amount of not bioavailable PAH were decontaminated by combinations of the biological process with a previous soil washing. The investigations concerning the scale up of the biological process in the slurry reactor prove that the good results of the PAH degradation attained in bench scale can as well be obtained in industrial scale if the milieu for the bacterias is constantly kept in the optimal range through a corresponding arrangement of the slurry reactor. Legal and technical considerations were taken into account to enable the normal operating of the plant. During this study, this method proved to be too expensive and too complicated to be economical in coparison to existing conventional methods.

## 2 Aufgabenstellung

Diese Diplomarbeit basiert auf einer Dissertation, in welcher ein Scale-up Versuch unternommen wurde indem PAK vom Labormaßstab in den Technikumsmaßstab umgerechnet wurden. Die Größenordnung vom Laborversuch beträgt 8,3 Liter für den Bioreaktor. Der Technikumsmaßstab beträgt 1200 Liter.

Die Hauptaufgabe dieser Diplomarbeit zielt nun darauf ab, wie man diese Technikumsanlage in bestehende Bodenreinigungsanlagen einbauen kann.

Als Grundlage dienten die Flow Sheets der Bodenwaschanlage der Abbruch-, Boden- und Wasserreinigungsges.m.b.H. (ABW) der Baufirma Porr in Wien.

Die Aufgabe war es einen Umbau dieser Anlage so effizient wie möglich auszuführen. Ein wichtiger Punkt in dieser Arbeit wird auch der Chargenwechsel, die Pufferzonen und die Arbeitssicherheit sein.

Um den wirtschaftlichen Aspekt, der für solche Projekte eine enorme Wichtigkeit besitzt nicht außer Acht zu lassen wird auch dieser genau recherchiert.

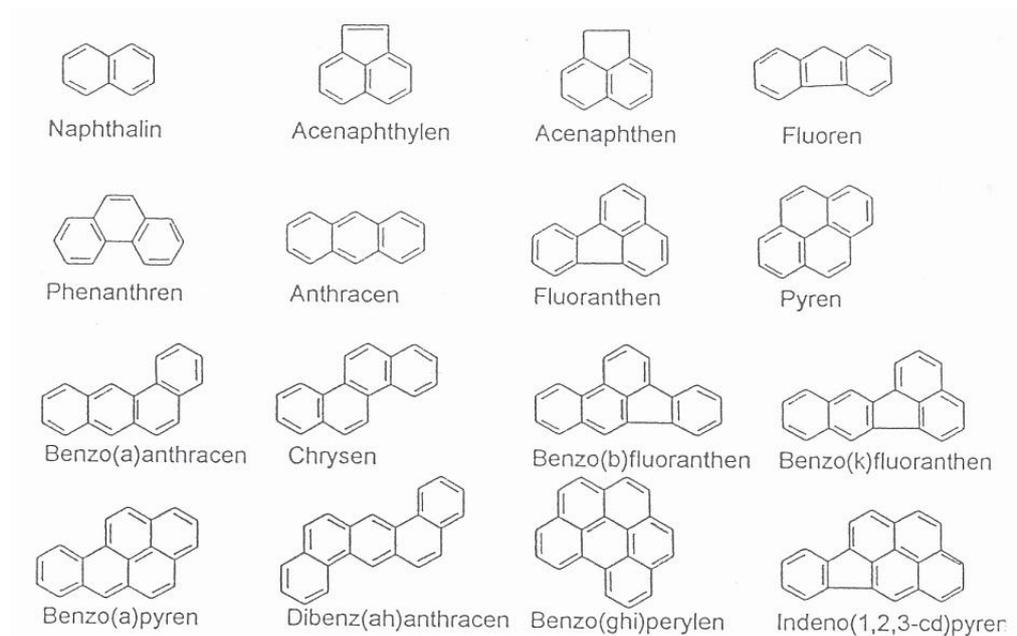
Wie sich die einzelnen Arbeitsschritte zusammengefügt haben und die daraus entstandenen Resultate sind am Ende dieser Diplomarbeit angeführt.

Ist die Zeit reif für innovative Lösungen oder lässt der Konkurrenzdruck solche zur Zeit noch aufwendigen und teuren Alternativen auf dem Markt nicht zu? Auch diese Frage wird einer Klärung zugeführt werden.

### 2.1 Was sind PAK, wo kommen sie vor, und wie wirken sie sich auf die Umwelt aus.[1]

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) bestehen aus drei, oder mehr kondensierten aromatischen Ringen, die unterschiedlich angeordnet sein können. Unter den weit über 100 bekannten PAK gibt es eine Reihe von sehr giftigen und krebserregenden Stoffen. Die bekanntesten PAK sind das Benzo(a)pyren, Perylen und Benzofluoranthen. PAK werden bei unvollständiger Verbrennung ( $T=500-700^{\circ}\text{C}$ ) von fossilen organischen Energieträgern (Holz, Kohle, Öl, Benzin, Dieselöl, organische Substanz) in Kokereien, Kraftwerken, Teerfabriken und durch Otto- und Dieselmotoren und auch beim Zigarettenrauchen freigesetzt. Obwohl PAK eigentlich nicht bewußt hergestellt werden, gehören sie zu den am weitesten verbreiteten organischen Verunreinigungen. Die Werte der physiko-chemischen Eigenschaften der PAK decken mehrere Größenordnungen ab.

Wasserlöslichkeit und Dampfdruck nehmen mit steigendem Molekulargewicht ab, während Schmelz- und Siedepunkte ansteigen. Standardisierte oder gar normierte Analysemethoden zur Erfassung mineralölstämmiger Kohlenwasserstoffe und von PAK im Boden, gibt es zur Zeit noch nicht. Häufig werden 16 Einzelverbindungen nach einer Zusammenstellung der Environmental Protection Agency (US-EPA) bestimmt. Die Wasserlöslichkeit der 16 PAK der EPA-Liste erstreckt sich über 5 Größenordnungen. Im jeweiligen Einzelfall sollte geprüft werden, ob die 16 EPA-PAK die vorliegende Bodenverunreinigung sinnvoll und hinreichend repräsentieren. Abbildung 2.1. zeigt die Strukturformeln.



**Abbildung 2.1.: PAK-EPA Strukturformeln**

Bei Altlasten auftretende Gemische von PAK können je nach Herkunft, Umgebungsbedingungen und Ablagerungsdauer eine sehr unterschiedliche Zusammensetzung aufweisen. Für eine Gefährdungsabschätzung ist eine Summenbestimmung, z.B. 16 Substanzen nach EPA-Liste, nicht sachgerecht. Eine Wichtung unterschiedlicher Toxizitäten, wie sie bei der Bestimmung der Polychlorierte Dibenzodioxine/Polychlorierte Dibenzofurane (PCDD/PCDF) vorgenommen wird, findet derzeit nicht statt. Die bundesdeutschen PAK- Einträge in die Umwelt werden auf 500 bis 1000 t/Jahr mit deutlichem Belastungsmaxima in Ballungsgebieten geschätzt. Die Ausbreitung der PAK erfolgt nach Bindung an Staubpartikel über die Luft.

Die PAK-Gehalte in Böden erreichen in belasteten Gebieten bis zu 650 mg/kg. In Böden führt die geringe Wasserlöslichkeit und die ausgeprägte Affinität zu organischen Gradienten zur Akkumulation der PAK in den humusreichen Oberbodenhorizonten oder organischen Auflagen. Allerdings weisen hohe Konzentrationen im Grundwasser, wie auch Untersuchungen unterschiedlich tiefer Horizonte an Bodenprofilen, auf eine Verlagerung insbesondere höhermolekularer PAK darauf hin, dass nicht durch die Wasserlöslichkeit der einzelnen Substanzen erklärt werden kann. Diese Erscheinung kann auf die Mobilisierung von PAK durch im Bodenwasser gelöste organische Substanz als Carrier für hydrophobe organische Umweltchemikalien zurückgeführt werden.

## 2.2 Bindung und Mobilität von PAK in Böden[1]

Die Bindung bzw. Sorption und die Mobilität der PAK werden von den physikalisch-chemischen Eigenschaften der Einzelsubstanzen und insbesondere von zahlreichen bodeneigenen Merkmalen bestimmt. Im allgemeinen nimmt die Adsorption der einzelnen PAK mit abnehmender Wasserlöslichkeit und abnehmender Polarität zu. Die organische Substanz im Boden bestimmt dabei ganz wesentlich die Sorptionskapazität von PAK..

Das Ausmaß der Sorption von PAK in Böden wird dabei nicht nur vom Gesamtgehalt an organischer Substanz bestimmt, sondern auch ganz maßgeblich von deren Qualität. Mit zunehmenden Alter der Belastung nimmt die Sorption unpolarer organischer Chemikalien im allgemeinen zu.

Bei der geringeren Wasserlöslichkeit der PAK sowie der starken Adsorption an Böden, insbesondere in humusreichen Böden, wird im allgemeinen auch eine geringe Mobilität der PAK vorausgesetzt. In Einzelfällen ist jedoch eine Verlagerung von PAK im Boden bis in das oberflächennahe Grundwasser bzw. in tiefere Bodenhorizonte beobachtet worden.

Die Löslichkeit und Mobilität der PAK im Boden kann durch Tenside und Öle sowie durch die Bindung an gelösten Fulvonsäuren sowie an andere wasserlösliche, organische Substanzen des Bodens (DOC) erhöht werden. In Form von Gemischen, z.B. dem Anthracenöl, das auf Kokereistandorten weit verbreitet ist, kann die Löslichkeit von PAK stark erhöht sein.

In der Praxis ist unter anderem auch der Aggregatzustand der Verunreinigung von erheblicher Bedeutung, d.h. konkret, ob die PAK in Phase gebunden z.B. als Teerklumpen immobil oder an Kohlepartikeln adsorbiert, vorliegen.

## 2.3 Toxikologisch/ökologische Bewertung von Böden [1]

Derzeit erfolgt die Gefährdungsabschätzung PAK-belasteter Standorte ebenso wie die Festlegung von Sanierungszielen anhand von Richtwerten, wie sie z.B. in dem

Niederländischen Leitfaden zur Bodenbewertung und Bodensanierung angegeben werden. Die auf der Basis chemischer Extraktions- und Analysemethoden ermittelten Werte ermöglichen allerdings nicht die Beurteilung der im Boden für Mensch und Umwelt tatsächlich relevanten Schadstoffmenge. Diese Bewertungspraxis kann nicht den Anforderungen gerecht werden, das aktuelle Gefährdungspotential eines Standortes aufzuzeigen und die Beseitigung der gesundheitsgefährdenden Stoffe zu überwachen. Demzufolge sind für die Risikoabschätzung von Bodenmaterialien solche Testverfahren anzuwenden.

### 3 Abbaumechanismen [1]

Die Mechanismen des PAK Abbaus sind für einzelne Gruppen sehr verschieden. Man kann im wesentlichen drei Typen des PAK-Abbaus unterscheiden.

#### Typ 1: Vollständige Mineralisierung

Ist ein intrazellulärer vollständiger Abbau des Ringgerüsts, bei dem theoretisch keine Metabolitenbildung bzw. –akkumulation stattfindet. Als Hauptprodukt fällt  $\text{CO}_2$  an.

#### Typ 2: Kometabolische Transformation

Ist überwiegend intrazellulär, und erfolgt über partielle Oxidation des Ringgerüsts. In der Regel durch Akkumulation teiloxidiertes Metabolite wobei  $\text{CO}_2$  als mögliches Produkt anfällt.

#### Typ 3: Unspezifische radikalische Oxidation

Ist überwiegend extrazellulär und erfolgt über Initialoxidation durch Radikalbildung und ungerichtete Weiterreaktion des Oxidationsproduktes mit  $\text{CO}_2$  als mögliches Produkt.

### 3.1 PAK-Abbau durch vollständige Mineralisierung

Betrachtet man die Charakteristika der verschiedenen Typen der PAK-Abbauwege, erscheint die vollständige Mineralisierung gewissermaßen als der Königsweg des Xenobiotika-Abbaus. Die gefährdende Substanz wird vollständig umgesetzt und es bleibt theoretisch nichts als  $\text{CO}_2$  als Veratmungsprodukt übrig. Da das PAK-Substrat bei der vollständigen Mineralisierung als Kohlenstoff- und Energiequelle fungieren kann, sind Bakterien, die zu einer vollständigen Mineralisierung einer PAK-Verbindung imstande sind, auch in der Lage auf solch einer Substanz als einziger Energie- und Kohlenstoffquelle zu wachsen. Diese Fähigkeit wird deshalb auch als Hauptkriterium für eine Klassifikation des PAK- Abbautyps herangezogen.

Die Verwendung des Begriffs „Vollständige Mineralisierung,“ suggeriert, dass  $\text{CO}_2$  das einzige Stoffwechselprodukt einer aeroben PAK-Verwertung sein muß. Dies ist jedoch, je nach Dauer der Betrachtung, weder bei PAK noch bei harmloseren „gesunden“ C-Substraten wie z.B. Glukose der Fall. Vom Standpunkt einer vernünftigen Zellökonomie wäre das auch unsinnig, da die Zelle nicht nur Energie sondern auch Zellbausteine braucht, um sich erfolgreich zu vermehren. Ein Teil der

Kohlenstoffgerüste wird deshalb von der Bakterienzelle während des Abbaus einer organischen Verbindung auf unterschiedlichen Stufen ausgeschleust und als Grundbaustein für die Synthese höhermolekularer Zellbestandteile wie Zellwand, Zellmembran usw. verwendet.

Eine vollständige Mineralisation niedermolekularer PAK wie Naphtalin, Phenantren, Anthracen, Fluoranthen findet durch mikrobielle Rein- und Mischkulturen statt. Der Abbauweg ist in Abbildung 3.1. exemplarisch für Anthracen dargestellt. Die aromatische Ringspaltung wird unter Einwirkung einer Dioxygenase und einer Dehydrogenase eingeleitet, wobei zwei Sauerstoffatome in den aromatischen Ring eingeführt werden. Danach kommt es unter Beteiligung einer Aldolase zur Abspaltung von Pyruvat, der entstandene Aldehyd kann durch eine NAD-abhängige Dehydrogenase weiter zur entsprechenden Säure oxidiert werden und diese anschließend decarboxiliert werden. Der PAK-Abbau mündet schließlich in einen der für einfache Aromaten beschriebenen Abbauewege. Beim Abbau von 4-Ring-PAK scheint der primäre Angriff ebenfalls unter Beteiligung einer Dioxygenase zu erfolgen. Für PAK mit mehr als drei Ringen ist der Abbauweg über Mineralisation noch nicht vollständig geklärt. Die Abbildungen 3.2., 3.3., und 3.4. zeigen Abbauewege für PAK Naphtalin, Phenantren und Anthracen.

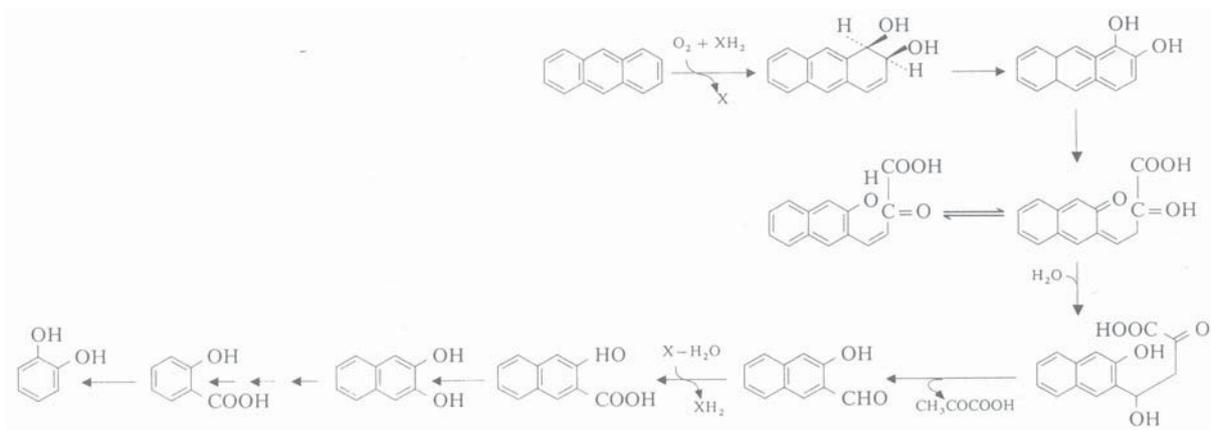


Abbildung 3.1. Abbau von Anthracen durch Bakterien[1]

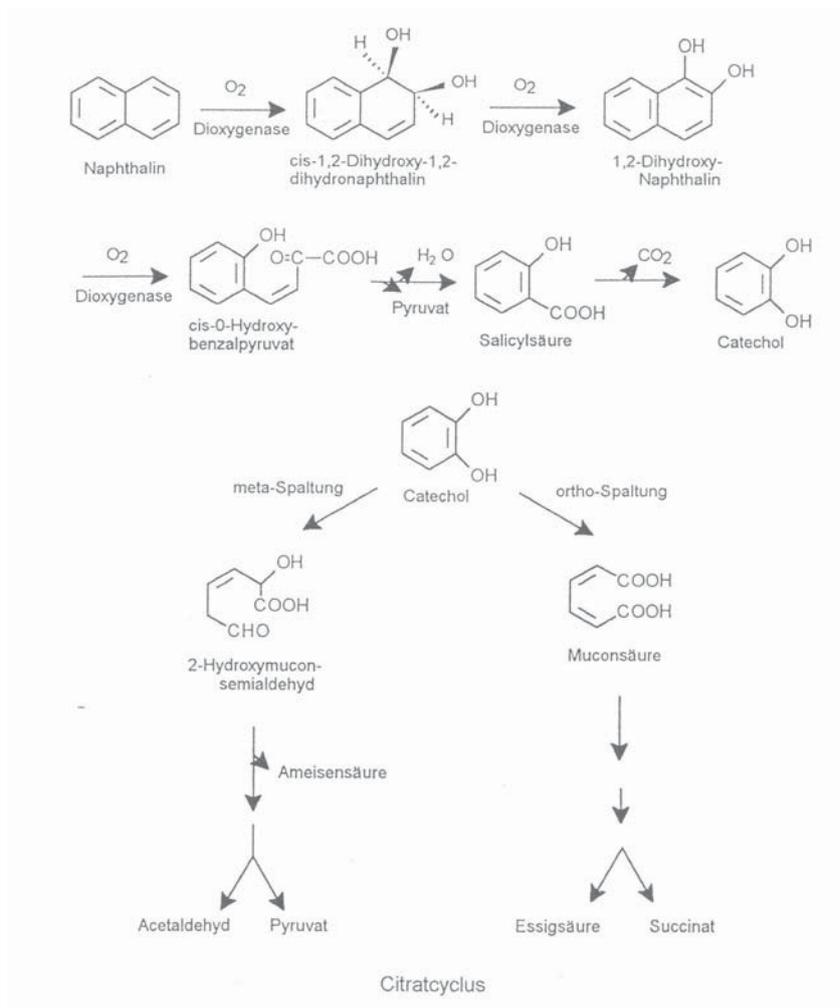
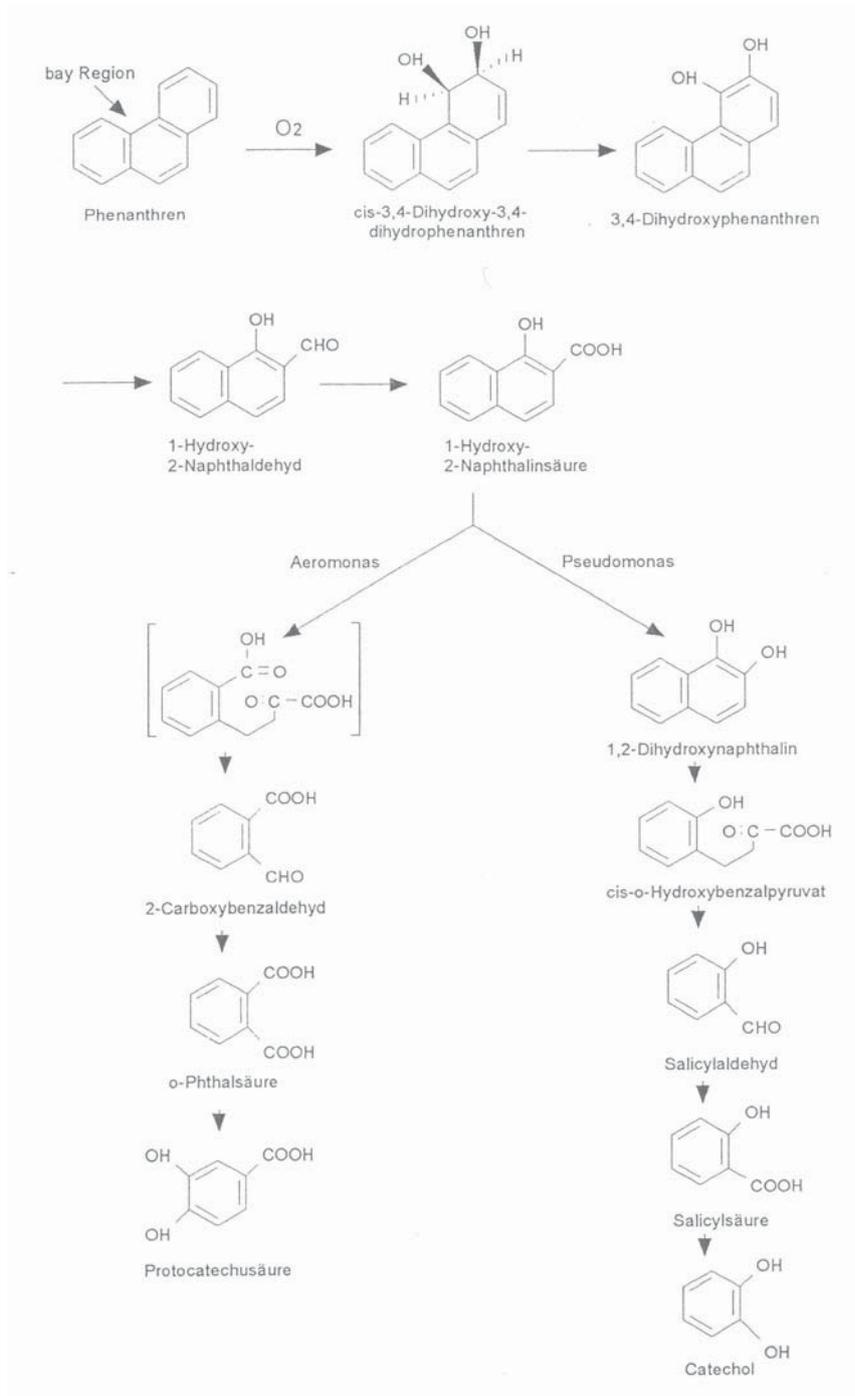


Abbildung 3.2. Bakterielle Metabolisierung von Naphtalin[1]



**Abbildung 3.3. Verschiedene Wege der bakteriellen Metabolisierung von Phenantren[1]**

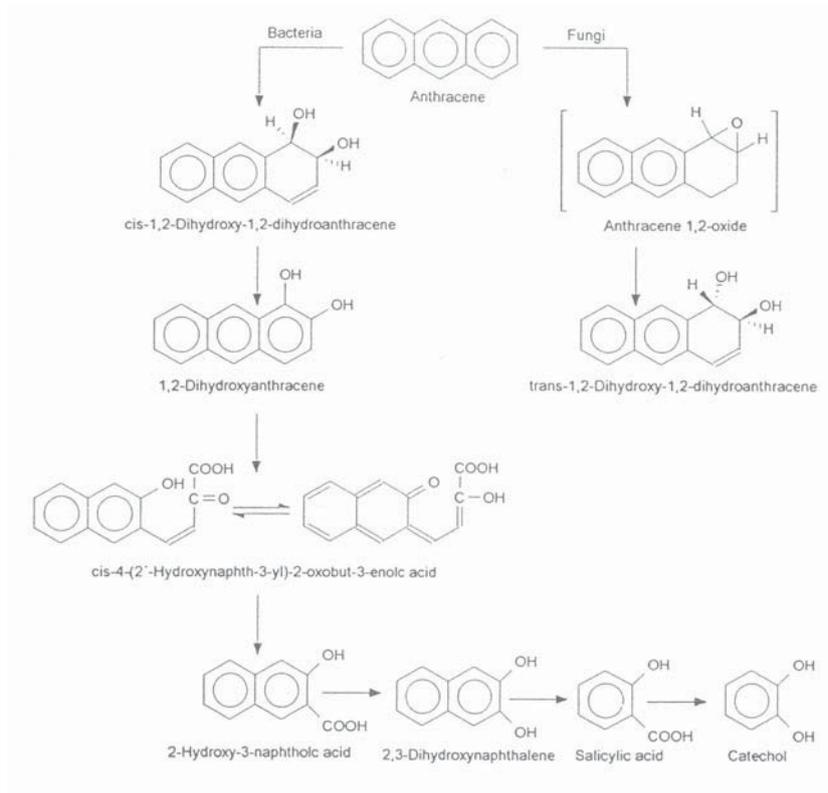


Abbildung 3.4. Unterschiedliche Abbaupfade für Anthracen bei Bakterien und Pilzen[1]

### 3.2 Kometabolischer PAK-Abbau

Der kometabolische Abbau von PAK ist sowohl für Pilze als auch für Bakterien beschrieben. Die entsprechenden Mikroorganismen können als Reinkultur nicht auf PAK als einziger C- und Energiequelle leben, können diese bei Zugabe von zumindest einer weiteren Kohlenstoff-Quelle metabolisch transformieren.

Für Bakterien zeigen die bisherigen Befunde, daß der Mechanismus der initialen PAK-Oxidation in vielen Fällen dem bakteriellen PAK-Abbau unter mineralisierenden Bedingungen ähnlich ist. In der Regel werden beide Atome des Sauerstoffmoleküls unter Beteiligung einer Dioxygenase in cis-Stellung in den PAK-Ring inkorporiert, sodass Diol-Derivate als primäre Metabolite gefunden werden. In der letzten Zeit häufen sich aber Befunde, die auch bei Bakterien auf eine Monooxygenase-katalysierte PAK-Oxidation hinweisen. Anstelle der bisher beobachteten cis-Diol-Derivate erfolgte hier die Bildung von Trans-Diol-Derivaten (bisher nur bei Eukaryonten beobachtet). Bezüglich der weiteren Metabolisierung der primär oxidierten PAK-Abbau-Intermediate unterscheiden sich vollständige Mineralisierung und Kometabolismus deutlich. Anders als beim mineralisierenden PAK-Abbau bleibt der kometabolische PAK-Abbau nach der initialen Oxidation meist auf einer sehr frühen Stufe stehen.

Häufig kommt es, insbesondere bei höher kondensierten PAK, nicht einmal zu einer Ringspaltung, sodass phenolisierte, karboxylierte und chinoide Derivate der PAK-Ausgangsverbindungen als dead-end-Produkte akkumulieren.

Die Fähigkeit, PAK kometabolisch zu transformieren ist auch unter Pilzen weit verbreitet. Pilze sind, anders als einige Bakterien, nicht in der Lage, PAK vollständig zu mineralisieren, sondern transformieren diese unter kometabolischen Bedingungen vergleichbar den Säugerzellen überwiegend in trans-Diol-Intermediate. Pilze und Säugerzellen benutzen somit im Unterschied zu den meisten Bakterien eine Monooxygenase-katalysierten Mechanismus der initialen PAK-Oxidation.

### 3.3 Unspezifische radikalische PAK-Oxidation

Untersuchungen zu diesem Typ des PAK-Abbaus zeigen, dass vor allem Weißfäule-Pilze die Befähigung zur Oxidation von PAK besitzen. Weißfäule-Pilze gehören zu den holzabbauenden Pilzen, wobei sie vor allem auf den Abbau von Lignin spezialisiert sind. Der Abbau des Lignins erfolgt mit Hilfe extrazellulärer, nicht hydrolytischer Enzymsysteme, den sogenannten Lignasen unter Beteiligung von  $H_2O_2$ -generierenden Zuckeroxidasen. Auffälliges Charakteristikum des Schadstoffabbaus durch Weißfäule-Pilze ist, dass dieser eng mit der Fähigkeit zum Ligninabbau korreliert ist. Die Weißfäule-Pilze bedienen sich während des Schadstoffabbaus offensichtlich des gleichen Enzymsystems wie beim Ligninabbau. Charakteristische funktionelle Merkmale dieses Enzymsystems sind:

1. Lignasen wirken als Peroxidasen und damit, bezogen auf das organische Molekül mit dem sie reagieren, relativ unspezifisch. Dies bedeutet, dass Weißfäule-Pilze geeignet erscheinen, eine breite Schadstoffpalette zu oxidieren.
2. Lignasen wirken extrazellulär und sind imstande, wasserunlösliche Substrate, wie z.B. PAK, umzusetzen.
3. Lignasen-katalysierte Schadstoffumsetzungen sind aus kinetischer Sicht Reaktionen erster Ordnung. Dies bedeutet, dass die Reaktionsgeschwindigkeit mit der Konzentration des Schadstoffes steigt, allerdings auch mit abnehmender Konzentration sinkt.

Neben diesen offensichtlichen Vorteilen der unspezifischen Oxidation hat die Schadstoffumsetzung mit Weißfäule-Pilzen den Nachteil, dass ihnen oftmals Enzyme zur weiterführenden, sequentiellen Oxidation zu  $CO_2$  fehlen. Der Umsatz von PAK mit Weißfäule-Pilzen führt somit, vergleichbar dem kometabolischen Abbau, in hohem Umfang zur Bildung von Metaboliten. Welche Metabolite dabei entstehen können, ist aufgrund des Oxidationsmechanismus nur schwer vorauszusagen, wobei die Bildung und Anreicherung toxischer Substanzen nicht auszuschließen ist.

### 3.4 Abbauraten und Kinetik: stoffspezifische Bilanzen

Wie im vorigem Kapitel dargestellt, können eine ganze Reihe von PAK unter Laborbedingungen mikrobiell abgebaut und unter bestimmten Umständen auch vollständig zu CO<sub>2</sub> und H<sub>2</sub>O mineralisiert werden. Diese Ergebnisse spiegeln eher das maximale biologische Potential und nicht die tatsächliche Eliminierung in der Umwelt wieder.

Eine detaillierte Betrachtung der verfügbaren Literatur zum Abbauvorgang der PAK in Umweltmedien ergibt ein wesentlich widersprüchlicheres Bild. Die Aussagen einzelner Firmen vertreten die Meinung, dass die PAK mit mehr als 4 Kernen persistent sind, andere wiederum meinen, dass sie extrem langsam abbaubar sind. Bis zur Behauptung anderer Firmen, dass diese Stoffe in wenigen Monaten vollständig zu CO<sub>2</sub> und Wasser zu mineralisieren.

### 3.5 Boden und Huminstoffe als Matrix beim PAK-Abbau

Hier soll nicht so sehr auf die Bedeutung mineralischer Bodenbestandteile oder des Bodengefüges für den PAK-Abbau eingegangen werden, sondern vielmehr auf die der gelösten und partikulären Huminstoffe. Dabei muß hervorgehoben werden, dass der Einfluß der Feststoffe umso größer wird, je geringer der Wassergehalt eines Bodens ist. Die folgenden Ausführungen gelten besonders für nicht staunasse Böden, deren Wassergehalt kleiner ist als die mögliche Wasserhaltekapazität (20-80% der Wasserhaltekapazität).

Im allgemeinen wird mit Humus eine komplexe Mischung aus schwer abbaubaren, braunen, kolloidalen Substanzen im Boden bezeichnet, die aus verrottendem Material von verschiedenen Organismen ( Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen ) gebildet werden.

## **4 Stand der Technik (Welche Methoden wurden bereits angewendet und mit welchem Ergebnis)**

### **4.1 Verfahrensführung bei mikrobiologischen Prozessen**

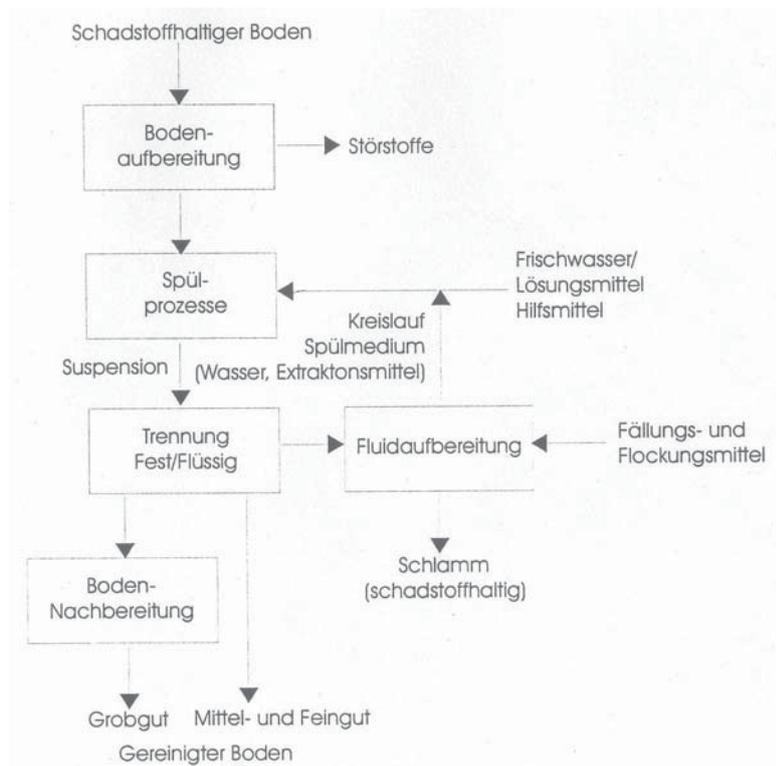
Die Waschverfahren sind der Gruppe der physikalischen Bodenbehandlungsverfahren zuzuordnen, die auch die Bodenluftabsaugung, hydraulische Maßnahmen sowie Verfestigungsverfahren umfassen.

### **4.2 Bedeutung von Bodenwäsche [14]**

Waschverfahren werden häufig im Rahmen der Aufbereitung von Mineralstoffen eingesetzt (Kies, Sand, etc). Hieraus ergibt sich auch die Anwendung zur Behandlung kontaminierter Böden.

Mit Hilfe eines Spülmediums wird der Schadstoffanteil vom Boden getrennt und der Schadstoff mit dem Spülmedium entfernt. Das Spülmedium wird anschließend aufbereitet und erneut zur Bodenreinigung eingesetzt, die Schadstoffe aufkonzentriert und entsorgt. Der gereinigte Boden wird einer Wiederverwertung zugeführt. Es erfolgt somit keine chemische Veränderung oder Zerstörung der Schadstoffe wie z.B. bei der thermischen Behandlung, sondern lediglich eine Separierung von Schadstoffen und Boden. Die Abbildung 4.1. zeigt die wesentlichen Prozessschritte.

Bei Waschverfahren wird Wasser als Spülmedium eingesetzt. Dieses Wasser kann zur Verbesserung der Wascheigenschaften mittels Chemikalienzusatz modifiziert sein. Die Schadstoffe werden beim Waschen durch mechanischen Energieeintrag von der Bodenmatrix abgelöst und gegebenenfalls emulgiert (als flüssige Phase in einer anderen flüssigen Phase nichtmischbar verteilt), suspendiert (als Feststoffpartikel verteilt) oder im Waschwasser physikalisch gelöst.



**Abbildung 4.1. Wesentliche Prozessschritte zur Bodenwäsche [11]**

Der Reinigungserfolg der Bodenwäsche kommt hauptsächlich von der eingetragenen kinetischen Energie.

Die Bodenwäsche liefert einen Boden der weitgehend von Schadstoffen befreit ist. Der gereinigte Boden kann, soweit es die Restkonzentration an Schadstoffen zulässt am Ort der Entnahme oder an anderer Stelle wieder eingebaut werden, da die Bodenfunktionen nicht nachhaltig gestört worden sind. Trotzdem treten Veränderungen auf. In geringen Konzentrationen findet sich das zugegebene Waschmittel in der Bodenfraktion wieder.

Die Schadstoffe werden aus den meist in der Anlage verbleibenden, mehrfach genutzten Waschmitteln abgetrennt und entsorgt. Das Verfahren ist also immer dann wirtschaftlich einsetzbar, wenn die Summe aus Entsorgungskosten für die hochkonzentrierten Schadstoffe, das Verfahren selbst und die eventuelle Verbringung der Bodenmassen geringer ausfallen als die direkt Ablagerung des kontaminierten Bodens. Zielgrößen einer Bodenbehandlung sollten auch bei diesem Verfahren sein, sodass der Boden auf einem hohen Qualitätsniveau (geringstmöglicher Schadstoffanteil gemäß den Anforderungen einer Wiederverwendung) bereitgestellt wird und dass die Schadstoffe in möglichst reiner, als Wirtschaftsgut verwertbarer Form, vorliegen.

Im Folgenden sollen die Verfahrensprinzipien und Einsatzmöglichkeiten von Bodenwaschanlagen vorgestellt werden. Die zur Bodenwäsche eingesetzten Apparate und Verfahren wurden häufig bereits in anderen Anwendungsfeldern erprobt und eingesetzt. Die

spezifischen Bedingungen bei der Bodenbehandlung schränken die Anwendung jedoch ein oder erfordern Modifizierungen in der Prozessführung und der Apparatetechnologie.

#### 4.2.1 Die Eignung von Böden zur Bodenwäsche [4]

- Die Korngrößenverteilung und der Feinkornanteil des Bodens:  
Der Darstellung der Korngrößenverteilung können die abzutrennende Menge an stark schadstoffbelasteter, in der Regel nicht wiedereinzubringender Feinkornfraktion oder den einen bestimmten Restschadstoffgehalt entsprechenden Trennkorndurchmesser der Anlage entnommen werden.
- Der Gehalt an Tonmineralien:  
Die feinkörnigen Tonmineralien binden aufgrund der großen Oberfläche einen hohen Schadstoffanteil. Die Stärke dieser Bindung wird durch die elektrochemischen Eigenschaften noch erhöht. Tone wirken über ihre Ionenaustauschkapazitäten als pH-Puffer und verhindern so die Einstellung von für die Abtrennung günstigen pH-Werten.
- Der Gehalt an organischen Stoffen ( Huminstoffe ):  
Die Huminstoffe weisen eine hohe Pufferkapazität auf und verhindern unter Umständen die durch Chemikaliengabe vorzunehmende Einstellung des zur Schadstoffabtrennung optimalen pH-Wertes. Weiterhin erhalten die organischen Anteile des Bodens größere Mengen an Wasser und können Schadstoffe komplex binden, so dass ein Auslösen der Stoffe durch einen bloßen Waschvorgang nicht erfolgen kann (Verschiebung des Phasengleichgewichtes weg vom System Schadstoff/Wasser hin zum System Boden/Schadstoff gegenüber einer nicht komplex gebundenen Struktur). Organische Anteile finden sich bei Altstandorten in der Regel nur im Oberboden, so dass dieser Einfluß des organischen Anteils auf die Eignung eines Verfahrens häufig geringer ist. Bei zu sanierenden Deponien kann jedoch ein größerer Einfluß der Huminstoffe auftreten.
- Der Anteil an Fremdstoffen:  
Insbesondere bei antropogenen Aufschüttungen und Verfüllungen ist ein hoher Fremdstoffanteil zu erwarten, welcher die Trennvorgänge (Bodenklassierung) stören kann (z.B. Eisenträger, Beton). Diese sind daher in einem gesonderten Verfahrensschritt abzutrennen.

- Der natürliche Wassergehalt sowie das Wasseraufnahmevermögen des Bodens: Schadstoffe sind zum Teil im Wasser gelöst und können so mit dem Wasser ausgetragen werden. Weiterhin ist der wasserführende Raum und die benetzbare Oberfläche als Schadstoffträger im Boden auch für die Waschflüssigkeit zugänglich, und lassen sich von daher theoretisch auswaschen.
- Die Verkittung der Bodenkörner:  
Je größer der Zusammenhalt der Bodenkörper, desto höher ist der aufzubringende notwendige Druck zum Aufschluß der Feinkornfraktionen.
- Die Porösität der Bodenkörner:  
Sie bezeichnet die maximal mit Schadstoffen belegbare Oberfläche der Bodenpartikel. Die weiteren, gröberen Poren sind meist durch Aufbrechen der Bodenstruktur für die Waschflüssigkeit zugänglich, die feineren, innerhalb der kleineren Partikel vorhandenen Poren bleiben hiervon unbeeinflusst.
- Der pH-Wert sowie die Puffer- und Kationenaustauscherkapazität des Bodens: Diese Parameter sind für die Löslichkeit der Schadstoffe und der einzusetzenden Chemikalienmenge zur Einstellung des bei der Reinigung erforderlichen pH-Wertes von Bedeutung. So werden eine Reihe von Schwermetallen im sauren Milieu gut und in basischem schlecht gelöst. Die Pufferkapazität von Böden ergibt sich z.B. durch das Puffersystem Carbonat-Bicarbonat-Kohlensäure. So kann bei der Zugabe von Säure zur Lösung der Schwermetalle die Sorption der  $H^+$ - Ionen an den Oberflächen von Tonmineralien eine pH-Werterniedrigung verhindert werden.
- Die Bodenstruktur:  
Da die Schadstoffe oft im Porenvolumen zwischen den Partikeln gehalten werden, kann ein Aufbrechen der Struktur die Schadstoffe für die Waschflüssigkeit zugänglich machen. Sie müssen anschließend von den Partikeloberflächen abgelöst werden.

Weiter geologische und hydrogeologische Parameter werden ebenfalls in Voruntersuchungen ermittelt, sind jedoch eher hinsichtlich der Ausbreitung von Schadstoffen im Untergrund und weniger für die Bodenbehandlung von Bedeutung. Dies sind z.B. die Durchlässigkeit des Untergrundes, die Lage der Grundwasserspiegel, die Fließgeschwindigkeiten und Wassernutzung.

Die wesentlichen der in Mitteleuropa auftretenden Bodenarten sind hinsichtlich einer Eignung für die Bodenwäsche wie folgt einzustufen:

- Löß: aufgrund des hohen Fein- und Feinstkornanteils nur schlecht geeignet.
- Flugsande und Dünen: Korngrößenverteilung lässt Wäsche zu.
- Talschotter: Mittelkornfraktionen ( Sande und Kiese ), für Bodenwäsche geeignet.
- Moränen und Sandflächen: Mittelkornverteilung, daher für die Bodenwäsche geeignet.
- Fließerden: nicht geeignet, da Eigenschaften denjenigen des liegenden Gesteins entsprechen, welche meist Lößartig sind.
- Auffüllungen ( umgelagerte Lockergesteine, Steinbruchmaterial, Flusssedimente ) und Verfüllungen ( Abfälle ) können ein breites Korngrößenspektrum aufweisen, die Eignung für eine Bodenwäsche ist einzelfallspezifisch zu prüfen.

#### **4.2.2 Schadstoffabhängige Reinigungsleistungen [15]**

Inwieweit ein Schadstoff oder eine Schadstoffgruppe mittels Bodenwäsche abgetrennt werden kann, ist im wesentlichen durch die jeweiligen Stoffeigenschaften vorgegeben. Folgende Parameter sind hier von Bedeutung:

- Flüchtigkeit: gibt an, wie leicht die Stoffe in eine Gasphase übergehen und sich somit während der Bodenaufbereitung vom Boden lösen.
- Löslichkeit: Gibt an, welcher Anteil der Schadstofffraktion die Bindung zum Boden löst und in die wässrige Phase oder das Extraktionsmittel übertritt. Die Verteilung eines Stoffes C zwischen zwei flüssigen Phasen 1 und 2 kann näherungsweise nach einem modifizierten Nernst'schen Verteilungsgesetz beschrieben werden.
- Abtrennbarkeit: Gibt den notwendigen Aufwand an, um Schadstoffe von den Bodenpartikeln abzutrennen. Neben den oben genannten Faktoren wie Flüchtigkeit und Löslichkeit wird hier auch die Abtrennbarkeit durch z.B. Tensidzugabe oder pH-Wert-Einstellung erfasst.

Die Reinigungsleistung ergibt sich somit aus den oben beschriebenen Eigenschaften der Böden sowie aus den chemisch-physikalischen Parametern der Kontaminanten. Die Schadstoffeigenschaften können in einem gewissen Bereich verfahrenstechnisch modifiziert werden, beispielsweise die Wasserlöslichkeit durch Zugabe von Tensiden oder die Flüchtigkeit durch Temperaturerhöhung. Es zeigt sich, dass die leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffe sowie Mineralöl- und aromatische Kohlenwasserstoffe allgemein effektiv

mit einer Bodenwäsche behandelt werden können. Auch Schwermetalle und Pestizide sind unter Umständen nur schlecht abzutrennen.

### 4.2.3 Verfahrenstechnik der Bodenwäsche [10]

Aus der Darstellung der schadstoffspezifischen Reinigungsleistung sowie der geologischen Parameter leiten sich die grundsätzlichen Prozessschritte der Bodenwäsche ab:

1. Aufbrechen der Bodenstrukturen, um die Schadstoffe einer Behandlung mit Waschmedien zugänglich zu machen (Bodenaufbereitung)
2. Abtrennen der Schadstoffe vom Boden durch Zugabe des Waschmediums (Spülprozesse der Waschstufe).
3. Abtrennen der Schadstofffraktion vom Waschmittel und Aufkonzentrierung der Schadstoffe (Fest-Flüssig-Trennung).
4. Nachgeschaltete Prozessstufen der Abgas-, Prozesswasser- und Reststoffbehandlung (periphere Prozessstufen Abluft-, Fluidaufbereitung).

Im Folgenden sollen diese Schritte für die Bodenwäsche erläutert werden.

Die Bodenaufbereitung umfasst die folgenden Prozessschritte als Vorbereitung der eigentlichen Schadstoffabtrennung in der Bodenwäsche:

1. Bodenaushub
2. Bodentransport
3. (Vor-)Zerkleinerung
4. (Vor-)Klassierung
5. Fremdstoffabscheidung (z.B. Metalle, Holz)
6. Absaugung und Behandlung der im Rahmen der Bodenaufbereitung freigesetzten leichtflüchtigen Schadkomponenten.

Die Bodenaufbereitung geschieht am Anlagenstandort am ausgehobenen Boden mechanisch mittels Brechern oder fluiddynamisch als Naßaufschluß.

Beim Naßaufschluß findet meist auch schon eine Vorklassierung statt, bei der die ungeeigneten Korngrößenfraktionen ausgeschleust werden. Ansonsten werden die Klassierprozesse in nachfolgenden Prozessschritten durchgeführt.

Eine Fremd- und Störstoffabscheidung für Metalle kann mittels Magnetabscheider erfolgen. Steine und Mauerwerk können mit Hilfe von Siebeinrichtungen und Huminstoffe durch einen Naßaufschluß als aufschwimmende Phase abgetrennt werden.

Bei leichtflüchtigen Kontaminationen ist zusätzlich eine Erfassung und Behandlung der Abluft notwendig, da diese Kontaminanten beim Aufschluß freigesetzt werden und ausgasen.

Bei der eigentlichen Bodenwäsche erfolgt ebenfalls ein Naßaufschluß, häufig unter Energiezufuhr (Hochdruckaufschluß) oder Tensidzugabe, um die Schadstoffablösung zu verbessern. Hier können Einbauten zur intensiveren Durchmischung in den Waschbehältern, Schwingsiebe oder auch Hochdruckstahlrohre eingesetzt werden.

Anschließend wird die Schadstofffraktion vom gereinigten Boden durch Klassiervorgänge, Dichtentrennung oder Flotation abgetrennt. Bei der Bodenwäsche erfolgt dabei gleichzeitig auch die Abtrennung der Feinkornfraktion, an die die Schadstoffe gebunden sind. Die Auswahl der Trennverfahren richtet sich nach der Korngröße und der Dichte der Fraktion. Am einfachsten gestaltet sich der Klassiervorgang bei unterschiedlichen Korngrößen der belasteten und unbelasteten Bodenfraktionen. Eine Dichtesortierung kann immer dann erfolgen, wenn die schadstoffhaltige Fraktion bezüglich dieses Parameters deutliche Unterschiede gegenüber der unbelasteten Fraktion aufweist. Verfahrenstechnisch aufwendiger ist die Flotation, bei der die schadstoffbehaftete Feinkornfraktion in Wasser suspendiert wird. Durch Zusatz von Chemikalien oder durch Eindüsen von Gasen (Luft) schwimmt die Feinkornfraktion mit dem entstandenen Schaum auf und kann mittels Rechen bezogen werden.

Die schadstoffangereicherte Feinkornsuspension wird anschließend per Filtration und Sedimentation entwässert. Dabei fällt der Schadstoff, soweit nicht stark wasserlöslich, als Filterkuchen an. Eine weitere Aufkonzentrierung ist möglich (Verfestigung, Trocknung, Separation).

Das Waschwasser muß vor einem Wiedereinsatz ebenfalls einer Abwasserreinigung unterzogen werden, z.B. durch Schwermetallfällung, Flotation, Neutralisations- oder Adsorptionsstufen. Die bei Aufbereitungs- oder Hochdruckprozessen anfallende Abluft kann leichtflüchtige Schadstoffkomponenten enthalten. Diese müssen daher ebenso wie Abluftströme aus der Abwasserreinigung (Strippverfahren) erfasst und einer Behandlung durch Filtration, Aktivkohleadsorption, Kondensation oder Wäsche unterzogen werden.

Abbildung 4.2. zeigt das Blockfließbild für eine Bodenwäsche. Im Einzelfall können sich mehr oder weniger große Änderungen bei den tatsächlich eingesetzten Prozessstufen ergeben.

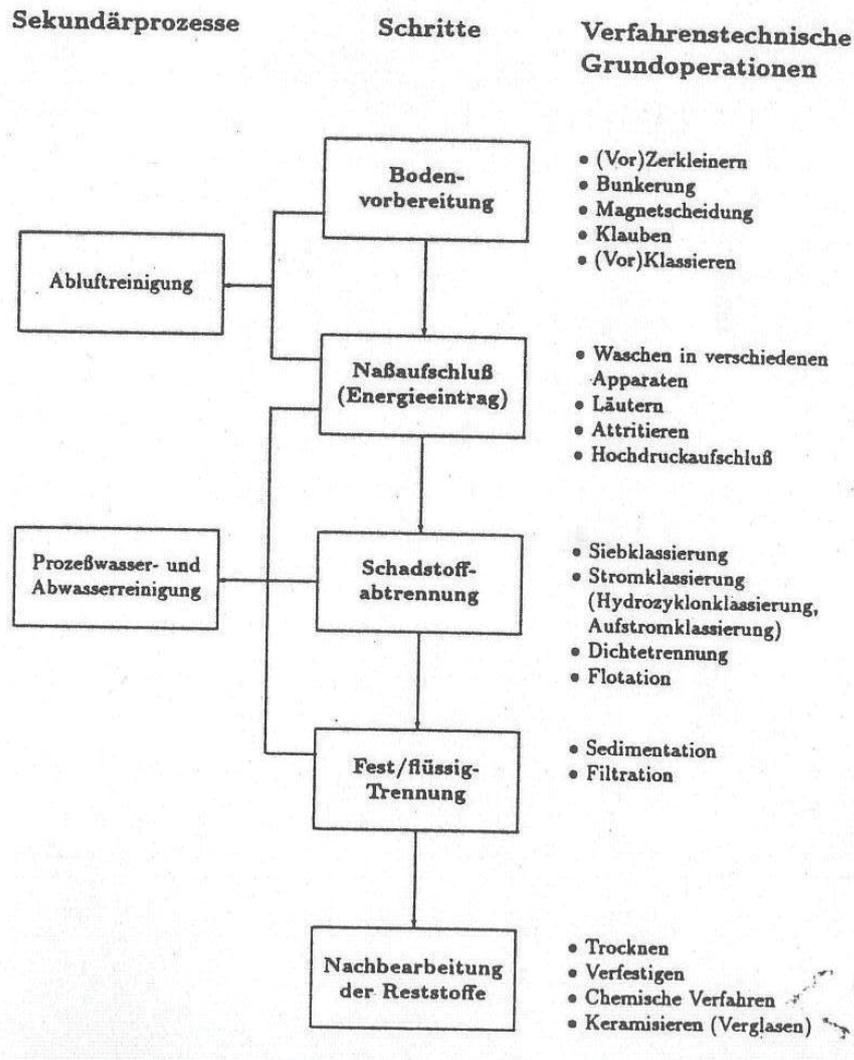


Abbildung 4.2. Blockfließbild einer typischen Bodenwäsche [2]

Zerkleinerung: Durch die Zerkleinerung als mechanische Bodenaufbereitung werden die für die folgenden Behandlungsstufen erforderlichen Korngrößen erzeugt. Festkörper wie z.B. Gesteine werden durch die Anziehungskräfte zwischen Ionen und Molekülen zusammengehalten. Zur Lösung des Korngefüges von Böden und Gesteinsgefüge sind zur Überwindung der bestehenden Bindungskräfte große Energiemengen aufzuwenden. Die Zerkleinerung der Partikel kann durch verschiedenartige Krafteinwirkung erzielt werden.

- Druckkraft: Die Partikel werden zwischen zwei Flächen zerdrückt (z.B. Backenbrecher)

- Scherkraft: Die Partikel werden zwischen zwei Flächen sowohl durch eine Druckkraft senkrecht als auch einer parallel zu den Flächen gerichteten Kraft schierend beansprucht (z.B. Kegel- oder Walzenbrecher).
- Schlag: Beanspruchung der Partikel mit hoher Geschwindigkeit durch die Fläche (z.B. Brecherkegelmühlen, Trommelmühlen).
- Prallbeanspruchung: Bodenkörner treffen mit hoher Geschwindigkeit auf eine Fläche oder andere Partikel bzw. eine Fläche mit hoher Geschwindigkeit wird gegen die Partikel geführt (Hammerbrecher, Hammermühlen, Prallbecher oder Prallmühlen).

Bei der Zerkleinerung ist nicht nur die zur Erzeugung der neuen Oberflächen erforderliche Energie (physikalische Energie) einzubringen. Zusätzlich sind auch die Maschinenverlustarbeiten (z.B. Lagerreibung, Energie zur plastischen Verformung der Partikel) aufzubringen. Das Verhältnis von physikalischer Energie zu aufgewendeter Gesamtenergie wird als Wirkungsgrad einer Zerkleinerung bezeichnet (Wirkungsgrad typischer Zerkleinerungsprozesse: ca. 0,1 %). Die Reibungs und Verformungsverluste überwiegen bei weitem die erforderliche physikalische Energie. Die zur Zerkleinerung benötigte Energie lässt sich näherungsweise durch verschiedene Gesetze, ausgehend von Aufgabe- und Produktkorndurchmesser, ermitteln (z.B. Gesetz nach Rittinger).

Als weitere Technologie zur Zerkleinerung feinkörniger Materialien werden Schwing- oder Rüttelsiebe eingesetzt. Hierbei wird die Kohäsion, d.h. das Verkleben von Tonteilchen untereinander, durch die mechanische Beanspruchung aufgehoben. Neben dieser echten Kohäsion wirkt die scheinbare Kohäsion durch Unterdruckeffekte des im Material gebundenen Kapillarwassers. Durch Trocknen kann dieser Effekt aufgehoben werden, wogegen die echte Kohäsion bei Nachlassen der mechanischen Beanspruchung allein durch das Eigengewicht der Schüttung wieder auftritt.

Nasswaschverfahren: Auch durch Nasswaschverfahren können Böden in ihre Kornfraktion aufgeteilt werden. Hierbei werden die Partikel suspendiert und über rotierende Trommeln getrennt, wobei die Feinkornfraktionen suspendiert vorliegen und die Grobkornfraktionen abgeschieden werden. Dies geschieht in horizontal liegenden Trommeln mit eingebauten Schikanen, an denen sich die Grobfraktion abscheidet, oder in mit Rührwerken ausgestatteten feststehenden Trommeln. Alternativ dazu werden Siebkaskaden mit nach unten fallender Maschenweite eingesetzt, bei denen die Feinfraktion der jeweiligen Ebene durch Wasserzugabe als Suspension abgespült wird.

Vergleich der Zerkleinerungstechnologien: Eine eindeutige Rangfolge der Anlagen hinsichtlich ihrer Eignung kann nicht aufgestellt werden, es sind jeweils bestehende Vor- und Nachteile abzuwägen. Dabei sind unter anderem die physikalische Beschaffenheit des

Aufgabegutes (Korngröße, Härte, Gefügeart) und die gewünschte Korngröße von Bedeutung. In Abbildung 4.3. sind die Leistungsdaten der Trockenzerkleinerungsaggregate in einer Übersicht dargestellt.

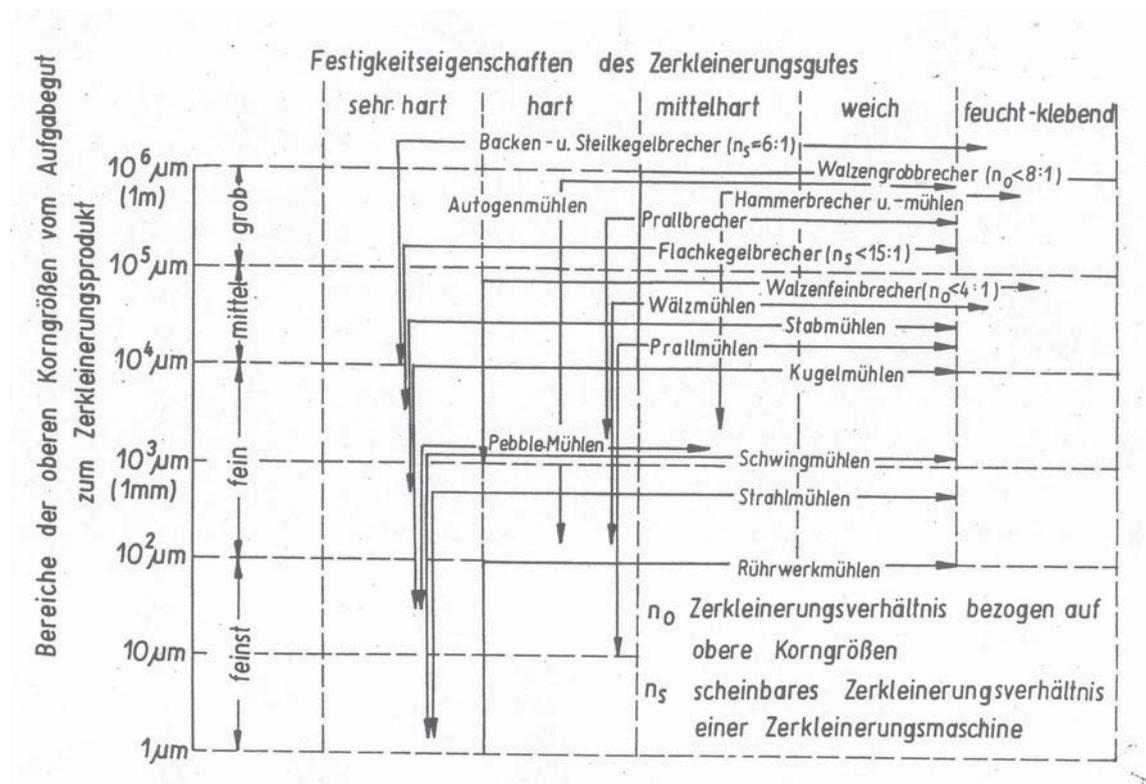


Abbildung 4.3. Einsatzbereiche von Zerkleinerungsmaschinen [13]

Magnetabscheidung: Im Boden- oder Bauschuttmaterial enthaltene, grobe Eisenteile, Moniereisen oder Stahlträger können bei der Behandlung von Bauschutt aus dem Aufbereitungsprozess ausgeschleust und einer Wiederverwertung zugeführt werden. Eisen, seine Verbindungen und Legierungen sowie Kobalt und Nickel weisen eine hohe magnetische Suszeptibilität auf und werden leicht abgeschieden, andere Metalle benötigen hierzu stärkere Magnetfelder.

Es folgen weitere Arbeitsschritte der Bodenaufbereitung: Die vor der eigentlichen Bodenwäsche stattfindende mechanische Bodenaufbereitung umfasst auch die Abtrennung bodenfremder sperriger Stücke wie Wurzeln, Felsbrocken, Bauhölzer oder ähnliches mittels Grobsieben (Stangensizer) oder Flotationsverfahren. Bei letzteren schwimmen leichtere organische Fraktionen auf dem Waschwasser auf und können mittels Rechen abgezogen werden. Huminstoffe werden separiert, da sie den pH- Wert des zur Bodenwäsche eingesetzten Wassers verringern können und damit die Reinigungsleistung negativ beeinflussen.

#### **4.2.4 Bodenwäsche [3]**

Nach der Zerkleinerung der Bodenmassen liegen die Schadstoffe in zugänglicher Form vor. Durch den eigentlichen Waschprozess kann das Ablösen der Schadstoffkomponenten vom Boden erfolgen. Die Schadstoffe werden dazu entweder in der Waschflüssigkeit gelöst oder mit der Feinkornfraktion verteilt (suspendiert). Im anschließenden Prozessschritt kann die Trennung des gereinigten Bodens von der schadstoffbehafteten Waschflüssigkeit erfolgen.

In den heute eingesetzten Verfahrenskombinationen werden die Trennschnitte für die Abtrennung der kontaminierten Feinkornfraktion zwischen 63 µm und 40 µm gelegt. Von den mittels Wäsche behandelten Böden sind durchschnittlich 80 % der Bodenanteile durch Wäsche sanierbar, die verbleibenden 20 % sind einer weiteren Entsorgung zuzuführen.

Wegen der hohen spezifischen Oberfläche der Feinschluff- und Tonfraktion adsorbieren die Schadstoffe vornehmlich an den Feinanteil des Bodens. Die Bodenwaschverfahren sind bis zu einem maximalen Feinanteil von 25 bis 30 % wirtschaftlich rentabel einsetzbar, bei höheren Feinkorngehalten wird der Gesamtprozess durch die hohen Entsorgungskosten für den Feinkornanteil unrentabel.

Das Reinigungsprinzip der Bodenwäsche basiert im wesentlichen auf der Desaggregation der Bodenpartikel und anschließender Abtrennung der kontaminierten Fraktion. Die heute bestehenden Bodenwaschanlagen sind aus der Kies- und Sandaufbereitung hervorgegangen und an die Erfordernisse der Altlastensanierung angepasst worden. Der prinzipielle Verfahrensablauf bei der Bodenwäsche ist in Abbildung 4.4. dargestellt.



Abbildung 4.4. Verfahrensschritte und verfahrenstechnische Grundoperationen bei der Bodenwäsche

#### 4.2.5 Regenerationsmieten [7]

Die am häufigsten angewandte Technik zur Behandlung kontaminierter Böden stellen die Regenerationsmieten dar.

Der ausgekofferte Boden wird nach einer mechanischen Aufbereitung, bei der zunächst Grobteile aussortiert und anschließend zerkleinert werden, zu lockeren Mieten aufgeschichtet. Die mechanische Vorbehandlung des Bodens ist wichtig, um eine ausreichende Kontaktfläche zwischen Schadstoffkomponenten und Mikroorganismen herzustellen. Im Rahmen der Vorbehandlung können auch Zuschlagstoffe zugemischt werden. Die Miethöhe schwankt bei Wendemieten, die in regelmäßigen Abständen gemischt und umgesetzt werden, zwischen 0,8 und 1,0 m, bei stationären Mieten zwischen 1,5 und 2,0 m. Werden Mehrschichtmieten eingesetzt, so werden Gesamthöhen von bis zu 4m erreicht, wobei die einzelnen Schichthöhen zwischen 0,2 und 0,3 m liegen und zum Teil aus unterschiedlichen Lagen zum Ausgleich des Setzungsverhaltens bestehen.

Der Aufbau der Miete geschieht auf einer Basisabdichtung, welche aus einem Sandplanum besteht, auf das in der Regel eine HDPE-Folie mit einer Stärke von ca. 2 mm sowie eine befahrbare Tragschicht aufgebracht werden. Zum Teil werden als Abdichtung gegen den Untergrund auch Beton oder anwenderspezifische Dichtungssysteme, z.B. Spezialplatten, eingesetzt. Aus der Miete austretende Sickerwässer werden über Drainagerohre erfaßt, die in die Miete eingebaut werden. Zum Schutz vor Witterungseinflüssen und zur Vermeidung von unkontrollierten Emissionen leichtflüchtiger Stoffe werden die Mieten abgedeckt. Neben der Abdichtung durch HDPE-Kunststoffdichtungsbahnen besteht die Möglichkeit der Überdachung der Miete mit einer Halle oder durch Zelte (Einhausung). Überdachte Mieten können beheizt werden, so dass im Winter bei zu niedrigen Umgebungstemperaturen eine gewisse Mindestaktivität der Mikroorganismen gewährleistet werden kann.

Das im Boden verfügbare Wasser beeinflußt entscheidend die Verfügbarkeit von Schad- und Nährstoffen. Zur optimalen Einstellung des Wasserhaushaltes der Mieten dient ein Bewässerungssystem. Dieses kann entweder aus oberflächigen Berieselungssystemen oder aus innerhalb der Miete verlegten Tropfbewässerungen bestehen. Einige Verfahren werden nicht bewässert, sondern arbeiten mit dem natürlichen Wassergehalt der Miete.

Im Allgemeinen wird beim Schadstoffabbau mit Hilfe von Mieten ein aerober Abbau angestrebt. Zur Einstellung des aeroben Milieus werden die Mieten auf unterschiedliche Art und Weise belüftet. Bei den stationären Mieten wird über eine Zwangsbelüftung mit Druckluft oder mit Reinsauerstoff der notwendige Sauerstoff zur Verfügung gestellt. Die Belüftung kann einerseits über die in die Mieten eingebaute Drainagerohre erfolgen, welche entweder im Untergrund der Miete oder in einer oder mehreren Ebenen im Mietkörper verlegt werden. Andererseits kann die Luft gezielt mit Hilfe von Belüftungsanlagen eingebracht werden. Alternativ zu einer Zwangsbelüftung kann eine Bodenluftabsaugung zum Einsatz kommen, bei der die Versorgung der Mikroorganismen mit Sauerstoff über die nachströmende Luft erfolgt. Die erforderlichen Belüftungsraten liegen in Abhängigkeit von der Ausgangsbelastung und dem Sanierungsfortschritt zwischen 20 bis maximal 50 Liter Luft je Stunde und Tonne Boden und können mit Hilfe von O<sub>2</sub>-Sensoren optimal eingestellt werden.

Bei Wendemieten erfolgt der Sauerstoffeintrag durch ein intensives Mischen und Wenden des gesamten Bodenmaterials. Bei diesem Vorgang entstehen ständig neue Kanäle und Hohlräume, über welche die Luft in das Mieteninnere gelangen kann, sodass der Abbauprozess fortschreiten kann. Eine weitere Erhöhung des Lufteintrages kann durch Zwischenlagen aus Kies bzw. Holzhackschnitt oder ähnlichem Material erfolgen.

Der Abbau der Schadstoffe kann durch die Zugabe von Nährstoffen verbessert werden. Diese können in gelöster Form über den Prozesswasserkreislauf oder aber trocken durch mechanisches Mischen vor dem Mietenaufbau bzw. beim Umsetzen in die Miete eingebracht werden. Die zu dosierende Menge ist abhängig von dem Bedarf der vorhandenen Mikroorganismenkultur sowie den vorliegenden Schadstoffen und kann in Optimierungsversuchen im Labor ermittelt werden. Neben den Nährstoffen können auch Trägersubstanzen für die Mikroorganismen zugemischt werden. Hier kommen Kiefernborke, Baumrinde, Stroh, Torf oder ähnliches Material zum Einsatz.

Das über die Drainage abgeleitete Sickerwasser kann nach einer entsprechenden Aufbereitung wieder zur Befeuchtung der Miete eingesetzt werden (Prozesswasserkreislauf) oder nach einer Reinigung dem Vorfluter zugeführt werden. Gasförmige Emissionen werden bei überdachten Mieten aufgefangen und meist über Aktivkohlefilter oder Biofilter gereinigt. Die gereinigte Abluft kann an die Umgebung abgegeben werden. Beladene Filtermassen müssen als Reststoff entsorgt werden.

Regenerationsmieten können sowohl on- als auch off-site betrieben werden. Für den Betrieb der Miete wird eine Strom- sowie Wasserversorgung benötigt. Verbraucher sind hier z.B. die Kompressoren bei einer aktiven Luftzufuhr oder Steueraggregate. Ist eine Prozesswasserrückführung vorhanden, so besteht in der Regel ein geringer Frischwasserbedarf. Die Höhe des Strom- und Wasserbedarfs ist von der Größe der Mietenfläche abhängig.

Ausdehnungen und Form der Miete richten sich nach den vorhandenen Platzverhältnissen und den eingesetzten Geräten. Üblich sind hier Abmessungen von 20m Breite und 50 bis 80m Länge (bezogen auf die Mietenbasis). Je nach Anbieter kommen Trapez-, Rechteck-, oder Pyramidenformen zur Anwendung.

#### **4.2.6 Landfarming [6]**

Während in den USA und in den Niederlanden beim Landfarming lediglich eine Durchmischung der oberen schadstoffhaltigen Bodenschicht bei einer gleichzeitigen Versorgung mit Nährstoffen zur Aktivierung des mikrobiellen Schadstoffabbaus erfolgt (in situ), versteht man in der Bundesrepublik unter Landfarming das Anlegen großer, landwirtschaftlich bearbeiteter Flachbeete (ex-situ). Im folgendem wird nur auf die ex-situ Maßnahme eingegangen.

Der ausgekofferte Boden wird nach einer mechanischen Aufbereitung, bei der zunächst Grobteile aussortiert und anschließend zerkleinert werden, zu großflächigen Flachbeeten mit einer maximalen Höhe von bis zu 0,4 m aufgeschüttet. Während der Behandlung wird der Boden unter Zugabe von Nährstoffen, Trägersubstanzen und gegebenenfalls Mikroorganismen mittels landwirtschaftlicher Arbeitstechniken und -geräte (Pflug, Fräse) in Abständen von einigen Wochen oder Monaten durchmischt.

Die Beete werden gegen den Untergrund mit Kunststoffdichtungsbahnen (PVC, HDPE) oder auch mit verdichteten Tonlagen abgedichtet. Zur Erhöhung der Drainagewirkung kann zusätzlich eine Sandschicht aufgebracht werden. Eine Abdeckung der Beete findet in der Regel nicht statt, so daß der Boden den Witterungseinflüssen ungeschützt ausgesetzt ist und unkontrollierbare Emissionen durch ausgasende Schadstoffe entstehen können. Sollen die Emissionen gezielt aufgefangen und gereinigt werden, so können die Beete mit Zelten oder Hallen abgedeckt werden. Alternativ können zum Schutz vor Witterungseinflüssen sauerstoffdurchlässige Folien eingesetzt werden, wodurch die Temperatur im Beet durch den erzielten Treibhauseffekt erhöht und somit der Abbauprozess beschleunigt werden kann.

In der Regel erfolgt keine gesonderte Bewässerung. Im Rahmen einer Tiefenauflockerung und mit Hilfe der Mikroorganismensuspension kann die notwendige Bodenfeuchte aufrechterhalten werden.

Durch die landwirtschaftliche Bearbeitung und die damit verbundene Auflockerung des Bodens wird dieser ausreichend belüftet. Zur Unterstützung der Belüftung kann mit Hilfe von pulsierenden Injektionslanzen Druckluft gezielt in das Beet eingebracht werden. Auftretende Emissionen gelangen bei einer fehlenden Abdeckung des Beetes direkt in die Atmosphäre. Ist eine Abdeckung vorhanden, so können die erfassten Abluftströme mit Aktivkohle- oder Biofilter gereinigt und anschließend in die Atmosphäre abgegeben werden.

Zur Beschleunigung des mikrobiellen Abbauproganges werden autochtone Mikroorganismen in einem Fermenter vermehrt und anschließend mit Nährstoffen gemischt. Die Häufigkeit sowie die Menge der Nährstoffzugaben richtet sich nach dem Bedarf der eingesetzten Mikroorganismen. Entsprechende Werte ergeben sich zumeist aus Laboruntersuchungen. Das Mikroorganismen-Nährstoffgemisch wird über dem Beet versprüht und anschließend maschinell gründlich mit dem Bodenmaterial vermischt.

Das Landfarming ist besonders in den USA und den Niederlanden weit verbreitet und wird hier zur Sanierung von mit Mineralöl-Kohlenwasserstoffen kontaminierten Böden eingesetzt. In der BRD wird es hingegen seltener eingesetzt. Ist keine Abdeckung des Flachbeetes vorhanden, so muß grundsätzlich mit Emissionen von Schadstoffen („Strip-Effekt“) in die Atmosphäre gerechnet werden. Bei einer vorhandenen Einhausung kann die Abluft über Aktivkohle- oder Biofilter gereinigt werden. Anfallendes Sickerwasser kann nach einer Reinigung wieder zur Befeuchtung eingesetzt oder aber dem Vorfluter zugeführt werden.

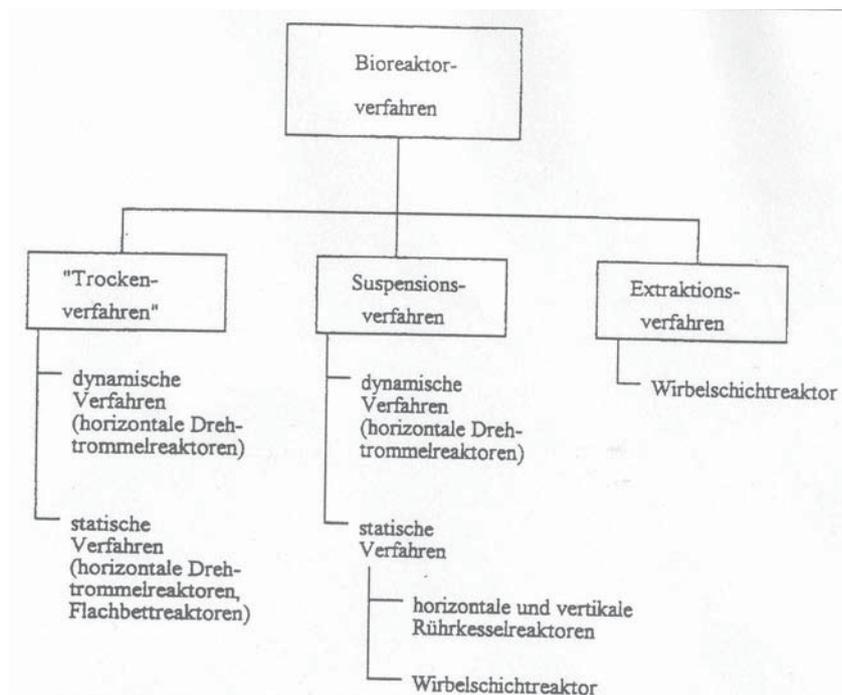
Reststoffe aus der Abwasserreinigung müssen entsorgt oder einer Verwertung zugeführt werden.

Zum Betrieb der Anlage müssen Anschlüsse für Strom, Wasser und Abwasser vorhanden sein. Werden Verfahrensvariationen eingesetzt, so können weitere Anschlüsse erforderlich sein. Charakteristisch für das Landfarming ist der große Flächenbedarf aufgrund der nur niedrigen Schichthöhe des Flachbeetes. Zusätzlich zur Fläche des Flachbeetes muß genügend Stellfläche für die Aufbereitungseinrichtungen (Brecher, Siebanlagen) vorhanden sein. Die Größe der Beete wird durch die örtlichen Gegebenheiten begrenzt. In der Praxis wurden schon Rechteck-Beete von bis zu 20.000 m<sup>2</sup> errichtet.

#### 4.2.7 Bioreaktoren [12]

Eine noch junge Weiterentwicklung ist die biologische Bodenreinigung in Bioreaktoren. Diese bieten vor allem den Vorteil einer besseren Verfahrenskontrolle zur genauen Einhaltung erforderlicher Abbauparameter. Durch eine optimierte Homogenisierung der Schadstoffe sowie eine Verbesserung der Zugänglichkeit der Schadstoffe für die Mikroorganismen durch die intensive Durchmischung im Reaktor kann der Abbauprozess beschleunigt und der Reinigungsgrad verbessert werden. Ebenso ergibt sich durch die optimierte Einstellung der Millieuparameter eine Erweiterung der behandelbaren Schadstoffpalette. So können in einigen Reaktoren durch Spülen mit Inertgas anaerobe Bedingungen eingestellt werden, die zum Umsatz zahlreicher Schadstoffe notwendig sind (z.B. Dechlorierung hochgradig chlorierter Kohlenwasserstoffe).

Eine Einteilung der Reaktorverfahren lässt sich nach dem Wassergehalt des behandelnden Bodens sowie nach der Konstruktionsart des Reaktors vornehmen. Je nach verwendetem Wassergehalt differenziert man die Reaktoren in Trocken- und Suspensionsreaktoren. Trockenverfahren werden mit einem kontinuierlichen Wassergehalt von 12 bis 17 Gewichtsprozent, Suspensionsverfahren mit einem Wassergehalt um 40 Gew.-% des kontaminierten Materials betrieben. Die Bioreaktoren können als horizontale oder vertikale Reaktoren ausgeführt werden, die entweder selbst um die eigene Achse rotieren (dynamisches Verfahren) oder in denen rotierende Mischeinrichtungen untergebracht sind (statische Verfahren). Ein noch im Forschungsstadium befindliches Verfahren stellt das Extraktionsverfahren dar, bei dem durch Zugabe eines nichttoxischen, biologisch nicht abbaubaren Lösungsmittels mittels Extraktion der Schadstoffe eine erhöhte Bioverfügbarkeit erreicht wird. Im Anschluß an die Extraktion wird das schadstoffhaltige Lösungsmittel vom Boden getrennt und als wässrige Emulsion im Bioreaktor behandelt. Eine entsprechende Übersicht über die unterschiedlichen Bioreaktorverfahren zur Bodensanierung gibt Abbildung 4.5.



**Abbildung 4.5. Übersicht der Bioreaktorverfahren zur Bodensanierung [5]**

Das Suspensionsverfahren ist dabei das am häufigsten eingesetzte Verfahren. Es werden hier die höchsten Abbauraten erreicht, da aufgrund der sehr guten Durchmischung insbesondere bei bindigen und feinkörnigen Böden eine höhere Bioverfügbarkeit der Schadstoffe erreicht wird und weiterhin die abbaurelevanten Parameter wie pH-Wert, Nährstoffgehalt, Temperatur und Sauerstoffgehalt gut kontrolliert und beeinflusst werden können. Trockenverfahren eignen sich besonders zur Reinigung von gut durchlässigen, grobkörnigen Böden. Sie kommen jedoch nur selten zum Einsatz, da sich bei diesen Bodentypen die Bodenwaschverfahren besonders gut eignen.

Das ausgekofferte Material wird zunächst einer sorgfältigen Störstoffauslese unterzogen, da feste Bestandteile im Boden an den rotierenden Aggregaten des Reaktors zu Beschädigungen führen können. Grobe Partikel werden bei Bedarf mittels eines Brechers auf notwendige Korngröße zerkleinert.

Nach der Zugabe von Nährstoffen, Zuschlagstoffen und Mikroorganismen wird der Boden im Reaktor überführt. Durch die Rotation erfolgt die Durchmischung und damit die Homogenisierung der Schadstoffe im Boden. Die abbaurelevanten Parameter werden kontinuierlich überwacht und geregelt, so dass ständig optimale Milieubedingungen für die Mikroorganismen vorhanden sind.

Der Sauerstoffgehalt wird über O<sub>2</sub>-Sonden erfasst und mittels Speziallanzen eingestellt. In der Regel werden Bioreaktoren aerob betrieben, es ist jedoch auch ein anaerober Abbau der Kontaminanten möglich.

In Abhängigkeit vom physiologischen Bedarf der Mikroorganismen werden dem Boden meist Stickstoff und Phosphor zugemischt. Die Nährstoffe können sowohl in Wasser gelöst mit Hilfe der Bewässerungsanlage oder in fester Form durch mechanisches Mischen in den Reaktor eingebracht werden. Die Zugabe der Trägersubstanzen (Stroh, Rindenmulch, Kompost) dient der Strukturverbesserung des Bodens. Bei der Behandlung von schwer abbaubaren Substanzen hat sich die Zugabe von speziell gezüchteten (allochtonen) Mikroorganismen bewährt.

Der Einsatz von Bioreaktoren für die Altlastensanierung befindet sich noch im Entwicklungs- bzw. Erprobungsstadium. Zur Marktreife entwickelte Reaktormodelle lassen jedoch erkennen, dass mit Hilfe von Bioreaktoren gezielt feinkörnige Bodenmaterialien saniert werden können.

Durch die intensive Vermischung des Bodenmaterials im Reaktor wird eine verbesserte Zugänglichkeit der Mikroorganismen zu Schadstoffkomponenten erreicht. Daraus resultiert in der Regel eine im Vergleich zu anderen biologischen Verfahren höhere Abbaurate. Der biologische Abbau wird bei Feuchtreaktoren zudem noch dadurch verbessert, dass ein Großteil der Schadstoffe in die wässrige Phase übergeht und so besser bioverfügbar ist. Werden anaerobe Bedingungen eingestellt, so können bestimmte Schadstoffe gezielt eliminiert werden (z.B. Dechlorierung hochgradig chlorierter Kohlenwasserstoffe).

Die anfallende Abluft wird im Reaktor vollständig erfasst und kann mittels Aktivkohle- oder Biofilter aufbereitet werden. Das bei den Suspensionsverfahren bei der Entwässerung der Boden/Wasser-Suspension anfallende Abwasser muss ebenfalls aufbereitet werden. Reststoffe fallen weiterhin in Form der beladenen Filtermassen an.

Zur Kontrolle des Sanierungserfolges können an zugänglichen Stellen des Reaktors Bodenproben entnommen werden. Bedingt durch die intensive Durchmischung des Bodens kann hier die Probennahme im Gegensatz zu den Regenerationsmieten oder Landfarming als repräsentativ bezeichnet werden.

Horizontale Reaktoren werden mit einem Fassungsvermögen bis zu 60 m<sup>3</sup> gebaut. Nach Bedarf lassen sich mehrere Reaktoren zu einer Dekontaminationseinheit zusammenschließen.

Der Zeitbereich richtet sich nach der Größe des verwendeten Reaktors, der Menge des zu behandelnden Bodens sowie der Schadstoffkonzentration zu Beginn der Sanierungsmaßnahme. Mit höheren Anforderungen an die Sanierung hinsichtlich der maximal zulässigen Restschadstoffkonzentration verlängert sich die Sanierungsdauer deutlich, da die Abbauraten mit sinkender Substratkonzentration abnehmen. Durch die

gezielte Optimierung der Milieubedingungen innerhalb des Reaktorraumes ergeben sich kürzere Sanierungsdauern als bei der Mieten- bzw. in-situ-Technologie.

Der Betrieb der Bioreaktoren geht mit einem hohen verfahrenstechnischen Aufwand einher, so daß bei der biologischen Bodenreinigung mit Hilfe von Reaktoren der Infrastrukturbedarf am ausgeprägtesten ist. Aus diesem Grund werden Bioreaktoren hauptsächlich in stationären off-site Anlagen betrieben. Zum Betrieb der Anlage ist eine Strom- und Wasserversorgung notwendig. Bioreaktoren weisen im Vergleich zu anderen biologischen Verfahren eine relativ kompakte Bauweise auf. Der Flächenbedarf beträgt für einen einzelnen Reaktor zwischen 20 bis 100 m<sup>2</sup>. Für eine Gruppe von 10 Bioreaktoren ergibt sich in einem Fallbeispiel ein Flächenbedarf von ca. 750 m<sup>2</sup>. Dabei benötigen Vertikalreaktoren pro Volumseinheit eine geringere Stellfläche als Horizontalreaktoren.

#### 4.2.8 In-situ Verfahren [9]

Hauptsächlich wurden in-situ und on-site Verfahren angewendet. Bei dem on-site Verfahren kam meistens das Mietenverfahren zum Einsatz.

Die biologischen ex situ- Bodensanierungsverfahren sind, unabhängig vom Einsatz on site oder off site, ebenso wie die in situ- Verfahren naturgemäß auf die abbaubaren Stoffe begrenzt. Da die Einflüsse wie z.B. inhomogene Schadstoffverteilung, mangelnde Durchlässigkeit für Luft und Wasser, unzureichende Wasser- und Sauerstoffverhältnisse, ungünstige Temperaturen und Nährstoffverhältnisse im ex situ- Betrieb sehr viel einfacher durch gezielte Steuerungsmaßnahmen optimiert werden können als in situ, werden die biologischen ex situ Verfahren bevorzugt eingesetzt.

Die biologische ex situ- Behandlung erfolgt in Mieten unterschiedlicher Abmessungen (je nach Verunreinigung und Substrat-Art und -Eigenschaft) auf einer Untergrundabdichtung. Je nach Verfahren werden dabei unterschiedliche Bearbeitungsschritte wie Substrat-Aufbereitung, Homogenisierung, Zugabe von Nährstoffen und Mikroorganismen, Sickerwasserkreislaufführung sowie Be- und Entlüftung gegebenenfalls mit Abluftreinigung, angewandt, die teilweise periodisch zu wiederholen sind.

Waschverfahren bedienen sich meist eines Zwangsmischers (Mischtrommel), in dem das Substrat mit Wasser und gegebenenfalls unter Zuhilfenahme von den Verunreinigungen befreit wird. Dabei reichern sich die Verunreinigungen im Waschwasser oder im abgetrennten Feinschlamm, und in der Abluft an, die weiter zu behandeln sind (Wasseraufbereitung, Abluftbehandlung mit Aktivkohle, Katalysator, Konditionierung und Deponierung von Schlamm).

Im Gegensatz zu den in situ- Waschverfahren können hier durch die geeignete Wahl von Waschmitteln und Steuerung des Reinigungsvorganges auch eine Vielzahl von Verunreinigungen aus dem Substrat entfernt werden, die im Boden nicht oder nur sehr schwer gelöst und entfernt werden können (z.B. Mineralöle, HKW, BTX, PAK, PCB, Pestizide, Dioxine, Furane, Schwermetalle, Arsen und Anionen).

Als besonders leistungsstark haben sich Hochdruckwäscher, ähnlich der in situ- Technik, erwiesen, in denen das Substrat mit einem Wasserstrahl mit etwa 300.000 hPa beaufschlagt wird, bis das Substrat in seine Einzelteile zerlegt und die Verunreinigung davon abgelöst ist. Je nach Körnung, Art und Grad der Verunreinigung sind ein oder mehrere Waschgänge erforderlich, um eine vollständige Trennung zu erzielen.

### 4.3 Sanierungsziele

Bundeseinheitliche Grenzwerte für die Sanierung kontaminierter Böden existieren zur Zeit noch nicht. In der Praxis wird das Gefährdungspotential von Schadstoffen anhand von Richtlinien („Listen“), wie z.B. der Holländischen, der Hamburger oder der Berliner Liste, und den damit verbundenen Schadstoffgrenzwerten beurteilt. Die Grenzwerte der verschiedenen Listen sind in der Regel nicht einheitlich, sondern standort- bzw. nutzungsbezogen. Bei der Hollandliste wird zwischen dem Referenzwert (A-Wert; für PAK: 1 mg/kg<sub>TS</sub>), dem Prüfwert für weitere Untersuchungen (B-Wert; für PAK: 20 mg/kg<sub>TS</sub>) und dem Prüfwert für Sanierungsuntersuchungen (C-Wert; für PAK: 200 mg/kg<sub>TS</sub>) unterschieden. Oberhalb des C-Wertes muß ein kontaminierter Boden in der Regel saniert werden, der B-Wert gilt oft als Sanierungszielwert[16].

Die Summe der chemisch extrahierbaren und quantifizierbaren Schadstoffe stimmt jedoch häufig nicht mit der Summe der mobilisierbaren und bioverfügbaren Schadstoffe überein. In dem Entwurf des Bodenschutzgesetzes ist daher vorgesehen, neben der chemischen auch eine ökotoxikologische Bewertung der Gefährdung einer Altlast heranzuziehen. Die Methoden zur ökotoxikologischen Gefährdungsabschätzung werden zur Zeit hinsichtlich ihrer Aussagefähigkeit und einer möglichen Standardisierung untersucht[16].

Kategorie I: Wasserschutzgebiete Kategorie II: Urstromtal Kategorie III: Hochflächen		Boden (mg/kg TS)		
Schadstoffe	Kategorie	I	II	III
<b>Anorganische Substanzen</b>				
Metalle				
Arsen		10	20	40
Blei		100	500	600
Cadmium		2	10	20
Chrom, gesamt		150	400	800
Chrom, VI		25	50	100
Cobalt		100	200	300
Kupfer		200	500	600
Nickel		200	250	300
Quecksilber		0,5	1	10
Zink		500	2000	3000
Zinn		100	300	1000
<b>Sonstige anorganische Stoffe</b>				
Cyanide, ges.-komplex geb.		5	50	100
Cyanide, 1. freisb. (DIN 38405), T 13		1	5	10
Sulfat		—	—	—
Phosphat		—	—	—
Nitrit		—	—	—
Nitrat		—	—	—
Ammoniak		—	—	—
Fluoride		500	1000	2000
<b>Organische Substanzen</b>				
Aliphatische Kohlenwasserstoffe				
Mineralölkohlenwasserstoffe		300	3000	5000
<b>Aromatische Kohlenwasserstoffe</b>				
Monoaromatische Kohlenwasserstoffe				
Summe Monoaromaten		5	15	25
Benzol		0,5	3	5
Toluol		5	15	25
Xylol		5	15	25
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe				
Summe PAK (EPA)		50	150	200
<b>Substituierte Kohlenwasserstoffe</b>				
Aliphatische halogenierte Kohlenwasserstoffe				
Flüchtige halogenierte KW, ges. (HKW)		5	25	50
Flüchtige chlorierte KW, ges. (CKW)		5	25	50
Monochlorethen		1	3	5
Aromatische halogenierte Kohlenwasserstoffe				
Summe PCB		1	3	5
Chlorbenzole		1	3	5
Chlorphenole		1	3	5
2, 3, 7, 8, -TCDD-Äquivalente nach BGA		5*	10*	1000*

\* ppt (ng/kg)

Tabelle 4.1. Berliner Liste[17]

Vorkommen in: Komponenten/ Konzentrationshöhe	Boden [mg/kg Trockenmasse]			Grundwasser [ $\mu\text{g/l}$ ]		
	A	B	C	A	B	C
<b>I. Metalle</b>						
Cr	*	250	800	*	50	200
Co	20	50	300	20	50	200
Ni	*	100	500	*	50	200
Cu	*	100	500	*	50	200
Zn	*	500	3.000	*	200	800
As	*	30	50	*	30	100
Mo	10	40	200	5	20	100
Cd	*	5	20	*	2,5	10
Sn	20	50	300	10	30	150
Ba	200	400	2.000	50	100	500
Hg	*	2	10	*	0,5	2
Pb	*	150	600	*	50	200
<b>II. Anorganische Verbindungen</b>						
NH <sub>4</sub> (als N)	—	—	—	*	1.000	3.000
F (gesamt)	*	400	2.000	*	1.200	4.000
CN (gesamt-frei)	1	10	100	5	30	100
CN (gesamt-komplexgeb.)	5	50	500	10	50	200
S (gesamt-Sulfide)	2	20	200	10	100	300
Br (gesamt)	20	50	300	*	500	2.000
PO <sub>4</sub> (als P)	—	—	—	*	200	700
<b>III. Aromatische Verbindungen</b>						
Benzol	0,05 (d)	0,5	5	0,2 (d)	1	5
Äthyl-Benzol	0,05 (d)	5	50	0,2 (d)	20	60
Toluol	0,05 (d)	3	30	0,2 (d)	15	50
Xylole	0,05 (d)	5	50	0,2 (d)	20	60
Phenole	0,05 (d)	1	10	0,2 (d)	15	50
Aromaten (gesamt)	—	7	70	—	30	100
<b>IV. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)</b>						
Naphthalin	*	5	50	0,2 (d)	7	30
Phenanthren	*	10	100	0,005 (d)	2	10
Anthracen	*	10	100	0,005 (d)	2	10
Fluoranthren	*	10	100	0,005 (d)	1	5
Chrysen	*	5	50	0,005 (d)	0,5	2
Benzo(a)anthracen	*	5	50	0,005 (d)	0,5	2
Benzo(a)pyren	*	1	10	0,005 (d)	0,2	1
Benzo(k)fluoranthren	*	5	50	0,005 (d)	0,5	2
Indeno (1,2,3 cd)pyren	*	5	50	0,005 (d)	0,5	2
Benzo(ghi)perylen	*	10	100	0,005 (d)	1	5
PAK (gesamt)	1	20	200	—	10	40

Tabelle 4.2. Holländische Liste[17]

### 4.3.1 Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Boden[17]

Um eine Gefährdungsabschätzung zu erstellen, müssen einerseits die Auswirkungen auf das Schutzgut (Beeinträchtigungen von Bodenfunktionen) untersucht und andererseits die Ablagerung oder der Altstandort dahingehend bewertet werden, inwieweit

- Schadstoffe vorhanden sind oder ausgetragen werden können
- Austragspfade in Schutzgüter gegeben und relevant sind
- Schutzgüter betroffen sind oder sein können
- Sonstige Auswirkungen feststellbar oder erweiterbar sind
- Die Defizite gegenüber den Zielen des Bodenschutzes bestehen.

Die Gefährdungsabschätzung baut auf den Ergebnissen von Untersuchungen gemäß ÖNORM S 2087 auf und setzt das Vorhandensein einer ausreichenden Datengrundlage voraus. Eine schematische Darstellung der Beurteilung unter Berücksichtigung nutzungsspezifischer Gesichtspunkte ist in Abbildung 4.6. dargestellt.

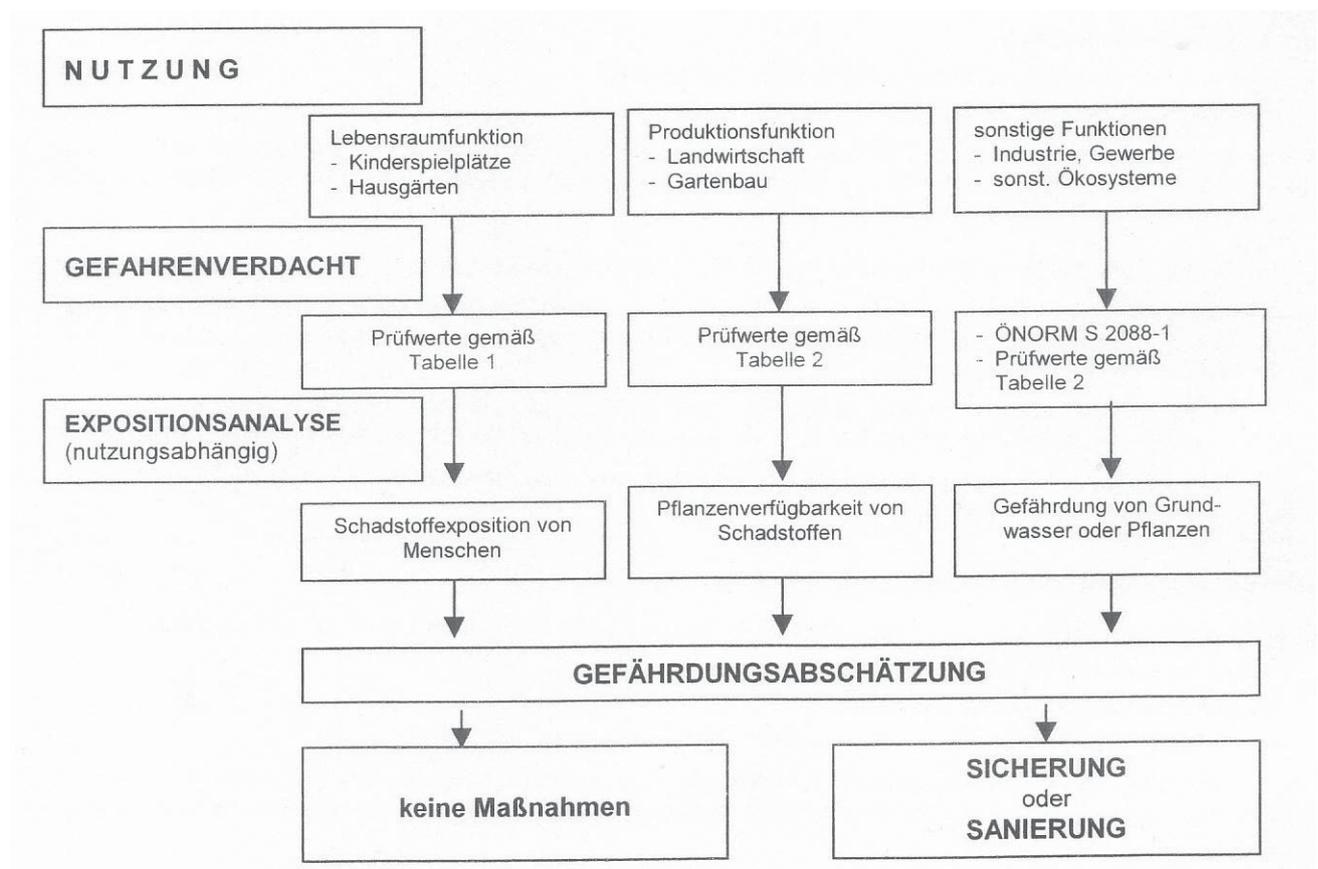


Abbildung 4.6.: Schematische Darstellung der Beurteilung unter Berücksichtigung nutzungsspezifischer Gesichtspunkte[17]

### 4.3.2 Beurteilung der Gesamtgehalte

Die Ergebnisse der Bestimmung von Gesamtgehalten an Bodenproben sind dahingehend zu beurteilen, ob der Boden in seinen Funktionen gefährdet sein kann bzw. ob bei direktem Kontakt des Menschen mit dem verunreinigten Boden eine unmittelbare Gefährdung nicht auszuschließen ist.

In den Tabellen 4.3. und 4.4. gegebenen Orientierungshilfen gelten für unterschiedliche Nutzungen und wurden so ausgewählt, dass eine nachteilige Beeinflussung oder Beeinträchtigung der wesentlichen Bodenfunktionen verhindert wird. Es kann im Einzelfall notwendig sein, je nach Standortsituation zusätzliche Expositionspfade zu berücksichtigen.

Für Parameter, die in den Tabellen nicht angeführt sind, können weitere Richtwerte aus den im Anhang A angegebenen Literaturstellen unter Beachtung der Nutzung, der relevanten Expositionspfade und der Definitionen und Anwendungsbereiche herangezogen werden.

In den Tabellen 4.3. und 4.4. bezeichnen die Prüfwerte jene Konzentrationen, bei deren Überschreitung in der Regel von einer Beeinflussung des Oberbodens und einer möglichen Beeinträchtigung der jeweiligen Nutzung auszugehen ist. Somit sind bei Überschreitung der Prüfwerte jedenfalls weitere Erhebungen zur Abklärung der Gefahrenlage und die Erstellung einer auf den Einzelfall bezogenen Beurteilung samt Prognose notwendig.

Die Maßnahmen-Schwellenwerte bezeichnen jene Konzentrationen, bei deren Überschreitung mit einer Beeinträchtigung der für die jeweilige Nutzung wesentlichen Bodenfunktion zu rechnen ist. Bei Überschreitung der Maßnahmen-Schwellenwerte sind weitere Erhebungen, Untersuchungen und allenfalls Sicherungs- oder Sanierungsmaßnahmen sowie Nutzungseinschränkungen notwendig. Diese Maßnahmen sollen dazu dienen, den Bodenzustand zu verbessern, Schadstoffe zu entfernen, nutzungsabhängige Expositionspfade zu unterbinden und allenfalls weitere Beobachtungen durchzuführen.

Folgende Erhebungen sind bei Überschreitung der Prüfwerte aus Tabelle 4.3. und 4.4. jedenfalls durchzuführen:

- Es sind lokale Hintergrundwerte und geogen bedingte Gehalte zu erheben.
- Anhand der Informationen aus der Erhebung gemäß ÖNORM S 2087 und auf Grund der Information über mögliche Schadstoffquellen ist die Notwendigkeit der Untersuchung weiterer nutzungsrelevanter Parameter zu prüfen.
- Es ist der belastete Bereich in seiner räumlichen Erstreckung einzugrenzen und der Standort zu beschreiben.
- Es ist zu beurteilen, ob es sich um abbaubare oder persistente Schadstoffe handelt.

- Es ist zu beurteilen, ob es aktuell zu weiteren Einträgen von Schadstoffen kommt.

Lebensraumfunktion (Aufnahme von Schadstoffen auf z.B. Kinderspielplätzen, Sportplätzen, Hausgärten)

Die in Tabelle 4.3. angeführten Orientierungswerte sind zur Bewertung von Bodenproben aus Bereichen heranzuziehen, bei denen eine unmittelbare Lebensraumfunktion im Sinne eines regelmäßigen, länger andauernden Aufenthalts von Menschen gegeben ist.

Bei diesen Nutzungen können nachteilige Beeinflussungen und Beeinträchtigungen sowie akute Gefährdungen der menschlichen Gesundheit durch die Aufnahme von Schadstoffen über verschiedene Expositionspfade erfolgen.

**Tabelle 4.3.: Orientierungswerte für Nutzungen, bei denen eine direkte Gefährdung durch orale Aufnahme von verunreinigtem Oberboden ( 0 cm bis 10 cm ) nicht auszuschließen ist (z.B. Kinderspielplätze, Sportplätze, Hausgärten)[17]**

Parameter	Einheit	Prüfwert <sup>1)</sup>	Maßnahmen-Schwellenwert <sup>1)</sup>
Antimon	mg/kg TM	2	5
Arsen	mg/kg TM	20	50
Blei	mg/kg TM	100	500
Cadmium	mg/kg TM	2	10
Chrom	mg/kg TM	50	250
Kupfer	mg/kg TM	100	600
Nickel	mg/kg TM	70	140
Quecksilber	mg/kg TM	2	10
Thallium	mg/kg TM	2	10
Cyanid gesamt	mg/kg TM	5	50
Fluorid gesamt	mg/kg TM	200	1000
Summe Kohlenwasserstoffe	mg/kg TM	50	- <sup>2)</sup>
PCDD/F <sup>3)</sup>	ng TE/kg TM	10	100
PCB <sup>3)</sup>	mg/kg TM	0,2	1
PAK <sup>4)</sup>	mg/kg TM	1	50
Benzo(a)pyren	mg/kg TM	0,5	5

<sup>1)</sup> Die Werte wurden in Anlehnung an die Empfehlungen von EIKMANN & KLOKE Anhang A [10] sowie die „Verwaltungsvorschrift über Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen“ Anhang A [18] zusammengestellt.

<sup>2)</sup> Einzelfallprüfung erforderlich

<sup>3)</sup> Toxizitätsäquivalente I-TEF

<sup>4)</sup> Summe von 6 Einzelsubstanzen nach Ballschmiter (siehe Anhang A [20])

<sup>5)</sup> Summe von 16 Einzelsubstanzen nach US-EPA 550 (siehe Anhang A [19])

Bei Überschreiten der Orientierungswerte aus Tabelle 4.3. sind zusätzlich zu den o.a. Allgemeinen Maßnahmen, folgende weitere Schritte zu prüfen:

- Die Korngrößenverteilung des Bodens ist festzustellen, eine Analyse und Bewertung der Schadstoffgehalte der Kornfraktion kleiner als 2 mm sind durchzuführen.
- Bei Überschreiten der Prüfwerte sind weitere Erhebungen der tatsächlichen nutzungsabhängigen Exposition durchzuführen und deren Ergebnis ist zu bewerten. Insbesondere ist zu prüfen, ob weitere, die Gefährdung erhöhende Faktoren, am Standort vorhanden sind.
- Bei Überschreiten von Maßnahmen-Schwellenwerten ist in der Regel von einem Sicherungs- oder Sanierungsbedarf bzw. vom Erfordernis einer Nutzungseinschränkung auszugehen. Es können Maßnahmen notwendig sein, die eine weitere orale Aufnahme von Boden oder den direkten Kontakt mit verunreinigtem Boden wirksam unterbinden (z.B. Bodenaustausch, Versiegelung). Bei Kinderspielflächen ist in der Regel ein Bodenaustausch notwendig.

Produktionsfunktion (Aufnahme von Schadstoffen durch Pflanzen, z.B. landwirtschaftliche und nicht-agrarische Nutzungen).

Die in Tabelle 4.4. angeführten Orientierungswerte sind zur Bewertung von Bodenproben landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzter Standorte sowie sonstiger nicht-agrarischer Ökosysteme (z.B. Landschaftspflege) heranzuziehen. Insbesondere die Produktionsfunktion soll aufrecht erhalten werden. Somit steht die Pflanzenverträglichkeit für die natürliche Vegetation und für Kulturpflanzen, sowie die mögliche Schadstoffakkumulation im Erntegut im Vordergrund.

**Tabelle 4.4.: Orientierungswerte für Schadstoffgehalte im Oberboden (0 cm bis 20 cm) für landwirtschaftliche oder gärtnerische Nutzung sowie nicht-agrarische Nutzungen.[17]**

Parameter	Einheit	Prüfwert <sup>1)</sup>	Maßnahmen-Schwellenwert
Antimon	mg/kg TM	2	ist im Einzelfall je nach Bodenart festzulegen
Arsen	mg/kg TM	20	
Blei	mg/kg TM	100	
Cadmium	mg/kg TM	1	
Chrom	mg/kg TM	100	
Kupfer	mg/kg TM	100	
Nickel	mg/kg TM	60	
Quecksilber	mg/kg TM	1	
Thallium	mg/kg TM	1	
Vanadium	mg/kg TM	50	
Zink	mg/kg TM	300	
Fluorid gesamt	mg/kg TM	200	
Cyanid gesamt	mg/kg TM	5	
Summe Kohlenwasserstoffe	mg/kg TM	200	
PCDD/F <sup>2)</sup>	ng TE /kg TM	10	
PCB <sup>3)</sup>	mg/kg TM	0,3	
PAK <sup>4)</sup>	mg/kg TM	1	

<sup>1)</sup> Die Werte wurden in Anlehnung an die ÖNORM L 1075 sowie die „Verwaltungsvorschrift über Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen“ Anhang A [18] zusammengestellt.  
<sup>2)</sup> Toxizitätsäquivalente I-TEF  
<sup>3)</sup> Summe von 6 Einzelsubstanzen nach Ballschmiter (siehe Anhang A [20])  
<sup>4)</sup> Summe von 16 Einzelsubstanzen nach US-EPA 550 (siehe Anhang A [19])

Bei Überschreiten der Orientierungswerte aus Tabelle 4.4. sind zusätzlich zu den o.a. Allgemeinen Maßnahmen, folgende weitere Schritte zu prüfen:

- Es ist eine Beurteilung der bodenkundlichen Standortverhältnisse zu erstellen.
- Es sind Bewertungen und Abschätzungen der Anreicherung bzw. Verminderung von Schadstoffen im Tiefenprofil durchzuführen. Gegebenenfalls sind Untersuchungen der Schadstoffverteilung über mindestens ein standortcharakteristisches Bodenprofil bis 1 m Tiefe durchzuführen, wobei die Schadstoffgehalte nach Bodentypen und Horizonten getrennt zu bestimmen sind.
- Bei landwirtschaftlicher oder gärtnerischer Nutzung ist jedenfalls die Beurteilung der relativen Bindungsstärke von Schadstoffen im Boden durchzuführen.
- Wenn sich daraus eine geringe Bindungsstärke abschätzen lässt, sind Untersuchungen der Schadstoffmobilität (insbesondere der Extrakte mit Ammoniumnitrat) durchzuführen. Wenn die Analysewerte das zweifache der Prüfwerte überschreiten, ist je nach Schadstoff zu prüfen, ob auch bei mittlerer oder

sehr starker Bindungsstärke eine Untersuchung der Schadstoffmobilität notwendig ist. Wenn die Analysewerte das Fünffache der Prüfwerte überschreiten, ist jedenfalls eine Untersuchung der Schadstoffmobilität erforderlich.

- Wenn sich Hinweise auf eine erhöhte Schadstoffmobilität ergeben, ist der Schadstofftransfer in Pflanzen bzw. die Verschleppung von Schadstoffen durch die Bearbeitung zu erheben und zu bewerten.
- In Abhängigkeit von der tatsächlichen Bewirtschaftungsform kann bereits eine Einschränkung der Nutzung ( z.B. für bestimmte Pflanzenarten ) oder der Beweidung notwendig sein.
- In besonders empfindlichen oder geschützten Ökosystemen ist eine gesonderte Betrachtung unter Berücksichtigung der Belange des Naturschutzes auf Grundlage einer Bewertung durchzuführen. Anthropogene Bodenbelastungen sind in diesem Rahmen strenger zu beurteilen.

#### Sonstige Bodenfunktionen (Verlagerung von Schadstoffen, z.B. Industrie- und Gewerbeflächen)

Bei der Bewertung von Standorten, beim denen insbesondere die Filter-und Pufferfunktionen sowie die Transformations-und Speicherfunktionen aufrecht erhalten werden sollen, ist zu beurteilen, ob durch die Bodenbelastungen nachteilige Veränderungen bei anderen Schutzgütern hervorgerufen werden können oder wurden.

Dafür können folgende Erhebungen notwendig sein:

- Es ist eine Beurteilung der relativen Bindungsstärke von Schadstoffen im Oberboden durchzuführen. Wenn sich daraus eine geringe Bindungsstärke abschätzen lässt, sind Untersuchungen der Schadstoffmobilität (insbesondere der Extrakte mit Ammoniumnitrat) durchzuführen.
- Bei Industrie- oder Gewerbeflächen ist die Möglichkeit der oralen und inhalativen Aufnahme von Schadstoffen bei Bedarf zu erheben und zu bewerten. Es sind Erhebungen und ggf. Untersuchungen der sonstigen standortspezifischen Expositionspfade durchzuführen und zu bewerten.
- Insbesondere ist die Verfrachtung von Schadstoffen in Oberflächengewässer durch Abschwemmen und die Auswaschung von Schadstoffen in das Grundwasser gemäß ÖNORM S 2088-1 zu erheben und zu beurteilen

## 4.4 Fallbeispiele aus der Praxis

### 4.4.1 Der Einsatz von Tensiden bei der in situ Sanierung eines PAK Schadens in Kombination mit einem Hydraulisch-Mikrobiologischen Verfahren. [14]

Bakterieller PAK-Abbau in gemischtphasigen Systemen in Mammutpumpenbioreaktoren.

Die PAK werden von Sand oder Kies desorbiert, indem oberflächenaktive Substanzen und/oder hohe kinetische Energien (Hochdruckspülverfahren) eingesetzt werden. Durch diese Prozeduren werden die PAK nicht zerstört, sondern im Restschlamm konzentriert, der die kleinen Bodenpartikel (normalerweise  $<50\mu\text{m}$ ) enthält. Wegen der großen spezifischen Oberfläche dieser Partikel und wegen ihres Gehaltes an organischen Kohlenstoffverbindungen ist der Schlamm stark mit PAK kontaminiert und muss deshalb als Sondermüll behandelt werden. Der biologische Abbau von PAK in Boden/Wassersystem wird durch die extrem geringen Löslichkeiten und Solubilisierungsraten begrenzt, die sich aus den sehr hohen Sorptionskonstanten ergeben. Der biologische Abbau von PAK in Schlamm-Bioreaktoren erfordert Verweilzeiten von mehreren Wochen und ist unter wirtschaftlichen Aspekten nicht praktikabel.

In vorab durchgeführten Laborversuchen konnten wir nachweisen, dass der biologische PAK-Abbau dramatisch beschleunigt werden kann, wenn mit Wasser nicht mischbare Lösungsmittel als lipophile Mittler für einen erleichterten PAK-Massentransfer eingesetzt werden. Um die Eignung dieser organischen Lösungsmittel für Bodendekontaminationen nachzuweisen, wurde eine 15-l-Laboranlage mit zwei Mammutpumpen-Bioreaktoren geplant und gebaut.

Im ersten Chargenexperiment, das mit hoch kontaminierten Bodensuspensionen als Substrat durchgeführt wurde (maximale Partikelgröße  $100\mu\text{m}$ ), wurde der Abbau von niedermolekularen PAK mit bis zu 3 Ringen innerhalb von Wochen beobachtet. PAK mit 4 oder mehr Ringen blieben in diesen Zeiträumen beständig.

Der Zusatz eines organischen Lösungsmittels zur Reaktorflüssigkeit beschleunigte den PAK-Abbau erheblich.

Die höchsten Abbauraten wurden erzielt, wenn die PAK in einem geeigneten wasserunlöslichen Lösungsmittel gelöst und ohne Bodenpartikel als Substrat eingesetzt wurden, und wenn der biologische Abbauprozess in den Mammutpumpen-Bioreaktoren in einer gemischt organisch/wässrigen Phase erfolgte. Offensichtlich war die PAK-Desorption von den Bodenpartikeln der ratenbegrenzende Faktor für den PAK-Abbau. Folglich muß die PAK-Desorption von kontaminierten Boden in einer gesonderten Betriebseinheit erfolgen. Suspensionen von PAK-kontaminierten Boden wurden mit kleinen Mengen einer

biologischen abbaubaren, mikrobiellen oberflächenaktiven Substanz versetzt und dienten als Modell-Prozesswasser für Bodenwaschprozesse. Es wurden verschiedene Lösungsmittel geprüft. Dabei wurden Temperatur, Rührzeit und Lösungsmittel/Suspensionsverhältnis variiert. Der Grad der PAK-Desorption von den Bodenpartikeln und des PAK-Übergangs in das Lösungsmittel, hing vom speziellen Lösungsmittel ab und wurde signifikant durch eine zunehmende Anzahl aufeinanderfolgender Extraktionsschritte und durch erhöhte Temperaturen verbessert. Durch GC-Analysen konnte bestätigt werden, daß die PAK-Desorption von den Bodenpartikeln erfolgte, ohne dass die PAK-Moleküle durch Moleküle des Lösungsmittels ersetzt wurden.

Auch ein Konzept zur Bodensanierung, das auf Bodenwaschung, Fluid-Fluid-Extraktion und biologischen PAK-Abbau im technischen Maßstab beruht, wird vergleichsweise teuer werden, da Biologische Sanierungsverfahren sich nur im unteren Preissegment anwenden lassen wenn die Zielwerte für eine Bodensanierung weniger streng sind.

#### **4.4.2 Mikroemulsionen für die Bodensanierung [8]**

Mikroemulsionen sind makroskopisch homogene, thermodynamisch stabile Mischungen aus Wasser, Öl und Tensid. Sie zeichnen sich durch große innere Grenzflächen, extrem niedrige Grenzflächenspannung, gute Solubilisierungseigenschaften, leichte Herstellbarkeit und Spaltbarkeit aus. Auf Grund dieser Eigenschaften erscheinen sie besonders geeignet zur Bodenwäsche. Es sollen Mikroemulsionen aus nachwachsenden, biologisch abbaubaren Rohstoffen zum Einsatz gebracht werden.

Extraktionsversuche an einem PAK-belasteten Material aus den Zyklonüberlauf einer Bodenwaschanlage wurde mit einem dreifachen homogenen System aus Alkylpolyglucosiden/Wasser/Rapsöl, einem System aus Igepal CA 520(C<sub>9</sub>H<sub>19</sub>-C<sub>6</sub>H<sub>4</sub>-(O-CH<sub>2</sub>-CH<sub>2</sub>)<sub>5</sub>/Wasser/Heptan und zum Vergleich mit Toluol durchgeführt.

## 5 Scale Up des biologischen Suspensionsreaktorverfahrens

Im Labormaßstab können feinkörnige, mit PAK kontaminierte Böden durch eine biologische Behandlung allein bzw. in Kombination mit einer Bodenwäsche oder einer nasschemischen Oxidation saniert werden.

Das Scale up der in der Bodenwäsche verwendeten Apparate Flotationszelle (Flotation) und Hydrozyklon (Feinstkornabtrennung) ist in der Literatur ausreichend beschrieben. Nur sehr wenige Daten sind jedoch über die Maßstabsvergrößerung von vertikal hydraulisch angeströmten Suspensionsreaktoren erhältlich, die in biologischen Prozessen eingesetzt werden. Die Untersuchungen zum Scale up der Verfahrenskombinationen wurden daher in dieser Arbeit auf das biologische Suspensionsreaktorverfahren begrenzt.

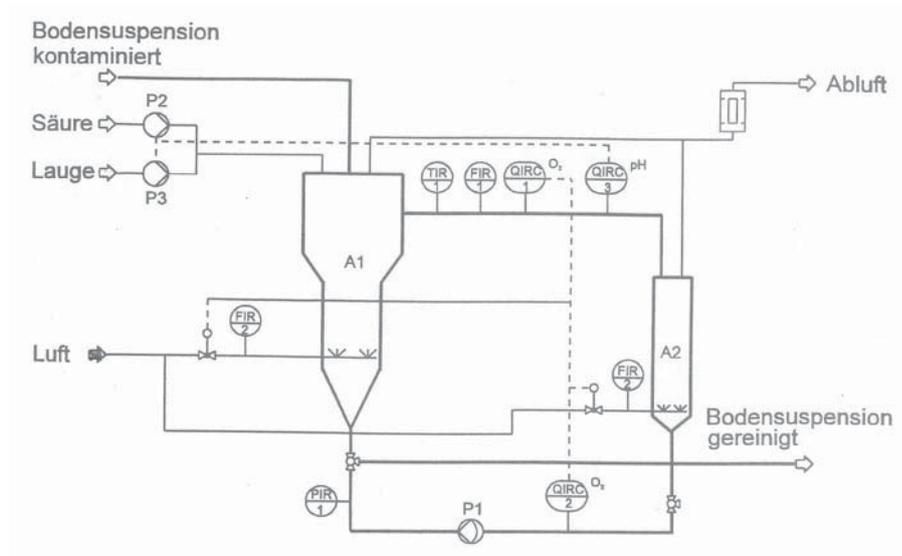
Das Mikrosystem des bakteriellen, aeroben PAK-Abbaus im Boden ist sehr komplex. Die Voraussetzungen für einen optimalen Ablauf des PAK-Abbaus lassen sich jedoch mit wenigen Parametern beschreiben. Dazu gehören die Temperatur und der pH-Wert. Die Nährstoff- und die Sauerstoffkonzentration in der wässrigen Phase, eine ausreichende Anzahl von zum PAK-Abbau befähigten Bakterien und eine möglichst große Stoffaustauschfläche zum Transport der Schadstoffe vom Partikel in die wässrige Phase. Dieses Mikrosystem ist in erster Näherung unabhängig von den Reaktormaßen. Die Kenngrößen der Hydrodynamik und des Stoff- und Wärmeaustausches sind dagegen maßstabsabhängig und müssen beim Scale up berücksichtigt werden.

Den einfachsten Lösungsansatz für ein Scale up stellt eine Erhöhung der Anzahl der Reaktoreinheiten dar. Dies ist wegen des hohen spezifischen Material- und Energieaufwands ineffektiv, wird aber dennoch in der chemischen Industrie aufgrund mangelnder Alternativen praktiziert (z.B. Chloralkali- Elektrolyse, Rohrreaktoren mit großer Wärmetönung).

Beim Entwurf einer volumengrößeren Technikums- oder Produktionsanlage werden verschiedene Methoden angewandt. Ideal gestaltet sich ein Scale up über die Lösung vollständigen Impuls-, Energie und Stoffbilanzgleichungen. Für ein Scale up auf der Basis mathematischer Simulationsmodelle fehlt es jedoch insbesondere bei biologischen Prozessen derzeit an praktikablen Modellgleichungen sowie der Kenntnis der numerischen Werte der auftretenden biologischen Parameter und Faktoren.

## 5.1 Beschreibung des untersuchten biologischen Suspensionsreaktorverfahrens

Vor der biologischen Behandlung des Bodens wird dieser zunächst geeignet aufbereitet. Dazu gehören eine Aufschlammung des Bodenmaterials und eine anschließende Nasssiebung zur Abtrennung des in der Regel vernachlässigbaren kontaminierten Grobkorns, das keiner weiteren Behandlung unterzogen werden muß. Abbildung 5.1 zeigt das Verfahrensfliessbild des diskontinuierlichen betriebenen BIODYN-Verfahrens.



**Abbildung 5.1. Verfahrensfliessbild des biologischen Suspensionsreaktorverfahrens (Biodyn-Verfahren)[22]**

Dem so vorbehandelten Boden wird eine Nährlösung sowie eine Bakterienmischkultur als Starterkultur zugegeben. Anschließend wird der Boden in den Suspensionsreaktor A1 gefüllt und dort durch vertikales, hydraulisches Anströmen suspendiert. In der wässrigen Phase werden die organischen Schadstoffe durch Bakterien zu  $\text{CO}_2$ , Wasser, Metabolite und Biomasse aerob umgesetzt. Aufgrund der gesamtheitlichen Aufwärtsbewegung der Suspension läuft diese aus dem Kopf des Reaktors A1 in die Blasensäule A2 über, in der sie mit Luftsauerstoff begast wird. Anschließend fördert eine Umlaufpumpe (P1) die mit Sauerstoff angereicherte Suspension wieder in den Suspensionsreaktor A1, wobei die im Kreislauf geführte Suspension zur Fluidisierung des Bodens im Suspensionsreaktor dient.

Der für den aeroben Schadstoffabbau erforderliche Sauerstoff wird durch eine Begasung mit Luft in die Bodensuspension eingebracht. Neben der externen Begasung in der Blasensäule A2 ist bei hohen Sauerstoffverbrauchsraten eine interne Begasung direkt im Suspensionsreaktor A1 optional zuschaltbar.

Die Querschnittserweiterung im Kopfbereich des Reaktors bewirkt eine Reduzierung der Geschwindigkeit der aufströmenden Suspension. Dadurch wird zum einen eine Feststoffanreicherung der Suspension am Überlauf zur Blasensäule erzielt. Zum anderen wird bei einer internen Begasung die Trennung der Flüssigkeits- von der Gasphase verbessert.

Die Sauerstoffkonzentration in der Suspension wird im Ablauf des Suspensionsreaktors gemessen und durch eine Regelung der zugeführten Luftmenge konstant gehalten. Der pH-Wert wird durch Zugabe von Säure und Lauge geregelt.

Nach der Behandlung des Bodens wird dieser mit einem geeigneten Verfahren (z.B. Siebbandpresse oder Kammerfilterpresse) entwässert. Das Abwasser kann zur Aufschlammung weiterer Bodenchargen zurückgeführt werden. Dabei können gleichzeitig die im Wasser vorhandenen Bakterien als Starterkultur für die Behandlung der nächsten Bodencharge dienen.

### 5.1.1 Energiebedarf zur Suspendierung

Die eingebrachte Energie wird zur Aufrechterhaltung und Durchmischung der Suspension benötigt. Der Energieeintrag in Suspensionsreaktoren erfolgt entweder mechanisch, wie z.B. Rührkesselreaktor, oder über einen Fluidstrom (Airliftreaktor, Wirbelschichtreaktor). Beide Eintragsformen bewirken im Suspensionsreaktor eine der Sedimentation des Feststoffes entgegengesetzte Strömung. In dem untersuchten Suspensionsreaktor wird der Feststoff durch eine hydraulische, der Schwerkraft entgegengerichtete Strömung suspendiert.

Der vertikal hydraulisch angeströmte Suspensionsreaktor gleicht dem pneumatischen betriebenen Reaktoren, die für die Trocknung von Weizen bzw. Holzspänen entwickelt wurden [25]. Dieser Reaktortyp wurde später auch für die Trocknung anderer Materialien sowie für Kühl-, Misch-, Beschichtungs-, Pyrolyse- und Carbonisierungsprozesse verwendet. Der Reaktortyp wird aufgrund der Strömungsform der Feststoffe im Reaktor als „spouted bed“-Reaktor bezeichnet. Im deutschen Sprachraum wird diese Strömungsform als „Strahlschicht“ oder „Sprudelschicht“ bezeichnet.

Die Strahlschicht stellt einen Sonderfall der Wirbelschicht dar. Sie wird in konischen oder konisch-zylindrischen Apparaturen (Öffnungswinkel) erzeugt, indem ein Fluidstrom (Gas oder Flüssigkeit) mit ausreichend hoher Geschwindigkeit durch ein Strahlrohr von unten in eine Partikelschüttung eingeleitet wird.

In der Strahlschicht lassen sich zwei Bewegungsformen des Feststoffes unterscheiden. Im axialen Fluidstrom werden die Partikel mit hoher Geschwindigkeit aufwärts transportiert. Nach durchströmen der Schüttschicht sedimentieren die Partikel aufgrund ihrer veränderten Relativgeschwindigkeit zum Fluid wieder ab und bewegen sich in der wandnahen, nur wenig vom Fluid durchströmten Ringzone mit um ein bis zwei Größenordnungen geringerer Geschwindigkeit abwärts. Der konusförmige Boden erleichtert die Einschleusung der Partikel

in den Fluidstrom. Da der Fluidstrahl nicht nur am Fußpunkt der Strahlschicht sondern auch beim Durchströmen der Schüttschicht Partikel aufnimmt, hat die Bewegung der Partikel in der Ringzone auch eine, wenn auch verhältnismäßig kleine, radial nach innen ausgebildete Komponente. Die Partikelzirkulation ist im Gegensatz zur Teilchenbewegung in der Wirbelschicht weitgehend geordnet.

In der Literatur existieren eine Reihe empirisch ermittelter oder theoretisch hergeleiteter Modelle für die mathematische Beschreibung der Strömung in einer Strahlschicht. Für die Berechnung der für die Aufrechterhaltung der Strahlschicht mindestens erforderlichen Anströmgeschwindigkeit  $v_{ms}$  (kritische Anströmgeschwindigkeit) schlugen Mathur und Gishler [25] folgende, auf experimentellen Daten beruhende Gleichung vor:

$$v_{ms} = \left(\frac{d_p}{d_c}\right) * \left(\frac{d_i}{d_c}\right)^{\frac{1}{3}} * \sqrt{2 * g * h_b * \left(\frac{\rho_p - \rho_L}{\rho_L}\right)} \quad (\text{Gl. 5.1.})$$

Basierend auf theoretischen Überlegungen gelangten Madonna [26] sowie Gosh zu einer ähnlichen Beziehung. Gosh stellte ein Gleichgewicht zwischen dem Impuls, den die im Fluidstrom mitgerissenen Partikel erfahren, und dem Impulsverlust des in die Säule eintretenden Fluids auf. Mit der Annahme, dass alle im Fluid mitgerissenen Partikel einen Impuls erhalten, der ihnen ermöglicht, gerade bis zum oberen Punkt der Strahlschicht zu gelangen ( $v_p(h=L)=0$ ) ergibt sich:

$$v_{ms} = \sqrt{\frac{2 * k * n}{3}} * \left(\frac{d_p}{d_c}\right) * \left(\frac{d_i}{d_c}\right) * \sqrt{2 * g * h_B * \frac{\rho_p - \rho_L}{\rho_L}} \quad (\text{Gl.5.2.})$$

Abgesehen von der numerischen Konstante unterscheiden sich die beiden Gleichungen nur durch den Exponenten des Terms  $d_i/d_c$ . Ursache dafür ist die unvollständige Übertragung des Impulses des Fluids auf die Partikel aufgrund eines seitlich in die Ringzone strömenden Teils des in die Säule eintretenden Fluids. Außerdem ist die Anzahl  $n$  der mitgerissenen Partikel abhängig vom Durchmesser des Strahles, welcher wiederum von der Reaktorgeometrie, insbesondere vom Verhältnis  $d_i/d_c$  und dem Konuswinkel  $\alpha$ , bestimmt wird.

Die bislang vorgestellten Berechnungsmodelle beschränken sich weitgehend auf Gas als anströmendes Fluid. Zum Verhalten von Strahlschichten mit Wasser sind in der Literatur nur

wenige Informationen erhältlich. Littmann stellte bei entsprechenden Untersuchungen ein mit der gasangeströmten Strahlschicht vergleichbares Verhalten fest. Bei Schüttschichthöhen oberhalb der maximalen Strahlhöhe geht die Strahlschicht in eine Wirbelschicht über, nachdem sich der Strahl bis auf einen Säulendurchmesser aufgeweitet hat. Obwohl der Einfluß der Strahlschichthöhe bei Verwendung der Marthur-Gishler-Gleichung deutlich überschätzt wird, lässt sich mit dieser die Größenordnung der kritischen Anströmgeschwindigkeit der Strahlschicht in erster Näherung ermitteln [27].

Um größere Reaktorvolumina zu realisieren, ist die Konstruktion einer multiplen Strahlschicht, d.h. die Gestaltung des Anströmbereiches mit mehreren Anströmtrichtern erforderlich [21]. Erste Untersuchungen verschiedener Arbeitsgruppen haben dabei eine gegenüber einer singulären Strahlschicht um bis zu 20 % höhere, kritische Anströmgeschwindigkeit bei gleichem Reaktorvolumen und gleichen Reaktorquerschnitt gemessen [23]. Gleichzeitig wurde in der multiplen Strahlschicht eine höhere Zirkulationsgeschwindigkeit der Partikel beobachtet. Weitgehend unabhängig ist die kritische Anströmgeschwindigkeit von der Anzahl der Trichter [28].

Zur Berechnung der kritischen Anströmgeschwindigkeit einer Strahlschicht mit Partikeln unterschiedlicher Korngrößen und Dichten existieren in der Literatur nur wenige Angaben. Insbesondere die Wahl eines charakteristischen Partikeldurchmessers erweist sich als problematisch [29]. Auch ist der quantitative Einfluß der Dichte und der Viskosität des anströmenden Fluids bislang nicht eindeutig geklärt [28].

### 5.1.2 Durchmischungsverhalten

Eine gute Durchmischung ist in Bioreaktoren von besonderer Wichtigkeit, um eine gleichmäßige Verteilung der zugegebenen Substanzen (Nährstoffe, Sauerstoff, Säure/Lauge) und hohe Stoffübergangsraten zu erreichen. Mit Kenntnis des Durchmischungsverhaltens können verfahrenstechnische Prozesse berechnet und optimiert werden.

Die Rückvermischung (Durchmischung entgegen der konvektiven Strömungsrichtung, auch Längsvermischung oder axiale Dispersion genannt) bestimmt das Durchmischungs- bzw. Verweilzeitverhalten eines verfahrenstechnischen Apparates. Der Grad der Rückvermischung ist abhängig von der Hydrodynamik des verfahrenstechnischen Apparates. Er wird unter Annahme des eindimensionalen Dispersionsmodells (Diffusionsmodells) durch den axialen Dispersionskoeffizienten  $D_{ax}$  der flüssigen Phase bestimmt [30].

$$\frac{\partial C_L}{\partial t} = D_{ax} * \frac{\partial^2 C_L}{\partial X^2} - \bar{v} * \frac{\partial C_L}{\partial X} \quad (\text{Gl.5.3.})$$

Das Dispersionsmodell liefert die dimensionslose Bodenstein-Kennzahl  $Bo$  [31]. Zwischen dieser und dem axialen Dispersionskoeffizienten besteht die Beziehung:

$$Bo = \frac{v}{D_{ax}} L \quad (\text{Gl.5.4.})$$

Die Bodensteinzahl beschreibt das Verhältnis des konvektiven zum diffusiven Stofftransport. Der Grenzfall einer maximalen Rückvermischung mit einem breiten Verweilzeitspektrum („Idealer Rührkessel“) wird durch eine Bodensteinzahl von  $Bo=0$  beschrieben. Für den Fall einer idealen Verdrängungsströmung („Pfropfenströmung“) ohne Rückvermischung haben alle Teilchen exakt die gleiche Verweilzeit (Modell idealer Rohrreaktor) und die Bodensteinzahl beträgt  $Bo=$  unendlich.

### 5.1.3 Sauerstoffeintrag in wässrigen Medien

Für aerobe biologische Prozesse ist Sauerstoff notwendig. Da Sauerstoff im Gegensatz zu den anderen Nährstoffen im wässrigen Medium nur sehr schlecht löslich ist, wird dem Sauerstoffeintrag in wässrigen Medien in der Biotechnologie besondere Bedeutung beigemessen. Dieser kann zum einen durch einen Stofftransport von der gasförmigen Phase (Luft, reiner Sauerstoff) in die flüssige Phase erfolgen. Zum anderen ist eine Zufuhr des Sauerstoffs in Form von Wasserstoffperoxid mit anschließender Stoffumwandlung in molekularen Sauerstoff möglich [32].

#### 5.1.3.1 Stofftransport von der Gas- in die Flüssigkeitsphase

Der Stofftransport von Sauerstoff von der gasförmigen in die flüssige Phase und weiter zur Bakterienzelle findet durch Konvektion und Diffusion statt. Dabei werden mehrere Teilwiderstände überwunden. Durch Konvektion (Bewegung der Phasen) werden die Sauerstoffmoleküle in der Gas- und der Flüssigkeitsphase gleichmäßig verteilt. Weiterhin ist die volumenspezifische Oberfläche der Mikroorganismen sehr groß gegenüber derjenigen der Gasblasen, weshalb der Transportwiderstand an dem Flüssigkeitsfilm an den Zellen vernachlässigt werden kann. Der Hauptwiderstand für den Sauerstofftransport liegt daher an der Phasengrenze Gas-/Flüssigkeit.

Nach der Zweifilmtheorie [33] liegen an der Grenze zweier Phasen an beiden Stellen ruhende oder laminar strömende Filme mit verschiedenen Schichtdicken vor. Der Stoffmassenstrom durch diese Filme erfolgt ausschließlich durch Diffusion und ist abhängig

vom jeweiligen Stofftransportwiderstand an der Phasengrenzfläche und dem treibenden Gefälle aus der Differenz des Sauerstoffpartikeldrucks  $p$  im Gas (Blasenkern) und der Sauerstoffkonzentration  $c_L$  im Flüssigkeitskern.

Der Diffusionskoeffizient von Sauerstoff in Luft ist wesentlich höher als in Wasser [34], weshalb der gaseitige Widerstand vernachlässigt und der Stoffübergangskoeffizient gleich dem flüssigkeitsseitigen Stoffübergangskoeffizienten  $k_L$  gesetzt werden kann. Für den Sauerstofftransport aus der Gas- in die Flüssigkeitsphase gilt daher:

$$m_{GL} = k_L * A * (C_L - CL) \quad (\text{Gl.5.5.})$$

Die Phasengrenzfläche  $A$  und der Stoffübergangskoeffizient  $k_L$  können in der Praxis meistens einzeln nicht bestimmt werden und werden daher zu einer Größe zusammengefasst, die auf das gesamte Flüssigkeitsvolumen  $V$  bezogen und als volumenbezogener Stoffübergangskoeffizient  $k_{La}$  bezeichnet wird. Es ergibt sich für den Sauerstofftransport in die Mikroorganismen, der in der Literatur als OTR (oxygen transport rate) bezeichnet wird, der Zusammenhang:

$$OTR = \frac{m_{GL}}{V_R} = k_L a * (C_L - C_L) \quad (\text{Gl.5.6.})$$

Die Sättigungskonzentration  $c_L$  ist abhängig vom Partialdruck des Sauerstoffs in der Gasphase, von der Temperatur und von der Konzentration gelöster Elektrolyte und Nichtelektrolyte. Der Einfluß dieser Parameter auf die OTR lässt sich jedoch mit verschiedenen Modellen rechnerisch ermitteln [35].

Der Volumenbezogene Stoffübergangskoeffizient  $k_{La}$  hängt von der Größe der Blasen und deren Anzahl in einem Volumenelement, der Strömung um die Blase und den physikalisch-chemischen Eigenschaften des jeweiligen Stoffsystems ab. Die Anzahl und die Größe der Blasen wird vom Anfangsblasendurchmesser (und damit vom gewählten Begasungssystem), von der Hydrodynamik in einem Reaktor und vom Gleichgewicht der dynamischen Kräfte, die die Blasen zerteilen, sowie von den Oberflächenkräften, die dieser Dispersion entgegenwirken, bestimmt. Das Zusammenfließen von Blasen zu größeren Blasen (Koaleszenzverhalten) wird u.a. durch eine höhere Viskosität der Flüssigkeit gefördert bzw. durch eine niedrige Oberflächenspannung verhindert [36].

Weiterhin wird in der Literatur ein wesentlicher Einfluß von suspendierten Feststoffen auf den  $k_{La}$ -Wert berichtet. Bei geringen Feststoffkonzentrationen (5% - 8% w/w) haben einige Autoren in Abhängigkeit vom Feststoffdurchmesser eine Verbesserung des Stoffaustausches festgestellt, die mit der Zerteilung der Blasen durch die Partikel und der dadurch vergrößerten Oberfläche begründet wird [36]. Bei Feststoffkonzentrationen größer 20% - 30% w/w verschlechtert sich der Sauerstoffeintrag je nach System (Suspensionsmittel, Art des Feststoffes, Partikeldurchmesser) deutlich [36]. Dies wird auf eine höhere scheinbare Viskosität der Suspension mit steigender Feststoffkonzentration zurückgeführt. **Dieser Effekt der Zerteilung der Blasen durch Feststoffpartikel [37]**. Rechnerisch kann der Einfluß der Feststoffkonzentration auf den Sauerstoffeintrag bislang nicht bestimmt werden.

### 5.1.3.2 Zufuhr von Sauerstoff mit Wasserstoffperoxid

Eine weitere Möglichkeit des Sauerstoffeintrags in die wässrige Phase ist der Einsatz von Wasserstoffperoxid ( $H_2O_2$ ) [32]. Wasserstoffperoxid ist im Gegensatz zu Sauerstoff in Wasser nahezu unbegrenzt löslich.

Die meisten aeroben Mikroorganismen haben zum Schutz vor einer Oxidation wichtiger Zellbestandteile durch  $H_2O_2$  ein Enzym (Katalase) konstitutiv vorliegen, durch das das  $H_2O_2$  in molekularen Sauerstoff umgewandelt wird [38]:



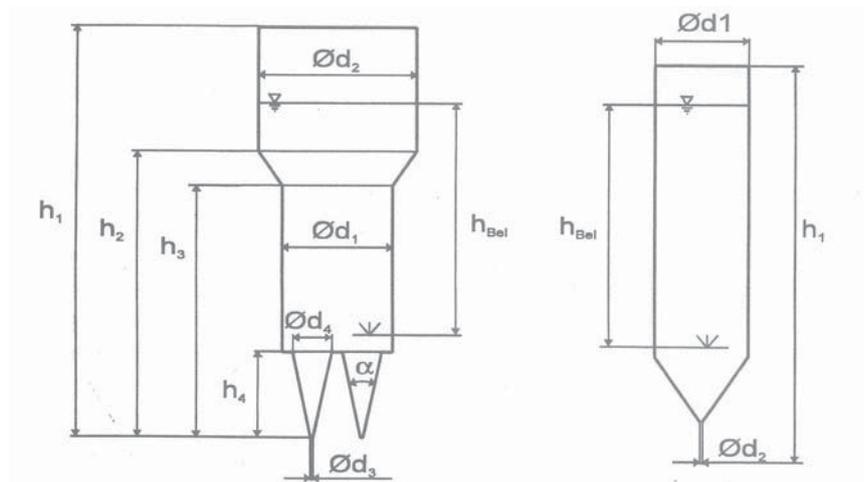
Der in der wässrigen Phase freigesetzte Sauerstoff kann von den Mikroorganismen für aerobe biochemische Umsetzungen genutzt werden.  $H_2O_2$ -Konzentrationen oberhalb einer Konzentration von 1000 mg/l gelten jedoch als toxisch für Mikroorganismen [39].

## 5.2 Entwurf einer Technikumsanlage

Zum Scale-up des biologischen Suspensionsreaktorverfahrens wurde eine Technikumsanlage zur Behandlung feinkörniger Böden im  $1 \text{ m}^3$  – Maßstab entworfen. Im Vergleich zur Laboranlage und zu dem von NITSCHKE [22] verwendeten Technikumsreaktor wurden die geometrischen Verhältnisse des neuen Suspensionsreaktors im Hinblick auf die weitere Maßstabsvergrößerung in den Industriemaßstab verändert. Zur Verringerung des h/d- Verhältnisses des Suspensionsreaktors wurde im Anströmbereich die Anzahl der Anströmtrichter auf vier erhöht („multipler Anströmtrichter“). Dabei blieb das h/d- Verhältnis einer Strömungszelle, bestehend aus einem Anströmtrichter und dem darüber befindlichen

Teil des Reaktors, konstant. Die Gestaltung des Anströmbereiches in Form eines multiplen Anströmtrichters stellt die einzige Möglichkeit dar, um ungünstige Bauhöhen im Industriemaßstab zu vermeiden. Außerdem ist durch mehrere Anströmtrichter eine intensivere Durchmischung der Bodensuspension möglich. Gleichzeitig wurde der Öffnungswinkel der einzelnen Trichter auf  $20^\circ$  ( $50^\circ$  in der Laboranlage) verringert, was zu einer Stabilisierung der Strahlschicht (Vermeidung von Ablagerungen in Totzonen im Abwärtsstrom) bzw. dem Ausbilden einer konischen Wirbelschicht führen sollte. Die Ergebnisse aus Vorversuchen in der Laboranlage zum Einfluß der Umgestaltung des Anströmbereiches auf die Suspendierung von feinkörnigen Böden bestätigen die getroffenen Annahmen (vgl Tabelle 5.1.). In Abbildung 5.2 und Tabelle 5.1. sind die wichtigsten geometrischen Daten zu den bislang verwendeten Anlagen und der in dieser Arbeit konzipierten und gebauten Technikumsanlage dargestellt.

Für die Auslegung der Pumpaggregate und der Rohrleitungen der Anlage im Technikumsmaßstab wurde die für eine Suspendierung mindestens erforderliche Anströmgeschwindigkeit mit der Mathur-Gishler-Gleichung kalkuliert. Obwohl mit dieser Gleichung die Berechnung der kritischen Anströmgeschwindigkeit aufgrund der breiten Korngrößenverteilung gewachsener Böden nicht exakt möglich ist, erlaubt die Gleichung doch eine Abschätzung der Größenordnung der Anströmgeschwindigkeit und damit des aufzubringenden Energieeintrags.



**Abbildung 5.2. Schemazeichnung des Wirbelschichtreaktors und der Blasensäule im Technikumsmaßstab[22]**

Wirbelschichtreaktor:  $h_1=3,3\text{m}$ ,  $h_2=2,3\text{m}$ ,  $h_3=2,1\text{m}$ ,  $h_4=0,7\text{m}$ ,  $h_{\text{Bel}}=1,9\text{m}$

$D_1=0,7\text{m}$ ,  $d_2=1,0\text{m}$ ,  $d_3=0,0015\text{m}$ ,  $d_4=0,25\text{m}$

Blasensäule:  $h_1=2,7\text{m}$ ,  $h_{\text{Bel}}=1,8\text{m}$ ,  $d_1=0,4\text{m}$ ,  $d_2=0,025\text{m}$

**Tabelle 5.1. Geometrische Kennwerte der Versuchsanlagen[22]**

	Laboranlage	Technikumsanlage	Anlage von NITSCHKE [1994]
<b>Wirbelschichtreaktor</b>			
Arbeitsvolumen	8,3 l	1200 l	1100 l
h/d-Verhältnis	8 (13) <sup>1)</sup>	4,7 (11,6) <sup>1)</sup>	11,4
Anzahl Trichter	1 (3)	4	1
Trichteröffnungswinkel	50° (20°)	20°	30°
<b>Blasensäule</b>			
Arbeitsvolumen	1,6 l	236 l	163 l
h/d-Verhältnis	8,1	6,7	6,4
Belüfterhöhe <sup>2)</sup>	0,27 m	1,6 m	1,5 m

<sup>1)</sup> in Klammern die Daten der einzelnen Strömungszellen

<sup>2)</sup> Belüfterhöhe = Höhe der Wassersäule oberhalb der Gaszufuhr

### 5.3 Fazit der Maßstabsübertragung

In der Technikumsanlage werden identische Behandlungsergebnisse wie in der Laboranlage erzielt. Durch die vollständige Suspendierung, die gute Durchmischung und den ausreichenden Sauerstoffeintrag sind für die Bakterien in der Technikumsanlage die gleichen Reaktionsverhältnisse wie indem als optimales System betrachteten Respirometer gegeben. Der bakterielle aerobe PAK-Abbau in Bodensuspensionen ist unter diesen Bedingungen unabhängig vom Behandlungsmaßstab. Das gewählte Vorgehen bei der Maßstabsvergrößerung mit der Beschränkung auf das Erzielen eines ausreichenden Energieeintrages zur vollständigen Suspendierung des Bodens erweist sich somit als richtig.

Mit den hier durchgeführten Untersuchungen liegen die wissenschaftlichen Voraussetzungen für den nächsten Schritt der Maßstabsvergrößerung des biologischen Suspensionsreaktorverfahrens vom Technikumsmaßstab in den Industriemaßstab vor. Durch die geometrische Optimierung des Anströmbereiches des Suspensionsreaktors ist die Möglichkeit gegeben, eine weitere Volumenvergrößerung im Wesentlichen durch eine Erhöhung des Reaktordurchmessers bei Beibehaltung der geometrischen Ähnlichkeit der Strömungszellen realisieren zu können.

In dieser Arbeit sind sie aber auch auf die Grenzen der biologischen Bodenreinigung mittels Suspensionsreaktor gekommen. Daher versucht man es mit Verfahrenskombinationen zu verbessern.

## 5.4 Kombination des biologischen Suspensionsreaktorverfahrens mit chemisch-physikalischen Sanierungsverfahren

Eine Sanierung feinkörniger, mit PAK kontaminierter Böden ist in einem hydraulisch angeströmten Suspensionsreaktor prinzipiell möglich. Für bestimmte Böden und Kontaminationsprofile ist jedoch auch in angemessenen Behandlungszeiten nicht oder nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand zu erzielen. Ursache ist häufig die mangelnde Bioverfügbarkeit der PAK als limitierender Faktor für den biologischen PAK-Abbau. Die Bioverfügbarkeit ist von der Wasserlöslichkeit der PAK und/oder der Sorption der PAK vor allem an hydrophobe Oberflächen der Bodenmatrix abhängig. Ein Lösungsansatz, die verbleibenden Schadstoffe aus dem Boden zu entfernen, ist die Kombination der biologischen Behandlung mit anderen Sanierungsverfahren. Im folgendem wird eine Möglichkeit in Betracht gezogen.

### 5.4.1 Bodenwäsche und Suspensionsbioreaktor

Hauptsächlich liegen die Probleme der höchsten PAK-Konzentrationen in der Feinstkornfraktion  $<10\ \mu\text{m}$  und der Sandraktion  $>63\ \mu\text{m}$ . Diese beruhen im Fall des Feinkorns auf der Sorption der PAK an die hydrophoben Oberflächen der organomineralischen Partikel, während die PAK im Grobkorn wahrscheinlich an Pflanzenmaterial und Kohle-/Koks-Partikel sorbiert vorliegen.

Die Bodenwäsche bestand daher aus der Hintereinanderschaltung einer Flotation und einer Feinstkornabtrennung. Mit der Flotation als wesentlichen Bestandteil der Bodenwäsche können dabei hydrophobe oder künstlich mit Flotationshilfsstoffen (Sammlern) hydrophobierte Substanzen (Pflanzenreste, Teer in Phase) aufgrund ihrer Oberflächeneigenschaften mit geringem Aufwand aus den Boden entfernt werden. Die Flotation wurde im Labormasstab zur Abtrennung der organischen Bodenbestandteile als Vorstufe einer biologischen Bodenbehandlung durchgeführt.

Die PAK-Abreicherung durch die Flotation basiert dabei primär auf den Austrag der in der Korngrößenfraktion  $>63\ \mu\text{m}$  eingebunden PAK.

Nach der Flotation finden sich im Flotationsschaum kleine Kohlepartikel und Pflanzenreste wieder, die sich durch ein hohes Sorptionspotential gegenüber PAK auszeichnen. Die Flotation führte demnach in erster Linie zu einem Austrag der an Pflanzenmaterial und an Kohle-/Koks-Partikel sorbierten PAK. Der Hauptteil der PAK-Konzentration im Flotationsrückstand ist mit ca. 60% in der Feinstkornfraktion  $<10\ \mu\text{m}$  zu finden, welche lediglich einen Massenanteil von ca. 15% ausmacht. Das Feinstkorn wird durch die Flotation nur zum Teil ausgetragen. Diese Partikel werden jedoch in der nachfolgenden Feinstkornabtrennung mittels Sedimentation weitgehend vom Grobkorn separiert.

In der Bodenwäsche erreicht man eine Reduktion der PAK-Konzentration von 93%. Entscheidender als der PAK-Abreicherungsgrad ist jedoch die deutliche Verringerung der Konzentration der schlecht wasserlöslichen und daher nur bedingt biologisch abbaubaren 5- und 6-Ring-PAK im gewaschenen Boden im Vergleich zu einer biologischen Behandlung des Bodens. Der Anteil des als Flotationsschaum bzw. hochkontaminiertes Feinkorn ausgetragene Boden, der entweder deponiert oder verbrannt werden muss, ist dabei mit etwa 19%w/w im Vergleich zu Ergebnissen anderer Arbeiten relativ hoch. Um den Feststoffaustrag zu senken, sind weitere Optimierungen insbesondere bei der Flotationsstufe notwendig.

## 6 Übertrag der Technikumsanlage in bestehende Bodenwaschanlage

Zuerst müssen wir feststellen mit welchen Anlagenteilen wir es in dieser Bodenwaschanlage zutun haben. Die in Folge dargestellten Flow sheets stammen von der Abbruch-, Boden und Wasserreinigungsges.m.b.H. der Firma Porr in Wien.

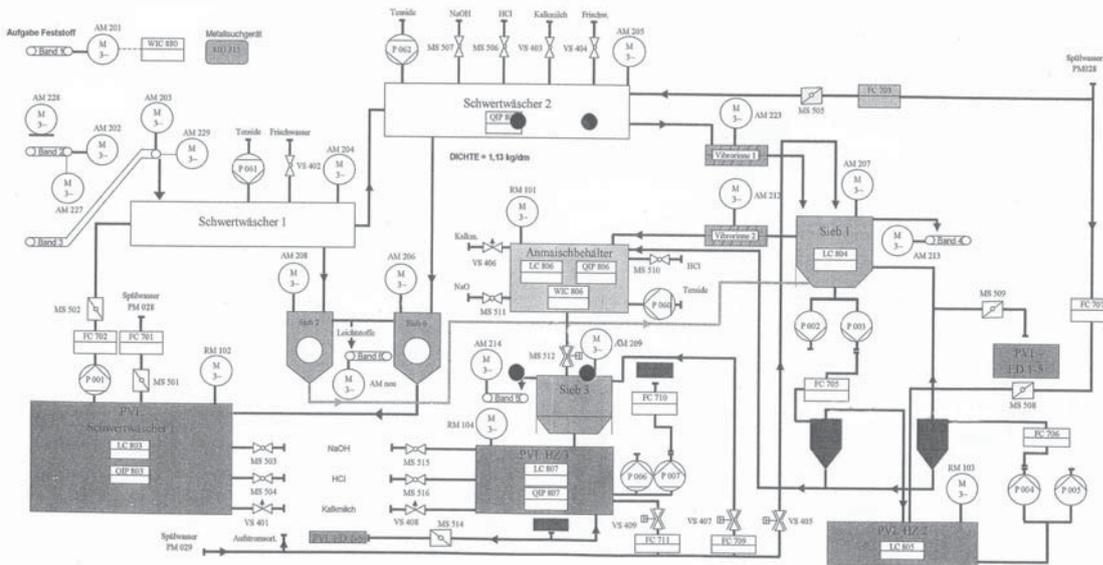


Abbildung 6.1.: Aufbereitung des angelieferten Bodens[42]

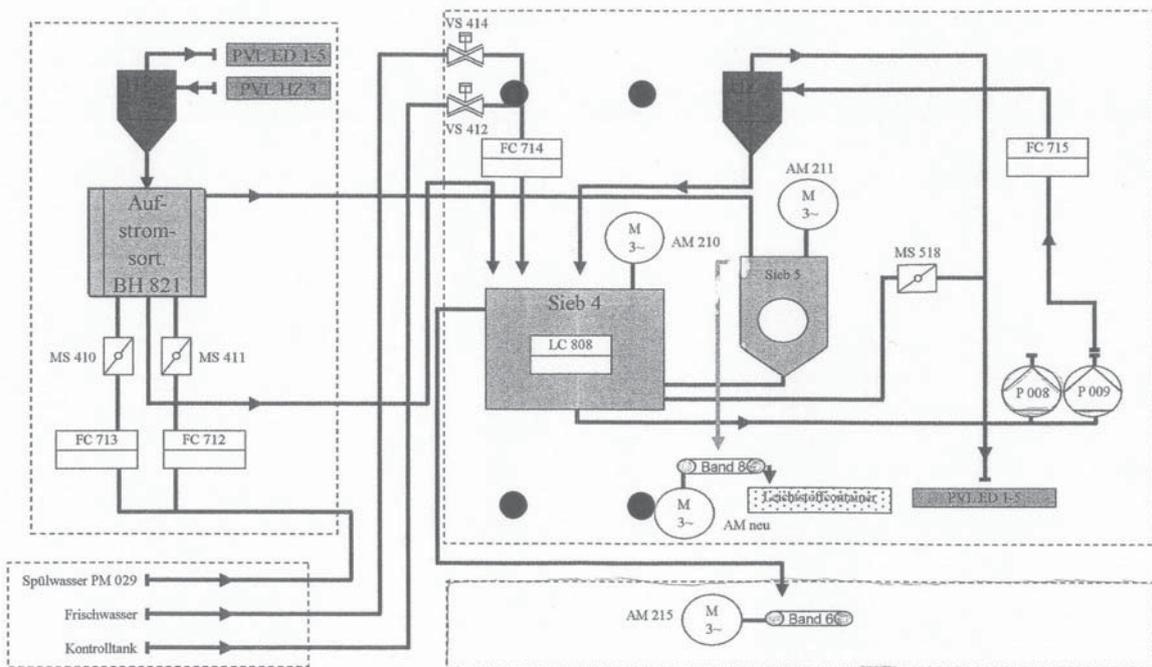


Abbildung 6.2.: Feinkornklassierung[42]

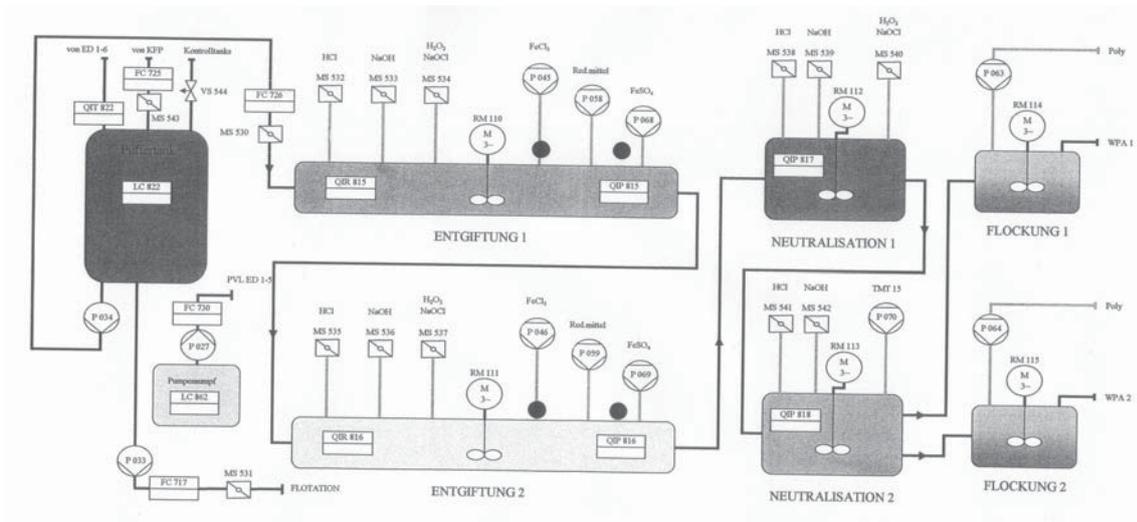


Abbildung 6.3.: Wasserreinigung der ABW[42]

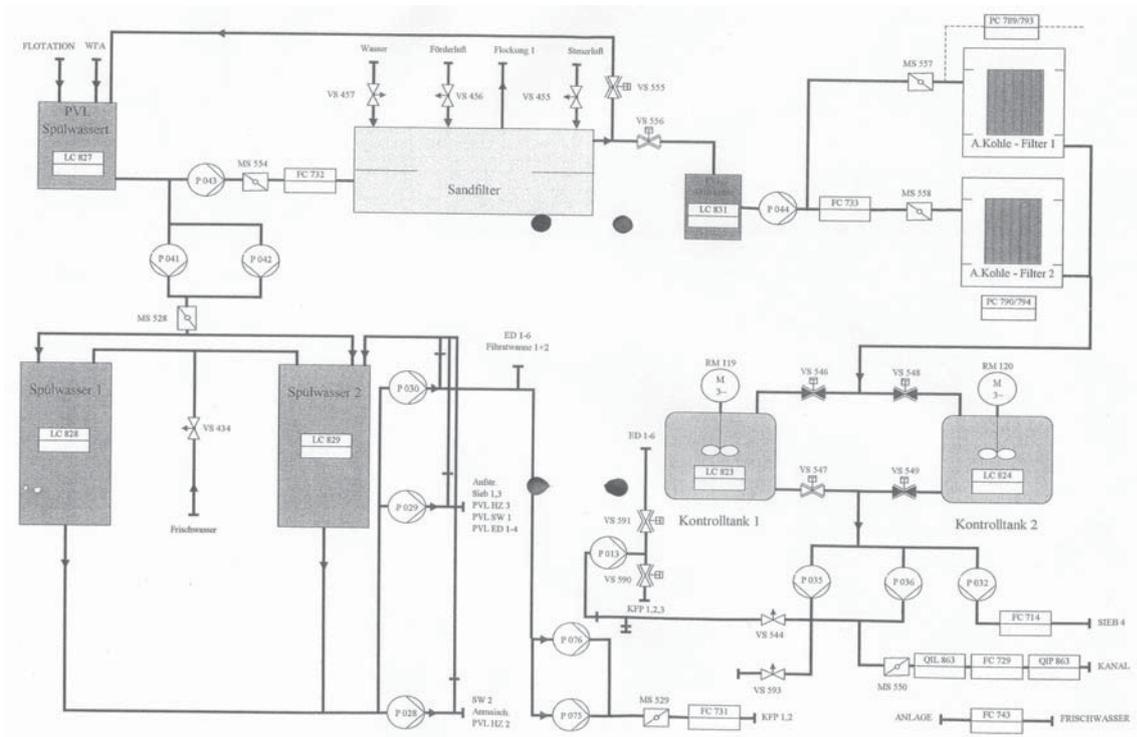


Abbildung 6.4.: Wasserentsorgung[42]



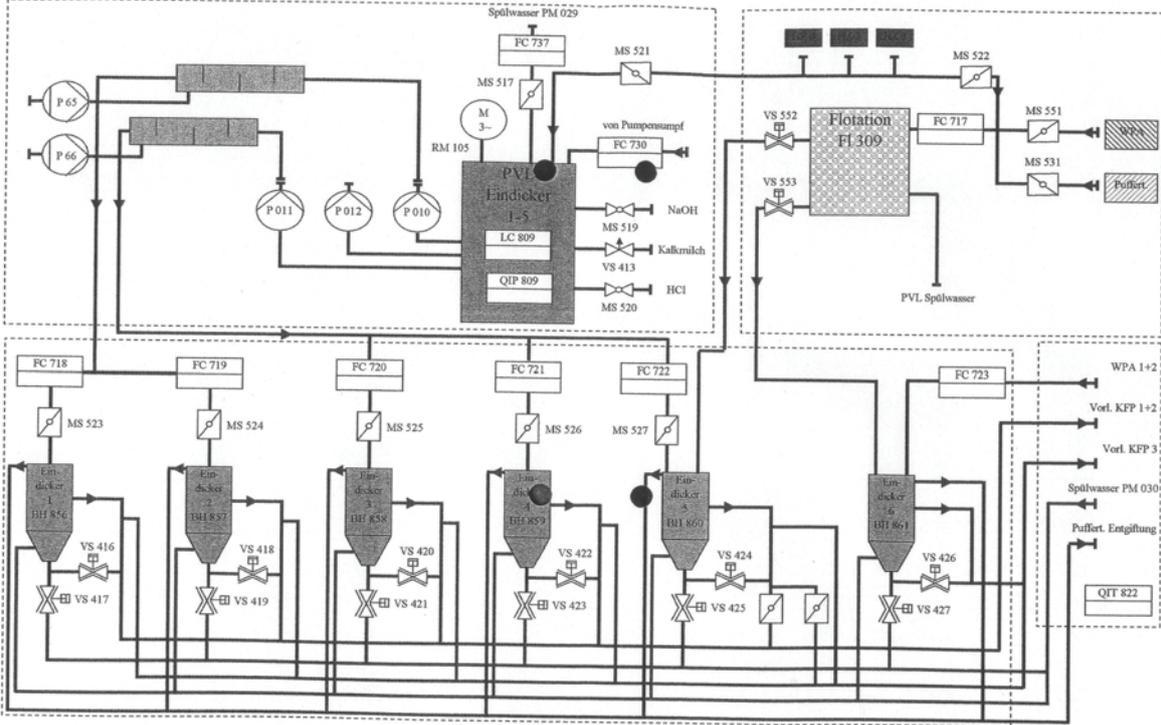


Abbildung 6.7.: Eindicker[42]

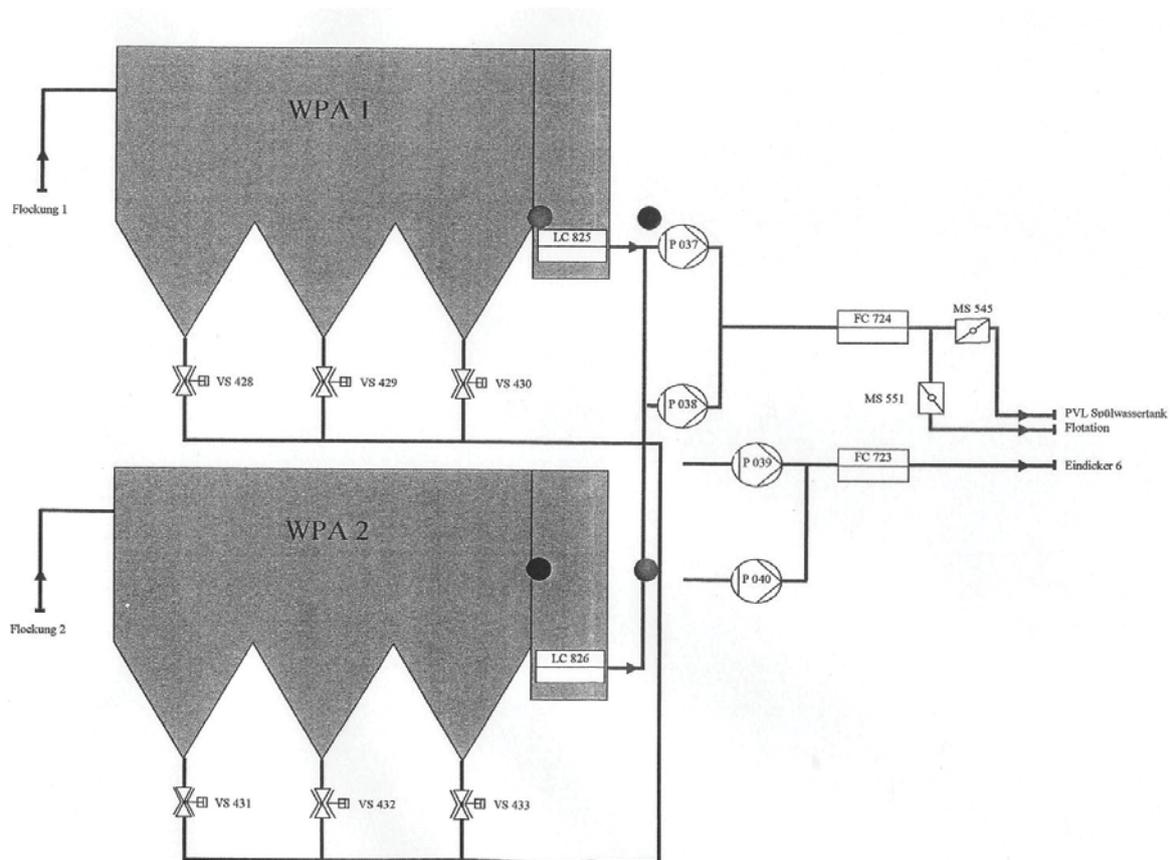


Abbildung 6.8.: Wellplattenabscheider[42]

## 6.1 Beschreibung der Bodenwaschanlage (ABW)

In der Anlage werden Abfälle mineralischen Ursprungs, vor allem Boden- und Abbruchminerale aus Altlasten, Altstandorten und Altdeponien behandelt. Das Mineralspektrum reicht von kiesiger, sandiger bis hin zur schluffigen Beschaffenheit, beladen mit anorganischen Schadstoffen, wie Schwermetallsalzen, Cyaniden und Chromaten, und organischen Verunreinigungen, wie PAK, BCP (polychlorierten Biphenylen) und Phenolen. Es können Korngrößen bis zu 70 mm verarbeitet werden, größere Körnungen werden mittels Brecher vorzerkleinert. Die maximale Durchsatzleistung der Anlage liegt bei 20 Tonnen in der Stunde.

In Abbildung 6.9. werden die grundlegenden Verfahrensschritte dargestellt.

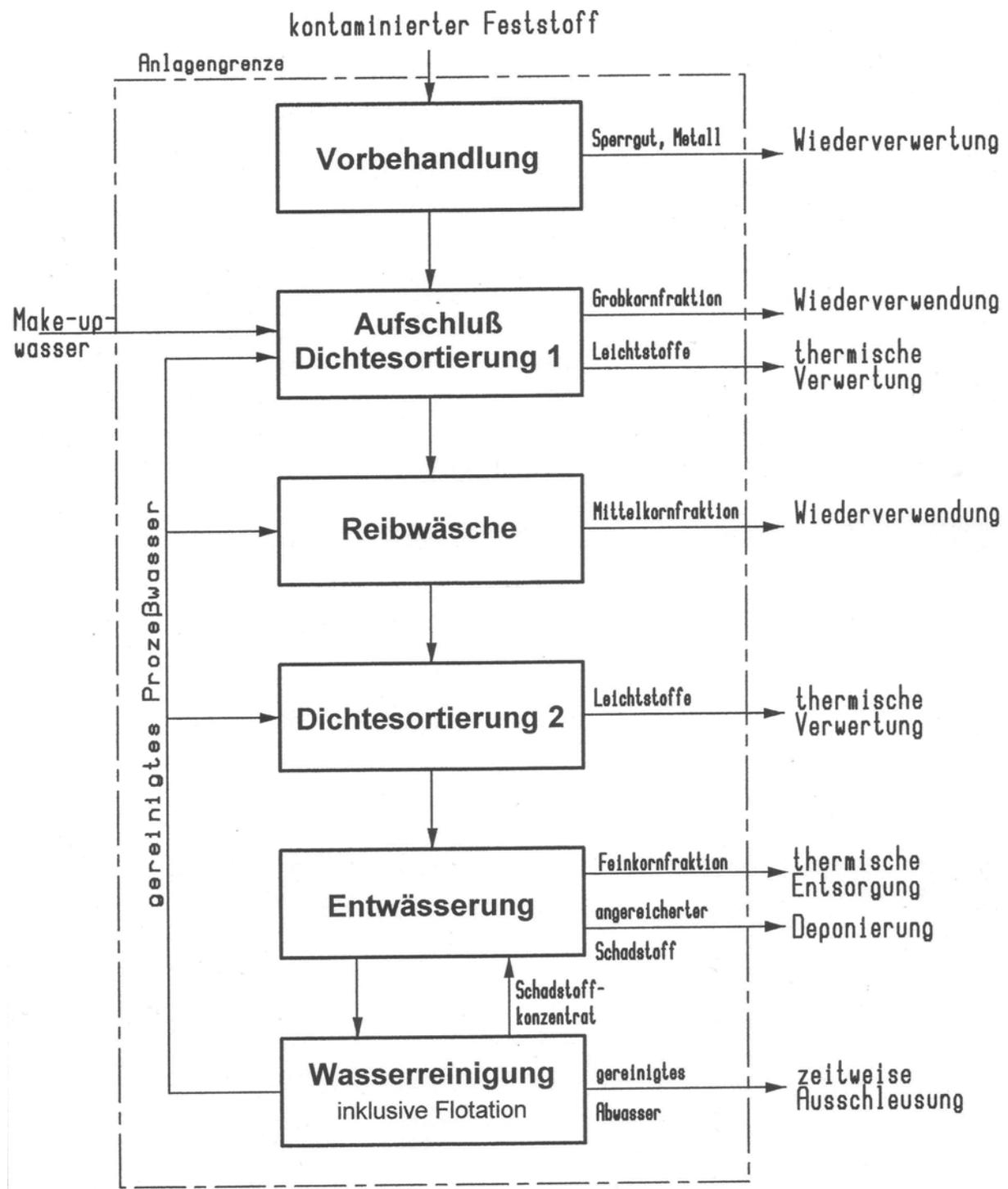


Abbildung 6.9.:Verfahrensschritte in der Bodenwaschanlage[41]

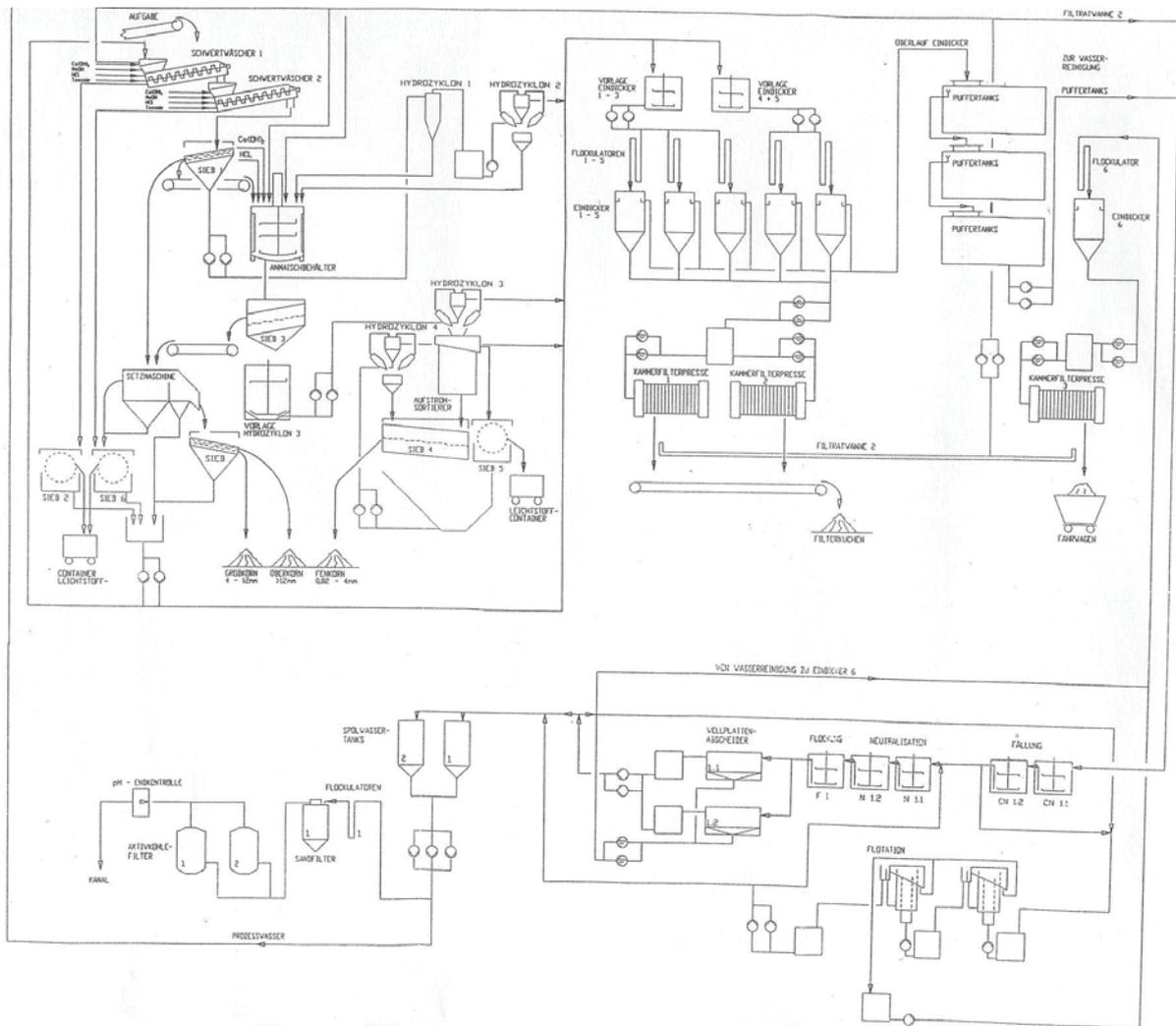


Abbildung 6.10.: Fließschema zur Bodenwaschanlage[41]

### 6.1.1 Verfahrensstufen der Bodenwaschanlage

- Vorbehandlung:

Das kontaminierte Material wird mittels Planrost und Magnetscheider grobsortiert und, falls erforderlich, auf die verfahrenstechnisch nötige Korngröße von < 70 mm gebrochen.

- Aufschluß und Dichtesortierung 1:

In dieser Verfahrensstufe wird das kontaminierte Aufgabegut in mit Tensiden und Fällungsmitteln konditioniertem Washwasser suspendiert und die Schadstoffe werden darin gelöst oder emulgiert. Dies geschieht in zwei in Reihe geschalteten Schwertwäschern, wo Leichtfraktion und Grobfraktion getrennt und über nachgeschaltete Siebe bei 12 mm klassiert ausgetragen werden. Der Grobkorn-Austrag des zweiten

Schwertwäscher kann nach der Siebung wahlweise mit einer Setzmaschine sortiert oder als nicht mehr kontaminierte Grobkornfraktion aus dem Prozess ausgeschieden werden.

- Reibwäsche:

Durch Eintrag von Reibungskräften im Anmisch- und Vorlagebehälter der Hydrozyklone und Sieben kann eine weitere Abtrennung von Feinkorn (0,02 bis 4 mm) und Leichtfraktion erreicht werden.

- Dichtesortierung 2:

Die im Feinkorn verbleibenden Körner geringerer Dichte werden mit einem Aufstromklassierer abgetrennt.

- Entwässerung und Extraktion:

Lösliche Schadstoffe werden durch Tenside ins Waschwasser extrahiert unter Zugabe von Fällungsmitteln, z.B.  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , und bei intensivem Rühren in der Eindickervorlage aus dem Waschwasser gefällt. Nach Zugabe des Flockungsmittels MAGNAFLOC 333 kann der Dickrübeausstrag des Eindickers über Kammerfilterpressen entwässert werden.

Das Filtrat und der Überlauf gelangen in die Puffertanks.

- Wasserreinigung:

In dieser Stufe soll das Waschwasser so aufbereitet werden, dass es neuerlich als Prozesswasser für den Aufschluss verwendet werden kann. Die Aufbereitung erfolgt je nach Belastungsart des Waschwassers in zwei parallel geschalteten Anlagenteilen entweder durch Fällung mit  $\text{FeCl}_3$  und  $\text{Fe}_2\text{SO}_4$ , Neutralisation, Flockung, Sedimentation im Wellplattenabscheider, oder durch Flotation in der pneumatischen Flotationsanlage. Beim Ausschleusen des Prozesswassers in den Kanal werden zusätzliche Sand- und Aktivkohlefilter durchlaufen.

## 6.2 Definitiver Umbau

Wie wir aus den Zeichnungen erkennen können, muss zusätzlich zu der Feinkornschiene der Suspensionsreaktor und die Blasensäule hinzugefügt werden. Dies erfolgt über einen Art Bypass, damit eine konventionelle Art der Bodenreinigung in der bestehenden Anlage noch möglich ist. Das Hauptproblem bei dieser Methode sind die konstanten Milieubedingungen für die Bakterien, da sonst die Qualität der Reinigung des Bodens nicht gegeben ist. Hier sollte wiederum bedacht werden, dass der Teil wo die Mikroorganismen arbeiten isoliert werden muss, damit eine konstante Temperatur und Feuchtigkeit gegeben ist. Dieses biologische Reinigungsverfahren wird in Hallen durchgeführt, die starken Temperaturschwankungen unterliegen. Daher sollte der Teil der Halle, wo der Reaktor steht entsprechend klein sein, damit eine Isolierung wirtschaftlich vertretbar ist.

### 6.2.1 Theorie zu Volumenbegaser[40]

Volumenbelüfter werden in Rührer und in Gaszerteiler unterteilt. Die Rührer werden in Rührbehältern, die Gaszerteiler dagegen in Blasensäulen sowie bei der biologischen Abwasserreinigung in Gruben, Becken sowie Tanks eingesetzt.

Der Stofftransport wird hier volumenbezogen formuliert (Annahme eines quasi-uniformen Stoffsystems):

$$\frac{G}{V} = k_L a \Delta c \quad (\text{Gl.6.1.})$$

$$a \equiv \frac{A}{V}$$

Bei der Volumenbelüftung kann die charakteristische Konzentrationsdifferenz in den meisten Fällen nicht mit  $\Delta c = c_s - c$  beschrieben werden, weil hier von einer örtlichen Konstanz zur Sättigungskonzentration  $c_s$  nicht die Rede sein kann: Einerseits ändert sich entlang der Flüssigkeitshöhe der Systemdruck (=Atmosphärdruck+hydrostatischer Druck), andererseits nimmt der Molenbruch des Gases (z.B. infolge der Verarmung der Luft an  $O_2$ , beim biologischen Prozess wegen der zusätzlichen Verdünnung des Gases mit  $CO_2$ ) stetig ab. Dieser Sachverhalt wird bei der üblichen Arbeitsweise (grosses  $\Delta c$ ) befriedigend mit der logarithmischen Konzentrationsdifferenz  $\Delta c_m$  berücksichtigt, die wie folgt definiert ist:

$$\Delta c_m = \frac{c' - c''}{\ln \frac{c' - c}{c'' - c}} \quad (\text{Gl.6.2.})$$

Bei besonders schlanken und/oder hohen Begasungsräumen („deep shaft“ Turmbiologie“ usw.) kann man nicht mehr davon ausgehen, dass die Flüssigkeit vollständig rückvermischt

wird. Diese Tatsache ( $c \neq const$ ) muss dann durch eine entsprechende Modifizierung der Beziehung (Gl.6.2.) berücksichtigt werden.

Die Eignung eines Volumenbegasers wird mit dem Stofftransportkoeffizienten  $k_L a$  charakterisiert, der mit der Stofftransportbeziehung (Gl.6.1.) definiert wird, in der die charakteristische Konzentration gemäß (Gl.6.2.) berücksichtigt ist.

$$k_L a = \frac{G}{V \Delta c_m} \quad (\text{Gl.6.3.})$$

### 6.3 Vergrößerungsversuch der Technikumsanlage

Aus früheren Versuchen ist hervorgegangen, dass die Vergrößerung einer Anlage in einer geometrisch ähnlichen Form erfolgen soll. Wie wir aber gleich im Anschluss sehen werden können diese Vergrößerungen leicht den Rahmen des Projektes sprengen. Da der Platz für die Anlage sehr eng begrenzt ist sollte die Möglichkeit in Betracht gezogen werden einen Container an die bestehende Halle anzubinden, in der auch die optimalen Milieubedingungen für das Reaktorverfahren gegeben sind.

#### 6.3.1 Variante A: mit Faktor 2

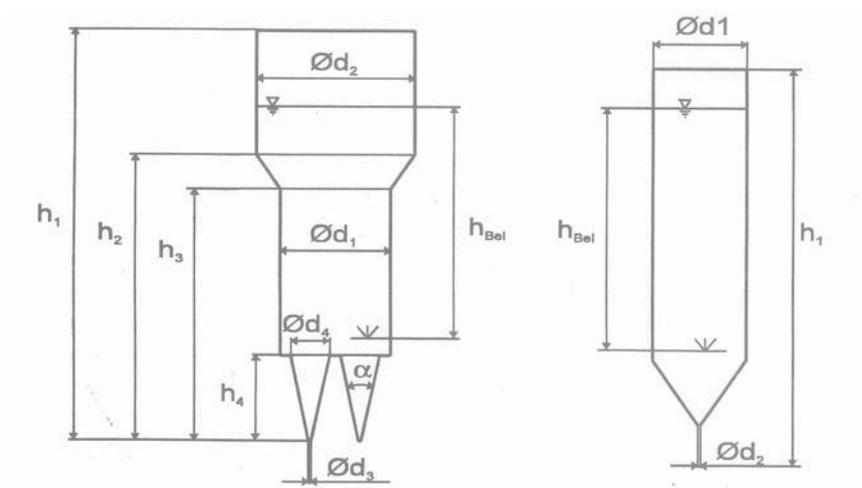


Abbildung 6.10. Schemazeichnung des Wirbelschichtreaktors und der Blasensäule im Technikumsmaßstab

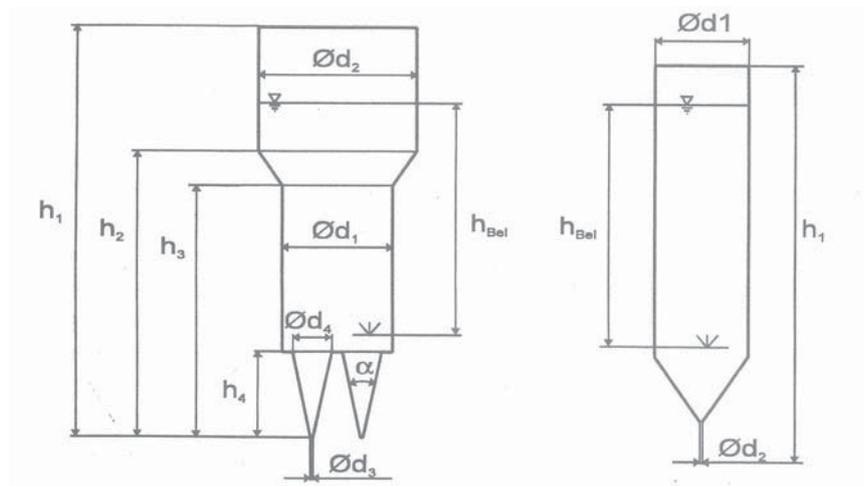
Wirbelschichtreaktor:  $h_1=6,6\text{m}$ ,  $h_2=4,6\text{m}$ ,  $h_3=4,2\text{m}$ ,  $h_4=1,4\text{m}$ ,  $h_{\text{Bel}}=3,6\text{m}$

$d_1=1,4\text{m}$ ,  $d_2=2,0\text{m}$ ,  $d_3=0,003\text{m}$ ,  $d_4=0,25\text{m}$

Blasensäule:  $h_1=5,2\text{m}$ ,  $h_{\text{Bel}}=3,6\text{m}$ ,  $d_1=0,80\text{m}$ ,  $d_2=0,025\text{m}$

Arbeitsvolumenverhältnis (Wirbelschichtreaktor/Blasensäule)=4,1

### 6.3.2 Variante B: mit Faktor 1,5



**Abbildung 6.11. Schemazeichnung des Wirbelschichtreaktors und der Blasensäule im Technikumsmaßstab**

Wirbelschichtreaktor:  $h_1=5,0\text{m}$ ,  $h_2=3,5\text{m}$ ,  $h_3=3,1\text{m}$ ,  $h_4=1,0\text{m}$ ,  $h_{\text{Bel}}=2,7\text{m}$

$D_1=1,0\text{m}$ ,  $d_2=1,5\text{m}$ ,  $d_3=0,002\text{m}$ ,  $d_4=0,25\text{m}$

Blasensäule:  $h_1=4,0\text{m}$ ,  $h_{\text{Bel}}=2,7\text{m}$ ,  $d_1=0,6\text{m}$ ,  $d_2=0,025\text{m}$

Arbeitsvolumenverhältnis (Wirbelschichtreaktor/Blasensäule)= 5,6

### 6.3.3 Variante C: In Reihe geschaltene Originalgröße

Auch bei dieser Variante haben wir das Platzproblem. Das Problem besteht hier aber nicht in der Höhe der Kolonne sondern beim Grundriss dieser in Serie geschalteten Reaktoren.

Bei dieser Variante besteht der Vorteil, dass in Laborversuchen die Anströmgeschwindigkeiten optimiert werden konnten. Die Varianten A und B würden als 1:1 Modell im Labor den Rahmen sprengen. Durch die mathematischen Berechnungsgrundlagen kann man nicht 100%ig sagen, wie sich die Teilchen in dem Reaktor und der Blasensäule verhalten.

Aufgrund dieses Unsicherheitsfaktors wird versucht mit Größenordnungen zu arbeiten, die im Labor vorgetestet worden sind. Weiters ist die Auslegung der Pumpen und anderer Aggregate sehr groß zu dimensionieren, da man es mit großen Belüftungshöhen im Reaktor und in der Blasensäule zu tun hat. Beim Chargenwechsel besteht nun das Problem, dass die Anlaufzeit für den Reinigungsvorgang des Bodens zu lange dauern würde, um die optimale Zirkulation im Reaktor und in der Blasensäule zu realisieren.

Was die Arbeitssicherheit betrifft, sind neben den standardisierten Maßnahmen keine zusätzlichen zu setzen. Diese Anlage verfügt über eine Abluftreinigung welche Stand der Technik ist.

## 7 Zusammenfassung

Während der Arbeit an dieser Diplomarbeit die sich schlussendlich auf über drei Jahre ausdehnte, kam es bei meinem Studium diverser Publikationen immer wieder zu kontroversiellen Standpunkten seitens der Forscher.

Da dieser Bereich der Mikrobiologie noch wenig erforscht ist. In einigen Veröffentlichungen wurde die Durchführbarkeit dieses Projektes in der Praxis nicht hinterfragt. Die Praxis zeigt jedoch, dass immer noch im Industriemaßstab mit hauptsächlich konventionellen Methoden gearbeitet wird, wie dies in Fachzeitschriften nachzulesen ist. Das auftretende Problem bei den biologischen Verfahren ist die enge Bandbreite der physikalischen Milieubedingungen im Boden, da die Mikroorganismen empfindlich auf äußere Einflüsse reagieren. Um diese Faktoren in den Griff zu bekommen d. h. ein praxisbezogenes und kostengünstiges Resultat zu erzielen, wird in der Forschung noch einiges an Laborarbeit geschehen müssen.

Die guten Ergebnisse der Dissertation „Optimierung und Scale up eines Suspensionsreaktorverfahrens zur biologischen Reinigung feinkörniger, kontaminierter Böden“ [44] welche als Grundlage für diese Diplomarbeit dienten, kann man meines Meinung erachtens schwer im normalen Schichtbetrieb umsetzen.

Die oben angeführten Gründe führen meiner Meinung nach, in nächster Zukunft zu dem Schluss, dass die biologischen Suspensionsreaktorverfahren als off-site Verfahren sich nicht durchsetzen werden. Die on-site Verfahren wo vor Ort die Mikroorganismen aufgetragen werden, könnten sich in naher Zukunft durchsetzen, da sie vom Arbeitsablauf leichter durchzuführen sind als die off-site Verfahren, aber durchaus schlechtere Abbauraten ergeben.

Ein interessantes Thema dazu, fand ich im aktuellen „Altlasten Spektrum“. Das Ziel dieser Arbeit war es PAK kontaminierte Böden anhand des in-situ Verfahrens mit Pflanzenöl zu sanieren. Um diesen Vorgang für wissenschaftliche Zwecke interessant zu machen wurden sandige, tonhaltige, feuchte sowie getrocknete Bodensäulen einer PAK Extraktion zugeführt. Davon konnten 100% mit Pflanzenöl extrahiert werden. 10 % Restpflanzenöl im Boden wurde durch Zusatz von Nährstoffen mikrobiologisch abgebaut. Am Ende dieses Verfahrens wies der Boden eine große bodenmikrobiologische Aktivität auf. Die Wiederverwendung des von PAK gereinigten Pflanzenöls wird untersucht, wobei Versuche ergeben haben, dass Aktivkohle eine vielversprechende Lösung dafür wäre. Bei diesem Experiment muss das ökotoxikologische Gefährdungspotential untersucht werden, insbesondere die Entstehung von wasserlöslichen Cometaboliten [44].

Abschliessend ist zu bemerken, dass dieses neue Verfahren der biologischen Suspensionsreaktoren weniger die Umwelt belasten würden als die herkömmlichen Verfahren und daher früher oder später sich wirtschaftlich und auch umwelttechnisch sehr wohl positiv auswirken würden.

## 8 Literaturverzeichnis

- [1] Thome`-Kozmiensky, K.J. (Hrsg) Altlasten 1 EF- Verlag für Energie und Umwelttechnik Berlin 1987
- [2] Filip, Z „ Biologische Verfahren; in; Altlasten: Erkennen, Bewerten, Sanieren. Hrsg: Weber. H.H; Neumeier H; Springer Verlag Berlin Heidelberg
- [3] Landesanstalt für Umweltschutz Badenwürttemberg Lfu ( Hrsg. ): Handbuch Bodenwäsche; Materialien zur Altlastenbehandlung, Band 11; Karlsruhe 1993
- [4] Landesanstalt für Umweltschutz Badenwürttemberg, Eingehende Erkundung für Sanierungsmaßnahmen, Sanierungsvorplanung ( E3-4 ), Karlsruhe 1994
- [5] Landesanstalt für Umweltschutz Badenwürttemberg, Handbuch Mikrobiologische Bodenreinigung, Karlsruhe 1991
- [6] Schwefer, H.J.; Weirich G.: Biologische in situ-Sanierung-Anwendungsbeispiele aus Europa und USA; in Altlasten 2; Hrsg.: Thome-Kozmiensky, K.J.; Berlin 1988
- [7] Bachmann, G: Bodensanierung in den USA, in: Rosenkranz, D.; Bachmann, G; Einsele, G; Harreß, H.-M. ( Hrsg. ): Bodenschutz Bd. 1, Berlin 1988
- [8] Alef, K ( Hrsg. ): Biologische Bodensanierung- ein Methodenhandbuch, Weinheim u.a. 1994
- [9] Wille, F.: Bodensanierungsverfahren: Grundlagen und Anwendungen, Würzburg 1993
- [10] Förstner, U: Umweltschutztechnik, 5 Auflage, Berlin u.a. 1995
- [11] Hochtief Umwelt GmbH; Verfahrensdokument Altlastensanierung 1993
- [12] Margosin, R.; Schneider, M.; Schinner, F. ( Hrsg. ); Praxis der mikrobiologischen Bodensanierung; Berlin Heidelberg 1995
- [13] Neese, Th.; Grohs, H.: Die Aufbereitungstechnik 31 (1990) 12 S. 658-662, Wiesbaden 1990
- [14] Pöppinghaus, K: Technologieregister ( TERESA ) Sanierungsverfahren von Altlasten; in: IWS Schriftreihe Band 10; Symposium, Neuer Stand der Sanierungstechniken von Altlasten; Aachen, 8. und 9. März 1990; Berlin 1991
- [15] Dechema 1992: Behrens, D.; Wiesner, J.: Mikrobiologische Reinigung von Böden; Beiträge des 9. Dechema-Fachgesprächs umweltschutz am 27. und 28. Februar 1991 in Frankfurt am Main und 1. Bericht des interdisziplinären Arbeitskreises der Dechema „Umweltbiotechnologie-Boden“, Frankfurt 1991

- [16] Anonymus ( 1996 ): Entwurf eines Gesetzes zum Schutze des Bodens. Bundesrat: Drucksache 702/96 vom 27.09.1996
- [17] ÖNORM S 2088-2 Altlasten „Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Boden
- [18] Hempel, D.C.: Grundlagen des Scale-up für biotechnologische Prozesse in Rührfermentern. Crüger, W et al.: Jahrbuch Biotechnologie 1986/87. München: Carl Hanser, 1986, S. 77-124
- [19] Margarites, A.; Zajic, J.E.: Mixing, mass transfer and scale-up of polysaccharide fermentations. *Biotechnol. Bioeng.* 20 (1978), S. 939-1001
- [20] Heschel, W. und Klose, E.: Zum Strömungstechnischen Verhalten feinstkörniger Güter in der Sprudelschicht. *Chem. Tech.* 33 (1981), Nr. 3, S. 122-125
- [21] Marthur, K.B.; Epstein, N: Spouted beds. New York: Academic Press, 1974
- [22] Nitschke, V.: Entwicklung eines Verfahrens zur mikrobiologischen Reinigung feinkörniger, mit polycyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen belasteter Böden. Universität- Gesamthochschule Paderborn: Dissertation, 1994
- [23] Peterson, W.S.: Multiple spouted bed. Can. Patent No. 739660 to Nat. Res. Council of Can., 1966 (filed 1963). Prelim. Work reported in an internal Nat. Res. Council report by Peterson, 1961
- [24] Schneider, F.U.: Über Grundlagen und Praxis des Bodenwasschens. *Aufbereitungstechnik* 33 (1992), S. 501-514
- [25] Marthur, K.B.; Gishler, P.E.: A technique for contacting gases with coarse solid particles. *A.I.Ch.E. Journal* 1 (1955), S. 157-164
- [26] Madonna, L.A.; Lama, R.F.; Brisson, W.L.: Solid-air jets. *Brit. Chem. Eng.* 6 (1961), S. 524-528
- [27] Littman, H.; Vukovic, D.V.;Zdanski F.K.; Grbavcic, Z.B.: Pressure drop and flowrate characteristics of a liquid phase spout-fluid bed at the minimum spout-fluid flowrate. *Can.J.Chem.Eng.*52(1974),S.174-179
- [28] Murthy,D.V.R.; Singh,P.N.:Minimum spouting velocity in multiple spouted beds. *Canad.J.Chem.Engng.*72(1994),S.235-239
- [29] Smith,J.W.;Reddy,K.V.S.: Spouting of mixed particle-size beds. *Canadian Journal of Chemical Engineering* 42(1964), S.206-210

- [30] Kattaneck, S.: Experimente in der Verfahrenstechnik. In: Weiß,S.; Berghoff,W.;Grahn,E.;Gruhn,G.;Güsewelt,M.;Plötner,W.; Robel,H.;Schubert,M.(Hrsg.): Verfahrenstechnische Berechnungsmethoden, Teil4. Weinheim: VCH, 1985
- [31] Grassmann,P. und Widmer,F.: Einführung in die thermische Verfahrenstechnik. Berlin: de Gruyter,1974
- [32] Stotz, G.: Sauerstoffzufuhr beim Belebungsverfahren durch Wasserstoffperoxid. München: Kommissionsverlag R. Oldenburg, 1988
- [33] Lewis, W.K; Witman,W.G.: Principles of gas adsorption. Ind. And Chem. 16(1924)Nr.12,S.1215-1220
- [34] Einsele, A.; Finn,R.K.; Samhaber, W.: Mikrobiologische und biochemische Verfahrenstechnik, Weinheim: Verlag Chemie,1985
- [35] Hitchman, M.L.: Measurement of dissolved oxygen. Geneva und New York: John Wiley & Sons, Inc. and Orbisphere Corp.,1978
- [36] Albal, R.S.; Shah, Y.T.;Schumpe, A.: Mass transfer in multiphase agitated contactors. Chem. Eng. Journal 27(1983), S. 61-80
- [37] Patwari, A.N.: Hydrodynamics and mass transfer in three-phase fluidized beds with highly viscous liquids. Universität Oldenburg: Dissertation,1983
- [38] Schlegel,H.G.: Allgemeine Mikrobiologie. Stuttgart: Georg-Thieme Verlag, 1992
- [39] Riss, A.; Barensee,E.R.;Helmling,O.; Einsatz von Wasserstoffperoxid zum mikrobiologischen Kohlenwasserstoffabbau. Gwf-Wasser, Abwasser 132(1991), S 115-126
- [40] Zlokarnik, M.: Advances in Biochem. Engng. 11(1979)157-180. Scale-up of Surface Aerators for Waste Water Treatment.
- [41] Harald Meysel: Diplomarbeit "Möglichkeiten und Grenzen der Flotation in der Abwasseraufbereitung einer Bodenwaschanlage"
- [42] Weiss 2000: Flow Sheets der Abbruch-, Boden- und Wasserreinigungsges.m.b.H. (ABW) der Baufirma Porr in Wien.
- [43] Mann G. Volker: Dissertation „Optimierung und Scale up eines Suspensionsreaktorverfahrens zur biologischen Reinigung feinkörniger, kontaminierter Böden“

- [44] K. Alef, L. Kapitzki, Z. Gong, Y. Song, B.-M. Wilke und H. Niebelschütz: Grundlagen zur Entwicklung eines Verfahrens zur in-situ-Verfahren von Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Böden mit Pflanzenöl. Altlasten Spektrum 2/2003.

## 9 Tabellenverzeichnis

Tabelle 4.1.:	Berliner Liste	36
Tabelle 4.2.:	Holländische Liste	37
Tabelle 4.3.:	Orientierungswerte für Nutzungen, bei denen eine direkte Gefährdung durch orale Aufnahme von verunreinigtem Oberboden (0 bis 10 cm) nicht auszuschließen ist	40
Tabelle 4.4.:	Orientierungswerte für Schadstoffgehalte im Oberboden (0 bis 20 cm) Für landwirtschaftliche oder gärtnerische Nutzung sowie Nicht-agrarische Nutzungen	42
Tabelle 5.1.:	Geometrische Kennwerte der Versuchsanlage	55

## 10 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1.:	PAK-EPA- Strukturformeln	6
Abbildung 3.1.:	Abbau von Anthracen durch Bakterien	10
Abbildung 3.2.:	Bakterielle Metabolisierung von Naphtalin	11
Abbildung 3.3.:	Verschiedene Wege der Bakteriellen Metabolisierung von Phenatren	12
Abbildung 3.4.:	Unterschiedliche Abbauwege für Anthracen bei Bakterien und Pilzen	13
Abbildung 4.1.:	Wesentliche Prozessabschnitte zur Bodenwäsche	17
Abbildung 4.2.:	Blockfließbild einer typischen Bodenwäsche	23
Abbildung 4.3.:	Einsatzbereich von Zerkleinerungsmaschinen	25
Abbildung 4.4.:	Verfahrensschritte und Verfahrenstechnische Grundoperationen bei der Bodenwäsche	27
Abbildung 4.5.:	Übersicht der Bioreaktorverfahren zur Bodensanierung	32
Abbildung 4.6.:	Schematische Darstellung der Beurteilung unter Berücksichtigung nutzungsspezifischer Gesichtspunkte	39
Abbildung 5.1.:	Verfahrensfließbild des biologischen Suspensionsreaktorverfahren (Biodynverfahren)	47
Abbildung 5.2.:	Schemazeichnung des Wirbelschichtreaktors und der Blasensäule im Technikumsmaßstab	55
Abbildung 6.1.:	Aufbereitung des angelieferten Bodens	58
Abbildung 6.2.:	Feinkornklassierung	58
Abbildung 6.3.:	Wasserreinigung der ABW	59
Abbildung 6.4.:	Wasserentsorgung	59
Abbildung 6.5.:	Abgasreinigung	60

---

Abbildung 6.6.:	Entwässerung	60
Abbildung 6.7.:	Eindicker	61
Abbildung 6.8.:	Wellplattenabscheider	62
Abbildung 6.9.:	Verfahrensschritte in der Bodenwaschanlage	64
Abbildung 6.10.:	Fließschema zur Bodenwaschanlage	67
Abbildung 6.11.:	Schemazeichnung des Wirbelschichtreaktors und der Blasensäule im Technikumsmaßstab	68

## 11 Abkürzungsverzeichnis

bzw.	Beziehungsweise
vgl.	Vergleiche
h/d	Höhe zu Durchmesser
w/w	Masse/Masse
z.B.	zum Beispiel
CO <sub>2</sub>	Kohlendioxid
Hrsg.	Herausgeber
Bd.	Band
u.a.	unter anderem
d.h.	das heißt
cm	Zentimeter
o.a.	oben angeführt
mm	Milimeter
m	Meter
ggf	Gegebenenfalls
t	Tonne
Gl.	Gleichung
mg	Milligramm
hPa	Hektopascal
PVC	Polyvinylchlorid
GC	Gascromatographie

## 12 Nomenklatur

Zeichen	Bedeutung	Einheit
$v_{ms}$	kritische Anströmgeschwindigkeit	m/sec
$d_P$	Partikeldurchmesser	m
$d_i$	Strahlrohrdurchmesser	m
$d_c$	Säulendurchmesser	m
$\rho_P$	Dichte der Partikel	kg/m <sup>3</sup>
$\rho_L$	Dichte des Fluids	kg/m <sup>3</sup>
$h_B$	Höhe der Strahlschicht	m
$n$	Anzahl mitgerissener Partikel	
$k$	Konstante	
$c_L$	Konzentration der flüssigen Phase	
$t$	Zeit	sec
$D_{ax}$	axialer Dispersionskoeffizient	
$X$	Weglänge	m
$\bar{v}$	mittlere Strömungsgeschwindigkeit	m/s
$m_{GL}$	Transportstrom	
$k_L$	flüssigkeitsseitiger Stoffübergangskoeffizient	
$A$	Phasengrenzfläche	
$c_L'$	Sättigungskonzentration des Sauerstoffs in der flüssigen Phase	
$c_L$	aktuelle Sauerstoffkonzentration in der flüssigen Phase	
$V_R$	Reaktorvolumen	m <sup>3</sup>
$k_L a$	volumenbezogener Stoffübergangskoeffizient	
$a$	spezifische Phasengrenzfläche	

---

$h_{\text{Bel}}$	Belüftete Höhe
$c' = \dot{c}x'p'$	O <sub>2</sub> -Sättigungskonzentration beim Gaseintritt
$c'' = \dot{c}x''p''$	O <sub>2</sub> -Sättigungskonzentration beim Gasaustritt
$x', x''$	O <sub>2</sub> -Molenbruch beim Gaseintritt bzw. Gasaustritt
$p', p''$	Systemdruck beim Gaseintritt bzw. Gasaustritt
$\dot{c}$	O <sub>2</sub> -Sättigungskonzentration bei entsprechender Temperatur in mgO <sub>2</sub> /(lbarO <sub>2</sub> )
$c$	O <sub>2</sub> -Konzentration in der Flüssigkeit