

Beurteilung und Sanierung von  
Verunreinigungen des Grundwassers  
bei kontaminierten Standorten



# BEURTEILUNG UND SANIERUNG VON VERUNREINIGUNGEN DES GRUNDWASSERS BEI KONTAMINIERTEN STANDORTEN

*Arbeitshilfe*

Dietmar Müller-Grabherr  
Michael Valtl  
Helmut Längert-Mühlegger  
Gernot Döberl  
Martin Weisgram  
Moritz Ortmann  
Hanna Kobald  
Stefan Weihs

REPORT  
REP-0998

WIEN 2025

**Projektleitung** Dietmar Müller-Grabherr

**Autor:innen** Dietmar Müller-Grabherr  
Michael Valtl  
Helmut Längert-Mühlegger  
Gernot Döberl  
Martin Weisgram  
Moritz Ortmann (Kommunalkredit Public Consulting GmbH)  
Hanna Kobald  
Stefan Weihs

**Lektorat** Ira Mollay

**Layout** Felix Eisenmenger

**Umschlagfoto** © Umweltbundesamt/B. Gröger

**Auftraggeber** Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz,  
Regionen und Wasserwirtschaft, Abteilung V/3

**Publikationen** Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter:  
<https://www.umweltbundesamt.at/>

## Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH  
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

*Diese Publikation erscheint ausschließlich in elektronischer Form auf <https://www.umweltbundesamt.at/>.*

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2025

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 978-3-99004-845-0

# INHALTSVERZEICHNIS

<b>ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	<b>3</b>
<b>SUMMARY</b> .....	<b>4</b>
<b>1 EINLEITUNG</b> .....	<b>5</b>
1.1 <b>Rechtlicher Bezug</b> .....	<b>5</b>
1.2 <b>Inhaltlicher Bezug</b> .....	<b>6</b>
<b>2 BESCHREIBUNG VON SCHADSTOFFFAHNEN IM GRUNDWASSER</b> .....	<b>8</b>
2.1 <b>Untergrundkontaminationen und deren Auswirkungen</b> .....	<b>8</b>
2.2 <b>Abgrenzung von Schadstofffahnen im Grundwasser</b> .....	<b>9</b>
2.3 <b>Plausibilitätsprüfung</b> .....	<b>10</b>
2.4 <b>Abschätzung von Schadstofffracht und Fahnenlänge</b> .....	<b>11</b>
2.5 <b>Zukünftiges Ausbreitungsverhalten der Schadstofffahne</b> .....	<b>12</b>
<b>3 BEURTEILUNG DER AKTUELLEN AUSBREITUNG VON GRUNDWASSERVERUNREINIGUNGEN</b> .....	<b>14</b>
<b>3.1 Grundwasserströmungsverhältnisse</b> .....	<b>14</b>
3.1.1 Fließrichtung .....	14
3.1.2 Grundwasserdurchfluss .....	15
<b>3.2 Auswertung von Analyseergebnissen</b> .....	<b>16</b>
3.2.1 Auswertung für jede Messstelle .....	17
3.2.2 Auswertung für jeden Probenahmetermin.....	18
3.2.3 Auswertung für Gruppen von Probenahmestellen.....	18
3.2.4 Auswertung für alle Messwerte .....	18
<b>3.3 Abgrenzung von Grundwasserverunreinigungen</b> .....	<b>19</b>
3.3.1 Bestimmung der lokalen Grundwasserqualität und Feststellung von Vorbelastungen („Hintergrundwerte“).....	19
3.3.2 Vergleich der Grundwasserqualität im An- und Abstrom, Bestimmung „signifikanter“ Veränderungen .....	19
3.3.3 Zusammenhang Schadstoffquelle und Grundwasserverunreinigung ..	20
3.3.4 Beurteilung der Veränderung der Grundwasserqualität .....	20
3.3.5 Abgrenzung verunreinigter Bereiche.....	21
3.3.6 Fahnenbreite .....	21
3.3.7 Fahnenlänge.....	21
<b>3.4 Schadstofffrachten im Grundwasser</b> .....	<b>22</b>
3.4.1 Ziel der Ermittlung von Schadstofffrachten .....	22

3.4.2	Beurteilung von Schadstofffrachten .....	23
<b>3.5</b>	<b>Nutzung und ökologische Bedeutung des Grundwassers .....</b>	<b>23</b>
<b>3.6</b>	<b>Zusammenfassende Beurteilung .....</b>	<b>25</b>
<b>4</b>	<b>BEURTEILUNG DER WEITEREN ENTWICKLUNG VON GRUNDWASSERVERUNREINIGUNGEN .....</b>	<b>26</b>
<b>4.1</b>	<b>Ziele, Grundlagen und Entwicklung von Prognosen .....</b>	<b>26</b>
<b>4.2</b>	<b>Qualitative und quantitative Charakterisierung .....</b>	<b>27</b>
4.2.1	Charakterisierung der zukünftigen Entwicklung des Schadstoffeintrages .....	27
4.2.2	Charakterisierung der Prozesse entlang der Schadstofffahne.....	27
4.2.3	Erfahrungen zur Fahnenentwicklung bei häufigen Schadensarten.....	29
4.2.4	Überprüfung anhand kurzer oder unvollständiger Beobachtungsreihen .....	30
<b>4.3</b>	<b>Zusammenfassende Beurteilung der Entwicklung einer Schadstofffahne .....</b>	<b>30</b>
<b>5</b>	<b>ABLAUF UND KRITERIEN ZUR KONKRETISIERUNG VON MAßNAHMENZIELEN .....</b>	<b>32</b>
<b>5.1</b>	<b>Maßnahmenziele – Beschreibung des zukünftigen Umweltzustandes.....</b>	<b>32</b>
<b>5.2</b>	<b>Planung von Sanierungsmaßnahmen .....</b>	<b>33</b>
<b>5.3</b>	<b>Festlegung von Maßnahmenzielen und Zielwerten.....</b>	<b>35</b>
<b>5.4</b>	<b>Auswahl von geeigneten Sanierungsverfahren und -varianten ....</b>	<b>35</b>
<b>5.5</b>	<b>Charakterisierung und Prognose zur Wirkung von Maßnahmen... </b>	<b>36</b>
<b>6</b>	<b>ÜBERPRÜFUNG DER WIRKSAMKEIT VON SANIERUNGSMABNAHMEN .....</b>	<b>39</b>
<b>6.1</b>	<b>Kontrolle und Beurteilung des Sanierungsfortschritts .....</b>	<b>40</b>
<b>6.2</b>	<b>Kontrolle des Wirkungsgrades .....</b>	<b>42</b>
<b>6.3</b>	<b>Kontrolle der Wirksamkeit.....</b>	<b>42</b>
<b>6.4</b>	<b>Einstellung von Sanierungsmaßnahmen .....</b>	<b>43</b>
<b>6.5</b>	<b>Nachsorge und Beobachtung .....</b>	<b>44</b>
<b>6.6</b>	<b>Feststellung der Wirksamkeit und Abschluss der Sanierungsmaßnahmen .....</b>	<b>47</b>
<b>7</b>	<b>VERZEICHNISSE.....</b>	<b>49</b>
<b>7.1</b>	<b>Verwendete Quellen .....</b>	<b>49</b>
	<b>Rechtsvorschriften .....</b>	<b>52</b>
<b>7.2</b>	<b>Abkürzungen.....</b>	<b>53</b>

<b>7.3</b>	<b>Abbildungsverzeichnis</b> .....	<b>54</b>
<b>7.4</b>	<b>Tabellenverzeichnis</b> .....	<b>55</b>
<b>ANHANG 1</b>	<b>GLOSSAR</b> .....	<b>57</b>
<b>ANHANG 2</b>	<b>HYDROGEOLOGISCHE STANDORTTYPEN</b> .....	<b>59</b>
<b>1</b>	<b>Porengrundwasserleiter</b> .....	<b>62</b>
1.1	Quartäre Tal- und Beckenfüllungen .....	62
1.2	Tertiäre Beckenfüllungen .....	66
1.3	Verwitterungszone bzw. geringmächtiges Quartär über Festgestein ...	69
<b>2</b>	<b>Kluftgrundwasserleiter</b> .....	<b>70</b>
2.1	Feinkörnige Lockersedimente .....	70
2.2	Festgestein (mit Ausnahme von verkarstungsfähigen Festgesteinen)..	71
<b>3</b>	<b>Karstgrundwasserleiter</b> .....	<b>72</b>
3.1	Carbonatgestein und sonstige verkarstungsfähige Festgesteine .....	72
<b>ANHANG 3</b>	<b>GRUNDLAGEN FÜR DIE BESCHREIBUNG EINER GRUNDWASSERVERUNREINIGUNG</b> .....	<b>73</b>
<b>1</b>	<b>Beschreibung von Untergrundkontaminationen</b> .....	<b>73</b>
1.1	Ursachen von Untergrundkontaminationen .....	73
1.2	Einstufung des stofflichen Gefahrenpotenzials .....	75
1.3	Eigenschaften und Verhalten von Schadstoffen .....	77
1.4	Abgrenzung des Schadensherdes .....	82
1.5	Räumliche Verteilung von Kontaminationen .....	84
<b>2</b>	<b>Geologische, hydrologische und hydrogeologische Standortverhältnisse</b> .....	<b>87</b>
<b>3</b>	<b>Eintrag von Schadstoffen aus der ungesättigten Untergrundzone</b>	<b>89</b>
<b>4</b>	<b>Ausbreitung von Schadstofffahnen im Grundwasser</b> .....	<b>90</b>
4.1	Kommunale Altablagerung („Hausmülldeponie“) .....	90
4.2	Mineralölschaden .....	92
4.3	CKW-Schaden .....	93
4.4	Metallschaden .....	94
4.5	Teerölschaden .....	94
<b>5</b>	<b>Konzeptives Standortmodell</b> .....	<b>95</b>
<b>6</b>	<b>Anwendung mathematischer Modelle</b> .....	<b>96</b>
<b>ANHANG 4</b>	<b>ERKUNDUNG VON GRUNDWASSERVERUNREINIGUNGEN (SCHADSTOFFFAHNE)</b> .....	<b>98</b>
<b>1</b>	<b>Vorgangsweise</b> .....	<b>98</b>
<b>2</b>	<b>Erkundung</b> .....	<b>99</b>

2.1	Erkundungsmethoden .....	99
2.2	Lage und Anzahl von Grundwasserprobenahmestellen .....	99
2.3	Überprüfung der Eignung vorhandener Grundwasserprobenahmestellen .....	102
2.4	Errichtung und Ausbau von Grundwasserprobenahmestellen.....	102
2.5	Grundwasserprobenahme .....	104
2.6	Pumpversuche .....	106
2.7	Untersuchung von Grundwasserproben.....	111
<b>ANHANG 5 SCHADSTOFFFRACHTEN IM GRUNDWASSER .....</b>		<b>112</b>
<b>1</b>	<b>Ermittlung von Schadstofffrachten .....</b>	<b>112</b>
1.1	Grundwasserdurchfluss .....	112
1.2	Schadstoffkonzentrationen.....	113
1.3	Ermittlung von Schadstofffrachten mithilfe von Immissionspumpversuchen.....	114
<b>2</b>	<b>Unsicherheiten bei der Ermittlung von Schadstoff-frachten.....</b>	<b>114</b>
2.1	Umgang mit Unsicherheiten .....	114
2.2	Plausibilitäts- und Stabilitätsprüfung.....	115
<b>ANHANG 6 TRENDÜBERPRÜFUNG ANHAND DER AUSWERTUNG LÄNGERER BEOBACHTUNGSREIHEN.....</b>		<b>116</b>
<b>1</b>	<b>Planung längerfristiger Beweissicherungsmaßnahmen .....</b>	<b>116</b>
<b>2</b>	<b>Auswertung und Beurteilung längerfristiger Beweis- sicherungsmaßnahmen.....</b>	<b>117</b>
<b>3</b>	<b>Signifikanz von Trends.....</b>	<b>121</b>
<b>4</b>	<b>Berechnung des einseitig gleitenden Durchschnitts .....</b>	<b>122</b>
<b>ANHANG 7 BEISPIEL ZUR ÜBERPRÜFUNG DES SANIERUNGSFORTSCHRITTS .....</b>		<b>125</b>

## ZUSAMMENFASSUNG

Untergrundkontaminationen auf historisch kontaminierten Flächen verursachen in vielen Fällen Verunreinigungen des Grundwassers. Sickerwasser aus kontaminierten Untergrundbereichen oder Kontaminationen, die bis in das Grundwasser reichen, können die Beschaffenheit und die Qualität des Grundwassers negativ beeinflussen. Die tatsächlichen Auswirkungen können standort- und fallspezifisch sehr unterschiedlich sein und reichen von geringfügigen Veränderungen der allgemeinen Beschaffenheit des Grundwassers (z. B. Mineralisierung, Sauerstoffverhältnisse) bis zu massiven Einträgen von Schadstoffen im engeren Sinn (z. B. chlorierte Kohlenwasserstoffe, Metalle). Im Grundwasser breiten sich gelöste Schadstoffe in weiterer Folge in Fließrichtung aus. Dabei sind insbesondere ihre hydrochemischen Eigenschaften sowie die konkreten hydrogeologischen Rahmenbedingungen in der Umgebung des Standortes entscheidend.

Die Ausdehnung und die Intensität von Grundwasserverunreinigungen sind sowohl zur Abschätzung des von einer Untergrundverunreinigung ausgehenden Risikos als auch bei der Planung und Durchführung von Sanierungsmaßnahmen wesentlich. Dabei kommen insbesondere der Bestimmung der Ausdehnung von Schadstofffahnen und der Bestimmung der im Grundwasser transportierten Schadstofffracht (i. e. Schadstoffmasse pro Zeiteinheit) eine zentrale Bedeutung zu. In dieser Arbeitshilfe werden die möglichen Vorgangsweisen und Methoden zur Bestimmung dieser beiden Kenngrößen und aller dafür notwendigen Parameter (z. B. Grundwasserfließrichtung und -gefälle, hydraulische Parameter, chemische Analysedaten) beschrieben. Darüber hinaus wird auf die Bestimmung des zukünftigen Ausbreitungsverhaltens von Schadstofffahnen und auf die Überprüfung der Wirksamkeit von Sanierungsmaßnahmen im Detail eingegangen.

Diese Arbeitshilfe stellt auch eine Fachgrundlage für die am 1. Jänner 2025 in Kraft getretene Novelle des Altlastensanierungsgesetzes (ALSAG) dar. Sie soll in diesem Zusammenhang eine einheitliche und nachvollziehbare Vorgangsweise bei der Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen ermöglichen und richtet sich gleichermaßen an Vertreter:innen von Ingenieurbüros, die Untersuchungen und Maßnahmen an kontaminierten Standorten planen und durchführen, sowie an Amtssachverständige und Behörden.

## SUMMARY

In many cases, historically contaminated sites cause groundwater pollution. Leachate from contaminated areas or contamination that reaches into groundwater may have a negative impact on the quality of groundwater. The actual impacts can vary greatly, ranging from minor changes in the general composition of the groundwater (e.g. mineralisation, redox conditions) to massive impacts of pollutants (e.g. chlorinated hydrocarbons, metals). In groundwater, dissolved pollutants subsequently spread in its flow direction. In particular, their hydrochemical properties and the specific hydrogeological conditions near the site are decisive.

The extent and intensity of groundwater contamination are essential both for estimating the risk posed by contaminated sites and for planning and implementing remediation measures. The determination of the extent of contaminant plumes and the determination of the contaminant load transported in the groundwater (i.e. contaminant mass per unit of time) are of central importance. These guidelines describe possible procedures and methods for determining these two indicators and all other necessary parameters (e.g. groundwater flow direction and gradient, hydraulic parameters, chemical data). In addition, the determination of the future spreading behaviour of contaminant plumes and the evaluation of the effectiveness of remediation measures are discussed in the detail.

These guidelines also provide a technical basis for the amendment to the Contaminated Sites Remediation Act (ALSAG), which came into force on 1 January 2025. In this context, it is intended to enable a standardised and comprehensible procedure for the assessment of groundwater contamination and is aimed equally at representatives of engineering companies that plan and carry out investigations and remediation measures at contaminated sites, as well as authorities and their technical experts.

# 1 EINLEITUNG

## 1.1 Rechtlicher Bezug

Diese Arbeitshilfe stellt eine Fachgrundlage für die am 1. Jänner 2025 in Kraft getretene Novelle des Altlastensanierungsgesetzes (ALSAG) dar.

### **ALSAG-Novelle 2024**

Mit der Novelle wurde das im Jahr 1989 ursprünglich hauptsächlich als Finanzierungsgesetz geschaffene ALSAG um umfangreiche materien- und verfahrensrechtliche Bestimmungen erweitert. In Bezug auf die materienrechtlichen Bestimmungen spielt die Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen, die in einem kausalen Zusammenhang mit historischen Untergrundkontaminationen stehen, eine zentrale Rolle bei der Beurteilung erheblicher Kontaminationen und bei der Durchführung von Risikoabschätzungen und Prioritätenklassifizierungen.

Eine Altablagerung oder ein Altstandort ist demnach u. a. erheblich kontaminiert, wenn Richtwerte für Schadstofffrachten im Grundwasser überschritten werden (§ 14 Abs. 5 ALSAG). Bei der Beurteilung, ob von Altablagerungen oder Altstandorten ein erhebliches Risiko für Mensch oder Umwelt ausgeht, sind darüber hinaus die Ausbreitung der Schadstoffe, die Auswirkungen auf Gewässer, insbesondere auf deren Nutzung, sowie die Möglichkeiten der Aufnahme von Schadstoffen durch Menschen zu beurteilen (§ 14 Abs. 7 ALSAG). Ein erhebliches Risiko für Mensch oder Umwelt besteht jedenfalls, wenn u. a. ein signifikant anhaltender Trend einer größeren Ausbreitung von Schadstoffen im Grundwasser vorliegt oder durch die Schadstoffausbreitung eine Grundwassernutzung beeinträchtigt oder gefährdet ist (§ 14 Abs. 8 ALSAG).

### **Wasserrechtsgesetz**

Diese Bestimmungen stehen in engem Zusammenhang mit wasserrechtlichen Vorgaben. Im dritten Abschnitt des Wasserrechtsgesetzes (WRG) werden die nachhaltige Bewirtschaftung, insbesondere der Schutz und die Reinhaltung von Gewässern, behandelt. Dabei sind folgende Ziele formuliert:

- Eine nachhaltige Wassernutzung auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes vorhandener Ressourcen (WRG § 30, Abs. 1 Z 4)
- Eine Verbesserung der aquatischen Umwelt, u. a. durch spezifische Maßnahmen zur schrittweisen Reduzierung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von gefährlichen Schadstoffen (WRG § 30, Abs. 1 Z 5)

### **Schutz des Grundwassers**

Über die Zielbestimmung zur Erhaltung von Grundwasser als Ressource zur Trinkwassernutzung hinaus ist dabei für den Schutz des Grundwassers insbesondere wesentlich, dass eine schrittweise Reduzierung der Verschmutzung und eine Verhinderung der weiteren Verschmutzung sichergestellt werden. Im Sinne der Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie sowie der Grundwasserrichtlinie sind Altstandorte und Altablagerungen als Punktquellen zu betrachten, die durch einen Eintrag von Schadstoffen zu lokalen Verunreinigungen des Grundwassers führen können. Dementsprechend ist auch weiterhin die Notwendigkeit gegeben, dass neben großräumigen, regionalen Betrachtungen in Bezug auf eine mögliche Gefährdung von Grundwasserkörpern als

Bewirtschaftungseinheiten auch lokal der Eintrag von Schadstoffen bei kontaminierten Standorten reduziert wird. Eine weitere Ausbreitung von Schadstofffahnen bei Punktquellen würde dabei einen signifikanten anhaltend steigenden Trend darstellen.

## 1.2 Inhaltlicher Bezug

Untergrundkontaminationen bei Altstandorten und Altablagerungen verursachen in vielen Fällen auch Verunreinigungen des Grundwassers.

### **Entstehung von Kontaminationen**

Bei Altstandorten entstanden Kontaminationen des Untergrundes durch die unsachgemäße Lagerung und Verwendung von umweltgefährdenden Stoffen, durch die Versickerung von Abwässern und die Ablagerung von Produktionsrückständen oder durch technische Gebrechen und Unfälle (siehe Abbildung 1).

Altablagerungen stellen per se eine Kontamination des Untergrundes und daher eine potenzielle Quelle für Verunreinigungen des Grundwassers dar. Da bei den meisten Altablagerungen keine Abdichtung der Ablagerungssohle und keine Einrichtungen zur Erfassung von Sickerwasser vorhanden sind, ist im Regelfall zumindest der ungesättigte Untergrundbereich unterhalb der Ablagerungssohle durch Sickerwasser kontaminiert.

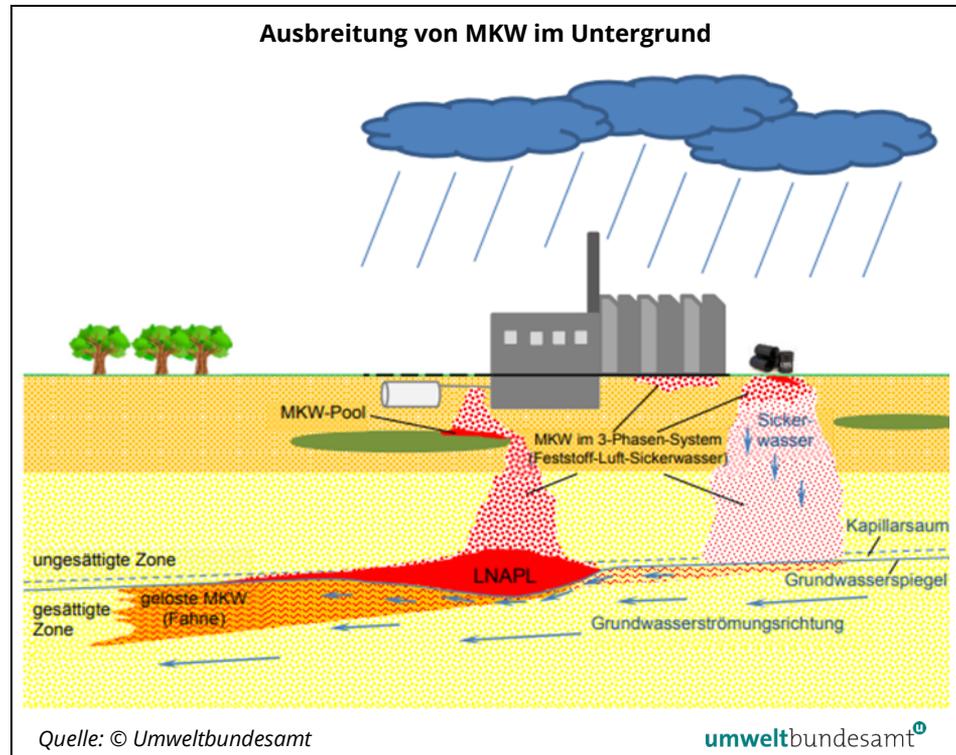
Durch Sickerwasser aus kontaminierten Untergrundbereichen oder bei Kontaminationen, die bis in das Grundwasser reichen, werden Beschaffenheit und Qualität des Grundwassers beeinflusst. Die Auswirkungen von Untergrundkontaminationen auf das Grundwasser können standort- und fallspezifisch sehr unterschiedlich sein und reichen von geringfügigen Veränderungen der „allgemeinen Beschaffenheit“ (z. B. Mineralisierung, Sauerstoffverhältnisse) bis zu massiven Einträgen von Schadstoffen im engeren Sinn (z. B. chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW), Metalle).

### **Verunreinigungsarten**

Die häufigsten Arten von Untergrundverunreinigungen sind:

- Mineralölverunreinigungen
- CKW-Verunreinigungen
- Metallverunreinigungen
- Teerölverunreinigungen
- Ablagerungen von organischen Abfällen (kommunale Altablagerungen, i. e. „Hausmülldeponien“)

Abbildung 1:  
Beispiel eines  
Altstandortes mit Mine-  
ralöl-Kontamination.



Die Erfahrungen bei der Sanierung von kontaminierten Standorten zeigen, dass eine vollständige Wiederherstellung der Beschaffenheit des Grundwassers aufgrund der Eigenschaften bestimmter Schadstoffe in Zusammenhang mit standortspezifischen Gegebenheiten oft aus naturwissenschaftlich-technischer Sicht nicht oder nur sehr langfristig möglich ist.

**nachvollziehbare  
Vorgangsweise**

In diesem Zusammenhang soll diese Arbeitshilfe eine einheitliche und nachvollziehbare Vorgangsweise bei der Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen ermöglichen. Sie richtet sich gleichermaßen an Vertreter:innen von Ingenieurbüros, die Untersuchungen und Maßnahmen an kontaminierten Standorten planen und durchführen, sowie an Amtssachverständige und Behörden.

Im Folgenden wird ein Überblick über die Vorgangsweise und Kriterien zur Beschreibung, Beurteilung und Sanierung von Verunreinigungen des Grundwassers bei Altstandorten und Altablagerungen gegeben.

## 2 BESCHREIBUNG VON SCHADSTOFFFAHNEN IM GRUNDWASSER

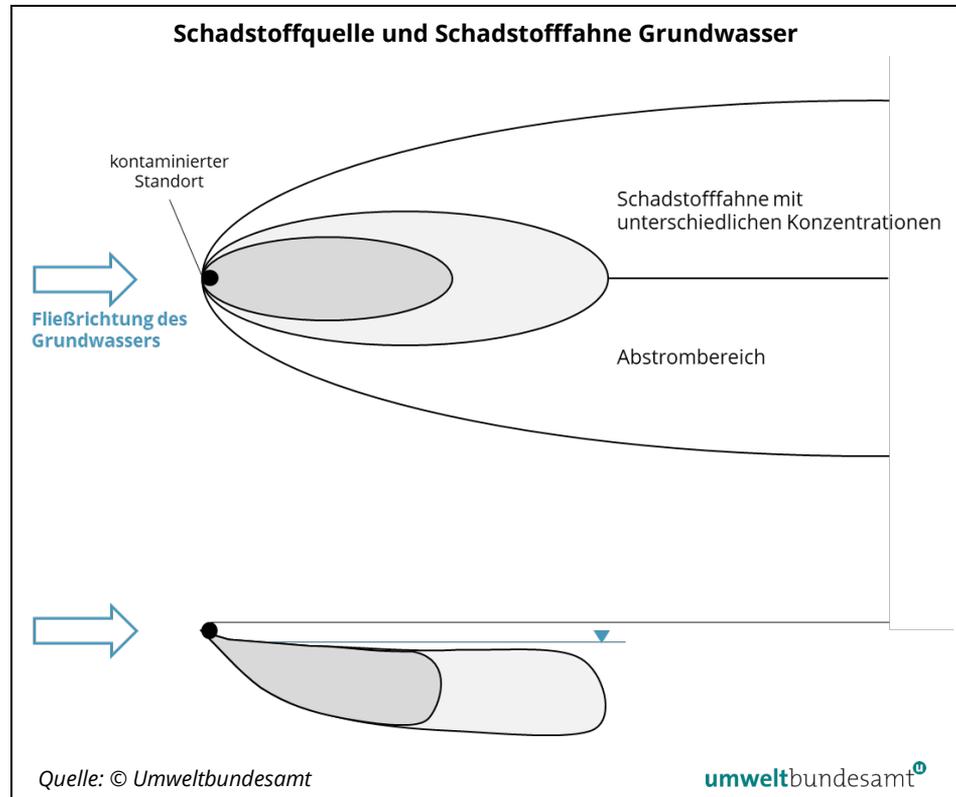
### 2.1 Untergrundkontaminationen und deren Auswirkungen

#### **Informationen über das Schadensbild**

Die Auswirkungen von Untergrundkontaminationen auf das Grundwasser können standort- und fallspezifisch sehr unterschiedlich sein und reichen von geringfügigen Veränderungen der „allgemeinen Beschaffenheit“ (z. B. Mineralisierung, Sauerstoffverhältnisse) bis zu massiven Einträgen von Schadstoffen im engeren Sinn (z. B. chlorierte Kohlenwasserstoffe, Metalle). Um Verunreinigungen des Grundwassers bei kontaminierten Standorten im Sinne der Darstellung eines dreidimensionalen Schadensbildes vollständig beschreiben zu können, müssen neben der räumlichen Verteilung der Schadstoffe insbesondere die Strömungsverhältnisse (v. a. Fließrichtung und Grundwasserdurchfluss) und die Beschaffenheit des Grundwassers bekannt sein. Als Voraussetzung für ein gutes System- und Prozessverständnis in Bezug auf die Ausbreitung von Schadstoffen im Grundwasser (siehe Abbildung 2) sind neben der räumlichen Abgrenzung auch weitere Informationen zur Schadstoffquelle wesentlich, wie z. B.

- den stofflichen Eigenschaften der relevanten Schadstoffe, die das Ausbreitungsverhalten in der Umwelt und die Toxizität bestimmen,
- die Abgrenzung kontaminierter Untergrundbereiche sowie die richtige Einschätzung der „Quellarchitektur“, das heißt die Art des Rückhaltes der Schadstoffe (z. B. adsorbiert an der Feststoffmatrix, residual gesättigte Bereiche als „Blobs“ oder „Pools“, freie Phase) und
- eine Einschätzung der aktuellen sowie langfristig möglichen Mobilisierbarkeit der Schadstoffe (siehe „Arbeitshilfe zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen an kontaminierten Standorten“ (Umweltbundesamt, 2011)).

Abbildung 2:  
Schadstoffquelle und  
-fahne (angepasst nach  
LUA NRW, 2003).



**„Konzeptives Standortmodell“**

In Verbindung mit Angaben zu allgemeinen standort- und nutzungsspezifischen Gegebenheiten (z. B. Oberflächenbeschaffenheit, Bebauungssituation, Nutzung des Bodens und des Grundwassers am Standort und in der Umgebung) sind diese Informationen umfassend zu dokumentieren und in einem „Konzeptiven Standortmodell“ integrativ zu beschreiben. Das „Konzeptive Standortmodell“ weist in Abhängigkeit der durchgeführten Untersuchungen einen unterschiedlichen Detaillierungsgrad auf und ist in einem iterativen Prozess entsprechend dem Erkundungs- und Bewertungsstand laufend zu überprüfen, zu konkretisieren und zu präzisieren.

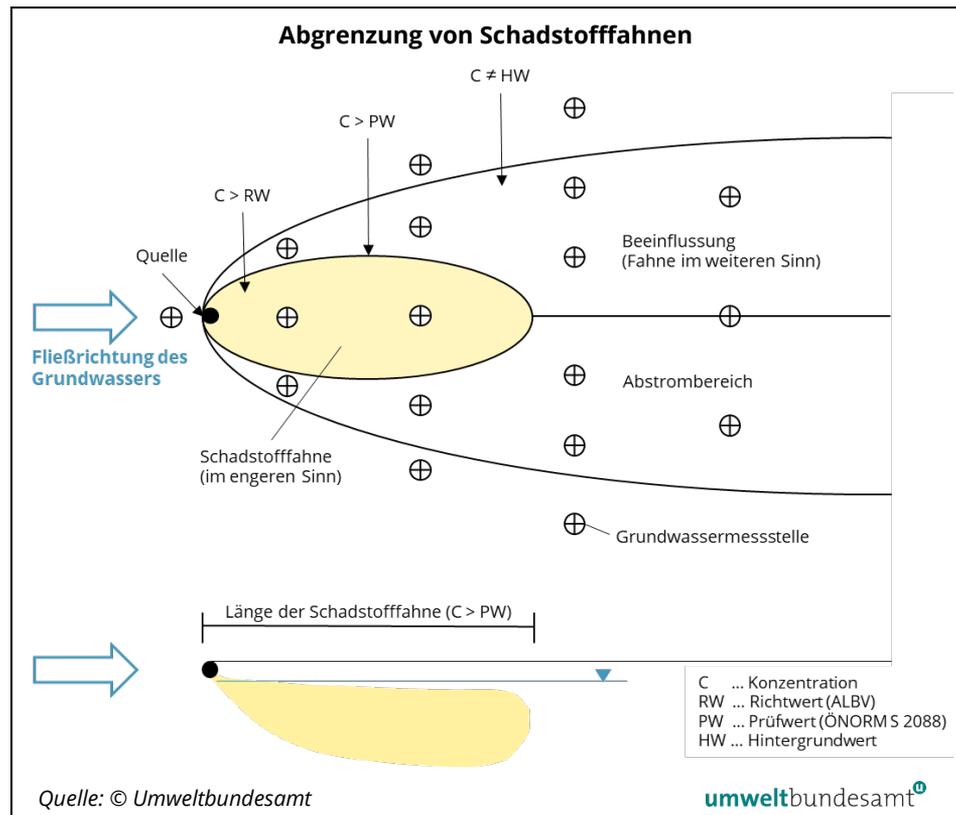
**2.2 Abgrenzung von Schadstofffahnen im Grundwasser**

**räumliche Ausbreitung**

Die Abgrenzung von Verunreinigungen des Grundwassers sollte dreidimensional erfolgen. Bei der Beurteilung der aktuellen Ausbreitung sind dabei im Vergleich mit der lokalen Grundwasserqualität (inklusive geogene Vorbelastungen oder andere Hintergrundbelastungen) alle signifikanten qualitativen Unterschiede darzustellen, die kausal durch einen kontaminierten Standort verursacht werden. Die Abgrenzung dieser Verunreinigungen („Beeinflussung der Grundwasserqualität“) entspricht der räumlichen Ausbreitung der Schadstofffahne im weiteren Sinn. Grundlage für diese Abgrenzung sind neben stichtagsbezogenen Auswertungen der Strömungsverhältnisse des Grundwassers vor allem messstellenbezogene Auswertungen der

Grundwasseruntersuchungsergebnisse sowie entsprechende Darstellungen in Lageplänen und hydrogeologischen Querschnitten. Zur Beurteilung des Ausmaßes der Veränderungen der Grundwasserqualität werden die Messwerte aus dem Bereich der Schadstofffahne Vergleichswerten (z. B. Prüfwerte der ÖNORM S 2088-1) gegenübergestellt. Bei jenem Bereich, in dem Prüfwerte überschritten werden, handelt es sich um den verunreinigten Bereich oder die Schadstofffahne im engeren Sinn (siehe Abbildung 3).

Abbildung 3:  
Abgrenzung von Schadstofffahnen (angepasst nach LUA NRW, 2003).



## 2.3 Plausibilitätsprüfung

### Prüfung des kausalen Zusammenhangs

Wesentliche Voraussetzung für die Beschreibung von Schadstofffahnen ist es, dass der kausale Zusammenhang mit einem kontaminierten Standort überprüft wird. Bei der Plausibilitätsprüfung sind einerseits sowohl allgemeine Gesichtspunkte als auch konkrete Abschätzungen zu berücksichtigen. Als allgemeine Aspekte sind für den Bereich der Schadstoffquelle und im Verlauf der Schadstofffahne Zusammenhänge qualitativ zu beschreiben, wie z. B. Art der Schadstoffe und mögliche Metaboliten, hydrogeologische Gegebenheiten, Sauerstoffverhältnisse und Redox-Zonierung im Grundwasser sowie Voraussetzungen für den Rückhalt und Abbau von Schadstoffen. Eine konkrete Abschätzung wäre beispielsweise ein Vergleich von Stoffkonzentrationen in der Schadstoffquelle (z. B. Sickerwasser der ungesättigten Untergrundzone) unter Berücksichtigung der

Standortverhältnisse (z. B. Verdünnung von Sickerwasser durch den Grundwasserdurchfluss) mit Stoffkonzentrationen im Grundwasser.

## 2.4 Abschätzung von Schadstofffracht und Fahnenlänge

### **Grundlagen zur Schadstofffracht**

Schadstofffrachten stellen eine wesentliche Grundlage bei der Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen dar und ermöglichen auch einen Vergleich von Grundwasserverunreinigungen bei unterschiedlichen geologischen und hydrogeologischen Standortverhältnissen. Im Normalfall wird die Schadstofffracht in einem Profil quer zur Ausbreitungsrichtung der Schadstofffahne (Kontrollebene) im schadensherdnahen Abstrom ermittelt. Neben der horizontalen Ausdehnung der Schadstofffahne sollte insbesondere bei mächtigen Grundwasserleitern auch die vertikale Schadstoffverteilung bekannt sein, da in die Berechnung nicht der gesamte, sondern nur der verunreinigte Grundwasserdurchfluss eingeht. In der Praxis ist die vertikale Abgrenzung von Schadstofffahnen oft nicht bzw. nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand möglich, sodass es oft notwendig ist, naturwissenschaftlich-technisch begründete Annahmen zu treffen.

### **Abschätzung einer möglichen Bandbreite**

Üblicherweise werden Schadstofffrachten in einer ersten Näherung als räumliche und zeitliche Mittelwerte abgeschätzt (z. B. durchschnittliche Schadstoffkonzentration und durchschnittliche Durchlässigkeiten über die gewählte Kontrollebene). Da die meisten Eingangsparameter mit mehr oder weniger großen Unsicherheiten behaftet sind (z. B. Durchlässigkeiten, vertikale Schadstoffverteilung), ist es zweckmäßig, Berechnungen mit unterschiedlichen Annahmen durchzuführen. Im Sinne einer Risikoabschätzung sind dabei insbesondere „Worst-Case-Szenarien“ zu betrachten und gegebenenfalls auch „Best-Case-Szenarien“ zur Absteckung der möglichen Bandbreite zu ermitteln.

### **Grundlagen zur Fahnenlänge**

Zur Abschätzung der Fahnenlänge können im Idealfall entlang der Grundwasserströmungsrichtung gemessene Schadstoffkonzentrationen von verunreinigt (Schadstoffkonzentration liegt über dem Prüfwert), beeinflusst bzw. geringfügig verunreinigt (Stoffkonzentration unterscheidet sich signifikant von Hintergrundwerten) bis nicht signifikant verändert herangezogen werden. Stehen keine geeigneten „echten“ Messwerte zur Verfügung, kann die Länge der Schadstofffahne in Analogie zu gleichen Schadenstypen unter vergleichbaren hydrogeologischen Randbedingungen abgeschätzt werden. Neben Art und Menge des Schadstoffeintrags sind insbesondere die hydrogeologischen Verhältnisse, die hydrochemische Beschaffenheit des Grundwassers (v. a. hinsichtlich des chemisch-biologischen Abbaupotenzials) sowie die möglichen Rückhalte-mechanismen im Untergrund zu berücksichtigen.

## 2.5 Zukünftiges Ausbreitungsverhalten der Schadstofffahne

<b>Grundlagen zur Prognose</b>	Das zukünftige Ausbreitungsverhalten einer Schadstofffahne sollte über einen Zeitraum von zumindest 20 Jahren abgeschätzt werden. Von zentraler Bedeutung für eine qualifizierte Prognose sind möglichst gute Kenntnisse zur Schadstoffquelle (Alter, aktuelles Schadstoffpotenzial, zukünftige erwartbare Mobilisierung) sowie Prozesse im Untergrund, die zum natürlichen Rückhalt und Abbau von Schadstoffen beitragen. Neben diesen zentralen Faktoren sind auch Änderungen der Randbedingungen (z. B. Veränderungen der Sickerwassermenge durch Oberflächenversiegelung oder -entsiegelung, Änderungen von Strömungsverhältnissen durch Grundwasserentnahmen) in die Prognose einzubeziehen.
<b>Hypothese zur Fahnenentwicklung</b>	Stehen keine langen Beobachtungsreihen für eine Prognose der Fahnenentwicklung zur Verfügung, kann unter Einbeziehung aller relevanten vorliegenden Erkenntnisse (siehe Konzeptives Standortmodell) eine Hypothese erstellt werden. Dazu sollten nachvollziehbare Annahmen zum zukünftigen Eintrag von Schadstoffen aus der Quelle in das Grundwasser getroffen werden. Zusätzlich können auf Basis von Erfahrungen aus vergleichbaren Schadensfällen unter Berücksichtigung der hydrogeologischen Randbedingungen Analogieschlüsse auf das zukünftige Ausbreitungsverhalten getroffen werden. Zur Überprüfung und Optimierung der Hypothese sollten (falls vorhanden) auch kurze und unvollständige Beobachtungsreihen der Grundwasserqualität herangezogen werden. Neben der Konzentrationsentwicklung der eigentlichen Schadstoffe können auch Messungen zu relevanten Metaboliten, Begleit- bzw. Indikatorparametern sowie zur hydrochemischen Beschaffenheit des Grundwassers (z. B. Sauerstoffgehalt, elektrische Leitfähigkeit) zur Verifizierung der aufgestellten Hypothese ausgewertet werden.
<b>Auswertung von Zeitreihen</b>	In der Regel sind für eine Prognose der Fahnenentwicklung längere Messreihen (mindestens acht Probenahmeterminale über zumindest zwei Jahre) notwendig. Generell sind messstellenbezogen parameterspezifische Zeitreihen auszuwerten (siehe Anhang 7). Zusätzlich sollten auch die Zeitreihen der Grundwasserspiegellagen sowie von relevanten Metaboliten, Begleit- bzw. Indikatorparametern und der hydrochemischen Beschaffenheit des Grundwassers (z. B. Sauerstoffgehalt, elektrische Leitfähigkeit) ausgewertet und die Zusammenhänge mit der Konzentrationsentwicklung der Hauptparameter interpretiert und auf Plausibilität geprüft werden. Grundvoraussetzung für die Auswertung von Zeitreihen ist, dass alle Proben mit dem gleichen Probenahmeverfahren entnommen wurden bzw. die Art der Probenahme nachweislich keinen signifikanten Einfluss auf die Vergleichbarkeit der Ergebnisse hat. Auf Basis der Auswertung messstellenbezogener Zeitreihen kann bei Plausibilität der Ergebnisse eine Prognose zur zukünftigen Schadstoffentwicklung getroffen werden, die Prognose sollte jeweils alle zwei bis drei Jahre überprüft und gegebenenfalls angepasst werden.
<b>mathematische Modelle</b>	Der Einsatz mathematischer Modelle für eine Prognose der Fahnenentwicklung kann in Einzelfällen sinnvoll sein, im Regelfall ist aufgrund der großen Unsicherheiten bei den Eingangsparametern (z. B. Durchlässigkeiten, Inhomogenitäten)

die Verwendung komplexer mathematischer Modellierungen nicht zweckmäßig (siehe Anhang 3, Kapitel 6).

**Entwicklung der  
Schadstofffahne**

Bei historisch kontaminierten Standorten in Österreich kann aufgrund des Alters der Schadensfälle (in der Regel größer als 35 Jahre) meist von stationären Schadstofffahnen ausgegangen werden.<sup>1</sup> Die Entwicklung einer Schadstofffahne ist jedenfalls dahingehend zu beurteilen, ob sich die Schadstofffahne mittel bis langfristig

- weiter ausbreiten wird,
- stationär verhalten wird (Schadstoffnachlieferung steht im Gleichgewicht mit Verdünnungs-, Rückhalte- und Abbauprozessen) oder
- ein signifikanter Rückgang zu erwarten ist.

---

<sup>1</sup> Ausnahmen können sich bei hochkontaminierten CKW- oder PAK-Standorten in Verbindung mit sehr gering ergebnigen Grundwasserleitern und eventuell bei Grundwasserverunreinigungen durch per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) ergeben (bei Letzteren fehlen noch Langzeiterfahrungen).

### 3 BEURTEILUNG DER AKTUELLEN AUSBREITUNG VON GRUNDWASSERVERUNREINIGUNGEN

Zur Vervollständigung des dreidimensionalen Schadensbildes ist die festgestellte aktuelle Ausbreitung der Schadstoffe im Grundwasser zu beurteilen. Diese Beurteilung umfasst die

- Beurteilung der Grundwasserströmungsverhältnisse,
- Auswertung und Beurteilung der Analyseergebnisse,
- Abgrenzung von Grundwasserverunreinigungen und
- Ermittlung der Schadstofffrachten.

#### 3.1 Grundwasserströmungsverhältnisse

Basis für die Beurteilung der Ausbreitung von Grundwasserverunreinigungen ist die möglichst gute Kenntnis der Grundwasserströmungsverhältnisse. Dabei sind in erster Linie die Fließrichtung und der Grundwasserdurchfluss zu berücksichtigen.

##### 3.1.1 Fließrichtung

Für die Festlegung des Grundwasserabstrombereichs eines kontaminierten Standorts und damit jenes Grundwasserbereichs, dessen Qualität beeinflusst werden kann, sind die Ermittlung der Fließrichtung und deren Schwankungen erforderlich.

##### **Abschätzung der Fließrichtung**

Eine erste Abschätzung der Grundwasserfließrichtung ist meist auf Basis der hydrologischen Standortverhältnisse und der regionalen Kenntnis der Hydrogeologie möglich. Durch die Messung von Grundwasserständen in Grundwassermessstellen oder Brunnen kann die Lage des Grundwasserspiegels ermittelt und daraus die Grundwasserströmungsverhältnisse abgeleitet werden. Die Anzahl der Messpunkte hängt von der erforderlichen Genauigkeit und der Komplexität der Strömungsverhältnisse ab. Die Messungen sind in der Regel zumindest während eines Jahres an mehreren Terminen durchzuführen, um die (jahres-)zeitlichen Veränderungen der Strömungsverhältnisse zu erfassen. Dabei können gleichzeitig auch die Schwankungen der Grundwasserspiegelhöhe („Grundwasserschwankungsbereich“) während des Messzeitraumes ermittelt werden.

##### **Grundwasserschwankungen**

Für jede Messstelle ist eine Ganglinie der Grundwasserspiegelhöhe im zeitlichen Verlauf zu erstellen. Durch einen Vergleich der Ganglinien mehrerer Messstellen

kann festgestellt werden, ob in einem Untersuchungsgebiet einheitliche hydrologische Rahmenbedingungen vorherrschen, charakteristische jahreszeitliche Veränderungen zu beobachten sind (z. B. erhöhte Neubildung und Durchfluss von Grundwasser im Frühjahr aufgrund der Schneeschmelze) oder lokal differenziert unterschiedliche Einflussgrößen (z. B. niederschlagsdominierte Zuflüsse aus Hangbereichen, Grundwasserdotierung in unmittelbarer Nähe zu größeren Flüssen) ausgeprägt sind. In Abhängigkeit der erwartbaren zeitlichen Variabilität von Grundwasserschwankungen (z. B. Tagesschwankungen bei Messstellen in unmittelbarer Nähe zu Flüssen durch Schwallbetrieb eines Kraftwerks, diskontinuierliche größere Entnahmen oder Versickerungen im Nahbereich) kann es notwendig sein, häufigere Messungen des Grundwasserstandes bis hin zu einer kontinuierlichen Messung und Aufzeichnung an ausgewählten Messstellen durchzuführen.

**Schichtenpläne und  
Veränderungen der  
Strömungsverhältnisse**

Für jeden Messtermin sind Grundwasserschichtenpläne zu erstellen und die Grundwasserströmungsverhältnisse zu ermitteln. Bei der Erstellung von Grundwasserschichtenplänen mithilfe von Interpolationsprogrammen sind die Ergebnisse auf Plausibilität zu prüfen. Insbesondere ist die Berücksichtigung der entsprechenden Randbedingungen (Vorfluter, undurchlässige Ränder etc.) zu überprüfen und in vielen Fällen sind die Schichtenpläne manuell zu korrigieren.

Aus dem Vergleich der Ergebnisse der verschiedenen Messtermine können die möglichen Veränderungen der Grundwasserströmungsverhältnisse abgeleitet werden. Diese sind für die weitere Beurteilung zu berücksichtigen.

### 3.1.2 Grundwasserdurchfluss

**spezifischer  
Grundwasserdurch-  
fluss**

Zur Beurteilung der Verdünnung der Stofffracht, die aus der ungesättigten Untergrundzone in das Grundwasser gelangt, sowie zur Ermittlung der Stofffrachten im Grundwasser ist der Grundwasserdurchfluss zu ermitteln. Als standortspezifische, hydrologische Kenngröße kann der „spezifische Grundwasserdurchfluss“ verwendet werden. Der spezifische Grundwasserdurchfluss ist der Grundwasserdurchfluss pro Meter Abstrombreite über die gesamte Aquifermächtigkeit.

Der spezifische Grundwasserdurchfluss  $q_s$  berechnet sich nach folgender Gleichung:

$$q_s = k_f * I * H * 86.400$$

Mit

$q_s$  ... spezifischer Grundwasserdurchfluss [ $m^3/(d * m)$ ]

$k_f$  ... mittlerer Durchlässigkeitsbeiwert [ $m/s$ ]

$I$  ... mittleres hydraulisches Gefälle [ $m/m$ ]

$H$  ... mittlere Grundwassermächtigkeit [ $m$ ]

***k<sub>f</sub>-Wert*** Der Durchlässigkeitsbeiwert ( $k_f$ ) kann mithilfe verschiedener, unterschiedlich exakter Methoden ermittelt werden. Theoretisch am exaktesten sind mathematische Auswertungen der Ergebnisse von Langzeitpumpversuchen unter stationären oder instationären Strömungszuständen unter Miteinbeziehung der Grundwasserabsenkung in benachbarten Messstellen (nach Dupuit/Thiem bzw. Theis und abgewandelten Verfahren). Im Zuge der Erkundung von Altablagerungen und Altstandorten werden aufgrund der begrenzten Anzahl der zur Verfügung stehenden Messstellen meist Kurzpumpversuche durchgeführt, mit deren Hilfe der Durchlässigkeitsbeiwert entweder über die Messung der Entnahmemenge und der abgesenkten Wassersäule oder über die Absenkung und Wiederaufspiegelung des Grundwasserstandes in der Messstelle berechnet werden kann. Hier ist zu beachten, dass die Ergebnisse im Vergleich zu Langzeitpumpversuchen nur für die unmittelbare Umgebung der Messstelle repräsentativ sind. Neben diesen Verfahren existieren eine Reihe anderer Feldverfahren (z. B. Abpressversuche mit und ohne Packer) und verschiedene Abschätzmethode (z. B. mithilfe der Korngrößenverteilung).

Als mittlerer Durchlässigkeitsbeiwert kann in einem ersten Schritt ein über das betrachtete Gebiet räumlich gemittelter Wert herangezogen werden. Bei kleinräumig sehr unterschiedlichen hydraulischen Verhältnissen ist je nach Situation eine flächenmäßige Gewichtung der Werte oder eine streifenartige Aufteilung des Abstroms mit anschließender Summenbildung („Integration diskreter Abschnitte“) zweckmäßig.

***hydraulisches Gefälle*** Die Bestimmung des hydraulischen Gefälles erfolgt durch möglichst zeitgleiche Messung des Grundwasserstandes in verschiedenen Messstellen, wobei zumindest drei Grundwassermessstellen notwendig sind. In Abhängigkeit der Komplexität der hydrogeologischen Verhältnisse ist eine zeitliche und/oder räumliche Mittelbildung erforderlich oder es sind für unterschiedliche hydrologische Zustände unterschiedliche spezifische Grundwasserdurchflüsse zu rechnen und die Bandbreiten zu ermitteln.

Im Bereich der österreichischen Grundwasserleiter liegen die lokalen spezifischen Grundwasserdurchflüsse häufig im Bereich von 0,1-25 Kubikmeter pro Tag.

## 3.2 Auswertung von Analyseergebnissen

Ergebnisse von Grundwasseruntersuchungen können auf unterschiedliche Weise ausgewertet werden:

- für jede Probenahmestelle
- für jeden Probenahmetermin
- für unterschiedliche Gruppen von Probenahmestellen (z. B. Anstrom, Abstrom)
- für alle Messwerte

**Qualität der Probenahme** Vor der Auswertung von Analyseergebnissen sollte generell geprüft werden, ob die analysierten Proben einer guten fachlichen Praxis entsprechend entnommen wurden und repräsentativ für die jeweilige Fragestellung sind. Dazu wäre insbesondere folgendes zu berücksichtigen:

- Art und Zustand der Probenahmestelle (z. B. Ausbau der Filterstrecke unterhalb des Grundwasserstandes bei aufschwimmenden Schadstoffen, eingeschränkter Zufluss durch verlegten Filter bei alten Messstellen etc.)
- Art und Durchführung der Probenahme (z. B. Verschleppung von Schadstoffen bei ungünstiger Reihenfolge der Probenahme, ungeeignete Probengefäße für den betreffenden Analyten etc.)
- Art und Dauer der Lagerung der Probe zwischen Probenahme und Analytik (z. B. mögliche Veränderungen durch unsachgemäße Lagerung oder fehlende Stabilisierung der Proben etc.)

**Berücksichtigung zusätzlicher Parameter** Bei der Auswertung der Grundwasseruntersuchungsergebnisse ist darauf zu achten, dass nicht nur die Schadstoffe im engeren Sinn berücksichtigt werden. Wesentliche Grundlage für die Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen ist die bestmögliche Kenntnis des allgemeinen Grundwasserchemismus. Daher ist eine Auswertung der Sauerstoffverhältnisse, pH-Werte, Temperatur, Leitfähigkeit etc. von essenzieller Bedeutung. Ebenso sind die Ergebnisse der Beurteilung der Proben bei der Probenahme (z. B. Farbe, Trübung, Geruch) in die Auswertung miteinzubeziehen. Bei der Auswertung der Messwerte sind die unterschiedlichen Grundwasserspiegellagen und Grundwasserströmungsverhältnisse zu berücksichtigen. Grundsätzlich ist eine Auswertung für folgende Parametergruppen zu empfehlen:

- physikalisch-chemische Parameter (z. B. elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt) zur Beschreibung der hydrochemischen Beschaffenheit des Grundwassers
- relevante Schadstoffe
- charakteristische Begleit- bzw. Indikatorparameter (z. B. Bor, Tritium bei kommunalen Altablagerungen)
- Abbauprodukte

### 3.2.1 Auswertung für jede Messstelle

Bei der Auswertung der Messwerte für jede Probenahmestelle können unter der Voraussetzung von mehreren Probenahmeterminen die zeitlichen Veränderungen der Grundwasserqualität für eine bestimmte Stelle festgestellt werden. Bei einer tiefengestaffelten Probenahme kann die vertikale Konzentrationsverteilung der gemessenen Parameter pro Messstelle ermittelt werden.

Im Vergleich der Messwerte von einzelnen Probenahmestellen können Veränderungen der Grundwasserqualität in Abhängigkeit des Ortes festgestellt werden (z. B. Vergleich Anstrom – Abstrom, Abgrenzung von Schadstofffahnen im Abstrom).

### **3.2.2 Auswertung für jeden Probenahmetermin**

Bei der Auswertung der Analyseergebnisse für einen Probenahmetermin wird die Verteilung der Konzentrationen der gemessenen Parameter in Abhängigkeit der Lage der Messstelle und des Probenahmeortes ermittelt.

Diese Auswertung ist Grundlage für die Abgrenzung von Grundwasserbereichen unterschiedlicher Grundwasserbeschaffenheit (z. B. „beeinflusster“ Bereich) für einen Probenahmetermin.

Durch den Vergleich der Messwerte einzelner Probenahmetermine können vor allem die zeitlichen Veränderungen der Grundwasserqualität für das gesamte Untersuchungsgebiet beurteilt werden. Dabei können generelle Änderungen des Grundwasserchemismus oder Änderungen der Ausdehnung der Schadstofffahne festgestellt werden.

### **3.2.3 Auswertung für Gruppen von Probenahmestellen**

Probenahmestellen können aufgrund ihrer Lage und ihres Ausbaues gruppiert werden, z. B. Anstrombereich, Abstrombereich (unmittelbarer und weiterer) oder nach Grundwasserhorizonten (bei mehreren beprobten). Dadurch können für unterschiedliche Grundwasserbereiche durchschnittliche Qualitäten und deren Veränderungen innerhalb des Beprobungszeitraumes ermittelt werden.

Streuen die Messwerte für eine Gruppe von Probenahmestellen („Grundwasserbereich“) stark, ist zu prüfen, ob die Zuordnung der Messstellen stimmt oder ob eine weitere Unterteilung der Grundwasserbereiche erforderlich ist (z. B. Abgrenzung von mehreren Fließabschnitten in Fließrichtung).

### **3.2.4 Auswertung für alle Messwerte**

Durch die Auswertung sämtlicher Grundwasseruntersuchungsergebnisse können für jeden Untersuchungsparameter die Messwertverteilungen und deren statistische Kenngrößen ermittelt werden. Dadurch können jene Parameter identifiziert werden, die eine auffällige Messwertverteilung haben und im Detail ausgewertet werden müssen. Vice versa können jene Parameter identifiziert werden, die eine unauffällige Verteilung aufweisen (z. B. alle Messwerte unter der Bestimmungsgrenze) und nicht detailliert ausgewertet werden müssen.

### 3.3 Abgrenzung von Grundwasserverunreinigungen

Bei der Abgrenzung von Grundwasserverunreinigungen wird jener Bereich ermittelt, in dem die Grundwasserbeschaffenheit – ausgehend von einem kontaminierten Standort – signifikant verändert ist (beeinflusst oder „Schadstofffahne im weiteren Sinn“) und Kriterien für eine gute Qualität des Grundwassers nicht erfüllt werden (verunreinigt oder „Schadstofffahne im engeren Sinn“). Die Abgrenzung der Schadstofffahne erfolgt in der Regel konzentrationsbezogen.

#### 3.3.1 Bestimmung der lokalen Grundwasserqualität und Feststellung von Vorbelastungen („Hintergrundwerte“)

##### **Grundwasserqualität im Anstrom**

Ausgangspunkt für die Abgrenzung einer Grundwasserverunreinigung ist die Ermittlung der lokalen Grundwasserqualität im Grundwasseranstrombereich eines kontaminierten Standortes („Hintergrundwerte“).

Die lokale Grundwasserqualität kann mit zunehmender Genauigkeit und zunehmendem Aufwand wie folgt bestimmt werden:

- Auswertung regionaler Grundwasseruntersuchungen (z. B. Grundwasserzustandsüberwachung)
- Untersuchung von Grundwasserproben aus bestehenden Probenahmestellen (z. B. Brunnen)
- Untersuchung von Grundwasserproben aus Probenahmestellen, die für die Ermittlung der lokalen Hintergrundwerte errichtet wurden

Bei der Ermittlung der Hintergrundwerte sind insbesondere Vorbelastungen des Grundwassers mit Schadstoffen zu berücksichtigen, die für die Beurteilung der Grundwasserverunreinigung von Bedeutung sein können (z. B. Vorbelastung mit CKW bei einem Standort einer chemischen Reinigung).

#### 3.3.2 Vergleich der Grundwasserqualität im An- und Abstrom, Bestimmung „signifikanter“ Veränderungen

##### **Konzentrations- änderungen**

Eine Beeinflussung der Grundwasserqualität ausgehend von einer Untergrundverunreinigung wird durch den Vergleich der Grundwasserqualität im Abstrombereich mit den Hintergrundwerten festgestellt. Sind die Stoffkonzentrationen im Abstrombereich signifikant höher als die Hintergrundwerte, so ist die Grundwasserqualität beeinflusst. Die Stoffkonzentrationsänderungen werden durch den „Differenzwert“ ausgedrückt.

$$d = \left( \frac{C_u}{C_0} - 1 \right) * 100$$

mit

$d$  ... Differenzwert

$C_u$  ... Stoffkonzentration im Abstrom

$C_0$  ... Stoffkonzentration im Anstrom

Die Differenzwerte können im Vergleich einzelner Grundwasserproben oder für zeitlich und/oder räumlich gemittelte Stoffkonzentrationen ermittelt werden.

#### **Differenzschwellenwerte**

Als Signifikanzkriterium können „Differenzschwellen(-werte)“ verwendet werden. Liegt der Differenzwert für einen Stoff über dem Differenzschwellenwert, ist von einer signifikanten Veränderung („Beeinflussung“) der Grundwasserqualität auszugehen.

In der ÖNORM S 2088-1 sind Differenzschwellenwerte für zahlreiche Stoffe angegeben. Die Differenzschwellenwerte liegen bei niedrigen Konzentrationen häufig bei 100 %-300 %, bei höheren Konzentrationen bei 50 %-100 %.

### **3.3.3 Zusammenhang Schadstoffquelle und Grundwasserverunreinigung**

#### **Prüfung der Kausalität**

Es ist zu prüfen, ob ein kausaler Zusammenhang zwischen vermuteter Ursache und Wirkung besteht und die festgestellte Beeinflussung der Grundwasserqualität auf den untersuchten kontaminierten Standort zurückgeführt werden kann. Dabei ist insbesondere zu prüfen, ob die im Grundwasser in signifikant erhöhten Konzentrationen festgestellten Stoffe tatsächlich im Bereich des konkret untersuchten kontaminierten Standortes in entsprechendem Ausmaß vorhanden sind.

Im Vergleich von Stoffkonzentrationen im Sickerwasser der ungesättigten Untergrundzone mit den Stoffkonzentrationen im unmittelbaren Abstrombereich können unter Berücksichtigung der Standortverhältnisse (v. a. Verdünnung von Sickerwasser durch den Grundwasserdurchfluss) die Untersuchungsergebnisse auf Plausibilität geprüft werden.

### **3.3.4 Beurteilung der Veränderung der Grundwasserqualität**

#### **Vergleichswerte**

Zur Beurteilung der Veränderung der Grundwasserqualität werden die Messwerte für den beeinflussten Grundwasserbereich Vergleichswerten gegenübergestellt. Diese Vergleichswerte können die maximalen Stoffkonzentrationen für bestimmte Arten der Grundwassernutzung (z. B. Trinkwassernutzung, Bewässe-

rung), für definierte Ansprüche an die Grundwasserqualität (z. B. guter chemischer Zustand nach Qualitätszielverordnung (QZV) Chemie Grundwasser, Prüfwerte nach ÖNORM S 2088-1, Schadstoffkonzentrationen gemäß Altlastenbeurteilungsverordnung (ALBV, BGBl. II Nr. 358/2024) oder maximale Schadstofffrachten (z. B. Schadstofffrachten gemäß ALBV) sein.

Der gesamte durch eine Schadstoffquelle beeinflusste Bereich ist die Schadstofffahne im weiteren Sinn (siehe Abbildung 3). Der beeinflusste Grundwasserbereich, in dem Vergleichswerte (im Allgemeinen Prüfwerte der ÖNORM S 2088-1) überschritten sind, ist die Schadstofffahne im engeren Sinn (verunreinigter oder auch „belasteter“ Bereich).

### 3.3.5 Abgrenzung verunreinigter Bereiche

Eine dreidimensionale Abgrenzung der Schadstofffahne (Breite, Länge, Tiefe) ist in der Regel sehr aufwendig. Für die Beurteilung einer Grundwasserverunreinigung sollte die Schadstofffahne zumindest zweidimensional (Breite, Länge) abgegrenzt sein.

Ausgehend von der Kenntnis der Art und Ausdehnung der Schadstoffquelle und der Standortverhältnisse können meist Annahmen über die Form der Schadstofffahne getroffen werden. In Abhängigkeit der Untersuchungsziele sind diese Annahmen mit entsprechend genauen Untersuchungen zu überprüfen.

### 3.3.6 Fahnenbreite

**Einflussfaktoren** Die Fahnenbreite ist vor allem abhängig von

- der Ausdehnung der Schadstoffquelle bzw. deren Breite quer zur Grundwasserfließrichtung,
- den hydrogeologischen und hydrologischen Standortverhältnissen und
- der Art der Schadstoffe.

Bei häufig wechselnden und starken Fließrichtungsschwankungen bilden sich sehr breite und diffuse Schadstofffahnen aus. Bei überwiegend stationären Grundwasserströmungsverhältnissen können sich schmale, lange Fahnen bilden.

### 3.3.7 Fahnenlänge

**Einflussfaktoren** Die Länge einer Schadstofffahne hängt ab

- von der Art der Schadstoffe,
- von den Untergrundverhältnissen,

- von den hydrogeologischen Verhältnissen (z. B. Grundwasserfließgeschwindigkeit, Gleichmäßigkeit der Grundwasserströmungsverhältnisse),
- von der Schadstoffmenge, die in das Grundwasser gelangt ist, und
- vom Zeitpunkt und der Dauer des Stoffeintrages in das Grundwasser.

**Klassifizierung von Schadstofffahnen**

Längen von Schadstofffahnen können folgendermaßen klassifiziert werden:

- unter 100 Meter → kurz
- 100–500 Meter → lang
- über 500 Meter → sehr lang

Durch die Beobachtung der Länge einer Schadstofffahne über einen längeren Zeitraum (mehr als zwei Jahre) können Prognosen über die zukünftige Entwicklung der Schadstoffausbreitung gemacht werden (siehe Kapitel 4).

### 3.4 Schadstofffrachten im Grundwasser

#### 3.4.1 Ziel der Ermittlung von Schadstofffrachten

**Vergleich der Schadstoffmengen**

Die in der Schadstofffahne mit dem Grundwasser transportierte Stoffmenge (Schadstofffracht) ist eine wesentliche Grundlage für die Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen. Bei ausschließlicher Beurteilung von Schadstoffkonzentrationen ohne Berücksichtigung des Grundwasserdurchflusses bzw. der Schadstofffracht im Grundwasser kann es zu Fehlinterpretationen kommen. Hohe Stoffkonzentrationen im Grundwasser müssen nicht zwangsläufig auf einen erheblichen Stoffeintrag in das Grundwasser hinweisen. Bei Standorten mit geringem Grundwasserdurchfluss ergeben sich auch bei vergleichsweise geringen Schadstoffeinträgen hohe Stoffkonzentrationen. Durch die Ermittlung der Schadstofffracht im Grundwasser kann unter Berücksichtigung der Standortverhältnisse auf das Ausmaß des Schadstoffeintrages in das Grundwasser geschlossen werden.

Eine ausschließliche Beurteilung der Schadstofffrachten ist ebenfalls nicht zulässig, da hohe Stoffkonzentrationen unabhängig von Stofffrachten hinsichtlich der Qualitäts- und Nutzungsansprüche an das Grundwasser zu beurteilen sind.

Schadstofffrachten stellen daher ein ergänzendes Kriterium zur Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen dar, das auch einen Vergleich bei unterschiedlichen geologischen und hydrogeologischen Standortgegebenheiten ermöglicht. Schadstofffrachten werden in Schadstoffmasse pro Zeit angegeben (z. B. Gramm pro Tag oder Kilogramm pro Jahr). Wesentliche Gesichtspunkte zur Ermittlung von Schadstofffrachten sind in Anhang 5 beschrieben.

### 3.4.2 Beurteilung von Schadstofffrachten

#### **erhebliche Frachten**

Für die Beurteilung von Schadstofffrachten sind als Vergleichsgrößen grundsätzlich die Richtwerte der Tabelle B gemäß ALBV (BGBl. II Nr. 358/2024) heranzuziehen, die einer erheblichen Schadstofffracht entsprechen. Diese Frachten ergeben sich durch die Multiplikation eines Grundwasserdurchflusses von 500 Kubikmetern pro Tag mit den ehemaligen Maßnahmenschwellenwerten (Ausnahme bei Ammonium) der bis 30.04. 2018 gültig gewesenen ÖNORM S 2088-1 (ausgegeben am 01.09.2004). Diese ehemaligen Maßnahmenschwellenwerte entsprachen in der Regel den jeweiligen Parameterwerten der Trinkwasserverordnung (TWV, BGBl. II Nr. 122/2024). Für Parameter, die nicht in den Tabellen enthalten sind, sind auf Basis einschlägiger Regelwerke (z. B. QZV Chemie Grundwasser, TWV in der geltenden Fassung, ÖNORM S 2088-1; Empfehlungen der deutschen Länderarbeitsgemeinschaft Wasser „Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser“ (LAWA, 2017)) oder aus standortspezifisch abgeleiteten Richtwerten die erhebliche Fracht zu berechnen.

#### **Klassifizierung von Schadstofffrachten**

Daraus abgeleitet werden Schadstofffrachten folgendermaßen klassifiziert:

- Sehr geringe Schadstofffracht: unter 0,2-mal erhebliche Schadstofffracht
- Geringe Schadstofffracht: 0,2 bis 1-mal erhebliche Schadstofffracht
- Große Schadstofffracht: über 5 bis 20-mal erhebliche Schadstofffracht
- Sehr große Schadstofffracht: über 20-mal erhebliche Schadstofffracht

In Tabelle 1 sind Beispiele anhand der Parameter leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW) und Bor angeführt.

*Tabelle 1:  
Beispiel zur Frachten-  
klassifizierung anhand  
LHKW und Bor.*

Schadstofffracht	Summe LHKW [Gramm pro Tag]	Bor [Kilogramm pro Tag]
sehr gering	unter 3	unter 0,1
gering	3–15	0,1–0,5
erheblich	über 15–75	über 0,5–2,5
groß	über 75–300	über 2,5–12,5
sehr groß	über 300	über 12,5

### 3.5 Nutzung und ökologische Bedeutung des Grundwassers

Als Voraussetzung für die Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen sind für das betroffene Grundwasservorkommen schließlich auch Nutzungsaspekte und die ökologische Bedeutung zu beschreiben. Insbesondere für den Abstrom kontaminierter Standorte sind dabei folgende Gesichtspunkte zu betrachten:

- Nutzung des Grundwassers: bestehende Nutzungen zu Wasserversorgungszwecken (Trink-, Tränk-, Brauch-, Kühl- und Bewässerungswasser) und Lage zu wasserrechtlich besonders geschützten Gebieten
- Ressourcenmanagement: Über bestehende Nutzungen und wasserrechtlich besonders geschützte Gebiete hinaus ist die Bedeutung eines Grundwasservorkommens als Ressource unter lokalen und regionalen wasserwirtschaftlichen Aspekten zu betrachten (siehe unten).
- Ökologische Bedeutung des Grundwassers: Es ist zu beurteilen, ob es durch Verunreinigungen des Grundwassers in weiterer Folge zu einer Beeinträchtigung oder Gefährdung für terrestrische oder aquatische Ökosysteme (Oberflächengewässer) kommen kann.

Bei kontaminierten Standorten handelt es sich im Allgemeinen um „Punktquellen“. Während flächenhafte stoffliche Einträge (z. B. aus der Landwirtschaft) zu Auswirkungen in größeren Skalen bzw. von regionaler Bedeutung (Gefährdung eines Grundwasserkörpers als Bewirtschaftungseinheit) führen können, stellen die von kontaminierten Standorten ausgehenden Verunreinigungen vergleichsweise schmale Schadstoffbahnen dar, die meist auch in der Längserstreckung überschaubar bleiben. Nutzung und ökologische Bedeutung des Grundwassers stellen dementsprechend standortspezifische Gesichtspunkte dar, bei denen lokale oder auch regionale Betrachtungen im Vordergrund stehen.

**gut nutzbare  
Grundwasser-  
vorkommen**

In Hinblick auf das Themenfeld „Ressourcenmanagement“ bei aktuell nicht genutzten Grundwasservorkommen liegt ein „**gut nutzbares Grundwasservorkommen**“ dann vor, wenn folgende Kriterien für (i) ein großes Grundwasserdargebot, (ii) eine gute Grundwasserqualität und (iii) ein hohes Nutzungsinteresse erfüllt sind:

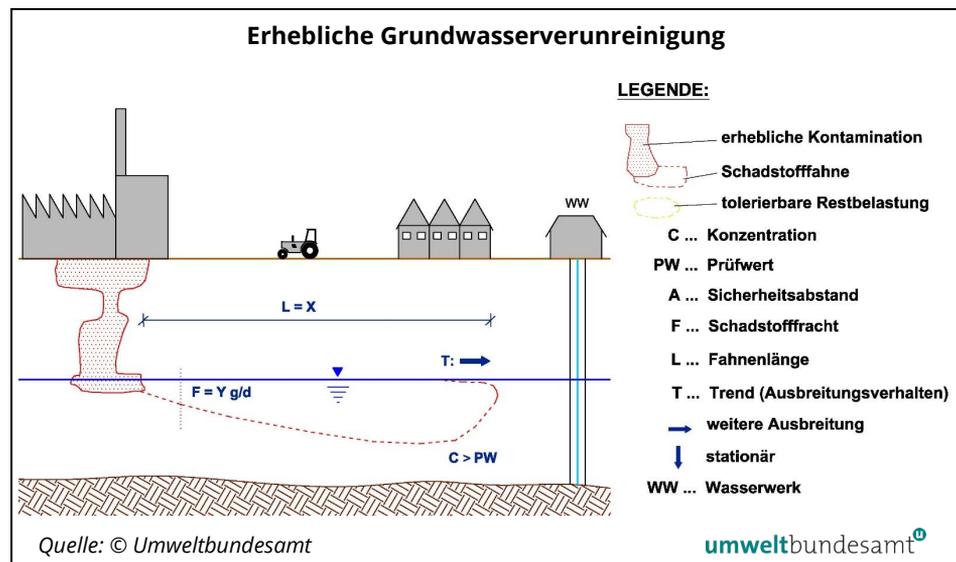
- i. Großes Grundwasserdargebot: Als Vergleichsmaßstab für die Ergiebigkeit eines Grundwasservorkommens (quantitativer Zustand) wird der Grundwasserdurchfluss pro Meter Abflussbreite („spezifischer Grundwasserdurchfluss“ in Kubikmeter pro Tag und Meter) herangezogen. Als großes Grundwasserdargebot gilt ein spezifischer Grundwasserdurchfluss von mehr als 5 Kubikmeter pro Tag und Meter (Modellannahme:  $k_f = 10^{-3}$  Meter pro Sekunde,  $I = 0,5 \%$ ,  $H = 10$  Meter; siehe 3.1.2).
- ii. Gute Qualität des Grundwassers: Maßgeblich für die Beurteilung der Beschaffenheit des Grundwassers ist der unmittelbare Anstrom des kontaminierten Standortes. Eine gute Qualität ist dann gegeben, wenn keine anhaltenden Vorbelastungen gegeben sind und eine Nutzung des Grundwassers als Trinkwasser ohne weitergehende Aufbereitungsschritte mittel- bis langfristig möglich ist. Dementsprechend darf keine natürliche Verunreinigung des Grundwassers gegeben sein und eine Sanierung bestehender anthropogener Vorbelastungen des Grundwassers muss mit verhältnismäßigen Mitteln mittel- bis langfristig (20 Jahre) möglich und wahrscheinlich sein.
- iii. Es ist unter der lokalen bzw. regionalen wasserwirtschaftlichen Situation ein hohes Nutzungsinteresse gegeben, sodass mittel- bis langfristig eine Nutzung zur Wasserversorgung wahrscheinlich ist.

Trifft eines der drei beschriebenen Kriterien nicht zu, ist ein nicht genutztes Grundwasservorkommen in Bezug auf das Thema ‚Ressourcenmanagement‘ nicht als „gut nutzbar“ einzustufen.

### 3.6 Zusammenfassende Beurteilung

Bei Verunreinigungen des Grundwassers ist unter Berücksichtigung der Zielbestimmungen des österreichischen Wasserrechtsgesetzes (WRG 1959, Dritter Abschnitt: Von der nachhaltigen Bewirtschaftung, insbesondere Reinhaltung und Schutz von Gewässern) zu prüfen, ob Maßnahmen zur Vermeidung, zur Verringerung und zur schrittweisen Verbesserung notwendig und möglich sind. Verunreinigungen bzw. der Zustand des Grundwassers bei Altablagerungen und Altstandorten sind anhand der in den Kapiteln 3.3 und 3.4 angegebenen Kriterien zu beurteilen.

Abbildung 4:  
Überblick zu Kriterien  
zur Beurteilung von  
Grundwasserverunreinigungen  
bei kontaminierten  
Standorten.



Die zusammenfassende Beurteilung ist im Einzelfall standort- und nutzungsspezifisch durchzuführen.

#### **erhebliche Kontamination oder erhebliches Risiko**

Eine erhebliche Grundwasserverunreinigung bzw. ein erhebliches Risiko durch eine Altablagerung oder einen Altstandort liegen unabhängig von den konkreten Standort- und Nutzungsverhältnissen jedenfalls dann vor, wenn im Grundwasser eine Schadstofffahne mit großer Schadstofffracht (mehr als fünfmal erhebliche Schadstofffracht) oder einer Längserstreckung von mehr als 100 Meter ausgebildet ist oder sich mittelfristig (im Zeitraum einer Generation bzw. innerhalb eines Zeitraumes von 20 Jahren) für längere Zeit (mehr als fünf Jahre) ausbilden kann.

## 4 BEURTEILUNG DER WEITEREN ENTWICKLUNG VON GRUNDWASSERVERUNREINIGUNGEN

### 4.1 Ziele, Grundlagen und Entwicklung von Prognosen

#### ***Einflüsse auf die zeitliche Entwicklung***

Die Beurteilung des wahrscheinlichen Verhaltens einer Schadstofffahne zielt darauf ab, die zu erwartende zukünftige Entwicklung der Grundwasserverunreinigung mittelfristig bis langfristig, d. h. für den Zeitraum von zumindest 20 Jahren, zu charakterisieren. Dabei sollten nachvollziehbare Prognosen sowohl zur Entwicklung der lateralen Ausbreitung (insbesondere Längserstreckung) als auch zur vertikalen Ausbreitung der Fahne sowie der Schadstofffracht erfolgen. Wesentlich für die Beurteilung der Entwicklung der Schadstofffahne sind

- das Alter der Verunreinigung, das aktuelle Schadstoffpotenzial und die mittel- bis langfristige Mobilisierung von Schadstoffen aus dem Schadensherd sowie
- Prozesse im Untergrund bzw. in der wassergesättigten Bodenzone, die zur Verdünnung oder zu einem Rückhalt und Abbau von Schadstoffen beitragen.

Vereinfacht ausgedrückt hängt das Verhalten einer Schadstofffahne davon ab, ob der Schadstoffeintrag aus dem Schadensherd und seine zeitliche Entwicklung im Vergleich mit den Verdünnungs-, Rückhalte- und Abbauprozessen entlang einer Fahne

- im Gleichgewicht steht,
- diese übersteigt, sodass eine weitere Ausbreitung der Verunreinigungen im Grundwasser erfolgt,
- oder abnimmt, sodass die Ausdehnung der Fahne abnimmt.

#### ***Weiterentwicklung einer Prognose***

Die Charakterisierung der zukünftigen Entwicklung kann in einem ersten Schritt anhand des Konzeptiven Standortmodells – d. h. aller Informationen und Annahmen zu einem Schadensfall (siehe Anhang 3) – durch eine qualitative bzw. eine verbal-argumentative Beschreibung und Interpretation erfolgen („Hypothese“, siehe Kapitel 4.2). Insbesondere unter der Voraussetzung mehrjähriger Beobachtungsreihen sollte diese erste Beurteilung durch Auswertungen ergänzt und überprüft werden (siehe Anhang 6). In Einzelfällen kann auch die Anwendung mathematischer Modelle für die Analyse von Schadensfällen zweckmäßig sein.

Die Prognose der zukünftigen Entwicklung der Schadstofffahne

- ist grundsätzlich auch als Voraussetzung für sachgerechte Entscheidungen über Art und Umfang weiterer Maßnahmen (Beobachtung, Sanierung, Nutzungsbeschränkung) erforderlich und
- sollte im Sinne einer Kontrolle der Wirksamkeit und Wirkung von Maßnahmen begleitend zu Sanierungen und Beobachtungsmaßnahmen fortgeführt und laufend mit der tatsächlich eintretenden zeitlichen Entwicklung der Verunreinigungen verglichen werden.

## 4.2 Qualitative und quantitative Charakterisierung

### 4.2.1 Charakterisierung der zukünftigen Entwicklung des Schadstoffeintrages

#### **Beschreibung der Schadstoffquelle**

Als Grundlage für eine qualitative Charakterisierung und Prognose der zukünftigen Schadstoffausbreitung im Grundwasser ist anhand des Konzeptiven Standortmodells die Schadstoffverteilung am Schadensherd zu beschreiben. Um eine Abschätzung zur zukünftigen Entwicklung der Mobilisierung und des Eintrages von Schadstoffen in das Grundwasser treffen zu können, sind folgende Aspekte relevant und nachvollziehbar zusammenzufassen:

- Eigenschaften und Verhalten der relevanten Schadstoffe (siehe Anhang 3)
- Alter, Größe, Intensität und räumliche Verteilung der Verunreinigungen im Schadensherd
- Rückhaltevermögen des Untergrundes anhand der geologischen und hydrogeologischen Standortverhältnisse (siehe Anhang 2)

#### **Auswirkungen von Nutzungsänderungen**

Bei historisch kontaminierten Standorten ist im Allgemeinen davon auszugehen, dass die maßgeblichen Schadensereignisse und der Eintrag von Schadstoffen in den Untergrund bereits vor längerer Zeit (z. B. vor zumindest mehr als 35 Jahren) stattgefunden haben. Unter diesem Gesichtspunkt und auch aufgrund der Erfahrungen bei Erkundungsprojekten ist es generell unwahrscheinlich, dass im Bereich des Schadensherdes noch eine zur Vergrößerung des kontaminierten Untergrundbereiches beitragende signifikante vertikale oder laterale Ausbreitung von Schadstoffphasen oder hoch belasteten Sickerwässern stattfindet. In vielen Fällen ist davon auszugehen, dass die Schadstoffflüsse in Richtung Grundwasser relativ konstant sind (Gleichgewicht). Der Abbau von organischen Schadstoffen im Untergrund ist im Allgemeinen in hoch belasteten Bereichen stark limitiert, gleichzeitig ist auch eine deutliche Reduktion der Mobilisierung im Schadensherd unwahrscheinlich. Erwartbare zukünftige Nutzungsänderungen (z. B. Entsiegelung belasteter Bereiche, Versickerung von Kühlwässern) können auch bei alten Kontaminationen zu einer Zunahme der Mobilisierbarkeit und Veränderungen der Schadstoffquelle führen und sind bei einer Prognose zu berücksichtigen.

### 4.2.2 Charakterisierung der Prozesse entlang der Schadstofffahne

Als Grundlagen für eine qualitative Charakterisierung und Prognose der zukünftigen Schadstoffausbreitung im Grundwasser sind aufbauend auf das Konzeptive Standortmodell alle in Kapitel 3 genannten Daten und Erkenntnisse heranzuziehen. Für die Abschätzung werden diese Untersuchungsergebnisse mit hydro(geo)logischen, biologischen und physikalisch-chemischen Prozessvorstellungen verknüpft und zu einer Hypothese der Stoffausbreitung zusammengefasst.

**Änderungen der Einflussfaktoren** Bezüglich der zukünftigen Schadstoffausbreitung sind die Faktoren daraufhin zu überprüfen, ob bei ihnen zeitliche Veränderungen auftreten können bzw. zu erwarten sind. Solche Änderungen können etwa bei der Quellstärke (Veränderung des mobilisierbaren Schadstoffanteils: Erhöhung z. B. durch Versauerung von Böden, Verminderung z. B. durch Erschöpfung der Quelle oder Dekontaminations- bzw. Sicherungsmaßnahmen), bei der Oberflächenbeschaffenheit (z. B. verstärkter oder verminderter Eintrag von Niederschlag durch Ver- oder Entsiegelung) oder bei Änderungen in der Grundwassernutzung (z. B. Änderung der Strömungsverhältnisse durch Betrieb oder Abschaltung von Brunnen, Versickerung von Kühlwässern) auftreten. Sind Veränderungen einzelner Faktoren zu erwarten, sind folgende Aspekte zu berücksichtigen:

- voraussichtliche Veränderung der räumlichen Lage der Schadstofffahne
- voraussichtliche Entwicklung der festgestellten Schadstoffkonzentrationen und Konzentrationsverteilungen in der Schadstofffahne
- gegebenenfalls Bildung neuer Reaktions- und Abbauprodukte

**Beschreibung der Schadstofffahne** Die Schadstofffahne und ihr Verlauf sind aufgrund allgemeiner Kenntnisse zu den hydrologischen, geologischen und hydrogeologischen Standortverhältnissen sowie der vorhandenen Erkundungsergebnisse in Bezug auf folgende Gesichtspunkte zu beschreiben:

- hydrogeologische Kenngrößen (z. B. Abstandsgeschwindigkeit, hydraulische Durchlässigkeit bzw. Transmissivität, wiederkehrende Änderungen der Fließrichtung bei Verlagerung des Grundwasserstandes aufgrund von Grundwasserentnahmen oder Infiltrationen)
- hydrogeochemisches Milieu im Grundwasser (Sauerstoffverhältnisse, pH-Wert, Vorhandensein potenzieller Sauerstoffdonatoren)
- chemisch-physikalische Eigenschaften des Untergrundes (z. B. Adsorptions-, Desorptions- oder Filtrationseigenschaften)

Liegen bereits Daten aus früheren, eventuell auch wiederholten Grundwasseruntersuchungen vor, so sind diese für die Prognose der zukünftigen Schadstoffausbreitung heranzuziehen (siehe Abschnitt 4.2.4).

Bei Grundwasserleitern geringer Permeabilität (z. B. sandiger Aquifer, tertiäre Sedimente) ist im Allgemeinen eine stärkere Verzögerung (Retardation) der Ausbreitung von gelösten Schadstoffen zu erwarten, sodass sich auch die Einstellung des Gleichgewichts zwischen der Nachlieferung von Schadstoffen am Schadensherd und Verdünnungs-, Rückhalte- sowie Abbauprozessen entlang der Schadstofffahne deutlich verzögern kann.

### 4.2.3 Erfahrungen zur Fahnenentwicklung bei häufigen Schadensarten

In Zusammenhang mit den unterschiedlichen Schadenstypen (siehe Anhang 3) sind in Bezug auf eine mögliche mittel- bis langfristige Verringerung oder Erhöhung der Mobilisierung und des Eintrages von Schadstoffen insbesondere folgende Punkte zu prüfen:

**Verringerung** Eine mögliche mittel- bis langfristige Verringerung der Mobilisierung von Schadstoffen kann im Allgemeinen dann angenommen werden, wenn

- bei kommunalen Altablagerungen der Abbau der organischen Substanz so weit fortgeschritten ist, dass bereits aktuell eine Verringerung der Sickerwasserbelastungen gegeben ist, die sich mittel- bis langfristig zumindest in geringem Ausmaß fortsetzen wird,
- sich bei Mineralölschäden der residual verunreinigte Bereich auf die wasserungesättigte Bodenzone beschränkt,
- bei Metallschäden eine Veränderung der geochemischen Bedingungen (pH-Wert und Redox-Potenzial) im Bereich des Schadensherdes zu erwarten ist, die zu einer Immobilisierung der relevanten Metalle über Komplexbildung oder Fällung führt,
- sich bei CKW- oder Teerölschäden die Belastung im Schadensherd weitgehend auf adsorbierte Schadstoffe beschränkt, fein verteilte freie Phasen („blobs“) von untergeordneter Bedeutung und auch keine relevanten freien Phasen („pools“) ausgebildet sind.

**Erhöhung** Eine mögliche mittel- bis langfristige Erhöhung der Mobilisierung von Schadstoffen kann im Allgemeinen dann angenommen werden, wenn

- es bei kommunalen Altablagerungen durch Änderungen an der Oberflächenabdeckung zu einer Erhöhung des Eintrages von Niederschlagswasser und zu einer Intensivierung von Abbauvorgängen und damit zu erhöhten Sickerwasserbelastungen kommen kann,
- bei Metallschäden eine Veränderung der geochemischen Bedingungen (pH-Wert und Redox-Potenzial) im Bereich des Schadensherdes zu erwarten ist, aufgrund derer die Stabilität bestehender Bindungsformen angegriffen wird,
- bei Mineralöl-, CKW- oder Teerölschäden eine fortgesetzte Ausbreitung der freien Phasen („pools“) in der wasserungesättigten Bodenzone, am Grundwasser oder am Grundwasserstauer) wahrscheinlich ist, z. B. durch Veränderung der Temperaturverhältnisse und damit der Änderung der Fließigenschaften, sodass eine weitere vertikale Verlagerung oder laterale Ausbreitung der Phase begünstigt wird.

Unabhängig vom Schadenstyp ist in allen Fällen zu prüfen, ob es z. B. durch Nutzungsänderungen zu einer Änderung der Oberflächenbeschaffenheit im Bereich des Schadensherdes (z. B. Ver- oder Entsiegelung) bzw. der Oberflächenabdeckung im Falle von Altablagerungen und auf diese Weise mittel- bis langfristig zu einer Erhöhung oder Verringerung der Mobilisierung von Schadstoffen kommen kann.

#### 4.2.4 Überprüfung anhand kurzer oder unvollständiger Beobachtungsreihen

Ergänzend zu den in Abschnitt 4.2.1 und 4.2.2 beschriebenen theoretischen Überlegungen bezüglich Schadstoffeintrag und Ausbreitung der Schadstofffahnen können Daten aus früheren, eventuell auch wiederholten Grundwasseruntersuchungen für die Prognose der zukünftigen Schadstoffausbreitung herangezogen werden. Im Wesentlichen sind folgende Daten maßgeblich:

- Konzentrationsentwicklung der relevanten Schadstoffe in den Messstellen
- Analysen von relevanten Metaboliten
- allgemeiner Grundwasserchemismus: pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Temperatur, Massenkonzentrationen, Sauerstoff, Nitrat/Nitrit/Ammonium, Sulfat und andere Schwefelspezies, Eisen, Mangan, gelöstes Kohlendioxid, organische Substanz (Summenparameter wie DOC oder CSB)

##### **Beobachtungsreihen zur Beurteilung**

Im Normalfall sind für die Beurteilung der Entwicklung der Schadstofffahne lange Beobachtungsreihen notwendig (siehe Anhang 6). In Einzelfällen können auch kürzere Beobachtungsreihen für eine Beurteilung ausreichend sein, insbesondere, wenn folgende Bedingungen erfüllt werden:

- Es zeichnet sich ein eindeutiger und sehr klarer Trend in der Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen und -frachten ab.
- Die (hydrologischen) Rahmenbedingungen sind über den gesamten Betrachtungszeitraum unverändert geblieben. Sollten die Veränderungen in den Schadstoffkonzentrationen und -frachten während des Betrachtungszeitraumes eindeutig auf geänderte Rahmenbedingungen zurückzuführen sein, so sind die Art und das Ausmaß der Veränderungen hinsichtlich ihrer Plausibilität im Sinne des Abschnittes 4.2.2 zu prüfen.

#### 4.3 Zusammenfassende Beurteilung der Entwicklung einer Schadstofffahne

Die Entwicklung von Schadstofffahnen ist zusammenfassend dahingehend zu beurteilen, ob sich die Schadstofffahne mittel- bis langfristig

- weiter ausbreiten wird (d. h. die Schadstoffnachlieferung aus dem Schadensherd übersteigt das Verdünnungs-, Schadstoffrückhalte- und Abbauvermögen des Standortes),
- stationär verhalten wird (d. h. die Schadstoffnachlieferung steht im Gleichgewicht mit dem Verdünnungs-, Rückhalte- und Abbauvermögen des Standortes) oder
- signifikant verringert wird (d. h. die Schadstoffnachlieferung ist geringer als das Verdünnungs-, Rückhalte- und Abbauvermögen des Standortes).

Im Allgemeinen ist die Entwicklung der Schadstofffahne anhand langjähriger Beobachtungsreihen zu beurteilen. Eine Heranziehung unvollständiger oder kurzer Beobachtungsreihen analog Abschnitt 4.2.4 sollte auf Ausnahmefälle mit sehr deutlichen Trends beschränkt bleiben. Die Anwendung mathematischer Modelle kann als unterstützende Maßnahme zur Überprüfung von Prognosen zweckmäßig sein, eine nur auf mathematischen Modellen beruhende Prognose ist zu vermeiden.

## 5 ABLAUF UND KRITERIEN ZUR KONKRETISIERUNG VON MAßNAHMENZIELEN

### 5.1 Maßnahmenziele – Beschreibung des zukünftigen Umweltzustandes

#### **Randbedingungen für Maßnahmenziele**

Als Grundlage zur Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten wurde das „Leitbild Altlastenmanagement“ erarbeitet (BMLFUW, 2009). Zentraler Bestandteil des Leitbildes ist, dass Beurteilungen standort- und nutzungsspezifisch erfolgen und Maßnahmen verstärkt auf Nachhaltigkeit ausgerichtet werden sollen. Entsprechend der ALSAG-Novelle 2024 (BGBl. I Nr. 30/2024) ist die standort- und nutzungsspezifische Ableitung von Maßnahmenzielen grundsätzlich in § 23 Abs. 1 mit dem Verweis auf die Risikoabschätzung verankert, in der die Standort- und Nutzungsverhältnisse berücksichtigt sind:

*„Die Beschreibung des durch die Altlastenmaßnahmen zu erreichenden Umweltzustandes hat durch Festlegung von Maßnahmenzielen zu erfolgen. Als Grundlage für die Festlegung der Maßnahmenziele ist die Risikoabschätzung heranzuziehen.“* (BGBl. I Nr. 30/2024)

Im Folgenden wird nicht auf Fälle eingegangen, in denen nach Durchführung einer Risikoabschätzung Beobachtungsmaßnahmen ausreichend sind, sondern auf die Sanierung von kontaminierten Standorten mit Priorität 1 oder 2, bei denen Maßnahmen zur Verringerung einer Grundwasserverunreinigung notwendig sind.

#### **qualitative Zielvorgaben**

Grundsätzlich soll bei der Sanierung einer Grundwasserverunreinigung eine gute Beschaffenheit der Grundwasserqualität wiederhergestellt werden. Ist dieses generelle Ziel nur mit unverhältnismäßigem Aufwand zu erreichen, können Restbelastungen in jenem Ausmaß toleriert werden, bei dem Funktionen des Bodens und von Gewässern im Naturhaushalt langfristig gewährleistet werden. In diesem Zusammenhang sind „Maßnahmenziele“ bei kontaminierten Standorten im Allgemeinen Beschreibungen des zukünftigen Umweltzustandes am Standort und in der Umgebung, die folgendes umfassen:

- Relevante Schadstoffe, Ausmaß der Reduktion des Schadstoffpotenzials am Standort und verbleibende Kontaminationen des Untergrundes
- Ausmaß der Verminderung der Schadstoffausbreitung und der tolerierbaren Verunreinigungen von Gewässern (insbesondere Grundwasser), Boden und Luft
- Möglichkeiten und Einschränkungen der Nutzung am Standort

#### **quantitative Zielvorgaben**

Um die standort- und nutzungsspezifische Planung und Durchführung von Maßnahmen zu ermöglichen, ist auch wesentlich, dass hierarchisch strukturiert zwischen „Maßnahmenzielen“ und „Zielwerten“ unterschieden wird. Als übergeordnete Zielvorgaben entsprechen „Maßnahmenziele“ dabei einer verbalen Beschreibung (abstrakt und „qualitativ“) des gewünschten Umweltzustandes für einen kontaminierten Standort und seine Umgebung. Daraus abgeleitet sind in

weiterer Folge „Zielwerte“ als quantitative und damit „messbare“ Zielvorgaben zu konkretisieren.

Analog wie bei der Beschreibung und Beurteilung von Verunreinigungen des Grundwassers (siehe Kapitel 2 und 3) müssen dabei quantitative Zielvorgaben nicht auf „konzentrationsbezogene“ Kriterien für Schadstoffe beschränkt werden, sondern können einzelfallspezifisch auch auf Schadstofffrachten, geometrische Kriterien (z. B. der Schadstofffahne) und Kriterien zur Beschreibung der zukünftigen Entwicklung berücksichtigen.

## 5.2 Planung von Sanierungsmaßnahmen

### **Auswahl geeigneter Maßnahmen und Ziele**

Die Definition von Maßnahmenzielen unter standort- und nutzungsbezogenen Gesichtspunkten und die Auswahl von Maßnahmen sind korrespondierende Aufgaben, die in einem abgestuften Prozess zu lösen sind. Einen Überblick zu den notwendigen Schritten bei der Planung und Durchführung von Sanierungsmaßnahmen an kontaminierten Standorten gibt das Ablaufschema in Abbildung 5.

Bei der Vorauswahl von Maßnahmenzielen sind einzelfallspezifisch folgende Gesichtspunkte zu berücksichtigen:

- Eigenschaften des Untergrundes
- Eigenschaften der relevanten Schadstoffe
- räumliche Verteilung der Kontaminationen am Schadensherd
- räumliche Verteilung der Verunreinigungen des Grundwassers
- Bedeutung des Grundwassers als natürliche Ressource und Nutzungen.

Bei der Vorauswahl von Sanierungsverfahren ist die Eignung von Verfahren und zweckmäßigen Kombinationen zu prüfen, ob das vorläufige Maßnahmenziel kurz- bis mittelfristig (5–20 Jahre) erreicht werden kann<sup>2</sup>. Bestätigt die Variantenstudie, dass die „vorläufigen“ Maßnahmenziele am konkreten Standort erreicht werden können, erfolgt nach Auswahl einer Variante im Zuge der Erstellung des Sanierungsprojektes die Definition der Maßnahmenziele sowie eine Konkretisierung durch Sanierungszielwerte<sup>3</sup>.

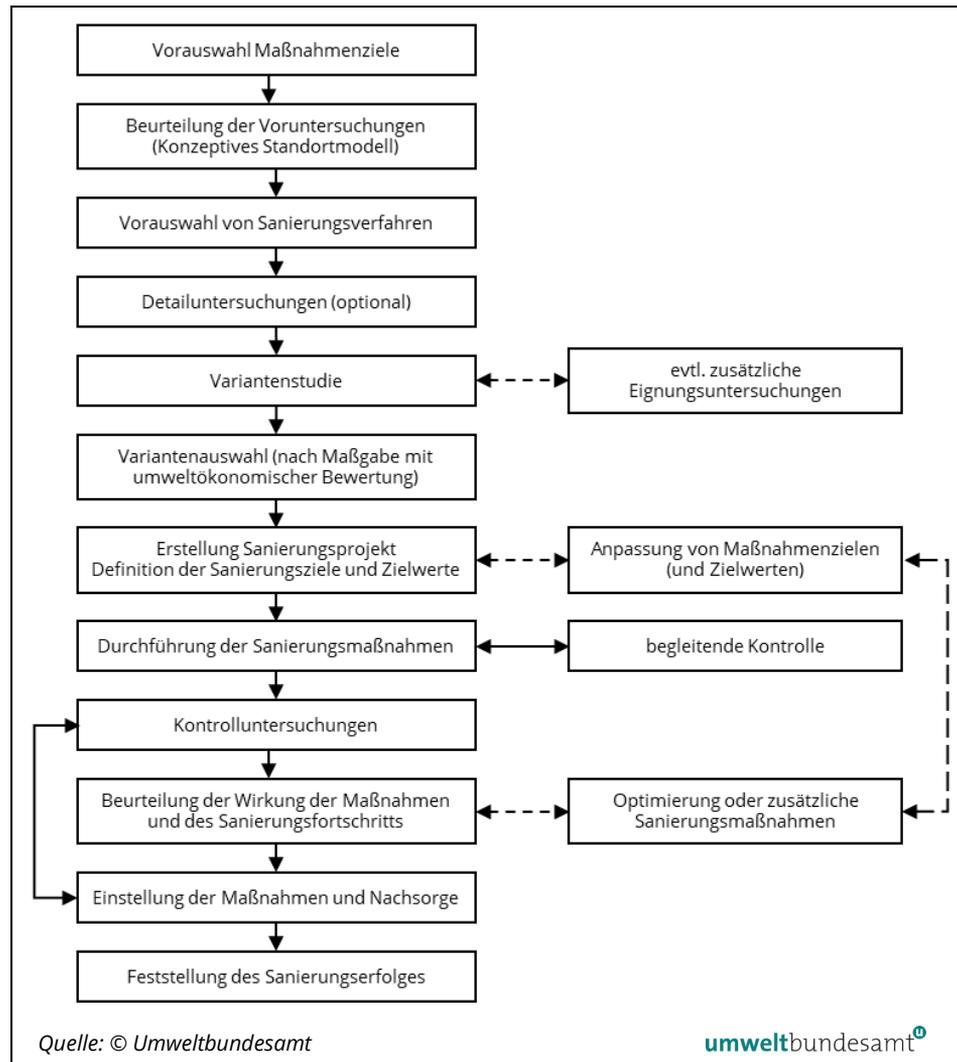
---

<sup>2</sup> Aufbauend auf dem Leitbild Altlastenmanagement wäre generell anzustreben, dass Maßnahmen möglichst rasch bzw. jedenfalls innerhalb einer Generation (20 Jahre) abgeschlossen werden können. Langfristig wirksam und nachhaltig zu sanieren sollte heißen, dass sanierte Standorte spätestens nach zwei Generationen ohne weitere Maßnahmen der Nachwelt überlassen werden können.

<sup>3</sup> Neben standortspezifischen Sanierungszielwerten sind auch Reinigungsanforderungen für alle bei der Sanierung anfallenden Massenströme festzulegen. Reinigungsanforderungen sind nicht standortspezifisch festzulegen, sondern an geltenden rechtlichen Bestimmungen (z. B. Grenzwerte zur Ableitung von Abwässern) sowie am Stand der Technik auszurichten.

Zeigt sich im Zuge der Variantenstudie, dass keine geeigneten Sanierungsverfahren verfügbar sind, um das Maßnahmenziel der Vorauswahl zu erreichen, müssen Möglichkeiten zur Anpassung der Maßnahmenziele geprüft werden. Voraussetzung für die konkrete Umsetzung einer Sanierungsmaßnahme ist, dass Maßnahmen erforderlich<sup>4</sup>, geeignet (technisch realisierbar), effektiv (ökologisch zweckmäßig) und angemessen<sup>5</sup> sind.

Abbildung 5:  
Ablaufschema einer  
Sanierung.



<sup>4</sup> „Erforderlich“ ist an der Notwendigkeit zur Erhaltung natürlicher Ressourcen sowie dem Schutz von Nutzungen des Grundwassers ausgerichtet, nicht an ökonomischen, raumplanerischen bzw. Nachnutzungsinteressen an einem kontaminierten Standort.

<sup>5</sup> „Angemessen“ ist nicht mit „wirtschaftlich vertretbar“ oder „zumutbar“ gleichzusetzen.

### 5.3 Festlegung von Maßnahmenzielen und Zielwerten

#### ***guter Umweltzustand***

Um auch langfristig Voraussetzungen für eine nachhaltige Bewirtschaftung und die Erhaltung von Grundwasser als Ressource zur Trinkwasserversorgung zu gewährleisten, ist grundsätzlich die Wiederherstellung einer guten Beschaffenheit (Qualität) des Grundwassers und damit eine dauerhafte Beseitigung von Verunreinigungen des Grundwassers anzustreben.

Dementsprechend sollten Maßnahmen an kontaminierten Standorten im Allgemeinen kurz- bis mittelfristig (d. h. innerhalb eines überschaubaren Planungszeitraumes) einen guten Umweltzustand wiederherstellen, sodass eine uneingeschränkte Nutzung des Standortes möglich ist und Böden sowie Gewässer in der Umgebung als natürliche Ressourcen umfassend geschützt werden. Bei Verunreinigungen des Grundwassers durch einen kontaminierten Standort ist dabei das generelle Maßnahmenziel bezogen auf die Grundwasserqualität daher wie folgt zu beschreiben:

- Die Wiederherstellung eines Zustandes, bei dem eine Mobilisierung und der Eintrag von Schadstoffen in das Grundwasser vermindert ist und keine (mehr als geringfügige) Verunreinigung des Grundwassers verursacht wird.

Konkrete Vorgaben zur Festlegung von Zielwerten sind den „Entscheidungshilfen zur Novelle des Altlastensanierungsgesetzes 2024“ (Umweltbundesamt, 2025) zu entnehmen.

#### ***Abweichungen von Zielwerten***

Entsprechend der ALSAG-Novelle 2024 sind Abweichungen von den grundsätzlich anzustrebenden Zielwerten zulässig, sofern diese im konkreten Einzelfall begründbar sind (BGBl. II Nr. 358/2024, § 23 Abs. 3). Als begründbare Fälle können diejenigen gelten, bei denen das Erreichen des anzustrebenden Zielwerts mit angemessenem Aufwand nicht möglich ist. In diesen Fällen ist ein angepasster Zielwert abzuleiten, bei dessen Anwendung jedenfalls sichergestellt sein muss, dass nach Abschluss der Maßnahmen keine erheblichen Risiken für Mensch oder Umwelt verbleiben. Dies ist im Einzelfall zu überprüfen. Die Vorgangsweise zur Prüfung eines angemessenen Aufwandes sowie zur Festlegung angepasster Zielwerte ist ebenfalls den „Entscheidungshilfen zur Novelle des Altlastensanierungsgesetzes 2024“ (Umweltbundesamt, 2025) zu entnehmen.

### 5.4 Auswahl von geeigneten Sanierungsverfahren und -varianten

Die Planung von Maßnahmen umfasst als wesentliche Schritte die Zusammenfassung und Beurteilung der Voruntersuchungen (Erstellung eines „Konzeptiven Standortmodells“), die Vorauswahl möglicher Sanierungsverfahren sowie die Variantenstudie. Darüber hinaus ist zu prüfen, ob und welche Detailuntersu-

chungen zur Verminderung von Unsicherheiten des „Konzeptiven Standortmodells“ notwendig sind oder ob gegebenenfalls auch Vorversuche zur Überprüfung der Eignung oder zur Optimierung von Sanierungsverfahren bezogen auf die konkreten Standortverhältnisse zweckmäßig sein können.

**standortspezifische  
Eignung**

Wichtigstes Kriterium für die Vorauswahl von Sanierungsverfahren ist die technische Eignung für eine standortspezifische Anwendung. Bei der Variantenstudie erfolgt eine Grobplanung für die einzelnen Sanierungsverfahren und zweckmäßigen Verfahrenskombinationen. Varianten, die geeignet sind, das vorläufige Maßnahmenziel in einem klar definierten Zeitraum zu erreichen, werden in Hinblick auf ihre konkrete Ausführung beschrieben. Darauf aufbauend erfolgen eine Kostenschätzung sowie die Beurteilung von Aufwand (Kosten) und Nutzen (Wirksamkeit) anhand eines umweltökonomischen Bewertungsinstrumentes. Für grundsätzlich mögliche, aber standortbezogen als nicht geeignet eingestufte Sanierungsverfahren ist eine kurze Begründung in der Variantenstudie zu beschreiben.

**Anpassungen aufgrund  
der Variantenstudie**

Im Rahmen von Variantenstudien können sich aufgrund von Untersuchungen, Vorversuchen oder der Planungsarbeiten neue Informationen in Bezug auf die Standortverhältnisse, die Verteilung von Kontaminationen oder die Anwendung von Sanierungsverfahren ergeben. In diesem Fall ist eine Ergänzung und Anpassung des Konzeptiven Standortmodells notwendig. Damit in Zusammenhang kann sich im Einzelfall auch ergeben, dass keine geeigneten Sanierungsverfahren oder keine wirksamen Varianten zur Verfügung stehen, die eine Einhaltung der ursprünglich geplanten Maßnahmenziele mit angemessenen Mitteln möglich machen. In diesem Fall sind die Maßnahmenziele zu überprüfen und anzupassen.

## 5.5 Charakterisierung und Prognose zur Wirkung von Maßnahmen

**Beschreibung der  
Wirkung**

Im Zuge der Erstellung des Sanierungsprojektes sind die jeweils geplanten Maßnahmen in Hinsicht auf ihre Wirkung zu beschreiben. Generell sollte dabei eine Zuordnung erfolgen,

- durch welche Maßnahmen vorwiegend eine Dekontamination (z. B. pneumatische In-situ-Maßnahmen in der wasserungesättigten Bodenzone; Absenkung des Grundwasserspiegels im Schadenszentrum und Phasenextraktion) oder vorwiegend eine Sicherung (z. B. hydraulische Maßnahmen im Abstrom von Schadensherden) erzielt wird, sowie
- welche Wirkungen in Kombination einzelner Maßnahmen (z. B. Bodenluftabsaugung in einem Bereich mit Absenkung des Grundwasserspiegels; zeitliche Abfolge von Bodenluftabsaugung und Bioventing) und
- welche Wirkungen durch die Kombination aller Maßnahmen eintreten.

Die Wirkungen sind dabei sowohl für die Schadstoffquelle als auch die Schadstofffahne verbal sowie durch Prinzipskizzen darzustellen.

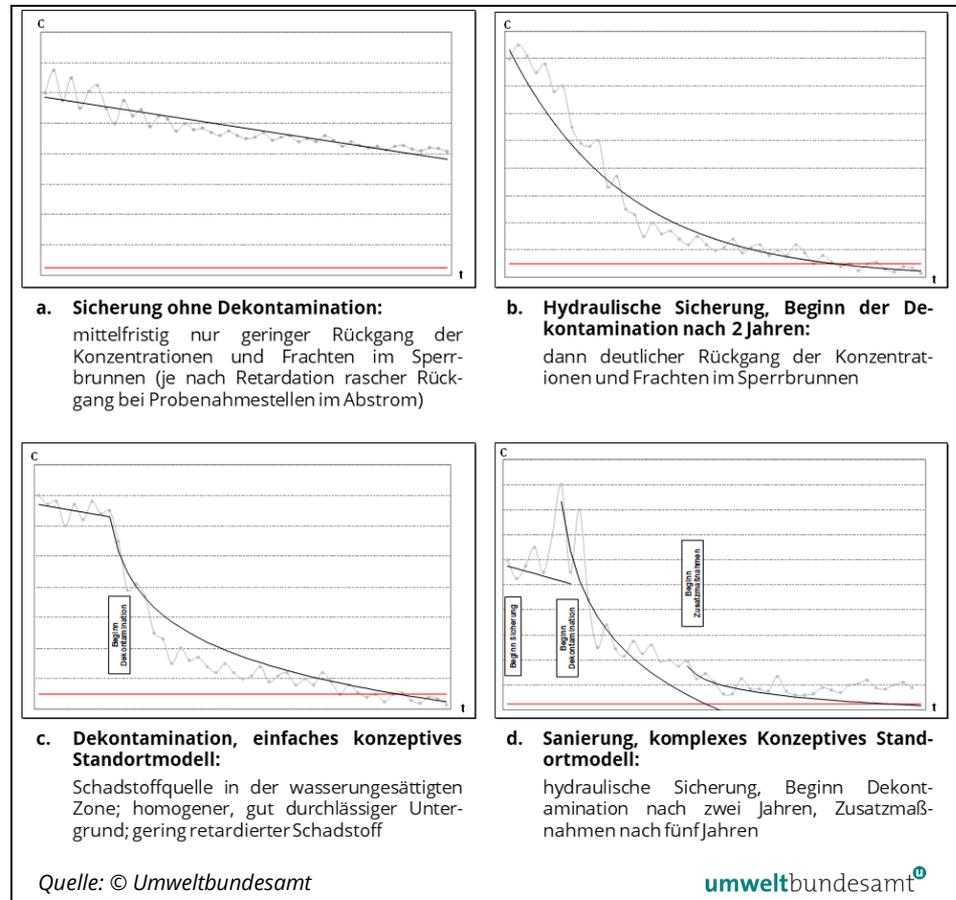
Aufgrund dieser allgemeinen Charakterisierung der Wirkung der Maßnahmen ist zu prüfen, welche der mit dem Sanierungsprojekt definierten Sanierungszielwerte bei der Prognose der Wirkung zu berücksichtigen sind.

***Prognose der  
Schadstoffkonzentrationen und -frachten***

Neben Prognosen zur Entwicklung der Konzentrationen der standortspezifisch relevanten Schadstoffe sowie der Schadstofffrachten im Grundwasser sollten dabei im Regelfall auch allgemeine hydrochemische Parameter berücksichtigt werden. Konzentrations- und frachtbezogene Kriterien (relevante Schadstoffe, allgemeine hydrochemische Parameter) sind in weiterer Folge durch entsprechende Kurven zur zeitlichen Entwicklung der Schadstoffgehalte und -frachten (Ausgangszustand, zeitliche Entwicklung, Zielzustand) im Grundwasser (siehe Abbildung 6) darzustellen. Die Prognosen sollten konkreten Probenahmestellen zugeordnet sein und nach Möglichkeit unterschiedliche Bereiche der weiteren Grundwasserbeweissicherung (z. B. Schadensherd, Sperrbrunnen im Abstrom, Beobachtungsmessstellen im Abstrom des Sperrbrunnens) beinhalten. Die Auswahl der Parameter sowie der Probenahmestellen, für die Prognosen erstellt werden, ist nachvollziehbar zu begründen. Darüber hinaus sollten im Regelfall auch Prognosen zur Entwicklung der Schadstofffrachten erstellt werden. Diese sind entweder auf entsprechende hydraulische Maßnahmen zu beziehen oder bei kurzfristig wirksamen Maßnahmen zur Dekontamination, die ohne begleitende hydraulische Maßnahmen zur Sicherung betrieben werden, auf einen Querschnitt im unmittelbaren Grundwasserabstrom des konkreten kontaminierten Standortes anzuwenden.

Beispiele für Prognosen der Wirkung von Maßnahmen sind in Abbildung 6 dargestellt.

Abbildung 6:  
Modellhafte Prognosen  
der zeitlichen Entwicklung  
von Schadstoffkonzentrationen.



**Prognose bei komplexen Verhältnissen**

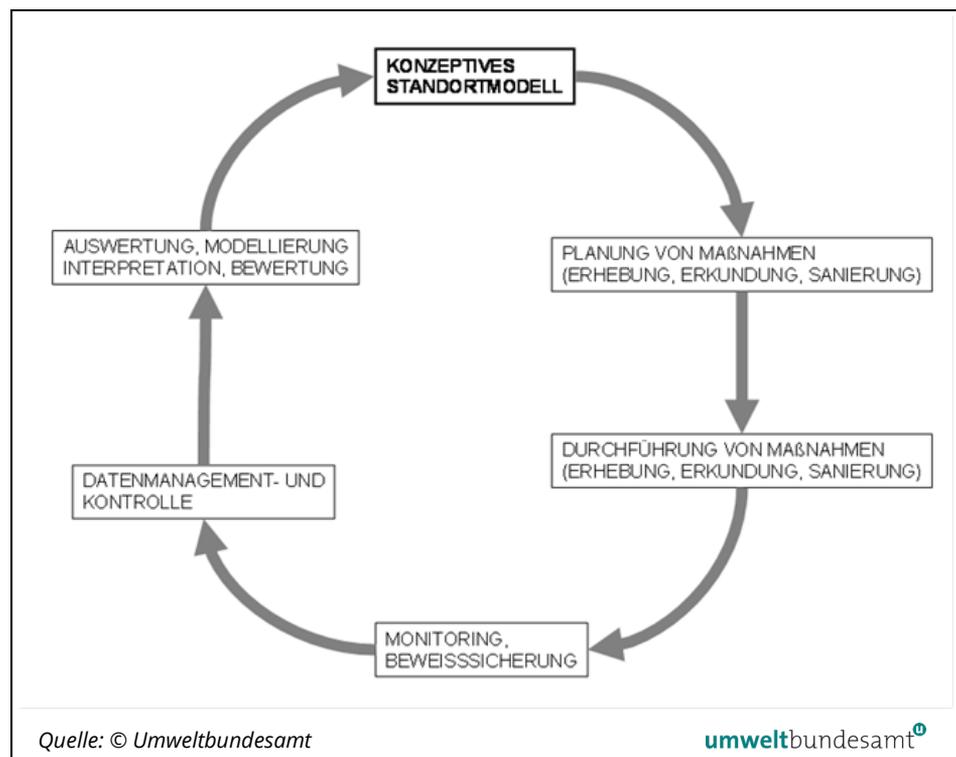
Bei kontaminierten Standorten, die durch ein sehr komplexes „Konzeptives Standortmodell“ (z. B. Bebauung, tiefreichende Kontamination oder tiefreichender Schadensherd mit Phase an der Grundwasseroberfläche und/oder dem Grundwasserstauer, schwierige Standortverhältnisse: gering durchlässige Sande, Schluffe, heterogener Untergrundaufbau) charakterisiert sind, ist eine quantitative Prognose vor Beginn der Maßnahmen sehr unsicher. In Abhängigkeit der Komplexität eines Standortes ist bei Projekterstellung nur eine qualitative Prognose möglich bzw. zweckmäßig. Eine qualitative Prognose sollte in diesem Fall nach spätestens zwei Jahren anhand der Auswertung der Ergebnisse der Kontrolluntersuchungen durch eine quantitative Prognose ergänzt werden (siehe Abbildung 6d).

## 6 ÜBERPRÜFUNG DER WIRKSAMKEIT VON SANIERUNGSMAßNAHMEN

### **Anpassung von Maßnahmen**

Die Erkundung und Sanierung an kontaminierten Standorten ist ein integrierter Prozess, der auf einem fortschreitenden Wissenszuwachs aufbaut und bei dem „Lern- und Anpassungszyklen“ zur kontinuierlichen Ergänzung des Konzeptiven Standortmodells (siehe Abbildung 7) auch einer der Lösungsansätze für eine regelmäßige Optimierung von Maßnahmen sein sollten. Um Wirksamkeit und Nachhaltigkeit bei Sanierungsmaßnahmen zu erreichen, sind eine laufende Kontrolle und Beurteilung des Sanierungsfortschrittes von zentraler Bedeutung dafür, dass der Abschluss von Maßnahmen und die Feststellung des Sanierungserfolges im geplanten Projektzeitraum gewährleistet werden können.

Abbildung 7:  
Management kontaminierter Standorte – Prozess der Erkundung, Beurteilung und Sanierung.



### **Effektivität und Effizienz**

Zu unterscheiden ist dabei zwischen der Wirksamkeit (Effektivität) und dem Wirkungsgrad (Effizienz) von Sanierungsmaßnahmen. Während die Wirksamkeit ein Maß für die Zielerreichung ist, welches ein erreichtes Resultat (z. B. erzielte Verringerung der Schadstofffracht) mit definierten (Sanierungs-)Zielwerten vergleicht, stellt der Wirkungsgrad ein Maß für die Relation zwischen Aufwand und Nutzen dar. Während der Gesichtspunkt der Wirksamkeit für die Feststellung des Sanierungserfolges von zentraler Bedeutung ist, stellt der Wirkungsgrad von Sanierungsmaßnahmen eine zusätzliche wichtige Größe bei der Kontrolle und Beurteilung des Sanierungsfortschrittes dar.

## 6.1 Kontrolle und Beurteilung des Sanierungsfortschritts

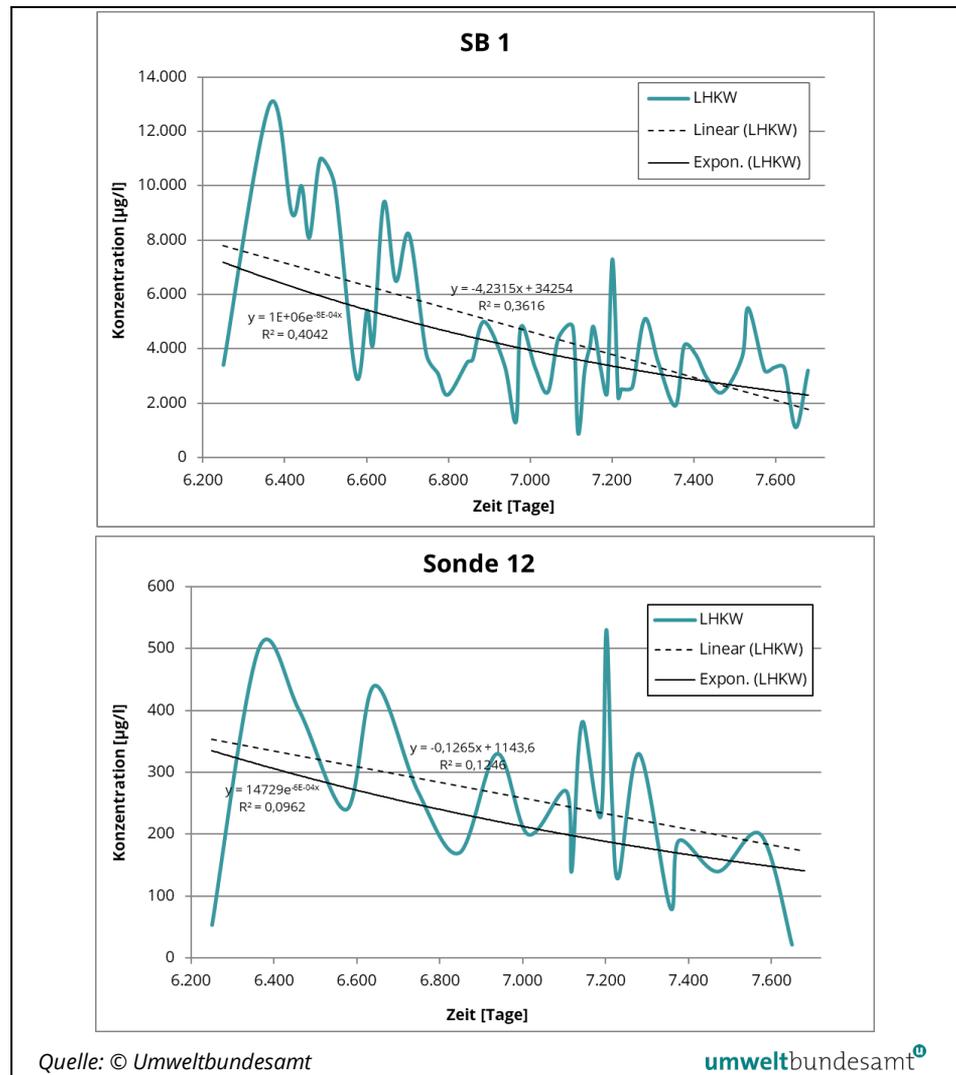
### Überprüfung des Sanierungsfortschritts

Bei der Durchführung von Sanierungsmaßnahmen sollten Sanierungsfortschritt und Sanierungserfolg sowie Möglichkeiten zur Anpassung und Optimierung regelmäßig geprüft werden („Maßnahmenaudit“). Die zeitliche Staffelung der Kontrolle und Beurteilung des Sanierungsfortschritts sollte in Abhängigkeit der gesamten Dauer der Sanierungsmaßnahmen sowie der zeitlichen Abfolge spezifischer Teilmaßnahmen definiert werden (siehe Kapitel 5.5). Dabei ist es meist zweckmäßig, die Abfolge der Überprüfung zu Beginn einer Sanierungsmaßnahme enger zu staffeln, sodass Erfahrungen aus der Umsetzung rasch für mögliche Optimierungen genutzt werden, während mit dem fortschreitenden und kontinuierlichen Betrieb von Sanierungsmaßnahmen die Zeiträume üblicherweise erstreckt werden können (z. B. Sanierungszeitraum fünf Jahre: Überprüfungen nach drei, sechs und zwölf Monaten, danach jährlich).

### Beurteilung des Sanierungsfortschritts

Die Beurteilung des Fortschrittes erfolgt aufgrund des Verlaufes der Sanierung, des Ist-Standes und von zukünftigen Entwicklungen, die mittels Gradienten- und Trendbetrachtungen prognostiziert werden können (siehe Abbildung 8).

Abbildung 8:  
Typische Kurven zur zeitlichen Entwicklung von Schadstoffgehalten (Beispiel CKW-Schadensfall: SB1 Sanierungsbrunnen im Schadenszentrum, Sonde 12 nahe Grundwasserabstrom).



**Bewertung der Wirkung** Um die erzielte Wirkung zu beschreiben und zu quantifizieren, können grundsätzlich alle Kriterien herangezogen werden, die für die Beschreibung der Schadstofffahne sowie zur Definition von Maßnahmenzielen und Sanierungszielwerten berücksichtigt wurden (z. B. erzielte Reduktion der Schadstofffracht sowie der maximalen Schadstoffkonzentration). Im einfachsten Fall der Kontrolle und Beurteilung des Sanierungsfortschrittes über die zeitliche Entwicklung der Schadstoffgehalte können dabei anhand der Ausgangsgrößen folgende Betrachtungen herangezogen werden (siehe Beispiele in Anhang 7):

- Schadstoffgehalte im Grundwasser am kontaminierten Standort (im Schadenszentrum) und im nahen Abstrom
- vor Beginn der Maßnahmen
- Ergebnisse der Beweissicherung im Zuge der Durchführung der Sanierungsmaßnahmen bis zum Zeitpunkt des aktuellen Maßnahmenaudits
- Sanierungszielwerte
- Wirksamkeit: Vergleich gemessener Schadstoffgehalte mit prognostizierten Gehalten zu einem bestimmten Zeitpunkt nach Beginn der Sanierungsmaßnahmen
- Wirkungsgrad: Rückgang der Schadstoffgehalte in einer bestimmten Sanierungsperiode (z. B. halbjährlich oder jährlich)
- Veränderung des Wirkungsgrades: Vergleich des Rückganges der Schadstoffgehalte in der jeweils letzten Sanierungsperiode mit dem Rückgang in der ersten Sanierungsperiode
- Wahrscheinlichkeit der Einhaltung des geplanten Sanierungszeitraums

**Abweichungen von der prognostizierten Entwicklung** Sowohl aufgrund komplexer Standortverhältnisse, einer heterogenen Schadstoffverteilung als auch aufgrund wiederkehrender oder einmaliger hydrologischer Ereignisse oder in Zusammenhang mit wechselnden hydrogeochemischen Verhältnissen können alle Prozesse, die maßgeblich für die Ausbreitung von Schadstoffen an einem konkreten Standort sind, weitgehenden Veränderungen unterliegen. Dementsprechend ist es im Allgemeinen wenig wahrscheinlich, dass insbesondere bei Beginn von Sanierungsmaßnahmen eine gute Übereinstimmung zwischen der tatsächlichen zeitlichen Entwicklung der Schadstoffgehalte im Grundwasser und der prognostizierten Entwicklung gegeben ist.

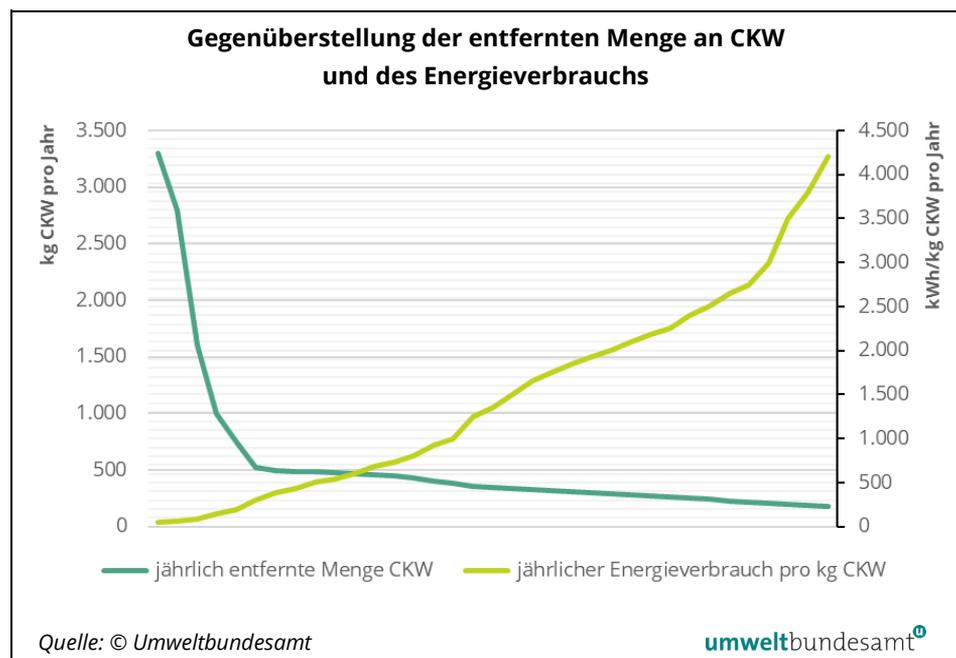
Sollten sich jedoch über einen längeren Zeitraum und bei mehreren Überprüfungen deutliche Abweichungen ergeben, die es unwahrscheinlich erscheinen lassen, dass im vorgesehenen Zeitraum eine wirksame Sanierung durchgeführt werden kann, ist zu prüfen, ob eine Optimierung der laufenden Maßnahmen oder auch ergänzende Maßnahmen möglich und zweckmäßig sind (siehe auch Kapitel 6.3).

## 6.2 Kontrolle des Wirkungsgrades

### **Verhältnis von Aufwand und Nutzen**

Der Wirkungsgrad (Effizienz) von Maßnahmen lässt sich sowohl in Bezug auf spezifische Sanierungszeiträume als auch im Verhältnis zum Aufwand darstellen. Der Aufwand kann dabei über geeignete, einfach quantifizierbare Kriterien (z. B. Betriebskosten, Energieaufwand) dargestellt werden, sodass zusätzlich zu Kriterien zur Kontrolle des Sanierungsfortschrittes auch Kriterien zur Beschreibung des Wirkungsgrades der Maßnahmen (z. B. spezifischer Energieaufwand; siehe Abbildung 9) abgeleitet werden können. Anhand dieser Kriterien kann die zeitliche Entwicklung des Verhältnisses von Aufwand und Nutzen dargestellt werden.

Abbildung 9:  
Beispiel für die Entwicklung des spezifischen Energieaufwands pro Kilogramm Schadstoff.



## 6.3 Kontrolle der Wirksamkeit

Anhand des erzielten Sanierungsfortschritts und aufgrund des Wirkungsgrads können Prognosen zur Wirksamkeit der Sanierungsmaßnahmen im verbleibenden Sanierungszeitraum sowie zur weiteren Entwicklung der Effizienz bei Fortführung erfolgen. Ergibt sich bei der Prognose der weiteren Entwicklung, dass eine Erreichung der Sanierungszielwerte langfristig im vorgesehenen Zeitraum unwahrscheinlich ist, sollten als Szenarien

- i. die Möglichkeiten zur Anpassung und Optimierung der Sanierungsmaßnahmen,
- ii. die Einhaltung des generellen Maßnahmenzieles sowie

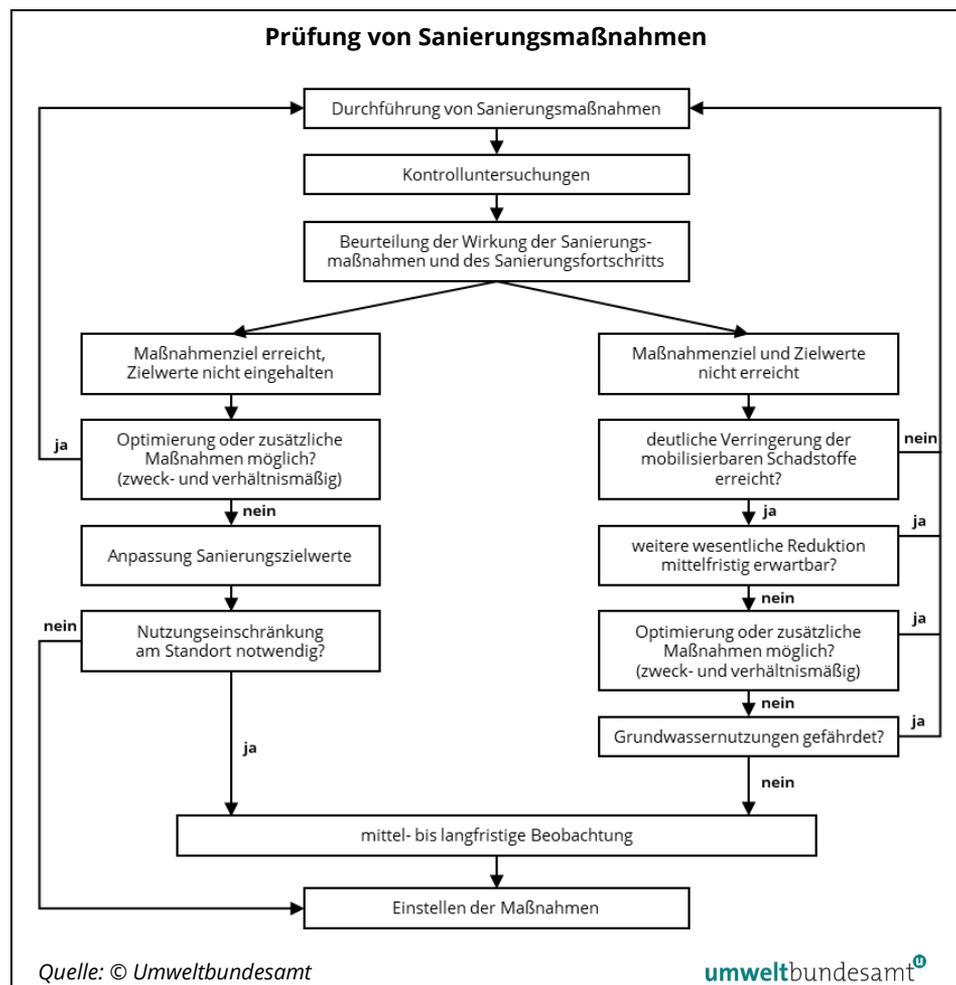
- iii. die Notwendigkeit, Zweckmäßigkeit und Verhältnismäßigkeit der Fortführung von Sanierungsmaßnahmen

überprüft werden (siehe Kapitel 6.4).

## 6.4 Einstellung von Sanierungsmaßnahmen

Ergibt sich bei der Kontrolle und Beurteilung des Sanierungsfortschrittes, dass eine Einhaltung der Maßnahmenziele und Sanierungszielwerte im geplanten Zeitraum oder auch bei Anpassung des Zeitraumes auf ein bis zwei Generationen nicht möglich ist, dann müssen Möglichkeiten zur Einstellung der Sanierungsmaßnahmen geprüft werden.

Abbildung 10:  
Prüfung der Zweckmäßigkeit der Fortführung oder Einstellung von Sanierungsmaßnahmen.



### Sanierungsziel erreicht

Werden die Sanierungszielwerte nicht eingehalten, das allgemeine Sanierungsziel jedoch erreicht, so ist zu prüfen, ob die Eignung der technischen Maßnahmen überschätzt oder welche standortbezogenen Faktoren unterschätzt wurden. Standortspezifisch ist in weiterer Folge zu prüfen, ob sich bei Anpassung

der Sanierungszielwerte und Einstellung der Sanierungsmaßnahmen weitergehende Nutzungseinschränkungen ergeben. Ist das nicht der Fall, so kann das Maßnahmenziel als erreicht angesehen werden und es ist ein ausreichender Erfolg der Sanierungsmaßnahmen gegeben.

**Sanierungsziel nicht erreicht**

Wurden weder die Sanierungszielwerte noch das generelle Maßnahmenziel erreicht, so sind für eine mögliche Einstellung von Sanierungsmaßnahmen als Aspekte abzuwägen, ob

- I. eine deutliche Verringerung der mobilisierten Schadstoffe (insbesondere Konzentrationen und Frachten; mögliche Benchmarks: 95, 90 oder 80 %) oder der räumlichen Ausdehnung der Schadstofffahne erreicht wurde,
- II. im vorgesehenen oder auch verlängerten Sanierungszeitraum keine weitere wesentliche Reduktion zu erwarten ist,
- III. keine weiteren Möglichkeiten zur Anpassung und Optimierung der Maßnahmen zur Verfügung stehen und
- IV. eine Gefährdung von Nutzungen auch langfristig ausgeschlossen werden kann.

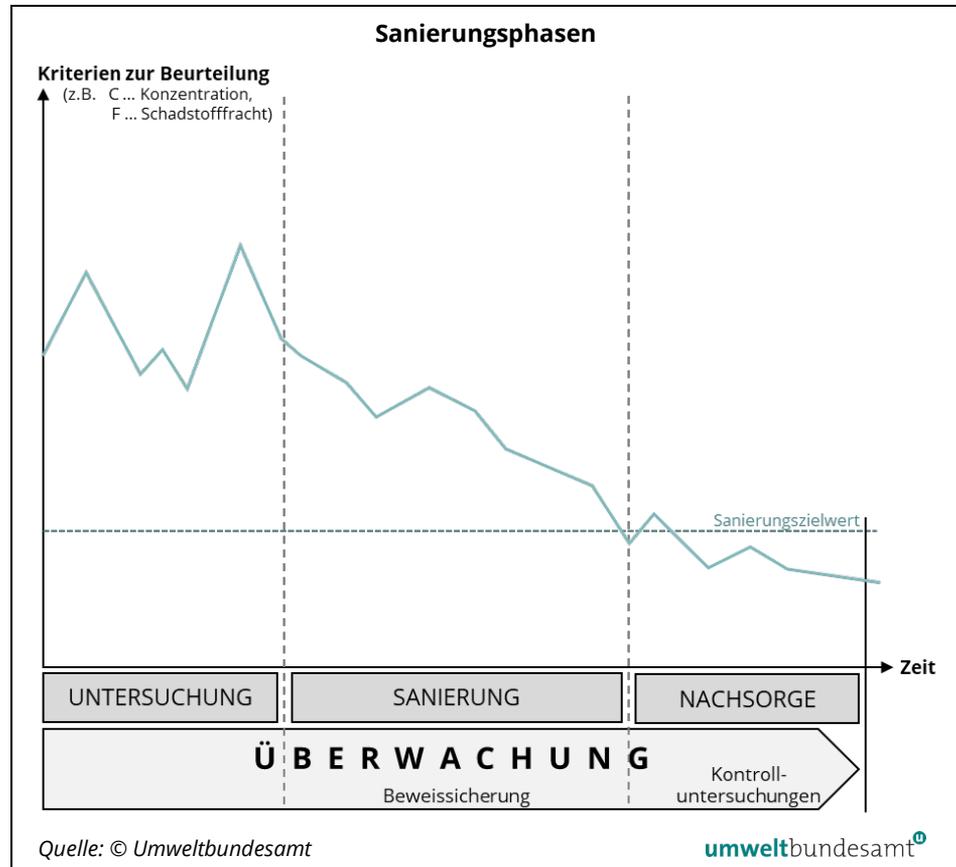
Bei Einstellung der Sanierungsmaßnahmen ist festzulegen, ob und welche langfristigen Beobachtungsmaßnahmen sowie Nutzungseinschränkungen notwendig sind.

## 6.5 Nachsorge und Beobachtung

Die Nachsorge schließt an die Durchführung von Sanierungsmaßnahmen an. Grundsätzlich können zwei unterschiedliche Nachsorgeszenarios unterschieden werden:

- Nach Abschluss von Dekontaminationsmaßnahmen ist nach Erreichen der Sanierungsziele und der Sanierungszielwerte durch abschließende Kontrolluntersuchungen nachzuweisen, dass die Sanierungszielwerte eingehalten werden und die Maßnahmenziele dauerhaft erreicht sind.
- Nach Abschluss von Sicherungsmaßnahmen ist durch geeignete Maßnahmen zur Beobachtung (Kontrolluntersuchungen, Beweissicherungsmaßnahmen) nachzuweisen, dass die Ausbreitung von Schadstoffen unter Berücksichtigung der Standortverhältnisse im vorgesehenen Ausmaß begrenzt bleibt.

Abbildung 11:  
Entwicklung von Verunreinigungen des Grundwassers und Managementphasen bei kontaminierten Standorten (angepasst nach BAFU, 7. Juli 2021).



**Festlegung der Nachsorgemaßnahmen**

Die Nachsorgemaßnahmen sind in Abhängigkeit der Kontamination standort- und nutzungsspezifisch festzulegen. Dabei ist zumindest folgendes zu berücksichtigen:

- Art und Ausmaß der Kontamination
- Genauigkeit der Kenntnis der Kontamination
- Art der durchgeführten Sanierungsmaßnahmen
- Ausmaß der Restbelastungen
- Schadstoffausbreitungsmöglichkeiten und -geschwindigkeit am Standort
- Sensibilität der Nutzungsverhältnisse
- Nutzungseinschränkungen.

**Festlegung der Kontrolluntersuchungen**

Für die abschließenden Kontrolluntersuchungen ist ein Überwachungsprogramm zu erstellen, in dem zumindest folgendes festzulegen ist:

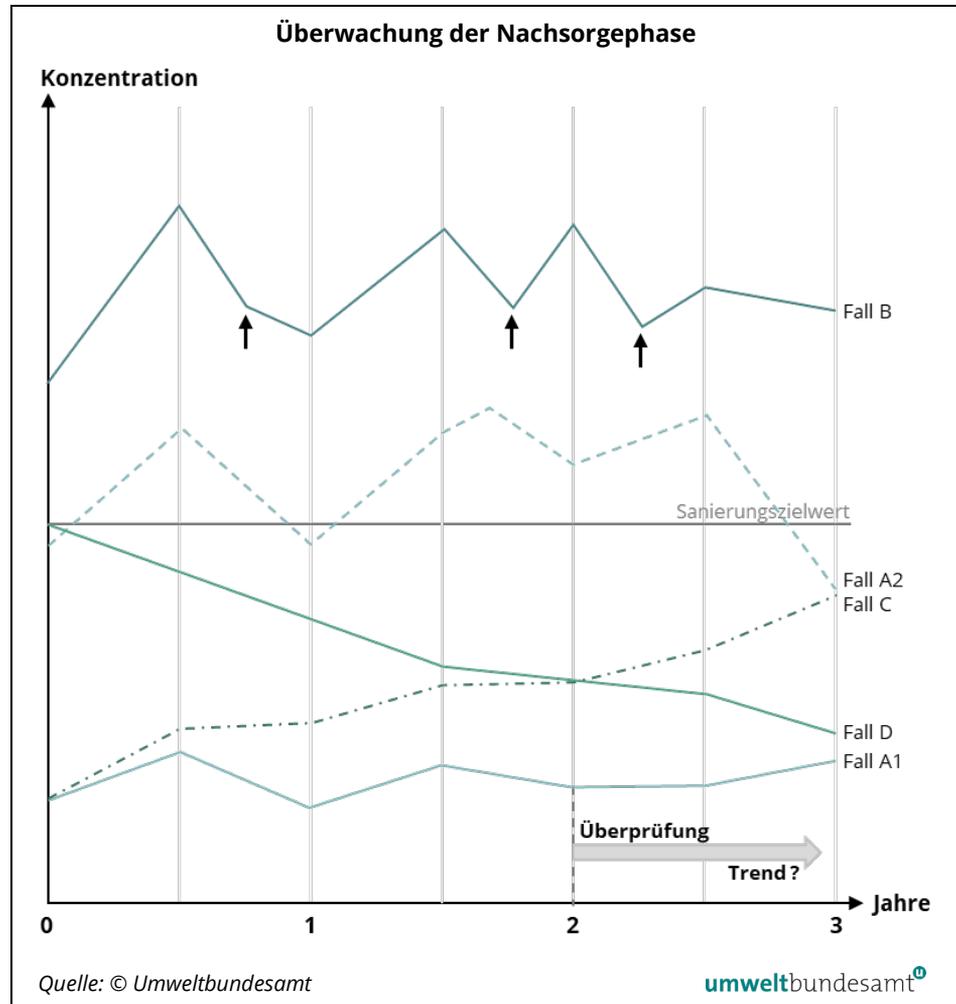
- Probenahmestellen
- Art der Probenahme
- Untersuchungsparameter
- Dauer der Beweissicherung (z. B. zwei Jahre)
- Intervalle der Kontrolluntersuchungen innerhalb des Beweissicherungszeitraums (z. B. drei Monate).

**Maßnahmenaudits** Bei der Durchführung von Sicherungsmaßnahmen sind in der Regel langfristige Nachsorgemaßnahmen über einen Zeitraum von mehr als 20 Jahren erforderlich. Im Rahmen von Maßnahmenaudits ist zu überprüfen, ob durch eine Optimierung und Ergänzung der Maßnahmen eine Verkürzung des Nachsorgezeitraums möglich und zweckmäßig ist.

**mögliche Konzentrationsverläufe nach einer Sanierung** In Abbildung 12 sind für eine abschließende Kontrolluntersuchung nach Einstellung von Sanierungsmaßnahmen (Dekontamination oder Sicherung) beispielhaft Konzentrationsverläufe dargestellt. In Bezug auf den möglichen Abschluss der Nachsorge kann folgendes festgestellt werden:

- **Fall A1 und D:** Der Sanierungszielwert wird auch nach Einstellung der Maßnahmen dauerhaft unterschritten. Die Kontrolluntersuchungen können eingestellt werden. Maßnahmen zur Nachsorge und allfällige Nutzungseinschränkungen sind standort- und nutzungsspezifisch zu definieren.
- **Fall A2:** Die Sanierungszielwerte werden nach Einstellung der Maßnahmen nur geringfügig überschritten. Die Kontrolluntersuchungen können eingestellt werden. Maßnahmen zur Nachsorge und allfällige Nutzungseinschränkungen sind standort- und nutzungsspezifisch zu definieren.
- **Fall B:** Die Sanierungsziele wurden erreicht. Es sind weiterhin deutliche Überschreitungen der Sanierungszielwerte, jedoch kein ansteigender Trend zu beobachten. In Abhängigkeit der standort- und nutzungsspezifischen Verhältnisse im Einzelfall ist zu prüfen, welche Maßnahmen zur Beobachtung und Nachsorge (siehe Kapitel 6.4) notwendig sind.
- **Fall C:** Die Sanierungsziele wurden erreicht und die Sanierungszielwerte deutlich unterschritten. Nach Einstellung der Maßnahmen ist jedoch ein anhaltender ansteigender Trend der Schadstoffgehalte im Grundwasser festzustellen. Es muss eine Prognose über die mittel- bis langfristige Entwicklung der Schadstoffausbreitung erstellt und die Notwendigkeit weiterer Sanierungsmaßnahmen überprüft werden.

Abbildung 12:  
Mögliche Konzentrationsverläufe nach der Einstellung von Sanierungsmaßnahmen (angepasst nach HLUG, 2005).



## 6.6 Feststellung der Wirksamkeit und Abschluss der Sanierungsmaßnahmen

### Beurteilung der Wirksamkeit

Ausgehend von den Ergebnissen der begleitenden Untersuchungen während der Sanierung und der Kontrolluntersuchungen nach Durchführung der Sanierungsmaßnahmen ist die Wirksamkeit der Sanierungsmaßnahmen zu beurteilen. Für diese Beurteilung sind zumindest folgende Unterlagen erforderlich:

- Beschreibung und Beurteilung der Kontamination vor der Sanierung
- Maßnahmenziele und Sanierungszielwerte
- Beschreibung der durchgeführten Sanierungsmaßnahmen
- Ergebnisse der begleitenden Untersuchungen während der Sanierung
- Ergebnisse der Kontrolluntersuchungen.

Eine Sanierungsmaßnahme ist jedenfalls ausreichend wirksam, wenn die Sanierungszielwerte dauerhaft unterschritten und die Maßnahmenziele erreicht sind. Bei der Beurteilung der dauerhaften Unterschreitung von Sanierungszielwerten

ist auf eine ausreichende Dauer der nachgewiesenen Unterschreitung der Sanierungszielwerte und auf eine ausreichende Anzahl von Messterminen zu achten. Die Beurteilung muss auch eine Prognose der weiteren Entwicklung der Restbelastung im Grundwasser umfassen.

**ausreichende Wirksamkeit** Wurden die Sanierungszielwerte nicht dauerhaft unterschritten, die Maßnahmenziele jedoch erreicht, kann im Einzelfall eine ausreichende Wirksamkeit der Sanierungsmaßnahmen festgestellt werden (siehe Kapitel 6.4). In Abhängigkeit der Nutzungsverhältnisse ist dabei über die Notwendigkeit langfristiger Maßnahmen zur Nachsorge und Beobachtung zu entscheiden.

Ein Abschluss der Sanierungsmaßnahmen nach Feststellung der Wirksamkeit ist in der Regel nur bei Dekontaminationsmaßnahmen möglich. Sicherungsmaßnahmen bedingen üblicherweise eine längerfristige Nachsorge und Beobachtung.

**Dokumentation** Zur Nachvollziehbarkeit der durchgeführten Sanierungsmaßnahmen und Beurteilungen ist mit dem Abschluss der Sanierungsmaßnahmen eine entsprechende Dokumentation der durchgeführten Sanierungsmaßnahmen, Untersuchungen und Beurteilungen zweckmäßig. Dabei sind auch in Abhängigkeit der Sanierungsmethode die entsprechenden Kennzahlen für Sanierungsmaßnahmen zu ermitteln, wie z. B. entfernte Gesamtschadstoffmenge, Energieverbrauch, Energieverbrauch pro Kilogramm entfernte Schadstoffmenge etc.

## 7 VERZEICHNISSE

### 7.1 Verwendete Quellen

ALTLASTENFORUM BADEN-WÜRTTEMBERG E. V., 2013.

Grundwasserabstromerkundung mittels Immissionspumpversuchen. Aktualisierung, Stand der Technik, Planung, Implementierung, Anwendungsstrategien. September 2013. Stuttgart: Schweizerbart. Schriftenreihe Altlastenforum Baden-Württemberg e. V. Flächenrecycling, Boden- und Grundwasserschutz. Heft 16. ISBN 978-3-510-39016-8.

BAFU - Bundesamt für Umwelt, 7. Juli 2021. Überwachung und Nachsorge. Die Überwachung und Nachsorge als zentrale Elemente der Altlastenbearbeitung. Verfügbar unter:

<https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/altlasten/altlastenbearbeitung/ueberwachung-und-nachsorge.html>

BMLFUW, 2007. Altlastensanierung in Österreich, Effekte und Ausblicke -

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Kommunalkredit Public Consulting GmbH; Umweltbundesamt. Wien. Verfügbar unter:

[https://www.altlasten.gv.at/dam/jcr:53c7ee93-567e-4f1f-9197-80d4da1cccb0/ALSA\\_Druckversion\\_171007.pdf](https://www.altlasten.gv.at/dam/jcr:53c7ee93-567e-4f1f-9197-80d4da1cccb0/ALSA_Druckversion_171007.pdf)

BMLFUW, 2009. Leitbild Altlastenmanagement. Sechs Leitsätze zur Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien. Verfügbar unter:

<https://www.altlasten.gv.at/Service/Publikationen.html>

BUWAL, 2003. Altlasten Gefährdungsabschätzung. Probenahme von Grundwasser bei belasteten Standorten - Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft. Bern. VU-3413-D. Verfügbar unter:

<https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/altlasten/recht/vollzugshilfen-altlasten.html.html>

DGFZ, 2008. KORA-Synopse "Systemanalyse, Modellierung und Prognose der Wirkungen natürlicher Schadstoffminderungsprozesse - eine rezente Synopse" (KORA-TV7 "Modellierung, Prognose") - Gemeinsame Mitteilung des Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. und seiner Partner. Dresden. Heft 05/2008. ISSN 1611-5627.

DÖBERL, G. - TU Wien, Institut für Wassergüte und Wasserwirtschaft, 2004.

Evaluierung von Modellen zur Bestimmung des langfristigen Verhaltens von Hausmülldeponien. Wissensdefizite und neue Ansätze. Wien.

EIKMANN, T., U. HEINRICH, B. HEINZOW und R. KONIETZKA, 1999.

Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen. Ergänzbare Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung. Berlin: Erich Schmidt Verlag. Band 1, Stand 2019. ISBN 3503050833.

- FÖRSTNER, U., M. KERSTEN und R. WIENBERG, 1989. Geochemical processes in landfills. The Landfill - Reactor and Final Storage, 39-81. The Landfill - Reactor and Final Storage. doi:10.1007/BFb0011258
- GRATHWOHL, P., 2006. Langzeitverhalten organischer Schadstoffe in Boden und Grundwasser. Grundwasser 11 (3), 157-163. Grundwasser 11 (3). doi:10.1007/s00767-006-0141-z
- GROSSER, H., 2007. Trends und Kennzahlen - Statistisches Amt der Landeshauptstadt München. Münchner Statistik. 1. Quartalsheft, Jahrgang 2007.
- HLUG - Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 2005. Arbeitshilfen zur Überwachung und Nachsorge von altlastverdächtigen Flächen und Altlasten. Wiesbaden. Handbuch Altlasten. Band 8, Teil 2. ISBN 3-89026-810-2.
- KERNDORFF, H., R. SCHLEYER und H.H. DIETER, 1993. Bewertung der Grundwassergefährdung von Altablagerungen. Standardisierte Methoden und Maßstäbe. Berlin. WaBoLu-Heft 1/1993.
- LAWA - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, 2017. Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. Aktualisierte und überarbeitete Fassung 2016. Stuttgart. Verfügbar unter: <https://www.lawa.de/Publikationen-363-Grundwasser.html>
- LUA NRW - Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, 2003. Vollzugshilfe zur Gefährdungsabschätzung "Boden-Grundwasser". Essen. Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz. Band 17. ISBN 1432-3575. Verfügbar unter: [https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuvpubl/0\\_lua/malbo17\\_web.pdf](https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuvpubl/0_lua/malbo17_web.pdf)
- LUBW - Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, 1995. Hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren. Karlsruhe. Materialien zur Altlastenbearbeitung. 16. Verfügbar unter: <https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/35783>
- LUBW - Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, 1998. Kompendium Stoffdatenblätter. Zusammenstellung spezifischer Kenndaten zu altlastentypischen Substanzen. Karlsruhe. Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung. 14. Verfügbar unter: <https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/85862>
- LÜHR, H., G. SCHULZ-TERFLOTH, F. BALZEREIT und I. WEGENER, 1995. Stoffgefährlichkeit r0 für die vergleichende Gefährdungsabschätzung von Altstandortverdachtsflächen. Berlin: Erich Schmidt. IWS-Schriftenreihe. 20. ISBN 3503038000.
- MANSFELDT, T., 2003. Mobilität und Mobilisierbarkeit von eisenkomplexierten Cyaniden. Untersuchungen in Kokereiböden und Gichtgasschlämmen - Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen. Essen. Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz. Band 16.

- ÖNORM S 2088-1, 2018. Kontaminierte Standorte. Teil 1: Standortbezogene Beurteilung von Verunreinigungen des Grundwassers bei Altstandorten und Altablagerungen - Austrian Standards International. Wien.
- ÖNORM S 2092, 2008. Altlasten. Grundwasser-Probenahme - Austrian Standards International. Wien.
- RAI, D., L.E. EARY und J.M. ZACHARA, 1989. Environmental chemistry of chromium. Science of The Total Environment, 15-23. ISSN 0048-9697. doi:10.1016/0048-9697(89)90189-7
- SCHWARZ, R. - Lehrstuhl für Angewandte Geologie, 2002. Grundwassergefährdungsabschätzungen durch Emissions- und Immissionsmessungen an Deponien und Altlasten: Universität Tübingen. Verfügbar unter: <https://publikationen.uni-tuebingen.de/xmlui/handle/10900/48379>
- SEEGER, K.-J. - Hessische Landesanstalt für Umwelt, 1994. Statistische Untersuchungen zur Beurteilung der Grundwasserbeeinflussung durch Altablagerungen. Wiesbaden. Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz. ISBN 389026185X.
- TEUTSCH, G., T. PTAK, R. SCHWARZ und T. HOLDER, 2000. Ein neues integrales Verfahren zur Quantifizierung der Grundwasserimmission. Teil I: Beschreibung der Grundlagen. Grundwasser (4), 170-175. Grundwasser (4). doi:10.1007/s767-000-8368-7
- UBA - Umweltbundesamt, 1993. Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten. Berlin: ESV Verlag. Berichte des Umweltbundesamtes, Band 04/93.
- UBA - Umweltbundesamt, 2003. Erfassung und Bewertung von Grundwasserkontaminationen durch punktuelle Schadstoffquellen. Konkretisierung von Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Berlin: Umweltbundesamt. Forschungsbericht 202 23 219. Texte 28/03.
- UMWELTBUNDESAMT, 2011. Arbeitshilfe zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen an kontaminierten Standorten. Endbericht zum Arbeitspaket 5 des Projektes "Altlastenmanagement 2010" (Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten). Wien. Reports. REP-0300. ISBN 978-3-99004-102-4. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0300.pdf>
- UMWELTBUNDESAMT, 2016. Quicksan Erkundungs- und Monitoringtechnologien. Quicksan über erfolgversprechende Verfahren zur Erkundung von kontaminierten Standorten. Wien. Reports. REP-0570. ISBN 978-3-99004-383-7. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0570.pdf>
- UMWELTBUNDESAMT, 2025. Entscheidungshilfen zur Novelle des Altlastensanierungsgesetzes 2024. Vorgangsweisen und Kriterien. Wien. Reports. REP-1004. ISBN 978-3-99004-851-1.

WABELLS, G.D. und G. TEUTSCH - Universität Tübingen, 2008. Leitfaden Natürliche Schadstoffminderungsprozesse bei mineralölkontaminierten Standorten. KORA-Themenverbund 1: Raffinerien, Tanklager, Kraftstoffe/Mineralöl, MTBE.: Zentrum für Angewandte Geowissenschaften (ZAG). ISBN 3-89746-093-9. Verfügbar unter: <http://www.natural-attenuation.de/download.html>

WERNER, P., P. BÖRKE und N. HÜSERS - TU Dresden, 2008. Leitfaden Natürliche Schadstoffminderung bei Teerölaltlasten, im BMBF Förderschwerpunkt KORA. Gaswerke, Kokereien, Teerverarbeitung, (Holz-)Imprägnierung. Schriftenreihe des Instituts für Abfallwirtschaft und Altlasten. 58. ISBN 978-3-934253.

WILSON, R.D., S.F. THORNTON, A. HÜTTMANN, M. GUTIERREZ-NERI und H. SLENDERS, 2005. CoronaScreen: Process-based Models for Natural Attenuation Assessment. Guidance for the application of NA assessment screening models - CORONA, European Commission. EVK1-CT-2001-00087. Verfügbar unter: <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=663f63199bfb8e7e59190ab0130e44c6d985cb42>

## Rechtsvorschriften

BGBl. I Nr. 30/2024. Bundesgesetz vom 7. Juni 1989 zur Finanzierung und Durchführung der Altlastensanierung. Altlastensanierungsgesetz, ALSAG. Verfügbar unter: <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=10010583>

BGBl. II Nr. 122/2024. Verordnung des Bundesministers für soziale Sicherheit und Generationen über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. Trinkwasserverordnung, TWV. Verfügbar unter: <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20001483>

BGBl. II Nr. 128/2019. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Überwachung des Zustandes von Gewässern. Gewässerzustandsüberwachungsverordnung, GZÜV. Verfügbar unter: <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20005172>

BGBl. II Nr. 248/2019. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über den guten chemischen Zustand des Grundwassers. Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser, QZV Chemie GW. Verfügbar unter: <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20006738>

BGBl. II Nr. 358/2024. Verordnung der Bundesministerin für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie über die Feststellung von Altlasten, die Risikoabschätzung und Zielwerte für Altlastenmaßnahmen. Altlastenbeurteilungsverordnung, ALBV. Verfügbar unter:  
<https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20012773>

## 7.2 Abkürzungen

### Chemische Parameter

BSB	Biochemischer Sauerstoffbedarf
BTEX	Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylole
CKW	Chlorierte Kohlenwasserstoffe
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff
LCKW	Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe
LHKW	Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
NSO-Aromaten	Heterozyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCE	Tetrachlorethen
PFAS	Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen
PFHxS	Perfluorhexansulfonsäure
PFOS	Perfluoroctansulfonsäure
TCE	Trichlorethen
VC	Vinylchlorid

### Institutionen

BAFU	Bundesamt für Umwelt (CH)
BMLFUW	Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (AT)
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft (CH)
DGFZ	Dresdner Grundwasserforschungszentrum (DE)
HLUG	Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (DE)
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (DE)
LUA NRW	Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (DE)
LUBW	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (DE)
UBA	Umweltbundesamt (DE)

## Rechtsvorschriften

ALBV	Altlastenbeurteilungsverordnung
ALSAG	Altlastensanierungsgesetz
QZV	Qualitätszielverordnung
TWV	Trinkwasserverordnung
WRG	Wasserrechtsgesetz

## 7.3 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Beispiel eines Altstandortes mit Mineralöl-Kontamination.....	7
Abbildung 2: Schadstoffquelle und -fahne (angepasst nach LUA NRW, 2003)....	9
Abbildung 3: Abgrenzung von Schadstofffahnen (angepasst nach LUA NRW, 2003).....	10
Abbildung 4: Überblick zu Kriterien zur Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen bei kontaminierten Standorten. ....	25
Abbildung 5: Ablaufschema einer Sanierung. ....	34
Abbildung 6: Modellhafte Prognosen der zeitlichen Entwicklung von Schadstoffkonzentrationen. ....	38
Abbildung 7: Management kontaminierter Standorte – Prozess der Erkundung, Beurteilung und Sanierung. ....	39
Abbildung 8: Typische Kurven zur zeitlichen Entwicklung von Schadstoffgehalten (Beispiel CKW-Schadensfall: SB1 Sanierungsbrunnen im Schadenszentrum, Sonde 12 nahe Grundwasserabstrom. ....	40
Abbildung 9: Beispiel für die Entwicklung des spezifischen Energieaufwands pro Kilogramm Schadstoff.....	42
Abbildung 10: Prüfung der Zweckmäßigkeit der Fortführung oder Einstellung von Sanierungsmaßnahmen.....	43
Abbildung 11: Entwicklung von Verunreinigungen des Grundwassers und Managementphasen bei kontaminierten Standorten (angepasst nach BAFU, 7. Juli 2021).....	45
Abbildung 12: Mögliche Konzentrationsverläufe nach der Einstellung von Sanierungsmaßnahmen (angepasst nach HLUg, 2005). ....	47
Abbildung 15: Mechanismen für die Bindung von Schwermetallen (nach LUBW, 1995).....	78

Abbildung 16: Mobilisierbarkeit ausgewählter (Schwer-)Metalle in Abhängigkeit von den pH- und Redox-Bedingungen (angepasst nach Förstner et al., 1989). .....	79
Abbildung 17: Fließ- und Lösungseigenschaften flüssiger Schadstoffphasen in Bezug zu Wasser (nach LUBW, 1995). .....	80
Abbildung 18: Abgrenzung von „Schadensherden“ bei Altablagerungen und Altstandorten (angepasst nach BUWAL, 2003) .....	83
Abbildung 19: Schematische Darstellung der Schadstoffausbreitung eines Mineralölschadens. ....	93
Abbildung 20: Verhalten von Teer im Untergrund.....	95
Abbildung 21: Konzeptives Standortmodell zu einer Ablagerung. ....	98
Abbildung 22: Grundtypen Konzentrationsganglinien bei Immissionspumpversuchen.....	108
Abbildung 23: Beispiel einer Zeitreihe mit gleitendem Durchschnitt.....	119
Abbildung 24: Beispiel einer Zeitreihe mit unterschiedlichen Trendlinien-Typen (linear, Potenz- und Logarithmusfunktion) und unterschiedlichen Betrachtungszeiträumen. ....	120
Abbildung 25: Beispiele für das Vorliegen und Nicht-Vorliegen von „signifikanten“ fallenden Trends in Zeitreihen.....	122
Abbildung 26: Beispiele für einseitig gleitende Durchschnitte (GD) unterschiedlicher Ordnung. ....	123
Abbildung 27: Beispiel der zeitlichen Entwicklung der Schadstoffgehalte im Grundwasser bei einem CKW-Schaden. ....	126

## 7.4 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Beispiel zur Frachtenklassifizierung anhand LHKW und Bor. ....	23
Tabelle 2: Hochrechnung der bis 2050 zu erwartenden Hauptschadensarten (angepasst nach BMLFUW, 2007).....	74
Tabelle 3: Beschreibung der „Stoffgefährlichkeit“ von wassergefährdenden Stoffen.....	75

Tabelle 4:	Dauer der Schadstofffreisetzung für relativ gut lösliche (BTEX, LCKW) und schwer lösliche (PAK) Schadstoffe in Jahren (nach Grathwohl, 2006, Wabbels und Teutsch, 2008). .....	86
Tabelle 5:	Beispiele für einseitig gleitende Durchschnitte unterschiedlicher Ordnung.....	124
Tabelle 6:	Beispiel einer Überprüfung des Sanierungsfortschrittes für einen CKW-Schaden – Wirksamkeit und Wirkungsgrad im Vergleich [Mikrogramm pro Liter]. .....	126

## ANHANG 1 GLOSSAR

*Beeinflussung des Grundwassers:* Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit, wobei die physikalischen, chemischen oder biologischen Parameter innerhalb allgemein tolerierbarer Werte liegen. Es sind weder Wirkungen auf Ökosysteme zu erwarten, noch wäre eine Nutzung des Grundwassers eingeschränkt.

*Erhebliche Grundwasserverunreinigung:* Eine erhebliche Grundwasserverunreinigung bzw. ein erhebliches Risiko durch eine Altablagerung oder einen Altstandort liegen unabhängig von den konkreten Standort- und Nutzungsverhältnissen jedenfalls dann vor, wenn im Grundwasser eine Schadstofffahne mit großer Schadstofffracht (mehr als fünfmal erhebliche Schadstofffracht) oder einer Längserstreckung von mehr als 100 Meter ausgebildet ist oder sich mittelfristig (im Zeitraum einer Generation bzw. innerhalb eines Zeitraumes von 20 Jahren) für längere Zeit (mehr als fünf Jahre) ausbilden kann.

*Erheblich kontaminierter Standort:* Altablagerung oder Altstandort mit erheblicher Kontamination des Untergrundes, sodass unabhängig von den Standortverhältnissen Verunreinigungen des Grundwassers oder Risiken für eine aktuelle Nutzung des Standortes und seiner Umgebung vorhanden sind oder angenommen werden können.

*Gefahr:* Situation, die bei einem ungehinderten Ablauf des Geschehens in absehbarer Zeit mit hinreichender Wahrscheinlichkeit zu einem Schaden (z. B. einer mehr als geringfügigen Verunreinigung des Grundwassers), also einer Verletzung eines schützenswerten Gutes, führt.

*Grundwasserbeschaffenheit:* Charakterisierung des Grundwassers anhand von chemischen, physikalischen und bakteriologischen Parametern aufgrund der Untersuchungsbefunde von Proben einer oder mehrerer Messstellen, die lokal für eine hydrochemische Beschreibung repräsentativ sind.

*Grundwasserverunreinigung:* mehr als geringfügige, anthropogene Veränderung der Beschaffenheit oder der Qualität des Grundwassers.

*Grundwasserzustand:* Charakterisierung eines Grundwasserkörpers aufgrund der Messergebnisse aller der Beobachtung nach Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV, BGBl. II Nr. 128/2019) beobachteten Messstellen sowie anhand der Kriterien der QZV Chemie Grundwasser (BGBl. II Nr. 248/2019).

*Kontamination, Verunreinigung:* Anthropogene Veränderung der natürlichen Zusammensetzung des Untergrundes oder von Bauwerken oder Baulichkeiten, des Wassers oder der Luft durch Materialien oder Stoffe, die mittelbar oder unmittelbar schädliche Auswirkungen auf den Menschen oder die Umwelt haben können und zu erhöhten Aufwendungen, Haftungen oder Risiken des Eigentümers oder Nutzers führen.

*Kontaminierter Standort:* Ablagerung oder Altstandort mit mehr als geringfügiger Verunreinigung des Untergrundes, sodass in Abhängigkeit der Standortverhältnisse Verunreinigungen des Grundwassers oder Risiken für die aktuelle Nutzung des Standortes und seiner Umgebung auftreten können.

*Konzeptives Standortmodell:* Zusammenfassende Beschreibung der Standortverhältnisse (z. B. betriebliche Anlagen, Untergrundverhältnisse, Schutzgüter und Nutzungen), des zu einem bestimmten Zeitpunkt bekannten Schadensbildes (z. B. Kontaminationsherde, Schadstofffahnen) sowie der Prozesse, Unsicherheiten und offenen Fragen, die bei einem konkreten kontaminierten Standort für eine Beurteilung der Schadstoffausbreitung und Risikoabschätzung wesentlich sind.

*Maßnahmenziel:* Verbale Beschreibung (abstrakt und „qualitativ“) des gewünschten Umweltzustandes für einen kontaminierten Standort und seine Umgebung.

*Risiko:* Beschreibung kurz- bis langfristiger Wirkungen in Bezug zur Eintrittswahrscheinlichkeit und Intensität.

*Sanierung:* Dekontamination oder Sicherung.

*Sanierungszielwerte:* Konkrete Festlegung von Kriterien, die für die Beobachtung der Wirkung von Maßnahmen, der Kontrolle des Sanierungsfortschrittes sowie zur Überprüfung und Feststellung des Sanierungserfolges maßgeblich sind. Bei Verunreinigungen des Grundwassers handelt es sich insbesondere um konzentrationsbezogene Kriterien (hydrochemische Parameter, relevante Schadstoffe oder Schadstoffgruppen) und tolerierbare Schadstofffrachten, die in Zusammenhang mit den konkreten Bedingungen an einem kontaminierten Standort erreicht bzw. dauerhaft unterschritten werden sollen.

*Schadensbild:* Beschreibung der räumlichen Verteilung der Schadstoffe in Boden, Untergrund und Grundwasser an einem kontaminierten Standort zu einem bestimmten Zeitpunkt. Diese Beschreibung umfasst im Allgemeinen eine Abgrenzung bestehender Kontaminationsherde und die Darstellung von Schadstofffahnen.

*Schadstofffahne:* Grundwasserverunreinigung, die durch eine Punktquelle, wie z. B. einen kontaminierten Standort, verursacht wird und unter der Voraussetzung, dass die Fließrichtung des Grundwassers jahreszeitlich nur wenig variiert und eine relativ schmale, aber in Strömungsrichtung weitreichende Ausbreitung der Schadstoffe darstellen kann.

## ANHANG 2 HYDROGEOLOGISCHE STANDORTTYPEN

Die geologischen und hydrogeologischen Verhältnisse in Österreich sind sehr vielfältig. Zur Unterstützung der Beurteilung der möglichen Schadstoffausbreitung werden vorläufig elf definierte Standortsituationen unterschieden. Ein ähnlicher Ansatz wurde bereits 1998 in Baden-Württemberg (15 Standorttypen) gewählt. Die Grundlage für die Beschreibung in Österreich war die Betrachtung geologischer und naturräumlicher Großräume sowie die bisher bei Erstabschätzungen im Rahmen der Vollziehung des Altlastensanierungsgesetzes (ALSAG, 1989) vorherrschenden, häufigen Standortsituationen.

Die im Weiteren jeweils für die unterschiedlichen Standorttypen angegebenen Standardannahmen für den „Eintrag“ und die „Ausbreitung“ von Schadstoffen im Grundwasser bei häufig auftretenden Schadenstypen sind als beispielhafte Angaben zu verstehen. Bei der Beurteilung konkreter Einzelfälle sind die jeweiligen örtlichen Verhältnisse (nachvollziehbare Zusammenfassung der bewertungsrelevanten Merkmale) in einem Konzeptiven Standortmodell nachvollziehbar zu beschreiben. Nach Möglichkeit und Zweckmäßigkeit ist eine Zuordnung zu einem Standorttyp zu treffen, aus der dann die Beurteilung der hydrogeologischen Standortverhältnisse und der möglichen Ausbreitung von Schadstoffen abgeleitet werden kann, oder eine Bewertung in Form von Analogieschlüssen durchzuführen und zu beschreiben.

### Standardannahmen für typische Schadensfälle:

- Mineralöl-Kontamination (Diesel, Benzine): über 5.000 Quadratmeter; Alter über 30 Jahre; Fahnenlänge bis 100 Meter; weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- CKW-Kontamination: über 500 Quadratmeter; Alter über 35 Jahre; Fahnenlänge bis 500 Meter; weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- Teeröl-Kontamination: über 5.000 Quadratmeter; Alter über 50 Jahre; Fahnenlänge bis 200 Meter; weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen
- (Schwer-)Metall-Kontamination (z. B. Blei, Zink, Cadmium, Quecksilber, Chrom): Hotspots über 10.000 Quadratmeter; keine Fahne im Grundwasser ausgebildet; bei Chrom-VI Fahnenlänge bis 100 Meter; weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- Kommunale Altablagerung: Hausmüllanteil über 50.000 Kubikmeter; Alter über 30 Jahre; Fahnenlänge bis 50 Meter; weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- PFAS-Kontamination: über 500 Quadratmeter; Alter über 20 Jahre; Fahnenlänge bis 500 Meter; weitere Ausbreitung der Fahne möglich<sup>6</sup>.

---

<sup>6</sup> Betreffend PFAS-Kontaminationen liegen aktuell noch wenige Erfahrungen vor, sodass die Angaben als grobe Richtwerte zu verstehen sind und keine Darstellung bei den einzelnen Standorttypen erfolgt.

## Allgemeine Kurzcharakterisierung der typischen Schadensfälle

- **Mineralöl-Kontamination (Diesel, Benzine)**
  - I. *Mögliche Indikatorparameter:* Sauerstoff, Nitrat (Zehrung im Abstrom)
  - II. *Relevante Schadstoffe und Parameter (in Abhängigkeit des jeweiligen Mineralölproduktes):* Benzol, Kohlenwasserstoff-Index, MTBE
  - III. Charakteristische Fahnenlängen bei Standardannahme (siehe oben) meist über 100 Meter, bei größeren Schäden aber bis zu 200 Meter und mehr möglich
  - IV. Länge der Schadstofffahne in starker Abhängigkeit des jeweiligen Mineralölproduktes sowie des Alters des Schadens
  - V. Während sich bei Heizöl oder anderen relativ gering löslichen Produkten allgemein keine weitreichenden Fahnen aufbauen, können insbesondere bei Benzinschäden kurzfristig ausgedehnte Fahnen gut wasserlöslicher Schadstoffe (z. B. Benzol) auftreten, die sich jedoch im Allgemeinen rasch deutlich rückbilden, da meist eine gute Abbaubarkeit der entsprechenden Einzelsubstanzen gegeben ist. Bei reduzierenden Grundwasserbedingungen ist die Abbaubarkeit jedoch deutlich eingeschränkt.
  
- **CKW-Kontamination**
  - I. *Relevante Schadstoffe (früher große Produktions- und Verbrauchsmengen):* Tetrachlorethen, Trichlorethen, Dichlormethan, 1,1,1 Trichlorethan (sowie Metaboliten, z. B. Dichlorethene, Vinylchlorid)
  - II. Charakteristische Fahnenlängen bei Standardannahme (siehe oben) meist über 500 Meter, bei größeren Schäden aber bis zu 1.000 Meter und mehr möglich
  
- **Teeröl-Kontamination**
  - I. *Relevante Parametergruppe (und Einzelsubstanzen):* polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) – in Abhängigkeit von Löslichkeit und Abbaubarkeit: Naphthalin, Acenaphthen, Acenaphthylen, Fluoren, Phenantren); heterozyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (NSO-Aromaten); Phenole und Alkylphenole
  - II. Charakteristische Fahnenlängen – keine ausreichenden Erfahrungswerte oder Literaturangaben; Schadstoffe werden zum Teil stark retardiert, sodass durch die entsprechende Verzögerung eine langsame Ausbreitung von Schadstofffahnen auch lange anhalten kann
  
- **(Schwer-)Metall-Kontamination**
  - I. Mobilisierbarkeit und Ausbreitung im Grundwasser erfolgen in starker Abhängigkeit von den pH- und Redox-Bedingungen.
  - II. Unter den in Österreichs oberflächennahen Grundwässern normalerweise vorherrschenden neutralen pH-Bedingungen ist im Allgemeinen bei den meisten (Schwer-)Metallen mit keiner weitreichenden Ausbreitung bzw. signifikanten Fahnenbildung im Grundwasser zu rechnen.

- III. Während reduzierende Verhältnisse auf die meisten (Schwer-)Metalle zusätzlich immobilisierend wirken, führen sie bei Eisen, Mangan und damit zusammenhängend bei Arsen zu einer Mobilisierung, wodurch es zu einer Ausbreitung im Grundwasser (Fahnenbildung) kommen kann.
- IV. Chrom kann unter stärker oxidierenden Verhältnissen auch unter neutralen Bedingungen in Form des vergleichsweise gut wasserlöslichen Chromat-Ions (Chrom-VI) längere Fahnen ausbilden (100 Meter und länger).

- **Kommunale Altablagerung:**

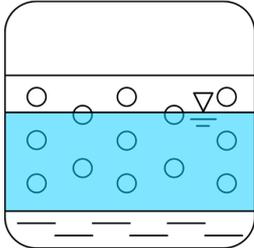
- I. *Maßgebliche Indikatorparameter bzw. Schadstoffe im Grundwasser:* Ammonium, Bor sowie erhöhte Calcium-, Magnesium- oder Chlorid-Konzentrationen, reduzierende Bedingungen im Grundwasserabstrom
- II. Charakteristische Fahnenlängen bei Standardannahme (siehe oben) meist über 50 Meter, bei größeren oder höher reaktiven Ablagerungen aber bis zu 200 Meter möglich
- III. In Abhängigkeit von Größe und Alter der Altablagerung sind im Einzelfall auch kürzere Schadstofffahnen möglich
- IV. Bei standortbedingt reduzierenden Grundwasserbedingungen können sich vergleichsweise lange Ammoniumfahnen ausbilden.

- **PFAS-Kontamination:**

- I. *Relevante Einzelsubstanzen bei historischen Kontaminationen durch Feuerlöschschaum:* PFOS, PFHxS und Ersatzstoffe
- II. Charakteristische Fahnenlängen – keine ausreichenden Erfahrungswerte oder Literaturangaben; Schadstoffe werden in der Regel wenig retardiert, sodass sich meist lange Schadstofffahnen ausbilden (mehrere Kilometer bei ausreichender Schadstoffquelle möglich)

# 1 Porengrundwasserleiter

## 1.1 Quartäre Tal- und Beckenfüllungen



### TYP 1: Voralpine Becken

#### Charakteristika

- Kiese und Sande
- $k_f$  über  $10^{-3}$  Meter pro Sekunde
- Nutzung: sehr große wasserwirtschaftliche Bedeutung
- Grundwassermächtigkeit: 5 Meter bis 20 Meter oder mehr
- Grundwasserflurabstand: 5–15 Meter oder mehr
- Stauer: klar definiert (Schlier, Tegel etc.)
- im Allgemeinen starke Kommunikation mit dem Vorfluter (In- und Exfiltration)
- oxidierende Bedingungen im Grundwasser

#### Vorkommen

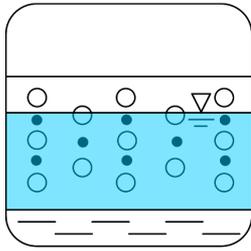
- Welser Heide, Eferdinger Becken, Linzer Becken, Machland; Tullnerfeld, Marchfeld, südliches Wiener Becken; Grazer Feld, Leibnitzer Feld, Murfeld

#### Schadstoffrückhaltevermögen ungesättigte Zone

- Generell: Die wasserungesättigte Bodenzone besitzt meist kein relevantes Rückhaltevermögen. Die Verhältnisse bezüglich des Eintrags von gelösten Schadstoffen sind sowohl bei Altstandorten als auch bei Altablagerungen im Allgemeinen sehr ungünstig. Es ist kein relevanter Rückhalt oder Abbau von in Sickerwässern gelösten Schadstoffen zu erwarten.

#### Ausbreitung von Schadstoffen (unter Voraussetzung der Standardannahmen für die einzelnen Schadenstypen):

- Mineralöl-Kontaminationen: Fahne unter 100 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- CKW-Kontaminationen: Fahne unter 500 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- Teeröl-Kontaminationen: Fahne unter 200 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen
- Metall-Kontaminationen: keine Fahne ausgebildet; Chrom-VI: Fahnenlänge unter 100 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- Kommunale Altablagerungen: Fahne unter 50 Meter, weitere Ausbreitung unwahrscheinlich



## TYP 2: Schotterterrassen des Alpenvorlandes

### Charakteristika

- Kiese und Sande
- Feinkornbereiche (Gleithangablagerungen)
- zum Teil mächtige Konglomerathorizonte
- $k_f$  über  $10^{-3}$  Meter pro Sekunde (jüngere Terrassen) bis  $10^{-4}$  Meter pro Sekunde (ältere, stärker verwitterte Terrassen, besonders mit hohem Anteil an Kristallingestein)
- Nutzung: (große) wasserwirtschaftliche Bedeutung
- Grundwassermächtigkeit: 5–10 Meter
- Grundwasserflurabstand: 5 Meter (im Oberlauf) bis 20 Meter oder mehr (im Unterlauf)
- Stauer: unterschiedlich, zum Teil mehrere (schwebende) Grundwasserstockwerke
- oxidierende Bedingungen im Grundwasser

### Vorkommen

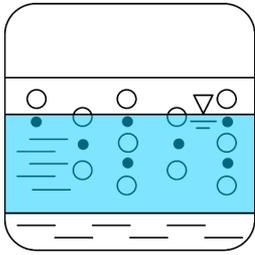
- Oberösterreich Salzach, Oberösterreich Inn, Mattig/Schwemmbach, Vöckla/Ager; Vorlandanteile der Flüsse Enns, Ybbs, Erlauf, Traisen etc.; Raab, Feistritz, Lafnitz

### Schadstoffrückhaltevermögen ungesättigte Zone

- **Generell:** In der jüngsten (tiefsten) Terrassenstufe („Niederterrasse“/ „Würm-Terrasse“) besitzt die wasserungesättigte Bodenzone mit Ausnahme eventuell vorhandener Konglomerathorizonte meist kein relevantes Rückhaltevermögen. Die Verhältnisse bezüglich des Eintrags von gelösten Schadstoffen sind sowohl bei Altstandorten als auch bei Altablagerungen im Allgemeinen sehr ungünstig. Es ist kein relevanter Rückhalt oder Abbau von in Sickerwässern gelösten Schadstoffen zu erwarten. In älteren (höheren) Terrassenstufen (z. B. „Hochterrasse“/„Riß-Terrasse“) ist in Abhängigkeit des Verwitterungsgrades mit höherem Rückhaltevermögen zu rechnen.
- **Regionale Besonderheiten:** Im Oberösterreichischen Alpenvorland sind auf den Terrassen zum Teil sehr mächtige (bis 10 Meter), feinkörnige Lösslehme mit großem Rückhaltevermögen abgelagert.

**Ausbreitung von Schadstoffen** (unter Voraussetzung der Standardannahmen für die einzelnen Schadenstypen):

- **Mineralöl-Kontaminationen:** Fahne unter 100 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- **CKW-Kontaminationen:** Fahne unter 500 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- **Teeröl-Kontaminationen:** Fahne unter 200 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen
- **Metall-Kontaminationen:** keine Fahne ausgebildet; Chrom-VI: Fahnenlänge unter 100 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- **Kommunale Altablagerungen:** Fahne unter 50 Meter, weitere Ausbreitung unwahrscheinlich



### TYP 3: Inner- und randalpine Becken und Täler, überwiegend Sand bzw. Kies

#### Charakteristika

- Kiese und Sande
- zum Teil kleinräumig feinkörnige Ablagerungen (Tone, Torfe, Moränen etc.)
- oftmals kleinräumig differenzierte Geologie
- $k_f$  über  $10^{-3}$  Meter pro Sekunde (Kies/Sand); untergeordnet unter  $10^{-5}$  Meter pro Sekunde (Feinkornbereiche)
- Nutzung: (große) wasserwirtschaftliche Bedeutung
- Grundwassermächtigkeit: 5–10 Meter
- Grundwasserflurabstand: 5–20 Meter und mehr
- Stauer: unterschiedlich, zum Teil mehrere (schwebende) Grundwasserstockwerke
- oxidierende Bedingungen in Bereichen mit Kiesen und Sanden; untergeordnet reduzierende Bedingungen in feinkörnigen Bereichen

#### Vorkommen

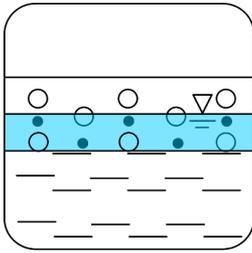
- Bregenzer Ache, Dornbirner Ache, Ill; Inn (Imst bis Kufstein); Salzach (Krimml bis Taxenbach), Salzach (Lammermündung bis Salzburg); Enns (Schladming bis Wörschach), Aichfeld-Murboden, Mürz; Gail und Drau (ab Villach: Villacher Becken), Klagenfurter Becken (Nord-Teil), Glan

#### Schadstoffrückhaltevermögen ungesättigte Zone

- Generell: Die wasserungesättigte Bodenzone besitzt im Allgemeinen kein relevantes Rückhaltevermögen. Die Verhältnisse bezüglich des Eintrags von gelösten Schadstoffen sind sowohl bei Altstandorten als auch bei Altablagerungen im Allgemeinen sehr ungünstig. Es ist kein relevanter Rückhalt oder Abbau von in Sickerwässern gelösten Schadstoffen zu erwarten.
- Lokale Besonderheiten: Lokal kann bei Vorhandensein feinkörniger Schichten ein großes Rückhaltevermögen gegeben sein.

#### Ausbreitung von Schadstoffen (unter Voraussetzung der Standardannahmen für die einzelnen Schadenstypen):

- Mineralöl-Kontaminationen: Fahne unter 100 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- CKW-Kontaminationen: Fahne unter 500 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- Teeröl-Kontaminationen: Fahne unter 200 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen
- Metall-Kontaminationen: keine Fahne ausgebildet; Chrom-VI: Fahnenlänge unter 100 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- Kommunale Altablagerungen: Fahne unter 50 Meter, weitere Ausbreitung unwahrscheinlich



#### TYP 4: Inner- und randalpine Becken und Täler, überwiegend feinkörnige Sedimente und Talrandlagen

##### Charakteristika

- großräumige feinkörnige Ablagerungen (Tone, Torfe, Moränen etc.)
- zum Teil kleinräumig Kiese und Sande
- oftmals kleinräumig differenzierte Geologie
- $k_f = 10^{-4}$  Meter pro Sekunde bis unter  $10^{-5}$  Meter pro Sekunde (Feinkornbereiche); untergeordnet  $k_f = 10^{-3}$  Meter pro Sekunde bis  $10^{-2}$  Meter pro Sekunde (Kies/Sand)
- Nutzung: lokale Nutzungen
- Grundwassermächtigkeit: wenige Meter
- Grundwasserflurabstand: wenige Meter
- Stauer: unterschiedlich, zum Teil mehrere (schwebende) Grundwasserstockwerke
- reduzierende Bedingungen in feinkörnigen Bereichen, oxidierende Bedingungen in Bereichen mit Kiesen und Sanden

##### Vorkommen

- Rheinbecken; Salzburger Becken (Seetonablagerungen); Enns (Wörschach bis Gesäuseeingang); Klagenfurter Becken (Südteil); Talrandlagen in inneralpinen Tälern

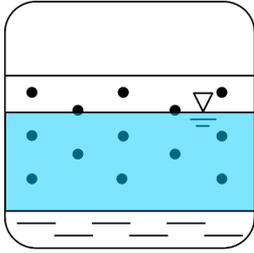
##### Schadstoffrückhaltevermögen ungesättigte Zone

- **Generell:** Die wasserungesättigte Bodenzone besitzt im Allgemeinen aufgrund des Feinkornanteils (und bei Torfen aufgrund des hohen organischen Anteils) ein großes Rückhaltevermögen. Die Verhältnisse bezüglich des Eintrags von gelösten Schadstoffen sind sowohl bei Altstandorten als auch bei Altablagerungen im Allgemeinen eher günstig. Generell und insbesondere bei Torfen ist ein relevanter Rückhalt oder Abbau von in Sickerwässern gelösten Schadstoffen zu erwarten.
- **Regionale Besonderheiten:** Bei sehr feinkörnigem Untergrund, bei dem nur oberflächennahe Aquifere vorhanden sind, und in Talrandlagen kann das Rückhaltevermögen sehr gering sein.

##### Ausbreitung von Schadstoffen (unter Voraussetzung der Standardannahmen für die einzelnen Schadenstypen):

- **Mineralöl-Kontaminationen:** Fahne unter 50 Meter (aufgrund reduzierender Verhältnisse insbesondere bei Benzol längere Fahnen möglich), weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich;
- **CKW-Kontaminationen:** Fahne unter 200 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- **Teeröl-Kontaminationen:** Fahne unter 50 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen
- **Metall-Kontaminationen:** keine Fahne ausgebildet
- **Kommunale Altablagerungen:** Fahne unter 30 Meter, aufgrund reduzierender Verhältnisse insbesondere bei Ammonium längere Fahnen möglich, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich

## 1.2 Tertiäre Beckenfüllungen



### TYP 5: Becken am Rande der Böhmisches Masse

#### Charakteristika

- Sande (schluffig und/oder kiesig)
- $k_f = 10^{-6}$  Meter pro Sekunde bis  $10^{-4}$  Meter pro Sekunde
- Nutzung: lokale wasserwirtschaftliche Bedeutung
- Grundwassermächtigkeit: 5 Meter bis über 20 Meter
- Grundwasserflurabstand: 5–20 Meter oder mehr
- Stauer: Hauptstauer meist klar definiert (Schlier oder Kristallin), zum Teil mehrere (schwebende) Grundwasserstockwerke
- oftmals reduzierende Bedingungen im Grundwasser

#### Vorkommen

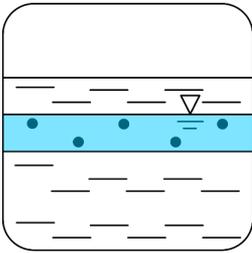
- Gallneukirchner Becken, Freistädter Becken, Kefermarkter Becken, Melker Bucht

#### Schadstoffrückhaltevermögen ungesättigte Zone

- Generell: Die wasserungesättigte Bodenzone besitzt in Abhängigkeit des Schluff- und Tonanteils sowie ihrer Mächtigkeit ein geringes oder hohes Rückhaltevermögen.

**Ausbreitung von Schadstoffen** (unter Voraussetzung der Standardannahmen für die einzelnen Schadenstypen):

- Mineralöl-Kontaminationen: Fahne unter 50 Meter (aufgrund reduzierender Verhältnisse insbesondere bei Benzol längere Fahnen möglich), weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- CKW-Kontaminationen: Fahne unter 300 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- Teeröl-Kontaminationen: Fahne unter 100 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen
- Metall-Kontaminationen: keine Fahne ausgebildet
- Kommunale Altablagerungen: Fahne unter 30 Meter (aufgrund reduzierender Verhältnisse insbesondere bei Ammonium längere Fahnen möglich), weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich



## TYP 6: Molassebecken des Alpenvorlandes (Sandlagen im Schlier)

### Charakteristika

- Sande (schluffig)
- $k_f = 10^{-6}$  Meter pro Sekunde bis Meter pro Sekunde
- Nutzung: teilweise lokale wasserwirtschaftliche Bedeutung; Hausbrunnen
- Grundwassermächtigkeit: wenige Meter
- Grundwasserflurabstand: 5–20 Meter oder mehr
- Stauer: meist schwebende Grundwasserstockwerke
- Meist reduzierende Bedingungen im Grundwasser
- zum Teil gespannte bis artesische Vorkommen

### Vorkommen

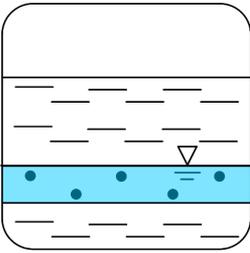
- Ober- und niederösterreichisches Alpenvorland lokal (Innviertler Serie (Vöcklabruck–Grieskirchen), „Sandstreifenschlier“)

### Schadstoffrückhaltevermögen ungesättigte Zone

- Generell: Die wasserungesättigte Bodenzone besitzt im Allgemeinen aufgrund des Feinkornanteils ein großes Rückhaltevermögen. Die Verhältnisse bezüglich des Eintrags von gelösten Schadstoffen sind sowohl bei Altstandorten als auch bei Altablagerungen im Allgemeinen eher günstig. Generell ist ein relevanter Rückhalt oder Abbau von in Sickerwässern gelösten Schadstoffen zu erwarten.

### Ausbreitung von Schadstoffen (unter Voraussetzung der Standardannahmen für die einzelnen Schadenstypen):

- Mineralöl-Kontaminationen: Fahne unter 10 Meter (aufgrund reduzierender Verhältnisse insbesondere bei Benzol längere Fahnen möglich), weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- CKW-Kontaminationen: Fahne unter 50 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- Teeröl-Kontaminationen: Fahne unter 20 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen
- Metall-Kontaminationen: keine Fahne ausgebildet
- Kommunale Altablagerungen: Fahne unter 10 Meter (aufgrund reduzierender Verhältnisse insbesondere bei Ammonium längere Fahnen möglich), weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich



## TYP 7: Oststeirisch-Burgenländische Tertiär-Becken

### Charakteristika

- Generell: Kiese bis Tone (stark wechselnd); Oberflächennah meist eher feinkörnigere Aquifere (Sand-Schluff)
- $k_f = 10^{-6}$  Meter pro Sekunde bis  $10^{-4}$  Meter pro Sekunde
- oberflächennah: kleine, lokale Nutzungen; Tiefengrundwasser: größere kommunale bzw. geothermische Nutzungen
- Grundwassermächtigkeit: stark schwankend
- Grundwasserflurabstand: teilweise hunderte Meter
- Stauer: meist schwebende Grundwasserstockwerke
- oftmals reduzierende Bedingungen im Grundwasser
- zum Teil gespannte bis artesische Vorkommen
- ausgedehnte Vorkommen von Tiefengrundwasser

### Vorkommen

- Oststeirisches Becken, südburgenländische Becken, Becken des Neusiedler Sees

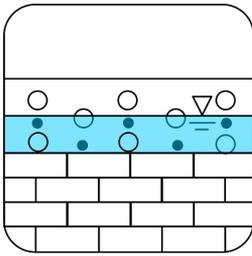
### Schadstoffrückhaltevermögen ungesättigte Zone

- **Generell:** Die wasserungesättigte Bodenzone besitzt aufgrund des Schluff- und Tonanteils im Allgemeinen ein großes Rückhaltevermögen. Die Verhältnisse bezüglich des Eintrags von gelösten Schadstoffen sind sowohl bei Altstandorten als auch bei Altablagerungen im Allgemeinen eher günstig. Generell ist ein relevanter Rückhalt oder Abbau von in Sickerwässern gelösten Schadstoffen zu erwarten.
- **Regionale Besonderheiten:** Bei sehr oberflächennahen Aquifere kann ein geringes Rückhaltevermögen gegeben sein. Lokal oder regional können geologische Barrieren ausgebildet sein, sodass keine relevante Grundwasserneubildung stattfindet.

**Ausbreitung von Schadstoffen** (unter Voraussetzung der Standardannahmen für die einzelnen Schadenstypen):

- **Mineralöl-Kontaminationen:** Fahne unter 10 Meter (aufgrund reduzierender Verhältnisse insbesondere bei Benzol längere Fahnen möglich), weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- **CKW-Kontaminationen:** Fahne unter 50 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- **Teeröl-Kontaminationen:** Fahne unter 20 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen
- **Metall-Kontaminationen:** keine Fahne ausgebildet
- **Kommunale Altablagerungen:** Fahne unter 10 Meter (aufgrund reduzierender Verhältnisse insbesondere bei Ammonium längere Fahnen möglich), weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich

### 1.3 Verwitterungszone bzw. geringmächtiges Quartär über Festgestein



#### TYP 8: Verwitterungszone bzw. geringmächtiges Quartär über Festgestein

##### Charakteristika

- Kiese, Sande (zum Teil stark schluffig bzw. tonig)
- $k_f = 10^{-5}$  Meter pro Sekunde bis  $10^{-3}$  Meter pro Sekunde
- Nutzung: lokal
- Grundwassermächtigkeit: wenige Meter
- Grundwasserflurabstand: wenige Meter
- Stauer: Festgestein
- meist oxidierende Bedingungen im Grundwasser

##### Vorkommen

- lokal in Böhmischer Masse und Alpen

##### Schadstoffrückhaltevermögen ungesättigte Zone

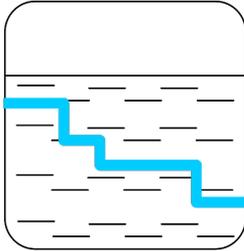
- Generell: Die wasserungesättigte Bodenzone besitzt aufgrund ihrer geringen Mächtigkeit im Allgemeinen kein relevantes Rückhaltevermögen. Die Verhältnisse bezüglich des Eintrags von gelösten Schadstoffen sind sowohl bei Altstandorten als auch bei Altablagerungen im Allgemeinen sehr ungünstig. Generell ist kein relevanter Rückhalt oder Abbau von in Sickerwässern gelösten Schadstoffen zu erwarten.

##### Ausbreitung von Schadstoffen (unter Voraussetzung der Standardannahmen für die einzelnen Schadenstypen):

- Mineralöl-Kontaminationen: Fahne unter 10 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- CKW-Kontaminationen: Fahne unter 50 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- Teeröl-Kontaminationen: Fahne unter 20 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen
- Metall-Kontaminationen: keine Fahne ausgebildet
- Kommunale Altablagerungen: Fahne unter 10 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich

## 2 Kluftgrundwasserleiter

### 2.1 Feinkörnige Lockersedimente



#### TYP 9: Klüfte in Schlierablagerungen oder Grundmoränen

##### Charakteristika

- Grundwasserdurchsatz sehr gering
- Abstandsgeschwindigkeit: mittel
- Nutzung: lokal
- Grundwasserflurabstand: stark schwankend
- teilweise reduzierende Bedingungen

##### Vorkommen

- lokal in der Molasse des Alpenvorlandes und in alpinen Grundmoränenablagerungen

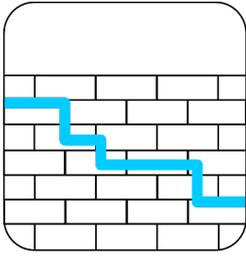
##### Schadstoffrückhaltevermögen ungesättigte Zone

- Generell: Die feinkörnigen Lockersedimente selbst sind im Allgemeinen sehr gering bis nicht durchlässig, sie bilden eine geologische Barriere. In den Klüften ist in Abhängigkeit ihrer Füllung mit einem sehr geringen bis hohen Rückhaltevermögen zu rechnen.

**Ausbreitung von Schadstoffen** (unter Voraussetzung der Standardannahmen für die einzelnen Schadenstypen):

- Mineralöl-Kontaminationen: Fahne unter 50 Meter, weitere Ausbreitung der unwahrscheinlich
- CKW-Kontaminationen: Fahne unter 100 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- Teeröl-Kontaminationen: Fahne unter 50 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen
- Metall-Kontaminationen: keine Fahne ausgebildet
- Kommunale Altablagerungen: Fahne unter 30 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich

## 2.2 Festgestein (mit Ausnahme von verkarstungsfähigen Festgesteinen)



### TYP 10: Klüfte in Festgestein

#### Charakteristika

- Grundwasserdurchsatz: mittel bis hoch
- Abstandsgeschwindigkeit: mittel bis hoch
- Nutzung: lokal wasserwirtschaftliche Bedeutung
- Flurabstand: wenige bis mehrere hundert Meter
- oxidierende Bedingungen

#### Vorkommen

- Böhmisches Masse, Grauwacken-Kristallin, Flysch-Sandstein, Zentralalpen

#### Schadstoffrückhaltevermögen ungesättigte Zone

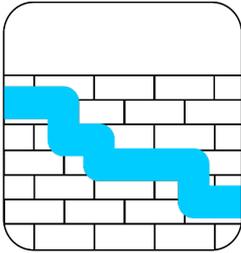
- Generell: Die Festgesteine selbst sind sehr gering bis nicht durchlässig, sie bilden eine geologische Barriere. In den Klüften ist in Abhängigkeit ihrer Füllung mit einem sehr geringen bis hohen Rückhaltevermögen zu rechnen.

**Ausbreitung von Schadstoffen** (unter Voraussetzung der Standardannahmen für die einzelnen Schadenstypen):

- Mineralöl-Kontaminationen: Fahne unter 100 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- CKW-Kontaminationen: Fahne unter 500 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- Teeröl-Kontaminationen: Fahne unter 200 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen
- Metall-Kontaminationen: keine Fahne ausgebildet; Chrom-VI: Fahnenlänge unter 100 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- Kommunale Altablagerungen: Fahne unter 50 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne insbesondere von Ammonium aufgrund reduzierender Verhältnisse möglich

### 3 Karstgrundwasserleiter

#### 3.1 Carbonatgestein und sonstige verkarstungsfähige Festgesteine



##### TYP 11: Klüfte in verkarstungsfähigem Festgestein

###### Charakteristika

- Grundwasserdurchsatz meist sehr hoch
- Abstandgeschwindigkeit: meist sehr hoch
- Nutzung: oftmals sehr große wasserwirtschaftliche Bedeutung
- Flurabstand: wenige bis mehrere hundert Meter
- häufig unterirdische Reservoirs
- Stauer: kristallines Grundgebirge oder Werfener Schichten
- oxidierende Bedingungen

###### Vorkommen

- Kalke und Dolomite der Nördlichen und Südlichen Kalkalpen sowie der Grauwackenzone der Radstädter Tauern und des Grazer Paläozoikums, Marmore im Kristallin der Böhmisches Masse, Kalke im Vorarlberger Flysch

###### Schadstoffrückhaltevermögen ungesättigte Zone

- Generell: Die Carbonatgesteine selbst sind im Allgemeinen sehr gering bis nicht durchlässig, sie bilden eine geologische Barriere. In den Klüften ist in Abhängigkeit ihrer Füllung mit einem sehr geringen bis geringen Rückhaltevermögen zu rechnen.

###### Ausbreitung von Schadstoffen (unter Voraussetzung der Standardannahmen für die einzelnen Schadenstypen):

- Mineralöl-Kontaminationen: Fahne unter 10 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne insbesondere von Benzol aufgrund reduzierender Verhältnisse möglich
- CKW-Kontaminationen: Fahne unter 500 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- Teeröl-Kontaminationen: Fahne unter 200 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen
- Metall-Kontaminationen: keine Fahne ausgebildet; Chrom-VI: Fahnenlänge unter 100 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- Kommunale Altablagerungen: Fahne unter 50 Meter, weitere Ausbreitung der Fahne insbesondere von Ammonium aufgrund reduzierender Verhältnisse möglich

## ANHANG 3 GRUNDLAGEN FÜR DIE BESCHREIBUNG EINER GRUNDWASSERVERUNREINIGUNG

### 1 Beschreibung von Untergrundkontaminationen

#### 1.1 Ursachen von Untergrundkontaminationen

Die Probleme an historisch kontaminierten Standorten sind eng mit der Entwicklung der modernen Industrie- und Konsumgesellschaft verknüpft, ebenso wie mit der Praxis der Abfallentsorgung im vorigen Jahrhundert und dem damit verbundenen, früher oft sorglosen Umgang mit Chemikalien und Produktionsmitteln in Industrie und Gewerbe.

##### **Betriebspraktiken**

An Standorten des produzierenden Gewerbes wie chemischen, metall- oder mineralölverarbeitenden Betrieben sowie in Dienstleistungsbetrieben wie Putzereien oder Tankstellen wurden teilweise in großen Mengen umwelt- respektive wassergefährdende Stoffe eingesetzt. Durch Handhabungsverluste, Gebrechen, Betriebsunfälle, aber auch aufgrund des im Vergleich mit heute oft ungenügenden Standes der Technik oder der Ablagerung betrieblicher Abfälle am Betriebsgelände kam es in der Vergangenheit bei vielen derartigen Standorten zu einer Kontamination des Untergrundes. Die Entstehungsgeschichte der heute als „Altlasten“ bekannten Untergrundkontaminationen reicht bis in die Anfänge der Industrialisierung etwa Mitte des 19. Jahrhunderts zurück. Angesichts des breiten Einsatzes chemischer Stoffe ist kaum eine gewerbliche Branche zu nennen, wo im Zuge des Betriebes die Möglichkeit von Umweltauswirkungen auszuschließen ist. Teilweise sind Kontaminationen des Untergrundes auch auf Kriegsschäden zurückzuführen, vor allem bei großen und kriegswichtigen Industriebetrieben (z. B. Metallindustrie, chemische Fabriken), Raffinerien, Gaswerken sowie wichtigen Lager- und Umschlagplätzen (z. B. Frachtenbahnhöfe, Mineralöllagerungen).

##### **Entsorgung**

Lange Zeit war die Ablagerung von Abfällen in Gruben oder auf Halden die gängigste Entsorgungsmethode, zumeist wurden keine Vorkehrungen zum Schutz der Umwelt getroffen. In den 60er und 70er Jahren des 20. Jahrhunderts wurden entsprechend der raschen Steigerung des Wohlstands immer größere Abfallmengen und dabei auch immer mehr Abfälle mit erhöhtem Schadstoffpotenzial (z. B. chemische Stoffe, schwermetallhaltige Abfälle etc.) abgelagert. Aus derartigen Altablagerungen kann es zu Kontaminationen des Untergrundes durch Austritt schadstoffbelasteter Sickerwässer kommen. Erst in den 1980er Jahren wurde mit einer geordneten Deponierung und der Errichtung baulicher Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers (Basisabdichtungen) begonnen.

##### **Randbedingungen**

Bei entsprechenden hydrogeologischen Randbedingungen (z. B. Flurabstand, Rückhaltevermögen des Untergrundes) kann es in Abhängigkeit der Schadstoffmenge und -eigenschaften (Viskosität, Löslichkeit etc.) zu einer Verunreinigung des Grundwassers und zur Ausbildung einer Schadstofffahne kommen. Bei einer Verunreinigung des Grundwassers ist grundsätzlich zwischen einer Beein-

flussung durch eine Veränderung der Hydrochemie bzw. der Grundwasserbeschaffenheit im weitesten Sinne (z. B. optische Beeinträchtigung) einerseits und einer Verunreinigung mit Schadstoffen (z. B. Mineralöl, aromatische Kohlenwasserstoffe, chlorierte Kohlenwasserstoffe, Schwermetalle) andererseits zu unterscheiden.

**Auslaugprozesse**

Vor allem bei Ablagerungen von Hausmüll, aber auch betriebsspezifischen anorganischen Abfällen, kann es durch Auslaugprozesse zu einer Änderung des hydrochemischen Milieus kommen. In den meisten Fällen ist eine Mineralisierung durch Auslaugprozesse anorganischer Stoffe (Aufhärtung des Grundwassers durch Ionen, wie beispielsweise Magnesium, Kalium, Chlorid, Sulfat, Kalzium, Natrium) sowie reduzierende Verhältnisse (Verbrauch bzw. deutliche Reduzierung des Sauerstoffs durch Abbau von organischen Substanzen) im Grundwasserabstrom von Altablagerungen festzustellen. Zum Teil ist die Grundwasserbeschaffenheit auch durch beispielsweise geruchliche Auffälligkeiten, Trübung oder Erhöhung der Temperatur beeinträchtigt.

**Vielzahl von Schadstoffeinträgen**

Entsprechend der Art der Tätigkeiten kann es bei industriell und gewerblich vorgenenutzten Standorten zu einer Vielzahl von möglichen Schadstoffeinträgen in den Untergrund und in weiterer Folge zur Verunreinigung des Grundwassers gekommen sein. Auch bei Altablagerungen (betrieblich und kommunal) kann es in Abhängigkeit von Art und Menge der abgelagerten Abfälle zu Schadstoffeinträgen in den Untergrund kommen. Entsprechend bisheriger Erfahrungen bei der Altlastenbearbeitung in Österreich wurde im Jahr 2007 eine Hochrechnung über die zukünftig zu erwartende Verteilung an Hauptschadensarten durchgeführt (BMLFUW, 2007). Dabei wurden folgende Hauptschadstoffgruppen identifiziert:

*Tabelle 2:  
Hochrechnung der bis  
2050 zu erwartenden  
Hauptschadensarten  
(angepasst nach  
BMLFUW, 2007).*

Häufigkeit	Schadensart	Hauptschadstoffe	Hauptverursacher
34 %	Mineralölschaden	MKW	Mineralölverarbeitung und -lagerung
28 %	Lösungsmittelschaden	CKW	Putzereien, chemische Industrie, Metallverarbeitung, Ledererzeugung
17 %	Schaden aus Abfalldeponierung	organische Belastung, Ammonium	kommunale und betriebliche Altablagerungen
8 %	Schwermetallschaden	Schwermetalle	Ledererzeugung, Metallverarbeitung, chemische Industrie
5 %	Teerölschaden	PAK	Gaswerke, Teerverarbeitung
8 %	Sonstige*	BTEX, Phenole, Sprengstoffe, Cyanid	diverse Branchen

\* Die Häufigkeit von PFAS-Schäden kann nach derzeitigem Wissensstand (2025) noch nicht abgeschätzt werden.

**Schutzgut  
Grundwasser**

Entsprechend den Auswertungen im Zuge der Studie „Altlastensanierung in Österreich – Effekte und Ausblick“ (BMLFUW, 2007) wurde erhoben, dass bei 87 % der bisher beurteilten „erheblich verunreinigten“ Standorte (entspricht „Altlasten“ im Sinne des Altlastensanierungsgesetzes) das Grundwasser maßgeblich und damit Auslöser für die Feststellung des Sanierungsbedarfs war. Es ist davon auszugehen, dass auch bei zukünftigen „Altlasten“ überwiegend ein Risiko oder eine bereits eingetretene Verunreinigung des Grundwassers Auslöser für die Feststellung eines Maßnahmenbedarfs sein wird.

**Standortverhältnisse**

In Abhängigkeit von Art und Menge des Schadstoffeintrags sowie der hydrogeologischen Randbedingungen bilden sich im Untergrund unterschiedlichste Schadstoffverteilungen („dreidimensionales Schadensbild“) aus. Eine wesentliche Rolle bei der Schadstoffausbreitung spielt neben den chemisch-physikalischen Schadstoffeigenschaften die Heterogenität des Untergrundes. In den folgenden Abschnitten werden wesentliche Gesichtspunkte zur Beschreibung der Standortverhältnisse als Überblick zusammengefasst.

**1.2 Einstufung des stofflichen Gefahrenpotenzials**

Für die Einstufung der „Stoffgefährlichkeit“ von Schadstoffen bzw. des stofflichen Gefahrenpotenzials eines Schadensherdes („Kontaminationsbereich“) sind grundsätzlich folgende Kriterien maßgeblich:

- Verhalten in der Umwelt (Mobilität und Persistenz)
- mögliche Wirkung (Humantoxikologie und Ökotoxikologie)

Sowohl für die Beschreibung des Verhaltens von Schadstoffen in der Umwelt als auch zur Abschätzung möglicher human- oder ökotoxikologischer Wirkungen können dabei grundsätzlich verschiedene Kenngrößen herangezogen werden. Beispiele für derartige Kenngrößen sind in Tabelle 3 dargestellt.

*Tabelle 3:  
Beschreibung der  
„Stoffgefährlichkeit“ von  
wassergefährdenden  
Stoffen.*

<b>Verhalten in der Umwelt</b>	
Mobilität	z. B. Wasserlöslichkeit, Dampfdruck, Henry-Konstante, log (P <sub>OW</sub> ) (Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient), K <sub>OC</sub> (Verteilungskoeffizient einer Substanz zwischen dem organischen Kohlenstoff und der wässrigen Phase im Boden)
Persistenz	z. B. Hydrolyse, aerober Abbau, anaerober Abbau
<b>Mögliche Wirkung</b>	
Humantoxikologie	akute Toxizität (LD <sub>50</sub> ), chronische Toxizität (NOEL), Kanzerogenität, Mutagenität
Ökotoxikologie	z. B. akute Toxizität aus Standardtestverfahren (Daphnien, Fisch, Algen-Wachstum)

**Gefahrenpotenzial** Eine Kategorisierung des stofflichen Gefahrenpotenzials („Stoffgefährlichkeit“) kann aufgrund der identifizierten relevanten Schadstoffe und Schadstoffgruppe(n) in folgender Weise durchgeführt werden:

- ungefährliche Stoffe bzw. Stoffgruppen
- mindergefährliche Stoffe bzw. Stoffgruppen
- gefährliche Stoffe bzw. Stoffgruppen
- besonders gefährliche Stoffe

Beispielhafte Einstufungen in die genannten Kategorien gibt die folgende Übersicht:

Ungefährliche Stoffgruppen bzw. Stoffe

- Bauschutt und andere mineralische Abfälle mit geringem Reaktionspotenzial

Mindergefährliche Stoffgruppen bzw. Stoffe

- Hausmüll und andere gut abbaubare Abfälle mit großem Reaktionspotenzial
- Mineralölprodukte sehr geringer Mobilität (z. B. Heizöl schwer)

Gefährliche Stoffgruppen bzw. Stoffe (sofern keine besonders gefährlichen Einzelsubstanzen relevant sind)

- Mineralöl und Mineralöl-Produkte hoher, mittlerer und geringer Mobilität (Benzin, Diesel, Kerosin, Heizöl leicht, Trafo-Öl, Hydraulik-Öl)
- Metalle und anorganische Metallverbindungen (Chrom, Kupfer, Nickel, Zink)
- Leichtflüchtige („Lösungsmittel“) und mittelsiedende halogenierte Kohlenwasserstoffe
- Teer und Teeröle (PAK)

Besonders gefährliche Stoffe (Einzelsubstanzen):

- Arsen, Blei, Cadmium, Chrom-VI, Quecksilber
- Benzol, MTBE
- Tetrachlorethen (PCE), Trichlorethen (TCE), Vinylchlorid (VC), Tetrachlormethan, 1,2-Dichlorethan, Dichlormethan
- Benzo(a)pyren, Acenaphthen, Acenaphthylen, Fluoren

**Veränderung des Gefahrenpotenzials** (Schad-)Stoffe können sich im Untergrund durch unterschiedliche Prozesse (Ausbreitung gelöst in Wasser oder über die Gasphase, abiotischer oder biotischer Abbau, Rückhalt durch Adsorption etc.) verändern, sodass es im Laufe der Zeit zu einer Verringerung der Mobilität und möglichen Schadwirkungen (z. B. rascher Abbau von Benzol bei Benzinschäden) kommen kann. Dementsprechend kann es bei mobilen und oder gut abbaubaren (Schad-)Stoffen aufgrund

des „Alters“ der Untergrundkontamination zu einer Veränderung bzw. Verringerung des stofflichen Gefahrenpotenzials kommen<sup>7</sup>.

### 1.3 Eigenschaften und Verhalten von Schadstoffen

#### **Festlegung der maßgeblichen Schadstoffe**

Der Einstufung des stofflichen Gefahrenpotenzials entsprechend sind für jeden Schadensbereich im Vergleich und unter Plausibilitätsprüfung aller vorliegenden Untersuchungsergebnisse die maßgeblichen Schadstoffe<sup>8</sup> zu definieren. Für diese Schadstoffe sollte eine Beschreibung der Eigenschaften sowie des Verhaltens in der Umwelt (Mobilität und Persistenz) und möglicher Wirkungen auf die menschliche Gesundheit oder die Leistungsfähigkeit der natürlichen Umwelt erfolgen.

In Bezug auf wesentliche Eigenschaften sowie auch das Umweltverhalten kann grundsätzlich zwischen organischen und anorganischen Schadstoffen unterschieden werden. Folgende häufig bei kontaminierten Standorten auftretenden Schadstoffe können beispielhaft angeführt werden:

#### Anorganische Verbindungen

- Schwermetalle
- Cyanide

#### Organische Verbindungen

- aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe (Mineralölkohlenwasserstoffe)
- leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe
- polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

#### 1.3.1 Schwermetalle

Schwermetalle können im Untergrund in gelöstem, festem oder adsorbiertem Zustand auftreten. Einzelne Metalle und Metallverbindungen können infolge ihres niedrigen Siedepunktes auch in den gasförmigen Zustand übergehen (z. B. Quecksilber). Weiters können Metalle als anorganische oder organische Komplexe vorliegen.

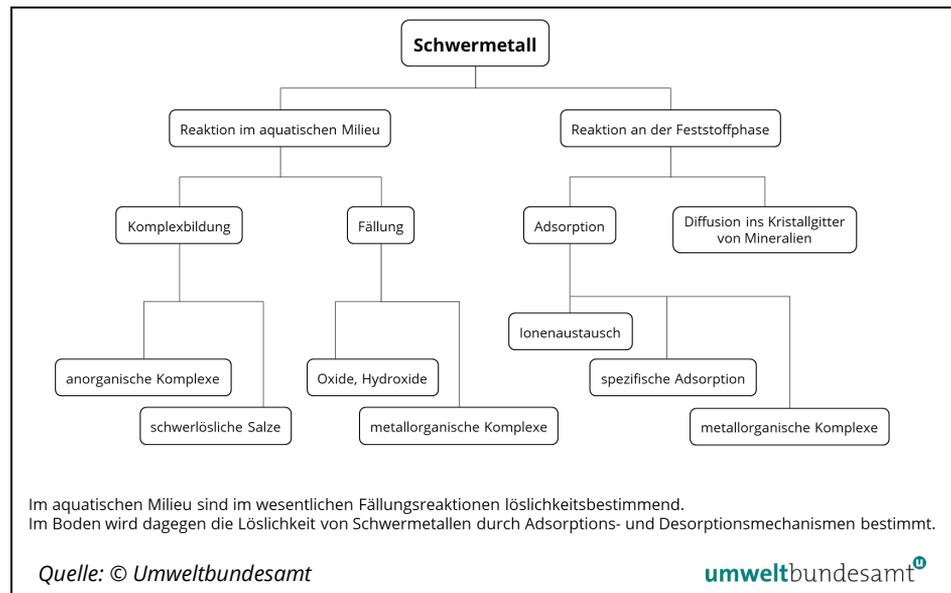
<sup>7</sup> Insbesondere bei Hausmülldeponien und Mineralölschäden kann mit fortschreitendem Alter eine deutliche Verringerung der „Stoffgefährlichkeit“ eintreten.

<sup>8</sup> Als Schadstoffe im engeren Sinn gelten nur Stoffe, die als gefährlich oder besonders gefährlich einzustufen sind, sowie jene Parameter, für die in der Altlastenbeurteilungsverordnung (BGBl. II Nr. 358/2024) Richtwerte für Konzentrationen im Grundwasser (Tabelle C) festgelegt sind, oder Stoffe, die in anderen Regelwerken als besonders relevant geregelt sind (z. B. Pestizide, PFAS etc.).

**Bindungsmechanismen**

Rückhalt und Mobilisierbarkeit von Metallen müssen immer in Zusammenhang mit den chemisch-physikalischen Bedingungen in der jeweiligen Matrix und den anderen in der Matrix vorliegenden Stoffen beurteilt werden. Diese steuern im Wesentlichen die Entstehung möglicher Schwermetallbindungsformen im Untergrund, die wiederum für Rückhalt oder Mobilisierung der Metalle entscheidend sind. Einen Überblick zu den Mechanismen für die Bindung von Schwermetallen gibt Abbildung 13.

Abbildung 13:  
Mechanismen für die Bindung von Schwermetallen (nach LUBW, 1995).



Im Boden (Oberboden) und im wasserungesättigten Untergrund wird die Mobilisierbarkeit beispielsweise wesentlich über den Carbonatgehalt (pH-Puffer), den Gehalt an organischer Substanz (Adsorptionsoberfläche bzw. Ligand) sowie den Gehalt an Tonmineralen (Ionenaustausch bzw. Adsorptionsoberfläche) mitbestimmt. Aufgrund ihrer positiven Ladung sind gelöste Metallionen in Böden mit relevantem Tonmineralgehalt nur sehr eingeschränkt mobil, da sie im Zuge von Ionenaustauschprozessen gebunden werden.

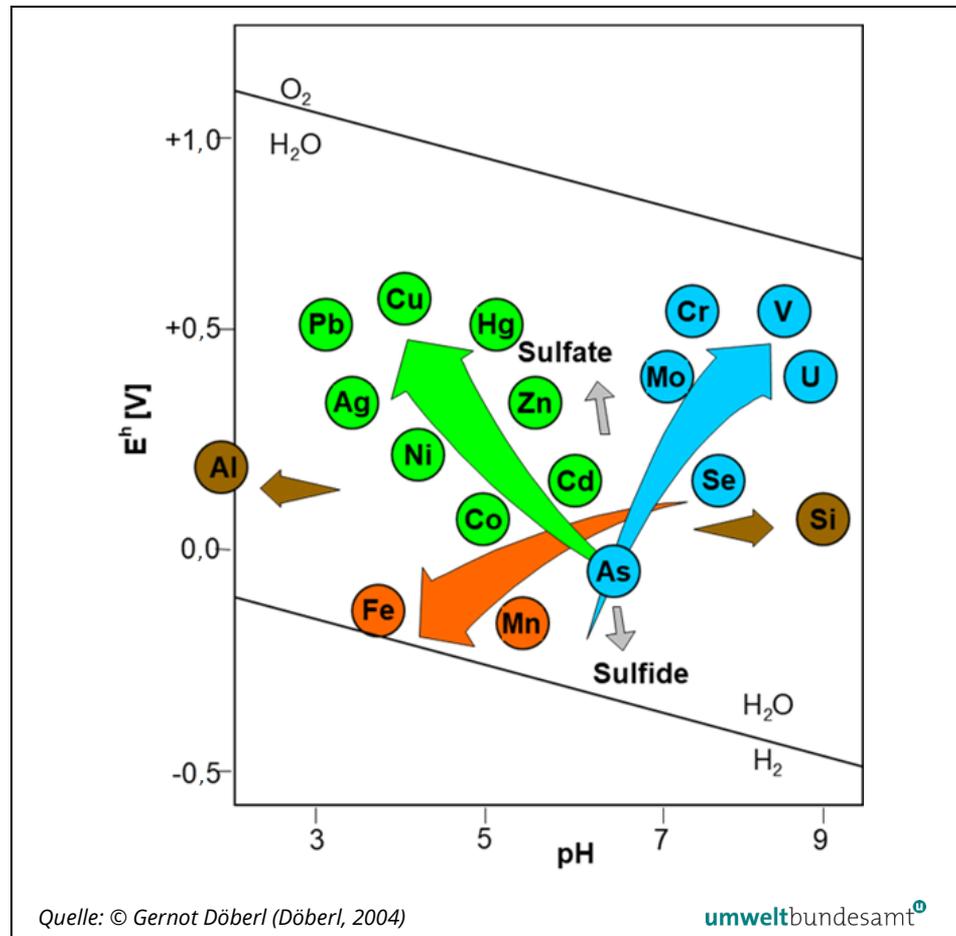
**Einfluss pH- und Redox-Verhältnisse**

Im Grund- und Sickerwasser wird die Mobilisierbarkeit vor allem durch die pH- und Redox-Verhältnisse und damit zusammenhängenden Ausfällungsreaktionen (Hydroxide und Salze) beeinflusst.

Abbildung 14 zeigt schematisch die Mobilisierbarkeit ausgewählter (Schwer-) Metalle in Abhängigkeit der pH- und Redox-Bedingungen. Daraus ist abzulesen, dass Schwermetalle im Allgemeinen bei Verhältnissen, wie sie unter normalen Umständen im oberflächennahen Untergrund und Grundwasser vorherrschen (oxidierende Verhältnisse und pH-Wert im neutralen Bereich) relativ immobil sind. Eine relevante Mobilisierung findet bei vielen Schwermetallen (Blei, Zink, Kupfer, Nickel, Quecksilber) erst bei einer Senkung des pH-Wertes in den stark sauren Bereich statt. Einige dieser Schwermetalle (z. B. Zink, Blei) sind so genannte Amphotere, d. h. sie besitzen nicht nur im sauren, sondern auch im basischen Bereich ein ausgeprägtes Löslichkeitsmaximum, wie dies etwa auch bei Chrom, Molybdän oder Vanadium festzustellen ist. Eisen und Mangan sind die

wichtigsten Vertreter derjenigen Metalle, die unter anaeroben Bedingungen verstärkt mobilisiert werden. Sie können daher auch als „Redox-Anzeiger“ für derartige Bedingungen herangezogen werden.

Abbildung 14:  
Mobilisierbarkeit ausgewählter (Schwer-)Metalle in Abhängigkeit von den pH- und Redox-Bedingungen (angepasst nach Förstner et al., 1989).



### 1.3.2 Cyanide

**Reaktivität** Cyanide sind generell relativ gut wasserlöslich. Da das Cyanid-Anion (CN<sup>-</sup>) sehr reaktiv ist, tritt es sowohl im wasserungesättigten Untergrund als auch im Grundwasser sehr häufig als mit Metallen komplexiertes Anion, meist mit Eisen als Zentralatom, auf. Diese Eisencyankomplexe sind relativ stabil, ein relevanter Abbau findet v. a. durch Einwirkung von UV-Strahlung (Tageslicht) statt. Die photolytisch freigesetzten Cyanid-Ionen sind jedoch nicht beständig und werden zum Großteil über den Luftpfad in Form von Cyanwasserstoff abgeführt. In Eisencyankomplexen verliert das Cyanid-Anion seine hohe Toxizität.

**Rückhalt im Boden** Aufgrund ihrer negativen Ladung unterliegen Cyankomplexe im wasserungesättigten Untergrund kaum Ionenaustauschprozessen und werden daher auch kaum in der Bodenmatrix zurückgehalten. Lediglich in sehr huminstoffreichen Böden kommt es zu relevanten Adsorptionsreaktionen. Cyanide sind prinzipiell

aerob und anaerob abbaubar, jedoch erschwert die hohe Toxizität des Cyanid-Anions meist eine Transformation (Mansfeldt, 2003).

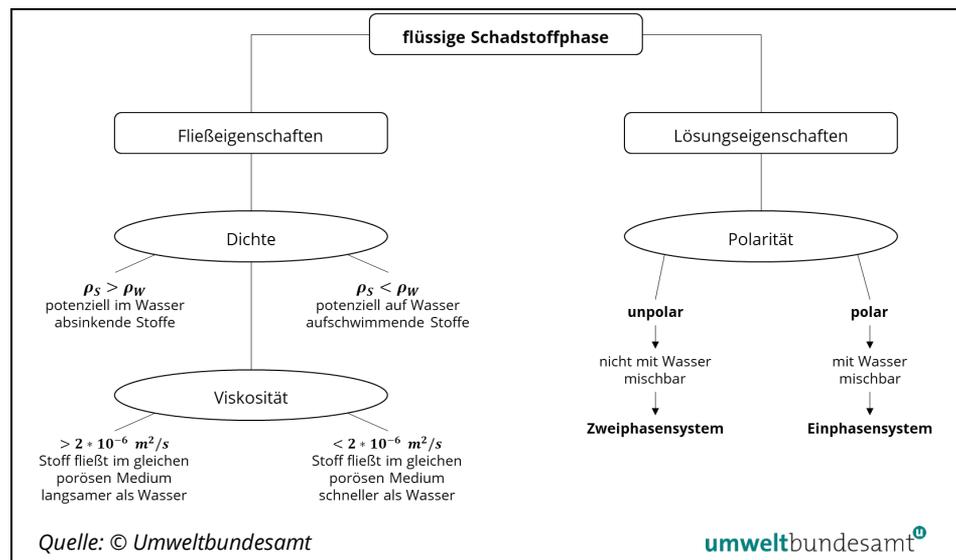
Im Grundwasser besitzen Eisencyankomplexe eine mittelhohe Mobilität.

### 1.3.3 Organische Verbindungen

#### ***Einflussfaktoren auf Verhalten***

Organische Verbindungen können bei kontaminierten Standorten in flüssigem, gelöstem, adsorbiertem oder gasförmigem Zustand auftreten. Für das Verhalten der Schadstoffe im Untergrund sind insbesondere die Fließeigenschaften (siehe Abbildung 15) sowie die Wasser- und Fettlöslichkeit und die Flüchtigkeit von besonderer Bedeutung. Darüber hinaus sind für eine Vorhersage des Verhaltens organischer Schadstoffe im Untergrund deren Ad- und Desorbierbarkeit sowie Abbaubarkeit von entscheidender Bedeutung.

Abbildung 15:  
Fließ- und Lösungseigenschaften flüssiger Schadstoffphasen in Bezug zu Wasser (nach LUBW, 1995).



Zur Beschreibung des Verhaltens organischer Schadstoffe im Untergrund stellen folgende chemisch-physikalischen Eigenschaften eine wesentliche Voraussetzung dar:

- Fließeigenschaften:
  - molare Masse [g/mol] (auch Molekulargewicht)
  - Dichte [g/l]
  - Viskosität [ $\text{m}^2/\text{s}$ ]
  - Oberflächenspannung [N/m]
- Lösungseigenschaften
  - Wasserlöslichkeit [mg/l]
  - Löslichkeit in organischen Lösungsmitteln (Oktanol) [mg/l]

- Flüchtigkeit
  - Dampfdruck [Pa]: Maß für die Tendenz einer Substanz in die Gasphase überzugehen. Es ist der Gasdruck (bzw. die Konzentration in der Gasphase), welcher die Substanz in einem geschlossenen Zweiphasensystem, bestehend aus der reinen Substanz und Luft, ausübt. D. h. der Dampfdruck ist jene Größe, die den Übergang von einer flüssigen Schadstoffphase in den gasförmigen Zustand beschreibt. Der Dampfdruck ist temperaturabhängig. Eine Substanz siedet, wenn ihr Dampfdruck den Umgebungsdruck erreicht (z. B. Wasser hat bei 100 °C einen Dampfdruck von einer Atmosphäre bzw. etwa 105 Pa).
  - Dampfdichte [-]
  
- Ad- und Desorbierbarkeit
  - Polarität
  - Wasserlöslichkeit
  - Acidität bzw. Basizität (Dissoziationskonstante)
  
- Verteilung Luft/Wasser (z. B. Henry-Konstante)
- Verteilung Wasser/Feststoff
- Abbaubarkeit: Molekülstruktur und -aufbau

#### 1.3.4 Eigenschaften und Wirkung von Schadstoffen – Datenquellen

Konkrete Angaben zum physikalisch-chemischen Verhalten, zum Umweltverhalten sowie zur Toxizität von Schadstoffen können z. B. folgender Literatur entnommen werden:

- UBA (1993): Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten.
- LUBW (1995): Hydraulische und pneumatische In-situ-Verfahren.
- Lühr et al. (1995): Stoffgefährlichkeit  $r_0$  für die vergleichende Gefährdungsabschätzung von Altstandortverdachtsflächen.
- LUBW (1998): Kompendium Stoffdatenblätter – Zusammenstellung spezifischer Kenndaten zu altlastentypischen Substanzen.
- Eikmann et al. (1999): Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen – Ergänzbare Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung.
- UBA (2003): Erfassung und Bewertung von Grundwasserkontaminationen durch punktuelle Schadstoffquellen.

Weiters werden heute zumeist EDV-Stoffdatenbanken genutzt, welche umfangreiche Schadstoffkataloge inklusive einer großen Datengrundlage zum spezifischen Stoffverhalten aufweisen, z. B.

- EPISuite – Stoffdatenbank der U.S. Environmental Protection Agency (<https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/download-epi-suite-estimation-program-interface-v411>)

## 1.4 Abgrenzung des Schadensherdes

Die Abgrenzung eines Schadensherdes wird durch das Vorhandensein und die Ausdehnung einer mehr als geringfügigen Kontamination bestimmt. Die Abgrenzung von Altablagerungen und Altstandorten erfolgt entsprechend der räumlichen Lage und der möglichen Ursache von Kontaminationen (Ablagerungsbereich, Bereich der Betriebsanlagen). In der Praxis orientiert sich die Abgrenzung von Altablagerungen und Altstandorten oft an Grundstücksgrenzen.

### **räumliche Abgrenzungen**

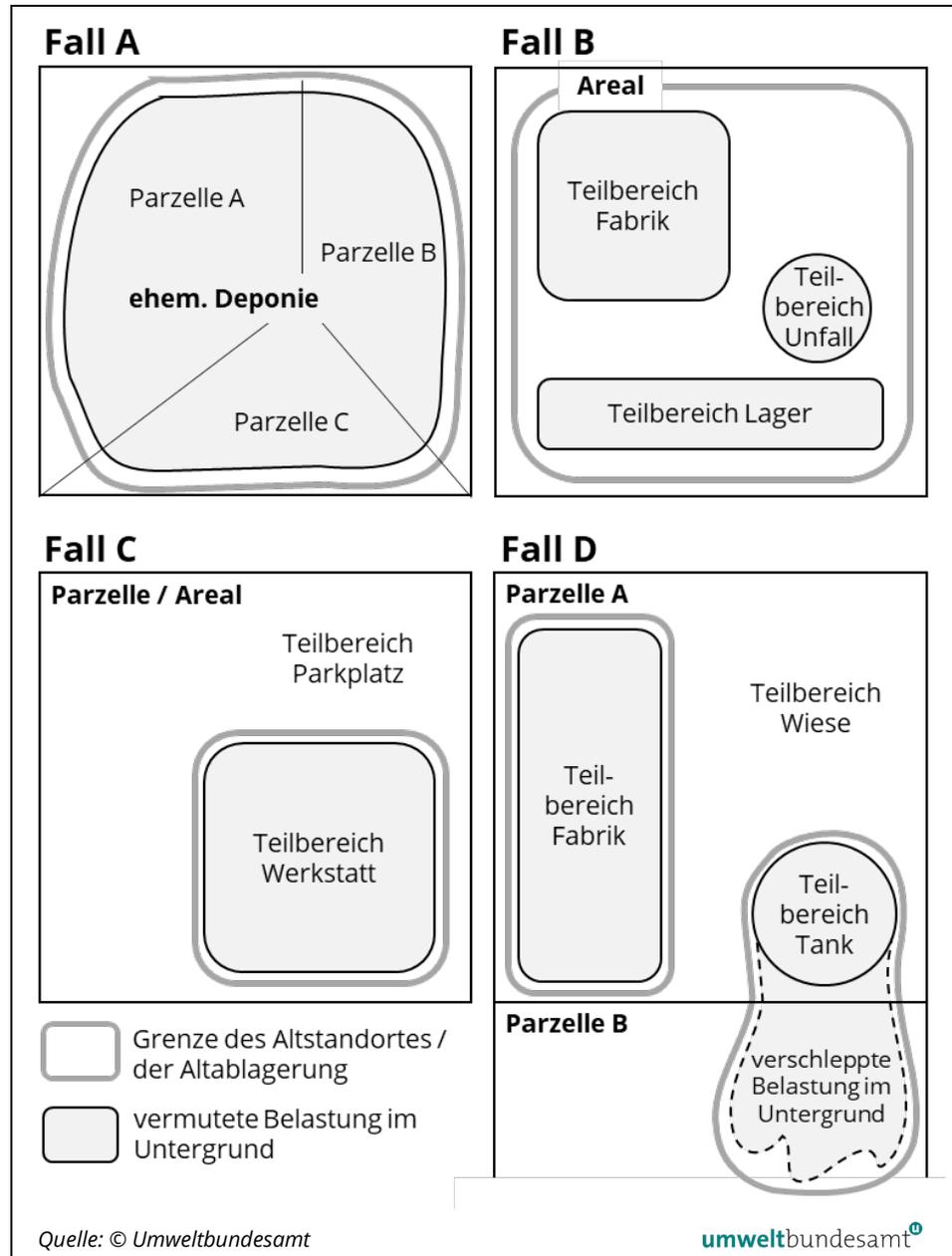
Bei der Untersuchung und Beurteilung von Verunreinigungen des Grundwassers müssen jedoch unabhängig von Grundstücksgrenzen die tatsächlich kontaminierten Bereiche des Untergrundes berücksichtigt werden. Bei Altablagerungen entspricht die räumliche Abgrenzung teilweise der gesamten Ablagerungsfläche. Bei Altstandorten müssen oft entsprechend den jeweiligen altlastenrelevanten Tätigkeiten, Unfällen etc. innerhalb eines ehemals betrieblich genutzten Areals einzelne Teilbereiche mit unterschiedlichen stofflichen Belastungen unterschieden werden. Dementsprechend gibt es oft im Bereich eines Altstandortes sowohl Teilbereiche mit unterschiedlichen Kontaminationen wie auch Teilbereiche, die nachweislich nicht kontaminiert sind. Ähnliches kann auch bei Altablagerungen der Fall sein, wenn z. B. über den Betriebszeitraum eine Veränderung in Bezug auf die Art oder Zusammensetzung der abgelagerten Abfälle (z. B. Einstellung der Ablagerung von Hausmüll und Weiterbetrieb oder Restverfüllungen mit Bauschutt; Änderungen in der Produktion bei betrieblichen Tätigkeiten, wie z. B. Gießereisande, Ersatz teerhaltiger Bindemittel durch synthetische Bindemittel) erfolgte.

### **Identifikation maßgeblicher Kontaminationsherde**

Es ist daher nicht nur die Abgrenzung einer Altablagerung oder eines Altstandortes zu erfassen, sondern es sind jene Kontaminationen des Untergrundes konkret als Kontaminationsherde darzustellen, die in Bezug auf die Mobilisierung von Schadstoffen und Emissionen ins Grundwasser maßgeblich sind. Darüber hinaus kann es in Abhängigkeit der Verteilung der Kontaminationen des Untergrundes zweckmäßig sein, innerhalb eines Kontaminationsherdes erheblich kontaminierte Zonen sowie zusätzlich „Hotspots“ abzugrenzen.

Beispielhaft sind in Abbildung 16 verschiedene Fälle dargestellt:

Abbildung 16:  
Abgrenzung von „Schadensherden“ bei Altablagerungen und Altstandorten (angepasst nach BUWAL, 2003)



**Fall A:** Die Kontaminationen erstrecken sich über den ganzen Standort und der kontaminierte Bereich entspricht sowohl ungefähr der Begrenzung des Standortes als auch der Grundstücksgrenze (z. B. Altablagerung).

**Fall B:** Innerhalb eines Standortes lassen sich einzelne Teilbereiche mit nach Art, Menge und Zeit unterschiedlichem Belastungsspektrum unterscheiden. (z. B. Betrieb mit mehreren altlastenrelevanten Betriebsanlagen und Tätigkeiten). Bei einem derartigen Standort müssen die Beschreibung und Beurteilung auf die unterschiedlichen Kontaminationsbereiche – und infolge konkretisiert auf die jeweilige Mobilisierung von Schadstoffen sowie die jeweiligen Auswirkungen auf das Grundwasser – bezogen werden. Bei einer derartigen Situation müssen bei der Beschreibung des Schadensherdes die Kriterien zur Abgrenzung der Kontaminationen nachvollziehbar dargestellt werden.

**Fall C:** Innerhalb eines Standortes ist z. B. aufgrund der Ergebnisse von Untersuchungen plausibel nachgewiesen, dass nur ein Teilbereich tatsächlich kontaminiert ist (z. B. Spedition mit Betriebstankstelle und großem Parkplatz). In diesem Fall ist nur die betroffene Fläche innerhalb der ehemaligen Betriebsfläche bzw. des betroffenen Grundstückes als kontaminiert zu betrachten. Bei einer derartigen Situation müssen bei der Beschreibung des Schadensherdes – ähnlich wie bei Fall B – die Kriterien zur Abgrenzung des Kontaminationsbereiches nachvollziehbar dargestellt werden.

**Fall D:** Altstandorte, bei denen durch ein initiales Schadensereignis (z. B. Kriegsschäden bei großen Mineralöllagerungen) oder über lange Zeiträume („schleichende Schäden“) große Mengen an flüssigen Schadstoffphasen in den Untergrund gelangten, sowie Altstandorte (sowie in Einzelfällen auch Altablagerungen bei Ablagerung flüssiger Rückstände), bei denen Schadstoffe durch Stofftransport oder Diffusion im Laufe der Jahre über den eigentlichen Standort hinaus verschleppt wurden und als sekundär kontaminierte Bereiche (z. B. Phase im Untergrund) in der Umgebung so hohe Belastungen bewirkt haben, dass auch diese zur Abgrenzung eines kontaminierten Standortes maßgeblich sind. Bei einer derartigen Situation müssen bei der Beschreibung des Schadensherdes, ähnlich wie bei Fall B, die Kriterien zur Abgrenzung der Kontaminationen nachvollziehbar dargestellt werden (BUWAL, 2003).

## 1.5 Räumliche Verteilung von Kontaminationen

Eine umfassende Kenntnis der räumlichen Verteilung kontaminierter Untergrundbereiche im Bereich des Schadenherdes ist eine wesentliche Voraussetzung für das Verständnis und die Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen.

**Schadensbild** Anhand der Beschreibung der geologischen, hydrologischen und hydrogeologischen Verhältnisse am Standort sowie unter Berücksichtigung der Eigenschaften und des Verhaltens der im Einzelfall relevanten Schadstoffe ist das dreidimensionale Schadensbild zu entwickeln und in geeigneter Weise (Grundrisse, Schnitte, Blockdarstellungen etc.) darzustellen. Dabei sind insbesondere jene Untergrundbereiche herauszuarbeiten, in denen aufgrund des Speicher- und Rückhaltevermögens ein hohes Schadstoffpotenzial akkumuliert ist (z. B. Schichten mit hohen Anteilen an feinkörnigen Sedimenten oder organischen Komponenten, residual gesättigte Schichten, freie Schadstoffphase auf der Grundwasseroberfläche), das mittel- bis langfristig mobilisiert werden kann. Nach Möglichkeit sind die Größenordnung des Schadstoffpotenzials (Volumen der belasteten Bereiche, Schadstoffmassen) und der mittel- bis langfristig mobilisierbare Anteil abzuschätzen.

**heterogene Ablagerungskörper** Bei Altablagerungen ist insbesondere bei kommunalen Deponien mit sehr großer Heterogenität der abgelagerten Abfälle zu rechnen. Eine entsprechende gewissenhafte historische Recherche (Luftbildauswertung, Aufzeichnungen der Gemeinden, Ablagerungen von Industriebetrieben etc.) liefert oft Anhaltspunkte

für die Feststellung von Bereichen mit erhöhtem Anteil an Abfällen mit erhöhtem Schadstoffpotenzial. Bei Altablagerungen mit hohem Anteil an Hausmüll ist der mikrobiologische Abbau organischer Substanz kein Prozess, der in allen Bereichen einer Deponie gleichzeitig und in derselben Intensität abläuft. Verantwortlich dafür sind im Wesentlichen folgende Effekte:

- Durch zum Teil lange Ablagerungszeiträume (bis zu mehreren Jahrzehnten) lagern auf einer Deponie unterschiedliche alte Abfälle mit unterschiedlichem biochemischem Reaktionspotenzial.
- Sowohl materialbedingte (unregelmäßige Verteilung der organischen Substanz) als auch strukturelle Inhomogenitäten des Deponiekörpers (Sperrschichten, lokale Verdichtungshorizonte oder „Abflusskanäle“, in denen Sickerwasser bevorzugt strömt) bedingen eine räumlich heterogene Verteilung des Wassergehaltes und führen daher zu einer räumlichen Inhomogenität der mikrobiellen Abbauprozesse.
- Bei zu geringem Wassergehalt (aufgrund oben beschriebener Inhomogenitäten, aber auch aufgrund von Oberflächenabdichtungen) oder zu hohem Wassergehalt (eingestaute Bereiche) findet der mikrobiologische Abbau der organischen Substanz nicht bzw. stark verzögert statt oder kommt ganz zum Erliegen.

**„konserviertes“  
Emissionspotenzial**

Für die Beurteilung der Möglichkeit von Grundwasserverunreinigungen bei einer Altablagerung ist daher neben aktuell festgestellten Kontaminationen (z. B. Feststoffuntersuchungen) und Emissionen (z. B. durch Grundwasseruntersuchungen) auch das „konservierte“ Emissionspotenzial zu berücksichtigen. Insbesondere für eine Abschätzung der mittel- bis langfristigen Entwicklung der Emissionen und möglicher bzw. bereits eingetretener Grundwasserverunreinigungen ist dieses „konservierte“ Emissionspotenzial sowie die Änderung äußerer Randbedingungen (z. B. Wirksamkeit von Oberflächenabdichtungen, Nutzungsänderungen) zu bewerten.

**Schadstoffausbreitung**

Bei betrieblichen Ablagerungen sind die Kenntnis der Zusammensetzung der abgelagerten Abfälle und ihre Änderung im Laufe des Schützzeitraumes wesentlich für das Verständnis des Schadensbildes. Durch Änderungen im Betriebsablauf bzw. Änderung der eingesetzten Produktionsmittel haben betriebliche Ablagerungen im Zeitverlauf oft sehr abweichende Schadstoffgehalte und unterschiedliches Umweltverhalten (Mobilität, Toxizität). Wesentlich für die Beurteilung der Möglichkeit von Grundwasserverunreinigungen sind neben dem eigentlichen Schadensherd (= Ablagerungen mit erhöhtem Schadstoffpotenzial) die Möglichkeit der Schadstoffausbreitung. In diesem Zusammenhang sind neben natürlichen Barrieren (z. B. feinkörnige Schichten geringer Wasserdurchlässigkeit mit hohem Rückhaltevermögen) auch Art und Zustand sowie die mittel- bis langfristige Funktionstüchtigkeit bestehender technischer Barrieren zu bewerten.

**Schadstoffverteilung**

Bei Altstandorten kann die Schadstoffverteilung im Untergrund (dreidimensionales Schadensbild) entsprechend den unterschiedlichsten möglichen Schadstoffen (Mineralöl, CKW, Teeröl, Schwermetalle, Cyanid, Phenole, aromatische Kohlenwasserstoffe, PFAS etc.) und den unterschiedlichen hydrogeologischen

Gegebenheiten (Flurabstand, Durchlässigkeiten, Zwischenschichten etc.) unterschiedlichste Art und Größe aufweisen. Zusätzlich sind auch Art, Menge und Zeitpunkt bzw. Dauer der Schadstoffeinträge von entscheidender Bedeutung für die Schadstoffverteilung, z. B.:

- langjährige punktförmige Schadstoffeinträge (z. B. Verluste bei Anlagenstandorten, Verluste bei Füllstationen, undichte Leitungen)
- kurzzeitige massive punktförmige Schadstoffeinträge (z. B. Unfälle, Leitungsgebrechen, Kriegsschäden)
- langjährige diffuse Schadstoffeinträge (z. B. Tropfverluste imprägnierter Hölzer, Manipulationsverluste auf Lagerflächen)

**Schadstoffquellen**

Zur Charakterisierung des Schadensbildes ist zwischen stark kontaminierten Bereichen, die mittel- bis langfristig Emissionen verursachen können („Schadstoffquelle“) und den Auswirkungen („Schadstofffahne“) zu unterscheiden. Als Schadstoffquelle sind prinzipiell folgende Bereiche anzusprechen:

- freie Phase („pool“)
- Schadstofftröpfchen („blobs“)
- residual gesättigte Zonen
- adsorbierte Schadstoffe
- gelöste Schadstoffe im Adsorptions-, Haft- oder Sickerwasser

**Dauer der Schadstofffreisetzung**

Eine möglichst genaue Kenntnis der Größe und eine zutreffende Beschreibung der Schadstoffverteilung im Quellenbereich ist notwendig, um die in Hinblick auf eine Lösung und Mobilisierung maßgeblichen Prozesse beschreiben zu können sowie um auch abzuschätzen, über welche Zeiträume mit Emissionen zu rechnen ist. In Tabelle 4 ist beispielhaft für unterschiedliche Szenarien der Schadstoffverteilung am Schadensherd ein Überblick über die wahrscheinliche Dauer der Schadstofffreisetzung zitiert.

Tabelle 4:  
Dauer der Schadstofffreisetzung für relativ gut lösliche (BTEX, LCKW) und schwer lösliche (PAK) Schadstoffe in Jahren (nach Grathwohl, 2006, Wabbels und Deutsch, 2008).

Szenario	BTEX, LCKW	PAK
<b>Gelöste bzw. sorbierte organische Schadstoffe</b>		
Zeitskala im Kornmaßstab*	<1	1-100
Zeitskala bei geringdurchlässigen Schichten	>10	>100
<b>Residuale organische Flüssigphasen</b>		
Zeitskala bei der Lösung aus Blobs	1 bis >10	10 bis >100
Zeitskala bei der Lösung aus Pools	>10-1.000	>1.000

\* Gilt nur für einzelne Körner – wenn längere Strecken im Grundwasser (viele Körner hintereinander) kontaminiert sind, wird die Advektion geschwindigkeitsbestimmend.

## 2 Geologische, hydrologische und hydrogeologische Standortverhältnisse

Im Zusammenhang mit der Beurteilung von Schadstofffahnen sind möglichst exakte Kenntnisse über die geologischen, hydrologischen und hydrogeologischen Standortverhältnisse zur Beschreibung

- des Wasserhaushaltes,
- der Grundwasserhydraulik,
- der geogen bedingten Qualität des Grundwassers und
- des Schadstofftransports sowie der Prozesse des Rückhaltes und Abbaus von Schadstoffen in der wasserungesättigten und der wassergesättigten Zone

essenziell.

Zur Beschreibung der geologischen, hydrologischen und hydrogeologischen Standortverhältnisse sind insbesondere Kenntnisse über folgende Eigenschaften des Standortes notwendig:

### Geologische Eigenschaften

- Art, Abfolge, Homogenität und räumliche Lage der im Untergrund auftretenden Gesteine
- Eigenschaften der Gesteine

#### Lockergestein

- Korngrößenverteilung
- Gefüge (Korn und Matrix)
- Lagerungsdichte
- Porosität
- Sedimentäre Heterogenität
- Wassergehalt und Gehalt an organischer Substanz
- Verwitterungsgrad etc.

#### Festgestein

- Gefüge
- Orientierung und Ausbildung von Trennflächen

### Hydrologische Eigenschaften

- Meteorologische Standortbedingungen
  - Niederschlagshöhe und -verteilung
  - Jahreszeitlicher Temperaturverlauf
  - (eventuell Evapotranspiration)
- Topographie und Beschaffenheit der Geländeoberfläche (Geländeneigung, Oberflächenversiegelung, Bebauung)
- Oberflächenabfluss und Grundwasserneubildung

- Lage zu Vorflutern und Hochwasserabflussgebieten
- Bodentyp und Mächtigkeit (Bodendichte, Feldkapazität)
- Vegetationsdecke (Art und Höhe, Bedeckungsgrad)

### Hydrogeologische Eigenschaften

- Art der auftretenden Grundwasserleiter (Poren-, Kluft-, Karstgrundwasserleiter)
- Verteilung grundwasserleitender Gesteinsschichten und zusammenhängender Grundwasserkörper im Untergrund
- horizontale Ausdehnung, Relief und Mächtigkeit grundwasserstauender Gesteinsschichten
- Tiefenlage von Grundwasserstockwerken sowie Vollständigkeit der Stockwerkstrennung bzw. Kommunikation zwischen verschiedenen Grundwasserstockwerken
- Druckverhältnisse des Grundwassers innerhalb unterschiedlicher Grundwasserstockwerke (freies, gespanntes oder artesisches Grundwasser)
- Flurabstand des obersten Grundwasserstockwerks (Lage des Grundwasserspiegels zur Geländeoberfläche und Mächtigkeit der wasserungesättigten Bodenzone)
- Mächtigkeit und Rückhalteeigenschaften der wasserungesättigten Bodenzone bzw. der Grundwasserüberdeckung (Durchlässigkeit und Adsorptionseigenschaften bzw. -kapazität von Gesteins- bzw. Bodenschichten)
- Hydraulische Eigenschaften des Grundwasserleiters
  - Grundwassermächtigkeit
  - Durchlässigkeit des Grundwasserleiters
  - durchflusswirksamer Porenanteil
  - Strömungsverhältnisse des Grundwassers innerhalb eines Grundwasserstockwerks (z. B. Strömungsrichtung, Grundwasserspiegelgefälle, Abstandsgeschwindigkeit)
- Wiederkehrende natürliche und anthropogene Veränderungen der Strömungsverhältnisse des Grundwassers (z. B. Schwankungen von Strömungsrichtung und Lage des Grundwasserspiegels aufgrund von Grundwasserneubildung, Grundwasserentnahmen oder Kommunikation mit einem Oberflächengewässer)
- Besonderheiten bei Kluft- und Karstwasserleitern
  - Hydraulische Durchlässigkeit der Gesteine (z. B. bei porösen Sandsteinen) und des Gebirges („Summe“ aus der Durchlässigkeit der Gesteine, der Trennflächen und der Lockergesteinsbereiche)
  - Wasserführung von Trennflächen bzw. Karströhren und Wasserspeicherkapazität von Trennflächenfüllungen bzw. Gesteinen mit Lockergesteinseigenschaften
  - Retentionsvermögen des Gebirges
  - Relative Anzahl von wasserführenden Trennflächen bzw. Karströhren

- Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers bzw. Verweildauer des Grundwassers bis zum Austritt
- Räumliche Lage von Stauern und von Quellaustrittshorizonten

#### **Hydrogeologische Standorttypen**

Die geologischen und hydrogeologischen Verhältnisse in Österreich sind sehr vielfältig. Zur Unterstützung der Beurteilung und Bewertung der möglichen Schadstoffausbreitung werden vorläufig elf definierte Standortsituationen unterschieden (siehe Anhang 2). Ein ähnlicher Ansatz wurde bereits 1998 in Baden-Württemberg (15 Standorttypen) gewählt. Die Grundlage für die Beschreibung in Österreich war die Betrachtung geologischer und naturräumlicher Großräume sowie die bisher häufig angetroffenen Standortsituationen. Aus der naturräumlichen Situation ergibt sich, dass die großen Siedlungsgebiete in Österreich – und damit auch die meisten industriell und gewerblich genutzten Standorte sowie die großen kommunalen Abfalldeponien – im rand- und voralpinen Bereich bzw. in großen inneralpinen Tälern liegen. In all diesen Bereichen befinden sich meist mächtige (post-)glaziale Kies- und Sandablagerungen der jüngsten Eiszeit, sodass die hydrogeologischen Standorttypen 1 bis 4 (siehe Anhang 2) bei der Bearbeitung von Altstandorten und großen Altablagerungen mit Abstand die am häufigsten anzutreffenden sind.

#### **örtliche Verhältnisse**

Die im Anhang 2 für die verschiedenen Standorttypen angegebenen Anhaltswerte für den „Eintrag“ und die „Ausbreitung“ von Schadstoffen im Grundwasser sind als beispielhafte Angaben zu verstehen. Bei der Beurteilung im Einzelfall sind die jeweiligen örtlichen Verhältnisse (nachvollziehbare Zusammenfassung der bewertungsrelevanten Merkmale, siehe oben) zu beschreiben. Nach Möglichkeit und Zweckmäßigkeit ist eine Zuordnung zu einem Standorttyp zu treffen, aus der dann die Beurteilung der hydrogeologischen Standortverhältnisse und der möglichen Ausbreitung von Schadstoffen abgeleitet werden kann, oder eine Bewertung in Form von Analogieschlüssen durchzuführen und zu beschreiben.

### **3 Eintrag von Schadstoffen aus der ungesättigten Untergrundzone**

#### **Sickerwasserprognose**

Ausgehend von einer Untergrundkontamination (Schadensherd, Schadensquelle) breiten sich Stoffe im Untergrund aus. Zur Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen ist eine Abschätzung der Stofffrachten, die in das Grundwasser gelangen, hilfreich („Sickerwasserprognose“). Für eine Abschätzung der Stofffrachten, die in das Grundwasser gelangen, muss im Wesentlichen folgendes berücksichtigt werden:

- Sickerwassermenge
- Stoffkonzentrationen im Sickerwasser (Mobilisierbarkeit der Untergrundverunreinigung)
- Rückhaltevermögen der ungesättigten Untergrundzone

**„Rückrechnung“ auf Stoffemission**

Aufgrund der häufig heterogenen Stoffverteilungen im Untergrund ist eine Abschätzung der Stofffracht in der ungesättigten Zone meist mit großen Unsicherheiten behaftet. Als Vergleich sollte daher die Stoffemission in das Grundwasser aus der festgestellten Verunreinigung im Grundwasser „rückgerechnet“ werden. In Gegenüberstellung einer Abschätzung von Sickerwasserbelastungen für einen kontaminierten Standort mit den im Grundwasserabstrom nachweisbaren Auswirkungen können Erkundungsergebnisse und insbesondere mit unterschiedlichen Datengrundlagen ermittelte Schadstofffrachten auf Plausibilität geprüft werden.

## 4 Ausbreitung von Schadstofffahnen im Grundwasser

**häufigste Schadensarten**

Ausgehend von den bisherigen Erfahrungen bei der Erkundung und Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen können für die am häufigsten vorkommenden Schadensarten und für die in Österreich häufig vorkommenden hydrogeologischen Standortbedingungen (quartäre, gut durchlässige Grundwasserleiter) die zu erwartenden Schadensbilder beschrieben werden.

### 4.1 Kommunale Altablagerung („Hausmülldeponie“)

**Sickerwasser**

Sickerwässer aus Altablagerungen mit relevanten Anteilen an Hausmüll sind im Allgemeinen mit organischen Schadstoffen belastet. Dies drückt sich in Abhängigkeit vom Abbaugrad der organischen Substanz v. a. in erhöhten organischen Summenparametern (z. B. DOC, CSB, bei jüngeren Ablagerungen auch BSB) aus. Daneben sind solche Sickerwässer – ebenfalls in Abhängigkeit vom Abbaugrad bzw. vom Auswaschungsgrad des Deponiekörpers – durch relevante Gehalte an Ammonium und Ionen aus leicht löslichen Salzen (Chlor, Natrium, Kalium etc.), Eisen, eventuell Mangan und Bor gekennzeichnet. Solange ein relevanter biologischer Abbau im Deponiekörper stattfindet, finden sich im Allgemeinen aufgrund der vorherrschenden basischen Verhältnisse kaum andere Schwermetalle im Sickerwasser.

**Sauerstoffverbrauch**

In Abhängigkeit von der Menge und der Beschaffenheit des Sickerwassers und den hydrogeologischen Bedingungen kommt es beim Eindringen der organisch belasteten Deponiesickerwässer in das Grundwasser zu einem mikrobiellen Verbrauch des gelösten Sauerstoffes bis hin zu einer vollständigen Zehrung.

Das Ausmaß der Sauerstoffzufuhr zum Grundwasser ist abhängig von den jeweiligen Deckschichten, sodass zum Beispiel bei feinkörnigen, lehmigen Deckschichten auf längeren Fließstrecken kein freier gelöster Sauerstoff nachweisbar sein kann, da der Gasaustausch durch weniger durchlässige Schichten behindert wird. Erst wenn die Sauerstoffzufuhr zum Grundwasser größer wird als der

Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen, die gelöste organische Inhaltsstoffe abbauen, ist wieder gelöster Sauerstoff im Grundwasser vorhanden. Aufgrund der erhöhten biochemischen Aktivität im unmittelbaren Abstrom von Hausmülldeponien können in diesen Bereichen auch Effekte in Hinsicht auf den Abbau von organischen Schadstoffen, wie z. B. von Chlorphenolen, beobachtet werden.

**Ausfällung** Anorganische Belastungen des Sickerwassers fallen im Grundwasser zum Teil in Abhängigkeit vom herrschenden pH-Wert aus. Schwermetalle werden, sofern sie nicht schon im Deponiekörper ausgefällt wurden, weitgehend bereits in der Bodenpassage zum Grundwasser und in weiterer Folge in der ersten anaeroben, sulfidischen Zone ausgefällt. Die Schwermetalle werden dabei nicht nur als Sulfide, sondern auch als Carbonate gefällt. In untergeordnetem Ausmaß spielt auch die Sorption an Huminstoffen eine Rolle. Da Kationen in der Bodenpassage Austauschreaktionen an Tonmineralen unterliegen, sind vor allem Anionen, wie z. B. Chlorid, als sehr mobil zu bezeichnen. Eine Abnahme der Konzentration entlang der Fließstrecke des Grundwassers ist bei solchen Stoffen in erster Linie auf Verdünnung zurückzuführen.

**Verteilung entlang der Fließstrecke** Erfahrungen in der Praxis haben bestätigt, dass bei größeren kommunalen Altablagerungen Verunreinigungen in unmittelbaren Abstrom meist auf die obersten Bereiche des Grundwasserleiters beschränkt sind. Über längere Fließstrecken kann sich eine vertikale Durchmischung und eine gleichmäßigere Verteilung der Belastungen über den Aquifer einstellen. Gleichzeitig kann es entlang der Fließstrecke durch Lösung und Aufnahme von Sauerstoff aus der ungesättigten Bodenzone auch zu einer Veränderung des Grundwasserchemismus, einem Abbau organischer Verunreinigungen, der Nitrifikation von Ammonium und damit insgesamt zu einem Rückgang der Belastungen in den obersten Grundwasserbereichen kommen.

**Auswertung der Analysedaten** Diese verallgemeinerten und modellhaften Beschreibungen wurden auch von verschiedenen Institutionen durch statistische Auswertungen von Analysedaten aus dem Grundwasserabstrom von Altablagerungen bestätigt. Beispielhaft kann in diesem Zusammenhang auf die Auswertungen der Hessischen Landesanstalt für Umwelt (Seeger, 1994) und (Kerndorff et al., 1993) verwiesen werden.

Bei der Auswertung unterschiedlicher Datensätze konnte eine Veränderung der Beschaffenheit des Grundwassers durch Altablagerungen jeweils hauptsächlich hinsichtlich einer Konzentrationszunahme von Alkalimetallen sowie allgemein eine Aufsalzung beobachtet werden. Die Stoffeinträge von organischen Substanzen bewirken andererseits erhöhte Konzentrationen bei Leitparametern wie Ammonium und Kalium und führen infolge aufgrund der mikrobiellen Umsetzungsprozesse zu einer deutlichen Zunahme der Hydrogencarbonatgehalte. Schwermetalle und einfache organische Schadstoffe spielen demgegenüber bei kommunalen Altablagerungen generell eine untergeordnete Rolle und zeigen eine wesentlich geringere Nachweishäufigkeit als die bereits genannten Parameter (Kerndorff et al., 1993).

**Analyseparameter** Gleichlautend kam die Hessische Landesanstalt für Umwelt zu dem Schluss, dass für die Beurteilung des Grundwassers im Abstrom von Altablagerungen einerseits alle Parameter, die Hinweise auf eine Beeinflussung durch organisch belastete Sickerwässer darstellen bzw. die das hydrochemische Milieu beschreiben (Sauerstoffgehalt, Redox-Verhältnisse, Eisen, Mangan, DOC sowie Ammonium, Nitrit und Nitrat) und andererseits alle Parameter, die den Hauptlösungsgehalt umfassen (Hydrogencarbonat, Natrium, Kalium, Bor und Chlorid sowie untergeordnet Magnesium, Calcium und Sulfat) untersucht werden müssen. Als Indikatoren für Verunreinigungen durch Hausmülldeponien können im Einzelfall insbesondere auch die Parameter Bor und Tritium geeignet sein (Seeger, 1994).

## 4.2 Mineralölschaden

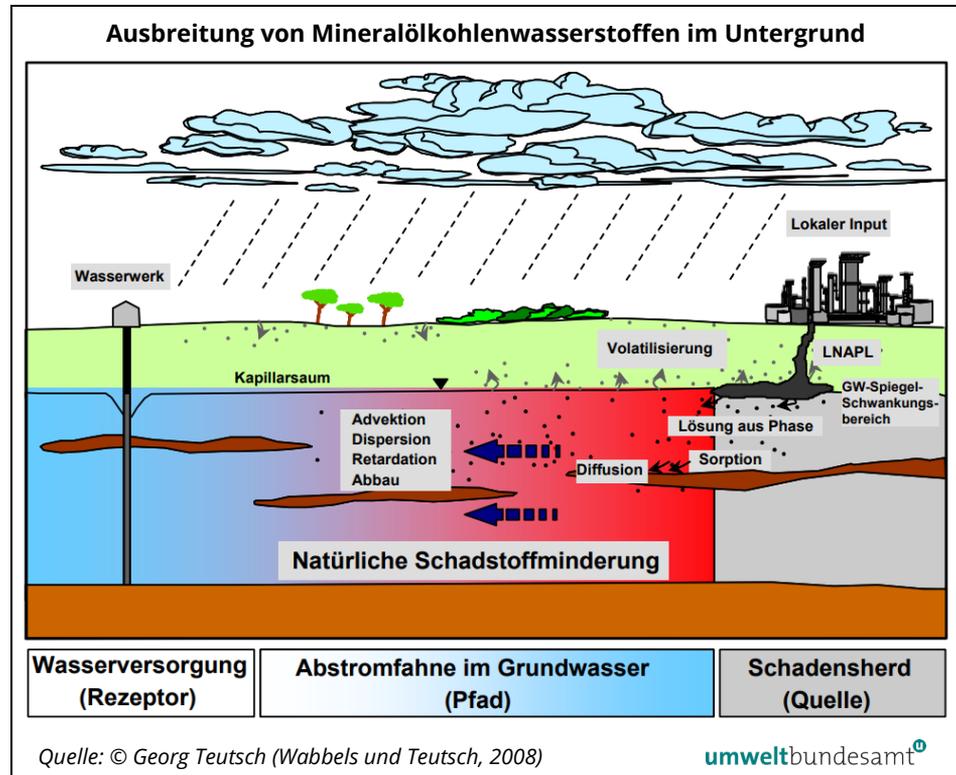
**Ausbreitung im Grundwasser** Mineralöle (ausgenommen spezifische Schweröle) besitzen eine geringere Dichte als Wasser (LNAPL = Light Non-Aqueous Phase Liquid). Eine in den Untergrund eingedrungene Phase breitet sich daher auf der Grundwasseroberfläche aus. Aus dem Bereich der aufschwimmenden Ölphase lösen sich in der Regel über Jahrzehnte bis Jahrhunderte Kohlenwasserstoffe und bilden in Abhängigkeit von Alter und Zusammensetzung des eingedrungenen Mineralöls sowie den geohydraulisch und geochemisch bedingten Sorptions- und Abbaumechanismen meist Schadstofffahnen mit geringer Länge (unter 100 Meter) aus (siehe Abbildung 17). Außerdem zeigen die Erfahrungen bei Mineralölschadensfällen allgemein auch, dass die Schadstofffahne der gelösten Kohlenwasserstoffe meist auf die oberen zwei bis vier Meter des Grundwasserleiters beschränkt sind und in tieferen Grundwasserbereichen meist keine Belastungen mit Kohlenwasserstoffen festzustellen sind.

**siedebereichsabhängige Ausbreitung** Mineralöle mit niedrigem Siedebereich (z. B. Benzin) bilden aufgrund höherer Mobilität längere Schadstofffahnen aus, durch natürliche Verdünnungs- und Abbauprozesse sind derartige Verunreinigungen aber meist nach wenigen Jahrzehnten nicht mehr vorhanden. Aufgrund der besseren Löslichkeit und der höheren Mobilität können sich derartige Verunreinigungen auch in tiefere Grundwasserbereiche ausbreiten.

Mineralöle mit hohem Siedebereich (z. B. Schmieröle) bilden meist sehr kurze und oft nicht nachweisbare Schadstofffahnen aus bzw. können aufgrund ihrer hohen Viskosität auch zur Gänze in der ungesättigten Bodenzone zurückgehalten werden.

Der Bereich einer aufschwimmenden Ölphase ist nicht Teil der Schadstofffahne, sondern Teil des kontaminierten Untergrundbereichs bzw. des Schadensherdes.

Abbildung 17:  
Schematische Darstellung der Schadstoffausbreitung eines Mineralölschadens.



### 4.3 CKW-Schaden

Chlorierte Kohlenwasserstoffe besitzen größtenteils eine höhere Dichte als Wasser (DNAPL = Dense Non-Aqueous Phase Liquid). Eine in den Untergrund eingedrungene Phase kann daher in Abhängigkeit der Schadstoffmenge und der hydrogeologischen Randbedingungen bis zum Grundwasserstauer absinken. In vielen bisher bekannten Schadensfällen wurde jedoch kein Absinken der CKW bis zum Grundwasserstauer festgestellt, meist sind auch die Schadstoffgehalte in der gelösten Schadstofffahne nach unten hin deutlich abnehmend. Bei CKW-Schäden können sich lange Schadstofffahnen (auch über 500 Meter) ausbilden. CKW sind in ihrem Umweltverhalten generell als sehr mobil zu bezeichnen.

#### **Bodenluftbelastung**

Aufgrund der hohen Flüchtigkeit entsteht bei CKW-Schäden in der Regel eine Belastung der Bodenluft in der ungesättigten Bodenzone. Auch im Bereich der gelösten Schadstofffahne im Grundwasser kommt es durch Verflüchtigung meist zu sekundären Bodenluftbelastungen durch Ausgasen aus dem Grundwasser.

#### 4.4 Metallschaden

**Mobilität** Die Mobilität von Schwermetallen im Grundwasser wird in erster Linie durch die im Grundwasser vorherrschenden physikalisch-chemischen Bedingungen – im Wesentlichen durch den pH-Wert und die Redox-Verhältnisse – gesteuert. Schwermetalle sind unabhängig vom Redox-Potenzial unter den in Österreich meist vorherrschenden Grundwasserverhältnissen mit pH-Werten im neutralen Bereich allgemein eher immobil. Hinzukommt, dass Industriezweige, die als Auslöser großer Schwermetallschäden in Frage kommen (Bergbau, metallproduzierende und -verarbeitende Industrie etc.), im internationalen Vergleich in Österreich nur an wenigen Standorten in großem Ausmaß betrieben wurden.

**Chromschäden** Die in Österreich in der Praxis auftretenden Schwermetallschäden beschränken sich daher auf wenige Schwermetalle und Industriezweige. In diesem Zusammenhang sind v. a. Chromschäden auf (ehemaligen) Gerberei- und Salzimprägnierungsstandorten zu nennen.

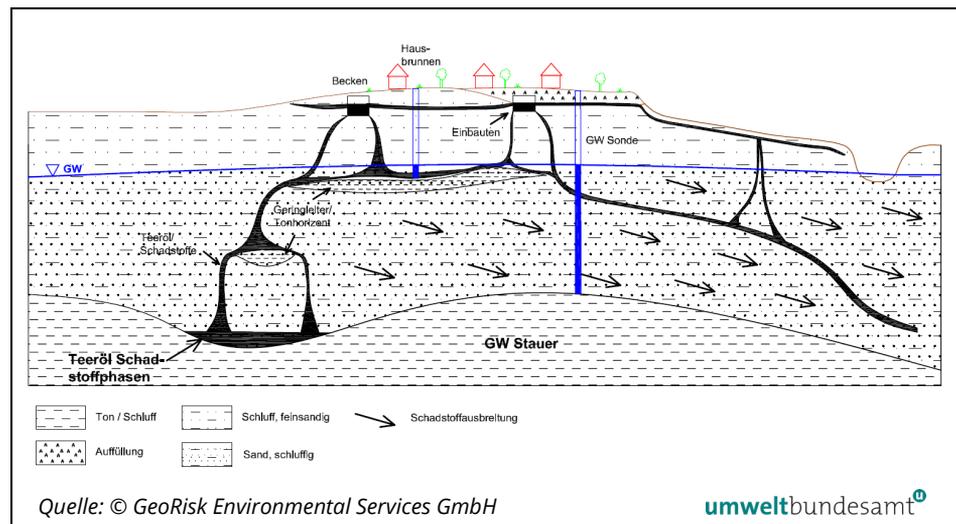
Die Konzentration von Chromverbindungen im Grundwasser wird durch Redox-Reaktionen, Lösungs- und Fällungsvorgänge sowie durch Adsorption und Desorption bestimmt. Die beiden relevanten Spezies sind Chrom-III und Chrom-VI, wobei unter natürlichen Bedingungen Redox-Reaktionen in beide Richtungen stattfinden können. Eine Oxidation von Chrom-III zu Chrom-VI findet hauptsächlich durch Mangandioxid statt. Umgekehrt vermögen viele Reduktionsmittel, wie Eisen-II, organische Verbindungen oder Sulfide, Chrom-VI zu reduzieren. Chrom tritt am häufigsten als Chrom-III-Verbindung auf und ist aufgrund der geringen Löslichkeit meist nur in geringen Spuren im Grundwasser nachweisbar. Nur bei sehr niedrigen pH-Werten erhöht sich die Löslichkeit von Chrom-III signifikant. Unter stark oxidierenden Verhältnissen treten Chrom-VI-Verbindungen auf, die im Gegensatz zu Chrom-III eine hohe Wasserlöslichkeit, jedoch auch eine hohe Sorptionsneigung, z. B. an Eisenoxiden besitzen (Rai et al., 1989). Fehlen potenzielle Adsorptionssubstanzen, können sich Chrom-VI-Verbindungen im Grundwasser in Abhängigkeit der allgemeinen hydrogeologischen Rahmenbedingungen relativ weit (mehrere 100 Meter) ausbreiten.

#### 4.5 Teerölschaden

**Mobilität** Teeröle sind generell als wenig mobil einzustufen, wobei die Einzelverbindungen der Teeröle signifikante Unterschiede aufweisen. Entsprechend ihrer Dichte und mäßigen Löslichkeit bilden sich bei Teerölschäden bei entsprechend großen in den Untergrund eingedrungenen Schadstoffmengen oft Phasenbereiche am Grundwasserstauer aus. Die Schadstoffphase breitet sich vorrangig entlang des Stauerreliefs durch Gravitation aus. Diese Ausbreitung kann auch entgegen der Grundwasserströmungsrichtung erfolgen. Im Teeröl können sich auch Anteile mit geringerer Dichte als Wasser befinden, sodass sich in Abhängigkeit der Ausgangssubstanzen auch eine Schwimmphase an der Grundwasseroberfläche bilden kann (siehe Abbildung 18).

**Schadstoffschichtung** Teeröle bilden aufgrund der geringen Mobilität (v. a. große Adsorptionsneigung) generell eher geringe Fahnenlängen (maximal 100 Meter) aus. Bei vielen Schadensfällen wurde – polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe als Hauptschadstoffe der Teeröle betreffend – eine vertikale Schadstoffschichtung mit den höchsten Schadstoffgehalten in den tieferen Grundwasserbereichen festgestellt. Bei Auftreten einer aufschwimmenden Schadstoffphase ist diese eindeutige Schichtung in der Regel nicht gegeben. Teeröle bestehen aus mehr als 10.000 Einzelverbindungen, sodass das Schadensbild in der Regel sowohl in lateraler als auch in vertikaler Ausdehnung differenziert zu betrachten ist. Die Gruppe der heterozyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (NSO-Heterozyklen) können in Einzelfällen deutlich längere Schadstofffahnen ausbilden.

Abbildung 18:  
Verhalten von Teer im  
Untergrund.



## 5 Konzeptives Standortmodell

Sämtliche Informationen und Annahmen zu einem Schadensfall sind zusammenfassend zu beschreiben und darzustellen. Diese zusammenfassende Beschreibung und Darstellung wird als „Konzeptives Standortmodell“ bezeichnet. Das Standortmodell ist das zentrale Element für die Erkundung und Beurteilung von Grundwasserkontaminationen und deren Auswirkungen auf die Umwelt. Es umfasst vor einer Erkundung meist nur wenige konkrete Informationen und viele Annahmen. In einem meist iterativen Prozess der Erkundung und Beurteilung wird das Standortmodell bis zur erforderlichen Genauigkeit konkretisiert und präzisiert.

Für das Standortmodell müssen in Zusammenhang mit der Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen Informationen zu folgenden Themenbereichen vorliegen oder Annahmen dazu getroffen werden:

- Ursachen von Grundwasserkontaminationen

- Art und räumliches Ausmaß von Untergrundkontaminationen
- natürliche Standortverhältnisse (geologische, hydrologische, hydrogeologische etc.)
- Ausbreitung von Stoffen in der ungesättigten Untergrundzone
- Ausbreitung von Stoffen im Grundwasser (Schadstofffahne, Schadstofffracht)
- Art und Lage von Grundwassernutzungen

## 6 Anwendung mathematischer Modelle

### **Ziel der Simulationsmodelle**

Ausgehend von „klassischen“ Grundwassermodellen, die in ihren ersten Entwicklungsstufen als zwei- oder dreidimensionale Modelle vor allem zur Analyse und Simulation der Strömungsverhältnisse und Bearbeitung quantitativer Fragestellungen angewandt wurden, wurden in den letzten Jahrzehnten in vielen Forschungs- und Entwicklungsprojekten mathematische Modelle zur Simulation von Stofftransportprozessen entwickelt. Die Erarbeitung und Anwendung derartiger Simulationsmodelle hat im Allgemeinen das Ziel, die zeitliche und räumliche Entwicklung bestimmter Merkmale von Grundwasserverunreinigungen (z. B. Fließgeschwindigkeiten, Stoffkonzentrationen als Funktion von Ort und Zeit) zu prognostizieren (DGFZ, 2008).

### **Zuverlässigkeit**

Die Zuverlässigkeit modellgestützter Prognosen hängt von einer großen Zahl von Gesichtspunkten ab, wie z. B. der zur Verfügung stehenden Qualität und Quantität der Input-Daten, der Definition der Randbedingungen oder der mathematischen Beschreibung von Schadstofftransportprozessen und den damit zusammenhängenden notwendigen Annahmen und Vereinfachungen (Abstraktions- und Reduktionsgrad). Insgesamt ist festzuhalten, dass aufgrund der im Allgemeinen erheblichen Unsicherheiten die Zuverlässigkeit der mithilfe von Schadstofftransportmodellen abgeleiteten Aussagen meist eingeschränkt ist. Dementsprechend erscheint es auch mittelfristig nicht zweckmäßig, die Anwendung mathematischer Modelle zur Beurteilung der zukünftigen Entwicklung von Schadstofffahnen als Standardmethode anzuwenden.

**Anwendungen** Allerdings kann die Anwendung entsprechender Modelle in Form von Simulationen im Einzelfall zweckmäßig sein, um Szenarien zu analysieren und das Verständnis zu einem Schadensfall zu überprüfen und zu verbessern. Entsprechende Anwendungen könnten z. B.

- bei sehr einfachen und relativ homogenen geologischen und hydrogeologischen Standortverhältnissen sowie einfacher Verteilung der Schadstoffe im Untergrund (z. B. annähernd radialsymmetrisch) zweckmäßig sein (einfach nachvollziehbar und überschaubarer Aufwand) oder
- bei großen und/oder komplexen Schadensfällen als begleitende und dabei aber auch langfristig zu ergänzende Analyseverfahren zur kontinuierlichen Qualitätssicherung und Fortschreibung von Prognosen zum Einsatz kommen.

**Entwicklungsstand** Einen Überblick zum Entwicklungsstand und zu den Voraussetzungen der Anwendung von mathematischen Modellen bieten z. B. die bereits in diesem Kapitel zitierte Veröffentlichung „Systemanalyse, Modellierung und Prognose der Wirkungen natürlicher Schadstoffminderungsprozesse – eine rezente Synopse“ aus dem deutschen F&E-Projekt KORA (DGFZ, 2008) sowie der Leitfaden „CORONAScreen: Process-based Models for Natural Attenuation Assessment“ (Wilson et al., 2005), der im Rahmen des seitens der Europäischen Kommission geförderten Forschungs- und Entwicklungsprojektes CORONA erstellt wurde.

## ANHANG 4 ERKUNDUNG VON GRUNDWASSER- VERUNREINIGUNGEN (SCHADSTOFFFAHNE)

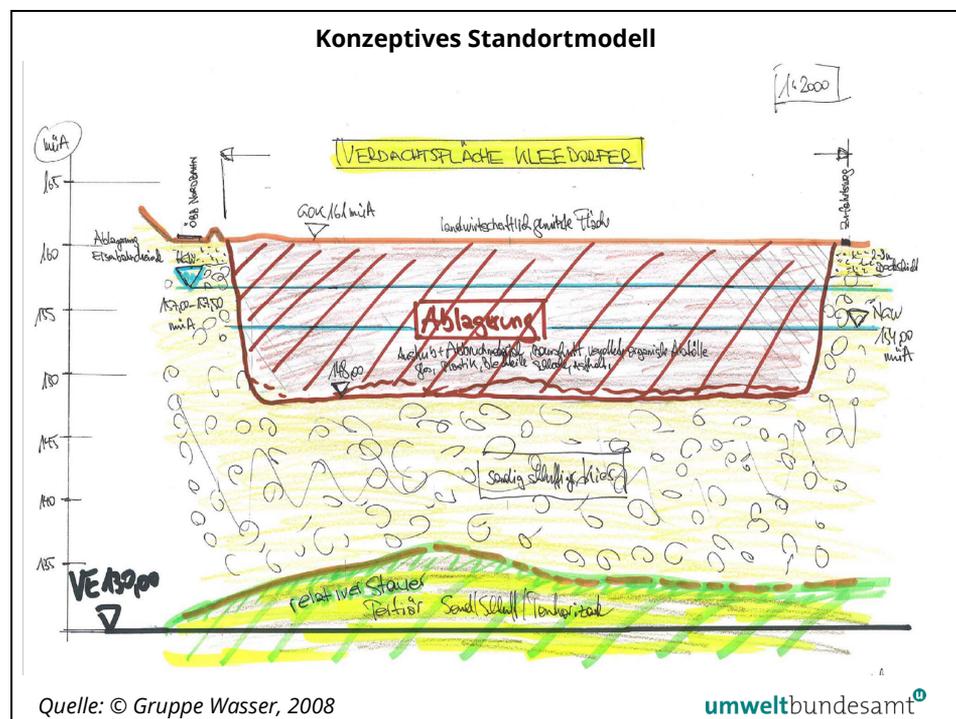
### 1 Vorgangsweise

**Ziele** Die wesentlichen Ziele einer Erkundung von Grundwasserverunreinigungen sind in der Regel die Ermittlung

- ob und welche Stoffe von einer Untergrundkontamination in das Grundwasser gelangen
- in welchem Ausmaß Stoffe in das Grundwasser gelangen (Konzentrationen und Stofffrachten im Grundwasser)
- der Ausbreitung von Stoffen im Grundwasser („Schadstofffahne“, „beeinflusster Bereich“)

**Voraussetzungen** Voraussetzung für die Erkundung von Grundwasserverunreinigungen ist eine möglichst gute Kenntnis der möglichen Quelle einer Grundwasserverunreinigung, der Untergrundverhältnisse und der hydrogeologischen Randbedingungen. Der Umfang von Untersuchungen hängt im Wesentlichen von der Abschätzung der Wahrscheinlichkeit und des Ausmaßes von Grundwasserverunreinigungen sowie des sich daraus ergebenden Ausmaßes des Schadens ab. Üblicherweise erfolgen die Untersuchungen zur Begrenzung der Kosten schrittweise. In Abbildung 19 ist ein Beispiel für ein vereinfachtes Konzeptives Standortmodell als Planungsgrundlage dargestellt.

Abbildung 19:  
Konzeptives Standortmodell zu einer Ablagerung.



## 2 Erkundung

### 2.1 Erkundungsmethoden

#### ***Untersuchung von Grundwasserproben***

Die Erkundung von Grundwasserverunreinigungen erfolgt in der Regel durch die Entnahme und Untersuchung von Grundwasserproben. „Indirekte“ Untersuchungsmethoden (z. B. Bodenluftuntersuchungen in der ungesättigten Untergrundzone) können nur im Ausnahmefall in Abhängigkeit der Art der Schadstoffe, der Standortverhältnisse und des Schadensbildes als Ergänzung einer orientierenden Untersuchung eingesetzt werden.

Grundwasserproben werden durch kleinkalibrige Sondierungen („direct push“), aus dem offenen Bohrloch zur orientierenden Erkundung oder aus Grundwasserprobenahmestellen gewonnen. Die Untersuchung von Grundwasserproben erfolgt meist entsprechend den üblichen Methoden zur Untersuchung von Wasserproben, wobei die möglichen großen Schwankungsbreiten von Stoffkonzentrationen zu berücksichtigen sind.

Bei der Planung und Durchführung der Erkundung von Grundwasserverunreinigungen müssen zumindest folgende Punkte berücksichtigt werden:

- Lage und Anzahl von Grundwasserprobenahmestellen
- Überprüfung der Eignung vorhandener Grundwasserprobenahmestellen
- Errichtung und Ausbau von Grundwasserprobenahmestellen
- Grundwasserprobenahme
- Pumpversuche
- Untersuchung von Grundwasserproben

### 2.2 Lage und Anzahl von Grundwasserprobenahmestellen

Die erforderliche Anzahl von Grundwasserprobenahmestellen hängt vor allem von

- der Ausdehnung von Untergrundkontaminationen, die eine Grundwasserverunreinigung verursachen können,
- der Genauigkeit der Kenntnisse über die Ursache möglicher Grundwasserverunreinigungen,
- der Abschätzung des Ausmaßes einer Grundwasserverunreinigung,
- den Standortverhältnissen und
- den Untersuchungszielen ab.

In Abhängigkeit der bereits vorhandenen Kenntnisse eines Standorts können grundsätzlich zwei Untersuchungsstrategien unterschieden werden.

### **Lokalisierung von Schadstoffquellen**

#### ***komplexe Standorte***

Diese Erkundungsstrategie wird in der Regel bei sehr großen und/oder komplexen Standorten angewandt, an denen trotz eingehender historischer Recherche keine Hinweise auf vermutliche Eintragsstellen von Schadstoffen festgestellt werden können. Ebenso kann dieses Vorgehen bei der Erkundung von größeren Altablagerungen, an denen die Ablagerung von größeren Mengen an Abfällen mit erhöhtem Schadstoffpotenzial (z. B. industrielle Abfälle) zu vermuten ist, zielführend sein. In Abhängigkeit der vermuteten Schadensart ist jedenfalls vorab abzuschätzen, ob mittels kostengünstiger anderer Untersuchungsmethoden (z. B. orientierende Bodenluftuntersuchungen, Schürfe etc.) die vorlaufende Suche nach Schadstoffquellen zielführender ist.

#### ***Messstellenerrichtung***

Die Erkundung des Grundwasserabstroms als erster Schritt erfolgt in der Regel mittels Errichtung einer Messstellenreihe quer zur Grundwasserströmungsrichtung und Durchführung von Langzeitpumpversuchen bzw. integralen Pumpversuchen (siehe Abschnitt 2.6.3). Vor der Errichtung der Grundwassermessstellen sollten folgende grundlegende hydrogeologische Gegebenheiten des Standorts bekannt sein:

- Grundwasserströmungsrichtung und -schwankungen
- In Abhängigkeit der Schwankungen der Grundwasserströmung (z. B. Beeinflussung durch nahegelegenen Vorfluter oder Stauwasserhaltungen) kann eine deutlich höhere Anzahl von Messstellen zur Erfassung des Abstroms notwendig sein. Bei starken Strömungsschwankungen ist gegebenenfalls zu erwarten, dass keine deutlichen Schadstofffahnen ausgebildet sind und die Anwendung der „inversen Strategie“ keine ausreichenden Ergebnisse zur Lage von Schadstoffquellen liefert.
- Grundwasserflurabstand, Grundwasserdurchfluss
- Die Kenntnis des ungefähren Flurabstandes sowie der vermutlich notwendigen Ausbautiefe der Messstellen ist wesentlich für eine Abschätzung der zu erwartenden Kosten der gewählten Strategie.
- Bei Standorten mit sehr hohem Grundwasserdurchfluss ist zu berücksichtigen, dass durch die große Verdünnung mögliche Schadstoffeinträge ins Grundwasser im weiteren Abstrom eventuell aufgrund analytischer Nachweisgrenzen nicht mehr erkannt werden können.

### **Erkundung der Schadstofffahne**

Die Erkundung von Schadstofffahnen im Abstrom kontaminierter Untergrundbereiche (Schadstoffquellen) ist in der Praxis der weitaus häufigste Fall bei der Erkundung von Grundwasserverunreinigungen. Ausgehend von einer bekannten Schadstoffquelle wird die Abstromfahne durch Errichtung von Grundwassermessstellen und Analyse von entnommenen Grundwasserproben erkundet.

#### ***dreidimensionale Abgrenzung***

Ziel der Erkundung ist in der Regel die dreidimensionale Abgrenzung der Schadstofffahne. Bei einfachen hydrogeologischen Verhältnissen (z. B. Standorttyp 1, siehe Anhang 2) kann die vertikale Schadstoffverteilung aus den Erfahrungen zahlreicher vergleichbarer Schadensfällen meist angenommen werden und ist

an ausgewählten Messstellen zu verifizieren. Bei hydrogeologisch komplexeren Standortverhältnissen ist eine ausreichende vertikale Schadstofferkundung notwendig, da eine rein horizontale Abgrenzung in diesem Fall zu Fehlinterpretationen führen kann.

#### **Anzahl an Messstellen**

Die benötigte Anzahl von Messstellen zur Erkundung einer Schadstofffahne hängt wesentlich mit der Größe und der Komplexität der Schadstofffahne zusammen. Bei Teerölschadensfällen (gegebenenfalls auch bei CKW-Schäden) ist zusätzlich zu berücksichtigen, dass bei entsprechend massivem Schadstoffeintrag die Ausbreitung einer Schadstoffphase entsprechend des Stauerreliefs an der Aquiferbasis erfolgen kann und in diesem Fall in der Regel nicht mit der Grundwasserströmungsrichtung korreliert.

Untersuchungen mittels Modellierung eines virtuellen Aquifers und einer Schadstofffahne bei komplexen Verhältnissen haben ergeben, dass für die Erkundung einer Schadstofffahne mit rund 80 Meter Breite und 500 Meter Länge zwischen 40 und 50 Messstellen zur Erfassung eines ausreichend genauen Schadensbildes notwendig sind.

In der Praxis wird die Errichtung von 40 und mehr Messstellen in den meisten Fällen an die Grenzen der Finanzierbarkeit stoßen. Vor der Erkundung der Schadstofffahne sind daher die Ziele und die benötigte Genauigkeit der Ergebnisse genau zu definieren.

#### **„direct push“- Technologie**

Bei vermuteten größeren und längeren Schadstofffahnen oder bei großen Unsicherheiten hinsichtlich der Ausdehnung und Lage der Fahne ist die Erkundung mittels „direct push“ oft eine kostengünstige Methode. Unter dem Begriff „direct push“-Technologie werden Aufschlussverfahren mit kleinem Bohrdurchmesser subsumiert, die mit relativ geringem Zeitaufwand Probenahmen von Bodenluft, Grundwasser und Feststoff sowie unterschiedliche Vor-Ort-Messungen (z. B. elektrische Leitfähigkeit des Untergrundes) erlauben. In Verbindung mit einer analytischen Auswertung der entnommenen Proben vor Ort (mobiles Labor) kann die Erkundungsstrategie abhängig von den festgestellten Ergebnissen laufend optimiert und die Schadstoffverteilung im Untergrund effektiv erkundet werden.

Besonders effizient ist die Fahnen erkundung, wenn mittels direkt in den Untergrund eingebrachter Messsonden eine Kartierung der Schadstofffahne in situ erfolgen kann. Aufgrund der Empfindlichkeit der bisher am Markt erhältlichen In-situ-Messsysteme ist dieses Verfahren auf bindige und sandige Böden beschränkt. In locker gelagerten Kiesen sind die In-situ-Messungen in der Regel auf wenige Meter Tiefe beschränkt. In-situ-Messungen sind derzeit für leichtflüchtige Schadstoffe (CKW, BTEX), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und Mineralölkohlenwasserstoffe möglich, die Messung der elektrischen Leitfähigkeit liefert oft indirekte Hinweise auf die Schadstoffausbreitung.

Für qualitativ gesicherte Daten sollten die mittels „direct push“-Technologie gewonnenen Ergebnisse jedenfalls mittels konventionell errichteter Grundwassermessstellen (mindestens Fünf-Zoll-Ausbau) und Beprobung des Grundwassers verifiziert werden.

**Schöpfproben** Bei geringem Flurabstand können auch mittels Entnahme von Grundwasserschöpfproben aus dem offenen Bohrloch von Kleinbohrungen erste orientierende Hinweise auf Ausmaß und Ausdehnung von Grundwasserverunreinigungen gewonnen werden. Die Analysenergebnisse aus derartig gewonnenen Grundwasserproben entsprechen aufgrund des hohen Feinkornanteils in der Regel nicht den im Grundwasser tatsächlich gelösten Stoffen. Insbesondere bei organischen Schadstoffen mit hoher Adsorptionsneigung sind die Konzentrationen an gelösten Schadstoffen deutlich niedriger als in Grundwasserschöpfproben aus dem offenen Bohrloch. Auf die Ausdehnung einer Schadstofffahne kann aus dem Verhältnis der relativen Schadstoffverteilung rückgeschlossen werden.

### 2.3 Überprüfung der Eignung vorhandener Grundwasserprobenahmestellen

Die Verwendung vorhandener Grundwassermessstellen und Brunnen kann die Kosten für Grundwasseruntersuchungen senken. Oft sind vorhandene Probenahmestellen aufgrund der Lage (z. B. große Entfernung von der Untergrundverunreinigung) oder fehlender Informationen über den Ausbau nur wenig für die Gewinnung aussagekräftiger Ergebnisse geeignet. Für vorhandene Grundwassermessstellen und Brunnen ist daher genau zu prüfen, ob sie entsprechend dem Standortmodell und den Untersuchungszielen für eine Erkundung verwendet werden können. Dabei sind folgende Angaben zu erheben und zu beurteilen:

- Tiefe, Bohrprofil und Ausbau
- Alter der Probenahmestelle und daraus resultierende mögliche Einschränkungen des Wasserzutritts
- Zustand der Probenahmestelle und Möglichkeiten lokaler Verunreinigungen des Grundwassers im Bereich der Probenahmestelle
- Art und Häufigkeit der Wasserentnahme

### 2.4 Errichtung und Ausbau von Grundwasserprobenahmestellen

Bei der Errichtung von Grundwasserprobenahmestellen ist folgendes zu berücksichtigen:

- Bohrverfahren
- Bohr- bzw. Messstellendurchmesser
- Bohr- bzw. Messstellentiefe
- Lage von Filterstrecken
- Messstellenmaterial

- Grundwasserstockwerke
- Ausbildung des Messstellenabschlusses
- bohrbegleitende Messungen und Versuche

### **Bohrverfahren**

Bohrungen in Lockersedimenten zur Errichtung von Grundwassermessstellen sind in der Regel mit einem Trockenkernbohrverfahren durchzuführen (Rammkern- oder Rotationskernbohrungen). Im Festgesteinsuntergrund ist das Bohrverfahren an die örtlichen Verhältnisse und die Untersuchungsziele anzupassen.

### **Bohr- bzw. Messstellendurchmesser**

Der Durchmesser der Probenahmestellen ist an die Anforderungen an die Grundwasserprobenahme anzupassen. Für die übliche Entnahme von Grundwasserpumpproben mit Unterwasserpumpe werden meist Messstellenrohre mit einem Durchmesser von 125 Millimetern (fünf Zoll) verwendet. Der Bohrdurchmesser ist ausgehend vom Messstellendurchmesser, den Untergrundverhältnissen und den Anforderungen an die Wasserentnahme (insbesondere Entnahmemenge und -dauer) anzupassen.

### **Bohr- bzw. Messstellentiefe**

Entsprechend dem Standortmodell und den Untersuchungszielen ist die erforderliche Tiefe der Bohrungen und der Messstellen festzulegen. Wesentlich ist die Abschätzung der Tiefe von Untergrundverunreinigungen. Bei mächtigen Grundwasserkörpern (über 20 Meter) wird die Herstellung von Probenahmestellen bis zur Grundwassersohle nur in wenigen Fällen erforderlich sein.

### **Lage von Filterstrecken**

Der Ausbau der Grundwassermessstellen mit Filter- und Vollrohren muss auf die angetroffenen Untergrundschichten und die Untersuchungsziele abgestimmt werden. In der Regel soll die Filterstrecke bei einer freien Grundwasseroberfläche ca. ein bis zwei Meter über die höchsten zu erwartenden Grundwasserstände reichen. Für eine tiefenorientierte Probenahme müssen gegebenenfalls entsprechende Vorkehrungen beim Messstellenausbau getroffen werden (z. B. Ringraumabdichtungen, Vollrohre zwischen Filterstrecken).

### **Messstellenmaterial**

Für den Ausbau von Grundwassermessstellen werden meist Kunststoffrohre (PE, PVC) verwendet. In Abhängigkeit der zu erwartenden Schadstoffe kann es erforderlich sein, andere Rohrmaterialien zu verwenden (z. B. Edelstahl).

### **Grundwasserstockwerke**

Sind mehrere Grundwasserstockwerke zu erkunden, so sind getrennte Bohrungen für jedes Grundwasserstockwerk durchzuführen. Bei mehreren Messstellen in einem Bohrloch ist aufgrund technischer Limitierungen im Ausbau keine einwandfreie Trennung der Grundwasserstockwerke zu erwarten.

### **Bohrbegleitende Messungen und Versuche**

Um den Ausbau der Messstellen besser festlegen zu können, sind im Einzelfall bohrbegleitende Messungen und Versuche durchzuführen. Beispielsweise können während der Bohrungen in verschiedenen Tiefen Kurzpumpversuche durchgeführt sowie Untergrund- und Grundwasserproben entnommen und untersucht werden. Nach Ausbau der Grundwassermessstellen können durch bohrlochgeophysikalische Messungen genauere Informationen über den Grundwasserkörper erzielt werden.

## **2.5 Grundwasserprobenahme**

Um eine repräsentative Probe aus dem Grundwasser gewinnen zu können, müssen die geologischen, hydrologischen und hydrogeologischen Verhältnisse sowie die Eigenschaften der zu untersuchenden Schadstoffe bekannt sein. Diese Standort- und Schadstoffeigenschaften müssen schon beim Ausbau der Grundwassermessstellen Berücksichtigung finden.

Die Grundwasserprobenahme und in weiterer Folge die Analyse der Proben liefern die Grundlagen zur Beschreibung und Beurteilung der Abgrenzung und Verteilung von Schadstoffen im Grundwasser.

Die gängigsten Methoden zur Grundwasserprobenahme für die Erkundung von Altlasten sind Pump- und Schöpfprobenahme. Zusätzlich können Grundwasserproben im Rahmen von Pumpversuchen genommen werden. Die Anforderungen an die Grundwasserprobenahme sind in der ÖNORM S 2092 beschrieben. Besonders zu beachten sind die Anforderungen an den Probenahmeplan.

Informationen über die tiefenorientierte Probenahme aus Grundwassermessstellen sind beispielsweise im „Quickscan Erkundungs- und Monitoringtechnologien“ (Umweltbundesamt, 2016) enthalten.

### **2.5.1 Pumpprobenahme**

Durch die Entnahme von Proben nach kurzem Abpumpen sollen lokale Einflüsse auf die Qualität der Probe (z. B. Messstellenmaterial, erhöhter Sauerstoffgehalt an der Grundwasseroberfläche in der Messstelle) begrenzt werden. Die Dauer des Pumpens wird aus Kostengründen begrenzt. Darüber hinaus können

mit Proben nach kurzer Pumpdauer kleinräumige Schadstoffverteilungen besser erkannt werden. Mit Proben nach langer Pumpdauer kann die durchschnittliche Grundwasserqualität für einen größeren Grundwasserbereich ermittelt werden.

Zur Ermittlung von vertikalen Qualitätsunterschieden können Pumpproben aus unterschiedlichen Tiefen genommen werden. Dabei können die Proben in zeitlicher Abfolge aus unterschiedlichen Tiefen genommen werden oder gleichzeitig durch den Einsatz mehrerer Pumpen in unterschiedlicher Tiefe.

Die in Pumpproben ermittelten Messwerte sind in der Regel besser reproduzierbar als Messwerte in Schöpfproben.

### **2.5.2 Schöpfprobenahme**

Für die Ermittlung der grundwasseroberflächennahen Grundwasserqualität wird Grundwasser mit einem Schöpfgerät von der Grundwasseroberfläche entnommen. Schöpfproben sind unbedingt erforderlich, wenn entsprechend dem Standortmodell mit auf der Grundwasseroberfläche aufschwimmenden Stoffen (z. B. bei Mineralölschäden) zu rechnen ist.

Bei der Entnahme von Schöpf- und Pumpproben kann die grundwasseroberflächennahe Stoffverteilung beurteilt werden. Schöpfproben sind jedenfalls vor der Entnahme von Pumpproben zu nehmen.

Schöpfproben werden auch dann genommen, wenn eine Pumpprobenahme aufgrund geringer Ergiebigkeit bzw. geringer Grundwassermächtigkeit nicht möglich ist. Mit speziellen Schöpfgefäßen kann auch eine orientierende tiefengestaffelte Grundwasserbeprobung durchgeführt werden.

### **2.5.3 Probenahme im Rahmen von Pumpversuchen**

Durch die Untersuchung von Grundwasserproben, die in zeitlichen Abständen vor und während der Entnahme von Grundwasser über einen längeren Zeitraum („Pumpversuch“) entnommen werden, können in der Regel die aussagekräftigsten Ergebnisse zur Beurteilung einer Grundwasserverunreinigung erzielt werden. Dabei wird Grundwasser über einen Zeitraum von vier bis 24 Stunden und mehrere Grundwasserproben zu definierten Zeitpunkten entnommen (z. B. unmittelbar nach Beginn des Pumpversuchs, nach ein, zwei, vier, acht und 24 Stunden).

Pumpversuche werden mit deutlich höheren Pumpleistungen und über längere Zeiträume durchgeführt als konventionelle Pumpprobenahmen. Dadurch wird ein größerer Grundwassereinzugsbereich erfasst und es lässt sich die räumliche Stoffverteilung im Grundwasser beobachten. Die Förderleistung der Pumpe

liegt meist zwischen einem und fünf Litern pro Sekunde. Die Dauer und die Probenahmezeitpunkte richten sich nach den hydrogeologischen Randbedingungen.

## 2.6 Pumpversuche

Bei „Pumpversuchen“ wird Grundwasser über einen längeren Zeitraum entnommen und während des Entnahmezeitraums werden Messungen durchgeführt und/oder Grundwasserproben genommen. Pumpversuche können zu unterschiedlichen Zwecken durchgeführt werden. Es können grundsätzlich folgende Arten von Pumpversuchen unterschieden werden:

- Kurzpumpversuche zur Ermittlung hydraulischer Kennwerte
- Pumpversuche zur Entnahme von Grundwasserproben
- Immissionspumpversuche („integrale Pumpversuche“)

### 2.6.1 Kurzpumpversuche zur Ermittlung hydraulischer Kennwerte

Nach der Errichtung neuer Grundwassermessstellen werden in der Regel Kurzpumpversuche zur Ermittlung der lokalen Durchlässigkeit des Untergrundes durchgeführt. Bei der Planung von Kurzpumpversuchen ist folgendes zu berücksichtigen:

#### **Förderleistung**

Die Förderleistung muss an den Untergrund angepasst werden. Die Förderleistung ist so zu wählen, dass die Absenkung des Wasserspiegels nicht zu niedrig (weniger als 10 Zentimeter) und nicht zu hoch ist (mehr als die Hälfte der Wassersäule). Bei sehr gut und bei sehr gering durchlässigem Untergrund kann gegebenenfalls kein Pumpversuch in der üblichen Form durchgeführt werden.

#### **Dauer des Kurzpumpversuchs**

In der Regel sollen die Kurzpumpversuche mehrstufig, maximal dreistufig, durchgeführt werden, wobei jede Stufe maximal eine Stunde dauern soll. Inklusive der Messung des Wiederanstiegs des Grundwasserspiegels nach Ende des Pumpbetriebes soll der Kurzpumpversuch nicht länger als vier Stunden dauern.

#### **Ableitung des geförderten Grundwassers**

Entsprechend den örtlichen Verhältnissen ist die Ableitung des geförderten Wassers zu planen. Ist eine Versickerung in der Umgebung der Messstelle nicht möglich, muss eine Ableitung in ein Oberflächengewässer oder einen Kanal er-

folgen. Ist das Grundwasser stark mit Schadstoffen verunreinigt, ist eine Behandlung des geförderten Grundwassers mit mobilen Aufbereitungsanlagen (z. B. Aktivkohlefilter) erforderlich.

Sind Messstellen für mehrere Grundwasserhorizonte vorhanden, so sollten die Kurzpumpversuche für jeden Horizont durchgeführt werden. Dabei sind die Grundwasserstände in den Messstellen der anderen Grundwasserhorizonte mitzumessen, um die hydraulische Wirksamkeit der Stockwerkstrennung beurteilen zu können.

### **2.6.2 Pumpversuche zur Entnahme von Grundwasserproben**

Pumpversuche können auch zur Entnahme von Grundwasserproben durchgeführt werden (siehe Abschnitt 2.5.3).

### **2.6.3 Integrale Pumpversuche (Immissionspumpversuche)**

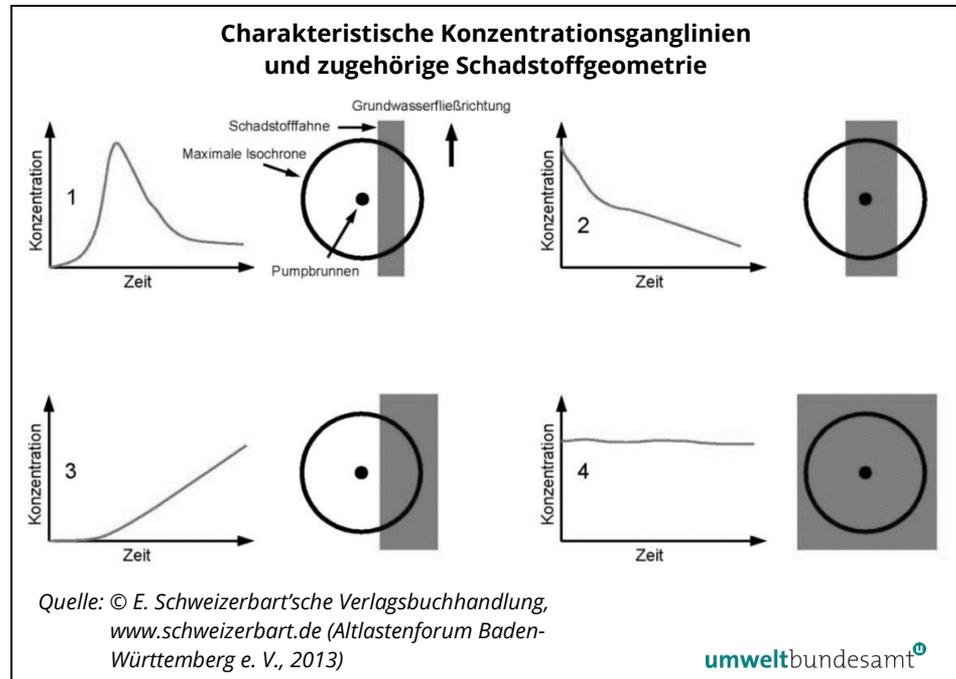
Aufgrund der oft großen Heterogenität der Schadensherde bei Altlasten sowie der heterogenen Untergrundverhältnisse zeigen infolge auch Schadstofffahnen im Grundwasser oft eine komplexe Verteilung, sodass eine zuverlässige Erfassung mit einzelnen Grundwassermessstellen schwierig ist. Durch Immissionspumpversuche kann der Grundwasserabstrom eines Schadenherdes vollständig bzw. weitestgehend erfasst werden und damit die Unsicherheit hinsichtlich der quantitativen Erfassung der Schadstofffahne deutlich reduziert werden. Dazu werden in der Regel mehrtägige Pumpversuche im Abstrom einer Schadstoffquelle an einer Messstellenreihe quer zur Grundwasserhauptströmungsrichtung durchgeführt. Bei einer ausgeprägten vertikalen Schadstoffverteilung ist es sinnvoll, die Pumpversuche tiefengestaffelt durchzuführen. Dazu sind entsprechende tiefenhorizontiert ausgebaute Messstellen oder spezielle Probenahmeeinrichtungen für die tiefenhorizontierte Beprobung notwendig.

Bei der Ausführung von Immissionspumpversuchen (integralen Pumpversuchen) kann in der instationären Phase während des Aufbaus des Entnahmetrichters durch eine gezielte, zeitlich gestaffelte Beprobung des abgepumpten Grundwassers eine Entwicklung der Belastung mit relevanten Schadstoffen erfasst werden. Aufgrund dieser Konzentrationsganglinien kann dann eine Rückrechnung auf die Schadstoffverteilung für den Fließquerschnitt normal zur Grundwasserströmungsrichtung durchgeführt werden.

### **Auswertung und Interpretation**

Vereinfachend dargestellt können bei Pumpversuchen die in Abbildung 20 dargestellten Grundtypen von Konzentrationsganglinien unterschieden werden:

Abbildung 20:  
Grundtypen Konzentrationsganglinien bei Immissionspumpversuchen



**Typ 1** deutet auf eine schmale Schadstofffahne seitlich des Entnahmebrunnens hin. **Typ 2** lässt darauf schließen, dass der Entnahmebrunnen nahe des Fahnen Schwerpunkts liegt, bei einem Konzentrationsabfall bis zum Hintergrundwert kann zusätzlich die Fahnenbreite abgeschätzt werden. Bei einem Konzentrationsverlauf gemäß **Typ 3** ist davon auszugehen, dass der Fahnenrand, nicht aber der Schwerpunkt der Schadstofffahne erfasst wurde. Theoretisch ist bei diesem Konzentrationsverlauf auch die Erfassung zweier Schadstofffahnen links und rechts des Entnahmebrunnens möglich.

### mögliche Lösungen

Die Interpretation der Konzentrationsganglinie eines Immissionspumpversuches lässt grundsätzlich jeweils drei Lösungen zu: Schadstofffahnen rechts oder links neben dem Entnahmebrunnen oder mit symmetrischer Konzentrationsverteilung in Bezug auf den Entnahmebrunnen. Eine eindeutige mathematische Lösung ist nur bei Ausführung von differenziellen Immissionspumpversuchen möglich, wenn der äußere Rand einer oder mehrerer überlagerter Schadstofffahnen erfasst wird.

Als Ausführungsvarianten für Immissionspumpversuche können entweder instationäre integrale Immissionsmessungen (Einzelpumpversuche ohne räumliche Überlagerung) oder differenzielle Immissionsmessungen (zeitlich sequenzielle Pumpversuche mit räumlicher Überlagerung) ausgeführt werden. Zur Auswertung und Interpretation der Ergebnisse kommen im Allgemeinen eine analytische Inversionslösung (Teutsch et al., 2000) oder ein numerischer instationärer Inversionsalgorithmus (Schwarz, 2002) zur Anwendung. In Zusammenhang mit der Anwendung des numerischen Inversionsalgorithmus sollte auch ein numerisches Strömungs- und Transportmodell für einen Standort zur Verfügung stehen. Bei Durchführung tiefengestaffelter Immissionspumpversuche ist die Auswertung deutlich komplexer und liefert in der Regel keine eindeutigen

Lösungen. Nähere Hinweise zu Auswerteverfahren sind in KORA TV 2 Anhang 5.5 (Werner et al., 2008) zusammengestellt. Vereinfachte Auswerteverfahren für Immissionspumpversuche sind im Internet zugänglich, z. B. die vom Landesumweltamt Baden-Württemberg veröffentlichten Programme IPV-Tool oder C-SET (<https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/altlasten/anwendungsprogramme-und-arbeitshilfen>).

### **Ergebnisse von Immissionspumpversuchen**

Im Wesentlichen können mit Immissionspumpversuchen folgende Ergebnisse bzw. Aussagen erzielt werden:

- Abschätzung der Schadstofffracht im Grundwasser

Mittels Immissionspumpversuchen können die Schadstofffrachten im Grundwasser (in der Regel im Abstrom kontaminierter Bereiche) wesentlich genauer abgeschätzt werden als über eine Hochrechnung aus Einzelproben. Bei einer Frachtabeschätzung mittels „normaler“ Grundwasserproben besteht die Gefahr, dass je nach Lage der Grundwassermessstellen in Bezug zur Schadstofffahne die Frachten deutlich über- (Lage der Messstelle in der Fahnenmitte) oder unterschätzt (Lage der Messstelle im Randbereich der Fahne) werden. Die Ermittlung der Schadstofffrachten an zwei Kontrollebenen in einer Schadstofffahne kann auch zur Quantifizierung von natürlichen Rückhalte- und Abbauprozessen herangezogen werden.

- Abschätzung der möglichen Schadstoffverteilung im Grundwasser quer zur Grundwasserströmungsrichtung, der möglichen Lage der Achse einer Schadstofffahne sowie der maximalen Belastung des Grundwassers

Mittels der Erkundung der Lage von Schadstofffahnen können insbesondere bei räumlich ausgedehnten Standorten (z. B. mehrere potenzielle Schadstoffeinträge in einem industriell genutzten Gebiet) oft Rückschlüsse auf die räumliche Lage von Schadstoffquellen (Eintragsherde) gezogen werden. Bei komplexen räumlich ausgedehnten Standorten kann mittels Immissionspumpversuchen der Bereich für weitergehende Untersuchungen der Schadstoffquelle(n) eingegrenzt werden.

- Weitgehende Reduktion von Erkundungsunsicherheiten

Bei konventionellen Grundwasseruntersuchungen kann im ungünstigsten Fall eine Schadstofffahne zwischen zwei Messstellen nicht erkannt werden. Mittels Immissionspumpversuchen ist eine deutlich höhere Sicherheit gegeben, dass auch schmale Schadstofffahnen (wie oft bei lokalen CKW-Schäden vorhanden) erfasst werden.

### **Planung und Durchführung von Immissionspumpversuchen**

Grundsätzlich ist die Durchführung von Immissionspumpversuchen nur bei ergiebigen Grundwasserleitern zu empfehlen. Folgende Punkte sind bei Planung und Durchführung unbedingt zu beachten:

- Entnahmebreite:

Es ist zu planen, ob eine räumliche Überlagerung der Entnahmebreiten erreicht werden soll. Bei typischen quartären Grundwasserleitern in Österreich (z. B. Donaubegleitstrom) ist davon auszugehen, dass bei einem Messstellenabstand von rund 50 Metern eine Pumpdauer von rund fünf bis sieben Tagen mit ca. zehn Litern pro Sekunde für einen überlappenden Entnahmebereich notwendig ist.

- Zeitpunkt der Probenahme:

In der Regel wird versucht, etwa alle ein bis zehn Meter Einzugsbreite (je nach Fragestellung und gewünschter Genauigkeit) eine Probe zu entnehmen und zu analysieren. Entsprechend dem Aufbau des Entnahmetrichers wird zu Beginn des Pumpversuchs mit einem kurzen Probenahmeintervall begonnen, das immer länger wird. Bei der Planung ist gegebenenfalls zu berücksichtigen, dass Probenahmen in den Nachtstunden möglichst vermieden werden.

- Ableitung des entnommenen Wassers:

Bereits bei der Planung zur Ausschreibung sind die Möglichkeiten und Voraussetzungen für die Ableitung des Pumpwassers zu klären. Sowohl bei der Wiederversickerung als auch bei der Ableitung in einen Vorfluter oder Kanal kann die Einholung entsprechender Genehmigungen notwendig sein sowie Reinigungsmaßnahmen notwendig werden. Durch Reinigungsmaßnahmen oder auch bei Ableitung in die öffentliche Kanalisation können beträchtliche zusätzliche Kosten anfallen. Es ist zu empfehlen, Immissionspumpversuche nicht in stark belasteten Bereichen durchzuführen.

- Wasserrechtliche Bewilligung:

Bei der Planung von Immissionspumpversuchen ist jeweils im Einzelfall abzuklären, ob aufgrund der zeitlich begrenzten Veränderung der Grundwasserhältnisse oder der möglichen Beeinflussung fremder Wasserrechte eine wasserrechtliche Genehmigung notwendig ist.

- Eignung der Entnahmebrunnen:

Es ist zu berücksichtigen, dass für die Durchführung von Immissionspumpversuchen nur Messstellen bzw. Brunnen gewählt werden können, die für eine dauerhafte Entnahme der entsprechend notwendigen Wassermengen geeignet sind. Gegebenenfalls ist bereits bei der Messstellenerichtung auf einen entsprechenden Messstellenausbau zu achten.

## 2.7 Untersuchung von Grundwasserproben

Bei der Untersuchung von Grundwasserproben ist folgendes festzulegen:

- Parameterumfang
- Untersuchungsmethoden
- Verfahrenskennwerte

### Parameterumfang

Als erster Schritt für die Festlegung des Parameterumfangs sind die relevanten Schadstoffe im Einzelfall (standortspezifisch) zu definieren. In weiterer Folge sind unter Berücksichtigung der Eigenschaften und des Verhaltens der Schadstoffe (siehe Anhang 3, Kapitel 1.3), möglicher Reaktionen und (Abbau-)Prozesse im Untergrund sowie allgemeiner theoretischer Kenntnisse und praktischer Erfahrungen zu unterschiedlichen Schadensarten (siehe Anhang 3, Kapitel 4) maßgebliche weitere Parameter wie

- physikalisch-chemische Parameter (z. B. elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoff) zur Beschreibung der hydrochemischen Beschaffenheit des Grundwassers,
- charakteristische Begleit- bzw. Indikatorparameter (z. B. Bor, Tritium bei kommunalen Altablagerungen) und
- Abbauprodukte

zu bestimmen.

### Untersuchungsmethoden, Verfahrenskennwerte

Für die zu untersuchenden Parameter sind die Untersuchungsmethoden und die Verfahrenskennwerte (z. B. Bestimmungsgrenze) festzulegen. Meist werden bei der Untersuchung der Grundwasserproben im Rahmen der Erkundung von Altlasten die in der Grundwasseranalytik üblichen Untersuchungsmethoden und Bestimmungsgrenzen verwendet (z. B. laut ÖNORM S 2088-1 oder GZÜV, BGBl. II Nr. 128/2019). Im Einzelfall kann es jedoch durchaus zweckmäßig sein, spezielle Anforderungen an die Untersuchung der Grundwasserproben zu definieren bzw. allgemein gehaltene Anforderungen zu präzisieren.

## ANHANG 5 SCHADSTOFFFRACHTEN IM GRUNDWASSER

### 1 Ermittlung von Schadstofffrachten

Im Normalfall werden Schadstofffrachten über ein laterales Konzentrationsprofil quer zur Ausbreitungsrichtung der Schadstofffahne („belasteter Bereich“) im schadensherdnahen Abstrom und dem korrespondierenden Grundwasserdurchfluss in diesem Bereich abgeschätzt. Da die meisten Parameter, die zur Ermittlung von Schadstofffrachten notwendig sind (siehe Kapitel 3.1), mit zum Teil erheblichen Unsicherheiten behaftet sind (siehe Anhang 5, Kapitel 2), bleibt die Angabe von Schadstofffrachten im Allgemeinen auf eine Abschätzung der Größenordnung beschränkt („Bereich innerhalb einer Zehnerpotenz“; „1, 10, 100 oder 1.000“).

#### 1.1 Grundwasserdurchfluss

Ausgangspunkt für die Ermittlung des Grundwasserdurchflusses ist die Festlegung des Querschnitts der Schadstofffahne im unmittelbaren Abstrombereich der Schadstoffquelle. Dabei sind die Fahnenbreite und -tiefe mit Hilfe von Annahmen abzuschätzen oder aufgrund der Auswertung von Untersuchungsergebnissen zu ermitteln.

**laterale Ausdehnung** Prinzipiell können die an Pumpproben ermittelten Schadstoffkonzentrationen für die laterale Abgrenzung der Schadstofffahne (Fahnenbreite  $b_f$ ) herangezogen werden, wenngleich streng genommen die Fahnenbreite dann nur für die jeweilige Tiefenstufe gültig ist. Die laterale Ausdehnung der Schadstofffahne ist aufgrund ermittelter Schadstoffkonzentrationen im schadensherdnahen Grundwasserabstrom festzulegen. Der die Genauigkeit begrenzende Faktor ist hier der Abstand der Grundwassermessstellen im für die Frachtbestimmung relevanten schadensherdnahen Bereich.

**vertikale Ausdehnung** Zur Bestimmung von Schadstofffrachten ist es notwendig, neben der lateralen Ausdehnung der Schadstofffahne auch deren vertikale Ausdehnung zu bestimmen, da in die Berechnung der Schadstofffracht nicht der gesamte spezifische Grundwasserdurchfluss eingeht, sondern der Durchfluss in der belasteten Grundwassermächtigkeit „h“. Letztere kann oft nicht exakt angegeben werden, da eine vertikale Abgrenzung der Schadstofffahne über Untersuchungen in der Praxis kaum durchgeführt wird bzw. nur mit hohem technischem Aufwand möglich ist. Grobe Anhaltspunkte liefern hier etwa tiefenspezifische Pump- oder Schöpfproben. In den meisten Fällen muss eine naturwissenschaftlich-technisch begründete und nachvollziehbare Annahme getroffen werden. Prinzipiell gelten dieselben Kriterien wie für die laterale Abgrenzung der Schadstofffahne.

Der Grundwasserdurchfluss in einem Querschnitt der Schadstofffahne errechnet sich wie folgt:

$$Q_f = q_s * \frac{h}{H} * b_f$$

mit

$Q_f$  ... Grundwasserdurchfluss im Fahnenquerschnitt [ $m^3/d$ ]

$q_s$  ... spezifischer Grundwasserdurchfluss [ $m^3/(d * m)$ ]

$h$  ... mittlere Tiefe der Schadstofffahne [ $m$ ]

$H$  ... mittlere Mächtigkeit des Grundwasserkörpers [ $m$ ]

$b_f$  ... Fahnenbreite [ $m$ ]

Die Grundwasserdurchflüsse in Schadstofffahnen bewegen sich in Österreich häufig zwischen zehn Kubikmetern pro Tag (0,1 Liter pro Sekunde) und 1.000 Kubikmetern pro Tag (11,5 Liter pro Sekunde).

Grundwasserdurchflüsse können folgendermaßen klassifiziert werden:

- unter 100 Kubikmeter pro Tag (unter 0,1 Liter pro Sekunde)  
→ sehr gering
- 100–500 Kubikmeter pro Tag (0,1–6 Liter pro Sekunde) → gering
- über 500 bis 2.500 Kubikmeter pro Tag (über 6 bis 29 Liter pro Sekunde)  
→ erheblich
- über 2.500 bis 10.000 Kubikmeter pro Tag (über 29 bis 115 Liter pro Sekunde) → groß
- über 10.000 Kubikmeter pro Tag (über 115 Liter pro Sekunde) → sehr groß

## 1.2 Schadstoffkonzentrationen

Schadstoffkonzentrationen zur Bestimmung von Schadstofffrachten sollten generell an Pumpproben bestimmt werden. Es ist auch bei Pumpproben zu berücksichtigen, dass sie im Allgemeinen aus einer definierten Tiefe entnommen werden und oft nur für diese Tiefenstufe und den unmittelbaren Bereich der Messstelle repräsentativ sind.

In der Praxis werden Schadstofffrachten meist durch Multiplikation des Grundwasserdurchflusses im Schadstofffahnenquerschnitt mit der mittleren Schadstoffkonzentration nach der folgenden Formel berechnet (bzw. über diskrete Abschnitte der Schadstofffahne integriert):

$$F_s = Q_f * c_g$$

mit

$F_s$  ... mittlere Schadstofffracht im Betrachtungsquerschnitt [ $g/d$ ]

$Q_f$  ... Grundwasserdurchfluss im Fahnenquerschnitt [ $m^3/d$ ]

$c_g$  ... mittlere, über den Abstrom integrierte Schadstoffkonzentration [mg/l]

Die im schadensherdnahen Abstrom ermittelten Schadstoffkonzentrationen können im ersten Ansatz zeitlich gemittelt werden. Räumlich sollten sie jedenfalls über diskrete Abschnitte („Streifen“) der Schadstofffahne summiert („integriert“) werden. Bei großer Streuung der hydraulischen Parameter können auch diese (v. a. der Durchlässigkeitsbeiwert) auf dieselbe Art integriert werden.

### 1.3 Ermittlung von Schadstofffrachten mithilfe von Immissionspumpversuchen

Mithilfe von Immissionspumpversuchen können Schadstofffrachten im Allgemeinen mit geringeren Unsicherheiten als mithilfe der Kombination aus Einzelkonzentrationsmessungen ermittelt werden. Der Hauptgrund liegt darin, dass bei Einzelmessungen die Repräsentativität der einzelnen Messstellen für die Kontamination sehr gering sein kann (z. B. Schadstofffahne genau zwischen zwei Messstellen, ohne von ihnen erfasst zu werden). Diese daraus resultierende Unsicherheit wird durch Immissionspumpversuche abhängig von Laufzeit, hydraulischen Parametern, Entnahmemenge und Abstand der Messstellen voneinander signifikant reduziert. Nichtsdestotrotz verbleiben relativ hohe Restunsicherheiten, die hauptsächlich auf Unsicherheiten bei der Bestimmung hydraulischer Parameter zurückzuführen sind.

Vereinfachte Auswertungsverfahren für Immissionspumpversuche sind bereits im Internet veröffentlicht und zugänglich, z. B. die vom Landesumweltamt Baden-Württemberg veröffentlichten Programme IPV-Tool oder C-SET inkl. Handbuch (<https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/altlasten/anwendungsprogramme-und-arbeitshilfen>)

## 2 Unsicherheiten bei der Ermittlung von Schadstofffrachten

### 2.1 Umgang mit Unsicherheiten

Die Interpretation des Ergebnisses einer Ermittlung von Schadstofffrachten sollte grundsätzlich unter Heranziehung unterschiedlicher Szenarien erfolgen. Da der Ermittlung der Schadstofffracht große Bedeutung hinsichtlich der Abschätzung des Risikos, das von einem kontaminierten Standort ausgeht, zukommt, bieten sich hier insbesondere „Worst-Case-Szenarien“ an. Dabei sind für die einzelnen Eingangsparameter zwar realistische, aber „für das Ergebnis

möglichst schlechte“ Annahmen zu treffen. In Abhängigkeit vom Grad der Unsicherheit der Eingangsparameter und der standortspezifischen Gegebenheiten bietet sich hier insbesondere die Annahme hoher hydraulischer Durchlässigkeiten an und/oder die Annahme, dass die gesamte Grundwassermächtigkeit schadstoffbelastet ist. Bezüglich der Schadstoffkonzentrationen kann etwa der jeweils höchste an den einzelnen Messstellen ermittelte Wert zur Berechnung des „Worst-Case-Szenarios“ herangezogen werden.

## **2.2 Plausibilitäts- und Stabilitätsprüfung**

Parallel zur Betrachtung eines „Worst-Case-Szenarios“ sollten die Ergebnisse grundsätzlich auf ihre Plausibilität und Stabilität geprüft werden. Die Plausibilität der getroffenen Annahmen und der erhaltenen Ergebnisse kann anhand früherer Ergebnisse auf demselben Standort oder anhand von Ergebnissen auf anderen Standorten mit vergleichbaren hydrogeologischen Situationen bzw. ähnlichen Kontaminationen überprüft werden.

Darüber hinaus kann die Stabilität des Ergebnisses geprüft werden, indem einzelne Parameter variiert und die Ergebnisse einander gegenübergestellt werden. Die Auswirkung der Parametervariationen ist in die Interpretation der Ergebnisse miteinzubeziehen.

## ANHANG 6 TRENDÜBERPRÜFUNG ANHAND DER AUSWERTUNG LÄNGERER BEOBACHTUNGSREIHEN

### 1 Planung längerfristiger Beweissicherungsmaßnahmen

#### **Messstellenauswahl**

Die Grundlagen für die Auswertung von Ergebnissen aus Grundwasseruntersuchungen sind in Kapitel 3.2 dargestellt. Die Auswertung von Beobachtungsreihen erfolgt im Allgemeinen messstellenbezogen. Aufgrund der Ergebnisse zur Abgrenzung einer Schadstofffahne werden in Zusammenhang mit einer Fortsetzung der Grundwasserbeweissicherung bis zur Umsetzung konkreter Sanierungsmaßnahmen oder auch einer langfristigen Beobachtung charakteristische Messstellen ausgewählt, die aufgrund ihrer Lage und des Ausbaus geeignet sind, bestimmte Bereiche der Grundwasserverunreinigung und der unbeeinflussten Umgebung zu charakterisieren. Im Allgemeinen sind dabei insbesondere folgende Bereiche maßgeblich:

- Grundwasseranstrom: Feststellung möglicher Veränderungen der Qualität des lokalen Hintergrunds und möglicher Vorbelastungen
- Unmittelbarer Grundwasserabstrom: Feststellung möglicher Veränderungen der Intensität der Mobilisierung und des Eintrages von Schadstoffen (Schadstoffnachlieferung) nahe zum Schadensherd
- Weiterer Grundwasserabstrom: Feststellung möglicher Veränderungen des Verhältnisses zwischen Schadstoffnachlieferung sowie Rückhalte- und Abbauprozessen entlang der Schadstofffahne bei langen Schadstofffahnen
- Ende der Schadstofffahne: Feststellung möglicher Veränderungen der Länge der Schadstofffahne durch Beobachtung der Schadstofffahne im engeren Sinn („belasteter“ Bereich, siehe Abschnitt 3.3.4) und/oder von aktuell nicht signifikant beeinflussten Probenahmestellen

Wie bereits in Anhang 4, Kapitel 2.7 beschrieben, ist allgemein eine Beobachtung (und Auswertung) folgender Parametergruppen zu empfehlen:

- physikalisch-chemische Parameter (z. B. elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Redox-Verhältnisse, gelöster Sauerstoff) zur Beschreibung der hydrochemischen Beschaffenheit des Grundwassers
- relevante Schadstoffe
- charakteristische Begleit- bzw. Indikatorparameter (z. B. Bor, Tritium, Ammonium bei kommunalen Altablagerungen bzw. Eisen, Mangan, Nitrat, Nitrit oder Sulfat als Indikator für Redox-Bedingungen)
- Abbauprodukte

#### **Probenahmehäufigkeit**

Die Probenahmen für langfristige Maßnahmen zur Grundwasserbeweissicherung sollten zumindest zweimal jährlich bzw. im Allgemeinen viermal jährlich erfolgen. Die Festlegung der Intervalle und Zeitpunkte der Probenahmen ist standortspezifisch unter Berücksichtigung natürlich wiederkehrender, jahreszeitlicher Ereignisse (z. B. hohe Grundwasserspiegellagen im Zeitraum der

Schneesmelze) sowie möglicher kurz- oder längerfristiger anthropogener Veränderungen der lokalen Strömungsverhältnisse (z. B. Wasserentnahme zu Bewässerungszwecken oder im Rahmen von Bauvorhaben) oder der Grundwasserqualität (z. B. Salzspreuung im Winter oder Düngung in der Vegetationsperiode) durchzuführen. Begleitend zu jedem Probenahmetermin zur qualitativen Beweissicherung sind auch die maßgeblichen hydrologischen Parameter (Lage des Grundwasserspiegels bzw. Quellschüttungen, aktuelle Grundwasserentnahmen und -versickerungen etc.) aufzunehmen.

Zur Überprüfung möglicher Veränderungen der Intensität der Mobilisierung und des Eintrages von Schadstoffen (Schadstoffnachlieferung) nahe zum Schadensherd können auch die Wiederholung und der Vergleich der Ergebnisse von (Immissions-)Pumpversuchen zweckmäßig sein. Auch die Beweissicherungsmaßnahmen für einen dauerhaften Betrieb von Sanierungs- oder Sperrbrunnen sollten so geplant werden, dass eine kontinuierliche Beobachtung der Veränderung von Schadstofffrachten (Massenbilanzen) sowie aller maßgeblichen Parameter möglich ist.

## 2 Auswertung und Beurteilung längerfristiger Beweissicherungsmaßnahmen

**Trendanalysen** Bei der Auswertung der Analyseergebnisse von längerfristigen Beweissicherungsmaßnahmen steht die messstellenbezogene Feststellung mittel- bis längerfristiger Veränderungen der Grundwasserqualität im Vordergrund. In diesem Zusammenhang sind bei jeder Messstelle für alle untersuchten Parameter die Zeitreihen der Messwerte im Sinne einer Trendanalyse auszuwerten. Als allgemeine Voraussetzung für die Feststellung eines anhaltenden Trends gilt:

- Durchführung der Beweissicherungsmaßnahmen zumindest zweimal jährlich, in annähernd gleichbleibenden zeitlichen Abständen
- Durchführung der Beweissicherung zumindest über zwei Jahre
- Ergebnisse von zumindest acht Probenahmeterminen

**weitere Auswertungen** Zur Beurteilung längerfristiger Beweissicherungsmaßnahmen werden neben der messstellenbezogenen und parameterspezifischen Auswertung der Zeitreihen von Messwerten folgende Auswertungen empfohlen:

- Messstellenbezogener Vergleich und Korrelation der Zeitreihen der Messwerte der relevanten Schadstoffe mit
- den Zeitreihen zur Lage des Grundwasserspiegels,
- den Zeitreihen allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter, charakteristischer Begleitparameter, anderer Schadstoffe sowie der Abbauprodukte

- Parameterspezifischer Vergleich und Korrelation der Zeitreihen der Messwerte relevanter Schadstoffe zwischen den einzelnen Messstellen
- Insbesondere bei Geringleitern Vergleich mit den Zeitreihen von Schadstofffrachten

In Bezug auf die einzelnen Messstellen ist zu beurteilen, ob ein „signifikanter“ Trend (siehe Anhang 6, Kapitel 3) einer Veränderung der Belastung durch die relevanten Schadstoffe gegeben ist und ob die Plausibilitätsprüfung anhand der übrigen Ergebnisse der Beweissicherung (Auswertung der Zeitreihen aller übrigen beobachteten Parameter sowie hydrologischer Gegebenheiten) positiv ist oder sich Widersprüche ergeben.

Bei der Beurteilung von Trends ist allgemein zu beachten, dass ein Ansteigen oder Abfallen von Grundwasserkonzentrationen oder -frachten über die Zeit durch unterschiedliche, sich generell überlagernde Effekte hervorgerufen wird.

### **Zeitreihen-Komponentenmodell**

Im traditionellen Zeitreihen-Komponentenmodell setzen sich die beobachteten Werte (Messwerte) zu jedem Zeitpunkt aus vier Komponenten zusammen (modifiziert nach Grosser, 2007):

- **Trendkomponente:** ist durch langfristig wirkende Ursachen bedingt und gewöhnlich eine lineare Funktion der Zeit (z. B. Ausdehnung einer Schadstofffahne, Schrumpfung einer Schadstofffahne durch natürliche Prozesse oder induziert durch Sanierungs- oder Sicherungsmaßnahmen, Schadstoffentfrachtung über Sanierungsbrunnen)
- **Zyklische Komponente:** ist durch wiederkehrende Ursachen bedingt und besitzt üblicherweise einen wellenförmigen Verlauf (z. B. Düngung, Salzstreuung im Winter)
- **Saisonkomponente:** ist durch den jahreszeitlichen Wechsel bedingt und besitzt ebenfalls einen üblicherweise wellenförmigen Verlauf (z. B. Grundwasserganglinie, Grundwasserneubildung)
- **Irreguläre Komponente:** Darunter werden Ausreißer und Strukturbrüche (z. B. Sanierungsmaßnahmen im Schadenszentrum, Veränderungen der Oberflächengestaltung, Ausfall oder Zuschaltung von Sanierungsbrunnen) sowie Zufallsschwankungen, die im Einzelnen nicht näher identifiziert werden können, subsumiert.

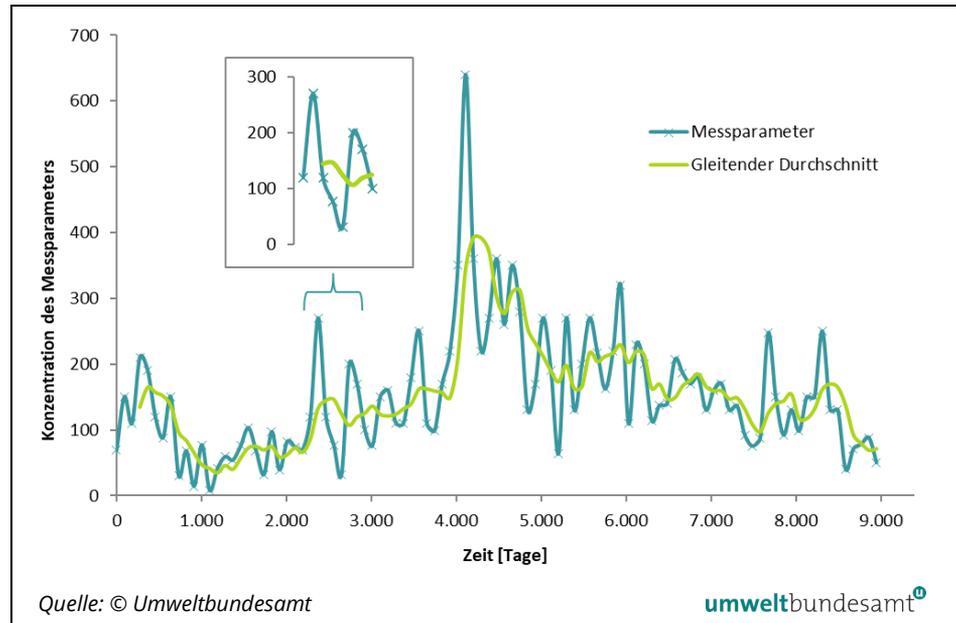
Die genannten Komponenten sind getrennt nicht direkt beobachtbar. Sie können sich gegenseitig im Sinne einer Verstärkung oder Abschwächung beeinflussen.

### **Glättung von Zeitreihen**

Bei stark schwankenden Messwertreihen kann es nützlich sein, spezielle statistische Verfahren zur Bestimmung und Visualisierung von Trends anzuwenden. Ein einfaches und effektives Verfahren ist die Methode der gleitenden Durchschnitte (genauer: des „einseitig gleitenden Durchschnitts“, zur Berechnung siehe Anhang 6, Kapitel 4). Voraussetzung für die Methode ist die zeitliche Äquidistanz der Messwerte. Im Ergebnis wird eine Glättung der Zeitreihe erhalten (siehe Abbildung 21). Das Ausmaß der Glättung wird durch das Mittelungsintervall (Anzahl zeitlich benachbarter Messwerte) bestimmt. Grundsätzlich sollte das Mittelungsintervall zwölf Monate (bzw. ein hydrologisches Jahr) umfassen.

Kürzere Intervalle führen zu einem unruhigen Kurvenverlauf, bei längeren Intervallen können Trends unerkant bleiben. Mit dem Mittelungsintervall von zwölf Monaten werden neben den Zufallsschwankungen auch jahreszeitliche Schwankungen (Saisonkomponente) „weggemittelt“.

Abbildung 21:  
Beispiel einer Zeitreihe  
mit gleitendem Durch-  
schnitt.



Bei stark schwankenden Messwerten sind Trendbetrachtungen auf Basis weniger Messzeitpunkte mit gebotener Vorsicht durchzuführen. Im Ausschnitt in Abbildung 21 wird eine Abfolge von acht Messzeitpunkten betrachtet. Während sich in diesem Ausschnitt der Messpunktkurve selbst kein Trend erkennen lässt, weist der gleitende Durchschnitt in diesem Zeitraum einen leicht fallenden Trend, die gesamte Zeitreihe in diesem Abschnitt jedoch einen leicht ansteigenden Trend auf.

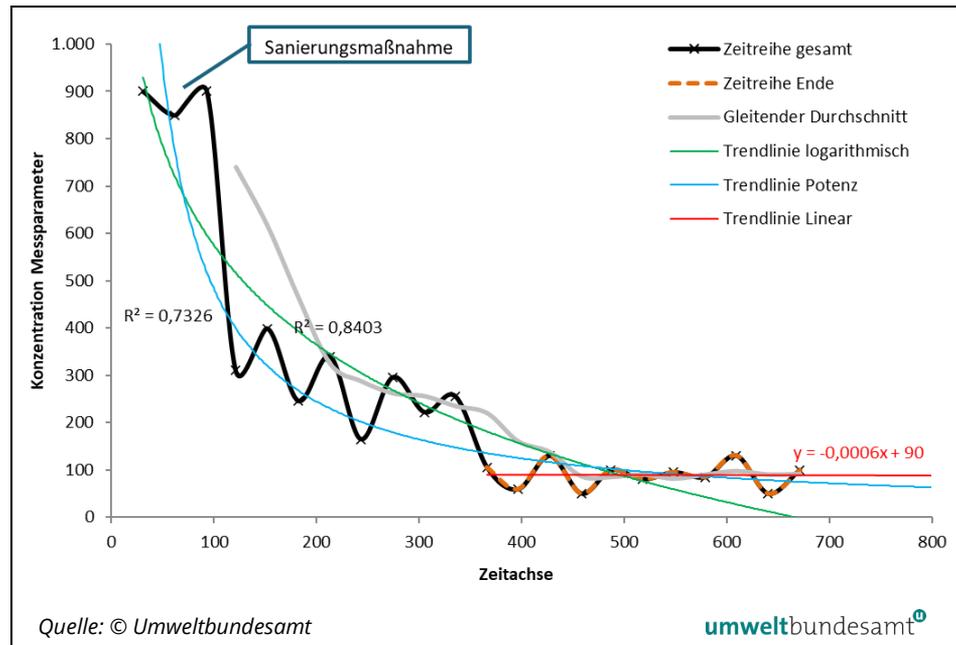
### Prognoseerstellung

Wenn bei einer Messstelle ein „signifikanter“ Trend der Veränderung der Schadstoffbelastung (steigend oder fallend) festgestellt wird und die Plausibilitätsprüfung keine grundlegenden Widersprüche ergeben hat, dann ist eine Prognose der weiteren mittel- bis langfristigen Entwicklung durchzuführen. Maßgeblich sind dabei im Allgemeinen die Prognosen der Schadstoffkonzentrationen in fünf und in 20 Jahren. Die Angaben dazu sollten den jeweiligen Unsicherheiten entsprechend jeweils mit entsprechenden Bandbreiten angegeben werden. Messstellenbezogene Prognosen sollten jeweils alle zwei Jahre überprüft und angepasst werden.

Für die Prognose ist einerseits der (aktuelle) Wirkungsgrad, d. h. die jährliche Veränderung der Schadstoffgehalte, heranzuziehen (siehe Anhang 7). Andererseits können mithilfe einer mathematischen Funktion, welche die Zeitreihe bzw. den gleitenden Durchschnitt annähernd beschreibt (entsprechend der „Methode der kleinsten Quadrate“) Prognosen für die mittel- bis langfristige Entwicklung der Schadstoffkonzentration angestellt werden. Welche Funktion (z. B.

Potenzfunktion, lineare oder logarithmische Funktion) die tatsächlichen Verhältnisse am besten beschreibt, unterliegt bis zu einem gewissen Grad der subjektiven Einschätzung des:der Auswertenden. Darüber hinaus ist die Form der mathematischen Funktion, welche die Zeitreihe am besten beschreibt, in hohem Maße vom Verlauf der Zeitreihe im Betrachtungszeitraum abhängig (siehe Abbildung 22).

Abbildung 22:  
Beispiel einer Zeitreihe  
mit unterschiedlichen  
Trendlinien-Typen  
(linear, Potenz- und Logarithmusfunktion) und  
unterschiedlichen Betrachtungszeiträumen.



### Trendlinien

Das Beispiel einer Zeitreihe von Schadstoffkonzentrationen in Abbildung 22 zeigt nach Abschluss einer Sanierungsmaßnahme zunächst einen stark fallenden Trend. Im weiteren Verlauf wird die zeitliche Konzentrationsabnahme geringer (leicht fallender Trend) bis schließlich keine „signifikante“ Konzentrationsabnahme mehr festzustellen ist (kein fallender oder steigender Trend). Die gesamte Zeitreihe wird sowohl durch eine logarithmische Funktion als auch durch eine Potenzfunktion annähernd gleich gut beschrieben (vgl. Bestimmtheitsmaß  $R^2$ ). Die tatsächlichen Verhältnisse am Ende der Zeitreihe werden allerdings durch beide Funktionen nicht ausreichend beschrieben. Beide Funktionen – die logarithmische Funktion mehr als die Potenzfunktion – würden in einer Prognose die weitere Konzentrationsabnahme überschätzen. Der (nicht „signifikante“) Trend am Ende der Zeitreihe wäre im vorliegenden Fall am ehesten durch eine lineare Funktion zu beschreiben.

Es ist daher eine entsprechende nachvollziehbare Beschreibung der gewählten Randbedingungen und der mathematischen Funktion, die der Prognose zugrunde liegen, unbedingt erforderlich.

Wenn bei einer Messstelle kein „signifikanter“ Trend der Veränderung der Schadstoffbelastung festgestellt wird und auch die übrigen Ergebnisse der Beweissicherung keine anhaltenden Veränderungen der Beschaffenheit des

Grundwassers anzeigen, dann muss von einer mittel- bis langfristig gleichbleibenden Belastung ausgegangen werden und eine rechnerische Prognose der weiteren mittel- bis langfristigen Entwicklung ist nicht zweckmäßig.

Die Ergebnisse der Beurteilung einzelner Messstellen sind, bezogen auf die unter Abschnitt 3.2.3 beschriebenen Bereiche der Beweissicherung, zusammenzufassen und zu beschreiben.

### **Entwicklung der Schadstofffahne**

Wie bereits im Kapitel 4.2 beschrieben, kann bei historisch kontaminierten Standorten in Österreich aufgrund des Alters der Schadensfälle (mindestens 35 Jahre) im Allgemeinen von einem stationären Verhalten der Schadstofffahne ausgegangen werden (mögliche Ausnahmen: PAK-Fahnen oder Fahnen mit Überlagerung auch jüngerer Schadstoffeinträge, z. B. PFAS). Abweichend davon können für eine zusammenfassende Beurteilung der mittel- bis langfristigen Entwicklung einer Schadstofffahne folgende grundsätzliche Situationen unterschieden werden:

- Ergibt sich aus der Beurteilung der Konzentrationsentwicklung an Messstellen im unmittelbaren Abstrom eines kontaminierten Standortes übereinstimmend, dass ein „signifikant“ steigender Trend gegeben ist, dann ist im Vergleich mit den Ergebnissen aus dem Grundwasseranstrom zu überprüfen und zu beurteilen, ob erhöhte Vorbelastungen ausgeschlossen werden können und eine erhöhte Mobilisierung von Schadstoffen gegeben ist, sodass eine weitere Ausbreitung der Schadstofffahne mittel- bis langfristig wahrscheinlich ist.
- Ergibt sich aus der Beurteilung der Konzentrationsentwicklung an Messstellen im unmittelbaren Abstrom eines kontaminierten Standortes übereinstimmend, dass ein „signifikant“ fallender Trend gegeben ist, dann kann – wenn im weiteren Abstrom und insbesondere am Fahnenende kein „signifikant“ steigender Trend zu beobachten ist – von einem mittel- bis langfristigen Rückgang der Schadstofffahne ausgegangen werden.
- Ergibt sich aus der Beurteilung der Konzentrationsentwicklung an Messstellen im Verlauf und am Ende einer Schadstofffahne übereinstimmend, dass ein „signifikant“ fallender Trend gegeben ist, dann kann – wenn im unmittelbaren Grundwasserabstrom kein „signifikant“ steigender Trend zu beobachten ist – von einem mittel- bis langfristigen Rückgang der Schadstofffahne ausgegangen werden.

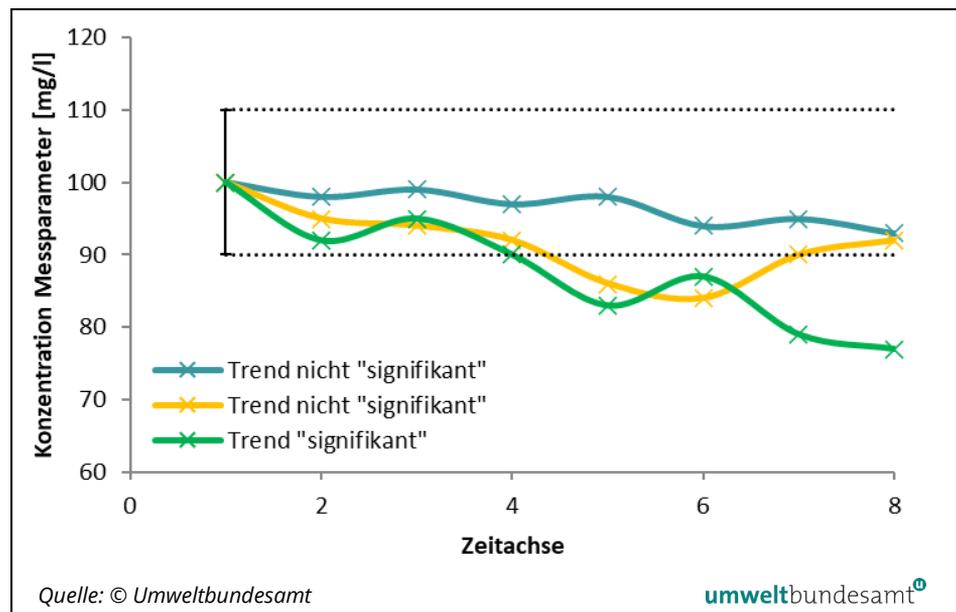
## **3 Signifikanz von Trends**

Der Begriff „signifikant“ bedeutet in der Statistik eine geringe Wahrscheinlichkeit, dass Unterschiede zwischen Messgrößen auf Zufall beruhen.

Im Sinne dieser Arbeitshilfe ist ein Trend jedenfalls in solchen Fällen als „signifikant“ fallend (bzw. steigend) zu beurteilen, in denen innerhalb eines Betrachtungszeitraums (mit einer entsprechenden Ausgangskonzentration am Beginn des Betrachtungszeitraums) eine Abnahme (bzw. Zunahme) der Konzentration um mehr als den Betrag der Messunsicherheit der Ausgangskonzentration bei zumindest den letzten vier Messzeitpunkten innerhalb des Betrachtungszeitraumes festzustellen ist. In Abbildung 23 sind Beispiele für „nicht signifikant“ und „signifikant“ fallende Trends dargestellt. Im Beispiel wird eine Anfangskonzentration von 100 Milligramm pro Liter angenommen. Die zugehörige Messunsicherheit beträgt  $\pm 10$  Milligramm pro Liter.

In der Praxis wird die analytische Messunsicherheit (d. h. exklusive Probenahme) im 95 %-Konfidenzintervall meist im Bereich von 10 % bis 15 % des Messwertes abgeschätzt.

Abbildung 23:  
Beispiele für das Vorliegen und Nicht-Vorliegen von „signifikanten“ fallenden Trends in Zeitreihen



#### 4 Berechnung des einseitig gleitenden Durchschnitts

Bei stark schwankenden Zeitreihen von Messwerten kann durch Mittelung über eine festgelegte Anzahl vorangehender Messwerte (n) eine weniger stark schwankende Zeitreihe erhalten werden. Dies hat den Vorteil, dass langfristige Trends besser hervorgehoben werden.

Gegenüber dem „zentrierten gleitenden Mittelwert“ besteht beim einseitig gleitenden Durchschnitt der Vorteil, dass durch die Verwendung von Daten aus der Vergangenheit die Kurve des gleitenden Durchschnitts bis ans Ende der Zeitreihe reicht, verbunden mit dem Nachteil, dass die Kurve des gleitenden Durchschnitts auf der Zeitachse nach rechts verschoben erscheint.

Die Anzahl  $n$  (für den gleitenden Durchschnitt  $n$ -ter Ordnung) ergibt sich aus der Anzahl von annähernd äquidistanten Untersuchungszeitpunkten innerhalb eines (hydrologischen) Jahres. Im Allgemeinen wird somit  $n=2$  (halbjährliche Untersuchung),  $n=4$  (vierteljährliche Untersuchung) oder  $n=6$  (zweimonatliche Untersuchung) zu wählen sein.

Die Berechnung am Beispiel des gleitenden Durchschnitts vierter Ordnung erfolgt gemäß den folgenden Formeln (wobei keine Werte für  $\bar{y}_1, \bar{y}_2, \bar{y}_3$  erhalten werden):

$$\bar{y}_4 = \frac{y_1 + y_2 + y_3 + y_4}{4}, \quad \bar{y}_5 = \frac{y_2 + y_3 + y_4 + y_5}{4}, \quad \bar{y}_t = \frac{y_{t-3} + y_{t-2} + y_{t-1} + y_t}{4}$$

bzw. für die  $n$ -te Ordnung nach:

$$\bar{y}_t = \frac{y_{t-(n-1)} + \dots + y_{t-2} + y_{t-1} + y_t}{n}$$

mit

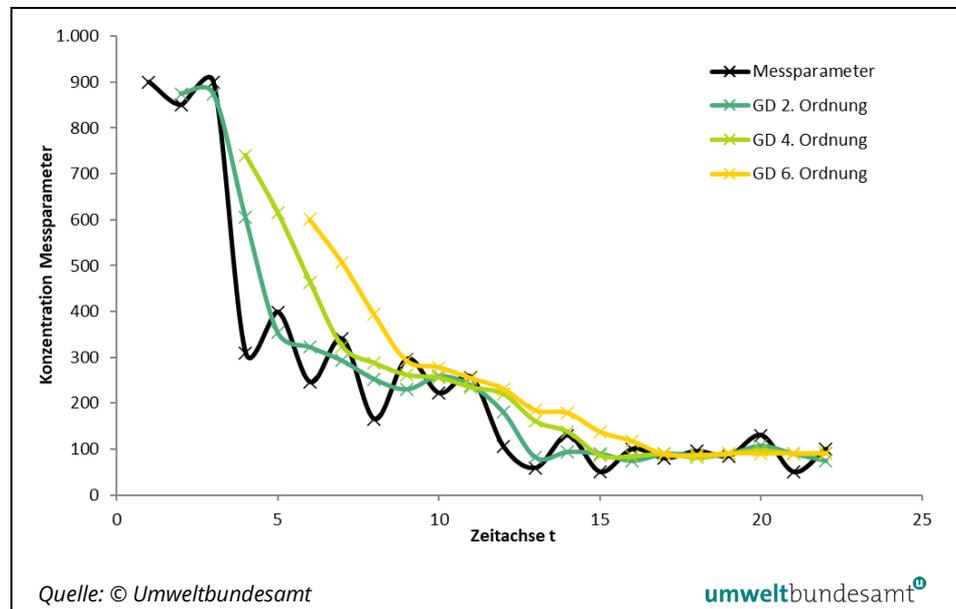
$y_t$  ... Messwert zum Zeitpunkt  $t$

$\bar{y}_t$  ... Wert des gleitenden Durchschnitts zum Zeitpunkt  $t$

$n$  ... Ordnung des gleitenden Durchschnitts

In Abbildung 24 ist der Verlauf des einseitig gleitenden Durchschnitts der Ordnungen  $n=2$ ,  $n=4$  und  $n=6$  beispielhaft dargestellt. Die zugrundeliegenden Daten können Tabelle 5 entnommen werden.

Abbildung 24:  
Beispiele für einseitig  
gleitende Durchschnitte  
(GD) unterschiedlicher  
Ordnung.



*Tabelle 5:  
Beispiele für einseitig  
gleitende Durchschnitte  
unterschiedlicher Ord-  
nung.*

<b>Zeitpunkt</b>	<b>Messwert</b>	<b>Einseitig gleitender Durchschnitt</b>		
		<b>2. Ordnung</b>	<b>4. Ordnung</b>	<b>6. Ordnung</b>
<b>t</b>	<b>y<sub>t</sub></b>			
1	900	-	-	-
2	850	875	-	-
3	900	875	-	-
4	310	605	740	-
5	399	355	615	-
6	246	323	464	601
7	340	293	324	508
8	165	253	288	393
9	296	231	262	293
10	222	259	256	278
11	256	239	235	254
12	105	181	220	231
13	59	82	161	184
14	130	95	138	178
15	50	90	86	137
16	100	75	85	117
17	80	90	90	87
18	95	88	81	86
19	85	90	90	90
20	130	108	98	90
21	50	90	90	90
22	100	75	91	90

## ANHANG 7 BEISPIEL ZUR ÜBERPRÜFUNG DES SANIERUNGSFortschritts

Die Beurteilung des Sanierungsfortschritts erfolgt aufgrund des Verlaufes der Sanierung, des Ist-Standes und von zukünftigen Entwicklungen, die mittels Trendbetrachtungen prognostiziert werden können (siehe Abbildung 25). Um die erzielte Wirkung beschreiben und quantifizieren zu können, müssen grundsätzlich alle Kriterien herangezogen werden, die für die Beschreibung der Schadstofffahne sowie zur Definition von Sanierungszielen und -zielwerten berücksichtigt wurden (z. B. erzielte Reduktion der Schadstofffracht sowie der maximalen Schadstoffkonzentration). Im einfachsten Fall der Kontrolle und Beurteilung des Sanierungsfortschrittes über die zeitliche Entwicklung der Schadstoffgehalte können dabei anhand verschiedener Ausgangsgrößen folgende Vergleiche durchgeführt werden (beispielhafte Angaben jeweils korrespondierend zu Tabelle 6 und Abbildung 25):

- Schadstoffgehalt im Grundwasser (Schadenszentrum) vor Beginn der Maßnahmen (Ausgangskonzentration z. B. Trichlorethen 70 Mikrogramm pro Liter; Tetrachlorethen 5 Mikrogramm pro Liter; cis-1,2-Dichlorethen 235 Mikrogramm pro Liter; Summe LCKW 310 Mikrogramm pro Liter)
- Schadstoffgehalt im Grundwasser (Schadenszentrum) nach Abschluss der Maßnahmen (Sanierungszielwerte: Summe Tri- und Tetrachlorethen 10 Mikrogramm pro Liter; Summe LCKW 30 Mikrogramm pro Liter)
- Sanierungszeitraum: fünf Jahre (60 Monate)
- Wirksamkeit: Vergleich gemessener Schadstoffgehalte mit prognostizierten Gehalten zu einem bestimmten Zeitpunkt nach Beginn der Maßnahmen
- Wirkungsgrad: Rückgang der Schadstoffgehalte in einer bestimmten Sanierungsperiode (z. B. halbjährlich oder jährlich)
- Veränderung des Wirkungsgrades: Vergleich des Rückganges der Schadstoffgehalte in der aktuell letzten Sanierungsperiode mit dem Rückgang in der ersten und der vorangegangenen Sanierungsperiode

Abbildung 25:  
Beispiel der zeitlichen  
Entwicklung der  
Schadstoffgehalte im  
Grundwasser bei ei-  
nem CKW-Schaden.

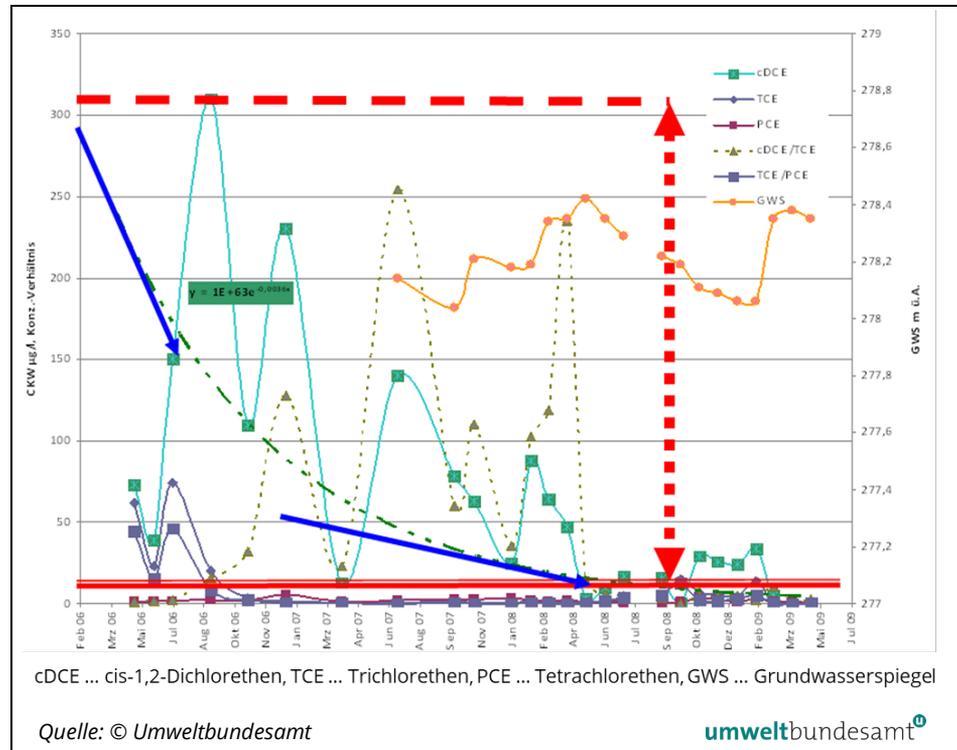


Tabelle 6:  
Beispiel einer Überprü-  
fung des Sanierungsfort-  
schrittes für einen CKW-  
Schaden – Wirksamkeit  
und Wirkungsgrad im  
Vergleich [Mikrogramm  
pro Liter].

Dauer [Monate]	0	6	12	24	60
<b>Prognose</b>	Ausgangskonzentration		→	Sanierungszielwert	
LCKW	310	160	90	50	30
TCE+PCE	75	50	35	20	10
<b>Messwerte</b>					
LCKW		340	125	70	
TCE+PCE		30	5	5	
<b>Wirksamkeit*</b> <b>im Vergleich zur Prognose</b>					
LCKW		-20 %	84 %	92 %	
TCE+PCE		180 %	175 %	127 %	
<b>Wirkungsgrad</b> <b>jährliche Veränderung des Schadstoffgehaltes</b>					
LCKW		(+60)	-185	-55	
TCE+PCE		(-90)	-70	±0	

\* Wirksamkeit [%] = (A – Messwert) / (A – Prognosewert) \* 100

A Ausgangskonzentration, LCKW ... leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe

**Umweltbundesamt GmbH**

Spittelauer Lände 5  
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

office@umweltbundesamt.at  
www.umweltbundesamt.at

Historisch kontaminierte Standorte und Altablagerungen können erhebliche Verunreinigungen des Grundwassers verursachen. Die Publikation beschreibt, wie sich Schadstoffe im Untergrund und im Grundwasser ausbreiten, welche Parameter für ihre Erfassung und Bewertung entscheidend sind und wie zukünftige Entwicklungen abgeschätzt werden können. Sie erläutert praxisorientiert die Bestimmung von Schadstofffahnen und -frachten, die Auswertung chemischer Analysedaten sowie die Beurteilung von Risiken für Mensch und Umwelt. Ebenso werden Kriterien zur Festlegung von Sanierungszielen und zur Überprüfung ihrer Wirksamkeit dargestellt. Die Arbeitshilfe soll eine einheitliche, nachvollziehbare Vorgehensweise bei der Bewertung und Sanierung von Grundwasserschäden auf Basis der Novelle des Altlastensanierungsgesetzes 2025 ermöglichen.