

Aus dem Institut für Agrarökologie

T. Gauger

A. T. Vermeulen

J. W. Erisman

C. Rösemann

T Spranger

U. Dämmgen

A. Bleeker

M. Schaap

H.-D. Nagel

Z. Klimont

Die Analyse von Stickstoff-Flüssen in der Landwirtschaft zum Zweck der Politikberatung und der Berichterstattung - eine Übersicht über Datenflüsse und Datenmanagement. Teil 2. Transmission und Deposition

Veröffentlicht in: Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 291, S. 11-19

Braunschweig

Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)

2005

Die Analyse von Stickstoff-Flüssen in der Landwirtschaft zum Zweck der Politikberatung und der Berichterstattung – eine Übersicht über Datenflüsse und Datenmanagement. Teil 2. Transmission und Deposition

Th. Gauger¹, U. Dämmgen¹, A. T. Vermeulen², A. Bleeker³, J.-W. Erisman³, M. Schaap⁴, C. Rösemann¹, H.-D. Nagel⁵, T. Spranger⁶ und Z. Klimont⁷

Schlüsselwörter: Stickstoff, Stofffluss-Modell, Critical loads, Politikberatung

1 Einleitung

Die atmosphärischen Einträge von Stickstoff (N) in terrestrische und aquatische Ökosysteme können zu deren Überdüngung (Eutrophierung) und Versauerung führen. Wesentlich sind hier die ins System gerichteten Flüsse und nicht die Konzentrationen in der Atmosphäre (z.B. Dämmgen et al., 1993). Wenn diese Flüsse die sog. kritischen Belastungen (critical loads) überschreiten, reagiert das System mit plastischen Veränderungen.

Es besteht gesellschaftlicher Konsens darüber, solche Veränderungen in bestimmten Fällen zu vermeiden oder sogar rückgängig zu machen. Dies ist notwendigerweise mit der Erforschung der Kette von den Wirkungen rückwärts über die Einträge und den Transport zu den Emissionen und deren Quellen verbunden. Eine solche rückwärts gerichtete Betrachtungsweise sollte am ehesten in der Lage sein, Notwendigkeiten, Möglichkeiten und Aufwand zu erkennen und zu quantifizieren, sofern Emissionen verringert oder vermieden werden müssen.

Die hierbei in Deutschland derzeit verwendeten Modelle, die die Wege zwischen Emission und Deposition zu beschreiben versuchen, sind komplex und sollen in diesem Beitrag erläutert werden. Sie knüpfen inhaltlich an die Beschreibung der Verfahren zur Quantifizierung von Emissionen (Dämmgen et al., 2006a).

2 Von den Daten zur Handlungsempfehlung

Eine sinnvolle und ressourcenschonende Minderungs politik muss vor dem Hintergrund, dass sie nur im gesellschaftlichen Konsens durchgeführt werden kann, die Minderungsmöglichkeiten im Hinblick auf die betrachteten Schutzgüter insgesamt durchführen.

Die hieraus resultierenden Maßnahmen sind im Hinblick auf die Wirkungen und den Umstand, dass einige der Emissionen nur kurze atmosphärische Verweildauern besitzen, in deutschlandweit umzusetzende Maßnahmen und in überwiegend regionale Maßnahmen aufzugliedern. Die Handlungsnotwendigkeiten und -möglichkeiten werden bei luftverschmutzenden Gasen durch eine nationale Obergrenze (NEC) oder bei Treibhausgasen in Form einer relativen Minderungsleistung (UNFCCC) festgelegt. Da Treibhausgase eine sehr lange atmosphärische Verweildauer besitzen, ist dies angemessen. Eine regionale Schwerpunktsetzung ist bei Treibhausgasen deshalb nicht erforderlich; vielmehr sollten Maßnahmen dort ansetzen, wo Emissionsminderungen zu den geringsten Kosten erzielt werden können. Im Falle der versauernd und eutrophierend wirkenden Stoffe ist diese Voraussetzung nicht gegeben.

Das Schadrisiko variiert räumlich sehr stark. Erstens ist die Empfindlichkeit der Ökosysteme gegenüber Schadstoffeinträgen wesentlich von Boden, Vegetation und Klima abhängig; daher muss die regionale Verteilung der Ökosysteme mit ihren spezifischen Eigenschaften (Pufferungsvermögen, Basen-Freisetzungsvermögen, Wasserhaushalt; N-Dynamik, natürliche Sukzession usw.) bekannt sein. Zweitens sind auch die tatsächlichen Depositionsflüsse räumlich sehr variabel; sie werden unter Berücksichtigung von Emissionsverteilungen, Wetterdaten, chemischen Reaktionen und Transport modelliert (Dämmgen und Erisman, 2005).

¹ Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie (FAL-AOE), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

² Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Ländliche Räume (FAL-LR), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

³ ECN Netherlands Energy Research, P.O. Box 1, 1555 ZG Petten, Niederlande

⁴ TNO Institute of Environmental Sciences, P.O. Box 342, 7300 AH Apeldoorn, Niederlande

⁵ ÖKO-DATA, Hegermühlenstr. 58, 15344 Straußberg

⁶ Umweltbundesamt, Fachgebiet II 4.4 „Wirkungen auf terrestrische Ökosysteme“, Postfach 1406, 06813 Dessau

⁷ Internationales Institut für Angewandte Systemanalyse (IIASA), 2361 Laxenburg, Österreich

Es ist politisches Ziel in Deutschland und Europa, die Belastung von Ökosystemen durch luftgetragene Schadstoffe zu reduzieren (vgl. Gregor, 1999; WGE, 2004); so basiert die europäische Luftreinhaltepolitik (CLRTAP-Protokolle, NEC-Richtlinie, Thematische Strategie „Luft“ der EU) auf einem kostenoptimierten Critical-loads-Konzept. Handlungsziel ist hierbei das Erreichen oder zumindest die kostenoptimierte Annä-

herung an critical loads und critical levels (kritische Schadgaskonzentrationen) (vgl. SRU, 1994). Das Critical Loads-Konzept gewährleistet eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung mittels langfristiger, räumlich differenzierter, ökosystem- und wirkungsspezifischer Belastungsgrenzen.

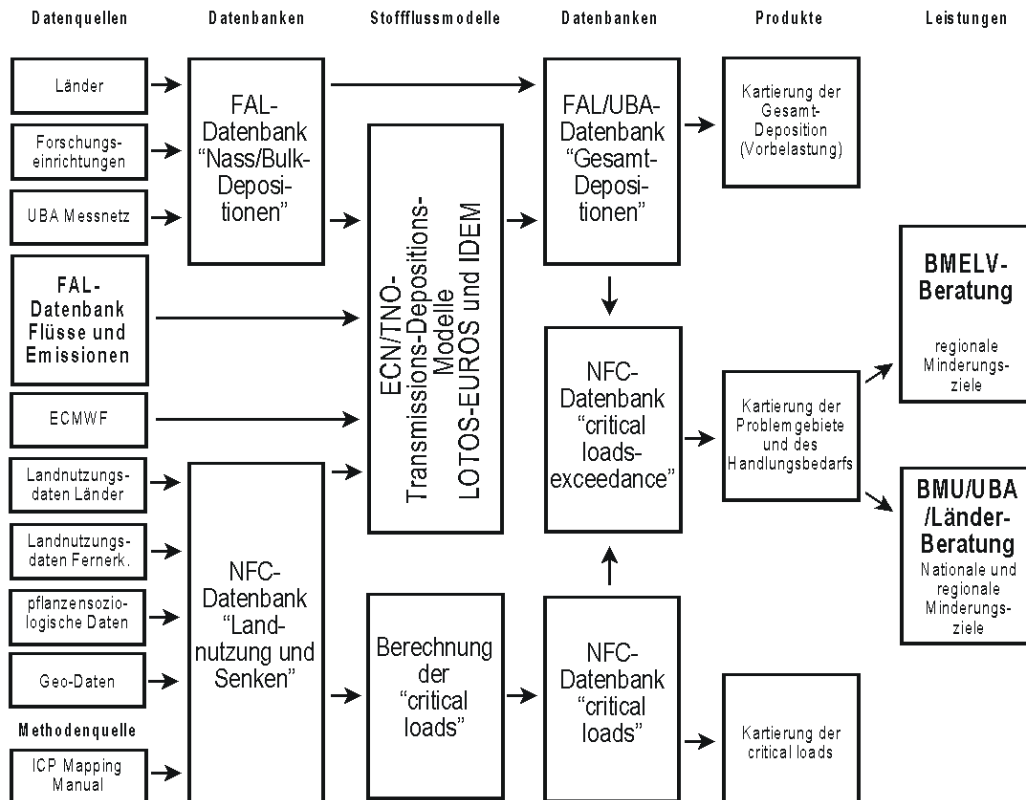


Abbildung 1:
Von den Daten zur Handlungsempfehlung

Die kosten- und wirkungsoptimierte Minderung der Belastung durch luftverunreinigende Stoffe im Hinblick auf Versauerung und Eutrophierung erfolgt also durch einen Vergleich von critical loads (maximal verträgliche Belastungen) mit gegenwärtigen oder zukünftigen Depositionsraten (Ist-Belastungen). Critical loads sind wesentlich von Boden, Vegetation und Klima abhängig. Daher muss die regionale Verteilung der Ökosysteme mit ihren spezifischen Eigenschaften (Pufferungsvermögen, Basen-Freisetzungsvermögen, Wasserhaushalt; N-Dynamik, natürliche Sukzession usw.) bekannt sein. Die tatsächlichen Depositionsflüsse müssen auf der gleichen Flächendatenbasis vorliegen. Sie werden unter Berücksichtigung von Emissi-

onsverteilungen, Wetterdaten, chemischen Reaktionen und Transport modelliert (Dämmgen und Erisman, 2005).

2.1 Datenquellen und Datenbanken für Eingangsdaten

Regional aufgelöste Emissionsdaten werden aus der FAL-Datenbank bereitgestellt. Sie beruhen in fast allen Fällen auf der Beschreibung typischer Verfahren, zu deren Beschreibung mittlere Eingangsdaten verwendet werden. Die Daten sind in der ausführlichen Dokumentation (Dämmgen et al., 2006b) erst-

malig mit Unsicherheiten angegeben. Eine Fehlerfortpflanzungsrechnung wurde bisher nicht durchgeführt.

In Deutschland existieren flächendeckend Messnetze zur Bestimmung der sog. Bulk-Deposition (d.h. der Deposition sedimentierender Partikel einschl. Niederschlägen). Sie werden von allen Bundesländern (außer Bremen und Hamburg), zahlreichen Forschungseinrichtungen und dem Umweltbundesamt unterhalten.

Die so genannte trockene Deposition von Gasen und Feinstäuben ist rezeptorabhängig; in raue Systeme wie Wälder wird deutlich mehr eingetragen als in landwirtschaftliche Kulturen, Heiden oder Moore. Die Depositionsmodellierung setzt daher die Kenntnis der Landnutzung voraus.

Daten für critical loads wurden für alle relevanten Ökosysteme nach EUNIS-Klassifizierung (EEA, oJ) zusammengestellt. Sie wurden über Massenbilanzen modelliert (vgl. Posch et al., 2005; Aktualisierung in jedem zweiten Jahr) oder auf der Basis von Feldexperimenten als sogenannte „empirical critical loads“ in Expertengremien erarbeitet (z.B. Achermann und Bobbink, 2003). Eine ausführliche Beschreibung der Berechnungsverfahren, Datengrundlagen und Anwendungen gibt ein international abgestimmtes Methodenhandbuch (ICP Modelling & Mapping, 2004; zu aktuellen Daten siehe Posch et al., 2005).

Die flächendeckende Information der Ökosystemverteilung wird auf der Basis von CORINE Land Cover sowie anderen flächenhaft vorliegenden Daten zu Bodeneigenschaften, Vegetation, Hydrologie etc. erarbeitet. Die Daten und Metadaten werden beim National Focal Centre Deutschland (NFC) (ÖKO-DATA GmbH im Auftrag des Umweltbundesamtes) gehalten.

Der Vergleich von critical loads mit Depositionen (s.u.) erfordert eine einheitliche räumliche Bezugsbasis. Diese ist durch die oben genannte Critical-loads-Datenbank gegeben.

Beiträge des nachgeordneten Bereichs sind Messungen von Bulk-Depositionen insbesondere von N-Spezies in zum Teil umfangreichen Messnetzen (Grünhage et al., 2002) sowie die Verbesserung der Methoden hierzu (z.B. Dämmgen et al., 2005). Die Daten werden an der FAL zur Datenbank „Nass/Bulk-Depositionen“ zusammengeführt (Gauger et al., 2002; Gauger, 2005).

2.2 Stoffflussmodelle

Im Transmissionsmodell LOTOS-EUROS (Schaap et al., 2005) und dem Integrierten Depositionsmodell IDEM (Gauger et al., 2002) werden unter Verwendung von Wetterdaten, die das European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF) bereitstellt, zunächst die Konzentrationen in der Atmosphäre und anschließend die trockene

Deposition in unterschiedliche Rezeptorsysteme berechnet. Die trockene Deposition wird dabei aus dem Konzentrationsfeld und einer Depositionsgeschwindigkeit berechnet, deren Ableitung ein einfaches Widerstandsmodell zugrunde liegt. Die trockene Deposition ist rezeptorspezifisch. Sie muss mithilfe von Rezeptorinformationen parametrisiert und lagertreu und flächendeckend modelliert werden. Eine Quantifizierung der zusätzlichen feuchten Deposition kann durch das Wolkenwasser-Depositions-Modul für das Inferentialmodell IDEM erfolgen.

Die methodische Grundlage der Kartierung der Gesamt-Deposition besteht in der Kombination der Berechnung von rezeptorunabhängiger Nass-Deposition und der Modellierung von rezeptorspezifischer Trockendeposition. Die Modellierung der Nass-Deposition basiert auf den Monitoringdaten der vorhandenen (bulk/nass) Routine-Messnetze in Deutschland, die periodisch angefragt, aufbereitet und in der FAL/UBA-Depositions-Datenbank gehalten werden. Die an diesen zahlreichen Messpunkten ermittelten Konzentrationen im Niederschlag werden mit dem Kriging-Verfahren in hoher räumlicher Auflösung ($5 \cdot 5 \text{ km}^2$ - bis $1 \cdot 1 \text{ km}^2$ -Raster) flächendeckend interpoliert und mit hoch aufgelösten, aus Niederschlagsmessungen modellierten Niederschlagskarten des DWD (in $1 \cdot 1 \text{ km}^2$ -Raster) zu Nass-Depositionsfeldern verschnitten. Datenumfang, Datenhaltung und die notwendige Datenverarbeitung erfordert die Nutzung eines leistungsfähigen GIS (Geographisches Informationssystem).

Beiträge des nachgeordneten Bereichs bestehen unter anderem in der Erhebung und Bereitstellung von Konzentrationsdaten für NH_3 , seine Reaktionspartner und seine Reaktionsprodukte in der Umgebungsluft durch FAL-AOE. FAL-AOE hat zu diesem Zweck langjährige Messreihen erzeugt, die zur Kalibrierung und Validierung der Modelle dienen.

2.3 Ergebnisdatenbanken und Produkte

Die resultierenden Datensätze zur Gesamt-Deposition, der räumlichen Verteilung der critical loads und der Überschreitung der critical loads werden als Kartenwerke dargestellt, die im Internet verfügbar sind (UBA, 2005).

Die Erstellung der Datensätze und ihre Aktualisierung erfolgt in FAL-AOE, d.h. im *nachgeordneten Bereich des BMELV*.

2.4 Die Leistungen

Die Karten geben Hinweise auf diejenigen Orte, für die ein Handlungsbedarf besteht. Sie informieren darüber hinaus, wie groß der Handlungsbedarf ist. Auf diese Weise erlauben sie eine Abwägung und lassen eine Prioritätenbildung auf sachlicher Basis zu.

Da zwischen oxidiertem und reduziertem N unterschieden wird, lassen sich regionale Minderungsziele quantifizieren und Handlungsschwerpunkte identifizieren.

Beiträge des nachgeordneten Bereichs sind die Pflege der Datenbanken, einschließlich Verfahrensentwicklung und Anwendung von Plausibilitätsprüfungen und Datenaufbereitungen zur Nachnutzung an der FAL (Gauger, 2005). Die Nachnutzungen bestehen in internationalen, nationalen, regionalen und lokalen Fragestellungen und Anwendungen zur Luftreinhalte (Bewertung der Belastungssituation), der Risikoanalyse, Planung, Sicherstellung nachhaltiger Entwicklung und Formulierung von Umweltqualitätszielen in unterschiedlichem räumlichen Maßstab in den Bereichen Bodenschutz, Landschaftsplanung, Naturschutz, forstliches Monitoring und Management, landwirtschaftliche Planung und Beratung, im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, der NEC-Richtlinie und für weitere Projektarbeiten an Forschungsinstituten (Universitäten und andere Forschungseinrichtungen). Die wesentlichen Datensätze sind aufgrund des großen Nutzerkreises seit kurzem im Internet abrufbar (UBA, 2005).

3 Von den Daten zur Genehmigung

Sieht man von Maßnahmen ab, die von außen steuernd in die landwirtschaftlichen Stoffflüsse eingreifen, etwa einer Änderung des Verbraucherverhaltens oder der Märkte, so findet der praktische Schritt der Emissionsminderung in der Landwirtschaft im einzelnen Betrieb statt. Entsprechende betriebliche Anpassungen können auf unterschiedliche Weisen erreicht werden. Neben Beratung und anreizorientierten Maßnahmen kommen Genehmigungsverfahren nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) zum Einsatz. Die sachlichen Entscheidungsgrundlagen für Genehmigungen müssen erklärbar und transparent sein. Sie müssen den gleichen Regeln gehorchen wie die zuvor genannten Berechnungen auf höherem Aggregationsniveau. Sie müssen es erlauben, ohne (teure) Messungen zutreffende Schätzungen der zu erwartenden Emissionen zuzulassen. Auch müssen sie eine Handhabe bieten, Kosten zu schätzen.

Der Rahmen, in dem Entscheidungen möglich sind oder sein können, ergibt sich aus der Differenz zwischen tatsächlicher Belastung und der möglichen Zusatzbelastung. Während erstere aus der Datenbank „Gesamt-Deposition“ erhalten wird, ergibt sich letztere aus einer Betrachtung der jeweils zulässigen Belastung der zu schützenden Systeme. In diesem Rahmen müssen die zulässigen Zusatzbelastungen in größte zulässige Emissionen und Mindest-Entfernungen umgerechnet werden.

Für die Schätzung der Emissionen muss zunächst wiederum ein Modell herangezogen werden.

3.1 Daten

Die Datensätze, die zur Berechnung der Emission aus einem einzelnen Betrieb oder einer Gruppe von Einzelquellen benötigt werden sind die gleichen wie für die Berechnung der Emissionen aus einem Kreis: Tierzahlen je Haltungsverfahren, Lagerungsverfahren, Ausbringungsverfahren, Düngereinsatz, Lufttemperaturen etc. Um eine höhere räumliche Auflösung der Beurteilungswerte (zulässige Deposition) zu ermöglichen, erfolgt die Zuordnung von landnutzungsspezifischer Deposition und critical loads auf der Basis von lokalen, hochauflösenden Landnutzungsdaten und nicht durch direkte Verwendung nationaler Datensätze.

3.2 Stoffflussmodell

Die Verrechnung der Ausgangsdaten führt zu einer Emission, wie sie für die betrachtete Quelle *typisch* ist. Dabei wird der Stand des jeweiligen Wissens bzw. des jeweils Machbaren in GAS-EM widerspiegelt. Das Stoffflussmodell selbst ist in allen Details das gleiche, das in Kapitel 1.2 beschrieben ist.

3.3 Produkte

Eine mit den Ideen der europäischen Luftreinhaltestrategie konforme Genehmigungspraxis ist rezeptorbezogen und wirkungsbezogen. Dies ist das einzige toxikologisch begründbare Verfahren. Das Abwägen der Notwendigkeiten, die sich aus dem Vergleich von größten zulässigen Werten und der Summe aus Vorbelastung und Zusatzbelastung ergeben, bedarf zunächst einer formalen Regelung der praktischen Durchführung des Vergleichs. Dieser ist in der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft; BMU, 2002) im Prinzip verankert. Die praktische Durchführung des Vergleichs im Hinblick auf die Genehmigung von Tierhaltungsanlagen fehlt bisher noch. Der Arbeitskreis „Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen“ ist vom zuständigen Bund-Länder-Ausschuss für Immissionsschutz (BLAI) mit der Erarbeitung eines wirkungsbasierten und rezeptorbezogenen Verfahrens beauftragt.

4 Modell-Validierung und Qualitätssicherung

Die vorangegangenen Kapitel machen deutlich, wie weit der Weg von gemessenen Daten bis hin zum Produkt oder zur Leistung ist. Die Unsicherheit nimmt mit jedem Schritt zu, so dass einer Qualitätssicherung auf jeder Stufe des Vorgangs eine besondere Bedeutung zukommt. Diese geschieht zum einen dadurch, dass jeder Schritt den festgelegten Regeln folgt und transparent ist, zum anderen dadurch, dass an geeigneten Stellen Messungen vorgenommen werden, die zumindest exemplarisch deutlich machen,

dass sich die Modelle und ihre Ergebnisse auf sicherem Grund bewegen.

4.1 Validierung der Aktivitätsdaten und von GAS-EM

Die Überprüfung der Emissionsmodelle erfolgt in regelmäßigen Begutachtungsverfahren innerhalb von IPCC und – weniger ausführlich – durch UN ECE. Die Verfahren der Datenerhebung und das Stoffflussmodell wurden in einem finnisch-deutschen bilateralen Verfahren geprüft. Im Rahmen aller vorgenannten internationalen Berichtsverpflichtungen wer-

den die deutschen Emissionsinventare jährlich in mehrstufigen Verfahren mit unterschiedlicher Detailtiefe durch internationale Experten überprüft. Diese haben mehrfach bestätigt, dass die Berechnungsgrundlagen und -methoden für die landwirtschaftlichen Emissionen in Deutschland den gesetzten Standards entsprechen. (UNFCCC, 2005). Insbesondere wurde das von der bisherigen Praxis abweichende Stofffluss-Modell akzeptiert. Damit ist zumindest internationale Vergleichbarkeit der Datensätze und Rechenverfahren gegeben.

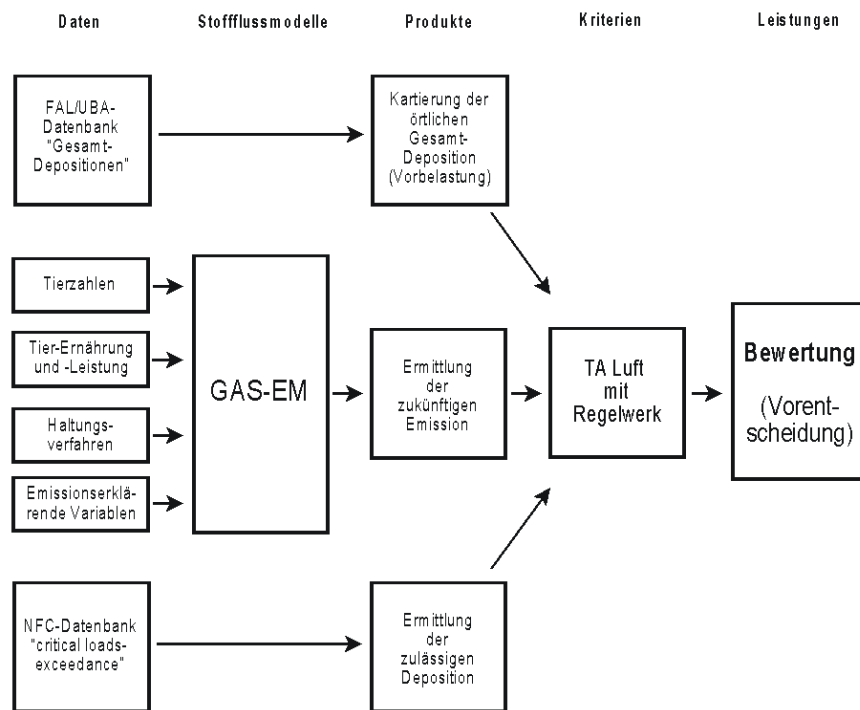


Abbildung 2:
 Von den Daten zur Genehmigung

Stofffluss-Methoden werden in weiteren europäischen Staaten eingeführt. Die im Forscherverbund EAGER (2005) zusammenarbeitenden Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler bemühen sich um strikte Vereinheitlichung der Verfahren unter Beibehaltung nationaler Besonderheiten. Erste Ergebnisse der Zusammenarbeit sind Reidy et al. (2006) zu entnehmen.

4.2 Validierung der Kartierung der Nass-Deposition

Die Qualität der Ergebnisse der Nass-Depositionskartierung wird maßgeblich durch die Qualität und Flächenrepräsentativität der Depositionsmessungen bestimmt, die zur flächenhaften Interpolation herangezogen werden. Die Qualität der Kartierungsergebnisse der Nass-Deposition wird auf dreierlei Weise überprüft. Die Berechnung der flächenhaften

Ionenbilanz für jede Rasterzelle der Ergebniskarten liefert Karten der prozentualen Abweichung vom Gleichgewicht zwischen An- und Kationen im Niederschlag und ist als Konsistenztest der Schätzwerte der flächenhaften Modellierung bzw. Interpolation zu werten. Die Abweichungen in der flächenhaften Ionenbilanz liegen in der Regel sowohl für die Konzentrationen im Niederschlag, als auch für berechnete Frachten im Rahmen der Ionenbilanz der gemessenen Inputdaten der Kartierung (Gauger et al., 2000). Der Schätzfehler für die einzelnen Interpolationsergebnisse wird als Krigevarianz, d.h. als durch die flächenhafte Schätzung bedingte Varianz der Werte jeder Rasterzelle der Ergebniskarte ermittelt. Die Schätzgenauigkeit wird hierbei als Wertebereich oder als prozentualer Fehlerwert für jede Rasterzelle angegeben. Die dritte Möglichkeit zur Validierung der Ergebnisse der Kartierung besteht im direkten Vergleich zwischen Messwerten und entsprechendem Rasterwert der Karte. Hierbei werden die Nivellierungen bzw. Werteverchiebungen gegenüber den Eingangsmessdaten beschrieben, die durch das Interpolationsverfahren verursacht werden. Wichtig ist generell die Kontrolle über die angewandten Verfahren und ihre Zuverlässigkeit hinsichtlich der Plausibilität und Repräsentativität der Ergebnisse, die in der Regel bei hinreichend guter Qualität ausreichender Eingangsdaten gegeben ist (Gauger et al. 2000, Gauger et al 2002).

4.3 Validierung von LOTOS-EUROS und IDEM

Vorliegende Ergebnisse von LOTOS-EUROS Modellberechnungen sind mit Konzentrationen verglichen worden, die in regionalen Hintergrundstationen (überwiegend EMEP-Stationen) ermittelt wurden (Schaap et al., 2005). Daneben wurden Modellvergleiche mit anderen chemischen Transportmodellen durchgeführt (van Loon et al., 2003a; Hass et al., 2003; Roemer et al., 2003; van Loon, 2004b).

Das IDEM-Modell (Nachfolgemodell von EDACS, vgl. Erisman und Draaijers, 1995) ist das derzeit am weitesten entwickelte Modell zur Schätzung kleinräumiger Depositionsflüsse und zur Feststellung von critical-loads-Überschreitungen. Die räumliche Auflösung ist wesentlich durch die vorhandenen Landnutzungskarten bestimmt. Es gibt dennoch ökosystemspezifische Flüsse wieder. Hierbei sind nicht so sehr die einzelnen Pflanzenbestände selbst als vielmehr ihre Oberflächeneigenschaften (Rauhigkeit, Blattfeuchte, Schneebedeckung etc.) die den Fluss bestimmenden Elemente.

Die vorliegenden Ergebnisse der Modellierung von trockener und Gesamt-Deposition aus Berechnungen mit dem IDEM-Modell für Deutschland wurden mit den Ergebnissen von Kronenraumbilanz-Berechnungen verglichen. Kronenraumbilanzmodelle werden verwendet, um Trocken- und Gesamtdepositi-

onsflüsse für einzelne Waldstandorte aus langen Messreihen (Jahreswerte) von Freiland-Bulk-Depositionen, Kronentraufen- und Stammablaufmessungen zu schätzen. In Deutschland liegen diese Messungen für die Flächen des forstlichen Intensiv-Monitoring der Länder vor. Der Ansatz zur Berechnung von Kronenraumbilanzen geht von der Grundannahme einer festen Beziehung zwischen nassem und trockenem Eintrag von Partikeln unterschiedlicher Spezies aus, wobei der Eintrag von Natrium-Partikeln als Tracer verwendet wird, um das Verhältnis zwischen trockener und nasser Deposition zu bestimmen (Ulrich, 1983). Im Hinblick auf die unterschiedliche Größe von Partikeln liefert dieser Ansatz in der Regel ungenaue Ergebnisse für Spezies, die an sehr kleine Partikel gebunden sind, oder gasförmig eingetragen werden (Gauger et al., 2002, S. 166). Folglich liefert der Vergleich der Schätzungen zwischen den Modellergebnissen aus IDEM und Kronenraumbilanzwerten unterschiedlich gute Übereinstimmungen, die einer weiteren Interpretation bedürfen.

4.4 Vergleich von Modelldaten und Messungen

Messungen von abwärtsgerichteten Stoffflüssen zwischen Atmosphäre und terrestrischen und aquatischen Ökosystemen sind aufwändig und werden nur vergleichsweise selten durchgeführt. Sie stellen erhebliche Anforderungen an den Standort hinsichtlich seiner Größe und Beschaffenheit und müssen mit empfindlicher und teurer Messtechnik ausgestattet werden. Während die mikrometeorologischen Sensoren (Windgeschwindigkeit, Temperatur) weitgehend den Anforderungen der Stoffflussmessungen entsprechen, erfordert die Erfassung der reaktiven N-Spezies (mit Ausnahme von NO) eine nasschemische Analytik, die immer noch aufwändig und bei weiten nicht trivial ist. So bleibt der Vergleich zwischen modellierten und gemessenen Depositionen auf einzelne Projekte beschränkt und damit eher exemplarisch als umfassend. Ihre wesentliche Leistung besteht darin, die (physikalisch und chemisch begründeten) Modelle auf ihre praktische Plausibilität zu überprüfen.

Das IDEM-Modell wurde zunächst an drei sehr unterschiedlichen Ökosystemen validiert – einem mit N hoch belasteten Wald (Speulderbos), einem mäßig belasteten Grünland in Mitteleuropa (Melpitz) und einem gering belasteten Moor in Schottland (Auchencorth). Die Übereinstimmung zwischen Modell und Messungen war befriedigend (Erisman et al., 2001).

Übereinstimmung (im Rahmen der Genauigkeit) zwischen Modelldaten und Messdaten ergab sich bei Wäldern im Raum Cloppenburg (Meesenburg et al., 2005), in der Schorfheide (Zimmerling et al., 2000) oder auf dem Ackerland der FAL (Schaaf et al., unveröffentlicht).

5 Die Nutzbarkeit der Datensätze

Eine primäre Datenquelle sind die modellierten Emissionen von NH_3 und NO aus landwirtschaftlichen und von NO aus nicht-landwirtschaftlichen Quellen. Die Rechenverfahren entsprechen den derzeit dafür vorgegebenen Regelwerken und erscheinen als weitgehend angemessen. Bei den wichtigen Quellgruppen (Hauptquellgruppen) beschreiben die Rechnungen (Verfahren und Daten) die Prozesse allerdings nur so gut, wie es die verfügbaren statistischen Daten zurzeit erlauben. Sie bilden daher landwirtschaftliche Einzelbetriebe nur als typische Betriebe ab. Es ist nicht erkennbar, wie Modellierung hier mit vertretbarem Aufwand prinzipiell verbessert werden könnte. Die Emissionsfaktoren werden in einigen Fällen (d.h. bei den Hauptquellgruppen) bereits mechanistisch abgeleitet. Sie bedürfen dennoch der ständigen Überprüfung und Verbesserung. Dort, wo sie nicht abgeleitet werden können, bedürfen die aus Literaturdaten abgeleiteten Emissionsfaktoren der Bestätigung im nationalen Konsens.

Diese Auffassung entspricht der generellen Einschätzung der Situation in Nordwesteuropa (Erisman et al., 2005; Sutton et al., 2006).

Die großräumige Validierung von Emissionsinventaren geschieht letztlich über Messungen der Konzentrationen und der Depositionen. In Deutschland existieren zahlreiche Messstellen zur Erfassung der Konzentrationen von oxidiertem N (NO , NO_2) in den Messnetzen der Luftüberwachung. NH_3 -Konzentrationsmessungen in der Umgebungsluft werden selten durchgeführt. Normen zur Durchführung solcher Messungen sind gegenwärtig in Vorbereitung (VDI 3869). Die Untersuchungen der Feinstäube auf Konzentrationen ihrer Inhaltsstoffe (hier NH_4^+ -N und NO_3^- -N) findet nur in Ausnahmefällen statt. Dagegen werden Depositionen als Bulk- oder Nassdeposition flächendeckend erfasst. Bei hinreichendem Aufwand sind diese Messungen auf $0,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ N}$ je Spezies genau (Dämmgen et al., 2000; Dämmgen, 2006). Ihr Anteil an der Gesamtdeposition ist jedoch bei rauen Systemen vergleichsweise gering. Der Rest – die sog. trockene Deposition – lässt sich flächendeckend nur modellieren.

Wahrheitsgemäße Aussagen zu den Emissionen lassen sich durch Emissionsmessungen gewinnen, denen aber bei flächenhaften Quellen die Prozessbeschreibungen zugrunde liegen, die auch in den Depositionsmodellen verwendet werden.

Während die Nutzung der genannten Datensätze zum Zwecke der Emissionsberichterstattung und zum Zwecke der Feststellung von critical-loads-Überschreitungen (vereinbarungsgemäß) als zweckmäßig und hinreichend angesehen wird und ihre Anwendung im Bereich der Politikberatung international akzeptiert und praktiziert wird, bestehen bei der Anwendung im Inland insbesondere bei der Verwendung in

Genehmigungsverfahren Zweifel. Es erscheint wesentlich, festzustellen, dass sich diese Bedenken nicht auf die generelle Vorgehensweise, sondern auf die erzielte Datenqualität und auf juristische Randbedingungen beziehen. Ungeachtet dieser Randbedingungen ist auf dem Weg zur Beurteilung der Anwendungsmöglichkeiten sowohl auf der Seite der Anforderungen (... die Streuung darf höchstens x betragen) als auch auf der Seite der Leistungen (... die Streuung bzw. Ungenauigkeit beträgt höchstens y) die erforderliche Auflösung oder Genauigkeit zu definieren.

6 Ausblick

Eine Verbesserung der Datengrundlage im Hinblick auf die Ableitung regionaltypischer Emissionsfaktoren setzt eine Verbreiterung und Verbesserung der Messungen voraus. Insbesondere erscheint es wünschenswert, dass Emissionsmessungen derart vorgenommen werden, dass man aus ihnen Anhaltspunkte für die Emissionsfaktoren ableiten kann: Sie müssen sinngemäß den Anforderungen von VDI 4280 genügen.

7 Literatur

- Achermann B, Bobbink R (2003): Empirical Critical Loads for Nitrogen. Expert Workshop., Berne, 11-13 November 2002. Proceedings. Environmental Documentation No. 164 Air, SAEFL, Berne. 327 S. <http://www.unece.org/env/documents/2003/eb/wg1/eb.air.wg1.2003.14.pdf>
- Bobbink R, Ashmore M, Braun S, Flückiger W, Van den Wyngaert IJ (2003): Empirical nitrogen critical Loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. Eds Achermann B, Bobbink R: Empirical Critical Loads for Nitrogen. Expert Workshop., Berne, 11-13 November 2002. Proceedings. Environmental Documentation No. 164 Air, SAEFL, Berne, 43-170. <http://www.icpmapping.org/html/manual.html>
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2002) Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24.Juli 2002. Gemeinsames Ministerialblatt 2002(25), 511-605
- Dämmgen U (2006) Beiträge zur Erstellung einer Stickstoff-Bilanz für das Land Hessen. Bericht über die Messungen 2001/2002/2003/2004 für das Hessische Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden (in Vorbereitung)
- Dämmgen U, Erisman JW (2005) Emission, transmission, deposition and environmental effects of ammonia from agricultural sources. In: Kuczynski T, Dämmgen U, Webb J, Myczko A (Hrsg.) Emissions from European agriculture. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, 97-112.
- Dämmgen U, Erisman JW, Cape JN, Grünhage L, Fowler D (2005) Practical considerations for addressing uncertainties in monitoring bulk deposition. Environmental Pollution 134, 535-548.

- Dämmgen U, Grünhage L, Haenel H-D, Jäger H-J (1993) Climate and Stress in Ecotoxicology. A Coherent System of Definitions and Terms. *Angewandte Botanik* 67, 157-162.
- Dämmgen U, Döhler H, Lüttich M, Eurich-Menden B, Osterburg B, Haenel H-D, Döring U, Strogies M (2006a) Die Analyse von Stickstoff-Flüssen in der Landwirtschaft zum Zweck der Politikberatung – eine Übersicht über Datenflüsse und Datenmanagement. Teil 1. Emissionen. *Landbauforsch Völkenrode Sonderheft* 291, 5-10.
- Dämmgen U, Lüttich M, Döhler H, Eurich-Menden B, Osterburg B (2006b) Berechnungen der Emissionen aus der Landwirtschaft - Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2006 für 2004. Methoden und Daten. *Landbauforsch Völkenrode Sonderheft* 291, 47-222.
- Dämmgen U, Scholz-Seidel C, Zimmerling R (2000) Die Qualität und örtliche Repräsentativität von Bulk-Depositions-Messungen. *Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz (Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt)* 274 (2000), 130-177.
- EAGER (2005) European Agriculture Gaseous Emission Inventory Network. <http://www.eager.ch/index.htm>.
- EEA – European Environment Agency (oJ) EUNIS habitats classification. http://glossary.eea.eu.int/EEAGlossary/E/EUNIS_habitats_classification
- Erisman JW, Draaijers GPJ (1995) Atmospheric deposition in relation to acidification and eutrophication. *Studies in Environmental Research* 63, Elsevier, the Netherlands.
- Erisman JW, Hensen A, Fowler D, Flechard C, Grüner A, Spindler G, Duyzer J, Weststrate H, Römer F, Vonk AW, van Jaarsveld H (2001). Dry deposition monitoring in Europe. *Water Air Soil Pollut Focus* 1(5/6), 17-27.
- Erisman JW, Vermeulen A, Hensen A, Flechard C, Dämmgen U, Fowler D, Sutton M, Grünhage L, Tuovinen J-P (2005) Monitoring and modelling of biosphere/atmosphere exchange of gases and aerosols in Europe. *Environmental Pollution* 133, 403-413
- Gauger Th, Anshelm F, Köble R (2000) Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. Forschungsvorhaben im Auftrag des BMU/UBA, FE-Nr. 297 85 079. Institut für Navigation, Universität Stuttgart. Teil 1: Deposition Loads. 140 p. - Teil 2: Critical Levels. 57 S. http://www.nav.uni-stuttgart.de/navigation/forschung/critical_loads/INS_UBA29785079_1.pdf
- Gauger Th, Anshelm F, Schuster H, Draaijers GPJ, Bleeker A, Erisman JW, Vermeulen AT, Nagel HD, (2002) Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels. Final Report on behalf of Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Berlin. BMU/UBA FE-No 299 42 210. Part 1: Deposition Loads 1990-1999. 207 p. Part 2: Mapping Critical Levels Exceedances. 104 p. Institut für Navigation der Universität Stuttgart. http://www.nav.uni-stuttgart.de/navigation/forschung/critical_loads/EB_29942210_T1.pdf
- Gauger Th (2005) Nationale Luftreinhaltestrategie – Umsetzung von EU-Anforderungen; Teilvorhaben 02: Aufbereitung, Nutzung und Weiterentwicklung nationaler, hochauflösender Datensätze zu Konzentrationen und Depositionen von Luftschadstoffen. Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes UBA-FB 203 43 257/02. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, Braunschweig. 24 S. zzgl. Anhänge.
- Gregor H-D (1999) Konzepte für die Luftreinhaltepolitik. In: Nagel H-D, Gregor H-D (Hrsg.) *Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels*. Springer, Berlin. S. 1-15.
- Grünhage L, Dämmgen U, Erisman JW, Lüttich M, Hanelwald K, Jäger H-J, Freitag K, Baltrusch M, Liebl K (2002) Atmospheric nitrogen dynamics in Hesse, Germany: The challenge and its potential solution. *Landbauforschung Völkenrode* 52, 219-228
- Hass, H., van Loon, M., Kessler, C., Stern, R., Matthijsen, J., Sauter, F., Zlatev, Z., Langner, J., Foltescu, V., Schaap, M. (2003), *Aerosol Modelling: Results and Intercomparison from European Regional-scale Modelling Systems*, Special Rep. EUROTRAC-2 ISS, Garmisch Partenkirchen, Germany
- ICP Modelling and Mapping - Cooperative Programme on Modelling and Mapping of Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends (2004 ff.): Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. ICP Modelling and Mapping. UBA-Texte 52/04. Ständig aktualisierte Version unter www.icpmodelling.org/
- Meesenburg H, Mohr K, Dämmgen U, Schaaf S, Meiwes KJ, Horváth B (2005) Stickstoff-Einträge und -Bilanzen in den Wäldern des ANSWER-Projektes : eine Synthese. *Landbauforsch Völkenrode Sonderheft* 279, 95-107
- Nagel H-D, Gregor H-D (1999) Ökologische Wirkungsschwellen und Grenzen der Belastbarkeit. In: Nagel H-D, Gregor H-D (Hrsg.) *Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels*. Springer, Berlin. S. 17-41.
- Norm VDI 3869, Blatt 3 (2006) Messen von Ammoniak in der Außenluft. Probennahme in beschichteten Diffusionsabscheidern (Denudern). Photometrische bzw. ionenchromatographische Analyse. In Vorbereitung.
- Norm VDI 3869, Blatt 4 (2006) Messen von Ammoniak in der Außenluft. Probenahme mit Passivsammlern. Photometrische bzw. ionenchromatographische Analyse. In Vorbereitung.
- Norm VDI 4280, Bl. 1 (1995) Planung von Immissionsmessungen. Allgemeine Regeln. Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Bd. 5. Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf.
- Posch M, Slootweg J, Hettelingh JP, (Hrsg.) (2005) European Critical Loads and Dynamic Modelling. CCE Status Report 2005. RIVM Report No. 259101016, MNP, Bilthoven, Niederlande. <http://www.rivm.nl/cce/publ/SR2005.jsp>
- Reidy B, Dämmgen U, Döhler H, Eurich-Menden B, Hutchings NJ, Luesink HH, Menzi H, Misselbrook TH, Monteny G-J, Webb J (2006) Comparison of models used for the calculation of national NH₃ emission inventories from agriculture: liquid manure systems (in Vorbereitung)
- Roemer, M., Beekmann, M., Bergström, R., Boersen, G., Feldmann, H., Flatøy, F., Honore, C., Langner, J., Jonson, J.E., Matthijsen, J., Memmesheimer, M., Simpson, D., Smeets, P., Solberg, S., Stern, R., Stevenson, D., Zandveld, P., Zlatev, Z. (2003). Ozone trends according

- to ten dispersion models, Special Rep. EUROTRAC-2 ISS, Garmisch Partenkirchen, Germany
- Schaap M, Timmermans RMA, Sauter FJ, Roemer M, Velders GJM, Boesen GAC, Beck JP, Bultjes PJH (2005) The LOTOS-EUROS model: description, validation and latest developments. *Int J Environment and Pollution*, (im Druck)
- SRU – Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1994) Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Wirkung. Metzler-Poeschl, Stuttgart
- Sutton MA, Nemitz E, Erisman JW, Beier C, Butterbach-Bahl K, Cellier P, de Vries W, Cotrufo F, Skiba U, Di Marco C, Jones S, Laville P, Soussana JF, Loubet B, Twigg M, Famulari D, Whitehead J, Gallagher MW, Neftel A, Flechard CR, Herrmann B, Calanca PL, Mattsson ME, Schjoerring JK, Daemmgen U, Horvath L, Tang YS, Campbell C, Olesen JE, Dragosits U, Theobald MR, Levy P, Mobbs D, Milne R, Reid M, Viovy N, Vuichard N, Smith JU, Smith PE, P. Bergamaschi, Muller J, Fowler D (2006) Challenges in quantifying atmosphere biosphere exchange of nitrogen species. *Environmental Pollution*, eingereicht
- UBA – Umweltbundesamt (2005) - „Vorbelastungsdaten Stickstoff TA Luft Nr. 4.8 – Genehmigungsverfahren“ <http://osiris.uba.de/website/depo1/viewer.htm>
- Ulrich B (1983) Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride. In: Ulrich B, Pankrath J (Hrsg.) *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems*, Reidel, Dordrecht, The Netherlands. S. 33-45
- UNEP – United Nations Environmental Programme (2004) *The Nitrogen Cascade: Impacts of Food and Energy Production on the Global Nitrogen Cycle*. GEO Year Book 2003. UNEP, Nairobi. <http://www.unep.org/geo/yearbook/yb2003/087.htm>
- UNFCCC - United Nations Framework Convention on Climate Change (2005) http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/items/3473.php
- Van Loon M, Roemer M, Bultjes PJH (2004) Model inter-comparison in the framework of the review of the Unified EMEP model. TNO-Report R 2004/282.
- Van Loon M (2003a) Inter-model comparison for acidifying and eutrophying compounds - results of TNO inter-comparison study. http://www.emep.int/TFMM_review2003/Presentations/13_TFMM_vanLoon_partI.pdf
- Van Loon M (2003b) The results from the TNO inter-model comparison for ozone and PM. http://www.emep.int/TFMM_review2003/Presentations/21_TFMM_vanLoon_partII.pdf
- WGE - Convention on Long-range Transboundary Air Pollution Working - Group on Effects (2004) Review and assessment of air pollution effects and their recorded trends. Working Group on Effects, Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Natural Environment Research Council, United Kingdom, 56 S.. <http://www.unece.org/env/wge/documents.htm>
- Zimmerling R, Dämmgen U, Haenel H-D (2000) Flüsse versauernd und eutrophierend wirkender Spezies zwischen Atmosphäre und Wald- und Forstökosystemen. *Landbauforsch Völknerode Sonderheft 213*, 95-127