

## 2 EINLEITUNG

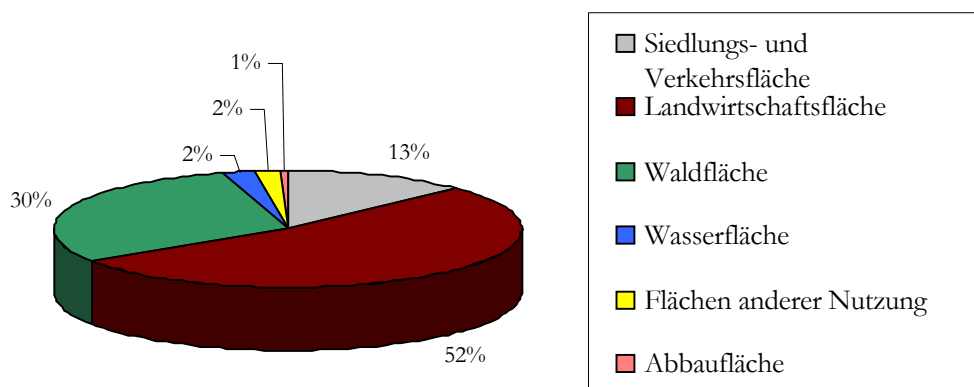
### 2.1 Ökosystemare Charakterisierung von Böden

Böden spielen im Naturhaushalt eine zentrale Rolle. In Böden durchsetzen sich Lithosphäre, Atmosphäre, Hydrosphäre und Biosphäre. Dies führt zu einer großen Heterogenität und räumlichen Komplexität des Lebensraumes Boden.

Bis heute sind die vielfältigen chemischen, biologischen und physikalischen Wechselbeziehungen und Stoffflüsse in Böden sowie die Biodiversität von Böden nicht vollständig erforscht. Die vielfältigen Funktionen von Böden, die in engem Zusammenhang mit dem Wasser- und Nährstoffhaushalt stehen sowie die natur- und kulturhistorische Bedeutung von Böden erfordern einen bewussten, nachhaltigen Umgang mit diesem Schutzgut.

Voraussetzung dafür ist, zu einer anderen Sichtweise auf Böden, die traditionell nur über ihre Nutzung, als Wirtschaftsgut oder Betriebsmittel, nicht aber als Naturgut erfasst wurden, zu gelangen.

Dies belegt auch die folgende Abbildung 1, welche die aktuelle Nutzung von Böden in der Bundesrepublik Deutschland darstellt.



**Abbildung 1:** Flächennutzung in der Bundesrepublik Deutschland, Stand: 2004

(Datenquelle: Statistisches Bundesamt)

Im Vergleich mit den Umweltmedien Wasser und Luft steht das Umweltmedium Boden erst seit kurzer Zeit im Mittelpunkt der Umweltforschung und der Bemühungen um seinen Schutz und Erhalt.

In der Bundesrepublik Deutschland gelang es erst mit dem Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG, 1998) und der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999), den Boden und seine Funktionen als schutzwürdig und schutzbedürftig anzuerkennen. Bodenlebewesen erhalten dabei eine eher untergeordnete Würdigung (Köhler, 1999). Zwar wird die Lebensraumfunktion des Bodens im Bundesbodenschutzgesetz ausdrücklich genannt, die

Bedeutung der Bodenlebewesen für den Erhalt der anderen ökologischen Bodenfunktionen nach § 2 BBodSchG wird jedoch nicht ausdrücklich hervorgehoben.

Auch die Politik erkannte im Zusammenhang mit dem Erlass der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung 1999 die nicht ausreichende Würdigung der Bodenorganismen. Daher bat der Bundesrat in seiner EntschlieÙung zur Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung 1999 um Prüfung von vorsorgeorientierten Bodenwerten für den Pfad Boden-Bodenorganismen (Kap. 2.3.1).

### **2.1.1 Lebensraumfunktion von Böden**

Böden sind äußerst komplexe, dynamische Ökosysteme, die den Lebensraum für Mikroorganismen, Pflanzen und Tiere bilden.

Die Gesamtheit der Bodenorganismen, das Edaphon, hat in diesem Lebensraum eine besondere Bedeutung. Das Edaphon wird in Bodenflora (Bakterien, Pilze, Algen und unterirdische Pflanzenteile) und Bodenfauna (Protozoen, Nematoden, Mollusken, Anneliden, Arthropoden) unterteilt (Gisi, 1997). Bodenmikroflora und Bodenmikrofauna (Körpergröße < 200 µm) bilden die Bodenmikroorganismen, die mit 80 % (bezogen auf die Trockensubstanz) die größte Gruppe der im Boden lebenden Organismen darstellen.

Die Aktivität der Bodenorganismen ist für die Eigenschaften von Böden, ihre Struktur sowie die Umwandlungs- und Verlagerungsprozesse und damit für die Entwicklung von Böden bestimmend.

90% der Abbauarbeit werden von Bakterien und Pilzen geleistet, nur 10% entfallen auf Bodentiere, die jedoch durch ihre "Arbeit" den Abbau effektiv beschleunigen (Tertytze et al. 2000).

Durch spezifische Stoffwechsellleistungen von Bodenorganismen werden vor allem die folgenden Prozesse im Boden beeinflusst:

- Humifizierung
- Nitrifikation/Denitrifikation
- Filterfunktion
- Schadstoffabbau
- Gefüge- und Krümelbildung
- Mineralisierung
- Verwitterungsprozesse (Lösungsprozesse durch Stoffwechselprodukte am Ausgangsgestein)

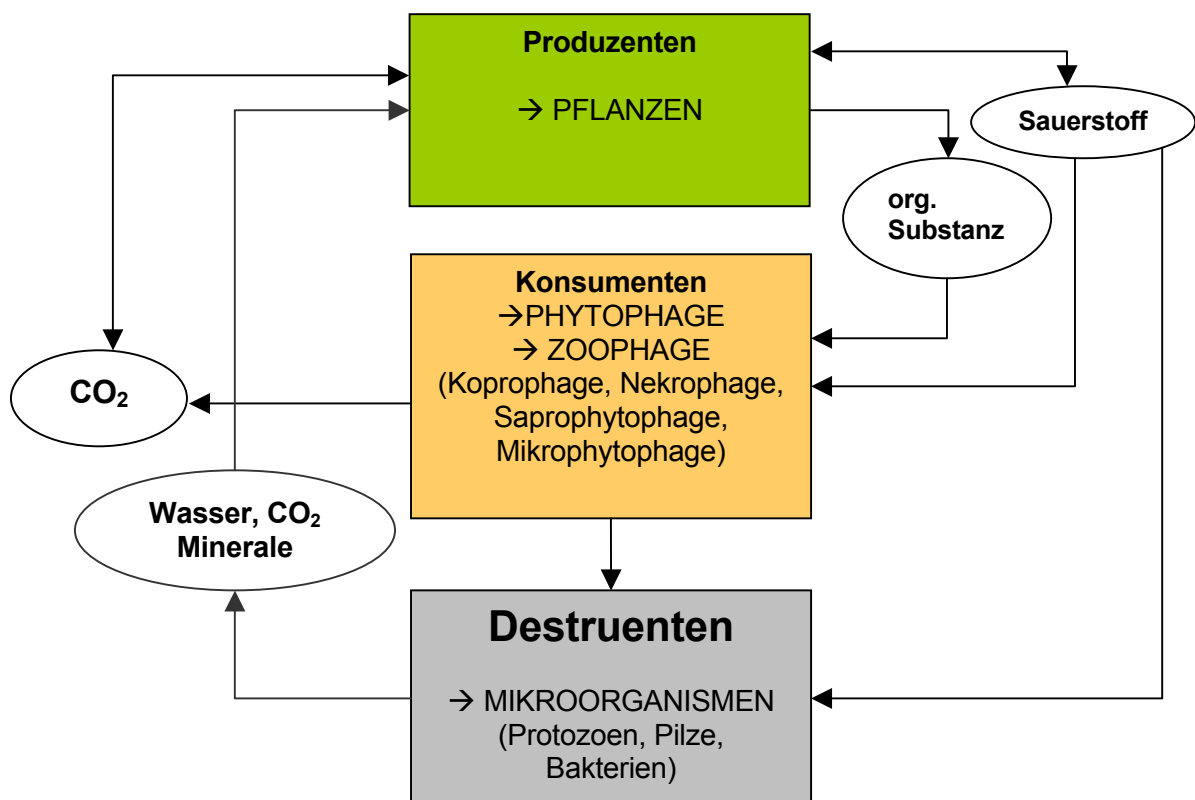
Die Lebensräume der Bodenorganismen sind unterschiedlich. Mikroorganismen besiedeln den Wasserfilm von Mittel- und Grobporen. Weitere Beispiele sind Carabiden, die auf der

Bodenoberfläche leben und Collembolen, die ihren Lebensraum in luftgefüllten Bodenporen haben.

Die edaphischen Organismen können verschiedenen Trophiestufen zugeordnet werden und sind über ein komplexes Nahrungsnetz verbunden und voneinander abhängig (Abb. 2). Sie stehen untereinander in zahlreichen Wechselwirkungen. Durch das Zerkleinern der Streu durch Regenwürmer wird beispielsweise die Nahrungs- und Lebensgrundlage von Mikroorganismen geschaffen, deren Stoffwechselaktivität wiederum durch die Beweidung durch Nematoden oder Collembolen gesteigert wird.

Regenwürmer, aber auch Bakterien und Algen verbessern wesentlich die Krümelstruktur von Böden und schaffen damit zugleich Lebensräume für Vertreter der Mikro- und Mesofauna.

Bodenmikroorganismen sind als Destruenten maßgeblich am Abbau und der Umwandlung von organischem Material (Streu, abgestorbene Wurzelreste, Wurzelexsudat), an der Bildung von Huminstoffen, am Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorkreislauf sowie am Abbau organischer Schadstoffe beteiligt (Handbuch Bodenuntersuchungen, 2000).



**Abbildung 2:** Vereinfachte Darstellung des Nährstoffkreislaufes und der Nährstoffbeziehungen im Boden

### 2.1.2 Gashaushalt von Böden

Böden spielen in den globalen Stoffkreisläufen des Stickstoffs und des Kohlenstoffs eine bedeutende Rolle. Stickstoff ist in der Atmosphäre enthalten, in der Biomasse aller Lebewesen fixiert und in der organischen Substanz des Bodens gebunden. Etwa 95 % des globalen Stickstoffumsatzes erfolgen im Kreislauf Pflanzenernährung → Nitratreduktion → Ammonifikation → **Nitrifikation**. Nur 5 -10 % des Stickstoffs werden im Austausch zwischen Atmosphäre und Böden umgesetzt (Gisi 1997). Der überwiegende Teil des Bodenstickstoffs liegt in Form von Biomasse, Huminstoffen, Vegetationsrückständen und abgestorbenen Organismen im Oberboden organisch gebunden vor. Durch Mineralisierung wird der organisch gebundene Stickstoff in mehreren Schritten durch Mikroorganismen umgewandelt (Kap. 2.1.2.1). Abbildung 3 zeigt vereinfacht den Stickstoffkreislauf.

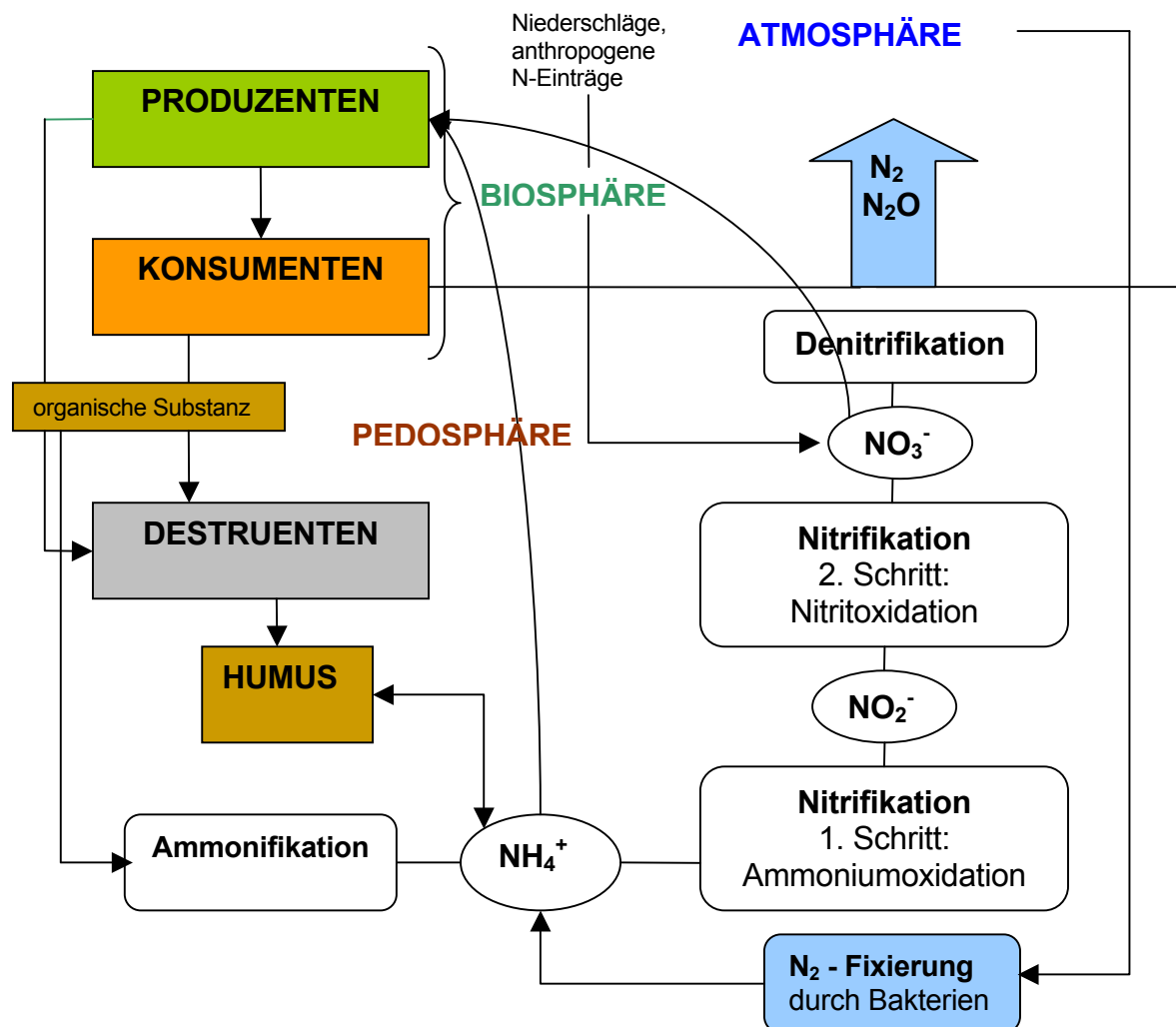


Abbildung 3: Stickstoffkreislauf

Im globalen Kohlenstoffkreislauf (Abb. 4) nehmen Böden als Senke und Quelle sowie als "chemischer Reaktor" (Gisi, 1997) eine herausragende Stellung ein. Pflanzen assimilieren den Kohlenstoff über ihre grünen Pflanzenteile durch Photosynthese. Über die Wurzel gelangt Kohlenstoff in den Boden. Die **Bodenatmung** ist die Rückfuhr des Kohlenstoffs als  $\text{CO}_2$  in die Atmosphäre, dieser Prozess wird vor allem durch Mikroorganismen gesteuert (Kap. 2.1.2.2). Die gesamte in Böden erzeugte  $\text{CO}_2$ -Menge kann bei starker Streuzufuhr bis zu 10 t/ha und Jahr betragen (Scheffer und Schachtschabel, 1992).

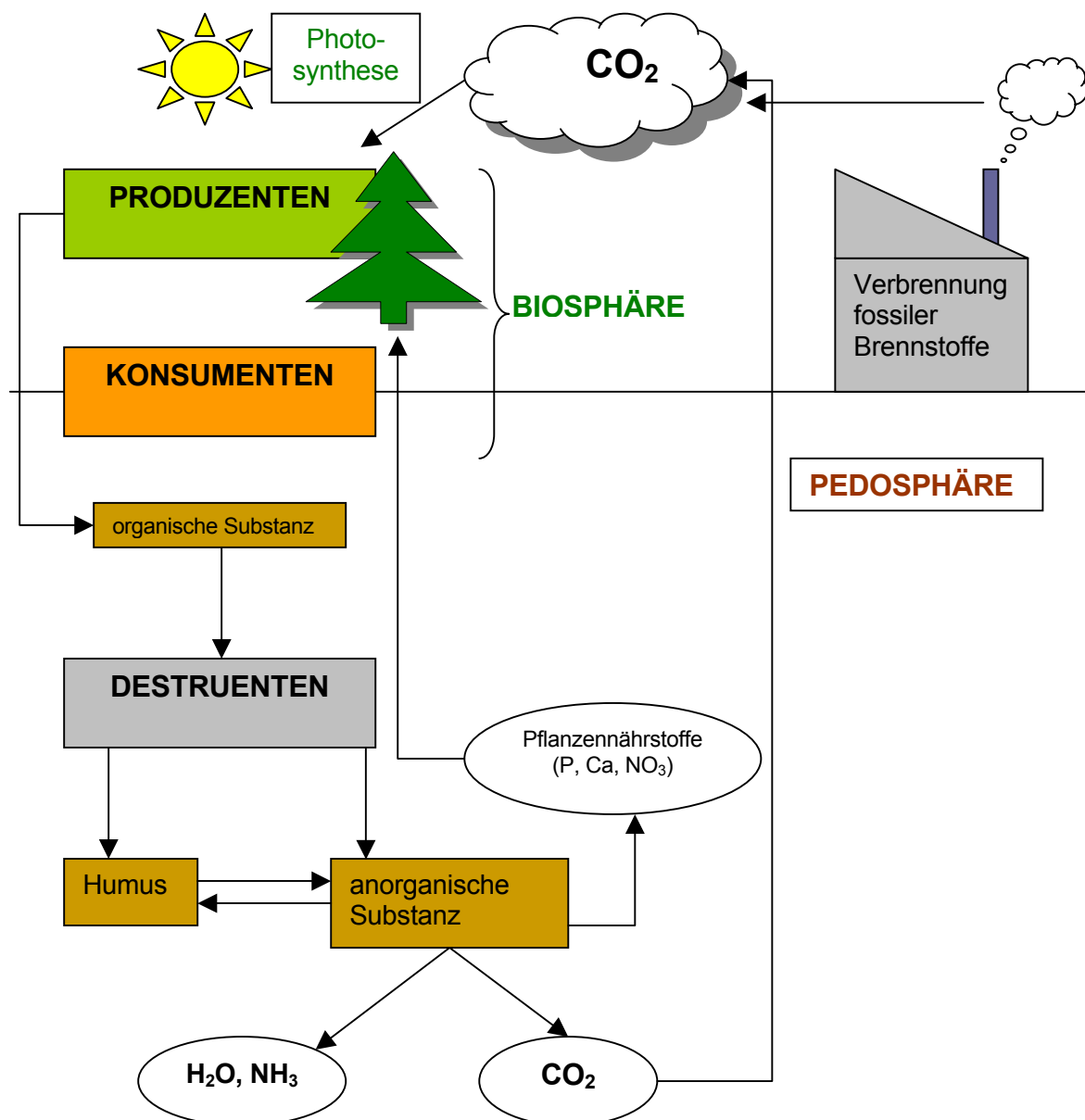
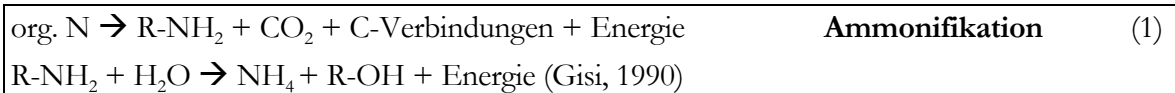


Abbildung 4: Kohlenstoffkreislauf

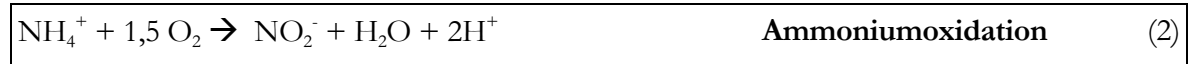
Das C/N-Verhältnis - der Quotient von organischer Kohlenstoff- und Stickstoffmenge - beträgt in Böden etwa zwischen 10 (Schwarzerden, Mull-Rendzinen) und 30 (Podsole), in Extremfällen (Hochmoore) erreicht es Werte von 50-60 (Schachtschabel, 1992). Je höher die biologische Aktivität von Böden ist, umso enger ist das C/N-Verhältnis.

### 2.1.2.1 Nitrifikation

Organisch gebundener Stickstoff liegt in Form von Proteinen, Nukleinsäuren und Aminopolysacchariden vor. Beim Abbau dieser Substanzen in Böden wird Ammonium gebildet. Dieser Vorgang wird auch Mineralisierung des Stickstoffs oder Ammonifikation genannt. Die Mineralisierung erfolgt durch proteolytische Spaltung der Makromoleküle und nachfolgende Desaminierung:



Unter **Nitrifikation** wird die anschließende biologische Oxidation von Ammonium über Nitrit zu Nitrat verstanden. Die dabei beteiligten Organismen (Ammoniumoxidanten und Nitritoxidanten) sind in der Natur überall dort vorhanden, wo bei der Umsetzung von stickstoffhaltigem, organischem Material Ammonium freigesetzt wird (Schlegel, 1985). Die Ammoniumoxidation ist der erste Teilschritt der autotrophen Nitrifikation:



An ihr sind chemolithoautotrophe, Gram-negative Bakterien der Gattungen *Nitrosomonas*, *Nitrosovibrio*, *Nitrosococcus* (marine Standorte), *Nitrosospira* und *Nitrosolobus* beteiligt. Für diese Bakterienarten ist Ammonium die einzige Energiequelle. Kohlendioxid wird als Haupt-Kohlenstoffquelle für das Zellwachstum genutzt. Es wird von den lithoautotrophen Ammoniumoxidanten über den Calvin/Benson-Zyklus fixiert. Ebenso wird Kohlenstoff aus organischen Verbindungen assimiliert.

Neben den lithotrophen Ammoniumoxidanten sind auch viele heterotrophe Bakterien, Pilze und Algen zur Ammoniumoxidation befähigt. Bei diesen Stoffwechselfvorgängen handelt es sich um einen Co-Metabolismus, der für die Mikroorganismen nicht zu einem Energiegewinn führt.

Bei der Ammoniumoxidation wird in einem ersten Schritt Ammoniak enzymatisch durch Monoxygenase oder Dioxygenase zu Hydroxylamin umgesetzt:  $\text{NH}_3 \rightarrow \text{NH}_2\text{OH}$

Im nächsten Schritt wird das Hydroxylamin durch das Enzym Hydroxylaminoxidoreduktase (HAO) zu Nitroxyl dehydrogeniert:  $\text{NH}_2\text{OH} \rightarrow [\text{NOH}]$

Das Nitroxyl wird anschließend zu Nitrit oxidiert:  $[\text{NOH}] \rightarrow \text{NO}_2^-$

Dabei sind nur die Oxidationsreaktionen des Hydroxylamins bis zum Nitrit energieliefernd für die Bakterienzelle.

Der zweite Teilschritt der Nitrifikation soll an dieser Stelle zur Vervollständigung nur kurz erläutert werden, da er in dieser Arbeit eine untergeordnete Rolle spielt. Im zweiten Teilschritt der Nitrifikation wird das Nitrit zu Nitrat oxidiert, wobei die Reaktion durch Bakterien der Gattungen *Nitrobacter*, *Nitrococcus* und *Nitrospina* erfolgt:



Auch diese Oxidationsreaktion liefert Energie. Das nitritoxidierende Enzym (Nitritoxidoreduktase) ist membrangebunden. Der bei der Oxidation verbrauchte Sauerstoff stammt aus Wassermolekülen (Güttes, 2001).

Das bei der Ammoniumoxidation entstehende Nitrit wirkt toxisch auf *Nitrosomonas*. Bei der folgenden Nitritoxidation wird das Nitrit durch *Nitrobacter* weiter umgesetzt, eine Form von Synergismus (Kapitel 3.4.4) in der Natur.

### 2.1.2.2 Aerobe Bodenatmung

Aerobe Mikroorganismen gewinnen ihre Energie aus der Atmung, d.h. aus der Oxidation organischer Nährstoffe durch molekularen Sauerstoff.

Die Endprodukte der Veratmung organischer Substanzen in Böden sind Kohlendioxid und Wasser. Unter Bodenatmung versteht man den „Gasaustausch zwischen Bodenluft und freier Atmosphäre, vor allem des von Pflanzenwurzeln und Bodenorganismen produzierten Kohlendioxids und Aufnahme von Sauerstoff“ (Dietrich und Stöcker, 1986). Die mikrobielle Atmung ist u. a. vom Wasser- und Nährstoffgehalt der Böden und der Temperatur abhängig.

Mit der Bodenatmung werden sämtliche Sauerstoff- und Kohlenstoffdioxidumsätze der Bodenflora und -fauna erfasst. Unter Freilandbedingungen gehören dazu auch die Umsätze der Wurzeln höherer Pflanzen (Wurzelatmung) und die Atmung von Bodentieren. Den Hauptanteil an der Bodenatmung haben die Vertreter der Bodenmikroflora, also Pilze und Bakterien. Etwa 2/3 der  $\text{CO}_2$ -Menge eines naturnahen Bodens wird von Mikroorganismen freigesetzt, 1/3 hingegen von größeren Bodentieren und den Wurzeln höherer Pflanzen. Pilze bevorzugen niedrigere pH-Werte, während Bakterien den Hauptanteil der mikrobiellen Aktivität bei höheren pH-Werten (bis 8) übernehmen (Abb. 5).

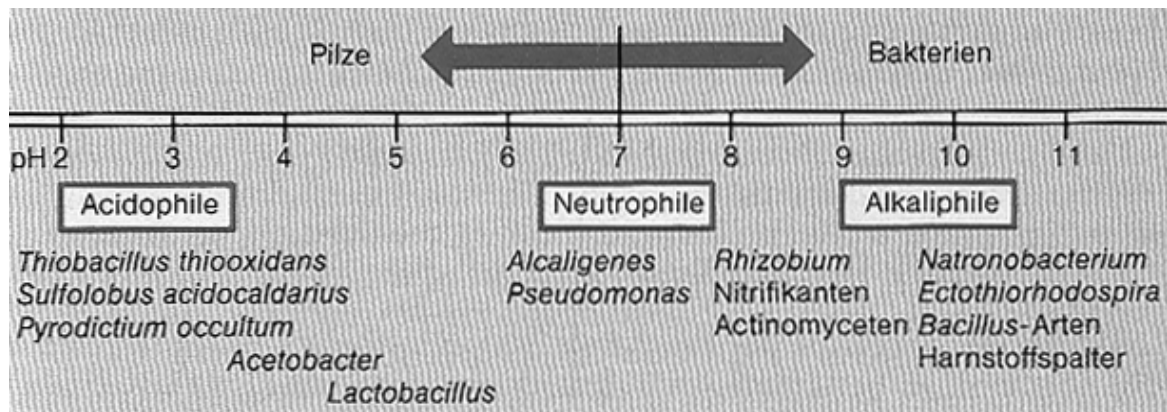


Abbildung 5: Bevorzugte und tolerierte pH-Bereiche von Pilzen und Bakterien (Schlegel, 1992)

Die mikrobielle Aktivität in Böden ist von vielen Faktoren, wie Temperatur, Wassergehalt, Gehalt an organischem Kohlenstoff und dem Gehalt an bioverfügbaren Nährstoffen abhängig.

## 2.2 Einfluss von Bodeneigenschaften auf die mikrobielle Aktivität

Unter dem Abbau organischer Substanz versteht man deren mikrobielle Umsetzung bis zu den anorganischen Verbindungen  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_3$  ( $\text{NH}_4^+$ ) und  $\text{H}_2\text{O}$  unter Freisetzung von Nährstoffen für Pflanzen. Der Umsatz organischer Stoffe im Boden ist abhängig von Bodeneigenschaften und klimatischen Faktoren wie Temperatur, Wasserhaushalt, Durchlüftung, Tongehalt, Textur, pH-Wert, Redoxpotenzial, osmotischem Druck sowie von der Qualität der organischen Substanz (Schinner und Sonnenleiter, 1996).

Im Folgenden werden mit:

- Temperatur
- Feuchte
- organische Bodensubstanz ( $\text{C}_{\text{org}}$ -Gehalt)
- pH-Wert
- Durchlüftung
- Bodenart

diejenigen Einflussgrößen beschrieben, durch welche die mikrobielle Aktivität besonders beeinflusst wird:

### TEMPERATUR

Die Bodentemperatur beeinflusst die Geschwindigkeit des Stoffwechsels und des Wachstums aller Bodenorganismen. Mit steigender Temperatur nimmt die biochemische Aktivität zunächst bis zu einem Optimum zu. Der größte Teil der Mikroorganismen (mesophile) hat sein Temperaturoptimum bei 10-35 °C (Scheffer und Schachtschabel, 1992).



Extreme bilden bestimmte Gruppen thermophiler Mikroorganismen mit einem Temperatur-optimum bei 40-50 °C und kryophile Mikroorganismen, die selbst bei Temperaturen unter dem Gefrierpunkt noch aktiv sind.

Bodenatmung und Nitrifikation erreichen ihren Optimalwert bei etwa 26 °C (Beck, 1982; Vogel, 1989).

Ist die Temperatur kleiner als 5 Grad Celsius findet keine Nitrifikation statt. Die Nitrifikation wird bereits bei Temperaturen unter 12°C verlangsamt. In Untersuchungen von MALKOMES (1991) fand bei 10°C kaum noch ein Stickstoffumsatz statt.

## BODENWASSER

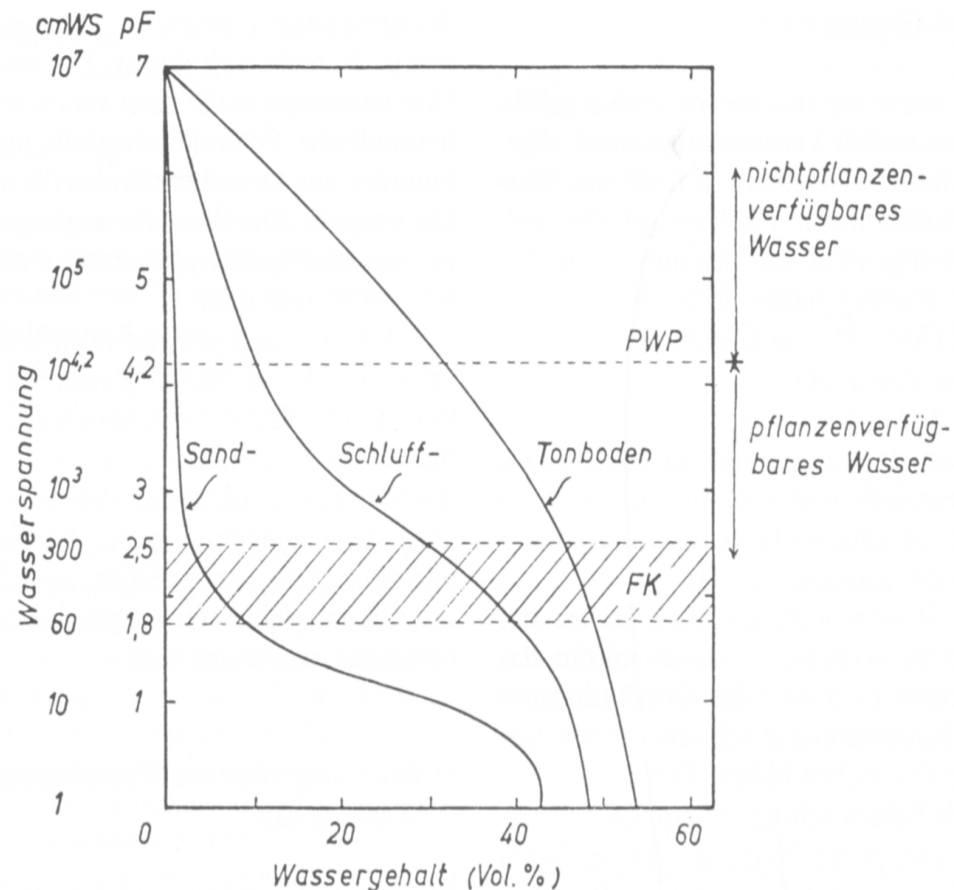
Die Voraussetzung für Wachstum, Stoffwechsel und Fortbewegung von Mikroorganismen ist die Verfügbarkeit von Wasser. Sie steht in engem Zusammenhang mit anderen Bodenparametern, wie Bodenart und organischer Substanz.

Wassermangel bewirkt eine Abnahme von Biomasse und eine Änderung der Organismenzusammensetzung (Domsch, 1992). Dennoch können Mikroorganismen auf Veränderungen im Wasserhaushalt zunächst durch Anpassung ihres Stoffwechsels reagieren, indem sie organische Substanzen synthetisieren und die synthetisierten Stoffe, wie Aminosäuren und Kohlenhydrate in der Zelle speichern, die bei Trockenstress die Diffusion von Wasser aus der Zelle verhindern (Fritsche, 1990). Dies setzt allerdings die Anwesenheit von ausreichend Substrat voraus. In Böden mit einem hohen Anteil an organischer Substanz können Bodenbakterien so einen längeren Wassermangel ohne Schaden überstehen (Kröckel, 1985).

Die Wasserverfügbarkeit wird ausgedrückt als Wasserpotenzial oder Wasserspannung und unterliegt dem Einfluss der Matrix auf das Bodenwasser (Matrixpotenzial) und dem Wassergehalt. Da die Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt von der Porengrößenverteilung und dem Porenvolumen eines Bodens abhängt (Scheffer und Schachtschabel, 1992), ist die Wasserverfügbarkeit in Böden und Horizonten unterschiedlich (Abb. 6).

Die Porengröße ist für die mikrobielle Aktivität wichtig. Der Hauptlebensraum für Bodenmikroorganismen sind die Mittelporen mit einem Porendurchmesser von 10 - 0,2 µm und einer Wasserspannung (pF-Wert) von 2,5 - 4,2. Wurzelhaare können nur in Grobporen eindringen. Feinporen sind für Mikroorganismen nicht zugänglich (Scheffer und Schachtschabel, 1992).

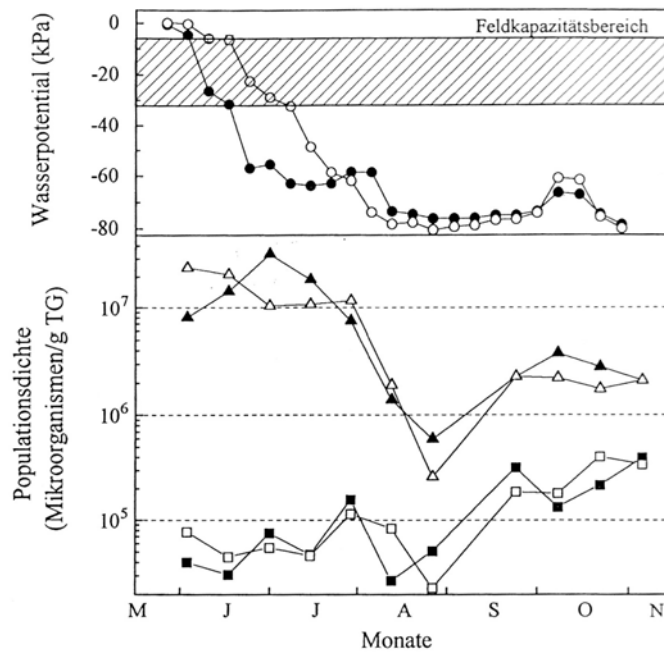
Bei Austrocknung werden die wassergefüllten Poren im Durchschnitt kleiner, der Wasserfilm um Bodenpartikel und Mikroorganismen dünner, wassergefüllte Porengänge seltener und die Wasserverfügbarkeit für Organismen (Mikroorganismen, Bodentiere und Pflanzen) nimmt insgesamt ab.



**Abbildung 6:** Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt (pF-Kurven) bei einem Sandboden, einem Lößboden und einem Tonboden (A-Horizonte); FK = Feldkapazität, PWP = Permanenter Welkepunkt (Scheffer und Schachtschabel, 1992)

Als optimaler Feuchtebereich für Mikroorganismen wird der Bereich der Feldkapazität (FK) angegeben (Schrickler, 1996). TERYTZE et al. (2000) geben das Optimum der maximalen Wasserhaltekapazität mit 60-70% und für Pilze bei 40% an. Auch VOGEL (1989) nennt als optimalen Feuchtebereich für die meisten Bodenbakterien 60 % der Wasserkapazität (WK = Feldkapazität gesiebter Böden) an. Unterhalb dieses Bereiches nimmt hingegen die Pilzpopulation zu. Dies wurde durch SCHRICKER (1996) bestätigt, der zeigte, dass bereits im Bereich der nutzbaren Feldkapazität (nFK) eine Abnahme der Bakterienpopulation um den Faktor 10 zu verzeichnen ist, während gleichzeitig die Pilzpopulationen anstiegen (Wagner, 2005) (Abb. 7).

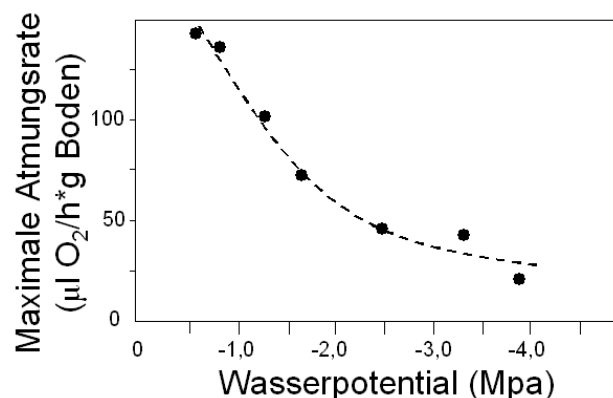
Die höhere Empfindlichkeit der Bakterien gegenüber den Pilzen erklärt sich aus der eingeschränkten Beweglichkeit der Bakterien und damit Substratverfügbarkeit bei eingeschränktem Vorhandensein von Wasser. Pilze benötigen hingegen einen nur 0,3 µm starken Wasserfilm um ihre Hyphen (Griffin, 1972).



**Abbildung 7:** Wasserpotenzialänderungen und ihre Auswirkungen im Boden auf Bakterien- und Pilzpopulation. Dargestellt ist die Dynamik des Wasserpotenzials ( $\bullet, \circ$ ), der Bakterienpopulation ( $\blacktriangle, \triangle$ ) und der Pilzpopulation ( $\blacksquare, \square$ ) in zwei verschiedenen Bereichen (helle und dunkle Symbole) eines Ah – Horizontes (Schricker, 1996).

Bakterielle Bodenatmung und Nitrifikation sind in hohem Maße von der Bodenfeuchte abhängig. Oberhalb 90 % Wasserkapazität wirkt sich der  $O_2$ -Mangel limitierend auf beide Prozesse aus (Vogel, 1989; Förster, 1998). Anaerobe Prozesse wie die Denitrifikation setzen dann verstärkt ein.

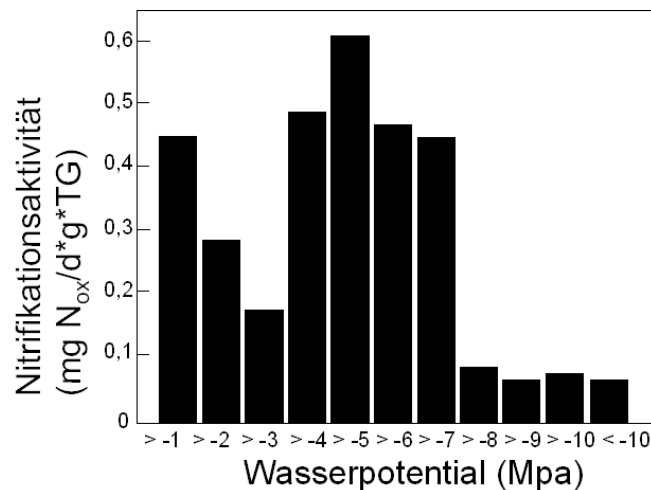
Bei Trockenheit (ab  $-0,3$  bis  $-0,6$  Mpa) geht die bakterielle Atmung stark zurück (Abb. 8). Die gesamte mikrobielle Atmung nimmt hingegen erst bei  $-0,8$  bis  $-3,0$  Mpa ab, da wie bereits belegt, Pilze auch bei geringerer Wasserverfügbarkeit aktiv bleiben.



**Abbildung 8:** Zusammenhang zwischen maximaler Atmungsrate und Wasserverfügbarkeit (Kröckel, 1985)

Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse gehen erst bei einem Wasserpotenzial von -8 MPa stark zurück wie SCHRICKER (1996) aufzeigte (Abb. 9). Allein die Ammonifikation ist bei geringerer Wasserverfügbarkeit wirksam. Die Ammonifikation ist nach KRÖCKEL (1985) bis unter ein Wasserpotenzial von -10 MPa messbar. Demnach sind die N-Mineralisierungsprozesse noch unterhalb des Welkepunktes möglich (Vogel, 1989).

Befeuchtung nach längerer Trockenzeit verursacht eine zusätzliche N-Mineralisierung (Malkomes, 1991).



**Abbildung 9:** Zusammenhang zwischen Nitrifikationsaktivität und Wasserverfügbarkeit (Schricker, 1996)

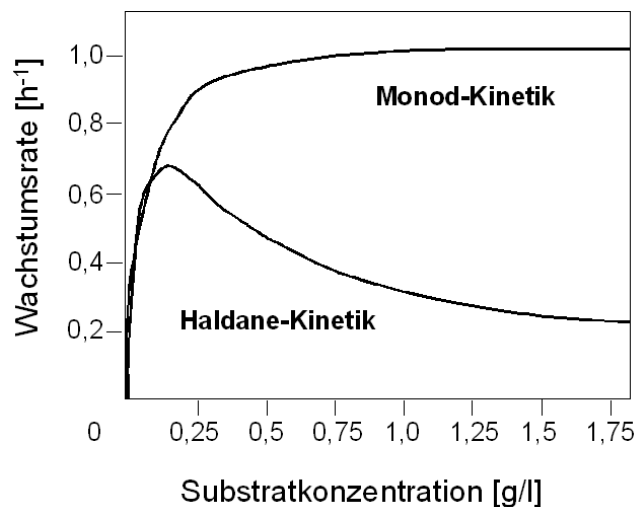
## ORGANISCHER KOHLENSTOFFGEHALT

Mikroorganismen benötigen für ihr Wachstum organische Substanzen als Substrat- und Energiequelle. Die Aktivität der Mikroorganismen wird entscheidend vom Nährhumus bestimmt, der sich aus Kohlenhydraten, Proteinen, Fetten, Wachsen und deren Spaltprodukten zusammensetzt und alle erforderlichen Nährelemente enthält (Gisi, 1997).

Die Größe und Zusammensetzung der Organismenpopulationen wird im Wesentlichen von der Verfügbarkeit des Kohlenstoffs gesteuert (Förster, 1998). Das Zellwachstum hängt im hohen Maße von der Menge, der stofflichen Zusammensetzung und der Verfügbarkeit des organischen Kohlenstoffgehaltes ab (Schinner und Sonnenleiter, 1996). Eine hohe Qualität und Menge fördert die Selektion schnellwüchsiger Arten (r-Strategen), während eine geringe Qualität oder Menge die Selektion langsamwüchsiger Arten (K-Strategen) fördert. Wechselnde Konzentrationen oder Verfügbarkeit fördern die Redundanz (Reber und Wenderoth, 1997). Der organische Kohlenstoffgehalt von Böden korreliert eng mit der Biomasse (Scheffer-Schachtschabel, 1992) und der Bodenatmung (Parkinson et al, 1971).

Bei geringen Anteilen an organischem Material ist auch die Menge mikrobieller Biomasse gering (Domsch, 1992).

Hohe Substratkonzentrationen können einerseits zu einer konstanten Population führen (Monod-Kinetik), andererseits sind auch Wachstumshemmungen möglich, welche die Wachstumsrate ab einem kritischen Punkt abfallen lässt (Haldane-Kinetik) (Süßmuth et al., 1999) (Abb. 10). Auch SCHRICKER (1996) beobachtete nach Zugabe von Kohlenstoffquellen in naturfeuchten Bodenproben Wachstumshemmungen, die von leicht verwertbaren Substraten ausgingen.



**Abbildung 10:** Beziehung zwischen Wachstumsrate und Substratkonzentration, dargestellt durch die Monod-Kinetik als Sättigungskurve und durch die Haldane-Kinetik bei Substrathemmung (Wagner, 2005 nach Süßmuth et al., 1999)

Der mikrobielle Abbau von organischen Schadstoffen korreliert mit dem Gehalt an organischer Substanz nur in einem begrenzten Bereich. Liegt der Anteil organischer Substanz unter einem Prozent, verringern sich die Abbauezeiten um bis zu einem Drittel. Liegen die Gehalte an organischer Substanz bei zehn Prozent, ist die Abbauezeit zwei- bis zehnmal so lang (Domsch, 1992). Der optimale Bereich des mikrobiellen Abbaus liegt nach DOMSCH (1992) bei einem Gehalt von 1,5 – 3,5 % organischer Substanz.

Bei höherem Anteil an organischer Substanz steigt die Sorptionsfähigkeit des Bodens. Organische Schadstoffe werden so dem Abbauvorgang entzogen (Domsch, 1992). Außerdem nehmen die relativen Anteile an stabilen Huminstoffen zu, so dass keine lineare Beziehung zwischen dem Anteil an organischer Substanz und mikrobieller Biomasse mehr besteht.

Die Ursache für den geringen Abbau bei Gehalten unter 1,5% Anteil an organischer Bodensubstanz liegt vor allem in der geringen Biomasse, die für einen Abbau zur Verfügung steht (Wagner, 2005).

## C/N-VERHÄLTNIS

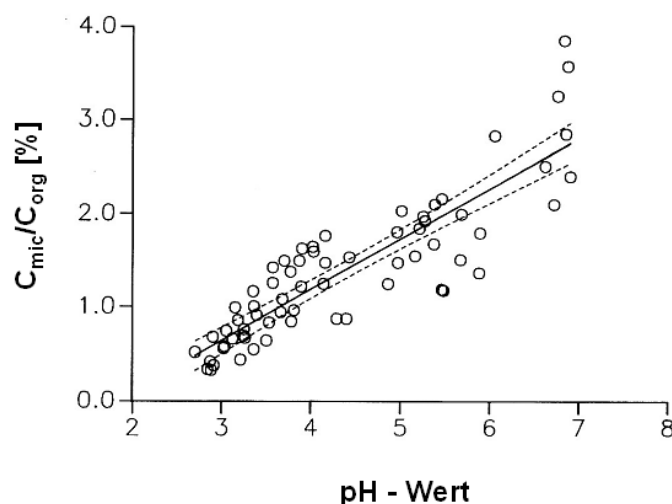
Neben der Menge an organischer Substanz spielt das C/N-Verhältnis eine entscheidende Rolle für die mikrobiologische Aktivität. Die Umsetzung von Kohlenstoff ist eng mit der Umsetzung des Stickstoffs verknüpft (Killham, 1994). Während des Abbaus organischer Substanz und der damit verbundenen erhöhten mikrobiellen Aktivität ist für Pflanzen nur wenig Bodenstickstoff verfügbar. Sind leicht verfügbare C-Quellen im Boden erschöpft, sinkt der Bedarf der Mikroorganismen an Stickstoff und die Verfügbarkeit für Pflanzen nimmt wieder zu (Schinner und Sonnleitner 1996 in Tertytze et al. 2000).

Das C/N-Verhältnis bestimmt die Richtung des Transformationsprozesses. Bei einem C/N-Verhältnis  $< 10$  überwiegt die Mineralisierung des organisch gebundenen Stickstoffs, bei einem C/N-Verhältnis  $> 10$  überwiegt die Immobilisierung (Vogel, 1989; Schricker, 1996). In den ersten 15cm landwirtschaftlich genutzter Böden liegt das C/N-Verhältnis zwischen 8:1 und 5:1 (Tertytze et al. 2000).

## pH-WERT

Der pH-Wert bestimmt die Milieubedingungen für Mikroorganismen und ist damit bestimmend für die Aktivität der Mikroorganismen. Grundsätzlich werden Bakterien durch ein neutrales bis leicht alkalisches Milieu gefördert. Pilze bevorzugen hingegen neutrale bis saure Bereiche. Ausnahmen bilden säuretolerante (z. B. *Acetobacter*) und acidophile (z. B. *Thiobacillus*) Bakterien (Schlegel, 1992).

Nach DOMSCH (1992) nimmt die mikrobielle Biomasse von einem leicht alkalischen Milieu zu einem sauren Milieu hin ab (Abb. 11).



**Abbildung 11:** Mikrobielle Biomasse ( $C_{mic}$ ) in Abhängigkeit zur Wasserstoffionenkonzentration (Wagner, 2005 nach Domsch, 1992)

Die mikrobielle Umwandlung von Ammonium in Nitrat fand bei PAUL & CLARK (1996) im Labor in Testböden bei pH-Werten  $< 6$  nicht statt, während bei Freilandversuchen in sauren Waldböden eine mikrobielle Aktivität noch bei einem pH von 4 zu beobachten war. Arbeiten von ALEXANDER (1965) und FOCHT & VERSTRAETE (1977), die in REBER und WENDEROTH (1997) zitiert werden, ergaben hingegen, dass die chemolithoautotrophe Nitrifikation bereits bei einem Boden-pH zwischen 5,0 und 5,7 völlig zum Erliegen kommen kann. Generell geht man in der Literatur von einer Hemmung der Nitrifikation etwa bei pH-Werten von 4 aus (Schmidt, 1982 und Müller, 1965).

Diese unterschiedlichen Resultate von Untersuchungen zeigen, dass die Mikrohabitate der Bakterien und Pilze kleinräumig variabel sein können (Schinner und Sonnenleiter, 1996).

In einem pH-Bereich von 6 – 9 gleichen viele Bakterien kleinere pH-Schwankungen durch ihr zelleigenes Puffersystem aus (Fritsche, 1990; Schlegel, 1992). Das Maximum der Nitrifikationsrate wird bei einem pH-Wert zwischen 6 und 8 angegeben (Scheffer und Schachtschabel, 1992).

## DURCHLÜFTUNG

Die mikrobiologische Aktivität wird durch die Belüftung des Bodens über den  $O_2$ - und  $CO_2$ -Gehalt unmittelbar beeinflusst. Entsprechend des  $O_2$ - und  $CO_2$ - Gehaltes von Böden bilden sich aerobe bzw. anaerobe Prozesse im Boden aus, von denen die Zusammensetzung der Mikroorganismen-Populationen abhängt.

Die Reaktionsgleichungen der Nitrifikation zeigen die Abhängigkeit von der Durchlüftung des Bodens bezüglich des damit verbundenen  $O_2$ -Gehaltes an.

## BODENART

Ton- oder Lehmböden zeigen grundsätzlich eine größere mikrobielle Aktivität als sandige und schluffige Böden. Die enge Beziehung zwischen Tongehalt und organischer Substanz sowie organischer Substanz und mikrobieller Aktivität lässt jedoch keine generelle quantitative Aussage über die Beziehung von Tongehalt und mikrobieller Aktivität zu (Domsch, 1992).

Die Schluff-Ton-Fraktion ( $< 0,063$  mm) ist der Bereich, in dem der größte Anteil mikrobieller Biomasse vorkommt (Kanazawa und Filip, 1986). In Tonböden konnte eine fast zehnmal höhere mikrobielle Biomasse nachgewiesen werden als in einem schluffigen Lehm (Lynch und Panting, 1980). Eine signifikant positive Korrelation bestand zwischen mikrobieller Biomasse und Tongehalt bei Böden mit einem Tongehalt  $< 25$  % (Schinner und Sonnenleiter, 1996).

Der Gehalt an organischer Substanz ist in Ton- und Schluffböden höher als in Sandböden. Ein Grund hierfür ist die geringere Speicherfähigkeit von Sandböden für organische Substanzen. Durch das höhere Porenvolumen kommt es außerdem in Sandböden zu größeren Mineralisierungsraten und der Abbau organischer Substanz verläuft schneller (Hassink et al., 1990). In Ton- und Schluffböden wird hingegen die organische Substanz durch Einlagerung und

Bindung an Tonminerale und Sesquioxide sowie durch häufiger auftretende anaerobe Zustände im Abbau gehemmt.

Die Anreicherung von organischer Substanz in Tonböden wird auch auf die Sorption der Bakterien an Bodenkolloiden zurückgeführt (Marshall, 1980). Die Behinderung der mikrobiellen Bewegung verhindert einen schnellen Abbau (Wagner, 2005).

Insgesamt wirken sich nicht nur die hier beschriebenen Einzelfaktoren auf die mikrobiologische Aktivität von Böden aus, sondern auch die Beziehungen der Einzelfaktoren untereinander, wie z.B. zwischen Porengröße und Durchlüftung oder Sauerstoffhaushalt und Wasserhaushalt von Böden.

## **2.3 Vorsorgeregulungen zum Schutz der Böden**

### **2.3.1 Bodenschutzrecht**

Das Ziel des Vorsorgegedankens im Umweltschutz ist es, die natürlichen Ressourcen und Lebensgrundlagen zu schützen, um ihren Wert, ihre Leistungsfähigkeit und ihre Funktionen langfristig zu bewahren (Wissenschaftlicher Beirat Bodenschutz (WBB), 2000).

Das Vorsorgeprinzip ist in den letzten Jahrzehnten zu einer der Leitlinien der nationalen und internationalen Umweltpolitik geworden.

Unter dem Grundsatz „Vorbeugen statt Nachsorgen“ sollte dem Vorsorgegedanken im Bodenschutz im engeren Sinne Raum gegeben werden, d.h. das Entstehen von schädlichen Bodenveränderungen sollte bereits im Vorfeld verhindert werden, selbst dann, wenn auch nur der Verdacht einer Bodenschädigung besteht, ohne dass ein schlüssiger wissenschaftlicher Beweis dafür vorliegt. Mit dieser Leitidee machte der WBB in seinem Vorsorgegutachten auf den finanziellen und technischen Aufwand aufmerksam, der notwendig ist, um gefährdete Böden zu schützen oder degradierte bzw. verunreinigte Böden annähernd in ihren ursprünglichen Zustand zurückzuführen oder Gefahren für den Menschen und die Umwelt abzuwehren (WBB, 2000).

Im Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG), das seit dem 1. März 1999 in Kraft ist, ist das Vorsorgeprinzip in den Vorsorgegrundsätzen des § 7 verankert, die in der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 17.07.1999 materiell durch die Vorsorgewerte in Anhang 1 umgesetzt wurden.

Vorsorgemaßnahmen sind demnach geboten, wenn wegen der räumlichen, langfristigen oder komplexen Auswirkung einer Nutzung auf die Bodenfunktionen die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht. Die bodenschutzrechtliche Vorsorgepflicht trägt dabei dem Umstand Rechnung, dass Böden auch geringe stoffliche Einträge über lange Zeiträume



anreichern können. Dies kann, wie andere nachteilige Einwirkungen, zum Verlust oder zu einer erheblichen Beeinträchtigung lebenswichtiger Bodenfunktionen führen (WBB, 2000).

Zu den Zielen des BBodSchG gehört gemäß § 2 Abs. 2 Nr.1 a) auch der Schutz der Lebensraumfunktion von Böden für Mikroorganismen, Bodentiere und Pflanzen. Der vorsorgende Schutz der Lebensraumfunktion von Böden bzw. die Bewertung der Beeinträchtigung dieser Funktion steht in engem Zusammenhang mit allen natürlichen Funktionen des Bodens (sowie einem Teil der Nutzungsfunktionen), deren Beeinträchtigung gemäß Grundsatz des § 1 BBodSchG so weit wie möglich vermieden werden soll. Die Beeinträchtigung oder gar der Verlust der Lebensraumfunktion von Böden führt regelmäßig zu einer Störung der anderen ökologischen Bodenfunktionen, vor allem der Regelungsfunktion.

Bodenorganismen sind wesentlich an den Abbau-, Aufbau- und Umbauvorgängen in Böden beteiligt.

Der WBB mahnte im Zusammenhang mit der Rolle der Bodenorganismen im Ökosystem Boden in seinem Vorsorgegutachten die Erarbeitung von Anforderungen zum Schutz der Lebensraumfunktion von Böden an.

Die Anforderungen des vorsorgenden Bodenschutzes sind in der BBodSchV materiell in geringerem Maße umgesetzt als diejenigen des nachsorgenden Bodenschutzes. Bisher liegen nur für einige organische Stoffe und Schwermetalle abgeleitete Vorsorgewerte in der BBodSchV vor. Demgegenüber sind die materiellen Anforderungen des nachsorgenden Bodenschutzes, d.h. der Gefahrenabwehr, Gefährdungsabschätzung, Erfassung und Sanierung von Altlasten, besser etabliert. Für die Wirkungspfade Boden-Mensch, Boden-Pflanze und Boden-Grundwasser liegen bereits abgeleitete Prüf- und Maßnahmenwerte vor; die Methodik der Ableitung dieser Werte wurde im Bundesanzeiger (Bundesanzeiger Nr. 161 a vom 28.8.1999) veröffentlicht (UBA, 2000-2007).

Um einen vorsorgebezogenen Schutz der Bodenbiologie sicherstellen und gravierende Beeinträchtigungen des Bodenlebens sowie den daraus resultierenden schädlichen Bodenveränderungen begegnen zu können, sind entsprechende Regelungen für den Pfad Boden - Bodenorganismen notwendig (Bundesrat, 1999).

Zur Erkundung, ob schädliche Bodenveränderungen zu besorgen oder bereits eingetreten sind, sind im Anhang 1 BBodSchV physikalisch-chemische Untersuchungsmethoden aufgeführt. Die chemische Analytik ermittelt den nachweisbaren Gehalt an Schadstoffen und lässt eine Aussage überwiegend zu humantoxikologischen Fragestellungen zu, da zunächst der Expositionspfad Boden-Mensch im Vordergrund des Interesses stand. Außerdem gab es zum Zeitpunkt des Inkrafttretens der BBodSchV noch nicht in ausreichendem Maße validierte und genormte ökotoxikologische Verfahren. Ökotoxikologische Testverfahren werden daher im Anhang 1 bislang nicht genannt, sind aber zulässig und werden in der Praxis vor allem im Rahmen der

Altlastenbearbeitung (Kap. 2.4.1) angewandt und sind im Fachmodul Boden und Altlasten (Stand 20.09.2000) nach § 18 BBodSchG aufgeführt ([www.labo-deutschland.de](http://www.labo-deutschland.de)).

Auf wissenschaftlicher Ebene wurden inzwischen von mehreren Institutionen (vor allem DECHEMA, GDCh, BVB, BUA, UBA, DBU, BMBF, DIN, ISO und CEN) erhebliche Forschungsarbeiten geleistet und methodische Erfahrungen mit ökotoxikologischen Testverfahren gesammelt (Kapitel 2.4.1). Die in diesen Forschungsvorhaben vorgeschlagenen Testverfahren wurden in einem durch die DBU geförderten Ringtest validiert und sind inzwischen fast alle genormt bzw. befinden sich im Normungsverfahren. So besteht weitgehend Konsens über die Zusammenstellung ökotoxikologischer Testbatterien zur Beurteilung der Wirkungen von Stoffen auf die Bodenfauna und -flora bzw. auf den Pfad Boden-Grundwassers (Kap. 2.4). Die Ergebnisse der geförderten Projekte sind in der Schrift „Biologische Testverfahren für Boden und Bodenmaterial“ der DECHEMA enthalten (DECHEMA, 2001).

Auf der Grundlage des o. g. Bundesratsentschlusses von 1999 (BR, 1999) wird derzeit im Rahmen der Vorbereitung der Änderungsverordnung zur Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung diskutiert, ob und wie der Expositionspfad Boden-Bodenorganismen in das Wertesystem der BBodSchV (Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte) aufgenommen werden kann. Dazu wurden in zwei Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes wesentliche Vorarbeiten geleistet (Wilke et al., 2003 und Römbke, 2005). Auf der Grundlage der Ergebnisse von sechs terrestrischen Testverfahren (Potenzielle Nitrifikation, Bodenatmung, Pflanzentest, Collembolentest, Regenwurmtest und Nematodentest) wurde im ersten Forschungsprojekt (Wilke et al., 2003) mit Hilfe von zwei Extrapolationsmodellen für vier Schwermetalle und HCH eine Methodik zur Ableitung ökotoxikologischer Orientierungswerte erarbeitet. Im zweiten Vorhaben, in welchem diese Methode modifiziert wurde, konnten für 18 Stoffe Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden-Bodenorganismen abgeleitet werden. Zurzeit werden in einem dritten Vorhaben Vorsorgewerte für den Pfad Boden-Bodenorganismen abgeleitet und mit den bestehenden Vorsorgewerten der BBodSchV abgeglichen.

Vorsorgende Anforderungen an den Schutz von Böden sind nicht nur im Bodenschutzrecht sondern auch in alle relevanten angrenzenden Rechtsbereiche einzubringen.

Bisher gibt es produktbezogene Vorsorgeansätze im Hinblick auf den Bodenschutz auf unterschiedlichen Niveaus, z.B. bei der Zulassung von nichtnormierten Bauprodukten (Kap. 2.3.2), die Auswirkungen auf Boden und Grundwasser haben können; teilweise im Abfallrecht für verwertbare Abfälle, teilweise beim Inverkehrbringen und Ausbringen von Düngemitteln sowie beim Umgang mit Pflanzenschutzmitteln und Bioziden. Ziel muss es sein, den Bodenschutz in alle produktbezogene Vorsorgegrundsätze wirksam zu integrieren.

### 2.3.2 Bauproduktengesetz und EG-Bauproduktenrichtlinie

Die Umwelt- und Gesundheitsverträglichkeit von Bauprodukten ist in den letzten Jahren zunehmend zu einem wichtigen Umweltthema geworden, wobei neben der vorherrschenden Diskussion um die Auswirkungen auf das Grundwasser verstärkt auch die Beeinflussung von Böden in der Umgebung des Bauwerkes eine Rolle spielt.

Bauprodukte enthalten eine Vielzahl organischer und anorganischer Verbindungen, die durch Abrieb, Ausgasung, Auswaschung, Korrosion oder Strahlung in die Innenraumluft, sowie Boden und Grundwasser emittieren und die Umwelt und die menschliche Gesundheit gefährden können.

Die EG Bauproduktenrichtlinie (89/106/EWG) steckt den Rahmen für die Normierung und Zulassung von Bauprodukten ab und delegiert die Ausarbeitung technischer Details an das europäische Normungs- und Zulassungswesen. Versichert ein Hersteller, Bauprodukte nach den neuen harmonisierten Normen und Zulassungen produziert zu haben, darf er sie, mit dem CE-Zeichen versehen, europaweit in Verkehr bringen (UBA, 2007).

Die EG-Bauproduktenrichtlinie nennt als wesentliche Anforderungen an Bauprodukte "mechanische Festigkeit und Standsicherheit; Brandschutz; Hygiene, **Gesundheit und Umweltschutz**; Nutzungssicherheit; Schallschutz; Energieeinsparung und Wärmeschutz". Diese sollen im Rahmen der Europäischen Normung eine detaillierte technische Konkretisierung erfahren.

Deshalb wurde zu jeder der genannten Anforderungen ein Grundlagendokument ausgearbeitet. Für den Gesundheits- und Umweltschutz werden in dem EG-Grundlagendokument 3 „Hygiene, Gesundheit und Umweltschutz“ Anforderungen an die Einwirkung von Bauprodukten unter den Aspekten Innenraumluft, Wasserversorgung, Entsorgung von Abwasser und festen Abfällen sowie Umwelt gestellt. Diese sind jedoch sehr allgemein formuliert und müssen in der nationalen Gesetzgebung und Normung weiter umgesetzt werden. Die EG- Bauproduktenrichtlinie wird in Deutschland durch das Bauproduktengesetz (BauPG) umgesetzt.

So ist entsprechend § 5 BauPG bei der Erteilung einer allgemeinen bauaufsichtlichen Zulassung für Bauprodukte sowie europäischer technischer Zulassungen der Boden- und Grundwasserschutz zu beachten.

Dazu müssen medienbezogene Grenzwerte, wie sie z.B. im Bundes-Bodenschutz- oder im Wasserhaushaltsgesetz verankert sind, auf Bauprodukte transponiert werden.

Eine Arbeitsgruppe des in Deutschland für die Zulassung von Bauprodukten zuständigen Deutschen Instituts für Bautechnik (DIBt) hat mit dem Merkblatt zu "Auswirkungen von Bauprodukten auf Boden und Grundwasser" ein solches produktbezogenes Prüf- und Bewertungsschema für nichtnormierte Bauprodukte erarbeitet, das als nationale Zulassungsgrundlage dient und damit auch dem Normungswesen als fachliche Grundlage zur Verfügung steht (UBA, 2007). Im Merkblatt werden vorsorgeorientierte Anforderungen des

Boden- und Grundwasserschutzes berücksichtigt. Es besteht hinsichtlich der Umsetzung der Vorsorgeanforderungen des Boden- und Grundwasserschutzes in die Zulassung von Bauprodukten allerdings noch erheblicher Forschungsbedarf. Diese Dissertation dient auch dazu, Teile des Merkblattes, die die produktspezifische und vorsorgeorientierte Anwendung biologischer Testverfahren betreffen, weiter zu entwickeln. Dabei wurde die Fassung des Merkblattes vom Januar 2005 zu Grunde gelegt.

Das im Merkblatt beschriebene Konzept zur Bewertung der Auswirkungen von Bauprodukten auf Böden und Grundwasser soll bei der Vorbereitung von Leitlinien für europäisch technische Zulassungen oder auch von Common Understanding of Assessment Procedures (CUAPs) für Einzelzulassungen nach Artikel 9.2 der Bauproduktenrichtlinie als deutscher Standpunkt eingebracht werden. Der Normenausschuss Bauwesen des Deutschen Instituts für Normung (DIN) sieht in dem Bewertungskonzept einen wichtigen Beitrag im Rahmen der CEN-Arbeit zu den künftigen europäischen Prüfverfahren (DIBt, 2005).

Ziel sollte es sein, in Zukunft normierte und nichtnormierte Bauprodukte hinsichtlich ihrer Bewertung der Auswirkungen auf Boden und Grundwasser gleich zu behandeln.

Nach dem Merkblatt sind vor allem Bauprodukte, die direkt auf dem Boden aufliegen oder in Kontakt mit dem Boden sind (sog. erdberührte Bauteile), insbesondere die bei der Gründung von baulichen Anlagen verwendeten Bauprodukte, zu bewerten.

Bewertet werden die chemische Zusammensetzung der Bauprodukte und die jeweils im konkreten Anwendungsfall durch Einwirkung von Sicker- und Grundwasser eluierbaren Inhaltsstoffe sowie deren mögliche Auswirkungen auf die Beschaffenheit von Boden und Grundwasser (DIBt, 2005).

Zur Elution sind Methoden anzuwenden, die die Verhältnisse baulicher Anlagen in Boden und Grundwasser genau abbilden, zeitabhängige Veränderungen des Bauproduktes sind dabei zu berücksichtigen.

Das Konzept des DIBt sieht eine zweistufige Bewertung von Bauprodukten für deren Zulassung vor.

In der Stufe 1 werden anhand der gegenüber dem DIBt offen zu legenden Rezeptur diejenigen Inhaltsstoffe, die aus dem Bauprodukt in Böden oder Grundwasser eingetragen werden können, qualitativ ermittelt und bewertet. Die Bewertung erfolgt anhand von im Merkblatt definierten Ausschlusskriterien, gesicherten Erkenntnissen über die Unbedenklichkeit aller Inhaltsstoffe bezüglich der Besorgnis des Entstehens einer schädlichen Bodenveränderung und Grundwasserverunreinigung sowie dem Vergleich mit bereits auf der Grundlage des Merkblattes bewerteten Bauprodukten gleichartiger Zusammensetzung.

Ein Bauprodukt kann die Anforderungen des Merkblattes erfüllen und nach der Prüfung der Stufe 1 zugelassen werden, wenn Nachweise über alle Inhaltsstoffe des zu bewertenden

Bauprodukt belegen, dass bei seinem Einsatz keine Gefahren für Böden und Grundwasser bestehen oder schon andere Bauprodukte gleichartiger Zusammensetzung geprüft und als unbedenklich im Sinne des Merkblattes eingestuft worden sind. Ferner muss die vorgesehene Anwendung durch die bereits stattgefundenen Prüfungen an anderen Bauprodukten gleichartiger Zusammensetzung mit abgedeckt sein (DIBt, 2005).

Anderenfalls wird Stufe 2 geprüft.

Die Stufe 2 des Bewertungskonzeptes beinhaltet die Ermittlung und Bewertung der mobilisierbaren Inhaltsstoffe des zu bewertenden Bauprodukts. Mit diesem Vorgehen soll ermittelt werden, ob definierte Stoffkonzentrationen im Sickerwasser/Grundwasser überschritten und damit relevante ökotoxikologische Wirkungen auf Böden und Grundwasser auftreten können.

Dazu müssen Eluate der Bauprodukte hergestellt werden, die hinsichtlich

- der allgemeinen Parameter (1. Schritt)
- der stofflichen Parameter (2. Schritt) sowie
- ggf. der biologischen Parameter (3. Schritt)

untersucht und bewertet werden (DIBt, 2005).

Der erste Schritt umfasst die Ermittlung und Bewertung der allgemeinen Parameter wie: pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Geruch, Färbung, Trübung und Neigung zur Schaumbildung. Für den pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit sind im Merkblatt Teil II bauprodukt-spezifische Grenzwerte festgelegt. Für die sensorischen Eigenschaften gilt, dass diese nur in einem zeitlich beschränkten Rahmen auftreten dürfen.

Auf der Basis der Kenntnisse über die chemische Zusammensetzung des zu bewertenden Bauprodukts werden die stofflichen Parameter in einem zweiten Schritt bestimmt und bewertet. Dazu werden die im Eluat gemessenen Stoffgehalte anhand von Geringfügigkeitsschwellen (GFS) bewertet. Geringfügigkeitsschwellen werden definiert als diejenigen Stoffkonzentrationen, bei denen trotz einer Erhöhung der Stoffgehalte gegenüber regionalen Hintergrundwerten keine relevanten ökotoxischen Wirkungen auftreten können und die Anforderungen der Trinkwasserverordnung oder entsprechend abgeleiteter Werte eingehalten werden (LAWA, 2004).

Die Anforderungen des Merkblattes des DIBt gelten als erfüllt, wenn

- die Geringfügigkeitsschwellen eingehalten werden
- oder
- für alle zu erfassenden Stoffe, für die keine Geringfügigkeitsschwellen existieren, der Nachweis erbracht wird, dass diese zu keinen relevanten ökotoxikologischen Wirkungen führen (DIBt, 2005).

Das Bauprodukt erfüllt die Anforderungen des Merkblattes nicht, wenn

- eine oder mehrere Geringfügigkeitsschwellen überschritten werden
- oder
- der TOC-Gehalt als bedenklich eingestuft wird (DIBt, 2005).

Die Höhe des TOC-Gehaltes ist zurzeit nicht konkret definiert.

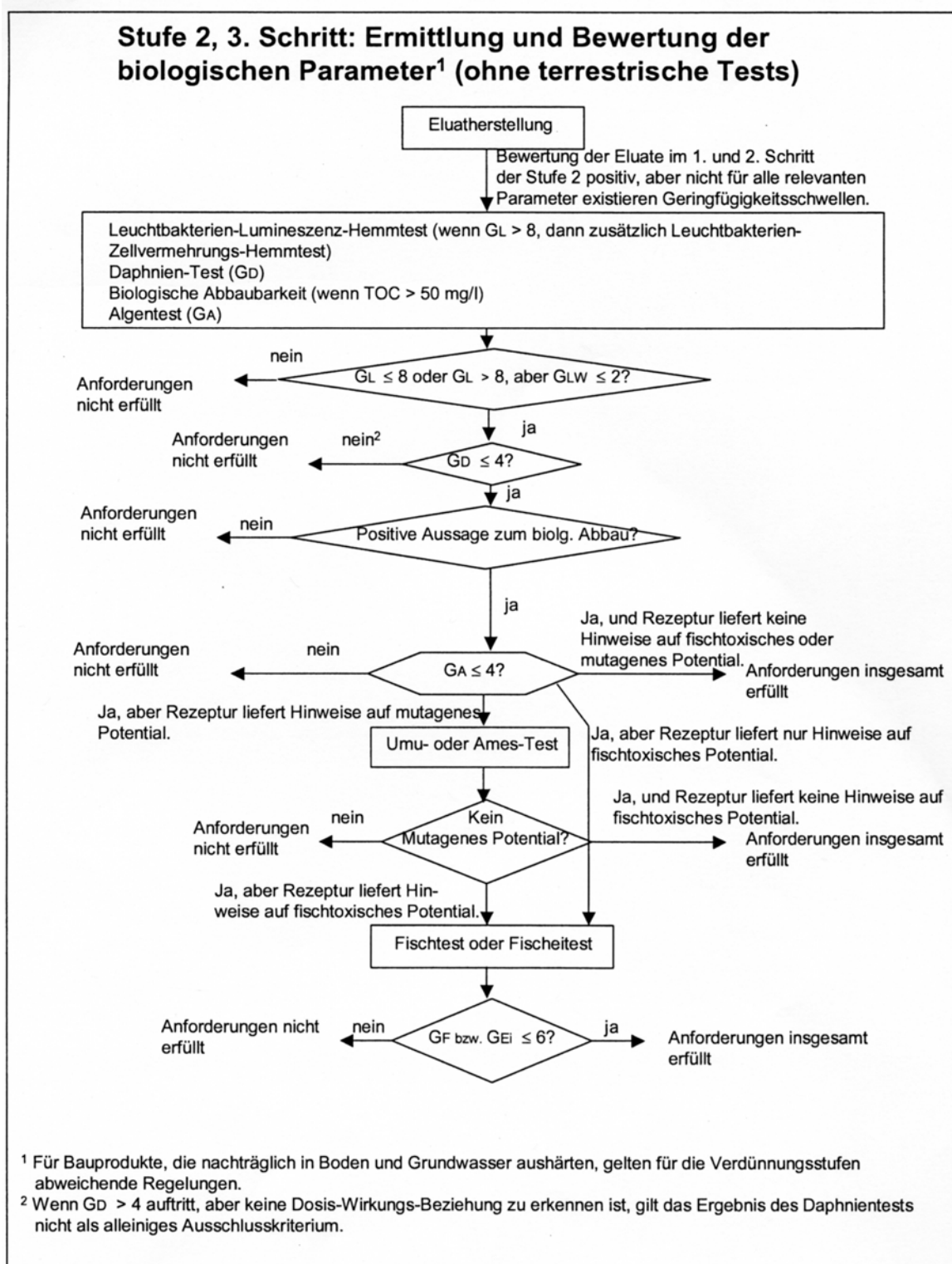
Da Eluate meist Vielstoffgemische sind, existieren häufig keine Geringfügigkeitsschwellenwerte, anhand derer eine Bewertung der Wirkungen auf Boden und Grundwasser erfolgen kann.

Wenn in den vorangegangenen Untersuchungen die ökotoxikologische Unbedenklichkeit nicht belegt werden konnte, sind in einem dritten Schritt anhand der Eluate aus den Bauprodukten biologische Parameter zu ermitteln und entsprechende Testverfahren durchzuführen. Sie umfassen die Untersuchung des biologischen Abbauverhaltens und der ökotoxikologischen Auswirkungen der mobilisierbaren Inhaltsstoffe auf Böden und Grundwasser.

In Abbildung 12 sind der bisher im Merkblatt festgelegte Ablauf der ökotoxikologischen Testverfahren und des biologischen Abbautests dargestellt. Die aquatischen Tests und das Testverfahren zur Ermittlung der biologischen Abbaubarkeit wurden im Merkblatt bereits entsprechend geregelt (Kap. 3.4.3 und 3.4.4).

Mit den terrestrischen ökotoxikologischen Tests soll sichergestellt werden, dass es nicht zu einer Beeinträchtigung der Lebensraumfunktion von Böden kommt. Laut Merkblatt geht man davon aus, dass Bodenschichten bis zu einer Tiefe von 3,5 m zu beachten sind (DIBt, 2005). Die Festlegung der terrestrischen Methoden erfolgt im Teil II des Merkblattes bauprodukt-spezifisch. Wenn die Ergebnisse eines oder mehrerer Testverfahren die Bewertungskriterien des DIBt-Merkblattes für die ökotoxikologischen Testverfahren und den biologischen Abbautest nicht erfüllen, entspricht das Bauprodukt nicht den Anforderungen des Merkblattes.

Im Mittelpunkt dieser Arbeit steht die Anwendbarkeit der terrestrischen Testverfahren zur vorsorgeorientierten Bewertung der Auswirkungen von Bauprodukten der Gruppe Kanalrohrganierungsmittel und Bodeninjektionsmittel auf Böden sowie die Erarbeitung entsprechender Bewertungskriterien.



**Abbildung 12:** Ermittlung und Bewertung der biologischen Parameter (ohne terrestrische Tests)  
 (aus DIBt, 2005)

## 2.4 Anwendung ökotoxikologischer Testbatterien für die Beurteilung der Bodenqualität

Mit Hilfe der chemischen Analytik können Aussagen über die Gesamtgehalte der in Böden befindlichen Stoffe getroffen werden. Diese Angaben erfolgen substanzspezifisch und sagen nichts über die komplexen Wirkungen von Stoffeinträgen auf das Ökosystem Boden aus. Ferner werden durch die chemische Analytik in der Regel nur die vermuteten Hauptkontaminanten erfasst (Pfeifer et al., 2000).

Durch ökotoxikologische Testverfahren können hingegen unter Berücksichtigung synergistischer und antagonistischer Effekte komplexe Wirkungsmechanismen und das Gefährdungspotenzial von allen in Böden vorliegenden Schadstoffen und deren Metabolite sowie von chemischen Zerfallsprodukten auf das Ökosystem Boden erkannt werden. Voraussetzung dafür ist die Zusammenstellung unterschiedlicher Verfahren zu Testbatterien, die je nach Fragestellung variieren können.

Ziel ökotoxikologischer Testbatterien für die Beurteilung der Bodenqualität ist es, den bioverfügbaren bzw. mobilen Schadstoffanteil zu erfassen. Dadurch können Aussagen zur möglichen Beeinträchtigung der **Rückhaltefunktion** von Böden (Filter- und Pufferfunktion), insbesondere im Hinblick auf das Schutzgut Grundwasser und der **Lebensraumfunktion** von Böden getroffen werden.

Humantoxikologische Fragestellungen, wie der Transfer von Schadstoffen in Nutzpflanzen und das daraus resultierende Risiko für den Menschen oder auch die direkte Gefährdung des Menschen beispielsweise durch Ingestion eines stofflich belasteten Bodens, zählen nicht zum Einsatzbereich ökotoxikologischer Testsysteme (LABO, 2000).

### 2.4.1 Anwendung und Stand ökotoxikologischer Testbatterien für Böden

Bislang – seit mehr als zwei Jahrzehnten - wurden ökotoxikologische Testmethoden für Böden vor allem in der **Einzelstoffprüfung nach Pflanzenschutzmittelgesetz** (PflSchG, BGBl, I, 1998) und nach dem **Biozid-Gesetz im Chemikaliengesetz** (ChemG, Fassung BGBl. I Nr. 45, 2002) im Rahmen der Umweltprüfung und amtlichen Zulassung neuer Wirkstoffe und Produkte (bei Bioziden auch Altstoffe) festgeschrieben und eingesetzt. Dies sind die ersten etablierten Anwendungen, die auch im Sinne der Bodenschutzvorsorge im Produktbereich angewandt werden. Mit diesen Regelungen wurden die EU-Pflanzenschutzmittel - Richtlinie 91/414/EWG (EWG 1991) und die EU-Biozidrichtlinie (EU 98/8) in Deutsches Recht umgesetzt.



Im Rahmen des Zulassungsverfahrens von Pflanzenschutzmitteln werden die potenziellen Auswirkungen auf die Stoffwechsellistung der Bodenmikroflora und die Auswirkungen auf Regenwürmer bewertet.

Biozide werden nicht zugelassen, wenn der darin enthaltene Wirkstoff oder bedenkliche Stoff bei Feldversuchen länger als ein Jahr im Boden bleibt oder bei Laborversuchen nichtextrahierbare Rückstände in Mengen von mehr als 70 % der ursprünglichen Dosis nach 100 Tagen mit einer Mineralisierungsleistung von weniger als 5 % in 100 Tagen zur Folge hat. Außerdem wird das Produkt nicht zugelassen, wenn die Verwendung des Biozids für Nichtzielorganismen unannehmbare Folgen oder Wirkungen hat, außer wenn wissenschaftlich nachgewiesen wird, dass unter Feldbedingungen keine unannehmbare Akkumulierung im Boden besteht (ChemG, 2002).

Für **Altlasten und altlastenverdächtigen Flächen** werden standardisierte ökotoxikologische Testverfahren insbesondere bei der Gefährdungsabschätzung, zur Auswahl des Sanierungsverfahrens, zur Erfolgskontrolle und zur Bewertung der Wiederverwendbarkeit bereits sanierter Böden eingesetzt. Bei der Untersuchung von Böden und Bodenmaterialien unbekannter Herkunft im Rahmen der Altlastenbewertung ist es nicht möglich, auf einen unkontaminierten Kontrollboden zurückzugreifen. Aus diesem Grunde wurden Verfahren, Toxizitätskriterien und Auswertungsmethoden modifiziert, speziell an die Fragestellungen der Altlastenbearbeitung und damit für den Bereich Gefahrenabwehr angepasst und entsprechend genormt.

Der Stand der Erprobung und Validierung ökotoxikologischer Testmethoden für Böden hat sich seit in Kraft treten der Bodenschutzgesetzgebung in Deutschland entscheidend verbessert.

Die ad-hoc-Arbeitsgruppe "Methoden zur toxikologischen/ökotoxikologischen Bewertung von Böden" der DECHEMA hat 1995 und 2001 eine ökotoxikologische Testbatterie für die Überprüfung des ökotoxikologischen Potenzials von Böden vor allem im Zusammenhang mit der Gefahrenabwehr und Sanierung zusammengestellt, die aus biologischen Testverfahren besteht, die etabliert sind und in der Praxis eine Bedeutung erlangt haben.

Der Arbeitskreis Bodenchemie der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie der Gesellschaft Deutscher Chemiker hat den DECHEMA-Ansatz übernommen und weiterentwickelt (Kördel et al., 2000). Weitere Vorhaben des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF-Verbundvorhaben "Ökotoxikologische Testbatterien", "ERNTE-Erprobung und Vorbereitung der praktischen Nutzung ökotoxikologischer Testsysteme") sowie der Europäischen Kommission unterstützten und unterstützen auch weiterhin die Methodenentwicklung und deren praktische Anwendungen.

Die in diesen Konzepten enthaltenen Testmethoden wurden in einem Ringtest (DBU-Verbundvorhaben) überprüft und für die Routineanwendung bei der Bewertung potenziell

kontaminierter Böden als geeignet bewertet (Hund-Rinke, 2002). Im Rahmen der Normungsarbeiten des ISO/TC 190 IS C 7 wurde das Verfahren ISO/DIS 17 402 - "Soil quality - Guidance for the selection and application of methods for the assessment of bioavailability in soil and soil materials" für die Anwendung in der Praxis entwickelt und normiert.

Damit liegen eine Reihe erprobter Testmethoden vor, die sich für den Einsatzbereich der Altlastenbeurteilung, d.h. für den Bereich der Gefahrenabwehr grundsätzlich eignen.

Im Forschungsvorhaben "Zusammenstellung und statistische Bearbeitung vorhandener Daten zur Wirkung ausgewählter Verbindungen auf Bodenorganismen und Ableitung von Prüfwerten für den Pfad Boden-Bodenorganismen" des Umweltbundesamtes (Römbke, 2005) wurden für neun Stoffe diejenigen Konzentrationen ermittelt, bei denen Effekte in ökotoxikologischen Tests auftraten ( $EC_{50}$ -Werte) (Kap. 2.3.1). Die in der Testbatterie enthaltenen und bereits im Vorläufervorhaben "Entwicklung ökotoxikologischer Orientierungswerte für Böden" (Wilke et al., 2003) eingesetzten fünf terrestrischen Standardtests sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

**Tabelle 1:** Terrestrische Testverfahren für die Bewertung der Lebensraumfunktion von Böden (nach Römbke, 2005)

Terrestrische Testverfahren	Testorganismus	Richtlinie
Hemmung des Pflanzenwachstums	<i>Brassica rapa</i> , <i>Avena sativa</i>	ISO (1995): Nr. 11269-2
Beeinflussung der mikrobiellen Atmung	Bodenbakterien	ISO (2002a): Nr. 17155
Hemmung der potenziellen Nitrifikation	Nitrifikanten	ISO (2002b): Nr. 15685
Reproduktionstest mit Regenwürmern	<i>Eisenia fetida</i>	ISO (1998): Nr. 11268-2
Reproduktionstest mit Collembolen	<i>Folsomia candida</i>	ISO (1999): Nr. 11267

Für den produktbezogenen Vorsorgebereich, z.B. für die Zulassung von Bauprodukten fehlen bislang die Validierungen der genannten Testmethoden und die Entwicklung entsprechender Testbatterien, wenn man von den bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln erforderlichen Tests absieht.

## 2.4.2 Anforderungen an ökotoxikologische Testbatterien für Böden unter Berücksichtigung der Bioverfügbarkeit

Edaphische Organismen leben in den drei Phasen des Bodens: Festphase, Wasser und Luft. Die Lebensweise der Bodenorganismen entscheidet über deren Exposition gegenüber den Stoffeinträgen in Böden. Die Porengröße bestimmt den Aufenthaltsort bestimmter Arten, z.B. besiedeln Bakterien bevorzugt Mittelporen von ca. 0,5 - 4 µm, Protozoen Mittelporen von ca. 4 - 50 µm, Collembolen Grobporen von 0,2 - 10 mm und Lumbricidae Grobporen, Risse und Wurzelkanäle von ca. 1 - 20 mm Durchmesser (Gisi, 1997).

Neben der Porengröße spielt für die Exposition eine Rolle, welchen Raum die Bodenorganismen besiedeln. Bakterien beispielsweise siedeln sich im Wasserfilm um die Bodenpartikel herum an, Nematoden leben in wassergesättigten und Collembolen in luftgefüllten Poren. Aneziisch lebende Lumbriciden hingegen können über alle drei Pfade exponiert werden.

Das Bodenwasser stellt den Hauptexpositionspfad für Bodenorganismen dar. Die Bioverfügbarkeit der an Partikel gebundenen Schadstoffe ist gegenüber dem gelösten Schadstoffanteil geringer (Pfeifer, 2003).

Für die Exposition ausschlaggebend ist daneben das Verhalten der Stoffe in Böden, d.h. vor allem deren Wasserlöslichkeit, Absorptionsfähigkeit an die organische Substanz sowie der mögliche Übergang in die Bodenluft.

So ergibt sich eine spezielle, teilweise sogar artenspezifische Bioverfügbarkeit der eingetragenen Stoffe für die einzelnen Organismengruppen, die zusammen mit der intrinsischen Toxizität eines in den Boden eingetragenen Stoffes zu einer speziellen Wirkung führt.

Eine ökotoxikologische Testbatterie sollte daher im Idealfall Wirkungen auf Organismen aller möglichen Expositionspfade beinhalten.

Soll die Lebensraumfunktion von Böden bewertet werden, ist auch die Trophie der Organismen zu berücksichtigen, da durch die Schädigung von Organismen einer trophischen Ebene auch die nachfolgende Organismenebene, z.B. durch den Wegfall von Nahrungsgrundlagen geschädigt werden kann.

Eine ökotoxikologische Testbatterie sollte aus diesem Grund Vertreter der wichtigsten trophischen Stufen - Produzenten, Konsumenten, Destruenten und Mineralisierer - umfassen. Letztendlich sollen durch die Auswahl der Testverfahren diejenigen Organismen und Stoffwechselprozesse in Böden erfasst werden, die besonders wichtig für den Erhalt der Lebensraumfunktion sind.

Eine weitere Forderung besteht darin, mit den ausgewählten Testverfahren möglichst akute, subakute sowie langfristige Wirkungen zu erfassen.

Terrestrische biologische Testverfahren können unterteilt werden in solche:

- die in der Lage sind, Wirkungen (Toxizitäten) auf Einzelspezies, d.h. auf den Testorganismus aufzuzeigen (z.B. Ammoniumoxidationstest oder Regenwurm-Mortalitätstest) und
- mit deren Hilfe Wirkungen auf die Gesamtaktivität der Bodenmikroorganismen abgebildet werden können (z.B. Bodenatmungstest).

### **2.4.3 Einsatz aquatischer Testverfahren zur Beurteilung der Bodenqualität**

Aquatische Testsysteme werden neben ihrer Anwendung zur Überprüfung der Wirkungen auf aquatische Organismengemeinschaften von stehenden Oberflächengewässern für die

- Testung von Grundwasser und Fließgewässern und die
- Untersuchung und Bewertung der Rückhaltefunktion von Böden angewendet.

Den Schwerpunkt bilden dabei Verfahren mit Leuchtbakterien, Algen und Daphnien als Testorganismen, die nach optimierten und standardisierten Versuchsvorschriften durchzuführen sind und als Testbatterie zusammengestellt werden (Tab. 2).

Bei der Testung von Grundwasser und Fließgewässern beschränkt sich die Aussage auf das Vorliegen toxischer Wasserinhaltsstoffe. Die Biozönosen von Fließgewässern und Grundwasser unterscheidet sich signifikant. Primärproduzenten wie Algen fehlen z.B. im Grundwasser. Die oben genannten Organismen können nicht als Stellvertreterorganismen zur Bewertung der Biozönose des Grundwassers dienen. Erste Ansätze für eine Übertragung auf das Grundwasser gibt es im Rahmen eines Forschungsprojektes des Umweltbundesamtes für den Daphnientest, der auch mit einer das Grundwasser besiedelnden Art durchgeführt werden kann (mündl. Mitteilung Frau Six, UBA, März 2007).

Beim Einsatz aquatischer Testsysteme für die Bewertung der Rückhaltefunktion von Böden soll primär eine Aussage darüber getroffen werden soll, ob mobile, toxische, bioverfügbare Schadstoffe im Boden vorliegen, die über das Sickerwasser ins Grundwasser verlagert werden können. Deshalb werden Bodeneluate (Vielstoffgemische) hergestellt, die den Pfad Boden-Grundwasser realistisch widerspiegeln sollen (Kapitel 3.1.2 und 5.4). Da kein Bezug zur Lebensraumfunktion von Böden hergestellt werden soll, ist prinzipiell auch jeder aquatische Organismus einsetzbar (LABO, 2000).

**Tabelle 2:** Aquatische Testverfahren für die Bewertung von Eluaten

Testorganismus	Testparameter	Testdauer	Richtlinie
Daphnien ( <i>Daphnia magna</i> )	Schwimmfähigkeit	48 h	OECD 202, ISO 6341, DIN 38412-30
Algen (z.B. <i>Scenedesmus subspicatus</i> )	Wachstum	72 h	OECD 201, EN 28692, DIN 38412-33
Mikroorganismen ( <i>Vibrio fischeri</i> )	Lichtemission	30 min	DIN EN ISO 11348-1- 3
Mikroorganismen ( <i>Vibrio fischeri</i> )	Wachstum	7 h	DIN 38412-37
Mikroorganismen ( <i>Pseudomonas putida</i> )	Wachstum	16 h	DIN EN ISO 10712

Ökotoxikologische Testbatterien für das aquatische Milieu wurden anhand der unterschiedlichen Ernährungsstufen zusammengestellt, da unbekannt ist, welcher Organismus sensitiv reagiert. Um die Sensitivität der Testorganismen exakt nachzuweisen, werden für aquatische Testverfahren definierte Nährmedien, die auf den Testorganismus abgestimmt sind, gewählt. Durch Verdünnung mit dem Nährmedium werden Konzentrationsreihen hergestellt. Dadurch wird gewährleistet, dass sich die einzelnen Ansätze nur in der Konzentration der Testsubstanz unterscheiden. Der Testorganismus wird exponiert und dessen Reaktionen nach einer festgelegten Inkubationszeit im Vergleich zu einer nicht kontaminierten Kontrollprobe detektiert.

Die Grenzen von aquatischen Testverfahren für Vielstoffgemische für die Bewertung des Pfades Boden-Grundwasser, d.h. die Rückhaltefunktion von Böden sind u. a. dann gegeben, wenn

- die Schadstoffkonzentration im Eluat unterhalb der testspezifischen Nachweisgrenze liegt,
- stark gefärbte oder getrübbte Eluate (z.B. durch Huminstoffe) die Leuchtbakterienlumineszenz herabsetzen,
- stark erhöhte DOC (CSB)-Werte eine unspezifische Hemmung der Leuchtbakterienlumineszenz hervorrufen, die aber nicht auf Schadstoffeinflüsse sondern auf leicht verwertbare C-Quellen zurückzuführen sind und
- es beim Algentest zu einer möglichen Stimulierung des Algenwachstums durch eluierbare Nährstoffe kommt, in dessen Folge es zu einer Überlagerung hemmender Effekte kommen kann (Pfeifer, 2000).

Die Übertragbarkeit und damit Anwendbarkeit aquatischer Testmethoden, die für Organismen stehender Oberflächengewässer entwickelt wurden, auf terrestrische Ökosysteme wird in der Wissenschaft diskutiert und zum Teil sehr kritisch betrachtet. Die Komplexität und Variabilität der physikalischen und chemischen Eigenschaften von Böden auf engstem Raum führt bereits zu großen Unterschieden in der Bodenbiozönose. Ebenso weist die BUA (2001) u. a. auf

- die unterschiedliche Bioverfügbarkeit in Böden und in aquatischen Systemen und
- die Problematik bei der Verwendung von akuten aquatischen Tests (für kurzfristige Exposition) bei vorrangig chronischer Exposition in Böden hin.

HERRCHEN und HAMMEL (1999) erachten die Übertragbarkeit aquatischer Wirkdaten auf terrestrische Ökosysteme auf Grund der vielfältigen beeinflussenden Parameter nicht als sinnvoll und plädieren für ausschließlich terrestrische Testsysteme zur Beurteilung der Bodenqualität. Auch die BUA (2001) geht davon aus, "dass für eine Übertragung von aquatischen Toxizitätsdaten auf das terrestrische Kompartiment derzeit eine wissenschaftliche Absicherung fehlt. Vielmehr wird begründet, dass auf Grund der unterschiedlichen Expositions- und Aufnahmewege eine Aufstellung von verlässlichen Korrelationen nicht einmal sinnvoll erscheint." (BUA, Risikoabschätzung von Stoffen im Boden, S. 72, Abs. 5).

Zusammenfassend kann davon ausgegangen werden, dass aquatische Testsysteme für die Bewertung der Rückhaltefunktion von Böden (Pfad Boden – Grundwasser) mit den oben ausgeführten Einschränkungen - ausschließlich über die Aussage, ob mobile, bioverfügbare toxische Inhaltsstoffe im Boden vorliegen - herangezogen werden können. Für die Bewertung der Lebensraumfunktion von Böden sind jedoch kaum Anhaltspunkte gegeben.

Hingegen können über terrestrische Testverfahren auch Aussagen zur Rückhaltefunktion von Böden zum Schutz des Grundwassers getroffen werden, da der Erhalt der Lebensraumfunktion von Böden für Bodenorganismen gleichzeitig die Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere die biologische Abbaukapazität für organische Stoffbelastungen und damit das Selbstreinigungspotenzial von Böden sichert.

#### 2.4.4 Allgemeine Anforderungen an ökotoxikologische Testbatterien

Neben den Anforderungen, die an die Auswahl der Testorganismen gestellt werden (siehe Kapitel 2.4.2) sind praktische Forderungen aufzustellen. Insbesondere sollen die in einer ökotoxikologischen Testbatterie enthaltenen Verfahren

- praktikabel und mit möglichst geringem Aufwand durchführbar,
- ökologisch signifikant,
- akzeptiert, validiert und standardisiert,
- reproduzierbar,
- empfindlich,
- möglichst vielfältig einsetzbar,
- bezahlbar,
- realitätsnah und übertragbar auf Freilandverhältnisse sein  
(nach Fleischmann, 2000, Kördel et al., 2000b).

Für aquatische Testverfahren sollte daneben noch

- die bioverfügbare Schadstoffkonzentration realitätsnah abgebildet werden und
- eine ausreichende Eluatmenge zur Verfügung stehen, die möglichst keine oder nur eine geringe Trübung aufweist (nach Kördel, 2000a).

#### 2.4.5 Zusammenfassung zu ökotoxikologischen Testbatterien

Ökotoxikologische Testsysteme sind nicht in Konkurrenz zur chemischen Analytik zu sehen, sondern ergänzen diese als

- a) "analytisches Instrument" zur Erfassung des Gesamtoxitätspotenzials wie bei der Beurteilung von Bodeneluat und Sickerwässern und
- b) Testbatterie zur Erfassung der möglichen Beeinträchtigung der Lebensraumfunktion (Kördel, 2001).

Mögliche schädliche Bodenveränderungen hinsichtlich der Lebensraumfunktion und anderer natürlicher Bodenfunktionen können nur dann umfassend erkannt werden, wenn ergänzend zur chemischen Analytik ökotoxikologische Testverfahren eingesetzt werden.

Zur Beurteilung der Toxizität ist die Verwendung von Testbatterien d.h. der Einsatz mehrerer Testsysteme sinnvoll, da Organismen verschiedener Trophiestufen unterschiedlich auf Störsubstanzen ansprechen können.

Es wird jedoch kaum möglich sein, ein in der Praxis einsetzbares Testsystem zu empfehlen, was alle in den Kapiteln 2.4.2 und 2.4.4 aufgestellten Anforderungen erfüllt und für alle in Frage

kommenden Anwendungen im Bereich der Vorsorge, Nutzungsentscheidung, Gefahrenabwehr und Sanierungskontrolle einsetzbar ist.

Vielmehr sollten ökotoxikologische Testbatterien anwendungsbezogen zusammengestellt werden. Ökotoxikologische Testbatterien zur Gefährdungsabschätzung bei der Beurteilung kontaminierter Böden, insbesondere bei Detailuntersuchungen erfordern eine andere Testkombination und Bewertung als im Vorsorgebereich, z.B. die Entscheidung zur Verwertung von Bodenmaterial oder die Zulassung von Bauprodukten für den Einbau in Boden und Grundwasser.

Bei der Zulassung von Bauprodukten mit direktem Kontakt zu Boden und Grundwasser spielt die Eluierbarkeit der Inhaltsstoffe, also die Gefahr der Auswaschung und Verlagerung sowie die mögliche biologische Wirkung der Eluate auf aquatische und terrestrische Organismen eine große Rolle.