

Zeitschrift: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen = Swiss forestry journal = Journal forestier suisse
Herausgeber: Schweizerischer Forstverein
Band: 173 (2022)
Heft: 2

Artikel: Erstellung von Basensättigungskarten für Waldböden mit Vegetationsaufnahmen
Autor: Braun, Sabine / Burger, Thomas / Stocker, Richard
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-1097196>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 01.05.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Erstellung von Basensättigungskarten für Waldböden mit Vegetationsaufnahmen

Sabine Braun^{1,*}, Thomas Burger², Richard Stocker³, Beat Rihm⁴

¹Institut für Angewandte Pflanzenbiologie AG (CH)

²Sieber & Liechti (CH)

³Waldwesen (CH)

⁴Meteotest AG (CH)

Abstract

Die Nährstoffausstattung des Oberbodens ist für die Vitalität und das Wachstum der Waldbäume entscheidend. Die seit Jahrzehnten hohen Stickstoffeinträge in die Wälder führen zu Eutrophierung. Gleichzeitig verarmt der Boden an wichtigen Nährstoffkationen und versauert. Über die sich daraus ergebenden möglichen Engpässe in der Nährstoffversorgung für die Wälder der Schweiz gibt es keine flächendeckend vorliegenden Informationen – auch nicht über entsprechende waldbauliche Behandlungseinheiten. Daher brauchen die Forstfachleute Instrumente, mit denen sie den aktuellen Bodenzustand der Wälder und damit deren Empfindlichkeit gegenüber weiteren Belastungen beurteilen können. Es wurde eine Methode entwickelt, mit der die Basensättigung des Oberbodens, ein wichtiger Parameter zur Beurteilung der Bodenfruchtbarkeit und der Sensitivität gegenüber weiterer Versauerung, geschätzt werden kann. Sie basiert auf dem Indikatorwert der Bodenvegetation, der mit digital verfügbaren Informationen zu Bodeneignung, Geologie und Topografie kombiniert wurde. Es wurden hierfür Daten von 365 Vegetationsaufnahmen auf 303 Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms und der Kantone Bern und Freiburg genutzt. Das Modell erklärt 63% der Varianz der gemessenen Basensättigungswerte im Kalibrierungsdatenset und 58% in einem unabhängigen Validierungsdatenset. Die Vegetationszusammensetzung ist eine einfache und zuverlässige Hilfe bei der Wahl geeigneter Baumarten oder eines ökologisch akzeptablen Ernteverfahrens für einen Standort.

Keywords: base saturation, vegetation, mapping, forest soil

doi: 10.3188/szf.2022.0064

* Benkenstrasse 254a, CH-4108 Witterswil, E-Mail: sabine.braun@iap.ch

Eine nachhaltige Waldbewirtschaftung setzt Kenntnisse über den aktuellen Bodenzustand und die im Hauptwurzelraum vorhandenen Nährstoffvorräte voraus. Dazu gehört zum Beispiel das Beurteilen verschiedener Ernteverfahren bezüglich ihrer Nährstoffnachhaltigkeit oder bezüglich des Einflusses von Belastungen durch Luftschadstoffe. Gefragt sind Kenntnisse über den Bodenzustand und die verfügbaren Vorräte der basischen Kationen Kalzium (Ca), Kalium (K), Magnesium (Mg), aber auch Kenntnisse über Phosphor (P). Dabei geht es nicht nur um den aktuellen Zustand, sondern auch um das Abschätzen der Verhältnisse nach einer Umtriebszeit, d.h. in den nächsten 80–100 Jahren.

Einträge von Stickstoff (N) über die Luft verursachen N-Eutrophierung und Bodenversauerung und somit auch eine Verarmung an wichtigen Nährstoffkationen. Ist der Eintrag versauernd wirkender Verbindungen höher als die Nachlieferung puffernder Elemente aus der Mineralverwitterung, so ver-

sauern Böden. In Schweizer Waldböden läuft dieser Prozess je nach Ausgangszustand der Böden und der Höhe der Einträge teils sehr schnell ab (Braun et al 2020). Die regionalen Unterschiede sind je nach Geologie und Eintragungssituation gross. Ein an Nährstoffen verarmter Boden kann sich – wenn überhaupt – nur über lange Zeiträume durch Verwitterung von Mineralen erholen, und es gibt nur beschränkte Möglichkeiten, tiefgründig versauerte Waldböden wieder zu sanieren.

Bäume auf an Kationen verarmten und versauerten Böden zeigen eine unausgeglichene Nährstoffversorgung. Die Konzentrationen an Kalzium und Magnesium im Laub sind geringer, diejenigen von Mangan (Mn) höher (Mellert & Ewald 2014), wobei Mn auch toxische Konzentrationen erreichen kann (Lei et al 2007). Die Wurzelsysteme sind verändert, d.h., die Nährstoffaufnahme und die Verankerung können beeinträchtigt sein (Puhe 1994, Jentschke et al 2001). Die Bestände sind weniger robust gegenüber

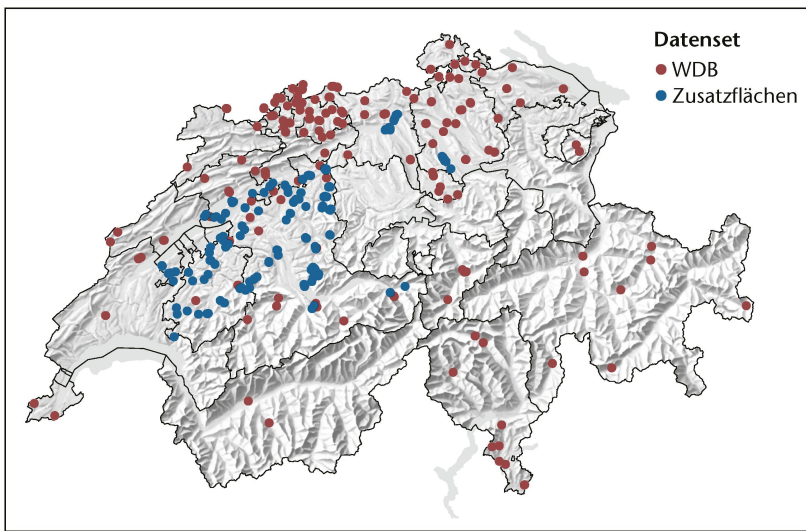


Abb 1 Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms mit vegetationskundlichen Aufnahmen (WDB, rote Punkte). Dazu kommen für dieses Projekt zusätzlich beprobte Flächen (Zusatzflächen, blaue Punkte). Karte: swisstopo 2015.

äusseren Einflüssen wie Stürmen (Braun et al 2003, Mayer et al 2005) oder Trockenheit und weniger fähig zur natürlichen Selbstregulierung. Waldleistungen wie nachhaltige Produktion, Schutzwaldfunktionen oder Trinkwasserfilterung sind gefährdet oder müssen mit grösserem Pflegeaufwand sichergestellt werden. Durch Versauerung besonders gefährdet sind Böden im Silikatpufferbereich (pH 5.0–pH 6.2, Ulrich 1988). Der Silikatpuffer wird wegen der geringen Pufferrate unter Säurebelastung schnell durchlaufen, weshalb vergleichsweise wenig Böden diesem pH-Bereich zuzuordnen sind (Walthert et al 2004).

Braun et al (2003) beobachteten ein erhöhtes Windwurfisiko bei einer Basensättigung von <40%; Mayer et al (2005) fanden bei niedrigen pH-Werten erhöhten Windwurf. Von den 192 im Rahmen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms (Braun et al 2021) untersuchten Bodenprofilen findet sich ein Drittel in dieser Gruppe. Unterhalb einer Basensättigung von <5–15% (bei 8% der Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms) werden durch Auflösung von Aluminium-(Al-)Oxiden potenziell toxische Al-Ionen in hohem Masse freigesetzt (Ulrich & Sumner 1991, Cronan & Grigal 1995). Dabei können mineralische Austauschere irreversibel zerstört werden, und das Nährstoffspeichungsvermögen nimmt ab.

Erkennen basenarmer Standorte: Hintergründe und Vorgehen

Für den Praktiker und die Praktikerin stellt sich die Frage, wie nährstoffarme Standorte einfach zu erkennen sind. Karten zu den Nährstoffvorräten im Wald gibt es in der Schweiz nur für einige Regionen, flächendeckende geologische Karten nur in sehr grobem Massstab (1:500 000). Karten der Waldgesellschaften sind dagegen in vielen Kantonen im Massstab 1:5000 vorhanden. Diese bilden eine wich-

tige Grundlage für die Planung forstlicher Massnahmen in der Praxis. Es war deshalb naheliegend, diese Karten zusammen mit anderen flächenhaft verfügbaren Informationen einzubeziehen.

Die den Vegetationskarten zugrunde liegenden Ökogramme beschreiben die Waldgesellschaften hinsichtlich Wasserhaushalt und Bodenreaktion (pH-Wert, Ellenberg & Klötzli 1972, Ellenberg & Leuschner 2010). Die Bodenreaktion des Oberbodens lässt jedoch nicht unbedingt Rückschlüsse auf den Nährstoffvorrat eines Standorts zu. Deshalb wurde zunächst die Eignung von Reaktionszeigern der Bodenvegetation nach Ellenberg et al (1991) für die Beurteilung der Nährstoffkonzentrationen von Oberböden geprüft. Zwischen Boden-pH und Basensättigung gibt es keine lineare Beziehung, da die verschiedenen puffernden Substanzen den pH-Wert für lange Zeit auf einem bestimmten Niveau aufrechterhalten können, während gleichzeitig der Basenvorrat geringer wird. Es bestehen jedoch Beziehungen zwischen Nährstoffkonzentrationen und ökologischen Pflanzengruppen (Bücking & Dieterich 1981, Rastin 1992, Wang 1995). Sverdrup et al (2007) nutzten ein umfangreiches schwedisches Datenset (Nihlgård und Ericson pers. Mitt.) zur Berechnung einer Beziehung zwischen Bodenchemie (pH, N- und P-Konzentration) und dem Vorkommen von Krautpflanzen. Auch Diekmann et al (2015) berichten über Beziehungen zwischen Vorkommen einzelner Pflanzenarten und gemessenem pH(CaCl₂) sowie P im Bodenextrakt. Fischer et al (2019) analysierten das Vorkommen einzelner Arten mit bodenchemischen Prädiktoren und fanden die besten Beziehungen mit der Basensättigung, die zweitbesten mit dem C:N-Verhältnis. Der pH-Wert kam erst an dritter Stelle. Sie nutzten diese Beziehung zur Schätzung von Basensättigungswerten. Kreutzer & Schlenker (1980) kombinierten Pflanzensoziologie und Geologie zur Erkennung basenarmer Standorte.

Zielsetzung

Die hier vorgestellten Ergebnisse waren Teil des Projektes «Erfassung und Behandlung gefährdeter Waldstandorte» des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) (Braun et al 2015). Dieses hatte zum Ziel, Instrumente zur Erkennung sensibler Waldstandorte zu entwickeln und Empfehlungen für die Bewirtschaftung solcher Wälder zu erarbeiten. Unter sensitiv wird im Folgenden eine erhöhte Gefährdung durch weitere Nährstoffverluste verstanden.

Material und Methoden

Walddauerbeobachtungsflächen

Datengrundlage für diese Auswertungen bilden die Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms (Abbildung 1, rote Punkte).

Das Flächennetz ist in Braun et al (2018) näher vorgestellt. Für eine detailliertere Beschreibung des Monitoringprogramms und der verwendeten Methoden sei auf den Projektbericht verwiesen (Braun et al 2015).

Bodenchemische Untersuchungen

Proben für bodenchemische Analysen wurden 2005 entnommen, als Mischproben pro Horizont und Beobachtungsfläche (6–8 Einstiche für den Mineralboden, ca. 15 für die organische Auflage). In den luftgetrockneten, gesiebten Proben wurden folgende Analysen vorgenommen:

- pH (CaCl_2)
- Austauschbare Kationen: Extraktion mit einer ungepufferten Lösung 0.5M NH_4Cl (Trüby & Aldinger 1984).
- Phosphor: Extraktion von mittelfristig verfügbarem Phosphor mit 2% Zitronensäure (Hort et al 1998, Prietzel & Stetter 2010).

Die Analysendaten wurden jeweils über die obersten 40 cm gemittelt, unter Einbezug des Skeletthalt und der Dichte des Bodens. Die organische Auflage wurde in die Berechnung miteinbezogen, da sie einen wichtigen Beitrag an die Nährstoffversorgung leisten kann.

Vegetationsaufnahmen

Die vegetationskundlichen Erhebungen in den Walddauerbeobachtungsflächen stammen grösstenteils aus den Jahren 2003–2005 und bestanden aus 1–3 Aufnahmen auf je ca. 100 m² pro Beobachtungsfläche. Sie wurden nach der Methode von Braun-Blanquet (1964) durchgeführt. Allerdings war das Kollektiv dieser 268 Aufnahmen für statistische Auswertungen zu klein, sodass noch Daten aus den Kantonen Bern und Freiburg hinzugezogen wurden. Diese hatten 1991/92 für die pflanzensoziologische Kartierung ihrer Wälder in 673 Flächen vegetationskundliche Aufnahmen machen lassen (ARGE Burger+Stocker et al 1996). Da das Ziel der Untersuchung die Erkennung basenarmer Standorte war, wurden aus diesem Kollektiv 23 Waldgesellschaften auf der linken, basenarmen Seite des Ökogramms sowie mit tiefem Boden-pH (<4.5) in den Lagen kollin, sub-, unter- und obermontan ausgewählt: 1, 1^{ho}, 2, 2^{ho}, 6, 7*, 7b, 7a^a, 7d, 8a^a, 8b, 8d, 8*, 15a, 18d, 18a_F, 19a, 19^{ps}, 46a, 46e, 46g, 46s, 56. Angestrebt wurden 10 Standorte pro Waldgesellschaft. Die ausgewählten 186 zusätzlichen Standorte sind in Abbildung 1 aufgeführt. Die Beprobung des Bodens dieser zusätzlichen Flächen erfolgte im Frühjahr 2006, mit je 2 Einstichen pro Aufnahme- und Beobachtungsfläche bis in eine Tiefe von mindestens 40 cm und gleichzeitiger vegetationskundlicher Aufnahme. Diese war nötig, da die alten Aufnahmen nur in wenigen Fällen präzise lokalisiert werden konnten. Die Flächen wurden mittels GPS eingemessen. Insgesamt standen für die Aus-

wertung 366 pflanzensoziologische Aufnahmen auf 303 Flächen zur Verfügung.

Die Waldgesellschaften wurden nach Ellenberg & Klötzli (1972) eingeteilt, mit Modifikationen nach den Kartierungsschlüsseln der Kantone Aargau (Stocker et al 2002), Basel (Burnand & Hasspacher 1999), Bern/Freiburg (ARGE Burger+Stocker et al 1996), Thurgau (Schmider et al 2003) und Zürich (Schmider et al 1993).

Statistische Auswertung

Je nach Datenstruktur (eine oder mehrere Beobachtungen pro Standort) wurde eine einfache multivariate Regression oder eine gemischte Regression gerechnet. Die Selektion der Variablen erfolgte rückwärts. Es wurde jedoch darauf geachtet, dass stark korrelierte Prädiktoren nicht gleichzeitig im Modell waren und dass die Zahl der Prädiktoren etwa 10-mal kleiner als die Anzahl Werte bzw. Gruppen war, um eine statistische Übersättigung zu vermeiden. Parameter, deren Entfernung das Bestimmtheitsmass (R^2_{adj} für einfache Regressionen) nicht erhöhte bzw. das Akaike Information Criterion (AIC für gemischte Regressionen) nicht reduzierte, wurden schrittweise aus dem Modell entfernt. Die Residuen wurden auf Normalverteilung und Homoskedastizität sowie auf das Vorhandensein von Ausreissern geprüft. Plots der Residuen gegen die verbleibenden Prädiktoren wurden ebenfalls durchgeführt.

Validierung

Eine Validierung der Ergebnisse wurde mit den Bodendaten der Waldzustandsinventur (WZI) der WSL vorgenommen (Vanmechelen et al. 1997). Die Vegetationsaufnahmen an den Profilstandorten der WSL wurden von Frehner et al (2011) in NaiS-Einheiten (Frehner et al. 2005) eingestuft. Die NaiS-Einheiten sind mit den hier verwendeten vegetationskundlichen Einheiten vergleichbar, ausser dass es bei NaiS keine Einstufung für artenarme Ausbildung gibt. Letztere war im kantonalen Datensatz oft mit einem tieferen pH-Wert eingestuft worden. Damit ist die pH-Zuordnung des Validierungsdatensatzes etwas weniger differenziert als der Originaldatensatz. Der Validierungsdatensatz bestand aus 172 Profilen, denen alle Prädiktoren zugeordnet werden konnten.

Verknüpfung von Pflanzensoziologie mit flächendeckend verfügbaren Umweltinformationen

Zur Schätzung der Basensättigung des Oberbodens wurden, ergänzend zur Pflanzensoziologie, weitere flächendeckend verfügbare Informationen herangezogen, die einen direkten oder indirekten Einfluss auf die Zielgrösse «Basensättigung im Oberboden» haben können. Dies waren digitale Höhen-

Kodierung (BEK)	BEK (2)	BEK (3)	BEK (4)	Kartierungseinheit											
1	0	0	0	A (1–3)	B (1–3)	C (1–3)	D (1–3)	E							
2	0	0	0	A (4–6)	B (4–6)	C (4–6)	D (4–6)	H (1–3)	R						
3	1	0	0	A (7–9)	B (7–9)	C (7–9)	D (7–9)	H (4–6)	P	S	T	U	X	Q	
4	0	1	0	H (7–9)	J	L	V	W	Y	Z					
5	0	0	1	F	G	K	M	N	O						

Tab 1 Für die Auswertung vorgenommene, vereinfachte Kodierung des geologischen Ausgangsgesteins der Bodeneignungskarte (BEK). Buchstaben: Kartierungseinheit nach geografischen, geologischen und petrografischen Gesichtspunkten. Zahlen: Relief und Neigung; vgl. Legende der Bodeneignungskarte (Frei et al 1980). Die Einheiten Q, T, X, Y, Z waren im Datensatz nicht vertreten und konnten deshalb nicht überprüft werden. BEK (2), BEK (3) und BEK (4) sind binäre Hilfsvariablen für die BEK-Klassen 3, 4 und 5.

modelle (DHM, swisstopo 2007), die vereinfachte geotechnische Karte (BFS GEOSTAT & BWG 1990), die Bodeneignungskarte (Frei et al 1980), die geologische Karte (swisstopo 2005), Klimakarten (METEONORM, siehe Remund et al 2008, basierend auf Messungen von MeteoSchweiz) sowie die Stickstoffeintragskarten (BAFU 2009).

Bodeneignungskarte

Die Bodeneignungskarte (BEK) wurde aufgrund von Luftbildanalysen und Felduntersuchungen erstellt und liegt im Massstab 1:200000 vor. Sie beinhaltet einerseits Kartierungseinheiten des Bo-

dentyps aufgrund von geografischen, geologischen und petrografischen Gesichtspunkten. Andererseits enthält sie grob geschätzte ordinale Variablen, die direkt in die Auswertung eingesetzt werden können (z.B. Gründigkeit, Skelett, Vernässung). Die Kartierungseinheiten werden mit einem Buchstaben (für Muttergestein, Landschaftselement bzw. Region) und einer Zahl (für das Relief) bezeichnet. Sie mussten für die Auswertung in eine ordinale Variable umgewandelt werden, die Einheiten ähnlicher Kombinationen von Ausgangsgestein und Topografie zusammenfasst. Der dafür verwendete Schlüssel ist in Tabelle 1 aufgelistet. Die resultierende ordinale Variable (BEK) reicht von 1 (Kalk) bis 5 (basenarm).

Für die Auswertung wurde auch die Einstufung des Skelettgehaltes gemäss Tabelle 2 etwas vereinfacht. Die Klassen der Wasserdurchlässigkeit wurden unverändert aus Frei et al (1980) übernommen.

Stufung Skelett BEK	für die Berechnung eingesetzter Wert	Definition Skelett in Vol.-%
<2.5	2	≤15%
2.5–3	3	15–20%
>3	4	>20%

Tab 2 Vereinfachung der Skelettstufen in der Bodeneignungskarte für die Berechnung.

Gruppe	Verwitterungsklasse (VKG)	Anzahl Proben
Alluvionen	3	7
Deckenschotter	1	16
Dogger	3	28
Fluvioglaziale Ablagerung	2	13
Flysch	2	7
Gneis	1	3
Granit	1	5
Kreide (geologische Einheiten «ha» und «ii»)	3	2
Kreide (alle übrigen Einheiten)	4	1
Löss	1	8
Lias	4	5
Malm	5	17
Molasse	3	142
Moräne	2	86
Schotter	1	1
Schutt	3	9
Trias	5	10
Verwitterungslehm	1	1

Tab 3 Zuordnung von geologischen Formationen der geologischen Karte zu Verwitterungsklassen (VKG). (1=gering bis 5=hoch). Gutachterliche Zuordnung aufgrund geologischer Vorkenntnisse (D. Kurz, EKG Geoscience) und mithilfe der Daten aus 233 Flächen mit berechneter Verwitterungsrate.

Geologische Karte

Die geologische Karte liegt im Massstab 1:500000 vor und wurde von swisstopo 2005 veröffentlicht.¹

Den geologischen Formationen wurden auf der Grundlage bekannter Verwitterungsraten gutachterlich numerische Verwitterungsklassen zugewiesen (Tabelle 3). Zudem wurden die von der geologischen Karte ausgewiesenen Gruppen mit Verwitterungsraten verglichen, die mit SAFE berechnet worden waren (Sverdrup et al 1995). Bei den Kalkformationen Dogger, Kreide, Trias und Malm war es plausibel, eine hohe Verwitterungsrate anzunehmen. Für diese Analyse der Beziehung zwischen geologischer Formation und Verwitterungsrate wurde die Datengrundlage mit externen Daten erweitert. Zusätzlich zu 74 IAP-Flächen, für die mit SAFE berechnete Verwitterungsraten vorlagen, wurden Daten von weiteren 159 Flächen der WSL (Walthert et al 2004) verwendet, bei denen im Rahmen der Berechnung von Critical Loads für Säure ebenfalls Verwitterungsraten bestimmt worden waren (Eggenberger et al 1998).

¹ <https://shop.swisstopo.admin.ch/de/products/maps/geology/GK500>

Einträge von versauernd und basisch wirkenden Verbindungen

Für die Einträge von versauernden Luftschadstoffen wurden Depositionskarten mit einer räumlichen Auflösung zwischen 100 m (Ammoniak), 200 m (N-Aerosole), 250 m (HNO₃), 1 km (Nassdeposition von NH₄⁺, NO₃⁻) und 2 km (Trockendeposition von Schwefel [S], Nassdeposition von SO₄²⁻, Ca, K und Mg) erstellt (Rihm & Achermann 2016). Die Depositionswerte an den Erhebungsstandorten wurden aus den umliegenden Rasterpunkten interpoliert. Die Deposition von Säure und basischen Kationen wurde als Inputvariablen in den Regressionen zur Errechnung der Basensättigung verwendet.

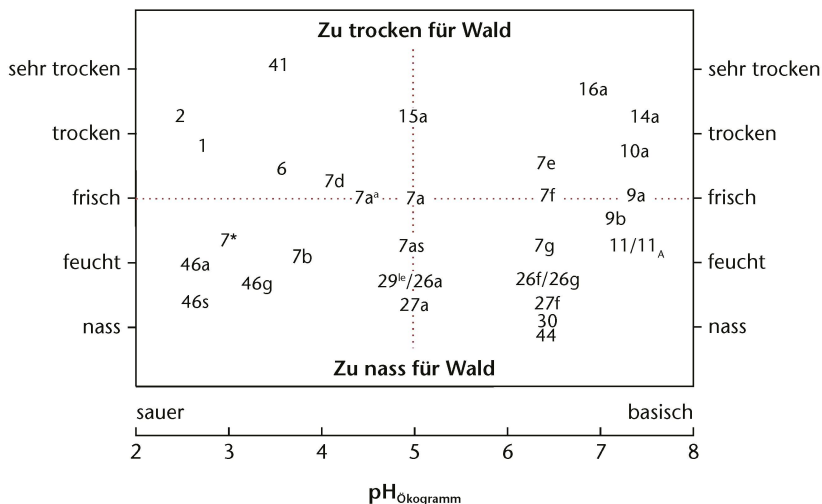


Abb 2 Erläuterung der Herleitung der Variable $pH_{\text{Ökogramm}}$. Nach Burger & Stocker 2001, X-Skala ergänzt.

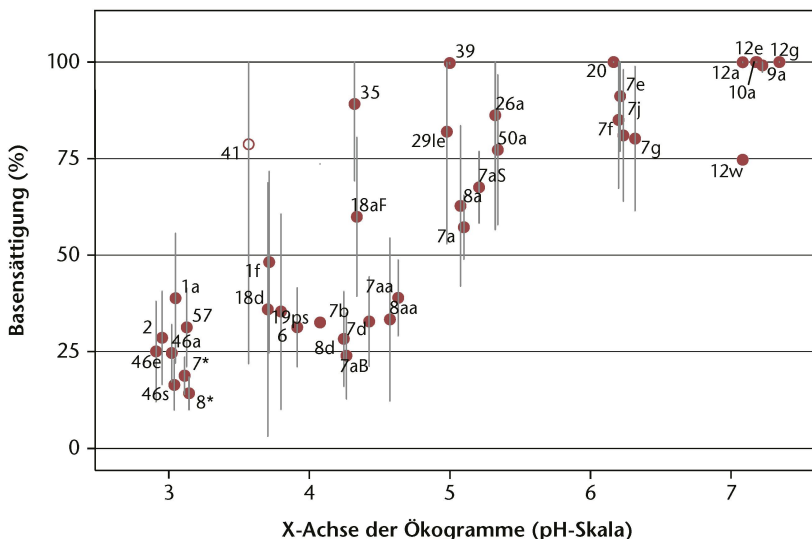


Abb 3 Mittelwert der gemessenen Basensättigung 0–40 cm ($\pm 95\%$ -Vertrauensbereich) für pflanzensoziologische Einheiten mit mindestens 4 Aufnahmen in Beziehung zur «pH-Skala» des Ökogramms (Abbildung 2). Diese X-Achse ist hier, im Gegensatz zum pH-Wert in den Ökogrammen, linear umgesetzt und entspricht nur an den Enden ungefähr einem pH-Wert. Die Gesellschaft 41 (Platterbsen-Eichenmischwald, nicht ausgefüllter Punkt) kommt auf nur sehr oberflächlich versauerten Böden vor und ist deshalb im Ökogramm wahrscheinlich zu weit links eingestuft. Ihre Position wurde für die weitere Verwendung angepasst. $R^2_{\text{fixed effects}} = 0.48$, $R^2_{\text{total}} = 0.58$.

Vegetationskarten

Verwendet wurden die Vegetationskarten der Kantone AG (Stocker et al 2002), BL und BS (Burrund & Hasspacher 1999), FR (ARGE Burger+Stocker et al 1996), TG (Schmider et al 2003) und ZH (Schmider et al 1993).

Berechnung der Basensättigung im Oberboden von Waldböden

Die Basensättigung des Oberbodens wurde mit zwei Regressionsmodellen berechnet. Sofern vorhanden, wurde die Pflanzensoziologie miteinbezogen. War dies nicht möglich, kam ein vereinfachtes Modell zur Anwendung.

Beziehung zwischen Basensättigung und Vegetationseinheit

Die Säure-Basen-Achse in den Ökogrammen bezeichnet nicht nur den pH-Wert, sondern auch die Basensättigung: Die pflanzensoziologischen Einheiten links, im «sauer» Teil des Ökogramms, kommen vorwiegend auf basenärmeren Böden vor, jene im «basischen», rechten Teil des Ökogramms auf basenreicheren. Um diese Beobachtung quantitativ in die pH-Skala der Ökogramme umzusetzen, wurde die Position der Gesellschaften in der Säure-Basen-Achse des Ökogramms in eine lineare Skala umgesetzt (Abbildung 2). Diese Skala wird nachfolgend $pH_{\text{Ökogramm}}$ genannt. Sie beginnt analog zur pH-Skala bei Werten um 3 und endet bei 8, ist aber im Gegensatz zur pH-Skala des Ökogramms linear unterteilt. Trägt man diese Säurebewertung der Gesellschaften gegen die Basensättigung auf, so ergibt sich eine recht gute Beziehung (Abbildung 3, $R^2_{\text{total}} = 0.59$).

Die X-Achse aus Abbildung 2 wurde als kontinuierliche Variable in die Auswertungen einbezogen. Die Ergebnisse zeigen, dass die pflanzensoziologische Standortsbeurteilung, die sich vor allem auf den leicht messbaren pH-Wert bezieht, grösstenteils auch für die Beurteilung der Basensättigung geeignet ist.

Verknüpfung von Pflanzensoziologie mit flächendeckend verfügbaren Umweltinformationen

Die Variablen aus Bodeneignungskarte (BEK), geologischer Karte und Depositionskarte wurden aus den digitalen Karten für die 303 Beobachtungsflächen ausgelesen, die für die Erstellung der Beziehung zwischen Vegetationseinheit und Basensättigung verwendet wurden. Die Variablen wurden mit schrittweiser Regression auf ihre Eignung als Prädiktoren für die Basensättigung des Oberbodens geprüft. Nicht signifikante Prädiktoren sind in den Ergebnistabellen nicht mehr enthalten. Es wurden zwei verschiedene Varianten gerechnet, je nachdem

ob die Pflanzensoziologie (pH_{Ökogramm}) für die Standorte digital verfügbar war oder nicht. Die BEK-Kodierung nach Tabelle 1 erklärte einen signifikanten Teil der Basensättigung. Die Korrelation der Basensättigung mit den Gesteinsklassen aus der geologischen Karte war wesentlich schwächer, aber immer

noch signifikant. Werden die Vegetationseinheiten in die Berechnungen einbezogen, lässt sich ein höherer Anteil der Varianz der Basensättigung des Oberbodens erklären.

Resultierende Karten der Basensättigung unter Verwendung der Vegetationskarten

Die mit dem schrittweisen Verfahren zur Berechnung der Basensättigung des Oberbodens hergeleitete Regression für das Datenset mit Vegetationsaufnahmen ist in Tabelle 4 aufgelistet. Die resultierenden Karten für die Kantone AG, BS/BL, FR, SO, TG und ZH sind in der Übersicht in Abbildung 4 dargestellt. Für Details sei auf den Projektbericht verwiesen (Braun et al 2015).

Aus Tabelle 4 resultiert folgende Gleichung:

$$BS(\%) = (0.29 + 1.37 \times pH_{\text{Ökogramm}} - 1.46 \times BEK[3] - 1.54 \times BEK[4] + 0.26 \times VKG)^2 \quad (1)$$

Der Vergleich der modellierten mit der gemessenen Basensättigung zeigt eine gute Übereinstimmung. Das Modell erklärt 63% der Varianz der gemessenen Basensättigungswerte im hier publizierten Datenset und 58% im Validierungsdatenset (Abbildung 5). Im Bereich der tiefen Basensättigung (unterhalb 40%) ist die Übereinstimmung gut, im mittleren Bereich von 40 bis 80% etwas schlechter. Damit können die gefährdeten basenarmen Waldstandorte mit recht hoher Genauigkeit lokalisiert werden. Wenn man die Klassierung $\leq 40\%$ und $>40\%$ als Zielgröße betrachtet, so werden im Trainingsdatensatz 286 von 361 Proben korrekt eingestuft, d.h. 79%. Im Validierungsdatensatz sind es 69% von 172 Proben.

Wegen der hohen räumlichen Auflösung der Vegetationskarten ist auch die räumliche Auflösung der Basensättigungskarten praxistauglich. Tabelle 5 gibt die mit diesem Modell errechnete Häufigkeitsverteilung der Basensättigungsklassen pro Kanton an.

Die meisten basenarmen Flächen sind im Kanton Aargau zu finden: Für 44% der Waldflächen wird die Basensättigung auf $\leq 40\%$ geschätzt. Im Kanton FR haben 38% der Waldflächen geschätzte Basensättigungen $\leq 40\%$, in ZH 29%, in den Kantonen SO und TG je 16% und in den Kantonen BS/BL 4%.

Resultierende Karte auf der Basis von Bodeneignungskarte und geotechnischer Karte

Für Gebiete ohne digital verfügbare Vegetationskarten wurde eine Abschätzung der Basensättigung aufgrund der Bodeneignungskarte und der geologischen Karte vorgenommen. Die Regressionsergebnisse sind in Tabelle 6 aufgelistet. Mithilfe dieser Koeffizienten wurde eine Basensättigungskarte für die gesamte Schweiz erstellt (Abbildung 6). Jura und Voralpen sowie Teile der Alpen (Bündnerschiefer) zeigen erwartungsgemäss hohe Schätzwerte für

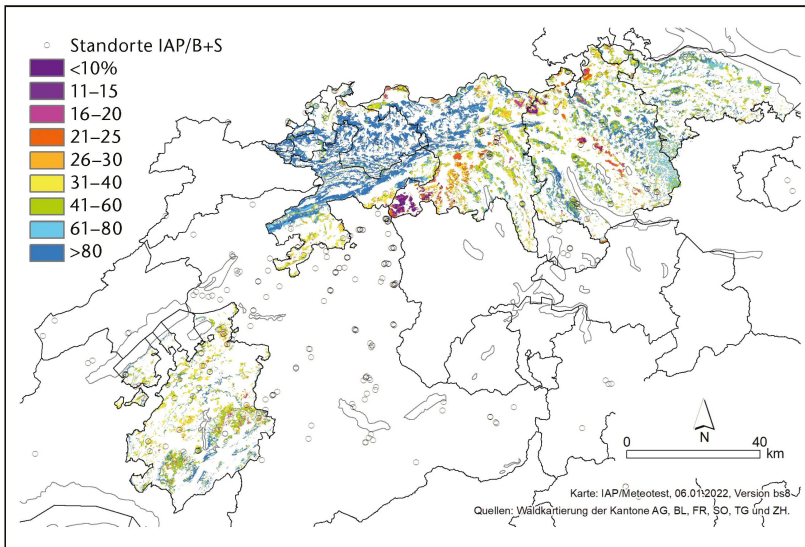


Abb 4 Karte der Basensättigung des Oberbodens für die Kantone mit Vegetationskarten. Modell gemäss Tabelle 4. Kreise: Beobachtungsflächen mit Beprobungen.

Parameter	Koeffizient	SE	p-Wert
Konstante	-0.294	0.469	0.53084
pH _{Ökogramm} (Vegetationseinheit)	1.369	0.088	<0.001***
BEK (3) ¹	-1.460	0.251	<0.001***
BEK (4) ¹	-1.535	0.246	<0.001***
Verwitterungsklasse Geologie (VKG) ²	0.264	0.105	0.012*

Tab 4 Regressionsergebnisse des Datensets mit Vegetationskarte ($R^2=0.63$, $n=359$, abhängige Variable: Basensättigung [%] in 0–40 cm, wurzeltransformiert). Koeffizient: Regressionskoeffizient, SE: Standardfehler des Regressionskoeffizienten, p-Wert: Signifikanz auf 99.9%-(***) und 95%-Niveau (*). ¹ aus Bodeneignungskarte gemäss Tabelle 1. BEK (3): binäre Variable mit dem Wert 1, wenn BEK=4, sonst 0. BEK (4): binäre Variable mit dem Wert 1, wenn BEK=5, sonst 0. ² aus geologischer Karte, gemäss Tabelle 3.

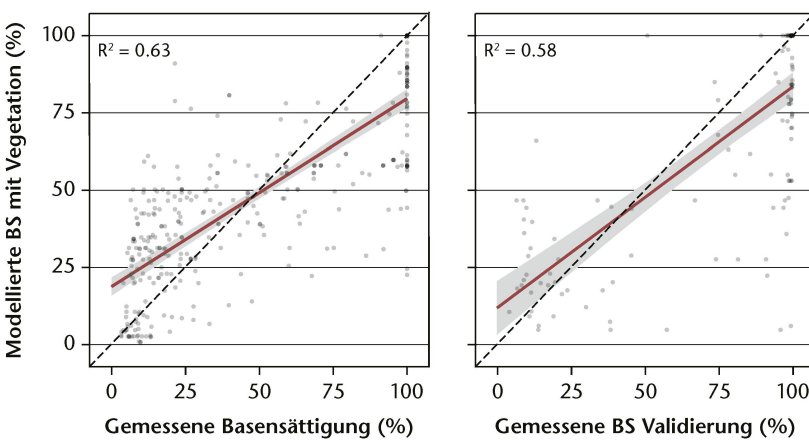


Abb 5 Vergleich zwischen gemessener und modellierter Basensättigung (0–40 cm Tiefe) unter Einbezug der Vegetation. Links: hier publiziertes Datenset, rechts: Validierungsdatenset aus WZI-Profilen. Gestrichelte Linie: 1:1-Linie. Schattierte Fläche: 95%-Vertrauensbereich.

Basensättigung (%)	Flächen %						
	AG	BL	FR	SO	TG	ZH	Schweiz
≤10	9	0	4	1	0	4	7
11–20	11	1	3	1	2	7	24
21–30	17	1	26	14	8	12	5
31–40	7	2	4	1	6	6	8
41–50	15	3	30	8	32	25	19
51–60	2	3	5	6	1	2	18
61–70	5	2	5	2	18	15	4
71–80	7	9	7	5	14	15	4
81–90	4	8	4	8	2	2	0
>90	23	71	12	55	18	14	11
Total	100	100	100	100	100	100	100

Tab 5 Mit Gleichung 1 (Kantone, inkl. Vegetationseinheiten, 10 m Auflösung) und Gleichung 2 (Schweiz, ohne Vegetationseinheiten, 50 m Auflösung) geschätzte Häufigkeitsverteilung der Basensättigung für Waldflächen (Waldflächen gemäss Arealstatistik 1997).

Parameter	Koeffizient	SE	p
Konstante	4.19	0.67	<0.001***
BEK (3) ¹	-2.56	0.38	<0.001***
BEK (4) ¹	-3.71	0.34	<0.001***
Verwitterungsklasse Geologie (VKG) ²	0.76	0.12	<0.001***
Skelett (Stufen gem. Tab. 2) ¹	0.69	0.17	<0.001***
BEK (2)* Verwitterungsklasse Geologie	-0.46	0.11	<0.001***

Tab 6 Regressionsanalyse der Daten ohne Verwendung der Vegetationskarten ($R^2=0.47$, $n=360$). Abhängige Variable: Basensättigung (%) in 0–40 cm, wurzeltransformiert. SE: Standardfehler des Regressionskoeffizienten, p-Wert: Signifikanz, *** signifikant auf 99.9%-Niveau. ¹ aus Bodeneignungskarte. ² aus geologischer Karte, gemäss Tabelle 3

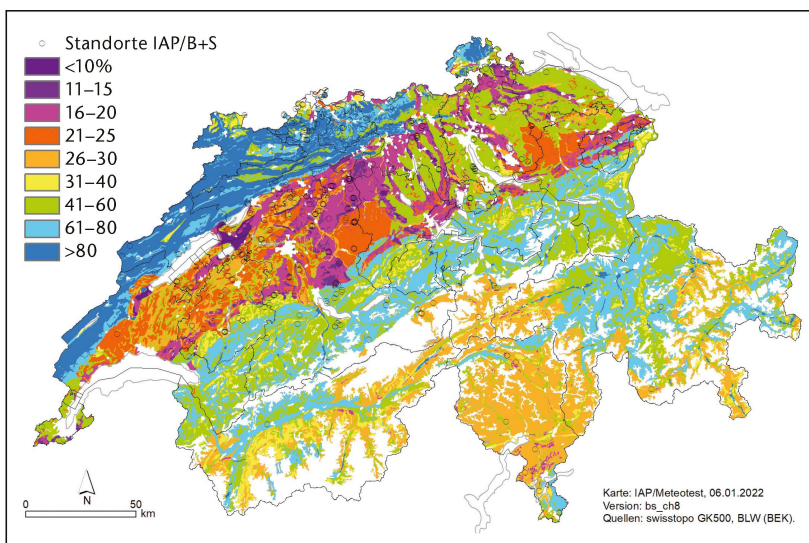


Abb 6 Abschätzung der Basensättigung für Waldböden, basierend auf den Regressionsergebnissen in Tabelle 6.

die Basensättigung, das Mittelland westlich der Reuss tiefe und östlich der Reuss höhere. In den kristallinen Gebieten des Gotthardmassivs, des Tessins und des Kantons Graubünden ist die modellierte Basensättigung geringer. Infolge der gröberen Auflösung der verwendeten Daten weist diese Karte eine geringere räumliche Auflösung auf. Zudem weist die Schätzung zwischen 60 und 100% Basensättigung

eine «Lücke» auf, bedingt durch die Klassenbildung bei einigen Inputvariablen. Und die Vorhersagegenauigkeit ist schlechter als bei den Karten mit Vegetation (erklärte Varianz 47% gegenüber 63% bei Einbezug der Vegetation). Gemäss der Häufigkeitsverteilung in Tabelle 5 (Spalte «Schweiz») weisen 45% der Schweizer Waldflächen eine Basensättigung von ≤40% auf.

Aus den Regressionsergebnissen (Tabelle 6) resultiert folgende Gleichung:

$$BS(\%) = (4.19 + 0.69 \times \text{Skelett} - 2.56 \times \text{BEK}[3] - 3.71 \times \text{BEK}[4] - 0.46 \times \text{BEK}[2] \times \text{VKG} + 0.76 \times \text{VKG})^2 \quad (2)$$

Diskussion

Mit der hier beschriebenen Methode ist es möglich, die Basensättigung in den obersten 40 cm von Waldböden flächendeckend abzuschätzen. Die gefundene Beziehung zwischen der Säure-Basen-Achse der Ökogramme und der Basensättigung des Bodens sowie weiteren Prädiktoren hat eine für Kartierungszwecke befriedigende Qualität. Allerdings ist – bedingt durch die geringe Pufferkapazität des Austauscher-Pufferbereichs – der mittlere Bereich der Basensättigung von 40 bis 80% schlechter abgedeckt und damit ungenauer. Die erstellten Karten sind plausibel und weisen beispielsweise den Jura als basenreich, die Molasseböden des Mittellandes als basenarm aus. Da sie im gleichen Massstab wie die Vegetationskarten (1:5000) erstellt wurden, sind sie praxistauglich und werden von einigen Kantonen bereits in der Waldplanung eingesetzt. Selbst in der mit einer geringeren Datengrundlage erstellten gesamtschweizerischen Karte sind die basenreicheren Gebiete des östlichen Mittellandes von den basenärmeren Gebieten des westlichen Mittellandes gut abgetrennt. Die Auswertung nach Flächenanteilen weist einen recht hohen Gefährdungsgrad der Waldstandorte in der Schweiz aus. Rund 25% der Flächen werden mit einer tiefen bis sehr tiefen Basensättigung im Oberboden eingestuft.

Hier nicht gezeigte Auswertungen aus den Interkantonalen Walddauerbeobachtungsflächen ergaben häufig einen Anteil an austauschbaren Kationen oder citratlöslichem Phosphor in den obersten 60 cm, der nicht höher als der Nährstoffgehalt in der Gesamtbiomasse ist (Braun et al 2018). Dieser tiefe Anteil ist als tiefe Elastizität (Ulrich 1987, Arbeitskreis Standortkartierung 1996), das heisst als eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Veränderungen, zu interpretieren. Auch eine Basensättigung von <15% wird als «gering elastisch» eingestuft (Block et al 2000). Das heisst, dass bei Ernteverfahren, die neben dem Stammholz auch nährstoffreiche Kompartimente wie Rinden, Reisig oder Blätter/Nadeln aus dem System entnehmen, Vorsicht geboten ist.



Abb 7 Beispiele von Pflanzenarten, die basenarme Verhältnisse aufzeigen. A. Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*), B. Zittergras-Segge (*Carex brizoides*), C. Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), D. Besenheide (*Calluna vulgaris*). Fotos: Sabine Braun (A), Thomas Burger

Die Deposition von Säuren und basischen Kationen verblieb nicht als signifikante Prädiktoren im Modell. Dies ist damit zu erklären, dass die Vegetationseinheit selbst schon das Ergebnis langjähriger saurer Einträge ist. In der Analyse der Entwicklung von Basensättigung und pH-Wert zwischen 2005 und 2016 war dagegen die Stickstoffdeposition deutlich signifikant mit der Differenz zwischen 2016 und 2005 korreliert (Braun et al 2021).

Die Vegetationseinheiten 2, 6, 7*, 7aB, 8*, 8d, 46a, 46e und 46w müssen als basenarm bezeichnet werden. Auch das Vorkommen von *Bazzania trilobata*, *Calluna vulgaris*, *Carex brizoides*, *Carex pilulifera*, *Dryopteris carthusiana* (Deckung >2%), *Pteridium aquilinum* (Deckung >25%) und *Vaccinium myrtillus* (Deckung >2%) weist auf sehr arme Verhältnisse hin (Abbildung 7). Diese Pflanzenarten sind deshalb für die Erkennung basenarmer Standorte im Feld geeignet, kommen aber nicht überall vor, sodass damit keine flächendeckende Diagnose möglich ist.

Die Verwendung der Beziehung zwischen Zeigerwerten der Pflanzen und Bodenchemie für die Kartierung des chemischen Oberbodenzustands ist neu. Dass die Zeigerwerte der Vegetation für quantitative Analysen eingesetzt werden können, wurde unter anderem von Bergès et al (2006) gezeigt, der Voraussagen über die Bonität von Eichenbeständen aus Ellenberg-Indikatorwerten mittels Korrespondenzanalyse ableitete. Gégout et al (2003) und Peppeler-Lisbach (2008) werteten das Vorkommen einzelner Arten in Beziehung zu bodenchemischen Parametern aus. Daraus leiteten sie Beziehungen ab, die das Vorkommen der Vegetation besser voraussagten als Ellenberg-Indikatorwerte. Zudem zeigen

Tresch et al (2019), dass mit der Hilfe von Zeigerwerten die Verteilung von Bodenfauna (Regenwürmer und Springschwänze) sowie die Bodenqualität (organischer und mikrobieller Kohlenstoff, Häufigkeit von Bakterien) erklärt werden können.

Eine Unterscheidung natürlich saurer und anthropogen versauerter Böden ist mit dieser Methode nicht möglich. Bilanzrechnungen zeigen jedoch, dass die anthropogenen Immissionen zumindest im Mittelland und in der Nordschweiz stark zur Versauerung und damit Versauerung beigetragen haben (Braun et al. 2015). Anthropogene Versauerung führt zudem zu stärkerer Versauerung, da die natürlicherweise versauernde Kohlensäure keine starke Säure ist und nur bis zu einem pH-Wert von ungefähr 5 versauern kann. Das ist abhängig vom CO₂-Partialdruck im Boden (Reuss et al 1987).

Die hier vorgestellten Basensättigungskarten sind ein Element in der Beurteilung der Nährstoffnachhaltigkeit von Holzertemassnahmen und zur Baumartenwahl. Dabei sind die Karten, die unter Verwendung der Standortkartierung erstellt wurden, räumlich differenzierter und für forstliche Zwecke entsprechend besser zu verwenden. Bei Planungsarbeiten weiterhin zu berücksichtigen sind die versauernden Einträge und die Verwitterungsrate der bodenbildenden Minerale. Mit diesen Kenntnissen über den Nährstoff- und Belastungsstatus eines Waldbestandes kann die Nährstoffnachhaltigkeit von Massnahmen eingeschätzt werden. Sie sind daher für den Förster eine wichtige Grundlage zur Planung der Ernte und für die Baumartenwahl. Mit geeigneten forstlichen Massnahmen kann der Bodenversauerung entgegengewirkt und das Nährstoffrecycling gefördert werden. Ein hoher Anteil an Laubholz vermindert etwa die Stickstoffeinträge infolge geringerer Blattoberfläche und des Fehlens der Laubmasse im Winter und führt mit einer leichter abbaubaren Streu zu einer rascheren Nährstoffrückführung (Hättenschwiler 2005; Reich et al 2005; Hobbie et al 2010). Tiefwurzelnde Bäume können den Nährstoffverlust durch Auswaschung vermindern (Hagen-Thorn et al 2004, Thelin et al 2002). Diese Massnahmen wurden bereits von Stocker et al (2002) zur «Bodenpflege» vorgeschlagen. Eine dichte Verjüngung vermindert ebenfalls die Stickstoffauswaschung und damit auch den Verlust basischer Kationen (Waldner et al 2019). ■

Eingereicht: 13. Oktober 2020, akzeptiert (mit Rewiew): 22. Dezember 2021

Dank

An die Länder Frankreich, Tschechien und Österreich, die ihre ICP Forest Level II-Daten für die Validierung der Beziehung zwischen Basensättigung und dem Vorkommen einzelner Pflanzenarten zur Verfügung stellten. An Stephan Zimmermann (WSL) für das WZI-Datenset zur Validierung der Beziehung zwischen Basensättigung und Vegetationseinheiten. An MeteoSchweiz für die Phä-

nologiedaten. An die Forstämter der Kantone AG, BL, BS, FR, SO, TG und ZH für die Vegetationskarten. An das Bundesamt für Umwelt, Abteilung Wald, und an die Kantone AG, BE, BL, BS, FR, SO, TG, ZH und ZG für die Finanzierung. An Dr. Sabine Augustin, Dr. Richard Volz und Beat Achermann vom BAFU für die Unterstützung und die hilfreichen Kommentare zum Bericht. An PD Dr. Christian Schindler vom Swiss TPH für die statistische Beratung in zahlreichen Fällen. An das Feld- und Laborteam des Instituts für Angewandte Pflanzenbiologie für die Mitwirkung bei den Boden-, Bodenwasser- und Pflanzenanalysen.

Literatur

Vollständiges Literaturverzeichnis online: doi.org/10.5281/zenodo.6219628

ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (1996) Forstliche Standortaufnahme, 5. Auflage. Eching: IHW-Verlag & Verlagsbuchhandlung, ISBN 3-930167-18-2.

ARGE BURGER+STOCKER, KAUFMANN+PARTNER, WSL (1996) Standortkundlicher Kartierungsschlüssel für die Wälder der Kantone Bern und Freiburg. Solothurn, Lenzburg: ARGE Kaufmann+Partner, Burger+Stocker.

BAFU (2009) Karten zur Luftbelastung. METEOTEST im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Bern. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/luft/zustand/daten/luftbelastung-historische-daten/karten-jahreswerte.html>.

BLOCK J, EICHHORN J, GEHRMANN J, KÖLLING C, MATZNER E ET AL (2000) Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II – Wald-ökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Bonn: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. 167 p.

BRAUN S, BELYAZID S, BURGER T, STOCKER R, KURZ D ET AL (2015) Erfassung und Behandlung gefährdeter Waldstandorte. Bericht 2006–2014. pp. 1–168. Schönenbuch: Institut für Angewandte Pflanzenbiologie.

BRAUN S, HOPF SE, DE WITTE LC (2018) Wie geht es unserem Wald? 34 Jahre Walddauerbeobachtung. Schönenbuch: Institut für Angewandte Pflanzenbiologie.

BRAUN S, SCHINDLER C, VOLZ R, FLÜCKIGER W (2003) Forest damage by the storm «Lothar» in permanent observation plots in Switzerland: the significance of soil acidification and nitrogen deposition. *Water Air and Soil Pollution* 142: 327–340.

BRAUN S, TRESCH S, AUGUSTIN S (2020) Soil solution in Swiss forest stands: a 20 year's time series. *PLoS one*, [biorxiv.org/cgi/content/short/2019.12.23.887042v1](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0238704).

BRAUN S, HOPF SE, DE WITTE LC, TRESCH S (2021) Wie geht es unserem Wald? 38 Jahre Jahre Walddauerbeobachtung. pp. 115. Witterswil.

BRAUN-BLANQUET J (1964) Pflanzensoziologie, 3. Aufl. Wien: Springer.

BÜCKING W, DIETERICH H (1981) Beziehungen einiger Standortweiser-Pflanzen zu chemisch-analytischen Kennwerten des Oberbodens. *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung* 29: 69–74.

BURGER T, STOCKER R (2001) Standortkundlicher Kartierungsschlüssel und waldbauliche Kommentare für die Wälder des Kantons Zug.

BURNAND J, HASSPACHER B (1999) Waldstandorte beider Basel. Liestal: Verlag des Kantons Basel-Landschaft.

EGGENBERGER U, KURZ D, BLASER P, ZIMMERMANN S (1998) Description of profile input data. In: Kurz, D, Rihm, B, Sverdrup, H, Warfvinge, P, editors. *Critical loads of acidity for forest soils. Regionalized PROFILE model*. Berne: Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), pp. 33–36.

ELLENBERG H, KLÖTZLI F (1972) Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. *Mitteilungen der Eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen* 48: 589–930.

ELLENBERG H, LEUSCHNER C (2010) Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Stuttgart: Ulmer UTB. 1357 p.

ELLENBERG H, WEBER HE, DÜLL R, WIRTH V, WERNER W ET AL (1991) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Göttingen: Erich Goltze KG. 248 p.

FREHNER M, WASSER B, SCHWITTER R (2005) Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald. Wegleitung für Pflegemassnahmen in Wäldern mit Schutzfunktion, Vollzug Umwelt. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. 564 S.

FREHNER M, REMUND J, WALTHERT L, KÄGI M, RIHM B, BRANG P (2011) Schätzung standortspezifischer Trockenstressrisiken in Schweizer Wäldern. 57 S. doi.org/10.3929/ethz-a-010693256.

FREI E, VÖKT U, FLÜCKIGER R, BRUNNER H, SCHAI F (1980) Bodeneignungskarte der Schweiz. Eidg. Justiz- und Polizeidepartement – Bundesamt für Raumplanung.

HORT R, GUPTA S, HÄNI H (1998) Methodenbuch für Boden-, Pflanzen- und Lysimeterwasseruntersuchungen. Schriftenreihe der FAL 27, 228 pp., Zürich-Reckenholz, Liebefeld-Bern, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft.

JENTSCHKE G, DREXHAGE M, FRITZ H-W, FRITZ E, SCHELLA B ET AL (2001) Does soil acidity reduce subsoil rooting in Norway spruce (*Picea abies*)? *Plant and Soil* 237: 91–108.

MAYER P, BRANG P, DOBBERTIN M, HALLENBARTER D, RENAUD JP ET AL (2005) Forest storm damage is more frequent on acidic soils. *Annals of Forest Science* 62: 303–311.

PRIETZEL J, STETTER U (2010) Long-term trends of phosphorus nutrition and topsoil phosphorus stocks in unfertilized and fertilized Scots pine (*Pinus sylvestris*) stands at two sites in Southern Germany. *Forest Ecology and Management* 259: 1141–1150.

PUHE J (1994) Die Wurzelentwicklung der Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) bei unterschiedlichen chemischen Bodenbedingungen. Göttingen, 128 S.

RASTIN N (1992) Beziehung zwischen ökologischen Artengruppen und bodenchemischen Verhältnissen in Hamburger Waldbeständen. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 155: 169–174.

REMUND J, KUNZ S, SCHILTER C (2008) METEONORM 6.1. Handbuch Part I (Software) and Part II (Theory). Berne: METEOTEST; Swiss Federal Office of Energy.

REUSS JO, COSBY BJ, WRIGHT RF (1987) Chemical processes governing soil and water acidification. *Nature* 329: 27–32

RIHM B, ACHERMANN B (2016) Critical Loads of nitrogen and their exceedances, Swiss contribution to the effects-oriented work programme under the Convention on Long Range Transboundary Air Pollution (UNECE). Berne: Federal Office for the Environment (FOEN). 78 pp.

SCHMIDER P, KÜPER M, TSCHANDER B, KÄSER B (1993) Die Waldstandorte im Kanton Zürich, Waldgesellschaften, Waldbau, Naturkunde. Zürich: Oberforstamt des Kantons Zürich.

SCHMIDER P, WINTER D, LÜSCHER P (2003) Wälder im Kanton Thurgau, Waldgesellschaften, Waldstandorte, Waldbau. *Mitteilungen der Thurgauischen Naturforschenden Gesellschaft Band 58*, Frauenfeld.

STOCKER R, BURGER T, ELSENER O, LIECHTI T, PORTMANN-ORLOWSKI K (2002) Die Waldstandorte des Kantons Aargau. Wohlen: Finanzdepartement des Kantons Aargau, Abteilung Wald.

SVERDRUP H, WARFVINGE P, BLAKE L, GOULDING K (1995) Modeling recent and historic soil data from the Rothamsted Experimental Station, England using SAFE. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 53: 161–177.

SWISSTOPO (2005) Geologische Karte der Schweiz 1:500 000. Bern: swisstopo.

SWISSTOPO (2007) Digitales Höhenmodell 25 m Auflösung (DHM25). DV002234.1. Wabern: Datenquelle Bundesamt für Landestopografie (swisstopo).
SWISSTOPO (2015) ggplot 2 Karte CC-BV-SA, Code modified after github.com/grssnbchr/bivariate-maps.
TRÜBY P, ALDINGER E (1984) Eine Methode zur schnellen Bestimmung der effektiv austauschbaren Kationen. Allgemeine Forstzeitschrift 39: 1302–1304.

ULRICH B (1988) Ökochemische Kennwerte des Bodens. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 151: 171–176.
WALDNER P, BRAUN S, RIHM B (2019) Schlussbericht des Projekts «Nitrate leaching risks mapping» (NitLeach II). pp. 46. Birnmensdorf, Witterswil, Bern: Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Meteotest.

Elaboration de cartes de saturation en bases pour les sols forestiers avec des relevés de végétation

La dotation en éléments nutritifs du sol superficiel est déterminante pour la vitalité et la croissance des arbres forestiers. Les apports élevés d'azote dans les forêts depuis des décennies entraînent une eutrophisation. Parallèlement, le sol s'appauvrit en cations nutritifs essentiels et s'acidifie. Il n'existe pas d'informations globales sur les possibles pénuries d'éléments nutritifs qui en résultent pour les forêts suisses – pas plus que sur les unités de traitement sylvicole correspondantes. C'est pourquoi les forestiers ont besoin d'instruments leur permettant d'évaluer l'état actuel des sols forestiers et donc leur sensibilité à de nouvelles contraintes. Une méthode a été développée pour estimer la saturation en bases du sol superficiel, un paramètre important pour évaluer la fertilité du sol et sa sensibilité à une acidification supplémentaire. Elle est basée sur la valeur indicatrice de la végétation du sol, qui a été combinée avec des informations numériques disponibles sur les propriétés du sol, la géologie et la topographie. Les données de 365 relevés de végétation sur 303 surfaces du programme intercantonal d'observation permanente de la forêt et des cantons de Berne et de Fribourg ont été utilisées à cet effet. Le modèle explique 63% de la variance des valeurs de saturation des bases mesurées dans le jeu de données d'étalonnage et 58% dans un jeu de données de validation indépendant. La composition de la végétation est une aide simple et fiable pour le choix d'essences appropriées ou d'une méthode de récolte écologiquement acceptable pour un site.

Creation of a base saturation map for forest soils: using vegetation surveys

The nutrient supply of the topsoil is important for growth and vitality of forest trees. The nitrogen inputs into the forests, having been high since decades, result in eutrophication. At the same time the soil is getting poor in important nutrient cations and acidifies. There is no nationwide information on the resulting possible shortage of nutrient supply in Swiss forests, not even for single silvicultural units. Thus, the forest experts need instruments to judge the current status of the forest soils and the sensitivity towards further strains. A method was developed to estimate the base saturation of the topsoil, an important parameter for the evaluation of the soil fertility and of the sensitivity towards further acidification. It bases on the indicator values of the vegetation communities, combined with digitally available information on soil aptitude, geology and topography. Data from 365 vegetation recordings in 303 plots from the intercantonal forest monitoring program and from additional plots in the cantons Bern and Freiburg were used. The resulting model has a regression coefficient of 63%. The use of the vegetation composition is a simple and reliable tool for the choice of suitable tree species and of a sustainable harvest scenario for a site.