

Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern- Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster des Level I

*Risk of elevated nitrate concentrations below forest in Bavaria – Regionalisation of
inventory results derived from the level I grid*

Karl Heinz M e l l e r t, Andreas G e n s i o r, Axel G ö t t l e i n, Christian K ö l l i n g

Abstract

Nitrogen saturation due to sustained high N depositions is presently one of the most important impairments of nutrient cycling in forests of Central Europe. Because of the high importance of this process for the forests, streams and groundwater a country-wide nitrate inventory was performed to identify factors and regions with a high risk of elevated nitrogen concentrations below the main rooting zone of forest soils. The results of the nitrate inventory shows that obviously most of the forests are still able to retain most of the deposited nitrogen. On the other hand the investigation revealed high nitrate concentrations below many forests. The threshold for drinking water was exceeded in 7.5 % of the stands (n=29). High deposition of Ammonium and low precipitation were significantly associated with high nitrate concentrations. Also properties of the site and the stand influenced the risk of nitrate leaching significantly. Scots pine forests currently are at low risk of nitrate leaching, especially on sites dominated by sand or clay. While disturbances, Norway spruce stands and shallow calcareous as soon as non terrestrial soils infer a high risk of elevated nitrate concentrations. Using a regionalisation model based on logistic regression a map was developed serving as an operational tool for the Bavarian Forest Service.

Einleitung

Die fortschreitende Stickstoffsättigung infolge anhaltend hoher N-Einträge (BAYSTMLF 2004, [BMVEL 2005](#)) verändert den Stoffhaushalt von Wäldern tiefgreifend und führt je nach Standort mittel- bis langfristig zu Bodenversauerung, empfindlichen Nährelementverlusten und -imbancen sowie Änderungen des Wuchs- und Konkurrenzverhaltens von Bestand und Bodenorganismen. Diese Prozesse sind durch zahlreiche Fallstudien gut dokumentiert (z.B. DISE et al. 1998, GUNDERSEN et al. 1998, ROTHE et al. 2002, BERNHARDT 2005) und werden in internationalen Langzeitmonitoring-Programmen (UN/ECE 1998; KÖLLING 1999, BORKEN & MATZNER 2004) verfolgt. Durch die chronischen N-Einträge wird jedoch nicht nur das Ökosystem Wald beeinträchtigt. Auch im Wasserkreislauf nachgeschaltete Systeme wie Grund- und Oberflächengewässer sind von der Stickstoffsättigung betroffen. Das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft (BAYLFW) machte bereits 1992 darauf aufmerksam, dass die depositionsbedingte Nitratkonzentration in der Grundwasserabflussspende in Bayern rein rechnerisch im Mittel etwa 30 mg l⁻¹ betragen müsste, wenn die Ökosysteme keinen Stickstoff zurückhalten würden (BAYLFW 1992).

Aufgrund der großen Bedeutung der N-Sättigungsproblematik hat die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft den N-Status des Waldes mit einer landesweiten Nitratinventur erfasst (GENSIOR et al. 2002, GENSIOR et al. 2004, MELLERT et al. 2005a,b). Neben der statistischen Übersicht über die Verhältnisse an den Inventurpunkten dient die Inventur der Regionalisierung des N-Status der Wälder mit einem stochastischen Modell, welches in Zusammenarbeit mit der TUM erarbeitet wurde. Das oberste Ziel ist es, mit der hieraus resultierende Karte Risikogebiete zu identifizieren. Die bayernweite Übersicht stützt sich auf die Nitratkonzentration im Boden in Verbindung mit flächenhaft vorliegenden Daten zu N-Deposition, Klima, Standort und Bestand. Die Basis für die Regionalisierung bilden die an 399 Inventurpunkten gewonnenen Ergebnisse (Bayern ohne Alpenraum). Zentraler Parameter und Zielgröße für die statistische Modellierung ist die Nitratkonzentration in der Bodenlösung unterhalb des Hauptwurzelraumes, die in den Jahren 2000/2001 im Rahmen der „Nitratinventur Bayern“ erhoben wurde. Die Ergebnisse der Nitratinventur und der Regionalisierung stellen die derzeit beste Grundlage für die großräumige Beurteilung der Boden- und Wasserschutzfunktion des Waldes in Deutschland dar und geben Hinweise für eine zielgerichtete Bewirtschaftung der Wälder.

Material und Methode

Regionalisierungskonzept

In Abb. 1 ist der Ablauf der Regionalisierung schematisch dargestellt. Die Nitratinventur Bayern ist als Rasteraufnahme die Basis der Regionalisierung (Schritt 1). Neben den Punktdaten der Inventur wurden geeignete Flächendaten akquiriert, die als Schnittstelle für die Übertragung vom Punkt zur Fläche dienen und in die Modellentwicklung mit einbezogen wurden. Das Studium der stochastischen Beziehungen zwischen den Prädiktoren für die Nitratkonzentration unter Wald bildet den Kern der Modellentwicklung (Schritt 3). Vor der Einspeisung der Daten in analytische statistische Verfahren wurden die Daten einer intensiven deskriptiven Datenauswertung unterworfen (Schritt 2). Ferner wurden die Ergebnisse des Vorhersagemodells am Punkt und in der Fläche überprüft und es erfolgte eine Validierung an einem unabhängigen Datensatz aus Langzeitbeobachtungsflächen. Da im Rahmen der Modellentwicklung die Eignung mehrerer alternativer Verfahren geprüft wurde und dabei teilweise auch eine Modifikation der Eingangsdaten (Datentransformation, Änderung der Stratifizierung und Aggregation) erforderlich war, wurden die Schritte 2 bis 4 mehrfach durchlaufen, bis das endgültige Modell feststand.

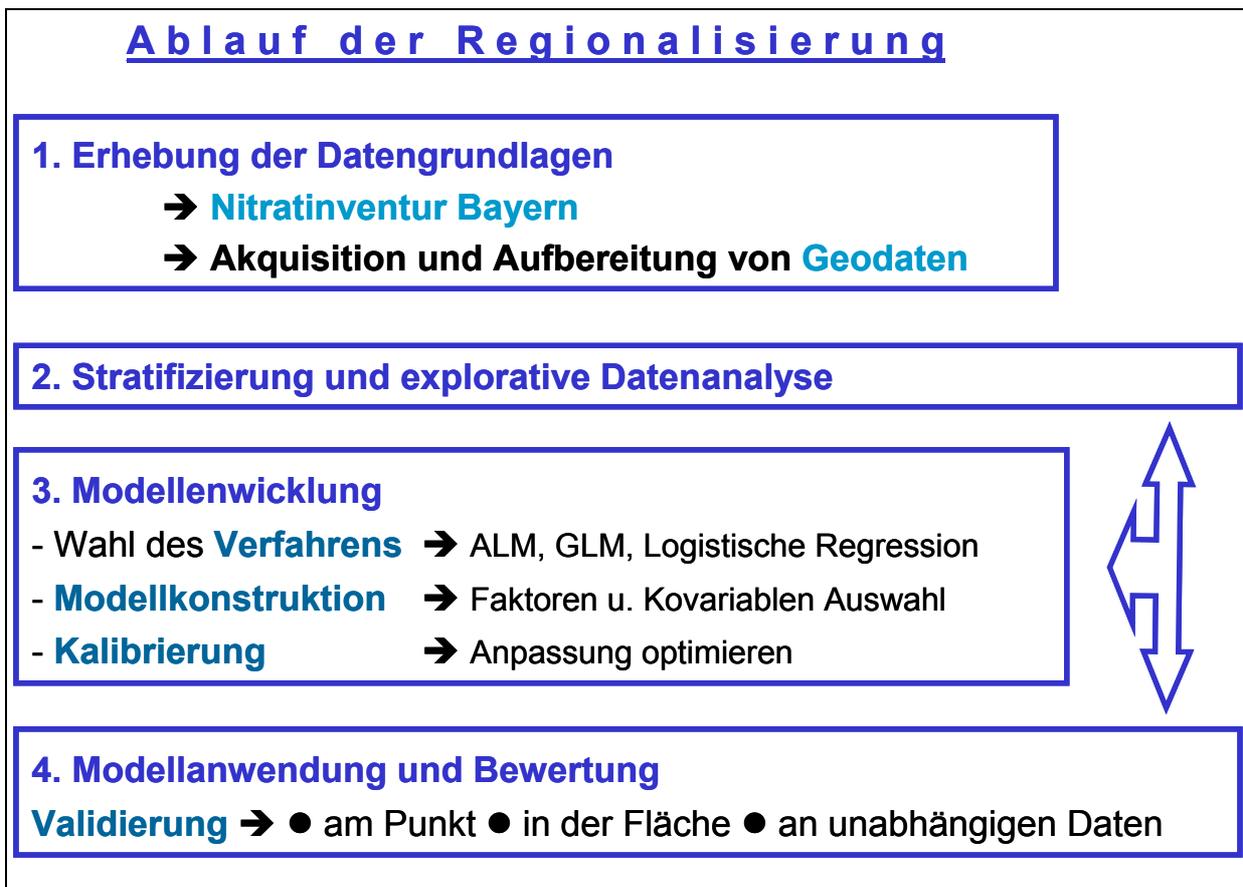


Abb. 1: Entwicklung des Regionalisierungsmodells zur Vorhersage des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern.

Es wurde ein stochastisches Modell nach der im folgenden wiedergegebenen Regressionsgleichung angestrebt.

$$[\text{NO}_3] = \beta_1 + \beta_2 \text{ Wald} + \beta_3 \text{ Boden} + \beta_4 \text{ N-Deposition} + \beta_5 \text{ Wasserhaushalt} + e$$

[NO ₃]	Nitratkonzentration in der Bodenlösung
Wald	Waldtyp (Baum-/Holzart, Altersklasse/Höhe)
Boden	Textur, Trophie, Humusform
N-Deposition	N-Deposition bzw. Landschaftskennwerte (Waldanteil, Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche)
Wasserhaushalt	Niederschläge, potentielle Evapotranspiration, klimatische Wasserbilanz
β _{1...i}	Parameter der Kovariablen bzw. Faktoren
e	Fehlerterm

Im Modellentwicklungsgang wurde aus der Vielzahl der z.T. miteinander korrelierenden Indikatoren die beste Prädiktorenkombination ausgewählt. Im Gegensatz zu faktoriellen Versuchen, bei denen das statistische Auswerteverfahren von vornherein feststeht, erforderte die Qualität und -struktur der vorliegenden Inventurdaten einen explorativen Ansatz (STAHEL 1999) nicht nur in der deskriptiven Datenanalyse, sondern auch bei der analytischen Statistik. Erst im Verlauf des Auswertungsprozesses kristallisierte sich das bei gegebener Datenlage „beste“ Modell heraus. Entscheidend bei der Wahl des statistischen Verfahrens war eine optimale Anpassung an die Daten sowie die Anwendbarkeit als Regionalisierungsbasis. Um das Fundament der empirischen Modellierung transparent zu machen, wird der Entwicklungsgang ausführlich im Ergebnisteil beschrieben.

Datengrundlagen

Geodaten

Die für die Regionalisierung verwendeten Flächendaten sind Klimadaten (BAYFORKLIM 1996), die Bo-

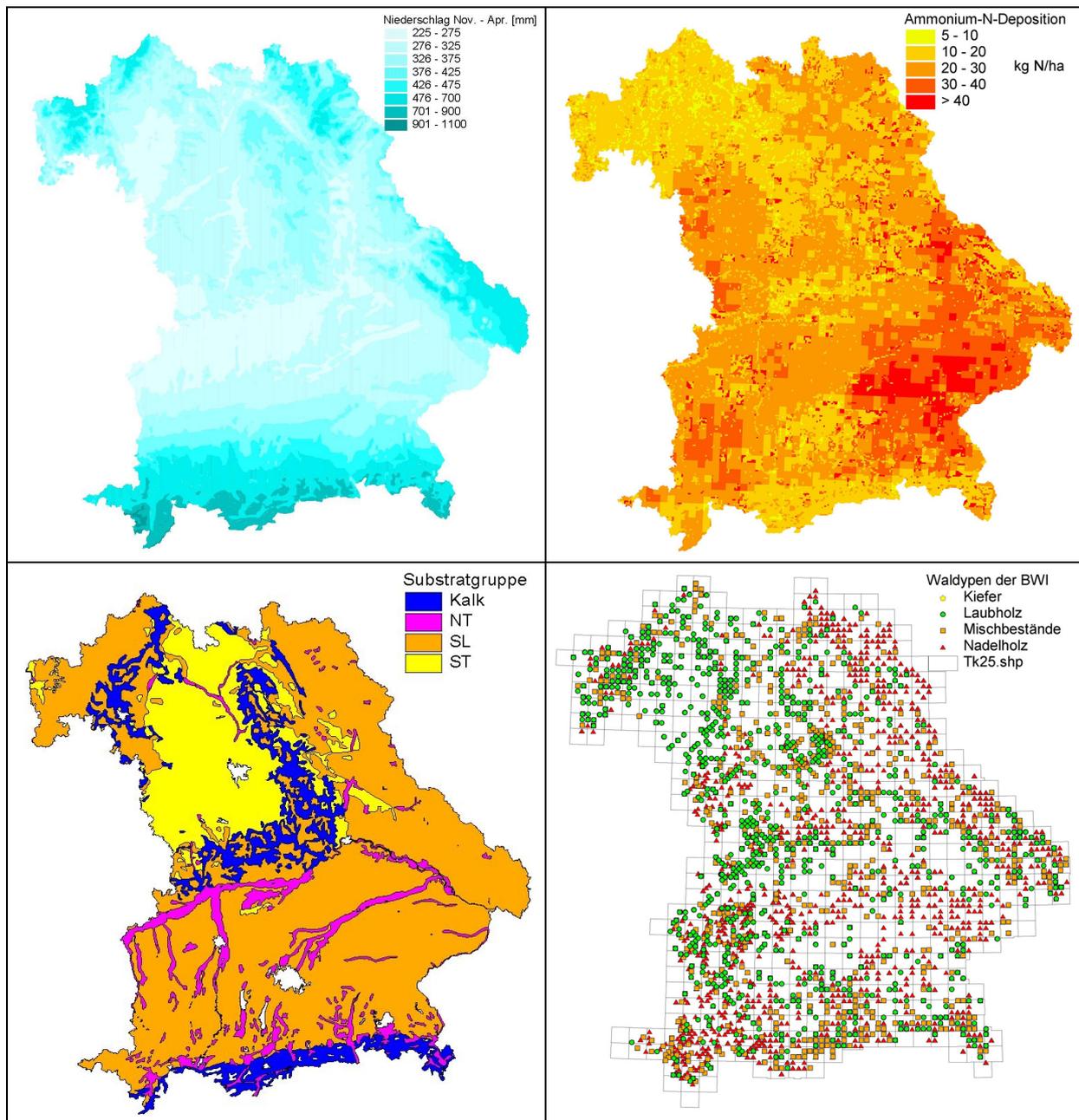


Abb. 2: Geodatenbasis für die Regionalisierung: Mittlere langjährige Niederschlagssumme im hydrologischen Winterhalbjahr (BAYFORKLIM 1996); NH_4 -Deposition 1999 (GAUGER et al. 2000); Substratgruppen abgeleitet aus der modifizierten Bodenkundlichen Übersichtskarte 1:1000.000 (GLA 2004) ; Daten der Bundeswaldinventur (<http://www.bundeswaldinventur.de/>) aggregiert nach Messtischblättern des Bayerischen Landesvermessungsamtes.

denkundliche Übersichtskarte (GLA 2004), Depositionsdaten (GAUGER et al. 2000, UBA 2003) und die Waldverteilung nach dem Stichprobenraster der Bundeswaldinventur für Bayern (BAYSTMLF 2005). Das Raster der Bayernkarte basiert auf den Messtischblättern 1:25.000 des Bayerischen Vermessungsamtes. Neben den genannten Datengrundlagen (Abb. 2) wurden im Verlauf der Modellentwicklung eine ganze Reihe weiterer Geodaten auf ihre Eignung als Prädiktor für die Nitratkonzentration in der Bodenlösung geprüft, schieden aber im Selektionsprozess aus (Tab. 1).

Inventurdaten

Im Rahmen der **Nitratinventur** wurden insgesamt 399 Bestände (380 Punkte der Bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald [BZE] (= Raster des Level I, WOLFF & RIEK 1997) und 19 Waldklimastationen [WKS]) im Inventurzeitraum von Sept. 2001 bis Dez. 2002 einmalig beprobt. Die Proben wurde nach den Vorgaben der BZE (WOLFF & RIEK 1997), jeweils an 9 Punkten in drei Tiefenstufen (0-30 cm, 30-60 cm, 60-100 cm) entnommen und eine Mischprobe gebildet. Als Referenz für die Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelaums diente die Tiefenstufe 3, eine entsprechende Bodenentwicklung vorausgesetzt. Erhöhte Nitratkonzentrationen unterhalb des Hauptwurzelaumes sind ein Indiz für eine Überschussnitrifikation. Die Wahrscheinlichkeit, dass Nitrat bei entsprechender Sickerwasserbewegung aus dieser Bodenzone ausgewaschen wird, ist hoch. Die Nitratkonzentration der Bodenlösung ist daher ein wichtiger Indikator für den Prozess der N-Sättigung, der mit einem erhöhten Nitrataustragsrisiko einhergeht. Die Bestimmung der Nitratgehalte im Boden erfolgte nach der N_{\min} -Methode (VDLUFA 1991) im $CaCl_2$ -Extrakt. Die Nitratkonzentration dieses Extraktes wurde umgerechnet auf den aktuellen Wassergehalt der Probe (bzw. den Wassergehalt bei Feldkapazität $pF = 1,8$; siehe unten). Dieser Wert wurde als Schätzwert für den Nitratkonzentration in der Bodenlösung verwendet und im folgenden als „Nitratkonzentration in der Bodenlösung“ bezeichnet. Vergleichende Studien zeigten, dass dieser Wert gut mit gemessenen Sickerwasserkonzentrationen übereinstimmt (GENSIOR et al. 2003, GENSIOR et al. 2004, MELLERT 2003). Zur Schätzung der Nitratkonzentration bei Sickerung und um einen etwaigen Fehler durch Wassergehaltsschwankungen zu kompensieren, wurde als normierte Größe die Nitratkonzentration bei Feldkapazität ($pF = 1,8$) ermittelt (GENSIOR et al. 2003) und als Zielgröße verwendet. Der Wassergehalt bei Feldkapazität wurde mit der Pedotransferfunktion HYPRES (WÖSTEN et al. 1999) ermittelt. Zu weiteren methodischen Details der Inventur siehe GENSIOR 2003, MELLERT et al. 2005a,b.

Bei dem vorgestellten Ansatz wird die Nitratkonzentration in der Bodenlösung unterhalb des Hauptwurzelaumes terrestrischer Böden als Indikator für eine N-Sättigung von Waldökosystemen benutzt. Vor allem amerikanische Autoren sehen bereits bei sehr geringen Nitratkonzentrationen Anzeichen für eine anthropogene Stickstoffsättigung (ABER 1989, VAN MIEGROET 1992, HEDIN 1995), während z.B. deutsche Experten erst bei einer Überschreitung der Austragsfracht von 5 kg N ha^{-1} von Stickstoffsättigung sprechen (BML 2000). ÅGREN & BOSATTA (1988) definieren als Sättigungsschwelle dagegen den Punkt, bei dem die Einträge den Austrägen entsprechen. Derartige frachtbasierte Ansätze sind jedoch für extensive Inventuren ohne die Möglichkeit einer kontinuierlichen Beobachtung über eine längere Periode wenig geeignet (MELLERT et al. in Vorb.). Ein Urteil auf der Basis einer einmaligen Erfassung der Nitratkonzentrationen erscheint vertretbar, wenn sich die Bewertung auf ungestörte Bestände bezieht, die sich unter den gegebenen Randbedingungen sehr wahrscheinlich in einem Zustand der fortschreitenden N-Sättigung befinden müssten. Eine Übertragung von einer repräsentativen Inventurfläche auf größere gleichartige Flächen ist grundsätzlich möglich, da eine räumliche Abhängigkeit der Nitratkonzentrationen in homogenen Wäldern offenbar nicht vorliegt (MELLERT et al. in Vorb.). Diese Muster scheinen weitgehend substratunabhängig zu sein und, zumindest in stickstoffgesättigten Fichtenwäldern, allgemeingültigen Charakter zu besitzen.

Die **Baumarten** wurden grundsätzlich zu den beiden Gruppen Nadel- und Laubbäumen zusammengefasst. Aus diesen Waldtypen ausgegliedert wurden Baumarten bzw. -gattungen, die sich in ihrem N-Haushalt aus verschiedenen Gründen abheben. Dies sind die Kiefer als Baumart mit vergleichsweise niedriger Auskämmung von Luftschadstoffen und als Zeiger für arme (degradierte) Standorte. Aus den Laubhölzern wurden die Erlenarten wegen der in ihren Wurzeln symbiontisch ablaufenden Stickstofffixierung ausgegliedert. In Anlehnung an des Verfahren der BZE (WOLFF & RIEK 1997) wurden Bestände mit einem Anteil der Mischbaumarten von weniger als 30% als Reinbestände eingestuft (Tab. 1). Aus den o.g. Gruppen gemischte Bestände wurden als Mischbestände klassifiziert. Zudem wurden Kulturen ($< 2 \text{ m}$) auf Kahlfächen und Bestände abgetrennt, in denen vor kurzem Durchforstungen stattgefunden haben oder die durch Meliorationen oder Bodenstörungen verändert wurden. Die Substratgruppen wurden in Anlehnung an GULDER & KÖLBEL (1993) klassifiziert.

Tab. 1: Im Rahmen der Modellentwicklung geprüfte Prädiktoren der Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung.

Parametergruppe	Benutzter Indikator	Quelle
Waldbestand	Alter/Höhe, Bestandstyp	MELLERT et al. (2004a), www.bundeswaldinventur.de
Standort	Substratgruppe	MELLERT et al. (2004a), Bodenkundliche Übersichtskarte 1:1.000 000 (BAYGLA 2004)
Klima/Wasserhaushalt	potentielle Evapotranspiration nach Haude (Gras) Klimatische Wasserbilanz Niederschlagsumme: Jan.-Dez.; Nov.- Apr.; Mai-Okt.	BAYFORKLIM (1996)
N-Deposition	N-Deposition (gesamt) Ammonium-N-Deposition Nitrat-N-Deposition	GAUGER et al. (2000)
N-Emmission	Viehichte (Großvieheinheiten) NH ₃ -Emissionen	STATISTISCHES LANDESAMT (2004) PREGGER et al. (2001)
Landschaftskennwerte	Anteil der landwirtschaftlichen Fläche in der Nachbarschaft (0,5; 1,5 und 4,5 km) Anteil des Waldes in der Nachbarschaft Länge der Wald-/Feldgrenze	Berechnungen aus Corine Landcover (ZEBRIS 2004; EC DG XI 1993)

Für die Regionalisierung konnte im Gegensatz zur Inventurauswertung nur der Kerndatensatz verwendet werden, der auf flächig verfügbaren Informationen beruht. Dieser Datensatz enthält nur jene Straten, für die digitale Karten zu Verfügung stehen. So wurden z.B. bei den Waldtypen die Straten „gestörte Bestände“, „Kahlflächen“ und „Erlenbestände“ in die Regionalisierung nicht mit einbezogen. Auch Bestände in Mooren und auf Grundwasserböden wurden als Gruppe der „nichtterrestrische Böden“ aus dem Kernkollektiv herausgenommen. Das baumartenunabhängige Risiko von Grundwasserböden wird über eine eigene Regression geschätzt, welche nur die Substratgruppen betrachtet.

Modellentwicklung und Statistik

Die im Modellentwicklungsgang eingesetzten Regressionsverfahren sind die multiple lineare Regression (allgemeines lineares Modell; ALM), und zwei generalisierte lineare Modelle. Die Häufigkeitsverteilung der Nitratwerte wurde auf Normalverteilung mittels Kolmogorov-Smirnov-Test geprüft (NPAR TESTS, SPSS 11.5). Wegen der Abweichung von der Normalverteilung wurde vor der Anwendung parametrischer Verfahren eine Datentransformation angewendet. Als gebräuchliche Transformation wurde eine Logarithmus-Transformation mit Nullpunkterhaltung eingesetzt.

$$\text{Transformierte Zielgröße} = \ln(\text{Nitratkonzentration} + 1)$$

Die Logarithmierung ist gerade für Konzentrationswerte eine gängige Transformation. Dennoch ist bei Ergebnissen aus nichtlinear transformierten Daten Vorsicht geboten, denn sie verändern die Verhältnisse zwischen den Gruppen. Außerdem gründen die statistischen Aussagen nicht mehr auf den Originalwerten, sondern auf den transformierten Werten. Um dieser Problematik zu begegnen, wurde auch ein alternatives Regressionsverfahren eingesetzt, das ohne eine Datentransformation auskommt. Die Anwendung des generalisierten Modells mit Gamma-Verteilung (GLM) hat zudem den Vorteil einer präziseren Parameterschätzung (GERTHEIS et al. 2004). Allerdings ist eine quantitative Angabe des „goodness of fit“ (R^2) bei diesem Verfahren nicht möglich. Als drittes Verfahren kam eine binäre logistische Regression (LOGM) zum Einsatz. Die logistische Regression wurde mit den Prozeduren LOGISTIC REGRESSION und NOMREG (SPSS 11.5) realisiert. Die Nitratkonzentration wurde hierzu binär kodiert (Schwellenwert = 10 mg l⁻¹). Die Variablenselektion erfolgte iterativ nach der Maximum-Likelihood-Methode. Wegen der unterschiedlichen sich ergänzenden Eigenschaften der verschiedenen Regressionsverfahren wurden diese im Modellentwicklungsgang parallel eingesetzt.

Die Gültigkeit der Modelle wurde durch F-Test (ALM) bzw. Likelihood-Quotienten-Test (GLM, LOGM) geprüft. Die Diagnose der (Gruppen-) Residuen diente neben der Überprüfung der Modellgültigkeit zur Identifikation von unzureichend erklärten Straten. Als Anpassungsstatistik wurde das Bestimmtheitsmaß (ALM) bzw. Pseudo-R²-Werte nach COX & SNELL, NAGELKERKE und MCFADDEN (LOGM) herangezogen (BÜHL & ZÖFEL 2002). Beim Vergleich mit der Anpassung des ALM ist zu beachten, dass nur das Pseudo-R² nach NAGELKERKE den gewohnten Wertebereich von 0 bis 1 umfasst. Zur Ermittlung der prädiktiven Effizienz wurde beim logistischen Regressionsmodell (LOGM) zudem die Klassifikationstabelle verwendet. Die Tauglichkeit der Modellergebnisse wurde deskriptiv geprüft. Eine *Kreuzvalidierung* aus dem Datensatz der Inventur war nicht möglich, da die Zellenbesetzung des Modells hart an der Grenze der statistischen Auswertbarkeit steht. So führt eine Unterauswahl von Fällen beim LOGM zur vollständigen Trennung und damit zum Abbruch der Parameterschätzung. Beim logistischen Regressionsmodell wurde nach der COOK-Distanz-Statistik ein *einflussreicher Fall* diagnostiziert. Dessen Einfluss auf die Parameterschätzungen war allerdings vernachlässigbar.

Zur Validierung an einem unabhängigen Datensatz wurden sämtliche verfügbaren Daten aus Langzeituntersuchungen in Bayern herangezogen (SCHULZ 2004). Neben den bayerischen Level-II Programm kamen Ergebnisse des „Integrierten Messnetzes Stoffeintrag-Grundwasser“ (BAYLFW 2004) und der Fallstudie Höglwald (WEIS 2005) zum Einsatz. Flächen, die während der maximal 15-jährigen Beobachtungsphase einer Beeinträchtigung durch größere Störungen unterlagen (Windwurf, Borkenkäferbefall), wurden ausgeschlossen. Wegen der starken Beeinträchtigung der Flächen des Integrierten Messnetzes konnten neben den 22 WKS daher nur 3 weitere Flächen in die Validierung einbezogen werden.

Ergebnisse und Diskussion

Nitratinventur

Die wesentlichen, für das Verständnis der Modellentwicklung notwendigen Ergebnisse werden im folgenden zusammengefasst dargestellt. Ausführlich wurden die Ergebnisse der Nitratinventur bereits in eigenen Publikationen behandelt (MELLERT et al. 2005a,b). Abb. 3 gibt einen Überblick über die Nitratkonzentrationen bei Feldkapazität. Die Klassen wurden nach ökologischen Richtwerten bzw. gängigen Standards der Boden- und Wasserreinhaltung eingeteilt. Wie das Histogramm zeigt, sind die Werte stark rechtsschief verteilt. Geringe Nitratkonzentration bis $2,5 \text{ mg l}^{-1}$ bilden mit knapp einem Drittel der Werte die größte Klasse. Bei 15 % der Inventurbestände lag eine Überschreitung des ehemaligen EU-Richtwerts für Trinkwasser (25 mg l^{-1}) vor, bei 7,5% gar eine Überschreitung des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung (50 mg l^{-1}).

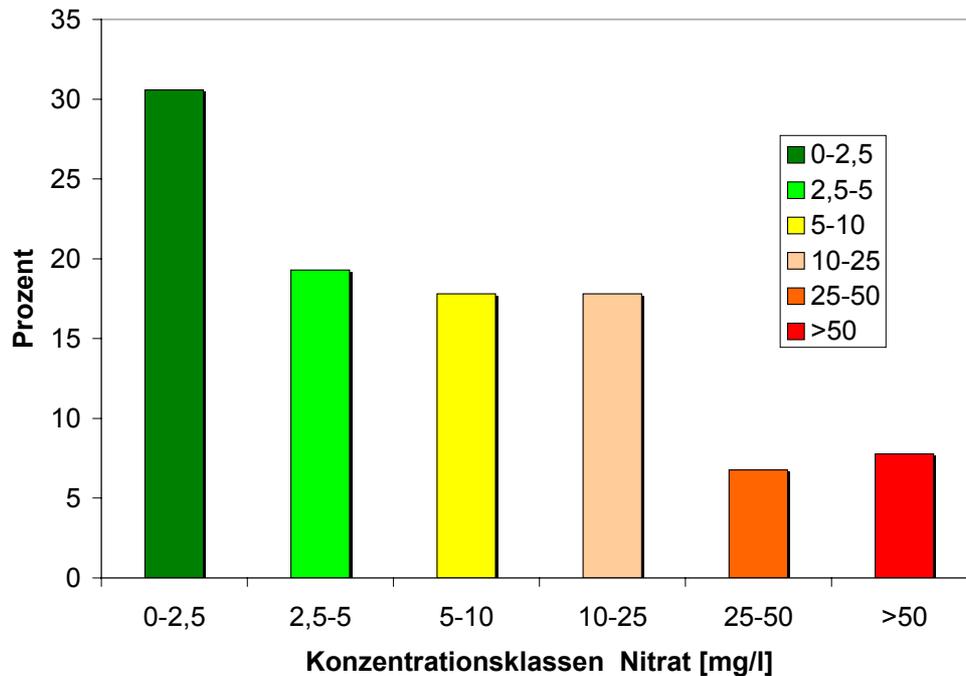


Abb. 3: Häufigkeitsverteilung der Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung unterhalb des Hauptwurzelraumes normiert auf Feldkapazität. Stratifizierung nach ökologischen Richtwerten bzw. gängigen Standards der Boden- und Wasserreinhaltung (MELLERT et al. 2005 a,b).

Die Einschätzung über das Ausmaß der N-Sättigung in Bayerns Wäldern anhand der Momentaufnahme durch die Nitratinventur wird durch die Erkenntnisse einer Reihe von gut fundierten Einzelstudien gestützt (MELLERT et al. 2005b). Die Flächen-, Fall- und Langzeitstudien (Sammlung von SPANGENBERG & KÖLLING 2001) haben bzw. hatten meist eine Laufzeit von mehreren Jahren, v.a. während der 1980er und 90er Jahre. Besonders die Häufigkeitsverteilung der Nitratkonzentrationen stimmte gut mit den Ergebnissen der Nitratinventur überein. Mit Einschränkungen trifft dies auch für die N-Frachtschätzungen zu (MELLERT et al. 2005b).

In Tonböden sowie Sanden und Skelettböden ist das Niveau der Nitratkonzentrationen unabhängig vom Bestandstyp niedrig (Abb. 4). Ab der Gruppe der lehmigen Sande und sandigen Lehme ergibt sich ein diagonalen Gradient. Das Risiko einer Boden- und Grundwasserbeeinträchtigung ist demnach in Fichtenbeständen und Mischbeständen (v.a. bei hohem Fichtenanteil) – ausgenommen auf Sand- und Tonböden – hoch. Bei Laubholzbeständen muss besonders auf eutrophen Böden und Standorten auf Kalk mit hohen Nitratkonzentrationen gerechnet werden. Die Gefahr erhöhter Nitratkonzentrationen ist unter Kiefernbeständen am geringsten. Auf Kalkverwitterungslehmen und Humuskarbonatböden ist jedoch auch bei Kiefernbestockung mit einem erhöhten Risiko zu rechnen. Der diagonale Anstieg des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen von links oben nach rechts unten spricht für eine additive Wirkung der Faktorenkombination (ohne Wechselwirkung). Die Einstufung der Waldtypen untermauert bisherige Erkenntnisse zu Bestandeseffekten (ROTHE et al. 2002, ROTHE & MELLERT 2004). Fichtenbestände unterliegen dem höchsten Nitratstragsrisiko v.a. wegen der hohen atmosphärischen Filterwirkung der Fichtenkrone (Auskämmeffekt). Im Vergleich zu Laubholz spielen wohl auch der geringere N-Bedarf und die geringere N-Akkumulationskapazität im Fichtenwaldhumus eine Rolle. In dichten Böden spielt die geringere Denitrifikationsrate im gewöhnlich trockeneren Fichtenwaldboden eine große Rolle (BUTTERBACH-BAHL et al. 1997). Das geringere Nitratstragsrisiko

unter Kiefer (Abb. 4) steht in Zusammenhang mit ihrem Verbreitungsschwerpunkt auf mageren, übernutzten Standorten mit niedriger Nitrifikationsrate, die über eine hohe Stickstoffspeicherungsreserve verfügen. Die Effekte der Substratgruppe lassen sich ebenfalls gut mit den Standortverhältnissen erklären. Reichere Böden sind von Natur aus besser mit Stickstoff versorgt und sie verfügen daher wohl über geringere Retentionskapazitäten für N als arme Böden. Die geringe Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelraumes in Tonböden geht vermutlich auf die höhere N-Bindung, sowie auf die geringe Wasserleitfähigkeit, die einer Nitrat auswaschung vorbeugt und bei Wasserstau die Denitrifikation begünstigt, zurück. Zudem greift unter reduzierenden Bedingungen möglicherweise eine abiotische Nitratimmobilisation (DAVIDSON et al. 2003). Das hohe Nitrat ausstragsrisiko auf kalkbeeinflussten Böden hängt wohl mit der meist ausgeprägten Flachgründigkeit und der hohen Wasserdurchlässigkeit, deren hohem Nitrifikationspotenzial, sowie typischerweise hohen N-Umsatzraten zusammen. Die vorgenommene empirische Risikoeinstufung nach Waldtypen und Standorten ist demnach durchweg plausibel.

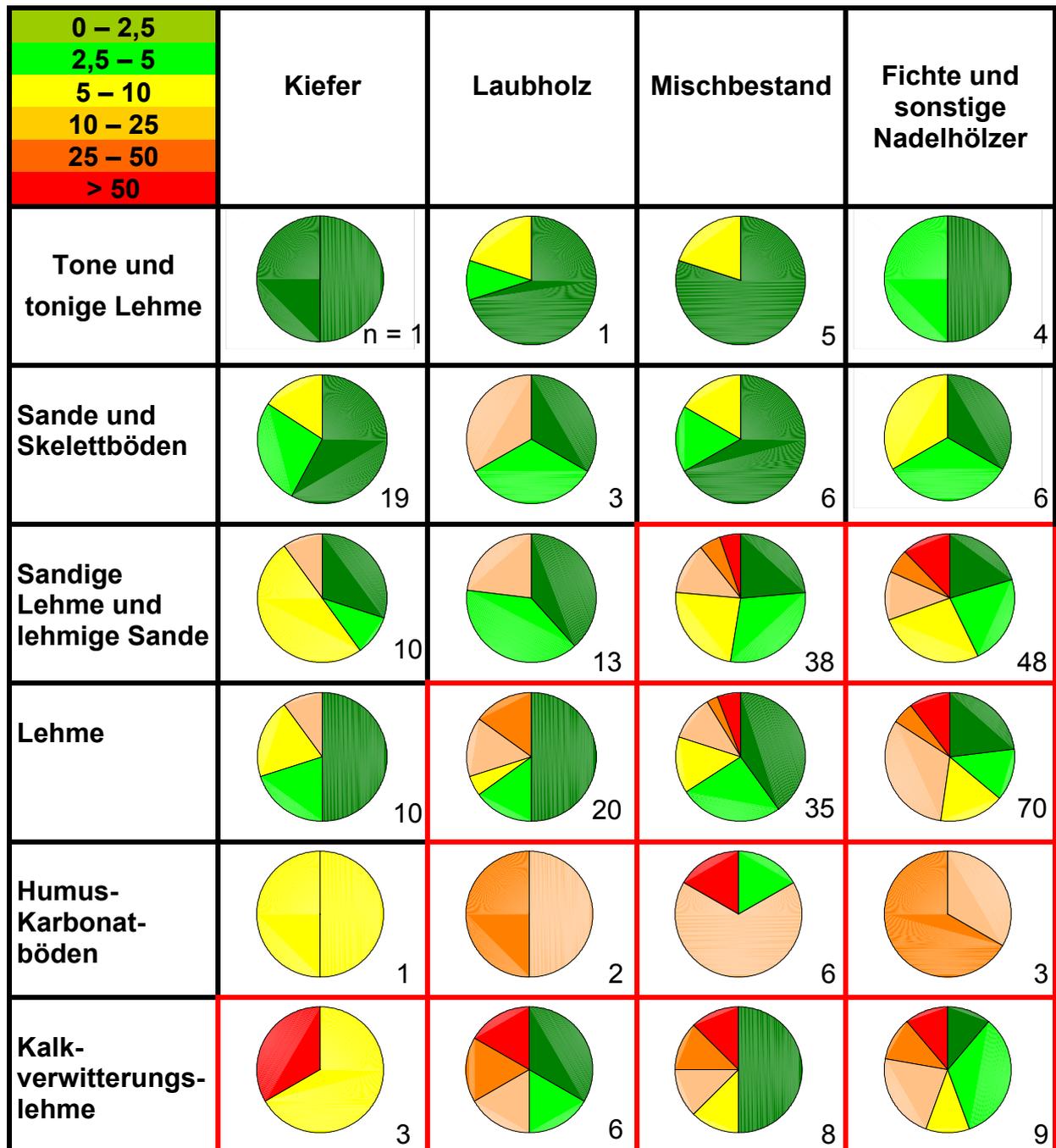


Abb. 4: Verteilung der Nitratkonzentrationen [mg l⁻¹], normiert auf Feldkapazität nach Bestandestypen und Bodensubstraten (MELLERT et al. 2005b).

Zur Prüfung, ob die Klassifikation aufgrund der Nitratkonzentrationen durch den Wasserhaushalt der Standorte verändert wird, wurden die Resultate mit einer entsprechenden Fracht-basierten Einstufung verglichen, die als Schwellenwerte die mittleren langjährigen N-Austragsfrachten verwendet (MELLERT et al. 2005a). Der Bodenwasserhaushalt wurde durch standortspezifische Schwellenwerte berücksichtigt. Es wurde geprüft, inwieweit die Schwellenkonzentration überschritten wird, die einer langjährigen mittleren Austragsfracht von 5 bzw. 15 kg N ha⁻¹ a⁻¹ entspricht (MELLERT et al. 2005b). Die Klassifikation anhand der N-Frachten wurde durch die Risikoeinstufung auf Basis der Konzentrationswerte durchweg bestätigt. Als Datengrundlage für die Modellentwicklung wurde auf die Nitratkonzentrationen – als die eigentlichen Messdaten – zurückgegriffen, denn die Schätzung der N-Frachten ist mit erheblichen Unsicherheiten behaftet.

Wie aus Abb. 4 ebenfalls zu entnehmen ist, ist die Zellenbesetzung des Modells sehr unausgewogen. Während die am besten besetzte Gruppe (Fichte auf Lehmböden) 70 Bestände aufweist, umfasst die Gruppengröße bei den meisten Zellen nur wenige Bestände. Durch die schwach besetzten Gruppen ergeben sich entsprechende Unsicherheiten. Die Parameterschätzungen der Regressionsmodelle sind daher, insbesondere für Faktorstufen der gering besetzten Gruppen, nicht sicher. Bei der Modellentwicklung wurde daher versucht, die Stratifizierung in Richtung einer möglichst großen Zellenbesetzung zu optimieren. Für diesen Prozess wurden Modellläufe mit modifizierten Straten durchgeführt. Schließlich wurden z.B. die Gruppen KVL und HKB zur Gruppe „kalkbeeinflusste Böden“ (kurz: Kalk) zusammengefasst. Trotz der umfangreichen Stichprobe bewegt sich die Datenbasis aus den genannten Gründen an der Untergrenze der Anforderungen der statistischen Verfahren. Bei der Modellentwicklung wurde daher neben einer stringenten Plausibilitätskontrolle besonders darauf geachtet, ob die Modellläufe mit den unterschiedlichen Verfahren hinsichtlich der wichtigsten Einflussfaktoren übereinstimmen. Dieses kontrollierte Vorgehen zielte auf die Auswahl eines Modells, das durch die Mehrzahl von Modellläufen bestätigt wurde. Das „Herausfischen“ einer zufälligen Prädiktorenkombination wurde hierdurch vermieden. Die Zufälligkeit des Ergebnisses bleibt so auf den Einfluss der Raster-Stichprobe begrenzt.

Der bereits in der deskriptiven Analyse gestellte Befund, dass Bestandstyp und Bodensubstrat die wichtigsten Prädiktoren für das Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen sind, wird durch das Ergebnis der Regressionsanalysen bestätigt. Tab. 2 zeigt das Ergebnis des ALM. Beide Faktoren sind hoch signifikant, erklären aber nur einen geringen Anteil der Gesamtvarianz. Dies bestätigte sich bei einer Vielzahl von Durchläufen verschiedener statistischer Modelle mit modifizierten Straten und unterschiedlichen Kovariablen. Auch die Anwendung des alternativen Verfahrens (GLM) am Institut für Statistik (LMU-München) kam zu übereinstimmenden Ergebnissen (GERTHEISS et al. 2004). Die Hinzunahme von Kovariablen erhöht das Bestimmtheitsmaß nur um ca. 10 bis 20 %. Verbesserte Anpassungen des ALM an die Daten wurde bei Modellen mit Depositionsindikatoren und Klimaparametern als Kovariablen erzielt. In Tab. 2 ist das im Sinne des „goodness of fit“ beste Modell auf der Datengrundlage einer für die Regionalisierung geeigneten Stratifizierung dargestellt.

Tab. 2: Ergebnisse des Allgemeinen Linearen Modells (ALM) für die Vorhersage der Nitratkonzentration im Sickerwasser.

Quelle	Quadratsumme (Typ III)	df	Signifikanz
Korrigiertes Modell	79,6	7	0,000
Konstanter Term	34,3	1	0,000
Bestandstyp	21,7	3	0,001
Substratgruppe	29,9	2	0,000
Niederschlag (Winter)	4,8	1	0,047
Ammoniumdeposition	5,1	1	0,040
Fehler	371,9	309	
Gesamt	1522,1	317	
Korrigierte Gesamtvariation	451,5	316	

R² = 0,176 (korrigiertes R-Quadrat = 0,158)

Der hohe Anteil unerklärter Varianz erlaubt keine präzise Schätzung des Mittelwerts. Zudem konnte die Voraussetzung der Varianzhomogenität nicht einwandfrei erfüllt werden. Diese am Beispiel der ALM getroffenen Feststellungen treffen gleichermaßen auch für die Ergebnisse des GLM zu. Die Möglichkeit der Modellierung der Nitratkonzentrationen mit Hilfe von Verfahren zur Mittelwertschätzung ist daher aus prinzipiellen und statistischen Gründen kein optimales Verfahren (Tab. 2). Anstelle einer quantitativen Schätzung tritt daher eine semiquantitatives Verfahren. Hierzu ist jedoch die Festlegung eines Schwellenwertes notwendig. Eine Orientierung an Schwellenwerten (bzw.

gesetzlichen Grenzwerten) ist in der Ökologie bzw. im Umweltschutz gängig und erscheint auch im vorliegenden Fall zielführend.

Regionalisierungsmodell

Das Problem der hohen Streuungen wird bei der logistischen Regression durch binäre Kodierung der Zielgröße entschärft. Das Modell schätzt die Überschreitungswahrscheinlichkeit des gewählten Schwellenwerts bei einer gegebenen Faktorenkombination. Die Überschreitungswahrscheinlichkeit p liegt in einem Intervall von 0 bis 1 und ist gut in einer Karte darstellbar. Als Schwellenwert wurden 10 mg l^{-1} Nitrat festgelegt. Folgende Gründe waren hierfür ausschlaggebend:

1. Wasserrechtliche Fundierung als Grenzwert für die Zubereitung von Säuglingsnahrung nach der Mineral- u. Tafelwasserverordnung (BMJ 1984).
2. „Natürlicher Hintergrundwert“ nach Angaben deutscher Wasserwirtschafts-Behörden; der Anspruch an sprichwörtlich sauberes Grundwasser aus dem Wald wird bei Unterschreitung dieser Schwelle daher erfüllt.
3. Numerisch günstiger Wert für die Modellierung (Gruppenbesetzung); kennzeichnet statistisch im Datensatz das 67. Perzentil. Das 67. Perzentil wird bei den N-Frachten (MELLERT et al. 2005b) bei 5 kg N ha^{-1} erreicht (BML 2000).

Gemessen am naturnahen Zustand indizieren Nitratkonzentrationen in diesem Bereich einen sehr kritischen Zustand des Stickstoffhaushalts von Wäldern. Mittel- bis langfristig sind dann Nährstoffverluste, -imbalancen, Bodenversauerung und entsprechende Folgewirkungen bei den meisten Standorten ($> 225 \text{ mm}$ Sickerung $\rightarrow > 5 \text{ kg N ha}^{-1}$) zu befürchten. Bei der Verwendung eines sehr niedrigen Schwellenwerts würde sich andererseits, neben möglichen methodischen Problemen (Ausreißer, Nachweisgrenze), die Frage nach der ökologischen Relevanz stellen, wenn diese Schwelle nur knapp überschritten wird. Aussagekräftiger ist daher ein Schwellenwert, der eine signifikante Abweichung vom natürlichen Hintergrundwert anzeigt und langfristig mit einer messbaren Beeinträchtigung des Waldökosystems und des Grundwassers verbunden ist. Der Wert von 10 mg l^{-1} stellt somit einen Kompromiss zwischen den sehr strengen Grundsätzen des Ökosystemschutzes und den weniger hohen Mindestanforderungen an die Grundwasserschutzfunktion von Wäldern dar.

Ein entscheidender Vorteil der logistischen Regression, nämlich die Reduktion der Streuung durch die Kategorisierung der Nitratkonzentration durch den Schwellenwert von 10 mg l^{-1} , bedeutet jedoch auch eine Minderung des Informationsgehalts der Daten. Um eine mögliche Verzerrung der Modellergebnisse durch die binäre Kodierung zu vermeiden, wurden die Regressionsverfahren, die auf dem vollen Informationsgehalt basieren (ALM, GLM), als Referenz herangezogen. Neben dem „goodness of fit“ war für die Wahl des in Tab. 3 dargestellten Modellergebnisses die Übereinstimmung mit dem Ergebnis des ALM (Tab. 2) ausschlaggebend. Mit grafischen Mitteln kann die Plausibilität des Modells anschaulich überprüft werden (Abb. 5). Es ist bekannt, dass die Verbreitung von N-Sättigungserscheinungen im Wald stark von der Intensität bzw. Ammoniakemission der Landwirtschaft abhängt (HUBER 1997, KÖLLING 1999, SPANGENBERG & KÖLLING 2003). Dass die Winterniederschläge und nicht die Jahresniederschlagssumme als klimatische Einflussgröße im Modell signifikant ist, hängt wohl damit zusammen, dass die Nitratauswaschung aus dem Boden verstärkt außerhalb der Vegetationsperiode (im späten Winter bzw. frühen Frühjahr) abläuft.

Tab. 3: Ergebnisse des logistischen Regressionsmodells (LOGM) – Likelihood-Quotienten Test: -2 Log-Likelihood (-2LL), Chi²-Statistik, Freiheitsgrade (df), und Signifikanzniveau.

	-2 LL	Chi ²	df	Signifikanz
Modell				
Nur konstanter Term	374,1			
Endgültig	304,8	69,3	7	0,000
Faktoren + Kovariablen				
Konstanter Term	304,8	0	0	.
NH ₄ -Deposition	310,8	6,0	1	0,014
Niederschlag Nov.-Apr.	312,1	7,2	1	0,007
Bestandstyp	321,2	16,4	3	0,001
Substratgruppe	333,4	28,6	2	0,000

Pseudo-R² (NAGELKERKE) = 0,282

Der globale Modelltest nach dem Likelihood-Quotienten-Prinzip prüft analog dem F-Test beim ALM, ob die Parameter des Modells signifikant von Null verschieden sind (Globale Nullhypothese $H_0: \beta_1 = \beta_2 = \beta_i = 0$). Wir erhalten das in Tab. 3 dargestellte signifikante Modell ($p < 0,001$). Die Parameterschätzungen nach der Maximum Likelihood Methode erbrachten die in Tab. 4 dargestellten Werte. In der Parameterschätzung spiegelt sich die Zunahme des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen bei den Bestandstypen in der Reihe Kiefer – Laubholz – Mischbestände – Fichte und bei den Substratgruppen analog (Sand, Ton – lehmiger Sand, sandiger Lehm – Kalk) wider. Diese Rangfolge wurde bereits in der deskriptiven Datenanalyse (Abb. 4) und mit ALM/GLM bestätigt. Die Variablen des Modells erhalten nach der Wald-Statistik mit Ausnahme von Laubholz mindestens auf dem 10%-Niveau signifikant von Null verschiedene Parameter (Tab. 4).

Tab. 4: Parameterschätzungen des Logistischen Regressionsmodells (LOGM) – Parameterschätzungen (B), Standardfehler (SE), Wald-Statistik, Freiheitsgrade (df) und Signifikanzniveau. Die Parameter der Referenzkategorie wurde jeweils auf Null gesetzt.

Konstante, Faktorstufen und Kovariablen	B	SE	Wald	df	Signifikanz
Konstanter Term	1,250	0,872	2,056	1	0,152
NH ₄ -N-Deposition [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	0,065	0,027	5,892	1	0,015
Niederschlag Nov.-Apr. [mm]	-0,004	0,002	6,351	1	0,012
Bestandstyp = Kiefer	-1,778	0,498	12,762	1	0,000
Bestandstyp = Laubholz	-0,623	0,440	2,007	1	0,157
Bestandstyp = Mischbestand	-0,617	0,351	3,087	1	0,079
Bestandstyp = Fichte und sonst. Nadelholz	0,000	.	.	0	.
Substratgruppe = Sande/Tone	-3,815	1,075	12,597	1	0,000
Substratgruppe = mittlere Böden	-1,398	0,390	12,820	1	0,000
Substratgruppe = kalkbeeinflusste Standorte	0,000	.	.	0	.

Da die Einbeziehung der Grundwasserböden zu einer Fehleinschätzung des Baumarteneffekts führen würde, wurden Grundwasserböden bei der Entwicklung obigen Modells ausgeschlossen. Das baumartenunabhängige Risiko von Grundwasserböden wird über eine eigene Regression geschätzt, welche nur die Substratgruppen betrachtet. Als Parameter in diesem Modells wurden geschätzt: Nichtterrestrische Böden (0), Ammoniumdeposition (0,089), Winterniederschläge (-0,003) und die Konstante (-0,245).

Während sich die Plausibilität und Konsistenz der Parameterschätzungen der Faktoren (Bestandestyp und Substratgruppen) schon aus dem Vergleich mit den Ergebnisse der deskriptiven Datenanalyse erschließt (Abb. 4), wurde bei den Kovariablen der statistische Zusammenhang der Modellschätzungen, d.h. der Überschreitungswahrscheinlichkeit, untersucht (Abb. 5). Die Modellvorhersagen bei den verschiedenen Faktorkombinationen wurden als Isolinien der Überschreitungswahrscheinlichkeit p (0,125; 0,25; 0,5; 0,75) bei der entsprechenden Kombination von Variablen (x- bzw. y-Achse) dargestellt. Als Beispiel ist in Abb. 5 die häufigste Faktorenkombination, Fichte auf mittleren Böden, angegeben. Die Linie der Überschreitungswahrscheinlichkeit von $p=0,5$ trennt den Bereich einer Unterschreitung (rechte untere Hälfte) vom Bereich der einer Überschreitung (linke obere Hälfte). Die Überschreitungswahrscheinlichkeit nimmt mit steigendem Winterniederschlag ab, da bei höheren Niederschlägen eine stärkere Verdünnung der Nitratfracht stattfindet. Unter der stark vereinfachenden Annahme, dass der gesamte NH₄-N nitrifiziert und mit den Winterniederschlägen ausgewaschen wird, kann die entsprechende Nitratkonzentration errechnet werden. Die Berechnung unter dieser Annahme legt zur Orientierung die Grenze des „worst case“ einer vollständigen N-Sättigung im Sinne von ÅGREN & BOSATTA (1988) fest, wobei etwaige Nitrat-N-Ein- bzw. Austräge zwangsläufig unberücksichtigt bleiben. Die unterbrochene schwarze Gerade gibt die Kombination von N-Eintrag und Winterniederschlag an, welche einer Nitratkonzentration von 10 mg l⁻¹ entspricht (Abb. 5). Dies ermöglicht eine Plausibilitätsprüfung mit den erwähnten Einschränkungen. Das logistische Modell schätzt im Bereich einer berechneten Konzentration von ≤ 10 mg l⁻¹ Nitrat nur geringe Überschreitungswahrscheinlichkeiten ($p_{\max} \approx 0,25$) im gewählten Beispiel (Fichte auf mittleren Böden). Gemessen an der simplen Annahme ist die Schätzung im Bereich niedriger Wahrscheinlichkeiten daher plausibel, da in den meisten Wäldern eingetragener N tatsächlich zum Großteil zurückgehalten wird (MELLERT et al. 2005b). Wie an den Flächen zwischen den Isolinien deutlich wird, ist der Zusammenhang zwischen der Überschreitungswahrscheinlichkeiten und den Kovariablen nicht linear. Im Intervall 0 bis 0,5 erhöht sich die Überschreitungswahrscheinlichkeit erst durch eine überproportionale Änderung in der Ausprägung der Kovariablen. Hohe

Überschreitungswahrscheinlichkeiten ($p > 0,75$) werden nur bei der Kombination von sehr hohen Werten des N-Eintrags ($> 30 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$) bei sehr geringem Winterniederschlag ($< 250 \text{ mm}$) erreicht. Aus ökophysiologischer Sicht, also aus Gründen der Wasser- und Stoffbilanz eines Waldökosystems würde man bei einer derartigen Kombination von Einträgen und Niederschlägen längst mit einer Überschreitung des Schwellenwertes von 10 mg l^{-1} rechnen. Die Nitratkonzentration unter einem Fichtenaltbestand mit $30 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ N-Eintrag und $5 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ N-Aufnahme läge bei 200 mm Sickerung (=Winterniederschlag) rein rechnerisch bei 55 mg l^{-1} Nitrat. Auch die Klassifikationstabelle (Tab. 5) spricht dafür, dass das Modell bei Bedingungen, die mit hohen Nitratkonzentrationen verbunden sein müssten, zur Unterschätzung des Risikos neigt. Während die *prädiktive Effizienz* einer Überschreitung des Schwellenwertes mit 80% sehr hoch ist, wird eine Überschreitung nur in 40% der Beobachtungen richtig geschätzt. Auch Modifikationen des Schwellenwertes erbrachten hinsichtlich dieser Problematik keine Verbesserung der Modellvorhersage.

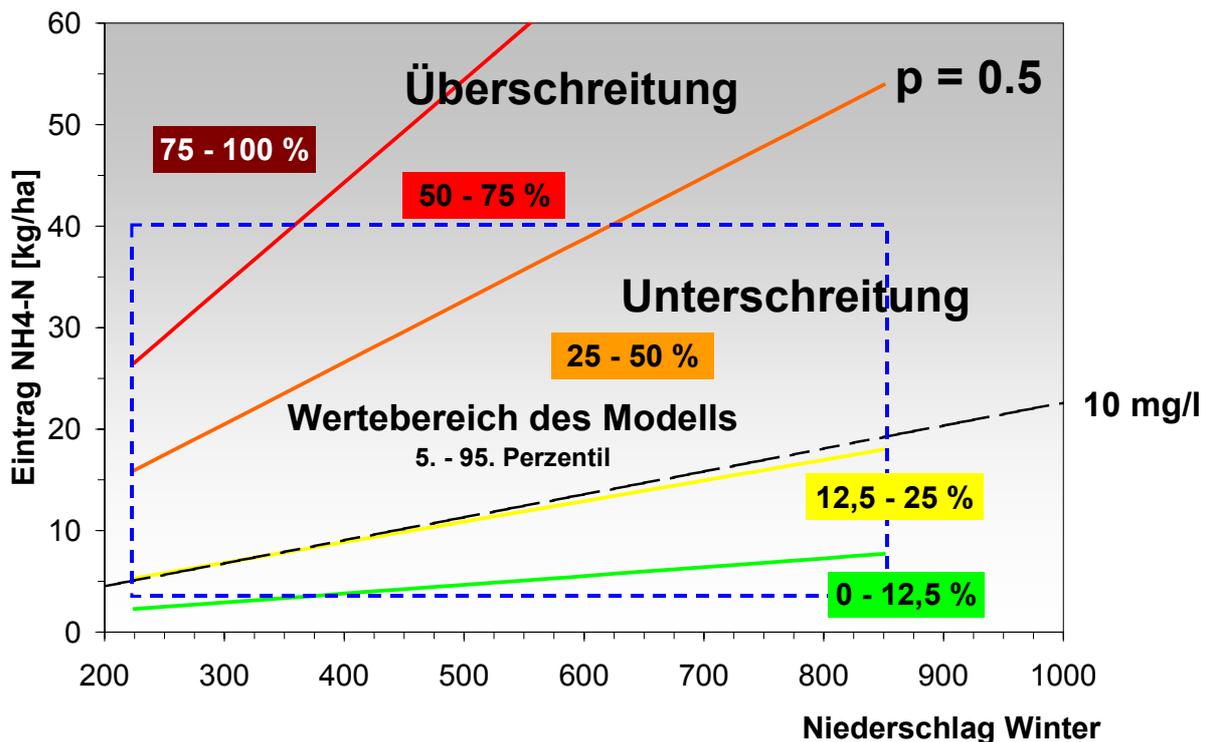


Abb. 5: Vorhersage des logistischen Regressionsmodells ($p=0,125$ bis $p=0,75$) am Beispiel des Waldtyps Fichte auf mittleren Böden (lehmmige Sande, sandige Lehme) in Abhängigkeit vom N-Eintrag (Ammonium-N) und Niederschlag im Winterhalbjahr. Die gestrichelte Linie gibt die Nitratkonzentration im Sickerwasser von 10 mg l^{-1} an, wenn unterstellt wird, dass die Winterniederschläge vollständig versickern und eine quantitative Nitrifikation und Auswaschung des eingetragenen NH_4 -Stickstoffs bewirken.

Tab. 5: Klassifizierungstabelle des Logistischen Regressionsmodells (LOGM).

		vorhergesagt		Prozentsatz richtig
		<10mg/l	>10mg/l	
beobachtet	< 10 mg/l	203	24	89,4
	> 10 mg/l	54	36	40,0
gesamt				75,4

Die geringe Präzision der Schätzung hinsichtlich der Antwortkategorie (Überschreitung) würde ein erhebliches Manko des Modells darstellen, wenn als Modell-Output die Zugehörigkeit zur Antwortkategorie geschätzt werden würde. Als Schätzwert des Regionalisierungsmodells wird jedoch nicht die Antwortkategorie, sondern der p-Wert übergeben. Der zugrunde liegende Algorithmus ist die logistische Regressionsfunktion (Abb. 6), mit deren Hilfe die Überschreitungswahrscheinlichkeit im

Intervall [0; 1] kontinuierlich geschätzt wird. Zur Darstellung in einer Karte ist jedoch eine Klassifizierung des Risikos zweckmäßig.

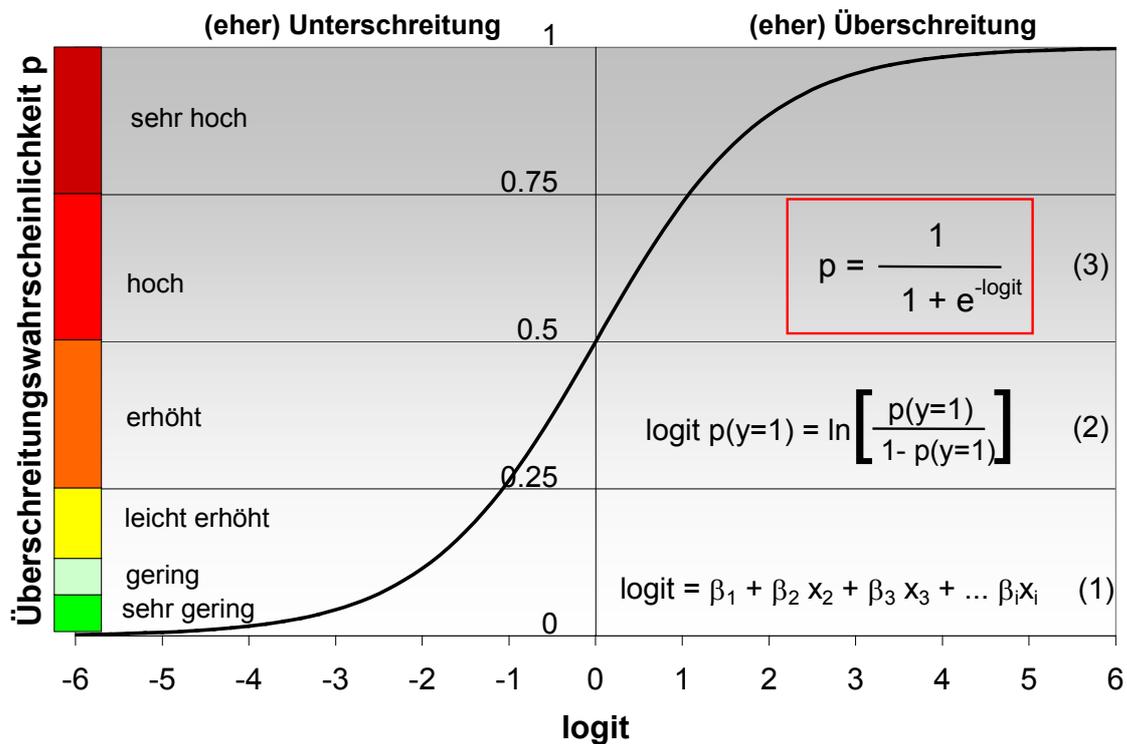


Abb. 6: Logistische Regressionsfunktion und Klassifikation der Überschreitungswahrscheinlichkeit. (1) Das logistische Regressionsmodell schätzt die Parameter indem es die Wahrscheinlichkeit einer zutreffenden Schätzung der Antwortkategorie (Unterschreitung/Überschreitung) maximiert (Maximum-Likelihood-Methode). Aus dem logarithmierten Wahrscheinlichkeitsverhältnis (2) wird mit Hilfe der logistischen Funktion (3) die Überschreitungswahrscheinlichkeit bestimmt. Die links neben der y-Achse dargestellte Klassifikation wird zur Darstellung in einer Karte verwendet.

In Abb. 6 ist neben der logistischen Regressionsfunktion die Klassifikation des Risikos in der farbigen Skala entlang der y-Achse dargestellt. Die im Bereich kleiner Werte differenziertere Klasseneinteilung spiegelt die Häufigkeitsverteilung der p- bzw. Konzentrationswerte wider. Zudem wird durch die vorgenommene Risikoklassifikation auch der Neigung des Modells zu Unterschätzung der p-Werte Rechnung getragen. Die Überprüfung der Modellschätzung anhand der gemessenen Werte ist in Abb. 7 dargestellt. Die Anzahl beobachteter Überschreitungen (blaue Säulen) stimmt mit Ausnahme der höchsten Risikoklasse sehr gut mit der für die Inventurpunkte aus den Daten der Nitratinventur vorhergesagten Klasse überein. Die Unsicherheit der Modellschätzung durch Abweichung der Verhältnisse von Punkt und Fläche ist in Abb. 7 (grüne Säulen) dargestellt. Auch diese Vorhersage anhand der Geodaten (Polygone) am Ort der Inventurpunkte ist gemessen an den beobachteten Überschreitungen am Punkt sehr zufriedenstellend.

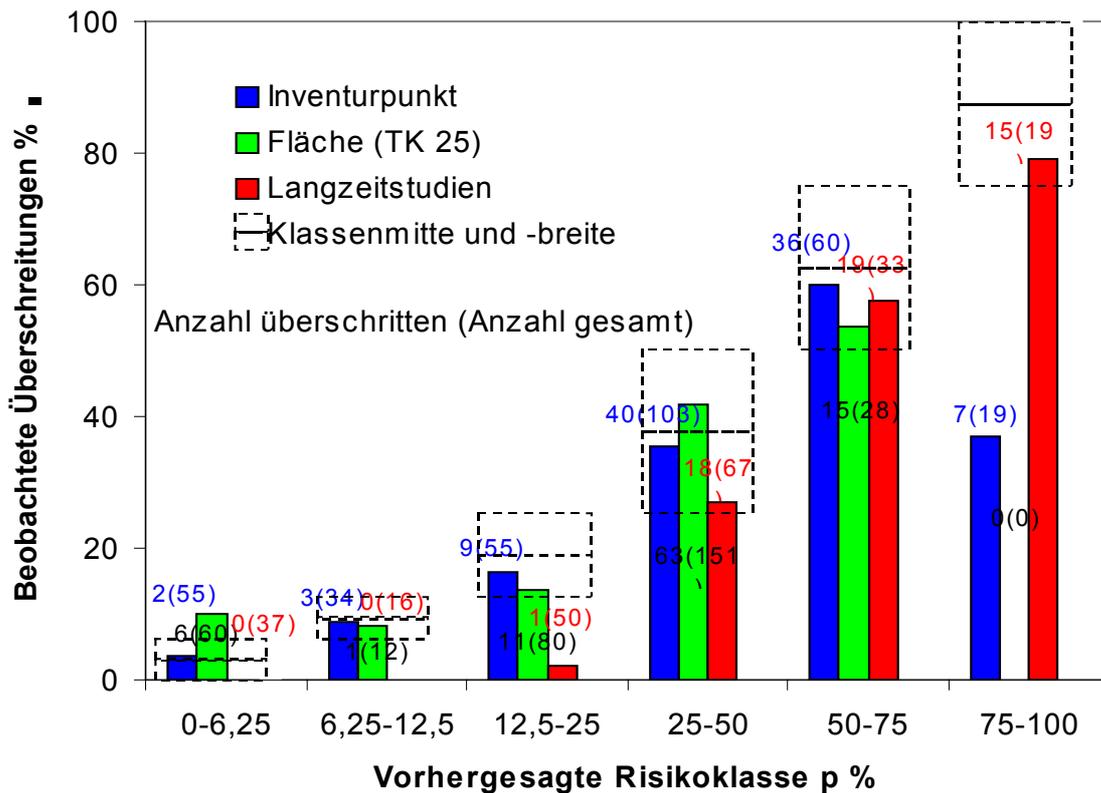


Abb. 7: Beobachtete Überschreitungen des Schwellenwertes von 10 mg l^{-1} versus Klassifikation durch das logistische Regressionsmodell anhand von am Inventurpunkt erhobenen Daten (blaue Säulen), anhand von Geodaten der umliegenden Fläche (grüne Säulen) und Ergebnissen von Langzeitstudien (rote Säulen).

Die Validierung des Modells erfolgte im letzten Schritt an einem unabhängigen Datensatz, dem Daten aus Langzeituntersuchungen in Bayern zugrunde liegen (Abb. 7, rote Säulen). Betrachtet man zunächst die Zuordnung der beobachteten Überschreitungen zu den Risikoklassen, so erweist sich die Modellschätzung insgesamt als recht befriedigend. Die Übereinstimmung zwischen Beobachtung und Vorhersage ist bei den höheren Risiken am besten.

Wenn man anstelle von Datenkollektiven die Jahreswerte der einzelnen Untersuchungsbestände betrachtet (Abb. 8), wird deutlich, dass im Einzelfall sowohl Unter- als auch Überschätzungen des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen auftreten. So wird dem Höglwald (HOE: orangefarbene Dreiecke) lediglich ein mittleres Risiko (p -Wert = 0,52) erhöhter Nitratkonzentrationen zugewiesen, obwohl 100% der gemessenen Werte über 10 mg l^{-1} liegen. Die Nitratkonzentrationen im Ebersberger Forst (EBE: gelbe Punkte) liegen dagegen in der 15-jährigen Beobachtungsphase nur vier mal über 10 mg l^{-1} bei einem geschätzten p -Wert von 0,50 und einem Gesamtmittel von $7,8 \text{ mg l}^{-1}$ Nitrat. Dies belegt die Schwierigkeiten bei der Modellierung der Risiken von Wäldern, die sich zwar auf eine zunehmende N-Sättigung hin bewegen (Nitratkonzentrationen nahe 10 mg l^{-1}), aber dennoch über ein erhebliches Retentionspotenzial verfügen. Unschärfen sind unvermeidbar, da sich etwa zwei Drittel der Wälder in dieser Phase befinden (MELLERT et al. 2005a,b) und das Modell zusätzliche, nur punktuell vorliegende, Prädiktorinformationen für die N-Retention, wie z.B. das C/N-Verhältnis (MATZNER & GROSHOLZ 1997, MAC DONALD et al. 2002), nicht einschließen kann. Das bedeutendste Informationsdefizit dürfte jedoch die zugrundeliegenden Daten zu den NH_4 -Depositionen darstellen, die nur ein durchschnittliches Niveau, jedoch nicht den tatsächliche N-Eintrag vor Ort beschreiben kann. Auch die modellierte N-Deposition für den einzelnen Inventurpunkt ist nicht sehr zuverlässig, da die Höhe der N-Belastung vor Ort sehr stark von vorhandenen Punktemittenten v.a. aus landwirtschaftlichen Quellen abhängig ist (SPANGENBERG & KÖLLING 2003). Prädiktoren, die zumindest eine Prädisposition für lokale N-Deposition beschreiben, wie das Bestandesalter und die Exposition, schieden bei der Variablenselektion aus und sind daher nicht im gesamt-bayerischen Modell enthalten. Es wurde daher versucht, diese Schwäche des gesamt-bayerischen Modells auf regionaler Ebene im

Modellgebiet Raum München durch die Einbeziehung weiterer Prädiktoren auszugleichen (MELLERT et al. 2005c).

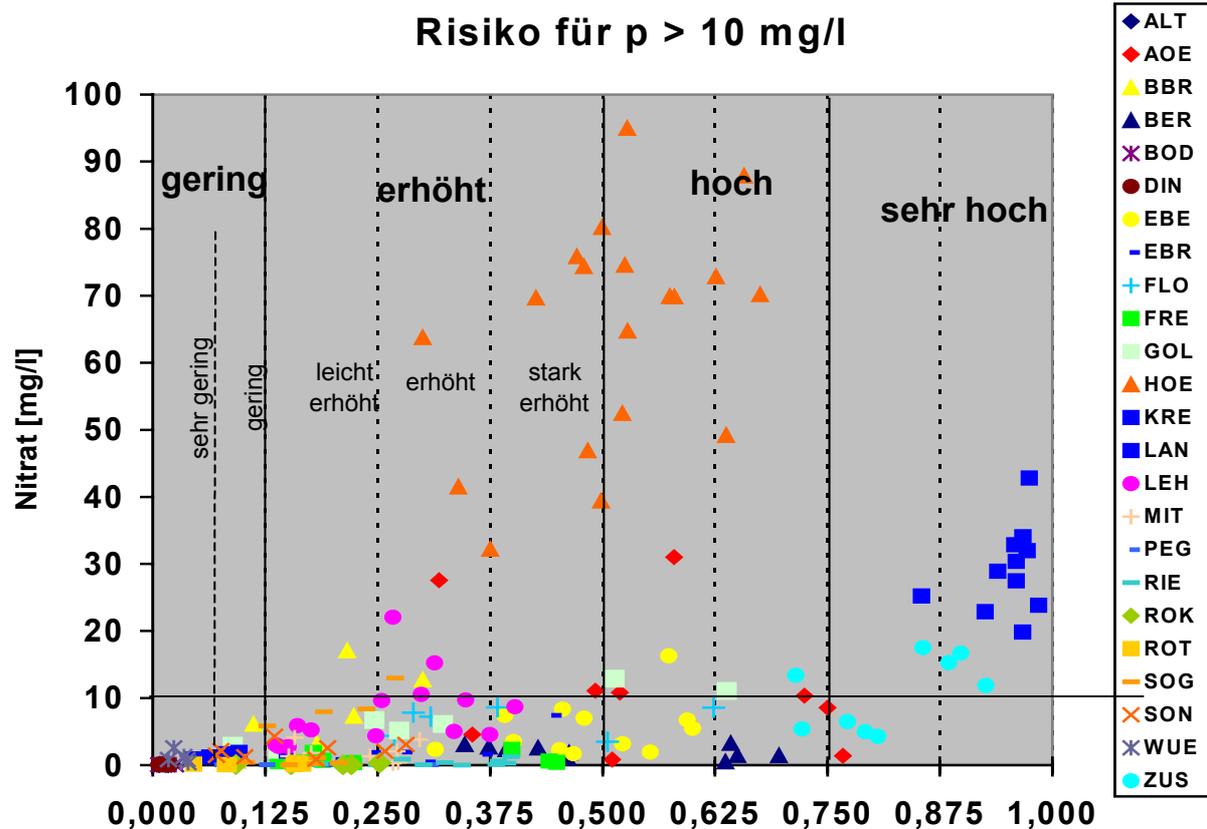


Abb. 8: Beobachtete Nitratkonzentration mg l^{-1} versus Klassifikation durch das logistische Regressionsmodell anhand von Ergebnissen von Langzeitstudien; jeder Punkt entspricht einem Jahreswert langjähriger Monitoringreihen.

Bayernkarte des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen

Das Ergebnis der Regionalisierung ist in Abb. 9 als Bayernkarte dargestellt. Das Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen in den bayerischen Wäldern unterscheidet sich räumlich sehr stark voneinander. In groben Zügen wird der bereits anhand der deskriptiven Datenanalyse vermutete Nord-Süd-Gradient (MELLERT et al. 2005b) bestätigt, der v.a. im Süden durch einen schwächeren West-Ost-Gradienten überlagert wird. Die Differenzierung anhand der Flächenkarte ist jedoch weitaus deutlicher.

Im Mittel unterliegen in Bayern gut 11% der Wälder einem hohen bis sehr hohen Risiko (Abb. 10, rechte Säule). In knapp 70% der Wälder liegt eine erhöhte Überschreitungswahrscheinlichkeit vor (p -Werte zwischen 12,5 und 50%). Ein geringes Risiko (p kleiner 12,5%) ist nur auf knapp 20% der bayerischen Waldfläche zu verzeichnen. Die Karte des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen (Abb. 9) liefert eine brauchbare Differenzierung der Verhältnisse der bayerischen Wuchsgebiete. Fast ausschließlich geringe Risiken liegen im Fränkischen Keuper und Albvorland vor (WG 5). Dies liegt an den verbreiteten Kiefernbeständen auf Sand- und Tonböden (bzw. Sand über Ton), einer Kombination mit minimalem Nitrataustragsrisiko (Abb. 4). Ein geringes bis leicht erhöhtes Risiko besteht im Oberpfälzer Becken- und Hügelland (WG 9), in der Rhön (WG 3) und im Wuchsgebiet Spessart-Odenwald (WG 2). Hier ist das Vorherrschen von Laubholz- und Kiefernbeständen auf überwiegend armen Böden für die günstige Situation verantwortlich.

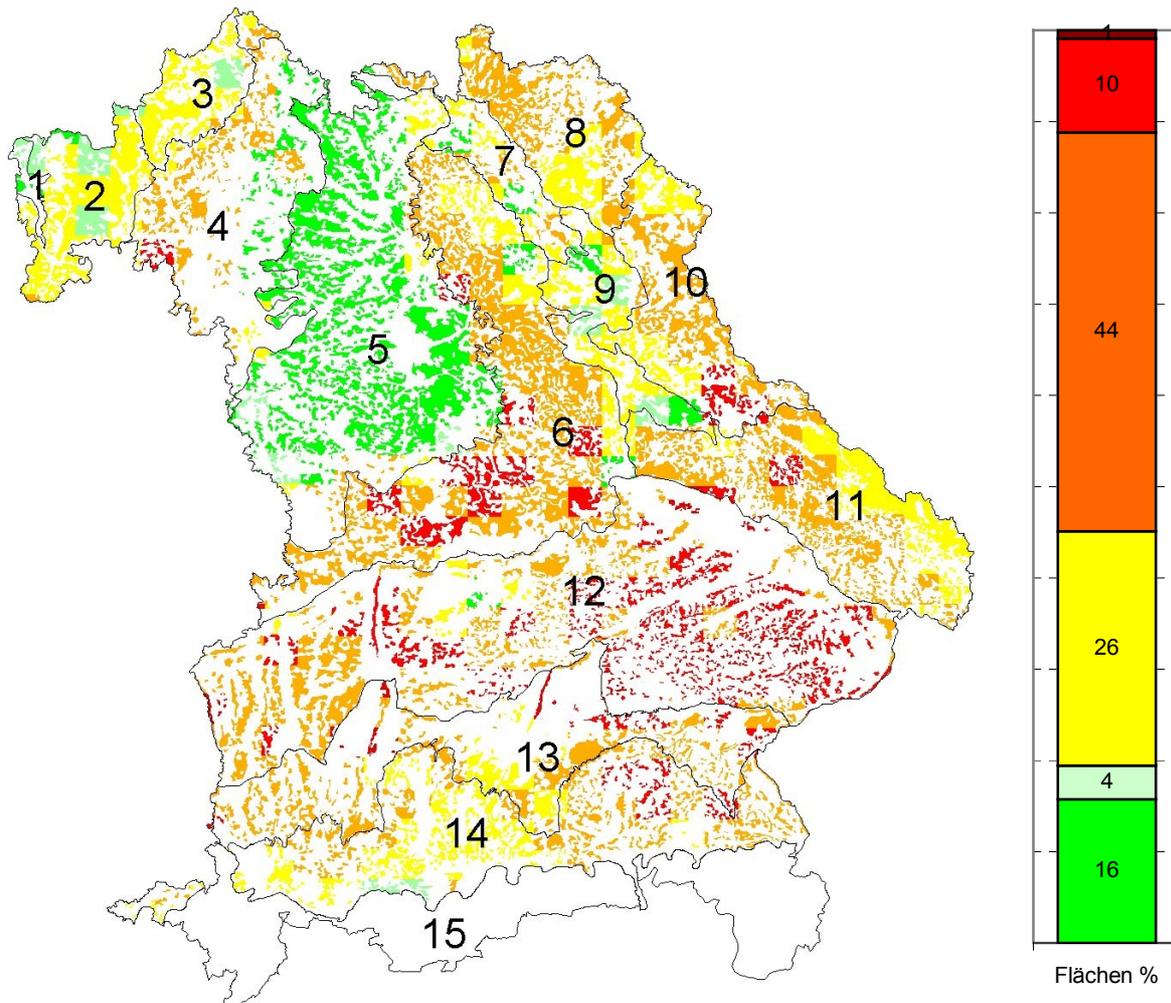


Abb. 9: Bayernkarte des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen ($> 10 \text{ mg l}^{-1}$) und Flächenprozentverteilung der Risikoklassenverteilung (Säulendiagramm); Zahlen in der Karte entsprechen Wuchsgebietsnummern (WG); Risikoklassen %:



Das größte Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen liegt im Tertiärhügelland (WG 12) vor. In 95% der Wälder liegt die Überschreitungswahrscheinlichkeit des Schwellenwertes von 10 mg l^{-1} über 25%. Die Gründe hierfür liegen in den hohen N-Depositionen, die in den fichtendominierten Wäldern nurmehr ungenügend zurückgehalten werden können.

Aber auch in der Frankenalb und im Oberpfälzer Jura (WG 6), sowie den Schotterplatten- und Altmoränenlandschaften (WG 13) besteht in 2 Drittel der Wälder mindestens ein erhöhtes Risiko ($p > 0,25$) einer Schwellenwertüberschreitung. Ursache für das in den Juralandschaften trotz überwiegend risikomindernder Bestockung (Kiefer und Laubholz) erhöhte Nitrataustragsrisiko sind die häufig flachgründigen, kalkbeeinflussten Böden mit hohem Nitrifikationspotenzial und hohem Auswaschungsrisiko. In den beiden anderen Regionen sind in erster Linie die hohen Ammoniumdepositionen für die hohe Überschreitungswahrscheinlichkeit verantwortlich. Das Alpenvorland (Moränengebiete WG 14) profitiert hinsichtlich der Risiken von den hohen Niederschlägen, welche zwar die Nitratkonzentration senken, aber zu hohen Austragsfrachten führen. Alle übrigen Wuchsgebiete (WG 4, 7, 8, 10, 11) liegen hinsichtlich der Überschreitungswahrscheinlichkeit von 10 mg l^{-1} Nitrat in etwa im bayerischen Mittel.

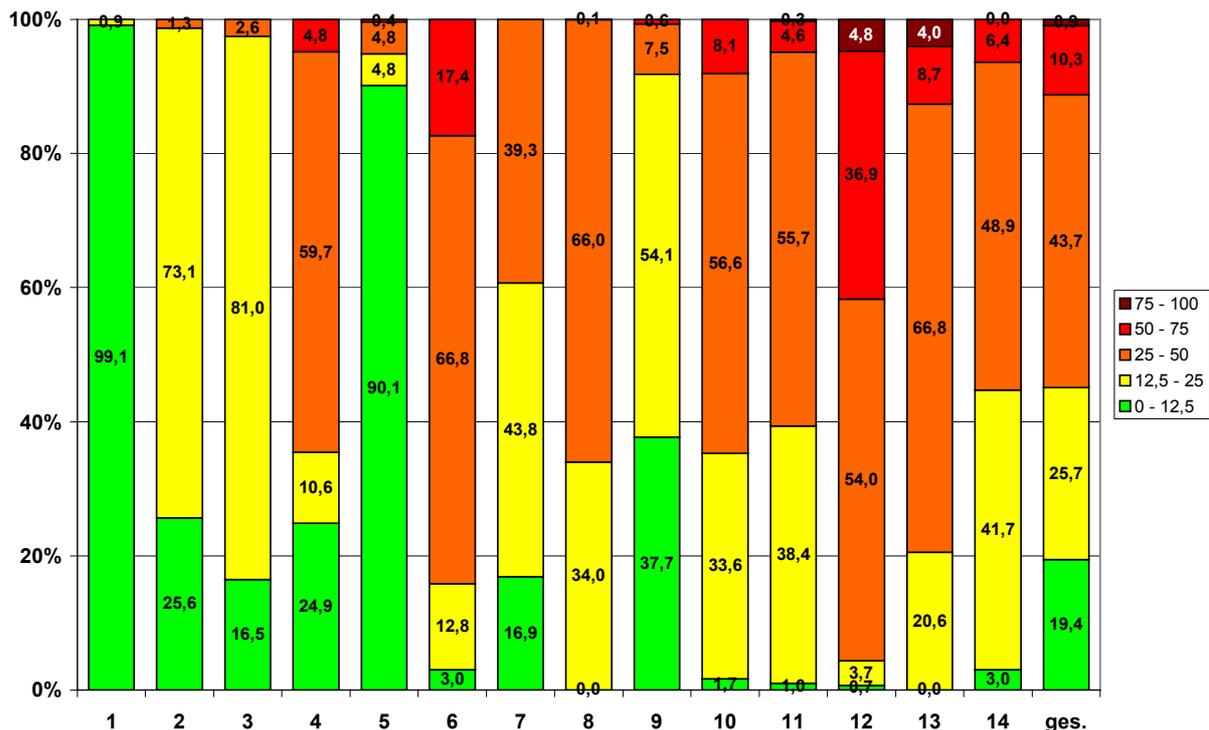


Abb. 10: Verteilung des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen ($> 10 \text{ mg l}^{-1}$) in Bayern (gesamt = ges.) und stratifiziert nach forstlichen Wuchsgebieten:

- | | |
|-------------------------------------|--|
| 1 Untermainebene | 8 Frankenwald, Fichtelgebirge und Steinwald |
| 2 Spessart - Odenwald | 9 Oberpfälzer Becken- und Hügelland |
| 3 Rhön | 10 Oberpfälzer Wald |
| 4 Fränkische Platte | 11 Bayerischer Wald |
| 5 Fränkischer Keuper und Albvorland | 12 Tertiäres Hügelland |
| 6 Frankenalb und Oberpfälzer Jura | 13 Schotterplatten- und Altmoränenlandschaft |
| 7 Fränkisches Triashügelland | 14 Jungmoräne und Molassevorberge |
| | 15 Bayerische Alpen |

Wie die Validierung anhand einer genesteten Teilstichprobe im Raum München ([MELLERT et al. 2005c](#)) zeigte, ist die Risikoeinstufung mit dem bayernweiten Modell weniger gut für eine präzise Schätzung des Risikoniveaus in den Wuchsgebieten geeignet, sondern vielmehr zur relativen Risikoeinstufung bayerischer Wuchsgebiete. Die Unsicherheiten des Modells auf gesamtbayerischer Ebene ist in erster Linie durch fehlende Modellterme zu den bedeutenden Einflussfaktoren Bewaldungsgrad und Altersklasse begründet. Ein Modell, welches diese Faktoren mit berücksichtigt, konnte wegen der hohen Streuung der Werte bei der gegebenen Stichprobengröße nicht realisiert werden. Die hierzu nötige Zellenbesetzung hätte eine wesentlich höhere Fallzahl erfordert, als im Rahmen der Nitratinventur zu bewältigen war. Da eine derartige Problematik zum Zeitpunkt der Projektplanung bereits erwartet wurde, war der genestete Ansatz von Anfang an Bestandteil des Regionalisierungsprogramms. Durch genestete Modellierung konnte die Anpassung des gesamtbayerischen Modells erheblich verbessert werden ([MELLERT et al. 2005c](#)).

Die mittels stochastischer Modellierung gefundenen Beziehungen zwischen den Risikofaktoren und der Überschreitungswahrscheinlichkeit dienen nicht nur als Regionalisierungsgrundlage, sie ermöglichen auch die Formulierung von Kriterien für die N-Sättigung. Die in Abb. 4 dargestellte Klassifizierung bildet gewissermaßen eine Vorstufe auf deskriptiver Basis, aus der bereits Kriterien abgeleitet werden können (MELLERT et al. 2005b). Diese deskriptive Einstufung der Faktorenkombination leidet jedoch noch unter der Überlagerung durch die Kovariablen, hierdurch wird das Bild möglicherweise verzerrt. Mit Hilfe der logistischen Regression ist es möglich, eine um die Effekte der Kovariablen (Winterniederschläge, Ammoniumdepositionen) bereinigte Klassifikation vorzunehmen (Tab. 6). Durch die Einbeziehung von Indikatoren, die für die Regionalisierung mangels Geodatengrundlage ungeeignet sind, wie die Bodenvegetation oder das C/N-Verhältnis, könnte die Vorhersagemöglichkeit des N-Status jedoch noch verbessert werden.

Tab. 6: Wahrscheinlichkeit der Überschreitung von 10 mg l⁻¹ Nitrat nach den Faktorenkombinationen Wald- und Substrattyp bei mittleren Niederschlägen und Ammoniumdepositionen (Mediane) Legende siehe Abb. 4.

	Kiefer	Laubholz	Mischb.	Fichte
Sande und Tone	0,01	0,03	0,03	0,05
lehmige Sande bis Lehme	0,09	0,24	0,24	0,37
flachgründige kalkbeeinflusste Standorte	0,29	0,56	0,56	0,70
Grundwasserböden				

Vergleich mit anderen Modellierungsansätzen

Obwohl eine Reihe von prozessbasierten Modellen zur Verfügung stehen, wurde der deterministische Ansatz für die Vorhersage des N-Umsatzes von Waldökosystemen zur flächigen Vorhersage des N-Status bisher kaum eingesetzt (ABER 1989, BUTTERBACH-BAHL et al. 2004, SCHULTZE & HAMMEL 2004, JOCHHEIM et al. 2004). Das Haupthindernis hierfür sind die hohen Anforderungen, die diese Modelle wegen der komplexen Verknüpfung mannigfaltiger Ökosystemkompartimente an die Eingangsdaten stellen. Zudem geben Versuche einer dynamischen Modellierung des N-Haushalts am Datensatz der Waldklimastationen in Bayern nur wenig Anlass, hierin den Königsweg zu suchen (SCHULTZE & HAMMEL 2004). Die deterministische Modellierung des N-Haushalts hat daher meist eher heuristischen und weniger prädiktiven Charakter (JOHNSON et al. 2000). Eine Alternative bieten stochastische oder einfache prozessorientierte Bilanzierungsansätze.

Das Critical load (CL)-Konzept nimmt als simples prozessorientiertes steady state Modell gewissermaßen eine Zwischenstellung zwischen komplizierten prozessbasierten Modellen und einfachen stochastischen Modellen ein. Es bildet derzeit den Standard zur der flächigen Beurteilung von Gefährdungen aus Luftverunreinigungen in Europa (GAUGER et al. 2002). Die verwendeten Bilanzgrößen müssen jedoch z.T. erst über aufwändige Modelle berechnet werden (NAGEL & GREGOR 1999) oder haben derzeit lediglich den Charakter von Faustzahlen (z.B. N-Immobilisierung, N-Aufnahme). Zudem sind sie nur sehr eingeschränkt inventurfähig. Als Basis für eine empirische Modellierung anhand von Inventurdaten sind die Bilanzgrößen des CL-Konzepts daher nur eingeschränkt geeignet.

Stochastische Modelle werden zur Analyse der Beziehungen von Kenngrößen des Stickstoffhaushalts standardmäßig eingesetzt. Regressionsverfahren werden bisher hauptsächlich zur Identifikation von Kennwerten des N-Status eingesetzt (MACDONALD et al. 2003, MATZNER & GROSHOLZ 1997, AUGUSTIN & WOLFF 2003, SCHALL & SEIDLING 2004, DEVRIES et al. 1995, CALLESEN et al. 1999, VON WILPERT 2003, BOLTE & WOLFF 2001). Dies dient letztlich dem Ziel der Vorhersage des Nitrataustrags bzw. der Nitratkonzentration unter Wald. Die aus solchen Analysen resultierenden Regressionsfunktionen wurden bisher jedoch kaum zur Prädiktion des N-Status eingesetzt. Nur wenige Autoren haben stochastische Modelle bislang zur Regionalisierung herangezogen (RIß 2000, ROTHE et al. 1999). Die Regionalisierung ist als Sonderfall der Prädiktion besonders kritisch, weil sie die Beschränkung auf regionalisierbare Kennwerte erfordert, die als Geodaten verfügbar sind. Zur Vorhersage des N-Status größerer Regionen wurden Regressionsmodelle bisher nur in Dänemark und Holland eingesetzt (CALLESEN et al. 1999, DEVRIES et al. 1995). Die geringe Verbreitung stochastischer Modellansätze liegt zudem an der meist dürftigen Anpassung der (multiplen linearen) Regressionsmodelle an die Daten, die eine zuverlässige Vorhersage zumindest stark erschwert. Ein weiteres Hemmnis liegt in der meist schmalen Datenbasis dieser Modelle. Obwohl die Datenanforderungen beim statistischen Ansatz bei weitem niedriger angesetzt werden können als beim deterministischen, setzt eine stochastische Regionalisierung doch wenigstens voraus, dass ein repräsentatives Spektrum an Wald- und Standorttypen in einer ausreichenden Zahl von Wiederholungen mit allen Kennwerten erfasst wurde. Meist stehen jedoch nur wenige intensiv untersuchte Flächen aus Fallstudien oder dem Langzeitmonitoring zur Verfügung. Erste Regionalisierungsansätze, um den Bereich des intensiven Monitorings auf Level-II mit dem der Inventurflächen des Level-I zu verbinden, wurden bereits erarbeitet (SCHALL & SEIDLING 2004). Hierbei handelt es sich, im Gegensatz zum vorliegenden Ansatz, nicht um eine Regionalisierung vom Punkt zur Fläche, sondern um die Übertragung einer Information von wenigen auf viele Punkte.

Es lassen sich demnach v.a. zwei Gründe anführen, warum Prozesse der N-Sättigung von Wäldern in der Fläche in Deutschland bisher kaum dargestellt wurden. Es lag bisher keine ausreichende Datenbasis aus einer Inventur der wichtigsten Kennwerte des N-Status vor (1). Die standardmäßig zur Analyse eingesetzte multiple lineare Regression ist zur Prädiktion der stark streuenden

Nitratkonzentration nur eingeschränkt geeignet (2). Neben der starken Streuung erschwert die Abweichung von der Normalverteilung die Anwendung der multiplen lineare Regression. Unter den beschriebenen Umständen ist eine Mittelwertschätzung auf der Basis zumeist noch rechtsschief verteilter Messwerte daher fragwürdig.

Mit der Erfassung von Kennwerten des N-Status im Rahmen der Nitratinventur Bayern und die Erhebung ergänzender Geodaten wurde erstmals in einem deutschen Bundesland eine ausreichende Datenbasis für eine empirische Modellierung des N-Status in der Fläche geschaffen. Im Vergleich zu den bisherigen Ansätzen trägt das verwendete Verfahren der binären logistischen Regression dazu bei, eine der Datenbasis entsprechende Prädiktion vorzunehmen.

Fazit

Die Nitratinventur in Bayern zeigte einerseits, dass die Wälder trotz der seit Jahrzehnten andauernden N-Einträge zum Großteil immer noch in der Lage sind, Stickstoff bzw. Nitrat im Ökosystem zurückzuhalten; die Wasser- und Bodenschutzfunktion wird also in den meisten Fällen erfüllt. Andererseits liegt das mittlere Niveau unerwartet hoch und es werden bereits heute häufig Grenzwerte überschritten. Knapp ein Viertel der Bestände wies unterhalb des Hauptwurzelraumes Nitratkonzentrationen über 25 mg l^{-1} auf. Das auf der Basis der Nitratinventurdaten entwickelte Regionalisierungsmodell ermöglichte die Identifikation von Risikofaktoren für erhöhte Nitratkonzentrationen und die Erstellung einer Risikokarte für Bayern. In Risikogebieten („hohes und sehr hohes Risiko“) muss sehr häufig mit erhöhten Nitratkonzentrationen gerechnet werden. Es sind dringend Maßnahmen zur Senkung der N-Emissionen und zur Restauration der Stickstoffkreisläufe erforderlich. Aber auch die Lage im „grünen Bereich“ schützt nicht vor hohen Nitratkonzentrationen in Einzelfällen. Großflächig liegt das minimale Risiko in Bayern bei Kiefer auf Sandböden in den Keuperlandschaften. Bei N-Sättigung sind die Auswirkung auf diese Waldökosysteme jedoch besonders gravierend. Mit der Karte „Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald“ verfügt Bayern nun als erstes Bundesland über eine operationale Grundlage für die Festlegung von Handlungsprioritäten.

Danksagung

Unser besonderer Dank gilt allen Kräften, die bei der Gewinnung von Daten beteiligt waren v.a. Burkard REUTER, Helmut KUSTERMAN, Andrea FÜLLING, Matthias KRAFT, Franz WILHELM, Wolfgang HUBER, Julia KUGLER, Doris LEDERLE und Stefan MAUL. Dem Team um Prof. Helmut KÜCHENHOFF (Statistisches Institut der LMU München) danken wir für die Unterstützung in statistischen Fragen. Den Herren BRENDL und RÜCKER der Fa. ZEBRIS und Herrn José CANALEJO danken wir für die Unterstützung am GIS. Das Gemeinschaftsprojekt "Regionale Übersicht über den Stickstoffstatus und das Nitrataustragsrisiko in Bayerns Wäldern" der TU-München mit der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft wurde vom Bayerischen Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten finanziert, hierfür danken wir.

Referenzen

- ABER J.D., NADELHOFFER, P., STEUDLER, P. & MELILLO, J.M. (1989): Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *Bioscience* **39**: 378-386.
- ABER J.D., OLLINGER S.V. DRISCOLL C.T. (1989): Modeling nitrogen saturation in forest ecosystems in response to land use and atmospheric deposition. *Ecological Modeling* **101**: 61-78.
- ÅGREN G.I., BOSATTA E. (1988): Nitrogen saturation of Terrestrial Ecosystems. *Env. Poll.* **54**: 185-197.
- AUGUSTIN S., WOLFF B. (2003): Beziehungen zwischen Criticla Loads-Überschreitungen und Daten des forstlichen Umweltmonitorings am Beispiel des Stickstoffhaushalts von Fichtenwäldern. *Freiburger Forstliche Forschung* **49**: 101-113.
- BAYFORKLIM (1996): Klimaatlas von Bayern. Bayerischer Klimaforschungsverbund, Meteorologisches Institut München.
- BAYGLA (BAYERISCHES GEOLOGISCHEN LANDESAMT) (2004): Modifizierte Bodenkundliche Übersichtskarte 1 : 1.000.000. Schriftliche Mitteilung.
- BMVEL (2005): <http://www.bundeswaldinventur.de>
- BAYSTMLF (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN) (2004): Waldzustandbericht 2004, 67 S.
- BayLfW (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT) (1992): Nitrateinträge in das Grundwasser unter Waldgebieten Bayerns. *Informationsbericht* **6 (12)**: 76 S.
- BAYLFW (2004): 15 Jahre Integrierten Messnetzes Stoffeintrag-Grundwasser – Methoden und Ergebnisse. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Informationsbericht Nr. 2/2004
- BERNHARDT M. (2005): Reaktionen der Waldbodenvegetation auf erhöhte Stickstoffeinträge: Analyse und Vorhersage von Vegetationsänderungen anhand von funktionellen Merkmalen. *Dissertationes Botanicae* **397**: 1-123.
- BMJ (BUNDESMINISTERIUM FÜR JUSTIZ) (1984): Verordnung über natürliches Mineralwasser, Quellwasser und Tafelwasser-MTVO vom 01.08.1984, *Bundesgesetzblatt* 1984, Bonn In: AURAND, K, HÄSSELBARTH, U, LANGE-ASCHENFELDT, H, STEUER, W. (1991): Die Trinkwasserverordnung, Erich-Schmid-Verlag, Berlin: 710 S.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT Hrsg. (2004): Bericht über den Zustand des Waldes – Ergebnisse des forstlichen Umweltmonitorings: 53 S.

- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotenzials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Bonn: 167 S.
- BOLTE A., WOLFF B. (2001): Validierung von Critical Load-Überschreitungen und Indikatoren des aktuellen Wirkungsgeschehens. Abschlußbericht zum UBA-Forschungsprojekt FKZ 298 43209.
- BORKEN W., MATZNER E. (2004): Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long term monitoring sites in Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **167**: 277-283.
- BÜHL A., ZÖFEL, P. (2002): SPSS 11 – Einführung in die moderne Datenanalyse unter Windows. Eddison-Wesley, 757 S.
- BUTTERBACH-BAHL K., GASCHER R., BREUER L., PAPAN H. (1997): Fluxes of NO and N₂O from temperate forest soils: impact of forest type, N deposition and of liming on the NO and N₂O emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **48**: 79-90.
- BUTTERBACH-BAHL K., KESIK M., MIEHLE P., PAPAN H., LI C. (2004): Quantifying the regional source strength of N-trace gases across agricultural and forest ecosystems with process based models. *Plant and Soil* **260**: 311-329.
- CALLESEN, I., RAULUND-RASMUSSEN, K., GUNDERSEN, P., STRYHN, H. (1999): Nitrate concentration in soil solutions below Danish forests. *Forest Ecology and Management* **114**: 71-81.
- DAVIDSON E.A., CHOROVER J., DAIL D.B. (2003): A mechanism of abiotic immobilization of nitrate in forest ecosystems: the ferrous wheel hypothesis. *Global Change Biology* **9**: 228-236.
- DE VRIES, W., VAN GRINSVEN, J.J.M., VAN BREEMEN, N., LEETRES, E.E.J.M., JANSEN, P.C. (1995): Impacts of acid deposition on concentrations and fluxes of solutes in acid sandy forest soils in the Netherlands. *Geoderma* **67**: 17 – 43
- DISE, N. B., MATZNER, E., GUNDERSEN, P. (1998): Synthesis of Nitrogen Pools and Fluxes from European Forest Ecosystems. *J. Water, Air and Soil Pollution* **105**: 143-154.
- EC DG XI (1993): CORINE Land Cover - Technical Guide, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- GAUGER, TH. (1999): Berechnung der N-Deposition für die bayerischen BZE-Punkte. Schriftliche Mitteilung.
- GAUGER, TH., R. KÖBLE, ANSHELM, F. (2000): Kritische Luftschadstoff-Konzentration und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. Endbereich zum Forschungsvorhaben BMU/UBA FE-Nr. 297 85 079: 131 S.
- GAUGER TH., ANSHELM F., SCHUSTER H., ERISMAN J.W., VERMEULEN A.T., DRAAIJERS G., BLEEKER A., NAGEL H.-D. (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. Umweltbundesamt - Final Report 299 42 210: 221 S.
- GENSIOR, A., KÖLLING, C. (2002): Stickstoffinventur bayerischer Waldböden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **98**: 37-38.
- GENSIOR, A., MELLERT, K. H., KÖLLING, C. (2003): Leicht zu erhebende Kennwerte als Indikatoren für den Stickstoffstatus von Waldböden im Rahmen des vorsorgenden Bodenschutzes am Beispiel der Stickstoffinventur bayerischer Waldböden, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **101**: 769-770.
- GENSIOR, A., KÖLLING, C., MELLERT, K. H. (2004): Die Nitratinventur in Bayern – Methodik und Ergebnisse. *Freiburger Forstliche Forschung* **49**: 101-113.
- GENSIOR, A. (2003): Zwischenbericht für das Forschungsvorhaben " Regionale Übersicht über den Stickstoffstatus und das Nitratstragsrisiko in Bayerns Wäldern" (B 61, TP A).
- GERTHEIS J., KOHL, F., PETRY S., SCHNEIDER K. (2004): Grundwasser- und Bodenschutz im Wald – Vorhersage von Stickstoffsättigung und Nitratstrag. Seminararbeit am Institut für Statistik: 66 S.
- GULDER H.-J., KÖLBEL M. (1993) Waldbodeninventur in Bayern. Forstliche Forschungsberichte München **132**: 243 S.
- GUNDERSEN, P., EMMET, B.M., KJONAAS, O.J., KOOPMANS, C.J. TIETEMA, A. (1998): Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data. *Forest Ecology and Management* **101**: 37-55
- HEDIN, L.O.; ARMESTO, J.J., JOHNSON, A.H. (1995): Patterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests: Evaluation of the biogeochemical theory. *Ecology* **76** (2): 493-509
- HUBER C. (1997): Untersuchungen zur Ammoniakimmission und zum Stoffhaushalt auf ungekalkten und neugekalkten Flächen in einem stickstoffübersättigten Fichtenökosystem (Höglwald). Dissertation LMU München 183 S.
- JOHNSON, D.W. SOGN T. (2000): The nutrient cycling model: lessons learnt. *Forest Ecology and Management* **138**: 91-106.
- JOCHHEIM H., LÜTTSCHWAGER D., WEGEHENKEL M. (2004): Simulation of the water and nitrogen balances of forests within a catchment in the northeastern German lowlands. *Eur. J. Forest Res* **123**: 53-61.
- KÖLLING, C. (1999): Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen auf die Wälder Bayerns. *Berichte aus der LWF* **22**: 1-46.
- MACDONALD J. A., DISE N.B., MATZNER E., ARMBRUSTER M., GUNDERSEN P., FORSIUS M. (2002): Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. *Global Change Biology* **8**: 1028-1033.
- MATZNER, E., GROSHOLZ, C. (1997): Relationship between NO₃-output, C/N ratio of the humus layer and N-input in Central European spruce forest (*Picea abies* Karst.) Ecosystems. *Forstw. Cbl.* **116**: 39-44
- MELLERT K. H. (2003): Abschlussbericht für das Forschungsvorhaben: „Quantifizierung und Validierung der Ergebnisse der bayerischen Nitratinventur zur Erstellung von Planungs- und Entscheidungsgrundlagen für die forstliche Praxis“. LWF-Bericht: 74 S.
- MELLERT K. H., GENSIOR, A. KÖLLING, C. (2005a): Verbreitete Nitratbelastung des Waldsickerwassers. *AFZ-DerWald* **4/2005**: 168-169.
- MELLERT K. H., GENSIOR, A. KÖLLING, C. (2005b): Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns – Ergebnisse der Nitratinventur. *Forstarchiv* **76**: 35-43.
- MELLERT K.H., BRENDL J., GÖTTLEIN, A., KÖLLING, C., RÜCKER G. (2005c): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wäldern im Raum München - Regionalisierung auf der Basis von Satellitendaten und geneteter Stichproben. *Waldökologie online* **2**: 25-35.
http://www.lwf.uni-muenchen.de/afsv-online/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-2-2.pdf
- MELLERT K. H., GENSIOR, A., KÖLLING, C. (in Vorb.): Variabilität der Nitratkonzentration in der Bodenlösung zweier N-gesättigter Fichtenforste (*Picea abies* (L.) Karst.) in Südbayern – Implikationen für die Bewertung des N-Status von Wäldern. In Vorb.
- MIEGROET, H. VAN, JOHNSON, D.W., COLE, D.W. (1992): Analysis of N Cycles in Polluted versus Unpolluted Environments. *Ecologica Studies* **91**: 199-207.
- NAGEL, H.-D., GREGOR, H.-D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels – Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltspolitik. Springer: 259 S.
- PREGGER T., BLANK P., WICKERT B., KRÜGER R., THELOKE J., FRIEDRICH R. (2001): Emissionskataster für Bayern. Endbericht der Universität Stuttgart, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz: 108 S.

- Riß, M. (2000): Untersuchung zur Nitratbelastung in den Wäldern der südlichen Münchener Schotterebene. 2. Teil Flächige Abschätzung und Prognose. Diplomarbeit TU München: 80 S.
- ROTHER, A., BRANDT, S., HURLER, R. (1999): Waldbewirtschaftung und Nitratbelastung des Grundwassers am Beispiel des Eurasburger Forstes. *AFZ/Der Wald* **54**: 531-533.
- ROTHER A., HUBER C., KREUTZER K., WEIS W. (2002): Deposition and soil leaching of Norway spruce and European Beech: Results from Höglwald research in comparison with other European case studies. *Plant and Soil* **240**: 33-45.
- ROTHER A., MELLERT, K. H. (2004): Effects of forest management on nitrate concentrations in seepage water of forests in Southern Bavaria, Germany. *Water Air and Soil Pollution* **156**: 337-355
- SCHALL P., SEIDLING W. (2004): Up-scaling of results from forest ecosystem monitoring to the large-scale. Report of the Federal Research Center for Forestry and Forest Products (BFH) 114 p.
- SCHULTZE B., HAMMEL K. (2004): Wasser und Stoffhaushaltsmodellierung. Abschlussbericht Teilprojekt 6A, BMBF 0339985, 99 S.
- SCHULZ, C. (2004): Zusammenstellung von Jahresmittelwerten des Stoff- und Wasserhaushalts der 22 Waldklimastationen Bayerns. Schriftliche Mitteilung.
- SPANGENBERG A., KÖLLING C. (2001): Sind Bayerns Wälder stickstoffgesättigt? - Neue Zusammenstellung von Forschungsergebnissen. *AFZ/Der Wald* **56**: 1074-1075.
- SPANGENBERG, A., KÖLLING C. (2003): Nitrogen deposition and nitrate leaching at forest edges exposed to high ammonia emissions in Southern Bavaria. *Water, Air and Soil Pollution*.
- SPSS 11.5: Statistical Package for the Social Sciences, Version 11.5.1. SPSS Inc., 1989-2002.
- STAHEL, W. A. (1999): Statistische Datenanalyse - Eine Einführung für Naturwissenschaftler, Vieweg Braunschweig, Wiesbaden: 334 S.
- UBA (2003): Mapping of ecosystem specific longer-term trend in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels Data CD –April 2003.
- UN/ECE UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE AND EUROPEAN COMMISSION (1998): Protection of Forests Against Atmospheric Pollution: European Programme for the Intensive Monitoring of Forest Ecosystems - Basic Documents for the Implementation of the Intensive Monitoring Programme of Forest Ecosystems in Europe Brussels, European Commission (EC)/VI/3908/95-EN:142.
- VDLUFA (1991): Methodenbuch Band 1 - Die Untersuchung von Böden. 4. Aufl.; VDLUFA Verlag Darmstadt
- WILPERT, K. V., ZIRLEWAGEN, D. (2003): Indikatoren der N-Sättigung und des N-Austrags an BZE-Standorten im Schwarzwald. *Freiburger Forstliche Forschung Heft* **49**: 125-135.
- WEIS W. (2005): Zusammenstellung von Jahresmittelwerten des Stoff- und Wasserhaushalts des Höglwalds. Schriftliche Mitteilung.
- WÖSTEN J., LILLY A., NEMES A., BAS C.L. (1999): Development and use of a data base for hydraulic properties of European soils. *Geoderma* **90**: 169-185.
- WOLFF B., RIEK W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996 – Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987 – 1993 (BZE) Band **1**: 144 S.
- ZEBRIS (2004): Berechnung von Landschaftskennwerten aus CORINE-Landcover. Schriftliche Mitteilung.

submitted: 04.09.2005
 reviewed: 06.12.2005
 accepted: 08.12.2005

Autorenanschrift:

K. H. Mellert*, A. Gensior, A. Göttlein*, C. Kölling****

* Department für Ökologie, Fachgebiet Waldernährung und Wasserhaushalt TUM, Am Hochanger 13, D-85354 Freising, E-mail mellert@wzw.tum.de, Tel. 08161/71-4978

** Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Am Hochanger 11, D-85354 Freising