

**C. Streffer, J. Bücken, A. Cansier, D. Cansier, C. F. Gethmann,  
R. Guderian, G. Hanekamp, D. Henschler, G. Pösch,  
E. Rehbinder, O. Renn, M. Slesina, K. Wuttke**

## **Umweltstandards.**

**Kombinierte Expositionen und ihre Auswirkungen auf den  
Menschen und seine Umwelt**

**Zusammenfassung**

**entnommen aus:**

Wissenschaftsethik und Technikfolgenbeurteilung  
Band 5

**C. Streffer, J. Bücken, A. Cansier, D. Cansier, C. F. Gethmann,  
R. Guderian, G. Hanekamp, D. Henschler, G. Pösch,  
E. Rehbinder, O. Renn, M. Slesina, K. Wuttke**

**Umweltstandards.**

**Kombinierte Expositionen und ihre Auswirkungen auf den  
Menschen und seine Umwelt**

erschieden im  
**Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York. 2000**

mit freundlicher Genehmigung des Verlages

*Reihenherausgeber*

Professor Dr. Carl Friedrich Gethmann  
Europäische Akademie zur Erforschung von  
Folgen wissenschaftlich-technischer Entwicklungen  
Bad Neuenahr-Ahrweiler GmbH  
Postfach 1460, D-53459 Bad Neuenahr-Ahrweiler

*Für die Autoren:*

Professor Dr. Dr. h.c. Christian Streffer  
Auf dem Sutan 12, D-45239 Essen

*Redaktion*

Dagmar Uhl, M. A.  
Europäische Akademie GmbH  
Postfach 14 60, D-53459 Bad Neuenahr-Ahrweiler

**Europäische Akademie**  
zur Erforschung von Folgen  
wissenschaftlich-technischer Entwicklungen  
**Bad Neuenahr-Ahrweiler GmbH**

---

**Die Europäische Akademie**

Die *Europäische Akademie zur Erforschung von Folgen wissenschaftlich-technischer Entwicklungen Bad Neuenahr-Ahrweiler GmbH* widmet sich der Untersuchung und Beurteilung wissenschaftlich-technischer Entwicklungen für das individuelle und soziale Leben des Menschen und seine natürliche Umwelt. Sie will zu einem rationalen Umgang der Gesellschaft mit den Folgen wissenschaftlich-technischer Entwicklungen beitragen. Diese Zielsetzung soll sich vor allem in der Erarbeitung von Empfehlungen für Handlungsoptionen für Entscheidungsträger in Politik und Wissenschaft sowie die interessierte Öffentlichkeit realisieren. Diese werden von interdisziplinären Projektgruppen bestehend aus fachlich ausgewiesenen Wissenschaftlern aus ganz Europa erstellt. Darüber hinaus bearbeiten die Mitarbeiter der Europäischen Akademie übergreifende und methodologische Fragestellungen aus den Bereichen Wissenschaftsethik und Technikfolgenbeurteilung.

**Die Reihe**

Die Reihe „Wissenschaftsethik und Technikfolgenbeurteilung“ dient der Veröffentlichung von Ergebnissen aus der Arbeit der Europäischen Akademie und wird von ihrem Direktor herausgegeben. Neben den Schlußmemoranden der Projektgruppen werden darin auch Bände zu generellen Fragen von Wissenschaftsethik und Technikfolgenbeurteilung aufgenommen sowie andere monographische Studien publiziert.

In der Reihe *Wissenschaftsethik und Technikfolgenbeurteilung*  
sind bisher erschienen:

- Band 1: A. Grunwald (Hrsg.) Rationale Technikfolgenbeurteilung. Konzeption und methodische Grundlagen, 1998
- Band 2: A. Grunwald, S. Saupe (Hrsg.) Ethik in der Technikgestaltung. Praktische Relevanz und Legitimation, 1999
- Band 3: H. Harig, C. J. Langenbach (Hrsg.) Neue Materialien für innovative Produkte. Entwicklungstrends und gesellschaftliche Relevanz, 1999
- Band 4: J. Grin, A. Grunwald (Eds.) Vision Assessment. Shaping Technology for 21<sup>st</sup> Century Society, 1999



# Zusammenfassung

## Einleitung

Die zunehmende Technisierung und Bevölkerungsdichte haben dazu geführt, daß der Mensch und seine Umwelt vielfältigen Expositionen unterliegen, über deren mittel- und langfristige Folgen vor allem in ihrer Gesamtheit oftmals nur wenig bekannt ist. Bei Entwicklung, Betrieb und Entsorgung technischer Anlagen sowie technischer Produkte werden Schadstoffe und physikalische Agentien, wie ionisierende Strahlung und Lärm, freigesetzt, die die Gesundheit des Menschen und seine Umwelt in unerwünschter Weise beeinflussen können. Derartige Nebenfolgen technischer Entwicklungen und deren intensive öffentliche Thematisierung haben dazu beigetragen, daß ein weitgehend unreflektierter Fortschrittsoptimismus, wie er in den fünfziger und sechziger Jahren Mehrheitsmeinung war, gegenwärtig kaum noch vertreten wird. Statt dessen schlägt das Pendel immer wieder in die entgegengesetzte Richtung aus, indem z.B. eine „Null-Belastung“ gefordert wird. Ein Mittel, um zwischen diesen Extremen einen zukunftsfähigen und gesellschaftlich vertretbaren Weg zu finden, stellen Umweltstandards dar.

Erkenntnisse über die schädigenden Wirkungen diverser Einzelexpositionen auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit haben zur Festsetzung von Umweltstandards für einzelne chemische und physikalische Agentien geführt. Dieses am Einzelstoff orientierte Vorgehen entspricht der zugrunde liegenden naturwissenschaftlich-medizinischen Analyse der Wirkungszusammenhänge, die sich im wesentlichen auf Einzelexpositionen konzentriert. Die Untersuchung kombinierter Expositionen im Niedrigstdosisbereich, die den realen Expositionsbedingungen in der Umwelt weit besser als die Einzelstoffbetrachtung entspricht, birgt erhebliche methodische Schwierigkeiten des experimentellen Vorgehens und der Bewertung. Die möglichen Risiken kombinierter Expositionen sowie deren öffentliche Thematisierung machen die Bearbeitung dieses Themenfeldes jedoch zu einem Desiderat erster Priorität.

Im Rahmen dieser Studie werden aus naturwissenschaftlich-medizinischer, soziologischer, ökonomischer, juristischer und philosophischer Perspektive Notwendigkeit, Realisierbarkeit und Konsequenzen von *Umweltstandards für kombinierte Expositionen* untersucht. Auf Expositionen des Menschen – dabei besonders deren karzinogene sowie genotoxische Wirkungen – sowie Expositionen einer Auswahl von Pflanzen, anhand derer die pragmatisch dringlichsten Fragen beantwortet werden, ist das Hauptaugenmerk der Studie gerichtet. Auf der Grundlage einer auf Wirkungsmechanismen basierenden Kategorisierung kombinierter Expositionen werden Kriterien erarbeitet, die trotz der Komplexität der einzelnen Wirkungszusammenhänge eine Grenzwertsetzung zur Erhaltung bzw. Erreichung konkreter Umweltqualitätsziele ermöglicht.

Die Studie soll helfen, erkannte Wissenslücken und mögliche Lösungswege darzulegen. Die Ergebnisse dieses Projekts sollen ferner eine Basis bilden, die Beurteilung kombinierter Expositionen zu verbessern, um die einschlägigen rechtlichen Rahmenbedingungen und ökonomischen Prozesse effizient gestalten zu können.

## Methodische Grundlagen

*Umweltstandards* bzw. Grenzwerte werden als quantitative Konkretisierungen von Umweltqualitätszielen verstanden; sie sind Mittel zu deren Erreichung. Umweltqualitätsziele wiederum sind die normativen Vorstellungen hinsichtlich der Qualität der Umwelt des Menschen oder anderer Lebewesen. In Umweltqualitätszielen kondensieren sich gewissermaßen die umweltpolitischen Leitvorstellungen hinsichtlich der Anforderungen an die Umwelt(en) unter allgemeinen Zwecksetzungen wie Gesundheit, Nachhaltigkeit, Systemfunktionalität u.a.

Umweltstandards sind keine Naturphänomene, sondern Kulturphänomene, d.h. konventionelle Setzungen. Sie sind in erster Instanz Objekte des Vorschreibens, nicht des Beschreibens. Allerdings spielen Naturphänomene bei der Festlegung von Umweltstandards eine „maßgebende“ Rolle. Das Zusammenwirken von Naturbeobachtung und Handlungsbestimmung läßt sich mit Hilfe der Unterscheidung von „Schwellenwert“ und „Grenzwert“ verdeutlichen. Schwellenwerte sind in der Tat Naturphänomene, die sich in graphischer Darstellung als Besonderheiten von Kurvenverläufen („Schwellen“) angeben lassen. Ein *Schwellenwert* gibt ein bestimmtes Verhältnis zwischen einer Ursache – der Exposition – und einer Wirkung an. Er ist eine Meßgröße, durch die z.B. eine Dosis bzw. deren Bereich angegeben wird, bei der ein bestimmter Effekt eintritt oder ausbleibt. Der *Grenzwert* dagegen gibt an, an welcher Stelle der Ursache-Wirkungs-Beziehung das Handeln (auch mittels eines Geräts, eines Apparats oder einer großtechnischen Anlage) seine „Grenze“ haben *soll*. Ein *Umweltqualitätsziel* gibt schließlich an, welche Gestalt ein bestimmter Bereich der Umwelt haben bzw. nicht haben *soll*. Im Interesse eines solchen Zieles wird die Grenze mittels eines Grenzwerts festgelegt; deren Beachtung ist jene (vermeintliche) Mindestbedingung, die erfüllt sein muß, damit dieses Ziel erreicht wird.

Schwellenwerte, d.h. der entsprechende Schwellenbereich, werden naturwissenschaftlich-experimentell ermittelt; sie lassen sich in einer graphischen Auftragung als Eigenschaften von Kurvenverläufen ablesen. Es lassen sich jedoch keinesfalls für alle Wirkungen Schwellenwerte angeben. Grenzwerte hingegen sind bestimmten Zwecken gemäß gesetzt. Sie können zwar Schwellenwerten entsprechen bzw. sich an Schwellenwerten orientieren. Schon die Einhaltung eines Sicherheitsabstandes aber läßt Schwellenwert und Grenzwert auseinandertreten. Da sich stochastische Wirkungen gerade durch das Fehlen einer Schwelle auszeichnen und somit in zweifachem Sinne problematisch sind – einerseits durch die Wirkung bei kleinsten Dosen, andererseits durch das Fehlen einer Schwelle zur Grenzwertsetzung im Dosis-Wirkungs-Diagramm –, sind für diese Fälle andere Anhaltspunkte zu suchen. Bei der Bemessung der Zumutbarkeit des Risikos bei stochastischen Wirkungen kann eine Orientierung an der mittleren Streubreite der

Hintergrundexposition – pragmatische ‚normative‘ Indifferenz dieser gegenüber vorausgesetzt – erhalten werden.

Von besonderer Bedeutung für die Bearbeitung von Kombinationswirkungen ist die entsprechende Terminologie. Eine einheitliche Terminologie läßt sich im einschlägigen Schrifttum nicht ausmachen. Vielmehr spricht man von einer ‚Verwirrung der Begriffe‘. Es ist daher ein Ziel dieser Studie, durch die Formulierung einer einheitlichen Terminologie die Kommunikation in den einzelnen Disziplinen und über die Fachgrenzen hinweg zu erleichtern bzw. zu ermöglichen.

Eine *phänomenologische Terminologie* der Kombinationswirkungen könnte für den Fall, daß mehrere auch einzeln verabreicht wirkende Stoffe kombiniert werden, folgendermaßen – beispielhaft für den Fall zweier Stoffe A und B – aussehen ( $x = A$  oder  $x = B$ ):

$E_{A+B} > E_x$  Synergismus bzgl. x S (A,B) bzw. S(B,A)

$E_{A+B} < E_x$  Antagonismus bzgl. x A(A,B) bzw. A(B,A)

Synergismus und Antagonismus müssen also qualifiziert, d.h., ein Bezugsstoff x muß angegeben werden. Die Wahl eines Bezugsstoffes darf hingegen nicht mechanistisch gedeutet werden; etwa in der Weise, ein Antagonismus bezüglich x bedeute, der andere Stoff bzw. die anderen Stoffe wirkten auf x ein. Einwirkung muß in chemischen Kontexten als symmetrische Relation bestimmt werden. Darüber hinaus ist zu beachten, daß ein Synergismus bzw. Antagonismus zweier Stoffe nicht über den gesamten Konzentrationsbereich wirksam sein muß. Wird ein Bezugsstoff nicht explizit angegeben, dient derjenige Stoff, der einzeln die stärkste Wirkung zeigt, als Bezugspunkt.

In Erweiterung der phänomenologischen Terminologie können Additivitätsmodelle als Vergleichsmaßstäbe herangezogen werden. Die Bezeichnung der Abweichungen von diesen aber müssen terminologisch klar von der phänomenologischen Terminologie unterschieden werden.

Ausgangspunkt für die Formulierung des *Dosisadditivitätsmodelles* sind gleiche Steigungen der Dosis-Wirkungsbeziehung der einzelnen Stoffe. Es wird nämlich angenommen, daß die Dosen der Einzelstoffe, eventuell mit einem konstanten Faktor versehen, sich addieren lassen, um so die Wirkung der Gesamtdosis aufgrund einer gemeinsamen Dosis-Wirkungsbeziehung zu bestimmen. Ein Stoff wird so in seiner Wirksamkeit wie ein anderer der Mischung oder wie eine Verdünnung desselben betrachtet. Praktisch addiert man die Einzeldosen und liest dann an der gemeinsamen Dosis-Wirkungs-Kurve den Effekt ab.

Im Rahmen des Modelles der Effektdadditivität werden die Einzeleffekte lediglich addiert, um den Kombinationseffekt zu ermitteln. Das Modell der Effektdadditivität läßt sich deshalb auf beliebige Kombinationen gleicher Wirkung anwenden.

Das Modell der Unabhängigkeit bzw. Relativeffektdadditivität beruht auf der Annahme, daß sich die Kombinationswirkung aus den Einzeldosen derart ergibt, daß fiktiv eine konsekutive Exposition angenommen wird und die Wirkungen auf eine Gesamtwirkung bezogen werden, wobei die jeweiligen Dosen den ihrer relativen Einzelwirkung entsprechenden Anteil der Restwirkung (von der Gesamtwirkung subtrahierte aktuelle Wirkung) erreichen.

Die möglichen Folgen der Wahl eines Modelles als Näherung 0. Ordnung lassen sich am Beispiel der Kombination von Stoffen in Dosen, die separat verabreicht keine Wirkung zeigen, verdeutlichen. Unter der Annahme der Effektadditivität zeigt eine Kombination von beliebig vielen Stoffen in einzeln unwirksamer Konzentration ebenfalls keine Wirkung. Nimmt man jedoch Dosisadditivität an, so kann die Addition von einzeln unwirksamen Dosen sehr wohl zu einer Relativedosis führen, die wirksam ist. Zur Zeit wird im Umweltrecht oftmals das Dosisadditivitätsmodell als das ‚vorsichtigerere‘ – vorbehaltlich genauerer wissenschaftlicher Ergebnisse – angewandt.

Grenzwerte als politische Handlungsschranken bedürfen der Legitimation; daher ist nach Kriterien der Rationalität von Grenzwertsetzungen zu fragen. Insbesondere ist die Frage von Gewicht, welcher Art die Rationalität einer Grenzwertsetzung ist, die nicht oder nur mittelbar auf Schwellenwerten basiert. Bei der Rechtfertigung von Grenzwerten spielen Umweltqualitätsziele eine entscheidende Rolle. Im Interesse einer zustimmungsfähigen Umweltpolitik ist zu fordern, daß die Festlegung von Umweltqualitätszielen und das sich an diesen orientierende Setzen von Grenzwerten als rationaler Prozeß gestaltet wird.

Die Rationalität einer Handlung bemißt sich vom Zweck her. Umweltstandards sollen die Funktion erfüllen, Schaden von Mensch und Natur abzuwenden, d.h. in Fällen des Handelns unter Risiko, Risikoschranken vorzugeben. Der Risikobegriff ist also gleichsam der latente Kernbegriff der Diskussion um Umweltstandards. Wenn es um die Rationalität des Festlegens von Umweltstandards und der Setzung von Grenzwerten geht, muß man sich auf die Frage konzentrieren, ob und gegebenenfalls wie eine rationale Risikoabwägung möglich ist.

Bei Grenzwertsetzungen sollen nicht nur bestimmte Risiken ausgeschlossen werden, sondern werden oft auch bestimmte Risiken zugemutet bzw. in Kauf genommen. Folglich beinhalten alle Risikovergleiche, die den Kern von Grenzwertsetzungen ausmachen, insofern ein normatives Element, als man durch einen Grenzwert implizit zum Ausdruck bringt, daß jedermann, der diesem Grenzwert unterworfen ist, sich bestimmte Schadensfolgen zumuten lassen muß bzw. anderen auch zumuten darf: nämlich diejenigen, die einen gleichen oder geringeren Risikograd aufweisen als der dem Grenzwert entsprechende. In der politischen Auseinandersetzung wird allerdings deutlich, daß solche Zumutungen keineswegs als selbstverständlich hingenommen werden. Das normative Problem läßt sich also zu der Frage zuspitzen, welche Risiken mit welchem Recht überhaupt zumutbar sind. Der Grund für kontroverse Diskussionen in diesem Zusammenhang liegt in der uneinheitlichen Beurteilung der Kommensurabilität und der Zumutbarkeit von Risiken.

Die Frage, mit welchem Recht man anderen überhaupt etwas zumutet, ist in einer Gesellschaft immer ein grundsätzliches Problem. Sie ist jedoch zur Zeit im Zusammenhang von Grenzwertsetzungen von besonderer Brisanz. Es ist zunächst daran zu erinnern, daß die Frage der faktischen Akzeptanz grundsätzlich keinen verlässlichen Anhaltspunkt für die legitime Setzung von Grenzwerten liefert. Faktische Akzeptanz ist in der Regel inhaltlich vage und zeitlich labil. Die partikulären Interessen von Individuen und Gruppen führen häufig zu stark divergierenden Vorstellungen. Grenzwerte sollen jedoch prinzipiell für jedermann akzeptabel und ihre Geltung von gewisser Dauerhaftigkeit sein. Sie müssen sich daher aus einer gemeinsamen Zweckverständigung instrumentell ergeben. Um Zweckdissense

aufzulösen, bedarf es einer Verständigung über die eigentlich angestrebten Ziele, die in vielen Fällen in unterschiedlichen Zwecken realisiert sein können. Einfacher ist die diskursive Konfliktlösung jedoch, wenn gemeinsame Zwecke explizit oder auch implizit bereits geteilt sind. Deswegen ist aufschlußreich, welche Zwecke die gesellschaftlichen Akteure durch ihr Handeln schon konkludent anerkennen („revealed preferences“). Ausgehend von solchen Zwecksetzungen kann man von einem Akteur verlangen, einen Risikograd einer Handlung zu akzeptieren, wenn er ihn für eine Handlung mit gleichem subjektiven Nutzen/Schaden akzeptiert (Prinzip der pragmatischen Konsistenz). Eine derartige Regel stellte ein Akzeptabilitätskriterium für Risikozumutungen dar.

Das Prinzip der pragmatischen Konsistenz unterstellt folglich, daß aus den Handlungen der Agenten konkludent ihre Risikobereitschaft entnommen werden kann. Diese Vorgehensweise läßt sich als ein fiktiver Diskurs rekonstruieren. In diesen kann somit als Äußerung eingehen, was nicht real gesagt ist, gleichwohl ein »beredtes Zeugnis« abgibt.

Nicht *Akzeptanz*, sondern *Akzeptabilität* ist mithin das Kriterium der Berechtigung der mit Umweltstandards ausgedrückten Geltungsansprüche. Mit der Frage nach der Akzeptabilität ist das Problem der Rechtfertigung von Normen, also von universellen Aufforderungen (Aufforderungen an jedermann) aufgeworfen. Derartige Rechtfertigungsprobleme sind Thema der philosophischen Disziplin Ethik, während die faktisch propagierten bzw. exekutierten Imperative Teile von jeweils in kraft befindlichen Moralien ausmachen.

Umweltstandards müssen sich, um zweckmäßig zu sein, auf nachweisbare Wirkungen oder zumindest auf wissenschaftlich plausible Wirkungsabschätzungen beziehen. Dabei muß man grundsätzlich einen weiten, aus vielen Vermittlungsstufen bestehenden Wirkungsweg akzeptieren. Ferner lassen sich Wirkungen nicht immer als isolierte Effekte, z.B. phänomenale Gesundheitsschäden erfassen. Auch die Akkumulation einer Chemikalie im menschlichen Organismus, die selbst keine Schadwirkung darstellt, kann zu einer solchen führen. So können Stoffe, die sich im Fettgewebe akkumuliert haben, über dessen Abbau in die Muttermilch gelangen und eine schädigende Wirkung auf den Säugling auslösen. In diesem Zusammenhang ist auch deutlich, daß die Feststellung von Wirkungen und Ursachen erhebliche Anforderungen an die Meßbarkeit der Abhängigkeiten impliziert. Nur wenn eine bestimmte Exposition durch einen Schadstoff experimentell zugänglich ist und ein Effekt beobachtet werden kann, kann man *sinnvoll* von Ursache und Wirkung sprechen.

Für die Setzung von Umweltstandards gilt in der faktischen Umweltgesetzgebung Deutschlands und anderer europäischer Länder keine einheitliche Konzeption. Vielmehr richtet sich die faktische Umweltgesetzgebung nach sehr unterschiedlichen Prinzipien: So finden das Schutzprinzip, das Vorsorgeprinzip mit seinen verschiedenen abgeleiteten Prinzipien, das Prinzip der Gesamtkostenminimierung, das Kostenwirksamkeitsprinzip oder das Nachhaltigkeitsprinzip Anwendung.

Eine derartige Pluralität von Prinzipien ist aus methodologischen Gründen unbefriedigend. An einfachen Beispielen kann man sich nämlich klar machen, daß verschiedene Prinzipien zu verschiedenen Ergebnissen führen. Das gilt z.B. für die alternative Anwendung von Vermeidungs- und Kostenwirksamkeitsprinzip.

Es lassen sich jedoch auch für jedes Prinzip Bereiche anführen, in denen eine Anwendung plausibel ist. Das Vorsorgeprinzip ist z.B. dann sinnvoll, wenn man eine Schädlichkeit nach wissenschaftlichen Kriterien vermutet, über das Maß von Ursachen und Wirkungen aber wenig weiß. In dem Umfang, in dem das Wissen um die quantitativen Beziehungen wächst, verliert die Anwendung des Vorsorgeprinzips seine Plausibilität, da der erreichte Wissensstand eine gezieltere Regelung erlaubt. Eine genaue Kenntnis der quantitativen Beziehungen erlaubt es unter Umständen sogar, auf Vorsorgemaßnahmen zu verzichten und Nachsorgemaßnahmen (z.B. Reparaturen von Sachschäden) zu wählen. Letztlich darf bei der Anwendung des Vorsorgeprinzips nicht aus den Augen verloren werden, daß es pragmatisch nicht sinnvoll und wegen des Verhältnismäßigkeitsprinzips rechtlich nicht zulässig ist, gegenüber extrem kleinen Risikograden sehr aufwendige Vorsorgemaßnahmen zu treffen. Steht ausreichendes Wissen zur Verfügung, so können unter Abwägung der relevanten Risiken gezielt Maßnahmen ergriffen werden.

Abwägungen mit dem Ziel der Auswahl eines umweltpolitischen Prinzips auf der Grundlage der umweltpolitischen Rahmenbedingungen wie der Qualität des vorhandenen Wissens oder der Art der einschlägigen Risiken stellen ein Auswahlkriterium dar, das es erlaubt eine den jeweiligen Kontexten angemessene Wahl zu treffen. Als Metaprinzip soll es *Abwägungsprinzip* heißen. Diesem Abwägungsprinzip gemäß wird also über die Anwendung der einzelnen umweltpolitischen Prinzipien entschieden. Im Hinblick auf den Stand des relevanten Wissens lassen sich mit der Hilfe des Abwägungsprinzips ebenfalls die vordringlichsten Forschungsimperative ableiten.

Die Prinzipien der Transsubjektivität und der Konsistenz sind subsidiär zum Abwägungsprinzip, da das Ergebnis einer Abwägung auf konsistenten Voraussetzungen beruhen und nicht von der abwägenden Person bzw. dem Kontext abhängen soll, in dem die Abwägung durchgeführt wird.

## Naturwissenschaftliche Grundlagen

### Dosis-Wirkungs-Kurven und Modelle

Biologische Wirkungen chemischer Substanzen und physikalischer Faktoren lassen sich durch Dosis-Wirkungs-Kurven darstellen, welche für die Analyse und Bewertung toxischer Effekte von Agentien, einzeln und in Kombination, im Hinblick auf Umweltstandards, vor allem im Niedrigdosisbereich sehr wertvoll sind.

Für bestimmte Wirkungsmechanismen konnten mathematische Modelle der Dosis-Wirkungs-Beziehungen entwickelt werden, und zwar sowohl für reversible als auch für irreversible Effekte. Trotzdem ist eine Extrapolation aus dem mittleren und Hochdosisbereich in den umweltrelevanten Niedrig- und Niedrigstdosisbereich unbefriedigend, da man in diesem Bereich nicht oder in nur sehr geringem Maße über experimentelle Daten verfügt. Eine Zuordnung eines Kurvenmodells zu spärlichen Datenpunkten im Niedrigdosisbereich wird auch dadurch erschwert, daß die Unterschiede z.B. zwischen sigmoiden und exponentiellen Kurven sehr klein sind.

Eine Analyse zahlreicher experimenteller und epidemiologischer Daten ergab in diesem Niedrigdosisbereich für sigmoide Kurven oder Polynomfunktionskurven mit einer linearen oder linear-quadratischen Gleichung einen nahezu identischen Verlauf, was für Umweltstandards interessant ist und weitere Untersuchungen zur Eignung sigmoider Kurven in diesem Zusammenhang wünschenswert erscheinen läßt. Die durchgeführten Analysen und Vergleiche zeigen, daß auch mutagene Effekte oder Tumorfrequenzen gut durch sigmoide Kurven dargestellt werden können.

Bei kombinierter Einwirkung von zwei oder mehreren Agentien können stärkere oder auch schwächere Wirkungen auftreten als bei Einwirkung eines einzelnen Agens, wobei eventuelle Effekte im Niedrigdosisbereich bezüglich Umweltstandards besonders interessieren, die z.B. dann häufig auftreten, wenn Agentien gleichgerichtete toxische Effekte zeigen. Zahlenmäßig herrschen jedoch jene kombinierten Einwirkungen vor, bei welchen verschiedene Agentien unterschiedliche biologische Effekte zeigen, sofern diese überhaupt biologisch wirksam sind. In diesen Fällen sind keine Kombinationseffekte oder Interaktionen zu erwarten. Vielmehr müssen wir mit einem Neben- oder Hintereinander der unterschiedlichen Effekte rechnen.

Kombinationseffekte kann man zum einem mit den entsprechenden Effekten der einzelnen Agentien, zum anderen mit pharmako/toxikodynamischen Modellen von Kombinationswirkungen vergleichen. Für den Nichtfachmann ist es wegen der unterschiedlichen Terminologie („additiv“, „Synergismus“), der unterschiedlichen Versuchsansätze (z.B. Fixdosen- oder Mischungsexperimente) und unterschiedlichen Darstellungsarten (z.B. Dosis-Wirkungs-Kurven oder Isobologramme) schwierig, sich in diesem Bereich zurechtzufinden. Für die Frage von Umweltstandards bei kombinierter Einwirkung von Agentien scheint der Mischungsansatz und die Analyse von Dosis-Wirkungs-Kurven am aussagekräftigsten. Dabei werden Kurven der Komponenten allein und in einer bestimmten Mischung (mit fixer Dosisrelation) erstellt und es können die „Mischungskurven“ mit theoretischen Effekten in Kombination verglichen werden.

Von den Modellen einer Kombinationswirkung interessieren hier vor allem das Modell der Dosis-Additivität und der Unabhängigkeit, welchen bestimmte Mechanismen zugrunde liegen können. Bei Dosis-Additivität verhalten sich die Agentien in Kombination wie Verdünnungen ein und derselben Substanz, bei Unabhängigkeit wie unterschiedlich angreifende Agentien, deren Mechanismen unabhängig voneinander zum selben (toxischen) Effekt führen. Das mathematische Modell der Effekt-Additivität errechnet Kombinationseffekte, die der Summe der Einzeleffekte entsprechen. Unterschiede bzw. Ähnlichkeiten in den Kombinationseffekten dieser Modelle erklären sich durch die Art der Dosis-Wirkungs-Beziehungen und sind abhängig vom untersuchten Dosisbereich.

Während sich im mittleren und höheren Dosisbereich durchaus Unterschiede im Ausmaß der Modell-Kombinationseffekte zeigen können, verschwinden diese weitgehend im Niedrigdosisbereich. Auch zeigen Beispiele empirischer Kombinationseffekte im Niedrigdosisbereich eine Übereinstimmung beobachteter und errechneter Effekte, im mittleren oder höheren Dosisbereich nicht selten stärkere (oder auch schwächere) Effekte als aufgrund der Modelle zu erwarten wäre.

In mittleren und hohen Dosisbereichen können Kombinationseffekte auftreten, welche im Niedrigdosisbereich nicht zu beobachten sind, nämlich Abweichungen

von den Modelleffekten Dosis-Additivität und Unabhängigkeit. Von diesen interessieren hier vor allem jene Kombinationseffekte, welche über die entsprechenden Effekte der Modelle hinausgehen, z.B. überadditive Effekte oder größere Effekte als bei unabhängigem Zusammenwirken. Letzteren liegen spezielle toxikokinetische oder toxikodynamische Prozesse zugrunde, welche die seltenen Fälle spektakulärer Verstärkungen in Kombination erklären. In diesen wenigen Fällen verhalten sich Kombinationen z.T. sehr viel stärker schädigend als die Einzelkomponenten, was durch entsprechende Regelungen berücksichtigt werden muß.

Dort, wo sich auf der Grundlage von Modellen ermittelte Kombinationseffekte, z.B. bei Mehrfachexpositionen, deutlich voneinander unterscheiden, beobachtet man bei toxischen Wirkungen stärkere Effekte des Dosis-Additivitäts-Modells im Vergleich zum Modell der Unabhängigkeit. Bei Unkenntnis der Art der Kombinationswirkungen, kann man für die Beurteilung schwerwiegender oder gefährlicher Schadstoffeffekte Dosis-Additivität als „worst case“-Szenario berücksichtigen.

Aufgrund der theoretischen Überlegungen und der Analyse empirischer Kombinationseffekte *gleichgerichteter Agentien*, z.B. bei Arzneimitteln, Alkohol und mißbildungserzeugenden Stoffen ergibt sich folgendes Bild:

Häufig sind die Effekte in Kombination im mittleren und höheren Dosisbereich größer als jene der stärker wirksamen Komponente, im Niedrigdosisbereich finden wir in der Regel keine Verstärkungseffekte. Bei Antitumorsubstanzen und auch bei Teratogenen mit unterschiedlichem molekularem Angriffspunkt sind die Schwellendosen einer Substanz A in Gegenwart von B nicht erniedrigt. Dosis-additive Kombinationseffekte sind seltener zu erwarten (z.B. bei Hormonen und zum Teil bei krebserzeugenden Agentien).

Neben den beschriebenen toxikodynamischen Kombinationswirkungen sind vor allem auch toxikokinetische Wechselwirkungen von Bedeutung, z.B. indem eine Substanz den Abbau eines anderen Stoffes hemmt. Die oben beschriebenen Modelle eignen sich nicht für die Beschreibung kinetischer Kombinationseffekte, doch verdienen diese Wechselwirkungen besonderes Interesse, da es dadurch in seltenen Fällen zu spektakulären Verstärkungseffekten kommen kann.

### **Kombinierte Einwirkung von Strahlen und Stoffen**

Bei der Exposition durch ionisierende Strahlen ist eine Abschätzung der Dosis in den Targetgeweben und Zellen sehr häufig besser durchzuführen als bei chemischen Stoffen. Da ferner relativ viele experimentelle Daten nach kombinierten Expositionen unter Einschluß von ionisierenden Strahlen vorliegt, werden diese Untersuchungen mit Strahlen exemplarisch in dieser Studie behandelt. Die Dosisgrenzwerte für die Wirkung ionisierender Strahlen am Arbeitsplatz und in der Umwelt sind so angelegt, daß nicht-stochastische, deterministische Strahlenwirkungen vermieden werden können. Es müssen daher nur stochastische Strahlenwirkungen (genetische Mutationen und Krebs) im Bereich der Dosisgrenzwerte und bei niedrigeren Dosen betrachtet werden. Dieses Kriterium muß auch bei Kombinationswirkungen erfüllt werden. Infolgedessen sind solche Agentien von Interesse, die nach Bestrahlung auf den verschiedenen Stufen der Entwicklung von stochastischen Strahlenwirkungen eine Interaktion bewirken können. Die vielfältigen experimentellen Untersuchungen und epidemiologischen Studien

haben folgende Ergebnisse für Kombinationswirkungen zwischen ionisierenden Strahlen und vielfältigen chemischen Stoffen ergeben:

- Gentoxische Substanzen, die wie ionisierende Strahlen die initialen DNA-Schäden bei der Entwicklung von Krebs und Mutationen hervorrufen, führen nach kombinierten Expositionen im allgemeinen zu additiven Effekten. Dieses gilt insbesondere im niedrigen Dosisbereich.
- Substanzen, die die Reparatur von DNA-Schäden nach Exposition durch ionisierende Strahlen hemmen, können überadditive Effekte hervorrufen. Dieses gilt z.B. für Schwermetalle, Koffein und verschiedene Chemotherapeutika. Allerdings müssen relativ hohe Substanzkonzentrationen erreicht werden, damit eine derartige Hemmung der Enzymsysteme der DNA-Reparatur eintritt.
- Substanzen, die die primären Radikalreaktionen nach einer Strahleneinwirkung reduzieren, können eine Verringerung der Strahlenwirkung bewirken. Diese gilt insbesondere für Radikalfänger, z.B. sulfhydrylgruppenhaltige Substanzen.
- Substanzen, die die Regulation der Zellproliferation nach einer Strahlenwirkung verändern, können überadditive Effekte verursachen. In diesen Fällen können Substanzen strahlenbedingte Verzögerungsprozesse im Proliferationszyklus der Zellen, die Reparaturprozesse ermöglichen, verkürzen und damit die DNA-Reparatur reduzieren. Ferner können Substanzen, vor allem hormonell wirkende Stoffe, die Zellproliferation stimulieren und aufgrund derartiger Mechanismen die Krebsentstehung nach Bestrahlung verstärken.

Für Interaktionen zwischen der Entwicklung der Strahlenwirkung und Substanzen ist die zeitliche Abfolge der Expositionen von erheblicher Bedeutung. Bei der Beeinflussung der primären Prozesse der Schadensentwicklung müssen die Expositionen durch ionisierende Strahlen und durch die entsprechenden chemischen Schadstoffe nahe beieinanderliegen. Dieses gilt ebenfalls für solche Substanzen, die die DNA-Reparatur hemmen. Sie müssen innerhalb weniger Stunden nach der Bestrahlung auf die exponierten Zellen einwirken. Dagegen können Substanzen, die zu einer Stimulierung der Zellproliferation und damit zu einer Verstärkung der Krebsentstehung führen, durch wesentlich spätere Expositionen noch einen überadditiven Effekt hervorrufen. Die verschiedenen experimentellen Untersuchungen, bei denen Dosiswirkungsbeziehungen erarbeitet wurden, haben gezeigt, daß überadditive Effekte im allgemeinen nur im mittleren und höheren Dosisbereich auftreten. Im niedrigen Dosisbereich ergeben sich überwiegend additive Wirkungen. Hierbei ist ebenfalls zu berücksichtigen, daß alle Expositionen durch chemische Substanzen von Expositionen durch ionisierende Strahlen im niedrigen Dosisbereich aus natürlichen Quellen begleitet werden.

Untersuchungen der Kombinationswirkungen nach Exposition durch dicht-ionisierende Strahlen (Neutronen, Alpha-Strahlen und andere) mit toxischen Substanzen haben ergeben, daß Stoffe, die die DNA-Reparatur hemmen, bei diesen Kombinationen im geringeren Maße zu überadditiven Wirkungen führen. Dagegen können Stoffe, die die Zellproliferation stimulieren, auch mit dicht-ionisierenden Strahlen überadditive Wirkungen hervorrufen. Allgemein hat sich

also ergeben, daß überadditive Wirkungen zwischen chemischen Schadstoffen und ionisierenden Strahlen nur dann zum Tragen kommen, wenn spezifische Interaktionen zwischen dem Schadstoff und den verschiedenen Stufen der Entwicklung der Strahlenwirkung stattfinden. Dabei wird im allgemeinen eine relative Erhöhung des Strahlenrisikos um den Faktor 2-3 erreicht. In sehr wenigen Fällen geht diese Wirkung über den Faktor 5 hinaus.

Die Analysen epidemiologischer Untersuchungen haben überadditive Effekte bei strahlenexponierten Personen aufgedeckt, die starke Zigarettenraucher sind. Auch hier sind hohe Expositionen notwendig gewesen, damit ein überadditiver Effekt bei der Rate an Lungentumoren eintritt.

Insgesamt zeigen die Untersuchungen kombinierter Expositionen mit ionisierenden Strahlen eine Reihe von Expositionsmöglichkeiten auf, die zu überadditiven Wirkungen führen können. Es konnten eine Reihe von Vorstellungen zu den Wirkungsmechanismen erarbeitet werden, die die Extrapolation für weitere Kombinationsmöglichkeiten erlauben. Allerdings sind diese überadditiven Wirkungen nur im mittleren und höheren Dosisbereich beobachtet worden. Daher muß die Extrapolation dieser Daten in dem niedrigen Dosisbereich weiterhin validiert werden.

### **Kombinierte Einwirkung von Stoffen**

Die Zahl der Kombinationsmöglichkeiten chemischer Stoffe ist Legion, der Teil der tatsächlich im menschlichen Alltag und in der Umwelt vorkommenden Expositionen noch immer unüberschaubar groß. Dies hebt die rein chemischen Kombinationen von einfacheren Systemen wie Strahlen und Arzneimittel sowie Expositionen im Beruf deutlich ab und erfordert unterschiedliche Strategien der Ermittlung, Bewertung und Regelung.

Ausdruck der sich von anderen Systemen unterscheidenden Vielfalt ist auch die Tatsache, daß die meisten Grenzwerte zur Risikominderung oder -vermeidung für chemische Stoffe festgesetzt worden sind. Die bei der Festlegung der Grenzwerte angelegten Kriterien variieren jedoch in außerordentlichem Maße. Einzelne, v.a. länger bestehende Kategorien orientieren sich an Wirkungsschwellen, andere folgen Minimierungsgeboten, der Umfang der dabei waltenden „Vorsorge“ schwankt in weiten Grenzen, mit dem Ergebnis: Die „Sicherheitsspannen“ variieren von 0 bis nahe eine Million. Die Gründe dafür sind zahlreich: Unterschiede in den Traditionen handelnder akademischer Disziplinen, Unsicherheiten in der Bewertung naturwissenschaftlicher Risikodaten, in gesellschaftspolitischen Ansprüchen, in der Akzeptanz von (Rest-)Risiken u.a.m. Bei weiten Spannen von Sicherheitszuschlägen verschiedener Grenzwerttypen verbieten sich die verlockenden, von administrativer Seite immer wieder vorgetragenen Versuche, zur Regelung kombinierter Einwirkungen schlichte Rechenmodelle anzuwenden, die Grenzwertfragmente nach Maßgabe ihrer Anteile in Gemischen additiv aggregieren.

Der Literaturstand zu toxischen Wirkungen von Gemischen chemischer Stoffe zeigt eine nicht systematische und nicht flächendeckende Bearbeitung des Themas. Sehr heterogene Fragestellungen und vor allem die Anwendung sehr hoher, für Grenzwertfragen irrelevanter Dosen erschweren den Vergleich der Daten zum Zwecke der Erarbeitung gemeinsamer Gesetzmäßigkeiten. Aus diesem Grunde

wird in dieser Abhandlung der Versuch unternommen, die Beschreibung der Kenntnisse zu Kombinationswirkungen chemischer Stoffe – unter Verzicht auf Vollständigkeit – nach mechanistischen Modellvorstellungen zu ordnen.

Stoffe im Gemisch können am gleichen oder an ungleichen Zielorganen angreifen, nach gleichen oder unterschiedlichen Mechanismen funktionieren, unverändert oder nach enzymatischer Umwandlung wirksam werden; dies unabhängig voneinander oder unter gegenseitiger Beeinflussung (Interaktion). Interaktionen, die für Kombinationswirkungen weitaus wichtigere Kategorie, können sich auf allen Stufen der Stoffbewegung im Organismus abspielen: bei der Resorption und Verteilung, der Metabolisierung, beim Einschleusen in Zellen, an der (biochemischen) Zielstruktur in der Zelle, bei der Reparatur gesetzter Schäden. Je nach der Richtung der Wirkungsbeeinflussung sind in Kombination völlig unabhängige, additive, unter- oder überadditive Effekte zu erwarten. Für die Frage der Grenzwertsetzung für Kombinationen sind überadditive Effekte von besonderer Bedeutung.

Aus den mechanistischen Grundgegebenheiten lassen sich als Grundlage eventueller Grenzwertsetzungen verschiedenartige Szenarien ableiten, die eine Voraussage über Interaktionen und ihre Folgen für Kombinationswirkungen ermöglichen:

- Stoffe in Kombination greifen als solche, d.h. in unveränderter Form, an verschiedenen Zielstrukturen unabhängig voneinander an und erzeugen unterschiedliche Schadeffekte. Im Hinblick auf die relative Spezifität von Schadstoffwirkungen dürfte dies der häufigste Fall sein. Hier haben wirkungsbezogene Einzelstoffgrenzwerte auch in Kombination Gültigkeit.
- Stoffe erzeugen in unveränderter Form und unabhängig voneinander an gleichen Zielorten die gleiche Wirkung. Dabei wird Addition der Effekte angenommen. Grenzwerte für Einzelstoffe schützen, wenn sie an Wirkungsschwellen orientiert sind, u.U. nicht hinreichend, sie bedürften gegebenenfalls der Absenkung.
- Stoffe wirken erst nach enzymatischer Biotransformation. Hemmt die eine Komponente die Ausbildung der Wirkform der anderen, ist Wirkungsabschwächung zu erwarten. Bestehende Grenzwerte für Einzelstoffe schützen hinreichend.
- Hemmt ein Stoff die enzymatische Inaktivierung eines anderen, so kann - sofern das Ausmaß der Entgiftung hoch ist - eine starke Wirkungssteigerung entstehen. Diese Kombination, obwohl selten auftretend, ist für praktische Regelungen die wichtigste, da u.U. überadditive Steigerungen auftreten können.

Theoretisch besteht die Möglichkeit, daß ein Wirkstoff durch Induktion der Bioaktivierungsenzyme des anderen dessen Wirkung verstärkt. Da Grenzwerte für solche Stoffe, z.B. Tumorpromotoren, in aller Regel unterhalb der Schwellenwerte für die Induktion angesetzt werden, spielt dieser Fall im praktischen Felde keine wesentliche Rolle.

Die Beschreibung des Literaturstandes nach dieser Vorgabe trennt konventionell-toxische Stoffe („reversible“ Wirkung) von gentoxischen (Mutationen und Krebs auslösenden, „irreversible“ Wirkung), da letztere anderen Gesetzmäßigkeiten von Dosis und Wirkung gehorchen: Es können keine Schwellendosen ermittelt

werden. Beispielhaft werden Ergebnisse der Prüfung komplexer, undefinierter Gemische dargestellt und gezielt zusammengesetzt gegenübergestellt. Sie werden auf die Richtigkeit vorgegebener Hypothesen überprüft. Die nach obigem Schema theoretisch abgeleiteten Vorhersagen werden im wesentlichen vom Literaturstand bestätigt; scheinbare Widersprüche lassen sich erklären. Valide Vorhersagen können allerdings nur getroffen werden, wenn die toxikokinetischen und toxikodynamischen Eigenschaften der Komponenten eines Gemisches in hinreichendem Maße vorab erarbeitet worden sind. Je nach Angriffsort und Angriffsart werden die Unabhängigkeits- und die Interaktionsregeln als solide bekräftigt. Im Falle von Interaktionen ergibt sich für die praktische Umsetzung die essentielle Generalregel: Mit fallender Dosis werden additive/überadditive Effekte schwächer, im Grenzwertbereich sind sie meistens nicht mehr nachweisbar. Ausnahmen beruhen ausschließlich auf mangelhafter Vorkenntnis der Wirkungseigenschaften einzelner Komponenten von Gemischen.

### **Kombinierte Einwirkung auf Pflanzen**

Von Ozon, den sauerstoffhaltigen Schwefelverbindungen und den Stickstoffimmissionen gehen in Mitteleuropa wie in Nordamerika gegenwärtig die größten Gefährdungen für die Vegetation aus. Über die Wirkungen dieser Verunreinigungen als Einzelkomponenten existieren auch umfangreiche experimentelle und epidemiologische Untersuchungsbefunde. Zugleich liegen für die genannten Schadstoffe als Einzelkomponenten von verschiedenen Fachgremien abgeleitete Richtwerte zum Schutz der Vegetation vor. Aus diesen Gründen sind die drei Komponenten als Beispiele für die Evaluation von Kombinationseffekten in der Ökotoxikologie ausgewählt worden.

Kombinationen dieser Schadstoffe verursachen neben subadditiven, additive und überadditive Reaktionen bei Pflanzen. Bei schwachen Schadwirkungen können additive Wirkungen geringfügig überschritten werden. Fast sämtliche Kombinationen ergeben Kombinationseffekte, welche (weitgehend) unabhängigen Wirkungen entsprechen, also auf das Fehlen besonderer Interaktionen hinweisen. Eine Ausnahme bildet die Kombination von  $\text{SO}_2$  und  $\text{NO}_2$ , bei der häufig ein Synergismus im Sinne einer überadditiven Wirkung gefunden worden ist. Die Ursache dieser verstärkenden Wechselwirkung wird diskutiert.

Die unterschiedlichen Wirkungseigenschaften der ausgewählten Komponenten ( $\text{SO}_2$  und  $\text{O}_3$  phytotoxisch,  $\text{SO}_2$  unter Schwefelmangel und die N-Verbindungen bis zu einer bestimmten Belastungsstufe trophisch) haben zur Folge, daß bereits bei geringen Konzentrationsverschiebungen qualitative Änderungen in den Pflanzenreaktionen auftreten.

Die Ableitung von Richtwerten zum Schutz der Vegetation gegenüber Mischimmissionen stützt sich auf Ergebnisse aus drei methodischen Ansätzen:

- vergleichende experimentelle Untersuchungen zur Wirkung von zwei oder drei Komponenten einzeln oder in Kombination;
- vergleichende epidemiologische Untersuchungen in Belastungsgebieten zur Wirkung gefilterter und ungefilterter Luft;
- Modelle zur Ableitung noch tolerierbarer Konzentrations-Zeitmuster.

Die Ergebnisse aus diesen Untersuchungen reichen nicht aus, Richtwerte für Kombinationsbelastungen mit den ausgewählten Komponenten festzulegen, die unterhalb vorliegender Richtwerte für die Einzelkomponenten liegen:

- Bei der Festlegung der Richtwerte für Einzelkomponenten wurden von den zuständigen Expertengremien mehr oder minder explizit auch Resultate von Versuchen unter Kombinationsbelastungen berücksichtigt.
- Die in den Kombinationsversuchen applizierten niedrigsten Konzentrationen an Schadgasen, die noch zu subadditiven, additiven oder überadditiven Wirkungen geführt haben, lagen jeweils oberhalb der für die Einzelschadstoffe abgeleiteten Richtwerte zum Schutz der Vegetation.
- Pflanzen sind bei Exposition in Kammersystemen meistens einer höheren Depositionsgeschwindigkeit, d.h. bei gleicher Schadstoffkonzentration einer höheren effektiven Dosis als im Freiland ausgesetzt. Da sich die Richtwertableitung für Einzelkomponenten wesentlich auf experimentelle und epidemiologische Untersuchungen in Kammersystemen stützt, sollte durch die so gewonnenen Richtwerte eine Sicherheitsmarge enthalten sein.

## Risikowahrnehmung

Aus psychologischer und soziologischer Sicht sind die Strukturen und Prozesse der individuellen Wahrnehmung von Risiken und der soziale Umgang mit ihnen näher zu beleuchten. Das Augenmerk liegt dabei auf der Ebene der Vorstellungen und Assoziationen, mit deren Hilfe Menschen ihre Umwelt begreifen und auf deren Basis sie ihre Handlungen ausführen; man spricht von ‚konstruierter Realität‘. Folgende Vorstellungsmuster prägen den Bedeutungsumfang von Risiko in der intuitiven Wahrnehmung:

- *Risiko als Bedrohung*: Die Vorstellung, das Ereignis könne zu jedem beliebigen Zeitpunkt die betroffene Bevölkerung treffen, erzeugt das Gefühl von Bedrohtheit und Machtlosigkeit. Das Ausmaß des wahrgenommenen Risikos ist hier eine Funktion von drei Faktoren: *der Zufälligkeit des Ereignisses, des erwarteten maximalen Schadensausmaßes und der Zeitspanne zur Schadensabwehr.*
- *Risiko als Schicksalsschlag*: Natürliche Katastrophen werden meist als unabwendbare Ereignisse angesehen, die zwar verheerende Auswirkungen nach sich ziehen, die aber als „Launen der Natur“ oder als „Ratschluß Gottes“ (in vielen Fällen *auch als* mythologische Strafe Gottes für kollektiv sündiges Verhalten) angesehen werden und damit dem menschlichen Zugriff entzogen sind.
- *Risiko als Herausforderung der eigenen Kräfte*: In diesem Risikoverständnis gehen Menschen Risiken ein, um ihre eigenen Kräfte herauszufordern und den Triumph eines gewonnenen Kampfes gegen Naturkräfte oder andere Risikofaktoren auszukosten. Sich über Natur oder Mitkonkurrenten hinwegzusetzen und durch eigenes Verhalten selbst geschaffene Gefahrenlagen zu meistern, ist der wesentliche Ansporn zum Mitmachen.

- *Risiko als Glücksspiel:* Wird das Zufallsprinzip als Bestandteil des Risikos anerkannt, dann ist die Wahrnehmung von stochastischer Verteilung von Auszahlungen dem technisch-wissenschaftlichen Risikokzept am nächsten. Nun wird dieses Konzept bei der Wahrnehmung und Bewertung technischer Risiken so gut wie nie angewandt.
- *Risiko als Frühindikator für Gefahren:* Nach diesem Risikoverständnis helfen wissenschaftliche Studien schleichende Gefahren frühzeitig zu entdecken und Kausalbeziehungen zwischen Aktivitäten bzw. Ereignissen und deren latente Wirkungen aufzudecken. Beispiele für diese Verwendung des Risikobegriffs findet man bei der kognitiven Bewältigung von geringen Strahlendosen, Lebensmittelzusätzen, chemischen Pflanzenschutzmitteln oder genetischen Manipulationen von Pflanzen und Tieren.

Viele Menschen nehmen Risiken als ein komplexes, mehrdimensionales Phänomen wahr, bei dem subjektive Verlusterwartungen (geschweige denn die statistisch errechnete Verlusterwartung) nur eine untergeordnete Rolle spielen, während der Kontext der riskanten Situation, der in den unterschiedlichen Bedeutungen von Risikoverständnissen zum Tragen kommt, maßgeblich die Höhe des wahrgenommenen Risikos beeinflusst. Die Kontextabhängigkeit der Risikobewertung ist der entscheidende Faktor. Diese Abhängigkeit von den Begleitumständen ist nicht willkürlich, sondern folgt gewissen Gesetzmäßigkeiten. Diese lassen sich durch *gezielte* psychologische Untersuchungen aufdecken. Untersuchungen zu den Kontextbedingungen der Risikowahrnehmung haben dabei u.a. folgende Faktoren als relevant identifizieren können:

- Gewöhnung an die Risikoquelle;
- Freiwilligkeit der Risikoübernahme;
- Persönliche Kontrollmöglichkeit des Risikogrades;
- Katastrophenfähigkeit der Risikoquelle;
- Eindruck einer gerechten Verteilung von Nutzen und Risiko;
- Eindruck der Reversibilität der Risikofolgen;
- Vertrauenswürdigkeit der Informationsquellen.

Die Bedeutung dieser qualitativen Merkmale zur Beurteilung von Risiken bietet eine naheliegende Erklärung für die Tatsache, daß ausgerechnet die Risikoquellen, die bei der technischen Risikoanalyse als besonders risikoarm abschneiden, bei der Bevölkerung den größten Widerstand auslösen. Die als kontrovers angesehenen Risikoquellen, wie etwa die Kernenergie, werden besonders häufig mit negativ beladenen Attributen, dagegen Freizeitrisiken mit eher positiven Attributen assoziiert.

Wie sich die hier aufgezeigten Reaktionsmuster für den Fall kombinierter Risiken verändern, ist bislang empirisch nicht untersucht. Um diese Forschungslücke zu füllen, wurde 1998 im Rahmen des Projektes eine repräsentative Umfrage unter der Bevölkerung des Bundeslandes Baden-Württemberg durchgeführt. Befragt wurde eine repräsentative Auswahl von rund 1.500 Erwachsenen. Schwerpunkt der Befragung war die Wahrnehmung und Bewertung von Technik in der Bevölkerung. Im Rahmen der Befragung wurde auch die Bedeutung von Umweltrisiken im allgemeinen und von kombinierten Umweltrisiken im besonderen erforscht.

Dabei zeigte sich in der Bewertung von kombinierten Umweltrisiken eine breite Kluft zwischen der Meinung der meisten Experten und der in der Untersuchung befragten Laien. Die Befragten waren zu über zwei Drittel davon überzeugt, daß in der Regel überadditive Effekte beim Zusammenwirken mehrerer Schadstoffe zu erwarten sind. Ein knappes Viertel (23,8%) antwortete indifferent und lediglich 9,6% lehnten dies ab. Der Grund für dieses eindeutige Antwortverhalten kann einerseits aus Erfahrungen im Alltag mit mittleren oder hohen Dosen von Arznei- und Genußmitteln abgeleitet werden. Andererseits spielt die für den Risikotyp ‚schleichende Bedrohung‘; typische Risikoaversion, vor allem die Intoleranz von weiter bestehenden Ungewißheiten eine wesentliche Rolle. Aufgrund dieser Erwartungshaltung ist es doch zu verstehen, daß die meisten Menschen Berichten über Gesundheitsschäden durch kombinierte Umweltbelastungen weitgehend Glauben schenken und daß es den Experten aus Wissenschaft und Regulationsbehörden schwer fallen wird, die skeptische Öffentlichkeit vom Gegenteil zu überzeugen.

Mögliche gesundheitliche Auswirkungen werden nicht nur durch die Schadstoffe ausgelöst, sondern stellen sich auch als Ergebnis von psychischen oder psychosomatischen Prozesse ein. Von besondere Bedeutung sind dabei diejenigen psychosomatischen Reaktionen, die unter der Kategorie des „multiple chemical sensitivity syndrome“ in der Literatur bekannt geworden sind. Die öffentliche Wahrnehmung dieser Syndrome trägt zur Popularisierung eines Wirkungszusammenhangs bei. Ein Teufelskreis nimmt damit seinen Anfang: Die Wahrnehmung von Expositionen vor allem von kombinierten Schadstoffen löst bei den Betrachtern Angst und Unbehagen aus. Dieses Unbehagen wiederum führt in Einzelfällen zu psychosomatischen Reaktionen. *Diese* Reaktionen werden beobachtet und gelten dann als Belege für den vermuteten Zusammenhang zwischen Emission und Gesundheitsschaden.

Darüber hinaus eignen sich Kombinationswirkungen als Themen politischer Mobilisierung. Zunächst einmal sind sie Gegenstand der Berichterstattung, da Gesundheit und Umwelt beliebte Themen in den Medien sind. Aufgrund der Wahrnehmung von realen Krankheitsbildern, des Verlustes an Glaubwürdigkeit in die Experten und der Diskrepanz zwischen Risikoforschern und Laien baut sich öffentlicher Druck auf, um die Politik zu einer schärferen Regulation zu bewegen. Dieser Druck führt natürlich zu Gegendruck bei den Gruppen, die von einer schärferen Regulierung negativ betroffen wären. Der Streit polarisiert die Gesellschaft.

## Ökonomische Gesichtspunkte

Die Umweltpolitik sollte einerseits gewährleisten, daß bestimmte Belastungsgrenzen für Mensch und Umwelt eingehalten werden, sie sollte andererseits aber auch Kostengesichtspunkte beachten. Die Umweltökonomie hebt die Bedeutung des Grundsatzes der Kostenwirksamkeit hervor. Sie arbeitet für den Einschadstoffall heraus, daß ökonomische Instrumente (Umweltabgaben und -zertifikate) in gewissen Fällen einen kostengünstigeren Umweltschutz als das Ordnungsrecht ermöglichen und deshalb dort zur Anwendung kommen sollten. Im Mehrschadstoffall bekommt das Wirtschaftlichkeitsziel jedoch darüber hinaus Bedeutung. Unter

diesen Bedingungen sind mindestens zwei Stoffe für einen Schaden verantwortlich. Ist eine Belastungsgrenze festgelegt, so ist dann zu klären, welcher der Schadstoffe in welchem Maß reguliert werden soll. Aus der Sicht der Ökonomie sollte diese Entscheidung nach Maßgabe des Kriteriums der Kostenwirksamkeit erfolgen. Die Grenzwerte sollten also derart festgelegt werden, daß die volkswirtschaftlichen Gesamtkosten am geringsten sind.

Durch Umweltbeeinträchtigungen können Gesundheitsschäden, Sachschäden (einschließlich Produktionseinbußen) und ökologische Schäden hervorgerufen werden. Belastungsgrenzen leiten sich aus Zielvorstellungen über das Ausmaß der zulässigen Schäden in diesen Bereichen ab. Solche Leitziele liefern den Maßstab für Grenzwerte der Umweltpolitik. Zentrales Leitziel der Umweltpolitik ist die Sicherung der Volksgesundheit, wobei Gesundheit in bestimmter Weise abgegrenzt wird und sich anhand der relativen Häufigkeit oder des Schweregrades einer Krankheit messen läßt. In der Kostenwirksamkeitsbetrachtung werden die Leitziele der Umweltpolitik als gegeben angenommen.

Angenommen sei, daß ein Leitziel mit unterschiedlichen Agentienkombinationen vereinbar ist. Es soll also eine Substitutionsmöglichkeit zwischen den Agentien (A und B) bestehen. Eine bestimmte zusätzliche Menge von A verlangt dann nach Maßgabe der relativen spezifischen Schädlichkeiten der Stoffe eine bestimmte Verminderung der Menge von B. Die Art der Kombinationswirkung (Additivität, Über- und Unteradditivität) beeinflußt das Verhältnis der spezifischen Schädlichkeiten der Substanzen. Es bietet sich die Möglichkeit, aus dem Bündel ökologisch äquivalenter Kombinationen eine Auswahl nach Kostengesichtspunkten zu treffen. Um die Kosten des Umweltschutzes möglichst gering zu halten, sollten Agentien, deren Reduzierung mit relativ geringen Kosten und/oder relativ starkem Entlastungseffekt verbunden ist, stärker reduziert werden als Stoffe mit relativ hohen Vermeidungskosten und/oder relativ geringem Entlastungseffekt. Weil die Kosten typischerweise mit zunehmender Menge der Vermeidung eines Schadstoffes progressiv ansteigen, wird es meist angezeigt sein, Einschränkungen bei allen beteiligten Stoffen vorzunehmen. Man sollte sich nicht auf einen Stoff beschränken, auch wenn dieser die Hauptursache für die Schadensentstehung darstellt. Im Ausnahmefall eines sehr kostengünstig zu vermeidenden und bei Reduzierung stark entlastend wirkenden Stoffes kann es aber auch effizient sein, sich auf diesen Stoff zu konzentrieren.

Ob sich die Wirkungen der Agentien in Kombination verstärken oder abschwächen oder ob sie dieselben wie bei getrenntem Auftreten sind, beeinflußt das Kostenniveau der Umweltpolitik. Die Kosten des Umweltschutzes erhöhen sich bei Überadditivität der Wirkungen im Vergleich zur Additivität. Die Verstärkung der Einzeleffekte kommt einer Kostensteigerung gleich. Um das gleiche Leitziel wie bei Additivität einzuhalten, müssen strengere Umweltstandards für die Agentien gesetzt werden. Das verursacht höhere Kosten. Ein gegebenes Ziel läßt sich dann im politischen Prozeß tendenziell schwieriger durchsetzen. Wenn sich dagegen zwei Substanzen in den Schadenswirkungen abschwächen, wirkt dies wie eine kostenlose Vermeidung. Bei additiver Beziehung müßten die Grenzwerte niedriger angesetzt werden, um die gleiche Schutzwirkung wie bei Unteradditivität zu erzielen. Die Einhaltung eines Leitzieles ist mit weniger strengen Anforderungen und deshalb mit geringeren Umweltkosten verbunden. Hohe Kosten des Umweltschutzes sind ein wesentliches Hemmnis für die Durchsetzung strenger Umwelt-

standards. Wegen dieser unterschiedlichen Kostenimplikationen ist es wichtig, Klarheit über die Art der Wirkungen zu erlangen.

Kostenvergleiche sind nur bei quantitativ formulierten Leitzielen (höchstzulässige Gesundheitsrisikograde, Obergrenzen für die globale Erwärmung, Vermeidung von Sommersmog u. a.) und Grenzwerten möglich. Damit wird die allgemeine Forderung der Ökonomie an den Gesetzgeber unterstrichen, stärker als bisher quantitative statt qualitative Zielfestlegungen („Vermeidung schädlicher Umwelteinwirkungen“ oder „Umweltvorsorge nach dem Stand der Technik“) vorzunehmen.

Mit Hilfe eines geeigneten Instrumentariums (Ordnungsrecht, Abgaben, Zertifikate, Selbstverpflichtungen und Subventionen) ist sicherzustellen, daß die gesetzten Grenzwerte eingehalten werden. Die spezielle Anforderung an den Instrumenteneinsatz besteht im Mehrschadstofffall darin, die effiziente Vermeidungsstruktur herbeizuführen. Dazu sind nicht alle Instrumente stets in gleicher Weise geeignet. Bei Kombinationswirkungen mit linearer Additivität weisen Zertifikate Vorteile auf. Wenn Umweltabgaben oder ordnungsrechtliche Maßnahmen eingesetzt werden, sind die effizienten Grenzwerte direkt als Zielwerte zu setzen. Bei Emissionszertifikaten und linear additiver Exposition vereinfacht sich die Aufgabe. Dabei ist die Kenntnis der Vermeidungskostenstruktur nicht erforderlich. Es muß lediglich eine Kombination der Immissionen, die mit dem Leitziel vereinbar ist, und die spezifische Schädlichkeit der Stoffe bekannt sein. Durch die Ausgabe von Zertifikaten in Höhe der als zulässig erkannten Emissionen, die im Verhältnis der spezifischen Schädlichkeiten der Stoffe untereinander getauscht werden können, kann man erreichen, daß sich die effiziente Struktur durch die Anpassungen der Wirtschaft einstellt.

Bei nichtlinearen Kombinationswirkungen besteht dieser Vorteil von Zertifikatösungen nicht mehr. Kombinierte Expositionen legen in diesen Fällen kein spezielles Instrumentarium nahe. Auf welche Weise bestimmte Schutz- und Vorsorgeziele am besten erreicht werden, hängt dann wie bei Einzelexpositionen vom jeweiligen Problem ab.

Dort, wo man über Kombinationswirkungen noch relativ wenig weiß, sind Entscheidungen über Grenzwerte unter unsicheren Bedingungen zu treffen. Ökonomische Entscheidungsmodelle helfen, die relevanten Bestimmungsfaktoren (relative Schädlichkeiten und relative Vermeidungskosten, Ausmaß und Messung der Unsicherheit sowie Risikobewertung) für ökonomisch rationale Entscheidungen offenzulegen. Dies wird für unterschiedliche Grade der Unsicherheit (stochastisches Modell, Fuzzy-Modell und Ungewißheitsmodell) gezeigt. Die Analyse macht deutlich, daß auch bei eingeschränktem Kenntnisstand rationale Entscheidungen möglich sind. Bei der Festlegung von Grenzwerten sollten deshalb entscheidungstheoretische Verfahren herangezogen werden.

Weil in der Praxis bisher die Einzelstoffbetrachtung vorherrscht und Kosteneffizienzüberlegungen bei Mehrschadstoffphänomenen kaum eine Rolle spielen, eröffnen sich Möglichkeiten für eine Verbesserung der Politik. Im Zuge einer Reform kann es sich insbesondere als vorteilhaft erweisen, eine bisher nur auf einen Schadstoff ausgerichtete Politik auf andere Schadstoffe auszuweiten (Beispiel Klimaschutzpolitik) und das Verhältnis der bestehenden (Einzelstoff-) Grenzwerte für alle an einem Schaden beteiligten Agentien abzuändern. Auch wenn nur wenige Informationen über die Wirkungen ökologisch äquivalenter

Agentienkombinationen vorliegen, ist der ökonomische Ansatz sinnvoll, denn wenn bspw. nur drei ökologisch gleichwertige Kombinationen mehrerer beteiligter Schadstoffe bekannt sein sollten, ist immerhin zwischen diesen eine Auswahl nach volkswirtschaftlichen Kostengesichtspunkten möglich.

Falls mehrere Schadstoffe sowohl in Kombination als auch getrennt auftreten, sollte eine differenzierte Politik betrieben werden, die bei den kombinierten Expositionen mit besonderen Grenzwerten arbeitet und ansonsten Einzelwerte verwendet.

Meist wird es am effizientesten sein, alle wichtigen mitverursachenden Agentien in die Politik einzubeziehen. In besonderen Fällen mag aber auch die Konzentration auf einen Schadstoff am kostengünstigsten sein. In diesem Fall kommt es möglicherweise zu einem Konflikt mit dem Ziel der gerechten Lastenverteilung, nach dem alle Verursacher von Umweltbelastungen zur Verantwortung herangezogen werden sollten. Problematisch sind einseitige Belastungszuweisungen insbesondere dann, wenn Unternehmen, die in direktem Wettbewerb zueinander stehen, unterschiedlich betroffen sind und daher der Wettbewerb verzerrt ist. Eine mögliche Lösung des Konfliktes zwischen Effizienz und Verteilungsgerechtigkeit besteht darin, daß zwischen dem Belasteten und dem Freigestellten ein finanzieller Ausgleich herbeigeführt wird.

## Rechtsfragen von Kombinationswirkungen

Rechtsfragen von Kombinationswirkungen von Stoffen und Strahlen spielen bislang im deutschen Umweltrecht keine zentrale Rolle. Insbesondere fehlt es an einer rechtswissenschaftlichen Durchdringung dieser Fragestellung. Aufgrund verfassungsrechtlicher Schutzpflichten ist der Staat zu einem umfassenden Schutz des einzelnen gegen Gefahren und Risiken durch Umweltbelastungen verpflichtet, der auch Kombinationswirkungen einschließt. Jedoch besteht insbesondere im Bereich bloßer Vorsorge ein weiter politischer Gestaltungsspielraum.

Die einzelnen medienbezogenen Umweltgesetze enthalten keine ausdrücklichen Regelungen über Kombinationswirkungen, schließen im Hinblick auf die allgemeinen Formulierungen des Gesetzeszwecks und der Eingriffsermächtigungen die Berücksichtigung solcher Wirkungen aber nicht aus. Im Stoffrecht fordert das Arzneimittelgesetz ausdrücklich eine Berücksichtigung des Zusammenwirkens mehrerer Stoffe. Das Chemikalienrecht ist hinsichtlich der Ermittlung gefährlicher Eigenschaften auf den Einzelstoff bezogen, bei der Regulierung (Verbote und Beschränkungen, Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung) kann dagegen Kombinationswirkungen Rechnung getragen werden. Entsprechendes gilt für das Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetz.

Untergesetzliche Regelwerke in Form von Grenz- oder Richtwerten, Auslösewerten und Einstufungsregeln tragen vielfach Kombinationswirkungen Rechnung. Dabei rechnen sie solche Wirkungen in den Sicherheitsabstand ein, sehen einen Stoff als prägend an oder gehen von Konzentrations- oder dosisadditiven Wirkungen aus, vielfach mit Korrekturmöglichkeiten bei Anhaltspunkten für überadditive oder antagonistische Wirkungen, ohne daß freilich eine Verpflichtung hierzu besteht. Von besonderer Bedeutung sind Immissionswerte und Emissions- bzw.

Einleitungswerte für krebserzeugende und bestimmte andere besonders gefährliche Stoffe, maximale Arbeitsplatzkonzentrationswerte im Arbeitsschutz und Regelungen über die Einstufung von Zubereitungen sowie wassergefährdenden Gemischen.

Fragen der Zurechnung von Kombinationswirkungen werden insbesondere im Umwelthaftungsrecht diskutiert. Mit der Anteilhaftung und der gesamtschuldnerischen Haftung mit Innenausgleich hat das private Haftpflichtrecht zwei Zurechnungsmodelle entwickelt, die auf andere Fälle „retrospektiver“ Zurechnung übertragbar sind; dies zeigt die Regelung der Verursacherverantwortung nach dem Bundesbodenschutzgesetz. Bei „prospektiver“ Regelung folgt man überwiegend dem Prioritätsprinzip. Die Denkfigur einer „Emittentengemeinschaft“ mit gemeinsamer Verantwortung wird grundsätzlich abgelehnt.

In den Vereinigten Staaten, der Schweiz und den Niederlanden wird Kombinationswirkungen in Teilbereichen des Umweltrechts in weitergehendem Umfang Rechnung getragen als in Deutschland.

Es ist evident, daß die Kenntnisse über Art und Umfang von Kombinationswirkungen bisher nicht ausreichen. Die rechtlichen Regelungen über die Ermittlung von Kombinationswirkungen sollten daher verbessert werden. Dazu bedürfte es vor allem einer Novellierung des Chemikalienrechts auf EU-Ebene. Bereits in der Grundprüfung sollte der Hersteller verpflichtet sein, Anhaltspunkte für Kombinationswirkungen zu ermitteln; diese Kenntnisse wären dann ggf. aufgrund von Prüfnachforderungen zu vertiefen. Auch die Altstoffprüfung sollte entsprechend geändert werden.

Bei der Regulierung von Kombinationswirkungen ist aus rechtlicher Sicht zu beachten, daß die Rechtsordnung den Staat nicht zu einer inhaltlich „optimalen“ Lösung nötigt. Die Anwendung des Schutzprinzips (Gefahrenabwehr) und des Vorsorgeprinzips (Risikovorsorge) ermöglicht angemessene Lösungen, wenn deren rechtsstaatliche Grenzen beachtet werden. Grundsätzlich ist zwischen nachgewiesenen und vermuteten Kombinationswirkungen zu unterscheiden. Bei bloßem Verdacht auf Kombinationswirkungen kann nach dem Vorsorgeprinzip vorgegangen werden, dies setzt aber ein Minimum an Plausibilität des Verdachts voraus. Rein spekulative Annahmen über Kombinationswirkungen sind nicht ausreichend, jedenfalls müssen Korrekturmöglichkeiten für den Fall bestehen, daß sich aus der gemeinsamen Exposition gegenüber mehreren Stoffen keine Kombinations-, sondern völlig verschiedenartige Wirkungen ergeben. Von daher sind pauschale Risikominderungsstrategien ohne Anhaltspunkte für Kombinationswirkungen problematisch. Soweit Anhaltspunkte für Kombinationswirkungen überhaupt bestehen, ist die Modellannahme dosisadditiver Wirkungen oder aber unabhängiger Kombinationswirkungen grundsätzlich zulässig. Es bedarf jedoch ausreichender Korrekturmöglichkeiten für den Fall, daß andersartige, insbesondere überadditive, Wirkungen festgestellt werden.

Als Regulierungsstrategien kommen besondere Einzelfallbewertungen, Sicherheitsabstände, Grenzwerte für Kombinationswirkungen und Begrenzungen der Ausbreitung in Betracht. Für Auswahl und Zuschnitt dieser Strategien besteht ein weites exekutives Ermessen. Unter den möglichen Strategien zur Regulierung von Kombinationswirkungen stellt die Einzelbewertung die grundsätzlich überlegene Lösung dar. Sie darf jedoch aus pragmatischen Gründen die Suche nach pauschalen Lösungen nicht behindern.

Auf Kombinationswirkungen bezogene besondere (zusätzliche) Sicherheitsabstände bei einzelstoffbezogenen Grenzwerten sind eine akzeptable Strategie, wenn es sich um Stoffe mit Schwellenwert handelt, bei deren individuellem Auftreten der Sicherheitsabschlag ein angemessenes Schutzniveau vermittelt, und die Stoffe sehr häufig in bestimmter Kombination auftreten. Hier entsprechen sie als typisierende Lösung an sich den Anforderungen des Grundsatzes der Verhältnismäßigkeit. Sie können aber im Niedrigdosisbereich auch zu einem Übermaß an Vorsorge führen.

Ist eine Komponente eines Gemischs so dominant, daß sie das gesamte Gemisch prägt, so bedarf es keiner eigentlichen Regelungen für Kombinationswirkungen des Gemischs; der Einzelstoffgrenzwert ist maßgeblich.

Im allgemeinen verdienen besondere Grenzwerte (und Grenzwerten angenäherte Werte wie Auslösewerte und Einstufungsregeln) für Kombinationswirkungen den Vorzug. Dies gilt insbesondere im Arbeitsschutz sowie bei Stoffen ohne Schwellenwert. Bei bekannten Kombinationswirkungen ist nach dem gegenwärtigen Stand der Wissenschaft eine begrenzte Quantifizierung durchaus möglich. Im übrigen kann der Vorschriftengeber vom präskriptiven Modell dosisadditiver Wirkungen oder aber unabhängiger Kombinationswirkungen ausgehen, sofern entsprechende Korrekturmöglichkeiten vorbehalten werden.

Pauschale Emissionsbegrenzungen (z.B. Minimierung) sind akzeptabel, wenn sie allein oder zusätzlich zu anderen Strategien auch bei Einzelstoffrisiken eingesetzt werden.

Hinsichtlich der Zurechnung der Reduzierungslasten (Adressierung von Maßnahmen) sind neben der auf Kombinationswirkungen bei einem einzigen Verursacher zugeschnittenen Optionslösung insbesondere Kontingentierungen, Kompensationslösungen (Reduzierungslast eines Verursachers mit Kompensationspflicht der anderen) und das Prioritätsprinzip zu erwägen. Da die Verfassung keine „ausgewogene“ Umweltpolitik verlangt und Gleichheitssatz und Übermaßverbot nur äußerste Grenzen setzen, besteht hinsichtlich der Zurechnung ein weiter Gestaltungsspielraum.

Wo immer möglich sollte eine Optionslösung gewählt werden, die dem Verursacher die Entscheidung über die Verteilung überläßt. Dies setzt freilich voraus, daß mehrere Kombinationen der betreffenden Stoffe unter Gesundheits- und Umweltgesichtspunkten akzeptabel sind. Im übrigen gebietet es das Postulat gerechter Verteilung, dem Verursacherprinzip – etwa durch Anwendung von Kontingentierungslösungen mit garantiertem „Belastungsraum“ – stärkeres Gewicht zukommen zu lassen. Als Alternative, die gleichzeitig Gesichtspunkte ökonomischer Effizienz berücksichtigt, könnten Reduzierungspflichten mit Kompensation durch andere Beteiligte erprobt werden. Auf den Zeitpunkt der Aufnahme gefährlicher Aktivitäten bezogene Regulierungsmodelle (z.B. Prioritätsprinzip) sollten nur hilfsweise in Betracht gezogen werden.

Hinsichtlich des Verhältnisses von Regulierung und Zurechnung ist zu beachten, daß die „Sachlogik“ (umweltpolitische Entscheidung) die „Zurechnungslogik“ (Entscheidung über die Adressaten von Maßnahmen) begrenzt. Nicht alle der möglichen Regulierungsmodelle sind mit den erwogenen Zurechnungsmodellen vereinbar. Am günstigsten in dieser Hinsicht sind die Einzelbewertung und besondere Grenzwerte, die mit einer Vielzahl von Zurechnungsmodellen verknüpft werden können.