

Moosmonitoring: Langfristige Ökosystembeobachtung mit transparenter Datenhaltung

Hrsg.: Roland Pesch¹ und Winfried Schröder²

¹ Lehrstuhl für Landschaftsökologie, Hochschule Vechta, Postfach 1553, D-49364 Vechta (rpesch@iuw.uni-vechta.de)

² Lehrstuhl für Landschaftsökologie, Hochschule Vechta, Postfach 1553, D-49364 Vechta (wschroeder@iuw.uni-vechta.de)

Beitragsserie

Moosmonitoring als Spiegel der Landnutzung? Stickstoff- und Metallakkumulation in Moosen zweier Regionen Mitteleuropas

Winfried Schröder^{1*}, Inga Hornsmann¹, Roland Pesch¹, Gunther Schmidt¹, Stefan Fränzle², Simone Wünschmann², Heike Heidenreich² und Bernd Markert²

¹ Lehrstuhl für Landschaftsökologie, Hochschule Vechta, Postfach 1553, D-49364 Vechta

² Internationales Hochschulinstitut, Markt 23, D-02763 Zittau

* Korrespondenzautor (wschroeder@iuw.uni-vechta.de)

Otto Fränzle zum 75. Geburtstag gewidmet

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2007.10.226>

Bitte zitieren Sie diesen Beitrag wie folgt: Schröder W, Hornsmann I, Pesch R, Schmidt G, Fränzle S, Wünschmann S, Heidenreich H, Markert B (2008): Moosmonitoring als Spiegel der Landnutzung? Stickstoff- und Metallakkumulation in Moosen zweier Regionen Mitteleuropas. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 20 (1) 62–74

Zusammenfassung

Ziel und Hintergrund. Die Bestimmung der Stickstoff- und Metallgehalte in Moosen gilt der Überprüfung der Hypothese, wonach historische und aktuelle Unterschiede in der Landnutzung zweier mitteleuropäischer Regionen signifikant unterschiedliche Stickstoff- (N) und Metallakkumulationen in terrestrischen Ökosystemen bedingen. Für die Untersuchung sollten zwei Untersuchungsregionen statistisch begründet ausgewählt werden. Die Verteilung der Probenentnahmeorte in den Regionen sollte deren landschaftsökologische Merkmalsausprägungen möglichst gut erfassen und mit vorangegangenen Untersuchungen weitgehend übereinstimmen. Die Zahl der beprobten Standorte sollte für geostatistisch valide Flächenschätzungen ausreichen.

Methoden. Eine mit Classification Trees berechnete ökologische Raumgliederung Europas diente als eine der Grundlagen zur Auswahl der Untersuchungsregionen sowie zur räumlichen Verteilung der Moosprobenentnahmestandorte in ihnen. Die Moosproben wurden nach einer einschlägigen UNECE-Richtlinie entnommen, präpariert sowie mit ICP-MS auf Metalle und mit einem Elementar-Analysator auf Stickstoff qualitätskontrolliert untersucht. Die statistische Signifikanz zeitlicher Unterschiede zwischen Messkampagnen und zwischen den Regionen wurde untersucht. Die räumliche Autokorrelation der Messwerte wurde variogrammanalytisch ermittelt und modelliert. Die Modellvariogramme bildeten die Grundlage für die Flächenschätzungen der Messwerte.

Ergebnisse. Als Untersuchungsregionen wurden die Euroregion Neißer (ERN) und die Weser-Ems-Region (WER) ausgewählt. Die in ihnen platzierten 24 bzw. 30 Probenentnahmestandorte repräsentieren das landschaftsökologische Merkmalsspektrum beider Regionen recht gut. Die Messergebnisse waren hinreichend präzise, um räumliche und zeitliche Trends verlässlich bestimmen zu können. Demnach zeigt sich deutlich, dass sich die in den europäischen Moosmonitoring-Kampagnen 1990, 1995 und 2000 erkennbare Abnahme der Metallakkumulation weiter fortsetzt. Hingegen liegen die Stickstoffgehalte im Vergleich mit skandinavischen Ländern auf einem hohen Niveau. Die Metallbelastungen in den Moosen der ERN übertreffen diejenigen in der WER statistisch signifikant. Demgegenüber verhält es sich mit den Stickstoffgehalten umgekehrt: Diese fallen in der WER deutlich höher als in der ERN aus. Dies reflektiert die hohen Ammoniak-Emissionsraten in der umgebenden Region.

Diskussion. Die Emissionsreduzierungen sind mit sinkenden Depositionen und Akkumulationen von Metallen in terrestrischen Ökosystemen korreliert. Bei der Stickstoffakkumulation lässt sich diese Tendenz jedoch nicht belegen.

Schlussfolgerungen. Das Moosmonitoring ist sehr gut geeignet, die Wirksamkeit umweltpolitischer Maßnahmen stoffspezifisch in räumlicher Differenzierung flächenhaft valide zu erfassen.

Empfehlungen und Ausblick. Die Anreicherung von Stickstoffverbindungen in den Ökosystemen ist nach wie vor ein ernstes Problem. Daraus resultierende Umweltprobleme sind die Eutrophierung von aquatischen Ökosystemen ebenso wie die Veränderung der Biozönosen in terrestrischen Ökosystemen. Die im Moosmonitoring erfassten Daten über die Metallexposition sollten zukünftig mit Daten zur Human- und Ökotoxikologie der Metalle verknüpft werden, um eine flächenbezogene Integration und Bewertung zu ermöglichen. Die Stoffpalette des Moosmonitoring sollte um Organika ergänzt werden.

Schlagwörter: Bioakkumulation; Biomonitoring; Geostatistik; GIS; Moosanalytik; ökologische Raumgliederung Europas; Schwermetalle; Stickstoff

Abstract

Moss Monitoring as a Mirror of Land Use?

Goal, Scope and Background. The study was conducted to test the hypothesis that the regional variability of nitrogen (N) and metal accumulations in terrestrial ecosystems are due to historical and recent ways of land use. To this end, in two regions of Central Europe the metal and N accumulations in both regions should be examined by comparative moss analysis. The regions should be of quantitatively specified representativity for selected ecological characteristics of Europe. Within both regions these characteristics should be covered by the sites where the moss samples were collected. The number of samples should allow for geostatistical estimation of the measured nitrogen and metal loads.

Methods. The two regions of investigation were selected according to an ecological land classification of Europe which was computed by classification trees. Within each of both research areas the sampling points were localized according to the areas occupied by the ecologically defined land classes. The sampling and chemical analysis of mosses was conducted in accordance with an appropriate UNECE guideline by means of ICP-MS (metals) and combustion analysis (N). The quality of measurements was assured using certified reference materials. The differences of deposition loads were tested for statistical significance with regard to time and space. Variogram analysis was used to examine and model the spatial

autocorrelation function of the measurements. Ordinary kriging was then applied for surface estimations.

Results. By use of the ecological regionalisation of Europe the Weser-Ems Region (WER) and the Euro Region Nissa (ERN) were selected for investigation. The sampling sites represent quite well the natural landscapes and the land use categories of both regions. The measurement values corroborate the decline of metal accumulation observed since the beginning of the European Mosses Monitoring Survey in 1990. The metal loads of the mosses in the ERN exceed those in the WER significantly. The opposite holds true for the N concentrations: those in the WER are significantly higher than those in the ERN.

Discussion. The decrease of heavy metal emissions is correlated with lowered deposition and accumulation rates in terrestrial ecosystems. The accumulation of nitrogen in the biosphere is not following this trend.

Conclusions. The technique of moss analysis is adequate for spatially valid biomonitoring of spatial and temporal trends of metals and nitrogen in terrestrial ecosystems. By this, it enables to prove the efficiency of environmental policies.

Recommendations and Perspectives. The accumulation of N in ecosystems is still a serious environmental problem. Related ecological impacts are the eutrophication of aquatic ecosystems like ground waters, lakes, rivers and oceans as well as the biocenotic changes in terrestrial ecosystems. Thus, a statistically valid exposure analysis must encompass both, accumulation of metals and N bioaccumulation. Further, the bioaccumulation of persistent organic pollutants should be monitored. Finally, environmental biomonitoring should be conducted in much closer contact with human health aspects.

Keywords: Bioaccumulation; eco-regionalisation of Europe; geo-statistics; GIS; heavy metals; moss analysis; nitrogen

1 Ziel und Hintergrund

An der Erdoberfläche aus der Atmosphäre abgeschiedene Stoffe (Deposition) wie beispielsweise Stickstoff (N) und Metalle reichern sich zunächst in Böden und Pflanzen an (Akkumulation). Umweltanalysen widmeten sich verstärkt seit den 1980er Jahren zunächst der Erfassung der Metallakkumulation. Hierbei erwiesen sich Moose als besonders geeignet für Elementinventuren unterschiedlicher räumlicher Ausdehnung (Forstner et al. 1993, Genßler et al. 2001, Herpin et al. 2004, Kostka-Rick et al. 2001, Markert et al. 2003, Mohr 1999, Zechmeister et al. 2006): Sie integrieren die Metallakkumulation über ungefähr drei Jahre und lassen sich einfacher, kostengünstiger und räumlich dichter als Niederschlagsanalysen durchführen. Deshalb wurde das Moosmonitoring seit 1990 alle fünf Jahre in jeweils mindestens 21 europäischen Staaten an rund 7000 Standorten durchgeführt. Ziel des europäischen Moosmonitoring ist die Kartierung räumlicher und zeitlicher Trends der Akkumulation von Metallen und – erstmals seit 2005 – von Stickstoff in Europa (Schröder & Pesch 2004, 2005). Dadurch erhofft man sich Erkenntnisse über Staatengrenzen überschreitende Luftverschmutzungen. Deutschland nahm an allen bisherigen Messkampagnen teil.

Übereinstimmend mit den räumlich nicht so hoch auflösenden Depositionsmessungen belegen die Moosmonitoring-Kampagnen einen europaweiten Rückgang der Metallakkumulation (Buse et al. 2003, Schröder und Pesch 2004). Die Depositionsmessungen in Europa deuten auf eine Reduktion der N-Emissionen zwischen den Jahren 1980 und 2000 um 25% hin. Hierbei sind die Unterschiede regional sehr groß,

wobei die ökotoxikologisch kritischen Eintragsraten, die so genannten critical loads, großflächig überschritten werden. Folglich sind hohe N-Werte an 50% der Monitoring-Standorte des Programms ICP Waters nachweisbar. Die emissionsmindernden Maßnahmen des Gothenburg Protokolls (UNECE 1999) werden den Anstieg der Eutrophierung bremsen. Doch die N-Akkumulation wird langfristig ein ökotoxikologisches Problem bleiben, denn die chronische Überschreitung der kritischen N-Eintragsraten führt zu Nährstoffungleichgewichten und anderen Ökosystemveränderungen (Krupa 2003, Russow et al. 2001, van der Wal et al. 2005, Wellbrock et al. 2003). Diese konnten auf der Hälfte von 109 untersuchten ICP-Forest Level II-Flächen mit Messwerten nachgewiesen werden. N-induzierte Nährstoffungleichgewichte wiederum erhöhen die Empfindlichkeit von Pflanzen gegenüber klimatischen Extremen und biotischen Schaderregern. Modellrechnungen weisen für 92% von 230 ICP-Forest Level II-Standorten auf eine N-Akkumulation und die damit wahrscheinlichen ökologischen Folgen hin (WGE 2004).

Die ökologische Bedeutung der N-Akkumulation in terrestrischen Ökosystemen lässt ein N-Monitoring als erforderlich erscheinen. Solga & Frahm (2006) vergleichen die N-Akkumulation in *Brachythecium rutabulum*, *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Rhytidiadelphus squarrosus*, *R. triquetrus* und *Scleropodium purum* experimentell. Demnach sind insbesondere *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* für das aktive (Solga et al. 2006) und passive Monitoring (Solga und Frahm 2006) der N-Akkumulation in Mitteleuropa geeignet. Aldous (2002) und Bowden (1991) weisen die Effizienz der N-Retention von Moosen in Freilandexperimenten nach. Dies stimmt überein mit deutlichen Korrelationen zwischen atmosphärischer N-Deposition und N-Akkumulation in Moosen (Pitcairn et al. 1995, Solga et al. 2005). Folglich ist es sinnvoll, neben den Metallen auch N im Moosmonitoring zu erfassen. Deswegen wurde in einer Pilotstudie N in archivierten Moosproben früherer Messkampagnen bestimmt (Harmens et al. 2005). Trotz signifikant höherer N-Gehalte deutscher Moose im Vergleich zu denen aus Skandinavien ließ sich kein signifikanter zeitlicher Trend nachweisen. WGE (2005) empfahl die Verifikation dieser Befunde im UNECE-Moosmonitoring 2005/2006. Bevor über die Beteiligung Deutschlands am internationalen Moosmonitoring entschieden wurde, beschlossen die Autoren dieses Beitrags, die N- und Metallakkumulation zweier mitteleuropäischer Regionen, die sich hinsichtlich ihrer Landnutzung unterscheiden, vergleichend in einem einjährigen Studienprojekt der Hochschule Vechta und des Internationalen Hochschulinstituts Zittau zu erfassen. Im Mittelpunkt der Untersuchung stand die Verifikation der Hypothese, wonach sich Landnutzungsunterschiede stoffspezifisch in den Metall- und N-Akkumulationen der Moose spiegeln.

2 Methoden

2.1 Auswahl der Untersuchungsregionen und Probenentnahmeorte

Entsprechend dem Untersuchungsziel wurden zwei Untersuchungsregionen Zentraleuropas ausgewählt, die sich geologisch, in ihrer historischen und aktuellen Landnutzung sowie hinsichtlich der Ausprägung ihrer landschaftsökologischen Merkmale so voneinander unterscheiden, dass

Tabelle 1: Eingangsgrößen zur Berechnung der Europäischen Raumgliederung

Name	Quelle	Stand	Erhebungszeitraum	Originalauflösung/-maßstab	Ursprungsprojektion	Anzahl Karten
Potenziell natürliche Vegetation Europas (PnV) (Bohn et al. 2000)	BfN	2000		1 : 2.500.000	geographisch	1
Digitales Höhenmodell: Global Land One-kilometer Base Elevation (GLOBE)	NGDC	1999		30 Bogensekunden (ca. 1x1 km ²)	geographisch	1
Bodenkarte: Digital Soil Map of the World (DSMW)	FAO	1995		1 : 5.000.000	geographisch	1
Klimadaten: Global Climate Dataset (New et al. 2002): Monatsmittel über den Erhebungszeitraum: – Sonnenscheindauer (in % des maximal Möglichen) – Niederschlag (mm/Monat), – Temperatur (in °C), – relative Luftfeuchtigkeit (in %)	CRU	2002	1961–1990	10 Bogenminuten (ca. 19x19 km ²)	geographisch	je 12

hieraus Unterschiede in der Emission und Bioakkumulation von N und Metallen resultieren müssten. Die ökologische Charakterisierung der Untersuchungsregionen erfolgte quantitativ in Bezug auf die potenzielle natürliche Vegetation als zu beschreibende Größe sowie Bodentextur, orografische Höhe über NN und den Jahresgang der Klimatelemente Lufttemperatur, Niederschlag, Sonnenscheindauer und relativer Luftfeuchtigkeit als Prädiktoren. Hierfür wurde eine ökologische Raumgliederung Europas mit Classification and Regression Trees (CART) berechnet (Tab. 1).

CART ermöglicht die Identifikation von nicht offensichtlichen, latenten Strukturen in Datensätzen, die viele Objekte anhand eines breiten Spektrums von Ausprägungen kategorial und metrisch skaliert Merkmale beschreiben (Pesch & Schröder 2006). Ohne dass metrische in kategoriale Daten transformiert werden müssen, modelliert CART statistische Beziehungen, auch nicht-additive und nicht-lineare. Hierbei fungiert ein Merkmal als Zielvariable und mehrere andere als beschreibende Variablen. Entsprechend dem o.g. Skalentyp der Daten werden für die gebildeten Klassen spezifische Reinheitsmaße berechnet.

Die CART-Klassifikationsergebnisse sind einfach nachzuvollziehen, denn sie werden als so genannte Entscheidungsbäume (Dendrogramme) abgebildet. Diese zeigen nachvollziehbar auf, wie der untersuchte Datensatz schrittweise in immer homogenere Untermengen (Klassen, Gruppen, 'Knoten') anhand einer Merkmalsausprägung untergliedert wird. Dabei wird jede Ausgangsmenge in jeweils zwei Klassen geteilt und die Qualität der Gruppenbildung anhand von statistischen Kennzahlen berechnet.

CART setzt keine Normalverteilung der Daten voraus und kann jede beschreibende Variable mehrfach verwenden, so dass multiple Beziehungen modellierbar sind. Gerade für die Analyse von Daten über ökologische Sachverhalte ist bedeutsam, dass CART so genannte Ausreißer sicher identifiziert und als eigene Klasse behandelt. Für jeden Datensatz werden mehrere Entscheidungsbäume kreuzvalidiert. Anhand der Kreuzvalidierungsergebnisse wird der statistisch optimale Baum bestimmt. Dieser kann zur Klassifikation von Objekten benutzt werden, die seiner Berechnung nicht zu Grunde lagen. Auf diese Weise können Vorhersagen ermöglicht werden, die in Kombination mit GIS z.B. zur prädiktiven

Habitatkartierung (predictive CARTography) führen (Schröder 2006).

Die mit CART berechnete landschaftsökologische Raumgliederung Europas unterscheidet 445 Klassen, die mit GIS kartiert wurden. Aus dieser digitalen Karte wurden die ausgewählten Untersuchungsregionen WER und ERN ausgeschnitten, und die Ausprägungen ihrer ökologischen Merkmale wurde statistisch beschrieben. Auf dieser Grundlage wurden die Moosbeprobungsstandorte anhand folgender Zusatzkriterien lokalisiert: Zum einen sollte das Rotstängelmoos *Pleurozium schreberi* an den Beprobungsstandorten vorkommen und gesammelt werden. Zum anderen sollten diejenigen Standorte beprobt werden, die bereits Gegenstand vorangegangener Untersuchungen von Herpin et al. (1995), Siewers et al. (1998, 2000), Schröder & Pesch (2004a, 2004b, 2005a) sowie Wappelhorst et al. (2000) waren. Ferner waren die in Abschnitt 2.2 ausgeführten Randbedingungen zu beachten.

2.2 Probenentnahme und Chemische Analyse

Mossprobenentnahme und chemische Analyse erfolgten nach UNECE (2002). Dementsprechend wurde in Ergänzung zu dem in Abschnitt 2.1 Dargelegten beachtet: In Vegetationsbeständen wurden die Proben mindestens 5 m von Baumstämmen entnommen, um Kronentrauffeffekte zu verhindern. Die Moosentnahmen erfolgten mindestens 100 m entfernt von Straßen und einzelnen Häusern, 300 m von Siedlungen und 1000 m von Industrieanlagen. In der WER wurde *Pleurozium schreberi* an 30 Standorten und in der ERN an 24 entnommen. In jeder Probe wurden As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Sb, Ti, V, Zn mit ICP-MS im Labor des Internationalen Hochschulinstituts Zittau bestimmt, N per Elementaranalyse im Labor der Fachhochschule Zittau/Görlitz. Die Richtigkeit und Präzision der Messergebnisse sowie ihre Vergleichbarkeit mit denen der UNECE-Monitoring-Kampagnen wurde unter Verwendung des Standard Referenzmaterials der UNECE-Messkampagnen (Steinnes et al. 1997) sichergestellt.

Wie in den deutschen Beiträgen zum UNECE-Moosmonitoring 1990, 1995 und 2000 wurde jeder Probenentnahmestandort hinsichtlich derjenigen o.a. Standorteigenschaften beschrieben, welche die Stoffakkumulation in den Moosen

beeinflussen können. Die entsprechende Standort-Metadatenbank enthält demnach folgende Informationen: geografische Koordinaten, Probenentnahmedatum, Landkreis, Name des Probenentnehmers, beprobte Moosart, Anzahl der entnommenen Teilproben, orografische Höhe über NN, Hangneigung und -richtung, Abstand der Probenentnahmestellen von Bäumen und deren Höhe, vorherrschende Baumart, Zusammensetzung der Strauch- und Krautschicht, Landnutzung in der Umgebung sowie Entfernung der Probenentnahmestellen von Straßen, Gebäuden, Siedlungen und Industrieanlagen. Diese Informationen können die Qualitätskontrolle der Daten unterstützen (Schröder und Pesch 2004b). Auf ihre Auswertung wird in dieser Arbeit nicht eingegangen. Die Verknüpfung solcher Standortinformationen mit Messdaten aus dem UNECE-Moosmonitoring 1990, 1995 und 2000 stellen Pesch und Schröder (2006) vor. Weitere Informationen, welche die Probenentnahmestandorte und ihre Umgebung ökologisch beschreiben sowie die Metallakkumulation beeinflussen könnten wie z.B. Niederschläge, werden in einer statistischen Analyse von Englert (2006) berücksichtigt.

2.3 Datenzusammenführung in einem GIS, deskriptive Statistik und geostatistische Flächenschätzung

Die Messdaten zu den Metall- und N-Gehalten in den Moosen wurden mit box plots statistisch beschrieben sowie geostatistisch analysiert und modelliert. Die auf Krige (1951) und Matheron (1963) zurückgehende Geostatistik basiert im Wesentlichen auf der Annahme, dass die Ähnlichkeit von Messwerten negativ korreliert ist mit der räumlichen Distanz ihrer Messorte zueinander. Diese räumliche Autokorrelation wird mit der Variogramm-Analyse ermittelt und modelliert. Sie ist die Voraussetzung für statistisch sinnvolle räumliche Differenzierungen von Messinformationen über den Ortspunkt ihrer Erhebung hinaus. Die Kenngrößen Range, Sill und Nugget-Effekt liefern dabei wichtige Aussagen über die Güte des gewählten Variogramm-Modells. Beschreibt der Range die maximale räumliche Autokorrelationsreichweite, liefert das Verhältnis von Nugget-Effekt zu Sill (auch Nugget-Sill-Ratio) Hinweise auf kleinräumige Messwertvariabilitäten und potenzielle Messfehler. Das die variogrammanalytisch bestimmte Autokorrelationsfunktion nutzende Kriging liefert Flächenschätzungen, deren Qualität durch Kreuzvalidierungen quantifizierbar ist. Dies geschieht dadurch, dass nacheinander jeweils ein Messwert aus dem Datensatz entfernt und mit Kriging geschätzt wird. Die über alle Messpunkte gemittelte Differenz zwischen Mess- und Schätzwerten kann mit verschiedenen statistischen Kennwerten beschrieben werden, die gut interpretierbare Qualitätsmaße der Kriging-Schätzung sind (Pesch & Schröder 2006). Herauszuheben sind hierbei der Mean Error (ME) und der Median Percental Error (MPE). Liefert der ME einen Hinweis auf tendenzielle Über- bzw. Unterschätzungen des verwendeten Variogramm-Modells, beschreibt der MPE die durchschnittlichen Abweichungen zwischen Mess- und Schätzwerten in Prozent. Die Flächenschätzungen unterschiedlicher Messgrößen können dadurch miteinander verglichen werden.

Die standortspezifischen Mess- und Metadaten wurden mit den geostatistisch berechneten Flächenschätzungen sowie

flächenhaften Daten über die landschaftsökologischen Eigenschaften im Umfeld der Beprobungsstandorte (Abschnitt 2.1) zusammengeführt. Angaben zur Landbedeckung in den beiden europäischen Teilregionen wurden aus CORINE Landcover (Keil et al. 2005) abgeleitet. Die Auswertung ergab, dass in der WER 46% der Fläche als Ackerland und 29% als Grünland genutzt werden, während Wälder (9%) und Siedlungsgebiete (6%) einen geringen Flächenanteil einnehmen. Dem gegenüber werden in der ERN nur 40% (Acker) bzw. 11% (Grünland) landwirtschaftlich genutzt, dagegen 40% als Wälder und 7% als Siedlungsgebiete. Entscheidend dürfte sein, dass die Viehdichte laut Agrarstatistik in der WER 433 Tiere (Schweine und Rinder) je km² beträgt und 39 je km² im deutschen Teil der ERN. Quellen, Trends und Wirkungen von Stickstoffeinträgen behandeln u.a. Gauger et al. (2002).

3 Ergebnisse

3.1 Untersuchungsregionen und Moosprobenentnahmestandorte

Die Zuverlässigkeit von Umweltdaten schließt neben der methodischen Nachvollziehbarkeit und Reproduzierbarkeit ihrer messtechnischen Erhebung auch die Stichprobenbildung ein. Für letztere gelangte in der vorliegenden Untersuchung ein von Schröder (1989) erstmals angewendetes Verfahren zur – fallspezifisch adaptierten – Anwendung. In dem ersten von zwei Schritten werden die Untersuchungsregionen auf der Basis häufigkeitsstatistischer Analysen kleinskaliger geowissenschaftlicher Karten ausgewählt bzw. hinsichtlich ihrer Landschaftsrepräsentanz gekennzeichnet. In dem zweiten Schritt werden die Probenentnahme- bzw. Messorte anhand großmaßstäbiger Karten und/oder Geländebegehung in den Untersuchungsregionen lokalisiert.

Auf der Grundlage der ökologischen Raumgliederung Europas (Abschn. 2.1) zeigen die **Abb. 1** und **Abb. 2** die geografische Verbreitung derjenigen Raumklassen, die in der WER und der ERN vorkommen. Beide Untersuchungsregionen sind dort ebenso abgebildet wie die Probenentnahmeorte. Die Ausprägung der zur Erstellung dieser Raumgliederung verwendeten Eingangsgrößen zeigt **Tab. 2** in Form von aus den Monatsmedien berechneten Jahresmittelwerten der Klimaparameter sowie des Medians der Höhenwerte für die jeweilige Raumklasse.

Innerhalb beider Untersuchungsregionen decken die Probenentnahmeorte die Raumklassen und die kennzeichnenden landschaftsökologischen Merkmale recht gut ab. Die Repräsentanz der in beiden Regionen vorkommenden Raumklassen lässt sich im kontinentalen und regionalen Maßstab bestimmen. Demnach befinden sich in 9 von 11 Raumklassen der WER nahezu ebenso viele Probenentnahmestellen, wie aufgrund des jeweiligen Flächenanteils der Raumklasse dort zu einzurichten sind. Lediglich die Raumklasse 184, die den Südwesten der WER einnimmt, enthält nach diesem Kriterium zu viele Probenentnahmeorte. Hier finden sich die Hälfte aller Standorte (15), obwohl gemäß des Flächenanteils nur ein Drittel (10) notwendig wären. Demgegenüber befinden sich in Raumklasse 291 im Nordwesten der WER nur 4 Standorte, obwohl entsprechend des Flächenanteils dieser

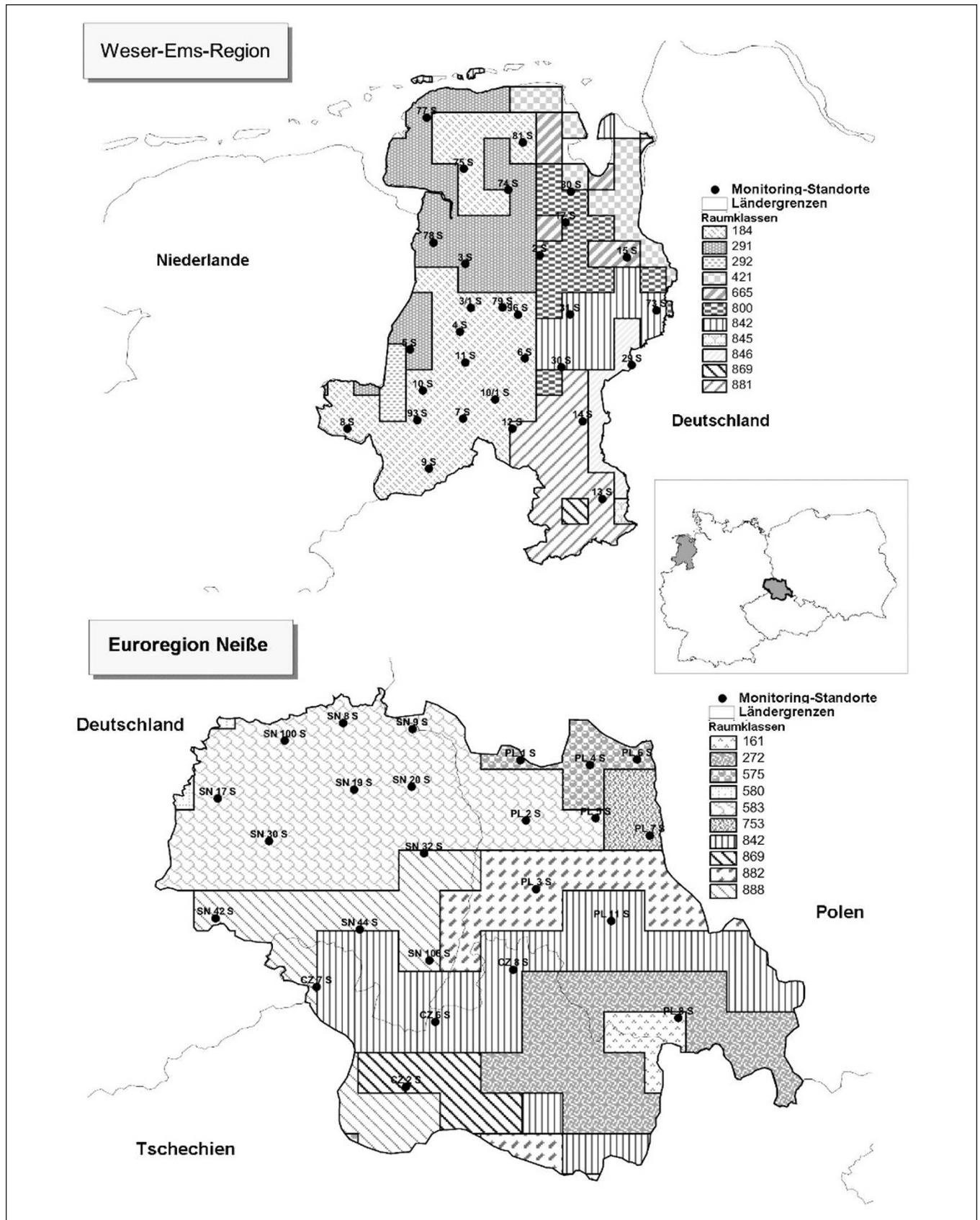


Abb. 1: Europa-weite Verteilung der in WER und ERN vorkommenden ökologischen Raumklassen sowie der Probenentnahmorte in den Untersuchungsregionen

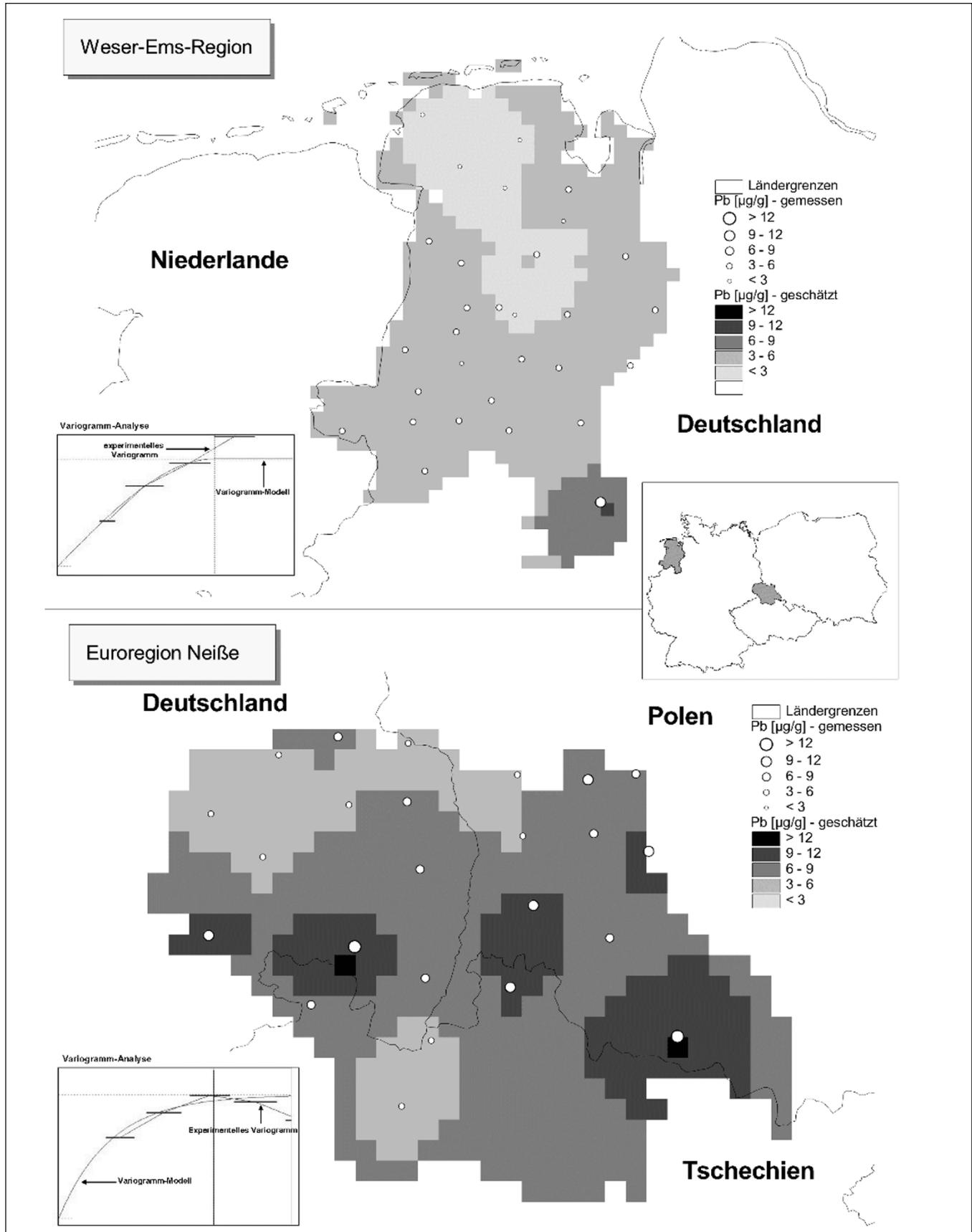


Abb. 2: Geostatistische Flächenschätzung der Pb-Gehalte in Moosen der WER und ERN 2005

Tabelle 2: Jährliche Durchschnittswerte der langjährigen Monatsmittel der Klimaparameter sowie der Höhe über NN der in der WER und ERN vorkommenden europäischen Raumklassen

EU-RK ERN	Niederschlag (mm)	Temperatur (°C)	rel. Luftfeuchtigkeit (%)	Sonnenschein (%) *	Median Orografie (m)
161	75,2	4,6	80,7	41,1	138,0
272	74,1	6,1	79,0	37,8	1160,5
575	49,1	7,8	80,1	39,1	741,0
583	55,0	10,7	80,5	42,9	166,0
753	48,6	7,9	79,8	39,0	201,0
842	66,9	8,2	79,6	40,0	421,5
869	65,6	8,2	80,1	38,8	377,0
882	57,8	7,8	79,1	37,4	305,5
888	58,0	8,6	78,8	39,7	279,0
EU-RK WER					
184	60,7	9,3	83,3	33,5	25,0
291	63,7	9,1	84,3	33,7	1,0
421	63,1	9,6	83,6	36,8	4,0
665	65,3	9,8	82,4	36,1	1,0
800	65,2	9,7	81,6	36,3	14,5
842	66,9	8,2	79,6	40,0	421,5
846	60,5	9,0	82,2	35,9	41,0
881	62,9	9,0	79,6	35,2	174,5
Europa	50,0	6,4	79,1	41,4	169

* vom theoretischen Maximum

Raumklasse dort 6 vorzusehen wären. Insgesamt machen die in der WER vertretenen Raumklassen 5% der Fläche Europas aus. Aufgrund der Gegebenheiten während der Beprobung (Wetterbedingungen, Moosvorkommen) erreichen die Probenentnahmeorte in der ERN diesen hohen Grad der Flächenproportionalität nicht. Insbesondere die Raumklassen im tschechischen Teil der ERN (842, 882) konnten witterungsbedingt nicht in dem Maße beprobt werden, wie es aufgrund der Flächengröße vorgesehen war. In den Raumklassen 575 und 888 liegen dagegen mehr als doppelt so viele Standorte als es gemäß der Flächenproportionalität notwendig wäre. Die in der ERN vorkommenden Raumklassen nehmen im Hinblick auf die europäische Raumgliederung einen Flächenanteil von 7,4% ein.

3.2 N- und Metallakkumulationen in Moosen

Die durchgeführten Qualitätskontrollen zeigen, dass die N- und Metallmessergebnisse die Kriterien der analytischen Qualitätssicherung (Richtigkeit, Präzision) erfüllen und mit denen vorheriger Monitoring-Kampagnen vergleichbar sind. Dies ist die entscheidende Voraussetzung dafür, dass die räumlichen und zeitlichen Unterschiede der N- und Metallgehalte sinnvoll auf statistische Signifikanz und auf geostatistische Extrapolierbarkeit geprüft werden können.

Die Tab. 3 und Tab. 4 zeigen, dass in der WER die Metallakkumulation von 1990 bis 2000 signifikant sinkt. Ausnahmen bilden Cu und Zn. Von 1995 bis 2005 nahm Zn signifikant ab, doch der leichte Anstieg zwischen 2000 bis und 2005 ist nicht signifikant. Cu-Gehalte in Moosen sinken von

Tabelle 3: Mediane der Metallkonzentrationen im Moosen der WER und ERN

WER	Fe	Zn	Ti	V	Ni	Cu	As	Cd	Pb	Sb	Cr
1990	391	35,6	21,7	3,29	1,63	6,24	0,26	0,26	11,6		1,54
1995	364	49,0	16,4	2,30	1,62	7,06	0,15	0,28	8,50	0,19	1,45
2000	243	40,1	4,27	1,27	0,89	5,27	0,13	0,19	4,20	0,15	0,88
2005	211	40,2	7,95	1,20	0,89	5,85	0,11	0,18	3,40	0,18	0,68
ERN											
Deutscher Teil 1990	4890	46,2	113	5,71	4,59	13,9			30,1		5,38
Deutscher Teil 1995	684	50,7	33,4	1,94	1,52	9,36	0,84	0,29	10,6	0,19	1,35
Deutscher Teil 2000	424	41,1	13,4	1,14	1,15	6,38	0,30	0,23	5,75	0,16	0,88
Deutscher Teil 2005	438	45,2	20,1	1,60	1,20	6,80	0,30	0,26	6,10	0,22	1,10
ERN ges. 2005	384	41,6	21,2	1,60	1,40	7,45	0,33	0,28	6,35	0,22	1,15
BRD											
1990	618	43,5	27,8	3,10	2,35	8,79	0,34	0,29	12,94		2,20
1995	446	53,7	21,8	1,75	1,63	9,45	0,25	0,29	7,78	0,17	1,41
2000	343	41,0	7,94	1,06	1,13	7,14	0,16	0,21	4,62	0,15	0,91

Tabelle 4: Ergebnisse der Signifikanztests zu räumlichen und zeitlichen Unterschieden der Metallkonzentrationen der WER und ERN

Mann-Whitney-U-Test (WER)												
Zeitintervall	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Sb	Ti	V	Zn	
1990–2005	0,00	0,00	0,00	0,65	0,00	0,00	0,00		0,00	0,00	0,13	
1995–2005	0,03	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,52	0,00	0,00	0,00	
2000–2005	0,66	0,20	0,05	0,26	0,10	0,95	0,15	0,36	0,00	0,82	0,79	

Mann-Whitney-U-Test (ERN)												
Zeitintervall	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Sb	Ti	V	Zn	
1990–2005			0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		0,00	0,00	0,23	
1995–2005	0,00	0,12	0,30	0,04	0,01	0,18	0,01	0,09	0,01	0,14	0,02	
2000–2005	0,84	0,32	0,01	0,53	0,72	0,31	0,92	0,00	0,01	0,00	0,62	

Mann-Whitney-U-Test (WER,ERN)												
Regionen	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Sb	Ti	V	Zn	N
WER-ERN 2005	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,61	0,00

p-Werte

> 0,1
0,05 to 0,1
0,01 to 0,05
< 0,01

1995 bis 2005 signifikant. Auch in der ERN sinkt Zn zwischen 1990 und 2005 nicht signifikant. Hingegen sind die Zn-Akkumulationen 2005 signifikant niedriger als 1995, der leichte Anstieg von 2000 bis 2005 ist hingegen nicht signifikant.

Die geostatistische Auswertung der Messdaten weist nach, dass sie nicht nur für die Messorte, sondern darüber hinaus auch für jede der Untersuchungsregionen flächenhafte Aussagekraft besitzen (Abb. 3). Eine Zusammenstellung wichtiger Variogramm- und Kreuzvalidierungs-Kenngrößen liefert Tab. 5. Dabei weisen die niedrigen Nugget-Sill-Ratios auf durchgehend geringe lokale Messwertvariabilitäten hin. Die Kreuzvalidierungsergebnisse zeigen keine Unter- bzw. Überschätzungstendenzen der verwendeten Variogramm-Modelle

Tabelle 5: Range, Sill, Nugget und Daten der Kreuzvalidierung

	Weser-Ems-Region				
	Modellvariogramm-Kennzahlen			Schätzgütekennzahlen der Kreuzvalidierung	
	Range [m]	Sill [µg/g] ²	Nugget [µg/g] ²	ME [µg/g]	MPE [%]
As	48,1	0,0035	0,0006	0	34,6
Cd	61,2	0,003	0	0	22,4
Cr	62,7	0,12	0,02	0,01	28
Cu	42,3	5,39	1,73	0,01	24,7
Fe	67,3	7594	2202	-0,02	31,5
Ni	40,2	0,05	0,02	0	20,9
Pb	54,2	0,29	0,1	0,1	24,1
Sb	83,9	0,003	0	0	22,7
Ti	56,2	11,8	3,8	-0,02	37
V	58,1	0,1	0,01	0	23
Zn	64	154	0	-0,05	20,3
N	49,9	0,29	0	-0,02	19,3

	Euro-Region-Neiße				
	Modellvariogramm-Kennzahlen			Schätzgütekennzahlen der Kreuzvalidierung	
	Range [m]	Sill [µg/g] ²	Nugget [µg/g] ²	ME [µg/g]	MPE [%]
As	48,2	0,063	0,005	0	30,1
Cd	37,9	0,007	0,001	0,00	20,1
Cr	44,6	0,81	0,045	0,01	34,2
Cu	40,4	5,49	0,22	-0,03	17,8
Fe	35,8	86903	1738	0,8	24
Ni	51,5	0,68	0,01	0	23,4
Pb	48,3	8,2	0,4	-0,03	17,8
Sb	61,8	0,003	0	0	16,8
Ti	42,3	780	50,7	-0,03	46,7
V	47,6	0,97	0,02	-0,03	34
Zn	46,5	174	20	0,24	19,4
N	47,3	0,26	0,02	0,01	17,4

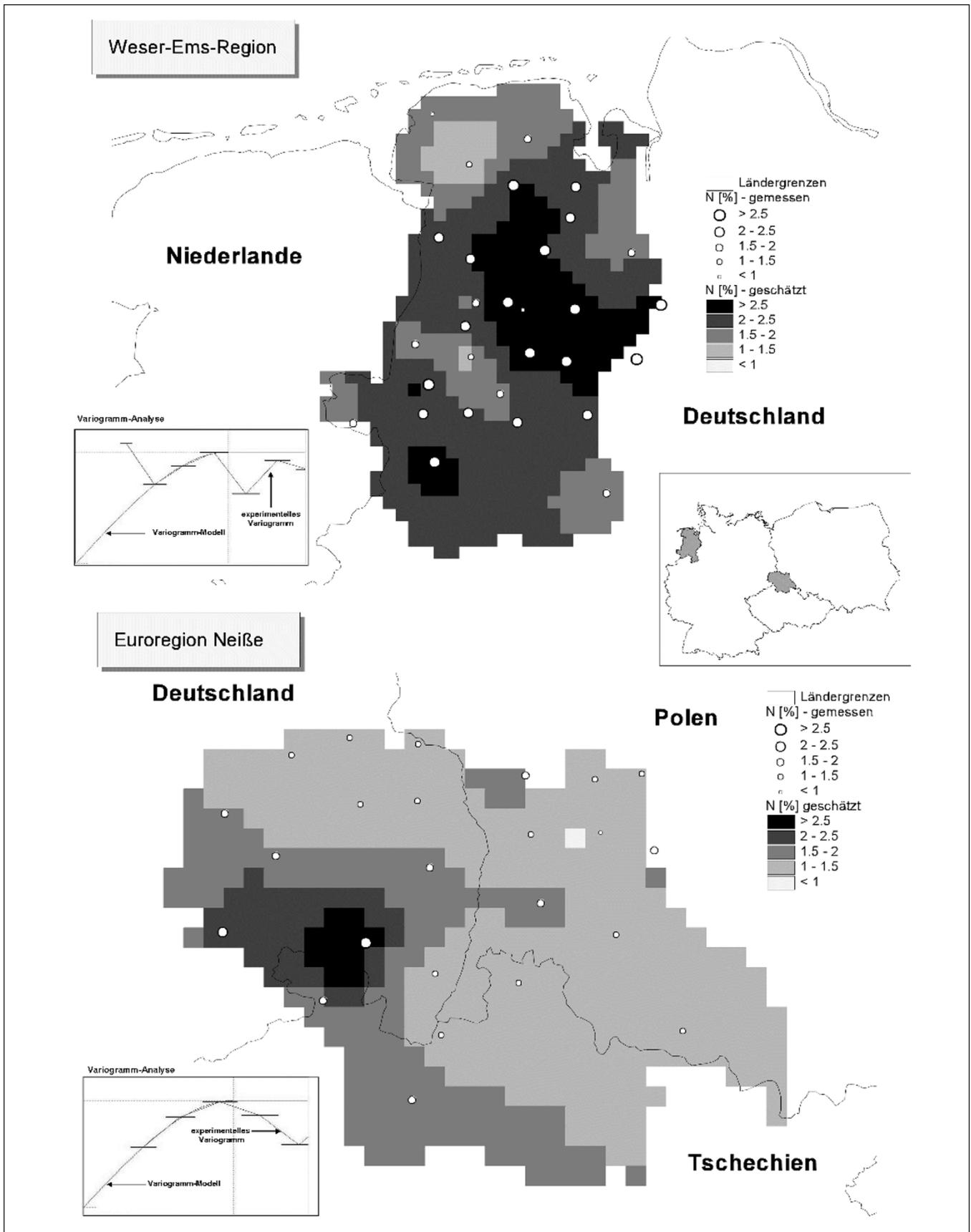


Abb. 3: Geostatistische Flächenschätzung der N-Gehalte in Moosen der WER und ERN 2005

und bis auf As und Ti (beide Regionen), Fe (Weser-Ems-Region) und Cr (Euroregion Neißة) durchschnittliche Abweichungen von Mess- und Schätzwerten von unter 30%.

4 Diskussion

Wichtige Ziele der Umweltbeobachtung sind: 1. räumliche Übertragung der vielfach punktuellen Messdaten auf Gebiete ohne Messinformationen; 2. Verknüpfung der Messdaten mit einer landschaftsökologischen Raumgliederung; 3. Auswahl der Untersuchungsstichprobe nach landschaftsökologischer Repräsentanz und Landnutzung; 4. Integration von Daten aus dem Expositions- und Wirkungsmonitoring (Dungan et al. 2002, Ferretti 2001, Miller et al. 2004, Turner et al. 1989). Die vorgestellte Untersuchung ist auf die ersten drei Punkte beschränkt. Die für die ökologische Interpretation der Daten zur Metall- und Stickstoffexposition wichtige Verknüpfung der Expositionsdaten mit Daten, welche ökologische Effekte beschreiben, bleibt späteren Arbeiten vorbehalten.

Für die drei genannten Ziele der Umweltbeobachtung werden Verfahren der räumlichen Interpolation sowie eine ökologische Raumgliederung benötigt (Schröder et al. 2004, Schröder & Schmidt 2000). Für die Interpolation wurde aus den von Pesch & Schröder (2006) diskutierten Gründen dem Kriging der Vorzug gegenüber dem IDW-Verfahren gegeben (Kap. 2.2). Vorhandene ökologische Raumgliederungen (Pahino & Augusto 2005, Roekaerts 2002) waren aus inhaltlichen Gründen und wegen ihres Maßstabs nicht nutzbar. Die speziell für Umweltmessnetzanalysen berechnete Raumgliederung (Kap. 2.1, Hornsmann et al. 2008) ermöglicht es, die Probenentnahmeorte am räumlichen Muster der ökologisch definierten Raumeinheiten zu orientieren.

Die Untersuchungsergebnisse bestätigen für die WER und den deutschen Teil der ERN den von Schröder und Pesch (2004 a) für das gesamte Bundesgebiet beschriebene Rückgang der Metallakkumulation in Moosen seit 1990. Die geostatistische Analyse und Modellierung der räumlichen Struktur der Daten rechtfertigt es, die Befunde als flächenhaft valide einzustufen. Die Metallgehalte in der ERN übertreffen diejenigen in den Moosen der WER mit Ausnahme von Zn signifikant. Umgekehrt sind die N-Gehalte der Moose in der WER klar höher als diejenigen in der ERN. Verglichen mit den Befunden von Mohr (1999) und jenen aus Nordrhein-Westfalen (Schröder und Pesch 2005 a) ist bei N jedoch keine zeitliche Entwicklung festzustellen. Vielmehr verharren die Werte auf demselben Niveau. Dies entspricht den Befunden von WGE (2005) über die Entwicklung der N-Deposition in Europa. Ferner lässt sich auch eine Übereinstimmung mit Befunden von Harmens et al. (2005) über die N-Akkumulation in skandinavischen Ländern und Deutschland feststellen. Demnach übertreffen die in deutschen Moosen ermittelten N-Gehalte diejenigen skandinavischer Proben signifikant. Doch ein signifikanter zeitlicher Trend ist nicht nachweisbar. Dasselbe gilt für den Vergleich der N-Akkumulation in Moosen der WER und der ERN. Der Median der N-Akkumulation (2.2% N) in der WER liegt bedeutend höher als derjenige, welcher für ganz Deutschland ermittelt wurde (1.7% N). Letzterer liegt über dem in der ERN (1.5%).

Daten aus unterschiedlichen Erhebungen sollten nicht unkritisch zur gegenseitigen Bestätigung oder Widerlegung verwendet werden. Dies wäre streng genommen nur statthaft, wenn der gesamte Datenerzeugungsprozess von der Zielsetzung über die Stichprobenbildung und die Messmethodik und -technik standardisiert und qualitätskontrolliert erfolgt (Schröder et al. 1991, Schröder & Hofmann 2008). Hinzu kommt, dass die räumlichen und zeitlichen Bezüge der Datenerhebung und der Datenauswertung in miteinander verglichenen Studien oft unterschiedliche sind und sich alleine daraus unzutreffende Bestätigungen oder Widerlegungen begründen (Dungan et al. 2002, Ferretti 1997, 2001, Miller et al. 2004, Turner et al. 1998).

N-Einträge bewirken die Versauerung von Böden und Gewässern. Die Hälfte der Monitoring-Flächen des ICP Waters Programms mit hoher N-Sättigung sind in Mitteleuropa anzutreffen. Langfristige Überschreitungen der kritischen Eintragsrate > 20 kg N/ha/Jahr führen in Waldbäumen zu Nährstoffungleichgewichten. Das bedeutet, dass die Gehalte von Makronährstoffen wie K, P, Mg und Ca relativ zu N in den Nadeln und Blättern zu gering sind. Das erhöht die Empfindlichkeit der Waldbäume gegenüber Klimaextremen und biotischen Schaderregern. Die Hälfte von 109 untersuchten ICP-Waldparzellen weisen Nährstoffungleichgewichte auf. Auf 33% von 230 solcher Untersuchungsflächen im ICP Forests-Programm bewirken die sauren Depositionen, zu denen die N-Einträge gehören, Al-Konzentrationen in den Bodenlösungen, die für Baumwurzeln toxisch sind. An 45% dieser Standorte führen die N-Einträge zur verminderten Trockenheit- und Frosttoleranz, an 58% weist die Bodenvegetation Veränderungen der Diversität auf. Auf fast allen Flächen (92%) wird eine steigende N-Akkumulation registriert.

Die Erhöhung der Lufttemperatur fördert den N-Umsatz in Böden und – zusammen mit erhöhten N-Einträgen – den N-Austrag. Dies wiederum erhöht die Versauerung von Böden und Flüssen und die Eutrophierung von Küstengewässern. Die Modellierung der Deposition saurer Stickstoffverbindungen zeigt, dass durch den Klimawandel der Eintrag oxidierter Stickstoffs (NO, NO₂, HNO₂, HNO₃, pNO₃) in die Böden steigt. Für die reduzierten N-Spezies (NH₃, pNH₄) kommt es zur erhöhten Umwandlung von Ammoniak zu Ammoniumsulfat, was die Bodenversauerung weiter steigert (Sandersona et al. 2006). Trotz der in der Folge des Gothenburg-Protokolls zu erwartenden Reduktion der N-Einträge ist also zu erwarten, dass N und die Bodenversauerung zusammen mit den Metallgehalten weiterhin ökologische Probleme bereiten dürften (WGE 2004):

- reduzierte mikrobielle Biomasse und Diversität mit Auswirkungen auf mikrobielle Umsatzraten,
- Veränderungen von Abundanz, Diversität und Biomasse der Bodenfauna (Nematoden und Regenwürmer),
- vermindertes Wurzelwachstum,
- verminderte Nährstoffspiegelwerte in Nadeln und Blättern,
- verminderte Enzymaktivitäten sowie
- Akkumulation in der Nahrungskette terrestrischer und aquatischer Ökosysteme.

5 Schlussfolgerungen

Die Metallakkumulation in Wassereinzugsgebieten erreicht vielfach 80–95% des Eintrags (WGE 2004). Deshalb und wegen der damit verknüpften ökologischen Risiken sollte das Biomonitoring der Metallakkumulation fortgesetzt werden, obwohl die Deposition und Metallakkumulation klar rückläufig sind und insofern die Effizienz umweltpolitischer Maßnahmen (z.B. Emissionsminderungen) eindeutig belegt werden konnte. Ob dies auch für Stickstoff gilt, muss durch die Berücksichtigung der N-Akkumulationen in zukünftigen Moosmonitoring-Kampagnen überprüft werden. Letzteres belegen Buse et al. (2003) mit europaweiten Moosmonitoring-Befunden. Schröder und Pesch (2004a, 2004b, 2005) zeigen anhand GIS-basierter, naturräumlich differenzierender Expositionsanalysen, dass die Metallbioakkumulation zwischen 1990 und 2000 um bis zu 60 Prozent gesunken ist. In der vorliegenden Studie wird ebenso wie von Englert (2006) belegt, dass die Landnutzung einen großen Einfluss auf die Stoffakkumulation hat.

Metallakkumulationen in Böden sind auch humantoxikologisch bedeutsam. Dies gilt insbesondere für Cd, dessen Gehalt in Böden eng mit denen in Weizen korreliert ist. Dies bedeutet eine erhöhte Exposition für Menschen in der ECE-Region mit den entsprechenden Risiken. Nieren und Knochen sind von chronischer Cd-Belastung besonders betroffen. Zukünftig kommt es also darauf an, das Humanbiomonitoring und Umweltmonitoring besser als bislang miteinander zu verknüpfen.

Im Gegensatz zu den skandinavischen Staaten gibt es in Deutschland zur N-Exposition terrestrischer Ökosysteme keine flächenhaften, verlässlichen Messdaten, die methodisch harmonisiert erhoben werden. Hinzu kommt, dass die Bestimmung der N-Einträge vorwiegend auf der Erfassung der Nass- und bulk-Deposition beruht. Es gibt Hinweise, dass damit die trockene N-Deposition weitgehend unberücksichtigt bleibt und die N-Einträge insgesamt unterschätzt werden (Russow et al. 2001). Diese Informationsdefizite sind angesichts der ökologischen Bedeutung des N-Haushalts und der den Moosen zukommenden Bedeutung im Stoffhaushalt von Ökosystemen (Longton 1992, Sveinbjörnsson und Oechtel 1992, Turetsky 2003) beträchtlich.

6 Empfehlungen und Ausblick

Trotz sinkender Eintragsraten, ist die Akkumulation von N und Metallen noch immer ein ernst zu nehmendes ökologisches Problem. Da derzeit Daten über die N-Exposition terrestrischer Ökosysteme in Deutschland und vielen anderen europäischen Staaten aus unterschiedlichen Erhebungen stammen und deshalb nur bedingt miteinander vergleichbar sind, müsste die Erhebung von Daten über die N-Akkumulation von der Zielsetzung über die Stichprobenbildung und die Messmethodik und -technik standardisiert und qualitätskontrolliert erfolgen. Deshalb sollten die UNECE-Moos-Surveys nicht nur Metalle, sondern auch N messen und die bisherige Qualitätskontrolle weiter verbessern. Die N-Analytik sollte nicht nur Gesamt-N, sondern ebenfalls ¹⁵N-Werte liefern

(Russow et al. 2001, Solga et al. 2005, 2006). Ferner sollten persistente Organika im Monitoring Berücksichtigung finden (WGE 2004). Entsprechende großräumige Expositionsanalysen müssten mit Daten anderer Expositionsnetzwerke und aus Monitoringprogrammen zu ökologischen Effekten zusammengeführt werden (Pesch et al. 2008, Smith et al. 2006). Hierbei ist vor allem an ICP-Forests Level II-Monitoring, ICP-Integrated Monitoring und an die Umweltprobenbank zu denken, aber auch an die Klimafolgenforschung sowie das Humanbiomonitoring (Maier et al. 2003, Markert et al. 2005, Roberts and Martin 2006, Schröder et al. 2005 b).

Ferner bleibt ein beträchtlicher Bedarf an Grundlagenforschung zur Verwendung von Moosen als Bioindikatoren. Dies betrifft vor allem die Rolle der Moose im Stoffhaushalt terrestrischer Ökosysteme. In diesem Zusammenhang sollten u.a. folgende Hypothesen empirisch geprüft und statistisch abgesichert werden: 1. Moose akkumulieren Metalle und Stickstoff artspezifisch 2. Kleinräumige (u.a. topografische) Unterschiede am Probenentnahmestandort beeinflussen die Stoffakkumulation in den Moosen. 3. Diese standörtliche und die artspezifische Variabilität sind einzeln und zusammen kleiner als die naturräumlichen Unterschiede der Stoffakkumulation in Moosen. Die Moose sollten artspezifisch und kleinräumig differenziert als naturräumlich geschichtete Stichprobe entnommen und auf toxische Metalle und Stickstoff chemisch analysiert werden.

References

- Aldous AR (2002): Nitrogen retention by *Sphagnum* mosses. Responses to atmospheric nitrogen deposition and drought. *Can J Bot* 80, 721–731
- Baker KS, Benson BJ, Henshaw DL, Blodgett D, Porter JH, Stafford SG (2000): ARTICLES. Evolution of a multisite network information system: The LTER information management paradigm. *Bio Sci* 50, 963–978
- Bijok P, Prus M (eds) (1999): Log term ecological research. Examples, methods, perspectives for central Europe. Proc. ILLTER regional workshop, 16–18 September 1998. International Centre of Ecology, Polish Academy of Science, Dziekanow Lesny, pp 143–151
- Bohn U, Gollub G, Hettwer C (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas. Maßstab 1:2.500.000. Karten und Legende. Bundesamt für Naturschutz, Münster
- Bowden RD (1991): Inputs, outputs, and accumulation of nitrogen in an early successional moss (*Polytrichum*) ecosystem. *Ecol Monogr* 61, 207–223
- Buse A, Norris D, Harmens H, Büker P, Ashenden T, Mills G (2003): Heavy Metals in European mosses: 2000 / 2001 Survey, ICP Vegetation Coordination Centre, CEH, Bangor, UK
- Bytnerowicz A, Badea O, Barbu I, Fleischer P, Fraczek W, Gancz V, Godzik B, Grodzinska K, Grodzki W, Karnosky D, Koren M, Krywult M, Krzan Z, Longauer R, Mankovska B, Manning WJ, McManus M, Musselman RC, Novotny J, Popescu F, Postelnicu D, Prus-Glowacki W, Skawinski P, Skiba S, Szaro R, Tamas S, Vasile C (2003): New international long-term ecological research on air pollution effects on the Carpathian Mountain forests, Central Europe. *Environ Int* 29, 367–376

- Dungan JL, Perry JN, Dale MRT, Legendre P, Citron-Pousty S, Fortin MJ, Jakomulska A, Miriti M, Rosenberg MS (2002): A balanced view of scale in spatial statistical analysis. *Ecography* 25, 626–640
- Englert C (2006): Statistische und GIS-gestützte Analyse potentieller Einflussgrößen auf die Akkumulation von Schwermetallen in ektohydren Moosen. Vechta (Dipl.-Arb. Hochschule Vechta, Lehrstuhl für Landschaftsökologie)
- Ferretti M (2001): Ecosystem monitoring. From the integration between measurements to the integration between networks. *Publicazione del Corso di Cultura in Ecologia, Università degli studi di Padova*, pp 3–54
- Forster E-M, Matthies M, Brüggemann R (1993): Optimierung eines Bioindikator-Meßnetzes mit geostatistischen Methoden und einem geographischen Informationssystem. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 5 (5) 286–294
- Gauger Th, Anshelm F, Schuster H, Erisman JW, Vermeulen AT, Draaijers GPJ, Bleeker A, Nagel HD (2002): Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels. Final Report on behalf of Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Berlin. *BMU/UBA FE-No 299 42 210*
- Genßler L, Rademacher J, Rammert U (2001): Arbeitskreis der Landesanstalten und -ämter. Konzeption der künftigen Aufgabenbereiche. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 13 (6) 1–4
- Harmens H, Steinnes E, Kubin E, Rühling A, Schröder W (2005): Trends in the accumulation of N in mosses for selected European countries. *Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Working Group on Effects, International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops. 18th meeting of the Programme Task Force, 1st to 4th February, 2005, Almería, Spain*
- Herpin U, Lieth H, Markert B (1995): Monitoring der Schwermetallbelastung in der Bundesrepublik Deutschland mit Hilfe von Moosanalysen. *UBA-Texte 31/95*, Berlin
- Herpin U, Siewers U, Markert B, Rosolen V, Breulmann G, Bernoux M (2004): Second German heavy-metal survey by means of mosses, and comparison of the first and second approach in Germany and other European countries. *Env Sc Pollut Res* 11 (1) 57–66
- Hobbie JE, Carpenter SR, Grimm NB, Gosz JR, Seastedt TR (2003): The US Long Term Ecological Research Program. *Bio Sci* 53, 21–32
- Hornsmann I, Schmidt G, Schröder W (2008): Berechnung einer landschaftsökologischen Raumgliederung Europas. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 20 (1) 25–35
- Keil M, Kiefl R, Strunz G (2005): CORINE Land Cover 2000 – Germany. Final Report. Project Period: 1 May 2001–31 December 2004. German Remote Sensing Data Center Oberpfaffenhofen, Wessling
- Kostka-Rick R, Leffler U S, Markert B, Herpin U, Lusche M, Lehrke J (2001): Biomonitoring zur wirkungsbezogenen Ermittlung der Schadstoffbelastung in terrestrischen Ökosystemen. Konzeption, Durchführung und Beurteilungsmaßstäbe im Rahmen von Genehmigungsverfahren. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 12 (1) 5–12
- Kratz TK, Deegan LA, Harmon ME, Lauenroth WK (2003): Ecological variability in space and time. Insights gained from the US LTER program. *Bio Sci* 53, 57–67
- Krige DG (1951): A statistical approach to some basic mine evaluation problems on the witwatersrand. *J Chem Metall Min Soc S Africa* 52, 119–139
- Krupa SV (2003): Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation. A review. *Environ Pollut* 124, 179–221
- Longton RE (1992): The role of bryophytes and lichens in terrestrial ecosystems. In: Bates JW, Farmer AM (eds), *Bryophytes and lichens in a changing environment*. Oxford, pp 32–76
- Maier W, Grunewald J, Habedank B, Hartelt K, Kampen H, Kimmig P, Naucke T, Oehme R, Vollmer A, Schöler A, Schmitt C (2003): Mögliche Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die Ausbreitung von primär humanmedizinisch relevanten Krankheitserregern über tierische Vektoren sowie auf die wichtigen Humanparasiten in Deutschland. *Umweltbundesamt, Forschungsbericht 200 61 218/11*, Berlin
- Markert B, Breure A, Zechmeister H (eds) (2003): *Bioindicators, biomonitors*. Amsterdam
- Markert B, Wünschmann S, Fränzle S, Breulmann G, Djingova R, Herpin U, Lieth H, Schröder W, Siewers U, Steinnes E, Wappelhorst O, Weckert V, Wolterbeek B, Zechmeister H (2005): On the road from environmental biomonitoring to human health aspects of atmospheric deposition heavy metals by epiphytic plants. Present status and future needs. *Int J Environ Pollut, Special Edition (accepted 07/2005)*
- Matheron G (1963): Principles of geostatistics. *Econ Geol* 58, 1246–1266
- Miller JR, Turner MG, Smithwick EA, Dent CL, Stanley EH (2004): Spatial extrapolation. The science of predicting ecological patterns and processes. *BioSci* 54, 310–320
- Mohr K (1999): Passives Monitoring von Stickstoffeinträgen in Kiefernforsten mit dem Rotstengelmoos (*Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt.). *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 11 (5) 267–274
- Mohr K (2007): Biomonitoring von Stickstoffimmissionen. Möglichkeiten und Grenzen von Bioindikationsverfahren. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 19 (4) 255–264
- New M, Lister D, Hulme M, Makin I (2002): A high-resolution data set of surface climate over global land areas. *Climate Research* 21 (1) 1–25
- Pahino M, Augusto G (2005): A digital map of European ecological regions (DMEER). In: Bohn U, Hettwer C, Gollub G (eds), *Application and analysis of the map of the natural vegetation of Europe*. *BfN-Skripten* 156, 446 pp
- Pesch R, Schröder W (2006): Integrative exposure assessment through classification and regression trees on bioaccumulation of metals, related sampling site characteristics and ecoregions. *Ecol Informatics* 1, 55–65
- Pesch R, Schröder W, Dieffenbach-Fries H, Genßler L (2008): Optimierung des Moosmonitoring-Messnetzes in Deutschland. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 20 (1) 49–61
- Pitcairn CER, Fowler D, Grace J (1995): Deposition of fixed atmospheric N and foliar N content of bryophytes and *Calluna vulgaris* (L.) Hull. *Environ Pollut* 88, 193–205
- Roberts S, Martin MA (2006): Investigating the mixture of air pollutants associated with adverse health outcomes. *Atmosph Environ* 40, 984–991
- Roekaerts M (2002): The biogeographical regions map of Europe. Basic principles of its creation and overview of its development. <http://dataservice.eea.eu.int/dataservice/metdetails.asp?id=308>
- Russow RW, Bohme F, Neue HU (2001): A new approach to determine the total airborne N input into the soil/plant system

- using ^{15}N isotope dilution (ITNI). Results for agricultural areas in Central Germany. *Sci World J* 3 Suppl 2, 255–260
- Sanderson MG, Collinsa WJ, Johnsona CE, Derwentb RG (2006): Present and future acid deposition to ecosystems: The effect of climate change. *Atmosph Environ* 1275–1283
- Schröder W (1989): Ökosystemare und statistische Untersuchungen zu Waldschäden in Nordrhein-Westfalen: Methodenkritische Ansätze zur Operationalisierung einer wissenschaftstheoretisch begründeten Konzeption. Kiel (Dissertation, Geographisches Institut der Universität)
- Schröder W (2006): GIS, geostatistics, metadata banking, and tree-based models for data analysis and mapping in environmental monitoring and epidemiology. *IJMM* 296S1, 23–36
- Schröder W, Garbe-Schönberg CD, Fränzele O (1991): Die Validität von Umweltdaten. Kriterien für ihre Zuverlässigkeit: Repräsentativität, Qualitätssicherung und -kontrolle. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 3 (4) 237–241
- Schröder W, Hofmann F (2008): Wissenschaftstheoretische Grundlagen der Beobachtung von GVO-Umweltwirkungen. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 20 (1) 2–8
- Schröder W, Pesch R (2004a): The 1990, 1995 and 2000 moss monitoring data in Germany and other European countries. Trends and statistical aggregation of metal accumulation indicators. *Gate to Environ Health Sci*, June 2004 <DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/ehs2004.06.011>>, pp 1–25
- Schröder W, Pesch R (2004b): Spatial and temporal trends of metal accumulation in mosses. *J Atmos Chem*, 49, 23–38
- Schröder W, Pesch R (2005 a): Correlation and time series of metals in mosses with selected sampling site specific and ecoregional characteristics in Germany. *Environ Sci Pollut Res* 12, 159–167
- Schröder W, Pesch R, Schmidt G (2004): Soil monitoring in Germany. Spatial representativity and methodical comparability. *J Soils Sediments* 4 (1) 49–58
- Schröder W, Schmidt G (2000): Raumgliederung für die Ökologische Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 12 (4) 237–243
- Schröder W, Schmidt G, Hasenclever J (2005 b): Korrelation meteorologischer und phänologischer Indikatoren des Klimawandels? Statistische Analyse am Beispiel Baden-Württembergs. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 17, 94–105
- Siewers U, Herpin U (1998): Schwermetalleinträge in Deutschland. *Moos-Monitoring 1995*. Geologisches Jahrbuch, Sonderhefte, Heft SD 2, Stuttgart
- Siewers U, Herpin U, Straßburger S (2000): Schwermetalleinträge in Deutschland. *Moos-Monitoring 1995*, Teil 2. Geologisches Jahrbuch, Sonderhefte, Heft SD 3, Stuttgart
- Smith L, Mukerjee S, Gonzales M, Stallings C, Neas L, Norris G, Özkaynak H (2006): Use of GIS and ancillary variables to predict volatile organic compound and nitrogen dioxide levels at unmonitored locations. *Atmosph Environ* 3773–3787
- Solga A, Burkhardt J, Frahm JP (2006): A new approach to assess atmospheric nitrogen deposition by way of standardized exposition of mosses. *Environ Monit Assess* 116, 399–417
- Solga A, Burkhardt J, Zechmeister HG, Frahm JP (2005): N content, N-15 natural abundance and biomass of two pleurocarpous mosses *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. and *Scleropodium purum* (Hedw.) Limpr. in relation to atmospheric N deposition. *Environ Pollut* 134, 456–473
- Solga A, Frahm JP (2006): Nitrogen accumulation by six pleurocarpous moss species and their suitability for monitoring nitrogen deposition. *J Bryol* 28, 46–52
- Steinnes E, Rühling Å, Lippo H, Mäkinen A (1997): Reference materials for large-scale metal deposition surveys. *Accredit Qual Assur* 2, 243–249
- Sveinbjörnsson B, Oechtel WC (1992): Controls on growth and productivity of bryophytes. Environmental limitations under current and anticipated conditions. In: Bates JW, Farmer AM (eds), *Bryophytes and lichens in a changing environment*. Oxford, pp 77–102
- Turetsky MR (2003): The role of bryophytes in carbon and nitrogen cycling. *Bryologist* 106, 395–409
- Turner MG, Dale VH, Gardner RH (1989): Predicting across scales. Theory development and testing. *Landscape Ecol* 3, 245–252
- UNECE (2002): ICP Vegetation Experimental Protocol for the 2001 Season. ICP Vegetation Coordination Centre, CEH, Bangor, UK
- UNECE (1999): The Gothenburg protocol to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone, <http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.htm>
- Van der Wal R, Pearce IS, Brooker RW (2005): Mosses and the struggle for light in a nitrogen-polluted world. *Oecologia* 142, 159–168
- Wappelhorst O, Korhammer S, Leffler US, Markert B (2000): Ein Moosbiomonitoring zur Ermittlung atmosphärischer Elementeinträge in die Euroregion Neiße (D, PL, CZ). *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 12 (4) 191–200
- WGE (Working Group on Effects) (2004): Review and assessment of air pollution effects and their recorded trends. Working Group on Effects, Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. National Environment Council, United Kingdom
- WGE (Working Group on Effects) (2005): Air pollution and vegetation. ICP Vegetation annual report 2004/2005. Working Group on Effects, Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. National Environment Council, United Kingdom
- Wellbrock N, Wolff B, Rieck W, Schröder W (2003): Ansätze, Ergebnisse, Defizite und Perspektiven der Waldschadensforschung. In: Fränzele O, Müller F, Schröder W (Hrsg), *Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung*. Landsberg am Lech, München, Zürich, Kap. VI-2.3 (9. Erg. Lfg.)
- Zechmeister HG, Dullinger S, Hohenwallner D, Riss A, Hanus-Ilmar A, Scharf S (2006): Pilot study on road traffic emissions (PAHs, heavy metals) measured by using mosses in a tunnel experiment in Vienna, Austria. *Env Sc Pollut Res* 13 (6) 398–405
- Zimmermann F, Plessowa K, Queck R, Bernhofer C, Matschullat J (2006): Atmospheric N- and S-fluxes to a spruce forest. Comparison of inferential modelling and the throughfall method. *Atmosph Environ* 4782–4796

Eingegangen: 21. Juni 2006

Akzeptiert: 23. November 2006

OnlineFirst: 24. November 2006