ETH zürich

ETH Library

Wahrscheinlichkeitskonzepte und Umweltsysteme

Working Paper

Author(s):
Tietje, Olaf; Scholz, Roland W.

Publication date:
1995

Permanent link:
https://doi.org/https://doi.org/10.3929/ethz-a-002039548

Rights / license:
In Copyright - Non-Commercial Use Permitted

Originally published in:
Arbeitspapier / UNS 8

This page was generated automatically upon download from the ETH Zurich Research Collection.
For more information, please consult the Terms of use.

UNS

Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften
Chair of Environmental Sciences, Natural and Social Science Interface
Chaire pour les sciences naturelles et sociales de l'environnement

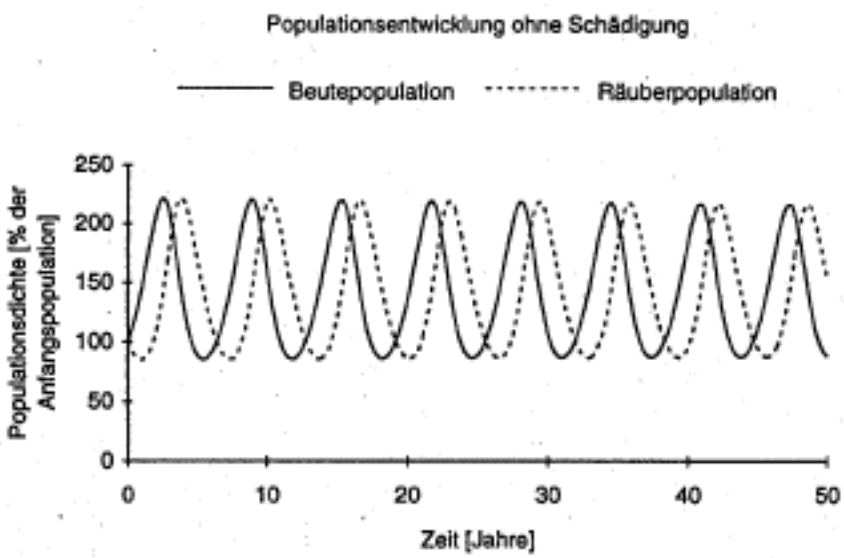
Working Paper
Arbeitspapier

No. 8

Wahrscheinlichkeitskonzepte und Umweltsysteme

Olaf Tietje und Roland W. Scholz

Juli 1995



ETH Eidgenössische Technische Hochschule Zürich

Ecole polytechnique fédérale de Zurich
Politecnico federale di Zurigo
Swiss Federal Institute of Technology Zurich

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 Unsicherheit in den Daten 3

3 Unsicherheiten im Modell 6

3.1 Unsicherheit der Modellstruktur und -funktionen 7

3.2 Wahrscheinlichkeit beschreibt Unsicherheit in den Daten 8

3.3 Stochastische Modelle 11

4 Wahrscheinlichkeitskonzepte in sozialen Systemen 12

4.1 Erkenntnistheoretische Grundlagen 12

4.2 Risikowahrnehmung und Wahrscheinlichkeitseinschätzung 14

4.3 Risikokommunikation 15

5 Zusammenfassung 16

Literatur 17

Der Text wurde publiziert in:

Gheorghe, A. und H. Seiler (Hrsg, 1995): Was, ist Wahrscheinlichkeit? Die Bedeutung der Wahrscheinlichkeit beim Umgang mit technischen Risiken. Zürich, vdf-Verlag.

1 Einleitung

Die Entwicklung von Umweltsystemen lässt sich nicht exakt vorhersagen. Begreifen wir diese Entwicklung (abhängige Variable) als von unserem Verhalten (unabhängige Variable) und zusätzlich von zufälligen Effekten beeinflusst, so ist unser Verhalten gegenüber unserer Umwelt ein 'Versuch, dessen Ausgang nicht im voraus bekannt ist' (Künsch (1995)) und daher klassisches Objekt der Wahrscheinlichkeitsrechnung.

In der Praxis wird gefordert, dass die Erklärungen, die wir für Umweltphänomene finden, und Prognosen für Umweltsysteme mit hoher Wahrscheinlichkeit zutreffen. In manchen Fällen befürchten wir unerwünschte Ereignisse und hoffen, dass diese mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden. Das Ausmaß und die Wahrscheinlichkeit bestimmter Ereignisse definieren einen speziellen Typ von Umweltrisiken[1], dem wir uns im folgenden widmen wollen. An ihm möchten wir zeigen, wie bei der Analyse von Umweltsystemen und bei der Entwicklung von Modellen zu ihrer Beschreibung Unsicherheiten und Ungenauigkeiten entstehen und wie das Wahrscheinlichkeitskonzept dabei eingesetzt werden kann (bzw. wird).

Wallsten und Whitfield (1990) unterscheiden zwischen Unsicherheiten in den Daten und Unsicherheiten im Wissen. In modifizierter Form trennen wir konzeptionell

i) Unsicherheiten in den Daten, verursacht durch Ungenauigkeiten bei der Datenerhebung und/oder durch natürliche Variabilität, von
ii) Unsicherheiten im Modell, verursacht durch Unsicherheit im Wissen, durch Abstraktion oder Idealisierung und somit Unsicherheit der Modellstruktur und -funktionen, oder durch die Zufälligkeit des modellierten Prozesses selbst.

Mit Daten bezeichnen wir hier eine statische, durch Messung zugängliche Beschreibung von Umweltzuständen. Wir sind uns dabei im klaren darüber, dass den Daten selbst ein Datenmodell zugrunde liegt, und dass sie erst unter gewissen Annahmen und Voraussetzungen entstehen.

Im abschließenden Kapitel wird diskutiert, wie soziale Systeme mit der Unsicherheit bei der Beurteilung der (natürlichen) Umwelt umgehen. Wir unterscheiden drei Bereiche:

- erkenntnistheoretische Grundlagen für formale Modelle von Unsicherheit: Weiche Bedeutungen und Interpretationen unterliegen dem Wahrscheinlichkeitsbegriff, wie werden Aussagen verknüpft und worauf kann man sie anwenden?
- psychologische Beschreibung der Risikowahrnehmung: Wie werden Umweltrisiken wahrgenommen oder eingeschätzt?
- soziologische Dimension von Umweltrisiken: Wie werden Wahrscheinlichkeiten kommuniziert und weiche Bedeutung hat der Wahrscheinlichkeitsbegriff in der Gesellschaft?

Dabei geht es um die Frage, wie und ob die Sichtweise eines sozialen Systems auf den Gegenstand (in diesem Fall also einen Teil der Umwelt) mit einem speziellen Wahrscheinlichkeitskonzept die Problemanalyse und Lösung beeinflusst.

---

[1] Auf eine weitere Definition des Begriffes Umweltrisiko wird hier nicht eingegangen. Alternative und erweiterte Definitionen finden sich in Jungermann und Slovic (1993), Scholz et al. (1995), Vleck und Stallen (1981).

2 Unsicherheit in den Daten

Ausgehend von einer zufälligen Messungenauigkeit entwickelte C. F. Gauss die Methode der quadratischen Abweichungen (vgl. dazu z.B. Richter und Mammitzsch (1973), Stigler (1986)), um die mittlere Abweichung vom wahren Wert einer Messgrösse zu berechnen. Die Gauss'sche Normalverteilung und der ihr unterliegende zentrale Grenzwertsatz bilden heute die Basis für statistische Untersuchungen von Messfehlern. Gauss verwendete einen frequentistischen Ansatz: die Messungen seien unabhängig voneinander beliebig oft wiederholbar und der arithmetische Mittelwert dieser Stichprobe diente als Schätzer für den wahren Wert. Die mittlere quadratische Abweichung s (Standardabweichung) des Schätzers (in diesem Fall also des Mittelwertes) vom wahren Wert steigt mit der Messungenauigkeit so und wird mit der Wurzel aus der Anzahl n der Messungen kleiner:

$$s = \frac{s_O}{\sqrt{n}} \qquad \text{Gl. [1]}$$

Die (Un-) Genauigkeit oder Unsicherheit einer Messgrösse hängt jedoch auch von anderen Faktoren als vom zufälligen Fehler ab, den man über die Anzahl der Messungen mit Bestimmten Verfahren abschätzen und 'korrigieren' kann. Die von Gauss betrachteten Messgrössen (z.B. die Winkel bei seinen Triangulationen) waren Zustandsvariablen oder Parameter von mechanistischen Modellen. Hierbei war der Stichprobenfehler lediglich dadurch verursacht, dass man nicht unendlich oft messen konnte. Gegenüber methodischen bzw. systematischen Fehlern bei den Messungen (z.B. durch falsche Eichung des Theodoliten) ist die Gauss'sche Fehlerausgleichsmethode machtlos.

Im allgemeinen (und in den Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften im besonderen) ist die Messungenauigkeit nicht die einzige Unsicherheit in den Daten, hinzu kommen natürliche Variabilität (natural stochasticity) und methodische Fehler, zu denen auch allgemeine Stichprobenfehler gehören. Daraus -resultieren Anforderungen an Probenahmepläne, etwa nach Repräsentativität, Validität, Reliabilität, Indikativität, Suffizienz und Ökonomie (Nothbaum et al. (1994)), die nicht immer mit Wahrscheinlichkeiten beschrieben werden. Auch im Idealfall von 'exakt' durchgeführten Messungen bleiben die Messgrössen mit Unsicherheiten behaftet, die u. a. von Zufallsphänomenen auf einer niedrigeren Skala verursacht werden.

Weil Messungen von umweltnaturwissenschaftlichen Zustandsvariablen i. a. teuer sind und nur auf einer niedrigen Skala - also mit hoher räumlicher Auflösung, z.B. mit einem Messvolumen von einigen Kubikzentimetern - durchgeführt werden können, kann die für die geforderte Genauigkeit auf einer hohen Skala (z.B. für den Mittelwert eines mehrere Quadratkilometer grossen Gebiets) notwendige, Grösse eines Messvolumens oder die notwendige Anzahl von Messungen oft nicht erreicht werden.

Die unterschiedliche Skala der durch das Modell festgelegten Messgrösse einerseits und des möglichen Messvolumens andererseits bewirkt eine in den Umweltnaturwissenschaften häufig auftretende Unsicherheit.

In einigen Fällen gleichen sich die zufälligen Variationen auf einer höheren Skala aus. Zum Beispiel nehmen wir an, dass die Partikel – vom Tonpartikel bis zum Sandkorn – in einer Bodenprobe (250 cm^3) räumlich zufällig verteilt sind. Auch wenn die Häufigkeit von Partikeln bestimmter Grösse (die sogenannte Korngrössenverteilung) als charakteristisch für diese Probe

angesehen wird, die räumliche Verteilung der Partikel und damit auch der Zwischenräume ist zufällig.

Für Bodenproben charakteristisch ist das, einer repräsentativen Stichprobe entsprechende repräsentative Elementarvolumen (REV). Im wassergesättigten Boden ist die Grösse 'Wassergehalt an einem räumlich definierten geometrischen Ort' entweder gleich 1 oder gleich 0, je nachdem, ob dieser geometrische Ort innerhalb eines Partikels oder in einem Zwischenraum zwischen Partikeln liegt. Erst wenn man einen Mittelwert in einem repräsentativen Elementarvolumen um diesen Punkt herum bildet, ist es sinnvoll, von 'Wassergehalt' zu sprechen. Dieser Mittelwert ergibt sich als das Volumen Wasser je Volumen der Bodenprobe. Die Zustandsgrösse, die sich aus dem räumlichen Mittel einer räumlich zufälligen Verteilung ergibt, nennen wir makroskopisch, im Gegensatz zu der mikroskopischen Zustandsvariable 'Wassergehalt an einem räumlich definierten geometrischen Ort'. Abbildung 1 zeigt den Wassergehalt in Abhängigkeit von der Größe des. Elementarvolumens (Probennahmevolumen) an 5 verschiedenen Punkten.

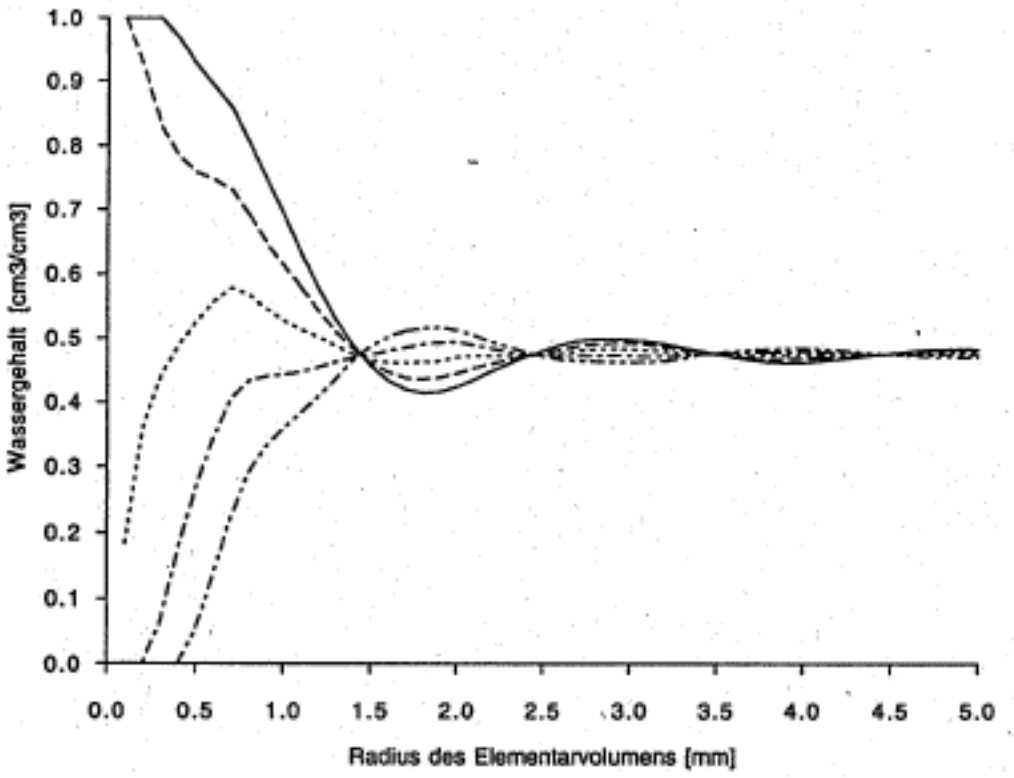


Abbildung 1: Wassergehalt an 5 verschiedenen Punkten, abhängig vom Radius des Elementarvolumens (Probennahmevolumen).

Mathematisch erfolgt diese Mittelbildung mit Hilfe der Masstheorie (vgl. z.B. Cushman (1983)). Die Wassergehalte der verschieden großen Messvolumina werden als stochastische Prozesse modelliert. Anschaulich könnte der räumliche Mittelwert als geometrische Wahrscheinlichkeit bezeichnet werden.

Auf einer höheren räumlichen Skala variieren auch makroskopische Variablen zum Teil zufällig. Das wahrscheinlichkeitstheoretische Konzept zur Erfassung dieser natürlichen räumlichen Variabilität besteht in der Beschreibung als räumlicher stochastischer Prozess (Tietje (1993), Bauer

(1991), Fisz (1976), Lumley und Panofsky (1964)) oder als Zufallsfunktion (random function, Matheron (1971), Cressie (1993), Dagan (1989), Journel und Huijbregts (1991)). Die makroskopische Variable ist für jeden Punkt eine Zufallsvariable mit vorgegebenem Mittelwert und Standardabweichung. Auch wenn Mittelwert und Standardabweichung für alle Punkte gleich sind, kann an jedem Punkt ein anderer Messwert vorliegen. Weil aber naturgemäß an einem Punkt nur maximal ein Messwert vorliegen kann, muss man zur Berechnung des Mittelwertes Messungen an verschiedenen Punkten heranziehen. Dabei setzt man voraus, dass der stochastische Prozess stationär ist (also Mittelwert und Standardabweichung an verschiedenen Punkten identisch sind). Außerdem setzt man die (nicht überprüfbare) ergodische Hypothese voraus, die besagt, dass der Mittelwert der Zufallsvariablen an jedem Punkt gleich dem räumlichen Mittelwert in einem genügend großen Gebiet ist.

Anschaulich gesprochen besagt die ergodische Hypothese, dass die geometrische Wahrscheinlichkeit in einem genügend großen Raum (Radius des Elementarvolumens geht gegen unendlich) gleich der frequentistischen Wahrscheinlichkeit bei einer genügend großen Zahl (n geht gegen unendlich) von Messungen an derselben Stelle ist (siehe Kasten).

Zusammenfassung:

Die Unsicherheit in den Daten wird durch Messungenauigkeit, durch natürliche Variabilität, durch Stichprobenfehler und durch methodische Fehler erzeugt. Die natürliche Variabilität hängt ab von der räumlichen (und zeitlichen) Skala, auf der gemessen wird. Sie wird – gleichzeitig – mit verschiedenen Wahrscheinlichkeitsbegriffen (frequentistisch – geometrisch) beschrieben.

Beschreibung räumlicher Variabilität mit stochastischen Prozessen

Stochastische Prozesse werden als Menge $\{Z(x) \mid x \in G\}$ von Zufallsvariablen Z über einer Indexmenge G betrachtet, deren Erwartungswert sich aus dem Erwartungswert von Z an der Stelle x ergibt. Dieser Erwartungswert ist vom Konzept her ein frequentistischen Er ergibt sich als Mittel aus vielen Realisierungen dieser Zufallsvariablen $Z(x)$ und wird der Erwartungswert der *Ensemble-Verteilung* genannt (nach dem Ensemble von vorliegenden Realisierungen).

Gleichzeitig liegt aber i. a. nur eine Realisierung dieses stochastischen Prozesses vor, wenn etwa physikalische Bodeneigenschaften beschrieben werden, denn es gibt ja nur eine Erde an dieser Stelle. Der Erwartungswert von $Z(x)$ wird dann als räumliches Mittel berechnet. Man setzt voraus, dass für alle $x \in G$ der Erwartungswert $E[Z(x)]$ = konstant ist (Stationarität) und gleich dem *räumlichen Erwartungswert* (= Mittelwert in G) ist. Die Voraussetzung der Gleichheit des Ensemble-Mittelwertes und des räumlichen Mittelwertes wird als *ergodische Hypothese* bezeichnet.

Die statistischen Kenngrößen werden also abgeleitet aus der frequentistischen Annahme des räumlichen Mittels (man misst einfach so häufig wie notwendig in G, allerdings an verschiedenen Stellen), und werden dann mit Hilfe der ergodischen Hypothese auf eine logische Wahrscheinlichkeit einer Verteilung transformiert, von der wir bestenfalls nur einen einzigen Wert (nämlich den Wert der vorliegenden Realisierung) kennen.

3 Unsicherheiten im Modell

Ein soziales oder personales System repräsentiert Ausschnitte seiner Umwelt durch ein Modell., Bevor (im Kapitel 4) soziale und kognitive Determinanten dafür dargelegt werden, soll hier ein mathematisches Modell als mögliches Ergebnis dieses Erkenntnisprozesses vorgestellt und exemplarisch im Hinblick auf seine Unsicherheiten diskutiert werden.

Nehmen wir als Beispiel ein einfaches Räuber-Beute-Modell (verändert, nach Richter (1985)):

$$\frac{dy_1}{dt} = y_1 \cdot \left(a_1 - b_1 \cdot y_2 - \mu_1\right)$$

Gl. [2]

$$\frac{dy_2}{dt} = y_2 \cdot \left(-a_2 + b_2 \cdot y_1 - \mu_2\right)$$

wobei die Symbole folgendes bedeuten:

y_1 Beute-Population,
y_2 Räuber-Population,
a_1 Wachstumsrate der Beute,
a_2 Sterberate der Räuber,
b_1 Rate, mit der die Beute durch die Räuber dezimiert wird,
b_2 Rate,. mit der sich die Räuber durch Verzehr der Beute vermehren,
μ_1 Rate, mit der die Beute durch Umwelteinflüsse dezimiert wird,
μ_2 Rate, mit der die Räuber durch Umwelteinflüsse dezimiert werden.

Vorausgesetzt wird hier, dass die Beutepopulation ohne Dezimierung durch die Räuber (b_1=0) und ohne schädigende, Umwelteinflüsse (μ_1 =0) unbeschränkt anwachsen könnte (exponentielles Wachstum). Die Verringerung der Beutepopulation erfolgt einerseits proportional zur Anzahl vorhandener Räuber ($-b_1 y_2$), andererseits werden die Beutetiere durch Umwelteinflüsse mit einer konstanten Rate dezimiert ($-\mu_1$). Für die Räuber wird vorausgesetzt, dass sie sich ausschliesslich von der betrachteten Beute ernähren, und sich somit proportional zur Anzahl vorhandener Beutetiere vermehren ($+b_2 y_1$), ohne die (y_1=0) sie mit der konstanten Rate (a_2) aussterben würden. Ohne Beschränkung der Allgemeinheit wird angenommen y_1(t=O)=1, y_2(t=O)=1, a_1=l, a_2=1, b_1=b_2=0.7. Setzt man voraus, dass schädliche Umwelteinflüsse nicht vorhanden sind, so ist μ_1 =μ_2 =0.

In diesem sehr vereinfachten Ansatz werden also nur solche Umwelteinflüsse berücksichtigt, die die Wachstumsrate der Beute verringern bzw. die Sterberate der Räuber erhöhen. Abbildung 2 zeigt die (hypothetische) Populationsentwicklung ohne schädliche Umwelteinflüsse (μ_1 =μ_2 =0)

Die Ursachen für die Unsicherheit von Modellergebnissen liegen im Modell selbst (Kapitel 3.1), oder sie liegen, in den verwendeten Daten und werden bei der Modellanwendung auf die Ergebnisse projiziert (Kapitel 3.2), oder der mit dem Modell beschriebene Prozess selbst ist zufällig (Kapitel 3.3).

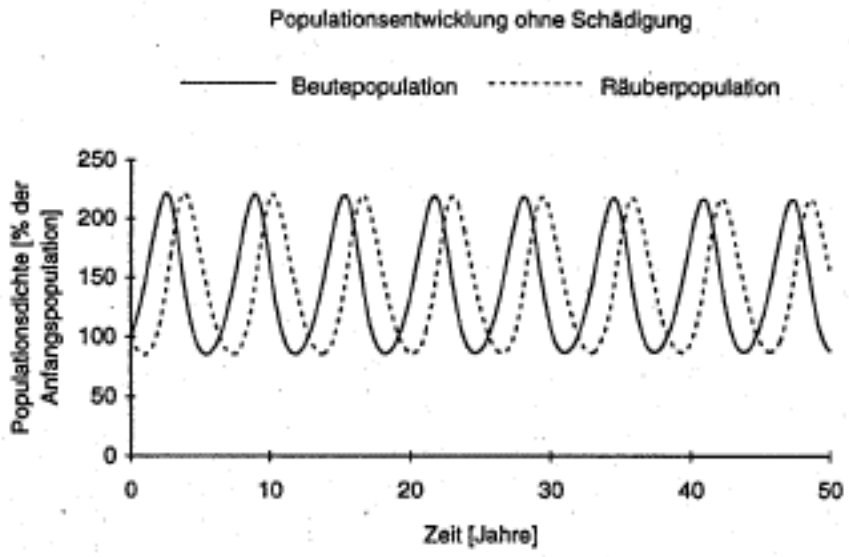


Abbildung 2: Populationsentwicklung des einfachen Räuber-Beute-Modells ohne schädigende Umwelteinflüsse.

3.1 Unsicherheit der Modellstruktur und -funktionen

Das vorliegende populationsdynamische Modell beschreibt ein offenes System, das Energie und Stoffe mit seiner Umwelt austauscht. Diese Austauschprozesse zwischen System und Umwelt resultieren in einer Abhängigkeit der Wachstums-, Sterbe- und Transferraten von den Umweltbedingungen. Das System besteht z.B. aus zwei Fischpopulationen, zu deren Umwelt ein aquatisches Ökosystem gehört, das durch ein soziales System beeinflusst (d. h. in diesem Fall: mit Schadstoffen belastet) ist.

Die Validierung dieses Modells muss sich an seinen Merkmalen orientieren. Folgt man Stachowiak (1973), so besitzt ein Modell ein Abbildungsmerkmal (ist das Modell ein Abbild des Gegenstandes?), ein Verkürzungsmerkmal (von welchen Eigenschaften des Originals sieht das Modell ab, welche fügt es hinzu?) und ein pragmatisches Merkmal (wer wendet das Modell mit Welchem Ziel an?). Die Unsicherheiten in der Modellstruktur und in den Modellfunktionen betreffen alle diese Merkmale.

Die Unsicherheiten in der Modellstruktur resultieren aus der Frage, ob das Umweltsystem durch das Gleichungssystem mit zwei Kompartimenten adäquat abgebildet wird. Die Voraussetzung, dass die Beute nur von einem Räuber (nämlich y_2) gefressen wird, ist in vielen Fällen unsicher. Dasselbe gilt für die Voraussetzung, dass sich die Räuber nur von einer Beute (nämlich y_1) ernähren.

Die Unsicherheiten der Modellfunktionen entstehen, wenn die abgebildeten Prozesse nicht. exakt beschrieben, sondern idealisiert werden. Wenn also zum Beispiel das Wachstum der Beutepopulation nicht linear ist, sondern einem anderen – z.B. einem logistischen – Wachstum entspricht. Oder wenn die aus der Umwelt aufgenommenen Schadstoffe eine andere als eine lineare Verringerung der Räuber- ($-\mu_2$) bzw. Beutepopulation ($-\mu_1$) bewirken.

Man kann versuchen, die strukturelle Unsicherheit des Modells zu verringern, indem in y1 mehrere Beutepopulationen bzw. in y2 mehrere Räuberpopulationen zusammengefasst werden. Dadurch erhöht sich aber die funktionale Unsicherheit, weil die Eigenschaften der aggregierten Größen sich i. a. nicht einfach (z.B. additiv) aus den Verhaltensweisen der einzelnen Spezies ableiten lassen.

Die Lösung des inversen Problems – d. h. die Berechnung der Modellparameter (a_i, b_i und μ_i) aus gemessenen Daten für die beiden Populationen – erzeugt ebenfalls Unsicherheit. Die Genauigkeit der identifizierten Parameter hängt ab von der Zahl der vorliegenden Daten, der Genauigkeit der vorliegenden Daten und der Unsicherheit der Modellstruktur und -funktionen (für eine ausführliche Darstellung vgl. z.B. Richter und Söndgerath (1990)). Wenn beispielsweise die Beute zusätzlich von weiteren Räubern geerntet wird, haben die aus vorliegenden Daten berechneten Modellparameter des o. a. Modells keinerlei Bedeutung. Sie können auch nicht als 'halb wahr' angesehen werden, wenn das Modell subjektiv in 50 Prozent der Fälle als anwendbar eingestuft wird.

Die strukturellen und funktionalen Unsicherheiten eines Modells lassen sich schwer mit Wahrscheinlichkeiten beschreiben. Eine generelle subjektive Wahrscheinlichkeitseinschätzung (im Sinne von- "das Lotka-Volterra-Modell trifft in vielen Fällen nicht zu") hilft möglicherweise bei der Suche nach einem adäquaten Modell. Im allgemeinen ist es jedoch aus naturwissenschaftlicher Sicht sinnlos, einer unsicheren Modellstruktur eine subjektive Wahrscheinlichkeit zuzuordnen, um diese im Modell selbst zu verwenden. Anders als eine logische Validierung (z.B. durch eine Konsistenzprüfung der Voraussetzungen und Hypothesen, oder durch logische Deduktion der Modellelemente) setzt eine datenorientierte Validierung des Modells immer eine Kalibrierung voraus und erfordert daher eine entsprechend kleine Unsicherheit in den Daten. Ein anderes Konzept zur Einschätzung der Unsicherheiten eines Modells besteht in der Beurteilung der Glaubwürdigkeit. Glaubwürdigkeit kann zum Beispiel durch Veröffentlichung in 'peer-reviewed journals' oder durch Darstellung praktischer Anwendungen erzeugt werden (vgl. Suter (1993)).

3.2 Wahrscheinlichkeit beschreibt Unsicherheit in den Daten

Ohne Schädigung ($\mu_1 = \mu_2 = 0$) geht das dargestellte System in einen Grenzzyklus über (vgl. z.B. Richter (1985), s. a. Abbildung 2). Dieser Grenzzyklus wird im wesentlichen charakterisiert durch die auftretenden Minima und Maxima der Beute- und Räuber- Populationen. Gleichzeitig bietet das Minimum der beiden Populationen das Kriterium für das Aussterben der jeweiligen Art (Minimum=O).

Um uns auf die Anwendung des Wahrscheinlichkeitskonzeptes konzentrieren zu können, machen wir zwei weitere Annahmen

Annahme 1: Die Schädigung der Beute-Population ist (linear) abhängig von einer Schadstoffkonzentration in dem Gebiet, wo die Population sich aufhält (Wirkung des Schadstoffes) und erfolgt mit konstanter Rate (s. Gl. [2], μ_1).

Annahme 2: Aus der vorausgesetzten Wahrscheinlichkeitsverteilung der Schadstoffkonzentration (Exposition) ergibt sich eine Wahrscheinlichkeitsverteilung (probability distribution function) für die in Gl. [2] eingeführte Schadrate μ_1, die in Abbildung 3 dargestellt ist.

Für jede Schadrate μ1 lassen sich die langfristigen Minima und Maxima der beiden Populationen mit Hilfe des Modells numerisch, berechnen. Mit der Latin-Hypercube-Methode (McKay et al. (1979), zit. nach Smith und Diekkrüger (1992)) Wurden die Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Minima und Maxima der beiden Populationen aus der Verteilung der Schadrate μ_1 berechnet (vgl. Abbildung 3).

In Abbildung 4 ist der Verlauf der Populationen für verschieden starke Schädigungen der Beutepopulation angegeben.. So erhält man folgende Ergebnisse:

i) Die Beute stirbt mit einer Wahrscheinlichkeit von 0.14 aus. Daher sterben auch die Räuber mit derselben Wahrscheinlichkeit von 0.14 aus.

ii) Das Minimum der Beute-Population ist entweder grösser als 0.3 (=30% der Anfangspopulation, mit Wahrscheinlichkeit 0.86) oder die Beute stirbt aus.

iii) Das Minimum der Räuber-Population liegt mit sehr grosser Wahrscheinlichkeit (0.97) unter 50% der hier angenommenen Anfangspopulation.

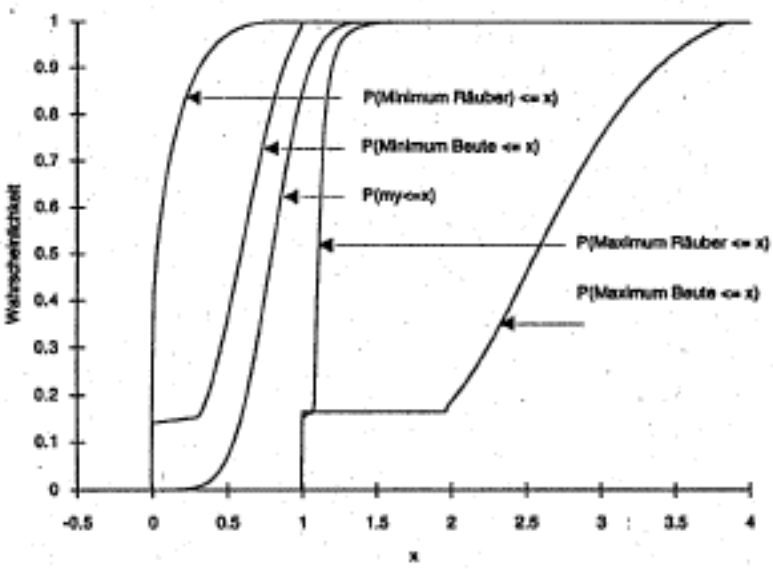
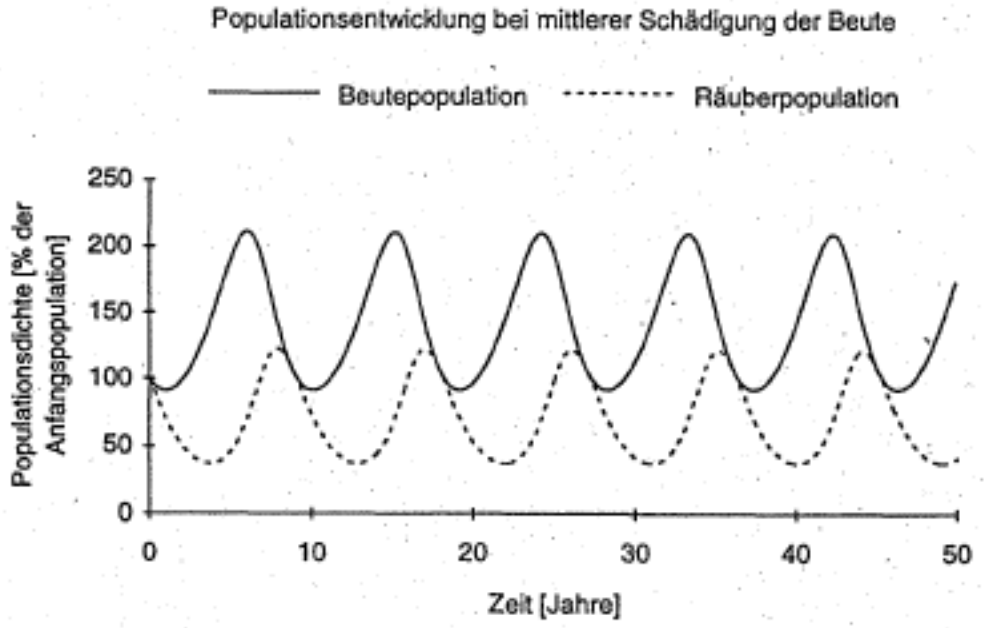


Abbildung 3: Vorgegebene Wahrscheinlichkeitsverteilung der Schadrate μ_1 und daraus berechnete Wahrscheinlichkeitsverteilungen der minimalen und maximalen Räuber- und Beute-Populationen.

Die Wahrscheinlichkeitsverteilung der Schadrate kann auf unterschiedliche Art entstanden sein: ob durch subjektive Abschätzung der Wirkung eines Schadstoffes, ob durch frequentistische Abschätzung der Messungenauigkeit des Schadstoffes, oder ob durch geometrische Wahrscheinlichkeit eines räumlichen Mittelwertes. Letztendlich ~ entsteht eine Wahrscheinlichkeitsverteilung der Schadrate, die frequentistisch interpretiert wird und mit Hilfe der Monte Carlo-Simulation in eine entsprechende Wahrscheinlichkeitsverteilung der Modellergebnisse transformiert wird. Entsprechend des Wahrscheinlichkeitskalküls kann die Monte Carlo-Simulation durch ein in diesem Fall geeigneteres Verfahren ersetzt werden (Latin Hypercube Methode, McKay et al. (1979)).



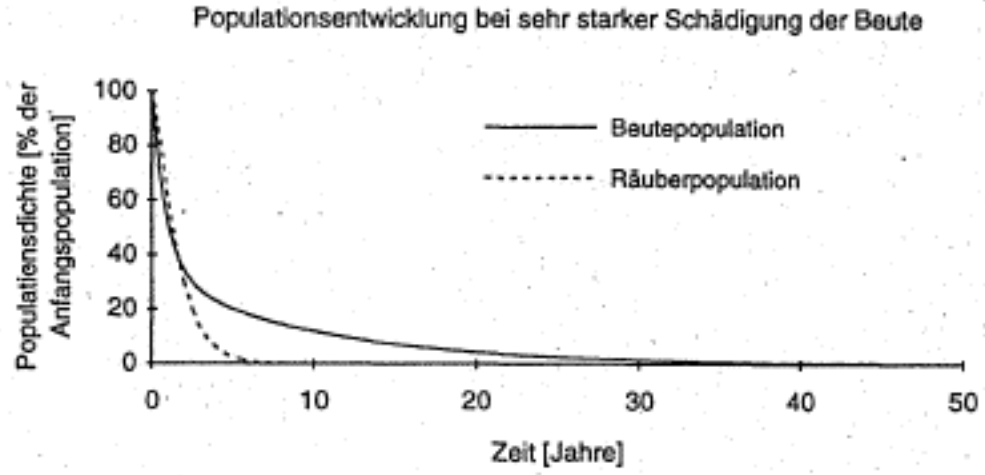


Abbildung 4: Populationsentwicklung des einfachen Räuber-Beute-Modelles mit Unterschiedlich starken Schädigungen (d. h. Schadraten gl).

Die Anwendung von mathematischen Systemmodellen (Walters (1983), Richter (1985), Nowak und Bossel (1994)) für die Abschätzung von Umweltrisiken ist also möglich, und es stehen entsprechende mathematische Hilfsmittel zur Verfügung. Allerdings zeigt sich, dass schon bei sehr .einfachen Systemen eine nicht lineare Transformation der vorgegebenen Verteilungsfunktionen (in diesem Fall die Wahrscheinlichkeitsverteilung der Schadrate μ1) auf die Verteilung der Simulationsergebnisse erfolgt. Die Beurteilung der Ergebnisse erfordert die Berücksichtigung der strukturellen und funktionalen Unsicherheiten im Modell.

3.3 Stochastische Modelle

In der mathematischen Systemtheorie werden Modelle eingeteilt in deterministische, stochastische und strategische (Gellert et al. (1979)). Mit deterministischen Modellen (z.B. mit dem oben dargestellten Räuber-Beute-Modell) wird eine eindeutige Lösung berechnet. Stochastische Modelle enthalten eine Zufallsgröße und ihr Ergebnis ist eine Wahrscheinlichkeitsverteilung für die zu, berechnende Zielgröße. Strategische (d. h. spieltheoretische) Modelle (von Neumann und Morgenstern (1944), Owen (1982), Morris (1994), Holler (1993)) berücksichtigen zusätzlich die möglichen Handlungen eines Mit- oder Gegenspielers. Bei dieser Einteilung ist zu bedenken, dass stochastische Modelle immer deterministische Komponenten, und strategische in vielen Fällen auch stochastische Komponenten enthalten.

In den vorangegangenen Kapiteln wurde gezeigt, wie Wahrscheinlichkeiten Unsicherheiten in den Daten oder Unsicherheiten von Modellen beschreiben. Wahrscheinlichkeit diente dabei als Modell für die als zufällig angesehenen Unsicherheiten und wurde erst in einem zweiten Schritt – nach der an sich deterministischen Modellierung – zur Beurteilung des Modells herangezogen. Wahrscheinlichkeit ist insofern ein Bewertungsmodell, das einen Teil des kognitiven Prozesses der Bewertung der Daten und des (in diesem Fall: Räuber-Beute-) Modells zum Gegenstand hat. U. a. deshalb wird die Behandlung von Wahrscheinlichkeitskonzepten in sozialen Systemen (vgl. Kapitel 4) in unsere Betrachtung einbezogen.

In stochastischen Modellen enthält der abgebildete Gegenstand (aus unserer natürlichen Umwelt) selbst einen Zufallsprozess. Stochastische Modelle versuchen also nicht, zur Beurteilung des Modells seine Unsicherheiten abzubilden, sondern im Gegenstand selbst ablaufende Zufallsprozesse mit Hilfe von Wahrscheinlichkeiten zu beschreiben. Hierfür lassen sich viele Beispiele anführen, insbesondere aus dem Bereich der stochastischen Prozesse (vgl. etwa Bauer (1991)). Dazu gehören, z.B. die Brownsche Bewegung (Diffusionsprozesse) und einige Ansätze zur Beschreibung von Turbulenz (Lumley und Panofsky (1964), Scheidegger (1954)).

Im Umweltbereich besitzen z.B. Modelle für den Transport von chemischen Stoffen und ihre Verteilung im Boden große Bedeutung. Einerseits kann das Konvektions-Dispersionsmodell (vgl. dazu die wahrscheinlichkeitstheoretische Ableitung von Scheidegger (1954)) und andererseits das Transferfunktionsmodell (Jury (1982)) angeführt werden, die auf unterschiedliche Art die z.T. zufällige Verteilung von Stoffen im Boden beschreiben.

Zusammenfassung:

Modelle können in deterministische, stochastische und strategische eingeteilt werden. In jedem Fall bewirken die Abstraktion und die Idealisierung, dass keine volle Übereinstimmung der Struktur oder der Funktion von Modell und Gegenstand besteht (Stachowiak (1973)).

In deterministischen Modellen entsteht die Unsicherheit der Modellergebnisse auch durch die Unsicherheit der Daten (d. h. der Messungen der Zustandsvariablen bzw. Parameter des Modells). Diese Unsicherheit kann mit einem frequentistischen Konzept z.B. mit einer Monte Carlo-Simulation mit dem Modell behandelt werden. Deterministische Modelle werden mit Hilfe von frequentistischen, geometrischen und auch subjektiven Wahrscheinlichkeiten im Hinblick auf ihre Unsicherheit bewertet.

In stochastischen Modellen werden in, der Natur zufällig ablaufende Prozesse abgebildet. Stochastische Modelle konstituieren i. a. ein neues Wahrscheinlichkeitskonzept, das im allgemeinen jedoch aus frequentistischen oder geometrischen Wahrscheinlichkeiten abgeleitet wird.

Die Unsicherheit bei der Anwendung eines Modells kann durch Validierung oder Erhöhung der Glaubwürdigkeit des Modells behandelt werden.

4 Wahrscheinlichkeitskonzepte in sozialen Systemen

Umweltnaturwissenschaften (vgl. auch Scholz und Frischknecht (1994)) liefern die wissensmässigen Grundlagen für die Bewertung von Umweltsystemen und für die darauf aufbauenden Entscheidungen. Sei der Bewertung von Umweltsystemen müssen einerseits die vorliegenden Unsicherheiten in den Daten und im Wissen, d. h. in unseren Modellen von der Umwelt, aber auch die individuell und in verschiedenen sozialen Systemen unterschiedlichen Perspektiven und Normen berücksichtigt werden. Daher sind die von Individuen und von anderen sozialen Systemen angewendeten Wahrscheinlichkeitskonzepte Gegenstand der Umweltsozialwissenschaften (UNS (1994)).

Im folgenden werden drei Aspekte beleuchtet, die den Umgang sozialer und personaler Systeme (vom Individuum bis hin zur Gesellschaft) mit Unsicherheiten bei der Beurteilung der (natürlichen) Umwelt beeinflussen. Ein formales Wahrscheinlichkeitskonzept beinhaltet a) einen spezifischen Begriff von Wahrscheinlichkeit, der eine Menge möglicher Operationen umfasst, die mit Hilfe dieses Begriffes ausgeführt werden, b) einen Raum intendierter Anwendungen (einschließlich der Angabe von prototypischen Beispielen) und c) Randbedingungen, die die Theorieanwendung begleiten. Wir greifen bei dieser Unterscheidung auf eine von Sneed (1971) entwickelte Konzeption der Strukturen von Theorien zurück (Jahnke (1978)).

Als Grundlagen werden zunächst die Begriffe, also die unterschiedlichen Grundlegungen von Wahrscheinlichkeit betrachtet (Kap. 4.1). Danach werden die kognitiven Determinanten von Risikowahrnehmung und -einschätzung, die zu den möglichen Operationen auf diesen Begrifflichkeiten gehören, erläutert (Kap. 4.2). Am Schluss werden die 'constraints', d. h. der gesellschaftliche Rahmen für die Anwendungen von Wahrscheinlichkeitskonzepten -diskutiert (Kap. 4.3).

4.1 Erkenntnistheoretische Grundlagen

Was ein Mensch denkt, baut auf die Entwicklung der Menschheitsgeschichte auf. Diese Position wird am stärksten vertreten in der genetischen Epistemiologie des Schweizer Psychologen Jean Piaget Ober die Entstehung des mathematischen, physikalischen und räumlichen Denkens. In etwas abgeschwächter Position bezogen auf den Wahrscheinlichkeitsbegriff kann man die unterschiedlichen Interpretationen und kognitiven Operationen, mit denen die Individuen (unter Zuhilfenahme von Varianten des Wahrscheinlichkeitsbegriffes) auf Unsicherheit reagieren, in Beziehung setzen zu historischen wissenschaftlichen Theorien der Wahrscheinlichkeit. Insofern macht es einen Sinn, wenn man bei der Analyse von unterschiedlichen Deutungen von Wahrscheinlichkeit und Risiko zuerst einen Zugang über die erkenntnistheoretische Entwicklung sucht.

(Fehl-) Einschätzungen beim Umgang mit Wahrscheinlichkeit (Biases und Fallacies wurden in psychologischen Untersuchungen z.B. von Scholz (1991) beschrieben. Behavioristische Arbeiten beobachten menschliches Verhalten in speziellen Situationen und berichten z.B. von dem Fehlverhalten, das Ereignis zu erwarten, das in vorangegangenen Versuchen nicht eintrat ('gamblers fallacy', Jarvick (1951)).

Spätere Untersuchungen versuchten, die persönlichen Einstellungen, Erwartungen und Erfahrungen der Versuchspersonen zu berücksichtigen. Kahnemann und Tversky (1972) postulierten, dass Wahrscheinlichkeitseinschätzungen durch inferentielle Heuristiken beeinflusst werden. Diese Heuristiken sind robuste und wenig kognitiven Aufwand erfordernde mentale Operationen, die häufig hilfreich sind, aber unter bestimmten Bedingungen systematisch in die Irre führen. Zum Beispiel wird eine Schätzung durch die Verfügbarkeitsheuristik beeinflusst, wenn spezielle Ereignisse durch vielfältige Assoziationen besonders präsent sind (Nisbett und Ross (1980), Kahnemann et al. (1982), Kahnemann und Tversky (1972)).

Scholz (1987) führt ein kognitives Modell stochastischen Denkens ein, das einerseits auch zur Beschreibung und Erklärung von individuellen Heuristiken dient, aber über spezielle Denkabläufe hinaus auch generell verschiedene Arten von Informations- und Denkprozessen verständlich macht. Zum Beispiel kann es die Komplementarität von intuitivem Herangehen und analytischer Vorgehensweise erklären ('modes of thought', Scholz (1991)).

Die Frage, ob es eine Intuition von Wahrscheinlichkeit gibt, wird von Piaget und Inhelder (1975) positiv beantwortet. Jedoch der Verstand von Kleinkindern oder ein primitiver, Verstand besitzen keine Vorstellung von begrifflich theoretischer Wahrscheinlichkeit. Im heutigen Alltag erfordert fast jede Handlung eine Vorstellung von Zufall bzw. eine spontane Einschätzung von mehr oder weniger wahrscheinlichen Ereignissen (vgl. dazu die Untersuchungen von Fischbein (1975) über intuitive Wahrscheinlichkeitsschätzungen von Kindern).

Scholz (1987) unterscheidet objektivistische, subjektivistische und logische Wahrscheinlichkeiten. Zu den objektivistischen Begriffen gehören der frequentistische (vgl. Künsch (1995)), aber auch der geometrische (s. o.) Wahrscheinlichkeitsbegriff. Bei der subjektivistischen Auffassung (vgl. u. a. Künsch (1995)) wird im wesentlichen der subjektive Glaube an das Eintreten eines Ereignisses ausgedrückt (degree of belief, vgl. de Finetti (1974)). Eine logische Wahrscheinlichkeit liegt z.B. vor, wenn – analog zu kombinatorischen Überlegungen (Laplace (1932)) – verschiedene Begründungen vorliegen, die teilweise für bzw. gegen ein Ereignis sprechen (Keynes (1973), Carnap (1962)) und im Verhältnis zueinander gewichtet werden (Anzahl der Gründe dafür gegenüber der Anzahl der Gründe dagegen, wie es etwa zur Wetterprognose benutzt wird). Hier tun sich weitere Facetten des Wahrscheinlichkeitsbegriffes auf, indem beispielsweise das Ausmaß einer für ein Ereignis sprechenden Tatsache mit Hilfe von Fuzzy-Set-Ansätzen (Zadeh und Kacprzyk (1992)) berücksichtigt wird.

Alle diese Begriffe und ihre Kalküle können mit demselben mathematischen Kalkül, dem Kolmogorov'schen Wahrscheinlichkeitskalkül beschrieben werden. Dies bestimmt vom mathematischen Standpunkt aus die möglichen Operationen und stochastischen Modellbildungen. Von einem ganzheitlichen Standpunkt aus gesehen kann man die Begriffsund Modellbildung nicht isoliert innermathematisch betrachten. In dem Fall kommen als mögliche Operationen

- das Heranziehen von Wahrscheinlichkeiten bei der Wahrnehmung (Risikowahrnehmung),
- das stochastische Denken und
- das Schlussfolgern mit Hilfe von Wahrscheinlichkeiten (Entscheidung unter Unsicherheit) hinzu.

Jedes der oben genannten Wahrscheinlichkeitskonzepte besitzt neben einem theoretisch begrifflichen Kern einen Raum intendierter Anwendungen (Sneed (1971)). Die Analyse und

Beschreibung von Umweltsystemen erfordert eine modellhafte Übertragung der Konzepte auf neue Anwendungsbereiche wie z.B. Umweltrisiken und die in den Kapiteln 2 und 3 behandelten Unsicherheiten. Vom modelltheoretischen Standpunkt reicht es dabei aus, eine strukturell-funktionale Ähnlichkeit von Gegenstand (Original) und stochastischem Modell (dessen operationale innere Strukturierung und Funktionalisierung durch das Kolmogorov'sche Axiomensystem, beschrieben wird) zu fordern.

4.2 Risikowahrnehmung und Wahrscheinlichkeitseinschätzung

Gerade im Zusammenhang mit der unsicheren Vorhersagbarkeit unserer Umwelt und der dabei notwendigen Wahrscheinlichkeitseinschätzung besitzt der Begriff des Risikos eine besondere Bedeutung. Viele Arbeiten, die eine Untersuchung subjektiver Wahrscheinlichkeitsschätzungen beinhalten, existieren im Zusammenhang von Risiko und Wahrscheinlichkeit. Als Ziele solcher Untersuchungen werden (vgl. z.B. Slovic et al. (1981,)) genannt:

- zu erfahren, was 'man' unter Risiko versteht,
- eine psychologische Taxonomie der Risikoperzeption zu erstellen, um gesellschaftliche Reaktionen auf Gefahrenpotentiale vorherzusagen, und
- Methoden zu finden, um die öffentliche Meinung über Risiken zu charakterisieren, um daraus politische Entscheidungen abzuleiten.

Darüber hinaus werden natürlich auch das stochastische Denken (Scholz (1987)) und das Entscheiden unter Ungewissheit (vgl. z.B. Scholz (1983)) davon beeinflusst.

Maßnahmen zur Risikoreduktion können darauf abzielen, die Eintretenswahrscheinlichkeit oder das Schadensausmaß zu verringern. Klar ist, dass der Wunsch nach Maßnahmen zur Korrektur von Risiken davon abhängt, wie man die subjektive Wahrscheinlichkeit einschätzt, mit der ein Ereignis eintritt, also die Wahrscheinlichkeit, von einem Risiko betroffen zu werden.

Die individuelle Einschätzung und Charakterisierung von Risiken erzeugt die Notwendigkeit, sich auch mit persönlichen Wahrscheinlichkeitseinschätzungen zu beschäftigen. Der individuelle bzw. gesellschaftliche Umgang mit Risiken ist nicht nur von der Wahrscheinlichkeit und dem Ausmaß eines Schadens abhängig, sondern auch von psychologisch-kognitiven Faktoren wie z.B.

- von der Kontrollierbarkeit der Risiko-Situation: viele Menschen sind eher bereit, beim Autofahren das Risiko eines persönlichen, Fehlers einzugehen, als sich im Flugzeug einem Piloten anzuvertrauen, was – statistisch gesehen – einem geringeren Risiko entspricht;

- vom Wissen und der Kontrollierbarkeit der möglichen Folgen eines Ereignisses mit der man ein Risiko eingeht (vgl. u. a. Mieg (1994), Slovic et al. (1981));
- von der Freiwilligkeit: Viele Menschen sind bereit, freiwillig sehr grosse Risiken einzugehen, die man niemanden zwangsweise zumuten könnte.

Rohrmann (1994) hat die Risikoeinschätzungen in verschiedenen Ländern (BRD, Australien, Neuseeland) und in Abhängigkeit von persönlichen Einstellungen (technische, ökologische, feministische, wirtschaftliche Orientierung der Versuchspersonen) untersucht. Seine Ergebnisse zeigen, dass beide Faktoren die Wahrnehmung von Risiken beeinflussen.

Subjektive Wahrscheinlichkeitseinschätzungen sind individuell verschieden und variieren, je nach welchen Ereignissen bei ihrer Erhebung gefragt wird. Viele Arbeiten über Entscheidungen unter Unsicherheit diskutieren generelle Fehleinschätzungen, denen man bei einem intuitiven Herangehen leicht unterliegt (Kahnemann et al. (1982)). Wird eine subjektive Wahrscheinlichkeit durch neue Informationen ergänzt und beeinflusst, so wird die Vorinformation oft nicht richtig eingeschätzt (baserate-fallacy, vgl. z.B. Scholz (1983)). Auch die Eintretenswahrscheinlichkeit von Ereignissen, die abhängig vom – ebenfalls zufälligen – Eintreten eines anderen Ereignissen ist und mit Hilfe von bedingten Wahrscheinlichkeiten analysiert weiden kann, wird häufig falsch eingeschätzt.

Als Hilfsmittel bei der subjektiven Wahrscheinlichkeitszuweisung wird grafische Unterstützung angeboten. Um die Risikobeurteilung zu objektivieren – beispielsweise bei Risikoanalysen von Chemieunternehmen – werden so genannte Wahrscheinlichkeits-Ausmass-Matrizen erstellt. Hier wird eine Objektivierung der Wahrscheinlichkeitseinschätzung durch Quantifizierung in Häufigkeitsklassen versucht.

4.3 Risikokommunikation

Die Unsicherheit über Strukturen und Funktionen der natürlichen Umwelt wirkt als ein Faktor des sozialen Systems 'Wissenschaft' auch auf die und innerhalb der Gesellschaft. Mit Hilfe von Ökobilanzen, Risikoanalysen, Umweltverträglichkeitsprüfungen u. a. wird versucht, den Umgang mit der unsicheren Umwelt zu institutionalisieren. Mit dem Ziel, aus der Perspektive des sozialen Systems rein interne, umweltunabhängige Gewissheitsgrundlagen zu finden, werden Organisationsformen gesucht, deren gesellschaftliche Funktion auch als Adsorption von Unsicherheit (vgl. z.B. Luhmann (1986)) bezeichnet werden kann. In diesem Rahmen stellt die Risikokommunikation einen prototypischen Anwendungsbereich von Wahrscheinlichkeit dar. Nach Covello et al. (1986) ist Risikokommunikation jeder sinnvolle Austausch von Information über Gesundheits- oder Umweltrisiken zwischen Interessierten. Renn und Levine (19,88) sehen eine zunehmende Distanz zwischen denjenigen, die professionell mit Risikoanalysen zu tun haben, und denjenigen, die intuitiv herangehen und meist Laien sind. Wie kann Kommunikation stattfinden vor dem Hintergrund intuitiver Heuristiken und individueller Verarbeitung von Wahrscheinlichkeit, für die professionelle Standards möglicherweise unverständlich sind? Wie kann man die unterschiedlichen Auffassungen technischer, sozialer und politischer Gruppen bezogen auf Umweltrisiken bewerten? In diesem Zusammenhang untersuchen Renn und Levine (1988) die Rolle von Vertrauen und Glaubwürdigkeit.

5 Zusammenfassung

Wahrscheinlichkeitskonzepte und das Wahrscheinlichkeitskalkül spielen eine zentrale Rolle bei der Analyse von gegenwärtigen und bei der Prognose von zukünftigen Umweltzuständen. Zum einen dient die Wahrscheinlichkeit zur Beschreibung von Unsicherheiten, sowohl in den Daten als auch in den Modellen von der Umwelt. Zum zweiten werden die (sich z.T. daraus ergebenden) Risiken mit Hilfe von stochastischen Modellen und verschiedenen Typen von individuellen Informations- und Denkprozessen eingeschätzt.

Am Beispiel von Umweltrisiken lassen sich drei verschiedene Fragestellungen erkennen, die zusammengenommen eine umfassende Betrachtung ergeben:

- Welche Umweltschäden sind zu erwarten? Welche Ursachen haben sie?
- Wie schätzen wir den Schaden / Nutzen unserer Verhaltensweisen ein? In welchen Fällen überwiegt der gesellschaftliche Nutzen eine Schädigung der Umwelt?
- Welches sind die Kriterien für einen fairen Interessensausgleich? Nach welchen gesellschaftlichen Spielregeln wird entschieden, welche Risiken eingegangen werden?

Die erste Frage richtet sich an die Umweltnaturwissenschaften, die die physikalischen, chemischen, biologischen und ökologischen Bedingungen zu berücksichtigen haben. Die zweite Frage geht an die Umweltsozialwissenschaften, die die Risikowahrnehmung, die sozialen Einflussfaktoren, die gesellschaftlichen Bedingungen und die persönlichen Einschätzungen bei der Umweltwahrnehmung und beim Umwelthandeln untersuchen. Die dritte Frage öffnet sich für eine gesellschaftliche Diskussion, die sowohl den Informationsaustausch bei der Risikokommunikation als auch die Organisation des Interessensausgleiches thematisiert.

Literatur

Bauer, H. (1991): Wahrscheinlichkeitstheorie. Berlin, DeGruyter.

Carnap, R. (1962): Logical foundations of probability. Chicago, University Press.

Covello, V. T., D. von Winterfeldt und P. Slovic (1986): Risk communication: A review of the literature. Risk Abstracts 3 (4), 171–182.

Cressie, N. A. C. (1993): Statistics for spatial data. New York - Chichester - Toronto - Brisbane - Singapore, John Wiley and Sons, 900 S.

Cushman, J. H. (1983): Volume averaging, probabilistic averaging and ergodicity. Adv. Water Resources 6, 182–184.

Dagan, G. (1989): Flow and transport in porous formations. Berlin - Heidelberg - New York, Springer.

de Finetti, B. (1974): The true subjective probability problem. In: C.-A. Staël von Holstein (Hrsg.), The concept of probability in psychological experiments. Dordrecht, Reidel. S. 1- 14.

Fischbein, E. (1975): The intuitive sources of probabilistic thinking in children. Dordrecht, Reidel.

Fisz, M. (1976): Wahrscheinlichkeitsrechnung und mathematische Statistik. Berlin, Deutscher Verlag der Wissenschaften, 777 S.

Gellert, W., H. Kästner und S. Neuber (1979). Lexikon der Mathematik. InS. 624). Leipzig: VEB Bibliographisches Institut Leipzig.

Holler, M. J. (1993): Einführung in die Spieltheorie. Berlin, Springer, 383 S.

Jahnke, H. N. (1978): Zum Verhältnis von Wissensentwicklung und Begründung in der Mathematik. IDM-Materialien und Studien. Bielefeld, Universität Bielefeld.

Jarvick, M. E. (1951). Probability learning and a negative recency effect in the serial anticipation of alternative symbols. Cognitive Psychology 41, 430–454.

Journel, A. B. und C. J. Huijbregts (1991): Mining geostatistics. New York, Academic Press.

Jungermann, H. und P. Slovic (1993): Die Psychologie der Kognition und Evaluation von Risiko. In: Bechmann (Hrsg.), Risiko und Gesellschaft. Opladen, Westdeutscher Verlag.

Jury, W. A. (1982): Simulation of solute transport using a transfer function model. Water Resour. Res. 18 (2), 363–368.

Kahnemann, D., P. Slovic und A. Tversky (1982): Judgement under uncertainty, heuristics and biases. Cambridge, Cambridge University Press.

Kahnemann, D. und A. Tversky (1972): On the psychology of prediction. Psychological Review 80 (4), 237–251.

Keynes, J. M. (1973): A treatise of probability. London, MacMillan Press.

Künsch, H. R. (1995): Die frequentistische und die subjektive Interpretation von Wahrscheinlichkeit. In: A. Gheorge and H. Seiler (Hrsg.), Wahrscheinlichkeit. Zürich, vdf.

Laplace, P. S. (1932): Philosophischer Versuch über die Wahrscheinlichkeit. Leipzig, Akademische Verlagsanstalt.

Luhmann, N. (1986): Ökologische Kommunikation. Opladen, Westdeutscher Verlag, 275 S.

Lumley, J. L. und H. A.. Panofsky (1964): The structure of atmospheric turbulence. New York, 239 S.

Matheron, G. (1971): The theory of regionalized variables and its applications. Paris, Les Cahiers du Centre de Morphologie et Mathematique de Fontainebleau.

McKay, M. D., R. J. Beckman und W. J. Conover (1979): A comparison of three methods for selecting values of input variables in the analysis of output from a computer code. Technometrics 21 (2), 239–245.

Mieg, H. A. (1994): Verantwortung als Leistung: Moralische Motivation und die Bewältigung sozialer Komplexität. Opladen, Westdeutscher Verlag.

Morris, P. (1994): Introduction to game theory. New York, Springer, 230 S.

Nisbett, R. E. und L. Ross (1 980): Human inference: strategies and short-comings of social judgement. Englewood Cliffs, N. J., Prentice-Hall.

Nothbaum, N., R. W. Scholz und T. W. May (1994): Probenplanung und Datenanalyse bei kontaminierten Böden. Berlin, E. Schmidt, 164 S.

Nowak, H. P. und H. Bossel (1994): Weltsimulation und Umweltwissen. Braunschweig - Wiesbaden, Vieweg.

Owen, G. (1982): Game theory. New York, Academic Press.

Piaget, J. und B. Inhelder (1975): The origin of the idea of chance in children (Leake, L. Jr., P. Burell, H. D. Fishbein, Trans.). London, Rootledge & Keegan Paul, 249 S.

Renn, 0. und D. Levine (1988): Trust and credibility in, risk communication. In: H. Jungermann, R. E. Kasperson and P. M. Wiedemann (Hrsg.), Themes and tasks of risk communication, Jülich, KFA. 191.

Richter, H. und V. Mammitzsch (1973): Methode der kleinsten Quadrate. Stuttgart, Kohlhammer.

Richter, 0. (1985):, Simulation des Verhaltens ökologischer Systeme. Weinheim, VCH, 219 S.

Richter, 0. und D. Söndgerath (1990): Parameter Estimation in Ecology. The Link between Data and Models. Weinheim, VCH, 218 S.

Scheidegger, A. E. (1954): Statistical Hydrodynamics in porous media. J. Appl. Phys. 25 (8), 994–1001.

Scholz, R. W. (1983): Decision Making under Uncertainty. Advances in Psychology. Amsterdam, New York, Cambridge, North-Holland.

Scholz, R. W. (1987): Cognitive strategies in stochastic thinking. Dordrecht, Boston, Lancaster, Tokyo, Reidel, 218 S.

Scholz, R. W. (1991): Psychological research in probabilistic understanding. In,: R. Kapadia and M. Borovonik (Hrsg.), Chance encounters: Probability in education. Dordrecht, Kluwer. S. 213–254.

Scholz, R. W. und P. Frischknecht (1994):The natural and social science interface in environmental problem solving. In: S. International Society for Knowledge Organization, P. & Dahlberg, 1. (Hrsg.), Environmental Knowledge Organization and Information Management. Band 1, Frankfurt/Main, INDEKS Verlag. S. 15–163.

Scholz, R. W., A. Heitzer, T. May, N. Nothbaum und 0. Tietje (1995): Datenqualität und

Risikoabschätzung - zum Umgang mit Unsicherheiten bei Probenplanung und Datenanalyse bei kontaminierten Böden. In: Symposium CONLIMES 94 'Altlasten - Gefährdungsabschätzung: Datenanalyse und Gefahrenbewertung'. Neuherberg (BRD), ecomed-Verlag. S. Im Druck.

Slovic, P., B. Fischhoff und S. Lichtenstein (1981): Characterizing perceived risk. In: R. W. Kates and

C. Hohenemser (Hrsg.), Technological Hazard Management. Cambridge (MA), Oelgeschlager, Gunn and Hain.

Smith, R. E. und B. Diekkrüger (1992) Variability of field-scale water flow in heterogeneous soils. 1.

Statistical soil variation and static hydraulics. Modeling of Geo-Biosphere Processes 1 (3/4), 20–227.

Sneed, J. D. (1971): The logical structure of mathematical physics. Dordrecht, Reidel.

Stachowiak, H. (1973): Allgemeine Modelltheorie. Wien, Springer.

Stigler, S. M. (1986): The history of statistics. The measurement at uncertainty before 1900. Cambridge (MA), Harvard University Press.

Suter, G. W. (1993): Ecological risk assessment. Chelsea, Michigan, Lewis Publishers, 538 S.

Tietje, 0. (1993): Räumliche Variabilität bei der Modellierung der Bodenwasserbewegung in der ungesättigten Zone. Landschaftsökologie und Umweltforschung. Braunschweig, Institut für Geographie und Geoökologie der Technischen Universität Braunschweig (Selbstverlag), 150 S.

UNS (1994): Lehrstuhlbeschreibung Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften (UNS). Fallstudie, Forschung und Berufspraxis. UNS-Working Paper Nr. 2. ETH Zürich, Lehrstuhl für Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften.

Vleck, C. A. J. und P. J. M. Stallen (1981): Judging risk and benefits in the small and in the large. Organizational Behavior and Human Performance 28, 235–271.

von Neumann, J. und 0. Morgenstern (1944): Theory of games and economic behavior. Princeton, Princeton University Press.

Wallsten, T. S. und R. G. Whitfield (1990): Assessing the risks to young children of three effects associated with elevated blood lead levels. Argonne Nat. Lab. Report AML/AA-32.

Walters, C. J. (1983): System-Ökologie. In: E. P. Odum (Hrsg.), Grundlagen der Ökologie. Stuttgart - New York, Thieme. S. 449–476.

Zadeh, L. und J. Kacprzyk (1992): Fuzzy logic for the management of uncertainty. New York, John Wiley & Sons, 676 S.

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). **Übungsfälle 1994: Ökologie als Bestandteil von Unternehmens- strategien 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 Umweltnaturwissenschaften 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. & Hesske, 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: Transdisiplinarity – 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)

Güldenzoph, 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: Güldenzoph, 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 [Documents 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). **Liegenschaftsschatzungen und Bodenbelastungen**. Zürich: ETH Zürich, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften

■ UNS-Working Paper 26 (Out of Print)

Hansmann, R., Hesske, 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., Hesske, 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. Part1 = 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.