

TEXTE

39/2011

Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffein- trägen und ihren Wir- kungen in Deutschland

Anhänge 1 bis 5

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungskennzahl 3707 64 200
UBA-FB 001490/ANH, 1

Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland

Anhänge 1 bis 5

von

Prof. Dr. Peter Bultjes
Elise Hendriks
Marielle Koenen
Dr. Martijn Schaap
TNO, Utrecht (Niederlande)

Sabine Banzhaf
Dr. Andreas Kerschbaumer
FU-Berlin, Berlin

Thomas Gauger
INS-Stuttgart, Stuttgart

Dr. Hans-Dieter Nagel
Thomas Scheuschner
Dr. Angela Schlutow
ÖKO-DATA, Strausberg

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter <http://www.uba.de/uba-info-medien/4138.html> verfügbar.
Hier finden Sie den Hauptbericht und weitere Anhänge.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

ISSN 1862-4804

Durchführung
der Studie: TNO, Niederlande
P.O. Box 80015
3508 TA Utrecht (The Netherlands)

Abschlussdatum: Juni 2009

Herausgeber: Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103-0
E-Mail: info@umweltbundesamt.de
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>
<http://fuer-mensch-und-umwelt.de/>

Redaktion: Fachgebiet II 4.3 Wirkungen von Luftverunreinigungen auf terrestrische
Ökosysteme

Markus Geupel, Jakob Frommer

Dessau-Roßlau, Juli 2011

Overview of deposition policy

Mariëlle Koenen, TNO, march 2009

The activities of the TNO department *Air Quality, Climate and Earth Observation* focusses on the development and use of the Chemistry Transport Model LOTOS-EUROS. This model contains in principle all relevant processes that are required for the calculation of atmospheric distribution and removal of air pollutants. Within the MAPESI project, a study under the commission of the German Umweltbundesamt (UBA), concentration and deposition data of air pollutants is generated for Germany for the years 2005 to 2007. The question is how the data is actually used in the policy process and whether it is interpreted in the right way.

European policy on air quality is, among others, arranged in the Convention on Long Range Transport of Air Pollution (CLRTAP), which has been signed by 51 parties to date. The Convention brings together research and policy, aiming at the reduction of damage to ecosystems and human health from transboundary air pollution. Emission ceilings of several polluting components have been set in protocols for each participating party for 2010 to decrease air pollution and its consequences. The participating countries are responsible for the implementation of these emission ceilings and they are free to determine how and where they want to implement reduction measures.

The framework of the Convention is very complex. It is divided into three main bodies. The first body is the EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) steering body, which consists of four task forces and five programme centres. It is responsible for emission inventories and projections, atmospheric monitoring and modelling of air pollutants (making use of the EMEP Unified Model) and integrated assessment modelling. The second body is the Working Group on Effects (WGE), which consists of six International Cooperative Programmes (ICPs). It has the task to provide good understanding of the harmful effects of air pollution to human health and ecosystems. High resolution modelling data is required from the parties for this purpose. The last body is the Working Group on Strategies and Review, which assists the Executive Body of the Convention in policy-oriented matters.

Policy on air quality uses an effects-based approach to support the development of emission control strategies. The critical levels and loads concepts has been developed for this purpose, which are defined as concentration and deposition thresholds, respectively, above which damage can occur to receptors like humans, plants or materials. These thresholds are continuously under investigation by the WGE of the Convention. They are established either empirically (making use of experiments and field investigations) or by means of modelling. Both methods deal with great uncertainties. For some components or receptors, the effects are better understood than for others.

Within the MAPESI project, TNO is responsible for the high resolution modelling of concentration and dry deposition of air pollutants. The concentration data will be provided in files with hourly averages. Deposition data will be provided in annual totals per hectare. The concentration and deposition data will be coupled to high resolution landuse maps by the *Institute für Navigation der Universität Stuttgart* (INS) to model receptor-specific deposition and on a resolution of $1 \times 1 \text{ km}^2$. Within the project, Öko-data has the task to determine the critical loads and levels exceedances. The data will then be submitted to the WGE of the Convention for impact assessment. Then the data are compared to annual concentration and deposition maps from the EMEP steering body to establish annual critical loads and levels exceedance maps. Based on these maps, new protocols can be developed and progression towards existing protocols can be traced.

The activities performed within the context of the Convention cover a wide range, from emission inventories to critical loads and levels exceedances. Data generation occurs at national (high resolution) as well as European (low resolution) level. The framework is complex and consistency and transparency sometimes leave much to be desired. Uncertainties due to assumptions and simplifications are present, not

only in critical loads and levels, but in every aspect of the chain of activities. Extensive research on the effects of these uncertainties is not part of the activities of the Convention. Yet, it would be advisable to investigate and communicate about uncertainties, since it has great implications for policy making. It would be a nice start to investigate the uncertainties in concentration and deposition from the LOTOS-EUROS model extensively.

1 Introduction

1.1 Problem definition

The TNO department *Air Quality and Climate* has, together with RIVM, developed the regional air quality model LOTOS-EUROS, which is used for the modelling of concentration and deposition of air pollutants like aerosols, ozone, heavy metals and eutrophying and acidifying components. Concentrations and deposition of pollutants have decreased the last couple of years due to the great attention of governments and the measures that have been taken. Unfortunately, concentrations and deposition values are still above critical criterion in several areas. Since the pollutants are threatening human and ecosystem health, this topic is still very important.

In many projects, the concentration or deposition data resulting from the model is delivered to the customer after which it is used for informative purposes, for calculating exceedances of critical loads and levels and eventually for support in policy making. Unclear is how exactly the data is used and if the data is interpreted in the right way. With this chapter, answers are tried to be found to these questions within the framework of the MAPESI project. MAPESI is a study under the authority of the German Umweltbundesamt (UBA) in which concentrations, deposition and exceedances of air pollutants are modelled for Germany for the years 2005-2007. This study will, however, be broadened to European level since the data generated within the MAPESI project will be submitted to the *European Monitoring and Evaluation Programme* (EMEP), which is part of the *Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution* (CLRTAP), and is used in the complex structures of policy making concerning air quality.

1.2 Aim of the study

The aim of this study is to investigate the whole process of data generation to policy making concerning air quality and deposition of pollutants. Attention is paid to the way the data is generated and the way the data is transferred to and used by the customer, which is the German UBA in case of the MAPESI project. The results will be reported shortly and, if necessary, advice will be given on the improvement of the process and possibilities for further projects for the department.

1.3 Research questions

The research will be performed making use of websites and articles and reports found on the internet. Research questions that are under discussion are:

- What is the structure of European policy concerning air quality
- How do the different European studies relate to policy and to each other?
- How are critical loads and levels established?
- How do they deal with uncertainties?
- Which way are data in, for example, the MAPESI project presented to the customer?
- By whom and in which way is the data interpreted?
- How is the relation between data and critical loads and values?
- Which improvements could be made to optimize the process and improve policy support?
- Which new business cases have possibilities in the process of European air quality policy?

In chapter two the structure of European air quality policy will be described, as well as the most relevant European studies and the way they relate to each other. Chapter three explains the way chemical criteria are established. Uncertainties and the way they are dealt with are described in chapter four. The MAPESI project and the role of TNO are described in chapter five. A discussion and few recommendations are given in chapter six.

2 Global and European setting of air quality policy

2.1 Introduction

Air pollution is the elevated concentration of air components which harm human health and ecosystems, due to human activities. Pollutants are for example ground-level ozone, nitrogen oxides, ammonium, sulphur oxides, particulate matter and heavy metals. Policy on air quality uses an effects-based approach to support the development of emission control strategies. In the air, pollutants are harmful since they can be inhaled by humans or taken up by vegetation. Critical levels are defined as ‘concentrations in the atmosphere above which direct adverse effects on receptors, such as human beings, plants, ecosystems or materials, may occur according to present knowledge’ (www.unece.org/env/lrtap/WorkingGroups/wge/-definitions.htm). When pollutants are deposited on the earth’s surface, they can affect ecosystems. Critical loads are defined as ‘quantitative estimates of an exposure (deposition on an area) to one or more pollutants below which significant harmful effects on specified sensitive elements of the environment do not occur according to present knowledge’ (www.unece.org/env/lrtap/WorkingGroups/wge/definitions.-htm).

In this chapter, it is aimed to provide a clarifying summary of the current European policy on air quality and to refer to the right websites for further information. The Convention on Long Range Transport of Air Pollution (CLRTAP) and its subsidiary bodies are described in section 2.2. The most important European institutes, protocols, studies and assessment tools and their relation to the CLRTAP are dealt with in section 2.3.

2.2 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution¹

The Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP) was founded in 1979 with the aim to reduce air pollution co-operatively at the international level. Their approach is based on the knowledge that transport of air pollutants does not stop at the boundary of countries. The Convention has been signed by 51 parties to date, including the European Community, the United States of America and Canada. It serves as a framework that brings together research and policy, aiming at the control and reduction of damage to ecosystems, and since 1997 also to human health, from transboundary air pollution. Between 1984 and 1999, the Convention has been extended by eight protocols, each with specific obligations to the parties. The most recent and central protocol is the Gothenburg Protocol, which was adopted by the Convention in 1999 and has been signed by 25 parties. It sets emission ceilings for each party for 2010 for the four main pollutants sulphur, nitrogen, VOCs and ammonia, with the aim to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone. Parties with more severe environmental or health impact with possibilities of emission reduction at relatively low costs have to realize the highest reductions. Information about the protocols can be found on the website of the Convention, www.unece.org/env/lrtap.

The organizational chart of the Convention can be found in Appendix 1. The Executive Body consists of representatives of the parties to the Convention. The CLRTAP is divided into three main bodies: the Working Group on Effects, the EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) steering body and the Working Group on Strategies and Review. The EMEP programme provides European member states and subsidiary bodies under the Convention regularly with scientific information to support the development and further evaluation of the international protocols on emission reductions negotiated within the Convention (www.emep.int). The Working Group on Effects is a subsidiary body of the Convention which facilitates national co-operation in the research on and the monitoring of pollutant effects. The Working Group on Strategies and Review is the negotiating body of the Convention which assists the

¹ Information about the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP) is mainly derived from the website of the Convention (www.unece.org/env/lrtap/) and EMEP (www.emep.int/) and the links available on these sites. For further information, these websites and links are recommended.

executive body in preparing and revising protocols, promoting exchange of technology and preparing proposals for strategic development (<http://www.unece.org/env/lrtap/WorkingGroups/wgs/>). More information can be found on the website of the Convention: www.unece.org/env/lrtap/. It also contains links to the different subsidiary bodies of the Convention.

2.2.1 EMEP steering body

EMEP is a programme operating under the CLRTAP and is “scientifically based and policy driven” (www.emep.int/). The EMEP programme is responsible for emission inventories and projections, atmospheric monitoring and modelling of air pollutants and integrated assessment modelling. Initially the programme focussed on eutrophying and acidifying components. Later, the programme was extended to ground-level ozone, persistent organic pollutants (POPs), heavy metals and particulate matter.

The EMEP programme performs as a co-operation of a broad network of scientists and national experts that contribute to the systematic collection, analysis and reporting of emission, measurement and modelling data and integrated assessment results. On an annual basis, parties are requested to submit data on national emissions, which are used by EMEP to model concentrations and deposition of pollutants at low resolution of 50 x 50 km². This data is used to make critical loads and levels exceedance maps which serve as a base for establishment of emission ceilings and for validation of the progress of air quality.

EMEP consists of a whole network of Task Forces (other than those of the WGE) and Centres to perform the programme objectives (see Appendix 1). Four different Task Forces within EMEP act as a platform for discussion and exchange of knowledge. These are:

- Task Force on Measurements and Modelling (TFMM)
- Task Force on Emission Inventories and Projections (TFEIP)
- Task Force on Integrated Assessment Modelling (TFIAM)
- Task Force on Hemispheric Transport of Air Pollutants (TFHTAP)

The task forces are supported by five programme centres.

- The Centre on Emission Inventories and Projections (CEIP) is hosted by the Austrian Environment Agency (UBA) in Vienna. It has the task to collect national emissions and projections of the participating parties of acidifying and eutrophying air pollutants, heavy metals, particulate matter and photochemical oxidants. It also prepares the emission data for use in long-range transport models. On their website (www.ceip.at/) you can withdraw the submitted data for each country per year and per sector. The emissions are submitted in a requested format in Gg per year. Some parties submitted Informative Inventory Reports (IIR) in 2008 in conjunction with their emission data of 2006 (CEIP 1/2008). Submission of IIR is currently on voluntary basis. The Netherlands submitted a IIR in 2008, Germany didn't.
- The Chemical Coordinating Centre (CCC) carries out the co-ordination and intercalibration of chemical air quality and precipitation measurements. It also informs participating countries of the methods that can be used for monitoring, of quality assurance and training (including field and laboratory intercomparisons), data validation and reporting as well as data storage. The CCC also leads the EMEP work in the field of atmospheric particulate matter. The centre is hosted by the Norwegian Institute for Air Research (NILU). On their website (tarantula.nilu.no/projects/ccc/index.html), measurement data can be found for the different measurement stations per country per year.
- The Meteorological Synthesizing Centre –West (MSC-W) is hosted by the Norwegian Meteorologic Institute. It is responsible for the modelling assessment of sulphur, nitrogen, photooxidant pollutants and atmospheric particles at a resolution of 50 x 50 km², making use of the EMEP unified Model. The emission data collected by CEIP are stored, verified and distributed by MSC-W and it is used for modelling of long-range transport. The centre provides the pollutant concentration and deposition data to assess the effectiveness of the national measures taken to accomplish the emission ceilings of the Gothenburg Protocol. The yearly national reports can be found on the EMEP website (www.emep.int/mscw/mscw_publications.html). Recently (2003-2004), an extensive review has been conducted on the Unified EMEP model. Part of this review consisted of a model intercomparison (Van Loon et al., 2004).

- The Meteorological Synthesizing Centre –East (MSC-E) is responsible for the modelling development of heavy metals and POPs. This centre uses its own atmospheric model GLEMOS (Global EMEP multi-media Modelling System). After recommendation by the EMEP steering body, work is in progress to develop a common EMEP global model by the MSC-W and MSC-E (Tarrasón and Gusev, 2008). The centre is located in Moscow, Russia.
- The Centre for Integrated Assessment Modelling (CIAM) was established in 1999 when the Executive Body of the Convention decided to include integrated assessment into the core activities of EMEP. The centre is hosted by the International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) in Austria. Their task is to integrate the low resolution European concentration and deposition data from the EMEP model with greenhouse gas reduction strategies, energy projections and economic development to develop synergetic and cost-effective strategies for air pollution control and the mitigation of greenhouse gases. On their website (www.iiasa.ac.at/rains/ciam.html) information can be found on, among others, the tools they use for the assessment. The integrated assessment has been the basis for the emission ceilings of the Gothenburg Protocol.

2.2.2 Working Group on Effects

The Working Group on Effects (WGE) was established under the Convention in 1980 and has the task to provide good understanding of the harmful effects of air pollution to human health and ecosystems. For this purpose, high resolution modelling of concentrations, depositions and critical load and level exceedances is required from the participating countries. Furthermore, the WGE does long-term monitoring to determine the degree and geographic extent of the effects of pollutants. They make use of scientific research on dose-response, critical loads and levels and damage evaluation to support their work. The WGE consists of six International Cooperative Programmes (ICPs) and the Task Force on Health. The Task Force on Health works in close operation with the World Health Organization (WHO) and aims at quantifying the effects of transboundary air pollution to human health (<http://www.unece.org/env/lrtap/WorkingGroups/-wge/who.htm>). Each ICP is co-ordinated by a Task Force, which has the task to plan the programme activities in detail. Each programme also has a Programme Centre, which is responsible for collating data and information of the parties and for reporting results. Parties to the Convention are encouraged to participate in the programmes. Participating parties have representatives that attend the Task Force meetings and they establish National Focal Centres (NFCs) for each ICP. The NFCs are responsible for national contributions to the science and monitoring activities. Each ICP developed a monitoring or mapping manual to assist the NFCs in the establishment of the data. The ICPs are:

- ICP Forests monitors effects of air pollution in European forests intensively, develops critical loads and levels and calculates exceedances, in close co-operation with the ICP M&M. Forty countries participate in the Task Force of the ICP of which Germany is the Lead Country. The programme Co-ordination centre is situated at the Federal Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries in Hamburg. The NFC in Germany is the ministry of Food, Agriculture and Consumer protection. More information can be found on the website of the Convention and on the website of the ICP www.icp-forests.org.
- ICP Waters assesses the degree and geographical extend of acidification of surface waters, including both chemistry and biology and validates dose/response relationships. Laboratories in both Germany and the Netherlands participate in the programme. The ICP is lead by Norway and the programme centre is situated at the Norwegian Institute for Water Research (NIVA) in Oslo (www.icp-waters.no). The NFC in Germany is the Umweltbundesamt Wasserwirtschaft.
- ICP Materials studies the effects of acidifying components on materials, aiming at the establishment of dose-response relations and calculating costs due to damage to materials. It also assesses the trends of corrosion and pollution. Both Germany and the Netherlands provide test sites for the programme. The application of critical loads or levels is not possible since any exposure to acidifying components will lead to damage. Therefore, acceptable levels or target levels are established for each type of material. The Task Force of the ICP is lead by Sweden and

Italy. Its Programme Centre is at the Swedish corrosion institute in Stockholm (www.corr-institute.se/ICP-Materials). It is unclear which organisation serves as NFC for Germany.

- ICP Vegetation investigates the effects of air pollution on crops and (semi-)natural vegetation. The activities of the ICP are focussed on ozone-induced damage and recently also on the effects of heavy metals deposition. Effects of sulphur and nitrogen have less attention since they are components of fertilizers which are often used in agricultural systems. 34 Countries participate in the ICP, including Germany, excluding the Netherlands (ICP Vegetation annual report 2007/2008). The United Kingdom leads the Task Force, with the Programme Centre at the Centre for Ecology and Hydrology (CEH) in Bangor. The website of the Programme Centre is icpvegetation.ceh.ac.uk. Several organisations in Germany contribute to the programme, like the Federal Research Centre of Agriculture (FAL), the Justus-Liebig-University and Universität Hohenheim. It is unclear however, which organisation serves as NFC.
- ICP Integrated Monitoring has the objective to determine and predict the state of ecosystems (or catchments) by integrating the biological impacts and the chemical processes and predict their changes from a long-term perspective. The Task Force is led by Sweden, while the Programme Centre is located at the Finnish Environment Institute in Helsinki. The National Focal Centre for the Netherlands for this ICP is at RIVM in Bilthoven and for Germany at the Federal Environment Agency UBA in Langen.
- ICP Modelling and Mapping (ICP M&M) is responsible for the establishment of the effects-based approach of critical loads and levels. Critical levels for ground-level ozone are also modelled by EMEP at lower resolution. The ICP is supported by the Coordination Centre for Effects (CCE) at the Netherlands Environmental Assessment Agency (MNP). CCE supports the programme by providing scientific and technical assistance for the Task Force and the Working Group on Effects. It also has the task of providing assistance to NFCs in participating countries, to help them developing methods and data for calculating and mapping national critical loads, critical levels and exceedances. Currently, CCE is collaborating with EMEP to develop methods for computation of exceedances on a resolution of 25 x 25 km² rather than 50 x 50 km² (CCE status report, 2008).

After collection of the national data provided by the NFCs, the CCE includes the critical loads and levels in European maps with EMEP grid and compares them to concentration and deposition maps to make European critical loads and levels exceedance maps. For this purpose, they make use of integrated modelling by CIAM and dispersion modelling by MSC-W (EMEP model) (CCE Status Report 2008). Furthermore, the concentration and deposition data and critical loads and levels exceedances are used by the first four ICPs for effects assessment. The most updated methods for calculating and mapping critical loads, critical levels and exceedances can be found in the Modelling and Mapping Manual ("Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends") which was published in 2004. It can be found on the ICP M&M website (www.icpmapping.org/). In the Netherlands the NFC is at the Netherlands Environmental Assessment Agency (MNP) in Bilthoven, in Germany at Öko-DATA in Strausberg-Berlin.

2.2.3 *The Working Group on Strategies and Review*

The Working Group on Strategies and Review (Appendix 1) assists the Executive Body of the Convention in policy-oriented matters. It is responsible for the assessment, negotiation and preparation of the activities related to preparation and revision of protocols under the Convention. Three Task Forces have been established to review existing protocols under the Convention or to develop technical and scientific information for strategic development. Furthermore, three Expert Groups on Techno-economic Issues, Particulate Matter and Ammonia Abatement develop databases and review current scientific and technologic research performed within these three workfields. The Working Group or the Task Forces and Expert Group do not have websites of their own. Limited information can be found on the website of the Convention.

2.2.4 *Process overview*

In this section the information given above is summarized shortly to give a clear overview of the process.

Concentration and deposition data of air pollutants are modelled annually by MSC-W and MSC-E for Europe with a resolution of 50 x 50 km². They make use of the emission inventories and projections collected from the participating parties by CEIP. Model results are validated by the concentration and precipitation measurements which are the responsibility of the CCC. The purpose of the annual EMEP status reports, containing national concentration and deposition data, is to provide an overview of the status of transboundary air pollution in Europe, tracing progress towards existing emission control Protocols and supporting the design of new protocols (EMEP status report 2008). The data is also used for the integrated assessment modelling by CIAM to investigate effective reduction measures.

Participating countries are responsible for the national implementation of the emission ceilings established by the Convention. They are free to determine how and where within their country they want to implement reduction measures. Furthermore, they are responsible for submission of high resolution concentration and deposition data, critical loads and levels and their exceedances to CCE. For this they make use of national atmospheric models and measurement networks which can calculate concentration and deposition of air pollutants at higher resolution. The data at high spatial resolution is required for the effects assessments in specific ecosystems by the Working Group on Effects (Mapping Manual, 2004). The parties are supported by the CCE of the ICP M&M for these tasks and make use of the modelling and mapping manual developed by the ICP. The CCE collects the national critical loads and levels, combines them into European critical loads and levels maps and compares them to the concentration and deposition data from MSC-W and MSC-E to compute and map exceedances of critical loads and levels on European scale. The exceedance maps are used as input for the integrated assessment modelling of the CIAM in order to establish and evaluate economically feasible emission reduction measures, which are in line with energy, climate and economic issues. For a schematic overview of the processes leading to optimised emission reduction scenarios, see figure 1.

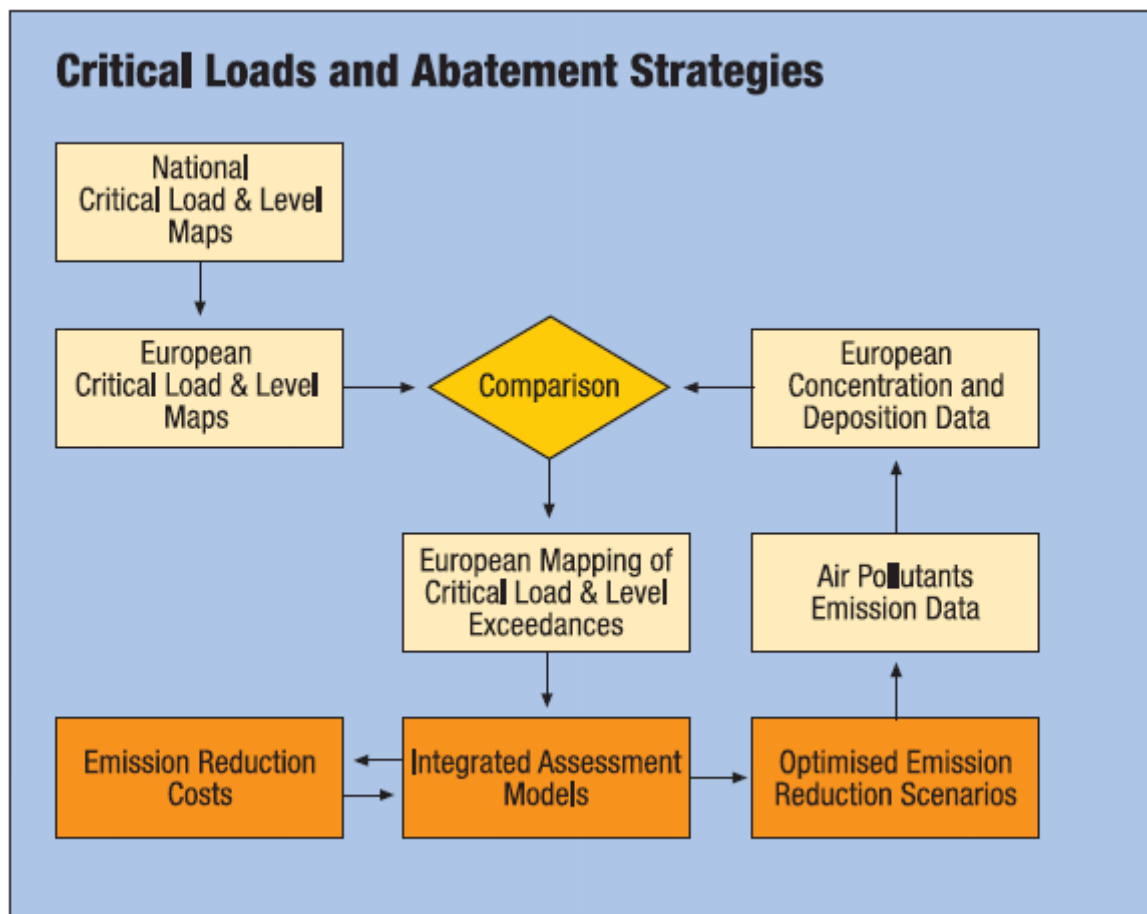


Figure 1. Overview of the processes leading to optimised emission reduction ceilings. From www.icpmapping.org.

2.2.5 Review of the Gothenburg Protocol²

In 2007 the TFIAM and its programme centre CIAM performed an extensive assessment on the national emission projections and the European exceedance maps in order to review the Gothenburg Protocol. The comparison of the emission projections for 2010 and 2020 with the emission ceilings of the Protocol showed that, in general, the Protocol is 'likely to deliver its original goals' (CIAM report1/2007).

However, new research and scientific knowledge led to the conclusion that the exceedances of the critical loads and levels in the base year were in fact much higher than previously thought. This means that the emission ceilings of the Protocol will not be sufficient to bring the deposition loads to below the critical loads.

Previously, most attention was paid to the reduction of sulphur depositions. Emissions of SO₂ have decreased significantly and ecosystems show signs of recovery from acidification. Nitrogen, however, shows hardly any decrease in deposition and ecosystems are threatened by eutrophication. Also ozone levels have hardly changed.

In the report it is highlighted that the policy for air quality needs to be linked to policies which currently have higher priority, like energy security, in order to increase the political motivation for additional sanctions.

² Information used in this section is derived from the CIAM report 1/2007.

2.3 European institutes, protocols, studies and assessment tools³

2.3.1 *European Environmental Agency (EEA)*

The EEA is the European Union air data centre, which supports implementation of several directives concerning air pollution. It supports both the Convention and European directives and studies described below in section 2.3.2 to 2.3.7. They submit for example annual European Community emission inventory reports to the CLRTAP in which data from member states are compiled. European emission and air pollution data can be found on their website www.eea.europa.eu under *products>data*.

2.3.2 *RAINS*

The Regional Air Pollution INformation and Simulation (RAINS)-modelling tool was developed by IIASA from 1984 onwards. This model provides a consistent framework for the analysis of reduction strategies for air pollutants. The model considers emissions of sulfur dioxide, nitrogen oxides, ammonia, volatile organic compounds (VOC) and particulate matter. RAINS consists of several modules, which contain information on 1) economic activities causing emissions, 2) emission control options and costs, 3) atmospheric dispersion of pollutants and 4) sensitivities of ecosystems and humans to air pollution. It simultaneously addresses health and ecosystem impacts of particulate pollution, acidification, eutrophication and tropospheric ozone. Atmospheric dispersion processes over Europe for all pollutants are modelled based on results of the European EMEP model. The RAINS model incorporates databases on critical loads and critical levels compiled at the Coordination Center for Effects (CCE).

2.3.3 *CAFÉ*

The Clean Air For Europe (CAFÉ) programme, which was started in 2001 by the European Commission (Tuinstra, 2007), had the goal to establish a long-term, integrated strategy to tackle air pollution and to protect against its effects on human health and the environment.

In this project a set of baseline emission projections were compiled, which showed the effect of current and potential legislation for the future development of emissions, air quality, health and environmental impact up to 2020. The RAINS model was used to integrate all the information. There has been close cooperation with the CLRTAP, EMEP and the World Health Organisation. More information on the CAFÉ programme can be found on the websites <http://europa.eu/scadplus/leg/en/lvb/l28026.htm> and <http://ec.europa.eu/environment/archives/cafe/general/keydocs.htm>.

2.3.4 *City-Delta and Euro-Delta*

City-Delta was a European modelling exercise in support of the CAFÉ programme. The exercise was launched in 2002 by the Joint Research Centre of the European Union, in collaboration with among others EMEP and IIASA, to explore the changes in urban air quality predicted by different atmospheric chemistry-transport (CTM) dispersion models in response to changes in urban emissions. The range of responses resulting from this model inter-comparison have been used in the cost-effectiveness analysis of CAFÉ with the aim to balance Europe-wide emission controls against local measures. The model inter-comparison focussed on ambient levels of particulate matter and ozone in urban areas (Cuvelier et al., 2007). Information on the City-Delta project can be found on the website <http://aqm.jrc.it/citydelta/>.

After the model intercomparison in the City-Delta project and the extensive comparison within the evaluation of the Unified EMEP model, many of the models have been improved. In the Euro-Delta project, which was designed to evaluate regional responses to emission reduction scenarios in support of the CAFÉ programme, the seven European state-of-the-art regional air quality models which were also used in the previous comparisons, are currently validated with a focus on ozone simulations (Van Loon et al., 2007).

³ Information used in this chapter is mainly derived from websites of the concerning protocols, studies or tools. The websites are mentioned in the concerning sections.

2.3.5 *EC4MACS and GAINS*

In the European EC4MACS project (website: www.ec4macs.eu/home/), which runs from March 2007 to March 2012, a consortium of institutions, lead by IIASA in Austria, is brought together to build and maintain a network of well established modelling tools for a comprehensive integrated assessment of the policy effectiveness of emission control strategies for air pollutants and greenhouse gases. GAINS has linked the RAINS integrated assessment model for air pollution with energy, transport, agriculture, atmospheric dispersion (EMEP), greenhousegas, health and ecosystem, macro-economic general equilibrium and benefit assessment models. It is therefore an extension of the RAINS model. All these models have been successfully applied in earlier policy processes, for example in the CAFE programme. Descriptions of each of these models can be found on the EC4MACS website. The project will develop a baseline projection of future emissions and air quality impacts that can be expected from a full implementation of the EU legislation in the coming years. Against this baseline, it will explore policy options for further cost-effective improvements of air quality and greenhouse gas emissions and assess their costs, benefits and macro-economic impacts for all economic sectors and Member States. It will also be used to gain knowledge on the risks of air pollution to biology in the Natura 2000 areas (www.mnp.nl/en/themasites/cce). The GAINS model serves the Convention as well as the European policy on air quality (see next two sections).

2.3.6 *The Sixth Environment Action Programme*

The European Union defines priorities in the environmental policy. The Sixth Environment Action Programme (EAP) of the European Community, entitled "Environment 2010: Our Future, Our Choice", covers the period from 22 July 2002 to 21 July 2012. The programme has seven thematic themes, the first of which is air pollution, which was launched in 2005 and is meant as a supplement to and modernisation of the current legislation as described in section 2.1. It is based on the research carried out by the CAFÉ programme, which uses the RAINS model for the integrated assessment. The goal is to define measures to be achieved in 2020. It will involve to a greater extent the sectors and policies that may have an impact on air pollution.

Compared to the situation in 2000, the EAP sets specific long-term objectives for 2020:

- 47% reduction in loss of life expectancy as a result of exposure to particulate matter
- 10 % reduction in acute mortalities from exposure to ozone
- reduction in excess acid deposition of 74% and 39% in forest areas and surface freshwater areas respectively
- 43% reduction in areas or ecosystems exposed to eutrophication.

To achieve these objectives, SO₂ emissions will need to decrease by 82%, NO_x emissions by 60%, volatile organic compounds (VOCs) by 51%, ammonia by 27%, and primary PM_{2.5} (particles emitted directly into the air) by 59% compared with the year 2000.

The EC4MACS project will provide scientific and economic analyses for the revision of the Thematic Strategy on Air Pollution in 2010/2011. The website of the 6th EAP is <http://europa.eu/scadplus/leg/en/lvb/l28027.htm>

2.3.7 *National Emission Ceiling Directive*

This European directive, which came into force on 27 November 2001, seeks to reduce emissions of those pollutants that cause acidification, eutrophication and ground-level ozone in order to protect the environment and human health (EEA, 2008). Its long-term objective is to ensure that pollutant levels remain below their critical loads and levels. Interim environmental objectives have been set for the year 2010 against a 1990 base. The directive leaves it to the Member States to decide which measures to take in order to accomplish the goals. Emission inventories and forecasts are to be prepared and reported annually. The NEC directive runs parallel to the CLRTAP which has set emission ceilings for the same pollutants in the Gothenburg Protocol for the EU Member States, Central and Eastern European countries, the United States and Canada. The emission ceilings in the Protocol are equal to or less ambitious than those in the NEC Directive (ec.europa.eu/environment/air/pollutants/ceilings.htm). Activities are occasionally performed in collaboration with EMEP (see CEIP, 1/2008). The directive is currently under revision in the

CAFÉ programme (www.airclim.org/policy/sub6_7.php). There is not an official website, but information can be found in the references of this section.

3 Chemical and biological criteria

3.1 Establishment of critical loads and levels⁴

3.1.1 Introduction

National Focal Centres (NFCs) of the participating countries to the ICP M&M of the CLRTAP have the task to calculate receptor specific critical loads and levels for their countries. Providing the NFCs of participating parties with fundamental knowledge on effects of pollutants to humans and ecosystems is the responsibility of the Working Group on Effects (WGE) of the CLRTAP. The Coordination Centre of Effects (CCE) of the ICP Modelling & Mapping (ICP M&M) assists the NFCs in the modelling and mapping of critical loads, critical levels and exceedances. Their Modelling and Mapping Manual, published in 2004, serves as a guidebook for the participating parties. For countries that are not able to provide national data, CCE calculates critical loads and levels making use of various European landuse databases and the EMEP model (<http://www.unece.org/env/lrtap/WorkingGroups/wge/mapping.htm>). In practice, the priority at CCE lies at the critical loads of sulphur and nitrogen.

In the Gothenburg Protocol, emission ceilings are set for 2010 in order to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone. For acidification and eutrophication the critical loads concept is applied to sulphur and nitrogen, while for ground-level ozone the critical level concept is applied.

3.1.2 Critical levels

Critical levels for vegetation

In Chapter 3 of the Mapping Manual the critical levels for vegetation are described of SO₂, NO_x, NH₃ and ozone. Critical levels can be expressed in different ways, depending on the pollutant. SO₂, NO₂ and NH₃ are expressed in (annual/winter/daily) mean concentrations, while ozone knows several expressions. Also the description of effects can be done by different approaches, depending on the receptor. In the Mapping Manual the effects on vegetation are mainly described as yield reductions.

Investigating the effects of air pollutants on vegetation is the main activity of the ICP Vegetation.

Information on critical ozone levels has been derived by different types of experiments like closed- and open-top chamber exposure experiments and field investigations (eg biomonitoring), which have been performed by (among others) the participants of the IPC Vegetation in order to find relationships between relative yields, injury and phenological development and ozone levels (Mapping Manual, 2004 and Harmens et al., 2007). Experiments have shown a linearly negative relation between yields and concentrations, indicating that the yield of the crop decreases when ozone levels are increased. The results of the experiments are used to validate and update longterm critical ozone levels for vegetation (<http://www.unece.org/env/lrtap/-WorkingGroups/wge/vegetation.htm>).

The annual EMEP reports report on critical ozone levels for vegetation, modelled by the EMEP model. The critical ozone levels in the EMEP annual reports are expressed as AFstY or AOTX (EMEP status report 2003). Both expressions use a certain threshold and only values above the threshold are summed for a specific time period (the growing season of the crop).

AOT40 is the accumulated amount of ozone during the growing season of the concerning crop over the threshold value of 40 ppb. Experiments have shown that the relation between AOT40 and the relative yield is more or less negatively linear.

Experiments by the ICP Vegetation showed that vegetation at sites with the highest ozone levels do not necessarily have the lowest yield or the greatest injury, since uptake of ozone by stomata is greatly influenced by the climatic conditions. Therefore, a new approach was developed, based on stomatal fluxes (<http://icpvegetation.ceh.ac.uk/results.htm>). AFstY is the accumulated stomatal ozone flux over a threshold Y (nmol m⁻² s⁻¹) in nmol m⁻² over the growing season of the vegetation type. The expression takes into account the dependencies of the stomatal fluxes on for example temperature and moist in the air,

⁴ The information in this section is mainly derived from the mapping manual of the ICP Modelling & Mapping of the CLRTAP, unless stated otherwise.

due to the degree of opening of the stomatal pores. This is in contrast to concentration-based critical levels, like AOT40, which do not take into account the opening of the stomatal pores. For a specific threshold Y , the higher AFst Y , the lower the relative biomass yield. For different types of vegetation, experiments have established AFst Y values at which a biomass reduction of 5% occurs, for varying Y thresholds. For example for trees, at a threshold $Y = 1.6 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, a growing season cumulative stomatal flux AFst $Y = 4 \text{ nmol m}^{-2}$ has been established. This flux resulted in a biomass reduction of 5% under experimental conditions. The stomatal ozone flux is a relatively new expression used for critical levels and continuous research is done by the ICP Vegetation in order to improve the knowledge on the processes affecting growth of vegetation.

Which expression is used as critical ozone level for vegetation is dependent on the type of vegetation and the amount of information currently present.

Critical levels for human health

SOMO35 is the expression used in the annual EMEP reports for the sensitivity of human health to ozone levels. It represents the yearly sum of the daily maximum of 8-hour running average over 35 ppb. This indicator has been recommended by the World Health Organisation (WHO). Earlier, WHO specified a guideline value of 60 ppb as an eight hour average (AOT60) (Amman et al., 2005 ([http://www.iiasa.ac.at/rains/CAFE_files/Cafe-Lot1_FINAL\(Oct\).pdf](http://www.iiasa.ac.at/rains/CAFE_files/Cafe-Lot1_FINAL(Oct).pdf))). This expression was used as a threshold below which no harmful effects would occur. It did not take into account the timelength of exposure. A review of epidemiological studies on concentration-response curves by WHO in 2003 resulted in new insights concerning health effects of ozone and the AOT60 concept was rejected. WHO concluded that the greatest ozone effects might be expected during many days of elevated ozone concentrations and not during few days of very high concentrations. It is unclear whether a threshold for ozone even exists, but if it does, it would be close to background concentrations. The cut-off below 35 ppb is a very conservative one, which takes into account uncertainties in the shape of concentration-response function at very low ozone concentrations. The effects of this cut-off for the premature mortality needs further exploration (Amman et al., 2005).

3.1.3 Critical loads

Sulphur and nitrogen deposition are the result of emissions of SO₂ and NO_x and NH₃ respectively. In the air they can be converted to different chemical species and therefore sulphur and nitrogen deposition are expressed in terms of SO_x and NO_y and NH_x respectively. Acidification is the result of both sulphur and nitrogen deposition, eutrophication only of nitrogen deposition. The definition of critical loads for acidification is “the highest deposition of acidifying compounds that will not cause chemical changes leading to long-term harmful effects on ecosystem structure and function” (Mapping Manual, 2004). Critical loads for eutrophication are defined as “the highest deposition of nitrogen as NH_x and/or NO_y below which harmful effects in ecosystem structure and function do not occur according to present knowledge” (Mapping Manual, 2004). The critical load concept is based on a steady state of the ecosystem. The idea is that the input to an ecosystem is compared to its capacity to buffer or remove the input without causing damage. The first critical loads were defined for sulphur. Currently, the focus is on nitrogen (www.mnp.nl/en/themasites/cce). However, since acidification is the result of both sulphur and nitrogen, they are taken into account together. In case of a multi-pollutant multi-component process it is recommended to consider the pollutants and effects simultaneously. For acidification and eutrophication this is done by establishment of critical load functions. Critical loads can be defined empirically or by means of modelling.

Eutrophication

Ecosystems are highly sensitive to changes in nutrient nitrogen availability, since nitrogen is often the limiting nutrient for vegetation. The series of events caused by increased availability (eutrophication) is very complex, but it is clear that, once the vegetation has altered, the process of spontaneous recovery is very slow.

Empirical procedures have been developed for the establishment of receptor-specific critical loads for nutrient nitrogen. Empirical critical loads are established based on articles and reports on observations of effects of air pollutants on ecosystems or its components. It concerns mainly articles and reports about

field and laboratory experiments. The empirical critical loads are continuously adjusted when new scientific information becomes available. In 2007 the procedures have been updated and information on effects from European publications were incorporated in the empirical approach. The reliability of the critical loads of nutrient nitrogen is expressed as reliable, quite reliable and expert judgement. Reliable means here that a number of studies show comparable results. Quite reliable indicates that some of the studies show comparable results. If no empirical data is available an expert judgement is given. The critical loads for the European Nature Information System (EUNIS) habitat classification vary between 5 and 40 kg N/ha/yr and are given with a certain range. The range varies from 25% to >50%. It is recognized that still a lot of knowledge gaps exist in the empirical critical loads and that more research is needed. There is, for example, increasing evidence that NH_x is more harmful for ecosystems than NO_y, but it is currently not possible to set critical loads for these two components separately.

Another way of establishing critical loads is by the model-based approach. It uses chemical criteria (critical limit), even though the sensitive element in the ecosystem is most often of biological nature, which is linked to a critical load. The model used most is the Simple Mass Balance (SMB) model, which is the standard model used by the CLRTAP. The method is explained in detail in section 5.3 of the Mapping Manual (Mapping Manual, 2004). The difference with empirical derivation of critical loads is the use of mathematical equations to determine critical loads. This method is based on the mass balance of the element: input = sinks + output. For nutrient nitrogen, this balance is given by:

$$N_{\text{dep}} = N_i + N_u + N_{\text{de}} + N_{\text{le}} \text{ (under simplifying assumptions)}$$

Where N_{dep} is the deposition, N_i long term net immobilisation in soil, N_u net removal in vegetation and animals, N_{de} flux to the atmosphere due to nitrification and N_{le} the leaching in the soil below the root zone of the vegetation. For N_{le} an acceptable limit needs to be defined, after which the critical load $CL_{\text{nut}}(\text{N})$ is determined by

$$CL_{\text{nut}}(\text{N}) = N_i + N_u + N_{\text{de}} + N_{\text{le}(\text{acc})}$$

The parameters of the right hand side of the equation are assumed to be long term averages not influenced by the nitrogen deposition even though in practice, they are.

Data necessary for the calculation should be provided by measurements at the site under consideration, which are in many cases not available. Data sources, default values and procedures to derive the required data are present and described in section 5.3.1.3 of the manual.

Results of empirical and modelled critical loads show that empirical critical loads of nutrient N are higher nearly everywhere in Europe than modelled values (CCE status report, 2008).

Acidification

Acid in the soil can be neutralized by weathering of minerals. The amount of acid that can be neutralized in a specific soil is called the buffercapacity or Acid Neutralizing Capacity (ACN). Critical loads for acidity are expressed in eq/ha/yr, referring to the amount of acid the component will form when it reacts with free hydrogen. Besides the neutralizing capacity, the sinks for nitrogen which have been mentioned above for eutrophication, also count for acidification.

Empirical critical loads for acidification are based on the amount and type of weatherable minerals in the soil. Soil forming materials were divided into five classes based on the capacity to neutralize acid and a critical load range was assigned to each class. A few other factors have been defined which influence the sensitivity of the ecosystem to acidification, like precipitation and elevation. The conditions at the specific site determine whether the higher or lower end of the critical load range of the mineral class needs to be applied. The empirical critical loads can be defined when the soil mineralogy is known.

Critical load definition for acidity, making use of the SMB approach, is based on the balance of the ions in the soil leaching flux. The balance is defined as the neutralizing ions in the soil minus the amount of acidifying nitrogen and sulphur. NH₄ acts as a weak base, not as an acid. In an earlier defined critical load of acidity, ammonia, which is best known for its basicity, is treated as potential acid, since it is assumed that complete nitrification takes place. Nitrification is the complete oxidation of a nitrogen compound,

during which hydrogen cations are formed. In the current definition however, ammonia is not taken into account. NH_4 leaching is assumed to be negligible and thus only NO_3 leaching is taken into account. A critical value for the ACN leaching is determined, after which the critical load function of nitrogen and sulphur has been defined. This function can be visualized as in figure 2. Sulphur cannot be neutralized by the nitrogen sinks, and thus if nitrogen deposition remains below the amount of nitrogen sinks, which are expressed as the minimum critical nitrogen load, a maximum critical load for sulphur can be defined.

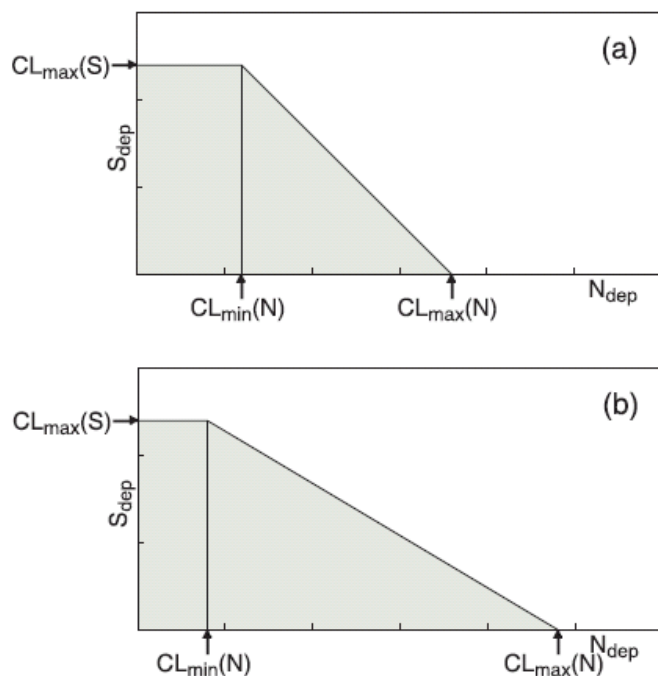


Figure 2. Critical load function of sulphur and acidifying nitrogen. The upper figure shows the function when constant nitrification is assumed, the bottom figure when nitrification is dependent on the amount of nitrogen deposition.

3.2 Dynamic modelling⁵

Dynamic modelling takes the critical load concept a step further. Where the critical load is based on a steady state of the ecosystem, the dynamic models acknowledge that most of the ecosystems are not in equilibrium with the present depositions. They take into account ‘the time delays of recovery in regions where critical loads cease being exceeded and time delays of damage in regions where critical loads continue to be exceeded’ (Mapping Manual, 2004). Basically, it means that ecosystems do not immediately experience damage as soon as the critical load is exceeded and that they are not recovered as soon as the deposition is reduced to below the critical load. The reaction of the soil is delayed by (finite) buffers. The most important finite buffer is the Cation Exchange Capacity (CEC). Other finite buffers are nitrogen immobilisation and sulphate adsorption. It can take decades to centuries before the soil reaches a steady state (equilibrium) after changes in deposition occurred. Furthermore, soil chemistry influences surface waters and biological activities. There are also delays between the changes in chemistry and the response of surface waters and biological activities. Dynamic modelling is used to estimate the time required for an ecosystem to attain a chemical state in response to deposition scenarios.

⁵ The information in this section is mainly derived from the Mapping Manual, chapter 6 *Dynamic modelling*, of the ICP Modelling & Mapping of the CLRTAP, unless stated otherwise.

Several dynamic models are available, but most are not suitable for regional applications. The most simple dynamic model is the Very Simple Dynamic (VSD) soil acidification model, which can be used with relative limited information. Therefore, it is most suitable for use in the context of the CLRTAP. Still, the acquisition and preparation of input data is the most time-consuming element of the use of dynamic modelling. Input data from measurements at sites is desirable, but often not available during regional applications. Input data comes from laboratory and/or literature data, which often has to be pre-processed and interpreted. Furthermore, input data is derived from relationships with basic map information. Besides the input data required for critical loads, the most important additional data needed for dynamic modelling are soil parameters like CEC, base saturation, exchange constants describing cation exchange and parameters describing nitrogen retention and sulphate ad/desorption. These are the parameters which determine the long-term behaviour, and thus recovery, of soils. Other important data are time series of past and future depositions. For several components, these are not present at European scale and therefore present depositions are assumed to hold also in the past and future. For sulphur and nitrogen time series for 1880 to 1990 have been computed on the EMEP-150 grid. Future depositions are derived from integrated assessment models, based on the EMEP unified model.

Badly known parameters have to be calibrated. Each dynamic model uses its own calibration routines. Since dynamic modelling is applied to specific sites, additional work is required for interpolation of the data.

The biological criterion for acidification, before recovery is achieved, is often defined as $Al/Bc \leq 1$, where Al is the aluminium content of the soil and Bc the sum of the base cations minus sodium. This criterion gives the relation between the chemical state of the soil and plant response. It is used in dynamic modelling to calculate the time before biological recovery occurs for different deposition scenarios. A way of using the dynamic modelling in the context of the CLRTAP is by calculating the required deposition reductions (denoted as target load) for a specific site as a function of the target year, in case the implementation year is known. In the context of the Gothenburg Protocol of the CLRTAP, the implementation year could be 2020 for which new emission reduction ceilings will be established. The target year is the year at which biological recovery is desired. An example is shown in figure 3. In the case of acidity, target load functions for N and S need to be established. Another criterion for acidification is the base saturation, for which a lower threshold of 20% has been established. For eutrophication the carbon to nitrogen ratio (C/N) is used, for which a threshold of 25 is established below which nitrate leaching seems to increase (CCE status report, 2008).

Currently, emission reduction ceilings under the CLRTAP are based on the steady-state critical loads. Since critical loads do not say anything about the state of the ecosystem in the coming decades, they do not seem adequate as a base for policy making. In 2007, the CCE made a call for data on critical loads as well

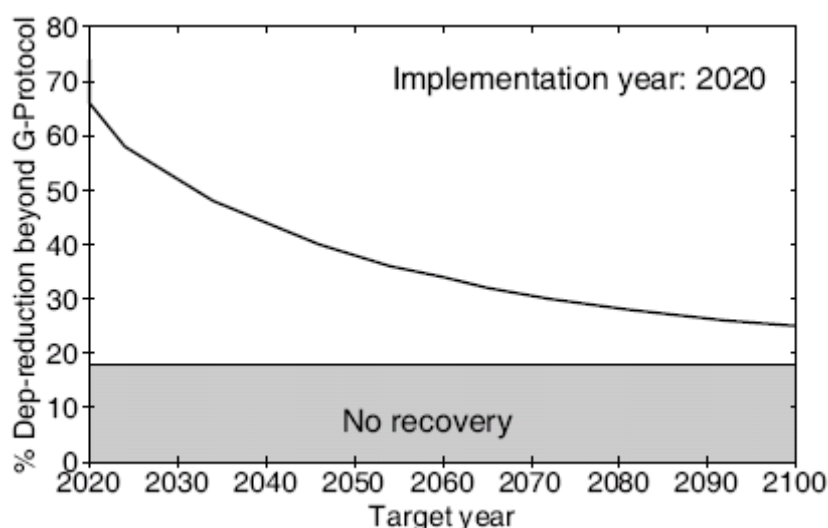


Figure 3. Target loads for a specific site as a function of the target year. From Mapping Manual, 2004.

as dynamic modelling results (CCE status report, 2008). Of the twenty parties that responded, 12 submitted dynamic modelling results, including Germany. However, no target loads were required. In 2005 and 2006, Germany submitted dynamic modelling results on target loads. Description of the results of dynamic modelling can be found in the CCE status report, 2005.

The introduction of dynamic modelling seems to suggest that, eventually, target loads might take over the role as a base for emission reduction strategies from critical loads.

4 Dealing with uncertainties

4.1 Uncertainties and policy making

The European policy on air quality within the CLRTAP is a nice example of an *integrated assessment process*. Integrated assessment in this context is an “interdisciplinary process of combining, interpreting and communicating knowledge from diverse scientific disciplines in such a way that it should provide useful information to decision makers” (van der Sluijs, 2002). It is a process that is useful in linking science and policy regarding complex global issues like air pollution and is suitable in the communication of uncertainties, complexities and value diversities (van der Sluijs, 2002).

Policy makers are supposed to make decisions based on scientific data which deal with a variable level of uncertainty. The gap between science and policy is a topic that has been extensively studied in the last few decades, but in practice, solutions are not applied on a large scale. Therefore, the problems remain. In the case of uncertainties, the problem lies in the way policy makers deal with scientific data, not taking into account the uncertainties. Often, decisions on for example spatial planning are made based on scientific methods with a strongly detailed character (Diederer and Koelemeijer, 2008). For example in the framework of air quality, construction projects could be hampered if models show that air quality norms will be slightly exceeded, even though uncertainties in the model might be large relative to the exceedance. This is because policy needs to obey the norms set and currently, the norms do not leave much space for uncertainties.

In the Dutch policy on air quality, much attention is currently paid to the uncertainties in the data used for policy making. Studies have been performed by the Netherlands Environmental Assessment Agency MNP, which has been merged with ‘Ruimtelijk Planbureau’ (RPB) into ‘Planbureau Leefomgeving’ (PBL) in may 2008, to assess the imbalance between scientific possibilities and obligations for policy makers (Velders et al., 2008). Improvement of communication was proposed by using a terminology to describe uncertainty widths. The terminology used is the one based on the IPCC terminology (table 1).

Terminology	Likelihood of the occurrence/ outcome
<i>Virtually certain</i>	> 99% probability of occurrence
<i>Very likely</i>	> 90% probability
<i>Likely</i>	> 66% probability
<i>About as likely as not</i>	33 to 66% probability
<i>Unlikely</i>	< 33% probability
<i>Very unlikely</i>	< 10% probability
<i>Exceptionally unlikely</i>	< 1% probability

Table 1. Uncertainty terminology from IPCC, 2005.

If a concentration value is calculated and an uncertainty width is determined, the probability of exceedance of the critical level can be calculated and the terminology applied. For example, if a concentration is $37 \mu\text{g m}^{-3}$, the uncertainty width is 20% and the critical level is $40 \mu\text{g m}^{-3}$, the probability of exceedance is 34%. In IPCC terminology it is *about as likely as not* that the critical level is exceeded. Between a probability of 33% and 66% no unambiguous statement can be made. Besides concentration maps, maps with probability of exceedance intervals could be established. At MNP this has been done for exceedance of NO_2 critical limits for the largest cities in the Netherlands (see Velders et al., 2008), but it could also be done for regional critical loads and levels. This method of presentation of the uncertainties can support the

Convention or governments in the evaluation of model results. It can support in the establishment of priorities.

The MNP has developed a 'Guidance for uncertainty assessment and communication' in which the IPCC terminology is taken in (MNP, 2007). Part 5 of this guidance deals with uncertainties in geographical data- and modelvisualisations (Visser et al., 2005). According to this guidance, there are three causes for uncertainties in geographical visualisations:

- uncertainties in the input of the models
- uncertainties due to combinations of maps on different resolutions
- uncertainties due to model flaws

Uncertainties in input values and model constants can be taken into account by establishment of ensemble maps. A great amount of random values (between the highest and lowest possible value) results in a same amount of maps. These can be visualized in percentile-maps. Another possibility is the establishment of probability distributions per gridcell. Characteristic numbers can then be presented like standard error, relative error of percentile values.

Aspects that are important in the visualisation, besides uncertainties, are scale and legenda. They can influence the perception of the data (Visser et al., 2005).

4.2 Uncertainties and the Convention

As shown in section two, activities within the Convention span a wide range. Each aspect is concerned with simplifications and assumptions leading to a certain level of uncertainty. For example, the procedures for establishment of critical loads, levels and target loads are characterized by high levels of simplification and assumptions. Uncertainties are occasionally mentioned when for example ranges in critical loads and levels are given, but an extensive research to the extend of uncertainties seems not to have been performed. According to a national report of the National Focal Centre of the UK to CCE in 2003, 'uncertainty estimates do not form part of the official call for data and are not intended for use in any policy or emission scenario negotiations' (CCE status report, 2003). The national report of the NFC of Germany to CCE in the same year states that 'an uncertainty analysis for all input parameters and the results of the critical load calculations is available' on the website of Öko-Data. This analysis can not be found, however.

Obviously, at least several parties to the Convention performed uncertainty analyses. However, these are not used in the CLRTAP or taken into account in emission reduction strategies.

The activities of the Convention end with an integrated assessment, the results of which are used for establishment of emission ceilings and reviews of the Protocols to the Convention, after which all activities start all over again. In integrated assesment reports of the Task Force of Integrated Assessment Modelling, uncertainties are mentioned qualitatively. The final procedure of the establishment of emission ceilings is highly untransparant which makes it unclear whether the level of uncertainty in every aspect of the chain is taken into account.

An extensive assessment of uncertainties in the whole chain of activities would be necessary for improvement of the procedure of the establishment of policy on air pollution. The terminology of the IPCC (table 1) could be applied to every aspect in the chain of air quality assessment, from emission inventory to calculation and mapping of critical loads and levels exceedances.

5 Implementation in Germany; tasks and responsibilities

5.1 Umweltbundesamt and National Focal Centre Germany

In Germany, the Environmental Agency UBA, is responsible for submission of yearly national emission data to EMEP and for the national implementation of the CLRTAP protocols. Under commission of UBA, a guidebook has been written on the national implementation of UNECE CLRTAP, specified to the data generation for 2004. Part 1 and 2 can be downloaded from the website of the University of Stuttgart (http://www.nav.uni-stuttgart.de/navigation/forschung/critical_loads/text.en.htm). The website of the German UBA is www.umweltbundesamt.de.

The National Focal Centre (NFC) of Germany for ICP M&M is situated at Öko-Data, *Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement* (website www.oekodata.com/). The NFC is responsible for the modelling and mapping of national concentration and deposition data, critical loads and levels and their exceedances. It is supported by the ICP Modelling and Mapping of the Working Group on Effects of the CLRTAP. Part 1 of the guidebook on national implementation of UNECE CLRTAP describes the methods used for calculation and mapping of concentration and deposition data. Part 2 of the guidebook describes the processes related to the calculation of critical loads and levels and their exceedances. Each year, the data is submitted to the CCE of the Working Group on Effects.

5.2 MAPESI

5.2.1 Project description

MAPESI is a project on Modelling of Air Pollutants and EcoSystem Impact which started in December 2007 and is executed under commission of UBA. It aims at the determination of concentration and deposition of pollutants in Germany for the period 2005-2007. The data will be used for the improvement of critical loads and levels and the calculation of exceedances. Furthermore, the development of dynamic modelling will be continued.

The chain of activities in the project is:

Emission inventory → concentration and deposition modelling → deposition mapping → updating ecosystem specific critical loads → ecosystem specific critical load exceedance modelling and mapping → further development of dynamic modelling.

Emission fields for this period have been established in the project on PArticle REduction STRategies (PAREST) which is running simultaneously with MAPESI, also under commission of UBA (www.parest.de). The website of MAPESI can be found on www.mapesi.de.

5.2.2 The role of TNO

TNO department 'Air quality and Climate' has the task to model concentrations and ecosystem specific dry depositions of air pollutants with resolution of $\sim 7 \times 9 \text{ km}^2$. The ecosystem specific depositions are maps with annual totals in case Europe was completely covered with one of the landuse classes of the Eunis landuse database. The modelling has been performed making use of the chemical transport model LOTOS-EUROS at TNO. The concentration and dry deposition data have been provided in files with hourly averages. Dry deposition data have also been provided in annual totals per hectare. The concentration data have been coupled to high resolution landuse maps by the *Institute für Navigation der Universität Stuttgart* (INS) to model deposition data on a resolution of $1 \times 1 \text{ km}^2$, making use of the ecosystem specific deposition maps and deposition velocities from TNO. In the previous project 'National Implementation of the UNECE CLRTAP', dry deposition was modelled by ECN, making use of the IDEM model, and wet deposition was mapped by FAL-AOE, Germany, making use of measurement data. TNO was modelled dry and wet deposition simultaneously for the years 2005-2007. As a check-up, also dry and wet deposition for 2004 has been modelled. The modelled wet deposition data have not been used in the project. The deposition data will be used in the national implementation of the CLRTAP Protocols for the calculation of exceedances.

5.2.3 *Dealing with uncertainties*

In the MAPESI project, the concentration data have been validated by comparison with measurement data from regional background stations. This has also been done in the previous project ‘National Implementation of the UNECE CLRTAP’ (Gauger et al., 2008). In this project more than 700 stations were available for rural, sub-urban, urban and industrial sites.

Another way of investigating the uncertainties of the model results is by performance of sensitivity analyses. In the Mapesi project, several sensitivity runs have been performed in which uncertain parameters are changed in order to see the effect on the resulting deposition data.

When data is lacking or uncertainties are too high, default values can be used which are provided by EMEP. The report by Gauger et al. (2008) describes the uncertainties in agricultural emissions of acidifying and eutrophying species shortly. It basically states that due to lack of data, the uncertainties for emission factors referred to in the guidance documents of EMEP Task Force on Emission Inventory and Projection (the CORINAIR Emission Inventory guidebook, which can be downloaded from the website of the European Environment Agency <http://www.eea.europa.eu/publications/EMEP/CORINAIR5>) are taken to be valid for Germany.

6 Discussion and recommendations

The complex structure of the European policy concerning air quality and pollution is described in section two. Websites for further information are given in corresponding subsections. A remarkable finding of the desktop study to these procedures is that critical loads and levels exceedance maps are based on concentration and deposition data modelled with the EMEP unified model, while national implementation of the Protocols to the Convention is based on concentration and deposition data from national atmospheric dispersion models. Thus, national emission reduction measures are established making use of different models than the one used for establishment of emission ceilings. These models and methods can show great differences when compared to the EMEP model. European policy and national implementation are therefore not consequently approached. Emission reduction measures that are efficient in national atmospheric dispersion models do not necessarily result in improved critical loads and levels exceedance maps in the EMEP model.

Section three explains the way critical loads, levels and target loads are established. Critical loads and levels can be determined using models or empirical processes like desktop studies and laboratory and field experiments. Both procedures are characterized by many simplifications and assumptions. The methods for establishment of target loads is relatively new and continuously in development.

Section four describes aspects of dealing with uncertainties in policy making in general and the way of dealing with uncertainties in the Convention. The extend of the uncertainties in the whole chain of the Convention is, however, not yet established and except for example some ranges in critical loads and levels and mentioning of qualitative values, uncertainties do not seem to be taken into account in policy concerning air quality. It would be an improvement in the procedures of the Convention if an extensive uncertainty assessment would be performed, so that uncertainties could be taken into account in the establishment of emission reduction strategies.

In section five the processes of national implementation of Protocols to the Convention in Germany and the role of TNO are explained. Concentration and deposition data established at TNO, presented in hourly averages and annual totals respectively, is used for the calculation of German critical loads and levels and high resolution exceedance maps. All data is submitted to the CCE where it is used for effects assessment. The critical loads and levels established at Öko-Data are assembled with submissions from other parties to the Convention into European critical loads and levels maps in the EMEP grid. These are compared to concentration and deposition data from EMEP/MS-CW, established using the EMEP unified model, to make low-resolution European critical load and level exceedance maps.

An improvement of the German activities related to the Convention could be accomplished by an extensive assessment of the uncertainties in data generation. Unclear is whether the Convention would be interested in uncertainty assessments. However, it could be seen as a societal responsibility of scientific research institutes to communicate clearly on uncertainties related to the data they provide. Assessments could also serve national purposes. TNO could start with an extensive assessment of the uncertainties of concentration and deposition data from LOTOS-EUROS and the recommendation of the use of for example the IPCC terminology in uncertainty maps on exceedances.

For TNO *Air Quality, Climate and Earth Observation* it would be interesting to approach CCE in order to see whether there are possibilities to complement in their activities in the modelling of concentrations and deposition of air pollutants. The improving knowledge of the department on for example calculation of sea-salt and PM_{0,1} concentrations in the atmosphere or experience in data-assimilation could be of great value in the activities of CCE and the Task Force it assists.

One of the challenges mentioned in the context of the European project EC4MACS is the influence of climate change in the assessment of effects of air pollution (www.mnp.nl/en/themasites/cce). It could be interesting to see whether the department could link its research on the effects of climate change on air pollution to the activities in the EC4MACS project. For this purpose CCE would be a good entrance since it is a partner in the project and the department has a good relation with PBL (previously MNP) which hosts CCE.

The experimental team of TNO *air quality and climate* could contact the Chemical Coordinating Centre (CCC) of EMEP for complementation of their activities and new business opportunities.

Other departments within TNO also have close links with the activities within the Convention. For example *Environmental analyses, Environment and Health* and *Emission and Chain Management* might have business opportunities within the activities of EMEP which should be (further) explored and exploited. TNO departments in Delft, concerned with construction issues, might have business opportunities with ICP Materials and several departments of TNO Soil and Groundwater should explore the possibilities of co-operation in the ICPs Forests, Vegetation and Waters.

7 References

- Amman M., Bertok I., Cofala J. et al., 2005. Baseline Scenarios for the Clean Air for Europe (CAFE) Programme. Final Report B4-3040/2002/340248/MAR/C1
- Buse A., Mills G., Harmens H., Büker P., Hayes F., Williams P., Emberson L., Cinderby S., Ashmore M., Holland M., De Temmerman L. and the participants of the ICP Vegetation. Air Pollution and Vegetation; ICP Vegetation annual report 2002/2003. UNECE ICP Vegetation
- CCE Status Report 2008. Critical load, Dynamic modelling and Impact Assessment in Europe. ISBN No. 978-90-6960-211-0. Netherlands Environmental Assessment Agency, Bilthoven, the Netherlands.
- CCE Status Report 2003. Modelling and Mapping of Critical Thresholds in Europe. RIVM Report no. 259101013/2003. Netherlands Environmental Assessment Agency, Bilthoven, the Netherlands.
- CEIP report 1/2008. Inventory Review 2008. Emission data reported under the LRTAP Convention and NEC Directive
(http://microsites1.umweltbundesamt.at/fileadmin/inhalte/emep/pdf/Inventory_Review_2008.pdf).
- CIAM report 1/2007. Review of the Gothenburg Protocol. Report of the Task Force on Integrated Assessment Modelling and the Centre for Integrated Assessment Modelling.
- Cuvelier C., Thunis P., Vautard R. et al., 2007. CityDelta: A model intercomparison study to explore the impact of emission reductions in European cities in 2010. Atmospheric Environment 41, p189-207
- Diederens H.S.M.A. and Koelemeijer R.B.A., 2008. Onzekerheden en complexiteit van de Nederlandse regelgeving voor luchtkwaliteit. PBL Rapport 500144001/2008
- European Environmental Agency EEA, 2008. NEC Directive status report 2007. ISBN 978-92-9167-374-2
EEA Technical report series: ISSN 1725-2237
- EMEP status report 2003. Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe, PART I; Unified EMEP Model Description. ISSN 0806-4520
(<http://emep.int/UniDoc/report.html>)
- EMEP status report 2008. Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe in 2006. ISSN 1504-6109
- Gauger T., Nagel H-D., Rösemann C. et al., 2008. National Implementation of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Effects). Part 1: Deposition Loads: Methods, modelling and mapping results, trends. Research Report 204 63 252, UBA-FB 001189E
- Harmens H., Mills G., Hayes F., Jones L., Norris D., Fuhrer J. and the participants of the ICP Vegetation. Air Pollution and Vegetation; ICP Vegetation annual report 2006/2007. UNECE ICP Vegetation
- ICP Vegetation annual report 2007/2008. Air pollution and Vegetation. Centre for Ecology and Hydrology, UK
- IPCC, 2005. Guidance Notes for Lead Authors of the IPCC Fourth Assessment Report on Addressing Uncertainties. Intergovernmental Panel on Climate Change
- MNP, 2007. Omgaan met onzekerheid in beleid. Eindverslag van de conferentie ‘Omgaan met onzekerheid in beleid’, 16 en 17 mei 2006, Den Haag

Tarrasón L. and Gusev A., 2008. Towards the development of a common EMEP global modeling framework. EMEP/MSC-W Technical Report 1/2008

Tarrasón L. et al., 2006. Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe since 1990 to 2004. EMEP Status Report 1/2006 to support the Review of Gothenburg Protocol

Van der Sluijs, J.P., 2002. Integrated assessment. Encyclopedia of Global Environmental Change, ISBN 0-471-97796-9

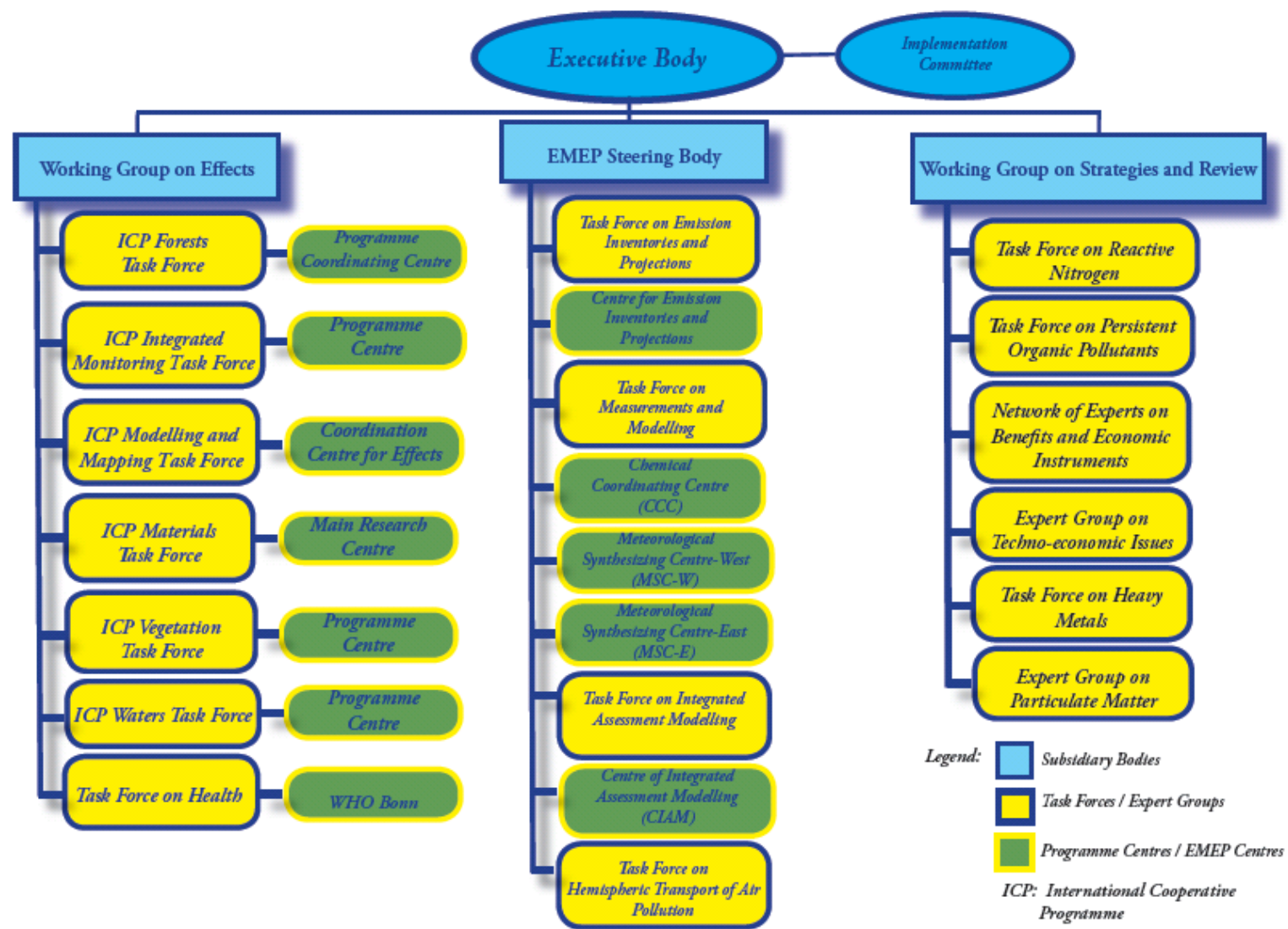
Van Loon M., Roemer M.G.M. and Bultjes P.J.H., 2004. Model inter-comparison; In the framework of the review of the Unified EMEP model. TNO report R 2004/282

Van Loon M., Vautard R., Schaap M. et al., 2007. Evaluation of long-term ozone simulations from seven regional air quality models and their ensemble. Atmospheric Environment 41, p2083-2097

Velders G.J.M., Aben J.M.M., Blom W.F. et al., 2008. Concentratiekaarten voor grootschalige luchtverontreiniging in Nederland. Milieu en Natuur Planbureau

Visser H., Petersen A.C., Beusen A.H.W., Heuberger P.S.C. and Janssen P.H.M., 2005. Leidraad voor Omgaan met Onzekerheden. MNP rapport 550002009/2005

Appendix 1. Organizational chart of the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution



MAPESI-Bericht Anhang II



Tables of the German Emissions 2005, 2006, 2007, 2010

Hans van de Brugh, TNO-Utrecht, NL

MAPESI-Bericht Anhang III



European emission grids for the priority heavy metals Lead, Cadmium and Mercury for the year 2005



Princetonlaan 6
P.O. Box 80015
3508 TA Utrecht
The Netherlands

www.tno.nl/milieu

P +31 30 256 42 56
F +31 30 256 42 75

TNO report

TNO-034-UT-2009-02258_RPT-ML

**European emission grids for the priority
heavy metals Lead, Cadmium and Mercury
for the year 2005**

Date	November 2009
Author(s)	A.J.H. Visschedijk H.M. ten Broeke J.H.A.M. van de Brugh H.A.C. Denier van der Gon
Order no.	034.74447
Keywords	Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland (MAPESI)
Intended for	Umweltbundesamt Markus Geupel Wörlitzer Platz 1 06844 DESSAU Duitsland
Number of pages	25 (incl. appendices)
Number of appendices	2

All rights reserved.

No part of this publication may be reproduced and/or published by print, photoprint, microfilm or any other means without the previous written consent of TNO.

In case this report was drafted on instructions, the rights and obligations of contracting parties are subject to either the Standard Conditions for Research Instructions given to TNO, or the relevant agreement concluded between the contracting parties.

Submitting the report for inspection to parties who have a direct interest is permitted.

© 2009 TNO

Summary

In 2008 the Umweltbundesamt commissioned a project to a consortium coordinated by TNO entitled “Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland” (MAPESI). The MAPESI project requires high resolution ($1/8^\circ \times 1/16^\circ$) emission grids for the substances SO_2 , NO_x and the three priority heavy metals lead, cadmium and mercury for Europe for the year 2005. For the substances SO_2 and NO_x , TNO has recently made a gridded emission inventory for the PAREST project (Denier van der Gon et al., 2009). For the metals cadmium, mercury and lead no gridded emission data for 2005 on a $1/8^\circ \times 1/16^\circ$ resolution are available at this moment. This report describes the preparation of a European emission inventory for cadmium, mercury and lead for the year 2005. The inventory is based on the earlier work done by TNO (Denier van der Gon et al., 2005) to support the effectiveness review of the HM protocol. The base year of this previous inventory is 2000 with emission projections for 2010, 2015 and 2020. The default approach to derive a year 2005 emission estimate is to interpolate the emission between 2000 and 2010. However, policy changes by source category in the period 2000-2010 were screened to decide if linear interpolation between 2000 and 2010 is justified. Alternatively, if implementation of a certain policy causes interpolation of emissions to be incorrect, a decision is made to extrapolate from 2000 or back-cast from 2010. The result of the screening was that emissions of lead from road transport should be recalculated with fuel combustion, tyre wear and brake wear as the sources.

Total emissions for 2005 for UNECE Europe are estimated at 375 tonnes of cadmium, 350 tonnes of mercury and 7000 tonnes of lead. Compared to the year 2000 inventory the emissions of cadmium and mercury have only changed marginally. For lead a major reduction with about 50% is calculated. This is partly due to the continuing phase out of leaded fuel and partly due to the recalculation of lead from road transport using the methodology recently published by Denier van der Gon and Appelman (2009). This methodology results in a lower estimate because it takes into account recent measurements of lead concentrations in fuels. The emissions are spatially distributed at $1/8^\circ \times 1/16^\circ$ longitude-latitude (or approximately 7×7 km) in line with the emission maps prepared for the UBA PAREST project.

Based on the work done a number of recommendations can be made for further research. These include 1) a review of emission factors and analysis of implementation of policies in individual countries, 2) an in-depth comparison between two recently published inventories, TNO (2005) and the ESPREME project (IER, Stuttgart), 3) estimating the heavy metal emissions from international shipping which is currently not included and 4) investigation of the substantial gaps between model-predicted deposition and measured deposition values.

Table of contents

Summary	2
1 Introduction.....	4
1.1 Aim of the study	4
1.2 TNO emission inventory for the Priority Heavy Metals (Cd, Hg, Pb).....	4
1.3 Spatial distribution.....	5
2 Methodology	6
2.1 Calculation of the emissions in 2005	6
2.2 Recalculation of lead from road transport.....	6
2.3 Spatial distribution.....	7
3 Results and Discussion.....	9
3.1 Heavy metal emissions in UNECE-Europe for the year 2005	9
3.2 Spatial distribution of emission data on a high resolution	11
4 Conclusions.....	12
5 Recommendations for further research.....	16
6 References.....	17
7 Authentication.....	18

Appendices

A Supplementary tables

B Indicative comparison of HM emission data for Germany

1 Introduction

In 2008 the Umweltbundesamt of Germany (UBA) commissioned a project to TNO entitled “Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland” (MAPESI). The MAPESI project requires high resolution ($1/8^\circ \times 1/16^\circ$) emission grids for the substances SO_2 , NO_x and the three priority heavy metals Lead, Cadmium and Mercury for Europe for the year 2005. The Emissions team of TNO has been asked to prepare such maps based on available information and expertise within the team.

For the substances SO_2 and NO_x , TNO has recently made a gridded emission inventory for the PAREST project (Denier van der Gon et al., 2009a). The PAREST (Particle Reduction Strategies) project is commissioned by UBA in 2007 to a consortium of seven institutes, coordinated by TNO. For more information on the PAREST project we refer to <http://parest.de/>. The gridded data prepared by TNO for the PAREST project cover the whole of Europe for the base year 2005. The spatial gridding of the emissions uses TNO’s most recent gridding tools at a resolution of $1/8^\circ \times 1/16^\circ$ longitude-latitude. The PAREST SO_2 and NO_x gridded emission maps are highly suitable for the MAPESI project as well and made available to the MAPESI partners. The SO_2 and NO_x gridded emissions will not be further discussed in this report. For the metals Cd, Hg and Pb no gridded emission data for 2005 on a $1/8^\circ \times 1/16^\circ$ resolution are available at this moment. This report describes the construction of high resolution emission grids for Lead, Cadmium and Mercury for Europe for the year 2005.

1.1 Aim of the study

The aim of this study is to prepare a European emission inventory for the three priority metals (Cd, Hg and Pb) listed in the UNECE HM Protocol, for the year 2005, that is based on the existing TNO HM inventory by Denier van der Gon et al. (2005) and that is distributed on a high resolution in line with the spatial distribution used in the UBA PAREST project.

1.2 TNO emission inventory for the Priority Heavy Metals (Cd, Hg, Pb)

In 1998 the UNECE Protocols for Heavy Metals (HM) was signed by 35 countries and the European Commission. In 2004 the Dutch Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment (VROM) asked TNO to execute a study to the effectiveness of the UNECE Heavy Metals Protocol and to make an assessment of possible additional measures with their reductions and costs, based on projections of 2000 emission data to the years 2010, 2015 and 2020. The TNO study consisted of two phases. Phase I comprises the construction of an emission inventory for the year 2000, including actualization of emission data and projections for 2010, 2015 and 2020, geographical allocation of these emissions, efficiency of the current protocols and a preliminary inventory of possible additional reduction measures. The result of Phase I is reported by Denier van der Gon et al. (2005). Phase II comprised an estimation of the emission reduction as well as costs of options for revision of the HM/POP Protocols and reported by Visschedijk et al. (2006).

The base year of the TNO inventory by Denier van der Gon et al. (2005) is 2000, with a projection for 2010 available (Table 1) as well as 2015, 2020 (not shown here). Denier van der Gon et al. (2005) based their inventory, whenever possible, on official emission data reported by the countries to EMEP (<http://www.ceip.at/>). For the lacking countries, sources or compounds, TNO default emission estimates (based on among others the joint EMEP/CORINAIR Guidebook) have been used to complete the inventory.

Table 1 Emissions of selected heavy metals in UNECE Europe for 2000 and projected emissions for 2010 following the policy scenarios **BL_CLE_CRHM** (Base Line scenario with Current Legislation and Current Ratification (as of April 2005) of HM protocol).

Year_policy scenario	Cd	Hg	Pb
	Tonnes / yr		
2000	377	344	15021
2010_BL_CLE_CRHM	327	328	8455

The most accurate 2005 inventory would be a bottom-up, new emission inventory. However, within MAPESI the budget allocated to make the emission input is limited and such an approach was not feasible. Therefore, a more simple and less time-consuming methodology is followed. The emission inventory for the year 2005 is derived from the study by Denier van der Gon et al. (2005) based on interpolation or – depending on the implementation year of relevant policies, from 2000 or 2010 only (e.g. if for a major source a reduction policy will be implemented in 2003 then the 2000 emission data are no longer relevant for 2005; likewise if a major emission reduction is foreseen in e.g. 2008 then the 2010 projection is not relevant for 2005 for this source). The process of deriving 2005 estimates from 2000 or 2010 data is described in chapter 2.

1.3 Spatial distribution

The TNO HM inventory distinguishes a relatively large number of source categories, which is necessary for spatial gridding. The HM inventory (Denier van der Gon et al., 2005) is available as an emission grid file on the so-called EMEP grid (50 x 50 km) and submitted to MSC-EAST to be used as model input in their assessments of HM concentrations and deposition. However, in the MAPESI project a higher resolution gridded inventory is needed which is consistent with the PAREST project. Therefore the Cd, Hg and Pb emission will be spatially distributed over a 1/8 ° x 1/16° lo-la grid following a similar methodology as has been used by TNO in the PAREST project (www.parest.de; Denier van der Gon et al. 2009). A detailed description of the gridding procedure used in the PAREST project is given in the report Denier van der Gon et al. (2009). However, given the limited budget the gridding is not done using the original gridding tools which distinguish e.g. point sources and area sources but rather by linking the emissions of the HM by source sector to proxy substances already processed in the PAREST project. The methodology is further described in section 2.3.

2 Methodology

2.1 Calculation of the emissions in 2005

The 2005 emission estimates are based on the base year 2000 and emission projections for 2010, as available from Denier van der Gon et al (2005). Their 2010 projection assumed Current Legislation and Current Ratification status of the HM protocol as of 2005. To decide whether the emission estimate for 2005 should be based on the year 2000 estimates, 2010 estimates or an interpolation between these two years, a brief analysis of the differences per source category is made. The first action was to identify the policy changes in the period 2000-2010 that would affect the emission. Then the 2010 projection was compared to the base year in order to identify the more pronounced differences. In the case of small and explainable differences an interpolation between 2000 and 2010 was made to approximate 2005. If large differences occurred which were also explainable by implemented abatement policies, interpolation was again applied to calculate 2005 emissions. Major differences in specific emission between 2000 and 2010 are for instance caused by the gradual implementation of the IPPC Directive during this period. For example; in the hypothetical case of a policy directing 50% emission reduction in 2010 in reference to 2000, we assumed a linear policy penetration resulting in 25% emission reduction to be achieved in 2005. The comparison of 2000 and 2010 emissions per source sector revealed no unexplainable differences other than lead emissions from road transport. Therefore, the interpolation of emission estimates between 2000 – 2010 is used as approximation of the 2005 emissions for all metal emissions except lead emission for road transport. Recent data on lead content of diesel and unleaded gasoline used in Europe (Denier van der Gon and Appelman, 2009) has rendered the first order estimates made in Denier van der Gon et al., 2005 obsolete. In addition, new and more accurate information has become available on the use of (partially) leaded gasoline in especially Central and Eastern Europe Paragraph 2.2 describes the approach for calculating lead emissions from road transport.

2.2 Recalculation of lead from road transport

New information has come available regarding the lead content of unleaded fuels sold on the European market (Denier van der Gon and Appelman, 2009). This has a significant impact on the estimated emissions. Therefore, the lead emissions from road transport are recalculated for the MAPESI project. The sources contributing to lead emissions from road transport are fuel combustion, tyre wear and brake wear. Lead emissions from road transport were calculated from a tier 1 approach, using emission factors, vehicle kilometres and fuel consumption data (Table 2).

Table 2 Estimation methods for sources of lead emissions from road transport.

Source	Calculation
Fuel combustion	Leaded gasoline: Fuel consumption × Fraction leaded gasoline × Emission factor leaded gasoline Unleaded gasoline: Fuel consumption × Fraction unleaded gasoline × Emission factor unleaded gasoline Diesel: Fuel consumption × Emission factor diesel
Tyre wear	Vehicle kilometres (VKM) × Emission factor
Brake wear	Vehicle kilometres (VKM) × Emission factor

Fuel consumption data were directly imported from the IEA statistics for 2005 (IEA, 2007). Fractions for leaded gasoline were assumed to be 0 for western European countries (country groupings EU15 and EU27-E15 plus Norway, Iceland and Switzerland, see Table 4 Country grouping table with emissions of Cd, Hg and Pb in 2005). In some central and eastern European countries leaded gasoline was still used in 2005 and estimates for the consumption of leaded gasoline were taken from UNEP (2007). Countries using both leaded and unleaded gasoline are Bosnia and Herzegovina, Georgia, Montenegro, Serbia, Tajikistan, The Former Yugoslav Republic of Macedonia and Turkmenistan. Emission factors for lead in leaded and unleaded gasoline and diesel were taken from Denier van der Gon and Appelman (2009). The values are 150 mg/l Pb for leaded gasoline (assuming the legislation by UNECE that specifies a maximum lead content of 150 mg/l Pb is adhered to), 0.64 µg/l Pb for unleaded gasoline and 0.59 µg/l Pb for diesel. It was assumed that gasoline is primarily used by light duty vehicles and heavy duty vehicles primarily use diesel. Mileages used for calculating emissions of lead from tyre wear and brake wear are taken from GAINS (2008). For Azerbaijan, Kazakhstan, Kyrgyzstan, Armenia, Iceland and Georgia mileages were unavailable and we have estimated the missing mileages for light duty vehicles (LDV, < 3500 kg) and heavy duty vehicles, (HDV, > 3500 kg) based on specific fuel use for LDV and HDV as known for Russia:

$$LDV_mileage = Gasoline_consumption \times \frac{Gasoline_consumption_Russia}{LDV_mileage_Russia}$$

$$HDV_mileage = Diesel_consumption \times \frac{Diesel_consumption_Russia}{HDV_mileage_Russia}$$

It was also assumed that the majority (>95%) of LDV runs on gasoline and that the majority of the HDV runs on diesel. Emission factors for tyre and brake wear are taken from Denier van der Gon et al (2009) with values of 0.65 µg/vkm (vehicle-kilometre) Pb and 0.03 mg/vkm Pb, respectively.

2.3 Spatial distribution

To minimize costs, the emissions of Cd, Hg and Pb are not gridded using the original TNO gridding tools but by linking the emissions to a proxy that is already gridded within the PAREST project. For each HM emitting activity in the TNO emission

database a proxy was selected. An example for the sectors power and heat production and residential combustion is presented in Table 3. It shows that e.g., the Cd, Hg, and Pb emissions from Public Electricity plants are spatially distributed by scaling to the PAREST PM2.5 map for SNAP1. The motivation in this case is that the HM are emitted in the particulate phase and that PM2.5 is the best proxy. Sometimes another substance may be a better proxy> For example, for residential combustion we select SO₂ because PM2.5 from residential combustion is dominated by wood combustion which is not the dominating HM source for this category. SO₂ from this sector is related to coal use which is also the dominating HM source. Hence SO₂ is the better proxy for this sector. Such a tailored decision has been made for all source categories.

Table 3 Example of linking TNO common format activities to a PAREST proxy to spatially distribute Cd, Hg and PB emissions.

TNO common format	Description	SNAP	Spatial distribution proxy	
			Substance	SNAP
1_PHP ^{a)}	Own Use in Electricity, CHP and Heat Plants	1	PM2.5	1
1_PHP	Public Electricity Plants	1	PM2.5	1
1_PHP	Autoproducer Electricity Plants	1	PM2.5	1
1_PHP	Public CHP Plants	1	PM2.5	1
1_PHP	Autoproducer CHP Plants	1	PM2.5	1
1_PHP	Restpost 1_PHP	1	PM2.5	1
1_PHP	Public Heat Plants	1	PM2.5	1
1_PHP	Autoproducer Heat Plants	1	PM2.5	1
2_RCO ^{a)}	Agriculture	2	SO ₂	2
2_RCO	Commercial and Public Services	2	SO ₂	2
2_RCO	Residential	2	SO ₂	2
2_RCO	Non-specified Other	2	SO ₂	2

^{a)} PHP = power and heat production; RCO = residential combustion and other

3 Results and Discussion

3.1 Heavy metal emissions in UNECE-Europe for the year 2005

The emissions of cadmium, mercury and lead are displayed per country-group in Table 4. The most remarkable feature of Table 4 is that the group “Other countries”⁶⁾ is responsible for large shares of the total emissions in UNECE Europe. This is in line with the results of Denier van der Gon et al. (2005) showing that major further reduction of HM emission towards 2020 would come from a full ratification and implementation of the HM Protocol by countries outside the EU-27. The reason is that an EU27 country which has not ratified the HM protocol would still have to comply with EU regulations, thereby reducing its emissions from a number of major sources. For lead, the high share of “other countries” is partly explained by the continuing use of leaded gasoline in (some) countries within this group. Furthermore, the official limit for non-leaded gasoline outside of the EU is 13 mg/l. When no other information is available the limit value is used as an approximation. This results in high shares of road transport to lead emissions but may well be an overestimation. For all three metals, a valid conclusion is that the lack of abatement measures in industry and power and heat production is another reason for the high share of country group 3 (other countries) to total UNECE-Europe emissions. However, it should also be mentioned that knowledge about HM emissions is limited and, especially for these countries, no updates on installed end-of-pipe measures is made. The emissions of Cd, Hg and Pb by country for 2005 estimated using the methodology outlined in Chapter 2 are presented in Table 5.

Table 4 Country grouping table with emissions of Cd, Hg and Pb in 2005.

Country grouping	Emission Cd (tonnes)	Emission Hg (tonnes)	Emission Pb (tonnes)
1). EU15 ¹	82	139	1922
2). EU_NMS12 & NOR, CHE, ISL ²	63	39	834
3). Other countries ³	231	174	4287
TOTAL	375	352	7043

The HM emissions for UNECE Europe in 2005 are aggregated by source category to show the relative importance of individual sources (Table 6). The sectors public heating and power (PHP) and industry (IND) cause the majority of the emissions of cadmium, mercury and lead in 2005. However, in individual countries the shares of source categories may vary considerably from the average presented in Table 6. Lead emission used to be dominated by road transport due to the use of leaded gasoline but since the phase out of leaded fuel started, its share has significantly declined. Lead emission in certain parts of Europe where gasoline is still (partially) leaded is nevertheless considerable.

¹ Ireland, Austria, Belgium, Germany, Denmark, Spain, Finland, France, Great Britain, Greece, Italy, Luxembourg, Sweden, the Netherlands and Portugal.

² Poland, Latvia, Lithuania, Slovenia, Slovakia, Cyprus, Estonia, Czech Republic, Bulgaria, Romania, Hungary, Switzerland, Norway and Iceland; Note: for Malta no emission data are estimated.

³ Bosnia and Herzegovina, Belarus, Turkey, Azerbaijan, Ukraine, Armenia, Bulgaria, Croatia, Romania, Republic of Moldova, Georgia, Albania, Serbia, Kazakhstan, Kyrgyzstan, The Former Yugoslav Republic of Macedonia and the Russian Federation.

A comparison of the 2005 emission data with the TNO year 2000 estimates is presented in Appendix 1.

Table 5 Estimated emissions of Cd, Hg and Pb by country for 2005.

ISO3	Cd (kg)	Hg (kg)	Pb (kg)
ALB	197	199	1348
ARM	143	180	571
AUT	1436	1124	18149
AZE	2529	1079	7161
BEL	2807	1974	112518
BGR	9534	4040	125983
BIH	1623	1912	91553
BLR	1441	386	51532
CHE	2537	2857	112394
CYP	599	639	1367
CZE	2585	3571	37682
DEU	20691	56506	620276
DNK	868	4977	11126
ESP	14285	20655	290138
EST	627	512	33699
FIN	1387	465	39281
FRA	11084	13711	253738
GBR	6893	8039	168200
GEO	237	279	14658
GRC	2790	7351	18465
HRV	958	412	11199
HUN	2761	4203	21818
IRL	1150	1652	11230
ISL	83	107	197
ITA	10681	9907	247796
KAZ	20813	18279	611084
KGZ	390	675	7874
LTU	1574	613	7024
LUX	53	287	4934
LVA	484	199	4465
MDA	374	148	1282
MKD	9694	1818	60093
NLD	1141	563	47049
NOR	831	1011	7734
POL	45084	24719	552663
PRT	3104	7132	44926
ROM	17707	9095	102622
RUS	117681	86417	1982346
SVK	6631	4194	66776
SVN	1669	631	9979
SWE	400	781	12619
TUR	17277	20292	188892
UKR	21387	22906	834745
YUG	8540	5413	194308
TOTAL (tonnes)	375	352	7043

Table 6 Interpolated Cd, Hg and Pb emissions per aggregated source category for 2005.

Reporting format	Description	Cd emission (tonnes)	Hg emission (tonnes)	Pb emission (tonnes)
1_PHP	Public Heating and power	103	135	1627
2_RCO	Residential, commercial and other combustion	45	29	355
3_IND	Industry (combustion & process emissions)	210	146	4318
4_SPU	Solvent and product use	0	0	0
5_ROT	Road transport	7	0	457
6_NRT	Non-road transport	1	0	145
7_WAS	Waste disposal	9	42	142
8_AGR	Agriculture (excludes combustion emission)	0	0	0
TOTAL		375	352	7043

3.2 Spatial distribution of emission data on a high resolution

The calculated emissions have been spatially distributed following the procedure outlined in section 2.3. The results are emission maps with a resolution of $1/8^\circ \times 1/16^\circ$ as shown in Figure 1, Figure 2 and Figure 3 for Cd, Hg and Pb, respectively. The primary goal of such emission maps is to function as model input. When interpreting all three figures it is important to realize that power generation and industry dominate the emissions (Table 6) implying that most emissions originate from point sources. These show up as dots in Figure 1 - Figure 3 only, whereas the diffuse source patterns are more visible. This can be misleading at first glance. Nevertheless, such maps can also be useful to decide which country differences are worth further study.

In general, the proxy approach outlined in section 2.3. used for gridding the emissions gives plausible results. However, for industrial facilities a direct gridding using the TNO gridding tools may be better as this discriminates between various types of point sources within the section industry. However, as outlined in section 2.3. the decision to work in this way was due to budgetary constraints.

4 Conclusions

An emission inventory of the priority heavy metals cadmium, lead and mercury is made for the year 2005 by interpolating the 2000 emissions and 2010 projections by Denier van der Gon et al (2005). Policy changes by source category in the period 2000-2010 were screened to decide if linear interpolation between 2000 and 2010 is justified. Alternatively, if implementation of a certain policy causes interpolation of emissions to be incorrect, a decision is made to extrapolate from 2000 or back-cast from 2010. The result of the screening was that emissions of lead from road transport should be recalculated with fuel combustion, tyre wear and brake wear as the sources.

Total emissions for 2005 for UNECE Europe are estimated at 375 tonnes of cadmium, 350 tonnes of mercury and 7000 tonnes of lead. Compared to the year 2000 inventory the emissions of cadmium and mercury have only changed marginally but a major reduction of Lead emissions with about 50% is observed (annex 1). This is partly due to the continuing phase out of leaded fuel and partly due to the recalculation of lead from road transport using the methodology recently published by Denier van der Gon and Appelman (2009). This methodology results in a lower estimate because it takes into account recent measurements of lead concentrations in fuels. So, only part of the lead emission reduction from 2000 to 2005 is a real emission reduction, the remainder is the result of increasing accuracy by applying a more reliable methodology.

The emissions are spatially distributed at $1/8^\circ \times 1/16^\circ$ longitude-latitude (or approximately 7×7 km) in line with the emission maps prepared for the UBA PAREST project. This is a substantial higher resolution than the original data by Denier van der Gon et al. (2005) that are gridded on the EMEP 50×50 km grid.

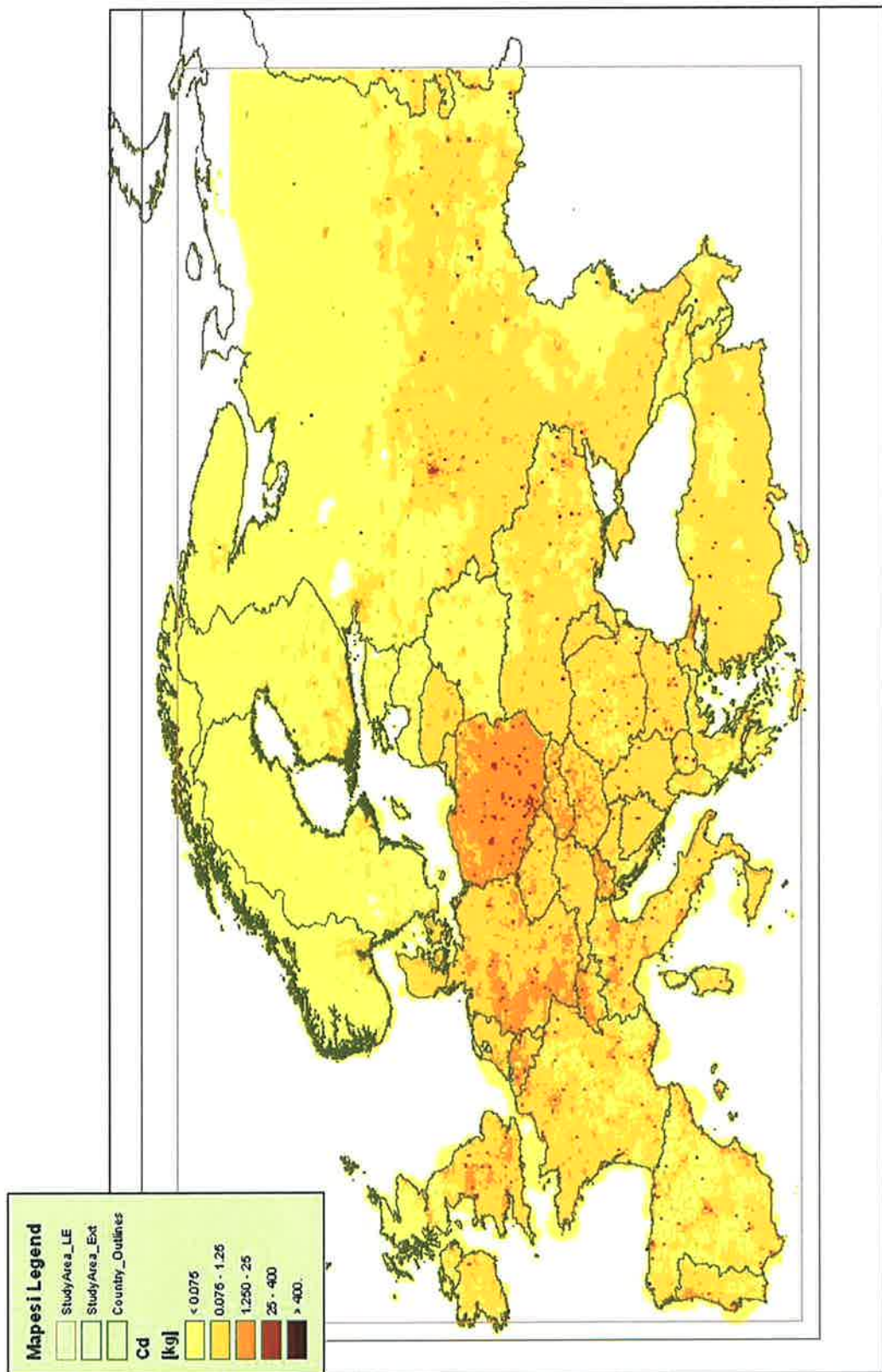


Figure 1 Gridded emissions of cadmium in Europe, 2005.

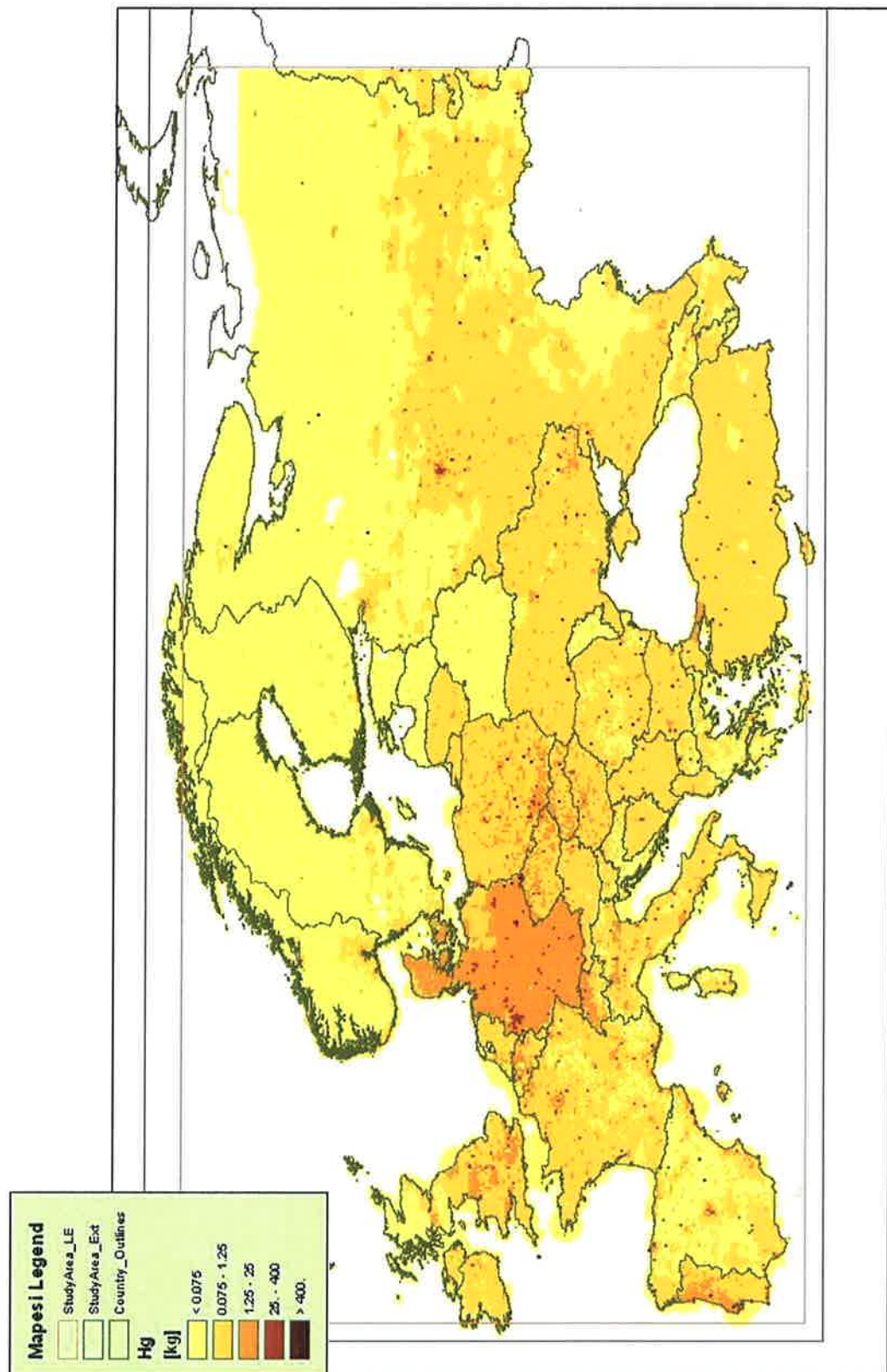


Figure 2 Gridded emissions of mercury in Europe, 2005.

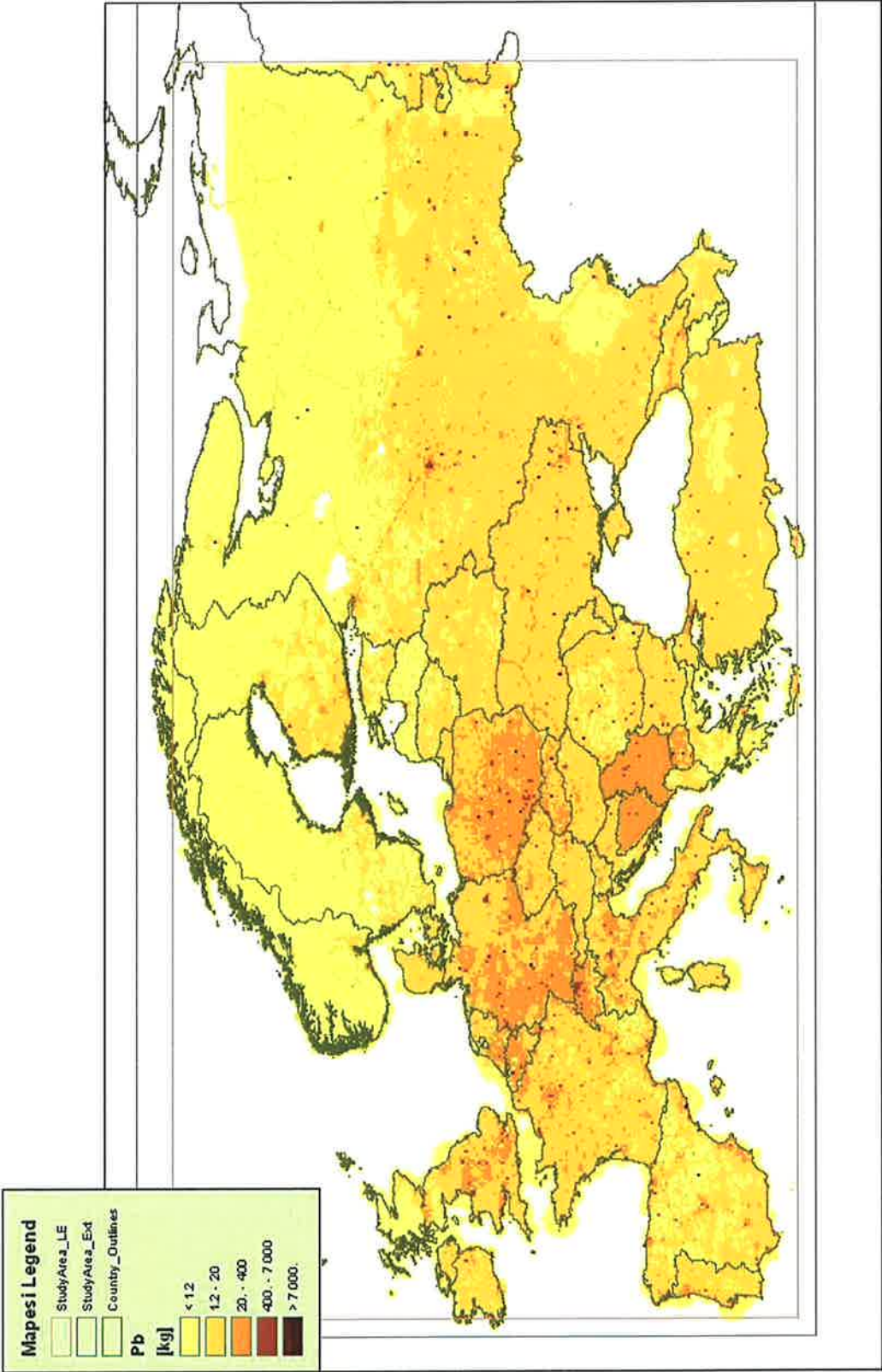


Figure 3 Gridded emissions of lead in Europe, 2005.

5 Recommendations for further research

The basis of the 2005 emission estimates is HM inventory by Denier van der Gon et al (2005). This work focused on efficiency of the HM protocol and no detailed review of HM emission factors was made. Furthermore, as it covered the entire UNECE Europe domain, there was limited insight in implementation of abatement measures in individual countries, other than timing of EC legislation. This implies that the emission inventory can most likely become substantially more accurate if a targeted effort would be made to review emission factors and analyse implementation of policies in individual countries. Furthermore, a comparison with recently published other estimates such as the UN mercury assessment could be made. This was outside the scope (and budget) of the current study but it is recommended as a potential future effort.

Related to the above remark, it should be mentioned that three HM inventories are currently available for Germany; TNO (Denier van der Gon et al., 2005), the ESPREME project (IER, Stuttgart) and official reported data to EMEP (2008). A short documentation of these data is provided in annex 2. The difference between TNO and ESPREME partly reflects the uncertainty in emission factors. Both TNO and ESPREME inventories are made by scientists considered experts in this field. In our opinion, a combination of the ESPREME (IER) and TNO data will result in more accurate emission estimated for Germany (and other countries). Ideally this should include a dialogue and cooperation between IER and TNO.

The study by Denier van der Gon et al (2005) was made to support a review of the effectiveness of the UNECE POP protocol. Therefore, only emissions by parties to UNECE Europe were estimated. International shipping falls outside of this definition and no estimate for the HM emissions by international shipping is provided by Denier van der Gon et al (2005). It is recommended to add international shipping to the HM inventory as burning of heavy fuel oil may be a substantial contribution to overall emissions for certain HM.

Substantial gaps in the order of a factor 2 exist between model-predicted deposition and measured deposition values. A joint effort with modelers indicating where gaps between model-predicted and observed HM concentrations are extreme, which source regions are involved, and subsequent reviewing of the relevant source sectors could selectively improve the inventories where it matters most.

6 References

- Denier van der Gon, H.A.C., M. van het Bolscher A.J.H. Visschedijk P.Y.J. Zandveld, Study to the effectiveness of the UNECE Heavy Metals Protocol and costs of possible additional measures Phase I: Estimation of emission reduction resulting from the implementation of the HM Protocol, TNO report B&O-A R 2005/193, 2005.
- Denier van der Gon, H. A. C., Visschedijk, A. J. H., Dröge, R., Van der Brugh, H., 2009, Documentation of the gridded emission data for the PAREST project, TNO Environment and Geosciences, July 2009 (In preparation)
- Denier van der Gon, H.A.C., Appelman, W., Lead emissions from road transport in Europe – A revision of current estimates using various estimation methodologies, (submitted) 2009.
- EMEP, 2008, official submitted emission data Germany, <http://www.emep-emissions.at/emission-data-webdab/>, accessed November 2008.
- ESPREME project - Integrated Assessment Of Heavy Metal Releases In Europe, <http://espreme.ier.uni-stuttgart.de/>
- International Energy Agency (IEA), Energy Statistics for OECD countries 1960-2005, 2007 edition
- Visschedijk A.J.H., H.A.C. Denier van der Gon, M. van het Bolscher, P.Y.J. Zandveld, Study to the effectiveness of the UNECE Heavy Metals (HM) Protocol and cost of additional measures. Phase II: Estimated emission reduction and cost of options for a possible revision of the HM Protocol, TNO-report 2006-A-R0087/B
- UNEP, Central and Eastern Europe + EECCA Leaded Gasoline Use, March 2007

7 Authentication

Name and address of the principal

Umweltbundesamt
Markus Geupel
Wörlitzer Platz 1
06844 DESSAU
Duitsland

Names and functions of the cooperators

A.J.H. Visschedijk
H.M. ten Broeke
J.H.A.M. van de Brugh
H.A.C. Denier van der Gon

Names and establishments to which part of the research was put out to contract


Date upon which, or period in which the research took place

Name and signature reviewer:



Prof. dr. ir. P.J.H. Builtjes

Signature:



Ir. H.A.C. Denier van der Gon
project leader

Release:



Ir. R.A.W. (Ronald) Albers MPA
team manager

A Supplementary tables

The emission by country group and source sector is presented in Table 7, Table 8, Table 9, for Cd, Hg and Pb, respectively. The relative difference of the 2005 interpolated emission estimate and the base year 2000 inventory is presented in the last column. The changes in emissions between 2000 and 2005 generally range from +22% to -26%. We consider this range to be plausible. Table 9 illustrates the large reductions in emission of lead from road transport (5_ROT). As discussed previously, this partly due to the continuing phase out of leaded fuel but partly an artefact of improved methodology. So, the year 2000 estimates for the sector road transport are now considered overestimations.

Some differences also exists for individual countries (individual data not shown) as an artefact of the methodology. In these cases official emission data are reported for the year 2000 and sector growth indices by sector were used from the IIASA Rains model to make 2010 projections. This may cause some overestimation of the projected emissions most notably in the sector public heat and power (1_PHP) but the contribution to total emission is marginal.

Table 7 Comparison of Cadmium emission in 2000 and 2005 per country group by source sector.

Country grouping	Source	Pollutant	Emission (tonnes/yr)		Difference
			2000	2005	
EU15	1_PHP	Cd	12	10	-16%
	2_RCO	Cd	7.0	6.3	-10%
	3_IND	Cd	56	55	-1%
	4_SPU	Cd	0.0	0.0	0%
	5_ROT	Cd	3.2	3.8	17%
	6_NRT	Cd	0.2	0.2	-1%
	7_WAS	Cd	5.4	5.8	7%
	8_AGR	Cd	0.0	0.0	0%
EU_NMS12 & NOR, CHE, ISL ⁴	1_PHP	Cd	5.5	6.1	10%
	2_RCO	Cd	29	24	-16%
	3_IND	Cd	30	28	-6%
	4_SPU	Cd	0.0	0.0	
	5_ROT	Cd	1.4	1.7	21%
	6_NRT	Cd	0.1	0.1	-20%
	7_WAS	Cd	2.5	2.6	5%
	8_AGR	Cd	0.0	0.0	0%
Other countries ⁵	1_PHP	Cd	82	86	6%
	2_RCO	Cd	13	15	9%
	3_IND	Cd	128	127	-1%
	4_SPU	Cd	0.0	0.0	
	5_ROT	Cd	0.9	1.0	17%
	6_NRT	Cd	0.4	0.4	0%
	7_WAS	Cd	0.7	0.7	-1%
	8_AGR	Cd	0.0	0.0	0%
UNECE Europe			377	375	-1%

⁴ Poland, Latvia, Lithuania, Slovenia, Slovakia, Cyprus, Estonia, Czech Republic, Bulgaria, Romania, Hungary, Switzerland, Norway and Iceland; Note: for Malta no emission data are estimated.

⁵ Bosnia and Herzegovina, Belarus, Turkey, Azerbaijan, Ukraine, Armenia, Bulgaria, Croatia, Romania, Republic of Moldova, Georgia, Albania, Serbia, Kazakhstan, Kyrgyzstan, The Former Yugoslav Republic of Macedonia and the Russian Federation.

Table 8 Comparison of mercury emission (tonnes/yr) in 2000 and 2005 per country group by source sector.

Country grouping	Source	Pollutant	Emission (tonnes/yr)		Difference
			2000	2005	
EU15	1_PHP	Hg	37	34	-8%
	2_RCO	Hg	5.7	5.2	-9%
	3_IND	Hg	63	63	1%
	4_SPU	Hg			
	5_ROT	Hg			
	6_NRT	Hg	0.1	0.1	12%
	7_WAS	Hg	34	36	6%
	8_AGR	Hg			
EU_NMS12 & NOR, CHE, ISL	1_PHP	Hg	12	12	0%
	2_RCO	Hg	4.1	3.4	-16%
	3_IND	Hg	20	20	-3%
	4_SPU	Hg	0.0	0.0	0%
	5_ROT	Hg	0.1	0.1	0%
	6_NRT	Hg	0.1	0.1	8%
	7_WAS	Hg	3.7	3.9	6%
	8_AGR	Hg			
Other countries	1_PHP	Hg	84	89	6%
	2_RCO	Hg	19	20	5%
	3_IND	Hg	59	63	7%
	4_SPU	Hg			
	5_ROT	Hg			
	6_NRT	Hg	0.1	0.1	7%
	7_WAS	Hg	1.5	1.6	2%
	8_AGR	Hg			
UNECE Europe			344	352	2%

Table 9 Comparison of Lead emission in 2000 and 2005 per country group by source sector.

Country grouping	Source	Pollutant	Emission (tonnes/yr)		Difference
			2000	2005	
EU15	1_PHP	Pb	37	34	-8%
	2_RCO	Pb	5.7	5.2	-9%
	3_IND	Pb	63	63	1%
	4_SPU	Pb	0.0	0.0	
	5_ROT	Pb	0.0	0.0	0%
	6_NRT	Pb	0.1	0.1	12%
	7_WAS	Pb	34	36	6%
	8_AGR	Pb	0.0	0.0	0%
EU_NMS12 & NOR, CHE, ISL	1_PHP	Pb	12	12	0%
	2_RCO	Pb	4.1	3.4	-16%
	3_IND	Pb	20	20	-3%
	4_SPU	Pb	0.0	0.0	0%
	5_ROT	Pb	0.1	0.1	0%
	6_NRT	Pb	0.1	0.1	8%
	7_WAS	Pb	3.7	3.9	6%
	8_AGR	Pb	0.0	0.0	0%
Other countries	1_PHP	Pb	84	89	6%
	2_RCO	Pb	19	20	5%
	3_IND	Pb	59	63	7%
	4_SPU	Pb	0.0	0.0	
	5_ROT	Pb	0.0	0.0	
	6_NRT	Pb	0.1	0.1	7%
	7_WAS	Pb	1.5	1.6	2%
	8_AGR	Pb	0.0	0.0	0%
UNECE Europe			14198	7043	-50%

B Indicative comparison of HM emission data for Germany

A short description is given of the data that were available to derive a preliminary 2005 emission data set for Cd, Hg and Pb from. In all cases high resolution gridded data are not available. There are currently two European wide emission inventories available.

TNO has made an emission inventory for heavy metals for the base year 2000, with a projection to 2010 [Denier van der Gon et al., 2005]. This inventory distinguishes a relatively large number of source categories, which is necessary for spatial gridding. The TNO inventory has been gridded on the EMEP grid (50 x 50 km) and submitted to MSC-EAST to be used as model input in their assessments of HM concentrations and deposition. The base year is 2000 with a projection for 2010 available. 2005 needs to be derived based on interpolation or – depending on the implementation year of relevant policies from 2000 or 2010 only. (E.g. if for a major source a reduction policy will be implemented in 2003 then the 2000 emission data are no longer relevant for 2005; likewise if a major emission reduction is foreseen in e.g. 2008 than the 2010 projection is not relevant for 2005 for this source).

The ESPREME project (<http://espreme.ier.uni-stuttgart.de/>) started in 2004 and produced expert estimates of emissions of a selected number of HM including Cd, Pb and Hg. The base year is 2000 with a projection for 2010 available. 2005 needs to be derived based on interpolation or – depending on the implementation year of relevant policies from 2000 or 2010 only.

Furthermore, Germany has submitted emission data for Cd, Hg and Pb to EMEP in 2008 (EMEP, 2008). In the next three graphs the data for Cd, Hg and Pb are shown for Germany in 2005 (EMEP, 2008), TNO (2000 and 2010) and ESPREME (2000 and 2010) are shown.

The available data are summarized in Figure 5 Mercury emission estimates available for Germany.

for Cd, Hg and Pb, respectively. No in-depth analysis is made but a few remarks can be made;

- The submission of HM emissions by Germany to EMEP is for all three HM extremely low compared to the two available inventories for Europe.
- TNO and ESPREME are independent inventories and differ substantially in the source sector contributions and also show considerable variability in the absolute emission levels.
- ESPREME 2000 for Lead (Pb) is not relevant for 2005 as it has high lead emission from gasoline combustion in 2000 – hence for Pb, TNO and ESPREME have a similar emission level but large differences among source contributions.

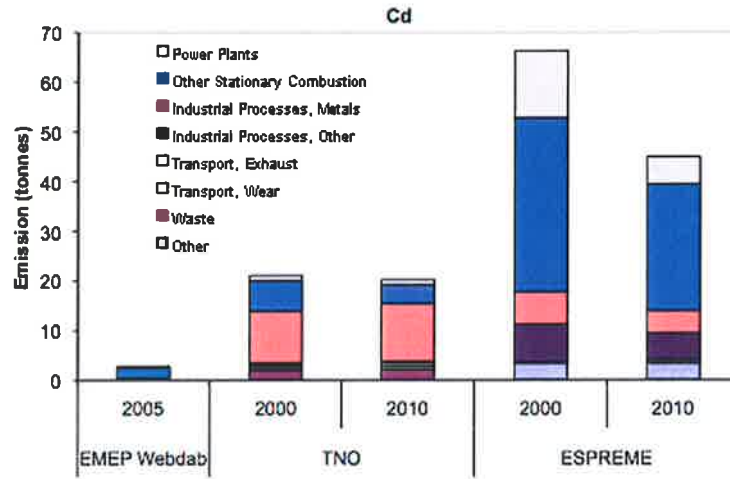


Figure 4 Cadmium emission estimates available for Germany.

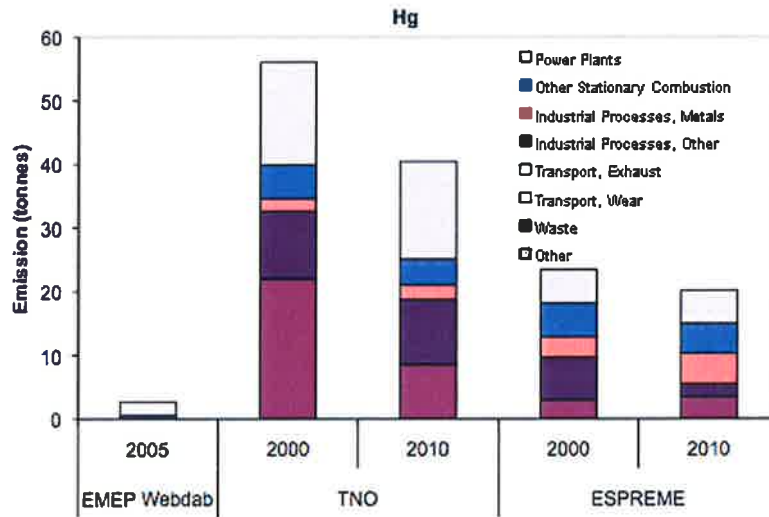


Figure 5 Mercury emission estimates available for Germany.

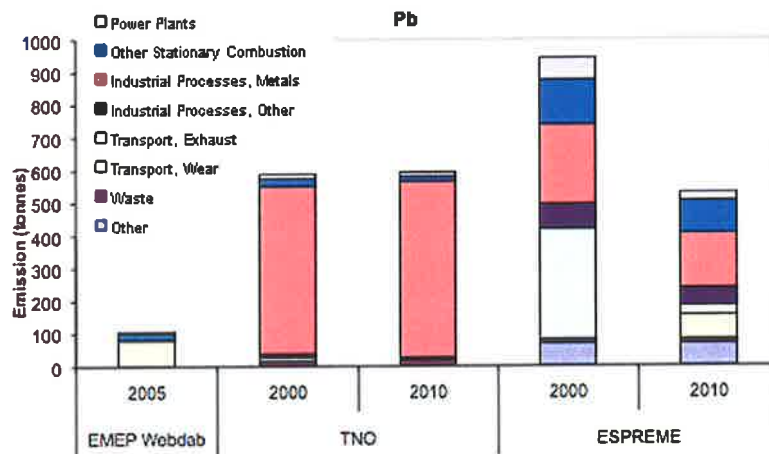


Figure 6 Lead emission estimates available for Germany.

References

Denier van der Gon, H.A.C., M. van het Bolscher A.J.H. Visschedijk P.Y.J. Zandveld, Study to the effectiveness of the UNECE Heavy Metals Protocol and costs of possible additional measures Phase I: Estimation of emission reduction resulting from the implementation of the HM Protocol, TNO report B&O-A R 2005/193, 2005.

EMEP, 2008, official submitted emission data Germany, <http://www.emep-emissions.at/emission-data-webdab/>, accessed November 2008.

ESPREME project - Integrated Assessment Of Heavy Metal Releases In Europe, <http://espreme.ier.uni-stuttgart.de/>



Comparison of the concentration and deposition data from LOTOS-EUROS and EMEP Unified Model

Mariëlle Koenen, TNO-Utrecht, NL

1 Comparison of concentration and deposition data from LOTOS-EUROS and EMEP Unified model

Mariëlle Koenen, TNO, March 2009

1.1 Introduction

Within the MAPESI project, European concentration and deposition data are calculated at high resolution (0.50° longitude by 0.25° latitude $\approx 25 \times 25 \text{ km}^2$ and 0.125° longitude by 0.0625° latitude $\approx 6 \times 7 \text{ km}^2$) by the LOTOS-EUROS (LE) model for the years 2004 to 2007. The exceedance data have been submitted to CCE as part of the annual obligations to the *Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution*. It will be used in the effects assessment of air pollution to vegetation, forests, waters and materials by the *Working Group on Effects* (WGE) of the Convention. Furthermore, the data will serve national purposes in the implementation of the Protocols to the Convention and the establishment of national emission reduction strategies.

Within the Convention, European concentration and deposition data at low resolution ($50 \times 50 \text{ km}^2$) are calculated making use of the EMEP Unified model. The data is used to provide an overview of the status of transboundary air pollution in Europe, tracing progress towards existing emission control Protocols and supporting the design of new protocols and effective emission reduction strategies (EMEP status report 2008).

The differences in methods and the use of different models in the battle against air pollution asks for a comparison between the LE and EMEP model. Modelling results of SO_x , NO_y and NH_x concentrations, total deposition and wet and dry deposition for Europe, the Netherlands and Germany for the years 2004 and 2005 have been compared. Data from the EMEP model has been attained from the official EMEP website (www.emep.int).

1.2 Total deposition data

The total deposition data (in eq/ha/a) comprises both wet and dry deposition. For LE, the total annual wet and dry deposition (in $\mu\text{g}/\text{m}^2$) have been added to obtain the total deposition of SO_x , NO_y and NH_x . Total annual deposition values from EMEP were available at the website in Gg. For Germany a surface area of 35.702.200 ha and for the Netherlands of 4.152.800 ha has been used to obtain deposition values in eq/ha/a. The results are shown in table 1 and 2 for Germany and the Netherlands respectively.

	TNO 2004	EMEP 2004	TNO 2005	EMEP 2005
SO_x	389	460	334	484
NO_y	486	506	437	498
NH_x	685	750	647	747
Total N	1171	1256	1084	1245

Table 1. Total deposition data for Germany in (eq/ha/a).

	OPS 2004	TNO 2004	EMEP 2004	OPS 2005	TNO 2005	EMEP 2005
SO_x	760	581	546	700	434	541
NO_y	1430	1237	774	1480	1108	824
NH_x	680	613	448	660	547	459
Total N	2110	1851	1222	2140	1655	1283

Table 2. Total deposition data for the Netherlands in (eq/ha/a).

For Germany, the deposition values from LE and EMEP are close. However, for sulphur as well as nitrogen the values from EMEP are slightly higher.

For the Netherlands, the deposition values of both sulphur and nitrogen are, however, consequently higher from LE, except for the SO_x deposition in 2005.

It should be noted that TNO 2004 is based on the use of the LE-model in this new project, so without separate use by ECN of IDEM, as was the case in the previous project.

For additional comparison the results are also shown of the OPS-model, which is an empirical, trajectory type of model which is often used for the policy in the Netherlands by RIVM.

With the LE-TNO model as reference, used in the current project, it can be seen that the differences with the other models in total N are up to about +/- 30 %.

1.3 Dry and wet deposition data

Total annual wet and dry deposition data from EMEP were available on the website in Gg. The wet and dry deposition data from LE and EMEP for Germany and the Netherlands are shown in table 5 and 6 respectively. The data show that for both countries, dry deposition is consistently higher and wet deposition lower for LE than for EMEP. The differences are greatest for NH_x, especially for the Netherlands.

Model year eq/ha/yr	TNO '04	EMEP '04	TNO '05	EMEP '05
SO _x dry	247	195	214	201
SO _x wet	142	265	120	283
SO_x total	389	460	334	484
NO _y dry	283	207	260	208
NO _y wet	203	299	177	290
NO_y total	486	506	437	498
NH _x dry	553	326	511	313
NH _x wet	132	424	136	434
NH_x total	685	750	647	747
N total	1171	1256	1084	1245

Table 5. Dry and wet deposition of SO_x, NO_y and NH_x for Germany.

Model year eq/ha/yr	TNO '04	EMEP '04	TNO '05	EMEP '05
SO _x dry	375	292	279	279
SO _x wet	206	254	155	262
SO_x total	581	546	434	541
NO _y dry	371	201	328	191
NO _y wet	243	247	219	268
NO_y total	613	448	547	459
NH _x dry	1065	431	933	438
NH _x wet	172	343	175	386
NH_x total	1237	774	1108	824
N total	1851	1222	1655	1283

Table 6. Dry and wet deposition of SO_x, NO_y and NH_x for the Netherlands.

On the website of EMEP, gridded deposition data is available, projected in the polar-stereographic grid used by the EMEP unified model. The wet and dry deposition data of SO_x, NO_y and NH_x of 2004 and 2005 from EMEP has been converted to the LE grid for comparison to the deposition data acquired by LE. Maps of dry and wet deposition from LE and EMEP can be found in Appendix 1.

Dry deposition

The dry deposition maps of Germany from the two models, LE and EMEP look rather different at first sight. The geographical distribution of higher and lower deposition is, however, very similar. Also the background depositions are of the same order, but they are consequently somewhat higher in LE. The main difference is in the peak values. The greatest differences are for reduced nitrogen. This is also reflected in the annual averages shown in table 5.

For the Netherlands, the dry deposition maps show slightly other differences. For SO_x the background and peak values are quite similar but the geographical distribution is different. The annual total is of the same order. For NO_y and NH_x the distributions are similar but the background and peak values are much higher from LE, which is also reflected in the annual totals in table 6.

Wet deposition

The wet deposition maps of Germany show greater differences than the dry deposition maps. This is true for the geographical distribution as well as background and peak values. Both models show peak values for SO_x and NO_y in the Ruhr area and in the North-West for NH_x, but only EMEP shows peak values in the southern part of Germany for all three components. The background deposition from EMEP is about a factor of 1.5 to 2 higher than from LE for SO_x and NO_y and a factor of 2 to 3 for NH_x. The peak values from EMEP are especially much higher for NH_x. The higher wet deposition values from EMEP are clearly reflected in the annual totals (table 5), which is higher by a factor of 2 for SO_x, 1.5 for NO_y and 3 for NH_x. Like for Germany, the wet deposition maps of the Netherlands show great differences. For SO_x the geographical distribution is similar. Background values are slightly higher for EMEP, peak values are higher by a factor of 1.5. For NO_y, the distribution is opposite; for EMEP the deposition increases from west to east, while for LE the highest values are in the western part of the country. Background values are similar, peak values are slightly higher with a greater extend. The geographical distribution of NH_x is similar, peak values are higher from EMEP by a factor of 3 to 4. Like Germany, the greatest difference in the annual total is for NH_x. It should be noted that a substantial part of the differences in wet deposition might be caused by differences in rain data. The problems associated with modelling of wet deposition are the reason that wet deposition in MAPESI is derived from observations, and that research has been carried out at the FU-Berlin to improve the modelling of wet deposition.

Also the European maps show that geographical distributions of low and high deposition are similar for dry as well as wet deposition. Background and peak values are higher from LE for dry deposition and from EMEP for wet deposition. Furthermore, peak values have a greater extend for dry and wet deposition from LE and EMEP respectively.

1.4 Concentration data

Average concentration values for Germany and the Netherlands are shown in table 7 and 8. NO_x and SO_x values are generally higher for LE, while NH_x is lower. For the Netherlands in 2005, however, SO_x is unexpectedly lower for LE.

The concentration data have been plot for LE as well as EMEP and are shown in Appendix 2. The European maps show that geographical distribution and background values are very similar for both models. Peak values are however, much higher for LE and they have a greater extend. For NH_x this doesn't seem to be valid; the maps are very similar, except for the northern part of Italy. Background values are slightly higher for EMEP. The same trends are visible on a national scale, e.g. in the German maps.

	LE 2004	EMEP 2004	LE 2005	EMEP 2005
SO_x	2,33	1,73	2,12	1,88
NO_x	5,15	4,10	4,80	3,86
NH_x	2,80	3,61	2,85	3,66

Table 7. Average concentration ($\mu\text{g (S/N)/m}^3$) for Germany.

	LE 2004	EMEP 2004	LE 2005	EMEP 2005
SO_x	3,71	2,70	2,46	2,70
NO_x	9,88	6,48	7,82	6,48
NH_x	5,15	5,13	4,63	5,13

Table 8. Average concentration ($\mu\text{g (S/N)/m}^3$) for the Netherlands.

1.5 Discussion

The results are summarized in table 9.

Concentrations

The differences in the concentration maps of SO_x and NO_y are mainly in the peak values, which are higher for LE. This is mainly due to the difference in resolution between the models, since the lower resolution of EMEP causes the air pollutants to disperse more easily over a greater area (a grid cell). However, this would not cause any differences in the national average concentrations. Tables 7 and 8 show that for both SO_x and NO_y the average concentrations are significantly higher for Germany as well as the Netherlands. NH_x shows a different picture, since the concentrations maps are rather similar and even slightly higher for EMEP. This is also visible in the average concentrations of table 7 and 8.

Concentrations are in the first place depend on the emissions that are used in the models. Furthermore, concentration and dry and wet deposition are continuously affected by one another. Changes in concentration can therefore also be due to differences in wet and dry deposition.

Deposition

The differences in wet and dry deposition between the models can be explained (besides by concentration) either by a more effective wet deposition module of EMEP or a more effective dry deposition module of LE, or both. More effective wet deposition would decrease the concentration and thus dry deposition. The other way around is the same. Let's assume that the precipitation input is approximately the same for both models. Even with lower concentrations for SO_x and NO_y the wet deposition from EMEP is much higher. It is acknowledged that the wet deposition module of LE is not optimal yet since the in-cloud scavenging is not taken into account, while it is in EMEP. So at least part of the differences can be explained by this. The greater differences for NH_x might partially be explained by the higher concentrations from EMEP, in combination with a more effective wet deposition module. Work is in progress to improve the wet deposition module of LE. Therefore, it is interesting to take a look at the effective dry deposition and the dry deposition module of the two models to see whether it could also explain part of the differences in the results.

	SO_x	NO_y	NH_x
Concentration maps	Higher peaks, greater extend	Higher peaks, greater extend	Higher peak in N-Italy, lower background
Concentration average	Higher, except for the Netherlands 2005	Higher	Lower
National total deposition	Lower for Germany, higher for the Netherlands, except for 2005	Lower for Germany, higher for the Netherlands	Lower for Germany, higher for the Netherlands
Total dry deposition	Higher	Higher	Higher
Dry deposition maps	Higher peaks, greater extend	Higher peaks, greater extend	Higher peaks, greater extend
Total wet deposition	Lower	Lower	Lower
wet deposition maps	Different distribution, lower background and lower peaks	Different distribution, lower background and lower peaks	Similar distribution, lower background and lower peaks

Table 9. Overview of differences between LE and EMEP, from LE perspective.

Dry deposition velocities

A description of the EMEP model is available at the official site. Most models, including EMEP model and LE, calculate the deposition flux by multiplication of the concentration of a specific component at a certain height with a deposition velocity (V_d) (Schaap et al., 2005).

As a first comparison, an estimate of the effective V_d is established for EMEP and LE by dividing the total dry deposition flux ($\text{SO}_x/\text{NO}_y/\text{NH}_x$) by the concentration ($\text{SO}_2+\text{SO}_4/\text{NO}+\text{NO}_2+\text{NO}_3+\text{HNO}_3/\text{NH}_3+\text{NH}_4$). The results are shown in figures 1 to 3.

SO_x : For Germany, EMEP gives a slightly higher V_d for both 2004 and 2005. For the Netherlands, there is no consistent difference. The increased value in 2005 seems to be related to the unexpectedly lower concentration for LE. Overall, the differences are small.

NO_y : The V_d is consistently lower for EMEP, but the differences are very small.

NH_x : The V_d is consistently significantly lower for EMEP (0.37-0.4 for EMEP and 0.8-0.92 for LE).

The significant lower deposition velocity of NH_x for EMEP can at least partially explain the great difference in dry deposition between EMEP and LE. A lower dry deposition velocity would result in higher concentrations and thus higher wet deposition.

To explain the difference in deposition velocity of NH_x , the parametrisation of the dry deposition in the two models needs to be investigated and compared.

For gases, V_d is dependent on three resistances which are described by parametrisations. One of these resistances, the surface resistance (R_c) is often the controlling resistance of the deposition flux. The other two resistances are common in almost all models (Velders et al., 2003). This is why, in the report of Velders et al. (2003), where the EMEP model is compared to the regional air quality model OPS, the focus is on the surface resistance.

Looking at the parametrisation of R_c in the two models, differences can be observed. In LE, R_c is a function of stomatal and mesophyll resistance, resistance to external leaf uptake (R_{ext}), in-canopy aerodynamic resistance and soil resistance. In EMEP only stomatal (R_{stom}) and non-stomatal resistance (R_{ns}) are acknowledged for NH_3 where R_{ns} is the same as R_{ext} .

R_{ns} differs per component and is furthermore a function of the relative humidity, temperature, the chemical composition of the moisture and/or surface wetness (Velders et al., 2003).

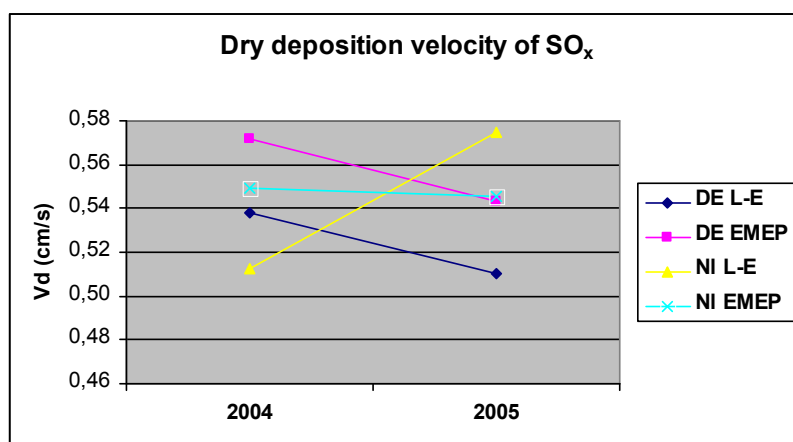


Figure 1. Dry deposition velocity of SO_x of LE and EMEP for 2004 and 2005.

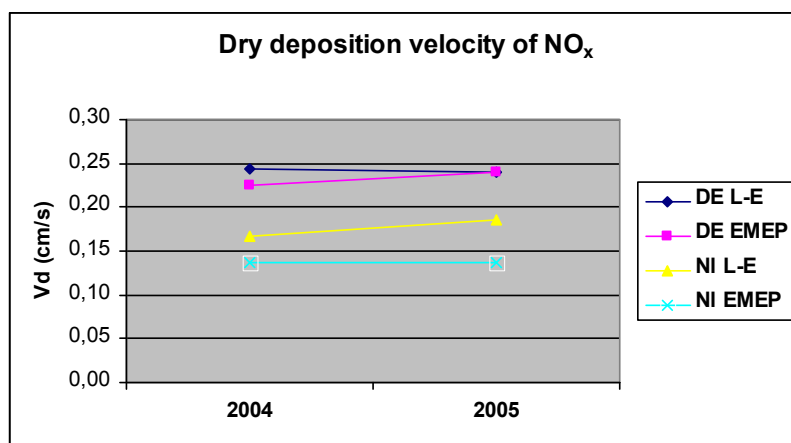


Figure 2. Dry deposition velocity of NO_x of LE and EMEP for 2004 and 2005.

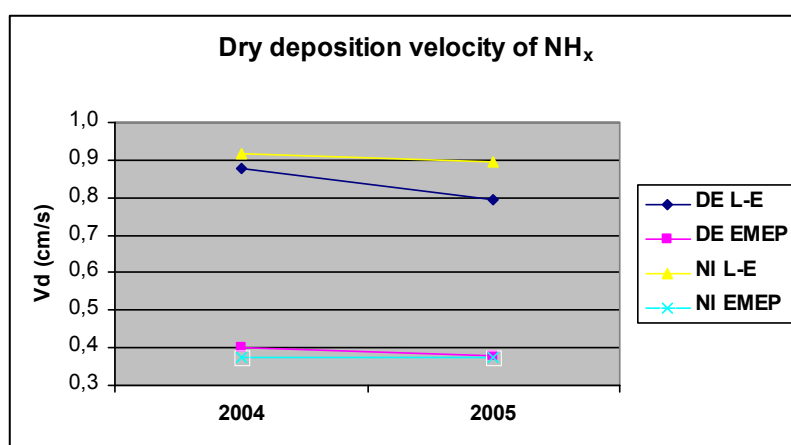


Figure 3. Dry deposition velocity of NH_x of LE and EMEP for 2004 and 2005.

Velders et al. (2003) have performed a similar comparison for the Netherlands (1985-2000) with the EMEP model and their own atmospheric dispersion model OPS. They showed that OPS results are, like those from LE, much higher for dry deposition and lower for wet deposition than results from EMEP. For wet deposition, the results from EMEP are closer to the measurements than those from OPS. Concentrations were similar for SO_x and NH₃ but lower for NO_y for EMEP than for OPS. For NO_y this is similar to our results. Velders et al. (2003) show that NO_y concentrations from OPS are much closer to the measurements.

They have calculated effective dry deposition velocities in a more simplified way. The results showed that, besides NH₃, also SO_x effective V_d is much lower for EMEP. This is due to a lower non-stomatal resistance formulation in the dry deposition module of OPS for both components. It can, to a large extent, explain the lower dry deposition for these components for EMEP.

1.6 Summary and conclusions

For SO_x, NO_y and NH_x dry deposition is higher and wet deposition lower for LE than EMEP for both Germany and the Netherlands. However, total deposition per component is consequently higher for EMEP for Germany and lower for the Netherlands.

For SO_x and NO_y, the differences in concentration and wet and dry deposition maps between LE and EMEP are very similar. The main differences in concentrations and dry deposition are in peak values, which are higher and have a greater extend in LE. This can partially be explained by the lower resolution of EMEP. The wet deposition maps of LE should be considered with care since the wet deposition module

needs significant improvement. Currently, wet deposition is too low for all components. Concentrations and wet and dry deposition are in continuous interaction and thus affect one another. Therefore, wet deposition which is too low also affects the concentration and thus dry deposition. Possibly, as the effective dry deposition velocity of these components is not significantly different for the models, this is the reason why concentrations and dry deposition are higher for LE.

NH_x is different from the other two components. The concentration maps and the national average concentrations are lower for LE. Like for the other components, dry deposition is higher and wet deposition lower. The effective dry deposition velocity is much higher for LE, which could explain the lower concentrations.

So, for SO_x and NO_y dry deposition is higher due to higher concentrations resulting from lower wet deposition. For NH_x dry deposition is higher due to, besides the lower wet deposition, higher effective dry deposition velocity, resulting in lower concentrations and causing an additional decrease in wet deposition.

1.7 References

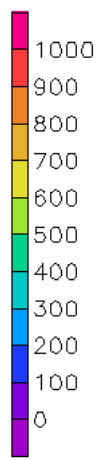
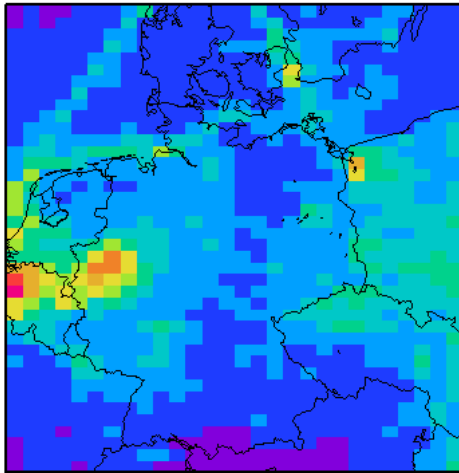
EMEP status report 2008. Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe in 2006. ISSN 1504-6109

Schaap M., Roemer M., Sauter F. et al., 2005. LOTOS-EUROS: Documentation. TNO-report B&O-A R 2005/297

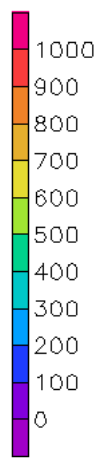
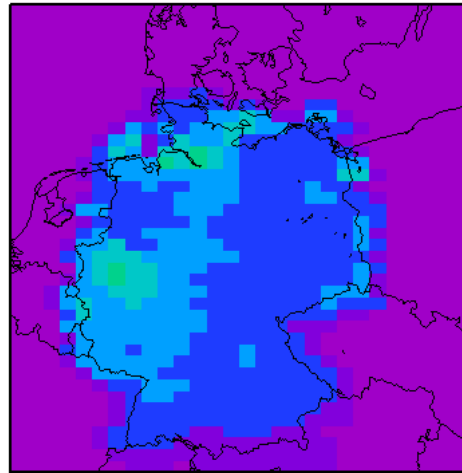
Velders G.J.M., de Waal E.S., van Jaarsveld J.A. and de Ruiter J.F., 2003. The RIVM-MNP contribution to the evaluation of the EMEP Unified (Eulerian) model. RIVM report 50007002/2003

Appendix 1. Maps of wet and dry deposition from LOTOS-EUROS and EMEP unified model.

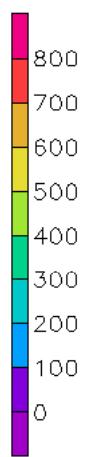
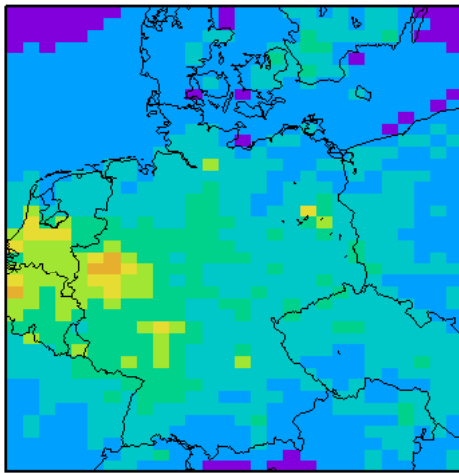
L-E 2004 dry SO_x-S (eq/ha/yr)



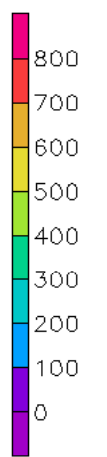
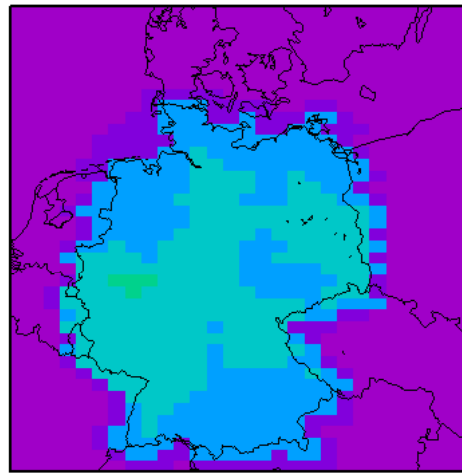
EMEP 2004 dry SO_x-S (eq/ha/yr)



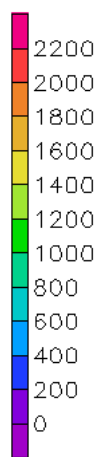
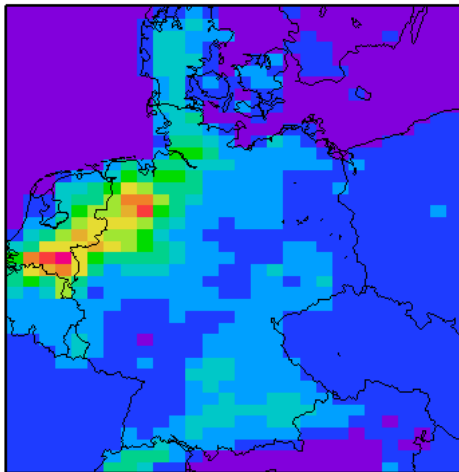
L-E 2004 dry NO_x-N (eq/ha/yr)



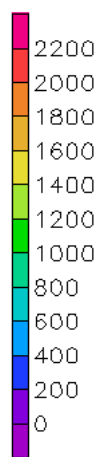
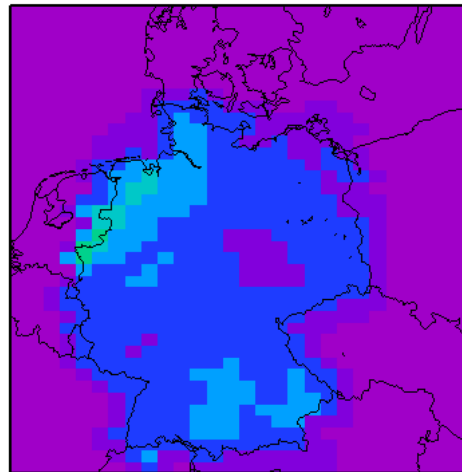
EMEP 2004 dry NO_x-N (eq/ha/yr)



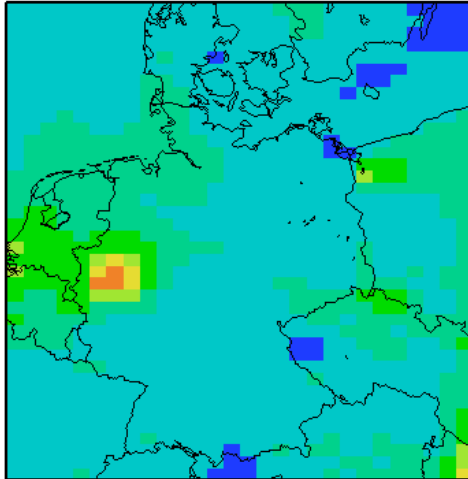
L-E 2004 dry NH_x-N (eq/ha/yr)



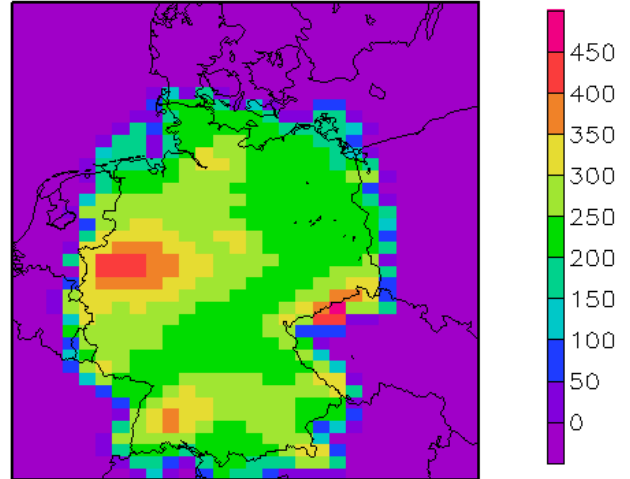
EMEP 2004 dry NH_x-N (eq/ha/yr)



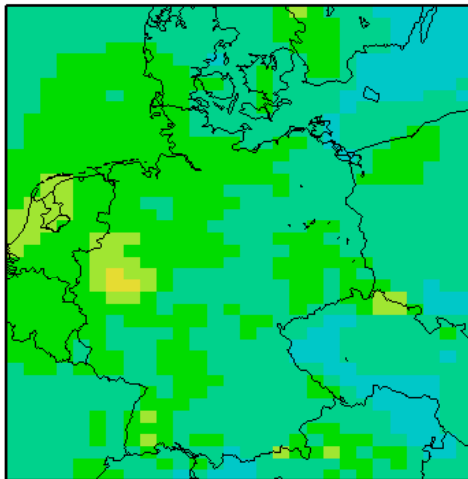
L-E 2004 wet SO_x-S (eq/ha/yr)



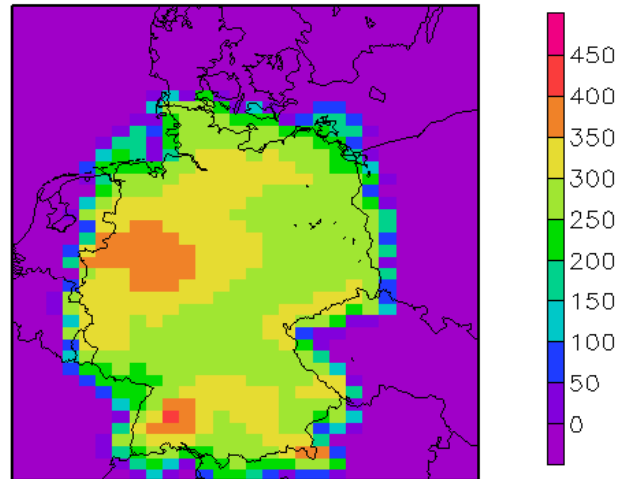
EMEP 2004 wet SO_x-S (eq/ha/yr)



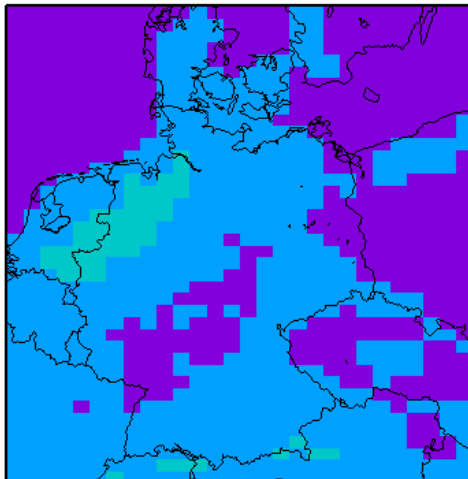
L-E 2004 wet NO_x-N (eq/ha/yr)



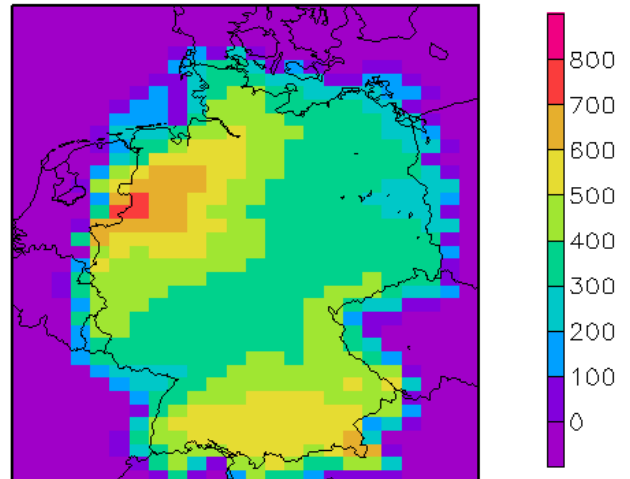
EMEP 2004 wet NO_x-N (eq/ha/yr)



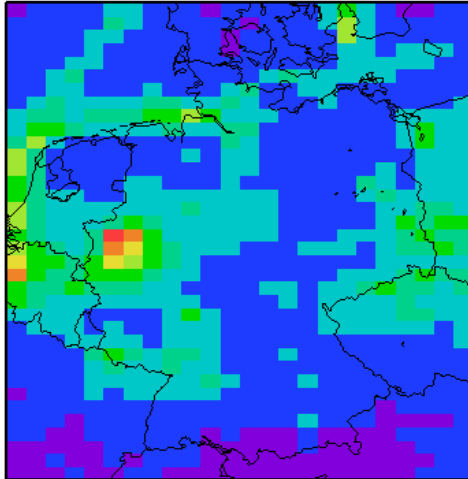
L-E 2004 wet NH_x-N (eq/ha/yr)



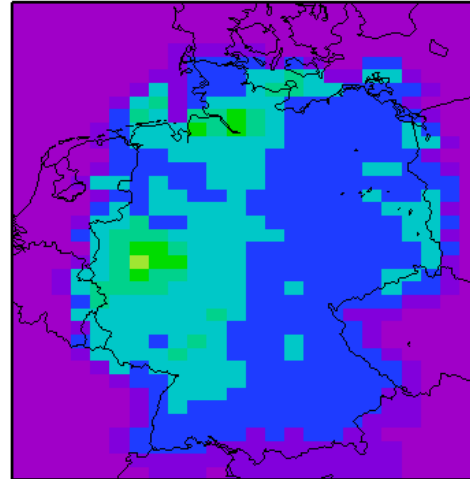
EMEP 2004 wet NH_x-N (eq/ha/yr)



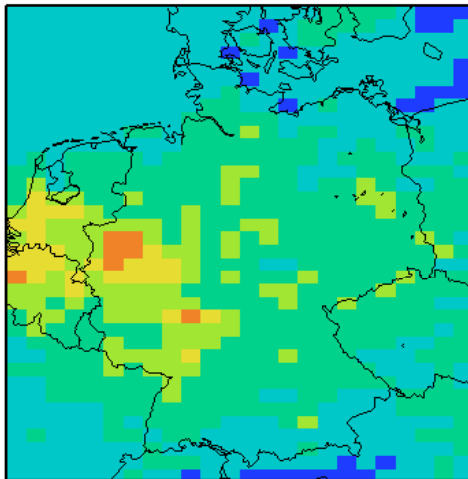
L-E 2005 dry SO_x-S (eq/ha/yr)



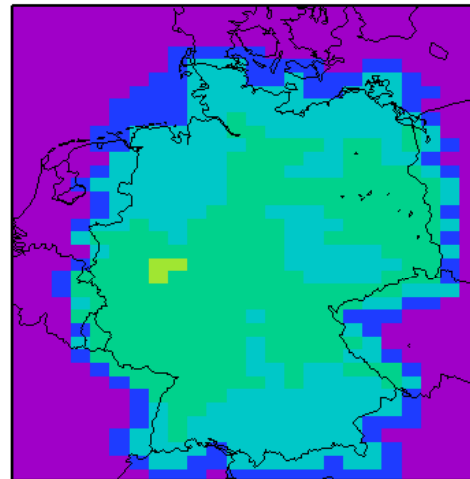
EMEP 2005 dry SO_x-S (eq/ha/yr)



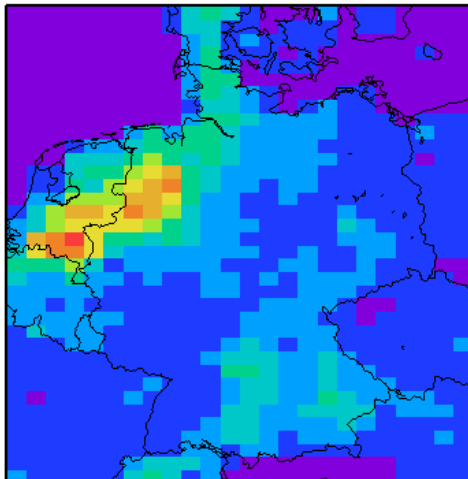
L-E 2005 dry NO_x-N (eq/ha/yr)



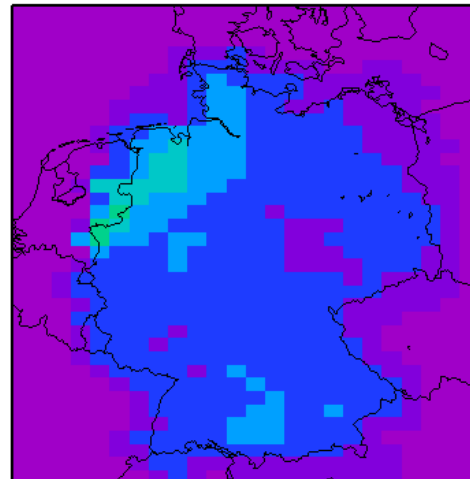
EMEP 2005 dry NO_x-N (eq/ha/yr)



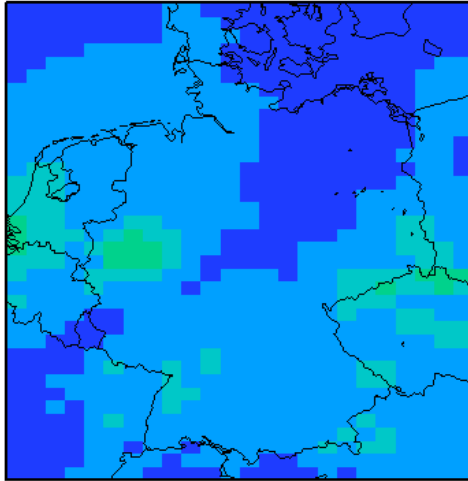
L-E 2005 dry NH_x-N (eq/ha/yr)



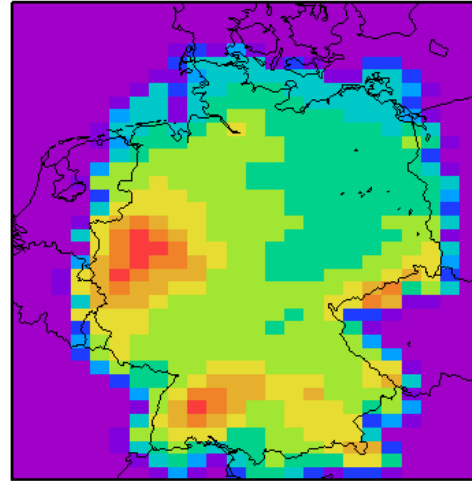
EMEP 2005 dry NH_x-N (eq/ha/yr)



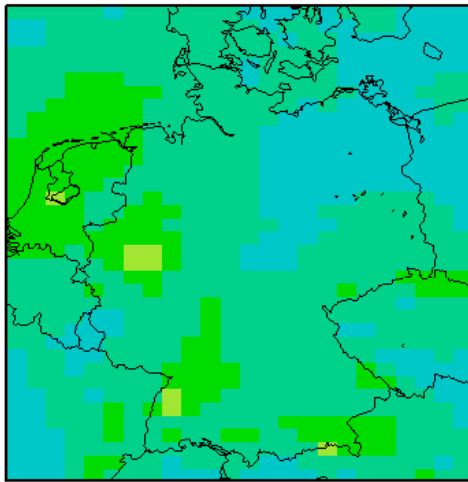
L-E 2005 wet SO_x-S (eq/ha/yr)



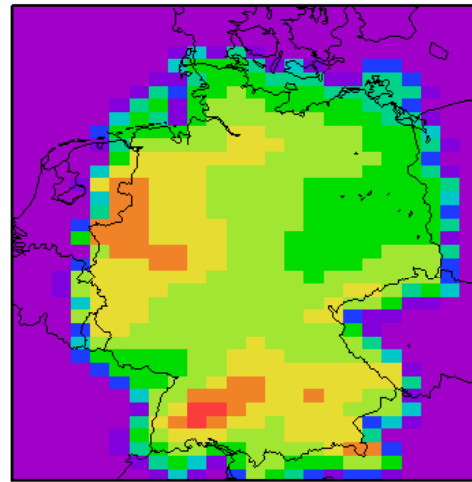
EMEP 2005 wet SO_x-S (eq/ha/yr)



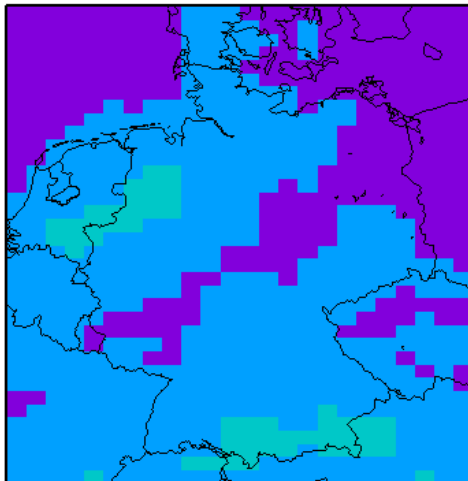
L-E 2005 wet NO_x-N (eq/ha/yr)



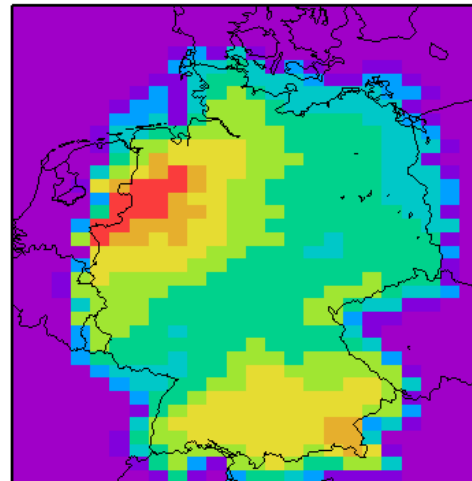
EMEP 2005 wet NO_x-N (eq/ha/yr)



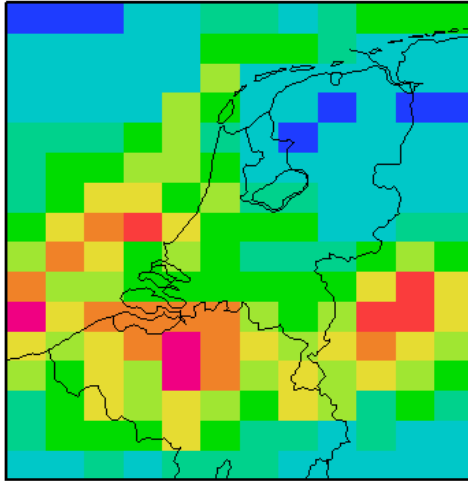
L-E 2005 wet NH_x-N (eq/ha/yr)



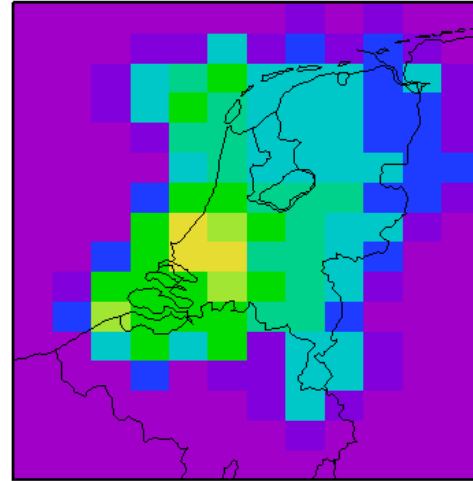
EMEP 2005 wet NH_x-N (eq/ha/yr)



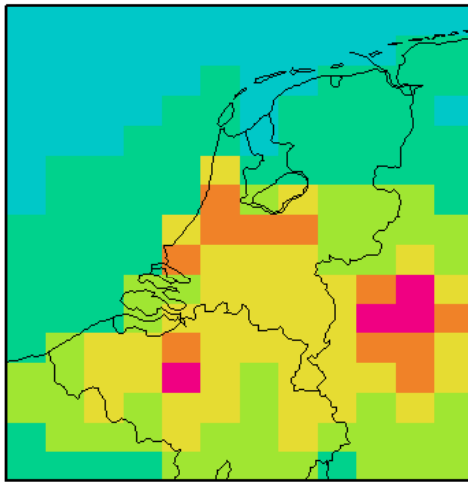
L-E 2004 dry SO_x-S (eq/ha/yr)



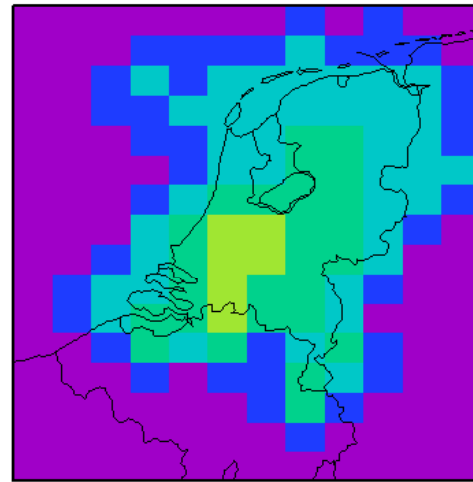
EMEP 2004 dry SO_x-S (eq/ha/yr)



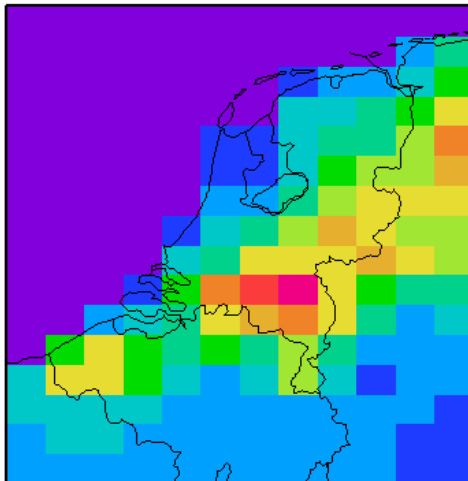
L-E 2004 dry NO_x-N (eq/ha/yr)



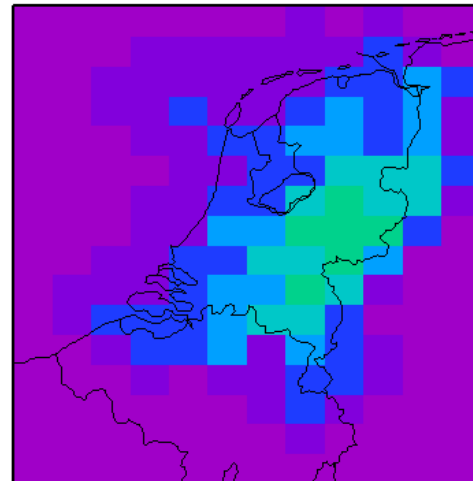
EMEP 2004 dry NO_x-N (eq/ha/yr)



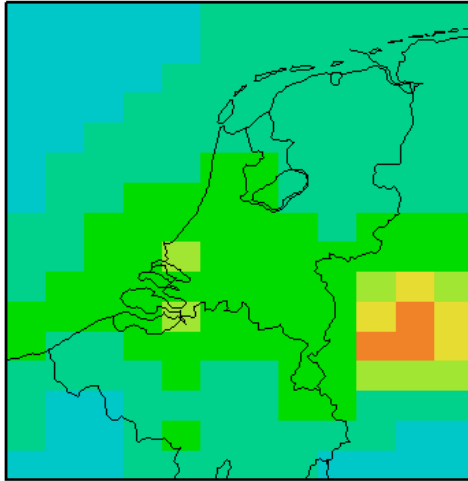
L-E 2004 dry NH_x-N (eq/ha/yr)



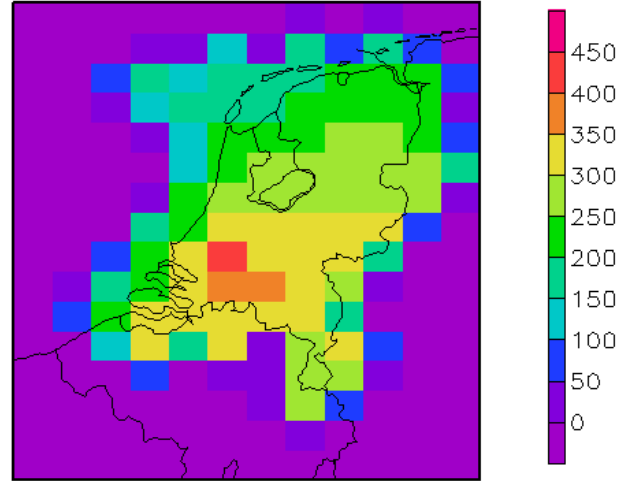
EMEP 2004 dry NH_x-N (eq/ha/yr)



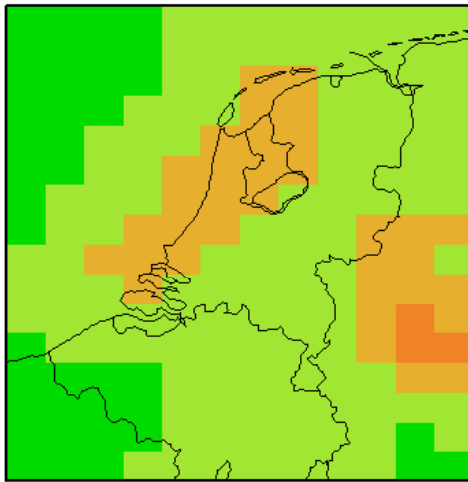
L-E 2004 wet SO_x-S (eq/ha/yr)



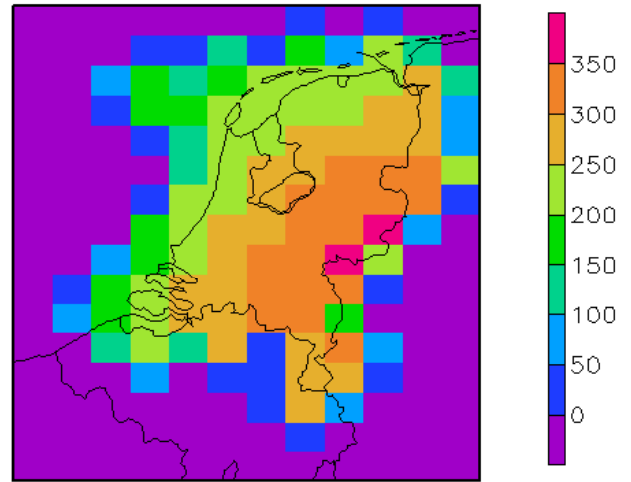
EMEP 2004 wet SO_x-S (eq/ha/yr)



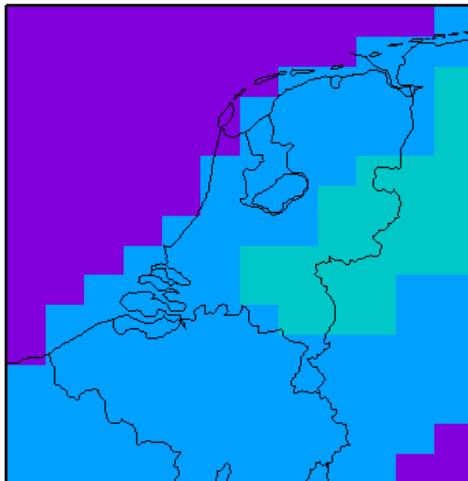
L-E 2004 wet NO_x-N (eq/ha/yr)



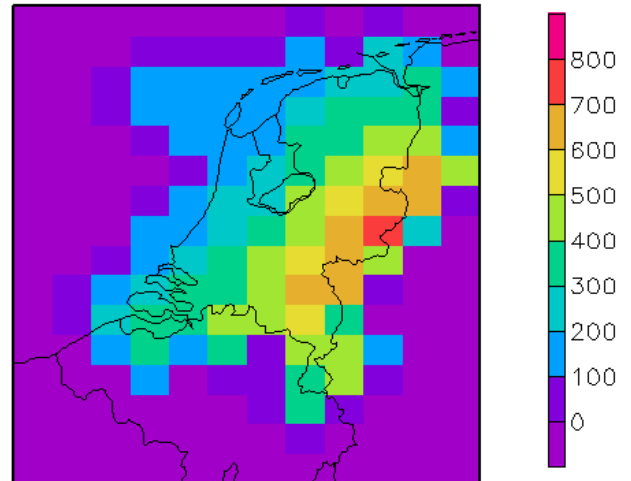
EMEP 2004 wet NO_x-N (eq/ha/yr)



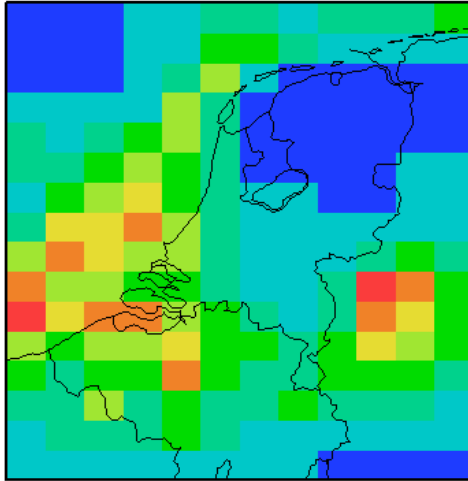
L-E 2004 wet NH_x-N (eq/ha/yr)



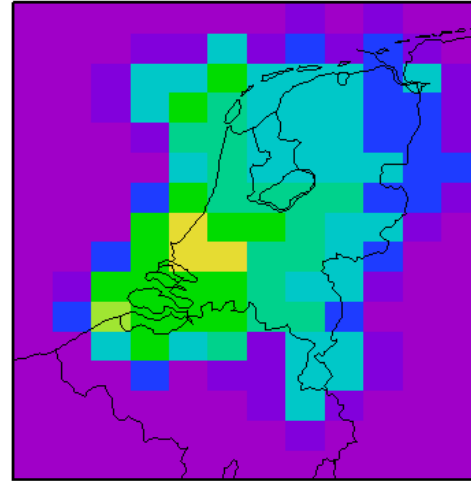
EMEP 2004 wet NH_x-N (eq/ha/yr)



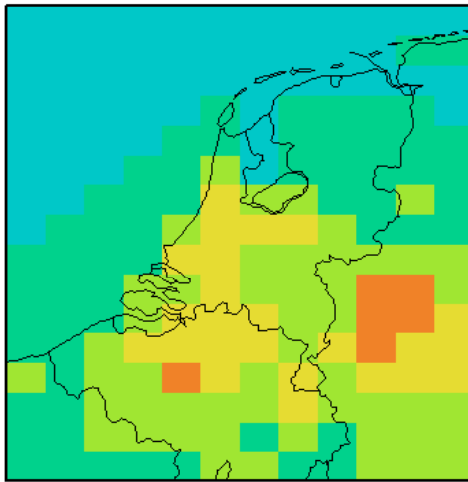
L-E 2005 dry SO_x-S (eq/ha/yr)



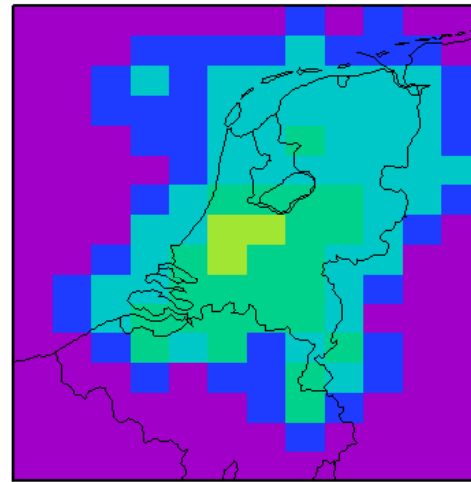
EMEP 2005 dry SO_x-S (eq/ha/yr)



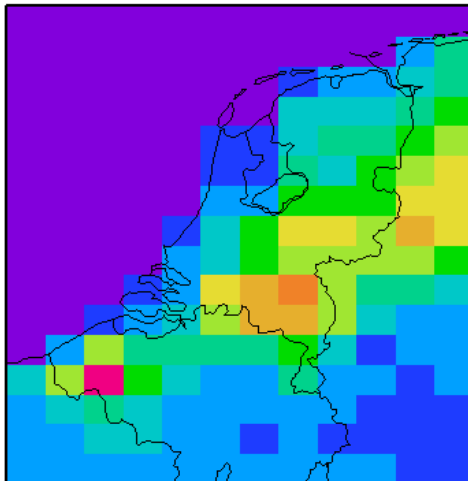
L-E 2005 dry NO_x-N (eq/ha/yr)



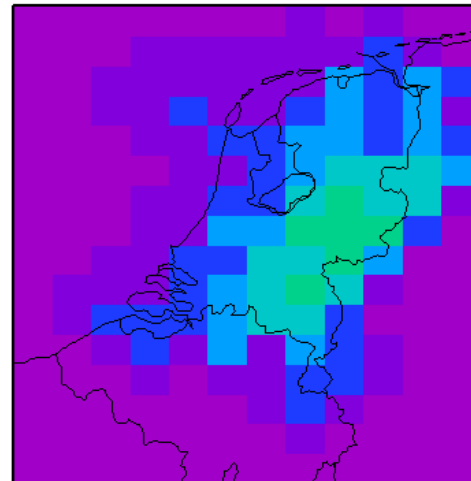
EMEP 2005 dry NO_x-N (eq/ha/yr)



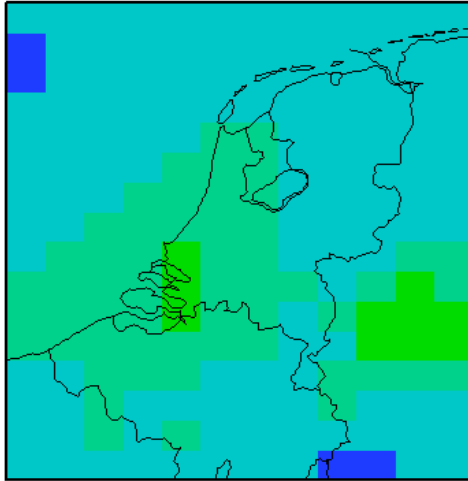
L-E 2005 dry NH_x-N (eq/ha/yr)



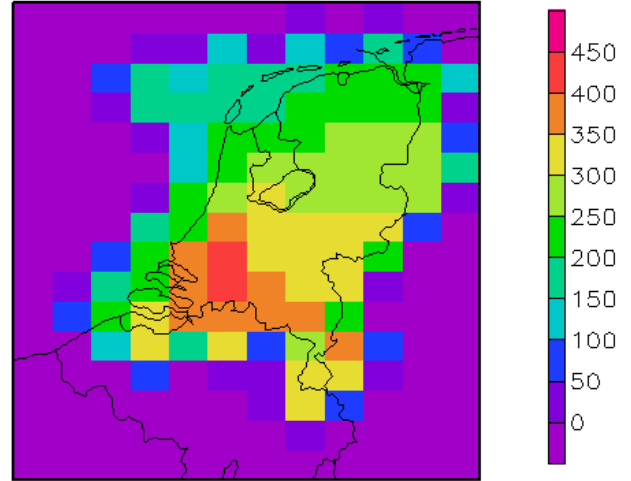
EMEP 2005 dry NH_x-N (eq/ha/yr)



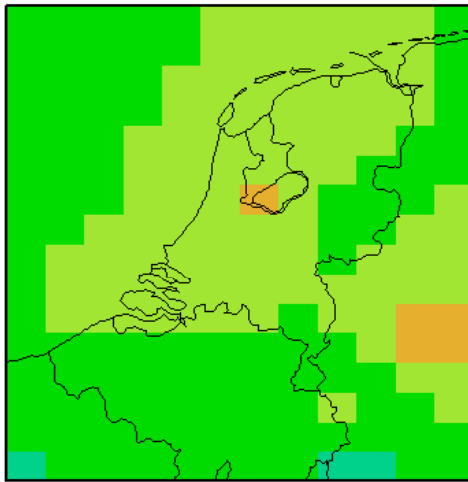
L-E 2005 wet SO_x-S (eq/ha/yr)



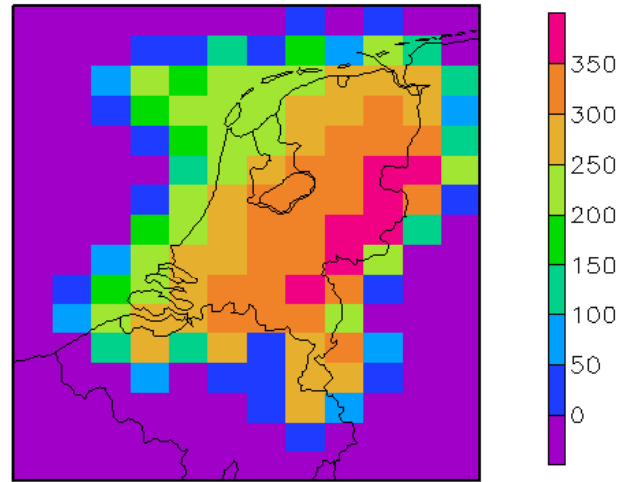
EMEP 2005 wet SO_x-S (eq/ha/yr)



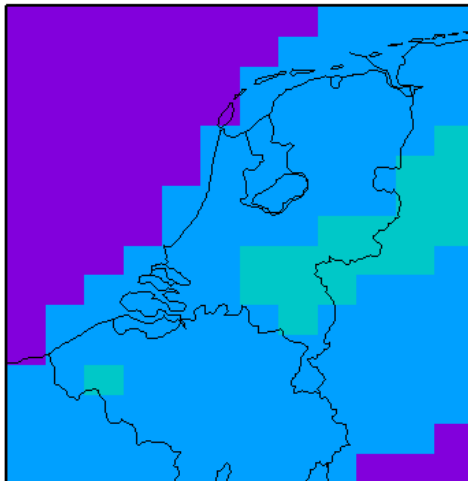
L-E 2005 wet NO_x-N (eq/ha/yr)



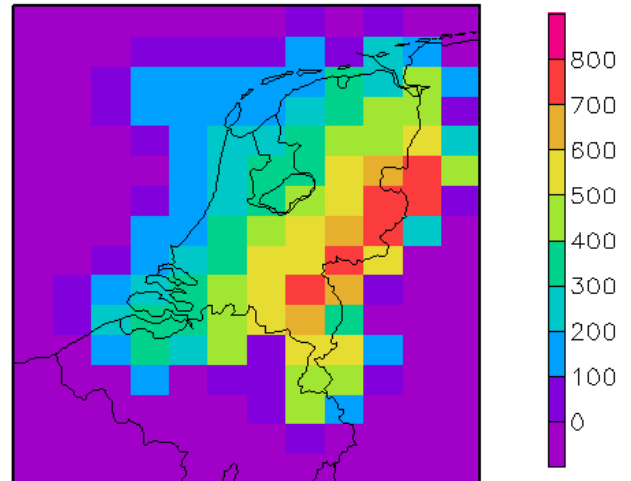
EMEP 2005 wet NO_x-N (eq/ha/yr)



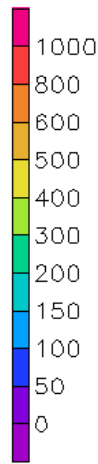
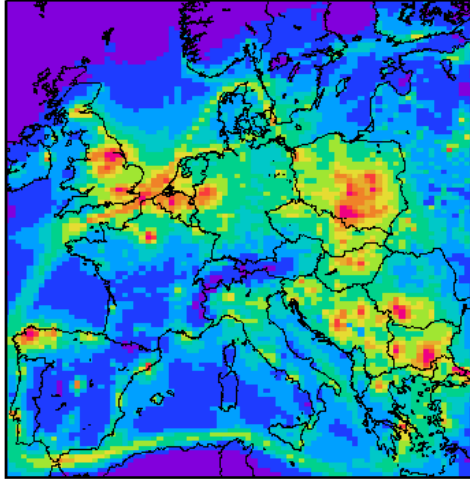
L-E 2005 wet NH_x-N (eq/ha/yr)



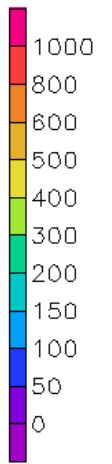
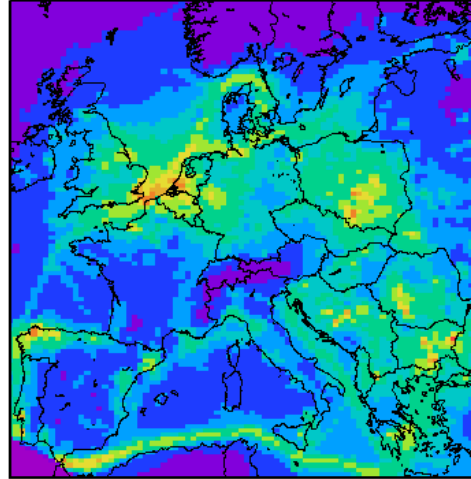
EMEP 2005 wet NH_x-N (eq/ha/yr)



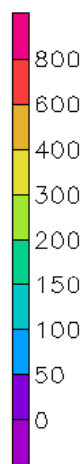
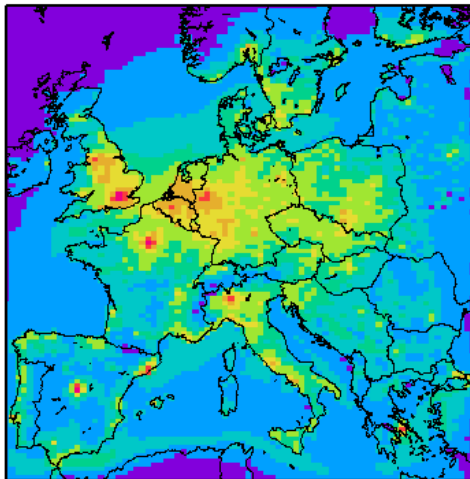
L-E 2004 dry SO_x-S (eq/ha/yr)



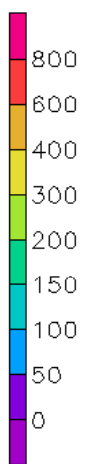
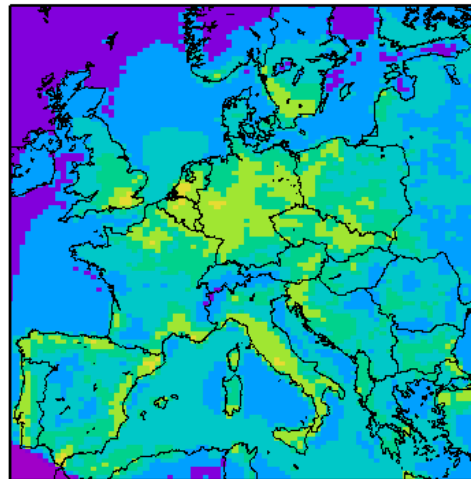
EMEP 2004 dry SO_x-S (eq/ha/yr)



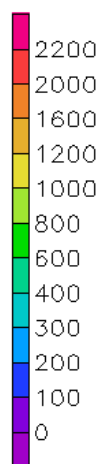
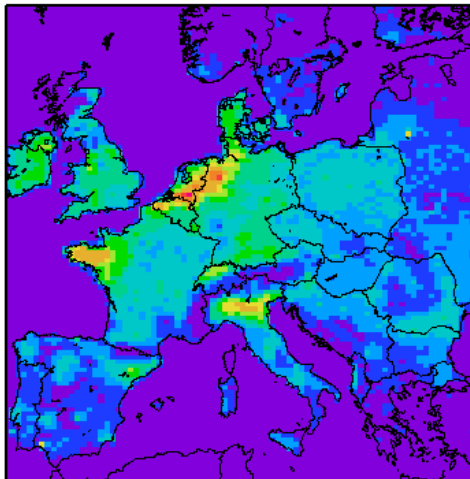
L-E 2004 dry NO_x-N (eq/ha/yr)



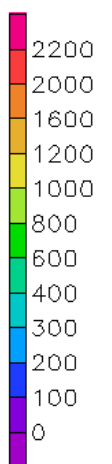
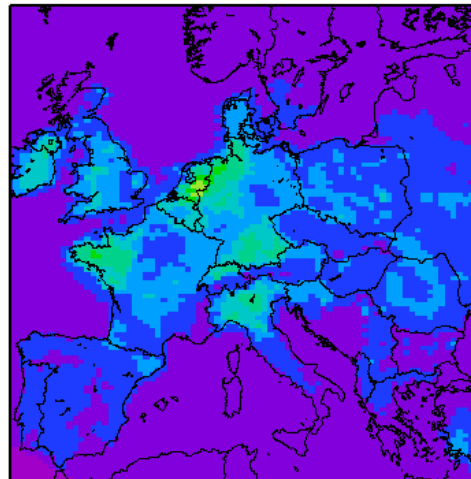
EMEP 2004 dry NO_x-N (eq/ha/yr)



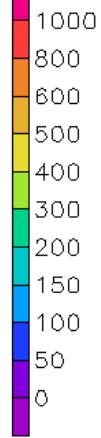
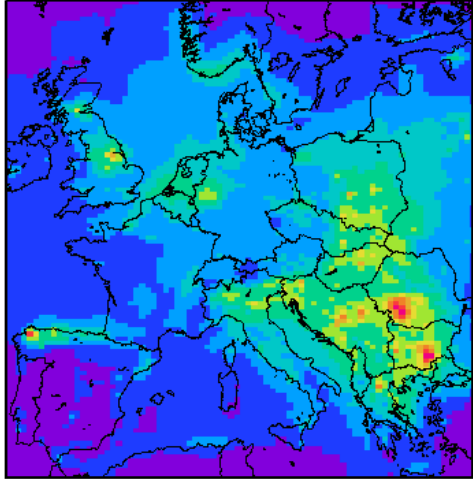
L-E 2004 dry NH_x-N (eq/ha/yr)



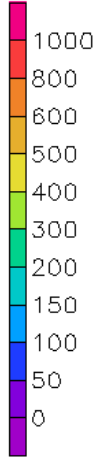
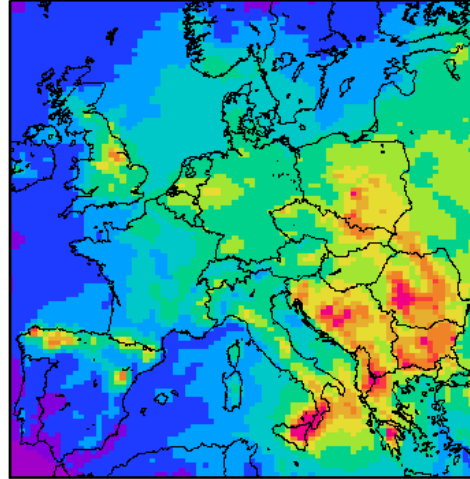
EMEP 2004 dry NH_x-N (eq/ha/yr)



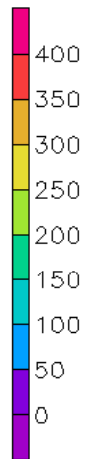
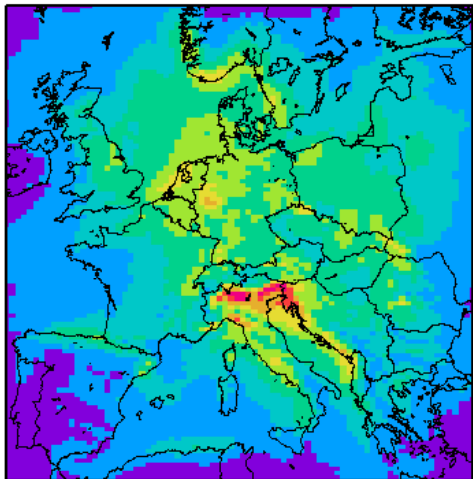
L-E 2004 wet SO_x-S (eq/ha/yr)



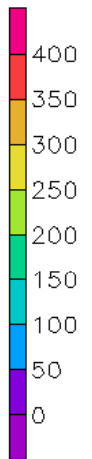
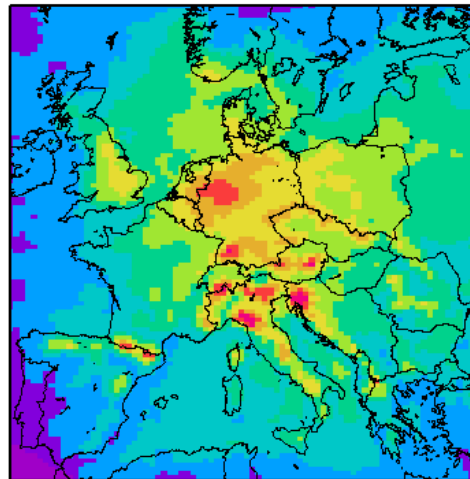
EMEP 2004 wet SO_x-S (eq/ha/yr)



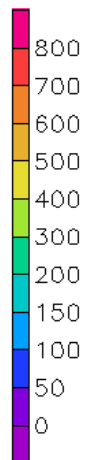
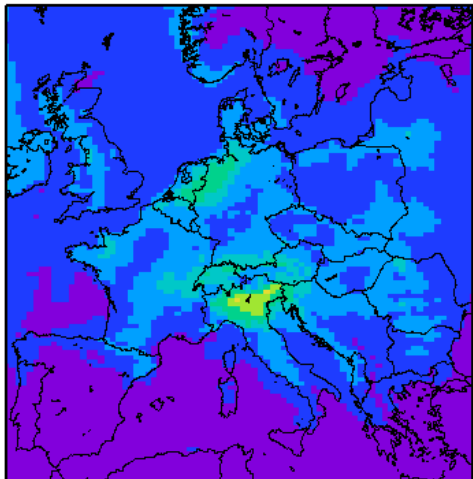
L-E 2004 wet NO_x-N (eq/ha/yr)



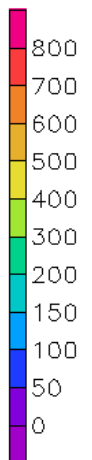
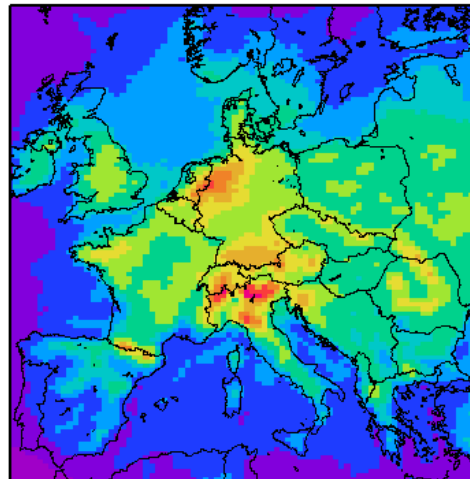
EMEP 2004 wet NO_x-N (eq/ha/yr)



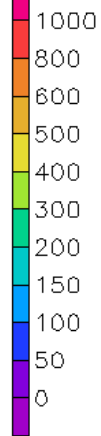
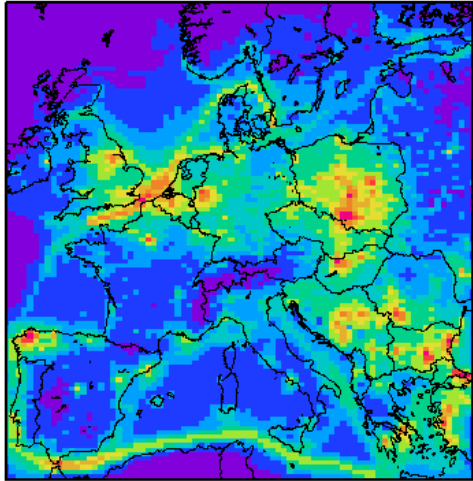
L-E 2004 wet NH_x-N (eq/ha/yr)



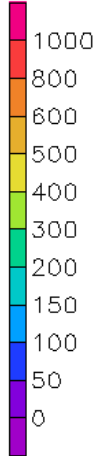
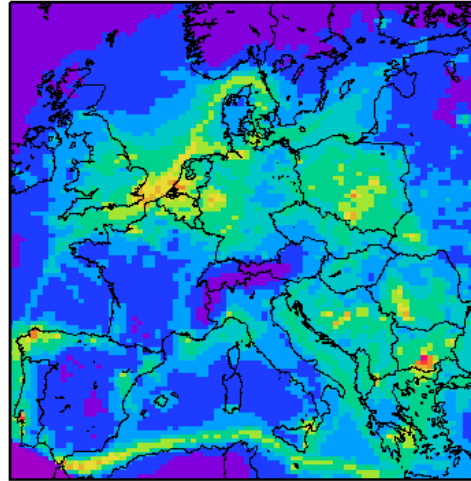
EMEP 2004 wet NH_x-N (eq/ha/yr)



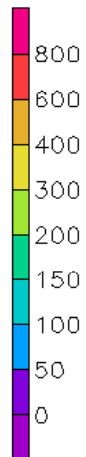
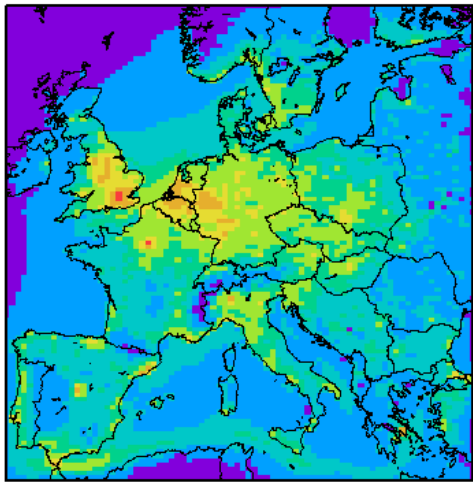
L-E 2005 dry SO_x-S (eq/ha/yr)



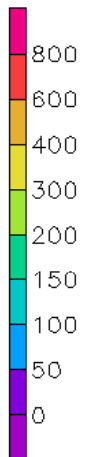
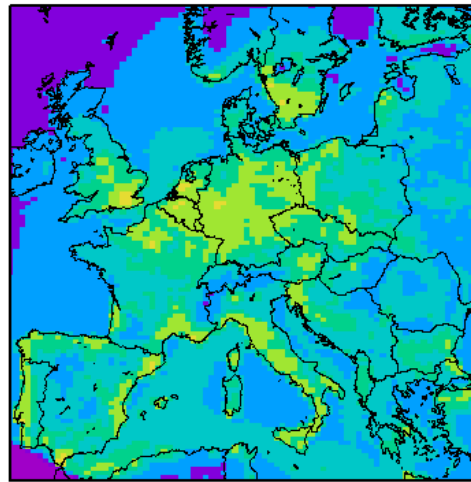
EMEP 2005 dry SO_x-S (eq/ha/yr)



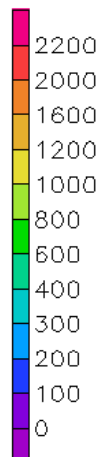
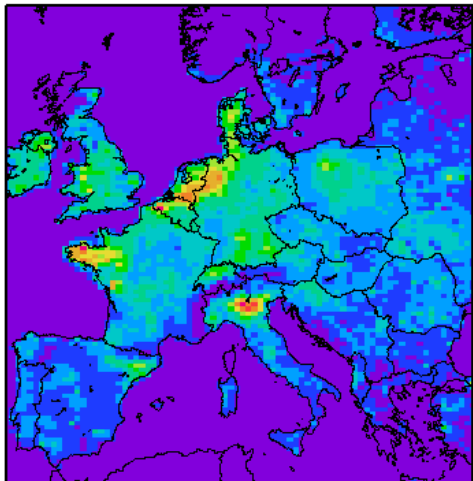
L-E 2005 dry NO_x-N (eq/ha/yr)



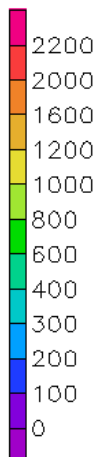
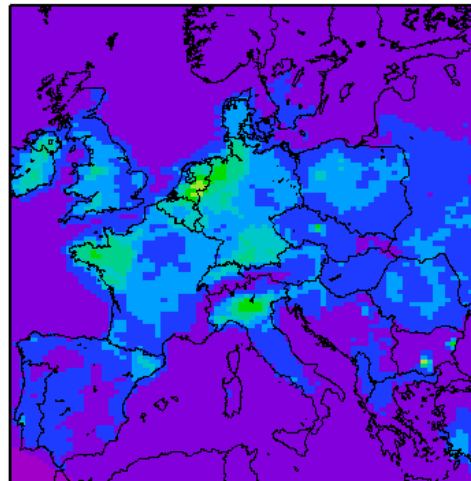
EMEP 2005 dry NO_x-N (eq/ha/yr)



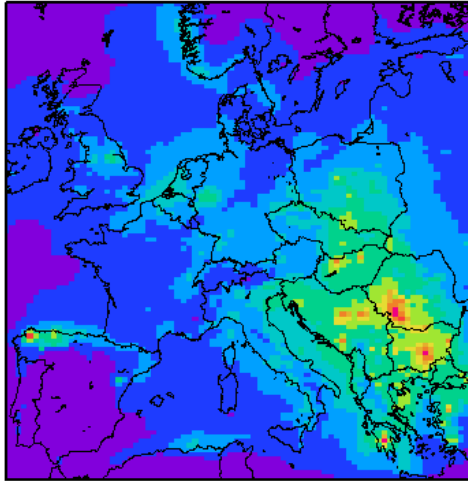
L-E 2005 dry NH_x-N (eq/ha/yr)



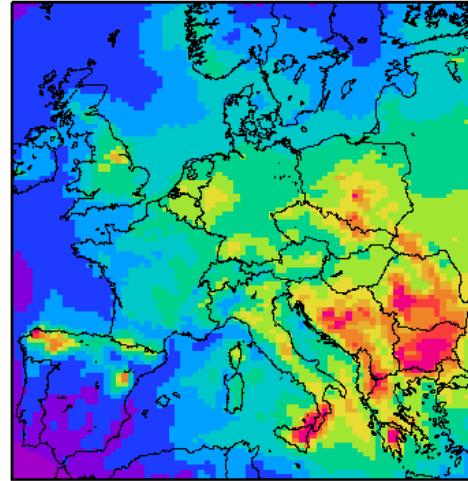
EMEP 2005 dry NH_x-N (eq/ha/yr)



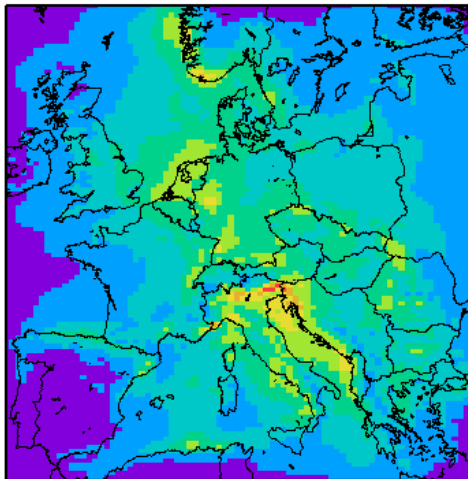
L-E 2005 wet SO_x-S (eq/ha/yr)



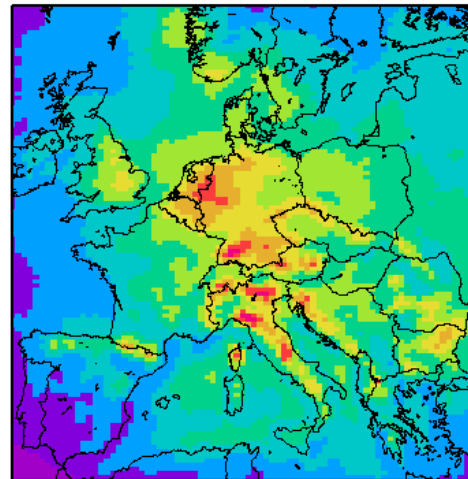
EMEP 2005 wet SO_x-S (eq/ha/yr)



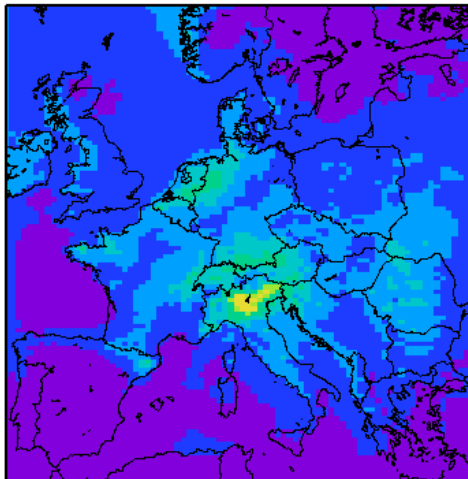
L-E 2005 wet NO_x-N (eq/ha/yr)



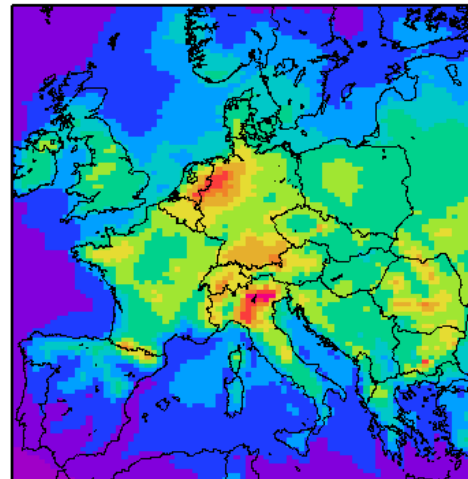
EMEP 2005 wet NO_x-N (eq/ha/yr)



L-E 2005 wet NH_x-N (eq/ha/yr)

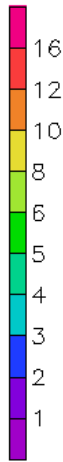
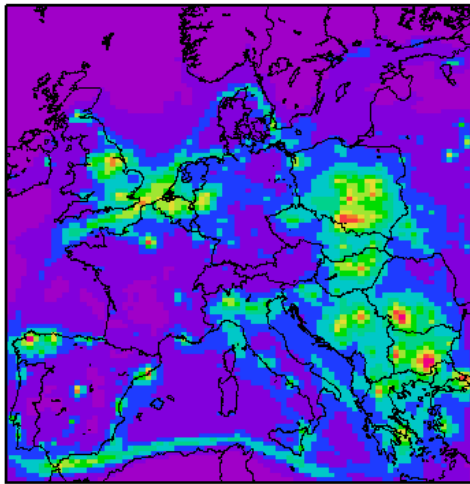


EMEP 2005 wet NH_x-N (eq/ha/yr)

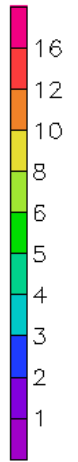
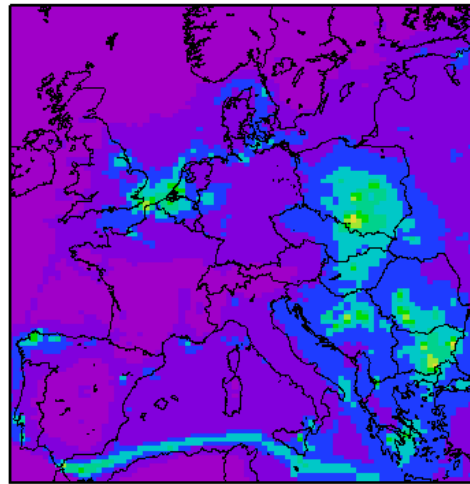


Appendix 2. Concentration maps from LOTOS-EUROS and EMEP unified model.

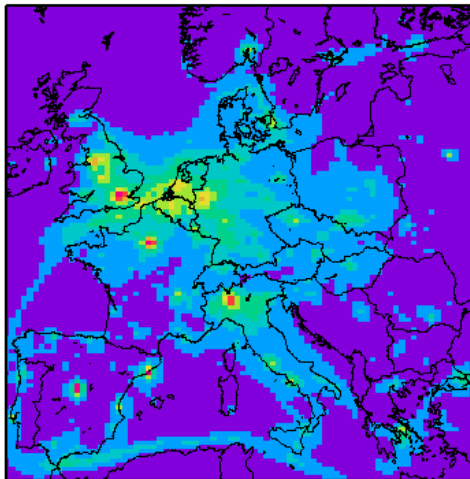
L-E 2004 S₀₂+S₀₄ conc (ugS/m³)



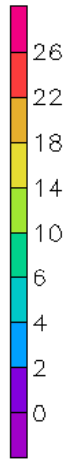
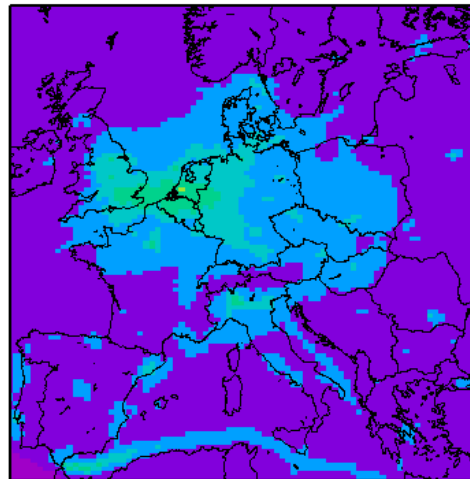
EMEP 2004 S₀₂+S₀₄ conc (ugS/m³)



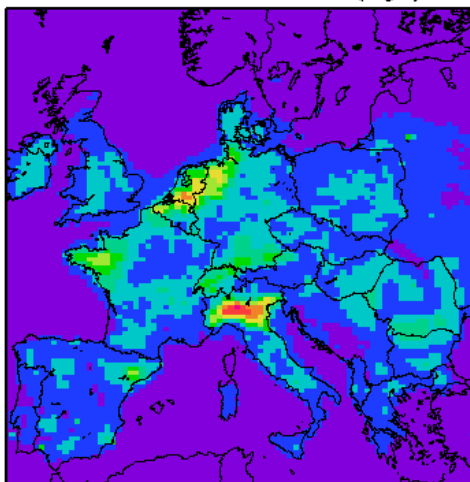
L-E 2004 NO_x conc (ugN/m³)



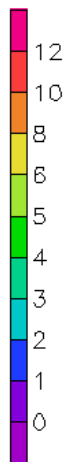
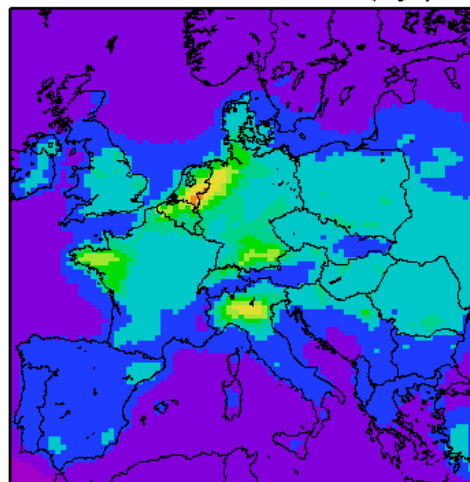
EMEP 2004 NO_x conc (ugN/m³)



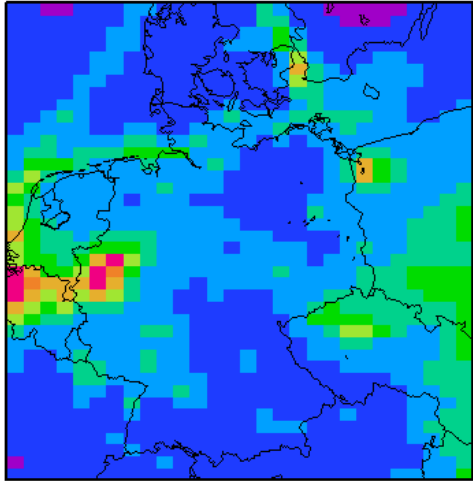
L-E 2004 NH₃+NH₄ conc (ugN/m³)



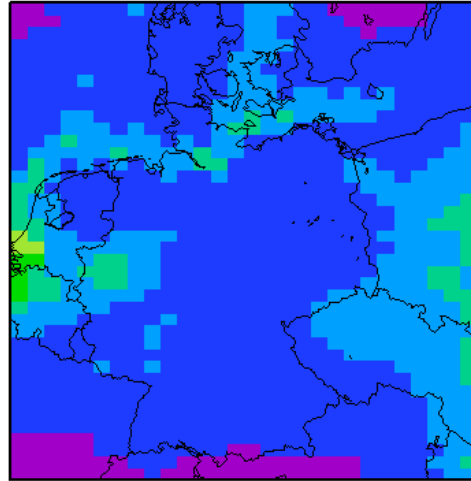
EMEP 2004 NH₃+NH₄ conc (ugN/m³)



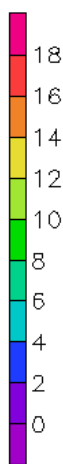
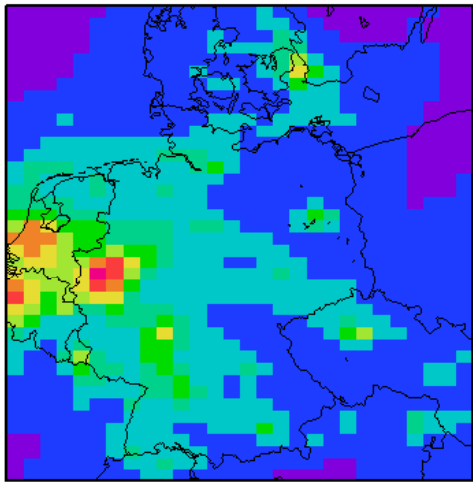
L-E 2004 SO₂+SO₄ conc (ugS/m³)



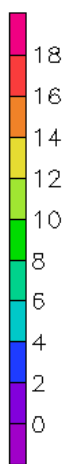
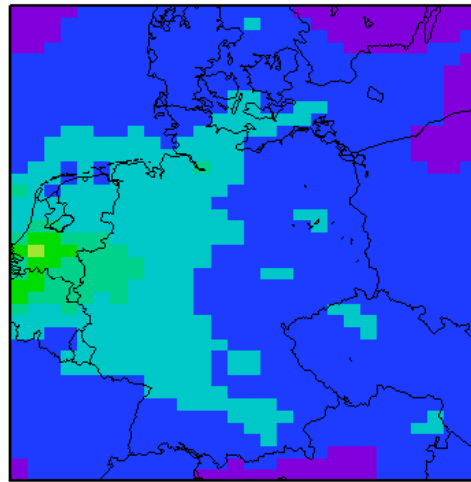
EMEP 2004 SO₂+SO₄ conc (ugS/m³)



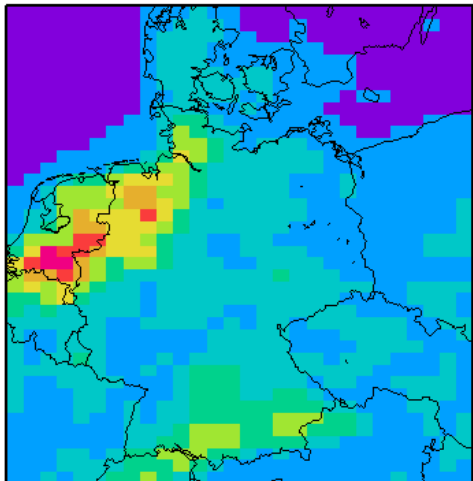
L-E 2004 NO_x conc (ugN/m³)



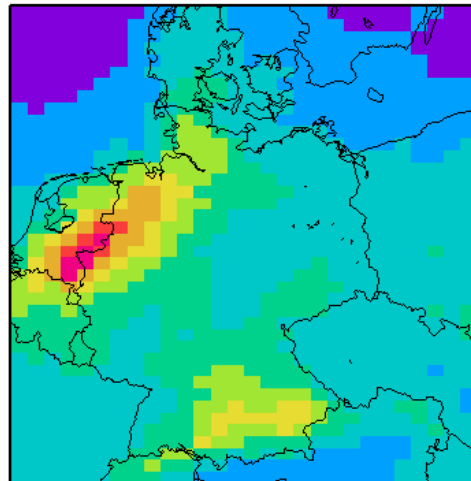
EMEP 2004 NO_x conc (ugN/m³)



L-E 2004 NH₃+NH₄ conc (ugN/m³)



EMEP 2004 NH₃+NH₄ conc (ugN/m³)





Critical loads

Umweltforschungsplan
des Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und Reaktorsicherheit

Luftreinhaltung

UFOPLAN FKZ 3707 64 200

**Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen
und ihren Wirkungen in Deutschland
- MAPESI -
(Modelling of Air Pollutant and EcoSystem Impact)**

**Teilaufgabe:
Berechnung und Kartierung von Critical Loads und deren
Überschreitungen im Rahmen der Genfer UNECE Luftreinhalte-
konvention und der EU Strategie „Clean Air for Europe“**

NFC Deutschland, Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung

bearbeitet von
Hans-Dieter Nagel, Angela Schlutow und Thomas Scheuschner

unter technischer Mitarbeit von
Regine Weigelt-Kirchner, Michael Klotz und Kristina Schälicke

Projektleitung
Dr. sc. nat. Hans-Dieter Nagel

ÖKO-DATA, Gesellschaft für Ökosystemanalyse und
Umweltdatenmanagement mbH, Strausberg

IM AUFTRAG
DES UMWELTBUNDESAMTES

Februar 2011

Inhaltsverzeichnis:

5	Critical Loads	5
5.1	Umweltpolitische Einordnung des Projekts	5
5.2	Aktivitäten des National Focal Center für Deutschland	10
5.3	Bestimmung und Kartierung der Critical Loads für versauernde und eutrophierende Luftschadstoffe in Deutschland	12
5.3.1	Ermittlung empirischer Critical Loads für Stickstoffeinträge	14
5.3.2	Ermittlung der Critical Loads für Säureeinträge nach der Massenbilanzmethode	15
5.3.3	Ermittlung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge nach der Massenbilanzmethode.....	21
5.4	Die Überschreitung der Critical Loads durch Depositionen	26
5.4.1	Überschreitung der Critical Loads für versauernde Einträge durch Depositionen von Schwefel- und Stickstoffeinträgen	26
5.4.2	Überschreitung der Critical Loads für eutrophierende Einträge durch Depositionen von Stickstoffeinträgen	27
5.4.3	Belastungstypen / Minderungsziele auf Basis der Critical-Load-Funktion	29
5.5	Dynamische Modellierung	34
5.6	Critical Loads für Schwermetalle	37
5.6.1	Critical Loads für Blei und Cadmium nach der Massenbilanzmethode.....	37
5.6.2	Dynamische Modellierung der Akkumulation von Schwermetallen in Böden	39
5.7	Zusammenfassung und Ausblick.....	44
5.8	Literatur.....	45
5.9	Anlagenverzeichnis	46

Abbildungsverzeichnis:

Abb. 1:	Grundprinzip zur Bestimmung und Kartierung von Critical Loads & Levels	7
Abb. 2:	Nachhaltigkeitsindikator „Schadstoffbelastung der Luft“ (StaBuA 2010)	9
Abb. 3:	Critical-Load-Berechnung für 200 Level II-Standorte des ICP Forests	10
Abb. 4:	Einhaltung oder Überschreitung von Critical Loads an Level II-Standorten in Europa (ICP Forests 2009) für Säure (links) und eutrophierenden Stickstoff (rechts).....	10
Abb. 5:	Ökologische Rezeptoren für die Berechnung von Critical Loads	12
Abb. 6:	Regionale Verteilung der empirischen Critical Loads für Stickstoff in Deutschland.....	15
Abb. 7:	Critical Load Funktion für Versauerung (links) und Ableitung der Critical Load Exceedance (rechts).....	17
Abb. 8:	Boxplots des Deutschen Datensatz der Critical Loads für Versauerung, CL _{max} (S) Datenlieferung an das CCE für den CFD in den Jahren 2005, 2007, 2008 und 2010	17
Abb. 9:	Regionale Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge in Deutschland	18
Abb. 10:	Bestimmung der tolerierbaren N-Konzentration in der Bodenlösung in Abhängigkeit von der Vegetationsperiode.....	22
Abb. 11:	Boxplots zum deutschen Datensatz der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff.....	23
Abb. 12:	Regionale Verteilung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge	24
Abb. 13:	Überschreitung der Critical Loads durch Säureeinträge im Jahr 2007	27
Abb. 14:	Überschreitung von Critical Loads für Versauerung durch Säureeinträge.....	28
Abb. 15:	Überschreitung der Critical Loads für Eutrophierung im Jahr 2007	28
Abb. 16:	Überschreitung der Critical Loads für Eutrophierung durch Stickstoffeinträge	29

Abb. 17:	Belastungstyp 0	30
Abb. 18:	Belastungstyp 1	30
Abb. 19:	Belastungstyp 2	31
Abb. 20:	Belastungstyp 3	31
Abb. 21:	Belastungstyp 4	32
Abb. 22:	Belastungstypen bei der Critical Load Überschreitung im Jahr 2007	32
Abb. 23:	Minderungserfordernisse zur Einhaltung der Critical Loads Funktion.....	33
Abb. 24:	Veränderung des pH-Wertes im Ergebnis der VSD-Modellierung nach den Szenarien CLE (links) und MFR (rechts)	35
Abb. 25:	Teststandorte für die VSD+ Anwendung	35
Abb. 26:	Schutzstatus der Ökosysteme nach VSD-Modell, CLE-Szenario	36
Abb. 27:	VSD+ Ergebnis für den pH-Wert am Standort 22 (links) und die Basensättigung am Standort 13 (rechts)	36
Abb. 28:	Critical Loads für Cadmium	38
Abb. 29:	Critical Loads für Blei.....	38
Abb. 30:	Angenommener Verlauf der Depositionen von Blei und Cadmium in Deutschland.....	40
Abb. 31:	Blei-Gesamtgehalt des Bodens in den fünf Level II-Waldstandorten.....	42
Abb. 32:	Cadmium Gesamtgehalt des Bodens in den fünf Level II-Waldstandorten.....	43

Tabellenverzeichnis:

Tab. 1:	Zielstellung und erwartetes Ergebnis für die Emission von Luftschadstoffen bis zum Jahr 2010 nach UNECE Multikomponenten-Protokoll und EU NEC-Richtlinie für Deutschland und die Nachbarländer	8
Tab. 2:	Statistische Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge	18
Tab. 3:	Tolerierbare N-Konzentration in der Bodenlösung	21
Tab. 4:	Statistische Verteilung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff.....	23
Tab. 5:	Prozentuale Anteile der Belastungstypen im Zeitraum zwischen 1990 und 2007	33
Tab. 6:	Level II-Standorte des ICP Forests für den Test des IDMM in Deutschland	40

5 Critical Loads

5.1 Umweltpolitische Einordnung des Projekts

Mit dem Jahr 2010 standen die Ziele zweier bedeutender umweltpolitischer Vereinbarungen der europäischen Länder auf dem Prüfstand, die Minderung der Emission von Luftschadstoffen nach dem Multikomponentenprotokoll¹ und die Einhaltung der Emissionsobergrenzen nach der NEC-Richtlinie² (NECD).

Das Multikomponentenprotokoll basiert auf dem Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, CLRTAP), das inzwischen auf über 30 Jahre erfolgreiche internationale Aktivitäten zum Schutz der Umwelt vor atmosphärischen Schadstoffeinträgen zurückblicken kann. Am 13. November 1979 unter dem Dach der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (UN Economic Commission for Europe, UNECE) unterzeichnet und seit 1983 rechtskräftig, vereint diese Konvention 51 Mitgliedsländer aus Europa, die Europäische Union (EU) als Ganzes sowie die Vereinigten Staaten und Canada. Die Zielsetzungen des Übereinkommens werden mit Hilfe konkreter Protokolle im Rahmen der CLRTAP umgesetzt, bisher sind 8 solcher Protokolle verabschiedet, die sämtlich vom Deutschen Bundestag ratifiziert wurden. Für alle Protokolle wurde auch die Mindestzahl von 16 Beitrittsländern erreicht bzw. übertroffen, die notwendig ist, damit sie international in Kraft treten können³. Der Beitritt Deutschlands zur CLRTAP wurde veröffentlicht im Bundesgesetzblatt BGBl. 1982 II S. 373.

Während die ersten Luftreinhalteprotokolle sich zunächst an der Anwendung der „Besten Verfügbaren Technik“ (Best Available Technique, BAT) orientierten und für alle Länder einheitliche Minderungsziele⁴ festlegten, standen die Protokolle der zweiten Generation im Zeichen einer auf die ökologischen Effekte ausgerichteten Zielgebung bei der Verminderung von Schadstoffeinträgen (effect-oriented activities). Inzwischen spielen die wirkungsbezogenen Aktivitäten eine zentrale Rolle bei den einzelnen Protokollen der CLRTAP und deren Umsetzung in der Arbeitsgruppe „Wirkungen“ (Working Group on Effects – WGE).

Bei den wirkungsbezogenen Ansätzen wird zunächst die Empfindlichkeit des ausgewählten Schutzguts gegenüber dem Eintrag von Luftschadstoffen ermittelt. Die Schutzgüter werden im gesellschaftlichen Konsens im jeweiligen Land entsprechend den nationalen Gegebenheiten ausgewählt. Es können ganze Ökosysteme, spezielle Lebensraumtypen oder sensitive Tier- und Pflanzenarten, aber auch Gewässer, Bauwerke oder Materialien sein.

Um alle diese Bereiche abzudecken, sind fünf internationale Kooperativprogramme (International Cooperative Programme, ICP)⁵ eingerichtet worden. Die Leitung der Programme wird jeweils an eines der kooperierenden Länder als Pilotland (Lead Country) vergeben, das für die Sitzungen der jeweiligen Sonderarbeitsgruppen (Task Forces) verantwortlich ist, die zwischen den dort vertretenen Ländern die Aktivitäten des Programms abstimmen. Zur Unterstützung der Task Forces wurde für jedes Programm ein Koordinierungs- oder Datenzentrum eingerichtet, das die Arbeitsergebnisse der einzelnen Staaten zusammenführt, interpretiert und z.T. in eine europäische Datenbasis überführt. In den einzelnen Teilnehmerstaaten sind zur Koordinierung der Zuarbeit nationale Koordinierungszentren (National Focal Centers, NFCs) eingerichtet worden.

¹ Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone, in Kraft getreten am 17.05.2005, von Deutschland ratifiziert (Bundesgesetzblatt Jahrgang 2004 Teil II Nr. 21 vom 08.07.2004)

² Richtlinie über nationale Emissionsobergrenzen 2001/81/EG (NEC-Direktive oder NEC-Richtlinie)

³ Status der CLRTAP siehe www.unece.org/env/lrtap/status/Status%20of%20the%20Convention.pdf

⁴ Im ersten Protokoll zu Minderung der Schwefeleinträge von 1985 galt für alle Länder eine 30%ige Reduzierung

⁵ teilnehmende Länder siehe www.unece.org/env/lrtap/WorkingGroups/wge/participation.htm

Bereits vor 25 Jahren wurde das Internationale Kooperativprogramm zur Erfassung und Überwachung der Einwirkungen von Luftverunreinigungen auf Wälder (International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests, ICP Forests) ins Leben gerufen. Ausgangspunkt für das Vorhaben war die Besorgnis über das großflächige Auftreten „neuartiger Waldschäden“. Entsprechend besteht der Auftrag des Programms darin, den Waldzustand zu erfassen und zu überwachen sowie die Wirkungskomplexe zu erforschen, die die Vitalität der Wälder beeinträchtigen können, insbesondere die Wirkungen der Luftverschmutzung.

Luftverunreinigungen sind auch Ursache für die beschleunigte Zerstörung von Baumaterialien verschiedenster Art und führen u. a. auch zum Verfall bedeutender Kunstdenkmäler. Zur Erforschung der naturwissenschaftlichen Zusammenhänge auf diesem Gebiet wurde das Internationale Kooperativprogramm zur Wirkung von Luftschadstoffen auf Materialien, einschließlich historischer und kultureller Denkmäler (International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Materials, including Historic and Cultural Monuments, ICP Materials) gegründet. Dafür werden in verschiedenen Ländern standardisierte Expositionsversuche mit unterschiedlichen Materialien durchgeführt.

Anthropogene Schwefelemissionen und ihr weiträumiger Transport in der Atmosphäre wurden als Ursache der Versauerung von skandinavischen Seen und Flüssen nachgewiesen. Um die geographische Verbreitung und das Ausmaß der Versauerung der Oberflächengewässer zu erfassen und die Ursache-Wirkungsbeziehungen sowie die Entwicklungstrends des chemischen Zustandes der Gewässer zu ermitteln, wurde das Internationale Kooperativprogramm zur Beurteilung und Überwachung der Versauerung von Oberflächengewässern (International Cooperative Program on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes, ICP Waters) eingesetzt.

Das Internationale Kooperativprogramm zur Bewertung der Wirkungen von Luftverunreinigungen auf die natürliche (nicht Wald) Vegetation und auf landwirtschaftliche Kulturpflanzen (International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops, ICP Vegetation) besteht seit 1988. Es sollen Wirkungen verschiedener Luftschadstoffe bewertet werden, wobei dem bodennahen Ozon eine besondere Bedeutung zukommt.

Das Internationale Kooperativprogramm zur integrierten Überwachung der Wirkung von Luftschadstoffen auf Ökosysteme (International Cooperative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems, ICP Integrated Monitoring) beinhaltet ein langfristig angelegtes Messprogramm zur Erfassung des Istzustandes von Ökosystemen sowie der durch Luftschadstoffe, vor allem Schwefel und Stickstoff, ausgelösten dynamischen Prozesse. Ein wichtiger inhaltlicher Schwerpunkt dieses Programms ist die Erfassung der Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Ökosystemkompartimenten einschließlich Biota, um Ökosystemreaktionen auf sich ändernde anthropogene Stoffeinträge künftig besser prognostizieren zu können.

Die europaweite Kartierung von Critical Loads und Levels ist heute als eine wichtige fachliche Grundlage für Protokollverhandlungen zur Begrenzung der Schadstoffemissionen anerkannt. Neben den vorgenannten 5 internationalen Kooperativprogrammen kommt daher dem Programm zur Bestimmung und Kartierung kritischer Eintragsraten und kritischer Konzentrationen sowie deren Überschreitungen (International Cooperative Programme on Modelling and Mapping of Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends, ICP M&M) im Rahmen der Arbeitsgruppe „Wirkungen“ der Genfer Luftreinhaltekonvention eine wichtige Rolle zu. 27 Länder sind derzeit an dem Kartierungsprogramm beteiligt. Im Ergebnis entstehen Datensätze und Karten der Empfindlichkeit der ausgewählten Rezeptoren gegenüber dem Eintrag von Luftschadstoffen auf nationaler wie auf europäischer Ebene. Aus dem Vergleich dieser maximal zulässigen Einträge, der Critical Loads, mit den aktuell gemessenen oder modellierten

Schadstofffrachten kann die Einhaltung bzw. Überschreitung der ökologischen Belastungsgrenzen ermittelt werden (Abb. 1).

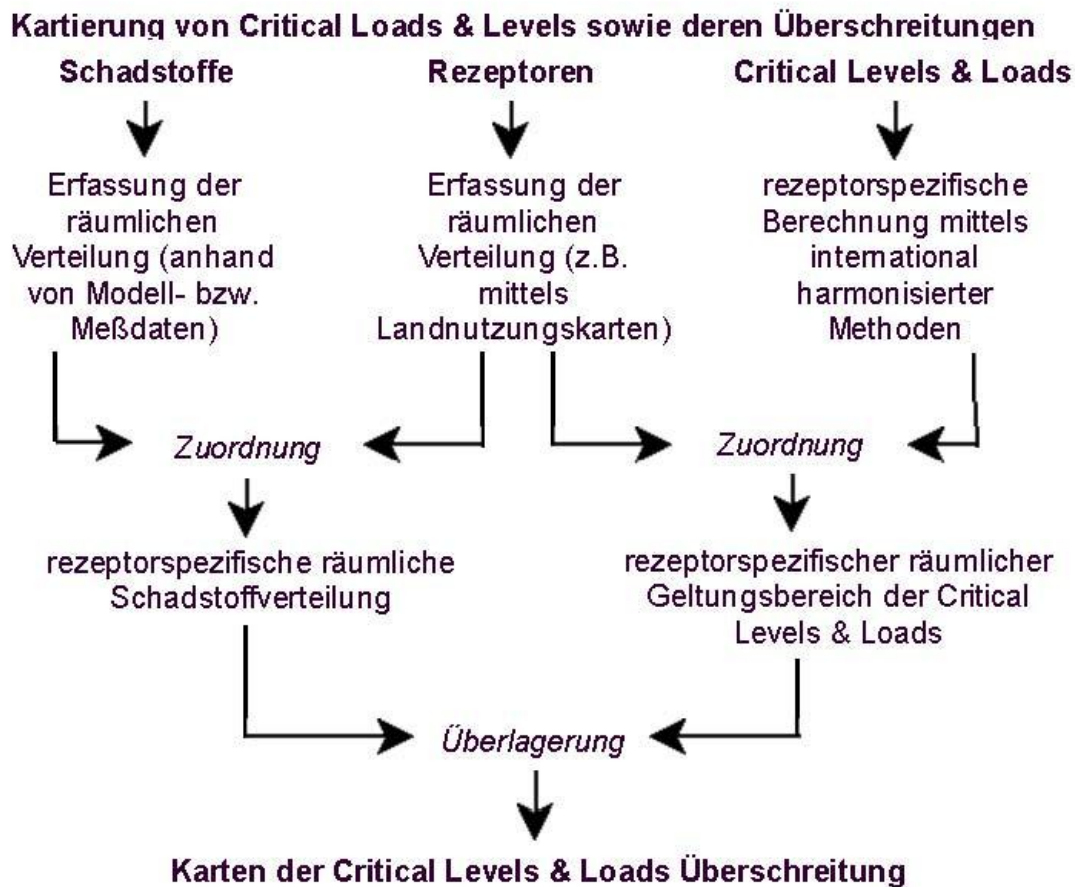


Abb. 1: Grundprinzip zur Bestimmung und Kartierung von Critical Loads & Levels

Um die Überschreitung (Exceedance) der Critical Loads innerhalb eines bestimmten Zeitfensters zunächst zu vermindern und letztendlich gänzlich zu vermeiden werden auf europäischer Ebene integrierte Modellrechnungen durchgeführt, die neben den ökologischen Erfordernissen auch technische wie ökonomische Möglichkeiten berücksichtigen (Task Force on Integrated Assessment Modelling, TFIAM). Daraus lassen sich dann länderspezifische Erfordernisse zur Luftreinhaltung ableiten, so unter anderem die Emissionsobergrenzen der NEC-Richtlinie und die Festlegungen der Protokolle zur CLRTAP.

Ebenso ist die langfristige Strategie der WGE innerhalb der CLRTAP auf wirkungsbezogenes Umweltmonitoring, insbesondere auf die Darstellung der zeitlichen Abläufe von Schädigung und Erholung in den Ökosystemen⁶ ausgerichtet. So wird im aktuellen Arbeitsplan der WGE⁷ unter Bezug auf die wirkungsbasierten Ansätze als Aufgabe formuliert, die nächsten Zielstellungen bei der Luftreinhaltung zum Schutz der menschlichen Gesundheit und der naturnahen Ökosysteme für die Jahre 2020 und 2050 zu entwickeln.

⁶ ECE/EB.AIR/WG.1/2009/14: III(e) Further development of modelling and mapping procedures, in particular for effects of nitrogen and ozone on the environment and particulate matter on health, and of dynamic processes of damage and recovery due to acidification, eutrophication and heavy metal accumulation, including biological effects;

⁷ ECE/EB.AIR/WG.1/2009/4

Sehr erfolgreich hat auch das 6. Umweltaktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft⁸ für den Zeitraum 2002 bis 2012 und das „EU-Programm zur Luftreinhaltung (Clean Air for Europe)“⁹ zur Verminderung der atmosphärischen Schadstoffbelastung beigetragen.

Mit der Richtlinie des Europäischen Parlaments über nationale Emissionshöchstmengen (NEC-Richtlinie) wurden die Zielstellungen aus dem Multikomponentenprotokoll aufgegriffen und verbindliche Emissionshöchstmengen für alle EU-Länder gesetzt, die bis 2010 zu erreichen sind. Danach hat sich die Bundesregierung bis zum Jahr 2010 zu einer SO₂-Emissionsminderung von 90 % gegenüber dem Jahr 1990 verpflichtet. Polen will seine SO₂ Emissionen im gleichen Zeitraum um 56 % und die Tschechische Republik um 85 % mindern, ebenso die anderen Nachbarländer Deutschlands (Tab. 1).

Für den nachfolgenden Zeitraum bis 2020 hat die EU-Kommission am 21.09.2005 zur Verbesserung der Umweltsituation eine "Luftreinhaltestrategie" vorgelegt. Vorrangig soll die Belastung der menschlichen Gesundheit durch Feinstaub und Ozon, sowie der Eintrag von Säuren und Nährstoffen in Ökosysteme und Gewässer weiter reduziert werden. Dafür sind wiederum Emissionshöchstmengen (Nachfolgedokument zur NEC-Richtlinie) als ein zentrales Element zum Erreichen der Ziele der Luftreinhaltestrategie vorgesehen.

Die Mitgliedstaaten sind rechtlich zur Einhaltung dieser Emissionshöchstmengen verpflichtet. Kommen alle Mitgliedstaaten dieser Verpflichtung nach, dann sind entscheidende Schritte zur Erreichung der Strategieziele getan. Bisher zeichnet sich bei den prognostizierten Emissionen für 2010 jedoch auch ab, dass einige Länder die Ziele nicht oder nicht vollständig erreichen. So wird Deutschland voraussichtlich weder bei den oxidierten noch den reduzierten Stickstoffverbindungen seine Verpflichtungen erfüllen.

Tab. 1: Zielstellung und erwartetes Ergebnis für die Emission von Luftschadstoffen bis zum Jahr 2010 nach UNECE Multikomponenten-Protokoll und EU NEC-Richtlinie für Deutschland und die Nachbarländer (Angaben in Kilotonnen pro Jahr) nach BGB 2004 und EEA 2009

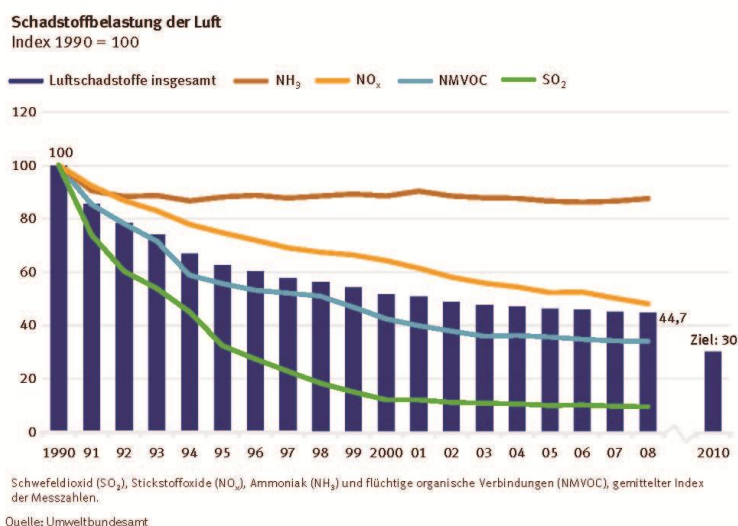
Land/Schadstoff	UNECE 2010	NECD 2010	Prognose 2010	Zielbewertung
Deutschland	[kt]	[kt]	[kt]	
SO ₂	550	520	459	erreicht
NO _x	1081	1051	1112	verfehlt
NH ₃	550	550	610	verfehlt
Polen				
SO ₂	1397	1397	878	erreicht
NO _x	879	879	895	verfehlt
NH ₃	468	468	302	erreicht
Tschechien				
SO ₂	283	265	206	erreicht
NO _x	286	286	275	erreicht
NH ₃	101	80	60	erreicht

⁸ Beschluss 1600/2002/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Juli 2002 über das 6. Umweltaktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft

⁹ Siehe auch: Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa

Land/Schadstoff	UNECE 2010	NECD 2010	Prognose 2010	Zielbewertung
Österreich	[kt]	[kt]	[kt]	
SO ₂	39	39	26	erreicht
NO _x	107	103	154	verfehlt
NH ₃	66	66	62	erreicht
Schweden				
SO ₂	67	67	33	erreicht
NO _x	148	148	149	nahezu erreicht
NH ₃	57	57	50	erreicht
Dänemark				
SO ₂	55	55	20	erreicht
NO _x	127	127	126	erreicht
NH ₃	69	69	65	erreicht
Frankreich				
SO ₂	400	375	345	erreicht
NO _x	860	810	1105	verfehlt
NH ₃	780	780	730	erreicht
Niederlande				
SO ₂	50	50	53	nahezu erreicht
NO _x	266	260	261	erreicht
NH ₃	128	128	123	erreicht

Mit dem Verfehlen von zwei der drei Emissionsobergrenzen für die Luftschadstoffe, zu denen Critical Load Berechnungen vorliegen, wird Deutschland seiner politisch oft beanspruchten Vorreiterrolle im Umweltschutz in keiner Weise gerecht. So wird auch aus dem Indikatorenbericht 2010 „Nachhaltige Entwicklung in Deutschland“ (StaBuA 2010) deutlich, dass die Ziele für 2010 nicht erreicht werden (Abb. 2). Zudem muss darauf hingewiesen werden, wie in den nachfolgenden Kapiteln ausführlich begründet, dass ökologische Wirkungen des Stickstoffeintrags nicht durch eine „Übererfüllung“ der Senkungsziele beim Schwefel ausgeglichen werden können.



In der Summenstatistik wäre es angebrachter, die Säurebildner (Schwefel und Stickstoff) von den zur Eutrophierung führenden Einträgen (Stickstoffoxide und Ammoniak) zu trennen. Nach der „Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt“ (BMU 2007) sollen schließlich alle Ökosysteme bis 2020 vor Eutrophierung geschützt werden.

Abb. 2: Nachhaltigkeitsindikator „Schadstoffbelastung der Luft“ (StaBuA 2010)

5.2 Aktivitäten des National Focal Center für Deutschland

Das National Focal Center (NFC) übernahm die Koordinierung der deutschen Aktivitäten im Rahmen der Luftreinhaltekonvention entsprechend des Medium Term Work Plan 2004 bis 2011 der WGE ebenso wie die Abstimmung deutscher Beteiligungen an den anderen ICPs. Insbesondere mit dem Koordinierungszentrum des ICP Forest¹⁰ und dem ICP Vegetation¹¹ wurden Methoden abgestimmt und Daten zu den Critical Loads geliefert bzw. berechnet. In Zusammenarbeit mit dem PCC Hamburg konnten für 200 Level II-Standorte des ICP Forests Critical Loads berechnet und mit der aktuellen Belastung verglichen werden (Abb. 3 und Abb. 4).

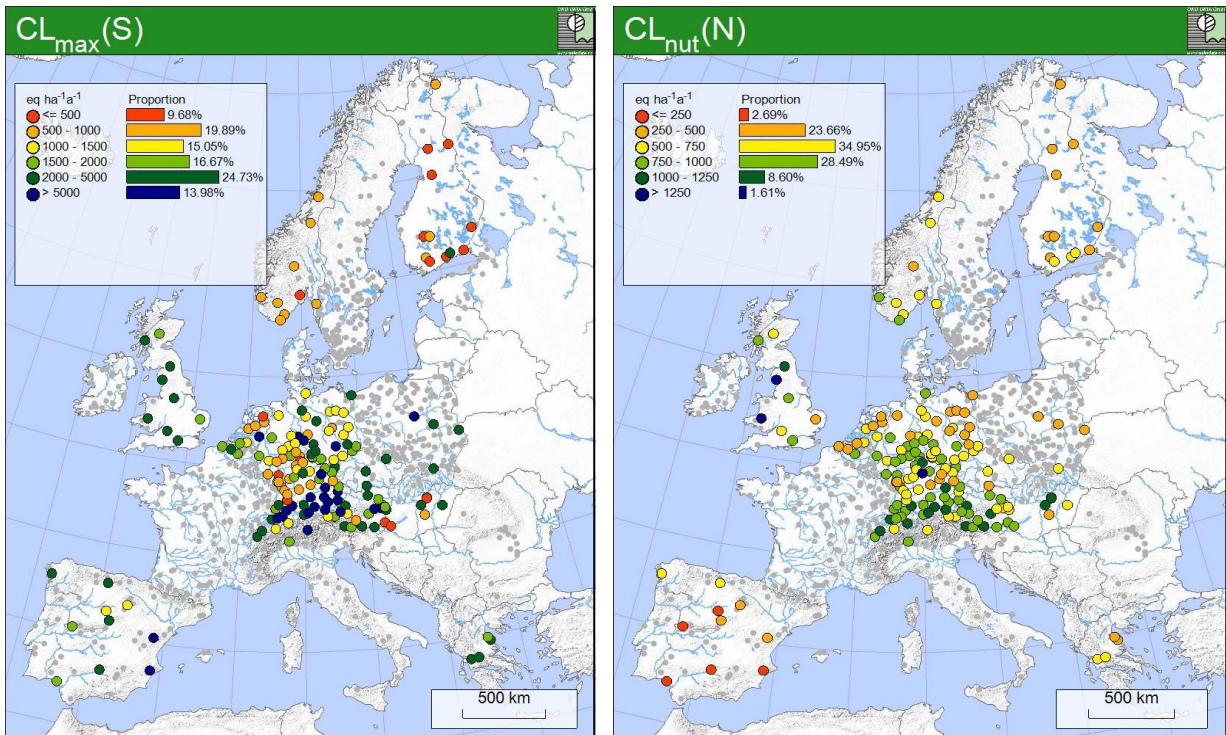


Abb. 3: Critical-Load-Berechnung für 200 Level II-Standorte des ICP Forests

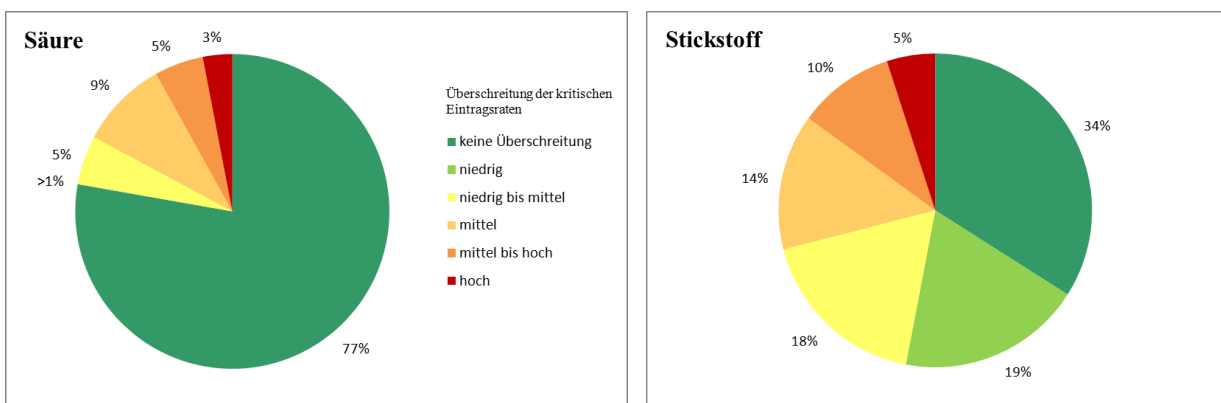


Abb. 4: Einhaltung oder Überschreitung von Critical Loads an Level II-Standorten in Europa (ICP Forests 2009) für Säure (links) und eutrophierenden Stickstoff (rechts)

¹⁰ Programme Coordinating Centre (PCC Hamburg), <http://www.icp-forests.org>

¹¹ Centre for Ecology and Hydrology (CEH UK). <http://icpvegetation.ceh.ac.uk/>

Durch das NFC wurden die Anforderungen, die mit den "Call for Data" (CFD) des ICP Modelling und Mapping verbunden sind, kontinuierlich erfüllt. Dazu wurde die deutsche Critical-Load-Datenbank für Schwefel- und Stickstoffverbindungen sowie für Schwermetalle nach der jeweils aktuellen Version des Mapping Manual ständig aktualisiert und weiterentwickelt. Es erfolgte die Lieferung der deutschen Critical-Load-Datensätze an das europäische Koordinierungszentrum (Coordination Centre for Effects, CCE) entsprechend deren Datenanforderungen. Begleitend dazu wurden National Reports erstellt, deren Veröffentlichung jeweils in den Technical Reports des CCE¹² erfolgte (Anlagen V.1 und V.2).

Das NFC leistete aktive Arbeit bei der Vorbereitung und Durchführung von Tagungen und Aktivitäten im Zusammenhang mit den Task Force Meetings des ICP Modelling & Mapping (2008 in Bern, Schweiz und 2009 in Stockholm, Schweden) sowie der Workshops des CCE. Die dort gehaltenen Vorträge sind auf den Internetseiten des ICP Modelling & Mapping¹³ dokumentiert.

Darüber hinaus erfolgte ein Daten- und Methodenabgleich mit den NFC der Nachbarländer. Insbesondere wurden die Arbeitstreffen mit den NFC aus Polen und der Tschechischen Republik fortgesetzt (Anlage V.3). Auf dem Trilateralen Meeting der NFCs von Polen, Deutschlands und der Tschechischen Republik (TRILAT) in Katowice (Polen, 10. / 11. März 2009) wurden die Critical-Load-Datensätze der drei Nachbarländer miteinander verglichen, um wissenschaftlich nicht begründbare Differenzen oder Klassensprünge - insbesondere im Grenzbereich - zu vermeiden. Als Datengrundlage dienten dabei Input- und Ergebnisfelder aus dem letzten CFD des CCE. Seitens des NFC Polens wurde eine graphische Oberfläche zur Datenvisualisierung (NFC Harmonizator) entwickelt, programmiert und den beteiligten Ländern zur Verfügung gestellt. Von Seiten des deutschen NFC wurde ein Statistiktool programmiert und auf dem TRILAT vorgestellt, mit dessen Hilfe für jedes EMEP-Grid alle Eingangs- und Ergebnisdaten analysiert werden können (NFC POLEN 2009).

Kontaktiert wurden ebenfalls die NFC aus den Niederlanden, Dänemark, Frankreich, der Schweiz und Österreich. Das deutsche NFC gab weiterhin fachliche Unterstützung für die NFCs aus Rumänien und Zypern bei deren Berechnung eigener nationaler Critical-Load-Daten.

Durch das NFC erfolgten eine ständige Aktualisierung und die Koordinierung der Aktivitäten zur Überarbeitung des Mapping Manuals, entsprechende Dokumente wurden als Druck- sowie Webvorlagen bereitgestellt. Die Homepage des ICP Modelling & Mapping wurde über den gesamten Zeitraum der Projektlaufzeit online gehalten, verwaltet und administriert.

Eine besonders intensive Vorbereitung und fachliche Mitarbeit wurde im Zusammenhang mit der 26. Tagung der Task Force des ICP Modelling & Mapping in Paris geleistet (Anlage V.4), da auf dieser Beratung die Leit- und Koordinierungsfunktion für das ICP von Deutschland auf Frankreich überging.

¹² Coordination Centre for Effects (CCE), Bilthoven, The Netherlands, CCE Status Reports 2008 / 2010

¹³ www.icpmapping.org

5.3 Bestimmung und Kartierung der Critical Loads für versauernde und eutrophierende Luftschadstoffe in Deutschland

Unter dem Begriff Critical Loads sind naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen zu verstehen, die für die Wirkung von Luftschadstoffen auf unsere Umwelt ermittelt werden. Die Einhaltung oder Unterschreitung solcher Belastungsgrenzwerte gibt nach heutigem Wissen Gewähr dafür, dass ein ausgewähltes Schutzgut, der ökologische Rezeptor, weder akut noch langfristig geschädigt wird. Die Schutzgüter oder Rezeptoren können ganze Ökosysteme sein, Teile davon oder Organismen, aber auch Baudenkmäler oder besondere Materialien. Die Definition von Critical Loads lautet (ICP MODELLING & MAPPING, 2004):
“a quantitative estimate of an exposure to one or more pollutants below which significant harmful effects on specified sensitive elements of the environment do not occur according to present knowledge”

In Deutschland wurden als Schutzgüter oder ökologische Rezeptoren die Wälder und weitere naturnahe waldfreie Ökosysteme ausgewählt (Abb. 5).

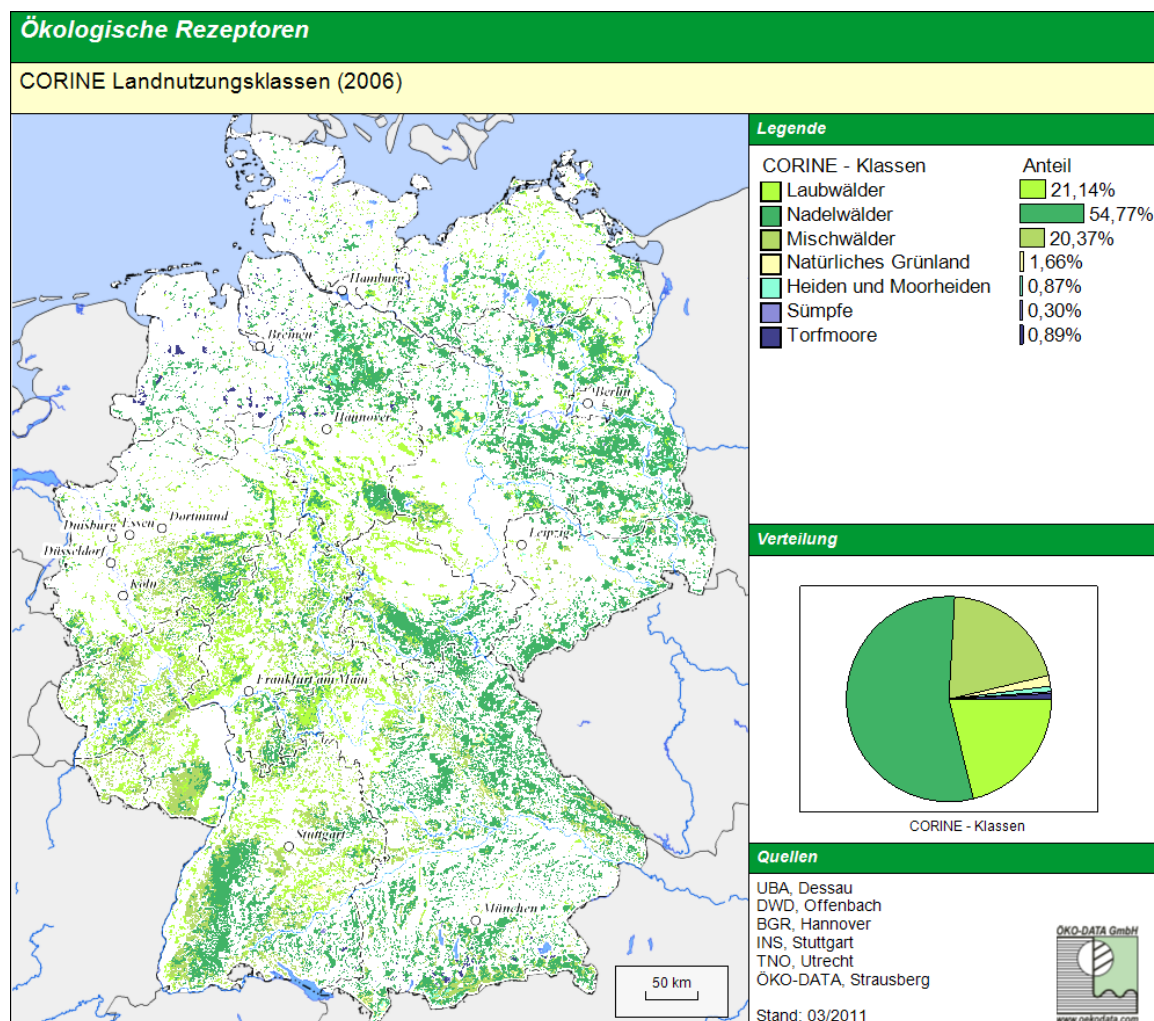


Abb. 5: Ökologische Rezeptoren für die Berechnung von Critical Loads

Damit konnten auf etwa 30 % der Fläche Deutschlands ökologische Belastungsgrenzen für den Eintrag versauernder Luftschadstoffe (Schwefel- und Stickstoffverbindungen) und für die Eutrophierung durch Stickstoffeinträge aus der Luft bestimmt und kartiert werden. Im Vergleich mit der aktuellen Luftbelastung durch diese Schadstoffe zeigt sich dann, in welcher Größenordnung und in welchen Regionen weitere Maßnahmen notwendig sind, um auf Dauer stabile Ökosysteme zu erhalten. Die Einhaltung ökologischer Belastungsgrenzen wird

damit Kriterium und Ziel der Maßnahmen zur Luftreinhaltung. Es wird die Höhe der jeweils tolerierbaren, weil langfristig unschädlichen Deposition ausgewiesen, die sich allein nach den Eigenschaften des betrachteten Ökosystems / Rezeptors richtet. Damit gilt beispielsweise für einen Fichtenwald ein anderer Wert als für einen Buchenwald auf dem gleichen Standort, und ein Ökosystem mit einem sandigen Boden ist empfindlicher als eines mit einem kalkreichen Lehmboden. Die Bestimmung von Critical Loads für wichtige ökologische Rezeptoren in Deutschland stellt daher eine wesentliche Grundlage für die Anwendung des Vorsorgeprinzips im Umweltschutz und zum Schutz der Biodiversität dar und ist Bestandteil des Kernindikatorensystems des Umweltbundesamtes (KIS) und des Indikatorensatzes der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt (NBS). So werden die Überschreitungen von Critical Loads im KIS und in der NBS genutzt, um die Belastung der Umweltmedien und Lebensräume als ein Risikofaktor für die biologische Vielfalt, den Naturhaushalt und die Landschaft darzustellen¹⁴.

Methodisch unterscheiden sich bei der Bestimmung der Critical Loads drei hierarchisch verschiedene Ansätze:

Empirische Ansätze

Bei den empirischen Ansätzen werden auf Erfahrungen und Felduntersuchungen beruhende Grenzwerte für einen Schadstoff einem bestimmten ökologischen Rezeptor bzw. einem definierten Ökosystem zugewiesen. Auf dem Workshop 2002 in Bern wurde von den europäischen Experten unter Federführung von ACHERMANN & BOBBINK (2003) eine empirische Zuweisungstabelle für verschiedene Ökosystemtypen Europas zusammengestellt, die dem gegenwärtigen Erkenntnisstand entsprechend 2010 überarbeitet wurde¹⁵. Diese empirischen Werte wurden in modifizierter Form auch vom LAI-Arbeitskreis „Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen“ (LAI 2010) zur Bewertung der Wirkungen auf Ökosysteme in Deutschland übernommen.

Massenbilanzmethode

Mit einer einfachen Massenbilanz wird bei dieser Methode versucht, die Ein- und Austragsberechnungen von Schadstoffen für ein Ökosystem vorzunehmen. Die Grundannahme dabei ist, dass die langfristigen Stoffeinträge gerade noch so hoch sein dürfen, wie diesen ökosysteminterne Prozesse gegenüberstehen, die den Eintrag puffern, speichern oder aufnehmen können bzw. in unbedenklicher Größe aus dem System herausragen. Es werden also die Quellen und Senken der betrachteten (Schad-)Stoffe gegeneinander aufgewogen. Versauernd wirkende Stoffeinträge z. B. dürfen danach höchstens der gesamten Säureneutralisationskapazität des Systems entsprechen. Den anthropogenen Stickstoffdepositionen werden die Stickstoff speichernden bzw. verbrauchenden Prozesse im Ökosystem gegenübergestellt. Zu diesen zählen die Nettofestlegung von Stickstoff in der Holzbiomasse, die Nettoimmobilisierung in der Humusschicht, die Denitrifikation und ein zu tolerierender bzw. unvermeidbarer Nitrataustrag mit dem Sickerwasser. Die Massenbilanzmethode wird gegenwärtig in den meisten Fällen einer empirischen Betrachtung vorgezogen. Eine ausreichende Datenverfügbarkeit gewährleistet flächenhafte Aussagen zur Sensitivität von Gebieten, Regionen oder Ländern. Die international verbindlichen Zielstellungen für Emissionsminderungen (NEC-Richtlinie, Multikomponentenprotokoll) basieren auf dieser Methode (siehe Kapitel 5.1). Ein Nachteil der Massenbilanz ist, dass die Aussagen für einen nachhaltigen Gleichgewichtszustand (steady state) gelten und keine zeitliche Variabilität abbilden.

Dynamische Modelle

Bei den dynamischen Modellen ist der Zeitbezug gewährleistet, damit können auch Entwicklungsszenarien beschrieben und verschiedene Depositionsmengen in ihren Auswirkungen dargestellt werden. Die dynamischen Modelle stellen sehr hohe Ansprüche an die Datenverfügbarkeit bzw. die modellhafte Abbildung ökosystemarer Zusammenhänge. Deshalb werden dynamische Ansätze in erster Linie in räumlich abgegrenzten, kleineren und wohldefinierten Untersuchungsgebieten angewendet.

Auf allen drei Ebenen werden jedoch räumlich differenzierte Critical Loads bestimmt bzw. berechnet und das Ausmaß ihrer Überschreitungen bildet dann die Grundlage für Szenarien zur Verminderung der atmosphärischen Schadstoffbelastung und für die Luftreinhaltungspolitik

¹⁴ siehe: Das Kernindikatorensystem des Umweltbundesamtes (KIS) unter <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodent=2702>

¹⁵ Workshop im Juni 2010 in Noordwijkerhout, Niederlande (www.rivm.nl/en/themasites/cce/workshops/index/index.html)

im lokalen oder regionalen Maßstab ebenso wie auf der Ebene der Bundesrepublik. Die Ergebnisse der europaweiten Kartierung von Critical Loads und Critical-Loads-Überschreitungen dienen als Grundlage für die Ausarbeitung eines Nachfolgedokuments für die 2010 auslaufende NEC-Richtlinie, für die Revision des Multikomponentenprotokolls zur Genfer Luftreinhalteabkommen und ebenso auch für die Umsetzung der UN-Konvention zur Erhaltung der biologischen Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD).

5.3.1 Ermittlung empirischer Critical Loads für Stickstoffeinträge

Als eine erste Orientierung für die Ausweisung von Critical Loads kann die „Berner Liste“ (ACHERMANN & BOBBINK, 2003) dienen, die für verschiedene Ökosysteme empirisch ermittelte Wertespanssen eines noch zulässigen Stickstoffeintrags angibt. Diese wurde auch vom LAI-Arbeitskreis „ERMITTLUNG UND BEWERTUNG VON STICKSTOFFEINTRÄGEN“¹⁶ zur Ermittlung des Beurteilungswertes für N-Depositionen im Rahmen von Genehmigungsverfahren genehmigungsbedürftiger Anlagen (nach TA Luft 4.8) herangezogen. Der vom Arbeitskreis vorgelegte Leitfaden empfiehlt darüber hinaus eine weitere Differenzierung der empirischen Critical Loads (LAI 2010). Da z.B. die Spanne für Wälder allgemein mit 10 bis 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ angegeben ist, sollen anhand zusätzlicher Kriterien Zu- bzw. Abschläge bei den Werten erfolgen.

Angesichts fortschreitender Erkenntnisse und neuer verfügbarer Literatur wurde die „Berner Liste“ im Rahmen eines europäischen Projekts zur Aktualisierung und weiteren Präzisierung der empirischen Critical Loads überarbeitet (BOBBINK et al., 2010). Ergebnisse wurden im Juni 2010 auf einem internationalen Workshop in Noordwijkerhout (23. - 25. Mai 2010) vorgestellt¹⁷. Die überarbeiteten empirischen Critical Loads wurden im September 2010 von der WGE bestätigt¹⁸.

Für Deutschland wurden empirische Critical Loads für den „Call for Data“ (CFD) des europäischen Koordinierungszentrums (CCE) im Jahr 2007 erstmalig bestimmt und kartiert. Unter Nutzung der Möglichkeiten des BERN-Modells¹⁹ (SCHLUTOW & KRAFT 2004) konnten unter besonderer Berücksichtigung der Empfindlichkeit von Vegetationsgesellschaften und der Auswertung von bisher ca. 18 000 Vegetationsaufnahmen mit Informationen zum Stickstoffstatus des jeweiligen Standortes die empirischen Critical Loads der „Berner Liste“ spezifiziert werden. Dabei zeigte der Vergleich von empirischen mit den nach dem BERN-Model spezifizierten Critical Loads, dass die empirischen für besonders empfindliche Ökosystemtypen überwiegend nicht in Langzeitstudien und nicht an Standorten mit sehr niedriger Hintergrundbelastung ermittelt wurden. So konnten die N-empfindlichen natürlichen Pflanzengesellschaften nicht in ihrer ursprünglichen Struktur in einer völlig unbeeinflussten Umwelt erfasst und bei der Bestimmung von empirischen Critical Loads berücksichtigt werden. Im Falle sehr empfindlicher Ökosysteme sind die empirischen Critical Loads (jeweils untere Spannungsgrenze) der „Berner Liste“ deshalb zu hoch.

Gleichzeitig besteht aber auch das Problem, dass bei den Studien zur Bestimmung von empirischen Critical Loads in der Regel keine Nutzung der Vegetation, also keine Entnahme von Stickstoff aus dem System stattfand, was aber in der Praxis meist mehr oder weniger der Fall ist. Für hochproduktive genutzte (Wald- und Grünland-)Ökosysteme sind daher die empirischen Critical Loads (jeweils obere Spannungsgrenze) der „Berner Liste“ zu niedrig.

¹⁶ siehe http://www.lanuv.nrw.de/landwirtschaft/zulassung/pdf/LAI_N-Leitfaden_03.03.10_Langfassung.pdf

¹⁷ <http://www.rivm.nl/en/themasites/cce/workshops/index/index.html>

¹⁸ <http://www.unece.org/env/documents/2010/eb/wge/ece.eb.air.wg.1.2010.14.e.pdf>

¹⁹ Bioindication for Ecosystems Regeneration towards Natural conditions (BERN)

Die mit dem BERN-Modell spezifizierten empirischen Critical Loads sind daher für die besonders sensiblen aber auch die am wenigsten sensiblen Ökosysteme wahrheitsnäher. Im mittleren Bereich gibt es eine sehr hohe Korrelation der empirischen mit den BERN-Critical-Loads.

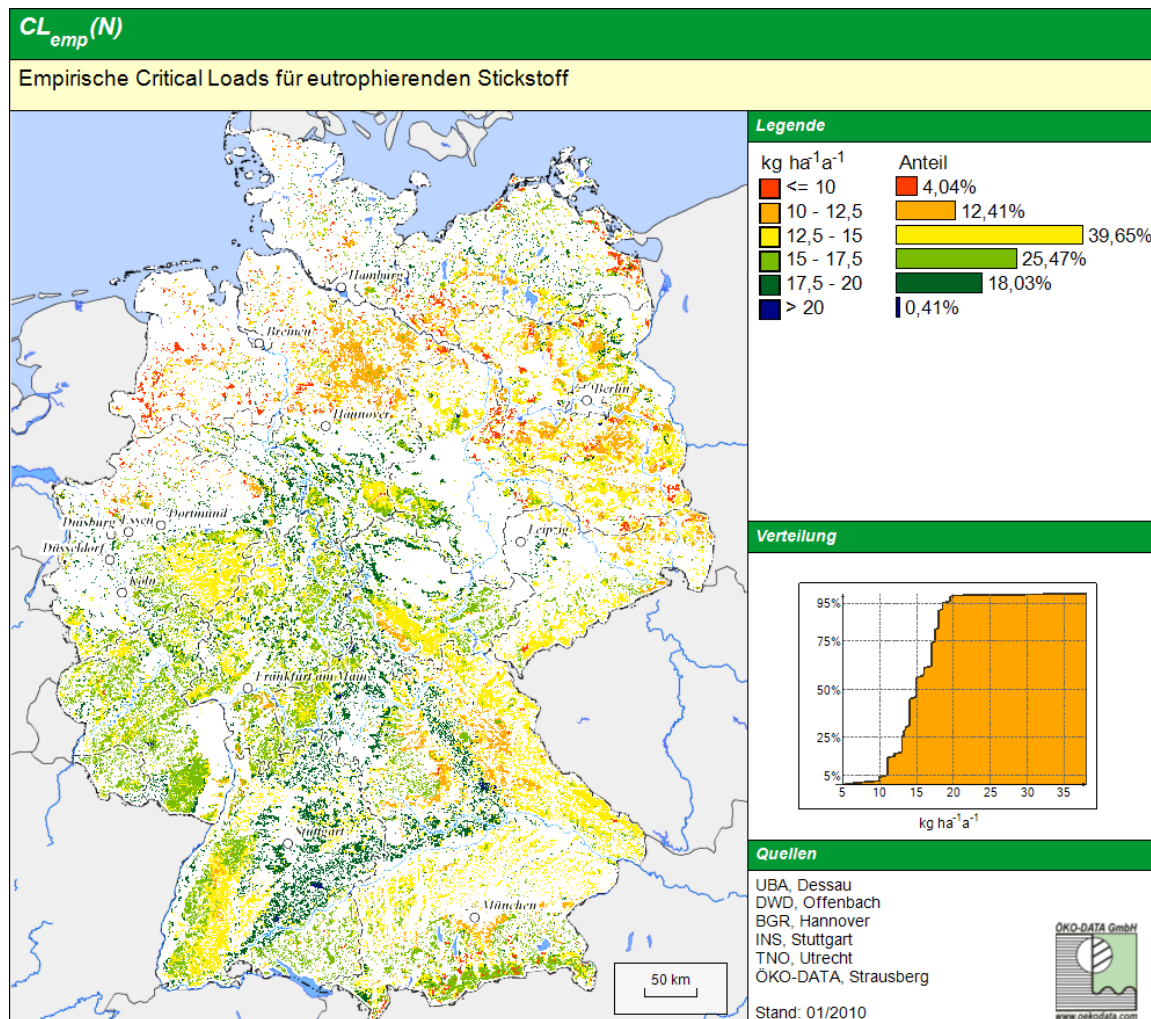


Abb. 6: Regionale Verteilung der empirischen Critical Loads für Stickstoff in Deutschland

5.3.2 Ermittlung der Critical Loads für Säureinträge nach der Massenbilanzmethode

In Anlehnung an die generelle Definition der Critical Loads als ökologische Belastungsgrenzen für den Eintrag von Luftschadstoffen nach der Massenbilanzmethode wird hier als „Critical Load für Säureinträge“ die höchste Deposition von Säure bildenden Verbindungen verstanden, die langfristig keine schädlichen Effekte in Struktur und Funktion der Ökosysteme infolge chemischer Veränderungen hervorruft. Die Höhe der tolerierbaren Deposition richtet sich damit allein nach den Eigenschaften des betrachteten Ökosystems. Eine ausführliche Methodenbeschreibung für die Ableitung der Eingangsdaten und das Berechnungsverfahren für Deutschland ist von GAUGER et al. (2008) in den UBA-Texten Heft 39/2008²⁰ publiziert (siehe Anlage V.9) und entspricht dem aktuellen Mapping Manual²¹ (ICP MODELLING & MAPPING, 2004).

²⁰ <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/3647.html>

²¹ Die aktuelle Version des Manuals ist im Internet verfügbar unter www.icpmapping.org

Danach wird der Critical Load für den Säureeintrag nach folgender Gleichung berechnet, die die Quellen und Senken für Protonen berücksichtigt:

$$CL(S + N) = CL(S) + CL(N) = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + BC_w - BC_u + N_i + N_u + N_{de} - ANC_{le(crit)}$$

wobei:

CL	=	Critical Load (Ökologische Belastungsgrenze) [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
S	=	Schwefelverbindungen
N	=	Stickstoffverbindungen
BC_{dep}^*	=	Seesalz korrigierte Rate der Deposition basischer Kationen [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
Cl_{de}^*	=	Seesalz korrigierte Rate der Deposition von Chloridionen [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
BC_w	=	Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
BC_u	=	Netto-Aufnahmerate basischer Kationen durch die Vegetation [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
N_i	=	Stickstoff-Immobilisierungsrate [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
N_u	=	Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
N_{de}	=	Stickstoff-Denitrifikationsrate [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
$ANC_{le(crit)}$	=	Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

Da einige Senkenprozesse aus der Massenbilanz nur für den Stickstoff gelten (N-Pflanzenaufnahme und N-Immobilisierung), muss die **maximal** zulässige Deposition von Säurebildnern ohne diese formuliert werden, so dass der Grenzwert auch unter der Annahme gültig bleibt, dass allein Schwefelverbindungen eingetragen werden [$CL_{max}(S)$].

Damit wird gewährleistet, dass die ermittelten Grenzwerte für Säureeinträge unter allen möglichen Depositionsbedingungen gelten und nicht die N-bezogenen Senkenprozesse für den Ausgleich von S-Einträgen herangezogen werden können:

$$CL_{max}(S) = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + BC_w - BC_u - ANC_{le(crit)}$$

Sind jedoch die Anteile von Schwefel- und Stickstoffverbindungen an der aktuellen Gesamtdeposition von Säurebildnern z. B. eines Jahres bekannt – wie es aufgrund der Methoden der Depositionserfassung für Deutschland in der Regel der Fall ist – wird die Critical-Load-Funktion gebildet, um eine schadstoffspezifische Bilanz von aktuellem Depositionswert (S_{dep}, N_{dep}) zu dem Wertepaar auf der Critical-Load-Funktion (S_{crit}, N_{crit}) zu ermitteln, die die kürzeste Distanz („Exceedance“) darstellt und somit die Ableitung der effektivsten schadstoffspezifischen Minderungsmaßnahmen an den Emittenten gewährleistet.

Für den Deutschen Datensatz der Critical Loads wird nach beiden Methoden vorgegangen, d.h. sowohl die schadstoffunabhängigen Critical Loads für Säureeinträge $CL_{max}(S)$ werden ermittelt als auch die schadstoffspezifischen nach der Critical-Load-Funktion $CL(S+N)$ mit den Eckwerten für die mindestens erforderliche N-Zufuhr zur Versorgung der Vegetation und der Bodenflora $CL_{min}(N)$ sowie dem maximalen Critical Load für versauernde N-Einträge für den Fall, dass kein Schwefel deponiert wird $CL_{max}(N)$. Die Gleichungen lauten dann wie folgt:

$$CL_{min}(N) = N_i + N_u$$

und

$$CL_{max}(N) = CL_{min}(N) + CL_{max}(S)$$

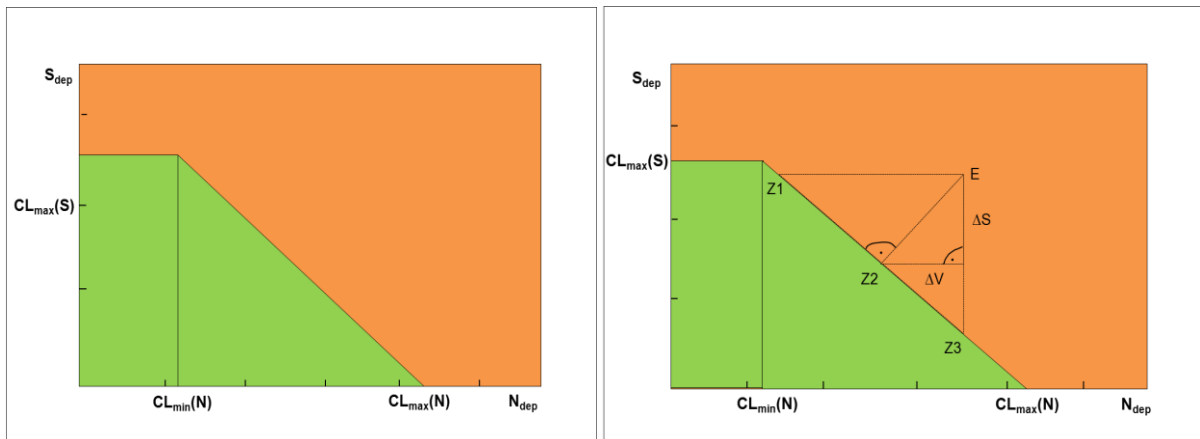


Abb. 7: Critical Load Funktion für Versauerung (links) und Ableitung der Critical Load Exceedance (rechts)

Im Ergebnis der Critical-Loads-Berechnung für die Wälder und waldfreien naturnahen Standorte werden gegenüber früheren Berechnungen etwas weniger Ökosysteme als sehr sensitiv gegenüber Säureeinträgen ausgewiesen. Das resultiert vor allem daher, dass die Deposition basischer Kationen mit dem Mittel der drei letzten verfügbaren Jahreswerte in die Berechnung der Critical Loads eingeht und diese Werte etwas höher liegen als in früheren Berechnungen angenommen. Durch die Einbeziehung des dreijährigen Mittel soll gewährleistet werden, dass eine möglichst gute Annäherung an eine natürliche (weder anthropogen noch zu sehr durch das Klima beeinflusste) Depositionssituation angenommen wird, was der Definition des Critical Loads für den steady state entspricht. Eine natürliche Deposition basischer Kationen findet immer statt, insbesondere aufgrund von Erosion aus basenreichen Böden oder aus der Flugasche von Waldbränden, von Seesalz und ähnlichem. Insgesamt zeigen aber die aktuellen Critical-Load-Berechnungen weitgehende Übereinstimmung mit den in zurückliegenden Jahren ermittelten (Abb. 8).

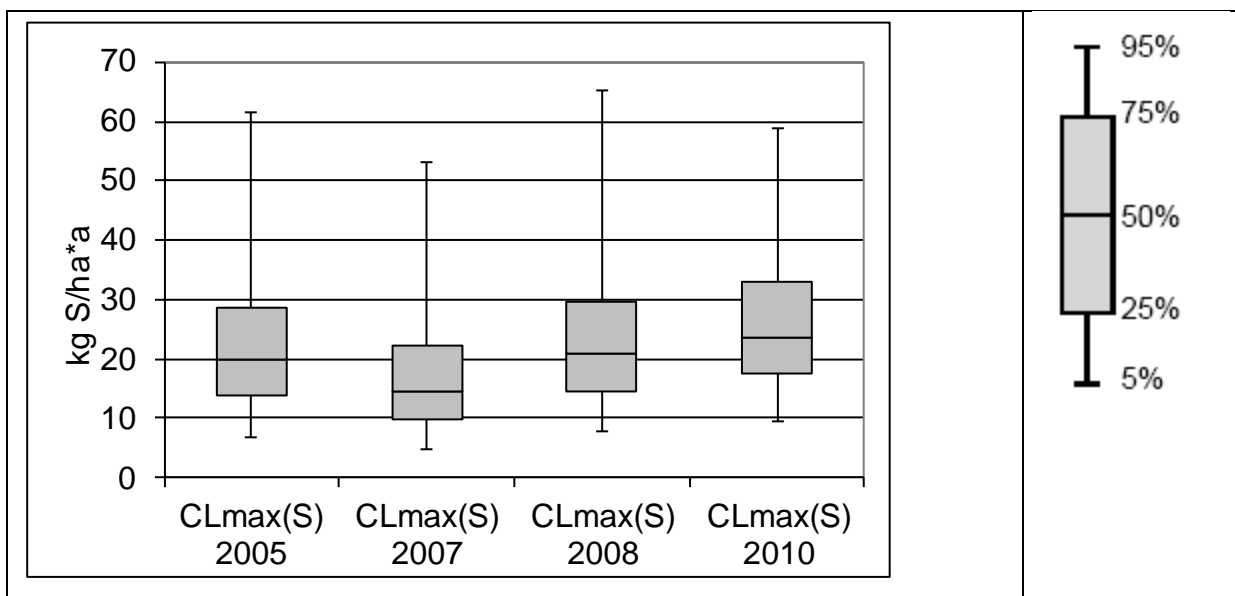


Abb. 8: Boxplots des Deutschen Datensatzes der Critical Loads für Versauerung, $CL_{max}(S)$ Datenlieferung an das CCE für den CFD in den Jahren 2005, 2007, 2008 und 2010

Das beruht einerseits darauf, dass die Methodenentwicklung ausgereift ist und in der internationalen Wissenschaftlergemeinschaft keine neuen Ansätze eingebracht wurden sowie andererseits auf die inzwischen stabile Datenbasis bei den Eingangsparametern.

Die regionale Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge in Deutschland zeigt Abb. 9, eine statistische Flächenverteilung der Critical Loads für Säureeinträge gibt Tab. 2 wieder.

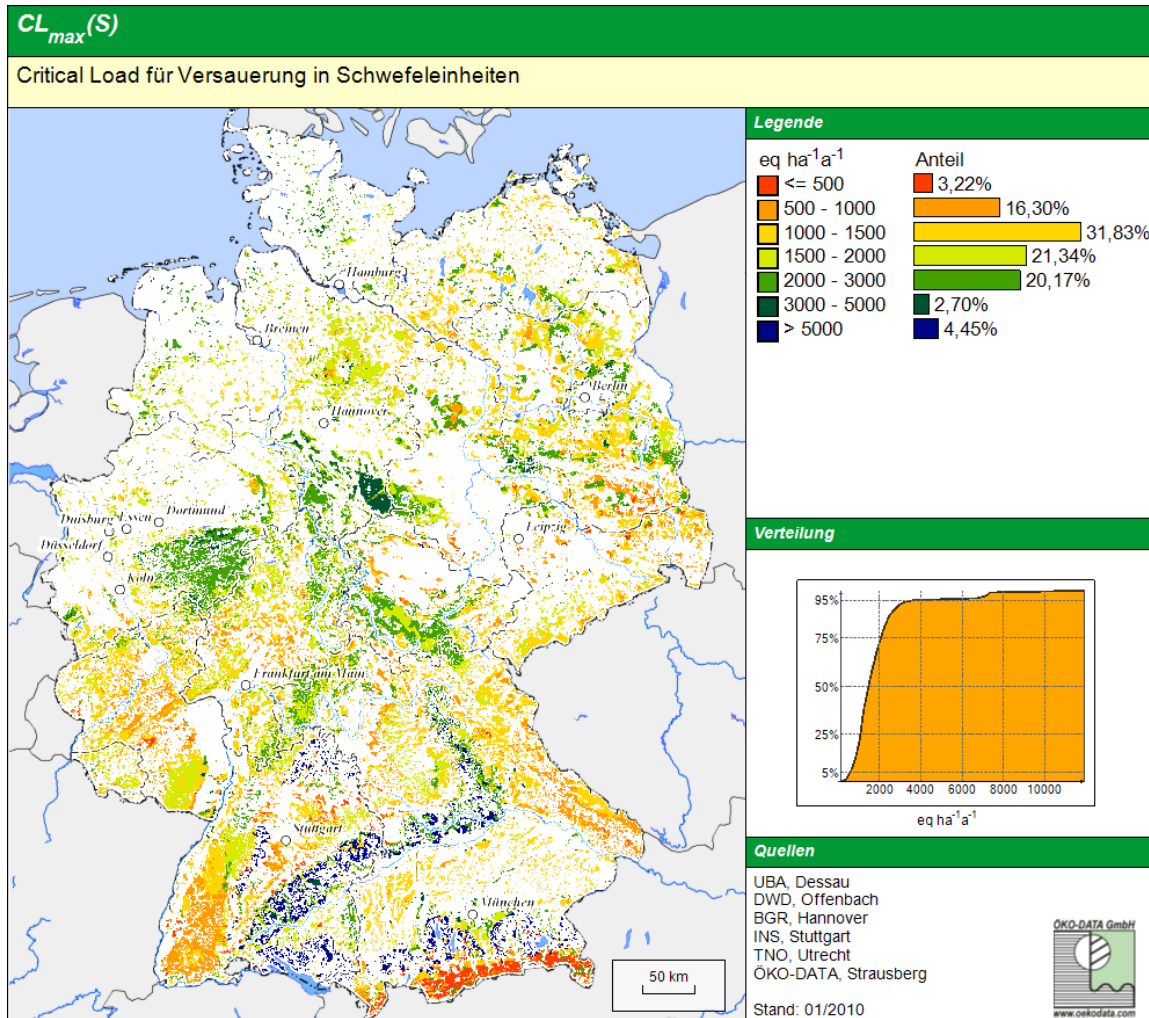


Abb. 9: Regionale Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge in Deutschland

Der Einflussfaktor mit der höchsten Sensitivität ist die Freisetzungsrates basischer Kationen aus dem Substrat durch Verwitterung. Aber auch die zulässige Auswaschungsrate kann einen hohen Anteil am Critical Load annehmen, wodurch niederschlagsarme Gebiete, wie die nordostdeutsche Tiefebene, noch zusätzlich zu den dort vorherrschenden geringen Nährkraftstufen an Empfindlichkeit zunehmen.

Tab. 2: Statistische Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge

Critical Load [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]	Anteil bezogen auf die Gesamtfläche Deutschlands [%]	Anteil bezogen auf die untersuchte Rezeptorfläche [%]
<500	0,95	3,22
≥ 500 bis < 1000	4,79	16,30
≥ 1000 bis < 1500	9,35	31,83
≥ 1500 bis < 2000	6,27	21,34
≥ 2000 bis < 3000	5,92	20,16
≥ 3000 bis < 5000	0,79	2,70
≥ 5000	1,31	4,45
	29,38	100,00

Da über 96 % der untersuchten Rezeptorflächen mit Wald bestanden sind, gibt Abb. 9 überwiegend die regionale Verteilung der **Belastbarkeitsklassen der Wälder** wieder.

Das Rheinische Schiefergebirge, der Bayrische, Oberpfälzer und Frankenwald, Thüringer Wald, Erzgebirge, Sauerland, Südschwarzwald, Ostharz, Steigerwald und Frankenhöhe weisen natürlich saure Böden auf, die nur wenig basische Kationen verwittern und deshalb nur eine geringe Neutralisationskapazität besitzen, demzufolge empfindlich für Säureinträge sind. Der Westharz weist zwar die gleichen sauren Böden wie der Ostharz auf, aber am westlichen Anstieg ist die Deposition basischer Kationen um ein Vielfaches höher als im Lee des Harzes. Ganz andere Gründe haben die niedrigen Critical Loads in den Alpen. Die Kalkbraunerden sollen hier vor einer Degradierung geschützt werden, deshalb ist das Critical Limit, der pH-Wert, hier sehr weit oben angesetzt (bei pH 5).

Im Nordschwarzwald, Pfälzer Wald, Spessart und Odenwald überwiegen sehr trockene Braunerden aus Sandstein. Ebenso nährstoffarm sind die diluvialen Sand- und Tieflermböden der norddeutschen Tiefebene von Brandenburg, über Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen bis Schleswig, auf denen die Wälder nur spärlich gedeihen und deshalb auch weniger basische Kationen aus dem Boden entziehen, die dafür der Säureneutralisierung zur Verfügung stehen. Deshalb finden wir hier mittlere Critical Loads.

Hohe Critical Loads können den basenreichen Mergel- und Tonböden der Schwäbischen und Fränkischen Alp, sowie des Alpenvorlandes zugeordnet werden, damit sind diese Gebiete weitaus weniger von Säureinträgen beeinflusst. Hohe Verwitterungsraten basischer Kationen bei mittlerem Critical Limit für den pH-Wert (4,5) erlauben relativ hohe Säureinträge. Auch die Mergel-Pararendzinen der Endmoränen im nordostdeutschen Tief- und Hügelland haben eine hohe Säureneutralisationskapazität, ohne dass eine Degradierung der lehmreichen Böden zu befürchten ist.

Natürliches Grünland ist von unterschiedlicher Empfindlichkeit gegenüber Säureinträgen: Auf basenreichen anhydromorphen Böden entwickeln sich halbnatürliche Grünland-Vegetationsgesellschaften, die in Deutschland zu den geschützten Biotopen (*BNatSchG* § 20c) gehören (Kalktrockenrasen). Auch auf frischen und feuchten basenreichen Böden bis zu Kalkzwischenmooren bzw. Niedermooren auf Kalkmulde entwickeln sich z. B. schutzwürdige Traubentrespen- und Kalkbinsenrasen. Diese wertvollen Vegetationstypen sind gegenüber Säureinträgen sehr empfindlich, wenn auch der Boden selbst weniger empfindlich ist. Eine Degradierung dieser Standorte durch Verminderung des Basengehaltes sollte zum Schutz der naturschutzfachlich wertvollen Vegetation nicht zugelassen werden.

Natürlich neutrale und saure Böden, deren Basensättigung unter 30 % liegt, entwickeln spontan säureverträgliche Grünland-Pflanzengesellschaften. Diese sind gegenüber weiteren Säureinträgen relativ unempfindlich. Wenn die Säureinträge aber zu einem erheblichen Teil aus Stickstoffverbindungen bestehen, führt die gleichzeitig eutrophierende Wirkung zu mehr oder weniger starken Veränderungen der Vegetationsstruktur, so dass Wirkungen überlagert werden und nicht mehr eindeutig versauerungsbedingt nachweisbar sind.

Relativ niedrige Critical Loads weisen die basenarmen stark podsolierten Standorte der nordostdeutschen Tiefebene (Land Brandenburg) auf, die eine sehr niedrige Kationen-Verwitterungsrate des Substrats und gleichzeitig eine sehr niedrige zulässige Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität aufgrund der geringeren Niederschläge in der subkontinentalen Klimazone zu verzeichnen haben.

In den basenarmen, podsolierten Standorten der nordwestdeutschen Tiefebene und in der Altmark (z. B. Lüneburger Heide, Colbitz-Letzlinger Heide, ganz Schleswig-Holstein und im Westen Niedersachsens) stellen sich die Critical Loads für natürliches Grünland im mittleren Bereich zwischen 1000 und 1500 eq ha⁻¹ a⁻¹ ein. Obwohl die Basenverwitterungsraten denen der Sandböden der nordostdeutschen Tiefebene entsprechen, dürfen höhere Auswaschungsrate zugelassen werden, da im Durchschnitt viel höhere Niederschlags-

mengen in der subatlantischen Klimazone fallen. Auf den basen- und niederschlagsreichen Standorten der Schwäbischen Alb und in den Alpen zeigt sich eine geringere Empfindlichkeit gegenüber der Versauerung.

Heiden- und Moorheiden-Vegetationskomplexe sind relativ unempfindlich gegenüber Säureeinträgen. Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen, die bestimmenden Vegetationsgesellschaften in Heiden und Moorheiden, kommen nur auf Böden vor, die im natürlichen Zustand sauer bis subneutral sind. Da eine Heidevegetation an saure bis maximal subneutrale Böden angepasst ist, vertragen die Arten dieser Gesellschaften weitere Säureeinträge ohne Probleme, die Belastbarkeitsgrenzen zum Schutz der Vegetation können relativ hoch angesetzt werden, da das kritische Bc/Al-Verhältnis niedrig ist. Der Critical Load wird in diesen Fällen in der Regel von der kritischen ANC-Auswaschungsrate in Abhängigkeit von der Mindest-Verwitterungsrate des Aluminiums als notwendige Voraussetzung für die Erhaltung der Bodenstruktur bestimmt. Da es sich bei Heiden um saure Böden handelt, ist dieses Grenzkriterium allerdings relativ niedrig. Die Critical Loads der großen Heideflächen in der Lüneburger Heide und in der Niederlausitz weisen Critical Loads von 1000-1500 eq ha⁻¹ a⁻¹ auf.

Wie bei Grünland muss man hinsichtlich der Empfindlichkeit gegenüber Säureeinträgen auch bei **Sümpfen** in natürlich basenreiche Kalkzwischenmoore bzw. Niedermoore auf Kalkmudde und in natürlich subneutrale bis saure Sümpfe unterscheiden. Die basenreichen Sümpfe sind besonders schützenswert mit relativ niedrigen Belastbarkeitsgrenzen. Höhere Belastungsgrenzen als für Wald kann man für saure und subneutrale waldfreie Sümpfe zulassen, deren Vegetation an saure Verhältnisse angepasst ist und auf weitere Säureeinträge flexibel reagiert. Auch das Critical Limit $Al_{le(crit)}$ ist bei Mooren nicht relevant. Große Sümpfe wie der bei Berchtesgaden weisen demzufolge mittlere Critical Loads im Bereich von 1000-1500 eq ha⁻¹ a⁻¹ auf.

Vegetationsgesellschaften der **Torfmoore** sind an ein saures Milieu angepasst. Man kann sagen, je saurer (und stickstoffärmer) ein Regenarmmoor wird, desto stabiler ist das Ökosystem gegenüber Säureeinträgen. Aluminium wird zur Stabilisierung des Bodens nicht benötigt, da der Boden aus aluminiumfreiem Hochmoortorf besteht.

5.3.3 Ermittlung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge nach der Massenbilanzmethode

Dem Mapping Manual entsprechend (ICP MODELLING & MAPPING 2004) kommt auch für die Berechnung der Critical Loads in Bezug auf die eutrophierende Wirkung eine Massenbilanz-Methode zur Anwendung, ausführlich beschrieben in UBA-Texte Heft 39/2008 (GAUGER et al. 2008). Die Höhe der Critical Loads wird demzufolge bestimmt von den natürlichen Eigenschaften der betrachteten Ökosysteme. Die zulässige Stickstoffdeposition $N_{dep(acc)}$ kann dabei als die Einstellung des Gleichgewichts zwischen Stoffein- und -austrägen beschrieben werden. Zeitweilige Abweichungen vom Gleichgewichtszustand sind nur tolerierbar, solange das System aus sich selbst heraus regenerationsfähig bleibt (quasi-stationärer Zustand):

$$N_{dep} \leq N_{dep(acc)} = CL_{nut}(N)$$

Eine modellhafte Beschreibung des Stickstoffhaushalts von Ökosystemen unter diesen Bedingungen stellt die folgende Gleichung dar:

$$CL_{nut}(N) = N_u + N_i + N_{le(acc)} + N_{de}$$

wobei:

$CL_{nut}(N)$	=	Critical Load für eutrophierenden Stickstoffeintrag [$\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
N_u	=	Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation [$\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
N_i	=	Stickstoff-Immobilisierungsrate [$\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
$N_{le(acc)}$	=	tolerierbare Austragsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser [$\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
N_{de}	=	Denitrifikationsrate von Stickstoff [$\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

Die Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge haben sich gegenüber früheren Berechnungen etwas erhöht. Grund hierfür ist ein Methodenwechsel nach der Revision des international abgestimmten Manuals im Jahr 2008, wonach die tolerierbare Stickstoffaustragsrate mit dem Sickerwasser nunmehr für viele Ökosystemtypen deutlich höher als bisher angesetzt wird und einen Wertebereich umfasst (Tab. 3).

Tab. 3: Tolerierbare N-Konzentration in der Bodenlösung (ICP MAPPING & MODELLING 2004, update 2008)

Impact	$[M]_{acc}$ (mgN/L)
<i>Vegetation changes (data established in Sweden):¹</i>	
Lichens to cranberry (lingonberries)	0.2–0.4
Cranberry to blueberry	0.4–0.6
Blueberry to grass	1–2
Grass to herbs	3–5
<i>Vegetation changes (data established in The Netherlands):¹</i>	
Coniferous forest	2.5–4
Deciduous forest	3.5–6.5
Grass lands	3
Heath lands	3–6
<i>Other impacts on forests:</i>	
Nutrient imbalances	(0.2–0.4)
Elevated nitrogen leaching/N saturation	1
Fine root biomass/root length	1–3
Sensitivity to frost and fungal diseases	3–5

¹ Note that these values should be used with caution, e.g. in areas with high precipitation

Von Seiten des deutschen NFC wurde daraufhin ein nationaler Berechnungsansatz entwickelt, mit dem der Wertebereich zwischen den niedrigen Grenzkonzentrationen (Skandinavien) und den höheren (Niederlande) erfasst werden kann (Abb. 10). Die Zuordnung zu den eher kälteren nordischen und mäßig warmen mitteleuropäischen Standorttypen erfolgt dabei über die Vegetationszeitlänge.

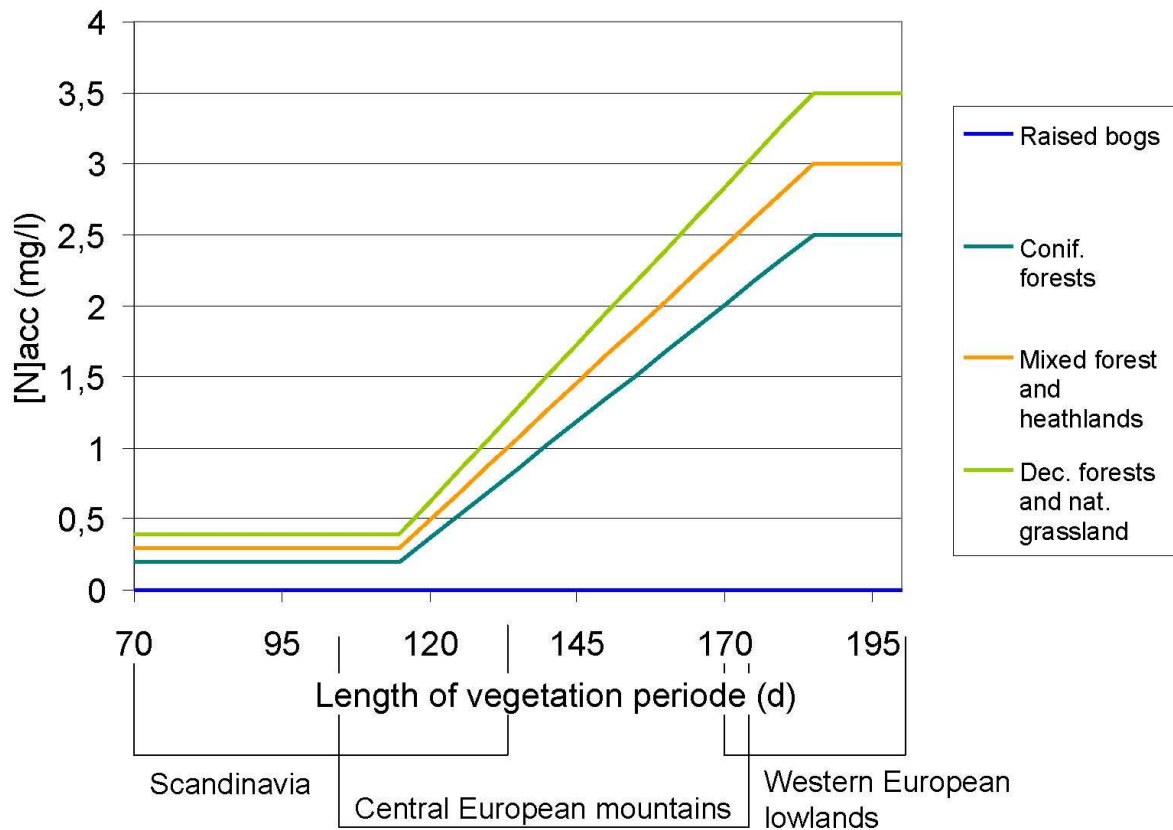


Abb. 10: Bestimmung der tolerierbaren N-Konzentration in der Bodenlösung in Abhängigkeit von der Vegetationsperiode

Wie aus den Boxplots des deutschen Critical Load Datensatz für eutrophierenden Stickstoff (Abb. 11) ersichtlich, schließen die Ergebnisse der CL-Berechnung nach dieser revidierten Methode auch den Bereich der empirischen Critical Loads (vergl. Kapitel 5.3.1) ein, sind jedoch deutlich differenzierter und überdecken einen sehr viel größeren Wertebereich.

Die regionale Verteilung der nach dieser Methode berechneten Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge zeigt Abb. 12 und Tab. 4 gibt deren statistische Flächenverteilung wieder.

Den gravierendsten Einfluss auf die Critical Loads hat die Entzugsrate durch Biomassernte, insbesondere bei Laubbäumen und natürlichem Grünland mit einem annähernd doppelt so hohen N-Gehalt in der Biomasse im Vergleich zu Nadelbäumen.

Etwa 17 % der untersuchten Flächen weisen besonders schutzbedürftige ökologische Rezeptoren (unter $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) auf, d. h. besonders eutrophierungsgefährdete Ökosysteme, die nur über ein sehr geringes N-Bindungsvermögen verfügen. Weiter regional differenziert zeigt das Ergebnis in Deutschland, dass die niedrigsten Belastbarkeitsgrenzen - und damit die höchste Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Stickstoffeinträgen - auf den trockenen nährstoffarmen Sanden der Sanderflächen am Rande des Spreeurstromtals, des Baruther Urstromtals, der Dahmeseenkette und in der Prignitz liegen. Dies resultiert aus der hier sehr niedrigen Sorptionsfähigkeit (Immobilisierungsrate) der sorptionsschwachen

armen und sauren Podsole und Podsol-Braunerden. Der Entzug von Stickstoffverbindungen aus dem Boden bei der Holzernte ist aufgrund relativ geringer Produktivität der nährstoffarmen trockenen Böden in der subkontinentalen trockenen Klimazone ebenfalls nur gering. So erstreckt sich ein Band sehr empfindlicher Standorte über die gesamte norddeutsche Tiefebene von der Niederlausitz und der Düben-Dahlener Heide über den Barnim, Fläming, Havelland, Prignitz, Altmark bis zur Lüneburger Heide. Von dieser sehr geringen Belastbarkeit ist besonders das Land Brandenburg betroffen, das neben den ärmsten Standorten außerdem noch deutschlandweit die geringsten Niederschläge aufweist.

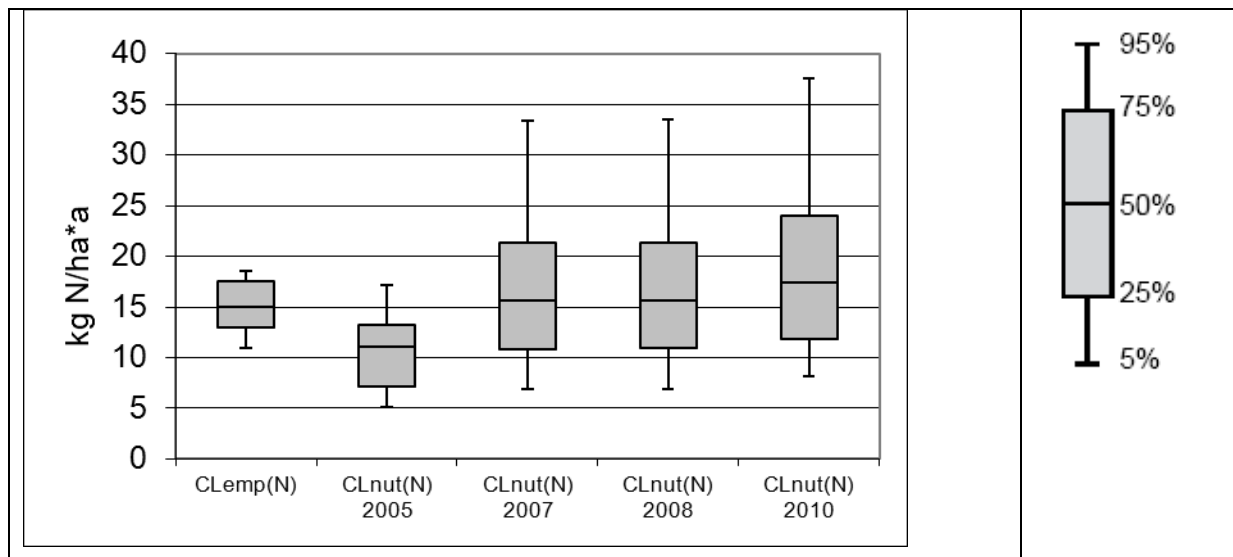


Abb. 11: Boxplots zum deutschen Datensatz der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff

Tab. 4: Statistische Verteilung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff

Critical Load [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	Anteil bezogen auf die Gesamtfläche Deutschlands [%]	Anteil bezogen auf die untersuchte Rezeptorfläche [%]
< 8	1,17	3,99
≥ 8 bis < 10	3,78	12,88
≥ 10 bis < 15	6,88	23,43
≥ 15 bis < 20	6,06	20,61
≥ 20 bis < 25	5,02	17,07
≥ 25 bis < 30	3,07	10,45
≥ 30 bis < 40	2,26	7,70
≥ 40	1,14	3,87
	29,38	100,00

Zur nächst höheren CL-Klasse (10-15 kg N ha⁻¹ a⁻¹) gehören das Münsterland, Ostfriesland und Mecklenburg-Vorpommern, der Pfälzer Wald, der Odenwald, südlicher Thüringer Wald, das Regnitz-Einzugsgebiet um Nürnberg, das Gebiet zwischen Bayreuth und Regensburg sowie das Donau-Einzugsgebiet zwischen Neu-Ulm und Biberach mit ebenfalls sorptionsschwachen Podsolen, die jedoch aufgrund der niedrigeren Temperaturen zwar höhere Immobilisierungsraten, aber geringere Stickstoffentzüge durch die Vegetation aufweisen.

Große Teile der Wälder in den deutschen Mittelgebirgen weisen Belastbarkeitsgrenzen von 10-20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ auf, auf den Kammlagen vereinzelt sogar bis zu 25 kg N ha⁻¹ a⁻¹ aufgrund der klimabedingten hohen Immobilisierungsraten.

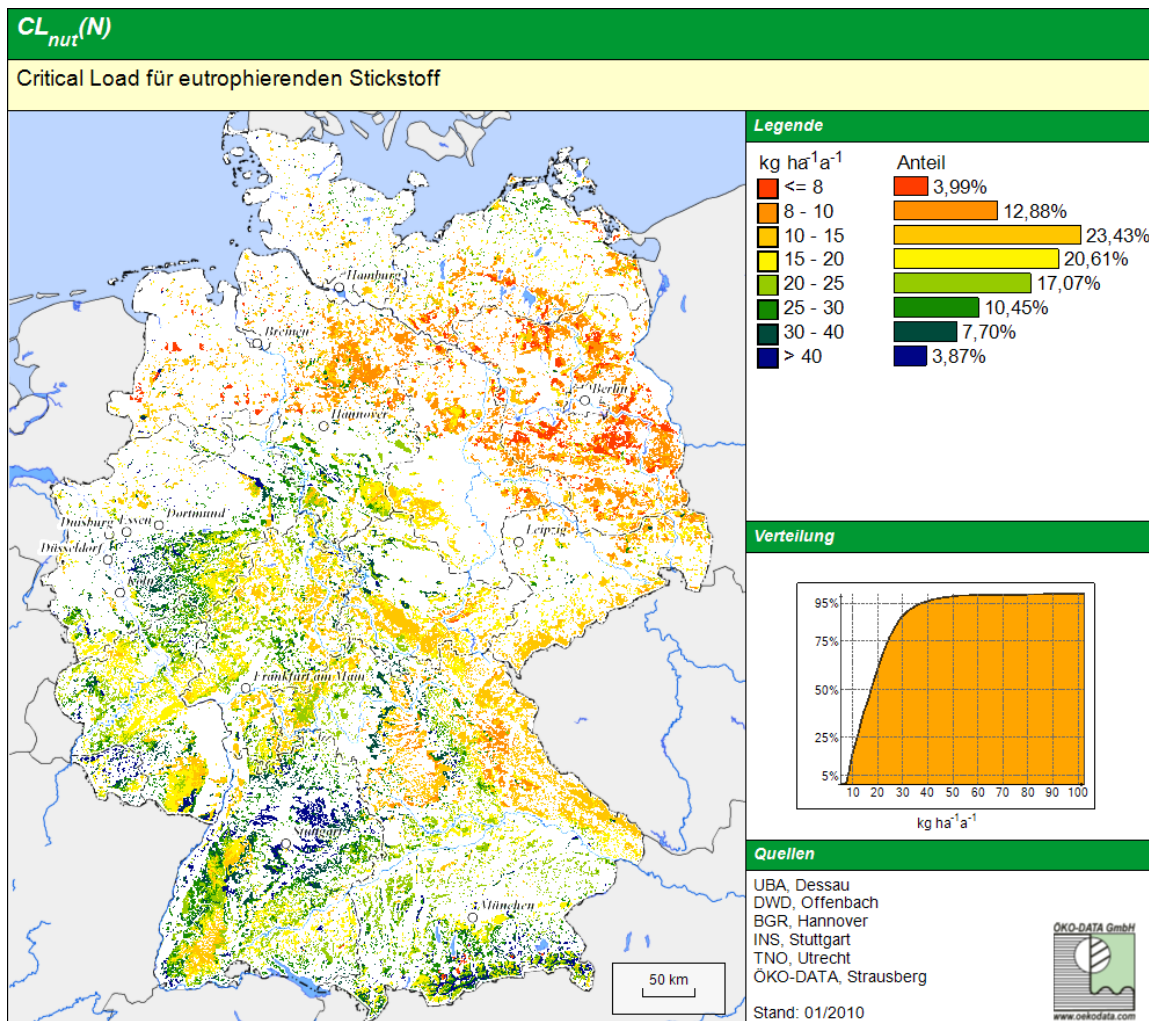


Abb. 12: Regionale Verteilung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge

In den küstennahen Bereichen von Mecklenburg, Holstein und Ostfriesland wirken sich die maritimen Klimateinflüsse günstig auf das Pflanzenwachstum und damit auf die Stickstoffentzüge aus, so dass hier teilweise bis $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ verkraftet werden.

In den anderen bisher nicht genannten Gebieten Deutschlands, insbesondere im Gebiet der Schwäbischen Alb, Fränkischen Alb, Bauland, Kraichgau, Frankenhöhe, Steigerwald und der Weser-Else-Tiefebene zwischen Göttingen und Osnabrück wirkt sich der höhere Anteil an Laub- und Mischwäldern auf basenreicheren Braunerde-Rendzina, -Terra fusca, -Pelosol aus Kalk-, Mergel und Dolomitgesteinen signifikant auf den Belastbarkeitsgrenzwert aus, da damit ein hoher Entzug von Stickstoff aus dem Boden im Zusammenwirken mit guter Basen- und Wasserversorgung der fruchtbaren Böden verbunden ist.

Da die Rezeptorflächen überwiegend durch die **Wälder** repräsentiert werden, hat deren Verteilung die ausschlaggebende Bedeutung bei der vorangehenden Darstellung der regionalen Verteilung der Critical Loads.

Für die waldfreien naturnahen Rezeptorflächen lassen sich folgende regionale Differenzierungen feststellen:

Die Grünmasseerträge (ausgewiesen in Trockenmasse) auf **natürlichem Grünland** schwanken stärker als die Holzerträge (Trockenmasse) in Abhängigkeit von den Standortbedingungen. Während auf reichen hydromorphen Böden bei mittleren Wasserständen von 5-10 dm unter Geländeoberfläche die Trockenmasseerträge von

Grasland höher sind als die Holz-Trockenmasseerträge eines standortgerechten Baumbestandes, sind die Graserträge auf sehr armen und trockenen Standorten wesentlich niedriger als entsprechende Holzerträge auf gleichem Standort.

Grasbestände haben aber grundsätzlich einen höheren Stickstoffgehalt in der Erntemasse als Holz. Daraus resultiert bei annähernd gleichen Phytomasse-Trockensubstanz-Erträgen ein höherer N-Entzug mit i. d. R. das Doppelte.

So liegen die empfindlichsten Grünlandstandorte mit Critical Loads von 5-10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ auf grundwasserfernen armen Sand- und Eisenpodsolböden im norddeutschen Flachland (Brandenburg, Colbitz-Letzlinger Heide, Lüneburger Heide, Münsterland).

Die Grünlandstandorte in den Gebirgen mit basenreichen Böden (Schwäbische Alb, Alpen) sind sowohl durch gute Nährstoffversorgung, als auch durch höhere Jahresniederschläge begünstigt und weisen eine gute Grünmasseentwicklung auf. Die Critical Loads liegen hier deshalb im oberen Bereich (15-25 kg N ha⁻¹ a⁻¹).

Die nährstoffarmen, aber grundwasserbeeinflussten Sand-Grundgleye z. B. in der Niederlausitz weisen ebenfalls einen mittleren Ertrag, das bedeutet mittlere Critical Loads auf. Die höchsten Erträge (höher als die der entsprechenden Eichen-Eschen-Bestände) können auf grundwassernahen Auenböden mit Graslandbewirtschaftung erzielt werden, so ergeben sich sehr hohe Critical Loads (>20 kg N ha⁻¹ a⁻¹) in den Auen, insbesondere der Elbe, der Weser und der Oder.

Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen, die bestimmenden Vegetationsgesellschaften in **Heiden und Moorheiden**, kommen nur auf Böden vor, die im natürlichen Zustand sauer bis subneutral und nährstoffarm bis mäßig nährstoffversorgt sind. Demzufolge sind alle Heiden und Moorheiden empfindlich gegenüber Stickstoffeinträgen.

Die Critical Loads für Heiden und Moorheiden sind also generell in allen Bodenregionen relativ niedrig mit unter 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Niederlausitz, Lüneburger Heide, Colbitz-Letzlinger Heide, Wittstocker Heide) zu verzeichnen.

Da **Sümpfe** nur relativ selten (maximal alle 3 Jahre) zu Streuzwecken, zur Reetgewinnung u. a. genutzt werden, ist der Entzug in Sümpfen wesentlich geringer als bei natürlichem Grünland. Andererseits ist die Denitrifikationsrate in den nassen Sümpfen höher als auf anhydromorphen Böden. Die regionale Differenzierung der Critical Loads entspricht der für Grünlandökosysteme, der Critical Load ist aber generell etwa 5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ tiefer anzusetzen. So weist die große Sumpffläche bei Berchtesgaden einen Critical Load von 10 bis 15 kg N ha⁻¹ a⁻¹ auf.

Torfmoore, auch Regenarmmoore genannt, entstehen grundsätzlich nur in sehr saurem, sehr nährstoffarmem Milieu. Unabhängig von der ausgewiesenen Leitbodenassoziation handelt es sich an diesen Standorten immer um sehr nährstoffarme Substrate. Demzufolge sind Torfmoore immer die empfindlichsten Ökosystemtypen gegenüber Stickstoffeinträgen. Torfmoore können maximal 3-5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ durch Denitrifikation kompensieren, dem einzigen wirksamen Senkenprozess im Stoffkreislauf. Ein Entzug über Biomasse findet i. d. R. fast nicht oder nur sehr selten statt. So sind die großflächigen Torfmoore im Nordwesten des Landes Niedersachsen (Ostfriesland, Emsland, Bourtanger Moor) durch niedrige Critical Loads gekennzeichnet und erweisen sich als sehr empfindlich gegenüber Stickstoffeinträgen.

5.4 Die Überschreitung der Critical Loads durch Depositionen

Im Sinne des vorbeugenden Umweltschutzes und einer nachhaltigen Entwicklung wird mit der Einhaltung von ökologischen Belastungsgrenzen eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung gewährleistet. Umgekehrt kann bei der Überschreitung von Critical Loads durch die aktuellen Stoffeinträge nicht zwingend von einem sofortigen Schaden ausgegangen werden, jedoch ist das jeweilige Ökosystem einem beträchtlichen Risiko von schädigenden Veränderungen ausgesetzt. In Praxi resultieren aus solch grenzwertüberschreitenden Stoffeinträgen oft in Kombination mit anderen Faktoren, wie Schädlingsbefall, Frost- oder Dürreperioden, eine verminderte Vitalität des Ökosystems, ein Verlust an biologischer Vielfalt und eine eingeschränkte Selbstregulation. Letztendlich kann die langandauernde Überschreitung der Critical Loads zum Zusammenbruch des Ökosystems führen, wie es bei den Waldschäden infolge des „Sauren Regens“ in den 80er Jahren des letzten Jahrhunderts deutlich wurde.

Zur Einschätzung der Umweltqualität in Deutschland werden daher seit 1990 die Einhaltung bzw. Überschreitung von Critical Loads bestimmt und in ihrem zeitlichen Trend dargestellt (Abb. 14 und Abb. 16). Veränderungen ergeben sich dabei hauptsächlich durch die Verminderung von Schadstoffeinträgen in Folge der Luftreinhaltemaßnahmen. Zu einem kleineren Teil spiegeln sich aber auch aktualisierte Datenbestände (z.B. im Jahr 2008 die Einführung der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland, BÜK 1000 N 2.3 (BGR 2008)) und methodische Veränderungen in der Depositionsberechnung (siehe vorrangegangene Kapitel) in den Ergebnissen wieder. Daher sind in den Darstellungen die verschiedenen Datenquellen für die einzelnen Jahre angegeben. Wegen des Methodenwechsels in der Depositionsberechnung sind die Ergebnisse für das Jahr 2004 aus der aktuellen MAPESI Modellierung und dem Vorgängerprojekt in die Abbildungen aufgenommen worden.

5.4.1 Überschreitung der Critical Loads für versauernde Einträge durch Depositionen von Schwefel- und Stickstoffeinträgen

Aus dem Vergleich der Belastungsgrenzen für Säureeinträge mit der tatsächlichen Belastung im Jahr 2007 (Abb. 13) wird deutlich, dass erhebliche Überschreitungen der Critical Loads der Vergangenheit angehören und im zeitlichen Verlauf inzwischen gleichbleibend oder rückläufig sind. Insbesondere Schwefel stellt kaum noch ein Problem dar. Der bedeutendste Rückgang der Überschreitungen von Critical Loads für die versauernde Wirkung ist im Zeitraum zwischen 1990 und 2000 zu beobachten (Abb. 14), wobei mittlerweile vor allem die N-Depositionen für die noch andauernde Versauerung wirksam werden.

Allerdings sollte bis zum Jahr 2010 die Gefährdung der Ökosysteme durch einen zu hohen Eintrag von säurebildenden Luftschadstoffen europaweit (EU27) auf nahezu 90% der Rezeptorflächen ausgeschlossen werden, von dieser Zielstellung ist Deutschland noch erheblich entfernt (CCE 2008).

Trotzdem waren die Bemühungen zur Verringerung der sauren Schadstoffeinträge in Ökosysteme in den letzten Jahrzehnten erfolgreich. Extrem hohe Überschreitungen der Critical Loads, wie sie noch Anfang der 90er Jahre zu beobachten waren, gibt es nicht mehr und mehr als die Hälfte der Ökosysteme sind keinem Versauerungsrisiko mehr ausgesetzt.

Hervorzuheben ist auch, dass eine deutliche Abnahme der Belastungsintensität über die letzten Jahrzehnte zu verzeichnen ist. Der Anteil extrem überbelasteter Ökosysteme mit mehr als $1000 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ über dem Critical Load sank von 62 % im Jahr 1990 auf 5 % im Jahr 2007. Im gleichen Zeitraum stieg der Anteil vor Versauerung geschützter Rezeptoren von 15 % (1990) auf 55 % im Jahr 2007. Allerdings stagniert diese Entwicklung nun. Wichtig wird daher die Frage, ob und wann sich Ökosysteme von den extremen Belastungen der Vergangenheit erholen und welche Rolle zusätzliche Maßnahmen dabei spielen können. Antworten darauf lassen sich aber nicht durch die Berechnung von Critical Loads nach der Massenbilanzmethode finden, sondern nur in Anwendung von dynamischen Modellen (siehe Kapitel 5.5).

5.4.2 Überschreitung der Critical Loads für eutrophierende Einträge durch Depositionen von Stickstoffeinträgen

Verglichen mit den Schwefeldepositionen sind deutlich geringere Fortschritte bei der Verminderung einer schädigenden Eutrophierung durch zu hohe Stickstoffeinträge zu verzeichnen. Die nach wie vor zu hohe Konzentration von oxidierten und reduzierten Stickstoffverbindungen in der Luft bleibt ein andauerndes Umweltproblem. Da die Stickstoffverbindungen sowohl zur Säurebelastung als auch zur Eutrophierung beitragen, müssen in naher Zukunft weitere Maßnahmen ergriffen werden, um die Freisetzung dieses Luftschadstoffs zu reduzieren. Im Jahr 2007 waren nur etwas mehr als ein Fünftel der untersuchten Ökosysteme keiner Gefährdung durch Eutrophierung mehr ausgesetzt (Abb. 15), wohingegen europaweit die Zielstellung bis 2010 mit einem Drittel (EU 27, 31%) unter Schutz zu stellender Rezeptoren angegeben wurde (CCE 2008). Nach der Konvention zum Schutz der Biodiversität (CBD) sind bis zum Jahr 2020 sogar alle Ökosysteme vor weiterer Eutrophierung zu bewahren (Abb. 16).

Ebenso wie beim Schutz vor Versauerung ist jedoch auch bei der Eutrophierung eine deutliche Abnahme der Belastungsintensität über die letzten Jahrzehnte zu verzeichnen. Der Anteil extrem überbelasteter Ökosysteme mit mehr als $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ über dem Critical Load sank von 67 % im Jahr 1990 auf 7 % im Jahr 2007. Im gleichen Zeitraum stieg der Anteil vor Eutrophierung geschützter Rezeptoren von 0,3 % (1990) auf über 22 % im Jahr 2007.

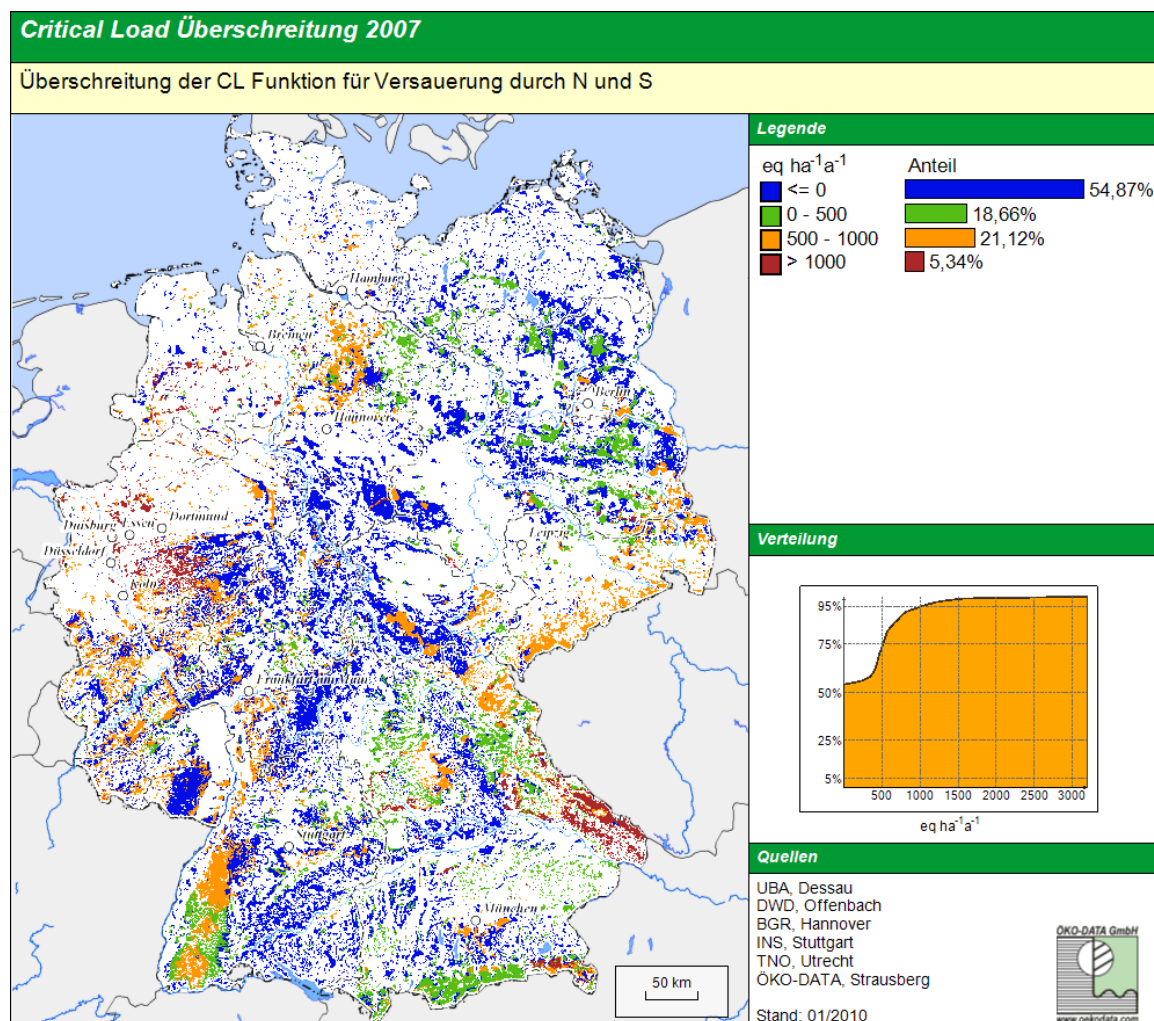


Abb. 13: Überschreitung der Critical Loads durch Säureeinträge im Jahr 2007

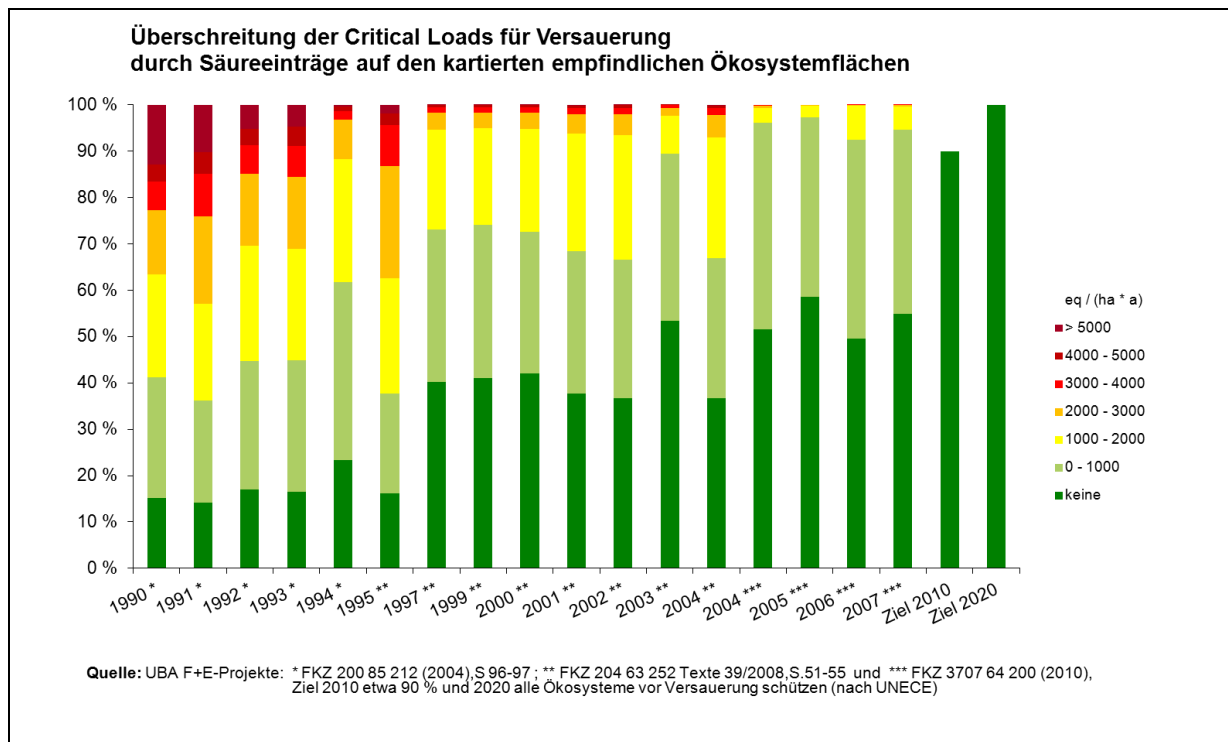


Abb. 14: Überschreitung von Critical Loads für Versauerung durch Säureeinträge

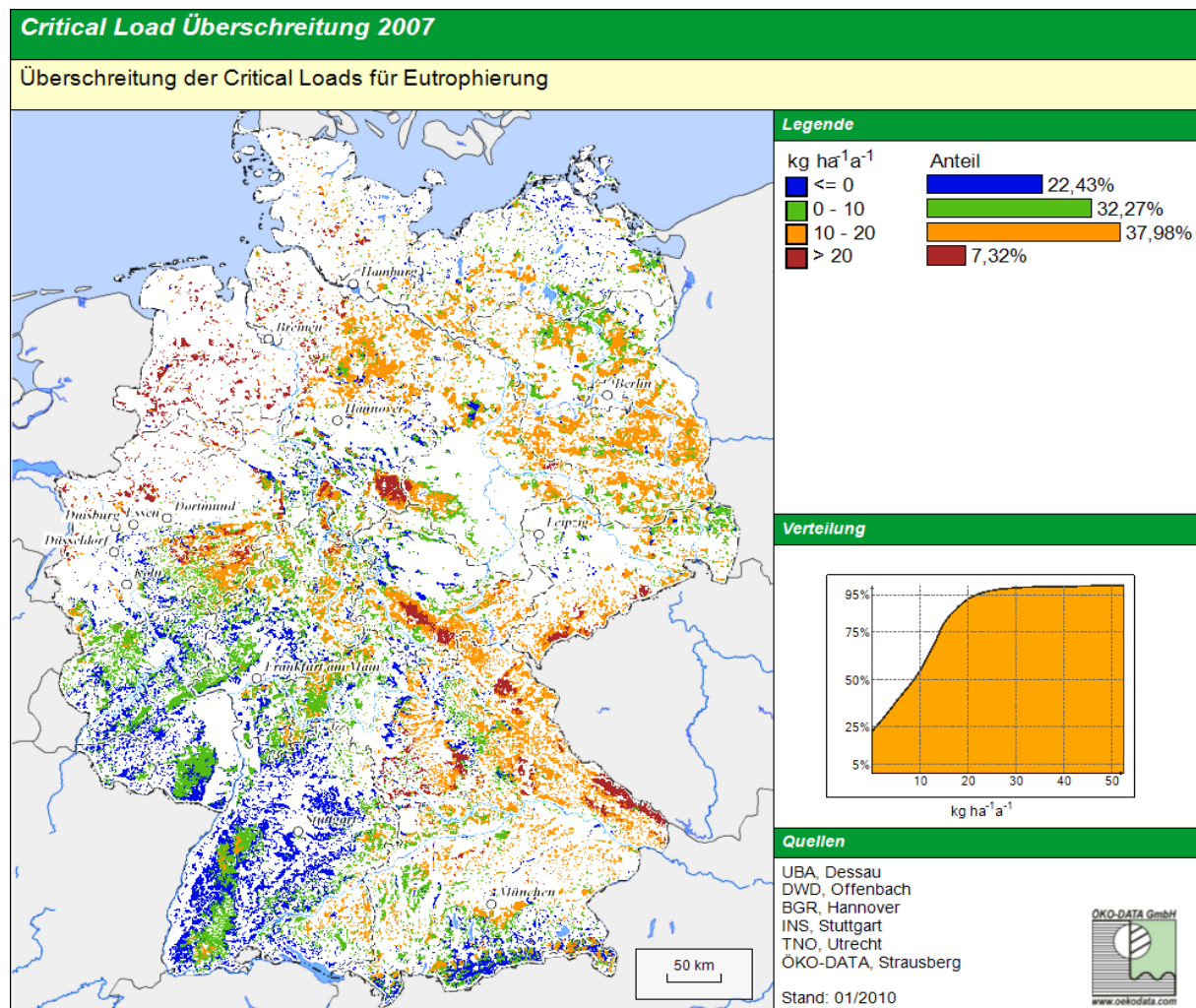


Abb. 15: Überschreitung der Critical Loads für Eutrophierung im Jahr 2007

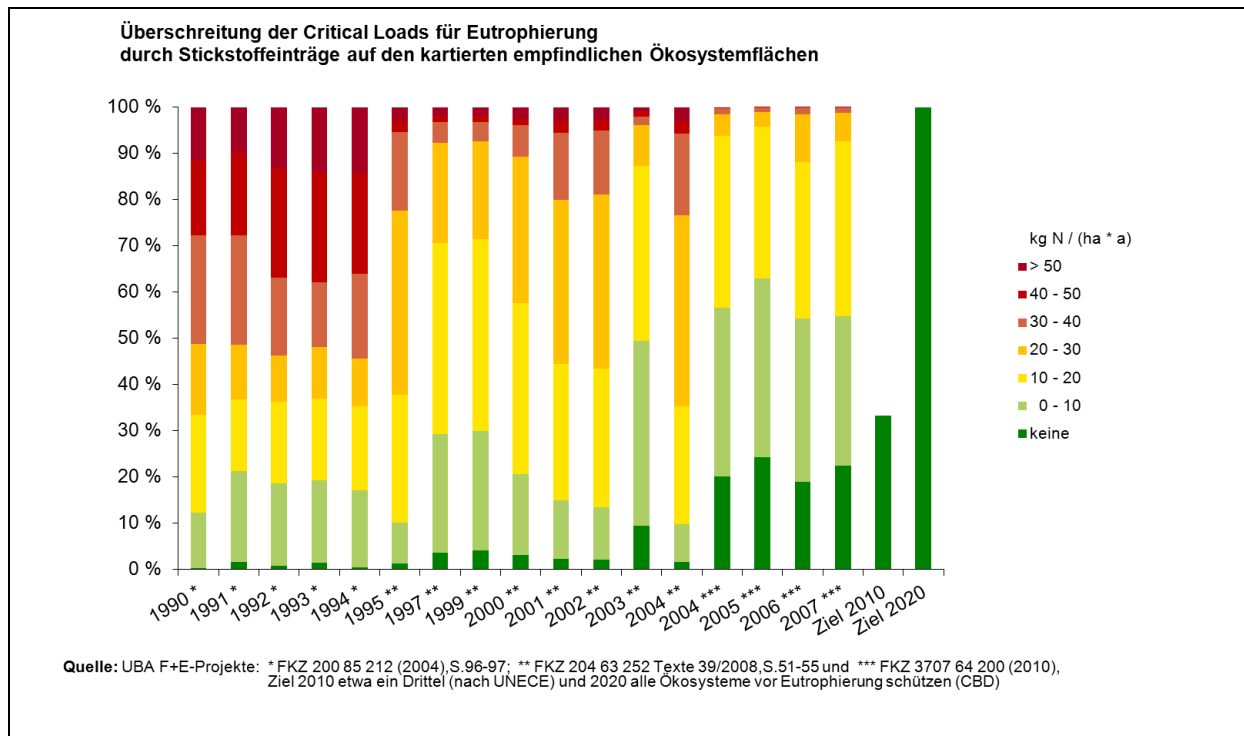


Abb. 16: Überschreitung der Critical Loads für Eutrophierung durch Stickstoffeinträge

5.4.3 Belastungstypen / Minderungsziele auf Basis der Critical-Load-Funktion

In den vorangegangenen Kapiteln 5.4.1 und 5.4.2 wurden Wirkungen durch Versauerung und Eutrophierung getrennt voneinander betrachtet und die entsprechenden kritischen Belastungsgrenzen für Säurebildner und eutrophierenden Stickstoff bestimmt. Um die versauernd wirkenden Einträge von Schwefel- und Stickstoffverbindungen sowie die Eutrophierungswirkung des Stickstoffs im Zusammenhang bewerten sowie notwendige Maßnahmen zur Senkung des Schadstoffeintrags ableiten zu können, werden Critical-Load-Funktionen genutzt. Die Abb. 17 bis Abb. 21 zeigen den **idealisierten** Verlauf einer Critical-Load-Funktion.

Für die Critical-Load-Funktion werden bestimmt:

- maximaler zulässiger Eintrag von versauernden Schwefelverbindungen $CL_{max}(S)$, der unter der Annahme errechnet wird, dass ausschließlich Schwefel- und keine Stickstoffverbindungen ($N_{dep}=0$) zur Versauerung beitragen;
- Critical Load für den zulässigen versauernd wirkenden Stickstoffeintrag $CL_{max}(N)$, der analog zum maximalen Schwefeleintrag unter der Annahme bestimmt wird, dass ausschließlich Stickstoff zu den Versauerungsprozessen führt ($S_{dep}=0$);
- maximale Deposition von eutrophierenden Stickstoffverbindungen $CL_{nut}(N)$, wobei dieser Wert für den Fall $CL_{nut}(N) < CL_{max}(N)$ die Funktion begrenzt;
- Wert für den minimal notwendigen Stickstoffeintrag $CL_{min}(N)$, da dieser als Nährstoff nicht völlig aus dem System herausgenommen und deshalb, anders als beim Schwefel, die Stickstoffdeposition nicht auf den Wert Null reduziert werden kann. Der Wert ergibt sich aus: $CL_{min}(N) = N_u + N_i$

Aus der Kenntnis der Eintragsraten von Schwefel und Stickstoff ergibt sich ein Depositionspunkt $[S_{\text{dep(akt)}}; N_{\text{dep(akt)}}]$, aus dessen Lage zur Critical-Load-Funktion nun die Einhaltung oder Überschreitung der ökologischen Belastungsgrenzen ersichtlich wird. Ebenso lassen sich Strategien zum Erreichen der Critical Loads und die Anteile der dafür notwendigen Minderung der Schwefel- und/oder Stickstoffdeposition ableiten. Prinzipiell können dabei die folgenden Belastungstypen unterschieden werden:

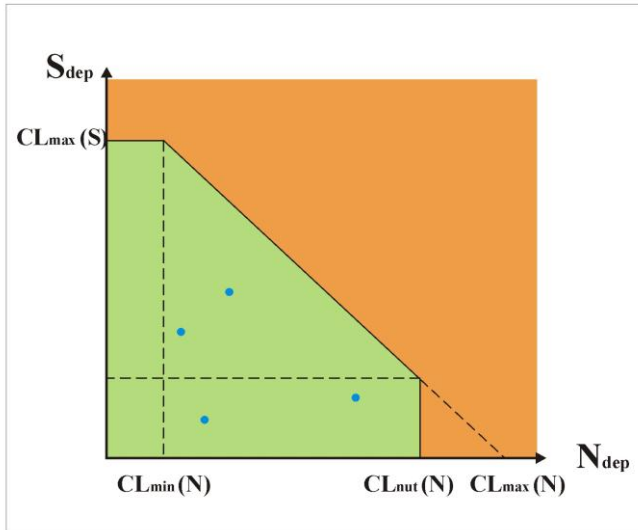


Abb. 17: Belastungstyp 0, die Critical Loads werden durch die Depositionen (blaue Punkte für mögliche Wertepaare $S_{\text{dep}}; N_{\text{dep}}$) nicht überschritten

Belastungstyp 0:

Der Depositionspunkt $(S_{\text{dep}}; N_{\text{dep}})$ befindet sich innerhalb der Critical-Load-Funktion (in der grünen Fläche in Abb. 17). Die ökologischen Belastungsgrenzen sind eingehalten, es ist weder für Säure noch hinsichtlich der Eutrophierung Handlungsbedarf gegeben und emissionsmindernde Maßnahmen sind nicht erforderlich.

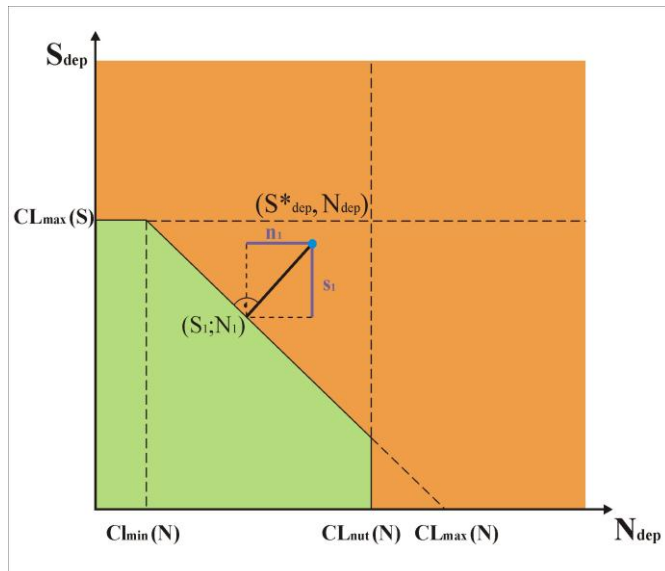


Abb. 18: Belastungstyp 1; Depositionsminderung vom Depositionspunkt (blauer Punkt für aktuelles Wertepaar $S^*_{\text{dep}}; N_{\text{dep}}$) wahlweise für Schwefel und/oder Stickstoff erforderlich

Belastungstyp 1:

Befindet sich der Depositionspunkt $(S^*_{\text{dep}}; N_{\text{dep}})$ außerhalb der Critical-Load-Funktion (vgl. Abb. 18), ist aber kleiner oder gleich $CL_{\text{max}}(S)$ und $CL_{\text{nut}}(N)$ bzw. $CL_{\text{max}}(N)$, dann ist der Critical Load für Säure durch die Summe von Stickstoff- und Schwefel-einträgen überschritten, aber der Critical Load für die Eutrophierung bleibt eingehalten. Zur Vermeidung der versauernden Wirkung sind Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoff- und/oder Schwefel-depositionen erforderlich. Wahlweise kann ein Weg in die Funktion ausgewählt werden, der kürzeste ist die rechtwinklige Verbindung, bei der die Schwefelminderung um den Betrag s_1 und die des Stickstoffs um n_1 erfolgt.

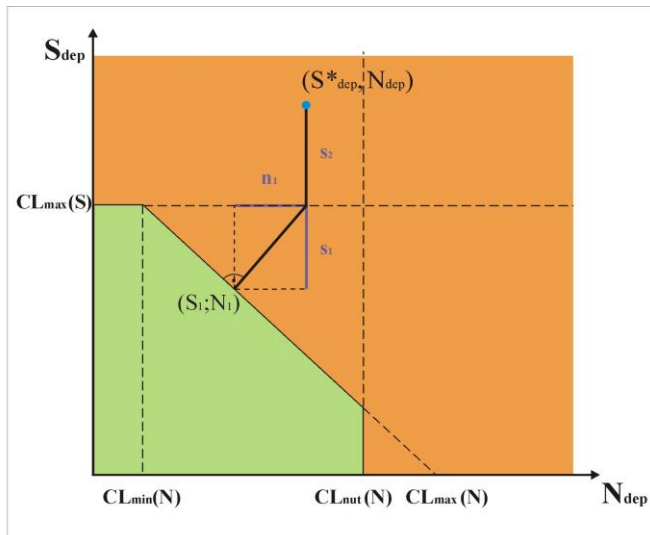


Abb. 19: Belastungstyp 2, schwefeldominierte Überschreitung der Critical Loads für Säure (blauer aktueller Depositionspunkt für Wertepaar $S^*_{dep}; N_{dep}$)

Belastungstyp 2:

Befindet sich der Depositionspunkt ($S^*_{dep}; N_{dep}$) oberhalb von $CL_{max}(S)$, aber unterhalb von $CL_{nut}(N)$ und von $CL_{max}(N)$, dann

- ist der Critical Load für Säure bereits allein durch Schwefel-, zusätzlich aber außerdem noch durch Stickstoffeinträge überschritten,
- der Critical Load für die Eutrophierung wird hingegen eingehalten.

In diesem Fall muss zwangsläufig zunächst die Schwefel-Deposition reduziert werden, und zwar mindestens um den Betrag s_2 . Danach ist nach Belastungstyp 1 zu verfahren, es kann wahlweise die Schwefel- und/oder Stickstoffbelastung reduziert werden (vgl. Abb. 19).

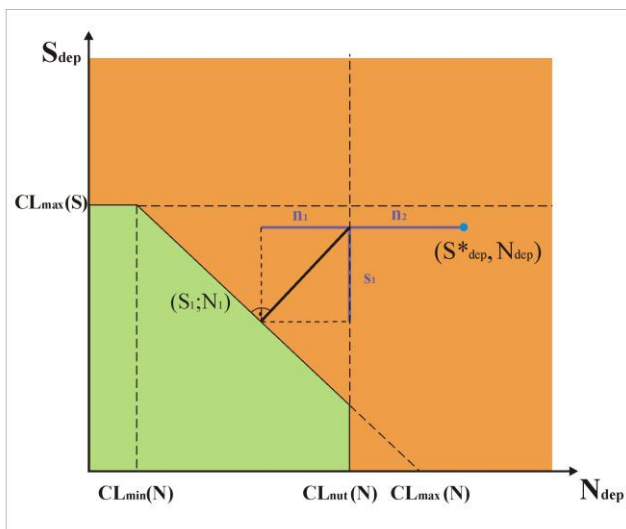


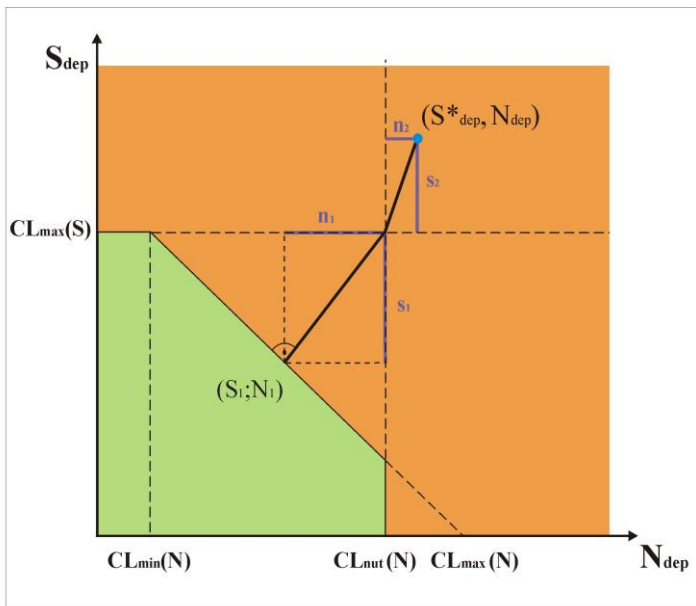
Abb. 20: Belastungstyp 3, stickstoffdominierte Überschreitung beider Critical Loads (blauer aktueller Depositionspunkt für Wertepaar $S^*_{dep}; N_{dep}$)

Belastungstyp 3:

Befindet sich der Depositionspunkt ($S^*_{dep}; N_{dep}$) unterhalb von $CL_{max}(S)$, aber oberhalb von $CL_{nut}(N)$, dann

- ist der Critical Load für die Eutrophierung durch Stickstoffeinträge überschritten,
- und der Critical Load für Säure ist durch die Summe aus Stickstoff- und Schwefeleinträgen überschritten.

Zunächst muss zwangsläufig die Stickstoff-Deposition um mindestens den Betrag n_2 gesenkt werden, bevor wiederum das Verfahren nach Belastungstyp 1 möglich wird (vgl. Abb. 20).



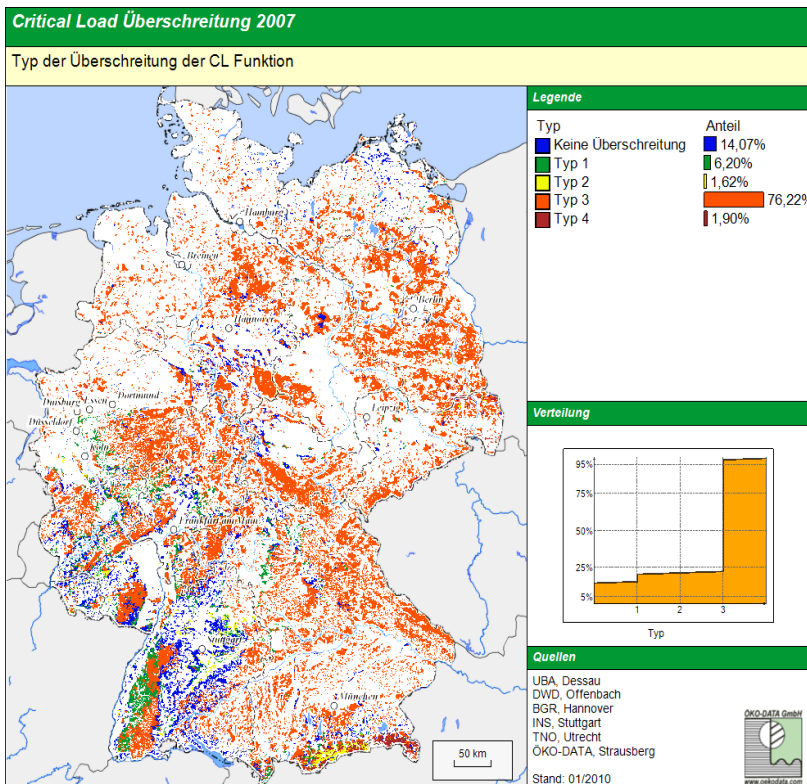
Belastungstyp 4:

Befindet sich der Depositionspunkt (S_{dep}^* ; N_{dep}) oberhalb von $CL_{max}(S)$ und gleichzeitig oberhalb von $CL_{nut}(N)$, dann
 → ist der Critical Load für Säure jeweils bereits allein durch die Schwefel-einträge als auch allein durch die Stickstoffeinträge überschritten und
 → ist der Critical Load für die Eutrophierung durch Stickstoffeinträge ebenfalls überschritten.

Bei diesem Belastungstyp muss zwangsläufig die Schwefel- und die Stickstoffdeposition zunächst um die Beträge n_2 und s_2 reduziert werden. Danach kann wiederum entsprechend Belastungstyp 1 verfahren werden (vgl. Abb. 21).

Abb. 21: Belastungstyp 4, beide Critical Loads sind von beiden Schadstoffen überschritten (blauer aktueller Depositionspunkt für Wertepaar S_{dep}^* ; N_{dep})

Für Deutschland ergibt sich hinsichtlich der Belastungstypen im Jahr 2007 ein eindeutiges Bild: Bei 76 % der untersuchten Ökosysteme ist als vordringliche Maßnahme die Minderung des Stickstoffeintrags (Belastungstyp 3) zwingend erforderlich (Abb. 22). Damit ist der Wandel vom schwefelgeprägten Eintragstyp zum Stickstoff als Hauptbelastungsfaktor nochmals eindeutig belegt.



Im Jahr 1990 ergab eine gleiche Analyse noch, dass auf 83 % der Flächen sowohl Schwefel als auch Stickstoff (Belastungstyp 4) zu reduzieren waren, im Jahr 2007 trifft dies nur noch auf unter 2 % der Rezeptoren zu (vgl. Abb. 23 und Tab. 5).

Abb. 22: Belastungstypen bei der Critical Load Überschreitung im Jahr 2007

Belastungstypen - erforderliche Minderung von Schwefel- und / oder Stickstoffeinträgen

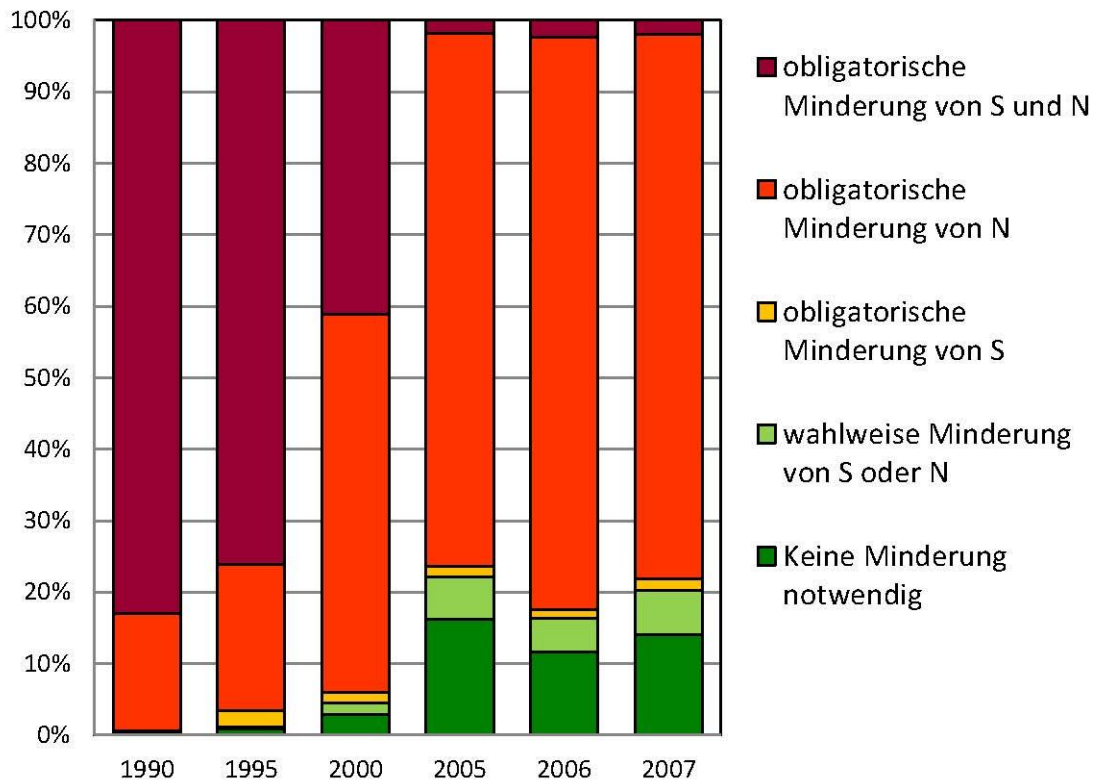


Abb. 23: Minderungserfordernisse zur Einhaltung der Critical Loads Funktion

Tab. 5: Prozentuale Anteile der Belastungstypen im Zeitraum zwischen 1990 und 2007

Belastungstypen	Jahr 1990	Jahr 1995	Jahr 2000	Jahr 2005	Jahr 2006	Jahr 2007
Keine Minderung notwendig	0,29%	0,92%	2,83%	16,19%	11,62%	14,07%
wahlweise Minderung von S oder N	0,03%	0,23%	1,67%	5,92%	4,73%	6,20%
obligatorische Minderung von S	0,30%	2,24%	1,53%	1,54%	1,27%	1,62%
obligatorische Minderung von N	16,35%	20,45%	52,85%	74,57%	80,04%	76,22%
obligatorische Minderung von S und N	83,04%	76,17%	41,11%	1,78%	2,34%	1,90%

5.5 Dynamische Modellierung

Ein Nachteil der Massenbilanzmethode ist, dass es sich um Momentaufnahmen ohne jeglichen Zeitbezug handelt. So gehen weder die teilweise weit zurückreichenden Vorbelastungen noch die Variabilität des Systems selbst in die Bilanz ein. Somit geben Gleichgewichtsansätze keinerlei Auskunft darüber, ob der Schaden der Überlastungen der Vergangenheit bereits eingetroffen ist oder wann dieser eintritt. Bereits geschädigte Standorte erholen sich möglicherweise nur langsam oder auch gar nicht. Selbst wenn die Belastungen auf das Critical Load Niveau gesenkt werden, können bereits irreversible Schäden eingetreten sein und für eine nachhaltige Erholung wären deutlich geringere Frachten oder bei Versauerung hilfsweise auch periodische Bodenschutzkalkungen nötig.

International wurde daher eine Reihe von dynamischen Modellen entworfen, die ein genaueres Abbild historischer Entwicklungen und auch Voraussagen über die andauernde Gefährdung oder eine zukünftige Erholung der Ökosysteme ermöglichen. Nach vergleichenden Modellstudien (SCHLUTOW A, KRAFT P, 2008) wurde für die Bearbeitung des deutschen Datensatz das vom CCE zur Verfügung gestellte geochemische dynamische Modell VSD (2007 - 2009) und VSD+ (ab 2010) genutzt. Mit diesem Modell wurde einerseits gewährleistet, dass vergleichbare Ergebnisse zu den anderen europäischen Ländern erzielt werden (VSD / VSD+ ist Bestandteil der CFD) und andererseits sich kein kostenintensiver zusätzlicher Aufwand hinsichtlich der Datenerhebung ergab, wie er z.B. bei einer Mineralanalyse für das Modell ForSAFE erforderlich wäre.

Das VSD-Modell (Very Simple Dynamic Modell) ist eine einfache dynamische Erweiterung der Massenbilanzmodelle mit Prozessen wie Kationenaustausch und Stickstoffimmobilisierung. Es beschränkt sich auf wenige Schlüsselprozesse im Ökosystem. Das VSD-Modell besteht aus einer Anzahl von Massenbilanzgleichungen, die die Verhältnisse von Stoffeinträgen in den Boden zu den Stoffausträgen beschreiben. Die Bodenlösungsschemie hängt im VSD-Modell ausschließlich von den Nettoeinträgen aus der Atmosphäre und den geochemischen Umsetzungen im Boden (CO_2 -Gleichgewicht, Silikat- und Karbonatverwitterung, Kationenaustausch) ab. Die Wechselwirkungen im Boden werden mit massenstromabhängigen Prozessen wie Pflanzenaufnahme, Verwitterung oder durch Gleichgewichtsreaktionen (z. B. Kationenaustausch) modelliert. Der Austausch von Al, H, Ca+Mg+K wird mit Gaines-Thomas- oder Gapon-Gleichungen beschrieben.

Seit 2010 können mit dem erweiterten Modell VSD+ auch die Stickstoff- und Kohlenstoffwandlungsprozesse berücksichtigt werden.

VSD / VSD+ sind einfache Einschichtmodelle, d.h. die vertikale Heterogenität des Bodens wird vernachlässigt. Der Lösungstransport wird folglich unter Annahme einer gleichmäßigen Mischung der Elementeträge in der betrachteten Bodenschicht (Durchwurzelungszone) dargestellt. Es wird angenommen, dass die Wassermenge, die diese Bodenschicht nach unten verlässt, gleich dem Niederschlagsüberschuss entsprechend der klimatischen Wasserbilanz ist. Das Modell berechnet Zeitschritte von einem Jahr, jahreszeitabhängige Schwankungen sind nicht berücksichtigt.

Als Eingangsdaten für die Prognose des C/N-Verhältnisses benötigt man einen Startwert zur Kalibrierung des Modells, d. h. einen realen Messwert des C-Pools und des C/N-Verhältnisses mit Angabe des Jahres, in dem gemessen wurde. Für die deutschen Rezeptorflächen muss der Initial-C/N, der C-Pool und die Werte für die bodenspezifischen kritischen Minima und Maxima von C/N-Verhältnissen abgeschätzt werden anhand der Referenzdaten, die sich aus der Auswertung und statistischen Analyse von Erhebungen der ökologischen Zustandskontrolle im Wald ergeben. Anhand der Referenzdaten unbelasteter Standorte wurden diese Initialwerte für das Jahr 1960 abgeschätzt unter der Annahme, dass zu dieser Zeit eine erhebliche anthropogene Änderung des primär natürlichen boden-, klima- und baumartenbedingten C- und N-Pools sowie des C/N-Verhältnisses noch nicht stattgefunden hatte.

Für den CFD im Jahr 2008 wurde der deutsche Critical-Load-Datensatz mit dem VSD Modell berechnet. Die Ergebnisse der Modellrechnungen zeigen beim pH-Wert als Indikator für die Versauerung (Abb. 24) eine leichte Erholung bei Realisierung der bisher beschlossenen Maßnahmen zur Luftreinhaltung (Current Legislation, CLE) und eine noch etwas bessere Prognose bei allgemeiner Anwendung der besten verfügbaren Technik (Maximum Feasible Reduction, MFR).

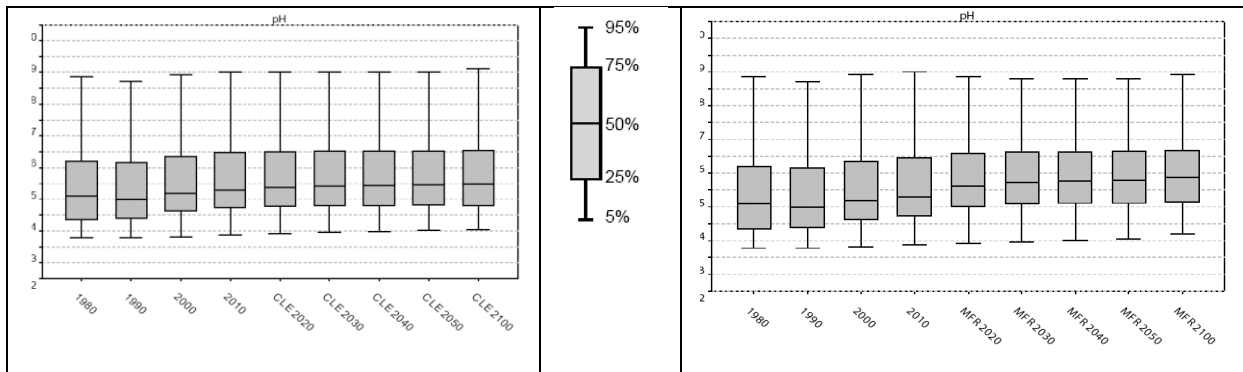


Abb. 24: Veränderung des pH-Wertes im Ergebnis der VSD-Modellierung nach den Szenarien CLE (links) und MFR (rechts)

Nach dem CLE-Szenario weist das VSD-Modell im Jahr 2010 knapp 45 % der Ökosysteme als vor Versauerung geschützt aus. Das sind etwa 10 % weniger als mit den nationalen Daten für 2007 berechnet (siehe Kapitel 5.4.1), was vor allem auf die unterschiedlichen Depositionsszenarien zurückzuführen ist. Im VSD Modell finden die EMEP-Depositionsdaten in einer Auflösung von 50 x 50 km² Anwendung, der nationale Depositionsdatensatz basiert auf einem 1 x 1 km² Raster. Wie aus Abb. 26 ersichtlich, kämen bis zum Jahr 2030 dann noch weitere 12 % geschützter Ökosysteme dazu. Allerdings leiden diesen Berechnungen zufolge auch nach dem Jahr 2050 gut 43 % der sensiblen Rezeptoren unter dem Risiko einer fortdauernden schädigenden Versauerung.



Das erweiterte Modell VSD+ wurde an 22 ausgewählten Standorten in Deutschland getestet (Abb. 25), davon 11 Standorte des ICP Forests Level II-Programms und weitere 11 Natura 2000 Gebiete. Diese Standorte repräsentieren 6 unterschiedliche Vegetationsformen und 10 verschiedene Bodentypen.

Die N-Einträge an diesen Standorten lagen zwischen 17 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Standort 1) und 45 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Standort 10). Die Schwefeldeposition betrug zwischen 2000 eq ha⁻¹ a⁻¹ (Standort 9) und 5400 eq ha⁻¹ a⁻¹ (Standort 12).

Modellergebnisse für die Entwicklung des pH-Werts und der Basensättigung sind für zwei Standorte beispielhaft in Abb. 27 wiedergegeben, eine umfangreichere Anwendung des VSD+ Modells ist für den Call for Data 2011 vorgesehen.

Abb. 25: Teststandorte für die VSD+ Anwendung

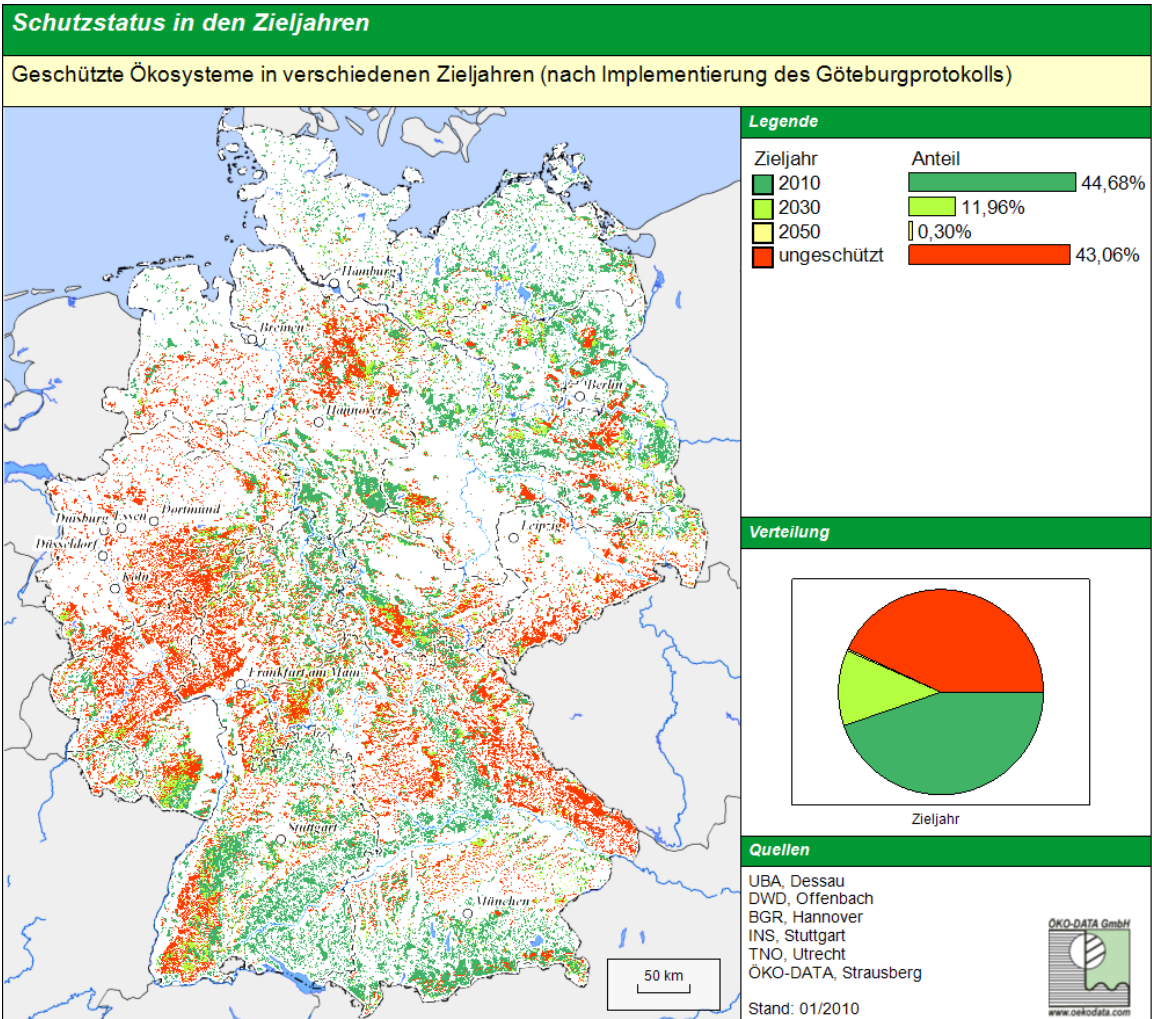


Abb. 26: Schutzstatus der Ökosysteme nach VSD-Modell, CLE-Szenario

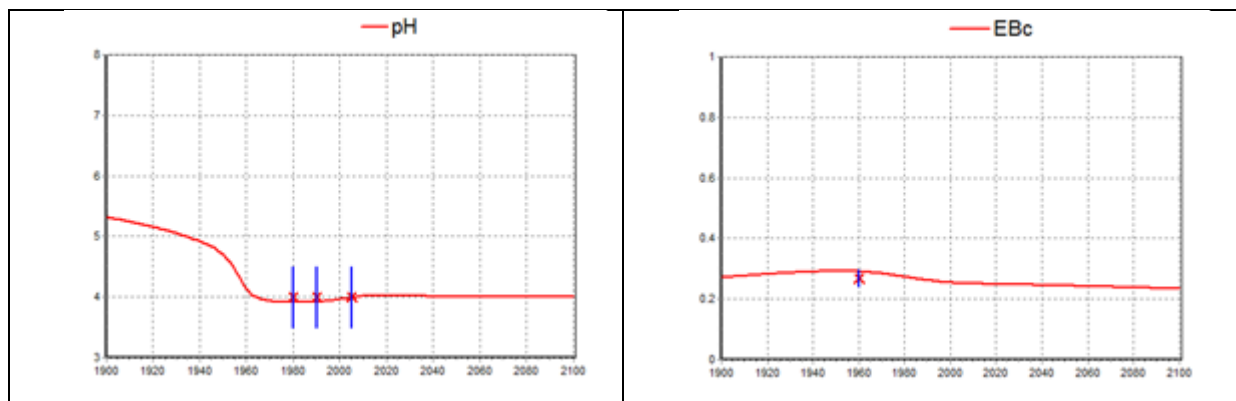


Abb. 27: VSD+ Ergebnis für den pH-Wert am Standort 22 (links) und die Basensättigung am Standort 13 (rechts)

Auch wenn aus den Ergebnissen dynamischer Modelle immer nur die Trends der Entwicklung und nicht standörtlich gesicherte Vorhersagen ableitbar sind, so bietet sich doch damit die Möglichkeit, verschiedene Szenarien in ihrer Wirkung miteinander zu vergleichen und die Maßnahmen für einen nachhaltigen Umweltschutz zu optimieren.

5.6 Critical Loads für Schwermetalle

5.6.1 Critical Loads für Blei und Cadmium nach der Massenbilanzmethode

Abgeleitet aus der allgemeinen Critical Loads-Definition versteht man unter Critical Loads für Schwermetalle die höchste Gesamteintragsrate des betrachteten Metalls (aus atmosphärischer Deposition, Düngemitteln und anderen anthropogenen Quellen), unterhalb derer nach heutigem Stand des Wissens langfristig keine schädlichen Wirkungen auf die menschliche Gesundheit und auf Struktur und Funktion von Ökosystemen zu erwarten sind. Die Berechnung von Critical Loads erfolgt nach dem Massenbilanzansatz unter Annahme eines chemischen Gleichgewichtes im betrachteten System sowie eines Gleichgewichtszustandes (steady state) zwischen Ein- und Austrägen bei einem Konzentrationsniveau definiert durch das Critical Limit. Das Critical Limit ist eine wirkungsbasiert abgeleitete Grenzkonzentration im Ökosystem, unterhalb derer signifikante Schädwirkungen auf die menschliche Gesundheit sowie auf definierte empfindliche Bestandteile der Ökosysteme nach heutigem Stand des Wissens ausgeschlossen werden können. Nach dem Mapping Manual (ICP MODELLING & MAPPING 2004) sollen Critical Loads für Schwermetalle separat im Hinblick auf den Schutz der menschlichen Gesundheit und den Schutz der Ökosysteme berechnet werden. Dabei sind jeweils terrestrische und aquatische Ökosysteme zu berücksichtigen. Eine detaillierte Beschreibung zur generellen Methodik ist dem Mapping Manual zu entnehmen und deren Anwendung in Deutschland wurde in den UBA-Texten 39/2008 (GAUGER et al. 2008) publiziert.

Bei den Berechnung von Critical Loads für Blei (Pb), Cadmium (Cd) und Quecksilber (Hg) werden, anders als bei den Critical Loads für Säure und Stickstoff, auch durch den Menschen stark beeinflusste Ökosysteme wie Ackerland und intensiv genutztes Grünland als Rezeptorflächen einbezogen. In Bezug auf die Erhaltung der Nahrungsqualität zum Schutz der menschlichen Gesundheit wurde Cd als wichtiger Schadstoff identifiziert. Bei diesem Metall ist eine Aufnahme aus dem Boden in die Vegetation vergleichsweise hoch, so dass Anreicherungen im Boden die potenzielle Gefahr von Gesundheitswirkungen über pflanzliche Nahrung nach sich ziehen. Auf Grundlage neuerer Studien hat die Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA) einen niedrigeren Grenzwert für Cadmium empfohlen, dem das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) sich angeschlossen hat. Galten bisher $7\mu\text{g Cd}$ pro kg Körpergewicht als zulässige wöchentliche Aufnahmemenge (Tolerable Weekly Intake, TWI) so soll nun der TWI-Wert auf $2,5\mu\text{g Cd}$ gesenkt werden. Da neben dem Tabakrauch die Nahrungsmittel und darunter besonders Getreideprodukte Quelle für die Cd-Aufnahme sind, müssen dann auch die Grenzwerte in den einzelnen Nahrungspflanzen reduziert werden. Als Indikatorpflanze für die Nahrungsmittel wurde in Deutschland wie in den anderen europäischen Ländern auch Weizen ausgewählt und der Grenzwert diesen neuen Anforderungen angepasst. Weizenkorn stellt einen erheblichen Anteil der Nahrung in Deutschland und sein Anbau nimmt einen hohen Anteil der landwirtschaftlichen Nutzflächen ein. Der Transfer von Cadmium aus dem Boden in das Weizenkorn ist im Vergleich zu anderen Kulturpflanzen hoch, so dass bei Einhaltung von Grenzwerten für Cd im Boden aus der Sicht des Schutzes der Qualität von Weizenkorn andere Feldfrüchte ebenfalls ausreichend geschützt sind. Mit dem Weizen als Indikatorpflanze wird für die beiden Schwermetalle Cd und Pb der Critical Load ($CL_{\text{human food}}$) zum Schutz der menschlichen Gesundheit hinsichtlich der Nahrungsaufnahme berechnet. Ebenfalls zum Schutz der menschlichen Gesundheit wird für die Schwermetalle auch ein Critical Load ($CL_{\text{drinking water}}$) zur Begrenzung der Aufnahme über das Trinkwasser berechnet. Aus den Kenntnissen über die ökotoxikologische Wirkung der Schwermetalle auf sensible (Boden)Organismen wird schließlich noch ein Grenzwert zum Schutz dieser ermittelt (CL_{ecotox}). Die Gesamtdarstellung der Critical Loads für Cadmium (Abb. 28) und Blei (Abb. 29) erfolgt dann auf Basis des Minimumwertes CL_{minCd} bzw. CL_{minPb} . Da auf das gesamte Bundesgebiet bezogene verifizierte Daten zur Depositionen von Cadmium und Blei gegenwärtig nicht verfügbar sind, lassen sich noch keine Aussagen zu Critical Load Überschreitungen und zeitlichen Trends der Schwermetallbelastung treffen.

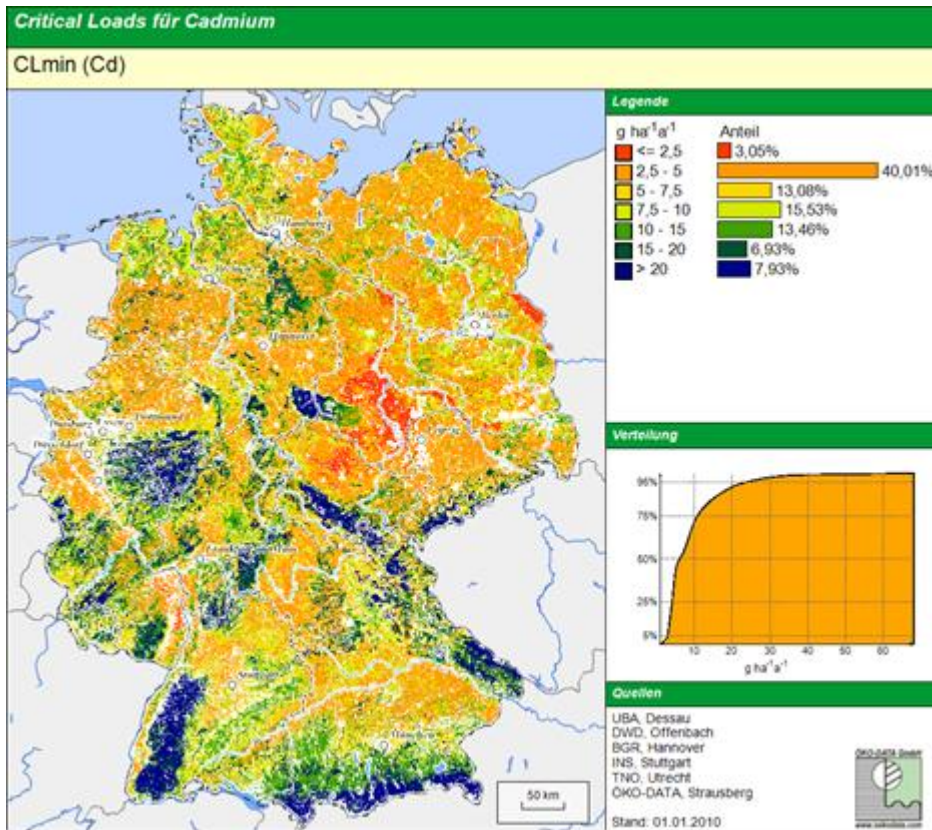


Abb. 28: Critical Loads für Cadmium

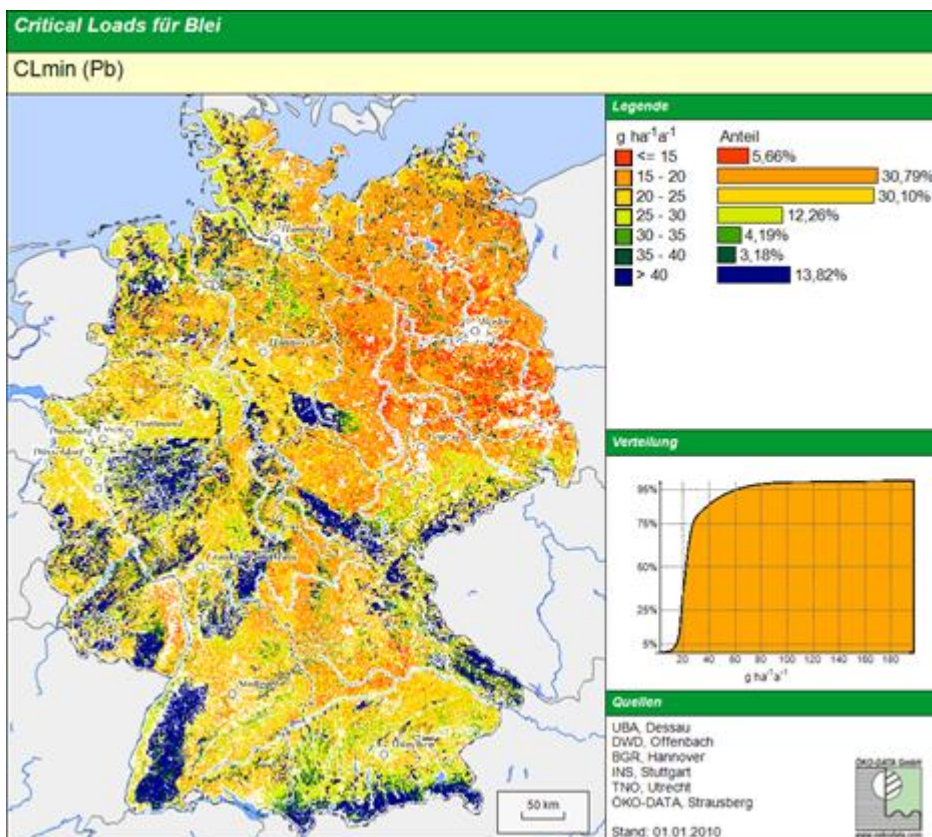


Abb. 29: Critical Loads für Blei

5.6.2 Dynamische Modellierung der Akkumulation von Schwermetallen in Böden

Das einfache dynamisches Modell IDMM (Intermediate Dynamic Model for Metals) wurde im Stockholm Environment Institute – York (SEI-York) entwickelt, um das Akkumulationsverhalten von Schwermetallen in Böden zu simulieren. Mit dem IDMM ist es möglich, die zukünftige Entwicklung des Schwermetallgehaltes eines Standortes als Zeitreihe zu berechnen und darzustellen. Das Modell wurde vom SEI-York dem deutschen NFC zu Testzwecken im Rahmen der Aktivitäten für das ICP Modelling & Mapping zur Verfügung gestellt.

Das IDMM beruht auf den Grundprinzipien des wesentlich komplexeren CHUM-AM-Modells (TIPPING et al. 2006/a). Durch einige wesentliche Vereinfachungen soll jedoch eine schnellere und einfachere Anwendung des Modells für beliebige Standorte erreicht und somit auch ein Vergleich der Auswirkungen verschiedener Standortbedingungen (Bodenparameter, Deposition, Wasserbilanz) möglich gemacht werden.

Mit dem IDMM kann das Verhalten von 5 Schwermetallen (Cd, Pb, Ni, Cu, Zn) im Boden über Zeiträume von mehreren tausend Jahren simuliert werden. In der dem deutschen NFC übergebenen Version ist es auf die Simulation von Blei (Pb) und Cadmium (Cd) ausgelegt, die Berechnung für andere Schwermetalle wird in einer späteren Version verfügbar sein.

5.6.2.1 Modellbeschreibung

Das IDMM ist als 1-Schicht-Modell konzipiert. Betrachtet wird in der Regel nur die biologisch aktive obere Bodenschicht. Bei Waldstandorten ist dies meist die 2-10 cm mächtige Humusaufgabe und die ersten 10-20 cm der mineralischen Bodenschicht (A_H-Horizonte, M01). Die Eigenschaften der betrachteten Bodenschicht werden im Modell durch folgenden Parameter charakterisiert:

- Bodendichte (Trockenrohichte);
- Boden(schicht)tiefe;
- pH-Wert;
- Humusgehalt;
- Skelettanteil;
- Konzentration an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) im Bodenwasser;
- Konzentration von suspendierten Festbestandteilen im Bodenwasser (SPM);
- CO₂-Partialdruck;
- Menge des Schwermetalls, das im Boden durch Verwitterung freigesetzt wird.

Der Wasserhaushalt des Standortes wird über die Annual Drainage charakterisiert, womit der Wasserfluss in die nachfolgende Bodenschicht beschrieben wird, und geht als konstanter Wert in die Berechnung ein. Dieser Wert ist für viele Level II-Standorte bekannt und beträgt für die Humusschicht meist zwischen 80-100% des Bestandesniederschlags.

Die Schwermetalldeposition als Eingangsgröße für einen Standort muss in Form einer Zeitreihe vorliegen. Der Verlauf der Deposition kann aus historischen und aktuellen Daten abgeschätzt werden. Die hier verwendeten Zeitreihen spiegeln den seit Beginn der Industrialisierung steigenden und seit etwa 20-30 Jahren wieder fallenden Eintrag wider (Abb. 30, nach TIPPING et al. 2006/b). Die Höhe der Deposition vor Beginn der Industrialisierung entspricht der natürlichen Hintergrunddeposition. Als Prognosewert wird die für das Jahr 2010 letzte verfügbare modellierte Deposition (EMEP MSC East) bis zum Ende der Zeitreihe konstant fortgeschrieben. Dies stellt jedoch nur einen allgemeinen Verlauf für Deutschland dar und sollte, falls vorhanden, an regionale und lokale Messwerte und Aufzeichnungen angepasst werden.

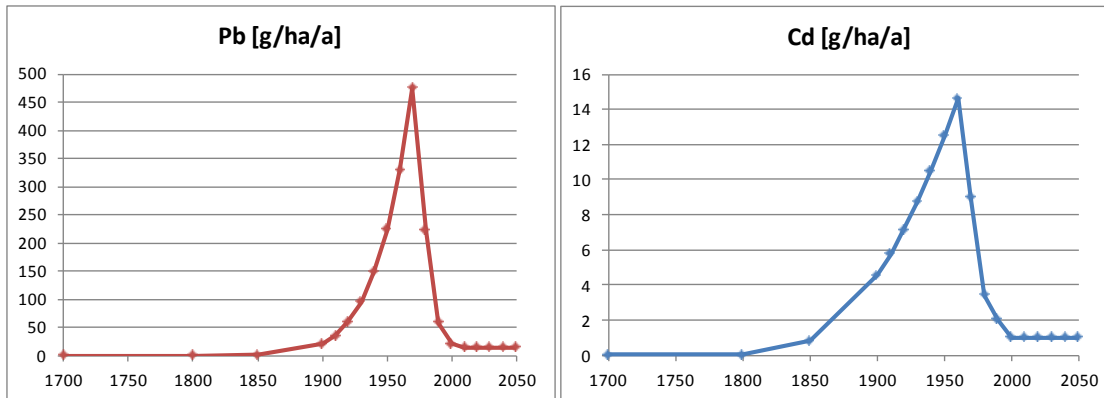


Abb. 30: Angenommener Verlauf der Depositionen von Blei und Cadmium in Deutschland

Der pH-Wert kann ebenfalls in Form einer Zeitreihe angegeben werden, falls diese für den betrachteten Standort bekannt ist oder modelliert werden kann. Ebenso ist es möglich, für die Parameter DOC und SPM eine Zeitreihe zu erstellen.

Das Modell berechnet für jedes Jahr die Menge der Schwermetalle, die die Bodenschicht entweder mit dem Sickerwasser oder durch Entzug mit der geernteten Biomasse (wurde in der Testrechnung mangels Daten nicht berücksichtigt) verlassen. Ebenso wird die Menge an Schwermetallen bestimmt, die durch Deposition und Verwitterung neu zugeführt werden. Daraus resultiert dann der neue Gesamtmetallgehalt der Bodenschicht. Indem ein Critical Limit für das Schwermetall definiert und angezeigt wird, lassen sich Aussagen zur Gefährdung bzw. zum Schutzstatus des Systems ableiten. Die in dieser Studie verwendeten Critical Limits für den Gesamtgehalt sind vordefinierte Werte, die mit dem Modell geliefert wurden.

5.6.2.2 IDMM Anwendung auf Level II-Standorten in Deutschland

Das Modell wurde auf 5 deutsche Level II-Waldstandorte angewendet und es wurden Zeitreihen des Akkumulationsverhaltens der Schwermetalle Blei und Cadmium erzeugt und verglichen.

Tab. 6: Level II-Standorte des ICP Forests für den Test des IDMM in Deutschland

Standortname	ID	Bundesland	Hauptbaumart
Solling 1	304	Niedersachsen	Buche
Solling 2	305	Niedersachsen	Fichte
Kalbach	602	Hessen	Buche
Hagenbach	706	Rheinland-Pfalz	Eiche
Cunnersdorf	1403	Sachsen	Fichte

Die verwendeten Standortdaten der 5 Level II-Standorte wurden weitestgehend aus einem anderen UBA Projekt übernommen (FKZ: 205 85 239; WOCHLE S & KIESE R, 2010).

Eine wichtige Grundannahme bei der Simulation mit einem 1-Schichtmodell ist die Entscheidung, bis zu welcher Bodentiefe die Schwermetallverteilung simuliert werden soll. Die Berechnungen sollten sich auf die biologisch aktive Bodenschicht beziehen. Deshalb wurden für jeden Standort separate Zeitreihen für jeweils zwei verschiedene Bodenschichten bzw. Schichtentiefen berechnet (vgl. Abb. 31, Abb. 32). Die erste betrachtete Bodenschicht ist die Humusschicht. Als Dicke dieser Schicht wurde der Wert des jeweiligen Standorts

verwendet. Als zweite Bodenschicht werden die ersten 10 cm der obersten Mineralbodenschicht betrachtet (M01).

Bei allen Untersuchungen wurde mangels verfügbarer Daten der Wert für den Parameter SPM auf dem voreingestellten Wert von 1 mg/l belassen. Auch auf die Angabe spezifischer Werte für die Verwitterung wurde verzichtet. Jedoch wurde für jeden Standort eine eigene pH-Wertkurve verwendet, wobei die pH-Werte für die Jahre 1920-2050 aus einer Modellberechnung entnommen wurden (WOCHLE S & KIESE R, 2010). Für die Zeiträume davor und danach wurde der jeweils erste bzw. letzte Wert der Zeitreihe als konstanter Wert fortgeschrieben.

5.6.2.3 Auswertung der IDMM Ergebnisse

Dem Verlauf der Depositionskurven (Abb. 30) folgend, ergeben sich in der Simulation für die Humusschicht an allen Standorten zunächst steil ansteigende und ebenso dann wieder schnell abfallende Belastungskurven der Schwermetallgehalte, deren Maxima analog zur Deposition zwischen 1970 und 1980 erreicht werden. Durch die geringere Akkumulation und daraus resultierende höhere Mobilität von Cadmium gegenüber Blei ist bei den Cadmium-Gehalten jedoch ein deutlich schnellerer Rückgang zu beobachten. Dies führt zu einer sehr unterschiedlichen Langzeitdynamik der beiden Schwermetalle. Während bei Cadmium sich bereits nach etwa 100 Jahren ein Steady-State-Zustand in der Humusschicht einstellt, sind bei den Bleigehalten Zeiträume von annähernd 1000 Jahren notwendig.

Betrachtet man die Verlaufskurven des Blei-Gesamtgehaltes in der Humusschicht im Vergleich zu den gegebenen Critical Limits, so zeigen sich an zwei Standorten sehr deutliche Überschreitungen des Grenzwertes. Dabei zeigt sich ein Zusammenhang zu den unterschiedlich stark ausgeprägten Schichtdicken des Humuslayers an den einzelnen Standorten. An den Standorten Solling 1 (Buche) und Solling 2 (Fichte) mit Humusschichtdicken von 10 cm bzw. 12 cm liegen die maximalen Bleigehalte dicht am Critical Limit, beim Standort Kalbach (Buche) mit nur 2,5 cm Humusaufgabe wird der Grenzwert jedoch um über 300 % überschritten (Abb. 31).

Bei der Betrachtung der Cadmiumgesamtgehalte ergibt sich ein etwas anderes Bild, an allen 5 Standorten wird der Grenzwert für den Gesamtgehalt deutlich überschritten (Abb. 32). Auch hier ist wieder der Einfluss der Humusschichtdicke zu erkennen, wenn auch im Vergleich zum Blei deutlich geringer ausgeprägt, was auf das geringere Akkumulationsverhalten von Cadmium zurückzuführen ist.

Die Dauer der Überschreitungen des Grenzwertes sind jedoch deutlich geringer als beim Blei, an allen Standorten fallen die Gehalte vor dem Jahr 2000 wieder unter den Grenzwert.

Beim Vergleich der Ergebnisse der Humusschichten aller Standorte mit denen für die mineralischen Schichten M01 fällt der große Unterschied bei den Graphen des Gesamtgehaltes der Schwermetalle auf. Dies liegt einerseits an der deutlich höheren Akkumulationsfähigkeit der Humusschicht gegenüber dem mineralischen Material, andererseits aber auch daran, dass die Dichte und damit das Gewicht der mineralischen Schichten im Schnitt 5- bis 10-mal höher sind als beim Humus.

Letztendlich zeigen die Ergebnisse, dass für die hier untersuchten Standorte jeweils die Humusschicht die am stärksten belastete und somit ausschlaggebende Schicht für den Schutz des Standorts vor schädigenden Schwermetalleinträgen ist.

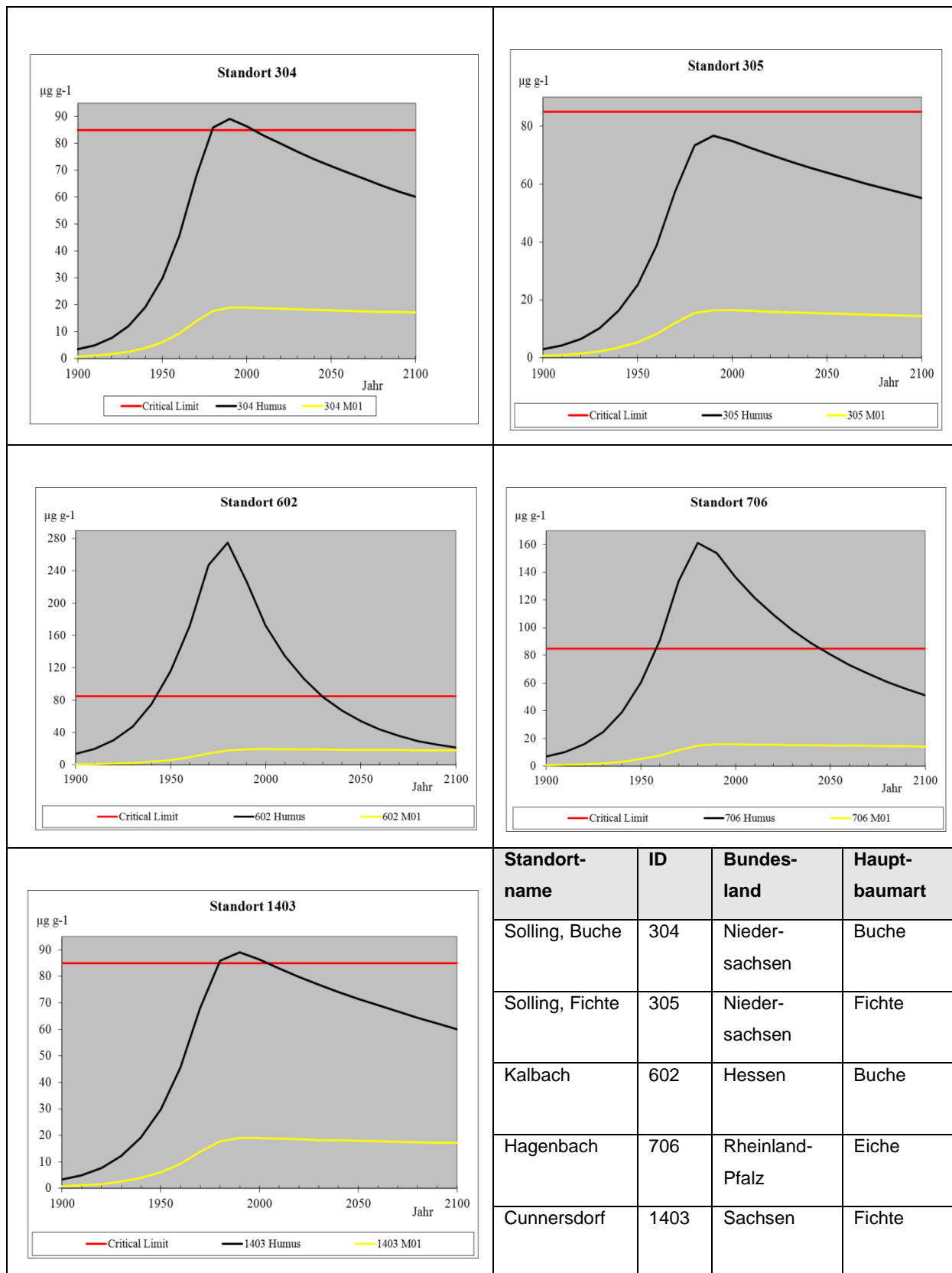


Abb. 31: Blei-Gesamtgehalt des Bodens ($\mu\text{g g}^{-1}$) in den fünf Level II-Waldstandorten

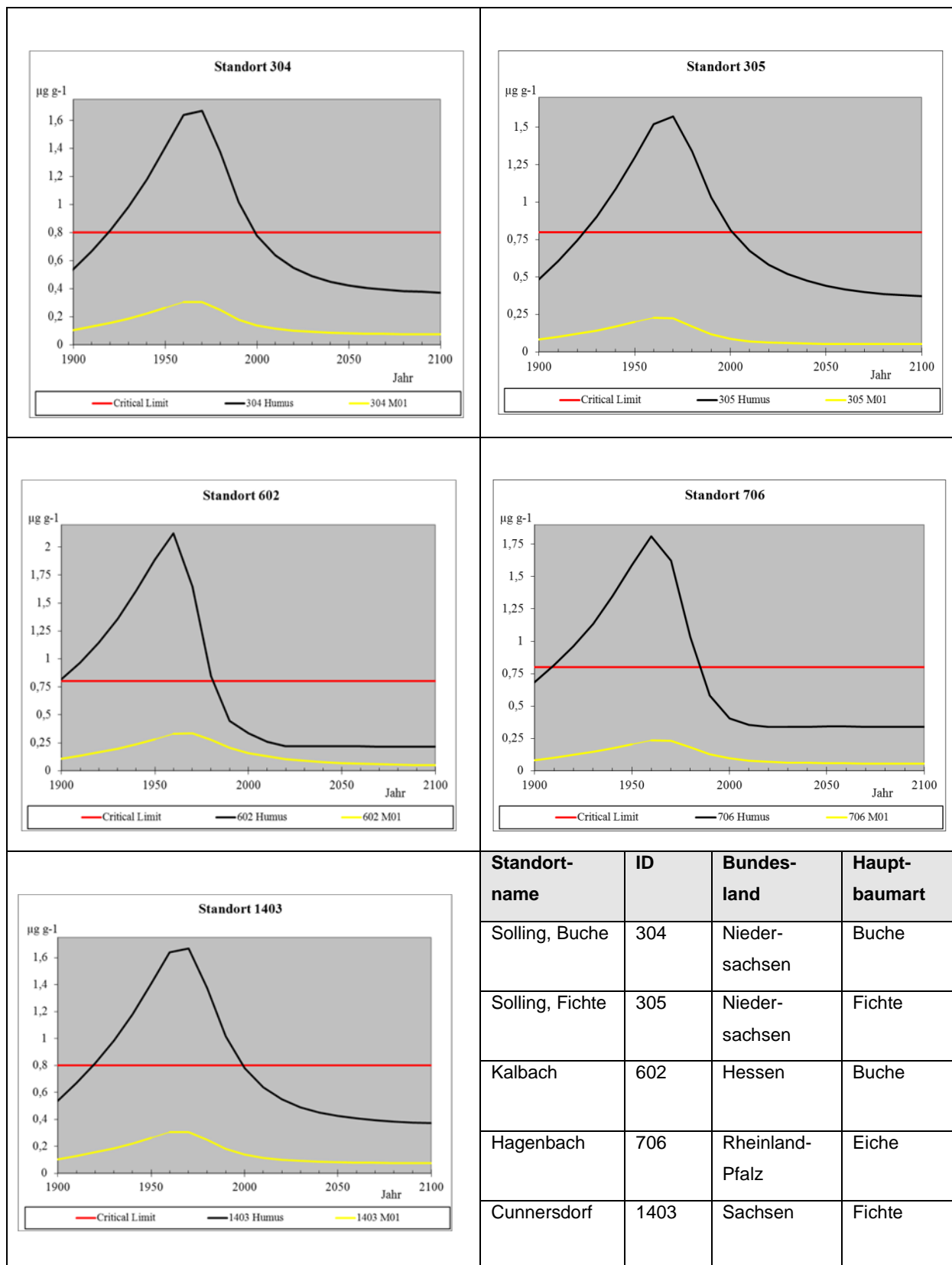


Abb. 32: Cadmium Gesamtgehalt des Bodens ($\mu\text{g g}^{-1}$) in den fünf Level II-Waldstandorten

5.7 Zusammenfassung und Ausblick

Eine Trendanalyse der Critical-Loads-Überschreitungen auf nationaler wie auf europäischer Ebene macht deutlich, dass das Problem der Versauerung seit 1990 zurückgegangen ist, insbesondere in Folge der Reduktion der Schwefelemissionen.

Für Deutschland zeigen die Ergebnisse der Analyse, dass hinsichtlich einer Gefährdung durch Versauerung auf mehr als der Hälfte (55%) der Rezeptorflächen 2007 bereits die kritischen Belastungsgrenzen nicht mehr überschritten wurden. Auf den verbleibenden Flächen hat sich – im Vergleich zu den Ergebnissen aus den 90er Jahren – die Höhe der Critical-Loads-Überschreitung deutlich vermindert. Trotzdem zählt Deutschland im europäischen Vergleich weiterhin zu den Ländern mit einem relativ hohen Anteil an Flächen, die dem Versauerungsrisiko unterliegen. Denn in Europa hat sich die Fläche der Überschreitung von Critical Loads für Säure von 48% (1980) auf ungefähr 10% (EU27 19%) im Jahr 2000 reduziert und wird bis 2020 auf 3% (EU27 5%) nach den bisher beschlossenen Maßnahmen (CLE Szenario) bzw. 1% bei Anwendung aller technisch möglichen Maßnahmen (MFR Szenario) sinken (HETTELINGH et al. 2008 und 2009, DE VRIES et al. 2007). Demgegenüber werden in Deutschland auch 2007 noch die Belastbarkeitsgrenzwerte für den versauernden Eintrag auf 40% der Rezeptorflächen überschritten, dabei auf 5% erheblich mit mehr als $1000 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Da die Möglichkeiten zur Minderung von Schwefeleinträgen nahezu ausgeschöpft sind, ist ein weiterer Fortschritt beim Schutz der Ökosysteme vor Versauerung vor allem durch Maßnahmen zur Senkung der Stickstoffeinträge zu erreichen.

Die Stickstoffemissionen sind nach wie vor auf hohem Niveau, besonders in Regionen mit bedeutenden Ammoniak-Emissionen wie in den Niederlanden, Dänemark, Großbritannien und Deutschland. Dies führt zum Fortbestand der Bodenversauerung und zusätzlich zu Nährstoffungleichgewichten (Eutrophierung) in Ökosystemen. Die mit dem erhöhten Eintrag von Stickstoff verbundenen Risiken sind heute viel weiter verbreitet als das Risiko der weiteren Versauerung durch Schwefeleinträge. Gemäß derzeitigen Berechnungen für die Critical-Loads-Überschreitungen für Stickstoff ist der Flächenanteil von gefährdeten Ökosystemen in der EU27 nur leicht von 80% (1980) auf 74% im Jahr 2000 zurückgegangen. Auch für die Jahre 2010 (69%), 2020 (56%) und 2030 (54%) ist nach bisher vorliegenden Plänen nur eine marginale Änderung zu erwarten (HETTELINGH et al. 2009, DE VRIES et al. 2007). Erst die Anwendung aller technisch verfügbaren Maßnahmen könnte eine Reduzierung der Flächen mit Critical-Load-Überschreitungen auf 28% bringen (HETTELINGH et al. 2008).

In Deutschland liegt die atmosphärische Deposition reduzierter (NH_y) und oxidierter (NO_x) Stickstoffverbindungen nach wie vor auf einem sehr hohen Niveau. Die Ergebnisse der Modellierung der N-Deposition des vorliegenden Vorhabens zeigen für die Bundesrepublik einen durchschnittlichen Gesamt-N-Eintrag von $22 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, wobei die Einträge in Waldökosysteme im Mittel bei $24 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegen (Spannweite $6 - 62 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

Daher sind in den letzten Jahren nur geringe Fortschritte bei der Verminderung einer schädigenden Eutrophierung zu verzeichnen. Erst 22,5% der betrachteten sensiblen Ökosysteme waren 2007 vor Eutrophierung geschützt und 45% der Rezeptoren erhalten mehr als $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, 7% sogar $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ über den Critical Load Wert. Da die Stickstoffverbindungen sowohl zur Säurebelastung als auch zur Eutrophierung führen, müssen in naher Zukunft weitere Maßnahmen ergriffen werden, um die Freisetzung dieses Luftschadstoffs zu reduzieren. Bei Berechnung mit der Critical Load Funktion, die beide Schadwirkungen berücksichtigt, ergibt sich aus dem Vergleich mit der Deposition (2007), dass auf mehr als drei Vierteln (76,2%) aller Rezeptorflächen eine Reduzierung der N-Einträge zwingend erforderlich ist. Da Deutschland seine Verpflichtungen aus der NEC-Richtlinie bis zum Jahr 2010 hinsichtlich der Emissionsobergrenzen für Stickstoffkomponenten bisher nicht gerecht wird, bleibt die Umweltbelastung durch diese Verbindungen ein fortdauerndes und in der Zukunft dringlich zu lösendes Problem. Dabei wird nicht allein technischer Fortschritt, sondern dieser in Kombination mit effizienterem Ressourceneinsatz und der Entwicklung einer nachhaltigen Lebensweise der Gesellschaft und aller ihrer Mitglieder erforderlich sein.

5.8 Literatur

- ACHERMANN B, BOBBINK R (2003): Empirical critical loads for nitrogen: Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002, Proceedings. Environmental Documentation 164, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape. SAEFL 2003
- BGB (BUNDESGESETZBLATT) (2004): Gesetz zu dem Protokoll betreffend die Verringerung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon (Multikomponenten-Protokoll) vom 30. November 1999 im Rahmen des Übereinkommens von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2004 Teil II Nr.21, ausgegeben zu Bonn am 08. Juli 2004, Anhang II Emissionshöchstmengen
- BGR (2008): Nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland (BÜK 1000 N 2.3), Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Berlin 2008
- BMU (2007): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt (vom Bundeskabinett am 07.11.2007 beschlossen), Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Oktober 2007
- CCE (2008): Critical Load, Dynamic Modelling and Impact Assessment in Europe, Coordination Centre for Effects, CCE Status Report 2008
- DE VRIES W, KROS H, REINDS G J, WAMELINK G W W, MOL J, VAN DOBBEN H F, BOBBINK R, EMMETT B, SMART S, EVANS C, SCHLUTOW A, KRAFT P, BELYAZID S, SVERDRUP H, VAN HINSBERG A, POSCH M, HETTELINGH J P (2007): Developments in deriving critical limits and modelling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe. Alterra Wageningen, Alterra-rapport 1382, 206pp.
- EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY) (2009): NEC Directive status report 2008. EEA Technical report No 11/2009, ISSN 1725-2237
- GAUGER T, HAENEL H-D, RÖSEMANN C, NAGEL H-D, BECKER R, KRAFT P, SCHLUTOW A, SCHÜTZE G, WEIGELT-KIRCHNER R, ANSHELM F (2008): Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltkonvention (Wirkungen). Teil II: Wirkungen und Risikoabschätzungen Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung, Critical Levels Überschreitungen, Materialkorrosion. UBA-Texte 39/2008
- HETTELINGH J-P, POSCH M, SLOOTWEG J (2008): Critical Load, Dynamic Modelling and Impact Assessment in Europe, CCE Status Report 2008, Coordination Centre for Effects, Report No. 500090003, ISBN No. 978-90-6960-211-0
- HETTELINGH J-P, POSCH M, SLOOTWEG J. (2009): Progress in the modelling of critical thresholds, impacts to plant species diversity and ecosystem services in Europe. CCE Status Report 2009. Coordination Centre for Effects, Report No. 500090004/2009, ISBN No. 978-90-78645-32-0
- ICP FORESTS (2009): The condition of forests in Europe. 2009 Executive Report. Hamburg and Brussels, ISSN 1020-587X
- ICP MODELLING & MAPPING (2004): Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. UBA-Texte 52/2004, Berlin (aktualisierte Version 05/2010 im Internet unter www.icpmapping.org)

- LAI (BUND / LÄNDERARBEITSKREIS IMMISSIONSSCHUTZ) (2010): Arbeitskreis „Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen“, Abschlussbericht vom 03.03.2010, verfügbar im Internet: www.lanuv.nrw.de/landwirtschaft/zulassung/pdf/LAI_N-Leitfaden_03.03.10_Langfassung.pdf
- NAGEL H-D, SCHLUTOW A, KRAFT P, SCHEUSCHNER T, WEIGELT-KIRCHNER R (2010): Modellierung und Kartierung räumlich differenzierter Wirkungen von Stickstoffeinträgen in Ökosysteme im Rahmen der UNECE-Luftreinhaltekonvention. Teilbericht II: Das BERN-Modell – ein Bewertungsmodell für die oberirdische Biodiversität. UBA Texte 08/2010
- NFC POLEN (2009): Minutes of the Sub-regional workshop on examination of cross-border consistency of critical loads mapping and dynamic modeling results.
- SCHLUTOW A, KRAFT (vormals HÜBENER) P (2004): The BERN Model - Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions, UBA Texte 22/2004
- SCHLUTOW A, KRAFT P (2008): Weiterentwicklung und Anwendung der dynamischen Modellierung in Deutschland, in: GAUGER et al. (2008), S. 120 – 144
- STABUA (2010): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland, Indikatorenbericht 2010, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden 2010
- TIPPING E, LAWLOR A J, LOFTS S (2006/a): Simulating the long-term chemistry of an upland UK catchment: Major solutes and acidification. *Environmental Pollution* 141, 151-166.
- TIPPING E, LAWLOR A J, LOFTS S, SHOTBOLT L (2006/b): Simulating the long-term chemistry of an upland UK catchment: Heavy metals. *Environmental Pollution* 141, 139-150.
- VITOUSEK P M, HOWARTH R W (1991): Nitrogen Limitation on Land and in the Sea - How Can It Occur. *Biogeochemistry*, 13(2), 87-115.
- WOCHELE S, KIESE R (2010): Modellierung und Kartierung räumlich differenzierter Wirkungen von Stickstoffeinträgen in Ökosysteme im Rahmen der UNECE-Luftreinhaltekonvention. Teilbericht I: Simulation ökosystemarer Stoffumsetzungen und Stoffausträge aus Waldökosystemen in Deutschland unter Berücksichtigung geänderter Stoffeinträge und Klimabedingungen. UBA Texte 07/2010

5.9 Anlagenverzeichnis

Die Anlagen zum Kapitel 5 „Critical Loads“ sind im Anhang V zusammengestellt und bestehen aus folgenden Einzeldokumenten:

- Anlage V.1: Report des NFC Deutschland für den Technical Report des CCE 2008
- Anlage V.2: Report des NFC Deutschland für den Technical Report des CCE 2010
- Anlage V.3: Protokoll des Trilateralen Meeting der NFCs aus Polen, Deutschland und der Tschechischen Republik
- Anlage V.4: Tätigkeitsbericht National Focal Center Deutschland
- Anlage V.5: Call for Data 2009 / 2010
- Anlage V.6: Deutscher Critical Load Datensatz 2010
- Anlage V.7: Diskussionsgrundlage für den CCE Workshop und die TF M&M
- Anlage V.8: Tagungsprotokoll der TF M&M 2010
- Anlage V.9: Methodenbeschreibung zur Bestimmung und Kartierung von Critical Loads, Auszug aus dem Kapitel 3, UBA-Texte Heft 39/2008, S.14-40