



Universität Stuttgart
Germany



Umweltforschungsplan
des Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und Reaktorsicherheit

Abschlußbericht
FKZ 204 63 252

National Implementation of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air
Pollution (Effects)

Zusammenfassung

Teil 1: Deposition Loads:
Methoden, Modellierung und Kartierungsergebnisse, Trends

Thomas Gauger^(1,4), Hans-Dieter Haenel⁽¹⁾, Claus Rösemann⁽¹⁾, Ulrich Dämmgen⁽¹⁾,
Albert Bleeker⁽²⁾, Jan Willem Erisman⁽²⁾ und Alex T. Vermeulen⁽²⁾,
Martijn Schaap⁽³⁾, R.M.A Timmermanns⁽³⁾, Peter J. H. Builtjes⁽³⁾, Jan H. Duyzer⁽³⁾

⁽¹⁾ Federal Agricultural Research Centre, Institute of Agroecology (FAL-AOE), Braunschweig

⁽²⁾ Energy research Center of the Netherlands (ECN) - Biomass, Coal & Environmental Research, Air Quality
& Climate Change, Petten, NL

⁽³⁾ Netherlands Organisation for Applied Scientific Research (TNO-B&O), Department of Environmental
Quality, Apeldoorn, NL⁽⁴⁾

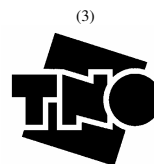
Institut für Navigation, Universität Stuttgart (INS)

Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft
Institut für Agrarökologie
FAL-AOE

Institutsleiter: Dir. u. Prof. Dr. U. Dämmgen

IM AUFTRAG DES
UMWELTBUNDESAMTES
(UBA, Dessau)

2008



Inhaltsverzeichnis

Z1 Zusammenfassung - Teil 1: Deposition Loads: Methoden, Modellierung und Kartierungsergebnisse, Trends..... 3

Z1.1	Deposition von versauernd und eutrophierend wirkenden Spezies und von Schwermetallen.....	3
Z1.2	Modellierung und Kartierungsergebnisse der Gesamtdeposition.....	5
Z1.2.3	Modellierung und Kartierungsergebnisse der Nassdeposition	8
Z1.2.4	Modellierung und Kartierungsergebnisse der Trockendeposition.....	9
Z1.2.5	Modellierung und Kartierungsergebnisse der Deposition der Inhaltstoffe von Nebel- und Wolkenwasser	11
Z1.3	Modellierung der Konzentration von versauernd und eutrophierend wirkenden Spezies und von Schwermetallen mit LOTOS-EUROS.....	13
Z1.3.3	Modellierung und Kartierungsergebnisse der Konzentrationen von Stickstoff- (N) und Schwefel (S) Spezies	13
Z1.3.4	Modellierung und Kartierungsergebnisse der Konzentrationen der Schwermetalle Cadmium (Cd) und Blei (Pb)	15
Z1.4	Landwirtschaftliche Emissionen von versauernd und eutrophierend wirkenden Spezies	15
Z1.4.3	Landwirtschaftliche Emissionsinventare in Deutschland.....	15
Z1.5	Vergleich der Deutschen Modellierungsergebnisse mit EMEP-Daten der Gesamtdeposition von NO _y -N, NH _x -N und SO _x -S.....	16
	NO _y -N Gesamtdeposition.....	17
	NH _x -N Gesamtdeposition.....	18
	N Gesamtdeposition	19
	SO _x -S Gesamtdeposition	20
	Vergleich der Anteile von trockener und nasser Deposition zwischen EMEP und nationaler Modellierung.....	21
	Diskussion der Ergebnisse und Schlußfolgerungen	24

Abbildungsverzeichnis

Abb. Z1.1: Mittlere Anteile des trockenen, nassen und feuchten Depositionsflusses von anthropogenem Stickstoff in unterschiedliche Rezeptorsysteme in Deutschland	4
Abb. Z1.2: Mittlere Anteile des trockenen, nassen und feuchten Depositionsflusses von anthropogenem Schwefel in unterschiedliche Rezeptorsysteme in Deutschland	4
Abb. Z1.3: Datenfluss bei der Berichterstattung des Deutschen landwirtschaftlichen Emissionsinventars	16
Abb. Z1.4: Relative Unterschiede zwischen EMEP and und nationalen Modellergebnissen einzelner Depositionsflüsse 2004 [%]	22
Abb. Z1.5 Figure 9.1:... Absolute Unterschiede zwischen EMEP and und nationalen Modellergebnissen einzelner Depositionsflüsse 2004 [kg ha ⁻¹ a ⁻¹].....	22

Tabellenverzeichnis

Tab. Z1.1: Gegenüberstellung der Ergebnisse von EMEP und nationaler Modellierung der Deposition von SO_x -S, N, NO_y -N und NH_x -N in 199 EMEP 50x50km ² Rasterzellen in Deutschland.....	22
Tab. Z1.2: Anteile von Nass- und Trockendeposition an der Gesamtdeposition aus Messungen in Mitteleuropa23	
Tab. Z1.3: Gegenüberstellung von Emissionen und mittleren Nass-, Trocken und Gesamtdeposition aus den nationalen und EMEP Modellberechnungen für Deutschland 2004 [in Gg a-1= kt a-1]	24

Kartenverzeichnis

Karten Z1.1: Gesamtdeposition von Schwefel (SO_x -S _(nss)) 1995, 2000 und 2004 in Deutschland	6
Karten Z1.2: Gesamtdeposition von Gesamtstickstoff (N) 1995, 2000 und 2004 in Deutschland.....	6
Karten Z1.3: Gesamtdeposition von potentieller Säure (AC _{pot}) 1995, 2000 und 2004 in Deutschland	7
Karten Z1.4: Feuchte Deposition von Schwefel (SO_x -S _(nss)) 1995, 2000 und 2004 in Deutschland.....	12
Karten Z1.5: Feuchte Deposition von Gesamtstickstoff (N) 1995, 2000 und 2004 in Deutschland	12
Karten Z1.6: Konzentrationsfelder von NO, NO ₂ , SO ₂ , SO ₄ , HNO ₃ , NO ₃ , NH ₃ und NH ₄ 2004 in Deutschland..	14
Karten Z1.7: Vergleich von EMEP und nationaler Berechnung der NO_y -N Gesamtdeposition 2004.....	18
Karten Z1.8: Vergleich von EMEP und nationaler Berechnung der NH_x -N Gesamtdeposition 2004.....	19
Karten Z1.9: Vergleich von EMEP und nationaler Berechnung der N Gesamtdeposition 2004.....	20
Karten Z1.10: Vergleich von EMEP und nationaler Berechnung der SO_x -S _(nss) Gesamtdeposition 2004	21

Z1 Zusammenfassung - Teil 1: Deposition Loads: Methoden, Modellierung und Kartierungsergebnisse, Trends

Thomas Gauger, Claus Rösemann

Federal Agricultural Research Centre, Institute of Agroecology (FAL-AOE), Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig
Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie (FAL-AOE), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Z1.1 Deposition von versauernd und eutrophierend wirkenden Spezies und von Schwermetallen

Die Berechnung und Kartierung der Deposition von versauernd und eutrophierend wirkenden Spezies und von Schwermetallen wird benötigt für die Berechnung von Überschreitungen von Critical Loads. Critical Loads sind die quantitative Abschätzung der Deposition eines oder mehrerer Schadstoffe (Exposition), unterhalb derer nach heutigem Wissen keine schädigenden Wirkungen an spezifizierten sensitiven Elementen der Umwelt (Rezeptoren) nachweisbar sind (Nagel und Gregor 1999, ICP Modelling & Mapping 1996, 2004, Göteborg-Protokoll 1999). Die Berechnung der Critical Loads erfolgt nach dem Prinzip der Massenbilanzmethode. Hierbei werden anthropogene Stoffeinträge nur in dem Maß zugelassen, wie sie durch ökosystemare Bedingungen (Pufferung, Speicherung, Aufnahme oder Austrag in unbedenklicher Größe) in einem Gleichgewicht gehalten werden können. Da nur die anthropogenen Stoffeinträge berücksichtigt werden, muss der aus natürlichen Quellen stammende Anteil der deponierten Stoffe ermittelt und abgezogen werden. Eine natürliche Quelle für Schwefel (S), Kalzium (Ca), Kalium (K), Magnesium (Mg), Natrium (Na) und Chlor (Cl) sind die Meere. Für Nord- und Westeuropa kann angenommen werden, daß Na kaum bzw. nur sehr lokal aus anthropogenen Quellen stammt und deshalb zumindest in küstennahen Gebieten bis zu 100% meeresbürtig ist. Für die anderen Elemente läßt sich infolgedessen der Anteil des nicht-marinen Eintrags mittels Korrekturwerten errechnen, denen das Konzentrationsverhältnis von Cl, S, Ca, K und Mg zu Natrium (Na) im Meerwasser zugrunde liegt.

Versauerung wird durch Deposition von Schwefel- (S) und Stickstoffverbindungen (N) verursacht. Die Deposition von basischen Kationen (Ca, K, Mg) kann den Prozess der Versauerung abpuffern. Deposition von Stickstoffverbindungen kann zu Eutrophierung führen und weitere Verschiebungen im Nährstoffangebot für Pflanzen verursachen. Die Deposition von Schwermetallen kann bereits bei geringen Einträgen den Stoffwechsel von Pflanzen erheblich stören. Diese negativen Effekte können bei Versauerung und damit eingehender Mobilisierung von Schwermetallen im Boden verstärkt sein.

Die Gesamtdosition setzt sich aus drei verschiedenen Depositionsflüssen zusammen. Die nasse Deposition ist der Eintrag von gelösten Spezies in Rezeptorsysteme durch alle Arten von Niederschlägen (Regen, Schnee, u. a. Hydrometeore). Die trockene Deposition ist der gasförmige oder partikuläre Eintrag luftgetragener Spezies in ungelöster Form. Die Deposition der Inhaltsstoffe im Nebel- und Wolkenwasser wird als feuchte (auch: „okkulte“) Deposition oder „cloud&fog deposition“ bezeichnet.

Die nasse Deposition ist im Wesentlichen unabhängig vom Rezeptor, d. h. Einträge in Wälder unterscheiden sich bei ansonsten gleichen Bedingungen in ihrer Höhe nicht von Einträgen in andere Rezeptorsysteme (Wasserflächen, Wiesen, Siedlungsflächen, etc.). Dagegen ist der trockene und okkulte Depositionsfluss deutlich abhängig von den Rezeptoreigenschaften. In erster Linie ist dabei die exponierte Oberfläche der Rezeptorsysteme entscheidend. So ist der Eintrag über den trockenen Depositionsfluss bei Wäldern deutlich höher als bei Rezeptorsystemen mit geringeren und damit weniger rauen Oberflächen (Äcker, Wiesen, Wasseroberflächen).

Im deutschlandweiten Mittel trägt die Trockendeposition zu etwa knapp zwei Dritteln, die Nassdeposition zu etwas mehr als einem Drittel zur Gesamtdosition der Schwefel- und Stickstoffverbindungen bei, während die Deposition mit Nebel- und Wolkenwasser in Waldgebieten nur einen vergleichsweise geringen Beitrag von bis zu 4% zur Gesamtdosition liefert (Abb. Z1.1 und Z1.2).

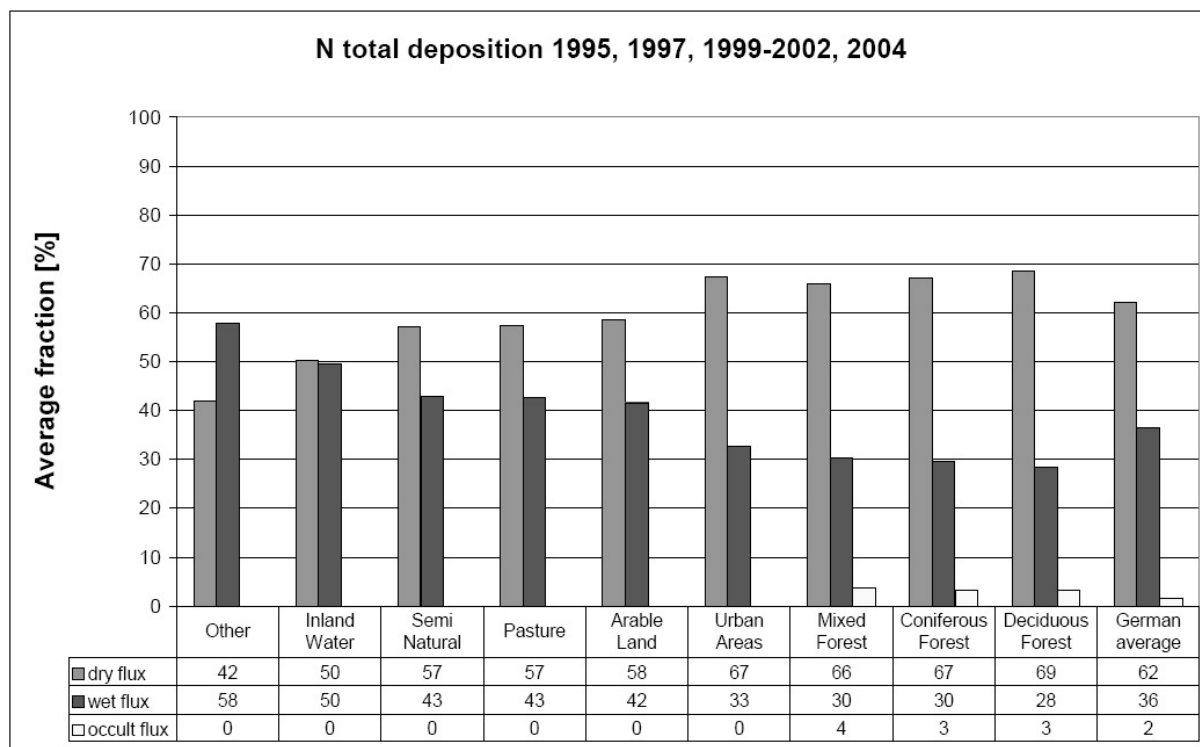


Abbildung Z1.1: Mittlere Anteile des trockenen, nassen und feuchten Depositionsflusses von anthropogenem Stickstoff in unterschiedliche Rezeptorsysteme in Deutschland.

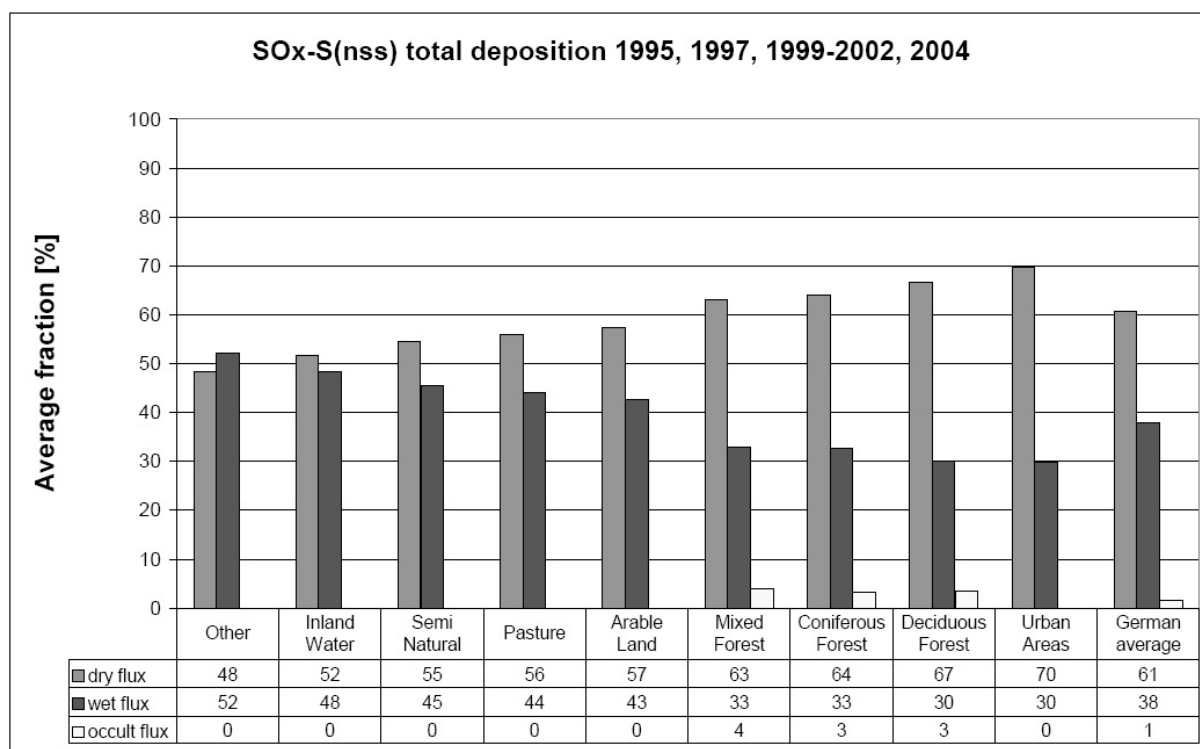


Abbildung Z1.2: Mittlere Anteile des trockenen, nassen und feuchten Depositionsflusses von anthropogenem Schwefel in unterschiedliche Rezeptorsysteme in Deutschland.

Z1.2 Modellierung und Kartierungsergebnisse der Gesamtdosition

Zur flächendeckenden Bestimmung des Eintrags von Luftschadstoffen in Ökosysteme sind hinreichende Informationen sowohl der räumlichen Variabilität der Deposition als auch über die Rezeptoren bzw. Ökosysteme und ihre räumliche Verteilung erforderlich. Der Eintrag über drei Depositionspfade bestimmt die in den Rezeptor eingetragene Gesamtdosition: (1) die nasse Deposition von aus der Atmosphäre mit dem Niederschlag (als Regen, Schnee etc.) ausgewaschenen Luftinhaltsstoffe (2) die trockene Deposition von Gasen und Partikeln und (3) die feuchte Deposition der Inhaltsstoffe von Nebel- und Wolkentröpfchen, die auf die Rezeptoroberfläche gelangen. Der Beitrag der einzelnen Depositionsflüsse zur Gesamtdosition an einem bestimmten Ort variiert entsprechend der Konzentration der einzelnen Spezies der Umgebungsluft, der Charakteristik meteorologischer Parameter (Luftfeuchtigkeit, Windrichtungen und -geschwindigkeiten, Niederschlagsmenge, -häufigkeit und -intensität etc.), der Höhe und Exposition der Landoberfläche und den Eigenschaften der Rezeptoroberflächen. Bei der Depositionskartierung wird ein kombinierter Ansatz verfolgt, der sich bei der Berechnung und Modellierung an den drei genannten Depositionspfaden orientiert. Das methodische Vorgehen ist dabei wesentlich mit der Verfügbarkeit flächenhafter Datensätze in hinreichender zeitlicher und räumlicher Auflösung verknüpft.

Die Gesamtdosition setzt sich somit aus den drei Teilflüssen der nassen Deposition, trockenen Deposition und der Deposition der Inhaltsstoffe von Nebel- und Wolkenwasser (feuchte Deposition, okkulte Deposition, cloud&fog deposition) zusammen. Die flächendeckende Erfassung der Gesamtdosition erfolgt als Summe der genannten drei getrennt berechneten Teilflüsse.

Für das Gebiet der Bundesrepublik liegen ausreichend flächenrepräsentative gemessene Daten für die Kartierung der nassen Deposition vor. Die flächenhafte Kartierung der nassen Deposition stützt sich deshalb auf Daten der Routinemessnetze des Depositionsmonitorings des Bundes, der Bundesländer, ggf. von weiteren Forschungsinstitutionen und auf grenznahe Messstellen im Ausland (Österreich, Tschechien, Polen). Die Berechnung der Nassdeposition erfolgt durch räumliche Interpolation der im Freiland gemessenen Niederschlags-Konzentration mit dem Kriging Verfahren.

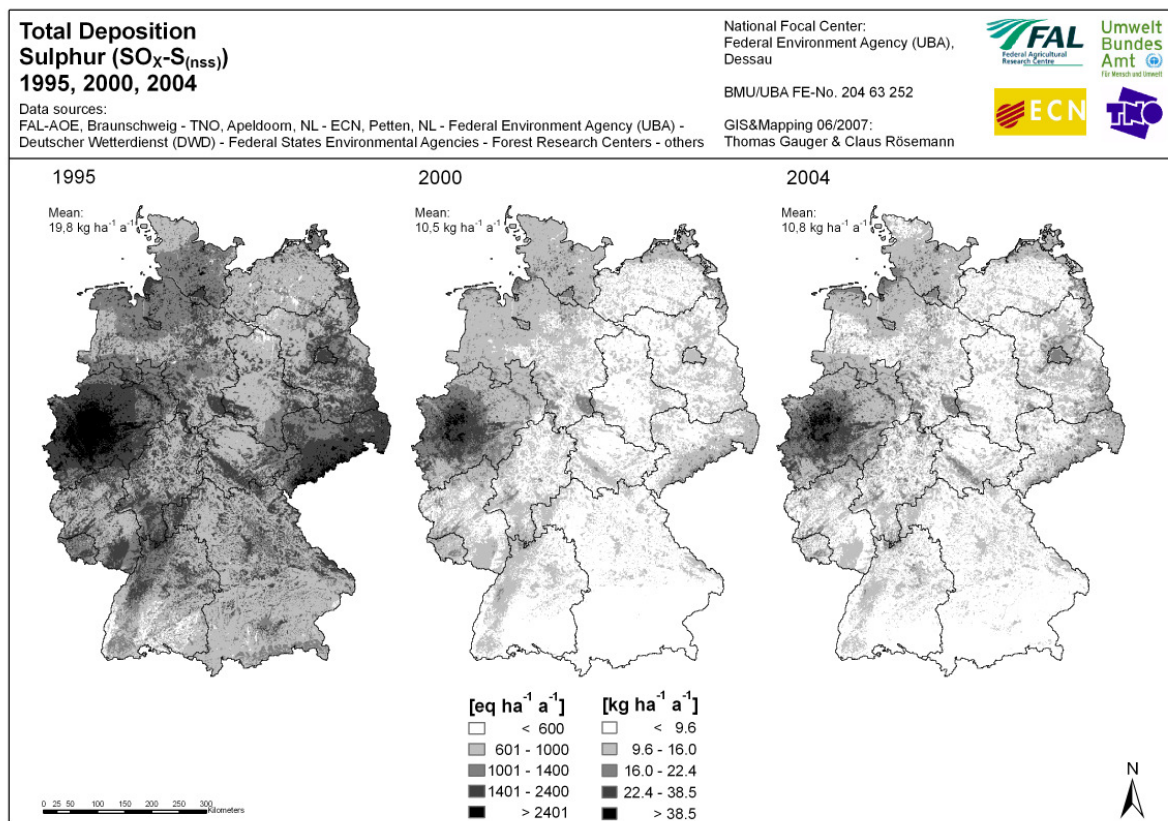
Trockene und feuchte Deposition (und damit auch Gesamtdosition) wird nur an sehr wenigen Messorten komplett erfasst. Die Verfahren hierzu sind sehr aufwendig und kostenintensiv. Die ermittelten Eintragsraten sind außerdem standortspezifisch und räumlich nicht ohne weiteres übertragbar. Die flächendeckende trockene und feuchte Deposition wird deshalb mit Hilfe von Chemie-Transport-Modellen (CTM) und Depositions-Modellen nach der sog. Inferentialmethode berechnet.

Die Methode der Kombination gemessener und interpolierter nasser Deposition, modellierter trockener und ggf. modellierter feuchter Deposition gilt international als die vielversprechendste Methodik zur kleinräumigen, flächendeckenden Kartierung der Gesamtdosition (ICP Modelling & Mapping 2004).

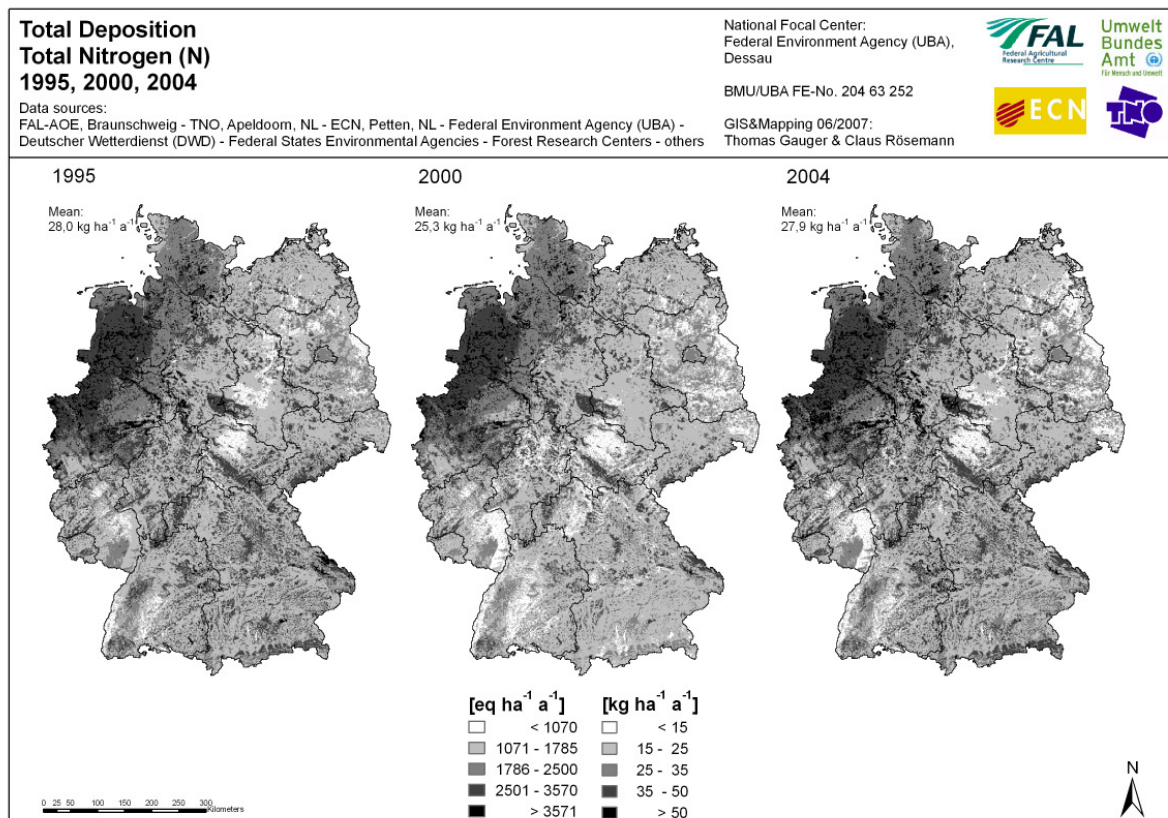
Die Gesamtdosition liegt für die Jahre 1995, 1997 und 1999-2004 für Schwefelverbindungen ($\text{SO}_x\text{-S}$), reduzierte Stickstoffverbindungen ($\text{NH}_x\text{-N}$), oxidierte Stickstoffverbindungen ($\text{NO}_y\text{-N}$), deren Summe Gesamtstickstoff (N), die Summe der seesalzkorrigierten basischen Kationen ($\text{BC}_{(\text{nss})} = \text{Ca}_{(\text{nss})} + \text{K}_{(\text{nss})} + \text{Mg}_{(\text{nss})}$), potentielle Säure ($\text{AC}_{\text{pot}} = \text{N} + \text{SO}_x\text{-S}_{(\text{nss})}$), potentielle Netto-Säure ($\text{AC}_{\text{pot}(\text{net})} = \text{AC}_{\text{pot}} - \text{BC}_{(\text{nss})}$), Säureneutralisation ($= \text{BC}_{(\text{nss})} * 100 / \text{AC}_{\text{pot}}$), und für die Schwermetalle Cadmium (Cd) und Blei (Pb) vor.

Im Durchschnitt entfallen ca. 1/3 der Gesamtdosition auf die nasse Deposition und etwas weniger als 2/3 auf die trockene Deposition. Die okkulte Deposition macht etwa 2% der Gesamtdosition aus. Bei den basischen Kationen ist der trocken deponierte Anteil meist etwas höher als bei $\text{SO}_x\text{-S}$ und den Stickstoffkomponenten. Die Anteile sind je nach exponiertem Rezeptorsystem unterschiedlich groß. In Wäldern und bebauten Gebieten ist der trocken deponierte Anteil deutlich höher als auf landwirtschaftlichen Flächen oder Flächen mit seminaturlicher Vegetation wie Trocken-/Magerrasen, Moore und Heiden. Auf Wasserflächen sind die Anteile von Trocken- und Nassdeposition annähernd gleich groß (vgl. Abb. Z1.1 und Z1.2).

Die aus den Modellierungs- und Kartierungsergebnissen ermittelten zeitlichen Trends weisen für die Gesamtdosition von seesalzkorrigierten oxidierten Schwefelverbindungen ($\text{SO}_x\text{-S}_{(\text{nss})}$) zwischen 1995 und 2004 eine Abnahme der mittleren Frachten um 45,4% aus. Die mittlere $\text{SO}_x\text{-S}_{(\text{nss})}$ -Gesamtdosition 1995 in Deutschland beträgt $19,8 \text{ kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, im Jahr 2000 $10,5 \text{ kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ und in 2004 $10,8 \text{ kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ (Karte Z1.1). Der Rückgang der mittleren Gesamtdosition in Deutschland ist bis 1999 deutlich. Danach verändert sich die mittlere Gesamtdosition von $\text{SO}_x\text{-S}_{(\text{nss})}$ nur geringfügig. 2004 beträgt die Gesamtdosition von $\text{SO}_x\text{-S}_{(\text{nss})}$ in Deutschland 388 kt ($10,8 \text{ kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$).



Karten Z1.1: Gesamtdeposition von Schwefel ($\text{SO}_x\text{-S}_{(\text{nss})}$) 1995, 2000 und 2004 in Deutschland

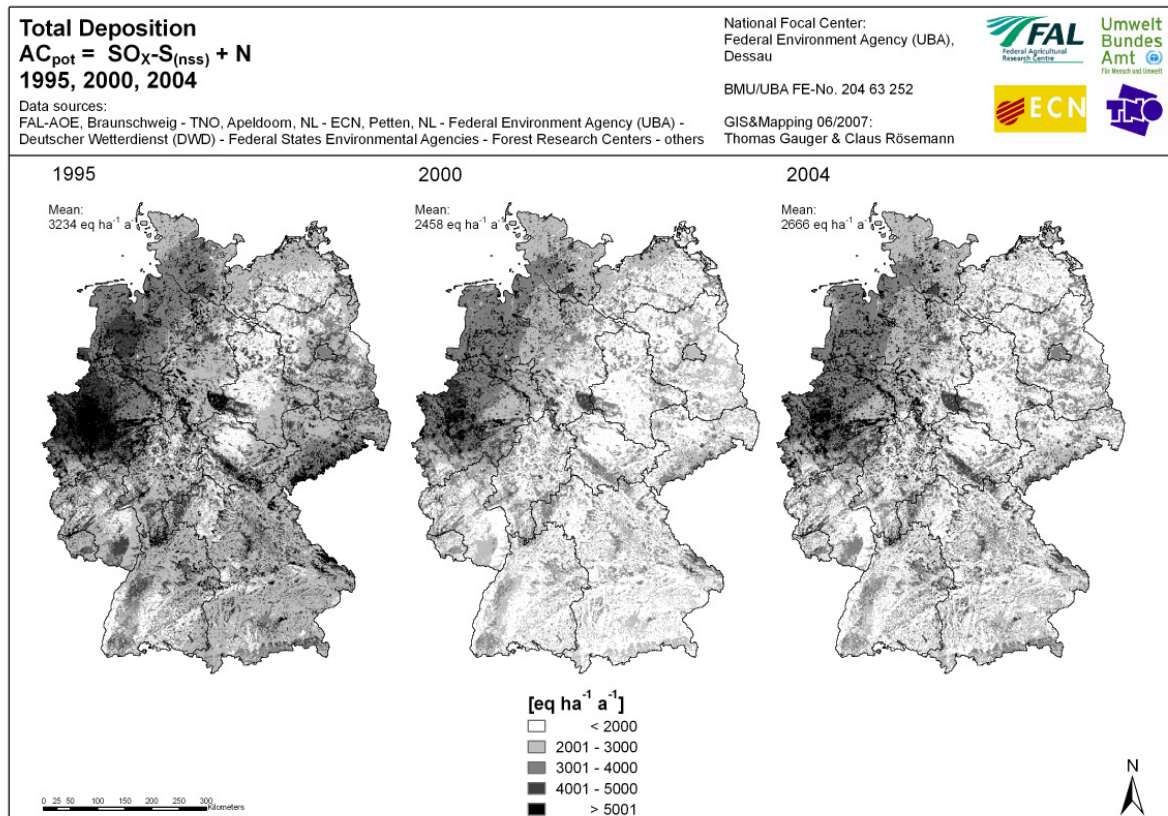


Karten Z1.2: Gesamtdeposition von Gesamtstickstoff (N) 1995, 2000 und 2004 in Deutschland

Die mittlere Gesamtdeposition von Gesamt-Stickstoff ($\text{N} = \text{NH}_x\text{-N} + \text{NO}_y\text{-N}$) zeigt im direkten Vergleich der

Kartierungsergebnisse für die Bezugsjahre 1995 und 2004 keinen ab- oder zunehmenden Trend. Die mittlere Stickstoff (N) Gesamtdeposition 1995 in Deutschland beträgt $28,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, im Jahr 2000 $25,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und in 2004 $27,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Karte Z1.2). Dies ergibt sich durch eine leichte Abnahme der mittleren Gesamtdeposition von oxidiertem Stickstoff ($\text{NO}_Y\text{-N}$, -8,3%) bei einer gleichzeitigen leichten Zunahme der mittleren Gesamtdeposition von reduziertem Stickstoff ($\text{NH}_X\text{-N}$, +4,9%). 2004 beträgt die Gesamtdeposition von N 997 kt ($27,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), wovon ca. 630 kt, bzw. 63% auf reduzierten Stickstoff ($\text{NH}_X\text{-N}$) entfallen.

Insgesamt ergibt sich daraus zwischen 1995 und 2004 ein Rückgang des Eintrags potentieller Säure, berechnet als Summe der Gesamtdeposition der Schwefel- und Stickstoffspezies ($\text{AC}_{\text{pot}} = \text{SO}_X\text{-S}_{(\text{nss})} + \text{NH}_X\text{-N} + \text{NO}_Y\text{-N}$), um 17,6%. Die mittlere Gesamtdeposition potentieller Säure beträgt 1995 in Deutschland $3234 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, im Jahr 2000 $2458 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und in 2004 $2666 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Karte Z1.3). Im Mittel über Deutschland ist dieser Rückgang ganz überwiegend auf die Reduktion von eingetragenem Schwefel zurückzuführen.



Karten Z1.3: Gesamtdeposition von potentieller Säure (AC_{pot}) 1995, 2000 und 2004 in Deutschland

Da die Gesamtdeposition der seesalzkorrigierten basischen Kationen ($\text{BC}_{(\text{nss})} = \text{Ca}_{(\text{nss})} + \text{K}_{(\text{nss})} + \text{Mg}_{(\text{nss})}$) im gleichen Zeitraum leicht gestiegen ist (+1,5%), ist der Gesamt-Eintrag potentieller Netto-Säure ($\text{AC}_{\text{pot}(\text{net})} = \text{AC}_{\text{pot}} - \text{BC}_{(\text{nss})}$) noch etwas mehr zurückgegangen (-21,5%) als die Gesamtdeposition potentieller Säure.

Diese Ergebnisse spiegeln in der zeitlichen Entwicklung mehr oder weniger deutlich den Trend der Emissionen in Deutschland wieder. So sind die Schwefeldioxidemissionen (SO_X) bis 2000 sehr deutlich zurückgegangen um danach auf niedrigem Niveau zu verbleiben. Die Emissionen von oxidierten Stickstoffverbindungen (NO_Y) sind dagegen deutlich langsamer gesunken, wobei der Rückgang allerdings auch zwischen 2000 und 2005 anhielt. Bei reduzierten Stickstoffverbindungen (NH_X) stagnieren die Emissionen dagegen seit 2000 auf relativ hohem Niveau.

Ein Vergleich der in dieser Arbeit berechneten Gesamtdeposition mit der von EMEP für Deutschland berechneten Gesamtdeposition der Stickstoffkomponenten ($\text{NH}_X\text{-N}$, $\text{NO}_Y\text{-N}$) und von $\text{SO}_X\text{-S}_{(\text{nss})}$ für das Jahr 2004 zeigt, dass die Modellergebnisse der EMEP Gesamtdepositionen insgesamt geringer sind als die Ergebnisse in diesem Forschungsprojekt, bei $\text{SO}_X\text{-S}_{(\text{nss})}$ durchschnittlich um $3,6 \text{ kg ha}^{-1}$, bei N um $11,1 \text{ kg ha}^{-1}$. Der Großteil dieser Differenzen im Vergleich beruht auf den Unterschieden in den Modellergebnissen der trockenen Deposition, während die nasse Deposition im Mittel beider Ansätze und Modellierungen weitgehend ähnliche Größenordnungen erreicht (vgl. Kapitel Z1.5).

Die Gesamtdosition der Schwermetalle Blei (Pb) und Cadmium (Cd) ist zwischen 1995 und 2004 um 4,3% bzw. 9,1% leicht gesunken. Dabei ist der Anteil der nassen Deposition meist deutlich höher als der der trockenen Deposition, das Verhältnis zwischen trockener und nasser Deposition kann aber von Jahr zu Jahr stark schwanken. Im Durchschnitt liegt es bei Blei bei etwa 2:1 und beim Cadmium bei etwa 4,5:1.

Insgesamt beträgt die Gesamtdosition von Blei in Deutschland 2004 143 t, der und von Cadmium 4,1 t. Verglichen mit den offiziellen Daten der Emissionen (Pb: 109 t, Cd: 2,7 t) sind diese Werte sehr hoch. Die bei der Modellierung der trockenen Deposition benutzen Emissionsdaten (modifiziertes Emissionsinventar von TNO), lagen zwar etwas höher als die offiziell berichteten. Wie ein Vergleich mit Monitoringdaten zeigt, wurde mit den verwendeten Daten dennoch eine um den Faktor 4 (Pb) - 3 (Cd) zu geringe Konzentration berechnet. Insgesamt wird also die Gesamtdosition von Schwermetallen aufgrund der zu niedrigen Emissionen, die als Eingangsdaten der Modellierung der trockenen Deposition verwendet werden, zu niedrig prognostiziert.

Z1.2.3 Modellierung und Kartierungsergebnisse der Nassdeposition

Grundlage für die Kartierung der nassen Deposition sind Freiland-Monitoringdaten von Messstationen aus ganz Deutschland und von grenznahen Stationen aus einigen Nachbarländern (A, CZ, PL), die in der Nassdepositionsdatenbank nach umfangreicher Datenakquisition bei über 40 zuständigen Institutionen zusammengestellt werden.

Die meisten Daten werden mit permanent offenen Sammlern, so genannten „Bulk-Messungen“, erhoben. Zusätzlich zur nassen Deposition wird bei diesem Sammlerverfahren auch trocken sedimentierende Partikel und trocken eingetragene Gase erfasst. Die korrekte Erfassung der Nassdeposition erfolgt i.d.R. mit sog. Wet-Only Sammlern, die sensorgesteuert nur bei Niederschlagsereignissen geöffnet werden. Die Daten der Bulk-Deposition werden mittels Faktoren auf den nass deponierten Anteil korrigiert. Die Korrekturfaktoren sind aus einer Analyse von Parallelmessungen von Bulk- und Wet-Only Messgeräten in Deutschland ermittelt worden.

Um im weiteren Verfahren der flächenhaften Modellierung und Kartierung der Nassdeposition unplausible Daten zu eliminieren, werden alle Datensätze der Monitoringstationen rechnerisch geprüft (Preprocessing). Dazu wird ein Ausreißertest (4-Sigma-Test) und die Ionenbilanzberechnung für alle Standorte und Jahre, an denen dies möglich ist, durchgeführt. Messwerte, die ungewöhnlich weit vom Mittelwert der Grundgesamtheit abweichen, werden in der Prüfung mit dem 4-Sigma-Test identifiziert und von weiteren Berechnungen ausgeschlossen. Bei Monitoring-Standorten mit Ionenbilanzen >20 oder <-20 werden alle Daten dieser Station im betroffenen Jahres-Datensatz nicht weiter verwendet.

Aus vorhandenen Punktdaten der Konzentrationen im Niederschlag werden dann mittels Kriging flächendeckende hoch auflösende Konzentrationskarten, bzw. -felder im $1 \times 1 \text{ km}^2$ Raster für alle betrachteten Spezies und Jahre berechnet. Durch multiplikative Verschneidung der Konzentrationsfelder mit Niederschlagsfeldern des DWD (Jahressumme des Niederschlags in $1 \times 1 \text{ km}^2$ Raster) werden die Felder der Frachten der nassen Deposition berechnet. Für Ca, K, Mg, $\text{SO}_4\text{-S}$ und Cl wird anschließend noch eine Seesalzkorrektur durchgeführt. Dabei wird angenommen, dass das Verhältnis von Na und den genannten Stoffen im Meerwasser konstant ist und alles Na meeresbürtig ist. Mit Hilfe dieses Verhältnisses und der nassen Depositionsfelder von Na werden die entsprechenden Rasterkarten der genannten Spezies um den meeresbürtigen Eintrag korrigiert. Die entsprechenden seesalzkorrigierten Datensätze werden als „nicht-seesalz“-Spezies, bzw. Rasterkarten mit dem Index $_{(nss)}$ gekennzeichnet.

Karten der nassen Deposition werden erstellt für Na, Ca, K, Mg, $\text{SO}_4\text{-S}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, Cl, H, Cd, Pb. Außerdem für basische Kationen ($\text{BC} = \text{Ca} + \text{K} + \text{Mg}$), Gesamtstickstoff ($\text{N} = \text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$), Potentielle Säure $\text{AC}_{\text{pot}} = (\text{SO}_4\text{-S}_{(nss)} + \text{N} + \text{Cl}_{(nss)})$, Potentielle Netto-Säure ($\text{AC}_{\text{pot}(\text{net})} = \text{SO}_4\text{-S}_{(nss)} + \text{N} - \text{BC}_{(nss)}$) und die Säureneutralisation ($= \text{BC}_{(nss)} * 100 / \text{AC}_{\text{pot}}$).

Berechnungen der nassen Deposition liegen für den Zeitraum von 1987 – 2004 vor. Die Ergebnisse werden im Ausführlichen Abschlußbericht in Grafiken präsentiert, die statistische Kennwerte für jedes Jahr ausweisen (Maximum, Minimum, Mittelwert, Median und die 2., 5., 95. und 98. Perzentile). Die Kartierungsergebnisse werden in Karten-Zusammenstellungen für die 12 Jahre 1993 bis 2004, bei Schwermetallen für die 11 Jahre 1994 bis 2004 dargestellt.

Im betrachteten Gesamt-Zeitraum 1987-2004 geht die nasse Deposition bei allen betrachteten Spezies in unterschiedlichen Ausmaßen zurück (H, $\text{SO}_4\text{-S}_{(nss)}$ über 70%, Na um 14%). Der Löwenanteil des Rückgangs bei allen Stoffen entfällt dabei auf die ersten Jahre bis etwa 1991. Seit ca. 1997 bewegt sich die Höhe der nassen Deposition für alle betrachteten Spezies, mit Ausnahme von $\text{SO}_4\text{-S}_{(nss)}$ und H, in etwa auf gleich bleibendem

Niveau.

Der Rückgang beim Gesamtstickstoff (N) beträgt ca. 26% von 449 kt auf 332 kt. Das entspricht 2004 einer mittleren nassen N Deposition von $9,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Das Verhältnis zwischen reduziertem und oxidiertem Stickstoff bleibt über die Jahre weitgehend konstant und liegt bei 59% $\text{NH}_4\text{-N}$ und 41% $\text{NO}_3\text{-N}$.

Bei Betrachtung der nassen Deposition der potentiellen Säure ($\text{AC}_{\text{pot}} = \text{N} + \text{SO}_x\text{-S}_{(\text{nss})}$) sind die beiden Stickstoffkomponenten seit 1999 mengenmäßig die wichtigsten, da der Schwefelanteil an AC_{pot} wesentlich stärker abgenommen hat als der Stickstoffanteil. Bis 1994 dominierte noch $\text{SO}_4\text{-S}$ die potentielle Säure.

Die höchsten nassen N Depositionsraten erhält Nordwestdeutschland, zurückzuführen auf die dort durch die Tierhaltung verursachten hohen Stickstoffemissionen, sowie Gebiete mit stark erhöhten Niederschlägen wie etwa der Harz und die Alpen.

Z1.2.4 Modellierung und Kartierungsergebnisse der Trockendeposition

Die Modellierung der Trockendeposition erfolgt mit dem Inferentialmodell IDEM (Integrated DEposition Model) bei ECN (Netherlands Energy Research Foundation) in Petten in den Niederlanden. In IDEM wird flächenhaft der rezeptorspezifische Eintrag der bestimmten Luftinhaltsstoffe mit der trockenen Deposition aus Immissionskonzentrationen und Depositionsgeschwindigkeiten abgeleitet.

Standard Input sind die atmosphärischen Konzentrationen, die mit dem LOTOS-EUROS Modell (Long Term Ozone Simulation; EUropean Operational Smog Model) bei TNO in Apeldoorn (NL) auf der Basis von Daten der nationalen Emissionsinventare berechnet werden (s. Kap. Z1.3). Die Konzentrationsfelder aus Berechnungen mit LOTOS-EUROS innerhalb dieses Forschungsprojektes, die als Input für die Trockendepositionsberechnung mit dem IDEM-Modell verwendet werden, liegen für die Gruppe der oxidierten Stickstoff-Spezies (NO , NO_2 , NO_3 , HNO_3), der reduzierten Stickstoff-Spezies (NH_3 , NH_4), für oxidierten Schwefel (SO_2 , SO_4) und für die Schwermetalle Blei und Cadmium (Pb, Cd) vor. Die Konzentrationsfelder liegen für alle betrachteten Jahre in einer zeitlichen Auflösung von 3 Stunden vor.

Die Konzentrationsfelder aus der Berechnung mit LOTOS-EUROS werden bei der Bereitstellung zur Berechnung der Trockendeposition mit IDEM in ein einheitliches $1 \times 1 \text{ km}^2$ Rasterformat durch Anwendung räumlicher Interpolation (Inverse Distance Weighting, IDW) übertragen.

Meteorologische Input-Daten des IDEM-Modells zur Berechnung der Trockendeposition stammen aus der Bereitstellung durch ECMWF MARS (European Centre for Medium Range Forecasts Meteorological Archival Retrieval System) in einer räumlichen Auflösung von $0,5 \times 0,5 \text{ Grad}$ (ca. $35 \times 55 \text{ km}^2$) mit einem Mittelungszeitraum im Zeitintervall von 3 Stunden. Auch diese Datensätze werden in ein einheitliches $1 \times 1 \text{ km}^2$ Rasterformat durch Inverse Distance Weighting (IDW) überführt.

Für die basischen Kationen Calcium (Ca), Kalium (K), Magnesium (Mg) und Natrium liegen bisher noch keine verwendbaren Konzentrationsfelder aus LOTOS-EUROS Modellergebnissen vor. Deshalb wird, wie in vorangegangenen Forschungsprojekten, auf die Kartierungsergebnisse der Nassdeposition als Datenbasis zur Modellierung der Trockendeposition der basischen Kationen zurückgegriffen. Mit Hilfe von Auswaschverhältnissen („scavenging ratios“), die unter Berücksichtigung des herrschenden Luftdrucks das Verhältnis der Konzentrationen im Niederschlag zur atmosphärischen Konzentrationen beschreiben, kann auf letztere geschlossen werden. Die so ermittelten atmosphärischen Konzentrationen von Ca, K, Mg, und Na liegen als mittlere Jahreswerte im $1 \times 1 \text{ km}^2$ Raster vor und werden zur Berechnung der Trockendeposition dieser Spezies verwendet.

Der Trockendepositionsfluss (F) zum Rezeptor ist das Produkt aus der Konzentration der betrachteten Luftinhaltsstoffe (c) in der Atmosphäre und deren Depositionsgeschwindigkeit (v_d). Ein Widerstandsmodell (DEPAC) bildet das Kernmodul in IDEM und verknüpft dabei einzelne Prozesse, die durch die Rezeptoroberfläche einerseits, die Luftinhaltsstoffe andererseits sowie durch deren Wechselwirkungen bestimmt werden. Dabei wird der Transport zur und die Absorption oder Aufnahme an bzw. durch die Rezeptoroberfläche hindurch (stomatäre Aufnahme) für jede der betrachteten Spezies über die Formulierung von Widerständen (R) berechnet. Stoffkonzentration in der Luft und Depositionsgeschwindigkeiten ($v_d = 1/R$) werden für die gleiche Referenzhöhe (z) bestimmt.

Die Parametrisierung der Depositionsgeschwindigkeiten erfolgt durch die Berechnung aller wichtigen Widerstände (R) des Transportes zu den unterschiedlichen Rezeptorengruppen. Für Partikel ist dabei die

(komponentenspezifische) Größe bestimmend für den Depositionsprozess, so dass der Transport kleinster Partikel ($<0,1\mu\text{m}$) zur Rezeptoroberfläche mehr oder weniger der Diffusion von Gasen entspricht, sehr große Partikel ($>10\mu\text{m}$) sedimentieren und die Deposition von Partikeln zwischen $0,1$ und $1\mu\text{m}$ wird durch Impaktion und Interzeption bestimmt. Die Parametrisierung der partikulären Depositionsgeschwindigkeit wird folglich ausgedrückt durch eine Verknüpfung von aerodynamischem Oberflächenwiderstand (R_a) mit der Effizienz (E) der feuchten oder trockenen Oberfläche Partikel einzufangen, der Schubspannungs- und Windgeschwindigkeit an der Vegetationsoberfläche und der Sedimentationsgeschwindigkeit großer Partikel.

Die wichtigsten Widerstände der gasförmigen Deposition sind:

- R_a : aerodynamischer Widerstand gegen turbulenten Transport zur Rezeptoroberfläche
- R_b : quasi-laminarer Widerstand gegen den molekularen Transport durch die oberflächennahe Grenzschicht
- R_s : Oberflächenwiderstand gegen Aufnahme bzw. Absorption am Rezeptor insgesamt, der sich zusammensetzt aus:
 - R_{stom} , dem Widerstand von Blättern gegen die Aufnahme in die Stomata
 - R_m , dem Widerstand interner Pflanzenteile (im Berechnungsverfahren = 0 gesetzt)
 - R_{cut} , dem Widerstand der Cuticula gegen die Stoffaufnahme
 - R_{ext} , dem Widerstand äußerer Pflanzenteile gegen die Stoffaufnahme
 - R_{inc} , dem aerodynamischen Widerstand innerhalb des Pflanzenbestandes
 - R_{soil} , dem Widerstand gegen Absorption an der Bodenoberfläche
 - R_{snow} , dem Widerstand einer schneebedeckten Oberfläche
 - R_{wat} , dem Widerstand gegen die Lösung von Gasen in Wasser
 - R_{urban} , dem Widerstand bebauter Oberflächen

Diese Widerstände wirken fallweise, parallel oder in Serie und ergeben dementsprechend aufsummiert den Wert des Oberflächenwiderstandes (R_s). Sie werden jeweils durch die meteorologischen Verhältnisse modifiziert, die exponierte Blattfläche, die Physiologie der Stomata, den jeweiligen Zustand von Boden und der Blattoberfläche (z.B. pH), das Vorhandensein und den Chemismus von Wasserfilmen, Wassertropfen bzw. Schneebedeckung, die die Benetzung der Oberflächen bestimmen. Letztere sind maßgebliche Variable für die Eintragsmenge löslicher Gase (SO_2 , NH_3). Der zeitlichen Variabilität der bestimmenden Faktoren wird bei der Parametrisierung der Widerstände bzw. Depositionsgeschwindigkeiten durch die zeitliche Auflösung der Eingangsdaten (Immissionen, Meteorologie, Blattflächenindex) Rechnung getragen.

Landnutzungsdaten aus der CORINE₂₀₀₀ Land Cover Karte beschreiben in erster Linie die genaue Lage und Verteilung der jeweiligen in Betracht gezogenen Rezeptoren. Darüber hinaus werden zusätzliche Informationen herangezogen, wie z.B. Rezeptor- und Vegetationshöhen, art- und lagespezifische Baumhöhen in verschiedenen Regionen bzw. Waldgebieten sowie den Rezeptoren zugeordnete Rauigkeitslängen, die zur Ermittlung der rezeptorspezifischen Trockendepositionsraten notwendig sind.

Ergebnisse für die trockene Deposition liegen im vorliegenden Forschungs- und Entwicklungsvorhaben für die Jahre 1995, 1997 und 1999-2004 vor.

In dem hier betrachteten Gesamt-Zeitraum zwischen 1995 und 2004 ist nur noch bei der trockenen Deposition von Schwefel ($\text{SO}_x\text{-S}_{(\text{nss})}$) ein deutlich abnehmender Trend der mittleren Einträge festzustellen (-46,5%). Die summe basischer Kationen ($\text{BC}_{(\text{nss})} = \text{Ca}_{(\text{nss})} + \text{K}_{(\text{nss})} + \text{Mg}_{(\text{nss})}$) und oxidierten Stickstoff ($\text{NO}_y\text{-N}$) weisen 1995 und 2004 mit einer leichten Zunahme von $\text{BC}_{(\text{nss})}$ um +7,3% bzw. einer leichten Abnahme von $\text{NO}_y\text{-N}$ um -6,5% etwa auf dem gleichen Niveau, während die mittlere trockene Deposition reduzierten Stickstoffs ($\text{NH}_x\text{-N}$) im Vergleich der Ergebnisse zwischen 1995 und 2004 sogar um +13,7% ansteigt. Insgesamt beträgt 2004 die trockene Deposition von N in Deutschland 651 kt, gegenüber 614 kt a^{-1} im Jahr 1995.

Höchste Einträge mit dem trockenen Depositionsfluss von Gesamt-Stickstoff ($\text{N} = \text{NO}_y\text{-N} + \text{NH}_x\text{-N}$) können in Nordwestdeutschland beobachtet werden. Ein ähnliches räumliches Muster ist, wenn auch weniger deutlich, auch bei den Kartierungsergebnissen der nassen Deposition zu beobachten. Die trockene Deposition von $\text{NH}_x\text{-N}$ ist sehr deutlich an die Quellstarken Gebiete mit intensiver Tierhaltung geknüpft, während maximale Einträge von $\text{NO}_y\text{-N}$ mit dem trockenen Depositionsfluss in Nordrhein-Westfalen (Ruhrgebiet) mit hoher Bevölkerungsdichte zu finden sind.

Die Ergebnisse für das Jahr 2003 in mehrfacher Hinsicht, nämlich für die Trockene Deposition von S und N Spezies einerseits und andererseits für die trockene Deposition basischer Kationen, wie auch für die Ergebnisse der Feuchten Deposition, nicht plausibel. Diese Daten sollten von einer weiteren Verwendung ausgeschlossen werden.

2003 war in Mitteleuropa ein Jahr mit außerordentlich warmen und trockenen Wetterbedingungen. Die Modellierungsergebnisse für alle versauernd wirkenden Spezies (S und N) weisen, verglichen mit 2002 und 2004, bemerkenswert niedrige Trockendepositionsflüsse auf. Die Modellergebnisse für 2003 sind dabei artefaktisch, denn für die Erstellung der Emissionsinventare werden i.d.R. langjährige Mittelwerte meteorologischer Daten zur Berechnung von Emissionsdichten verwendet, während die Berechnung von atmosphärischen Konzentrationen und Trockendepositionsflüssen aus diesen Emissionsinventaren auf aktuelle Meteorologische Daten des jeweiligen Bezugsjahres zurückgreift. Die in 2003 außergewöhnlichen meteorologischen Bedingungen sind nicht in Langjährigen Mittelwerten repräsentiert. Somit führt die Kombination der Datensätze zu unrealistischen Unterschätzungen in den Modellergebnissen der Trockendeposition von Schwefel und Stickstoff für das Jahr 2003.

Die Trockene Deposition basischer Kationen (Ca, K, Mg, Na) wird im angewendeten Modellverfahren mit dem sog. 'scavenging ratio' Ansatz berechnet. Dabei werden die atmosphärischen Konzentrationen basischer Kationen auf Basis der interpolierten Konzentrationen im Niederschlag und unter Verwendung von Auswaschungsverhältnissen berechnet. Im Jahr 2003 gab es aufgrund der ungewöhnlich trockenen und warmen Witterungsverhältnisse oft Probleme bei der Bestimmung der Nassdeposition in den Monitoring-Netzen, weil mit den Messgeräten in bestimmten Gebieten oft kein oder zu wenig Niederschlag gesammelt werden konnte. Daraus resultieren relativ hohe Konzentrationen im Niederschlag und folglich in den interpolierten Karten der Niederschlagskonzentrationen, die 2003 um etwa 30% höhere Werte zeigen als in 2002 und 2004. Wird das 'scavenging ratio' Verfahren angewendet, so führt das mit den hohen Werten der Niederschlagskonzentrationskarten in 2003, zu überhöhten atmosphärischen Konzentrationen. Die Berechnung der trockenen Deposition mit diesen hohen atmosphärischen Konzentrationen und üblichen Depositionsgeschwindigkeiten für basische Kationen hat außergewöhnlich hohe Trockendepositionsraten zur Folge. Somit sind auch die Ergebnisse der Trockendeposition für basische Kationen des Jahres unrealistisch, weil hier die Grenzen der Gültigkeit des Modellierungsansatzes überschritten sind.

Die Berechnung der Feuchten Deposition greift ebenfalls auf die Niederschlagskonzentrationen zur Bestimmung der Konzentrationen im Wolkenwasser zurück. Auch hier sind folglich die Modellergebnisse für 2003 zu hoch und nicht plausibel.

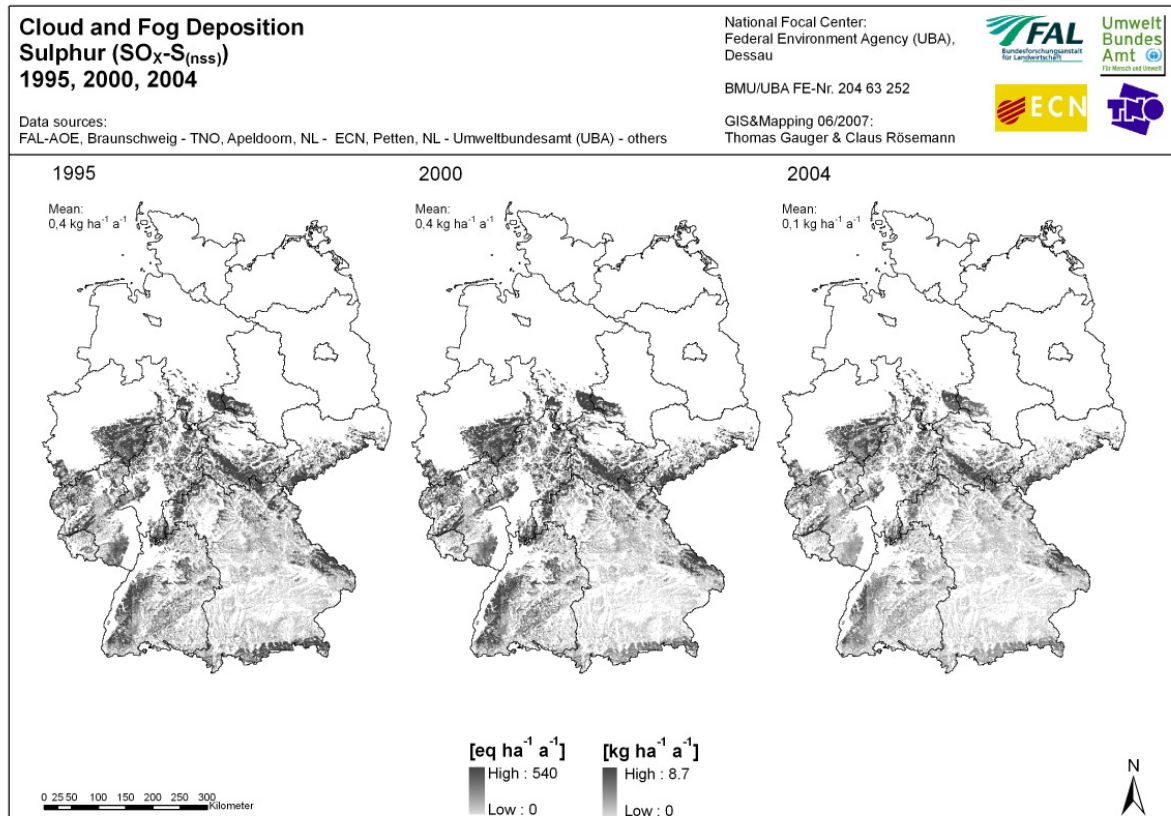
Z1.2.5 Modellierung und Kartierungsergebnisse der Deposition der Inhaltstoffe von Nebel- und Wolkenwasser

Die feuchte Deposition ('occult deposition') ist der Depositionsfluss, bei dem der Eintrag aus der Atmosphäre über die Fracht von betrachteten Spezies direkt mit Wolkenwassertröpfchen in die betrachteten Rezeptorsysteme gelangt. Die Berechnung des feuchten Depositionsflusses erfolgt mit dem Wolkenwasser-Depositions-Modul ('cloud deposition module') in IDEM.

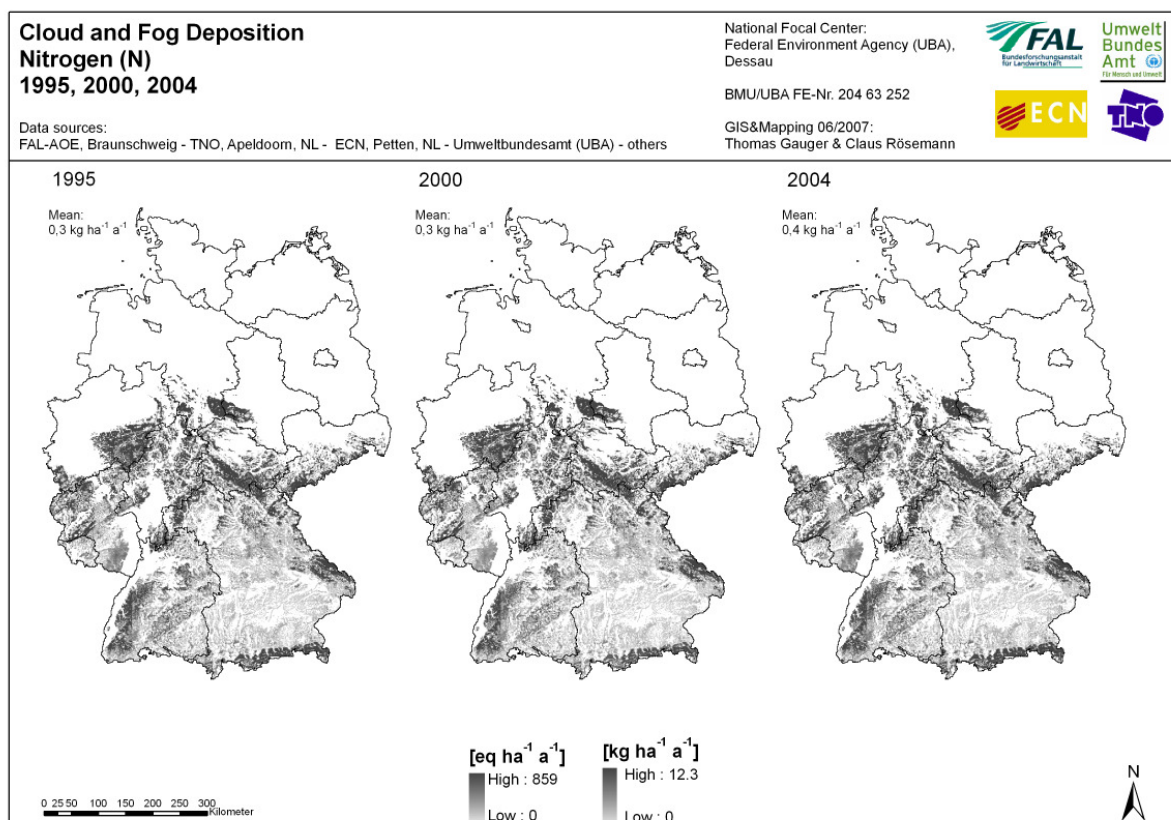
Die feuchte Deposition wird nur für Waldgebiete oberhalb von 250 m über NN ausgewiesen. Das heißt, dass hier Modellergebnisse für etwa 46% der Gesamten Fläche Deutschlands vorliegen (vgl. Karten Z1.4 und Z1.5). Besonders Waldökosysteme erhalten nennenswerte Depositionsfrachten über diesen Depositionsfluss. Im Hügelland, in Mittel- und Gebirgsregionen treten regelmäßig bis häufig bei mittleren bis hohen Windgeschwindigkeiten niedrige Wolken in Folge aufsteigender Bewegung feuchter Luftmassen (orographischer Nebel) auf.

Der Anteil des Eintrags mit dem feuchten Depositionsfluss an der Gesamtdosition ist bei allen betrachteten Spezies im einstelligen Prozentbereich und ist somit vergleichsweise gering. Bezogen auf die Gesamtfläche Deutschlands macht die feuchte Deposition etwa nur 1-2% der Gesamtdosition aus, bezogen auf Waldgebiete etwa 2-5% des Eintrags der Gesamtdosition, und in einigen bewaldeten Regionen an der Mittelgebirgsschwelle bis über 10%.

Im betrachteten Gesamtzeitraum (1995-2004) geht die feuchte Deposition der seesalzbereinigten Basischen Kationen ($BC_{(nss)} = Ca_{(nss)} + K_{(nss)} + Mg_{(nss)}$) um 15,4% zurück, die von seesalzbereinigtem Schwefel ($SO_x-S_{(nss)}$) um 39,6%. Die feuchte Deposition der Stickstoffkomponenten weist in den einzelnen Jahren unterschiedlich große Schwankungen der Einträge auf, über den gesamten Zeitraum von 1995 bis 2004 betrachtet sind die Änderungen jedoch relativ gering (-3,7% für NH_x-N und +0,8% für NO_y-N). Insgesamt beträgt 2004 die feuchte Deposition von Stickstoff (N) in Deutschland 38,1 kt. Die höchsten feuchten Depositionsflüsse treten regelmäßig an der Mittelgebirgsschwelle bzw. in den Mittelgebirgen nördlich des Mains auf.



Karten Z1.4: Feuchte Deposition von Schwefel ($\text{SO}_x\text{-S}_{(\text{nss})}$) 1995, 2000 und 2004 in Deutschland



Karten Z1.5: Feuchte Deposition von Gesamtstickstoff (N) 1995, 2000 und 2004 in Deutschland

Z1.3 Modellierung der Konzentration von versauernd und eutrophierend wirkenden Spezies und von Schwermetallen mit LOTOS-EUROS

Um die trockene Deposition aller in diesem Forschungsvorhaben betrachteten Spezies zu berechnen, werden Daten der atmosphärischen Konzentration für den gesamten Kartierungsbereich (mapping domain) benötigt. Die Berechnungen der atmosphärischen Konzentrationen werden in der vorliegenden Studie mit dem LOTOS-EUROS Modell durchgeführt. Bei diesen Berechnungen wird die Verteilung der Spezies in einem ca. 25x25 km² (0,50°x0,25°) Raster sowohl für die Fläche Deutschlands, wie auch für ganz Europa abgebildet. LOTOS-EUROS ist Ergebnis der Integration des Modells LOTOS (Long Term Ozone Simulation) von TNO (Netherlands Organisation for Applied Scientific Research, Apeldoorn) und dem EUROS Modell (EUROpean Operational Smog Model) des RIVM (National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven). Das Modell besitzt eine mittlere Komplexität in dem Sinn, dass die relevanten Prozesse so parametrisiert werden, dass die Anforderungen an Rechnerkapazitäten eine möglichst komfortable Berechnung auf Basis von Stündlicher Auflösung über einen ausgedehnten Gesamtzeitraum der Betrachtung von einem einzelnen bis zu mehreren Jahren innerhalb einer akzeptablen Rechnerzeit auf einer Workstation bzw. handelsüblichen PC ermöglichen. Beide Modelle sind ursprünglich zur Berechnung für Photooxidantien entwickelt worden. LOTOS wurde dann zur Simulation der sekundären anorganischen Aerosole (SIA) SO₄, NH₄ und NO₃ sowie für carbonatische Aerosole erweitert. Das kombinierte und erweiterte LOTOS-EUROS Modell ist mit anderen Modellen im EURODELTA-Projekt verglichen worden.

Das LOTOS-EUROS Modellsystem kann zur Berechnung der folgenden Spezies verwendet werden:

- Oxidantien: O₃, flüchtige Organische Substanzen (VOC), NO_x, HNO₃, etc.
- sekundäre anorganische Aerosole (SIA): SO₄, NO₃, NH₄
- sekundäre organische Aerosole (SOA) aus Terpenen
- primäre Aerosole: PM_{2,5}, PM_{10-2,5}, Black Carbon, Seesalz
- Schwermetalle: Cd, Pb und andere nicht-flüchtige Metalle
- persistente organische Schadstoffe (POP): BaP, etc.

Der ausführliche Bericht (Teil 1, Kapitel 10.2) beschreibt das LOTOS-EUROS Modellsystem, und in den Kapiteln 10.3 bis 10.5 die Ergebnisse für versauernd wirkende Spezies, Schwermetalle und Seesalz-Komponenten.

Z1.3.3 Modellierung und Kartierungsergebnisse der Konzentrationen von Stickstoff-(N) und Schwefel (S) Spezies

Das LOTOS-EUROS Modell ist für das Forschungsvorhaben durch die Einführung eines Surface Layer, wodurch das Reaktionsverhalten primärer Komponenten besser beschrieben werden kann, und durch die Aktualisierung der Parametrisierung der Trockendeposition, die der Modellanwendung mit IDEM entspricht, erweitert worden. Der Arbeitsbereich (master domain) des Modells umfasst das Gebiet ganz Europas, das Standard-Raster besteht in einer ca. 25x25km² Auflösung, die innerhalb des Arbeitsbereiches um den Faktor 8 erhöht, bzw. den Faktor 2 vermindert werden kann. In der Vertikalen erstreckt sich das Modell über 3,5 km und verfügt über drei dynamische Layers und einen optionalen Surface Layer mit einer Höhe von 25 m. Der unterste Layer ist die atmosphärische Durchmischungsschicht, deren Höhe zugleich den meteorologischen Daten-Input bestimmt.

Die im Modell betrachteten und bearbeiteten Prozesse werden über eine Kontinuitätsgleichung als zeitliche Änderungen der Konzentrationen einzelner Spezies infolge von Emission, Durchmischung, Transport und Diffusion, chemischer Reaktion, trockener und nasser Deposition beschrieben.

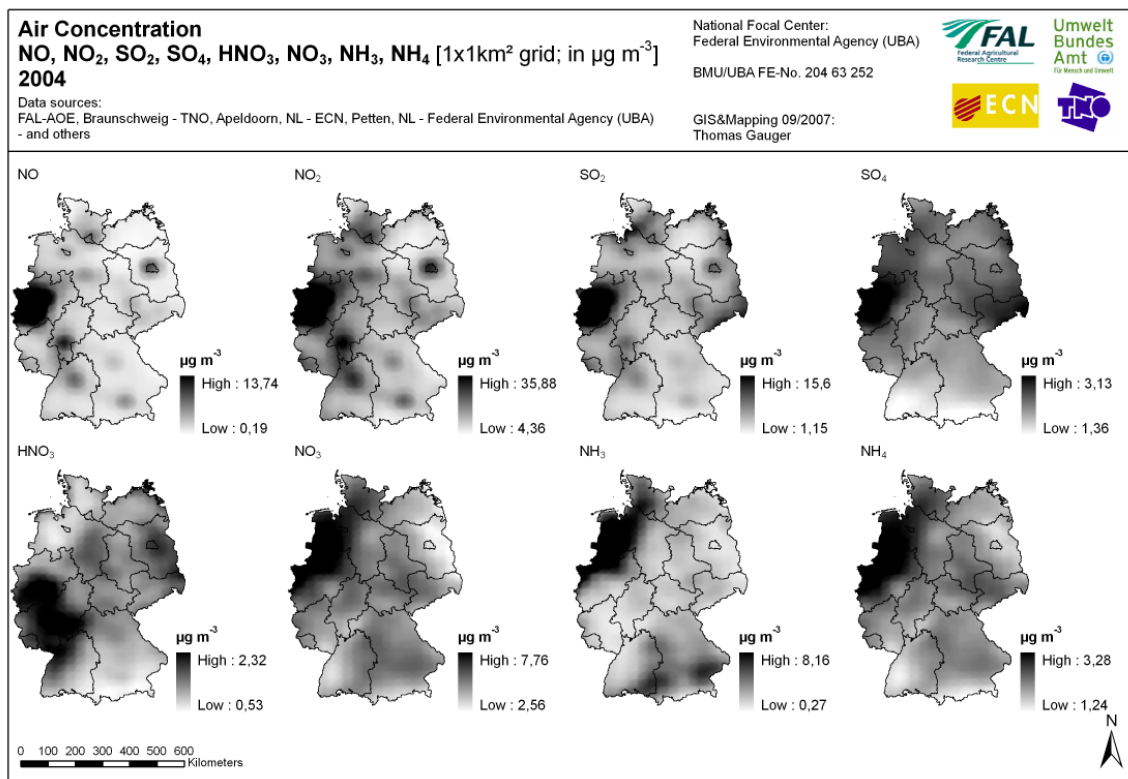
Wesentliche Eingangsdaten sind Meteorologische Daten, Emissionsdaten und Landnutzungsdaten. Die Meteorologischen Daten liegen in einer zeitlichen Auflösung von 3h vor. Dabei handelt es sich um 3D Felder für Windrichtung und -geschwindigkeit, Temperatur, Luftfeuchte und -dichte, die mit 2D Rasterfeldern der Durchmischungsschichthöhe, Niederschlagsraten, Wolkenbedeckung und weiterer die Grenzschicht und Landoberfläche beschreibender Variablen unterlegt sind. Die meteorologischen Standard-Input-Datensätze werden von der Freien Universität Berlin bezogen.

Daten der anthropogenen Emissionen (für SO_x, NO_x, NM-VOC, CO, CH₄, NH₃) bestehen aus einer Kombination der TNO Datenbasis des Basis-Jahres 2000 und den offiziellen nationalen Emissionsdatensätzen, wie sie von EMEP berichtet werden. Die offiziellen Emissionsdaten werden mit Hilfe der TNO Emissionsdatenbasis in einer Scaling-Prozedur in ein räumliches Raster mit der Auflösung von 0,25°x0,125° (ca. 12x12km²) übertragen. Mithilfe von Faktoren werden die Emissionen zeitlich in stündliche Abschnitte

heruntergebrochen. Dabei werden sukzessive monatliche, wochentägliche und tagesstündliche Variationen der Quellstärke berücksichtigt.

Die in LOTOS-EUROS verwendeten Landnutzungsdaten stammen aus PELINDA in 1,1x1,1km² Raster-Auflösung und für Russland aus der IIASA-Datenbank. Diese Daten wurden zur Berechnung der anteiligen Landbedeckung jeder Rasterzelle des Modells verwendet, die innerhalb von LOTOS-EUROS für Berechnungen mit dem Trockendepositionsmodul notwendig sind.

Die Modellierten Konzentrationsfelder (vgl. Karten Z1.6) weisen speziesspezifisch unterschiedlich hohe Maxima auf. Für NO und NO₂ liegen diese über Regionen mit hoher Bevölkerungs- und Verkehrsdichte. Bei SO₂ sind die Maxima über hoch industrialisierten Regionen (Nordrhein-Westfalen, Ruhrgebiet) und an der Küste (Einfluß des Schiffsverkehrs), und, weniger deutlich, an der Grenze zu Polen und der Tschechischen Republik zu beobachten. SO₄ weist eine ähnliche Verteilung auf weit niedrigerem Niveau auf. Hohe NH₃ Konzentrationen sind über den Hauptquellgebieten mit überdurchschnittlicher Viehdichte zu beobachten, insbesondere im Nordwesten Deutschlands und als sekundäres Maximum über einigen Regionen in Süddeutschland. Die Verteilung der NO₃ Konzentrationen weist ein ähnliches Bild wie NH₃ auf, allerdings mit flacheren Gradienten. Diese Ähnlichkeit kann mit der Bildung und Verteilung von Ammoniumnitrat (NH₄NO₃) erklärt werden. Im Sommer sind hohe Ammoniakkonzentrationen erforderlich, um das Gleichgewicht zwischen Gas- und Aerosolphase aufrecht zu erhalten und somit ist Nitrat nur über Regionen mit hohen NH₃ Konzentrationen stabil. Im Winter ist NO₃ stabil und über Deutschland viel gleichmäßiger verteilt. Die Verteilung der HNO₃ Konzentrationen weist ein zu NH₃ komplementäres Verteilungsbild auf. Dies ist damit zu erklären, dass HNO₃ in Regionen mit hohen NH₃ Konzentrationen in Nitratpartikeln gebunden ist, Salpetersäure in Regionen mit niedrigen NH₃ Konzentrationen dagegen gasförmig vorliegt. Ammonium (NH₄) liegt als Ammoniumsulfat ((NH₄)₂SO₄) und Ammoniumnitrat (NH₄NO₃) vor. Die räumliche Verteilung der NH₄ Konzentrationen ähnelt folglich der Kombination derjenigen von SO₄ und von NO₃.



Karten Z1.6: Konzentrationsfelder von NO, NO₂, SO₂, SO₄, HNO₃, NO₃, NH₃ und NH₄ 2004 in Deutschland

Die Konzentrationsfelder werden mit LOTOS-EUROS in einer zeitlichen Auflösung von drei Stunden (3h) für die 8 Jahre 1995, 1997, 1999 bis 2004 berechnet. Diese sind Input zur Berechnung der Trockendeposition mit IDEM.

Die Modellergebnisse werden zur Validierung mit gemessenen Konzentrationsdaten verglichen. Die Ergebnisse

der Modellierung mit LOTOS-EUROS der sekundären anorganischen aerosole SO_4 , NO_3 , NH_4 , ebenso wie die der Gase NO , NO_2 und HNO_3 und SO_2 entsprechen dem aktuellen stand des Wissens. NH_4 Konzentrationen werden in Quellnähe (Regionen mit intensiver landwirtschaftlicher Aktivität) unterschätzt, während die Modellergebnisse für reduzierten Stickstoff (NH_3 , NH_4) im Vergleich mit den Konzentrationen der EMEP-Messpunkte in Deutschland zu gleichen Ergebnissen führen. Alle LOTOS-EUROS Modellergebnisse sind als ähnlich oder besser zu bewerten im Vergleich mit Ergebnissen des Unified EMEP Modells oder anderen regionalen Modellen für Europa. Abgesehen von der Unterschätzung für NH_4 in Quellnähe liegen die Fehler und Unsicherheiten im Bereich kleiner als Faktor 2 und die Korrelationskoeffizienten für alle untersuchten Spezies liegen im Bereich von 0,6.

Z1.3.4 Modellierung und Kartierungsergebnisse der Konzentrationen der Schwermetalle Cadmium (Cd) und Blei (Pb)

Auch zur Modellierung der Konzentrationen der Schwermetalle Blei (Pb) und Cadmium (Cd) wurden Modifikationen des LOTOS-EUROS Modells durchgeführt, insbesondere für den Dateninput. Da die atmosphärische Verweilzeit von Partikeln in erster Linie größenabhängig ist, wird im Modell zwischen feinen ($\text{PM}_{2,5}$) und größeren ($\text{PM}_{2,5-10}$) Schwermetallpartikeln unterschieden.

Emissionsquellen von Schwermetallen sind hauptsächlich Prozesse in der nicht-eisenverarbeitenden Industrie und Verbrennungsprozesse. Viele Quellen sind spezifisch für einzelne Schwermetalle. Die im Modell verwendeten Emissionsdaten stammen aus dem Emissionsinventar von TNO. Neben anthropogenen Quellen sind auch natürliche Quellen (z.B. Waldbrände, Vulkane, Verwehungen von Feinstaub) und die Resuspension bereits auf der Oberfläche abgelagerter anthropogener Schwermetalle berücksichtigt. Wie im EMEP/MSCE-HM Modell werden diese in der Größenordnung des gemessenen Hintergrundes einheitlich über die Land- und Meeresoberfläche verteilt. Für Pb sind dies $160 \text{ g km}^{-2} \text{ a}^{-1}$, für Cd $8 \text{ g km}^{-2} \text{ a}^{-1}$.

Es ist seit längerem aus Vergleichen zwischen Modellen und Messungen bekannt, dass modellierte Konzentrationen (z.B. EMEP/MSCE-HM) die Messungen im Mittel etwa um den Faktor 3,3 unterschätzen. Dies wird auf die großen Unsicherheiten bei den verfügbaren Emissionsinventaren zurückgeführt. Gegenwärtig sind keine besser abgesicherten Emissionsdaten verfügbar.

Z1.4 Landwirtschaftliche Emissionen von versauernd und eutrophierend wirkenden Spezies

Neben den Emissionen aller übrigen Sektoren sind Daten der landwirtschaftlichen Emissionen wesentlicher Input innerhalb des Forschungsvorhabens. Als Besonderheiten der Emissionen aus der Landwirtschaft, die eine besondere Berücksichtigung bei den Modellierungs- und Kartierungsarbeiten begründen, sind die sehr differenzierte und dezentrale Prozesssteuerung innerhalb landwirtschaftlicher Produktionssysteme, die meist niedrigen Quellschichten, die meist komplementäre räumliche Struktur und Verteilung der Quellen gegenüber denen anderer Sektoren, der relativ enge Zusammenhang von Vieh- und Quellschichten für Ammoniak (NH_3 Schlüsselquellgruppe) und die relativ hohen Anteile der NH_3 Deposition im Nahbereich der Quelle zu nennen.

Ferner sind die aktuellen Ergebnisse der wirkungsorientierten Kartierung der Gesamtdosition von reaktiven Stickstoffverbindungen zur Ermittlung der (Vor-)belastung eingebunden in das in Deutschland angewendete Verfahren der Bewertung möglicher nachteiliger Wirkungen auf Ökosysteme bei Bau oder Erweiterung landwirtschaftlicher Anlagen, die nach dem Bundesimmissionsschutzgesetz (§ 4 BImSchG) genehmigt werden müssen (Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002). In dem Verfahrensablauf zur Genehmigung wird die Stickstoff-Deposition hinsichtlich ihrer Wirkung bewertet um die Senkung von Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft so nach einer einheitlichen Methodik zu ermöglichen.

Z1.4.3 Landwirtschaftliche Emissionsinventare in Deutschland

Die nationalen Emissionsinventare werden nach einheitlichen und international abgestimmten Verfahren erstellt und müssen zum Zweck der Emissionsminderung sowohl für die UNECE Konvention über Weitreichende Grenzüberschreitende Luftschadstoffe (LRTAP), als auch für die UN Klimarahmenkonvention (UNFCCC) bereitgestellt werden. Beide Konventionen behandeln unterschiedliche Spezies (LRTAP: SO_2 , CO , NO und NO_2 , NH_3 , CH_4 , NMVOCs, POPs, Schwermetalle und Partikel; UNFCCC: CO_2 , CH_4 , N_2O , F-Gase), die aber aus identischen Quellen stammen können. Folglich sollte die Bestimmung dieser Emissionen einer integrierten Methodologie folgen, in der alle Spezies, insbesondere diejenigen, deren Emissionen sich wechselseitig bedingen, miteinander betrachtet und bearbeitet werden. Dies gilt vor allem für Stickstoff-Spezies innerhalb, bzw. aus der Tierhaltung. In Deutschland wird ein Verfahren der Bestimmung von Emissionen aus der Landwirtschaft angewandt, bei welchem der Fluss von Energie, Kohlenstoff und Stickstoff durch

landwirtschaftliche Produktionssysteme möglichst vollständig erfasst wird. Die Methodik, deren Weiterentwicklung und Ergebnisse werden jährlich ausführlich in den nationalen Emissionsinventarberichten (NIR) aus der Landwirtschaft dargestellt.

Das Institut für Agrarökologie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL-AOE, seit 1.1.2008 vTI) ist vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz federführend mit der Erstellung der landwirtschaftlichen Emissionsinventare beauftragt. Die Rechnungen erfolgen in Stofffluss-Modellen (GAS – EM, GASEous Emissions calculations tool), die die Stoffflüsse einer Kette, etwa der Milchkühe, von der Fütterung über die Haltung, die Lagerung und Ausbringung der Wirtschaftsdünger und deren Verbleib im Boden mit den Emissionen aller jeweils zu berücksichtigenden Spezies in einem Rechengang verfolgen. Energiehaushalt und Nährstoffhaushalt werden so insbesondere für N- und C-Spezies gleichzeitig und in gegenseitiger Abhängigkeit berechnet. Kann noch keine Massenflussbeschreibung eines Emissionsprozesses gegeben werden, dann werden Emissionsfaktoren verwendet. GAS-EM berechnet Emissionen (CO_2 , CH_4 , NMVOC, NH_3 und andere N-Spezies) aus der Landwirtschaft mit einer zeitlichen Auflösung von einem Jahr und einer räumlichen Auflösung von Kreis- bis Bundesebene.

Die Berechnung mit GAS-EM stützt sich im Wesentlichen auf die offizielle Statistik bezüglich Tierzahlen und Landnutzungsdaten. Beschreibende Daten zu Häufigkeitsverteilungen zu Tierhaltung, der Düngerlagerung und – ausbringung werden mit dem Modell RAUMIS (Regionalisiertes Agrar- und UmweltInformationsSystem) berechnet. Eine Übersicht des Datenflusses bei der Erstellung der landwirtschaftlichen Emissionsinventare ist in Abb. Z1.3 dargestellt.

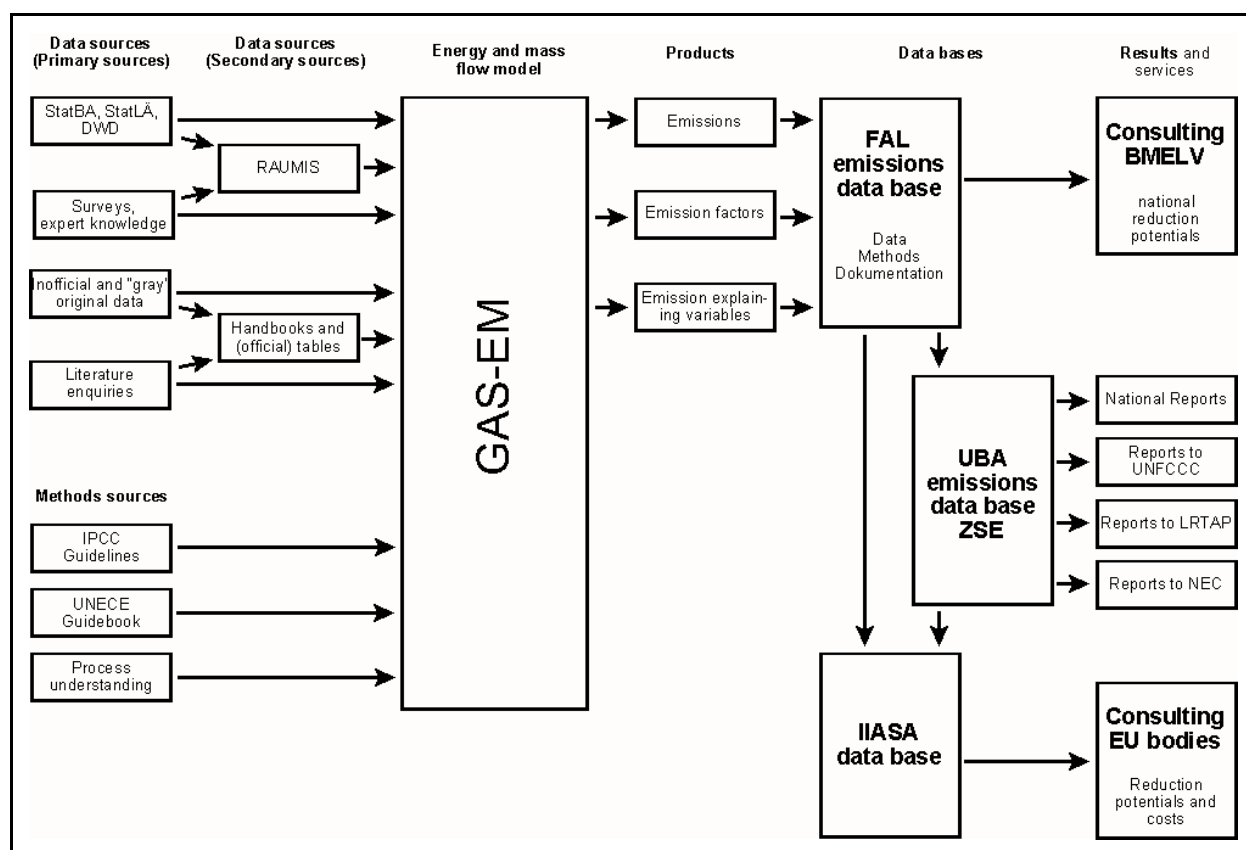


Abbildung Z1.3: Datenfluss bei der Berichterstattung des Deutschen landwirtschaftlichen Emissionsinventars (Quelle: Dämmgen et al. 2006)

Z1.5 Vergleich der Deutschen Modellierungsergebnisse mit EMEP-Daten der Gesamtd deposition von $\text{NO}_Y\text{-N}$, $\text{NH}_X\text{-N}$ und $\text{SO}_X\text{-S}$

Die Modellierungs- und Kartierungsergebnisse der Gesamtd deposition für oxidierte Stickstoffverbindungen ($\text{NO}_Y\text{-N}$), reduzierten Stickstoff ($\text{NH}_X\text{-N}$), Gesamt-Stickstoff (N) und für seesalzkorrigierte Schwefelverbindungen ($\text{SO}_X\text{-S}_{(\text{nss})}$) im Jahr 2004 sind mit den entsprechenden Ergebnisse der EMEP Modellberechnungen verglichen worden. Dazu wurden die vorliegenden EMEP-Depositionsdaten der "WebDab Unified Model Results 2006" des EMEP Status Report 1/2006 verwendet.

(http://www.emep.int/publ/common_publications.html), die in der UNECE/EMEP air-quality database zur Verfügung stehen (http://webdab.emep.int/Unified_Model_Results/).

Für den Vergleich zwischen den beiden Modellergebnissen für Deutschland sind folgende Berechnungen und Datenanpassungen erforderlich:

- die EMEP 50x50km² Rasterdaten für Deutschland werden in die Standard-Projektion des vorliegenden Forschungsprojektes umgerechnet
- um die Gesamtdeposition entsprechend den Berechnungen im EMEP Modell zu erhalten, werden die deutschen Projektergebnisse von Trocken- und Nassdeposition addiert, die Feuchte Deposition wird somit wie im EMEP Modell nicht berücksichtigt
- die Ergebnisse der nationalen Berechnung der Deposition in 1x1km² Rasterauflösung werden als Mittelwerte in die EMEP 50x50km² Raster umgerechnet
- der Vergleich zwischen EMEP- und den deutschen Modellergebnissen der Depositionsflüsse erfolgt durch die Berechnung von Differenzen und Verhältnissen innerhalb der EMEP Raster auf der Fläche Deutschlands

In den Karten Z1.7 bis Z1.10 sind die Modellergebnisse der Gesamtdeposition von NO_y-N, NH_x-N, N, und SO_x-S_(nss) 2004 der Berechnung durch EMEP, die Ergebnisse dieses Forschungsprojektes sowie die Unterschiede beider Modellansätze als Differenzen und Verhältnisse kartographisch in der Form der EMEP-Raster über Deutschland dargestellt.

Der Vergleich der Modellberechnungen, die im nationalen Ansatz in hoher Auflösung des 1x1km² Rasters über Deutschland, im EMEP-Modell dagegen in 199 50x50km² Rasterzellen vorliegen, wird für das gleiche Bezugsjahr 2004 und auf der räumlichen Ebene der EMEP Raster durchgeführt. Grundannahmen sind hierbei, dass im (räumlichen und zeitlichen) Mittel beide Modellansätze zu vergleichbaren Größenordnungen und Verteilungen der Depositionsflüsse über die betrachtete Fläche führen sollten. Der Vergleich beider Modellergebnisse für Deutschland zeigt dagegen für die Gesamtdeposition von Stickstoff (NO_y-N, NH_x-N, N) und Schwefel (SO_x-S_(nss)) im nationalen Ansatz generell höhere Gesamtdepositionsraten, in den EMEP-Ergebnissen geringere:

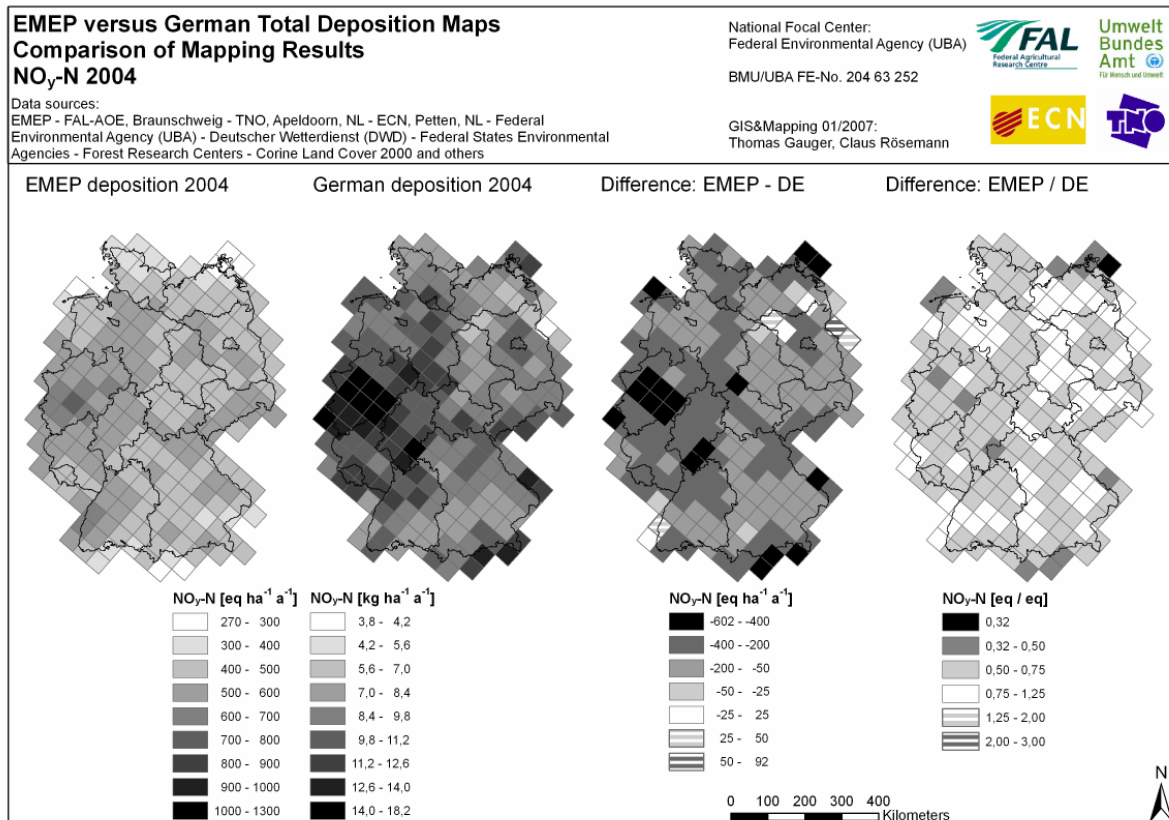
- die nationalen Modellberechnungen der NO_y-N Gesamtdeposition sind im Mittel um 32% höher,
 - bei der NH_x-N Gesamtdeposition im Mittel um 45% höher,
 - die der Gesamt-Stickstoff (N) Deposition im Mittel um 40% höher,
 - die der Schwefel-Gesamtdeposition (SO_x-S_(nss)) im Mittel um 34% höher
- als die entsprechenden Ergebnisse der EMEP Modellberechnungen (vgl. Tab. Z1.1 und Z1.3).

In den Abbildungen Z1.4 und Z1.5 sind die absoluten und relativen Unterschiede im Vergleich der nationalen Modellergebnisse und EMEP Berechnungen der einzelnen Spezies (NO_y-N, NH_x-N, N, SO_x-S_(nss)) und einzelnen Depositionsflüsse (nasse, trockene, Gesamtdeposition) dargestellt.

NO_y-N Gesamtdeposition

Die räumliche Verteilung der Ergebnisse der deutschen und der EMEP-Modellergebnisse der NO_y-N Gesamtdeposition ist in Karten Z1.7 dargestellt. Die Karten des EMEP-Modells (Karten Z1.7, links: 'EMEP deposition') weisen durch die hellere Farbe deutlich geringere Gesamtdepositionsfrachten auf als die in der Darstellung dunkleren nationalen Ergebnisse (Karten Z1.7 'German deposition'). Allerdings ist die jeweilige räumliche Verteilung höherer und niedrigerer Werte trotz der unterschiedlichen Größenordnung des Gesamteintrags in beiden Karten ähnlich: in beiden Karten können höchste Einträge in Westdeutschland beobachtet werden, während relativ niedrige Frachten hauptsächlich in Regionen in Ost- und Süddeutschland auftreten.

Die Spannen der Unterschiede zwischen EMEP und nationaler Modellberechnung der NO_y-N Gesamtdeposition bewegen sich zwischen 1,3 kg ha⁻¹ a⁻¹ (93 eq ha⁻¹ a⁻¹) höheren EMEP Ergebnissen in den einzelnen betrachteten EMEP Rasterzellen und bis zu 8,4 kg ha⁻¹ a⁻¹ (602 eq ha⁻¹ a⁻¹) höheren nationalen Modellberechnungen (Abb. Z1.5). Im Mittel über die gesamte Fläche Deutschlands ergibt sich in der deutschen Modellierung ein gegenüber dem EMEP-Modell um 3.2 kg ha⁻¹ a⁻¹ (228 eq ha⁻¹ a⁻¹), bzw. 32% höherer NO_y-N Gesamteintrag.



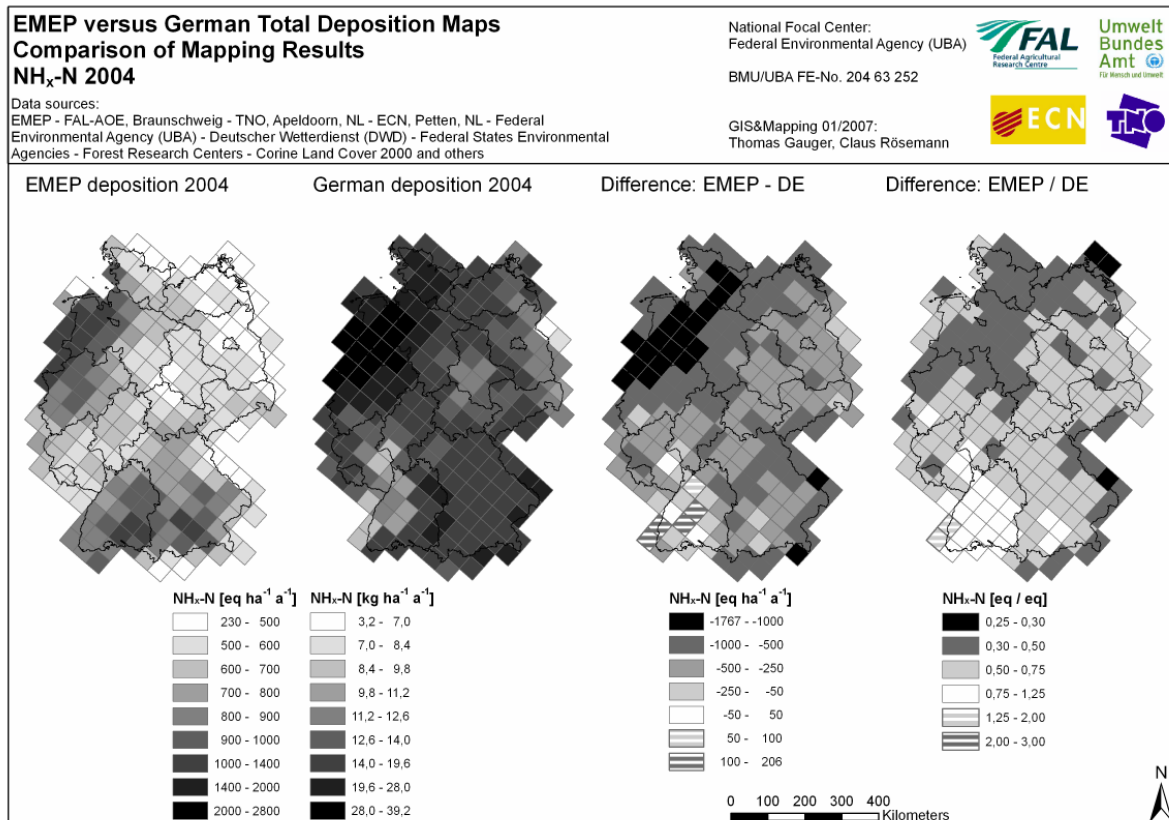
Karten Z1.7: Vergleich von EMEP und nationaler Berechnung der NO_y-N Gesamtdeposition 2004

NH_x-N Gesamtdeposition

Der Vergleich der EMEP und nationalen Modellierung der Gesamtdeposition von NH_x-N 2004 ist in Karten Z1.8 dargestellt. Höchste Gesamtfrachten sind in beiden Modellergebnissen über den Hauptquellgebieten in Nordwestdeutschland zu beobachten sowie in Teilen Süddeutschlands, im Nordosten Deutschlands und in zentralen Regionen werden dagegen niedrigere NH_x-N Gesamtdepositionsfrachten ausgewiesen.

Die Ergebnisse der nationalen Modellierung und Kartierung der NH_x-N Gesamtdeposition liegt im Mittel 45% über den Ergebnissen des EMEP-Modells. Die deutlichsten Unterschiede beider Modellergebnisse sind in Nordwestdeutschland, den Regionen mit höchsten Emissionsdichten für NH₃, und in einzelnen Regionen Südostdeutschlands zu beobachten (Karten Z1.8 rechts ‚Difference‘).

Die Spanne der Unterschiede beider Modellergebnisse liegt zwischen einem 2,9 kg ha⁻¹ a⁻¹ (206 eq ha⁻¹ a⁻¹) höherem Ergebnis der EMEP-Modellierung über Südwestdeutschland und der 24,8 kg ha⁻¹ a⁻¹ (1767 eq ha⁻¹ a⁻¹) höheren nationalen Modellierung in einem EMEP-Raster über Nordwestdeutschland. Im Mittel der Gesamten betrachteten Fläche Deutschlands sind die nationalen Modellergebnisse der Gesamtdeposition von NH_x-N um 7,9 kg ha⁻¹ a⁻¹ (562 eq ha⁻¹ a⁻¹) höher als diejenigen des EMEP-Modells.

Karten Z1.8: Vergleich von EMEP und nationaler Berechnung der NH_x-N Gesamtdeposition 2004

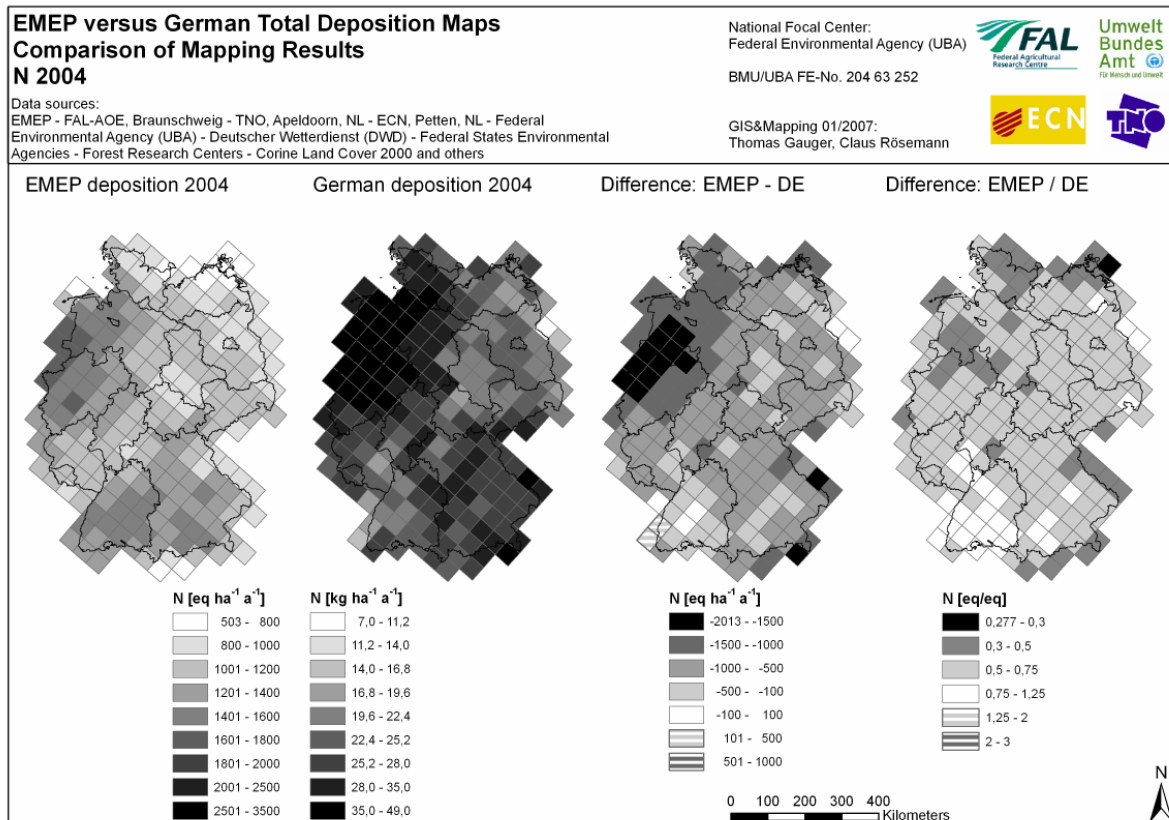
N Gesamtdeposition

Die Gesamtdeposition von Stickstoff (N) wird als Summe aus nass und trocken deponierten Verbindungen von reduziertem (NH_x-N) und oxidiertem Stickstoff (NO_y-N) berechnet. Der Beitrag von NH_x-N ist dabei am größten. Bei der EMEP Modellberechnung für Deutschland im Jahr 2004 beträgt der Anteil von NH_x-N an der N Gesamtdeposition 59%, der Anteil von NO_y-N 41%. Im nationalen Ergebnis liegt der Anteil von NH_x-N dagegen bei 64%, der von NO_y-N bei 36%.

Im EMEP Modellergebnis für Deutschland 2004 (Karten Z1.9) liegt die mittlere N Gesamtdeposition bei 1166 eq ha⁻¹ a⁻¹ (16,3 kg ha⁻¹ a⁻¹), wobei überdurchschnittliche Eintragsraten in Nordwest- und Süddeutschland ausgewiesen werden, unterdurchschnittliche Einträge sind hauptsächlich in Nordostdeutschland und in zentralen Regionen zu beobachten.

Im nationalen Modellergebnis liegt die Mittlere N Gesamtdeposition in den betrachteten 50x50km² EMEP Rasterzellen bei 1958 eq ha⁻¹ a⁻¹ (27,4 kg ha⁻¹ a⁻¹) und ist damit um 40% höher als die EMEP Berechnung. Dies ist in den Karten deutlich an der dunkleren Darstellung (Karten Z1.9 'German deposition') gegenüber dem EMEP Ergebnis (Karten Z1.9 'EMEP deposition') erkennbar. Trotz dieser generellen Unterschiede weisen jeweils 47 identische 50x50km² Rasterzellen in beiden Berechnungen übereinstimmend jeweils überdurchschnittliche N Gesamtdepositionsraten auf, in jeweils 72 der 199 betrachteten Rasterzellen liegen die N Depositionsraten unter dem jeweiligen Mittelwert der Modellberechnungen. Zumindest die räumliche Verteilung hoher und niedrigerer N Frachten scheint somit im Ergebnis beider Modellansätzen gewisse Ähnlichkeiten aufzuweisen.

Die Quantitativen Unterschiede der Ergebnisse der N Gesamtdeposition legen zwischen einem 3,4 kg ha⁻¹ a⁻¹ (246 eq ha⁻¹ a⁻¹) höheren EMEP Ergebnis in Südwestdeutschland und einem 28,4 kg ha⁻¹ a⁻¹ (2013 eq ha⁻¹ a⁻¹) höheren Ergebnis der nationalen Modellierung in Nordwestdeutschland. Nur in 7 Rasterzellen ist das EMEP Modellergebnis höher als die nationale Berechnung. Die Größten relativen Abweichungen von über 50% beider Ansätze sind in Nord- und Nordwestdeutschland sowie in einigen Rasterzellen entlang der bayerischen Grenze zu beobachten, während die geringsten Unterschiede (±25%) in einigen Rasterzellen über Südwest- und Süddeutschland zu beobachten sind (Karten Z1.9).



Karten Z1.9: Vergleich von EMEP und nationaler Berechnung der N Gesamtdeposition 2004

SO_x-S Gesamtdeposition

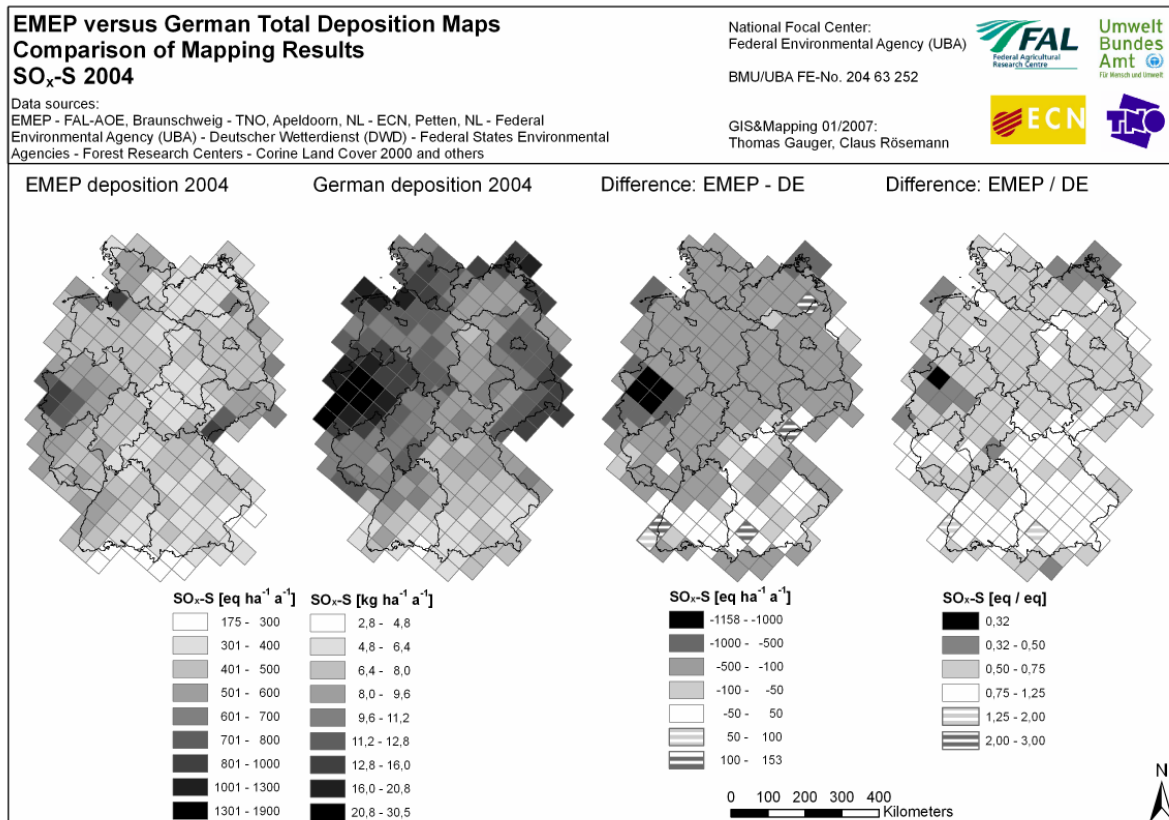
In den Karten Z1.10 ist der Vergleich der Ergebnisse von EMEP und nationaler Modellberechnung der SO_x-S Gesamtdeposition dargestellt. Höchste Frachten weist sowohl das EMEP Modell, als auch die nationale Kartierung über Nordrhein-Westfalen, in Ostdeutschland im Bereich der Grenze zwischen Sachsen und Tschechien sowie an der Deutschen Bucht aus.

Die im visuellen Vergleich mit der nationalen Karte (Karten Z1.10 ‚German Deposition‘) offensichtlich hellere Farbgebung der EMEP Karte (Karten Z1.10 ‚EMEP deposition‘) ist Ausdruck der im Mittel um 34% höheren SO_x-S Gesamtdeposition des deutschen Modellergebnisses. Die Mittlere SO_x-S Gesamtdeposition liegt in der EMEP-Karte bei 7,1 kg ha⁻¹ a⁻¹ (446 eq ha⁻¹ a⁻¹), im nationalen Modell dagegen bei 10,8 kg ha⁻¹ a⁻¹ (673 eq ha⁻¹ a⁻¹). Das Minimum der EMEP Berechnung ist 2,8 kg ha⁻¹ a⁻¹ (175 eq ha⁻¹ a⁻¹), das Maximum 13,2 kg ha⁻¹ a⁻¹ (826 eq ha⁻¹ a⁻¹), während die nationale Kartierung ein Maximum von 5,0 kg ha⁻¹ a⁻¹ (314 eq ha⁻¹ a⁻¹) und ein Maximum von 30,3 kg ha⁻¹ a⁻¹ (1890 eq ha⁻¹ a⁻¹) in den betrachteten 199 50x50km² Rasterzellen ausweist.

Die räumliche Verteilung der Wertespannen beider Modellergebnisse ist trotz des unterschiedlichen niveaus weitgehend übereinstimmend. Unterdurchschnittliche Einträge können in beiden Berechnungen in 61 identischen Rasterzellen und überdurchschnittliche Einträge in 69 von 199 identischen Rasterzellen beobachtet werden.

Größte Unterschiede zwischen den Modellergebnissen weist der Vergleich für Gebiete in Westdeutschland (Ruhrgebiet, Nordrhein-Westfalen) und für einige Rasterzellen an der Küstenlinie der Nord- und Ostsee aus. Geringste Unterschiede bestehen im Vergleich beider Modellergebnisse in verschiedenen Rasterzellen in Süddeutschland.

Die Spanne der Unterschiede in den einzelnen EMEP Rasterzellen reicht von einem um 2,5 kg ha⁻¹ a⁻¹ (153 eq ha⁻¹ a⁻¹) höheren Ergebnis der SO_x-S Gesamtdeposition im EMEP Modell in Südwestdeutschland bis zu einem 18,6 kg ha⁻¹ a⁻¹ (1158 eq ha⁻¹ a⁻¹) höheren Ergebnis im nationalen Modell in Westdeutschland. In 13 der 199 Rasterzellen ist die SO_x-S Gesamtdeposition des EMEP Modells höher als das Ergebnis der nationalen Kartierung. Die größten relativen Abweichungen (über 50%) weist der Vergleich der Modellergebnisse in Westdeutschland und dem äußersten Nordwest- und Nordostdeutschland aus, während die geringsten Unterschiede (±25%) in der südlichen Hälfte Deutschlands zu beobachten sind (Karten Z1.10).

Karten Z1.10: Vergleich von EMEP und nationaler Berechnung der SO_x-S_(nss) Gesamtdosition 2004**Vergleich der Anteile von trockener und nasser Deposition zwischen EMEP und nationaler Modellierung**

Die relativen Unterschiede der Modellergebnisse für den nassen, trockenen und Gesamteintrag für SO_x-S, NO_y-N, NH_x-N und N sind in der Grafik der Abb. Z1.4 dargestellt. Negative Werte (-) kennzeichnen höhere Ergebnisse in der Berechnung des nationalen Modellansatzes, während höhere Modellberechnungen durch EMEP als positive Abweichungen aufgetragen sind. Maxima, Minima und Mittelwerte der Unterschiede beider Berechnungen innerhalb der insgesamt 199 50x50km² Rasterzellen über Deutschland sind ebenfalls angegeben.

Wie im vorangehenden Text beschrieben sind die Modellergebnisse der deutschen Kartierung der Gesamtdosition höher als die entsprechenden Modellberechnungen von EMEP. Die vergleichende Betrachtung der Teilflüsse der Gesamtdosition der einzelnen Spezies (nasse und trockene Deposition) weist für die Berechnung der nassen Deposition von SO_x-S mit dem EMEP Modell gegenüber dem nationalen Modellergebnis nur sehr geringfügig (4%) höhere Frachten aus. Die beiden Modellergebnisse der nassen Deposition von NO_y-N sind im Mittel über ganz Deutschland mit nur um 1% höheren nationalen Frachten weitgehend identisch. Bezüglich der übrigen im Vergleich betrachteten Depositionsflüsse weisen die nationalen Modellergebnisse höhere mittlere Frachten aus als die EMEP Modellergebnisse: 50% höhere SO_x-S Gesamtdosition, 140% höhere trockene SO_x-S Deposition, 71% höhere N Gesamtdosition, 2% höhere N Nassdeposition N, 6% höhere NH_x-N Nassdeposition, 175% höhere N Trockendeposition, 128% höhere NO_y-N Trockendeposition und 215% höhere Trockendeposition von NH_x-N (Abb. Z1.4).

Die absoluten Unterschiede der beiden Modellierungen (in kg ha⁻¹ a⁻¹) sind in Abb. Z1.5 dargestellt. Im Hinblick auf die aus den Depositionsfrachten abgeleitete Einschätzung der potenziellen versauernden und eutrophierenden Wirkung des atmosphärischen Eintrags von Stickstoff und Schwefel deuten die Größenordnungen der absoluten Unterschiede beider Modellergebnisse bereits auf Unterschiede in der jeweils nachfolgenden Beurteilung der Überschreitung von Critical Loads hin.

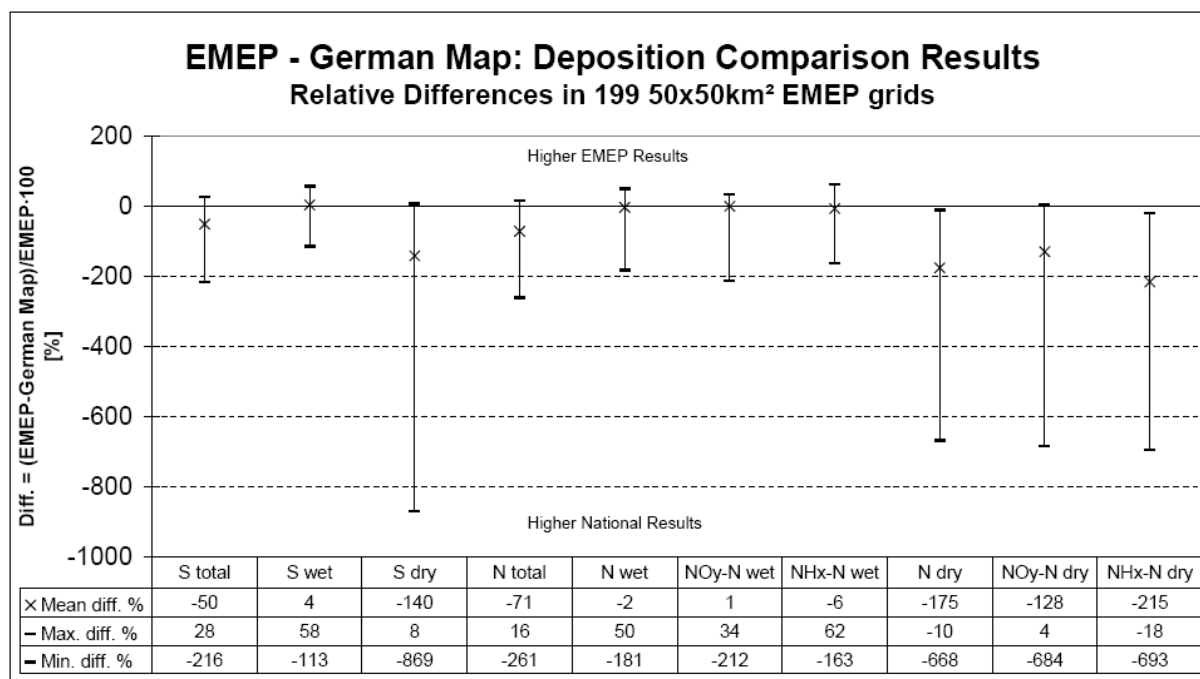
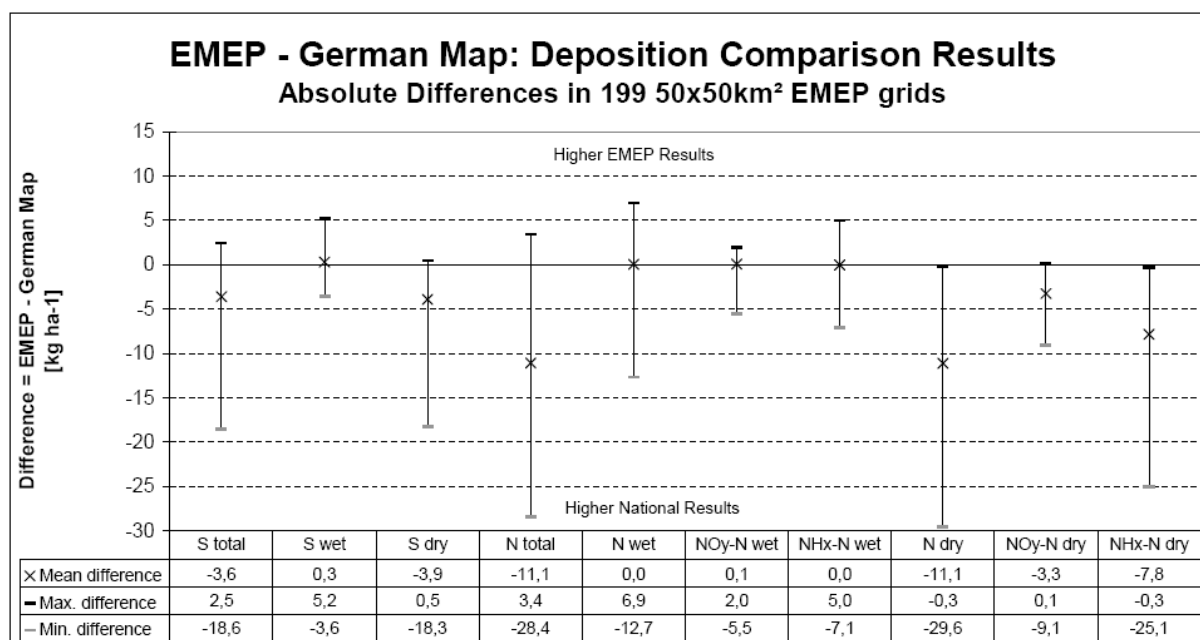


Abbildung Z1.4: Relative Unterschiede zwischen EMEP und nationalen Modellergebnissen einzelner Depositionsflüsse 2004 [%]

Abbildung Z1.5: Absolute Unterschiede zwischen EMEP und nationalen Modellergebnissen einzelner Depositionsflüsse 2004 [kg ha⁻¹ a⁻¹]

Eine Zusammenstellung der Mittleren Gesamtdeposition nach den Berechnungen beider Modellansätze für die Fläche Deutschlands zeigt Tab. Z1.1. Hier sind auch die jeweiligen prozentualen Anteile des nassen und trockenen Depositionsflusses an der Gesamtdeposition für Schwefel (SO_x-S) und Stickstoff Spezies (NH_x-N, NO_y-N, N) angegeben.

Table Z1.1: Gegenüberstellung der Ergebnisse von EMEP und nationaler Modellierung der Deposition von SO_x-S, N, NO_y-N und NH_x-N in 199 EMEP 50x50km² Rasterzellen in Deutschland

Species	Mittelwert [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]	Mittelwert [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]	Abweichung [%]	Anteil Nassdeposition		Anteil Trockendeposition	
Gesamtdeposition	EMEP	Nationales Modell	EMEP / Nationales Berechnung	EMEP	Nationales Modell	EMEP	Nationales Modell
SO _x -S	446	673	66%	59%	36%	41%	64%
N	1166	1958	60%	59%	35%	41%	65%
NO _y -N	483	712	68%	60%	40%	40%	60%
NH _x -N	683	1245	55%	59%	32%	41%	68%

In der nationalen Modellierung beträgt der nass deponierte Anteil zwischen 32% und 40%, der trocken deponierte Anteil an der Gesamtdosition entsprechend 60% bis 68%. Die Verhältnisse von nasser zu trockener Deposition sind im EMEP Modellergebnis nahezu umgekehrt. Im Ergebnis der EMEP Modellberechnungen für Deutschland mit mittleren Anteilen der Trockendeposition von 40% bis 41% ist dies deutlich geringer und mit Anteilen der Nassdeposition von 59% bis 60% deutlich höher als im nationalen Modellergebnis (Tab. Z1.1).

Verglichen mit einigen Messungen der Nass- und Trockendeposition (Tab. Z1.2) in Deutschland (Dämmgen et al. unveröffentlicht, Mohr et al. 2005) und der Schweiz (Hesterberg et al. 1996) in verschiedene Rezeptortypen (Wald, Grünland, Acker) sind die jeweils trocken deponierten Anteile deutlich größer als die nass deponierten Anteile und entsprechen weitgehend dem Ergebnis der nationalen Modellierung. Dies deutet darauf hin, dass das EMEP Modell den nassen Depositionsfluss von S und N Spezies deutlich unterschätzt.

Tabelle Z1.2: Anteil von Nass- und Trockendeposition an der Gesamtdosition aus Messungen in Mitteleuropa

Spezies	Anteil der Nassdeposition	Anteil der Trockendeposition	Landnutzung	Ort	Quelle
N Gesamtdosition	33%	67%	semi-natürliches Grassland	Merenschwand bei Zürich	Hesterberg et al. 1996
N Gesamtdosition	32%	68%	Kiefernwald	Augustendorf, NW Deutschland	Mohr et al. 2005
N Gesamtdosition	24%	76%	Ackerland	Braunschweig	Dämmgen et al. (unveröff.)
S Gesamtdosition	21%	79%	Kiefernwald	Augustendorf, NW Deutschland	Mohr et al. 2005

Die Unterschiede zwischen den Ergebnissen des EMEP Modells und der nationalen Depositionsmodellierung sind im Einzelnen:

- Im Mittel $3,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höhere $\text{SO}_x\text{-S Gesamtdosition}$ in der Berechnung des Deutschen Modells, wobei die Wertespanne sich im Vergleich der einzelnen $50 \times 50 \text{ km}^2$ Rastern über Deutschland von einem $2,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höheren EMEP Modell Output bis zu einem um $18,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höheren nationalen Modellergebnis erstreckt. Die im Ergebnis höhere Deutsche Modellberechnung ist auf die in 197 von 199 verglichenen EMEP-Rasterzellen um $0,3$ bis $18,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (17 bis $113 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) niedrigeren Ergebnisse der $\text{SO}_x\text{-S Trockendeposition}$ im EMEP Modell zurückzuführen.
- Im Mittel über ganz Deutschland eine nahezu identische Größenordnung der Berechnung der $\text{SO}_x\text{-S Nassdeposition}$. Die EMEP Ergebnisse sind im Mittel nur um $0,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höher als die nationale Berechnung. Die Wertespanne in den einzelnen 199 EMEP-Rasterzellen reicht dabei von einer $5,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höheren EMEP Nassdeposition bis zu einer um $3,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höheren $\text{SO}_x\text{-S Nassdeposition}$ in der deutschen Berechnung
- Im Mittel ist das Modellergebnis der nationalen Modellierung der N Gesamtdosition um $11,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ deutlich höher als beim EMEP Modell. Die Unterschiede in den einzelnen EMEP Rastern reichen dabei von einem $3,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höheren EMEP Modellergebnis bis zu einer um $28,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höheren N Gesamtdosition des nationalen Modells
- Im Mittel ist die Berechnung der N Nassdeposition sowohl im EMEP Modell als auch in der deutschen Modellberechnung völlig identisch ($\pm 0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). In den einzelnen Rasterzellen unterscheiden sich die Ergebnisse dennoch und reichen von einer $6,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höheren EMEP N Nassdeposition bis zu einer um $12,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höheren N Nassdeposition im deutschen Modellergebnis.
- Im Mittel ist die $\text{N Trockendeposition}$ in der nationalen Berechnung um $11,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höher als im EMEP Modell. In allen 199 Rasterzellen ist das deutsche Ergebnis um $0,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bis $29,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höher als bei EMEP.
- Beide Modellansätze liefern nahezu die gleichen Ergebnisse für die $\text{NO}_y\text{-N Nassdeposition}$ mit einem im Mittel nur sehr gering ($0,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) höheren nationalen Ergebnis. Die Unterschiede in einzelnen Rasterzellen zeigen eine Spanne vom $2,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höheren EMEP Ergebnissen bis zu einem um $5,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höheren Ergebnis der deutschen Modellierung.
- Der Vergleich der $\text{NO}_y\text{-N Trockendeposition}$ weist im Mittel ein um $3,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höheres Ergebnis des nationalen Modells aus. Die Spanne der Unterschiede beider Modellberechnungen reicht dabei von einem um $0,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ niedrigeren bis zu einem um $9,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höheren Ergebnis des nationalen Modells in den einzelnen $50 \times 50 \text{ km}^2$ Rasterzellen.
- Die Modellergebnisse der $\text{NH}_x\text{-N Nassdeposition}$ sind wiederum im Mittel identisch ($\pm 0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). In den einzelnen Rasterzellen sind $5,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höhere Ergebnisse des EMEP Modells bis zu um $7,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höhere Ergebnisse der deutschen Modellberechnung zu beobachten.

- Die NH_x-N Trockendeposition ist in den nationalen Berechnungen im Mittel um $7.8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höher als bei EMEP, in den 199 Rasterzellen sind dies $0,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bis $25,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höhere Frachten.

Die Größten Unterschiede zwischen den EMEP Modellergebnissen und dem nationalen Ansatz sind in den Berechnungen der Trockendeposition der Schwefel (SO_x-S) und Stickstoff Spezies (NH_x-N , NO_y-N , N) zu beobachten. Die Berechnungen der Nassdeposition stimmen in beiden Modellergebnissen sehr gut überein. Dies ist umso erstaunlicher, da der nationale Ansatz gänzlich auf der Nutzung von Monitoringdaten von Nassdeposition und Niederschlag beruht, die mit geostatistischen Methoden (u.a. Kriging Technik) flächenhaft interpoliert werden. Dieses Verfahren führt, bei gegebener guter räumlicher Repräsentativität und Datenqualität zu verlässlichen Kartierungsergebnissen der Nassdeposition. Allerdings ist dieser Ansatz grundsätzlich verschieden zu der Modellierung der Nassdeposition mit dem EMEP Modell. Die bemerkenswert geringen Unterschiede im Ergebnis beider Modelle im durchgeführten Vergleich der Mittleren Deposition in den $50 \times 50 \text{ km}^2$ EMEP Rasterzellen über Deutschland weisen für das EMEP Modell sowohl für Schwefel (SO_x-S) als auch für Stickstoff Spezies (NH_x-N , NO_y-N , N) somit weder eine generelle Unter- oder Überschätzung des Nassdepositionsflusses nach.

Hinsichtlich der Berechnungen der Trockendepositionsflüsse zeigt der Vergleich für das EMEP Modell sehr deutlich geringere Ergebnisse als bei der nationalen Modellberechnung. Im Wesentlichen sind die größten Unterschiede beider Modellergebnisse bei der SO_x-S und NH_x-N Trockendeposition über Gebieten mit hoher Emissionsdichte zu beobachten. Der Vergleich zeigt ebenfalls für die NO_y-N Trockendeposition generell geringere Ergebnisse im EMEP Modell, aber diese Unterschiede lassen sich nicht bestimmten Gebieten zuordnen.

In Tab. Z1.3 sind die nationalen Emissionen in Deutschland 2004 und die Depositionsflüsse von SO_x-S , NH_x-N , NO_y-N und N aus dem EMEP Modell und der nationalen Modellberechnung zusammengefasst aufgeführt. Der Vergleich der Gesamtdositionsraten beider Modelle mit den nationalen Emissionen zeigt deutlich, dass die Gesamtdosition von SO_x-S und NH_x-N im EMEP Modell geringer ist als die inländische Gesamt-Emission der entsprechenden Spezies, die nationale Modellierung der SO_x-S und NH_x-N Gesamtdosition jedoch über der Emission in Deutschland liegt. Dies bedeutet, dass die Ergebnisse des EMEP Modells auf einen Export dieser Spezies schließen lässt, das das nationale Modell dagegen auf einen Netto-Import.

Tabelle Z1.3: Gegenüberstellung von Emissionen und mittleren Nass-, Trocken und Gesamtdosition aus den nationalen und EMEP Modellberechnungen für Deutschland 2004 [in $\text{Gg a}^{-1} = \text{kt a}^{-1}$]

2004 Ergebnisvergleich		SO_x-S	NO_y-N	NH_x-N	N
Emission in Deutschland	<i>national total [kt a⁻¹]</i>	296	480	514	994
Deposition nationale	Nassdeposition [kt a ⁻¹]	122	142	201	343
Berechnung	Trockendeposition [kt a ⁻¹]	216	215	424	640
	Gesamtdosition [kt a⁻¹]	387	357	625	983
EMEP Modell, Deutschland	Nassdeposition [kt a ⁻¹]	149	145	200	345
	Trockendeposition [kt a ⁻¹]	107	98	143	241
	Gesamtdosition [kt a⁻¹]	256	242	343	585
EMEP-nationale Berechnung	<i>Mittlere diff. Gesamtdosition [kt a⁻¹]</i>	-131	-115	-282	-398
EMEP/nationale Berechnung	<i>Abweichung Gesamtdosition [%]</i>	66%	68%	55%	60%

Diskussion der Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Die im Vergleich mit dem EMEP Modell höheren Trockendepositionsraten des nationalen Modellansatzes können möglicherweise auf höhere Schätzungen der atmosphärischen Konzentrationen mit dem LOTOS-EUROS Modell zurückgeführt werden, die Grundlage der Modellierung der trockenen Deposition mit dem IDem Modell sind. Eine genauere Analyse der Modellierung der Trockenen Deposition wäre notwendig, um die Ursachen der Unterschiede zwischen beiden Modellergebnissen genauer zu fassen. Mögliche Gründe für die festgestellten deutlichen Unterschiede in den Modellergebnissen für die Trockendeposition von Schwefel-, oxidierten und reduzierten Stickstoffverbindungen können in unterschiedlichen Rezeptorinformationen, Meteorologischen Daten, der unterschiedlichen räumlichen Auflösung der Modell-Eingangsdaten und der Modellergebnisse liegen sowie in der unterschiedlichen Parameterisierung der Trockendepositionsprozesse in den jeweiligen Modellen, ebenso wie die Verwendung räumlich unterschiedlicher Emissionsdaten.

Die Ergebnisse des Vergleichs der nationalen und EMEP Modellberechnungen stimmen teilweise mit den Resultaten anderer und detaillierterer Modellvergleiche überein. Nationale Modelle wurden z.B. in den Niederlanden mit dem EMEP Modell verglichen (VELDERS ET AL. 2003, VAN DEN BROEK ET AL. 2008),

Vergleiche mit Messungen sind u.a. in SIMPSON ET AL. (2006) dokumentiert.

In SIMPSON ET AL. (2006) werden unter anderem die in einem Waldgebiet in den Niederlanden (Speulderbos) gemessenen Anteile von trockener und nasser Deposition von $\text{NH}_x\text{-N}$ und $\text{NO}_y\text{-N}$ im Jahr 2000 mit EMEP Modellergebnissen verglichen. Hierbei wurden in den Messungen 65% des Gesamt-Stickstoffs (N) trocken und 35% nass deponiert, das EMEP Modell berechnete weitgehend damit übereinstimmend 76% trockene und 24% nasse Deposition. Dieses Ergebnis kann leider nicht mit dem in der vorliegenden Studie durchgeführten Vergleich nicht bestätigt werden (vgl. Tab. Z1.1).

In VELDERS ET AL. (2003) werden Verschiedene Aspekte des EMEP Unified Modells mit dem niederländischen OPS Modell hinsichtlich der Eingangsdaten der Modellierungen, der Parameterisierungen der einzelnen Depositionsflüsse, der atmosphärischen Konzentration und der Depositionsdaten des Jahres 2000 verglichen. Ergebnisse dieses Vergleichs sind

hinsichtlich der Emissionsdaten:

- die fehlende Änderung der räumlichen Verteilung der Emissionen im EMEP Modell in der Zeitreihe von 1987 bis 2000 (in Deutschland, den Niederlanden, Polen), was sich auf die räumliche Verteilung der modellierten atmosphärischen Konzentrationen auswirkt und im Vergleich zu Messungen zu unterschiedlichen Ergebnissen führt.

hinsichtlich der Verteilung der Quellen (Emissionen) und Senken (Deposition):

- die Anteile der nationalen Emissionen an der Deposition innerhalb der Niederlande ist im OPS Modell regelmäßig höher als in den Ergebnissen des EMEP Modells. Letzteres führt verglichen mit Messungen zu der Unterschätzung der atmosphärischen Konzentration und/oder der trockenen Deposition durch niedrigere Depositionsgeschwindigkeiten (v_d). Generell können Unterschätzungen der atmosphärischen Konzentrationen auf Überschätzungen der Deposition, bzw. Depositionsgeschwindigkeiten in den Modellen zurückgeführt werden (und umgekehrt). Wenn sowohl die atmosphärische Konzentration als auch die trockene Deposition unterschätzt wird, dann ist dies im Modell möglicherweise auf eine unausgeglichene Massenbilanz atmosphärischer Spezies zurückzuführen, die sich als Überschätzung des Exports über die Landesgrenzen auswirkt. Dies wurde in der Modellanalyse für Berechnungen von NH_x und NO_y mit dem EMEP Modell für die Niederlande nachgewiesen.

hinsichtlich atmosphärischer Konzentration und Deposition:

- Die EMEP Trockendeposition von Stickstoff-Spezies ist viel geringer als die entsprechenden nationalen Modellergebnisse in den Niederlanden.
- Die Parameterisierungen der Depositionsgeschwindigkeiten sind im EMEP Modell hinsichtlich der Kodeposition von SO_2 and NH_3 unausgeglichen.
- Unterschiede bestehen in der Formulierung der Trockendeposition zwischen EMEP und dem DEPAC Modul (das sowohl Bestandteil im OPS Modell als auch im LOTOS-EUROS Modell und im IDEM Modell ist), wobei die modellierten Depositionsgeschwindigkeiten sich direkt auf das Modellergebnis hinsichtlich Transport, Deposition und atmosphärischer Konzentration auswirken.
- Die mit dem EMEP Modell berechneten atmosphärischen Konzentrationen von NO_x and NH_3 sind um 30% bis 40% niedriger als entsprechende Messergebnisse.
- Die Modellergebnisse der nassen Deposition stimmen gut mit Messergebnissen überein.

VAN DEN BROEK ET AL. (2008) beschreiben eine

- unausgeglichene Bilanz zwischen atmosphärischer Konzentration und Deposition von NH_3 über gedüngtem Weideland in den Niederlanden. Die mit dem OPS Modell berechneten atmosphärischen Konzentrationen sind im Vergleich mit Messungen zu niedrig, weil die trockene Deposition (Verlust aus der Atmosphäre) zu hoch berechnet wird. Dies wird auf die im Vergleich mit Messungen zu niedrige Parameterisierung des Oberflächenwiderstandes (R_c) zurückgeführt. Im Gegensatz dazu liefert das EMEP Modell höhere R_c Werte, folglich niedrigere Depositionsgeschwindigkeiten ($v_d = 1/R_c$), niedrigere Trockendepositionsflüsse und höhere atmosphärische Deposition von NH_3 .

Folgende Schlußfolgerungen können aus dem vorliegenden Vergleich gezogen werden:

- Die Emissionen von Schwefel, reduzierten und oxidierten Stickstoffverbindungen in Deutschland, die im EMEP Modell und im nationalen Modell zur Berechnung der Deposition verwendet werden stimmen für Deutschland in der Größenordnung überein (Table Z1.3; Klein & Benedictow 2006, UBA 2007). Die räumliche Verteilung der in beiden Modellen verwendeten Emissionsdichten innerhalb Deutschlands wurde nicht miteinander verglichen. Trotzdem kann angenommen werden, dass

Unterschiede in der Verteilung der jeweils verwendeten Emissionsdichten bestehen, da die Daten in der nationalen Modellierung in einer höheren räumlichen Auflösung vorliegen als im EMEP Modell. Außerdem ist von Unterschieden in der Datenaufbereitung auszugehen (vgl. Kap. Z1.3.3). Ein detaillierterer Vergleich wäre notwendig, um dies genauer zu untersuchen.

- Die in beiden Modellen berechneten nassen Depositionsflüsse der S und N Spezies stimmen im durchgeführten Ergebnisvergleich sehr gut überein. Dies wird auch von anderen Modellvergleichen mit dem EMEP Modellergebnissen bestätigt (VELDERS ET AL. 2003, SIMPSON ET AL. 2006).
- Die größten Unterschiede bestehen bei den Modellergebnissen der trockenen Depositionsflüsse der S und N Spezies, und folglich auch bei der Gesamtdosition, der Summe von nasser und trockener Deposition. Die Ergebnisse des EMEP Modells sind deutlich niedriger, als die Ergebnisse der nationalen Modellierung. Vorliegende Messungen von nasser und trockener Deposition an einigen Messorten in Mitteleuropa lassen darauf schließen, dass das EMEP Modell den Anteil der trockenen Deposition an der Gesamtdosition deutlich unterschätzt (vgl. Table Z1.1 and Z1.2). Da der Trockendepositionsfluss (F) in Chemie-Transport-Modellen als Produkt aus Depositionsgeschwindigkeit (v_d) und atmosphärischer Konzentration (c) berechnet wird ($F = v_d * c$), kann die Unterschätzung der trockenen Deposition auf die Unterschätzung der effektiven Depositionsgeschwindigkeiten zurückgeführt werden, was wiederum Überschätzungen der atmosphärischen Konzentrationen zur Folge hat (vgl. VELDERS ET AL. 2003). Andererseits führen niedrige Depositionsraten und hohe atmosphärische Konzentrationen in den Modellberechnungen zu größerer Transportweite und zur Deposition in größerer Entfernung von den Emissionsquellen. Das bedeutet, dass damit auch Exportraten überschätzt werden und die Deposition somit außerhalb Deutschlands stattfindet. Der Vergleich der Deutschen Emissionssummen mit den modellierten Gesamtdositionen (Tab. Z1.3) zeigt nach den Berechnungen des EMEP Modells für 2004 einen Netto-Export von $\text{SO}_x\text{-S}$ und $\text{NH}_x\text{-N}$. Im Gegensatz dazu weisen die Berechnungen des nationalen Modells in der Bilanz von Emissionen und Depositionen in Deutschland einen Netto-Import von $\text{SO}_x\text{-S}$ und $\text{NH}_x\text{-N}$ aus.
- Die nach den EMEP Berechnungen niedrigeren Gesamtdositionsraten innerhalb Deutschlands führen im Vergleich mit den nationalen Modellergebnissen darüber hinaus auch zu geringeren Überschreitungen der Critical Loads. So kann die bei EMEP 2004 im Mittel um $11 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ niedrigere Gesamtdosition von Stickstoff in Deutschland, verglichen mit den nationalen Modellergebnissen, in einer etwa 50% geringeren mittleren Überschreitung der der Critical Loads für Stickstoff ($\text{CL}_{(\text{nut})}\text{N}$) resultieren (vgl. Nagel et al. in Teil 2 dieses Abschlußberichtes).

Im Vergleich zwischen den Modellergebnissen von EMEP und den in diesem Forschungsvorhaben durchgeführten Modellierung und Kartierung wurden einander nur die Jahresmittel der Depositionsflüsse im Jahr 2004 gegenübergestellt und analysiert. Die Unterschiede beider Modellergebnisse geben Anlass zu einer detaillierteren Untersuchung der Gründe dieser Ergebnisse. Die Abweichenden Ergebnisse der Modellierten Depositionsflüsse lassen auf ebenfalls gravierende Unterschiede in den atmosphärischen Konzentrationen, dem atmosphärischen Transport und den Einschätzungen der Überschreitungen von Critical Loads in Deutschland schließen. Es ist vorgesehen in einem nachfolgenden Forschungsvorhaben (BMU/UBA 3707 64 200) weitere Vergleiche zwischen den Ergebnissen des nationalen Modells und des EMEP Modells durchzuführen.