
Verteilungswirkungen der Umweltpolitik

Eine Übersicht

Harald Glatz/Werner Meißner

Die Umweltökonomik hat sich anfangs vorrangig mit den allokativen Aspekten der Umweltpolitik befaßt. Diese einseitige Orientierung ist umso überraschender, als in einer Marktwirtschaft Allokation und Verteilung in einem Zug entschieden und vollzogen werden. Für jede umweltpolitische Maßnahme muß daher ihre verteilungspolitische Konsequenz bedacht werden. Die Frage nach der Eignung und der Auswahl der umweltpolitischen Instrumente stellt sich damit umfassender.

Das Aussparen von verteilungspolitischen Fragen ist auch deshalb erstaunlich, weil doch gerade für die Durchsetzungschancen einer Politik die Verteilungsfrage wichtig ist. Umweltpolitik wird dann langfristig zum Scheitern verurteilt sein, wenn bemerkbar ist, daß sie an den Bedürfnissen der weniger privilegierten Bevölkerungsschichten vorbeigeht, diese von einer Umweltpolitik nichts erwarten können, oder sogar belastet werden.

Die weitgehende Ausklammerung der verteilungspolitischen Konsequenzen ist vor allem auch deshalb interessant, weil gerade der Umweltbewegung nachgesagt wird, sie sei eine mittelständische Bewegung, die danach trachte, vorhandene Privilegien zu sichern. Auf die Frage der sozialen Struktur der Umweltschutzbewegung soll hier nicht näher eingegangen werden. Im folgenden werden nur die Verteilungseffekte von Umweltschäden und der umweltpolitischen Maßnahmen dargestellt. Faktische Betroffenheit muß sich jedoch nicht immer auch in politischer Artikulation niederschlagen. Politische Aktivität hängt oft mehr von Ausbildung, ökonomischer Potenz, Artikulations- bzw. Konfliktfähigkeit als von Betroffenheit ab.

Die Hinweise, daß die Umweltbewegung eine mittelständische ist, wofür es sicher einige Anzeichen gibt, dürften jedoch nicht dafür

herhalten, die Umweltpolitik zu disqualifizieren. Die faktische Betroffenheit von Umweltbelastung kann sich ganz anders darstellen.

Überblicksartig werden im folgenden die zu diesem Bereich vorliegenden Forschungsergebnisse zusammengefaßt werden. Ausgangspunkt ist die Bestimmung der Verteilungsposition und eine Systematik der Verteilungswirkungen. Anschließend werden Thesen zur Richtung der Verteilungswirkungen dargestellt: ihre theoretische Begründung und die empirische Evidenz.

1. Verteilungsposition und Systematik der Verteilungswirkungen

Die meisten Arbeiten fassen unter dem weiten Begriff „Verteilung“ hauptsächlich die personelle Einkommensverteilung. Damit scheiden Fragen der funktionalen, regionalen, sektoralen und der Verteilung zwischen den Generationen aus der Betrachtung aus. Obwohl keine ausgebaute Theorie der personellen Einkommensverteilung existiert (Jarre 1975, S. 13), interessieren gerade die Verteilungswirkungen auf verschiedene Einkommensgruppen im Hinblick auf Durchsetzung und Akzeptanz der Umweltpolitik (Zimmermann 1982, S. 30). Aspekte der „Verteilungsgerechtigkeit“ (equity) werden hier vernachlässigt (siehe dazu: Pearce 1982, S. 3 ff.; Zimmermann 1981, S. 498 ff.).

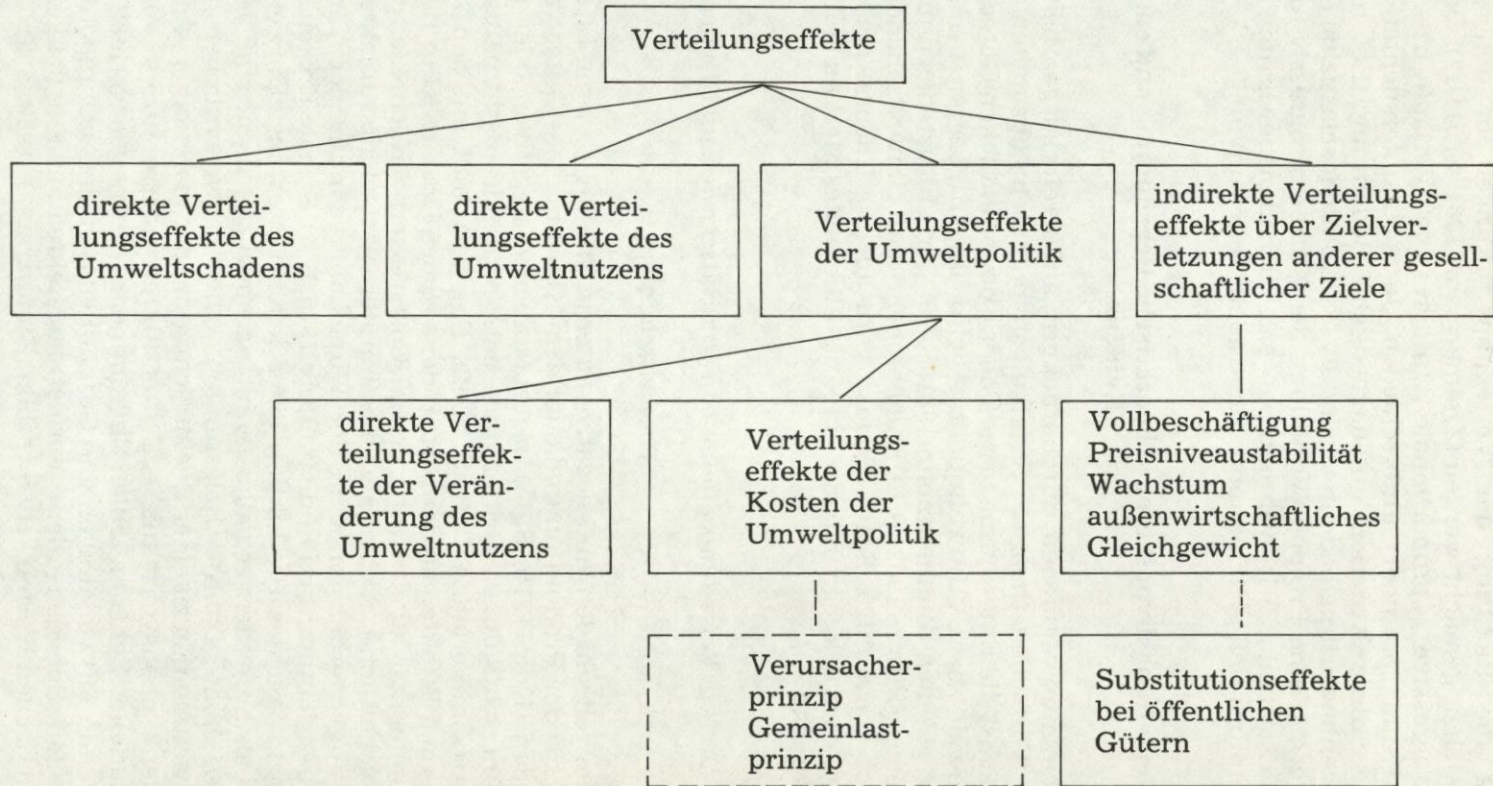
Ein Anknüpfen ausschließlich am monetären Einkommen als Maß für die Verteilungsposition wäre dann äußerst praktisch, wenn sämtliche Verteilungswirkungen in monetären Größen erfaßbar wären. Die Verteilungsposition der Einkommensgruppen könnte dann eindimensional bestimmt werden. Angesichts der Vielzahl und Komplexität der Verteilungseffekte, die regional, in langen Zeiträumen und über die verschiedenen Umweltmedien verfolgt und bewertet werden müßten, gelingt diese Reduktion auf Geldgrößen jedoch nicht.

Die Systematik der Verteilungswirkungen der Umweltpolitik ist in Schaubild 1 dargestellt. Folgende Bereiche werden unterschieden:

- Die Erfassung der Verteilung der *bestehenden Umweltschäden* und *Umweltnutzen*. Beide bilden den Ausgangspunkt für die Umweltpolitik, die Veränderungen der Umweltqualität bewirken will.
- Die direkt von der *Umweltpolitik* ausgehenden Verteilungseffekte. Hier müssen die Verteilung des *Nutzens* einer Umweltverbesserung und die Verteilung der *Kosten bzw. Finanzierungslasten* umweltpolitischer Eingriffe unterschieden werden.
- Letztlich die Verteilungseffekte der Umweltpolitik, soweit diese makroökonomisch negativ auf gesamtwirtschaftliche Ziele wirkt (*Zielverluste*) und dadurch bestimmte Einkommen besonders belastet¹.

Die Ableitung eines Gesamteffektes als Saldo aus den einzelnen Verteilungseffekten gelingt nicht. Dafür fehlt die durchgängige Bewertung in einer Maßeinheit der zu erstellenden Umweltschaden-Nutzen-Bilanz, der (Netto-) Budgetinzidenz der Umweltpolitik² und der Verteilungseffekte aus Zielverlusten. Es können lediglich Tendenzaussagen

**Verteilungseffekte im Bereich von public bads, public goods
und Umweltpolitik**



über die Richtung der Verteilungswirkungen in den einzelnen Bereichen gemacht werden (Zimmermann 1981, S. 511/12). Dabei wird in „regressive“, „proportionale“, „progressive“ Verläufe bzw. in „pro-rich“ und „pro-poor“ unterschieden. Je nach untersuchtem Bereich haben diese Kriterien unterschiedliche Bedeutung: Bei monetärer Nutzenbewertung bedeutet regressiv (Einkommenselastizität der Nachfrage < 1) eine Pro-poor-Verteilung der Nutzen, progressiv meint pro-rich (Elastizität > 1), während bei realer Schadensbewertung regressiv einem pro-rich gleichkommt (siehe auch weiter unten).

2. Verteilungshypothesen: Theoretische Begründung und empirische Evidenz

Man muß versuchen, durch Rückgriff auf bereits ausgearbeitete Teile der Wirtschaftstheorie Verteilungshypothesen abzuleiten. Da ist zunächst die Einordnung in die Theorie der öffentlichen Güter: Das Gut „Umwelt“ bzw. „Umweltqualität“ wird als ein „begrenzt öffentliches Gut“ gesehen (Zimmermann 1981, S. 76), „or, at least, has public goods aspects“ (Pearce 1982, S. 8). Entsprechend sind Umweltschäden „public bads“ (Jarre 1975, S. 10). Ebenso wird auf die Theorie der externen Effekte zurückgegriffen, die ein konstituierendes Merkmal öffentlicher Güter sind.

2.1 Direkte Verteilungseffekte von Umweltschäden und Umweltnutzen

Umweltschäden

Umweltschäden sind negative externe Effekte. Externe Effekte können bei der Produktion und/oder dem Konsum eines Gutes verursacht werden (Külp 1976, S. 13), sie entsprechen negativen oder positiven Beeinträchtigungen Dritter ohne entsprechende marktmäßige Abgeltung (Zimmermann 1981, S. 41/42). Eng verwandt mit den negativen externen Effekten ist der Begriff der sozialen Kosten (Külp 1976, S. 13), versteht man doch „unter Social Costs externe Nachteile, die durch wirtschaftliche Aktivitäten bestimmter Wirtschaftssubjekte Dritten zugefügt werden, ohne in der Wirtschaftsrechnung der Verursacher Berücksichtigung zu finden“ (Jarre 1975, S. 4). Soziale Kosten gehen im Prinzip von der Produktion eines jeden Gutes aus; Umweltschäden sind als besonders sozialkostenintensiv anzusehen. Sie sind vergleichsweise hohe externe Belastungen, „die im wesentlichen über die Umweltmedien zu einer Beeinträchtigung der materiellen und immateriellen Lebensverhältnisse Dritter führen“ (Jarre 1975, S. 4). Zu den materiellen Schäden zählen Einkommens-, Vermögensverluste, erhöhte laufende Aufwendungen und Gesundheitsschäden, während die immateriellen Schäden „dem Verlust an Rekreationsmöglichkeiten und ästhetischen Werten“ entsprechen (Zimmermann 1982, S. 9).

Neben ihrer Verursachung durch Unternehmen und/oder Haushalte und ihrer Erfassung bei den Trägern, die zur Erfassung der Belastungen der jeweiligen Einkommensgruppen notwendig ist, muß das Konzept der sozialen Kosten für den Bereich der Umweltschäden nochmals erweitert werden: Umweltschäden fallen im Wohn-, Arbeits- und Freizeitbereich an (Jarre 1975, S. 5 ff.). Der Arbeitsbereich findet Berücksichtigung, da nicht erwartet werden kann, daß die auftretenden Belastungen bereits über den Lohn abgegolten werden. Die Freizeit interessiert aufgrund der Möglichkeit, durch räumliches Ausweichen temporär den Belastungen im Wohnbereich auszuweichen. Die letzte Erweiterung verdeutlicht den engen lokalen und regionalen Bezug (begrenzte public goods) der Umweltschädigungen. Schon deswegen sind die meisten empirischen Studien Partialanalysen, die sich zudem nur auf eine der Umweltmedien erstrecken.

Bei der Bewertung der Umweltschäden widerstreiten monetäre und reale Ansätze, wobei die Wahl der Bewertungsbasis die Verteilungshypothese beträchtlich vorformen kann (vgl. im folgenden Jarre 1975, S. 22 ff.). Die monetäre Bewertung setzt bei den Preiseffekten und Einkommensverlusten, die aus Umweltschädigungen resultieren, an. Für materielle Schäden mag dieses Vorgehen relativ praktikabel sein, z. B. bei Einkommensverlusten aus Ernteausschlägen oder niedrigeren Mieten für lärmbelastete Wohnungen. Doch schon hier kann die Schadensursache nicht hinreichend isoliert und eindeutig zugerechnet werden, zumal verlässliche Schadensfunktionen fehlen. Gesundheitsschäden sind ihrerseits nicht monokausal, z. B. auf bestimmte Schadstoffhäufungen in Luft und Wasser, zurückzuführen und z. B. in verminderter Erwerbstätigkeit monetär quantifizierbar. In gleicher Weise sind die immateriellen Schäden als strikt subjektive Größen nicht einfach in Geldeinheiten auszudrücken. Als Ausweg wird versucht, über Indikatoren der Zahlungsbereitschaft („willingness to pay“) oder der Höhe der geforderten Entschädigungen („compensation principle“) die Nutzeinschätzungen bzw. -beeinträchtigungen der Individuen offenzulegen. Durch Befragungen nach dem Anteil des Einkommens, den ein Haushalt für die Beseitigung der Umweltschäden aufbringen würde, oder der Entschädigung, die er für die Erduldung der Schäden verlangen würde, werden monetäre (Stellvertreter-)Größen gefunden.

Die methodische Kritik der monetären Indikatoren betrifft zum einen, daß die „willingness to pay“ der Einkommensgruppen durch ihre relative Verteilungsposition vorherbestimmt wird, diese sich quasi in die zu ermittelnde Umweltschadensverteilung fortpflanzt. Zum anderen ist die individuelle Schadensbewertung aufgrund selektiver Wahrnehmung und Gewöhnung ihrerseits verzerrt, so daß die Beseitigung von Umweltschäden als meritorisches Bedürfnis einzuordnen ist (Jarre 1975, S. 42). „Umweltschäden sind . . . als so bedeutend anzusehen, daß für ihre Beseitigung über das hinaus Sorge getragen werden sollte, was der Markt zur Verfügung stellt und was Individuen zu zahlen bereit sind. Die damit akzeptierte Einschränkung der Konsumenten-souveränität im Umweltbereich bedeutet im Hinblick auf das Problem der

monetären Schadensermittlung, daß eine Bewertung von Umweltschäden ausschließlich auf der Basis der individuellen Zahlungsbereitschaft abzulehnen ist“ (ebenda).

Stattdessen müssen reale Indikatoren herangezogen werden, um eine mehrdimensionale Schau zu ermöglichen. Ihre Problematik liegt darin, daß die erfaßte Schadensverteilung letztlich von der Leistungsfähigkeit naturwissenschaftlicher Meßverfahren und Forschung abhängt (Jarre 1975, S. 49).

Empirische Hinweise

Betrachtungen über die Verteilung von Umweltqualität beschränken sich nicht auf unser Jahrhundert. Augenfällig waren bestimmte Verteilungsmuster schon in den Städten der frühen Industrialisierung. Nachzulesen ist dies in vielen zeitgenössischen Beschreibungen, am prominentesten durch Engels in seiner Studie über „Die Lage der arbeitenden Klasse in England“. Selbst heute noch ist – auch ohne anspruchsvolle empirische Studien – in den europäischen Hauptstädten ein Westend-Eastend-Gefälle bemerkbar. Im Westen – wo meist die Oberschicht wohnt – ist die Ausstattung mit Grünflächen gut, auch die Qualität der Luft ist – aufgrund der vorherrschenden Windrichtung (Westwind) – besser als im Osten der Städte.

Freilich hat die Zunahme der großräumigen Luftverschmutzung eine zunehmende Betroffenheit auch der „besseren Viertel“ zur Folge. Eine Tatsache, die nicht zuletzt für das Entstehen einer Umweltbewegung verantwortlich gemacht wurde. „Erst seitdem auch die Wohnviertel und die Lebensverhältnisse der Bourgeoisie den Umweltbelastungen ausgesetzt sind, die der Industrialisierungsprozeß nach sich zieht, hat die ökologische Bewegung eingesetzt“ (Enzensberger 1973, S. 9).

Die Darstellung der unterschiedlichen Beeinträchtigung durch Umweltbelastung für unterschiedliche soziale Gruppierungen wird meist durch eine Erfassung der regional unterschiedlichen Umweltqualität (Immissionssituation) in Kombination mit der regionalen Verteilung der sozialen Schichten versucht. Der Großteil der Studien, welche die regionale Verteilung der Umweltbeeinträchtigung untersucht, bezieht sich auf die Umweltmedien Luft und Lärm.

Bei der Definition von Umweltschäden werden meist allerdings nur einige wenige Schadstoffe als Indikatoren herangezogen. Dies hat seine Ursache darin, daß für viele Schadstoffe kaum Daten vorhanden sind. Man geht aber von der Annahme aus, daß die gemessenen Schadstoffe auch Leitindikatoren der Umweltbelastung seien. Dieses Konzept wird in letzter Zeit immer skeptischer beurteilt, da es nicht nur auf die Menge, sondern auch auf die besonderen toxischen Qualitäten eines Schadstoffes ankommt.

In einer der ersten Studien der spezifischen Verteilung der Luftqualität in den USA, untersucht Freeman (1973) drei Städte in den USA (Kansas City, St. Louis, Washington). Er kommt zum Ergebnis, daß die

Beziehung zwischen Einkommenshöhe und Luftqualität deutlich invers ist. Dies ist aufgrund der demographischen Struktur der US-Städte zu erklären. In den Zentren, in denen die Luftqualität schlecht ist, wohnen üblicherweise ärmere Bevölkerungsschichten. Umgekehrt wohnen in den Vororten, wo die Luftqualität wiederum besser ist, auch besser verdienende Bevölkerungsschichten. Die Aussagen sind jedoch auf die europäische Situation nur bedingt übertragbar. In Europa ist die soziale Segregation nicht so eindeutig wie in den USA.

In einer weiteren Untersuchung der Verteilung der Umweltqualität in US-Städten stellt Berry (1977) für Chicago fest, daß gerade die mittleren Einkommensschichten von der Belastung durch Staub besonders betroffen sind. Dies würde den Ergebnissen von Freeman widersprechen. Für andere Städte konnte die Hypothese jedoch wiederum bestätigt werden. In allen Städten leben gerade die Ärmsten in denjenigen Gebieten, die von Schadstoffen am stärksten betroffen sind. Das gleiche gilt auch für Lärmimmissionen. Die Belastung durch Quecksilber und Arsen ist jedoch für mittlere Einkommensschichten am größten. Besserverdienende sind hingegen wiederum stärker der Belastung durch atmosphärischen Zink ausgesetzt. Blei belastet die niedrigeren Einkommensschichten am stärksten, vor allem die Farbigen.

Die zitierten Studien von Freeman und Berry, die zu dem Ergebnis kommen, daß von Umweltbelastungen vor allem untere Schichten am stärksten negativ betroffen sind, gehen jedoch lediglich von der Situation in den Agglomerationen aus.

Betrachtet man auch die ländlichen Gebiete, so stellt sich das Ergebnis anders dar. Aufgrund der Tatsachen, daß die Durchschnittseinkommen in den ländlichen Regionen niedriger als in den Städten sind, die Umweltqualität hingegen dort besser ist, ergibt sich, daß die ärmeren Schichten nicht eindeutig die benachteiligten sein müssen.

Untersuchung der Belastung durch Kfz-spezifische Schadstoffe in den USA (Harrison 1975) konnten dies bestätigen. Die Belastungen sind insgesamt erstaunlich gleichmäßig verteilt, das Ergebnis zweier sich überlagernder Trends. In den Agglomerationen sind es die ärmsten, die am stärksten belastet werden, am flachen Land (niedrigen Einkommen) ist die Luftqualität am besten. Erst wenn man die Städte isoliert betrachtet ansieht, kann man dann zu dem Ergebnis kommen, daß auch die ärmeren Schichten von den Automobilschadstoffen stärker belastet werden als die reicheren Schichten.

Für die Bundesrepublik Deutschland hat Jarre (1975) die Verteilung der Umweltbelastung auf soziale Schichten im Ruhrgebiet untersucht. Er geht dabei von der Annahme aus, sich daß die räumliche Trennung der Wohnorte einzelner Einkommens- und sozialer Schichten, wie sie in den USA vorliegt, für Europa in dem Maße nicht feststellen läßt. Immerhin existiert aber doch eine unterschiedliche räumliche Verteilung der Wohnstätten der verschiedenen/sozialen Schichten. Jarre untersucht die Hypothese, „ob sich derartige Schichten typische Wohnbezirke hinsichtlich der am Wohnort wirksamen Schadstoffkonzentrationen unterscheiden“ (S. 60). Für das Ruhrgebiet kommt die Studie zu

dem Ergebnis, daß besonders stark belastete Regionen durchwegs durch einen überdurchschnittlichen bis stark überdurchschnittlichen Arbeiteranteil gekennzeichnet sind. Hingegen sind Wohnbezirke, die hinsichtlich der Luftqualität begünstigt sind, stark überdurchschnittlich von Angestellten und Selbständigen bewohnt. Diejenigen Bevölkerungsschichten, die in Gebieten mit stärkster Umweltbelastung wohnen, können diese Benachteiligung durch entsprechende Freizeitaktivitäten (Ausflug ins Grüne) nur unzureichend kompensieren. Dazu kommt noch, daß die Arbeiter natürlich auch an ihrem Arbeitsplatz meist Umweltbelastungen ausgesetzt sind. Die Arbeitsplatzsituation von Angestellten bzw. von Selbständigen ist hinsichtlich der Umweltbelastung weitaus günstiger zu beurteilen.

Insgesamt kann die These einer regressiven Verteilung der Umweltbeeinträchtigungen zu Lasten der niedrigen Einkommensgruppen auf der Basis realer Indikatoren belegt werden.

Die Plausibilität dieser These liegt darin, daß aus dem niedrigen Einkommen erst andere (Grund-)Bedarfe gedeckt werden müssen, kein Geld für kostspielige Ausweichmaßnahmen (Umzug) vorhanden ist, wie auch diesen Gruppen – so wird in der Literatur behauptet – die Wahrnehmung des komplexen Sachverhalts „Umweltschaden“ nicht so gut gelingt. Empirisch ist also auch ein generell regressives Verteilungsmuster zu konstatieren: Die besondere Belastung niedriger Einkommensschichten durch schlechte Umweltqualität ist erwiesen – die Verteilungswirkungen sind ohne Zweifel regressiv (Zimmermann 1981, S. 315/16). Das gleiche Verteilungsmuster der realen Schadverteilung bestätigt Pearce (Pearce 1982, S. 15).

Umweltnutzen

Umweltnutzen erwachsen entweder aus der Umwelt als direktem Konsumgut oder als intermediärem Gut in Produktionsprozessen (Zimmermann 1982, S. 501).

Die empirisch ausgerichteten Studien behandeln die Verteilung des Umweltnutzens als inversen Fall der Umweltschäden. Der Umweltnutzen wird aus der (fiktiven) Verminderung der Umweltschäden abgeleitet. Die Hypothesen der Verteilung der Umweltschäden treffen aber nur dann analog auf Umweltnutzen zu, wenn Schäden und ihre Verminderung mit gleichem Maß gemessen werden.

Die meisten Studien stützen sich auf den „willingness to pay“-Ansatz³. Die monetäre Erfassung wird vorgenommen im Hinblick auf die (marktwirtschaftliche) Maxime der individuellen Nutzeneinschätzung (Jarre 1975, S. 41). Für die Verteilungsbetrachtung besonders relevant ist der Gedanke, daß „the poor simply do not value the benefits of a cleaner environment in the same way as the rich“ (Pearce 1982, S. 19). Bei Verwendung realer Indikatoren für Schäden (physical burden) und monetärer Indikatoren für Nutzen (gross benefits) können beide Werte voneinander abweichen.

Gianessi et al. (1979) bzw. Peskin (1978) kommen zum Ergebnis, daß für die USA der Umweltnutzen bei steigenden Einkommen sinkt (Auswirkungen des Clean Air Act 1970). Man beschränkt sich jedoch auf Staub und Schwefeldioxid. Für andere Schadstoffe ergibt sich möglicherweise eine andere Verteilung. Die Verteilung der Nutzen von Emissionsreduktionen bei Automobilen ist nach Harrison und Rubinfeld (1978) für Boston regressiv und zwar sowohl absolut als auch in Relation zum Einkommen.

Aus den Ergebnissen einer sehr allgemeinen Befragung („Würden Sie eine Zunahme der Haushaltsausgaben von x Dollar im Jahr für eine saubere Umwelt akzeptieren?“) zieht Dorfman (1977) den Schluß, daß saubere Umwelt ein höheres Gut sei. Höhere Einkommensschichten sind bereit, mehr dafür zu bezahlen als niedrigere Einkommensschichten.

Insgesamt findet Pearce in der Literatur zwar streuende Ergebnisse, die sich jedoch um ein „pro-poor“ der Verteilung von „gross benefits“ verdichten (Gianessi et al., Harrison, Rubinfeld – vgl. Pearce 1982, S. 22). Zumindest sieht er auf keinen Fall die Version eines eindeutigen „pro-rich“ bestätigt. Zimmermanns Auswertung der Literatur führt bei gleicher Feststellung weit streuender Ergebnisse zum Resultat einer leichten „Tendenz zur Annahme progressiver Verteilungsmuster des Umweltnutzens...“ (Zimmermann 1981, S. 367)⁴. Mithin legen höhere Einkommensgruppen tendenziell dem Gut Umweltqualität einen höheren Wert bei (Einkommenselastizität der Nachfrage > 1).

Über die Gültigkeit eines der Ergebnisse kann hier nicht entschieden werden. Hingewiesen werden muß in diesem Zusammenhang auf die oben geäußerte Kritik am „willingness to pay“.

2.2 Verteilungseffekte der Umweltpolitik

2.2.1 Direkte Effekte der Veränderung des Umweltnutzens

Die bisherigen Ausführungen befaßten sich mit der Bestandsaufnahme. Zur Abschätzung der Verteilungswirkungen der Umweltpolitik wird eine Dynamisierung der Analyse notwendig. Umweltpolitische Eingriffe stellen nicht nur Umweltschäden ab, sondern lösen vor allem auch Sekundäreffekte (Preiseffekte, Andersbewertungen) aus, die zu weiteren, für die Umweltpolitik nicht immer kontrollierbaren Anpassungsreaktionen der Individuen führen. Dadurch können sich Abweichungen zwischen der eigentlichen Zielgruppe einer Maßnahme und deren Nutznießern ergeben.

Ein häufig vermutetes Anpassungsmuster geht von einer verbesserten Umwelt – sei es durch Maßnahmen im Rahmen des Verursacher- oder Gemeinlastprinzips – in relativ stark verschmutzten Regionen aus, die vorrangig von Leuten mit niedrigem Einkommen bewohnt werden. Die bessere Umwelt kann sich dann entweder in höheren Mieten oder höheren Bodenpreisen niederschlagen. Ist der Boden und Wohnraum

überwiegend im Besitz der außerhalb wohnenden höheren Einkommensgruppen, profitieren im wesentlichen diese von der Umweltpolitik. Denkbar ist weiterhin ein pro-rich-Verdrängungsprozeß der „Armen“ in schmutzigere Regionen aufgrund der gestiegenen Miet- und Bodenpreise und ein Zuzug besser Verdienender. Damit verkehrt sich eine vielleicht vorhandene verteilungsbezogene Absicht der Umweltpolitik in ihr Gegenteil.

Ein empirischer Nachweis der Anpassungsprozesse fehlt. Als wesentliche Schwierigkeit für einen solchen Nachweis sind die langen Zeiträume, in denen sich die Anpassung vollzieht, anzusehen. Zudem handelt es sich hierbei um einen Forschungsbereich, der erst wenig bearbeitet wurde (Zimmermann 1981, S. 382/3).

2.2.2 Verteilungseffekte der Kosten der Umweltpolitik

Umweltpolitische Maßnahmen müssen finanziert werden. Man kann nicht davon ausgehen, daß die Finanzierungslasten gleichverteilt sein werden. Zweckmäßig ist es, in diesem Bereich zunächst den Maßnahmenkatalog nach Verursacher- und Gemeinlastprinzip zu unterscheiden. Das Verursacherprinzip wird allgemein als die allokatiónseffizientere Lösung angesehen. Es dient der Internalisierung der sozialen Kosten durch den Verursacher (Produzenten)⁵. Jedoch ist weiter im Sinne der Konsumentensouveränität eine Überwälzung der sozialen Kosten in den Preis und mithin – zur Umlenkung der Nachfrage – auf den Konsumenten intendiert. Geht man davon aus, daß umweltintensiv produzierte Güter (nach Külp z. B. Industrieprodukte im Gegensatz zu handwerklichen Produkten und Dienstleistungen; Külp 1976, S. 14) eine geringe Einkommenselastizität der Nachfrage aufweisen, dann wirkt das Verursacherprinzip analog einer Verbrauchssteuer, die regressiv die Einkommen erfaßt (Zimmermann 1982, S. 13).

Ist das Verursacherprinzip nicht anwendbar (Problematik der Identifizierung, Bewertung und Zurechenbarkeit der Umweltbelastung), bleibt die Finanzierung der Umweltpolitik nach dem Gemeinlastprinzip. Dann entsprechen ihre Verteilungswirkungen der Inzidenz des allgemeinen Steuersystems, da ihre Ausgaben wie jede andere staatliche Ausgabe durch Steuern finanziert werden. Damit ist die Verteilungskonsequenz dieser Art der Umweltpolitik stark national bezogen, d. h. an das jeweils konkret existierende Steuersystem gebunden.

Die vorgenommene Zweiteilung genügt lediglich einer ersten Orientierung. Verursacher- und Gemeinlastprinzip müssen weiter analysiert werden. Für das Verursacherprinzip ist eine Analyse der einzelnen Instrumente vorzunehmen wie Verbrauchssteuern, d. h. leicht regressiv. Hingegen sind für Verhandlungslösungen (Ausdehnung von Eigentumsrechten und Eigentumstiteln, Umweltlizenzen) keine eindeutigen Aussagen möglich, da hier die gewählte Anfangsverteilung maßgeblich ist. Prozeßpolitische Internalisierung in Form von Umweltverbrauchs- und Umweltschutzsteuern wirken deutlich regressiv, in gleicher Weise

wirken Subventionen – immer unter der Annahme einer geringen Einkommenselastizität der Nachfrage nach umweltkostenintensiven Gütern. Administrative Internalisierungen per Auflagen, Ge- und Verbote haben als „planwirtschaftliche Lösungen . . . , da Allokation und Distribution losgelöst voneinander behandelt werden können, theoretisch die besten verteilungspolitischen Implikationen“ (Zimmermann 1982, S. 19).

Der Verteilungseffekt des Gemeinlastprinzips hängt im föderativen Staat von den Einnahmequellen der Gebietskörperschaften und dem Finanzierungsausgleich zwischen den föderalen Ebenen ab. Umweltschutzmaßnahmen werden großteils von Ländern und Gemeinden durchgeführt, deren Haupteinnahmequellen überwiegend regressive Steuern sind. Finanzzuweisungen des Bundes, dessen Haupteinnahmequelle die progressive Einkommenssteuer ist, können den regressiven Effekt abmildern. Mithin kann wohl insgesamt die These einer bedeutend schwächeren Regressivität als bei der Finanzierung über das Verursacherprinzip als plausibel gelten.

2.2.3 Empirische Evidenz

Dorfman und Snow (1975) kommen in einer Untersuchung über die Verteilungswirkungen der Kosten der US-Umweltpolitik zu dem Ergebnis, daß die Verteilung der Umweltkosten regressiv ist, regressiver als eine Umsatzsteuer. Vor allem die Verteilungswirkungen von Umweltschutzprogrammen, die den Automobilverkehr betreffen, sind besonders regressiv. Dieses Ergebnis wird von Harrison (1975) und Freeman (1977) bestätigt. Nur eine Verlagerung der Kosten auf den Staat könnte ihrer Meinung nach die Regressivität signifikant mindern. Auch sind die trade offs zwischen Allokations- und Verteilungswirkungen ziemlich starr. Eine verstärkte Progressivität hätte zur Reduktion der Allokationseffizienz zur Folge.

Im Bereich der Wasserverschmutzung kommen Giancesse et al. (1979) zum Ergebnis, daß Familien mit niedrigerem Einkommen stärker belastet sind als Familien mit höherem Einkommen.

Allerdings ist die Hypothese, daß Umweltschutzkosten – ähnlich wie indirekte Steuern – regressiv wirken, nicht für alle Fälle eindeutig belegbar. So konnte beispielsweise bei der Reduktion des Bleigehaltes im Benzin in der BRD festgestellt werden, daß „zumindest eine proportionale, kaum aber eine regressive Belastung realitätsnah ist“. (Zimmermann 1979, S. 230.)

Dies ist eine Folge der spezifischen Strukturen der Einkommenselastizität der Nachfrage. Aufgrund der relativ unelastischen Nachfrage bei anderen Gütern könnte allerdings bei diesen regressive Effekte eher gegeben sein. Die These der Regressivität konnte auch für die BRD (Brandt 1977) für Produkte der chemischen Industrie nicht belegt werden. Die chemische Industrie wurde deshalb ausgewählt, weil sie derjenige Industriezweig ist, der von den Umweltkosten am stärksten

belastet ist. Untersucht wurden diejenigen Produkte der chemischen Industrie, die direkt Eingang in den Warenkorb der Haushalte finden. Es zeigt sich, daß die Ausgaben der Haushalte für diese Warengruppen relativ mit steigendem Einkommen zunehmen. Brandt kommt also zu dem Ergebnis, daß die Preissteigerungen nicht regressiv wirken. Für die von ihm untersuchten Projekte der chemischen Industrie konnte sogar eine progressive Tendenz festgestellt werden.

Insgesamt sieht Zimmermann, im wesentlichen auf Studien für die USA gestützt, „die Verteilungseffekte der Kosten der Umweltpolitik ... als regressiv bis höchst regressiv ausfallen“ (Zimmermann 1981, S. 426). Am deutlichsten regressiv fällt die Gebührenlösung aus, spürbare Milderungen treten bei auf die Gemeinschaft umgelegten Kosten mit einem höheren Beitrag der bundesstaatlichen Ebene auf.

Die von Pearce ausgewertete US-Literatur zu den Kosten der Umweltpolitik zeigt ein deutliches pro-rich an (Pearce 1982, S. 27). Bei pro-poorness der gross-benefits (siehe oben) führt dies zu einer pro-richness der net benefits (= gross benefits – Kosten der Umweltpolitik) von US-Umweltschutzprogrammen. „However, that pro-richness derives from the incidence of control costs rather than from gross benefits and it is thus crucial to observe that *the manner in which environmental programmes are financed* appears more likely to determine the social incidence of net benefits than the gross benefits aspects“ (Pearce 1982, S. 32). Pearce unterscheidet nicht weiter in Verursacher- und Gemeinlastprinzip.

2.3 Indirekte Verteilungseffekte über Zielverletzungen anderer gesellschaftlicher Ziele

Insgesamt liegen über die indirekten Verteilungseffekte über Zielverletzungen anderer gesellschaftlicher Ziele (Preisniveaustabilität, Vollbeschäftigung usw.) nur wenige Studien vor, die sich explizit mit diesen Überlegungen befassen. Umfassender wird dieser Bereich nur bei Zimmermann abgehandelt.

Die Preisniveaustabilität wird einhellig als durch die Umweltpolitik gefährdet angesehen. Erklärbar ist dieser Effekt damit, daß gerade die beabsichtigte Internalisierung der sozialen Kosten und ihre Überwälzung in die Preise gewollt ist. Somit wird sich eine Begünstigung von Inflation ergeben, wenn die Umweltpolitik längerfristig betrieben wird und sich in der Volkswirtschaft aufgrund bestehender Rigiditäten andere Preise sich in der Regel nicht nach unten anpassen (demand-shift-inflation).

In der Realität sind die von der Verletzung der Preisniveaustabilität ausgehenden Verteilungseffekte zu vernachlässigen. Modellrechnungen zeigen, daß die Umweltpolitik lediglich „hinter dem Komma“ zu den Preisniveausteigerungen beiträgt. Hieran anschließende Verteilungseffekte sind wohl kaum spürbar.

Von größerer politischer Relevanz sind jedoch die Beschäftigungs-

wirkungen von Umweltpolitik. Umweltpolitische Maßnahmen können für einzelne Industriezweige bzw. Branchen und vor allem für die Arbeitnehmer, die in diesen Branchen beschäftigt sind, schwerwiegende Auswirkungen haben. (Entlassung von Arbeitskräften bzw. die Schließung von Betrieben überhaupt.) Neben den Arbeitnehmern können aber auch Gemeinden bzw. andere Gebietskörperschaften von Betriebsschließungen negativ betroffen werden. Insbesondere dann, wenn ein solches Unternehmen, das für die Region dominierende Wirtschaftsunternehmen gewesen ist. Tatsächlich haben aber auch Untersuchungen aus den Vereinigten Staaten, aber auch aus Europa gezeigt, daß Betriebsschließungen bzw. Entlassungen aufgrund von umweltpolitischen Auflagen eher der Ausnahmefall sind.

Häufig ist bei umweltpolitischen Maßnahmen die Zahl der positiv Betroffenen (der Menschen, aber auch der Betriebe oder der Branchen) groß, die negativen Auswirkungen treffen oft konzentriert einen relativ begrenzten Kreis von Betrieben bzw. Beschäftigten.

Ebenfalls der Vollständigkeit halber soll kurz auf die Substitutionseffekte bei öffentlichen Gütern eingegangen werden, Von der Idee her werden Verteilungswirkungen angesprochen, die z. B. von einer Ausweitung der Umweltschutzausgaben zu Lasten der Verteidigungsausgaben ausgehen. Theoretisch plausibel ist die Bedingung für einen regressiven Effekt, daß Budgetsubstitutionen von einkommensinelastischen zu einkommenselastischen Gütern erfolgen müssen. Aufgrund des Fehlens einer ausgebauten Theorie können jedoch keine eindeutigen Aussagen größeren Umfangs getroffen werden. Trotz allem meint Zimmermann, empirisch eine regressive Tendenz bestätigt zu sehen (Zimmermann 1981, S. 511/12).

3. Schlußfolgerungen

Nicht nur aus wissenschaftlichem Interesse bedarf es einer Analyse der Verteilungswirkungen der Umweltpolitik und einer entsprechenden Ergänzung der Verteilungstheorie. Die Freilegung ihrer Verteilungsmuster ist für die Durchsetzung der Umweltpolitik von entscheidender Bedeutung. Ein Rückzug auf die ausschließende Beachtung der gut bekannten Allokationswirkungen ist bei der Wahl der umweltpolitischen Instrumente nicht mehr möglich.

Dies wiegt angesichts einer physischen Schadensverteilung, die ebenfalls am stärksten die Niedrigverdiener beeinträchtigt, um so schwerer. Eigentlich müßte der Bedarf, zu Gunsten dieser Gruppen zu handeln, am dringlichsten sein. Jedoch scheint sich die Umweltpolitik nicht unbedingt an der „größten Not“ zu orientieren, da die gering Verdienenden Verbesserungen weniger schnell evaluieren und der Politik zu Erfolgen verhelfen.

Über die Logik einer vornehmlich mittelständisch motivierten und orientierten Umweltpolitik gibt die Nutzenschätzung des „willingness to pay“ beredte Auskunft. Marginale Eingriffe bringen dem Politiker bei

diesen Gruppen sichtbare Erfolge, während vergleichbare Erfolge im Bereich der „objektiv größten Not“ einen viel umfangreicheren Mittelseinsatz voraussetzen.

Das gezeichnete Szenario veranschaulicht den Konflikt zwischen Umweltpolitik und dem Ziel Verteilungsgerechtigkeit. Allokativ ausgerichtet wirkt die Umweltpolitik effizient mit den bestehenden Einkommens- und Machtverhältnissen, indem sie bestehende „Ungerechtigkeiten“ verstärkt.

Umweltpolitik ist sicher nur begrenzt als verteilungspolitisches Instrument einsetzbar. „Redistributing income is not a proper function for the Environmental Protection Agency“ (Dorfman 1977, S. 337). Trotzdem sollten und können in begrenztem Rahmen verteilungspolitische Ziele auch in der Umweltpolitik zum Tragen kommen.

Dies gilt einmal für Maßnahmen der konkreten kleinräumigen Umweltverbesserung in den Ballungsräumen. Regional begrenzte Verbesserungsmaßnahmen die den ärmeren Bevölkerungsschichten zugute kommen, sind denkbar. Dies kann beispielsweise durch Luftverbesserungsprogramme (Sanierung bzw. Verlagerung von Betrieben, Verkehrsberuhigung) oder durch die Verbesserung der Ausstattung mit Grün- und Erholungsflächen geschehen.

Die Inzidenzwirkungen des Verursacherprinzips zeigen, daß flankierende Maßnahmen, bzw. eine Ergänzung der Instrumente durch öffentliche Finanzierung notwendig sind. Eine stärkere Betonung des Gemeinlastprinzips kann leichte Milderung schaffen – aber auch nur für den Bereich der Kosten. Insofern steht das Gemeinlastprinzip auch dann zur Debatte, wenn die Anwendungsbedingungen für das Verursacherprinzip gegeben sind. Einer breiteren Durchsetzbarkeit des Gemeinlastprinzips werden jedoch Grenzen der staatlichen (Steuer-)Finanzierung gegenüberstehen. Es wird also vermutlich nur durch eine Verschiebung der Anteile der öffentlichen Ausgaben z. B. im Straßenbaubudget, oder durch zweckgebundene Abgaben, die dann allerdings progressiv zu gestalten wären, durchsetzbar sein (man denke etwa an die Besteuerung von Kraftfahrzeugen mit hohem Treibstoffverbrauch). Der politische Druck zur verstärkten Durchsetzung des Gemeinlastprinzips wird vermutlich nicht von jenen kommen, die vom Gemeinlastprinzip am meisten zu erwarten haben, sondern von Unternehmenseite bzw. von Betriebsräten betroffener Unternehmen.

Anmerkungen

- 1 Auf die Substitutionseffekte bei öffentlichen Gütern wird nicht weiter eingegangen. Zu den Gründen siehe 2.3.
- 2 Von Nowotny stammt der Begriff der (Netto-)Budgetinzidenz einer Umweltpolitik, „die zeigt, in welcher Weise sich die reale Einkommensverteilung durch den kombinierten Effekt der Finanzierungsseite und der Ausgabenseite einer Umweltschutzpolitik verändert“ (Nowotny 1974, S. 251).
- 3 Weitere Ansätze sind der „property value“ und der „wage rate“-Ansatz, die wegen ihrer geringen Verbreitung hier nicht behandelt werden.

- 4 Zimmermann wertete auch die Literatur, die von Pearce zur Stützung seiner These herangezogen wurde, aus: er stützte sich selber auf andere Quellen, die Pearce nicht alle erwähnt.
- 5 Külpe spricht von einer Verteilungsnorm des Verursacherprinzips: „Eine entsprechend der Verteilungsnorm des Verursacherprinzips gemäße Lösung wäre nur dort gegeben, wo die Gesamtheit der sozialen Kosten allein den Verursachern proportional der jeweiligen Höhe des von ihnen verursachten Schadens angelastet würden“ (Külpe 1976, S. 25). Damit stehen sich aber Verteilungsnorm und Allokationseffizienz diametral entgegen.

LITERATURVERZEICHNIS

- BERRY, J. T., *The Social Burdens of Environmental Pollution*, Cambridge, Mass, 1977
- BRANDT, U., Zur Problematik der Internalisierung negativer externer Effekte, in: *Zeitschrift für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften* 1977, S. 251 ff.
- DORFMAN, R., Incidence of the Benefits and Costs of Environmental Programs, in: *American Economic Review* 1977, S. 333 ff.
- DORFMAN, N., SNOW, A., Who Will Pay for Pollution Control? in: *National Tax Journal* 1975, S. 101 ff.
- ENZENSBERGER, H. M., Zur Kritik der politischen Ökologie, in: *Kursbuch* 33, Berlin 1973
- FREEMAN, M., The Incidence of the Costs of Controlling Automotive Air Pollution, in: Juster F., (Ed) *The Distribution of Economic Well - Being*, Cambridge, Mass, 1977
- FREEMAN, M., Distribution of Environmental Quality, in: Kneese A., Bower B., (Eds) *Environmental Quality Analysis*, Baltimore and London 1972, S. 243 ff.
- GIANESSI, L., PESKIN, H., WOLFF, E., The Distributional Effects of the Uniform Air Pollution Policy in the United States, in: *The Quarterly Journal of Economics*, May 1979, S. 282 ff.
- HARRISON, D., Who Pays for Clean Air? Cambridge, Mass, 1975
- HARRISON, D., RUBINFELD, D., The Distribution of Benefits from Improvements in Urban Air Quality, in: *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 5, 1978 zit. nach Pearce, a. a. O.
- JARRE, J., Umweltbelastungen und ihre Verteilung auf soziale Schichten, Kommission für wirtschaftlichen und sozialen Wandel, Bd. 32, Göttingen 1975
- KÜLP, B., Verteilungswirkungen der Umweltschutzpolitik, in: Issing, O. (Hg.), *Ökonomische Probleme der Umweltschutzpolitik*, Schriften des Vereins für Sozialpolitik, Neue Folge Bd. 91, S. 9 ff., Berlin 1976
- MEISSNER, W., HÖDL, E., *Positive ökonomische Aspekte des Umweltschutzes*, Berlin 1977
- NOWOTNY, E., *Wirtschaftspolitik und Umweltschutz*, Freiburg 1974
- PEARCE, D. W., *The Distribution of the Costs and Benefits of Environmental Policy*, Report to the Environment Committee Group of Economic Experts (OECD), Paris June 1982
- PESKIN, H., Environmental Policy and the Distribution of Benefits and Costs, in: Portney, P. (ed) *Current issues in US Environmental Policy*, Baltimore and London 1978
- PFAFF, M., PFAFF, A., Verteilungspolitische Auswirkungen der Umweltverschmutzungen und Umweltpolitik unter besonderer Berücksichtigung des Verursacherprinzips, in: Külpe, B., Haas, H.-D. (Hg.), *Soziale Probleme der modernen Industriegesellschaft*, 1. Halbband, Schriften des Vereins für Sozialpolitik, Neue Folge Band 92, Berlin 1977, S. 183 ff.
- TÖPFER, K., Umweltschutz im Spannungsfeld zur Wirtschaftspolitik, in: Duwendag, D., Siebert, H. (Hg.), *Politik und Marktwirtschaftspolitische Probleme der 80er Jahre*, Stuttgart - New York 1980
- ZIMMERMANN, K., Personale und regionale Inzidenzwirkungen des Benzinbleigesetzes, in: *Zeitschrift für Verkehrswissenschaft*, Nr. 4, 1979

ZIMMERMANN, K., Umweltpolitik und Verteilung, Habilitationsschrift der Universität Köln, Köln 1981

ZIMMERMANN, K., Umweltpolitik und Verteilung – sozialökonomische Hintergründe einer „modernen“ Verteilungsfrage – unveröffentlichtes Manuskript, 1982.