

Datenqualität und Risikoanalysen - das Risikohandlungsmodell zur Altlastenbearbeitung

Working Paper**Author(s):**

Scholz, Roland W.; Heitzer, A.; May, Theodor W.; Nothbaum, Norbert; Stünzi, J.; Tietje, Olaf

Publication date:

1995

Permanent link:

<https://doi.org/https://doi.org/10.3929/ethz-a-002039495>

Rights / license:

In Copyright - Non-Commercial Use Permitted

Originally published in:

Arbeitspapier / UNS 6

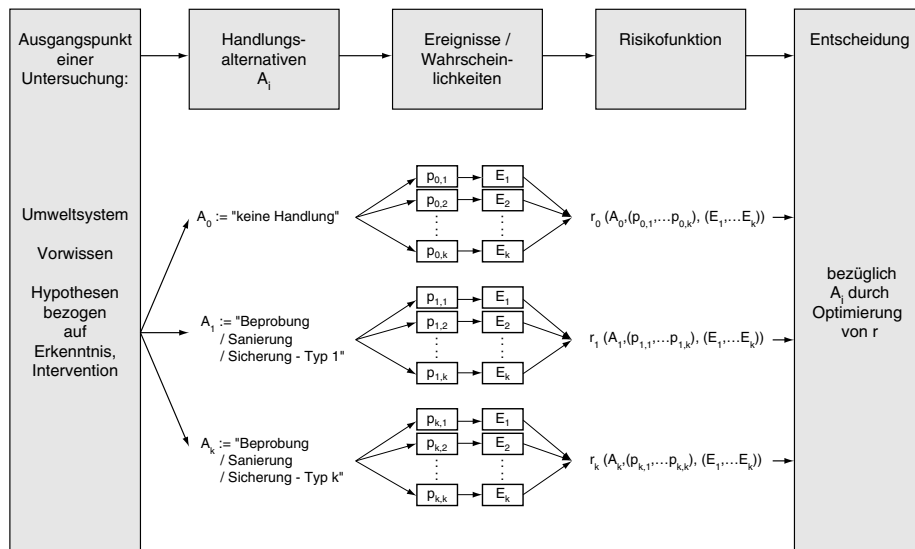
Working Paper Arbeitspapier

No. 6

Datenqualität und Risikoanalysen – Das Risikohandlungsmodell zur Altlastenbearbeitung

R. W. Scholz, A. Heitzer, T. W. May, N. Nothbaum, J. Stünzi, O. Tietje

März 1995



UNS Working Papers

Publisher:

Prof. Dr. Roland W. Scholz
Professur für Umweltnatur-
und Umweltsozialwissenschaften UNS
ETH Zentrum HAD
Tel. +41 1 632 5891
Fax +41 1 632 1316
E-mail scholz@uns.umnw.ethz.ch
URL <http://www.uns.umnw.ethz.ch>

Inhalt

1 Einleitung	2
2 Das Allgemeine Risikohandlungsmodell	3
2.1 Ausgangspunkte	3
2.2 Handlungsalternativen	4
2.3 Ereignisse	4
2.4 Auftretenswahrscheinlichkeiten	4
2.5 Risikofunktion	5
3 Steuerung und Bewertung der Datenqualität in der Altlastenbewertung	8
3.1 Die Fehlerkostenfunktion	9
3.2 Das Allgemeine Risikohandlungsmodell und formalisierte Entscheidungen	11
4 Beispiele	12
4.1 Beispiel zur Auswahl eines Rasterplanes	12
4.2 Beispiel zur Bestimmung eines adäquaten Stichprobenumfangs	14
4.3 Abschätzung der Notwendigkeit zusätzlicher Messungen	16
4.4 Ableitung von Grenzwerten	17
4.5 Die Prüfung der Effizienz von Sanierungsmaßnahmen	21
5 Schlußbemerkungen	26
Literatur	28
Liste der Abbildungen	30

Der Text wurde publiziert als:

Scholz, R. W., A. Heitzer, T. May, N. Nothbaum, J. Stünzi und O. Tietje (1995). Datenqualität und Risikoabschätzung - Das Risikohandlungsmodell zur Altlastenbearbeitung. In: Symposium CONLIMES 94 'Altlasten - Gefährdungsabschätzung: Datenanalyse und Gefahrenbewertung', 14.-16.12.1994, Neuherberg (BRD), ecomed-Verlag.

Datenqualität und Risikoanalysen – Das Risikohandlungsmodell zur Altlastenbearbeitung

R. W. Scholz, A. Heitzer, T. W. May,
N. Nothbaum, J. Stünzi, O. Tietje

1 Einleitung

Altlasten sind nicht nur ein ökologisches sondern seit einiger Zeit auch ein wachsendes ökonomisches Problemfeld. Seit Mitte der achtziger Jahre sind vielerorts umfangreiche Bestandsaufnahmen der Altlastenverdachtsflächen durchgeführt worden. Heute stehen nun für in einigen Industrieländern, z. B. der Bundesrepublik Deutschland und der Schweiz, die Behörden und Verantwortlichen vor der Aufgabe, die Risiken genauer abzuschätzen und/oder Sanierungen einzuleiten. Kostenschätzungen der Altlastenbearbeitung gehen allein in der Bundesrepublik Deutschland in den dreistelligen Milliardenbereich. Somit ist es nicht verwunderlich, wenn heute Forderungen nach sorgfältigen Wirksamkeits- und Effizienzanalysen der Altlastenbehandlung laut werden und sich Umwelt- und Altlastenverantwortliche mit einem zunehmenden Legitimationszwang konfrontiert sehen. Eine zentrale Rolle spielen dabei die methodischen Grundlagen der Gefahren- und Risikobewertung. Dabei rücken Fragen nach einem problemadäquaten Aufwand der Datenerhebung bei der Optimierung der Datenqualität in den Vordergrund (vgl. Gilbert & Simpson (1992), van Ee et al. (1990)).

So heißt es etwa in der Ankündigung zur Conlimes-Tagung '94: "Da die Ableitung eines Handlungsbedarfs zur Gefahrenabwehr und Risikominderung einen hohen Anspruch an die "Exaktheit" der Untersuchungsergebnisse und an die Kenntnisse der Datenqualität stellt, muß der Belastungsbewertung eine Qualitätsprüfung der Daten vorangehen" (Seltmann et al. (1994), Hervorhebung nicht im Original). Angesichts der vielen Unsicherheiten in der Probenahme und der Datenanalyse stellen sich die Fragen:

- Welche Bedeutung hat die Forderung nach der "Exaktheit" der Untersuchungsergebnisse?
- Wodurch bestimmt sich bei einer Beurteilung von kontaminierten Altlasten die Datenqualität?

Zur Beantwortung dieser Fragen bedarf es eines konzeptionellen Rahmens, der unseres Erachtens auf einer geeigneten Fassung des Risikobegriffs basieren muß. Das in diesem Papier vorgestellte *Allgemeine Risikohandlungsmodell* stellt einen integrativen Ansatz dar, welcher einerseits einen Zugang zur Bestimmung von Kriterien der Datenqualität bei der Belastungsfeststellung und der Risikobeurteilung liefert. Andererseits bietet er auch einen Schlüssel zur Effizienzbewertung von Interventionsmaßnahmen (Sicherung, Sanierung). Das Modell nimmt Bezug auf den Entwurf der ISO-Normen *Bodenqualität* - (ISO-10381 International Organization for Standardization (1994)) sowie auf die zugrundeliegende Literatur (Crößmann & Paetz (1994), Nothbaum et al. (1994)).

2 Das Allgemeine Risikohandlungsmodell

Im alltäglichen Sprachgebrauch ist eine Risikowahl oder Risikobewertung dadurch gekennzeichnet, daß man zwischen mehreren Handlungsalternativen auswählen muß, wobei mit der Wahl mindestens einer Alternative verschiedene unsichere Ausgänge verbunden sind. Eine entsprechende Situation liegt beispielsweise vor, wenn eine Datenerhebung zur Belastungsfeststellung eines Areals durchgeführt werden soll. Die Alternativen stellen hier verschiedene Untersuchungsprogramme dar. Als unsichere Ausgänge sind hier die Meßergebnisse zu betrachten, die sich bei den verschiedenen Programmen mit unterschiedlichen Wahrscheinlichkeiten einstellen. Das *Allgemeine Risikohandlungsmodell* ist in **Abbildung 1** wiedergegeben.

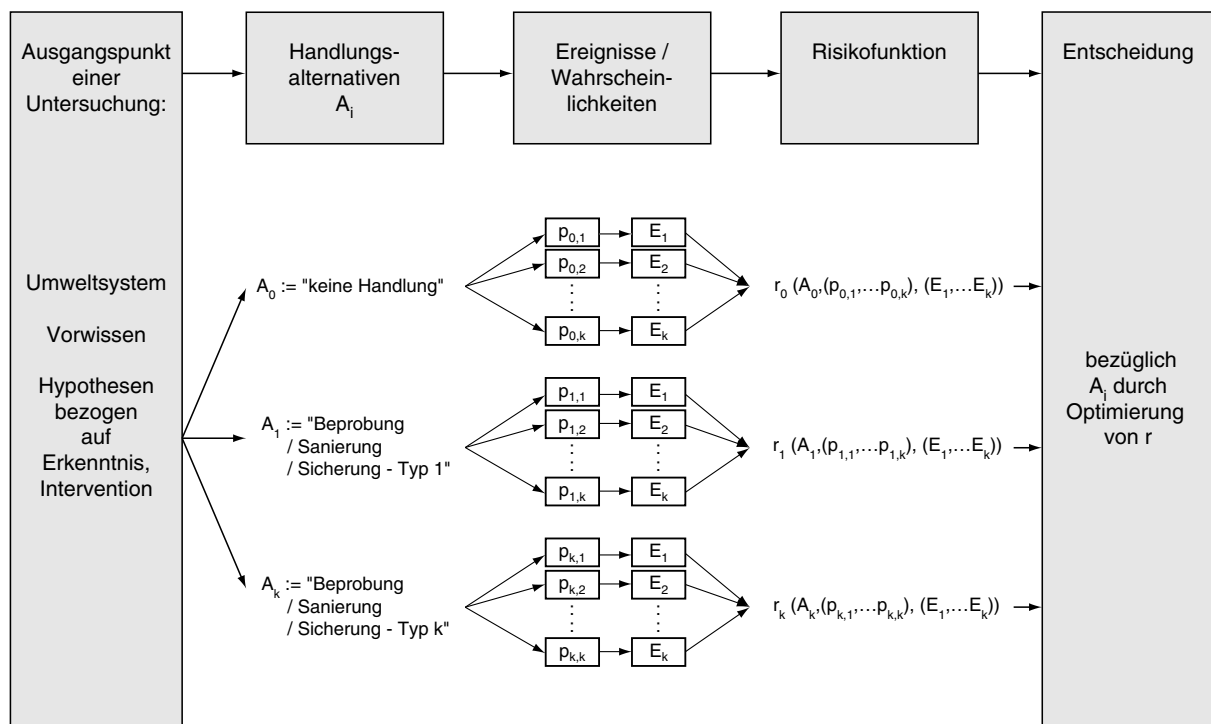


Abbildung 1: Allgemeines Risikohandlungsmodell.

2.1 Ausgangspunkte

Für die Durchführung einer Risikountersuchung sind die folgenden Ausgangspunkte zu identifizieren. Das *Umweltsystem*, wie z. B. eine Altlastsituation, stellt den Untersuchungsgegenstand dar. Ausgehend vom *Vorwissen* werden auf dieses Umweltsystem bezogene *Hypothesen* aufgestellt, beispielsweise "Das Schadensrisiko ist größer als ϵ und läßt sich durch eine Maßnahme reduzieren".

Ziele einer Handlung können einerseits Erkenntnisinteressen, z. B. die Ermittlung eines Risikos sein. Andererseits kann das Handeln im Sinne einer Intervention (wie einer Sanierungsmaßnahme) direkt auf die Verringerung eines Risikos ausgerichtet sein. Das Erkenntnis- oder Inter-

ventionsziel bestimmt die Art und den Umfang der für eine Risikountersuchung zu erhebenden Daten. Es lassen sich für Altlasten die folgenden Zielsetzungen unterscheiden:

- die Ermittlung von durchschnittlichen oder maximalen Belastungen bzw. von Belastungsverteilungen im Hinblick auf die Feststellung der Überschreitung von Prüf-, Richt-, Grenz- und/oder Sanierungswerten;
- die Prüfung von Verursachungshypothesen,
- die Ableitung von wissenschaftlich begründeten Grenzwerten,
- die Erfolgskontrolle von Interventionen (wie z. B. Sanierungsmaßnahmen), oder gar
- die Beurteilung von Ökosystemeigenschaften (beispielsweise zur Abklärung der Nachhaltigkeit einer Nutzung).

2.2 Handlungsalternativen

Wir unterscheiden für die Altlastenbearbeitung zwei verschiedene Typen oder Bereiche von Handlungsalternativen¹ oder Handlungsstrategien A_0, A_1, \dots, A_n :

- a Untersuchungsdesigns und Probenahmepläne: Die Handlungsalternativen bestehen darin, entweder sich für eine Abklärung nach einem der verschiedenen Beprobungsprogramme A_i zur Belastungsfeststellung zu entscheiden oder nichts zu tun (im folgenden mit A_0 bezeichnet).
- b Interventionen: Hier bestehen die Handlungsalternativen A_i etwa aus:
 - Nutzungsänderungen und Sicherungsmaßnahmen, etwa durch Verbote, Einzäunung, Schlitzwandabsicherung etc.,
 - Sanierungsmaßnahmen, z. B. Bodenwäsche, in-situ Dekontaminationen durch mikrobiologische Sanierung,
 - Interventionen allgemeiner Art, z. B. zur Verminderung einer Grundlast.

2.3 Ereignisse

Aus jeder Handlungsalternative können verschiedene Ereignisse oder Folgen resultieren. *Ereignisse* sind Informationsstände über das vorliegende Umweltsystem oder über zukünftige Zustände. Dazu dienen die Datenerhebungen (Monitoring) und die entsprechenden Systemmodelle. Als *Folgen* werden Systemzustände aufgefaßt, die sich aus den umweltsystembezogenen Handlungen ergeben (z. B. aus Sicherungs- oder Sanierungsmaßnahmen).

2.4 Auftretenswahrscheinlichkeiten

Bei der Wahl einer Handlungsalternative A_i kann ein Ergebnis bzw. ein Folgeereignis E_j mit einer bestimmten *Wahrscheinlichkeit* $p_{i,j}$ resultieren. Dies heißt, zu jeder Handlungsalternative A_i gibt es einen Wahrscheinlichkeitsvektor $p_i = (p_{i,1}, p_{i,2}, \dots, p_{i,k})$, der die Auftretenswahr-

¹ Der Einfachheit halber wird an dieser Stelle lediglich der Fall mit endlich vielen Handlungsstrategien betrachtet. Den Fall unendlich vieler Alternativen behandeln wir in Abschnitt 2.6.

scheinlichkeiten der Ereignisse unter A_i enthält. Im Fall von informationsgerichteten Handlungen ist dies der Wahrscheinlichkeitsvektor für das Auftreten einer spezifischen Konstellation von Meßwerten. Bei den Interventionshandlungen (z. B. einer Sanierung) sind die Folgen mögliche zukünftige Umweltzustände. Solche Auftretenswahrscheinlichkeiten werden häufig subjektiv abgeschätzt oder, bei größeren Datensätzen, mit frequentistischen Modellen bestimmt (vgl. hierzu Scholz et al. (1992b)).

2.5 Risikofunktion

Das schwierigste und noch am wenigsten gelöste Problem bei der Risikohandlungsabwägung ist die Formulierung der Risikofunktion. Diese Funktion kann man als eine Bewertungsfunktion auffassen. In ihr sollten im Idealfall

- die Aufwendungen (Kosten, Zeit), die mit den Handlungsalternativen A_i verknüpft sind,
- die (bedingten) Wahrscheinlichkeiten der verschiedenen Ereignisse/Folgen $p_{i,1}, p_{i,2}, \dots, p_{i,k}$ unter A_i , und
- der potentielle Nutzen (z. B. Zielerreichung einer Dekontamination) bzw. der mögliche Schaden (z. B. Transportemissionen), der aus den Ereignissen/Folgen E_1, \dots, E_k resultiert, integriert sein.

Allgemein weist die *Risikofunktion* die Argumente A_i (Handlungsalternative, einschließlich der Aufwendungen), E_j (Ereignisse/Folgen) und $p_{i,j}$ (die zugeordneten Wahrscheinlichkeiten) auf.

In den Umweltwissenschaften werden häufig Risikofunktionen betrachtet, die nicht alle Argumente berücksichtigen. Besteht beispielsweise das Ziel einer Untersuchung in der Belastungsfeststellung, wird häufig lediglich der mittlere zu erwartende Meßfehler als Bewertungsfunktion genommen. Bei einer solchen Funktion werden Über- und Unterschätzungen gleich bewertet und die Kosten für die Probenahme und Analytik bleiben unbeachtet.

Betrachten wir als Handlungsalternativen Sanierungs- oder Interventionsmaßnahmen, dann werden in die Risikobewertungsfunktion oft nur die Wahrscheinlichkeiten für das Eintreten bestimmter unerwünschter Zustände/Schäden, z. B. Todes- oder Erkrankungswahrscheinlichkeiten einbezogen.

Etwas komplexere Risiko- bzw. Bewertungsfunktionen sind etwa für die Meßfehlerbewertung Kombinationen aus der Höhe der erwarteten Abweichung und der Streuung (z. B. das Mittelwert-Varianz-Modell von Borchering (1977) oder Kombinationen aus α - und β -Fehlern und den mit richtigen und falschen Aussagen verknüpften Kosten/Nutzen (z. B. bei der Prüfung von Grenzwertüberschreitungen oder bei Verursachungshypothesen).

Um einen anschaulichen Zugang zu den Grundlagen und zur Konstruktion der Bewertungs- bzw. Risikofunktion im Falle eines Kontinuums von Handlungsalternativen A_x zu bekommen, betrachten wir einen Spezialfall. Wir nehmen dazu an, daß sich der Aufwand bei einer Handlung (z. B. einer Sanierungsmaßnahme) kontinuierlich steigern läßt und daß es gleichermaßen ein Kontinuum von Ereignissen E_y gibt. Bei einer Handlungsalternative A_x wird die Wahr-

scheinlichkeit für das Eintreten von E_y gemäß der bedingten Wahrscheinlichkeitsverteilung $p(E_y|A_x)$ beschrieben. Nehmen wir weiter an, daß Ereignisse mit einer kleineren Ausprägung als besser bewertet werden, so kann man die Auffassung, daß bei einem geringen Aufwand sich ein schlechtes Ergebnis (z. B. eine große Konzentration eines Schadstoffes) mit großer Varianz einstellt, bei hohem Aufwand hingegen - idealerweise - ein besseres Ergebnis mit geringer Varianz erzielt wird, mit einem Bild wie in **Abbildung 2** verdeutlichen.

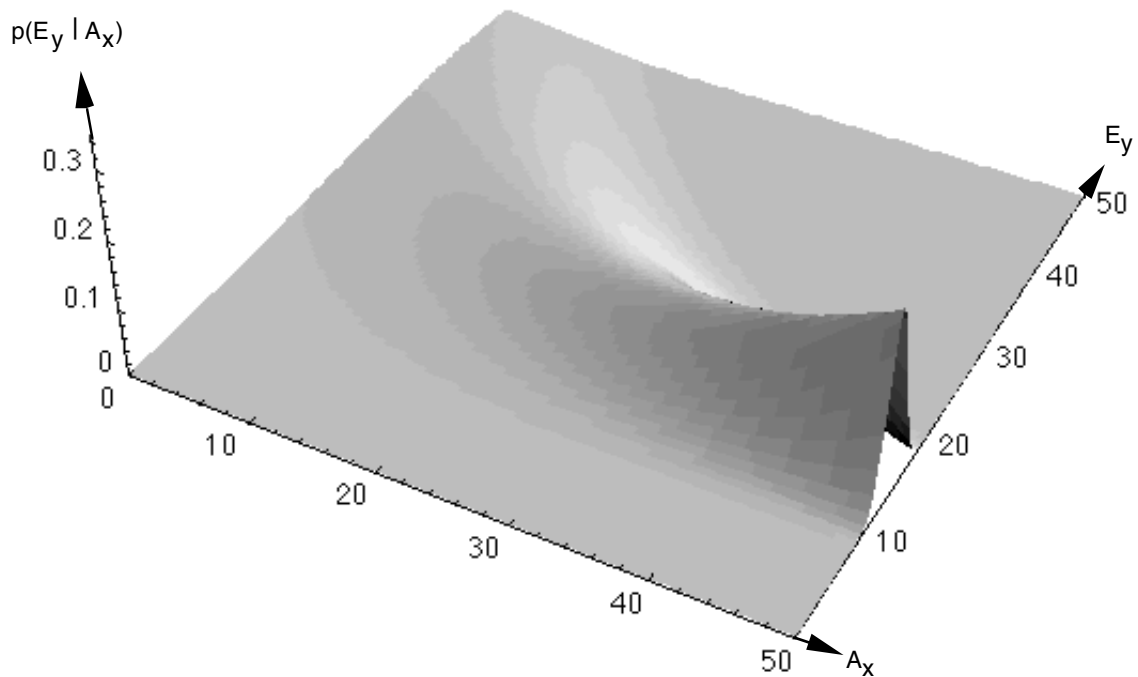


Abbildung 2: Veranschaulichung der bedingten Verteilungsfunktion $p(E_y|A_x)$ für Ereignisse (E_y) bei gegebenen Handlungen A_x unter der Annahme, daß E_y und A_x kontinuierliche Variablen seien.

Zu berücksichtigen sind nun in einer Risikofunktion die Kosten für die Aufwendungen. Gemäß unseres Ansatzes bilden diese Kosten eine weitere Dimension. Unter der Annahme eines Kontinuums von Handlungsalternativen schreiben wir jeder Handlungsalternativen einen Aufwand $k(A)$ zu. Die Kostenfunktion steigt mit zunehmender Intensität der Maßnahme (vgl. **Abbildung 3**).

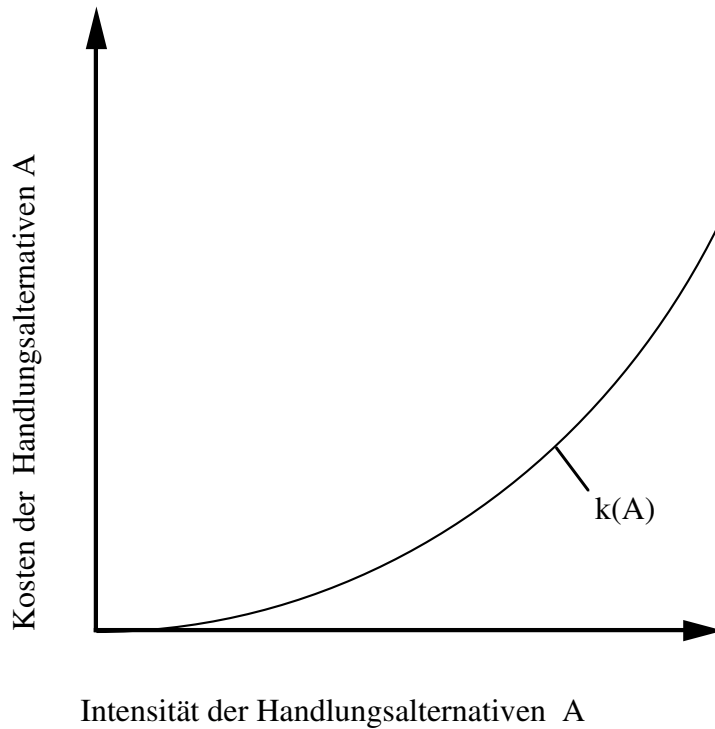


Abbildung 3: Veranschaulichung der Kostenfunktion $k(A)$ unter der Annahme, daß $A=A_x$ eine kontinuierliche Variable sei.

Die Risikofunktion $r(A, E, p(E|A))$ ist nun eine integrale Bewertung der Aufwandkosten $k(A)$, der Bewertung der Ereignisse $v(E)$ und der Ereignisverteilung $p(E|A)$. Die Bewertungsfunktion ist perspektiven- bzw. personenabhängig. Dies heißt insbesondere, daß es selbst bei bekannten Funktionen $k(A)$, $v(E)$ und $p(E|A)$ keine allgemein akzeptierte Formel oder Funktion geben kann, mit der diese zu einem Risikowert verknüpft werden. Wir liefern in Kapitel 4 einige Beispiele für Risikofunktionen.

3 Steuerung und Bewertung der Datenqualität in der Altlastenbewertung

Für die Untersuchung von Altlastenrisiken bei der Erstbewertung oder bei der Planung von Interventionsmaßnahmen ist die Bestimmung einer adäquaten Datenqualität und der Einbezug von Effizienzkriterien anzustreben. Bei einer Beurteilung von Datenqualität sind eine Reihe von grundsätzlichen Aspekten zu beachten:

Die Altlastenbewertung ist ein sequentieller Prozeß, bei dem von einer Desk-Top-Untersuchung über Screening-Studien und einer Erstbewertung bis zur differenzierten Belastungsfeststellung fortgeschritten wird. Bei einer Belastungsfeststellung ist es in aller Regel von Vorteil, sich zuerst mit einem gröberen Beprobungsplan (z. B. mit wenigen Bohrungen) einen Überblick zu verschaffen, bevor ein dichtes Probenahmeraster zur Anwendung kommt.

Für ein zielgerichtetes Handeln müssen problembezogene Modellüberlegungen und Hypothesen ausgearbeitet werden (vgl. International Organization for Standardization (1994), Nothbaum et al. (1994)): Für eine Belastungsfeststellung ist auf der Basis des Vorwissens ein Systemmodell (Umweltmodell) und eine Belastungshypothese zu formulieren. Beispielsweise muß abgeschätzt werden, ob ein gleichmäßiger Eintrag (z. B. aus der Atmosphäre) oder heterogene Verhältnisse aufgrund punktueller Expositionen vorliegen. In letzterem Fall wird ein Versuchsplan mit Vorteil so gestaltet, daß eine belastungsproportionale Repräsentativität bei der Stichprobenziehung erreicht wird (Rasemann (1995)).

In den Ziel-Identifikationsprozeß gehört die Definition der Anforderungen an die Art und Qualität des angestrebten Wissen. Beispielsweise muß im Hinblick auf die mit der künftigen Nutzung verbundenen Exposition und die Bedeutung von Schutzgütern entschieden werden, ob eine Mittelwert- oder eine Maximalwertbestimmung erreicht werden muß. Falls eine Mittelwertbestimmung genügt und alle Flächenanteile als gleich bedeutsam erachtet werden, kann auf eine Mischbeprobung im Rahmen eines Rasterplans zurückgegriffen werden.

Für die Beurteilung der Qualität von Probenahme- und Analyseplänen gibt es eine Reihe von allgemeinen Gütekriterien, die teilweise auch für die Probeaufbereitung gelten und in die GLP-Richtlinien integriert sind (Christ et al. (1992)). Dies sind in erster Linie die in Tabelle 1 dargestellten Qualitätskriterien.

Tabelle 1: Qualitätskriterien für Probenahme und Datenanalyse (Nothbaum et al. (1994)).

Kriterium	Erläuterung
Repräsentativität	Liefern die Daten ein gutes Abbild, oder ist mit Verzerrungen zu rechnen?
Suffizienz	Ist die Datenmenge ausreichend? Sind alle relevanten Parameter in ihrer räumlichen und zeitlichen Variabilität erfaßt?
Indikativität und Informativität	Sind die Bestimmungsmethoden sensibel und aussagekräftig für die fragliche Wirkung?
Reliabilität	Wie verlässlich sind die Daten bezüglich Wiederholbarkeit?
Validität	Kann mit der Planung und Parameterwahl, Analytik prinzipiell das angestrebte Wissen erzielt werden ? Sind die Hypothesen für den betrachteten Fall gültig?
Effizienz	Wird das angestrebte Wissen mit dem geringst möglichen Aufwand gewonnen?

3.1 Die Fehlerkostenfunktion

Ziel einer Risikountersuchung ist es, eine Information zu bekommen, welche den Bedarf an benötigter Erkenntnis abdeckt. Ziel einer Intervention ist es, einen nützlichen, d. h. einen schaden- oder risikomindernden Effekt zu erzielen. Dabei sind die Kosten eines Fehlers bzw. einer Fehleinschätzung in Bezug zu diesen Zielkriterien zu bringen.

Betrachten wir zunächst das Problem der Belastungsfeststellung. In diesem Fall ist die angestrebte Präzision von Messungen ein im Rahmen von Altlastenbewertungen wenig behandelter Punkt: Welche Genauigkeit ist erwünscht? Wie werden Über- und Unterschreitungen bewertet? Wie hoch sind die Kosten von Meßfehlern?

d₁: Schadens- und Kostenfunktion
bei festgelegtem Belastungswert

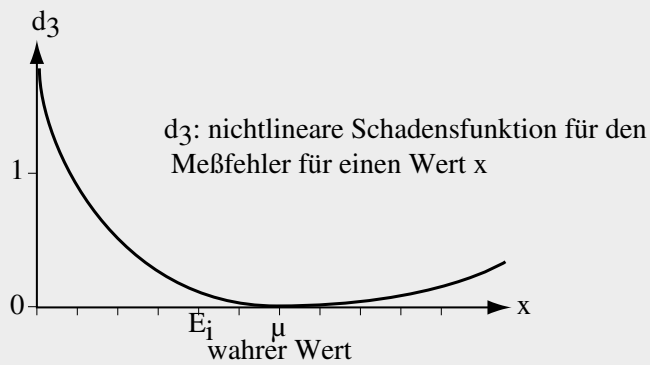
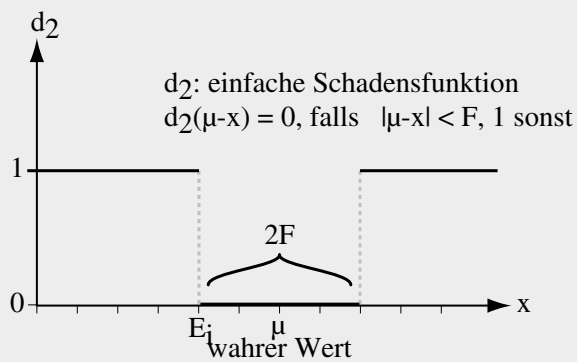
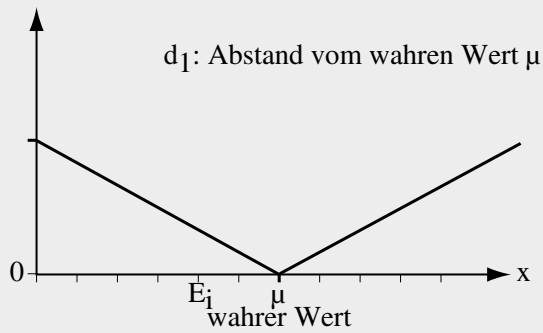


Abbildung 4: Schadensfunktionen für Meßfehler (Ereignis E_i = gemessener Wert).

Die Fehlerkostenfunktionen lassen sich gemäß unseres Ansatzes direkt mit der Risikofunktion in Beziehung setzen, weil sie - mathematisch gesprochen - eine Projektion unserer Risikofunktion darstellen. Bei einer Belastungsfeststellung können die Kosten aufgefaßt werden als das Defizit zwischen vorliegendem und benötigtem Wissen. Sie sind der Preis, den wir für Erkenntnislücken bereit sind zu zahlen. Der Wert des Informationsgewinns, zu dem die Kosten des Meßfehlers in Beziehung zu setzen sind, läßt sich nicht aus einem naturwissenschaftlichen Umweltmodell ableiten. Er bestimmt sich primär durch die Bedeutung des Schutzguts, welche in einem gesellschaftlichen Verhandlungsprozeß festzusetzen ist.

In **Abbildung 4** sind exemplarisch drei Schadensfunktionen für Meßfehler dargestellt:

- a) Betrachtet man als Meßfehler lediglich den Abstand zum wahren Wert, so erhält man eine stückweise lineare Schadensfunktion wie bei d_1 .
- b) Ist eine minimal notwendige Genauigkeit zu ermitteln, so unterscheiden sich dichotom (wie bei Funktion d_2) die Zustände
 - Genauigkeit erreicht: kein Schaden und $d_2=0$, sowie
 - Genauigkeit nicht erreicht: $d_2=1$.
- c) die Schadensfunktion d_3 ist nicht linear. Kleine Abweichungen werden geringer und große Abweichungen stärker gewichtet.

In der Praxis dürften Schadensfunktionen vom Typ d_3 die größte Bedeutung haben.

Bei der Konzeption einer Risikountersuchung ist die rationale Betrachtung und explizite Darstellung der Fehlerkostenfunktion von größter Bedeutung. Im Rahmen des Risikohandlungsmodells muß der Gesamtaufwand, d. h. müssen die totalen Kosten, die mit den Handlungsalternativen zur Ermittlung des Wertes verbunden sind, bestimmt werden. Diese sind erheblich leichter zu finden und bestimmen sich durch die Marktpreise und Arbeitskosten.

Falls das Umweltmodell bestimmt ist und eine aus den Aufwand- und Fehlerkosten zusammengesetzte **Risikofunktion** bekannt ist, können wir eine mathematisch-statistisch optimierte (und so formalisierte) Auswahl der Handlungsalternativen, beispielsweise der Probenahmepläne, vornehmen.

3.2 Das Allgemeine Risikohandlungsmodell und formalisierte Entscheidungen

Das Risikohandlungsmodell (**Abbildung 1**) ermöglicht eine formal begründete Entscheidung, wenn die Risikofunktionen für die Handlungsalternativen berechnet sind.

Die verschiedenen Handlungsalternativen sind dadurch gekennzeichnet, daß jede für sich mehrere mögliche Ereignisse hervorrufen kann. Das Eintreten dieser Ereignisse und damit der Wert der Risikofunktion ist jedoch vom Zufall abhängig.

Wir können diese Situation am Beispiel des Roulette-Spiels illustrieren. Die Handlungsalternativen sind in diesem Fall verschiedene Spielstrategien (A_0 : nicht spielen, A_1 : auf Farbe setzen, A_2 : auf den ersten 6-er Block setzen, etc.). Mit der Wahl einer Strategie ist nicht das Er-

gebnis des Spiels festgelegt, sondern verschiedene Ereignisse resultieren mit bestimmten Wahrscheinlichkeiten.

In diesem Fall besteht eine günstige Situation, weil ein Spieler immer, wenn er am Zug ist, vollständig darüber informiert ist, in welcher Situation er sich befindet, welche Züge in der Zukunft stattfinden können und mit welcher Wahrscheinlichkeit die möglichen Ereignisse eintreten. Sind, wie beim Roulette, Zufallszüge in das Spiel involviert, so kann man den maximal möglichen Gewinn $S_{i,max}$ und den (statistisch) zu erwarteten Gewinn S_i unterscheiden, der sich aus dem mit den entsprechenden Wahrscheinlichkeiten gewichteten Mittelwert aller Ereignisse dieser Spielstrategie ergibt.

Bei der Untersuchung von Altlasten liegt im allgemeinen keine derartige Information vor. Zum einen ist die momentane Situation nicht genau erfaßbar (Unsicherheiten in den Daten und im Wissen). Zum anderen sind die Auswirkungen der Handlungsalternativen (sowohl von den naturwissenschaftlichen Grundlagen als auch von den sozialwissenschaftlich zu untersuchenden Bewertungen her) nicht exakt. Darüberhinaus werden diese Auswirkungen durch zufällige Ereignisse (z. B. die lokale Wettersituation) beeinflußt. Dennoch lassen sich einige Situationen spezifizieren, in denen mit Hilfe des Risikohandlungsmodells Entscheidungen formalisiert werden können.

4 Beispiele

4.1 Beispiel zur Auswahl eines Rasterplanes

In der Nähe einer norddeutschen Stadt wurde auf dem Grundstück einer ehemaligen Munitionsfabrik Bauland freigegeben. Von einem Umweltinstitut wurde das Gelände in quadratische Zellen von 20 x 20 Meter unterteilt, auf denen Mischproben mit 10 Einstichen entnommen wurden. Es wurde der Rasterplan A_2 (siehe **Abbildung 5**) angewandt, der von dem untersuchenden Institut als günstig betrachtet wurde.

Nun wurde befürchtet, daß bei Aufräumarbeiten TNT-Reste in einer Trichterkuhle vergraben worden sind. Von Betroffenen wurde die Frage gestellt, mit welcher Wahrscheinlichkeit bei der Beprobung ein solcher Trichter entdeckt würde. Da keinerlei Informationen vorhanden waren, an welchen Stellen ein solcher Trichter liegen könnte, wurde von einer Gleichwahrscheinlichkeitshypothese ausgegangen. Alle Flächenbereiche auf den Parzellen kamen also nach diesen Annahmen für den TNT-Trichter mit derselben Wahrscheinlichkeit in Frage.

Um die Trefferwahrscheinlichkeit für einen Einstich in den Trichter bei dem erwähnten Probenahmeplan abschätzen zu können, müssen (Modell-) Annahmen über den Trichter gemacht werden. Wir gehen im folgenden davon aus, daß dieser eine Kreisform besitzt. Weiter nehmen wir an, daß eine Mischprobe indikativ ist, falls mindestens ein Einstich auf der Fläche des Trichters genommen wird. Diese Annahmen führen für einen Trichter mit 40 Quadratmetern und einer Mischprobe von 10 Einstichen, bei einer Parzellengröße von 20 x 20 Metern zu einer Trefferwahrscheinlichkeit von 87%.

Von seiten Betroffener wurden gleichermaßen Berechnungen aufgestellt. Dabei wurde davon ausgegangen, daß der Probenehmer seine Einstiche vollkommen zufällig und stochastisch (siehe die oberste Handlungsalternative A_1 in **Abbildung 5**) gewählt habe. Ein solcher Plan führt im Beispiel zu einer geringeren Trefferwahrscheinlichkeit von 65%. Dies kann man sich leicht dadurch plausibel machen, daß Zufallspläne auch Einstiche an sehr eng beieinanderliegenden Stellen vornehmen und damit Informationsgewinne verschenkt werden.

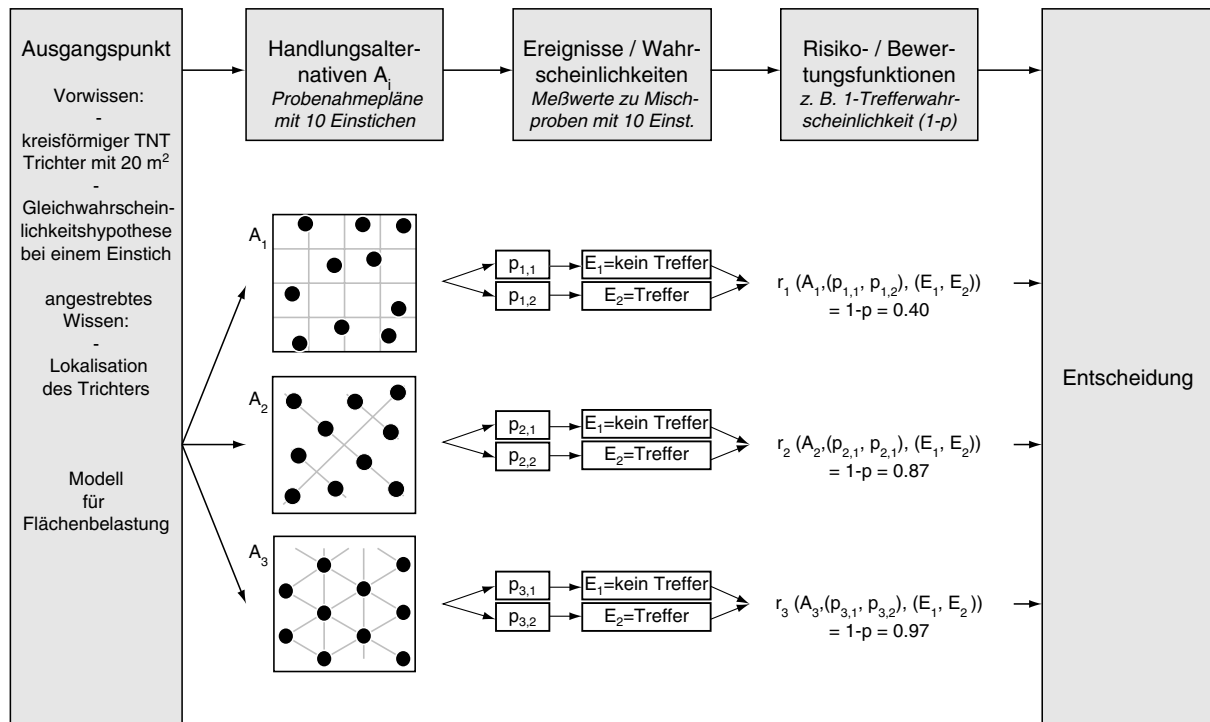


Abbildung 5: Trefferwahrscheinlichkeit für TNT-Trichter in einer norddeutschen Stadt.

Der optimale Rasterplan unter den gegebenen Annahmen ist der "Flaschenregalplan" A_3 , der in **Abbildung 5** schematisch dargestellt ist. Diese Anordnung der Probenahmestellen („dichteste Kreispackung“) ist den dichtesten Kugelpackungen entlehnt, die zur Beschreibung von Kristallgittern verwendet werden (vgl. Brown & Le May (1988)). Dieser Plan besitzt eine Trefferwahrscheinlichkeit von 97% und erhöht damit die Trefferwahrscheinlichkeit unter den gegebenen Verhältnissen um ca. 10% gegenüber dem verwendeten Plan A_2 , gegenüber dem Zufallsplan A_1 sogar um 32%.

Betrachtet man als Risikobewertungsfunktion r nur die Wahrscheinlichkeit für eine Verfehlung des Einstichs, so gilt $r=(1-\text{Trefferwahrscheinlichkeit})$. Die Wahl des Probenahmerasters mit dem Risikohandlungsmodell ist in **Abbildung 5** dargestellt.

Bei einer Beurteilung der Ökonomie des "Flaschenregalplans" ist jedoch auch der Zeitaufwand für die Festlegung der Probenahmepunkte zu berücksichtigen. Unter Umständen kann ein nach

statistischen Gesichtspunkten optimaler Plan unökonomischer sein als ein anderer Plan, wenn die Kosten für die Zeit der Festlegung der Probenahme die Kosten für zusätzliche Einstiche/Proben und Analysen übersteigt. Zumindest bei kostenintensiver Probenahme (z. B. Tiefbohrungen) oder Analytik sollte jedoch bei der vorliegenden Fragestellung in jedem Fall der "Flaschenregalplan" zur Anwendung kommen.

4.2 Beispiel zur Bestimmung eines adäquaten Stichprobenumfangs

Es liegen (über umfangreiche Voruntersuchungen) Vorinformationen darüber vor, daß in einer Region Parzellen eine PCB-Kontamination für Mischproben zwischen 7 und 12 ppm besitzen (für diesen Abschnitt siehe etwa Crepin & Johnson (1993)).

Eine Analyse der Daten zeigt, daß bei der vereinfachenden Annahme einer Normalverteilung die Standardabweichung σ der Messungen nicht von der Größe der Konzentration abhängt und man von einer Standardabweichung von 1,5 ppm ausgehen kann. Daher liegt der tatsächliche Wert mit 95%iger Wahrscheinlichkeit im 1.96σ -Intervall um den entsprechenden Meßwert (vgl. z. B. Elpelt & Hartung (1992)).

Aufgrund gesetzlicher Grundlagen sollen alle Flächen, die eine Kontamination mit mehr als 10 ppm aufweisen, aus der Nutzung genommen werden. Da diese Regelung für viele Betroffene eine existentielle Bedeutung besitzt, wird in einem Aushandlungsprozeß als *Konvention* festgelegt, daß aus Gründen der Gerechtigkeit nur Beprobungspläne akzeptiert werden, die eine hohe Meßgenauigkeit besitzen: Eine Probenplanung wird akzeptiert, wenn der Meßfehler mit 95 Prozent Sicherheit kleiner als 0,2 ppm ist.

Die Handlungsalternativen sind verschiedene Probepläne, die sich durch die Anzahl der Proben unterscheiden.

Zu klären ist die Frage, wieviele Proben entnommen werden müssen und wie die Risikofunktion reagiert. Gemäß unserer Konvention haben wir einen unakzeptabel hohen Schaden, wenn der Meßfehler mit mehr als 5% Wahrscheinlichkeit größer ist als 0,2 ppm. Wir haben keinen Schaden, wenn der Meßfehler mit weniger als 5%iger Wahrscheinlichkeit größer ist als 0,2 ppm.

Dies können wir über die Riskofunktion so ausdrücken, daß für jede Messung aus einem Probenplan, der die Konvention nicht erfüllt, ein sehr hoher Schaden (z.B. -10.000 oder $-\infty$) zugeordnet wird. Wir erhalten damit eine ähnliche Fehlerfunktion wie in d_2 in **Abbildung 4**. Die allgemeine Risikofunktion- und Bewertungsfunktion für die verschiedenen Probenahmepläne, setzt sich aus der Fehlererwartung, d.h. der Wahrscheinlichkeit für einen Fehler größer als 0,2 ppm, den Kosten für diesen Fehler und den Kosten für die Probenahmeplanung zusammen.

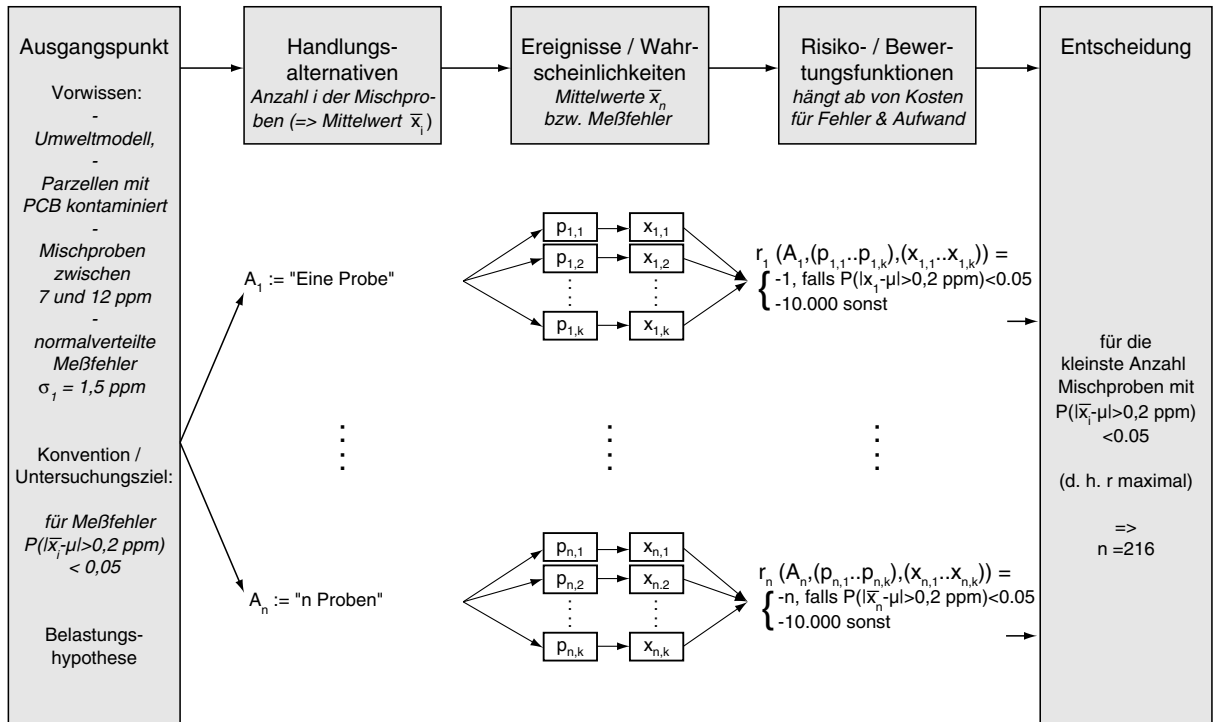


Abbildung 6: Optimierung der Probenahme bei einer Meßgenauigkeit von 0,2 ppm.

Wir können diese Situation mithilfe folgender Risikofunktion beschreiben:

$$r_n = \begin{cases} -n & \text{falls } p(|\bar{x}_n - \mu| > 0,2 \text{ ppm}) < 0,05 \\ -\infty & \text{sonst} \end{cases}$$

Gesucht wird also eine minimale Stichprobengröße, so daß unsere Konvention erfüllt ist.

Für normalverteilte Variablen gilt, daß die Streuung σ_n einer Stichprobe mit der Größe n genau $\sigma_n = \sigma / \sqrt{n}$ entspricht. Also muß n so bestimmt werden, daß $1,96 \cdot \sigma_n < 0,2$, also $\frac{1,96 \cdot 1,5}{\sqrt{n}} < 0,2$ ist, woraus sich $n > 216$ ergibt.

Für diese einfache Situation kann somit die Auswahl eines Probenahmeplans mit dem Risiko-handlungsmodell evaluiert und mathematisch-statistisch optimiert werden. Das beschriebene Vorgehen wird in **Abbildung 6** dargestellt. Benötigt werden also mindestens 216 Proben. Dies dürfte in der Praxis dazu führen, eine neue *Konvention* für die geforderte Genauigkeit zu suchen.

4.3 Abschätzung der Notwendigkeit zusätzlicher Messungen

In diesem Kapitel wollen wir zeigen, wie das Allgemeine Risikohandlungsmodell angewandt werden kann, wenn bereits eine Reihe von Messungen vorliegt, mit denen die Anfangswerte, die Parameter und die Randbedingungen für ein Modell zur Vorhersage einer Grundwasserkontamination bestimmt wurden. Will man solche Modellrechnungen dazu heranziehen, Zulassungen von Deponiestandorten in Abhängigkeit vom Risiko einer Grundwasserkontamination zu erteilen, braucht man Informationen über die Zuverlässigkeit des Modells und seiner Vorhersagen.

Die Unsicherheit in den vorliegenden Daten bewirkt eine Unsicherheit der Modellvorhersage. In manchen Fällen, in denen die Modellvorhersage zu ungenau ist, müssen zusätzliche Messungen durchgeführt werden. Dadurch daß die Vorhersage der Grundwasserkontamination nicht linear von der Anzahl der Messungen und ihrer Ungenauigkeit abhängt, ist die Gefährdungsabschätzung in diesem Fall schwieriger als bei der Abschätzung der Flächenbelastung (vgl. Kap. 4.2). Wenn man einen Probenahmeplan für zusätzliche Messungen in bezug auf die Anzahl und den Ort zusätzlicher Messungen insofern abschätzen kann, ob nach der zusätzlichen Probenahme die Genauigkeit der Vorhersage der Grundwasserkontamination für die Gefährdungsabschätzung ausreicht, kann dies als Entscheidungskriterium für einen Probenahmeplan herangezogen werden. Diese Idee liegt der preposteriori Analyse (vgl. z. B. Marin et al. (1989)) zugrunde.

Den Ausgangspunkt bildet das Vorwissen über das zu betrachtende Areal, insbesondere das anzuwendende Modell, die vorhandenen Messungen und die z. T. daraus abgeleiteten Anfangswerte, Parameter und Randbedingungen für die Modellsimulationen. Ziel ist es, durch zusätzliche Messungen die Genauigkeit der Modellvorhersage zu erhöhen.

Verschiedene Probenahmepläne, z. B. mit unterschiedlicher Anzahl (vgl. Kap. 4.2) oder Lage (vgl. Kap. 4.1) von zusätzlichen Meßpunkten bilden die möglichen Handlungsalternativen A_i .

Die zentrale Annahme der preposteriori Analyse ist die, daß die zusätzlichen Messungen dieselbe statistische Verteilung p wie die bisherigen Messungen aufweisen. Besteht der begründete Verdacht, daß diese Annahme nicht gerechtfertigt ist, kann man dieses Vorgehen nicht wählen.

Für jede der Handlungsalternativen A_i werden die geplanten zusätzlichen Messungen mit Hilfe einer Monte-Carlo-Simulation entsprechend der aus den vorliegenden Messungen ermittelten Verteilung p generiert. So entsteht für jede Handlungsalternative A_i ein Ensemble von Meßreihen E_j mit den Wahrscheinlichkeiten $p_{i,j}$. Für jede zufällig erzeugte Meßreihe wird mit Hilfe des vorliegenden Modells die - in unserem Beispiel - Grundwasserkontamination (Konzentration $c(x,y,t)$ eines Schadstoffes an einem bestimmten Ort (x,y) zu einer bestimmten Zeit t) berechnet. Auf diese Art erhält man eine statistische Verteilung für die Konzentration $c(x,y,t)$. Damit läßt sich also aus jedem dieser Ensembles die Genauigkeit der Modellvorhersage (etwa mit Hilfe der Varianz) errechnen.

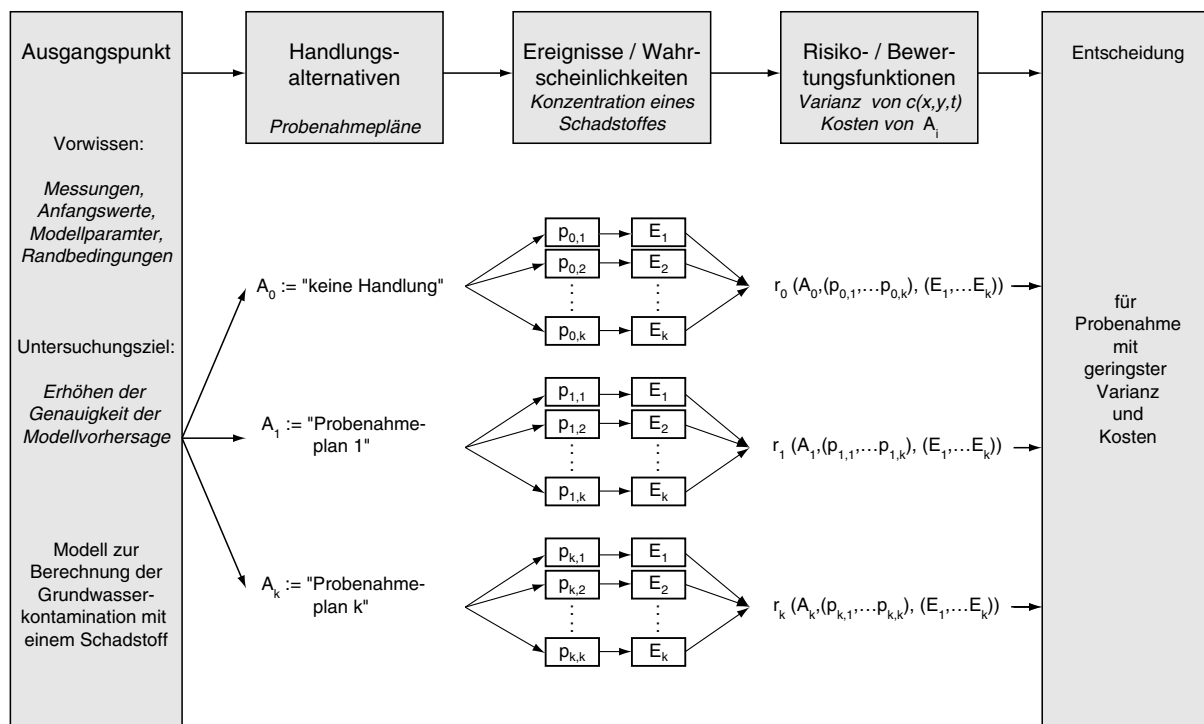


Abbildung 7: Anwendung des Risikohandlungsmodells zur Abschätzung zusätzlicher Messungen mit Hilfe eines Simulationsmodells (preposteriori Analyse).

Am Ende fällt die Entscheidung für einen speziellen (zusätzlichen) Probenahmeplan durch Abschätzung der Kosten für die zusätzlichen Messungen gegenüber der berechneten (wahrscheinlichen) Genauigkeit der Grundwasserkontamination.

Eine spezielle Risikofunktion stellt der mittlere quadratische Fehler der Modellvorhersage dar: Liegen Kontrollmessungen vor, mit denen eine Bewertung des Modells möglich ist, kann man den mittleren quadratischen Fehler als Maß für die Güte der verwendeten Modellparameter nehmen. Analog zum oben beschriebenen Vorgehen kann man versuchen, diejenigen Probenahmepläne zu finden, die eine möglichst genaue Parameteridentifikation ermöglichen. So läßt sich die Probenahmeplanung direkt an dem Ziel, nämlich die Vorhersage durch das Modell zu verbessern, orientieren.

4.4 Ableitung von Grenzwerten

Wir zeigen nun am einem Beispiel, wie sich mithilfe des Allgemeinen Risikohandlungsmodells Grenzwerte ableiten lassen. Am Beispiel von Cadmium-Bodengrenzwerten für Weizenäcker zeigen wir exemplarisch, wie eine wissenschaftlich begründete Ableitung geplant und umgesetzt werden kann. Es sei ausdrücklich vermerkt, daß nachfolgend kein konkreter Cadmium-Grenzwert bzw. Cadmium-Richtwert vorgeschlagen wird. Ziel ist es jedoch, die Methodik induktiv-

stochastischer Risikoabschätzungen (vgl. May et al. (1991), Scholz et al. (1992a), Wichmann (1995), in diesem Band) vorzustellen und einen entscheidungstheoretischen Begründungsrahmen mit Hilfe des Allgemeinen Risikohandlungsmodell zu liefern.

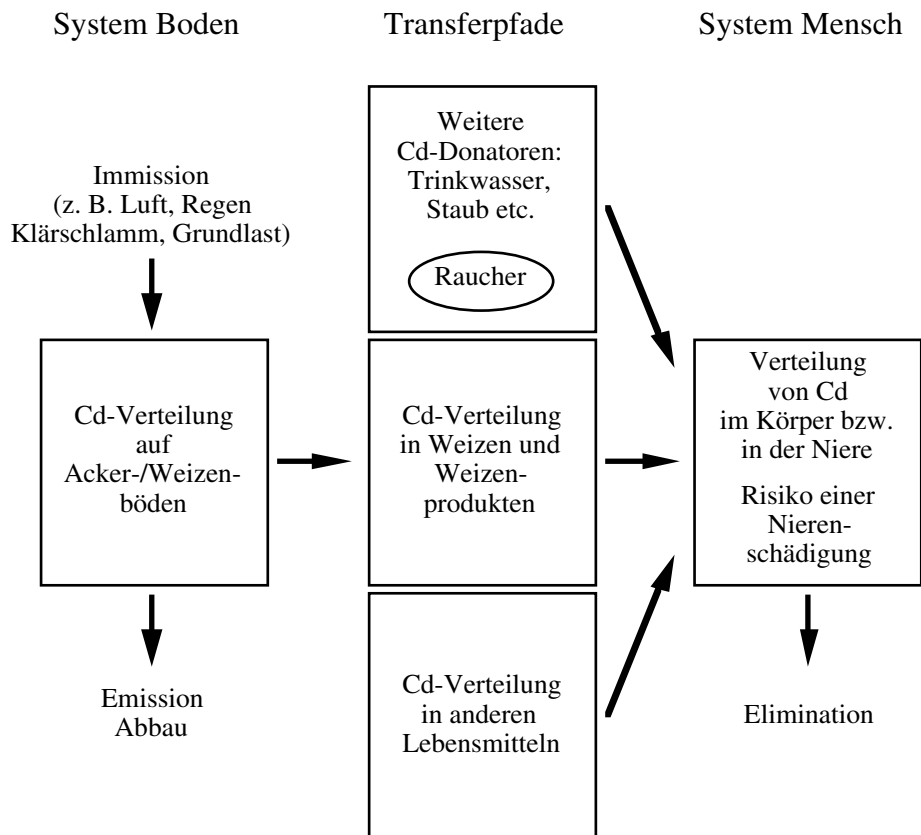


Abbildung 8: Vereinfachtes Donator-Akzeptor-Modell (DAM).

Eine Bestimmung von Bodengrenzwerten für Cadmium (Cd) ist vom besonderem Interesse und bildet den Ausgangspunkt unserer Betrachtungen. Cd kommt aufgrund ungünstiger umwelttoxikologischer Eigenschaften, seiner Toxizität für den Menschen und seiner Verbreitung eine herausragende Stellung unter den Schwermetallen zu. Die Bestimmung von Grenzwerten ist - in Abhängigkeit von der Fragestellung - nur bezogen auf bestimmte Szenarien sinnvoll und möglich. In unserem Beispiel soll untersucht werden, welches Risiko von mit Cadmium belasteten Böden über den Pfad Boden → Pflanze (Weizen) → Mensch ausgeht und wie durch geeignete Grenzwerte das Risiko gesundheitlicher Schäden für den Menschen vermindert werden kann. Dabei werden in der Risikoabschätzung zur Grenzwertfestlegung auch andere Cd-Schadstoffquellen (Donatoren) und Transferpfade zum Menschen (Akzeptor) berücksichtigt. Als theoretischer Rahmen bietet sich das Donator-Akzeptor-Modell (DAM, Lühr et al. (1991)) an, welches für das vorliegende Szenario konkretisiert (May et al. (1991), Scholz et al. (1992a)) und zum induktiv-stochastischen Donator-Akzeptor-Modell weiterentwickelt wurde.

In diesem Modell wird das *Vorwissen* über Strukturen (Donatoren, Transferpfade, Akzeptor), Prozesse (Immission, Transfer, Elimination, Distribution, Akkumulation) und über die empirischen Datengrundlagen (z.B. in Form von Cd-Verteilungen in verschiedenen Böden etc.) integ-

riert. In der induktiv-stochastischen Risikoabschätzung werden die Unsicherheiten im empirischen Datenmaterial (Messungenauigkeit, Probenahme etc.) als Zufallsgrößen mit zu quantifizierenden Wahrscheinlichkeitsverteilungen modelliert. Es sei angemerkt, daß diese Unsicherheiten erheblich sind. Wie aus verschiedenen Beiträgen in diesem Band zu entnehmen ist, muß aus der Sicht der Probenplanung und der Analytik, aber auch aus der Sicht der praktischen Bearbeitung der Probenahme mit einer Vielzahl von additiv wirkenden Fehlerkomponenten gerechnet werden. Als Fehlerkomponenten wirken die Mischprobenbildung, das Probenahmegefäß, die Stabilisierung, der Transport, die Lagerung, die Homogenisierung der Probe, die instrumentelle Analyse und die Dokumentation (vgl. auch Kurz (1994)). Es ist bemerkenswert, daß am Ende des Workshops „Conlimes '94: Datenanalyse, Beprobungsplanung und Untersuchungsqualität“ die anwesenden Experten der Wiederholungsreliabilität die Größenordnung Faktor 2 zuordneten. Darunter ist zu verstehen, daß für das 95%-Vertrauensintervall der Meßgröße ein Ungenauigkeitsfaktor von 2 zu konzipieren ist. Das bedeutet, daß (bei einer vorausgesetzten Lognormalverteilung) bei einem Mittelwert von 100 ppm die Grenzen des 95%-Intervalls bei 50 ppm (Mittelwert dividiert durch 2) bzw. 200 ppm (Mittelwert multipliziert mit 2) liegen. Dies betrifft sowohl organische als auch anorganische Parameter.

Als Ergebnis der induktiv-stochastischen Risikoabschätzung mit dem Donator-Akzeptor-Modell resultiert wiederum in einer Verteilung einer "kritischen" Variablen für den Akzeptor (Menschen), z.B. die tägliche orale Cd-Aufnahme für Menschen oder das Risiko einer Nierenschädigung nach 50 Jahren. Im folgenden soll die tägliche orale Cd-Aufnahme als kritische Variable betrachtet werden.

Als *Handlungsalternativen* bieten sich in diesem Szenario verschiedene Möglichkeiten an. Dies sind beispielsweise die Setzung verschieden strenger Cd-Bodengrenzwerte (z. B. 0,1, 0,2, 0,3 mg Cd/kg Boden) und/oder Nutzungs- und Anbaueinschränkungen (Ausschluß von Böden zum Weizen- oder Kartoffelanbau) oder die Veränderung der Bodenrandparameter bei kritisch belasteten Cd-Böden (pH-Wert), um die Bioverfügbarkeit zu reduzieren.

Für die weiteren Betrachtungen wird vorausgesetzt, daß eine repräsentative, suffiziente und zuverlässige Datengrundlage zur Beurteilung der Cd-Belastung der Böden (und anderer Donatoren) vorliegt.

Im folgenden sollen als Handlungsalternativen exemplarisch drei verschiedene Grenzwertsetzungen A_1 (Grenzwert 0,1 mg Cd/kg Boden), A_2 (Grenzwert 0,2 mg Cd/kg Boden), A_3 (Grenzwert 0,3 mg Cd/kg Boden) betrachtet werden. Dabei ist es wichtig anzugeben, wie der Cadmiumanteil bestimmt wird. Bekanntlich ist der Königswasseraufschluß für eine Gefährdungsbetrachtung kein guter Indikator. Stattdessen ist es sinnvoller, die Grenzwertableitung z. B. an dem calciumchloridlöslichen Anteil (vgl. Köster & Merkel (1985)) zu orientieren.

Wir nehmen an, daß aus den verschiedenen Handlungsalternativen A_j mögliche Ereignisse oder Folgen E_i mit veränderten Verteilungen $p(E_i|A_j)$ der kritischen Variablen, z.B. der oralen Cd-Aufnahme resultieren. Ob und welche der Handlungsalternativen (Grenzwerte A_j) zum angestrebten Ziel - z.B. einer der gewünschten bzw. geforderten Reduktion der oralen Cd-Aufnahme führen wird, kann (a-priori) nicht direkt beobachtet, aber im Rahmen des DAM simuliert

werden. Die Folgen E_j sind in diesem Fall Verteilungen der oralen Cd-Aufnahme, die bei angenommener Gültigkeit und Einhaltung entsprechender Bodengrenzwerte A_j resultieren würden.

Die Entscheidung für einen der drei Grenzwerte A_j wird dann in Abhängigkeit von der Bewertung der Verteilungen $p(E_j|A_j)$ getroffen.

Auch für die Bewertungs- bzw. Risikofunktionen stehen verschiedene Alternativen zur Verfügung. So kann man die Wahrscheinlichkeit p' einer Nierenschädigung durch Cd-Belastung in Abhängigkeit von der täglichen Aufnahmemenge und dem Zeitraum differenziert nach Risikogruppen (z. B. Raucher) und Nahrungsgewohnheiten als Risikofunktion verwenden. Oder wir können die Wahrscheinlichkeit p'' betrachten, daß eine gewisse orale Cd-Dosis pro Tag überschritten wird, die als tolerierbare bzw. gesundheitlich unbedenkliche Dosis Cd-oral akzeptiert wird (z. B. $1 \mu\text{g Cd pro kg Körpergewicht und Tag}$). Geht man von der letzten Risikofunktion aus, kann für jeden der hypothetischen Cd-Grenzwerte A_j , aus den (kontinuierlichen) Wahrscheinlichkeitsverteilungen $p(E_j|A_j)$ (vgl. hierzu **Abbildung 2**) die Wahrscheinlichkeit $p(\text{Cd} > \text{Cd-orall}A_j)$ bestimmt werden, mit der die tolerierbare Cd-Dosis Cd-oral überschritten wird. Diese Wahrscheinlichkeit bzw. dieses Risiko $p(\text{Cd} > \text{Cd-orall}A_j)$ kann als Kriterium der Bewertung der Handlungsalternative A_j herangezogen werden, indem z.B. gefordert wird, daß das Risiko $p(\text{Cd} > \text{Cd-orall}A_j)$ kleiner ist als ein "gesellschaftlich akzeptierbares Risiko" (z. B. $< 1\%$). Sollte keine der in Betracht gezogenen Handlungsalternativen das angestrebte Zielkriterium erfüllen, so ist der Prozeß mit einer neuen Auswahl von Handlungsalternativen (z. B. niedrigere Grenzwerte) zu wiederholen. Hierbei ist zu beachten, daß das Risiko $p(\text{Cd} > \text{Cd-orall}A_j)$ als umso größer eingeschätzt wird, je größer die Unsicherheit im empirischen Datenmaterial ist. Die Datenqualität übt somit (mittelbar) entscheidenden Einfluß auf die Festsetzung der Grenzwerte aus.

In einer konkreten Gesamtbewertung der möglichen Handlungsalternativen sind natürlich auch die damit verbundenen Kosten $k(A_j)$ (z. B. die Kosten des Ausschlusses von Flächen zum Weizenanbau) zu berücksichtigen.

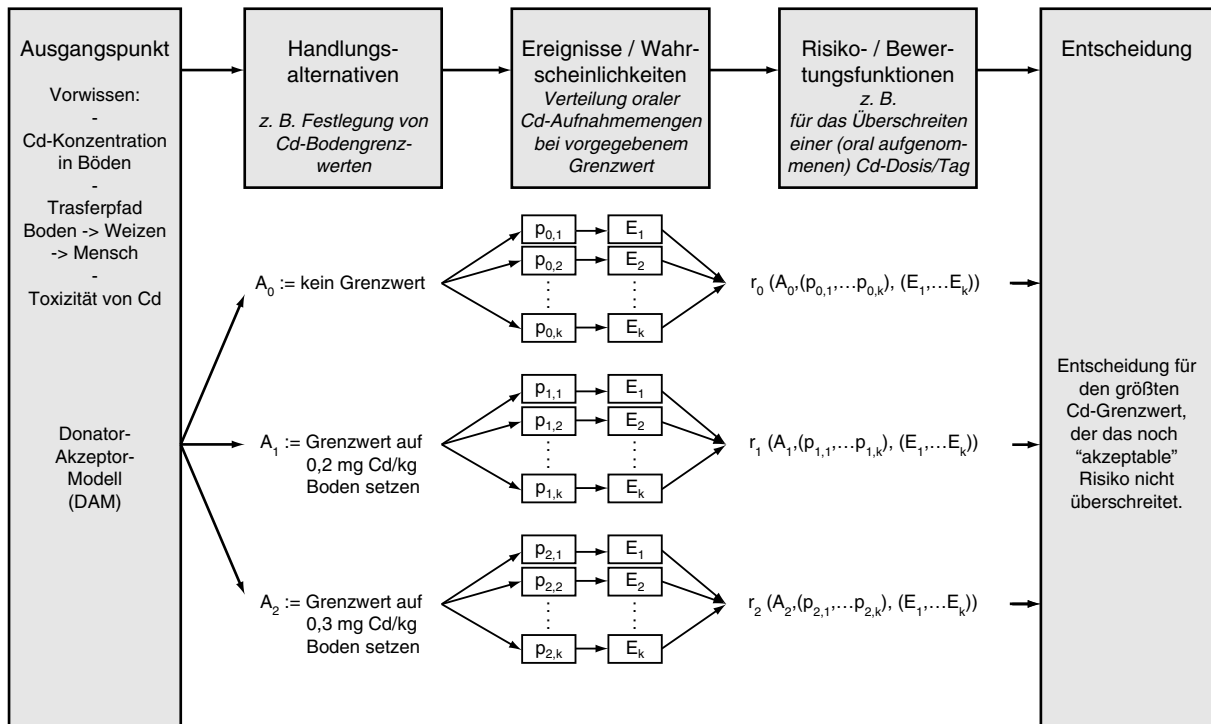


Abbildung 9: Bestimmung von Bodenrichtwerten am Beispiel von Cadmium auf Weizenböden.

4.5 Die Prüfung der Effizienz von Sanierungsmaßnahmen

Umweltfachleute, z. B. in Umweltbehörden oder im Auftrag von Bauherren, die eine Altlast zu sanieren haben, stehen oft vor dem Problem, aus verschiedenen Sanierungsverfahren das effizienteste auszuwählen.

Um diese Aufgabe erfüllen zu können, muß man sich Klarheit darüber verschaffen, was Effizienz bedeutet, und welche Kriterien dafür anzuwenden sind. Effizientes Handeln richtet sich nach ökonomischen Prinzipien und kann an den folgenden zwei Strategien ausgerichtet werden:

- Mit einem gegebenen Aufwand soll das Ziel so weit wie möglich erreicht werden.
- Ein vorgegebenes Ziel soll mit einem Minimum an Aufwand erreicht werden.

In beiden Fällen stellt sich für den Entscheidungsträger das Problem, eine Handlungsalternative so auszuwählen, daß ein optimales Verhältnis zwischen Ertrag und Aufwand resultiert. Diese Aufgabe setzt voraus, daß sowohl der Ertrag als auch der Aufwand durch geeignete Kriterien definiert sind und für diese Kriterien operationalisierte und meßbare Zielvorgaben existieren.

Der Aufwand einer Handlungsalternative kann als Gesamtkosten der getroffenen Maßnahme definiert sein. Darin eingeschlossen sind die Kosten für Grundleistungen, zusätzliche Leistungen und Folgekosten sowie Fehlerkosten. Aufwendungen können auch nicht-monetäre Faktoren beinhalten wie Zeit, Energieverbrauch, Ressourcenverbrauch usw.

Die Definitionen von Ertrag und Aufwand, wie auch die Ziele sind problemabhängig und perspektivengebunden. Während ein Bauherr oder ein Sanierungsunternehmen Effizienz aus einer betriebswirtschaftlichen Sicht beurteilen (Hamman & Schmidt-Endrullis (1992)), stellt sich für Politiker und Behörden oft auch die Frage nach einer volkswirtschaftlichen Beurteilung einer Sanierung. Letztere Betrachtungsweise schafft zusätzliche Schwierigkeiten der Bezifferung von zu erwartendem Nutzen und Schaden einer Maßnahme (Hampicke (1994)), die hier nicht weiter betrachtet werden sollen.

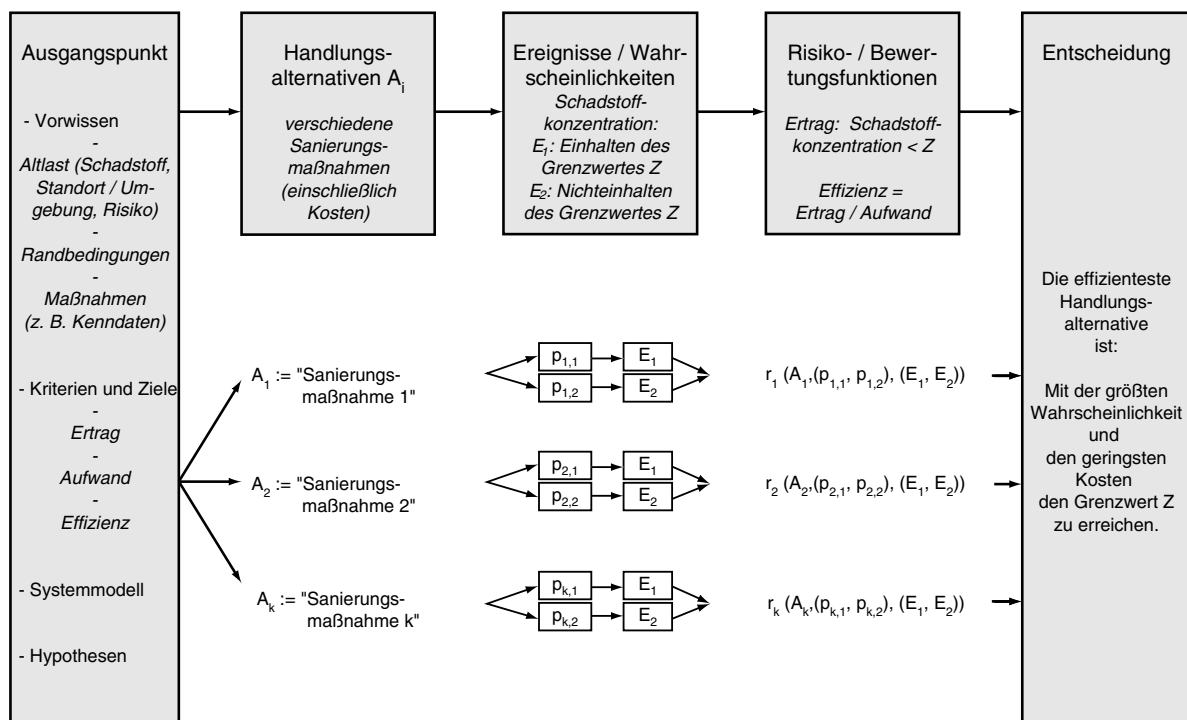


Abbildung 10: Anwendung des Risikohandlungsmodells bei der Prüfung der Effizienz von Sanierungsmaßnahmen.

Bei der *Planung einer Sanierung* findet die Effizienzbeurteilung von verschiedenen Handlungsalternativen prognostisch durch eine Abschätzung statt.

Der Prozeß einer prognostischen Effizienzbeurteilung ist in **Abbildung 10** mit Hilfe des Allgemeinen Risikohandlungsmodells beschrieben.

Den Ausgangspunkt der Untersuchung stellen die Vorinformationen über die Altlast und die Rahmenbedingungen dar. Zunächst müssen den Anbietern von Sanierungsverfahren aus Detailuntersuchungen der zu sanierenden Altlast genügend Vorinformationen geliefert (Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1993)) und die anzustrebenden Ziele spezifiziert werden. Diese Angaben sind eine Voraussetzung für die Entwicklung eines Systemmodells, welches als Grundlage zu einer realistischen Auswahl und Dimensionierung verschiedener Handlungsalter-

nativen A_i dient. Daraus wird deutlich, daß sämtliche Unsicherheiten in den Ergebnissen einer Detailuntersuchung, wie z. B. Angaben über Schadstoffzusammensetzung, -konzentrationen, -mengen, -verteilungen (s. Bsp. 4.1) belastete Aushubvolumina usw., sich sowohl auf die Wirksamkeitsabschätzungen wie auch auf die Kostenschätzungen auswirken.

Bei der Erstellung des Systemmodells kommt auch der präzisen Definition des Betrachtungsraumes und des zeitlichen Betrachtungshorizontes eine große Bedeutung zu. Neben der eigentlichen Altlast und der geplanten Sanierungsmaßnahme muß ein solches Modell auch zusätzlich zu erbringende Leistungen wie Transporte, organisatorischen und technischen Aufwand berücksichtigen, die sich aus den Rahmenbedingungen ergeben und für die Beurteilung der Zielerreichung und Wirksamkeit relevant sind. Die möglichen Handlungsalternativen, A_0 bis A_k , umfassen nun für die bestehende Art der Kontamination und die Rahmenbedingungen geeignete Maßnahmen.

Für jede dieser Handlungsalternativen werden zusätzlich zu den altlastspezifischen Daten zur Abschätzung der Wirksamkeit und der Kosten anhand von Modellrechnungen auch maßnahmenspezifische Kenndaten benötigt. In diesem Zusammenhang besteht für den Anbieter eines Verfahrens das Problem, über genügend Kenndaten eines Verfahrens unter den spezifizierten Bedingungen zu verfügen (Hamman & Schmidt-Endrullis (1992)). Die Tatsache, daß keine zwei Altlastenfälle identisch sind, bewirkt, daß Erfahrungsdatensätze aus ähnlichen Fällen in der Regel klein und Folgerungen daraus mit entsprechenden Unsicherheiten behaftet sind. Generell sind diese Unsicherheiten für *in situ* Verfahren größer als für *ex situ* Verfahren.

Aus den für Aufwand und Ertrag definierten Zielen werden - als Folgen der eingeleiteten Maßnahmen - die angestrebten Ereignisse E abgeleitet. Für die Darstellung sei hier der Einfachheit halber angenommen, daß als Kriterium für den Ertrag oder Nutzen der Maßnahmen die verbleibende Schadstoffkonzentration im Boden betrachtet wird, wobei ein existierender Grenzwert (Z) die Zielgröße darstelle. Für den Aufwand stellen in der Regel die Kosten das entscheidende Kriterium dar, wobei die Auswahl auf die günstigste Variante bei gleichzeitiger Einhaltung des Grenzwertes Z fällt.

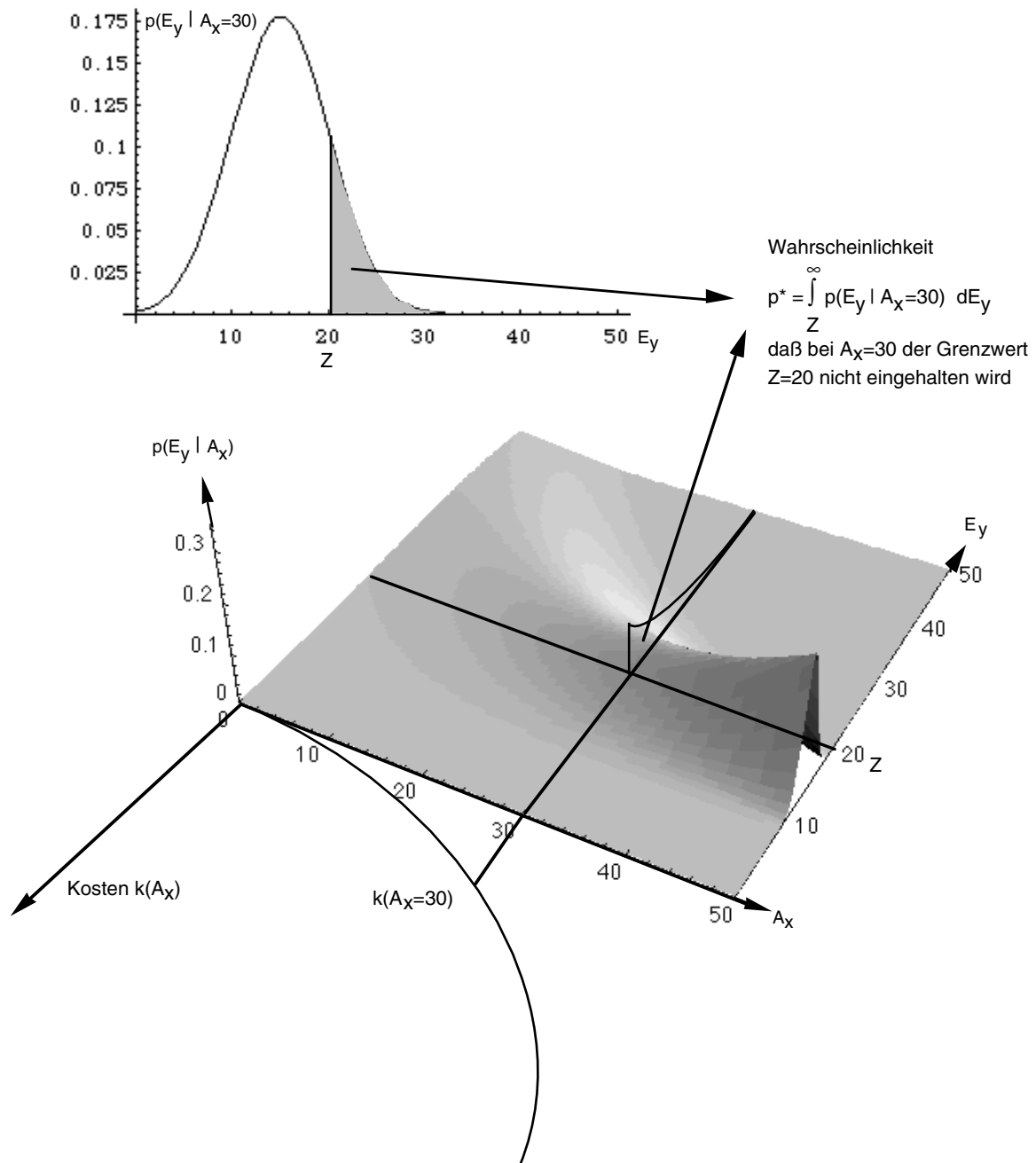


Abbildung 11: Grafische Abschätzung des Ertrags (als Wahrscheinlichkeit der Einhaltung des Grenzwertes) und der Kosten bei kontinuierlichen Handlungsalternativen.

Von Interesse sind also die folgenden Ereignisse:

Das entscheidende Kriterium für den Ertrag ist die Einhaltung des Grenzwertes (Ereignis E_1 , im Gegensatz zur Nichteinhaltung des Grenzwertes E_2). Die zugehörigen Eintretenswahrscheinlichkeiten für E_1 und E_2 sind p_1 und p_2 , wobei $p_2=1-p_1$ ist.

Analog zum klassischen Risikoparadigma, in dem das Ausmaß und die Wahrscheinlichkeit eines Schadens zur Risikobewertung herangezogen werden, werden zur Beurteilung der Effizienz die Kosten einer Maßnahme und die Wahrscheinlichkeit p^* betrachtet

$$p^* = \int_Z^{\infty} p(E_Y | A_X) dE_Y,$$

daß bei einer Handlungsalternative A_X der vorgegebene Grenzwert Z (nicht) erreicht wird (vgl. **Abbildung 11**).

Für die Effizienzbewertung gilt, daß bei gleichwahrscheinlicher Einhaltung des Grenzwertes der Entscheid auf die kostengünstigste Handlungsalternative fällt. Liegt (wie in **Abbildung 11** vorausgesetzt) eine kontinuierliche Handlungsintensität (z. B. die zunehmende Dauer einer Behandlung wie die Bodenluftabsaugung) mit quantifizierbaren Kosten vor, kann eine effiziente Alternative aus dem Verhältnis von Ertrag zu Aufwand ermittelt werden (vgl. **Abbildung 12**). Hier wird deutlich, daß in einigen Fällen auch ineffiziente Verfahren verwendet werden müssen, z. B. wenn die Gefährlichkeit des Schadstoffes erfordert, daß der vorgegebene Grenzwert mit einer sehr großen Sicherheit (Wahrscheinlichkeit $p^* < 0.001$) eingehalten werden muß.

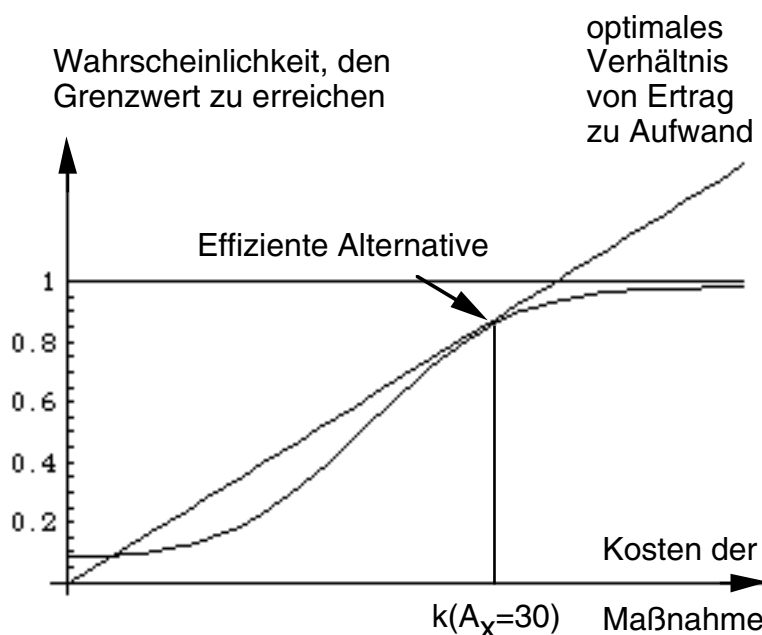


Abbildung 12: Verhältnis von Ertrag (Wahrscheinlichkeit $1-p^*$, den Grenzwert zu erreichen) zu Aufwand.

Dieses Beispiel stellt natürlich eine starke Vereinfachung und Idealisierung dar. In der Praxis wird das Entscheidungsproblem durch zwei grundlegende Probleme erschwert. Zum einen gibt es häufig verschieden teure Alternativen (etwa A_1 und A_2), die den Grenzwert Z mit unterschiedlichen Wahrscheinlichkeiten $p^*(Z|A_1)$ und $p^*(Z|A_2)$ erreichen, bzw. nicht erreichen. Zwei Alternativen, die etwa den gleichen Erwartungsnutzen besitzen, also in unserem

Beispiel denselben erwarteten Schaden $p^*(Z|A_1) \cdot k(A_1) = p^*(Z|A_2) \cdot k(A_2)$, können subjektiv sehr unterschiedlich wahrgenommen werden (vgl. z. B. Lee (1977), Einhorn & Hogarth (1987), Tversky & Kahnemann (1987), Spies (1993)), insbesondere beeinflusst durch die Ambiguität des Wissens. Die Ambiguität des Wissens kann man auffassen als eine Art Vertrauen oder Sicherheit, die ein Entscheider in sein Wissen über die Wahrscheinlichkeiten und die Kosten besitzt.

Zum zweiten werden Aufwand und Nutzen in der Regel durch mehrere Kriterien mit zugehörigen Zielen bestimmt. Stehen nun verschiedene Sanierungsmaßnahmen im Vergleich, so können vorderhand verschiedene Kostendimensionen vorliegen, für die jeweils ein Zielerfüllungsgrad bestimmt werden kann. Besteht ein Konsens über die Gewichtung der einzelnen Kriterien, kann dieses Bewertungsproblem gelöst werden, indem die verschiedenen Erfüllungsgrade der einzelnen Kriterien zu einem Index aggregiert werden werden (Jessberger & Neteler (1991)), der die Eignung oder die Wirksamkeit einer Maßnahmen-Variante charakterisiert. Im allgemeinen wird aber kein solcher allgemein konsentierter Index vorliegen und eine multidimensionale Nutzen- und Kriterienintegration als Bestandteil der Risikofunktion zu betrachten sein.

5 Schlußbemerkungen

Das Riskohandlungsmodell stellt einen allgemeinen begrifflichen Rahmen für die Risikoabschätzung und damit auch für die Bewertung der Risikoverminderung durch Sanierungsmaßnahmen dar.

Das Modell liefert (im Sinne einer Erfolgskontrolle) den Rahmen für eine integrative Bewertung der Aufwendungen und des Nutzens einer Maßnahme, sei es Informationsgewinn oder Gefahrenreduzierung. Die Risikobewertungsfunktion beinhaltet somit genuin Effizienzbetrachtungen, die zur Begründung eines verantwortungsvollen Handelns im Umweltbereich notwendig sind.

Die Unsicherheiten, welche die Daten in Umweltsystemen oder die (prognostischen) Aussagen über den Erfolg von Sanierungsmaßnahmen beinhalten, lassen sich grundsätzlich mit Wahrscheinlichkeiten bzw. Wahrscheinlichkeitsverteilungen angemessen beschreiben.

Bei den meisten Risikoabschätzungen fehlen wesentliche Daten, um genaue Abschätzungen vorzunehmen oder die benötigten Wahrscheinlichkeitsverteilungen zuverlässig zu bestimmen. Man muß somit häufig auf grobe Abschätzungen oder auf subjektive Wahrscheinlichkeitsverteilungen zurückgreifen. Es besteht somit häufig eine große Unsicherheit über das Umweltmodell. Das Allgemeine Riskohandlungsmodell besitzt eine wichtige "didaktische Funktion". Es macht den Grad des (Un-)Wissens transparent, der über ein Umweltsystem oder über eine Interventionsmaßnahme vorliegt. Damit werden Notwendigkeiten und Wege aufgezeigt, fehlende Daten zu erzeugen.

Grundsätzlich lassen sich Datenqualität und "Exaktheit" von Untersuchungsergebnissen im Bereich des Gefährdungs- und Risikomanagements nur hypothesen- und modellbezogen bestimmen. Dieser Forderung ist durch die zitierten ISO-Normen in angemessener Weise Achtung verschafft worden und stellt ein Grundprinzip des Allgemeine Risikohandlungsmodells dar.

Das Allgemeine Risikohandlungsmodell erlaubt es, die Datenqualität zu beurteilen, indem es die Kriterien expliziert, die in einer Risikoanalyse verwendet werden. Diese resultieren aus den Hypothesen zum Systemmodell, dem Vorwissen und den Zielen der Risikoabschätzung. Wir hoffen, mit dem Risikohandlungsmodell eine weit greifende, integrative Vision für eine rationale Bearbeitung von Altlasten vorgelegt zu haben.

Literatur

- Borcherding, K. (1977). Subjektive Bestimmung der Erträge von Aktien zur Entscheidungshilfe bei der Portfolio Selektion. Theoretischer Bezugsrahmen und eine experimentelle Überprüfung. Dissertation, Universität Mannheim.
- Brown, T. L., H. E. Le May (1988): Chemie: Ein Lehrbuch für alle Naturwissenschaftler (Elvers, B., Wriede, U., Trans.). Weinheim, VCH Verlagsgesellschaft mbH, 934 S.
- Christ, G. A., S. J. Harston, H. W. Hembeck (1992): GLP - Handbuch für Praktiker. Darmstadt, Git-Verlag, 282 S.
- Crepin, J., R. L. Johnson (1993): Soil sampling for environmental assessment. In: Carter, M. L. (Hrsg.): Soil sampling and methods of analysis. Boca Raton (Florida), Lewis. S. 5-18.
- Crößmann, G., A. Paetz (1994): Problems and results in the development of international standards for sampling and pretreatment of soils. In: Markert, B. (Hrsg.): Environmental sampling for trace analysis. Weinheim, VCH. S. 321-334.
- Einhorn, H. J., R. M. Hogarth (1987): Decision making under uncertainty. In: Hogarth, R. M., M. W. Reder (Hrsg.): Rational choice. Chicago, University of Chicago Press. S. 41-66.
- Elpelt, B., J. Hartung (1992): Grundkurs Statistik: Lehr- und Übungsbuch der angewandten Statistik. München, Wien, R. Oldenbourg Verlag, 374 S.
- Gilbert, J. C., J. C. Simpson (1992): Statistical methods for evaluating the attainment of cleanup standards. Vol. 3: Reference based standards for soils and solid media. Contract Nr. DE-AC 06-76 RLO 1830. EPA.
- Hamman, P., P. Schmidt-Endrullis (1992): Kostenwirksamkeitsbetrachtungen bei der Bewertung von Sanierungsmaßnahmen. In: Jessberger, H. L. (Hrsg.): Erkundung und Sanierung von Altlasten: 8. Bochumer Altlastenseminar. Rotterdam, A. A. Balkema. S. 101-115.
- Hampicke, U. (1994): Die Effizienz von Naturschutzmaßnahmen in ökonomischer Sicht. In: Blab, J., E. Schröder, W. Völkl (Hrsg.): Effizienzkontrollen im Naturschutz. Bonn, Kilda-Verlag. S. 269-290.
- International Organization for Standardization (1994): ISO 10381-1 Soil quality - Sampling - Part 1: Guidance on the design of sampling programmes.
- Jessberger, H. L., T. Neteler (1991): Bewertungsmethodik für Sanierungsverfahren. In: Jessberger, H. L. (Hrsg.): Erkundung und Sanierung von Altlasten: 7. Bochumer Altlasten-Seminar. Rotterdam, A. A. Balkema. S. 137-153.
- Köster, W., D. Merkel (1985): Schwermetalluntersuchungen landwirtschaftlich genutzter Böden und Pflanzen in Niedersachsen. Hannover, Landwirtschaftskammer.
- Kurz, R. (1994): Mögliche Ursachen für falsche Analyseergebnisse. In: Fabian, H. (Hrsg.): Workshop Altlastenanalytik. Fachtagung des Forums Zukunft, München, AWI.
- Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1993): Handbuch Bodenwäsche. Materialien zur Altlastenbearbeitung Nr. 11. Landesanstalt Baden-Württemberg.
- Lee, W. (1977): Psychologische Entscheidungstheorie. Weinheim, Beltz.

- Lühr, H.-P., B. Hefer, R. W. Scholz (1991): Das Donator-Akzeptor-Modell (DAM). In: IWS-Schriftenreihe Band 13, Ableitung von Sanierungswerten für kontaminierte Böden. 13, Berlin, Erich Schmidt Verlag. S. 17-53.
- Marin, C. M., M. A. Medina, J. B. Butcher (1989): Monte Carlo analysis and Bayesian decision theory for assessing the effects of waste sites on groundwater I: Theory. *J. Contam. Hydr.* 5, S. 1-13.
- May, T. W., R. W. Scholz, N. Nothbaum (1991): Die Anwendung des Donator-Akzeptor-Modells am Beispiel Cadmium für den Pfad Boden -> Weizen -> Mensch. In: IWS-Schriftenreihe Band 13, Ableitung von Sanierungswerten für kontaminierte Böden. 13, Berlin, Erich Schmidt Verlag. S. 99-182.
- Nothbaum, N., R. W. Scholz, T. W. May (1994): Probenplanung und Datenanalyse bei kontaminierten Böden. Berlin, E. Schmidt.
- Rasemann, W. (1995): Zum Begriff des Risikos bei der Probenahme und Datenanalyse zur Bewertung im Umweltbereich. (In diesem Band).
- Scholz, R. W., T. W. May, N. Nothbaum, B. Hefer, H.-P. Lühr (1992a): Induktiv-stochastische Risikoabschätzung mit dem Donator-Akzeptor-Modell am Beispiel der Gesundheitsbelastung durch cadmiumbelastete Weizenackerböden. In: van Eimeren, W., K. Überla, K. Ulm (Hrsg.): *Gesundheit und Umwelt*. Berlin, Springer-Verlag. S. 57-61.
- Scholz, R. W., N. Nothbaum, T. W. May (1992b): Starre und hypothesengeleitete Probenahmepläne: Grundlagen, Strategien und Fallbeispiele. In: Ries, L., H. Fiedler, G. Wagner, O. Hutzinger (Hrsg.): *Ecoinforma 1992*, 14. - 18.9.1992, Bayreuth, Band 4, Ecoinforma-Press. 229-240 S.
- Seltmann, U., S. Schulte-Hostedde, R. Hempfling, N. Simmleit (1994): CONLIMES ,94: Altlasten - Gefährdungsabschätzung: Datenanalyse + Gefahrenbewertung. Symposium vom 14.-16.12.1994. Tagungsankündigung. Neuherberg.
- Spies, M. (1993): *Unsicheres Wissen: Wahrscheinlichkeit, Fuzzy-Logik, neuronale Netze und menschliches Denken*. Heidelberg, Spektrum Akademischer Verlag, 389 S.
- Tversky, A., D. Kahnemann (1987): Rational choice and the framing of decisions. In: Hogarth, R. M., M. W. Reder (Hrsg.): *Rational choice*. Chicago, University of Chicago Press.
- van Ee, J. J., L. J. Blume, T. H. Starks (1990): A rational for the assessment of errors in the sampling of soils. Las Vegas (Nevada), Environmental Monitoring Systems Laboratory.
- Wichmann, H. E. (1995): Quantitative Expositionsabschätzung bei Altlasten. (In diesem Band).

Liste der Abbildungen

Abbildung 1: Allgemeines Risikohandlungsmodell.

Abbildung 2: Veranschaulichung der bedingten Verteilungsfunktion $p(E|A)$ für Ereignisse (E) bei gegebenen Handlungen A unter der Annahme, daß E und A kontinuierliche Variablen seien.

Abbildung 3: Veranschaulichung der Funktion für Grundkosten, $k_g(A)$, Zusatzkosten, $k_z(A)$, und Gesamtkosten, $k(A)$, bei gegebenen Handlungsalternativen A unter der Annahme, dass A eine kontinuierliche Variable sei.

Abbildung 4: Schadensfunktionen für Meßfehler.

Abbildung 5: Trefferwahrscheinlichkeit für TNT-Trichter in einer norddeutschen Stadt.

Abbildung 6: Optimierung der Probenahme bei einer Meßgenauigkeit von 0,2 ppm.

Abbildung 7: Anwendung des Risikohandlungsmodells zur Abschätzung zusätzlicher Messungen mit Hilfe eines Simulationsmodells (preposteriori Analyse).

Abbildung 8: Vereinfachtes Donator-Akzeptor-Modell (DAM).

Abbildung 9: Bestimmung von Bodenrichtwerten am Beispiel von Cadmium auf Weizenböden.

Abbildung 10: Anwendung des Risikohandlungsmodells am Beispiel der Effizienzprüfung von Sanierungsmaßnahmen.

Abbildung 11: Grafische Abschätzung des Ertrags (als Wahrscheinlichkeit der Einhaltung des Grenzwertes) und der Kosten bei kontinuierlichen Handlungsalternativen.

Abbildung 12: Verhältnis von Ertrag (Wahrscheinlichkeit $1-p^*$, den Grenzwert zu erreichen) zu Aufwand.

ETH-UNS Working Papers

■ UNS-Working Paper 1 (Out of Print)

Scholz, R.W. (1994). **Muss man den Formalismus beherrschen, um die Formalisten zu schlagen?** Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

(Published as: Scholz, R.W. (1998). Umweltforschung zwischen Formalwissenschaft und Verständnis: Muss man den Formalismus beherrschen, um die Formalisten zu schlagen? [Environmental research between formal science and comprehension: is command of the formalism necessary for beating the formalists?] In A. Daschkeit & W. Schröder (Eds.), *Umweltforschung quergedacht: Perspektiven integrativer Umweltforschung und -lehre* [Environmental research thought laterally: perspectives on integrating environmental research and teaching] (pp. 309–328). Berlin: Springer.)

■ UNS-Working Paper 2 (Out of Print)

UNS (1994). **Lehrstuhlbeschreibung Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften (UNS). Fallstudie, Forschung und Berufspraxis.** Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

■ UNS-Working Paper 3

Mieg, H.A. (1994). **Die Expertenrolle.** Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

■ UNS-Working Paper 4

Heitzer, A. & Scholz, R.W. (1994). **Monitoring and evaluating the efficacy of bioremediation - a conceptual framework.** Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

■ UNS-Working Paper 5 (Out of Print)

Scholz, R.W., Weber, O. & Michalik, G. (1995). **Ökologische Risiken im Firmenkreditgeschäft.** Zürich: ETH-Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

(Published as: Scholz, R.W., Weber, O., and Michalik, G. (1995). *Ökologische Risiken im Firmenkreditgeschäft.* [Ecological risks in loans to enterprises] In Overlack-Kosel, D., Scholz, R.W., Erichsen, S., Schmitz, K. W., and Urban, G. (Eds.), *Kreditrisiken aus Umweltrisiken* [Loan risks due to environmental risks] (pp. 1–49). Bonn: Economica.)

■ UNS-Working Paper 6 (Out of Print)

Scholz, R.W., Heitzer, A., May, T., Nothbaum, N., Stünzi, J. & Tietje, O. (1995). **Datenqualität und Risikoanalysen - Das Risikohandlungsmodell zur Altlastenbearbeitung.** Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

(Published as: Scholz, R.W., Heitzer, A., May, T. W., Nothbaum, N. Stünzi, J., and Tietje, O. (1996). *Datenqualität und Risikoanalysen: Das Risikohandlungsmodell zur Altlastenbearbeitung.* [Data quality and risk analyses. The Risk Action Model of soil remediation] In S. Schulte-Hostede, R. Freitag, A. Kettrup, and W. Fresenius (Eds.), *Altlasten-Bewertung: Datenanalyse und Gefahrenbewertung* [Evaluation of soil remediation cases: analysis of data and evaluation of risks] (pp. 1–29). Landsberg: Ecomed.)

■ UNS-Working Paper 7 (Out of Print)

Scholz, R.W., Mieg, A.H. & Weber, O. (1995). **Mastering the complexity of environmental problem solving by case study approach.** Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

(Published as: Scholz, R.W., Mieg, H.A., and Weber, O. (1997). *Mastering the complexity of environmental problem solving with the case study approach.* *Psychologische Beiträge*, [Contributions to Psychology] 39, 169–186.)

■ UNS-Working Paper 8 (Out of Print)

Tietje, O. & Scholz, R.W. (1995). **Wahrscheinlichkeitskonzepte und Umweltsysteme**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

(Published as: Tietje, O. and Scholz, R.W. (1996). Wahrscheinlichkeitskonzepte und Umweltsysteme. [Concepts of probability and environmental systems] In A. Gheorghe & H. Seiler (Eds.), Was ist Wahrscheinlichkeit? Die Bedeutung der Wahrscheinlichkeit beim Umgang mit technischen Risiken [What is probability? The meaning of probability in the case of technical risks] (pp. 31–49). Zürich: vdf.)

■ UNS-Working Paper 9 (Out of Print)

Scholz, R.W. (1995). **Grenzwert und Risiko: Probleme der Wahrnehmung und des Handelns**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

(Published as: Scholz, R.W. (1996). Grenzwerte und Risiko: Probleme der Wahrnehmung und des Handelns. [Standards and risks: Problems of cognition and of action] In A. Grohmann & G. Reinicke (Eds.), Transparenz und Akzeptanz von Grenzwerten am Beispiel des Trinkwassers [Transparency in the setting of standards and their acceptance in the case of drinking water] (pp. 5–19). Berlin: Erich Schmidt Verlag.)

■ UNS-Working Paper 10 (Out of Print)

Weber, O. (1995). **Vom kognitiven Ungetüm bis zur Unverständlichkeit: Zwei Beispiele für Schwierigkeiten im Umgang mit Grenzwerten**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

(Published as: Weber, O. (1996). Vom kognitiven Ungetüm bis zur Unverständlichkeit: zwei Beispiele für Schwierigkeiten im Umgang mit Grenzwerten. [From cognitive monsters to incomprehensibility: two examples of difficulties in managing standards] In Umweltbundesamt (Ed.), Transparenz und Akzeptanz von Grenzwerten am Beispiel des Trinkwassers. Berichtsband zur Tagung vom 10. und 11. Oktober 1995 (mit Ergänzungen), [Transparency in and acceptance of standards. The case of drinking water] (pp. 133–150). Berlin: Erich Schmidt Verlag.)

■ UNS-Working Paper 11

Oberle, B.M., Meyer, S. B. & Gessler, R.D. (1995). **Übungsfall 1994: Ökologie als Bestandteil von Unternehmensstrategien am Beispiel der Swissair**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

■ UNS-Working Paper 12 (Out of Print)

Mieg, H.A. (1996). **Managing the Interfaces between Science, Industry, and Society**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

(Published as: Mieg, H.A. (1996). Managing the interfaces between science, industry, and society. In: UNESCO (Ed.), World Congress of Engineering Educators and Industry Leaders (Vol. I, pp. 529–533). Paris: UNESCO.)

■ UNS-Working Paper 13 (Out of Print)

Scholz, R.W. (1996). **Effektivität, Effizienz und Verhältnismässigkeit als Kriterien der Altlastenbearbeitung**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

(Published as: Scholz, R.W. (1996). Effektivität, Effizienz und Verhältnismässigkeit als Kriterien der Altlastenbearbeitung. [Efficacy, efficiency and appropriateness as criteria for evaluating soil remediation cases] In: Baudirektion des Kantons Zürich in Zusammenarbeit mit ETH-UNS (Eds.). Grundsätze, Modelle und Praxis der Altlastenbearbeitung im Kanton Zürich: Referate zur Altlastentagung 1996 [Principles, models and the administrative practice of soil remediation in the Canton of Zurich] (pp. 1–22) Zürich: AGW Hauptabteilung Abfallwirtschaft und Betriebe.)

■ UNS-Working Paper 14 (Out of Print)

Tietje, O., Scholz, R.W., Heitzer, A. & Weber, O. (1996). **Mathematical evaluation criteria**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

(Published as: Tietje, O., Scholz, R.W., Heitzer, A., and Weber, O. (1998). Mathematical evaluation criteria. In H.-P. Blume, H. Eger, E. Fleischhauer, A. Hebel, C. Reij, & G. Steiner (Eds.), Towards sustainable land use (pp. 53–61). Reiskirchen: Catena.)

■ UNS-Working Paper 15

Steiner, R. (1997). **Evaluationsbericht: Bewertung der obligatorischen Berufspraxis im Studiengang Umweltwissenschaften durch Betriebe und Studierende**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

■ UNS-Working Paper 16 (Out of Print)

Jungbluth, N. (1997). **Life-cycle-assessment for stoves and ovens**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

(Published as: Jungbluth, N. (1997). Life-Cycle-Assessment for stoves and ovens. 5th SETAC-Europe LCAS Case Studies Symposium, (pp. 121–130), Brussels.)

■ UNS-Working Paper 17

Tietje, O., Scholz, R.W., Schaerli, M.A., Heitzer, A. & Hesse, S. (1997). **Mathematische Bewertung von Risiken durch Schwermetalle im Boden: Zusammenfassung des gleichnamigen Posters auf der Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft in Konstanz**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

■ UNS-Working Paper 18

Jungbluth, N. (1998). **Ökologische Beurteilung des Bedürfnisfeldes Ernährung: Arbeitsgruppen, Methoden, Stand der Forschung, Folgerungen**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

■ UNS-Working Paper 19 (Out of Print)

Weber, O., Scholz, R.W., Bühlmann, R. & Grasmück, D. (1999). **Risk Perception of Heavy Metal Soil Contamination and Attitudes to Decontamination Strategies**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

(Published as: Weber, O., Scholz, R.W., Bühlmann, R., & Grasmück, D. (2001). Risk Perception of Heavy Metal Soil Contamination and Attitudes to Decontamination Strategies. *Risk Analysis*, Vol. 21, Issue 5, pp. 967–967.)

■ UNS-Working Paper 20

Mieg, H.A. (1999). **Expert Roles and Collective Reasoning in ETH-UNS Case Studies**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

■ UNS-Working Paper 21

Scholz, R.W. (1999). **«Mutual Learning» und Probabilistischer Funktionalismus - Was Hochschule und Gesellschaft von einander und von Egon Brunswik lernen können**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

■ UNS-Working Paper 22 (Out of Print)

Semadeni M. (1999). **Moving from Risk to Action: A conceptual risk handling model**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

(Published as: Semadeni, M. (2000). Moving from risk to action: A conceptual risk handling model. In R. Häberli, R. Scholz, A. Bill, & M. Welti (Eds.), Proceedings of the International Transdisciplinarity 2000 Conference: Transdisciplinarity – Joint Problem-Solving among Science, Technology and Society. ETH Zurich. Workbook I: Dialogue Sessions and Idea Market (pp. 239–234). Zürich: Haffmanns Sachbuch Verlag.)

■ UNS-Working Paper 23 (Out of Print)

Göldenzoph, W., Scholz, R.W. (2000). **Umgang mit Altlasten während dem Transformationsprozess im Areal Zentrum Zürich Nord (ZZN)**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften

(Published as: Göldenzoph, W., Baracchi, C., Fagetti, R., & Scholz, R.W. (2000). Chancen und Dilemmata des Industriebrachenrecyclings: Fallbetrachtung Zentrum Zürich Nord [Opportunities and dilemmas in the recycling of industrial "brownfields": Case study city center Zurich North]. DISP 143 [Docu-

ments and Information on Local, Regional, and Country Planning in Switzerland], 36, 10–17.)

■ UNS-Working Paper 24

Semadeni M. (2000). **Soil and Sustainable Land-Use**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften

■ UNS-Working Paper 25

Sell J., Weber, O., Scholz, R.W. (2001). **Liegenschaftsschätzungen und Bodenbelastungen**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften

■ UNS-Working Paper 26 (Out of Print)

Hansmann, R., Hesse, S., Tietje, O., Scholz, R.W. (2001). **Internet-unterstützte Umweltbildung: Eine experimentelle Studie zur Anwendung des Online-Simulationsspiels SimUlme im Schulunterricht**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

(Published as: Hansmann, R., Hesse, S., Tietje, O., Scholz, R.W. (2002). Internet-unterstützte Umweltbildung: Eine experimentelle Studie zur Anwendung des Online-Simulationsspiels SimUlme im Schulunterricht. Schweizerische Zeitschrift für Bildungswissenschaften, Nr. 1/2002.)

■ UNS-Working Paper 27

Scholz, R.W., and Weber, O. (2001). **Judgments on Health Hazards to Soil Contamination by Exposed and Not-exposed Residents**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

■ UNS-Working Paper 28

Scholz, R.W., Steiner, R. and Hansmann, R. (2001). **Practical Training as Part of Higher Environmental Education**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

■ UNS-Working Paper 29

Hansmann, R., Scholz, R.W., Crott, H.W., and Mieg, H.A. (2001). **Education in Environmental Planning: Effects of Group Discussions, Expert Information, and Case Study Participation on Judgment Accuracy**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

■ UNS-Working Paper 30

Laws, D., Scholz, R.W., Shiroyama, H., Susskind, L., Suzuki, T., and Weber, O. (2002). **Expert Views on Sustainability and Technology Implementation**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

■ UNS-Working Paper 31

Flüeler, T. (2002). **Robust Radioactive Waste Management: Decision Making in Complex Socio-technical Systems. Part 1 = Options in Radioactive Waste Management Revisited: A Proposed Framework for Robust Decision Making; Part 2 = Robustness in Radioactive Waste Management. A Contribution to Decision Making in Complex Socio-technical Systems**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

(Part 1 published as: Flüeler, T. (2001a): Options in Radioactive Waste Management Revisited: A Framework for Robust Decision Making. *Journal of Risk Analysis*. Vol. 21. No. 4. Aug. 2001:787-799.

Part 2 published as: Flüeler, T. (2001b): Robustness in Radioactive Waste Management. A Contribution to Decision-Making in Complex Socio-technical Systems. In: E. Zio, M. Demichela & N. Piccinini (eds.): Safety & Reliability. Towards a Safer World. Proceedings of the European Conference on Safety and Reliability. ESREL 2001. Torino (I), 16–20 Sep. Vol. 1. Politecnico di Torino, Torino, Italy:317-325.)

■ UNS-Working Paper 32

Hansmann, R., Mieg, H.A., Crott, H.W., and Scholz, R.W. (2002). **Models in Environmental Planning: Selection of Impact Variables and Estimation of Impacts**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.