

Energie und Umwelt

Die Kosten des Dieselbooms Eine Übersicht

Eckard Helmers

Umweltcampus Birkenfeld der FH Trier, Postfach 13 80, D-55761 Birkenfeld (e.helmers@umwelt-campus.de)

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2006.01.115>

Zusammenfassung

Hintergrund. In vielen Ländern Europas hat sich seit fast zehn Jahren die Anzahl der Dieselfahrzeuge stark erhöht. Am Beispiel Deutschlands wird diese Situation mit Zahlen belegt. Ursache ist eine staatliche Förderung von Diesel-PKW auf mehreren Ebenen in Zusammenarbeit mit der Industrie. Politisches Ziel war hierbei die Absenkung der CO₂-Emissionen des Verkehrs.

Ergebnisse. Einerseits bleibt die erreichte Absenkung der CO₂-Emissionen des Verkehrs durch die Dieseltechnologie gering. Andererseits bedingt diese Technik deutlich erhöhte Emissionen von NO_x und Feinstaub, die hier quantifiziert werden. Schäden in Land- und Forstwirtschaft sowie Gesundheitsschäden durch NO_x und Feinstaub werden aufgeführt und von der Größenordnung her abgeschätzt. Allein die Partikelemissionen durch zusätzliche Diesel-PKW verursachen derzeit volkswirtschaftliche Kosten in Höhe von 200 Mio Euro/Jahr. Wissenslücken im Hinblick auf die Wirkungen von Ultrafeinstäuben sowie von Partikelfiltern werden aufgezeigt.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen. Die Vereinfachung der öffentlichen Diskussion auf Partikelfrachten (g km⁻¹) anstatt von Partikelzahlen ist im Hinblick auf die Wirkungen unangemessen. Für den toxikologisch relevanten Größenbereich von < 20 nm müssen weit mehr Daten vorgelegt werden. Die Effizienz und Nachhaltigkeit einer Strategie der CO₂-Einsparung durch Einsatz von Diesel-PKW wird grundsätzlich bezweifelt.

Schlagwörter: CO₂; Diesel; Feinstaub; Nanopartikel; NO_x; Ozon; Partikelfilter; Stickoxide; Versauerung

Abstract

The Costs of the Diesel Boom

Background. In many European states the number of cars equipped with diesel engines has dramatically increased since around ten years. This situation is quantified for Germany. Driven by the political motivation to reduce CO₂-emissions, increase of diesel cars has been stimulated by governmental measures of European as well as state bodies in co-operation with the industry.

Results. Reduction of CO₂-emissions with the help of diesel cars remained relatively small. On contrast, diesel cars are emitting much more of nitric oxides and fine particles compared with gasoline driven cars. Excess emissions by the 'diesel boom' are quantified. Health costs and impact on agricultural crops as well as on forestry are estimated with respect to the order of magnitude. Health costs caused by the inhalation of diesel combustion particles emitted by only the excess diesel cars in Germany are in the order of 200 Mio Euro per year. Knowledge gaps of the impact of ultra fine particles as well as of the action of particle traps are demonstrated.

Conclusion and Recommendation. In the public, particle numbers need to be discussed instead of particle emission loads (g km⁻¹) which have an insufficient correlation to health effects. Much more data are needed as to the toxicologically relevant particle size of < 20 nm. Effectiveness and sustainability of a CO₂-reduction strategy by diesel cars are generally questioned.

Keywords: Acidification; cars, diesel; CO₂; diesel; fine particles; nanoparticles; nitric oxides; NO_x; ozone; particle trap

Einleitung

Im Verlauf der vergangenen Jahre hat sich in Deutschland und darüber hinaus in den meisten Ländern der europäischen Union ein Wechsel in der Motortechnologie vollzogen: Immer mehr PKW-Neufahrzeuge werden mit einem Dieselmotor ausgestattet. Die Anteile der Diesel-PKW bei den Neuwagen schwanken europaweit stark, aktuell von etwa 10% bis zu 70%, wobei Deutschland mit knapp 45% im Mittelfeld liegt. Der Siegeszug der Dieseltechnologie ist dramatisch, wie Abb. 1 für Deutschland zeigt: Von einem relativ konstanten niedrigen Niveau ausgehend, begann 1998 ein steiler, bis heute ungebrochener Anstieg bei den Neuzulassungen. In der Folge stieg der Anteil der Diesel-PKW am Gesamtbestand von knapp 14% auf derzeit 20% an (vgl. Abb. 1). Extrapoliert man diese Zahlen des Kraftfahrtbundesamtes, dürfte sich etwa im Jahre 2009 der ursprüngliche Anteil der Diesel-PKW auf 28% verdoppelt haben. Das Umweltbundesamt sieht bereits jetzt eine Verdoppelung auf 28% (UBA 2005).

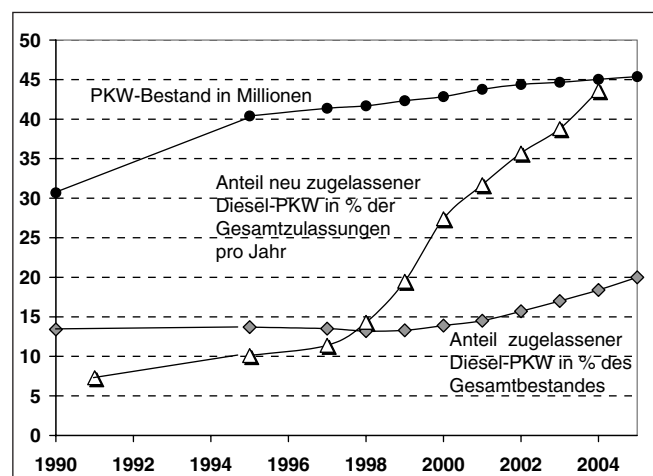


Abb. 1: Entwicklung des Anteils an Diesel-PKW in Deutschland in den Jahren 1990–2005; berechnet aus Daten des Kraftfahrt-Bundesamtes, www.kba.de, Juli 2005

Dieser Trend entwickelte sich nicht zufällig, sondern ist die direkte Folge politischer Lenkung auf EU- und Staatenebene in Europa sowie der Zusammenarbeit zwischen Automobilindustrie und europäischen Regierungen (Helmert 2006). Deshalb ist es dringlich, die Folgen des Dieselbooms für Umwelt und Gesundheit aufzuzeigen. Was die Folgen für die menschliche Gesundheit angeht, liegt eine Reihe wissenschaftlicher Arbeiten vor, die sich vornehmlich mit der öffentlich stark diskutierten Feinstaubproblematik befassen (z.B. Wichmann 2005).

Intention der vorliegenden Übersicht ist es jedoch, die negativen Folgen der Deselemissionen für Gesundheit und Umwelt auf qualitativer Ebene differenzierter aufzuzeigen. Eine **quantitative Abschätzung** der damit verbundenen Schäden wäre sehr aufwendig und ist hier nicht zu leisten.

1 CO₂-Einsparung durch Diesel-PKW?

Der starke Zuwachs an Diesel-PKW reduzierte wie erwartet die Emissionen des Treibhausgases Kohlendioxid. Allerdings fällt die CO₂-Einsparung durch den Wechsel von Benzin auf Diesel als Treibstoff überraschend gering aus: 1998 emittierte jeder Diesel-PKW im Durchschnitt lediglich etwa 7% weniger CO₂ als ein Otto-PKW. Diese Differenz steigerte sich aufgrund des technischen Fortschrittes im Dieselmotorenbau im Jahr 2002 auf rund 9% (berechnet aus Zahlen des Kraftfahrt-Bundesamtes (UBA 2003a)). Eine weitere erhebliche Verbrauchssenkung von Diesel-PKW ist nach Angaben des UBA nicht zu erwarten (UBA 2003a). Demgegenüber zeichnen sich im Ottomotorenbau weitere erhebliche Einsparungstendenzen ab: Einerseits sinkt der Verbrauch, und damit die CO₂-Emission, durch den Einsatz von direkt einspritzenden Motoren um etwa 10%. Andererseits gibt es erste Serienfahrzeuge mit Ottomotor, die durch kombiniertes 'Motorendownsizing' und Doppelaufladung weitere 10–20% Benzin und damit CO₂ einsparen. Damit scheint es in Zukunft kaum noch einen CO₂-Emissionsvorteil von Dieselfahrzeugen gegenüber Benzinern zu geben. Dies gilt jedoch nicht automatisch für den Verbrauch in L/100 km sowie für die beim Autofahrer entstehenden Kosten: Eine Ursache für diese Diskrepanz ist, dass Dieselkraftstoff literbezogen etwa 13% höhere CO₂-Emissionen erzeugt (UBA 2003a). Der zweite Grund ist die um 18 Cent/Liter niedrigere Mineralölsteuer für Diesel.

Was jedoch den gegenwärtigen Fahrzeugbestand betrifft, so kann man die CO₂-Einsparung durch die Substitution von Otto- durch Diesel-PKW quantifizieren: Der Anteil der Dieselfahrzeuge am Gesamtbestand stieg von rund 13,5% auf 20% im Jahr 2005 (vgl. Abb. 1). Beim vom deutschen

Kraftfahrt-Bundesamt gemeldeten Fahrzeugbestand am 1.1.2005 entspricht dies einem Plus von 2,95 Millionen Diesel-PKW. PKW mit Ottomotor emittierten im Jahr 2002 im Mittel 16 g CO₂ mehr als Diesel-PKW je Fahrzeugkilometer (UBA 2003a). Bei einer durchschnittlichen Fahrstrecke von 15.000 km im Jahr resultiert hier ein CO₂-Einsparung von 708.000 t (Tab. 1). Etwa diese CO₂-Menge würde vom Verkehr im Jahr 2005 zusätzlich emittiert, wenn der Diesel-Anteil noch auf dem langjährigen Niveau von 13,5% läge. Die gesamten deutschen CO₂-Emissionen bezifferten sich im Jahr 2003 auf 865,3 Mio t, im Durchschnitt von 2000 bis 2003 betragen sie 866 Mio t (Umwelt 2005). Der durch die Dieseltechnik eingesparte CO₂-Anteil liegt entsprechend lediglich bei 0,08% der deutschen Emissionen, berechnet für das Jahr 2005.

Ob die Dieseltechnik über diese eingesparten CO₂-Anteile ungeschmälert dem Treibhauseffekt entgegenwirken kann, ist fraglich: Die europäischen Grenzwerte erlauben Dieselfahrzeugen weit höhere Stickoxidemissionen als Ottofahrzeugen. Zu den Stickoxiden zählt aber auch das als Einzelsubstanz nicht limitierte Lachgas (N₂O), dessen Treibhauspotential 310mal stärker ist, verglichen mit CO₂ (UBA 2003b). Doch damit nicht genug: Die zusätzlichen NO_x-Emissionen durch Diesellabgase generieren als Ozonvorläufersubstanzen zusätzliches Ozon – troposphärisches (bodennahes) Ozon liefert aber einen Beitrag von 7% zum zusätzlichen Treibhauseffekt (Bliefert 1994). Diese Effekte können hier nicht quantifiziert werden, lassen aber bereits Zweifel am klimapolitischen Sinn der Dieseltechnik aufkommen.

Die weltweiten anthropogenen CO₂-Emissionen lagen im Jahr 2000 bei 24 Mrd t (UBA 2004). Damit sparen im Jahr 2005 die zusätzlich in Deutschland betriebenen Diesel-PKW etwa 0,003% der weltweiten CO₂-Emissionen ein. Falls sich dies in der Summe aller Schadstoffe überhaupt auf das Weltklima auswirken sollte, so wird der Effekt sicherlich nicht messbar sein.

Ganz anders verhält es sich jedoch mit den von Diesel-PKW zusätzlich emittierten Schadstoffen, denn sie wirken nicht wie CO₂ weltweit, sondern lokal bzw. überregional.

2 Zusätzliche Emissionen durch Diesel-PKW

Die EU-Abgasgesetzgebung begrenzt die Emissionen von Stickoxiden, Partikeln, Kohlenwasserstoffen und Kohlenmonoxid. Nicht ausführlich eingegangen werden soll hier auf die Parameter Kohlenwasserstoffe und Kohlenmonoxid. Die aktuell gültigen Euro 4-Grenzwerte erlauben Dieselfahrzeuge bei diesen beiden Schadstoffen nur halb so hohe Emissionen wie den Benzinern. Allerdings liegen die realen

Tabelle 1: Bilanz eines Technologiewandels: zusätzliche und vermiedene Emissionen durch Diesel-PKW in Deutschland für das Jahr 2005 (Grundlage: 2,95 Mio Fahrzeuge entspr. 6,5% Anstieg beim Gesamtanteil, 15.000 km/Jahr, Partikel und NO_x aus Differenzberechnung in Tab. 2)

Parameter	Zusätzliche Emissionen		Vermiedene Emissionen	
	(t)	in % der deutschen Emissionen	(t)	in % der deutschen Emissionen
CO ₂			708.000	0,08
NO _x	20.800	3		
Partikel (gesamt)	2.200	Berechnung nicht sinnvoll, da Toxizität von Partikelgröße und -Beschaffenheit abhängig		

Kohlenwasserstoff-Messwerte für verschiedene Motorenkonzepte recht dicht beieinander. Bei den tatsächlichen CO-Emissionen scheinen moderne Dieselfahrzeuge den Benzinern überlegen zu sein. Während die CO-Emissionen des Verkehrs für die Atmosphäre aufgrund der relativ kurzen Lebensdauer von CO nur begrenzte Bedeutung haben, können sie in schlecht durchlüfteten Bereichen für den Menschen gesundheitsgefährlich sein (z.B. Bliefert 1994). Kohlenmonoxid weist außerdem ein Ozonbildungspotential auf, jedoch ist dasjenige der Stickoxide 11mal größer (UBA 2005a).

Über die genannten Schadstoffe hinaus kommt es zu weiteren, sogenannten nichtlimitierten Emissionen von PKW wie N₂O und Platinmetallen. Bereits der stechende, chlorähnliche Geruch von Abgasen vieler moderner Diesel-PKW zeigt, dass weitere Substanzen im Dieselabgas enthalten sind, die öffentlich nicht diskutiert und vielleicht noch nicht einmal gemessen werden. Bekannt ist, dass die katalytisch aktiven Partikelfilter Sekundäremissionen erzeugen; also Schadstoffe, die erst im Filter entstehen, wie z.B. Dioxine und Furane (Heeb et al. 2004). In diesem Zusammenhang ist bemerkenswert, dass die chemische Natur von 85–90% der organisch-chemischen Emissionen von KFZ-Abgasen unbekannt ist (referiert in Wiedmann et al. 2000).

Die größten Diskrepanzen zwischen Diesel und Benzinern ergeben sich jedoch für die Partikel- und NO_x-Emissionen. Die Zahlen, die vorliegen und in Berechnungen einfließen können, sind allerdings idealisiert: Gerade Dieselmotoren fehlt es, was die Partikel- und NO_x-Emissionen angeht, an der Dauerfestigkeit (VDI-Nachrichten vom 16.9.2005). Dies können Autofahrer selbst anhand der Rußfahnen auch moderner Diesel-PKW beobachten. Hieraus folgt, dass die tatsächlichen Emissionen von Diesel-PKW über den in Tab. 1 berechneten Daten liegen dürften.

Im Hinblick auf die erheblichen Anstrengungen in Deutschland, Dieselkraftstoffe aus anderen als fossilen Brennstoffen zu erzeugen (Biomasse-to-Liquid BTL, Biodiesel), muss auf folgende Tatsache hingewiesen werden: Die Emissionen der beiden kritischen Schadstoffgruppen, Partikel und NO_x, liegen nach vorliegenden Daten auch bei der Verbrennung von BTL-Diesel in der gleichen Größenordnung (Krahl et al. 2005). Deselemissionen sind kritisch, unabhängig davon, wie dieser Diesel erzeugt wird. Lediglich die CO₂-Bilanz gewinnt, jedoch gilt dies ebenso für Bioethanol (Ersatztreibstoff für fossil gewonnenes Benzin).

2.1 Partikelemissionen

Die öffentliche Diskussion um Partikelemissionen wird durch die Grenzwert-Vorgaben sehr vereinfacht und nicht sachdienlich geführt, da lediglich Partikel-Gesamtmassen vorgegeben werden. Die Partikelmasse stellt jedoch keine ausreichende Information im Hinblick auf toxikologische Wirkungen dar. Während die Partikelmasse von den groben Partikeln dominiert wird, bei der Wägung also die feinen (2,5–0,1 µm) und ultrafeinen Partikel (< 0,1 µm) kaum ins Gewicht fallen, sind die letzteren gesundheitlich besonders relevant (z.B. Brüske-Hohlfeld et al. 2004). In Stadtluft gibt es im wesentlichen zwei Größenklassen von Partikel: Zum einen Partikel unter 0,2 µm Größe aus Verkehrs-

emissionen, korreliert mit einem hohen Gehalt an organischem Kohlenstoff im Schwebstoff und ebenso korreliert mit NO_x aus separaten Messungen (Longley et al. 2004). Zum anderen größere Partikel, deren Masse zum erheblichen Teil aus Sulfat und Nitrat besteht. Letztere Partikel stammen aus weiter entfernten Quellen (Longley et al. 2004) und dominieren den Schwebstaub massenmäßig. Betrachtet man deshalb die Partikelmasse, so stammen nur 4–10% insgesamt aus dem Verkehr.

Umgekehrt dominieren die verkehrsbürtigen Partikel in Verkehrszentren zahlenmäßig die Partikel. Dadurch kann der Verkehrsanteil an den Partikelmissionen auf 60% ansteigen (Mayer 2004). Diese feinen und ultrafeinen Partikel sind nicht mengenmäßig dominierend, aber toxikologisch wichtig, denn sie sind in der Lage, z.B. angelagerte polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK, siehe z.B. Vardar et al. 2004) bis in die Alveolen des Lungengewebes zu transportieren. Folgen sind verschiedene Atemwegs- und kardiovaskuläre Erkrankungen (Brüske-Hohlfeld et al. 2004). Ein wichtiger Wirkungsfaktor ist hierbei die Oberfläche der Partikel (Kappos et al. 2003).

Entscheidend ist nun, dass durch die moderne Dieseltechnologie, genauer gesagt, durch höhere, den Spritverbrauch reduzierenden Einspritzdrücke sowie die Steuerung der Verbrennungsabläufe vermehrt kleinere Partikel entstehen (Mayer 2004). Tatsächlich wird diese Vermehrung von kleineren Partikel im Dieselabgas von manchen Wissenschaftlern als drastisch bezeichnet. So beobachteten Su et al. (2004) eine Verschiebung der hauptsächlich Partikelgröße auf unter 20 nm bei einem Euro-4-Dieselmotor.

Letztlich bleiben auch im Hinblick auf die Funktion nachgeschalteter Partikelfiltern Zweifel: Partikelmessungen erstrecken sich häufig nur bis herab zu 20 nm (z.B. Mayer 2005), obwohl die emittierten Partikel bei EURO-4-Motoren ein Größenmaximum zwischen 10 und 15 nm haben können (Su et al. 2004). Es handelt sich hier um ein doppeltes technisches Problem: Einerseits steigt die Zahl kleiner Partikel durch die höheren Einspritzdrücke moderner Diesel deutlich (Mayer 2004). Andererseits kann die Zahl von Kleinstpartikel gerade durch Filterung weiter zunehmen: Wird nämlich der Feststoffkern durch Filter entfernt, kann es zu vermehrter Nukleation flüchtiger Bestandteile kommen mit der Folge einer stark erhöhten Zahl ultrafeiner Partikel um 20 nm Größe (Burtscher 2004). Die meisten veröffentlichten Daten über die Größenverteilung von Partikeln im Dieselabgas scheinen jedoch den Schluss nahe zu legen, dass eine Filterung besser als keine ist. Die staatlichen Vorgaben beziehen sich jedoch nur auf Gesamt-Abscheidemassen und sind damit völlig unzureichend.

Eine weiteres Problem sind Sekundäremissionen von katalytisch aktiven Partikelfiltern. Ein Dieselpartikelfilter stellt einen chemischen Reaktor dar, der je nach der Oberflächenstruktur und zugesetzten Additiven eine effektive organische Chemie betreibt. Im Abgasstrom hinter einem Partikelfilter finden sich beispielsweise leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe wie Benzol, Butadien, Formaldehyd, Acetaldehyd um bis zu 50% erhöht (Heeb et al. 2004). PAK sind nach einem Filter um bis zu 90% reduziert, werden aber teilweise

zu gentoxischen Nitro-PAK umgesetzt (Heeb et al. 2004). Weiterhin kommt es – je nach Schwefelgehalt des Treibstoffs – zu einer vermehrten Afoxidierung von SO_2 zu SO_3 . Schließlich wurden, abhängig vom verwendeten Filtertyp und vom Chlorgehalt des Dieseltreibstoffs, bis zu 10.000mal mehr Dioxin- und Furanemissionen im Abgas nach einem Filter gefunden (Heeb et al. 2004). Heeb et al. (2004) kommen zu dem Schluss, dass schon bei Anwesenheit kleinster Chlormengen Partikelfiltersysteme PCDD/F-Emissionen erzeugen können, die über dem deutschen Emissionsgrenzwert für stationäre Anlagen liegen.

Auch Ottomotoren emittieren Partikel, jedoch liegen die Zahlen, fast über den gesamten Größenbereich, um etwa zwei Größenordnungen (Faktor 100) niedriger als die Diesel-Partikelemissionen, und nur um ein bis zwei Größenordnungen über den Partikelzahlen in Umgebungsluft (Kunte et al. 2004). Die Partikelemissionen direkteinspritzender Ottomotoren sind allerdings höher.

2.2 Stickstoffoxide

Stickoxide werden weit weniger öffentlich diskutiert als Partikelemissionen. Dabei treten hier Effekte auf verschiedenen Ebenen auf. Das Umweltbundesamt bilanziert die deutschen NO_x -Emissionen (im wesentlichen NO und NO_2) auf 1,4 Mio t im Jahr 2003, wovon etwa die Hälfte dem Verkehrssektor zugerechnet wird (UBA 2005b). Die Tendenz ist dabei rückläufig; die NO_x -Emissionen sanken von 1990 bis zum Jahr 2003 um fast 50% (UBA 2005b). Dieser Rückgang wird durch die zusätzlichen NO_x -Emissionen der Diesel-PKW gebremst. Für die NO_x -Emissionen durch die zusätzlich zugelassenen Diesel-PKW im Rahmen des Dieselbooms kann die Zahl von 20.800 t berechnet werden (vgl. Tab. 1). Hierbei handelt es sich nur um die Überschussemissionen für das Jahr 2005 auf der Basis von 6,5% mehr Dieselfahrzeugen, als dem langjährigen Mittel vor 1998 entspricht. Dies entspricht zwar nur knapp 3% der gesamten deutschen NO_x -Emissionen, allerdings ist dieser Anteil damit fast 40mal höher als der Anteil der eingesparten CO_2 -Emissionen am gesamten CO_2 -Aufkommen. Bei insgesamt sinkenden deutschen NO_x -Emissionen und weiter steigendem Dieselanteil ist damit zu rechnen, dass sich bis etwa 2008/09 der Anteil der NO_x -Emissionen, der auf zusätzliche Dieselfahrzeuge zurückgeht, verdoppelt.

Bereits jetzt liegen die überschüssigen NO_x -Emissionen durch 2,95 Mio mehr Diesel-PKW in der Größenordnung derjenigen des gesamten Schienenverkehrs in Deutschland.

Der Grund für die zusätzlichen NO_x -Emissionen liegt in den aus politischen Gründen deutlich höher angesetzten NO_x -Grenzwerten für Dieselfahrzeuge (Helmert 2006). Als Basis für die Berechnung dient der aktuell nicht mehr gültige

ge Euro-3-Grenzwert (Tab. 2), da die allermeisten auf den Straßen befindlichen Fahrzeuge nach Euro 1, 2 oder 3 ausgelegt sind. Derzeit entsprechen rund 42% der PKW in Deutschland noch nicht den Schadstoffgruppen Euro-3 und Euro-4 (Hentrich & Salomon 2005).

Die NO_x -Emissionsunterschiede zwischen Diesel- und Otto-PKW sind zudem größer, als es die Grenzwerte vermuten lassen. Während Diesel-PKW aufgrund der begrenzten Dauerhaltbarkeit Probleme haben, die Limits bei höheren Laufleistungen zu halten (VDI-Nachrichten vom 16.9.2005), erreichen Benziner effektive NO_x -Emissionen von 0,02, in der Konzeption des Hybridantriebs sogar 0,01 g km^{-1} oder weniger. Hieraus errechnet sich eine effektive Diskrepanz von 0,47 $\text{g NO}_x \text{ km}$ zwischen beiden Motorkonzepten, die der Berechnung zusätzlicher Emissionen zugrunde liegt (vgl. Tab. 1). In der Realität werden die NO_x -Emissionen der Diesel-PKW in Deutschland allerdings deutlich höher sein, da ein erheblicher Teil der Fahrzeuge noch nach Euro-2 zugelassen wurde (Euro-2-Grenzwert: Kohlenwasserstoffe plus NO_x bis 0,7–0,9 g km^{-1}). Auch in Zukunft sollen nach bisheriger EU-Planung Dieselfahrzeugen erheblich höhere NO_x -Emissionen gestattet werden: Die derzeit gültigen Euro-4-Werte sehen 0,25 g km^{-1} vor; für Euro 5 ist nur eine minimale Absenkung auf 0,2 g km^{-1} geplant. Für Benziner gelten unter Euro 4 derzeit 0,08 g km^{-1} ; für Euro 5 sind 0,05 g km^{-1} in Aussicht genommen, weit oberhalb des derzeitigen technischen Standes.

Beim Vergleich einzelner Fahrzeuge können die Diskrepanzen noch ansteigen: So weisen aktuelle Messwerte eines dieselbetriebenen Geländefahrzeugs mehr als 100fach höhere NO_x -Emissionen aus als ein Hybridfahrzeug der gleichen Leistungsklasse mit Benzinmotor. Dennoch werden beide Fahrzeuge nach den gesetzlichen Vorgaben in die Schadstoffgruppe EURO-4 eingestuft.

3 Wirkungen und Kosten

3.1 Stickstoffoxide: Umweltwirkungen

Die nachteiligen Wirkungen von NO_x sind mannigfaltig und treten sowohl beim Menschen als auch in der Umwelt auf. In Tab. 3 wird ein Überblick gegeben.

Die vielfältigsten Wirkungen werden durch bodennahes Ozon verursacht (vgl. Tab. 3), welches hauptsächlich durch flüchtige organische Verbindungen (VOC) und NO_x gebildet wird, beides vom Verkehr emittierte Substanzgruppen.

Beispielsweise in der Land- und Forstwirtschaft kommt es aufgrund der Ozonbelastung zu erheblichen wirtschaftlichen Schäden. So quantifiziert das Schweizer Bundesamt für Umwelt (2003) die Ernteauffälle in der Schweiz durch

Tabelle 2: Realistische Emissionen von Diesel-PKW im Vergleich zu PKW mit Ottomotoren nach den Euro-3-Grenzwerten (Derzeit entspricht nur ein Minimum der betriebenen Diesel-PKW den ab 1.1.2005 gültigen Euro-4-Grenzwerten)

Euro 3, in g km^{-1}	PKW mit Ottomotoren	Diesel-PKW	Differenz Diesel ⇔ Benzin
NO_x	0,15 tatsächlich erreicht: < 0,03	0,5	0,47
Partikel	kein Grenzwert Orientierungswert: 0,0005	0,05	rund 0,05

Tabelle 3: Nachteilige Effekte von Diesel-Emissionen für Mensch und Umwelt

Emissionen		Wirkungen beim Menschen	Wirkungen in der Umwelt
Stickstoffoxide NO _x	direkte Effekte	Atemwegsschäden durch gebildete salpetrige Säure und Salpetersäure Herz-, Kreislauferkrankungen	Eutrophierung; dadurch z.B. Nährstoffungleichgewichte im Waldboden, Veränderung der Artenzusammensetzung, erhöhte Anfälligkeit geg. sekundären Stressfaktoren, Ertragsminderung in der Forstwirtschaft Versauerung von Niederschlägen, Böden, Gewässern Schäden an Gebäuden und Materialien
	Effekte durch gebildetes Ozon	(co)cancerogene Wirkung Verstärkung des Treibhauseffektes Lungenfunktionsstörungen Entzündliche Reaktionen des Lungengewebes Risikofaktor für Asthmakranke ? Anstieg der Sterblichkeit um bis zu 0,4% pro 10 µg Ozon/m ³ (UBA 2005b)	gentoxische Reaktion akute und chronische Wirkungen bei Pflanzen; Wachstumshemmung, Ertragsminderung in Land- und Forstwirtschaft
Partikel	multiple Effekte nach Kurzzeit- wie Langzeitexposition; Herz-, Kreislauferkrankungen, Atemwegserkrankungen, Krebs (cancerogene Wirkung von Partikeln, PAK, Nitro-PAK), Übersicht bei Wichmann (2005) und Kappos (2003); offenbar keine Wirkungsschwelle, Sterblichkeit steigt pro 10 µg PM _{2,5} /m ³ um 6% an (Wichmann 2005)		toxische Effekte bei aquatischen Lebewesen durch PAK
Schwefel		Atemwegsschäden	Versauerung von Niederschlägen, Böden, Gewässern

sommerliche Ozonbelastung je nach Region auf 5–15%. Die Ernteauffälle durch bodennahes Ozon sollen in Deutschland in der Größenordnung von einer Milliarde Euro liegen. Im Jahr 1991 sollen in Schweden landwirtschaftliche Schäden aufgrund von Ozoneinwirkungen in Höhe von 300 Mio \$ eingetreten sein (Europäische Umweltagentur 2005). Schadenskalkulationen liegen auch für einen anderen Sektor vor, der mit vergleichbaren Emissionen verbunden ist: Die zusammengefassten externen Kosten der Energieerzeugung in Deutschland wurden für das Jahr 1990 auf 75,1 Mia Euro beziffert und für das Jahr 1997 auf 12,7 Mia Euro (Krewitt 2002). Dem Jahr 1990 wurden dabei aufgrund der SO₂- und NO_x-Emissionen die größten externen Kosten der Versauerung von Ökosystemen zugerechnet; für das Jahr 1997 dagegen dominierten in dieser Berechnung die Treibhausgasemissionen sowie Gesundheitseffekte (Krewitt 2002). Im Jahr 1990 waren die NO_x-Emissionen der Kraftwerkindustrie etwa 30mal höher als die zusätzlichen NO_x-Emissionen von 20.800 t, die heute dem Dieselboom bei PKW zugeordnet werden können (vgl. Tab. 1).

Durch atmosphärische Prozesse entstehen aus NO_x salpetrige Säure und Salpetersäure, welche zur **Versauerung** der Umwelt beitragen. Darüber hinaus war der Grenzwert für den Schwefelgehalt von Dieseltreibstoff (350 ppm) bis zum Jahr 2005 wesentlich höher als der Grenzwert für den Schwefelgehalt von Benzin (150 ppm). Ab 2005 gilt europaweit ein Grenzwert von 50 ppm für alle Kraftstoffsorten (Jess & Wasserscheid 2002). Allerdings wird mit Super Plus bereits ein Benzin mit nur 10 ppm Schwefel angeboten. Hieraus folgt, dass der Dieselboom auch gestiegene Schwefelemissionen in die Umwelt zur Folge hatte und damit ein vermehrtes Versauerungspotential. Die zusätzlichen Schwefelemissionen durch den Anstieg des Anteiles von Dieselfahrzeugen werden in abgeschwächter Form anhalten. Die Versauerung in Verbindung mit anderen Formen der Umweltbelastung erhöht die Wahrscheinlichkeit von Schäden an Ökosystemen

durch Devitalisierung der Wälder und Beeinträchtigung der Gewässerqualität. Dieser Prozess wird durch Ablagerung von Schwefel- und Stickstoffverbindungen weiter voranschreiten (Europäische Umweltagentur 1995). Mögliche Schäden sind beträchtlich: Die deutsche Holzwirtschaft setzte im Jahr 2001 etwa 1,7 Mrd Euro um (Dieter et al. 2004); hinzu kommt weitere Wertschöpfung in ähnlicher Größenordnung (DStGB 2004). Autoemissionen wirken sich in dreifacher Weise negativ auf den Wald aus: durch Säureeinträge, durch Stickstoffüberdüngung und durch Ozon (Ulrich 1997). Dies gilt entsprechend besonders für Emissionen von Dieselfahrzeugen.

Für begrenzte Schwefeleinträge in die Umwelt wird aber auch ein positiver Düngeeffekt geltend gemacht (Krewitt 2002). Der Grad der Ozonbildung hängt vom Verhältnis zwischen den Stoffgruppen VOC und NO_x ab. Entsprechend können hier die Schadensanteile durch die erhöhten NO_x-Emissionen allein nicht beziffert werden. Aufgrund der angeführten Vergleiche dürften die erhöhten NO_x-Emissionen jedoch jährliche land- und forstwirtschaftliche Verluste in Millionenhöhe nach sich ziehen.

3.2 Stickstoffoxide: Gesundheitliche Wirkungen

Ozon kommt in Teilen Europas (Deutschland, Frankreich, Belgien, Italien, Schweiz) ubiquitär in gesundheitsschädlichen Konzentrationen vor. Die Gesundheits- und daraus folgend volkswirtschaftlichen Schäden (z.B. Krankenhausaufenthalte und ausgefallene Arbeitstage) sind nach einer Aufstellung der Europäischen Umweltagentur (1998) beträchtlich: So waren in den damals 15 EU-Staaten insgesamt 0,3% aller Krankenhausaufenthalte auf ozonbedingte Atemwegserkrankungen (vgl. Tab. 3) zurückzuführen.

Für die Gesundheitskosten aufgrund der Wirkungen von NO₂ und PM₁₀ zusammen im dünn besiedelte Norwegen wird für das Jahr 1991 eine Zahl von 200 Mio \$ genannt (Europäische Umweltagentur 2005).

Der Dieselboom in Deutschland und Europa ist durch den Anstieg der Stickoxide als Ozonvorläufersubstanzen mitverantwortlich für diese Schäden. Darüber hinaus beeinträchtigen Stickoxide allein bereits die Gesundheit (vgl. Tab. 3). Diese Effekte sind allerdings im Vergleich zu den Partikelwirkungen von untergeordneter Bedeutung (Wichmann 2005, pers. Mitteilung).

Auch hier sind die Schadensanteile allein aufgrund der gestiegenen NO_x -Emissionen schwer zu beziffern. Einen Hinweis bietet jedoch die folgende Abschätzung: Um gesundheitsgefährdende Ozonkonzentrationen in Deutschland künftig auszuschließen, müssen die beiden Vorläufer-Substanzgruppen NO_x und VOC nach Feststellung des Umweltbundesamtes um 50% reduziert werden (UBA 2005b). Dennoch erhöht die staatliche Förderung der Dieseltechnik die NO_x -Emissionen des Verkehrs.

3.3 Partikel: Gesundheitliche Wirkungen

Die gesundheitlichen Schäden der Partikelbelastung für den Menschen sind Gegenstand einer Reihe von aktuellen Veröffentlichungen. Hier sollen nur die wichtigsten Aspekte im Hinblick auf die Höhe der verursachten Schäden diskutiert werden.

Von allen Todesfällen in Deutschland lassen sich nach epidemiologischen Studien 1–2% den Emissionen von Dieselfahrzeugen zuordnen, was einer Zahl von 10.000 bis 19.000 Todesfällen pro Jahr entspricht (Wichmann 2004). Die gesundheitlichen Schäden der Dieselemissionen lassen sich auch in eine allgemeine Verringerung der Lebenserwartung von zehn Monaten umrechnen, was bei einer Lebenserwartung von 78 Jahren einer Verkürzung um 1% entspricht (Wichmann 2005). In vorliegenden Studien korrelieren gesundheitliche Effekte mit verschiedenen Bestandteilen von Schwebstaub, die messtechnisch unterschieden werden: mit PM_{10} (10 μm Durchmesser), mit $\text{PM}_{2,5}$ (2,5 μm Durchmesser), und mit den ultrafeinen Partikel (< 0,1 μm Durchmesser). Die Korrelation ist so genau, dass ein Sterblichkeitsanstieg mit zunehmender $\text{PM}_{2,5}$ -Konzentration etabliert werden kann (vgl. Tab. 3). Aus diesem Zusammenhang lässt sich auch eine künftige positive gesundheitliche Auswirkung des Einsatzes von Partikelfiltern quantifizieren (Wichmann 2004). Was die ultrafeinen Partikel angeht, so werden verschiedentlich Kenntnislücken aufgrund unbefriedigender Datenlage beklagt. Dies ist aus verschiedenen Gründen kritisch und wurde bislang nicht ausreichend thematisiert:

- Ultrafeine Partikel scheinen eine erhöhte Toxizität aufzuweisen (Kappos et al. 2003, Hentrich & Salomon 2005). Dies ist einerseits aufgrund des Aufnahmewegs über die Lunge und andererseits aufgrund ihrer großen Oberfläche zu erwarten.
- Die Zahl der ultrafeinen Partikel hat in der Umwelt zugenommen; sie sind in besonders hohem Maße den Verkehrsemissionen zuzuordnen (Kappos et al. 2003).
- In Motorprüfstandsversuchen zeigt sich eine drastische Verkleinerung der von modernen Dieselmotoren emittierten Partikel (siehe oben); Ursache sind erhöhte Einspritzdrücke und entsprechende Verbrennungsführung.
- In Partikelmessungen werden üblicherweise Partikel bis herab zu 20 nm Durchmesser erfasst; ein Großteil der emittierten Partikel können jedoch noch kleiner als 20 nm sein.

- Was die Wirkungsweise von ultrafeinen Partikel angeht, werden durch die aktuelle Forschung weitere neue Erkenntnisse zutage gefördert. So konnte in Tierversuchen überraschend gezeigt werden, dass eingeatmete ultrafeine Partikel ohne Umweg über die Lunge direkt ins Gehirn gelangen (Oberdörster et al. 2004).

Vor dem Hintergrund dieser Fakten erscheint die Einschätzung des Sachverständigenrates für Umweltfragen, wonach Partikelfilter "vor allem die sehr kleinen Ultrafeinstäube ... herausfiltern" (Hentrich & Salomon 2005), nicht nachvollziehbar. Nicht zielführend ist angesichts der sehr verschiedenen technischen Konstruktionsprinzipien von Partikelfiltern auch die pauschale Aussage, durch Partikelfiltersysteme würde die "Partikelzahl um bis zu 99,9% ... gemindert" (Hentrich & Salomon 2005).

Im Gegensatz zu solch optimistischen Annahmen liegt die Befürchtung nahe, dass der beschriebene Dieselboom im PKW-Bereich durch die deutliche Erhöhung der Emissionen ultrafeiner Partikel besondere Gesundheitsrisiken mit sich bringt, die auch mit Partikelfiltern nicht ausreichend zu begrenzen sind.

Für die gesundheitlichen Schäden, die durch den PKW-Dieselboom in Deutschland eintreten, kann hier nur eine Größenordnung genannt werden. Derzeit emittieren Diesell-KW etwa doppelt so viel an Partikeln wie Diesell-PKW, wobei lediglich Zahlen zur Gesamt-Partikelmasse vorliegen (Wiedmann et al. 2000). Demnach wären grob 3000 bis 6000 Todesfälle pro Jahr den Diesell-PKW zuzuordnen. Tatsächlich dürfte der PKW-Anteil aufgrund der überproportionalen Emission von Ultrafeinstäuben aber höher liegen. Wegen des aktuellen Anstiegs des Diesell-PKW-Anteils am PKW-Gesamtbestand von knapp 14% auf derzeit 20% wären davon 1000 bis 2000 Todesfälle pro Jahre allein dem Dieselboom bei PKW zuzuordnen. Hier handelt es sich lediglich um eine grobe Abschätzung, da z.B. chronische toxische Effekte erst nach längerer Exposition spürbar werden. Dennoch kann eine Größenordnung für die Schadenskosten abgeleitet werden: In Anlehnung an die genau untersuchten volkswirtschaftlichen Kosten des Rauchens in Deutschland (GSF 2004) lägen die jährlichen volkswirtschaftlichen Kosten für alle Dieselemissionsopfer bei 2,4 Mia Euro, für die Opfer der Emissionen von Diesell-PKW bei 0,7 Mia Euro. Allein für den Dieselboom, also für den Anstieg des Diesellanteils von 14% auf 20%, wären derzeit 0,2 Mrd Euro pro Jahr zu veranschlagen – mit steigender Tendenz.

4 Schlussfolgerungen

Der Versuch, CO_2 -Emissionen durch den forcierten Einsatz der Dieseltechnik zu begrenzen, ist zweifelhaft und mit erheblichen Folgekosten an anderer Stelle verbunden. Zum Teil laufen die zusätzlichen klimawirksamen Emissionen der Diesell-PKW sogar diesem Ziel entgegen. Auch durch die aktuellen Verbrauchsfortschritte bei Otto-PKW (Downsizing, Hybridtechnik) scheint es nicht mehr sinnvoll, aus Gründen der CO_2 -Einsparung auf Diesell-PKW zu setzen. Mit der deutlich geringeren Mineralölsteuer auf Diesellkraftstoff subventioniert der deutsche Staat eine Technik, deren Emissionen hohe Kosten für Umwelt und Gesundheit nach

sich ziehen. Eine weitere Bevorzugung der Dieseltechnik bei den EU-Abgaswerten (siehe aktuelle Entwürfe zu 'EURO 5'-Grenzwerten) ist weder technisch erforderlich noch aus Gründen der Umwelt- und Gesundheitsvorsorge vertretbar.

Die gegenüber dem Ottomotor kritischeren Emissionen des Diesels sollten sich in der Steuergesetzgebung niederschlagen. Darüber hinaus ist zu fordern, dass Partikelfilter-Typen eine Zulassung durchlaufen, in deren Verlauf das Abscheideverhalten über den gesamten Größenordnungsbereich und damit die emittierte Partikelzahl bewertet werden. Außerdem sind die Sekundäremissionen (z.B. PAK, Dioxine und Furane) zu quantifizieren. Die bisherige Verengung der öffentlichen Diskussion und der Abgas-Grenzwerte auf Partikelmassen (g km^{-1}) ist irreführend, da sie die Wirkungen der ultrafeinen Partikel ($< 0,1 \mu\text{m}$) maskiert. Die bisherigen Grenzwerte auf der Basis von Partikelmassen haben sich im Hinblick auf die Gesundheitsvorsorge schädlich ausgewirkt, da sie die Autohersteller veranlasst haben, durch Modifikationen an Dieselmotoren die Anzahl der großen Partikel im Dieselausgas zu Lasten der kleinen Partikel zu reduzieren.

Die Schäden durch zusätzliche Emissionen aufgrund des Dieselbooms bei neuzugelassenen PKW seit 1998 sind vielfältig; die hier aufgelisteten Schäden (in der Land- und Forstwirtschaft, Gesundheitsschäden usw.) dürften die Region von Hunderten Millionen Euro pro Jahr erreichen. Diese Schäden werden in der Öffentlichkeit aufgrund ihres schleichenden Charakters nicht adäquat wahrgenommen, anders als die spektakulären Wetterereignisse einer Klimaänderung.

Hohe Kosten werden ebenfalls erwartet, sollten die CO_2 -Emissionen nicht deutlich zurückgefahren werden. Während allerdings die hier aufgezeigten Kosten durch Dieselemissionen bereits Realität sind, werden Schäden durch den Klimawandel zunächst postuliert, sind aber wahrscheinlich.

Ziel dieser Übersicht ist jedoch keine gegenseitige Aufrechnung von Lasten. Vielmehr geht es darum, aufzuzeigen, dass eine Minderung des weltweit wirksamen Treibhausgases CO_2 weder effizient und noch vertretbar ist, wenn sie regional so teuer erkaufte wird wie im Falle des Dieselbooms in Europa.

Literatur

- Bliefert C (1994): Umweltchemie. VCH-Verlag Weinheim, 453 S
- Brüske-Hohlfeld I, Cyrus J, Peters A, Dockery DW (2004): Auswirkungen der Luftverschmutzung auf die Gesundheit: Ergebnisse epidemiologischer Studien. In: Meyer A (Hrsg), Minimierung der Partikelemissionen von Verbrennungsmotoren. Expert-Verlag Renningen, 58–71
- Burtscher H (2004): Eigenschaften von Verbrennungspartikeln. In: Meyer A (Hrsg), Minimierung der Partikelemissionen von Verbrennungsmotoren. Expert-Verlag Renningen, 19–29
- DStGB – Dr. Städte- und Gemeindebund (2004): Pressemitteilung Nr. 88, 02.11.2004
- Dieter M, Rosin A, Thoroe C (2004): Die forstwirtschaftliche Gesamtrechnung der Bundesrepublik Deutschland für die Jahre 1991 bis 2002. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Arbeitsbericht, 80 S
- Europäische Umweltagentur (1995): <<http://reports.de.eea.eu.int/92-827-5263-1-sum/de/page005.html>>
- Europäische Umweltagentur (1998): Topic report No 8/1998 – Health effects of exposure to ozone. <<http://reports.de.eea.eu.int/TOP08-98/en/page010.html>>
- Europäische Umweltagentur (2005): Zahlen der schwedischen EPA, 1996. Zitiert in <<http://reports.de.eea.eu.int/2599XXX/en/page011.html>>
- GSF (2004): Todesfälle und Milliardengrab Zigarettenqualm. Volkswirtschaftliche Kosten des Rauchens. Presseinformation des GSF-Forschungszentrums für Umwelt und Gesundheit, 29.11.2004
- Heeb N, Haag R, Honegger P, Kohler M, Guyer E, Graf R, Mattrai P, Schmid P, Zennegg M, Pétermann J-L, Czerwinski J, Wyser M, Mayer A (2004): Sekundäremissionen von katalytisch aktiven Partikelfiltern. In: Meyer A (Hrsg), Minimierung der Partikelemissionen von Verbrennungsmotoren. Expert-Verlag Renningen, 432–447
- Helmerts E (2006): Hintergründe des Dieselbooms – Folgen einer 'CO₂-First'-Politik – Leitartikel. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 18 (1) 3–4
- Hentrich S, Salomon M (2005): Feinstaub als Herausforderung für die Verkehrsweltpolitik – Der Sachverständigenrat für Umweltfragen nimmt Stellung zur aktuellen Feinstaubdiskussion. UFP – Umweltmed Forsch Prax 10(3) 163–166
- Jess A, Wasserscheid P (2002): Tiefentschwefelte Kraftstoffe. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 14 (3) 145–154
- Kappos A, Bruckmann P, Eickmann Th, Englert N, Heinrich U, Höppe P, Koch E, Metz N, Rauchfuss K, Rombout P, Schabronath J, Schulz-Klemp V, Spallek MF, Wichmann H-E, Kreyling W, Krause GHM (2003): Bewertung des aktuellen wiss. Kenntnisstandes zur gesundheitlichen Wirkung von Partikel in der Luft. Umweltmed Forsch Prax 8 (5) 257–278
- Krahl J, Bünger J, Munack A, Herbst L, Kaufmann A, Schröder O (2005): Impact of different biogenic fuels on the exhaust gas and the health effects. Vortrag, RENEW Summer School, Birkenfeld, 29.8. 2005
- Kunte S, Bertola A, Boulouchos K (2004): Partikelemissionen moderner Verbrennungsmotoren. In: Meyer A (Hrsg), Minimierung der Partikelemissionen von Verbrennungsmotoren. Expert-Verlag Renningen, 30–50
- Krewitt W (2002): Externe Kosten der Stromerzeugung. In: Rehahn E (Hrsg), Energie – Handbuch für Wissenschaftler, Ingenieure und Entscheidungsträger. Springer 2002
- Longley ID, Gallagher MW, Dorsey JR, Flynn M, Bower KN, Allan JD (2004): Street canyon aerosol pollutant transport measurements. Sci Tot Environ 334–335, 327–336
- Mayer A (2004): Einführung. In: Meyer A (Hrsg), Minimierung der Partikelemissionen von Verbrennungsmotoren. Expert-Verlag Renningen, 1–18
- Mayer A (2005): Minimierung der Partikelemissionen von Verbrennungsmotoren. UFP – Umweltmed Forsch Prax 10 (3) 167–172
- Oberdörster G, Sharp Z, Atudorei V, Elder A, Gelein R, Kreyling W, Cox C (2004): Translocation of inhaled ultrafine particles to the brain. Inh Toxicol 16 (6–7) 437–445
- Schweizer Bundesamt für Umwelt (2003): <http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/luft/fachgebiet/d/grundlagen/nabel/sru-370-d_kurz.pdf>
- Su DS, Müller J-O, Jentoft RE, Rothe D, Jacob E, Schlögel R (2004): Fullerenelike soot from EUROIV diesel engine: consequences for catalytic automotive pollution control. Topics in Catalysis 30/31, 241–245
- UBA (2003a): CO₂-Minderung im Verkehr. Sachstandsbericht, 68 S, Umweltbundesamt Berlin, September 2003
- UBA (2003b): Klimaverhandlungen. Umweltbundesamt, April 2003, 43 S
- UBA (2004): Erneuerbare Energien – Innovationen für die Zukunft. Broschüre des BMU, Mai 2004, 128 S
- UBA (2005): CO₂-Emissionsminderung im Verkehr. <<http://www.umweltbundesamt.de/verkehr/emissionen/schadstoffe/klima/co2/klimaverk.htm>>
- UBA (2005a): Hintergrundinformationen: Sommersmog. Umweltbundesamt, Juni 2005, 25 S. Siehe unter <www.umweltbundesamt.de>
- UBA (2005b): NO_x-Emissionen in Deutschland. <http://www.umweltbundesamt.de/luft/emissionen/bericht/aktuelle_daten/> vom 16.7.2005
- Ulrich B (1997): Ökosystem Wald, Funktion und Nutzen. <<http://www.fh-koblenz.de/koblenz/remstecken/Waldframe/Waldmedien/9609seminar/GSF/swaldulr.html>>
- Umwelt (2005): Das Nationale Klimaschutzprogramm 2005, Umwelt 9/2005, 493–496
- Vardar N, Tasdemir Y, Odabasi M, Noll KE (2004): Characterization of atmospheric concentrations and partitioning of PAHs in the Chicago atmosphere. Sci Tot Environ 327, 163–174
- Wichmann H-E (2004): Positive gesundheitliche Auswirkung des Einsatzes von Partikelfiltern bei Dieselfahrzeugen – Risikoabschätzung für die Mortalität in Deutschland. UFP – Umweltmed Forsch Prax 9 (2) 85–99
- Wichmann H-E (2005): Feinstaub: Lufthygienisches Problem Nr. 1 – Eine aktuelle Übersicht. UFP – Umweltmed Forsch Prax 10 (3) 157–162
- Wiedmann T, Kersten J, Ballschmiter K (2000): Art und Menge von stofflichen Emissionen aus dem Verkehrsbereich – Eine Literaturstudie. Akademie für Technikfolgenabschätzung Baden-Württemberg, Mai 2000

Eingegangen: 30. September 2005
Akzeptiert: 02. Januar 2006
OnlineFirst: 03. Januar 2006