

# Entwicklung der Versauerung von Waldböden in Deutschland

Die Bodenversauerung durch Luftschadstoffe war ein wesentlicher Auslöser für die Durchführung der ersten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald. Die zweite Bodenzustandserhebung ermöglicht nun erstmals eine Überprüfung, ob die eingeleiteten Maßnahmen gegen eine weitere Versauerung, wie die Reduktion der Luftschadstoffemissionen, Bodenschutzkalkungen und Waldumbaumaßnahmen zu einer Verbesserung des Säure-Base-Zustands der Waldböden in Deutschland geführt haben.

*Henning Meeseburg, Nicole Wellbrock, Amalie Lauer, Nadine Eickenscheidt, Juliane Höhle, Erik Grüneberg, Jan Evers, Bernd Abrends, Claus-Georg Schimming, Hans-Dieter Nagel, Winfried Riek, Karl Josef Meiwes*

Der Eintrag von versauernden Luftschadstoffen hat vielerorts den Säure-Base-Zustand der Waldböden gravierend verändert. Waren seit dem Beginn der Industrialisierung und besonders deutlich in den 1960er-Jahren bis in die 1990er-Jahre in erster Linie die Einträge von Schwefel von Bedeutung, so trugen später zunehmend Einträge der Stickstoff-Verbindungen Nitrat und Ammonium zur Säurebelastung bei. Insbesondere mit basenarmen Ausgangssubstraten ausgestattete Waldböden sind von den negativen Folgen der Bodenversauerung betroffen.

In Böden eingetragene Säuren bewirken einen Verlust an Säureneutralisationskapazität, der jedoch nicht mit einer entsprechenden Abnahme des pH-Wertes verbunden ist, da verschiedene Puffersysteme in Böden wirksam sind [1]. Wenn unterhalb von pH 4,2 der Aluminium-Pufferbereich erreicht wird, können

toxisch wirksame Konzentrationen an Aluminiumionen in der Bodenlösung auftreten [2]. Da im Boden für die Anionen Nitrat keine und für Sulfat nur wenige Sorptionsplätze zur Verfügung stehen, werden diese leicht in tiefere Bodenhorizonte verfrachtet. Im Gegensatz zu der „natürlichen“ Bodenversauerung durch Kohlensäure oder organische Säuren, die meist auf den Oberboden beschränkt ist, sind durch den Transport von depositionsbedingtem Nitrat und Sulfat in tiefere Bodenhorizonte auch diese von einer Versauerung betroffen. Durch die Zwischenspeicherung von Schwefel kann die Säurebelastung vorübergehend verringert werden, bei dessen Freisetzung wird jedoch wieder eine entsprechende Säuremenge gebildet.

Folgen der Bodenversauerung sind neben der direkten Säurewirkung die Freisetzung von Aluminiumionen und Schwermetallen in die Bodenlösung [2]. Erhöhte Aluminiumgehalte können die Nährstoffaufnahme durch Baumwurzeln behindern und giftig für bodenlebende Bakterien und Pilze sein. Der Verlust von „basischen“ (Nährstoff-)

## Schneller Überblick

- Insgesamt hat sich der Zustand der Wälder in Deutschland in Bezug auf den Säure-Base-Zustand und die Nährstoffversorgung der Oberböden verbessert
- Trotz großer Erfolge bei der Luftreinhaltung bleibt die weitere Reduktion der Emission von Säuren und Säurebildnern ein vordringliches Ziel
- Insbesondere müssen die Einträge von Stickstoffverbindungen in Wälder deutlich reduziert werden

Kationen durch Auswaschung in Verbindung mit depositionsbedingtem Nitrat und Sulfat kann auf basenarmen Standorten zu Nährstoffmangel und -ungleichgewichten führen (s. a. Beitrag Riek et al., AFZ-DerWald 2/2017, S. 31)

Die direkten und indirekten Folgen der Bodenversauerung wurden bereits früh als mögliche Ursache der seit den späten 1970er-Jahren beobachteten neuartigen Waldschäden erkannt. Diese Diskussion führte auch zu verschiedenen Luftreinhaltungsmaßnahmen, beginnend mit der ersten Stufe der Großfeuerungsanlagenverordnung in 1983 (13. BImSchV 1983). Diese und weitere nationale und internationale Maßnahmen führten zu einer deutlichen Reduktion der Deposition von versauernden Substanzen in Europa (z. B. Konvention über weitreichende, grenzüberschreitende Luftverunreinigungen [3]). Veränderungen des Säure-Base-Zustands der Waldböden in Deutschland werden anhand der Indikatoren Boden-pH-Wert (in Wasser gemessen: pH [H<sub>2</sub>O]) und Basen-

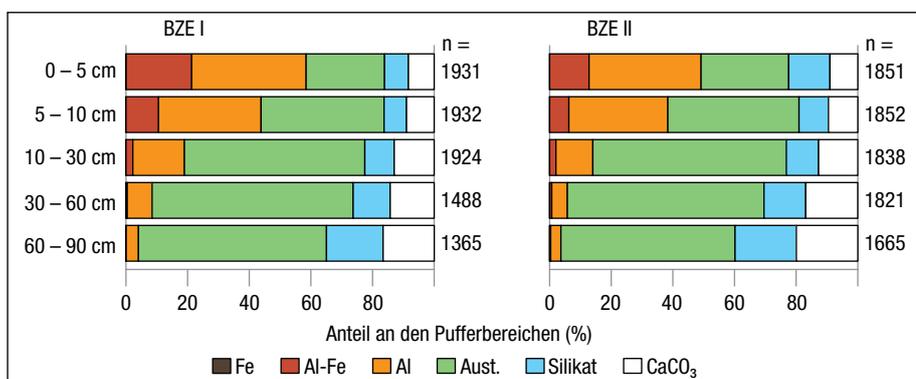


Abb. 1: Anteile der Standorte an den Pufferbereichen im Mineralboden (Fe: Eisen-Pufferbereich, Al-Fe: Aluminium-Eisen-Pufferbereich, Al: Aluminium-Pufferbereich, Aust.: Austauscher-Pufferbereich, Silikat: Silikat-Pufferbereich, CaCO<sub>3</sub>: Karbonat-Pufferbereich)

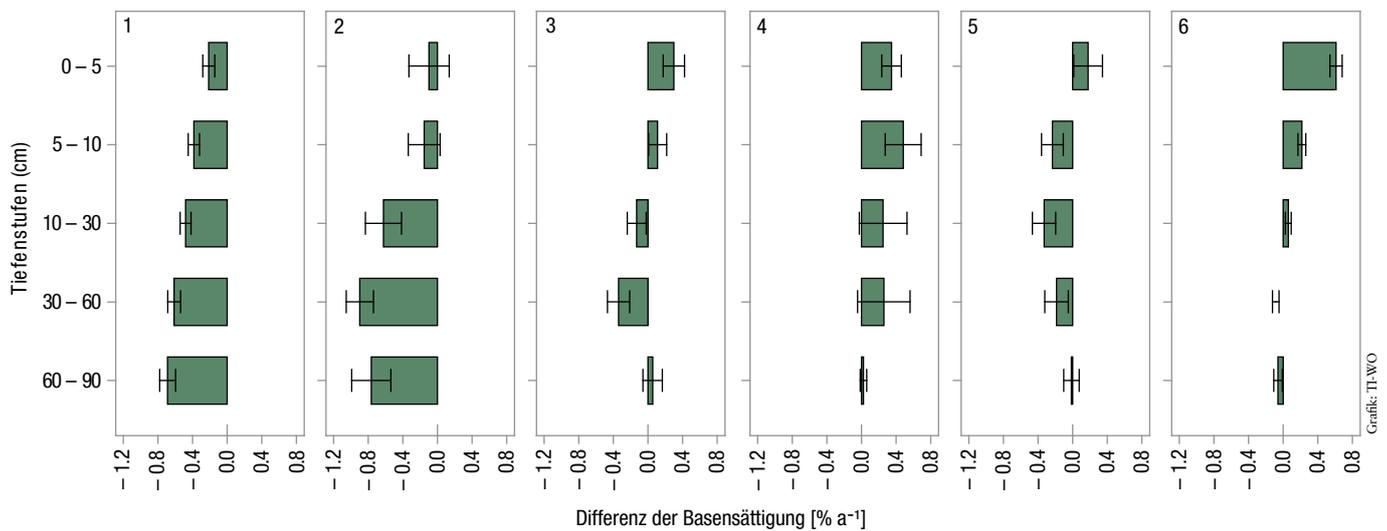


Abb. 2: Tiefenverlauf der jährlichen Änderungsraten der Basensättigung im Mineralboden zwischen BZE I und BZE II für folgende Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = semiterrestrische Böden der breiten Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein

sättigung betrachtet. Die Basensättigung gibt den Anteil der „basischen“ Kationen an der Gesamtmenge der austauschbar gebundenen Kationen im Boden an.

### Entwicklung der Bodenversauerung

Die zweite Bodenzustandserhebung (BZE II) dokumentiert wie schon die erste Bodenzustandserhebung (BZE I) eine starke Versauerung vieler Waldböden in Deutschland. Etwa 40 % der Oberböden (0 bis 10 cm) befinden sich im Aluminium- (pH 3,8 bis 4,2) oder Aluminium-Eisen-Pufferbereich (pH 3,0 bis 3,8) (Abb. 1). Dort besteht das Risiko von Aluminiumtoxizität für Baumwurzeln und Bodenorganismen. Zusätzlich befinden sich je nach Tiefenstufe zwischen 30 und 65 % der Standorte im Austauscher-Pufferbereich (pH 4,2 bis 5,0). Im Austauscher-Pufferbereich beginnt die Verdrängung von „basischen“ Kationen durch Aluminiumionen von den Austauscherplätzen und bereits mäßige Säureinträge können zu einer starken Versauerung führen.

Auf über 60 % der Standorte ist die Basensättigung in 10 bis 30 cm Tiefe als gering (<20 %) einzustufen, was bedeutet, dass diese Böden nur eine geringe Elastizität gegenüber weiteren Säureinträgen und damit verbundenen Nährstoffverlusten aufweisen. Besonders im norddeutschen Tiefland und in den Mittelgebirgen mit basenarmen Ausgangsgesteinen sind Böden mit geringer oder sehr geringer (<7 %) Basensättigung anzutreffen.

Die Ergebnisse der BZE II belegen aber auch erste Erfolge der Umwelt- und Forstpolitik im Kampf gegen versauernde Stoffeinträge. Die Oberbodenversauerung hat sich gegenüber der BZE I leicht abgeschwächt. Bei der BZE II war ein Anstieg der pH-Werte in der Humusaufgabe und im oberen Mineralboden zu verzeichnen. Der pH-Anstieg ist in der Humusaufgabe am höchsten und schwächt sich mit zunehmender Bodentiefe ab. Diese Entwicklung dürfte insbesondere durch die zurückgegangene Säurebelastung und durch Kalkungsmaßnahmen (s. a. Beitrag Grüneberg et al., AFZ-DerWald 2/2017, S. 23) verursacht sein.

Auch die Basensättigung hat sich im Oberboden (0 bis 5 cm) gegenüber der BZE I erhöht, was auf gekalkten Standorten und für die Bodensubstratgruppen „Tieflandböden aus Lösslehm“, „Böden aus basisch intermediärem Festgestein“ sowie „Böden aus basenarmem Festgestein“ besonders markant ausfällt (Abb. 2). Dagegen wurde im Unterboden auf ungekalkten versauerungsempfindlichen Standorten eine Abnahme der Basensättigung festgestellt. Dies trifft auf die Bodensubstratgruppen „Böden aus basenarmem Lockergestein“, „semiterrestrische Böden der breiten Flusstäler“ sowie „Böden aus basisch intermediärem Festgestein“ im besonderen Maße zu (Abb. 2). Die fortschreitende Bodenversauerung im Unterboden lässt vermuten, dass die Freisetzung von zwischengespeichertem Schwefel eine we-

sentliche Ursache dafür ist. Zusätzlich dürfte die weiterhin hohe Säurebelastung durch die Umwandlung von Stickstoffverbindungen und die Entnahme von „basischen“ Kationen mit der Biomassenutzung zum Basenverlust im Unterboden beitragen. Besonders hohe Basenverluste wurden in weiten Bereichen des nordostdeutschen Tieflands gefunden. Dies ist wahrscheinlich auf hohe Flugascheinträge in der Vergangenheit zurückzuführen. Nach überschlägigen Kalkulationen entspricht der dadurch verursachte mittlere kumulative Kalziumeintrag von 1945 bis 1990, also bis zur BZE I, in die Wälder Brandenburgs etwa zwei vollständigen Praxiskalkungen [4]. Die starke Abnahme der Basensättigung zwischen BZE I und BZE II korrespondiert regional mit dieser vorausgegangenen Aufbasung durch Flugascheinträge.

Unterschiede im Säure-Base-Zustand zwischen verschiedenen Bestockungstypen zeigen sich insbesondere in der Humusaufgabe und im obersten Mineralboden (0 bis 10 cm Tiefe). Im Mittel weisen Laubbaumbestände auf vergleichbaren Standorten höhere pH-Werte und Basensättigungen als Nadelbaumbestände auf. Dies betrifft bei den Nadelbäumen Fichte, Kiefer und sonstige Nadelbaumarten sowie bei den Laubbäumen Buche, Eiche und sonstige Laubbaumarten. Im tieferen Mineralboden zeigen sich keine deutlichen Unterschiede zwischen den Bestockungstypen.

## Folgerungen

Insgesamt hat sich im Zeitraum zwischen BZE I und BZE II durch die Reduktion der Säureinträge der Zustand der Wälder in Deutschland in Bezug auf den Säure-Base-Zustand und die Nährstoffversorgung der Oberböden verbessert. Der Prozess der Bodenversauerung wurde verlangsamt, was eine niedrigere Aluminiumkonzentration in der Bodenlösung zur Folge hat und dadurch eine wesentliche Entlastung der Böden darstellt. Insbesondere gekalkte Standorte und jene mit Laubbaumbestockung zeigen im Oberboden deutliche Erholungstendenzen. Auf gekalkten

Standorten trifft dies auch für die Unterböden zu. Auf ungekalkten versauerungsempfindlichen Standorten ist jedoch eine fortschreitende Versauerung des Unterbodens mit entsprechenden Basenverlusten festzustellen. Ursachen hierfür sind insbesondere die Säurebelastung durch Stickstoffeinträge und nachfolgende Umwandlungsprozesse sowie durch die Freisetzung von zwischengespeichertem Schwefel. Zusätzlich gewinnt der Basenentzug durch die Entnahme von Nährstoffkationen mit der Biomasse eine zunehmende Bedeutung für die Bodenversauerung.

Aufgrund der deutschlandweiten Reduktion der Säureinträge hat sich die räumliche Differenzierung des Säure-Base-Zustands und seiner Dynamik verstärkt. Eine regionale Besonderheit stellt die bis Anfang der 1990er Jahre durch Flugascheinträge ausgelöste Dynamik der „basischen“ Kationen in Teilen des nordostdeutschen Tieflands dar, die zwischen BZE I und BZE II einem verstärkten Austrag unterlagen, aber immer noch ein erhöhtes Niveau der Basenvorräte

bewirken. Trotz großer Erfolge bei der Luftreinhaltung bleibt die weitere Reduktion der Emission von Säuren und Säurebildnern ein vordringliches Ziel, um eine Verbesserung des Säure-Base-Zustands der Waldböden in Deutschland zu ermöglichen. Insbesondere müssen die Einträge von Stickstoffverbindungen in Wälder deutlich reduziert werden.

## Literaturhinweise:

[1] ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144, 289-305. [2] REUSS, J.O.; JOHNSON, D.W. (1985): Effect of soil processes on the acidification of water by acid deposition. J. Environ. Qual. 14, 26-31. [3] UNECE (1979): Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP). Geneva: United Nations Economic Commission for Europe. [4] RIEK, W.; RUSS, A.; KÜHN, D. (2015): Waldbodenbericht Brandenburg – Zustand und Entwicklung der brandenburgischen Waldböden – Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebungen BZE-2 und BZE-2a-Band 1. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe (EFS) Band 60. Eberswalde: Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), 172 S.

Dr. Henning Meesenburg, Henning.Meesenburg@NW-FVA.de, leitet das Sachgebiet Intensives Umweltmonitoring an der NW-FVA in Göttingen, Dr. Nicole Wellbrock koordiniert die bundesweite Waldzustandserhebung und die bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald am Thünen-Institut für Waldökosysteme (TI WO), Amalie Lauer, Dr. Nadine Eickenscheidt, Juliane Höhle und Dr. Erik Grüneberg sind wiss. Mitarbeiter am TI WO, Dr. Jan Evers und Dr. Bernd Ahrends sind wiss. Mitarbeiter an der NW-FVA, Dr. Claus-Georg Schimming ist wiss. Mitarbeiter am Institut für Natur- und Ressourcenschutz der Universität Kiel, Dr. Hans-Dieter Nagel ist Geschäftsführer der Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement mbH in Strausberg, Prof. Dr. Winfried Riek ist wissenschaftlicher Leiter Forstliche Umweltkontrolle/ Bodenzustand/Wasserhaushalt am Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde, Dr. Karl-Josef Meiwes war Leiter des Sachgebiets Nährstoffmanagement an der NW-FVA.



# Stickstoff: Wie belastbar ist der Wald als Ökosystem?

Die EU-Kommission verklagt die Bundesrepublik Deutschland wegen zu hoher Nitratwerte im Grundwasser unter landwirtschaftlich genutzten Flächen. Wie steht es dagegen um den Stickstoff(N)-status der Wälder und Waldböden Deutschlands? Wie stellt sich deren Belastungssituation dar, was können die Böden an Stickstoff speichern und wie steht es um stickstoffbezogene Indikatoren der Bodenfruchtbarkeit?

## Schneller Überblick

- Die aktuellen N-Vorräte betragen im Mittel je Hektar 6,0 t
- Im Vergleich zur BZE I nahmen die N-Vorräte bundesweit und bezogen auf alle Bodenschichten um 12 % ab
- Die kritischen Belastungsraten für eutrophierenden Stickstoff waren 2007 an 59 % der Standorte überschritten

*Henning Andreae, Nadine Eickenscheidt, Jan Evers, Erik Grüneberg, Daniel Ziche, Bernd Ahrends, Juliane Höhle, Hans-Dieter Nagel, Stefan Fleck, Nicole Wellbrock*

**D**urch den starken Rückgang der Schwefelemissionen in Mitteleuropa – in Deutschland insbesondere seit der 1. Stufe der Großfeuerungsanlagenverordnung und der politischen Wende – sind atmosphärische Stickstoffeinträge mittlerweile neben dem Klimawandel zu einer der Hauptgefährdungen für die Funktionalität und Stabilität der Waldökosysteme gewor-

den [1]. Nährstoffverluste und Bodenversauerung durch Anionen eingetragener oder im Boden produzierter starker Säuren könnten daher in Zukunft mehr von Stickstoff- als derzeit von Schwefelverbindungen (vgl. Meesenburg et al., AFZ-DerWald 2/2017, S. 18) bestimmt werden.

Die BZE im Wald stellt fest, wie groß der überwiegend in Form von organischer Bodensubstanz gespeicherte N-Vorrat in den Waldböden ist, aus dem ggf. mineralisiert und Nitrat freigesetzt werden kann. Die Qualität der organischen Bodensubstanz

wird anhand des Kohlenstoff/Stickstoff (C/N)-Verhältnisses in Auflagehumus und Mineralboden beurteilt. Ein Großteil der Aufnahmepunkte wurde schon in den Jahren 1987 bis 1993 bei der BZE I beprobt, sodass sich aus dem direkten Vergleich ein für Deutschland repräsentativer Entwicklungstrend ergibt. Mithilfe der ebenfalls erhobenen Boden- und Bestockungsinformationen kann man punktgenau ableiten, welche langfristige Speicherfähigkeit Waldbestände für Stickstoff aufweisen (Stichwort: Critical Load) und wie gefährdet das „Wasserwerk Wald“ durch die derzeitigen Stickstoffeinträge ist.

### Der Stickstoffspeicher im Boden

Die aktuellen  $\geq N$ -Vorräte im vereinfacht als effektiver Wurzelraum angenommenen mittleren Gesamtprofil (Auflagehumus und Mineralboden bis 60 cm Tiefe) der BZE betragen je Hektar 6,0 t. Nach Bewertung des AK Standortkartierung [2] entspricht dieser Vorrat einem mittleren Bereich. Sieben Prozent der Standorte weisen hohe ( $> 10 \text{ t ha}^{-1}$ ) und 0,5 % sehr hohe Vorräte  $> 20 \text{ t ha}^{-1}$  sowie 4,5 % sehr geringe Vorräte  $< 2,5 \text{ t ha}^{-1}$  auf. Je nach Bestockungs- und Bodenverhältnissen ergeben sich regional unterschiedliche Muster der Vorratshöhen.

Die Stickstoff-Konzentrationen und damit die Vorräte zeigen eine für Waldböden typische kontinuierliche Abnahme von der Bodenoberfläche bis in 60 cm Tiefe. Dabei sind mit  $3,8 \text{ t ha}^{-1}$  zwei Drittel des Vorrats im Oberboden bis 30 cm gebunden. In der Streuauflage sind mit etwa  $0,8 \text{ t N ha}^{-1}$  rund 14 % des Gesamtvorrats fixiert.

### Das C/N-Verhältnis als Indikator der Bodenfruchtbarkeit

Bei der Bewertung des C/N-Verhältnisses werden in Abhängigkeit von der Humusform unterschiedliche Tiefen im Boden betrachtet. Bei den Humusformen Rohhumus beziehungsweise rohhumusartiger sowie typischer Moder wird das C/N-Verhältnis aus dem Oh-Horizont zur Bewertung herangezogen, bei den Humusformen Mull und mullartiger Moder der Ah-Horizont. Nach der Klassifikation des AK Standortkartierung sind aktuell 33,9 % der Standorte in die Stufe mäßig weit (20 bis 25) einzuordnen, 25,2 % weisen weite C/N-Verhältnisse (25 bis 35) auf

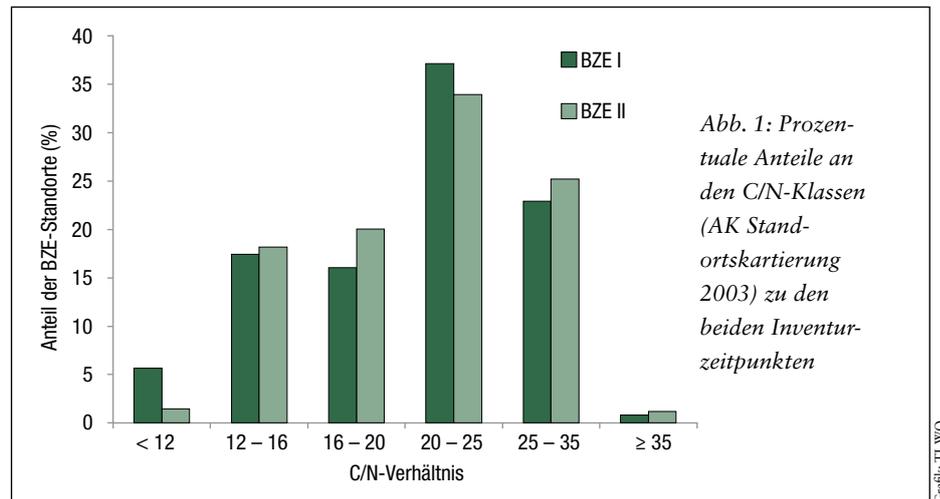


Abb. 1: Prozentuale Anteile an den C/N-Klassen (AK Standortkartierung 2003) zu den beiden Inventurzeitpunkten

Graphik: TI-WO

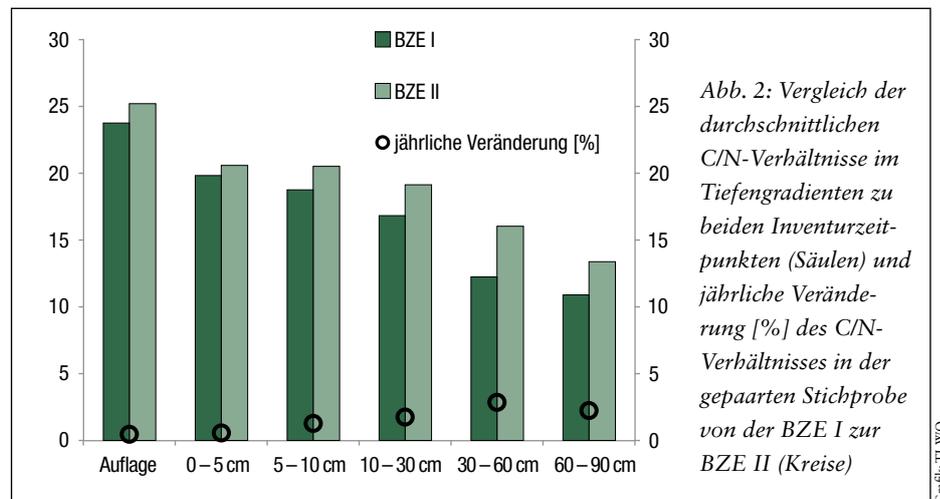


Abb. 2: Vergleich der durchschnittlichen C/N-Verhältnisse im Tiefengradienten zu beiden Inventurzeitpunkten (Säulen) und jährliche Veränderung [%] des C/N-Verhältnisses in der gepaarten Stichprobe von der BZE I zur BZE II (Kreise)

Graphik: TI-WO

und 1,2 % der Standorte sind der Stufe „sehr weit“ ( $\geq 35$ ) zuzurechnen. Weiterhin befinden sich 20,0 % der Standorte im mittleren C/N-Bereich (16 bis 20) und 19,6 % in der Klasse mäßig enge und enge C/N-Verhältnisse ( $< 16$ ).

### Veränderung der organischen Bodensubstanz im Vergleich zur BZE I

Im Vergleich zur BZE I hat sich die Qualität der organischen Bodensubstanz im Oh- bzw. Ah-Horizont deutlich verringert. Besonders der Anteil der ausgesprochen guten Standorte mit engem C/N-Verhältnis ist von 5,7 auf 1,5 % gesunken. In der gepaarten Stichprobe zeigen 49,5 % der Standorte keine Veränderung der C/N-Stufe, während 33,5 % der BZE-Punkte von einer engeren in eine weitere C/N-Stufe steigen; in nur 17 % der Stichproben ist eine Verengung der C/N-Stufe beobachtbar (Abb.1).

Die Aufweitung des C/N-Verhältnisses im Vergleich zur BZE I ist auch bei der organi-

schen Substanz in den tieferen Bodenschichten festgestellt worden. So weitete sich das C/N-Verhältnis in allen Bodenschichten, am stärksten – um 0,35 Einheiten pro Jahr – im Unterboden zwischen 30 und 60 cm Tiefe (Abb. 2). Die dargestellten Veränderungsdaten sind räumlich repräsentative Durchschnittswerte für ganz Deutschland und bedeuten im Einzelfall und für bestimmte Gruppen von Standorten eine hohe Dynamik.

Die Ursachen für diese Veränderung des C/N-Verhältnisses liegen sowohl in einer Zunahme des C-Vorrats im Boden (vgl. Grüneberg et al., AFZ-DerWald 2/2017, S. 23) als auch in einer Abnahme des N-Vorrats: Im Gesamtboden (Humusaufgabe bis 60 Zentimeter) wurde eine Abnahme in der Größenordnung von -12 % im Zeitraum zwischen den beiden Inventuren festgestellt. In der Streuauflage waren dagegen keine Veränderungen erkennbar; bezogen auf die ersten 10 cm des Mineralbodens ließ sich sogar eine Zunahme ermitteln.

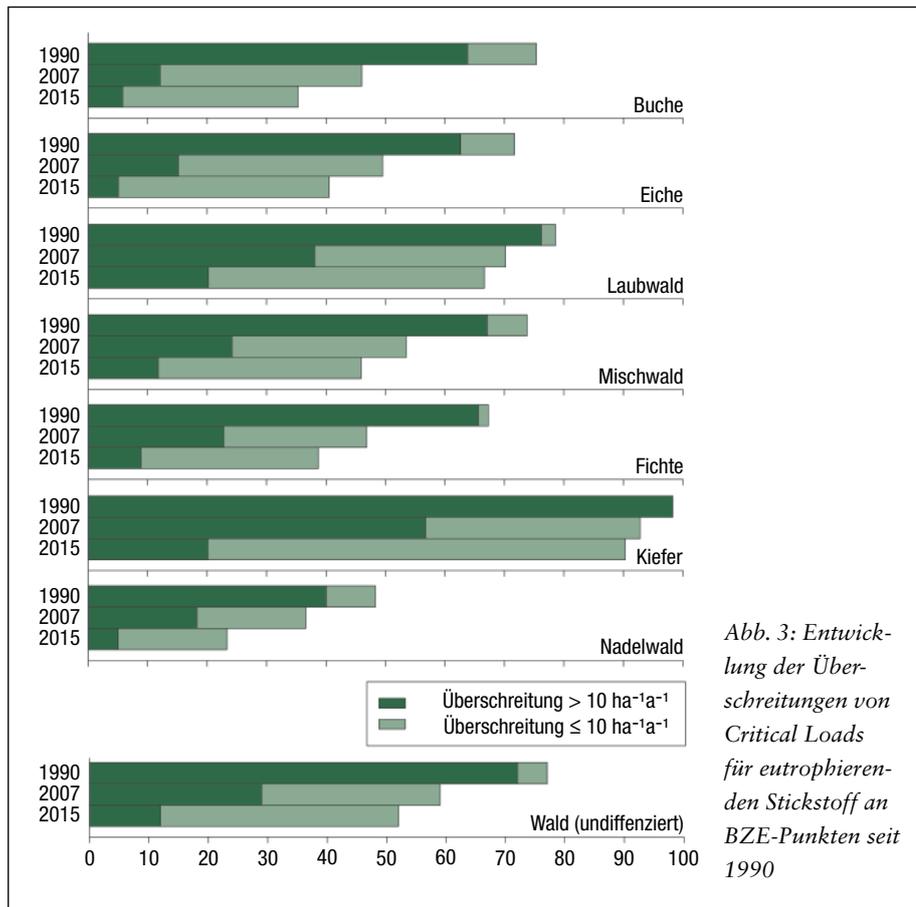


Abb. 3: Entwicklung der Überschreitungen von Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff an BZE-Punkten seit 1990

risch für die Stichjahre 1990, 2007 und 2015, hier nach bestandesprägenden Baumarten differenziert, in Abb. 3 darstellen.

Es ergibt sich demnach insgesamt eine merkliche Abnahme der überlasteten Ökosysteme zwischen 1990 und 2007 auf 59 % der Standorte. Dabei sinkt der Anteil der starken Grenzwertüberschreitungen mit über 10 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> noch deutlicher. Waren 1990 etwa 72 % der Standorte davon betroffen, sind es 2015 nur noch 29 %. Kritisch ist dagegen die Situation der Kiefernwälder zu sehen, die zu 90 % noch mit Stickstoff überfrachtet werden. Es ist zu beachten, dass in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt das Ziel formuliert ist, bis 2020 die kritischen Belastungsgrenzen einzuhalten [8].

### Fazit

Die kritischen Belastungsraten für eutrophierenden Stickstoff waren 2007 noch an 59 % der untersuchten Standorte überschritten. Besonders hoch überlastet sind Kiefernwälder. Entsprechend speichern Waldböden derzeit 6 t N ha<sup>-1</sup>. Je nach Bestockungs- und Bodenverhältnissen ergeben sich regional unterschiedliche Muster der Vorratshöhen. Im Vergleich zur BZE I nahmen die N-Vorräte bundesweit und bezogen auf alle Bodenschichten (bis 60 cm Tiefe) um 12 % ab. Während im Auflagehumus keine Veränderung und im Oberboden (0 bis 10 cm) sogar eine Zunahme erkennbar war, wurde eine erhebliche N-Abnahme im Mineralboden ab 30 cm Tiefe beobachtet, die durch eine gesteigerte N-Aufnahme in den Baumbestand, durch gasförmige N-Verluste und bzw. oder einen höheren Nitrataustrag verursacht sein könnte. Letztere Hypothese gilt es an den Intensivbeobachtungsflächen des forstlichen Umweltmonitorings zu überprüfen.

### Kritische Belastungsgrenzen für eutrophierenden Stickstoff

Klassische, direkte Wirkungen von atmosphärischen Luftschadstoffen auf Waldökosysteme (z.B. Verätzungen als unmittelbare Rauchgasschäden, Nekrosen, Absterben von Nadeln oder Blättern) ließen zuletzt im lang anhaltenden Winter 1995/96 rund 3.000 ha Fichtenwälder im Mittleren Erzgebirge auf

dem Stock absterben [3]. Solche akuten Wirkungen (in diesem Fall von Schwefeldioxid verursacht) sind zu unterscheiden von den langfristigen, indirekten, weniger offensichtlichen Schadeffekten der Deposition der Säurebildner Sulfat, Nitrat und Ammonium. Zur Abschätzung dieses langfristigen Gefährdungspotenzials werden für Waldökosysteme standortspezifische kritische Belastungsgrenzen, sog. Critical Loads (CL, vgl. [4, 5]), berechnet. Den zulässigen Einträgen stehen dann adäquate Senkenprozesse gegenüber. Die Unterschreitung der Belastungsraten führt nach bisherigem Wissensstand langfristig (100 Jahre) nicht zu schädlichen Veränderungen in Struktur und Funktion der Ökosysteme. Überschreiten die Einträge die standortspezifische kritische Belastungsgrenze, sind Gefährdungen der Ökosysteme durch eutrophierenden Stickstoff möglich.

Die Daten des Umweltbundesamtes [6] bilden die Grundlage für die räumlich detaillierte Berechnung der atmosphärischen Stickstoffeinträge. Aus diesen Daten wurden mit dem Ansatz von [7] Depositionszeitreihen für den Untersuchungszeitraum erzeugt. So lässt sich die Entwicklung der Critical Loads-Überschreitungen exempla-

### Literaturhinweise:

- [1] MATSON, P.; LÖHSE, K.A.; HALL, S.J. (2002): The globalization of nitrogen deposition: consequences for terrestrial ecosystems. *Ambio*, 31 (2): 113-119. [2] AK Standortskartierung (2003): Forstliche Standortsaufnahme: Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. Arbeitskreis Standortskartierung in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung. 6. Aufl. München: IHW-Verlag. [3] Sächsische Landesanstalt für Forsten (Hrsg.) (1996): Waldschadensbericht, 1996. 92 S.; Graupa. [4] NAGEL, H. D.; GREGOR, H. D. (Hg.) (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels: Ein internationales Konzept für Luftreinhaltepolitik. Berlin – Heidelberg: Springer. [5] DE VRIES, W.; HETTELINGH, J. P.; POSCH, M. (Hrsg.) (2015): Critical Loads and Dynamic Risk Assessments. Nitrogen, Acidity and Metals in Terrestrial and Aquatic Ecosystems: Springer Berlin / Heidelberg (Environmental Pollution, 25). [6] SCHAAP, M.; KRUIT, R. W.; HENDRIKS, C.; KRANENBURG, R.; SEGERS, A.; BULTJES, P. et al. (2015): Atmospheric deposition to German natural and semi-natural ecosystems during 2009. Umweltforschungsplan Projekt No. (FKZ) 371263240-1 UBA-FB00. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Berlin. [7] ALVETEG, M.; WALSE, C. & WARFVINGE, P. (1998): Reconstructing historic atmospheric deposition and nutrient uptake from present day values using MAKEDEP. *Water, Air and Soil Pollution*, 104 (3): 269-283. [8] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (Hg.) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007. 2. unveränderte Auflage; 2015. Berlin.

Dr. Ing. Henning Andreae, Henning.Andreae@smul.sachsen.de, leitet das Referat Standortserkundung/Bodenmonitoring des Staatsbetriebs Sachsenforst, Dr. Nadine Eickenscheidt, Dr. Erik Grüneberg, Dr. Daniel Ziche, Juliane Höhle und Dr. Stefan Fleck sind wissenschaftliche Mitarbeiter/innen in der BZE-Arbeitsgruppe des Thünen-Instituts für Waldökosysteme (TI-WO) in Eberswalde. Dr. Jan Evers und Dr. Bernd Ahrends sind wissenschaftliche Mitarbeiter der Abteilung Umweltkontrolle der NW-FVA. Dr. Hans-Dieter Nagel ist Geschäftsführer der Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltmanagement mbH in Strausberg. Dr. Nicole Wellbrock koordiniert die bundesweiten Waldzustands- und Bodenzustandserhebungen im TI-WO.

