



# Extensive Beweidung von gestuften Waldrändern

Methoden für die Überprüfung der botanischen Vielfalt


**Bachelor-Thesis von Erni Samuel**  
**Vorgelegt bei Füglistaller Dominik**  
**Ruswil, 3. August 2025**

## Selbstständigkeitserklärung und Gewährung der Nutzungsrechte

Durch meine Unterschrift erkläre ich, dass

- ich das Reglement zur wissenschaftlichen Integrität an der Berner Fachhochschule kenne und mir die Konsequenzen bei dessen Nichtbeachtung bekannt sind,
- ich diese Arbeit in Übereinstimmung mit diesen Grundsätzen erstellt habe,
- ich diese Arbeit persönlich und selbständig erstellt habe, und sämtliche Inhalte, die nicht von mir stammen, gekennzeichnet und mit dem genauen Hinweis auf ihre Herkunft versehen habe,
- ich bei der Erstellung dieser Arbeit durchgehend steuernd gearbeitet habe und allfällige von einer künstlichen Intelligenz erzeugte Inhalte nicht unreflektiert übernommen habe,
- ich mich einverstanden erkläre, dass meine Arbeit mit einer Plagiat-Erkennungssoftware getestet und in die BFH-Datenbank der Software aufgenommen wird,
- ich der HAFL ein kostenloses, unbefristetes, nicht-exklusives Nutzungsrecht an meiner Arbeit gewähre.

Ort, Datum: Ruswil, 03. August 2025

Unterschrift ..........

## Mitteilung über die Verwendung von studentischen Arbeiten der Hochschule für Agrar-, Forst und Lebensmittelwissenschaften BFH-HAFL

Alle Rechte an Semesterarbeiten, Minorarbeiten sowie Bachelor und Master Theses der Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften HAFL sind im Besitze des/der Verfasser/in der Arbeit. Die HAFL geniesst jedoch ein kostenloses, unbefristetes, nicht-exklusives Nutzungsrecht an den Arbeiten ihrer Studierenden.

Semesterarbeiten, Minorarbeiten sowie Bachelor und Master Theses sind Bestandteile des Ausbildungsprogramms und werden von den Studierenden selbständig verfasst. Die HAFL übernimmt keine Verantwortung für eventuelle Fehler in diesen Arbeiten und haftet nicht für möglicherweise daraus entstehende Schäden

Zollikofen, Dezember 2023  
Die Direktion BFH-HAFL

# Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis	4
Tabellenverzeichnis	4
Abbildungsverzeichnis	5
KI-Verzeichnis	5
Abstract	6
1 Einleitung	7
2 Stand der Forschung	8
2.1 Aufbau eines Waldrandes	8
2.2 Botanische Vielfalt am Waldrand	8
2.3 Ökologische Aufwertung von Waldrändern	9
2.4 Der Einfluss von Beweidung auf Wald- und Wiesenökosysteme	9
2.4.1 Vegetationsstruktur und Artenvielfalt	10
2.4.2 Weidemanagement	10
2.4.3 Tierart und Rasse	11
2.5 Waldbeweidung in der Schweiz	11
2.6 Ausgewählte Parameter, welche die botanische Zusammensetzung beeinflussen	12
2.7 Nutzungswertzahlen von Gefässpflanzen	13
2.8 Gefässpflanzen als Bioindikatoren	13
2.9 Erfassbare Parameter in Vegetationsaufnahmen	15
2.9.1 Qualitative Parameter	15
2.9.2 Quantitative Parameter	15
2.10 Botanische Erhebungsmethoden	17
2.10.1 Plotbasierte Erhebungen	17
2.10.2 Line-Intercept-Methode (Linienschnittpunkte)	17
2.10.3 Point-Intercept-Methode (Punkt-Raster-Verfahren)	17
2.10.4 Transektmethode	17
2.10.5 Grundflächenaufnahme (Basal Area)	17
2.10.6 Floristische Inventur und Beobachtungsgänge	18
2.10.7 Quadrat- oder Punkt-Wahrscheinlichkeitssampling	18
2.10.8 Massenanteile	18
2.10.9 Neue Ansätze	18
2.11 Botanische Erhebungen auf Wiesen	20
2.12 Botanische Erhebungen im Wald	20
2.13 Arten-Areal-Kurven: Modelle und ihre Anwendung	21
2.14 Bestimmung des Minimum-Areals für Vegetationsaufnahmen	23
2.15 Monitoring über die Jahre	24
3 Material und Methoden	25
3.1 Versuchsstandorte	25
3.2 Standortklima	25
3.3 Versuchsdesign und Erhebungen	26
3.4 Statistische Auswertung	27
3.5 Voraussichtliche Entwicklung der Pflanzenvielfalt	27
4 Ergebnisse	28
4.1 botanische Erhebungen	28
4.1.1 Pflanzenvielfalt	28
4.1.2 Zeigerwerte nach Landolt (2010)	29
4.1.3 Futterwerte nach Briemle (1996)	30
4.1.4 Bodenbedeckung	30
4.2 Diskussion botanische Erhebungen	31

4.2.1 Pflanzenvielfalt	31
4.2.2 Zeigerwerte nach Landolt (2010)	32
4.2.3 Futterwerte nach Briemle (1996)	32
4.2.4 Bodenbedeckung	32
4.3 Ergebnisse aus den restlichen Erhebungen	33
4.3.1 Bodenparameter	33
4.3.2 Lichtmessungen	36
4.4 Diskussion der restlichen Erhebungen	37
4.4.1 Bodenparameter	37
4.4.2 Lichtmessungen	39
4.5 Auswertung der Erhebungsmethode	40
4.5.1 Artenakkumulation	40
4.5.2 Minimum-Areal	40
4.5.3 Anzahl Wiederholungen	42
4.6 Diskussion der Erhebungsmethode	42
4.6.1 Artenakkumulation	42
4.6.2 Minimum-Areal	42
4.6.3 Anzahl Wiederholungen	43
4.6.4 Monitoring und Erfolgskontrolle	43
4.7 Voraussichtliche Entwicklung der botanischen Vielfalt	45
4.7.1 Mit und ohne Weide	45
4.7.2 Mit und ohne Waldrandaufwertung	46
4.7.3 Mit Rindern als Beweider	46
4.8 Empfehlungen für die landwirtschaftliche Praxis	48
4.8.1 Aufwertung von Waldrändern	48
4.8.2 Extensive Beweidung gezielt einsetzen	48
4.8.3 Umsetzung in der Praxis	49
4.9 Diskussion der Praxisempfehlungen	49
5 Allgemeine Diskussion	50
6 Folgerungen	51
Anhang	58

## Abkürzungsverzeichnis

BHD:	Brusthöhendurchmesser
LAI:	Blattflächenindex
MA:	Minimum-Areal
PAR:	photosynthetisch aktive Strahlung
WR:	Waldrand

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht über die häufigsten Parameter, welche in botanischen Erhebungen untersucht werden (eigene Darstellung, 2025).	16
Tabelle 2: Übersicht über die verschiedenen botanischen Erhebungsmethoden (eigene Darstellung, 2025).	19
Tabelle 3: Übersicht mathematischer Modelle zur Darstellung von Arten-Areal-Kurven und zur Abschätzung des Minimum-Areals (eigene Darstellung, abgeändert nach Monod 1950; Weibull 1951; Tjørve 2003; Xiao et al. 2025).	22
Tabelle 4: Erfahrungswerte für die Grösse der Aufnahmeflächen in Pflanzengesellschaften in Mitteleuropa (abgeändert nach Dierschke 1994).	23
Tabelle 5: Übersicht der drei Versuchsstandorte (inkl. Kanton) mit Koordinaten (LV95), Höhenlage, dominanter Baumart, Waldrandtyp und angrenzender Wiesennutzung (eigene Darstellung, 2025).	25
Tabelle 6: Diversitätsindizes und Hill-Zahlen für die verschiedenen Standorte und Distanzen entlang des Wiese-Wald-Gradienten (eigene Darstellung, 2025).	29
Tabelle 7: Modellübereinstimmung zu den erhobenen Arten-Areal-Beziehungen inklusive deren Minimum Areale (eigene Darstellung, 2025).	41

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Ein gestufter Waldrand von Wiese bis Wirtschaftswald mit Rindern als Beweider (eigene Darstellung, 2025).	8
Abbildung 2: Jahresniederschläge und Temperaturwerte der letzten 10 Jahren aus den naheliegenden Messstationen zu Densbüren & Zeihen (AG) sowie Ruswil (LU) (eigene Darstellung, angepasst nach Agrometeo.ch, 2025).	25
Abbildung 3: Das Versuchsdesign mit den nested Plots (eigene Darstellung, 2025).	26
Abbildung 4: Die durchschnittliche Anzahl Pflanzenarten in den 128 m <sup>2</sup> Plots entlang des Wiese-Wald-Gradienten in drei unterschiedlich bewirtschafteten Waldrändern (eigene Darstellung, 2025).	28
Abbildung 5: Die durchschnittliche Feuchtezahl (Landolt 2010) der Pflanzengesellschaften entlang des Wiese-Wald-Gradienten in drei unterschiedlich bewirtschafteten Waldrändern (eigene Darstellung, 2025).	29
Abbildung 6: Der durchschnittliche Futterwert nach Briemle entlang des Wiese-Wald-Gradienten (eigene Darstellung, 2025).	30
Abbildung 7: Die durchschnittliche summierte Bodenbedeckung entlang des Wiese-Wald-Gradienten in drei unterschiedlich bewirtschafteten Waldrändern (eigene Darstellung, 2025).	30
Abbildung 8: Der durchschnittliche Humusanteil im Boden entlang des Wiese-Wald-Gradienten in drei unterschiedlich bewirtschafteten Waldrändern (eigene Darstellung, 2025).	33
Abbildung 9: Die mit AAE10 gemessenen Nährstoffe Kalzium, Kalium, Magnesium und Phosphor entlang des Wiese-Wald-Gradienten in drei unterschiedlich bewirtschafteten Waldrändern (eigene Darstellung, 2025).	34
Abbildung 10: Durchschnittlicher Eindringwiderstand in den einzelnen Bodenschichten entlang des Wiese-Wald-Gradienten bei drei verschiedenen Waldrandbewirtschaftungen (eigene Darstellung, 2025).	35
Abbildung 11: Verlauf der durchschnittlichen photosynthetisch aktiven Strahlung am Boden und des Blattflächenindex entlang des Wiese-Wald-Gradienten über alle Standorte hinweg (eigene Darstellung, 2025).	36
Abbildung 12: Anteil photosynthetisch aktiver Strahlung im inneren Waldrand in Abhängigkeit von der Waldrandbewirtschaftung (eigene Darstellung, 2025).	36
Abbildung 13: Mittlere Anzahl Pflanzenarten ( $\pm$ SD) in Abhängigkeit der Plotgrösse entlang des Wiese-Wald-Gradienten inklusive des vorgeschlagenen Minimum-Areals (x) (eigene Darstellung, 2025).	40
Abbildung 14: Darstellung der Arten-Areal-Beziehung mit den zwei bestangepassten Modellen (logarithmisch und Weibull) über die vier Distanzen (eigene Darstellung, 2025).	41

Titelbild: eigene Aufnahme

## KI-Verzeichnis

ChatGPT, OpenAI, Version GPT-4o, chat.openai.com

- für Hilfestellungen in der Codekorrektur und Diagrammerstellung in RStudio

DeepL Write, DeepL SE, deepl.com/write

- Unterstützung bei Rechtschreibprüfung und Überarbeitung von Satzstellungen in der gesamten Arbeit

## Abstract

ERNI Samuel, Extensive Beweidung von gestuften Waldrändern – Methoden für die Überprüfung der botanischen Vielfalt.

In der heutigen Kulturlandschaft stehen Waldränder zunehmend unter Druck. Durch strukturarme Waldränder, mechanische Pflege oder fehlende Bewirtschaftung gehen wertvolle Übergangszonen zwischen Offenland und Wald verloren, mit negativen Folgen für zahlreiche Organismengruppen wie Insekten, Vögel oder Kleinsäuger. Gerade Waldränder besitzen ein hohes ökologisches Potential, denn sie verbinden Lebensräume, schaffen Mikroklimata und beherbergen zahlreiche spezialisierte Pflanzenarten. Doch dieses Potential bleibt vielerorts ungenutzt.

Vor diesem Hintergrund untersucht die vorliegende Arbeit, angelehnt an die laufende Studie von Agroscope zur Waldrandbeweidung, wie sich Waldrandaufwertung und extensive Beweidung auf die botanische Vielfalt entlang des Wiese-Wald-Gradienten auswirken, und wie sich diese Vielfalt mit minimalem Aufwand verlässlich erfassen lässt.

Dazu wurden an drei Waldrändern im Schweizer Mittelland in insgesamt 24 verschachtelten Aufnahme-flächen botanische Erhebungen durchgeführt und ergänzende Messungen zu Boden, Licht und Vegetationsstruktur erhoben.

Die Resultate zeigen, dass sowohl gestufte Waldränder als auch eine extensive Beweidung, insbesondere mit Rindern, die Artenvielfalt deutlich fördern können. Besonders im inneren Waldrand wurden unter Beweidung bis zu dreimal mehr Pflanzenarten sowie höhere Diversitätsindizes (Shannon, Simpson, Pielou) erfasst als an unbeweideten Standorten. Auch die signifikant positiven Korrelationen zwischen der verfügbaren photosynthetisch aktiven Strahlung und dem pH-Wert mit der Artenvielfalt unterstreichen die positiven Effekte einer angepassten Bewirtschaftung.

Zur effizienten Erfassung der Artenvielfalt wurde das notwendige Minimum-Areal je Habitattyp berechnet: In Wiesen reichen 25 m<sup>2</sup>, an äusseren und inneren Waldrändern 49 m<sup>2</sup> und im Wald rund 100 m<sup>2</sup> aus, um ca. 90 % der vorkommenden Arten zu erfassen. Pro Waldrand genügen dabei zwei Transekte mit insgesamt acht Plots, um eine zuverlässige Erhebung zu gewährleisten. Ergänzende Parameter wie pH-Wert, Nährstoffe, Licht- und Eindringwiderstandsmessungen im Boden erwiesen sich als wertvolle Hilfsmittel zur Interpretation der Vegetationsmuster und zur Erfolgsüberprüfung einer Beweidung.

Die Ergebnisse unterstreichen die Bedeutung einer gezielten Kombination aus struktureller Waldrandgestaltung und angepasster extensiver Beweidung zur Förderung artenreicher Lebensräume im Schweizer Mittelland.

Schlagwörter: forest edge management, botanical diversity, forest grazing, biodiversity assessment, minimum area

# 1 Einleitung

Die Schweiz ist zu 32 % mit Wald (Rigling und Schaffner 2015) und zu 29 % mit Grasland bedeckt (AGFF 2025). Zwischen diesen beiden Landschaftstypen erstrecken sich insgesamt 115'000 km Waldränder, davon 25'600 km im Mittelland (Brändli et al. 2020).

In diesem Teil der Schweiz gelten 44% der vorkommenden Gefässpflanzenarten als gefährdet (Bornand et al. 2019). Viele dieser Pflanzen benötigen spezifische Umweltbedingungen, um zu wachsen und zu überleben. Insbesondere Waldränder als Übergangszonen zwischen Wald und Offenland, sogenannte Ökotone, bieten mit ihrem einzigartigen Mikroklima wertvolle Lebensräume. So begünstigen Faktoren wie Sonneneinstrahlung, Temperatur, Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit sowie Wind an Waldrändern eine höhere Pflanzenvielfalt im Vergleich zu Offenland oder geschlossenem Wald (Pro Natura 2013).

Heute sind diese Übergangsbereiche jedoch oft monoton und artenarm, da sie als scharfe, wenig strukturierte Grenzen zwischen Wald und Offenland gestaltet sind (Imesch et al. 2015). Dies gefährdet zahlreiche prioritäre Gefässpflanzenarten und stellt eine ökologische Bedrohung dar (Imesch et al. 2015). Das Bundesamt für Umwelt hat deshalb bereits 2015 in seinem Massnahmenkatalog zur Förderung der Biodiversität nationale Handlungsziele zur Aufwertung der Waldränder im Mittelland formuliert (Imesch et al. 2015). Dazu gehören eine Erhöhung der Waldrandtiefe, eine Diversifizierung der Gehölzarten sowie eine regelmässige Pflege und eine verstärkte Nutzung von Synergien zwischen Wald und Landwirtschaft (Imesch et al. 2015).

Einige Kantone unterstützen deshalb bereits heute die maschinelle Auslichtung und Pflege von Waldrändern finanziell (BAFU 2021). Eine Alternative zur maschinellen Pflege könnte die extensive Beweidung mit Rindern sein, die eine naturnahe Offenhaltung fördert. In einem aktuellen Forschungsprojekt untersucht Agroscope unter anderem die Auswirkungen einer solchen Beweidung auf die botanische Vielfalt von aufgewerteten Waldrändern.

Gemäss Art. 16 Abs. 1 des Bundesgesetzes vom 4. Oktober 1991 über den Wald (WaG; SR 921.0) ist eine solche Beweidung heute in der Schweiz grundsätzlich nicht erlaubt. Studien zeigen jedoch, dass eine extensive Beweidung mit Rindern sowohl auf Wiesen als auch in Wäldern heterogene Standortbedingungen schafft und dadurch die Pflanzenvielfalt, einschliesslich ökologischer Zielarten, fördern kann (Rook et al. 2004; Schley und Leytem 2004). Eine erhöhte Pflanzenvielfalt trägt wiederum zur Stabilisierung des Ökosystems bei und bildet als Primärproduzent die Grundlage für artenreichere und widerstandsfähigere Trophieebenen (Offenberger 2020).

Um diese pflanzliche Vielfalt präzise zu erfassen, zu vergleichen und langfristig zu dokumentieren, bedarf es einer effizienten und standardisierten Methode zur botanischen Aufnahme. Diese sollte sowohl repräsentativ als auch ressourcenschonend sein, um eine regelmässige und grossflächige Datenerhebung zu ermöglichen.

Die vorliegende Arbeit untersucht daher verschiedene Methoden zur Erfassung der botanischen Vielfalt in diesem Kontext. Ziel ist es, eine effiziente und präzise Methode zu entwickeln, die eine botanische Erfassung über den gesamten Offenland-Wald-Gradienten sowohl vor der Waldrandaufwertung, während der Beweidung als auch zur späteren Erfolgskontrolle ermöglicht. Erste Feldaufnahmen zur Validierung der Methode werden durchgeführt und statistisch ausgewertet. Die Untersuchung dient dabei als Vorstudie zum laufenden [Forschungsprojekt von Agroscope](#), welches die Auswirkung extensiver Beweidung von gestuften Waldränder untersucht.

Die zu beantwortenden Fragestellungen lauten wie folgt:

- Wie viele und wie grosse Erhebungsplots sind erforderlich, um mit minimalem Aufwand die botanische Vielfalt möglichst präzise zu erfassen und die Auswirkungen einer extensiven Waldrandbeweidung zu beurteilen?
- Welche Auswirkungen einer extensiven Beweidung auf die Diversität und Zusammensetzung der Pflanzenarten an Waldrändern lassen sich basierend auf bestehender Literatur prognostizieren?

## 2 Stand der Forschung

### 2.1 Aufbau eines Waldrandes

Ein Waldrand kann auf natürliche Weise entstehen oder vom Menschen geschaffen sein. Natürliche Waldränder entstehen durch steiles Gefälle, abrupte Änderungen des Bodentyps oder des Mikroklimas sowie durch Waldbrände oder andere natürliche Ereignisse wie beispielsweise Insektenbefall (Ellenberger und Leuscher 2010).

Aufgrund unterschiedlicher biotischer und abiotischer Einflüsse ist jeder Waldrand einzigartig. So können Form, Struktur, Tiefe, Länge und Artenvielfalt bereits auf kleinstem Raum variieren (Ellenberger und Leuscher 2010). In der Waldrandstruktur wird jedoch zwischen drei Bereichen unterschieden, die in fast allen Waldrändern zu finden sind: Angrenzend an das Kulturland befindet sich der Krautsaum (Abbildung 1). Er besteht häufig aus Gräsern und Kräutern, wird extensiv genutzt und bildet so eine dichte Bodenvegetation. Anschliessend folgt der Strauchgürtel. Er definiert sich durch Jungbäume und Sträucher. Der Übergang vom Strauchgürtel zum Wirtschaftswald wird als Waldmantel bezeichnet. In diesem Bereich sind Randbäume sowie alte und teils abgestorbene Bäume zu finden (Costa 2001).

Im Mittelland haben die Waldränder häufig scharfe Konturen, die sich mit zunehmender Höhenlage verlieren (Brändli et al. 2020).



Abbildung 1: Ein gestufter Waldrand von Wiese bis Wirtschaftswald mit Rindern als Beweider (eigene Darstellung, 2025).

### 2.2 Botanische Vielfalt am Waldrand

Insgesamt nimmt die botanische Vielfalt in den europäischen Wäldern trotz steigenden konservierenden Efforts weiter ab (Czyżewski und Svenning 2025). Denn entgegen der heutigen dichten Bewirtschaftung bevorzugen die meisten Pflanzen in den gemässigten Wäldern heterogene, halboffene Baumkronen (Czyżewski und Svenning 2025). Solche Verhältnisse sind häufig an Waldrändern anzutreffen. Aus diesem Grund zeigen die meisten Studien einen höheren Artenreichtum und eine höhere Artenvielfalt an Waldrändern im Vergleich zum Inneren des Waldes (Erdős et al. 2013). Ein weiterer Grund für die höhere Artenvielfalt ist das Vorkommen von Pflanzenarten aus mehreren Habitaten. So sind Waldarten, Offenlandarten sowie speziell randspezifische Arten am Waldrand anzutreffen (Erdős et al. 2013). Dieser Effekt ist bei anthropogenen und natürlich entstandenen Waldrändern bis zu einer Tiefe von 50 m in den Wald nachzuweisen (Franklin et al. 2021). Aber nicht nur die Artenvielfalt, sondern auch die Habitatvielfalt ist im Übergang grösser als in der angrenzenden Landschaft (Erdős et al. 2013). Dies ermöglicht auch gefährdeten Pflanzenarten eine verstärkte Ansiedlung an Wiesenrändern, die in Wälder übergehen. Werden die Flächen extensiv bewirtschaftet, erhöht sich die Zahl der gefährdeten Arten nochmals erheblich (Jacot et al. 2012). Ein noch grösserer Effekt ist in alpinen Lagen zu beobachten (Jacot et al. 2012).

Allerdings ist die Pflanzenvielfalt nicht an allen Waldrändern automatisch höher. Steile Waldränder, die schwankenden Umweltbedingungen ausgesetzt sind, weisen eine geringere Artenvielfalt auf als gestuft übergehende, stabile Waldränder (Erdős et al. 2013). So sind tiefe und strukturreiche Waldränder, die

sich jedoch selten natürlich so einstellen, ein wertvoller Lebensraum für Pflanzen und Tiere (Imesch et al. 2015).

In der Schweiz gibt es einen sogenannten Ökotonwert, der sich aus der Gehölzarten- und Strukturvielfalt am Waldrand zusammensetzt. Heute weisen 7 % der Schweizer Waldränder einen sehr niedrigen Ökotonwert auf, 82 % einen mittleren und lediglich 11 % einen hohen. In den letzten 20 Jahren ist jedoch ein leichter Trend zu einer zunehmenden Breite des Strauchgürtels sowie einer leicht steigenden Zahl von durchschnittlich zwölf Gehölzarten an Waldrändern festzustellen (Brändli et al. 2020).

### **2.3 Ökologische Aufwertung von Waldrändern**

In der Schweiz bestehen zwischen dem Bund und den Kantonen Programmvereinbarungen im Bereich Wald, die alle vier Jahre angepasst werden. Ein konkretes Teilprogramm widmet sich der Waldbiodiversität. Ziel des Projekts 2 ist die Förderung von Lebensräumen und Arten. So unterstützt der Bund in der Programmperiode 2025–2028 das Aufwerten und Pflegen von Waldrändern, welche ein hohes ökologisches Potential und dazu passendes angrenzendes Grünland aufweisen, mit einer Pauschale von 5.000 CHF pro Hektar (BAFU 2025). Die Kantone sind für die Vorgabe konkreter Massnahmen, die Erfolgsüberprüfung und die Auszahlung an die Waldeigentümer verantwortlich. Aus diesem Grund gelten in jedem Kanton andere Massnahmen und es werden unterschiedliche Beträge für die Waldrandaufwertung ausbezahlt.

Allgemein wird empfohlen, im vorderen Bereich des Waldrandes in einem Ersteingriff hochwachsende Bäume herauszuschneiden und lediglich wertvolle Baumarten oder sogenannte Habitatsbäume stehen zu lassen. So werden Sträucher begünstigt und mit dem anfallenden Holz können Totholzstrukturen angelegt werden (Pro Natura 2013). Damit die ökologische Qualität bestehen bleibt, sind jedoch spätere Pflegeeingriffe nötig (Pro Natura 2013). Diese sind stark standortabhängig, jedoch immer sehr arbeitsintensiv. Das Ziel dabei ist, invasive Arten zu bekämpfen und schnell wachsende Arten zurückzudrängen. So gelangt wieder mehr Licht in den Bestand und langsam wachsende sowie wertvolle Arten werden begünstigt (Pro Natura 2013).

Bei der Aufwertung sollte eine Waldrandtiefe von insgesamt 23–40 m angestrebt werden. Dabei betragen der Waldmantel 15–20 m, der Strauchgürtel 5–10 m und der Krautsaum 3–10 m (Krüsi et al. 1997). Gerade beim Strauchgürtel wird diese empfohlene Grösse in der Schweiz nur bei etwa einem Fünftel erreicht (Brändli et al. 2020).

Um den Ausgangszustand zu erfassen und eine spätere Erfolgskontrolle durchzuführen, haben Krüsi und Schütz (1994) einen Waldrandschlüssel entwickelt. Zur einfacheren Überprüfung wurde dazu von der Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften die mobile App „Waldrand“ entwickelt (Babbi 2020).

Das Bundesamt für Umwelt schreibt der Waldrandqualität im Schweizer Mittelland die grösste Bedeutung zu (Imesch et al. 2015). Dort besteht zwar nicht in allen Regionen hohes ökologisches Potential, aber im gesamten Mittelland ein hohes Potential für Vernetzung (Imesch et al. 2015).

In Tschechien konnte bereits nachgewiesen werden, dass sich die Vegetationszusammensetzung in den heutigen Wäldern verschiebt. So nehmen lichtliebende Arten wie auch der allgemeine Artenreichtum ab, wohingegen gebietsfremde, invasive Arten zunehmen (Vojík und Boublík 2018). Diese Ergebnisse verdeutlichen ebenfalls die Wichtigkeit der Aufwertung und Belichtung von Waldrändern.

### **2.4 Der Einfluss von Beweidung auf Wald- und Wiesenökosysteme**

Die Beweidung gilt heute nicht nur als landwirtschaftliche Nutzungspraxis, sondern auch zunehmend als gezieltes Instrument im Naturschutz. In zahlreichen Studien wurde gezeigt, dass sie zur Förderung bestimmter Habitattypen und Artenzusammensetzungen beitragen kann, sowohl in Laub- als auch in Nadelmischwäldern (Öllerer et al. 2019). Vor allem durch die Rückkehr robuster Weidetiere versucht man natürliche Störungen zu imitieren, wie sie durch Wildtierherden früher regelmässig auftraten (Svenning 2002).

#### 2.4.1 Vegetationsstruktur und Artenvielfalt

Die Auswirkungen der Beweidung auf die Vegetation sind vielfältig. Direkt erfolgt die Beeinflussung durch Verbiss, Frass und Tritt. Indirekt werden die Lichtverhältnisse, die Nährstoffverfügbarkeit und die Konkurrenzverhältnisse verändert (Öllerer et al. 2019). Dadurch kann es zu einer höheren strukturellen und räumlichen Heterogenität kommen, was wiederum die floristische Diversität begünstigt. Der gleiche Effekt konnte bei einer Beweidung mit der Nitrat-Heterogenität nachgewiesen werden, welche eine positive Korrelation mit dem Artenreichtum aufweist (Scott und Baer 2019). Diese Entwicklung benötigt allerdings meist mehrere Jahre (Öllerer et al. 2019).

Beweidung begünstigt auch Pflanzenarten mit bestimmten funktionellen Merkmalen: Einjähriger Lebenszyklus, frühe Blüte und Samenbildung, Rosettenwuchs, höhere Lichtbedürftigkeit und geringe Wuchshöhe sind dabei typische Eigenschaften (Gaujour et al. 2012). In Wäldern profitieren insbesondere wenig schmackhafte oder dornige Arten in der Strauchschicht, während empfindliche, auf Wälder spezialisierte Pflanzenarten im Bestand zurückgehen (Öllerer et al. 2019). Zusätzlich wurde beobachtet, dass das Trampeln der Kühe zu einer deutlich reduzierten Deckung und geringeren Wuchshöhe von *Rubus*-Arten führt (Öllerer et al. 2019). Dies hat jedoch auch zur Folge, dass sich der Boden durch Beweidung verdichtet, was wiederum die Wasserinfiltration beeinflusst (Öllerer et al. 2019). Andererseits erhöht sich die nackte Bodenoberfläche, was das Vergraben von Samen und die Etablierung kleiner Samenbäume, wie beispielsweise Birken und vieler anderer Pflanzenarten, begünstigt (Kirby et al. 1994; Gaujour et al. 2012; Öllerer et al. 2019).

In einer weiteren Untersuchung zeigte sich, dass die Beweidung mit Rindern in Kahlschlägen die Baumverjüngung zwar reduziert, die verbleibende Dichte jedoch ausreicht, um eine spätere Holznutzung zu ermöglichen (Kaufmann et al. 2014). Der Verbiss war bei niedriger Tierdichte gering (unter 3.2 %), stieg jedoch bei erhöhter Dichte bis auf 10.5 % an (Kaufmann et al. 2014).

In vielen Regionen konnte nachgewiesen werden, dass Weidetiere zur Erhöhung der Pflanzenvielfalt beitragen können. So wurde beispielsweise in Frankreich bereits nach drei Jahren Beweidung eine höhere Beta-Diversität im Vergleich zur Schnittnutzung festgestellt, wobei ein vermehrtes Vorkommen einjähriger Arten beobachtet wurde (Moinardeau et al. 2019). Auch viele auf Roten Listen geführte Pflanzenarten zeigen eine positive Korrelation mit Weidetierpräsenz und geringer krautiger Biomasse (Czyżewski und Svenning 2025).

Der Einfluss der Beweidung auf die Artenvielfalt ist stark standortabhängig. In tiefliegenden Grünlandstandorten Zentraleuropas führt Beweidung in der Regel zu einer höheren Artenvielfalt als Mahd. Ausgenommen ist die Schafbeweidung. In Mooren oder auf sehr trockenen Böden gilt dieser Zusammenhang ebenfalls nicht (Tälle et al. 2016).

Wird die Beweidung jedoch eingestellt, verändert sich die Artenzusammensetzung: Sowohl weidetolerante Arten wie Hainsimsen und Seggen als auch weideempfindliche Arten wie *Anemone nemorosa* oder *Geum rivale/urbanum* können zunehmen, während die Gesamtartenzahl sinkt (Cooper und McCann 2011).

#### 2.4.2 Weidemanagement

Für diese beschriebene Entwicklung sind die Intensität und Dauer der Beweidung entscheidend. Kurze, intensive Beweidungsphasen mit hoher Besatzdichte führen dazu, dass auch weniger bevorzugte Pflanzenarten gefressen werden. Dadurch erhöht sich die strukturelle Vielfalt (Provenza et al. 2003). Dauerbeweidung mit geringer Tierdichte ermöglicht hingegen selektives Fressen und kann somit dazu führen, dass bestimmte Arten dominieren und die Vielfalt reduziert wird (Provenza et al. 2003).

Auch der Zeitpunkt der Beweidung kann einen Einfluss haben. Besonders günstig wirkt sich die Kombination aus Frühjahrs- und Winterbeweidung aus, da sie zweikeimblättrige Arten und Leguminosen unterstützt (Gaujour et al. 2012). Intensive Sommerbeweidung kann dagegen die Vielfalt wieder reduzieren (Gaujour et al. 2012). Eine andere Studie zeigte eine besonders hohe Diversität bei der Kombination aus Sommerbeweidung und Herbstschnitt (Tälle et al. 2016).

Dennoch zeigen viele Studien keinen eindeutigen Zusammenhang zwischen Artenreichtum und Beweidungszeitpunkt (Tälle et al. 2016).

### 2.4.3 Tierart und Rasse

Das Fressverhalten variiert stark zwischen den verschiedenen Tierarten. So nehmen Kühe und Pferde etwa 70–80 % ihrer Nahrung in Form von Gräsern auf und fressen verholzte Pflanzen eher unabsichtlich. Ziegen hingegen fressen gezielt etwa 50 % holzige Pflanzen. Schafe bevorzugen Kräuter mit einem Anteil von rund 30 % (Mitchell und Kirby 1990). Im Winter neigen alle Tierarten dazu, die Rinde von verholzten Pflanzen zu fressen (Mitchell und Kirby 1990).

Ziegen verursachen einen erheblich stärkeren Verbiss an jungen Eichen (40 %) als Kühe (2.8 %) (Papachristou und Platis 2011). Kühe regulieren die Bodenvegetation nämlich effektiver. Bis zu 97 % ihrer Nahrungsaufnahme besteht aus krautigen Pflanzen (Papachristou und Platis 2011). Pferde hingegen nutzen Waldränder kaum zur Futteraufnahme. Ebenso nehmen Kühe während einer ganzjährigen Waldrandbeweidung nur 12 % ihrer Nahrung im Wald auf (Van Uytvanck und Hoffmann 2009).

Bei einer intensiven Schafbeweidung von wenigen Tagen im Frühling und Herbst wurden keine negativen Auswirkungen auf das Baumwachstum, jedoch auf den Baumstammdurchmesser festgestellt. Während die Bäume im Frühling verschont blieben, wurde im Herbst ein erhöhtes Abfressen von Lateralästen bei Jungbäumen beobachtet (McEvoy und McAdam 2008).

Es lässt sich jedoch nicht für jede Tierart pauschal sagen, was gefressen wird. Dies hängt von vielen Faktoren wie Kondition, vorherige Weideumgebung, Jahreszeit, Rasse oder Geschlecht des Tieres ab (Gaujour et al. 2012).

Extensive Rinderrassen wie das schottische Hochlandrind oder das Gallowayrind gelten als besonders naturschutzgeeignet (Golze et al. 1997; Pauler et al. 2019). Sie sind robust und genügsam, verursachen einen geringen Bodendruck und verbreiten durch ihr langes und wolliges Fell Samen epizoochor (Pauler et al. 2019) Aufgrund ihres langsameren Wachstums und ihres geringeren Bedarfs an Futtermenge und -qualität fressen sie weniger wählerisch und führen so zu weniger typischen Weideaspekten in der Vegetation (Pauler et al. 2019). Des Weiteren zeigen extensive Rassen eine weiträumigere Verteilung beim Beweiden, wodurch es weniger übernutzte, nährstoffangereicherte Orte in der Weide gibt (Pauler et al. 2019).

Auch Jungvieh und Galkühe stellen geringere Ansprüche an das Futter als laktierende Kühe. Das macht sie für extensive Weidesysteme besser geeignet (Kirchgessner et al. 2014). In Wäldern, die mit Milchkühen beweidet wurden, gab es mehr Strauchbewuchs als in Wäldern, in denen Fleischrinder weideten (Galleguillos et al. 2018).

## 2.5 Waldbeweidung in der Schweiz

Früher wurde der Wald in der Schweiz dem Offenland gleichgestellt. So wurde er uneingeschränkt zur Weide von Nutztieren genutzt. Die steigende Bevölkerung und die damit einhergehende Übernutzung des Waldes führten zu Waldzerstörungen, in der Folge zu zunehmenden Überschwemmungsereignissen sowie Mur- und Lawinenabgängen (Landwirtschaft und Wald 2022). So regte sich zu Beginn des 19. Jahrhunderts Widerstand in der Bevölkerung und zahlreiche Kantone begannen, die Waldweide zu regulieren (Stuber und Bürgi 2001). Mit dem eidgenössischen Forstpolizeigesetz von 1876 wurde schliesslich eine nationale Regulierung gegen die schädliche Waldweide beschlossen (Stuber und Bürgi 2001). Heute ist die Waldbeweidung grundsätzlich verboten. Gemäss Art. 16 Abs. 1 des Bundesgesetzes vom 4. Oktober 1991 über den Wald (WaG, SR 921.0) ist jede Bewirtschaftung, welche die Waldfunktion beeinträchtigt, unzulässig.

In den meisten Kantonen kann daher heute eine Ausnahmegewilligung erteilt werden, sofern die Beweidung nicht mit dem Schutz oder den Funktionen des Waldes in Konflikt steht. Schwierig wird es in Schutzwäldern, Naturwaldreservaten und in moorigen oder erosionsgefährdeten Wäldern sein (Landwirtschaft und Wald 2022).

Ein bekanntes Beispiel aus dem Jura, wo Waldbeweidung heute durchgeführt wird, sind die Wytweiden. Gemäss dem eidgenössischen Waldgesetz sind dies Flächen, auf denen eine Doppelnutzung aus der Land- und Forstwirtschaft vorhanden ist. Auf solchen Flächen wechseln sich bestockte Gebiete mit offenen Weideplätzen mosaikartig ab (Amt für Wald, Jagd und Fischerei - Solothurn 2021).

Ein ähnliches System ist auf der Alpensüdseite mit den Selven bekannt. In diesen Gebieten werden grosse Kastanienbäume in weitem Verband gepflanzt. So liefern die Bäume Früchte und Holz, während das Gras darunter von Tieren abgeweidet wird (Heiniger 1994).

In der Schweiz können bei extensiv genutzten Waldweiden die Weideteile (ohne Bestockungsflächen) an die Biodiversitätsförderflächen angerechnet werden. Neben der Qualitätsstufe 1 (300.-/ha) kann bei ausreichender Vielfalt auch die Qualitätsstufe 2 (700.-/ha) erreicht werden. Das Ganze kann dann in die Vernetzung (500.-/ha) integriert werden (Agripedia 2025). Damit die Qualitätsstufe 2 erreicht wird, muss entweder die Vegetationsqualität mit sechs Zeigerpflanzen gemäss der Zeigerpflanzenliste für Waldweiden (Benz und Schiess-Bühler 2016) vorhanden sein oder die Strukturqualität erreicht sein. Zur Erreichung der Strukturqualität muss mindestens 20 % Weidefläche mit Qualitätsvegetation, einen Waldanteil von mindestens 10 % inklusive der Gewährleistung dessen Verjüngung aufweisen und die Weidefläche muss zu mindestens 2.5 % mit arten- oder dornenreichen Gehölzstrukturen bewachsen sein (Benz 2018).

Dünger und Pflanzenschutzmittel dürfen bei vorgewiesener Qualität nur mit Bewilligung ausgebracht werden. Mulchen ist nicht erlaubt und mindestens eine Weidenutzung pro Jahr ist vorgeschrieben (Forschungsinstitut für biologischen Landbau et al. 2025).

## 2.6 Ausgewählte Parameter, welche die botanische Zusammensetzung beeinflussen

In Pflanzengemeinschaften beeinflussen viele Umweltfaktoren (biotische und abiotische) die Zusammensetzung und Verbreitung der einzelnen Arten direkt oder indirekt. Da diese Faktoren häufig zusammen agieren und einander beeinflussen, ist es wichtig zu verstehen, wie sie die Pflanzengesellschaften beeinflussen (Zhang et al. 2021).

### Licht

Damit Pflanzen leben und ihren Stoffwechsel betreiben können, sind sie auf Sonnenlicht für die Photosynthese angewiesen. Sie können jedoch nur die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) verwenden, die alle Strahlen im Wellenbereich von 400 bis 700 Nanometer umfasst (Decagon Devices, Inc. 2010). Bei hohem Lichteinfall wird viel Biomasse gebildet und die Artenzahl erhöht. Ab dem Punkt, an dem die übermässige Biomasse jedoch das Licht im Unterwuchs reduziert, wird der Konkurrenzausschluss gefördert und lichtbedürftige als auch kleinere Arten werden verdrängt (Ren et al. 2024).

Im Vergleich von Weiden und Schnittwiesen konnte nachgewiesen werden, dass hochwachsende, dominante Arten wie bestimmte Gräser durch Beweidung besser kurzgehalten oder verdrängt werden, die Pflanzenbedeckung somit geringer ist und mehr Licht auf den Boden gelangt (Moinardeau et al. 2019). Dies fördert zudem eine unregelmässige Lichtdurchlässigkeit, die sich positiv auf die Artenzahl auswirkt, sofern es sich um weniger lichtdurchflutete Standorte handelt (Scott und Baer 2019).

### Bodenparameter

Der Simpson-Diversitätsindex (Artenvielfalt unter Berücksichtigung der Häufigkeiten) sowie der Pielou-Index der Gleichverteilung zeigen positiv signifikante Korrelationen mit dem pH-Wert in Wiesen (Zhang et al. 2022). Auch heimische Gras- und Pflanzengemeinschaften etablieren sich besser und sind kompetitiver gegenüber invasiven Arten bei einem pH-Wert um 7 (Barlow et al. 2020). Im Vergleich zu Wäldern zeigen Wiesen meist einen höheren pH-Wert und in Wäldern wird der pH-Wert mit zunehmendem Alter tiefer (Dlouhá et al. 2009).

Bei organischen Anteilen im Boden kommt es sehr auf die vorliegende Form an. So sind Mullformen, die durch Regenwurmtätigkeit entstehen, aufgrund der Nährstofffreisetzung artenfördernd. Diese Form von Humus ist im Grünland und in lichten Wäldern zu finden. In geschlossenen Nadelwäldern ist vermehrt Moder- und Rohhumus vorzufinden (Ponge 2013). Durch dessen versauernde Wirkung wirkt diese Form von Humus eher diversitätshemmend (Ponge 2013). Ein höherer Anteil an organischem Material im Boden kann insgesamt zu einer höheren Pflanzenvielfalt führen. Standortbedingungen wie der pH-Wert oder die Nährstoffverfügbarkeit haben jedoch einen grösseren Einfluss (Angst et al. 2025).

Eine höhere Verfügbarkeit von Stickstoff, Phosphor und Kalium reduziert die Artenzahl direkt. Dies führt zu einem gesteigerten Wachstum dominanter Arten (Ren et al. 2024), vor allem Grasarten. Der gleiche Effekt ist bei künstlicher als auch bei organischer Düngung zu beobachten (Ponge 2013). Verschiedene Düngerformen fördern unterschiedliche Pflanzen. So fördern organische Dünger Futtergräser und Doldenblütler im Vergleich zu ungedüngten Wiesen (Gaujour et al. 2012).

Verdichtungen im Boden führen bei Pflanzen zu einem verkürzten Wurzelwachstum und einem Verlust der Nährstoff- und Wasseraufnahme (Nawaz et al. 2013). Neben einem Ertragsrückgang führt dies ebenfalls häufig zu einem Artenrückgang (Bohner et al. 2017). Während Verdichtungen im Oberboden das Wurzelwachstum stärker limitieren, ist dies bei Verdichtungen im Unterboden weniger der Fall (Nawaz et al. 2013).

Im Wald führen Bodenverdichtungen zu einer Veränderung der Bodenflora. Die natürlichen Waldarten werden von schädlichen und invasiven Waldarten verdrängt (Nawaz et al. 2013).

Unterschiedliche Managementmassnahmen wie Beweidung oder Mahd führten beide zu einer Verdichtung des Bodens und somit zu einer schlechteren Infiltration (Hassan et al. 2024), wobei Weiden jedoch meist eine höhere Verdichtung als gemähte Wiesen aufweisen (Bohner et al. 2017).

## 2.7 Nutzungswertzahlen von Gefässpflanzen

Um die in der Schweiz vorkommenden Gefässpflanzenarten vergleichbar zu machen, wurden ihnen sogenannte Zeigerwerte für verschiedene ökologische und biologische Merkmale zugeordnet. Die aktuell massgebliche Referenz ist die *Flora indicativa* von Landolt et al. (2010). Diese Werte spiegeln wider, unter welchen Standortbedingungen eine Pflanzenart typischerweise vorkommt, beispielsweise in Bezug auf Lichtverfügbarkeit, Feuchtigkeit, pH-Wert, Nährstoffversorgung oder Temperaturpräferenz.

Die Zeigerwerte beruhen nicht auf kontrollierten Laborexperimenten, sondern auf langjährigen Feldbeobachtungen und Expertenschätzungen. Ihre Anwendung ermöglicht eine rasche ökologische Einschätzung von Standorten anhand der dort vorkommenden Pflanzenarten. Dennoch ist zu betonen, dass es sich um vereinfachte Näherungen handelt. Die Werte bieten eine hilfreiche Orientierung, ersetzen jedoch keine standortspezifische Analyse. Aufgrund der hohen Variabilität natürlicher Lebensräume dürfen sie nicht als absolute Messgrössen verstanden werden (Landolt 2010).

Auch im Bereich der landwirtschaftlichen Nutzung wurde ein numerisches Bewertungssystem etabliert. Bereits im Jahr 1953 entwickelten Klapp et al. eine erste Skala zur Einschätzung des Futterwerts von Pflanzenarten, die insbesondere für die Fütterung von Rindvieh relevant ist. Diese sogenannte Futterwertzahl wurde später von mehreren Autoren überarbeitet und liegt in ihrer heutigen Form nach Briemle (1996) vor. Es handelt sich um eine 9-stufige Skala, welche von 1 = giftig bis 9 = höchster Futterwert reicht. Die Skala umfasst derzeit 374 Gefässpflanzenarten und erlaubt die Bewertung sowohl einzelner Arten als auch ganzer Pflanzenbestände hinsichtlich ihrer Futterqualität (Briemle 1996).

## 2.8 Gefässpflanzen als Bioindikatoren

Die Erfassung der Gefässpflanzen ist eine bewährte Methode zur Bewertung der Biodiversität in terrestrischen Ökosystemen (Dierschke 1994). Sie ermöglicht nicht nur einen direkten Einblick in die Zusammensetzung und Struktur von Vegetationsgemeinschaften, sondern erlaubt auch Rückschlüsse auf Standortbedingungen und anthropogene Einflüsse. Als ortsgebundene Primärproduzenten mit vergleichsweise stabilen Vorkommen eignen sich Gefässpflanzen besonders gut für Wiederholungsaufnahmen und langfristige Erfolgskontrollen im Rahmen ökologischer Monitoringprogramme (Diekmann 2003).

Ein zusätzlicher Vorteil ist, dass Gefässpflanzen im Zentrum zahlreicher naturschutzrelevanter Bewertungsinstrumente stehen. In der Nationalen Roten Liste der Gefässpflanzen der Schweiz (Bornand et al. 2019) sind alle in den sechs biogeografischen Regionen der Schweiz (Jura, Mittelland, Nordalpen, Westliche Zentralalpen, Östliche Zentralalpen und Südalpen) vorkommenden Arten bewertet. Diese Liste ist ein zentrales Werkzeug zur Beurteilung der Schutzwürdigkeit und ökologischen Qualität eines Standorts, insbesondere wenn Arten der Kategorien «Critically Endangered» (CR), «Endangered» (EN) oder «Vulnerable» (VU) vorkommen.

Auch die Liste der Nationalen Prioritären Arten (BAFU 2019), die sich auf Gefährdungsstatus und internationale Verantwortung stützt, wird von Gefässpflanzen dominiert. Über 2'600 der insgesamt 3'665 prioritären Arten stammen aus dieser Organismengruppe. Die Liste dient auf Bundes- und Kantonsebene als Grundlage für gezielte Artenförderprogramme und macht Gefässpflanzen somit auch für die landwirtschaftliche Biodiversitätsplanung unverzichtbar.

Ein weiterer Anwendungsbereich sind die Umweltziele Landwirtschaft (UZL) aus dem Bereich «Arten und Lebensräume». Hier wurde eine Liste mit 632 Zielfloraarten erstellt, die als Bewertungs- und Steuerungsgrundlage für Agrarumweltprogramme dient (BAFU und BLW 2008).

Zur quantitativen Auswertung der botanischen Vielfalt über verschiedene Standorte oder Bewirtschaftungsformen hinweg stehen verschiedene Diversitätsindizes zur Verfügung. Sie ermöglichen es, neben der absoluten Artenzahl auch Aspekte wie Gleichverteilung und Dominanzverhältnisse zu erfassen (Morris et al. 2014).

Trotz ihrer weiten Verbreitung gibt es keinen universell besten Index, da unterschiedliche Indizes auf verschiedene Aspekte der Diversität (Artenreichtum, Dominanz oder Gleichverteilung) reagieren (Mouillot und Leprêtre 1999). Entsprechend wird in der ökologischen Literatur betont, dass die Wahl des Index stets im Kontext der jeweiligen Forschungsfrage und Datenstruktur erfolgen sollte und dass mehrere Indizes parallel ein ausgewogeneres Resultat liefern (Morris et al. 2014). Insbesondere die Verwendung von Hill-Zahlen (Hill 1973) ermöglicht eine vergleichbare Skalierung und ein besseres Verständnis des zugrunde liegenden Verteilungsmusters in Form der effektiven Anzahl von Arten (Morris et al. 2014). So zeigen  $q_0$  die reine Artenzahl,  $q_1$  als exponentielle Form des Shannon-Index alle Arten proportional zu ihrer Häufigkeit und  $q_2$  aus dem Kehrwert des Simpson-Index die dominanten Arten (Jost 2006; Morris et al. 2014).

Folgende Indizes werden im Bereich der Botanik häufig eingesetzt:

### Shannon-Index (H')

Der nach seinem Entwickler benannte Shannon-Index basiert auf der Informationstheorie, kombiniert Artenreichtum mit Gleichverteilung und besagt, dass mit höher werdender Zahl eine höhere Artenvielfalt und gleichmässiger Verteilung einhergeht (Shannon 1948). Er reagiert sensibel auf Veränderungen in der Artenzusammensetzung und auf seltene Arten, was eine differenzierte Darstellung komplexer Gemeinschaften ermöglicht. Bei kleinen Stichproben entstehen teils hohe Varianzen, weshalb er besser für grosse und artenreiche Datensätze geeignet ist (Mouillot und Leprêtre 1999; Morris et al. 2014).

$$H' = - \sum_{i=1}^{i=s} p_i \log_2 p_i$$

### Simpson-Index (D)

Der Simpson-Index misst die Wahrscheinlichkeit, dass zwei zufällig gezogene Individuen zur selben Art gehören. Das Ergebnis ist eine Zahl zwischen 0 und 1. Ein Wert nahe 1 deutet auf eine hohe Diversität mit gleichmässig verteilten Arten hin (Simpson 1949). Aufgrund seiner Robustheit gegenüber Probengrösse mit niedriger Varianz und Fehlerrate werden seltene Arten bei diesem Index eher übersehen (Mouillot und Leprêtre 1999). Er ist somit besonders für heterogene Probengrössen und Vergleiche zwischen Standorten geeignet (Mouillot und Leprêtre 1999).

$$D = 1 - \sum_{i=1}^{i=s} p_i^2$$

### Pielou's Evenness (J')

Dieser Index beschreibt die Gleichverteilung der Individuen auf die Arten und baut auf dem Shannon-Index auf. Je näher der Wert an 1 ist, desto gleichmässiger ist die Artenverteilung (Pielou 1966). Dies ermöglicht eine einfache Interpretation der Verteilungsgleichmässigkeit und ist unabhängig von der absoluten Artenzahl. Bei kleinen Probengrössen kann es jedoch zu starken Schwankungen kommen. Als alleinige Beschreibung der Diversität ist dieser Index nicht geeignet (Morris et al. 2014).

$$J' = \frac{H'}{\ln(S)}$$

$p_i$ : Anteil der Art  $i$  an der Gesamtindividuenzahl  
 $S$ : Gesamtzahl der Arten  
 $\Sigma$ : Summe

## 2.9 Erfassbare Parameter in Vegetationsaufnahmen

Mithilfe einer Vegetationsaufnahme können verschiedene Aussagen zur Vegetationsdynamik, zur Standortqualität oder zu Nutzungseinflüssen getroffen werden. Je nach Ziel der Studie werden deshalb unterschiedliche qualitative und quantitative Parameter angewendet (Tabelle 1).

### 2.9.1 Qualitative Parameter

Die grundlegende Methode botanischer Erhebungen besteht in der qualitativen Bestimmung und Auflistung aller vorkommenden Gefäßpflanzenarten (**Artenreichtum**) innerhalb der definierten Erhebungsfläche. Dies erlaubt eine erste Einschätzung des Artenreichtums und dient als Ausgangspunkt für weiterführende Auswertungen (Dierschke 1994).

Eine solche Erhebung geschieht einerseits mit zerstörungsfreien, klassischen Erfassungsmethoden wie jene nach Klapp (1930), wobei auch spektrale Verfahren zunehmend Anwendung finden (Peratoner und Pötsch 2015). Andererseits können destruktive Methoden wie die manuelle Trennung und Bestimmung von Erntegut im Labor oder DNA-Barcoding-Ansätze angewendet werden (Peratoner und Pötsch 2015; Letsiou et al. 2024). Solche Methoden sind jedoch deutlich aufwendiger und teurer und kommen deshalb meist in spezifischen Forschungsprojekten zum Einsatz.

### 2.9.2 Quantitative Parameter

Qualitative Daten allein reichen oft nicht aus, um vegetationsökologische Prozesse oder Managementeffekte zu analysieren. Daher werden ergänzend quantitative Parameter erhoben, welche die relative Bedeutung und Struktur der Arten in einem Bestand abbilden (Peratoner und Pötsch 2015).

- **Dichte** bezeichnet die Anzahl Individuen pro Flächeneinheit und eignet sich besonders zur Erfolgskontrolle von Pflege- oder Bekämpfungsmassnahmen. Aufgrund der oft erschwerten Abgrenzbarkeit von Individuen, etwa bei ausläuferbildenden Arten, ist diese Methode jedoch nur eingeschränkt anwendbar. Zur Standardisierung werden meist Schätzrahmen (50 x 50 cm oder 1 x 1 m) eingesetzt (Peratoner und Pötsch 2015).
- **Deckungsgrad** beschreibt den Anteil der Fläche, der von einer Art in der Vertikalprojektion bedeckt wird. Je nach Erhebungskonzept werden vegetationsfreie Lücken berücksichtigt oder nur die oberste Blattfläche erfasst. Die visuelle Schätzung erfolgt oft nach der Braun-Blanquet-Skala (1951) oder späteren Modifikationen (Van Der Maarel 1979; Gauch 1982; Dietl 1995). Um Verzerrungen zu vermeiden, ist eine gute Schulung der Beobachter/-innen essentiell (Alberdi et al. 2010). In dichten, mehrschichtigen Beständen kann der Deckungsgrad 100% übersteigen, was durch den Blattflächenindex (LAI) erklärbar ist. Dieser beträgt in mitteleuropäischen Wiesen typischerweise 2–13 (Geyger 1977, zitiert in Dierschke 1994).
- **Frequenz** bezeichnet den prozentualen Anteil der Flächen, auf denen eine Art vorkommt. Eine kombinierte Erhebung von Präsenz und Häufigkeit ermöglicht beispielsweise die Methode nach Daget & Poissonet (1971). Zur standardisierten Frequenzaufnahme werden auch mechanische Hilfsmittel wie Rastergestelle eingesetzt (Peratoner und Pötsch 2015). Die Daten folgen häufig poisson- oder binomialverteilten Mustern (Alberdi et al. 2010).
- **Ertragsanteil** beschreibt den geschätzten oder gemessenen Anteil einer Art an der oberirdischen Biomasse. Diese Methode ist besonders relevant in der Landwirtschaft zur Bewertung von Futterwerten. Die Schätzung erfolgt meist visuell im Feld (Klapp 1930) oder durch Sortierung im Labor (Peratoner und Pötsch 2015).

In komplexeren Lebensräumen wie Wäldern ergänzen strukturelle Parameter die vegetationskundliche Erfassung.

- **Vertikale Struktur:** Die Einteilung der Vegetation in Schichten (z.B. Kraut-, Strauch- und Baumschicht) ist zentral für die Analyse der Licht- und Konkurrenzverhältnisse sowie der Lebensraumvielfalt. Es werden verschiedene Klassifikationssysteme vorgeschlagen, etwa die Lebensformtypen nach Raunkiaer (1934), die physiognomische Typologie nach Küchler (1967) oder differenzierte Klassifikationen nach Höhe (Godron und Daget 1968).

- **Soziabilität:** Pflanzenarten treten nicht zufällig, sondern oft in charakteristischen Mustern auf. Ihre Aggregationsform wird beispielsweise nach Braun-Blanquet (1932) in fünf Stufen beschrieben: von solitär wachsenden Arten bis hin zu Arten mit grossflächigen Dominanzbeständen. Diese Beobachtungen liefern wertvolle Hinweise auf Sukzession, Konkurrenzdruck oder Nutzungsintensität (Alberdi et al. 2010).
- **Dimensionalität:** Dimensionale Parameter wie Pflanzenhöhe, Kronendurchmesser oder Brusthöhendurchmesser (BHD) lassen sich mit Regressionsmodellen zur Schätzung der Biomasse oder der Kohlenstoffvorräte nutzen. Während bei krautigen Arten die Biomasse oft direkt durch Trockenwiegen erhoben wird, kommen bei Gehölzen modellbasierte Verfahren zur Anwendung. Zwar ist die Erhebung der Biomasse kostenintensiv, sie liefert jedoch relevante Daten für Studien zur Kohlenstoffbindung oder zur Beurteilung von Strukturelementen (Alberdi et al. 2010).

Tabelle 1: Übersicht über die häufigsten Parameter, welche in botanischen Erhebungen untersucht werden (eigene Darstellung, 2025).

Parameter	Beschreibung	Erhebungsmethoden	Bemerkung
Artenreichtum	Anzahl der vorkommenden Arten	alle erwähnten Methoden	Basis für Biodiversitätsindizes
Dichte	Anzahl Individuen je Flächeneinheit	Plots, Belt-Transekt, Quadrat-/Punktwahrscheinlichkeit, Fernerkundung	schwierig bei ausläuferbildenden Pflanzen
Deckungsgrad	bedeckter Anteil einer Fläche	Plots, line/point-intercept, Belt-Transekt, Quadrat-/Punktwahrscheinlichkeit	kann über 100% betragen
Frequenz	Anteil an Teilflächen mit Vorkommen der Art	nested Plots, line/point-intercept, Belt-Transekt, Quadrat-/Punktwahrscheinlichkeit	repräsentativ bei Wiederholung
Ertragsanteil	Anteil an der oberirdischen (trockenen) Biomasse	Plots, Belt-Transekt, Massenanteile	relevant im Futterbau
Schichtstruktur	vertikale Staffelung nach Wuchsform/Höhe	Plots, Belt-Transekt, floristische Inventur, Quadrat-/Punktwahrscheinlichkeit	häufig angewendet in Waldvegetation
Soziabilität	Muster der Aggregation von Individuen	Plots, Belt-Transekt, floristische Inventur, Quadratwahrscheinlichkeit	beschreibt Koloniebildung
Dimensionalität	verschiedene messbare dimensionale Parameter	Plots, Belt-Transekt, Grundflächenaufnahme, floristische Inventur, Quadratwahrscheinlichkeit, Fernerkundung	ermöglicht z.B. Kohlenstoffmodelle

## 2.10 Botanische Erhebungsmethoden

Je nach Zielsetzung, Geländebedingung und Ressourcenauslastung stehen für die Erfassung botanischer Parameter verschiedene etablierte Methoden zur Verfügung (Tabelle 2). Die Auswahl erfolgt in der Regel anhand der Vegetationsstruktur, des Umfangs der Erhebung und der gewünschten Genauigkeit.

### 2.10.1 Plotbasierte Erhebungen

Flächenbasierte Erhebungen mit stabilen Formen (z.B. Quadrate, Rechtecke) sind ein zentraler Bestandteil der Vegetationsökologie. Sie ermöglichen die quantitative Bestimmung von Artenreichtum, Deckung, Frequenz, Dichte sowie dimensionale Parameter. Je nach Erhebungsparameter muss eine andere Grösse gewählt werden. So sind grössere Flächen repräsentativer wohingegen kleinere eine genauere Bestimmung ermöglichen. Aus diesem Grund kann es sinnvoll sein, die Plots in kleinere Untereinheiten einzuteilen (Alberdi et al. 2010). Ein «nested Design», also die Anordnung kleinerer Unterplots innerhalb grösserer, erlaubt zudem eine Skalierung der Arten-Areal-Beziehung (Dierschke 1994; Dengler et al. 2016). Quadratische Plotformen gelten als besonders praktikabel und repräsentativ und lassen sich effizient aggregieren (Dengler et al. 2016). Zwei Wiederholungen pro Standort stellen meist einen Kompromiss zwischen Genauigkeit und Zeitaufwand (Dengler et al. 2016).

### 2.10.2 Line-Intercept-Methode (Linienschnittpunkte)

Bei dieser Methode wird eine gerade Transekt-Linie über die Vegetation gelegt. Entlang dieser Linie wird jede Berührung mit einer Art registriert. Die Methode eignet sich besonders zur quantitativen Bestimmung des Deckungsgrads und kann bei längeren Transekten (bis zu 50 m oder mehr) repräsentative Ergebnisse liefern (Caratti 2006; Alberdi et al. 2010). Sie ist besonders vorteilhaft für Vegetationen unter einem Meter Höhe, bei höheren Strukturen sind längere Linien erforderlich (Chytrý und Otýpková 2003).

### 2.10.3 Point-Intercept-Methode (Punkt-Raster-Verfahren)

Bei dieser quantitativen Methode wird ein Rasterrahmen mit regelmässig verteilten Stäben oder Drahtpunkten über der Vegetation platziert. An jedem Punkt wird notiert, welche Pflanzenarten den Stab berühren. Auf diese Weise werden Deckung und Frequenz systematisch erfasst (Jonasson 1988; Alberdi et al. 2010). Besonders in Graslandökosystemen ist diese Methode effizient und reduziert subjektive Schätzfehler deutlich.

### 2.10.4 Transektmethode

Zur Untersuchung der botanischen Vielfalt in Übergangszonen eignen sich besonders Transektmethoden gut, da sie räumliche Gradienten systematisch erfassen. Dabei wird zwischen Line-Transekt und Belt-Transekt unterschieden.

Bei der Line-Transekt-Methode wird eine schmale Linie, normalerweise in einem rechten Winkel zum ökologischen Gradienten angelegt. Entlang dieser Linie werden alle Pflanzenarten dokumentiert, die sie entweder direkt berühren oder von ihr aus beobachtet werden können. Diese Methode ist besonders zeiteffizient und eignet sich für erste Übersichtsaufnahmen (Roberts-Pichette und Gillespie 1999).

Bei der Belt-Transekt-Methode wird hingegen ein Streifen mit fester Breite entlang des Gradienten verwendet, in dem sämtliche vorkommende Pflanzenarten vollständig erfasst werden. Die empfohlene Breite des Streifens variiert je nach Vegetationstyp. In Beständen mit Bäumen und Sträucher sollten es mindestens 5 bis 20 Meter, bei niedrigwüchsiger Vegetation hingegen 0.5 bis 1 Meter sein, um eine repräsentative Aufnahme zu gewährleisten (Roberts-Pichette und Gillespie 1999).

### 2.10.5 Grundflächenaufnahme (Basal Area)

In waldartigen Habitaten wird häufig die Grundfläche der Bäume oder Sträucher erhoben. Dazu wird der Grundflächenanteil mittels Winkelzählprobe oder Relaskop erfasst. Diese Daten liefern wichtige Informationen zur Bestandesstruktur und erlauben eine Abschätzungen der Biomasse (Alberdi et al. 2010).

#### 2.10.6 Floristische Inventur und Beobachtungsgänge

Diese Methode beinhaltet die vollständige qualitative Erfassung aller Arten in einem Gebiet, ohne strikte systematische Anordnung der Plots. Sie eignet sich hervorragend zur Einschätzung der Artenvielfalt ganzer Transekte oder Landschaftsausschnitte, insbesondere als Ergänzung zu standardisierten Methoden (Dierschke 1994).

#### 2.10.7 Quadrat- oder Punkt-Wahrscheinlichkeitssampling

Hierbei erfolgt die Platzierung der Erhebungsstellen nach einem zufallsbasierten Konzept. Diese Methode ermöglicht eine unverzerrte Hochrechnung auf grössere Flächen und ist weniger anfällig für subjektive Verzerrungen (Dierschke 1994).

#### 2.10.8 Massenanteile

Die Erfassung von Massenanteile pflanzlicher Arten ist eine bewährte Methode, um die Zusammensetzung von Grünlandbeständen zu bewerten, insbesondere im Hinblick auf ihre Futterqualität und funktionelle Zusammensetzung. Ein klassischer Ansatz stammt von De Vries & De Boer (1959). Sie entwickelten eine Methode zur visuellen Schätzung der Ertragsanteile einzelner Arten oder Artengruppen am Gesamtbestand. Dabei wird der prozentuale Anteil am Trockensubstanzertrag ermittelt. Diese Methode eignet sich besonders für praxisnahe Untersuchungen im Grünland, da sie eine nicht-destruktive und zeitsparende Abschätzung ermöglicht (De Vries und De Boer 1959). In wissenschaftlichen Studien wird sie jedoch häufig durch destruktive Erhebungen im Labor ergänzt. Dabei wird die geerntete Biomasse getrennt, getrocknet und gewogen. Diese Labortriagen erlauben eine kalibrierte Rückführung auf die Feldschätzungen und verbessern deren Genauigkeit.

#### 2.10.9 Neue Ansätze

Um neben den ressourcenintensiven klassischen botanischen Feldaufnahmen effizientere Methoden zu etablieren, wird seit einigen Jahren intensiv an alternativen, technologiegestützten Verfahren geforscht.

#### **DNA-Barcoding**

Die Identifikation von Pflanzenarten anhand kurzer, charakteristischer DNA-Sequenzen, sogenanntes DNA-Barcoding, gilt als vielversprechender Ansatz zur Automatisierung floristischer Erhebungen. Anders als bei Tieren, wo sich bestimmte Marker etabliert haben, gestaltet sich die Etablierung geeigneter Loci bei Pflanzen jedoch schwieriger (Letsiou et al. 2024). Trotz mehr als 20 Jahren Forschung gibt es bislang keine universell anerkannte Barcoding-Methode für Landpflanzen.

Ein vielversprechender Zukunftsansatz liegt im Einsatz von Next-Generation Sequencing (NGS). Damit könnten längere DNA-Abschnitte, sogenannte Super-Barcodes, etwa das vollständige Chloroplastengenom, analysiert werden, was die Artenidentifikation deutlich verbessern könnte (Letsiou et al. 2024).

#### **Bildbasierte Pflanzenbestimmung mittels künstlicher Intelligenz**

Ein weiterer vielversprechender Ansatz ist die automatisierte Artidentifikation durch Deep-Learning-Modelle, insbesondere Convolutional Neural Networks (CNNs). Hierbei wird ein KI-Modell mit grossen Mengen an Pflanzenbildern trainiert, um visuelle Merkmale einzelner Arten zu erkennen und zu klassifizieren (Chen et al. 2023).

In den letzten Jahren wurden hier beachtliche Fortschritte erzielt. Aktuell liegt der Fokus dieser Technologie allerdings primär auf der Erkennung von Pflanzenkrankheiten, der Unkrautkontrolle und Anwendungen in der Präzisionslandwirtschaft (Chen et al. 2023).

Mit zunehmender umfangreicheren Bilddatensätzen und optimierten Modellen könnte diese Methode jedoch in naher Zukunft auch für botanische Arterhebungen eine wichtige Rolle spielen (Chen et al. 2023).

#### **Drohnenbasierte Vegetationserfassung**

Die Integration von Bildanalyseverfahren in Drohnensysteme wird ebenfalls mithilfe von Deep-Learning-Technologien vorangetrieben. Mithilfe kommerzieller, hochauflösender Drohnenkameras und geeigneter Modelle können Drohnen nach einem Flug vegetationsbezogene Daten liefern und potentielle Arten automatisch bestimmen (James und Bradshaw 2020).

In der Schweiz testete beispielsweise Agroscope ein solches System zur Erkennung blühender Pflanzenarten, mit Erfolgsraten von bis zu 90% (Gallmann et al. 2022). Dennoch ist der Einsatz derzeit noch begrenzt. Er erfolgt typischerweise bei guter Wetterlage und auf überschaubaren Flächen (James und Bradshaw 2020).

Für einen breitflächigen und robusten Einsatz sind weitere technische Entwicklungen, insbesondere in Bezug auf Echtzeitverarbeitung, Witterungsresistenz und Modelltraining, notwendig (James und Bradshaw 2020).

Tabelle 2: Übersicht über die verschiedenen botanischen Erhebungsmethoden (eigene Darstellung, 2025).

Methode	Erfassbare Parameter	Vorteile	Nachteile	Geeignet für
Plots	alle beschriebenen Parameter	standardisiert, dauerhaft, wiederholbar	Flächenwahl beeinflusst Ergebnis	Monitoring, Vergleichsstudien
nested Plots	alle beschriebenen Parameter	gute Skalierung & Vergleichbarkeit	komplexe Einrichtung	Monitoring, Vergleichsstudien
Line-intercept	Deckungsgrad, Frequenz	objektiv, effizient	Eignung je nach Vegetationstyp	Grasland, Buschvegetation
Point-intercept	Deckungsgrad, Frequenz	hohe Reproduzierbarkeit	weniger geeignet für hohe Vegetation	Wiesen, Weiden
Transektmethode	alle beschriebenen Parameter	erfasst Übergänge gut	aufwendig in strukturreicher Vegetation	Waldsäume, Ufer, Sukzessionen
Grundfläche	Artenreichtum, dimensionale Parameter	schnelle Strukturaufnahme	nur für Bäume relevant	Waldinventur
Floristisch Inventur	Artenreichtum, Schichtstruktur, Dimensionalität	Vollständigkeit	subjektiv, keine Repräsentativität	Erstaufnahme, naturschutzfachliche Kartierung
Quadrat-/Punkt Wahrscheinlichkeit	Artenreichtum, Dichte, Deckungsgrad, Frequenz, Schichtstruktur, Dimensionalität	zufallsbasierte Auswahl, hohe Übertragbarkeit	bei seltener Vegetation hohe Unsicherheit	Hochrechnung auf grössere Flächen, Monitoring
Massenanteile	Artenreichtum, Ertragsanteil	genaues Bild der Futterzusammensetzung	aufwendig	Futterwertschätzung
DNA-Barcoding	Artenreichtum	bei fragmentierten Proben möglich	teuer, geringe Verfügbarkeit	Validierung, Ergänzung zu klassischen Inventuren
Fernerkundung	Artenreichtum, Dimensionalität	skalierbar, gering störend	Technik- & Auswerteaufwand hoch	grossflächiges Monitoring, Blühkartierung

## 2.11 Botanische Erhebungen auf Wiesen

Die botanische Zusammensetzung der Grünlandvegetation wird durch eine Vielzahl von Bewirtschaftungs- und Standortfaktoren beeinflusst. Deren Veränderungen wirken sich wiederum auf den Pflanzenbestand aus. Dieser trägt im Grünland entscheidend zum Futterertrag und zur Futterqualität bei (Peratoner und Pötsch 2015). Darüber hinaus können Veränderungen in der botanischen Zusammensetzung wichtige Hinweise auf die Wirkung von Umwelt- und Bewirtschaftungsmassnahmen geben (Peratoner und Pötsch 2015). Um solche Aussagen belastbar treffen zu können, ist eine standardisierte und methodisch fundierte Erhebung floristischer Daten auf Wiesen nötig.

Botanische Aufnahmen sollten möglichst unmittelbar vor dem ersten Schnitt durchgeführt werden, da zu diesem Zeitpunkt der Grossteil der Arten in der Hauptblüte steht. Zusätzlich empfiehlt es sich, die Artenliste bei Folgeaufwüchsen zu ergänzen, da manche Arten erst später im Jahr erscheinen oder beim ersten Aufwuchs übersehen werden (Peratoner und Pötsch 2015). Während manche Autoren einen einmaligen Durchgang als ausreichend ansehen, zeigen andere Untersuchungen, dass für artenreiche oder extensiv genutzte Wiesen zwei bis drei Begehungen pro Jahr zu empfehlen sind (Dierschke 1994).

Neben der blossen Artenliste sollten auch die Deckung jeder Art geschätzt werden, idealerweise nach standardisierten Skalen wie der Braun-Blanquet-Skala (Braun-Blanquet 1925) oder prozentualen Klassen. Diese quantitative Erfassung erlaubt eine differenzierte Analyse der Vegetationsstruktur und ist für die Berechnung von Diversitätsindizes und Langzeitvergleichen essentiell (Dierschke 1994).

Die Erhebungen sollten in Flächen durchgeführt werden, die innerhalb eines homogenen Vegetationsausschnitts liegen. Die abiotischen und biotischen Faktoren müssen innerhalb der Aufnahmefläche möglichst einheitlich sein (Mueller-Dombois und Ellenberger 1974). Zudem ist darauf zu achten, dass keine grossen Kahlstellen oder dominant auftretende Einzelpflanzen die Aufnahme verzerren. In extensivem Grünland und Weideflächen gelten Aufnahmen auf 10–25 m<sup>2</sup> als ausreichend, um repräsentative Aussagen über die Vegetationszusammensetzung zu treffen (Dierschke 1994).

Schlussendlich ist neben den floristischen Aufnahmen eine umfassende Dokumentation unerlässlich. Dazu gehören Angaben zu Datum, Uhrzeit, Exposition, Hangneigung, Wetterbedingungen, Koordinaten, Bilder sowie gegebenenfalls Bodenproben. Nur durch diese Zusatzinformationen lassen sich Erhebungen langfristig vergleichen (Dierschke 1994).

## 2.12 Botanische Erhebungen im Wald

Die Pflanzenzusammensetzung in der Bodenvegetation von Wäldern kann als wichtiger Indikator dienen. So lassen sich beispielsweise Standortbedingungen wie Entwässerung oder Fruchtbarkeit besser einschätzen (Alberdi et al. 2010). Darüber hinaus lassen sich leichter Aussagen über das Waldstadium, die Produktivität, den wirtschaftlichen Wert sowie das Nahrungs- und Schutzpotential für Wildtiere treffen (Alberdi et al. 2010). Heutzutage werden solche Bodenvegetationen auch eingesetzt um Umweltveränderungen wie Luftverschmutzung oder Stickstoffdepositionen festzustellen, die auf menschliche Aktivitäten zurückzuführen sind (Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft 2025).

Die vegetationskundliche Aufnahme im Wald erfolgt in vertikalen Schichten. Pflanzen mit einem BHD von über 4 cm werden der Baumschicht zugeordnet, während niedrigere, verholzte Arten bis zu einer Höhe von etwa 2 m in die Strauchschicht fallen. Nicht verholzte Gefässpflanzen sowie Kräuter und Gräser bilden die Krautschicht. In vielen Studien werden zudem auch Moose und Flechten separat erfasst, da sie wichtige Bioindikatoren darstellen (Alberdi et al. 2010).

Die für die jeweilige Schicht gewählte Flächengrösse beeinflusst die Repräsentativität der Erhebung direkt. Dierschke (1994) und Alberdi et al. (2010) empfehlen für die Krautschicht eine Fläche von 100–200 m<sup>2</sup>, für die Strauchschicht 16–25 m<sup>2</sup> und für die Baumschicht bis zu 200 m<sup>2</sup>. Moose und Flechten werden dagegen oft auf kleineren Flächen von einem Quadratmeter aufgenommen.

Hinsichtlich der Flächenform zeigen Studien, dass rechteckige Flächen tendenziell eine höhere Artenzahl erfassen als kreisförmige, obwohl letztere häufig kostengünstiger in der Umsetzung sind (Alberdi et al. 2010; Thimonier et al. 2011).

In den artenreichen Laubwäldern Mitteleuropas sind viele frühblühende Arten bereits im Frühjahr zu beobachten, während andere Arten erst im Frühsommer oder Spätsommer sichtbar werden. Daher sind mindestens zwei Aufnahmezeitpunkte zu empfehlen. Beispielsweise im April/Mai und Juni/Juli, um eine möglichst vollständige Artenliste zu erhalten (Dierschke 1994; Alberdi et al. 2010).

Eine exakte geografische Verortung der Aufnahmefläche ist sehr wichtig, um Wiederholungsaufnahmen zu ermöglichen. Angaben zu Lage, Exposition, Neigung, Bewuchsstruktur und Störfaktoren sollten dabei standardisiert dokumentiert werden (Alberdi et al. 2010). Zudem ist eine Fotodokumentation für spätere Vergleiche hilfreich.

Zur Bewertung der Artenvielfalt kommen klassische Diversitätsindizes wie Shannon oder Simpson zum Einsatz. Diese hängen jedoch stark von der Grösse der Aufnahmefläche ab und sind daher in ihrer Vergleichbarkeit eingeschränkt. Deshalb empfiehlt der ICP-Forests-Standard (2003) zusätzlich die Berechnung des Evenness-Index nach Pielou (1966), der weitgehend flächenunabhängig ist und die Gleichverteilung der Arten abbildet (Alberdi et al. 2010).

## 2.13 Arten-Areal-Kurven: Modelle und ihre Anwendung

Um die Artenvielfalt in einem Lebensraum sinnvoll analysieren zu können, ist es entscheidend, den Zusammenhang zwischen der Grösse der botanisch erfassten Fläche und der Anzahl der Arten zu verstehen. Die sogenannte Arten-Areal-Kurve zeigt, wie viele Pflanzenarten mit zunehmender Untersuchungsfläche zu finden sind. Je nach Verteilung der Arten und Struktur des Lebensraums zeigen sich unterschiedliche Kurvenformen, die sich mit mathematischen Modellen (Tabelle 3) beschreiben lassen (Tjørve 2003). Diese Modelle ermöglichen eine statistische Analyse der Artenvielfalt und sind auch ein wichtiges Werkzeug, um das Minimum-Areal (MA) abzuschätzen, welches für eine repräsentative botanische Erhebung erforderlich ist.

Nachfolgend werden drei klassische Modelle sowie zwei erweiterte Sättigungsmodelle, welche in der Ökologie häufig angewendet werden, vorgestellt.

### Power-Modell

Da die Artenzahl mit zunehmender Fläche typischerweise auf vorhersehbare Weise steigt, entwickelte Olof Arrhenius (1921) ein empirisches Modell, welches diesen Zusammenhang mithilfe einer Potenzfunktion beschreibt. Dieses Modell ermöglicht eine einfache mathematische Darstellung der regelmässigen Zunahme von Arten mit wachsender Fläche, ohne dass es jedoch eine obere Begrenzung gibt. Aufgrund seiner Einfachheit und breiten Anwendbarkeit ist dieses Modell eines der am häufigsten eingesetzten Modelle in der Analyse von Arten-Areal-Beziehungen (Tjørve 2003).

### Logarithmisches Modell

Da die Artenzahl auf einer vorgegebenen Fläche natürlicherweise nicht so stark ansteigt wie im Powermodell, entwickelte Henry Allan Gleason (1922) ein alternatives Modell, das auf einer logarithmischen Funktion basiert. So wird die Realität mit einem Zuwachs an Arten bei zunehmender Fläche, jedoch mit progressiv abnehmender Rate, besser abgebildet. Da es jedoch keine obere Asymptote aufweist, nimmt die Artenzahl theoretisch unbegrenzt zu. Trotzdem ist es aufgrund der einfachen Handhabung in kleineren Flächenbereichen eines der am häufigsten angewendeten Modelle (Tjørve 2003).

### Logistisches Modell

In der Praxis hat sich gezeigt, dass Arten-Areal-Kurven nicht immer konvex sind. Gerade bei isolierten Flächen kann die Artenkurve eine sigmoide Form (s-förmig) mit einer oberen Asymptote annehmen (Tjørve 2003). Dies bedeutet, dass die Artenzahl nach oben begrenzt ist.

### Weibull-Modell

Um Zufallsprozesse mathematisch zu beschreiben, entwickelte Weibull (1951) eine flexible Verteilfunktion, die auch auf natürliche Populationen anwendbar ist. Diese Funktion sagt die Wahrscheinlichkeit voraus, dass ein Ereignis (z. B. das Auftreten einer Art) bis zu einer bestimmten Fläche eintritt. Ihre Form ist flexibel anpassbar und somit ideal für biologische Verteilungen mit Sättigung (Weibull 1951).

### Monod-Modell

Im Rahmen mikrobiologischer Studien entwickelte Monod (1950) ein mathematisches Modell, das ursprünglich den Zusammenhang zwischen der Wachstumsrate von Mikroorganismen und der Substratkonzentration beschrieb. Das Modell folgt einer asymptotisch gesättigten Kurve und basiert auf der Annahme, dass die Wachstumsrate proportional zur Ressourcennutzung ist. Diese Annahme lässt sich gut auf Arten-Areal-Beziehungen übertragen (Monod 1950).

Tabelle 3: Übersicht mathematischer Modelle zur Darstellung von Arten-Areal-Kurven und zur Abschätzung des Minimum-Areals (eigene Darstellung, abgeändert nach Monod 1950; Weibull 1951; Tjørve 2003; Xiao et al. 2025).

Modell	Vorteile	Nachteile	Anwendung	Arten-Areal-Kurve	Minimum-Areal
Power	einfache Interpretation	keine Sättigung	Standard, keine Sättigung	$S = a \times A^b$	$A = (\rho S_t / a)^{1/b}$
Logarithmisch	einfach anpassbar	schnell abflachend, keine Sättigung	schnelle Sättigung, kleine Flächen	$S = a + b \times \ln(A)$	$A = \exp[(\rho S_t - a)/b]$
Logistisch	Wendepunkt biologisch interpretierbar	komplexere Schätzung	klar erkennbare Sättigung	$S = \frac{c}{1 + ae^{-bA}}$	$A = -\{\ln[c/\rho S_t - 1/a]\}/b$
Weibull	sehr flexibel, realistische Sättigung	nicht linear	fast immer anwendbar	$S = a \times (1 - \exp[-b \times (A - d)^c])$	nur numerisch lösbar
Monod	realistische Sättigung, simpel gehalten	wenig flexibel	rascher Anstieg, klare Sättigung	$S = a \times A/b + A$	$A = \rho \times b / 1 - \rho$

$S$  = modellierte Artenzahl,  $A$  = Untersuchungsfläche ( $m^2$ ),  $a$ ,  $b$ ,  $c$ ,  $d$  = modellabhängige Parameter,  $S_t$  = tatsächlich erhaltene Artenzahl,  $\rho$  = Verhältnis zwischen beobachteter ( $S_t$ ) und modellierter ( $S$ ) Artenzahl

## 2.14 Bestimmung des Minimum-Areals für Vegetationsaufnahmen

Bevor mit der botanischen Erhebung begonnen werden kann, muss die Grösse der Aufnahmeflächen festgelegt werden. Einerseits sollen diese nicht zu klein sein, um möglichst alle vorkommenden Pflanzen zu erfassen, andererseits werden grössere Flächen sehr aufwendig und fördern somit ebenfalls ein ungenaues Arbeiten. Ausserdem nimmt die Anforderung nach möglichst homogenen Bedingungen mit steigender Aufnahmefläche ab (Dierschke 1994).

Um die perfekte Plotgrösse zu ermitteln, gibt es die Möglichkeit einer fortlaufenden Vergrösserung der Probefläche. Wird die Artenzahl gegen die Flächengrösse aufgetragen, erhält man eine Arten-Areal-Kurve. Diese geht jedoch nicht komplett in die Waagrechte über, sondern lässt noch eine leichte Anstiegstendenz in der Artenzahl erkennen (Pfeifer et al. 1996).

Um die perfekte Grösse der Aufnahmefläche zu bestimmen, gibt es zwei Möglichkeiten:

1. Ohne mathematisches Modell: Das MA wird an der Stelle angesetzt, an der die Arten-Areal-Kurve abflacht. Dazu wird ein eigener Schwellenwert festgelegt (Dierschke 1994).
2. Mit mathematischem Modell: Das repräsentativste mathematische Modell wird gewählt und mithilfe der zugehörigen Formel (Tabelle 3) wird das MA ausgerechnet (Xiao et al. 2025).

Es gibt keine allgemein richtigen Plotgrössen für Vegetationsaufnahmen (Chytrý und Otýpková 2003), denn je nach Wuchsform, Zahl und Verteilung der Arten sind unterschiedliche Grössen am sinnvollsten (Tabelle 4). In mehrschichtigen Beständen (z.B. Wald) ist daher jede Schicht einzeln zu beproben (Dierschke 1994).

Es werden jedoch standardisierte Grössen wie 16 m<sup>2</sup>, 25 m<sup>2</sup> oder 100 m<sup>2</sup> vorgeschlagen. Wichtig ist auch, dass immer nur Flächen mit gleicher Grösse miteinander verglichen werden (Dierschke 1994).

Tabelle 4: Erfahrungswerte für die Grösse der Aufnahmeflächen in Pflanzengesellschaften in Mitteleuropa (abgeändert nach Dierschke 1994).

Plotgrösse [m <sup>2</sup> ]	Pflanzengesellschaft
-1	Moos- und Flechtenbestände, Wasserlinsen
-5	Trittvegetation, Fels- und Mauerspaltvegetation
-10	Hochmoore, Intensivweiden
10-25	Wiesen, Magerrasen, Gebirgsrasen
25-100	Ackerwildkraut- und Ruderal-Vegetation, Gebüsche
100-200	Krautschichten von Wäldern
100-1'000	Gehölzschichten von Wäldern, Pilzbestände

Plotlänge [m]	
10-20	Säume
10-50	Ufervegetation
30-50	Hecken
30-100	Fliessgewässer

Wenn das Minimum-Areal ohne mathematisches Modell bestimmt wird, gibt es verschiedene Herangehensweisen. Nachfolgend werden zwei gängige Methoden vorgestellt:

### Wendepunkt-Methode

Die Inflection-Point-Methode, wie sie im Englischen genannt wird, basiert auf der Steigung der Arten-Areal-Kurve. Dabei wird der Punkt als MA definiert, an dem sich die Steigung der Kurve deutlich abschwächt oder stabilisiert. Da die Steigungsschwelle selbst definiert werden kann, werden häufig verschiedene Werte angewendet. Eine häufig verwendete Schwelle ist jedoch 0.1, was bedeutet, dass pro m<sup>2</sup> weniger als 0.1 neue Arten hinzukommen (Xiao et al. 2025).

### Repräsentationsmethode

Bei der Precision-Methode wird das MA als jene Fläche definiert, bei der ein festgelegter Anteil der insgesamt vorkommenden Arten erfasst ist. Der Repräsentationsgrad kann frei festgelegt werden und liegt meistens zwischen 75 und 95 % (Dierschke 1994). Sobald diese Fläche überschritten ist, gilt die Fläche als ausreichend gross, um die Artenzusammensetzung repräsentativ abzubilden.

## 2.15 Monitoring über die Jahre

Langfristige botanische Erhebungen sind essentiell, um Veränderungen in der Artenzusammensetzung, der Vegetationsstruktur und der Standortqualität systematisch zu dokumentieren und bewerten zu können. Damit diese Daten über Jahre hinweg aussagekräftig und vergleichbar bleiben, ist ein konsequent umgesetztes Monitoringkonzept erforderlich, das sowohl methodisch als auch zeitlich standardisiert ist (Vittoz und Guisan 2007).

Ein zentrales Element ist die Einrichtung fester Beobachtungsflächen, die georeferenziert und dauerhaft markiert werden sollten. Dies gewährleistet, dass spätere Wiederholungsaufnahmen exakt am selben Ort durchgeführt werden können (Vittoz und Guisan 2007). Zusätzlich ist darauf zu achten, dass die Erhebungen stets zur gleichen phänologischen Phase und unter möglichst ähnlichen Witterungsbedingungen stattfinden. Nur so lassen sich natürliche Schwankungen von echten Vegetationsveränderungen unterscheiden (Vittoz und Guisan 2007).

Zur Erfassung floristischer Veränderungen über die Zeit hinweg werden oft Diversitätsindizes wie der Sørensen-Dissimilaritätsindex verwendet. Dieser beschreibt die Veränderung der Artenzusammensetzung zwischen zwei Erhebungszeitpunkten anhand der Anzahl gemeinsamer und unterschiedlicher Arten (Thimonier et al. 2011). Ergänzend kommen auch Turnover-/Nestedness-Analysen zum Einsatz, um zwischen Artenaustausch (Turnover) und Artenverlust ohne Ersatz (Nestedness) zu differenzieren (Baselga 2010).

Neben der floristischen Zusammensetzung sind auch die strukturellen Merkmale der Vegetation von grosser Bedeutung. Dazu können etwa Satelliten- und Drohnen­daten genutzt werden, um grossflächige Veränderungen des Vegetationszustandes zu erkennen. Häufig verwendete abgeleitete Indizes sind der Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) oder der Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI). Sie dienen als Proxy für Biomasse oder Pflanzengesundheit (Kuenzer et al. 2014). Weitere mögliche untersuchbare Merkmale sind die Vegetationshöhe, die Kronendachfeuchtigkeit, die Fragmentierung und die Habitatverbundenheit.

Auch die Landolt-Indikatorzahlen (Landolt 2010) sind ein wirkungsvolles Werkzeug für das Monitoring von Pflanzengesellschaften. Veränderungen der mittleren Indikatorwerte in Dauerbeobachtungsflächen lassen Rückschlüsse auf langfristige Umweltveränderungen und Habitatdynamik zu (Ivanova und Zolotova 2023).

## 3 Material und Methoden

### 3.1 Versuchsstandorte

Die Untersuchungen wurden im Jahr 2025 an drei Standorten im Schweizer Mittelland durchgeführt (Tabelle 5).

Der Standort Ziehen (AG) umfasst einen seit über zehn Jahren ökologisch aufgewerteten, nach Norden ausgerichteten Waldrand, der mit schottischen Hochlandrindern in einer extensiven Standweide bewirtschaftet wird. Der Wald besteht aus einem Mischbestand mit Rotbuchen, Tannen und Fichten.

Am zweiten Standort in Ruswil (LU) wurde ein Fichtenwald im Jahr 2018 zu einem gestuften, südlich ausgerichteten Waldrand aufgewertet. Die angrenzende Fläche ist eine extensiv bewirtschaftete Wiese der Qualität II, die zweimal jährlich gemäht und das Schnittgut konserviert wird.

Der dritte Standort in Densbüren (AG) bildet den Vergleichsstandort mit einem nicht aufgewerteten, nordostwärts ausgerichteten Rotbuchen-Mischwald. Der Waldrand ist durchgehend geschlossen und strukturlos. Die angrenzende Nutzfläche ist eine unregelmässig genutzte Umtriebsweide mit Holstein-Rindern.

Tabelle 5: Übersicht der drei Versuchsstandorte (inkl. Kanton) mit Koordinaten (LV95), Höhenlage, dominanter Baumart, Waldrandtyp und angrenzender Wiesennutzung (eigene Darstellung, 2025).

Standort	Koordinaten	Höhenlage	dominante Baumart	Waldrand	Wiesennutzung
Zeihen (AG)	2'649'360.00, 1'257'185.00	542 m.ü.M	<i>Fagus sylvatica</i>	aufgewertet, beweidet	Standweide
Ruswil (LU)	2'654'220.00, 1'214'425.00	754 m.ü.M	<i>Picea abies</i>	aufgewertet	extensive Schnittwiese
Densbüren (AG)	2'645'340.00, 1'254'745.00	699 m.ü.M	<i>Fagus sylvatica</i>	unaufgewertet	Umtriebsweide

### 3.2 Standortklima

Die klimatischen Bedingungen an den drei Versuchsstandorten unterscheiden sich leicht voneinander. Die beiden Standorte im Kanton Aargau (Zeihen und Densbüren) weisen eine durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge zwischen 925 mm und 1'336 mm auf, bei einer mittleren Jahrestemperatur von rund 11°C (min. -13.2°C, max. 36°C). In Ruswil (LU) wurden über die letzten zehn Jahre mittlere Jahresniederschläge von 850 mm bis 2'120 mm registriert, bei einer durchschnittlichen Temperatur von 10.5°C. Extremwerte reichten von -20.8°C bis 39.6°C.

Im Verlauf des letzten Jahres zeigten sich im Aargau ausgeglichene klimatische Verhältnisse mit sommerlichen Durchschnittstemperaturen zwischen 20 und 25°C und seltenen Frostereignissen im Winter. Die Niederschläge waren relativ gleichmässig über das Jahr verteilt, mit Maxima im Juni, September und Januar (jeweils ca. 140–150 mm).

In Ruswil waren die Temperaturen in den letzten 12 Monaten ähnlich, allerdings mit einem kühleren Winter. Die monatlichen Niederschläge lagen in den Sommermonaten meist unter 120 mm, zeigten jedoch eine auffällige Spitze im Oktober mit über 800 mm.

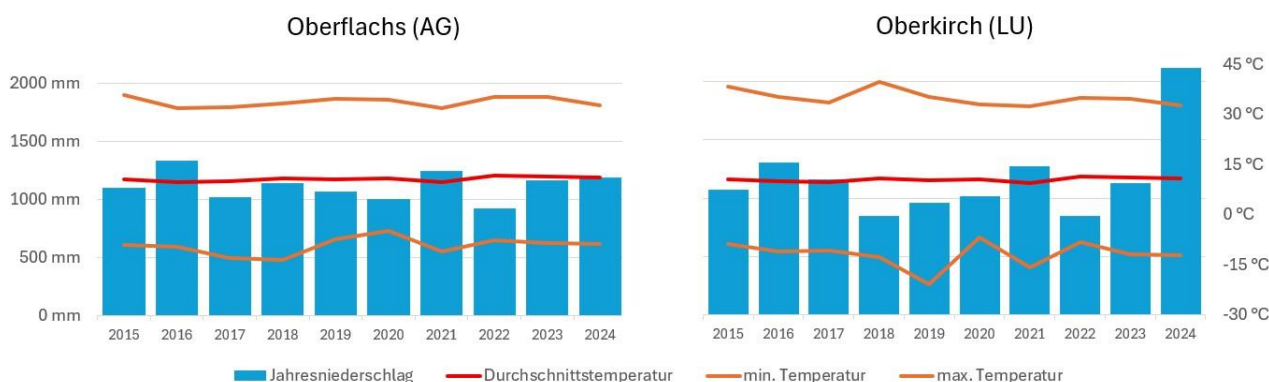


Abbildung 2: Jahresniederschläge und Temperaturwerte der letzten 10 Jahren aus den naheliegenden Messstationen zu Densbüren & Zeihen (AG) sowie Ruswil (LU) (eigene Darstellung, angepasst nach Agrometeo.ch, 2025).

### 3.3 Versuchsdesign und Erhebungen

Das Versuchsdesign besteht an jedem Standort aus 50 m breiten Offenland-Wald-Abschnitten. Innerhalb jedes Abschnitts wurden zwei Transekte angelegt. Auf jedem Transekt befinden sich vier verschachtelte Aufnahme­flächen, sogenannte nested Plots. Der äusserste Plot wurde zirka 20 m vom Waldrand entfernt in der Wiese angelegt. Zwei weitere grenzen je direkt an den Waldrand. Einmal wiesenseitig und einmal waldseitig. Im Wald wurde der nested Plots zirka 60 m vom Waldrand entfernt platziert (Abbildung 3). So repräsentiert letzterer den Wirtschaftswald und lässt dank der Entfernung zum Waldrand von mehr als dreifacher Baumhöhe, Rande­effekte ausschliessen (Roberts-Pichette und Gillespie 1999). Der Waldrand wurde der Definition aus den Felddatenerhebungen von ALL-EMA (Buholzer et al. 2021) übernommen.

Die nested Plots starteten mit der kleinsten Fläche von einem Quadratmeter. Die Fläche wurde fortlaufend verdoppelt. Insgesamt wurden so in acht verschachtelten Plots von jeweils 1 m<sup>2</sup>, 2 m<sup>2</sup>, 4 m<sup>2</sup>, 8 m<sup>2</sup>, 16 m<sup>2</sup>, 32 m<sup>2</sup>, 64 m<sup>2</sup> und 128 m<sup>2</sup> alle vorkommenden Gefässpflanzen erhoben. Im grössten Plot wurde ebenfalls die Deckung der einzelnen Arten geschätzt. Um die Zeigerwerte und den Gesamtdeckungsgrad auszuwerten, wurde die Deckung in absoluten Prozent erhoben.

Die Aufnahme erfolgte Ende Mai/Anfang Juni mithilfe der «FlorApp» (Info Flora 2016), wobei für jeden Plot eine Liste erstellt wurde. Die Pflanzennomenklatur folgte der Online-Version von InfoFlora (Info Flora 2025). Alle Gefässpflanzen (ausser *Rosa spp.*) wurden auf Artniveau bestimmt.

Obwohl in Wäldern bei aufwendigen, kurzfristigen Fragestellungen Mindestaufnahme­flächen von 20x20 m empfohlen sind (Roberts-Pichette und Gillespie 1999), konnten in der vorliegenden Untersuchung maximal Plots von 11.3x11.3 m untersucht werden. Dies dient dazu, Rande­effekte in den 50 m breiten Abschnitten zu verhindern, und ist auf die verstärkte Bedeutung der Bodenvegetation zurückzuführen.

Da in mehrschichtigen Beständen, wie sie im Wald anzutreffen sind, einzelne nested Plots pro Schicht empfohlen sind (Oosting 1948), wurde die Vegetation in die drei Schichten Kraut, Strauch und Baum eingeteilt.

Aufgrund technischer Einschränkungen der «FlorApp» konnten jedoch die Schichtangaben nur im jeweils grössten Plot (128 m<sup>2</sup>) systematisch erfasst werden, da in den kleineren Flächen bei Flächenvergrößerung die Schichtzuordnung nicht nachgeführt werden konnte.

#### Bodenproben

In jedem 128 m<sup>2</sup> grossen Plot wurden acht Einstiche (3 cm Durchmesser) bis auf 20 cm Tiefe vorgenommen. Diese Bodenproben wurden dann pro Standort mit den zwei Plots auf gleicher Distanz gemischt, sodass es jeweils eine Mischprobe pro Standort und Distanz gab. Im Labor Ins wurden in diesen Proben der pH-Wert (Agroscope 2020a), der Humusgehalt (Agroscope 2020b) und die Nährstoffe mit den Methoden AAE10 (Agroscope 2020c), CO<sub>2</sub> (Agroscope 2020d) und H<sub>2</sub>O10 (Agroscope 2020e) bestimmt. Angepasst an die Standortbedingungen wurden die Methoden AAE10 und CO<sub>2</sub> im Grasland und am äusseren Waldrand sowie die Methoden AAE10 und H<sub>2</sub>O im inneren Waldrand und im Wald angewendet.

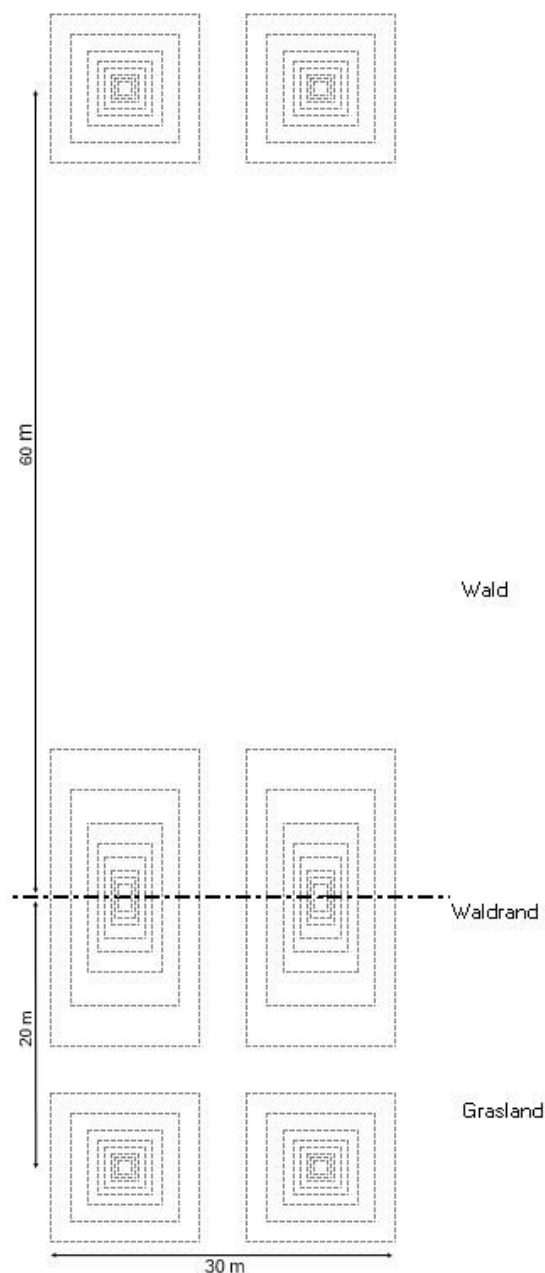


Abbildung 3: Das Versuchsdesign mit den nested Plots (eigene Darstellung, 2025).

### **Eindringwiderstand**

Mit dem Penetrologer «06.15.SA» von *Royal Eijkelpamp* (Sondierkonus: 2 cm<sup>2</sup> Basisfläche; Konuswinkel: 60°) wurden in allen 128 m<sup>2</sup> grossen Plots jeweils 10 Einstiche gemacht. So konnte der Eindringwiderstand in den Boden in jedem Zentimeter bis zu einer Tiefe von 80 cm bestimmt werden.

### **Lichtmessungen**

Zur Messung des einfallenden Lichts wurde der Luxmeter «AccuPAR PAR/LAI Ceptometer, Modell LP-80» von *Decagon Devices, Inc.* verwendet. Dazu wurde ebenfalls in jedem 128 m<sup>2</sup> grossen Plot an acht Stellen auf einer Höhe von ca. 5 cm über Boden die einfallende photosynthetisch aktive Strahlung (Wellenbereich von 400 bis 700 Nanometer) gemessen. Mit einem externen Sensor wurde gleichzeitig die Strahlung oberhalb des Bestandes gemessen. Im Wald, wo dies nicht möglich war, wurde vor und nach den acht Messungen im Plot eine externe Messung durchgeführt und der Mittelwert gebildet. Um die durchschnittliche Transmission zu erhalten, wurde der Wert ausserhalb des Bestandes durch den Lichtwert innerhalb des Bestandes dividiert. Die Lichtmessungen erfolgten tageszeitlich und wetterbedingt variabel.

### **GPS-Referenzierung**

Um die Wiederauffindbarkeit der Flächen zu gewährleisten, wurden alle Eckpunkte der 128 m<sup>2</sup> grossen Flächen mit dem Präzisions-GPS «Trimble TDC15» von *Trimble Inc.* eingemessen. Im Wald mit schwachem GPS-Signal wurden zusätzlich Magnete oder Metallplatten an den Eckpunkten im Boden versenkt, sodass diese mithilfe eines Magnetsuchgeräts für Folgeerhebungen verlässlich lokalisiert werden können.

## **3.4 Statistische Auswertung**

Für die statistische Auswertung und die grafischen Darstellungen wurde R 4.2.1 (R Core Team 2025) verwendet. Die Datenaufbereitung, -transformation und -visualisierung wurde im Paket 'tidyverse' (Wickham et al. 2019) durchgeführt.

Zur Modellierung der Arten-Areal-Beziehung und zur Berechnung des Minimum-Areals wurden sechs verschiedene mathematische Modelle geprüft. Die Potenzfunktion, logarithmische Funktion, logistische Funktion, Weibull-Funktion, Monod-Funktion und asymptotische Funktion wurden mit dem Paket 'minipack.lm' (Elzhov et al. 2023) getestet. Das Modell mit der besten Anpassung wurde anhand des Akaike-Informationskriteriums (AIC) ausgewählt.

Zusätzlich wurden die Zusammenhänge zwischen Umweltfaktoren und floristischen Kenngrössen mit dem Pearson-Korrelationskoeffizienten ( $r$ ) analysiert. Die Einhaltung der Modellannahmen (Normalverteilung und Homoskedastizität der Residuen) wurde mittels Shapiro-Wilk-Test, Levene-Test und durch visuelle Prüfung von Residuenplots und Q-Q-Plots überprüft. Bei nicht normalverteilten Daten wurde der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman (Spearman's  $\rho$ ) angewendet. Die betrachteten Umweltfaktoren umfassen den pH-Wert, den Eindringwiderstand, die Lichtverfügbarkeit (PAR), den Humusgehalt, Nährstoffkonzentrationen und die ökologischen Zeigerwerte nach Landolt. Das Signifikanzniveau für alle statistischen Tests lag bei  $\alpha = 0.05$ .

Die Berechnung der ökologischen Diversitätsindizes sowie die Erstellung der Artenakkumulationskurven erfolgte mithilfe von Funktionen aus dem Paket 'vegan' (Oksanen et al. 2025).

Da ursprünglich drei Transekte pro Waldrand vorgesehen waren, aufgrund begrenzter Ressourcen jedoch nur zwei deren realisiert werden konnten, wurde statistisch überprüft, ob eine dritte Wiederholung notwendig gewesen wäre. Dazu wurde die floristische Ähnlichkeit der beiden Wiederholungen pro Kombination aus Standort und Distanz zum Waldrand anhand des Jaccard-Index (Jaccard 1901) bewertet. Die Diversitätsindizes (Shannon, Simpson, Pielou und Artenzahl) wurden mithilfe des Intraklassen-Korrelationskoeffizienten (ICC, two-way mixed effects, single measurement, absolute agreement) auf ihre Wiederholbarkeit hin überprüft. Dazu wurde das Paket 'irr' (Gamer et al. 2019) verwendet.

## **3.5 Voraussichtliche Entwicklung der Pflanzenvielfalt**

Diese Ergebnisse basieren auf der im Abschnitt «2 Stand der Forschung» behandelten Literatur sowie einigen zusätzlichen Quellen. Sie bieten eine knappe Übersicht und sind bewusst in reduziertem Umfang dargestellt, da der Schwerpunkt dieser Arbeit auf den eigenen Erhebungen und deren Auswertung liegt.

## 4 Ergebnisse

### 4.1 botanische Erhebungen

#### 4.1.1 Pflanzenvielfalt

Insgesamt wurden in den 24 nested Plots 206 Gefässpflanzenarten gefunden. In den Wiesen konnten 83, an den äusseren Waldrändern 131, an den inneren Waldrändern 136 und im Wald 63 Arten nachgewiesen werden.

Die Anzahl der gefundenen Pflanzenarten hing stark von der Bewirtschaftung des Waldrandes ab (Abbildung 4). In allen vier untersuchten Habitaten entlang des Gradienten wies der aufgewertete und beweidete Waldrand den höchsten Artenreichtum auf. Besonders auffällig war der innere Waldrand: Hier wurden bis zu dreimal so viele Arten gefunden wie in den beiden unbeweideten Varianten. Die beiden unbeweideten Waldränder zeigten unabhängig davon, ob sie aufgewertet wurden oder nicht, einen sehr ähnlichen, niedrigeren Verlauf der Artenanzahl.

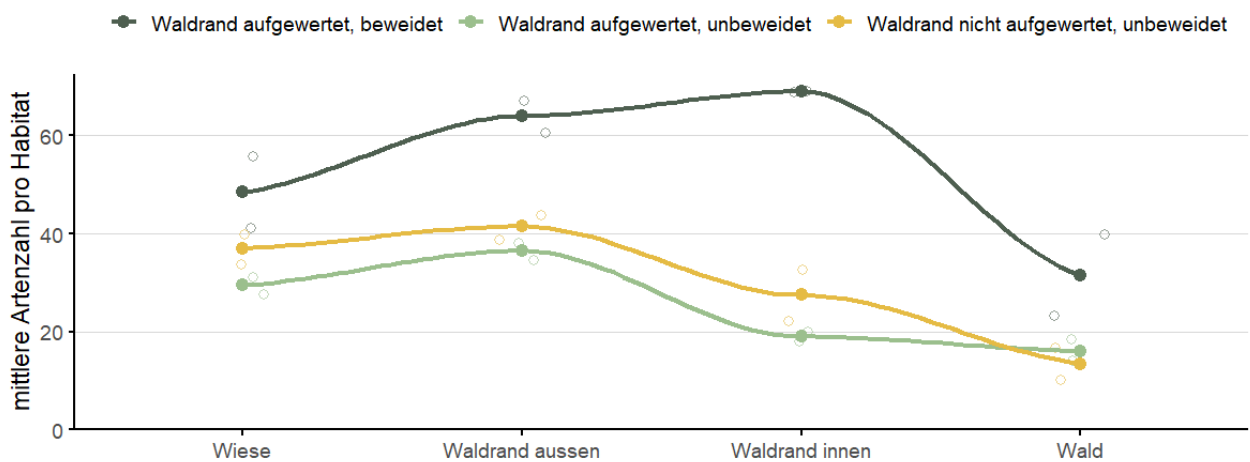


Abbildung 4: Die durchschnittliche Anzahl Pflanzenarten in den 128 m<sup>2</sup> Plots entlang des Wiese-Wald-Gradienten in drei unterschiedlich bewirtschafteten Waldrändern (eigene Darstellung, 2025).

Die höchste Artenvielfalt wurde in den Wiesen und an den äusseren Waldrändern festgestellt (Tabelle 6). In diesen Distanzen zeigt sich zudem eine ausgeglichene Artenverteilung, was durch hohe Werte des Shannon- und Evenness-Index gestützt wird. Entlang des Vegetationsgradienten nimmt die Artenvielfalt in Richtung Waldinneres deutlich ab. Gleichzeitig steigt die Dominanz einzelner Arten, was sich in den niedrigeren Werten des Shannon-Index widerspiegelt.

Auffällig ist jedoch, dass die Beweidung des Waldrandes zu einer Zunahme der Diversität im Waldrandinneren führt. Dort wurden vergleichbar hohe Werte für die Diversität gemessen wie in den Wiesenflächen.

Tabelle 6: Diversitätsindizes und Hill-Zahlen für die verschiedenen Standorte und Distanzen entlang des Wiese-Wald-Gradienten (eigene Darstellung, 2025).

Standort	Distanz	Shannon	Simpson	Pielou	Hill Zahlen		
					q <sub>0</sub>	q <sub>1</sub>	q <sub>2</sub>
WR nicht aufgewertet, unbeweidet	Wiese	4.44	0.94	0.85	37	22.0	1.1
WR aufgewertet, unbeweidet		4.26	0.92	0.87	30	19.2	1.1
WR aufgewertet, beweidet		4.66	0.94	0.84	49	25.3	1.1
WR nicht aufgewertet, unbeweidet	WR aussen	4.37	0.92	0.81	42	21.0	1.1
WR aufgewertet, unbeweidet		4.41	0.94	0.85	37	21.3	1.1
WR aufgewertet, beweidet		5.01	0.95	0.83	64	32.4	1.0
WR nicht aufgewertet, unbeweidet	WR innen	2.85	0.79	0.60	28	7.4	1.3
WR aufgewertet, unbeweidet		2.40	0.72	0.57	19	5.4	1.4
WR aufgewertet, beweidet		4.69	0.93	0.77	69	25.8	1.1
WR nicht aufgewertet, unbeweidet	Wald	1.46	0.43	0.39	14	2.8	2.3
WR aufgewertet, unbeweidet		2.23	0.66	0.56	16	4.7	1.5
WR aufgewertet, beweidet		3.21	0.81	0.65	32	10.1	1.2

Shannon-Index ( $H'$ ), Simpson-Index ( $D$ ), Evenness-Index nach Pielou ( $J'$ ), effektive Anzahl vorhandener Arten ( $q_0$ ), gleichverteilte Arten ( $q_1$ ) und dominante Arten ( $q_2$ ).

Am aufgewerteten und beweideten Waldrand konnte die Spitzorchis (*Anacamptis pyramidalis*) nachgewiesen werden. Diese Art gilt im Schweizer Mittelland als gefährdet (VU), auf nationaler Ebene jedoch als potentiell gefährdet. Zudem zählt sie zu den national prioritären Arten mit hoher Priorität (Stufe 2) sowie zu jenen mit hoher internationaler Verantwortlichkeit (Stufe 3).

Pflanzenarten aus der Liste der Umweltziele Landwirtschaft wurden an keinem der untersuchten Standorte festgestellt.

#### 4.1.2 Zeigerwerte nach Landolt (2010)

Entlang des Wiese-Wald-Gradienten zeigt sich, dass Pflanzen mit unterschiedlichen Ausbreitungsstrategien unterschiedlich häufig vorkommen. In Wiesen dominieren Arten, die sich generativ über den Darm von Tieren (Endochorie) oder durch Anhaften an Tieren (Epichorie) verbreiten. Im Gegensatz dazu finden sich im Wald häufiger Arten, die als Vorrat von Tieren (Dysochorie) transportiert werden (Anhang 5). Auch hinsichtlich der vegetativen Vermehrung lassen sich Unterschiede feststellen. Offenlandarten verfügen meist über Horste oder oberirdische Ausläufer, während im Wald vermehrt Arten mit Brutzwiebeln, kriechenden Rhizomen oder Wurzelsprossen vorkommen.

Zudem nimmt entlang des Gradienten die durchschnittliche Feuchtezahl der Pflanzengesellschaft signifikant zu ( $p = 0.001$ ,  $R^2 = 0.67$ ,  $n = 24$ , Abbildung 5), was auf eine Häufung feuchteliebender Arten im Wald verglichen zur Wiese hinweist. Darüber hinaus deutet sich an, dass aufgewertete Waldränder nach aussen trockenere Pflanzenarten aufweisen und mit zusätzlicher Beweidung ebenfalls im inneren Waldrand trockener werden.

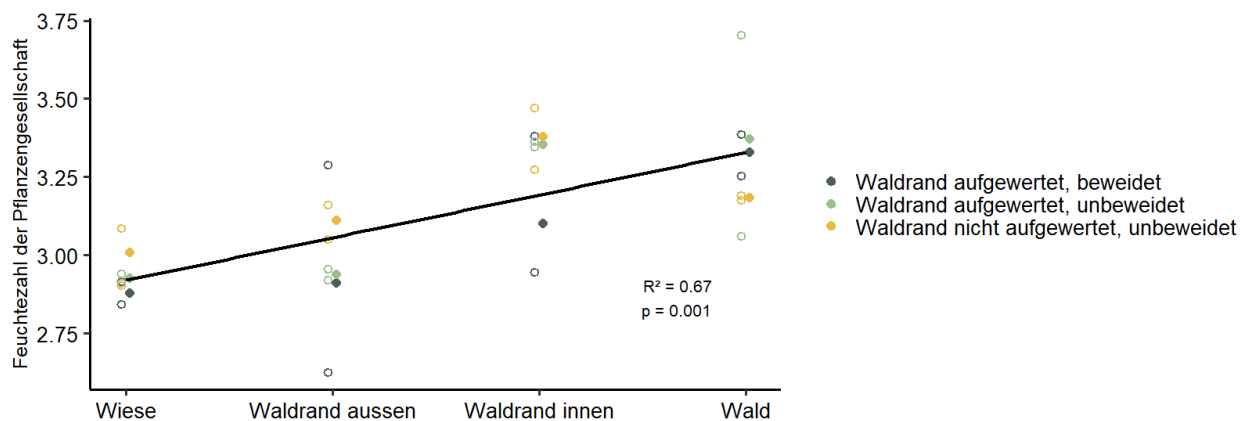


Abbildung 5: Die durchschnittliche Feuchtezahl (Landolt 2010) der Pflanzengesellschaften entlang des Wiese-Wald-Gradienten in drei unterschiedlich bewirtschafteten Waldrändern (eigene Darstellung, 2025).

#### 4.1.3 Futterwerte nach Briemle (1996)

Die Pflanzengesellschaften in den verschiedenen Habitaten entlang des Wiese-Wald-Gradienten unterscheiden sich deutlich in ihrem durchschnittlichen Futterwert (Abbildung 6). Die höchsten Werte wurden auf der Wiese festgestellt, was darauf hindeutet, dass die dort vorkommenden Arten für Weidetiere am besten geeignet sind. Am Waldrand, insbesondere im äusseren Bereich, ist die Streuung der Futterwerte am grössten. Im Wald sind die Futterwerte am niedrigsten. Gleichzeitig ist hier der Anteil an Arten, für die keine Bewertung nach Briemle vorliegt, am höchsten.

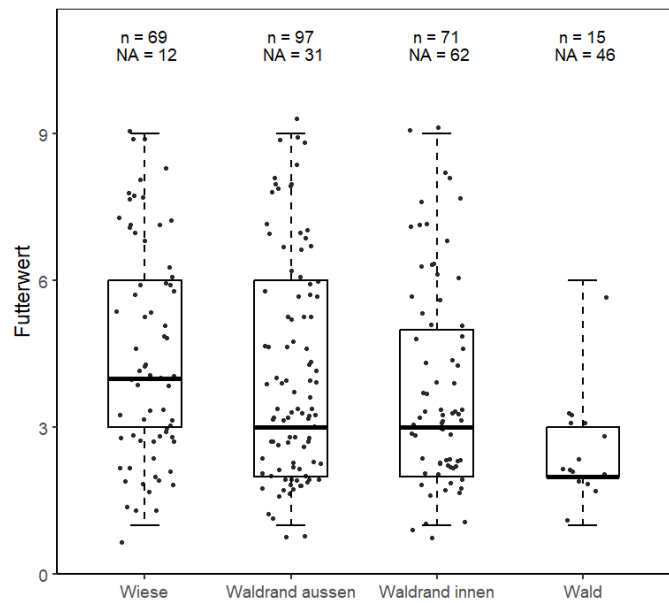


Abbildung 6: Der durchschnittliche Futterwert nach Briemle entlang des Wiese-Wald-Gradienten (eigene Darstellung, 2025).

#### 4.1.4 Bodenbedeckung

In der Wiese sowie am äusseren Waldrand unterscheiden sich die summierten Bodenbedeckungen zwischen den verschiedenen Waldrandbewirtschaftungen kaum und liegen jeweils bei etwa 100 % (Abbildung 7). Am inneren Waldrand zeigt sich nur beim aufgewerteten, unbeweideten Waldrand weiterhin eine vollständige Bodenbedeckung. Diese hohe Deckung lässt sich vor allem durch die Dominanz von *Rubus spp.* erklären.

An den übrigen Standorten nimmt die Bodenbedeckung entlang des Gradienten kontinuierlich ab und erreicht im Waldinnern Werte um die 50 %.

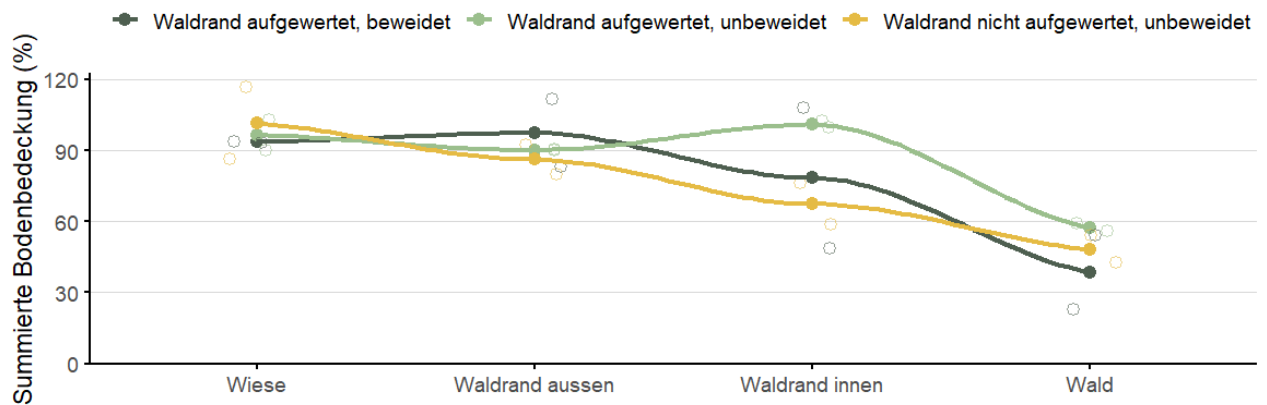


Abbildung 7: Die durchschnittliche summierte Bodenbedeckung entlang des Wiese-Wald-Gradienten in drei unterschiedlich bewirtschafteten Waldrändern (eigene Darstellung, 2025).

## 4.2 Diskussion botanische Erhebungen

### 4.2.1 Pflanzenvielfalt

Der höchste Artenreichtum wurde im aufgewerteten und beweideten Waldrand festgestellt. Dieser Befund lässt sich partiell durch die standörtlichen Gegebenheiten, insbesondere die Bodenbeschaffenheit, erklären. Der Boden dieses Standortes zeichnete sich durch seine flachgründige und steinige Eigenschaft aus, insbesondere im Bereich der Wiese. Die Phosphorwerte sind leicht tiefer als die der anderen Standorte, während die Kalium-, Kalzium- und Magnesiumwerte höher liegen. Auffällig ist jedoch, dass der Unterschied in der Artenzahl vor allem innerhalb des Waldrandes noch stärker ausgeprägt ist. Dies spricht dafür, dass die extensive Beweidung massgeblich zur Förderung der Artenvielfalt beigetragen hat, denn Beweidung kann über kleinflächige Störungen Bedingungen schaffen, die dominante Arten zurückdrängen und konkurrenzschwache oder seltene Pflanzenarten begünstigen (Gaujour et al. 2012; Moinardeau et al. 2019; Öllerer et al. 2019; Scott und Baer 2019).

Die Ergebnisse der Diversitätsindizes bestätigen dieses Muster. In Wiesen und an äusseren Waldrändern wurden nicht nur mehr Arten, sondern auch gleichmässiger verteilte Artenpopulationen beobachtet. Die selbst im inneren Waldrand hohen Diversitätswerte unterstreichen die potentielle hohe ökologische Wirksamkeit extensiver Beweidung im Übergangsbereich zwischen Offenland und Wald.

Die Vergleichbarkeit der Diversitätsindizes zwischen den Standorten ist jedoch mit methodischen Einschränkungen verbunden, denn in der angehenden Studie von Agroscope werden unterschiedlich grosse Plots entlang des Gradienten angewendet. Dies hat zur Folge, dass kleinere Flächen tendenziell weniger Arten erfassen, insbesondere seltene. Somit werden die Berechnung und Interpretation der Indizes beeinflusst, weshalb die unterschiedlichen Plotgrössen bei der Auswertung berücksichtigt werden sollten.

Zudem basieren die Diversitätsindizes in der vorliegenden Arbeit auf summierten Deckungsgraden mehrerer Vegetationsschichten. Dadurch erhalten dominante Arten ein höheres Gewicht, was sich insbesondere im Waldbereich negativ auf die Evenness-Werte auswirken kann. Ob hier die niedrige Evenness im Wald tatsächlich auf die Dominanz einzelner Arten zurückzuführen ist oder lediglich auf die Methodik mit akkumulierten Strata, lässt sich nicht mit Sicherheit sagen. Eine mögliche Lösung wäre, die Deckung pro Art auf 100 % zu begrenzen oder nur die Stratum mit der höchsten Deckung zu verwenden. Dies würde jedoch wiederum die Realität der Vegetationsstruktur verzerren.

Trotz dieser methodischen Herausforderungen ist die gewählte Vorgehensweise für relative Vergleiche zwischen Standorten akzeptabel, sofern die Berechnungen konsistent angewendet wurden.

Für die Bewertung der botanischen Vielfalt ist die Kombination verschiedener Indizes empfehlenswert. Während der Shannon-Index eine gute Sensitivität für Gradienten und seltene Arten aufweist, bietet der Simpson-Index Vorteile bei Vergleichen über unterschiedlich grosse Probestflächen hinweg. Hill-Werte ermöglichen zusätzlich eine transparente Darstellung der effektiven Artenzahl und erleichtert den Vergleich von Standorten. Wie von Ricotta und Feoli (2024) betont, sollte er jedoch nicht zur direkten Berechnung ökologischer Muster verwendet werden, sondern eher interpretativ eingesetzt werden.

Der Nachweis von *Anacamptis pyramidalis* (Spitzorchis) ist ein besonders interessanter Einzelfund. Ihr Vorkommen im aufgewerteten, beweideten Waldrand ist vermutlich in erster Linie auf die günstigen Standortbedingungen zurückzuführen. Gleichzeitig zeigt dieses Beispiel, dass durch extensive Beweidung Lebensräume für seltene Arten erhalten oder sogar gefördert werden können. In diesem Sinne könnte eine gezielte, schonende Bewirtschaftung von Waldrändern einen wertvollen Beitrag zum Erhalt gefährdeter Arten leisten.

#### 4.2.2 Zeigerwerte nach Landolt (2010)

Die Auswertung der Zeigerwerte ergab deutliche Unterschiede in der Diasporenausbreitung entlang des Wiese-Wald-Gradienten. Dieses Muster spiegelt die unterschiedliche Tieraktivität sowie die Störungshäufigkeit in den jeweiligen Habitaten wider.

Die Stichprobengrösse für die mittlere Feuchtezahl war in dieser Untersuchung zu klein, um die einzelnen Bewirtschaftungstypen untereinander zu vergleichen. Somit mussten die Datenpunkte über alle Standorte hinweg zusammengelegt werden, was aber dennoch einen klar erkennbaren Trend ergab. Die breite Streuung im aufgewerteten, beweideten Waldrand ist auf eine lokale konkave Geländeform zurückzuführen, in der sich Wasser sammelte und somit in zwei Plots die Feuchtezahl in die Höhe trieb.

Diese Ergebnisse zeigen, wie stark sich biotische (z.B. Beweidung) und abiotische Faktoren (z.B. Wasserverfügbarkeit, Licht) auf die Zusammensetzung der Vegetation auswirken. Zeigerwerte bieten somit eine wertvolle Ergänzung zur rein floristischen Analyse, da sie ökologische Prozesse auf funktioneller Ebene sichtbar machen.

Für Untersuchungen mit grösseren Stichprobenzahl bietet sich zudem die Anwendung der Methode nach Dufrêne und Legendre (1997) an, mit der sogenannte Indikatorarten identifiziert werden können. Damit lassen sich charakteristische Arten einzelner Habitattypen statistisch absichern. Dies wäre insbesondere für die Bewertung von Pflanzengesellschaften eine wertvolle Ergänzung.

#### 4.2.3 Futterwerte nach Briemle (1996)

Die Analyse der Futterwerte liefert wertvolle Hinweise auf die potentielle Eignung der Aufnahmeflächen als Weideflächen. Allerdings zeigte sich, dass für zahlreiche Arten, insbesondere für typische Waldpflanzen, keine Futterwertangaben vorhanden sind. Diese Datenlücke erschwert eine vollständige Bewertung hinsichtlich ihrer Verzehrbarkeit.

Insbesondere im Wald ist der Anteil an nicht bewertbarer Arten deutlich höher. Daher sollte bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden, dass der berechnete Futterwert in solchen Habitaten möglicherweise systematisch unterschätzt wird. Eine Ergänzung bestehender Futterwert-Datenbanken, insbesondere für waldbezogene Pflanzen, wäre daher wünschenswert. Gerade durch die häufig positiven Inhaltsstoffe, wie Tannine in den Blättern verholzter Pflanzen, könnte der Wald als gesunde Futterergänzung dienen (Mahieu et al. 2021).

#### 4.2.4 Bodenbedeckung

Es zeigte sich, dass in Wiesen und an äusseren Waldrändern eine nahezu vollständige Vegetationsbedeckung erreicht wird. Dies ist typisch für standörtlich günstige Bedingungen wie beispielsweise eine hohe Lichtverfügbarkeit (Moinardeau et al. 2019). Die kontinuierliche Abnahme der Bodenbedeckung in Richtung Waldinneres ist vermutlich auf die geringere Lichtverfügbarkeit zurückzuführen.

Die Unterschiede in der Deckung haben jedoch auch funktionelle Relevanz. So erschwert eine hohe Bodenbedeckung, gerade durch dominante Arten wie *Rubus spp.*, die Etablierung neuer Arten. Langfristig könnten Beweidungsmassnahmen somit regulierend wirken, indem sie deckungsstarke Arten zurückdrängen und dadurch Lücken für konkurrenzschwache oder lichtbedürftige Arten schaffen.

## 4.3 Ergebnisse aus den restlichen Erhebungen

### 4.3.1 Bodenparameter

#### pH-Wert

Die gemessenen pH-Werte lagen standortsübergreifend zwischen 4.0 und 7.3, wobei sich innerhalb einzelner Gradienten kaum Veränderungen feststellen liessen. Ein klarer Zusammenhang zwischen der Waldrandbewirtschaftung und den pH-Werten konnte nicht nachgewiesen werden. Vielmehr scheint der Waldtyp der dominierende Einflussfaktor zu sein. In Nadelwäldern war der Boden tendenziell stärker versauert als in Buchenmischwäldern (Anhang 5).

Ein interessanter Zusammenhang zeigte sich zwischen dem pH-Wert und der Artenvielfalt. In den untersuchten Plots nahm die Artenzahl mit zunehmendem pH signifikant zu ( $p = 0.02$ ,  $\rho = 0.44$ ,  $n = 12$ , Anhang 5).

Bei der Betrachtung der Reaktionszahl (Landolt 2010) konnte ein starker positiver Zusammenhang mit dem gemessenen pH-Wert nur bei Werten über 5 festgestellt werden ( $p < 0.001$ ,  $R^2 = 0.95$ ,  $n = 10$ ). Wird jedoch der gesamte Datensatz berücksichtigt, verschwindet dieser Zusammenhang ( $p = 0.1906$ ,  $\rho = 0.41$ ,  $n = 12$ , Anhang 5).

#### Humus-Gehalt

Die Humusgehalte in den Wiesen lagen zwischen 3.7 % und 8.2 % und stiegen von dort aus entlang des Gradienten über die Waldränder bis in den Wald hinein auf Werte von bis zu 11.7 % an (Abbildung 8). Eine Ausnahme bildet der beweidete Waldrand, welcher mit 15.9 % den höchsten Wert im inneren Waldrand aufweist.

Eine Korrelation zwischen dem gemessenen Humusgehalt und der Humuszahl nach Landolt (2010) der jeweiligen Pflanzengesellschaft konnte nicht nachgewiesen werden ( $p = 0.38$ ,  $\rho = -0.28$ ,  $n = 12$ ). Ebenso konnte kein Nachweis erbracht werden, dass der Humuswert die Artenzahl fördert ( $p = 0.99$ ,  $\rho = -0.007$ ,  $n = 12$ ).

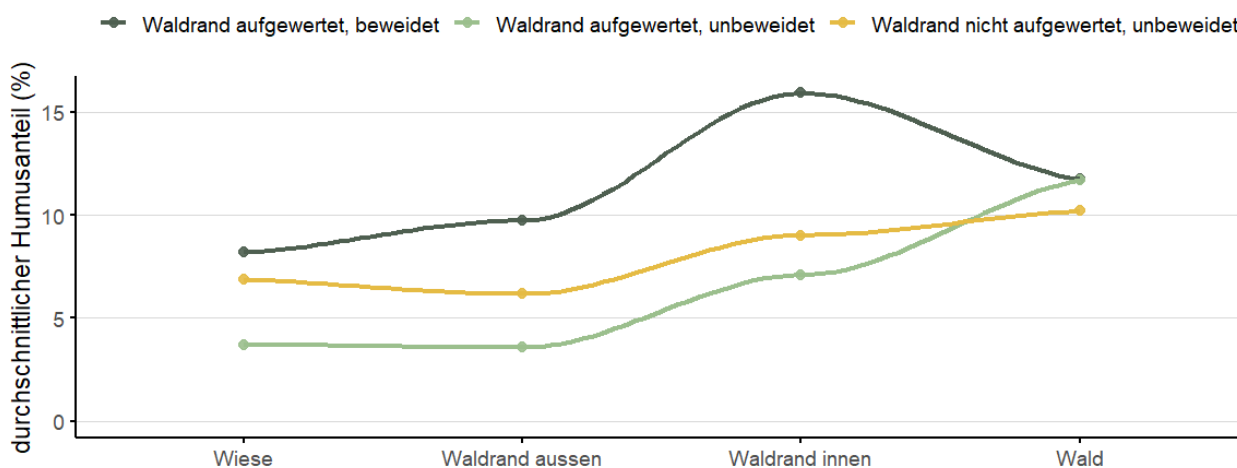


Abbildung 8: Der durchschnittliche Humusanteil im Boden entlang des Wiese-Wald-Gradienten in drei unterschiedlich bewirtschafteten Waldrändern (eigene Darstellung, 2025).

## Nährstoffe

Die Nährstoffgehalte entlang des Wiese-Wald-Gradienten wurden mit den drei unterschiedlichen Methoden AAE10, H<sub>2</sub>O und CO<sub>2</sub>-Extraktion erfasst. Da nur die AAE10-Methode in allen Distanzen angewendet wurde, sind direkte Vergleiche nur mit diesen Ergebnissen möglich.

So wurden im aufgewerteten, unbeweideten Waldrand erhöhte Phosphorwerte gemessen, während die Kalzium-, Kalium- und Magnesiumgehalte niedriger ausfielen (Abbildung 9). Im Gegensatz dazu wies der aufgewertete, beweidete Waldrand erhöhte Werte bei Kalzium, Kalium und Magnesium auf.

Auffallend ist der innere Waldrand, der zumindest bei den zwei Standorten im Kanton Aargau bei Kalzium, Kalium und Magnesium schwankende Werte aufweist.

Eine Korrelation zwischen den gemessenen Nährstoffwerten und der Nährstoffzahl der jeweiligen Pflanzengesellschaft nach Landolt (2010) konnte nur für das mittels AAE10 gemessene Magnesium nachgewiesen werden ( $p = 0.039$ ,  $\rho = -0.60$ ,  $n = 12$ ). Dies zeigt, dass bei höheren Magnesiumwerten eher extensive Pflanzenarten wachsen (Anhang 5).

Im Zusammenhang mit der Artenvielfalt ergaben sich signifikante Korrelationen lediglich für Kalium. Sowohl AAE10 als auch H<sub>2</sub>O extrahiertes Kalium zeigten einen positiven Zusammenhang mit der Artenzahl ( $p = 0.03$ ,  $\rho > 0.62$ ,  $n = 17$ ). Besonders deutlich war die Korrelation beim CO<sub>2</sub>-Kalium ( $p < 0.001$ ,  $\rho = 0.96$ ,  $n = 7$ , Anhang 5).

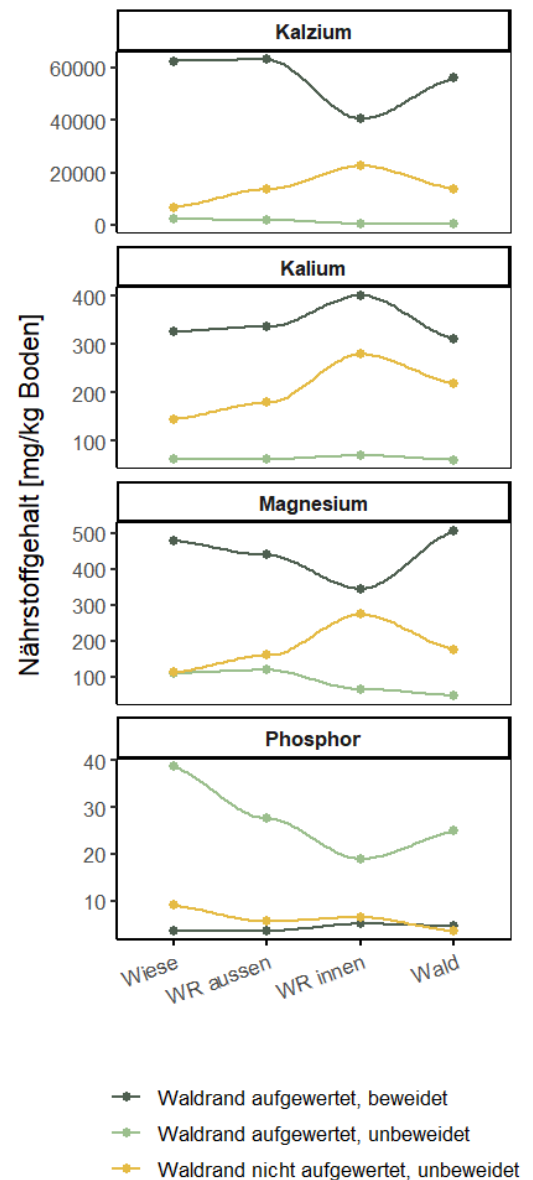


Abbildung 9: Die mit AAE10 gemessenen Nährstoffe Kalzium, Kalium, Magnesium und Phosphor entlang des Wiese-Wald-Gradienten in drei unterschiedlich bewirtschafteten Waldrändern (eigene Darstellung, 2025).

## Eindringwiderstand

In allen drei Waldrandbewirtschaftungen zeigte sich über alle Distanzen hinweg ein tendenziell ansteigender Eindringwiderstand mit zunehmender Bodentiefe (Abbildung 10). Am Standort des aufgewerteten und beweideten Waldrandes war die untersuchte Wiese sehr flachgründig, sodass ab einer Tiefe von 40 cm keine auswertbaren Messwerte mehr vorlagen. Generell nahm der Eindringwiderstand in tieferen Schichten sowie mit zunehmender Entfernung von der Wiese zum Wald zu. Am deutlichsten ist dieser Effekt im nicht aufgewerteten, unbeweideten Waldrand ersichtlich.

Ein Zusammenhang zwischen dem Eindringwiderstand und der Durchlüftungszahl der jeweiligen Pflanzengesellschaft nach Landolt (2010) konnte in keiner Bodentiefe festgestellt werden.

Bezogen auf die Wurzeltiefe zeigten sich hingegen differenzierte Korrelationen. In der obersten Bodenschicht (0–10 cm) bestand ein signifikanter negativer Zusammenhang. Bei höherem Eindringwiderstand war die Wurzelzahl nach Landolt (2010) tiefer, was kürzere Wurzelpflanzen bedeutet ( $p = 0.008$ ,  $\rho = -0.72$ ,  $n = 12$ , Anhang 5). In tieferen Bodenschichten unterhalb von 50 cm kehrte sich dieses Muster um. Hier zeigten Pflanzen mit zunehmendem Eindringwiderstand eine Zunahme der Wurzellänge ( $p < 0.01$ ,  $\rho > 0.76$ ,  $n = 12$ ).

Zwischen der gemessenen Artenvielfalt und dem Eindringwiderstand konnte im Rahmen dieser Analyse kein signifikanter Zusammenhang festgestellt werden ( $p > 0.15$ ,  $-0.43 < \rho < 0.08$ ,  $n = 12$ ).

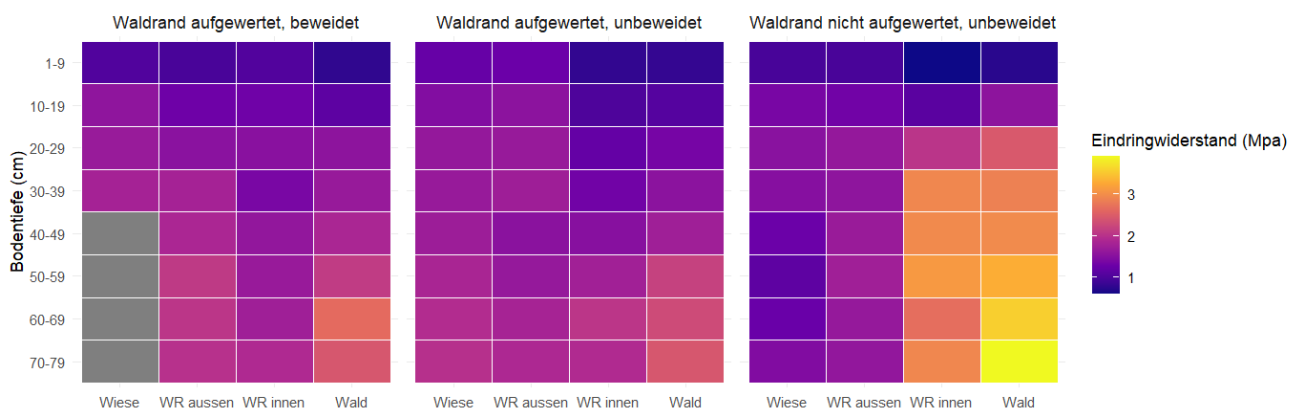


Abbildung 10: Durchschnittlicher Eindringwiderstand in den einzelnen Bodenschichten entlang des Wiese-Wald-Gradienten bei drei verschiedenen Waldrandbewirtschaftungen (eigene Darstellung, 2025).

### 4.3.2 Lichtmessungen

Der Anteil der photosynthetisch aktiven Strahlung, der am Boden ankommt, beträgt in Wiesen rund 20 %. Am äusseren Waldrand erreicht er maximal etwa 30 %, bevor die Werte gegen das Waldinnere stark abnehmen und nahezu 0 % betragen (Abbildung 11).

Gegenteilig verhält sich der Blattflächenindex, welcher die Summe aller Blattflächen pro Bodenfläche abbildet. In den Wiesen ist der LAI niedrig und im Wald weist er die höchsten Werte auf.

Zwischen den verschiedenen Waldrandbewirtschaftungen zeigte sich ein ähnlicher Verlauf der Lichtverfügbarkeit entlang der Gradienten (Anhang 5). Auffällig ist jedoch, dass der aufgewertete und beweidete Standort im inneren Waldrand eine deutlich höhere Lichtverfügbarkeit am Boden aufwies als die beiden unbeweideten Varianten (Abbildung 12).

Die Lichtzahl der Pflanzengesellschaft (Landolt 2010) korreliert signifikant mit den gemessenen Werten der PAR ( $p = 0.001$ ,  $R^2 = 0.41$ ,  $n = 12$ ), wobei der Zusammenhang vor allem im Wald und im inneren Waldrand ausgeprägt war (Anhang 5).

Auch die Artenvielfalt zeigte einen positiven Zusammenhang mit der Lichtverfügbarkeit. Mit zunehmender PAR im Bodenbereich nahm die Artenzahl signifikant zu ( $p = 0.025$ ,  $R^2 = 0.41$ ,  $n = 12$ ). Ein ähnlicher Effekt wurde auch bei steigender Lichtzahl der Pflanzengesellschaft festgestellt ( $p = 0.043$ ,  $R^2 = 0.35$ ,  $n = 12$ , Anhang 5).

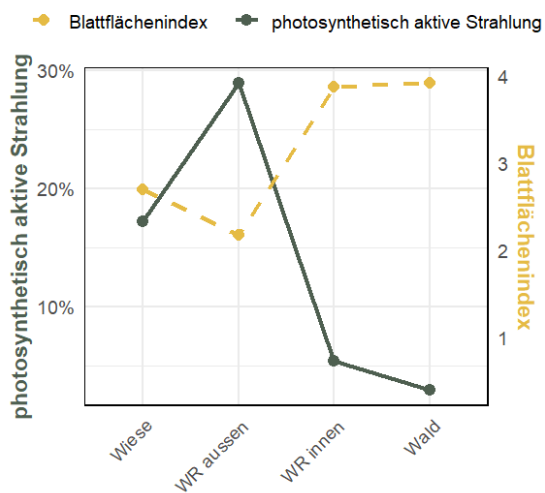


Abbildung 11: Verlauf der durchschnittlichen photosynthetisch aktiven Strahlung am Boden und des Blattflächenindex entlang des Wiese-Wald-Gradienten über alle Standorte hinweg (eigene Darstellung, 2025).

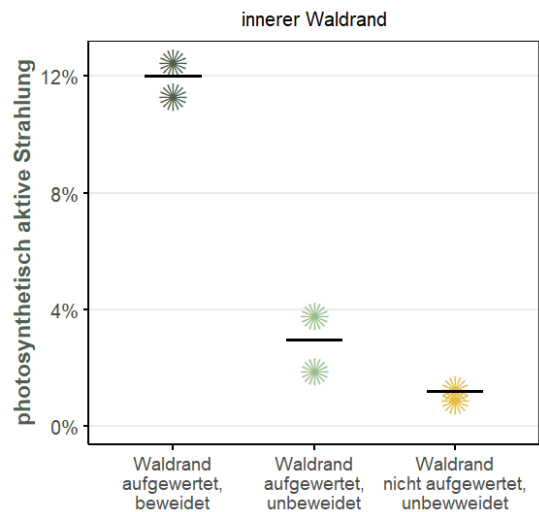


Abbildung 12: Anteil photosynthetisch aktiver Strahlung im inneren Waldrand in Abhängigkeit von der Waldrandbewirtschaftung (eigene Darstellung, 2025).

## 4.4 Diskussion der restlichen Erhebungen

### 4.4.1 Bodenparameter

#### pH-Wert

Wie auch andere Studien zeigten (Zhang et al. 2022), konnte in dieser Untersuchung eine positive Korrelation zwischen pH-Wert und Artenvielfalt nachgewiesen werden. Die höchste Artenzahl wurde dabei an Standorten mit pH-Werten um 7 beobachtet. Dies bestätigt die Annahme, dass ein neutraler bis schwach basischer Boden günstige Bedingungen für eine hohe Pflanzenvielfalt bietet. Dies ist vermutlich auf die verringerte Versauerungstoleranz vieler Arten zurückzuführen (Falkengren-Grerup et al. 1995).

Obwohl der pH-Wert nicht direkt durch die Waldrandbewirtschaftung beeinflusst wurde, zeigten sich deutliche Unterschiede zwischen den Waldtypen. In Nadelwäldern war der pH-Wert deutlich niedriger als in Buchenmischwäldern. Daraus lässt sich ableiten, dass waldbauliche Massnahmen, etwa das Entfernen von Nadelholzarten bei der Aufwertung von Waldrändern, das Artenspektrum indirekt fördern können, indem sie den pH-Wert in einen günstigeren Bereich verschieben.

An Standorten mit pH-Werten über 5 zeigte sich zudem eine sehr hohe Übereinstimmung mit der ökologischen Reaktionszahl der jeweiligen Pflanzengesellschaften. In stark sauren Böden ( $\text{pH} < 5$ ) scheint dieser Zusammenhang jedoch nicht belastbar zu sein. Dies deutet darauf hin, dass bei kalk- oder basenreichen Böden die Reaktionszahl eine zuverlässige Abschätzung des Bodenreaktionsvermögens erlaubt. In der Praxis lässt sich ein pH-Wert heutzutage jedoch mit einfachen Mitteln sehr schnell im Feld bestimmen.

Insbesondere bei arten- oder bodenschutzbezogenen Fragestellungen ist eine tatsächliche pH-Analyse ohnehin empfehlenswert, um belastbare Aussagen über die Standortbedingungen treffen zu können.

#### Humus-Gehalt

Die gemessenen Humuswerte lagen an allen Standorten in einem durchschnittlichen bis hohen Bereich. Insbesondere der hohe Wert am aufgewerteten, beweideten Waldrand wirft Fragen hinsichtlich seiner Entstehung und ökologischen Relevanz auf.

Ein möglicher Erklärungsansatz für den erhöhten Humusgehalt könnte in der Kombination aus erhöhtem Streueintrag, reduzierter Zersetzung und der Einbringung organischer Substanzen durch Tiere in Form von Kot oder Tritteinwirkungen liegen. Diese beeinflussen die Mikrostruktur. Es ist allerdings unklar, ob es sich dabei um ein lokales Phänomen oder um eine systematische Auswirkung extensiver Beweidung handelt. Um dies zu klären, sind weitere Untersuchungen nötig.

In Übereinstimmung mit Angst et al. (2025) konnte kein signifikanter Zusammenhang zwischen Humusanteil und Artenvielfalt festgestellt werden. Offensichtlich stellt Humus zwar eine wichtige Ressource für unter anderem Wasser- und Nährstoffspeicherung dar, ist jedoch allein kein limitierender oder fördernder Faktor für die Diversität der Vegetation.

Darüber hinaus zeigte sich, dass die Humuszahl nach Landolt (2010) nicht mit den im Labor bestimmten Humusgehalten korrelierte. Dies deutet darauf hin, dass für detaillierte Standortanalysen oder Managemententscheidungen der tatsächliche Humusgehalt analytisch bestimmt werden sollte.

#### Nährstoffe

Die Ergebnisse zeigten höhere Phosphorwerte am aufgewerteten, unbeweideten Waldrand. Dies ist vermutlich auf frühere Düngung mit Schweinegülle auf dieser Fläche zurückzuführen.

Im aufgewerteten und beweideten Waldrand wurden hingegen höhere Werte bei Kalzium, Kalium und Magnesium festgestellt. Letztere beiden lassen sich plausibel mit dem Einfluss der Rinderbeweidung erklären, da Rinderdung hohe Konzentrationen beider Elemente enthält (University of Massachusetts Amherst 2020). Die Beweidung kann somit zur Nährstoffanreicherung beitragen, was wiederum Einfluss auf die Artenzusammensetzung und somit auch auf die Pflanzenvielfalt hat.

Die Schwankungen am inneren Waldrand könnten mit dem Humusanteil zusammenhängen, da organische Masse die Fähigkeit hat, Kalium anzureichern (Tiwari et al. 2023). Warum die beiden Standorte im Aargau jedoch gegenteilig verlaufende Nährstoffkurven bei Kalzium und Magnesium aufweisen, konnte

in dieser Arbeit nicht erklärt werden. Dies könnte mit dem unterschiedlichen Ausgangsgestein oder dem leicht unterschiedlichen pH-Wert zusammenhängen.

Die positive Korrelation zwischen Kalium und der Artenvielfalt sowie der höhere Anteil extensiver Arten bei höheren Magnesiumwerten zeigt einmal mehr auf, dass eine Beweidung zur Artenförderung sehr sinnvoll sein kann.

Hinsichtlich der angewendeten Messmethode ist anzumerken, dass die Vergleichbarkeit eingeschränkt ist. Die drei Methoden (CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O und AAE10) erfassen jeweils unterschiedliche Fraktionen. Während CO<sub>2</sub> und H<sub>2</sub>O-Extraktionen eher die kurzfristig pflanzenverfügbaren Nährstoffe abbilden, gibt die AAE10 auch Aufschluss über potentiell mobilisierbare Reserven. Diese Methodendimensionalität ist ökologisch sinnvoll, stellt aber eine Herausforderung für die statistische Auswertung dar.

### **Eindringwiderstand**

Die vorliegenden Messungen zeigen, dass sich der Eindringwiderstand mit zunehmender Bodentiefe verstärkt, unabhängig von der Waldrandbewirtschaftung. Besonders hohe Werte wurden im Wald des nicht aufgewerteten, unbeweideten Standorts gemessen (Abbildung 10). Ob dieser Befund auf standortspezifische Gegebenheiten oder andere Einflüsse zurückzuführen ist, lässt sich auf Basis der verfügbaren Daten nicht abschliessend klären. Ein möglicher Einfluss könnte im Waldtyp selbst liegen, beispielsweise durch reine Buchenbestände oder in geomorphologischen Faktoren wie Hangneigung oder Bodenausgangsmaterial.

Die Beweidung scheint in dieser Untersuchung keinen klaren Einfluss auf den Eindringwiderstand zu haben. Im beweideten Waldrand wurde keine signifikante Bodenverdichtung festgestellt. Es muss jedoch betont werden, dass nur ein beweideter Waldrand und eine angrenzende beweidete Wiese untersucht wurden, was keine belastbare Aussage erlaubt. Um fundierte Rückschlüsse auf den Einfluss der Beweidung zu ziehen, sind zusätzliche Standorte mit systematischem Versuchsdesign erforderlich.

Ein direkter Zusammenhang zwischen Eindringwiderstand und Artenvielfalt konnte nicht festgestellt werden. Dies ist plausibel, da der gemessene Eindringwiderstand mit dem Penetrologger lediglich ein mechanischer Widerstand ist und nicht direkt die Bodenverdichtung oder Lagerungsdichte abbildet, die für ihre artenreduzierende Eigenschaft bekannt sind (Bohner et al. 2017). Auch der fehlende Zusammenhang zur Durchlüftungszahl könnte auf diese methodische Differenz zurückzuführen sein.

Pflanzenwurzeln folgen zudem bevorzugt Makroporen oder Spalten, während der Penetrologger den Weg des grössten Widerstands misst.

Dass die Messungen unterschiedliche Korrelationen mit der Wurzeltiefenzahl nach Landolt (2010) aufzeigen, könnte nicht direkt auf die Bodenverdichtungen, sondern auch auf den Pflanzenbestand zurückzuführen sein. Im Wald, wo in tieferen Schichten höhere Eindringwiderstände sichtbar sind, befinden sich nämlich Pflanzen, welche tendenziell tiefere Wurzeln ausbilden (Ryser 2006).

Ein weiterer Unsicherheitsfaktor liegt in der hohen Streuung der Einzelmesswerte, die durch steinige Böden, Vegetationsreste oder Unebenheiten beeinflusst werden kann. Gerade bei hoher, dichter Vegetation, wie Brombeeren, können die Lasersensoren am Penetrologger zur Tiefenmessung falsche Werte liefern. Daher ist eine sorgfältige Vegetationsfreistellung vor der Messung notwendig. Auch die Wiederholung der Messungen in ausreichender Zahl ist entscheidend, um zuverlässige Mittelwerte zu erhalten (Bohner et al. 2017). In dieser Arbeit wurde mit 10 Wiederholungen pro Plot wohl die minimale Menge an Wiederholungen durchgeführt.

Da der Eindringwiderstand stark von den Bodeneigenschaften wie Feuchte, Temperatur oder Textur abhängt, wäre die zusätzliche Erfassung dieser Parameter sinnvoll. Insbesondere die Integration eines Bodenfeuchtesensors könnte die Vergleichbarkeit zwischen den Standorten verbessern. Alternativ wäre die Bestimmung der Lagerungsdichte eine robustere, wenn auch aufwendigere Methode zur Erfassung der mechanischen Bodenbelastung (Bohner et al. 2017).

Ein Vergleich der Wiesen- und Walddaten sollte mit Zurückhaltung erfolgen, da sich Waldränder möglicherweise an Standorten befinden, an denen aufgrund ungünstiger Bodeneigenschaften gezielt Wald gepflanzt wurde, oder an denen er sich natürlicherweise am besten etablieren konnte.

Insgesamt zeigt sich, dass Eindringwiderstandsmessungen mit dem Penetrologger zwar Hinweise auf die bodenmechanischen Eigenschaften liefern, jedoch nicht als alleiniger Indikator für ökologische Auswirkungen (z.B. Artenvielfalt oder Durchlüftung) herangezogen werden sollten. Direkte Messungen sollten daher immer durch kontextbezogene Standortinformationen ergänzt werden.

#### 4.4.2 Lichtmessungen

Der Zusammenhang zwischen Lichtverfügbarkeit und Artenvielfalt ist gut dokumentiert (Scott und Baer 2019; Ren et al. 2024) und konnte auch mit den vorliegenden Erhebungen bestätigt werden. Höhere Werte der PAR am Boden standen in einem signifikanten Zusammenhang mit einer höheren Artenzahl. Besonders im inneren Waldrandbereich zeigte sich, dass der aufgewertete und beweidete Standort mehr Licht am Boden aufwies und gleichzeitig eine grössere Artenvielfalt auftrat. Dies ist ein weiterer Beweis dafür, dass extensive Beweidung zur Förderung lichtliebender Arten und der allgemeinen Pflanzenvielfalt beitragen kann.

Die hohe Korrelation zwischen der gemessenen Lichtverfügbarkeit und der Lichtzahl der Pflanzengesellschaft (Landolt 2010) deutet darauf hin, dass die Lichtzahl ein brauchbarer ökologischer Indikator für reale Lichtverhältnisse ist, insbesondere im Waldrand- und Waldbereich. In Wiesen und äusseren Waldrändern war diese Korrelation weniger deutlich, was möglicherweise auf die geringere Variabilität der Lichtverhältnisse in diesen offenen Habitaten zurückzuführen ist.

Die Lichtmessungen wurden nur einmal pro Standort und ohne systematische Kontrolle der Wetterbedingungen durchgeführt. Bei stark wechselnder Bewölkung, wie es an einem der Standorte der Fall war, führten diese Schwankungen zu überhöhten LAI-Werten. Um zuverlässige Vergleiche zu ermöglichen, wären Messungen bei bedecktem Himmel oder zu vergleichbaren Tageszeiten durchzuführen. Zudem bestand ein technisches Problem in der begrenzten Kabellänge des Sensors. Die Lichtmessungen im Wald waren nur eingeschränkt möglich, da die Synchronisierung mit dem externen Sensor unterbrochen werden musste. Mögliche Lösungen wären Geräte mit Fernverbindung oder ein zweites, autarkes Messsystem für simultane Messungen im Offenland.

Ein weiterer limitierender Faktor war die geringe Anzahl an Standorten pro Bewirtschaftungsform. Daher sind Aussagen zur Signifikanz zwischen einzelnen Managementformen oder Distanzen nur eingeschränkt möglich. Mit einer höheren Stichprobengrösse wären robuste statistische Tests und Vergleiche innerhalb einzelner Kategorien möglich gewesen.

Beim Vergleich verschiedener Standorte kann eine Pflanzengesellschaft mit einem erhöhten Anteil an heliotropen Arten jedoch leicht zu anderen Lichtwerten führen. Wichtig ist zudem, dass die Vegetationsbestände an allen verglichenen Standorten geschlossen sind, um vergleichbare Bedingungen sicherzustellen.

Die gemessenen Unterschiede in der Lichtverfügbarkeit spiegeln sich in der Artenzusammensetzung wider und können als Teil einer «Dreieckbeziehung» zwischen photosynthetisch aktiver Strahlung, Lichtzahl der Pflanzengesellschaft und Artenvielfalt betrachtet werden. Insbesondere im inneren Waldrand scheint diese Beziehung ausgeprägt zu sein. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass dort kleine Änderungen der Lichtverhältnisse bereits grosse Auswirkungen auf das Artengefüge haben.

Langfristig sollten Lichtmessungen bei vergleichbaren Studien systematisch wiederholt und ergänzt werden. Idealerweise sollten diese unter kontrollierten Witterungsbedingungen und an mehreren Standorten pro Bewirtschaftungstyp durchgeführt werden. Da sich die Pflanzengesellschaft nur langsam, aber kontinuierlich, an den Bewirtschaftungstyp am Waldrand anpasst, ist Geduld gefragt, um Änderungen der Lichtverhältnisse bei aufgewerteten oder beweideten Waldrändern nachzuweisen.

## 4.5 Auswertung der Erhebungsmethode

### 4.5.1 Artenakkumulation

In allen vier untersuchten Habitattypen (Wiese, äusserer Waldrand, innerer Waldrand und Wald) nahm die mittlere Artenzahl mit zunehmender Aufnahme­fläche zu (Abbildung 13). Die Arten-Areal-Kurven zeigen jedoch unterschiedliche Verläufe. In der Wiese flacht die Kurve bereits bei kleineren Flächen deutlich ab. In den übrigen Habitaten steigt die Artenzahl auch bei grösseren Plots weiter an. Die höchste mittlere Artenzahl wurde im äusseren Waldrand festgestellt, gefolgt von der Wiese und dem inneren Waldrand. Im Wald war die Artenzahl über alle Plotgrössen hinweg deutlich niedriger und auch die Standardabweichung war vergleichsweise gering. Im inneren Waldrand war die Streuung hingegen deutlich höher.

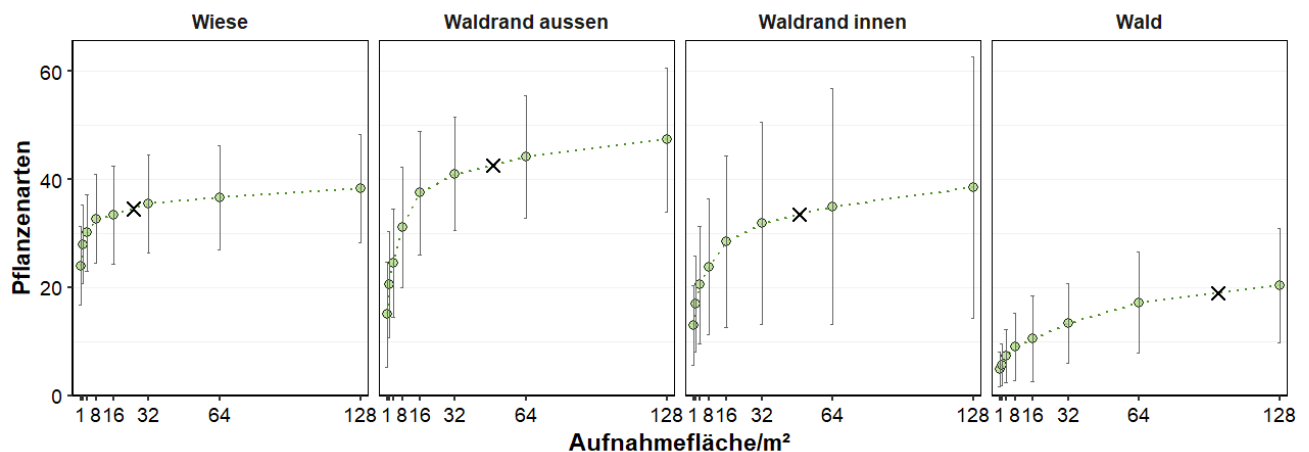


Abbildung 13: Mittlere Anzahl Pflanzenarten ( $\pm$  SD) in Abhängigkeit der Plotgrösse entlang des Wiese-Wald-Gradienten inklusive des vorgeschlagenen Minimum-Areals (x) (eigene Darstellung, 2025).

### 4.5.2 Minimum-Areal

Zur Beschreibung der Arten-Areal-Beziehungen wurden verschiedene mathematische Modelle und schwellenbasierte Methoden eingesetzt (Tabelle 7). Insgesamt zeigten die mathematischen Modelle eine sehr gute Anpassung an die beobachtete Artenakkumulation ( $R^2 = 0.93-0.99$ , Abbildung 14). Schwellenbasierte Ansätze hingegen unterschätzten oder überschätzten häufig den Verlauf der Kurven, insbesondere in heterogenen Habitaten.

Das Weibull-Modell erwies sich in den meisten Habitaten als das am besten angepasste Modell (AIC = 10-24), dicht gefolgt vom logarithmischen Modell (AIC = 10-33). Im Wald schnitt hingegen das Power-Modell am besten ab (AIC = 8).

Bei der Interpretation des MA erwies sich das Weibull-Modell allerdings als unzuverlässig, da es unrealistisch hohe Flächenwerte lieferte. Daher wurde die Auswahl der MA primär auf Basis des logarithmischen Modells getroffen.

Daraus ergeben sich folgende Empfehlungen: In der Wiese kann aufgrund der früh einsetzenden Sättigung eine Fläche von 25 m<sup>2</sup> als ausreichend betrachtet werden. Am äusseren und inneren Waldrand liegt das empfohlene MA bei 49 m<sup>2</sup>, während im Wald erst bei 100 m<sup>2</sup> eine ausreichende Artenabdeckung erreicht wird.

Diese Flächen wurden so gewählt, dass sie praktisch umsetzbar sind (Seitenlängen in ganzen Metern) und gleichzeitig etwa 90 % der erwarteten Gesamtarten pro Habitat erfassen. Damit gelten sie als gesättigt und ökologisch repräsentativ für die jeweilige Vegetationseinheit.

Tabelle 7: Modellübereinstimmung zu den erhobenen Arten-Areal-Beziehungen inklusive deren Minimum Areale (eigene Darstellung, 2025).

Distanz	Modell	R <sup>2</sup>	AIC	Minimum-Areal [m <sup>2</sup> ]		
				$\rho = 0.85$	$\rho = 0.9$	$\rho = 0.95$
Wiese	Power	0.943	29.8	13.7	27.3	52.2
	Logarithmisch	0.963	26.2	12.4	<b>24.8</b>	49.8
	Logistisch	0.972	28.4	21	26.6	35.7
	Weibull	0.996	11.7	421	NA	NA
	Monod	0.919	32.5	3.3	5.25	11.1
	Wendepunkt	-	-	8	8	32
	Schwellenwert	-	-	16	24	53.3
Waldrand aussen	Power	0.939	44.8	40.5	53.9	70.6
	Logarithmisch	0.985	33.5	34.1	<b>48.1</b>	67.8
	Logistisch	0.967	41.9	6.14	7.78	10.4
	Weibull	0.997	24.0	29.9	<b>45.8</b>	81.9
	Monod	0.966	40.1	16.5	26.1	55.2
	Wendepunkt	-	-	32	32	64
	Schwellenwert	-	-	21.3	32	107
Waldrand innen	Power	0.974	33.5	45.7	61	80.2
	Logarithmisch	0.998	10.8	<b>40.3</b>	<b>58.1</b>	83.6
	Logistisch	0.952	40.4	11.4	14.4	19.3
	Weibull	0.999	10.7	125	228	516
	Monod	0.926	41.9	15	23.8	50.3
	Wendepunkt	-	-	32	32	>128
	Schwellenwert	-	-	53.3	85.3	128
Wald	Power	0.997	8.05	72.5	<b>87.6</b>	105
	Logarithmisch	0.954	30.4	80.8	<b>111</b>	153
	Logistisch	0.972	28.4	15.5	19.6	26.3
	Weibull	0.997	11.4	NA	NA	NA
	Monod	0.877	38.2	46.5	73.8	156
	Wendepunkt	-	-	32	64	64
	Schwellenwert	-	-	85.3	128	128

R<sup>2</sup> = Bestimmtheitsmass; AIC = Akaike-Informationskriterium (niedrigere Werte deuten auf eine bessere Modellanpassung hin);  $\rho$  = Verhältnis zwischen beobachteter und modellierter Artenzahl

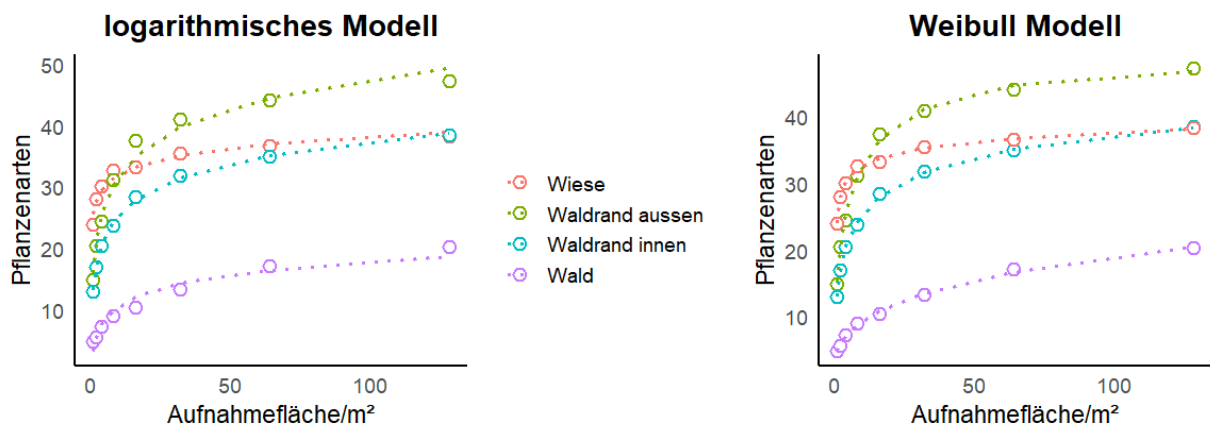


Abbildung 14: Darstellung der Arten-Areal-Beziehung mit den zwei bestangepassten Modellen (logarithmisch und Weibull) über die vier Distanzen (eigene Darstellung, 2025).

#### 4.5.3 Anzahl Wiederholungen

Die statistische Analyse, welche die Übereinstimmung der beiden Wiederholungserhebungen pro Standort und Distanz zum Waldrand untersuchte, zeigt, dass zwei Wiese-Wald-Transekte ausreichen, um repräsentative botanische Erhebungen durchzuführen.

Der Intraklassen-Korrelationskoeffizient (ICC) weist folgende Übereinstimmungen zwischen den beiden Wiederholungen auf:

- Shannon-Diversität: 0.913
- Simpson-Diversität: 0.903
- Pielou-Evenness: 0.882
- Artenzahl: 0.895

Der Jaccard-Index (Jaccard 1901) zur floristischen Ähnlichkeit zwischen den benachbarten Wiederholungsplots ergibt Werte zwischen 0.39 und 0.84.

## 4.6 Diskussion der Erhebungsmethode

### 4.6.1 Artenakkumulation

Die höchste Artenzahl wurde im äusseren Waldrand festgestellt. Dies deckt sich mit der ökologischen Theorie und diversen Studien (Erdős et al. 2013; Pro Natura 2013). Die Überlagerung von offenen und schattigeren Mikrostandorten sowie hoher Lichtverfügbarkeit schafft hier günstige Bedingungen für viele Arten.

Im Gegensatz dazu war die Artenzahl im Wald konstant niedrig, ein typisches Muster für geschlossene Bestände mit geringer Lichtverfügbarkeit (Ren et al. 2024). Auch die geringe Streuung der Artenzahl auf den Wiesen spricht für eine homogenere Zusammensetzung im Vergleich zum stärker variierenden Waldrand. Dort spielt vermutlich die unterschiedliche Bewirtschaftung eine grosse Rolle. So entsteht lokal eine sehr unterschiedliche Vegetationsentwicklung. Von dichter Brombeer-Vegetation bis hin zu lichtoffenen Flächen mit hoher Diversität.

### 4.6.2 Minimum-Areal

Zur Bestimmung des MA wurden verschiedene mathematische Modelle und schwellenbasierte Verfahren getestet. Die klassischen Modelle, logarithmisches, logistisches und Power-Modell, liefern durchweg stabile Resultate und zeigen den natürlichen Verlauf der Artenakkumulation sehr zuverlässig. Das Weibull-Modell erwies sich zwar als besonders flexibel und anpassungsfähig, tendierte bei kleinen Datensätzen jedoch dazu, biologisch nicht plausible Ergebnisse zu liefern. So wurde beispielsweise im Wald ein Kurvenanstieg vor dem Flächenwert 0 m<sup>2</sup> modelliert. Ein rein mathematisch, aber ökologisch nicht sinnvoll interpretierbares Resultat. Das Weibull-Modell eignet sich daher gut zur Prognose der Artenzahl über verschiedene Flächengrössen, ist aber für die direkte Bestimmung eines realistischen MA weniger zuverlässig, besonders bei hohen  $\rho$ -Werten nahe 1, die auf eine sehr hohe Anpassung hindeuten.

Im Vergleich der MA zeigten die schwellenbasierten Methoden grössere Abweichungen. Ihre Hauptschwäche liegt in der Abhängigkeit vom Abstand zwischen den gemessenen Flächenstufen. Liegt das tatsächliche Sättigungsoptimum zwischen zwei Messpunkten, kann es über- oder unterschätzt werden. Insbesondere der Wendepunkt unterschätzt die Artenzunahme und schlägt dadurch eher zu kleine MA vor. Aufgrund dieser Unsicherheiten erscheint der Einsatz mathematischer Modelle zur Bestimmung der MA in der Praxis deutlich robuster. Für standardisierte Vegetationsaufnahmen bieten die drei klassischen Modelle in der Regel eine ausreichende Genauigkeit.

Die Unterschiede in den berechneten Mindestflächen spiegeln auch die strukturellen Unterschiede der Vegetation entlang des Gradienten wider. In der Wiese konnte das MA klein gewählt werden, da die Vegetation homogen ist und die Arten relativ dicht nebeneinander auftreten. Im Wald hingegen sind die Pflanzenarten ungleichmässig verteilt (Tabelle 6). Dies ist insbesondere auf die lockere Strauch- und Baumschicht zurückzuführen. Aufgrund der Heterogenität sind grössere Flächen erforderlich, um ein repräsentatives Artenspektrum zu erfassen.

Die in dieser Arbeit berechneten Minimum-Areale basieren auf aggregierten Daten von drei ökologisch unterschiedlichen Standorten. Damit liefern sie generalisierte Richtwerte pro Distanzkategorie. Für detailliertere Aussagen zur lokalen Vegetation wäre eine separate Berechnung pro Standort wünschenswert. Dies wurde hier aber zugunsten der übergeordneten Vergleichbarkeit nicht weiterverfolgt.

Ein Aspekt betrifft die Geometrie der Probeflächen am Waldrand. Ein rechteckiger Plot, dessen längere Seite parallel zur Waldgrenze verläuft, könnte Übergangsarten besser erfassen und Verfälschungen durch angrenzende Wiesen- und Waldarten reduzieren. Dierschke (1994) empfiehlt in solchen Gradientenlagen längere Flächen, um die Übergangsvegetation differenzierter abzubilden.

Ein weiterer methodischer Punkt betrifft die nicht mitkopierten Vegetationsschichten in der verwendeten Aufnahme-App. Dadurch war es nicht möglich zu analysieren, ob einzelne Schichten kleinere Flächen zur vollständigen Erfassung benötigen. In der Regel erfordern Krautschichten eine deutlich geringere Probefläche als die artenärmere Baumschicht (Dierschke 1994). Eine solche stratengetrennte Auswertung wäre insbesondere im Wald von grossem Mehrwert gewesen. Für die anstehende Studie von Agroscope wird eine homogene Plotgrösse in den Waldflächen jedoch nicht von Nachteil sein.

#### 4.6.3 Anzahl Wiederholungen

Da aus ressourcentechnischen Gründen im Feld kein direkter Vergleich zwischen zwei und drei Wiederholungs-Transekten möglich war, wurde die Notwendigkeit einer dritten Wiederholung anhand der Übereinstimmung der zwei aufgenommenen Transekte geprüft.

Obwohl der Jaccard-Index (Jaccard 1901), der die floristische Ähnlichkeit als Verhältnis gemeinsamer zu insgesamt vorkommenden Arten berechnet, eher niedrige Werte zeigt, weisen die Intraklassen-Korrelationskoeffizienten der Diversitätsindizes und der Artenzahl eine «gute» bis «exzellente» Wiederholbarkeit auf (Koo und Li 2016).

Dies deutet darauf hin, dass die pflanzensoziologische Struktur zwischen den beiden Wiederholungen stabil erfasst wurde. Da kleinräumige Unterschiede in der Artenzusammensetzung biologisch zu erwarten sind, erscheint eine dritte Wiederholung nicht notwendig und ist aufwandstechnisch nicht gerechtfertigt. Zwei Transekte federn zudem zufällige Ausreisser etwas ab, ohne den Erhebungsaufwand unverhältnismässig zu erhöhen. Für kleinere oder besonders detaillierte Monitoringprogramme kann eine dritte Wiederholung dennoch sinnvoll sein, um die Ergebnisse weiter abzusichern.

Ein Grund für die tiefen Jaccard-Werte liegt darin, dass die Waldränder nicht geradlinig in flachem Gelände verlaufen, sondern in der Realität unregelmässig strukturiert sind. Daher mussten die Plots teilweise leicht versetzt angelegt werden und konnten nicht immer direkt nebeneinander liegen wie im Versuchsdesign geplant (Anhang 3). In der vorliegenden, kleinstrukturierten Pflanzengesellschaften kann bereits eine geringe räumliche Verschiebung zu deutlichen Unterschieden in der Artenzusammensetzung führen. Deshalb sollten die Jaccard-Werte bei der Bewertung der Wiederholbarkeit nicht überbewertet werden.

#### 4.6.4 Monitoring und Erfolgskontrolle

Da sich Vegetationsveränderungen in der Regel über Jahre bis Jahrzehnte hinweg vollziehen, ist ein langfristig angelegtes Monitoring entscheidend, um Aussagen zur Entwicklung und Wirksamkeit von ökologischen Massnahmen treffen zu können. Damit die Erfolgskontrolle auch aussagekräftig ist, sollte die botanische Erhebung periodisch, standardisiert und auf denselben Flächen durchgeführt werden.

In dieser Arbeit wurden deshalb sämtliche Aufnahme-Eckpunkte mit dem GPS erfasst. Dies hat sich im Offenland als sehr zuverlässig erwiesen. Mit geeigneter Technik lassen sich die Eckpunkte zentimetergenau dokumentieren und auch später exakt wiederfinden. In Waldbereichen hingegen ist die GPS-Genauigkeit deutlich geringer. Abweichungen von mehreren Metern sind keine Seltenheit (Anhang 3). Aus diesem Grund wurden zusätzlich Magnete und Metallplatten im Boden vergraben. In dichten, unbeweideten Waldbeständen mit hoher Bodenvegetation zeigte sich jedoch, dass auch diese nicht immer zuverlässig detektiert werden können. Für solche Standorte empfiehlt sich daher ergänzend die Verwendung visuell auffälliger Markierungen, welche über die Vegetation hinausragen und im Gelände schnell wiedergefunden werden können.

Ebenso wichtig wie die Wiederauffindbarkeit ist die Standardisierung der Methodik. Dazu gehört nicht nur die wiederholte Anwendung gleicher Flächen und Aufnahmezeiträume, sondern auch die genaue Dokumentation des Taxonomiestandards und der beobachtenden Person. Da unterschiedliche Personen abhängig von Erfahrung oder Erfassungsstrategie zu abweichenden Ergebnissen kommen können, empfiehlt es sich, bei wiederholten Erhebungen entweder dasselbe Personal einzusetzen oder gezielt Schulungen durchzuführen, um Beobachter-Effekte zu minimieren.

Die botanischen Aufnahmen wurden in dieser Arbeit Ende Mai/Anfang Juni durchgeführt. Ein Zeitraum, der sich durch die hohe Anzahl blühender Pflanzen als sehr günstig erwies. Dies ermöglichte eine schnellere und einfachere Pflanzenbestimmung. Eine ergänzende Erhebung ist an den hier untersuchten, «einfachen» Standorten im Mittelland wahrscheinlich nicht nötig, denn eine zweite Begehung zu späterer Zeit zeigte keine auffälligen neuen Arten, welche bei der ersten Erhebung übersehen wurden. Dies gilt jedoch nur, wenn die klimatischen Bedingungen nicht stark vom Durchschnitt abweichen. Andernfalls sollten Witterungseffekte bei der Interpretation explizit berücksichtigt werden.

In Bezug auf den zeitlichen Aufwand zeigte sich, dass die botanischen Erhebungen unabhängig von der empfohlenen Plotgrösse etwa gleich viel Zeit in Anspruch nehmen. In Waldhabitaten mit geringer Artenzahl lassen sich grössere Flächen in vergleichbarer Zeit bearbeiten wie kleinere, artenreichere Wiesenflächen. Pro Plot kann daher mit einem durchschnittlichen Aufwand von etwa 30 Minuten gerechnet werden.

## 4.7 Voraussichtliche Entwicklung der botanischen Vielfalt

### 4.7.1 Mit und ohne Weide

Die zukünftige Entwicklung der Pflanzenvielfalt am Waldrand hängt stark davon ab, ob dieser beweidet wird oder nicht. Zahlreiche Studien zeigen, dass sich bei einer Beweidung eine höhere strukturelle Heterogenität einstellt, die mit einer erhöhten Artenvielfalt einhergeht (Svenning 2002; Tälle et al. 2016; Moineardeau et al. 2019; Öllerer et al. 2019). So wurde in dieser Feldstudie festgestellt, dass der beweidete, aufgewertete Waldrand signifikant mehr Arten aufweist als unbeweidete Vergleichsflächen. Besonders im inneren Waldrand war dieser Unterschied deutlich. Dort wurden im beweideten Bereich bis zu dreimal so viele Pflanzenarten dokumentiert wie in den unbeweideten Varianten.

Ein zentraler Mechanismus hinter dieser Entwicklung ist die verbesserte Lichtverfügbarkeit. Durch Tritt und Verbiss wird die dichte Vegetation, insbesondere dominante Arten wie *Rubus spp.*, zurückgedrängt, wodurch mehr Licht im Bodenbereich verfügbar wird (Moineardeau et al. 2019; Öllerer et al. 2019). Diese höhere Lichtdurchlässigkeit korreliert sowohl mit der gemessenen photosynthetisch aktiven Strahlung als auch mit der Artenvielfalt (Scott und Baer 2019, eigene Messungen).

Zudem begünstigt die Beweidung die Etablierung typischer Arten offener Standorte mit funktionellen Merkmalen wie niedrigem Wuchs, Rosettenbildung und kurzer Lebensdauer (Gaujour et al. 2012). Gleichzeitig wird durch das Aufbrechen der Vegetationsstruktur und das Schaffen von offener Bodenstellen die Etablierung neuer, konkurrenzschwächerer Arten gefördert, auch solcher, die auf den Roten Listen geführt werden (Czyzewski und Svenning 2025). Die entstehende Heterogenität, mit den selektiven Frassgewohnheiten, Trittbelastungen und Nährstoffdepositionen, fördert zudem unterschiedliche Pflanzenarten (Rook et al. 2004).

Trotz der insgesamt positiven Wirkung auf die botanische Vielfalt ist die Waldrandbeweidung nicht frei von potentiell negativen Effekten. Vor allem bei zu hoher Besatzdichte können unerwünschte Veränderungen in der Vegetationsstruktur und Artenzusammensetzung auftreten.

Ein zentrales Risiko besteht im übermässigen Verbiss empfindlicher Pflanzenarten. Seltene oder konkurrenzschwache Arten können dadurch lokal stark dezimiert oder gar verdrängt werden. Auch der Trittbelastung ist mit Vorsicht zu begegnen. Während offener Boden kurzfristig die Keimung fördert, kann bei starkem Viehauftrieb die Bodenstruktur geschädigt werden, was sich negativ auf die Wasserinfiltration und Bodenatmung auswirkt (Bohner et al. 2017). Weitere Risiken umfassen die Einwanderung von Ruderalarten/Neophyten, einen übermässiger Nährstoffeintrag, die Verletzung von Gehölzen und jungen Bäumen sowie die Störung von bodenbrütenden Vögeln.

Im Gegensatz dazu zeigt sich bei unterlassener Beweidung ein Rückgang der botanischen Vielfalt (Cooper und McCann 2011). Die Vegetationsstruktur wird homogener, dichte krautige Biomasse reduziert das Lichtangebot und die Konkurrenzkraft dominanter Arten nimmt zu (Cooper und McCann 2011). Infolgedessen werden lighthungrige oder konkurrenzschwache Arten verdrängt (Ren et al. 2024). Beobachtungen von Cooper und McCann (2011) zeigen zudem, dass sich die Artenzusammensetzung in unbeweideten Waldrändern verändert. Es nehmen sowohl weidetolerante Arten wie Seggen und Hainsimsen als auch weideempfindliche Arten wie *Geum urbanum/rivale* zu. Die Gesamtartenzahl sinkt jedoch.

Die Beweidung wirkt sich aber nicht nur auf die Artenzahl, sondern auch auf bodenökologische Prozesse aus. Obwohl mit der Beweidung eine gewisse Bodenverdichtung einhergeht (Bohner et al. 2017), konnte in dieser Arbeit kein negativer Effekt auf die Artenvielfalt nachgewiesen werden. Vielmehr dürften die positiven Einflüsse durch Licht- und Strukturveränderungen überwiegen.

Eine Beweidung hat jedoch nur dann langfristig positive Effekte auf die Artenvielfalt, wenn sie extensiv erfolgt. Besonders geeignet sind robuste Rinderrassen wie Galloway- oder Hochlandrinder. Durch ihr Fressverhalten, ihren geringen Bodendruck und ihre epizoochore Samenausbreitung leisten sie einen Beitrag zur Erhöhung der floristischen Vielfalt (Pauler et al. 2019).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass eine extensiv betriebene Beweidung mit geeigneten Rinderrassen langfristig zu einer höheren botanischen Vielfalt am Waldrand führt. Sowohl in Bezug auf die Artenzahl als auch auf die funktionelle Diversität. Ohne Beweidung ist hingegen mit einer Verarmung der Vegetation zu rechnen, bedingt durch Lichtmangel, Konkurrenzdruck und strukturelle Vereinheitlichung.

#### 4.7.2 Mit und ohne Waldrandaufwertung

Die botanische Vielfalt am Waldrand wird stark davon beeinflusst, ob der Waldrand strukturell aufgewertet und somit in eine gestufte, artenreiche Übergangszone zwischen Offenland und Wald umgewandelt wird. Die in dieser Arbeit erhobenen Daten sowie einige Literatur belegen, dass aufgewertete Waldränder mit gestufter Vegetationsstruktur eine deutlich höhere Artenvielfalt aufweisen als nicht aufgewertete, abrupt in den Wald übergehende Waldränder (Krüsi et al. 1997; Erdős et al. 2013; Pro Natura 2013).

In aufgewerteten Waldrändern treffen auf engem Raum unterschiedliche Standortbedingungen aufeinander. Etwa unterschiedliche Lichtverhältnisse, Feuchtegrade und Bodenverhältnisse. Dadurch entstehen Mikrostandorte, die eine grössere ökologische Nische für verschiedenste Pflanzenarten bieten. Diese strukturelle Vielfalt begünstigt nicht nur die Gesamtartenzahl, sondern fördert auch seltene und konkurrenzschwache Arten, die in homogenen, strukturlosen Waldrändern keine geeignete Bedingung vorfinden würden (Erdős et al. 2013).

Im Gegensatz dazu zeichnen sich nicht aufgewertete Waldränder durch eine scharfe Grenze zwischen Wiese und Wald aus, was zu einer reduzierten Vielfalt führt (Erdős et al. 2013). Es fehlen Übergangsbereiche, in denen sich lichtliebende und schattenverträgliche Arten überlappen können. Auch der Lichteinfall ist durch eine geschlossene Gehölzstruktur deutlich reduziert, was die Etablierung vieler krautiger Arten erschwert.

Zudem wirken dichte, abrupte Waldränder als Barriere für die Ausbreitung windverbreiteter Arten (Cadenasso und Pickett 2001). In aufgewerteten Waldrändern mit gestaffeltem Gehölzaufbau hingegen, kann sich das Saatgut besser verteilen.

Ein weiterer Aspekt betrifft die langfristige Entwicklung. In nicht aufgewerteten Waldrändern sind negative Veränderungen durch Störungen wie Trockenheit oder Nährstoffeinträge schwerer ausgleichbar. Die Vegetation reagiert dort oft empfindlich, da die strukturelle Vielfalt als Puffer fehlt (Alberdi et al. 2010). Umgekehrt zeigt sich in aufgewerteten Waldrändern eine grosse Stabilität und Resilienz, da funktionell unterschiedliche Arten gemeinsam zur Stabilisierung des Systems beitragen.

Praktische Probleme wie Vernässung auf waldangrenzenden Weiden treten vor allem in nicht aufgewerteten Waldrändern auf (Kleger 2022).

Ein aufgewerteter Waldrand gewährleistet jedoch nicht automatisch eine hohe Artenvielfalt. Entscheidend ist vielmehr die anschliessende Pflege. Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass ohne geeignete Bewirtschaftung dominante Arten, wie *Rubus spp.*, durch ihre starke Wuchskraft und Beschattung die Etablierung anderer Arten zusätzlich hemmen können.

Insgesamt lässt sich festhalten, dass eine strukturreiche Waldrandaufwertung, in Kombination mit einem gezielten Pflegemanagement die botanische Vielfalt nicht nur kurz-, sondern auch langfristig erhöht. Sie schafft Pufferzonen, verbessert die Habitatqualität, erhöht die Lichtdurchlässigkeit im Randbereich und fördert die funktionelle und floristische Diversität. Ohne Aufwertung ist hingegen mit einer fortschreitenden Verarmung der krautigen Vegetation im Randbereich zu rechnen. Sowohl durch Lichtmangel als auch durch Konkurrenz und fehlende Störung.

#### 4.7.3 Mit Rindern als Beweider

Die Beweidung durch Weidetiere kann sich je nach Tierart, Weidemanagement und Standortbedingungen sehr unterschiedlich auf die botanische Vielfalt auswirken. Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass insbesondere extensive Beweidung mit Rindern eine vielversprechende Methode ist, um die Artenvielfalt am Waldrand und im angrenzenden Offenland zu erhalten oder sogar zu fördern.

Rinder sind im Vergleich zu anderen Weidetieren wie Schafen oder Ziegen deutlich weniger selektiv in ihrem Fressverhalten. Laut Rook (2004) begünstigen sie durch ihr breites Nahrungsspektrum heterogenere Grasnarben, was strukturreiche Vegetationsmuster und damit die Pflanzenvielfalt begünstigen kann. Besonders naturschutzgeeignete Rinderrassen wie Galloway- oder Hochlandrinder sind zudem robust, üben einen geringen Bodendruck aus und verbreiten Samen durch ihr wolliges Fell (Pauler et al. 2019).

Diese Form der extensiven Beweidung führt zu einem Mosaik aus offenen und dichten Bereichen, fördert kleinwüchsige und lichthungrige Arten und kann dominante Pflanzen zurückdrängen, was in diversen Studien mit einer Zunahme der Artenzahl und -diversität assoziiert wurde (Moinardeau et al. 2019; Scott und Baer 2019; Czyżewski und Svenning 2025).

Wird hingegen mit selektiven Tieren wie Schafen oder Ziegen beweidet, kann dies gezielt einzelne Pflanzenarten fördern oder unterdrücken. Ziegen verursachen zudem einen deutlich stärkeren Verbiss an Gehölzen (Papachristou und Platis 2011), was negative Auswirkungen auf die Strauchschicht und die natürliche Verjüngung haben kann.

Aber nicht nur die Tierart, sondern auch der Beweidungszeitpunkt und die Besatzstärke spielen eine essentielle Rolle einer erfolgreichen Beweidung.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass eine extensive, angepasste Beweidung mit Rindern bei geeigneter Planung und Dauer das Potential hat, die botanische Vielfalt insbesondere im Waldrandbereich zu fördern und langfristig zu stabilisieren.

## 4.8 Empfehlungen für die landwirtschaftliche Praxis

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass sowohl die Aufwertung des Waldrandes als auch die gezielte Beweidung einen signifikanten Einfluss auf die botanische Vielfalt am Waldrand haben können. Um das Potential zur Förderung der Artenvielfalt bestmöglich auszuschöpfen, ist ein differenziertes Vorgehen erforderlich, das auf Standort, Tierart, Beweidungsregime und Waldrandstruktur abgestimmt ist. Die folgenden Empfehlungen lassen sich daraus für die landwirtschaftliche Praxis ableiten.

### 4.8.1 Aufwertung von Waldrändern

Eine gezielte Aufwertung von Waldrändern kann nach den kantonalen Vorgaben oder anhand fachlicher Empfehlungen aus Informationsbroschüren, etwa von Pro Natura (2013), erfolgen. Dabei hilft beispielsweise gezieltes Entfernen von Nadelbäumen, um die Lichtverfügbarkeit zu erhöhen und ein diversitätsfreundlicheres Bodenmilieu zu schaffen.

Auch nordexponierte Waldränder eignen sich gut für eine ökologische Aufwertung. Aufgrund geringerer Sonneneinstrahlung, milderer Temperaturen und höherer Bodenfeuchte bieten sie oft bessere Standortbedingungen für viele einheimische Pflanzenarten als südexponierte Lagen (Erdős et al. 2013; Vu Ho et al. 2023).

Zur Planung und Umsetzung konkreter Aufwertungsmassnahmen empfiehlt sich die frühzeitige Kontaktaufnahme mit dem regional zuständigen Forstdienst oder dem kantonalen Amt für Wald.

### 4.8.2 Extensive Beweidung gezielt einsetzen

Die Kombination aus Waldrandaufwertung und Beweidung zeigt in vielen Fällen das grösste Potential zur Erhöhung der Artenvielfalt. Rinder eignen sich besonders gut, da sie wenig selektiv fressen und so eine heterogene Grasnarbe fördern. Schafe und Ziegen hingegen zeigen ein selektives Fressverhalten, das empfindliche Arten stärker beeinträchtigen kann (Mitchell und Kirby 1990; Rook et al. 2004). Besonders naturschutzgeeignet sind extensive Rinderrassen wie Galloway- oder Hochlandrinder, da sie robust und genügsam sind und durch ihr Verhalten eine gleichmässige Flächennutzung ermöglichen (Pauler et al. 2019). Entscheidend ist eine anpassbare Beweidungssteuerung, die folgende Aspekte berücksichtigt:

- **Tierart und -rasse:** Einsatz möglichst extensiver Rinderrassen wie Galloway- oder schottische Hochlandrinder.
- **Beweidungsdauer und -zeitpunkt:** kürzere, intensive Phasen im Frühjahr und Herbst (eventuell mit Herbstschnitt) oder extensive Standweide während der Saison (Frühling bis Herbst) (Gaujour et al. 2012; Tälle et al. 2016)
- **Weidedruck:** Je nach Beweidungsdauer. Bei kurzer Beweidung hoher Druck, bei langer Beweidung tiefer Druck.
- **Mosaikbeweidung:** Ein Wechsel von beweideten und unbeweideten Zonen schafft Rückzugsräume und Strukturvielfalt.
- **Monitoring:** Regelmässige Erfolgskontrollen ermöglichen eine Feinjustierung und die langfristige Sicherstellung der biodiversitätsfördernden Wirkung.

Ein zu hoher Beweidungsdruck, besonders mit selektiven Tierarten wie Ziegen oder Schafe, kann empfindliche Arten gefährden und zu einer Dominanz weidetoleranter Arten führen. Auch Bodenverdichtungen und Grasnarbenschäden durch Trittbelastung können die Wurzelentwicklung und damit die Etablierung sensibler Arten negativ beeinflussen (Bohner et al. 2017) Rückzugsbereiche mit geringem Fassdruck sollten daher in jedem Weidesystem eingeplant werden (Rook et al. 2004). In nassen oder stau-nassen Bereichen sowie in Moorböden ist von Beweidung generell abzusehen (Tälle et al. 2016; Kleger 2022).

#### 4.8.3 Umsetzung in der Praxis

Die Wahl des geeigneten Weidesystems hängt stark von den betrieblichen Voraussetzungen ab. Systeme wie die Mosaikbeweidung oder die Rotationsweide lassen sich flexibel anpassen. Erste gemachte Erkenntnisse sollten genutzt werden, um die Bewirtschaftung gegebenenfalls anzupassen.

Förderprogramme auf Kantonsebene sollten genutzt und ausgebaut werden. Auch wenn die Beweidung in Wäldern aktuell noch grösstenteils verboten ist, können Landwirte kantonale Bewilligungen erhalten. Denn ein integriertes Vorgehen, das eine gestufte Waldrandaufwertung, eine extensive Weideführung und eine langfristige Kontrolle umfasst, bietet eine praxisnahe und naturschutzwirksame Möglichkeit, die floristische Vielfalt in landwirtschaftlich genutzten Landschaften langfristig zu fördern.

### 4.9 Diskussion der Praxisempfehlungen

Ein zentrales Ergebnis dieser Arbeit ist die positive Wirkung extensiver Beweidung auf die Artenvielfalt in gestuften Waldrandbereichen. Dennoch muss betont werden, dass jedes Ökosystem individuell auf Beweidung reagiert. Diese Reaktion wird durch verschiedene Faktoren wie Bodentyp, Exposition, Humusgehalt, Wasserverfügbarkeit und bestehende Vegetation beeinflusst.

Aus diesem Grund lassen sich die positiven wie auch die negativen Effekte nicht präzise vorhersagen. So hängen das Ausmass von Bodenverdichtungen und Trittschäden stark vom Bodentyp und dem Relief ab. Auch die Auswirkungen auf Sträucher und Bäume hängen vom Standort, der Weidegrösse, der Nutzungsintensität und dem Jahresverlauf ab. In kleineren Weideflächen sowie im Winter steigt der Druck auf holzige Pflanzen deutlich (Mitchell und Kirby 1990). Ein gewisser Verbiss ist jedoch erwünscht, um die Offenhaltung des Waldrandes sicherzustellen und eine Verbuschung zu verhindern.

Problematisch kann es sein, dass giftige oder gebietsfremde Pflanzen durch selektives Weideverhalten profitieren. Diese sollten unabhängig vom Beweidungsregime regelmässig kontrolliert und bei Bedarf manuell entfernt werden.

Ob ganzjährige oder saisonale Beweidung ökologisch sinnvoller ist, lässt sich nicht pauschal beantworten. Die Forschung liefert hierzu diverse Ergebnisse, was auf die grosse Zahl an Einflussfaktoren zurückzuführen ist. Während saisonale Weiden Vorteile in der Steuerbarkeit bieten, kann ganzjährige Weidehaltung natürliche Dynamiken besser imitieren. Die Anpassungsfähigkeit des Weidesystems an die jeweiligen Betriebsstrukturen ist daher essentiell. Besonders vorteilhaft ist ein mosaikartiger Weidewechsel mit Ruhephasen, da dieser Rückzugsräume schafft und eine hohe Strukturvielfalt fördert.

In der Schweiz ist die Weidehaltung, insbesondere mit Rindern, noch weit verbreitet. Der Wandel zu einer extensiveren, biodiversitätsfördernden Beweidung ist jedoch arbeitsintensiver, da die Tiere häufiger umgetrieben oder die Flächen gezielt gepflegt werden müssen. Dies könnte für viele Betriebe eine Hürde darstellen. Grosse, wenig unterteilte Weideflächen können hier Abhilfe schaffen.

Auch intensive Rinderrassen können zur Biodiversitätsförderung beitragen, sofern die Beweidung extensiv genug erfolgt. Dabei könnten jedoch wirtschaftliche Aspekte wie sinkende Milchleistungen oder tieferer Fleischzuwachs eine Rolle spielen. Erste Beobachtungen zeigen zudem, dass extensive Rassen mit geringerer Selektivität und robusterem Verhalten tendenziell positivere Effekte auf die botanische Vielfalt haben (Rook et al. 2004; Pauler et al. 2019).

Eine direkte Erhebung zu den Rassenunterschieden und ihrer Wirkung auf die Waldrandvegetation fehlt bislang, wäre aber ein vielversprechender Fokus künftiger Forschung im Schweizer Mittelland.

## 5 Allgemeine Diskussion

Die gewählte Erhebungsstrategie mit festen Plots entlang standardisierter Distanzen ermöglicht eine vergleichbare Erfassung von Pflanzenarten und Umweltfaktoren. Durch die Kombination botanischer Daten mit Zeigerwerten, Boden- und Lichtmessungen sowie Diversitätsindizes konnten Muster erfasst werden, die sich entlang des Gradienten und zwischen den verschiedenen Bewirtschaftungsformen klar abzeichnen.

Auch wenn einzelne dieser Parameter zusammenhängen, müssen die erwünschten Messungen dennoch durchgeführt werden, um fundierte Aussagen und Interpretationen zu ermöglichen.

Zudem bestehen Einschränkungen hinsichtlich der Reproduzierbarkeit und der Erfassungsgenauigkeit. In der vorliegenden Arbeit muss betont werden, dass die Erhebungen nicht von einer botanischen Fachperson durchgeführt wurden. Zwar konnten gängige Arten sicher erkannt werden, doch bei Gräsern oder einigen Waldpflanzen könnten Verwechslungen aufgetreten sein. Für die Methodenausarbeitung ist dies jedoch vertretbar. Zudem lässt die Konzentration über lange Erhebungsperioden nach. Es ist deshalb wahrscheinlich, dass seltenere oder unauffälliger wachsende Arten in den letzten Plots weniger erfasst wurden.

In langjährigen floristischen Studien besteht zudem das Risiko einer falschen Deckungsschätzung, einer falschen Artenbestimmung oder eines Pseudo-Turnovers, also dem fälschlichen Eindruck einer Artenfluktuation aufgrund verschiedener Erhebungspersonen (Lisner und Leps 2020). Dennoch zeigt sich hier ein klassisches Dilemma ökologischer Feldforschung. Ein erhöhter Anspruch an taxonomische Präzision geht meist mit einem deutlichen Mehraufwand einher, der sich im Rahmen begrenzter Ressourcen nicht immer realisieren lässt.

In der vorliegenden Arbeit fehlen aufgrund der drei erhobenen Standorte die Wiederholungen, um aussagekräftige Aussagen und Schlüsse zu treffen. Die Resultate zeigen jedoch einen deutlichen Trend. Ebenso wichtig ist die Einbettung in die zeitliche Dimension. Da diese Studie auf einer einmaligen Erhebung basiert, können keine Aussagen über interannuelle Dynamiken, etwa infolge von Wetterextremen, Invasionsereignissen oder Sukzession getroffen werden. Langfristige Erfolgskontrollen wären notwendig, um die Stabilität der beobachteten Muster zu bewerten und Managementmassnahmen adaptiv weiterzuentwickeln.

Die Ergebnisse zeigen eindeutig, dass gestufte Waldränder mit extensiver Beweidung einen signifikant positiven Effekt auf die botanische Vielfalt haben. Diese Erkenntnis deckt sich mit internationalen und nationalen Studien (Jacot et al. 2012; Erdős et al. 2013) und ist damit sowohl ökologisch plausibel als auch praxisrelevant.

Der stärkste Mehrwert dieser Arbeit liegt in ihrer direkten Anwendbarkeit. Die empfohlenen Massnahmen und botanischen Erhebungsmethoden basieren auf messbaren Effekten und lassen sich gut in der zukünftigen Agroscope-Studie umsetzen. Auch die Integration ökologischer Zeiger und zusätzlich durchgeführter Messungen bietet eine wertvolle Orientierung für Waldrandstudien und landwirtschaftliche Betriebe.

Gleichzeitig zeigt sich, dass eine einfache Übertragung der Ergebnisse nicht möglich ist. Jeder Standort muss individuell beurteilt werden. Faktoren wie Exposition, Bodenart, Entwässerung und dominierende Gehölzarten beeinflussen die Vegetationsentwicklung massgeblich.

Die Vielfalt an Pflanzenarten entsteht nicht durch die einfache Präsenz einzelner Massnahmen, sondern durch feines Zusammenspiel von Licht, Nährstoffen, Störungen und weiteren Bodenparametern. Somit zeigt sich: Die Waldrandbewirtschaftung ist ein dynamisches System, in dem Eingriffe gezielt, aber mit Blick auf das Ganze, erfolgen müssen.

## 6 Folgerungen

Bei der botanischen Erfassung entlang eines Wiese-Wald-Gradienten hat sich gezeigt, dass die optimale Mindestfläche je nach Habitattyp variiert. In Wiesen reichen bereits 25 m<sup>2</sup> aus, um ca. 90 % der Arten zu erfassen, während im Wald Flächen von 100 m<sup>2</sup> erforderlich sind, um ein repräsentatives Bild der Vegetation zu erhalten. Für den inneren und äusseren Waldrand werden 49 m<sup>2</sup> empfohlen. Zwei Aufnahmeflächen pro Habitattyp, mit insgesamt acht Plots pro Wiese-Wald-Abschnitt, sollten ausreichen, um grobe Einschätzungen zu treffen. Dies konnte jedoch aufgrund von Ressourcenbegrenzungen nicht direkt mittels des Feldversuchs abgesichert werden.

Auch die ergänzenden Erhebungen liefern wichtige Hinweise für das Verständnis der pflanzlichen Diversität. Die Messung des Eindringwiderstands ist einfach durchführbar, jedoch nicht immer aussagekräftig. Da der gemessene Widerstand stark von Faktoren wie Bodenfeuchte, Steinen und Bodenkörnung beeinflusst wird, spiegelt er die Verdichtung nicht zuverlässig wider. Für eine genauere Einschätzung der Bodenstruktur wären ergänzende Parameter wie die Lagerungsdichte oder die Bodenfeuchte hilfreich.

Die Bodenproben lieferten teilweise klare Hinweise. So hängt der pH-Wert mit dem Waldtyp und der Artenvielfalt zusammen. Der Humusgehalt zeigte hingegen keine Korrelation zu den untersuchten Parametern. Bei den Nährstoffen konnten vor allem Kalium und Magnesium in einzelnen Analysen mit der Artenvielfalt in Verbindung gebracht werden. Sie sollten daher bei einem längerfristigen Monitoring, speziell auch bei integrierter Beweidung, in die Bewertung einbezogen werden.

Die Lichtmessungen haben sich als besonders praxisrelevant erwiesen. Da das einfallende Licht im Bodenbereich ein entscheidender Faktor für die Artenvielfalt ist, kann die Lichtmessung als wichtiges Überprüfungskriterium in der Erfolgskontrolle eingesetzt werden.

Die Zeigerwerte nach Landolt (2010) ermöglichen eine ökologische Einordnung der Artenzusammensetzung. Auch wenn sie keine direkten Messdaten ersetzen, können sie dabei helfen, ökologische Gradienten zu interpretieren und Veränderungen im Zeitverlauf zu erkennen.

Basierend auf den eigenen Resultaten sowie der ausgewerteten Fachliteratur lässt sich feststellen, dass eine extensive Beweidung den botanischen Artenreichtum signifikant fördern kann, insbesondere im inneren Waldrandbereich. Die Beweidung wirkt dabei über mehrere Mechanismen. Sie reduziert die Dominanz einzelner konkurrenzstarker Arten, schafft kleinräumige Störungen und fördert somit die Koexistenz unterschiedlicher Arten. Besonders Rinder mit ihrem weniger selektiven Frass fördern heterogene Grasnarben und damit auch die Strukturvielfalt. Entscheidend für einen positiven Effekt ist jedoch eine angepasste Bewirtschaftung, welche die Standortbedingungen, die Tierart, die Weidedauer und den Frassdruck berücksichtigt.

Einen ebenso grossen Einfluss auf die botanische Vielfalt hat die Aufwertung des Waldrandes durch strukturelle Gestaltung. Gestufte Waldränder mit einem Übergang von Krautschicht über Sträucher bis hin zu lichtem Baumbestand begünstigen eine hohe Standortvielfalt auf kleinem Raum. Sie verbessern die Lichtverhältnisse, die mikroklimatischen Bedingungen sowie die Etablierung lichtliebender und seltener Arten.

Die Kombination aus struktureicher Waldrandgestaltung und extensiver Beweidung wirkt sich daher besonders positiv auf die floristische Diversität aus. Vor diesem Hintergrund sollte das bestehende generelle Weideverbot im Wald auf nationaler Ebene überdacht und insbesondere für ökologisch aufgewertete Waldränder differenziert beurteilt werden. Eine solche gezielte Nutzung könnte bestehende Ansätze zur Biodiversitätsförderung sinnvoll ergänzen und wirkungsvoll erweitern.

Trotz der gewonnenen Erkenntnisse bleiben zentrale Fragen offen. Insbesondere die Langzeitwirkung der Waldrandbeweidung auf die Artenzusammensetzung und die Ausbreitung seltener oder störungssensibler Arten ist unzureichend erforscht. Auch die Interaktion zwischen Bodenverdichtung, Beweidungsintensität und Vegetation variiert je nach Bodentyp stark und erfordert spezifische Untersuchungen. Die Wirkung unterschiedlicher Tierarten und -rassen, insbesondere im Kontext der Waldrandbeweidung, wurde bislang nicht ausreichend erfasst. Künftig sollte auch die konkrete Verankerung der Waldrandweide in der nationalen Gesetzgebung und Förderpraxis berücksichtigt werden, um eine praxisnahe Umsetzung durch die Landwirtschaft zu ermöglichen.

## Literaturverzeichnis

- Abegg M, Ahles P, Allgaier Leuch B, Cioldi F, Düggelin C, Fischer C, Herold A, Meile R, Rohner B, Rösler E, et al., 2023. Schweizerisches Landesforstinventar - Result table No. 1413276.
- AGFF, 2025. Die Schweiz - Ein Grasland. Abgerufen am 19.02.2025, <https://www.eagff.ch/die-schweiz-ein-grasland/die-schweiz-ein-grasland/einleitung-uebersicht>
- Agripedia, 2025. Beiträge 2025 für alle Kulturen. Abgerufen am 14.07.2025, [https://themes.agripedia.ch/wp-content/uploads/2025/02/Beitragstabelle\\_2025\\_def.pdf](https://themes.agripedia.ch/wp-content/uploads/2025/02/Beitragstabelle_2025_def.pdf)
- Agroscope, 2020a. pH-Wert in Wassersuspension (1:2.5) Version 1.4 (2020). Schweizerische Referenzmethoden der Forschungsanstalten Agroscope.
- Agroscope, 2020b. Bestimmung des organisch gebundenen Kohlenstoffs (Corg) Version 1.2 (2020). Schweizerische Referenzmethoden der Forschungsanstalten Agroscope.
- Agroscope, 2020c. Extraktion mit Ammoniumacetat + EDTA (1:10) Version 3.2 (2020). Schweizerische Referenzmethoden der Forschungsanstalten Agroscope.
- Agroscope, 2020d. Extraktion mit CO<sub>2</sub>-gesättigtem Wasser (1:2.5) Version 1.5 (2020). Schweizerische Referenzmethoden der Forschungsanstalten Agroscope.
- Agroscope, 2020e. Extraktion von P, K und Mg mit Wasser (1:10) Version 4.1 (2020). Schweizerische Referenzmethoden der Forschungsanstalten Agroscope.
- Alberdi I, Condés S, Martínez-Millán J, 2010. Review of monitoring and assessing ground vegetation biodiversity in national forest inventories. *Environmental Monitoring and Assessment*, 164, 649-676.
- Amt für Wald, Jagd und Fischerei - Solothurn, 2021. Weisungen - Programm Biodiversität im Wald 2021-2032. Solothurn, 19 S.
- Angst Š, Angst G, Mueller KE, Lange M, Eisenhauer N, 2025. Un(der)explored links between plant diversity and particulate and mineral-associated organic matter in soil. *Nature Communications*, 16 (5548).
- Arrhenius O, 1921. Species and Area. *Journal of Ecology*, 9 (1), 95-99.
- Babbi M, 2020. Mobile-Tool zur Bewertung von Waldrändern - Digitalisierung. Abgerufen am 18.06.2025, <https://www.zhaw.ch/de/forschung/projekt/71451>
- BAFU, 2019. Liste der Nationalen Prioritären Arten und Lebensräume. In der Schweiz zu fördernde prioritäre Arten und Lebensräume. Bundesamt für Umwelt, Bern, 99 S.
- BAFU, 2021. Waldpolitik: Ziele und Massnahmen 2021 – 2024. Für eine nachhaltige Bewirtschaftung des Schweizer Waldes (1. aktualisierte Auflage. Erstausgabe 2021.). Bundesamt für Umwelt, Bern, 61 S.
- BAFU, 2025. Fachspezifische Erläuterungen zur Programmvereinbarung im Bereich Wald. In: Handbuch Programmvereinbarungen im Umweltbereich 2025–2028. Bundesamt für Umwelt, Bern, S. 170-224.
- BAFU, BLW, 2008. Umweltziele Landwirtschaft. Hergeleitet aus bestehenden rechtlichen Grundlagen. Bundesamt für Umwelt, Bern, 221 S.
- Barlow KM, Mortensen DA, Drohan PJ, 2020. Soil pH influences patterns of plant community composition after restoration with native-based seed mixes. *Restoration Ecology*, 28 (4), 869-879.
- Baselga A, 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 134-143.
- Benz R, 2018. Biodiversitätsförderung Qualitätsstufe II von extensiv genutzten Weiden und Waldweiden gemäss Direktzahlungsverordnung (DZV). AGRIDEA, Lindau, 4 S.
- Benz R, Schiess-Bühler C, 2016. Biodiversitätsförderflächen (BFF) - Zeigerpflanzen von extensiv genutzten Weiden und Waldweiden. AGRIDEA, Lausanne, 28 S.
- Bohner A, Gehmacher P, Bodner G, Strauss P, 2017. Bodenverdichtung im Dauergrünland und ihre Auswirkung auf die Grünlandvegetation. *Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment*, 68 (2).

- Bornand C, Eggenberg S, Gygax A, Juillerat P, Jutzi M, Marazzi B, Möhl A, Rometsch S, Sager L, Santiago H, 2019. Regionale Rote Liste der Gefässpflanzen der Schweiz. Info Flora, Genf, Bern, Lugano, 386 S.
- Brändli UB, Abegg M, Allgaier Leuch B, 2020. Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der vierten Erhebung 2009-2017. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf, 341 S.
- Braun-Blanquet J, 1925. Zur Wertung der Gesellschaftstreue in der Pflanzensoziologie. Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich, 70, 122–149.
- Braun-Blanquet J, 1951. Pflanzensoziologische Grundzüge der Vegetationskunde (2. umgearbeitete und vermehrte Auflage.). Springer-Verlag, Wien, 631 S.
- Braun-Blanquet J, Fuller GD, Conard HS, 1932. Plant sociology; the study of plant communities; McGraw-Hill book company, New York, 439 S.
- Briemle G, 1996. Farbatlas Kräuter und Gräser in Feld und Wald. Eugen Ulmer, Stuttgart, 288 S.
- Buholzer S, Indermaur A, Riedel S, 2021. Handbuch für die Felddatenerhebung ALL-EMA : Version 3.1. Agroscope, Posieux, S. 46.
- Cadenasso ML, Pickett STA, 2001. Effect of Edge Structure on the Flux of Species into Forest Interiors. Conservation Biology, 15 (1), 91–97.
- Caratti JF, 2006. Line Intercept (LI) Sampling Method. Forest Service, US Department of Agriculture, (164).
- Chen Y, Huang Y, Zhang Z, Wang Z, Liu B, Liu C, Huang C, Dong S, Pu X, Wan F, et al., 2023. Plant image recognition with deep learning: A review. Computers and Electronics in Agriculture, 212 (108072).
- Chytrý M, Otýpková Z, 2003. Plot sizes used for phytosociological sampling of European vegetation. Journal of Vegetation Science, 14, 563–570.
- Cooper A, McCann T, 2011. Cattle enclosure and vegetation dynamics in an ancient, Irish wet oakwood. Plant Ecology, 212, 79–90.
- Costa R, 2001. Waldrand - Lebensraum voller Überraschungen. Faktenblatt 7, 1 Auflage Amt für Wald Graubünden, 1–11.
- Czyżewski S, Svenning J-C, 2025. Temperate forest plants are associated with heterogeneous semi-open canopy conditions shaped by large herbivores. Nature Plants, 11, 985–1000.
- Daget P, Poissonet J, 1971. Une méthode d'analyse phytologique des prairies. Critères d'application. Annales Agronomique, 22, 5–41.
- De Vries DM, De Boer TA, 1959. Methods used in botanical grassland research in the Netherlands and their application. Herbage Abstracts, 29 (1).
- Decagon Devices, Inc., 2010. AccuPAR - PAR/LAI ceptometer - model LP-80 - Operator's Manual.
- Delbaere B, 2003. An inventory of biodiversity indicators in Europe. European Environment Agency, Copenhagen, S. 42. Report No.: 92.
- Dengler J, Boch S, Filibeck G, Chiarucci A, Dembicz I, Guarino R, Henneberg B, Janisova M, Marceno C, Naqinezhad A, et al., 2016. Assessing plant diversity and composition in grasslands across spatial scales: the standardised EDGG sampling methodology. Bulletin of the Eurasian Dry Grassland Group, 32, 13–30.
- Diekmann M, 2003. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology - a review. Basic and Applied Ecology, 4, 493–506.
- Dierschke H, 1994. Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. Eugen Ulmer, Stuttgart, 683 S.
- Dietl W, 1995. Wandel der Wiesenvegetation im Schweizer Mittelland. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz, 4, 239–249.
- Dlouhá Š, Borůvka L, Pavlů L, Tejnecký V, Drábek O, 2009. Comparison of Al speciation and other soil characteristics between meadow, young forest and old forest stands. Journal of Inorganic Biochemistry, 103, 1459–1464.
- Dufrêne M, Legendre P, 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs, 76 (3), 345–366.

- Edgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, 2025. Nitrogen and ground vegetation. Abgerufen am 10.03.2025, <https://www.wsl.ch/de/projekte/nitrogen-and-ground-vegetation/>
- Ellenberger H, Leuscher C, 2010. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht (6.). Ulmer, Stuttgart, 1333 S.
- Elzhov TV, Mullen KM, Spiess A-N, Bolker B, 2023. minpack.lm: R Interface to the Levenberg-Marquardt Nonlinear Least-Squares Algorithm Found in MINPACK, Plus Support for Bounds. Abgerufen am 04.07.2025, <https://cran.r-project.org/package=minpack.lm>
- Erdős L, Gallé R, Körmöczi L, Bátor Z, 2013. Species composition and diversity of natural forest edges: edge responses and local edge species. *Community Ecology*, 14 (1), 48–58.
- Falkengren-Grerup U, Brunet J, Quist ME, 1995. SENSITIVITY OF PLANTS TO ACIDIC SOILS EXEMPLIFIED BY THE FOREST GRASS *Bromus benekenii*. *Water, Air and Soil Pollution*, 85, 1233–1238.
- Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Vogelwarte Sempach, AGRIDEA, 2025. Wald- und Wytweiden. Abgerufen am 14.07.2025, <https://www.agrinatur.ch/bff/wald-und-wytweiden>
- Franklin CMA, Harper KA, Clarke MJ, 2021. Trends in studies of edge influence on vegetation at human-created and natural forest edges across time and space. *Canadian Journal of Forest Research*, 51, 274–282.
- Galleguillos N, Keeley K, Ventura S, 2018. Assessment of woodland grazing in southwest wisconsin. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 260, 1–10.
- Gallmann J, Schüpbach B, Jacot K, Albrecht M, Winizki J, Kirchgessner N, Aasen H, 2022. Flower Mapping in Grasslands With Drones and Deep Learning. *Frontiers in Plant Science*, 12 (774965).
- Gamer M, Lemon J, Singh IFP, 2019. irr: Various Coefficients of Interrater Reliability and Agreement. Abgerufen am 01.08.2025, <https://cran.r-project.org/web/packages/irr/index.html>
- Gauch HG, 1982. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge studies in ecology, Cambridge, 298 S. (1. Cambridge University Press).
- Gaujour E, Amiaud B, Mignolet C, Plantureux S, 2012. Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32, 133–160.
- Geyger E, 1977. Leaf area and productivity in grasslands. In: Application of vegetation science to grassland husbandry. Handbook of vegetation science. Vol. 13. Springer, The Hague, S. 499–520.
- Gleason HA, 1922. On the Relation Between Species and Area. *Ecology*, 3 (2), 158–162.
- Godron M, Daget P, 1968. Code pour le relevé méthodique de la végétation et du milieu : principes et transcription sur cartes perforées. Éditions du Centre national de la recherche scientifique, Paris, 296 S.
- Golze M, Balliet U, Baltzer J, Görner C, Pohl G, Stockinger C, Triphaus H, Zens J, 1997. Extensive Rinderhaltung : Fleischrinder - Mutterkühe : Rassen, Herdenmanagement, Wirtschaftlichkeit. Verlags Union Agrar, München, 159 S.
- Hassan N, Abdullah I, Khan W, Khan A, Ahmad N, Iqbal B, Ali I, Hassan AM, Dai D-Q, El-Kahtany K, et al., 2024. Effect of Grazing and Mowing on Soil Physiochemical Properties in a Semi-Arid Grassland of Northeast China. *Polish Journal of Environmental Studies*, 33 (2), 1725–1735.
- Heiniger U, 1994. Die Edelkastanie in der Schweiz - Kastanienkultur im Wandel der Geschichte. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 145 (3), 201–212.
- Hill MO, 1973. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54 (2), 427–432.
- Imesch N, Stalder B, Bolliger M, Schneider O, 2015. Biodiversität im Wald: Ziele und Massnahmen. Vollzugshilfe zur Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt im Schweizer Wald. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern, 186 S.
- Info Flora, 2016. FlorApp. Abgerufen am 27.05.2025
- Info Flora, 2025. Flora. Abgerufen am 27.05.2025, <https://www.infoflora.ch/de/flora/art-abfragen/art-abfragen.html>
- Ivanova N, Zolotova E, 2023. Landolt Indicator Values in Modern Research: A Review. *Sustainability*, 15 (9618).

- Jaccard P, 1901. Etude de la distribution florale dans une portion des Alpes et du Jura. *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles*, 37 (142), 547–579.
- Jacot K, Eggenschwiler L, Beerli C, Bosshard A, Suter M, 2012. Significance of different types of meadow edges for plant diversity in the Swiss Alps. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 153, 75–81.
- James K, Bradshaw K, 2020. Detecting plant species in the field with deep learning and drone technology. *Methods in Ecology and Evolution*, 11, 1509–1519.
- Jonasson S, 1988. Evaluation of the Point Intercept Method for the Estimation of Plant Biomass. *Oikos*, 52, 101–106.
- Jost L, 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113 (2), 363–375.
- Kaufmann J, Bork EW, Alexander MJ, Blenis PV, 2014. Effects of open-range cattle grazing on deciduous tree regeneration, damage, and mortality following patch logging. *Canadian Journal of Forest Research*, 44 (7), 777–783.
- Kirby KJ, Mitchell FJ, Hester AJ, 1994. A ROLE FOR LARGE HERBIVORES (DEER AND DOMESTIC STOCK) IN NATURE CONSERVATION MANAGEMENT IN BRITISH SEMI-NATURAL WOODS. *Arboricultural Journal*, 18, 381–399.
- Kirchgessner M, Roth FX, Schwarz FJ, Stangl GI, 2014. Tierernährung: Leitfaden für Studium, Beratung und Praxis (14. aktualisierte Aufl.). DLG-Verlag, Frankfurt am Main, 659 S.
- Klapp E, 1930. Zum Ausbau der Graslandbestandesaufnahme zu wissenschaftlichen Zwecken. *Pflanzenbau* 6, 197–210.
- Kleger D, 2022. Beschreibung von Weidesystemen rinderhaltender Betriebe in der Schweiz. *Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften, Wädenswil*, 56 S.
- Koo TK, Li MY, 2016. A Guideline of Selecting and Reporting Intraclass Correlation Coefficients for Reliability Research. *Journal of Chiropractic Medicine*, 15, 155–163.
- Krüsi BO, Schütz M, 1994. Schlüssel zur ökologischen Bewertung von Waldrändern. *Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf*, 4 S.
- Krüsi BO, Schütz M, Tidow S, 1997. Waldränder in der Schweiz. Ökologischer Zustand, botanische Vielfalt und Aufwertungspotenzial. *Schweizer Wald Forêt Suisse Foresta Svizzera*, 133 (4), 5–19.
- Küchler AW, 1967. *Vegetation mapping*. Ronald Press Co, New York, 472 S.
- Kuenzer C, Ottinger M, Wegmann M, Guo H, Wang C, Zhang J, Dech S, Wikelski M, 2014. Earth observation satellite sensors for biodiversity monitoring: potentials and bottlenecks. *International Journal of Remote Sensing*, 35 (18), 6599–6647.
- Landolt E, 2010. Teil I Tracheophyta (Gefässpflanzen). In: *Flora indicativa : ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen*. 2. völlig neu bearbeitete und erweiterte Auflage. Editions des Conservateurs et Jardin botaniques de la Ville de Genève, Haupt Verlag, Genève, Bern, S. 13–36.
- Landwirtschaft und Wald, 2022. RICHTLINIE - Beweidung von Wald in höheren Lagen. Sursee, 16 S.
- Letsiou S, Madesis P, Vasdekis E, Montemurro C, Grigoriou ME, Skavdis G, Moussis V, Koutelidakis A, Tzakos AG, 2024. DNA Barcoding as a Plant Identification Method. *applied sciences*, 14 (1415).
- Lisner A, Leps J, 2020. Everyone makes mistakes: Sampling errors in vegetation analysis - The effect of different sampling methods, abundance estimates, experimental manipulations, and data transformation. *Acta Oecologica*, 109 (103667).
- Mahieu S, Novak S, Barre P, Delagarde R, Niderkorn V, Gastal F, Emile J-C, 2021. Diversity in the chemical composition and digestibility of leaves from fifty woody species in temperate areas. *Agroforestry Systems*, 95, 1295–1308.
- McEvoy PM, McAdam JH, 2008. Sheep grazing in young oak *Quercus* spp. and ash *Fraxinus excelsior* plantations: vegetation control, seasonality and tree damage. *Agroforestry Systems*, 74, 199–211.
- Mitchell FJG, Kirby KJ, 1990. The Impact of Large Herbivores on the Conservation of Semi-natural Woods in the British Uplands. *Forestry*, 63 (4), 333–353.
- Moinardeau C, Mesléard F, Ramone H, Dutoit T, 2019. Short-Term Effects on Diversity and Biomass on Grasslands from Artificial Dykes under Grazing and Mowing Treatments. *Environmental Conservation*, 46, 132–139.

- Monod J, 1950. LA TECHNIQUE DE CULTURE CONTINUE THÉORIE ET APPLICATIONS. In: Selected Papers in Molecular Biology by Jacques Monod. (79). Annales de l'Institut Pasteur, Paris, S. 390–410.
- Morris EK, Caruso T, Buscot F, Fischer M, Hancock C, Maier TS, Meiners T, Müller C, Obermaier E, Prati D, et al., 2014. Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. *Ecology and Evolution*, 4 (18), 3514–3524.
- Mouillot D, Leprêtre A, 1999. A comparison of species diversity estimators. *Population Ecology*, 41, 203–215.
- Mueller-Dombois D, Ellenberger H, 1974. Community Sampling: The Relevé Method. In: Aims and Methods of Vegetation Ecology. John Wiley & Sons, New York, S. 45–66.
- Nawaz MF, Bourrié G, Trolard F, 2013. Soil compaction impact and modelling. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33, 291–309.
- Offenberger M, 2020. Ökosystemforschung: Pflanzenvielfalt fördert Stabilität von Nahrungsnetzen. *Anliegen Natur*, 42 (1), 91–98.
- Oksanen J, Simpson GL, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E, et al., 2025. vegan: Community Ecology Package. Abgerufen am 04.07.2025, <https://cran.r-project.org/package=vegan>
- Öllerer K, Varga A, Kirby K, Demeter L, Biró M, Bölöni J, Molnár Z, 2019. Beyond the obvious impact of domestic livestock grazing on temperate forest vegetation – A global review. *Biological Conservation*, 237, 209–219.
- Oosting HJ, 1948. The study of plant communities: an introduction to plant ecology. W.H. Freeman and Company, San Francisco, USA, 400 S. Abgerufen am 24.03.2025, <https://archive.org/details/studyofplantcomm00oost/page/3/mode/1up>
- Papachristou TG, Platis PD, 2011. The impact of cattle and goats grazing on vegetation in oak stands of varying coppicing age. *Acta Oecologica*, 37, 16–22.
- Pauler CM, Isselstein J, Braunbeck T, Schneider MK, 2019. Influence of Highland and production-oriented cattle breeds on pasture vegetation: A pairwise assessment across broad environmental gradients. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 284 (106585).
- Peratoner G, Pötsch EM, 2015. Erhebungsmethoden des Pflanzenbestandes im Grünland. 20 Alpenländisches Expertenforum, 15–22.
- Pfeifer D, Bäumer HP, Schleier U, 1996. The «Minimal Area» Problem in Ecology: A Spatial Poisson Process Approach. *Computational Statistics*, (11), 415–428.
- Pielou EC, 1966. The Measurement of Diversity in Different Types of Biological Colledions. *Journal of Theoretical Biology*, 13, 131–144.
- Ponge J-F, 2013. Plant–soil feedbacks mediated by humus forms: A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 57, 1048–1060.
- Pro Natura, 2013. Waldränder ökologisch aufwerten - Leitfaden für die Praxis. Basel, 43 S.
- Provenza FD, Villalba JJ, Dziba LE, Atwood SB, Banner RE, 2003. Linking herbivore experience, varied diets, and plant biochemical diversity. *Small Ruminant Research*, 49, 257–274.
- R Core Team, 2025. RStudio.
- Raunkiaer C, 1934. The Life Forms Of Plants And Statistical Plant Geography. Clarendon Press, Oxford, 632 S.
- Ren Z, Zhao W, Bang S, Zhou X, Liang D, Yao W, 2024. The role of nutrients, light, and litter in species loss in an alpine meadow community. *Acta Oecologica*, 122 (103984).
- Ricotta C, Feoli E, 2024. Hill numbers everywhere. Does it make ecological sense? *Ecological Indicators*, 161 (111971).
- Rigling A, Schaffner HP, 2015. Waldbericht 2015: Zustand und Nutzung des Schweizer Waldes. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern, Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, 144 S.
- Roberts-Pichette P, Gillespie L, 1999. TERRESTRIAL VEGETATION BIODIVERSITY MONITORING PROTOCOLS. Ecological Monitoring Coordinating Office, Burlington, 142 S.
- Rook AJ, Dumont B, Isselstein J, Osoro K, WallisDeVries MF, Parente G, Mills J, 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological Conservation*, (119), 137–150.

- Ryser P, 2006. The mysterious root length. *Plant Soil*, (286), 1–6.
- Schley L, Leytem M, 2004. Extensive Beweidung mit Rindern im Naturschutz: eine kurze Literaturliteraturauswertung hinsichtlich der Einflüsse auf die Biodiversität. *Société des naturalistes luxembourgeois*, (105), 65–85.
- Scott DA, Baer SG, 2019. Diversity patterns from sequentially restored grasslands support the ‘environmental heterogeneity hypothesis’. *Oikos*, 128, 1116–1122.
- Shannon CE, 1948. A Mathematical Theory of Communication. *The Bell System Technical Journal*, 27 (3), 379–423.
- Simpson EH, 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163 (688).
- Stuber M, Bürgi M, 2001. Agrarische Waldnutzungen in der Schweiz 1800–1950. Waldweide, Waldheu, Nadel- und Laubfutter. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 152 (12), 490–508.
- Svenning J-C, 2002. A review of natural vegetation openness in north-western Europe. *Biological Conservation*, 104, 133–148.
- Tälle M, Deák B, Poschlod P, Valkó O, Westerberg L, Milberg P, 2016. Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 222, 200–212.
- Thimonier A, Kull P, Keller W, Moser B, Wohlgemuth T, 2011. Ground vegetation monitoring in Swiss forests: comparison of survey methods and implications for trend assessments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 174, 47–63.
- Tiwari J, Ramanathan A, Baudh K, Korstad J, 2023. Humic substances: Structure, function and benefits for agroecosystems—a review. *Pedosphere*, 33 (2), 237–249.
- Tjørve E, 2003. Shapes and functions of species–area curves: a review of possible models. *Journal of Biogeography*, 30, 827–835.
- University of Massachusetts Amherst, 2020. Plant Nutrients from Manure. Abgerufen am 21.07.2025, <https://www.umass.edu/agriculture-food-environment/crops-dairy-livestock-equine/fact-sheets/plant-nutrients-from-manure?utm>
- Van Der Maarel E, 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effect on community similarity. *Vegetatio*, 39, 97–114.
- Van Uytvanck J, Hoffmann M, 2009. Impact of grazing management with large herbivores on forest ground flora and bramble understorey. *Acta Oecologica*, 35, 523–532.
- Vittoz P, Guisan A, 2007. How reliable is the monitoring of permanent vegetation plots? A test with multiple observers. *Journal of Vegetation Science*, 18, 413–422.
- Vojík M, Boublík K, 2018. Fear of the dark: decline in plant diversity and invasion of alien species due to increased tree canopy density and eutrophication in lowland woodlands. *Plant Ecology*, (219), 749–758.
- Vu Ho K, Cúk M, Šikuljak T, Kröel-Dulay G, Bátor Z, Tölgyesi C, Fűrész A, Török P, Hábcenyus AA, Hegyesi A, et al., 2023. Forest edges revisited: Species composition, edge-related species, taxonomic, functional, and phylogenetic diversity. *Global Ecology and Conservation*, 46, 1–13.
- Weibull W, 1951. A Statistical Distribution Function of Wide Applicability. *Journal of Applied Mechanics*, 18 (3), 293–297.
- Wickham H, Averick M, Bryan J, Chang W, McGowan LD, François R, Golemund G, Hayes A, Henry L, Hester J, et al., 2019. Welcome to the Tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4 (43).
- Xiao J, Wen Q, Zhong Z, Xie Y, Wang Y, Cai X, Lin Y, Weng F, Ding G, Deng C, 2025. The Main Factors Affecting the Minimum Sampling Area Determination Method: Based on Research of the Shrub Layer in Island *Pinus massoniana* Forests. *Biology*, 14 (372).
- Zhang Q, Fang R, Deng C, Zhao H, Shen M-H, Wang Q, 2022. Slope aspect effects on plant community characteristics and soil properties of alpine meadows on Eastern Qinghai-Tibetan plateau. *Ecological Indicators*, 143 (109400).
- Zhang Q, Wang J, Wang Q, 2021. Effects of abiotic factors on plant diversity and species distribution of alpine meadow plants. *Ecological Informatics*, 61 (101210).

## Dank

Mein besonderer Dank gilt Serge Buholzer, Caren Pauler und Manuel Schneider, für die Möglichkeit, Teil ihres Forschungsprojektes zu sein, sowie für ihre wertvolle Unterstützung bei der Planung, der Felderhebung und der statistischen Auswertung. Ebenso Dominik Füglistaller, welcher mir seitens HAFL unterstützend zur Seite stand.

Ich danke ausserdem den vielen weiteren Personen, die mich tatkräftig bei den Erhebungsarbeiten unterstützt haben.

Nicht zuletzt gilt mein herzlicher Dank den Landwirten, die mir ihre Wiesen und Wäldern für die Erhebung zur Verfügung gestellt und dadurch einen reibungslosen Ablauf der Datenerhebung ermöglicht haben.

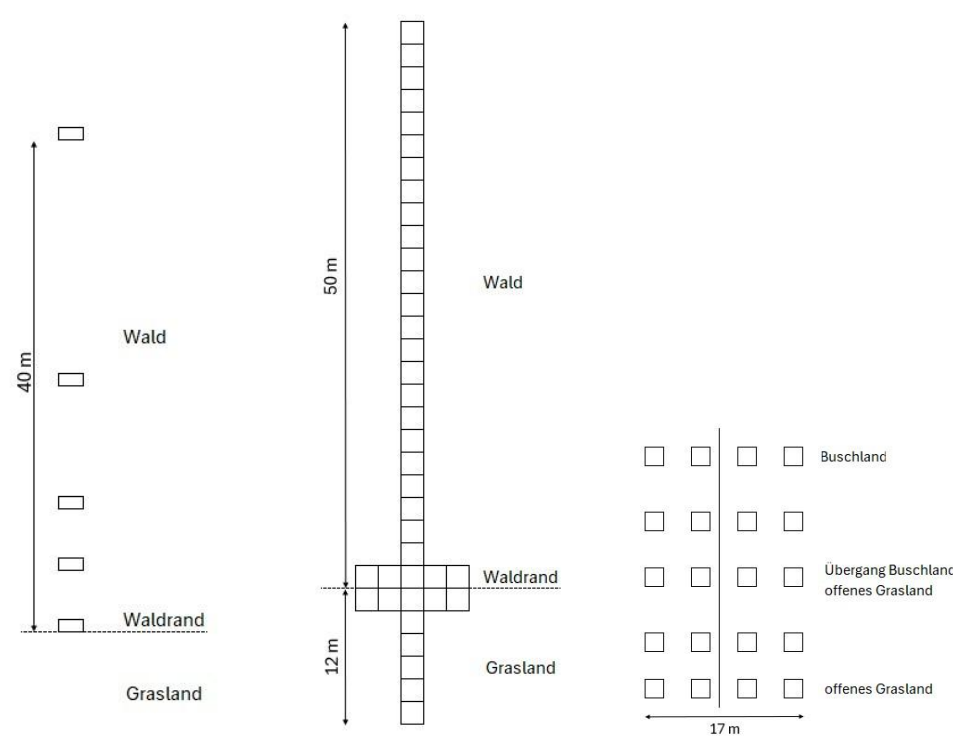
## Anhang

1) Disposition	59
2) Zeit- und Ressourcenplan	65
3) Versuchsstandorte	66
4) Materialliste	68
5) Weitere Grafiken	69
6) Bodenproben	73

# 1) Disposition

<b>Name Studierende/r</b>	Samuel Erni
<b>Arbeitstitel</b>	Extensive Beweidung von gestuften Waldrändern - Methoden für die Überprüfung der botanischen Vielfalt
<b>Relevanz des Themas</b>	<p>Die Schweiz ist zu 32% mit Wald (Rigling und Schaffner 2015) und zu 29% mit Grasland bedeckt (AGFF 2025). Zwischen diesen beiden Landschaftstypen erstrecken sich insgesamt 190'000 km Waldränder, davon 31'000 km im Mittelland (Abegg et al. 2023). In diesem Teil der Schweiz gelten 44% der vorkommenden Gefässpflanzenarten als gefährdet (Bornand et al. 2019). Viele dieser Pflanzen benötigen spezifische Umweltbedingungen, um zu wachsen und zu überleben. Insbesondere Waldränder als Übergangszonen zwischen Wald und Offenland, sogenannte Ökotone, bieten mit ihrem einzigartigen Mikroklima wertvolle Lebensräume. So begünstigen Faktoren wie Sonneneinstrahlung, Temperatur, Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit sowie Wind an Waldrändern eine höhere Pflanzenvielfalt im Vergleich zu Offenland oder geschlossenem Wald (Pro Natura 2013).</p> <p>Heute sind diese Übergangsbereiche jedoch oft monoton und artenarm, da sie als scharfe, wenig strukturierte Grenzen zwischen Wald und Offenland gestaltet sind (Imesch et al. 2015). Dies gefährdet zahlreiche prioritäre Gefässpflanzenarten und stellt eine ökologische Bedrohung dar (Imesch et al. 2015). Das Bundesamt für Umwelt hat deshalb bereits 2015 in seinem Massnahmenkatalog zur Förderung der Biodiversität nationale Handlungsziele zur Aufwertung der Waldränder im Mittelland formuliert (Imesch et al. 2015). Dazu gehören eine Erhöhung der Waldrandtiefe, eine Diversifizierung der Gehölzarten sowie eine regelmässige Pflege und eine verstärkte Nutzung von Synergien zwischen Wald und Landwirtschaft (Imesch et al. 2015).</p> <p>Einige Kantone unterstützen deshalb bereits heute die maschinelle Auslichtung und Pflege von Waldrändern finanziell (BAFU 2021). Eine Alternative zur maschinellen Pflege könnte die extensive Beweidung mit Rindern sein, die eine naturnahe Offenhaltung fördert. In einem aktuellen Forschungsprojekt untersucht Agroscope unter anderem die Auswirkungen einer solchen Beweidung auf die botanische Vielfalt von aufgewerteten Waldrändern.</p> <p>Gemäss Art. 16 Abs. 1 des Bundesgesetzes vom 4. Oktober 1991 über den Wald (WaG; SR 921.0) ist eine solche Beweidung heute in der Schweiz grundsätzlich nicht erlaubt. Studien zeigen jedoch, dass eine extensive Beweidung mit Rindern sowohl auf Wiesen als auch in Wäldern heterogene Standortbedingungen schafft und dadurch die Pflanzenvielfalt, einschliesslich ökologischer Zielarten, fördern kann (Rook et al. 2004; Schley und Leytem 2004). Eine erhöhte Pflanzenvielfalt trägt wiederum zur Stabilisierung des Ökosystems bei und bildet als Primärproduzent die Grundlage für artenreichere und widerstandsfähigere Trophieebenen (Offenberger 2020).</p> <p>Um diese pflanzliche Vielfalt präzise zu erfassen, zu vergleichen und langfristig zu dokumentieren, bedarf es einer effizienten und standardisierten Methode zur botanischen Aufnahme. Diese sollte sowohl repräsentativ als auch ressourcenschonend sein, um eine regelmässige und grossflächige Datenerhebung zu ermöglichen.</p>
<b>Problemstellung &amp; Forschungsfrage/-n</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wie viele und wie grosse Erhebungsplots sind erforderlich, um mit minimalem Aufwand die botanische Vielfalt möglichst präzise zu erfassen und die Auswirkungen einer extensiven Waldrandbeweidung zu beurteilen?</li> <li>• Welche Auswirkungen einer extensiven Beweidung auf die Diversität und Zusammensetzung der Pflanzenarten an Waldrändern lassen sich basierend auf bestehender Literatur prognostizieren?</li> </ul>

<b>Hauptziel der Arbeit</b>	Erarbeiten eines Methodenkatalogs wie und welche Parameter auf den Flächen erhoben werden sollen.
<b>Teilziele der Arbeit</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Erstaufnahme und Überprüfung der Methoden im Feld</li> <li>• Ausarbeitung aufgrund der Erstaufnahme von möglichen Datenanalysetools</li> <li>• Ableiten von ersten Schlüssen für die landwirtschaftliche Praxis</li> </ul>
<b>Stand der Forschung</b> (provisorisch)	<p><b>Botanische Aufnahmen auf Wiesen</b>  Werden botanische Aufnahmen gemacht, können diese mit unterschiedlichen Parametern durchgeführt werden. Klassischerweise werden Wiesenbestände mit Auflisten der einzelnen vorkommenden Arten qualitativ erfasst. Dies geschieht zum einen mit zerstörungsfreien Erhebungsmethoden mit. Dabei werden alle vorkommenden Arten auf einer Liste z.B. nach Klapp/Stählin (1930) erfasst oder durch Spektrometrie erfasst (Peratoner und Pötsch 2015). Zum andern können destruktive Methoden durchgeführt werden. Dazu gehören etwa die manuelle Separierung des Erntegutes im Labor oder Methoden mit DNA-Barcoding (Ford et al. 2009).  Um aus den durchgeführten Erfassungen aber relevante Informationen abzuleiten sind häufig quantitative Parameter nötig (Peratoner und Pötsch 2015). Davon bedeutend sind folgende Parameter:</p> <p>Mit der <b>Dichte</b> werden die Anzahl Individuen pro Flächeneinheit erhoben. Diese Methode vereinfacht eine Überprüfung der Effekte von Bestandeslenkung- oder Bekämpfungsmassnahmen. Ist jedoch durch die schwierige Erkennung von einzelnen Individuen, besonders von Ausläufer bildenden Pflanzen, herausfordernd in der Durchführung (Peratoner und Pötsch 2015). Dazu unterstützend kann ein Schätzrahmen hinzugezogen werden. Dabei handelt es sich um Quadrate mit Flächen von 50x50 cm oder 1x1 m (Peratoner und Pötsch 2015).</p> <p>Beim <b>Deckungsgrad</b> wird der Anteil an der Aufnahmefläche, welcher bei senkrechter Projektion von einzelnen Arten/Gruppen bedeckt wird aufgenommen. Je nach Definition werden vegetationsfrei Lücken abgezogen, nur die obersten Blattflächen erhoben oder alle Blattschichten übereinander berücksichtigt (Peratoner und Pötsch 2015). Mithilfe einer Intervall-Skala kann der Deckungsgrad z.B. mit den Methode nach Braun-Blanquet (1964), Van Der Maarel (1979), Gauch (1982) oder Dietl (1995) ermittelt werden.</p> <p>Die <b>Frequenz</b> wiedergibt der prozentuale Anteil, wie häufig eine bestimmte Art in den erhobenen Flächen vorkommt. Eine bekannte Methode die neben der qualitativen Erhebung auch die Frequenz erfasst ist diejenige nach Daget und Poissonet (1971). Andernfalls kann mit Hilfe eines Gestelles oder Rahmen mit Stäbe und Drähte, welche senkrecht abgesenkt werden können, die Frequenz ermittelt werden (Peratoner und Pötsch 2015).  Steht die Futterproduktion im Vordergrund, kann die Aufnahme nach dem <b>Ertragsanteil</b> erfasst werden. Hierbei wird der prozentuale Anteil einer Art an der erntbaren oberirdischen Pflanzenmasse im Trockenmassen-Ertrag ermittelt. Eine etablierte Methode, welche dies ebenfalls ermittelt, ist nach Klapp/Stählin (1930).</p> <p><b>Aufbau Versuchsdesign am Waldrand</b> (<i>einige Inspirationen</i>)  <i>Marchand und Houle 2006:</i>  Fünf Rechtecke der Grösse 1x2 m wurden auf einem Transekt bei 0, 5, 10, 20 und 40 Meter platziert. Der längere Rand der Aufnahmeflächen dabei parallel zum Waldrand (Abbildung 1). Jedes Quadrat wurde zusätzlich in 32 kleinere Quadrate von 25x25 cm unterteilt, um die räumliche Verteilung und die Bodenbedeckung genauer zu analysieren. Über das gesamte Jahr wurden drei Erhebungen durchgeführt, um alle Gefässpflanzen zu erfassen (Marchand und Houle 2006).</p>

	<p><i>Luczaj und Sadoska 1997:</i> Die Transekte wurden in Form eines Kreuzes angelegt und bestanden aus Aufnahme­flächen von 2x2 m. Das Zentrum des Kreuzes befand sich dabei auf Höhe des Wald­randes. Die Aufnahme­flächen ins Waldesinnere waren rechteckig angeordnet und liefen bis 50m in den Wald. Auf der gegenüberliegenden Seite reichten die Aufnahmen 12m ins angren­zende Grasland. Die kurzen Arme des Sektors verliefen parallel zum Wald­rand und be­standen aus zwei nebeneinander liegenden Reihen (Abbildung 2). Da im Grasland nach 2-8 Meter die typische botanische Zusammensetzung bereits ausgeprägt war, wurde die­ser Transekt auf 12 Meter begrenzt. Die Pflanzen wurden jährlich insgesamt drei bis vier Mal bestimmt (Luczaj und Sadoska 1997).</p> <p><i>Zehnder et al. 2020:</i> Folgende botanische Erhebung wurde in einer Strauch-Graslandschaft durchgeföhrt. Da­bei wurde die Strauchbedeckung dem Transekt entlang auf 0, 25, 50, 75 und 100% ein­geteilt. Der Abstand zwischen diesen Stufen variierte je nach Stärke der Zunahme der Strauchbedeckung entlang des Transektes. Eine zentrale Linie, in Richtung des Transek­tes verlaufend, markierte die Mitte. Davon ausgehend wurde links und rechts je zwei 2x2 m Plots auf 2.5 und 7.5 Meter gesetzt. So lagen alle jeweils vier Plots auf einer Höhe mit fixem Abstand von 3 Meter dazwischen. Insgesamt ergab dies so 20 Plots, in welchen die Gefässpflanzen auf ihre einzelnen Arten bestimmt wurden (Zehnder et al. 2020).</p>  <p>Nach Marchand und Houle 2006      Nach Luczaj und Sadoska 1997      Nach Zehnder et al. 2020</p>
<p><b>Defini­tion Be­griffe</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Neophyt:</b> exotische Art, die nach 1500 in die CH eingeföhrt wurde</li> <li>• <b>Invasiver Neophyt:</b> exotische Art, die sich schnell und zum Nachteil der einheimischen Artenvielfalt ausbreiten kann (Infoflora 2025)</li> <li>• <b>Ökoton:</b> Übergangs-Lebensraum zwischen zwei verschiedenen Ökosystemen (BAFU 2015)</li> </ul>
<p><b>Material &amp; Metho­den</b></p>	<p><b>Versuchsstandorte</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Ein noch nicht aufgewerteter Waldrand, welcher Teil der Agroscope-Studie sein wird</li> <li>- Bereits ausgelichteter Waldrand, wo im Jahr 2025 evtl. Beweidung beginnt (Betriebe in AG oder ZH, welche mit Agroscope bereits im Austausch waren)</li> </ul>

- Aufgewerteter Waldrand vor 2023 mit angrenzendem Grünland in Ruswil (LU) (in Abklärung)

**Versuchsdesign**

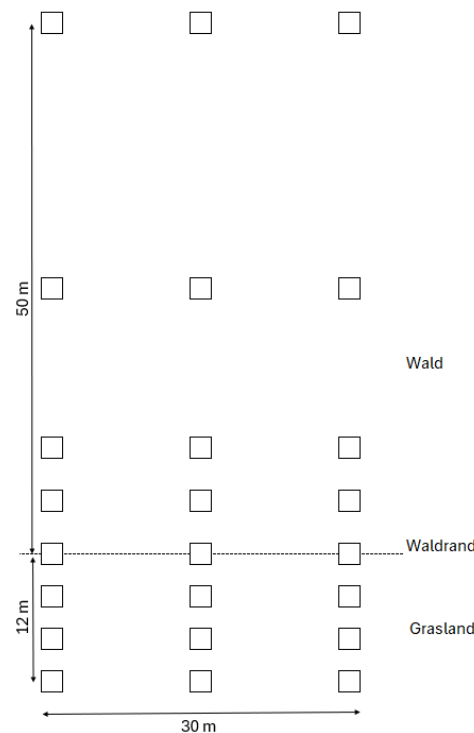
Botanische Erhebungen (nach Braun-Blanquet mit Artenliste) von Gefässpflanzen (oder noch andere Abteilung?) in einem Transekt 90 Grad zum Waldrand. Dieser soll von (-)12m im Grasland bis (+)50m in den Wald reichen. Plazierung der 2x2 Meter Aufnahme-flächen bei -12m, -8m, -4m, 0m (Strauchgürtel), 5m, 10m, 25m und 50m. Dabei jeweils drei Aufnahme-fläche pro Distanz zum Waldrand immer 12m auseinander. Fixierung der Aufnahme-flächen via Koordinaten/GPS um Veränderungen festzustellen?

Eine erste botanische Erhebung vor dem ersten Schnitt (Ende Mai/anfangs Juni) sowie eine allfällige zweite Erhebung anfangs Juli. In einer Weide müssten die zu erhebende Bereiche ausgezäunt und somit vor dem Frass der Tiere geschützt werden.

Bei der Auswertung, Aussagekraft von nested Plots ab 1x1 Meter sowie nur zwei resp. eine Aufnahme-fläche pro Distanz zum Waldrand untersuchen.

Auswertung der erhobenen Daten mit Rstudio.

*mögliches Versuchsdesign:*



**Begründung der Methodenwahl**

- Grösste botanische Variation in Offenland bis 8 Meter (Luczaj und Sadoska 1997)
- Waldrandaufwertung bis 25m in den Wald hinein
- 50 Meter im Wald dient als Standard im Wirtschaftswald
- 30 Meter breite Transekte auf 50m breite Versuchsflächen abgestimmt






<p><b>Verwendete Literatur</b> (provisorisch, nicht abschliessend)</p>	<p>Abegg M, Ahles P, Allgauer Leuch B, Cioldi F, Düggelin C, Fischer C, Herold A, Meile R, Rohner B, Rösler E, et al., 2023. Schweizerisches Landesforstinventar - Result table No. 1413276.</p> <p>AGFF, 2025. Die Schweiz - Ein Grasland. Abgerufen am 19.02.2025, <a href="https://www.eagff.ch/die-schweiz-ein-grasland/die-schweiz-ein-grasland/einleitung-uebersicht#:~:text=29%25%20oder%20Gesamtfl%C3%A4che%20der%20Schweiz%20sind%20Grasland%20281.2,damit%20dreimal%20so%20hoch%20wie%20derjenige%20des%20Ackerbaus.">https://www.eagff.ch/die-schweiz-ein-grasland/die-schweiz-ein-grasland/einleitung-uebersicht#:~:text=29%25%20oder%20Gesamtfl%C3%A4che%20der%20Schweiz%20sind%20Grasland%20281.2,damit%20dreimal%20so%20hoch%20wie%20derjenige%20des%20Ackerbaus.</a></p> <p>BAFU, 2021. Waldpolitik: Ziele und Massnahmen 2021 – 2024. Für eine nachhaltige Bewirtschaftung des Schweizer Waldes (1. aktualisierte Auflage, Erstausgabe 2013.). Bundesamt für Umwelt, Bern, 61 S.</p> <p>Bornand C, Eggenberg S, Cygax A, Juillerat P, Jutzi M, Marazzi B, Möhl A, Rometsch S, Sager L, Santiago H, 2019. Regionale Rote Liste der Gefässpflanzen der Schweiz. Info Flora, Genf, Bern, Lugano, 386 S.</p> <p>De Vries DM, De Boer TA, 1959. Methods used in botanical grassland research in the Netherlands and their application. Herbage Abstracts, 29 (1).</p> <p>Eisenberg M, Dengler J, Hobohm C, 2003. Plant species diversity in fringe communities: Investigations from Wendland / Lower Saxony. University of Lüneburg, Martin Luther Universität, Halle (Saale).</p> <p>Ford CS, Ayres KL, Toomey N, Haider N, Van Alphen Stahl J, Kelly LJ, Wikström N, Hollingsworth PM, Duff RJ, Hoot SB, et al., 2009. Selection of candidate coding DNA barcoding regions for use on land plants. Botanical Journal of the Linnean Society, 159, 1–11.</p> <p>Hamberg L, Malmivaara-Lämsä M, Lehtävirta S, O'Hara RB, Kotze DJ, 2010. Quantifying the effects of trampling and habitat edges on forest understory vegetation – A field experiment. Journal of Environmental Management, 91, 1811–1820.</p> <p>Imesch N, Stalder B, Bolliger M, Schneider O, 2015. Biodiversität im Wald: Ziele und Massnahmen. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern, 186 S.</p> <p>Łuczaj Ł, Sadowska B, 1997. Edge effect in different groups of organisms: vascular plant, bryophyte and fungi species richness across a forest-grassland border. Folia Geobotanica et Phytotaxonomica, 32, 343–353.</p> <p>Marchand P, Houle C, 2006. Spatial patterns of plant species richness along a forest edge: What are their determinants? Forest Ecology and Management, 223, 113–124.</p> <p>Offenberger M, 2020. Ökosystemforschung: Pflanzenvielfalt fördert Stabilität von Nahrungsnetzen. Anliegen Natur, 42 (1), 91–98.</p> <p>Peratone C, Pötsch EM, 2015. Erhebungsmethoden des Pflanzenbestandes im Grünland. 20. Alpenländisches Expertenforum, 15–22.</p> <p>Pro Natura, 2013. Waldränder ökologisch aufwerten - Leitfaden für die Praxis. Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz, (33).</p> <p>Rigling A, Schaffner HP, 2015. Waldbericht 2015: Zustand und Nutzung des Schweizer Waldes. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, 144 S.</p> <p>Rook AJ, Dumont B, Isselstein J, Osoro K, Wallis De Vries MF, Parente C, Mills J, 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. Biological Conservation, (119), 137–150.</p> <p>Schley L, Leytem M, 2004. Extensive Beweidung mit Rindern im Naturschutz: eine kurze Literaturlauswertung hinsichtlich der Einflüsse auf die Biodiversität. Société des naturalistes luxembourgeois, (105), 65–85.</p> <p>Zehnder T, Lüscher A, Ritzmann C, Pauler CM, Berard J, Kreuzer M, Schneider MK, 2020. Dominant shrub species are a strong predictor of plant species diversity along subalpine pasture-shrub transects. Alpine Botany, 130, 141–156.</p>
<p><b>Gliederung / Aufbau der Arbeit</b></p>	<p><b>Abstract</b></p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Einleitung</li> <li>2. Stand der Forschung <ol style="list-style-type: none"> <li>a. Aufbau eines Waldrandes (Kraut-, Mantelschicht... , heutiger Zustand in der CH)</li> <li>b. Botanik am Waldrand/Biodiversität in Ökotonen</li> <li>c. Vorteile gestufter Waldränder</li> <li>d. Ökologische Aufwertung von WR (welche Massnahmen, Kantone)</li> <li>e. Beweidung zur Artenförderung (Klein-/Grosswiederkäuer, Samenverbreitung)</li> <li>f. botanische Aufnahmen auf Wiesen (verschieden Methoden vorgestellt)</li> <li>g. botanische Aufnahmen im Wald (verschieden Methoden vorgestellt)</li> <li>h. Aufbau Versuchsdesign am Waldrand (Vorstellung versch. Studiendesigns)</li> <li>i. Skalierung von botanischen Aufnahmen (wie grosse Flächen nötig)</li> </ol> </li> <li>3. (Material und) Methoden <ol style="list-style-type: none"> <li>a. Versuchsstandorte</li> <li>b. Klimadaten?</li> <li>c. Aufnahmemethode</li> <li>d. Statistische Auswertung</li> </ol> </li> <li>4. Ergebnisse <ol style="list-style-type: none"> <li>a. Methode für botanische Erhebung</li> <li>b. Resultate aus den Erhebungen</li> <li>c. Voraussichtliche Entwicklung der botanischen Vielfalt</li> </ol> </li> </ol>

	<ul style="list-style-type: none"> <li>i. Mit und ohne Weide</li> <li>ii. Mit und ohne Aufwertung</li> <li>iii. Mit Rindern als Beweider</li> <li>d. Empfehlungen für die landwirtschaftliche Praxis</li> </ul> <ul style="list-style-type: none"> <li>5. Diskussion</li> <li>6. Folgerungen</li> <li>7. Literaturverzeichnis</li> </ul> <p>Anhang</p>
<b>Zeit-/Resourcenplan</b>	<input checked="" type="checkbox"/> liegt bei <input type="checkbox"/> wird erstellt bis _____ <input type="checkbox"/> wird nicht erstellt

## 2) Zeit- und Ressourcenplan

Zeit- & Ressourcenplan (Übersicht Projektplanung)			Datum		Zeit-Kontrolle		KW																															
Aufgaben, Arbeitspakete, Meilensteine (evtl. Teilprojekte)	Beschreibung	Anfangsdatum	Enddatum	Geplante Zeit (Soll) Arbeit in h	Tatsächlich aufgewandte Zeit (Ist) Arbeit in h	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32									
Erstellung & Abgabe Disposition			28.2.25	8	12																																	
Literaturrecherche und Schreiben der Stand		17.2.25	4.5.25	100	150																																	
Ausarbeitung der Aufnahmemethode	Versuchsdesign erarbeiten, planen (mit Hilfe von Literatur)		28.3.25	8	8																																	
Schreiben von Material und Methoden		24.3.25	20.4.25	15	12																																	
Festlegung der Versuchsstandorte			28.3.25	2	2																																	
Erhebungen im Feld	Erste Erhebungen im Mai. Evtl. zweite im Juli nötig?	5.5.25		80	65																																	
Puffer																																						
Auswertung der Erhebungsdaten	mithilfe Rstudio	2.6.25	29.6.25	60	100																																	
Verfassen der Resultate		9.6.25	29.6.25	20	20																																	
Verfassen Diskussion und Folgerungen		30.6.25	13.7.25	12	12																																	
Verfassen des Abstracts			20.7.25	1	1																																	
Überprüfen, korrigieren der Arbeit			8.8.25	30	50																																	
Abgabe des Berichtes am 8.8.25			8.8.25																																			

### 3) Versuchsstandorte

Ort	2. Ruswil (LU)	Buttisholz (LU)	1. Zeihen (AG)	Alchenstorf (BE)	3. Densbüren (AG)
					
Wald	aufgewertet seit 2018	aufgewertet	Aufgewertet seit 2010	unverändert	Noch nicht aufgewertet
Grünland	extensive Wiese mit Hochstamm	Naturwiese mit Schnittnutzung	seit ca. 2010 Weide	Extensive Wiese	Extensive Rinderweide
Beweidung	Nein	Nein	Alles mit Rindern beweidet	Nein	nur Grünland
Ausrichtung	Süd	Süd-Ost	Nord	Süd-Ost	Nord-Ost
Neigung	10°	3°	6°	2°	28°
Verantwortlich	Honighängst: [redacted] Under Deckenhonigwald: [redacted]	Winkelmatte: [redacted] Soppiseewald: [redacted]	[redacted]	?	[redacted]
Bemerkungen	Hoher Brombeeranteil im Wald		Weidestart Ende Mai Letztes Jahr bereits botanische Aufnahme von Kanton durchgeführt	Grosser Teil grenzt Acker an den Wald	Waldrand wird im Herbst 2025 aufgewertet

Mit dem GPS aufgenommene Eckpunkte der Aufnahmeflächen:



## 4) Materialliste

### Vorbereitungen:

- Zaunpfosten (Samuel)
- Draht (Samuel)
- Massband (HAFL)

### Botanische Erhebungen:

- 2x Massband (HAFL)
- 2x Doppelmeter (Samuel)
- 60x Metallplatten für Flächenmarkierung (HAFL – Manfred)
- 10x Magnete für Flächenmarkierung (Agroscope – Serge)
- GPS-Gerät (Agroscope – Serge)
- FlorApp (Samuel)
- Lupe (Samuel)
- Liste für Licht/Eindringwiderstand (Samuel)
- Schreibunterlage und Stift (Samuel)
- Schnur/Seil (Samuel)
- Draht und Zaunpfosten (Samuel)

### Bodenproben:

- Eimer (Samuel)
- Stecheisen (HAFL Team Boden)
- 12x Plastiksäcke (HAFL Team Boden)
- Filzstift (Samuel)
- Penetrologger (Agroscope)

### Lichtmessungen:

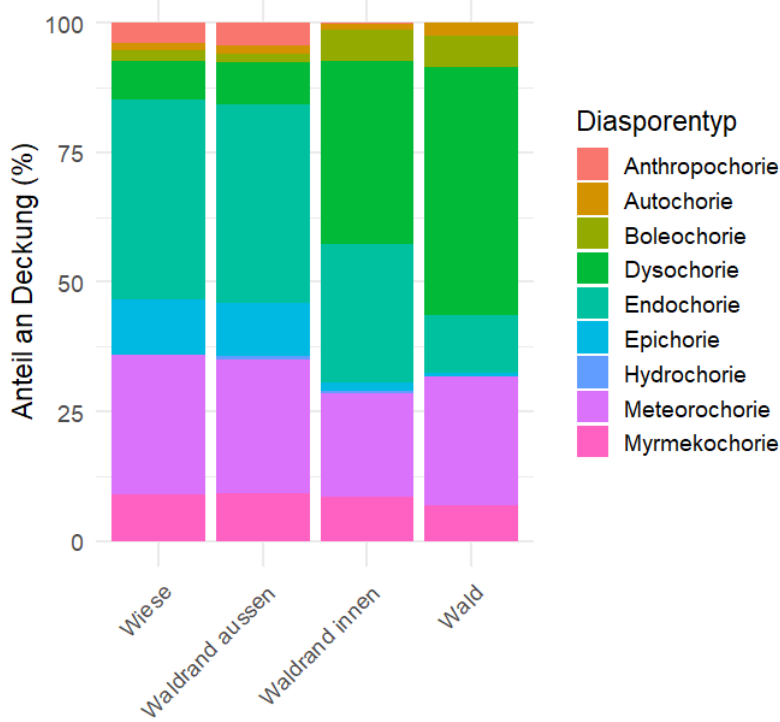
- Luxmeter (Agroscope)

### Zweiter Durchgang

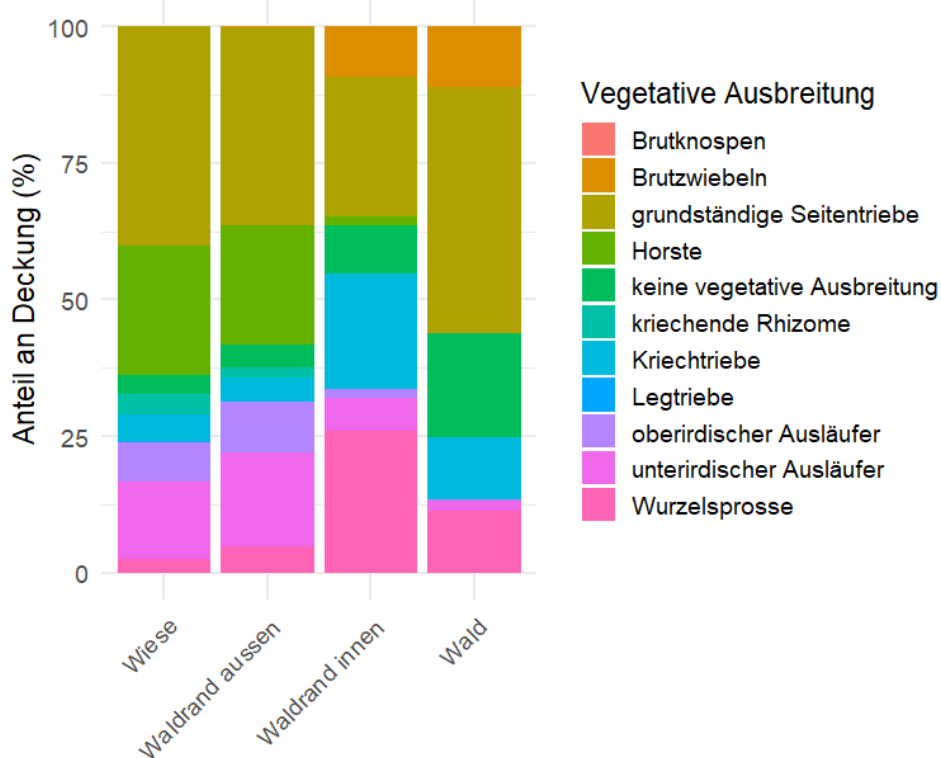
- Magnetsuchgerät (Agroscope)

## 5) Weitere Grafiken

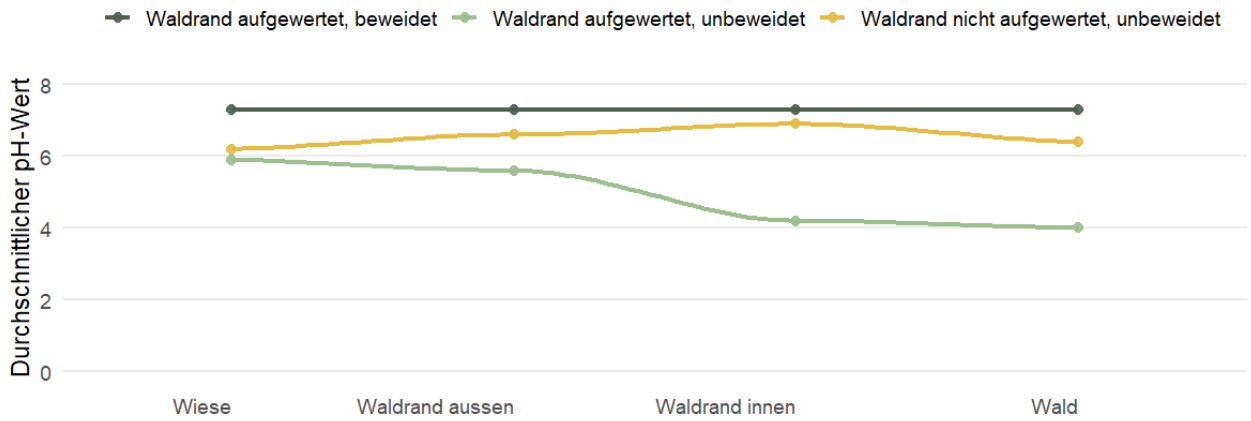
Verteilung der generativen Ausbreitungsformen



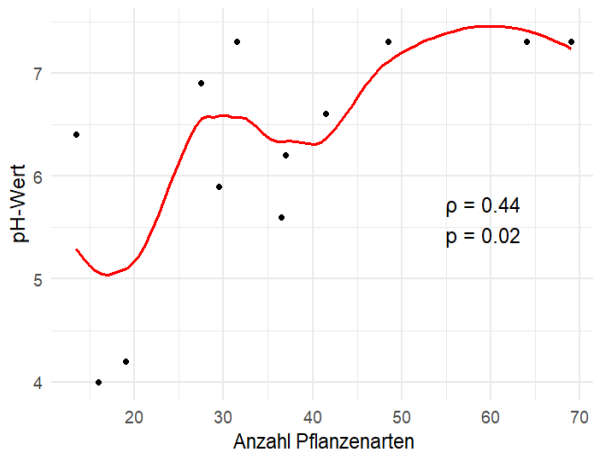
Verteilung der vegetativen Ausbreitungsformen



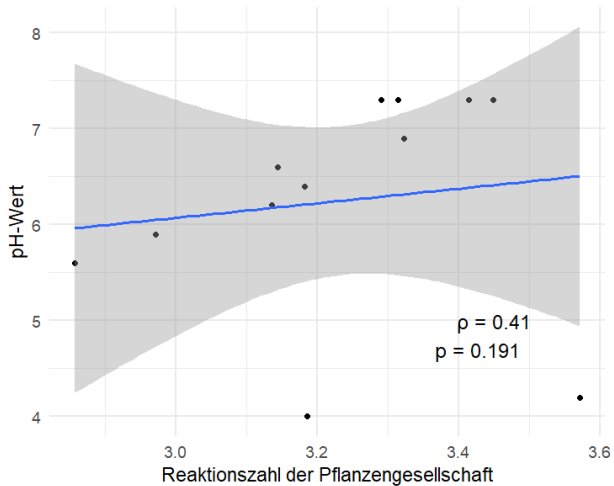
## Verlauf des pH-Werts entlang des Wiese-Wald-Gradienten



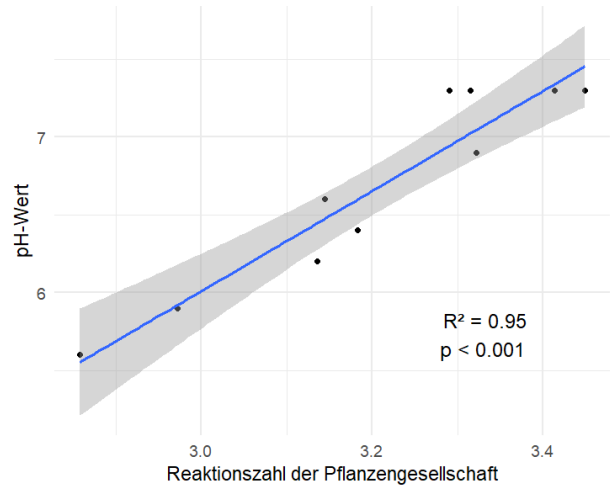
## Zusammenhang zwischen Artenanzahl und pH

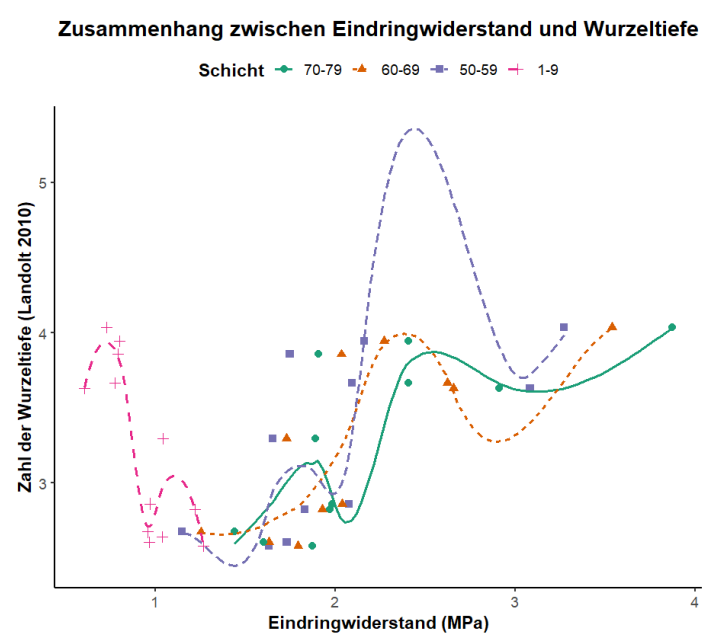
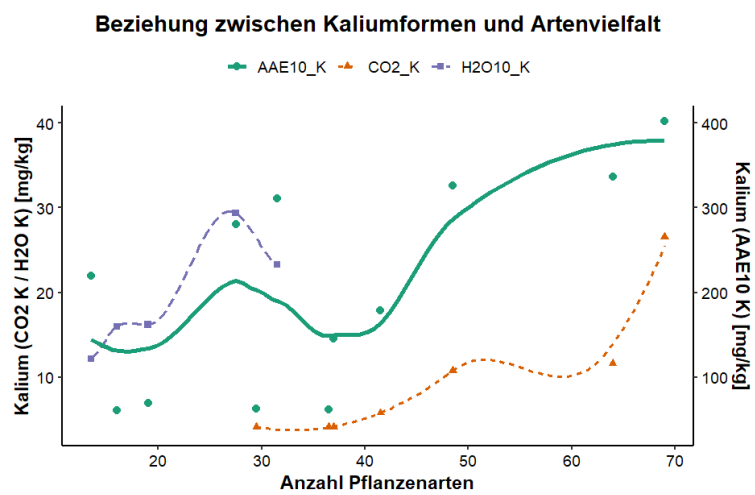
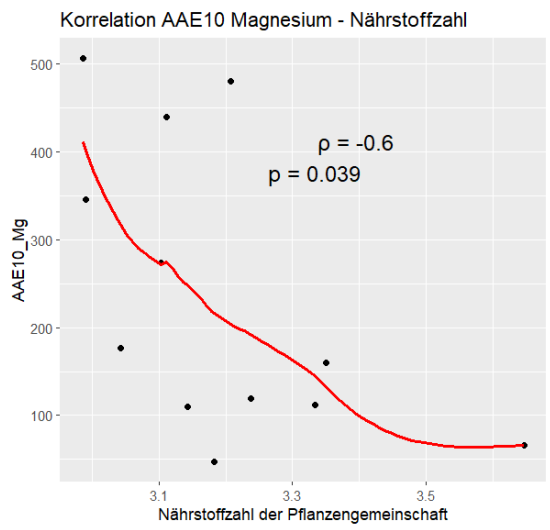


## Korrelation pH-Reaktionszahl über alle Datenpunkte

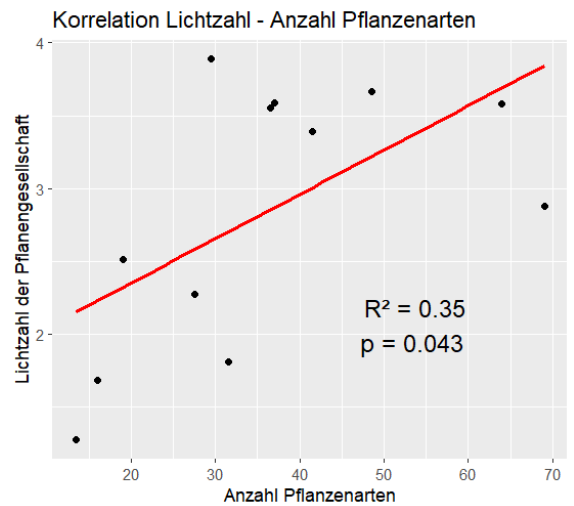
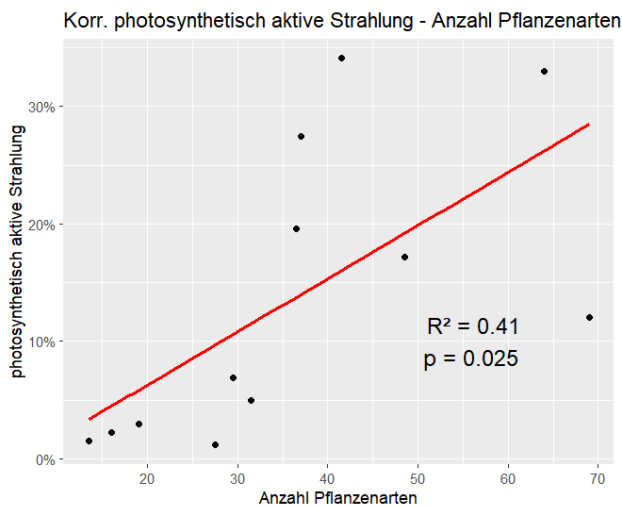
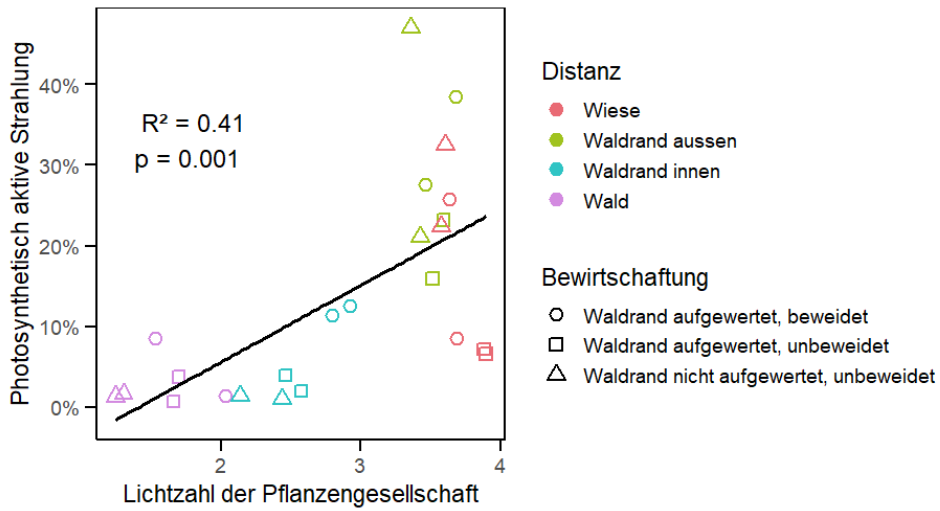
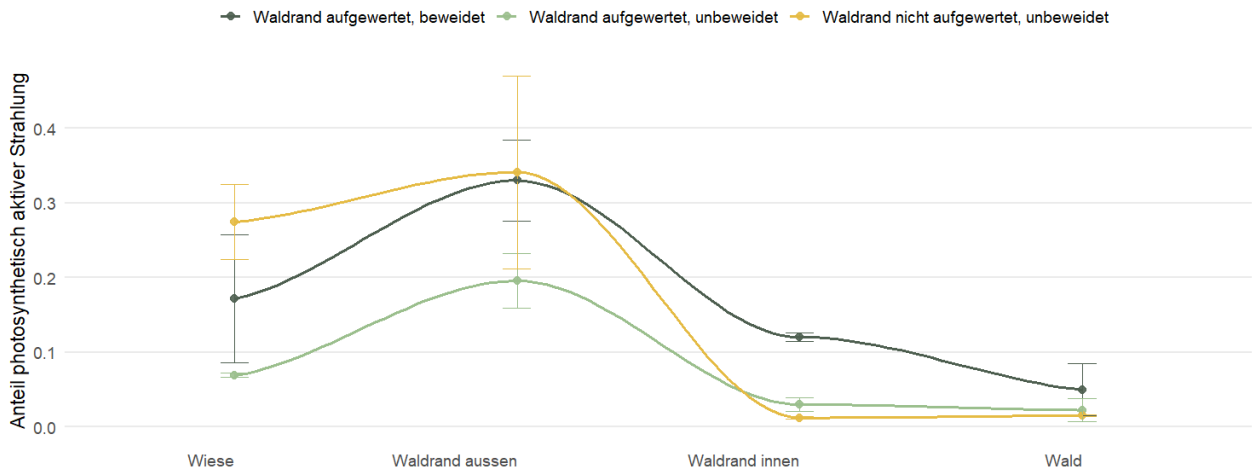


## Korrelation pH-Reaktionszahl bei pH > 5





## Photosynthetisch aktive Strahlung im Bodenbereich entlang des Vegetationsgradienten



## 6) Bodenproben

Betrieb Parzelle		Erni Samuel, Sonnebergli 36, 6017 Ruswil Zeihen Wiese		Probennummer		382920																																									
Kulturgruppe	Futterbau	Auftragsnummer	68364																																												
Fläche in a	130	Auftragsdatum	06.06.2025																																												
öLN mit Düngeberatung		Berichtsdatum	13.06.2025																																												
Bodenkenngrößen	Methode	Dimension	Resultat	Interpretation																																											
pH-Wert	pH-H2O	pH	7.3	schwach alkalisch																																											
Kalkbedarf		CaO/ha	+	keine Kalkung																																											
CaCO3	nicht analysiert																																														
Humus (TOC)	Humus analytisch	%	8.18	humos																																											
Ton	FP geschätzt	%	20 bis 30	Lehm																																											
Schluff	FP geschätzt	%	<50																																												
<table border="1"> <tr> <td>E</td> <td colspan="7">angereichert</td> </tr> <tr> <td>D</td> <td colspan="7">Vorrat</td> </tr> <tr> <td>C</td> <td colspan="7">genügend = D ü n g u n g s n o r m</td> </tr> <tr> <td>B</td> <td colspan="7">mässig</td> </tr> <tr> <td>A</td> <td colspan="7">arm</td> </tr> </table>								E	angereichert							D	Vorrat							C	genügend = D ü n g u n g s n o r m							B	mässig							A	arm						
E	angereichert																																														
D	Vorrat																																														
C	genügend = D ü n g u n g s n o r m																																														
B	mässig																																														
A	arm																																														
Parameter	P	K	Mg	Ca	Saltz	Humus (TOC)																																									
Methode (Reserven)	AAE10-P	AAE10-K	AAE10-Mg	AAE10-Ca	H2O5-Saltz	analytisch																																									
Dimension	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	cg KCl/kg Boden	%																																									
Messwert	3.6	326.2	479.4	62590		8.18																																									
Methode (sofort verfügbar)	CO2-P	CO2-K	CC-Mg			Potenzielle N-Nachlieferung																																									
Dimension	Testzahl	Testzahl	Testzahl			erhöht																																									
Messwert	2.1	1.3	5.5																																												
(Testzahl in ma/ka Boden)	(.33)	(10.79)	(55)																																												
<b>Korrekturfaktor Boden</b>	<b>1.30</b>	<b>1.20</b>	<b>1.40</b>																																												
Korrekturfaktoren: Seite 2 und Seite "Bericht Bodenproben Zusammenfassung" beachten.																																															
<b>Beurteilung des Nährstoffzustandes des Bodens AAE10-Methode (Reserven) "unabhängig von der Kultur"</b>																																															
pH, Ca	pH-Wert hoch, Ca-Gehalt sehr hoch. Verzicht auf kalkhaltige Dünger und Wahl von sauer wirkenden Düngern empfohlen.																																														
P	Sehr niedrige Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse deutlich erhöhen.																																														
K	Erhöhte Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse leicht reduzieren.																																														
Mg	Sehr hohe Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse deutlich reduzieren.																																														
<b>Beurteilung der gegenseitigen Beeinflussung der Hauptnährstoffe "Antagonismus"</b>																																															
K hoch	Verschlechtert Verfügbarkeit von Mg, Ca, und Mn.																																														
Mg hoch	Verschlechtert Verfügbarkeit von K, Ca und Mn.																																														
Ca hoch	Verschlechtert Verfügbarkeit von K, Mg, Mn und B.																																														
<b>Beurteilung Verhältnis AAE10-Methode (Reserve) und CO2/CC-Methode (sofort verfügbare) Nährstoffe</b>																																															
P	Reserven gering, Verfügbarkeit gering. Düngungsnorm erhöhen, ev. auf zwei Gaben aufteilen.																																														
K	Reserven hoch, Verfügbarkeit gering. Bodenaktivität fördern, leicht lösliche Dünger vor Kultur.																																														
Mg	Reserven hoch, Verfügbarkeit gering. Bodenaktivität fördern, leicht lösliche Dünger vor Kultur.																																														
<b>Kulturspezifische Empfehlung Weide mittel intensiv 75</b>																																															
pH-Wert	Optimaler pH-Bereich in Wiesen 5.5 bis 7. Verwenden Sie sauer wirkende Dünger.																																														
P, K, Mg	Ausgewogene Nährstoffversorgung begünstigt Zusammensetzung des Bestandes und verbessert Mineralstoffversorgung der Tiere (weniger Stoffwechselstörungen).																																														
Mg	Mg-Mangel wegen hohem pH-Wert erhöht das Risiko von Weidetetanie bei Rindvieh.																																														

Betrieb Parzelle		Erni Samuel, Sonnebergli 36, 6017 Ruswil Zeihen Waldrand aussen		Probennummer		382921																																									
Kulturgruppe	Futterbau	Auftragsnummer	68364																																												
Fläche in a	130	Auftragsdatum	06.06.2025																																												
öLN mit Düngeberatung		Berichtsdatum	13.06.2025																																												
Bodenkenngrößen	Methode	Dimension	Resultat	Interpretation																																											
pH-Wert	pH-H2O	pH	7.3	schwach alkalisch																																											
Kalkbedarf		CaO/ha	+	keine Kalkung																																											
CaCO3	nicht analysiert																																														
Humus (TOC)	Humus analytisch	%	9.73	humos																																											
Ton	FP geschätzt	%	20 bis 30	Lehm																																											
Schluff	FP geschätzt	%	<50																																												
<table border="1"> <tr> <td>E</td> <td colspan="7">angereichert</td> </tr> <tr> <td>D</td> <td colspan="7">Vorrat</td> </tr> <tr> <td>C</td> <td colspan="7">genügend = D ü n g u n g s n o r m</td> </tr> <tr> <td>B</td> <td colspan="7">mässig</td> </tr> <tr> <td>A</td> <td colspan="7">arm</td> </tr> </table>								E	angereichert							D	Vorrat							C	genügend = D ü n g u n g s n o r m							B	mässig							A	arm						
E	angereichert																																														
D	Vorrat																																														
C	genügend = D ü n g u n g s n o r m																																														
B	mässig																																														
A	arm																																														
Parameter	P	K	Mg	Ca	Saltz	Humus (TOC)																																									
Methode (Reserven)	AAE10-P	AAE10-K	AAE10-Mg	AAE10-Ca	H2O5-Saltz	analytisch																																									
Dimension	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	cg KCl/kg Boden	%																																									
Messwert	3.6	336.8	438.9	63200		9.73																																									
Methode (sofort verfügbar)	CO2-P	CO2-K	CC-Mg			Potenzielle N-Nachlieferung																																									
Dimension	Testzahl	Testzahl	Testzahl			erhöht																																									
Messwert	1.8	1.4	4.5																																												
(Testzahl in ma/ka Boden)	(.28)	(11.62)	(45)																																												
<b>Korrekturfaktor Boden</b>	<b>1.50</b>	<b>1.20</b>	<b>1.40</b>																																												
Korrekturfaktoren: Seite 2 und Seite "Bericht Bodenproben Zusammenfassung" beachten.																																															
<b>Beurteilung des Nährstoffzustandes des Bodens AAE10-Methode (Reserven) "unabhängig von der Kultur"</b>																																															
pH, Ca	pH-Wert hoch, Ca-Gehalt sehr hoch. Verzicht auf kalkhaltige Dünger und Wahl von sauer wirkenden Düngern empfohlen.																																														
P	Sehr niedrige Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse deutlich erhöhen.																																														
K	Erhöhte Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse leicht reduzieren.																																														
Mg	Sehr hohe Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse deutlich reduzieren.																																														
<b>Beurteilung der gegenseitigen Beeinflussung der Hauptnährstoffe "Antagonismus"</b>																																															
K hoch	Verschlechtert Verfügbarkeit von Mg, Ca, und Mn.																																														
Mg hoch	Verschlechtert Verfügbarkeit von K, Ca und Mn.																																														
Ca hoch	Verschlechtert Verfügbarkeit von K, Mg, Mn und B.																																														
<b>Beurteilung Verhältnis AAE10-Methode (Reserve) und CO2/CC-Methode (sofort verfügbare) Nährstoffe</b>																																															
P	Reserven gering, Verfügbarkeit gering. Düngungsnorm erhöhen, ev. auf zwei Gaben aufteilen.																																														
K	Reserven hoch, Verfügbarkeit gering. Bodenaktivität fördern, leicht lösliche Dünger vor Kultur.																																														
Mg	Reserven hoch, Verfügbarkeit gering. Bodenaktivität fördern, leicht lösliche Dünger vor Kultur.																																														
<b>Kulturspezifische Empfehlung Weide mittel intensiv 75</b>																																															
pH-Wert	Optimaler pH-Bereich in Wiesen 5.5 bis 7. Verwenden Sie sauer wirkende Dünger.																																														
P, K, Mg	Ausgewogene Nährstoffversorgung begünstigt Zusammensetzung des Bestandes und verbessert Mineralstoffversorgung der Tiere (weniger Stoffwechselstörungen).																																														
Mg	Mg-Mangel wegen hohem pH-Wert erhöht das Risiko von Weidetetanie bei Rindvieh.																																														

Betrieb	Erni Samuel, Sonnebergli 36, 6017 Ruswil		Probenummer	382922		
Parzelle	Zeihen Waldrand innen					
Kulturgruppe	Futterbau	Auftragsnummer	68364			
Fläche in a	130	Auftragsdatum	06.06.2025			
öLN mit Düngeberatung		Berichtsdatum	13.06.2025			
Bodenkenngrössen	Methode	Dimension	Resultat	Interpretation		
pH-Wert	pH-H2O	pH	7.3	schwach alkalisch		
Kalkbedarf		CaO/ha	+	keine Kalkung		
CaCO3	nicht analysiert					
Humus (TOC)	Humus analytisch	%	15.92	humusreich		
Ton	FP geschätzt	%	20 bis 30	Lehm		
Schluff	FP geschätzt	%	<50			
E	angereichert					
D	Vorrat					
C	genügend = D ü n g u n g s n o r m					
B	mässig					
A	arm					
Parameter	P	K	Mg	Ca	Salz	Humus (TOC)
Methode (Reserven)	AAE10-P	AAE10-K	AAE10-Mg	AAE10-Ca	H2O5-Salz	analytisch
Dimension	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	cg KCl/kg Boden	%
Messwert	5.1	401.9	345.1	40630		15.92
Methode (sofort verfügbar)	CO2-P	CO2-K	CC-Mg			Potenzielle N-Nachlieferung
Dimension	Testzahl	Testzahl	Testzahl			erhöht
Messwert	3.4	3.2	6.5			
(Testzahl in ma/ka Boden)	(.53)	(26.56)	(65)			
<b>Korrekturfaktor Boden</b>	<b>1.40</b>	<b>1.00</b>	<b>1.00</b>			
Korrekturfaktoren: Seite 2 und Seite "Bericht Bodenproben Zusammenfassung" beachten.						
<b>Beurteilung des Nährstoffzustandes des Bodens AAE10-Methode (Reserven) "unabhängig von der Kultur"</b>						
pH, Ca	pH-Wert hoch, Ca-Gehalt sehr hoch. Verzicht auf kalkhaltige Dünger und Wahl von sauer wirkenden Düngern empfohlen.					
P	Sehr niedrige Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse deutlich erhöhen.					
K, Mg	Sehr hohe Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse deutlich reduzieren.					
<b>Beurteilung der gegenseitigen Beeinflussung der Hauptnährstoffe "Antagonismus"</b>						
K hoch	Verschlechtert Verfügbarkeit von Mg, Ca, und Mn.					
Mg hoch	Verschlechtert Verfügbarkeit von K, Ca und Mn.					
Ca hoch	Verschlechtert Verfügbarkeit von K, Mg, Mn und B.					
<b>Beurteilung Verhältnis AAE10-Methode (Reserve) und CO2/CC-Methode (sofort verfügbare) Nährstoffe</b>						
P	Reserven gering, Verfügbarkeit gering. Düngungsnorm erhöhen, ev. auf zwei Gaben aufteilen.					
K	Reserven hoch, Verfügbarkeit normal. Düngungsnorm reduzieren.					
Mg	Reserven hoch, Verfügbarkeit normal. Düngungsnorm reduzieren.					
<b>Kulturspezifische Empfehlung Weide mittel intensiv 75</b>						
pH-Wert	Optimaler pH-Bereich in Wiesen 5.5 bis 7. Verwenden Sie sauer wirkende Dünger.					
P, K, Mg	Ausgewogene Nährstoffversorgung begünstigt Zusammensetzung des Bestandes und verbessert Mineralstoffversorgung der Tiere (weniger Stoffwechselstörungen).					
Mg	Mg-Mangel wegen hohem pH-Wert erhöht das Risiko von Weidetetanie bei Rindvieh.					

Betrieb	Erni Samuel, Sonnebergli 36, 6017 Ruswil		Probenummer	382923		
Parzelle	Zeihen Wald					
Kulturgruppe	Obstbau	Auftragsnummer	68364			
Fläche in a	130	Auftragsdatum	06.06.2025			
öLN mit Düngeberatung		Berichtsdatum	13.06.2025			
Bodenkenngrössen	Methode	Dimension	Resultat	Interpretation		
pH-Wert	pH-H2O	pH	7.3	schwach alkalisch		
Kalkbedarf		CaO/ha	+	keine Kalkung		
CaCO3	nicht analysiert					
Humus (TOC)	Humus analytisch	%	11.73	humusreich		
Ton	FP geschätzt	%	30 bis 40	toniger Lehm		
Schluff	FP geschätzt	%	<50			
E	angereichert					
D	Vorrat					
C	genügend = D ü n g u n g s n o r m					
B	mässig					
A	arm					
Parameter	P	K	Mg	Ca	Salz	Humus (TOC)
Methode (Reserven)	AAE10-P	AAE10-K	AAE10-Mg	AAE10-Ca	H2O5-Salz	analytisch
Dimension	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	cg KCl/kg Boden	%
Messwert	4.6	311.0	506.1	56250		11.73
Methode (sofort verfügbar)	H2O10-P	H2O10-K	H2O10-Mg	H2O10-Ca		Potenzielle N-Nachlieferung
Dimension	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg		erhöht
Messwert	1.0	23.3	8.5	305		
<b>Ø Korrekturfaktor Obstbau</b>	<b>1.30</b>	<b>0.80</b>	<b>1.40</b>			
Korrekturfaktoren: Seite 2 und Seite "Bericht Bodenproben Zusammenfassung" beachten.						
<b>Beurteilung des Nährstoffzustandes des Bodens AAE10-Methode (Reserven) "unabhängig von der Kultur"</b>						
pH, Ca	pH-Wert hoch, Ca-Gehalt sehr hoch. Verzicht auf kalkhaltige Dünger und Wahl von sauer wirkenden Düngern empfohlen.					
P	Sehr niedrige Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse deutlich erhöhen.					
K	Genügende Reserven. Düngungsnorm für optimale Versorgung der Kulturen ausreichend.					
Mg	Erhöhte Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse leicht reduzieren.					
<b>Beurteilung der gegenseitigen Beeinflussung der Hauptnährstoffe "Antagonismus"</b>						
K hoch	Verschlechtert Verfügbarkeit von Mg, Ca, und Mn.					
Mg hoch	Verschlechtert Verfügbarkeit von K, Ca und Mn.					
Ca hoch	Verschlechtert Verfügbarkeit von K, Mg, Mn und B.					
<b>Beurteilung Verhältnis AAE10-Methode (Reserve) und CO2/CC-Methode (sofort verfügbare) Nährstoffe</b>						
P	Reserven gering, Verfügbarkeit gering. Düngungsnorm erhöhen, ev. auf zwei Gaben aufteilen.					
K	Reserven hoch, Verfügbarkeit normal. Düngungsnorm reduzieren.					
Mg	Reserven hoch, Verfügbarkeit gering. Bodenaktivität fördern, leicht lösliche Dünger vor Kultur.					
<b>Kulturspezifische Empfehlung Christbäume</b>						
pH-Wert	Optimaler pH-Bereich 4 bis 6 auf ausreichende Versorgung mit Spurenelementen achten Nadelanalysen für die aktuelle Nährstoffversorgung empfohlen					

Betrieb Parzelle		Erni Samuel, Sonnebergli 36, 6017 Ruswil Ruswil Wiese		Probenummer 382924		
Kulturgruppe	Futterbau	Auftragsnummer	68364			
Fläche in a	130	Auftragsdatum	06.06.2025			
öLN mit Düngeberatung		Berichtsdatum	13.06.2025			
Bodenkenngrössen	Methode	Dimension	Resultat	Interpretation		
pH-Wert	pH-H2O	pH	5.9	schwach sauer		
Kalkbedarf		CaO/ha	-	Erhaltungskalkung (10 dt)		
CaCO3	nicht analysiert					
Humus (TOC)	Humus analytisch	%	3.71	schwach humos		
Ton	FP geschätzt	%	15 bis 20	sandiger Lehm		
Schluff	FP geschätzt	%	<50			
E	angereichert					
D	Vorrat					
C	genügend = D ü n g u n g s n o r m					
B	mässig					
A	arm					
Parameter	P	K	Mg	Ca	Salz	Humus (TOC)
Methode (Reserven)	AAE10-P	AAE10-K	AAE10-Mg	AAE10-Ca	H2O5-Salz	analytisch
Dimension	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	cg KCl/kg Boden	%
Messwert	38.7	62.4	109.9	2166		3.71
Methode (sofort verfügbar)	CO2-P	CO2-K	CC-Mg			Potenzielle N-Nachlieferung
Dimension	Testzahl	Testzahl	Testzahl			%
Messwert	3.6	0.5	9.1			gut
(Testzahl in ma/ka Boden)	(.56)	(4.15)	(9.1)			
<b>Korrekturfaktor Boden</b>	<b>1.00</b>	<b>1.20</b>	<b>1.00</b>			
Korrekturfaktoren: Seite 2 und Seite "Bericht Bodenproben Zusammenfassung" beachten.						
<b>Beurteilung des Nährstoffzustandes des Bodens AAE10-Methode (Reserven) "unabhängig von der Kultur"</b>						
pH, Ca	pH-Wert trotz normalem Ca-Gehalt tief. Erhaltungskalkung / regelmässige Anwendung von Kalkdüngern empfohlen.					
P, Mg	Genügende Reserven. Düngungsnorm für optimale Versorgung der Kulturen ausreichend.					
K	Mässige Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse leicht erhöhen.					
Bodenart	Sandiger Lehm: Auf offenen Ackerflächen in Hanglagen erhöhtes Risiko für Erosion!					
<b>Beurteilung der gegenseitigen Beeinflussung der Hauptnährstoffe "Antagonismus"</b>						
optimal	Reserven von P, K, Mg und Ca mittel - normal. Negative Beeinflussung unwahrscheinlich.					
<b>Beurteilung Verhältnis AAE10-Methode (Reserve) und CO2/CC-Methode (sofort verfügbare) Nährstoffe</b>						
P	Reserven normal, Verfügbarkeit gering. Bodenaktivität fördern, leicht lösliche Dünger vor Kultur.					
K	Reserven gering, Verfügbarkeit gering. Düngungsnorm erhöhen, ev. auf zwei Gaben aufteilen.					
Mg	Reserven und Verfügbarkeit normal.					
<b>Kulturspezifische Empfehlung Wiese mittel intensiv 88</b>						
pH-Wert	Optimaler pH-Bereich in Wiesen 5.5 bis 7					
P, K, Mg	Ausgewogene Nährstoffversorgung begünstigt Zusammensetzung des Bestandes und verbessert Mineralstoffversorgung der Tiere (weniger Stoffwechselstörungen).					
Mg	Mg-Mangel erhöht im Frühjahr und Herbst das Risiko von Weidetetanie bei Rindvieh.					

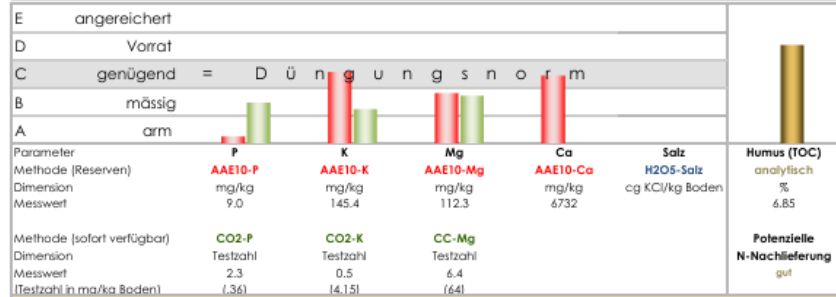
Betrieb Parzelle		Erni Samuel, Sonnebergli 36, 6017 Ruswil Ruswil Waldrand aussen		Probenummer 382925		
Kulturgruppe	Futterbau	Auftragsnummer	68364			
Fläche in a	130	Auftragsdatum	06.06.2025			
öLN mit Düngeberatung		Berichtsdatum	13.06.2025			
Bodenkenngrössen	Methode	Dimension	Resultat	Interpretation		
pH-Wert	pH-H2O	pH	5.6	sauer		
Kalkbedarf		CaO/ha	-	Aufkalkung (12.5 dt)		
CaCO3	nicht analysiert					
Humus (TOC)	Humus analytisch	%	3.57	schwach humos		
Ton	FP geschätzt	%	15 bis 20	sandiger Lehm		
Schluff	FP geschätzt	%	<50			
E	angereichert					
D	Vorrat					
C	genügend = D ü n g u n g s n o r m					
B	mässig					
A	arm					
Parameter	P	K	Mg	Ca	Salz	Humus (TOC)
Methode (Reserven)	AAE10-P	AAE10-K	AAE10-Mg	AAE10-Ca	H2O5-Salz	analytisch
Dimension	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	cg KCl/kg Boden	%
Messwert	27.6	61.9	118.8	1949		3.57
Methode (sofort verfügbar)	CO2-P	CO2-K	CC-Mg			Potenzielle N-Nachlieferung
Dimension	Testzahl	Testzahl	Testzahl			%
Messwert	3.6	0.5	9.7			gut
(Testzahl in ma/ka Boden)	(.56)	(4.15)	(9.7)			
<b>Korrekturfaktor Boden</b>	<b>1.20</b>	<b>1.20</b>	<b>1.00</b>			
Korrekturfaktoren: Seite 2 und Seite "Bericht Bodenproben Zusammenfassung" beachten.						
<b>Beurteilung des Nährstoffzustandes des Bodens AAE10-Methode (Reserven) "unabhängig von der Kultur"</b>						
pH, Ca	pH-Wert tief, Ca-Gehalt mässig. Erhaltungskalkung / regelmässige Anwendung von Kalkdüngern sehr empfohlen.					
P, K	Mässige Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse leicht erhöhen.					
Mg	Genügende Reserven. Düngungsnorm für optimale Versorgung der Kulturen ausreichend.					
Bodenart	Sandiger Lehm: Auf offenen Ackerflächen in Hanglagen erhöhtes Risiko für Erosion!					
<b>Beurteilung der gegenseitigen Beeinflussung der Hauptnährstoffe "Antagonismus"</b>						
pH tief	Tiefer pH-Wert verschlechtert Verfügbarkeit von P, K und Mg.					
<b>Beurteilung Verhältnis AAE10-Methode (Reserve) und CO2/CC-Methode (sofort verfügbare) Nährstoffe</b>						
P	Reserven gering, Verfügbarkeit gering. Düngungsnorm erhöhen, ev. auf zwei Gaben aufteilen.					
K	Reserven gering, Verfügbarkeit gering. Düngungsnorm erhöhen, ev. auf zwei Gaben aufteilen.					
Mg	Reserven und Verfügbarkeit normal.					
<b>Kulturspezifische Empfehlung Wiese mittel intensiv 88</b>						
pH-Wert	Optimaler pH-Bereich in Wiesen 5.5 bis 7					
P, K, Mg	Ausgewogene Nährstoffversorgung begünstigt Zusammensetzung des Bestandes und verbessert Mineralstoffversorgung der Tiere (weniger Stoffwechselstörungen).					
Mg	Mg-Mangel erhöht im Frühjahr und Herbst das Risiko von Weidetetanie bei Rindvieh.					

Betrieb	Erni Samuel, Sonnebergli 36, 6017 Ruswil		Probnummer	382926		
Parzelle	Ruswil Waldrand innen					
Kulturgruppe	Obstbau	Auftragsnummer	68364			
Fläche in a	130	Auftragsdatum	06.06.2025			
öLN mit Düngeberatung		Berichtsdatum	13.06.2025			
Bodenkenngrößen	Methode	Dimension	Resultat	Interpretation		
pH-Wert	pH-H2O	pH	4.2	stark sauer		
Kalkbedarf		CaO/ha	-	Aufkalkung (35 dt)		
CaCO3	nicht analysiert					
Humus (TOC)	Humus analytisch	%	7.09	humos		
Ton	FP geschätzt	%	30 bis 40	toniger Lehm		
Schluff	FP geschätzt	%	<50			
E	angereichert					
D	Vorrat					
C	genügend = D ü n g u n g s n o r m					
B	mässig					
A	arm					
Parameter	<b>P</b>	<b>K</b>	<b>Mg</b>	<b>Ca</b>	<b>Salz</b>	<b>Humus (TOC)</b>
Methode (Reserven)	<b>AAE10-P</b>	<b>AAE10-K</b>	<b>AAE10-Mg</b>	<b>AAE10-Ca</b>	<b>H2O5-Salz</b>	<b>analytisch</b>
Dimension	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	cg KCl/kg Boden	%
Messwert	19.0	69.9	65.8	494		7.09
Methode (sofort verfügbar)	<b>H2O10-P</b>	<b>H2O10-K</b>	<b>H2O10-Mg</b>	<b>H2O10-Ca</b>		<b>Potenzielle N-Nachlieferung</b>
Dimension	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg		gut
Messwert	1.5	16.2	6.1	21		
<b>Ø Korrekturfaktor Obstbau</b>	<b>1.40</b>	<b>1.13</b>	<b>1.50</b>			
Korrekturfaktoren: Seite 2 und Seite "Bericht Bodenproben Zusammenfassung" beachten.						
<b>Beurteilung des Nährstoffzustandes des Bodens AAE10-Methode (Reserven) "unabhängig von der Kultur"</b>						
pH, Ca	pH-Wert und Ca-Gehalt sehr tief. Gesundungskalkung und regelmässige Anwendung von Kalkdüngern sehr empfohlen.					
P, K	Mässige Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse leicht erhöhen.					
Mg	Sehr niedrige Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse deutlich erhöhen.					
<b>Beurteilung der gegenseitigen Beeinflussung der Hauptnährstoffe "Antagonismus"</b>						
pH tief	Tiefer pH-Wert verschlechtert Verfügbarkeit von P, K und Mg.					
<b>Beurteilung Verhältnis AAE10-Methode (Reserve) und CO2/CC-Methode (sofort verfügbare) Nährstoffe</b>						
P	Reserven gering, Verfügbarkeit gering. Düngungsnorm erhöhen, ev. auf zwei Gaben aufteilen.					
K	Reserven gering, Verfügbarkeit normal. Düngungsnorm leicht erhöhen.					
Mg	Reserven gering, Verfügbarkeit gering. Düngungsnorm erhöhen, ev. auf zwei Gaben aufteilen.					
<b>Kulturspezifische Empfehlung Christbäume</b>						
pH-Wert	Optimaler pH-Bereich 4 bis 6 auf ausreichende Versorgung mit Spurenelementen achten Nadelanalysen für die aktuelle Nährstoffversorgung empfohlen					

Betrieb	Erni Samuel, Sonnebergli 36, 6017 Ruswil		Probnummer	382927		
Parzelle	Ruswil Wald					
Kulturgruppe	Obstbau	Auftragsnummer	68364			
Fläche in a	130	Auftragsdatum	06.06.2025			
öLN mit Düngeberatung		Berichtsdatum	13.06.2025			
Bodenkenngrößen	Methode	Dimension	Resultat	Interpretation		
pH-Wert	pH-H2O	pH	4.0	stark sauer		
Kalkbedarf		CaO/ha	-	Aufkalkung (35 dt)		
CaCO3	nicht analysiert					
Humus (TOC)	Humus analytisch	%	11.68	humusreich		
Ton	FP geschätzt	%	30 bis 40	toniger Lehm		
Schluff	FP geschätzt	%	<50			
E	angereichert					
D	Vorrat					
C	genügend = D ü n g u n g s n o r m					
B	mässig					
A	arm					
Parameter	<b>P</b>	<b>K</b>	<b>Mg</b>	<b>Ca</b>	<b>Salz</b>	<b>Humus (TOC)</b>
Methode (Reserven)	<b>AAE10-P</b>	<b>AAE10-K</b>	<b>AAE10-Mg</b>	<b>AAE10-Ca</b>	<b>H2O5-Salz</b>	<b>analytisch</b>
Dimension	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	cg KCl/kg Boden	%
Messwert	24.9	60.8	47.8	316		11.68
Methode (sofort verfügbar)	<b>H2O10-P</b>	<b>H2O10-K</b>	<b>H2O10-Mg</b>	<b>H2O10-Ca</b>		<b>Potenzielle N-Nachlieferung</b>
Dimension	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg		erhöht
Messwert	1.9	16.0	6.5	20		
<b>Ø Korrekturfaktor Obstbau</b>	<b>1.17</b>	<b>1.33</b>	<b>1.50</b>			
Korrekturfaktoren: Seite 2 und Seite "Bericht Bodenproben Zusammenfassung" beachten.						
<b>Beurteilung des Nährstoffzustandes des Bodens AAE10-Methode (Reserven) "unabhängig von der Kultur"</b>						
pH, Ca	pH-Wert und Ca-Gehalt sehr tief. Gesundungskalkung und regelmässige Anwendung von Kalkdüngern sehr empfohlen.					
P	Genügende Reserven. Düngungsnorm für optimale Versorgung der Kulturen ausreichend.					
K, Mg	Sehr niedrige Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse deutlich erhöhen.					
<b>Beurteilung der gegenseitigen Beeinflussung der Hauptnährstoffe "Antagonismus"</b>						
pH tief	Tiefer pH-Wert verschlechtert Verfügbarkeit von P, K und Mg.					
<b>Beurteilung Verhältnis AAE10-Methode (Reserve) und CO2/CC-Methode (sofort verfügbare) Nährstoffe</b>						
P	Reserven normal, Verfügbarkeit gering. Bodenaktivität fördern, leicht lösliche Dünger vor Kultur.					
K	Reserven gering, Verfügbarkeit normal. Düngungsnorm leicht erhöhen.					
Mg	Reserven gering, Verfügbarkeit gering. Düngungsnorm erhöhen, ev. auf zwei Gaben aufteilen.					
<b>Kulturspezifische Empfehlung Christbäume</b>						
pH-Wert	Optimaler pH-Bereich 4 bis 6 auf ausreichende Versorgung mit Spurenelementen achten Nadelanalysen für die aktuelle Nährstoffversorgung empfohlen					

<b>Betrieb</b>	Erni Samuel, Sonnebergli 36, 6017 Ruswil		<b>Probenummer</b>	382928
<b>Parzelle</b>	Asp Wiese			
Kulturgruppe	Futterbau	Auftragsnummer	68364	
Fläche in a	130	Auftragsdatum	06.06.2025	
öLN mit Düngeberatung		Berichtsdatum	13.06.2025	

Bodenkenngrössen	Methode	Dimension	Resultat	Interpretation
pH-Wert	pH-H2O	pH	6.2	schwach sauer
Kalkbedarf		CaO/ha	-	Erhaltungskalkung
CaCO3	nicht analysiert			
Humus (TOC)	Humus analytisch	%	6.85	humos
Ton	FP geschätzt	%	20 bis 30	Lehm
Schluff	FP geschätzt	%	<50	



Korrekturfaktoren: Seite 2 und Seite "Bericht Bodenproben Zusammenfassung" beachten.

**Beurteilung des Nährstoffzustandes des Bodens AAE10-Methode (Reserven) "unabhängig von der Kultur"**

pH, Ca	pH-Wert trotz normalem Ca-Gehalt tief. Erhaltungskalkung / regelmässige Anwendung von Kalkdüngern empfohlen.
P	Sehr niedrige Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse deutlich erhöhen.
K	Genügende Reserven. Düngungsnorm für optimale Versorgung der Kulturen ausreichend.
Mg	Mässige Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse leicht erhöhen.

**Beurteilung der gegenseitigen Beeinflussung der Hauptnährstoffe "Antagonismus"**

K hoch	Verschlechtert Verfügbarkeit von Mg, Ca, und Mn.
--------	--

**Beurteilung Verhältnis AAE10-Methode (Reserve) und CO2/CC-Methode (sofort verfügbare) Nährstoffe**

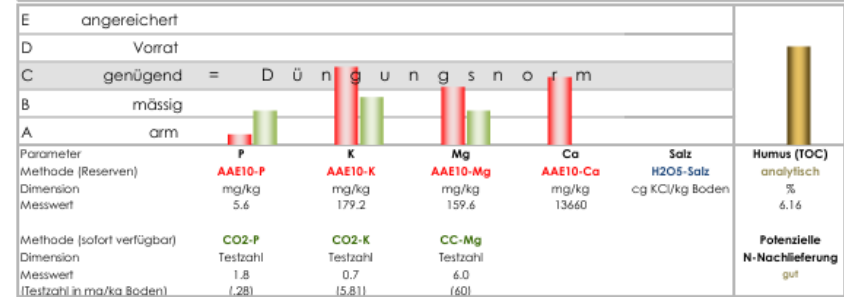
P	Reserven gering, Verfügbarkeit gering. Düngungsnorm erhöhen, ev. auf zwei Gaben aufteilen.
K	Reserven normal, Verfügbarkeit gering. Bodenaktivität fördern, leicht lösliche Dünger vor Kultur.
Mg	Reserven gering, Verfügbarkeit gering. Düngungsnorm erhöhen, ev. auf zwei Gaben aufteilen.

**Kulturspezifische Empfehlung Weide mittel intensiv 75**

pH-Wert	Optimaler pH-Bereich in Wiesen 5.5 bis 7
P, K, Mg	Ausgewogene Nährstoffversorgung begünstigt Zusammensetzung des Bestandes und verbessert Mineralstoffversorgung der Tiere (weniger Stoffwechselstörungen).
Mg	Mg-Mangel erhöht im Frühjahr und Herbst das Risiko von Weidetetanie bei Rindvieh.

<b>Betrieb</b>	Erni Samuel, Sonnebergli 36, 6017 Ruswil		<b>Probenummer</b>	382929
<b>Parzelle</b>	Asp Waldrand aussen			
Kulturgruppe	Futterbau	Auftragsnummer	68364	
Fläche in a	130	Auftragsdatum	06.06.2025	
öLN mit Düngeberatung		Berichtsdatum	13.06.2025	

Bodenkenngrössen	Methode	Dimension	Resultat	Interpretation
pH-Wert	pH-H2O	pH	6.6	schwach sauer
Kalkbedarf		CaO/ha	-	Erhaltungskalkung (17.5 dt)
CaCO3	nicht analysiert			
Humus (TOC)	Humus analytisch	%	6.16	humos
Ton	FP geschätzt	%	30 bis 40	toniger Lehm
Schluff	FP geschätzt	%	<50	



Korrekturfaktoren: Seite 2 und Seite "Bericht Bodenproben Zusammenfassung" beachten.

**Beurteilung des Nährstoffzustandes des Bodens AAE10-Methode (Reserven) "unabhängig von der Kultur"**

pH, Ca	pH-Wert trotz normalem Ca-Gehalt tief. Erhaltungskalkung / regelmässige Anwendung von Kalkdüngern empfohlen.
P	Mässige Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse leicht erhöhen.
K	Erhöhte Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse leicht reduzieren.
Mg	Genügende Reserven. Düngungsnorm für optimale Versorgung der Kulturen ausreichend.

**Beurteilung der gegenseitigen Beeinflussung der Hauptnährstoffe "Antagonismus"**

K hoch	Verschlechtert Verfügbarkeit von Mg, Ca, und Mn.
--------	--

**Beurteilung Verhältnis AAE10-Methode (Reserve) und CO2/CC-Methode (sofort verfügbare) Nährstoffe**

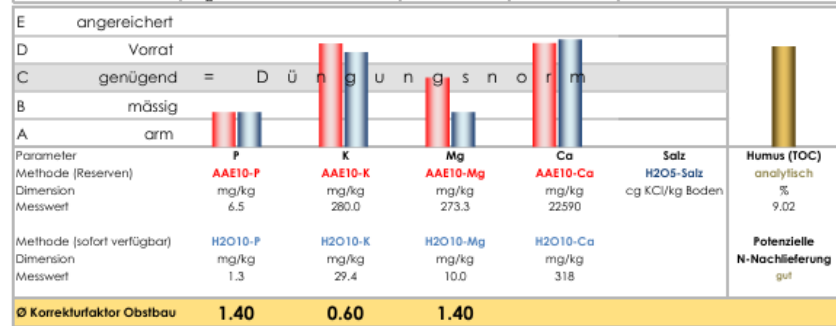
P	Reserven gering, Verfügbarkeit gering. Düngungsnorm erhöhen, ev. auf zwei Gaben aufteilen.
K	Reserven hoch, Verfügbarkeit gering. Bodenaktivität fördern, leicht lösliche Dünger vor Kultur.
Mg	Reserven normal, Verfügbarkeit gering. Bodenaktivität fördern, leicht lösliche Dünger vor Kultur.

**Kulturspezifische Empfehlung Weide mittel intensiv 75**

pH-Wert	Optimaler pH-Bereich in Wiesen 5.5 bis 7
P, K, Mg	Ausgewogene Nährstoffversorgung begünstigt Zusammensetzung des Bestandes und verbessert Mineralstoffversorgung der Tiere (weniger Stoffwechselstörungen).
Mg	Mg-Mangel erhöht im Frühjahr und Herbst das Risiko von Weidetetanie bei Rindvieh.

<b>Betrieb</b>	Erni Samuel, Sonnebergli 36, 6017 Ruswil		
<b>Parzelle</b>	Asp Waldrand innen	<b>Probenummer</b>	382930
Kulturgruppe	Obstbau	Auftragsnummer	68364
Fläche in a	130	Auftragsdatum	06.06.2025
öLN mit Düngeberatung		Berichtsdatum	13.06.2025

Bodenkenngrössen	Methode	Dimension	Resultat	Interpretation
pH-Wert	pH-H2O	pH	6.9	neutral
Kalkbedarf		CaO/ha	+/-	Erhaltungskalkung
CaCO3	nicht analysiert			
Humus (TOC)	Humus analytisch	%	9.02	humos
Ton	FP geschätzt	%	30 bis 40	toniger Lehm
Schluff	FP geschätzt	%	<50	



Korrekturfaktoren: Seite 2 und Seite "Bericht Bodenproben Zusammenfassung" beachten.

### Beurteilung des Nährstoffzustandes des Bodens AAE10-Methode (Reserven) "unabhängig von der Kultur"

pH, Ca	pH-Wert normal, Ca-Gehalt sehr hoch. Gelegentliche Anwendung von Kalkdüngern zur Erhaltungskalkung empfohlen.
P	Mässige Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse leicht erhöhen.
K	Erhöhte Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse leicht reduzieren.
Mg	Genügende Reserven. Düngungsnorm für optimale Versorgung der Kulturen ausreichend.

### Beurteilung der gegenseitigen Beeinflussung der Hauptnährstoffe "Antagonismus"

K hoch	Verschlechtert Verfügbarkeit von Mg, Ca, und Mn.
Ca hoch	Verschlechtert Verfügbarkeit von K, Mg, Mn und B.

### Beurteilung Verhältnis AAE10-Methode (Reserve) und CO2/CC-Methode (sofort verfügbare) Nährstoffe

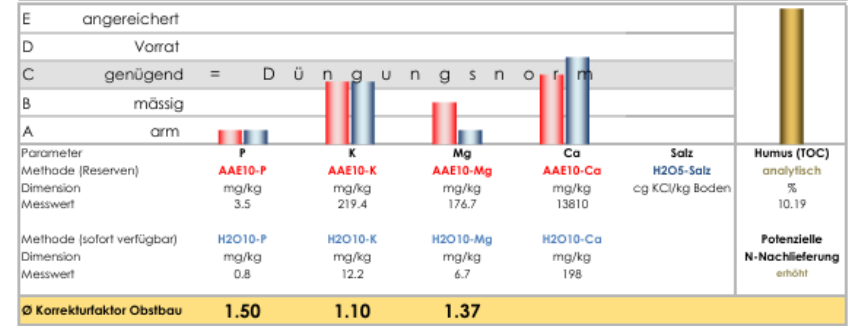
P	Reserven gering, Verfügbarkeit gering. Düngungsnorm erhöhen, ev. auf zwei Gaben aufteilen.
K	Reserven hoch, Verfügbarkeit gut. Düngungsnorm reduzieren.
Mg	Reserven normal, Verfügbarkeit gering. Bodenaktivität fördern, leicht lösliche Dünger vor Kultur.

### Kulturspezifische Empfehlung Christbäume

pH-Wert	Optimaler pH-Bereich 4 bis 6 auf ausreichende Versorgung mit Spurenelementen achten Nadelanalysen für die aktuelle Nährstoffversorgung empfohlen
---------	--

<b>Betrieb</b>	Erni Samuel, Sonnebergli 36, 6017 Ruswil		
<b>Parzelle</b>	Asp Wald	<b>Probenummer</b>	382931
Kulturgruppe	Obstbau	Auftragsnummer	68364
Fläche in a	130	Auftragsdatum	06.06.2025
öLN mit Düngeberatung		Berichtsdatum	13.06.2025

Bodenkenngrössen	Methode	Dimension	Resultat	Interpretation
pH-Wert	pH-H2O	pH	6.4	schwach sauer
Kalkbedarf		CaO/ha	-	Erhaltungskalkung (30 dt)
CaCO3	nicht analysiert			
Humus (TOC)	Humus analytisch	%	10.19	humosreich
Ton	FP geschätzt	%	30 bis 40	toniger Lehm
Schluff	FP geschätzt	%	<50	



Korrekturfaktoren: Seite 2 und Seite "Bericht Bodenproben Zusammenfassung" beachten.

### Beurteilung des Nährstoffzustandes des Bodens AAE10-Methode (Reserven) "unabhängig von der Kultur"

pH, Ca	pH-Wert trotz normalem Ca-Gehalt tief. Erhaltungskalkung / regelmässige Anwendung von Kalkdüngern empfohlen.
P	Sehr niedrige Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse deutlich erhöhen.
K	Genügende Reserven. Düngungsnorm für optimale Versorgung der Kulturen ausreichend.
Mg	Mässige Reserven. Düngungsnorm bis zur nächsten Analyse leicht erhöhen.

### Beurteilung der gegenseitigen Beeinflussung der Hauptnährstoffe "Antagonismus"

K hoch	Verschlechtert Verfügbarkeit von Mg, Ca, und Mn.
Ca hoch	Verschlechtert Verfügbarkeit von K, Mg, Mn und B.

### Beurteilung Verhältnis AAE10-Methode (Reserve) und CO2/CC-Methode (sofort verfügbare) Nährstoffe

P	Reserven gering, Verfügbarkeit gering. Düngungsnorm erhöhen, ev. auf zwei Gaben aufteilen.
K	Reserven und Verfügbarkeit normal.
Mg	Reserven gering, Verfügbarkeit gering. Düngungsnorm erhöhen, ev. auf zwei Gaben aufteilen.

### Kulturspezifische Empfehlung Christbäume

pH-Wert	Optimaler pH-Bereich 4 bis 6 auf ausreichende Versorgung mit Spurenelementen achten Nadelanalysen für die aktuelle Nährstoffversorgung empfohlen
---------	--