

Programmgruppe Technologiefolgenforschung

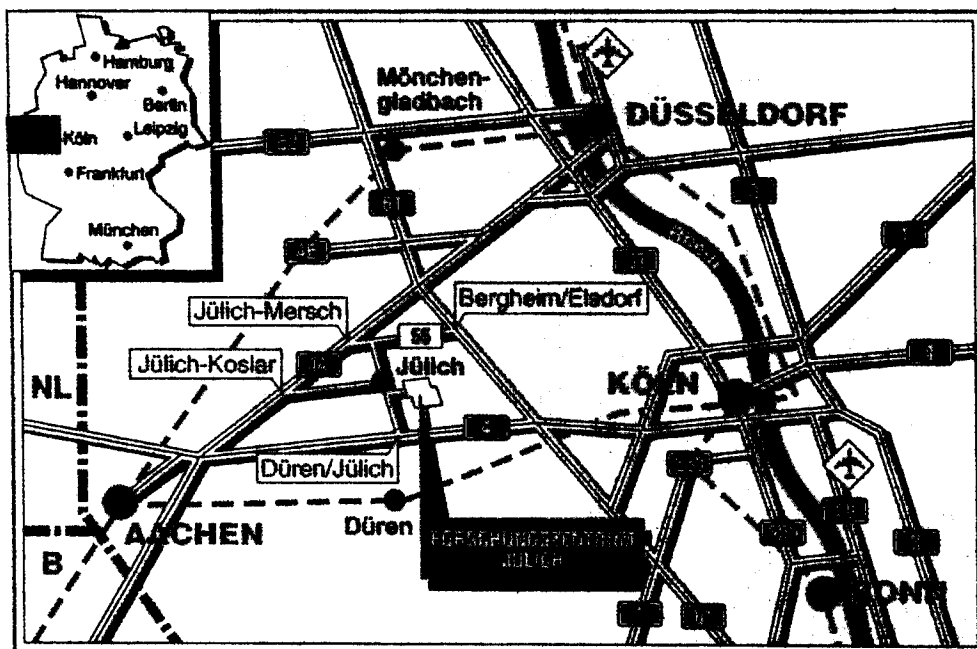
**Internationale
Treibhausgasverifikation Nr. 7**

**Identifikation und Analyse von Daten-
quellen für Emissionsdatenbasen
nichtenergiebedingter Treibhausgase
in Deutschland**

Matthias Buchert

Uwe Fritsche

Felix C. Matthes



Berichte des Forschungszentrums Jülich ; 2837

ISSN 0944-2952

Programmgruppe Technologiefolgenforschung JÜL-2837

Zu beziehen durch : Forschungszentrum Jülich GmbH · Zentralbibliothek

D-52425 Jülich · Bundesrepublik Deutschland

Telefon : 024 61 / 61 - 61 02 · Telefax : 024 61 / 61 - 61 03 · Telex : 8 33 556-70 kfa d

**Internationale
Treibhausgasverifikation Nr. 7**

**Identifikation und Analyse von Daten-
quellen für Emissionsdatenbasen
nichtenergiebedingter Treibhausgase
in Deutschland**

Matthias Buchert Uwe Fritsche Felix C. Matthes

Studie im Rahmen des Projekts IKARUS, Teilprojekt 9.

Gefördert vom Bundesminister für Forschung und Technologie (BMFT)
Förderkennzeichen ET 9188 A.

Erstellt im Öko-Institut e.V., Berlin, Darmstadt, Freiburg.

VORWORT

Eine Reihe von Staaten, darunter auch die Bundesrepublik, haben 1992 auf der internationalen Konferenz über Umwelt und Entwicklung der Vereinten Nationen in Rio die Rahmenkonvention zur Klimaänderung unterzeichnet. Möglichst viele Staaten sollen dieses Abkommen und weitere Protokolle unterzeichnen. Sie werden sich damit verpflichten, ihre Emissionen von CO₂ einzufrieren oder sogar um eine bestimmte Menge zu reduzieren bzw. die Zerstörung von Regenwäldern schrittweise zu beenden.

Später können andere Treibhausgase, etwa Methan (CH₄) und Distickstoffoxid (N₂O), in weiteren Protokollen eingeschlossen werden. Ein Vorbild für solche internationalen Maßnahmen stellt die "Wiener Konvention zum Schutz der Ozonschicht" und ihr "Montrealer Protokoll" dar.

Bei Verhandlungen über diese Verträge werden die Staaten klären müssen, ob sie die rechtlichen, institutionellen und instrumentellen Vorkehrungen treffen wollen, durch die überprüft werden kann, ob alle Vertragsstaaten auch wirklich ihren Pflichten zur Reduktion der Emissionen und dem Schutz der Wälder nachgekommen sind (Verifikation der Vertragstreue).

Auf deutscher Seite werden vorbereitende Arbeiten u.a. im Rahmen des BMFT/IKARUS-Projekts durchgeführt, das im Oktober 1990 mit einer 3-jährigen Laufzeit eingerichtet wurde. Ziel des Projekts ist es, Instrumente für nationale Klimagasreduktionsstrategien zu entwickeln. Dabei besteht das Instrumentarium aus einer Datenbank mit technischen, ökologischen und wirtschaftlichen Daten heutiger und zukünftiger Komponenten des deutschen Energiesystems sowie aus einem Simulations- und Optimierungsmodell, das auf diese Datenbank zurückgreift.

KFA-TFF ist für das Gesamtprojekt-Management sowie für das Teilprojekt 9 'Internationale Treibhausgasverifikation' zuständig. Teilprojekt 9 stellt eine Verbindung des IKARUS-Projekts zu den internationalen Anstrengungen zur Emissionsbeschränkung her.

Bei der Suche nach Vorbildern internationaler Verifikationssysteme in anderen Politikfeldern stößt man zwangsläufig auf die Rüstungskontrolle, insbesondere auf die Überwachungsmaßnahmen ("Safeguards") der Internationalen Atomenergieagentur (IAEO) im Rahmen des atomaren Nichtverbreitungsvertrages (NPT). Analysiert man diese Verifika-

tionsbereiche, so scheinen drei Einflußfaktoren von besonderer Bedeutung zu sein, nämlich Verifikationseignung, -fähigkeit und -dichte.

- Systematischen Charakter trägt die Verifikationseignung eines Objektes, eines Sektors etc., der einer Überwachung unterliegt. Diese Verifikationseignung ergibt sich aus den Strukturen, Charakteristika und der Konfiguration des zu überwachenden Objektes.
- Schließlich hängt die praktische Implementation eines Verifikationssystems von der Verfügbarkeit über qualifizierte personelle Ressourcen und angemessene Methoden, Ausrüstungen und Instrumente ab, um die Verifikationsmaßnahmen mit der erforderlichen Sensitivität und Genauigkeit vorzunehmen. Diese Voraussetzungen bezeichnen wir als Verifikationsfähigkeit.
- Die Verifikationsdichte wird von politischen Triebkräften bestimmt. Je größer die Gewißheit sein soll, daß andere Länder den Vertragsbestimmungen gefolgt sind, desto genauer muß man überprüfen, was sie tun. Die Verifikationsdichte muß erhöht werden.

Zur Festlegung eines praktikablen Verifikationssystems müssen diese wesentliche Faktoren und Spezifika jeweils für das einzelne Treibhausgas analysiert und festgelegt werden. Im einzelnen ergeben sich daraus die folgenden Aufgabenstellungen:

- den politischen Verifikationsbedarf festzulegen
- die Charakteristika von Emissionsquellen zu analysieren
- die quantitative Erfassung von Treibhausgasen zu untersuchen
- institutionelle Aspekte der Verifikation zu überprüfen
- eine Identifikation und Bewertung der Verifikationsinstrumente vorzunehmen
- eine Synthese dieser Arbeiten vorzunehmen und Verifikationskonzeptionen zu entwickeln.

In allen diesen Bereichen werden im Rahmen des IKARUS-Projekts Studien auch in Zusammenarbeit mit auswärtigen Institutionen durchgeführt, die in der Reihe "Internationale Treibhausgasverifikation" veröffentlicht werden.

Danksagung

Die Autoren danken insbesondere den MitarbeiterInnen des Umweltbundesamtes (UBA) für die Hilfestellung bei der Literaturanalyse und die große Bereitschaft, über die Datengrundlagen der UBA-Emissionsfaktoren nähere Auskünfte und Erläuterungen zu geben. Ohne diesen z.T. recht hohen persönlichen Aufwand der UBA-MitarbeiterInnen wäre der vorliegende Bericht nicht möglich gewesen.

Zusammenfassung

Die vorliegende Untersuchung analysiert den verfügbaren Wissensstand über **nichtenergiebedingte Treibhausgas-(THG)-Emissionen** in Deutschland anhand relevanter Datenquellen und ermittelt die Genese dieser Daten. Dabei wurden die Bereiche Industrie, Land- und Forstwirtschaft sowie Abfallwirtschaft als Verursacher von THG-Emissionen einbezogen.

Als THG wurden neben direkt treibhausrelevanten Spurengasen (CO_2 , CH_4 , N_2O) auch indirekt treibhauswirksame Spurengase (CO , NMVOC, NO_x , SO_2) sowie in einem Exkurs FCKW und CKW berücksichtigt.

Die Analyse ergab, daß als "relevante" Datenquelle derzeit nur das Umweltbundesamt (UBA) betrachtet werden kann, da andere Datenquellen nur unsystematisch, vereinzelt und insgesamt nicht nachvollziehbar THG-Daten bereitstellen.

Die Emissionsfaktoren des UBA für nichtenergiebedingte THG sind für CO und NO_x überwiegend auf Basis von **Messungen** einzelner, zum Teil "typischer" Prozesse sowie Überlegungen zum **Technikmix** abgeleitet. Für CO_2 und SO_2 bilden Schätzungen und Bilanzierungen der **Einsatzstoffe** (z.B. fossile Energieträger) die Datenbasis. Bei NMVOC und CH_4 führte das UBA eine vorwiegend **synthetische** Aufteilung von Gesamt-VOC-Emissionen durch, die auf Einzelmessungen und Schätzungen beruhen. Für N_2O wurden überwiegend Schätzungen verwendet, die sich z.T. auf ausländische Veröffentlichungen und Messungen begründen.

Die FCKW- und CKW-Daten des UBA beruhen in erheblichem Maße auf nicht einzeln nachvollziehbaren **Herstellerangaben**. Neben der offenen Frage der Verifizierbarkeit solcher Angaben stellt sich hier insbesondere die Problematik der zeitlichen und räumlichen **Bilanzgrenzen**, da diese THG z.T. in Produkten importiert bzw. exportiert werden (territoriale Zuordnung fraglich) und zeitliche Pufferungen in langlebigen Produkten vorkommen ("banking" versus direkte Emission). Hinsichtlich der Abfallwirtschaft ist wegen fehlender Kenntnisse (Messungen, Freisetzungsbedingungen) eine Bilanzierung für FCKW und CKW derzeit nicht möglich.

Insgesamt liegen die **Unsicherheiten** der Datenbasis für nichtenergiebedingte THG-Emissionen nach unseren Abschätzungen bei **günstigstenfalls** +/- 50%, die Schwankungsbreiten (um einen **unbekannten** Mittelwert) übersteigen dabei oft den Faktor 2. Aus Sicht der Verifikation ist die "Monostruktur" der Datenquellen problematisch, da selbst bei voller Transparenz der Datengenerierung ein Abgleich mit anderen Datenquellen nicht möglich ist.

Während die Datenlage über spezifische Freisetzungen von SO_2 , NO_x und CO bei **emissionsstarken** Emittenten in der Bundesrepublik Deutschland aufgrund der immissionsrechtlichen Situation in den nächsten Jahren **prinzipiell** durch Auswertungen von kontinuierlichen Messungen verbessert werden **könnte**, ist für NMVOC, CH_4 , N_2O sowie nichtenergiebedingte CO_2 -Freisetzungen keine signifikante Besserung der Datenlage zu erwarten.

Für FCKW/CKW ist aufgrund der Rechtslage eine deutliche Verbesserung der **Inventardaten** möglich, soweit ein Zugriff hierauf realisierbar ist. Die Problematik der territorialen (Export/Import) und zeitlichen (banking-Effekte) Bilanz bleibt davon allerdings unberührt.

Für THG-Emissionen aus den Bereichen Land- und Forstwirtschaft sowie Abfallwirtschaft beruhen die heutigen Werte praktisch ausschließlich auf Schätzungen mit überwiegend kleiner (oft ausländischer) Datengrundlage. Hier ist ein **erheblicher Forschungsbedarf** festzustellen.

Inhaltsverzeichnis

Vorbemerkung	i
Danksagung	i
Zusammenfassung	ii
Tabellenverzeichnis	vi
Abbildungsverzeichnis	vii
1 Einführung und Aufgabenstellung	1
2 Identifikation relevanter THG-Datenbasen in Deutschland	4
3 Deutsche THG-Datenbasen zu industriellen Prozessen	5
3.1 Methodische Vorbemerkungen zu den UBA-Daten	5
3.2 Prozeßbedingte THG-Emissionen in der Industrie	6
3.2.1 Sinterung.....	6
3.2.2 Guß.....	6
3.2.3 Steinkohlenverkokung	7
3.3 Produktbedingte THG-Emissionen in der Industrie	7
3.3.1 Raffinerieeinsatz.....	7
3.3.2 Roheisen-Herstellung.....	8
3.3.3 Elektro-Stahl-Herstellung	9
3.3.4 Oxygen-Stahl-Herstellung.....	9
3.3.5 Guß.....	9
3.3.6 Steinkohlen-Verkokung.....	10
3.3.7 Hütten-Aluminium (Primärelektrolyse).....	10
3.3.8 Zementproduktion.....	11
3.3.9 Kalk-Herstellung	11
3.3.10 Glasherstellung.....	12
3.3.11 Bitumen-Mischgut-Herstellung	12
3.3.12 Ruß-Herstellung	12
3.3.13 Organische Produkte.....	13
3.3.14 Ammoniak-Synthese	13
3.3.15 Rauchgasentschwefelung	14
3.3.16 Weitere Stoffe	14
3.4 Industrielle Emissionen von Lachgas (N ₂ O)	15

4	Deutsche THG-Datenbasen zur Land- und Forstwirtschaft	16
4.1	THG-Emissionen aus der Landwirtschaft	16
4.2	THG-Emissionen aus der Forstwirtschaft.....	21
5	Deutsche THG-Datenbasen zur Abfallwirtschaft.....	23
5.1	THG-Emissionen aus der Deponierung von Abfällen.....	26
5.2	Verbrennung von Abfällen	27
5.3	Kompostierung von Abfällen.....	27
5.4	Kommunale Abwasserreinigung.....	27
6	FCKW/CKW-Emissionen als nichtenergiebedingte THG	29
6.1	Methodische Probleme bei der Datenerfassung und -analyse für FCKW/CKW	29
6.2	Analyse bestehender THG-Emissionsdaten für FCKW/CKW.....	30
6.3	Auswertung von Annahmen, Methoden und Datenquellen für die Verbrauchsdaten- bzw. Emissionsdatenbildung von FCKW/CKW	33
7	Gesamtbewertung von Quellen, Methoden und Annahmen	48
7.1	Bewertung der Datenlage in der Industrie	48
7.2	Bewertung der Datenlage in Land- und Forstwirtschaft.....	48
7.3	Bewertung der Datenlagen in der Abfallwirtschaft.....	49
7.4	Bewertung der Datenlage zu FCKW	50
8	Offene Fragen und Forschungsbedarf	51
	Literatur	52
	Anhänge.....	1
A-1	THG-Daten aus UBA 1989b.....	2
A-2	THG-Daten aus GP 1991.....	2
A-3	THG-Daten aus BMU 1992b.....	3
A-4	THG-Daten aus ÖKO 1993b	4
A-5	Zu beachtende Treibhausgase und Datenunsicherheiten.....	9
A-6	Abkürzungsverzeichnis	11

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Emissionsfaktoren für Raffinerieprodukte sowie Umschlag/Lagerung und Kfz-Betankung mit Benzin	8
Tabelle 2	Emissionsfaktoren für die Roheisen-Herstellung	8
Tabelle 3	Emissionsfaktoren für die Elektrostahl-Herstellung.....	9
Tabelle 4	Emissionsfaktoren für die Oxygenstahl-Herstellung.....	9
Tabelle 5	Emissionsfaktoren für die Guß-Herstellung.....	10
Tabelle 6	Emissionsfaktoren für Steinkohle-Kokereien.....	10
Tabelle 7	Emissionsfaktoren für die Aluminium-Herstellung	11
Tabelle 8	Emissionsfaktoren für die Zement-Herstellung.....	11
Tabelle 9	Emissionsfaktoren für die Kalk-Herstellung.....	11
Tabelle 10	Emissionsfaktoren für die Glas-Herstellung	12
Tabelle 11	Emissionsfaktoren für die Bitumen-Mischgut-Herstellung	12
Tabelle 12	Emissionsfaktoren für die Rußherstellung.....	12
Tabelle 13	VOC-Emissionsfaktoren aus CORINAIR für Organische Produkte	13
Tabelle 14	Emissionsfaktoren der NH ₃ -Synthese	14
Tabelle 15	Abschätzung des medizinischen Lachgasverbrauches in der Bundesrepublik	15
Tabelle 16	Anzahl und FCKW-Verbrauch der Oberflächenbehandlungsanlagen	34
Tabelle 17	Schaumproduktion und FCKW-Verbrauch in der BRD 1986	34
Tabelle 18	Produktion und FCKW-Verbrauch zur Herstellung von PUR-Weichschaum	35
Tabelle 19	Produktion und FCKW-Verbrauch zur Herstellung von PUR-Hartschaum	35
Tabelle 20	Produktion und FCKW-Verbrauch zur Herstellung von sonstigen PUR-Schäumen	35
Tabelle 21	Produktion und FCKW-Verbrauch für XPS-Schaum.....	36
Tabelle 22	Kältemittelverbrauch in der BRD 1986	36
Tabelle 23	Jahresverbrauch der wichtigsten FCKW-Kältemittel in der BRD 1986.....	37
Tabelle 24	Geschätzter Verbrauch von Halon 1301 in der BRD 1986.....	38
Tabelle 25	Geschätzter Verbrauch und Emission von Halon 1211 in der BRD 1986.....	39
Tabelle 26	Eigenfertigung und Fremdbezug kompletter Weichschaum-Sitzausstattungen der deutschen Autohersteller 1990 (in Stück).....	40
Tabelle 27	PU-Schaum und Trennmittel-FCKW für Autositze bei Autoherstellern und Schaumzulieferern 1991 (in Tonnen).....	41
Tabelle 28	Durchschnittliche Füllmenge von FCKW 12 in Autoklimaanlagen nach Herstellern - Neuwagen Mitte 1990 -	42
Tabelle 29	Inländischer Halonverbrauch 1987 und 1990 in Tonnen	43
Tabelle 30	Daten aus dem BMU-Bericht von 1992.....	44
Tabelle 31	Daten aus dem BMU-Bericht von 1992.....	45
Tabelle 32	Verbrauchsdaten für Halone in der Bundesrepublik Deutschland (alte Bundesländer) für das Jahr 1987.....	47
Tabelle 33	Geschätzter zukünftiger Verbrauch von R134a in der Bundesrepublik Deutschland ab ca. 1995	47

Tabelle A-1	Verbrauch der im Montraler Protokoll genannten FCKW in der Bundesrepublik Deutschland im Jahre 1986.....	A-2
Tabelle A-2	Hauptanwendungen von FCKW in der Bundesrepublik (Stand März 1991) *.....	A-2
Tabelle A-3	THG-Daten aus dem Bericht der Bundesregierung 1992	A-3
Tabelle A-4	Verbrauchsdaten für vollhalogenierte FCKW in der Bundesrepublik Deutschland (alte Bundesländer) für das Jahr 1986.....	A-4
Tabelle A-5	Emissionsdaten für vollhalogenierte FCKW in der Bundesrepublik Deutschland (alte Bundesländer) für das Jahr 1986.....	A-5
Tabelle A-6	Verbrauchsdaten für vollhalogenierte FCKW in der Bundesrepublik Deutschland - alte Bundesländer - für das Jahr 1990.....	A-6
Tabelle A-7	Emissionsdaten für vollhalogenierte FCKW in der Bundesrepublik Deutschland (alte Bundesländer) für das Jahr 1990.....	A-7
Tabelle A-8	Verbrauch von H-FCKW 1986 + 1990 in den alten Bundesländern sowie Abschätzung für 1992 für die Bundesrepublik Deutschland	A-8
Tabelle A-9	CO ₂ -Äquivalenzfaktoren für THG (direkte + indirekte Effekte).....	A-10

Abbildungsverzeichnis

Bild 1	FCKW-Trennmittelverbrauch eines Autoherstellers in Deutschland.....	41
Bild 2	R22-Verbrauch der inländischen Abfüller von Montageschaum 1991	42

1 Einführung und Aufgabenstellung

Die heutige Diskussion zu Emissionen treibhausrelevanter Gase geht international weit über Kohlendioxid hinaus (Bouwman 1991; Enquête 1992; IPCC 1992). Dadurch rücken nach dem Energiebereich (vgl. ÖKO 1992) **andere** Emissionssektoren ebenfalls in das wissenschaftliche und öffentliche Interesse. Eine Analyse der Anteile von treibhausrelevanten Emissionen aus den **nichtenergiebedingten** Aktivitätsbereichen von Industrie, Gewerbe sowie Land-, Forst- und Abfallwirtschaft ist daher notwendig. Sie erweist sich als besonders umfangreiche und problematische Aufgabe. Die wichtigsten Gründe hierfür sollen vorab kurz benannt werden, um die Qualität der vorliegenden Datenbasen besser einschätzen zu können.

Mannigfaltigkeit der Treibhausgase

Im Gegensatz zum Energiesektor zeichnen sich die hier untersuchten Bereiche durch eine deutlich höhere Anzahl von Stoffen aus, die ein Treibhauspotential besitzen. Neben den "klassischen" Treibhausgasen Kohlendioxid (CO_2), Distickstoffmonoxid (N_2O) und Methan (CH_4) sowie den indirekten als Treibhausgase wirkenden Stoffen wie NMVOC, NO_x , CO sowie ggf. SO_2 müssen Emissionsanalysen nach gegenwärtigem Kenntnisstand auch folgende Stoffe bzw. Stoffgruppen umfassen:

- vollhalogenierte Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW)
- teilhalogenierte Fluorchlorkohlenwasserstoffe (H-FCKW)
- Chlorkohlenwasserstoffe (CKW)
- Bromkohlenwasserstoffe (BrKW)
- vollhalogenierte Kohlenwasserstoffe wie Halone
- vollfluorierte Kohlenwasserstoffe (FKW)
- teilfluorierte Kohlenwasserstoffe (H-FKW)

Da bei jeder dieser Stoffgruppen **mehrere** Verbindungen als THG relevant sind, wird die Komplexität der Aufgabe deutlich. Auch in Anbetracht der Tatsache, daß die absoluten Emissionen dieser Stoffe im Vergleich zu den "klassischen" Treibhausgasen gering sind, dürfen sie bei Gesamtbilanzen nicht vernachlässigt werden, da diese Stoffe über enorme relative Treibhausgaspotentiale verfügen.

Unbekannte Treibhausgase

Der Katalog der bekannten Treibhausgase erweitert sich ständig, wie das Beispiel der Tetrafluormethan- und Hexafluorethanemissionen aus der Primäraluminiumherstellung (Abrahamson 1992) eindrucksvoll bestätigt. Andere Verbindungen, wie etwa Schwefelhexafluorid (SF_6), sind derzeit Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen, da vor allem die sehr langen atmosphärischen Lebenszeiten (z.T. > 1000 Jahre) einiger dieser Verbindungen (Ravishankara 1993) Anlaß zur Besorgnis geben.

Jede Treibhausgasbilanz über nichtenergiebedingte THG muß daher unter dem Vorbehalt der möglichen Nichteinbeziehung noch nicht bekannter oder "anerkannter" THG gestellt werden.

Mannigfaltigkeit der Quellen

Die nichtenergiebedingten THG-Emissionen außerhalb des Energiesektors (inkl. Verkehr) zeichnen sich durch eine Vielzahl von Emissionsquellen aus. So finden Emissionen von THG einerseits als "unerwünschte" Begleiterscheinungen diverser industrieller und land- sowie forstwirtschaftlicher Prozesse, aber auch als beabsichtigte Effekte in den verschiedensten Anwendungen wie Kunststoffverschäumung oder als Aerosole in Druckgaspackungen statt. Diese unterschiedliche Natur der Emissionsquellen und deren Bedeutung (z.T. viele Kleinverbraucher) machen eine Bilanzierung nach einem einheitlichen Schema (wie z.B. nach Brennstoffkenngrößen im Bereich Energie) nahezu unmöglich.

Unbekannte Quellen

Abgesehen von unbekannten THG selbst sind nach heutigem Sachstand noch relevante Emissionsquellen von THG zu besorgen, welche noch nicht entdeckt sind. So wurde erst kürzlich die Adipinsäureherstellung (Zwischenprodukt für die Nylon-6,6-Produktion) als bedeutende Quelle von anthropogenen N_2O -Emissionen identifiziert (Trogler 1991) und quantifiziert. Dies ist nicht überraschend, da sich der Emissionsschutz bisher ausschließlich mit toxischen bzw. kanzerogenen Verbindungen auseinandersetzte und klimarelevante Gase meist keine toxischen Eigenschaften aufweisen. THG-Emissionen werden daher von Emissionsfachleuten, die oft in "ihren" Kategorien denken, nicht berücksichtigt und bisher selten meßtechnisch erfaßt.

Fragestellung der Untersuchung

In der vorliegenden Untersuchung, die von den Bereichen Chemie und Energie des Öko-Instituts gemeinsam im Unterauftrag für das Teilprojekt 9 im Rahmen der BMFT-IKARUS-Studie¹ durchgeführt wurde, sollte eine Systematisierung und Analyse von Daten über nichtenergiebedingte THG in der BRD durchgeführt werden.

Die Arbeiten wurden aufgrund der Problem- und Datenlage eng mit einer weiteren Untersuchung des Öko-Instituts abgestimmt, die für das Teilprojekt 6 der BMFT-IKARUS-Studie eine nähere Analyse der THG-Emissionen der bundesdeutschen Industrie versuchte (vgl. ÖKO 1993a).

Die Arbeit für Teilprojekt 9 hatte zum Ziel, relevante Institutionen zu identifizieren und zu kontaktieren, die Emissionsdaten zu nichtenergiebedingten Treibhausgas-Emissionen veröffentlichen. Die jeweils zugrundeliegenden Quellen, Hintergründe und Methoden der Datengenerierung waren dabei zu analysieren und auf ihre Validität hin zu überprüfen².

Die folgenden THG-Emissionen waren dabei zu berücksichtigen: Kohlenmonoxid (CO), Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4), Flüchtige Nichtmethan-Kohlenwasserstoffe (non-methane volatile organic compounds = NMVOC), Stickoxide (als NO_2) und Distickstoffoxid (N_2O).

¹ vgl. zu den Abkürzungen Anhang 6.

² Die Analyse sollte insbesondere institutionelle Verknüpfungen der Datengenerierung betreffen, d.h. die Beschaffung, Verwaltung und Änderung (Aggregation, Wichtung, Transformation). Diese Arbeiten waren auf direkt von den Kontaktpersonen beschaffbare Auskünfte sowie den zeitlich befristeten Auftragsumfangs begrenzt.

Obwohl im Auftrag für die vorliegende Untersuchung aufgrund antizipierter großer Datenunsicherheiten **keine** Behandlung von FCKW und CKW vorgesehen war, hat das Öko-Institut eine nähere Analyse dieser Treibhausgase durchgeführt und in den vorliegenden Bericht aufgenommen. Diese **Erweiterung der Aufgabenstellung** wurde aus zwei Gründen vorgenommen:

- * Nachvollziehbare Emissionsdatenbasen über nichtenergiebedingte THG für die BRD beschränken sich praktisch ausschließlich auf das Umweltbundesamt (UBA), alle anderen identifizierten Institutionen veröffentlichen oder berichten nur sehr vereinzelte und unsystematische Informationen zu nichtenergiebedingten THG-Daten.
- * Die Beiträge von FCKW und CKW zum **Gesamt-THP** aller Emissionen Deutschlands liegen zumindest in der **gleichen Größenordnung** wie die von nichtenergiebedingten CO₂- und CH₄-Emissionen.

Eine Nachvollziehbarkeit der FCKW- und CKW-Daten ist daher mindestens gleich wichtig wie die der anderen nichtenergiebedingten THG.

Eine Analyse von Emissionsdaten (Quellen und Senken) dieser **nichtenergiebedingten** THG sollte insbesondere für die Aktivitätsbereiche Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Abfallwirtschaft (Verbrennung, Deponie, Abwasserbehandlung) erfolgen.

Weiterhin waren THG-Emissionen von nichtenergiebedingten Aktivitäten im Bereich Industrie und Kleinverbrauch einzubeziehen, soweit hierzu Informationen vorlagen³.

³ Eine nähere Darstellung von energiebedingten THG-Emissionen der Industrie gibt ÖKO (1993a).

2 Identifikation relevanter THG-Datenbasen in Deutschland

Der erste Arbeitsschritt der vorliegenden Untersuchung bestand in einer Recherche nach und Identifikation von Institutionen, die "relevante" Datenquellen⁴ für die Emissionen von Treibhausgasen (THG) darstellen.

Das Öko-Institut zeigte im Rahmen des IKARUS-Projektes bereits in einer früheren, tiefgehenden Analyse deutscher Datenbasen für energiebedingte Treibhausgasemissionen, daß als wichtigster Datenlieferant das Umweltbundesamt (UBA) in Berlin anzusehen ist - ihm obliegt die "offizielle" Berichterstattung der Bundesrepublik Deutschland im Bereich umweltbezogener Daten (z.B. "Daten zur Umwelt"), und vom UBA werden auch die Berichte über Treibhausgasemissionen der Bundesrepublik Deutschland für den internationalen Raum - insbesondere die EG und das IPCC - vorgelegt (vgl. im Einzelnen dazu ÖKO 1992).

Für die hier interessierenden nichtenergiebedingten THG-Emissionsdaten trifft dieses Resultat ebenfalls zu - dies zeigten die durchgeführten Recherchen eindeutig. Allerdings gehen in die UBA-Daten eine Vielzahl von Quellen ein, die sich z.T. wiederum auf andere Arbeiten und Einrichtungen abstützen. Daher wurde der Analysekreis über das UBA hinaus erweitert und mit den folgenden Einrichtungen Kontakt aufgenommen:

- * Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (sowie nachgeordneten Fachbehörden)
- * Landes-Umweltämter (insbesondere LIS/NRW, LfU/BaWü, LfU/Bayern sowie die entsprechenden Behörden in den neuen Bundesländern)
- * wesentliche Industrieverbände und Forschungseinrichtungen in Westdeutschland, darunter: Gesamtverband des Deutschen Steinkohlebergbaus (für nichtenergetische Kohleverwendung), Chemische Industrie (für anorganische/organische Prozesse/Produkte), Eisen&Stahl-Industrie (für Elektro-/Oxygenstahlwerke und Walzwerke), Nichteisenmetall-Industrie (Primäre Verhüttung, Umschmelzwerke), Nahrungs- und Genußmittelindustrie und -gewerbe (Brauereien, Bäckereien etc.).

Zum Analyseumfang der vorliegenden Arbeit sollte auch eine für das UBA durchgeführte Studie des Fraunhofer-Instituts für Systemtechnik und Innovationsforschung gehören, die sich mit den Datenquellen für nichtenergiebedingte THG-Emissionen in der BRD befaßte (ISI 1993).

Aufgrund des fortgeschrittenen Bearbeitungsstands der vorliegenden Arbeit und der fehlenden zeitlichen Verfügbarkeit und Zugänglichkeit des Endberichts der ISI-Studie konnte diese Arbeit allerdings nur kursorisch in den Analyseumfang einbezogen werden.

Die Analyse der publizierten oder sonst zugänglichen Berichte, Studien und Materialien der o.g. Institutionen, die vom Öko-Institut in der Zeit von Januar 1993 bis April 1993 durchgeführt wurde, ergab jedoch, daß für die hier interessierenden nichtenergiebedingten THG-Emissionen außer dem UBA keine weitere "relevante" Datenquelle in der BRD existiert. Es waren jeweils nur Einzelarbeiten und Einzelveröffentlichungen zu finden, die jeweils nur einen **Ausschnitt** der THG betrafen.

⁴ "Relevant" heißt hier, daß die Datenquelle eine umfassende Betrachtung von mehreren THG-Emissionen aus mehreren Teil-Sektoren leistet und eine eigene - möglichst nachvollziehbare - Wertung von Ur- oder Literaturdaten vornimmt.

3 Deutsche THG-Datenbasen zu industriellen Prozessen

Wie dargestellt, ist das UBA als wesentlichste Quelle deutscher THG-Emissionsdaten für den Bereich Industrie anzusehen. Die folgende Diskussion konzentriert sich daher auf die THG-Daten des UBA. Im Anschluß hieran werden kurz weitere Datenquellen für einzelne THG bzw. Einzelbranchen diskutiert.

3.1 Methodische Vorbemerkungen zu den UBA-Daten

Die Analyse von Daten und Methoden für industrielle Prozesse im UBA führte zunächst zu einer Differenzierung der dortigen Datenbasis für den Bereich Industrie. Das UBA unterscheidet hier, in Anlehnung an CORINAIR, zwischen

- *Prozessemissionen*: Emissionen, die zwar aus der Energienutzung herrühren, in denen aber ein direkter Kontakt zwischen Flamme und zu bearbeitenden Materialien besteht, also eine Wechselwirkung zwischen Brennstoff und Material bzw. Produkt auftritt.
- *Materialmissionen*: Prozeßbedingten Emissionen, die **nicht** aus der Verbrennung von Energieträgern resultieren.

Da sich die Emissionsbilanzierung im UBA - auch für Treibhausgase - an der **Energiebilanz** orientiert, wird methodisch wie folgt vorgegangen: Die emissionsverursachenden Aktivitäten im Bereich Industrie⁵, in denen *Prozessemissionen* zu erwarten sind, werden von der UBA-Emissionsberechnung mit herkömmlichen brennstoffbezogenen Emissionsfaktoren (vgl. ÖKO 1992) **ausgeschlossen**.

Dafür wird ein **Satellitensystem** vom UBA genutzt, das eine Matrix der industriellen Energienutzung nach Verbrauchssektoren mit einer weiteren Matrix multiplikativ verknüpft, in der für die jeweiligen Prozesse **spezifische** Emissionsfaktoren zusammengestellt sind.

Da sich die spezifischen Emissionsfaktoren einerseits oft nur auf einzelne Schadstoffemissionen (z.B. CO bei Sinterprozessen, vgl. unten) und andererseits auch nur auf spezifische Brennstoffe (z.B. Koks bzw. Steinkohlen) beziehen, werden für alle **anderen** Emissionen bzw. Brennstoffe die üblichen Emissionsfaktoren des UBA für Industriefeuerungen (vgl. dazu ÖKO 1992) eingesetzt.

Wenngleich diese THG-Daten also prozeßbedingt sind, rühren sie doch vom Energieeinsatz her bzw. wurden auf diesen umgerechnet. Dabei sei angemerkt, daß eine feste Abgrenzung zwischen "energiebedingt" und "nichtenergiebedingt" aufgrund der komplexen Abläufe bei vielen Prozessen nur schwer und in der Regel nicht eindeutig vorgenommen werden kann⁶.

Für die Behandlung der **nichtenergiebedingten** Treibhausgasemissionen aus der Industrie werden diese speziellen Prozeßmissionen daher im folgenden nicht weiter diskutiert, sondern nur nachrichtlich im Kapitel 3.2 wiedergegeben. Eine nähere Erläuterung dieser UBA-Daten sowie Ergänzungen und eigene Abschätzungen des Öko-Instituts gibt die Literatur (ÖKO 1993a).

⁵ geordnet nach der Systematik des Produzierenden Gewebes (SYPRO)

⁶ Zur Diskussion dieses Problems vgl. ÖKO (1993a).

3.2 Prozeßbedingte THG-Emissionen in der Industrie

Zur Verdeutlichung der Abgrenzungsprobleme von "energiebedingten" und "nichtenergiebedingten" THG-Emissionen in der Industrie sollen im folgenden drei Beispiele von Prozeßemissionen des UBA dargestellt werden. Die ausgewählten Prozeßemissionen sind als **überwiegend** energiebedingt anzusehen. Um diese Emissionen vom Energiebedarf als Leitgröße abzukoppeln, wurden sie als produktbezogene Emissionsfaktoren ausgedrückt⁷.

3.2.1 Sinterung

Bei Sinterprozessen (vor allem im Bereich der Eisen- und Stahlindustrie) treten über die "eigentlichen", vom Energieeinsatz her bedingten THG-Freisetzen hinaus **verfahrensbedingt** erhöhte spezifische Emissionen für Kohlenmonoxid (CO) auf. Die gegenüber den CO-Emissionen industrieller Feuerungen erhöhten Werte beruhen auf den ungünstigeren Umsetzungsbedingungen des Brennstoffs in den Sinterpellets, sind also vom **Verfahrensziel** der Sinterung her begründet. Die CO-Emissionen sind dennoch mit dem Energieeinsatz direkt gekoppelt, da sie vorwiegend aus dem C-Inventar des eingesetzten Brennstoffs und dessen Oxidation stammen. Der Energieeinsatz für die Sinterung ist verfahrenbedingt in erster Näherung proportional zur Menge des bereitgestellten Sinterguts, womit die CO-Freisetzung ebenfalls näherungsweise als proportional **sowohl** zum Energieeinsatz **als auch** zur Produktmenge betrachtet werden kann. Die Analyse der Entstehungsbedingungen von CO als THG liefert somit **keine eindeutige** Abgrenzung für die Frage "energiebedingt" oder "nichtenergiebedingt". Je nach Betrachtungswinkel sind beide Bezugsgrößen sinnvoll.

Die CO-Emissionsfaktoren des UBA beruhen vor allem auf Literaturwerten (Welzel/Davis 1978; Welzel/Lange 1978) und wurden vom UBA über Messungen fortgeschrieben (UBA 1993a). Für das Jahr 1980 wurde eine spezifische CO-Emission von 20 kg CO je Tonne Sintergut und für das Jahr 1989 ein CO-Emissionsfaktor von 16 kg/t ermittelt. Der UBA-Wert für 1989 ist demnach aus **Meßgrößen** abgeleitet.

3.2.2 Guß

Die Emissionsfaktoren für die Prozeßemissionen unterscheiden sich für Gießereien wiederum für CO von den spezifischen Emissionen bei Industriefeuerungen. Die ursprünglichen Emissionsfaktoren beruhen nach UBA (1993a) auf Messungen und entwickelten sich zwischen 1980 von 30 kg CO/t Endprodukt auf 20,5 kg/t im Jahre 1989. Diese Fortschreibung beruht auf einer Analyse der zum Einsatz kommenden **Technologien** (Heißwindkuppelöfen, Kaltwindkuppelöfen, Induktionsöfen) und auf der Tatsache, daß sich das Verhältnis zwischen Endprodukt ("Guter Guß") und Kreislaufmaterial stetig vergrößert hat. Das Technologiespektrum hat sich dabei eindeutig in Richtung der **Heißwind-Kuppelöfen** verlagert, wobei eine Erfassung der aktuellen Produktionsanteile der verschiedenen Technologien als Forschungsbedarf konstatiert werden muß. Der UBA-Wert für 1989 ist demnach eine aus **Meßgrößen und Annahmen zum Technologiemix** abgeleitete **Schätzung**.

⁷ Für eine genauere Diskussion der energiebedingten spezifischen THG-Emissionen siehe ÖKO (1993a).

3.2.3 Steinkohlenverkokung

Der Emissionsfaktor von 300 kg Kohlenmonoxid je TJ Energieeinsatz ist aus einer Literaturquelle zu den gesamten CO-Emissionen bei der Steinkohlen-Verkokung abgeleitet (Schade 1980). Diese betragen insgesamt 2 kg CO/t. Die Aufteilung dieser Gesamtemission wurde ohne weitere Bergündung zu je 50% auf die Material- und Prozeßemissionen vorgenommen. Bei einem spezifischen Energieeinsatz von 3,3 bis 3,4 GJ je Tonne Koks ergibt sich ein Emissionsfaktor von 300 kg/TJ für die Prozeßemissionen (UBA 1993c).

3.3 Produktbedingte THG-Emissionen in der Industrie

Im Gegensatz zu den oben diskutierten Beispielen für prozeßbedingte, aber noch stark mit dem Energieeinsatz verbundene THG-Emissionen in der Industrie sind die spezifischen **Material-emissionen** kaum mit dem Energieeinsatz, sondern überwiegend mit dem Herstellungsverfahren bzw. der Menge von **Produkten** korreliert. Diese THG-Emissionen können daher nur produktbezogen ausgewiesen und über die Verknüpfung mit Produktionsstatistiken zu Gesamtemissionen bilanziert werden. In Abwandlung der Bezeichnung "materialbedingt" des UBA werden diese Emissionen im folgenden als "produktbedingt" bezeichnet, da dieser Begriff vom speziellen Verweis auf "Materialien" abstrahiert und den allgemeiner gültigen Begriff von "Produkten" im Sinne von "industriell hergestellten Gütern" zugrundelegt.

Für die im folgenden beschriebenen Industriezweige wurden solche produktbezogenen Emissionsdaten vom UBA ermittelt.

3.3.1 Raffinerieeinsatz

Die vom UBA verwendeten Emissionsfaktoren für den Raffinerieeinsatz basieren nach der durchgeführten Datenquellenrecherche letztendlich auf Angaben der Mineralölindustrie, die wiederum z.T. auf Schätzungen beruhen. Zu dieser grundsätzlichen Problematik der Datenbeschaffung kommen im Raffineriebereich die Schwierigkeiten der Systemabgrenzung. So können bei unterschiedlicher Zuordnung der Emissionen bei der Verteilung von Mineralölprodukten die Angaben zu den Emissionen durchaus um Größenordnungen variieren. Das UBA (1993d) verweist hier einerseits auf die Untersuchung von Jourdan u.a. (1990), die für das Jahr 1986 eine VOC-Emission von 68 kt im Raffineriebereich und von 150 kt für die Distribution ermittelt. Mit dem im UBA genutzten Emissionsfaktor von 0,32 kg VOC je Tonne **Einsatzprodukt** (Rohöl und Mineralölprodukte) in den Raffinerien ergibt sich jedoch im Jahre 1986 eine Gesamtemission von 27 kt. Die im UBA separat bilanzierten Umschlag-, Lagerungs- und Betankungsverluste für Motorenbenzin (als **geliefertes Produkt**) für das Jahr 1986 ergaben jedoch ca. 179 kt VOC. Die Summe der im UBA in Raffinerien und bei der Verteilung entstehenden VOC-Emissionen nähert sich so der Angabe von Jourdan u.a. auf ca. 5% an. Der Anteil von Methan an der gesamten VOC-Emission wird vom UBA nach CORINAIR (1991) mit 10% angenommen.

Da die Genese des UBA-Emissionsfaktors durch die Expertenbefragung nicht ausreichend geklärt werden konnte, können hier nur die einzelnen Bestandteile referiert und auf den weiteren Klärungsbedarf verwiesen werden.

Die rückläufigen Emissionsfaktoren für den Umschlag und die Lagerung wurden vom UBA mit dem zunehmenden Einsatz der Gaspendelung erklärt, beruhen somit auf einer Annahme zum Technologiemix. Eine Abstützung der UBA-Annahmen durch Messungen konnte von uns nicht ermittelt werden.

Tabelle 1 Emissionsfaktoren für Raffinerieprodukte sowie Umschlag/Lagerung und Kfz-Betankung mit Benzin

Quelle	NO _x	CO	CO ₂	CH ₄	NMVOC
Raffinerie					
1985				0,032	0,288
1989				0,032	0,288
1990				0,032	0,288
Benzin: Umschlag/Lagerung					
1985				0,52	4,680
1989				0,475	4,275
1990				0,425	3,825
Benzin: Kfz-Betankung					
1985				0,205	1,845
1989				0,205	1,845
1990				0,205	1,845

(Angaben in kg/t Produkt nach UBA-Angaben)

3.3.2 Roheisen-Herstellung

Erhöhte CO-Emissionen entstehen hier sowohl beim Hochofenabstich als auch durch Undichtigkeiten des Gichtgassystems (Reinigung). Der Emissionsfaktor von 1,18 kg/t wird nach UBA (1993a) auf Welzel/Davis (1978) und Messungen des UBA zurückgeführt. Die Degression des Emissionsfaktors wurde entsprechend den technologischen Verbesserungen am Gichtgassystem abgeschätzt. CO₂ aus Gichtgas bilanziert das UBA über den Kokseinsatz.

Tabelle 2 Emissionsfaktoren für die Roheisen-Herstellung

Roheisen	NO _x	CO	CO ₂	CH ₄	NMVOC
1985		1,26			
1989		1,18			
1990		1,18			

(Angaben in kg/t Produkt nach UBA-Angaben)

3.3.3 Elektro-Stahl-Herstellung

Nach UBA (1993a) sind CO- und NO_x-Emissionen in Elektro-Stahlwerken vor allem auf den Elektrodenabbrand und die Nachverbrennung zurückzuführen. Die CO-Emissionen erreichen derzeit Werte von 1-3 kg/t. Hierzu liegen jedoch keine Messungen vor. Das UBA benutzte stöchiometrische Abschätzungen, Angaben von Betreibern sowie ausländische Daten zur Ableitung der Emissionsfaktoren. Eine nähere Analyse der Datengenese war bislang nicht möglich.

Tabelle 3 Emissionsfaktoren für die Elektrostahl-Herstellung

Elektro-Stahl	NO _x	CO	CO ₂	CH ₄	NMVOC
1985	0,073	2			
1989	0,08	2			
1990	0,08	2			

(Angaben in kg/t Produkt nach UBA-Angaben)

3.3.4 Oxygen-Stahl-Herstellung

Das UBA bilanziert die Emissionen aus der E- und Oxygenstahl-Erzeugung gemeinsam, da eine statistische Abgrenzung der Stahlerzeugung nach diesen Verfahren nicht vorliegt. Daher wird für beide Verfahren mit einem gewichteten Emissionsfaktor gearbeitet, der nach UBA (1993f) für 1985 12,0 kg CO je Tonne Produkt sowie für 1989 und 1990 jeweils 11,5 kg/t beträgt. Das Mix für Oxygen-/Elektro-Stahl wird von UBA (1993a) mit 85:15 im Jahre 1985 und mit 82:18 in 1990 angegeben. Daraus errechnen sich die in der folgenden Tabelle gezeigten CO-Emissionen bei der Oxygenstahl-Produktion. Die Werte folgen einer Fortschreibung des UBA, die sich auf Welzel/David /1978) stützt. Diese Emissionen erscheinen auf 8 - 9 kg/t absenkbar.

Tabelle 4 Emissionsfaktoren für die Oxygenstahl-Herstellung

Oxygen-Stahl	NO _x	CO	CO ₂	CH ₄	NMVOC
1985		13,8			
1989		13,6			
1990		13,6			

(Angaben in kg/t Produkt nach UBA-Angaben)

3.3.5 Guß

Nach UBA (1993a) werden bei Gußprozessen heute ca. 0,45 kg VOC je Tonne Guter Guß emittiert. Grundlage dafür sind Messungen des UBA. Hierbei wird davon ausgegangen, daß ausschließlich Nicht-Methan-VOC emittiert werden. Im Bilanzierungssystem des UBA wird indes ein Anteil von 10% CH₄ unterstellt. Auch hier besteht weiterer Klärungsbedarf.

Tabelle 5 Emissionsfaktoren für die Guß-Herstellung

Guß	NO _x	CO	CO ₂	CH ₄	NMVOC
1985				0,046	0,414
1989				0,042	0,378
1990				0,04	0,36

(Angaben in kg/t Produkt nach UBA-Angaben)

3.3.6 Steinkohlen-Verkokung

Die spezifischen Emissionen für Kohlenwasserstoffe entstammen der Bestandsaufnahme für das Jahr 1986 und einer linearen Interpolation der UBA-Abschätzung für das Jahr 1995 im Materialienband zum 4. Immissionsschutzbericht. Die Aufteilung der gesamten VOC-Emissionen erfolgte nach dem Raster von CORINAIR (1991) zu je 50%.

Der Emissionsfaktor von 1 kg CO je Tonne Prozeßgut ist aus einer Literaturquelle zu den gesamten CO-Emissionen bei der Steinkohlen-Verkokung abgeleitet (Schade 1980). Diese betragen insgesamt 2 kg CO/t. Die Aufteilung dieser Gesamtemission wurde ohne weitere Begründung zu je 50% auf die Material- und Prozeßemissionen vorgenommen (UBA 1993g).

Die Emissionsfaktoren für NMVOC und CH₄ beruhen auf Einzeluntersuchungen, Befragungen von Betreibern und Annahmen des UBA hinsichtlich der Auswirkungen der TA Luft. Die Emissionen streuen je nach Alter, Wartung und Zustand der Anlagen relativ weit (UBA 1993c).

Der Gaseinsatz wird grob mit 50% Kokereigas und 50% Gichtgas unterstellt.

Tabelle 6 Emissionsfaktoren für Steinkohle-Kokereien

Steinkohle-Kokerei	NO _x	CO	CO ₂	CH ₄	NMVOC
1985		1		0,45	0,45
1989		1		0,345	0,345
1990		1		0,310	0,310

(Angaben in kg/t Produkt nach UBA-Angaben)

3.3.7 Hütten-Aluminium (Primärelektrolyse)

Der CO₂-Emissionsfaktor des UBA für Primäraluminiumverhüttung beruht auf einer stöchiometrischen Betrachtung (UBA 1993b), aus der eine spezifische Emission von 1.222 kg CO₂/t Aluminium resultiert. Aus der Elektrolyse von 2 Mol Al₂O₃ entstehen 4 Mol Aluminium und 3 Mol Sauerstoff, die dann an der Kohle-Anode zu CO₂ oxidieren und entweichen. Eine vollständige Oxidation ergibt den o.g. Emissionsfaktor. Die Genese des Emissionsfaktors für CO konnte vom UBA nicht erläutert werden.

Tabelle 7 Emissionsfaktoren für die Aluminium-Herstellung

Hütten-Aluminium	NO _x	CO	CO ₂	CH ₄	NMVOC
1985		150	1.222		
1989		150	1.222		
1990		150	1.222		

(Angaben in kg/t Produkt nach UBA-Angaben)

3.3.8 Zementproduktion

Nach UBA (1993b) lassen sich die spezifischen CO₂-Emissionen für die Klinkerproduktion aus einer stöchiometrischen Betrachtung ableiten. Da der Emissionsfaktor jedoch aus statistischen Gründen auf die Gesamtproduktion von Zementen bezogen werden muß und verschiedene Zemente bis zu 40% Zuschlagstoffe enthalten, resultiert aus der überschlägigen Berechnung des Zementmix und einem Emissionsfaktor von 565 kg CO₂ je Tonne Zementklinker offensichtlich ein Emissionsfaktor von 530 kg CO₂/t Zement.

Tabelle 8 Emissionsfaktoren für die Zement-Herstellung

Zement-Klinker	NO _x	CO	CO ₂	CH ₄	NMVOC
1985			530		
1989			530		
1990			530		

(Angaben in kg/t Produkt nach UBA-Angaben)

3.3.9 Kalk-Herstellung

Die stöchiometrische Betrachtung ergibt eine CO₂-Emission von 785 kg/t. Die Einbindung von CO₂ bei der Carbonatisierung wird nach UBA (1993b) mit ca. 3% angesetzt. Ungeklärt ist bisher die Abgrenzung zwischen Kalk und Dolomitstein, d.h. der letztlich resultierende Emissionsfaktor. Im Bilanzsystem des UBA wird dafür ein Emissionsfaktor von 480 kg CO₂/t genutzt.

Tabelle 9 Emissionsfaktoren für die Kalk-Herstellung

Kalk-Herstellung	NO _x	CO	CO ₂	CH ₄	NMVOC
1985			480		
1989			480		
1990			480		

(Angaben in kg/t Produkt nach UBA-Angaben)

3.3.10 Glasherstellung

Wegen der hohen Temperaturen in den Glasschmelzwannen entstehen erhebliche Mengen an Stickoxiden. Vom UBA wird der Emissionsfaktor seit 1985 konstant mit 0,8 kg NO_x/t Glas angesetzt.

Tabelle 10 Emissionsfaktoren für die Glas-Herstellung

Glas-Herstellung	NO _x	CO	CO ₂	CH ₄	NMVOC
1985	0,8				
1989	0,8				
1990	0,8				

(Angaben in kg/t Produkt nach UBA-Angaben)

3.3.11 Bitumen-Mischgut-Herstellung

Die Genese des Emissionsfaktors von 0,07 kg NMVOC konnte vom UBA nicht belegt werden.

Tabelle 11 Emissionsfaktoren für die Bitumen-Mischgut-Herstellung

Bitumen-Mischgut	NO _x	CO	CO ₂	CH ₄	NMVOC
1985					0,07
1989					0,07
1990					0,07

(Angaben in kg/t Produkt nach UBA-Angaben)

3.3.12 Ruß-Herstellung

Nach Befragung im UBA (1993e) beruht die CO-Emission bei der Rußherstellung für die Jahre bis 1989 auf einer (eher konservativen) Schätzung des UBA. Nach VDI 2580 müssen die Emissionen zwischen 2 und 3 kg/t betragen. Daher wurde angenommen, daß bis zum Jahr 2005 die durchschnittlichen Emissionen auf ca. 2,5 kg CO/t absinken werden. Diese Interpolation ergibt für das Jahr 1990 einen Wert von 4,8 kg/t.

Tabelle 12 Emissionsfaktoren für die Rußherstellung

Ruß-Herstellung	NO _x	CO	CO ₂	CH ₄	NMVOC
1985		5			
1989		5			
1990		4,8			

(Angaben in kg/t Produkt nach UBA-Angaben)

3.3.13 Organische Produkte

Nach UBA (1993f) werden die durch die Produktion von organischen Produkten emittierten VOC mit den Emissionsfaktoren von CORINAIR (1991) und den Produktionsstatistiken abgeschätzt. Für die Jahre seit 1985 wurde so eine jährliche NMVOC-Emission von 45.000 t abgeschätzt.

Tabelle 13 VOC-Emissionsfaktoren aus CORINAIR für Organische Produkte

Produkt	Emissionsfaktor [kg/t]
Ethylene	0,2...5
1.2 Dichloroethane + Vinylchloride	2,5
Polyethylene Low Density	1,5...10
Polyethylene High Density	6
Polyvinylchloride	1,5...3
Polypropylene	8
Styrene	0,25
Polystyrene	1
Styrene-Butadiene Latex	10
Styrene-Butadiene Rubber (SBR)	5
ABS Resins	5
Ethylbenzene	0,6

Bandbreiten: für alte (obere) und neue Anlagen (untere Emissionsfaktoren)

Seitens des UBA wird jedoch die Genauigkeit einer derartigen Emissionsabschätzung eher skeptisch eingeschätzt.

3.3.14 Ammoniak-Synthese

Nach UBA (1993b) wird zur Gewinnung des Emissionsfaktors zunächst eine stöchiometrische Betrachtung angestellt, die einen Wert von etwa 1.000 t CO₂ je Tonne Ammoniak ergibt. Berücksichtigt man weiterhin, daß durch den werksinternen Verbund ca. 30% des so anfallenden CO₂ bei der Harnstoffproduktion eingebunden werden, so ergibt sich eine resultierende spezifische Emissionen von 690 kg CO₂ je Tonne Ammoniakproduktion.

Tabelle 14 Emissionsfaktoren der NH₃-Synthese

NH ₃ -Synthese	NO ₂	CO	CO ₂	CH ₄	NMVOC
1985			690		
1989			690		
1990			690		

(Angaben in kg/t Produkt nach UBA-Angaben)

3.3.15 Rauchgasentschwefelung

Durch den zunehmenden Einsatz von Rauchgas-Entschwefelungs-Anlagen (REA) werden ebenfalls CO₂-Emissionen verursacht. Nach UBA (1993b) wird über die stöchiometrische Betrachtung das Ergebnis erzielt, daß für jedes gebundene Molekül SO₂ ein Molekül CO₂ emittiert wird. Über die molaren Massen von 44 g für CO₂ und 64 g/mol für SO₂ errechnet sich ein Faktor von 0,6875 kg CO₂ für jedes gebundene kg SO₂.

3.3.16 Weitere Stoffe

Nach UBA (1993b) müssen bei der Produktion der nachfolgend aufgeführten Stoffe ebenfalls CO₂-Emissionen bilanziert werden, wobei bezüglich der Werte teilweise beträchtliche Unsicherheiten herrschen:

- Magnesitbrennen
- Calciumcarbid-Herstellung
- Calciumhydrogenphosphat-Herstellung
- Propylenoxid-Herstellung
- Sodaverwendung
- Bariumcarbonatherstellung
- weitere anorganische Produkte (CaCl₂, NaCO₃, MgCO₃, BaCO₃, Si, TiO₂, Na₂S)
- weitere organische Produkte (Melamin, Formaldehyd, Ethylenoxid, Acetaldehyd, PE-Enterephtalat, Acrylsäure)

Über stöchiometrische Abschätzungen könnte zumindest für die Mehrzahl der genannten Prozesse eine obere Grenze der CO₂-Emission - unter der Annahme vollständiger Freisetzung - ermittelt werden.

3.4 Industrielle Emissionen von Lachgas (N₂O)

Bezüglich des Lachgasverbrauches im Bereich Produkte lagen bei Erstellung der Studie (ÖKO 1993b) noch keine Daten für die Bundesrepublik vor. Lachgas wird in diesem Sektor im medizinischen Bereich (Anaesthesie) und vereinzelt in Druckgaspackungen eingesetzt. Um dennoch die Größenordnungen der Lachgasemissionen in der Bundesrepublik abschätzen zu können, wurden zwei von einander unabhängige Quellen ausgewertet⁸.

Die Stadt Hannover hat für das Jahr 1987 den Verbrauch an Lachgas in allen Krankenhäusern der Stadt bilanziert (ÖKO 1993c). Mittels eines Einwohnerfaktors wurde dieser Verbrauch auf die gesamte Bundesrepublik hochgerechnet. Diese Menge deckt demnach **nur** den medizinischen Sektor ab.

Als zweite Datenquelle wurde eine Schweizer Studie (GP-CH 1992) ausgewertet. Als gerundeter Wert für die Schweiz werden dort für medizinische und technische Zwecke (Druckgaspatronen) 400t (1% der anthropogenen Emissionen) angegeben. Dieser Wert basiert auf einer persönlichen Mitteilung aus Industriekreisen. Unter der Annahme, daß die Schweiz und die Bundesrepublik in diesem Bereich vergleichbare Verbrauchsstrukturen aufweisen, wurde der Schweizer Wert ebenfalls **mit einem Einwohnerfaktor** auf die Bundesrepublik (alte Bundesländer) umgerechnet. Die vergleichbaren Größenordnungen beider Ableitungen für Lachgas sind in der nachfolgenden Tabelle erkennbar. Der kleinere Wert enthält nicht den (vermutlich geringeren) Beitrag der Druckgaspackungen.

Tabelle 15 Abschätzung des medizinischen Lachgasverbrauches in der Bundesrepublik (alte Bundesländer)

Berechnung nach	Menge N ₂ O (t)	CO ₂ -Äquiv. 20a (kt)	CO ₂ -Äquiv. 100a (kt)
Öko-Institut 1993c	3.048	762	823
Greenpeace Schweiz 1992	3.680	920	994

Angaben nach ÖKO (1993b)

Die obige Tabelle nennt nur die **Größenordnung** der Lachgasemissionen aus **diesem** Anwendungsbereich. Im Hinblick auf eine exakte Bilanzierung des Lachgasverbrauches in der Bundesrepublik nach diesen Verbrauchssektoren besteht jedoch noch Handlungsbedarf.

Nach Fertigstellung der in der Abschlußphase befindlichen Studie des Fraunhofer-Instituts für Systemtechnik und Innovationsforschung (ISI 1993) werden Abschätzungen von N₂O-Emissionsfaktoren für die Adipin- und Salpetersäureherstellung vorliegen.

⁸ Zur industriellen Emission von N₂O vgl. näher ÖKO (1993a).

4 Deutsche THG-Datenbasen zur Land- und Forstwirtschaft

Ein Großteil der aus der Landwirtschaft emittierten klimarelevanten Stoffe wird i.A. nach ihrer Entstehung ohne große zeitliche Verzögerung in die Atmosphäre freigesetzt, speziell zu beachten sind hier Emissionen an Distickstoffmonoxid (N_2O) und Methan⁹.

4.1 THG-Emissionen aus der Landwirtschaft

Schätzungen der Enquête-Kommission (Enquête 1990) zufolge liegt der Anteil der Landwirtschaft am zusätzlichen anthropogen bedingten Treibhauseffekt bei 15%. In den 80er Jahren trug die Landwirtschaft, Abschätzungen des IPCC (1990) zufolge, zwischen 4% und 13% (durchschnittlich 9%) zum zusätzlichen Treibhauseffekt bei, die Forstwirtschaft hatte einen Anteil von 18%. Im Einzelnen werden der Landwirtschaft die folgenden Anteile an der jeweiligen Gesamtemission von treibhauswirksamen Spurengasen zugerechnet (IPCC 1990)¹⁰:

- * Methan (CH_4) 57%
- * Distickoxid (N_2O) 89%
- * Kohlendioxid (CO_2) 21%

Bei der Abschätzung der Emission treibhauswirksamer Spurengase ergeben sich im Bereich Landwirtschaft folgende Probleme:

- Die nichtenergiebedingten THG-Emissionen sind Teile der natürlichen Stoffkreisläufe von Kohlenstoff und Stickstoff. Die Abgrenzung zwischen natürlich auftretenden und anthropogen über Landbewirtschaftung auftretenden Emissionen ist schwierig.
- Die Quellen sind diffus und unterliegen starken standörtlichen, jahreszeitlichen, witterungsbedingten und bewirtschaftungsbedingten Schwankungen. Sie sind generell schlecht quantifizierbar.
- Die in der Literatur verwendeten Datengrundlagen beruhen meist auf wenigen Datensätzen, die sich nur unter Vorbehalten verallgemeinern lassen. Datensätze älterer Untersuchungen wurden in der Regel unter Zielsetzungen wie z.B. Ausnutzungsgrad des Futters, Düngeroptimierungsversuche usw. ermittelt (Rennenberg 1991; RIVM 1991). Ebenso ist auf die eingeschränkte Übertragbarkeit von Labormessungen auf Freilandbedingungen hinzuweisen.
- Zur Quantifizierung natürlicher Prozesse bedarf es nicht nur langer Meßreihen, sondern auch statistischer Berechnungsverfahren, die diesen natürlichen Schwankungen Rechnung tragen (Normalverteilung und Medianwertbildungen). In der Literatur werden Schätzungen jedoch meist aufgrund einfacher Durchschnittswertbildungen vorgenommen.

⁹ vgl. hierzu näher ÖKO (1993c).

¹⁰ Kohlenmonoxid (CO) und Stickoxide (NO_x) sind nach IPCC von untergeordneter Bedeutung.

4.1.1 CO₂-Emissionen aus der Landwirtschaft

Die Landwirtschaft gilt allgemein als CO₂-neutral, da das über die Pflanzen gebundene CO₂ aus der Atmosphäre in mehr oder weniger schnellen Raten wieder freigesetzt wird. Da Kohlenstoff in Böden, im Humus gebunden, zu beachtlichen Mengen gespeichert wird, tritt der Humus als CO₂-Senke, aber auch als mögliche CO₂-Quelle ins Blickfeld. Landnutzungsänderungen (Umwandlung von Grünland in Ackerland) und Erosionsprozesse können zur Mineralisierung des Humus und damit zur Freisetzung des C-Depots führen. Im Vergleich zu den energiebedingten CO₂-Emissionen wird die landnutzungsbedingte CO₂-Freisetzung jedoch als unwesentliche Quellen betrachtet (Schroedder 1990).

Die Hauptemissionen an CO₂ resultieren im Bereich Landwirtschaft aus dem - hier nicht betrachteten - Energieverbrauch (Maschineneinsatz) sowie aus dem indirekten Energieverbrauch (Herstellen von Maschinen und Hilfsmitteln wie z.B. Dünger, Pestizide).

4.1.2 CH₄-Emissionen aus der Landwirtschaft

Als Methanquelle der Landwirtschaft sind die bei der Verdauung (anaerobe Fermentation) in Magen und Darm von Wild- und Haustieren entstehenden CH₄-Mengen zu berücksichtigen¹¹. Für Wiederkäuer sind in Abhängigkeit von Art und Menge des Futters 5-9% der organischen Substanz als CH₄-Emission zu berücksichtigen. Im Mittel produziert ein Rind in unseren Breiten 55 kg CH₄/a. Auf dieser Basis kann aus Bestandszahlen der BRD (in Vieheinheiten¹²) eine Gesamt-CH₄-Emission bestimmt werden.

Methan (CH₄), früher auch Sumpf- oder Grubengas genannt, entsteht auf natürliche Weise beim Abbau organischer Substanz durch Bakterien (genauer: durch strikt anaerobe Prokaryonten), die in ihrem Stoffwechsel Kohlendioxid (CO₂) und Wasserstoff (H₂) zu CH₄ fermentieren. Methanogene Bakterien kommen in der Natur überall dort vor, wo sauerstofffreie Bedingungen vorherrschen, so in Sümpfen, tiefen Gewässerschichten und auch im Darmtrakt von Lebewesen. Sie sind notwendigerweise beteiligt an der Pansenfermentation von Wiederkäuern und an der Abwasserreinigung in Kläranlagen (s. Kapitel 6).

Der Landwirtschaft zurechenbare Quellen sind neben den Wiederkäuern die Güllelagerung sowie Leckagen von Biogasanlagen (Ahlgrimm 1990; RIVM 1991).

Böden wirken auch als Methansenke. Ehhalt (1979) betrachtete ihre Senkenwirkung noch als gering. Neuere Daten aus tropischen und subtropischen Böden sprechen Böden durchaus eine Senkenwirkung zu (RIVM 1991). So fanden Mosier (1991) in ungedüngtem Weideland Aufnahmeraten zwischen 5,8 und 6,3 g CH₄-C pro Hektar und Tag. N-Düngung reduzierte die Methanaufnahme und führte zugleich zu einer, um den Faktor 2 bis 3 erhöhten, N₂O-Emissionsrate. Sie ziehen die Schlußfolgerung, daß die N-Emissionen aus der Tierhaltung in Form von NH₃ die Senkenwirkung der natürlichen Waldböden, aber auch des Grünlandes, verringern und zugleich die Lachgasemissionen erhöhen.

¹¹ Wild und Haustiere aus nicht landwirtschaftlicher Nutzung sowie Reitpferde werden dabei nicht berücksichtigt.

¹² Die Großvieheinheit ist definiert als die Einheit, die einem Tier mit einem Futterbedarf von etwa 20 Getreideeinheiten entspricht (z.B. eine Kuh).

In der **Tierhaltung** ist Methan ein Nebenprodukt der Zelluloseverdauung durch Mikroorganismen im Pansen der Wiederkäuer. Sie sind, wenngleich in geringerem Maße, auch im Magen-Darmtrakt der Nicht-Wiederkäuser zu finden. Wieviel der aufgenommenen Futterenergie (Bruttoenergie) durch Methanbildung verloren gehen, hängt ab von der Futterqualität, der Futtermenge und vom Individualverhalten der Tiere.

Messungen zufolge gehen 4,4% bis 7,7% der aufgenommenen Bruttoenergie bei Wiederkäuern durch Methanbildung verloren. Auch hier weichen die Angaben einzelner Autoren stark ab.

Crutzen (1986) und Ahlgrimm (1990) berechneten nach einzelnen Nutztierarten und Altersgruppen differenzierte Methan-Emissionsraten auf der Basis aufgenommener Bruttoenergiemengen

Während bei der **Lagerung von Festmist** weitgehend aerobe Verhältnisse herrschen, muß bei der größtenteils anaeroben **Güllelagerung** in Güllebehältern, -silos und -lagunen mit einer CH_4 -Freisetzung gerechnet werden. Nach RIVM (1991) und Ahlgrimm (1990) ist darüber erst recht wenig bekannt, Feldmessungen sind noch nicht verfügbar (Bingemer 1987; Crutzen 1987).

Methan wird auch in Faultürmen der **Klärschlammkompostierung** erzeugt. Nach RIVM (1991) wurden Restmethanmengen in landwirtschaftlich verwendeten Klärschlammkomposten nachgewiesen (ca. 3 mg/kg).

4.1.3 N_2O -Emissionen aus der Landwirtschaft

Hauptemissionsquelle von N_2O ist in der Landwirtschaft der eingesetzte Stickstoffdünger. Der Einsatz von Stickstoffdünger in Deutschland stieg seit 1900 von ca. 2,2 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr ($\text{kg/ha}\cdot\text{a}$) auf etwa 180 $\text{kg/ha}\cdot\text{a}$ in 1990 an. Die Angaben darüber, welcher Prozentsatz davon als Lachgas freigesetzt wird, schwanken zwischen 5-20 % der ausgebrachten Stickstoffmenge. Im Sinne einer Abschätzung maximal zu erwartender N_2O -Emissionen kann eine Emissionsrate von 20% zugrunde gelegt werden¹³, womit sich auf Basis von 180 $\text{kg N/ha}\cdot\text{a}$ eine N_2O -Emission von ca. 16-64 $\text{kg N}_2\text{O/ha}\cdot\text{a}$ ergibt.

Distickoxid wird im Boden durch mikrobielle Tätigkeit von Bakterien bei der Denitrifikation (anaerob) und, unter gewissen Voraussetzungen, auch bei der Nitrifikation (aerob) gebildet. N_2O ist dabei lediglich ein Zwischenprodukt und kann zu N_2 weiter reduziert werden. Das macht theoretische Voraussagen der N_2O -Bildung schwierig (Andreae 1991). Allgemein gilt, daß die Denitrifikationsrate abhängt von bodenphysikalischen und bodenchemischen Faktoren wie Bodentemperatur, Sauerstoffversorgung, pH-Wert und Verfügbarkeit von Nitrat (NO_3) sowie dem Vorhandensein organischer Substanz (Scheffer-Schachtschabel 1976).

¹³ Die Unsicherheit der Umsetzungsrate für Stickstoff ist größer als die Bandbreite des für die Lachgasemission ebenfalls relevanten Verhältnisses von N_2O zu N_2 bei der Freisetzung. Daher wird die obere Grenze von 20% Umsetzung von Stickstoff zu Lachgas gewählt, um die Unsicherheit beim $\text{N}_2\text{O/N}_2$ -Verhältnis mit einzubeziehen.

Die aus Böden beobachteten N_2O -N-Flußraten zeigen eine hohe Variabilität und liegen zwischen 2 und 1880 μg N_2O -N pro Quadratmeter und Stunde. Der hohe Wert von 164,7 kg N_2O -N/ha wurde in stark N-gedüngten und bewässerten Gemüsefeldern gefunden (Ryden 1980). Unter landwirtschaftlichen Bedingungen fanden sich Emissionsraten zwischen 0,9 bis 4,5, maximal jedoch 6 kg N_2O -N pro Hektar/Jahr (Heinemann 1981)¹⁴.

Applikation von Stickstoff-Düngern führte stets zu erhöhten N_2O -Bildungsraten. Die Höhe hängt ab von Art, Menge und Ausbringungsart. Bei Mineralstickstoff nimmt die Emission in der Reihe Ammonium-Nitratdünger > Harnstoff > Kalkammon ab (Eichner 1990). Emissionsraten durch Wirtschaftsdünger (Festmist, Gülle) in Abhängigkeit von Art, Lagerung und Ausbringung sind nicht bekannt.

Als indirekte und zu 80% durch die Landwirtschaft beeinflusste N_2O -Quelle gelten Gewässer (Isermann 1990). Auch hier spielen sich Denitrifikations- und Nitrifikationsprozesse ab. Der Stickstoffeintrag in die Gewässer ist ein Folge agrarischer N-Überdüngung und Nitrat Auswaschung ins Grundwasser.¹⁵ Hierzu liegen jedoch erst wenige Daten vor.

Eine nennenswerte N_2O -Senkenfunktion haben Böden nicht.

Grundsätzlich ähnlichen mikrobiellen Prozessen wie das Distickoxid entstammen NO_x und NO. Die Datenbasis über die NO_x -Freisetzung ist sehr schmal. Ihre Freisetzung scheint durch landwirtschaftliche Praxis in eine ähnliche Richtung bewegt zu werden, wie die Lachgasemissionen, sie erfolgt jedoch nicht in einem bestimmten Verhältnis dazu (Andreae 1991).

Trotz bestehender Unsicherheiten über die korrekte Erfassung aller N_2O -Quellen richtet sich das Augenmerk auf den seit Jahrzehnten zunehmenden N-Eintrag auf landwirtschaftlichen Nutzflächen als Hauptverursacher.

Nur auf drei Wegen gelangt Stickstoff ins Agrarökosystem:

- Stickoxidbildung aus Gewitterentladungen,
- biologisch fixierter Luftstickstoff durch Wurzelrhizobien der Leguminosen,
- technische Luftstickstoff-Fixierung z.B. durch das Haber-Bosch-Verfahren.

Rein rechnerisch kann der seit 20 Jahren um jährlich 0,2% bis 0,3% ansteigende Lachgasgehalt der Atmosphäre mit dem weltweit von 3 auf 80 Mio t angestiegenen Mineralstickstoffdünger-Verbrauch korreliert werden (Haider 1990). Zurecht weist aber Isermann (1990+1991) darauf hin, daß letztlich aller N-Eintrag ins System als potentielle N_2O -Quelle betrachtet werden müsse.

Zur Abschätzung der N_2O -Emission aus landwirtschaftlichen Böden müssen alle N-Eintragsmengen berücksichtigt werden. Neben Mineral-Stickstoffdünger und freigesetztem Stickstoff aus Leguminosenwurzeln sind es die stickstoffhaltigen Wirtschaftsdünger (Festmist, Gülle), N-Depositionen aus der Luft (naß und trocken) sowie gegebenenfalls Klärschlämme, Biokomposte und Beregnungswasser.

¹⁴ N_2O -Emissionen unter realistischen Feldbedingungen zu erfassen ist sehr schwierig, da die zur Messung notwendige Abkapselung alle Gasaustauschprozesse - insbesondere die Sauerstoffversorgung und den N_2O -Transport - beeinflusst (RSU 1985)

¹⁵ Weltweit wird der Anteil von N_2O -N aus Aquiferen mit 10 bis 14% geschätzt (Haider u.a. 1990).

In der Literatur werden jedoch sehr unterschiedliche Angaben über die Emissionsrate gemacht und auch nicht immer klar unterschieden, ob sie sich auf Mineraldünger oder auf den Gesamt-N-Eintrag beziehen.

Nach Bouwmann (1991a) ist die "Hintergrund"-Emission¹⁶, also diejenige Menge an N₂O-N, die ohnehin natürlich aus Böden emittiert wird, von der nutzungsbedingten zu unterscheiden.

Er nimmt folgende Werte für die "background-emission" an N₂O-N (kg/ha/Jahr) an:

- * Ackerland 0,52
- * Dauergrünland 0,5
- * Wald 0,42
- * sonstige Flächen 0,3.

Zur Abschätzung der landwirtschaftlich bedingten N₂O-N-Emissionen auf Ackerland und Dauergrünland hat Bouwmann (1991a) folgende Berechnungsformel entwickelt:

$$\text{N}_2\text{O-N} = 1.454114 + 0.007496 \times \text{N-Eintrag}^{16}$$

Der N-Eintrag ist dabei die Summe (kg/ha/Jahr) aller Stickstoffeinträge ins Agrarökosystem.

Zur Abschätzung des effektiven N-Eintrages durch Wirtschaftsdünger wird ein N-Verlust durch Entweichen von NH₃ von ca. 25% eingerechnet. Die N₂O-N-Emissionsrate aus Wirtschaftsdünger ist 1,63% des eingebrachten N-Inventars. Die Emissionsrate aus Mineral-Stickstoffdünger beträgt nach Bouwmann (1991a) für die Niederlande 0,37% des eingebrachten N-Inventars.

¹⁶ N₂O = Emission von N₂O-N in Kilogramm pro Hektar und Jahr. Die Formel gilt nur für Düngerzugabe (N > 0).

4.2 THG-Emissionen aus der Forstwirtschaft

Wälder stellen typischerweise eine Senke im geochemischen Kohlenstoff- und Stickstoffhaushalt dar. Daneben werden jedoch auch NMVOC-Emissionen durch den Pflanzenstoffwechsel verursacht. Durch Eingriffe in den Bestand können zudem direkte CO₂-Freisetzungen stattfinden, womit indirekt durch Veränderungen der Bodennutzung auch andere THG-Emissionen (CO, CH₄, NO, N₂O) entstehen können.

4.2.1 CO₂ und Kohlenstoffhaushalt

Wälder der gemäßigten und borealen Zone verfügen mit 28%-Anteil der Landoberfläche über 82% der gesamten Phytobiomasse. Die Wälder in den gemäßigten Zonen stellen mit ihrer Biomasse große C-Speicher dar, die in ungestörten Systemen einen annähernd geschlossenen C-Kreislauf aufweisen. Als C-Senke wirken Waldökosysteme während ihres Aufbaus, d.h. bei Neupflanzungen oder im Rahmen derner natürlichen Ausdehnung von Wäldern.

In der Bundesrepublik werden die Kohlenstoffvorräte der Wälder auf ca. 1,4 Mrd. t geschätzt, hiervon rund 700 Mio. t in Form von Holz, der restliche Anteil ist im Boden, Nadeln, Blättern, Zweigen und Wurzeln gespeichert (AK 1991). Der Vorrat an Kohlenstoff wird von Volz (1991) für die Wälder der gemäßigten Zone mit 30 t C /ha angegeben. Jährlich wachsen die Kohlenstoffvorräte der Wälder um ca 5-6 Mio. t Kohlenstoff entsprechend einer CO₂-Fixierung von ca 18-22 Mio. t (Enquête 1992).

C-Bilanz

Hinsichtlich des C-Haushaltes sind konkrete, detaillierte Angaben nur bruchstückartig und mit großen Unsicherheiten behaftet möglich.

In der Bundesrepublik (alt) nahm der Wald zwischen 1979 und 1988 um 36.000 ha oder 0,1 % der gesamten Landoberfläche durch Neuaufforstungen zu (Volz 1991). Für die gesamte Bundesrepublik läßt sich auf den geschätzten 150.000 ha Neuaufforstungsfläche bis zum Jahr 2005 eine **durchschnittliche jährliche** CO₂-Einbindung von 2 Mio. t errechnen. Gegenüber den CO₂-Emissionen des Jahres 1990 (rund 1 Mrd. t) würde dieses einen Minderungsbeitrag von 0,2 % ausmachen.

4.2.2 Methan (CH₄)

Die Methankonzentration in der Atmosphäre steigt z.Zt. deutlich an (ca 1% / Jahr). Dieser Anstieg ist auf anthropogene Quellen zurückzuführen. Die Methanemission entsteht bei dem anaeroben Abbau von Biomasse. Konkrete, auf die Fläche übertragbare Angaben über Methanemissionen aus Waldökosystemen liegen nicht vor. Da zusammenbrechende Waldbestände geringere Evapotranspirationsleistungen aufweisen, ist zumindest bei den zu Staunässe neigenden Standorten mit nennenswerten CH₄-Emissionen unter anaeroben Bedingungen zu rechnen.

4.2.3 NMVOC-Emissionen aus der Forstwirtschaft

Über NMVOC-Emissionen von Wäldern (z.B. Terpene) bestehen bisher nur extrem grobe Gesamtschätzungen (z.B. CORINAIR 1988), die sich nicht einzeln nachvollziehen lassen.

4.2.4 N₂O-Emissionen aus der Forstwirtschaft

Gasförmige Stickstoffemissionen aus Waldökosystemen in Form von N₂O sind bedingt durch mikrobielle Denitrifikation, die vermutlich in N-gesättigten Waldökosystemen quantitativ eine größere Rolle spielen wird¹⁷.

Da hinsichtlich des N-Haushaltes von Waldökosystemen bisher **nur sehr wenig bekannt** ist, sind quantitative Angaben zu THG-Emission derzeit nicht möglich. Andererseits ist aus Stoffhaushaltsuntersuchungen in Waldökosystemen bekannt, daß die **N-Depositionsraten in Niederschlägen** (als NO₃ und NH₄) nach chemischer Umwandlung in der Atmosphäre - bei sehr hohen raum-/zeitlichen Varianzen - im Rahmen von **20-40 kg N/(ha*a)** liegen.

Quellen dieser N-Einträge sind energiebedingte NO_x-Emissionen sowie die Landwirtschaft, gefördert durch Mineraldüngereinsatz und Überdüngung landwirtschaftlicher Nutzflächen (vgl. oben 4.1). Den Eintragsraten sind Austragsraten mit dem **Sickerwasser** gegenüberzustellen. In N-gesättigten Waldökosystemen können die Austragsraten die Eintragsraten noch übersteigen. Hinsichtlich der gasförmigen N-Komponenten in Waldökosystemen sind derzeit jedoch keine globalen Angaben verfügbar.

¹⁷ N₂O ist doppelt klimarelevant: Es wirkt als Treibhausgas und ist am Ozonabbau in der Stratosphäre beteiligt.

5 Deutsche THG-Datenbasen zur Abfallwirtschaft

Die Abfallwirtschaft ist bislang kaum im Hinblick auf ihre Klimarelevanz untersucht worden, eine THG-Emissionsdatenbasis im eigentlichen Sinn besteht derzeit für die Bundesrepublik Deutschland nicht. Daher sollen im folgenden einige Grunddaten zusammengestellt werden, die im Laufe der Recherchen ermittelt wurden und auf denen aufbauend die Grundlage einer THG-Datenbasis geschaffen werden kann.

Klimarelevante Emissionen entstehen aus dem Bereich Abfallwirtschaft prinzipiell auf zwei Wegen. Einerseits sind die THG im Abfall selbst enthalten, wie FCKW's, CKW's und sonstige flüchtige Kohlenwasserstoffe (NMVOC) unter anderem Benzol, Toluol, Xylol. Andererseits enthalten Abfälle Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen, die bei der Behandlung und Ablagerung z.T. als THG (CO_2 , CH_4 , CO, NMVOC, NO_x) freigesetzt werden können.

Obgleich ein Ziel der Abfallbehandlung darin besteht, den Gehalt an organischen Verbindungen weitgehend zu reduzieren, sind die aus den Umwandlungsprozessen resultierenden Stoffmengen bisher nicht quantifiziert worden.

Bevor auf die Datenlage im Einzelnen eingegangen wird, sollen einige grundsätzliche Probleme aufgezeigt werden, die bei der Ermittlung der klimarelevanten Emissionen bestehen. Die Hauptprobleme bestehen darin,

- * daß Abfälle Stoffgemische darstellen, deren exakte chemische Zusammensetzung in der Regel nicht bekannt ist,
- * daß die Zusammensetzung der verschiedenen Abfälle kontinuierlichen Veränderungen unterliegt und
- * daß Erhebungen und Analysen über die Zusammensetzung von Abfällen bislang ausschließlich anhand abfallwirtschaftlicher Kriterien erfolgen.

Das **theoretische** Emissionspotential kann überschlägig sich aus der Zusammensetzung der einzelnen Abfallarten ermittelt werden. Wichtige Kenngrößen sind dabei

- * der TC-Gehalt (Total Carbon)
- * der TIC-Gehalt (Total Inorganic Carbon) und
- * der TOC-Gehalt (Total Organic Carbon)

sowie der Anteil des organischen Kohlenstoffs, der mikrobiell abbaubar ist (vgl. unten). Für die CO_2 -Bilanz kann in erster Näherung der **anorganische C-Anteil** (TIC) herangezogen werden, da die organischen C-Anteile (TOC) zumindest überwiegend aus biogenen Quellen stammen¹⁸.

Zur Abschätzung von CO_2 - und CH_4 -Emissionen ist die Kenntnis des gesamten C-Inventars notwendig sowie des Kohlenstoffanteils, der biochemisch umsetzbar (d.h. abbaubar) ist.

Während bei der Verbrennung der gesamte Kohlenstoff oxidativ zu CO_2 umgesetzt wird, ist bei der Deponierung nur der Kohlenstoffanteil relevant, der mikrobiell umsetzbar ist. Dies sind die nativ organischen Abfallstoffe (Küchen- und Gartenabfälle, Papier, Pappe und Holz). Bei Kunststoffen wird angenommen, daß sie bei der Deponierung nicht abgebaut werden.

¹⁸ Zur Abgrenzung von "Netto"- CO_2 -Emissionen vgl. auch Anhang 5.

In der folgenden Tabelle ist der abbaubare Kohlenstoffanteil als TOC_m angegeben, wobei "m" für den mobilisierbaren, d.h. abbaubaren Anteil steht¹⁹.

TOC-Gehalte und mobilisierbare TOC-Anteil (TOC_m) in Abfall (kg/t)

Abfallart	TOC	TOC_m
Vegetabilien, nach UBA (1983)	306	k.A.
Bioabfallkompost, nach Fiedler/Kausch (1989)	140	k.A.
Hausmüll, nach Töpfer (1992)	182	81
Klärschlamm, nach Doedens (1991)	90	k.A.
Gewerbeabfall, nach ÖKO (1992)	230	80
Sperrmüll (*)	255	80
Baustellenabfälle(*)	200	50
Sonstige Abfälle (*)	150	80
Sandfangrückstände(*)	90	k.A.

(*) eigene Abschätzungen.

k.A. = keine Angabe

Bei den Baustellenabfällen dürfte der gesamte TOC-Gehalt größer sein als beim Hausmüll, da die kohlenstoffreichen Fraktionen (Papier/Pappe, Kunststoffe und Holz) größer sind. Andererseits ist der Anteil der mikrobiell abbaubaren Stoffe niedriger, aufgrund des geringen Anteils an organischen Abfällen. Daher wurde für die Baustellenabfälle pauschal ein Wert von 200 kg C/t angenommen, wovon 50 kg C/t abbaubar sind.

Die Zusammensetzung der "Sonstigen Abfälle" ist bis auf den Straßenkehrsicht nicht bekannt. Nach den Kenntnissen auf anderen Entsorgungsstatistiken dürfte es sich hierbei Marktabfälle, Kantinenabfälle, Friedhofsabfälle u.ä. handeln. Die Sandfangrückstände bestehen aus Sand, Asche und schlammigen Anteilen. Bei den Sandfangrückständen wurde der gleiche Wert wie für Klärschlamm angesetzt. Unter Gewerbeabfall und Sperrmüll, die nicht mikrobiell abbaubar sind, fallen im wesentlichen die Fraktionen Kunststoffe, Verbundstoffe, sowie bei Textilien die Kunstfasern. Für die Baustellenabfälle und die Sonstigen Abfälle gibt es keine Angaben über den Gehalt an organischem Kohlenstoff.

Ein weiteres Problem der Datenakquisition betrifft die sog. organischen Massenabfälle. Der LAGA-Abfallartenkatalog nennt so "Abfälle pflanzlichen und tierischen Ursprungs sowie Veredelungsprodukte". Hierzu gehören landwirtschaftliche Abfälle (Gülle, Mist), Abfälle aus der Tierproduktion (Schlachtabfälle, Tierkörper, Häute etc.), Reststoffe aus der Nahrungs-, Genuß- und Futtermittelproduktion sowie Rückstände aus der Holz- und Papierproduktion.

¹⁹ Grundsätzlich anzumerken ist hier, daß es sich bei den eigenen Abschätzungen um Orientierungswerte handelt.

Über den Anfall und die Entsorgung dieser Abfälle stehen nur begrenzt Daten zur Verfügung. Ausgewiesen sind sie in der "Statistik der Abfallbeseitigung im Produzierenden Gewerbe und in Krankenhäusern", die im dreijährigen Turnus vom Statistischen Bundesamt durch Umfrage bei den Betrieben ermittelt wird. Auskunftspflichtig sind Betriebe mit mehr als 19 Beschäftigten. Nicht erfaßt wird hierin der überwiegende Teil der **landwirtschaftlichen** Abfälle.

Der größte Teil dieser Abfälle wird einer Verwertung zugeführt. Dabei wird der in den Abfällen enthaltene **organische** Kohlenstoff je nach Verwertungsweg als CO_2 oder CH_4 freigesetzt. Über die Verwertungswege und -mengen der einzelnen Abfallarten liegen keine Kenntnisse vor.

Aus diesem Grund können auch keine Aussagen über die damit verbundenen THG-Emissionen getroffen werden. Sämtliche Abfallarten dieser Abfallgruppe enthalten jedoch erhebliche Anteile organischer Kohlenstoffverbindungen, die zumindest teilweise als CH_4 in die Umwelt gelangen können. Das damit verbundene THG-Emissionspotential kann daher beträchtlich sein.

Ein weiteres Ermittlungsproblem besteht für die **absoluten** THG-Emissionsmengen insbesondere bei Deponiegas. Die Menge und Zusammensetzung von Deponiegas resultiert aus sehr komplexen Abbaumechanismen innerhalb des Deponiekörpers. Wichtige Einflußfaktoren sind die Art des Abfalleinbaus (z.B. Dünnschichteinbau, Oberflächenabdichtung) und die Milieubedingungen (Wassergehalt).

Gesicherte Erkenntnisse über die tatsächliche Gasproduktion einer Deponie liegen bisher nicht vor, so daß häufig Fehleinschätzungen auftreten.

Eine Berechnung von aus der Deponierung resultierenden CH_4 - und CO_2 -Mengen ergibt für eine angenommene Deponiegaszusammensetzung von 45 Gew.% CO_2 und 55 Gew.% CH_4 nach stöchiometrischer Berechnung (vgl. ÖKO 1993b)²⁰, daß je t TOC_m -Masse 0,84 t CO_2 und 1,03 t CH_4 entstehen.

Die Freisetzung von gasförmigen Stoffen aus Deponien erfolgt nicht unmittelbar. In der Deponie wird vielmehr ein Emissionspotential akkumuliert - "Banking". Deponiegase entstehen hauptsächlich durch den mikrobiellen Abbau organischer Abfallbestandteile. Die Gasbildung setzt bereits kurze Zeit - 6 bis 12 Monate - nach der Ablagerung ein. Bei Hausmülldeponien wird allgemein davon ausgegangen, daß 5 bis 6 Jahre nach der Abfallablagerung etwa 50 % der möglichen Gasbildung abgeschlossen sind (Rettenberger/Schreier 1990). Nach Ehrig (1987) ist die Gasbildung einer Hausmülldeponie nach 70-150 Jahren weitgehend abgeschlossen. Zugleich betont er, daß die heutigen Gasprognosen nicht auf Langzeitbeobachtungen beruhen und daß daher auch langfristig eine weitere geringe Gasproduktion möglich erscheint.

Welche Emissionen im einzelnen auftreten, ist abhängig von der Zusammensetzung der abgelagerten Abfälle. Dies gilt in besondere Maße für die in Deponiegasen enthaltenen Spurenstoffe. Einen relevanten Anteil an den Deponiespurengasen haben die FCKW Trichlorfluormethan (F 11) und Dichlordifluormethan (F 12).

²⁰ Die Oxidation von Methan an der Deponieoberfläche kann aufgrund der unsicheren Datenlage nicht berücksichtigt werden.

5.1 THG-Emissionen aus der Deponierung von Abfällen

In Hausmülldeponien werden neben Abfällen aus Haushalten auch Abfälle aus dem Gewerbe abgelagert. In der Vergangenheit wurden u.a. auch Kühlgeräte auf Hausmülldeponien verbracht. Es werden deshalb im folgenden neben CO_2 und CH_4 , die aus dem biologischen Abbau organischer Stoffe resultieren, nur FCKW/CKW betrachtet. Für weitere THG-Emissionen wie NMVOC etc. ist die Datenlage so ungünstig, daß sie hier ausgeklammert bleiben müssen.

Die überwiegende Zahl organischer Inhaltsstoffe des Hausmülls ist prinzipiell biologisch abbaubar. Je nach Art der Abfälle erfolgt dieser Abbau unterschiedlich schnell: Nahrungsmittelreste (Vegetabilien) werden allgemein rasch, andere organische Stoffe (z.B. Kork) in der Regel nur langsam oder gar nicht abgebaut (z.B. Kunststoffe). Die Emissionen einer Deponie zu einem gegebenen Zeitpunkt werden somit von Deponiealter und Art der abgelagerten Stoffe bestimmt. Ausgehend von diesen Daten wird unterschieden in Emissionen und in "Banking", d.h. akkumulierte Emissionsmengen. Letztere werden in dieser Untersuchung angegeben als das "akkumulierte Emissionspotential", das aus dem Abfallaufkommen des Jahres 1989 resultiert²¹.

Die für die vorliegende Betrachtung relevanten Stoffe sind unter den gegebenen Bedingungen gasförmig. Sie werden zum größten Teil nach Migration durch den Deponiekörper oder Bodenschichten direkt in die Atmosphäre abgegeben. Ein Teil kann auch mit dem Sickerwasser ausgetragen werden. Die im Sickerwasser unter Druck gelösten gasförmigen Stoffe mit Klimarelevanz wie z.B. CO_2 werden früher oder später zum überwiegenden Teil wieder in die Atmosphäre gelangen.

Für die zweite Art der zu betrachtenden Verbindungen, die FCKW, gilt, daß sie anthropogenen Ursprungs sind und trotz ihrer z.T. geringen Wasserlöslichkeit im Laufe der Zeit in größeren Mengen mit dem Sickerwasser ausgetragen werden. Aus diesem gelangen sie bei Behandlung des Sickerwassers ebenfalls in die Atmosphäre

5.1.1 Kohlendioxid und Methan

Die Mengen an CO_2 und Methan aus Deponien teilen sich auf in solche, die direkt aus Deponiegasfreisetzungen entstehen (nicht durch Sammeleinrichtungen erfaßte Teile des Deponiegases) und solche, die aus der Verbrennung/Abfackelung von gefaßtem Deponiegas entstehen. Aus **Schätzungen** über das Volumen des in 1989 entstandenen Deponiegases, dessen Zusammensetzung und Angaben über erfaßte Mengen lassen sich dann die THG-Emissionen **errechnen**.

CO_2 geht unverändert aus der Verbrennung hervor, bei CH_4 ist das Verbrennungsprodukt ebenfalls CO_2 .

²¹ Akkumulierte Potentiale der gesamten Einlagerung seit Inbetriebnahme von Deponien lassen sich nur schwer abschätzen, da entsprechend differenzierende Angaben über zeitlich zurückliegende Inputs nicht vorliegen. Auf eine solche Abschätzung wird deshalb in dieser Arbeit verzichtet.

5.1.2 FCKW und CKW

Diese Emissionen stammen aus Abfällen, die industriell technischen Ursprungs sind wie Kühlschränken, Farben, Lösemitteln oder aufgeschäumten Kunststoffen aus Möbeln, Autos bzw. Shredderabfällen u.a.. Die vorliegenden Analysen des Deponiegases hinsichtlich dieser Verbindungen zeigen stark unterschiedliche Ergebnisse. Dies rührt zum einen aus der inhomogenen Verteilung der für diese Emissionen maßgeblichen Abfälle in der Deponie her, zum anderen liegt die Schwankungsbreite z.T. in der chemischen Analytik begründet. Die anhand von Modellüberlegungen ermittelten Werte sind deshalb lediglich als Größenordnungen zu betrachten.

5.1.3 Akkumulierte Emissionspotentiale

Aus der gesamten Menge der 1989 abgelagerten Abfälle wird im selben Jahr nur ein Teil der theoretisch möglichen Emissionen freigesetzt, weitere Teile werden erst in den darauffolgenden Jahren emittiert. Diese gespeicherten Stoffmengen werden als akkumulierte Emissionspotentiale bezeichnet (engl. "banking"). Mit Hilfe von Modellüberlegungen einerseits und den nach Abfallarten aufgeschlüsselten Abfallmengen andererseits lassen sich die aus den deponierten Abfällen künftig resultierenden Mengen an Emissionen **in ihrer Größenordnung eingrenzen**.

5.2 Verbrennung von Abfällen

Über THG-Emissionen bei der Verbrennung von Abfällen bestehen nur vereinzelte und unsystematische Daten. Eine besondere Bedeutung hat hier das Fehlen aussagekräftiger Daten über THG-Emissionen bei der Sondermüllverbrennung, da die zugeführten Abfallarten ein **theoretisch hohes THG-Emissionspotential** aufweisen.

5.3 Kompostierung von Abfällen

Aus der Kompostierung von Garten- und Parkabfällen entsteht eine CO₂- und CH₄-Emission sowie vergleichsweise geringe Freisetzungen von NMVOC und N₂O. Aufgrund der fehlenden Datenbasis sind hierzu keine weiteren Angaben möglich.

5.4 Kommunale Abwasserreinigung

Eine weitere Emissionsquelle für THG ist die Abwasserreinigung, bei der zum größten Teil aus organischer Substanz bestehender Klärschlamm anfällt²². Schon bei der Reinigung des Abwassers wird aus organischer Substanz CO₂ freigesetzt. Die Emission weiterer Spurengase wie z.B. leicht flüchtigen Organika bleibt im folgenden unberücksichtigt, ebenso die Freisetzung von Methan, dem eine energetische Verwertung auf der Kläranlage unterstellt wird.

²² Je nach Verfahren der Klärschlammbehandlung und -beseitigung ist unterschiedlich hoher Energieaufwand zur Abwasserreinigung nötig. Dieser Energieaufwand wurde bei der Bestimmung der energiebedingten THG-Emissionen in Kapitel 2 im Sektor "Kleinverbrauch" mit erfaßt.

Die organische Substanz des Klärschlammes wird, je nach Behandlungsverfahren früher oder später, weitgehend als CO_2 freigesetzt. Extrembeispiel für Freisetzungszeiträume ist auf der einen Seite die Verbrennung, die unter Energieaufwand zur sofortigen CO_2 -Freisetzung führt. Auf der anderen Seite steht die Kompostierung bzw. landwirtschaftliche Verwertung, bei der ohne nennenswerten Fremdennergieaufwand ein Teil des Kohlenstoffs im Humus gebunden, also zunächst festgelegt und erst innerhalb größerer Zeiträume (allerdings unvollständig) wieder freigesetzt wird.

Für eine grobe Abschätzung kann man davon ausgehen, daß ca. 50% des im Abwasser vorhandenen organischen Kohlenstoffs während der Reinigung in den Klärbecken freigesetzt wird. Unterstellt, daß die Freisetzung vollständig als CO_2 geschieht, können aus bundesdeutschen Einwohnerzahlen die Emissionen berechnet werden.

Inwieweit Stickoxidemissionen aus der Denitrifizierung zu berücksichtigen sind, kann nicht abgeschätzt werden. Die Emissionen der **nicht** kommunalen Abwasserreinigung können nicht betrachtet werden, da hierzu keine Angaben vorliegen.

6 FCKW/CKW-Emissionen als nichtenergiebedingte THG

Wie im Kapitel 1 dargestellt, wurde der Analyseumfang der vorliegenden Untersuchung um die Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe (FCKW) und chlorierten Kohlenwasserstoffe (CKW) erweitert, da diese Stoffgruppen eine erhebliche absolute Treibhausrelevanz aufweisen.

Zu beachten ist dabei, daß kaum ein anderer der relevanten Sektoren für THG (vgl. Energie, Verkehr, Landwirtschaft, Abfallentsorgung) in den letzten Jahren sowohl national als auch international vergleichbar große Veränderungen des Emissionsprofils erfahren hat. Die folgenden Ursachen sind für die starken Zu- bzw. Abnahmen von FCKW/CKW verantwortlich:

- die Diskussionen über den stratosphärischen Ozonabbau ("Ozonloch") sowie
- die zunehmenden Vorbehalte gegenüber der Verwendung chlorierter Lösungsmittel.

Die vehement geführte Ozondiskussion, die in den Industriestaaten auch Eingang in breitere Bevölkerungsschichten gefunden hat, führte zu einem international bislang beispiellosem Ausstiegsprogramm. Das Montrealer Protokoll (1987) setzte für die wichtigsten FCKW und Halone erstmals Ausstiegsfristen fest. Im Zuge mehrerer Folgekonferenzen (zuletzt 1992 in Kopenhagen) wurden die Ausstiegsfristen verkürzt und der betreffende Stoffkatalog beträchtlich erweitert (H-FCKW, Methylbromid etc.). Die Bundesrepublik Deutschland setzte mit der FCKW-Halon-Verbots-Verordnung (1991) die Ausstiegsfristen noch etwas kürzer.

Eine weitere wichtige Ursache für Veränderungen der Emissionsanteile von THG stellt die Diskussion der toxischen Eigenschaften von chlorierten Lösungsmitteln ("Chlorchemie") dar. Auch hier ist zumindest in der Bundesrepublik Deutschland eine Tendenz zur Substitution und Konversion festzustellen (UBA 1992b).

Die Umstellung von ozonschichtzerstörenden und/oder toxischen Stoffen mit Treibhauspotential führt jedoch nicht immer zu klimaneutralen Lösungen. So steigt im Zuge des Ausstieges aus den "harten" vollhalogenierten FCKW der Verbrauch der teilhalogenierten FCKW und der H-FKW, die ebenfalls relevante Treibhausgase sind, in den letzten Jahren stark an (ÖKO 1993b). Durch diese starken Verschiebungen wird eine exakte Bilanzierung dieser THG erschwert.

6.1 Methodische Probleme bei der Datenerfassung und -analyse für FCKW/CKW

Banking-Effekte

Eine nicht unerhebliche Schwierigkeit bei der nationalen Bilanzierung von FCKW/CKW als Treibhausgase aus Industrie, Gewerbe und Konsum stellen die sogenannten **Bankingeffekte** dar. Hierunter ist der teilweise jahrzehntelange Einschluß klimarelevanter Substanzen in Produkten oder technischen Anlagen zu verstehen. Bekannte Beispiele sind Halone in Feuerlöschgeräten und FCKW in Kältekreisläufen oder Dämmstoffen. Dadurch kann selbst bei Kenntnis des nationalen Verbrauches dieser Stoffe noch keine befriedigende Emissionsbilanz vorliegen. Die Emissionsraten einiger Bankingprodukte sind nur unzureichend bekannt, so daß die jährlichen Emissionen bisher nur grob schätzbar sind.

Probleme einer territorialen Bilanz

Die Abgrenzung der Emissionen von THG auf nationale Grenzen (territoriale Bilanz) ist im Bereich Industrie, Gewerbe und Konsum zum Teil mit Schwierigkeiten verbunden. Als besonders komplexes Beispiel muß die Kunststoffverschäumung (Hartschäume) genannt werden. Ein Teil der zur Verschäumung eingesetzten FCKW oder Ersatzstoffe wird bereits bei der Herstellung des Produktes emittiert. Der größte Teil wird allerdings als Zellgas beispielsweise in Dämmplatten fixiert (Banking, vgl. oben). Bei Export dieser Dämmplatte muß die jahrelange THG-Emission dem Importland zugeschlagen werden. Umgekehrt wirken aus dem Ausland importierte Dämmplatten sich entsprechend der Zellgasfreisetzung als Emissionsquelle in Deutschland aus. Die in Dämmplatten eingesetzten THG wirken so auf die Bilanz **mehrerer** Staaten ein. Wie weiter unten (Kapitel 7.4) beschrieben, wurden diese Details bei verschiedenen Erhebungen nicht immer ausreichend beachtet oder konnten nicht quantifiziert werden.

Unbekannte THG-Senke Entsorgung

Es ist derzeit nicht bekannt, welche Mengen an FCKW/CKW aus dem Bereich Industrie, Gewerbe, Konsum in Hausmüll- und Sondermüllverbrennungsanlagen gelangen und welche dieser Mengen tatsächlich unter den jeweiligen Verbrennungsbedingungen zerstört werden. Desweiteren sind Deponien als weiterer Bankingbereich anzusehen. Emissionen von FCKW oder CKW aus Deponiegasen und Sickerwässern sind in der Literatur bekannt (Laugwitz 1990), aber allgemein kaum quantifizierbar (vgl. oben Kapitel 5).

6.2 Analyse bestehender THG-Emissionsdaten für FCKW/CKW

Für Deutschland findet sich eine begrenzte Anzahl von Studien über den Verbrauch klimarelevanter Verbindungen, die Daten aus dem Bereich Industrie, Gewerbe und Konsum enthalten. Meist wurde allerdings nur der Teil der in Kapitel 1 genannten Treibhausgase bilanziert, welche auch ein **Ozonabbaupotential (ozone depletion potential =ODP)** besitzen. Als relevante Datenquellen wurden identifiziert:

- "Verzicht aus Verantwortung: Maßnahmen zur Rettung der Ozonschicht" (UBA 1989b)
- "Der FCKW-Verbrauch der bundesdeutschen Industrie 1990/91" (GP 1991)
- "2.Bericht der Bundesregierung an den Deutschen Bundestag über Maßnahmen zum Schutz der Ozonschicht" (BMU 1992b)
- "Vorstudie für eine Klimaschutzstrategie Hessen" (ÖKO 1993b)

Diese Arbeiten sollen im folgenden näher analysiert werden.

6.2.1 Bericht des Umweltbundesamtes 1989

Exakte nationale Produktions- sowie Export- und Importmengen von FCKW und Halonen waren dem Umweltbundesamt in seinem ersten Bericht nicht zugänglich. Ein wesentliches Problem der Datenerhebung lag an dem Umstand, daß FCKW in der Bundesrepublik (alte Bundesländer) nur von zwei Unternehmen und Halone nur von einem Unternehmen hergestellt wurden. Aus Geheimhaltungsgründen mußten keine Veröffentlichungen der betrieblichen Daten erfolgen, sodaß beispielweise auch das Statistische Bundesamt über keine Zahlen verfügte.

Das Umweltbundesamt führte aus diesem Grund im Jahre 1987 zahlreiche Fachgespräche mit Industrie, Behörden und Verbraucherverbänden über den Verbrauch ozonabbauender Verbindungen durch. Folgende Stoffgruppen (siehe Anhang 1) wurden bilanziert:

- FCKW
- H-FCKW (R22)
- Halone

Für das im Montrealer Protokoll vorgesehene Basisjahr 1986 wurden über Verbrauchsstrukturen und Abschätzungen in den einzelnen Anwendungsbereichen die Verbrauchsmengen für die Bundesrepublik (alte Länder) ermittelt. Aufschlüsselungen nach dem Einsatz der einzelnen Stoffe (Angabe des jeweiligen FCKW- oder Halonvertreters) finden sich in den Unterkapiteln. Die Emissionsfaktoren für die Anwendungen mit Bankingeffekten wurden vom UBA nur teilweise aufgeführt. Die im Jahre 1989 veröffentlichte umfangreiche Arbeit lieferte trotz einiger Unschärfen den Basisdatensatz für den anstehenden Ausstieg der Bundesrepublik Deutschland aus der FCKW- und Halonverwendung. Die Daten wurden nicht unter Treibhauspotentialgesichtspunkten aggregiert, da diese Studie nicht unter diesem Aspekt erstellt worden ist.

6.2.2 Greenpeace-Studie 1991

Im April 1991 veröffentlichte Greenpeace Deutschland e.V. eine umfangreiche Studie über den damals aktuellen FCKW- und Halon-Verbrauch in der Bundesrepublik, die von Autoren der Ökologischen Briefe erstellt wurde (GP 1991). Folgende THG wurden bilanziert:

- FCKW
- H-FCKW (R22, R142b)
- Halone

Die zum Teil sehr detaillierten Daten beruhen in erster Linie auf direkten Befragungen der involvierten Unternehmen und Verbände. Da die FCKW-Verbräuche von den Anwendern häufig nicht statistisch genau erfaßt wurden, sind hier ebenso wie in der oben genannten Studie des UBA Schätzungen in das Datenmaterial mit eingeflossen.

Die Emissions- bzw. Bankinganteile sind in den meisten Fällen angegeben, aber auch als gerundete Werte zu verstehen. Ebenso wie in der obigen Studie (UBA 1989b) finden sich keine aggregierten Werte (CO₂-Äquivalente) zur Treibhausrelevanz.

Leider wurden von den GP-Autoren in der Übersichtstabelle (siehe Anhang 2) FCKW, H-FCKW und Halone zu einem Gesamtverbrauch von 40.000t FCKW in der Bundesrepublik Deutschland zusammengefaßt. Allerdings ist zu betonen, daß die Studie aus methodischen Gründen nach eigener Einschätzung der Autoren durchaus als unvollständige Erfassung und maßvolle Schätzung einzustufen ist. Durch Vergleich mit den anderen Studien (UBA 1989b; BMU 1992) läßt sich jedoch der Trend dieser THG (Reduzierung der FCKW und Halone bzw. Anstieg der H-FCKW) gut verfolgen. Darin liegt der Hauptwert dieser Arbeit.

6.2.3 Bericht der Bundesregierung 1992 (BMU 1992b)

Im November 1992 veröffentlichte der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit den "2. Bericht der Bundesregierung an den Deutschen Bundestag über Maßnahmen zum Schutz der Ozonschicht" (siehe Anhang 3). Es finden sich hierin Verbrauchsabschätzungen der vollhalogenierten und teilhalogenierten FCKW für die Bundesrepublik Deutschland (alte und neue Länder) im Jahre 1992.

Die Angaben (Kap. 6.3.3) beruhen auf Schätzungen des Verbandes der Chemischen Industrie (VCI). Desweiteren finden sich für die Bundesrepublik Angaben zum FCKW-Reservoir für 1988 (alte und neue Bundesländer), die teilweise auf groben Schätzungen beruhen. Daten über das Halon-Reservoir wurden nach aktuellen Umfragen unter Herstellern und Vertreibern von Halonen zusammengestellt. Im Gegensatz zu den FCKW sind die gespeicherten Mengen nach den verschiedenen Halonen aufgeschlüsselt. Eine Aggregation zu CO₂-Äquivalenten wurde nicht durchgeführt, da das Ozonabbaupotential dieser Verbindungen Gegenstand der Veröffentlichung war.

6.2.4 Klimavorstudie Hessen 1993

Das Öko-Institut, Büro Darmstadt, erarbeitet in diesem Jahr in Zusammenarbeit mit dem Wuppertal-Institut eine Vorstudie für eine Klimaschutzstrategie in Hessen. Für den Teilbereich Produkte und Altprodukte wurden u.a. Daten der in den Abschnitten 6.2.1 - 6.2.3 genannten Quellen für FCKW, H-FCKW und Halone ausgewertet und durch weitere intensive Recherchen ergänzt. Folgende THG wurden bilanziert (vgl. Anhang 4):

- FCKW
- H-FCKW
- Halone
- Lachgas (N₂O), nur medizinische + technische Anwendungen (ohne Land/Forstwirtschaft)
- H-FKW (R134a)

Die Daten der unteren beiden Stoffe bzw. Stoffgruppen wurden aus unterschiedlichen Quellen zusammengetragen und basieren überwiegend auf Verbrauchsabschätzungen. So weit als möglich wurden die Daten nach verschiedenen Stoffen getrennt aufgeführt, d.h. beispielsweise nicht als FCKW-Gesamtsumme angegeben. Darauf aufbauend wurden die Originaldaten im Hinblick auf ihr Treibhauspotential zu CO₂-Äquivalenten aggregiert. Dies wurde, so gut es die Datenlage zuließ, nach geographischen Gesichtspunkten (territoriale Bilanz) durchgeführt. Für die FCKW wurden nach Auswertung von Emissionsanteilen, die zum Teil nur geschätzt werden konnten, auch Emissionsbilanzen erstellt.

Ziel dieser Vorstudie im Auftrag des Hessischen Umweltministeriums ist im wesentlichen, die verschiedenen Handlungsoptionen eines Bundeslandes (hier Hessen) für eine integrierte Klimaschutzpolitik aufzuzeigen und eine Prioritätenbildung zu erlauben.

6.3 Auswertung von Annahmen, Methoden und Datenquellen für die Verbrauchsdaten- bzw. Emissionsdatenbildung von FCKW/CKW

6.3.1 Bericht des Umweltbundesamtes 1989

Wie in Kapitel 6.2 bereits beschrieben, wurden in der UBA-Studie FCKW, H-FCKW und Halone unter dem Gesichtspunkt ihres Ozonabbaupotentials bilanziert. Dennoch stellt diese Arbeit heute unter dem Gesichtspunkt THG-Bilanz eine wertvolle Datenquelle (Anhang 1) dar.

Die in dieser UBA-Arbeit verfolgte Linie, den inländischen **Verbrauch** zu bilanzieren, war - bei allen methodischen Problemen - der einzig gangbare Weg, um zu brauchbaren Daten zu gelangen, da selbst bei Kenntnis der Produktionsmengen durch die starken Export-Importverschiebungen keine realistische nationale Bilanz hätte erstellt werden können. In diesem Abschnitt soll die Vorgehensweise bei der Ermittlung der anwendungsbezogenen Verbrauchsmengen der einzelnen Sektoren kurz beschrieben werden. Die Emissionsdatenbildung aus den Verbrauchsmengen wird in Abschnitt 6.3.4 erläutert.

FCKW/H-FCKW

Die Einsatzgebiete für diese Stoffgruppe teilte das UBA in folgende Hauptkategorien ein: Lösemittel, Kunststoffverschäumung, Kältemittel und Aerosole.

Lösemittel

Wie Anhang 1 zeigt, bestanden die größten Datenunsicherheiten im Bereich Lösemittel. Die große Schwankungsbreite kam durch unterschiedliche Angaben des VCI einerseits und von Verwendern und Anlagenherstellern andererseits zustande. Über die Anlagenzahl bzw. -größen lagen keine repräsentativen Erhebungen vor. Das UBA kam nach einem Fachgespräch über den Anwendungsbereich Oberflächenbehandlung zu Abschätzungen von Anlagenzahl und -größe (Lösemittelinhalt) sowie des Lösemittelwechsels bzw. -verbrauchs (vgl. nachfolgende Tabelle).

Tabelle 16 Anzahl und FCKW-Verbrauch der Oberflächenbehandlungsanlagen

Anlagengröße (Lösemittel- inhalt in t/a)	Anlagenzahl	Lösemittelwechsel bzw. Verbrauch pro Anlage und Jahr	FCKW- Verbrauch in t/a
< 10	100.000	-	ca. 3.000
10-50	15-20.000	10x	ca. 6.000
50-500	4.000	5t	23.000
> 500	800	5t	4.000
Summe	ca. 120.000	-	36.000

Angaben für BRD 1986 nach UBA (1989)

Für Chemischreinigungen wurde ein Verbrauchswert von 3.000t FCKW ermittelt. Die Gesamtsumme aus dem Lösemittelsektor beträgt danach 39.000t FCKW und liegt damit eher an der oberen Grenze der Schwankungsbreite (Anhang 1). Günstig zur THG-Bilanzierung ist, daß im Lösemittelsektor fast ausschließlich nur ein FCKW (R113) zum Einsatz kommt.

Kunststoffverschäumung

Die Ermittlung des FCKW-Verbrauchs in der Bundesrepublik Deutschland im Bereich der Kunststoffverschäumung war mit weniger Unsicherheiten als im Lösemittelsektor behaftet (vgl. folgende Tabelle). Ein Grund dafür liegt in der Kenntnis der Produktionsmengen der einzelnen Kunststoffschäume, die Rückschlüsse auf den Verbrauch an FCKW zuließen. Weiterhin stellte sich die Anlagenzahl in diesem Sektor überschaubarer dar als in der Lösemittelverwendung.

Tabelle 17 Schaumproduktion und FCKW-Verbrauch in der BRD 1986

Schaumtyp	Produktions- menge (t)	FCKW- Verbrauch (t)
PUR-Weichschaum	128.000	3.500
PUR-Hartschaum	63.000	8.000
sonstige PUR-Schäume (Integral, Montage etc.)	65.000	5.500
Trennmittel für PUR-Schäume	./.	2.000
XPS (Wärmedämmung)	27.000	4.000
PS-Schaum für Verpackung	5.000	500
PE-Schaum	7.500	500
Summe	295.000	24.000

Angaben aus UBA (1989)

Obwohl zur Kunststoffverschäumung **verschiedene** FCKW (hauptsächlich R11/ R12) zum Einsatz kommen, wurde durch die differenzierte Aufbereitung der einzelnen Verbrauchsdaten in der Kunststoffverschäumung (Tabellen unten) eine Bilanzierung des THP möglich (ÖKO 1993b).

Tabelle 18 Produktion und FCKW-Verbrauch zur Herstellung von PUR-Weichschaum

Schaumtyp	Produktion (t)	FCKW-Verbrauch (t)	
		als Treibmittel	als Trennmittel
Blockschaum	66.000	1.200	0
Formschaum	62.000	2.300	600
- davon Heißform			0
- davon Kaltform			600
Summe	128.000	3.500	600

Angaben für BRD 1986 aus UBA (1989)

Tabelle 19 Produktion und FCKW-Verbrauch zur Herstellung von PUR-Hartschaum

Schaumtyp	Produktion (t)	FCKW-Verbrauch (t)
Halbzeuge	ca. 35.000	4.600
davon für Wärmedämmung im Hochbau	25.000	3.100
Konstruktionsschaum	ca. 20.000	2.600
Ortschaum	ca. 5.000	800
Summe	63.000	8.000

Angaben für BRD 1986 aus UBA (1989)

Tabelle 20 Produktion und FCKW-Verbrauch zur Herstellung von sonstigen PUR-Schäumen

Schaumtyp	Produktion (t)	FCKW-Verbrauch (t)	
		als Treibmittel	als Trennmittel
Montageschaum	6.000	1.800	-
Integralschaum und Sonstige	59.000	3.700	1.400
Summe	65.000	5.500	1.400

Angaben für BRD 1986 aus UBA (1989)

Tabelle 21 Produktion und FCKW-Verbrauch für XPS-Schaum

Schaumtyp	Produktion (t)	FCKW-Verbrauch (t)
XPS für Wärmedämmung (Platten)	27.000	4.000
Verpackungsschaum (Folien)	5.000	500
Summe	32.000	4.500

Angaben für BRD 1986 aus UBA (1989)

Eine aufgearbeitete Form dieser Tabellen und des begleitenden Textes hinsichtlich der einzelnen FCKW findet sich in Kapitel 6.3.4 bzw. in Anhang 4. Das Problem der territorialen Bilanz tritt im Sektor Kunststoffverschäumung für die PUR-Hartschäume und die XPS-Schäume auf, da hier nennenswerte Mengen FCKW in die Produkte eingeschlossen werden und möglicherweise exportiert oder importiert werden könnten.

In der UBA-Arbeit wird im Zusammenhang mit Kunststoffschäumen dieses Problem nicht genannt, so daß hierdurch eine gewisse Datenunsicherheit besteht, deren Relevanz an dieser Stelle nicht beurteilt werden kann.

Kältemittel

Auch zur Bilanzierung des FCKW-Verbrauchs im Kältemittelsektor führte das UBA Fachgespräche durch. Dabei ergaben sich bei der Befragung nach den Kältemittelmengen (vgl. Tabelle unten) Übereinstimmungen zwischen den Angaben des VDMA und des VCI, so daß die Daten als robust gelten können.

Tabelle 22 Kältemittelverbrauch in der BRD 1986

Kältemittel	Verbrauch (t) *	Anteil (%)
R 11	195	3,0
R 12	2.860	44,0
R 113	33	0,5
R 114	97	1,5
R 502	715	11,0
R 22	2.600	40,0
Gesamt	6.500	100,0
Ammoniak (R 717)**		2.785

*= Die Tieftemperaturkältemittel R 13 und R 13B1 (Halon 1301) wurden hier nicht berücksichtigt

**= Ammoniak wird vorwiegend in Großkälteanlagen zur industriellen Nutzung und für Absorptionskühlschränke eingesetzt

Angaben aus UBA (1989)

Stärkere Schwankungen ergaben sich bei Bilanzierung nach den einzelnen Anwendungsbereichen (ebenfalls beruhend auf einem UBA-Fachgespräch), wie die folgende Tabelle verdeutlicht.

Die Ursache liegt vergleichbar mit dem Lösemittelsektor an der Vielzahl der Anwendungsbereiche und der entsprechenden Anlagen.

Tabelle 23 Jahresverbrauch der wichtigsten FCKW-Kältemittel in der BRD 1986

Geräte-Anlagenart	Verbrauch in t/a ¹⁾	Kältemittel
Kühlmöbel + Kälteanlagen zur gewerbl.Nutzung	(1.700 - 2.200) ²⁾	R12/R22/R502
Großkälteanlagen zur industriellen Nutzung	2.500 - 3.000	R22/R12/R502
Transportkälteanlagen, Fahrzeugklimaanlagen		
- Transportkälteanlagen Bahn und Straße	18	R12/R502/R22
- PKW-Klimaanlagen, Inlandsverbrauch	600	R12
- Export mit Neuwagen	650	R12
Haushaltskältegeräte	410	R12
Stationäre Klimaanlagen		
- Raumklimaanlagen (Kleingeräte)	110	R22
- Gebäudeklimaanlagen (Großgeräte)	440	R11/R12/R22
Wärmepumpen	30	R12 (neu: R114)

- 1) Nicht berücksichtigt sind hier Ladungskühlanlagen auf Schiffen, die von deutschen Werften eingebaut oder gewartet werden.
- 2) Durch Bilanzierung der Einzelverbräuche (einzeln ermittelt) zum Gesamtverbrauch (VDMA-Angaben) errechnet.

Angaben aus UBA (1989)

Aus der obigen Tabelle wird ein weiterer Problempunkt bei der Bilanzierung dieses FCKW-Anwendungssektors deutlich. Für einige Anwendungen werden verschiedene FCKW eingesetzt, deren genaue Einzelmenge dabei nicht bekannt ist. Für eine Emissionsbilanz dieser Treibhausgase (Siehe 6.3.4 und Anhang 4) ist dies besonders nachteilig, da die verschiedenen Kältemittelsektoren unterschiedliche Emissionsraten aufweisen.

Aerosole

Die Verbrauchsbilanzierung der FCKW-Anwendung in Aerosolen (Anhang 1) entspricht annähernd einer Emissionsbilanzierung, da nur unbedeutende Mengen zunächst als Reste in den Dosen verbleiben. Das UBA übernahm dabei Angaben der Industriegemeinschaft Aerosole e.V., die für das Basisjahr 1986 einen Verbrauch von 26.000t FCKW in der Bundesrepublik angab. Erleichtert wurde die Bilanzierung in diesem Bereich durch dezidierte Produktionsstatistiken bezüglich der Druckgaspackungen (Spraydosen) in der Bundesrepublik sowie der Kenntnis des FCKW-Anteils und der spezifischen FCKW-Füllmenge der Druckgaspackungen.

*Halone**Feuerlöschmittel*

Halone finden fast ausschließlich als Feuerlöschmittel Verwendung. Spezialanwendungen wie Tieftemperaturkühlung sind vernachlässigbar. Für das Halon 1301 konnte das UBA nur einen Verbrauchsbereich für das Basisjahr 1986 angeben. Ursache waren stark unterschiedliche Verbrauchsangaben des einzigen Herstellers für Halone in der Bundesrepublik im Vergleich zu Daten einer Studie der Fraunhofergesellschaft (ISI 1988) für das Halon 1301. An der Untersuchung des ISI kritisiert das UBA einerseits, daß der weit verbreitete Einsatz von Halonen auf Schiffen und in Flugzeugen nicht berücksichtigt wurde. Andererseits sei die bei Probeflutungen eingesetzte Halonmenge nach Recherchen des UBA zu hoch angesetzt worden. Das UBA bemerkt weiterhin, daß eine dritte Schätzung (Krätzig 1988) zwischen den beiden anderen Werten liegt. In den nachfolgenden Tabellen sind Verbrauchsdaten der beiden in der Bundesrepublik (alte Bundesländer) zugelassenen Halone sowie Emissionsdaten aufgeführt.

Tabelle 24 Geschätzter Verbrauch von Halon 1301 in der BRD 1986

Einsatz-/ Emissionsbereich	Verbrauch			Emission (t)
	(%)		(t)	
Füllen neuer Anlagen	71		181-603	
		80		
Probefluten	9		24-77	24-77
Verluste beim Füllen	5.0		12-43	12-43
Wartung und Leckagen	2.5	20	6-20	6-20
Fehlalarme	5.5		14-47	14-47
Löschen	7		18-60	18-60
Gesamtmenge (*)	100		255-850	74-247

(*) In der Menge ist der in Geräten und Anlagen exportierte Anteil (ca. 45-150 t) nicht enthalten.

Angaben aus (UBA (1989))

Tabelle 25 *Geschätzter Verbrauch und Emission von Halon 1211 in der BRD 1986*

Einsatz-/ Emissionsbereich	Verbrauch			Emission (t)
	(%)		(t)	
Füllen neuer Geräte	80		680	-
Prüfen	1		9	9
Übungseinsätze	9		77	77
Fehlauslösungen	2	20	17	17
Verluste beim Füllen	2		17	17
Löschen	6		50	50
Gesamtmenge (*)	100		850	170

(*) In der Menge ist der in Geräten und Anlagen exportierte Anteil (ca. 150 t) nicht enthalten.

Angaben aus UBA (1989)

In beiden Tabellen ist der Exportanteil an Halonen in Geräten und Anlagen bereits abgezogen. Die Importmenge ist in den Zahlen jedoch nicht berücksichtigt (UBA 1989b), so daß die Daten als Mindestverbräuche für die Bundesrepublik Deutschland (alte Bundesländer) anzusehen sind.

6.3.2 Greenpeace-Studie 1991

Auch wenn der Grund für die Erstellung dieser Studie nicht in der Bilanzierung von Treibhausgasen lag und die Autoren bewußt auf die Angaben von Literaturhinweisen verzichtet haben, ist die Studie durch die teilweise sehr hohe Detailschärfe und ausführliche Herleitung der Daten für eine Bilanzierung der Treibhausgase FCKW, H-FCKW und Halone geeignet. Nach Angaben der Autoren repräsentiert sie im wesentlichen den Stand von März 1991. Die Daten der Studie gelten strenggenommen weder für 1990 noch für 1991. Die Erhebungen wurden durch die dramatischen Verbrauchsveränderungen bei diesen Stoffen erschwert. Das Gesamtergebnis ist in Anhang 2 aufgeführt. Eine ausführliche Auswertung dieser Studie nach Treibhausgasgesichtspunkten (ÖKO 1993b) findet sich in Kapitel 6.3.4 bzw. Anhang 4.

FCKW/H-FCKW

Grundsätzlich wurden mittels Recherchen nach den einzelnen Anwendungsgebieten, die Daten durch Befragung der Anwender und durch Produktionsstatistiken ermittelt. Im Gegensatz zu der Studie des UBA (1989b) wurden die Unternehmensnamen der Anwender bzw. Verarbeiter ausdrücklich aufgeführt. Außerdem wurden die Anwendungsbereiche z.T. weiter aufgegliedert.

Es würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen, die Herleitung aller Daten dieser Studie näher zu beschreiben. Stattdessen wird mit der folgenden Auswahl an Tabellen und Abbildungen die Methodik der Datenerhebung in der Greenpeace-Studie aufgezeigt:

Tabelle 26 Eigenfertigung und Fremdbezug kompletter Weichschaum-Sitzausstattungen der deutschen Autohersteller 1990 (in Stück)

Unternehmen	Gesamtbedarf	Eigenschäumung	Fremdbezug
Ford	600.000	530.000	70.000
Mercedes	200.000	180.000	20.000
Volkswagen	1.600.000	-	1.600.000
Audi	420.000	350.000*	70.000
Opel	650.000	-	650.000
BMW	500.000	250.000*	250.000
Porsche	30.000	-	30.000

Anmerkung: Unter Fremdbezug sind auch die von der Firma Keiper-Recaro gefertigten Sportsitze aufgeführt. Darum hat Mercedes Zuliefer-Sitze aus PU-Schaum auch in Pkws, wenngleich der Hauptteil des Sitzschaums bei Mercedes in Lkws geht.

- * Die Zahlen bei BMW und Audi sind so zu verstehen: Beide Unternehmen schäumen nicht ganze Garnituren aus Sitz- und Lehnenschaum, sondern nur den Sitzschaum ohne Lehne, die sie zukaufen. Die in Wirklichkeit 500.000 geschäumten Sitzpolster bei BMW sind somit jeweils nur "halbe" Sitzgarnituren, die in der Tabelle zu 250.000 ganzen Sitzgarnituren umgerechnet sind. Ebenso ist es bei Audi, wo in Wirklichkeit 700.000 Sitzpolster ohne Lehnen geschäumt werden, die als 350.000 "ganze" Ausstattungen zählen. (Die 300.000 Sitzpolster, die Audi an VW liefert, brauchen nicht gesondert aufgeführt zu werden. Sie sind für VW Fremdbezug).

Angaben aus GP (1991)

Bild 1 FCKW-Trennmittelverbrauch eines Autoherstellers in Deutschland

FCKW und Schaum: Beispiel BMW

BMW ist bei den Trennmitteln zur Hälfte FCKW-frei, zur anderen Hälfte noch nicht. 1990 wurden für seine rund 440 000 Sitzpolster (ohne Lehnen) à 5,75 Kilogramm 2531 Tonnen Schaum (Werksangabe) verbraucht, und dafür 60 Tonnen FCKW 11 benötigt. Das bedeutet 2,37 Gewichtsprozent FCKW oder 23,7 Kilogramm FCKW pro Tonne Sitzschaum.

Zum Vergleich 1983: Damals wurden nur 1230 Tonnen Schaum produziert, aber 189 Tonnen FCKW 11 eingesetzt, das als Treib- und Trennmittel diente, also 153 Kilogramm pro Tonne Schaum.

Angaben aus GP (1991)

Tabelle 27 PU-Schaum und Trennmittel-FCKW für Autositze bei Autoherstellern und Schaumzulieferern 1991 (in Tonnen)

Unternehmen	PU-Weichformschaum	FCKW 11 - Verbrauch
Audi	3.500	85
BMW	2.500	60
Mercedes	1.800	5
Ford	5.400	-
<i>Zwischensumme:</i>	<i>13.200</i>	<i>150</i>
Fehrer	9.000	290
Naue	7.000	225
Metzeler	6.000	190
Woodbridge	3.000	-
Dunlopillo	1.800	.
<i>Zwischensumme:</i>	<i>26.800</i>	<i>705</i>
Gesamtsumme:	40.000	855

Erläuterungen: Bei den Eigenanlagen der Autohersteller wurde ein FCKW-Gewichtsanteil von 2,4 Prozent, bei der Produktion der Zulieferer ein Gewichtsanteil von 3,2 Prozent - ohne Rücksicht auf Besonderheiten - unterstellt. Ford ist durch wäßrige, Woodbridge und Dunlopillo sind durch benzinhaltige Trennmittel FCKW-frei. Mercedes produziert erst seit Frühjahr 1991 ohne FCKW. Daher schlagen noch gewisse Mengen statistisch für 1991 zu Buche.

Schätzung aus GP (1991)

Bild 2 R22-Verbrauch der inländischen Abfüller von Montageschaum - Schätzung für 1991 (Gesamtverbrauch: 1.500 Tonnen)

Henkel KGaA, Düsseldorf: Abfüllung des "Assil" bei den Sichel-Werken, Hannover (400 Besch.) : 300 Tonnen
ARA-Werk Krämer GmbH&CO., Untersensingen/Württ. (85 Besch.): 300 Tonnen
HAGO-Chemotechnik GmbH&Co. KG, München: Abfüllwerk: Pursan Chemotechnik GmbH&CO. KG, Landsberg (85 Besch.): 400 Tonnen
Büsing & Flasch GmbH&Vo., Oldenburg: 15 Tonnen
Etwa 300 Tonnen FCKW 22 werden mit den Dosen importiert.

Angaben nach GP (1991)

Tabelle 28 Durchschnittliche Füllmenge von FCKW 12 in Autoklimaanlagen nach Herstellern - Neuwagen Mitte 1990 -

Porsche:	1000 Gramm
Audi:	1100 Gramm
VW:	1000 Gramm
Opel:	1000 Gramm
Ford:	850 Gramm
BMW:	1945 Gramm
Mercedes:	1350 Gramm (1200 - 1500 g)
Gew. Durchschnitt:	1386 Gramm (Gesamtmenge: 953484 kg)

Angaben nach GP (1991)

*Halone**Tabelle 29 Inländischer Halonverbrauch 1987 und 1990 in Tonnen*

Halontyp*	1987		1990	
	1211	1301	1211	1301
Füllen neuer Geräte	650	1300	350	15
Nachfüllen	200	80	130	60
Bundeswehr	65	25	45	15
Halon 1211 und 1301		1150		615

* In den Zahlen ist der in den Geräten exportierte Anteil von ca. 200 Tonnen jährlich nicht enthalten.

Nach Angaben des BVFA (Bundesverband Feuerlöschgeräte und -anlagen) und Schätzungen (GP 1991)

6.3.3 Bericht der Bundesregierung 1992

FCKW und H-FCKW

Die Angaben des FCKW- und H-FCKW-Verbrauches in der Bundesrepublik Deutschland in diesem Bericht (BMU 1992b) beruhen auf Schätzungen des Verbandes der Chemischen Industrie. Wie aus nachfolgender Tabelle hervorgeht, wurde der Verbrauch nur anhand der übergeordneten Verbrauchssektoren ohne weitere Differenzierung aufgeführt. Ebenso wurden die Abschätzungen nicht nach den verschiedenen FCKW und H-FCKW strukturiert.

Tabelle 30 Daten aus dem BMU-Bericht von 1992

Geschätzter FCKW-Verbrauch 1992 in der Bundesrepublik Deutschland nach FCKW-Typ und Einsatzgebieten in Tonnen

(Schätzungen Verband der Chemischen Industrie)

	vollhalogenierte (vor allem FCKW 11,12,113)	teilhalogenierte (vor allem FCKW 22, 142b)
Kunststoffschaum	8-10 000	6 000
Kältetechnik	2 000	4 500
Lösemittel	5 000	-
	15-17 000	10 500

In der Tabelle sind keine Angaben über den geschätzten FCKW-Verbrauch im Aerosolsektor für Ausnahmезwecke (essential uses) enthalten. Der Charakter der Datenerhebung (Abschätzung) und die geringe Differenzierung läßt die Daten für eine nationale Bilanzierung von Treibhausgasemissionen nur bedingt als geeignet erscheinen (sie sind auch nicht unter diesem Aspekt erhoben worden). Sie stellen jedoch eine Trendaussage für den FCKW/H-FCKW-Bereich dar.

Halone

Angaben über den Halon-Verbrauch in der Bundesrepublik oder jährliche Emissionen werden in diesem Bericht nicht gemacht. Die Produktion dieser Verbindungen in der Bundesrepublik wurde bereits 1991 eingestellt. Wichtig für zukünftige Bilanzierungen von Treibhausgasemissionen sind Angaben zum Halon-Reservoir in der Bundesrepublik Deutschland. In der nachfolgenden Tabelle werden Daten für die alten und neuen Bundesländer aufgeführt.

Die Mengendaten beruhen nach Angaben des Herausgebers auf aktuellen Umfragen unter Herstellern und Vertreibern in Deutschland (BMU 1992b). Da dieser Bericht Ende 1992 veröffentlicht wurde, ist davon auszugehen, daß die Daten den Stand von 1992 darstellen.

Tabelle 31 Daten aus dem BMU-Bericht 1992

Halon-Reservoir

(Angaben in kt)

	Deutschland ¹⁾	EG ²⁾	Welt ³⁾
Halon 1211	5,5-6	29	60 (einschließlich Halon 2402)
Halon 1301	2-3	n.b.	57
Halon 2402	1,2		s.o.
Summe	8,5-10,2	>29	117

1) alte und neue Bundesländer

2) Bezugsjahr 1986

3) Bezugsjahr 1988

Die Bandbreite der Daten in obiger Tabelle macht jedoch deutlich, daß die Bankingmengen nicht exakt angegeben werden können. Dies liegt an den Schwierigkeiten bei der Erstellung einer territorialen Bilanz, an der diffusen Senke Entsorgung und nicht zuletzt an den verschiedenen Emissionsraten der Anwendungsbereiche (vgl. Abschnitt 6.1). Diese Emissionsraten haben sich bei Halonen vermutlich in den letzten Jahren verändert, da beispielsweise das Probelöschen mit Halon-Feuerlöschmitteln stark eingeschränkt wurde.

6.3.4 Klimavorstudie Hessen 1993

Wie in Kapitel 6.2.4 ausgeführt, wurden für den Teilbereich Produkte und Altprodukte dieser Studie (ÖKO 1993b) verschiedene Datenquellen, insbesondere jedoch die drei bisher hier beschriebenen Veröffentlichungen ausgewertet. Die methodische Vorgehensweise in der Studie des Öko-Institutes soll anhand der unterschiedlichen Stoffgruppen deutlich gemacht werden.

FCKW und H-FCKW

Für diese Stoffgruppe wurden alle Anwendungsbereiche in die Bilanz einbezogen. Die Studie des UBA (1989) wurde für den Verbrauch des Jahres 1986 ausgewertet. Die Mengendaten wurden nach CO₂-Äquivalenten (aus IPCC 1992) jeweils auf einen zwanzig Jahre und 100 Jahre-Horizont aggregiert (siehe Anhang 4). Die Daten der FCKW wurden deshalb nach den einzelnen Vertretern dieser Verbindungsklasse (R11, R12 etc.) aufgeschlüsselt. Dabei stellte sich als Hauptproblem, daß die Treibhausgaspotentiale der verschiedenen FCKW sich zum Teil deutlich unterscheiden, so daß Mengenangaben von Anwendungsbereichen, in welchen mehrere FCKW eingesetzt werden, die Aggregierbarkeit der Daten erschweren.

Durch zwei Hilfskonstruktionen wurde dennoch eine Aggregation unter Treibhauspotentialgesichtspunkten möglich. Für Anwendungsbereiche, die nach Quellenangaben überragend durch ein FCKW geprägt werden (z.B. R113 in der Lösemittelanwendung), wird der **Gesamtverbrauch** nach dem Treibhauspotential dieses Stoffes gewichtet.

Im Falle eines nennenswerten Einsatzes **mehrerer** FCKW (oder FCKW und H-FCKW im Falle der Kältemischung R502) wurde eine **gleichmäßige** Verteilung des Verbrauches unterstellt und entsprechend durch Durchschnitts-Treibhausgaspotentiale gewichtet.

Für das Jahr 1990 wurde die bereits beschriebene Greenpeace-Studie (GP 1991) herangezogen. In der Arbeit des Öko-Institutes wurden die Datenangaben auf das Jahr 1990 bezogen, da die Daten hauptsächlich 1990 erhoben wurden. Nach Angaben der Autoren der Greenpeace-Studie wird der Stand März 1991 wiedergegeben. Die Daten dürften aufgrund des starken Verbrauchsrückganges der FCKW jedoch eher die Lage des Jahres 1990 darstellen und wurden vom Öko-Institut entsprechend ausgewertet. Bei der Auswertung der Greenpeace-Daten wurde der FCKW-Verbrauch, welcher eindeutig außerhalb der Bundesrepublik stattfand (z.B. zur Schäumung von Schuhsohlen) bewußt **nicht** berücksichtigt (Territorialprinzip). Im übrigen wurden analog der Auswertung der UBA-Studie die gleichen Hilfskonstruktionen zur Aggregation benutzt.

Grundlage für die Emissionsdaten (siehe Anhang 4) der FCKW der Jahre 1986 und 1990 (alte Bundesländer) bildeten die Verbrauchsmengendaten. Bei einer Reihe von offenen oder quasi-offenen Anwendungsbereichen (Aerosole, Lösemittel, Trennmittel für PU-Schäume wurden die Verbrauchsmengen gleich den Emissionsmengen gesetzt. Für die übrigen "geschlossenen" Anwendungsbereiche mit Bankinganteilen (vor allem Kältetechnik und Hartschäume) wurde auf die in den Originalstudien angegebenen Emissionsanteile zurückgegriffen. Die Emissionen des Sektors Kältetechnik konnten mit Emissionsfaktoren von Lotz (1989) bilanziert werden.

Halone

In der Arbeit des Öko-Institutes wurden für Halone nur die Verbrauchszahlen des Jahres 1987 (alte Bundesländer) aus GP (1991) ausgewertet (siehe Kap. 6.3.2). Aus den Daten der nachfolgenden Tabelle wird deutlich, daß diese Verbindungsklasse trotz geringer absoluter Mengen unter Treibhauspotentialgesichtspunkten unbedingt berücksichtigt werden muß.

Tabelle 32 Verbrauchsdaten für Halone in der Bundesrepublik Deutschland (alte Bundesländer) für das Jahr 1987

Anwendung	Stoff	Menge (t)	CO ₂ -Äquiv. 20a (kt)	CO ₂ -Äquiv. 100a (kt)
Löschmittel	Halon 1301	235	1.363	1.363
Löschmittel	Halon 1211	915	5.307	5.307
Gesamtverbrauch	Halon 1301/1211	1.150	6.670	6.670

Angaben nach GP (1991)

H-FKW

Von dieser Stoffklasse besitzt in der Bundesrepublik Deutschland bisher nur R134a Bedeutung. Verbrauchsstatistiken dieses FCKW-Ersatzstoffes, der ab 1991 in der Bundesrepublik eingeführt wurde, lagen bei Erstellung der hier beschriebenen Studie noch nicht vor. Das Öko-Institut wertete jedoch den vom UBA (1992a) geschätzten zukünftigen Verbrauch dieser neuen Verbindung mittels Treibhausgasfaktoren aus. Die angegebenen Werte in der folgenden Tabelle sind aufgrund vieler Unwägbarkeiten (Entwicklung anderer Ersatzstoffe, Entwicklung des BIP etc.) ebenfalls nur als orientierende Größen zu verstehen.

Tabelle 33 Geschätzter zukünftiger Verbrauch von R134a in der Bundesrepublik Deutschland ab ca. 1995

Anwendung	Menge R134a	CO ₂ -Äquiv. 20a (kt)	CO ₂ -Äquiv. 100a (kt)
Haushaltskühlgeräte	700	2.240	840
PKW-Klimaanlagen	1.500	4.800	1.800
Transportkälteanlagen	50	160	60
Wärmepumpen	50	160	60
Gewerbl. Kälteanlagen	1.000	3.200	1.200
Medizin. Aerosole	1.500	4.800	1.800
Techn. Aerosole	1.000	3.200	1.200
PU-Montageschäume	3.000	9.600	3.600
Gesamt	8.800	28.160	10.560

Angaben nach UBA (1992a)

7 Gesamtbewertung von Quellen, Methoden und Annahmen

Nach der erfolgten Identifikation und Analyse bestehender THG-Datenbasen soll im folgenden eine kurze Bewertung der Datenquellen und zugrundeliegenden Methoden erfolgen.

7.1 Bewertung der Datenlage in der Industrie

Die Analyse ergab, daß als "relevante" Datenquelle derzeit nur das Umweltbundesamt (UBA) betrachtet werden kann, da andere Datenquellen nur unsystematisch und nicht nachvollziehbar THG-Daten bereitstellen.

Die Emissionsfaktoren des UBA für **nichtenergiebedingte** THG sind für CO und NO_x überwiegend auf Basis von **Messungen** einzelner, zum Teil "typischer" Prozesse sowie Überlegungen zum **Technikmix** abgeleitet.

Für CO₂ und SO₂ bilden Schätzungen und Bilanzierungen der **Einsatzstoffe** (z.B. fossile Energieträger) die Datenbasis.

Bei NMVOC und CH₄ führte das UBA eine vorwiegend **synthetische** Aufteilung von Gesamt-VOC-Emissionen durch, die auf Einzelmessungen und Schätzungen beruhen.

Für N₂O wurden überwiegend Schätzungen verwendet, die sich z.T. auf ausländische Veröffentlichungen und Messungen begründen.

7.2 Bewertung der Datenlage in Land- und Forstwirtschaft

Die verfügbare Datenlage zu Land- und Forstwirtschaft ist in der Bundesrepublik Deutschland ausreichend, um **erste Größenordnungen** emittierter Gase abzuschätzen sowie **generelle** Abschätzungen zur Bedeutung dieses Bereichs als **THG-Senke** durchzuführen.

7.2.1 CO₂-Emissionen

Die CO₂-Emissionen können grob über die Nutzungsveränderungen der Landfläche (Anbaukataster, Waldartenstatistik) ermittelt werden, wobei jedoch erhebliche Unsicherheiten hinsichtlich der Rolle des Humus bestehen. Entsprechend ist die Frage nach der Funktion als CO₂-Senke nur für die oberflächige Biomasse mit einiger Sicherheit zu beantworten, während die "Bodenseite" eine weitgehend unbekannte Senke darstellt.

7.2.2 CH₄-Emission

Die Datenbasis zur groben Abschätzung von Methangasemissionen aus der Landwirtschaft ist aufgrund der zugrundegelegten Methanbildungsraten und Bruttoenergieaufnahmeraten mit großen Unsicherheiten behaftet. So kann die Methanbildung aufgrund individueller, fütterungs- und alterbedingter Unterschiede sehr unterschiedlich sein. Praktische CH₄-Messungen ergaben Schwankungsbreiten von über 100% (Crutzen 1986). Noch größer sind die Unsicherheiten über die aufgenommene Bruttoenergiemenge. Die tatsächliche durchschnittliche Tagesaufnahme einer Kuh ist nicht bekannt.

Eine Rückrechnung der Bruttoenergiemenge von 260 MJ (Megajoule) pro Kuh und Tag auf die damit produzierbare Milchmenge ergäbe eine Jahresmilchleistung von 9450 kg. Der Durchschnitt lag 1991 jedoch bei 5.100 kg Milch pro Kuh und Jahr. Hier gibt es noch erheblichen Forschungsbedarf. Sollte die unterstellte Bruttoenergieaufnahme tatsächlich überschätzt sein, dürfte sich der Methanausstoß pro Rind um ein beträchtliches reduzieren²³.

Im Bereich der Forstwirtschaft bestimmen die fehlenden Datengrundlagen über die Rolle der Böden bei der C-Umsetzung maßgeblich die Datenunsicherheit.

7.2.3 N₂O-Emissionen

Die vorliegenden Abschätzungsverfahren sind ausreichend, um für Land- und Forstwirtschaft eine **Größenordnung** zu erhalten.

Um die verschiedenen Stickstoff-Eintragsquellen besser quantifizieren zu können, wäre die Berechnung einer nationalen Stickstoff-Bilanz sinnvoll. Dazu fehlen insbesondere Import-Daten über Düngemittelzukäufe.

Zudem erlaubt die heutige Statistik keine Unterscheidung in die ausgebrachten Mineral-N-Arten. Auch kann über die regional unterschiedlichen Düngepraxis keine Aussage gemacht werden. Eine genauere Prüfung auf die N₂O-Emissionsraten bei unterschiedlichen Wirtschaftsdüngern (Festmist, Gülle) und unterschiedlichen Management-Praktiken wäre wünschenswert. Ferner ist unklar, ob die N₂O-Bildungsraten linear oder progressiv zu den Düngeaufwendungen steigen.

Eine Abschätzung der N₂O-Relevanz gärtnerisch genutzter Flächen und des Bewässerungsfeldbaus (Sonderkulturen) steht noch aus. Aufgrund der hohen Flußraten kann es örtlich zu hohen Emissionswerten kommen. Ob diese jedoch das Gesamtergebnis in Größenordnungen beeinflussen werden, ist aufgrund ihres geringen Flächenanteils jedoch zu bezweifeln.

Für die Forstwirtschaft ist wiederum die fehlende Kenntnis über die Rolle der Böden im N-Zyklus für die ungünstige Datenlage maßgebend. Hier sind breit angelegte experimentelle Arbeiten notwendig, um über grobe Schätzungen hinaus bilanzierende Aussagen zu erlauben.

7.3 Bewertung der Datenlagen in der Abfallwirtschaft

Aufgrund der mangelhaften Datensituation schon bei der Definition von Abfällen (fehlende Inventarkennnisse) sowie bei der mengenmäßigen Bedeutung einzelner Schritte und Verfahren zur Behandlung und Verwertung von Abfallarten ist derzeit eine THG-Emissionsdatenbasis nur durch sehr grobe Schätzungen für die Bundesrepublik Deutschland entwickelbar. Eine Verifikation von Grundannahmen ist zwar durch Vergleiche mit Studien aus dem benachbarten Ausland (Dänemark, Niederlande, Schweiz) möglich, jedoch sind auch dort keine "bottom-up"-Datenbasen vorhanden, sondern in den meisten Fällen ebenfalls nur Schätzungen.

Ein besonderes Problem für die Datenlage im Bereich Abfallwirtschaft stellt die praktisch nicht vorhandene Meßwertgrundlage zu THG-Emissionen der Abfallverbrennung (insb. Sondermüll) sowie der Verwertung (z.B. Recycling) und Behandlung (z.B. Kompostierung) dar.

²³ Korrekturen sind dann auch bei globalen Hochrechnungen angebracht, denn ein indisches Rind gibt noch weniger Milch als ein deutsches.

7.4 Bewertung der Datenlage zu FCKW

Die folgenden Ausführungen beziehen sich nur auf die im Kapitel 6 behandelten Quellen. Die Schwerpunkte lagen in diesen Arbeiten lediglich bei FCKW, H-FCKW und Halonen²⁴.

Über die grundsätzlichen Schwierigkeiten beim Erstellen einer Treibhausgasbilanz im Bereich Industrie, Gewerbe und Konsum wurde in Kapitel 6.1 ausführlich eingegangen. Bei der Analyse und Auswertung der in Kapitel 6.2 und 6.3 vorgestellten Arbeiten wurden viele der genannten Probleme anschaulich. Gerade die Berücksichtigung dieser Tatsachen wirft auf die Originalstudien ein gerechteres Licht. Diese Aussage gilt umso mehr, da **keine** der ausgewerteten Arbeiten zur Erstellung einer Treibhausgasbilanz dienen sollte.

Da durch die Auswertungen der Verbrauchserhebungen ozonschichtschädigender Verbindungen mit Treibhauspotential eine Reihe methodischer Probleme deutlich wurden, stellen diese Arbeiten für notwendige zukünftige Bilanzen einen bedeutenden Erfahrungsschatz dar.

Insbesondere die Verhinderung möglicher Verfälschungen geographischer bzw. territorialer Bilanzen durch Berücksichtigung des Exportes oder Importes von gespeicherten Treibhausgasen bedeutet angesichts einer immer enger verflochtenen Weltwirtschaft eine große Herausforderung für die verantwortlichen Akteure in Wissenschaft und Politik. Neben der genauen Kenntnis spezifischer Bankingmengen pro Nutzeinheit (z.B. pro Autoklimaanlage) sind verbindliche Export- bzw. Importdaten der betreffenden Produkte für die Erstellung nationaler Treibhausgasbilanzen unbedingt erforderlich.

Ein weiteres Hauptproblem, welches sich durchgängig in den Studien fand, lag in der Übertragung von **Verbrauchs-** auf **Emissionsdaten**. Hier begegnet man erneut dem Bankingphänomen. Da zeitlich versetzte Emissionen (zum Teil nach Jahrzehnten) aus umfassenden Treibhausgasbilanzen nicht ausgeklammert werden dürfen, müssen die **Emissionsraten** berücksichtigt und, falls nicht bekannt, ermittelt werden.

Mit gleicher Intensität muß die Treibhausgassenke "Entsorgung" untersucht werden, wobei insbesondere der Input klimarelevanter Verbindungen in Hausmüll- und Sondermüllverbrennungsanlagen zu betrachten wäre (vgl. Kapitel 5 sowie 8).

Aus den oben genannten Punkten läßt sich ersehen, daß die Datenlage bezüglich der Emissionen von FCKW, H-FCKW und Halonen in der Bundesrepublik für die Erstellung einer Treibhausgasbilanz noch nicht befriedigend ist.

²⁴ Zur zusammenfassenden Diskussion der anderen Treibhausgase (CO₂, CO, NMVOC etc.) vgl. Kapitel 8.

8 Offene Fragen und Forschungsbedarf

Aus der Analyse der Datenunsicherheiten ergeben sich Anforderungen an die zukünftige Forschung.

Die vom UBA verwendeten Emissionsfaktoren für CO und NO_x in der Industrie könnten durch die **zentrale** Auswertung von laufenden kontinuierlichen **Messungen** an größeren Anlagen (typischer Prozesse) sowie durch eine bessere statistische Erfassung des Technikmixes verbessert werden. Hier wäre im Rahmen eines Forschungsprojektes zu klären, inwieweit die länderbezogen erhobenen Meßdaten z.B. im Rahmen des im Aufbau befindlichen Umweltsatellitensystems des Statistischen Bundesamtes ausgewertet und mit den dort erfaßten statistischen Daten zu Ausgaben für Umweltschutzinvestitionen in den Industriebranchen korreliert werden könnten. Um die derzeitige Datenunsicherheit bei NMVOC und CH₄ zu verringern, sind **Messungen** bei typischen Anlagen und Prozessen in der Industrie erforderlich, die nicht Gesamt-VOC betreffen, sondern die Einzelkomponenten ermitteln. Nur so kann die derzeit vorwiegend **synthetische** Aufteilung durch verlässlichere Daten ersetzt werden.

Die mit den o.g. Forschungsmaßnahmen die erzielbaren Verbesserungen erscheinen jedoch, bezogen auf die THG-Gesamtemissionen in der BRD, eher gering im Vergleich mit den Datenunsicherheiten für CH₄ und NMVOC aus der Land- und Forstwirtschaft (vgl. unten) sowie der Energienutzung (Kohlebergbau, Öl- und Gasförderung, Gasverteilung, vgl. ÖKO 1992).

Die derzeitige Datenlage zu N₂O ist noch sehr unbefriedigend, sodaß hier bundesdeutsche Messungen erforderlich sind.

Da für CO₂ und SO₂ überwiegend statistische Daten über den Einsatz fossiler Energieträger die Basis der UBA-Daten bilden, könnte hier eine erweiterte **statistische** Erfassung von **Brennstoffeigenschaften** (C- und S-Gehalt) in den Industriebranchen eine verlässlichere Datengrundlage bilden²⁵. Weiterhin könnte die zukünftige statistische Erfassung von Einzel- und Zwischenprodukten, deren Herstellung mit CO₂-Emissionen verbunden ist, eine genauere Bilanzierung von CO₂ vor allem in der Chemischen Industrie erlauben. Durch genaue Produkt- und Inventardaten für die Industrie (insbesondere Koks- und Chemieindustrie) ließen sich Datenunsicherheiten bei CO₂ um größenordnungsmäßig ca. 1%-Punkt senken (bezogen auf die Gesamtemission in der BRD).

Bei den CO₂-Emissionen der Forstwirtschaft sollten Forschungsprojekte über die Rolle des Humus versuchen, dessen Funktion als CO₂-Senke zu klären. Im Bereich Landwirtschaft besteht Forschungsbedarf über die Frage der Methangasemission in Abhängigkeit von Güllelagerungs- und -aufbereitungssystemen.

In der Abfallwirtschaft ist Forschung zu Inventaren (C, FCKW)) sowie zu Emissionen von Behandlung- und Verwertungsverfahren notwendig (insb. Verbrennung von Sondermüll).

Bei den FCKW stellt die fehlende territoriale Datenbasis zu Inventaren und "Banking" eine große Forschungsaufgabe dar, wie schon in Kapitel 6 gezeigt wurde.

²⁵ vgl. hierzu auch die Vorschläge in ÖKO (1992), die sich auf energiebedingte THG-Emissionen beziehen.

Literatur

- Abrahamson, D. 1992: Comment on the article "Sources and Sinks of Greenhouse Gases in Sweden: a Case Study", in: *Ambio* Vol. 21 (1992) No. 2, S.191
- Agrarbericht 1992: Bundestags-Drucksache 12/2038 vom 06.02.92, Bonn
- Agrarbericht 1993: Bundestags-Drucksache 12/4257 vom 04.02.93, Bonn
- Ahlgrimm, H.J./Gädeken, D. 1990: Methan - CH₄, in: Sauerbeck/Brunnert 1990, S. 28-47
- AK (Arbeitskreis "Land- und Forstwirtschaft") 1991: Zweiter Bericht des Arbeitskreises V "Land- und Forstwirtschaft" der interministeriellen Arbeitsgruppe "CO₂-Reduktion", Deutscher Bundestag (Hrsg.). Drucksache 12/2081 Deutscher Bundestag - 12. Wahlperiode, S. 80-83
- AK (Arbeitskreis Zustandserfassung und Planung der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung - Hrsg.) 1989: Forsteinrichtungstatistik für die Bundesrepublik Deutschland - Zusammenstellung ausgewählter Daten aus den Forsteinrichtungstatistiken der Bundesländer, o.O. (Selbstverlag)
- Andreae, M.O. 1991: Beitrag der Landwirtschaft zu direkt und indirekt wirksamen treibhausrelevanten Spurenstoffen in der Troposphäre und Auswirkungen, in: Enquête 1992b, S. 2-12
- BFANL (Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftspflege) 1989: Leitlinien des Naturschutzes und der Landschaftspflege in der Bundesrepublik Deutschland, Beilage zu Leitlinien des Naturschutzes in der Landschaftspflege, in: *Natur und Landschaft* Nr. 64 (1989), Heft 9
- Bingemer, H.G./Crutzen, P.J. 1987: The Production of Methan from Solid Waste, in: *Journal of Geophysical Research* vol. 92 (1987), S.2181-2187
- BMELF (Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) 1990: Der Treibhauseffekt - Gegenmaßnahmen und Anpassungsstrategien unter besonderer Berücksichtigung der Wälder der gemäßigten Zonen, Angewandte Wissenschaft Heft 387, Münster-Hiltrup
- BMELF (Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) 1992: Waldschadensbericht der Bundesregierung - Ergebnisse der Waldschadenserhebung 1992, Bonn
- BMU (Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) 1992a: Bericht der Bundesregierung an die Kommission der Europäischen Gemeinschaften über das nationale Programm zur Reduzierung der energiebedingten CO₂-Emissionen und anderer Treibhausgase bis zum Jahr 2005, in: *Umwelt* 1992, Sonderteil
- BMU (Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) 1992b: Zweiter Bericht der Bundesregierung an den Deutschen Bundestag über Maßnahmen zum Schutz der Ozonschicht" Deutscher Bundestag, 12. Wahlperiode, Drucksache 12/3846, Bonn
- BMU (Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit)/BMELF (Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) - Hrsg. - 1990: Maßnahmen der Landwirtschaft zur Verminderung der Nährstoffeinträge in die Gewässer, Bonn
- Bouwman A.F./van der Hoek, K.W. 1991a: Analysis of Soil and Water Borne Emissions of Nitrous Oxide and Methane in the Netherlands, National Institut of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands
- Bouwman, A.F./Van den Born, G.J./Swart, R.J. 1991b: Land use related sources of CH₄ and N₂O, in: Enquête 1992b, S. 207-265
- Brüning, E.F. 1990: Forstwirtschaft und Klimaveränderung, in: *AFZ* vol. 45 (1990), S.258-261
- Burschel, P./Weber, M. 1992: Der Wald als CO₂-Senke. Zur Bedeutung des Waldes in einer globalen Klimaschutzstrategie, in: *Energiewirtschaftliche Tagesfragen* Heft 9 (1992), S. 582-588
- CORINAIR 1988: CORINAIR Report Annex - Emission Factors (draft), C.Veldt/A.Bakkum, TNO-Bericht für das CORINAIR-Projekt, Kommission der EG- DG XI, Ref. Nr. 88-355
- Crutzen, P.J./Aselmann, I./Seiler, W. 1986: Methan production by domestic animals, wild ruminants, other herbivorous fauna, and humans, in: *Tellus* vol. 38B (1996), S. 271-284

- Doedens, H. 1991: Klärschlamm - Möglichkeiten zur geordneten Deponierung; in: Klärschlamm Entsorgung I, VDI-Bildungswerk (Hg.); Düsseldorf
- Doluschitz, R./Welck H. /Zeddies, J. 1992: Stickstoffbilanzen landwirtschaftlicher Betriebe - Einstieg in die ökologische Buchführung?, in: *Ber. üb. Landw.* vol 70 (1992), S.551-565
- Duxbury, J.M. u.a. 1983: Emissions of nitrous oxide from soils, in: *Nature* vol. 298 (1983), S.462-464
- Ebert, Craig/Karmali, Abyd 1992: Uncertainties in Estimating Greenhouse Gas Emissions, Environment Working Paper no. 52, World Bank Environment Department, Washington D.C.
- EC (Environment Canada) 1992: Canada's Greenhouse Gas Emissions: Estimates for 1990, report EPS 5/AP/4, Ottawa
- Ehhalt, D.H. 1979: Der atmosphärische Kreislauf von Methan, in: *Naturwissenschaften* vol. 66 (1979), S.307-311
- Ehrig, H.-J. 1987: Überlegungen zur notwendigen Dauer von Kontrollmessungen bei Altablagerungen; in: Zentrum für Abfallforschung; Fachseminar TU Braunschweig; Möglichkeiten zur Überwachung und Kontrolle von Deponien und Altablagerungen, Braunschweig
- Eichner, M.J. 1990: Nitrous oxid emissions from fertizied soils: Summary of available data, in: *J. of Environm. Quality* vol. 19 (1990), S.272-280
- Enquête (Enquête-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre") - Hrsg. - 1990: Energie und Klima - Studienprogramm "Internationale Konvention zum Schutz der Erdatmosphäre sowie Vermeidung und Reduktion energiebedingter klimarelevanter Spurengase", Bde. 1-10, Bonn/Karlsruhe
- Enquête (Enquête-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre") - Hrsg. - 1992a: Klimaänderung gefährdet globale Entwicklung, Bonn/Karlsruhe
- Enquête (Enquête-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre") - Hrsg. - 1992b: Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die Landwirtschaft - Stellungnahme der Sachverständigen zu dem Fragenkatalog (K Drs. 12/5) für die öffentliche Anhörung am 17./18. Februar 1992, Kommissionsdrucksache 12/5a-f, Bonn
- Enquête (Enquête-Kommission "Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre") 1989: Schutz der Erde: Eine Bestandsaufnahme, 1990, Zur Sache 19/90, Bonn
- Fiedler, M./Kausch, U. 1989: Kompostierung von organischen Hausmüllbestandteilen in Stadt und Landkreis Göttingen; in: *Müll und Abfall* (1989) Heft 1, S. 20 ff.
- GP (Greenpeace) 1991: Der verzögerte Ausstieg - der FCKW-Verbrauch der bundesdeutschen Industrie 1990/91, W.Lohbeck, Hamburg
- GP-CH (Greenpeace Schweiz) 1992: Treibhausgasbilanz Schweiz, A.Biedermann/P.Hofstetter/K.Schläpfer, Zürich
- Greiner, B. et al. 1983: Chemisch-Physikalische Analyse von Hausmüll, Umweltbundesamt (Hg.); Berlin
- Haider, K./Heinemeyer, O. 1990: Distickoxid (N_2O), in: Sauerbeck/Brunnert 1990, S. 47-50 und 69-75
- Heinemann, O. 1981: Die Abgabe von Distickoxid (N_2O) aus landwirtschaftlichen Böden, in: *Ber. üb. Landw.* Nr. 197, S. 241-246
- Hekstra, G.P., 1990; "Climatic change and land use impacts in Europe", In: Chadwick et.al., Land use changes: processes of change, environmental transformations and future patterns. S.177-208.
- IEA (International Energy Agency) 1992 ff: *Greenhouse Gases Bulletin*, London (vol. 1+2)
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) 1990: Climate Change - The Scientific Assessment, WHO/UNEP (Hrsg.), Cambridge
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) 1992: Climate Change 1992. The supplementary report to the IPCC scientific assessment, I.Isaksen u.a. (Hrsg.), Cambridge (UK)

- Isermann, K. 1990: Die Stickstoff- und Phosphor-Einträge in die Oberflächengewässer der Bundesrepublik Deutschland durch verschiedene Wirtschaftsbereiche unter besonderer Berücksichtigung der N- und P-Bilanz der Landwirtschaft und der Humanernährung, in: Schriftenreihe der Akademie für Tiergesundheit, Bd.1, S. 358-413.
- Isermann, K. 1991: Anteile der Landwirtschaft an der Emission klimarelevanter Spurengase und ursachenorientierte Lösungsansätze zu ihrer hinreichenden Verminderung, in: Enquête 1992a, S. 2-5
- ISI (Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung) 1988: Halone - Verwendung, Freisetzung, Emissionsminderung, Karlsruhe, Oktober
- ISI (Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung) 1993: Entwicklung der Emission nicht energetisch bedingter klimarelevanter Spurenstoffe in der Bundesrepublik Deutschland, i.A. des Umweltbundesamtes, Karlsruhe (unveröffentlicht)
- Jourdan 1982: Hausmülldeponie Schwäbisch Hall, Homogenisierung und Verrottung des Mülls vor der Ablagerung; BMFT Forschungsbericht T 82-180, Schwäbisch Hall
- Jourdan, M., Rentz, O., Röhl, C. 1990: ECE Task Force: Emissions of VOC from Stationary Sources and Possibilities of their control, Karlsruhe
- Kirchgeßner, M. 1982: Tierernährung, 5. Auflage, Frankfurt
- Koch, T./Seeberger, J. Petrik, H. 1991: Ökologische Müllverwertung, 3. Aufl., Karlsruhe
- Köster, W. u.a. 1988: Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumbilanzen landwirtschaftlich genutzter Böden der Bundesrepublik Deutschland von 1950 bis 1986. Landwirtschaftskammer Hannover, LUFA Hameln, Hameln
- Kranz, J. 1992: Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die Landwirtschaft. Stellungnahme aus Sicht der Phytopathologie, in: Enquête 1992a, S.95-105.
- Krätzig (Ingenieurgesellschaft Dr. Krätzig) 1988: Kurzdarstellung Halon, Aachen, Oktober
- Laugwitz, R. 1990: Deponiegase als Quelle halogener Kohlenwasserstoffe, in: *Müll und Abfall* vol. 22 (1990), S.141
- Lieth, H., (1992): Antworten auf den Fragenkatalog, in: Enquête 1992, S. 2-59
- Lotz, H. 1989: Ozonabbau, Treibhauseffekt und die Kältetechnik, in: *Die Kälte- und Klimatechnik* vol. 10 (1989), S.520 ff
- Mosier, A. u.a. 1991: Methan and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grassland, in: *Nature* vol. 350 (1991), S. 330-332
- NORD (Nordic Council of Ministers) 1991: Danish Budget for Greenhouse Gases, J.Fenger/J.Fenham/N.Kilde, NORD 1990:97, Kopenhagen
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) 1991: Estimation of Greenhouse-Gas Emissions and Sinks, Final report from the OECD Experts Meeting, February 18-21, 1991, Paris
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) 1991: Workshop on National GHG Inventories - Estimation and Reporting Transparency, internal report from the OECD Workshop, October 1, 1991, Bracknell (UK)
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) 1992: Expert Workshop on Life Cycle Analysis of Energy Systems: Methods and Experience, May 21.-22, 1992, Paris
- ÖKO (ÖKO-Institut) 1989: Emissionsmatrix für klimarelevante Schadstoffe in der BRD, Darmstadt
- ÖKO (Öko-Institut) 1992: Analyse von Datenbasen zu klimarelevanten Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland. U.Fritsche/F.C.Matthes, i.A. der KFA Jülich - Programmgruppe TFF, Internationale Treibhausgasverifikation Nr. 1, Bericht 2614, Jülich
- ÖKO (Öko-Institut) 1993a: Aktualisierung und Ergänzung der "Emissionsmatrix klimarelevanter Schadstoffe" für das Teilgebiet Industrie, U.Fritsche/F.C.Matthes, i.A. von BMFT/ISI, Endberichtsentswurf vom Mai 1993, Darmstadt/Berlin/Freiburg

- ÖKO (Öko-Institut) 1993b: Vorstudie für eine Klimaschutzstrategie Hessen, V.Wollny u.a., im Auftrag des Hessischen Ministers für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten, Darmstadt (im Druck)
- ÖKO (Öko-Institut) 1993c: Untersuchung der Verursacheranteile klimarelevanter Emissionen in Hannover - Zusammenfassung und Bewertung, U.Fritsche/R.Grieffhammer/K.Kümmerer, Studie im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Hannover, Darmstadt/Freiburg (veröffentlicht durch Umweltamt Hannover)
- Ravishankara, A.R. u.a. 1993: Atmospheric Lifetimes of Long-Lived Halogenated Species, in: *Science* vol. 259 (1993), S. 194
- Rennenberg, H.; (1991): Beantwortung des Fragenkatalogs, in: Enquête 1992a, S. 6-16
- Rettenberger, G./Schreier, W. 1990: Technologien der Deponiegasverwertung; in: Abfallwirtschaft und Deponietechnik '90, K.Wiener, (Hrsg.), Abfallwirtschaft Band 5, Witzhausen
- RIVM (Reichs-Instituut voor Volksgezondheid en Milieubeheer) 1991: The emission of greenhouse gases in the Netherlands, G.J. van den Born et al., National Institute of Public Health and Environmental Protection, report no. 222901003, Bilthoven
- RSU (Rat der Sachverständigen für Umweltfragen) 1985: Umweltprobleme der Landwirtschaft, Sondergutachten, Stuttgart/Mainz
- Ryden, J.C., L.J. Lund, (1980): Nature and extent of directly measured denitrification losses from some irrigated crops productions units, in: *Journal of the Soil Science Society of America* vol.44 (1980), S. 505-511
- Sauerbeck, D. 1992: Landbewirtschaftung und Treibhauseffekt, in: P.Otzen/J.Quack, Produktionsfaktor Umwelt, Klima, Luft, Münster-Hiltrup, S.73-94
- Sauerbeck, D./Brunnert, H. (Hrsg.) 1990: Klimaveränderungen und Landbewirtschaftung, Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 117
- Sauerbeck, D./Haider, K. 1991: Antworten zum Fragenkatalog, in: Enquête 1992a, S.268-335
- Schade, M. 1980: Die Schadstoffemissionen der Eisen- und Stahlindustrie in den Belastungsgebieten Ruhrgebiet-West und Ruhrgebiet-Ost - Auswertung des Emissionskatasters, in: Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen Nr. 52, Essen
- Scharpenseel, H.W. 1991: Beitrag der Landwirtschaft zu direkten Klimaveränderungen, in: Enquête 1992b, S. 97-109
- Scharpenseel, H.W. 1992: Antworten zum Fragenkatalog, in: Enquête 1992b, S.60-81
- Scheffer-Schachtschabel 1976: Lehrbuch der Bodenkunde, 9. Auflage, Stuttgart
- Schroedder, F. 1990: Kohlendioxid (CO₂), in: Sauerbeck/Brunnert 1990, S.17-28.
- Seeger 1992: Altablagerung unter dem Aspekt gasförmiger Emissionen, HLfU (Hg.); Schriftenreihe Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, Heft 146, Wiesbaden (im Druck)
- Smukalski, M./Rogasik, J. /Küntel, K.J. 1992: Landbau und Treibhauseffekt - CO₂-Umsatz bei unterschiedlicher Intensität der Landbewirtschaftung, in: *Landbauforschung Völkenrode* vol. 42 (1992) Nr. 2, S.55-61
- Thiemens, M.H./Trogler, W.C. 1991: Nylon Production: An Unknown Source of Atmospheric Nitrous Oxide, in: *Science* vol 251 (1991), S.932-934
- Töpfer (Töpfer Planung und Beratung GmbH) 1989: 5. Zwischenbericht zur Fortschreibung des Abfallwirtschaftskonzeptes für den Wetteraukreis; Ergebnisse der stofflichen Bestimmung des Restabfalls im Wetteraukreis, Elementaranalyse des Hausmüll der Stadt Nidda vom August 1992, Aschaffenburg, November 1992
- UBA (Umweltbundesamt) 1983: Bundesweite Hausmüllanalyse, UBA-Berichte, Berlin
- UBA (Umweltbundesamt) 1989a: Hausmülldeponien in der Bundesrepublik, UBA-Berichte, Berlin
- UBA (Umweltbundesamt) 1989b: Verzicht aus Verantwortung: Maßnahmen zur Rettung des Ozonschicht, UBA-Berichte, Berlin

- UBA (Umweltbundesamt) 1992a: Anhörung der Enquête-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" - Ökobilanz/Produktlinienanalyse am Beispiel R 134a und anderen FCKW-Ersatzstoffen bzw. -technologien, 24.11.1992
- UBA (Umweltbundesamt) 1992b: Handbuch Chlorchemie I - Gesamtstofffluß und Bilanz, R.F.Nolte/R.Joas (ECOTEC), Forschungsbericht 10404348 UBA-FB 91-155, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin
- UBA (Umweltbundesamt) 1992c: Daten zur Umwelt 1990/91, Berlin
- Umweltbundesamt (UBA) 1993a: Befragung von Herrn Batz (Umweltbundesamt), Berlin
- Umweltbundesamt (UBA) 1993b: Befragung von Herrn Koch (Umweltbundesamt), Berlin
- Umweltbundesamt (UBA) 1993c: Befragung von Herrn Wagenknecht (Umweltbundesamt), Berlin
- Umweltbundesamt (UBA) 1993d: Befragung von Herrn Pahlke (Umweltbundesamt), Berlin
- Umweltbundesamt (UBA) 1993e: Befragung von Herrn Angrick (Umweltbundesamt), Berlin
- Umweltbundesamt (UBA) 1993f: Befragung von Herrn Nöcker (Umweltbundesamt), Berlin
- Umweltbundesamt (UBA) 1993g: Befragung von Herrn Dreher (Umweltbundesamt), Berlin
- Volz, H.-A./Kriebitzsch, W.U./Schneider, T.W. 1991: Assessment of potential, feasibility and costs of forestry options in the temperate and boreal zone, in: Technical Workshop to Explore Forestry Options, Bangkok, April 24-29, 1991
- Wedegaertner, T.C./Johnson, D.E. 1983: Monensin effects on digestibility, methanogenesis and heat increment of a cracked corn-silage diet fed to steers, in: *J.Anim.Sci.* vol. 57 (1983) S.168-177
- Welzel/Davis 1978: Die Kohlenmonoxid-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 1965, 1970, 1973 und 1974 und im Lande Nordrhein-Westfalen in den Jahren 1973 und 1974, Stuttgart/Mainz
- Welzel/Lange 1978: Die Kohlenmonoxid-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 1965, 1970, 1973 und 1974, Stuttgart/Mainz
- Wiemer, K./Widder, G. 1990: Emissionen von Deponien und Deponiegasverwertungsanlagen; in: Wiemer (Hg.): Abfallwirtschaft und Deponietechnik '90; Abfallwirtschaft, Bd. 5, Witzhausen

Anhänge

Anhang 1 THG-Daten aus UBA 1989b

Anhang 2 THG-Daten aus GP 1991

Anhang 3 THG-Daten aus BMU 1992b

Anhang 4 THG-Daten aus ÖKO 1993b

Anhang 5 Zu berücksichtigende THG-Emissionen und Datenunsicherheiten

Anhang 6 Abkürzungen

A-1 THG-Daten aus UBA 1989b

Tabelle A-1 Verbrauch der im Montraler Protokoll genannten FCKW in der Bundesrepublik Deutschland im Jahre 1986

Einsatzgebiet	Verbrauch 1986 (t)	FCKW-Typ
Lösemittel	15.000 bis 46.000	R 113, wenig R 11
Kunststoffverschäumung	24.000	meist R 11
Kältemittel	4.000	R 12, wenig R 115
Aerosole	26.000	R 11/ R 12
Gesamt	69.000 bis 100.000 *	

*= Hinzu kommen 3.000 t R 22, die nicht im Montrealer Protokoll geregelt sind.

A-2 THG-Daten aus GP 1991

*Tabelle A-2 Hauptanwendungen von FCKW in der Bundesrepublik (Stand März 1991) **

Anwendungsgebiet	Menge (t)	Anteil am Gesamtverbrauch (%)
Schaumstoffe	22.000	55
Kältemittel	8.500	21
Lösemittel	7.500	19
Löschmittel	1.000	2,5
Sonstige	1.000	2,5
Summe	40.000	100

*= einschließlich H-FCKW und Halone

A-3 THG-Daten aus BMU 1992b

Tabelle A-3 THG-Daten aus dem Bericht der Bundesregierung 1992

Geschätzter FCKW-Verbrauch 1992 in der Bundesrepublik Deutschland nach FCKW-Typ und Einsatzgebieten in Tonnen

(Schätzungen Verband der Chemischen Industrie)

	vollhalogenierte (vor allem FCKW 11,12,113)	teihalogenierte (vor allem FCKW 22, 142b)
Kunststoffschaum	8-10 000	6 000
Kältetechnik	2 000	4 500
Lösemittel	5 000	-
	15-17 000	10 500

FCKW-Reservoir

(Angaben in kt bezogen auf das Jahr 1988)

	Deutschland^{*)}	Welt
Autoklimaanlagen	4-5	970
übrige Kältetechnik	18-24	
Polyurethan-Wärmedämmstoffe	80	920
XPS-Wärmedämmstoffe	10	120
Lösemittel	20	120
	132-139	2 130

*) alte und neue Bundesländer

Produktion von FCKW in der Bundesrepublik Deutschland (alte und neue Länder)

(in t)

1986	1987	1988	1989	1990	1991
125 579	124 800	120 200	106 530	80 683	65 326

Produktion von Halonen in der Bundesrepublik Deutschland (alte und neue Länder)

(in gew. t *)

1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
18 134	n.b.	21 190	17 803	15 910	12 551	0

* gew. t: gewichtete Tonnen (Produktionsmenge x ODP)

A-4 THG-Daten aus ÖKO 1993b

Tabelle A-4 Verbrauchsdaten für vollhalogenierte FCKW²⁶ in der Bundesrepublik Deutschland (alte Bundesländer) für das Jahr 1986

Anwendung	Stoff	Menge (t)	CO ₂ -Äquiv. 20a (kt)	CO ₂ -Äquiv. 100a (kt)
Treibmittel (PU-Weichschaum)	R11	3.500	15.750	12.250
Treibmittel (PU-Hartschaum)	R11	8.000	36.000	28.000
Montageschaum	R12	1.200	8.520	8.760
Montageschaum	R11	600	2.700	2.100
Integralschaum	R11	3.700	16.650	12.950
Trennmittel (PU-Schäume)	R11	2.000	9.000	7.000
XPS-Schaum (Wärmedämmung)	R12	4.000	28.400	29.200
XPS-Schaum (Verpackung)	R11/R12	500	2.900	2.700
PE-Schaum	R12/R114	500	3.275	3.550
Schaumsektor (gesamt)	FCKW	24.000	123.195	106.510
gewerbl. Kälteanlagen	R12	1.700	12.070	12.410
Großkälteanlagen	R12/R115	750	4.725	5.325
PKW-Klimaanlagen	R12	600	4.260	4.380
Haushaltskältegeräte	R12	410	2.911	2.993
Gebäudeklimaanlagen	R11/R12	440	2.552	2.376
Kältemittelsektor (gesamt)	FCKW	3.900	26.518	27.484
Oberflächenbehandlung	R113	36.000	162.000	151.200
Chem. Reinigungen	R113	3.000	13.500	12.600
Lösemittelsektor (gesamt)	R113	39.000	175.500	163.800
Aerosole	R11/R12	26.000	150.800	140.400

alle Angaben nach UBA (1989)

²⁶ GWP-Faktoren von Gemischen entsprechenden dem Mittelwert (Annahme: 50 : 50 Verteilung)

Tabelle A-5 Emissionsdaten für vollhalogenierte FCKW²⁷ in der Bundesrepublik Deutschland (alte Bundesländer) für das Jahr 1986

Anwendung	Stoff	Menge (t)	CO ₂ -Äquiv. 20a (kt)	CO ₂ -Äquiv. 100a (kt)
Treibmittel (PU-Weichschaum)	R11	3.500	15.750	12.250
Treibmittel (PU-Hartschaum)	R11	800	3.600	2.800
Montageschaum	R12	1.200	8.520	8.760
Montageschaum	R11	600	2.700	2.100
Integralschaum	R11	1.850	8.325	6.475
Trennmittel (PU-Schäume)	R11	2.000	9.000	7.000
XPS-Schaum (Wärmedämmung)	R12	1.400	9.940	10.220
XPS-Schaum (Verpackung)	R11/R12	500	2.900	2.700
PE-Schaum	R12/R114	500	3.275	3.550
Schaumsektor (gesamt)	FCKW	12.350	64.010	55.855
gewerbl. Kälteanlagen	R12	1.000	7.100	7.300
Großkälteanlagen	R12/R115	525	3.308	3.728
PKW-Klimaanlagen	R12	450	3.195	3.285
Haushaltskältegeräte	R12	60	426	438
Gebäudeklimaanlagen	R11/R12	330	1.914	1.782
Kältemittelsektor (gesamt)	FCKW	2.365	15.943	16.533
Oberflächenbehandlung	R113	36.000	162.000	151.200
Chem. Reinigungen	R113	3.000	13.500	12.600
Lösemittelsektor (gesamt)	R113	39.000	175.500	163.800
Aerosole	R11/R12	26.000	150.800	140.400

²⁷ GWP-Faktoren von Gemischen entsprechenden dem Mittelwert (Annahme: 50 : 50 Verteilung)

Tabelle A-6 Verbrauchsdaten für vollhalogenierte FCKW²⁸ in der Bundesrepublik Deutschland - alte Bundesländer - für das Jahr 1990

Anwendung	Stoff	Menge (t)	CO ₂ - Äquiv. 20a (kt)	CO ₂ -Äquiv. 100a (kt)
PU-Weichschaum	R11	2.500	11.250	8.750
PU-Hartschaum	R11	6.600	29.700	23.100
PU-Dämmung Haushaltskühlm.	R11	1.180	5.310	4.130
PU-Dämmung gewerbl. Kühlm.	R11	770	3.465	2.695
Orts- und Gießschaum	R11	1.025	4.613	3.588
Integralschaum	R11	2.250	10.125	7.875
XPS-Schaum (Wärmedämmung)	R12	1.950	13.845	14.235
PE-Schaum	R12/R114	500	3.275	3.550
Schaumsektor (gesamt)	FCKW	16.775	81.583	67.923
gewerbl. Kühlmöbel	R12	850	6.035	6.205
Industriekälte, Raumklima	R12/R115	1.000	6.300	7.100
PKW-Klimaanlagen	R12	700	4.970	5.110
Haushaltskühlmöbel	R12	650	4.615	4.745
Kältemittelsektor (gesamt)	FCKW	3.200	21.920	23.160
Oberflächenbehandlung	R113	5.000	22.500	21.000
Chem. Reinigungen	R113	2.500	11.250	10.500
Lösemittelsektor (gesamt)	R113	7.500	33.750	31.500
Aerosole	R11/R12	1.000	5.800	5.400

alle Angaben nach GP (1991)

²⁸ GWP-Faktoren von Gemischen entsprechen dem Mittelwert (Annahme 50 : 50 Verteilung)

Tabelle A-7 Emissionsdaten für vollhalogenierte FCKW²⁹ in der Bundesrepublik Deutschland (alte Bundesländer) für das Jahr 1990

Anwendung	Stoff	Menge (t)	CO ₂ -Äquiv. 20a (kt)	CO ₂ -Äquiv. 100a (kt)
PU-Weichschaum	R11	2.500	11.250	8.750
PU-Hartschaum	R11	600	2.700	2.100
PU-Dämmung Haushaltskühlm.	R11	40	180	140
PU-Dämmung gewerbl. Kühlm.	R11	70	315	245
Orts- und Gießschaum	R11	100	450	350
Integralschaum	R11	1.125	5.063	3.938
XPS-Schaum (Wärmedämmung)	R12	650	4.615	4.745
PE-Schaum	R12/R114	500	3.275	3.550
Schaumsektor (gesamt)	FCKW	5.585	27.848	23.818
gewerbl. Kühlmöbel	R12	510	3.621	3.723
Industriekälte, Raumklima	R12/R115	700	4.410	4.970
PKW-Klimaanlagen	R12	525	3.728	3.833
Haushaltskühlmöbel	R12	98	696	715
Kältemittelsektor (gesamt)	FCKW	1.833	12.455	13.241
Oberflächenbehandlung	R113	5.000	22.500	21.000
Chem. Reinigungen	R113	2.500	11.250	10.500
Lösemittelsektor (gesamt)	R113	7.500	33.750	31.500
Aerosole	R11/R12	1.000	5.800	5.400

²⁹ GWP-Faktoren von Gemischen entsprechenden dem Mittelwert (Annahme: 50 : 50 Verteilung)

Tabelle A-8 Verbrauch von H-FCKW im Jahre 1986 und 1990 in den alten Bundesländern sowie Abschätzung für 1992 für die Bundesrepublik Deutschland

	Stoff	Menge (t)	CO ₂ -Äquiv. 20a (kt)	CO ₂ -Äquiv. 100a (kt)
Anwendung 1986				
Kältetechnik	R22	3.000	12.300	4.500
Gesamt 1986	R22	3.000	12.300	4.500
Anwendung 1990				
gewerbl. Kühlmöbel	R22	1.750	7.175	2.625
Industriekälte, Raumklima	R22	1.875	7.688	2.813
Montageschaum	R22	1.500	6.150	2.250
XPS-Schaum (Wärmedämmung)	R142b	1.950	7.215	3.120
Gesamt 1990	H-FCKW	7.075	28.228	10.808
Anwendung 1992				
Kältetechnik	R22	4.500	18.450	6.750
Kunststoffschaum	R142b	6.000	22.200	9.600
Gesamt 1992	H-FCKW	10.500	40.650	16.350

1986 nach UBA (1989), 1990 nach GP (1991), 1992 nach BMU (1992) + eigener Schätzung

A-5 Zu beachtende Treibhausgase und Datenunsicherheiten

Neben der im Eingangskapitel diskutierten Frage der noch "unbekannten" bzw. "nichterkannten" THG ist zu klären, welche der bekannten THG im Rahmen von Emissionsdatenbasen zu berücksichtigen und wie diese ggf. zu CO₂-Äquivalenten zu aggregieren sind.

Zu ersterem gibt es bezüglich der **biogenen** CO₂-Emissionen den Ansatz der "Nettobilanz" und der "Quellen und Senken"-Bilanz.

Die wissenschaftliche Diskussion um THG hat in Deutschland Einigkeit darüber erzielt, daß CO₂-Emissionen aus Biomasse dann **nicht** als **Nettobelastung** der Atmosphäre anzusehen sind, **wenn** die Biomasse aus nachhaltigem Anbau stammt³⁰. Dieses Kriterium erfüllen in Deutschland praktisch alle vegetabilen Anteile des Hausmülls, Klärschlämme sowie Holz, das als Bau- oder Brennstoff genutzt wird. Daher sollten nach dieser Methode bei der Bilanzierung der Treibhausgase die im vorliegenden Bericht ermittelten CO₂-Emissionen aus gewerblich-industriellen Aktivitäten (z.B. Brauereien, Bäckereien, vgl. Kapitel 3), Biomasseanbau (Land- und Forstwirtschaft, vgl. Kapitel 4) sowie Müllverbrennung, Deponiebetrieb, Kompostierung und Abwasserreinigung (Abfallwirtschaft, vgl. Kapitel 5) zwar **genannt**, aber in der Berechnung von Treibhauspotentialen **nicht** einbezogen werden.

Wird stattdessen eine Bilanzierung von **Quellen und Senken** durchgeführt, ist diese Netto-Bilanzierung nicht erforderlich. Nach dieser Methode werden der gesamten jährlichen Freisetzung von CO₂ in einem gegebenen Territorium die gesamten jährlich auf diesem Gebiet über Biomasse fixierten (gebundenen) CO₂-Mengen gegenübergestellt³¹.

Soweit beim An- und Abbau von Biomasse **andere Treibhausgase** entstehen (vor allem Methan und N₂O), ist der Stoffkreislauf in der Regel nicht geschlossen - ihr Beitrag ist daher in der Gesamtberechnung des Treibhauspotentials **stets** mit zu berücksichtigen.

Die zweite Zurechnungsfrage betrifft die Treibhauswirkung von Spurengasen:

Während CO₂, CH₄, N₂O und FCKW/CKW **direkt** als Infrarotabsorber wirken, weisen Stickoxide (NO_x) und Nichtmethan-Kohlenwasserstoffe (NMVOC) eine **indirekte** Treibhauswirkung auf, da sie als Vorläufersubstanzen für Ozon (O₃) gelten und dieses wiederum die Atmosphäre erwärmt. Methan (CH₄) wirkt **zusätzlich** zur direkten Wärmeabsorption auch indirekt als Treibhausgas, während CO eine Verlängerung der atmosphärischen Verweilzeit von CH₄ bewirkt und damit ebenfalls indirekt zum Treibhauseffekt beiträgt (CO ist zudem ein Vorläufer für CO₂). Je nach luftchemischer Situation, Sonneneinstrahlung und Temperatur sind die indirekten Treibhauswirkungen der genannten Gase jedoch unterschiedlich.

³⁰ Dies bedeutet, daß innerhalb von kurzer Frist (max. 10 Jahre) die geerntete Biomasse durch Nachpflanzung ersetzt wird. Beim Wachstum der "Nachfolgeneration" wird dann die gleiche CO₂-Menge aus der Atmosphäre entnommen und in die Pflanzensubstanz eingebunden, die bei der Nutzung der "Vorgeneration" emittiert wurde.

³¹ Zur Problematik dieses "sources & sinks"-Konzepts vgl. näher OECD (1991).

Aufgrund dieser Unsicherheiten zur Umsetzung von CH₄, CO, NO_x und NMVOC sind Gesamt-CO₂-Äquivalenzfaktoren, d.h. die Summe von direkter und indirekter Treibhauswirkung, nur für eine maximale Abschätzung sinnvoll³².

Tabelle A-9 Massebezogene CO₂-Äquivalenzfaktoren für THG (direkte + indirekte Effekte)

THP-Faktor relativ zu 1 kg CO ₂	bei Integrationszeit	
	20 Jahre	100 Jahre
CO ₂	1	1
CH ₄	34 [+37]	11 [+14]
CO	0 [+7]	0 [+3]
NMVOC	0 [+31]	0 [+11]
NO _x	0 [+30]	0 [+8]
N ₂ O	250	270
F11	4500	3500
F12	7100	7300
F113	4500	4200
F114	6000	6900
F115	5500	6900
Halon 1211	5800	5800
Halon 1301	5800	5800
F22	4100	1500
F123	310	85
F124	1500	430
F125	4700	2500
F134a	3200	1200
F141b	1500	440
F142b	3700	1600
F143a	4500	2900
F152a	510	140
CCl ₄	1900	1300
CH ₃ CCl ₃	350	100

(Angaben für zusätzliche indirekte Effekte in Klammern nach IPCC 1990, wobei deren Berücksichtigung nur für Maximalabschätzungen sinnvoll ist; Daten für direkte Effekte stehen vor der Klammer nach IPCC 1992)

³² IPCC (1992) hat mittlerweile aufgrund der Datenunsicherheiten von einer Quantifizierung der indirekten Effekte von CO, CH₄, NO_x und NMVOC abgesehen. Hinsichtlich der THP-Werte von FCKW-Emissionen besteht neuerdings eine weitere Unsicherheit, die sich durch den Kühleffekt des FCKW-bedingten Ozonabbaus ergibt (vgl. näher IPCC 1992).

A-6 Abkürzungsverzeichnis

Vollhalogenierte FCKW

R11	Trichlorfluormethan (CCl_3F)
R12	Dichlordifluormethan (CCl_2F_2)
R113	1,1,2-Trichlortrifluorethan ($\text{CClF}_2\text{-CCl}_2\text{F}$)
R114	1,2-Dichlortetrafluorethan ($\text{CClF}_2\text{-CClF}_2$)
R115	Chlorpentafluorethan ($\text{CClF}_2\text{-CF}_3$)

Teilhalogenierte H-FCKW

R22	Chlordifluormethan (HCClF_2)
R141b	1,1-Dichlor-1-fluorethan ($\text{H}_3\text{C-CCl}_2\text{F}$)
R142b	1-Chlor-1,1-difluorethan ($\text{H}_3\text{C-CClF}_2$)

Teilfluorierte H-FKW

R134a	1,1,1,2-Tetrafluorethan ($\text{FH}_2\text{C-CF}_3$)
-------	--

Halone

1301	Bromtrifluormethan (CF_3Br)
1211	Bromchlordifluormethan (CF_2ClBr)
2402	Dibromtetrafluorethan ($\text{C}_2\text{F}_4\text{Br}_2$)

sonstige Abkürzungen

a	Jahr(e)
BMFT	Bundesministeriums für Forschung und Technologie
BRD	Bundesrepublik Deutschland
BrK	Braunkohle
BSZ	Brennstoffzelle
CH_4	Methan
CKW	Chlorierte Kohlenwasserstoffe
CO	Kohlenmonoxid
CO_2	Kohlendioxid
DeNOx	Entstickung
DDR	Deutsche Demokratische Republik
DWSF	Druckwirbelschichtfeuerung
EDV	Elektronische Datenverarbeitung
Öl-EL	leichtes Heizöl
Enquête	Enquête-Kommission "Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestages

FCKW	Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe
FIZ	Fach-Informations-Zentrum (hier: Karlsruhe)
g	Gramm
GEMIS	Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme
GhK	Gesamthochschule (Universität) Kassel
GP	Greenpeace
GT	Gasturbine
GuD	Gas- und Damofturbine
GWh	GigaWatt-Stunde
GWP	global warming potential (Treibhauspotential)
H-FCKW	teilhalogenierte Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe
ha	Hektar
IEA	International Energy Agency (bei der OECD)
IKARUS	Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien (BMFT-Projekt)
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISI	Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung
IVK	Integrierte Vergasung/Kombi-Kraftwerk
KFA	Forschungszentrum Jülich (ehemals Kernforschungszentrum)
kg	KiloGramm
KKK	Kraft-Kälte-Kopplung
kWh	KiloWatt-Stunde
LfU	Landesanstalt für Umwelt
LIS	Landesanstalt für Immissionsschutz, Essen
Lkw	Lastkraftwagen
low-NOx	primäre NOx-Minderungstechnik
m ²	Quadratmeter
Mio.	Million(en)
N	Stickstoff
N ₂ O	Distickstoffmonoxid (Lachgas)
NH ₃	Ammoniak
NMKW	Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (Flüchtige Kohlenwasserstoffe außer Methan)
NMVOC	non-methane volatile organic compounds (Flüchtige Kohlenwasserstoffe außer Methan)
NO _x	Stickoxide
ODP	ozone depletion potential (Ozonabbaupotential)
OECD	Organization for Economic Co-operation and Development
ÖKO	Öko-Institut
Öl-S	schweres Heizöl
ÖPNV	Öffentlicher Personen-Nahverkehr
PE	Polyäthylen
Pkw	Personenkraftwagen

PS	Polystyrol
PU	Polyurethan
RBrK	Rohbraunkohle
REA	Rauchgas-Entschwefelungs-Anlage
SCR	selective catalytic reduction
SO ₂	Schwefeldioxid
STIG	steam-injection gas turbine
StK	Steinkohle
t	Tonne(n)
TEMIS	Total Emission Model for Integrated Systems (engl. Version von GEMIS)
TFF	Technik-Folgen-Forschung (Abteilung der FKA)
THG	Treibhausgase
THP	Treibhauspotential
THP-100	Treibhauspotential für einen Zeithorizont von 100 Jahren
THP-20	Treibhauspotential für einen Zeithorizont von 20 Jahren
TIB	Technische Informations-Bibliothek, Hannover
TJ	Tera-Joule (10 ¹² Joule)
TÜV	Technischer Überwachungs-Verein
UBA	Umweltbundesamt
VCI	Verband der Chemischen Industrie
VDMA	Verband Deutscher Maschinen- und Anlagenbau
WSF	Wirbelschichtfeuerung
XPS	extrudiertes Polystyrol

Bisher in der Reihe "Internationale Treibhausgasverifikation" erschienene Arbeiten:

- Nr. 1 Uwe Fritsche/Felix C. Matthes:
Analyse von Datenbasen zu klimarelevanten Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland. Jülich 1992 (KFA).

- Nr. 2 Stefan Comes:
Institutionelle Fragen der Verifikation im Zusammenhang mit einer internationalen Klimakonvention. Jülich 1992 (KFA).

- Nr. 3 Manfred Efinger/Helmut Breitmeier:
Zur Theorie und Praxis der Verifikation einer globalen Klimakonvention. Jülich 1992 (KFA).

- Nr. 4 Wolfgang Fischer:
Climate protection and international policy. The Rio-conference between global responsibility and national interests. Jülich 1993 (KFA).

- Nr. 5 Stefan Comes:
Umweltmeßnetze: Hilfsmittel der Verifikation in einem internationalen Klimaregime. Jülich 1993 (KFA).

- Nr. 6 Juan Carlos di Primio:
Estimates of Carbon Dioxide Emissions from Fossil Fuels Combustion in the Main Sectors of Selected Countries, 1971-1990. Jülich 1993 (KFA).

- Nr. 7 Matthias Buchert, Uwe R. Fritsche, Felix C. Matthes:
Identifikation und Analyse von Datenquellen für Emissionsdatenbasen nichtenergiebedingter Treibhausgase in Deutschland. Jülich 1993 (KFA).

JÜI-2837

November 1993

ISSN 0944-2952