



Geologische Bundesanstalt
BIBLIOTHEK

15.719, 4²



LAND

OBERÖSTERREICH

Dezentrale Abwasserbeseitigung

Auswirkungen auf das Grundwasser

Kurzstudie
als Grundlage
für das Arbeits-
papier „Abwasser-
versickerung
für Einzelanlagen
in Streulage unter
vergleichender
Betrachtung der
Entsorgungs-
schiene im
ländlichen Raum“

N^o 1041



RegioKAT NEU
Grund- und Trinkwasserwirtschaft

(*wasserwirtschaft)

Geol.B.-A. Wien



0 000002 128252

15719,4²

Dezentrale Abwasserbeseitigung

Auswirkungen auf das Grundwasser

Kurzstudie



www.Berthold-Engineering



(*wasserwirtschaft)

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG UND PROJEKTIINHALT	3
1.1	Problemstellung	3
1.2	Auflistung und Beschreibung der im Projekte untersuchten Möglichkeiten	3
2	BESCHREIBUNG DER ENTSORGUNGS-ALTERNATIVEN	4
2.1	Definitionen:	4
2.2	Beschreibung der Alternativen.....	4
2.2.1	Abwasserversickerung/ Abwasserverrieselung:.....	4
2.2.2	Senkgrubenbewirtschaftung:	4
2.2.3	Verregnung von biologisch gereinigtem Abwasser:	5
2.3	Abwasserzusammensetzung	5
3	ANFORDERUNGEN AN DEN BODEN ALS FILTER FÜR DIE DEZENTRALE ABWASSERBESEITIGUNG.....	7
3.1	Schutzaspekte	7
3.2	Anorganische Inhaltsstoffe.....	7
3.2.1	Stickstoff	7
3.2.2	Phosphat.....	9
3.2.3	Chlorid.....	11
3.2.4	Schwermetalle	12
3.3	Organische Inhaltsstoffe.....	17
3.4	Hygiene	18
3.5	Hydraulische Eigenschaften.....	19
3.6	Unerwünschter Austrag in Oberflächengewässer und benachbarte Grundstücke durch Bodenabtrag	20
3.6.1	Erosionsfaktoren	20
4	BEWERTUNG	23
4.1	Zusammenhänge.....	23
4.2	Verbale Bewertung und Schlussfolgerungen	24
4.3	Literatur.....	26

Abbildungsverzeichnis

Abb. 3-1: Schematische Darstellung des N-Umsatzes im Boden8

Abb. 3-2: Lösliche anorganische P - Formen im Gleichgewicht mit Octacalciumphosphat in Abhängigkeit vom pH (Ca-Aktivität $2,5 \text{ mmol l}^{-1}$). Aus: Blume et al, 2002.....9

Abb. 3-3: Betriebsbilanzen von 36 landwirtschaftlichen Betrieben im Gebiet Pucking/ Weisskirchen und der Oberen Pettenbachrinne ($\text{kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ Jahresdurchschnitt 2001, 2002) bei unterschiedlichen P-Versorgungsstufen der Böden (Erläuterung der Versorgungsstufen siehe Tab. 3-3)10

Abb. 3-4: Phosphatversickerung an zwei Böden in Oberösterreich. Aus dem seichtgründigen, schottrigen Boden mit hohem Grobporenanteil versickert der Großteil des Phosphats in sehr kurzen Perioden mit starker Sickerwasserbildung (z.B. in Folge von Starkregenereignissen) ..10

Abb. 3-5: Beziehung zwischen dem Phosphorgehalt in der Bodenlösung und dem CAL extrahierbaren Phosphor im Boden für verschiedene Standorte in Oberösterreich11

Abb. 3-6: Beziehung zwischen gelösten und adsorbieren Schadstoffen (Adsorptionsisothermen schematisch für Blei und Cadmium) (Blume et al., 2002).....12

Abb. 3-7: Einfluss von organischer Substanz auf das Löslichkeitsverhalten von Schwermetallen14

Abb. 3-8: Cd Pflanzenentzüge auf den untersuchten Feldstücken bei Annahme niedrigster und höchster Cd Gehalte in der Erntemasse. (↓: 25% niedrigste Werte, ↑ 25% höchste Werte, : verbleibende 50% der Werte mit Median, o: Ausreisser).....15

Abb. 3-9: Cu Pflanzenentzüge auf den untersuchten Feldstücken bei Annahme niedrigster und höchster Cu Gehalte in der Erntemasse. (↓: 25% niedrigste Werte, ↑ 25% höchste Werte, : verbleibende 50% der Werte mit Median, o: Ausreisser, *: Extremwerte).....15

Abb. 3-10: Pb Pflanzenentzüge auf den untersuchten Feldstücken bei Annahme niedrigster und höchster Pb Gehalte in der Erntemasse. (↓: 25% niedrigste Werte, ↑ 25% höchste Werte, : verbleibende 50% der Werte mit Median, o: Ausreisser)16

Abb. 3-11: Zn Pflanzenentzüge auf den untersuchten Feldstücken bei Annahme niedrigster und höchster Cu Gehalte in der Erntemasse. (↓: 25% niedrigste Werte, ↑ 25% höchste Werte, : verbleibende 50% der Werte mit Median, o: Ausreisser).....16

Abb. 3-12: Relative Bedeutung unterschiedlicher Austragspfade beim Cd Austrag (mittlerer Wert für Auswaschung, mittlerer Pflanzenentzug mit Medianen für die Cd Gehalte in der Erntemasse berechnet).16

Abb. 3-13: Relative Bedeutung unterschiedlicher Austragspfade beim Cu Austrag (mittlerer Wert für Auswaschung, mittlerer Pflanzenentzug mit Medianen für die Cu Gehalte in der Erntemasse berechnet).16

Abb. 3-14: Relative Bedeutung unterschiedlicher Austragspfade beim Pb Austrag (mittlerer Wert für Auswaschung, mittlerer Pflanzenentzug mit Medianen für die Pb Gehalte in der Erntemasse berechnet).17

Abb. 3-15: Relative Bedeutung unterschiedlicher Austragspfade beim Zn Austrag (mittlerer Wert für Auswaschung, mittlerer Pflanzenentzug mit Medianen für die Zn Gehalte in der Erntemasse berechnet).17

Abb. 3-16: Graphische Darstellung von Bereichen des Durchlässigkeitsbeiwertes (kf-Wert) verschiedener Grundwasserspeicher.18

Abb. 3-17: Präferentieller Fließwege in einem Bodenkörper nach Überstauung, durch gefärbtes Sickerwasser sichtbar gemacht. (Nach Versuchen der ETH Zürich).20

Abb. 3-18: Berechnung des Einflusses von Hangneigung und Hanglänge auf die Bodenerosion während eines Jahres auf nicht begrüntem Hängen. (für 3 Regionen x 2 Jahren x 3 Bodenarten) (— 50% der Werte mit Median, ↑ höchster Wert der kein Ausreißer ist, ↓ 25% niedrigster Wert der kein Ausreißer ist, o Ausreißer, * Extremwerte).....21

Dezentrale Abwasserreinigung – Auswirkungen auf das Grundwasser

1 Einleitung und Projektinhalt

1.1 Problemstellung

Trotz des hohen Anschlussgrades in Oberösterreich und den Bemühungen auch in Zukunft noch Kanalbauten zu errichten, wird es immer noch Lagen geben, in denen weder ein Kanal noch ein Vorfluter vorhanden sind und somit eine Lösung für die anfallenden Kommunalabwässer gefunden werden muss.

Im nachfolgenden Projektvorschlag werden die möglichen Lösungsvorschläge dargestellt und auf deren Auswirkungen auf das Grundwasser untersucht. Dabei gilt ein besonderes Augenmerk der Versickerung von gereinigtem Abwasser.

1.2 Auflistung und Beschreibung der im Projekte untersuchten Möglichkeiten

Seitens des Auftraggebers wird die Abwasserzusammensetzung von folgenden Reinigungsalternativen zur Verfügung gestellt:

- Senkgrube
- Abwasser nach einer mechanisch-biologischen Kleinkläranlage
- Abwasser nach einer mechanisch-biologischen Kleinkläranlage mit nachgeschalteter Reinigung.
- Abwasser nach einem bewachsenen Pflanzenfilter mit vorgeschalteter Feststoffabtrennung

Da angenommen wird, dass kein adäquater Vorfluter zur Verfügung steht, werden nun Alternativen zu Verbringung dieser Abwässer diskutiert. Dabei handelt es sich um:

- landwirtschaftliche Ausbringung von Senkgrubeninhalten nach den Vorgaben des OÖ. Bodenschutzgesetzes
- Verregnung von Senkgrubeninhalten
- landwirtschaftliche Ausbringung von gereinigten häuslichen Abwässern aus mechanisch-biologischen - und Pflan-

zenkläranlagen nach den Vorgaben des OÖ. Bodenschutzgesetzes.

- Abwasserverrieselung auf Rieselfeldern unter Ausnutzung des aktiven Bodenkörpers.
- Abwasserversickerung und Verrieselung mittels Sickerschacht ohne Vorbehandlung.
- Abwasserversickerung nach Vorbehandlung mit Sandfilter und/oder Membranfilter.

2 Beschreibung der Entsorgungs-Alternativen

2.1 Definitionen¹:

Versickerung: Einbringen des Abwassers in den Untergrund ohne Ausnützung der Reinigungswirkung der obersten Bodenschichten (z.B. Sickerschacht, -leitung)

Verrieselung: Verteilung des Abwassers auf der Geländeoberfläche unter Ausnützung der Reinigungswirkung der obersten Bodenschichten (z.B. Verrieselungsbecken, -mulde)

Untergrundverrieselung: Unterirdisches mechanisch-biologisches Reinigungsverfahren unter Verwendung eines natürlichen oder künstlichen Bodenkörpers mit unmittelbar anschließender Versickerung des Abwassers

Verregnung: Ausbringung, bei der das Abwasser durch Druck im Wege der Atmosphäre über die Fläche verteilt wird

2.2 Beschreibung der Alternativen

Nachfolgend werden Entsorgungsmöglichkeiten für den ländlichen Raum beschrieben, wobei alternative Konzepte mit Stofftrennung nicht berücksichtigt werden².

2.2.1 Abwasserversickerung/ Abwasserverrieselung:

Dabei wird das Abwasser nach einer dem Stand der Technik entsprechenden Reinigung vor Ort in den Untergrund eingebracht. Als Stand der Technik ist hier zumindest eine weitergehende Reinigung zu fordern.

Die Einbringung in den Untergrund kann

- punktuell über Sickerschächte oder
- breitflächig über Verrieselungsanlagen mit oder ohne Nutzung der obersten belebten Bodenzone erfolgen.

Nach Ansicht der Abteilung Wasserwirtschaft des Amtes der OÖ. Landesre-

gierung entspricht eine ausschließlich mechanische Vorreinigung der Abwässer (z.B. in einer 3-Kammer-Faulanlage) keinesfalls mehr dem Stand der Technik, wobei jedoch vom Amt darauf hingewiesen wird, dass gem. der Verordnung des LH von OÖ bezügl. § 33g WRG derartige Anlagen auch mit nachgeschalteter punktförmiger Versickerung unter Umständen noch bis zum Jahr 2011 bestehen bleiben dürfen.

2.2.2 Senkgrubenbewirtschaftung:

Dabei wird das Abwasser in dichten Gruben gesammelt um danach

- direkt in der Landwirtschaft verwertet oder
- zu einer Senkgrubenübernahmestation verbracht zu werden

Auch eine Kombination dieser beiden Möglichkeiten ist denkbar, z.B. wenn die Ausbringung in die Landwirtschaft nicht machbar ist (witterungsbedingt, erntebedingt, u.ä.) Die Größe des Speichervolumens spielt hier eine entscheidende Rolle. Gem. OÖ Abwasserentsorgungsgesetz müssen Senkgruben zumindest den Abwasseranfall von 2 Monaten aufnehmen können, wobei aber der Abwasseranfall in 4 Wochen nicht größer als 30 m³ sein darf³.

In der Praxis sind hier Umweltbelastungen einerseits durch undichte Senkgruben und unsachgemäße Ausbringung und andererseits durch die damit verbundenen Transportwege zu beachten. Auch die Akzeptanz der Landwirte für die Übernahme der Senkgrubenhaltelast ist immer weniger gegeben. Eine organisatorische Abwicklung über die Gemeinde (dzt. in ca. 20 OÖ. Gemeinden praktiziert, z.T. in Zusammenarbeit mit Maschinenring) erscheint daher erforderlich.

Ebenfalls überlegenswert wäre der Betrieb einer Dreikammeranlage und die getrennte Verwertung der Feststoffe und der Flüssigkeit.

¹ z. T. nach ÖNORM B2500

² Diese wurden im Forschungsprojekt SUS-SAN einer umfassenden Bewertung unterzogen

³ 50 m³ bei Objekten oder Objektteilen, die gemäß § 30 Abs. 6 und 8 des Oö. ROG 1994 verwendet werden

2.2.3 Verregnung von biologisch gereinigtem Abwasser:

Dies stellt eine Sonderform der Senkgrubenbewirtschaftung dar, weil das anfallende häusliche Abwasser nach einer biologischen Reinigung in einer Kleinkläranlage einer Zwischenspeicherung (z.B. in einer Senkgrube) zugeführt wird.

Die Verregnung von biologisch gereinigtem Abwasser wurde in OÖ bereits im Rahmen eines Arbeitskreises umfassend untersucht. Dabei kam man zu dem Ergebnis, dass unter Beachtung der Randbedingungen (Nährstofffrachten, hydraulische Belastung, Hygiene, etc.) das Gefah-

renpotenzial selbst bei einer Ausbringungsmenge von 100 m³ auf bewirtschaftete landwirtschaftliche Kulturflächen jedenfalls unter dem von 50 m³ unbehalteter Senkgrubeneinhalte liegt.

2.3 Abwasserzusammensetzung

Nachfolgend werden mittlere Konzentrationen für häusliches Abwasser, wie sie von der Abteilung W-AW verwendet werden angegeben. Für die Frachtermittlung können diese Konzentrationen bei einem durchschnittlichen Abwasseranfall von 35 - 50 m³ je EW und Jahr (bzw. 100 - 150 l/EW und Tag) hochgerechnet werden.

Tab.2-1: Typische Konzentrationen von häuslichem Abwasser^{4, 5}:

Reinigungsstufe	BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	Gesamt P [mg/l]	coliforme Bakterien [1/100 ml]
ungereinigtes Abwasser	300	600	0	55 (TN)	9	~ 10 ⁷ - 10 ⁹
Belebungsanlage	4 - 20	30 - 60	30 - 60 (20 ⁶)	0 - 5	4 - 8 (1 ⁷)	~ 10 ⁴ - 10 ⁶
Bodenfilteranlage als Hauptreinigung	2 - 10	30 - 45	30 - 65	2 - 8 ⁸	2 - 6	~ 10 ⁵
Bodenfilteranlage als Nachreinigung	2 - 4	15 - 30	25 - 50	0 - 1	1 - 5	~ 10 ³ - 10 ⁴
Membranfilteranlagen	2 - 5	15 - 45	15 - 50	1 - 5	1 - 5	< 10 ² (Bade-gewässer-qualität ⁹)

Weiters gilt zu berücksichtigen, dass insbesondere in Hinblick auf die Nährstofffrachten auch die Gesamtstickstoffmenge zu berücksichtigen ist. Diese wird unter anderem im FORSCHUNGSPROJEKT Nachhaltige Strategien der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum – SUSAN (Endbericht, August 2005) mit 14 g pro Einwohner und Tag angegeben. Die angegebenen 14 g pro Einwohner und Tag Gesamtstickstoff im ungereinigtem Abwasser entsprechen einer Konzentration zwischen 100 und 150 mg/l. Bei der Entfernung des Stickstoffs aus dem Abwasser spielen v.a. Nitrifikation und auch Denitrifikation eine große Rolle. Ohne besondere

Vorrichtungen zur Elimination wird nur ein geringer Anteil des Stickstoffs im Rohwasser entfernt. Bei dem biologischen Prozess der Stickstoffelimination wird das im Abwasser enthaltene Ammonium (NH₄⁺) zu Nitrat (NO₃⁻) und Nitrit (NO₂⁻) oxidiert (Nitrifikation). Anschließend erfolgt die Umwandlung (Denitrifikation) zur Luftstickstoff (→ Entgasen) unter anaeroben Bedingungen. Dieser Prozess dauert allerdings so lange, dass in manchen Klärwerken wegen der zu geringen Verweildauer im Belebungsbecken keine ausreichende Stickstoffeliminierung stattfindet. Aus diesem Grund wird auch in den nachfolgenden Betrachtungen nicht von einer kon-

⁴ nach ATV A 131

⁵ Amt der NÖ Landesregierung 1995; Haberl 1997, 1998

⁶ Anlagen mit Denitrifikation

⁷ Anlagen mit Phosphorfällung

⁸ längerer Zeitraum mit niedrigeren Ablauftemperaturen und dadurch bedingt höheren Ammonium-Ablaufwerten

⁹ Badegewässerqualität nach RL 76/160 EWG: 5*10² Leitwert und 10⁴ Grenzwert

stanten Stickstoffkonzentration im gereinigten Abwasser ausgegangen, sondern vielmehr wird mit Konzentrationen in Abhängigkeit vom Stickstoffeliminationsgrad gerechnet.

Neben den unten angeführten Stoffen sind auch der Chloridgehalt sowie die Konzentration von Schwermetallen und persistenten organischen Verbindungen von Interesse. Die nächsten beiden Tabellen zeigen Frachten bzw. Konzentrationen für einige dieser Stoffe.

Tab.2-2: Stofffrachten ins häusliche Abwasser in g/Einwohner und Jahr¹⁰

Chlorid	AOX	Zink	Kupfer	Blei	Cadmium
2000 - 5000	7 - 8	10 - 14	2 - 8	0,5 - 0,6	0,02 - 0,08

Tab.2-3: Konzentrationen von häuslichem Abwasser¹¹

Reinigungsstufe	Chlorid	AOX	Zink	Kupfer	Blei	Cadmium
ungereinigtes Abwasser	87,5	0,19	0,3	0,125	0,014	0,0012
Belebungsanlage ¹²	70	0,16	0,12	0,025	0,002	0,0005

Bezüglich Bodenfilteranlagen und Membranfilteranlagen konnten keine Daten hinsichtlich Rückhaltung der in obiger Tabelle angeführten Stoffe gefunden werden.

Nach Meinung der Unterabteilung Abwasserwirtschaft sind für die Beurteilung der Versickerung/Verrieselung weiters die Parameter B, Fe, Mn, Na, und K von Bedeutung, weil bei Ihnen die Gefahr einer Grenzwertüberschreitung vor der Versickerung gegeben ist (Trinkwasserqualität gilt als Referenz, Vergleich mit Indikator- und Parameterwerten der Trinkwasserverordnung bzw. Schwellenwerten der GW-Schwellenwertverordnung)

¹⁰ Klärschlammkonzept Niederösterreich Endbericht Phase 1 Februar 1995

¹¹ Umrechnung von Fracht auf Konzentration mittels Durchschnitt Fracht und 40 m³ pro Jahr Wasserverbrauch

¹² Rückhaltevermögen nach Klärschlammstudie Niederösterreich

3 Anforderungen an den Boden als Filter für die dezentrale Abwasserbeseitigung

3.1 Schutzaspekte

Bei der Entsorgung oder Verwertung von potentiell problematischen Abwässern über Bodenfilterpassagen ist eine Reihe von Schutzaspekten zu beachten:

- ⇒ Ein unerwünschter Austrag von Inhaltsstoffen des Abwassers ins Grundwasser soll vermieden werden. Zum Beispiel können das Schwermetalle, organische Schadstoffe, aber auch Pflanzennährstoffe wie Phosphat oder Nitrat sein, auch Bakterien können hier eine Rolle spielen.
- ⇒ Eine unerwünschte Akkumulation der Abwasserinhaltsstoffe im Boden soll vermieden werden. Da der Boden bei der Entsorgung oder Verwertung dezentral anfallender Abwässer als Filter und Buffer wirken soll, ist zunächst davon auszugehen, dass jene Stoffe, die im Boden nicht abgebaut werden, entweder mit der gebildeten Pflanzenmasse abgeführt werden oder im Boden akkumulieren. In diesem Sinne ist die Stoffakkumulation auch erwünscht. Zu beachten ist jedoch, dass die Filterkapazität des Bodens begrenzt ist, dass also die Filterwirkung mit fortschreitender Stoffakkumulation abnimmt und damit nach einiger Zeit unerwünschte Stoffausträge stattfinden können.
- ⇒ Ein unter Umständen problematischer Austragspfad kann auch der Transfer von Inhaltsstoffen vom Abwasser über den Boden in die Pflanzen darstellen, falls die Pflanzen z.B. landwirtschaftlich genutzt werden.
- ⇒ Ein weiteres Risiko stellt der Austrag auf Nachbargrundstücke oder Oberflächengewässer durch Abschwemmung oder Bodenerosion dar.

3.2 Anorganische Inhaltsstoffe

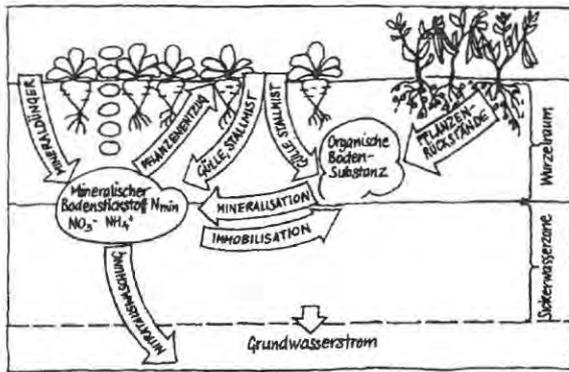
3.2.1 Stickstoff

Stickstoff liegt im Abwasser organisch gebunden und als Ammonium (NH_4^+) vor. In aeroben Reinigungsverfahren erfolgt eine Umwandlung (Nitrifikation) des Ammoni- ums in Nitrat (NO_3^-). Da die Oberfläche von Bodenkolloiden (Tonminerale, Hu- minstoffe) bei mitteleuropäischen Böden negative Ladungen trägt, wird das positiv geladene Ammonium gebunden, während Nitrat als einfach negativ geladenes Anion in der Bodenlösung verbleibt und mit die- ser ins Grundwasser verlagert werden kann.

Ob der Stickstoff auf den Boden als Am- monium oder Nitrat ausgebracht wird, spielt jedoch nur eine untergeordnete Rol- le, da das Ammonium unter aeroben Be- dingungen von den in Böden ubiquitär vorhandenen Bakterien Nitrosomonas und Nitrobacter über die Zwischenstufe Nitrit in Nitrat umgewandelt wird (Nitrifikation). Die Geschwindigkeit der Nitrifikation hängt bei ausreichender Bodenfeuchte vor allem von der Temperatur ab und kann einige Tage bis einige Wochen dauern.

Dass der Stickstoff letztlich in Nitrat um- gewandelt wird und dass dieses an Bo- denkolloide nicht gebunden wird, sind Ur- sachen für die Nitratbelastung in einigen Grundwassergebieten, während eine Am- moniumbelastung nur in Ausnahmefällen und allenfalls punktuell auftritt.

Prinzipiell ist somit jeder auf den Boden ausgebrachte Stickstoff auswaschungsge- fährdet, falls kein Entzug durch Pflanzen- wurzeln stattfindet (Abb. 3-1). **Ein geeig- neter Pflanzenbewuchs** stellt somit eine **wesentliche Voraussetzung** dafür dar, dass bei Versickerung von stickstoffhältigen (ammonium- und nitratenthaltigen) Ab- wässern keine **Nitratverlagerung ins Grundwasser stattfindet**.



Aus den vom Amt der OÖ. Landesregierung zur Verfügung gestellten Daten lässt sich ableiten, dass die Nitratkonzentration im Abwasser, wenn das gesamte Ammonium nitrifiziert wird, im Bereich von ca. 200 – 300 mg/l liegt (rechte Spalte in Tab. 3-1). Wenn keine Stickstoffentzüge durch die Vegetation stattfinden, kann der Grundwasserschwellenwert von 45 mg NO_3^-/l nur durch Verdünnung mit unbelastetem Sickerwasser (z.B. aus Regenfällen) erzielt werden.

Abb. 3-1: Schematische Darstellung des N-Umsatzes im Boden

Tab. 3-1: Nährstoffgehalte in häuslichen Abwässern

	$\text{NO}_3\text{-N}$ [mg/l]	$\text{NH}_4\text{-N}$ [mg/l]	Gesamt N [mg/l]	Gesamt P [mg/l]	N-Fracht [kg/ha] ¹⁾	P_2O_5 [kg/ha] ¹⁾	NO_3^- [mg/l] ²⁾	PO_4 [mg/l]
Rohabwasser	0	55	150	9	15	2,1	664	2,8
Belebungsanlage nitrifizierend (40% N- Elimination)	60	5	90	8	9	1,8	399	2,5
Belebungsanlage denitrifizierend (70% N- Elimination)			45	8	4,5	1,8	199	2,5
Membranbe- lebungsanlage (90% N- Elimination)			15 ³⁾	0,5	1,5	0,1	70	
Senkgrube	0	45	150	18	15	4,1	664	5,5

¹⁾ bei einer angenommenen Ausbringungsmenge von 100 m³/ha

²⁾ berechnete Konzentration aus Gesamt-N

³⁾ Versuche des Kompetenzzentrums Wasser in Berlin lassen Konzentrationen unter 10 mg N erwarten

Die Stickstofffrachten betragen bei den in Tab. 3-1 angeführten Konzentrationen und bei einer Abwasserausbringungsmenge von 100 m³/ha (die lt. Oberösterreichischen Bodenschutzgesetz unter bestimmten Bedingungen zulässig ist) 4,5 bis 15 kg N/ha. Diese jährlichen Stickstoffmengen können von jeder Art von Vegetationsdecke problemlos verwertet werden. Zu beachten wäre jedoch, dass in Zeiten der Vegetationsruhe im Winter keine Aufnahme durch die Pflanzen erfolgt. Das Aktionsprogramm zur Nitratrichtlinie verbietet daher die Ausbringung stickstoffhaltiger Düngemittel vom 15.10. bis 15.02. für die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche

ohne Gründeckung bzw. vom 15.11. bis 15.02. für die landwirtschaftliche Nutzfläche mit Gründeckung.

Im Falle einer landwirtschaftlichen Verwertung sind die Düngeobergrenzen des Wasserrechtsgesetzes zu beachten (Bevollzugspflicht bei Stickstoffdüngemengen über 175 kg N/ha bzw. über 210 kg N/ha bei N-zehrender Fruchtfolge oder Gründeckung). Weiters verweist das Aktionsprogramm zur Nitratrichtlinie auf die Richtlinien für die sachgerechte Düngung des BMLFUW. Die dort empfohlenen Stickstoffdüngemengen liegen zwar unter den Bewilligungsgrenzen des Wasserrechtsgesetzes, aber immer noch weit

über den bei einer Abwasserausbringung unter Einhaltung des Öö Bodenschutzgesetzes zu erwartenden Frachten. Weitergehende Einschränkungen gelten für Teilnehmer am ÖPUL.

Die mit dem Abwasser ausgebrachte Stickstoffmenge ist zwar mit Hinblick auf alle geltenden Obergrenzen gering, sie ist jedoch bei der geplanten Gesamtdüngemenge zu berücksichtigen. Dabei ist zu beachten, dass viehintensive Betriebe unter Umständen Schwierigkeiten haben, den aus der Viehhaltung anfallenden Stickstoff pflanzenbedarfsgerecht zu verwerten. Solche Betriebe sind daher weniger geeignet zusätzlich häusliche Abwasser auszubringen.

Zusammenfassung Stickstoff:

- ⇒ Ausbringung stickstoffhaltiger Abwasser nur auf Böden mit Pflanzenbewuchs
- ⇒ Keine Ausbringung
 - 15.10. bis 15.02. für die landwirtschaftliche Nutzfläche ohne Gründeckung und
 - 15.11. bis 15.02. für die landwirtschaftliche Nutzfläche mit Gründeckung
- ⇒ Auf landwirtschaftlichen Standorten: Zur Einhaltung der Düngeobergrenzen ist die Summe der ausgebrachten Stickstoffmenge aus allen sonstigen Düngergaben plus dem häuslichen Abwasser zu bewerten. Viehstarke Betriebe sind daher für die Ausbringung häuslicher Abwasser weniger geeignet.

3.2.2 Phosphat

Die meisten Böden haben ein hohes Puffervermögen für Phosphat. In Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften wird Phosphat im Boden relativ fest gebunden. Bestimmende Faktoren für die Phosphatlöslichkeit sind

- ⇒ der pH Wert bzw. der damit in Zusammenhang stehende Kalkgehalt. Mit sinkendem pH nimmt die Löslichkeit des Phosphats zu (siehe Abb. 3-2).
- ⇒ der Gehalt an amorphen Eisen- und Aluminiumoxiden im Boden
- ⇒ der Tongehalt

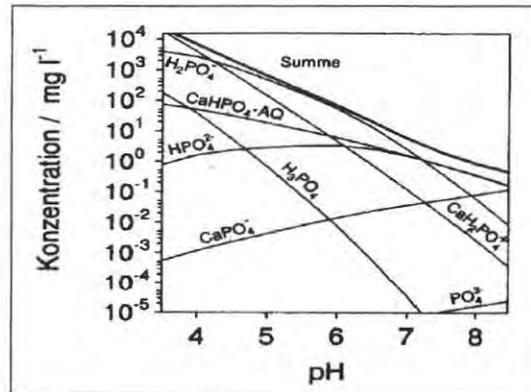


Abb. 3-2: Lösliche anorganische P-Formen im Gleichgewicht mit Octacalciumphosphat in Abhängigkeit vom pH (Ca-Aktivität $2,5 \text{ mmol l}^{-1}$). Aus: Blume et al, 2002.

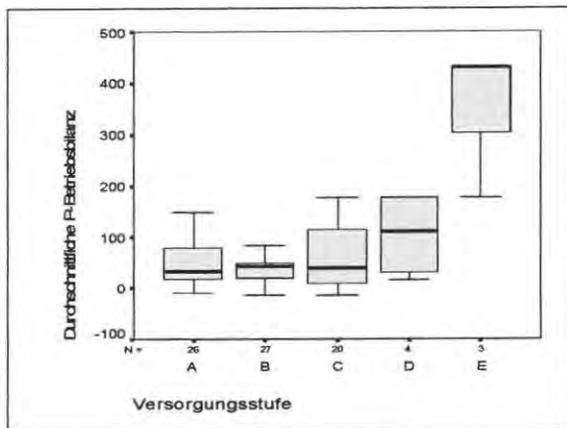


Abb. 3-3: Betriebsbilanzen von 36 landwirtschaftlichen Betrieben im Gebiet Pucking/ Weisskirchen und der Oberen Pettenbachrinne (kg P₂O₅ ha⁻¹ Jahr⁻¹ Jahresdurchschnitt 2001, 2002) bei unterschiedlichen P-Versorgungsstufen der Böden (Erläuterung der Versorgungsstufen siehe Tab. 3-3)

Die verschiedenen Möglichkeiten der Phosphatbindung im Boden bedeuten jedoch nicht, dass das Phosphatpuffervermögen von Böden unbegrenzt ist. Bei einer regelmäßigen, den Pflanzenbedarf übersteigenden P-Zufuhr kommt es zu einer P-Übersorgung von Böden und in Folge zu einem Anstieg des Phosphats in der Bodenlösung (siehe Abb. 3-3 und Abb. 3-5).

In diesem Fall spielen bei der Phosphatverlagerung Richtung Grundwasser präferenzielle Fließwege eine wichtige Rolle. Das sind Grobporen des Bodens, wie sie z.B. in sehr sandigen und grobstoffreichen Böden auftreten, oder auch Schrumpfrisse in Böden mit höheren Tongehalten.

Lysimetermessungen in Oberösterreich haben ergeben, dass der Großteil der Phosphatauswaschung aus landwirtschaftlichen Böden insbesondere bei Böden mit hohem Grobporenanteil während weniger Regenereignisse im Jahr stattfindet, wenn die Versickerung zu einem Großteil über solche präferenziellen Fließwege erfolgt.

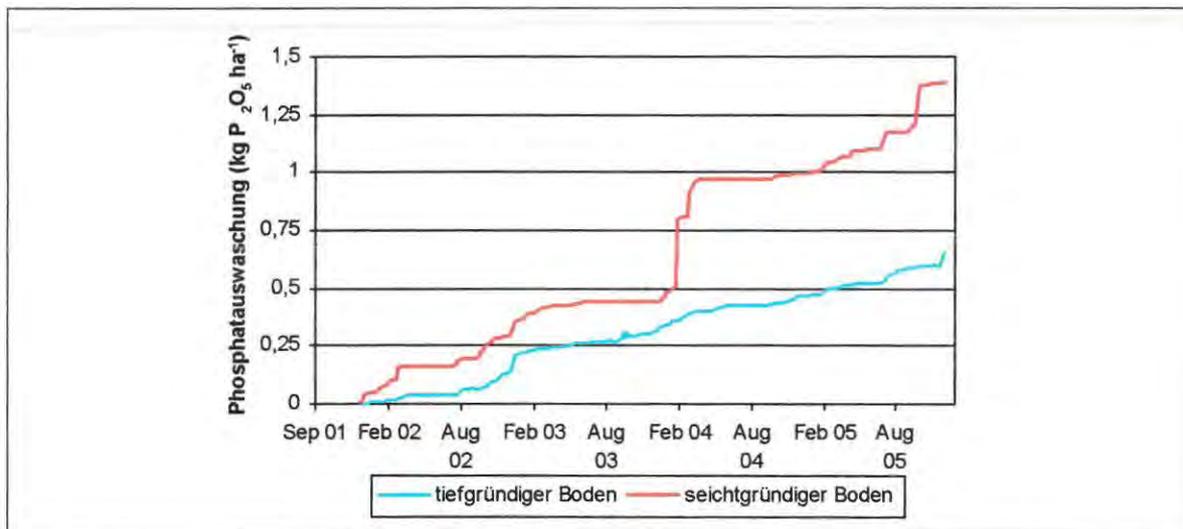


Abb. 3-4: Phosphatversickerung an zwei Böden in Oberösterreich. Aus dem seichtgründigen, schottrigen Boden mit hohem Grobporenanteil versickert der Großteil des Phosphats in sehr kurzen Perioden mit starker Sickerwasserbildung (z.B. in Folge von Starkregenereignissen).

Auch wenn die Phosphatauswaschung ins Grundwasser ein deutlich kleineres Problem als die Nitratauswaschung darstellt, gibt es in Oberösterreich lokal begrenzte Bereiche, wo der Phosphatgehalt im Grundwasser über dem Schwellenwert

liegt oder zum Teil in der Vergangenheit steigende Tendenzen zu beobachten waren.

Die Phosphatfrachten betragen bei den angeführten Konzentrationen und bei einer

Abwasserausbringungsmenge von 100 m³ / ha (die lt. Oberösterreichischen Bodenschutzgesetz unter bestimmten Bedingungen zulässig ist) 1,8 bis 4,1 kg P₂O₅/ha. Diese jährlichen Phosphatmengen können von jeder Art von Vegetationsdecke problemlos verwertet werden, da Phosphat so wie der Stickstoff einer der Hauptnährstoffe für Pflanzen ist. Im Gegensatz zum Stickstoff spielt der Ausbringungszeitpunkt bei Phosphat für die Phosphatauswaschung auf Grund des Puffervermögens des Bodens keine Rolle.

Tab. 3-3: Einstufung der Phosphorgehalte laut Richtlinien für die sachgerechte Düngung

Gehaltsklasse	Nährstoffversorgung	Ackerland	Grünland
		mg P/1000g	mg P/1000g
A	sehr niedrig	unter 26	unter 26
B	niedrig	26 – 46	26 – 46
C	ausreichend	47 - 111	47 – 68
D	hoch	112 - 174	69 – 174
E	sehr hoch	über 174	über 174

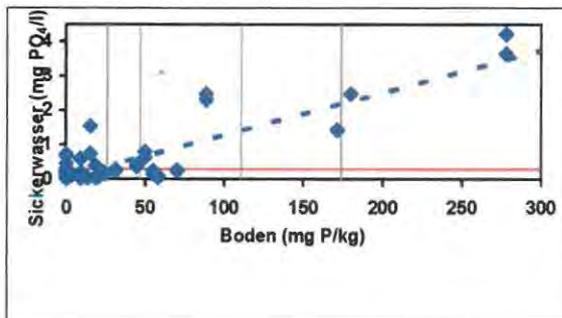


Abb. 3-5: Beziehung zwischen dem Phosphorgehalt in der Bodenlösung und dem CAL extrahierbaren Phosphor im Boden für verschiedene Standorte in Oberösterreich

Zu beachten ist jedoch, dass (bei einer Einstufung des Phosphatgehalts gemäß Richtlinien für die sachgerechte Düngung, Tab. 3-) bereits bei einer „niedrigen“ Phosphatversorgung des Bodens Phosphatkonzentrationen in der Bodenlösung auftreten, die über dem Grundwasserschwelldwert von 0,03 mg PO₄/l liegen (punktierte Regressionsgerade in der Abb. 3-5). In diesem Fall kommt es auf die

Phosphatbindung und den Phosphatgehalt im Unterboden an und eine Versickerung über präferenzielle Fließwege stellt ein erhöhtes Risiko dar. Bei einer hohen oder sehr hohen Phosphatversorgung des Bodens (Einstufung gem. Richtlinien) sollte gemäß Richtlinien für die sachgerechte Düngung eine Phosphatausbringung unterbleiben und damit auch eine Ausbringung von phosphathaltigen Abwässern.

Ein anderes Problem aus Gewässerschutzsicht stellt der Phosphataustrag in Oberflächengewässer durch Erosion dar. Auf Grund der erwähnten relativ starken Bindung des Phosphats im Boden kommt es zu einer Anreicherung in der obersten Bodenschicht. Ein Bodenabtrag, z.B. durch Wassererosion, führt daher zu einer überproportionalen Verlagerung dieses Nährstoffs. Eine Verwertung häuslicher Abwässer auf erosionsgefährdeten Standorten in Gewässernähe sollte daher nach Möglichkeit unterbleiben oder es sollten geeignete Erosionsschutzmaßnahmen ergriffen werden (siehe Kap. 3.6). Daraus sind auch Einschränkungen für die Ausbringungszeiträume ableitbar, da eine Vegetationsdecke die Bodenerosion und zu einem gewissen Grad auch die Abschwemmung deutlich vermindern kann.

Zusammenfassung Phosphat

- ⇒ Phosphat wird im Boden, z.B. bei pH-Werten größer oder gleich 7 relativ stark gebunden, ein Phosphatzug durch Pflanzen ist daher nicht unbedingt erforderlich
- ⇒ Ungünstig sind grobstoffreiche (schottrige, steinige) oder sandige Böden, da eine rasche Verlagerung ins Grundwasser über präferenzielle Fließwege erfolgt
- ⇒ Das Phosphatpuffervermögen von Böden ist begrenzt. Ab Phosphatgehalten von 26 mg P/1000g nimmt das Risiko einer Phosphatverlagerung ins Grundwasser zu
- ⇒ Auf erosionsgefährdeten Böden stellt eine Phosphatverlagerung in Oberflächengewässer ein Risiko dar

3.2.3 Chlorid

Chlorid wird als einfach geladenes Anion so wie Nitrat an den negativ geladenen

Bodenkolloiden nicht adsorbiert sondern bleibt zur Gänze in der Bodenlösung. Chlorid wirkt zwar bei bestimmten landwirtschaftlichen Kulturen wachstumsfördernd (Rüben, Raps, Spinat und Kohlartern), im Unterschied zu Nitrat ist Chlorid jedoch kein Hauptnährstoff für Pflanzen und wird daher auch nicht im selben Umfang von den Pflanzenwurzeln aus der Bodenlösung aufgenommen.

Chlorid wird in der Landwirtschaft durch mineralische Kaliumdünger und mit Wirtschaftsdüngern auf den Boden ausgebracht. Einschränkungen für die Ausbringung chloridhaltiger Dünger gibt es derzeit für bestimmte Teilnehmer an ÖPUL 2000 (nicht jedoch im Nachfolgeprogramm O4).

Im Zusammenhang mit der Schwermetallverlagerung ist anzumerken, dass höhere Chloridkonzentrationen zur Bildung von Chlorokomplexen führen kann, wodurch die Schwermetallmobilität erhöht wird.

Zusammenfassung Chlorid

- ☞ *Der Boden hat keine Filter- oder Pufferwirkung für Chlorid. Übermäßige Chloridgehalte im Abwasser sollten daher vermieden werden.*

3.2.4 Schwermetalle

Böden sind Puffer für Schwermetalle, sie können gelöste Schwermetalle z.B. an der Oberfläche von Bodenkolloiden (Tonmineralen, Huminstoffen, Fe- und Mn-Oxiden) adsorbieren. Das Verhältnis zwischen dem gelösten Anteil und dem adsorbierten Anteil hängt von der Lösungskonzentration und der (z.B. als Folge einer Zufuhr in der Vergangenheit) bereits adsorbierten Schwermetallmenge ab und kann durch Adsorptionsisothermen beschrieben werden (siehe Abb. 3-6).

Weitere Einflussfaktoren auf die Löslichkeit der adsorbierten Schwermetalle sind die Eigenschaften der Schwermetalle selbst sowie eine Reihe von Bodeneigenschaften. Die Löslichkeit der Schwermetalle sinkt bei gleicher adsorbierter Menge in der Reihenfolge

$Cd > Zn \sim Tk > Ni > Cu > As = Cr \sim Pb \sim Hg$

Abb. 3-6 erläutert dies exemplarisch an einer Darstellung der Adsorptionsisothermen von Cd und Pb. Bei gleicher adsorbierter Menge ist mehr Cd in Lösung als Blei (a in Abb. 3-6), bei gleicher Konzentration in der Lösung wird mehr Blei adsorbiert als Cd (b in Abb. 3-6).

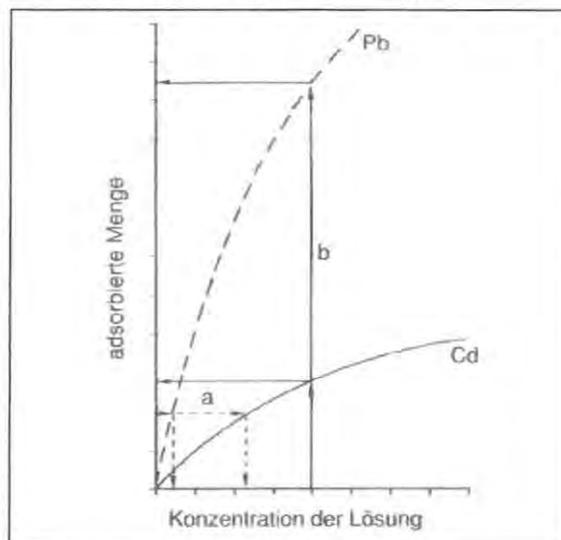


Abb. 3-6: Beziehung zwischen gelösten und adsorbieren Schadstoffen (Adsorptionsisothermen schematisch für Blei und Cadmium) (Blume et al., 2002)

Adsorptionsisothermen können dazu verwendet werden, Grenzwerte für adsorbierte Stoffmengen im Boden z.B. aus den Werten der Grundwasserswellenwertverordnung abzuleiten. Daraus können Rückschlüsse auf maximal zulässige Schwermetallfrachten gezogen werden, die der Boden adsorbieren kann bevor im Sickerwasser Schwermetallkonzentrationen zu erwarten sind, die über dem Grundwasserswellenwert liegen. Tab. 3- zeigt dies exemplarisch für Cadmium, das auf Grund seiner Toxizität und dem schlechten Adsorptionsvermögen der Böden für dieses Schwermetall als besonders kritisch zu betrachten ist. Je nach Bodeneigenschaften bzw. auch je nach Autor, der die Parameter der Adsorptionsisotherme ermittelt hat, liegen die adsorbierten Cd Mengen, ab denen der Cd Gehalt in der Bodenlösung 0,003 mg/l (Grundwasserswellenwert) überschreitet zwischen 2,5 und 8,5 mg/kg.

Tab. 3-4: Maximal adsorbierbare Cd Mengen im Boden (c_a), ab denen der Cd Gehalt in der Bodenlösung über 0,003 mg/l liegt (Grundwasserschwel­lenwert). Ableitung anhand von Freundlich Adsoptionsisothermen, die von verschiedenen Autoren ermittelt wurden.

Material	Ton [%]	Humus [%]	pH	c_a für Cd [mg/kg]
Studie Straßenabwasser NÖ	9	3,3	7,2	2,5
kalkhaltige Feinerde				8
Löss	10	1-5	7	6,5
Mergel	20-30	1-5	7	8,5
21 dänische Ackerböden		2	7	3,5

Tab. 3-5: Grenz-pH-Werte für die beginnende Mobilisierung verschiedener Schwermetalle in Böden (Scheffer/Schachtschabel, 2002)

Element	Grenz pH-Wert
Cd	6,5
Zn	6,0 – 5,5
Tl	-
Ni	5,5
Cu	4,5
As	4,5 – 4
Cr	4,5 – 4
Pb	4
Hg	4

Generell nimmt die Löslichkeit der Schwermetalle mit sinkendem pH-Wert des Bodens zu. Allerdings gibt es auch hier Unterschiede zwischen den Schwermetallen: Cd wird bereits bei einem pH unter 6,5 zunehmend mobilisiert, Pb oder Hg erst bei einem pH unter 4,0. Die Reihenfolge gleicht hier jener, die oben zur Schwermetalllöslichkeit angegeben wurde. Außer einer Erhöhung des Schwermetalladsorption führen höhere Boden pH-Werte (>7), wie zum Beispiel in kalkhaltigen Böden, auch zu Fällungsreaktionen. So lange der pH-Wert des Bodens nicht absinkt, werden dadurch Schwermetalle wirksam immobilisiert. Der pH-Wert des Bodens kann durch Kalkung angehoben werden bzw. kann durch Kalkzugabe ein Absinken des pH vermieden werden. Tab. 3-6 gibt die Kalkmenge an, die je nach vorhandenem pH-Wert gedüngt werden sollte um einen Ziel-pH von 6,5 zu erreichen.

Tab. 3-6: Kalkbedarf in dt CaO/ha in Abhängigkeit des pH (CaCl₂) und pH (Acetat) um pH 6,5 zu erzielen
Die Werte beziehen sich auf 30 cm Schichtdicke

pH Acetat	pH CaCl ₂								
	6,4	6,3	6,2	6,1	6,0	5,8 bis 5,9	5,5 bis 5,7	5,0 bis 5,4	≤ 4,9
7,00									
6,90	5	5							
6,85	5	5	5						
6,80	5	5	10	10					
6,75	5	5	10	10	10				
6,70	5	5	10	10	15				
6,65	5	10	10	15	15	15			
6,60	5	10	15	15	20	20	25		
6,55	5	10	15	20	20	20	25	30	30
6,50	10	10	15	20	20	5	25	30	35
6,45	10	15	20	20	25	30	30	35	40
6,40	10	15	20	25	30	30	35	40	40
6,35	10	15	25	30	30	35	40	45	45
6,30	10	20	25	30	35	40	45	50	55
6,25	10	20	30	35	40	45	50	55	60
6,20		25	35	35	40	45	55	60	65
6,15			35	40	45	55	60	70	75
6,10				45	55	60	70	75	85
6,05					60	70	75	85	90
6,00						80	85	100	105
5,95							100	110	120
5,90								130	140
5,85								155	170
5,80								205	225

Die Adsorption von Schwermetallen hängt außer vom Schwermetall und vom pH-Wert auch von der spezifischen Oberfläche der Bodenkolloide und der Ladungsdichte dieser Oberfläche ab. Besonders reaktiv sind daher Tonminerale und Huminstoffe. Je höher der Tonanteil im Boden ist (Korngrößenfraktion < 0,002 mm), desto stärker ist daher die Schwermetalladsorption. Als konkurrierendes Ziel muss jedoch die abnehmende Versickerungsleistung eines Bodens bei steigendem Tonanteil bedacht werden (siehe Kap. 3.5).

Huminstoffe haben zum Teil ein noch stärkeres Bindungsvermögen für Schwerme-

talle, wobei neben Adsorptionsvorgängen auch andere Bindungsformen eine Rolle spielen können. Humusreiche Böden haben daher im Allgemeinen eine bessere Filter- und Pufferwirkung für Schwermetalle als humusarme Böden. Zu beachten ist jedoch, dass Huminstoffe Schwermetalle komplexieren können. Da niedermolekulare Huminstoffe z.T. wasserlöslich sind, kann dadurch die Schwermetallverlagerung ins Grundwasser gefördert werden. Zu beachten ist in diesem Zusammenhang, dass die Löslichkeit von Schwermetallen durch Komplexbildung mit organischen Substanzen im Gegensatz zu den Adsorptionsvorgängen mit steigendem pH-Wert zunimmt (siehe Abb. 3-7). Da sich schwerer lösliche Humusbestandteile mit der Zeit anreichern, ist die erwähnte Möglichkeit einer Schwermetallmobilisierung durch den im Boden vorhandenen Dauerhumus geringer als zum Beispiel bei Zufuhr frischer organischer Substanz zum Boden. Soll, um die Filterwirkung des Bodens zu verbessern, organische Substanz aufgebracht werden, so wäre zum Beispiel die Aufbringung von Oberbodenmaterial besser als die Zugabe von Kompost und reifer Kompost wäre besser als das Aufbringen von frischem Mist aus der Tierhaltung.

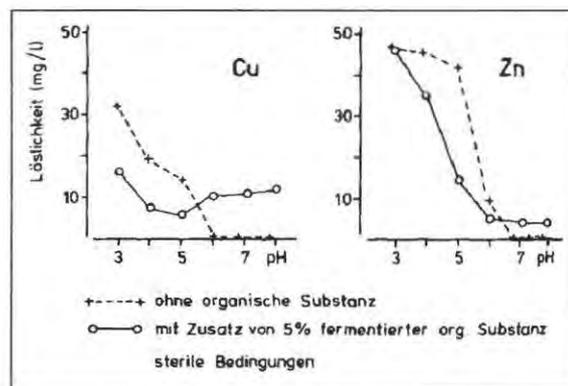


Abb. 3-7: Einfluss von organischer Substanz auf das Löslichkeitsverhalten von Schwermetallen

Ein weiterer Faktor der Schwermetallmobilität ist das Redoxpotenzial des Bodens. Dieses sinkt bei Wassersättigung stark ab, da die Sauerstoffdiffusion in wassergefüllten Poren um ca. das 10.000 fache langsamer verläuft als in luftgefüllten Poren. Der dann noch vorhandene Sauerstoff im Boden wird von aeroben Mikroorganismen beim Abbau der organischen Substanz innerhalb sehr kurzer Zeit (Stunden) verbraucht. In weiterer Folge treten fakultativ anaerobe Populationen von Mikroorganismen milieubeherrschend auf, die organische und anorganische Verbindungen hoher Oxidationsstufen im Boden als Elektronenakzeptoren beim Abbau der organischen Substanz an Stelle des Sauerstoffs nutzen können. Unter anderem werden dadurch Fe- und Mn-Oxide reduziert, womit die dort unter oxidativen Bedingungen festgelegten Schwermetalle remobilisiert werden. Bei der Beseitigung von Abwässern über Bodenfilter ist daher darauf zu achten, dass keine längeren Überstauungsphasen auftreten (siehe auch Kap. 3.5)

In einer Studie über die Auswirkung einer mehrjährigen Klärschlammasbringung auf 70 Feldstücken in Raum Amstetten wurden Schwermetallbilanzen berechnet und in diesem Zusammenhang auch die Bedeutung des Pflanzenentzuges bewertet. Abb. 3-8 bis Abb. 3-11 zeigen die Höhe des Entzuges für die Schwermetalle Cd, Cu, Pb und Zn, wenn die in einer Literaturstudie ermittelten höchsten und niedrigsten Schwermetallgehalte zur Berechnung verwendet werden. Abb. 3-12 bis Abb. 3-15 zeigen die Bedeutung des Pflanzenentzuges in Zusammenhang mit anderen Austragspfaden. Er spielt vor allem bei den mobileren Schwermetallen Cd und Zn eine große Rolle, während bei stark vom Boden adsorbierbare Schwermetalle, wie z.B. Blei, eher der Bodenabtrag durch Erosion (siehe Kap. 3.6) eine Rolle spielt. Daraus kann abgeleitet werden, dass gerade bei jenen Schwermetallen, für die der Boden nur eine geringe Pufferkapazität hat (vgl. Abb. 3-6) ein Pflanzenbewuchs einen wichtigen Beitrag leisten kann, die Filterfähigkeit des Bodens über längere Zeiträume zu erhalten.

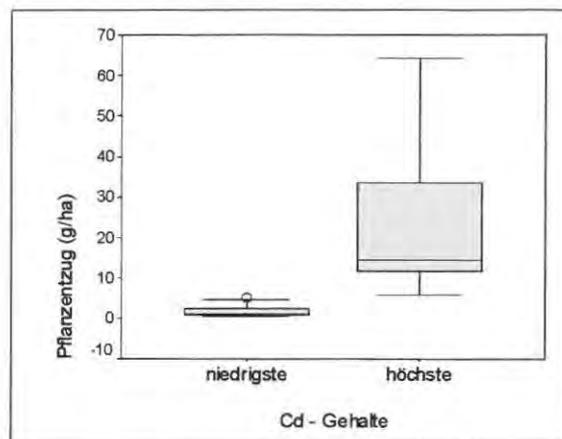


Abb. 3-8: Cd Pflanzenentzüge auf den untersuchten Feldstücken bei Annahme niedrigster und höchster Cd Gehalte in der Erntemasse.

(⊥: 25% niedrigste Werte, ⊤ 25% höchste Werte, : verbleibende 50% der Werte mit Median, o: Ausreisser)

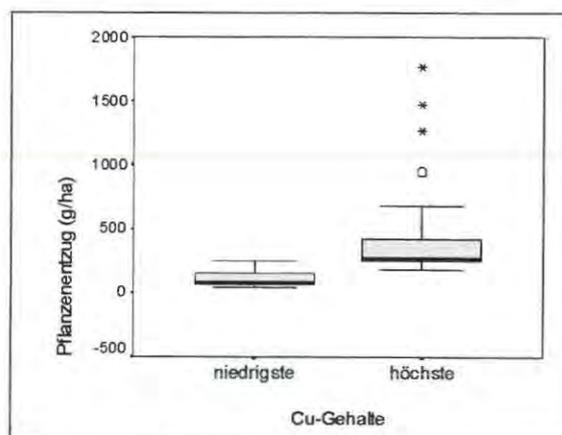


Abb. 3-9: Cu Pflanzenentzüge auf den untersuchten Feldstücken bei Annahme niedrigster und höchster Cu Gehalte in der Erntemasse.

(⊥: 25% niedrigste Werte, ⊤ 25% höchste Werte, : verbleibende 50% der Werte mit Median, o: Ausreisser, *: Extremwerte).

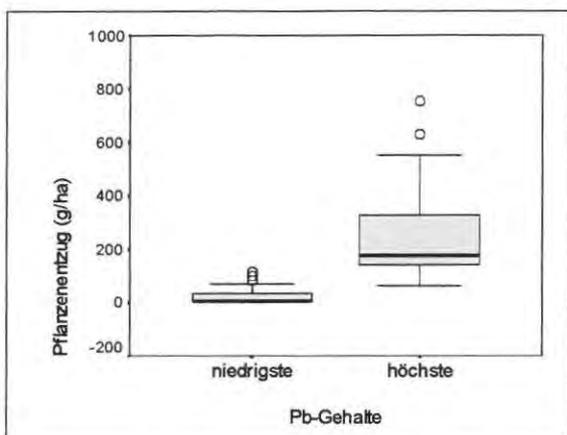


Abb. 3-10: Pb Pflanzenentzüge auf den untersuchten Feldstücken bei Annahme niedrigster und höchster Pb Gehalte in der Erntemasse.

(⊥: 25% niedrigste Werte, ⊤ 25% höchste Werte, ▭: verbleibende 50% der Werte mit Median, o: Ausreisser)

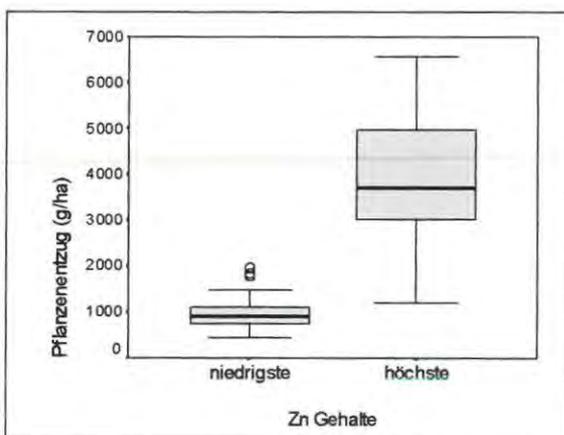


Abb. 3-11: Zn Pflanzenentzüge auf den untersuchten Feldstücken bei Annahme niedrigster und höchster Cu Gehalte in der Erntemasse.

(⊥: 25% niedrigste Werte, ⊤ 25% höchste Werte, ▭: verbleibende 50% der Werte mit Median, o: Ausreisser)

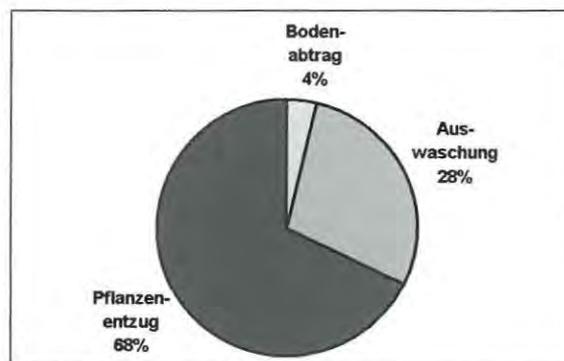


Abb. 3-12: Relative Bedeutung unterschiedlicher Austragspfade beim Cd Austrag (mittlerer Wert für Auswaschung, mittlerer Pflanzenentzug mit Medianen für die Cd Gehalte in der Erntemasse berechnet).

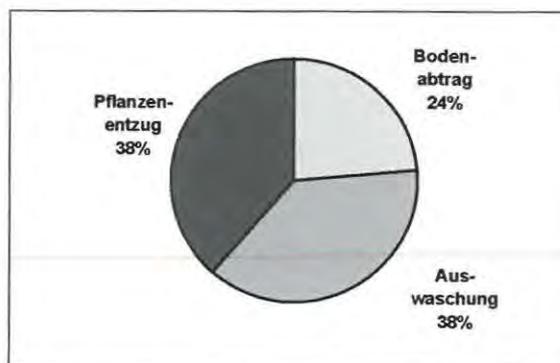


Abb. 3-13: Relative Bedeutung unterschiedlicher Austragspfade beim Cu Austrag (mittlerer Wert für Auswaschung, mittlerer Pflanzenentzug mit Medianen für die Cu Gehalte in der Erntemasse berechnet).

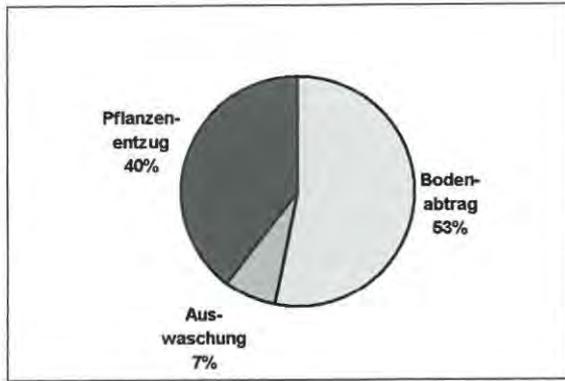


Abb. 3-14: Relative Bedeutung unterschiedlicher Austragspfade beim Pb Austrag (mittlerer Wert für Auswaschung, mittlerer Pflanzenentzug mit Medianen für die Pb Gehalte in der Erntemasse berechnet).

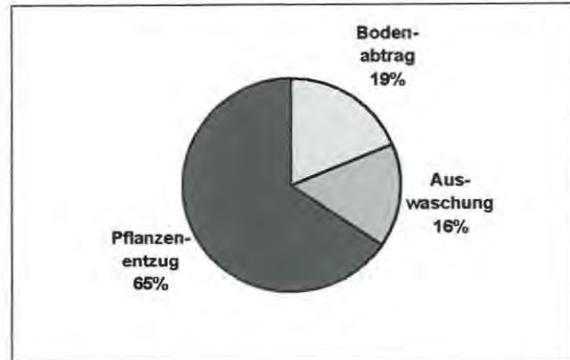


Abb. 3-15: Relative Bedeutung unterschiedlicher Austragspfade beim Zn Austrag (mittlerer Wert für Auswaschung, mittlerer Pflanzenentzug mit Medianen für die Zn Gehalte in der Erntemasse berechnet).

Zusammenfassung Schwermetalle

- ☞ Für eine gute Schwermetallfilterwirkung des Bodens sind pH-Werte über 6,5 anzustreben. Der pH-Wert des Bodens kann durch Kalkung relativ leicht angehoben werden.
- ☞ Günstig sind weiters ausreichende Humusgehalte. Größere Mengen frischer organischer Substanz sollte jedoch nicht verwendet werden, um den Humusgehalt anzuheben.
- ☞ Der Tonanteil erhöht zwar die Filterwirkung für Schwermetalle, verringert aber gleichzeitig die Versickerungsleistung des Bodens. Kommt es dadurch zu Überstauungen und in Folge zu reduzierenden Bedingungen, so können im Boden gebundene Schwermetalle remobilisiert werden.
- ☞ Mit Adsorptionsisothermen können Rückschlüsse auf die Sorptionsleistung des Bodens und Maximalfrachten gezogen werden
- ☞ Ein Pflanzenbewuchs verlängert den Zeitraum einer ausreichenden Filterwirkung des Bodens

3.3 Organische Inhaltsstoffe

Organische Inhaltsstoffe in Abwässern werden im Rahmen dieser Studie nicht im Detail behandelt. Der Grund ist vor allem die Vielzahl an unterschiedlichen Stoff-

klassen und Substanzen, die alle zu behandeln den hier gesetzten Rahmen sprengen würde. Dennoch lassen sich ein paar allgemeine Aussagen zum Verhalten extern zugeführter organischer Substanzen im Boden machen:

Bei ihrer Rückhaltung und Filterung durch den Bodenkörper spielt die organische Substanz des Bodens eine wichtige Rolle, zum Teil auch die Tonminerale. Verallgemeinerbare Aussagen zur Auswirkung des pH-Werts auf das Rückhaltevermögen lassen sich nicht machen. Im Unterschied zu den anorganischen Substanzen spielen jedoch zusätzlich der Abbau und die Umwandlung im Boden durch Bodenmikroorganismen eine wichtige Rolle. Dabei können organische Substanzen entweder veratmet werden oder in die organische Substanz des Bodens integriert und damit auf lange Zeiträume immobilisiert werden. Entscheidend ist somit, gute Bedingungen für Bodenlebewesen zu schaffen oder zu erhalten. Ein Pflanzenbewuchs schafft dazu günstige Voraussetzungen, da durch den Anfall von Streu oder Wurzelabscheidungen Nahrungsgrundlagen für Bodenlebewesen zur Verfügung gestellt werden. Weiters ist eine ausreichende Durchlüftung des Bodens günstig, die erzielt wird, wenn sich Bodenaggregate bilden und z.B. Verschlammungen vermieden werden. Auch dafür schafft ein Pflanzenbewuchs günstige Voraussetzungen.

Weniger leicht beeinflussbare aber dennoch wichtige Faktoren für den Abbau organischer Substanzen im Boden sind ausreichende Feuchtigkeit und ausreichend hohe Temperaturen.

3.4 Hygiene

Um eine mikrobielle Belastung von Grundwasser im Bereich von Trinkwassergewinnungsanlagen hintan zu halten, können gem. WRG § 34 Schutzzonen ausgewiesen werden. Die für Schutz- und Schongebiete erstellte Richtlinie W72 der Österreichischen Vereinigung für das Gas- und Wasserfach (ÖVGW) geht diesbezüglich davon aus, dass im Anstrombereich von Wassergewinnungsanlage eine 60 – Tageslinie festgelegt werden soll, innerhalb der anthropogene Beeinflussungen möglichst zu vermeiden sind. Unter der 60 Tageslinie wird jener Abstand verstanden, von dem das Wasser auf horizontaler Fließstrecke noch 60 Tage benötigt, bis es bei der Wassergewinnungsanlage eintrifft (die vertikale Versickerung darf nicht eingerechnet werden).

Da die Gefahr des Eintrags von humanpathogenen Viren oder Bakterien ein besonders ernst zu nehmendes Risiko beim Ausbringen häuslicher Abwässern dar-

stellt, ist jedenfalls sicherzustellen, dass ein ausreichender Abstand zu Wassergewinnungsanlagen eingehalten wird. Pauschale Angaben, welcher tatsächlichen Entfernung die 60 Tageslinie entspricht, können jedoch nicht gemacht werden. Zwar lassen sich für Grundwasserleiter materialabhängige Leitfähigkeitsbeiwerte (kf-Werte) angeben (siehe Abb. 3-16), diese geben aber nicht die Fließgeschwindigkeit an (obwohl die Einheit des kf-Wertes einer Geschwindigkeit entspricht) sondern stellen Materialkonstanten dar! Die tatsächliche Fließgeschwindigkeit hängt zusätzlich von weiteren Faktoren, insbesondere dem Druckgefälle zwischen Eintragsort und Entnahmestelle ab und wird deshalb unter anderem auch durch die Wasserentnahmemenge beeinflusst. Eine Festlegung der 60 Tageslinie erfordert somit eine Kenntnis der hydrologischen Gegebenheiten vor Ort, die außerdem erforderlich sind, um die Grundwasserströmungsrichtung zu beurteilen. Liegen keine ausreichenden Informationen vor oder wurde kein Schutzgebiet ausgewiesen, sollte bei der Ausbringung häuslicher Abwässer zumindest ein Abstand von 100 m von einer Wasserentnahmestelle eingehalten werden.

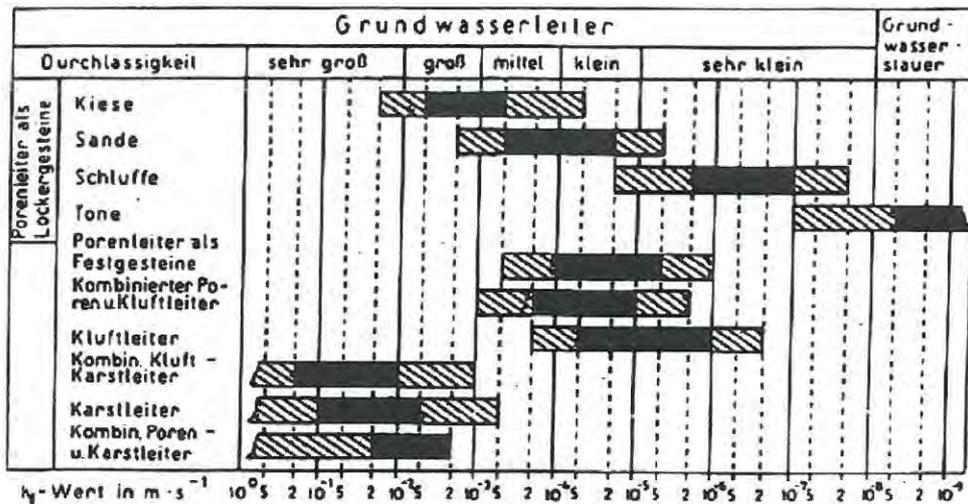


Abb. 3-16: Graphische Darstellung von Bereichen des Durchlässigkeitsbeiwertes (kf-Wert) verschiedener Grundwasserspeicher.

Über die Festlegung der 60 Tageslinie hinaus (besonders aber, wenn diese nicht

festgelegt wurde) können weitere Überlegungen angestellt werden, wie das Ri-

siko einer Trinkwasserbelastung mit Viren oder Bakterien minimiert werden kann. Dabei ist von Bedeutung, dass die Reinigungsleistung des Untergrundes weniger eine Folge der Verweildauer ist (tatsächlich überleben viele pathogene Arten von Mikroorganismen wesentlich länger als 60 Tage) als vielmehr eine Folge von Filtrationsvorgängen. Deshalb ist die Fließstrecke genau genommen von größerer Bedeutung als die Fließdauer. Darüber hinaus spielt natürlich die Größe der Poren (im Verhältnis zur Größe der Mikroorganismen) eine wesentliche Rolle. Besonders ungünstig sind präferenzielle Fließwege entlang von Grobporen. Bei ausreichendem Anteil von Grobporen kann die Transportgeschwindigkeit von Bakterien, da sie nur in den rasch durchströmten Grobporen transportiert werden können, über der in Tracerversuchen ermittelten Fließgeschwindigkeit in einem Grundwasserleiter liegen.

Zusammenfassung Hygiene

- ⇒ Ein ausreichender Abstand von Wasserentnahmestellen muss eingehalten werden
- ⇒ Für die Reduktion der im Abwasser enthaltenen Bakterien und Viren spielt die Filterwirkung des Bodens eine wesentliche Rolle

3.5 Hydraulische Eigenschaften

Je höher die Anforderungen an die Versickerungsfähigkeit des Bodens sind, umso grobkörniger muss seine Zusammensetzung sein. Tab. 3-7 zeigt eine Einstufung der Bodenart gemäß ÖNORM L1050 entsprechend typischen Durchlässigkeitsbeiwerten von Bodenhorizonten. Eine ausreichende Versickerungsleistung bei konzentrierter Versickerung, z. B. mit Bodenfilteranlagen, erfordert zumindest Leitfähigkeitsbeiwerte wie sie die Klassen I bis III aufweisen. Die chemische Filterleistung ist jedoch bei diesen Bodenarten deutlich schwächer als bei den Klassen IV und V. Dies ist eine Folge der niedrigeren spezifischen Oberfläche (siehe Tab. 3-8). Darüber hinaus sind die sehr reaktiven Tonminerale oder Bodenoxide in der Tonfraktion angereichert.

Tab. 3-7: Einstufung der Bodenarten gem. ÖNORM L 1050 nach Durchlässigkeitsbeiwerten

Klasse	Bodenart	$m s^{-1}$	$cm d^{-1}$
I	S	$> 3,5 \cdot 10^{-5}$	> 300
II		$10^{-5} - 3,5 \cdot 10^{-5}$	90 - 300
III	uS, IS, tS	$4,7 \cdot 10^{-6} - 10^{-5}$	40 - 90
IV	U, SU, IU, uL, sL, sT, IT	$10^{-7} - 4,7 \cdot 10^{-6}$	9 - 40
V	T	$< 10^{-7}$	< 9

Tab. 3-8: Spezifische Oberfläche bei ausgewählten Bodenarten

Bodenart (beispielhaft)	Spezifische Oberfläche
S	0,01 ha / kg
U	40 ha / kg
T	> 90 ha / kg

Ein weiterer beachtenswerter Aspekt in diesem Zusammenhang ist die Verschlammungsneigung von Böden. Durch Verschlammung kommt es zu harten Krusten an der Bodenoberfläche, die ein gleichmäßiges Eindringen des Sickerwassers verhindern. Auch hier gibt es einen engen Zusammenhang mit der Bodenart. Bodenarten, bei denen keine oder nur eine schwache Aggregatbildung stattfindet, also Feinsand oder Schluff, sind besonders verschlammungsanfällig. In diesen Bereich fallen also unter anderem genau jene Bodenarten, mit denen ein möglicher Kompromiss zwischen Filterleistung und Versickerungsleistung erzielt werden kann. Die Verschlammungsneigung kann jedoch durch einen Pflanzenbewuchs vermindert werden. Dieser trägt auch zur Aggregation der Böden bei, durch die ebenfalls einer Bodenverschlammung entgegengewirkt werden kann.

Ein sehr wesentlicher Aspekt bei der Beurteilung der Filterleistung von Böden ist die Versickerung über präferenzielle Fließwege. Mehrere Faktoren tragen dazu bei: z.B. die Inhomogenität von Böden und die Versickerung über Grobporen bei stärkerer hydraulischer Belastung, z.B. Überstauung. Präferenzielle Fließwege führen dazu, dass nur ein kleiner Teil des Bodenvolumens zu Filterung beiträgt. Experimente mit gefärbtem Sickerwasser ergaben, dass die Versickerung nach Überstauung nur über 10% des Bodenvolumens erfolgt.

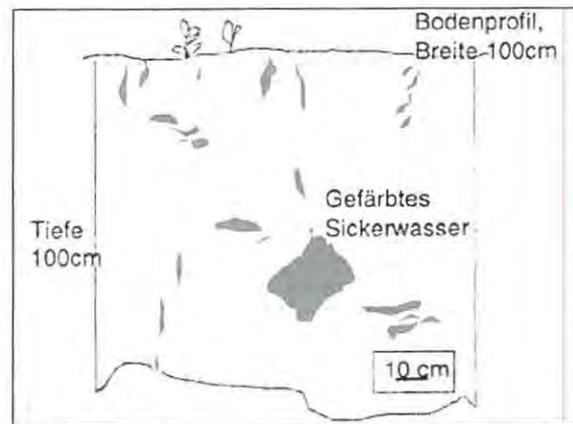


Abb. 3-17: Präferentieller Fließwege in einem Bodenkörper nach Überstauung, durch gefärbtes Sickerwasser sichtbar gemacht. (Nach Versuchen der ETH Zürich).

3.6 Unerwünschter Austrag in Oberflächengewässer und benachbarte Grundstücke durch Bodenabtrag

Es wird angenommen, dass 64–89% der Nitratbelastung und 41–80% der Phosphatbelastung der Donau von diffusen Quellen stammen (Schreiber *et al.*, 2003). Ein Hauptteil des die Flüsse eutrophierenden Phosphates gelangt über Abschwemmung und Bodenerosion in den Vorfluter. Dementsprechend stellen Sedimenteinträge in Flüsse und die an die Bodenpartikel adsorbierten Nähr- und Schadstoffe, bedingt durch Bodenerosion, eine starke Beeinflussung des Gewässerzustandes dar (Überdüngung der Gewässer, übermäßiges Algenwachstum, etc.), und haben starke Auswirkungen auf die Gewässergüte.

3.6.1 Erosionsfaktoren

Einzelne Faktoren können die Gefahr der Abtragung von Bodenpartikeln und somit Auswaschung von Nährstoffen beeinflussen. Unter diesen Faktoren können nicht beeinflussbare und vom Menschen beeinflussbare Faktoren unterschieden werden.

Nicht beeinflussbare Faktoren sind:

- ↳ Intensität und jahreszeitliche Verteilung der Niederschläge
- ↳ Erodibilität des Bodens (Bodenart, Humusgehalt, Aggregatstabilität etc.)

Tab.4-2: Zusammenhang Schad- und Nährstoffe und Abwasserbehandlung (Matrix 2)

Stoff	ungereinigtes Abwasser ¹⁵	nach Belebung nitrifizierend	nach Belebung nitrifizierend/denitrifizierend	nach Membranfiltration ¹⁶	Grundwasserswellenwerte
Stickstoff gesamt mg/l	150	90	45	10 - 30	nicht geregelt
als Nitrat mg/l	664	399	199	44 - 133	45
Phosphor gesamt mg/l	9	6	6	0,1 - 3	nicht geregelt
als PO ₄ mg/l	27	18	18	0,9 - 9	0,18
Zink mg/l	0,3	0,12	0,12	0,12	1,8
Kupfer mg/l	0,125	0,025	0,025	0,025	0,06
Cadmium mg/l	0,0012	0,0005	0,0005	0,0005	0,003
Blei mg/l	0,014	0,002	0,002	0,002	0,03
Chloride mg/l	87,5				60
coliforme Keime [1/100 ml]	~ 10 ⁷ - 10 ⁹	~ 10 ⁴ - 10 ⁶	~ 10 ⁴ - 10 ⁶	< 10 ² ¹⁷	nicht geregelt
organische Schadstoffe	Daten über endokrine Substanzen und Arzneimittelrückstände sind noch nicht in ausreichendem Umfang vorhanden, sodass kein Unterschied hinsichtlich der durchgeführten Abwasserbehandlungsmaßnahmen gemacht wird. Untersuchungen des Kompetenzzentrums Wasser weisen darauf hin, dass eine bessere Rückhaltung von diesen Stoffen bei Membranbelebungsanlagen als bei konventionellen biologischen Kläranlagen stattfindet.				

4.2 Verbale Bewertung und Schlussfolgerungen

Aus den Tabellen 10 und 11 lassen sich folgende Rückschlüsse ziehen:

1. Bei einer punktförmigen Versickerung kommt es zu einem direkten Kontakt des Abwassers mit dem Grundwasser. Da auch das gereinigte Abwasser gegenüber den Schwellenwerten gemäß Trinkwasserverordnung bei den Nährstoffen deutlich höhere Konzentrationen aufweist, und auch ein hohes Risiko der Belastung mit humanpathogenen Keimen aufweist, sollte von einer Versickerung mittels Sickerschacht Abstand genommen werden.
2. Versickerungen über einen aktiven nicht bewachsenen Bodenfilter verbessern die Situation gegenüber einem Sickerschacht. Phosphor, Keime,
3. Ein bewachsener Bodenfilter reduziert auch die Stickstofffracht. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass der Pflanzenentzug pro m² etwa 15 g ausmacht. Die Stickstofffracht pro Einwohner liegt jedoch zwischen 400 und 5.100 g, sodass pro Einwohner 25 bis 340 m² vorzusehen wären.
4. Die Reinigungsleistung der Membranfiltration erzielt beim Parameter Hygiene ausreichende Ergebnisse, um eine Versickerung über nicht bewachsene Bodenfilter mit Auflagen (z.B. Entfernung von Wassergewinnungsanlagen) zu ermöglichen. Bei den

¹⁵ obwohl genaue Daten angegeben sind, ist zu berücksichtigen, dass es sich um Mittelwerte mit deutlichen Schwankungsbreiten handelt

¹⁶ es wird angenommen, dass es durch die Membranfiltration kaum zu einer Rückhaltung von Schwermetallen kommt

¹⁷ (Badegewässerqualität)

Nähr- und Schadstoffen hingegen kann es zu einer deutlichen Überschreitung der Grundwasserschwellenwerte kommen, weshalb von einer Versickerung ohne entsprechende Adsorption und Pflanzenentzug Abstand genommen werden sollte.

bedeutet einen entsprechenden Lageraum und eine Berücksichtigung bei der Düngeplanung. Um diese Aussage zu untermauern, wird nachfolgend ein Vergleich von unbehandeltem Abwasser mit verschiedenen GülLEN dargestellt.

- Die landwirtschaftliche Verwertung ist eine gute Möglichkeit kommunales Abwasser zu entsorgen. Es ist jedoch auf bodenschutz- und wasserrechtliche Auflagen Rücksicht zu nehmen. Dies

Tab.4-3: Schadstoffvergleich Gülle zu unbehandeltem Abwasser

Stoff	ungereinigtes Abwasser ¹⁸	Schweinegülle	Rindergülle	Legehühnergülle
Stickstoff gesamt mg/l	150	4.500	4.500	4.500
als Nitrat mg/l	664	19.926	19.926	19.926
Phosphor gesamt mg/l	9	1.530	1.090	2.180
als PO4 mg/l	27	3.500	2.500	5.000
Zink mg/l	0,3	47,5	22	43
Kupfer mg/l	0,125	15	4	7,8
Cadmium mg/l	0,0012	0,035	0,044	0,06
Blei mg/l	0,014	0,35	0,7	0,59

Tab. 4-4: Frachtenvergleich Gülle zu unbehandeltem Abwasser

Stoff	ungereinigtes Abwasser 100 m ³	ungereinigtes Abwasser 50 m ³	Schweinegülle	Rindergülle	Legehühnergülle
Stickstoff gesamt kg/Jahr	15	8	175	175	175
als Nitrat kg/Jahr	66	33	775	775	775
Phosphor gesamt kg/Jahr	1	0	60	42	85
als PO4 kg/Jahr	3	1	136	97	194
Zink g/Jahr	30	15	1.847	856	1.672
Kupfer g/Jahr	13	6	583	156	303
Cadmium g/Jahr	0,12	0,06	1,36	1,71	2,33
Blei g/Jahr	1	1	14	27	23

¹⁸ obwohl genaue Daten angegeben sind, ist zu berücksichtigen, dass es sich um Mittelwerte mit deutlichen Schwankungsbreiten handelt

4.3 Literatur

- Adam C., Kraume M. (2003), Weitgehende biologische Phosphor- und Stickstoffelimination in Membranbelebungen, 5. GVC-Abwasser-Kongress, Bremen, Germany, 24 September 2003 (platform paper)
- Auerswald, K. & Schmidt, F. (1986). Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern – Karten zum flächenhaften Bodenabtrag durch Regen. – GLAFachberichte 1, Bayer. Geologisches Landesamt (Hrsg.), München, 74 S.
- Blume H-P, Brümmer G.,W., Schwertmann, U., Horn, R., Kögel-Knabner, I., Stahr, N., Auerswald, K., Beyer, Lk, Hartmann, A., Litz, N., Scheinost, A., Stanjek, H., Welp, G. & Wilke, B-M. (2002), Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag GmbH. Heidelberg, Berlin.
- Gnirss R., Lesjean B., Buisson H. (2003), IMF-Membranbelebungsverfahren: Kosteneffektive Abwasserreinigung mit dem Membranbelebungsverfahren für dezentrale Standorte, Wasser Berlin 2003, International Fachmesse und Kongress für Wasser und Abwasser, 7-11 April 2003 (platform paper)
- Gnirss R. (2004), Langzeituntersuchungen in Berlin mit der Membranfiltration – Rückhalt von Bakterien und Mikroverunreinigungen, Fachtagung ATV-DVWK, Kassel, 29 April 2004 (platform paper)
- Schreiber, H. L. Th., Constantinescu, I., Cvitanic, D., Drumea, D., Jabucar, S., Juran, B. Pataki, S., Snishko, S. Zessner, M. & Behrendt, H. (2003). Harmonised inventory of point and diffuse emissions of nitrogen and phosphorus for a transboundary river basin. Research Report 200 22 232, Federal Environmental Agency, Berlin, Germany.
- Zuehlke S., Lesjean B., Dünnebier U., Gnirss R., Buisson H. (2003), Langzeituntersuchungen zur Entfernung organischer Spurenstoffe mit zwei Membranbelebungsanlagen im Vergleich zu einem konventionellen Klärwerk, 5. Aachener Tagung, Siedlungswasserwirtschaft und Verfahrenstechnik „Membrantechnik in der Wasseraufbereitung und Abwasserbereitung“, Aachen, Deutschland, 30. September – 1. Oktober 2003 (platform paper)