

1 Überblick: Bewertung und Diskussion der bodenkundlichen Ergebnisse

Jan Evers, Uwe Paar

1.1 Vorbemerkungen und Rahmenbedingungen

Der forstliche Standort ist definiert als die „Gesamtheit der für das Wachstum der Waldbäume wichtigen Umweltbedingungen, wie sie im Gelände durch Lage, Klima und Boden bestimmt wird“ (AK STANDORTSKARTIERUNG 2003). Insofern ist die Kenntnis der Böden, ihrer Entwicklung und Gefährdung sowie der Einflussfaktoren, die auf sie wirken, die Grundlage für eine multifunktionale, standorts- und klimaangepasste nachhaltige Forstwirtschaft.

Wälder in Deutschland wachsen auf Böden, deren Vielfalt durch die verschiedensten geologischen Ausgangsgesteine, Umlagerungen und Bodenentwicklungen geprägt ist. Waldböden tendieren in Mitteleuropa „von Natur aus“ durch die Bildung von Kohlensäure und organischen Säuren dazu, allmählich zu versauern, sofern keine ausreichende Säurepufferung durch Verwitterung erfolgt. Neben diesen natürlichen Prozessen hat der Mensch direkt und indirekt insbesondere in Sachsen-Anhalt in der Vergangenheit einen erheblichen Einfluss auf die Waldböden ausgeübt, der weit über die natürliche Versauerung hinausgeht. Als Folge zwischeneiszeitlicher Verwitterungsprozesse und starker Übernutzung in vorindustrieller Zeit sind die Waldböden, vor allem die Oberböden, häufig deutlich versauert. Mit der Industrialisierung, der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung und den zusätzlichen hohen luftbürtigen Säure- und Stickstoffeinträgen ist die Versauerung auch in die Unterböden vorgedrungen. Dieser Prozess wurde regional noch verstärkt durch die früher weit verbreitete Entnahme von Waldstreu, die Plaggennutzung und die Waldweide für die Versorgung der Bevölkerung mit landwirtschaftlichen Produkten. Der damit einhergehende Biomasseexport führte zu weiterer Nährstoffverarmung der Waldböden.

Bis zur Wende wurden regional im Bereich größerer Industriekomplexe und der Kohlekraftwerke zusätzlich basische Stäube und Schwefel sowie Schwermetalle und organische Schadstoffe in die Waldböden eingetragen. Zusätzlich sind für viele Waldstandorte die heutigen Stickstoffeinträge zu hoch, es kommt zur Eutrophierung und zu Nitratausträgen mit dem Sickerwasser in das Grundwasser.

Die Belastung der Böden durch den Schwefeleintrag ist aufgrund der Luftreinhaltemaßnahmen deutlich zurückgegangen; allerdings sind in den Böden noch erhebliche Säuremengen (Altlasten) gespeichert. Regelmäßige Bodenuntersuchungen im Rahmen von Übersichtserhebungen und des intensiven Monitorings sowie auf Versuchsflächen der Forstlichen Umweltkontrolle sind deshalb von besonderer

Wichtigkeit, um Bodenveränderungen und –prozesse zu dokumentieren, zu verstehen und Therapiemaßnahmen einzuleiten.

Vor dem Hintergrund der aufgezeigten Einflussfaktoren auf die Waldböden ist ein wesentliches Ziel der Waldbodenzustandserhebungen, den aktuellen Bodenzustand zu beschreiben und zu bewerten sowie bodenkundliche Veränderungen zahlenmäßig in Raum und Zeit abzubilden. Die Bodenzustandserhebungen sollen zu einem vertieften Verständnis von Ausmaß, Fortschritt und Ursachen der chemischen und physikalischen Bodenveränderungen beitragen. Daraus ergibt sich auch die Notwendigkeit, Standortbedingungen als Grundlage forstlichen Handelns in Zukunft präziser zu fassen.

1.1.1 *Ländlicher Versorgungswald und Waldboden*

Sachsen-Anhalt war nacheiszeitlich vor stärkerer Besiedelung überwiegend von Eichenmischwald bedeckt. Die ersten Besiedlungen begannen in der Bronzezeit 2000–800 v. Chr. entlang der Flüsse und im Steppenwald des mitteldeutschen Trockengebietes mit Rodungen von Löss- und Auenböden. Nach der Völkerwanderung setzten weitere Waldrodungen ein, die erst im 13. Jahrhundert zum Abschluss kamen. Daraus hat sich die heutige Wald-Feldverteilung entwickelt. Ackerbau und Viehzucht drängten den Wald auf die unwirtlichen, schlecht zu bearbeitenden und nährstoffärmeren Standorte zurück. Der Nutzungsdruck auf den Wald war durch Waldweide, Schweinemast, Köhlerei, Bergbau, Holzlieferung für Bau- und Brennzwecke, Harz, Rinde für die Gerberei und Jagd hoch (SCHWANECKE u. KOPP 1994).

Im Mittelalter erreichte der Waldanteil infolge der Landnutzung seinen Tiefstand. Viele Acker- und Siedlungsflächen mussten im Spätmittelalter aufgegeben werden, zum einen aufgrund nachlassender Leistungskraft der eher nährstoffarmen Sandböden, zum anderen durch klimatische Veränderungen der Kleinen Eiszeit 1500–1850 n. Chr., Seuchen und Kriege. Hier breitete sich der Wald wieder aus (FISCHER et al. 2020).

Bis ins 18. Jahrhundert war Wald als ländlicher Versorgungswald (Prinzip der Bedarfsdeckung) essentieller Bestandteil des ländlichen Lebens. Neben der Produktion von Holz war die Nutzung anderer Güter aus dem Wald bedeutend, besonders die enorme Bedeutung der Eichelmast für die Landwirtschaft ließ in dieser Zeit die Holzproduktion zurücktreten. Die Waldweide ersetzte die nur knapp verfügbare Offenlandweide, die Eichelschweinemast das knappe Schweinefutter, die Waldstreunutzung das fehlende Stroh, die Futterlaubgewinnung den Heuengpass und der Waldfeldbau den Mangel an Ackerfläche und Dünger. Köhlerei produzierte Holzkohle als Hochtemperatur-Energiequelle (FISCHER et al. 2020, HMLWLFN 1994, STUBER u. BÜRGI 2011).

Die historische Bedeutung der landwirtschaftlichen Nutzungen im ländlichen Versorgungswald kann kaum überschätzt werden. Hohe Nährstoffentzüge vor allem

durch die Waldweide, Waldbrände und Verbiss durch Weidevieh verursachten starke Schäden.

Diese Waldinanspruchnahme verursachte Veränderungen der Standorte und des Stoffhaushalts, die teilweise bis heute nachwirken. Langjährige Nutzungen der Waldstreu in Kiefernforsten verstärkte den Nährstoffmangel ärmerer Waldböden, wie z. B. in Bärenthoren, der Altmark und Dübener Heide (FISCHER et al. 2020). Durch Waldstreu wurden beispielsweise bis zu 2.000 kg N/ha (KREUTZER 1972) entnommen.

Die Waldgebiete im Harz sind eng mit dem Bergbau verknüpft. Der vormalig dichte Harzwald wurde zurückgedrängt, die Wälder übernutzt. Um 1800 gab es kaum noch überständiges Holz im Harz. Der Erlass von Holzordnungen erhöhte die Umtriebszeiten und führte Schonzeiten vor Vieheintrieb ein. Dennoch wurde die Buche zu Gunsten der Fichte zurückgedrängt und Fichtenforste zur Versorgung des Bergbaus bestimmten die Waldbilder (FISCHER et al. 2020). Teilweise hohe Schwermetallkonzentrationen in den Waldböden des Harzes zeugen noch heute von den Folgen des damaligen Bergbaus (DOBLER 1999).

1.1.2 Säureeintrag und Waldböden

Mitte der 1970er-Jahre erreichte die Belastung der Wälder durch die aus der Nutzung fossiler Energieträger emittierten Luftschadstoffe Schwefel und Stickstoff ihren Höhepunkt.

ULRICH et al. (1979) wiesen auf Grundlage zehnjähriger Messreihen zum Stoffhaushalt von Wäldern im Solling (Niedersachsen) nach, dass in einer als Reinluftgebiet ausgewiesenen Region, fernab von Siedlungen und Industrie, hohe atmogene Säure- und Stickstoffbelastungen aus der Luft auftraten. Diese Einträge führten nachweisbar zu einer fortlaufenden Versauerung der Böden unter Freisetzung toxisch wirkender Substanzen, zur Verarmung der Böden an den Nährstoffen Magnesium, Calcium und Kalium bei gleichzeitiger Stickstoff-Eutrophierung der Waldökosysteme (BEESE 1992).

Die Reaktionsmuster der Böden auf Stoffeinträge unterschieden sich auf verschiedenen Standorten vor allem nach ihrem chemischen und biologischen Ausgangszustand. ULRICH (1981) beschrieb diese Muster als Puffersysteme. Er entwickelte zudem ein methodisches Konzept von Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldökosystemen (ULRICH et al. 1984).

Wesentlich geprägt durch die Ergebnisse der Waldökosystemforschung in Göttingen fand Ende der 1970er- und Anfang der 1980er-Jahre eine politische Entscheidungsfindung zur Verbesserung der Luftqualität statt. Die Genfer Luftreinhaltkonvention der Vereinten Nationen UNECE (1979) und die Großfeuerungsanlagen-Verordnung (BIMSCHV 2013) bewirkten den drastischen Rückgang der SO₂-Emis-

sionen. Ein verändertes waldbauliches Grundverständnis im Sinne eines an natürliche Prozesse angenäherten Waldbaus (Leitlinie Wald 2014, MLU 2014 für Sachsen-Anhalt, LÖWE-Programm NLR 1991, ML 2013 und NLF 2016 für Niedersachsen) in Verbindung mit Bodenschutzkalkungen stützte den Zustand der Wälder in einer Zeit hoher Säureeinträge. Mit dem Nachlassen der Säureeinträge stellte sich eine Entlastung der Waldböden ein. Nachwirkungen der hohen Säureeinträge zeigen sich allerdings bis heute in bodenchemischen Prozessen des Schwefel- und Säurehaushalts der Waldböden.

1.1.3 Veränderungen des Stickstoffhaushaltes und Waldböden

In früheren Zeiten war Stickstoff stets ein Mangellement für forstliche Standorte. Durch Wald- und Streunutzungen verarmten die forstlichen Standorte an diesem Element. Im 20. Jahrhundert stiegen jedoch die Stickstoffeinträge aus der Verbrennung fossiler Energieträger und aus der intensiven Landwirtschaft an und erreichten Ende der 1970er-Jahre maximale Werte. In den nachfolgenden Jahrzehnten sind Reduktionen der zu hohen Einträge nachweisbar (ANDREAE et al. 2016). Stickstoff hat in Wäldern eine Zweigesichtigkeit (SRU 2015). Er fördert das Wachstum, verändert aber gravierend eine Vielzahl standörtlicher Bedingungen (EICHHORN 1995, KÖLLING 1991, DE VRIES et al. 2007).

1.1.4 Klimaveränderungen und Waldböden

Auf Basis der Messdaten von rund 125 sachsen-anhaltischen Stationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) zeigt sich beim Vergleich der Referenzperiode 1961–1990 gegenüber der aktuellen Periode 1991–2020 eine signifikante Erwärmung für das Vegetationsjahr von Oktober bis September. Die Jahresmitteltemperatur ist im Periodenvergleich von 8,5 °C auf 9,6 °C angestiegen: In allen Monaten hat sich die Temperatur im Zeitraum 1991–2020 gegenüber der Periode 1961–1990 erhöht, besonders deutlich in den Monaten Januar bis April, Juli und August. Bei den Niederschlägen kam es zu einer leichten Zunahme der Jahressumme von 566 mm in der Periode 1961–1990 auf 593 mm in der Periode 1991–2020. Dabei ist besonders der Juli feuchter und der April trockener geworden, jeweils gegenüber der Periode 1961–1990. Weiterhin zeigt sich eine Tendenz zu wärmeren und trockeneren Klimabedingungen im Frühjahr und Frühsommer in Sachsen-Anhalt. Dies entspricht auch den Ergebnissen der meisten Klimamodelle. Eine von den Modellen erwartete Verschiebung der Niederschläge in die Wintermonate konnte für Sachsen-Anhalt bisher nicht festgestellt werden (SUTMÖLLER 2020).

Klimaänderungen wirken sich auf den Stoffhaushalt und den Wasserhaushalt von Waldböden aus. Neben der Verfügbarkeit von Nährstoffen ist eine ausreichende Wasserversorgung Grundvoraussetzung für das Wachstum der Wälder. Infolge der extremen Trockenjahre 2018–2020 im Vergleich zum langjährigen Mittel

trat das Wasserangebot als limitierender Faktor für den Zuwachs der Bäume in Erscheinung. Seit 2018 haben extreme Witterungsbedingungen mit Hitzeperioden, Trockenheit und heftigen Stürmen zu Schäden in den Wäldern geführt, wie sie seit Jahrzehnten nicht beobachtet wurden. Der projizierte Klimawandel lässt aus heutiger Sicht für Sachsen-Anhalt eine weitere Zunahme der Lufttemperatur während der Vegetationsperiode erwarten. Bisher setzt sich der langfristige Erwärmungstrend in Sachsen-Anhalt ungehindert fort, die meisten Monate waren in der jüngeren Vergangenheit teilweise deutlich zu trocken. Regional bestehen jedoch deutliche Unterschiede, so war der äußerste Nordwesten 2020 überdurchschnittlich nass und der Harz trockener (SUTMÖLLER 2020). Besonders in den warmen und niederschlagsarmen Gebieten Sachsens-Anhalts wird mit weiteren Ausfällen und Schäden in Waldbeständen zu rechnen sein. Das Ausmaß, die räumliche und zeitliche Verteilung sowie die Geschwindigkeit des Klimawandels werden die Anpassungsfähigkeit der Bestände überschreiten. Entscheidungshilfen zur klimaangepassten Baumartenwahl im Land Sachsen-Anhalt sind von der NW-FVA erarbeitet worden (HAMKENS et al. 2020).

1.2 Repräsentativität der Bodenzustandserhebungen

Die Bodenzustandserhebung ist wie die Waldzustandserhebung (WZE) ein Stichprobenverfahren, das die gesamte Waldfläche des Landes Sachsen-Anhalt umfasst. Inwieweit die Ergebnisse der BZE II als repräsentativ für die Waldfläche Sachsens-Anhalts angesehen werden dürfen, wurde über den Vergleich mit der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte (BÜK 1000 N; BGR 2007) und durch die Gegenüberstellung der Standortselemente „Trophie“ für die Waldfläche in Sachsen-Anhalt mit Ergebnissen der sachsen-anhaltischen Standortkartierung überprüft.

Der Vergleich mit der BÜK 1000 N und der Verteilung der Substratgruppen in der BZE II zeigt eine recht gute Übereinstimmung. Die in der BZE II mit 53 % Anteil häufigste Substratgruppe der unverlehmten Sande in Sachsen-Anhalt findet sich in der BÜK 1000 mit 48 % gut vergleichbar wieder. Auch die Anteile der schwach- und verlehmten Sande mit 11 % in der BZE II sind gut vergleichbar mit 10 % Anteilen in der BÜK 1000 zu finden, die Anteile der Lösslehme jeweils mit 11 % ebenso. Die Substrate Tonschiefer, Granit und Grauwacke sind in der BÜK1000 nicht eindeutig zugeordnet, daher ist ein Vergleich mit der BZE II nicht möglich.

Vergleicht man die Verteilung der Trophiestufen der BZE-Punkte nach den Polygonen der forstlichen Standortkartierung, in denen die BZE-Punkte liegen, mit der Verteilung nach der forstlichen Standortkartierung für den Gesamtwald in Sachsen-Anhalt, so dokumentieren die Ergebnisse eine bemerkenswert hohe Übereinstimmung und damit eine gute Repräsentativität des BZE-Rasternetzes. Es hat sich aber auch gezeigt, dass die Einbeziehung der chemischen Analyseergebnisse der Bodenfestphase bei der Trophiebewertung der BZE-Punkte zu einer anderen

Verteilung der Trophiestufen an den BZE-Punkten führt und damit die forstlichen Standorte präziser einordnet. Danach sind die eutrophen Standorte in der Standortskartierung deutlich unterschätzt, die kräftigen Standorte überschätzt, die mittleren Standorte deutlich überschätzt und die ziemlich schwachen Standorte deutlich unterschätzt. Nur die armen Standorte bestätigten sich auch unter Einbeziehung der bodenchemischen Analysen.

1.3 Geologie, Boden und Bodenentwicklung

Das Land Sachsen-Anhalt ist durch drei wesentliche Standortsregionen geprägt: dem Tiefland im Norden und Nordosten, dem Hügelland in der Mitte des Landes und dem Mittelgebirge mit dem Harz und Kyffhäuser im Südwesten. Die meisten Waldstandorte liegen im Tiefland mit 70 % der Waldfläche, gefolgt vom Mittelgebirge mit 19 % und dem Hügelland mit 11 %. Die geologischen und bodenkundlichen Verhältnisse der Wuchsgebiete sind im Folgenden beschrieben (nach SCHWANECKE u. KOPP 1994):

Das *Tiefland* wird von glazialen und fluvioglazialen Ablagerungen der letzten Eiszeiten geprägt, vor allem der Warthevereisung. Dies sind intensiv verwitterte, eher nährstoffarme Grund- und Endmoränen, Sander und Talsande, die vorwiegend aus sandigen Böden bestehen. Es herrschen tief entkalkte Sand-Braunerden und Tieflehm-Fahlerden mit mittlerer Nährstoffversorgung sowie ärmere Sand-Podsole vor. Auf den Grundmoränenplatten kommen auch Lehm- und Tieflehm-Staugleye vor. Holozäne Auen der Talniederungen begleiten den Lauf der Elbe und ihrer Nebenflüsse. Vor allem im Raum Bitterfeld und Dübener Heide hat der ehemalige Braunkohleabbau und der einhergehende Flugascheneintrag durch Verbrennung der Kohle in Kraftwerken, Industrie und Haushalten die Böden stark beeinflusst.

Das Tiefland umfasst die forstlichen Wuchsgebiete:

- Das *Ostniedersächsisch-Altmärkische Altmoränenland* mit überwiegend mäßig nährstoffversorgten Sand-Braunerden, z. T. lehmbeeinflusst und pseudovergleyt, sowie ärmeren Sanderflächen mit Braunerde-Podsolen, in Niederungen Sand-Gleye, Gleypodsole und Flachmoorbildungen und reicheren Auen im Elbtal;
- das weichselkaltzeitlich entstandene *Mittelbrandenburgische Talsand- und Moränenland*, welches überwiegend durch ärmere grundwasserbeeinflusste Sande und Braunerde-Podsole auf Sandern sowie durch lehmbeeinflusste Braunerden mit mittlerer Nährstoffversorgung auf den Moränen geprägt ist;
- das *Mittlere Nordostdeutsche Altmoränenland* mit vorherrschenden ärmeren Sanden, mäßig nährstoffversorgten lehmigen Sanden sowie Lehmen mit Braunerden, Sand-Gleyen und Moorbildungen in den Niederungen sowie reicheren Auen in der Elbtalniederung;
- den *Hohen Fläming* mit mittleren bis ärmeren Sanden und lehmigen Sanden sowie Lehmen als Braunerden und Braunerde-Podsolen;

- die *Dübener Heide* im Bereich der Moränen mit mittleren Sand-Braunerden, auf den Sanderflächen mit mittleren bis ärmeren Sand-Braunerden und Sand-Braunpodsolen sowie kleinflächig vorkommenden Mooren. Die Böden sind in Folge des basischen Flugascheeintrages z. T. eutrophiert.

Das *Hügelland*, weitgehend mit Löss bedeckt, ist Teil des mitteleuropäischen Lössgürtels und wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt. Je nach Mächtigkeit der Lagen und Klimaeinfluss bildeten sich Fahlerden, Parabraunerden und Schwarzerden aus. Es gibt aber auch Sandstein-Podsole, Rendzinen, gleyartige Schwemmböden und Auen. Die Waldstandorte im Hügelland sind überwiegend gut mit Nährstoffen versorgt.

Das Hügelland umfasst die folgenden Wuchsbezirke:

- Das *Nordwestliche Harzvorland* ist geologisch durch Ablagerungen der subherzynischen Scholle (Kreide, Jura, Trias) über Zechstein sowie im nördlichen Bereich durch Grauwacke und den rotliegenden Porphyren geprägt. Im Süden des Wuchsgebietes beherrschen Lössdecken das Bild. Entsprechend vielseitig sind die Böden: kräftige Braunerden, Parabraunerden und Fahlerden, im Norden auch ärmere Böden auf pleistozänen Sanden und Lehmen. Auf Muschelkalk-Rücken kommen auch flachgründige Rendzinen vor.
- Die *Nordöstlichen Harzvorländer*: hier herrschen landwirtschaftlich genutzte Lössböden vor, die in den östlichen Teilen in Schwarzerden übergehen können. Forstböden sind auf die ärmeren Sandgebiete und Höhenrücken beschränkt. Im bewaldeten Hakel kommen Deckton-Braunerden vor. Auf Muschelkalk kommen flachgründige Rendzinen, auf Kreidesandstein und tertiären Sanden Ranker, Braunerden und Podsole sowie Auen-Lehme in den Talauen vor.
- Die *Sachsen-Anhaltische Lössebene* ist bedeutender Teil des mitteleuropäischen Lössgürtels, die Böden sind überwiegend landwirtschaftlich genutzt. Die Waldflächen dieses Wuchsgebietes liegen überwiegend in Niederungen und Auen, kräftige Fahlerden, Parabraunerden sowie Schluff- und Lehm-Auenböden sind typisch.
- Das *Sächsisch-Thüringische Löss-Hügelland* ist von meist über 1 m mächtigen, carbonatfreien Lössdecken bedeckt, es kommen Löss-Fahlerden, Braunerden, Braun-Staugleye und Auenböden vor.
- Die *Leipziger Sandlöss-Ebene* ist durch kräftige Sandlöss-Fahlerden geprägt und weitgehend waldfrei.
- Die *nördlichen und südlichen Randplatten des Thüringer Beckens* sind geologisch sehr vielfältig: auf Muschelkalk, Buntsandstein, teilweise Keuper (eher nördliche Randplatten), Zechstein (eher südliche Randplatten) und Lössdecken über Rotliegenden weist die Bodenbildung der Schichtstufenlandschaft dementsprechend auch eine große Bandbreite an Böden auf. Das Spektrum reicht von Rendzinen und Decklöss-Fahlerden bis zu Sandstein-Braunerden und kräftigen Staugleyen sowie Ton- und Auenlehmböden.

- Das sachsen-anhaltische *Innere Thüringer Becken* ist vom Löss und Keuper bestimmt, es liegen Löss-Fahlerden, Parabraunerden sowie Lehm- bis Ton-Braunerden vor und es ist weitgehend waldfrei.



Abbildung 1: Forstliche Wuchsgebiete in Sachsen-Anhalt (nach SCHWANECKE U. KOPP 1994, verändert durch W. Schmidt)

Die Standortsregion *Mittellebige* mit den Wuchsgebieten Harz und Kyffhäuser hebt sich deutlich vom Hügelland ab.

- Der sachsen-anhaltische *Harz* ist von silurischen, devonischen und karbonischen Tonschiefern mit eingelagerten Grauwacken sowie Diabasen, Kiesel-schiefer und Granit geprägt. Es kommen auch als Besonderheit devonische Kalke und der Quarzporphyr des Auerberges vor. Der Kern der Harzscholle ist von einem Band aus Zechstein umlagert, im Osten durch Kupferschiefer gekennzeichnet. Zungenartig sind Lössdecken in den flachen Tälern des Ostharzes eingelagert. Die Böden im Harz sind stark durch periglaziale Umlage-rungsprozesse beeinflusst. Es überwiegen Gesteinsbraunerden mit mittlerer

und kräftiger Nährstoffversorgung, es kommen aber ebenso podsolige Braunerden, Podsole und Ranker mit geringerer Nährkraft hinzu. In verdichteten Wannen sind kleinflächige Quell- und Hochmoore sowie Staugleye und Humusstaugleye ausgebildet. Auf Löss am Harzrand sind Fahlerden verbreitet.

- Das *Kyffhäusergebirge* wird von Gesteinen aus dem Oberkarbon wie Sandsteinen, grobkörnigen Konglomeraten und Schiefertönen gebildet, es herrschen mittlere bis kräftige lössbeeinflusste Gesteins-Braunerden vor. Am Westrand tritt Zechstein mit Kalk, Dolomit und Gips auf, hier bildeten sich Rendzinen und tonige Braunerden aus.

1.4 Substratgruppen

Eine Expertengruppe, bestehend aus Bodenkundlern und erfahrenen Standortskartierern, wies sämtlichen 388 BZE II-Punkten der Länder Niedersachsen, Bremen, Hessen und Sachsen-Anhalt Substratgruppen zu. Die Gruppierung der Waldböden in Substratgruppen erfolgte nach den Merkmalen Ausgangssubstrat (Ausgangsgestein), Lagerung (Substrat-Lagerung), Bodenart, Bodenmorphologie und Bodenphysik. Dabei prägt das Ausgangsgestein der Bodenbildung die Substratgruppen ganz wesentlich. Die Substratgruppen ermöglichen länderübergreifende Auswertungen (EVERS et al. 2013b). Darüber hinaus können die länderspezifischen Standortseinheiten den generierten Substratgruppen zugeordnet werden, sodass eine operationale Übertragung der Ergebnisse auf Standorts-Polygone der Standortskartierung gewährleistet ist bzw. erfolgen kann.

In Sachsen-Anhalt kommen an den 76 BZE-Punkten der BZE II 13 der für Nordwestdeutschland insgesamt nach EVERS et al. (2013b) definierten 16 Substratgruppen vor. Für 39 BZE-Punkte (51 %) wurde die Substratgruppe „unverlehmte Sande“ ausgewiesen. An 8 (11 %) BZE-Punkten ist standörtlich der Lösslehm bestimmend. Bei 7 BZE-Punkten (9 %) bildet Tonschiefer das Ausgangssubstrat. Es folgen die Substratgruppen schwach verlehmtter Sand (5 BZE-Punkte, 7 %) und verlehmtter Sand (4 BZE-Punkte, 5 %) sowie Lehm (3 BZE-Punkte, 4 %). Mit nur noch jeweils 2 BZE-Punkten sind die Substratgruppen organisch geprägte Standorte (v. a. ehemalige Moore), Grauwacke und Granit vertreten (insgesamt 8 %). Vereinzelt mit jeweils einem BZE-Punkt treten noch die Substratgruppen Basalt/Diabas, Kreidessandstein, Quarz und Zechstein mit insgesamt 5 % Anteil auf.

1.5 Bodentypen

Bei den sachsen-anhaltischen Waldstandorten dominiert mit Abstand der Bodentyp der Braunerde. Fast 60 % der vorkommenden Böden der BZE II in Sachsen-Anhalt entfallen auf diesen Bodentyp. Im Tiefland und Mittelgebirge sind jeweils rund zwei Drittel aller Bodentypen der BZE II-Punkte Braunerden, im Hügelland rund 20 %.

Vereinzelt sind Podsol-, Gley-, Pseudogley- und Parabraunerde-Braunerden angesprochen worden, doch nur die Podsol-Braunerden kommen im Tiefland häufiger vor. Parabraunerden sind in Sachsen-Anhalts Wäldern mit 10 % vertreten. Sie stellen im Hügelland den am häufigsten vorkommenden Bodentyp und sind vereinzelt auch im Mittelgebirge vertreten. Podsole (9 %) sind neben den Braunerden im Tiefland typisch. Pseudogleye sind mit 7 % Anteilen in der BZE II und in allen Wuchsregionen vertreten. Weitere vorkommende Bodentypen sind Vega-Gleye, Moore, Ranker, Regosole, Fahlerden und eine Schwarzerde, die aber mit jeweils 1–3 Punkten in der BZE II Sachsen-Anhalt eher selten sind.

1.6 Trockenrohdichten und Grobbodenanteile

Hinsichtlich bodenphysikalischer Eigenschaften sind die Grobbodengehalte (Steingehalte) vom Feinboden zu unterscheiden. Je nach Korngrößen- und Mineralzusammensetzung, Verdichtung, Bodentiefe sowie organischer Beimischung unterscheidet sich die Dichte des Mineralbodens. Der Unterboden weist in der Regel höhere Trockenrohdichten als der Oberboden auf. Die geringsten Trockenrohdichten finden sich beim Tonschiefer und verlehmtten Sand mit Werten von unter $1,0 \text{ g/cm}^3$ in 0–5 cm. Sie sind Ausdruck der hohen Humusgehalte und des lockeren Mineralbodens direkt unterhalb des Auflagehumus. Mit zunehmender Bodentiefe steigen die Trockenrohdichten des Feinbodens aller Substratgruppen bis auf Werte zwischen $1,4\text{--}1,9 \text{ g/cm}^3$ an. Die Böden in den Substratgruppen der Sande weisen insgesamt höhere Trockenrohdichten auf als die der Lösslehme und Tonschiefer. Absolut die geringsten Trockenrohdichten traten bei den organisch geprägten Standorten mit Werten unter $0,5 \text{ g/cm}^3$ auf. Die Böden der Substratgruppen Granit, Grauwacke und Basalt/Diabas liegen mit ihren Trockenrohdichten ungefähr bei dem Werten des Tonschiefers, Quarzit, Lehm, Zechstein und Kreidesandstein eher bei den Sanden mit höheren Trockenrohdichten.

Die Grobbodenanteile in den Substratgruppen organisch geprägte Standorte, der Sande und des Lösslehms sind in allen Tiefenstufen überwiegend gering mit mittleren Werten unter 8 Vol%. Bei den Lehmen und im Kreidesandstein liegen die Grobbodenanteile etwas höher mit mittleren Werten zwischen 5–15 Vol%. In den Substratgruppen Granit und Tonschiefer liegen die Grobbodenanteile im Oberboden bis 30 cm zwischen 10 und 20 Vol%, im Unterboden steigen sie auf 30–40 Vol%, beim Tonschiefer auf 65 Vol% in 60–90 cm Bodentiefe an. Die Grobbodenanteile in den Substratgruppen Zechstein, Grauwacke Basalt/Diabas und Quarzit haben schon im Oberboden Werte zwischen 10–60 Vol%, im Unterboden sind die Grobbodenanteile häufig noch höher.

1.7 Austauschkapazität

Die Fähigkeit von Mineralböden und Humus zum Austausch von Kationen bestimmt wesentlich deren Puffereigenschaften und die mittelfristige Speicherkapazität für die Nährstoffkationen Calcium, Magnesium und Kalium und die sauren Kationen Aluminium, Eisen, Mangan sowie Protonen. Insgesamt liegt die Austauschkapazität in den Waldböden Sachsen-Anhalts im Mittel aller BZE II-Punkte mit rund 540 kmol_c/ha noch im mittel-hohen Bewertungsbereich nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2003). Damit haben die Waldböden in Sachsen-Anhalt, bedingt durch die eher ärmeren Böden im Tiefland, im Vergleich der Bundesländer Niedersachsen, Hessen und Sachsen-Anhalt, die geringsten Austauschkapazitäten.

Mit durchschnittlich 23 kmol_c/ha trägt der Auflagehumus, bedingt durch seine in der Regel geringe Mächtigkeit, durchschnittlich nur zu etwa 4 % der gesamten Austauschkapazität bis 90 cm Bodentiefe bei. Die höchste Austauschkapazität (bezogen auf jeweils 5 cm Bodenschicht) mit 45 kmol_c/ha findet sich aufgrund hoher Humusgehalte in den oberen 5 cm des Mineralbodens.

Die mittlere Austauschkapazität aller Waldstandorte in Sachsen-Anhalt ist vor dem Hintergrund der weiten Spanne der vorkommenden Substrate ökologisch nicht sehr aussagekräftig. Grundsätzlich zeigt sich aber bei einer (möglichst) gleichen mittleren Austauschkapazität in einer Wiederholungsinventur, dass die Methodik von der Probennahme bis zur Analyse mit der Erstinventur vergleichbar ist. Das war auf Ebene der Tiefenstufen in Sachsen-Anhalt der Fall. Die signifikante (leichte) Zunahme um 10 kmol_c/ha (+2 % bezogen auf die BZE I) zwischen der BZE I und BZE II im oberen Mineralboden ist durch die Zunahme der organischen Substanz im oberen Mineralboden zu erklären.

Insgesamt belegen die Ergebnisse, dass mit dem Verfahren der BZE trotz standörtlicher Variabilität landesweit bestimmte Bodenzustände abbildbar sind und sich räumliche und zeitliche Veränderungen nachweisen lassen.

1.8 Status und Veränderung der Bodenversauerung

Durch die Bildung von Kohlensäure und organischen Säuren (Huminsäuren) kommt es in Böden Mitteleuropas zur allmählichen Versauerung. Hinzu kommen anthropogen verursachte Säureinträge, deren Säurewirkung seit Jahrzehnten die ökosysteminterne Versauerung übersteigt. Der Eintrag stärkerer Säuren, insbesondere der Schwefel- und Salpetersäure, bewirkt hauptsächlich eine Versauerung auf unter pH(H₂O) 5. In diesem bodenchemischen Milieu werden die Kationen Calcium, Magnesium und Kalium am Austauscher von Aluminium, Eisen und Mangan sowie Protonen verdrängt und mit Nitrat, Sulfat und organischen Säuren mit dem Sickerwasser ausgewaschen. Je nach Mineralisierungsraten und Einträgen mit dem Niederschlag verlieren Waldökosysteme damit Nährstoffe. Der Eintrag von starken Säuren sowie säurewirksame Stickstoffeinträge haben daher in vielen Waldökosystemen zu

gravierenden bodenchemischen Veränderungen geführt (COOLS et al. 2016, MEESENBERG et al. 2016, DE VRIES et al. 2014, ULRICH 1981, ULRICH 1986).

Die Analyse der Stoffeinträge in Sachsen-Anhalt zeigt eine extrem hohe Belastung der Waldökosysteme durch anthropogen bedingte Stoffeinträge bis Anfang/Mitte der 1990er Jahre. Trotz deutlich geringerer Niederschläge und geringerer Benadelungsdichte war die Sulfatbelastung im Raum Colbitz unter Kiefer genauso hoch wie unter Fichte im Solling. Auf einer Fichtenfläche im Solling wurde das Maximum der Sulfat-Schwefelbelastungen in den 1970er Jahren erreicht. Im Mittel der Jahre 1986–1988 betrug der Schwefeleintrag im Solling unter Fichte 72 kg je Hektar und Jahr, unter Buche 38 kg je Hektar und Jahr, unter Kiefer in Raum Colbitz zwischen 61 und 72 kg je Hektar und Jahr und im Raum Wittenberg sogar 173 kg je Hektar und Jahr. Durch das Ende der Kohlewirtschaft der ehemaligen DDR und Maßnahmen zur Luftreinhaltung sind die Emissionen von Schwefeldioxid in erheblichem Umfang zurückgegangen, auch in den neuen Bundesländern. Infolge dieser Maßnahmen ging der Schwefeleintrag auch in Wäldern stark zurück. Im Vergleich zum Zeitraum 1986–1988 betrug der Rückgang in Colbitz unter Kiefer 96 % (siehe Kap. 3.4).

Trotz der beobachteten Abnahme der Stoffeinträge werden die Critical Loads für Säure- und für Stickstoffeinträge nach wie vor an einer Vielzahl von Standorten überschritten (MEESENBERG et al. 2015). Die deutliche stärkere Abnahme beim Schwefeleintrag im Vergleich zum Stickstoffeintrag hat dazu geführt, dass sich die Bedeutung der einzelnen Säurebildner am Gesamtsäureeintrag deutlich verschoben hat. Während in den Jahren 1986–1988 die Schwefeldeposition für rund 60 %, die Stickstoffdeposition für rund 25 % und die Chloriddeposition für rund 15 % des Gesamtsäureeintrags verantwortlich war, wird auf den Versuchsflächen in Sachsen-Anhalt heute mehr als 80 % des Gesamtsäureeintrags durch anorganische Stickstoffeinträge verursacht. Eine weitere Reduktion des Stickstoffeintrags ist deshalb auch unter dem Gesichtspunkt Säurebelastung dringend geboten.

Die Deposition von basisch wirkendem Calcium, Magnesium und Kalium ist durch die Luftreinhaltemaßnahmen ebenfalls stark reduziert wurden. In Colbitz hat der Calciumeintrag beispielsweise von 37 kg je Hektar und Jahr (Mittel 1986–1988) auf knapp 3 kg je Hektar und Jahr, d.h. um rund 90 %, abgenommen. In Colbitz wurden in den Jahren 1986–1988 im Mittel 43 % der eingetragenen Säuren durch ebenfalls eingetragene Basen neutralisiert, im Zeitraum 2013–2018 im Mittel noch 27 %.

Generell ist der Säure-Basen-Status von übergeordneter Bedeutung für sämtliche Bodenfunktionen. Zur Beschreibung des Status und der Veränderung des Säure-Basen-Zustandes der sachsen-anhaltischen Waldböden werden nachfolgende Kenngrößen herangezogen.

1.8.1 Kationen-Anteile an der Austauschkapazität

Die Besetzung der Austauscherplätze durch unterschiedliche Kationen steuert den Versauerungszustand von Waldböden und beeinflusst die Ernährungsbedingungen für die Waldbäume am Standort ganz wesentlich. Häufigstes basisch wirkendes Kation im Mittel Sachsen-Anhalts ist Calcium mit 16–27 % Anteilen an der Austauschkapazität. Deutlich niedriger liegen die Anteile von Magnesium und Kalium in Höhe von 3–6 % sowie Natrium in Höhe von bis zu 2 %. Aluminium ist in sachsen-anhaltischen Waldböden in jeder Bodentiefe das bestimmende Kation mit Anteilen zwischen 44–70 %. Protonen belegen Anteile zwischen 1 und 16 %, die höchsten Anteile befinden sich im Oberboden. Die Kationenbelegung sachsen-anhaltischer Waldböden wird demnach im Mittel von sauer wirkenden Kationen, vor allem Aluminium dominiert.

1.8.2 Basensättigung

Die Basensättigung gibt den prozentualen Anteil der basischen Kationen Calcium, Magnesium, Kalium und Natrium (Mb) bezogen auf die effektive Kationenaustauschkapazität an. Sie ist damit eine der wichtigsten Kenngrößen für die Versauerung von Waldböden. Ihr Rückgang kann Folgen von Bodenversauerung anzeigen.

Bodenchemisch abgeleitet und in Versuchen nachgewiesen tritt unter einer Basensättigung von 15 bis 20 % Aluminium als dominierendes Kation in der Bodenlösung auf und wirkt auf Waldökosysteme destabilisierend (REUSS 1983, REUSS u. JOHNSON 1985, 1986). Zugleich weisen diese Böden nur noch geringe austauschbare Anteile an den wichtigen Nährstoffen Calcium und Magnesium auf. Mit 37 % durchschnittlicher Basensättigung bis 90 cm Bodentiefe liegen die Waldböden in Sachsen-Anhalt sowohl bei der BZE II als auch bei der BZE I im mittleren Bewertungsbereich. Summiert und gemittelt über diesen Bodentiefenbereich hat sich die Basensättigung in Sachsen-Anhalt nicht verändert.

Die Spanne der mittleren Basensättigung auf Profilebene reicht mit Werten zwischen 10–15 % beim Quarzit, Granit und der Grauwacke, 26–36 % beim Tonschiefer, unverlehmten Sand und schwach verlehmten Sand sowie 55–75 % beim verlehmten Sand, Lösslehm und Lehmen. Die Niedermoore- und Zechstein- Standorte erreichen nahezu 100 % Basensättigung.

Mit durchschnittlich 26 % liegt die Basensättigung beim unverlehmten Sand nicht im kritischen Bereich unter 20 %. Dieser Mittelwert ist jedoch stark durch Flugascheinträge und Bodenbearbeitung beeinflusst. Ohne diese Einflüsse treten auch in Sachsen-Anhalt im unverlehmten Sand mittlere Basensättigungen von unter 20 % auf, der Median für den unverlehmten Sand liegt bei 17 %. Auch auf basenarmen Gesteinen im Harz sind diese geringen Werte typisch. An solchen Standorten ist über eine Bodenschutzkalkung nachzudenken. Ein Ziel der Bodenschutzkalkung liegt darin, für definierte Standorte ein Absinken unter eine Basensättigung von 20 % zu verhindern bzw. den Versauerungsprozess zu verlangsamen und die durch Säure

ausgewaschenen Nährstoffe Calcium und Magnesium zu ergänzen (MEIWES 1995, BEESE u. MEIWES 1995). Nach dem derzeitigen wissenschaftlichen Kenntnisstand und den Grundsätzen einer verantwortungsbewussten, ökologischen und nachhaltigen Waldbewirtschaftung ist eine Kompensationskalkung auf Standorten erforderlich, deren Böden im Hauptwurzelraum stark versauert sind, d. h. eine Basensättigung von unter 15 % im unteren Hauptwurzelraum (30–60 cm) aufweisen, und bei denen kein Ausschlussgrund für eine Kalkung vorliegt (NW-FVA 2010).

Wie stark die Basensättigung durch die Flugasche in Sachsen-Anhalt beeinflusst wird, zeigt die Gegenüberstellung der gekalkten und ungekalkten unverlehmten Sande in Niedersachsen mit denen in Sachsen-Anhalt von Flugasche beeinflussten und unbeeinflussten unverlehmten Sanden (Abb. 2). Bereits ab 10 cm Bodentiefe übersteigt die Basensättigung der unverlehmten Sande ohne Flugascheeinfluss in Sachsen-Anhalt die durchschnittlichen Werte für die gekalkten und ungekalkten Sande in Niedersachsen, diese Unterschiede erhöhen sich noch mit zunehmender Bodentiefe. Das Niveau der Basensättigung der unverlehmten Sande mit Flugascheeinfluss in Sachsen-Anhalt übersteigt die Werte in Niedersachsen unabhängig von einer Kalkung bei Weitem mit mehr als doppelt so hohen Werten in Sachsen-Anhalt. Damit haben die Flugascheinträge die unverlehmten Sande bis in den Unterboden deutlich stärker aufgebast als die Waldkalkungen in Niedersachsen. Diese Basenmenge bildet zwar einen Nährstoffpool und Reservoir gegenüber einer weiteren Bodenversauerung, ist aber auch sensitiv gegenüber Auswaschung mit dem Sickerwasser und bei den sonst natürlich als relativ saure Waldstandstandorte anzusehenden Ökosystemen als starke, tiefwirkende anthropogene Veränderung anzusehen. Es zeigt sich deutlich, wie unterschiedlich je nach Historie bei gleichem Substrat Bodenzustände im Waldboden sein können und wie wichtig bodenchemische Messwerte für die Beurteilung von Beständen zur Durchführung von Waldkalkungen sind.

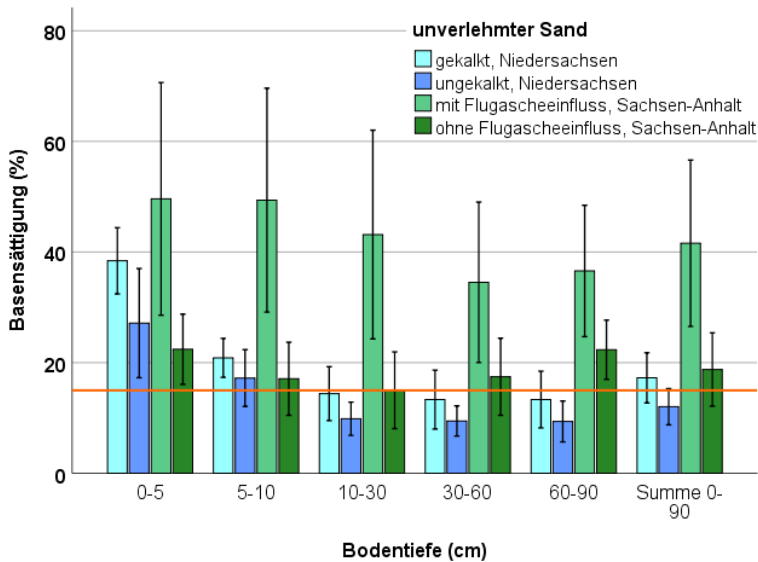


Abbildung 2: Mittlere Basensättigung [%] nach Tiefenstufen und Mineralboden 0–90 cm in der BZE II für Niedersachsen und Sachsen-Anhalt für den unverlehmten Sand nach Kalkung (Niedersachsen) und Flugascheeinfluss (Sachsen-Anhalt)

1.8.3 Calcium-, Magnesium- und Kaliumvorrat

Zur umfassenden ökologischen Bewertung chemischer Kenndaten im Mineralboden ist die Ermittlung raumbezogener Vorratswerte erforderlich (AK STANDORTSKARTIERUNG 2003).

Calcium hat im Allgemeinen die höchsten Anteile unter den basischen Kationen am Austauscher und demzufolge einen hohen Indikatorwert für die Nährstoffausstattung der Waldböden. Zu weiteren, sehr wichtigen basischen Kationen gehören Magnesium und Kalium.

Relativ gering mit Calcium und Magnesium sind Standorte mit Quarzit, Granit, unverlehmten Sand, Grauwacke und teilweise auch Tonschiefer ausgestattet. Hohe Vorräte an basischen Kationen finden sich dagegen beim Lehm, Lösslehm, Zechstein teilweise beim verlehmten Sand.

Zwischen der BZE I und der BZE II haben die Calciumvorräte im Oberboden in den Waldböden Sachsen-Anhalts leicht zugenommen, im Unterboden tendenziell abgenommen, insgesamt auf das Profil saldiert gab es keine signifikanten Unterschiede. Beim unverlehmten Sand erreichen die von Flugasche beeinflussten Standorte mehr als doppelt so hohe Calciumvorräte wie die nicht von Flugasche beeinflussten Standorte. Sie sind damit mit den gekalkten Standorten des unverlehmten Sandes in Niedersachsen vergleichbar. Im Raum Bitterfeld liegen die Calciumvorräte

zwischen 4000–6500 kg/ha bei mehr als vierfach so hohen Werten wie die gekalkten Standorte des unverlehmten Sandes in Niedersachsen. Der deutliche Einfluss von Flugaschen auf Basensättigung und Calciumvorrat wurde auch in Brandenburg festgestellt (RIEK et al. 2015, RIEK et al. 2021). Dabei zeigten sich in der südlichen Hälfte Brandenburgs an dem Rasternetz der ökologischen Waldzustandskontrolle weit verbreitete, hohe Calciumeinträge mit bis zu vierfach erhöhten Werten im Vergleich zum industriefernen Norden. Neben dem lokalen Einfluss von Braunkohlekraftwerken und durch hohe Schornsteine auch weiter verbreitete Flugasche wird auch der Braunkohleinsatz im Hausbrand dafür verantwortlich gemacht. Es ist daher davon auszugehen, dass auch in Sachsen-Anhalt der Einfluss von Flugasche nicht nur an einzelnen BZE-Punkten, sondern vor allem im Osten und Süden des Landes flächig erfolgte.

Bei Magnesium konnten leichte signifikante Zunahmen im Mineralboden und Auflagehumus festgestellt werden. Diese Zunahmen stehen auch mit Einträgen durch Flugasche im Zusammenhang, an diesen Standorten waren die Zunahmen besonders hoch.

Die Kaliumvorräte haben insgesamt um 54 % bezogen auf die Vorräte der BZE I ungewöhnlich auffallend in der BZE II zugenommen, vor allem im Unterboden. Diese hohen Zunahmen ließen sich weder ökologisch noch durch anthropogenen Einfluss wie z. B. Deposition erklären. Zunahmen dieser Größenordnung sind aus der Mineralverwitterung vor allem von Sandböden nicht zu erwarten. Kalium könnte in tiefere Bodenschichten verlagert worden sein, doch dann hätten im Auflagehumus und oberen Mineralboden die Kaliumvorräte zwischen der BZE I und BZE II eher abnehmen müssen. Das Gegenteil war jedoch der Fall. Die Depositionen nahmen zwischen den Bodenzustandserhebungen eher deutlich ab, damit kommen sie als Erklärung nicht in Betracht. In den Ländern Brandenburg (RIEK et al. 2015), Thüringen (BURSE et al. 2011) und Niedersachsen (EVERS et al. 2019) kam es eher zu Kaliumabnahmen im Mineralboden, nur in Mecklenburg-Vorpommern kam es auch zu Zunahmen (RUSS et al. 2011). Die im Jahr 2021 angefertigten Nachanalysen von Rückstellproben aus der BZE I vom Umweltlabor der NW-FVA ergaben in unteren Konzentrationsbereichen deutlich höhere Werte, sodass die Zunahmen auf fehlerhafte Werte der BZE I zurückgeführt werden konnten.

1.8.4 Pufferbereiche

Hinsichtlich der pH-Wert-Analysen ist einschränkend festzustellen, dass aus dem Aciditätsstatus nur sehr begrenzt auf den chemischen Bodenzustand und sein Ursachen-Wirkungs-Geflecht geschlossen werden darf (ULRICH 1966).

Der pH-Wert ist eine Kenngröße für die Konzentration der H_3O^+ -Ionen in der Bodenlösung und somit für den Versauerungszustand der Böden. Die in wässrigen Bodensuspensionen gemessenen $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte erlauben eine Zuordnung zu den

verschiedenen Pufferbereichen (ULRICH 1981, BLOCK et al. 2000). Je nach Kationenbelegung des Austauschers sowie der Säuredeposition laufen unterschiedliche Säure-Basen-Reaktionen und damit Pufferreaktionen ab (NÄTSCHER u. SCHWERTMANN 1991, SÜSSER u. SCHWERTMANN 1991, KHANNA et al. 1987, PRENZEL 1982, ULRICH 1981).

Die Anteile der Kationen an den Humus- und Tonmineraloberflächen bestimmen damit wesentlich das Pufferungsverhalten von Waldböden gegenüber Säureeinträgen und geben eine Zuordnung zu Resilienzeigenschaften und zur Ernährungssituation von Waldböden. Eine wesentliche Grenze stellt der Übergang vom Austauscher-Pufferbereich zum Aluminium-Pufferbereich dar. Im Aluminium-Pufferbereich verändern sich die Nährstoffbedingungen, ihre Wechselwirkungen und damit auch die Bodeneigenschaften und -funktionen.

Bei durchschnittlichen Werten zwischen 4,4 und 4,9 $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ befinden sich zum Zeitpunkt der BZE II die Waldböden in Sachsen-Anhalt im Austauscher-Pufferbereich. Die Mittelwerte je Tiefenstufe und deren Konfidenzintervalle liegen oberhalb des Aluminium-Pufferbereiches. Die pH -Wert Spanne reicht von 3,5 bis 8,0. Es kommen damit bis auf den Eisen-Pufferbereich alle Pufferbereiche vor. In einigen Tiefenstufen im Oberboden bis 30 cm Bodentiefe der Substratgruppen Tonschiefer sowie beim schwach- und unverlehmten Sand liegen die Mediane der $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte im Aluminium-Pufferbereich. In diesem Pufferbereich ist mit einer Auflösung sekundärer Tonminerale und Tonzerstörung, Freisetzung von Aluminium-Ionen und Protonen in die Bodenlösung sowie einer zunehmenden Einschränkung der Wuchsleistung durch den bodenchemischen Zustand zu rechnen (ULRICH 1981). Im Vergleich zu den Mittelwerten auf Bundesebene der BZE II sind die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte in Sachsen-Anhalt wesentlich geringer (WELLBROCK et al. 2016), was mit den hohen Anteilen der relativ sauren Sandstandorte erklärt werden kann. Die deutlich geringeren $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte im Vergleich zu den $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werten belegen historisch hohe Säurebelastungen und erschöpfte Pufferreserven des Mineralbodens, vor allem der betreffenden Oberböden in den Substratgruppen schwach- und unverlehmter Sand sowie Tonschiefer. Auf Flugasche beeinflussten Waldstandorten konnten in allen Tiefenstufen höhere pH -Werte festgestellt werden, die teilweise auch in den Silikat-Pufferbereich reichen.

Im Auflagehumus nahmen die pH -Werte (H_2O und KCl) von der BZE I zur BZE II signifikant ab. Im Mineralboden kam es bei den $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werten zu leichten Zunahmen, vor allem in Unterboden. Die $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte nahmen dagegen bis 10 cm Bodentiefe signifikant ab, im tieferen Mineralboden gab es keine Veränderungen. Diese Ergebnisse lassen darauf schließen, dass zwischen der BZE I und BZE II in Sachsen-Anhalt die Gesamtsäurebelastung an vielen Standorten immer noch höher als die Pufferkapazität der Böden ist, denn bei den etwas geringeren Säureeinträgen hätte mit einem Anstieg der mittleren $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte in der Bodenlösung und der $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte gerechnet werden können. Der überwiegende Säureeintrag in Sachsen-Anhalt resultiert aus anorganischen Stickstoffeinträgen, die sich

zwischen der BZE I und II in Sachsen-Anhalt erhöht haben, was diese Interpretation stützt (s. Kap. 3.4). Neben dem Säureeintrag über Luftschadstoffe sind jedoch auch weitere Säurequellen zu beachten, die die pH-Werte mit beeinflussen. Entkopplungen des Stickstoffkreislaufes, rückläufige Pufferreaktionen bei Aluminiumsulfaten, Basenverluste über Nitrat- und Sulfatausträge sowie Entzüge mit der Biomasse führen zu weiterer Versauerung (ULRICH 1983, ULRICH et al. 1994, KHANNA et al. 1987, PRIETZEL u. KÖLLING 1999).

Im Hinblick auf die Zuordnung der Pufferbereiche nach dem $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Wert zeichnet sich für Sachsen-Anhalt zwischen der BZE I und BZE II einerseits eine Verschlechterung des bodenchemischen Zustandes ab: Die Anteile der ökologisch ungünstig zu beurteilenden Aluminium-Eisen- und Aluminium-Pufferbereiche haben im oberen Mineralboden zu Lasten des Austausch-Pufferbereiches zugenommen. Dies betrifft vor allem die schwächeren Standorte des unverlehmten Sandes und Tonschiefers. Andererseits nahmen die Anteile im Carbonat- und Silikat-Pufferbereich zu Lasten des Austausch-Pufferbereiches leicht zu, in diesen Fällen hat sich die Situation verbessert. Dies betrifft den Lösslehm sowie die schwach- und verlehnten Sande.

1.8.5 Bewertung

Die Wälder und Waldböden in Sachsen-Anhalt sind über lange Zeiträume durch sehr hohe atmosphärische Stoffeinträge beeinflusst, die in einigen Regionen sogar extrem ausfielen. Neben sehr hohen Säureeinträgen sind auch regional sehr unterschiedlich Flugascheinträge niedergegangen und veränderten die chemische Zusammensetzung der Waldböden erheblich. Die BZE I-Ergebnisse 1992–1994 zeigen für die Mehrzahl der Standorte eine deutliche Versauerung im oberen Mineralboden, eine geringe Ausstattung mit basischen Kationen und hohe Anteile von Aluminium am Austauscherkomplex (FORSTLICHE LANDESANSTALT SACHSEN-ANHALT 1998). Weiterhin waren schon in der BZE I relativ hohe Nährstoffvorräte in der Auflage gespeichert und damit nicht unmittelbar pflanzenverfügbar, Nährstoffkreisläufe damit entkoppelt.

Obwohl durch Rauchfilter die Flugascheinträge in den 1980er Jahren zurückgingen, stiegen die Schwefeleinträge über die Kohleverbrennung noch bis zum Ende der 80er Jahre weiter an. Die seit Mitte der 1990er-Jahre ergriffenen Maßnahmen zur Luftreinhaltung und das Ende der Kohlewirtschaft in Sachsen-Anhalt verringerten vor allem die Emissionen von Schwefeldioxid und Flugasche erheblich. Die Stickstoffeinträge sind zurzeit mit 10–16 kg je Hektar und Jahr aber immer noch auf einem relativ hohen Niveau und höher als der mittlere Bedarf der Waldbestände. Die Ergebnisse belegen insgesamt, dass das Thema Bodenversauerung auch heute noch aktuell ist. Der weitaus überwiegende Teil des Gesamtsäureeintrags in Sachsen-Anhalt wird mittlerweile durch anorganische Stickstoffeinträge verursacht. Aktuell sind die wirkungsbezogenen Belastungsgrenzen, die Critical Loads für Versauerung

und Eutrophierung, in vielen Wäldern von Sachsen-Anhalt weiterhin durch den Eintrag von Luftschadstoffen überschritten. Dies kann zu Bodenversauerung, Nährlementverlusten mit dem Sickerwasser, Änderungen des Wuchs- und Konkurrenzverhaltens von Waldbäumen, Waldbodenvegetation und Bodenorganismen führen. Eine weitere Reduktion des Stickstoffeintrags ist deshalb auch unter dem Gesichtspunkt Säurebelastung dringend geboten. Viele Waldböden, vor allem der unverlehmte Sand, sind durch Flugascheinträge bis in den Unterboden aufgebast. Die Höhe der Einträge war regional sehr unterschiedlich, im Osten des Landes waren sie besonders hoch. Die Flugascheinträge stellen ein pufferndes Reservoir gegenüber Säureinträgen dar. Dies ist sicherlich auch ein Grund mit dafür, warum sich die mittlere Basensättigung auf Landesebene kaum geändert hat zwischen den BZE-Erhebungen. Dieser Nährstoffpool, vor allem von Calcium, wird jedoch bei weiteren Nitrat- und Sulfatausträgen mit dem Sickerwasser weiter abnehmen. Neben Calcium und Magnesium sind mit der Flugasche vielerorts auch organische Schadstoffe wie beispielsweise Hexachlorbenzol (HCB) oder polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe sowie Schwermetalle wie Arsen und Chrom eingetragen worden. Diese Stoffe und deren Derivate werden im Waldboden lange aufgespeichert und stellen potentielle Risikofaktoren für das Waldökosystem dar (RIEK et al. 2021).

1.9 Hauptergebnisse für die Substratgruppen

Waldregionen werden standörtlich weitgehend durch ihre Ausgangsgesteine und die dazugehörigen Substratgruppen geprägt. Zu nennen sind etwa das überwiegend durch Sande geprägte sachsen-anhaltische Tiefland, das durch Lösslehm geprägte Hügelland und das aus den Gesteinen des Erdaltertums aufgebaute Bergland. Im Interesse einer Anwendbarkeit der Ergebnisse der Bodenzustandserhebung für konkrete forstliche Fragestellungen auf überregionaler, regionaler oder lokaler Ebene sind vor allem die Befunde für konkrete Substratgruppen von Bedeutung.

1.9.1 *Unverlehmter Sand (51 % der Waldböden nach BZE II in Sachsen-Anhalt)*

Die Standorte der unverlehmten Sande gehören zu den ärmeren Standorten in Sachsen-Anhalt und kommen ausschließlich im sachsen-anhaltischen Tiefland vor. Diese Standorte weisen die höchsten Trockenrohdichten, die geringsten Skelettanteile und mit den (Löss)Lehmen und verlehmtten Sanden die höchsten Feinbodenvorräte auf. Die mittlere nutzbare Feldkapazität liegt mit Werten zwischen 60–120 mm und im Mittel mit 93 mm bis 90 cm Bodentiefe im geringen bis mittleren Bewertungsbereich und hat im Vergleich zu den anderen Substratgruppen in Sachsen-Anhalt eine relativ geringe Wasserspeicherkapazität.

Bei einer mittleren Austauschkapazität von 255 kmol_c/ha (summiert bis 90 cm Bodentiefe) liegen die BZE II-Punkte dieser Substratgruppe noch gerade im middle-

ren Bewertungsbereich. Dieser Durchschnitt ist höher als die mittleren Vergleichswerte in Hessen (220 kmol_c/ha), aber geringer als die in Niedersachsen (340 kmol_c/ha) und liegt um 53 % unter dem Landesmittel (100 %) von Sachsen-Anhalts Waldböden.

Die durchschnittliche Basensättigung von 26 % auf Profilebene liegt im gering-mittleren Bewertungsbereich und damit 11 %-Punkte unter dem Landesdurchschnitt. Der mittlere Calciumvorrat auf Profilebene beträgt rund 1300 kg/ha und ist damit als mittel einzustufen, der Magnesiumvorrat mit 150 kg/ha und der Kaliumvorrat mit 550 kg/ha jeweils als gering-mittel. Im Vergleich zu den Mittelwerten auf Landesebene liegen die Nährelementvorräte dieser Substratgruppe bei 25 % (Calcium), 26 % (Magnesium) und 73 % (Kalium).

Der obere Mineralboden der unverlehmten Sande bis 10 cm Bodentiefe befindet sich überwiegend im Aluminium-Pufferbereich, die tieferen Bodenschichten im Austauscher-Pufferbereich. Im Vergleich zur BZE I haben sich die pH(H₂O)-Werte kaum verändert, die pH(KCl)-Werte haben im Auflagehumus und oberen Mineralboden bis 10 cm Bodentiefe deutlich abgenommen.

Die mittleren Kohlenstoffvorräte der unverlehmten Sande auf Profilebene liegen mit 110 t/ha in der BZE II noch im mittleren Bewertungsbereich und damit 8 t/ha unter dem Mittel von Sachsen-Anhalt. Die Kohlenstoffvorräte sind in der BZE II saldiert bis 90 cm Bodentiefe gegenüber der BZE I um 32 t/ha angestiegen, dies entspricht rechnerisch einer jährlichen Speicherrate von knapp 2,5 t/ha. Bis auf die Tiefenstufe 60–90 cm ist dieser Anstieg in jeder Tiefenstufe und im Auflagehumus signifikant. Ohne Extreme und die Tiefenstufen unter 30 cm (ev. methodische Unterschiede zur BZE II) ergibt sich immer noch eine Speicherrate von 1,9 t/ha.

Mit rund 5,3 t/ha auf Profilebene liegen die mittleren Stickstoffvorräte im unverlehmten Sand im mittleren Bewertungsbereich und sind um 2, 2 t/ha geringer als das Mittel Sachsen-Anhalts. Zur BZE I gab es eine signifikante Zunahme um 26 %.

Weiterhin zeigte sich in Sachsen-Anhalt, dass die bodenchemischen Parameter und deren Dynamik teilweise stark durch die atmosphärischen Einträge beeinflusst wurden. Neben dem Osten des Landes (Landkreise Anhalt-Bitterfeld und Wittenberg) sind die BZE-Punkte im Raum Bitterfeld besonders betroffen. Hier liegen die Calciumvorräte und Basensättigung beispielsweise deutlich über den Vergleichswerten des unverlehmten Sandes in Niedersachsen. Weiterhin auffällig für diese Region sind hohe Magnesium-, Kalium-, Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte im Auflagehumus und Mineralboden. Zwischen der BZE I und BZE II wurden Zunahmen der Calcium- und Magnesiumvorräte vor allem im Raum Bitterfeld, für Kalium, Kohlenstoff und Stickstoff besonders im Osten und am höchsten im Raum Bitterfeld festgestellt. Dies kann auf die atmosphärischen Stoffeinträge zurückgeführt werden. Überlagert werden diese Einflüsse durch Bodenbearbeitungen wie z. B. den Streifenpflug, die überall im Osten und häufig auch im Norden des Landes in Wäldern durchgeführt wurden. Auch hier konnten in der BZE höhere Kohlen- und Stickstoffvorräte sowie Zunahmen von der BZE I zur BZE II festgestellt werden.

1.9.2 *Schwach verlehmtte Sande (7 % der Waldböden nach BZE II in Sachsen-Anhalt)*

Die Standorte der schwach verlehmtten Sande gehören ebenfalls zu den ärmeren Standorten in Sachsen-Anhalt und kommen überwiegend im sachsen-anhaltischen Tiefland vor. Typisch sind Geschiebedecksande und Sandlössen mit schwach verlehmtten und schluffigen Sanden, die sich im Vergleich zu den unverlehmtten Sanden vor allem durch eine höhere nutzbare Feldkapazität auszeichnen, die im Mittel Sachsen-Anhalts auf Profilebene bis 90 cm Bodentiefe 174 mm beträgt. Die Trockenrohdichten, Skelettanteile und Feinbodenvorräte sind mit denen der unverlehmtten Sande vergleichbar.

Mit einer Austauschkapazität von rund 550 kmol_c/ha bis 90 cm Bodentiefe weisen die BZE II-Punkte dieser Substratgruppe eine mittel hohe Austauschkapazität auf, die leicht über dem Mittel Sachsen-Anhalts liegt. Die Austauschkapazität ist mehr als doppelt so hoch wie die der unverlehmtten Sande (256 kmol_c/ha).

Mit 36 % mittlerer Basensättigung auf Profilebene liegen die schwach verlehmtten Sande im mittleren Bewertungsbereich und deutlich über den Werten der unverlehmtten Sande. Der mittlere Calciumvorrat auf Profilebene entspricht mit 3450 kg/ha dem 2,7-fachen Vorrat der unverlehmtten Sande und ist bereits als mittel-hoch einzustufen. Der Magnesiumvorrat mit 490 kg/ha liegt im mittleren und der Kaliumvorrat mit 900 kg/ha im mittel-hohen Bewertungsbereich. Im Vergleich zum Landesmittel (100 %) liegen die Nährelementvorräte dieser Substratgruppe bei 67 % (Calcium), 83 % (Magnesium) und 119 % (Kalium). Die höheren Nährstoffvorräte gegenüber den unverlehmtten Sanden bilden den höheren Verlehmungsgrad sehr gut ab.

Die oberen 10 cm des Mineralbodens der schwach verlehmtten Sande liegen überwiegend im Aluminium-Pufferbereich, die tieferen Bodenschichten im Austauscher-Pufferbereich. Im Vergleich zur BZE I sind die pH(H₂O)-Werte im Auflagehumus gesunken und im Mineralboden leicht, aber nicht signifikant angestiegen. Die pH(KCl)-Werte haben im Auflagehumus und im Oberboden bis 10 cm seit der BZE I abgenommen.

Die mittleren Kohlenstoffvorräte auf Profilebene der schwach verlehmtten Sande liegen mit rund 150 t/ha im mittleren Bewertungsbereich und damit deutlich über dem Mittel der Waldböden Sachsen-Anhalts.

Mit 7,3 t/ha mittlerem Stickstoffvorrat auf Profilebene sind die schwach verlehmtten Sande besser mit Stickstoff bevorratet als die unverlehmtten Sande, liegen aber ebenfalls im mittleren Bewertungsbereich und leicht unter dem Mittelwert Sachsen-Anhalts.

1.9.3 Verlehmte Sande (5 % der Waldböden nach BZE II in Sachsen-Anhalt)

Die verlehmten Sande zeichnen sich im Vergleich zu den unverlehmten und schwach verlehmten Sanden durch eine etwas höhere Austauschkapazität (rund 590 kmol_c/ha), deutlich höhere Basensättigung (56 %) und höhere Calcium- und Magnesiumvorräte aus. Die Kaliumvorräte liegen oberhalb der Werte des unverlehmten Sandes, aber unter denen der schwach verlehmten Sande. Die Calciumvorräte liegen im hohen, die Magnesiumvorräte im mittel-hohen und die Kaliumvorräte im mittleren Bewertungsbereich. Die Verteilungen der pH(H₂O)-Werte umfassen sowohl den Carbonat-, Kohlensäure-, Austauscher- und Aluminiumpufferbereich, die Mediane liegen im Kohlensäure- (0–5 cm) und Austauscher-Pufferbereich (5–90 cm). Die Trockenrohdichten dieser Substratgruppe sind im Oberboden etwas geringer als bei den schwach- und unverlehmten Sanden, die Skelettgehalte sind überwiegend gering. Die nFK liegt mit rund 150 mm bis 90 cm Bodentiefe im hohen Bewertungsbereich. Die Kohlenstoffvorräte mit rund 120 t/ha und die Stickstoffvorräte mit 7,4 t/ha bis 90 cm Bodentiefe entsprechen ungefähr dem Landesmittel.

1.9.4 Lösslehm (11 % der Waldböden nach BZE II in Sachsen-Anhalt)

Der Lösslehm prägt den mitteleuropäischen Lössgürtel, in Sachsen-Anhalt findet er sich überwiegend im Hügelland, aber auch im Bergland. Diese Böden werden überwiegend landwirtschaftlich genutzt. Das lockere, durch Wind abgelagerte Sediment bildet mit den lehmigen Schluffen bis schwach tonigen Lehmen aber auch hervorragende Waldstandorte aus. Die Trockenrohdichten sind mit den verlehmten Sanden vergleichbar, die Skelettgehalte sind sehr gering. Entsprechend sind die Feinbodenvorräte relativ hoch und mit den Sanden vergleichbar. Aufgrund des hohen Schluffanteils im Boden ist die nFK mit knapp 200 mm bis 90 cm Bodentiefe sehr hoch. Daher zählen diese Standorte hinsichtlich des Wasserhaushaltes zu den besten Waldstandorten.

Die Substratgruppe Lösslehm umspannt einen weiten Rahmen bodenchemischer Eigenschaften. Teilweise kommen tief versauerte und an Nährstoffen verarmte (Mittelharz) oder noch kalkhaltige Löss-Standorte (z. B. bei Naumburg) vor. Mit einer Austauschkapazität von 1180 kmol_c/ha bis 90 cm Bodentiefe sind die BZE II-Punkte dieser Substratgruppe mit einer hohen Austauschkapazität ausgestattet, die doppelt so hoch ist wie das Landesmittel.

Mit 60 % mittlerer Basensättigung auf Profilebene befinden sich die Lösslehme im mittel-hohen Bewertungsbereich und sind mit den verlehmten Sanden und Lehmen vergleichbar. Der mittlere Calciumvorrat auf Profilebene ist mit rund 13.000 kg/ha aber wesentlich höher als bei den verlehmten Sanden und wird weit im sehr hohen Bewertungsbereich eingruppiert. Der Magnesium- und Kaliumvorrat mit jeweils 1.600 kg/ha liegt im hohen Bewertungsbereich. Im Vergleich zum Landesmittel (100 %) befinden sich die mittleren Nährelementvorräte der Substratgruppe Lösslehm bei 250 % (Calcium), 270 % (Magnesium) und 215 % (Kalium).

In der Substratgruppe Lösslehm verteilen sich die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte im Austauschbereich, im Unterboden ab 30 cm auch im Kohlensäure-Pufferbereich. Die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte sind gegenüber der BZE I in der Tendenz angestiegen, die $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte eher leicht gesunken.

Die mittleren Kohlenstoffvorräte auf Profilebene liegen mit 111 t/ha im mittleren Bewertungsbereich und damit leicht unter dem Landesmittel. Die Kohlenstoffvorräte nahmen um 20 % zu, statistisch abgesichert werden konnten die Zunahmen nicht. Mit 8,9 t/ha mittlerem Stickstoffvorrat auf Profilebene sind die Lösslehme mit dem Tonschiefer vergleichbar, sie liegen im mittleren Bewertungsbereich und oberhalb des Landesmittels.

1.9.5 Tonschiefer (9 % der Waldböden nach BZE II in Sachsen-Anhalt)

Die Standorte des Tonschiefers befinden sich im sachsen-anhaltischen Harz und zählen eher zu den basenarmen Gesteinen, können aber je nach Zusammensetzung auch besser mit Nährstoffen versorgt sein.

Die Trockenrohdichten im Tonschiefer sind vergleichsweise gering und etwas niedriger als die der Lösslehme. Die Grobbodengehalte zählen mit bis zu 20 Vol% im Oberboden und mit rund 65 Vol% im Unterboden zu den höchsten in Sachsen-Anhalt. Entsprechend gering sind die Feinbodenvorräte, die z. B. im Vergleich zu den Sanden nur halb so hoch sind. Noch geringere Feinbodenvorräte weisen Granit, Grauwacke, Quarzit und organisch geprägte Standorte in Sachsen-Anhalt auf. Die nFK mit mittleren 130 mm bis 90 cm Bodentiefe liegt im hohen Bewertungsbereich und über dem Mittel sachsen-anhaltischer Waldböden.

Die mittlere Austauschkapazität von rund 500 kmol_c/ha bis 90 cm Bodentiefe liegt im mittleren Bewertungsbereich und erreicht 90 % des Mittelwerts von Sachsen-Anhalts Waldböden. Die durchschnittliche Basensättigung ist mit 26 % als gering-mittel zu bewerten und entspricht dem Mittel der Basensättigung des unverlehmten Sandes. Die mittleren Calciumvorräte von 2.600 kg/ha sind halb so hoch wie das Landesmittel, liegen aber noch im mittel-hohen Bewertungsbereich. Die Magnesiumvorräte mit rund 540 kg/ha sind ebenfalls im mittel-hohen Bewertungsbereich und etwas unterhalb des Landesmittels. Kalium fällt mit knapp 600 kg/ha in den gering-mittleren Bewertungsbereich und liegt damit deutlich unterhalb vom Landesmittel. Auch die Tonschiefer-Standorte zählen zu den empfindlich auf Versauerung reagierenden Waldböden.

Die Verteilung der $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte ist vergleichbar mit der beim schwach- und unverlehmten Sand, im Oberboden wird häufig der Aluminium-Pufferbereich erreicht, im Unterboden befinden sich diese Standorte im Austauscher-Pufferbereich. Signifikante Veränderungen gab es bei den pH -Werten im Vergleich zur BZE I nicht, in der Tendenz sind sie gesunken.

Die mittleren Kohlenstoffvorräte auf Profilebene sind mit 110 t/ha im mittleren Bewertungsbereich und etwas geringer als das Landesmittel. Die Stickstoffvorräte

sind mit 8,8 t/ha ebenfalls im mittleren Bewertungsbereich und knapp 20 % oberhalb des Landesmittels. Signifikante Veränderungen ergaben sich weder beim Kohlenstoff- noch beim Stickstoffvorrat.

Tonschiefer-Standorte sind für Waldkalkungen zu prüfen.

1.9.6 Substratgruppen mit geringen Anteilen an der BZE II

Die Substratgruppen mit drei oder weniger BZE-Punkten in Sachsen-Anhalt Basalt/Diabas, Granit, Grauwacke, Kreidesandstein, Lehm, organisch geprägte Standorte, Quarzit und Zechstein kommen mit Ausnahme des Lehms und der organisch geprägten Standorte im Berg- und Hügelland vor. Die jeweiligen Anteile liegen unterhalb von 4 %, zumeist bei 1 % Anteil an der BZE II.

Organisch geprägte Standorte umfassen ehemalige Hoch- und Niedermoore im Tiefland, Anmoore überwiegend im Bergland und Brüche, die überwiegend mit Erle (reiche Niedermoore) bzw. mit Birke (nährstoffarme ehemalige Hochmoore) bestockt sind. Kennzeichnend sind die mehr oder weniger mächtigen, überwiegend organisch zusammengesetzten Schichten aus ehemaligen Torfmoosen oder Mudden, die jetzt mit Wald bestockt sind. Die Trockenrohdichten sind im Oberboden sehr gering und steigen im Unterboden auf mittlere Werte, die Grobbodengehalte sind im ganzen Profil gering. Die Brüche haben im Gegensatz zu den ehemaligen Mooren deutlich höhere mineralische Anteile, zeichnen sich aber ebenfalls durch hohe Anteile organischer Komponenten im Boden aus. Entsprechend hoch sind die Kohlen- und Stickstoffvorräte: Mit 480 t/ha Kohlenstoff und 33 t/ha Stickstoff bis 90 cm Bodentiefe speichern diese Standorte mehr als viermal so viel dieser Elemente wie ein durchschnittlicher Waldstandort in Sachsen-Anhalt.

Die Lehme, immerhin mit 4 % an der BZE II beteiligt, zählen mit dem Zechstein, Niedermooren, Basalt/Diabas und Lösslehmen zu den am besten mit Nährstoffen versorgten Standorten. Typisches Beispiel ist ein Auenlehm bei Magdeburg.

Eine mittlere Nährstoffversorgung bei hoher Basensättigung weist der Kreidesandstein auf, dieser Punkt hat sehr geringe Kohlen- und Stickstoffvorräte.

Im Gegensatz dazu sind die Quarzite, Granite und Grauwacke Standorte eher schwach mit Nährstoffen versorgt. Die durchschnittliche Basensättigung auf Profilebene liegt unterhalb von 20 %, hier ist Aluminium am Austauscher prägend. Der Quarzit mit einer nFK von 50 mm hat die geringsten Werte in der BZE II und fällt damit in die sehr geringe Bewertungsstufe.

1.10 Humusformen

24 % der sachsen-anhaltischen BZE II-Punkte weisen den Humustyp Mull auf, der die günstigsten Mineralisierungsbedingungen für den Waldboden kennzeichnet. Der Waldboden wird intensiv von Regenwürmern gelockert, die Streuzersetzung verläuft rasch im oberen Mineralboden, der meist ein krümeliges Gefüge aufweist. Der mullartige Moder, der ebenfalls noch relativ günstige Zersetzungsbedingungen anzeigt, ist mit 4 % in der BZE II vertreten. Typische Moder-Standorte mit bereits verlangsamter Streuzersetzung haben insgesamt einen Anteil von 27 % (feinhumusarm: 14 %, feinhumusreich: 13 %). Hier sind Regenwürmer seltener, Arthropoden wie Tausendfüßler oder Asseln häufiger. Die Streuzersetzung verläuft nicht mehr im Mineralboden, sondern in der organischen Auflage. Am häufigsten kommt in Sachsen-Anhalts Wäldern der Graswurzelfilzmoder vor (21 % Anteil). Diese Humusform ist typisch für die Kiefernwälder im Tiefland. Im Übergang zum Rohhumus liegt der Rohhumusartige Moder, der in Sachsen-Anhalt mit 16 % vertreten ist. Deutlich gestörte Streuzersetzung anzeigende Auflagehumusformen (typischer Rohhumus-feinhumusarm bzw. feinhumusreich) sind auf 3 % der sachsen-anhaltischen BZE-Punkte anzutreffen. Hydromorphe Humusformen wie Feuchtmoder (2 %) und Anmoor (3 %) kommen vereinzelt vor.

Die Verteilung der Humusformen in Sachsen-Anhalt entspricht in etwa der aus Niedersachsen (EVERS et al. 2019), sie ist im Vergleich zu Hessens Waldböden, bei denen die günstigsten Mull-Humusformen auf gut 40 % der BZE II-Standorte vorkommen (PAAR et al. 2016), deutlich schlechter. Dies steht im engen Zusammenhang mit dem hohen Anteil unverlehmter Sande und den Nadelholzbeständen in Sachsen-Anhalt und Niedersachsen im Tiefland.

Gegenüber der Humustypverteilung der BZE II mit 24 % Mull, 68 % Moder und 3 % Rohhumus sowie 5 % anderen Humusformen war die Verteilung zum Zeitpunkt der BZE I deutlich abweichend: Auf den Humustyp Mull entfielen lediglich 8 %, den Moder 58 % und Rohhumus 28 % (andere 6 %). Damit zeigt sich eine deutlich qualitative Verbesserung der Humusformen hin zu den günstigeren Humusformen Moder und Mull.

Die Tendenz zu günstigeren Humusformen kann zum einen mit den langjährig hohen Stickstoffeinträgen, zum anderen auch mit insgesamt höheren Temperaturen bei ähnlichem Niederschlag und stärker durchforsteten Beständen mit höheren Laubholzanteilen zusammenhängen.

Die durchschnittliche Trockenmasse im Auflagehumus von 72 t/ha in Sachsen-Anhalt hat sich bezogen auf die BZE I deutlich erhöht. Die Zunahme von 18 t/ha ist signifikant.

Die Trockenmasse vom Auflagehumus wird wesentlich von der Baumartenzusammensetzung beeinflusst. Mit zunehmendem Anteil von Nadelholz erhöht sich i. d. R. die Trockenmasse: In den von Laubholz bestimmten Bestandestypen Buche, Eiche und sonstiges Laubholz (z. B. Birke, Erle, Roteiche, Ahorn oder Esche) liegen

die durchschnittlichen Trockenmassen des Auflagehumus überwiegend zwischen 20 und 50 t/ha und in den von Nadelholz bestimmten Bestandestypen Fichte und Kiefer zwischen 80 und 90 t/ha. Hohe Trockenmassen im Auflagehumus können aber auch unter Laubwald auftreten, wie die Extremwerte bei Eiche und sonstigem Laubholz zeigen. Ebenso sind geringe Werte im Auflagehumus unter Nadelholz möglich.

Die Trockenmassen im Auflagehumus sind in den Substratgruppen sehr unterschiedlich. Die geringsten Auflagen finden sich auf den besser versorgten Standorten des Lösslehms mit durchschnittlich 23 t/ha. Es folgen die Substratgruppen Tonschiefer mit 48 t/ha, verlehmtter Sand mit 61 t/ha und der unverlehmtte Sand mit 85 t/ha. Die höchsten mittleren Trockenmassen im Auflagehumus in Sachsen-Anhalt wurden mit 103 t/ha beim schwach verlehmtten Sand festgestellt.

Insgesamt zeigt sich eine Entwicklung der morphologischen Humusformen hin zu besseren Zersetzungsbedingungen: Der Anteil von Rohhumus hat deutlich abgenommen, Mull und Moder haben zugenommen. Die Flugascheeinträge hatten keinen Einfluss auf die Verteilung des Humustyps, allerdings wurden in der BZE II deutlich weniger Graswurzelfilzmoder auf Flugasche beeinflussten Standorten des unverlehmtten Sandes gefunden. Deutlich geringere Mächtigkeiten beim Auflagehumus wurden nach Kalkung in Hessen (PAAR et al. 2016) und Niedersachsen (EVERS et al 2019) sowie auf Bundesebene festgestellt (WELLBROCK et al. 2016). Die Kohlenstoffverluste im Auflagehumus werden jedoch in Niedersachsen und Hessen durch Zunahmen im Mineralboden mehr als ausgeglichen.

1.11 Kohlenstoff – Status und Veränderung in den Waldböden

Kohlenstoff hat für Böden eine Vielzahl wichtiger Funktionen. Zu nennen sind die Wasser- und Nährstoffspeicherefähigkeit, der Luft- und Wärmehaushalt, das Puffervermögen und die biologische Aktivität. Darüber hinaus erlangt der Waldboden als Speicher für Kohlendioxid (CO₂) aus der Atmosphäre eine besondere Aufmerksamkeit in der Öffentlichkeit und Politik.

Die weltweiten jährlichen Treibhausgasemissionen erreichten mit 49,5 Gt im Jahre 2010 den bisherigen Höchststand. Die Notwendigkeit, den Ausstoß der Treibhausgase zu vermindern, hat hohe internationale Priorität und umfasst ein umfangreiches Portfolio von Maßnahmen (IPCC 2014). Neben der Vermeidung von CO₂-Emissionen ist die Speicherung von Kohlenstoff ein wichtiges klimapolitisches Ziel. Die Bundesrepublik Deutschland ist als Vertragsstaat der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen verpflichtet, Inventare zur nationalen Treibhausgasemission zu erstellen und fortzuschreiben. Zur bundesweiten Quantifizierung des Waldbodens als Kohlenstoffquelle bzw. -senke sind auch die sachsen-anhaltischen Daten der BZE I und II in den Nationalen Inventarbericht (National Inventory Report (UBA 2014)) eingegangen.

Die Quantifizierung des Kohlenstoffvorrates in Waldböden ist mit großen Unsicherheiten behaftet. Die meist hohe kleinräumige Variabilität erschwert eine abgesicherte Quantifizierung. Die Vorratsbestimmung benötigt neben der Kohlenstoffkonzentration noch die Größen Trockenrohddichte und Skeletttgehalt, die ebenfalls erheblich in einer Fläche streuen können.

Für das sachsen-anhaltische BZE-Kollektiv mit 76 Stichprobenpunkten ergeben sich entsprechend der bundesweiten methodischen Vorgaben zur Durchführung Kohlenstoffvorräte von 130 t/ha (Auflagehumus und Mineralboden) zum Zeitpunkt der BZE II. Die Kohlenstoffvorräte liegen im mittleren Bereich nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) und belegen eine langfristige Nettospeicherung. Sachsen-anhaltische Waldböden stellen somit eine wichtige Kohlenstoffsенке dar. Die höchsten Kohlenstoffvorräte enthalten organisch geprägte Standorte wie Moorböden, auf denen aktuell Wald stockt. Hier betragen die Kohlenstoffvorräte je nach Mächtigkeit und Zusammensetzung der Moordecke zwischen 200 und über 600 t Kohlenstoff je ha.

Neben der insgesamt im Boden festgelegten Kohlenstoffmenge in Waldböden ist vor allem die zeitliche Rate der Kohlenstoffspeicherung oder Freisetzung von Interesse. Im Zeitraum 1993 (BZE I) bis 2007 (BZE II) haben die Kohlenstoffvorräte in sachsen-anhaltischen Waldböden insgesamt deutlich zugenommen. Im Vergleich zur BZE I erhöhten sie sich bis 90 cm Bodentiefe um 34,1 t/ha (+40 %), was rechnerisch einer jährlichen Speicherrate von rund 2,44 t/ha entspricht (ohne organisch geprägte Standorte). Diese Zunahme trat sowohl im Auflagehumus als auch in allen Tiefenstufen auf und war in allen Fällen signifikant. Dieses Mittel schließt jedoch 3 BZE-Punkte mit extremen Zunahmen ein, die nicht mit einer zeitlichen Speicherrate in Zusammenhang gebracht werden sollten (Braunkohlereste, Beprobungsfehler, Bodenbearbeitung). Ohne diese Extreme ergibt sich eine geringere Speicherrate von 1,8 t/ha und Jahr.

Weiterhin sind methodisch bedingte Unterschiede zwischen den Messungen in der BZE I und BZE II wahrscheinlich, die besonders mit sehr geringen C-Konzentrationen in der BZE I auffielen. Hier wurden in der BZE II deutlich höhere Werte gemessen. Da dies besonders die Tiefenstufen 30–60 und 60–90 cm betrifft, sollten diese Vorratsänderungen nicht mit berücksichtigt werden. Ohne diese Tiefenstufen und Extremwerte ergibt sich eine Vorratsveränderung von 20,8 t/ha (+25 %) und eine rechnerische Speicherrate von 1,5 t/ha und Jahr Kohlenstoff. Diese Speicherrate ist immer noch als sehr hoch anzusehen.

Die Speicherraten für Kohlenstoff im Waldboden zwischen den BZE-Erhebungen sind bundesweit sehr unterschiedlich. Ähnlich hohe Anstiege der Kohlenstoffvorräte in Waldböden wurden im Rahmen der BZE-Auswertungen für Mecklenburg Vorpommern (+1,73 t/ha, RUSS et al. 2011), Brandenburg (+1,79 t/ha, RIEK u. RUSS 2019) und Niedersachsen (+1,45 t/ha, EVERS et al 2019) nachgewiesen. Die Bodenzustandserhebungen in Rheinland-Pfalz dagegen ergaben zwar eine Abnahme der Kohlenstoffgehalte in der Humusaufgabe, aber keine abgesicherten Unterschiede

der Kohlenstoffvorräte insgesamt auf Profilebene (BLOCK u. GAUER 2012). In den Waldböden Baden-Württembergs kam es insgesamt zu Abnahmen, die vor allem auf Abnahmen im Auflagehumus zurückzuführen waren (HARTMANN et al. 2016). In Hessen speicherten die Waldböden deutlich weniger als in Sachsen-Anhalt und Niedersachsen (0,3 t/ha und Jahr, PAAR et al. 2016), die Unterschiede zwischen der BZE I und BZE II waren jedoch signifikant. Auch hier nahmen wie in Niedersachsen die Vorräte im Auflagehumus ab und wurden durch Zunahmen im oberen Mineralboden bis 30 cm mehr als ausgeglichen. Auf Bundesebene ergaben sich aus allen BZE-Erhebungen der Länder mittlere signifikante Zunahmen auf Profilebene um 0,75 t/ha und Jahr, die wie in Niedersachsen und Hessen wesentlich auf deutlichen Zunahmen im Mineralboden bis 30 cm basieren (GRÜNEBERG et al. 2016).

Bisher wurde davon ausgegangen, dass sich die Kohlenstoffvorräte in Waldböden nur in sehr langen Zeiträumen ändern. Der vor allem über Blatt- und Nadelstreu, Früchte, Totholz und Wurzeln eingetragene Kohlenstoff dient vielen Mikroorganismen als Nahrungsgrundlage und wird über die Zersetzerketten letzten Endes als Kohlendioxid wieder abgegeben. Kohlenstoffeintrag und -austrag sind i. d. R. in Waldökosystemen mehr oder weniger im Gleichgewicht. Organische Substanz wird nur in geringem Maße im Waldboden über die Humusbildung, z. B. als organische Humin- und Fulvosäuren sowie Ton-Humuskomplexe, auch langfristig gespeichert. Es werden durchschnittliche Speicherraten um 220 kg/ha und Jahr in Europas Waldböden kalkuliert (LUYSSAERT et al. 2010). Im Laufe der Zeit können sich natürlich auch bei geringen Speicherraten hohe Vorräte aufsummieren.

Die durchschnittlichen Kohlenstoffvorräte von rund 130 t/ha in sachsen-anhaltischen Waldböden zeugen von einer langfristigen Nettospeicherung. Dabei wird es immer wieder auch Phasen von Kohlenstoffverlusten gegeben haben, z. B. durch intensive Holz- und Streunutzung, Waldbrand oder –rodung, Sturmwurf sowie Insektenkalamitäten.

Die Kohlenstoffvorräte im Auflagehumus sind unter Kiefern- und Fichtenbeständen dreimal so hoch wie unter Buchen- und Eichenbeständen, dies steht im Zusammenhang mit höheren Auflagen auf ärmeren Standorten mit schlechteren Humusformen durch gehemmte Streuzersetzung. Die Kohlenstoffvorräte im Mineralboden sind standortsbedingt jedoch bei den Laubbaumarten höher als beim Nadelholz, sodass sich die Unterschiede wieder angleichen.

Für die relativ hohen Speicherraten von Kohlenstoff in den Waldböden Sachsen-Anhalts kommen verschiedene Erklärungen in Betracht, die sich durchaus ergänzen können.

Zunächst spielt möglicherweise das Bestandesalter eine Rolle bei den Speicherraten von Kohlenstoff im Auflagehumus und Mineralboden: In der Substratgruppe unverlehmter Sand bei überwiegend Kiefernbeständen lagen die Speicherraten im Oberboden bis 30 cm Bodentiefe in Beständen unter 60 Jahren bei 2,7 t/ha, in Beständen über 80 Jahren dagegen nur bei 1,25 t/ha und Jahr. In den jüngeren Beständen waren die relativen Speicherraten vor allem im Mineralboden, in den älteren

Beständen im Auflagehumus höher. Dies erscheint insofern plausibel, als dass in den jüngeren Beständen (20–40 Jahren) vor allem die Ausbildung von (Fein-)Wurzelmasse im obersten Mineralboden zu den höheren Speicherraten geführt haben kann, in älteren Beständen dann vor allem Zunahmen im Auflagehumus und tieferen Bodenschichten auftraten. Mit abnehmendem laufendem Zuwachs im Bestand verringern sich die Speicherraten im Auflagehumus und oberen Mineralboden. Ähnliche Verläufe der Kohlenstoffzunahmen wurden auch in Brandenburg bei der BZE gefunden (RIEK u. RUSS 2019).

Die Ergebnisse für Sachsen-Anhalt geben des Weiteren Hinweise auf einen Einfluss von Flugasche und Bodenbearbeitung auf den Kohlenstoffhaushalt: Sowohl unter Flugascheeinfluss als auch bei Bodenbearbeitung stiegen die Kohlenstoffvorräte im Gesamtprofil deutlich an.

Häufigere und längere Trockenphasen vor allem in der Vegetationsperiode hemmen die Humusmineralisierung, sodass eine Akkumulation gerade im Auflagehumus und oberen Mineralboden von organischer Substanz möglich ist. Dies spiegelt sich in den Vorratsveränderungen der BZE wider, die Kohlenstoffzunahmen waren im Auflagehumus und oberen Mineralboden besonders hoch. Auch bei den Intensiv-Monitoringflächen Klötze und Nedlitz zeigten sich zwischen 2009 und 2019 deutliche Zunahmen von Kohlenstoff in ähnlichen Größenordnungen bis 1 m Bodentiefe: Klötze 0,9 t und Nedlitz 2,9 t/ha und Jahr (FORTMANN 2021 mündliche Mitteilung). In beiden Flächen traten die höchsten Zunahmen vor allem im Auflagehumus auf, in Nedlitz auch im Mineralboden. Auch hier könnten Trockenperioden und verminderte Humusabbauraten eine Rolle gespielt haben.

Untersuchungen von PREGNITZER et al. (2008) und NAVE et al. (2009) weisen auf einen signifikanten Zusammenhang hoher Stickstoffeinträge und deutlich höherer Kohlenstoffspeicherraten im oberen Mineralboden in nördlichen temperierten Wäldern nach. Auch verringerte Schwefeleinträge können zu erhöhten Kohlenstoffspeicherraten im Mineralboden führen, wie es Untersuchungen aus Tschechien belegen (OULEHLE et al. 2011). Diese Bedingungen – hohe Stickstoff- und sinkende Schwefeleinträge – bestanden auch für die Wälder in Sachsen-Anhalt zwischen den BZE-Erhebungen, von daher sind dies möglicherweise zwei zusätzliche Faktoren, die die Kohlenstoffspeicherung im Mineralboden anregten.

Die bislang vorliegenden Ergebnisse zur Höhe der Kohlenstoffvorräte müssen aufgrund erheblicher Variabilität und Unsicherheiten hinsichtlich der Quantifizierung des Kohlenstoffhaushaltes von Waldböden mit Vorsicht interpretiert werden. Die ermittelten Veränderungen seit der BZE I beruhen auf einer einheitlichen Berechnungsbasis und sind daher als relativ gesichert anzusehen. Die Ergebnisse von FORTMANN et al. (2012) zur Entwicklung der Bodenvorräte an organischem Kohlenstoff auf den Intensivmonitoringflächen Solling Buche bzw. Fichte belegen jedoch, dass die Veränderungen innerhalb von zwei Zustandsphasen und die Ableitung von Trends mit großen Unschärfen verbunden sein können.

Umfassende Ursachenanalysen für die unterschiedlichen Befunde zum Kohlenstoffstatus und zur Kohlenstoffveränderung in Waldböden auf Bundesebene sind notwendig und zielführend hinsichtlich der Ableitung von Prozess- und Regulationsmechanismen. Die bislang vorliegenden Ergebnisse müssen trotz länderübergreifender methodischer Standards mit großer Sorgfalt interpretiert werden.

1.12 Stickstoff – Status und Veränderung in den Waldböden

Stickstoff gilt als ein Schlüsselement in der Biosphäre und ist die quantitativ wichtigste Komponente der Pflanzenernährung (EVERS 1964, MARSCHNER 1986, EICHHORN 1995). Vor dem Industriezeitalter war Stickstoff in Waldökosystemen ein Mangelfaktor. Das Angebot war begrenzt und es herrschte eine ausgeprägte Konkurrenz um die in der Regel sehr knappe Ressource (KRZAK 1981, KIMMINS 1987, TAMM 1991, EICHHORN 1995). Infolge anthropogener Einträge in den letzten Jahrzehnten ist jedoch eine deutliche Sättigung der Wälder mit Stickstoff erkennbar (ABER et al. 1989). Der eingetragene Stickstoff hat in zahlreichen Waldökosystemen zu erheblichen Veränderungen geführt. Nach COLE (1992) und VAN MIEGROET et al. (1992) sind Ökosysteme stickstoffgesättigt, wenn der Input aus Stickstoffmineralisierung und Atmosphäre die Rückhaltefähigkeit des Systems langfristig übersteigt und regelmäßige Nitratausträge stattfinden. Die Stickstoffsättigung eines Waldökosystems lässt sich daher über die Bestimmung von Nitrat im Sickerwasser unterhalb des Wurzelsystems charakterisieren (BLOCK et al 2000, DE VRIES et al. 2015).

Die Stickstoffvorräte im Auflagehumus und bis 90 cm Bodentiefe liegen in den Waldböden Sachsen-Anhalts bei der BZE II mit durchschnittlich 7,6 t/ha Stickstoff im mittleren Bewertungsbereich. Der Auflagehumus hat mit 1,0 t/ha Stickstoff dabei einen Anteil von 13 %. Ähnlich wie beim Kohlenstoffvorrat sind in den oberen 30 cm Mineralboden (Auflagehumus eingeschlossen) mit rund 5 t/ha Stickstoff insgesamt 66 % der Stickstoffvorräte bis 90 cm Bodentiefe gespeichert. Stickstoff ist hauptsächlich in organischer Substanz gebunden, die vor allem im oberen Mineralboden mit höheren Anteilen vertreten ist. Dennoch sind die Anteile der Tiefenstufe 30–60 cm am Stickstoffvorrat mit 21 % und der Tiefenstufe 60–90 cm mit 13 % nicht unbedeutend. Die prozentuale Tiefenverteilung der Stickstoffvorräte in den Tiefenstufen war bei der BZE I nahezu identisch.

Vergleichbar mit Kohlenstoff ergibt sich für Stickstoff auf Profilebene summiert über den Auflagehumus und die Tiefenstufen bis 90 cm Bodentiefe eine signifikante Anreicherung von Stickstoff von insgesamt 1460 kg/ha (+23 %). Mit Ausnahme der Tiefenstufe 60–90 cm sind diese Zunahmen im Auflagehumus und jeder Tiefenstufe signifikant. Besonders hoch sind die Zunahmen in der Auflage und bis 10 cm Bodentiefe. Die mittlere Zunahme von 1460 t/ha berechnet sich aus allen BZE-Punkten, die sowohl in der BZE I als BZE II beprobt wurden. Dabei gibt es vor allem als Folge hoher standörtlicher Streuungen analog zum Kohlenstoff bei 5 Standorten extreme Unterschiede, die deswegen nicht in die mittlere Speicherrate für Sachsen-

Anhalt einbezogen werden sollten. Um diese Extreme bereinigt ergibt sich immer noch eine mittlere Zunahme von Stickstoff von 1150 kg/ha auf Profilebene, was einer jährlichen Speicherrate von rund 80 kg/ha und Jahr entspricht.

Analog zum Kohlenstoff gab es auch bei der Bestimmung von Stickstoff methodische Unterschiede bei der Stickstoffmessung zwischen der BZE I und BZE II. Vor allem bei geringen Konzentrationen in den Tiefenstufen unter 30 cm in der BZE I wurden bei den Proben in der BZE II deutlich höhere Werte gemessen. Eine derartige Stickstoffanreicherung in diesen Bodentiefen ist eher unwahrscheinlich. Daher wird vermutet, dass dies in der genaueren Elementaranalyse (BZE II) gegenüber dem in diesen Messbereichen ungenaueren Kjeldahl-Aufschluss (BZE I) begründet ist und nicht in einer tatsächlichen Stickstoffanreicherung. Die Verteilung der Stickstoffkonzentrationen nach Horizonten/Tiefenstufen im Oberboden bis 30 cm Bodentiefe in der BZE I und BZE II gibt im Unterschied zu Kalium zunächst keinen Anlass, die Messungen in Frage zu stellen, zumal die verwendeten Methoden in der BZE I und BZE II grundsätzlich als vergleichbar gelten (HÜBSCH u. NEHRING 1960, RIEK et al. 2015). Ohne die Einbeziehung der Tiefenstufen 30–60 und 60–90 cm ergibt sich noch eine Stickstoff-Speicherung für Sachsen-Anhalts Waldböden von 1000 kg/ha (+ 16 %) und einer rechnerischen jährlichen Zunahme von rund 70 kg/ha, einer immer noch sehr hohen, ungewöhnlichen Zunahme.

Die C/N-Verhältnisse erhöhten sich im Auflagehumus und allen Mineralbodentiefenstufen zwischen der BZE I und der BZE II signifikant mit Ausnahme der Tiefenstufen 0–5 und 10–30 cm. Bezogen auf das Profilmittel liegen die C/N-Verhältnisse in der BZE I und BZE II im mittleren Bereich (C/N 16–20).

Die Stickstoff-Speicherrate von 70 kg/ha und Jahr in Sachsen-Anhalt ist ungewöhnlich hoch. In Thüringen berechneten sich noch höhere Zunahmen als in Sachsen-Anhalt von über 100 kg/ha und Jahr (BURSE et al. 2011). Auf Bundesebene ergab die BZE II Auswertung dagegen einen mittleren Verlust von 26,5 kg/ha und Jahr (bis 60 cm Bodentiefe, ANDREAE et al. 2016). In Niedersachsen wurde eine Zunahme von 8 kg/ha und Jahr festgestellt (ebenfalls ohne Extreme, EVERS et al. 2019), in Brandenburg um 13 kg/ha (RIEK u. RUSS 2019) und Sachsen um 14 kg/ha und Jahr (JACOB u. ANDREAE 2018). In Mecklenburg-Vorpommern dagegen ergaben sich hohe Stickstoffverluste von 1,23 t/ha, was einem jährlichen Stickstoffverlust im Mineralboden von rund -80 kg/ha und Jahr entspricht (RUSS u. RIEK 2011). Diese Werte verdeutlichen, wie regional verschieden die Stickstoffvorratsänderungen zwischen der BZE I und BZE II ausfallen. Vor diesem Hintergrund und den teilweise sehr hohen Unterschieden der Messwerte in den Tiefenstufen zwischen der BZE I und BZE II müssen diese Raten in ihrer absoluten Höhe mit Vorsicht interpretiert werden. Unter der Bedingung, dass weder die räumliche Heterogenität noch methodisch bedingte Abweichungen zu gerichteten Änderungen geführt haben, sind die Stickstoffzunahmen statistisch abgesichert. Genauere Trendabschätzungen werden dann anhand der BZE III-Daten möglich.

In Sachsen-Anhalt und Thüringen entfällt der überwiegende Anteil aller BZE-Punkte in die beiden oberen Quantile in der Verteilung der Stickstoffspeicherung der BZE-Punkte auf Bundesebene (75–90 % mit 48–114 kg und 90–100 % mit über 114 kg/ha und Jahr, ANDREAE et al. 2016, Kartenband). Eine plausible Bilanzierung von Stickstoffzunahmen in dieser Größenordnung ist schwierig, da als erklärbare Stickstoffquelle überwiegend nur Einträge über Deposition in Frage kommen. Im Intensiven Monitoring wurden in Klötze, Nedlitz und Colbitz lediglich Raten zwischen 10–20 kg/ha und Jahr Stickstoff-Gesamtdeposition für den Zeitraum zwischen der BZE I und BZE II in Wäldern berechnet (siehe Kap. 3.4). Dennoch nahmen auch in diesen Flächen die Stickstoffvorräte im Auflagehumus und Mineralboden zwischen 2009–2019 mit ähnlichen Größenordnungen wie in der BZE zu: In Klötze um 43 kg und Nedlitz um 100 kg/ha und Jahr (FORTMANN 2021, mündliche Mitteilung).

Vor der BZE I waren die Stickstoffdepositionen in Sachsen-Anhalt noch deutlich höher, sie lagen z. B. im Raum Wittenberg zwischen 60–90 kg/ha und Jahr (siehe Kap. 7). Es ist wahrscheinlich, dass Flugascheeinträge analog zu Kohlenstoff zwischen den beiden BZE-Erhebungen die Stickstoffeinträge in den Mineralboden erhöhten. Dies zeigen die Auswertungen in Kap. 7, im Osten Sachsen-Anhalts Bitterfeld wurden 2,7-fach höhere Stickstoffspeicherraten, im Raum Bitterfeld sogar um den Faktor 4,5 erhöhte Speicherraten als im Norden Sachsen-Anhalts festgestellt. Möglicherweise wird die Stickstoffdeposition auch unterschätzt, wenn Flugstäube im Labor nicht die Filter passieren, wenn die Messlösung hergestellt wird. Unter bestimmten Bedingungen speichern Feinstaub-Flugaschepartikel Ammoniumnitrat in der Luft (COE 2020, WANG et al. 2020). Mit einer höheren trockenen Deposition in ganzjährig benadelten Kiefernbeständen unter Flugascheeinfluss ist sicherlich zu rechnen. Auch ein erhöhter Stickstoffeintrag über die Nadelstreu ist denkbar, da die gemessenen Stickstoffgehalte in den Nadeln in Sachsen-Anhalt weit im Luxusversorgungsbereich liegen und zwischen der BZE I und BZE II weiter angestiegen sind (siehe Kap. 8). Wenn der dafür benötigte Stickstoff aus tieferen Bodenschichten mit nicht oder unsicher quantifizierten Stickstoffvorräten stammt, dann wären entsprechende Zunahmen denkbar. Tiefere Bodenschichten werden von der Kiefer erschlossen, gerade vor dem Hintergrund von trockeneren Klimabedingungen. Wie bei den Speicherraten von Kohlenstoff folgen auch die Speicherraten von Stickstoff bei Kiefernbeständen auf unverlehmtem Sand den Mustern in Abhängigkeit des Bestandesalters: hohe Zunahmen in Beständen unter 60 Jahren, zunächst im oberen Mineralboden, dann im Auflagehumus und tieferen Mineralboden, dann mit zunehmendem Alter und nachlassendem Zuwachs mit geringen Stickstoffspeicherraten zwischen 60–120 Jahren Bestandesalter.

Ebenfalls analog zu Kohlenstoff können auch bei Stickstoff häufigere und längere Trockenphasen vor allem in der Vegetationsperiode die Humusmineralisierung gehemmt haben, was eine Akkumulation im Auflagehumus und oberen Mineralbo-

den von Stickstoff zur Folge hätte. Auch eine erhöhte Feinwurzelmasse infolge dichter Bodenv egetation wie z. B. Landreitgrasdecken, vermehrter Naturverjüngung der aufstockenden Bestände sowie Vor- und Unterbau hätten eine anreichernde Wirkung von Stickstoff im Oberboden und wären als Faktor für die Stickstoffzunahmen denkbar.

Als weiterer Eintragspfad von Stickstoff kommen Düngungen in Frage, die im Zuge von Stabilisierungsmaßnahmen oder auch Bodenbearbeitungen durchgeführt wurden. Sie sind zumindest für einige Waldflächen dokumentiert (siehe Kap. 7).

Eine weitere mögliche Erklärung sind die anhaltend hohen Stickstoffeinträge, die insbesondere den Streuabbau in den späten Phasen der Zersetzung stabilisieren können (DE VRIES et al. 2006, BERG et al. 1995) und entsprechend die Akkumulation von C und N im Oberboden erhöhen.

Auf negative Auswirkungen und Risiken erhöhter Stickstoffzufuhr haben verschiedene Autoren hingewiesen (MEYER 1984, 1985, NIHLGÅRD 1985, MATZNER 1988, SCHULZE et al. 1989, VAN MIEGROET et al. 1992, BLOCK et al. 2007, RASPE u. GÖTTLEIN 2008, MEESENBURG et al. 2016). Im Sondergutachten „Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem“ des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU 2015) werden die hohen Einträge von Stickstoffverbindungen als Ursache von Versauerung und Eutrophierung mit der Folge von Verlusten an Biodiversität identifiziert, die zusätzlich zur Belastung des Grundwassers mit Nitrat beitragen und durch vermehrte Lachgasbildung die Ozonschicht schädigen und den Klimawandel antreiben. Erhöhte Stickstoffeinträge beeinträchtigen die Ektomykorrhiza von Waldbäumen mit negativen Folgen für Wachstum und Nährstoffversorgung (DE WITTE et al. 2017).

Eine weitere Reduktion der Stickstoffeinträge ist daher dringend geboten, zumal nach neueren Untersuchungen bei 94 % der Wald- und Offenland-Ökosysteme (etwa 57 % der Gesamtfläche) in Sachsen-Anhalt die Critical-Loads für Stickstoff überschritten werden (HELBIG et al. 2020). Zwar sind die Stickstoffausträge unter Wald verhältnismäßig gering im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Flächen (BEISEKER et al 2020, EVERS et al. 2019), dennoch ist bei einer langfristigen Überschreitung der Critical-Loads mit Stickstoff von negativen Folgewirkungen auf den Wald und seine Funktionen auszugehen.