

Ermittlung der (potenziell) zu erwartenden Signalstärke von Bodenveränderungen - Grundlagen für die Bewertung und Interpretation von Ergebnissen der BZE II

**Ergebnisse einer Literaturstudie im Auftrag der Bundesforschungsanstalt
für Forst und Holzwirtschaft**

August 2007

Projekt: Ermittlung der (potenziell) zu erwartenden Signalstärke von
Bodenveränderungen - Grundlagen für die Bewertung und
Interpretation von Ergebnissen der BZE II

Auftraggeber: Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (BFH),
Institut für Waldökologie und Waldinventuren, Eberswalde

Ansprechpartner: Frau Dr. Nicole Wellbrock, BFH Eberswalde
Herr Dr. Steffen Schobel, BFH Eberswalde

Auftragnehmer: ZEBRIS Rücker und Brendel GbR
Lipowskystr. 26
81373 München
Tel.: 089-58 99 88 86
www.zebris.com

Bearbeiter: Karl H. Mellert
Dr. Wendelin Weis
Gernot Rücker

Zusammenfassung

Im Bericht werden die Themenfelder Bodenversauerung, N-Sättigung, C-Speicherung und Schadstoffe behandelt. Ziel ist es, das Signal-Rauschen-Verhältnis von Indikatoren des Bodenzustands zu ermitteln. Ergebnisse der Datenauswertung auf der Basis der BZE-Punkte („Zustandsprognose“) bilden den Kern der Arbeit. Für die Berechnung der potentiellen Änderungsraten auf den BZE-Flächen wurde v.a. auf eine Quelle zurückgegriffen, die sich direkt auf die BZE Standorte bezieht (Bolte & Wolff 2001). Zum Boden-pH konnten langjährige Zeitreihen recherchiert und ausgewertet werden. Bei der Gruppenbildung wurden Vorarbeiten zur BZE-Stratifizierung verwendet bzw. geprüft (z.B. Riek 1999). Der Vergleich der ermittelten Werte mit kritischen Differenzen gibt Aufschluss darüber, welche Änderungen mit den Mitteln der Bodenzustandserhebung sichtbar gemacht werden können. Daten aus der Literatur und Modellanwendungen werden zur Plausibilitätsprüfung und zur Diskussion herangezogen.

Für den pH-Wert existieren Anhaltspunkte für eine Trendwende der **Versauerung** im oberen Mineralboden seit Ende der 1980er Jahre. Ältere Wiederholungsaufnahmen zum Boden-pH ergeben Abnahmeraten von ca. 0,2 pH Einheiten in 20 Jahren, während im Spessat (NW-Bayern) Bodenhorizonte im Aluminium- und Austauscherpufferbereich pH-Wert-Zunahmen von 0,3 bis 0,5 pH- Einheiten seit 1986 aufweisen.

Mit wenigen Ausnahmen ist mit einer generellen Abnahme der austauschbaren Basenvorräte in jenen Horizonten der BZE-Punkte zu rechnen, die sich im Austauscherpufferbereich befinden („kritische Versauerungshorizonte“). Eine signifikante Abnahme der austauschbaren Basenvorräte im Mineralboden der BZE-Punkte ist vor allem an nährstoffarmen, tiefgründig versauerten Standorten zu erwarten. Bodenhorizonte unterhalb und oberhalb des Austauscherpufferbereichs werden nur geringe Änderungen der austauschbaren Basenvorräte zeigen. Auch für die Basensättigung ist mit einer generellen Abnahme in den „kritischen Versauerungshorizonten“ zu rechnen. Die Basensättigung erwies sich hierbei gegenüber den Basenvorräten als der sensitivere Indikator der Versauerung.

Aufgrund der hohen zu erwartenden N-Festlegung innerhalb von 20 Jahren (100 – 400 kg N ha⁻¹) ist mit einem statistischen Nachweis der **N-Sättigung** im Rahmen der

BZE zu rechnen. Die Chance zum Nachweis der N-Akkumulation steigt bei höherer N-Sensitivität (weitem C/N-Verhältnisses, vgl. Riek 1999) und ist bei Auflagehumusformen größer als bei Mull. Die Chance eines Nachweises ist v.a. bei gut besetzten Teilkollektiven hoch. Die schwierige Vorratsermittlung führt zu hohen Streuungen, die den Nachweis erschweren können.

Bei den Arbeiten zur **Kohlenstoffspeicherung** wurde auf Literaturdaten zurückgegriffen. In der Literatur werden häufig C-Sequestrierungsraten bezogen auf das gesamte durchwurzelte Solum publiziert. Gemessen an den kritischen Differenzen für die BZE-Vorräte bis 90 cm Tiefe (10 bis 40 t ha⁻¹) dürfte der Nachweis der C-Anreicherung schwierig werden. Unter der Annahme, dass sich die C-Festlegung hauptsächlich im Oberboden abspielt, ist es aber wahrscheinlich, dass sich bei geeigneter Gruppierung der BZE-Standorte zumindest für einzelne Cluster signifikante Nachweise erbringen lassen. Die schwierige Vorratsermittlung führt allerdings zu hohen Streuungen, die den Nachweis erschweren können.

Die Annahmen zu potentiellen Änderungen der **Schwermetallvorräte** in der Humusaufgabe stützen sich ebenfalls auf Literaturdaten. Für die Abschätzung kritischer Differenzen wurden die Vorräte in der Humusaufgabe aus der BZE I nach Substrattyp und Pufferbereich stratifiziert. Für Blei und Kupfer ist trotz abnehmender Deposition von einer weiteren Akkumulation in der Humusaufgabe auszugehen, ein statistisch absicherbarer Nachweis ist in beiden Fällen jedoch unwahrscheinlich. Cadmium und Zink hingegen werden in Böden mit niedrigen pH-Werten (pH(H₂O) < 4,2) stärker aus dem Boden ausgewaschen. Auswaschung tritt dabei in erster Linie aus dem Mineralboden auf, während in der Humusaufgabe weiterhin Retention stattfinden und so die Effekte niedrigerer Depositionen überdecken kann.

Inhaltsverzeichnis

Tabellenverzeichnis	6
Abbildungsverzeichnis	9
1. Vorbemerkungen	11
1.1. Allgemeine Vorbemerkungen	11
1.2. Methodische Vorbemerkungen zur Datenauswertung.....	11
1.2.1. Stratifizierung	11
1.2.2. Kritische Differenzen	12
2. Bodenversauerung	16
2.1. Indikator: Boden-pH	17
2.1.1. Vorgehensweise.....	17
2.1.2. Stratifizierung	21
2.1.3. pH-Werte BZE I.....	21
2.1.4. Potentielle Änderungsraten und kritische Differenzen.....	23
2.1.5. Folgerungen	27
2.2. Indikator: austauschbare Basenvorräte	27
2.2.1. Vorgehensweise.....	27
2.2.2. Stratifizierung	29
2.2.3. Basenvorräte BZE I.....	31
2.2.4. Potentielle Änderungsraten und Kritische Differenzen	33
2.2.5. Folgerungen	37
2.3. Indikator: Basensättigung.....	37
2.3.1. Vorgehensweise.....	37
2.3.2. Stratifizierung	38
2.3.3. Basensättigung BZE I	38
2.3.4. Potentielle Änderungsraten und kritische Differenzen.....	40
2.3.5. Folgerungen	44
3. N-Sättigung	45
3.1. Indikator: Stickstoffvorräte	45
3.1.1. Vorgehensweise.....	45
3.1.2. Stratifizierung	46
3.1.3. Stickstoffvorräte BZE I	47

3.1.4.	Potentielle Änderungsraten und kritische Differenzen.....	49
3.1.5.	Folgerungen	54
4.	Kohlenstoff-Speicherung	55
4.1.	Indikator Kohlenstoffvorräte	55
4.1.1.	Vorgehensweise.....	55
4.1.2.	Stratifizierung	55
4.1.3.	Vorräte BZE1	55
4.1.4.	Potentielle Änderungsraten und kritische Differenzen.....	57
4.1.5.	Folgerungen	61
5.	Schwermetalle	62
5.1.	Indikatoren Blei, Cadmium, Kupfer, Zink	62
5.1.1.	Vorgehensweise.....	62
5.1.2.	Stratifizierung	63
5.1.3.	Schwermetallvorräte der BZE I	65
5.1.4.	Potentielle Änderungsraten und kritische Differenzen.....	70
5.1.5.	Folgerungen	78
6.	Themenübergreifende Diskussion und Schlussfolgerungen	79
6.1.	BZE I und II - gepaarte oder unabhängige Stichproben?	79
6.2.	Bietet eine Datentransformation Vorteile bei einer Abweichung von der Normalverteilung?	82
7.	Schlussfolgerungen	86
7.1.	Bodenversauerung.....	86
7.2.	Stickstoffsättigung	86
7.3.	Kohlenstoffspeicherung.....	87
7.4.	Schwermetalle.....	87
7.5.	Generelle Einschränkungen und Konsequenzen	88
8.	Zitierte Literatur	89

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Literaturübersicht über die pH-Wert-Veränderungen der letzten Jahrzehnte. Grau hinterlegt sind die Änderungsraten von Datensätzen, die für den Zeitraum der BZE Wiederholungsuntersuchung relevant sind	<u>17</u>
Tab. 2: Pufferbereiche nach Ulrich (1987)	<u>20</u>
Tab. 3: pH-Werte des Mineralbodens gemessen in H ₂ O der BZE I Standorte nach Tiefenstufen und Pufferbereichen (Ulrich 1987); Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient (Protonenkonzentration).	<u>21</u>
Tab. 4: pH-Werte des Mineralbodens gemessen in KCl der BZE I Standorte nach Tiefenstufen und Pufferbereichen (Ulrich 1987); Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient (Protonenkonzentration).	<u>22</u>
Tab. 5: Durchschnittliche Änderungsraten berechnet auf 20 Jahre des Boden-pHs (H ₂ O) im Spessart (NW-Bayern) (Göttlein 1992, Göttlein 2006 pers. Mittl.) gruppiert nach Tiefenstufen und Pufferbereichen (Ulrich 1987); Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient.	<u>23</u>
Tab. 6: Durchschnittliche Änderungsraten berechnet auf 20 Jahre des Boden-pHs (KCl) im Spessart (NW-Bayern) (Göttlein 1992, Göttlein 2006 pers. Mittl.) gruppiert nach Tiefenstufen und Pufferbereichen (Ulrich 1987); Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient.	<u>24</u>
Tab. 7: Kritische Differenz der Protonenkonzentration (gemessen in H ₂ O) der BZE-Punkte und die daraus abgeleitete negative und positive kritische Differenz des pH-Wertes stratifiziert nach den Pufferbereichen von Ulrich (1987).	<u>25</u>
Tab. 8: Kritische Differenz der Protonenkonzentration (gemessen in KCl) der BZE-Punkte und die daraus abgeleitete negative und positive kritische Differenz des pH-Wertes stratifiziert nach den Pufferbereichen von Ulrich (1987).	<u>25</u>
Tab. 9: Kurzübersicht über die Einteilung der BZE I Standorte nach Versauerungscluster (Details siehe Riek 1999 und Wolff & Evers 2000).	<u>29</u>
Tab. 10: Vorräte austauschbarer Basen (Ca + Mg + K) im Mineralboden ausgewählter BZE I Standorte nach Tiefenstufen und Humusformen; Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient. Berücksichtigt wurde jeweils die erste Tiefenstufe im Austauscherpufferebereich.	<u>30</u>
Tab. 11: Vorräte austauschbarer Basen (Ca + Mg + K) im Mineralboden ausgewählter BZE I Standorte nach Tiefenstufen und Versauerungsclustern (Riek 1999); Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient. Berücksichtigt wurde jeweils die erste Tiefenstufe im Austauscherpufferebereich.	<u>31</u>

- Tab. 12: Potentielle Vorratsverluste austauschbarer Basen (Ca + Mg + K) über 20 Jahre im Mineralboden ausgewählter BZE I Standorte nach Tiefenstufen und Humusformen; Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient. Berücksichtigt wurde jeweils die erste Tiefenstufe im Austauscherpufferebereich. 33
- Tab. 13: Potentielle Vorratsverluste austauschbarer Basen (Ca + Mg + K) über 20 Jahre im Mineralboden ausgewählter BZE I Standorte nach Tiefenstufen und Versauerungsclustern (Riek 1999); Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient. Berücksichtigt wurde jeweils die erste Tiefenstufe im Austauscherpufferebereich. 34
- Tab. 14: Basensättigung (Ca + Mg + K) im Mineralboden ausgewählter BZE I Standorte nach Tiefenstufen und Humusformen; Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient. Berücksichtigt wurde jeweils die erste Tiefenstufe im Austauscherpufferebereich. 38
- Tab. 15: Basensättigung (Ca + Mg + K) im Mineralboden ausgewählter BZE I Standorte nach Tiefenstufen und Versauerungsclustern (Riek 1999); Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient. Berücksichtigt wurde jeweils die erste Tiefenstufe im Austauscherpufferebereich. 39
- Tab. 16: Potentielle Abnahmeraten der Basensättigung (Ca + Mg + K) im Mineralboden ausgewählter BZE Standorte nach Tiefenstufen und Humusformen; Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient. Berücksichtigt wurde jeweils die erste Tiefenstufe im Austauscherpufferebereich. 40
- Tab. 17: Potentielle Abnahmeraten der Basensättigung (Ca + Mg + K) im Mineralboden ausgewählter BZE Standorte nach Tiefenstufen und Versauerungsclustern (Riek 1999); Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient. Berücksichtigt wurde jeweils die erste Tiefenstufe im Austauscherpufferebereich. 41
- Tab. 18: N-Vorräte in der organischen Auflage der BZE I Standorte nach Sensibilitätsklassen (Riek 1999) und Humusformen; Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient. 47
- Tab. 19: N-Vorräte im oberen Mineralboden (0-30cm) der BZE I Standorte nach Sensibilitätsklassen (Riek 1999) und Humusformen; Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient. 48
- Tab. 20: Potentielle Änderungsraten der N-Vorräte der BZE I Standorte nach Sensibilitätsklassen (Riek 1999) und Humusformen; Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient. 49
- Tab. 21: Stickstoffeinträge mit dem Bestandsniederschlag sowie Nitratausträge mit dem Sickerwasser und die daraus berechneten N-Bilanzen von EXMAN und NITREX-Standorten sowie weiterer deutscher Fallstudien (nach Huber 1997) 52

Tab. 22: Kritische Differenzen der N-Vorräte auf der Basis der Stratifikation nach Depositionstypen (Wellbrock et al. 2005).	<u>53</u>
Tab. 23: C-Vorräte in der organischen Auflage der BZE I Standorte nach Sensibilitätsklassen (Riek 1999) und Humusformen; Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient.	<u>55</u>
Tab. 24: C-Vorräte im oberen Mineralboden (0-30cm) der BZE I Standorte nach Sensibilitätsklassen (Riek 1999) und Humusformen; Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient.	<u>55</u>
Tab. 25: C-Vorräte im oberen Mineralboden (0-90cm) der BZE I Standorte nach Sensibilitätsklassen (Riek 1999) und Humusformen; Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient.	<u>56</u>
Tab. 26: Kritische Differenzen der C-Vorräte auf der Basis der C-Vorräte in der Auflage nach Sensibilitätsklassen (Riek 1999) und Humusformen.	<u>57</u>
Tab. 27: Kritische Differenzen der C-Vorräte auf der Basis der mittleren C-Vorräte in der organischen Auflage und im Mineralboden bis 30 cm Tiefe nach Sensibilitätsklassen (Riek 1999) und Humusformen.	<u>57</u>
Tab. 28: Kritische Differenzen der C-Vorräte auf der Basis der mittleren C-Vorräte in der organischen Auflage und im Mineralboden bis 90 cm Tiefe nach Sensibilitätsklassen (Riek 1999) und Humusformen.	<u>58</u>
Tab. 29: Substrattypen (nach Baumgärtner und Wolff (2000))	<u>63</u>
Tab. 30: Pufferbereiche gemäß BZE I.	<u>64</u>
Tab. 31: Vorräte ([kg ha ⁻¹] der Schwermetalle Blei (a), Kupfer (b), Zink (c) und Cadmium (d) in der Humusaufgabe nach Substrattyp und Pufferbereich.	<u>65</u>
Tab. 32: Kritische Differenzen der Änderungsraten für die Schwermetalle Blei, Kupfer, Cadmium und Zink in der Humusaufgabe nach Substrattyp und Pufferbereich.	<u>69</u>
Tab. 33: Gesamtdeposition mit trockener Deposition an verschiedene deutschen Waldstandorten [g ha ⁻¹ a ⁻¹], nach Bergkvist et al. (1989)	<u>73</u>
Tab. 34: Spannweiten der modellierten Depositionsraten für Nadelwälder in Deutschland nach Dutchak und Ilyin (2005).	<u>74</u>
Tab. 35: Variationskoeffizienten (cv) der Paardifferenzen (PD) von Protonenkonzentrationen und pH-Werten 1986 und 2003 im Spessart (Göttlein pers. Mittl.). Relative kritische Differenz bezogen auf den pH-Wert 1986	<u>79</u>

Abbildungsverzeichnis

- Abb.1: Kritische Differenzen für den t-Test (unabhängig, $\alpha=0,05$) in Abhängigkeit von der Streuung und der Stichprobengröße. 12
- Abb.2: Verlauf des Boden-pHs (Einzelwerte und Median) an 88 Waldstandorten im Spessart (NW-Bayern) (Göttlein 1992, Göttlein 2006 pers. Mittl.). 16
- Abb. 3: Abhängigkeit der pH-Wert Änderung von Boden-pH (der Erstbeprobung) und Horizont für Waldstandorte in Schweden (Tamm & Hallbäcken 1986). Vereinfachend wurde eine lineare pH-Wert Veränderung zwischen den Aufnahmejahren 1927 und 1983 angenommen. 18
- Abb. 4: Abhängigkeit der pH-Wert Änderung von Boden-pH und Horizont für Waldstandorte in Baden-Württemberg (Evers 1983). Vereinfachend wurde eine lineare pH-Wert Veränderung zwischen den Aufnahmejahren 1965/66 und 1982 angenommen. 19
- Abb.5: Abhängigkeit der pH-Wert Änderung von Boden-pH und Horizont für Waldstandorte im Spessart (NW-Bayern) (Göttlein 1992, Göttlein 2006 pers. Mittl.). Die pH-Wert Veränderung wurde für jeden der 88 Aufnahmepunkte aus der Steigung der Regressionsgeraden bei insgesamt 13 Wiederholungsaufnahmen zwischen 1983 und 2003 abgeleitet. 19
- Abb. 6: Verschiebung des Boden-pHs (Mittelwerte und Werte-bereich) im Bodenprofil eines Fichtenaltbestands (Höglwald) von 1991 auf 2004 (Anzahl der Einzelproben pro Tiefenstufe ≥ 10) (Weis 2006). 24
- Abb. 7: Verschiebungen im Tiefenprofil von Boden-pH und Basensättigung in einem Fichtenaltbestand (Höglwald) zwischen 1991 und 2004 (Mittelwerte und Wertebereich). Signifikante Änderungen der Basensättigung treten vor allem in Horizonten auf, die sich im Austauscherpufferbereich befinden, also einen pH-Wert oberhalb von 4,2 aufweisen (Weis 2006). ***:Signifikanzniveau $p < 0,001$. 27
- Abb. 8: Stratifizierung der BZE-Punkte nach dem Tiefenprofil der Basensättigung (verändert nach Wolff & Evers 2000). 29
- Abb. 9: Zusammenhang zwischen der potentiellen Abnahmerate im „kritischen Versauerungshorizont“ und dem Basenvorrat (BZE I). 32
- Abb. 10: Gegenüberstellung der normierten Werte für die kritische Differenz und die potentielle Abnahmerate (Median, 5%- und 95%-Perzentil) der Basenvorräte ausgewählter BZE I Standorte in der jeweils obersten Mineralboden-Tiefenstufe, die sich im Austauscherpufferbereich befindet. Die Ergebnisse sind stratifiziert nach Humusform (linke Spalte) und dem Versauerungscluster nach Riek (1999) (rechte Spalte). 35
- Abb. 11: Zusammenhang zwischen Basensättigung und Basenvorräten in den „potentiellen Versauerungshorizonten“ der BZE Standorte. 37

Abb. 12: Gegenüberstellung der normierten Werte für die kritische Differenz und die potentielle Abnahmerate (Median, 5%- und 95%-Perzentil) der Basensättigung ausgewählter BZE I Standorte in der jeweils obersten Mineralboden-Tiefenstufe, die sich im Austauschpufferbereich befindet. Die Ergebnisse sind stratifiziert nach Humusform (linke Spalte) und dem Versauerungscluster nach Riek (1999) (rechte Spalte)._____ 42

Abb. 13: Veränderung der Ba-sensättigung (Mittelwerte und Wertebereich) einer 1984 gekalkten Fichtenaltbestandsfläche (Höglwald) zwischen 1991 und 2004 (Anzahl der Einzelproben pro Tiefenstufe ≥ 10) (Weis unveröff.). ***: Signifikanzniveau $p < 0,001$._____ 43

Abb. 14: Änderungsraten (%) des N-Vorrats in 20 Jahren nach BZE-Straten; Kritische und potentielle Änderungsraten (Mediane) wurden bezogen auf den N-Vorrat im Oberboden bis 30 cm (links) und bezogen auf den N-Vorrat im Auflagehumus (rechts). Fehlerbalken geben die Werte für das 5 bis 95. Perzentil der potentiellen Änderungsraten an. N-Sensibilitätsklassen nach Riek (1999). Potentielle Änderungsraten für Mull bezogen auf den Auflagehumus sind nicht dargestellt._____ 50

Abb. 15: Kritische Differenzen der N-Vorräte von BZE I Standorten im humosen Oberboden. Die Ergebnisse sind stratifiziert nach Humusform. Die farbigen Bänder geben die Niveaus der entsprechen gefärbten Literaturstellen wider._____ 60

Abb. 16: Modellrechnung mit Stichprobe von $N=50$, einer Zunahme der Werte $\leq 10\%$ und einem Variationskoeffizient von 20% (a). Paardifferenzen beider Varianten (b), Variante mit Korrelation der Proben von t_2 und t_1 (c) und Variante ohne Korrelation (d)._____ 80

Abb. 17: Konsequenzen der Transformation rechtschiefer Bodendaten für die Herleitung der kritischen Differenz, Fall A: Bodenkennwert mit steigender Tendenz._____ 82

Abb. 18: Konsequenzen der Transformation rechtschiefer Bodendaten für die Herleitung der kritischen Differenz, Fall B: Bodenkennwert mit fallender Tendenz._____ 84

1. Vorbemerkungen

1.1. Allgemeine Vorbemerkungen

Der Bericht ist nach den Themenfeldern Bodenversauerung, N-Sättigung, C-Speicherung und Schadstoffe gegliedert. Innerhalb dieser Kapitel werden zunächst die Ergebnisse der (Literatur-) Datenauswertung auf der Basis aller BZE-Punkte („Zustandsprognose“) dargestellt. Die recherchierte Literatur wird bei den Ergebnissen der Modellrechnungen zum Vergleich herangezogen. In der themenübergreifenden Diskussion werden die Schlussfolgerungen v.a. vor dem Hintergrund der Unsicherheiten des Ansatzes behandelt.

1.2. Methodische Vorbemerkungen zur Datenauswertung

1.2.1. Stratifizierung

Bei der Konzeption der statistischen Datenauswertung kann auf eine Reihe von methodischen Vorarbeiten zurückgegriffen werden. Eine der wesentlichen Studien ist der Deutsche Waldbodenbericht von Wolff und Riek (1997). Aufbauend auf dieser Arbeit entwickelte Riek (1999) Kriterien zur Stratifizierung der BZE-Stichprobe hinsichtlich der Dynamik bodenchemischer Eigenschaften. Diese Auswertungskonzepte der BZE wurden u.a. von Wolff & Evers (2000), Wolff et al. (2000), Wellbrock et al. (2001) und Riek & Wolff (2005) weiterentwickelt.

In diesem Projekt diente eine standortbezogene Klassifizierung als Stratifizierungskriterium. Es wurden die Sensitivitätsklassen nach Riek (1999), die Humusformen und die Pufferbereiche nach Ulrich (1987) verwendet. Die Sensitivitätsklassen nach Riek (1999) beschreiben die erwartete Sensibilität der Standorte gegenüber Stoffeinträgen. Die Humusform integriert die Einflüsse von Boden und Bestand. Die übereinstimmende Stratifizierung erleichtert die Vergleichbarkeit der Ergebnisse der verschiedenen Bodenparameter.

Die Stratifizierung nach Depositionstypen (Wellbrock et al. 2005) und eine Kombination von Depositionen und anderen Außeneinflüssen (Mellert et al. 2005) wurden geprüft, erbrachten aber keine Vorteile bezüglich der kritischen Differenz. Beim Thema Stickstoffsättigung wird das Für und Wider von anderen

Stratifizierungssansätzen am Beispiel der Depositionstypen (Wellbrock et al. 2005) behandelt.

Eine Studie von de Vries et al. (2000) zielte ebenfalls auf den Nachweis von Bodenveränderungen im Rahmen von Wiederholungsbeprobungen - in diesem Fall von Level-II Standorten - ab. Während bei diesem Ansatz der einzelne Standort und nicht Standortkollektive im Vordergrund stehen, stützt sich die Auswertung der BZE auf das Gros der Standorte, in dem Datenkollektive mit ähnlichen Eigenschaften untersucht werden. Die Änderung bodenchemischer Eigenschaften bei einzelnen Standorten kann bei der BZE nicht statistisch geprüft werden, da für die Inventurpunkten nur Analysen an Mischproben durchgeführt wurden.

1.2.2. Kritische Differenzen

Anhand der Straten aus den o.g. Vorstudien der BZE werden die kritischen Differenzen der bodenchemischen Parameter (Δ_{\min}) zwischen Erst- und Zweiterhebung berechnet. Diese kritischen Änderungsraten bezeichnen jene Differenzen, die notwendig sind, um Bodenzustandsveränderungen statistisch signifikant nachweisen zu können. Als Irrtumswahrscheinlichkeit wird hierbei $\alpha < 0,05$ zugrunde gelegt. Nach dem t-Test zur Prüfung von Messwertdifferenzen zwischen ungepaarten Stichproben ist

$$\Delta_{\min} = t_{n-1; \alpha} \times SD \times \sqrt{\frac{2}{n}}$$

t t-Wert für zweiseitige Fragestellungen

$t_{n-1; \alpha}$...Tabellenwert für $2 \cdot n - 2$ Freiheitsgrade und Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha < 0,05$)

Δ_{\min} mittlere Minstdifferenz zwischen Erst- und Zweiterhebung, die bei gegebener Irrtumswahrscheinlichkeit notwendig ist, um auf signifikante Unterschiede schließen zu können

n Stichprobengröße

SD Standardabweichung der Stichprobe.

Aus pragmatischen Gründen, insbesondere wegen der Vergleichbarkeit mit bisherigen BZE-Auswertungen (Riek 1999) und anderen ähnlichen Studien (de Vries et al. 2000) wurden die kritischen Änderungsraten mit der o.g. Formel für die kritische Differenz des t-Tests berechnet. Hierbei wird nur der alpha-Fehler (falsche Ablehnung der Null-Hypothese) berücksichtigt. Eine weitere Möglichkeit der

Berechnung von kritischen Änderungsraten bietet die *Poweranalyse*. Hierbei wird auch der beta-Fehler (falsche Annahme der Null-Hypothese) berücksichtigt. Deshalb liegen die mit der Poweranalyse errechneten kritischen Änderungsraten über jenen, die hier verwendet wurden.

Die Höhe der kritischen Änderungsraten und damit die Detektierbarkeit von bodenchemischen Änderungen hängen wie oben dargestellt neben der Streuung auch von der Stichprobengröße (N) ab. Das Diagramm (Abb. 1) zeigt die Beziehung zwischen Streuung und kritischer Änderungsrate bei unterschiedlicher Stichprobengröße. Es wird deutlich, dass bei großen Datenkollektiven, wie sie bei der BZE zur Verfügung stehen, der Nachweis von Veränderungen gegenüber Untersuchungen am einzelnen Standort mit wenigen Proben wesentlich erleichtert wird. Allerdings setzt dies eine ökologisch relevante Stratifizierung und eine möglichst hohe Homogenität innerhalb der Cluster voraus. Dennoch ist bei der Auswertung großer Datenkollektive aufgrund der natürlichen Standortvielfalt mit einer höheren Streuung innerhalb der Cluster zu rechnen als bei der Untersuchung einzelner Standorte.

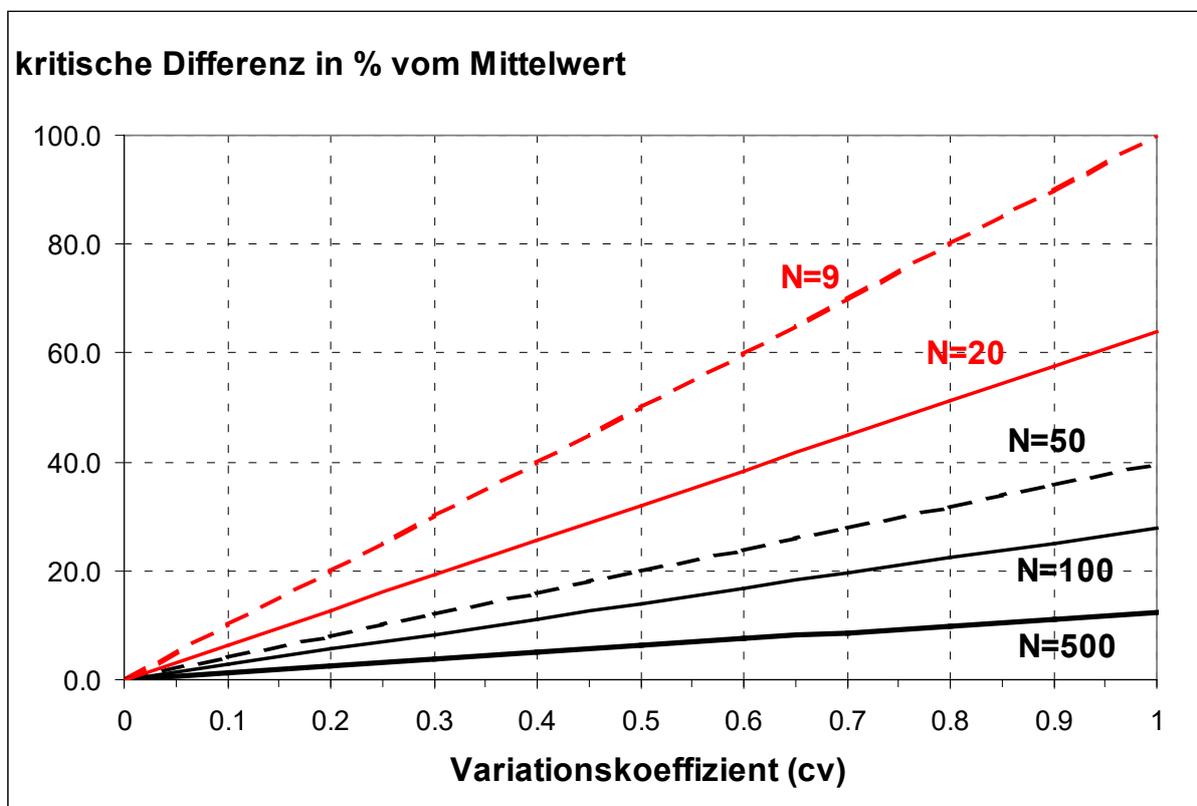


Abb.1: Kritische Differenzen für den t-Test (unabhängig, $\alpha=0,05$) in Abhängigkeit von der Streuung und der Stichprobengröße.

Identifizierung erfolversprechender Straten und Parameter

Die errechneten kritischen Differenzen werden schließlich den recherchierten bzw. berechneten Signalstärken von Bodenveränderungen (potentielle Änderungsrate) gegenübergestellt. Auf diese Weise ist es möglich zu beurteilen, inwieweit beim Vergleich von Erst- und Wiederholungsinventur eine Chance auf signifikante Ergebnisse besteht. Hierdurch können für die Auswertung von Erst- und Folgeinventur Erfolg versprechende Straten und Parameter identifiziert werden.

Annahmen

Zur Durchführung der statistischen Auswertungen sind einige **vereinfachende Annahmen** notwendig, die im Folgenden kurz dargelegt werden:

1. gleiche Stichprobengröße bei Erst- und Zweitinventur
2. gleiche Standardabweichung bei Erst- und Zweitinventur
3. Varianzhomogenität
4. Ungepaarte Stichproben

Zu 1. *gleiche Stichprobengröße*: Aufgrund abweichender Verfahren in den einzelnen Bundesländern ist diese Annahme nur z.T. richtig. Der Einfluss unterschiedlicher Probenahmeverfahren auf die Gesamtauswertung des BZE-Datensatzes wird im HS-Projekt untersucht.

Zu 2. *gleiche Standardabweichung*: Diese Annahme ist aufgrund der im Vergleich zur biologisch stärker beeinflussten organischen Auflage geringen Dynamik v.a. für den Mineralboden zutreffend. In der organischen Auflage und im oberen humosen Mineralboden können sich die Verhältnisse jedoch innerhalb des Zeitrahmens der BZE-Wiederholungsinventur deutlich ändern, v.a. nach starken Pflegemaßnahmen oder Kalamitäten.

Zu 3. Varianzhomogenität

Homogene Varianz innerhalb der betrachteten Straten bedeutet, dass die kleinräumige Varianz an den Standorten der Varianz des jeweiligen Kollektivs entspricht. Wenn man die Mittelwerte von homogenen Gruppen bildet, konvergiert die Verteilung der Mittelwerte gegen eine Normalverteilung mit Varianz σ^2 / n . Damit

wäre die Varianz in der Grundgesamtheit $n \cdot \sigma^2$. Die Varianz innerhalb der einzelnen Flächen entspricht demnach jener des betrachteten Stratums.

Bei inhomogenen Varianzen gibt es keine Möglichkeit über die Verteilung der Mittelwerte auf die Varianz in den einzelnen Flächen zu schließen. Man kann zwar die Varianz der Mittelwerte abschätzen, hat aber keinerlei Information, welchen Beitrag einzelne Flächen leisten. Die einzige Möglichkeit zur Varianzabschätzung anhand des Datensatzes ist die Bildung von Clustern, für die sich die Annahme homogener Varianzen sachlogisch vertreten lässt. Die Stratifizierung des Probenkollektivs dient u.a. dieser Zielsetzung.

Zu 4. Ungepaarte Stichproben

Im Gegensatz zur Berechnung von Riek (1999) wurden die kritischen Differenzen nach der Formel für den t-Test für unverbundene Stichproben berechnet. Hierbei ergibt sich eine höhere Schwelle für ein signifikantes Ergebnis als beim t-Test für verbundene Stichproben. Inwieweit gepaarte Tests für die Auswertung der BZE II herangezogen werden können, hängt v.a. von den Ergebnissen des HS-Projekts ab. In jenen Fällen, in denen die Abstände der Proben von Erst- und Zweitaufnahme innerhalb der Korrelationslängen von Bodenparametern liegen, kann ggf. der verbundene Fall angenommen werden. An exemplarischen Standorten ist dies zwar für manchen Parameter der Fall, für die Übertragung dieser Information auf die BZE-Flächen fehlen derzeit aber noch die Grundlagen. Die Annahme ungepaarter Stichproben ist daneben auch durch Ergebnisse von Voruntersuchungen im Rahmen des HS-Projektes begründet (geringe bis keine kleinräumige Korrelation bei den meisten Parametern der untersuchten Bodendauerbeobachtungsfächen) und zudem aufgrund geänderter Rahmenbedingungen der BZE-Probenahme erforderlich (Verschiebung von BZE-Koordinaten z.B. in Bayern). In der themenübergreifenden Diskussion wird die Frage nach gepaarten oder unabhängigen Stichproben ausführlich erläutert.

2. Bodenversauerung

Die hohen anthropogenen Emissionen von Schwefel- und Stickoxiden haben die Bodenversauerung vieler Wälder Mitteleuropas stark beschleunigt. An nicht mehr stickstofflimitierten Standorten tragen hohe Ammoniakemissionen bei der Düngung landwirtschaftlicher Flächen zur Bodenversauerung bei. Die mikrobielle Oxidation des deponierten Ammoniums (Nitrifikation) setzt Protonen im Boden frei. Während in den letzten zwei Jahrzehnten in Deutschland die Freisetzung von SO_2 durch Einsatz geeigneter Filteranlagen drastisch reduziert werden konnte, blieben die Emissionen von NO_x und NH_3 nahezu unverändert.

Neben dem Monitoring der Säureeinträge, der Berechnung bodeninterner Protonenproduktion aus Stoffhaushaltsuntersuchungen und der Entwicklung der Protonen-, Aluminium- und Nitratflüsse im Boden sowie der Verluste an basischen Kationen können zeitliche Veränderungen des pH-Wertes im Boden, des Vorrats an pflanzenverfügbaren basischen Kationen und der Basensättigung der austauschbaren Kationen im Boden zu Beurteilung des Verlaufs der Bodenversauerung herangezogen werden. Während die erste Gruppe von Indikatoren auf Stoffhaushaltsuntersuchungen basiert, wie sie das Level II-Programm vorsieht, erfassen BZE I und BZE II die Versauerungsindikatoren der Bodenfestphase. Die folgende Prognose der durch die Wiederholung der Bodenzustandserhebung zu erwartenden Änderungen der Bodenversauerung in deutschen Wäldern stützt sich daher auf die Indikatoren Boden-pH, pflanzenverfügbare Basenvorräte und Basensättigung der austauschbaren Kationen im Boden. Ausgehend von den Ergebnissen der BZE I wird nach sinnvoller Gruppierung der Daten eine kritische Differenz berechnet, die überschritten werden muss, um innerhalb der Gruppe signifikante Unterschiede zu ergeben. Der Vergleich dieser Differenz mit Versauerungsraten aus Literatur und Modellanwendungen soll Aufschluss darüber geben, welche Änderung mit den Mitteln der Bodenzustandserhebung sichtbar gemacht werden können.

2.1. Indikator: Boden-pH

2.1.1. Vorgehensweise

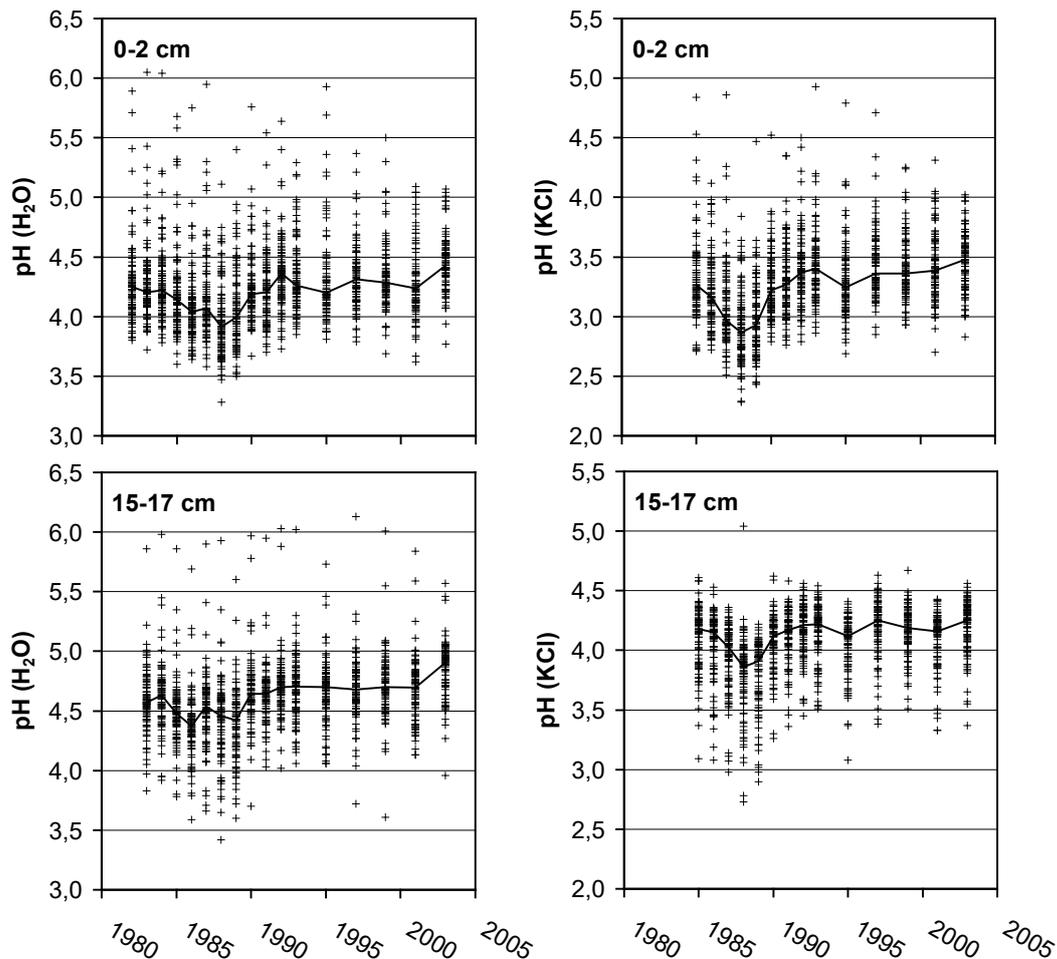


Abb.2: Verlauf des Boden-pHs (Einzelwerte und Median) an 88 Waldstandorten im Spessart (NW-Bayern) (Göttlein 1992, Göttlein 2006 pers. Mittl.).

Eine Abschätzung allgemeingültiger potentiellen Änderungsraten des Boden-pHs aus der Literatur gestaltet sich schwierig. Flächendeckende Wiederholungsaufnahmen mit einer größeren Anzahl von Beprobungspunkten sind selten und meist auf eine eng umgrenzte Region beschränkt. Zusätzlich erschwert wird die Prognose, da seit Beginn der achtziger Jahre die Säurebelastung in den alten, etwa 10 Jahre später auch in den neuen Bundesländern Deutschlands drastisch reduziert wurde. Eine mögliche Konsequenz ist eine Trendwende auch in der Bodenversauerung, wie ihn Wiederholungsaufnahmen des pH-Werts im Spessart nahe legen (Abb. 2).

Datenreihen, die vor 1990 enden, können dementsprechend pH-Wert-Änderungen ergeben, die nicht dem Verlauf der Werte zwischen 1986 und 2006, den Terminen von BZE I und BZE II entsprechen.

Tab. 1: Literaturübersicht über die pH-Wert-Veränderungen der letzten Jahrzehnte. Grau hinterlegt sind die Änderungsraten von Datensätzen, die für den Zeitraum der BZE Wiederholungsuntersuchung relevant sind

Indikator	Literaturstelle	Beobachtungszeitraum	Tiefennummer*	Anzahl Bestände	Anfangswert	Endwert	Differenz	Veränderung in 20 Jahren
pH(CaCl ₂)	Bailey et al. 2005	1967-1997	1	4	3.8	2.9	-0.9	-0.6
			2	4	3.7	3.5	-0.2	-0.1
			3	4	4.3	4.0	-0.3	-0.2
			4	4	4.2	4.0	-0.2	-0.1
	Billet et al. 1990	1950-1987	1	9	3.2 - 4.3	2.9 - 4.4	-0.3 - 0.5	-0.2 - 0.2
			2	13	3.7 - 4.8	3.4 - 4.5	-1.4 - 0.5	-0.8 - 0.2
			3	11	4.3 - 5.2	3.8 - 4.6	-1.4 - 0.1	-0.7 - 0.0
4	4	4.6 - 4.9	4.1 - 5.1	-0.5 - 0.1	-0.3 - 0.1			
Jönsson et al. 2003	1988-1999	2	32	4.3	4.1	-0.2	-0.3	
pH(KCl)	Evers 1983	1965-1982	1	32	2.6 - 3.9	2.5 - 3.4	-0.6 - 0.1	-0.8 - 0.1
	Göttlein 2006 unveröff.	1986-2003	1	88	2.7 - 4.1	2.8 - 4.0	-0.7 - 1.0	-0.5 - 1.1
			2	88	3.1 - 4.5	3.4 - 4.6	-0.5 - 1.1	-0.1 - 1.1
	Weis 2006 unveröff.	1991-2004	1	2	2.9 - 3.3	3.1 - 3.4	0.2 - 0.3	0.2 - 0.4
			2	2	3.6 - 3.7	3.7 - 3.8	0.1 - 0.2	0.2 - 0.3
			3	2	3.6 - 3.6	3.6 - 3.7	0.1 - 0.1	0.1 - 0.2
	4	1	3.6	3.7	0.2	0.2		
pH(H ₂ O)	Göttlein 2006 unveröff.	1986-2003	1	88	3.6 - 5.8	3.8 - 5.1	-1.4 - 0.9	-0.6 - 1.1
			2	88	3.6 - 5.7	4.0 - 5.6	-0.2 - 1.1	-0.5 - 1.0
	Sverdrup et al. 1995	1883-1991	1	1	6.1 - 6.1	4.2 - 4.2	-1.9 - -1.9	-0.4 - -0.4
			2	1	6.3 - 6.3	4.9 - 4.9	-1.4 - -1.4	-0.3 - -0.3
			3	1	6.4 - 6.4	5.6 - 5.6	-0.7 - -0.7	-0.1 - -0.1
	4	1	6.7 - 6.7	6.4 - 6.4	-0.3 - -0.3	-0.1 - -0.1		
	Tamm & Hallbäcken 1986	1927-1983	1	74	4.0 - 4.5	3.5 - 4.0	-0.9 - -0.3	-0.3 - -0.1
			2	74	4.5 - 4.8	3.9 - 4.4	-0.8 - -0.3	-0.3 - -0.1
			3	74	4.7 - 5.0	4.4 - 4.7	-0.6 - -0.2	-0.2 - -0.1
			4	74	5.0 - 5.4	4.5 - 4.8	-0.7 - -0.5	-0.3 - -0.2
	Weis et al. 2007	1991-2004	1	2	3.7 - 3.9	3.7 - 3.8	-0.1 - 0.0	-0.2 - 0.1
2			2	4.1 - 4.2	4.1 - 4.2	0.0 - 0.0	0.0 - 0.0	
3			2	4.2 - 4.5	4.3 - 4.3	-0.2 - 0.1	-0.3 - 0.2	
4			1	4.7	4.6	-0.1	-0.1	

* Tiefennummern der BZE I: 1 = 0-10 cm; 2 = 10-30 cm; 3 = 30-60 cm; 4 = 60-90 cm

Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die von uns recherchierte Literatur. Der Menge an auswertbaren Literaturzitate wird auch dadurch reduziert, dass zur Bestimmung des Boden-pHs sowohl Messungen in Wasser als auch in Salzlösungen (meist in KCl oder CaCl₂) gebräuchlich sind, die unterschiedliche Protonenmengen erfassen. Die mittleren pH-Wert-Änderungen aus diesen Literaturstellen liegen bezogen auf 20 Jahre (dem Abstand zwischen BZE I und BZE II) im Bereich von wenigen zehnteln bis zu einer pH-Einheit. Dabei herrschen bei älteren Untersuchungen pH-Abnahmen vor, Untersuchungen die bis in das gegenwärtige Jahrhundert hineinreichen weisen dagegen eher auf pH-Zunahmen hin. Im Folgenden werden Beispiele aus der Literatur näher betrachtet, die nicht auf Einzeluntersuchungen sondern auf der Beprobung vieler Standorte basieren. Zu beachten ist dabei, dass aus Gründen der

Vereinfachung von einer Linearität der pH-Wert-Veränderungen ausgegangen wird. Nur so kann auf einen Vergleichszeitraum von 20 Jahren hochgerechnet werden.

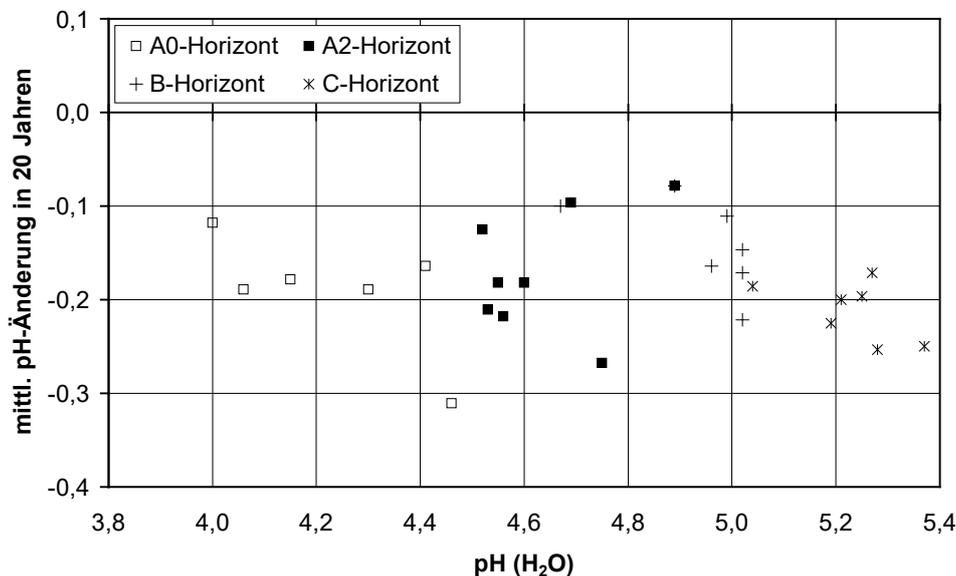


Abb. 3: Abhängigkeit der pH-Wert Änderung von Boden-pH (der Erstbeprobung) und Horizont für Waldstandorte in Schweden (Tamm & Hallbäcken 1986). Vereinfachend wurde eine lineare pH-Wert Veränderung zwischen den Aufnahmejahren 1927 und 1983 angenommen.

Ältere Untersuchungen zur Veränderung des Boden-pHs finden sich z.B. bei Tamm & Hallbäcken (1986) (pH(H₂O)-Messungen in Wäldern Schweden 1927 und 1983, vgl. Abb. 3) mit pH-Wert Änderungsraten von ca. -0,2 pH-Einheiten bezogen auf 20 Jahre.

Evers (1983) (zitiert nach Gryschko & Horlacher 1997) berichtet eine pH(KCl)-Wert-Veränderung verschiedener Standorte in Baden-Württemberg zwischen 1965 und 1983 von -0,8 bis +0,2 pH-Einheiten bezogen auf 20 Jahre (Abb. 4).

Ein guter Datensatz für den BZE-relevanten Zeitraum existiert bei Göttlein (1992, 2006 pers. Mittl.) mit kontinuierlichen Wiederholungsaufnahmen an 88 Messpunkten im Spessart (NW-Bayern). Die für jeden Punkt aus der Steigung der Regressionsgeraden für den Zeitraum 1986 bis 2003 berechneten Änderungsraten sind in Abbildung 5 dargestellt.

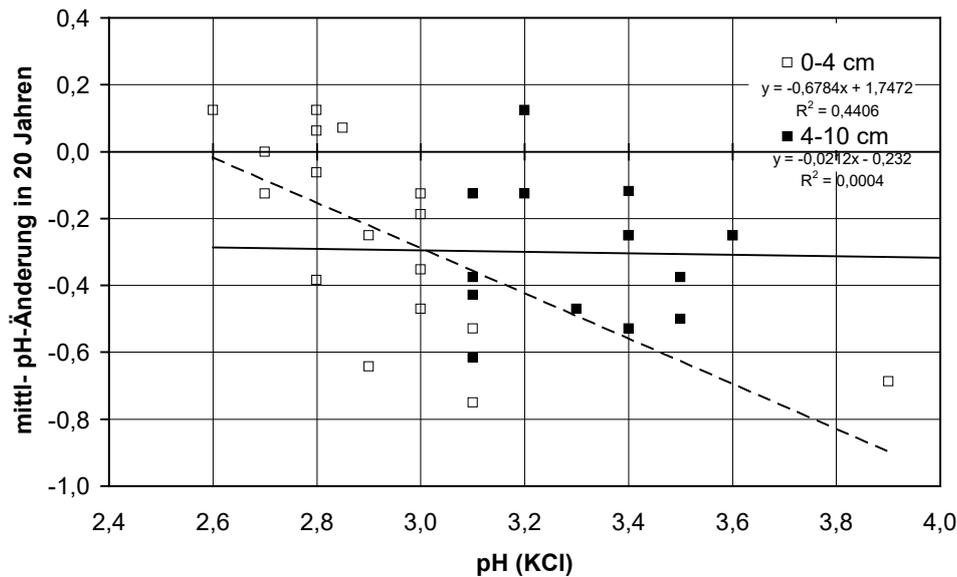


Abb. 4: Abhängigkeit der pH-Wert Änderung von Boden-pH und Horizont für Waldstandorte in Baden-Württemberg (Evers 1983). Vereinfachend wurde eine lineare pH-Wert Veränderung zwischen den Aufnahmejahren 1965/66 und 1982 angenommen.

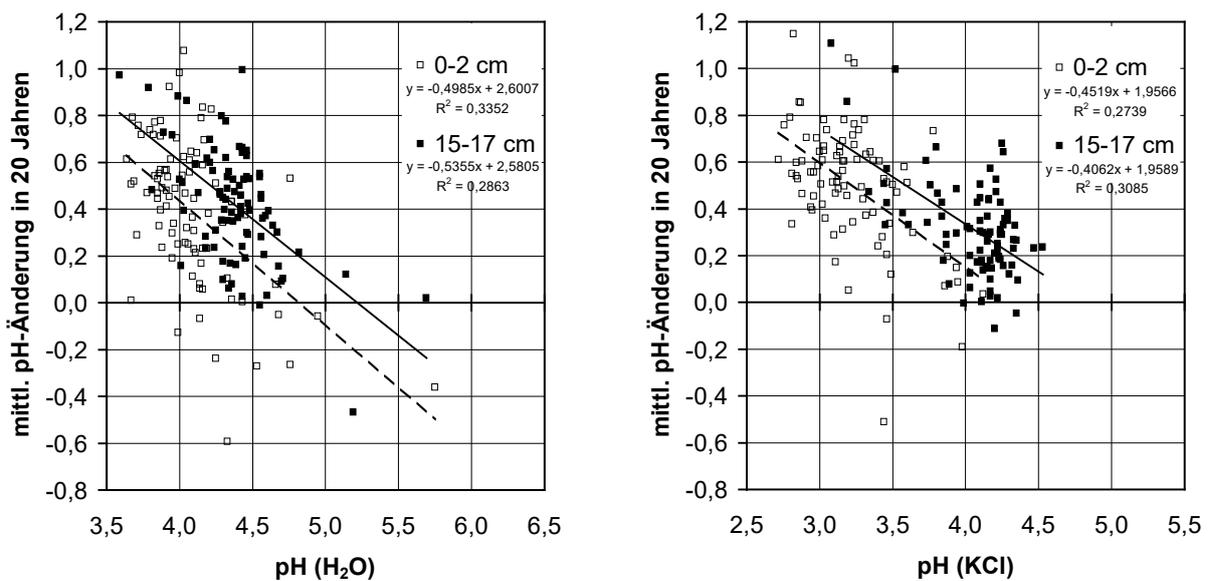


Abb.5: Abhängigkeit der pH-Wert Änderung von Boden-pH und Horizont für Waldstandorte im Spessart (NW-Bayern) (Göttlein 1992, Göttlein 2006 pers. Mittl.). Die pH-Wert Veränderung wurde für jeden der 88 Aufnahmepunkte aus der Steigung der Regressionsgeraden bei insgesamt 13 Wiederholungsaufnahmen zwischen 1983 und 2003 abgeleitet.

Leider beschränken sich die Erhebungen allerdings auf den obersten Mineralboden (Beprobungstiefen 0-2 cm und 15-17 cm). Im Gegensatz zu den oben erwähnten älteren Untersuchungen ist hier fast durchgehend eine Zunahme des Boden-pHs zu erkennen. Für pH(H₂O) liegen die Änderungsraten etwa zwischen -0,4 und +1,0, für pH(KCl) zwischen -0,2 und +1,2 bezogen auf 20 Jahre. Dabei reagieren stark saure

Standorte mit der größten pH-Wert-Erhöhung. Für Betrachtungen zum Boden-pH der BZE-Punkte erscheinen uns diese Werte am realistischsten. Dementsprechend werden im Folgenden für den oberen Mineralboden die Änderungsraten aus dem Spessart mit den berechneten kritischen Differenzen der stratifizierten BZE-Daten verglichen. Zu beachten ist dabei jedoch, dass der Spessart ein begrenztes Gebiet ist, dessen typische Standortzusammensetzung und Eintragssituation nicht auf ganz Deutschland übertragbar ist.

2.1.2. Stratifizierung

Tab. 2: Pufferbereiche nach Ulrich (1987)

Nr.	Bezeichnung	pH-Bereich
1	Eisen-Puffer	pH < 3,2
2	Aluminium/Eisen-Puffer	3,2 ≤ pH < 3,8
3	Aluminium-Puffer	3,8 ≤ pH < 4,2
4	Austauscher-Puffer	4,2 ≤ pH < 5,1
5	Silikat-Puffer	5,1 ≤ pH < 6,3
6	Carbonat-Puffer	≥ 6,3

Die Stratifizierung der pH-Werte und Änderungsraten erfolgte gemäß den Pufferbereichen in H₂O nach Ulrich (1987) (Tab. 2), da diese Einteilung sowohl für die BZE-Punkte als auch für die Daten von Göttlein (2006, pers. Mittl.) möglich ist. Eine Stratifizierung der Daten nach Humusform bzw. Versauerungsclustern (Riek 1999) entsprechend der Datenauswertung der austauschbaren Basenvorräte und der Basensättigung (vgl. Kapitel 2.2 und 2.3) war wenig sinnvoll, da eine solche Einteilung für die Daten aus dem Spessart nicht existiert. Zudem konnte damit näherungsweise Normalverteilung der Werte oder zumindest Lognormalverteilung in den Gruppen erreicht werden, eine Voraussetzung für die Anwendung der oben beschriebenen Berechnung der kritischen Differenzen (vgl. auch 6.2).

2.1.3. pH-Werte BZE I

Die Tabellen 3 und 4 zeigen die nach Tiefenstufe und Pufferbereich stratifizierten pH-Werte in Wasser und KCl für die Standorte der BZE I. Wie zu erwarten steigen die Werte vom Eisen- bis zum Carbonatpufferbereich an. Die Anzahl von Fällen mit

Horizonten im Aluminiumpufferbereich nimmt mit zunehmender Tiefe ab. Extrem saure Horizonte im Eisenpufferbereich treten nur an wenigen Standorten auf und beschränken sich mit einer Ausnahme auf die obersten 10 cm des Mineralbodens. Für den Großteil der BZE-Punkte liegt der Mineralboden ab 10 cm im Austauschpufferbereich.

Tab. 3: pH-Werte des Mineralbodens gemessen in H₂O der BZE I Standorte nach Tiefenstufen und Pufferbereichen (Ulrich 1987); Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient (Protonenkonzentration).

Tiefe [cm]	Pufferbereich	N	5 % Perzentil	Median	95% Perzentil	Mittelwert	Variationskoeffizient der Protonenkonzentration
0-10	1	11	2,68	3,01		2,95	0,45
0-10	2	341	3,34	3,65	3,79	3,60	0,36
0-10	3	584	3,80	3,98	4,17	3,97	0,26
0-10	4	406	4,20	4,40	4,99	4,42	0,45
0-10	5	101	5,11	5,41	6,20	5,44	0,66
0-10	6	91	6,40	6,90	7,64	6,82	0,84
10-30	1	1	3,00	3,00	3,00	3,00	
10-30	2	59	3,34	3,62	3,78	3,59	0,35
10-30	3	300	3,80	4,00	4,18	3,99	0,28
10-30	4	843	4,20	4,43	4,90	4,44	0,41
10-30	5	115	5,11	5,50	6,20	5,44	0,65
10-30	6	159	6,36	7,20	8,00	6,92	1,13
30-60	1	1	3,14	3,14	3,14	3,14	
30-60	2	14	3,42	3,63		3,60	0,25
30-60	3	144	3,80	4,06	4,19	4,02	0,30
30-60	4	696	4,23	4,50	4,95	4,48	0,42
30-60	5	106	5,11	5,50	6,20	5,44	0,66
30-60	6	98	6,42	7,54	8,39	7,06	1,36
60-90	1	0					
60-90	2	3	3,50	3,76		3,66	0,39
60-90	3	82	3,80	4,05	4,19	4,01	0,29
60-90	4	634	4,24	4,54	5,00	4,51	0,47
60-90	5	127	5,14	5,49	6,18	5,44	0,62
60-90	6	111	6,39	7,65	8,48	7,05	1,45

Tab. 4: pH-Werte des Mineralbodens gemessen in KCl der BZE I Standorte nach Tiefenstufen und Pufferbereichen (Ulrich 1987); Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient (Protonenkonzentration).

Tiefe [cm]	Pufferbereich	N	5 % Perzentil	Median	95% Perzentil	Mittelwert	Variationskoeffizient der Protonenkonzentration
0-10	1	11	2,60	3,04	0,00	2,96	0,60
0-10	2	341	2,62	3,00	3,33	2,93	0,54
0-10	3	584	2,92	3,30	3,70	3,25	0,60
0-10	4	406	3,30	3,67	4,31	3,60	0,70
0-10	5	101	3,41	4,87	5,83	4,25	1,95
0-10	6	91	5,81	6,46	7,30	6,24	1,29
10-30	1	1		3,92		3,92	
10-30	2	59	2,62	3,26	3,85	3,07	0,91
10-30	3	300	3,08	3,57	4,00	3,47	0,79
10-30	4	843	3,47	3,87	4,30	3,79	0,66
10-30	5	115	3,66	4,50	5,90	4,19	1,61
10-30	6	159	5,62	6,60	7,50	5,96	5,88
30-60	1	1		4,23		4,23	
30-60	2	14	2,77	3,34		3,26	0,73
30-60	3	144	3,20	3,66	4,08	3,54	0,84
30-60	4	696	3,55	4,05	4,41	3,93	0,73
30-60	5	106	3,52	4,38	5,68	4,12	1,46
30-60	6	98	5,00	6,80	7,73	5,83	3,35
60-90	1	0					
60-90	2	3	3,06	3,07		3,21	0,68
60-90	3	82	3,14	3,64	4,21	3,53	0,74
60-90	4	634	3,48	4,05	4,49	3,88	1,12
60-90	5	127	3,53	4,50	5,69	4,13	1,40
60-90	6	111	4,78	6,90	7,68	5,64	2,86

2.1.4. Potentielle Änderungsraten und kritische Differenzen

Die Tabellen 5 und 6 zeigen die Änderungsraten des pH-Wertes gemessen in Wasser bzw. KCl abgeleitet aus den Wiederholungsmessungen im Spessart (Göttlein 1992, Göttlein 2006 pers. Mittl.). Eine Stratifizierung nach den Pufferbereichen von Ulrich (1987) zeigt, dass nur wenige Standorte nicht im Aluminium- bzw. Austauscherpufferbereich liegen. Die folgenden Aussagen werden sich dementsprechend in erster Linie auf diese Bereiche beziehen.

Im Spessart ergibt sich für den Zeitraum seit 1986 und den beiden beprobten Horizonten eine generelle Zunahme der pH-Werte im Boden. Dies gilt sowohl für Messungen in Wasser als auch in KCl. Die Größenordnung liegt etwa bei 0,3 bis 0,5 pH-Einheiten.

Tab. 5: Durchschnittliche Änderungsraten berechnet auf 20 Jahre des Boden-pHs (H₂O) im Spessart (NW-Bayern) (Göttlein 1992, Göttlein 2006 pers. Mittl.) gruppiert nach Tiefenstufen und Pufferbereichen (Ulrich 1987); Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient.

Tiefe [cm]	Pufferbereich	N	5 % Perzentil	Median [pH-Einheit]	95% Perzentil	Mittelwert [pH-Einheit]	Standardabweichung	Variationskoeffizient
0-2	1	0						
0-2	2	9	0,01	0,52		0,52	0,25	0,48
0-2	3	60	0,06	0,48	0,92	0,46	0,25	0,54
0-2	4	18	-0,59	0,09		0,14	0,36	2,54
0-2	5	1	-0,36	-0,36	-0,36	-0,36		
0-2	6	0						
15-17	1	0						
15-17	2	2	0,92	0,95		0,95	0,04	0,04
15-17	3	14	0,16	0,52		0,53	0,22	0,41
15-17	4	69	0,05	0,40	0,74	0,40	0,20	0,51
15-17	5	3	-0,47	0,02		-0,11	0,31	-2,90
15-17	6	0						

Verglichen mit den für die nach Pufferbereichen stratifizierten pH-Werten der BZE-Punkte (Tab. 7 und 8) sind diese Änderungsraten sehr hoch. Falls die pH-Wert-Erhölung im Spessart kein lokales Phänomen ist, sondern Folge der drastisch reduzierten Schwefelemissionen und damit einer abgesenkten Protonendeposition in weiten Teilen Mittel-Europas, kann die Wiederholungsaufnahme der BZE eine signifikante pH-Wert Erhöhung im Oberboden erbringen. Gemäß Abbildung 5 dürfte sie sogar dort am stärksten ausgeprägt sein, wo die pH-Werte 1986 am niedrigsten waren.

Aussagen über tiefere Bodenschichten sind aus diesen Daten nicht abzuleiten. Zu vermuten ist jedoch, dass die Stärke der pH-Wert-Zunahme mit steigender Tiefe sinkt. Am unteren Rand der Versauerungsfront sind pH-Wert Abnahmen wahrscheinlich. Ein solches Verhalten – also pH-Wert-Zunahmen im Oberboden und pH-Wert Abnahmen am unteren Ende der Versauerungsfront wurde z.B. in einem

Fichtenaltbestand im Höglwald zwischen Augsburg und München beobachtet (Abb. 6, Weis 2006).

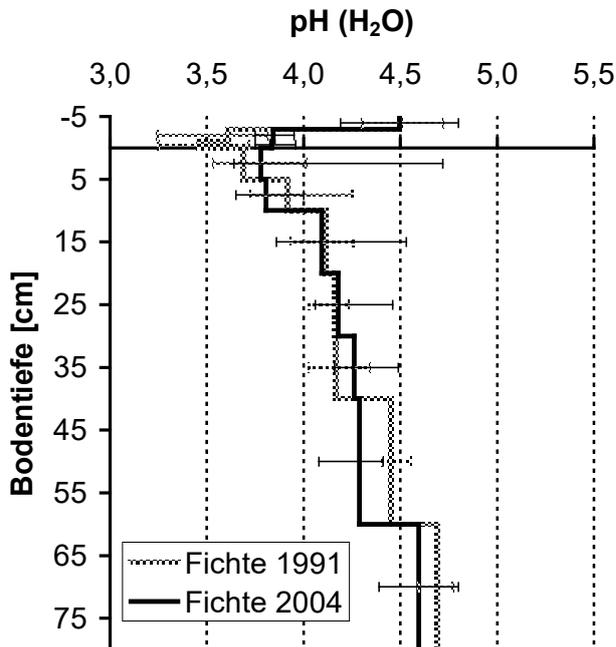


Abb. 6:

Tab. 6: Durchschnittliche Änderungsraten des Boden-pHs (KCl) berechnet auf 20 Jahre im Spessart (NW-Bayern) (Göttlein 1992, Göttlein 2006 pers. Mittl.) gruppiert nach Tiefenstufen und Pufferbereichen (Ulrich 1987); Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient.

Tiefe [cm]	Pufferbereich	N	5 % Perzentil	Median [pH-Einheit]	95% Perzentil	Mittelwert [pH-Einheit]	Standardabweichung	Variationskoeffizient
0-2	1	0						
0-2	2	9	0,34	0,65		0,65	0,18	0,29
0-2	3	60	0,17	0,56	1,01	0,55	0,20	0,37
0-2	4	18	-0,51	0,40		0,30	0,35	1,17
0-2	5	1	0,20	0,20	0,20	0,20		
0-2	6	0						
15-17	1	0						
15-17	2	2	0,47	0,79		0,79	0,45	0,58
15-17	3	14	0,06	0,36		0,39	0,25	0,64
15-17	4	69	0,01	0,29	0,65	0,29	0,17	0,60
15-17	5	3	-0,05	0,16		0,12	0,15	1,26
15-17	6	0						

Tab. 7: Kritische Differenz der Protonenkonzentration (gemessen in H₂O) der BZE-Punkte und die daraus abgeleitete negative und positive kritische Differenz des pH-Wertes stratifiziert nach den Pufferbereichen von Ulrich (1987).

Tiefe [cm]	Pufferbereich	N	kritische Differenz der Protonenkonzentration [mol l ⁻¹]	kritische Differenz des pH-Werts	
0-10	1	11	4,48E-04	-0,1465	0,2228
0-10	2	341	1,36E-05	-0,0230	0,0243
0-10	3	584	3,20E-06	-0,0127	0,0131
0-10	4	406	2,39E-06	-0,0262	0,0279
0-10	5	101	6,68E-07	-0,0731	0,0879
0-10	6	91	3,72E-08	-0,0955	0,1226
10-30	1	1			
10-30	2	59	3,23E-05	-0,0516	0,0586
10-30	3	300	4,70E-06	-0,0193	0,0202
10-30	4	843	1,42E-06	-0,0165	0,0172
10-30	5	115	6,15E-07	-0,0678	0,0804
10-30	6	159	3,04E-08	-0,0971	0,1252

Tab. 8: Kritische Differenz der Protonenkonzentration (gemessen in KCl) der BZE-Punkte und die daraus abgeleitete negative und positive kritische Differenz des pH-Wertes stratifiziert nach den Pufferbereichen von Ulrich (1987).

Tiefe [cm]	Pufferbereich	N	kritische Differenz der Protonenkonzentration [mol l ⁻¹]	kritische Differenz des pH-Werts	
0-10	1	11	5,87E-04	-0,1848	0,3283
0-10	2	341	9,58E-05	-0,0340	0,0369
0-10	3	584	3,85E-05	-0,0288	0,0308
0-10	4	406	2,41E-05	-0,0398	0,0438
0-10	5	101	3,07E-05	-0,1880	0,3390
0-10	6	91	2,18E-07	-0,1390	0,2056
10-30	1	1			
10-30	2	59	2,79E-04	-0,1239	0,1741
10-30	3	300	4,27E-05	-0,0517	0,0587
10-30	4	843	1,02E-05	-0,0266	0,0284
10-30	5	115	2,70E-05	-0,1515	0,2346
10-30	6	159	1,42E-06	-0,3613	-

2.1.5. Folgerungen

- In der Literatur existieren Anhaltspunkte für eine Trendwende der pH-Wert-Veränderungen im oberen Mineralboden Ende der achtziger Jahre
- Ältere Wiederholungsaufnahmen zum Boden-pH ergeben Abnahmeraten von ca. 0,2 pH Einheiten in 20 Jahren.
- Wiederholungsaufnahmen des Boden-pHs im Spessart (NW-Bayern) für den für die BZE relevanten Zeitraum ergeben deutliche Zunahmen des pH-Wertes von 0,3 bis 0,5 pH-Wert Einheiten.
- Sofern die Verhältnisse im Spessart auf andere Gebiete mit sauren Waldböden und ähnlicher Depositionsgeschichte übertragbar sind, sollte die Wiederholung der Boden-pH Messungen an entsprechenden BZE-Punkten signifikante pH-Erhöhungen gegenüber 1986 im oberen Mineralboden ergeben.
- Am unteren Ende der Versauerungsfront ist eine weitere pH-Wert Abnahme plausibel. Dies ist zumindest an Einzelstandorten auch durch Messdaten belegt.

2.2. Indikator: austauschbare Basenvorräte

2.2.1. Vorgehensweise

Entsprechend der Critical Load Berechnung für Säure (Bolte & Wolff 2001) gilt für die potentielle Säurebelastung im Boden:

$$ACID_{pot} = ACID_{dep} - BC_{dep} + BC_{up} - BC_w - N_{im} - N_{up} - N_{de}$$

mit:

$ACID_{pot}$: potentielle Säurebelastung im Boden

$ACID_{dep}$: Säureeintrag

BC_{dep} : Eintrag basischer Kationen (Ca + Mg + K)

BC_{up} : Aufnahme basischer Kationen (Ca + Mg + K)

BC_w : Nachlieferung basischer Kationen (Ca + Mg + K) durch Verwitterung

N_{im} : Stickstoff-Immobilisierung

N_{up} : Stickstoff-Aufnahme

N_{de} : Denitrifikation

Folgt man den Hauptpuffermechanismen von Schwertmann et al. (1987) bzw. Ulrich (1987) findet die Verdrängung austauschbarer, basischer Kationen im Boden vornehmlich im Austauscherpufferbereich statt ($5 > \text{pH}(\text{H}_2\text{O}) > 4.2$). Insbesondere im Carbonat- und Aluminium- bzw. Eisenpufferbereich dominieren dagegen Pufferreaktionen, die die Vorräte austauschbarer Basen wenig beeinflussen. Als Beleg seien wieder Untersuchungen im Boden eines Fichtenaltbestands im Höglwald angeführt (Abb. 7). Deutliche und signifikante Änderungen der Basensättigung zwischen den Beprobungsterminen 1991 und 2004 sind erst ab 40 cm Tiefe zu beobachten. Im pH-Tiefenprofil wird deutlich, dass im Höglwald die Bodenhorizonte ab ca. 40 cm Tiefe sich im Austauscherpufferbereich befinden, darüber jedoch im Aluminiumpufferbereich.

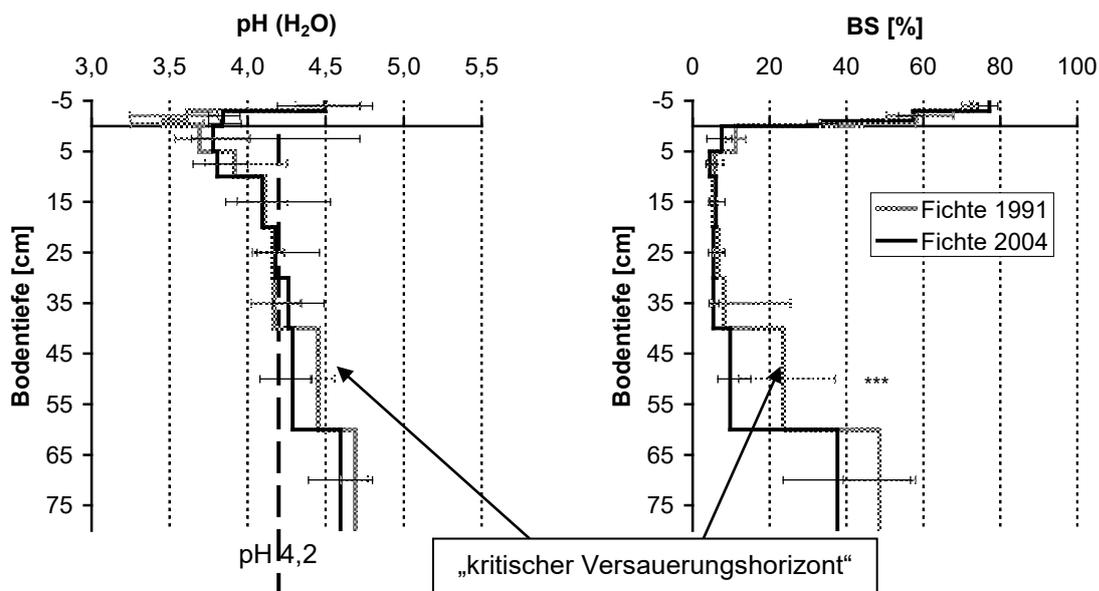


Abb. 7: Verschiebungen im Tiefenprofil von Boden-pH und Basensättigung in einem Fichtenaltbestand (Höglwald) zwischen 1991 und 2004 (Mittelwerte und Wertebereich). Signifikante Änderungen der Basensättigung treten vor allem in Horizonten auf, die sich im Austauscherpufferbereich befinden, also einen pH-Wert oberhalb von 4,2 aufweisen (Weis 2006). ***:Signifikanzniveau $p < 0,001$.

Für die Standorte der BZE I wurden dementsprechend bei der Berechnung potentieller Änderungsraten der Vorräte austauschbarer basischer Kationen Carbonatböden nicht berücksichtigt, Standorte mit Horizonten im Aluminium- bis Eisenpufferbereich nur dann, wenn zumindest eine Tiefenstufe im Bodenprofil sich 1986 noch im Austauscherpufferbereich befand. Die Berechnung der

Änderungsraten beschränkte sich für die ausgewählten Standorte auf die erste Tiefenstufe, die sich im Austauscherpufferbereich befindet (im Folgenden als „potentieller Versauerungshorizont“ bezeichnet). Vereinfachend wurde angenommen, dass die potentielle Säurebelastung im Boden vollständig in der betrachteten Tiefenstufe auftritt. Die Verlagerung von Aluminiumionen nach Säurepufferung in höhergelegenen Bodenschichten wurde aufgrund der hohen Eintauschstärke von Aluminium als reine Säureverlagerung betrachtet. Nach Berechnung der jährlichen potentiellen Säurebelastung gemäß obiger Gleichung und den Daten aus Bolte & Wolff (2001) wurde iterativ in 20 Schritten der potentielle Verlust an austauschbaren Basen zwischen 1986 und 2006 ermittelt. Wir berücksichtigten dabei sowohl den jeweiligen Anteil von Kalium, Calcium, Magnesium und Aluminium an der Gesamtaustauschkapazität, als auch die unterschiedliche Eintauschstärke der Ionen gemäß Scheffer & Schachtschabel (1992) (K: 0,51; Ca: 0,71; Mg: 0,69; Al: 0,85). Ein iteratives Verfahren war nötig, da die Veränderung der Ionenverhältnisse am Austauscher großen Einfluss auf die Berechnung der auszutauschenden Mengen der jeweiligen Ionenspecies hat.

2.2.2. Stratifizierung

Die Stratifizierung der Basenvorräte und Änderungsraten erfolgte gemäß der Humusform (Mull (mu), mullartiger Moder (mou), typischer Moder (mot), rohhumusartiger Moder (mor) und Rohhumus (ro)) und nach den Versauerungsclustern nach Riek 1999, bzw. Wolff & Evers 2000 (Tab. 9, Abb. 8).

Da zur Berechnung der Änderungsraten nur diejenigen BZE-Punkte berücksichtigt werden konnten, für welche die Vorräte aller austauschbaren Kationen vorlagen, und nur Standorte mit mindestens einer Tiefenstufe im Bereich des Austauscherpuffers herangezogen wurden, berücksichtigt das beschriebene Kollektiv nur etwa ein Drittel der ca. 1800 BZE I Standorte. Eine direkte Konsequenz ist die schlechte Besetzung einzelner Gruppen, insbesondere bei Stratifizierung nach den Versauerungsclustern nach Riek (1999). Das Zusammenfassen mehrerer Untergruppen scheint dementsprechend sinnvoll. Diese könnte z.B. wie folgt aussehen (vgl. Abb. 8):

- (1) Tiefgründig versauert (Tiefe der Versauerungsfront bei 60 cm oder mehr; Riek-Cluster 1 bis 3)

- (2) Nur im Oberboden versauert (Tiefe der Versauerungsfront bis maximal 60 cm; Riek-Cluster 3 bis 6)
- (3) Durch Düngung oder Kalkung beeinflusste Standorte (Riek-Cluster 7 und 8)

Tab. 9: Kurzübersicht über die Einteilung der BZE I Standorte nach Versauerungscluster (Details siehe Riek 1999 und Wolff & Evers 2000).

Versauerungs-cluster	Kurzbeschreibung	Sensitivität (Riek (1999))
0	Carbonatstandorte	gering
1	Tiefgründig stark versauerte Böden.	gering
2	Tiefgründig versauerte Böden unter dem Einfluss pufferender, basisch wirkender Staubeinträge.	hoch
3	Im Oberboden bis ca. 60 cm Tiefe stark versauerte Böden.	hoch
4	Im Oberboden bis ca. 30 cm Tiefe stark versauerte Böden.	hoch
5	Im Oberboden bis ca. 30 cm Tiefe schwach versauerte Böden.	hoch
6	Im Oberboden bis ca. 30 cm Tiefe mäßig versauerte Böden.	hoch
7	Aufgrund von basischen Staubeinträgen oder Düngung im Tiefenprofil durchgehend gut mit Basen versorgte Standorte.	hoch
8	Aufgrund sehr hoher basischer Staubeinträge oder Kalkung im Oberboden sehr gut und besser als im Unterboden mit Basen versorgte Standorte.	hoch

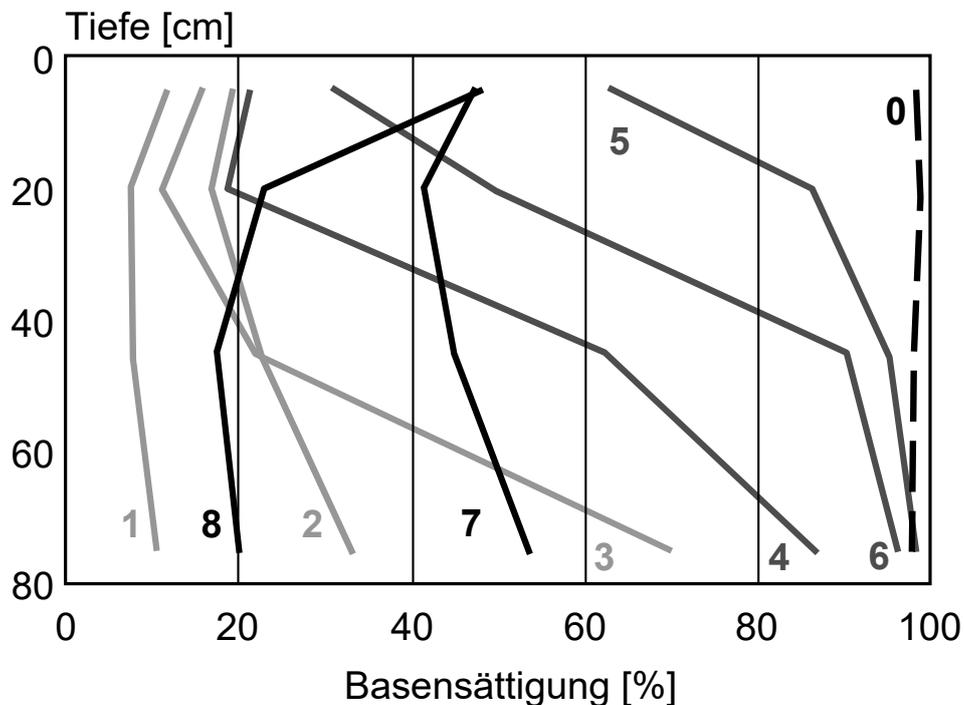


Abb. 8: Stratifizierung der BZE-Punkte nach dem Tiefenprofil der Basensättigung (verändert nach Wolff & Evers 2000).

2.2.3. Basenvorräte BZE I

Die Tabelle 10 und 11 zeigen die Vorräte austauschbarer Basen (Ca + Mg +K) der wie unter 2.2.1 beschrieben ausgewählten Tiefenstufen der BZE I Standorte („potentielle Versauerungshorizonte“) stratifiziert nach Humusform bzw. Versauerungscluster nach Riek (1999).

Tab. 10: Vorräte austauschbarer Basen (Ca + Mg + K) im Mineralboden ausgewählter BZE I Standorte nach Tiefenstufen und Humusformen; Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient. Berücksichtigt wurde jeweils die erste Tiefenstufe im Austauscherpufferbereich.

Tiefe [cm]	Humusform	N	5 % Perzentil	Median [kmol _c ha ⁻¹]	95% Perzentil	Mittelwert [kmol _c ha ⁻¹]	Standardabweichung	Variationskoeffizient
0-30	Mu	68	8,52	48,19	472,59	126,51	184,67	1,46
0-30	mou	61	8,88	35,02	423,54	84,53	128,93	1,53
0-30	mot	90	5,49	16,23	179,22	40,00	64,17	1,60
0-30	mor	19	6,54	13,05	113,21	19,13	22,88	1,20
0-30	ro	42	4,22	14,75	40,21	22,67	38,97	1,72
30-60	mu	15	2,44	6,41	458,74	76,43	142,45	1,86
30-60	mou	19	2,88	60,07	297,67	81,45	81,42	1,00
30-60	mot	125	1,31	6,29	113,99	29,15	99,90	3,43
30-60	mor	51	1,16	4,68	97,88	17,53	48,23	2,75
30-60	ro	43	2,13	5,56	67,27	18,93	60,01	3,17
60-90	mu	1	0,00	25,87	25,87	25,87	0,00	0,00
60-90	mou	4	1,50	1,90	3,52	2,20	0,78	0,36
60-90	mot	64	6,10	20,66	304,81	52,42	70,59	1,35
60-90	mor	14	1,35	27,59	283,97	52,29	72,02	1,38
60-90	ro	13	0,86	3,60	16,95	4,79	3,92	0,82

Standorte mit einer besseren Humusform zeigen in der Regel auch höhere Basenvorräte im „potentiellen Versauerungshorizont“, insbesondere wenn dieser in der Tiefenstufe 0-30 cm liegt. Eine Ausnahme bildet die Gruppe der Standorte mit Rohhumusauflagen. Hier kommt zum Tragen, dass Rohhumus sich zwar auch an nährstoffarmen Standorten bildet, oft jedoch vor allem dort, wo die klimatischen Verhältnisse (feuchte, kalte Standorte mit kurzer Vegetationsperiode) eine deutliche Verlangsamung der Mineralisation bedingen. In Deutschland ist dies vor allem in den Mittelgebirgs- und Gebirgsregionen der Fall, die nicht durchgehend von sauren

Böden dominiert sind. In größerer Bodentiefe ist kein klarer Zusammenhang zwischen Humusform und Basenvorrat mehr ersichtlich. Dies muss wohl in erster Linie auf die ungleiche Besetzung der verschiedenen Gruppen (Humusform) zurückgeführt werden. Insbesondere für die Humusformen Mull und mullartiger Moder ist die Belegung bei Standorten mit dem „kritischen Versauerungshorizont“ in 60-90 cm Tiefe gering.

Tab. 11: Vorräte austauschbarer Basen (Ca + Mg + K) im Mineralboden ausgewählter BZE I Standorte nach Tiefenstufen und Versauerungsclustern (Riek 1999); Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient. Berücksichtigt wurde jeweils die erste Tiefenstufe im Austauscherpufferbereich.

Tiefe [cm]	Versauerungscluster	N	5 % Perzentil	Median [kmol _c ha ⁻¹]	95% Perzentil	Mittelwert [kmol _c ha ⁻¹]	Standardabweichung	Variationskoeffizient
0-30	1	76	4,61	12,71	27,81	14,45	8,02	0,55
0-30	2	44	5,42	16,54	50,76	20,14	15,16	0,75
0-30	3	16	8,79	19,38	36,44	21,23	7,44	0,35
0-30	4	25	7,61	40,96	113,21	47,02	31,20	0,66
0-30	5	17	93,12	310,64	1083,14	367,34	258,82	0,70
0-30	6	29	32,84	129,14	256,17	143,91	76,57	0,53
0-30	7	14	14,11	35,37	195,14	54,73	48,72	0,89
0-30	8	20	10,69	39,51	124,77	47,08	34,98	0,74
30-60	1	143	1,52	3,94	15,28	5,89	4,91	0,84
30-60	2	37	2,88	8,46	73,96	17,49	23,17	1,32
30-60	3	23	3,52	60,75	202,12	82,93	87,04	1,05
30-60	4	11	31,99	140,08	379,49	173,62	103,35	0,60
30-60	5	0						
30-60	6	3	205,03	371,12	987,40	521,18	336,57	0,65
30-60	7	4	13,77	37,87	46,36	33,97	13,36	0,39
30-60	8	5	3,23	4,41	20,86	9,30	6,94	0,75
60-90	1	35	0,86	5,66	57,58	12,81	15,94	1,24
60-90	2	22	2,37	44,31	185,12	75,02	65,64	0,87
60-90	3	8	30,17	161,05	283,97	150,35	99,49	0,66
60-90	4	1		18,60		18,60		
60-90	5	0						
60-90	6	0						
60-90	7	1		25,87		25,87		
60-90	8	1		32,14		32,14		

Die Einteilung der Standorte nach Tiefenstufen und den Versauerungsclustern von Riek (1999) zeigt, dass der „potentielle Versauerungshorizont“ meist in den obersten 30 cm, bei tiefgründig versauerten Böden auch in 30-60 cm Tiefe zu finden ist. Geringe Basenvorräte von $20 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1}$ und darunter finden sich dabei vor allem an tiefgründig versauerten oder im Oberboden stark versauerten Standorten. Auch einzelne, wohl kurz vor der BZE I frisch gekalkte, ehemals tiefgründig versauerte Standorte zeigen „potentielle Versauerungshorizonte“ mit sehr geringen Basenvorräten. Noch mehr als bei einer Einteilung nach der Humusform gilt hier, dass einzelne Gruppen nur gering besetzt sind, womit eine Verallgemeinerung der Aussagen erschwert wird.

2.2.4. Potentielle Änderungsraten und Kritische Differenzen

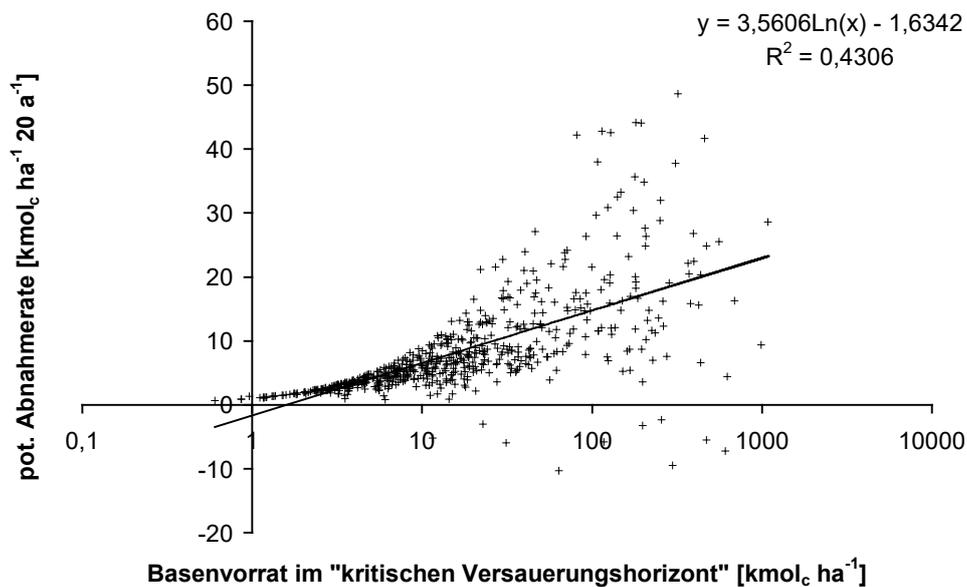


Abb. 9: Zusammenhang zwischen der potentiellen Abnahmerate im „kritischen Versauerungshorizont“ und dem Basenvorrat (BZE I).

Die Tabellen 12 und 13 zeigen die wie unter Punkt 2.2.1 beschrieben berechneten potentiellen Änderungsraten für die „kritischen Versauerungshorizonte“ gruppiert nach Humusform bzw. Versauerungscluster nach Riek (1999). Die mittleren potentiellen Abnahmeraten der einzelnen Gruppen liegen zwischen 3 und

10 kmol_c ha⁻¹ bezogen auf 20 Jahre. Allerdings treten innerhalb der Gruppen hohe Variationskoeffizienten auf, die bis weit über 100 % reichen können. Die für die einzelnen Standorte berechneten Werte streuen stark und reichen von -10 bis +50 kmol_c ha⁻¹. Es existiert ein schwach ausgeprägter, logarithmischer Zusammenhang zwischen Abnahmerate und Basenvorrat (Abb. 9).

Aufgrund der starken Streuung der Basenvorräte und Abnahmeraten in den gebildeten Gruppen wurde der Vergleich der potentiellen Änderungsraten mit der kritischen Differenz (vgl. 1.2.2) auf Basis der normierten Mediane getroffen (Abb. 10). Um die hohe Variabilität der Standorte zusätzlich zu verdeutlichen, enthält die Abbildung auch die 5 %- und 95 %-Perzentile.

Tab. 12: Potentielle Vorratsverluste austauschbarer Basen (Ca + Mg + K) über 20 Jahre im Mineralboden ausgewählter BZE I Standorte nach Tiefenstufen und Humusformen; Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient. Berücksichtigt wurde jeweils die erste Tiefenstufe im Austauscherpufferbereich.

Tiefe [cm]	Humusform	N	5 % Perzentil	Median [kmol _c ha ⁻¹]	95% Perzentil	Mittelwert [kmol _c ha ⁻¹]	Standardabweichung	Variationskoeffizient
0-30	Mu	68	-2,38	8,56	24,85	10,72	7,76	0,72
0-30	mou	61	3,78	8,15	30,83	11,19	8,97	0,80
0-30	mot	90	2,46	6,83	17,54	8,18	5,07	0,62
0-30	mor	19	3,24	6,29	16,70	7,38	3,44	0,47
0-30	ro	42	2,49	8,21	21,50	9,55	5,75	0,60
30-60	mu	15	0,79	4,01	41,68	8,94	11,36	1,27
30-60	mou	19	-9,45	8,68	26,45	9,40	8,01	0,85
30-60	mot	125	1,18	3,69	15,66	5,65	6,56	1,16
30-60	mor	51	1,06	3,77	16,91	6,22	8,60	1,38
30-60	ro	43	1,87	4,42	16,57	6,64	7,10	1,07
60-90	mu	1	0,00	12,64	12,64	12,64	0,00	0,00
60-90	mou	4	3,08	18,12	23,16	15,62	7,60	0,49
60-90	mot	64	-3,54	5,38	46,53	9,42	9,49	1,01
60-90	mor	14	-5,94	8,49	38,03	11,79	11,71	0,99
60-90	ro	13	0,90	3,27	7,00	3,37	1,64	0,49

Tab. 13: Potentielle Vorratsverluste austauschbarer Basen (Ca + Mg + K) über 20 Jahre im Mineralboden ausgewählter BZE I Standorte nach Tiefenstufen und Versauerungsclustern (Riek 1999); Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient. Berücksichtigt wurde jeweils die erste Tiefenstufe im Austauschpufferebereich.

Tiefe [cm]	Versauerungscluster	N	5 % Perzentil	Median [kmol _c ha ⁻¹]	95% Perzentil	Mittelwert [kmol _c ha ⁻¹]	Standardabweichung	Variationskoeffizient
0-30	1	76	0,70	3,89	9,50	4,11	2,59	0,63
0-30	2	44	1,70	7,16	17,05	7,70	4,64	0,60
0-30	3	16	-3,46	3,95	9,19	3,81	2,57	0,68
0-30	4	25	0,63	3,82	10,72	4,39	2,66	0,61
0-30	5	17	-1,06	4,03	18,27	6,06	5,19	0,86
0-30	6	29	-1,82	4,86	16,23	5,53	4,56	0,83
0-30	7	14	1,49	11,14	37,29	15,59	11,78	0,76
0-30	8	20	2,51	10,42	31,15	12,01	9,02	0,75
30-60	1	143	1,21	3,28	6,74	3,67	1,84	0,50
30-60	2	37	-2,82	8,64	23,91	10,27	8,83	0,86
30-60	3	23	1,10	3,57	11,04	5,29	4,74	0,90
30-60	4	11	-1,88	9,97	23,00	10,75	8,50	0,79
30-60	5	0						
30-60	6	3	0,76	4,34	11,64	5,58	4,53	0,81
30-60	7	4	14,59	25,92	32,11	24,63	7,54	0,31
30-60	8	5	2,44	6,02	8,63	5,17	2,38	0,46
60-90	1	35	-4,21	2,90	10,65	3,60	2,86	0,79
60-90	2	22	1,00	8,81	18,97	9,08	5,00	0,55
60-90	3	8	2,53	8,58	27,87	10,81	8,11	0,75
60-90	4	1		31,36		31,36		
60-90	5	0						
60-90	6	0						
60-90	7	1		47,67		47,67		
60-90	8	1		12,97		12,97		

Bei einer Einteilung der Standorte nach der Humusform lag die berechnete mittlere potentielle Abnahmerate der Basenvorräte bis auf eine Ausnahme immer unterhalb der kritischen Differenz. Die Heterogenität der Standorte hinsichtlich Eintragungssituation, Nährstoffbedarf des Bestands und Boden ist innerhalb der Humus-Cluster wohl zu groß um signifikante Änderungen im Teilkollektiv nach 20 Jahren zuzulassen. Einzige Ausnahme sind Standorte mit Rohhumusaufgabe und dem „potentiellen Versauerungshorizont“ in 60 - 90 cm Tiefe. Es handelt sich hierbei um

13 tiefgründig versauerte Punkte, die, obwohl über ganz Deutschland verteilt, offensichtlich eine hohe Homogenität hinsichtlich der Basenvorräte aufweisen.

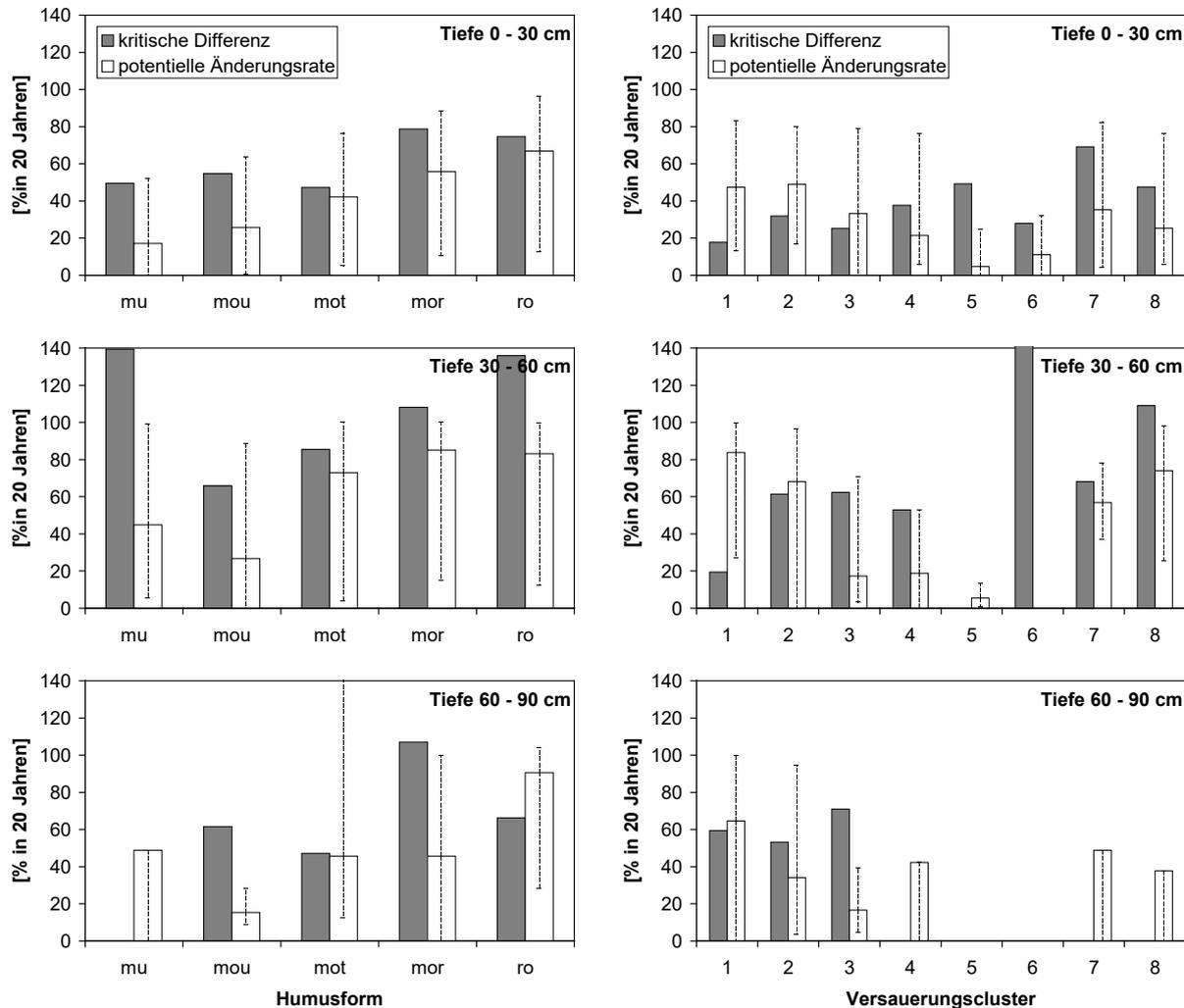


Abb. 10: Gegenüberstellung der normierten Werte für die kritische Differenz und die potentielle Abnahmerate (Median, 5%- und 95%-Perzentil) der **Basenvorräte** ausgewählter BZE I Standorte in der jeweils obersten Mineralboden-Tiefenstufe, die sich im Austauschpufferbereich befindet. Die Ergebnisse sind stratifiziert nach Humusform (linke Spalte) und dem Versauerungscluster nach Riek (1999) (rechte Spalte).

Die Gruppierung der Standorte nach den Versauerungsclustern von Riek (1999) ergab nur für die tiefgründig versauerten Standorte (Cluster 1-3) mittlere potentielle Abnahmeraten der Basenvorräte, die über der kritischen Differenz lagen. Dies trifft insbesondere dann zu, wenn der „potentielle Versauerungshorizont“ oberhalb 60 cm Tiefe liegt. Zur Begründung kann angeführt werden:

- (1) Die Anzahl der Standorte in den Clustern 1 bis 3 ist vergleichsweise hoch und die kritische Differenz dementsprechend gering. In einigen Clustern muss aufgrund der geringen Anzahl von Standorten (<10) sogar auf eine Aussage verzichtet werden. Dies trifft auf die Cluster 5 bis 8 zu, falls sich der „kritischer Versauerungshorizont“ in 30 – 60 cm Tiefe befindet. Liegt er in 60 – 90 cm Tiefe, sind sogar für die Cluster 3 bis 8 keine Aussagen möglich.
- (2) Der in der Regel geringe Vorrat an Basen auf tiefgründig versauerten Standorten erfährt auch bei - absolut gesehen - moderaten Basenverlusten eine große relative Änderung, was bei der normierten Darstellung in Abbildung 7 gut zum Ausdruck kommt.

Anzumerken ist noch, dass auch wenn die potentiellen Änderungsraten oberhalb der kritischen Differenz liegen, viele Standorte (siehe 5 %- Perzentilgrenzen) immer noch unterhalb der kritischen Differenz verbleiben. Hierin kommt zum Ausdruck, dass die hohe Standortsvariabilität innerhalb der Cluster die Wahrscheinlichkeit, dass signifikante Unterschiede zwischen BZE II und BZE I zu finden sind, herabsetzt.

2.2.5. Folgerungen

- Mit wenigen Ausnahmen ist mit einer generellen Abnahme der austauschbaren Basenvorräte in den Horizonten der BZE-Punkte zu rechnen, die sich im Austauscherpufferbereich befinden
- Dort lässt sich eine signifikante Abnahme der austauschbaren Basenvorräte im Mineralboden der BZE-Punkte vor allem an nährstoffarmen, tiefgründig versauerten Standorten erwarten.
- Bodenhorizonte unterhalb und oberhalb des Austauscherpufferbereichs werden nur geringe Änderungen der austauschbaren Basenvorräte zeigen.

2.3. Indikator: Basensättigung

2.3.1. Vorgehensweise

Die Änderungsraten in der Basensättigung wurden entsprechend der Vorgehensweise bei den Basenvorräten nur für ausgewählte Standorte der BZE I

berechnet und nur für die erste Tiefenstufe, die sich zum Aufnahmezeitpunkt noch im Austauschpufferbereich befand. Aus den Basenvorräten der BZE I und den Änderungsraten der Basenvorräte über 20 Jahre errechnete sich die geänderte Basensättigung unter der Annahme, dass sich die Gesamtkationenaustauschkapazität während der vergangenen 20 Jahre nur wenig änderte, also kein nennenswerter Tonmineralabbau stattfände.

2.3.2. Stratifizierung

Die Stratifizierung der Basensättigung und der berechneten, potentiellen Abnahmeraten der Basensättigung erfolgte wie für die Basenvorräte nach Humusform bzw. Versauerungscluster (vgl. 2.2.2).

2.3.3. Basensättigung BZE I

Die Tabellen 14 und 15 zeigen die Basensättigung am Austauscher der wie unter 2.2.1 beschrieben ausgewählten Tiefenstufen der BZE I Standorte (potentielle Versauerungshorizonte) stratifiziert nach Humusform bzw. Versauerungscluster nach Riek (1999).

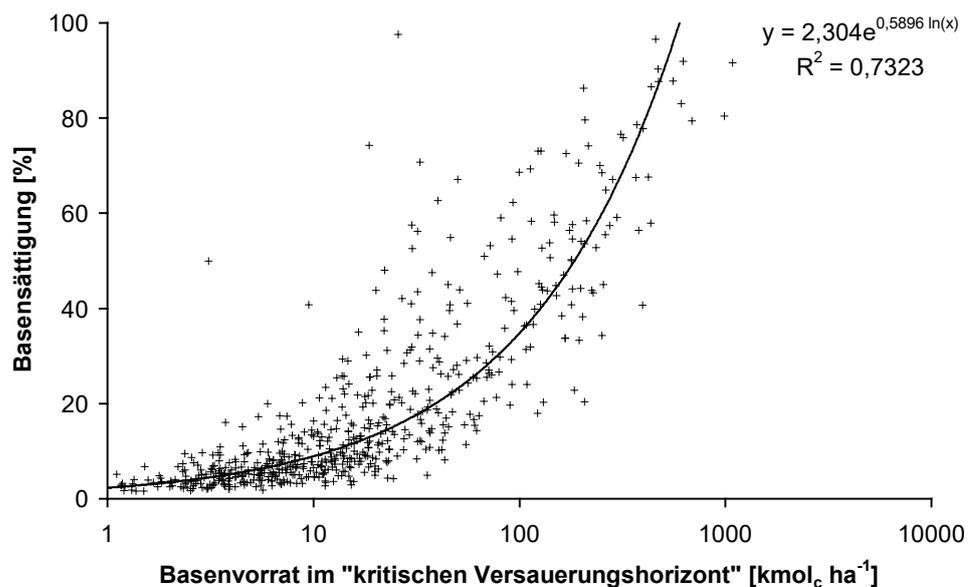


Abb. 11: Zusammenhang zwischen Basensättigung und Basenvorräten in den „potentiellen Versauerungshorizonten“ der BZE Standorte.

Das unter Kapitel 2.2.3 zu den Vorräten an austauschbaren basischen Kationen gesagte ist größtenteils auf die Basensättigung übertragbar. Dies ist auch daraus ersichtlich, dass ein enger Zusammenhang zwischen Basensättigung und Basenvorräten besteht (Abb. 11).

Tab. 14: Basensättigung (Ca + Mg + K) im Mineralboden ausgewählter BZE I Standorte nach Tiefenstufen und Humusformen; Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient. Berücksichtigt wurde jeweils die erste Tiefenstufe im Austauschpufferebereich.

Tiefe [cm]	Humusform	N	5 % Perzentil	Median [%]	95% Perzentil	Mittelwert [%]	Standardabweichung	Variationskoeffizient
0-30	Mu	68	6,78	21,59	83,04	33,06	24,94	0,75
0-30	mou	61	4,90	14,89	79,65	26,70	24,28	0,91
0-30	mot	90	3,89	11,21	56,40	17,51	16,26	0,93
0-30	mor	19	3,41	11,30	31,86	13,97	8,30	0,59
0-30	ro	42	2,97	20,61	56,22	23,34	15,12	0,65
30-60	mu	15	2,42	6,35	96,56	23,27	32,45	1,39
30-60	mou	19	2,67	26,48	74,17	27,08	19,84	0,73
30-60	mot	125	2,28	6,36	50,05	11,98	14,90	1,24
30-60	mor	51	2,13	5,37	47,71	10,21	14,22	1,39
30-60	ro	43	1,98	5,74	40,71	11,29	13,15	1,16
60-90	mu	1		97,56		97,56		
60-90	mou	4	13,06	31,33	46,99	30,68	13,44	0,44
60-90	mot	64	6,04	13,97	83,84	20,51	18,94	0,92
60-90	mor	14	1,65	23,08	67,10	20,10	17,12	0,85
60-90	ro	13	2,76	7,77	15,10	7,38	3,65	0,49

Dementsprechend zeigen Standorte mit besserer Humusform im Mittel eine höhere Basensättigung. Wie bei den Basenvorräten gilt diese Regel nicht für die Gruppe der Standorte mit Rohhumusauflage.

Besonders niedrige Werte der Basensättigung im „potentiellen Versauerungshorizont“ finden sich bei tiefgründig versauerten Standorten (Versauerungscluster 1 bis 3). Die höchsten Werte treten in der Gruppe der nur im Oberboden schwach versauerten Standorte auf (Versauerungscluster 5). Erhöhte Werte zeigen auch gedüngte bzw. gekalkte Standorte (Versauerungscluster 7 und 8).

Tab. 15: Basensättigung (Ca + Mg + K) im Mineralboden ausgewählter BZE I Standorte nach Tiefenstufen und Versauerungsclustern (Riek 1999); Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient. Berücksichtigt wurde jeweils die erste Tiefenstufe im Austauscherpufferbereich.

Tiefe [cm]	Versauerungs-cluster	N	5 % Perzentil	Median [%]	95% Perzentil	Mittelwert [%]	Standard-abweichung	Variations-koeffizient
0-30	1	76	3,37	8,01	20,18	8,56	4,17	0,49
0-30	2	44	4,50	15,48	25,87	15,75	6,32	0,40
0-30	3	16	7,22	12,11	21,48	12,89	4,09	0,32
0-30	4	25	7,96	16,99	29,69	18,22	7,47	0,41
0-30	5	17	57,91	73,07	91,91	75,19	11,16	0,15
0-30	6	29	22,82	43,86	58,39	43,17	10,94	0,25
0-30	7	14	20,83	32,70	73,10	37,97	13,98	0,37
0-30	8	20	15,16	32,70	56,22	34,08	12,84	0,38
30-60	1	143	2,13	4,72	9,01	4,99	2,16	0,43
30-60	2	37	4,61	14,63	37,73	16,31	9,09	0,56
30-60	3	23	8,12	22,63	40,71	24,14	11,20	0,46
30-60	4	11	43,50	56,45	74,17	56,40	8,23	0,15
30-60	5	0						
30-60	6	3	78,56	80,45	86,30	81,77	3,29	0,04
30-60	7	4	25,81	47,19	57,52	44,43	12,76	0,29
30-60	8	5	3,30	8,31	19,24	9,35	5,41	0,58
60-90	1	35	1,63	6,49	17,78	7,74	5,38	0,69
60-90	2	22	5,83	26,01	44,10	26,62	11,02	0,41
60-90	3	8	47,51	53,68	70,73	56,44	7,61	0,13
60-90	4	1		74,25		74,25		
60-90	5	0						
60-90	6	0						
60-90	7	1		97,56		97,56		
60-90	8	1		34,44		34,44		

2.3.4. Potentielle Änderungsraten und kritische Differenzen

Die berechneten potentiellen Änderungsraten der Basensättigung stratifiziert nach Humusform bzw. Versauerungscluster finden sich in den Tabellen 16 und 17. Standorte mit inaktiver Humusform zeigen eine stärkere Abnahme der Basensättigung. Bei einer Gruppierung nach Riek (1999) fallen, insbesondere die durch Staubeinträge, Düngung und Kalkung beeinflussten Standorte

(Versauerungscluster 2, 7 und 8) mit hohen potentiellen Abnahmeraten der Basensättigung auf.

Wie für die Änderungsraten der Basenvorräte gilt auch hinsichtlich der Abnahmeraten der Basensättigung, dass die hohe Standortsheterogenität innerhalb der Gruppen zu hohen Variationskoeffizienten führt. Dennoch liegen die normierten Werte der kritischen Differenzen deutlich niedriger. Dementsprechend kann auf Basis der Gegenüberstellung von kritischen Differenzen und potentiellen Änderungsraten (Abb. 12) für Standorte mit intermediären bis inaktiven Humusformen eine signifikante Abnahme der Basensättigung prognostiziert werden. Dasselbe gilt für tiefgründig versauerte Standorte (Versauerungscluster 1 bis 3) und mit Einschränkung auch für Standorte mit hohen Staubeinträgen, Düngung oder Kalkung (Versauerungscluster 7 und 8). Wir schließen daraus, dass in erster Linie stark versauerte, nährstoffarme Standorte und solche, die nach hohen anthropogenen Einträgen basischer Kationen eine schnelle Wiederversauerung erfahren, signifikante Änderungen beim Vergleich von BZE II und BZE I erwarten lassen.

Tab. 16: Potentielle Abnahmeraten der Basensättigung (Ca + Mg + K) im Mineralboden ausgewählter BZE Standorte nach Tiefenstufen und Humusformen; Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient. Berücksichtigt wurde jeweils die erste Tiefenstufe im Austauschpufferebereich.

Tiefe [cm]	Humusform	N	5 % Perzentil	Median [%-Pkt.]	95% Perzentil	Mittelwert [%-Pkt.]	Standardabweichung	Variationskoeffizient
0-30	Mu	68	-0,42	4,22	10,87	4,68	3,26	0,70
0-30	mou	61	0,65	4,13	13,47	5,39	4,33	0,80
0-30	mot	90	0,98	4,25	15,26	5,20	4,78	0,92
0-30	mor	19	1,40	6,19	17,70	6,43	3,71	0,58
0-30	ro	42	1,70	10,75	33,87	13,42	10,25	0,76
30-60	mu	15	0,86	3,56	11,64	4,38	3,11	0,71
30-60	mou	19	-1,88	3,89	22,11	5,60	5,47	0,98
30-60	mot	125	1,10	3,85	21,29	5,70	6,86	1,20
30-60	mor	51	1,98	4,42	16,62	5,46	4,16	0,76
30-60	ro	43	1,66	5,08	23,91	7,38	7,19	0,97
60-90	mu	1		47,67		47,67		
60-90	mou	4	2,05	5,14	6,64	4,74	1,97	0,42
60-90	mot	64	-0,88	4,91	32,61	6,95	6,34	0,91
60-90	mor	14	-4,21	4,26	20,96	6,39	6,60	1,03
60-90	ro	13	2,33	5,51	10,65	5,71	2,75	0,48

Tab. 17: Potentielle Abnahmeraten der Basensättigung (Ca + Mg + K) im Mineralboden ausgewählter BZE Standorte nach Tiefenstufen und Versauerungsclustern (Riek 1999); Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient. Berücksichtigt wurde jeweils die erste Tiefenstufe im Austauschpufferebereich.

Tiefe [cm]	Versauerungs-cluster	N	5 % Perzentil	Median [%]	95% Perzentil	Mittelwert [%]	Standard-abweichung	Variations-koeffizient
0-30	1	76	0,70	3,89	9,50	4,11	2,59	0,63
0-30	2	44	1,70	7,16	17,05	7,70	4,64	0,60
0-30	3	16	-3,46	3,95	9,19	3,81	2,57	0,68
0-30	4	25	0,63	3,82	10,72	4,39	2,66	0,61
0-30	5	17	-1,06	4,03	18,27	6,06	5,19	0,86
0-30	6	29	-1,82	4,86	16,23	5,53	4,56	0,83
0-30	7	14	1,49	11,14	37,29	15,59	11,78	0,76
0-30	8	20	2,51	10,42	31,15	12,01	9,02	0,75
30-60	1	143	1,21	3,28	6,74	3,67	1,84	0,50
30-60	2	37	-2,82	8,64	23,91	10,27	8,83	0,86
30-60	3	23	1,10	3,57	11,04	5,29	4,74	0,90
30-60	4	11	-1,88	9,97	23,00	10,75	8,50	0,79
30-60	5	0						
30-60	6	3	0,76	4,34	11,64	5,58	4,53	0,81
30-60	7	4	14,59	25,92	32,11	24,63	7,54	0,31
30-60	8	5	2,44	6,02	8,63	5,17	2,38	0,46
60-90	1	35	-4,21	2,90	10,65	3,60	2,86	0,79
60-90	2	22	1,00	8,81	18,97	9,08	5,00	0,55
60-90	3	8	2,53	8,58	27,87	10,81	8,11	0,75
60-90	4	1		31,36		31,36		
60-90	5	0						
60-90	6	0						
60-90	7	1		47,67		47,67		
60-90	8	1		12,97		12,97		

Messergebnisse aus der Literatur stützen diese Aussage. Im Höglwald, einem Fichtenaltbestand in Südbayern mit Moder-Humusaufgabe konnte zwischen 1991 und 2004 eine signifikante ($p < 0,001$) Abnahme der Basensättigung in 40 – 60 cm Tiefe von 24 auf 10 % festgestellt werden, nicht aber im schon stark versauerten Oberboden (Weis 2006, Abb. 7). Prietzel et al. (2006) fanden in zwei nährstoffarmen bayerischen Kiefernbeständen signifikante ($p < 0,05$) Abnahmen der Basensättigung im Mineralboden bis 30 cm Tiefe von ca. 8 auf ca. 3 % (Pfaffenwinkel 1982 - 2004) bzw. ca. 12 auf ca. 5 % (Pustert 1974 - 2004). In Südschweden ergaben Vergleiche

der Basensättigung von 24 Fichten und 8 Kiefernbeständen in 1988 und 1999 eine signifikante ($p < 0,001$) Abnahme im Mineralboden zwischen 20 und 30 cm Tiefe. Im Mittel der 32 Standorte sank die Basensättigung dabei von ca. 22 auf ca. 15 %. Der Anteil der Bestände mit einer Basensättigung unter 10 % stieg in der gleichen Perioden von 58 auf 81 % (Jönsson et al. 2003).

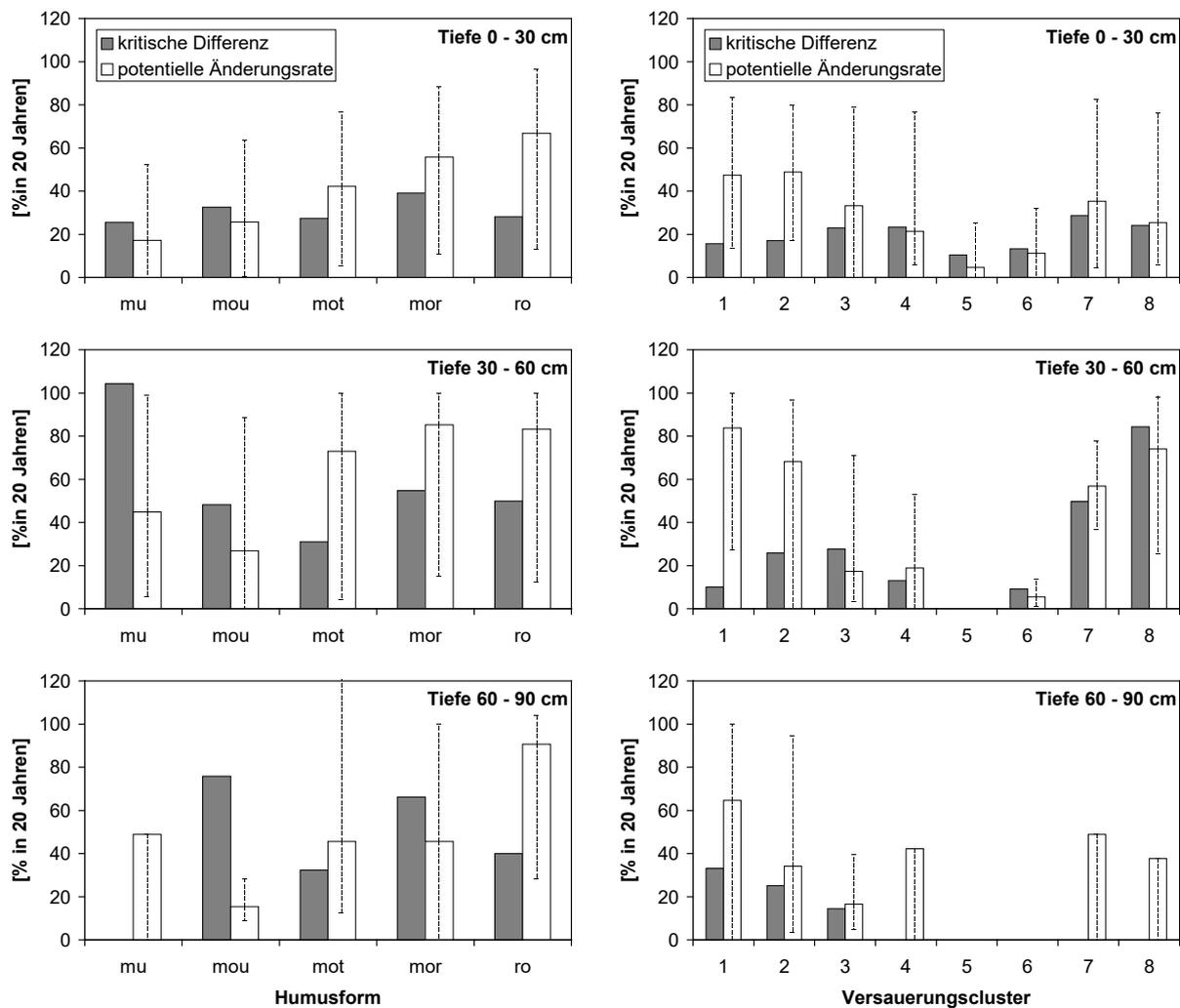


Abb. 12: Gegenüberstellung der normierten Werte für die kritische Differenz und die potentielle Abnahmerate (Median, 5%- und 95%-Perzentil) der **Basensättigung** ausgewählter BZE I Standorte in der jeweils obersten Mineralboden-Tiefenstufe, die sich im Austauscherpufferbereich befindet. Die Ergebnisse sind stratifiziert nach Humusform (linke Spalte) und dem Versauerungscluster nach Riek (1999) (rechte Spalte).

Die rasche Wiederabnahme der Basensättigung in der Humusauflage und im oberen Mineralboden auf gekalkten Flächen konnte anhand eines Kalkungsexperiments im Höglwald belegt werden (Abb. 13). Nach einer Kalkung des Fichtenaltbestands 1984

wurde die Bodenchemie im Tiefenprofil 1991 und 2004 angesprochen. Die Auswirkungen der Kalkung war klar ersichtlich. Gegenüber einer nicht gekalkten Kontrollfläche lag die Basensättigung 1991 bis in eine Tiefe von 30 cm signifikant ($p < 0,001$) höher. Besonders deutlich war das in der Humusauflage (über 90 gegenüber ca. 50 %) und dem Ah-Horizont (57 gegenüber 11 %). Zwischen 1991 und 2004 kam in diesen beiden Horizonten zu einer signifikanten signifikant ($p < 0,001$) Abnahme der Basensättigung um 35 (organische Auflage) bzw. 30 % (Ah-Horizont).

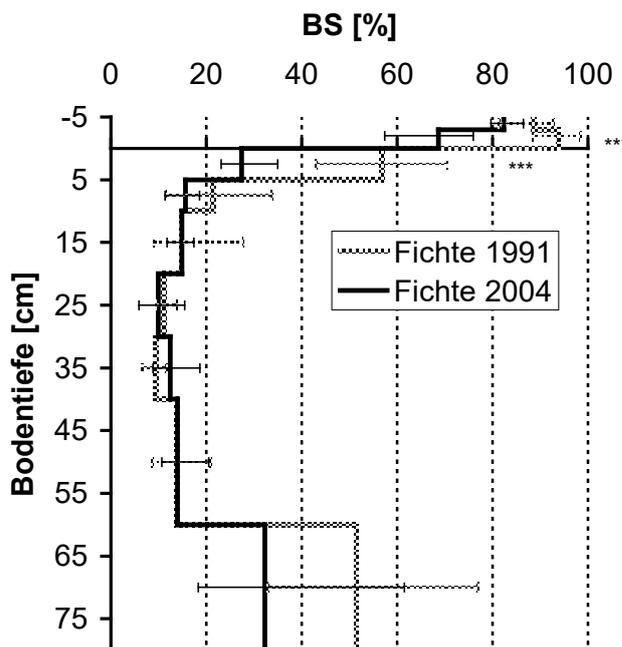


Abb. 13: Veränderung der Basensättigung (Mittelwerte und Wertebereich) einer 1984 gekalkten Fichtenaltbestandsfläche (Höglwald) zwischen 1991 und 2004 (Anzahl der Einzelproben pro Tiefenstufe ≥ 10) (Weis unveröff.). ***: Signifikanzniveau $p < 0,001$.

2.3.5. Folgerungen

- Auch für die Basensättigung ist mit einer generellen Abnahme in den Horizonten der BZE-Punkte zu rechnen, die sich im Austauscherpufferbereich befinden
- Die Basensättigung ist ein sensitiverer Indikator der Versauerung als die Basenvorräte.
- Hauptgrund hierfür liegt in der im Vergleich zu den Basenvorräten deutlich geringeren Streuung der Basensättigung
- Signifikante Abnahmen der Basensättigung im Mineralboden der BZE-Punkte sind an intermediären und nährstoffarmen, tiefgründig versauerten Standorten zu erwarten.

3. N-Sättigung

3.1. Indikator: Stickstoffvorräte

3.1.1. Vorgehensweise

Für die Berechnung der potentiellen Änderungsraten auf den BZE-Flächen wurden die Komponenten der Critical Deposition Level (CDL)-Berechnung von Bolte & Wolff (2001) genutzt. Massenbilanz-Komponenten zur Berechnung der Critical Loads (CL)/CDL für eutrophierenden Stickstoff (Bolte & Wolff 2001) sind im Einzelnen:

- $CL(\text{site})_{\text{nut}}(\text{N})$ = Critical Load [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
- $\text{Exc}CL(\text{site})_{\text{nut}}(\text{N})$ = Exceedance of Critical Load [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
- $CDL(\text{site})_{\text{nut}}(\text{N})$ = Critical Deposition Level [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
- $\text{Exc}CDL(\text{site})_{\text{nut}}(\text{N})$ = Exceedance of Critical Deposition Level [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
- N_i = Stickstoff-Immobilisierungsrate [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
- N_u = Netto-Stickstoff-Aufnahmerate im Baumbestand [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
- N_{de} = Stickstoff-Denitrifikationsrate [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
- N_{le} = Tolerierbarer Stickstoff-Austrag mit dem Sickerwasser [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

Als Komponente zur N-Anreicherung an den BZE-Punkten wurde N_i (= Stickstoff-Immobilisierungsrate [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]) verwendet. Die N-Akkumulation bezieht sich beim CL/CDL-Ansatz v.a. auf die mikrobielle N-Immobilisierung. Zwischen der Netto-Stickstoff-Aufnahmerate und der N-Mineralisierung wird ein Gleichgewicht angenommen. Bei der Berechnung der kritischen Schwellen im Rahmen des UN/ECE-Programms werden 2 verschiedene Ansätze verfolgt. Während bei den Critical Loads langfristig wirksame Prozesse betrachtet werden, stehen beim CDL-Konzept die aktuell wirksamen Prozesse im Vordergrund (Klap et al. 2000). Die Festlegung von Stickstoff in Humus und Oberboden durch Mikroorganismen, die sogenannte Stickstoff-Immobilisierung kann eine erhebliche Senke für eingetragenen Stickstoff darstellen. Die jährliche Rate der *langfristigen Immobilisierung* ist temperaturabhängig, wobei niedrigere Temperaturen die Festlegung fördern (Hornung et al. 1995). Bei der Schätzung der *kurzfristigen Immobilisierung* für die Critical Deposition Levels (CDL) wurde von tatsächlich ermittelten C/N-Verhältnissen in den Oberböden der BZE ausgegangen. Die Berechnung richtet sich nach Klap et al. (2000):

$$N_i = N_{\text{dep}} - N_u - N_{\text{le}(\text{min})} \frac{C/N_{\text{real}} - C/N_{\text{min}}}{C/N_{\text{crit}} - C/N_{\text{min}}} \quad \text{für } C/N_{\text{crit}} > C/N_{\text{real}} > C/N_{\text{min}}$$

N_{dep} = Lokale Stickstoffdeposition

N_u = Nettostickstoffaufnahme durch den Baumbestand

$N_{\text{le}(\text{min})}$ = Minimale N-Auswaschung

C/N_{real} = Gemessenes C/N-Verhältnis am einzelnen Standort

C/N_{crit} = Kritisches C/N-Verhältnis (75%-Quantil der BZE/Level-II-Standorte nach Humusformen)

C/N_{min} = Minimales C/N-Verhältnis (5%-Quantil der BZE/Level-II-Standorte nach Humusformen)

Das Ergebnis der Gleichung ergibt immer positive Werte. Die auf dieser Basis errechneten N-Änderungsraten gehen für alle BZE-Punkte von einer N-Akkumulation aus. Der Fall eines N-Vorratsabbaus kommt bei diesem Modell nicht vor.

Ein weiteres Modell von Klap et al. 2000 für die langfristige N-Immobilisierung weist Werte zwischen 1 bzw. 1,6 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (langfristige mittlere Rate) aus. Diese Größenordnung ist unter den herrschenden Bedingungen hoher N-Depositionen in die Wälder nicht plausibel und daher für die vorliegende Studie nicht relevant.

3.1.2. Stratifizierung

Zur Bearbeitung der dargelegten Fragestellung wurden die BZE-Erhebungspunkte nicht nach standortkundlichen Einheiten, wie geologischem Ausgangssubstrat oder Bodentyp, stratifiziert, sondern eigene Kriterien entwickelt. Dies wurde notwendig, weil die Auswertung der BZE I gezeigt hatte, dass insbesondere der in der Frage der *Stickstoffsättigung* besonders relevante Oberbodenzustand nur geringfügig mit makromorphologischen pedogenetischen Bodeneigenschaften korreliert. Die Ursache für die zu beobachtende flächendeckende, substratunabhängige Nivellierung der chemischen Oberbodenzustände vermuten Wolff und Riek (1997) vor allem im atmogenen Eintrag von Stickstoff. Aufbauend auf diesen Arbeiten entwickelte Riek (1999) Kriterien zur Stratifizierung der BZE-Stichprobe hinsichtlich der Dynamik bodenchemischer Eigenschaften. Für den N-Vorrat wurden Klassen der Sensibilität gegenüber N-Einträgen nach Humusformen und C/N-Verhältnissen gebildet. Als Stratifizierungskriterien für die Signalstärke der N-Akkumulation wurden

daher die Humusformen und die Sensibilität gegenüber N-Einträgen (1: geringe Sensibilität; 2: mittlere Sensibilität; 3: hohe Sensibilität; Riek 1999) verwendet.

3.1.3. Stickstoffvorräte BZE I

In den Tabellen 18 und 19 sind die N-Vorräte nach Sensibilitätsklassen (Riek 1999) und Humusformen dargestellt. Die N-Vorräte der organischen Humusauflage erreichen erwartungsgemäß beim Rohhumus (ro) ihr Maximum. Minimal sind sie bei den Mineralbodenhumusformen (mu) und innerhalb der Auflagehumusformen beim mullartigen Moder (mou).

Die N-Vorräte im Mineralboden (Mediane) steigen mit zunehmender biologischer Aktivität der Humusform kontinuierlich an. Allerdings ist der Gradient entlang der Humusformen bei den Sensibilitätsklassen 2 und 3 nur sehr schwach ausgeprägt. Insbesondere die N-Vorräte der Moderformen kommen denen der Mullformen sehr nahe. Die Zuordnung bzw. Trennung der (Sub)-Horizonte des Humuskörpers zur Auflage bzw. zum Mineralboden (insbesondere die Grenze zwischen Oh- und Ah-Horizont) ist im Gelände häufig nicht exakt möglich (z.B. Jansen et al. 2005). Derartige Schwierigkeiten könnten auch dafür verantwortlich sein, dass die N-Vorräte beim Rohhumus im Mineralboden eine ähnliche Größenordnung erreichen wie in der organischen Auflage. Nach der klassischen Lehrmeinung, die durch Daten aus Fallstudien auch belegt ist (z.B. Lentschig & Fiedler 1967 zitiert in Rehfuss 1992), sollten die Vorräte im Auflagehumus von Rohhumusböden jene im oberen Mineralboden um ein mehrfaches übersteigen (Rehfuss 1992). Wie diese Beispiele zeigen, ist eine adäquate Charakterisierung und Beprobung des Humuskörpers schwierig und generell eine entscheidende Fehlerquelle bei der Erfassung von Vorratskenngrößen.

Von grundsätzlicher statistischer Bedeutung ist die Frage, inwieweit die Streuungen innerhalb der untersuchten Straten mit jenen auf den einzelnen BZE-Standorten vergleichbar sind. Die Variationskoeffizienten der Straten nach Sensibilitätsklasse und Humusform bewegen sich in der Auflage zwischen 0,4 – 0,9 mit den Streuungsmaxima in den Mineralbodenhorizonten. Bezogen auf den Oberboden (Auflage + Mineralboden bis 30 cm Tiefe) liegt der Variationskoeffizient bei 0,3-0,65, wobei die Streuungsmaxima jeweils beim Rohhumus (ro) bzw. beim rohhumusartigen Moder (mor) liegen. Da an den BZE-Standorten Mischproben

gebildet wurden, kann die Variabilität des N-Vorrats nur durch ähnliche Studien hergeleitet werden, bei denen Einzelproben gewonnen und analysiert wurden. Die Daten von 12 bayerischen Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) basieren auf einer Stichprobe von N=18. Sie liegen in der Auflage bei einem Variationskoeffizienten von 0,27-0,56 (im Mittel bei 0,4), mit den Streuungsmaxima in den Mineralbodenhorizonten. Die Werte im Ah-Horizont streuen mit einem Variationskoeffizienten von 0,23-0,50 (im Mittel bei 0,34). Die an einzelnen Flächen ermittelten Streuungen sind also insgesamt vergleichbar, liegen aber auf einem etwas niedrigeren Niveau als jene in den BZE-Straten. Dies zeigt, dass die im Methodenteil (Kap. 2.2.2) beschriebene Annahme der Varianzhomogenität - wie erwartet - zwar nicht ganz den realen Verhältnissen entspricht, weil die zu Clustern zusammen gefassten BZE-Punkte doch noch recht unterschiedlich sind. Eine Unterschätzung der Gesamt-Streuung ist auf diese Weise jedoch eher unwahrscheinlich.

Tab. 18: N-Vorräte [kg ha⁻¹] in der organischen Auflage der BZE I Standorte nach Sensibilitätsklassen (Riek 1999) und Humusformen; Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient.

Sensibilitäts- klasse	Humus- form	N	5 % Perzentil	Median [kg ha ⁻¹]	95% Perzentil	Mittelwert [kg ha ⁻¹]	Standard- abweichung	Variations- koeffizient
1	mu	238	26,3	241,2	935,3	329,7	292,7	0,89
1	mou	74	67,3	434,4	1416,7	532,9	380,1	0,71
1	mot	155	284,1	821,9	2048,8	962,0	642,1	0,67
1	mor	61	533,5	1372,4	2683,9	1452,0	610,0	0,42
1	ro	68	213,2	1332,3	3346,6	1458,2	866,0	0,59
2	mou	20	150,8	368,3	1718,1	522,7	410,1	0,78
2	mot	185	321,8	903,0	1795,8	972,0	451,7	0,46
2	mor	70	431,1	1066,6	2438,9	1258,5	629,1	0,50
2	ro	66	323,7	1209,6	3418,2	1476,0	901,8	0,61
3	mu	92	31,3	388,8	1359,2	490,7	452,0	0,92
3	mou	44	202,2	511,3	1526,0	627,8	397,6	0,63
3	mot	182	231,2	891,7	1946,0	990,8	549,9	0,55
3	mor	70	446,0	911,2	2294,0	1081,9	542,8	0,50
3	ro	66	519,8	1170,1	3043,4	1389,9	787,6	0,57

Tab. 19: N-Vorräte [kg ha⁻¹] im oberen Mineralboden (0-30cm) der BZE I Standorte nach Sensibilitätsklassen (Riek 1999) und Humusformen; Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient.

Sensibilitäts- klasse	Humus- form	N	5 % Perzentil	Median [kg ha ⁻¹]	95% Perzentil	Mittelwert [kg ha ⁻¹]	Standard- abweichung	Variations- koeffizient
1	mu	244	2548,8	5516,6	11411,4	6140,2	2838,8	0,46
1	mou	74	2308,0	4939,2	14570,8	5580,4	3170,3	0,57
1	mot	147	1860,4	3840,0	7959,4	4196,2	1942,1	0,46
1	mor	61	1182,7	2971,0	13657,0	4031,3	3400,0	0,84
1	ro	66	693,2	2330,5	7184,0	3235,4	2071,5	0,64
2	mou	21	1350,8	3628,0	8403,1	3889,4	1655,4	0,43
2	mot	177	1315,4	3743,0	7635,0	4159,6	2047,0	0,49
2	mor	67	1208,5	3448,0	7838,2	3673,9	1721,7	0,47
2	ro	63	696,6	2893,0	9330,7	3538,5	2438,9	0,69
3	mu	92	1648,1	3834,8	10518,8	4661,7	2617,4	0,56
3	mou	46	2038,6	2939,2	5588,8	3275,3	1017,4	0,31
3	mot	181	982,5	2966,5	6992,4	3249,1	1908,2	0,59
3	mor	68	427,6	2728,9	8050,2	3013,0	2148,9	0,71
3	ro	61	426,9	1740,0	5681,5	2381,2	1786,8	0,75

3.1.4. Potentielle Änderungsraten und kritische Differenzen

Die mikrobiellen N-Immobilisierung wurde von Bolte & Wolff 2001 in Anlehnung an Klap et al. 2000 errechnet. Dabei wird angenommen, dass die N-Retention im Oberboden bis zu einem minimalen C/N-Verhältnis linear abnimmt. Oberhalb eines kritischen (weiten) C/N-Verhältnisses wird sämtlicher Stickstoffüberschuss aufgenommen. Die potentiellen Änderungsraten wurden als Vergleichsgröße für die kritischen Differenzen auf 20 Jahre hochgerechnet (Tab. 20). Die so gewonnen Änderungsraten wurden bezogen auf (1) die N-Vorräte bis in 30 cm Tiefe und (2) die N-Vorräte des Auflagehumus. Die Unterscheidung von 2 Varianten ist nötig, da sich die Humusformen hinsichtlich des Ortes der N-Akkumulation unterscheiden (Humusaufgabe oder Mineralboden).

Bei Böden mit Auflagehumusformen vollzieht sich die N-Akkumulation v.a. in der organischen Auflage, während sie bei Böden mit Mineralbodenhumusformen (mu) vorwiegend im Mineralboden stattfindet und daher die Humus-Vorräte bis in 30 cm Tiefe eine geeignete Bezugsgröße darstellen. Beim mullartigen Moder dürfte der Schwerpunkt der Vorratsakkumulation noch in der organischen Auflage liegen, der

Mineralboden wohl aber bereits stärker an der N-Retention beteiligt sein. Böden ohne anthropogen erhöhte Änderungsraten der N-Retention weisen nach Klap et al. (2000) langfristige N-Immobilisierungsraten von 1 bis 1,6 kg N ha⁻¹ a⁻¹ auf. Diese Variante wurde in die Überlegungen mit einbezogen, hierzu wurden aber keine Änderungsraten errechnet.

In Abb. 14 sind kritische Differenz und potentielle Änderungsraten (%) des N-Vorrats in 20 Jahren nach den entsprechenden BZE-Straten dargestellt. Bezogen auf Auflagehumus+Mineralboden bis 30 cm Tiefe ist eine signifikante Änderung des N-Vorrats für alle Humusformen eher unwahrscheinlich.

Tab. 20: Potentielle Änderungsraten der N-Vorräte der BZE I Standorte nach Sensibilitätsklassen (Riek 1999) und Humusformen; Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient.

Sensibilitäts- klasse	Humus- form	N	5 % Perzentil	Median [kg ha ⁻¹]	95% Perzentil	Mittelwert [kg ha ⁻¹]	Standard- abweichung	Variations- koeffizient
1	mu	244	0,0	9,4	20,7	10,1	5,9	0,6
1	mou	74	0,0	5,9	14,7	6,3	4,5	0,7
1	mot	147	0,0	5,0	10,4	5,1	3,3	0,7
1	mor	61	0,0	5,1	10,8	4,8	3,3	0,7
1	ro	66	0,0	5,5	13,6	5,7	4,3	0,8
2	mou	21	10,0	14,8	28,0	15,1	4,4	0,3
2	mot	177	8,0	14,5	25,9	15,4	5,2	0,3
2	mor	67	8,4	14,9	22,7	15,3	4,2	0,3
2	ro	63	8,4	15,4	23,6	15,8	4,7	0,3
3	mu	92	12,3	18,2	26,5	18,8	4,5	0,2
3	mou	46	9,3	18,8	29,2	18,4	5,7	0,3
3	mot	181	13,7	20,7	29,6	20,9	4,8	0,2
3	mor	68	15,1	21,9	29,3	22,0	4,4	0,2
3	ro	61	16,3	22,8	34,4	23,2	5,1	0,2

Die mittleren potentiellen Änderungsraten nähern sich zwar mit zunehmender Sensibilität den kritischen Schwellenwerten an, eine Überschreitung der Schwelle tritt bei den Mineralbodenhumusformen (mu) jedoch nur in wenigen Fällen innerhalb der Sensibilitätsklasse 1 auf. Bei den Auflagehumusformen sind beim Rohhumus in der Sensibilitätsklasse 3 einige Überschreitungen zu verzeichnen. Allerdings ist zu erwarten, dass sich bei den Böden mit Auflagehumusformen die Akkumulation

eingetragener N-Verbindungen v.a. in der organischen Auflage vollzieht (rechte Spalte Abb. 14).

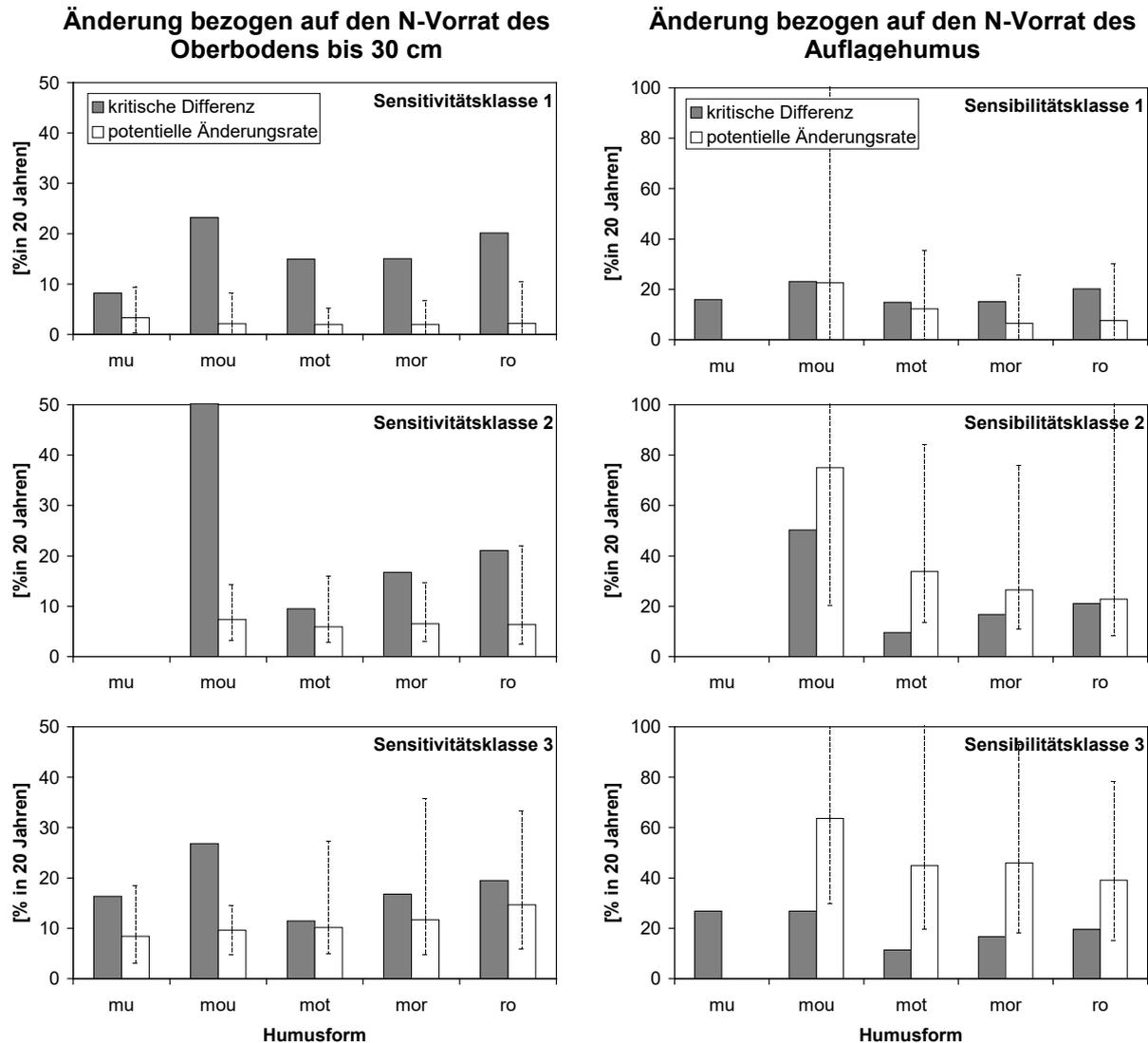


Abb. 14: Änderungsraten (%) des N-Vorrats in 20 Jahren nach BZE-Straten; Kritische und potentielle Änderungsraten (Mediane) wurden bezogen auf den N-Vorrat im Oberboden bis 30 cm (links) und bezogen auf den N-Vorrat im Auflagehumus (rechts). Fehlerbalken geben die Werte für das 5 bis 95. Perzentil der potentiellen Änderungsraten an. N-Sensibilitätsklassen nach Riek (1999). Potentielle Änderungsraten für Mull bezogen auf den Auflagehumus sind nicht dargestellt.

Bei den Auflagehumusformen (mou-ro) treten bereits bei Sensibilitätsklasse 1 einige Schwellenüberschreitungen auf. Im Mittel (Median) ist die potentielle Änderungsrate jedoch zu gering, um signifikante Ergebnisse innerhalb dieses Stratums erwarten zu können. Die kritische Differenz wird bei Sensibilitätsklasse 2 deutlich beim Moder (mot) und beim rohumusartigen Moder (mor) überschritten. Noch deutlicher fallen die Ergebnisse bei Sensibilitätsklasse 3 aus. Unter den Auflagehumusformen fallen die Überschreitungen beim mullartigen Moder am deutlichsten aus. Dies ist auf den

relativ geringen N-Vorrat dieser Humusform im Vergleich zu den übrigen Auflagehumusformen zurück zu führen, da bei dieser Übergangsform bereits erhebliche N-Mengen im Ah-Horizont gespeichert werden. Diese Mittelstellung des mullartigen Moder zwischen Auflage- und Mineralbodenhumusformen erschwert die Beurteilung, inwieweit der Nachweis von N-Vorratsänderungen bei den entsprechenden Straten wahrscheinlich ist oder nicht.

Die aus der mikrobiellen N-Immobilisierung abgeleiteten potentiellen jährlichen N-Akkumulationsraten (Tab. 19) bewegen sich gemessen an Literaturdaten im mittleren Bereich. Kölling und Mellert (1999) errechneten für die 53 Level-II Standorte in Deutschland eine N-Retention (einschließlich N-Aufnahme durch den Bestand) zwischen 4 und 29 kg N ha⁻¹ a⁻¹, im Mittel (Median) 14 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Diese Werte entstammen einer einfachen N-Bilanzierung. Dämmgen et al (2005) schätzen den N-bilanzüberschuß von 3 stark belasteten Kiefernforstökosystemen der Weser-Ems-Region (ANSWER-Projekt) auf 25-40 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Die N-Bilanzen von 20 europäischen Fallstudien weisen ebenfalls N-Retentions-Werte mit einer Spanne von 7 bis 44 kg N ha⁻¹ a⁻¹ auf (Tab. 21 aus Huber 1997). Allerdings sind die Bilanzen von 5 der 20 Standorte negativ, d.h. es wird mehr Stickstoff ausgetragen als akkumuliert. Die Messergebnisse von Prietzel et al. (2006) sind ebenfalls gut mit den einfachen Kalkulationen von Bolte & Wolff (2001) vergleichbar. Allerdings ist die N-Vorratszunahme bei Prietzel et al. (2006) bei dem wüchsigeren Bestand mit engerem C/N-Verhältnis höher (Pustert C/N = 25, N-Akkumulation = 18,3 kg N ha⁻¹ a⁻¹; Pfaffenwinkel C/N = 31; N-Akkumulation = 12,5 kg N ha⁻¹ a⁻¹). Pro Masse-Einheit der Auflage wird zwar beim ärmeren Standort mehr N akkumuliert, dies wird aber durch die doppelt so hohe Streuuakkumulation (gemessen an der C-Vorratsänderung) überkompensiert. Hohe (> 25 kg N ha⁻¹ a⁻¹) und sehr niedrige potentielle Änderungsraten (< 5 kg N ha⁻¹ a⁻¹) kommen nach der verwendeten Berechnungsmethode nur selten vor. Im Vergleich mit den N-Bilanzen ist dies aber plausibel. Wenn man einen N-Bedarf der Bestände von 5-15 kg N ha⁻¹ a⁻¹ berücksichtigt und nur den verbleibenden Bilanzüberschuss der N-Vorratsänderung dem Boden zuschlägt, stimmt der Wertebereich von Tabelle 20 mit den potentiellen Änderungsraten in Tabelle 19 gut überein. Die Kalkulation von Bolte & Wolff (2001) lässt allerdings keine negativen Bilanzen zu. Situationen, die mit einem N-Vorratsabbau (N-Übersättigung, Störungen) verbunden sind, bleiben daher unberücksichtigt.

Tab. 21: Stickstoffeinträge mit dem Bestandsniederschlag sowie Nitratausträge mit dem Sickerwasser und die daraus berechneten N-Bilanzen von EXMAN und NITREX-Standorten sowie weiterer deutscher Fallstudien (nach Huber 1997)

Land	Standort	N-Eintrag [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	NO ₃ -N Austrag [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	N-Bilanz [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
D	Wingst	56.5	13.0	43.5
NL	Harderwijk	42.6	6.0	36.6
NL	Kootwijk	41.4	16.8	24.6
DK	Klosterhede	23.8	0.1	23.7
D	Spanbeck	30.0	9.0	21.0
D	Lange Brahmke	19.6	2.4	17.2
D	Grebenau	16.8	0.3	16.5
D	Warmensteinach	33.3	18.6	14.7
D	Solling	36.6	22.6	14.0
S	Gardsjön	12.3	0.1	12.2
IRL	Ballyhooly	11.4	1.2	10.2
D	Schluchsee	16.1	6.2	9.9
D	Wölfesreuth	20.7	11.6	9.1
D	Villingen	7.8	0.1	7.7
D	Witzenhausen	31.3	24.6	6.7
D	Hils	33.5	33.6	-0.1
D	Höglwald	29.1	30.7	-1.6
NL	Ysselstein	58.7	65.6	-6.9
D	Böhmweg	21.4	42.0	-20.6
NL	Speuld	48.2	88.0	-39.8

Neben der bisher behandelten Stratifizierung wurde der Datensatz auch nach anderen Gruppenvariablen gruppiert und untersucht, ob sich Änderungen hinsichtlich der Nachweischance signifikanter Änderungen ergeben. Das Beispiel in Tab. 22 zeigt, dass die kritischen Differenzen und damit die Detektierbarkeit der Veränderungen durch die Depositionstypen nach Wellbrock et al. (2005) nicht verbessert werden konnte. Im Mittel ergibt die klassische Gruppenbildung im Beispiel sogar etwas bessere Ergebnissen bei den kritischen Differenzen (21 statt 25 %). Bei einzelnen Gruppen führt die Depositions-Statifizierung zwar zu einer geringeren Streuung, aufgrund der kleinen Stichprobe aber nicht zu einer Absenkung der kritischen Differenz (siehe Tab. 22 grau hinterlegte Zeilen beim Depositionstyp 5,

sehr hohe Einträge). Das Beispiel zeigt dennoch, dass die Depositionstypen geeignet sind, die Streuung zu senken und daher bei entsprechenden Zellenbesetzungen vermutlich von Vorteil wären.

Tab. 22: Kritische Differenzen der N-Vorräte auf der Basis der Stratifikation nach Depositionstypen (Wellbrock et al. 2005).

Sensibilitäts- klasse	Depositions- typ	N	Mittelwert [kg ha-1]	Standard- abweichung	Variations- koeffizient	kritische Differenz % vom Mittelwert
1	1	233	513	504	0.98	18
1	2	74	1246	800	0.64	21
1	3	110	798	634	0.79	21
1	4	38	921	836	0.91	41
1	5	9	1803	396	0.22	22
1	6	132	788	701	0.89	22
2	1	92	984	546	0.55	16
2	2	52	1400	681	0.49	19
2	3	85	945	408	0.43	13
2	4	32	1553	1006	0.65	32
2	5	2	1977	354	0.18	77
2	6	78	1005	610	0.61	19
3	1	166	812	581	0.72	15
3	2	49	1229	626	0.51	20
3	3	69	806	427	0.53	18
3	4	47	1350	899	0.67	27
3	6	123	865	559	0.65	16

3.1.5. Folgerungen

- Aufgrund der hohen zu erwartenden N-Festlegung innerhalb von 20 Jahren ist mit einem statistischen Nachweis im Rahmen der BZE zu rechnen.
- Die Chance zum Nachweis der N-Akkumulation steigt bei höherer N-Sensitivität (weitem C/N-Verhältnisses, vgl. Riek 1999).
- Da die Chance zum Nachweis zudem stark von der Stichprobengröße abhängt, kann sie v.a. bei gut besetzten Gruppen gelingen.
- Probleme bei der N-Vorratsermittlung im Oberboden, wie z.B. bei der Trennung von Auflagehumus und Mineralboden können die Ergebnisse aber stark überlagern, derartige Effekte können im Rahmen der vorliegenden Studie jedoch nicht abgeschätzt werden.
- Der Ansatz geht von Modellberechnungen aus, die nur zu positiven Beträgen der N-Immobilisierung führen. Aus einfachen N-Bilanzierungen wissen wir jedoch, dass eine N-Freisetzung aus dem Boden ebenfalls möglich ist.

4. Kohlenstoff-Speicherung

4.1. Indikator Kohlenstoffvorräte

4.1.1. Vorgehensweise

Als Grundlage für die Prognose der Festlegung von Kohlenstoff auf den BZE-Flächen innerhalb der letzten 20 Jahre wurde versucht, die Modellschätzungen von de Vries et al (2003, Technical Report d. FIMCI) zu akquirieren – allerdings ohne Erfolg. Für die Abschätzung der Nachweischance von Änderungen des C-Vorrats können daher lediglich Literaturwerte verwendet werden.

4.1.2. Stratifizierung

Die Stratifizierung der BZE-Stichprobe erfolgt beim Kohlenstoff analog zu Stickstoff. Dies ist nicht nur aus Gründen der Vergleichbarkeit von Vorteil, sondern auch da C- und N-Umsätze auch ökologisch eng aneinander gekoppelt sind. Insofern ist die Gruppierung nach Humusform und C/N-Verhältnis bzw. der daraus abgeleiteten Sensitivitätsklassen (Riek 1999) auch für Kohlenstoff sinnvoll.

4.1.3. Vorräte BZE1

Die Kohlenstoff-Vorräte in der organischen Auflage nehmen innerhalb aller Sensitivitätsklassen (Riek 1999) vom Mull (mu) zum Rohhumus (ro) erwartungsgemäß stark zu. Der C-Vorrat steigt zudem mit der Sensitivitätsklasse an. Dies ist mit der zunehmenden Aufweitung des C/N-Verhältnisses bei steigender N-Sensitivitätsklasse begründet. Hinsichtlich der C-Festlegung gilt jedoch genau das Umgekehrte wie für Stickstoff: Auf den nährstoffärmeren Standorten mit höherem C/N-Verhältnis und C-Vorrat sollte die C-Sequestrierung aufgrund geringerer Standortsproduktivität niedriger sein. Die Standorte mit hoher N-Sensitivität sollten daher eine geringe „C-Sensitivität“ aufweisen. Diese Annahme wurde in verschiedenen Studien sowohl durch Messdaten als auch durch Modelle belegt (Papale & Valentini 2003, De Vries et al. 2006, Prietzel et al. 2006).

Tab. 23: C-Vorräte in der organischen Auflage der BZE I Standorte nach Sensibilitätsklassen (Riek 1999) und Humusformen; Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient.

Sensibilitäts- klasse	Humus- form	N	5% Perzentil	Median [t ha ⁻¹]	95% Perzentil	Mittelwert [t ha ⁻¹]	Standard- abweichung	Variations- koeffizient
1	mu	240	0,42	5,50	20,58	7,38	6,56	0,89
1	mou	75	1,36	10,20	28,94	11,76	8,10	0,69
1	mot	159	5,40	17,00	43,60	19,68	12,79	0,65
1	mor	61	10,71	30,10	52,28	31,10	13,30	0,43
1	ro	70	4,26	28,30	71,00	31,34	18,73	0,60
2	mu	0						
2	mou	20	3,86	7,72	36,65	11,13	8,29	0,74
2	mot	185	7,79	21,14	41,44	22,54	10,55	0,47
2	mor	70	10,35	25,85	58,72	29,86	14,51	0,49
2	ro	66	8,31	28,80	88,66	36,34	23,39	0,64
3	mu	93	0,80	8,90	28,95	11,19	8,87	0,79
3	mou	44	5,25	11,86	36,05	14,46	9,36	0,65
3	mot	182	6,10	22,55	58,15	26,45	14,88	0,56
3	mor	71	12,62	25,80	59,51	30,43	15,04	0,49
3	ro	67	15,16	34,30	90,24	40,87	23,31	0,57

Tab. 24: C-Vorräte im oberen Mineralboden (0-30cm) der BZE I Standorte nach Sensibilitätsklassen (Riek 1999) und Humusformen; Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient.

Sensibilitäts- klasse	Humus- form	N	5% Perzentil	Median [t ha ⁻¹]	95% Perzentil	Mittelwert [t ha ⁻¹]	Standard- abweichung	Variations- koeffizient
1	mu	247	26.88	67.30	146.66	72.57	34.39	0.47
1	mou	75	28.52	57.63	155.60	68.47	43.61	0.64
1	mot	151	28.67	58.87	111.96	62.90	25.56	0.41
1	mor	61	19.86	59.06	157.58	64.38	40.75	0.63
1	ro	68	15.96	49.32	125.54	57.55	32.12	0.56
2	mu	0						
2	mou	21	20.64	52.44	128.25	59.04	27.01	0.46
2	mot	177	30.97	63.78	122.05	67.27	27.27	0.41
2	mor	68	29.39	63.84	110.89	66.85	26.57	0.40
2	ro	64	21.35	60.58	121.44	62.62	29.90	0.48
3	mu	93	34.77	66.20	183.17	84.13	46.77	0.56
3	mou	46	34.01	55.60	135.54	67.52	40.24	0.60
3	mot	181	26.73	55.51	108.45	62.26	32.65	0.52
3	mor	70	23.33	56.30	138.99	62.77	31.72	0.51
3	ro	63	14.75	59.41	131.53	60.42	33.03	0.55

Tab. 25: C-Vorräte im oberen Mineralboden (0-90cm) der BZE I Standorte nach Sensibilitätsklassen (Riek 1999) und Humusformen; Mittelwerte, Perzentile, Standardabweichung und Variationskoeffizient.

Sensibilitäts- klasse	Humus- form	N	5% Perzentil	Median [t ha ⁻¹]	95% Perzentil	Mittelwert [t ha ⁻¹]	Standard- abweichung	Variations- koeffizient
1	mu	51	26.17	80.29	227.69	91.05	59.81	0.66
1	mou	118	37.02	82.72	142.89	85.45	37.39	0.44
1	mot	64	38.15	87.35	212.16	100.73	78.46	0.78
1	mor	153	34.59	81.70	265.99	109.92	85.34	0.78
1	ro	51	23.72	76.38	173.81	81.23	48.75	0.60
2	mu	0						
2	mou	35	39.71	90.80	173.95	91.44	38.74	0.42
2	mot	110	39.96	79.07	166.83	88.58	40.28	0.45
2	mor	19	30.59	75.30	.	80.25	45.57	0.57
2	ro	38	26.31	72.54	188.77	76.81	45.79	0.60
3	mu	32	33.78	86.61	311.29	105.92	76.38	0.72
3	mou	118	32.64	75.78	163.13	86.57	62.38	0.72
3	mot	36	48.19	70.73	155.85	80.54	31.75	0.39
3	mor	46	43.06	74.10	366.27	113.43	97.06	0.86
3	ro	40	13.97	80.65	178.79	85.07	51.48	0.61

4.1.4. Potentielle Änderungsraten und kritische Differenzen

Verwendet man als Bezugsgröße die C-Vorräte in der Auflage, so erhält man kritische Differenzen bezogen auf 20 Jahre in einer Spannweite von 2,2 t C ha⁻¹ (typischer Moder, Sensibilitätsklasse 2) bis 8 t C ha⁻¹ (Rohhumus, Sensibilitätsklasse 2 und 3) bei den Auflagehumusformen (Tab. 26).

Die kritischen Differenzen im Oberboden (Tab. 27) schwanken zwischen 6,4 (Mull, Sensibilität 1) und über 18 t ha⁻¹ in 20 Jahren beim mullartiger Moder (Sensibilität 2 und 3). Bei den gut besetzten Straten (typischer Moder und Mull [Sensibilität 2 und 3]) liegen sie unter 10 t ha⁻¹ in 20 Jahren.

Die kritischen Differenzen im Solum bis 90 cm Tiefe (Tab. 28) schwanken zwischen 11 (typischer Moder, Sensibilität 1) und über 38 t ha⁻¹ in 20 Jahren beim mullartiger Moder (Sensibilität 3) sowie beim Mull (Sensibilität 2). Bei den am besten besetzten Straten (typischer Moder und Mull [Sensibilität 2 und 3]) liegen sie bezogen auf die mittleren Vorräte bei 10 bis 15 % in 20 Jahren.

Tab. 26: Kritische Differenzen der C-Vorräte auf der Basis der C-Vorräte in der Auflage nach Sensibilitätsklassen (Riek 1999) und Humusformen.

Sensibilitäts- klasse	Humus- form	N	Mittelwert [t ha ⁻¹]	kritische Differenz absolut [t ha ⁻¹]	kritische Differenz %
1	mu	240	7,38	1,18	15,94
1	mou	75	11,76	2,61	22,22
1	mot	159	19,68	2,82	14,33
1	mor	61	31,10	4,77	15,33
1	ro	70	31,34	6,26	19,98
2	mu	0			
2	mou	20	11,13	5,31	47,67
2	mot	185	22,54	2,16	9,57
2	mor	70	29,86	4,85	16,24
2	ro	66	36,34	8,05	22,17
3	mu	93	11,19	2,57	22,94
3	mou	44	14,46	3,97	27,45
3	mot	182	26,45	3,07	11,60
3	mor	71	30,43	4,99	16,40
3	ro	67	40,87	7,97	19,50

Tab. 27: Kritische Differenzen der C-Vorräte auf der Basis der mittleren C-Vorräte in der organischen Auflage und im Mineralboden bis 30 cm Tiefe nach Sensibilitätsklassen (Riek 1999) und Humusformen.

Sensibilitäts- klasse	Humus- form	N	Mittelwert [t ha ⁻¹]	kritische Differenz absolut [t ha ⁻¹]	kritische Differenz %
1	mu	232	80,21	6,37	7,94
1	mou	74	79,76	14,79	18,55
1	mot	149	82,62	6,44	7,80
1	mor	60	95,27	15,93	16,72
1	ro	67	87,65	12,91	14,73
2	mu	0			
2	mou	20	71,00	18,19	25,63
2	mot	177	89,78	6,41	7,14
2	mor	68	96,49	11,28	11,69
2	ro	62	98,77	13,84	14,01
3	mu	91	95,33	13,91	14,59
3	mou	44	81,86	18,61	22,73
3	mot	178	87,62	7,20	8,22
3	mor	70	93,03	11,83	12,71
3	ro	62	101,22	16,02	15,82

Tab. 28: Kritische Differenzen der C-Vorräte auf der Basis der mittleren C-Vorräte in der organischen Auflage und im Mineralboden bis 90 cm Tiefe nach Sensibilitätsklassen (Riek 1999) und Humusformen.

Sensibilitäts- klasse	Humus- form	N	Mittelwert [t ha ⁻¹]	kritische Differenz absolut [t ha ⁻¹]	kritische Differenz [%]
1	mu	140	114.07	18.28	16.03
1	mou	64	111.53	27.73	24.86
1	mot	116	104.88	10.56	10.07
1	mor	51	122.95	24.74	20.12
1	ro	51	112.19	21.78	19.41
2	mu				
2	mou	18	92.43	31.85	34.46
2	mot	110	110.48	11.24	10.18
2	mor	35	126.10	21.20	16.81
2	ro	37	119.51	27.96	23.40
3	mu	44	118.34	38.42	32.46
3	mou	34	94.00	15.58	16.58
3	mot	115	114.18	16.37	14.34
3	mor	32	143.51	38.09	26.54
3	ro	39	130.82	29.42	22.49

Die meisten Werte aus der Literatur basieren auf Modellen bzw. modellhaften Hochrechnungen. Die Bezugsgröße ist häufig der gesamte durchwurzelte Waldboden (z.B. Liski et al. 2002, Akselsson et al. 2005, Karjalainen et al. 2002, De Vries et al. 2002, De Vries et al. 2003, De Vries et al. 2006). Die meisten Literaturwerte sind daher am besten mit den BZE-Vorräten bis 90 cm Tiefe vergleichbar (Tab.28). Es werden C-Sequestrierungs-Raten in europäischen Waldböden von 110 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Nabuurs & Schelhaas 2002) 190 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Liski et al. 2002) 200 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Karjalainen et al. 2002), 180 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Akselsson et al. 2005) und 860 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Schulze et al. 2000) genannt. De Vries et al. 2003 haben für die BZE-Bestände in Deutschland C-Sequestrierungsraten berechnet. Beim gross der BZE-Bestände liegen die C-Sequestrierungsraten bei 50-150 (200) kg ha⁻¹ a⁻¹ (1-3 (4) t in 20 Jahren). Diese für die BZE-Flächen berechneten Werte stimmen gut mit denen der übrigen Literatur überein, einzige Ausnahme bildet dabei Schulze et al. (2000).

De Vries et al. (2006) sind der Meinung, dass Schulze et al. (2000) die C-Sequestrierung im Boden insgesamt stark überschätzen. Die Werte von Schulze et al. (2000) implizieren, dass sich das C/N-Verhältnis im Boden europäischer Wälder

stark aufweitet. Aufgrund der hohen N-Einträge in Deutschland ist jedoch eher das Gegenteil zu erwarten. Das gesteigerte Wachstum der Wälder infolge der durch N-Depositionen verbesserten N-Ernährung (Rehfuess et al. 1999; Mellert et al. 2004a; Mellert et al. 2004b) führt zu einer Verengung des C/N-Verhältnisse und zu einer verstärkten Kohlenstofffestlegung im Waldboden. De Vries et al. (2006) geben entsprechend höhere Sequestrierungsraten für diejenigen Level II Flächen in Mitteleuropa an, die häufig hohe N-Einträge erhalten.

Von einer Differenzierung der C-Festlegung nach N-Einträgen gehen auch Papale und Valentini (2003) aus. In Gebieten mit hoher N-Deposition liegt die Kohlenstofffestlegung im Boden nach De Vries et al. (2006) daher meist über $300 \text{ kg}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ (siehe grüne Linien in Abb. 15) und stimmen gut mit den messwertbasierten Schätzungen von Prietzel et al. (2006) in S-Deutschland überein. Aber selbst diese relativ hohe C-Anreicherung ist bezogen auf den gesamten Bodenvorrat relativ klein. Ein Nachweis von signifikanten Änderungen des C-Vorrats für das Solum bis 90 (bzw. 100) cm Tiefe wird daher kaum gelingen. Die Chancen die C-Anreicherung im Oberboden nachweisen zu können, stehen dagegen weitaus besser.

Die Ergebnisse von Prietzel et al. (2006) beziehen die C-Festlegungsraten auf den Oberboden bis 20 bzw. 30 cm und sind daher am besten mit den kritischen Differenzen der BZE-Flächen bis 30 cm Tiefe vergleichbar (Tab. 27). Es wurden Werte für Rohhumusböden auf Sand ($200 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) bzw. lehmigen Sand ($400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) ermittelt. Der kritische Schwellenwert der BZE-Stichprobe für Rohhumus liegt bei 16 t ha^{-1} und damit 2 bis 3 mal höher als die von Prietzel et al. (2006) ermittelten Sequestrierungsraten in 20 Jahren von ca. 4 bis 8 t (Abb. 15). Wenn man die kritischen Differenzen auf die organische Auflage bezieht, liegen sie allerdings im Rahmen der statistischen Detektierbarkeit (Tab. 26). Die Werte bewegen sich in einer Spannweite von $2,2 \text{ t C ha}^{-1}$ (typischer Moder, Sensibilitätsklasse 2) bis 8 t C ha^{-1} (Rohhumus, Sensibilitätsklasse 2 und 3). Bei Böden mit Auflagehumusformen ist es daher am wahrscheinlichsten, dass sich zumindest für einzelne Cluster Nachweise erbringen lassen.

Die Vorratsermittlung anhand der kleinen Stichprobe von 9 Punkten unterliegt aber besonders in der Auflage einem großen Fehler. Der Nachweis signifikanter Änderungen zwischen Erst- und Zweiterhebung wird hierdurch erschwert.

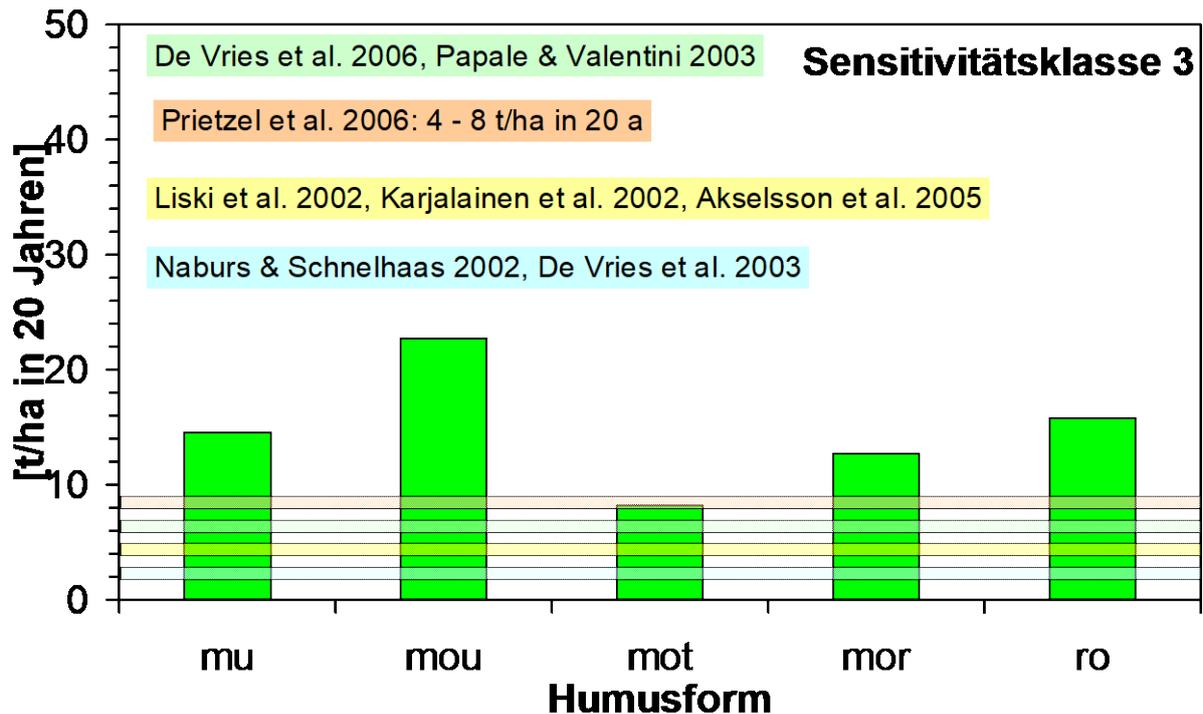


Abb. 15: Kritische Differenzen der N-Vorräte von BZE I Standorten im humosen Oberboden. Die Ergebnisse sind stratifiziert nach Humusform. Die farbigen Bänder geben die Niveaus der entsprechen gefärbten Literaturstellen wider.

4.1.5. Folgerungen

- In der Literatur werden hauptsächlich C-Sequestrierungsraten bezogen auf das gesamte Solum (meist bis 1 m Tiefe) publiziert.
- Gemessen an den kritischen Differenzen für die BZE-Vorräte bis 90 cm Tiefe (10 bis 40 t ha⁻¹ in 20 Jahren) dürfte der Nachweis der C-Anreicherung eher schwierig werden.
- Unter der Annahme, dass sich die C-Festlegung hauptsächlich im Oberboden abspielt, ist es aber wahrscheinlich, dass sich zumindest für einzelne Cluster signifikante Nachweise einer C-Anreicherung erbringen lassen.
- Die C-Anreicherung dürfte besonders in Wäldern stark ausgeprägt sein, die infolge von N-Depositionen eine verbesserte N-Ernährung und ein beschleunigtes Wachstum zeigen. Der hierdurch verstärkte Streufall bewirkt eine Erhöhung der Bodenkohlenstoffvorräte.
- Ehemals streugennutzte Bestände, die von der N-Deposition besonders profitieren und die aufgrund der Standortverhältnisse durch den Wasserhaushalt nicht (bzw. nur wenig) limitiert sind, lassen die größten C-Akkumulationen im Boden erwarten.

5. Schwermetalle

5.1. Indikatoren Blei, Cadmium, Kupfer, Zink

5.1.1. Vorgehensweise

In der BZE I wurden bundesweit nur Schwermetallvorräte für die Humusaufgabe erfasst, nur für diese können daher Änderungen detektiert werden. Das Expert Panel on Critical Loads of Heavy Metals (EP CLHM 2005) schlägt zur Abschätzung der jährlichen Änderungsraten von Schwermetallen folgende Formel vor:

$$[M]_{tot}(y) = [M]_{tot}(y-1) + \frac{(M_{in}(y-1) - M_{out}(y-1))}{\rho \cdot z \cdot 10}$$

mit:

[M]tot(y) Gesamtmetallgehalte des Bodens am Anfang des Jahres y [mg kg⁻¹]

[M]tot(y-1) Gesamtmetallgehalte des Bodens am Anfang des Jahres y-1 [mg kg⁻¹]

Min(y-1) Gesamteintrag in den Boden während des Jahres y-1 [g ha⁻¹ a⁻¹]

Mout(y-1) Gesamtaustrag aus dem Boden während des Jahres [g ha⁻¹ a⁻¹]

ρ Trockengewichtsdichte des Bodens [kg m⁻³]

z Tiefe des Bodens [m]

Das Expert Panel empfiehlt für einfache Berechnungen folgende Annahmen:

- Die Schwermetallaufnahme durch die Pflanzen ist konstant.
- Die Bodeneigenschaften und -chemie bleiben konstant.
- Der Bodenwasserfluss ist konstant.

Damit ändert sich allein die Konzentration im Bodenwasserfluss in Abhängigkeit von Akkumulation und Auswaschung des Schwermetalls im bzw. aus dem Boden.

Als Grundlage für die Abschätzung der Deposition können Modelle aus der Critical Load (CL) - Berechnung verwendet werden (Dutshak und Ilyin 2005). Die Depositionen in Nadelwäldern sind dort für das 50 x 50 km Gitter des EMEP-Grids (EMEP 2007) für die Jahre 1990 und 2000 modelliert. Dort sind jedoch außer niedrig aufgelösten Karten im europäischen Maßstab keine geographischen Daten verfügbar. Die Depositionsraten lassen sich so nicht den BZE-Punkten bzw. Straten

zuordnen. Es können daher nur Maxima und Minima der für Deutschland errechneten Depositionsraten verwendet werden. Zudem liegen die Modelle nur für die Schwermetalle Blei, Cadmium und Quecksilber vor. Eine Abschätzung für Kupfer und Zink ist daher mit den CL-Modellen nicht möglich. Für diese Elemente werden Werte aus Literaturstudien oder anderen Untersuchungen herangezogen. Austragsraten für Schwermetalle für Mitteleuropa in der Literatur sind meist älteren Datums (d.h. vor 1990, wie z.B. Bergkvist et al. 1989), bzw. liegen nur für einzelne Elemente vor (v.a. Blei, z.B. Huang und Matzner 2004 und Navratil et al. 2003). Aus finnischen und schwedischen ICM-Flächen liegen neuere, detaillierte Stoffbilanzen vor (Ukonmaahano 2001, Aastrup 1995, siehe auch de Vries et al., 2002). Eine Möglichkeit, Austragsraten mit Hilfe von Pedotransferfunktionen zu schätzen, zeigt Trenka (2006) für stark saure Standorte in der norddeutschen Tiefebene. Allerdings beschränken sich die Untersuchungen auf den Mineralboden. Die Mobilität und damit das Auswaschungspotenzial von Schwermetallen ist abhängig von der Bodenacidität, dem Humusgehalt, der Bodenart und dem Sesquioxidgehalt des Bodens und je nach Schwermetall unterschiedlich (nach Riek & Wolff 2005):

- Blei ist sehr stark an Mineralboden und organische Substanz gebunden. Die Bindung an Metalloxide und metallorganische Komplexe bewirkt, dass pflanzenverfügbares Blei erst im stark sauren Bereich ($\text{pH} < 3,5$) auftritt. Selbst bei stark sauren Böden ist die Verlagerung von Blei gering.
- Auch Kupfer ist relativ stabil an die organische Substanz und an Fe- und Mn-Oxide gebunden und ist nur in stark sauren Böden als Cu^{2+} -Ion leicht verlagerbar.
- Zink ist in sauren Böden im pH-Bereich 3 bis 5 stärker verlagerbar als Pb und Cu.
- Cadmium ist in Abhängigkeit vom Boden-pH am stärksten verlagerbar; von pH 7 bis pH 3 nimmt der Cd-Gehalt in der Bodenlösung nahezu linear zu.

Im Falle von Blei und Kupfer kann daher davon ausgegangen werden, dass der Austrag im Vergleich zum Eintrag gering ist.

5.1.2. Stratifizierung

Im Rahmen der BZE I konnte eine pedologische Abhängigkeit der Schwermetallgehalte in der Humusaufgabe nicht nachgewiesen werden (Baumgärtner und Wolff, 2000). Vielmehr ist eine anthropogene Überprägung der Schwermetallgehalte durch die regional unterschiedliche Immissionssituation in den Humusaufgaben evident (Wolff und Riek, 2005). Da Bodeneigenschaften (v.a. der

pH-Wert) das Verhalten von Schwermetallen im Boden maßgeblich beeinflussen, können bodenkundliche und standörtliche Faktoren wichtige Hinweise für die Interpretation von Verteilungsmustern geben (Baumgärtner und Wolff, 2000). Bei der Stratifizierung der BZE-Stichprobe nach dateninhärenten Kriterien hat man immer mit einer hohen Varianz innerhalb der Straten zu rechnen, welche das Erkennen von Veränderungen erschwert. Zur Errechnung der kritischen Differenzen wurde die BZE-Stichprobe nach Substrattyp (Tab. 29) und Pufferbereich (Tab. 30) im ersten Mineralbodenhorizont stratifiziert. Hierbei hebt eine Stratifizierung nach Pufferbereich das unterschiedliche, maßgeblich von organischer Substanz und Bodenreaktion beeinflusste Bindungsverhalten von Schwermetallen hervor, während die Stratifizierung nach Substrattyp die Hintergrundgehalte der Schwermetalle widerspiegelt. Bei dieser kombinierten Stratifizierung ist die Klassenbesetzung für mehrere Substrattyp/Humusform-Kombinationen sehr gering. Wir haben daher in unserer Auswertung nur Klassen berücksichtigt, die mehr als 20 Stichprobenelemente enthalten.

Tab. 29: Substrattyp gemäß BZE I (aus Baumgärtner & Wolff, 2000).

Substrattyp	Beschreibung
01	Karbonathaltige Lockersedimente über karbonathaltigen Ausgangsgesteinen bzw. karbonathaltiges Ausgangsgestein.
02	Karbonatfreie Lockersedimente über karbonathaltigem Ausgangsmaterial.
03	Umgelagerte kalkfreie Lockersedimente.
04	Verwitterungs- bzw. Decklehme über Ton- und Schluffstein; Ton, Tonsteine, Grauwacken.
05	Verwitterungslehme und Decklehm über quarzreichen Ausgangsgesteinen sowie quarzreiche Ausgangsgesteine (z.B. Buntsandstein, paläozoische Sandsteine, Quarzite, sonstige Sandsteine).
06	arme (pleistozäne) Sande.
07	Basische Magmatite oder Metamorphite sowie Lehme oder Mischsubstrate über basischen Magmatiten oder Metamorphiten.
08	Intermediäre und saure Magmatite oder Metamorphite sowie Lehme oder Mischsubstrate über intermediären und sauren Magmatiten oder Metamorphiten, (z.B. Keratophyne, Andesite, Bims, Granite, Gneise).

Tab. 30: Pufferbereiche (Substrat) gemäß BZE I.

Nr.	Bezeichnung	pH-Bereich
1	Eisen-Puffer	pH < 3,2
2	Aluminium/Eisen-Puffer	3,2 ≤ pH < 4,2
4	Austauscher/Silikat-Puffer	4,2 ≤ pH < 6,3
6	Carbonat-Puffer	≥ 6,3

5.1.3. Schwermetallvorräte der BZE I

Erwartungsgemäß ist die Streuung der Werte in manchen Klassen recht hoch (Variationskoeffizient bis über 4, Tab. 31). Die höchsten Mediane der Pb-Vorräte werden in den Substrattypen 4, 5, 6 und 8 im Aluminium/Eisen-Pufferbereich erreicht (Tab. 31 a). Bei allen genannten Gruppen handelt es sich um saure und quarzreiche Ausgangsgesteine. Der höchste Median der Pb-Vorräte ist bei der Gruppe 4 zu finden, allerdings bei einem gleichzeitig sehr hohen Variationskoeffizienten von 2,57. Ein ähnliches Bild ergibt sich beim Kupfer (Tab. 31 b). Gleichermaßen weisen Gruppe 4, 5, 6 und 8 im Eisen/Aluminiumpufferbereich die höchsten Mediane der Vorräte auf, hier kommt allerdings noch die Gruppe 3, ebenfalls im Eisen/Aluminiumpufferbereich, hinzu. Auch bei Cadmium und Zink (Tab. 31 d und c) liegen die Gruppen mit den höchsten Vorräten im Eisen/Aluminiumpufferbereich; bei Cadmium ist neben den Substratgruppen 4, 5, 6 und 8 auch die Gruppe 2 (karbonatfreie Lockersedimente über karbonathaltigem Ausgangsgestein) vertreten. In fast allen Gruppen liegt der Median deutlich unter dem Mittelwert, es liegen also linksschiefe Verteilungen vor.

Tab. 31: Vorräte ($[\text{kg ha}^{-1}]$) der Schwermetalle Blei (a), Kupfer (b), Zink (c) und Cadmium (d) in der Humusaufgabe nach Substrattyp und Pufferbereich.**(a): Blei**

Substrat- typ	Puffer- bereich	N	5 % Perzentil	Median [kg ha^{-1}]	95% Perzentil	Mittelwert [kg ha^{-1}]	Standard- abweichung	Variations- koeffizient
1	2	6	0,000	2,402		3,999	4,213	1,05
1	3	40	0,000	1,258	10,697	2,472	3,354	1,36
1	4	62	0,000	1,350	11,839	3,162	4,587	1,45
2	2	79	0,280	5,962	37,800	10,261	14,454	1,41
2	3	100	0,112	2,138	10,860	3,358	4,054	1,21
2	4	16	0,476	3,669		4,272	3,312	0,78
3	2	171	0,527	5,735	27,324	9,592	11,712	1,22
3	3	51	0,000	1,993	39,180	5,554	11,035	1,99
3	4	2	0,000	6,380		6,380	9,023	1,41
4	1	2	5,634	7,100		7,100	2,074	0,29
4	2	119	0,950	12,355	66,509	24,976	64,112	2,57
4	3	82	0,351	3,766	24,946	6,123	7,581	1,24
5	1	7	1,206	8,050		8,448	3,887	0,46
5	2	208	1,058	7,307	31,847	11,156	11,074	0,99
5	3	73	0,233	4,937	18,903	6,141	6,820	1,11
5	4	1	1,065	1,065	1,065	1,065		
6	2	149	1,213	8,079	47,450	18,195	75,807	4,17
6	3	72	0,000	4,665	31,740	8,294	11,278	1,36
6	4	2	0,482	1,832		1,832	1,909	1,04
7	2	5	0,700	4,144		3,808	2,934	0,77
7	3	15	0,049	1,532		4,653	11,081	2,38
8	2	150	1,069	9,579	33,490	12,271	12,000	0,98
8	3	34	0,000	2,434	18,511	4,841	5,765	1,19
8	4	1	0,550	0,550	0,550	0,550		

(b): Kupfer

Substrat- typ	Puffer- bereich	N	5 % Perzentil	Median [kg ha ⁻¹]	95% Perzentil	Mittelwert [kg ha ⁻¹]	Standard- abweichung	Variations- koeffizient
1	2	6	0,010	0,414		0,504	0,385	0,76
1	3	40	0,000	0,331	1,155	0,438	0,552	1,26
1	4	61	0,000	0,370	3,231	0,771	1,618	2,10
2	2	79	0,000	0,806	4,835	1,376	1,614	1,17
2	3	100	0,000	0,372	2,179	0,691	0,846	1,22
2	4	16	0,219	0,891		1,060	0,718	0,68
3	2	171	0,158	0,990	4,229	1,671	2,609	1,56
3	3	52	0,000	0,494	4,625	1,135	2,309	2,03
3	4	2	0,000	1,210		1,210	1,711	1,41
4	1	2	0,612	0,758		0,758	0,208	0,27
4	2	119	0,226	1,592	11,100	2,367	3,237	1,37
4	3	82	0,070	0,678	3,403	1,022	1,220	1,19
5	1	7	0,789	0,952		1,320	0,694	0,53
5	2	208	0,226	1,031	4,605	1,489	1,467	0,98
5	3	73	0,062	0,759	3,386	1,066	1,143	1,07
5	4	1	0,412	0,412	0,412	0,412		
6	2	149	0,000	1,453	6,301	2,134	3,377	1,58
6	3	72	0,000	0,785	8,729	1,819	2,819	1,55
6	4	2	0,158	7,725		7,725	10,701	1,39
7	2	5	0,300	0,956		1,074	0,799	0,74
7	3	15	0,074	0,400		0,691	0,851	1,23
8	2	150	0,161	1,373	4,022	1,756	1,543	0,88
8	3	34	0,000	0,569	2,552	0,714	0,747	1,05
8	4	1	0,170	0,170	0,170	0,170		

(c): Zink

Substrat- typ	Puffer- bereich	N	5 % Perzentil	Median [kg ha ⁻¹]	95% Perzentil	Mittelwert [kg ha ⁻¹]	Standard- abweichung	Variations- koeffizient
1	2	6	0,140	1,982		2,569	2,149	0,84
1	3	40	0,000	1,853	9,712	2,721	2,741	1,01
1	4	62	0,000	2,307	21,203	4,265	5,562	1,30
2	2	78	0,916	3,928	14,539	5,112	3,980	0,78
2	3	100	0,351	2,876	9,123	3,262	2,544	0,78
2	4	16	1,116	6,539		7,073	4,731	0,67
3	2	171	0,798	3,670	17,159	7,044	20,692	2,94
3	3	52	0,000	2,574	13,796	3,900	5,748	1,47
3	4	2	0,498	14,559		14,559	19,885	1,37
4	1	2	2,965	4,715		4,715	2,474	0,52
4	2	119	1,386	6,109	18,160	8,031	9,796	1,22
4	3	82	0,496	3,130	12,266	4,202	3,783	0,90
5	1	7	3,516	5,555		5,424	1,863	0,34
5	2	208	0,981	4,319	14,403	5,713	5,325	0,93
5	3	73	0,384	3,752	10,923	4,519	4,378	0,97
5	4	1	3,091	3,091	3,091	3,091		
6	2	149	1,132	5,208	22,740	7,367	9,529	1,29
6	3	72	0,239	5,439	34,897	7,708	11,272	1,46
6	4	2	0,670	11,642		11,642	15,517	1,33
7	2	5	1,400	3,400	.	3,567	2,182	0,61
7	3	15	0,200	1,700	.	3,216	3,134	0,97
8	2	150	1,166	5,300	12,998	5,866	3,482	0,59
8	3	34	0,000	2,975	11,721	3,931	3,684	0,94
8	4	1	1,120	1,120	1,120	1,120	.	

(d): Cadmium

Substrat- typ	Puffer- bereich	N	5 % Perzentil	Median [kg ha ⁻¹]	95% Perzentil	Mittelwert [kg ha ⁻¹]	Standard- abweichung	Variations- koeffizient
1	2	6	0,000	0,016		0,016	0,010	0,64
1	3	40	0,000	0,014	0,120	0,023	0,029	1,25
1	4	62	0,000	0,015	0,211	0,040	0,060	1,52
2	2	78	0,004	0,030	0,096	0,041	0,049	1,22
2	3	98	0,002	0,016	0,060	0,021	0,023	1,09
2	4	16	0,006	0,034		0,050	0,044	0,87
3	2	168	0,004	0,024	0,163	0,051	0,132	2,58
3	3	52	0,000	0,017	0,118	0,039	0,125	3,22
3	4	2	0,004	0,057		0,057	0,075	1,31
4	1	2	0,041	0,049		0,049	0,011	0,22
4	2	119	0,010	0,037	0,139	0,072	0,170	2,35
4	3	82	0,003	0,021	0,073	0,027	0,024	0,87
5	1	7	0,025	0,041		0,045	0,015	0,33
5	2	208	0,006	0,030	0,117	0,043	0,046	1,07
5	3	73	0,002	0,020	0,092	0,029	0,028	0,96
5	4	1	0,010	0,010	0,010	0,010		
6	2	145	0,006	0,039	0,145	0,060	0,080	1,35
6	3	72	0,000	0,026	0,223	0,050	0,063	1,25
6	4	2	0,000	0,075		0,075	0,106	1,41
7	2	5	0,009	0,019		0,019	0,010	0,53
7	3	15	0,001	0,016		0,020	0,018	0,91
8	2	150	0,004	0,026	0,091	0,035	0,042	1,17
8	3	34	0,000	0,008	0,065	0,016	0,019	1,20
8	4	1	0,010	0,010	0,010	0,010		

5.1.4. Potentielle Änderungsraten und kritische Differenzen

Aufgrund der hohen Varianz innerhalb der Substratgruppen sind die kritischen Differenzen für alle Elemente hoch - meist über 20 % vom Mittelwert der Vorräte, oftmals über 100 % und mehr vom Mittelwert (Tab. 32).

Tab. 32: Kritische Differenzen [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] der Änderungsraten für die Schwermetalle Blei, Kupfer, Cadmium und Zink in der Humusaufgabe nach Substrattyp und Pufferbereich.

(a): Blei

Substrat- typ	Puffer- bereich	N	Mittelwert [kg ha^{-1}]	Variations- koeffizient	Kritische Differenz	kritische Differenz / Mittelwert	kritische Rate [%]
1	2	6	3,999	1,05	5,42	1,36	136
1	3	40	2,472	1,36	1,49	0,60	60
1	4	62	3,162	1,45	1,63	0,52	52
2	2	79	10,261	1,41	4,54	0,44	44
2	3	100	3,358	1,21	1,13	0,34	34
2	4	16	4,272	0,78	2,39	0,56	56
3	2	171	9,592	1,22	2,49	0,26	26
3	3	51	5,554	1,99	4,34	0,78	78
3	4	2	6,380	1,41	38,82	6,08	608
4	1	2	7,100	0,29	8,92	1,26	126
4	2	119	24,976	2,57	16,37	0,66	66
4	3	82	6,123	1,24	2,34	0,38	38
5	1	7	8,448	0,46	4,53	0,54	54
5	2	208	11,156	0,99	2,13	0,19	19
5	3	73	6,141	1,11	2,23	0,36	36
5	4	1	1,065				
6	2	149	18,195	4,17	17,28	0,95	95
6	3	72	8,294	1,36	3,72	0,45	45
6	4	2	1,832	1,04	8,21	4,48	448
7	2	5	3,808	0,77	4,28	1,12	112
7	3	15	4,653	2,38	8,29	1,78	178
8	2	150	12,271	0,98	2,73	0,22	22
8	3	34	4,841	1,19	2,79	0,58	58
8	4	1	0,550				

(b): Kupfer

Substrat- typ	Puffer- bereich	N	Mittelwert [kg ha ⁻¹]	Variations- koeffizient	Kritische Differenz	kritische Differenz / Mittelwert	kritische Rate [%]
1	2	6	0,504	0,76	0,50	0,98	98
1	3	40	0,438	1,26	0,25	0,56	56
1	4	61	0,771	2,10	0,58	0,75	75
2	2	79	1,376	1,17	0,51	0,37	37
2	3	100	0,691	1,22	0,24	0,34	34
2	4	16	1,060	0,68	0,52	0,49	49
3	2	171	1,671	1,56	0,56	0,33	33
3	3	52	1,135	2,03	0,90	0,79	79
3	4	2	1,210	1,41	7,36	6,08	608
4	1	2	0,758	0,27	0,89	1,18	118
4	2	119	2,367	1,37	0,83	0,35	35
4	3	82	1,022	1,19	0,38	0,37	37
5	1	7	1,320	0,53	0,81	0,61	61
5	2	208	1,489	0,98	0,28	0,19	19
5	3	73	1,066	1,07	0,37	0,35	35
5	4	1	0,412				
6	2	149	2,134	1,58	0,77	0,36	36
6	3	72	1,819	1,55	0,93	0,51	51
6	4	2	7,725	1,39	46,04	5,96	596
7	2	5	1,074	0,74	1,17	1,09	109
7	3	15	0,691	1,23	0,64	0,92	92
8	2	150	1,756	0,88	0,35	0,20	20
8	3	34	0,714	1,05	0,36	0,51	51
8	4	1	0,170				

(c) Zink

Substrat- typ	Puffer- bereich	N	Mittelwert [kg ha ⁻¹]	Variations- koeffizient	Kritische Differenz	kritische Differenz / Mittelwert	kritische Rate [%]
1	2	6	2,569	0,84	2,76	1,08	108
1	3	40	2,721	1,01	1,22	0,45	45
1	4	62	4,265	1,30	1,98	0,46	46
2	2	78	5,112	0,78	1,26	0,25	25
2	3	100	3,262	0,78	0,71	0,22	22
3	4	2	14,559	1,37	85,56	5,88	588
3	2	171	7,044	2,94	4,40	0,62	62
3	3	52	3,900	1,47	2,24	0,57	57
4	1	2	4,715	0,52	10,65	2,26	226
6	4	2	11,642	1,33	66,76	5,73	573
5	1	7	5,424	0,34	2,17	0,40	40
4	3	82	4,202	0,90	1,17	0,28	28
2	4	16	7,073	0,67	3,42	0,48	48
6	3	72	7,708	1,46	3,71	0,48	48
5	3	73	4,519	0,97	1,43	0,32	32
5	4	1	3,091				
4	2	119	8,031	1,22	2,50	0,31	31
6	2	149	7,367	1,29	2,17	0,29	29
8	2	150	5,866	0,59	0,79	0,13	13
7	2	5	3,567	0,61	3,18	0,89	89
7	3	15	3,216	0,97	2,34	0,73	73
5	2	208	5,713	0,93	1,03	0,18	18
8	3	34	3,931	0,94	1,78	0,45	45
8	4	1	1,120				

d) Cadmium

Substrat- typ	Puffer- bereich	N	Mittelwert [kg ha ⁻¹]	Variations- koeffizient	Kritische Differenz	kritische Differenz / Mittelwert	kritische Rate [%]
1	2	6	0,016	0,64	0,01	0,82	82
1	3	40	0,023	1,25	0,01	0,56	56
1	4	62	0,040	1,52	0,02	0,54	54
3	4	2	0,057	1,31	0,32	5,66	566
2	3	98	0,021	1,09	0,01	0,31	31
4	1	2	0,049	0,22	0,05	0,96	96
3	2	168	0,051	2,58	0,03	0,55	55
3	3	52	0,039	3,22	0,05	1,25	125
6	4	2	0,075	1,41	0,46	6,08	608
5	1	7	0,045	0,33	0,02	0,38	38
2	4	16	0,050	0,87	0,03	0,63	63
4	3	82	0,027	0,87	0,01	0,27	27
2	2	78	0,041	1,22	0,02	0,38	38
4	2	119	0,072	2,35	0,04	0,60	60
5	3	73	0,029	0,96	0,01	0,31	31
5	4	1	0,010				
6	2	145	0,060	1,35	0,02	0,31	31
6	3	72	0,050	1,25	0,02	0,41	41
8	2	150	0,035	1,17	0,01	0,27	27
7	2	5	0,019	0,53	0,01	0,77	77
7	3	15	0,020	0,91	0,01	0,68	68
5	2	208	0,043	1,07	0,01	0,21	21
8	3	34	0,016	1,20	0,01	0,58	58
8	4	1	0,010				

Aufgrund der starken anthropogenen Überprägung der Schwermetallgehalte in den Böden Deutschlands (Wolff und Riek, 2005) ist die Deposition die wichtigste Eingangsgröße zur Abschätzung von Änderungsraten. Bergkvist et al. (1989) geben einen Überblick über den Schwermetallhaushalt in Waldökosystemen der gemäßigten Breiten. Eine Auswahl der dabei erhobenen Werte für die Gesamtdeposition (einschließlich trockener Deposition) der einzelnen Elemente ist in

Tabelle 33 zusammengestellt. Aus der Tabelle ist ersichtlich, dass zum Zeitpunkt der Erhebung - d.h. in den 70er und 80er Jahren des vorigen Jahrhunderts - insbesondere an Belastungsstandorten sehr hohe Elementeinträge möglich waren und die Spannweite der Einträge sehr groß war (z.B. Pb min. 27, max. 730 g ha⁻¹ a⁻¹ oder Cd min. 0,88 und max. 15,9 g ha⁻¹ a⁻¹).

Tab. 33: Gesamtdosition mit trockener Deposition an verschiedene deutschen Waldstandorten [g ha⁻¹ a⁻¹], nach Bergkvist et al. (1989)

Standort	Cu	Zn	Pb	Cd
Göttingen	104	470	229	3,8
Solling	236	1377	285	15,9
Lüneburger Heide	113	-	143	11,2
Solling	8,8	-	48	0,88
Harste	5,5	-	27	0,58
Spanbeck	6,9	-	27	0,66
Teutoburger Wald	520	440	215	3,6
Göttinger Stadtwald	26	240	118	1,9
Ober rheinebene	16	143	86	2,1
Goslar	80	-	365-730	7,3

Die europaweiten Anstrengungen bei der Reduktion von Schadstoffemissionen haben in den letzten zehn Jahren zu einem starken Rückgang vor allem der Blei- und in geringerem Ausmaß der Cadmium-Emissionen durch die Einführung von bleifreien Kraftstoffen und industriellen Filteranlagen geführt. Auch die Emissionen der anderen Schwermetalle wurden durch die Einführung umweltfreundlicherer Technologien und den Umbruch der Industrien in den Ländern des ehemaligen Ostblocks gesenkt (Dutchak und Ilyin 2005, Hettelingh und Sliggers, 2006). Die modellierten Depositionsraten von Blei und Cadmium nach Dutchak und Ilyin (2005, Tab. 34) zeigen, wie sich dieser Rückgang der Emissionen in den Depositionen im Wald widerspiegelt. Aufgrund der hohen Aufnahmekapazität der Böden für Schwermetalle gehen de Vries et al. (2002) anhand der Daten aus dem ICM-Monitoring jedoch davon aus, dass der Rückgang der Emissionen noch keine messbaren Auswirkungen auf die Schwermetallgehalte im Boden hat.

Tab. 34: Spannweiten der modellierten Depositionsraten für Nadelwälder in Deutschland nach Dutchak und Ilyin (2005).

Referenzjahr	Indikator [$\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]			
	Blei		Cadmium	
	Min	Max	Min	Max
1990	30	> 100	0,3	>1,5
2000	5	100	0,1	>1,5
Mehrjahresdurchschnitt	17,5	100	0,2	1,5

Hinsichtlich der Richtung möglicher Änderungen lassen sich folgende Unterscheidungen treffen:

Blei und Kupfer sind im Boden relativ immobil und tendieren dazu, sich im Ökosystem anzureichern. An der großen Mehrzahl der bei Bergkvist et al (1989) dargestellten Standorte werden über 90 % des eingetragenen Bleis im Boden gespeichert. Ebenfalls für Blei geben Navratil et al. (2003) für ein Einzugsgebiet in Tschechien aus Messungen in einem Fließgewässer einen Austrag von maximal $0,66 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an, während die Einträge im Allgemeinen um ein bis zwei Zehnerpotenzen darüber lagen. Bei Zink und Cadmium hingegen kann Auswaschung eine größere Rolle spielen. Schulte und Blum (1997, zit. nach Baumgärtner und Wolff 2000) stellen deshalb in einer Literaturstudie fest, dass die versauerungssensitiven Elemente Zink und Cadmium an den meisten Standorten eine negative Ökosystembilanz aufweisen, während Blei und Kupfer sich in Waldökosystemen v.a. in der Humusaufgabe anreichern. Zu einem ähnlichen Ergebnis kommen Bergkvist et al. (1989) in einer Literaturstudie über Wälder in gemäßigten Zonen: an den meisten der vorgestellten Standorte weisen die (sauren) Böden ein negatives Saldo bei Zink und Cadmium auf (bei Cadmium maximal $-12,5 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei einem Standort im Solling (pH 3,9 – 4,3), bei Zink maximal $-1124 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ am gleichen Standort).

Untersuchungen von Ukonmaanaho et al. (2001) in Finnland und Aastrup et al. (1995) in Schweden zeigen, dass sich auch in Einzugsgebieten mit einer Hintergrundbelastung von Schwermetallen ähnliche Muster für die Elemente Pb und Cu einerseits und Cd und Zn andererseits zeigen lassen. So haben Aastrup et al. (1995) einen Abbau der Zn-Vorräte in drei von sieben schwedischen ICM-Monitoring Flächen festgestellt, während Ukonmaanaho et al. (2001) Cd-Auswaschung an drei von drei untersuchten Flächen feststellten.

In einer der seltenen Untersuchungen von Elementbudgets einzelner Plots (im Gegensatz zu Einzugsgebietsstudien) haben Ukonmaanaho et al. (2001) untersucht, welcher Anteil der Schwermetalleinträge in der Humusauflage gebunden wird. Dies ist für die Detektion von Veränderungen im Rahmen der BZE II entscheidend, da bei der BZE I nur Vorräte in der organischen Auflage untersucht wurden. Sie kamen dabei zu dem Ergebnis, dass auf den untersuchten Flächen 65 bis 81 % der Cu-Einträge in der Humusauflage gebunden wurden, wo sie vermutlich stabile metallorganische Komplexe bilden. Blei wurde dagegen stärker im Mineralboden gebunden. Nur 30 und 50 % der Einträge verblieben in der Humusauflage und im oberstem Mineralboden. Die gleichen Autoren fanden bei Zink sowohl Speicherung von bis zu 40 % der Einträge als auch Auswaschung aus der Humusauflage. Bergkvist et al. (1989) berichten aus Südschweden, dass über 70 % der Zink-Einträge aus Deposition und Streufall in Humusauflage und oberstem Mineralboden gebunden wurden.

Auf den von Ukonmaanaho et al. (2001) untersuchten Flächen verblieben zwischen 50 % und 78 % der Cadmium-Einträge in der Humusauflage. Ein Großteil davon nahm in austauschbarer, pflanzenverfügbarer Form am Stoffkreislauf der Plots teil. Im Gegensatz dazu wurde Cadmium aus dem oberen Mineralboden (0-20 cm) ausgewaschen. Eine Auswaschung aus dem obersten Mineralboden könnte auch die wesentlich geringere Netto-Retention von 16 % in Humusauflage und oberstem Mineralboden erklären, die et al. (1989) in Südschweden fanden – hier wurden bei der Erstellung der Elementbudgets Auflage und oberster Mineralboden zusammen erfasst.

Zur Abschätzung der potentiellen Änderungsraten und ihrer Detektierbarkeit in zwanzig Jahren kann man daher modellhaft von einer Speicherung von 50 % der Blei-Einträge und 80 % der Kupfer-Einträge in der Humusauflage ausgehen. Unter der Annahme eines maximalen Blei-Eintrages von $100 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (nach Modellrechnungen von Dutchak und Ilyin, 2005) könnten somit ca. $1000 \text{ g ha}^{-1} \text{ Pb}$ in zwanzig Jahren in der Humusauflage gebunden werden. Dieser (hohe) Wert liegt in allen Straten unterhalb der kritischen Differenz für die Detektion von Veränderungen. Nimmt man die wesentlich höheren gemessenen Werte aus den siebziger und achtziger Jahren bei Bergkvist et al. (1989, siehe Tab. 33) als Grundlage der Schätzung, könnte die Änderung um das zweifache über der kritischen Differenz liegen. Damit wäre die potentielle Änderung zumindest in einigen Straten

detektierbar. Allerdings ist eine solche Annahme vor dem Hintergrund der starken Reduktion der Bleiemissionen wenig realistisch.

Für Kupfer gibt es bisher keine Depositionsmodelle aus dem ICM-Prozess. An den von Bergkvist et al. (1989, siehe Tab. 33) vorgestellten Daten fällt die sehr große Spannweite auf. Demnach tritt als Maximalwert eine Cu-Deposition von bis zu $590 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf. Auch die Spannweiten innerhalb gleicher oder benachbarter Standorte wie z.B. dem Solling sind sehr hoch (Tab. 32). Bei der Annahme einer hohen Deposition von $100 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und einer hohen Retention in der Humusauflage von 80 % liegt die Veränderungsrate von $800 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in zwanzig Jahren im Bereich der kritischen Differenz der meisten Straten. Bei (wahrscheinlicheren) niedrigeren Depositionen von $10 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ wäre die Änderungsrate von 80 g ha^{-1} in zwanzig Jahren zu niedrig für einen Nachweis.

Bei der Annahme einer maximalen Deposition von Cadmium (nach Modellrechnungen von Dutchak und Ilyin, 2005) von $1,5 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und einer Aufnahme von 50 % in der Humusauflage könnte der maximale Vorratzzuwachs in der organischen Auflage $0,0154 \text{ g ha}^{-1}$ betragen und läge damit unterhalb der kritischen Differenz für alle Straten.

Aastrup et al (1995) gehen davon aus, dass eine Absenkung der Deposition aufgrund der hohen Mobilität von Cadmium unter sauren Bedingungen spürbare Veränderungen im Cadmiumhaushalt von Böden und Ökosystemen brächte. Tyler (1978) untersuchte in Laborversuchen an Humusproben von belasteten und gering belasteten schwedischen Waldböden die Auswaschung von Schwermetallen aus der Auflage. Zink und Cadmium können demnach bei ausgesetzter Deposition unter sauren Bedingungen relativ rasch aus der Humusauflage ausgewaschen werden. Bei einem Niederschlags-pH von 4,2 sind demnach bereits nach sechs Jahren 10 % des Cadmiums aus der Auflage gering belasteter Böden ausgewaschen. Dieses Szenario ist jedoch nicht realistisch, da einerseits die Deposition in Deutschland nach Dutchak und Ilyin (2005) weiterhin mindestens $0,1 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ beträgt und andererseits Cadmium durch die Teilnahme an biologischen Prozessen u. a. über den Streufall dem Boden wieder zugeführt und dadurch eine eventuelle Auswaschung verzögert wird (Bergkvist et al 1989, Ukonmaanaho et al., 2001). Ein weiteres Problem stellt die starke Abhängigkeit der Mobilität von Cadmium von der Bodenreaktion dar (Tyler 1978). Mittel- und längerfristige Veränderungen des pH-Werts im Boden können so einen entscheidenden Einfluss auf die Mobilisierung von Cadmium haben.

Nach Tyler (1978) ist die Auswaschung von Zink aus sauren Waldböden noch schneller. Demnach verlören gering belastete Waldboden-Humusaufgaben bei einem Niederschlags-pH von 4,2 bereits nach fünf Jahren 10 % der Zink-Vorräte. Auch hier ist jedoch zu beachten, dass durch Pflanzenaufnahme und Streufall eine eventuelle Auswaschung stark verzögert würde.

Für beide Elemente lässt sich feststellen, dass die Richtung möglicher Vorratsänderungen sich nicht klar feststellen lässt, da die Auswaschung von Cd und Zn aus den Böden bei niedrigen pH-Werten einer Tendenz zur Retention im Auflagehumus entgegensteht. Die hohen kritischen Differenzen bei den meisten BZE-Straten lassen jedoch erwarten, dass die Wahrscheinlichkeit des signifikanten Nachweises eines Abbaus von Cd und Zn in der Humusaufgabe in Folge der niedrigeren Deposition seit den 90er-Jahren eher gering ist.

5.1.5. Folgerungen

- In der BZE I wurde bundesweit nur die Humusaufgabe untersucht; Änderungen können daher für die Gesamtfläche Deutschlands nur für die Humusaufgabe detektiert werden.
- Für Blei und Kupfer ist trotz geringerer Deposition von einer weiteren Akkumulation in der Humusaufgabe in allen Straten auszugehen, ein Nachweis ist in beiden Fällen jedoch unwahrscheinlich.
- Cadmium und Zink hingegen werden in Böden mit niedrigen pH Werten ($\text{pH} < 4,2$) stärker aus dem Boden ausgewaschen. Insgesamt ist daher ein Rückgang der Cd und Zn Vorräte in sauren Böden zu erwarten. Auswaschung tritt jedoch in erster Linie aus dem Mineralboden auf, während in der Humusaufgabe weiterhin Retention stattfinden kann. Die Effekte verringerter Depositionsraten könnten dadurch überdeckt werden.
- Bei einer Stratifizierung der BZE-Daten nach dateninherenten Kriterien dürfte der Nachweis von Veränderungen aufgrund der hohen kritischen Differenzen schwierig sein. Alternativ hierzu ist eine zusätzliche Stratifizierung nach Belastungssituation möglich. Gegebenenfalls müssten hierzu neue, aggregierte Straten gebildet werden um eine zu starke Zersplitterung des Datenkollektivs zu vermeiden.

6. Themenübergreifende Diskussion und Schlussfolgerungen

6.1. BZE I und II - gepaarte oder unabhängige Stichproben?

Die Wiederholungsbeprobung von Standorten im Rahmen der BZE ist dem Wesen nach eine verbundene Stichprobe. Allerdings setzt dies voraus, dass die BZE-Flächen exakt wiederbeprobte werden und dass zwischen den entnommenen Bodenproben eine räumliche Autokorrelation besteht. Nur wenn tatsächlich eine Abhängigkeit zwischen den Werten der Erst- und Zweitbeprobung vorhanden ist, kommt die höhere Trennschärfe des verbundenen t-Tests zum Tragen. Dieser Sachverhalt wird am folgenden Beispiel verdeutlicht. Grundlage der Modellrechnung ist ein Stichprobe von $N=50$ und eine Zunahme der Werte $\leq 10\%$ (Abb. 16 a). Der Variationskoeffizient (cv) beträgt zum Zeitpunkt t_1 20%. Wenn keine Korrelation der Proben besteht (Abb. 16 c; unabhängiger Fall) erzielt sowohl der unabhängige, als auch der gepaarte Test kein signifikantes Ergebnis, die Irrtumswahrscheinlichkeit ist ähnlich hoch. Bei sonst gleichen Daten kann ein hochsignifikanter Unterschied nachgewiesen werden, wenn zwischen den Werten der 1. und 2. Probenahme eine Korrelation besteht (z.B. $R^2 = 0,72$; Abb. 16 d). Die Korrelation der Daten kommt in der vergleichsweise geringen Streuung der Paardifferenzen zum Ausdruck (Abb. 16 b). Wie sich zeigt, ist die Streuung der Paardifferenzen für die Höhe der kritischen Differenz gepaarter Stichproben die entscheidende Größe. Die Verwendung von gepaarten Verfahren zur Ermittlung der kritischen Differenz von BZE-Straten ist aber u.a. deshalb nicht möglich, weil als Basis hierfür ein Schätzwert für die Streuung von Paar-Differenzen (PD) fehlt.

Für den pH werden die Daten von Göttlein (2006 pers. Mittl.) im Spessart exemplarisch zur Schätzung möglicher Paardifferenzen und der damit verbundenen Nachweismöglichkeiten herangezogen. Die Werte am Beginn (1986) und am Ende der Messperiode (2003) decken die Periode zwischen Erst- und Zweitbeprobung der BZE nahezu ab. Aus Gründen der Vergleichbarkeit mit der Stratenbesetzung der BZE wurden nur die gut besetzten Gruppen ($N > 50$) untersucht. Die Differenzen der pH-Werte (bzw. Protonenkonzentrationen) streuen in einem weiten Bereich (Tab. 35). Zwei der vier untersuchten Straten weisen Variationskoeffizienten (cv) von ca. 50 % auf, ein weiteres Stratum von ca. 70 %.

Tab. 35: Variationskoeffizienten (cv) der Paardifferenzen (PD) von Protonenkonzentrationen und pH-Werten 1986 und 2003 im Spessart (Göttlein pers. Mittl.). Relative kritische Differenz bezogen auf den pH-Wert 1986.

	Pufferbereich	N	cv [H ⁺]	cv pH	Kritische Differenz % pH-Werte	
			PD	PD	gepaart	unabhängig
pH KCl 0-2 cm	3	60	0.73	0.69	1,7	2,5
pH KCl 15-17 cm	4	69	2.9	1.57	1,2	1,7
pH H ₂ O 0-2 cm	3	60	0.46	0.49	1,7	1,3
pH H ₂ O 15-17 cm	4	69	0.48	0.45	1,1	1,0

Am stärksten streuen die Differenzen beim pH im KCl-Extract (15-17 cm Tiefe) mit einem Variationskoeffizienten von ca. 160 % (Protonenkonzentrationen 290 %). Trotz hoher Streuung der Paardifferenzen korrelieren die pH-Werte von 1986 und 2003 signifikant miteinander. Dies ist der Beleg dafür, dass die Stichproben tatsächlich verbunden sind. Nach dem t-Test für verbundene Stichproben sind die pH-Werte in den betrachteten Straten signifikant angestiegen. Auch im Fall des pH (KCl) in 15-17 cm Tiefe konnte die Bodenveränderung mit dem verbundenen t-Test statistisch belegt werden ($p < 0,001$).

Im Vergleich zum unabhängigen t-Test ergeben sich allerdings kaum Vorteile, da die Streuung der pH-Werte innerhalb der untersuchten Straten sehr klein ist. Die kritischen Differenzen beider Verfahren liegen daher nahe beieinander. Die Mittelwertdifferenzen fallen auch für den unabhängigen t-Test hoch genug aus und sind in allen Fällen statistisch hochsignifikant ($p < 0,001$).

Vorteile gegenüber dem unabhängigen Test würden sich v.a. dann ergeben, wenn die Streuung der Paardifferenzen deutlich kleiner ist als die Streuung der Einzelwerte. Genau das Gegenteil ist jedoch der Fall. Während die Einzelwerte in den Straten einen Variationskoeffizienten zwischen 3 und 5 % aufweisen, sind die Variationskoeffizienten der Paardifferenzen ca. 10-mal höher.

Der Vergleich der beiden Stichprobentests illustriert, dass die Anwendung des verbundenen Test nur dann Vorteile besitzt, wenn die Werte von Erstbeprobung und Zweitbeprobung sehr deutlich miteinander korrelieren. In einer Meta-Analyse der räumlichen Beziehung von BZE-Parametern (C-, N-Gehalte und -Vorräte, C/N-Verhältnis, Ake und BS) von 33 bayerischen Bodendauerbeobachtungsflächen erwies sich der pH als räumlich besonders stark korreliert. Die pH-Werte der

Bodenproben im Spessart sind zwar stark genug miteinander verbunden, um die Anwendung eines gepaarten Tests zu rechtfertigen - die Korrelation ist aber nicht stark genug, um die höhere Trennschärfe des verbundenen Tests zur Geltung kommen zu lassen.

Wie bereits erwähnt, verbietet sich der Ansatz verbundener Stichproben aus mehreren bereits genannten Gründen (Kapitel 1.2.2). Die exemplarische Auswertung der Spessart-Daten zeigt nun, dass die Nachweis-Chance durch den verbundenen t-Test wohl nur in Ausnahmefällen gesteigert werden kann. Da es sich beim pH-Wert um den am besten räumlich korrelierten Parameter handelt, sind auch bei den übrigen BZE-Parametern kaum Vorteile durch Anwendung des verbundenen t-Tests zu erwarten.

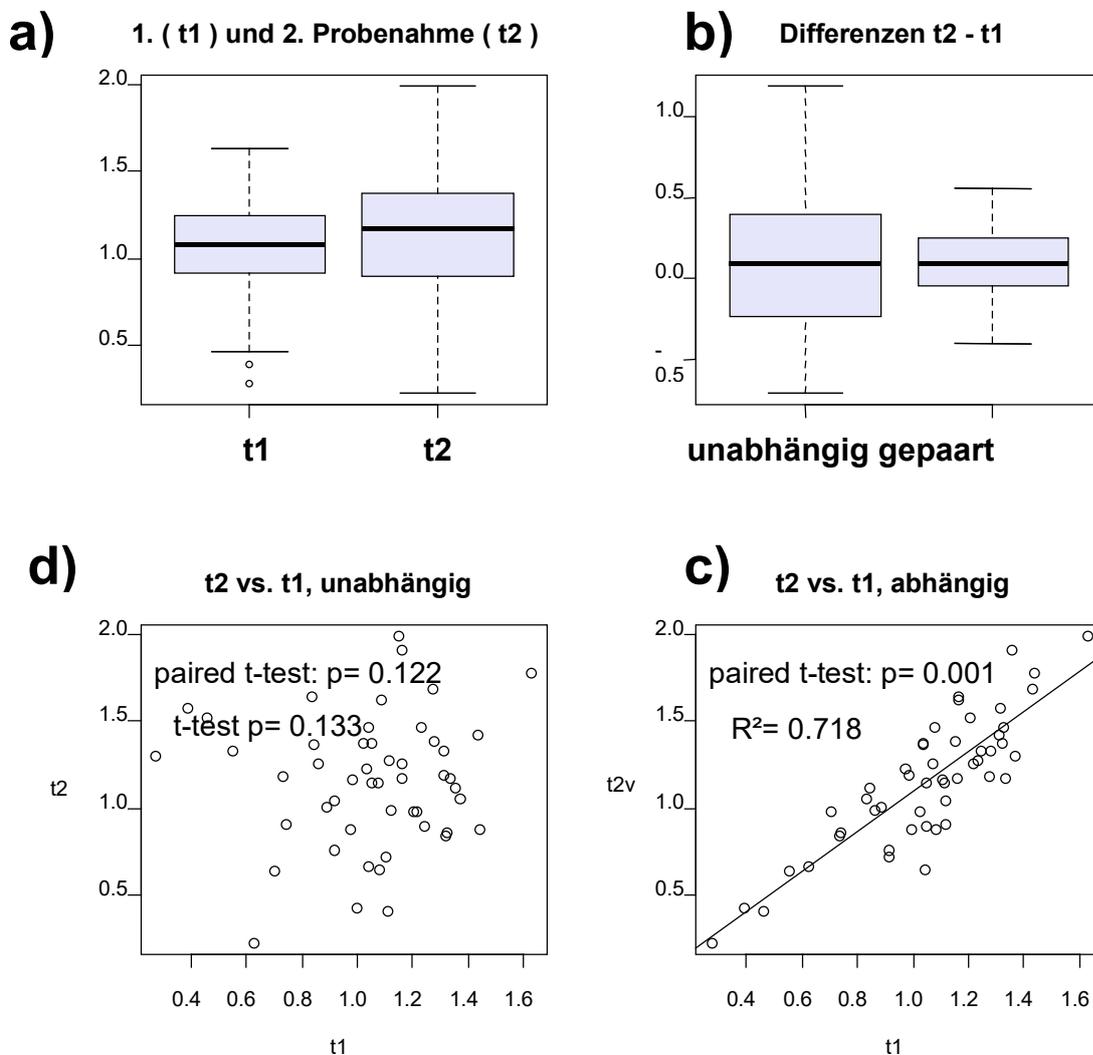


Abb. 16: Modellrechnung mit Stichprobe von N=50, einer Zunahme der Werte $\leq 10\%$ und einem Variationskoeffizient von 20% (a). Paardifferenzen beider Varianten (b), Variante mit Korrelation der Proben von t2 und t1 (c) und Variante ohne Korrelation (d).

6.2. Bietet eine Datentransformation Vorteile bei einer Abweichung von der Normalverteilung?

Neben dem t-Test stehen eine Reihe weiterer Tests zur Prüfung auf Mittelwertsgleichheit zur Verfügung, die bei Abweichungen des Datenkollektivs von der Normalverteilung häufig besser geeignet sind. Bodendaten werden häufig mit dem U-Test (unabhängige Stichproben) oder dem Wilcoxon-Test (gepaarte Stichproben) untersucht. Beide Tests haben den Vorteil, dass sie auch auf nicht normalverteilte Wertepopulationen angewendet werden können. Der Nachteil der nichtparametrischen Tests besteht u.a. darin, dass sich aus Ihnen keine geeigneten kritische Differenzen ableiten lassen. Der t-Test lässt sich aus folgenden Gründen für unsere Zwecke einsetzen: In der Praxis erweist sich der t-Test meist als robust gegenüber einer Abweichung der Werteverteilung von der Normalverteilung. Dies gilt insbesondere, wenn große Stichproben ($N > 30$) aus hinsichtlich Streuung und Histogramm ähnlichen Grundgesamtheiten verglichen werden (Bortz 1989). Bei starker Abweichung von der Normalverteilung sind die o.g. nicht parametrischen Tests vorzuziehen oder die Daten durch Transformationen an die Normalverteilung anzupassen.

Welche Konsequenzen ergeben sich für eine Berechnung der kritischen Differenz, wenn die Daten nicht normalverteilt sind? Bei starker Abweichung von der Normalverteilung (meist durch stark rechtsschiefe Wertepopulationen) ergeben sich hohe Standardabweichungen und damit hohe kritische Differenzen. Eine Normalisierung der Daten hilft hier jedoch kaum weiter. Die rücktransformierten kritischen Differenzen unterschieden sich kaum von jenen, die ohne Transformation berechnet werden. Ein Datentransformation bleibt für die vorliegende Fragestellung daher ohne Belang. Dies sollen die folgenden Modellrechnungen illustrieren.

Simuliert wurden log-normal-verteilte Wertepopulation mit hohen Streuungen (Variationskoeffizient 76 %) und einer mittleren bis geringen Stratengröße von $N=50$. Die Modelle repräsentieren also eine gemessen an den Möglichkeiten der BZE eher ungünstige Datenlage.

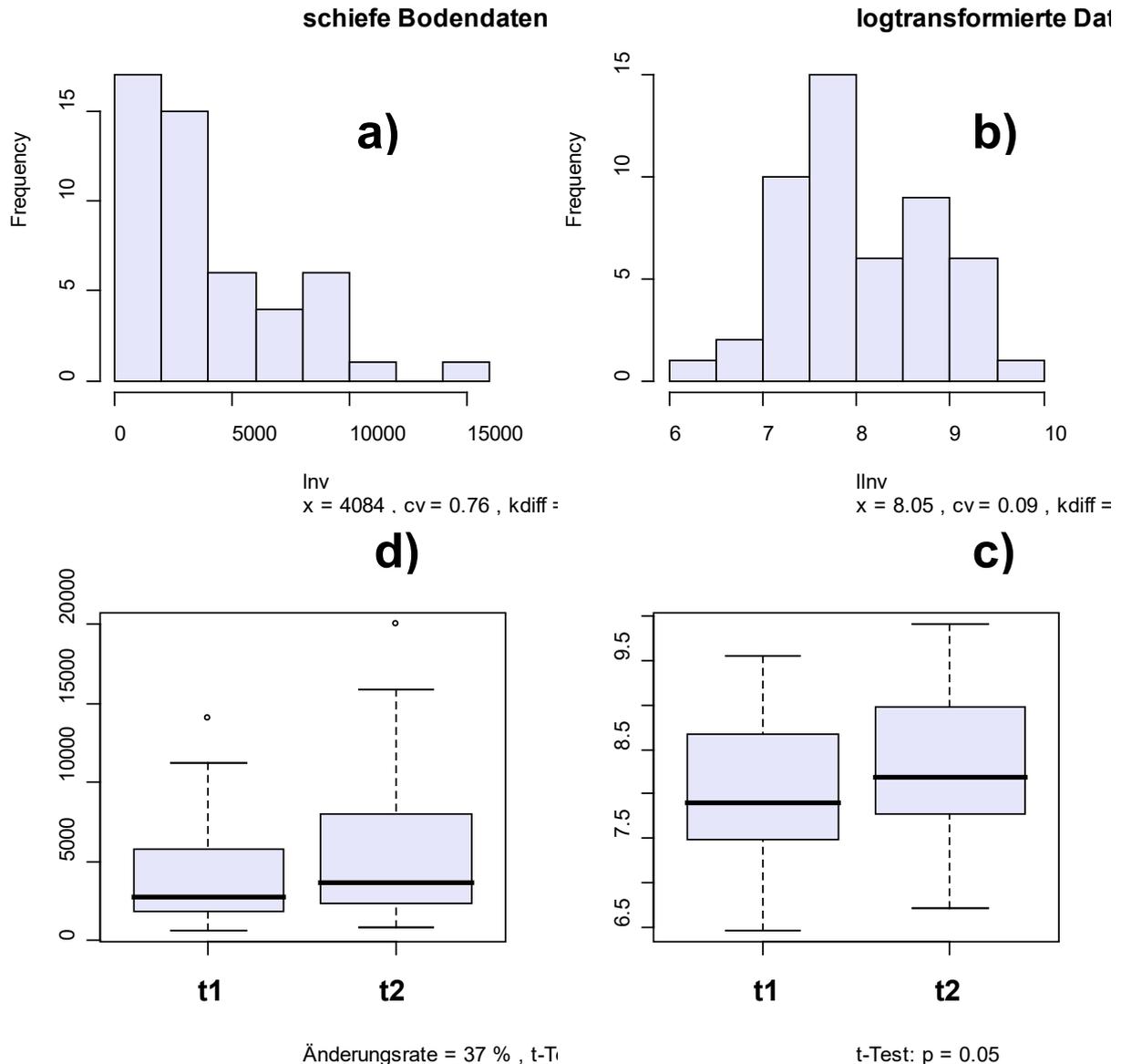


Abb. 17: Konsequenzen der Transformation rechtschiefer Bodendaten für die Herleitung der kritischen Differenz, **Fall A**: Bodenkennwert mit steigender Tendenz:

- a) Simulation von log-normal-verteilter Wertepopulation mit hohen Streuungen (Variationskoeffizient 76 %, Stichprobenumfang $N=50$).
- b) log Transformation.
- c) Gegenüberstellung der transformierten Wertepopulationen zum Zeitpunkt t1 und t2.
- d) Gegenüberstellung der rück-transformierten Wertepopulationen zum Zeitpunkt t1 und t2

Zur Veranschaulichung wurden die Ergebnisse grafisch dargestellt (Abb. 17). Die Grafik ist spaltenweise zu lesen. Links sind Bodendaten in ihrer ursprünglichen nicht-transformierten Form dargestellt, rechts die transformierten Daten. Die Grafiken werden im Uhrzeigersinn besprochen. Die ursprüngliche Daten sind nicht

normalverteilt und streuen mit einem Variationskoeffizienten von 76 % (Abb. 17 c). Die hieraus errechnete kritische Differenz liegt bei 30 %. Die logtransformierten Daten sind dagegen annähernd normalverteilt (Abb. 17 b), der Variationskoeffizient liegt nur noch bei 9 %. Erzeugt man eine zweite Verteilung, welche im Mittel um die kritische Differenz der logtransformierten Daten (4 %) höher liegt, erhält man erwartungsgemäß ein knapp signifikantes Ergebnis ($p = 0,05$) zwischen beiden Verteilungen (Abb. 17 c). Bei der Rücktransformation auf das ursprünglich Skalenniveau wird deutlich, dass die aus den Urdaten errechnete kritische Differenz (30%) gegenüber der kritische Differenz auf Basis der transformierten Werte (37%) unterschätzt wurde (Abb. 17 d).

Bei Parametern, die eine rückläufige Entwicklung erwarten lassen, tritt genau der gegenteilige Fall ein. Die aus den Urdaten errechnete kritische Differenz (Abnahmerate = 30 %) liegt über der kritischen Differenz auf Basis der transformierten Werte (Abnahmerate = 27 %) (Abb. 18).

Die Nachweischance ist also für Bodenparameter mit abnehmender Tendenz auf der transformierten Werteskala etwas größer. Bei Bodenparametern mit steigender Tendenz ist sie auf der transformierten Werteskala aber kleiner. Die Ergebnisse aus dem transformiertem und nicht transformiertem Fall weichen aber - selbst bei den zugrunde liegenden ungünstigen Voraussetzungen (hoher Variationskoeffizient von 76 % und relativ kleines Stratum; $N=50$) – nur geringfügig voneinander ab. Dies zeigt, dass die kritische Differenz für den t-Test als Orientierungswert für die Nachweischance gut geeignet ist. Dies gilt auch dann, wenn relativ starke Abweichung von der Normalverteilung vorliegen.

Allerdings müssen die Daten gewisse Mindestanforderungen erfüllen. Die Varianzen sollten innerhalb der untersuchten Gruppen durch eine geeignete Stratifizierung optimiert werden (Variationskoeffizienten < 100 %, besser < 75 %) und die Wertepopulation sollte mindestens eine log-Normalverteilung folgen. Zudem sollten die Straten gut besetzt sein ($N > 30$, besser $N > 50$). Diese Bedingungen wurden durch die vorgenommenen Stratifizierungen in den allermeisten Fällen erreicht. Das von uns angewendete Verfahren ist unserer Einschätzung nach daher für die Abschätzung der Nachweischancen ein guter Ansatz.

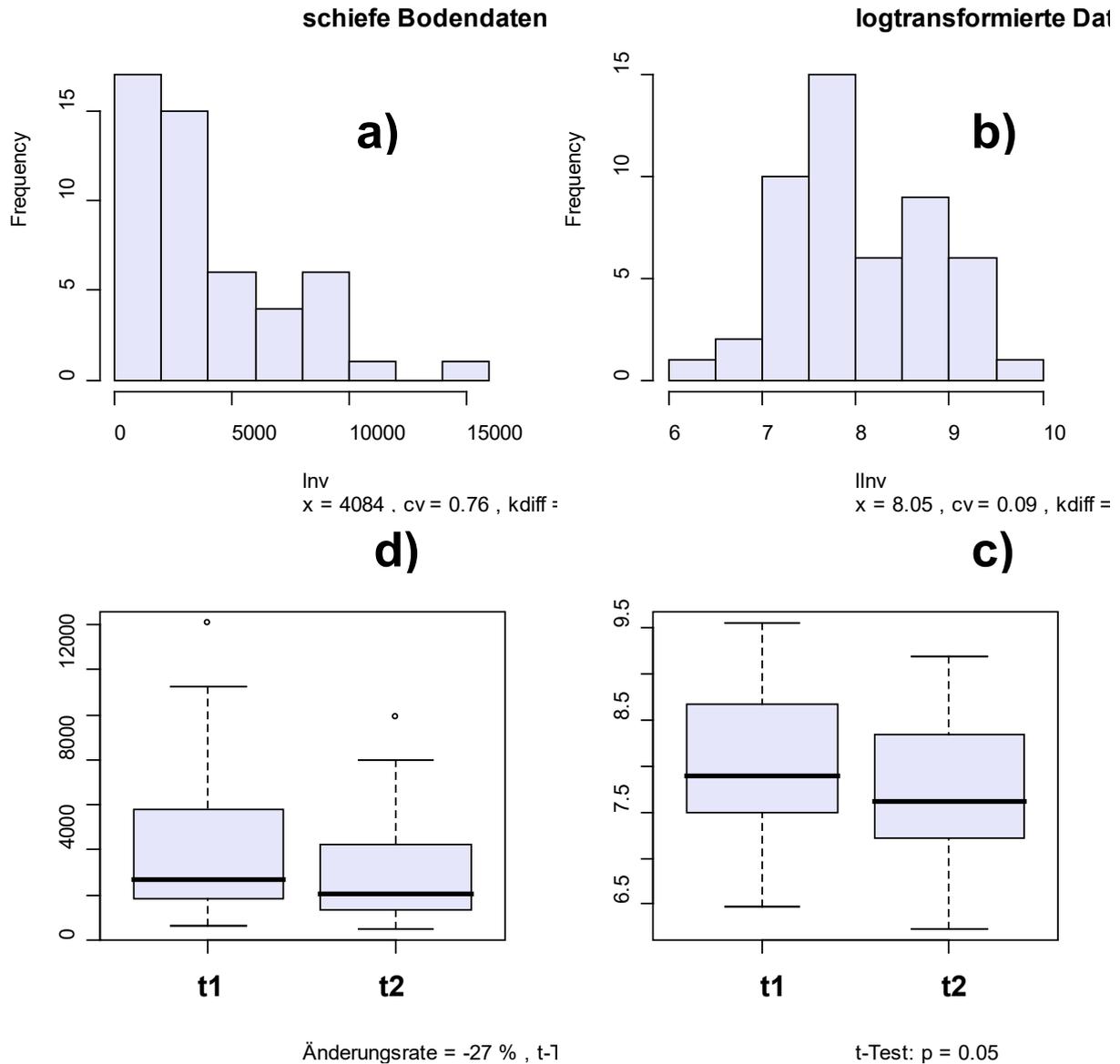


Abb. 18: Konsequenzen der Transformation rechtschiefer Bodendaten für die Herleitung der kritischen Differenz, **Fall B**: Bodenkennwert mit fallender Tendenz:

- e) Simulation von log-normal-verteilter Wertepopulation mit hohen Streuungen (Variationskoeffizient 76 %, Stichprobenumfang N=50).
- f) log Transformation.
- g) Gegenüberstellung der transformierten Wertepopulationen zum Zeitpunkt t1 und t2.
- h) Gegenüberstellung der rück-transformierten Wertepopulationen zum Zeitpunkt t1 und t2

7. Schlussfolgerungen

7.1. Bodenversauerung

Die Prognose der durch die Wiederholung der Bodenzustandserhebung zu erwartenden Änderungen der Bodenversauerung in deutschen Wäldern stützt sich auf mehrere Indikatoren. Die ermittelten Trends zum **pH** beziehen sich auf Ergebnisse der Literaturrecherche und Daten von Göttlein (2006 pers. Mittl.). Die Wiederholungsaufnahmen des Boden-pHs im Spessart (NW-Bayern) ergeben für den für die BZE relevanten Zeitraum deutliche Zunahmen des pH-Wertes von 0,3 bis 0,5 pH-Wert Einheiten und weisen damit auf einen möglichen Trend in sauren Waldböden hin, die vormals stark mit sauren Schwefel-Depositionen belastet waren. Ältere Wiederholungsaufnahmen zum Boden-pH ergeben Abnahmeraten von ca. 0,2 pH Einheiten in 20 Jahren. Am unteren Ende der Versauerungsfront ist dagegen eine weitere Abnahme des pH-Werts plausibel. Bei den **Basenvorräten** ist mit wenigen Ausnahmen mit einer generellen Abnahme der austauschbaren Basenvorräte in denjenigen Horizonten der BZE-Punkte zu rechnen, welche sich im Austauscherpufferbereich befinden. Dort lässt sich eine signifikante Abnahme der austauschbaren Basenvorräte im Mineralboden vor allem an nährstoffarmen, tiefgründig versauerten Standorten erwarten. In den Bodenhorizonte unterhalb und oberhalb des Austauscherpufferbereichs werden dagegen nur geringe Änderungen der austauschbaren Basenvorräte erwartet, da hier Protonen nicht durch Ionenaustausch abgepuffert werden. Analog ist für die **Basensättigung** mit einer generellen Abnahme in den im Austauscherpufferbereich liegenden Horizonten der BZE-Punkte zu rechnen. Die Basensättigung erweist sich dabei als der sensitivere Indikator der Versauerung als die Basenvorräte. Eine signifikante Abnahme der austauschbaren Basenvorräte im Mineralboden der BZE-Punkte ist an hinsichtlich der Nährstoffversorgung mittleren und armen, tiefgründig versauerten Standorten zu erwarten.

7.2. Stickstoffsättigung

Für die Berechnung der potentiellen Änderungsraten auf den BZE-Flächen wurde eine nach Bolte & Wolff (2001) berechnete Stickstoff-Immobilisierungsrate verwendet. Aufgrund der hohen zu erwartenden N-Festlegung innerhalb von 20

Jahren ist mit einem statistischen Nachweis einer N-Vorratszunahme im Rahmen der BZE zu rechnen. Die Chance zum Nachweis der N-Akkumulation steigt bei höherer N-Sensitivität (weitem C/N-Verhältnissen) an.

7.3. Kohlenstoffspeicherung

Als Grundlage für die Prognose der Festlegung von Kohlenstoff auf den BZE-Flächen innerhalb der letzten 20 Jahre sollten die Modellschätzungen von de Vries et al (2003, Technical Report FIMCI) verwendet werden. Leider konnten diese Daten nicht zur Verfügung gestellt werden; die kritischen Differenzen wurden daher mit Literaturwerten verglichen. Publiziert sind hauptsächlich C-Sequestrierungsraten bezogen auf das gesamte Solum (meist bis 1 m Tiefe). Gemessen an den kritischen Differenzen für die BZE-Vorräte bis 90 cm Tiefe (10 bis 40 t ha⁻¹) dürfte der Nachweis der C-Anreicherung jedoch eher schwierig werden. Unter der Annahme, dass sich die C-Festlegung hauptsächlich im Oberboden abspielt, ist es aber wahrscheinlich, dass sich bei geeigneter Gruppierung der Standorte zumindest für einzelne Cluster signifikante Nachweise erbringen lassen.

7.4. Schwermetalle

Die Annahmen zu potentiellen Änderungen der Schwermetallvorräte stützen sich auf Literaturdaten. Für die Abschätzung kritischer Differenzen wurden die Vorräte in der Humusaufgabe aus der BZE I nach Substrattyp und Pufferbereich des Oberbodens stratifiziert. Mit dieser Stratifizierung werden die geogenen Hintergrundgehalte an Schwermetallen und die Verlagerungssensitivität der Böden berücksichtigt, nicht jedoch die oftmals entscheidende Depositionssituation. Für Blei und Kupfer ist trotz geringerer Deposition von einer weiteren Akkumulation in der Humusaufgabe auszugehen, ein Nachweis ist in beiden Fällen jedoch unwahrscheinlich.

Cadmium und Zink hingegen werden in Böden mit niedrigen pH Werten (ab ca. Pufferbereich 2) stärker aus dem Boden ausgewaschen. Auswaschung tritt jedoch häufig aus dem Mineralboden auf, während in der Humusaufgabe weiterhin Retention stattfinden und so die Effekte niedrigerer Depositionen überdecken kann. Hohe Variation innerhalb der Straten und eine schiefe Verteilung der Vorratswerte aufgrund der beschriebenen Probleme bei der Stratenbildung machen Änderungsnachweise insgesamt schwierig.

7.5. Generelle Einschränkungen und Konsequenzen

Bei den ermittelten Änderungsraten handelt es sich um potentiell erwartbare Veränderungen, also um Hypothesen auf der Basis plausibler Annahmen. Diese müssen erst durch die Messergebnisse bestätigt oder verworfen werden. Die untersuchten Prozesse wurden isoliert betrachtet, Wechselwirkungen konnten nicht berücksichtigt werden. Die Änderungen nehmen daher für große Teile oder, wie im Falle der N-Immobilisierung, für das gesamte Datenkollektiv nur eine Richtung an. Falls keine additiven Effekte vorkommen, ist das geschätzte Änderungspotential daher das maximal mögliche. Beim Vorliegen additiver Effekte liegt das Änderungspotential noch über den geschätzten Raten. Derartige Effekte sind möglich. Zum Beispiel erwarten Meiwes et al. (2002) sich positiv addierende Effekte bei der Humusakkumulation durch Säure-, Stickstoff- und Schwermetalleinträge. In der Realität werden jedoch in vielen Fällen gegenläufigen Effekte auftreten. Im Beispiel der Humusakkumulation kann das ein Vorratsabbau in Folge von Durchforstungsmaßnahmen, Holzernte und Kalamitäten (Windwurf, Insektenfraß, etc.) sein. Dies führt zur Dämpfung der erwarteten Signale. Die Ergebnisse der BZE II werden daher die potentiellen Änderungsraten in vielen Fällen nicht erreichen. Es ist im Gegenteil auch mit Fällen gegenläufiger Entwicklung zu rechnen. Die vorhergesagten Überschreitungen von kritischen Differenzen werden demnach nicht in dem Maße auftreten, wie sie hier durch die Modellrechnungen prognostiziert wurden.

Eine weitere Limitierung unserer Ergebnisse ergibt sich auch durch die Tatsache, dass die Detektierbarkeit signifikanter Änderungen stark durch die Stichprobengröße der untersuchten Teilkollektive beeinflusst wird. Durch das naturgemäße unbalancierte Design der BZE reduziert sich die Chance des Änderungsnachweises bei kleinen Straten. Im gut besetzten mittleren Standortbereich ist die Chance, signifikante Veränderungen feststellen zu können, dagegen hoch. Es könnte dadurch der (unberechtigte) Eindruck entstehen, dass sich Änderungen hauptsächlich im mittleren Standortbereich abspielen. Um bei der Auswertung der BZE-Inventuren zu vergleichbaren Ergebnissen zu kommen, sind daher stratenübergreifende Auswertungen oder eine geeignete Zusammenfassung mehrerer Straten notwendig, um die Effekte der unbalancierten Zellenbesetzung weitgehend zu unterdrücken.

8. Zitierte Literatur

- Aastrup, M, Iverfeld, A, Bringmark, L, Kvarnäs, H, Thunholm, B, Hultberg, H (1995): Monitoring of heavy metals in protected forest catchments in Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 755-760.
- Akselsson C, Berg B, Meentemeyer V, Westling O(2005): Carbon sequestration rates in organic layers of boreal and temperate forest soils — Sweden as a case study. *Global Ecol. Biogeog* 14: 77–84
- Bailey S W, Horsley S B and Long R P (2005): Thirty years of change in forest soils of the Allegheny Plateau, Pennsylvania. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69: 681-690.
- Baumgärtner, G, Wolf, B (2000): Aufbereitung der im Rahmen der Bodenzustandserhebung unter Wald (BZE) erhobenen Daten zu Schwermetallgehalten in der Humusaufgabe für bodenschutzrelevante Auswertungen unter dem Gesichtspunkt der pedoregionalen Repräsentanz von Schwermetallgehalten im Mineralboden. UBA-Forschungsvorhaben Nr. 299 71 232. Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung 2000/3: 36 S. + Anlage.
- Bergkvist, B, Folkesson, L, Berggren, D (1989): Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, and Ni in temperate forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution*, 47: 217-286
- Billett M F, Parker A, Jarvis E A, Fitzpatrick, E A and Cresser M S A (1990): Forest soil chemical changes between 1949/50 and 1987. *J. Soil Sci.* 41: 133-145.
- Bolte A, Wolff B (2001) Validierung von Critical Load-Überschreitungen mit Indikatoren des aktuellen Wirkungsgeschehens. Teil I: Waldökosysteme. Abschlussbericht zum UBA-Forschungsprojekt: FKZ 298 43 209
- Bortz, J. (1989): Statistik für Sozialwissenschaftler. Berlin: Springer
- Dämmgen U. (2005) (Hrsg.) Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkung auf Waldökosysteme, (ANSWER-Projekt). Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Sonderheft 279, 113 S.
- De Vries W, Reinds G J, van Kerkvoorde M S, Hendriks C M A, Leeters E E J M, Gross C P, Voogd J C H, Vel E M (2000) Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical Report 2000 EC-UN/ECE, Brussels, Geneva
- De Vries, W., Forsius, M., Lorenz, M., Lundin, L., Haußmann, T., Augustin, S., Ferretti, M., Klee-mola, S., Vel, E. (2002): Cause-effect Relationships of Forest Ecosystems. Joint Report by ICP Forests and ICP Integrated Monitoring. Hamburg/Helsinki: Federal Research Centre for Forestry and Forest Products (BFH) and Finnish Environmental Institute (SYKE) 46 S.

- De Vries W, Reinds G J, Posch M, Sanz M J, Krause G H M, Calatayud V, Renaud J P, Dupouey J L, Sterba H, Vel E M, Dobbertin M, Gundersen P, Voogd J C H (2003). Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical Report EC - UN/ECE 2003 Brussels Geneva: 163 pp.
- De Vries, W., Reinds, G. J., Gundersen, P., Sterba, H. (2006) The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration in European forests and forest soils. *Global Change Biology* (2006) 12: 1151–1173
- Dutchak, S, Ilyin, I (2005): Deposition modelling for heavy metals, In: Slootweg, J, Hettelingh, J-P, Posch, M (eds.): *Critical Loads of Cadmium, Lead and Mercury in Europe*, ICP M&M Coordinating Center for effects, Report 259101015/2005: 39-61.
- Expert Panel on Critical Loads of Heavy Metals (EP CLHM), (2005): How to calculate time scales of accumulation of metals in soils and surface waters? Some methodological principles. ICP Modelling and Mapping. 5 S. online bei: <http://www.icpmapping.org>
- Evers F.H. (1983): Orientierende Untersuchungen langfristiger Bodenreaktionsänderungen in südwestdeutschen Düngungsversuchsflächen, *Forst und Holzwirt* 38: S.317-320.
- Göttlein A (1992): pH-Änderung der Böden im Bereich des Forstamtes Rothenbuch seit 1982, *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 111: 169-178.
- Gryschko R Horlacher D (1997): Bodenversauerung Ursachen – Auswirkungen – Maßnahmen. Literaturstudie 0941-780 X (Zentraler Fachdienst Wasser, Boden, Abfall, Altlasten bei der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) 0946-9032 Texte und Berichte zum Bodenschutz.
- Hetelingh, J-P, Sliggers, J (Eds) (2006): Heavy metal emissions, depositions, Critical Loads and Exceedances in Europe. Report by the Directorate for Climate Change and Industry of the Netherlands Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment. 93 S.
- Huang J.-H, Matzner E (2004): Biogeochemistry of trimethyllead and lead in a forested ecosystem in Germany. *Biogeochemistry* 71: 125-139
- Huber C. (1997): Untersuchungen zur Ammoniakimmission und zum Stoffhaushalt auf ungekalkten und neugekalkten Flächen in einem stickstoffübersättigten Fichtenökosystem (Höglwald). Dissertation, Hieronymos München, 183 S.
- Jansen M, Chodak M, Saborowski J, Beese F (2005): Erfassung von Humusmengen und –qualitäten in organischen Auflagen in Rein- und Mischbeständen von Buchen und Fichten unterschiedlichen Alters. *Allg. Forst u. J. Ztg.* 176, 9/10: 176-186
- Jönsson U, Rosengren U, Thelin G and Nihlgård B (2003): Acidification-induced changes in coniferous forest soils in southern Sweden 1988-1999. *Environmental Pollution* 122: 75-83.

- Karjalainen T, Pussinen A, Liski J, Nabuurs G-J, Erhard M, Eggers T, Sonntag M, Mohren G M J (2002): An approach towards an estimate of the impact of forest management and climate change on the European forest sector carbon budget: Germany as a case study. *Forest Ecology and Management* 162: 87–103
- Klap J M, Reinds G J, Bleeker A, De Vries W (2000) Environmental stress in German forests: Assessment of critical deposition levels and their exceedances and meteorological stress for crown condition monitoring sites in Germany. Wageningen Alterra Green World Research Alterra-Rapport 134: 74
- Kölling C., Mellert K.-H. (1999): Identifikation und Überprüfung von Kennwerten zur Bodenversauerung, Stickstoffsättigung und Gefährdung von Gewässern - Auswertung bundesweit im Rahmen des Level II-Programms erhobener Daten von Bodenfestphase und Bodenlösung. Bericht im Auftrag des BML, Mai 1999.
- Lentschig S, Fiedler HJ (1967) Beitrag zur Kenntnis der Sorptions- und Nährstoffverhältnisse in Mittelgebirgsböden. *Arch. Forstw.* 16: 381-405; zitiert in Rehfuess K.E. (1992)
- Liski J, Perruchoud D, Karjalainen T (2002) Increasing carbon stocks in the forest soils of Western Europe. *Forest Ecology and Management* 169: 159–175
- Meiwes J K, Meesenburg H, Bartens H, Rademacher P and Khanna P K (2002) Accumulation of humus in the litter layer of forest stands at Solling: Possible causes and significance for the nutrient cycling. *Forst und Holz* 57: 428-433
- Mellert, KH, Brendel, J, Göttlein, A, Kölling, C Rücker, G (2005): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wäldern im Raum München - Regionalisierung auf der Basis von Satellitendaten und geneteter Stichproben. *Waldökologie Online*, Heft 2: 25-35.
- Mellert KH, Prietzel J, Straussberger R, Rehfuess KE (2004 a) Long-term nutritional trends of conifer stands in Europe – Results from the RECOGNITION project. *European Journal of Forest Research*, 123: 305-319.
- Mellert KH, Prietzel J, Straussberger R, Rehfuess KE (2004 b) Relationships between recent changes of tree growth in two Bavarian Scots Pine (*Pinus sylvestris*) stands and the temporal variation of stand nutrition and climate. *Austrian Journal of Forest Research*, 121: 141-166.
- Nabuurs GJ, Schelhaas MJ (2002) Carbon profiles of typical forest types across Europe assessed with CO2FIX. *Ecological Indicators*, 1, 213–223.
- Navrátil, T, Vach, M, Skřivan, P, Mihaljevič, M, Dobešoval, I (2004): Deposition and fate of lead in a forested catchment, Lesni Potok, Central Czech Republic. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 4: 619-630.
- Papale D, Valentini R (2003) A new assessment of European forests carbon exchanges by eddy fluxes and artificial neural network spatialization. *Global Change Biology*, 9: 525–535.

- Prietzl J, Stetter U, Klemmt H-J, Rehfuss K E (2006) Recent carbon and nitrogen accumulation and acidification in soils of two Scots pine ecosystems in Southern Germany. *Plant Soil* DOI 10.1007/s11104-006-9120-5
- Rehfuss K.E. (1992): Waldböden. Entwicklung, Eigenschaft und Nutzung., Parey Verlag, Hamburg.
- Rehfuss K-E, Agren GI, Andersson F et al. (1999): Relationships between recent changes of growth and nutrition of Norway spruce, Scots pine and European beech forests in Europe-RECOGNITION. Working Paper 19, European Forest Institute, Joensuu, Finland, 94pp.
- Riek W. (1999): Stratifizierung der BZE-Stichprobe hinsichtlich der Dynamik bodenchemischer Eigenschaften. Gutachten im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. FH Eberswalde. (unveröffentlicht).
- Riek, W. ; Wolff, B. (2005): Bodenkundliche Indikatoren für die BZE II. Gutachten im Auftrag des BMELV.
- Scheffer F, Schachtschabel P (1992) Lehrbuch der Bodenkunde, 13. Auflage, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart
- Schulte, A., Blum, W. E. H. (1997): Schwermetalle in Waldökosystemen. In: Matschullat, J. Tobschall, H. J., Viogt, H.-J. (Hrsg): Geochemie und Umwelt, Berlin Heidelberg. Zit. Nach Baumgärtner und Wolff, 2005.
- Schulze E D, Högberg L, van Oene H et al. (2000): Interactions between the carbon and nitrogen cycle and the role of biodiversity: a synopsis of a study along a north-south transect through Europe. In: Carbon and Nitrogen Cycling in European Forest Ecosystems. Ecological Studies, Vol. 142 (ed. Schulze, E D): 468–492. Springer, Berlin.
- Schwertmann U, Süsser P, Nätscher L (1987): Protonenpuffersubstanzen in Böden, *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 150: 174-178.
- Sverdrup H, Warfvinge P, Blake L, Goulding K (1995): Modelling recent and historic soil data from the Rothamsted Experimental Station, UK using SAFE. *Agriculture Ecosystems Environment* 53: 161-177
- Tamm C O, Hallbäck L (1986): Changes in soil pH over a 50-year period under different forest canopies in SW Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* 31: 337-341
- Trenka, K-T (2006): Untersuchungen zur standörtlichen Variabilität des Schwermetallbindungsvermögens vor dem Hintergrund einer Sickerwasserprognose nach BBodSchV. Fallstudie für einen Sandstandort unter Forst. Unveröff. Diplomarbeit, Fachhochschule Osnabrück, Fakultät für Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur. 177 S. + Anhang.
- Tyler, G (1978): Leaching rates of heavy metal ions in forest soil. *Water, Air and Soil Pollution* 9: 137-148.

- Ukonmaahano, L, Starr, M, Mannio, J, Ruoho-Airola, J (2001): Heavy metal budgets for two headwater forested catchments in background areas of Finland. *Environmental Pollution* 114: 63-75.
- Ulrich, B. (1987): Stabilität, Elastizität und Resilienz von Waldökosystemen unter dem Einfluß saurer Deposition, *Forstarchiv* 58: 232-239.
- Wellbrock, N.; Riek, W.; Wolff, B. (2001): Integrierende Auswertung bundesweiter Waldzustandsdaten. Arbeitsbericht Fachhochschule Eberswalde und Bundesforschungsanstalt für Forst-Holzwirtschaft, Institut für Forstökologie und Walderfassung, H.2001/1, pp. 57.
- Wellbrock, N.; Riek, W.; Wolff, B. (2005): Characterisation of and changes in the atmospheric deposition situation in German forest ecosystems using multivariate statistics. *European Journal of Forest Research* 124/4: 261-271
- Weis, W. Baier, R., Huber, C., Göttlein, A. (2007): Long Term Effects of Acid Irrigation at the Höglwald on Seepage Water Chemistry and Nutrient Cycling. *Water Air Soil Pollut: Focus*. DOI 10.1007/s11267-006-9105-7.
- Weis, W. (2006): Versauerungstendenzen bei Fichte und Buche am Standort Höglwald. 10. Statusseminar des Kuratoriums für Forstliche Forschungs am 11.05.2006, Freising-Weihenstephan.
- Wolff, B, Riek, W (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996 - Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung in Wald (BZE) 1987 - 1993. Hrsg.: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn, Bd. 1 u. 2.
- Wolff B, Evers J (2000) Auswahl von Probennahmestandorten für die Überprüfung der Parameterauswahl und Labormethodik im Rahmen der BZE II. Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung Nr. 2000/2, 31 S. (www.bfh.de)
- Wolff B, Lux W, Meiwes K.-J, Evers J, von Wilpert K (2000): Auswahl von Probenahmestandorten für die Prüfung von Methoden zur Bestimmung von Stickstoffsättigung und Nitrataustrag im Rahmen des Forstlichen Umweltmonitorings (BZE, Level II). Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung 2000/1, 21 S.1