

TEXTE

40/2011

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

Anhänge 5.1 bis 5.9

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 5.1 bis 5.9

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/4139.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

Germany

National Focal Centre

Hans-Dieter Nagel

OEKO-DATA
Hegermuehlenstr. 58
D – 15344 Strausberg

tel.: +49 3341 3901920
fax: +49 3341 3901926
email: hans.dieter.nagel@oekodata.com

Collaborating institutions

Thomas Gauger

Institute of Navigation, Universität Stuttgart
Breitscheidstr. 2
D – 70174 Stuttgart

tel.: +49 711 68584177
fax: +49 711 68582599
email: thomas.gauger@nav.uni-stuttgart.de

Data sources

Critical Loads of Nitrogen and Sulphur, and Dynamic Modelling Data

The German NFC provides an update of the national critical load data of sulphur and nitrogen, and results of the dynamic model application (VSD model). Critical loads are calculated completely using the VSD model based on methods described in the Mapping Manual (UBA 2004) and following the instructions of the CCE for data submission (CCE 2007). The German critical load database consists of 97,729 records.

In comparison with previous data submissions (2005, 2007) some changes can be observed concerning the critical loads of sulphur (Fig. DE-1) and the critical loads of nutrient nitrogen (Fig. DE-2).

Compared to the 2007 data critical loads of sulphur, $CL_{\max}(S)$, have a wider range of values and show less overall ecosystem sensitivity. While identical input parameters were used the outcome of the application of the VSD model in 2008 show critical loads below $1 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ for about 30 % of ecosystem receptors, whereas the figures of the 2007 calculation showed critical loads below $1 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ for about 60 % of ecosystem receptors. The regional distribution of critical loads of sulphur is shown in Figure DE-3.

Only very small changes between 2007 and 2008 data can be observed as critical loads of nutrient nitrogen, $CL_{nut}(N)$, are concerned. Between 2005 and 2007 significantly greater changes, due to applying the suggested update of critical concentrations in soil solution (CCE 2007a), have occurred. Therefore a national approach was derived using the vegetation period for assignment of different concentration values in Northern and Western Europe (CCE 2007b). A box plot of submitted data is given in Figure DE-2, showing the empirical critical load values, $CL_{emp}(N)$, the VSD computed critical load data, $CL_{nut}(N)$, as calculated in 2005 using the original critical N concentrations given by the Mapping Manual of 2004, the suggested (national modified) update of the 2007 call for data ($CL_{nut}(N)$ 2007) and the results of $CL_{nut}(N)$ 2008. The regional distribution of critical loads of nutrient nitrogen is shown in Figure DE-4.

The dynamic model VSD was successfully implemented. Results for the given scenarios “Current Legislation” (CLE) and “Maximum Feasible Reduction” (MFR) are shown in Figure DE-5 and Figure DE-6. As one of the most sensitive indicators the pH value was selected and the distribution trend over time is presented in the box plots.

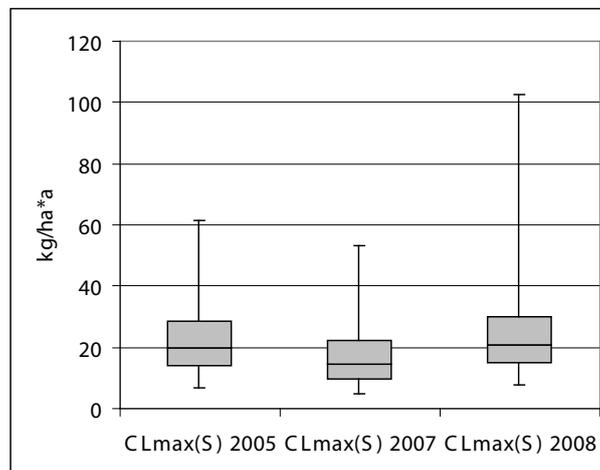


Figure DE-1: Comparison of submitted national data sets for critical loads of sulphur.

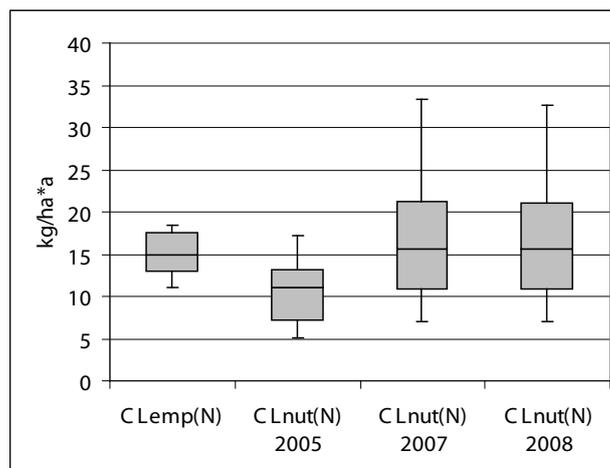
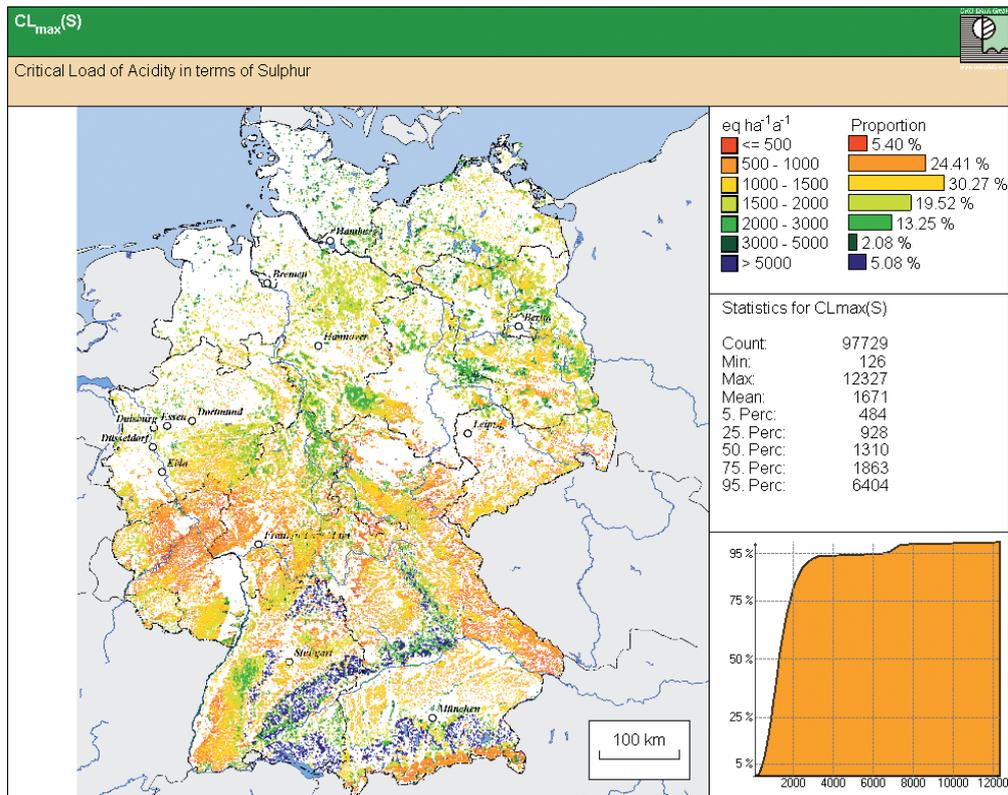
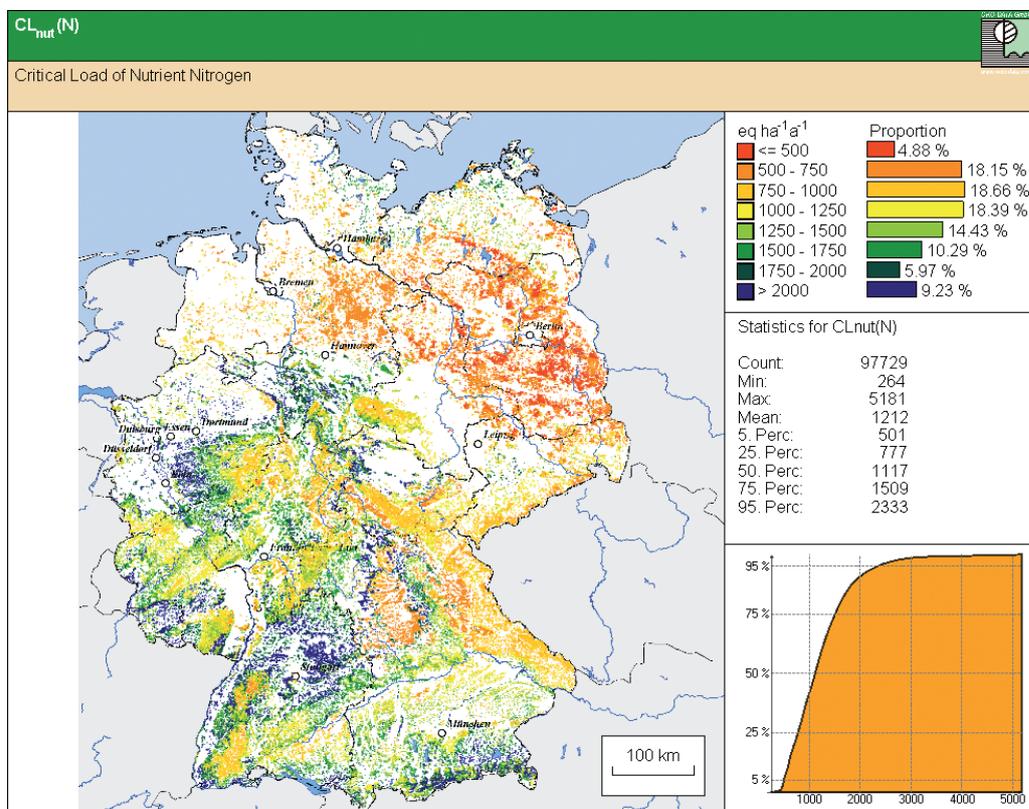


Figure DE-2: Comparison of submitted national data sets for critical loads of nutrient nitrogen.

Figure DE-3: Critical loads of sulphur, CL_{max}(S).Figure DE-4: Critical loads of nutrient nitrogen, CL_{nut}(N).

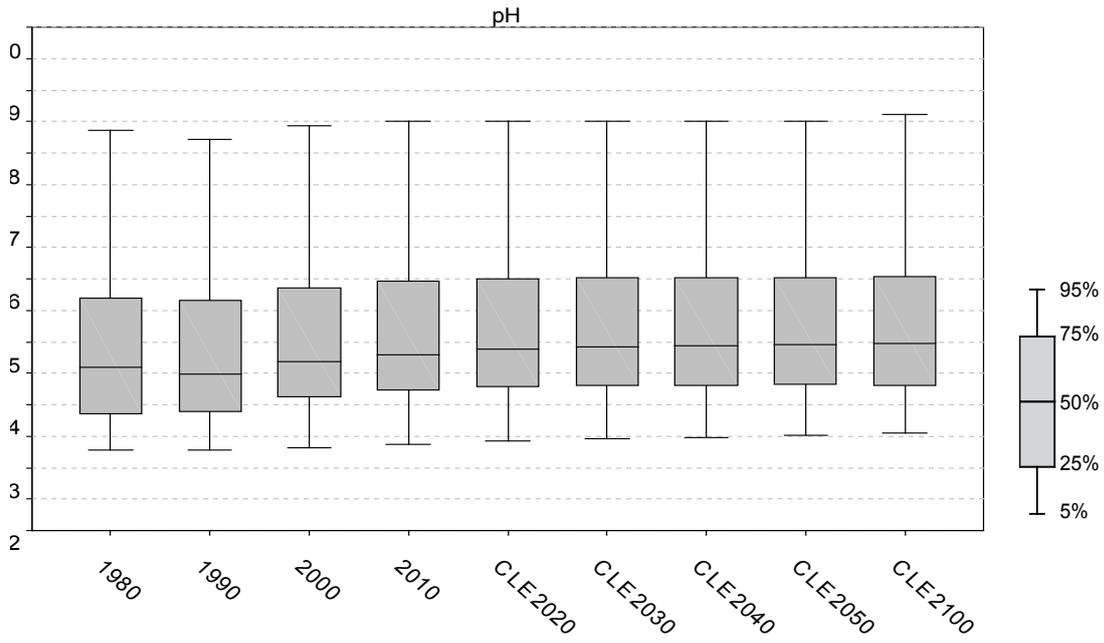


Figure DE-5: Trend of the distribution of pH values in Germany following the “current legislation” deposition scenario.

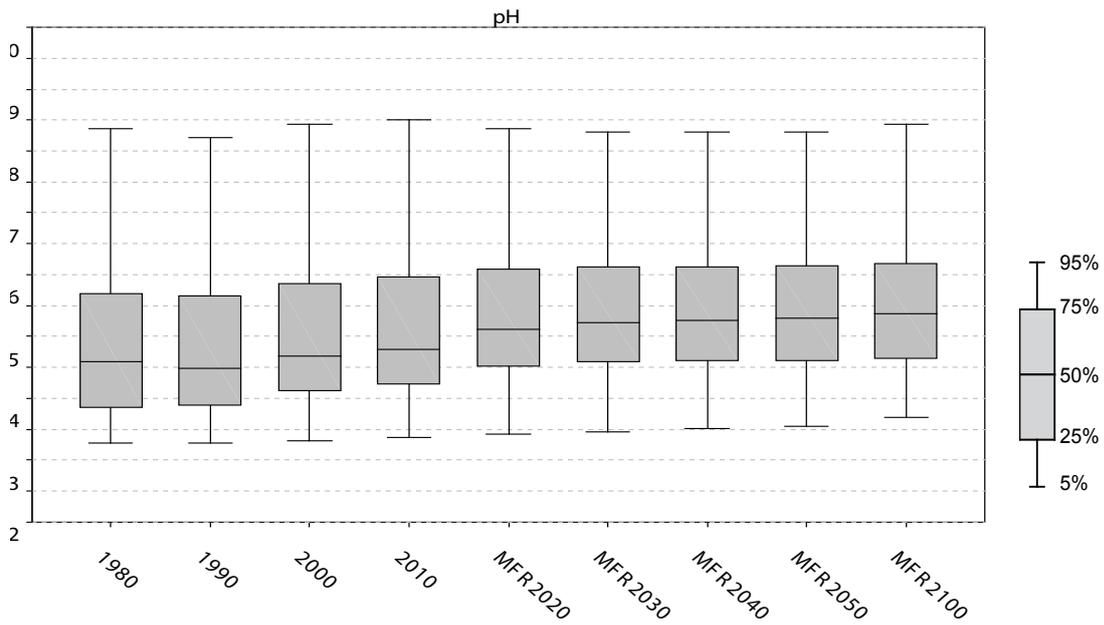


Figure DE-6: Trend of the distribution of pH values in Germany following the “maximal feasible reduction” deposition scenario.

Empirical Critical Loads of Nitrogen

In addition to the calculation of critical loads with the VSD model, empirical critical loads of nitrogen were calculated for the complete national dataset, consisting of 102,560 records, in accordance to the methods described in the Chapter 5.2 of the Mapping Manual (UBA 2004) and following the recommendations of the workshop “Empirical Critical Loads for Nitrogen” (Achermann and Bobbink 2003). A regional distribution of this dataset is shown in Figure DE-7.

Critical load ranges given in Table 5.1 of the Mapping Manual were specified by applying the BERN model (Schlutow and Kraft 2006). A typical plant community with a unique empirical critical load value could be defined for each EUNIS code (see CCE 2007c). Empirical critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Germany range between 5 and 38 kg N ha⁻¹ a⁻¹ with a mean of 15 kg N ha⁻¹ a⁻¹.

As additional information the protection status of all grid cells with empirical critical loads of nitrogen was checked. The European Habitats Directive (FFH) applies at nearly 28 percent (28,806) of mapped grids, 10,532 of them are also Special Protection Areas (SPA) for which the Birds Directive applies. About 5 percent of the grid cells are SPA areas only.

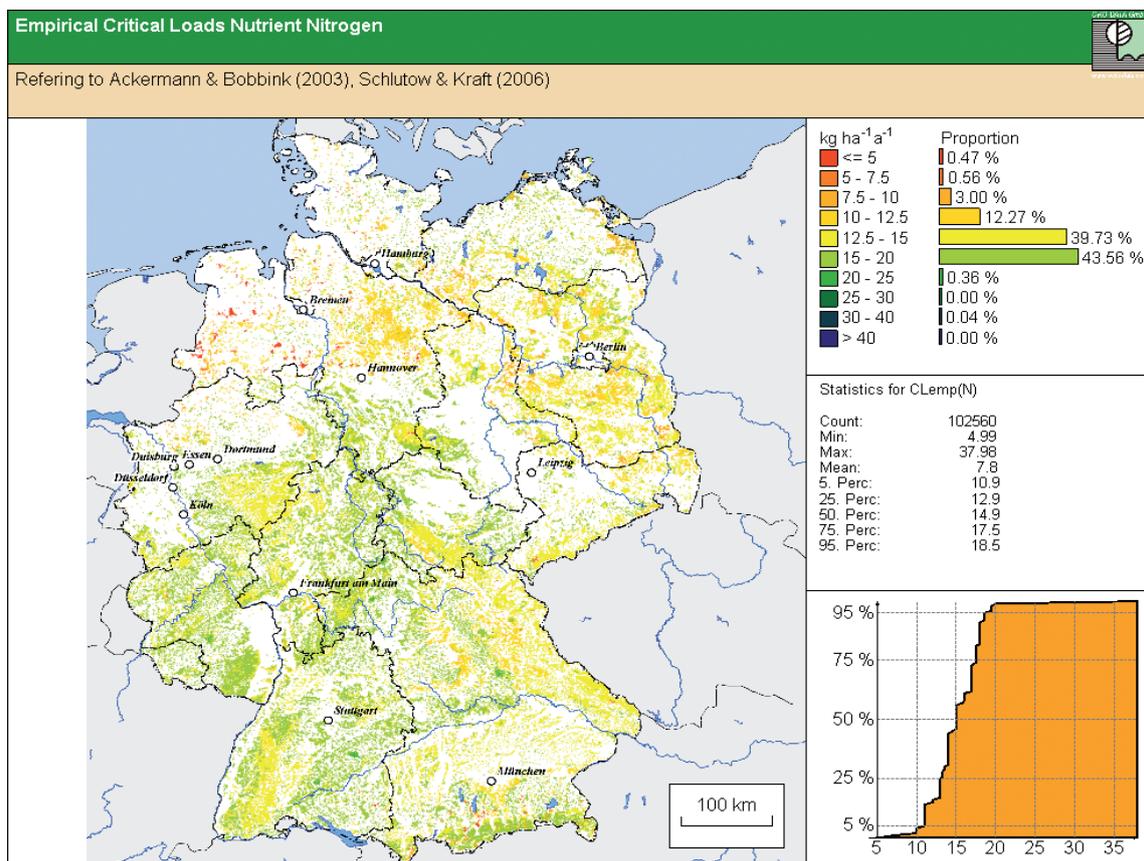


Figure DE-7: Empirical critical loads of nitrogen, $CL_{emp}(N)$.

References

- Achermann B. & R. Bobbink (eds. 2003): Empirical critical loads for nitrogen: Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002. Environmental Documentation 164, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape.
- CCE (2007) Instructions for Submitting Critical Loads of N and S and Dynamic Modelling Data, Coordination Centre for Effects, Bilthoven, November 2007
- CCE (2007a) Progress Report 2007 Coordination Centre for Effects, Appendix B, Table 4, p. 196 Bilthoven, Netherlands, Report No. 500090001/2007, ISBN No. 978-90-6960-175-5
- CCE (2007b) Progress Report 2007 Coordination Centre for Effects, National report of Germany, p. 134 Bilthoven, Netherlands, Report No. 500090001/2007, ISBN No. 978-90-6960-175-5
- CCE (2007c) Progress Report 2007 Coordination Centre for Effects, National report of Germany, p. 137 Bilthoven, Netherlands, Report No. 500090001/2007, ISBN No. 978-90-6960-175-5
- Schlutow A. & Kraft P. (2006): Bioindication of Ecosystems Regeneration Ability Thresholds, EOLSS: UNESCO-Encyclopaedia of Life Support Systems, Volume E4-20-01, 26 p.
- UBA (2004) Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. Umweltbundesamt Texte 52/04, Berlin www.icpmapping.org (updated version of 2007)

Anlage V.2: Report des NFC Deutschland für den Technical Report des CCE 2010

GERMANY

National Focal Centre

OEKO-DATA
Hans-Dieter Nagel
Hegermuehlenstr. 58
D – 15344 Strausberg
tel.: +49 3341 3901920
fax: +49 3341 3901926
email: hans.dieter.nagel@oekodata.com

Collaborating Institution

Institute of Navigation, Universität Stuttgart
Thomas Gauger
Breitscheidstr. 2
D – 70174 Stuttgart
tel.: +49 711 68584177
fax: +49 711 68582599
email: thomas.gauger@nav.uni-stuttgart.de

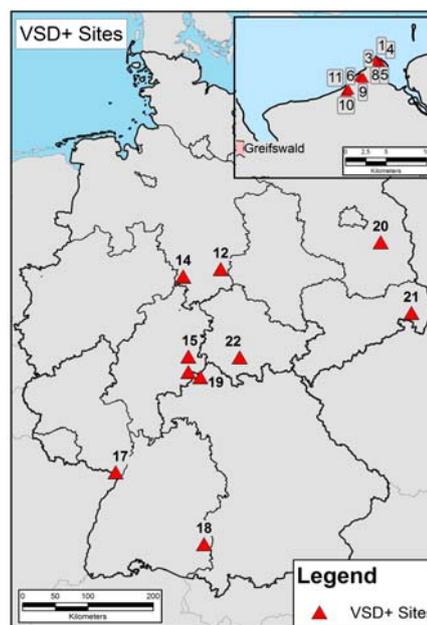
Application of the VSD+ Model to Selected Sites in Germany

Description of Selected Sites in Germany

The German NFC participates in the test run of the new VSD+ model with its improved and connected nitrogen and carbon cycles. The VSD+ model was applied to 22 selected sites in Germany. To ensure wide regional distribution 11 sites of the ICP Forests Level II program were included into the test run, which already have been studied with the UBA project MOBILE 2010. Another 11 sites represent a well investigated NATURA 2000 study area in the North-East German Plain close to the city of Greifswald.

The 22 chosen sites match 10 different soil classes and 6 different vegetation types (see Tab. DE-1). They are also located in quite different landscapes and climate regions (see Fig. DE-1).

Figure DE-1: Selected sites for testing the VSD+ model in Germany



The German sites for the VSD+ model application represent not only different ecosystems but also different environmental and soil chemical conditions (see Tab. DE-2). Also shown from Tab. DE-2 is that the German sites are located in regions of different air pollution. The pollution with Nitrogen ranges from 17 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ (e.g. Site 1) up to 45 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ (e.g. Site 10). The deposition of sulfur varies between 2000 eq ha⁻¹ yr⁻¹ (Site 9) and 5400 eq ha⁻¹ yr⁻¹ (Site 12). In the same manner varies the deposition of the base cations as well.

Since the Level-II plots had measurements for pH values, they were chosen for the VSD+ internal Bayesian Calibration. But only the parameters C pool and C:N ratio were calibrated.

Table DE-1: Vegetation types of selected sites for testing the VSD+ model in Germany

Model code (veg-type)	Vegetation type	German test sites (Site ID)
1	spruce	12, 14, 18, 21, 22
2	pine	3, 20
3	broadleaf softwood	4
4	broadleaf hardwood	10, 11, 13, 15, 16, 17, 19
5	evergreen broadleaf	none
6	shrubs	none
7	grassland	1, 2, 8, 9
8	heather	5, 6, 7

Table DE-2: Environmental conditions of selected sites for testing the VSD+ model in Germany

<i>starting¹ C : N ratio</i>		
low	median	high
7,9,10,12,13,14,15,16,17,18,19,20,21	1, 2, 3, 4, 11	5, 6, 8
<i>expected C : N ratio (year 2100)</i>		
low	median	high
18	0	4
<i>nitrogen deposition</i>		
low	median	high
1, 2, 5, 6, 7, 8, 9, 17, 20	15, 16, 18, 19, 21, 22	3, 4, 10, 11, 12, 13, 14

¹”starting” means observed values for the NATURA 2000 plots (1-11) and calibrated values for Level-II plots (12-22)

Input parameters

The data set for the deposition was derived by data of the MAPESI project (UBA 2010, FKZ 3707 64 200). Even if the project offers several time steps only the values for 2005 were chosen. These values were used to create modeled Nitrogen deposition time series, were the original given times series of the VSD+ model was the reference. The same was done for the sulfur deposition.

The parameter “growth function” was set to include 3 parameters: yearly vegetation growth, yearly litterfall and yearly harvest (all in $\text{kg m}^{-2} \text{yr}^{-1}$). The values for these 3 parameters were estimated for each vegetation type. The yearly harvest parameter was set to zero since we do not expect harvesting at sites.

The estimation of the weathering rates of the base cations was not trivial and should be discussed. Since the original input data (and all these data of previous calls) was given in $\text{eq ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ and now the unit for VSD+ was asked as $\text{eq m}^{-3} \text{yr}^{-1}$ a transformation of the units was necessary. This transformation was done by using the German soil classification BÜK1000 (BGR 2008) and their expectation for the soil depths. The combination of the known depth of the matching soil type and the weathering rates (in $\text{eq ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$) produces weathering rates of base cations in the asked unit ($\text{eq m}^{-3} \text{yr}^{-1}$).

The thickness of the soil, the water content of the soil and the percolation was derived from the “MetHyd” tool proposed by the CCE.

Discussion of the Results of the VSD+ Model

Unlike the first attempts of using the VSD+ model the C:N ratio shows different results for each plot. The plots where the C:N ratio and C pool were calibrated show the same C:N development. The curve always starts at 10 and ends up around 10 and 11. Plots with no calibration have different start C:N ratios (18-26) and end up higher (47-52) or lower (9-15). The curves for the C pool also vary quite a lot. The starting points for the non-calibrated plots are between 7190 and 11122 g/m² while the C pool for the Level-II plots are always calibrated to almost 20000 g/m². The development of the C pool is highly related to the type of vegetation. The heather sites have a decreasing C pool, the vegetation types 1, 2, 3 and 4 have a constant or slightly increasing C pool and the grassland has a really fast growing C pool. The results for the modelled pH value differ from site to site. For some sites (e.g. Site 5) the modelled values meet quite well the expected pH value. The “expected” pH value was derived in two different ways. For the Level-II plots the measured pH values (average of the rooted soil layers) were used. The average pH-value given by the German soil classification system (BÜK1000) was used as reference value for the other plots. In some sites the modelled pH value is higher than the expected reference pH value (e.g. Site 22), for some Sites pH value fits quite well (Site 5). But for all Sites is true that usually the starting pH value is higher than the modelled value in the year 2100 (see Fig. DE-2).

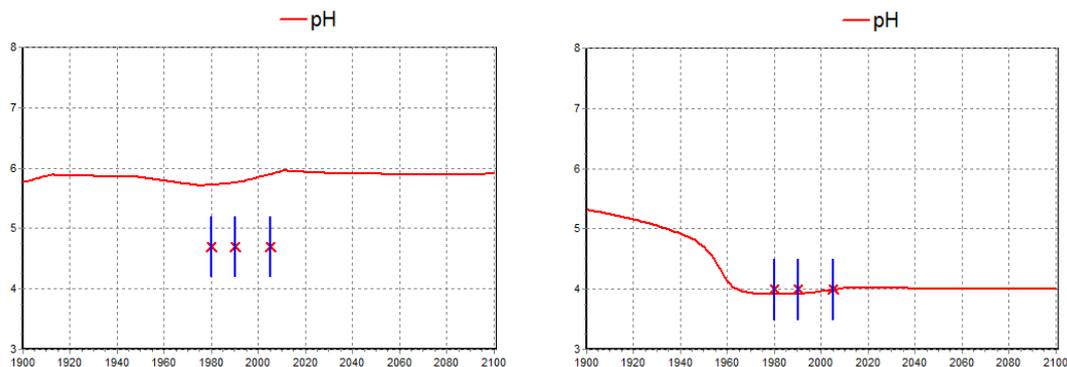


Figure DE-2: pH value modelled with the VSD+ model and reference values for Site 22 (left) and Site 5 (right).

The development of the parameter base saturation (EBc) shows also different results. Here an expected reference value given by the BÜK 1000 (BGR 2008) was used to “validate” the VSD+ results. For some plots modelled base saturation decreases from the year 1960 more or less rapidly and in some cases it has a steady state. This is true for sites with different vegetation types, different pollution levels and different soil properties.

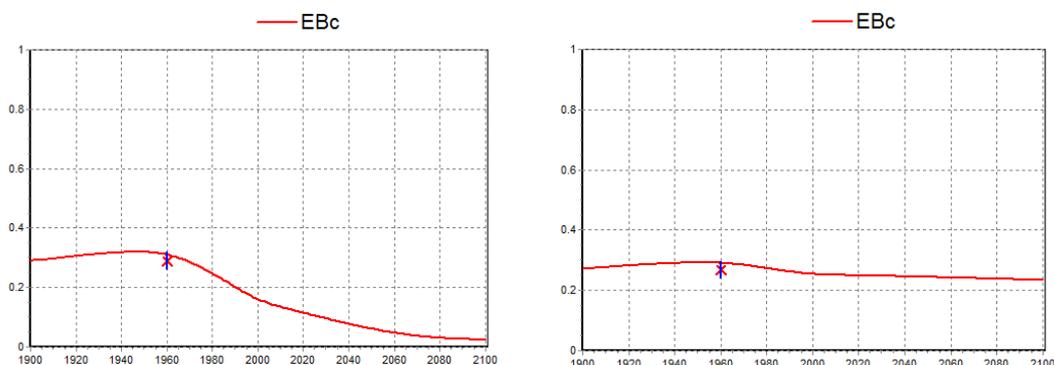


Figure DE-3: Base saturation modelled with the VSD+ model and reference value Site 13(left) and Site 3(right).

Conclusions

The VSD+ model is a quite useful and well documented tool for dynamic modelling of several soil related parameters depending on the modelled ecosystem. The needed input parameters are numerous and not easy to receive. Some parameters offer a default value; this is very useful to start with the modelling. The calibration of different input parameters seems to be very useful, but in some cases the resulting values are far away from reasonable or measured values. So this calibration needs to be better understood and maybe needs further documentation. The so called “MetHyd” tool that comes with the VSD+ model is easy to use, but needs to be checked. The program cannot handle dots as limiter for floating numbers and commas can't be saved in the datafile. The background meteorological data should be described better. It seems that this database ends at a Longitude above 13.500.

This brief study showed that the VSD+ model can be used for different sites in Germany. The next step would be a deep analysis of the results and a validation of the model output. Also a check of the input parameters and the default values needs to be done.

References

- Bonten L. Posch M. G. J. Reinds (2010): The VSD+ Soil Acidification Model, Model Description and User Manual (Vers. 0.13), Coordination Centre for Effects, Bilthoven, March 2010 (see: www.pbl.nl/cce)
- BGR (2008): Nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 1.000.000 (BÜK 1000N, Version 2.3)
- CCE (2009) Instructions for the 2009 CCE Call for data, Coordination Centre for Effects, Bilthoven, November 2009 (see: www.pbl.nl/cce)
- MAPESI (2010): Modelling of Air Pollutants and EcoSystem Impact (MAPESI), UBA FKZ 3707 64 200, see: www.mapesi.de
- MOBILE (2010): Modelling and mapping of spatial differentiated impacts of nitrogen input to ecosystems within the framework of the UNECE Convention of Long-range Transboundary Air Pollution, UBA-FB 001341 Part I – IV, UBA-Texte 07/, 08/, 09/, 10/2010
- UBA (2004): Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. Umweltbundesamt Texte 52/04, Berlin (updated version of 2008, see: www.icpmapping.org)

Anlage V.3: Protokoll des Trilateralen Meeting der NFCs aus Polen, Deutschland und der Tschechischen Republik

Minutes of the
Sub-regional workshop on examination of cross-border consistency of
critical loads mapping and dynamic modelling results
held in Katowice, Poland 10-11 March 2009.

In the framework of the
International Cooperative Programme on Modelling and Mapping
of Critical Loads and Levels
and Air Pollution Effects, Risks and Trends
ICP M&M

I. Welcome

Mr. Wojciech Mill (Polish NFC) on behalf of the Polish Ministry of Environment welcomed the 9 participants from 3 countries, Czech Republic (CZ), Germany (DE) and Poland (PL) and the special guest Mr. Heinz-Detlef Gregor the former WGE chairman. As the rationale for arranging this workshop he recalled the encouragement of the chairman of the ICP M&M to NFCs to organize sub-regional meetings as a useful instrument for verifying cross-border consistency of CL results and increasing the reliability of European CL databases.

Next he gave an overview on the objectives of the workshop and introduced the agenda for adoption.

II. Presentation of comparison tools

Two computer tools designed to perform comparisons of large national data sets were presented.

Statistical tool

The German NFC introduced a tool on the basis of MS Access for statistical evaluations of the national CL datasets within the EMEP grid cells. It enables the user to compare percentiles, minimum, maximum and mean values of critical loads and their input data differentiated by EMEP grid cells and country or for the border regions.

Geographical tool

This tool, developed by the Polish NFC, presents national maps of critical loads and the key input data at their original detailed spatial resolution. This coloured maps, supported

with a common legend, give the first image of the magnitude and location of the potential inconsistencies in considered critical load values at the borders.

The basic comparison areas are 50x50 km EMEP grid cells covering the bordering zones. For each selected grid cell a basic statistics, histograms and cumulative distribution functions for neighbouring countries data are provided. Identifying an unacceptable difference in critical load values one can inspect the relevant input parameters in the same way until exposing this or these responsible for the CL inconsistency.

III. Acidification and Eutrophication – Chair: W. Mill / NFC PL

The chairman of the session stressed that because of the ongoing revision of the Gothenburg Protocol the calculations of CL of acidity and nutrient nitrogen are still of high interest within the work of ICP M&M and the WGE.

Reports of the NFCs and comparison of data:

The comparison was made on the basis of the data submitted to the Coordination Centre for Effects in response to the call for data from November 2007 (CCE Status Report 2008).

Presentations of national data sets and methodologies to derive input data and critical loads of acidity and nutrient nitrogen were given.

Next a comparison procedure started with results summarized in the following:

- For all considered types of ecosystems the $CL_{\max}(S)$ values are generally lower on the Polish side than on the German side. The Czech values are incomparably lower against the Polish and the German ones. To clarify these differences a review of the input data was done with the following observations:
 - The main reasons for the distinctly lower Czech values are the assumed 0.2m thickness of the soil layer, markedly lower BC depositions and BC weathering rates;
 - Concerning the differences in $CL_{\max}(S)$ values within the Polish German bordering areas, only one direct reason was identified. These are the Polish BC uptake values higher in average than the German. The land cover map explains the cause, the Polish side of the border which is the Odra River, is in majority covered with coniferous, deciduous and mixed forest with a significant nutrient demand while the German side of the border is practically woodless.

- At the Polish-German border the $CL_{\min}(N)$ values seems to be comparable for all considered ecosystems, particularly in the central and southern parts. In general the Polish and German $CL_{\min}(N)$ values correspond fairly good. However an insight into the input data reveals that this correspondence results from a compensating effect of the higher Polish nitrogen uptake data (due to reasons described above) and the extremely higher nitrogen immobilization rates on the German side. The Polish and German delegates agreed to clarify the source of this discrepancy after the workshop. The Czech $CL_{\min}(N)$ values differ from the Polish and German data within the bordering grid cells again being slightly lower what is more evident at the border with Germany. This is mainly due to the lower values of nitrogen immobilization which in turn correspond quite well with the Polish Nimacc values;
- The $CL_{\max}(N)$ values were not examined as being derived from $CL_{\max}(S)$ and $CL_{\min}(N)$ values;
- The match of $CL_{\text{nut}}(N)$ values in all three bordering areas look fairly satisfactory, however the compensation effect indicated above should be borne in mind and a necessary input data revision should be done.

Conclusions:

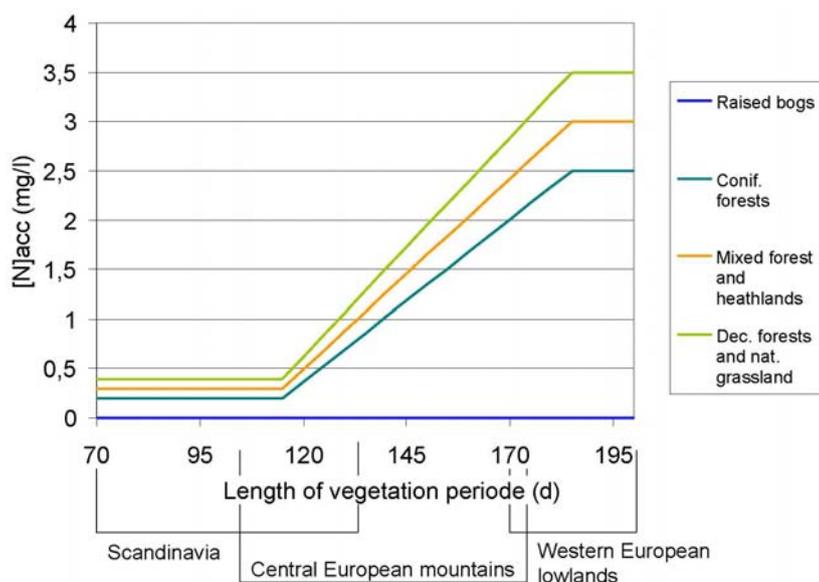
- The adoption of the 0.2 m soil layer thickness done by the Czech NFC in calculations of critical loads instead of the 0.5m thickness received by Polish and German NFCs seems to be dominant cause of the observed differences in the compared quantities;
- The Polish-German case showed that in detecting the sources of CL jumps a focus on the land cover structure should be given;
- Another Polish-German case based on the comparison of $CL_{\min}(N)$ values advises that even if the CL values correspond well an insight to the input data should be given for not to be mistaken by the compensation effect.

IV. Dynamic Modelling (DM) – Chair: H-D. Nagel / NFC DE

Summary of the advance made by individual NFCs since the last CCE workshop and ICP M&M meeting in Bern 2008.

The NFCs provided an overview of their dynamic modelling efforts in response to the recent call for data of the CCE.

DE: The dynamic model VSD was successfully implemented. Results for the given scenarios “Current Legislation” (CLE) and “Maximum Feasible Reduction” (MFR) are discussed. As one of the most sensitive indicators the pH value was selected and the distribution trend over time was presented in box plots (see CCE Status Report 2008). Applying the suggested update of critical concentrations in soil solution (CCE 2006) a national approach was derived using the vegetation period for assignment of different concentration values in Northern and Western Europe (see figure).



PL: In response to the call for data the VSD dynamic model was basically utilized supplied with the recently acquired input data. The main focus was put on the nitrogen concentration changes in soil solution controlled by the CLE and MFR deposition scenarios of nitrogen in the 1980 - 2020 time span. The lowest acceptable nitrogen concentration in soil solution recommended by the Mapping manual was adopted for calculations. The VSD model runs showed that at the CLE deposition scenario only 1% of Polish terrestrial ecosystems will be safe from eutrophication in 2020. Assuming the MFR scenario the protected area of considered ecosystems increases to 17% for the same year.

Comparison of VSD input data across the borders resulted with the following:

- Bulk density: a good match observed on the Czech-Polish border. Markedly differences on the Czech-German and Polish-German borders detected;

- Cation Exchange capacity (CEC): fairly comparable values within Polish-German and Polish-Czech bordering areas. Slightly lower values on the German side against the Czech one;
- Base saturation: within all considered bordering areas CS values correspond on a satisfactory level;
- C - pool: in PL - the Czech and German values correspond quite well. The Polish C-pool data need revision;
- CN ratio: on the Czech-Polish border the C/N values are well compatible while on the German-Polish border they are a bit less compatible but the difference is still acceptable. The German values are fairly higher than the Czech ones along the whole border;
- Precipitation surplus: values comparable for all country borders.

Conclusion:

In general the soil parameter values show an acceptable comparability within all considered bordering areas with one exception i. e. the Polish C-pool data need to be revised.

V. Heavy Metals (HM) – Chair: Irena Skorepova / NFC CZ

Since the last update of critical loads of heavy metals done in 2004 the Polish NFC made some corrections in its HM database and expressed a wish to compare the new values with the other NFCs databases. In response the German NFC database became available to this purpose. The following observations were drawn from the comparison:

- A very good match was observed in all the German-Polish bordering area for critical loads of lead;
- A similarly good correspondence was noted for critical loads of mercury;
- The comparison of critical loads of cadmium for all considered effects brought an unsatisfactorily result. A repeated comparison done separately for effect 2 (human health protection) and effect 3 (ecosystems protection) disclosed the reason for the observed incomparability. Whereas the critical loads of cadmium for effect 3 compares very well on the both border sides, for effect 2 the difference is essential. This difference is solely caused by extremely various cadmium content in harvestable arable plants.

Conclusion:

The issue of various cadmium content assumed in harvestable arable plants needs to be discussed by the both NFCs.

National Reports

DE: The German NFC started its work with simple dynamic models for Pb and Cd in 2006 using the methodological principles of the Expert Panel on Heavy Metals (2005). Maps have been produced showing i. a. the steady state concentrations, times to reach these concentrations or the critical limits, the trends of metal concentration and areas at potential risk in Germany. The maps include calculations for forests, agricultural land and non-forest semi-natural ecosystems.

Nearly all necessary input data could be taken from the critical loads database (Pb, Cd). In addition, information is needed on the current metal concentration in soils, the current or future total metal input and the relationship of the critical concentrations of free metal ions in soil water to the critical total concentration. Data for the current concentration of metals in German top soils were taken from the database of background values (LABO 2003) for rural areas. For metal inputs to the ecosystems covering all Germany only deposition data (EMEP MSC-E 2002) were available. The ratio between the critical concentrations of free metal ions to the critical total concentration can be assumed to be fix (Ashmore et al. 2004) in a simplified calculation. The average ratios were used that apply at the critical concentration for German soils (available in the critical loads database). However, this assumption needs further substantiation. Due to the limitations in the methodology and input data results can only be interpreted as test of calculation methods. It is planned to sophisticate such calculations in future projects.

The calculation of the critical load of a heavy metal, $CL(M)$, is based on the assumption of steady state between inputs and outputs from an ecosystem. Critical load exceedance gives an indication of the long-term risk in an infinite time scale, if that depositions as well as environmental conditions remain unchanged over time.

Depending on the current status of soil pollution, the binding capacity of the soil for metals and the magnitude of metal inputs, it may take a long time before a steady state is reached. This steady state can adjust at a level exceeding the critical limit thus indicating a risk, or not exceeding it indicating a sustainable situation. In the

specific case that total metal inputs are exactly at critical loads the steady state will approach the critical limit in the infinite time scale.

Preliminary modelling and mapping of Pb and Cd receptor specific total deposition in Germany was performed in a previous project (Gauger et al. 2008) using wet deposition data from monitoring networks in order to derive wet deposition fields using kriging technique, and emission inventory data for modeling air concentration using the LOTOS-EUROS model at TNO, Utrecht, NL, and modeling dry deposition for 9 different land use classes using IDEM (Integrated DEposition Model) at ECN in Petten, NL.

The outcome of this modeling exercise showed that the wet flux is the dominating fraction of this preliminary total deposition estimates, being more than a factor of 3 to more than 8 times higher than the estimates of the Cd dry deposition fluxes, the respective contribution of wet deposition to total Pb flux is 0.16 to 3.8 times higher than the contribution of the dry deposition flux to total deposition. This is mainly due to underestimates of dry deposition fluxes, and can be traced back to serious underestimates of Cd and Pb air concentration and too low underlying emission inventory data.

Moreover Cd and Pb total deposition flux is higher than the national total emission. This discrepancy is not realistic and it is a problem known nationally as well as internationally (e.g. reports of MSC-E). The respective national emission inventories also have been revised recently, leading to higher emission data. Nevertheless there are different heavy metal emission estimates available, partly based on expert judgements, still showing differences in several orders of magnitude.

In the presently running German deposition modeling project a recalculation is planned to be carried out (MAPESI-Project, www.mapesi.de), using emission data from TNO, showing generally higher emission of Cd and Pb, than national and EMEP emission estimates. Since not all gaps leading to underestimates (e.g. missing sources, resuspension, etc) in the emission inventories by now could be closed, this is taken again as a starting point for modelling in order to derive more realistic deposition estimates. Modeling and mapping results of the running MAPESI project are expected in early 2010.

VI. Modelling and assessment of nitrogen biological effects – Chair: Tomasz Pecka / NFC PL

The NFCs concentrated mainly on empirical critical loads on nitrogen in their national reports.

DE: In addition to the calculation of critical loads with the steady-state mass balance approach and the application of the dynamic model VSD, empirical critical loads of nitrogen were assessed for the complete national dataset. Empirical critical loads were derived in accordance to the methods described in the Chapter 5.2 of the Mapping Manual (ICP MODELLING & MAPPING 2004) and following the recommendations of the workshop “Empirical Critical Loads for Nitrogen” (ACHERMANN and BOBBINK 2003). The German empirical critical load database consists of 102,561 records of 1*1 km² grids. Critical load ranges given by Table 5.1 of the Mapping Manual were specified by applying the BERN model (SCHLUTOW and KRAFT 2006). Therefore a unique empirical critical load value could be defined for each EUNIS code with a typical plant community.

Empirical critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Germany range between 5 and 38 kg N ha⁻¹ a⁻¹ with a mean of 15 kg N ha⁻¹ a⁻¹. As additional information the protection status of all grid cells with empirical critical loads of nitrogen was checked. The European Habitats Directive (FFH) applies at nearly 28 percent (28,806) of mapped grids, 10,532 of them are also Special Protection Areas (SPA) for which the Birds Directive applies. About 5 percent of the grid cells are SPA areas only.

PL: Because of insufficient national data for specific national ecosystems were available, the values suggested in the Mapping Manual were adopted. These values were modified applying empirical relationships with such abiotic factors like average air temperature, soil moisture and intensity of forest management. This has brought a more spatially differentiated and relatively higher CL values than derived in 2007.

The empirical critical loads of nitrogen doesn't match very well in the German-Polish bordering areas except the southern part of it. The German values are in average higher.

Conclusion

The difference between German and Polish empirical critical loads of nitrogen need to be clarified based on theoretical background. The general problem is that there are still serious gaps in knowledge in the field of quantitative assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial ecosystems.

In the next part of the session the NFCs reported on their activities on modelling the biological effects of nitrogen deposition.

DE: The BERN Model will be used in various regional projects in order to estimate ecological changes due to the deposition of Nitrogen. The German NFC will also investigate further extensions of the BERN Model to develop the capability of modeling changes in ecosystems more dynamically. The Polish NFC is invited for an intensive study of the BERN Model in Strausberg (Germany).

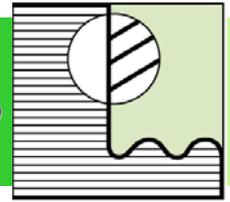
PL: The model ForSAFE-VEG is tentatively planned to be implemented to 4 integrated monitoring sites with the option of tracing the climate change effects. Input data were presented and discussed.

VII. Final discussion and conclusions – Chair: Wojciech Mill / NFC PL

- The chair of the session thanked all NFCs for their reports and data delivery, as well as for ideas and active participation in the discussion;
- Results of the comparison exercises for CL and dynamic modelling data carried out during this workshop indicated and explained the crucial sources of the cross-border data inconsistencies, offering a basis for better submissions quality to the next CCE call for data and more credible data for national purposes;
- The tools for comparison provided by PL and DE have proved successful and were highly acknowledged by all participants. It was decided to equip with them all the participating NFCs;
- The NFCs agreed to postpone the decision on organizing a next workshop until autumn when the date of the expected CCE call for data will be officially announced.

Anlage V.4: Tätigkeitsbericht National Focal Center Deutschland

TÄTIGKEITSBERICHT NATIONAL FOCAL CENTER DEUTSCHLAND



Für das International Cooperative Programme on Modelling and Mapping of Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends (ICP M&M) unter der UNECE Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, CLRTAP) hat die Gesellschaft für Ökosystemforschung und Umweltdatenmanagement (ÖKO-DATA) die Aufgaben eines National Focal Centre (NFC) für Deutschland wahrgenommen. Gegenstand dieses Tätigkeitsberichts sind die Aktivitäten im Zeitraum vom 01.02.2010 bis 31.05.2010.

1. Hintergrund

Die Bundesregierung hat das Multikomponentenprotokoll der CLRTAP ratifiziert¹. Eine Revision des Protokolls ist für das Jahr 2010 vorgesehen. Außerdem wird 2010 die bisher gültige NEC-Richtlinie (2001/81/EG) der EU neu verhandelt. Mit beiden Regelwerken sollen Eutrophierung, Versauerung und die schädigende Wirkung von bodennahem Ozon in Europa minimiert werden. Dazu müssen die Emissionen grenzüberschreitender Luftschadstoffe reduziert werden. Die Emissionshöchst-mengen beider Regelwerke orientieren sich an Senkungszielen, die von kritischen Schadstoffeintragsraten in Ökosysteme (Critical Loads) und deren Einhaltung bzw. Überschreitung abgeleitet werden. Das ICP Modelling & Mapping (ICP M&M) unter der Working Group on Effects (WGE) der CLRTAP kartiert Critical Loads für den gesamten Bereich der Konvention und berechnet Überschreitungsrisiken und damit verbundene Risiken für die Vegetation und Biodiversität. Nationale Programmzentren (National Focal Centre – NFC) stellen dem europäischen Coordination Centre for Effects (CCE) nationale Critical Loads und weitere Daten für die Bewertung der Risiken von Versauerung und Eutrophierung sowie für den Erhalt von Biodiversität zur Verfügung. Dementsprechend haben die NFC die vom CCE herausgegebenen „Call for Data“ zu beantworten, aktuell war eine Datenabfrage bis zum 16. Mai 2010 zu beantworten.

Mit Ratifizierung des Multikomponentenprotokolls hat auch Deutschland sich zu regelmäßigen Datenlieferungen und zur Mitwirkung bei der Weiterentwicklung von Methoden zur Bewertung des Schadrisikos in Ökosystemen durch Luftverunreinigungen verpflichtet. Die Aufgaben dieser Berichterstattung nimmt für Deutschland das deutsche NFC wahr. Zusätzlich hatte das deutsche NFC den Vorsitz des ICP M&M, der bis zum Task Force Meeting am 22./23.04.2010 in deutscher Verantwortung lag, mit technischer Hilfestellung im Bereich Internetpräsenz und Methodendokumentation zu unterstützen.

¹ Bundesgesetzblatt Jahrgang 2004 Teil II Nr. 21 vom 08.07.2004

Daher ist sowohl für die Erfüllung der Aufgaben unter der UNECE-Luftreinhaltekonvention als auch für die EU-Luftreinhaltepolitik der Betrieb eines NFC für Deutschland dauerhaft erforderlich und wird bei ÖKO-DATA realisiert. Dem NFC obliegen die Berechnung des deutschen Critical-Load-Datensatz und die Analyse der Differenz zwischen Belastbarkeitsgrenzen und aktueller Belastung (Critical Load Exceedances). Aus der Einhaltung oder Überschreitungen von Critical Loads werden auch Handlungsempfehlungen für die nationale Luftreinhaltepolitik abgeleitet. Ebenso ist das NFC verantwortlich für die Übermittlung dieser Daten an das europäische Koordinierungszentrum entsprechend des "Calls for Data" (CFD). Es wird ebenfalls die Mitarbeit an der Weiterentwicklung der Critical Loads für Biodiversität in enger Zusammenarbeit mit dem EU-Projekt SEBI2010 (siehe ECE/EB.AIRNVG. 1/2007/11) gewährleistet.

Alle genannten Ziele dienen letztlich der Weiterentwicklung der Nachhaltigkeitsprinzipien in Deutschland, der laufenden Aktualisierung der Critical-Load-Datenbank und einer wissenschaftlich fundierten Politikberatung.

2. Aktivitäten des deutschen NFC

Das ICP Modelling & Mapping hat seine Jahrestagung vom 19. Bis 23. April 2010 in Paris abgehalten. In diesem Rahmen fanden statt der 20. Workshop des CCE (19.-21.04.2010) und das 26. Meeting der TF M&M (22./23.04.2010). Im Zusammenhang damit hat das deutsche NFC alle erforderlichen Berichtspflichten Deutschlands gegenüber dem CCE und der Task Force erfüllt. Die realisierten Aufgaben konzentrierten sich dabei auf die folgenden Schwerpunkte:

- Laufendhaltung der deutschen Critical-Load-Datenbank für Schwefel- und Stickstoffverbindungen nach der jeweils aktuellen Version des Mapping Manual sowie Erstellung und Lieferung der deutschen Daten an das europäische Koordinierungszentrum (CCE).
- Unterstützung des Coordination Centre for Effects (CCE) bei der Entwicklung des biogeochemischen Modells VSD+ für eine europaweite Anwendbarkeit und dessen Kopplung mit einem Modell (VEG, NTM, BERN) für die Prognose von Biodiversitätsänderungen in Abhängigkeit von Stickstoffeinträgen, Management und Klimawandel. In diesem Zusammenhang Beantwortung des CFD des CCE und Verarbeitung, Aufbereitung und Lieferung relevanter Daten.
- Vorbereitung, Teilnahme, Vorträge und Berichterstattung für den 20. CCE-Workshop und das 26. TF-Meeting des ICP M&M in Paris.
- Kontakt und fachlicher Austausch mit den NFCs der Nachbarländer, insbesondere Fortsetzung des Datenabgleichs mit den NFCs aus Polen und der Tschechischen Republik (TRILAT) sowie mit Österreich und der Schweiz.
- Pflege und Aktualisierung des Internetauftritts des ICP Modelling & Mapping (www.icpmapping.org) sowie Vorbereitung der Übergabe der Domäne an Frankreich, das als neues Leitland für das ICP M&M fungiert.

3. Datenlieferung an das CCE

Mit dem CFD 2010, herausgegeben am 11.11.2009 (Anlage V.5), war das Ziel verbunden, das vom CCE für die europaweite Anwendung konzipierte weiterentwickelte geochemische Modell VSD+ zu testen und auf Grundlage der Ergebnisse aus den einzelnen NFC weitere Anpassungen vorzunehmen. Bereits im Verlauf der Datenabfrage bzw. mit den ersten Ergebnisberichten aus den NFC, darunter auch aus Deutschland, wurden weitere Veränderungen am Modell VSD+ vorgenommen. Der CFD war auf den 15.03.2010 terminiert, bis dahin lieferten folgende Länder Testdaten:

NFC	Anzahl der Datensätze	Kopplung mit Bio.Div.Modell
Deutschland	22 (11 Level II Wald, 11 NATURA 2000)	BERN
Österreich	7	?
Belgien	6	?
Bulgarien	3	?
Frankreich	4	?
Polen	5	BERN
Niederlande	2	NTM
Schweiz	7	VEG

Die Ergebnisse aus den Datenlieferungen der NFC wurden auf dem CCE Workshop analysiert und resultierend daraus wurde eine weiterentwickelte Version des VSD+ Modells vorgestellt. Auf einer Trainings-Session während des Workshops konnten sich die NFC mit diesem Modell vertraut machen. Bis zum 16.05.2010 bestand die Möglichkeit, mit der erneuerten Version des Modells ein Update für die nationalen Datenlieferungen vorzunehmen, das deutsche NFC hat am 14.05.2010 einen aktualisierten Datensatz und einen NFC Report (Anlage V.2) an das CCE übermittelt.

Darüber hinaus erfolgte durch das NFC eine Aktualisierung / Neuberechnung des deutschen Datensatz zu ökologischen Belastungsgrenzen für Versauerung und Eutrophierung, $CL_{max}(S)$ und $CL_{nut}(N)$, für sensible ökologische Rezeptoren auf 30 Prozent der Landesfläche (Anlage V.6). Dieser nationale Critical Load Datensatz steht ebenfalls dem CCE und weiteren Interessenten zur Verfügung.

4. Ergebnisse des CCE-Workshops und des TF Meeting des ICP M&M

Die mit dem UBA abgestimmte Strategie für das Auftreten des deutschen NFC und die Diskussion auf dem CCE Workshop und in der Task Force (Anlage V.7) wurde erfolgreich umgesetzt. In das Protokoll (Anlage V.8) sind die vom deutschen NFC vorgetragenen Argumente und Standpunkte aufgenommen worden. Insbesondere betrifft dies eine verstärkte Zusammenarbeit des CCE mit den NFC und die Festlegung auf einen neuerlichen CFD, der Ende 2010 initiiert und im Frühjahr 2011 abgeschlossen werden soll. Dabei werden die umweltpolitisch bedeutsamen Critical Loads und die Bestimmung ihrer Einhaltung bzw. Überschreitung zukünftig wieder stärker in die europäischen Aktivitäten eingebunden.

Ein zentrales Thema beider Tagungen war die Bestimmung von „biological endpoints“, also der Kriterien bzw. Parameter, die Wirkungen von veränderten Stoffeinträgen in Zusammenhang mit Prozessen des Klimawandels abbilden können. Hierzu wurde vorgeschlagen, biogeochemische Modelle mit Biodiversitätsmodellen

zu koppeln. Im Tagungsprotokoll wurden folgende mögliche Kombinationen vorgeschlagen:

Geochemisch - klimatische Modelle	Biodiversitätsmodelle
VSD+ (CCE)	BERN (ÖKO-DATA)
VSD+ (CCE)	VEG (Uni Lund)
VSD+ (CCE)	NTM (Alterra)
FORSAFE (Uni Lund)	VEG (Uni Lund)

In Deutschland und Polen wurde bereits die Kombination VSD+ mit BERN erfolgreich getestet, diese Modellkombination wird von deutscher Seite empfohlen.

Alle Aktivitäten des deutschen NFC wurden mit den NFC der Nachbarländer abgestimmt. Eine enge Zusammenarbeit erfolgte mit dem NFC Polen, im Ergebnis dessen konnte das polnische NFC erste Ergebnisse der Modellkopplung VSD+ / BERN in Paris vorstellen. Mit den NFCs aus Tschechien und Polen wurde die Fortsetzung von Datenabgleich und -austausch im Rahmen weiterer TRILAT Meetings vereinbart. Das NFC der Schweiz unterstütze den deutschen Vorschlag, in Zukunft die Critical Load Daten wieder intensiver für die fachliche und umwelt-politische Arbeit zu nutzen.

Strausberg, 31.05.2010



Dr. Hans-Dieter Nagel

- Anlage V.2: Report des NFC Deutschland für den Technical Report des CCE 2010
- 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.5: Call for Data 2009 / 2010

Head, National Focal Centre
of the ICP Modelling and Mapping
under the LRTAP Convention

Location Bilthoven

P.O. box 303
3720 AH Bilthoven
The Netherlands

A. van
Leeuwenhoeklaan 9
3721 MA Bilthoven
The Netherlands

Tel + 31 30 274 2745
Fax +31 30 274 4479

www.pbl.nl/en
info@pbl.nl

Subject

2009 Call for input data to test dynamic modelling of vegetation changes in selected sites in your country.

Dear colleagues,

The Working Group on Effects (WGE) approved¹ the proposal made at the 25th session of the Task Force meeting of the ICP-M&M (Stockholm, 14-15 May 2009) to issue a CCE call for data in 2009 to enable tentative regionalized applications of dynamic models of vegetation change.

The objective of the call is to help NFCs in (a) focusing on new vegetation-relevant data requirements, rather than on soil-chemical data as in past calls, and (b) familiarize with a more sophisticated follow up of the VSD model. It is not the intention of this call to obtain results that cover all of your country for which you supplied data in the past. You are requested to select the quality and quantity of sites that meet current NFC capabilities, including collaboration with the habitat community in your country.

This call is the result of ICP M&M work that was further intensified under the WGE, after the Executive Body² “invited the Working Group on Effects to consider further quantification of policy relevant effect indicators such as biodiversity change, and link them to the integrated modelling work”. The intensification of the work included a project³ co-funded by the Swedish EPA, the Swiss FOEN and the CCE. Results were presented to you and discussed at dedicated sessions of CCE workshops in Berne (21-23 April 2008) and Stockholm (11-13 May 2009).

Instructions for this call for data are attached with this letter.

¹ Report of the Working Group on Effects on its twenty-eighth session, Geneva, 23-25 September 2009, ECE/EB.AIR/WG.1/2009/2, para. 20(i).

² Report on the Executive Body on its twenty fifth session, Geneva, 10-13 December 2007, ECE/EB.AIR/91, para 32(n).

³ Belyazid S, Kurz D, Sverdrup H, Braun S, Rihm B, Developing a method for estimating critical loads of nitrogen deposition based on biological indicators under a changing climate, Progress report 2009, in press., Belyazid Consulting & Communication AB, salim@belyazid.com

Date
11 November 2009

Our reference

Page
1/2

Seen by
Dr.J.-P.Hettelingh
Head, CCE
Tel +31 30 274 3048
Fax +31 30 274 4433
jean-
paul.hettelingh@pbl.nl

Enclosures
Instructions

The **deadline** for the submission of your response to this call is **15 March 2010**, to enable analysis and presentation at the 20th CCE workshop (Paris, 19-21 April 2010) back to back with the 26th meeting of the Task Force on Modelling and Mapping (Paris, 22-23 April 2010). Documentation of your response to this call will be included in the CCE Status Report 2010 and a summary of the results will be reported to the 29th session of the Working Group on Effects (22-24 September 2010).

Date
11 November 2009

Our reference

Page
2/2

I look forward to the continuation of our collaboration under the ICP M&M, through your response to this call.

With kind regards,

Dr. Jean-Paul Hettelingh
Head, Coordination Centre for Effects
jean-paul.hettelingh@pbl.nl
www.pbl.nl/cce

Instructions for the 2009 CCE Call for data

Coordination Centre for Effects (CCE), Bilthoven, November 2009
www.pbl.nl/cce

This document contains the instructions for the response to the 2009 CCE Call for Data. The deadline for submission is **15 March 2010**. Please mail your data to jaap.slootweg@pbl.nl.

The call for data consists of three parts, which are described below.

You are invited to download the material that is relevant to this call from the CCE website (<http://www.pbl.nl/en/themasites/cce/news>) where you can find the VSD+ model executable (under 'setup.exe' in 'VSDp.zip'), the VSD+ manual ('VSD+Man.pdf') and the file 'TemplateCall.mdb' containing data tables 'VEGpars' and 'relcontact'. You are also invited to present and discuss your work at the 20th CCE workshop (Paris, 19-21 April 2010) and prepare documentation following the known format enabling inclusion in the CCE Status report 2010.

Your submission should contain contributions to the following 3 issues/questions:

1. Test results for VSD+, with a document discussing the model results.

You are invited to participate in the trial of new VSD+ model with its improved and connected nitrogen and carbon cycles. Upon executing VSD+, a self explanatory 'help' feature becomes available including 'getting started' instructions. For your convenience also a user manual (VSD+Man.pdf) can be consulted.

The CCE suggests that National Focal Centres apply VSD+ to selected sites in their country and send us the results accompanied with a discussion of their experience with the model and their results.

The single-site version with a General User Interface of the VSD+ model (VSDp-Studio) is available from our website together with documentation. Use 'setup.exe' in VSDp.zip to download the setup for VSD+. Further information can be found in the extensive helpfile of VSDp-Studio. We suggest to run VSD+ for (a few) typical sites in your country, for which good input data are available. Please send to the CCE an archive (zip-file) of the VSD+ input files you created together with a documentation following a format you are used to apply for CCE Status Reports. A possible way to proceed is as follows

- Select sites with combinations of
 - o low, median and high C:N ratios
 - o (expected) low, median and high C:N ratios (decrease)
 - o low, median and high N depositions
- If you select the sites from an existing VSD-Access version, you can export the site from there and add the missing, new parameters (... , defaults)
- Calibrate, run and save the VSD+ input file.
- Collect all input-files into an zip-file

2. Vegetation species for (future) soil-vegetation model chain, potentially with VEG-parameters.

NFCs are asked to extend the list of species that should be modelled by a vegetation model in a soil-vegetation model chain to study the relationship between nitrogen deposition and biodiversity. Your response (in 'VegPars') will enable first runs at the CCE of the VSD-VEG model for the sites that you report.

For the VEG model (Sverdrup et al. 2007) a list of parameters has been made available and the CCE strongly suggests (the initialization of) entering data for species not present in the list already. The steps below are the chronological steps. It is possible that not all steps can be finished before the deadline of this call. It is important to realize that you can report if step 3, or even step 2, has not been finalized.

- Extend the list of species for which response functions should be derived for plant species in your country.
- Determine the parameters of the response function for these species.
- If you can, run ForSAFE-VEG and report results.

You can find a combined list of the Swedish, Swiss and French species in the table 'VegPars' in the template database prepared for this call. Please add the species relevant to your country in the table, preferably with estimates of the parameters. See Table 1 and Sverdrup et al. (2007; Table 2) for more information. For the VEG model see also De Vries et al. (2007; Annex 6).

Table 1. Database table 'VegPars' (Figure and equation numbers refer to Sverdrup et al. (2007)).

Latinname	Latin name of species
tau	specific generation time (yr) (eq 1)
a0	Nitrogen: factor a0 (eq. 5)
kp	Nitrogen: parameter k+ (eq. 5)
wp	Nitrogen: exponent w+ (eq. 5)
km	Nitrogen: parameter k- (eq. 5)
wm	Nitrogen: exponent w- (eq. 5)
kBc	$f([Bc])=1/(1+kBc*[Bc]^2)$
kpH	$f(pH)=1/(1+kpH*[H])$ (eq. 8)
Wmin	Water availability: see Fig. 2
Wtop	Water availability: see Fig. 2
Wmax	Water availability: see Fig. 2 [Wend=1]
Tmin	Temperature: see Fig. 2
Ttop	Temperature: see Fig. 2
Tmax	Temperature: see Fig. 2
Lmin	Light: see Fig. 2
Lmax	Light: see Fig. 2 [Ltop=Lmax, Lend=infinity]
h	effective plant height (m) (eq.10)
rootclass	root class (not needed in VSD-Veg)
kG	grazing parameter (eq. 11)

3. Contribution to the European database of relevés with measured soil parameters.

The intention is to (a) extend the ICP-M&M network with habitat experts that can assist in improving site specific biotic and a-biotic information in databases relevant to European critical loads, dynamic modelling assessments, and (b) strengthen collaboration to the extent that such data can be considered for inclusion in a European data base for future vegetation modelling. More specifically, it is proposed that vegetation soil data also be included in a database constructed by Wieger Wamelink to relate plant species occurrence with soil parameters (see www.abiotic.wur.nl). The resulting model en responses per species will be made freely available through the same website.

For this, you are invited to provide contacts to persons who have information on vegetation relevés/species lists which have been collected together with measured soil parameters. in your country. They should fulfil the following criteria:

Vegetation relevés/species lists made on a limited surface area (e.g. ranging from 1–200 m²), preferably, but not necessarily, made in the sense of Braun-Blanquet. The relevés have to be accompanied at least with: the coordinates, an estimate of the altitude, the species present in the plot (surface area cover is not necessary), and at least one measured soil parameter, e.g.

soil pH, nitrate concentration in the soil, potassium concentration, base cations, total N content, C/N, moisture content etc.; meteorological data are also welcomed. For each measurement the analysis method (especially the extraction method) is also necessary, as well as the sample depth. Please enter the person and his/her coordinates into the access table 'relcontact'.

References

De Vries W, Kros H, Reinds GJ, Wamelink W, Mol J, Van Dobben H, 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 modeling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe. Alterra Report 1382, Alterra WUR, Wageningen, The Netherlands, 206 pp www.pbl.nl/cce

Sverdrup H, Belyazid S, Nihlgård B, Ericson L, 2007. Modelling change in ground vegetation response to acid and nitrogen pollution, climate change and forest management at in Sweden 1500–2100 A.D. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 7: 163–179, DOI: 10.1007/s11267-006-9067-9

Anlage V.6: Deutscher Critical Load Datensatz 2010

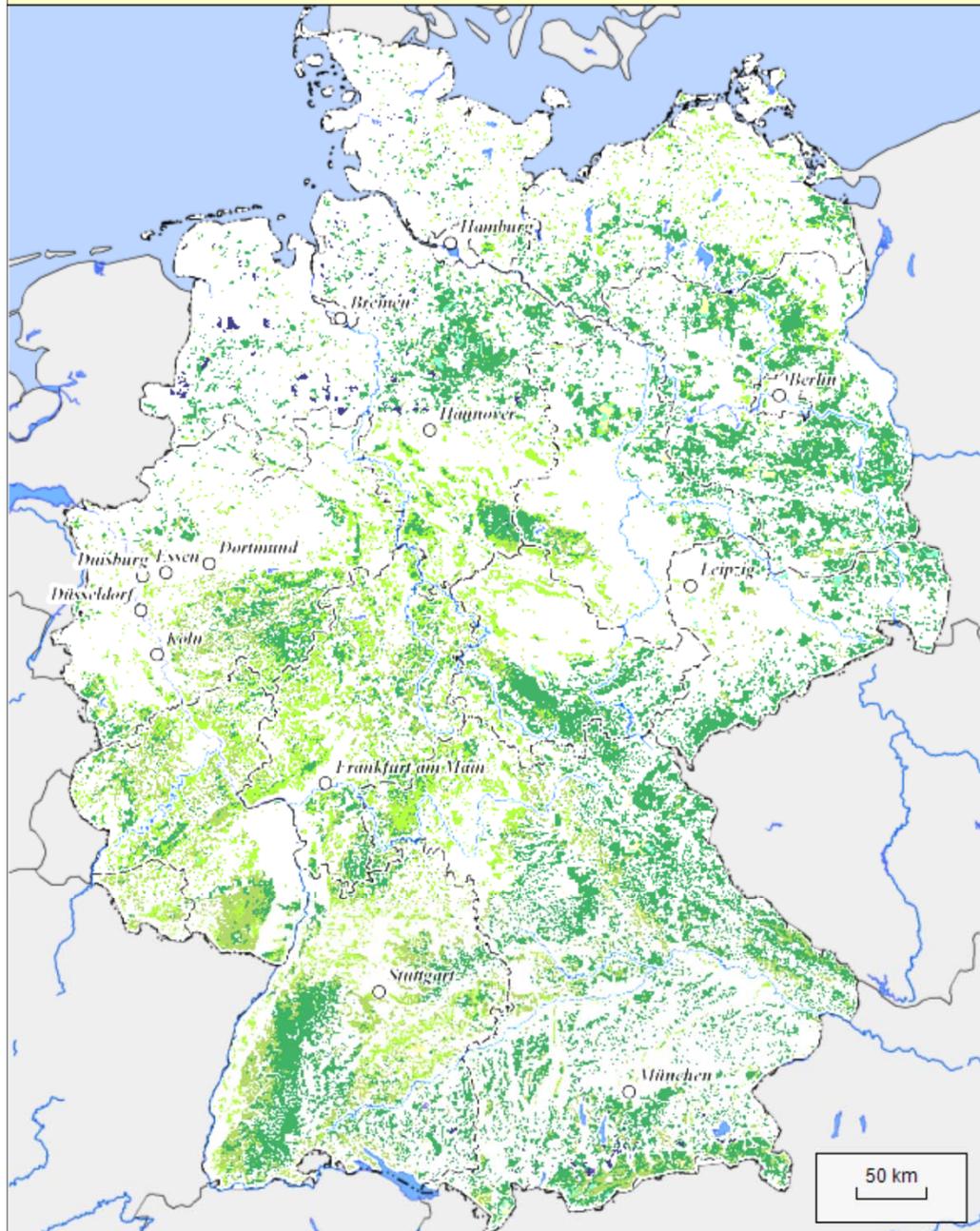
Deutscher Critical Load Datensatz 2010

OEKO-DATA

National Focal Centre

Ökologische Rezeptoren

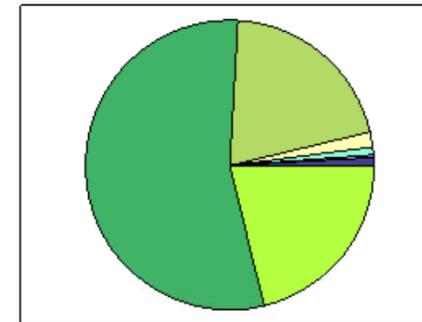
CORINE Landnutzungsklassen (2000)



Legende

CORINE - Klassen	Anteil
Laubwälder	21,14%
Nadelwälder	54,77%
Mischwälder	20,37%
Natürliches Grünland	1,66%
Heiden und Moorheiden	0,87%
Sümpfe	0,30%
Torfmoore	0,89%

Verteilung



CORINE - Klassen

Quellen

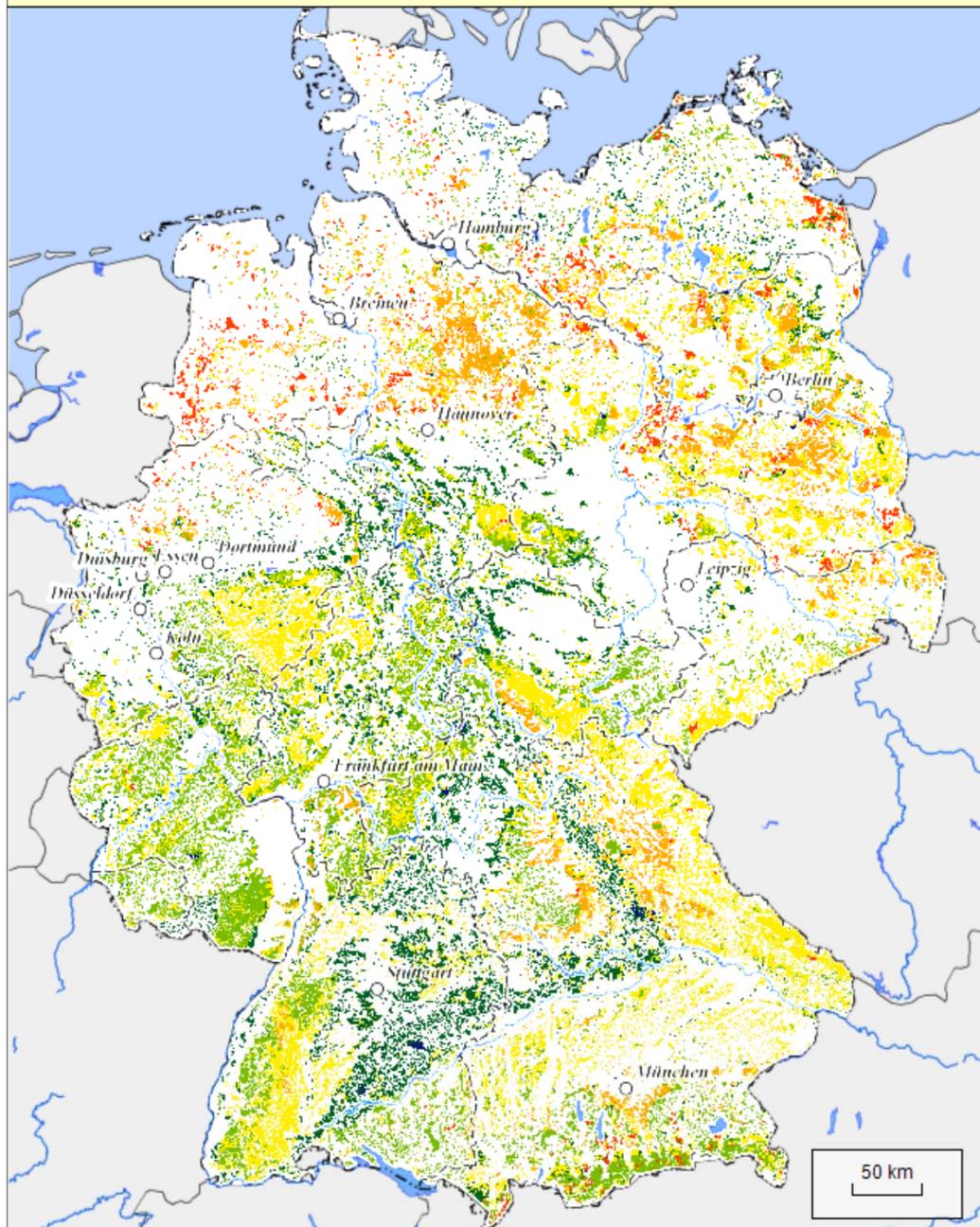
UBA, Dessau
DWD, Offenbach
BGR, Hannover
INS, Stuttgart
TNO, Utrecht
ÖKO-DATA, Strausberg

Stand: 01/2010



www.oekodata.com

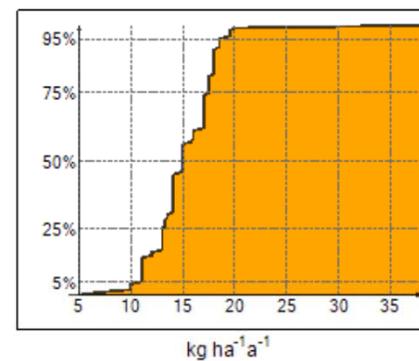
Empirische Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff



Legende

kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Anteil
<= 10	4,04%
10 - 12,5	12,41%
12,5 - 15	39,65%
15 - 17,5	25,47%
17,5 - 20	18,03%
> 20	0,41%

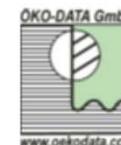
Verteilung



Quellen

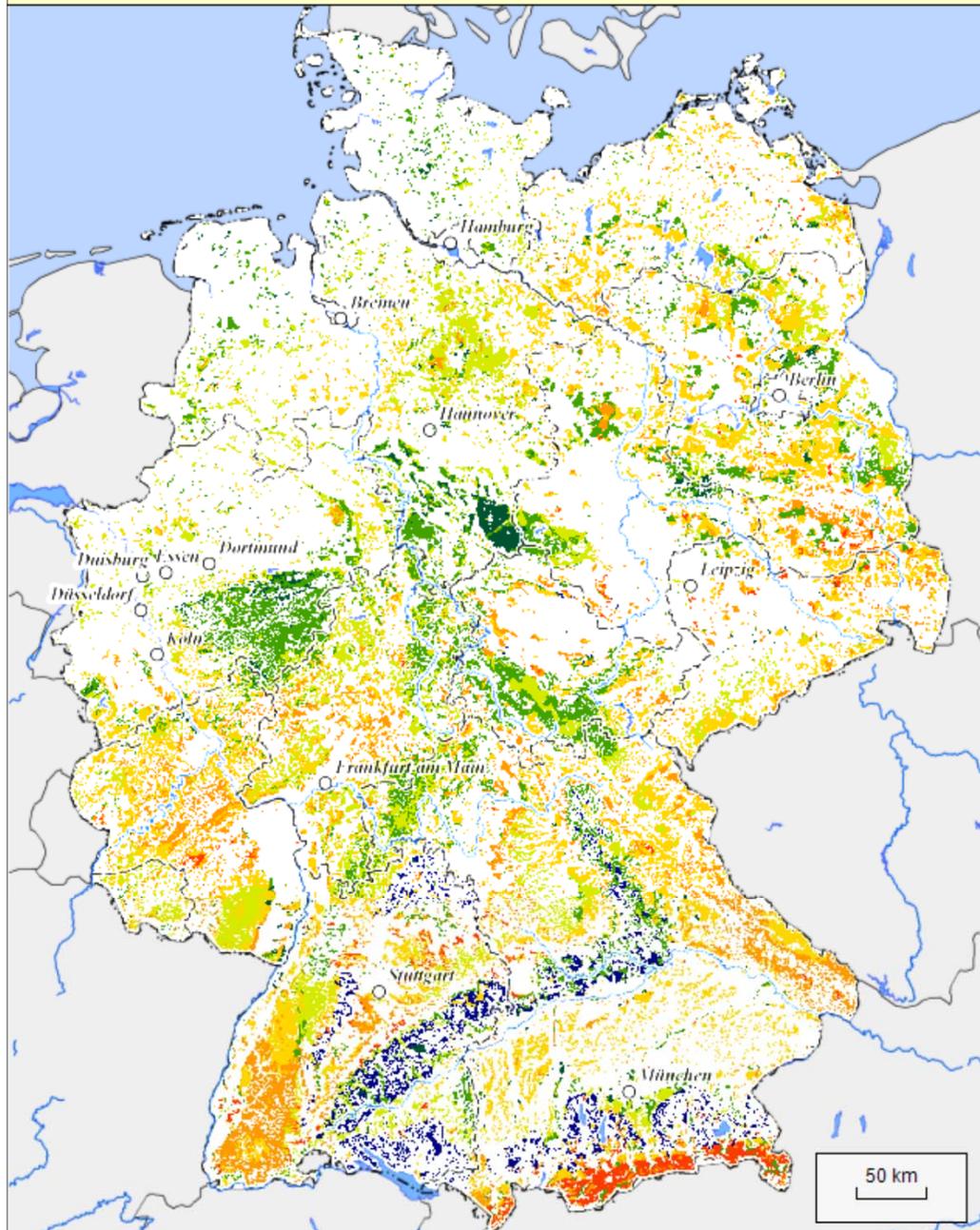
UBA, Dessau
 DWD, Offenbach
 BGR, Hannover
 INS, Stuttgart
 TNO, Utrecht
 ÖKO-DATA, Strausberg

Stand: 01/2010



$CL_{max}(S)$

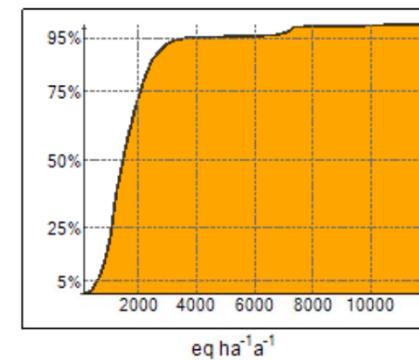
Critical Load für Versauerung in Schwefeleinheiten



Legende

eq ha ⁻¹ a ⁻¹	Anteil
<= 500	3,22%
500 - 1000	16,30%
1000 - 1500	31,83%
1500 - 2000	21,34%
2000 - 3000	20,17%
3000 - 5000	2,70%
> 5000	4,45%

Verteilung



Quellen

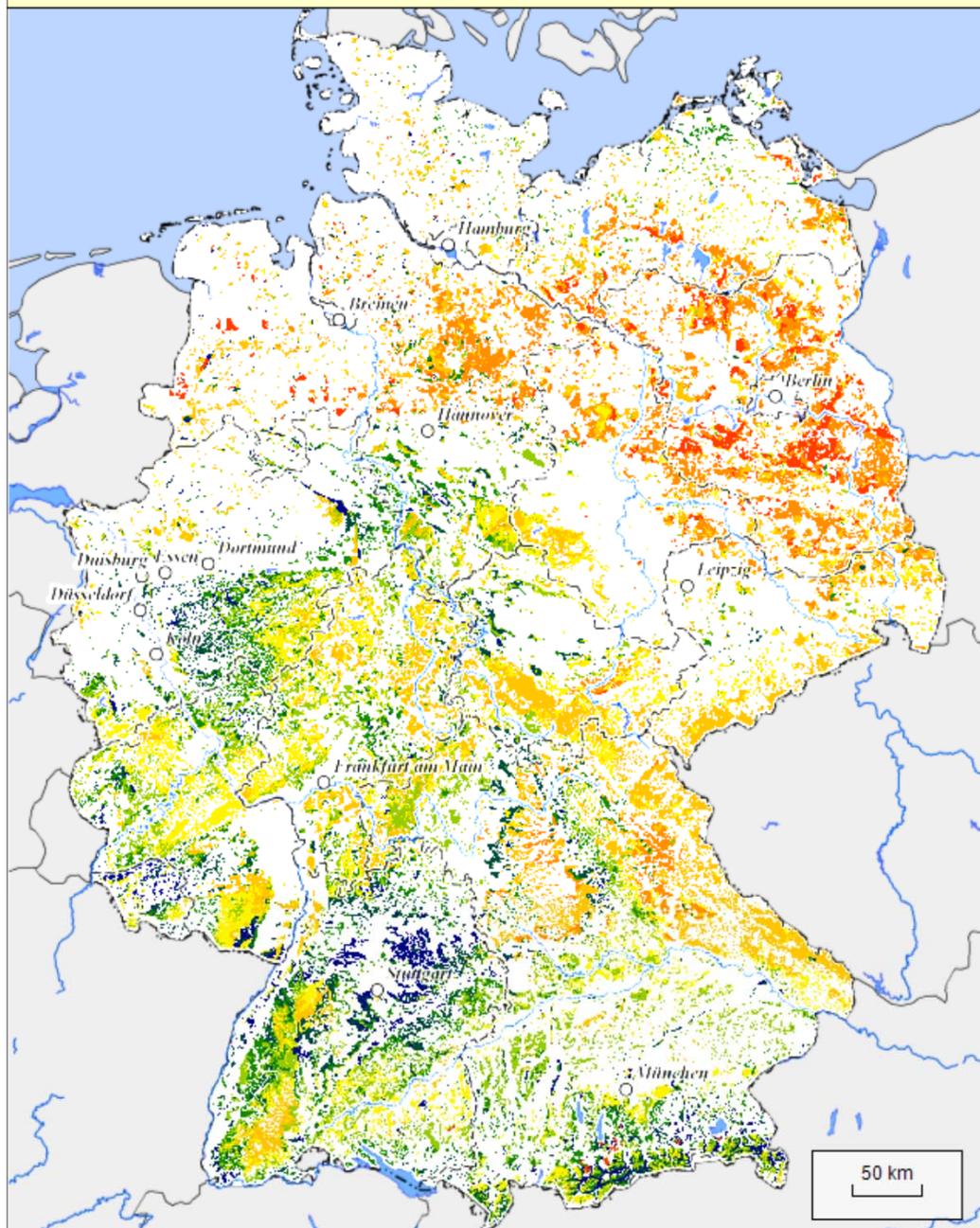
UBA, Dessau
DWD, Offenbach
BGR, Hannover
INS, Stuttgart
TNO, Utrecht
ÖKO-DATA, Strausberg

Stand: 01/2010



$CL_{nut}(N)$

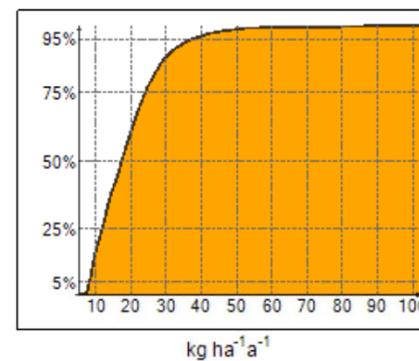
Critical Load für eutrophierenden Stickstoff



Legende

kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Anteil
<= 8	3,99%
8 - 10	12,88%
10 - 15	23,43%
15 - 20	20,61%
20 - 25	17,07%
25 - 30	10,45%
30 - 40	7,70%
> 40	3,87%

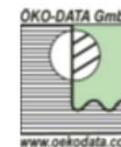
Verteilung



Quellen

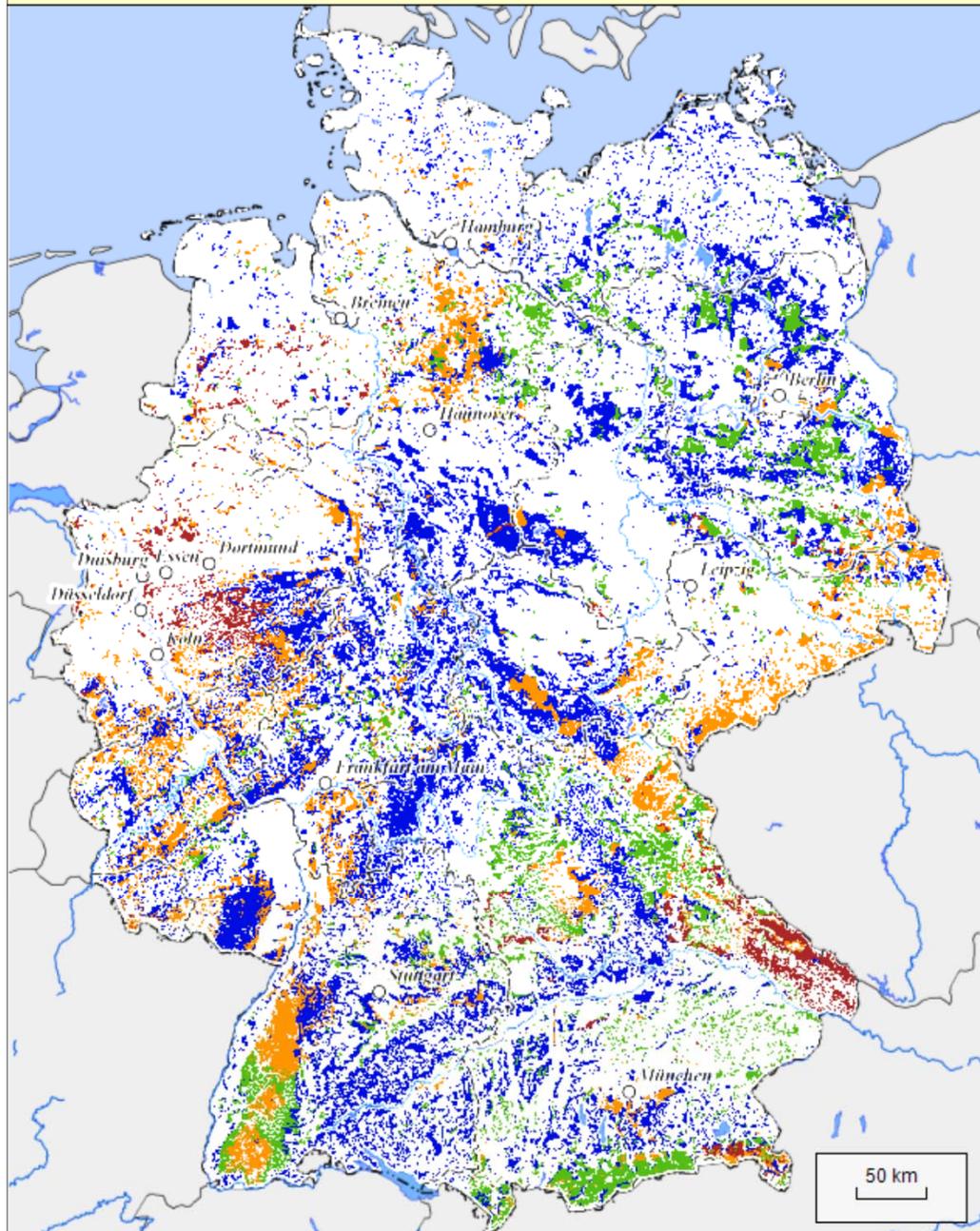
UBA, Dessau
DWD, Offenbach
BGR, Hannover
INS, Stuttgart
TNO, Utrecht
ÖKO-DATA, Strausberg

Stand: 01/2010



Critical Load Überschreitung 2007

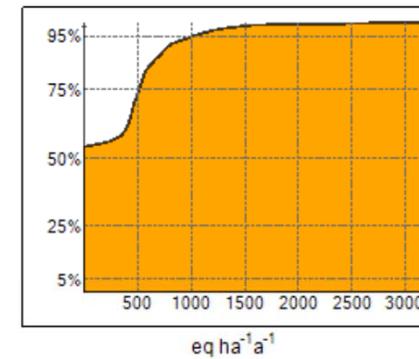
Überschreitung der CL Funktion für Versauerung durch N und S



Legende

eq ha ⁻¹ a ⁻¹	Anteil
≤ 0	54,87%
0 - 500	18,66%
500 - 1000	21,12%
> 1000	5,34%

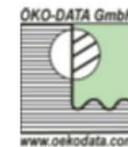
Verteilung



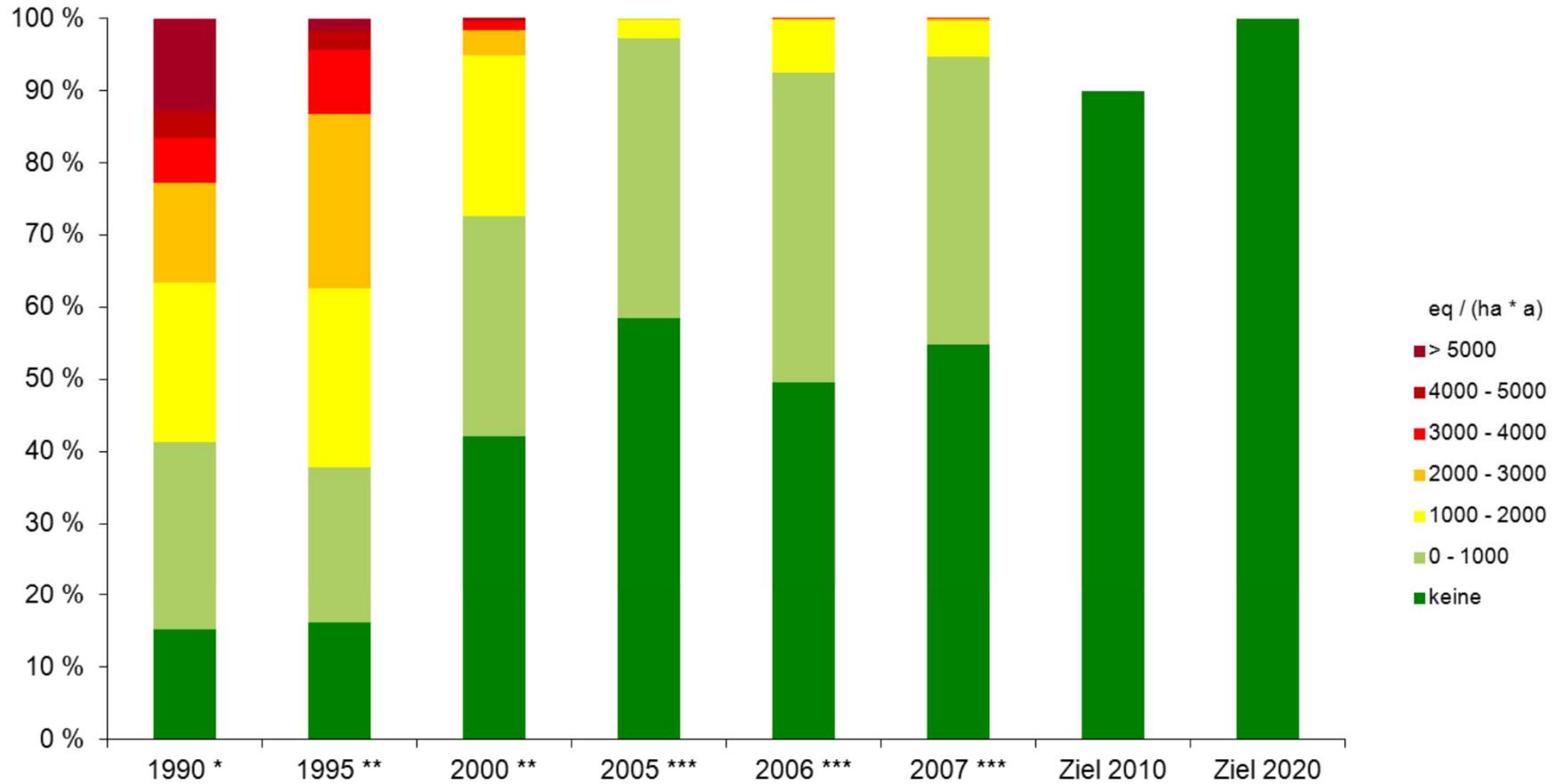
Quellen

UBA, Dessau
DWD, Offenbach
BGR, Hannover
INS, Stuttgart
TNO, Utrecht
ÖKO-DATA, Strausberg

Stand: 01/2010



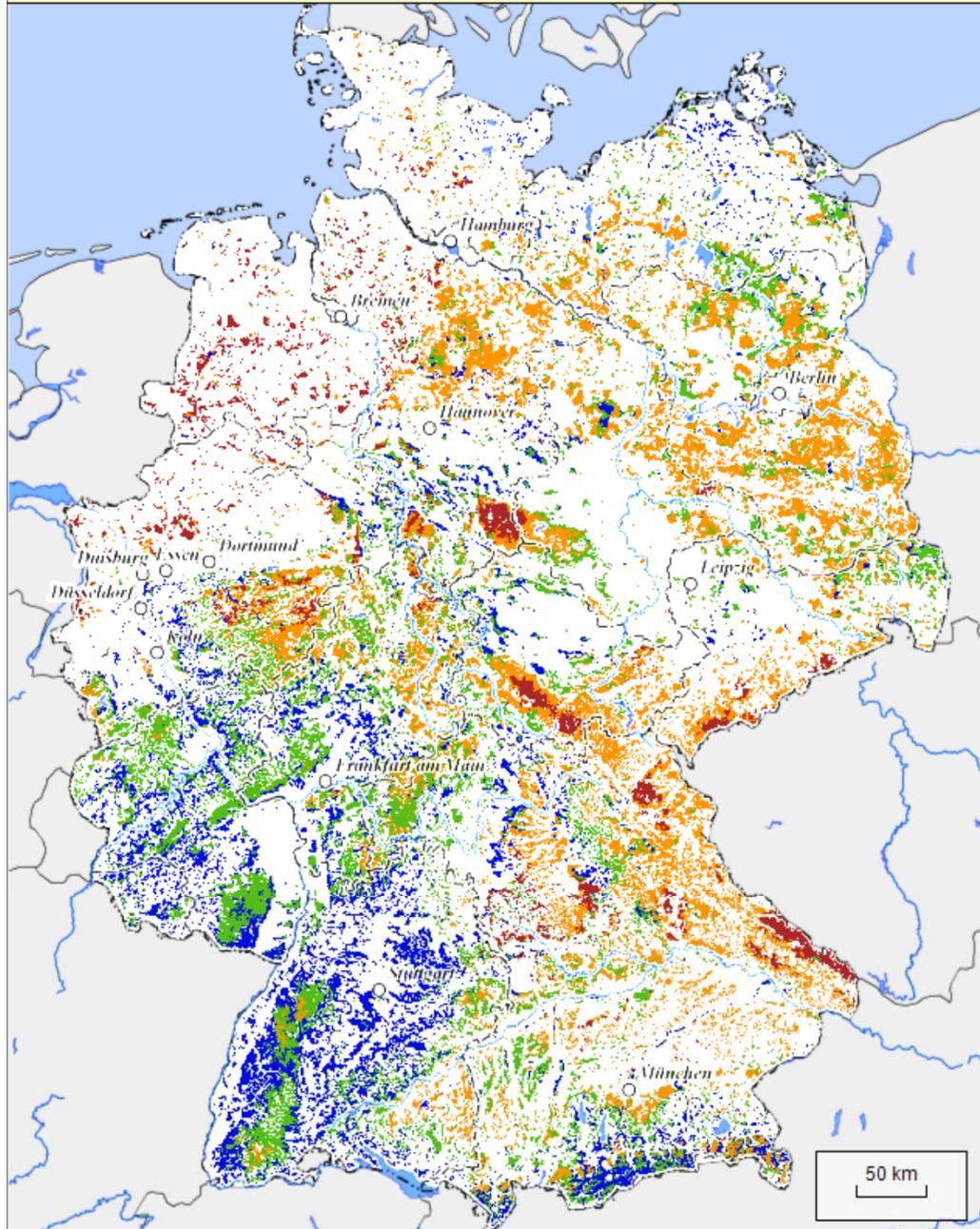
Überschreitung der Critical Loads für Versauerung durch Schwefel- und Stickstoffeinträge auf den kartierten empfindlichen Ökosystemflächen



Quelle: UBA F+E-Projekte: * FKZ 200 85 212 (2004), S.96-97 ; ** FKZ 204 63 252 Texte 39/2008, S.51-55 und *** FKZ 3707 64 200 (2010), Ziel 2010 etwa 90 % und 2020 alle Ökosysteme vor Versauerung schützen (nach UNECE)

Critical Load Überschreitung 2007

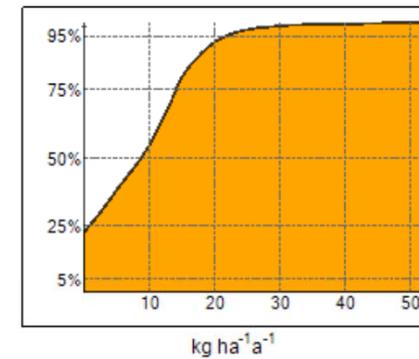
Überschreitung der Critical Loads für Eutrophierung



Legende

kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Anteil
≤ 0	22,43%
0 - 10	32,27%
10 - 20	37,98%
> 20	7,32%

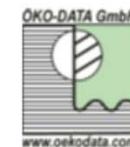
Verteilung



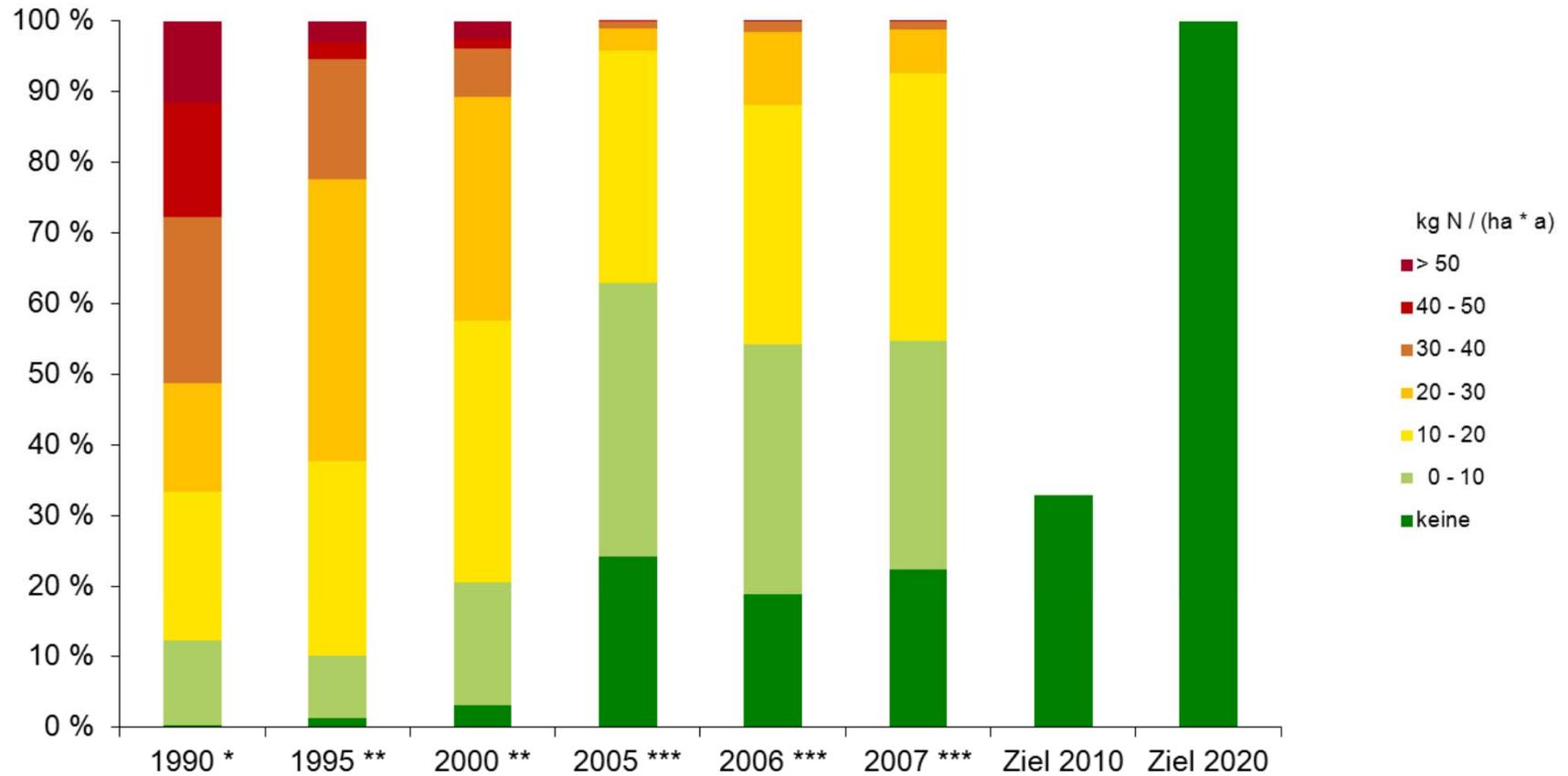
Quellen

UBA, Dessau
DWD, Offenbach
BGR, Hannover
INS, Stuttgart
TNO, Utrecht
ÖKO-DATA, Strausberg

Stand: 01/2010



Überschreitung der Critical Loads für Eutrophierung durch Stickstoffeinträge auf den kartierten empfindlichen Ökosystemflächen



Quelle: UBA F+E-Projekte: * FKZ 200 85 212 (2004), S.96-97; ** FKZ 204 63 252 Texte 39/2008, S.51-55 und *** FKZ 3707 64 200 (2010), Ziel 2010 etwa ein Drittel (nach UNECE) und 2020 alle Ökosysteme vor Eutrophierung schützen (CBD)

Anlage V.7: Diskussionsgrundlage für den CCE Workshop und die TF M&M

Suggested topic for discussion at the CCE workshop and TF M&M meeting

The German NFC would like to draw attention to some observations that may be relevant for our future work and should be discussed at the CCE workshop and TF meeting:

From the beginning of our critical loads work under the Convention it was a very important goal to bring as many member countries as possible on board and - where necessary - help them to become active partners in the critical load community. Starting with about 12 National Focal Centers (see CCE Technical Report No. 1, 1991), participation increased to 25 NFCs in 2004 (see Clearing the Air - 25 years of the CLRTAP, page 75). Numerous training sessions, as well as regional and subregional workshops took place and helped with the organization of the work, which greatly contributed to this increase. Regular "Calls for Data" (CFD) established a close link between the ICP M&M and the NFCs.

With a notable decline in participation in the past few years, while work becomes more and more sophisticated, one key objective of ICP M&M's activities should be to increase again the number of participating countries (e.g. 42 Parties submit data to the ICP Forests). The "moderate" response from the mapping community to the recent CFD has several reasons.

For their very existence, many NFCs rely on the task of compiling their own national data and providing these data to LRTAP. National resources for that task are made available because two objectives can be met simultaneously: compliance of the respective country with the obligations of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (and recently with the EU as well), and support of the policy advising and policy-making process in the area of environmental protection in the respective country.

Therefore, for most countries it is imperative that their data are not only gathered but also analyzed by the NFCs. The activities of the NFC must enable them to respond to national inquiries or evaluations (e.g. critical load, critical load exceedances), and it must be part of the national data.

This is not so with the CFD 2009 / 2010. It is also not evident that, essentially, the data analysis would occur in the countries themselves, and that both results and collected data would be submitted. Only if specifically requested by a country, the data should be computed and analyzed by CCE or another designated partner.

When compiling each national data set it should be made certain that the results allow for a European and national use.

To foster a closer collaboration of NFCs and ICP M&M and to provide the NFCs with the necessary mandate for their work, a new CDF 2010/11 should be initiated. This CDF should consider national as well as European aspects, such as the following suggested topics:

- Update of critical loads of sulphur and nitrogen (effects of acidification), mass balance method;
- Update of critical loads of nutrient nitrogen (effects of eutrophication), mass balance method;
- Update of empirical critical loads of nitrogen (applying results of the workshop in June 2010);
- Application of the VSD+ model (dynamic modeling)
- Combining geochemical models (e.g. VSD, ForSafe,) with biodiversity models (e.g. VEG, BERN, MOVE,)

We should use some time at the workshop in Paris, to further discuss this problem with the NFCs and the CCE. The Task Force could then agree on necessary action.



Hans-Dieter Nagel
NFC Germany

Anlage V.8: Tagungsprotokoll der TF M&M 2010

MINUTES of the 26th meeting of ICP M&M Task Force

wge

**CONVENTION ON LONG-RANGE TRANSBOUNDARY
AIR POLLUTION**

***International Cooperative Programme on Modelling and Mapping
of Critical Loads and Levels
and Air Pollution Effects, Risks and Trends***

DRAFT MINUTES

***of the 26th meeting of the Programme Task Force
22nd-23rd April 2010 in Paris, France***

1. The meeting was attended by 18 delegates from the following 6 countries: Czech Republic, France, Germany, Netherlands, United Kingdom, United States. The bureau of the Working Group on Effects (WGE), the ICP Vegetation as well as the Coordination Centre for Effects (CCE) were represented. Delegates from many countries and representatives of other ICPs and the JEG were not able to come due to disturbances of air plane traffic (due to the eruption of a volcano in Iceland and the dispersal of its ashes in the atmosphere). The list of registered participants is attached as **ANNEX 1**.

Session 1: Introduction

2. Ms. Anne Christine Le Gall, chairwoman of the ICP Mapping and Modelling (ICP M&M), opened the Task Force meeting and welcomed the participants. She thanked Mr Till Spranger for having very successfully chaired the ICP M&M for the last 7 years and for his presence at this meeting.
3. The chairwoman introduced the agenda. She explained the aims and objectives of the meeting.
4. The chairwoman provided an overview of ICP M&M tasks for 2010 in line with the WGE work plan. She described briefly the ICP M&M work plan items, including the “common work plan items”, relevant to all ICPs.
5. The Minutes of the 25th Task Force meeting (ANNEX 2) and the agenda of the 26th ICP M&M Task Force were adopted. There had to be however some modifications on the agenda of this meeting because about half of the registered participants did not reach the meeting, as mentioned in 1.
6. The chairwoman informed the Task Force that the Convention’s Secretariat decided unilaterally not to attend the meeting due to organisation changes in the UN-ECE Secretariat and resources constraints.

7. On behalf of Ms. Isaura Rabago, vice-chair of the WGE, the chairwoman presented the recent developments in the work under the Convention. She drew attention to the conclusions of the 28th session of the Working Group on Effects. In particular, the WGE highlighted the need to improve communication channels between the scientific communities and the policy makers. Issues of interest include the definition of the target condition for ecosystems, the complementarity between ex-post analysis and gap closure approach used in GAINS, the importance of assessing air pollution impacts under changing climate conditions, the links between biodiversity, climate change and air pollution, the development of dynamic models and the validation of the results with monitoring data. The WGE welcomed the collaborations between the different groups and bodies and thanks NFCs for their high quality work.
8. The chairwoman informed the Task Force on the suggestions proposed by the WGE to update the Gothenburg Protocol. They were of two types: modifications in the main part of the text of the protocol and modifications of the Annex 1. These modifications aimed at including in the protocol new scientific knowledge and tools developed since the end of the 1990's.

Mr. Till Spranger drew the attention to a new ad-hoc expert group on black carbon (BC) that has been established under the Convention (Decision 2009/5 of the Executive body). This group is to investigate the potential to include short term climate effects of black carbon and organic carbon. Its work will provide an appreciable link to IPCC. The group is expected to produce a report to WGSR by June 2010. Its mandate is given in paragraphs 63 and 65 of document: <http://www.unece.org/env/documents/2009/EB/eb/ece.eb.air.99.pdf>.
9. Mr. Spranger further informed about the April 2010 Working Group on Strategies and Review (WGSR) meeting. The procedure to revise the Gothenburg Protocol is expected to last until end of 2011. Proposals for Annex I on critical loads and critical levels contain updates for critical levels of ozone (calculated based on flux of ozone through the plants tissues), health related critical levels for particulate matter, ammonia critical levels for vegetation, acceptable levels for materials, recovery of ecosystems from acidification and eutrophication. WGE relevant amendments to the revised Gothenburg Protocol have been prepared but need to be revised and clarified. An ad hoc group prepared some wording to improve the logic of the existing text and provided it to the WGE Chairman. As member of the delegation of Norway, he will propose a revised text to the WGSR in September 2010 for further discussion.
10. Mr. Spranger further underlined that the WGE community was invited to participate in IAM work and meetings. There was a clear mandate from the WGSR to continue ex-post analysis on various selected environmental endpoints. Results of this analysis are proposed to be considered in the revised Gothenburg Protocol. For instance, effects targets that result from emission reduction targets might be mentioned.
11. The Task Force encouraged NFCs to provide their WGE and WGSR delegates with national scenario analysis for the next WGE and WGSR discussions.
12. However, the work of the ICPs on the ex-post analysis could not start yet, because the baseline scenarios are not ready yet. The group noted that there will be two scenarios provided by IIASA.
13. Mr Spranger also informed the Task Force that the WGSR welcomed the plans for updating empirical critical loads and dose-response functions.

14. The chairwoman informed that the WGE strategy that has been adopted by the Executive Body (EB) in December 2009. This adoption is conditional to its in compliance with the future Convention Long Term Strategy being developed in the next month/years.
15. The chairwoman presented the draft Convention Long Term strategy as provided at the Executive Body meeting in December 2009 (<http://www.unece.org/env/documents/2009/EB/eb/ece.eb.air.2009.5.e.pdf>). The strategy is still in discussion under the Convention. The WGE Bureau and WGSR commented and suggested modifications on the text proposed by the Executive Body. These modifications aimed at highlighting: the successes of the Convention, some of which have been achieved thanks to the collaborations within and outside the Convention; the strong sense of common purpose across the groups under the Convention; the complementary roles of monitoring and modelling in evaluating the efficiency and sufficiency of the protocols. Also the WGE Bureau has suggested to highlight the importance of the change of biodiversity caused by air pollution under climate change conditions.
16. Mr. Spranger explained that the discussion of the Executive Body Bureau on a Convention Long Term Strategy is an ongoing process. The "Orientation paper for a strategic vision of the Convention for 2010-2020" that was available in December 2009 and discussed in the early months of 2010 is expected to undergo modifications. The EB strategy is going to be discussed again at the September 2010 WGE/WGSR meetings. In the following discussion, it was suggested that the Convention Long Term Strategy final version should contain specified aims, targets for air pollution reductions for certain years.
17. The Task Force:
- a) Regretted that the Convention secretariat unilaterally decided not to attend and provide services and guidance to the Task Force;
 - b) Took note that WGE strategy had been finalised;
 - c) Supported that the key points expressed by the WGE bureau and mentioned under item 16 should be included in the Convention Long Term Strategy.

Session 2: Cooperation with other ICPs, EMEP and WGSR

18. ICP Forests presentation was sent to the chairwoman by email. It was presented on behalf of Mr Martin Lorenz of ICP Forests by the chairwoman. This presentation included information on ICP Forests activities for 2010, including calculation of critical loads on level II sites, and the new developments of the ICP work in the by US Forest Service. There will be a joint US Forest Service and ICP Forests Workshop in Riverside (California, USA) in October 2010. It will deal with Level II forest monitoring and critical loads assessments.
19. On behalf of Ms. Berit Kvaeven, chair of ICP Waters, the chairwoman reported on results and future plans of the ICP Waters. Amongst its 2010 work plan items, ICP Waters will investigate the effects of nitrogen on aquatic ecosystems and the combined effects of climate change and air pollution. Ms. Berit Kvaeven stressed that monitoring is an important element to reach "ground truth". The next ICP Waters Task Force meeting will be held on 4 - 6 October 2010 in Helsinki, Finland.
20. Mr. Harry Harmens, chair of ICP Vegetation, reported on progress with flux-based critical levels of ozone for vegetation and other achievements of the ICP Vegetation in 2009/10. Ten new flux-based critical levels of ozone were adopted at the 23rd ICP Vegetation Task

Force Meeting (1st-3rd February 2010, Tervuren, Belgium), following on discussions and further analysis of data according to a methodology agreed at the Expert Panel Meeting on “Flux-based assessment of ozone effects for air pollution policy” (9th-12th November, 2009, Ispra, Italy). A new terminology had been adopted for the accumulated stomatal ozone flux above a threshold Y (AFstY), which is now called the Phytotoxic Ozone Dose above a threshold Y (PODy). From the ten new flux-based critical levels, policy relevant indicators for ozone effects on vegetation for application in Integrated Assessment Modelling were proposed for:

- security of food supplies from crops;
- loss of carbon storage and environmental protection (e.g. soil erosion, flooding, avalanches) by trees;
- vitality and fodder quality of pastures and loss of vitality of species of (semi-) natural vegetation.

Mr Harmens also reported on progress with:

- the 2010/11 European moss survey (heavy metals, nitrogen and a pilot study on selected persistent organic pollutants);
- analyses of the relationships between concentrations in mosses and EMEP modelled deposition for cadmium, lead, mercury and nitrogen;
- common work plan items of the Working Group on Effects;
- outreach activities.

21. In the discussion, Mr Harmens informed the ICP M&M Task Force methodology to calculate critical levels for the Mediterranean area is to be completed in the coming months.
22. Mr. Spranger noted that to ensure coherence between the revised Gothenburg protocol and the critical loads manual, it would be useful to update the ozone chapter of the Manual. Mr. Harmens informed that an update will be available in the coming weeks. Initially, it will take the form of an annex to the Manual. Thorough revision of the manual would be done at a later stage.
23. Ms. Maria Holmberg provided an overview on recent activities of ICP Integrated Monitoring by email. This was presented to the TF. The 18th annual report of ICP Integrated Monitoring has been published and can be downloaded at www.environment.fi/syke/im. It contains reports on the calculation of critical loads and their exceedances for acidification and eutrophication for terrestrial and aquatic ecosystems; trend assessment of bulk deposition, throughfall and runoff and soil water chemistry; and heavy metal budgets and critical loads at ICP Integrated Monitoring sites. The calculations of the critical loads and their exceedances have been done in cooperation with the CCE. Current activities of ICP Integrated Monitoring include the 19th Annual ICP IM report, the comparison of trends of chemical variables with estimated exceedances of critical loads, and the progress report on biodiversity issues.
24. Mr Max Posch on behalf of Mr. Filip Moldan, Joint Expert Group on Dynamic Modelling (JEG) co-chair, presented the progress and plans of the Joint Expert Group on Dynamic Modelling (JEG). Central tasks are examination of progresses in dynamic modelling, the development of targets for 2020 and 2050 and their application in ex-post integrated assessments, investigation of links between air pollution and biodiversity through dynamic modelling. The 11th meeting of the JEG is planned for October 2010 in Sitges, Spain. Main agenda items include the outcome of the CCE call for data 2009/10, progress in dynamic modelling with emphasis on nutrient nitrogen in terrestrial ecosystems and

biological response, progress in dynamic modelling of terrestrial carbon sequestration. It will also consider progress in dynamic modelling of heavy metals.

25. The chairwoman reiterated the relevance of cooperation between the NFCs/NFPs of the different ICPs in the countries. She drew attention to the lists of national contacts that were available in the room. The list of NFCs can be found on their respective ICPs websites.
26. The NFCs represented in the meeting reported on cooperation of NFCs with other WGE activities within their countries. There are contacts and/or projects (mainly) with ICP Forests e.g. in Czech Republic, the United Kingdom, Germany, the Netherlands. Data are used in France on Heavy Metals in mosses. Comparison of modelled deposition on the national level with EMEP results is conducted in Germany. A similar work has been carried out in Switzerland as reported in the CCE workshop.
27. Mr Jean-Paul Hettelingh gave a report on behalf of Mr Rob Maas, Chair of the Task Force integrated assessment modelling (TF IAM). The main item at the moment is to have a clear understanding by the Parties of the emission reporting for establishing two baseline scenarios, as agreed by the TF IAM at its meeting in February 2010. Analysing the scenarios has not commenced yet. TFIAM encourages effect based analysis of baseline scenarios in collaboration with the CCE and ICPs as The work is ready to be carried out by CCE and awaits the availability of the official scenarios.
28. Mr. Max Posch noted that EMEP is currently working on producing high resolution maps of atmospheric deposition on 25 x 25 km² and 10 x 10 km² grids. This is one of the reasons for the plan to have the 2010/2011 call for data for critical loads maps with 5x5 km resolution. In the discussion participants appreciated the extension of the EMEP database and the shift to a higher spatial resolution.
29. Ms. Clare Howard, on behalf of the Co-chairs of the TF of reactive nitrogen (TF RN), introduced (by phone) the structure and way of work of TF RN and the potential for collaboration with ICP M&M. She asked for interest in participation in a TF RN expert group dealing with food/consumption effects on N-emission. With respect to potential collaboration with ICP M&M she asked whether TFRN and ICP M&M could collaborate to develop values for the cost of impacts to ecosystems and human health in relation to N pollution. Ms. Howard informed that a report will be prepared by the TF RN to describe interactions between nitrogen and climate. This report is due as an informal document for the WGSR meeting in September 2010. It will be reported to the EB in December 2010.
30. In the discussion Mr. Hettelingh noted that this kind of work was done in the past by NEBEI. The question should be channelled to TFIAM, and NEBEI. ICP M&M could provide indicators and targets as a basis for the miniaturisation, e.g. impact of agricultural measures on changes in exceedance of critical loads/Critical level.
31. The Task Force:
 - a) Thanked the ICPs Forests, Integrated Monitoring, Waters, Vegetation and the JEG Dynamic Modelling for their presentations and appreciated the considerable work done in 2009/10, including items common to all ICPs;
 - b) Encouraged NFCs to cooperate with their counterparts from other ICPs, TF Health and the JEG participants under the Convention in their countries;
 - c) Welcomed and recommended increased cooperation between ICP M&M NFCs in different countries;
 - d) Encouraged NFC participation in the empirical critical loads workshop in Noordwijkerhout, NL, in June 2010;

- e) Took note of the progress in ozone flux calculations; agreed on the new Critical levels proposed by the ICP Vegetation for ozone fluxes on crops, trees, semi natural vegetation and thanked ICP Vegetation for preparing the update of the Manual chapter 3 on vegetation. The updated annex to the chapter will be provided a.s.a.p. The update will be sent to the ICP's chairperson for publication on the ICP M&M's website;
- f) Invited NFCs to start or proceed with effect based analyses in their countries, e. g. for specific sites, using dose response functions and national or EMEP deposition. This work might be useful to inform the national delegates to WGSR for the negotiations of the Gothenburg Protocol;
- g) Thanked the TF IAM and the TFRN for their contribution and messages;
- h) The TF took note of the results of the 3rd TFRN meeting and that the next TFRN was coming up in 11th-13th May 2010.
- i) Welcomed the work of MSC-West to increase the spatial resolution of air concentration and deposition data;
- j) Recommended that ICPs use the available scenarios developed under the TFIAM to carry out ex-post analyses;
- k) Thanked Clare Howard for her presentation and agreed to cooperate with TFRN as proposed in the discussion (item 33).

Session 3: Outreach and collaboration with other organisations

32. Ms. Linda Pardo presented an update on empirical N critical loads publications (currently in press) in the US. These include: (1) the draft report on empirical N CL across the US available at: http://www.nrs.fs.fed.us/clean_air_water/clean_water/critical_loads/pubs/ on the heading "Critical Loads Data in the US"; (2) a detailed CL map for California (Fenn et al.); and (3) a detailed map for lichens CL in the Pacific Northwest (Geiser et al.). The FOCUS group in the US continues to move forward, with input from the CCE, on its pilot study on setting up a national focal centre and a mock response to a call for data. ICP Forests continues to interact with the US Forest Service in trying to develop ICP Level II plots.
33. Later in the discussion Ms. Pardo explained that critical loads are being used in reviewing impacts of new power plants on protected forests. However, in the United States, the critical loads approach is not currently an officially accepted approach to ecosystem protection. There has been increased interest in using critical loads for assessment and exploring critical loads approaches to protect and manage sensitive ecosystems on federal lands. Increased use of critical loads in the US may evolve in the coming years.
34. Mr. Arjen van Hinsberg (NL) presented links of ICP M&M work with the Convention on Biological Diversity (CBD) and biodiversity work under the EU (SEBI and the Habitat Directive). Post-2010 CBD targets and indicators are now under discussion. It is discussed whether Nitrogen deposition should be replaced by Critical load (N) exceedance, as an indicator for threats to biodiversity. CLE is already one of the core-indicators in the EU. Mr. van Hinsberg drew attention to the outcome of the 2009 Brussels workshop on N deposition and Natura 2000 areas. Harmonisation of national methods of impact assessments for Natura 2000 sites is strongly needed. ICP M&M work can be useful for reporting on the threats to habitat conservation status by air pollution. The usefulness of dynamic models and empirical critical loads will increase if linked to habitat characteristics.

35. Furthermore, Mr van Hinsberg explained that a strong connection existed between ICP M&M work and the reporting required under the Habitat Directive (Article 17 on conservation status). Discussions on these issues had started during the CCE Workshop. Mr van Hinsberg recommended that a common methodology between the CLRTAP groups and the Habitat community to calculate critical loads should be proposed in due time before the next reporting (2013), i.e. for end of 2011. Mr. van Hinsberg provided a list of suggestions on which information could be provided from ICP M&M. Some work is already done in the Netherlands in this respect.
36. Ms. J. Hall (UK) supported the idea of collaboration with the habitats community. These discussions had started during the CCE Workshop. Guidelines intended to the Habitat Directive Community will be drafted based on UK experience. They will provide information on critical loads calculations for Natura 2000 sites. This draft will be submitted to CCE for comments. Furthermore, reference to air pollution assessment will be included in guidance documents on Article 17 reporting.
37. A tour de table of the present NFCs suggested that there was a range of possible interactions between ICP M&M NFCs and the Habitat Directive community from no or very weak contacts to good working relationships. NFCs are encouraged to strengthen these contacts. Lists of ICP M&M NFCs and of their Habitat Directive Counterparts will be exchanged and distributed within the two communities. Thus contacts between NFCs and their Habitat Directive counterparts might be facilitated.
38. Ms. Holmberg informed the ICP M&M TF by email that the Finnish NFC has established contacts with the national CBD focal point and begun collaboration on biodiversity issues. Information on biodiversity status in Finland is compiled in the web service biodiversity.fi operated by the Natural Environment Centre of the Finnish Environment Institute.
39. Mr Spranger supported the idea of improved communication between the critical loads and the Habitats communities. He welcomed an approach for the 2013 reporting that would have been agreed between the two groups.
40. The Task Force
- a) thanked the above mentioned speakers for their contributions, expressed its appreciation on the effects-related work in the United States of America and encouraged the working relationship that is being established between CLAD and CCE;
 - b) Encouraged NFCs to continue and enhance any outreach activities;
 - c) Noted that the ICP M&M call for data 2010 will include information to strengthen the collaborations between NFCs and their counterparts involved in reporting under Article 17 of the Habitat Directive. The Task Force expects that the biodiversity related work in ICP M&M may benefit from these collaborations.

Session 4: Report on countries activities since the 25th meeting

41. In a tour de table NFCs were asked to report on actual policy developments in their countries and on their present and intended work, e.g. with respect to
- i. the use of critical loads for specific questions/approaches, including evaluation of air pollution on habitats,
 - ii. the application of DM,

- iii. the application of empirical critical loads,
 - iv. the national update of critical loads maps,
 - v. cross-border discussions between neighbouring countries.
42. The Netherlands and the UK have calculated critical loads for protected habitats and collaboration with the Natura 2000 community are established. In France, the methodology to calculate critical loads for Natura 2000 site at the scale of the country has been investigated. In the UK, critical loads for mercury have been calculated. In the Netherlands, a method to combine calculated and empirical critical load is under study. The US-EPA is interested in the European use of critical load for assessment of projects causing nitrogen pollution.
43. The chairwoman noted with appreciation that the critical loads approach is increasingly used for national, regional and local environmental policies in the countries, e.g. for assessing the environment effects of projects/installations causing enhanced N deposition on Natura 2000 areas and other ecosystems.
44. The chairwoman encouraged NFCs to continue their work on nitrogen beyond the M&M work plan and to use the CCE Workshop and TF Meetings as platform for exchange of information.
45. The Task Force, taking note of the NFCs presentations at the CCE workshop and of the views expressed during the tour de table,
- a) Thanked the NFCs for their work;
 - b) Encouraged application of critical loads in local, regional or national assessments;
 - c) Encouraged NFCs to carry out cross border collaborations and analyses particularly on critical loads and dynamic modelling.

<p>Session 5: Dynamic modelling and biodiversity: data and model developments</p>
--

46. Mr. Jean-Paul Hettelingh reported on the results of the 20th CCE Workshop which includes the need expressed for a call for data 2010/2011.
47. The call 2010/2011 is proposed to focus on updating computed and empirical critical loads. One reason for the update is to ensure the compatibility of the geographical resolution of critical loads with the new resolution of dispersion modelling by EMEP. Therefore, the CCE proposes to increase the resolution of critical loads to 5 x 5 km². Another reason for updating critical load information in the European database is the expected availability to NFCs of revised empirical nitrogen critical loads following a UN/ECE workshop planned under the ICP M& and organized by the in Noordwijkerhout (The Netherlands) from 23-25 June 2010.
48. An important objective of the call 2010/2011 is the harmonisation of N assessments. This is recommended, because nitrogen is not only addressed in European air pollution abatement policies under the LRTAP Convention and the EC Thematic Strategy on Air Pollution. Nitrogen is increasingly becoming of importance under the Convention on Biological Diversity, which includes N-deposition as one of the drivers that affect biodiversity.
49. Critical loads for nutrient nitrogen can also contribute to assessments for e.g. the identification of the risk of nitrogen deposition for habitats under Annex 1 of the Council

Directive 92/43/EEC (habitat directive). It is recommended that results of such assessments be also available as part of the Article 17 reporting requirement under the habitat directive.

50. Therefore, under the envisaged call for data, NFCs would also be encouraged to relate to habitat experts who are responsible for Article 17 reporting requirements. The Task Force agrees to exchange habitat and NFC mailing lists as well as reporting guidance documents and call for data instructions; NFCs and Habitat Focal Points are encouraged to contact each other and collaborate on Member State (Party under the Convention) level.
51. For this, the collaboration between the ICP M&M, the European Topic Centre on Biodiversity, and National Focal Points involved in the support of nature conservation policies and reporting, such as the UK Joint Nature Conservation Committee (JNCC), is welcomed.
52. NFCs contributions to a common European vegetation database (the Veg Database) are welcome. The goal of this database is to strengthen knowledge of the relationships between abiotic parameters and plant species response. Significant inputs will allow further application for modelling at regional levels and acceptable extrapolations in areas where data are missing. The CCE will carry on working on the Veg Database as the development of such a database is viewed as a no-regret investment.
53. A set of common, simple biodiversity indicators need to be developed for use in effect based analysis, as follow up on the overview presented by invited authors in the CCE Status Report 2009. Mr. Wim de Vries proposed to draft a paper, for discussion under the ICP M&M, in collaboration with the CCE and experts in the field of biodiversity. . Such indicators could include suitable grouping of species, structure and function indicators, spectrum of vegetation changes, species occurrence beyond a threshold, a percentile statistic of species occurrence (per EUNIS ecosystems) as well as monitored effects of critical load exceedance. Existing CBD indicators will be reviewed for their suitability in the context of this ICP M&M initiative as well.
54. The proposed call for data will encourage NFCs to use a recent version of VSD+. Interactions between air pollution and climate effects are now included in VSD +. This simple model simulates the relationship between carbon sequestration and nitrogen inputs. A dynamic modelling training session during the CCE workshop offered the opportunity for NFCs to ask their questions with respect to the call for data. Some sites could be assessed during the session. A user's manual will be improved taking into account the discussions of the training session. CCE will provide "pre-processors" on growth and water budgets, available for the next call for data (and possibly well before the next call). NFCs are welcome to discuss relevant problems further with CCE and/or may come to CCE for a training consultation.
55. NFCs are encouraged to further verify, test and apply available models, i.e. VSD+VEG, VSD+NTM, FORSAFE-VEG, VSD+-BERN, or any relevant model combinations. On site specific VSD + calculations are also encouraged.
56. In the discussion some participants noted their appreciation for the proposed 2010/11 call for data. NFCs might use the call for data to increase their visibility in their country, underlining that some ICP M&M indicators are now based on biodiversity changes. Others participants underlined the usefulness of an updated critical loads database for scenario, ex-post and robustness analyses. Thus, the updated critical loads could be used, if requested, for the revision of the Gothenburg protocol and of the NEC Directive. These analyses could also be carried out at national levels. The ICP needs guidance by the WGE on the nature and objectives of the analyses that might be carried out.

57. The Task Force, taking note of the outcome of the 20th CCE workshop,
- a) Thanked the CCE for its considerable work regarding items of the 2009/2010 work plan, for providing the results of the CCE WS and for organising the training session for VSD+;
 - b) Thanked the CCE workshop participants and the ICP M&M community for supplying the latest knowledge on models and empirical information for assessing the effects of N deposition on biodiversity including aspects of climate change;
 - c) Appreciated the scientific progress in modelling nitrogen effects and its effects on biodiversity under climate change;
 - d) Drew the attention of the NFCs to the 16 May 2010 deadline for submitting updated results of the call for data, including their report for inclusion in 2010 CCE status report;
 - e) Proposed to the WGE to consider a call for data to NFCs in the autumn 2010 (deadline in spring 2011) with the following aims:
 - i. Increase the resolution of critical loads to allow an adequate assessment of exceedances in view of the new resolution of EMEP dispersion modelling;
 - ii. Invite NFCs to apply to national nature areas a revised Table of empirical critical loads which is expected to be obtained as a result of a UN/ECE workshop held in Noordwijkerhout (the Netherlands) from 23-25 June 2010.
 - iii. Encourage NFCs to relate to national habitat experts in Parties to the Convention, including national focal points in EU Member States who are responsible for reporting requirements under Article 17 of the Habitats Directive.
 - iv. Continue work on VSD + and vegetation modelling, including the assessment of interactions between effects of air pollution and climate change. ;
 - f) Noted that very simple biodiversity indicators need to be developed for use in (ex-post) integrated assessment modelling, taking into account aims and indicators developed by the CBD, as appropriate in the context of the LRTAP Convention

Session 6: Gothenburg protocol revision process
--

58. The chairwoman informed the TF on the Gothenburg Protocol revision and schedule, as presented at the TFIAM in February.
59. ICP M&M inputs relevant for the Gothenburg Protocol revision are work plan items of the ICP to be provided by September 2010. These comprise ex-post analysis, quantified trends of critical loads exceedance, robustness assessment, results of dynamic modelling of air pollution effects on biodiversity. They have been discussed at the CCE Workshops and in the previous sessions.
60. Mr. Hettelingh noted that the 2010 CCE report will again include the NFC reports on their response to the new call for data (WGE decision on call for data provided). The participants underlined that it will be an important report, because it could influence the Gothenburg Protocol revision process. It should therefore provide clear messages to policy makers. It was recommended to provide chapter 1 of the report on scenario analysis as early as possible.

61. The Task Force:

- a) Took note of the analysis of preliminary baseline scenarios made available in November 2009 and the CCE 2009 Status Report addressing biodiversity indicators and other issues possibly relevant for the revision of the Gothenburg Protocol;
- b) Asked the CCE to produce chapter I of the 2010 CCE Status Report as early as possible (once baseline scenarios are available) in order to provide information on the environmental effects for the Gothenburg Protocol revision process;
- c) Asked the CCE to produce further analyses on scenarios made available by the TFIAM during the Gothenburg Protocol revision process.

Session 7: Multiple issues and multiple effects at ICP M&M: links with climate change and biodiversity

62. Ms. Clare Howard presented, over the phone, results of various meetings and groups. She introduced the European Nitrogen Assessment (ENA) currently entering the external review phase. This assessment will be a document with 26 chapters, to which about 200 persons have contributed. A summary for policy makers is being prepared. The final document will be launched in 2011.
63. She briefly reported about the 2009 Brussels Workshop Nitrogen Deposition and Natura 2000. One of the Workshop conclusions was to recommend that a high level goal would be set so that 95 % of Natura 2000 areas should not experience nitrogen critical loads exceedance.
64. She introduced key results of the INI Workshop on nitrogen deposition, critical loads and biodiversity (Edinburgh, December 2009). A synthesis and summary document is in preparation.
65. She also mentioned that there was a side event on nitrogen at the Fifteenth session of the Conference of the Parties (COP 15) at the United Nations Climate Change Conference, Copenhagen in December 2009.
66. She announced a conference and dissemination event in Edinburgh 11th – 15th April 2011 “Nitrogen and Global Change: Key Findings – Future Challenges”. The European Nitrogen Assessment will be launched then.
67. The participants discussed in more details the outcome of the Air Pollution and climate change Workshop (Gothenburg, October 2009). The recommendations are available on website <http://www.naturvardsverket.se/en/In-English/Menu/GlobalMenu/Conference-documentation/Intermediate-climate-policies/>. One of these recommendations is the establishment of a Task Force dealing with air pollution and climate change. The general opinion of the participants of the ICP M&M Task Force was that interactions between air pollution and climate change are well taken into account and addressed in the existing structure and activities of subsidiary bodies under the LRTAP Convention.
68. An additional Task force was not thought necessary. However, a clear vision of intermediate and long-term air & climate goals from policy makers should be embedded in the long term strategy of the Convention.
69. Questions related to geo-engineering were considered to be outside the scope of the ICP M&M activities.

70. The Air Pollution and Climate Change Workshop also recommended that NO_x should be considered as the 1st priority amongst air pollutants and climate change drivers. The ICP M&M participants noted that ammonia has direct effects on vegetation and is most damaging to ecosystems. It is recommended that *critical levels* of ammonia are included in integrated assessment modelling. Initial computations by the CCE, using EMEP computed concentrations of ammonia, indicate that additional areas at risk of nitrogen could be identified, because of the excess of critical levels by ammonia concentrations.
71. Following a discussion of the relationship between growth effects induced by nitrogen deposition on one hand and carbon sequestration on the other hand, participants noted that the increase of carbon sequestration is only a temporary effect, which can not be viewed independently from additional risks.
72. The Task Force:
- a) Thanked Clare Howard for presenting information on nitrogen activities in Europe;
 - b) Appreciated the ongoing work on links between nitrogen, climate and biodiversity;
 - c) Asked NFCs to contact and cooperate with their national representatives in the TFRN, Nitro Europe, COST 729, CBD SEBI 2010 and other programmes working on nitrogen pollution and its effects on national and international level;
 - d) Noted that activities linking air pollution, climate change and biodiversity are already well established in the existing structure of the Convention;
 - e) Encouraged that intermediate and long-term air&climate goals be included in the long term strategy of the Convention;
 - f) Took note of the recommendations of the 2009 Gothenburg WS on air pollution abatement and climate change policies, in particular those of the working group 2 which concluded, *i.a.*,
 - i. that climate change and air pollution are also linked via the effects on ecosystems and their feedbacks to climate;
 - ii. that the risk of ammonia concentrations on plant species diversity needs to receive more attention in scenario analysis by the TFIAM of alternatives to reduce ammonia emissions. This could be enhanced by including scientifically established critical levels for ammonia into GAINS optimisation;
 - iii. the effects of different nitrogen species on particular ecosystems need more investigation.

Session 8: Heavy metals

73. Mr. Jean-Paul Hettelingh reported on project, initiated by the Dutch Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, to inform the Working Group on Strategies (WGSR) on computed exceedances resulting from cadmium, lead and mercury emission scenarios that are currently being addressed. It is a collaborative project between CCE, EMEP MSC East and TNO. Existing NFC data in the European database of critical loads of heavy metals will be used, completed by the background database. The results will be reported to the 47th session of the WGSR (September 2010).
74. The CCE also embarked on a tentative study to estimate the loss of biodiversity loss due to heavy metals. This study, which is conducted in collaboration with the National Institute for Public Health and The Environment, uses the background database only. From the deposition values, reactive concentrations in soil solution will be calculated and

compared with non observed effect concentrations (NOEC). Critical limits obtained by this approach may differ from those provided in the ICP M&M Manual.

75. Ms. Hall noted that in the UK there is new work on Hg conducted by Ed Tipping. France is using the intermediate dynamic metal model (IDMM) model in cooperation with UK experts. Germany has also made a first test of that model.

76. The TF took note:

- a) Of the project funded by the NL and carried out by CCE and EMEP MSC East, in collaboration with TNO, to analyse effects of heavy metals emission scenarios relevant for the revision of the heavy metal protocol;
- b) Of the work presented on heavy metals in France and Germany.

Session 9: Reporting and Work plan

77. The ICP M&M website is to be moved from management in Germany to management by CCE. The transfer process will be kept as transparent as possible for the users. The present website will be kept open until the transfer is complete.

78. The Chairwoman thanked Germany NFCs for their good work in developing and maintaining the ICP M&M web site for many years. The ICP website and Manual updates have facilitated communication within and outside the programme. They have had an important role in outreach activities.

79. The Manual 2010/11 update will comprise the new chapter on ozone as announced by ICP Vegetation and the update of the empirical critical loads. The ICP Material part will be checked and updated if required.

80. The chairwoman presented the 2009/2010 work plan items and introduced the 2010/2011 possible work plans. Three common items for all ICPs are planned already. They are:

- i. Further implementation of Guidelines for reporting effects;
- ii. Heavy metals baseline assessment;
- iii. Comparison of activities across continents and regions (North America, Western Europe, EECCA/SEE).

81. For ICP M&M specific work plan items in 2011, it is proposed to:

- i. develop and implement modelling and mapping methodologies in (ex-post) integrated assessment modelling, including the support of the revision of the Gothenburg protocol as appropriate;
- ii. further develop and implement empirical critical loads and dose-response relationships in the European database on indicators for effects on biodiversity;
- iii. revise the critical loads database to enhance consistency with atmospheric dispersion modelling in general and the spatial resolution in particular (following a call for data in 2010/2011, as suggested);
- iv. organise the 27th meeting of the Task Force on Modelling and Mapping and the 21st workshop of the Coordination Centre for Effects.

82. There will be a report on the update of empirical critical loads and levels and dose-response functions, as follow up of the workshop to be held in the Netherlands in June 2010.

83. The Task Force:

- a) Noted that all ICP M&M items of the 2009/2010 WGE work plan have been fulfilled;
- b) Noted that 2009/2010 WGE work plan items common to all ICPs have been fulfilled by ICP M&M;
- c) The Task Force agreed to the 2010/2011 WGE work plan as presented by the chairwoman (see ANNEX 3);
- d) The Task Force took note of the format requested by the WGE extended bureau and the Convention Secretariat for technical and informal documents to be presented to the 29th WGE session.

Session 10: Other business

84. The Task Force took note of future meetings and workshops of relevance to the ICP M&M work plan (ANNEX 4).
85. The Task Force adopted the draft minutes on the basis of the decisions agreed upon during the meeting.
86. The Task Force thanked the French ministry of environment, INERIS, ADEME, CNRS and ECOLAB at University of Toulouse for their kind hospitality and organization. It thanked in particular Anne Christine Le Gall, Florence D'Alexis, Laurence Rouïl, Karin van Doremalen, Anne Probst and Laurence Galsomies for hosting and organising the CCE Workshop and the Task Force meeting and making the meetings a success.
87. The task force thanked Gudrun Schütze for her support during the meeting.
88. The participants will be informed a.s.a.p. about the date and place of the next TF ICP M&M meeting.

[Note post meeting: the 27th meeting of the Task Force on Modelling and Mapping and the 21st workshop of the Coordination Centre for Effects will be held from 18-22 April 2010 at the National Institute of Public Health and the Environment, in Bilthoven, The Netherlands.]

Anlage V.9: Methodenbeschreibung zur Bestimmung und Kartierung von Critical Loads,
Auszug aus dem Kapitel 3, UBA-Texte Heft 39/2008, S.14-40

Texte

39
08

ISSN
1862-4804

Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltekonvention (Wirkungen)

Teil 2: Wirkungen und Risikoabschätzungen
Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung,
Critical Levels Überschreitungen, Materialkorrosion

Umwelt
Bundes
Amt 

Für Mensch und Umwelt

3 Bestimmung und Kartierung von Critical Loads

3.1 Grundlagen

Unter dem Begriff Critical Loads sind naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen zu verstehen, die für die Wirkung von Luftschadstoffen auf unsere Umwelt ermittelt werden. Die Schutzgüter oder Rezeptoren können ganze Ökosysteme sein oder Teile davon. Als Wert für die Critical Loads wird in quantitativer Abschätzung derjenige Schadstoffeintrag bestimmt, bei dessen Unterschreitung nach derzeitigem Kenntnisstand schädliche Effekte am ausgewählten Schutzgut nicht zu erwarten sind.

Mit einer einfachen Massenbilanz werden die Ein- und Austräge von Schadstoffen für ein Ökosystem abgeschätzt. 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 heraustragen.

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.

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 im Umweltschutz. Neben der exakten Definition der zu verrechnenden stofflichen Komponenten ist die Vergleichbarkeit der räumlichen Bezugsbasis von Critical Loads und Deposition ein wesentlicher Aspekt der Erfassung der Überschreitung. Sie müssen sich sowohl auf dieselbe Fläche als auch auf denselben Rezeptor beziehen. Deshalb wird für die Erfassung der Deposition eine räumliche Auflösung angestrebt, die der Rezeptorkarte für die Critical-Load-Berechnungen entspricht.

Die Karten der Critical-Load-Überschreitung zeigen im regionalen Maßstab das langfristige Risikopotenzial für Wälder und andere naturnahe Ökosysteme, das sich aus den gegenwärtigen Schadstoffeinträgen in ihrer räumlichen Auflösung ergibt.

Das Critical Load-Konzept zielt auf die langfristige Stabilität der Ökosysteme, die nachhaltig gesichert sein soll. Die Critical Loads und das Ausmaß ihrer Überschreitungen bilden dann die Grundlage für Szenarien zur Verminderung der atmosphärischen Schadstoffbelastung und für die Luftreinhaltepolitik im lokalen oder regionalen Maßstab ebenso wie auf der Ebene der Staaten.

3.2 Ausgangsdaten für die Berechnung der Critical Loads nach der Massenbilanzmethode

Originäre Ausgangsdaten, die entweder direkt Eingang in das Massenbilanz-Modell finden, oder als Ausgangsbasis für die Abschätzung von nicht gemessenen Parametern dienen, konnten aus folgenden Quellen entnommen werden:

3.2.1 Bodenübersichtskarte Deutschlands (BÜK 1000) und Wald-BÜK

Die Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1 000 000 (Hartwich et al. 1995), herausgegeben von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, stellt die flächenhafte Verbreitung von Bodentypen, zusammengefasst in Leitbodenassoziationen (=Bodeneinheiten), dar. Jeder Bodeneinheit wird ein charakteristisches Bodenprofil – das der Leitbodenform – zugeordnet, wobei die Bodenarten der Horizonte, die Horizontabfolge mit Mächtigkeitsangaben, die Gründigkeit, sowie für jeden Horizont die Ton-, Schluff- und Sandgehalte, der Humus, Gesamt-Kohlenstoff-, Gesamt-Stickstoff- und Carbonatgehalt, der pH-Wert, die Rohdichte, die Lagerungsdichte, die Feldkapazitäten, die Luftkapazität, das Gesamtporenvolumen und der Skelettgehalt angegeben sind. Die nutzungsspezifische BÜK 1000, die im Januar 2005 von der BGR an ÖKO-DATA als digitale Datensätze für Wald und Grünland übergeben wurde, enthält eine nutzungsdifferenzierte Verknüpfung von Legendeneinheit zu einem Leitbodentyp wie folgt:

Legendeneinheit der BÜK 1000 mit Leitbodentyp		
für waldfreie Böden		für Waldböden
1	Podsol-Regosol aus trockenen Sanden im Kuestenbereich	wie links
2	Mariner Wattboden, Schlickseewatt im Gezeitenbereich der Nordsee	k.A.
3	Kalkmarsch aus marinen Ablagerungen	k.A.
4	Kleimarsch aus brackischen Ablagerungen	k.A.
5	Kleimarsch aus fluviatilen Ablagerungen	k.A.
6	Niedermoor	
7	Hochmoor	
8	Auenboden (Auengley-Vega) aus lehmig-tonigen Auensedimenten	Braunerde (+Vega)
9	Auenboden (Auengley-Vega) aus kalkhaltigen, tonig-schluffigen Ablagerungen	Braunerde
10	Auenboden (Auenregosol) aus sandigen Flusssedimenten	Gley-Podsol (+Anmoor-gley, Podsol-Braunerde)
11	Auenboden (Auengley-Auenbraunerde) aus lehmig-tonigen Flusssedimenten	Braunerde (+Gley-Vega)
12	Gley aus sandig-lehmigen Sedimenten der Urstromtaeler und Niederungen	Gley (+Podsol-Braunerde, Podsol-Gley)
13	Pararendzina aus kalkhaltigen, lehmigen Hochflut- und Auenablagerungen	Braunerde/Pararendzina
14	Parabraunerde aus sandig-lehmigen Deckschichten auf eiszeitlichen Schotter	wie links
15	Gley-Parabraunerde aus loessbedeckten Terrassenablagerungen	podsolige Braunerde
16	Braunerde aus lehmigen und sandig-lehmigen Flussablagerungen	wie links
17	Gley-Podsol aus sandigen Flussablagerungen	+/- wie links
18	Parabraunerde aus loessvermischten Tertiaerablagerungen	Parabraunerde (+Pseudogley)
19	Parabraunerde aus Geschiebelehm	Pseudogley-Parabraunerde
20	Parabraunerde-Tschernosem aus Geschiebemergel	Braunerde-Regosol
21	Parabraunerde aus lehmig-sandigen, kalkhaltigen Moraenenablagerungen	Braunerde
22	Pseudogley aus Geschiebedecksand ueber Geschiebelehm	wie links
23	Gley-Pseudogley aus lehmig-sandigem Geschiebemergel	Braunerde-Gley (+Pseudogley)
24	Pseudogley-Tschernosem aus Geschiebelehm mit lehmig-sandiger Deckschicht	Parabraunerde (+Pseudogley)
25	Podsol-Parabraunerde aus sandigen Deckschichten ueber Geschiebelehm	Pseudogley-Podsol
26	Fahlerde aus sandigen Deckschichten ueber Geschiebelehm	Braunerde
27	Baender-Parabraunerde aus sandig-lehmigen Bildungen in Endmoraenengebieten	Braunerde (+BB-Regosol)
28	Podsolige Pseudogley-Braunerde aus Geschiebedecksand ueber Geschiebelehm	wie links
29	Braunerde-Pseudogley aus Deckschichten ueber Geschiebelehm	wie links
30	Podsolige Braunerde aus kalkhaltigen, loessvermischten Moraenenablagerungen	Pseudogley-Parabraunerde (+Parabraunerde)
31	Braunerde-Podsol aus trockenen, naehrstoffarmen Sanden	wie links
32	Braunerde aus naehrstoffreichen Sanden	wie links
33	Eisenhumuspodsol aus naehrstoffarmen Sanden	Podsol (+Podsol-Braunerde)
34	Regosol aus trockenen, naehrstoffarmen Sanden	Podsol (+Podsol-Braunerde)
35	Pararendzina aus Loess	Braunerde-Pararendzina
36	Tschernosem aus Loess	k.A.

Legendeneinheit der BÜK 1000 mit Leitbodentyp		
für waldfreie Böden		für Waldböden
37	Braunerde-Tschernosem aus Loess	Rendzina
38	Pseudogley-Tschernosem aus Loess	wie links
39	Tschernosem des Oberrheintals aus Loess und loessaehnlichen Ablagerungen	k.A.
40	Tschernosem-Parabraunerde aus Loess	Parabraunerde (+Pseudogley)
41	Parabraunerde-Tschernosem aus Loess	k.A.
42	Fahlerde aus Loess	Parabraunerde (+Pseudogley-Braunerde)
43	Parabraunerde-Pseudogley aus Loess	Braunerde
44	Parabraunerde aus loessvermischten Verwitterungsprodukten von Silikatgesteinen	Pseudogley-Braunerde (+Braunerde-Pseudogley)
45	Braunerde aus sandvermischem Loess	Braunerde (+Braunerde-Pseudogley)
46	Baender-Parabraunerde aus Sandloess	Braunerde/Pseudogley
47	Braunerde aus basaltgrushaltigem Loesslehm	wie links
48	Pseudogley aus Loess	+/- wie links
49	Rendzina aus Verwitterungsprodukten von Kalk-, Mergel- u. Dolomitgesteinen	Terra fusca (+Braunerde-Rendzina)
50	Braunerde-Terra fusca aus lehmig-tonigen Verwitterungsprodukten von Kalk-, Mergel- und Dolomitgesteinen	wie links
51	Braunerde-Pelosol aus Verwitterungsprodukten von Mergel- und Tongesteinen	wie links
52	Braunerde aus Mergelgesteinen und kalkhaltigen Schottern	Braunerde (+Parabraunerde, Pseudogley)
53	Braunerde aus basischen und intermediaeren magmatischen Gesteinen	wie links
54	Braunerde aus basenreichen Tuffen	wie links
55	Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	wie links
56	Braunerde aus loessvermischten Verwitterungsprodukten saurer bis intermediärer Gesteine	wie links
57	Podsolige Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	wie links
58	Pseudogley-Braunerde aus loessvermischten Verwitterungsprodukten von Schluff- und Tongesteinen	wie links
59	Braunerde aus loessvermischten Verwitterungsprodukten von harten Ton- und Schluffgesteinen	Braunerde (+Braunerde-Pseudogley)
60	Podsol-Braunerde aus Verwitterungsmaterial von harten Ton- und Schluffgesteinen	Braunerde
61	Braunerde aus quarzitischen Sandsteinen und Konglomeraten	Braunerde
62	Podsolige Braunerde aus loesshaltigen Deckschichten ueber Sandstein und Quarzit	Braunerde
63	Braunerde-Podsol aus basenarmen Sandsteinen und Quarziten	Podsol-Braunerde (+Braunerde-Pseudogley)
64	Parabraunerde-Pseudogley aus loessvermischten Deckschichten ueber Sandstein und Quarzit	Braunerde (+Pseudogley)
65	Parabraunerde aus Loesslehm ueber unterschiedlichen Gesteinen	Braunerde (+Pseudogley)
66	Braunerde-Pelosol aus loessvermischem Verwitterungsmaterial unterschiedlicher Gesteine	Pseudogley-Braunerde (+Parabraunerde)
67	Rotplastosol der tertiaeren Bodenbildung	Rotlatosol-Parabraunerde-Braunerde
68	Pseudogley-Pararendzina aus Verwitterungsprodukten von Kalk- und Dolomitgestein	Rendzina (+Parabraunerde)
69	Syrosem aus Kalk- und Dolomitgesteinen	Rendzina
70	Pararendzinen aus anthropogenen Ablagerungen der Grossstaedte	k.A.

Legendeneinheit der BÜK 1000 mit Leitbodentyp	
für waldfreie Böden	für Waldböden
71	Lockersyrosem (Auftragsboden) auf Kippenflaechen

3.2.2 Karte der Landnutzungsverteilung (Corine Land Cover)

Die flächige Verteilung der untersuchten Rezeptoren in Deutschland ist der CORINE Land Cover (CLC2000, Umweltbundesamt, DLR-DFG 2004) entnommen.

Folgende Legendeneinheiten der CORINE-Karte werden als Rezeptorflächen betrachtet:

211 nicht bewässertes Ackerland	313 Mischwälder
231 Wiesen und Weiden	321 natürliches Grünland
311 Laubwälder	322 Heiden und Moorheiden
312 Nadelwälder	411 Sümpfe
	412 Torfmoore

3.2.3 Klima-Daten Deutschlands (DWD 2001)

Vom Deutschen Wetterdienst in Offenbach (DWD), Abteilung Klima und Umwelt, wurden folgende Raster-Datenbanken zur Verfügung gestellt:

- Mittlere monatliche Lufttemperatur für die Monate Januar-Dezember aus dem Zeitraum 1971-2000 (DWD 2001b)
- Mittlere monatliche Niederschlagsmengen für die Monate Januar-Dezember aus dem Zeitraum 1971-2000 (DWD 2001a)

Die Daten liegen als ASCII-Datei vor und stellen eine Matrix von 654 * 866 Punkten. Jeder dieser Punkte verkörpert den Wert einer 1 x 1 km² großen Zelle.

3.2.4 Karte der Sickerwasserrate (Hydrologischer Atlas Deutschlands)

Die Karte der „mittleren jährlichen Sickerwasserrate aus dem Boden“ wird dem Hydrologischen Atlas von Deutschland (BMU 2003) entnommen. Diese aktuelle Datenbasis wurde seitens der BGR digital zur Verfügung gestellt. Sie beschreibt die räumliche Verteilung der Sickerwasserraten im Maßstab 1:1 Mio. bzw. mit einer Rasterauflösung von 1 x 1 km auf der geometrischen Bezugsbasis des ATKIS-DLM 1000.

3.3 Critical Loads für Säureeinträge

3.3.1 Methodischer Ansatz

Dem Eintrag bzw. der Bildung von Protonen wird seitens des Bodens durch diverse Puffermechanismen entgegengewirkt, die pH-Wert abhängig sind. Reicht die Wirkung einer Puffersubstanz nicht mehr aus, den Protoneneintrag zu kompensieren, findet eine Absenkung des pH-Wertes statt und der im folgenden pH-Bereich befindliche Puffer wird wirksam. Die Geschwindigkeit der pH-Wertabsenkung ist sowohl von der Menge der deponierten Protonen als auch von diversen Faktoren wie der Verwitterung basischer Kationen, dem Klima, der Vegetation u. a. abhängig.

In der Critical Load-Berechnung werden zwei verschiedene Definitionen für die Summe der basischen Kationen verwendet ((1) $BC = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^{+} + Na^{+}$ (für die Gesamtheit der basischen Kationen) (2) $Bc = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^{+}$ für den für die Pflanzen essenziellen Anteil an den basischen Kationen).

Der Critical Load für den aktuellen Säureeintrag wird in Anwendung der Massenbilanz-Methode entsprechend Manual (ICP Mapping and Modelling 2004) nach folgender Gleichung berechnet, die folgende Quellen und Senken für Protonen berücksichtigt:

$$CL(S+N) = CL(S) + CL(N) = BC * dep - Cl * dep + BCw - Bcu + Ni + Nu + Nde - ANC le(crit) \quad \text{Gleichung 3-1}$$

wobei:

CL	=	Critical Load (Belastungsgrenzwert) [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
S	=	Schwefelverbindungen
N	=	Stickstoffverbindungen

BC_{dep}^*	=	seesalzkorrigierte Rate der Deposition basischer Kationen [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
Cl_{de}^*	=	seesalzkorrigierte 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 (Pflanzenaufnahme und 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 Säureinträge unter allen möglichen Depositionsbedingungen gelten und nicht die N-bezogenen Senkenprozesse für den Ausgleich von S-Einträgen herangezogen werden können:

$$CL_{max}(S) = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + BC_w - Bc_u - ANC_{le(crit)}. \quad \text{Gleichung 3-2}$$

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 (vgl. Kap. 3.5 und GAUGER et al. 2007, Abschlussbericht zum UBA-Projekt FKZ 204 63 252) – 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 (vgl. Kap. 3.5.2) und somit die Ableitung der effektivsten schadstoffspezifischen Minderungsmaßnahmen an den Emittenten gewährleistet.

Für den Deutschen Datensatz der Critical Loads und Exceedances 2005 gehen wir nach beiden Methoden vor, d.h. wir ermitteln sowohl die schadstoffunabhängigen Critical Loads für Säureinträge $CL_{max}(S)$, als auch die schadstoffspezifischen Critical Load-Funktionen $CL(S+N)$ (vgl. Kap. 3.5.3) 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 ($CL_{max}(N)$) wie folgt:

$$CL_{min}(N) = N_i + N_u \quad \text{Gleichung 3-3}$$

$$CL_{max}(N) = CL_{min}(N) + \frac{CL_{max}(S)}{1 - f_{de}} \quad \text{Gleichung 3-4}$$

mit:

f_{de} = Denitrifikations-Faktor (vgl. Kap. 3.4.2.4)

Die Eingangsdaten für die Parameter BC_{dep}^* , Cl_{dep}^* , BC_w , Bc_u und N_u werden unmittelbar oder mittelbar aus Referenzmessungen gewonnen. N_i und N_{de} werden auf der Basis begründeter Annahmen abgeschätzt (vgl. Kap. 3.4.2.2 und 3.4.2.4).

Demgegenüber ist der Term $ANC_{le(crit)}$ nur bestimmbar, wenn man ein Modell zu seiner Berechnung heranzieht, was in die Formel für den Critical Load integriert werden kann.

Eine weitere Modifizierung der Formel für den Critical Load ergibt sich aus der Festlegung, dass bei der $ANC_{le(crit)}$ -Berechnung Fallentscheidungen implementiert sind, die den besonderen Schutz wertvoller und seltener Bodentypen oder besonders sensibler Vegetationskomplexe garantieren soll.

Die für die Ermittlung dieser Parameter notwendigen Erweiterungen der o. g. Critical Load-Formeln durch Teilmodelle werden deshalb im Folgenden erläutert:

Modellansätze zur Ermittlung der kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität

$ANC_{le(crit)}$

Nach Manual (*ICP Mapping and Modelling* 2004) findet eine vollständige Säureneutralisation im Boden statt, wenn ein Gleichgewicht zwischen basischen Ionen und sauren Ionen in der Bodenlösung herrscht:

$$[H]^+ + [Al]^{3+} + [Bc]^+ + [NH_4]^+ = [SO_4]^{2-} + [NO_3]^- + [HCO_3]^- + [RCOO]^- \quad \text{Gleichung 3-5}$$

$[RCOO]^-$ = Konzentration organischer Anionen [eq m⁻³]

$[HCO_3]^-$ = Konzentration von Hydrogencarbonationen [eq m⁻³]

Als Maß für die Säureneutralisationskapazität kann die Konzentration der basischen Reaktionsprodukte des Neutralisationsvorganges in der Bodenlösung herangezogen werden:

$$[ANC]_{le} = +[HCO_3]_{le}^- + [RCOO]_{le}^- - [H]_{le}^+ - [Al]_{le}^{3+} \quad \text{Gleichung 3-6}$$

Die Auswaschungsrate von Hydrogenkarbonat kann nach folgenden Formeln berechnet werden:

$$HCO_{3,le} = PS [HCO_3] \quad \text{Gleichung 3-7}$$

$$[HCO_3] = \frac{K_1 \cdot K_H \cdot p_{CO_2}}{[H]} \quad \text{Gleichung 3-8}$$

wobei:

K_1 = 1. Dissoziations-Konstante

K_H = Henrys Konstante

p_{CO_2} = Partialdruck von CO₂ in der Bodenlösung

PS = Sickerwasserrate [m³/a]

Diese 2 Terme sind temperaturabhängig:

$$\log_{10} p_{CO_2} = -2.38 + 0.031 \cdot T$$

Vereinfachend kann davon ausgegangen werden, dass für eine Boden-Temperatur von 8 °C gilt:

$$K_1 \cdot K_H = 10^{-1.7} = 0.02 \text{ eq}^{-2} \text{ m}^{-6} \text{ atm}^{-1}$$

Für die Einbeziehung der **organischen Säuren** in die Ionenbilanz zur Bestimmung des kritischen ANC gilt:

$$[RCOO^-] = \frac{m \cdot DOC \cdot K_1}{K_1 + [H]} \quad \text{Gleichung 3-9}$$

wobei:

DOC = Konzentration gelösten organischen Kohlenstoffs in [molC m⁻³]

m = Konzentration der funktionalen Gruppen

K_1 = 1. Dissoziations-Konstante = Oliver-Konstante

DOC ist eine bodenartspezifische Größe (vgl. Kap. 3.3.2.3).

m ergibt sich in der durchwurzelten Schicht wie folgt entsprechend Manual (*ICP Mapping and Modelling* 2004):

$$\text{Für alle A-Horizonte: } 0,014 \text{ [mol molC}^{-1}] \quad \text{Für alle B u. C-Horizonte: } 0,044 \text{ [mol molC}^{-1}]$$

K_1 lässt sich aus dem Verhältnis von K_1 zum pH-Wert des Bodens wie folgt entsprechend Manual (*ICP Mapping and Modelling* 2004) ableiten:

$$pK_1 = -\log_{10} K_1 = 0,96 + 0,9 \cdot pH - 0,039 \cdot (pH)^2 \quad \text{Gleichung 3-10}$$

wobei als pH-Wert der kritische (untere) pH-Wert des Pufferbereiches eingesetzt wird, in dem sich die betrachtete Bodenform im unbelasteten natürlichen Zustand befindet (siehe nachfolgenden Abschnitt zu Variante 3).

Anschließend ist nun die Auswaschungsrate von $[H]_{le}^+$ und $[Al]_{le}^{3+}$ zu berechnen. Diese beiden sauren Kationen sind im engeren Sinne für die versauernden Wirkungen in den Ökosystemen verantwortlich. Ihre Konzentrationen in der Bodenlösung können kritische Werte annehmen, die bei der Berechnung der Critical Loads einbezo-

gen werden müssen. Diese müssen daher durch die Setzung von Critical Limits (nach kritischen chemischen Kriterien – wie im Folgenden beschrieben) begrenzt werden.

Somit ergibt sich die kritische Auswaschungsrate von ANC nach starker Vereinfachung (indem von hier ab $[\text{HCO}_3^-]_{le}$ und $[\text{RCOO}^-]_{le}$ als bereits bekannt vorausgesetzt werden und im Folgenden nicht mehr in den Formeln erwähnt werden unter der Voraussetzung, dass beide Terme letztendlich wieder in die Berechnung der Gesamt-ANC einbezogen wird):

$$ANC_{le(crit)} = -Al_{le(crit)} - H_{le(crit)} = -PS \cdot ([Al]_{crit} + [H]_{crit}) \quad \text{Gleichung 3-11}$$

wobei:

$$\begin{aligned} [H]_{crit}^+ &= \text{Kritische Konzentration H}^+\text{-Ionen [eq m}^{-3}\text{]} \\ [Al]_{crit}^{3+} &= \text{Kritische Konzentration von Al}^{3+}\text{-Ionen [eq m}^{-3}\text{]} \\ PS &= \text{Sickerwasserrate [m}^3 \text{ a}^{-1}\text{]} \end{aligned}$$

Das Verhältnis von H und Al wird als Gibbssit-Gleichgewicht wie folgt bestimmt:

$$[Al] = K_{gibb} \cdot [H]^3 \quad \text{or} \quad [H] = ([Al] / K_{gibb})^{1/3} \quad \text{Gleichung 3-12}$$

wobei K_{gibb} die Gibbssit-Gleichgewichts-Konstante ist.

Wir wenden die gebräuchliche Konstante für anhydromorphe mineralische Böden von $K_{gibb}=300 \text{ m}^6 \text{ eq}^{-2}$ an.

Um $Al_{le(crit)}^{3+}$ zu berechnen, gibt es 3 verschiedene Ansätze (nach verschiedenen kritischen chemischen Kriterien) auf Basis der Massenbilanz (SMB):

Variante 1: Schutz der Pflanzen vor Intoxikation

Variante 1 a: Bc/Al-Verhältnis

Eine zu hohe Al^{3+} -Konzentration kann toxisch auf die Pflanzen des Ökosystems wirken, wenn nicht gleichzeitig genügend basische Kationen als Alternative für die Aufnahme durch die Pflanzen in der Bodenlösung zur Verfügung stehen. Grenzkriterium für den Verlust an Säureneutralisationskapazität ist deshalb das Verhältnis der durch Verwitterung freigesetzten pflanzenverfügbaren basischen Kationen $Bc = Ca + Mg + K$ zu Al^{3+} -Ionen. Diese Schwelle zur Schädigung ist pflanzenartspezifisch unterschiedlich hoch. Die kritische Aluminium-Auswaschungsrate, die sich ergibt, wenn ein kritisches (beginnend toxisch zu wirkendes) Bc/Al-Verhältnis in der den Vegetationstyp beherrschenden Pflanzenart erreicht ist, lässt sich wie folgt ermitteln:

$$Al_{le(crit)} = 1,5 \cdot \frac{Bc_{le}}{(Bc / Al)_{crit}} = 1,5 \cdot \frac{Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u}{(Bc / Al)_{crit}} \quad \text{Gleichung 3-13}$$

Die Basenauswaschung Bc_{le} ergibt sich aus der Massenbilanz:

$$Bc_{le} = Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u \quad \text{Gleichung 3-14}$$

wobei:

$$\begin{aligned} Bc_{le} &= \text{Basenauswaschung [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]} \\ Bc_{dep} &= \text{nicht seesalzkorrigierte Rate der Deposition pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen (Ca, Mg, K) [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]} \\ Bc_w &= \text{Freisetzungsrates pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen durch Verwitterung [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]} \\ Bc_u &= \text{Netto-Aufnahmerate pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen durch die Vegetation [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]} \end{aligned}$$

Die Ermittlung der Verwitterungsrate basischer Kationen wird in Kap. 3.3.2.1 und der Entzug basischer Kationen in Kap. 3.3.2.2 erläutert.

Durch Einsetzen in die Ausgangsgleichung 3-11 ergibt sich in Anwendung der Massenbilanz folgende allgemeine Gleichung zur Bestimmung des kritischen Austrags von Protonen:

$$-ANC_{le(crit)} = PS^{2/3} \cdot \left(1,5 \cdot \frac{Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u}{K_{gibb} \cdot (Bc / Al)_{crit}} \right)^{1/3} + 1,5 \cdot \frac{Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u}{(Bc / Al)_{crit}} \quad \text{Gleichung 3-15}$$

Variante 1b: Bc/H-Verhältnis

In einigen wenigen Fällen, z. B. in Böden, die grundwasserbeeinflusst sind (Sümpfe, Moore) und Böden mit einem sehr hohen Anteil organischer Substanz (gemessen als gelöster organischer Kohlenstoffgehalt „Dissolved Organic Carbon“ = DOC > 30 mg l⁻¹), in denen Aluminium so gut wie nicht vorhanden ist oder dessen Wirkung weitgehend abgeschwächt wird, soll als kritische Schwelle für die Toxizität das Verhältnis basischer Kationen zu Wasserstoff (Bc/H)_{crit} zur Bestimmung des Critical Load für Säure herangezogen werden. Die kritische Auswaschungsrate von Protonen wird bestimmt durch:

$$H_{le(crit)} = 0,5 \cdot \frac{Bc_{le}}{(Bc/H)_{crit}} \quad \text{Gleichung 3-16}$$

wobei der Faktor 0,5 sich aus der Umrechnung der Maßeinheiten mol in eq ergibt. Demzufolge ist

$$-ANC_{crit} = -0,5 \left(\frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc/H)_{crit}} \right)$$

Das kritische Bc/H-Verhältnis kann für Laubbäume und Krautvegetation auf 0,3 · Bc/Al und für Nadelbäume auf 1 · Bc/Al (d. h. Bc/H = Bc/Al) gesetzt werden (siehe *Manual, ICP Modelling and Mapping* 2004).

Die Anwendung der Variante 1b kommt in Deutschland bei den Bodeneinheiten Niedermoor (Legenden-Einheit 6 der BÜK), Hochmoor (Legenden-Einheit 7) und Moor-Auenboden (Legenden-Einheit 10) in Frage. Alle anderen 68 terrestrischen Bodeneinheiten mit überwiegend mineralischen Leitbodenassoziationen der BÜK wurden nach Variante 1a berechnet (siehe Kap. 3.3.2.3).

Variante 2 : Erhaltung der Boden-Stabilität

Als Kriterium für die Bestimmung eines kritischen Aluminium-Austrages mit dem Sickerwasser muss auch der notwendige Mindest-Gehalt an sekundären Aluminium-Phasen und -Komplexen benutzt werden, da diese Komponenten wichtige Strukturelemente des Bodens darstellen und die Bodenstabilität von der Stabilität dieses Reservoirs an Substanzen abhängt. Eine Verminderung des Aluminium-Gehaltes findet statt, wenn Säureinträge zu einer übermäßigen Auswaschung von Aluminium führen, das durch Verwitterung primärer Mineralien im Aluminium-Pufferbereich freigesetzt wurde. Deshalb wird festgelegt, dass die kritische Auswaschungsrate von Al mit dem Sickerwasser nicht höher sein darf als die Verwitterungsrate von Al aus primären Mineralien, d. h. der Schwellenwert für die Ermittlung des Critical Load wird festgesetzt mit:

$$Al_{le(crit)} = Al_w \quad \text{Gleichung 3-17}$$

wobei: Al_w = Verwitterungsrate von Al aus primären Mineralien (eq ha⁻¹ a⁻¹)

Die Freisetzung von Al steht in einem mehr oder weniger konstanten Verhältnis zur Verwitterungsrate basischer Kationen, so dass man unter Berücksichtigung der Stöchiometrie einen Faktor p bestimmen kann, der dieses Verhältnis angibt:

$$Al_w = p \cdot BC_w \quad \text{Gleichung 3-18}$$

Der Critical Load für den Säureeintrag ergibt sich unter Berücksichtigung des notwendigen sekundären Al-Komplex-Gehaltes im Boden als Voraussetzung für dessen Stabilität wie folgt:

$$-ANC_{crit} = -p \cdot BC_w + PS \frac{2}{3} \left(\frac{p \cdot BC_w}{K_{gibb}} \right)^{\frac{1}{3}} \quad \text{Gleichung 3-19}$$

wobei:

p = Verhältnis von BC_w zu Al_w, wobei in Mitteleuropa p = 2 gesetzt wird

(*Manual, ICP Mapping and Modelling* 2004).

wobei K_{gibb} die Gibbsit-Gleichgewichts-Konstante ist.

Wir wenden die gebräuchliche Konstante für anhydromorphe mineralische Böden von $K_{gibb}=300 \text{ m}^6 \text{ eq}^{-2}$ an.

Variante 3 : Erhaltung des bodentypischen pH-Wertes bzw. des typischen Basenpools

Böden mit Basensättigungswerten $> 30 \%$ verfügen über einen größeren Basenpool, der besondere Bedeutung für die Entwicklung von Pflanzengesellschaften und damit von Biozönosen hat, die auf den Basenreichtum angewiesen sind. Bei diesen Böden würde aber nach der Bestimmungsmethode der kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität nach den o. g. Methoden (Variante 1 und 2) eine relativ hohe Auswaschungsrate tolerierbar sein, weil in basenreichen Böden zunächst ein großer Basenvorrat zur Verfügung steht, der für die Auswaschung freigegeben würde. Nach den Gleichungen für den Critical Load (1a) bzw. (2), die eine Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität bis zu einem kritischen Grenzpunkt in Abhängigkeit vom Aluminium-Gehalt in der Bodenlösung zulässt, würde somit der gesamte Basenvorrat für die Pufferung von Säureeinträgen zur Verfügung gestellt werden, was zum Verlust wertvoller Ökosysteme führen würde, die auf der Basis kalk- oder basenreicher Substrate entstanden und auf diese angewiesen sind. Ein Austrag von Säureneutralisationskapazität darf bei allen Böden nur zugelassen werden bis zur Erreichung der unteren Grenze des pH-Wertes bzw. der Basensättigung des natürlichen Pufferbereiches, zu dem die Bodenform nach Bodenart, Muttergestein und Horizontfolge im unbelasteten Zustand gehört (vgl. Tabelle 3-11).

Da gilt:

$$pH = 3 - \log_{10}([H]_{crit}) \quad \text{Gleichung 3-20}$$

wobei:

$[H]_{crit}$ = kritische Protonenkonzentration in der Bodenlösung [eq m^{-3}]

kann man die Gleichungen 3-11 und 3-12 wie folgt umformen:

$$-ANC_{le(crit)} = PS \cdot \left(K_{gibb} \cdot [H]_{crit}^3 + [H]_{crit} \right) \quad \text{Gleichung 3-21}$$

Humusreiche Böden, die nach Variante 1b berechnet werden, haben nur mehr oder weniger geringe Gehalte an mineralischen Festphasen, da sie überwiegend aus organischer Substanz gebildet wurden. Deshalb können keine Aussagen zum natürlichen pH-Wert der Bodeneinheiten 6,7 und 10 gemacht werden. Die Variante 3 wird deshalb nur für die mineralischen Böden (BÜK - Bodeneinheiten 1-5, 8, 9, 11-71) berechnet.

Variantenvergleich:

Um die jeweils empfindlichste Komponente des Ökosystems wirksam mit Hilfe des Critical Loads zu schützen, ist nun ein Vergleich der Ergebnisse der Varianten notwendig.

Der niedrigste Wert, der sich für ein Ökosystem aus den Variantenrechnungen ergibt, soll als Critical Load gelten:

$$CL_{max}(S) = \min\{ CL(1a)_{max}(S), CL(2)_{max}(S), CL(3)_{max}(S) \} \quad \text{Gleichung 3-22}$$

Weitere Varianten:

Die im Manual (*ICP Mapping and Modelling* 2004) alternativ vorgeschlagenen Varianten wurden nicht angewendet, weil sie entweder zu dem gleichen Ergebnis wie die o. g. Varianten geführt hätten (Critical aluminium to base cation ratio) oder keine rezeptorspezifische Regionalisierung zugelassen hätten (Critical aluminium concentration, Critical ANC concentration).

3.3.2 Erhebung und Berechnung der Eingangsdaten

3.3.2.1 Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung (BC_w)

Die Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung (im Folgenden auch kurz als „Verwitterungsrate“ bezeichnet) wird entsprechend Manual (*ICP Mapping and Modelling* 2004) im ersten Schritt anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat (Muttergesteinsklasse) und Tongehalt (Texturklasse) bestimmt (vgl. Tabelle 3-1). Die Abschätzung der Muttergesteinsklasse erfolgt dabei aus den beschreibenden Angaben der BÜK-1000-Legende,

wobei eine Modifizierung unter Berücksichtigung der spezifischen Wald-BÜK nicht erforderlich ist, da das Muttergestein von forstlicher Nutzung unbeeinflusst bleibt (vgl. Tabelle 3-1).

Tabelle 3-1: Zuordnung der Bodeneinheiten der BÜK 1000 zu den Muttergesteinsklassen

Muttergesteinskategorie	Bodeneinheit (Legendenpunkt - Nr. der BÜK 1000)
0 Torfe	2,6,7
1 Saure Gesteine	1,12,16,17,25,28,29,31,33,34,44,45,46,48,55,56,57,59,60,61,63,64,70,71
2 Neutrale Gesteine	4,5,15,18,22,26,32,40,41,42,43,47,58,62,65,67
3 Basische Gesteine	8,10,11,14,19,20,23,24,27,30,36,37,38,39,51,52,53,54,68
4 Kalkhaltige Gesteine	3,9,13,21,35,49,50,66,69

Neben dem Ausgangssubstrat wird die Höhe der Verwitterung basischer Kationen entscheidend durch die Textur des Bodens bestimmt, die die verwitterungswirksame Oberfläche des Ausgangsmaterials charakterisiert. So ermittelte *Sverdrup* (1990) einen linearen Zusammenhang zwischen dem Tongehalt eines Bodens, welcher als Indikator für dessen Textur dient, und der Verwitterungsrate.

Die Tongehalte, die in der Datenbank zur BÜK 1000 horizontweise für das Leitbodenprofil jeder Bodeneinheit angegeben sind, beziehen sich auf den Gesamtboden. Maßgebend für die Bestimmung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung ist jedoch nur der Tonanteil, der im Feinboden enthalten ist. Der effektiv dem Verwitterungsprozess unterzogene Feinbodenanteil lässt sich in jedem Horizont vom Grobbodenanteil differenzieren, wenn man den Skelettanteil, wie er in der BÜK-Legende angegeben wird, bei der Angabe des Horizont-Tonanteiles wie folgt umrechnet:

$$T_{eff} = T_{ges} \cdot \left(1 - \frac{S}{100}\right)$$

Gleichung 3-23

wobei:

- T_{eff} = effektiver Tonanteil [%]
 T_{ges} = Gesamttonanteil [%]
 S = Skelettanteil [%]

Die in der BÜK-Datenbank für die Leitbodenprofile horizontweise enthaltene Angabe der Skelettklassen lassen sich entsprechend der *Bodenkundlichen Kartieranleitung*, 4. Auflage (*Arbeitsgruppe Bodenkunde 1994*), absoluten Skelettgehalten (Klassenmittelwerte) zuordnen: Skelettklasse 1 entspricht mittlerem Skelettanteil von 1 %, Klasse 2 = 9 %, Klasse 3 = 26 %, Klasse 4 = 50 %, Klasse 5 = 72 %, Klasse 6 = 92 %.

Je höher also der Skelettanteil ist, desto geringer ist der effektive Tonanteil und somit die Texturklasse sowie die über die Verknüpfung von Muttergestein und Textur abgeleitete Verwitterungsrate.

Für jede Bodeneinheit wurde nun horizontweise aus dem effektiven Ton- und Sandgehalt die entsprechende Texturklasse des Horizonts abgeleitet (vgl. Tabelle 3-2). Wenn zwei Texturklassen innerhalb einer Horizont vorkommen (z. B. bei der BÜK-Legendeinheit 45: Ap-Horizont = sandvermischter Löss = Slu), wird dies durch die Kombination zweier Texturklassen in Form von z. B. 1/3 angezeigt.

Tabelle 3-2: Matrix zur Bestimmung der Texturklasse aus Sand- und Tongehalten (*Eurosoil 1999*).

Texturklasse	Name	Definition
1	grob	Ton < 18 % und Sand ≥ 65 %
2	mittelgrob	Ton < 35% und Sand > 15 %, aber Ton ≥ 18 % wenn Sand ≥ 65 %
3	mittelfein	Ton < 35 % und Sand < 15 %
4	fein	35 % ≤ Ton < 60 %
5	sehr fein	Ton ≥ 60 %

Die Zuordnung des effektiven Tongehalts der einzelnen Horizonte zu den Texturklassen erfolgte über eine Fuzzyifizierung der Zugehörigkeit von Tongehalt zu Texturklassen. Die Bestimmung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung erfolgte nun anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat (Muttergesteinskategorie, vgl. Tabelle 3-1) und effektivem Tongehalt (Texturklasse, vgl. Tabelle 3-2) durch Zuordnung zu einer Verwitterungskategorie.

Ausgehend von lokalen Untersuchungen haben *de Vries* (1991), *de Vries et al.* (1993) sowie *Sverdrup* und *Warfvinge* (1988) auf der Basis von Modellierungen Matrizen zur Bestimmung der Verwitterungsrate bzw. -klasse aus den zuvor erläuterten Parametern Muttergesteinsklasse und Texturklasse erstellt (vgl. Tabelle 3-3).

Tabelle 3-3: Bestimmung der Verwitterungsklasse

Verwitterungsklasse	Texturklasse										
	1	1/2	1/3	1/4	2	2/3	2/4	3	3/4	4	5
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	1	2	3	3	3	4	4	5	5	6	6
2	2	3	4	4	4	5	5	6	6	6	6
3	2	3	4	4	5	6	6	6	6	6	6
4	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20

Quelle: *de Vries* (1991), *de Vries et al.* (1993)

Für jeden Horizont wird nun aus dem mittleren effektiven Tongehalt dieser Schicht die Zugehörigkeitsgrade zu zwei Texturklassen und aus dieser die Zugehörigkeitsgrade zu Verwitterungsklassen (unter Berücksichtigung der Muttergesteinsklasse) abgeleitet.

Jetzt müssen die Klassenzugehörigkeitsgrade wieder defuzzyfiziert werden, um einen konkreten Wert für eine Verwitterungsrate zu ermitteln. Dann erfolgt eine tiefenstufengewichtete Mittelwertbildung über die Verwitterungsklassenmittelwerte (vgl. Tabelle 3-4) jeder Horizontschicht.

Tabelle 3-4: Verwitterungsrate bezogen auf 0,5 m Bodentiefe nach *de Vries et al.* (1993)

Verwitterungsklasse	Verwitterungsrate [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]	Verwitterungsklasse	Verwitterungsrate [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
0	0	4	1000
1	250	5	1250
2	500	6	1500
3	750	10	2500

De Vries et al. (1993) haben für die Ableitung der Verwitterungsrate als Parameter der Critical Loads eine Bodenschicht von 0,5 m zugrunde gelegt. Die durchwurzelte Tiefe kann aber in Deutschland (z. B. bei Eichen-, Kiefern- oder Großseggenbeständen) bis zu 1,80 m tief oder im Falle von trockenen Heiden auch nur 0,2 m tief sein. Deshalb werden die Verwitterungsraten für den Deutschen Datensatz 2005 über die Horizonte berechnet und anschließend gemittelt, die tatsächlich durchwurzelt sind. Die Methode zur Bestimmung der aktuellen nutzungsabhängigen Durchwurzelungstiefen wird in Kap. 3.3.2.1 erläutert. Die für 0,5 m Bodenmächtigkeit von *de Vries et al.* (1993) angegebenen Verwitterungsraten werden deshalb auf die tatsächlichen Horizontmächtigkeiten umgerechnet und über die Horizonte bis zur Durchwurzelungstiefe tiefenstufengewichtet gemittelt.

Eine weitere Modifizierung ergibt sich aus der Abhängigkeit der Verwitterungsrate auch von der Temperatur (in Deutschland: 8 °C = 281,16 K). Die temperaturkorrigierte Verwitterungsrate wird unter Einbeziehung der tatsächlichen Durchwurzelungstiefe nach folgender Gleichung berechnet:

$$BC_w(T) = [z \cdot 500 \cdot (WRc - 0,5)]^{\frac{A}{281} \frac{A}{273+T}} \tag{Gleichung 3-24}$$

wobei:

- $BC_w(T)$ = temperaturkorrigierte Verwitterungsrate [eq ha⁻¹ a⁻¹]
- z = durchwurzelte Tiefe [m]
- WRc = Verwitterungsklasse (entsprechend Tabelle 3-4)
- T = mittlere lokale Temperatur im 30-jährigen Mittel 1971-2000 nach DWD [K]
- A = Quotient aus Aktivierungsenergie und idealer Gaskonstante (= 3600 K)

Die BÜK-Leitbodenprofile der Bodeneinheiten 6 und 7 (Hoch- und Niedermoore) weisen bis in die durchwurzelbare Tiefe einen Tongehalt von 0 aus. Dies trifft auf die intakten Moore mit Torfmächtigkeiten über 1,20 m in der Regel auch zu. Werden aber wie in der deutschen CORINE Land Cover Waldökosysteme und extensives

Grünland auf Mooren ausgewiesen, so muss davon ausgegangen werden, dass das Moor hier mindestens bis auf einen Wasserstand entwässert wurde, bei dem bereits die Mineralisierung des Torfes unter Sauerstoffeinfluss einsetzt. Der Tongehalt auf bewaldeten bzw. Gras bewachsenen Mooren ist annähernd Null. Dies bestätigt auch *Succow* (1988) in seiner Analyse des Zustandes der Moore in Mitteleuropa. Er schätzt ein, dass 95 % der Moorflächen in Deutschland degradiert sind.

Aus diesen Gründen wird bei der Berechnung der Verwitterungsraten für Bodeneinheiten 6 und 7 die niedrigste Klasse angesetzt, da verlässliche Messwerte nicht vorliegen.

Bestimmung der Verwitterungsrate der pflanzenverfügbaren basischen Kationen (Bc_w)

Dem Manual (*ICP Modelling and Mapping* 2004) entsprechend, wurde die Verwitterungsrate basischer Kationen zunächst als Summe über alle vorkommenden basischen Kationen bestimmt (BC_w). Die konkrete Ausweisung der einzelnen Anteile der Ionen des Kalziums, des Magnesiums, des Kaliums und des Natriums ist nach dieser Methode nicht möglich und auch anderweitig nicht verfügbar. Deshalb muss der Anteil der pflanzenverfügbaren Kationen Ca, Mg und K an der Gesamtsumme der Verwitterungsrate abgeschätzt werden als Voraussetzung für die Berechnung der kritischen Austragsrate von Säureneutralisationskapazität mit Hilfe des Bc/Al- bzw. Bc/H-Verhältnisses (vgl. Kap. 3.3.2.3).

Der Anteil der pflanzenverfügbaren basischen Kationen Ca + Mg + K (Bc_w) beträgt laut Manual (*ICP Modelling and Mapping* 2004) ca. 70 % bei nährstoffarmen Böden und bis zu 85 % bei nährstoffreichen Böden. Um die Verwitterungsrate für Ca + Mg + K regional zuordnen zu können, wurde eine Abschätzung des natriumfreien Anteils durchgeführt, für den zunächst die Abschätzung der Nährkraft notwendig ist. Die Methode hierzu wird in Anhang A.3 erläutert.

Der Anteil der pflanzenverfügbaren Ca + Mg + K-Ionen an der Gesamtmenge verwitternder basischer Kationen, der sich aus

$$Bc_w = x_{CaMgK} BC_w \quad \text{Gleichung 3-25}$$

ergibt und dessen Berechnungsfaktor x_{CaMgK} im Manual (*ICP Modelling and Mapping* 2004) mit 0,7 - 0,85 angegeben wird, wurde nun mit Hilfe der Nährkraftstufe (siehe Anhang A.3.1) aufgeschlüsselt in:

Nährkraftstufe	x_{CaMgK}
1	0,70
2	0,74
3	0,78
4	0,82
5	0,85

Bestimmung der durchwurzelten Tiefe (z)

Die tatsächlich von Pflanzen durchwurzelte Tiefe hängt zum Einen von der durchwurzelbaren Tiefe des Bodens, zum Anderen von der potenziellen Wurzellänge der dominanten Pflanzenarten im Vegetationstyp ab.

Geht man zunächst von der potenziellen Länge der Hauptwurzeltracht (= 80 % der Gesamtwurzelmasse) der Hauptbaumart bzw. der dominanten Grasart im Grünland aus, kann man folgende Durchwurzelungstiefen für die Hauptbestände angeben (vgl. Tabelle 3-5):

Tabelle 3-5: Bestimmung der Hauptdurchwurzelungstiefe aus Länge der Hauptwurzeltracht und durchwurzelbarer Tiefe

Hauptbestand/Nebenbestand	Potenzielle Durchwurzelungstiefe [cm]	Schnitt der Durchwurzelungstiefe durch Horizont-Oberkante
Magerrasen	40	C; P; Gr; Y; F; Go; S
Heiden	20	C; P; Gr; Y; F; Sr; Sd; Sg
Kalktrockenrasen	40	C; P; Gr; Y; F; Go; S
Salzrasen	40	C; P; Gr; Y; Fr; Sr; Sd; Sg
Nass- und Feuchtwiesen	110	C; P; Gr; Y; Fr; Sr; Sd; Sg
Flutrasen	90	C; P; Gr; Y; Fr; Sr; Sd; Sg
Frischwiesen/Frischweiden	60	C; P; Gr; Y; F; Sr; Sd; Sg
Kiefer	180	C; P; Gr; Y; F; Sr; Sd; Sg
Fichte	80	C; P; Gr; Y; F; Sr; Sd; Sg
Rotbuche	80	C; P; Gr; Y; F; Go; Sr; Sd; Sg

Hauptbestand/Nebenbestand	Potenzielle Durchwurzelungstiefe [cm]	Schnitt der Durchwurzelungstiefe durch Horizont-Oberkante
Stiel- und Trauben-Eiche	180	C; P; Gr; Y; F; Sr; Sd; Sg
Erle	80	C; P; Gr; Y; F; Sr; Sd; Sg
Esche	80	C; P; Gr; Y; F; Sr; Sd; Sg
Bergkiefer	180	
Birke	100	
Weiden, alle Arten	60	C; P; Gr; Y; Fr; Sr; Sd; Sg

Diese potenziellen Wurzellängen werden bei den meisten Vegetationstypen (außer bei den Pionierbaumarten Bergkiefer und Birke) eingeschränkt durch den oberen Rand des terrestrischen Unterbodenhorizontes (C-Horizonte), durch den oberen Rand des sauerstofffreien (reduzierten) Grundwasser- bzw. Stauwasserhorizontes (Gr/Sr-Horizonte) oder durch den oberen Rand des durch Reduktgase geprägten Horizontes (Y-Horizonte). Das bedeutet, die vegetationstypische potenzielle Wurzellänge wird durch das standortspezifische Bodenprofil abgeschnitten in den Fällen, bei denen die potenzielle Wurzellänge größer ist als die obere Tiefe des obersten nicht durchwurzelbaren Horizontes (= physiologische Gründigkeit).

Die obere Tiefe der anstehenden schneidenden Horizonte wird der Datenbank zu den Leitbodenprofilen der BÜK 1000 entnommen.

Die regionale Verteilung der Verwitterung zeigt die Abbildung 3-1.

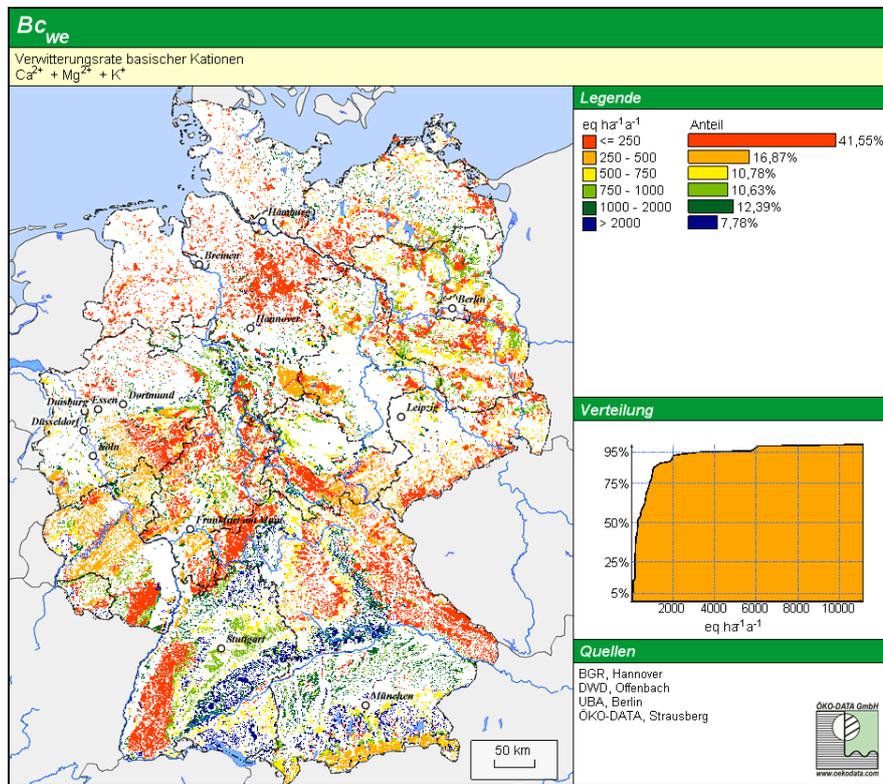


Abbildung 3-1: Karte der effektiven Verwitterungsrate pflanzenverfügbarer basischer Kationen in der aktuell durchwurzelten Bodenschicht

3.3.2.2 Netto-Aufnahmeraten basischer Kationen durch den Bestand in Wäldern und Forsten (Bc_u)

Ein Senkenprozess im Ökosystem für den Critical Load ist der Entzug an Säureneutralisationskapazität durch die Aufnahme von basischen Kationen aus der Bodenlösung in die Biomasse der Vegetation durch die Wurzeln mit anschließender Entnahme der Biomasse durch Ernte.

Dazu ist die Angabe der durchschnittlichen jährlichen Nährstoffaufnahme durch die Vegetation notwendig. Die Stoffentzüge hängen im Wesentlichen von zwei Faktoren ab: zum Einen von den jährlichen Zuwachsraten an

Stammholz, diese variieren standort- und baumartenabhängig. Zum Anderen sind die Entzugsraten abhängig von den baumartenspezifischen Stoffgehalten des Stammholzes und der Rinde. Um diese Parameter für ganz Deutschland zu ermitteln, musste eine Datenbasis geschaffen werden, die flächendeckende Angaben für alle Waldflächen enthält. Optimal wäre eine flächendeckende Kartierung der realen Baumartenverteilung. Eine solche Karte existiert nicht für Deutschland. Deshalb wurde eine empirische Ermittlung der realen Verteilung der Hauptbaumarten, wie im Folgenden beschrieben, durchgeführt.

Die vorliegende Datenbank zur Bodenübersichtskarte (BÜK 1000) Deutschland ermöglicht eine weitgehende Ermittlung und Darstellung ökosystemarer Wirkungsbeziehungen der abiotischen Geokomponenten, die die Wachstumsbedingungen für Wälder bestimmen, so dass Annahmen über die vorhandenen Hauptbaumarten in Wäldern sowie über Vegetationstypen in halbnatürlichen und naturnahen Ökosystemen sowie deren durchschnittliche jährliche Zuwachsraten mit ausreichender Wahrscheinlichkeit getroffen werden können.

Es wurden folgende Teilschritte für die Ermittlung der Stoffentzüge auf der Datengrundlage der BÜK 1000 durchgeführt, wobei die Angaben der Wald-BÜK (BGR 2005) mit einbezogen wurden:

Ermittlung der Hauptbaumarten in Nadel- oder Laubforsten und der Hauptbaumartenzusammensetzung in Mischforsten

Die Hauptbaumarten der Forsten wurden von den Forstplanern in der Regel so gewählt, dass die naturräumlichen Standortpotenziale ausgenutzt werden, gleichzeitig aber auch die baumartenspezifischen Wachstumspotenziale maximal genutzt werden und Nutzholz gezogen wird, das einen hohen universellen Gebrauchswert hat.

Um zunächst das Kriterium Standortpotenzial zu regionalisieren, konnte die vorliegende Gliederung Deutschlands in Wuchsgebiete und Wuchsbezirke als Anhaltspunkt genutzt werden, um Standorteigenschaften räumlich zu differenzieren. Das ökosystemare Zusammenwirken aller Standortkomponenten wird am besten widergespiegelt durch den Summenindikator der natürlichen Waldgesellschaften. Als erster Arbeitsschritt galt demzufolge, die natürlichen Waldgesellschaften standortspezifisch zu regionalisieren, wozu auch wieder die Bodeneinheiten der BÜK eine gute Grundlage für die Differenzierung von Raumeinheiten mit vergleichbaren relevanten Standortkomponenten-Ausprägungen bildete (vgl. Tabelle A3-4 im Anhang).

In grundwasserfernen Wäldern der subalpinen und hochmontanen Höhenstufen nehmen Tanne (*Abies alba*) und Fichte (*Picea abies*) größeren Raum ein, der Anteil der Rotbuche (*Fagus sylvatica*) ist relativ gering. Da die Fichte hier ihr Wuchsoptimum findet, beherrscht sie sowohl die naturnahen Wälder als auch die Forsten; die Rotbuche ist in wechselnden Anteilen vertreten. In der submontanen Höhenstufe herrscht die Buche als Hauptbaumart vor, in der Regel wird sie überwiegend mit Fichte kombiniert. In der subalpinen und der montanen Höhenstufe wird also der Laubforst aus Rotbuche mit beigemischter Fichte bestehen. In den hochalpinen Regionen dominiert die Bergkiefer (*Pinus mugo*), durchsetzt von geringeren Anteilen der Zirbelkiefer oder Lärche.

In der planaren Stufe muss eine weitere Gliederung nach Großklimaregionen vorgenommen werden. Als Groborientierung kann gelten, dass in der subatlantischen und baltischen Klimazone die Rotbuche in den Wäldern und Forsten vorherrscht, in den rezent natürlichen Wäldern ist sie gemischt mit Stiel- oder Traubeneiche. In den Ersatzforsten der subatlantischen Klimazone der planaren Stufe überwiegt als zweite Hauptbaumart die Fichte, dicht gefolgt von der Kiefer (*Pinus sylvestris*). In der baltischen Klimazone der planaren Stufe überwiegt in Nadelforsten die Kiefer, dicht gefolgt von der Fichte.

In den rezent natürlichen Wäldern der subkontinentalen Klimazone der planaren Stufe tritt die Rotbuche ihre Vorherrschaft an die Stiel- oder Traubeneiche ab, wobei die Traubeneiche (*Quercus petraea*) mehr zum collinen Bereich tendiert und die Stieleiche (*Quercus robur*) zum planaren Raum. Auf ärmeren Standorten kommt in den natürlichen Wäldern die Kiefer als Nebenbaumart hinzu. In den Ersatzforsten der subkontinentalen Klimazone dominiert die Kiefer in starkem Maße. In reinen Laubforsten herrschen heute die Trauben- und Stieleiche vor. In Mischbeständen wird die Eiche mit der Kiefer zusammen angebaut, wobei die Kiefer dominiert.

Die azonalen Wälder auf grundwasserbeeinflussten Standorten der torfigen Moore und Sümpfe und auf alluvialen Standorten der Flußauen, gliedern sich in die grundwasserbeherrschten (nassen) Standorte mit überwiegend Erle (*Alnus glutinosa*) und Esche (*Fraxinus excelsior*) und in die grundwasserbeeinflussten (frisch-feuchten) mit Hainbuche (*Carpinus betulus*) und Stieleiche. In beiden Fällen besteht ein reiner Nadelholzforst auf diesen Standorten überwiegend aus Kiefer. Auf den ganz armen frisch-feuchten Standorten (Hochmoore) findet sich die Kiefer auch natürlich ein, meist jedoch als Mischwald zusammen mit Birken (*Betula pubescens*, *Betula pendula*) als Hauptlaubbaumarten.

In den Überschwemmungsbereichen der Marschen treten verschiedene Weidenarten (*Salix spec.*) als einzige Pionierbaumarten auf.

Auf anthropogen stark veränderten Böden (Kippböden, innerstädtische überprägte Böden) siedeln sich spontan Pionierbaumarten wie Birke (*Betula pendula*) und Kiefer an.

Die Verteilung von Nadel-, Laub- und Mischforst beruht auf der CORINE Land Cover (CLC2000, UBA DLR-DFG 2004). Für Mischforst wird ein Mischungsverhältnis von 60 % erste Baumart zu 40 % zweite Baumart angenommen.

Das in Tabelle A.3-4 im Anhang dargestellte Ergebnis der Abschätzung der überwiegenden Hauptbaumarten und ihrer regional typischen Mischung wurde noch einmal mit den vorliegenden statistischen Angaben des *Arbeitskreises Standortkartierung* (1985; 1996) stichpunktartig verglichen und verifiziert. Für die Wuchsbezirke der neuen Bundesländer wurden Karten der potenziell natürlichen Vegetation (*Hofmann* 1985; *Schubert et al.* 1995) herangezogen.

Die BÜK-Einheiten sind bereits nach Bodenregionen eingeteilt, d. h. die Bodeneinheiten lassen sich eindeutig den Höhenstufen zuordnen. Aus dem oben beschriebenen Zusammenhang zwischen Klimazonen in der planaren Stufe und den typischen Hauptbaumarten der Ersatzforste ergibt sich die Notwendigkeit, die anhydromorphen Leitbodenassoziationen der Bodenregion „Böden des wellig-hügeligen Flachlandes und der Hügelländer“ weiter in die subatlantische, die baltische und die subkontinentale Klimazone zu unterteilen, um den Einfluss von Jahresniederschlagsgang und Jahrestemperaturgang auf die Baumartenverteilung und deren Zuwachsraten zu berücksichtigen.

Bei der Erarbeitung der Tabelle A.3-4 im Anhang ergab sich jedoch, dass lediglich die Bodeneinheiten 28 und 31 sowohl in der subatlantischen, als auch in der subkontinentalen Klimazone vertreten sind. In beiden Fällen handelt es sich jedoch um Leitbodenassoziationen, deren extreme Eigenschaften (Podsolierung) auf die Baumartenwahl einen größeren Einfluss hat als das Klima, d. h. in beiden Fällen finden sich sowohl in der subatlantischen, als auch in der subkontinentalen Zone die jeweils gleichen Hauptbaumarten in den Wäldern und Forsten.

Demzufolge lässt sich eine eindeutige Zuordnung der überwiegend verbreiteten Hauptbaumarten zu den BÜK-Legendeneinheiten durchführen, da die Kriterien Temperatur- und Niederschlagsverteilung sich bereits den BÜK-Einheiten zuordnen lassen bzw. gegenüber anderen Wachstumsfaktoren relativ unbedeutend sind (vgl. Anhang A.3.2).

Auch die seit 1999 vorliegenden zusätzlichen Angaben zu den BÜK-Einheiten unter Waldnutzung (*Schmidt und Wolff et al.* 1998) bestätigen die Annahmen zu den Hauptbaumarten.

Anschließend an die nach oben beschriebener Methodik regional differenzierte Hauptbaumartenermittlung wurde eine statistische Analyse durchgeführt, die die flächenmäßigen Anteile der Hauptbaumarten entsprechend der Flächenanteile der BÜK-Einheiten an der Gesamt-Waldfläche Deutschlands, denen die Hauptbaumarten zugeordnet wurden, darstellt.

Aus der Subsummierung der Hauptbaumartenflächen ergibt sich ein Anteilsverhältnis, das mit den tatsächlich ermittelten Flächenanteilen der Hauptbaumarten in Deutschland (*Bundeswaldinventur* 1986 - 1990 in: *BMELF* 1997) ausreichend gut übereinstimmt.

Ertragspotenziale der Baumarten

Als Grundlage für die standorttypspezifische Abschätzung des potenziellen Holzertrages dienen die Ertragstafeln des laufenden Zuwachses der Baumarten Fichte, Kiefer, Europäische und Japanische Lärche, Douglasie, Buche, Eiche, Roteiche, Birke, Esche, Robinie, Erle, Pappel und Winterlinde von *Schober* (1975) (vgl. Tabelle 3-6). Über 100 Jahre wird der durchschnittliche Zuwachs pro Jahr ermittelt für die Ertragsklasse I und die schlechteste Ertragsklasse der Baumart. Die so ermittelten Festmaß-Zuwächse (DGZ 100) wurden unter Verwendung der Dichtemessungen von *Kramer* (1988) und des Derbholz-Rinden-Verhältnisses nach *Schober* (1975) in die Trockensubstanz-Zuwachsraten von Stammholz und Rinde in $[t TS ha^{-1} a^{-1}]$ für jede Baumart umgerechnet (vgl. Tabelle 3-7).

Tabelle 3-6: Ertragsspannen der Haupt- und Nebenbaumarten

Baumart	durchschnittliche jährliche Zuwachsraten nach 100 Jahren (DGZ 100)				Ertragstafel von:
	Ertragsklasse I		schlechteste Ertragsklasse		
	Stammholz ohne Rinde	Stammholz mit Rinde	Stammholz ohne Rinde	Stammholz mit Rinde	
	$[m^3 ha^{-1} a^{-1}]$	$[t TS ha^{-1} a^{-1}]$	$[m^3 ha^{-1} a^{-1}]$	$[t TS ha^{-1} a^{-1}]$	
Kiefer	7,8	3,1	1,1	0,5	<i>Wiedemann</i> 1943 (in <i>Schober</i> 1975)
Fichte	12,0	4,9	7,5	3,2	<i>Wiedemann</i> 1936 (in <i>Schober</i> 1975)
Bergkiefer	1,5	0,7	1,5	0,7	geschätzt
Rotbuche	7,8	4,9	3,7	2,4	<i>Schober</i> 1967 (in <i>Schober</i> 1975)
Stiel- und Trauben-Eiche	6,7	4,0	2,1	1,4	<i>Jüttner</i> 1955 (in <i>Schober</i> 1975)
Erle	8,0	4,3	4,5	2,5	<i>Mitscherlich</i> (in <i>Schober</i> 1975)

Baumart	durchschnittliche jährliche Zuwachsraten nach 100 Jahren (DGZ 100)				Ertragstafel von:
	Ertragsklasse I		schlechteste Ertragsklasse		
	Stammholz ohne Rinde	Stammholz mit Rinde	Stammholz ohne Rinde	Stammholz mit Rinde	
	[m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	[m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	
Birke	4,9	2,8	3,6	2,1	Schwappach 1967 (in Schober 1975)
Weiden, alle Arten	5,0	2,3	3,4	1,6	Schober 1975

Tabelle 3-7: Spezifische Dichten von Stammholz und Rinde sowie deren Masse-Verhältnisse

Baumart	Dichte von Stammholz [m ³ t ⁻¹ atro ⁻¹]	Dichte von Rinde [m ³ t ⁻¹ atro ⁻¹]	Verhältnis von Rinde zu Stammholz (t/t)
Kiefer	0,476	0,32	0,17
Fichte	0,455	0,28	0,17
Bergkiefer	0,476	0,32	0,17
Rotbuche	0,667	0,43	0,08
Stiel- und Trauben-Eiche	0,714	0,44	0,20
Erle	0,625	0,33	0,20
Birke	0,625	0,42	0,20
Weiden, alle Arten	0,526	0,23	0,20

Für die Berechnung der Stoffentzüge wird angenommen, dass grundsätzlich die Rinde mit den Stämmen aus dem Bestand ausgetragen wird. Die Rinde wird erst am Waldrand geschält, von wo sie abgefahren wird. Dies ist die derzeit überwiegend übliche Praxis.

Vegetationstypen und Biomasseentzug in halbnatürlichen waldfreien Ökosystemen

Der Eintrag von säurebildenden Luftschadstoffen kann bei einigen waldfreien Ökosystemtypen erhebliche Veränderungen der Vegetation herbeiführen. Diese Veränderungen haben immer einen Entwicklungstrend zu einem naturferneren Vegetationstyp zur Folge.

Neben der Möglichkeit der empirischen Ermittlung von Critical Loads, die jedoch eine große Anzahl von Referenzmessungen erfordern würde, kann auch die einfache Massenbilanzberechnung angewendet werden, um die Critical Loads für Säurebildner in naturnahen und halbnatürlichen Ökosystemen ergänzen zu können.

Die Massenbilanzgleichung als Berechnungsgrundlage kann deshalb verwendet werden, weil die Parameter

BC_{dep}^* = seesalzkorrigierte Rate der Deposition basischer Kationen

Cl_{dep}^* = seesalzkorrigierte Rate der Deposition von Cloridionen

die Vegetationsspezifika bei der Depositionsgeschwindigkeit bereits berücksichtigen und die Parameter

BC_w, Bc_w = Freisetzungsraten basischer Kationen durch Verwitterung

N_i = Stickstoff-Immobilisierungsrate

N_{de} = Stickstoff-Denitrifikationsrate

$ANC_{le(crit)}$ = Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser

von der Nutzung unabhängig sind und deshalb wie für Wald- als auch für waldfreie Ökosysteme gleichermaßen gelten können. Die Datenbasis für die Berechnung der Massenbilanzgleichung kann für diese Parameter entsprechend der Berechnung für Waldökosysteme verwendet werden.

Für die Parameter

Bc_u = Netto-Aufnahmerate basischer Kationen durch die Vegetation

N_u = Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation

muss eine vegetationsabhängige Datenbasis ermittelt werden.

Für einige halbnatürliche Vegetationskomplexe, z. B. für die Kalktrockenrasen, die Kalkbinsennasswiesen, die Kalkquellmoorröhrichte u. ä., ist die Korrektur der Critical Loads für den Säureeintrag über die Beachtung der Basensättigung des Bodens (vgl. Kap. 3.3.1) besonders wichtig. Nur wenn der Basengehalt der Böden dieser Ökosysteme nicht unbegrenzt für die Säureneutralisation in Form des Critical Load freigegeben wird, können diese wertvollen, in den meisten Ländern gesetzlich geschützten, Vegetationskomplexe nachhaltig gesichert werden.

Der typische Vegetationskomplex lässt sich aus der Nutzungsart und den naturräumlichen abiotischen Faktoren (Geokomplex) ableiten.

Die Geokomponenten Ausgangsgestein, Nährkraft (C/N-Verhältnis, Kalkgehalt, Humusgehalt), Hängigkeit, Exposition, Gründigkeit, durchwurzelbarer Porenanteil, Grundwasserflurabstand und Bodenfeuchte können aus der Bodenübersichtskarte BÜK 1000 (Legendenerläuterung und Datenbank) abgeleitet werden. Dabei muss in der Regel die jeweils überwiegend vorkommende Leitbodenassoziation zugrunde gelegt werden. Die Nutzungsart kann aus der CORINE Land Cover (CLC2000; UBA, DLR-DFG 2004) entnommen, wobei folgende Legendeneinheiten als naturnahe bzw. halbnatürliche Ökosysteme betrachtet werden:

- natürliches Grünland (extensiv genutztes Dauergrasland spontaner Entstehung)
- Heiden und Moorheiden (extensiv genutzte niedrige Strauch-/Gras-/Krautvegetation)
- Sümpfe (extensiv genutzte Seggenwiesen, zeitweilig überflutet)
- Torfmoore (nass-feuchte Böden mit Torfauflage, überwiegend mit Torfmoosen bewachsen)

Ergibt sich nun aus dem Verschnitt von Nutzungsart aus CORINE und Bodeneinheit der BÜK 1000, dass ein eklatanter Widerspruch zwischen beiden besteht, d. h. dass eine Nutzungsart auf einer Bodeneinheit angegeben wird, die auf der Leitbodenassoziation dieser Bodeneinheit nicht vorkommen kann (z. B. Torfmoor oder Sumpf auf einem grundwasserfernen Bodentyp), muss davon ausgegangen werden, dass hier ein Begleitbodentyp vorliegt oder ein Einsprengsel einer anderen Bodeneinheit, deren Fläche im Maßstab der BÜK 1000 nicht mehr darstellbar war. Das betrifft ca. 2 % der Gesamtfläche Deutschlands. Grundsätzlich wird deshalb hier in diesen Fällen eine Ergänzung der BÜK 1000 mit dem jeweils ökologisch herleitbaren Bodentyp auf der Fläche des Nutzungstyps nach CORINE vorgenommen (vgl. Tabelle A.3-5 im Anhang).

Zunächst war es notwendig, die zu erwartende Pflanzengesellschaft bei extensiver Nutzung (als Mähwiese und/oder Weide ohne oder bei minimaler mineralischer Düngung) in Abhängigkeit von den Standortfaktoren Bodenform/Muttergestein, Bodentyp, Säure-/Basenstatus und Stickstoffstatus abzuleiten.

Die Vegetationskomplexe können nach Angaben von *Klapp* (1965), *Passarge* (1967), *Pott* (1994), ergänzt von *Opitz von Boberfeldt* (1994) und eigenen Kartierungen im nordostdeutschen Tiefland (*Schlutow* 1990-2004) zu BÜK-Bodeneinheiten und CORINE-Nutzungsarten zugeordnet werden (vgl. Anhang, Kap. A.3.3).

Die Abschätzung der Erträge erfolgt auf der Grundlage der Ertragserwartungen in Abhängigkeit von der Biomasse-Produktivität der zu erwartenden extensiv genutzten Grünland-Pflanzengesellschaft (nach *Klapp* 1965) und von der Fruchtbarkeit des Standortes. Die Fruchtbarkeit des Standortes wird nach dem in Anhang, Kap. A.3.1, beschriebenen Verfahren ermittelt.

Ermittlung der standortspezifischen Ertragspotenziale

Um vegetationstypspezifische Ertrags-Spannen unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Standortbedingungen für Deutschland regionalisieren zu können, war zunächst die bestmögliche Abschätzung der Bodenfruchtbarkeit in Abhängigkeit von den Bodenarten der Horizonte notwendig (siehe Anhang, Kap. A.3.1). Die Differenz aus Minimum und Maximum der Erträge laut Ertragstafeln (vgl. Tabelle 3-8) wird nun entsprechend der Ertragspotenzialklasse interpoliert.

Tabelle 3-8: Spannen der Ertragspotenziale für die Grünland-Vegetationsgruppen (nach *Klapp* 1965)

Vegetationsgruppe	Code für Entzüge (siehe Anhang, Kap. A.3.3)	oberes Ertragsniveau [t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	unteres Ertragsniveau [t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]
Magerrasen	1	2,7	1,3
Heiden	2	2,1	1
Kalktrockenrasen	3	2,8	1,1
Nasswiesen	4	4,2	0,5
Feuchtwiesen	5	6	5
Flutrasen	6	10,5	3
Frischwiesen/Frischweiden	7	5,9	3,4

Stoffgehalte in der Biomasse

Die in Blättern, Nadeln und Ästen inkorporierten basischen Kationen und Stickstoffionen wurden bei der Bestimmung der Critical Loads nicht berücksichtigt, da sie Bestandteil mehr oder weniger langfristiger Nährstoff-Kreisläufe sind und über Blattfall oder als Ernterückstände dem Boden bzw. der Bodenlösung wieder zur Verfügung stehen. Da ein großer Teil der Nährstoffe in der Rinde gespeichert wird, ist es von Bedeutung, ob das Derb-

holz entrindet und das Material wieder im Bestand verteilt wird. Es wird hier verallgemeinernd angenommen, dass das Stammholz generell erst außerhalb des Waldes geschält wird, wie es überwiegend üblich ist.

Die Nettostoffaufnahme der Makronährstoffe, die mit der Holzernte ausgetragen werden, wird abgeleitet aus Grunddaten nach *Jacobsen et al. 2002*, jedoch ergänzt um weitere Baumarten nach *de Vries et al. (1990)*, wie folgt (vgl. Tabelle 3-9):

Tabelle 3-9: Stoffgehalte in Derbholz mit Rinde [eq t⁻¹ TS⁻¹] (*Jacobsen et al. 2002, de Vries et al. 1990*) der Hauptbaumarten sowie Stoffgehalte der Vegetationstypen im Grünland *

Wald- baumart	Ca	Mg	K	N	Vegetationstyp des Offenlandes	Code (Anh. Kap. A.3.3)	N	N	Ca	Mg	K
	[eq t ⁻¹ TS ⁻¹]					[kg t ⁻¹]					
Kiefer	53,89	19,8	16,6	77,82	Magerrasen	1	5	360	109,8	41,1	26,2
Fichte	70,36	14,8	19,7	87,1	Heiden	2	4	285	109,8	41,1	26,2
Buche	89,82	21,4	35,8	110	Kalktrockenrasen	3	6	430	185,3	82,3	33,3
Eiche	123,3	14,8	26,9	149,9	Salzrasen	4	6	430	185,3	82,3	33,3
Erle/ Esche	84,83	24,7	33,3	99,95	Nass- und Feuchtwiesen	5	7	500	169,7	82,3	33,3
Birke	59,88	16,5	19,2	121,4	Flutrasen und Auenwiesen	6	7	500	179,6	82,3	33,3
Berg- kiefer	47,9	18,1	15,6	82,1	Frischwiesen/ Frischweiden	7	6,5	465	169,7	82,3	33,3
Weiden	149,7	19,8	25,6	99,95							

*(abgeleitet von *Schlutow* nach *Amberger (1988)*, *Petersen (1981)*, *Weymar (1972)*, *Sauerbrey et al. (1993)*, *Rowinski (1993)*, *Succow (1988)*, *Müller (1980)*)

Die Ableitung der stofflichen Entzüge durch Grünland-Mahd bzw. Beweidung beruht überwiegend auf empirischen Daten. Die angegebenen Quellen enthalten Angaben zu Stoffentzügen, die z. T. relativ weit voneinander abweichen. Die in Tabelle 3-9 angegebenen Werte können deshalb nur als vorläufige grobe Schätzung betrachtet werden. Eine umfassende Validierung durch statistisch abzusichernde Laboruntersuchungen ist noch durchzuführen, um die Werte zu überprüfen und ggf. zu verifizieren.

Korrektur der ermittelten Stoffentzüge im Falle nährstofflimitierter Standorte

An einem Standort können natürlich nicht mehr basische Kationen aufgenommen werden, als durch Verwitterung und Deposition zur Verfügung stehen. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass Pflanzen Nährstoffe nur ab einer bestimmten Mindest-Konzentration in der Bodenlösung aufnehmen können. Das heißt:

$$Bc_u = \max\{Bc_{dep} + Bc_w - PS [Bc_{min}], 0\} \text{ für } Bc = Ca + K + Mg \quad \text{Gleichung 3-26}$$

Für Bc_{min} geben *Warfvinge* und *Sverdrup (1992)* ermittelte Werte in der Spanne von 0,002-0,005 [eq m³] an.

Die nach der beschriebenen Methode ermittelten Entzugsmengen basischer Kationen werden unter Berücksichtigung eventuell vorhandener nährstofflimitierter Standorte nun wie folgt korrigiert:

Wenn

$$Bc_{dep} + Bc_w - PS [Bc_{min}] < Bc_u \quad \text{Gleichung 3-27}$$

dann ergibt sich

$$Bc_u^* = Bc_u \cdot f_{Bc_u} \quad \text{Gleichung 3-28}$$

mit

$$f_{Bc_u} = \frac{Bc_{dep} + Bc_w - PS \cdot 0,005}{Bc_u} \quad \text{Gleichung 3-29}$$

Für Bc_{dep} werden in Ermangelung regionalisierbarer Hintergrunddepositionen aus der Zeit vor einem anthropogenen Einfluss die flächendeckend ermittelten Werte des Jahres 1999 verwendet, dem Jahr mit dem niedrigsten bekannten Depositionsgeschehen in Deutschland. Der Term 0,005 [eq m³] ist das Minimum an Konzentration

basischer Kationen in der Bodenlösung Bc_{min} , das notwendig ist, damit an den Pflanzenwurzeln die Aufnahme gewährleistet ist.

3.3.2.3 Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser ($ANC_{le(crit)}$)

Die Bestimmung der $ANC_{le(crit)}$ für jedes Grid Deutschlands wird entsprechend Manual (*ICP Modelling and Mapping* 2004) für die humusarmen mineralischen Bodeneinheiten in 3 Varianten, von denen das Minimum gebildet wird, und für die humusreichen Bodeneinheiten in einer Variante berechnet. Die Eingangsdaten werden in folgenden Arbeitsschritten abgeleitet:

Ermittlung des Gehaltes von organischer Substanz im Boden

Es sind die Böden nach ihrem Gehalt an organischer Substanz zu differenzieren. Die Grenze zwischen organischen und mineralischen Böden wurde bei $DOC=30\text{mg/l}$ festgelegt.

Angaben zum DOC-Gehalt (Konzentration gelösten organischen Kohlenstoffs) sind in der BÜK nicht enthalten. Im Background-Dokument zum Manual-Kapitel 5.5 (*De Vries et al 2005*) werden für die Berechnung von Critical Loads für Schwermetalle folgende Referenzwerte angegeben (vgl. Tabelle 3-10).

Tabelle 3-10: Referenzwerte (50 Perzentile) für DOC in der durchwurzelter Schicht

Tiefe [cm]	DOC [mg l^{-1}]			
	Nadelwald		Laubwald und Offenland	
	50 P.	N	50 P.	N
Humusauflage (Oh)	40	44	32	30
0-10	23	90	21	58
0-30	16	377	12	210
30-60	6,7	517	6,6	177
60-100	5,8	286	4,3	221

Quelle: De Vries et al. (2005): Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury, background document to Chapter 5.5 of *ICP Modelling and Mapping* (2004)

Die Bestimmung der Bodeneinheiten mit $DOC \geq 30 \text{ mg l}^{-1}$ erfolgt anhand der Horizont-Datenbank der BÜK 1000. Die Legenden-Einheiten 6 und 7 wurden als diejenigen mit einem $DOC \geq 30 \text{ mg l}^{-1}$ ermittelt. Für diese Fläche ist $ANC_{le(crit)}$ nach Arbeitsschritt IV zu bestimmen.

Demzufolge weisen die Flächen mit den Legenden-Einheiten 1-5, 8, 9 und 11-71 $DOC < 30 \text{ mg l}^{-1}$ auf und werden in den folgenden Arbeitsschritten II und III betrachtet:

Arbeitsschritt I: Bestimmung der $ANC_{le(crit)}$ für Flächen mit $DOC < 30 \text{ mg l}^{-1}$ nach Variante 1a unter Berücksichtigung des phytotoxisch kritischen Bc/Al-Verhältnisses:

Dieses kritische (beginnend toxisch in der Pflanze zu wirkende) Bc/Al-Verhältnis ist pflanzenartspezifisch. Untersuchungen von *Sverdrup et al.* (1993) haben für die üblichen Hauptbaumarten in Europa und Nordamerika Referenzdaten ergeben, von denen die mittleren kritischen Werte abgeleitet wurden:

Bc/Al: Fichte 1,2; Kiefer: 1,2; Bergkiefer 1; Birken 0,8; Weiden 5; Rotbuche 0,6; Stiel- und Traubeneiche 0,6; Offenlandvegetationstypen 0,8

Bc/H: Erle 1,05; Birken 0,24; Offenlandvegetationstypen 0,2

In Mischwäldern gilt der jeweils höchste Wert der Mischbaumarten.

Arbeitsschritt II: Bestimmung der $ANC_{le(crit)}$ für Flächen mit $DOC < 30 \text{ mg l}^{-1}$ nach Variante 2 unter Berücksichtigung eines kritischen Mindestgehaltes an Aluminium-Ionen zum Erhalt sekundärer Aluminiumkomplexe:

Der Austrag an Aluminium-Ionen sollte nicht größer als die Verwitterungsrate von Aluminium sein, diese kann als linear proportional zur Verwitterungsrate von basischen Kationen mit dem Faktor 2 angenommen werden (siehe Kap. 3.3.2.1).

Arbeitsschritt III: Bestimmung der $ANC_{le(crit)}$ für Flächen mit $DOC < 30 \text{ mg/l}$ nach Variante 3 unter Berücksichtigung eines akzeptablen minimalen Basensättigungsgrades im Boden:

Der Austrag von basischen Kationen sollte nicht zu einer Unterschreitung eines bodenspezifischen Mindest-pH-Wertes führen. Dieser Mindest-pH-Wert entspricht der unteren pH-Wert-Grenze des Pufferbereichs, in dem sich die standortspezifische Bodenform natürlicherweise befindet. Eine Degradierung der Bodenform soll nicht zugelassen werden.

Für die Leitbodenassoziationen, wie sie in der Bodenübersichtskarte Deutschlands (BÜK 1000) enthalten sind, lassen sich durchschnittliche rezent natürliche pH-Werte im unbelasteten Zustand aus älteren Untersuchungen ableiten (Klapp 1965, Kopp und Kirschner 1992, Werner in: Nagel und Kunze et al. 1995). Aus diesen Quellen konnten ausreichend übereinstimmende Angaben zu den nach der BÜK 1000 ausgewiesenen Leitbodenassoziationen zusammengeführt werden, wobei eine strenge Beziehung zwischen Basensättigung (früher V-Wert genannt) und pH-Wert entsprechend KA4 (Arbeitsgruppe Bodenkunde 1996) für die Umrechnung benutzt wurde. Die Modifizierung der BÜK 1000 unter besonderer Berücksichtigung der Waldflächen (Schmidt, Wolff und Baritz 1998) ergab für 65 Bodeneinheiten, dass unter Waldnutzung die Leitbodenassoziation nicht identisch mit der unter Ackernutzung ist, also andere Basensättigungswerte bzw. pH-Werte angenommen werden müssen.

Aus dieser Analyse ergeben sich die Zugehörigkeiten der BÜK-Bodeneinheiten zu den Puffersystemen nach Ulrich (1985) (Tabelle 3-11)

Tabelle 3-11: Untere akzeptable Grenzen des pH bzw. der Basensättigung der natürlichen Pufferbereiche deutscher Bodenformen

Puffersubstanz	niedrigster pH-Wert	niedrigste Basensättigung (BS)	BÜK-Legenden-Nr.
Karbonat-Puffer (CaCO ₃)	6,2	83	2, 3, 4, 5, 54, 68, 69
Silikat-Puffer (primäre Silikate)	5,0	56	8, 9, 11, 12, 13, 14, 15, 21, 22, 29, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 41, 44, 47, 48, 49
Austauscher-Puffer (Tonminerale)	4,5	43	18, 24, 42, 45, 46, 50, 51, 52, 53
Mangan-Oxide; Tonminerale	4,2	34	10, 19, 23, 26, 28, 43
Aluminium-Puffer (n [Al(OH) _x ^{(3-x)+}], Aluminium-Hydroxosulfate)	4,0	30	65, 66, 67, 70
Aluminium-Eisen-Puffer (wie Aluminium-Puffer, „Boden-Fe(OH) ₃ ⁴⁺ “)	<3,8	15	1, 6, 16, 17, 20, 25, 27, 30, 31, 32, 34, 57, 59, 63, 71, 55, 56, 58, 64, 60, 61, 62
Eisen-Puffer (Eisenhydrit)	<3,2	5	33, 7

Variantenvergleich

Um die jeweils empfindlichste Komponente des Ökosystems wirksam mit Hilfe des Critical Load zu schützen, ist nun ein Vergleich der Ergebnisse der 3 Varianten notwendig.

Der niedrigste Wert für ANC_{le(crit)}, der sich für eine Grid-Zelle aus den drei Variantenrechnungen der drei Critical Limits ergibt, soll für die Berechnung des Critical Loads für das Grid herangezogen werden. Die regionale Verteilung der jeweils sensitivsten Critical Limits für ANC zeigt die Abbildung 3-2.

Arbeitsschritt IV: Bestimmung der ANC_{le} für Flächen mit DOC ≥ 30 mg l⁻¹

In Böden mit hohen Gehalten an organischer Substanz (DOC ≥ 30 mg l⁻¹) wird die kritische Austragsrate von Säureneutralisationskapazität unter Berücksichtigung des kritischen Bc/H-Verhältnisses bestimmt.

Auch dieses Verhältnis ist pflanzenartspezifisch von Sverdrup et al. (1993) ermittelt worden (siehe oben).

Regionalisierte Ergebnisse der ANC-Berechnung

Das Ergebnis der Berechnungen der kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität mineralischer Böden nach 4 Varianten (vgl. Abbildung 3-32) zeigt, dass ein Teil der Rezeptorflächen niedrigere zulässige Auswaschungsraten bei Berücksichtigung der kritischen Verwitterungsrate von Aluminium als limitierendes Kriterium für die Sicherung der Stabilität der Bodenstruktur (Variante 2) aufweist als unter Berücksichtigung der Schwellenwerte der Phytotoxizität (Variante 1).

Aber gleichzeitig wird auch ein Teil der Rezeptorflächen nur unter Berücksichtigung des Bc/Al-Verhältnisses zum Schutz der Vegetation (Variante 1) als limitierendes Kriterium ausreichend geschützt. Das heißt, es gibt einen relevanten Flächenanteil von 11,13 %, bei dem der ANC_{le}-Term nach Variante 2 kleiner ist als nach Variante 1, aber umgekehrt gibt es auch einen beträchtlichen Anteil von 40,18 %, bei dem Variante 1 einen kleineren ANC_{le}-Term als Variante 2 ergibt. Der überwiegende Flächenanteil von 46,9 % wird durch den kritischen pH-Wert limitiert, der nicht unterschritten werden darf, um den bodentypischen Pufferbereich dauerhaft zu erhalten.

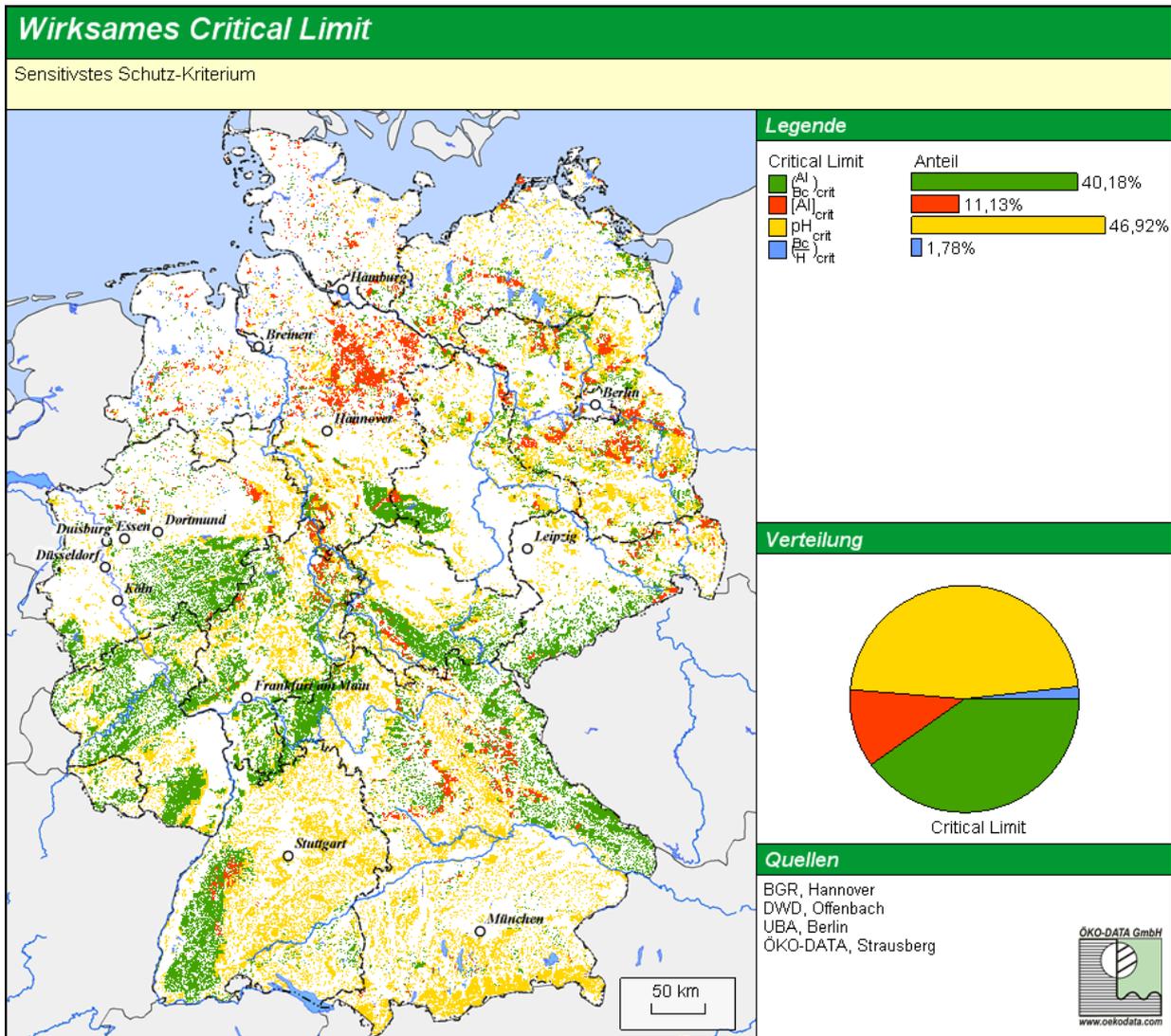


Abbildung 3-2: Regionale Verteilung der sensitivsten Critical Limits für $ANC_{le(crit)}$

Deutlich niedrigere Critical Loads (vgl. Abbildung 3-3) ergeben sich durch die Limitierung der ANC durch eine kritische Aluminium-Auswaschungsrate in der norddeutschen Tiefebene, d. h. in den Ländern Schleswig-Holstein und Niedersachsen fast flächendeckend sowie in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Nordrhein-Westfalen zu großen Teilen. Ebenso sind die meisten Mittelgebirge wie Harz, Erzgebirge, Weserbergland, Pfälzer, Thüringer, Bayrischer, Oberpfälzer, Schwarz- und Odenwald, Spessart und Rhön Aluminium-limitiert.

Hier liegt der Critical Load um jeweils rund $500 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ niedriger als der Critical Load, der unter Berücksichtigung des kritischen Bc/Al-Verhältnisses als Grenzkriterium für die zulässige Auswaschungsrate an Säureneutralisationskapazität ermittelt wurde.

Es handelt sich dabei um Flächen, deren Böden bereits von Natur aus eine sehr niedrige Verwitterungsrate aufweisen, also deren Aluminium-Gehalt in der Bodenlösung immer nur in geringem Umfang zum Aufbau sekundärer Aluminium-Verbindungen zur Verfügung steht. Dies sind die podsoligen Sand-Braunerden in der nordwestdeutschen Tiefebene und die Flächen mit podsoligen Braunerden aus sauren Gesteinen in den Mittelgebirgen.

Die unter Berücksichtigung des phytotoxisch kritischen Bc/Al-Verhältnisses berechneten Critical Loads sind großflächig im Rheinischen Schiefergebirge, Sauerland, Hunsrück und Taunus, im Westerwald, im Frankenwald, im Vogtland und im Erzgebirgsvorland sowie im östlichen Teil Thüringens niedriger als die mit anderen Varianten berechneten Critical Loads. Hier finden wir mehr oder weniger reinen Nadelforst vor, dessen Empfindlichkeit gegenüber einem zu geringen Dargebot an basischen Kationen bei gleichzeitig hohem Gehalt an Aluminium deutlich höher ist als bei Laubwald.

Das kritische Bc/Al-Verhältnis für die typischen deutschen Nadelbäume Kiefer und Fichte ist doppelt so hoch wie das kritische Bc/Al-Verhältnis für die Laubgehölze Buche und Eiche. Gleichzeitig sind auch diese Flächen

von hohen durchschnittlichen Niederschlägen aufgrund ihrer Lage in den subatlantischen und submontanen bzw. collinen Klimabereichen betroffen.

Alle anderen bisher nicht genannten Landschaften in Deutschland, insbesondere große Teile Bayerns, Baden-Württembergs, Brandenburgs, Mecklenburg-Vorpommerns und Sachsen-Anhalts sind gekennzeichnet durch Böden mittlerer und hoher natürlicher pH-Werte und damit verbundener höherer Basensättigung, die es zu schützen und zu erhalten gilt. Deshalb wird hier die ANC-Auswaschungsrate durch den pH-Wert limitiert, der nicht unterschritten werden darf, damit der natürliche Pufferbereich im steady-state erhalten bleibt.

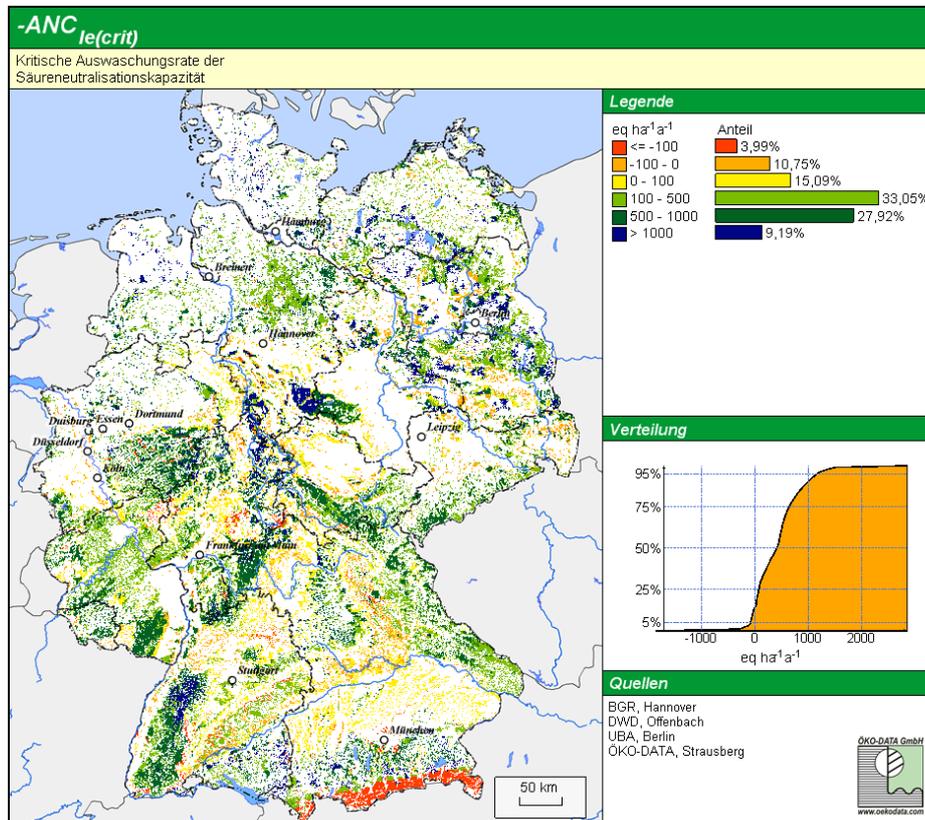


Abbildung 3-3: Regionale Verteilung der kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität

3.4 Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge

3.4.1 Methodischer Ansatz

Die zulässige Stickstoffdeposition $CL_{nut}(N)$ kann 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). Eine modellhafte Beschreibung des Stickstoffhaushalts von Ökosystemen unter diesen Bedingungen stellt die folgende Gleichung dar:

$$CL_{nut}(N) = N_u + N_i + N_{le(acc)} + N_{de} \quad \text{Gleichung 3-30}$$

wobei:

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

Die Datengrundlagen für die flächenbezogene Ermittlung von N_u , N_i und $N_{le(acc)}$ werden aus Referenzdaten abgeleitet. Die Datenbasis hierfür wird in Kap. 3.4.2.1 bis 3.4.2.3 beschrieben.

Der Parameter N_{de} muss jedoch mit Hilfe eines Berechnungsmodells bestimmt werden (vgl. Kap. 3.4.2.4).

3.4.2 Erhebung und Berechnung der Eingangsdaten

3.4.2.1 Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation (N_u)

Für den Deutschen Datensatz „Critical Loads & Exceedances 2005“ wurde die Netto-Stickstoffaufnahme analog zur Berechnung der Netto-Aufnahmeraten basischer Kationen (vgl. Kap. 3.3.2.2) in Abhängigkeit von den Standortfaktoren (siehe Anhang Kap. A.3.1) ermittelt (Abbildung 3-4).

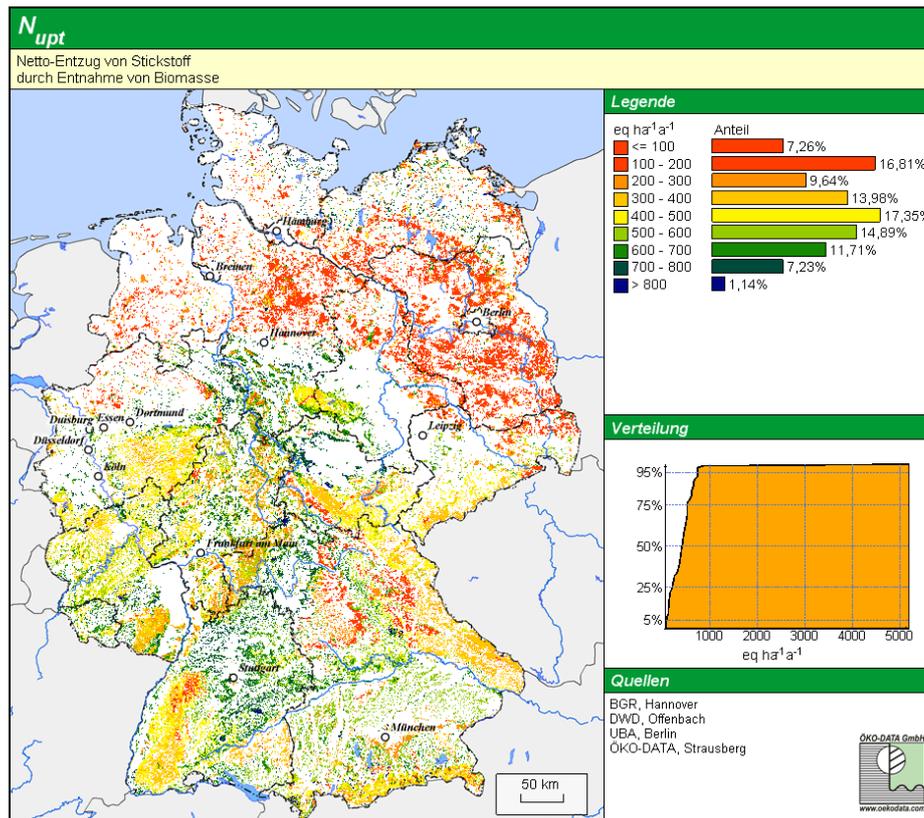


Abbildung 3-4: Regionale Verteilung des Netto-Entzugs von Stickstoff durch Ernte von Biomasse

Korrektur der ermittelten Stickstoffentzüge im Falle nährstofflimitierter Standorte

An einem Standort kann nicht mehr Stickstoff aufgenommen werden, als durch den natürlichen ökosysteminternen Stoffkreislauf (hier nicht relevant) und durch Deposition, abzüglich der Immobilisierungsrate, zur Verfügung stehen.

Das heißt:

$$N_u = \max\{N_{dep} - N_b, 0\} \tag{Gleichung 3-31}$$

Die nach oben beschriebener Methode ermittelten Stickstoffentzüge werden unter Berücksichtigung eventuell vorhandener nährstofflimitierter Standorte nun wie folgt korrigiert:

Wenn

$$N_{dep} - N_i < N_u$$

dann ergibt sich

$$N_u^* = N_u \cdot f_{N_u} \tag{Gleichung 3-32}$$

mit

$$f_{N_u} = \frac{N_{dep} - N_i}{N_u}$$

Gleichung 3-33

Für N_{dep} werden die Werte des Jahres 1999, einem typischen Durchschnittsjahr im Depositionsgeschehen, eingesetzt.

Gleichzeitig ist aber auch zu beachten, dass N_u^* nur als annähernd reale Stickstoffaufnahme angenommen werden kann, wenn das Pflanzenwachstum nicht durch andere Standortfaktoren begrenzt wird (Durchschnittstemperatur in der Vegetationsperiode < 5 °C; Jahresniederschläge < 200 mm usw.). Insbesondere muss auch das Dargebot an basischen Nährkationen ausreichen für eine optimale Pflanzenversorgung. Basische Kationen und Stickstoff werden immer in einem konstanten Verhältnis aufgenommen. Dieses Verhältnis ist pflanzenartspezifisch. So haben Untersuchungen von *de Vries et al.* (1990) ergeben, dass durchschnittliche Bc/N-Verhältnisse bei Fichte von 0,9 und bei Kiefer sowie bei den Laubbaumarten von 0,7 notwendig sind. Während die Wahrscheinlichkeit, dass die anderen o. g. Wachstumsfaktoren in Deutschland signifikant unterschritten werden, sehr gering ist, kann das Dargebot an basischen Kationen durchaus in relevantem Umfang unter das pflanzenphysiologisch erforderliche Minimum fallen und dadurch gleichzeitig die Stickstoffaufnahme limitieren.

Deshalb ist auch eine Prüfung der berechneten N_u^* und Bc_u^* notwendig hinsichtlich des Verhältnisses von Bc_u^* zu N_u^* in Bezug auf die Baumarten, die den jeweiligen Standort bestocken.

3.4.2.2 Stickstoff-Immobilisierungsrate (N_i)

Für die Critical Load-Berechnung ist die Stickstoffimmobilisierung als die über einen längeren Zeitraum vertretbare Stickstofffestlegung im Oberboden, d. h. zunächst in der Humusschicht, nach Austauschvorgängen i. d. R. auch in der oberen Mineralbodenschicht, einschließlich der Fixierung durch Mikroorganismen, definiert.

Eine Immobilisierung findet immer dann statt, wenn die Bedingungen für die Mineralisierung organischer Substanz durch Bodenorganismen besonders ungünstig sind. Signifikanten Einfluss auf die Produktivität der Humusdestruenten haben das Vorhandensein einer ausreichenden Mindesttemperatur (5 °C im Boden bzw. 10 °C in der Luft) sowie die Zersetzbarkeit der organischen Substanz.

Je länger die Vegetationszeitdauer im Jahr (Anzahl der Tage mit einer durchschnittlichen Lufttemperatur von ≥ 10 °C im Jahr) und je geringer der Ligningehalt in der Förnaauflage (gering bei Laubbäumen und Grasland, hoch bei Nadelbäumen und Heidesträuchern) desto höher die Mineralisationsrate im Jahr, d. h. desto geringer die Immobilisierungsrate.

Aus umfangreichen Studien (*Sogn et al.* 1999) können folgende Beziehungen zwischen den Wertespannen für eine langfristig akzeptable Immobilisierungsrate im Sinne eines nachhaltigen Gleichgewichtes von Auf- und Abbau der Humusschicht festgestellt werden:

Die Immobilisierungsrate (in $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) beträgt

bei einer Vegetationszeitdauer im Jahr von	<100 Tagen	100 – 200 Tagen	> 200 Tagen
unter Nadelwald und Heiden	2	2 - 5	5
unter sonstigen Wäldern und Grasland	1	1 - 4	4

Zwischen 100 und 200 Tagen Vegetationszeit wird die Immobilisierungsrate zwischen Maximum und Minimum interpoliert.

Für diesen Zweck wurde die Karte der langjährigen Jahresmitteltemperaturen von 1971-2000 (*Deutscher Wetterdienst* 2001b) verwendet.

Immobilisierungsraten von 27 bis $82 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, wie sie im Solling ermittelt wurden (*Matzner* 1988), weisen darauf hin, dass die natürlichen Immobilisierungsraten insbesondere im Humus anthropogen beeinflusst werden können (durch Versauerung). Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, vom Steady state-Ansatz zu dynamischen Modellen überzugehen unter Berücksichtigung der gegenläufigen Entwicklung von Mineralisierung und Immobilisierung.

Das Ergebnis der Berechnung der akzeptablen steady-state-Immobilisierungsraten für den deutschen Datensatz zeigt Abbildung 3-5.

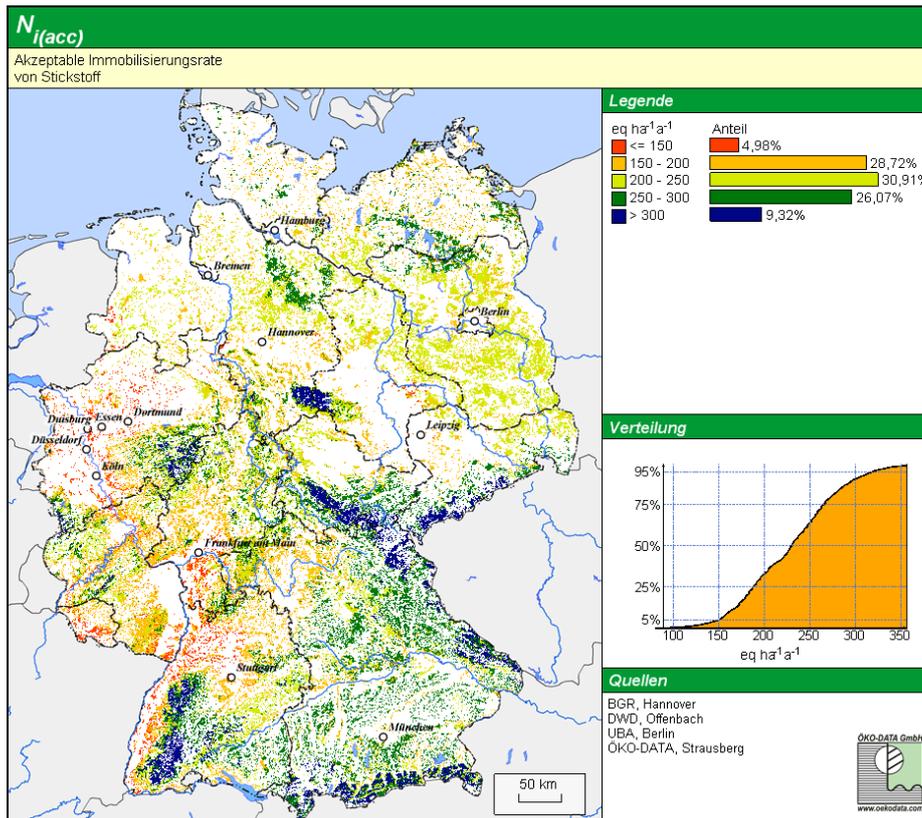


Abbildung 3-5: Regionale Verteilung der akzeptablen steady-state-Immobilisierungsraten

3.4.2.3 Tolerierbare Stickstoffaustragsrate mit dem Sickerwasser ($N_{le(acc)}$)

Bei der Berechnung der Critical Loads für Stickstoffeinträge wurde davon ausgegangen, dass in naturnahen Waldökosystemen mit einer natürlichen Artendiversität ein kritischer Schwellenwert der Stickstoffkonzentration nicht überschritten werden darf, um den Verlust einzelner charakteristischer Arten nicht zuzulassen.

In Auswertung der Zusammenstellung gemessener kritischer N-Konzentrationen im Sickerwasser (UNECE/CCE 1993, In: *Manual - ICP Modelling and Mapping* 2004) werden folgende Grenzkonzentrationen für die naturnahen und halbnatürlichen Vegetationstypen festgesetzt:

Die akzeptable Grenzkonzentration von Stickstoff [N]_{crit} im Sickerwasser [mg l⁻¹] beträgt:

unter Nadelwald	0,2	unter Heiden	0,3
unter Mischwald	0,3	unter Torfmooren	0,2
unter Laubwald	0,4	unter sonstigem Grasland	0,4

Letztendlich spielt für eine realistische Abschätzung dieser Größe der Massenbilanz die Sickerwasserrate eine entscheidende Rolle.

Die Berechnung des tolerierbaren Stickstoffaustrages erfolgte demzufolge unter Verwendung der Sickerwasserrate wie folgt:

$$N_{le(acc)} = PS \cdot [N]_{crit} \quad \text{Gleichung 3-34}$$

wobei:

- $N_{le(acc)}$ = tolerierbare Stickstoffaustragsrate mit dem Sickerwasser [kg N ha⁻¹ a⁻¹]
- PS = Sickerwasserrate [m³ ha⁻¹ a⁻¹]
- $[N]_{crit}$ = Grenzwert nach UNECE/CCE (1993) für die tolerierbare Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung

Die Verwendung einer Grenzkonzentration für einen tolerierbaren Austrag von Stickstoff ins Grundwasser ist insofern gerechtfertigt, als es auch unter unbeeinflussten Landschaften immer schon zu einer Auswaschung von Stickstoff ins Grundwasser nach Austrocknung und Wiedervernässung von hydromorphen Böden im jährlichen oder mehrjährigen Klimazyklus kam.

Die Nutzung des ermittelten Grenzwertes zur Kontrolle des Erfolges bei Einhaltung der Critical Loads wäre jedoch sehr sinnvoll unter dem Gesichtspunkt, dass es in den neuen Bundesländern noch Regenarmmoore gibt, die in den westeuropäischen Ländern nicht mehr vorkommen, und deshalb hinsichtlich einer Belastbarkeit mit (geringfügig) stickstoffbelastetem Grundwasser nicht untersucht worden sind.

Weitere Untersuchungen zu diesem Punkt werden hiermit vorgeschlagen.

Zur Verwendung der derzeit zur Verfügung stehenden Karte der Sickerwasserrate aus dem neuen Klimaatlas Deutschlands wurde bereits in Kap. 3.2.4 eine Aussage getroffen.

Das Ergebnis der Berechnung des deutschen Datensatzes zeigt Abbildung 3-6.

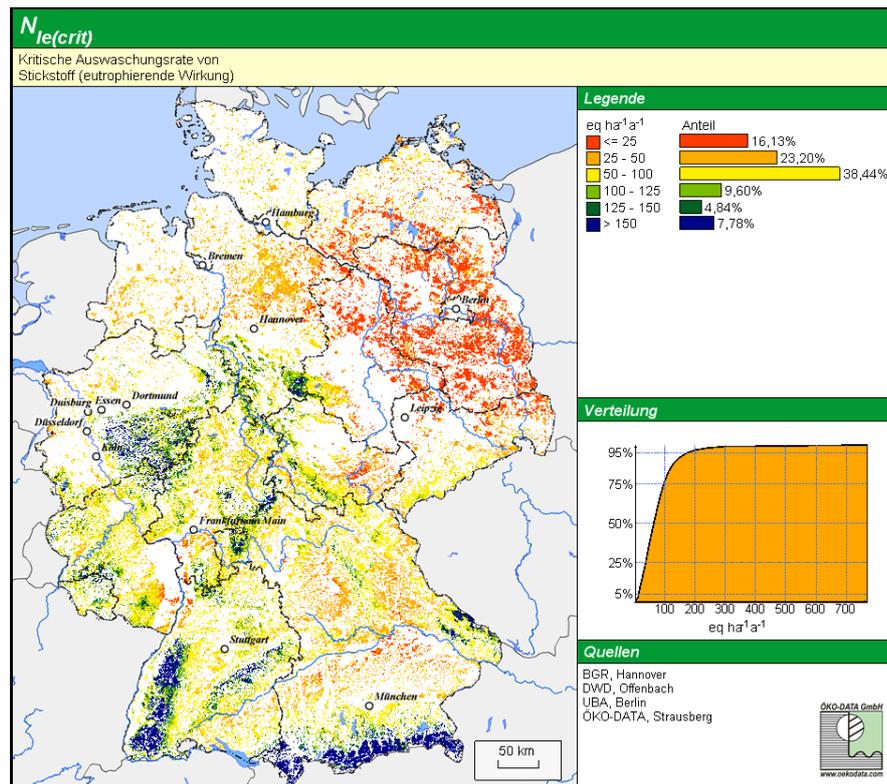


Abbildung 3-6: Regionale Verteilung der kritischen Auswaschungsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser

3.4.2.4 Stickstoff-Denitrifikationsrate (N_{de})

Die Stickstoff-Emission aus dem Boden ist in der Regel das Ergebnis mikrobieller Umsetzungsprozesse im Boden, der Denitrifikation (Folorunso und Rolston 1985). Die Stickstoff-Gesamtemission hängt überwiegend vom Gehalt an Stickstoff im Boden ab, indirekt also in hohem Maße von Stickstoffeinträgen, aber auch im hohen Maße vom Bodenwassergehalt als Lebensmilieu und dem verfügbaren Dargebot an basischen Kationen und Kohlenstoff als Nahrungsgrundlage für die denitrifizierenden Boden-Mikroorganismen.

Die Abschätzung der Stickstoff-Gesamtemission muss also sowohl nach nutzungsbedingten als auch nach natürlichen Standortparametern differenziert erfolgen.

Für die modellhafte flächendeckende Ermittlung der Denitrifikationsrate im Zusammenhang mit der Bestimmung von Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff empfiehlt das Manual (*ICP Modelling and Mapping* 2004) zwei unterschiedliche Ansätze. Ein Variantenvergleich auf der Basis der Validierung mit Messwerten an 12 mitteleuropäischen Standorten (Nagel et al. 2001) ergab eine deutlich höhere und ausreichend gute Wirklichkeitsnähe des folgenden Modells, so dass nunmehr der zweite Modellansatz in Deutschland nicht mehr gerechnet wird.

Das gewählte Modell geht von folgendem Ansatz aus:

$$N_{de} = \begin{cases} f_{de}(N_{dep} - N_u - N_i) & \text{wenn } N_{dep} > N_u + N_i \\ 0 & \text{andernfalls} \end{cases}$$

Gleichung 3-35

wobei:

$$\begin{aligned} f_{de} &= \text{Denitrifikationsfaktor (Funktion der Bodentypen mit einem Wert zwischen 0 und 1)} \\ N_{dep} &= \text{atmosphärische Stickstoffdeposition [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}] \\ N_i &= \text{Stickstoff-Immobilisierung [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}] \\ N_u &= \text{Stickstoff-Aufnahme durch die Vegetation [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}] \end{aligned}$$

Dieser einfache Ansatz von *de Vries et al. (1990)* geht von einem linearen Zusammenhang zwischen Denitrifikationsrate und dem N-Eintrag unter Berücksichtigung der Immobilisierungsrate und dem N-Entzug durch die Vegetation aus. Dies setzt jedoch voraus, dass die Immobilisierung und der N-Entzug schneller vonstatten gehen als die Denitrifikation, was nicht immer zutrifft.

Durch Einsetzung in die Critical Loads-Gleichung (Gleichung 3-30) ergibt sich die folgende Formel für den Critical Load für eutrophierenden Stickstoff:

$$CL_{nut}(N) = N_u + N_i + \frac{N_{le(acc)}}{1 - f_{de}}$$

Gleichung 3-36

Bestimmung des Denitrifikations-Faktors f_{de}

DeVries et al. (1990) schlagen die Parameterisierung von f_{de} wie folgt vor: $f_{de} = 0,1$ für Sandböden ohne Vergleungen, $f_{de} = 0,5$ für vergleyte Sandböden, $f_{de} = 0,7$ für Tonböden und $f_{de} = 0,8$ für Torfböden. Für die Interpolation wird im Manual (*ICP Modelling and Mapping 2004*) eine Matrix zur Bestimmung von f_{de} in Abhängigkeit vom Drainage-Grad des Bodens angeboten.

Gemäß den Erkenntnissen über die die Denitrifikation bestimmenden Faktoren wurden zur Abschätzung des Denitrifikationsfaktors f_{de} für den deutschen Datensatz die Eigenschaften der verschiedenen Bodentypen, die in Deutschland entsprechend BÜK 1000 vorkommen, v. a. hinsichtlich ihres Totporenanteils sowie des Grund- bzw. Stauwassereinflusses herangezogen. Die in der BÜK-Datenbank horizontweisen Angaben der effektiven Feldkapazität (Luftporenvolumen) wurden von der horizontweisen Angabe der Feldkapazität (Gesamtporenvolumen) abgezogen, um den Totporenanteil (wassergefülltes Porenvolumen) zu erhalten. Die Spanne der Werte für den Totporenanteil, die in den BÜK-Leitbodenhorizonten vorkommen, wurde nun den f_{de} -Faktoren von 0,2 bis 0,7 durch Interpolation zugewiesen. Oxidierte Grund- oder Stauwasserhorizonte wurden grundsätzlich mit dem f_{de} -Faktor 0,8 belegt.

Anschließend wurden über alle Horizonte bis zur durchwurzelten Tiefe die Horizont- f_{de} -Faktoren tiefenstufengewichtet gemittelt.

Nun wurde geprüft, ob die Verwitterungsrate basischer Kationen (Bc_w) in der durchwurzelten Zone ausreicht, damit bei den denitrifizierenden Bakterien keine Mangelsymptome auftreten, die die Produktivität einschränken. Liegt die Verwitterungsrate basischer Kationen bei $200 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ m}^{-1}$, wird der f_{de} -Faktor auf 0,1 gesetzt. Liegt Bc_w zwischen 200 und $300 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ m}^{-1}$, wird der f_{de} -Faktor entsprechend zwischen 0,1 und dem wasserabhängigen Mittelwert des Leitbodenprofils interpoliert. Liegt Bc_w über $300 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ m}^{-1}$, wird der f_{de} -Faktor aus dem wasserabhängigen Mittelwert des Leitbodenprofils nicht korrigiert.