

Kosten-Nutzen-Abschätzungen einer verbesserten Staub- und NO_x-Emissionsminderung am Beispiel der europäischen Zementindustrie

J. Lohse

1 Einleitung

Kosten und Nutzen einer verbesserten Staub- und NO_x-Emissionsminderung wurden in zwei Studien [1; 2] untersucht, die die Europäische Kommission im Zusammenhang mit der Novellierung der EU-Verbrennungsrichtlinie [3] initiiert hatte. Wesentliche Ergebnisse dieser Studien werden im Folgenden exemplarisch dargestellt.

Im Jahr 1995 wurden in der Europäischen Union 252 Zementwerke mit insgesamt 437 Öfen betrieben. Ca. 78 % der gesamten Produktionskapazität arbeiteten mit trockenen Verfahren, 16 % mit Halbtrockenverfahren, und 6 % mit nassen Verfahren [4].

Emissionen von **Stäuben**, insbesondere mit dem Ofenabgas, wurden traditionell als die wesentliche Umweltwirkung im Zusammenhang mit der Zementherstellung angesehen. Im Verlauf der letzten Jahrzehnte konnten diese Staubwerte von Ausgangsniveaus um 35 kg auf Werte unterhalb 0,1 kg/t Klinker reduziert werden [5]. Dies bedeutet jedoch nicht unbedingt, dass auch das mit den Emissionen verbundene Risikopotenzial in der gleichen Größenordnung verringert wurde, denn die Maßnahmen der Vergangenheit richteten sich vor allem auf eine verbesserte Rückhaltung größerer Partikeln, während die wesentlichen Umwelt- und Gesundheitsrisiken von der Feinstfraktion mit einem aerodynamischen Durchmesser < 10 µm („PM10“-Fraktion) ausgehen, deren Anteil an der Gesamtimmission durch Partikeln in Deutschland heute auf 70 bis 80 % geschätzt wird [6]. Da die fein vermahlene Roh- und Brennstoffe der Zementherstellung wie auch der gemahlene Klinker einen Partikeldurchmesser < 10 µm aufweisen [5], gehen Genehmigungsbehörden in der Regel davon aus, dass mehr als 95 % der Staubemissionen eines Zementwerks der Feinfraktion < 10 µm angehören.

Vergleichbar hohe Aufmerksamkeit erfahren auch die Emissionen von **Stickoxiden** aus der Zementherstellung wegen deren schädigender Wirkungen auf die menschliche Gesundheit, Pflanzen, Materialien und Bauwerke. Während die aktuellen NO_x-Emissionen der deutschen Zementwerke im Jahresmittel zwischen ca. 350 und 1 500 mg/m³ liegen [7], emittieren ältere Werke in Europa häufig um 2 000 mg/m³. Nimmt man ein durchschnittliches Emissionsniveau von 1 300 NO_x/m³ (als NO₂, bezogen auf trockenes Abgas im Normzustand bei 0 °C, 101,3 kPa and 10 % O₂) an, so verursacht die europäische Zementindustrie jährliche Gesamtemissionen von 450 000 t NO_x, was 10 bis 15 % der gesamten NO_x-Emissionen aller industriellen Punktquellen, oder 3 bis 4 % aller NO_x-Emissionen (einschließlich diffuser Quellen) in Europa entspricht [2].

In unseren Untersuchungen der Kosten-Nutzen-Relationen unterschiedlicher Maßnahmen zur Verminderung der Staub-

Zusammenfassung Kosten und Nutzen einer verbesserten Staub- und NO_x-Minderung in der Zementindustrie wurden in zwei für die Europäische Kommission durchgeführten Studien untersucht. In Experteninterviews mit Zulieferern und Anlagenbetreibern wurden deren praktische Erfahrungen zum jeweils erforderlichen Investitionsvolumen und die mit den verschiedenen Reinigungstechnologien verknüpften Betriebskosten zusammengetragen. Die Gesamtkosten wurden errechnet und auf die Produktionskapazität sowie auf die vermiedene Schadstoffmenge normiert. Für mehrere Emissionsniveaus wurden aus den ermittelten Abgasreinigungskosten und aus Literaturangaben bezüglich der externen Schäden die Kosten-Nutzen-Relationen errechnet. Dabei wurden Neu- und Altanlagen separat voneinander untersucht, da insbesondere bei vorhandenen Anlagen der externe Nutzen stark vom Anfangsniveau der Emissionen abhängt. So wird deutlich, in welchen Fällen eine nachträgliche Maßnahme zur Emissionsminderung durch den externen Nutzen gerechtfertigt sein kann.

Estimated costs and benefits of improved dust and NO_x abatement in the European cement industry

Abstract In two studies commissioned by the European Commission, the costs and benefits of improved dust and NO_x abatement from the European cement industry were evaluated. Based on expert interviews held with suppliers of modern abatement equipment, and with kiln operators who have practical experience in using these installations, the investment volume and the operating costs associated with the various abatement techniques were analysed. Total costs were calculated and standardised both for production volume and per kilogram of pollutant avoided. For several emission levels, cost-benefit ratios were calculated from abatement costs and from literature data quantifying the avoided external damage. Cost-benefit ratios are given in ranges for new and existing kilns separately, since for existing kilns, the avoided damage depends strongly on the initial emission level. Thus it becomes obvious where the external benefit of an emission reduction may justify the additional costs.

und NO_x-Emissionen berücksichtigten wir die Technologien, die von der europäischen Arbeitsgruppe zur Bestimmung der „Besten Verfügbaren Techniken in der Zement- und Kalkindustrie“ zusammengetragen und in dem entsprechenden BAT-Referenzdokument beschrieben wurden [8]. Annahmen über die externen Kosten nicht vermiedener Emissionen gehen auf eine Untersuchung [9] zurück, in der die EU-Kommission die externen Effekte der in der neuen Verbrennungsrichtlinie [3] aufgeführten Emissionsgrenzwerte analysieren ließ.

2 Ermittlung der Kosten für die Emissionsminderungsmaßnahmen

2.1 Maßnahmen zur Verringerung der Staubemissionen

Hauptquellen der partikelförmigen Emissionen eines Zementwerks sind das Ofenabgas, die Rohmühle, der Klinkerkühler und die Zementmühle. Je nach Rauchgasführung weist

Tabelle 1 | Angenommene Relationen zwischen Grenzwert, Garantiewerten des Anlagenbauers und durchschnittlichem Emissionsniveau.

Grenzwert (alle Tagesmittelwerte) - zur Berechnung der Investitions- und Betriebskosten -	in mg/m ³	50	30	20	15
Garantiewert des Anlagenbauers	in mg/m ³	30	20	10-15	< 10
Emissionsniveau im Langzeitmittel - zur Berechnung der externen Kosten und Nutzen -	in mg/m ³	< 20	< 15	< 10	< 5
Emissionsfaktor	in g PM10/t Klinker	50	37,5	25	12,5

Tabelle 2 | Kalkulationsbeispiel für ein Standardelektrofilter.

Drehrohrkapazität	2 500 t Klinker pro Tag	
Kalkulationsgrundlagen	Abschreibungszeitraum: 10 Jahre Verzinsung: 8% p.a.	
Behandlung von Ofenabgas und Klinkerkühlerabluft	gemeinsam	getrennt
Investitionskosten	2 850 000 €	3 400 000 €
Betriebskosten		
- Wartung	25 000 €/a	37 500 €/a
- Elektrizität	127 680 €/a	90 720 €/a
Jährliche Kosten	589 628 €/a	645 178 €/a
Spezifische Kosten in €/t _{Klinker}	0,67 €/t	0,74 €/t

ein Werk ein oder mehrere große Emissionsquellen auf. Die bislang in den EU-Mitgliedstaaten gültigen Emissionsgrenzwerte liegen in einer Bandbreite von 15 mg/m³ bis 250 mg/m³. Für Zementwerke, die Abfälle mitverbrennen, sieht die neue Verbrennungsrichtlinie [3] einen Grenzwert von 30 mg/m³ im Ofenabgas vor.

Zur Staubminderung im Ofenabgas wurden in Deutschland bislang Elektrofilter als Standardmethode eingesetzt. Ihre Wirksamkeit hängt von der Anzahl und Dimensionierung der elektrischen Felder (meist zwischen zwei und vier) und von der Konditionierung des Abgases im Hinblick auf Temperatur, Feuchtigkeit und Partikelwiderstand ab. Im Routinebetrieb können mit modernen Elektrofiltern sehr niedrige Staubwerte um 1 bis 2 mg/m³ erreicht werden. Weniger leistungsfähig sind die Filter bei An- und Abfahrvorgängen, beim Umschalten zwischen Direkt- und Verbundbetrieb und insbesondere bei den sog. CO-Abschaltungen, bei denen das elektrische Feld kurzfristig ausgeschaltet wird, wenn aufgrund mangelhafter Beherrschung einer gleichmäßigen Brennstoffdosierung das Risiko explosionsfähiger CO-Gemische im Abgas nicht ausgeschlossen werden kann. Um solchen kurzfristig erhöhten Staubemissionen Rechnung zu tragen, garantieren Zulieferer meist die Einhaltung (nach TA-Luft-Kriterien) eines Staubgrenzwerts von 15 oder 20 mg/m³ [1].

Gewebefilter verwenden als Filtermedium eine permeable Membran, durch die der Staub zurückgehalten wird und die in Intervallen abgereinigt wird. Der Partikeldurchgang durch gut gewartete Gewebefilter liegt im zeitlichen Mittel bei ca. 1,8 bis 2,4 mg/m³ [10]. Bei nachlassender Reinigungswirkung muss das Gewebematerial in Abständen von ca. zwei bis vier Jahren erneuert werden [4]. Gewebefilter werden routinemäßig an der Zementmühle, der Kohlenmühle sowie an Silos, Bunkern und bei Verladevorgängen eingesetzt. Oft wird auch die Abluft des Klinkerkühlers über Gewebefilter gereinigt. Dagegen ist die Verwendung von Gewebefiltern zur Reinigung des Ofenabgases zumindest in Europa eine relativ neue Entwicklung.

Mit beiden Filterkonzepten lassen sich im Langzeitmittel deutlich niedrigere Emissionskonzentrationen gewährleisten,

als durch eine Begrenzung der Tagesmittelwerte auf z. B. 30 mg/m³ (in neueren Genehmigungsbescheiden oft auch 20 mg/m³) ersichtlich ist. Daher muss bei einer Kosten-Nutzen-Betrachtung der Tatsache Rechnung getragen werden, dass sich die Emissionsgrenzwerte auf kurzfristige Maxima beziehen, während die rechnerisch ermittelten externen Schadenskosten allein von den langfristigen durchschnittlichen Emissionen abhängen. Weiter ist zu berücksichtigen, dass die Garantiewerte der Anlagenbauer in der Regel nicht mit dem behördlich festgesetzten Grenzwert identisch sind, so dass bestimmte Annahmen über die Relation zwischen Grenzwert, Garantiewert und durchschnittlichem Emissionsniveau getroffen werden müssen (s. **Tabelle 1**).

Im Rahmen der Studie [1] wurden sowohl Anlagenbauer als auch Betreiber von Zementwerken zu den Investitions- und Betriebskosten von Elektro- und Gewebefiltern befragt. Zur Berechnung der Gesamtkosten wurden zu den „Flansch-zu-Flansch“-Preisen der Zulieferer noch die geschätzten Infrastrukturkosten für Rohrleitungen, Ventilatoren, Kabel, Einbindung in die Prozessleittechnik etc. addiert. Diese Investitionskosten wurden über einen Abschreibungszeitraum von zehn Jahren bei einem Zinssatz von 8 % p. a. in jährliche Kosten umgerechnet. Weiter gehen in die jährlichen Kosten die Betriebskosten z. B. für Energie, Hilfs- und Betriebsstoffe und ggf. zusätzliche Personalkosten ein, so wie sie von Betreibern auf Basis praktischer Erfahrungen mitgeteilt wurden (**Tabelle 2**).

In Abhängigkeit von der Anlagenkapazität errechnen sich die Gesamtkosten pro Tonne Klinker zur Einhaltung eines Emissionsgrenzwerts von 30 mg/m³ für die gemeinsame bzw.

Tabelle 3 | Gesamtkosten der Standardabgasreinigung mit Elektrofilter (in €/t Klinker, Grenzwert 30 mg/m³).

Anlagenkapazität in t/d	Abgasbehandlung	
	gemeinsam	getrennt
1 000	1,01	1,22
2 500	0,67	0,74
5 000	0,51	0,52

getrennte Behandlung von Ofenabgas und Klinkerkühlerabluft mit Elektrofiltern wie in **Tabelle 3** dargestellt.

Die kalkulierten Gesamtkosten hängen in hohem Maße vom zugrunde gelegten Zinssatz und vom Abschreibungszeitraum ab. Bei einem Zinssatz von 4 % anstelle von 8 % sinken die Kosten um 14 %, bei einer in der Praxis oft realistischen Nutzungsdauer des Elektrofilters von 15 anstelle von zehn Jahren sinken sie um 20 %.

Wenn ein Emissionsgrenzwert von 15 mg/m³ anstelle von 30 mg/m³ mittels Elektrofilter sicher eingehalten werden soll, liegen die Investitionskosten zwischen 15 und 30 % höher. Unter Berücksichtigung der veränderten Betriebskosten betragen die zusätzlichen Kosten zwischen 0,07 €/t Klinker für große Anlagen und 0,34 €/t Klinker für kleinere Anlagen (vgl. **Bild 1**).

Beträgt der Grenzwert 15 mg/m³, so werden Gewebefilter zu einer wirtschaftlichen Alternative zum Einsatz von Elektrofiltern (s. **Tabelle 4**). Die Gesamtkosten von Gewebefiltern werden u. a. durch die Häufigkeit bestimmt, mit der das Filtermaterial gewechselt werden muss (ca. alle zwei bis vier Jahre nach [4]). Für eine konservative Abschätzung wurden die Werte in **Tabelle 4** auf Basis eines Filterwechsels nach jeweils zwei Jahren berechnet.

Bereits vorhandene Elektrofilter können häufig durch Nachrüstung moderner Elektroden oder Installation einer automatischen Spannungskontrolle in ihrer Leistung erheblich verbessert werden [8]. In manchen Fällen lässt sich ein weiteres elektrostatisches Feld nachrüsten. Unter Umständen können die Staubemissionen auch unter Beibehaltung der vorhandenen Filter durch entsprechende Konditionierung des Ofenabgases gesenkt werden. Die Kosten zur Ertüchtigung eines vorhandenen Elektrofilters zur Einhaltung eines Grenzwerts von 30 mg/m³ betragen typischer Weise zwischen 30 % und 100 % der Kosten eines neuen Filters, d. h. zwischen 0,15 und 1,2 €/t Klinker. Soll durch die Nachrüstung ein strikterer Grenzwert von 15 mg/m³ eingehalten werden, so werden die zusätzlichen Grenzkosten zwischen 0,1 und 0,34 €/t Klinker abgeschätzt.

2.2 Maßnahmen zur Verringerung der NO_x-Emissionen

Hauptursache für das Vorhandensein von Stickoxiden im Ofenabgas ist die Bildung von NO_x aus Luftstickstoff im Bereich der Sinterzonenfeuerung und die chemische Umwandlung von im Brennstoff enthaltenen Stickstoffverbindungen in diverse Stickstoffoxide [8]. In der Regel macht NO mehr als 90 % aller Stickoxide aus. Dennoch werden die Emissionen aus Gründen der Vergleichbarkeit meist als NO₂ angegeben.

Zur Reduktion der NO_x-Emissionen von Zementdrehrohröfen sind zahlreiche Techniken entwickelt worden. Dazu zählen die allgemeine Optimierung der Prozesssteuerung und die Durchführung von Primärmaßnahmen wie gezielte Brennstoffauswahl, Einsatz von „Low-NO_x“-Brennern und gestufter Verbrennung ebenso wie sekundäre Entstickungsmaßnahmen zur selektiven nicht-katalytischen (SNCR) bzw. katalytischen Reduktion (SCR).

Viele Zementwerke in Europa haben durch den Einsatz kombinierter Primärmaßnahmen ihre NO_x-Emissionen auf etwa 800 bis 1100 mg NO_x/m³ reduziert. Moderne Anlagen sind z. T. in der Lage, ihre NO_x-Emissionen mittels optimierter

Tabelle 4 Gesamtkosten einer verbesserten Staubabscheidung (Elektro- bzw. Gewebefilter, Grenzwert 15 mg/m³).

	Gemeinsame Abgasbehandlung Gesamtkosten in €/t Klinker	Grenzkosten in €/t Klinker	Getrennte Abgasbehandlung Gesamtkosten in €/t Klinker	Grenzkosten in €/t Klinker
Elektrofilter				
1 000 t/d	1,30	0,29	1,56	0,34
2 500 t/d	0,82	0,14	0,89	0,15
5 000 t/d	0,59	0,08	0,60	0,07
Gewebefilter				
1 000 t/d	1,01	± 0	1,23	0,01
2 500 t/d	0,74	0,07	0,85	0,11
5 000 t/d	0,60	0,09	0,64	0,12

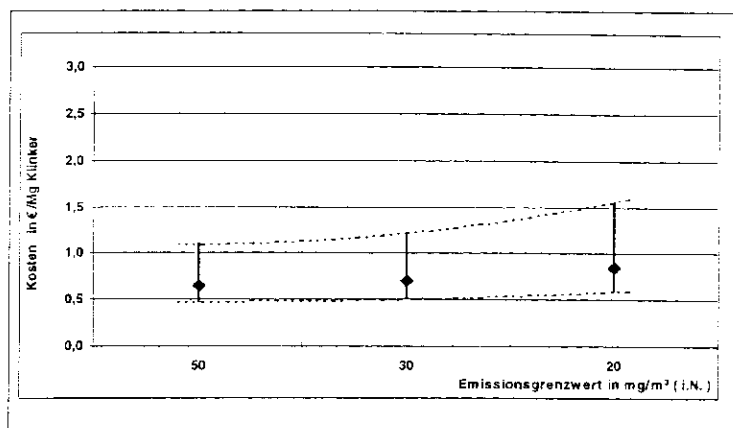


Bild 1 Kostenbandbreite der Staubabscheidung bei verschiedenen Emissionsniveaus (hervorgehoben ist die Standardsituation für eine Kapazität von 2 500 t/Tag).

Prozesssteuerung, gezielter Brennstoffauswahl und verbesserter Brennstoffdosierung und Feuerungstechnik auf unter 500 mg/m³ abzusenken. Derartige Maßnahmen führen in der Regel zu verbesserter Produktqualität bei geringeren Energiekosten, so dass entsprechende Investitionen ebenso wie die Wartungs- und Reparaturkosten nur teilweise der NO_x-Minderung zuzurechnen sind.

Bei Einsatz von SNCR und SCR werden die NO_x-Emissionen durch chemische Reaktion mit einem bei geeigneter Temperatur zugefügten Reduktionsmittel (z. B. Ammoniak) in Luftstickstoff umgewandelt. Die SNCR-Technik wird heute bei zahlreichen Zementwerken großtechnisch eingesetzt. Sie ist leicht einsetzbar bei Drehrohröfen mit Zyklonvorwärmer, wo die Möglichkeit besteht, im optimalen Temperaturbereich von 800 bis 1000 °C [8] zu arbeiten. Das bei optimaler Kombination von Primärmaßnahmen und SNCR erreichbare Emissionsniveau wird mit 200 bis 500 mg NO_x/m³ angegeben [8].

Mit Hilfe der SCR-Technik, die bei Abfallverbrennungsanlagen und Kohlekraftwerken heute verbreitet eingesetzt wird, lassen sich noch niedrigere NO_x-Niveaus zwischen 100 und 200 mg/m³ erreichen. Nach mehreren erfolgreichen Pilotversuchen in Italien, Österreich und Schweden werden zurzeit erste großtechnische Erfahrungen an einem deutschen Zementwerk gesammelt [11; 12].

Während die Investitionskosten für die SCR infolge der Kosten des Katalysators höher sind als bei der SNCR, ist letz-

Tabelle 5 Kalkulationsbeispiel für NO_x-Minderung mittels SNCR und SCR.

Drehrohrkapazität	2 500 t Klinker pro Tag	
Kalkulationsgrundlagen	Abschreibungszeitraum:	10 Jahre
	Verzinsung:	8 % p.a.
	NO _x -Ausgangsniveau:	2000 mg/m ³
Entstickungstechnik	SNCR	SCR
NO _x -Zielniveau	800 mg/m ³	200 mg/m ³
Investitionskosten	900 000 €	2 550 000 €
Jährliche Betriebskosten	933 500 €/a	732 500 €/a*)
Jährliche Kosten	1 142 145 €/a	1 196 495 €/a
Spezifische Kosten in €/t Klinker	1,31 €/t	1,37 €/t

* plus einmalig 250 000 € nach fünf Jahren (für Austausch des Katalysators)

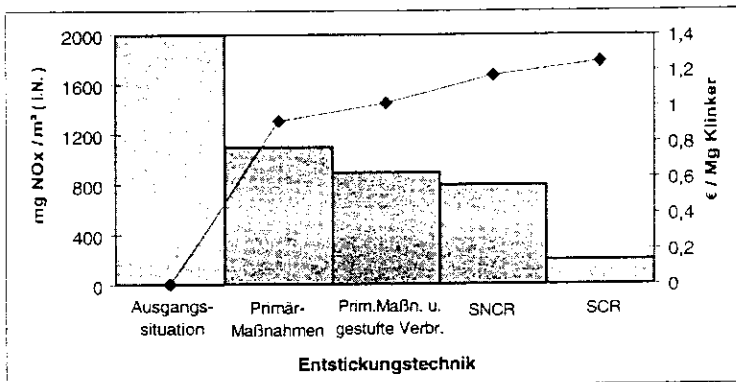


Bild 2 Kosten der optimalen NO_x-Minderung mittels verschiedener Techniken, ausgehend von 2 000 mg/m³.

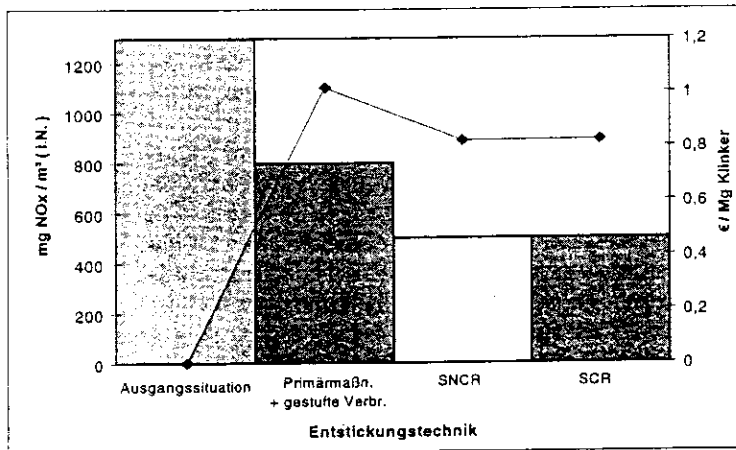


Bild 3 Kosten der NO_x-Minderung mittels verschiedener Techniken bis zu einem vorgegebenen Niveau von 500 mg/m³, ausgehend von 1 300 mg/m³.

Tabelle 6 Externe Kosten von Feinstaubemissionen in €/t PM10.

Zur Methodik vgl. Fußnote im Text.

Standort/Quellhöhe	50 m	90 m	100 m
Paris	120 432	68 818	57 348
Stuttgart	49 442	36 698	28 674
Birmingham	74 694	39 530	30 680
externe Kosten für nachfolgende Kosten-Nutzen-Rechnungen	10 000 bis 75 000 €/t PM10		

grau hinterlegt: im weiteren Text als Extremwert außer Acht gelassen

tere aufgrund des größeren Verbrauchs an Reduktionsmitteln mit höheren Betriebskosten verbunden. Die Betriebskosten werden maßgeblich durch das zu behandelnde Abgasvolumen und den Ammoniakverbrauch geprägt. Letzterer hängt vor allem von der NO_x-Konzentration im Rohgas und vom zu erreichenden NO_x-Zielniveau ab. Für die Berechnung der SCR-Kosten wurde eine Katalysatorstandzeit von fünf Jahren zu Grunde gelegt. Die jährlichen Reparatur- und Wartungskosten wurden mit 2 % der Investitionskosten angenommen. Energiekosten wurden mit 0,04 €/kWh kalkuliert, sie tragen allerdings nur in relativ geringem Umfang zu den Gesamtkosten bei (Tabelle 5).

Die Kosten der verschiedenen NO_x-Minderungstechniken bei drei verschiedenen Anlagenkapazitäten wurden beispielhaft für zwei angenommene Rohgaskonzentrationen (2 000 bzw. 1 300 mg NO_x/m³) errechnet. Bild 2 zeigt die Kostensituation für einen mittelgroßen Drehrohrofen (2 500 t/d) bei maximaler NO_x-Reduktion, Bild 3 für die Absenkung auf ein vorgegebenes Emissionsniveau.

Im Ergebnis liegen die Kosten der kombinierten Primärmaßnahmen zwischen 0,68 und 1,6 €/t erzeugten Klinkers. Eine zusätzliche gestufte Verbrennung kostet weitere 0,05 bis 0,23 €/t. Um mittels SNCR eine NO_x-Reduktion auf weniger als 800 mg/m³ zu erzielen, müssen in Abhängigkeit von der Anlagengröße und dem Ausgangsniveau zwischen 0,47 und 1,4 €/t aufgewendet werden. Wenn bei einem NO_x-Ausgangsniveau von 1 300 mg NO_x/m³ mittels SCR ein vergleichbares Zielniveau wie mit der SNCR (hier: 500 mg/m³) erreicht werden soll, dann liegen die Kosten zwischen 0,49 und 1,44 €/t Klinker.

Eine optimal gefahrene SCR kann die NO_x-Emissionen um 85 bis 95 % reduzieren und wird zwischen 0,75 und 1,87 € pro Tonne Klinker kosten. Letztlich werden die Kosten der SCR entscheidend von der Standzeit des Katalysators geprägt sein.

3 Abschätzung der externen Schäden und Kosten-Nutzen-Analysen

3.1 Feinstaub

Die schädlichen Wirkungen von Stäuben auf die menschliche Gesundheit beruhen im Wesentlichen auf der Eigenschaft von Feinpartikeln mit einem aerodynamischen Durchmesser < 10 µm (PM10), tief in Bronchien und Lunge einzudringen, die Selbstreinigung der Lunge zu schwächen und dadurch schwere, teilweise chronische Atemwegserkrankungen wie Pseudokrapp-Husten, Bronchitis und Asthma auszulösen [9; 13]. Die schädlichen Wirkungen treten bereits bei niedrigen Immissionskonzentrationen auf, wobei nicht so sehr die chemische Zusammensetzung, sondern vor allem die Partikelgröße ausschlaggebend ist [13; 14]. Die mit den durch Feinpartikelemissionen hervorgerufenen Erkrankungen und Todesfällen verbundenen volkswirtschaftlichen Kosten sind in einer im Auftrag der EU-Kommission durchgeführten Untersuchung [9] am Beispiel der Abfallverbrennung an drei Standorten rechnerisch modelliert und mit 30 000 bis

120 000 €/t emittierter Feinpartikel quantifiziert worden¹⁾ (Tabelle 6). Unter Berücksichtigung eines Stadt-Land-Gefälles der externen Kosten von einem Faktor 3 (aufgrund der dünneren Besiedelung, ebenfalls nach [9]) und unter Außerachtlassung des Maximalwerts für Paris wurden die weiteren Kosten-Nutzen-Berechnungen mit einer Bandbreite der Schadenskosten von 10 000 bis 75 000 €/t emittierter Feinpartikel durchgeführt.

Aus dem in Tabelle 7 dargestellten Kosten-Nutzen-Vergleich ist ersichtlich, dass eine Senkung des Emissionsgrenzwerts von 50 auf 30 mg/m³ (entsprechend einem Rückgang des Emissionsfaktors von 50 auf 37,5 g Feinstaub pro Tonne Klinker, vgl. Tabelle 1) aufgrund der dadurch herbeigeführten Umweltentlastung selbst dann gerechtfertigt ist, wenn man von maximalen Kosten für den Betrieb ausgeht und gleichzeitig die externe Umweltentlastung am untersten Ende der diskutierten Bandbreite ansetzt. Damit erscheint der in der novellierten EU-Verbrennungsrichtlinie genannte Grenzwert für neue Zementwerke auch volkswirtschaftlich gerechtfertigt, was im Übrigen unabhängig von der Frage gilt, ob ein Zementwerk Abfälle verbrennt oder nicht. Je nach den Umständen des Einzelfalls und den Annahmen über die externen Kosten überwiegt der Nutzen die Kosten um einen Faktor 1,25 bis 37.

Eine weitere Absenkung des Grenzwerts würde sowohl die Kosten als auch den Nutzen in gewissem Umfang erhöhen. Je nach betrachtetem Einzelfall kann der Nutzen in ähnlicher Größenordnung wie die Kosten liegen (1 : 0,74) oder aber bis zum 28fachen derselben betragen.

Bei bestehenden Anlagen hat das Ausgangsniveau der Staubemissionen deutlichen Einfluss auf das Ergebnis der Kosten-Nutzen-Betrachtung: Beträgt der anfängliche Emissionsfaktor 50 g Staub pro Tonne Klinker (entsprechend einem Grenzwert von 50 mg/m³), so wird der Einbau besserer Filter häufig erst dann einen optimalen volkswirtschaftlichen Nutzen bringen, wenn die Emissionen in einem Schritt auf 12,5 g pro Tonne Klinker gesenkt werden (womit sich ein Grenzwert von 15 mg/m³ einhalten ließe). Eine Halbierung des Emissionsniveaus von z. B. 75 auf 37,5 g pro Tonne Klinker wird sich an kleinen Anlagen u. U. volkswirtschaftlich nicht rechnen (kleinster Faktor 0,31), in der Mehrzahl der Fälle aber ebenfalls einen deutlich überwiegenden Nutzen (bis zu Faktor 18,7) zur Folge haben.

Tabelle 7 | Kosten-Nutzen-Vergleich einer verbesserten Staubabscheidung in der europäischen Zementindustrie.

Emissionsfaktor (Ausgangsniveau)	50 g PM10/t Klinker			75 g PM10/t Klinker	
	50 → 30	30 → 15	50 → 15	± 50 → 30	± 50 → 15
Grenzwert-Absenkung in mg/m ³	50 → 30	30 → 15	50 → 15	± 50 → 30	± 50 → 15
Resultierender Emissionsfaktor in g PM10/t Klinker	37,5	12,5	12,5	37,5	12,5
Emissionsreduktion in g PM10/t Klinker	12,5	25	37,5	37,5	62,5
Grenzkosten für Neuanlagen in €/t Klinker	0,025 – 0,1	0,07 – 0,34	0,1 – 0,44	-	-
Grenzkosten für Altanlagen in €/t Klinker	0,15 – 1,2	0,1 – 0,34	0,25 – 1,54	0,15 – 1,2	0,25 – 1,54
Grenznutzen in €/t Klinker	0,13 – 0,94	0,25 – 1,88	0,38 – 2,81	0,38 – 2,81	0,63 – 4,69
Verhältnis Nutzen:Kosten (Neuanlagen)	min.	1,25	0,74	0,85	-
	max.	37,6	26,9	28,1	-
Verhältnis Nutzen:Kosten (Altanlagen)	min.	0,1	0,74	0,24	0,31
	max.	6,3	18,8	11,24	18,7

Tabelle 8 | Externe Kosten nicht vermiedener NO_x-Emissionen in €/t NO_x bei einer Quellhöhe von 100 m.

Zur Methodik vgl. Fußnote im Text.

Standort/Effekt	menschliche Gesundheit	Materialien und Bauwerke	sekundäre Ozonbildung	Summe
Paris	16 874	236	2 530	19 640
Stuttgart	15 576	307	2 530	18 413
Birmingham	6 726	165	2 530	9 421
Externe Kosten für nachfolgende Berechnungen	5 000 bis 10 000 €/t NO _x			

grau hinterlegt: im weiteren Text als Extremwert außer Acht gelassen.

3.2 Stickoxide

Stickoxide haben sowohl direkt als auch indirekt durch die Bildung von bodennahem Ozon, eine negative Wirkung auf die menschliche Gesundheit, Materialien, Bauwerke und Pflanzen. Den größten Einfluss auf die externen Kosten nach [9] haben die akuten Gesundheitsschäden aufgrund erhöhter Sterblichkeit, stationärer Krankenhausaufenthalte wegen Atemwegserkrankungen, vermehrte ambulante Arzt- und Klinikbesuche (z. B. wegen Asthma), Pseudokrapp-Husten bei Kindern, Bronchitis usw.

In der bereits zitierten Untersuchung von Kosten und Nutzen der Grenzwerte nach der EU-Verbrennungsrichtlinie [9] wurden die externen Schadenskosten wiederum für dieselben drei Standorte bei verschiedenen Schornsteinhöhen berechnet (Tabelle 8). Auf Grundlage dieser Berechnungen, aber wiederum unter Außerachtlassung der Maximalwerte und unter Berücksichtigung eines gewissen Stadt-Land-Gefälles haben wir Kosten-Nutzen-Berechnungen für zwei Szenarien durchgeführt, und zwar für externe Schadenskosten von 5 000 bzw. 10 000 € pro Tonne NO_x. Bild 4 zeigt, dass bereits bei einem Ausgangsniveau von 1 300 mg NO_x/m³ und externen Schadenskosten von 5 000 € pro Tonne NO_x der externe Nutzen einer effektiven NO_x-Minderung die dafür aufzuwendenden Kosten unter günstigen Annahmen um mehr als das Zehnfache, und selbst unter ungünstigen Annahmen immer noch um einen Faktor zwei übertreffen kann. Die optimale Kosten-Nutzen-Relation wird dabei durch Einsatz der SCR-Technik er-

¹⁾ Die Studie [9] berücksichtigt nach der VOSL-Methode (VOSL: „value of a statistical life“) nur akute Gesundheitsschäden, wobei die quantifizierten Schäden hauptsächlich vom angenommenen „statistischen Wert eines Menschenlebens“ abhängen. Andere Autoren arbeiten mit der VOLY-Methode („value of life years lost“), in der versucht wird, anstelle des „statistischen Werts eines Menschenlebens“ die „entgangenen Lebensjahre“ ökonomisch zu bewerten, wobei hier im Ergebnis auch chronische Gesundheitsschäden zum Tragen kommen. Die Resultate nach beiden Methoden liegen in ähnlicher Größenordnung.

Kosten-Nutzen-Abschätzungen einer verbesserten Staub- und NO_x -Emissionsminderung am Beispiel der europäischen Zementindustrie

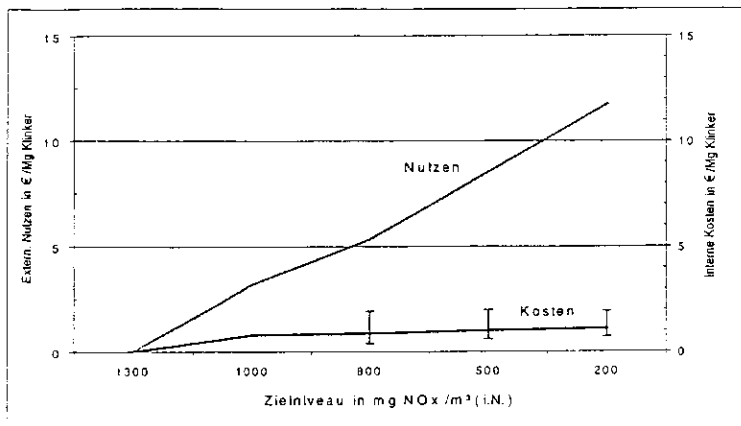


Bild 4 Kosten und Nutzen der NO_x -Minderung, ausgehend von 1 300 mg NO_x/m^3 bei angenommenen externen Schadenskosten von 5 000 € pro Tonne NO_x .

reicht. Bei einem höheren Ausgangsniveau von 2 000 mg/ m^3 , und unter der Annahme externer Schadenskosten von 10 000 € pro Tonne NO_x , überwiegt der externe Nutzen die Kosten der NO_x -Minderung um einen Faktor zwischen 4 und 42, wobei wiederum die SCR-Technik einen optimalen Effekt erzielt.

4 Fazit

Am Beispiel der Zementindustrie wurden für mehrere Emissionsniveaus von Feinstaub (50, 30 und 15 mg pro m^3) und NO_x (als NO_2 bei 800, 500 und 200 mg pro m^3 , jeweils bezogen auf die maximalen Tagesmittelwerte) die betrieblichen Vermeidungskosten abgeschätzt und zu den durch nicht vermiedene Emissionen hervorgerufenen externen Umwelt- und Gesundheitsschäden in Beziehung gesetzt.

Nach diesen Abschätzungen erbringt die Absenkung des Emissionsgrenzwerts für Staub bei Neuanlagen von 50 auf 30 mg/ m^3 selbst dann einen volkswirtschaftlichen Nutzen, wenn man von maximalen betrieblichen Kosten ausgeht, während die vermiedenen Schäden am unteren Ende der in der Literatur diskutierten Bandbreite angesetzt werden. Ob die Nachrüstung einer bestehenden Anlage einen volkswirtschaftlichen Nettonutzen erbringt oder nicht, hängt vom Ausgangsniveau der Emissionen, den technischen Möglichkeiten zur Nachrüstung an der Anlage, dem Zielniveau der Emissionen und vom angenommenen Grenznutzen der weitergehenden Vermeidung externer Schäden ab. In vielen Fällen ist ein durchschnittliches Staubemissionsniveau unterhalb von 10 mg/ m^3 sowohl technisch machbar als auch unter betriebswie volkswirtschaftlichen Aspekten gerechtfertigt.

Obwohl die externen Schäden durch Stickoxide, bezogen auf die Tonne emittierten Schadstoffs, in der Literatur geringer angenommen werden als bei Feinstäuben, lässt sich hier aufgrund des erheblich höheren Ausgangsniveaus der Emissionen der Zementindustrie durch Minderungsmaßnahmen ein noch größerer volkswirtschaftlicher Nutzen erzielen. Je nach NO_x -Ausgangsniveau und gewählter Entstickungstechnologie liegt der externe Nutzen um einen Faktor 2 bis > 40 höher als die betrieblichen Kosten der Nachrüstung, wobei das günstigste Kosten-Nutzen-Verhältnis mit dem flächendeckenden Einsatz der neu entwickelten SCR-Technologie verbunden sein wird.

Die vorgestellte Methodik zur Kosten-Nutzen-Analyse ist prinzipiell auf andere Industriesektoren übertragbar. Sie kann problemlos an sich verändernde Annahmen und Erkenntnisse über die externen Kosten nicht vermiedener Emissionen angepasst werden und, bei Vorliegen entsprechender Modelle zur Quantifizierung externer Schäden, theoretisch auch auf andere Luftschadstoffe als Feinstaub und NO_x übertragen werden.

Literatur

- [1] Schnabel, J. W.; Lohse, J.: Economic evaluation of dust abatement techniques in the European cement industry. Report to the European Commission DG Environment, Mai 1999.
- [2] Schnabel, J. W.; Lohse, J.: Economic evaluation of NO_x abatement techniques in the European cement industry. Report to the European Commission DG Environment, September 1998.
- [3] Richtlinie 2000/76/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Dezember 2000 über die Verbrennung von Abfällen. ABl. EG Nr. L 332, S. 91.
- [4] Best available techniques for the cement industry. Hrsg.: Cembureau – The European Cement Association. Brüssel November 1997.
- [5] Schneider; Kuhlmann: Der Einfluß von Staubemissionen bei der Zementherstellung auf die Immissionssituation in der Werks Umgebung. Zement-Kalk-Gips 49 (1996), S. 413–423.
- [6] Schwebstaubbelastung in Baden-Württemberg. Hrsg.: Landesanstalt für Umweltschutz. Karlsruhe 1998.
- [7] Umweltdaten deutscher Zementwerke. Hrsg.: Verein deutscher Zementwerke. Düsseldorf, September 2000.
- [8] EIPPCB, 2000: Reference Document on BAT in the Cement and Lime Manufacturing Industries. European IPPC Bureau, IPTS Sevilla, BREF-Dokument vom Februar 2000.
- [9] ETSU, 1996: Economic Evaluation of the Draft Incineration Directive. – Report produced for the European Commission, DG XI.
- [10] VDI 3677 Blatt 1: Filternde Abscheider – Oberflächenfilter. Berlin: Beuth 1997.
- [11] Kossina, I.: Reduction of NO_x emissions from exhaust gases of cement kilns by Selective Catalytic Reduction. Vortrag. ADEME-InfoMil-Workshop NOXCONF 2001. Paris – La Défense, 21. – 22. März 2001.
- [12] Haug, N.; Sauter, G.; Samant, G.: New developments of high-dust SCR technology in the cement industry. Vortrag. NOXCONF 2001, Paris – La Défense, 21. – 22. März 2001.
- [13] Schwebstaub – Messung und gesundheitliche Bewertung. Hrsg.: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Schriftenreihe Umwelt Nr. 270. Bern 1996.
- [14] Rosendahl, K. E. (Hrsg.): Social Costs of Air Pollution and Fossil Fuel Use – A Macroeconomic Approach. Statistics Norway, Juni 1998.