

**Erfassung und Bewertung von Gefährdungspotenzialen für
Heilquellenschutzgebiete
Modellansatz für ein integriertes Bewertungssystem zur
Entscheidungsfindung**

Prof. Dr.-Ing. Hans-Peter Lühr

1. Europa Kongress „Kurort und Umwelt“
13. – 15. Oktober 2003
Bad Elster

1 Einleitung

Eine wesentliche Voraussetzung für die Ausweisung von Trinkwasser- und Heilquellenschutzgebieten ist ein praktikabler Handlungsrahmen zur Ermittlung und Bewertung der vorhandenen Risiken in einem hydrogeologisch festgesetzten Schutzgebiet. Ausgangspunkt für die Bewertung ist die Erfassung aller relevanten Aspekte zur langfristigen Sicherung der Menge und der Beschaffenheit des Trink-, Mineral- und Heilquellenwassers, die Basis für eine nachhaltige Entwicklung der Region sind. Die ganzheitliche Bewertung, die Grundlage des Bewertungssystems ist, umfasst dabei die quantitativen und qualitativen Kriterien und Risikofaktoren in der ausgewiesenen Region, die nach hydrogeologischen Kriterien ausgegrenzt ist. Dabei spielen die Förderung der Mengen eine wichtige Rolle (Überbeanspruchung vermeiden) als auch die Gefährdungsquellen, die sich aus dem Umgang mit und dem Transport von wassergefährdenden Stoffen, der Lagerung von Abfällen, der Abwasserableitung und land-, forstwirtschaftliche und gartenbauliche Tätigkeiten sowie den in der Region vorhandenen Altlasten ergeben.

Das Bewertungssystem, dem ein ganzheitlicher Ansatz zugrunde liegt, leistet einen konkreten Beitrag zur Quantifizierung von Nachhaltigkeitsbetrachtungen und damit auch einen Beitrag zur Nachvollziehbarkeit von Entscheidungen und deren Akzeptanz. Das Instrument zur Risikobewertung bietet den Fach- und Vollzugsbehörden eine wesentliche Hilfe bei der konkreten Entscheidungsfindung bezüglich Bewirtschaftungs- und Genehmigungspraxis in Schutzzonen.

Mit dem für eine bestimmte Region entwickelten Instrument können dann mittelfristige Investitionsprogramme entwickelt und auf ihre Auswirkungen überprüft werden sowie das in jedem Fall erforderliche Monitoringprogramm unter Verwendung des bereits vorhandenen Überwachungssystem optimiert und damit kosteneffektiver betrieben werden. Ferner können alle relevanten neu zu installierenden Aktivitäten wie Gewerbeansiedlung, Infrastrukturausbau etc. in der Region vor dem Hintergrund ihrer Gefährdungspotenziale in die integrierte Betrachtung einbezogen werden. Damit treten die Einzelmaßnahmen nicht losgelöst von der vorhandenen Situation auf. Die Schutzzonenausweisung, die in der Region von maßgeblicher Bedeutung für die Region ist, wird auf eine gegenüber der bislang üblichen Schutzzonenausweisungspraxis auf ein weitergehendes, fachliches Fundament gestellt.

2 Modellansatz

2.1 Allgemeines

Als Gefährdungsquellen für Grund- und Heilquellenwasser und deren Fassungsanlagen sind insbesondere der Umgang mit wassergefährdenden Stoffen, die Lagerung von Abfällen, die Altlasten, die Abwasserableitung und landwirtschaftliche Aktivitäten anzusehen.

Die zu behandelnden relevanten Aktivitäts- oder Problembereiche umfassen dabei im Einzelnen:

1. Industrie- und Gewerbebetriebe,
2. Abfallablagerung
3. Altlasten (Altablagerungen und Altstandorte),
4. Wohngebiete,
5. Kanalisation,
6. Straßen,
7. Eisenbahn,
8. Land- und Forstwirtschaft,
9. Entnahmemengen von Grund-, Mineral- und Heilwasser.

Deren jeweilige Gefährdungspotenziale sind nach einheitlichen Maßstäben transparent und nachvollziehbar zu ermitteln.

Grundsätzlich sind zwei Ebenen der Bewertung für die Ausweisung von Trink- und Heilquellenwasserschutzgebieten zu unterscheiden:

- die abschätzende Bewertung,
- die Detailbewertung.

Die *abschätzende Bewertung* basiert auf vorhandenen Daten, die leicht zugänglich sind und z. B. aufgrund der Aktenlage etc. ein formalisiertes Vorgehen ermöglichen.

Die *Detailbewertung* erfolgt nach Vorortuntersuchungen aufgrund vertiefender Untersuchungsprogramme.

Die nachfolgenden Ausführungen befassen sich mit dem Instrument für die abschätzende Bewertung. Für die Grundsatzentscheidungen hinsichtlich der Ausweisung von Trink- und Heilquellenwasserschutzgebieten ist diese Ebene zur Bewertung der vorhandenen Gefährdungspotenziale und damit ihrer gegenseitigen Bewertung in der Regel zunächst ausreichend. **Deshalb wurde auch ein formalisiertes Bewertungsverfahren für die Gefährdungsquellen entwickelt, das im Ergebnis Rangfolgen der Gefährdungspotenziale liefert, Prioritätensetzungen ermöglicht sowie ein Maß für die Gesamtbelastung des Gebietes angibt.**

2.2 Bewertungsgrundlagen

2.2.1 Gesamtbewertung

Das Risikopotenzial für ein Schutzgebiet hängt von der mengenmäßigen Bewirtschaftung und dem Umgang mit wassergefährdenden Stoffen ab. Im folgenden werden die **Bewertungsgrundlagen für die stofflichen Belastungen** behandelt.

Das Risikopotenzial eines Betriebes, einer Altablagerung oder eines Wohngebietes etc. hängt davon ab, in welchem Ausmaß gefährliche Stoffe aus dem Problembereich in das Grundwasser und mit dem Grundwasser zu einer Fassungsanlage gelangen können. Für die Abschätzung der Risikopotenziale ist eine Analyse des Grundwasserpfades hinsichtlich

- der Stoffcharakteristik und
- der Standortcharakteristik

durchzuführen.

In der **Stoffcharakteristik** werden stoffspezifische Eigenschaften (Stoffgefährlichkeit, Mobilität) und die Stoffmenge (Emissionsrate) zusammengefasst. Die stoffspezifischen Eigenschaften werden anhand der Wassergefährlichkeit der Stoffe bewertet. Die Stoffmenge beschreibt das Volumen, das aus den einzelnen Gefährdungsquellen potenziell in das Grundwasser eingetragen werden kann.

Für die Beurteilung der Stoffgefährlichkeit, wichtigster Ausgang der gesamten Betrachtung wird das System der Wassergefährdungsklassen (WGK) herangezogen. Dieses gilt für alle Stoffe, auch für Abwasser und Sickerwasser, die keine wassergefährdenden Stoffe im gesetzlich fixierten Rahmen sind. Hier müssen Kriterien gefunden werden, die mit dem WGK-System vergleichbar sind.

Für die technischen Systeme zur Verhinderung des Stoffaustrittes liegen ebenfalls Technikniveaus vor. Mit Hilfe dieses Instrumentes kann für die Anlagen im Untersuchungsgebiet eine formalisierte und vergleichende Bewertung vorgenommen werden. Das Ergebnis ist eine Aussage darüber, in welchem Maß eine Anlage eine Gefährdung für Gewässer - im konkreten Fall für Grund- und Heilquellenwasservorkommen - darstellt.

Durch die hydrogeologische **Standortcharakteristik** werden die Freisetzungs- und Ausbreitungsbedingungen für Stoffe über den Boden-Grundwasserpfad bis hin zur Fassungsanlage erfasst.

Die Ermittlung des Risikopotenzials eines Elements von einem Problembereich (z. B. eine bestimmte Altlast) erfolgt über die

- Stoffmenge/Emissionsrate (Stoffcharakteristik),
- Stoffgefährlichkeit (Stoffcharakteristik),
- Mobilität (Stoffcharakteristik),
- Durchlässigkeit der Deckschichten (Standortcharakteristik),
- Flurabstand (Standortcharakteristik),
- Fließzeiten zur Fassungsanlage (Standortcharakteristik).

Das Emissionspotenzial wird multiplikativ aus der Emissionsrate und der Stoffgefährlichkeit gebildet. Als Stoffmenge/Emissionsrate wird die Menge betrachtet, die aufgrund der problembereichseigenen Gegebenheiten als potenzielle, maximale Emissionsrate q bezogen auf ein Jahr zu erwarten ist. Die Sachverhalte „Stoffgefährlichkeit“ und „Transferpotenzial“ werden

über Merkmale abgebildet, die durch Deskriptoren beschrieben werden. Deren Ausprägung werden zahlenmäßig bewertet.

Die Merkmale der Standortcharakteristik werden multiplikativ zum Sachverhalt Transferpotenzial s zusammengefasst, wobei auch die Mobilität der Stoffe berücksichtigt werden. Die Grundüberlegungen des Bewertungsmodells für die Ermittlung eines Risikopotenzials sind schematisch in Abb. 1 dargestellt.

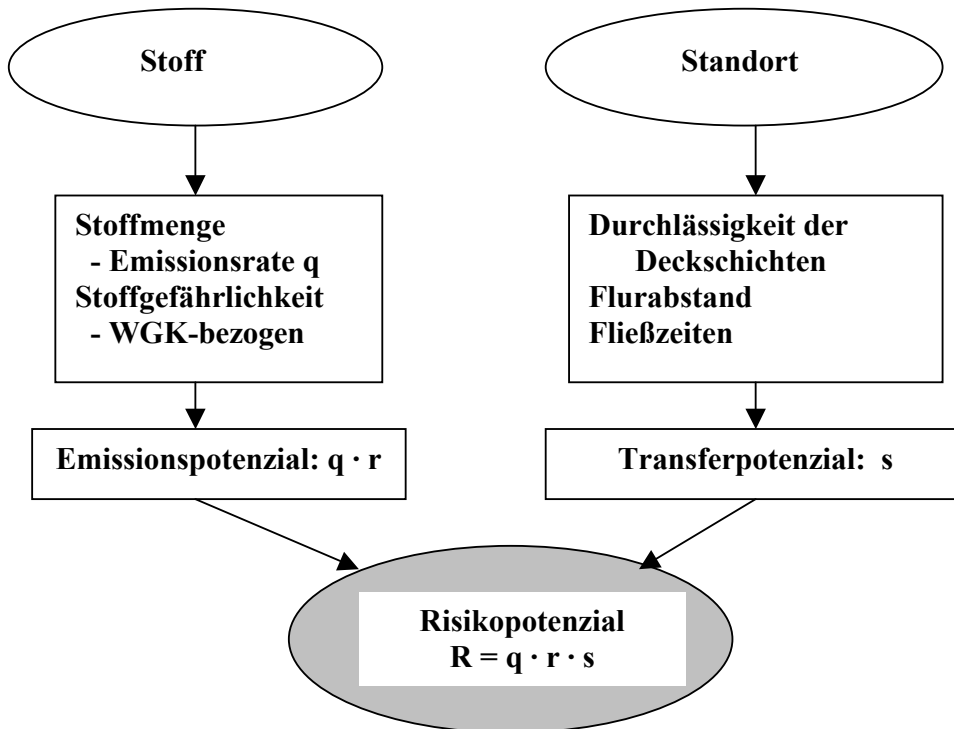


Abb. 1 Bewertungsstruktur für unterschiedliche Risikopotenziale

Die Sachverhalte „Stoffgefährlichkeit“ und „Transferpotenzial“ werden über Merkmale abgebildet, deren Ausprägung zahlenmäßig bewertet werden.

Das Risikopotenzial R des einzelnen Elementes eines Problembereiches wird aus dem Produkt der drei Sachverhalte Emissionsrate q , Stoffgefährlichkeit r und Transferpotenzial s gebildet und stellt eine Zahl dar.

$$R_{i,j} = q_{i,j} \cdot r_{i,j} \cdot s_{i,j} \quad (1)$$

mit

$R_{i,j}$ = Risikopotenzial eines Elementes j eines Problembereiches i ,

$q_{i,j}$ = potenzielle Emissionsrate eines Elementes j eines Problembereiches i
in m^3/a ,

$r_{i,j}$ = Risikofaktor für die Stoffgefährlichkeit eines Elementes j eines Problembereiches i

$s_{i,j}$ = Risikofaktor für das Transferverhalten eines Elementes j eines Problembereiches i,

i = Index für den Problembereich (1-9),

j = Index für ein Element eines Problembereichs (1 - n).

Soll das Risikopotenzial für den gesamten Problembereich, z.B. alle vorhandenen Altlasten, ermittelt werden, erfolgt eine Summation der einzelnen Risikopotenziale jeder Altlast.

Das Gesamttrisikopotenzial für ein Gebiet für alle acht Problembereiche (1 bis 8) wird durch die Summation der Risikopotenziale der einzelnen Problembereiche erhalten.

Durch die Punktvergabe können einerseits individuelle Bestandteile eines Problembereiches untereinander verglichen werden (z.B. Altlast A hat ein höheres Risikopotenzial als Altlast B). Andererseits können so auch einzelne Problembereiche miteinander verglichen werden (z.B. Kanalisation hat ein höheres Gesamttrisikopotenzial als Wohngebiete), da allen Problembereichen ein einheitliches Bewertungsniveau zugrunde liegt.

Durch Summation aller Risikopotenziale der ergibt sich das Gesamttrisiko des Untersuchungsgebietes.

Die beschriebene Vorgehensweise bietet die Möglichkeit, das in einem Untersuchungsgebiet vorhandene Risikopotenzial mit einem „zulässigen“ Maximal-Risikopotenzial für das Untersuchungsgebiet zu vergleichen. Daraus ergeben sich dann Schlussfolgerungen für Entscheidungen zur Bewirtschaftungs- und Genehmigungspraxis in dem Untersuchungsgebiet.

Die Ermittlung des „zulässigen“ Maximal-Risikopotenzials stellt dabei eine Konvention zwischen den Beteiligten dar. Dafür wird ein Vergleichsobjekt eingeführt, um von einer absoluten Risikopotenzialzahl zu einer relativen Zahl zu kommen. Damit wird das Maßstabsproblem umgangen. Entscheidend bei diesem Modellsatz ist, dass alle Aktivitäten als Einzelobjekte mit einem gleichen Maßstab bewertet werden, so dass das Bewertungsergebnis im Einzelnen und für das Ganze transparent und nachvollziehbar wird.

2.2.2 Stoffcharakteristik

Potenzielle Emissionsrate

Die Risikopotenziale der einzelnen Problembereiche werden auf der Grundlage der jeweiligen potenziellen jährlichen Emissionsraten ermittelt. Es handelt sich dabei um eine grobe Abschätzung der Stoffmengen unter Verwendung statistischer Analysen, von Erfahrungswissen und Plausibilitätsprüfungen. Zur größenmäßigen Einordnung der Risikopotenziale der Problembereiche und für den Vergleich im Rahmen der „Abschätzenden Bewertung“ ist diese Genauigkeit ausreichend.

Die Stoffmenge in Kubikmetern/Jahr [m³/a] bezeichnet die **Emissionsrate** $q_{i,j}$ für einen Problembereich „i“ (z.B. Gewerbebetriebe) und ein Element „j“ des Problembereiches (z.B. Firma Müller). Sie wird aus der unter „worst-case“-Bedingungen abgeschätzten Emissionsrate $q_{i,j}^{\max}$ und einem **Korrekturfaktor** $k_{i,j}$ zur Berücksichtigung günstigerer Verhältnisse ermittelt.

$$q_{i,j} = q_{i,j}^{\max} \cdot k_{i,j} \quad (2)$$

mit:

$q_{i,j}$ = potenzielle Emissionsrate eines Elementes j eines Problembereiches i,

$q_{i,j}^{\max}$ = potenzielle Emissionsrate unter ungünstigsten Bedingungen in m³/a,

$k_{i,j}$ = Korrekturfaktor.

Der Korrekturfaktor $k_{i,j}$ liegt in dem Wertebereich

„0“ = Emissionsrate absolut nicht vorhanden und

„1“ = Emissionsrate entspricht der maximalen Emissionsrate $q_{i,j}^{\max}$.

Damit können einerseits die Risikopotenziale an die tatsächlichen Verhältnisse angepasst werden und andererseits lassen sich die Auswirkungen unterschiedlicher Maßnahmen zur Reduzierung der Risikopotenziale untersuchen.

Stoffgefährlichkeit

Je nach der Art des Vorkommens wassergefährdender Stoffe in den einzelnen Problembereichen sind unterschiedliche Merkmale im Hinblick auf die Stoffgefährlichkeit zu bewerten:

- a) wassergefährdende Einzelstoffe bei Gewerbe, Straßen, Eisenbahnen, Wohngebieten,
- b) wassergefährdende Stoffe im Sickerwasser bei Altablagerungen und Altstandorten,
- c) wassergefährdende Stoffe im Abwasser der öffentlichen und privaten Kanalisationen.

Als Bezugssystem für die Stoffgefährlichkeit wird die Einstufung in Wassergefährdungsklassen (WGK) zugrunde gelegt. Dieses Bewertungssystem ist auf Einzelstoffe direkt anwendbar. Da Abwasser und Sickerwasser keine wassergefährdenden Stoffe im gesetzlich fixierten Rahmen sind, sind für die Bewertung der Stoffgefährlichkeit des Abwassers und Sickerwassers Größenordnungen auszuwählen, die den Einstufungen nach dem WGK-System entsprechen. Zur Charakterisierung der Stoffgefährlichkeit der Abwasserqualität wird der Herkunftsbereich des Abwassers herangezogen. Die Bewertung des Sickerwassers aus Altlasten wird über den Deponietyp bei Altablagerungen bzw. über die Branche bei Altstandorten vorgenommen (Tab. 1).

Tab. 1: Festlegungen der Emissionsrate und Stoffgefährlichkeit der Problembereiche i

Problembereich	Emissionsrate	Stoffgefährlichkeit
<u>1 Gewerbebetriebe</u>	Stoffverluste Lagervolumen Stoffumsatz Anlagenvolumen	WGK
<u>2 Abfallablagerungen</u>	Sickerwasserrate	Deponietyp
<u>3 Altlasten</u> . Altablagerungen . Altstandorte	Sickerwasserrate Sickerwasserrate	Deponietyp Branche
<u>4 Siedlungsgebiete</u> . Heizung	Heizöl	WGK
<u>5 Kanalisationen</u>	Abwasserverlust Stoffanteil	Herkunftsbereich . Industrie-/Gewerbe . Mischgebiet . Wohngebiet
<u>6 Straßen</u> . Verkehr . Unfall	Kfz-Emissionen Freisetzungsmenge Unfallrisiko nicht wiedergewonnenes Stoffvolumen	WGK WGK
<u>7 Eisenbahnen</u> . Pflege u. Wartung . Unfall	Herbizideinsatz Freisetzungsmenge Unfallrisiko nicht wiedergewonnenes Stoffvolumen	WGK WGK

a) Bewertung von Einzelstoffen nach WGK

Die Definition der Wassergefährdungsklasse beruht u.a. auf einer Logarithmierung der Ausprägung der berücksichtigten Merkmale (z.B. akute Toxizität). Dabei wurden die Klassengrenzen der Merkmalsausprägungen so gewählt, dass der Übergang von einer Wassergefährdungsklasse in eine andere etwa zwei Zehnerpotenzen entspricht. Diese Klasseneinteilung wurde der Bewertung der Stoffgefährlichkeit von Einzelstoffen zugrunde gelegt.

Tab. 2: Stoffgefährlichkeit $r_{i,j}$ auf der Basis des WGK-Systems

$r_{i,j} =$ 10^0 für nicht wassergefährdende Stoffe 10^2 für WGK 1 schwach wassergefährdend 10^4 für WGK 2 wassergefährdend 10^6 für WGK 3 stark wassergefährdend

Hinsichtlich der Einordnung der Stoffemissionen der Problembereiche werden die folgenden Vereinbarungen getroffen (Tab. 3):

Tab. 3: Einordnung der Stoffgefährlichkeit nach WGK

Gewerbebetriebe:	WGK-Einstufung gemäß Stoffeinsatz nach Tab. 2:	$r_{1,j}$
Siedlungsgebiete:	Heizöl (WGK 2)	$r_{3,j} = 10^4$
Straßen:	verkehrsbedingte Emissionen (WGK 1) unfallbedingte Emissionen (WGK 2)	$r_{6,j} = 10^2$ $r_{6,j} = 10^4$
Eisenbahnen:	unterhaltsbedingte Emissionen - Herbizide mit W-Auflage (WGK 2) - Herbizide ohne W-Auflage (WGK 1) unfallbedingte Emissionen (WGK 2)	$r_{7,j} = 10^4$ $r_{7,j} = 10^2$ $r_{7,j} = 10^4$

b) **Sickerwasser** (im Rahmen des Beitrags ausgelassen)

c) **Abwasser** (im Rahmen des Beitrags ausgelassen)

2.2.3 Standortcharakteristik

Allgemeines

Zur Abschätzung der Gefährdung einer Trinkwasserentnahmeanlage erfolgt eine Bewertung der hydrogeologischen Verhältnisse getrennt nach dem vertikalen Transfer in der nicht wassergesättigten Zone und dem horizontalen Transfer in der wassergesättigten Zone des Untergrundes (Abb. 2).

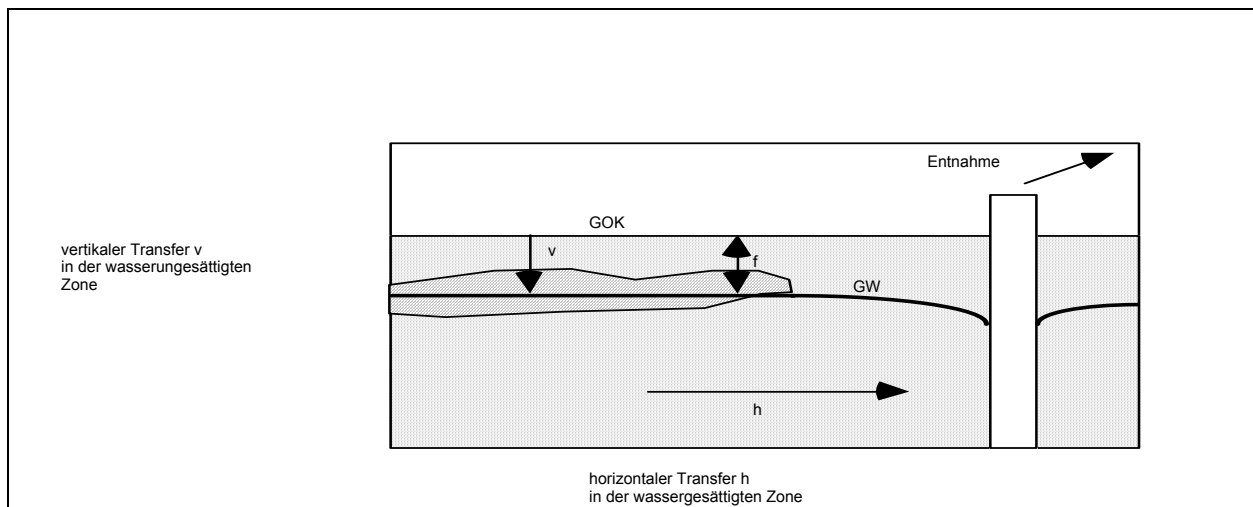


Abb. 2: Schematische Darstellung der Bewertungskonzeption

Da die Eigenschaften der Schadstoffe im einzelnen nicht bekannt sind, erfolgt keine Differenzierung der Stoffmobilität oder der Stoffgefährlichkeit im Sinne des WGK-Systems. Bei der Bewertung des Transferpotenzial wird auf der stofflichen Seite von „worst-case“ Bedingungen ausgegangen. Abbau- und Retardationsprozesse werden somit nicht in Rechnung gestellt, es erfolgt vielmehr die Annahme, dass die Eigenschaften eines idealen Tracers (wie z.B. Chlorid) vorliegen.

Als ausschlaggebendes Kriterium wird die Fließzeit von der betrachteten Emissionsquelle i zu den Trinkwasserbrunnen festgelegt. Zur Bestimmung der Fließzeiten werden die Durchlässigkeiten der nicht wassergesättigten und der wassergesättigten Zone herangezogen. Die Charakterisierung des nicht wassergesättigten Bereichs wird dabei der Gefährdung des Standortes zugeordnet. Die Betrachtung des wassergesättigten Bereichs soll dann die Lage einer Emissionsquelle gegenüber der Trinkwassergewinnungsanlage bewerten.

Grundsätzlich ist zu beurteilen, ob ein Schadstoff in der Lage ist, überhaupt die Grundwasseroberfläche des obersten Grundwasserleiters zu erreichen. Es erfolgt die Annahme, dass ausreichend mächtige, gering durchlässige Deckschichten eine Barrierefunktion haben. In solchen Fällen wird die Gefährdung der/des Grundwasserleiter/s als gering bewertet. Ebenso wird angenommen, dass eine Zusickerung zu gespannten Grundwasserleitern entfällt. Bei mittleren bis höheren Durchlässigkeiten der Grundwasserleiter-Deckschichten muss die vertikale Fließzeit in der nicht wassergesättigten Zone beurteilt werden und anschließend die horizontale Fließzeit in der wassergesättigten Zone.

Im Gegensatz zur Stoffcharakteristik, die für die verschiedenen Problembereiche insbesondere bezüglich der Korrekturfaktoren unterschiedlich ermittelt wird, erfolgt die Bestimmung der Standortcharakteristik für alle Problembereiche einheitlich und wird im folgenden ausführlich beschrieben.

Transferpotenzial

Die Bewertung des Standortes erfolgt durch die Ermittlung des Transferpotenzial $s_{i,j}$. Wie aus der Abb. 3 ersichtlich, erfolgt die Vergabe des Faktors $s_{i,j}$ getrennt nach den jeweiligen hydrogeologischen Gegebenheiten. Während abgedeckte Grundwasserleiter keiner genaueren Betrachtung bedürfen, wird das Transferpotential $s_{i,j}$ für den nicht abgedeckten Fall multiplikativ errechnet.

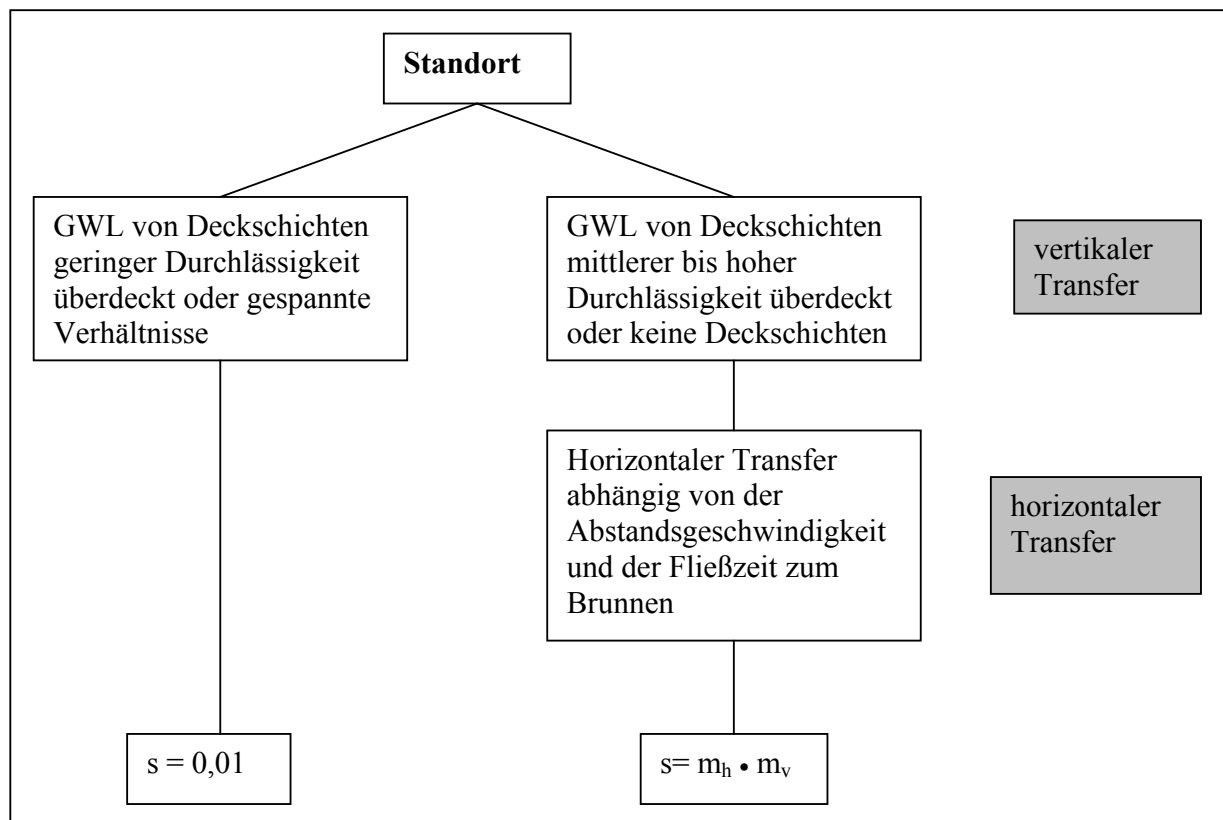


Abb. 3: Schematische Darstellung des Bewertungsablaufs

Die Errechnung des Transferpotenzial $s_{i,j}$ erfolgt für den nicht abgedeckten Fall durch die multiplikative Verknüpfung von „Minderungsfaktoren“. Es wird jeweils für die vertikale und die horizontale Fließstrecke ein Minderungsfaktor vergeben (m_v bzw. m_h). Die Minderungsfaktoren werden in Analogie zu den Korrekturfaktoren der verschiedenen Problembereiche vergeben und liegen im Wertebereich $> 0 - \leq 1$.

Bewertung des vertikalen Transfers

Zur Abschätzung der Gefährdung eines genutzten Grundwasserleiters an einem bestimmten Standort ist die jeweilige lithologische Ausbildung der Deckschichten über dem obersten Grundwasserleiter von Bedeutung. Das gravitativ versickernde Wasser kann entweder in

Abhängigkeit von der Durchlässigkeit der ungesättigten Zone dem Grundwasserleiter zusickern oder aber durch geringer durchlässige Gesteinspartien an der weiteren Versickerung behindert werden.

Bei der Bewertung des vertikalen Transferverhaltens können demnach grundsätzlich zwei Situationen unterschieden werden:

- a) Über dem Grundwasserleiter liegen Sedimente mit niedriger Durchlässigkeit oder es liegen gespannte Verhältnisse vor.
- b) Über dem Grundwasserleiter liegen Sedimente hoher bis mittlerer Durchlässigkeit.

Während für den ersten Fall bei entsprechender Ausbildung der Deckschichten eine Barrierefunktion angenommen werden kann, sind für den zweiten Fall als bestimmende Faktoren für die Fließzeit des Sickerwassers die Mächtigkeit und mittlere Durchlässigkeit der den Grundwasserleiter überdeckenden Schichten zu nennen. Weiterhin kann davon ausgegangen werden, dass an Standorten mit einer Überdeckung des Grundwasserleiters durch geringdurchlässige Sedimente ein Schadstoffeintrag höchstens in vernachlässigbaren Mengen erfolgt. Für alle anderen Standorte muss hingegen eine Bewertung der Wirksamkeit der Überdeckung vorgenommen werden, da hier der Schadstoff in das Grundwasserleitersystem eindringen kann und somit durch den folgenden horizontalen Transport in der wassergesättigten Zone eine potentielle Gefährdung der Brunnenanlagen darstellt.

a) Über dem Grundwasserleiter liegen geringdurchlässige Deckschichten oder es liegen gespannte Verhältnisse vor

Für Standorte, bei denen der oberste Grundwasserleiter mit geringdurchlässigen Sedimenten einer gewissen Mächtigkeit überdeckt ist, kann angenommen werden, dass die Grundwasser-Deckschichten eine Barrierefunktion ausüben. Es wird davon ausgegangen, dass nur vernachlässigbare Schadstoffmengen zum Grundwasserleiter transportiert werden. Gleiches wird für gespannte Grundwasserleiter angenommen.

Das Transferpotential $s_{i,j}$ wird für derartige Standorte wie folgt festgelegt (s. Abb. 3):

$$s_{i,j} = 0,01$$

Die Vergabe des Faktors 0,01 entspricht dabei sinngemäß der Herabstufung der Stoffgefährlichkeit r um zwei 10er-Potenzen.

Es wird davon ausgegangen, dass ab der Unterschreitung eines gewissen Durchlässigkeitsbeiwertes k_f einer Schicht mit ausreichender Mächtigkeit die Voraussetzungen einer „geologischen Barriere“ erfüllt werden. Werden diese Bedingungen an einem Standort vorgefunden, so ist eine weitergehende Bearbeitung des Transferpotenzial nicht notwendig.

b) Über dem Grundwasserleiter liegen keine geringdurchlässige Deckschichten oder es liegen ungespannte Verhältnisse vor

Für Grundwasserleiter, die nur von Sedimenten mittlerer bis hoher Durchlässigkeit überdeckt werden, muss generell von einem Schadstoffeintrag in das Grundwasserleitersystem ausgegangen werden. Gleiches gilt für ungespannte Grundwasserleiter, da hier von vornherein vom Fehlen hangender Geringleiter ausgegangen werden kann. Die Fließzeit zu den Brunnen setzt sich in solchen Fällen aus der vertikalen und der horizontalen Fließzeit zusammen, so dass für die Ermittlung des Faktors $s_{i,j}$ gilt:

$$s_{i,j} = m_v \cdot m_h$$

Als maßgebliche Kriterien zur Bewertung des vertikalen Transfers sind folgende Größen zu nennen:

1. der Flurabstand und
2. die mittlere Durchlässigkeit k_u der Deckschichten.

Aus der mittleren ungesättigten Durchlässigkeit und dem Flurabstand wird der Faktor m_v abgeleitet, wobei größere Flurabstände und niedrigere Durchlässigkeiten als mindernd angesehen werden. Schichten mit Mächtigkeiten bis zu 2 m und hohen bis mittleren Durchlässigkeiten werden mit dem neutralen Faktor (1,0) versehen, da solche Schichten entweder nur ein lokal begrenztes Auftreten haben oder aber mit einer Fensterung zu rechnen ist.

In der Tab. 4 sind Faktoren in Abhängigkeit vom Flurabstand und der Durchlässigkeit der Deckschichten aufgeführt.

Tab. 4: Faktor m_v in Abhängigkeit vom Flurabstand und der mittleren Durchlässigkeit der Deckschichten

Flurabstand f [m]	Durchlässigkeit k_u [m/s] der Deckschichten		
	$> 5 \cdot 10^{-5}$	$\leq 5 \cdot 10^{-5} - > 5 \cdot 10^{-6}$	$\leq 5 \cdot 10^{-6} - > 5 \cdot 10^{-8}$
0 - 2	1,0	1,0	0,9
2 - 5	1,0	0,9	0,7
5 - 10	0,9	0,7	0,5
10 - 20	0,7	0,5	0,3
> 20	0,5	0,3	0,1

Bewertung des horizontalen Transfers

Bei der Beurteilung des horizontalen Transfers ist die räumliche Lage der Emissionsquelle gegenüber der Trinkwassergewinnungsanlage von entscheidender Bedeutung. Generell kann davon ausgegangen werden, dass mit zunehmender Entfernung einer Emissionsquelle von der Brunnenanlage Abbauprozesse an Bedeutung gewinnen. Zudem ist zu berücksichtigen, dass im Falle einer Kontamination die Planung und Durchführung von Abwehrmaßnahmen mit zunehmender Fließzeit erleichtert wird.

Zur Bewertung des horizontalen Transfers wird die mittlere Abstandsgeschwindigkeit herangezogen, aus der sich die Fließzeit errechnen lässt.

Auf Grundlage der errechneten Abstandsgeschwindigkeiten können für jeden beliebigen Punkt innerhalb der Schutzzone III die Fließzeiten bewertet werden. Die Gefährdung der Schutzzone I und II wird als besonders kritisch angesehen. Ansonsten gilt, dass eine Brunnenanlage um so weniger gefährdet ist, je länger die Fließdauer vom Kontaminationsherd zum Brunnen hin ist. Die Ermittlung des Faktors m_h erfolgt anhand der folgenden Tabelle 5.

Tab. 5: Faktor m_h nach Lage einer Emissionsquelle in den Schutzzone

Schutzzone Fließzeit zum Brunnen [d]	I	II	III				
			> 50 - ≤100	> 100 - ≤1.000	> 1.000 - ≤ 3.000	> 3.000 - ≤10.000	> 10.000
Minderungsfaktor m_h	1,0	1,0	0,9	0,7	0,5	0,3	0,1

2.3 Vergleichslage und maximales Gesamtrisikopotenzial

Die Ermittlung des maximalen Gesamt-Risiko-Potenzials eines Wasserschutzgebietes im ländlichen Raum geht von dem Problembereich „Siedlungsgebiet“ als Vergleichslage aus. Es ist davon auszugehen, dass Siedlungsaktivitäten in Form von Wohnen in einem Wasserschutzgebiet zulässig sind, aber vom Umfang her auch begrenzt sein müssen. Dazu wird eine theoretische Vergleichslage angenommen, auf die die nachfolgenden Betrachtungen bezogen werden. Für diese Vergleichslage wird als mittlere Vergleichsfläche (VG) ein Grundstück von 1.000 m² mit einem Heizöltank (WGK 2) als Einzelvolumen von $V_E = 5 \text{ m}^3$ zugrundegelegt. Entsprechend der Mengenklassen für Gewerbebetriebe ergibt sich eine maximale potenzielle Emissionsrate sowie ein maximales potenzielles Risiko von

$$\begin{aligned}
 Q_{VG}^{\max} &= 0,001 \cdot V_E && (4) \\
 &= 0,001 \cdot 5 && = 5 \cdot 10^{-3} \text{ [m}^3/\text{a]} \\
 R_{VG}^{\max} &= q_{VG}^{\max} \cdot r_{1,j} \\
 &&& r_{1,j} \text{ für WGK 2} = 10^4 \\
 R_{VG}^{\max} &= 5 \cdot 10^{-3} \cdot 10^4 = 50
 \end{aligned}$$

Bei dieser theoretischen Annahme wird zugrundegelegt, dass unter „worst-case-Betrachtungen“ die maximale Menge austreten kann. Es wurde dafür kein bestimmter technischer Standard zugrundegelegt. Damit wurde eine hypothetische Annahme getroffen, um eine Bezugs- oder Vergleichslage zu bekommen. Für das Transferpotenzial wurden ebenfalls ungünstige Bedingungen ($s_{i,j} = 1$) gewählt. Der Grund für diese Verfahrensweise ist darin zu sehen, dass dieses hypothetische Vergleichsgrundstück in einem Wasserschutzgebietes geduldet werden müsste. Anhand des Risikopotenzial dieses Grundstückes kann nun eine Bezugsgröße für das Risikopotenzial der anderen Problembereiche geschaffen werden.

Aufbauend auf dieser Annahme wird weiter ein **maximaler Aktivitätsgrad AG** für das Wasserschutzgebiet eingeführt, der ein Maß für die maximale Anzahl von Problemelementen der verschiedenen Problembereiche darstellt, die in dem Wasserschutzgebietes zuzulassen sind. Er ist analog der Flächennutzung für ein Baugrundstück (Geschossflächenzahl) zu sehen.

Er ergibt sich zu:

$$\text{SFP} = \text{AG} \cdot \text{FTSG} [\text{m}^2] \quad (5)$$

mit

SFP: Summe der Flächen der Problemelemente [m^2]

FTSG: Fläche des Wasserschutzgebietes [m^2]

AG: Ist im Einzelfall oder generell festzulegen, z. B. $\leq 0,2$

Bezogen auf die Vergleichslage (VG) würde das bedeuten, dass in dem Wasserschutzgebiet

$$n = \frac{\text{SFP} [\text{m}^2]}{1.000 [\text{m}^2]}$$

Problemelemente im Hinblick auf das maximale Risikopotenzial RP^{max} zulässig wären.

Als maximale, potenzielle Emissionsrate ergibt sich damit

$$\begin{aligned} \mathbf{q}^{\text{max}} &= \mathbf{n} \cdot \mathbf{q}_{\text{VG}}^{\text{max}} \\ &= \mathbf{AG} \cdot \mathbf{FTSG} \cdot \mathbf{5} \cdot \mathbf{10}^{-6} [\text{m}^3/\text{a}] \end{aligned} \quad (6)$$

Das entsprechende maximale Risikopotenzial RP^{max} auf der Basis der Vergleichslage Heizöl (WGK 2) ergibt sich zu

$$\begin{aligned}
 \mathbf{RP}^{\max} &= \mathbf{q}^{\max} * \mathbf{r}_{1,j} \\
 &\text{für Heizöl} \quad (\text{WGK 2}) \Rightarrow \quad r_{1,j} = 10^4 \\
 &= \text{AG} \cdot \text{FTSG} \cdot 5 \cdot 10^{-6} \cdot 10^4 \\
 \mathbf{RP}^{\max} &= \mathbf{0,05} \cdot \mathbf{AG} \cdot \mathbf{FTSG} \quad (7)
 \end{aligned}$$

Dieses hypothetisch ermittelte maximale Gesamtrisikopotenzial \mathbf{RP}^{\max} stellt eine theoretische Grenze für die Belastbarkeit des Wasserschutzgebietes dar hinsichtlich aller Aktivitäten beim Umgang mit wassergefährdenden Stoffen, Abwasser und Altlasten.

3 Ermittlung der Risikopotenziale der einzelnen Problembereiche

3.1 Generelles

Für die 8 Problembereiche (s. vorne) sind nun für jedes Objekt im Betrachtungsgebiet die Risikopotenziale zu bestimmen. Jedes Objekt erhält damit Zahl, die die Höhe des jeweiligen Risikos beschreibt. Am **Problembereich 3 „Altlasten“** wird der Weg prinzipiell aufgezeigt.

Unter Altlasten werden nach dem Sondergutachten „Altlasten“ des Sachverständigenrates für Umweltfragen stillgelegte bzw. verlassene Altablagerungen und Altstandorte verstanden. Im einzelnen sind das:

1. Altablagerungen

- verlassene bzw. stillgelegte Ablagerungsplätze mit kommunalen und gewerblichen Abfällen,
- stillgelegte Aufhaldungen und Verfüllungen mit Produktionsrückständen auch in Verbindung mit Bergematerial und Bauschutt,
- illegale Ablagerungen,

2. Altstandorte

- Grundstücke stillgelegter Anlagen mit Nebeneinrichtungen,
- nicht mehr verwendete Leitungs- und Kanalsysteme,
- sonstige Betriebsflächen oder Grundstücke,

in denen bzw. auf denen mit umweltgefährdenden Stoffen umgegangen wurde aus den Bereichen der gewerblichen Wirtschaft oder öffentlicher Einrichtungen.

Der Begriff Altlasten umfasst ferner Rüstungsaltlasten und militärische Altlasten, die den Altstandorten zugeordnet werden.

3.2 Stoffgefährlichkeit

Altlasten können in ihrer Stoffzusammensetzung und -verteilung äußerst heterogen sein. Ausreichend sichere Informationen zum Schadstoffspektrum bei Altlasten sind meist nicht erhältlich. Dies gilt insbesondere für Altablagerungen, bei denen das stoffliche Inventar nur in Ausnahmefällen bekannt ist.

Zur generellen Einstufung des stoffspezifischen Gefährdungspotentials von **Altablagerungen** wird oft eine Zuordnung zu bestimmten Abfallarten vorgenommen. Soweit die vorhandenen Informationen zum Abfallinventar es ermöglichen, ist eine Einordnung der Altablagerungen in die Kategorien

- Erdaushub
- Bauschutt
- Siedlungsabfälle
- Gewerbeabfälle und
- Industrielle Abfälle (Sonderabfälle)

zweckmäßig. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Stoffgefährlichkeit vom Erdaushub zu den industriellen Abfällen hin zunimmt.

Bei **Altstandorten** lässt sich das Stoffinventar zumindest in den Fällen, in denen Informationen über die vormals ansässigen Branchen vorliegen, im allgemeinen genauer erfassen.

Die Stoffgefährlichkeit $r_{3,j}$ erfolgt anhand der Einstufung der Sickerwässer in Anlehnung an das WGK-System.

3.3 Emissionsrate

Die **Emissionsrate** q der Altlast wird über die potenzielle Sickerwassermenge infolge der Versickerung von Niederschlag (Grundwasserneubildung) über die Fläche abgeschätzt. Von Bedeutung ist hierbei die Stoffmenge, die mit dem Sickerwasser ausgetragen werden kann. Für die Abschätzung der maximalen Emissionsrate bei Altablagerungen wird hier ein mittlerer Maximalwert von 3% Stoffanteil am Sickerwasser für alle Deponietypen zugrunde gelegt. Dabei ist berücksichtigt, dass in Altablagerungen wesentliche Prozesse bereits abgeschlossen sind und die Stoffemissionen vorwiegend aus Auslaugungsprozessen durch Wasserzutritte zum Deponiekörper resultieren. Bei Altstandorten wird wegen der geringeren Stoffmenge und der

geringeren Kontaktzeit zwischen Sickerwasser und Kontaminanten der Stoffanteil des Sickerwassers mit 1% festgelegt.

Die Emissionsrate wird zunächst für den Fall ermittelt, dass keine Barrieren vorhanden sind, die einen Stoffaustrag aus der Altlast verhindern bzw. reduzieren (q^{\max}). Geringere Versickerungsraten ergeben sich, wenn entsprechende Maßnahmen zur Reduzierung des Sickerwasseranfalles durchgeführt wurden bzw. die Standortverhältnisse hinsichtlich der Stofffreisetzung günstiger als die „worst-case-Situation“ sind. Dies wird durch den Korrekturfaktor $k_{3,j}$ berücksichtigt.

$$\text{Emissionsrate Altablagerungen: } q_{3,j} = q^{\max}_{3,j} \cdot k_{3,j}$$

Die maximale Emissionsrate q^{\max} ist das Produkt aus Grundwasserneubildungsrate, der Fläche der Altlast und dem Stoffanteil am Sickerwasserabfluss.

$$\text{Maximale Emissionsrate Altlasten: } q^{\max}_{2,j} = q_N \cdot S \cdot A_j$$

mit

$$q_N = \text{jährliche Grundwasserneubildungsrate in mm} \cdot 10^{-3};$$

$$A_j = \text{Fläche der Altlast „j“ in m}^2$$

$$S = \text{Stoffanteil am Sickerwasserabfluss}$$

$$\text{Altablagerungen } S = 0,03$$

$$\text{Altstandorte } S = 0,01$$

3.4 Korrekturfaktoren

Das Grundwasser kann durch eine Altlast dadurch beeinflusst werden, dass

- das Niederschlagswasser Schadstoffe auf dem Weg durch den kontaminierten Bereich aufnimmt (Sickerwasser),
- flüssige Schadstoffe in das Grundwasser einsickern,
- der kontaminierte Bereich vom Grundwasser durchströmt wird.

Ausschlaggebend für die Größe des Schadstoffaustrages sind die Möglichkeiten des Wasserkontaktes der Schadstoffe und die Dichtheit bzw. die Rückhaltewirkung des Materials, das die Altlast umgibt.

Daher sind die Korrekturfaktoren $k_{3,j}$ für Altlasten entsprechend ihrer vorhandenen Barrieren oder Abdichtungen vorgeschlagen.

Korrekturfaktor $k_{3,j}$ zur Berücksichtigung von Barrieren bei Altablagerungen

- | | | |
|-----|---------------------------------------------------------------------|-----------------|
| (1) | Stand der Technik (TA-Abfall) bzw. Einkapselung | $k_{3,j} = 0,1$ |
| (2) | Regeln der Technik (Abdeckung, Basisabdichtung Sickerwasserfassung) | $k_{3,j} = 0,3$ |
| (3) | Abdeckung und/oder hydraulische Maßnahmen | $k_{3,j} = 0,5$ |
| (4) | keine Barriere | $k_{3,j} = 1,0$ |

Korrekturfaktor $k_{3,j}$ zur Berücksichtigung von Barrieren bei Altstandorten

- | | | |
|-----|------------------------------------------------------------------------|-----------------|
| (1) | Sanierung (Bodenaustausch) | $k_{3,j} = 0,1$ |
| (2) | Einkapselung (Abdeckung/Dichtwand) (Dichtwand, hydraulische Maßnahmen) | $k_{3,j} = 0,2$ |
| (3) | Abdeckung/Versiegelung | $k_{3,j} = 0,5$ |
| (4) | keine Barriere | $k_{3,j} = 1,0$ |

Die größte Abminderung der Emissionsrate erfolgt bei Altablagerungen durch eine Abdichtung nach der TA-Abfall und bei Altstandorten durch einen Bodenaustausch in dem kontaminierten Bereich. Hier liegt das jeweilige rechnerische Restrisiko bei 10%. Eine wissenschaftliche Begründung ist nicht möglich. Jedoch ist die pragmatische Festlegung der Werte an den Bewertungsablauf für die anderen Problembereiche nach dem Modell angepasst.

3.5 Transferpotential

Die Entfernung der Altlasten von den Trinkwasserbrunnen wird jeweils für die gesamte Altlast festgelegt. Die Berechnung des Transferpotentials $s_{3,j}$ erfolgt entsprechend der Beschreibung in Kap. 2.2.3.

3.6 Durchführung der Berechnung am Beispiel

Anhand eines untersuchten Trinkwasserschutzgebietes wird für die Altablagerung „Re 5“, die eine ehemalige Hausmülldeponie darstellt, das Risikopotenzial ermittelt.

Emissionsrate $q_{3,1}$

Flächengröße A der Altlast in m^2	:	61.000
Grundwasserneubildung q_N in $mm/a \cdot 10^{-3}$:	140 mm
Stoffanteil S in m^3/a	:	0,03
max. Emissionsrate $q_{3,1}^{max} = q_N \cdot S \cdot A$ in m^3/a	:	256

Korrekturfaktor $k_{3,1}$:	0,5
Emissionsrate $q_{3,1} = q_{3,1}^{max} \cdot k_{3,1}$:	128
Stoffgefährlichkeit $r_{3,1}$		
Hausmülldeponie	:	5
Bewertungszahl Stoffcharakteristik	:	
$q_{3,1} \cdot r_{3,1}$:	640
Standortcharakteristik		
Transferpotential $s_{3,1}$		
m_v	:	1,0
m_h	:	0,3
$s_{3,1} = m_{v3,1} \cdot m_{h3,1}$:	0,3
Risikozahl $R_{3,1}$		
$R_{3,1} = q_{3,1} \cdot r_{3,1} \cdot s_{3,1}$:	192

3.7 Gesamtbetrachtung des Untersuchungsgebietes

Die Gegenüberstellung der Summe der Risikopotenziale $R_{i,j}$ der einzelnen Problembereiche ergibt folgendes Bild:

Problembereich	$\sum R_{i,j}$ (gerundet)	Bereiche		Anzahl
		Minimum	Maximum	
1: Betriebe	15,3	0,0768	13,951	5
3: Altlasten	2.272,3	1,26	2.079	3
4: Wohngebiete	179,9	0,08	77	12
6: -Straßen				
-Autobahnen	767,0	6,5	195	5
-Straßen (Ort)	112,8	0,3	21	15
Vergleichslage		50		

Die Betriebe stellen im Vergleich zu den anderen Problembereichen ein geringes Gesamtrisikopotenzial $\sum R_{i,j}$ dar, was auch darin begründet liegt, dass nur 5 Betriebe eingestuft wurden.

Das höchste Gesamtrisikopotenzial ist durch die Altlasten gegeben, von denen eine Altablagung (Re 6) das höchste bisher ermittelte Risikopotenzial erreicht.

Das geringste Risikopotenzial ist durch einen innerörtlichen Straßenabschnitt gegeben. In gleicher Größenordnung liegt auch ein Betrieb aus dem Problembereich 1.

Die Gegenüberstellung der Ergebnisse zeigt, dass die Risikopotenziale der verschiedenen Problembereiche in vergleichbarer Größenordnung liegen und somit eine Einstufung gestatten.

Die Rangfolge ergibt sich zu

- Altlasten
- Straßen
- Wohngebieten
- Gewerbebetrieben.

Da günstige geologische Standortbedingungen („geologische Barriere“) bei der Ermittlung des Transferpotenzials zum Ausschlusskriterium führen ($s_{i,j} = 0,01$), erfolgt so eine starke Abminderung des Emissionspotentials. Dies gilt beispielsweise für vier von fünf untersuchten Betrieben, deren Emissionspotenzial das Hundertfache des Risikopotenzials beträgt. Die Geologie am Standort hat somit ein großes Gewicht bei der Ermittlung des Risikopotenzials. Diese Zuordnung scheint gerechtfertigt, da das Bewertungsmodell die Abschätzung des Gefährdungspotenzials für das Schutzgut Grundwasser beinhaltet.

Das hypothetische maximale Gesamtrisikopotential RP^{\max} ergibt sich unter Kap. 2.3 genannten Bedingungen für die Vergleichslage bezogen auf das untersuchte Wasserschutzgebiet zu:

$$\begin{aligned} RP^{\max} &= 0,05 \cdot AG \cdot FTSG \\ &= 0,05 \cdot 0,1 \cdot 7.250.000 \text{ m}^2 \\ &= 0,005 \cdot 7,25 \cdot 10^6 \\ &= 36.250 \end{aligned}$$

mit

AG: Aktivitätsgrad; hier 0,1

FTSG: Fläche des Trinkwasserschutzgebietes [m^2];

hier: 725 ha = $7,25 \cdot 10^6 \text{ m}^2$

Die Gegenüberstellung des maximalen Gesamtrisikopotenzials RP^{\max} für das geplante Wasserschutzgebiet mit den ermittelten Risikopotenzialen $\sum R_{i,j}$ der Problembereiche ergibt:

$$\begin{aligned} RP^{\max} &= 36.250 \\ \sum R_{i,j} &= 3.347 \end{aligned}$$

Die theoretische Belastbarkeit des Gebietes entspricht somit etwa dem 11-fachen der ermittelten Risikopotenziale. Dabei ist zu berücksichtigen, dass bisher nur die Risikopotenziale $R_{i,j}$ von fünf Betrieben in diese Berechnung eingegangen sind. Das tatsächliche Risikopotenzial des Gebietes liegt daher höher und lässt sich erst nach der vollständigen Erfassung und Beurteilung aller Gewerbebetriebe sowie der Kanalisation und der Land- und Forstwirtschaft sowie der Entnahmemengen genau angeben.