

Justus-Liebig-Universität Gießen
Fachbereich 09
Professur für Ökologischen Landbau

Bachelorarbeit

**„Vegetationsökologischer Vergleich eines konventionell und eines
ökologisch bewirtschafteten Agroforstsystems“**

Philipp Weida

Matrikelnummer: 8103203

Studiengang: Agrarwissenschaften

Betreut von: Dr. Wiebke Niether, Sarah-Olivia Peter

24.03.2026

Zusammenfassung

In der folgenden Arbeit wurde die Diversität der Segetalflora des 2012 angelegten konventionell bewirtschafteten Agroforstsystems (AFS) Süd in Kraichtal (Baden Württemberg) und des etwa 1975 angelegten ökologisch bewirtschafteten AFS Nord in Schneverdingen (Niedersachsen) untersucht. Ziel war es die Diversität der Ackerbegleitflora innerhalb der Baumstreifen zu quantifizieren und herauszufinden, ob sich diese zwischen den AFS unterscheidet. Dafür wurden Vegetationsanalysen in beiden AFS durchgeführt. Diese umfassten die Berechnung und Auswertung von Alpha- und Beta-Diversitätsindices sowie die Bestimmung und Auswertung der ökologischen Zeigerwerte nach Ellenberg (2001). Als Alpha-Diversitätsmaße wurden die Artenzahl und der Shannon-Wiener Index genutzt. Für die Beta-Diversität wurde der Jaccard-Index herangezogen.

Die Ergebnisse zeigten teils signifikante Unterschiede der Pflanzendiversität zwischen den beiden AFS. Dabei waren die Artenzahlen der Aufnahmezellen im AFS Nord signifikant höher als im AFS Süd ($p < 0,01$). Die Pflanzendiversität beider AFS wurde anhand des Shannon-Wiener Index der Vegetationsaufnahmen im AFS Nord ($H'_{mean} = 1,52$) und im AFS Süd ($H'_{mean} = 1,26$) als mittelmäßig eingestuft. Der Shannon-Wiener Index zeigte keine signifikanten Unterschiede zwischen den AFS ($p = 0,21$) oder den Baumstreifen der AFS ($p = 0,53$). Mittels des Jaccard-Index konnten klare Unterschiede der Artenzusammensetzung zwischen den AFS insgesamt und den Baumstreifen des AFS Nord festgestellt werden. Anhand der ökologischen Zeigerwerte nach Ellenberg (2001) wurden die gewichteten Zeigerwerte für die Licht- und Stickstoffzahl berechnet. Dabei zeigten die gewichteten Lichtzahlen signifikante Unterschiede zwischen den AFS ($p < 0,01$), die sehr wahrscheinlich auf die Unterschiede der Vegetationsstrukturen innerhalb der Baumstreifen zurückzuführen sind. Insgesamt wurde die Pflanzendiversität sowie das Biodiversitätspotential des AFS Nord als höher bewertet. Ausschlaggebend waren die höhere Strukturvielfalt, die signifikant höheren Artenzahlen und die aus den ökologischen Zeigerwerte abgeleiteten, potentiell geringere Konkurrenz der segetalen Pflanzengesellschaft im AFS Nord.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	I
Inhaltsverzeichnis	II
Tabellenverzeichnis	IV
Abbildungsverzeichnis	IV
Abkürzungsverzeichnis	V
1. Einleitung	1
1.1 Agroforstsysteme und Biodiversität	1
1.3 Das MODEMA Projekt	2
1.4 Zielstellung und Forschungsfragen	2
2. Material und Methoden	4
2.1 Untersuchungsgebiete	4
2.2 Versuchsdesign und Datenaufnahme	9
2.2.1 Vegetationsaufnahmen in den Agroforstsystemen	9
2.3 Datenauswertung	10
2.3.1 Datenaufbereitung	10
2.3.1.1 Transformation	10
2.3.1.2 Shannon-Wiener Index	11
2.3.1.3 Jaccard Index	12
2.3.1.4 Ökologische Zeigerwerte	13
2.3.2 Datenauswertung	16
2.3.2.1 Artenzahl	16
2.3.2.2 Shannon-Wiener Index	16
2.3.2.3 Jaccard Index	16
2.3.2.4 Ökologische Zeigerwerte	16
3. Ergebnisse	17

3.1 Diversität	17
3.4 Ökologische Zeigerwerte	24
4. Diskussion und Schlussfolgerung	25
5 Methodenkritik	31
5.1 Vegetationsaufnahmen	31
5.2 Biodiversitätsindices.....	31
5.3 Ökologische Zeigerwerte	32
6. Fazit und Ausblick.....	33
Literaturverzeichnis	36

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Definitionen der ökologischen Zeigerwerte nach Ellenberg (1991)	14
Tabelle 2: Ökologische Zeigerwerte.....	15
Tabelle 3: Gesamte Artenliste	17
Tabelle 4: Artenzahl (n), Shannon-Wiener Index (H') und Evenness (E) für die zwölf Vegetationsaufnahmen, die vier Baumstreifen und die zwei AFS.....	19
Tabelle 5: Ähnlichkeitsmatrix	21
Tabelle 6: Distanzmatrix	21
Tabelle 7: Verschmelzungs- und Trennungsniveaus der VA im Dendrogramm.....	22
Tabelle 8: Sortierte Artenliste (A1 – A41).....	23
Tabelle 9: Gewichtete Lichtzahlen (XL) und Stickstoffzahlen (XN) der zwölf VA.	24

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Drohnenaufnahmen des AFS Nord (Eigene Abbildung).....	6
Abbildung 2: Luftbilder des AFS Süd.	8
Abbildung 3: Transformationstabelle	11
Abbildung 4: Säulendiagramm der Artenzahlen.....	18
Abbildung 5: Vergleich des Shannon-Wiener Index.....	20
Abbildung 6: Dendrogramm.....	22
Abbildung 7: Boxplots der gewichteten Licht- und Stickstoffzahlen der AFS.	24

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
AFS	Agroforstsystem(e)
DE	Deutschland
D	Distanz
E	Evenness
E_{mean}	mittlere Evenness
FFH	Flora-Fauna-Habitate
H'	Diversität nach Shannon-Wiener Index
H'_{mean}	Mittelwert der Diversität nach SWI
L	Lichtzahl
MODEMA	Modell- und Demonstrationsnetzwerk für Agroforstwirtschaft
n	Artenzahl
N	Stickstoffzahl
PG_j	Jaccard Index
r.B.	relative Beleuchtungsstärke
SWI	Shannon-Wiener Index
VA	Vegetationsaufnahme(n)
VAN	Vegetationsaufnahme Nord
VANB1/2	Vegetationsaufnahme Nord Baumstreifen 1/2
VAS	Vegetationsaufnahme Süd
VASB1/2	Vegetationsaufnahme Süd Baumstreifen 1/2
VZ	Vegetationszusammensetzung
X_L	gewichtete Lichtzahl
X_N	gewichtete Stickstoffzahl
ZWE	Zeigerwerte nach Ellenberg

1. Einleitung

1.1 Agroforstsysteme und Biodiversität

In Europa zählen Agrarökosysteme zu den am weitesten verbreiteten terrestrischen Ökosystemen und beherbergen rund 50 % aller Arten (Stoate et al., 2009). Sie gehören zu den wichtigsten Großlebensräumen und spielen eine herausragende Rolle für die Biodiversität (Sharaf, 2018).

Mit der Entwicklung der Landwirtschaft begann auch die Anpassung von Tier- und Pflanzenarten an die veränderten Bedingungen (Küster, 1994). In neu entstandenen Habitaten etablierte sich eine diverse segetale Vegetation, die bis Anfang des 19. Jh. fester Bestandteil der Ackerstandorte war (Kühn, 1994). Infolge der Industrialisierung kam es zu einer starken Intensivierung der Landwirtschaft (Mahlerwein, 2020). Besonders der vermehrte Einsatz von mineralischen Stickstoffdüngern und Herbiziden führte zu einem Rückgang der Ackerbegleitflora, die als wichtige Nahrungsgrundlage für Bestäuber, herbivore Insekten und Vögel dient und somit als Grundbaustein der Biodiversität gilt (Bellanger, 2012). Durch die Skalierung landwirtschaftlicher Flächen wurden Strukturelemente auf oder angrenzend zu Ackerschlägen zunehmend verdrängt. Diese Flurbereinigung führte zum großflächigen Verlust wertvoller Habitate, wie Ackerlandstreifen oder Windschutzhecken (Otto et al., 2012). Chemische Betriebsmittel sowie die Homogenisierung der Landschaftsstruktur wurden starke Treiber des bis heute anhaltenden Biodiversitätsverlustes in Agrarökosystemen (Kleijn et al, 2009).

Diese Problematik und die Relevanz globaler Biodiversität wurde von Politik und Gesellschaft lange Zeit nicht ausreichend zur Kenntnis genommen (Deutscher Bundestag, 2015). Bereits 2007 wurde in Deutschland eine „Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt“ beschlossen, die rund 330 Ziele und 430 Maßnahmen beinhaltet (WWF, 2014). Die 10. Vertragsstaatenkonferenz der Konvention zur Biologischen Vielfalt (CBD) im Jahr 2010 verschaffte dem Thema Aufschwung und Internationale Präsenz. Mit dem Start des Bundesprogramms „Biologische Vielfalt“ am 15. Februar 2011 begann die staatliche Förderung von Konzepten und Projektideen, welche **die Sicherung von Ökosystemdienstleistungen, den Schutz seltener Arten** sowie **den Schutz von Hotspots der Biodiversität in Deutschland** zum Ziel haben (BfN, 2026a).

Vor diesem Hintergrund dient die **Agroforstwirtschaft** als zukunftsweisende Bewirtschaftungsmethode in der Landwirtschaft. Förderprojekte wie „Bäume auf den Acker“ (BfN, 2026 b) oder „SEBAS“ (DeFAF, 2026) zeigen das ökologische Potential von Agroforstsystemen auf und implementieren den Wandel landwirtschaftlicher Produktionssysteme hin zu einer nachhaltigen, umweltverträglichen Landwirtschaft (BMUKN, 2026). Die „Stabilisierung und Erhöhung der biologischen Vielfalt und Ökosystemleistungen auf Agrarflächen durch die Schaffung vielfältiger agroforstlicher Nutzungsstrukturen“ (SEBAS) kann dazu beitragen die Biodiversitätsziele zu erfüllen und gleichzeitig die Produktivität landwirtschaftlicher Betriebe erhöhen (DeFAF, 2026).

1.3 Das MODEMA Projekt

Eine Fortsetzung des Bundesprogramms „Biologische Vielfalt“ stellt das im Januar 2024 ins Leben gerufene Förderprogramm "Nachhaltige Erneuerbare Ressourcen" dar (BMEL, 2024). Mit einer Erweiterung der Biodiversitätsziele und dem Fokus auf der Erzeugung nachhaltiger landwirtschaftlicher Produkte wird der Aufbau eines Modell- und Demonstrationsnetzwerks für Agroforstwirtschaft (MODEMA) in Deutschland gefördert (DeFAF, 2024). Übergeordnetes Ziel ist die Integration der Agroforstwirtschaft als wesentlicher Bestandteil der landwirtschaftlichen Praxis. Durch die Beteiligung von Wissenschaft und Praxis in neun Arbeitspaketen mit unterschiedlichen Schwerpunkten soll das Wissen über die positiven Effekte agroforstlicher Nutzung erweitert werden, um langfristig den Wandel zu einer nachhaltigen Agrarwirtschaft zu fördern. Weitere Schwerpunkte liegen bspw. in der Quantifizierung des Kohlenstoffspeicherpotentials, der ökonomischen Evaluation sowie der Öffentlichkeitsarbeit zum Thema Agroforstwirtschaft (DeFAF, 2024).

1.4 Zielstellung und Forschungsfragen

Diese Arbeit wird innerhalb des Projektes MODEMA, im Teilprojekt "Boden", durchgeführt. Ziel ist es, die Pflanzendiversität in den Baumstreifen eines konventionell und eines ökologisch bewirtschafteten Agroforstsystems zu dokumentieren und zu analysieren, um die mögliche Bandbreite der Vegetation in Agroforstsystemen darzustellen. Untersucht wurden die **Pflanzendiversität der beiden Agroforstsysteme** und die **Unterschiede der Pflanzendiversität zwischen den Agroforstsystemen und ihrer Baumstreifen**.

Die Datenerhebung diente der Bearbeitung folgender Forschungsfragen:

1. Wie hoch ist die **Diversität der Segetalflora** in den Baumstreifen des **konventionellen** und des **ökologisch bewirtschafteten Agroforstsystems**?
2. Aufgrund der bekanntlich höheren Diversität ökologisch bewirtschafteter Ackerflächen wird in dem ökologisch-extensiv bewirtschafteten Agroforstsystem eine höhere Diversität erwartet. Trifft diese Annahme auf die **Diversität der Segetalflora** des **konventionellen** und des **ökologisch bewirtschafteten Agroforstsystems** zu?
3. Welches **Potential** bieten **Agroforstsysteme** im Hinblick auf den **Schutz und Erhalt der Biodiversität** und welchen **Wert** haben Sie **für eine klimaangepasste Landwirtschaft**?

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiete

Die Vegetationsaufnahmen erfolgten in Alley Cropping Systemen zweier Partnerbetriebe des MODEMA Projektes (DeFAF, 2024). Die untersuchten Agroforstsysteme (AFS) werden in den folgenden Abschnitten vorgestellt und beschrieben.

Das AFS Nord befindet sich auf dem Gut Schultenwede der Familie Röhrs (MODEMA Partnerbetrieb) in 29640 Schneverdingen. Die Stadt Schneverdingen liegt in Niedersachsen (DE) im Landkreis Heidekreis, etwa 50 km südlich von Hamburg, innerhalb der Lüneburger Heide (DeFAF, 2025a; Drachenfels, 2010). Der Standort liegt auf etwa 61 m ü. NN. mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von ca. 9,2 C° und einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von ca. 680 mm (DWD, 2025a; DeFaF, 2025a). Die biogeographische Region gilt als atlantisch (Drachenfels, 2010). Laut Angaben des Betriebs wird der Bodentyp als Heide-Podsol beschrieben und mit 20 Bodenpunkten bewertet (DeFAF, 2025a). Im Bodenatlas der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR, 2022) sind die Böden in diesem Gebiet ausgewiesen als „tiefgründige, trockene, saure Sandböden, oft mit podsoliertem Oberboden“ und nach den Bodenarten der Böden Deutschlands (Düwel, 2007) beschrieben als „Podsol / Braunerde-Podsol / Gley-Podsol aus sandigen Flussablagerungen“.

Das AFS Nord wurde 1975 angelegt und umfasst etwa 13,8 ha. Der Betrieb der Familie Röhrs ist Bioland zertifiziert und bewirtschaftet seine Flächen ökologisch und pfluglos. Aufgrund eines recht hohen Beikrautdruckes konnten alternative Saatverfahren, z.B. Direktsaat, bei den Hauptfrüchten bisher nicht etabliert werden. Bei den Zwischenfrüchten, wie etwa Feldgras, werden Direktsaatverfahren jedoch angewendet. Die Bodenbearbeitung erfolgt mit einer Bio-Fräse auf vier bis sechs Zentimeter Tiefe. Gewendet wird mit einem Grubber auf bis zu 15 cm Tiefe (Persönliche Kommunikation, 03.01.2026). Auf den Ackerflächen wird folgende Fruchtfolge gefahren: Weizen, Hafer, Gerste, Roggen, Triticale, Erbse, Lupine, Wicke, Bohne, Mais, Klee gras, Kartoffeln (DeFAF, 2025a). Im Jahr der Datenaufnahme wurde Mais angebaut. Die Motivation des Landwirts für die Bewirtschaftung des Agroforstsystems sei vielschichtig, beruhe allerdings auf dem Willen den Schutz und Aufbau von Flora-Fauna-Habitaten (FFH) (Manderbach, 2026) zu fördern. Produktionsziele hätten keine Bedeutung, da die Fläche mittlerweile als Landschaftselement (LWK-NRW, 2025) eingetragen ist. Die Möglichkeiten der Bewirtschaftung seien deshalb politisch stark eingeschränkt.

Veränderungen der Bewirtschaftung oder der Flächenstruktur seien verboten (Persönliche Kommunikation, 03.01.2026).

Die Fläche des AFS Nord wird im Westen und im Norden von Baumstreifen begrenzt. Auf der Fläche selbst befinden sich drei Baumstreifen in Nord – Süd Ausrichtung mit einer Breite von etwa fünf Meter. Der Abstand zwischen den Streifen beträgt etwa 70 m. Die Höhe der Gehölze liegt zwischen 4 und 14 m. Einer der Streifen ist ausschließlich mit Weißdorn (*Crataegus laevigata*) bepflanzt. In den beiden anderen Streifen sind die Baumarten Traubeneiche (*Quercus petraea*), Hänge-Birke (*Betula pendula*) und Robinie (*Robinia pseudoacacia*) vorzufinden. Demnach unterscheidet sich die Vegetationsstruktur der beiden Baumstreifen stark voneinander. Im linken Baumstreifen (VA 1, 3 und 5) (Abbildung 1) bildet *Crataegus laevigata* eine dichte Strauchschicht, die besonders auf der Ostseite für eine starke Beschattung des Unterbodens sorgt. Im rechten Baumstreifen (VA 2, 4, und 6) trennt sich der Gehölzbestand klar in Baum- und Strauchschicht. Die Höhe der Bäume liegt zwischen 7 und 14 Meter. Die Strauchschicht ist stellenweise relativ dicht, insgesamt aber als eher licht zu bewerten.



Abbildung 1: Drohnenaufnahmen des AFS Nord (Eigene Abbildung). Das obere Bild zeigt die Parzellen der Vegetationsaufnahmen (VA) 1 - 6 in den untersuchten Baumstreifen. Die Gehölze in den VA 1, 3 u. 5 bestehen ausschließlich aus Weißdorn (*Crataegus laevigata*). Die der VA 2, 4 u. 6 aus den Baumarten Traubeneiche (*Quercus petraea*), Hänge-Birke (*Betula pendula*) und Robinie (*Robinia pseudoacacia*).

Das AFS Süd des Betriebes Günther & Jochen Frank GbR (MODEMA Partnerbetrieb) befindet sich in 76703 Kraichtal (DeFAF, 2025b). Die Stadt Kraichtal liegt in Baden-Württemberg (DE) im Landkreis Karlsruhe etwa 30 km in Richtung Ostnordost von Karlsruhe im westlichen Kraichgau (LUBW, 2025). Der Standort liegt auf etwa 177 m ü. NN. mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von ca. 10,4 C° und einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von ca. 700 mm (DWD, 2025b; DeFAF, 2025b). Die biogeographische Region gilt als kontinental (BfN, 2008). Laut Angaben des Betriebes ist der Boden geprägt von einer mehreren Metern mächtigen Lösslehmauflage und hat zwischen 40 und 80 Bodenpunkten (DeFAF, 2025b). Im Bodenatlas der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR, 2022) sind die Böden in diesem Gebiet ausgewiesen als „tiefgründige, braune bis dunkelgraubraune, tiefhumose, lehmig-schluffige bis schluffige Böden mit z.T. schwarzgefärbtem, tonreicherem Unterboden aus Löss und z.T. umgelagertem Lösslehm“ und sind nach den Bodenarten der Böden Deutschlands (Düwel, 2007) beschrieben als „Tschernosem-Parabraunerde / Parabraunerde aus sandigen Lössdecken über Schmelzwassersedimenten oder Geschiebelehm“.

Das dort untersuchte AFS Süd wurde 2012 angelegt. Die Gesamtfläche des Systems beträgt 2,2 ha mit 0,67 ha Gehölzflächenanteil. Es gehört zu dem Familienbetrieb Günther & Jochen Frank GbR und wird konventionell bewirtschaftet. Auf den Feldern werden Direkt- und Mulchsaatverfahren angewendet. Die gesamte Fruchtfolge besteht aus Winter-Weizen, Winter-Raps und Silomais (DeFAF, 2025b).

Auf der Fläche befinden sich zwei Baumstreifen in Nordost – Südwest Ausrichtung (Abbildung 2). Die beiden Streifen stehen in einem Abstand von 22 m zueinander und sind mit *Prunus avium* (Vogelkirsche) sowie *Juglans nigra* (Schwarznuß) bepflanzt. Die Einzelbäume stehen mit einem Abstand von 2 m zueinander in Gruppen von drei Bäumen. Der Abstand zwischen den Baumgruppen beträgt etwa 10 m. Die Bäume zeigten zum Zeitpunkt der Vegetationsaufnahme Wuchshöhen zwischen 8 und 12 m und wurden bereits aufgeastet. Der Unterwuchs der Baumstreifen bestand vorwiegend aus *Agrostis stolonifera* (Weißes Straußgras). Stellenweise bildeten umgelegte Halme eine dicke Schicht über dem Boden. Andernorts war der Boden kahl oder von einer niedrigwüchsigen Grasschicht bedeckt.

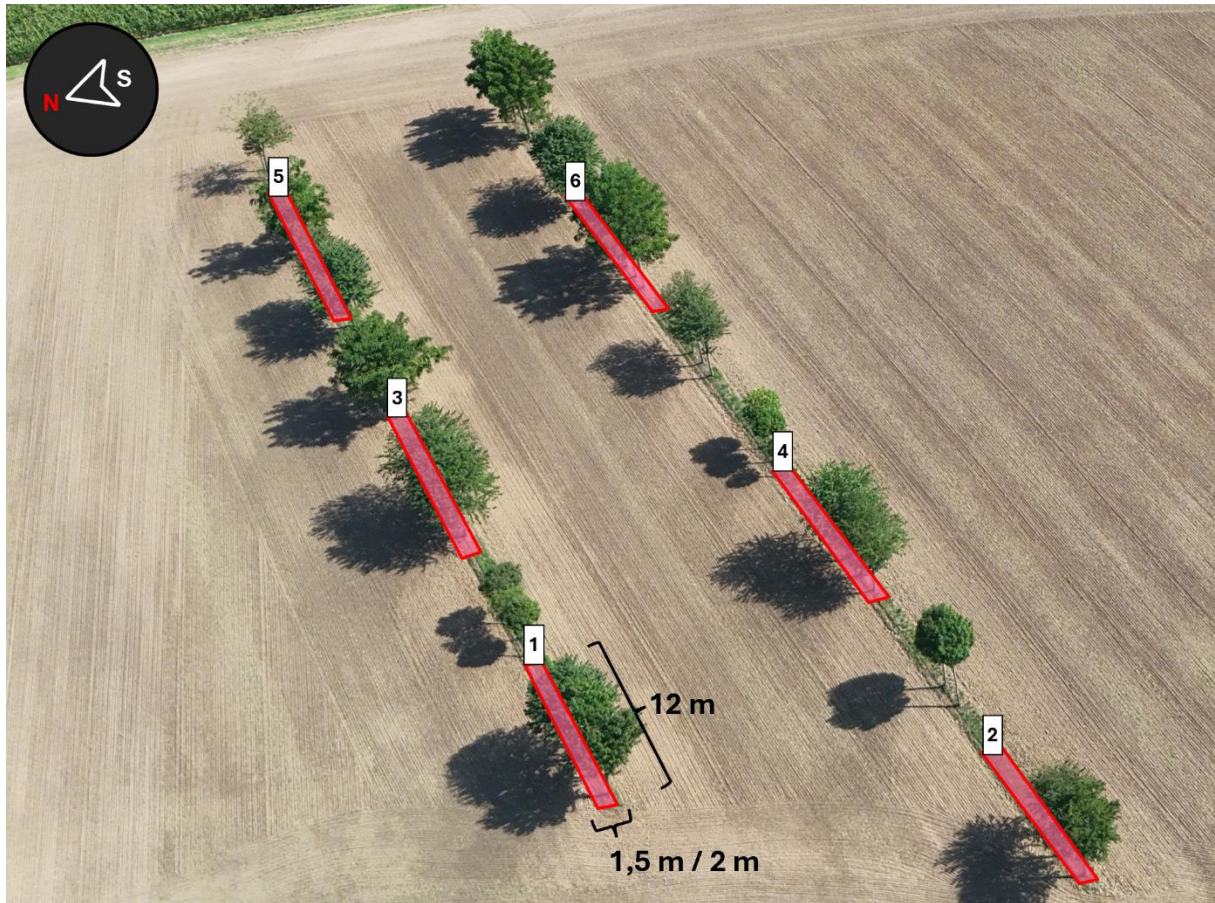


Abbildung 2: Luftbilder des AFS Süd.

Bilder von Tobias Hoppe. Das obere Bild zeigt die Parzellen der Vegetationsaufnahmen (VA) 1 - 6 in den untersuchten Baumstreifen (Eigene Darstellung).

2.2 Versuchsdesign und Datenaufnahme

Im AFS Nord erfolgte die Vegetationsaufnahme (VA) am 12. Mai 2025. Zur Aufnahme der Vegetation innerhalb der Baumstreifen wurden insgesamt sechs Aufnahmeparzellen, drei in jedem Baumstreifen, angelegt. Dabei lagen die Parzellen der VA 1, 3 und 5 sowie 2, 4 und 6 gemeinsam in einem Baumstreifen (Abbildung 1). Der Abstand zwischen jeder Aufnahmeparzelle betrug 25 m. Dabei hatte jede Parzelle eine Länge von 12 m und eine Breite von 5 m. Die Markierung der Länge erfolgte mit zwei Weißstäben. Die Breite von 5 m ergab sich aus der Breite der Baumstreifen. Die Gesamtaufnahmefläche betrug 360 m².

Im AFS Süd die VA erfolgte am 30. Juli 2025. Zur Aufnahme der Vegetation innerhalb der Baumstreifen wurden ebenfalls sechs Aufnahmeparzellen, drei in jedem Baumstreifen, angelegt. Auch in diesem System lagen die Parzellen der VA 1, 3 und 5 sowie 2, 4 und 6 gemeinsam in einem Baumstreifen (Abbildung 2). Der Abstand der Parzellen zueinander variierte in diesem System in einem Bereich von 5 – 25 m. Dabei hatten alle Parzellen eine Länge von 12 m. Die Breite der Aufnahmeparzellen entsprach dabei der Breite der Baumstreifen (VA 1,3 u. 5 = 2 m, VA 2,4 u. 6 = 1,5 m). Die Markierung der Länge erfolgte mit zwei Weißstäben. Die Gesamtaufnahmefläche betrug 126 m².

2.2.1 Vegetationsaufnahmen in den Agroforstsystemen

Für die Bestimmung der Arten wurden die Apps „Flora Incognita“ und „PlantNet“ sowie das Buch „Rothmaler – Exkursionsflora von Deutschland Gefäßpflanzen: Grundband 22.Auflage“ (2021) benutzt. Beim Auftreten einer Art in einer Aufnahmeparzelle wurde diese fotografiert und mithilfe einer der Apps bestimmt. Bei großer Unsicherheit der Apps (Wahrscheinlichkeit für die richtige Art < 30 %) wurden die Ergebnisse mit dem genannten Bestimmungsbuch (Rothmaler) überprüft und ggf. korrigiert. Die Schätzung der Deckungsgrade im Feld erfolgte anhand der Skala „Artmächtigkeit“ (Abbildung 3) nach Braun-Blanquet (1964) (Trempe, 2005) und in Deckungsprozent der Aufnahmefläche. Bei geringem Vorkommen einer Art wurden die Individuen gezählt. Waren weniger als drei Individuen vorzufinden, wurde die Art als „selten“ (Abbildung 3) eingestuft. Traten weniger als zehn Individuen auf, wurde die Art als „spärlich“ eingestuft. Ab mehr als zehn Individuen wurden die Deckungsgrade der Arten geschätzt, also die anteilige Bodenbedeckung (%) einer Art im Verhältnis zur Gesamtfläche der Aufnahmeparzelle. Die bestimmten Arten sowie ihre jeweiligen Abundanzen wurden händisch in Listen eingetragen.

2.3 Datenauswertung

Für die Analyse statistischer Effekte der vegetativen Diversität in den Agroforstsystemen wurden Alpha und Beta Diversität der Ackerbegleitvegetation in den Baumstreifen sowie ihre ökologischen Zeigerwerte bestimmt und mittels verschiedener statistischer Tests ausgewertet. Die Ackerbegleitvegetation umfasste alle Arten die nicht als dominierende Gehölze klassifiziert wurden. Die Aufbereitung der Rohdaten erfolgte in Excel und Word für Microsoft 365 (Version 2511). Die statistischen Analysen und die Erstellung der Grafiken erfolgten in R 4.4.2 (R Core Team, 2025) mit RStudio 2024.10.31 (Posit, 2025) mit den „Base R“ Funktionen. Stellenweise wurden Funktionen des R Pakets *car* (Version 3.1-5) verwendet. Die Nachbearbeitung und Zusammenführung von Grafiken oder Tabellen erfolgte in Word und Power Point für Microsoft 365 (Version 2511).

2.3.1 Datenaufbereitung

2.3.1.1 Transformation

Für die Analyse wurden die Rohdaten der Vegetationsaufnahmen zuerst vereinheitlicht. Da die geschätzten Deckungsgrade in den Artenlisten sowohl in Artmächtigkeit als auch in Deckungsprozent angegeben wurden, wurden die Schätzungen der Deckungsgrade für die weitere Auswertung in mittlere Deckungsprozente transformiert (Abbildung 3). Für eine Artmächtigkeit r und eine Deckung von 0% ergab sich nach der Transformation der Wert $0,1$, für eine Artmächtigkeit $+$ (*Kreuz*) und eine Deckung von $<1\%$ der Wert $0,2$, für eine Artmächtigkeit 1 und eine Deckung von $1-5\%$ der Wert $2,5$ usw.. Die maximale Artmächtigkeit einer Art beträgt 5 und die maximale Deckung 100% .

Artmächtigkeit	Deckung (%)	Abundanz (n)	Transformation (1)	Transformation (2)
r	–	selten	0,1	1
+	< 1	spärlich	0,2	2
1	1–5	reichlich	2,5	3
2	> 5–25	zahlreich	15,0	4
3	> 25–50	–	37,5	5
4	> 50–75	–	62,5	6
5	> 75–100	–	87,5	7

Abbildung 3: Transformationstabelle.
Für Rechenoperationen müssen die Symbole und Klassen transformiert werden. Transformation 1 entspricht mittleren Deckungsprozenten, Transformation 2 einer Rangskala (Trempe, 2005).

Die transformierten Daten wurden in eine einheitliche Tabellen übertragen. Die sechs VA im AFS Nord wurden abgekürzt mit Vegetationsaufnahme Nord (VAN) 1 – 6. Die VA im AFS Süd mit VA Süd (VAS) 1 – 6. Zur weiteren Differenzierung wurden für die Baumstreifen der AFS die Labels VANB1 (VAN 1,3,5) und VANB2 (VAN 2,4,6) sowie VASB1 (VAS 1,3,5) und VASB2 (VAS 2,4,6) vergeben. Tabelle 3 zeigt alle aufgenommenen Arten alphabetisch sortiert. Das Vorkommen einer Art in einer VA ist durch den Eintrag ihres mittleren Deckungsprozentes gekennzeichnet.

2.3.1.2 Shannon-Wiener Index

Zuerst wurde die **Alpha-Diversität** mithilfe des Shannon-Wiener Index bestimmt. Der Shannon-Wiener Index wurde für die Vegetationsaufnahmen (VA), für die Baumstreifen (VANB1/B2 u. VASB1/B2) sowie für die Gesamtsysteme (VA 1 – 6) ermittelt. Ausgehend von den mittleren Deckungsprozenten wurde dieser nach folgender Formel berechnet (Trempe, 2005):

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \quad p_i = \frac{n_i}{N}$$

H' = Diversitätsindex
 s = Gesamtzahl der Arten
 N = Summe der Bedeutungswerte aller Arten
 n_i = Bedeutungswert der Art i
 p_i = Relativer Anteil der Art i zwischen 0 und 1

Um die Gleichmäßigkeit (Evenness) der Artenverteilung in einer Aufnahme auszudrücken, ist der Diversitätswert (H') mit dem möglichen Maximum zu vergleichen. Das Maximum und die daraus bestimmte Evenness (E) berechnen sich nach (Trempe, 2005):

$$H_{max} = \ln(s) \quad E = \frac{H'}{H_{max}}$$

2.3.1.3 Jaccard Index

Für die Bestimmung der **Beta-Diversität** wurde der Präsenzgemeinschaftskoeffizient nach Jaccard (1901) (Trempe, 2005) herangezogen. Dieser Ähnlichkeitskoeffizient wurde verwendet, um das Vorkommen bzw. Nicht-Vorkommen einer Art zwischen den Vegetationsaufnahmen zu quantifizieren und anschließend graphisch darzustellen. Die Berechnung des Jaccard Ähnlichkeit erfolgte nach (Trempe, 2005):

$$PG_J = \frac{a}{a+b+c}$$

a = gemeinsame Arten
 b = Arten, die nur in Aufnahme 1 vorkommen
 c = Arten, die nur in Aufnahme 2 vorkommen

Für die Berechnung des Jaccard-Index (PG_J) wurde jede der insgesamt zwölf Vegetationsaufnahmen paarweise verglichen und die jeweilige Jaccard Ähnlichkeit (PG_J) der Vergleiche in einer Halbmatrix dargestellt (Tabelle 5). Bei dem Vergleich der selben Vegetationsaufnahme ergab sich $PG_J = 1$, da die Ähnlichkeit 100% beträgt.

Für die weitere Analyse der Daten wurde ausgehend von der Jaccard Ähnlichkeit die Jaccard Unähnlichkeit berechnet und in einer Distanzmatrix dargestellt (Tabelle 6). Diese beschreibt die floristische Unähnlichkeit bzw. die Distanz (D) der Vegetationsaufnahmen. Die Jaccard Unähnlichkeit bzw. die Distanz wird berechnet nach (Trempe, 2005):

$$D = 1 - PG_j$$

Unter Verwendung der Distanzmatrix wurde eine hierarchische Complete linkage-Cluster Analyse in R durchgeführt und graphisch in einem Dendrogramm dargestellt. Die Distanzmatrix wurde mit `read.csv2` eingelesen und mit `dist.object` als Distanzobjekt klassifiziert. Die Cluster Analyse wurde mit `hclust` und der Methode "complete" durchgeführt. Durch die Eingabe dieses Datensatzes in den Befehl `plot` wurde ein Dendrogramm erstellt. Das Dendrogramm wurde durch eine Präsenz-/Absenz Tabelle ergänzt, um die Artenzusammensetzung der VA graphisch in Bezug zu der Ähnlichkeit bzw. der Unähnlichkeit zu setzen (Abbildung 6). Für die Erstellung der Präsenz-/Absenz Tabelle wurden vorerst die VA in zum Dendrogramm passender Reihenfolge sortiert. Anschließend wurde die Präsenz, der in beiden AFS (AFS Nord und AFS Süd) vorkommenden Arten, mittig in die Tabelle eingetragen. Die nur im AFS Nord vorkommenden Arten wurden nach ihrer Häufigkeit sortiert und im unteren Bereich der Tabelle angeordnet. Die nur im AFS Süd vorkommenden Arten wurden ebenfalls nach ihrer Häufigkeit sortiert und im oberen Bereich angeordnet (Abbildung 6 und Tabelle 8). Die Erstellung der Präsenz-/Absenz Tabelle erfolgte in Excel. Die untenstehende Tabelle in Abbildung 6 basiert auf Tabelle 8. In Abbildung 6 wurden Zellen, die Werte mittlerer Deckungsprozentage einer Art enthielten, schwarz ausgefüllt. Die Zusammenführung der vollständigen Grafik, mit Dendrogramm und untenstehender Präsenz-/Absenz Tabelle, erfolgte in Microsoft Word.

2.3.1.4 Ökologische Zeigerwerte

Den aufgenommenen Arten wurden den ökologischen Zeigerwerten nach Ellenberg zugeordnet (Ellenberg, 1991 und Ellenberg, 2001). Aufgrund der Informationslage wurde die Auswahl auf die Lichtzahl und die Stickstoffzahl begrenzt. Die Lichtzahl ordnet Arten nach ihrer Schattenverträglichkeit bzw. ihrer Beziehung zur relativen Beleuchtungsstärke (r.B.) in Werte von 1 bis 9 ein. Dabei bedeutet der Wert 1 „Tiefschattenpflanze“ und der Wert 9 „Volllichtpflanze“ (Tabelle 1). Die Stickstoffzahl ordnet Arten

nach dem Stickstoffbedürfnis ebenfalls in Werte von 1 bis 9 ein (Tabelle 1). Der Wert 1 bedeutet „Magerkeitszeiger“ und der Wert 9 „Zeiger übermäßig stickstoffreicher Standorte“ (Dierschke, 1994). Der Pflanzenbestand dient demnach als Indikator der Standorteigenschaften (Ellenberg, 1991). Die meisten Werte wurden über „FloraWeb“ (2023) abgerufen. „FloraWeb“ bezieht sich dabei auf Ellenberg (1991). Arten, für die die Zeigerwerte in „FloraWeb“ nicht angegebenen wurden, wurden im Buch „Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa“ (Ellenberg et al., 2001) nachgeschlagen. Die Zeigerwerte Lichtzahl und Stickstoffzahl wurden der Artenliste in Tabelle 3 ergänzt (Tabelle 8). Der Wert „x“ zeigt ein indifferentes Verhalten an, also eine weite Amplitude oder ungleiches Verhalten in verschiedenen Gegenden (Ellenberg 2001). Ist kein Wert eingetragen waren dieser Art auch keine Zeigerwerte in „FloraWeb“ oder in „Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa“ zugeordnet.

Tabelle 1: Definitionen der ökologischen Zeigerwerte nach Ellenberg (1991)

Lichtzahl	Definition
1	<i>Tiefschattenpflanze</i> , noch bei weniger als 1%, selten bei mehr als 30% r.B. vorkommend
2	zwischen 1 und 3 stehend
3	<i>Schattenpflanze</i> , meist bei weniger als 5% r.B., doch auch an helleren Stellen
4	zwischen 3 und 5 stehend
5	<i>Halbschattenpflanze</i> , nur selten im vollen Licht, meist aber bei mehr als 10% r.B.
6	zwischen 5 und 7 stehend; selten bei weniger als 20% r.B.
7	<i>Halblichtpflanze</i> , meist bei vollem Licht, aber auch im Schatten bis etwa 30% r.B.
8	<i>Lichtpflanze</i> , nur ausnahmsweise bei weniger als 40% r.B.
9	<i>Volllichtpflanze</i> , nur an bestrahlten Plätzen, nicht bei weniger als 50% r.B.
Stickstoffzahl	Definition
1	Stickstoffärmste Standorte anzeigend
2	zwischen 1 und 3 stehend
3	auf stickstoffarmen Standorten häufiger als mittelmäßigen und nur ausnahmsweise auf reicheren
4	zwischen 3 und 5 stehend
5	mäßig stickstoffreiche Standorte anzeigend, auf armen und reichen seltener
6	zwischen 5 und 7 stehend
7	an stickstoffreichen Standorten häufiger als auf mittelmäßigen und nur ausnahmsweise auf ärmeren
8	ausgesprochener Stickstoffzeiger
9	an übermäßig stickstoffreichen Standorten konzentriert

Definitionen der Werte 1 - 9 für die ökologischen Zeigerwerte Lichtzahl und Stickstoffzahl nach Ellenberg (1991).

r.B. = relative Beleuchtungsstärke

Tabelle 2: Ökologische Zeigerwerte

Lichtzahl und Stickstoffzahl für alle aufgenommenen Arten

Nr.	Art	Lichtzahl	Stickstoffzahl	Nr.	Art	Lichtzahl	Stickstoffzahl
A1	<i>Achillea millefolium</i>	8	5	A22	<i>Galium aparine</i>	7	8
A2	<i>Agrimonia eupatoria</i>	7	4	A23	<i>Geranium pusillum</i>	7	7
A3	<i>Agrostis stolonifera</i>	8	5	A24	<i>Juglans regia</i>	6	7
A4	<i>Anthriscus caucalis</i>	8	6	A25	<i>Lamium hybridum</i>	NA	NA
A5	<i>Arrhenatherum elatius</i>	8	7	A26	<i>Ligustrum vulgare</i>	7	3
A6	<i>Bromus hordeaceus</i>	7	3	A27	<i>Lolium perenne</i>	8	7
A7	<i>Bromus sterilis</i>	7	5	A28	<i>Poa pratensis</i>	6	6
A8	<i>Carpinus betulus</i>	4	x	A29	<i>Poa trivialis</i>	NA	NA
A9	<i>Celastrus orbiculatus</i>	NA	NA	A30	<i>Prunus japonica</i>	NA	NA
A10	<i>Chaerophyllum aureum</i>	6	9	A31	<i>Prunus serotina</i>	6	?
A11	<i>Cirsium arvense</i>	8	7	A32	<i>Prunus spinosa</i>	7	x
A12	<i>Claytonia perfoliata</i>	6	7	A33	<i>Rhamnus saxatilis</i>	7	2
A13	<i>Clematis vitalba</i>	7	7	A34	<i>Rosa agrestis savi</i>	8	3
A14	<i>Convolvulus arvensis</i>	7	x	A35	<i>Rosa arvensis</i>	5	5
A15	<i>Cornus sericea</i>	NA	NA	A36	<i>Rumex obtusifolius</i>	7	9
A16	<i>Crataegus laevigata</i>	6	5	A37	<i>Torilis arvensis</i>	7	4
A17	<i>Crepis pulchra</i>	7	6	A38	<i>Urtica dioica</i>	x	8
A18	<i>Cynosurus cristatus</i>	8	4	A39	<i>Verbascum phlomoides</i>	8	6
A19	<i>Dactylis glomerata</i>	7	6	A40	<i>Veronica hederifolia</i>	6	7
A20	<i>Daucus carota</i>	8	4	A41	<i>Vicia sativa</i>	NA	NA
A21	<i>Festuca rubra</i>	NA	NA				

Für die Zeigerwerte Lichtzahl (L) und Stickstoffzahl (N) wurden die gewichteten Zeigerwerte X_L und X_N für alle Vegetationsaufnahmen (VAN 1-6 u. VAS 1-6) berechnet. Die Berechnung erfolgte nach folgender Formel (Landschaftsökologisch, 2020 a; Dierschke, 1994):

$$\text{Gewichteter Zeigerwert } X = \frac{\sum_{i=1}^n f_i * Z_i}{\sum_{i=1}^n f_i}$$

Z = Zeigerwert der i – ten Art in der Vegetationsaufnahme

f = Gewichtungsfaktor (Prozentwert dieser Art, dessen Berücksichtigung zu einer entsprechend starken oder schwachen Gewichtung des Zeigerwertes führt.

Dabei ist der Prozentwert des Gewichtungsfaktors f der Prozentwert der mittleren Deckung (Tabelle 3) dieser Art.

2.3.2 Datenauswertung

2.3.2.1 Artenzahl

Zur Prüfung statistischer Effekte der Artenzahl wurden die beiden AFS verglichen. Dabei fand der Vergleich zwischen den Gruppen VAN 1 – 6 und VAS 1 – 6 statt. Für den statistischen Vergleich wurde der Wilcoxon Rangsummentest mit Kontinuitätskorrektur durchgeführt. Das Signifikanzniveau betrug $\alpha = 0,05$.

2.3.2.2 Shannon-Wiener Index

Zur Prüfung statistischer Effekte des Shannon-Wiener Index wurden die beiden AFS sowie ihre Baumstreifen miteinander verglichen.

Für den Vergleich der beiden AFS wurde ein zweiseitiger T-Test für unabhängige Stichproben mit den Gruppen VAN 1-6 und VAS1-6 durchgeführt. Die Normalverteilungsannahme wurde mit dem Shapiro-Wilk-Test (Normalverteilung der Residuen) und die Varianzhomogenität mit dem F-Test geprüft. Das Signifikanzniveau betrug $\alpha = 0,05$.

Für den Vergleich der Baumstreifen wurde eine einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) durchgeführt. Die Normalverteilungsannahme wurde visuell, mit Hilfe eines Histogramms und eines QQ-Plots, beurteilt. Die Prüfung auf Varianzhomogenität erfolgte mit dem Levene's Test und wurde mit dem Median durchgeführt.

2.3.2.3 Jaccard Index

Die Auswertung des Jaccard Index erfolgte ausschließlich unter optischer Betrachtung des Dendrogramms und der prozentualen Ähnlichkeitsniveaus (Abbildung 6 und Tabelle 7).

2.3.2.4 Ökologische Zeigerwerte

Zur Prüfung statistischer Effekte der gewichteten Zeigerwerte X_L (gewichtete Lichtzahl) und X_N (gewichtete Stickstoffzahl) wurden die beiden AFS miteinander verglichen.

Für den Vergleich der beiden AFS wurde der Wilcoxon Rangsummentest mit Kontinuitätskorrektur durchgeführt. Dabei wurden die Gruppen VAN 1-6 x X_L / VAN 1-6 x X_N und VAS1-6 x X_L / VAS1-6 x X_N miteinander verglichen. Das Signifikanzniveau betrug $\alpha = 0,05$. Um eine mögliche Korrelation der gewichteten Licht- und Stickstoffzahlen zu prüfen, wurde der Spearman-Rangkorrelationskoeffizient für die Gruppen X_L und X_N berechnet. Die Signifikanz der Korrelation wurde mit dem Rang-Korrelations Test nach Spearman geprüft.

3. Ergebnisse

3.1 Diversität

Tabelle 3: Gesamte Artenliste

Mittlere Deckungsprozente der Arten und Artenzahl (n) der zwölf Vegetationsaufnahmen, der Baumstreifen und der AFS (Gesamt).

Label	VAN1	VAN3	VAN5	VAN2	VAN4	VAN6	VAS1	VAS3	VAS5	VAS2	VAS4	VAS6	
n (AFS)	28						19						
n (B)	19			14			16			14			
n (VA)	11	11	10	10	10	11	10	8	8	8	8	9	
Nr. Art													
A1	<i>Achillea millefolium</i>	2,5	2,5	2,5	15	0,2	0,2						
A2	<i>Agrimonia eupatoria</i>							0,1					
A3	<i>Agrostis stolonifera</i>							0,1	15	15	37,5	15	
A4	<i>Anthriscus caucalis</i>	2,5											
A5	<i>Arrhenatherum elatius</i>							15					
A6	<i>Bromus nordeaceus</i>			0,2									
A7	<i>Bromus sterilis</i>	15	15	15				2,5	15	15	0,2	15	
A8	<i>Carpinus betulus</i>				0,1								
A9	<i>Celastrus orbiculatus</i>	2,5											
A10	<i>Chaerophyllum aureum</i>			0,1									
A11	<i>Cirsium arvense</i>								2,5	0,2		0,2	
A12	<i>Claytonia perfoliata</i>			0,2									
A13	<i>Clematis vitalba</i>						15					0,1	
A14	<i>Convolvulus arvensis</i>						0,2		15			0,1	
A15	<i>Cornus sericea</i>											0,1	
A16	<i>Crataegus laevigata</i>				15	0,2	0,2						
A17	<i>Crepis pulchra</i>											0,1	
A18	<i>Cynosurus cristatus</i>		0,2										
A19	<i>Dactylis glomerata</i>	37,5	15	15	2,5	87,5	62,5	62,5	15		2,5	0,1	
A20	<i>Daucus carota</i>								0,1				
A21	<i>Festuca rubra</i>	15			2,5	62,5	62,5						
A22	<i>Galium aparine</i>				0,2	2,5	15	0,1	15	0,2	2,5	0,2	
A23	<i>Geranium pusillum</i>	15	0,2					15		0,2	37,5	0,2	
A24	<i>Juglans regia</i>										0,1		
A25	<i>Lamium hybridum</i>						0,1						
A26	<i>Ligustrum vulgare</i>	15											
A27	<i>Lolium perenne</i>									2,5			
A28	<i>Poa pratensis</i>	15	37,5	37,5									
A29	<i>Poa trivialis</i>		2,5	0,2									
A30	<i>Prunus japonica</i>						0,2						
A31	<i>Prunus serotina</i>				15	15	15						
A32	<i>Prunus spinosa</i>		0,2		2,5	15	37,5						
A33	<i>Rhamnus saxatilis</i>				62,5	15							
A34	<i>Rosa agrestis Savi</i>	2,5	2,5		15	0,2	0,2	0,1					
A35	<i>Rosa arvensis</i>		2,5										
A36	<i>Rumex obtusifolius</i>						0,2	0,1				15	
A37	<i>Torilis arvensis</i>						15	0,1	0,2		0,2		
A38	<i>Urtica dioica</i>				0,2			15			62,5	15	
A39	<i>Verbascum phlomoides</i>	0,1											
A40	<i>Veronica hederifolia</i>			0,1		0,1							
A41	<i>Vicia sativa</i>		0,1	0,1									
	Summe d. mittl. Deckung (%)	122,6	78,2	198,3	130,3	198,3	193,5	108,3	77,7	48,2	97,8	78,5	60,7

n= Artenzahl, AFS = Agroforstsystem, B = Baumstreifen, VA = Vegetationsaufnahme

Im AFS Nord waren insgesamt 28 und im AFS Süd 19 verschiedene Arten vorzufinden (Tabelle 3). Der Baumstreifen 1 (B1 = VAN 1,3,5) des AFS Nord beherbergte 19 und der Baumstreifen 2 (B2 = VAN 2,4,6) 14 verschiedene Arten. In den Baumstreifen des AFS Süd wurden 16 (B1 = VAS 1,3,5) und 14 (B2 = VAS2,4,6) verschiedene Arten aufgenommen. Wie in Abbildung 4 zu sehen ist, lagen die Artenzahlen der Vegetationsaufnahmen im AFS Nord stetig bei zehn oder elf Arten pro Aufnahme. Im AFS Süd zeigten die VA höhere Differenzen mit Artenzahlen zwischen acht und zehn. Der statistische Vergleich der Artenzahlen zwischen den Gruppen VAN 1 – 6 und VAS 1 – 6 zeigte einen signifikanten Unterschied der Mediane. Dabei war der Median der Gruppe VAN 1 – 6 (md = 10,5) mit einem p-Wert von 0,0074 signifikant höher, als der Median der Gruppe VAS 1 – 6 (md = 8). Die Effektstärke betrug $r = 0,797$.

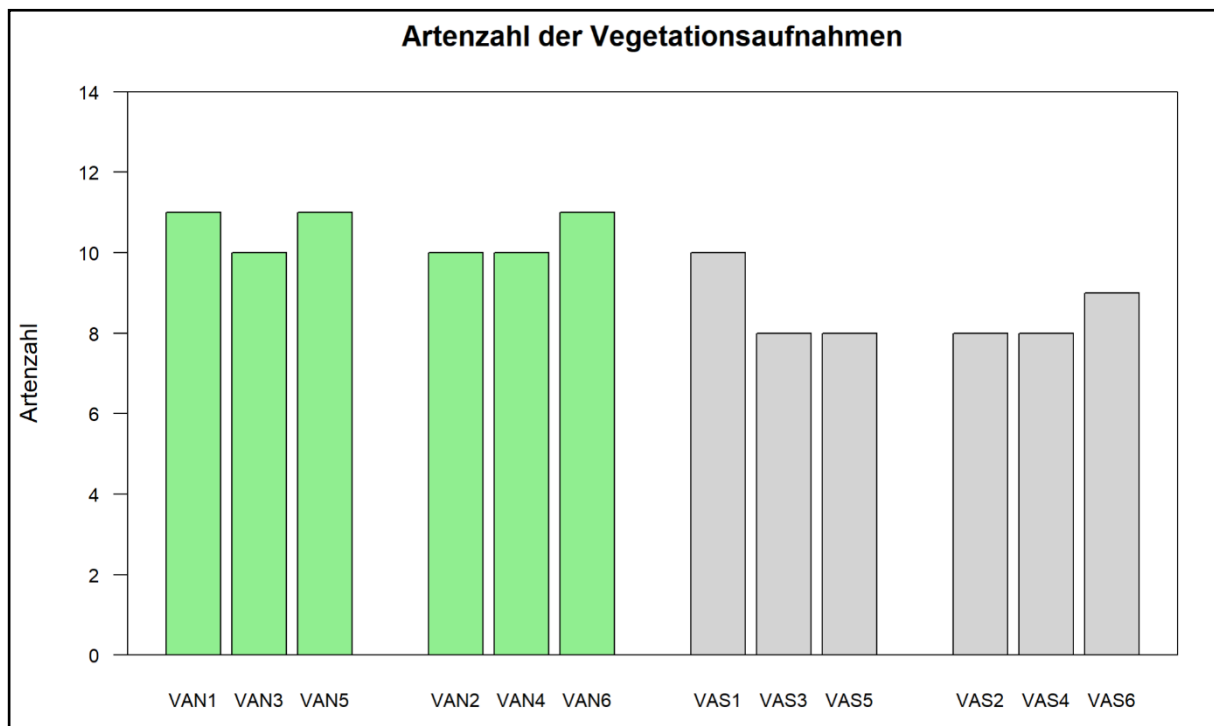


Abbildung 4: Säulendiagramm der Artenzahlen.

Links die Vegetationsaufnahmen im AF Nord – VAN (Grün) und rechts die Vegetationsaufnahmen im AF Süd – VAS (Grau). Die Aufnahmen 1,3,5 beider AF sind die Baumstreifen (B) 1. Die Aufnahmen 2,4,6 beider AF sind die Baumstreifen (B) 2.

Für das AFS Nord (Gesamt) wurde ein Shannon-Wiener Index (SWI) von $H' = 2,25$ und eine Evenness von $E = 0,68$ berechnet (Tabelle 4). Im AFS Süd (Gesamt) lag der SWI bei $H' = 2,21$ mit $E = 0,75$. Beide Baumstreifen des AFS Nord zeigten einen SWI von $H' = 1,87$. Dabei lag die Evenness von VAN B1 bei $E = 0,64$ und die von VAN B2 bei $E = 0,71$. Der SWI der Baumstreifen des AFS Süd lag bei $H' = 1,99$ (VASB1) mit $E = 0,72$ und $H' = 1,79$ (VASB2) mit $E = 0,68$. Der SWI der VA im AFS Nord (VAN1-6)

schwankte zwischen $H' = 1,97$ (max.) und $H' = 1,19$ (min.). Der Mittelwert der Evenness über die VAN1-6 betrug $E_{mean} = 0,65$. Im AFS Süd waren die Schwankungen des SWI geringer. Hier lag der Maximalwert bei $H' = 1,72$ und der Minimalwert ebenfalls bei $H' = 1,19$. Der Mittelwert der Evenness betrug $E_{mean} = 0,59$.

Tabelle 4: Artenzahl (n), Shannon-Wiener Index (H') und Evenness (E) für die zwölf Vegetationsaufnahmen, die vier Baumstreifen und die zwei AFS.

VA	n	H'	E		VA	n	H'	E
AFS Nord					AFS SÜD			
VAN1	11	1,97	0,82		VAS1	10	1,19	0,52
VAN2	10	1,59	0,69		VAS2	8	1,32	0,64
VAN3	11	1,48	0,62		VAS3	8	1,72	0,82
VAN4	10	1,39	0,61		VAS4	8	0,58	0,28
VAN5	10	1,19	0,52		VAS5	8	1,32	0,64
VAN6	11	1,48	0,62		VAS6	9	1,45	0,66
Mittelwert	10,5	1,52	0,65			8,5	1,26	0,59
VAN B1	19	1,87	0,64		VAS B1	16	1,99	0,72
VAN B2	14	1,87	0,71		VAS B2	14	1,79	0,68
NORD Ges.	28	2,25	0,68		SÜD Ges.	19	2,21	0,75

VA = Vegetationsaufnahme, B1/B2 = Baumstreifen 1 o. 2

Zur Prüfung statistischer Unterschiede des SWI wurden zuerst die beiden AFS (VAN/VAS 1 – 6) betrachtet (Abbildung 5 links). Dabei zeigte sich für das AFS Nord ein höherer Mittelwert des SWI ($H'_{mean} = 1,52$) als für das AFS Süd ($H'_{mean} = 1,26$). Der T-Test zeigte jedoch keinen signifikanten Unterschied der Mittelwerte an (p-Wert = 0,21). Der statistische Vergleich der Baumstreifen (Abbildung 5 rechts) zeigte keine signifikanten Unterschiede der Mittelwerte (p-Wert = 0,53).

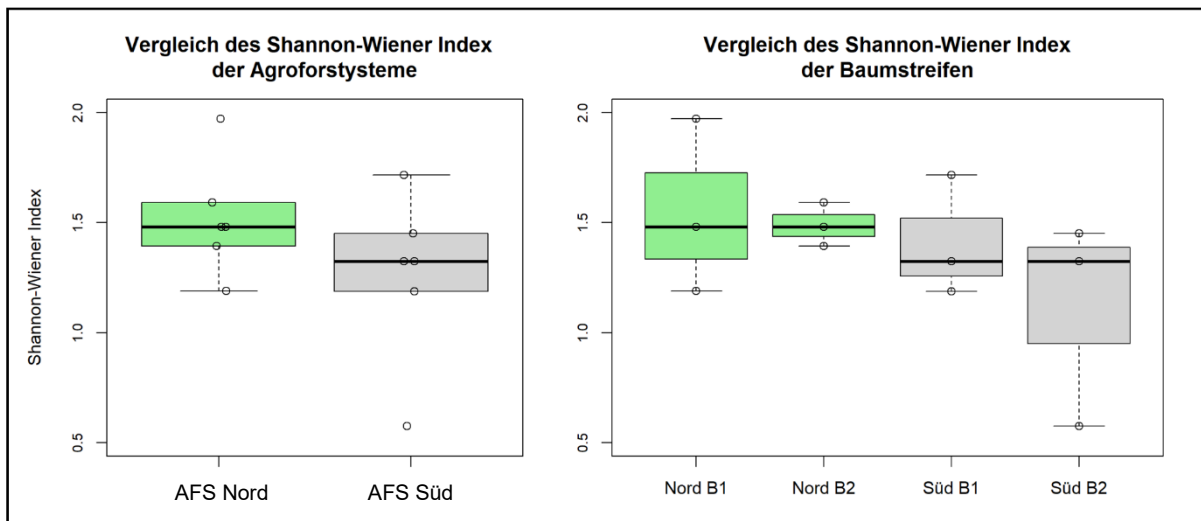


Abbildung 5: Vergleich des Shannon-Wiener Index.

Die linke Grafik zeigt die Boxplots des Shannon-Wiener Index für die Gruppen VAN 1-6 (grün, AFS Nord) und VAS1-6 (grau, AFS Süd). Die rechte zeigt die Baumstreifen der AFS mit den Gruppen VAN 1,3,5 (Nord B1) und VAN 2,4,6 (Nord B2) (links in Grün) sowie VAS 1,3,5 (Süd B1) und VAS 2,4,6 (Süd B2) (rechts in Grau). Jeder Punkt steht für einen Wert des Shannon-Wiener Index.

Das Dendrogramm (Abbildung 6 oben) zeigt auf der Y-Achse die Jaccard Unähnlichkeit ($1 - \text{Jaccard Index}$), also die Distanz D (Tabelle 6). Die Ähnlichkeitsbeziehungen der zwölf VA (VAS1–6 und VAN1–6) werden im Dendrogramm durch die verschiedenen Verschmelzungs- bzw. Trennungsniveaus ausgedrückt (Tresp, 2005). Dabei entspricht die Verschmelzung der Jaccard Unähnlichkeit (D) und die Trennung der Ähnlichkeit, also dem Jaccard Index PG_J . Ähnlichkeit sowie Unähnlichkeit können ebenso als Prozentwerte angegeben werden (Tresp, 2005). Der Prozentwert gibt die prozentuale (Un-)Ähnlichkeit von Artengemeinschaften an. Zur Vereinfachung wird im Folgenden lediglich Bezug auf die prozentuale Ähnlichkeit bzw. die Trennungsniveaus des Dendrogramms genommen (Tabelle 7). Das erste Trennungsniveau liegt bei einer Ähnlichkeit von $PG_J = 5,3 \%$ und spaltet die VA in zwei Gruppen: AFS Nord (VAN 1 – 6) und AFS Süd (VAS 1 – 6). Die nächste Trennung liegt bei $PG_J = 11,1 \%$ und gliedert das AFS Nord in die zwei Baumstreifen VANB1 und VANB2. Dabei bilden die Vegetationsaufnahmen VAN3 und VAN5 im VANB1 eine weitere Untergruppe und zeigen mit $PG_J = 40 \%$ eine höhere Ähnlichkeit untereinander, als zu der Vegetationsaufnahme VAN1 (Ähnlichkeit zu VAN3 u. 5: $PG_J = 23,5 \%$). In VANB2 findet eine weitere Untergliederung der VA erst bei $PG_J = 61,6 \%$ und spaltet VAN 6 von VAN 2 und 4 ab. Die Trennung dieser beiden VA erfolgt bei $PG_J = 81,8 \%$. Demnach weisen VAN 2 und 4 die höchste Ähnlichkeit unter den VA im AFS Nord auf. Im AFS Süd zeigt sich

insgesamt eine höhere Ähnlichkeit aller VA mit $PG_j = 23,1 \%$. Die nächste Trennung findet zwischen den Vegetationsaufnahmen VAS 4, 3, 1 und 6 und VAS 5 und 2 statt. Die Baumstreifen des AFS Süd lassen sich also nicht konkret differenzieren. Die Ähnlichkeit der Vegetationsaufnahmen VAS 4, 3, 1 und 6 beträgt $PG_j = 30,8 \%$ und die der VAS 5 und 2 $PG_j = 45,5 \%$. Weiter spalten sich die Vegetationsaufnahmen VAS 4, 3 und 1 bei $PG_j = 38,5 \%$ auf. Die Trennung der Vegetationsaufnahmen VAS 3 und 4 erfolgt bei $PG_j = 60 \%$. Damit sind VAS 3 und 4 im AFS Süd die VA mit der höchsten Ähnlichkeit. Alle Verschmelzungsniveaus (D) bzw. Trennungsniveaus (PG_j) sind in Tabelle 7 (S. 23) aufgeführt. Dabei sind die Verschmelzungsniveaus im Dendrogramm (Abbildung 6) von unten nach oben, die Trennungsniveaus von oben nach unten zu lesen.

Tabelle 5: Ähnlichkeitsmatrix

	VAS1	VAS2	VAS3	VAS4	VAS5	VAS6	VAN1	VAN2	VAN3	VAN4	VAN5	VAN6
VAS1	1											
VAS2	0,286	1										
VAS3	0,385	0,231	1									
VAS4	0,385	0,333	0,6	1								
VAS5	0,385	0,455	0,333	0,455	1							
VAS6	0,357	0,308	0,308	0,308	0,417	1						
VAN1	0,167	0,188	0,118	0,188	0,118	0,111	1					
VAN2	0,111	0,125	0,125	0,125	0,059	0,056	0,235	1				
VAN3	0,167	0,188	0,118	0,188	0,118	0,111	0,294	0,235	1			
VAN4	0,176	0,125	0,2	0,2	0,059	0,056	0,235	0,818	0,235	1		
VAN5	0,053	0,125	0,125	0,125	0,059	0,056	0,235	0,111	0,4	0,111	1	
VAN6	0,167	0,118	0,118	0,118	0,056	0,053	0,222	0,615	0,222	0,615	0,167	1

Tabelle 5: Halbmatrix der Ähnlichkeitswerte nach Jaccard (PG_j) der zwölf Vegetationsaufnahmen VAS 1 – 6 und VAN 1 – 6. Die hinterlegten Werte kennzeichnen die floristischen Ähnlichkeiten der VA.

Tabelle 6: Distanzmatrix

	VAS1	VAS2	VAS3	VAS4	VAS5	VAS6	VAN1	VAN2	VAN3	VAN4	VAN5	VAN6
VAS1	0											
VAS2	0,714	0										
VAS3	0,615	0,769	0									
VAS4	0,615	0,667	0,4	0								
VAS5	0,615	0,545	0,667	0,545	0							
VAS6	0,643	0,692	0,692	0,692	0,583	0						
VAN1	0,833	0,813	0,882	0,813	0,882	0,889	0					
VAN2	0,889	0,875	0,875	0,875	0,941	0,944	0,765	0				
VAN3	0,833	0,813	0,882	0,813	0,882	0,889	0,706	0,765	0			
VAN4	0,824	0,875	0,8	0,8	0,941	0,944	0,765	0,182	0,765	0		
VAN5	0,947	0,875	0,875	0,875	0,941	0,944	0,765	0,889	0,6	0,889	0	
VAN6	0,833	0,882	0,882	0,882	0,944	0,947	0,778	0,385	0,778	0,385	0,833	0

Tabelle 6: Halbmatrix der Jaccard Unähnlichkeit der zwölf Vegetationsaufnahmen VAS 1 – 6 und VAN 1 – 6. Die hinterlegten Werte kennzeichnen die floristische Unähnlichkeit der VA.

Abbildung 6: Dendrogramm - Grafische Darstellung der Complete linkage-Clusteranalyse mit sortierter Präsenz-/Absenz Tabelle.

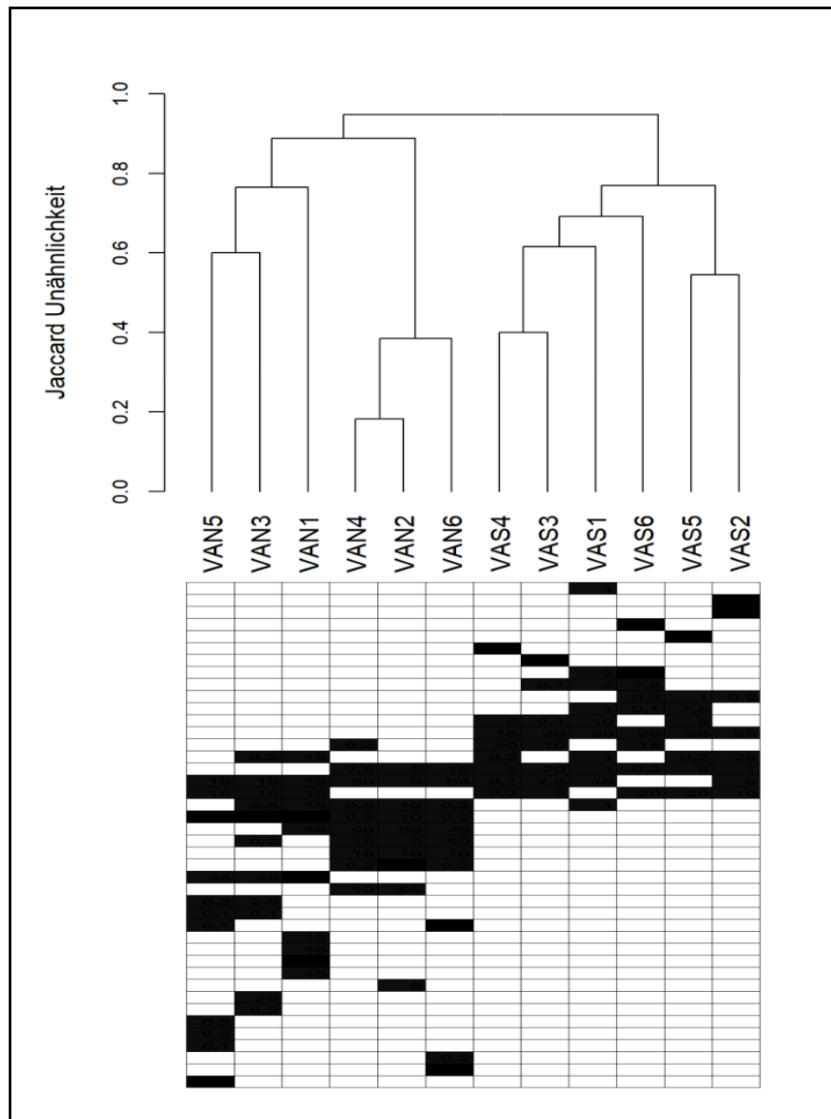


Abbildung 6: Dendrogramm.

Nach Zeilen (Tab. 1, A1–A41, nicht gezeigt) und Spalten (gezeigt) mit Hilfe der Jaccard-Unähnlichkeit (D) und der Complete linkage-Clusteranalyse sortierte Tabelle. Ein schwarz ausgefülltes Feld steht für die Präsenz (Vorkommen) einer Art. Ein leeres Feld steht für die Absenz (Nicht-Vorkommen) einer Art.

Tabelle 7: Verschmelzungs- und Trennungsniveaus der VA im Dendrogramm.

D	0,947	0,889	0,769	0,765	0,692	0,615	0,6	0,545	0,4	0,384	0,182
PG_j	0,053	0,111	0,231	0,235	0,308	0,385	0,4	0,455	0,6	0,616	0,818

D = Distanz ($1 - \text{Jaccard Index}$), PG_j = Jaccard Index (Ähnlichkeit)

In der sortierten Präsenz-/Absenz Tabelle (Abbildung 6 unten) lässt sich eine klare Gruppenstruktur erkennen, welche die Artengemeinschaften der beiden AFS voneinander abgrenzt. In der sortierten Artenliste (Tabelle 8) ist folglich zu erkennen, welche

Arten in Beiden oder nur in einem der beiden AFS vorkommen. Die in beiden AFS vorkommenden Arten sind *Dactylis glomerata* (10x über alle VA hinweg), *Galium aparine* (9x), *Bromus sterilis* (8x), *Geranium pusillum* (6x), *Rosa agrestis Savi* (6x) und *Urtica dioica* (4x). Alle anderen Arten kommen nur im AFS Nord oder AFS Süd vor.

Tabelle 8: Sortierte Artenliste (A1 – A41)

Nr.	Art	VAN5	VAN3	VAN1	VAN4	VAN2	VAN6	VAS4	VAS3	VAS1	VAS6	VAS5	VAS2	Stetigkeit	Zeigerwerte	
															L	N
A2	<i>Agrimonia eupatoria</i>									0,1				1	7	4
A24	<i>Juglans regia</i>												0,1	1	NA	7
A27	<i>Lolium perenne</i>												2,5	1	6	7
A15	<i>Cornus sericea</i>											0,1		1	NA	NA
A20	<i>Daucus carota</i>											0,1		1	8	4
A17	<i>Crepis pulchra</i>					0,1								1	7	6
A5	<i>Arrenatherum elatius</i>							15						1	8	7
A13	<i>Clematis vitalba</i>									15	0,1			2	7	7
A36	<i>Rumex obtusifolius</i>								0,1	0,2	15			3	7	9
A11	<i>Cirsium arvense</i>										0,2	2,5	0,2	3	8	7
A14	<i>Convolvulus arvensis</i>									0,2	0,1	15		3	7	x
A37	<i>Torilis arvensis</i>							0,2	0,1	15		0,2		4	7	4
A3	<i>Agrostis stolonifera</i>							15	15	0,1	15	15	37,5	6	8	5
A38	<i>Urtica dioica</i>				0,2			62,5	15		15			4	x	8
A23	<i>Geranium pusillum</i>		0,2	15				0,2		15		0,2	37,5	6	7	7
A22	<i>Galium aparine</i>				2,5	0,2	15	0,2	15	0,1	0,2	0,2	2,5	9	7	8
A19	<i>Dactylis glomerata</i>	15	15	37,5	87,5	2,5	62,5	0,1	15	62,5			2,5	10	7	6
A7	<i>Bromus sterilis</i>	15	15	15				0,2	2,5		15	15	15	8	7	5
A34	<i>Rosa agrestis Savi</i>		2,5	2,5	0,2	15	0,2			0,1				6	8	3
A1	<i>Achillea millefolium</i>	2,5	2,5	2,5	0,2	15	0,2							6	8	5
A21	<i>Festuca rubra</i>			15	62,5	2,5	62,5							4	NA	NA
A32	<i>Prunus spinosa</i>		0,2		15	2,5	37,5							4	7	x
A31	<i>Prunus serotina</i>				15	15	15							3	6	?
A16	<i>Crataegus laevigata</i>				0,2	15	0,2							3	6	5
A28	<i>Poa pratensis</i>	37,5	37,5	15										3	6	6
A33	<i>Rhamnus saxatilis</i>				15	62,5								2	7	2
A29	<i>Poa trivialis</i>	0,2	2,5											2	NA	NA
A41	<i>Vicia sativa</i>	0,1	0,1											2	NA	NA
A40	<i>Veronica hederifolia</i>	0,1					0,1							2	6	7
A4	<i>Anthriscus caucalis</i>			2,5										1	8	6
A9	<i>Celastrus orbiculatus</i>			2,5										1	NA	NA
A26	<i>Ligustrum vulgare</i>			15										1	7	3
A39	<i>Verbascum phlomoides</i>			0,1										1	8	6
A8	<i>Carpinus betulus</i>					0,1								1	4	x
A35	<i>Rosa arvensis</i>		2,5											1	5	5
A18	<i>Cynosurus cristatus</i>		0,2											1	8	4
A6	<i>Bromus nordeaceus</i>	0,2												1	7	3
A12	<i>Claytonia perfoliata</i>	0,2												1	6	7
A10	<i>Chaerophyllum aureum</i>	0,1												1	6	9
A30	<i>Prunus japonica</i>					0,2								1	NA	NA
A25	<i>Lamium hybridum</i>					0,1								1	NA	NA

Tabelle 8: Die Tabelle zeigt die aus dem Dendrogramm hervorgehende Gruppenstruktur der VA (horizontal), die Gruppierung der Arten nach ihrer absoluten Stetigkeit (vertikal) sowie die ökologischen Zeigerwerte Lichtzahl und Stickstoffzahl nach Ellenberg (2001) der Arten. Dabei wurden die **in allen VA** vorkommenden Arten **mittig**, die **nur im AF Nord** vorkommenden Arten **unterhalb** und die **nur im AF Süd** vorkommenden Arten **oberhalb** eingetragen.

3.4 Ökologische Zeigerwerte

Die gewichteten Lichtzahlen (X_L) der VA im AFS Nord lagen in einem Bereich von 6,5 bis 7 mit einem Mittelwert von 6,78 und einem Median von 6,89 (Tabelle 9). Die gewichteten Stickstoffzahlen (X_N) lagen in einem Bereich von 3,1 bis 6,4 mit einem Mittelwert von 5,29 und einem Median von 5,55. Im AFS Süd zeigten sich höhere Werte von X_L und X_N . Die Mittelwerte lagen bei 7,32 (X_L) und 6,16 (X_N) die Mediane bei 6,16 (X_L) und 6 (X_N). Die Werte der VA für X_L und X_N aus Tabelle 2 sind als Punkte in den Boxplots (Abbildung 7) eingetragen. Der statistische Vergleich der Mediane zeigte für X_L einen signifikanten Unterschied mit einem p-Wert von 0,0049. Für die Stickstoffzahl war kein signifikanter Unterschied festzustellen (p-Wert = 0,172). Die gewichteten Licht- und Stickstoffzahlen korrelierten nicht miteinander.

Tabelle 9: Gewichtete Lichtzahlen (X_L) und Stickstoffzahlen (X_N) der zwölf VA.

AF Nord	X_L	X_N	AF Süd	X_L	X_N
VAN1	6,9	5,5	VAS1	7	6
VAN2	7	3,1	VAS2	7	6
VAN3	6,5	5,6	VAS3	7,3	5,7
VAN4	6,9	5,5	VAS4	7,9	7,4
VAN5	6,5	5,7	VAS5	7,4	5,2
VAN6	6,9	6,4	VAS6	7,3	6,8
M	6,78	5,29		7,32	6,16
Md	6,89	5,55		7,31	6

L = gewichtete Lichtzahl
 N = gewichtete Stickstoffzahl
 M = Mittelwert
 Md = Median

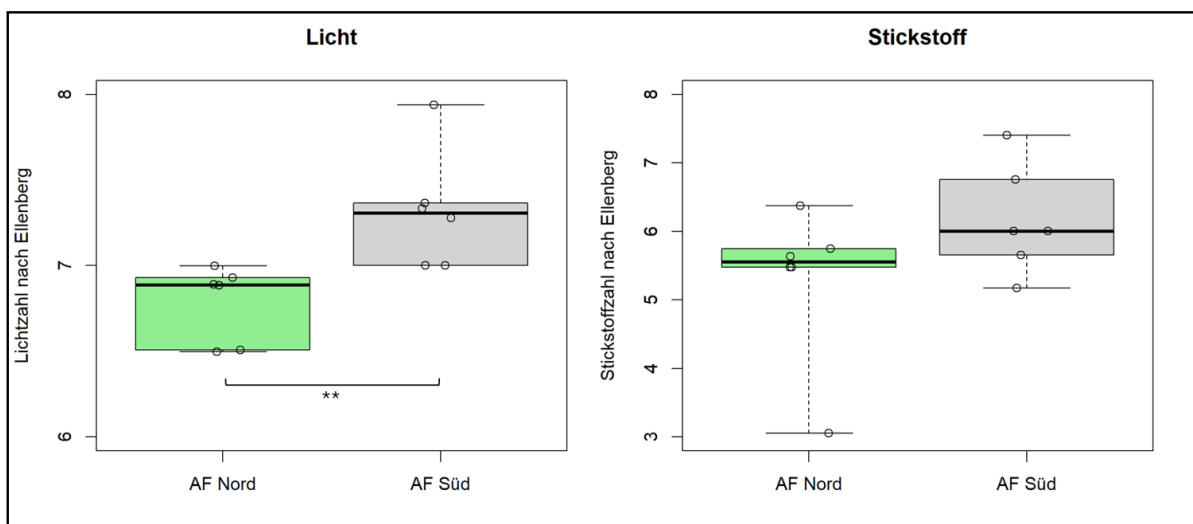


Abbildung 7: Boxplots der gewichteten Licht- und Stickstoffzahlen der AFS.

Die Klammer in der Grafik „Licht“ (links) zeigt den signifikanten Unterschied (**) der Lichtzahlen der beiden AFS. Die Punkte zeigen die gewichteten Licht- und Stickstoffzahlen der VA aus Tabelle 6.

4. Diskussion und Schlussfolgerung

Frühere Studien zeigten bereits, dass abwechslungsreiche und komplexe Vegetationsstrukturen mit einer höheren Pflanzendiversität korrelieren, da sich in strukturreichen Lebensräumen eine Vielzahl verschiedener Mikrohabitate ausbilden können (Roschewitz et al., 2005). Zudem reduziert ein dichter Bewuchs innerhalb der Baumstreifen Störungsereignisse, wie Wind- und Wassererosion, und fördert die Stabilität abiotischer Wachstumsfaktoren (Brandle et al., 2004; Jacobs et al., 2022). Ebenso zeigen extensive und ökologische Bewirtschaftungsmethoden einen positiven Einfluss auf die Artendiversität der segetalen Flora (Rotchés-Ribalta et al., 2015). Die höhere Strukturvielfalt innerhalb der Baumstreifen und die extensive Bewirtschaftung des AFS Nord bieten demnach eine Erklärung für die signifikant höheren Artenzahlen der VA und die insgesamt höhere Artenzahl ($n = 28$) des AFS Nord im Vergleich zum AFS Süd ($n = 19$). Ebenso deutet dies auf eine höhere Diversität der Segetalflora im AFS Nord hin.

Der Vergleich des Shannon-Wiener Index (SWI) zwischen den Gruppen VAN1-6 ($H'_{mean} = 1,52$) und VAS 1-6 ($H'_{mean} = 1,26$) (Tabelle 4) zeigte trotz der signifikanten Unterschiede der Artenzahlen keinen signifikanten Unterschied. Allgemein liegen die Werte des SWI (H') meist zwischen $H' = 0$ und $H' = 4$, während höhere Werte eine höhere Diversität angeben (Omayio et al., 2019). In anderen Untersuchungen wurden Werte von $H' < 1$ als niedrig und $H' > 2$ als hoch bewertet (LandschaftsökoLogisch, 2020b). Nach dieser Einordnung lässt sich sowohl das AFS Nord Gesamt ($H' = 2,25$) als auch das AFS Süd Gesamt ($H' = 2,21$) als hoch einstufen. Unter Betrachtung der Mittelwerte der Gruppen VAN 1 – 6 und VAS 1 – 6 ist die Diversität der AFS als mittelmäßig einzustufen. Da in anderen Studien ebenfalls Aufnahmeparzellen ausgewertet wurden (Kuhn et al., 2021; Sawicka et al., 2020; Cosmulescu et al., 2025), sind die Mittelwerte (H'_{mean}) der Gruppen VAN/VAS 1 – 6 für den Vergleich mit anderen Studien vorrangig zu betrachten. Studien vergleichbarer Untersuchungen der segetalen Flora von Alley Cropping Systemen in klimatisch gemäßigten Regionen gäbe es laut Boinot et al. (2019) allerdings kaum. Die meisten Studien vegetationsökologischer Analysen von AFS, einschließlich des SWI, beschränken sich auf (sub-)tropische Gebiete und lassen deshalb keine sinnvollen Vergleiche zu. Allerdings wurden in gemäßigten Zonen Europas Vegetationsanalysen in anderen landwirtschaftlichen oder landwirtschaftlich beeinflussten Ökosystemen durchgeführt, die Anhaltspunkte für die Interpretation und die Einordnung des SWI geben. Die Studie von Kuhn et al. (2021) untersuchte extensive Grünlandstandorte unterschiedlichen Managements und zeigte für diese

sehr hohe Werte von $H' = 2,8$ bis $H' = 3,2$. Dem hingegen untersuchten Sawicka et al. (2020) konventionell bewirtschaftete Weizenfelder (Winterweizen (WW), Sommerweizen (SW) und Sommertriticale (ST)), die eine deutlich geringere und insgesamt niedrige bis sehr niedrige Diversität aufwiesen ($H'_{mean} = 0,45$ (WW), $0,58$ (SW) und $0,84$ (ST)). Weiterführend untersuchten Cosmulescu et al. (2025) grasbewachsene Streifen konventionell bewirtschafteter Obstbauplantagen. Unter den Apfel-, Pflaumen und Kirschbäumen lag die Diversität der Streifen zwischen $H' = 0,75$ und $0,97$. Vegetationsanalysen in naturnahen „Illyrische Buchenwäldern“ (NATURA2000 Habitat Typ) zeigten Werte zwischen $H' = 2,31$ und $2,53$ (Kutnar et al., 2015). Die zwei in dieser Arbeit untersuchten AFS weisen zwar eine deutlich geringere Diversität (H'_{mean}) als natürliche Wälder oder naturnahe Grünlandstandorte auf, bilden dabei aber auch landwirtschaftlich deutlich produktivere Systeme und zeigen im Vergleich zu konventionellen Reinkulturen eine höhere Diversität. Zusätzlich verdeutlichte die Studie von Travlos et al. (2018) den negativen Einfluss von intensivem Management (Bodenbearbeitung und Düngung) auf Artenreichtum und Diversität. Unter Betrachtung der Artenzahlen und des SWI lässt sich diese Beobachtung auch auf das AFS Nord und das AFS Süd beziehen.

Bei der Betrachtung des SWI ist zu vermerken, dass dieser nicht nur die Präsenz einer Art sondern vor allem ihre relative Abundanz berücksichtigt. Demnach beurteilt dieser die Gleichmäßigkeit (oder Evenness (E)) zwischen den Mengenanteilen der Arten (Trempe, 2005). Beispielsweise zeigt die mittlere Evenness (E_{mean}) des AFS Nord (VAN 1 – 6: $E_{mean} = 0,65$) und des AFS Süd (VAS 1 – 6: $E_{mean} = 0,59$) lediglich einen geringfügigen Unterschied. Folglich dominieren einzelne Arten, sowohl im AFS Nord als auch im AFS Süd, während die übrigen Arten in den VA nur mit geringeren Deckungsprozenten auftreten. Im AFS Süd ist dieses Ungleichgewicht dennoch höher als im AFS Nord (Tabelle 3). So finden sich im AFS Nord in den Aufnahmen VAN4 und VAN6 die Arten *Dactylis glomerata* und *Festuca rubra* mit mittleren Deckungsprozenten von $87,5\%$ und $62,5\%$ (VAN4) sowie je $62,5\%$ (VAN6). Zudem ist in VAN6 *Prunus spinosa* mit $37,5\%$ mittlerer Deckung vorzufinden. In den Aufnahmen VAN1, 2, und 4 finden sich je drei bis fünf Arten mit einer mittleren Deckung von 15% . Dies trifft zwar auch auf die Aufnahmen VAS1, 3, 5 und 6 zu, allerdings finden sich hier in den VA nur vereinzelt Arten mit einer mittlerer Deckung $\geq 62,5\%$. In VAS2 sind *Agrostis stolonifera* und *Geranium pusillum* mit je $37,5\%$ vertreten. Dies erklärt den Unterschied des SWI

der beiden AFS bzw. der Gruppen VAN 1 – 6 und VAS 1 – 6, da die Evenness aus dem SWI hervorgeht und eine starke Korrelation mit diesem aufweist.

Allgemein sollte statistischen Tests bei vegetationsökologischen Untersuchungen keine übermäßige Bedeutung zugeschrieben werden, da keine Aussage über die ökologische Relevanz der Ergebnisse getroffen wird (Trempe, 2005) und die Interpretation der Ergebnisse stark vom Kontext der Untersuchung und des betrachteten Ökosystems abhängt (Omayio et al., 2019). Omayio et al. (2019) zeigten, dass der SWI irreführende Ergebnisse liefern kann. Die Studie paarte den SWI mit einem umfassenden Klassifikationssystem „prozentualer Umweltgesundheit und Biodiversitätsniveaus“ (Environmental Wellness and Biodiversity levels Percentage (EWBLP)) von 0 – 100% (100% = maximale Umweltgesundheit und Biodiversität). Dabei wurde für eine Kontrollgruppe mit EWBLP = 76,89% (hohe Umweltgesundheit) ein SWI von $H' = 1,32$ berechnet. Die Untersuchungen von zwei weiteren Standorten mit geringer Umweltgesundheit zeigten Werte des SWI von $H' = 0,5875$ und $H' = 1,6094$. Auch bei der Betrachtung der Artenzahlen und des SWI der AFS insgesamt (Tabelle 3 und 4) wird deutlich, dass der SWI nur eine begrenzte Aussagekraft hat und keine qualitativen Aussagen treffen kann. Hier liefert dieser einen nahezu gleichen Wert, während im AFS Nord insgesamt 28 und im AFS Süd lediglich 19 verschiedene Arten auftreten. Würde der SWI alleinstehend betrachtet werden, könnte die Diversität beider AFS als gleichwertig eingestuft werden. Dennoch könnten im AFS Nord bspw. sehr seltene Arten hoher ökologischer Wertigkeit vorkommen, die aber nur mit geringen Deckungsprozenten auftreten. Das macht deutlich, wie wichtig eine ganzheitliche Betrachtung bei der Analyse vegetationsökologischer Daten ist.

Bei der Berechnung des Jaccard-Index war aufgrund der großen Unterschiede in Bewirtschaftung und Vegetationsstruktur innerhalb der Baumstreifen eine geringe Ähnlichkeit bzw. eine Trennung der VA in AFS Nord und AFS Süd zu erwarten. Wie bereits beschrieben, zeigen ökologische Bewirtschaftungsmethoden einen positiven Einfluss auf die Artendiversität der segetalen Flora (Rotchés-Ribalta et al., 2015), während intensive konventionelle Methoden einen negativ Einfluss ausüben (FiBL, 2022). Allgemein zeigte sich zwischen den AFS ein sehr starke Differenz im Bewuchs der Baumstreifen. Im AFS Süd zeigte sich durch den weiten Abstand der Gehölze und dem lückigen Vegetationsbestand innerhalb der Baumstreifen eine deutlich höhere Lichtexposition des Unterbodens als innerhalb der Baumstreifen des AFS Nord. Diese Beobachtung bestätigt sich unter Betrachtung der gewichteten Lichtzahlen (X_L) (Tabelle

9 und Abbildung 7). So zeigten die VA des AFS Süd signifikant höhere gewichteten Lichtzahlen (X_L) als die des AFS Nord. Da die Lichtintensität die Zusammensetzung von Vegetationsgemeinschaften stark beeinflusst (Shen et al., 2020), ist der signifikante Unterschied von X_L mit hoher Wahrscheinlichkeit zurückzuführen auf die Unterschiede der Vegetationsstruktur und der daraus resultierenden Lichtexposition des Unterbodens innerhalb der Baumstreifen. Frühere Studien zeigten bereits signifikante Effekte der Lichtintensität auf die Beta Diversität von Vegetationsgemeinschaften (Ma et al., 2018). Bei den nicht signifikanten Unterschieden der Stickstoffzahlen ist zu berücksichtigen, dass es sich bei beiden AFS um landwirtschaftliche Produktionssysteme mit regelmäßiger Düngung handelt. Dennoch zeigen sich unter der extensiveren ökologischen Bewirtschaftung geringere Werte der gewichteten Stickstoffzahlen (Abbildung 7).

Im AFS Nord war eine deutliche Untergliederung der Baumstreifen, ebenfalls auf Grund der unterschiedlichen Vegetationsstrukturen, zu erwarten. Da die Strauchschicht im VANB1 von *Crataegus laevigata* dominiert wurde, bestand die Begleitvegetation ausschließlich aus Ackerwildkräutern. Dementgegen fanden sich im VANB2 neben den Gehölzen auch viele niedrig- bis mittelwüchsige Sträucher, wie *Prunus spinosa*, *Rhamnus saxatilis* oder *Rosa agrestis Savi*. Da die hochstämmigen Bäume eine geringe Lichtkonkurrenz mit den Arten der Strauchschicht aufwiesen, konnten sich diese im VANB2 gut entwickeln konnten. In VANB1 zeigten VAN 3 und 5 eine höhere Ähnlichkeit untereinander, als zu VAN1. So zeigten auch die gewichteten Lichtzahlen (X_L) (Tabelle 9 und Abbildung 7) für VAN 3 und 5 niedrigere Werte, als für VAN1. In VANB1 sorgte der dichte Bewuchs mit *Crataegus laevigata* besonders auf der Ostseite für eine starke Beschattung des Unterbodens. Allerdings lag VAN1 am südlichen Ende des Baumstreifens, wo Dauer und Intensität des Lichteinfalles höher sind als im Rest des Baumstreifens. Da andere Wachstumsfaktoren, wie Temperatur und Feuchtigkeit, oftmals mit dem Lichteinfall korrelieren und dieser deshalb als isolierter Faktor für mikroklimatische Veränderungen betrachtet werden kann (Barbier et al., 2008), erklärt der Faktor Licht die Unähnlichkeit der Artenzusammensetzung von VAN 3 und 5 zu VAN1 am wahrscheinlichsten. Insgesamt zeigten VAN 3 und 5 die niedrigsten gewichteten Lichtzahlen der VA des AFS Nord. Im VANB2 sorgten die hochwüchsigen Stämme und der lichtere Wuchs der Strauchschicht für eine höhere Lichtintensität im Baumstreifen. Auch in der Artenzusammensetzung von VAN 6 im VANB2 gab es Unterschiede zu den anderen beiden VA des Baumstreifens. Im Vergleich zu VAN 2 und 4 fällt in VAN

6 eine höherer Deckungswert von *Prunus spinosa* (37,5% mittlere Deckung) in der Artenliste auf. Dies lässt auf einen dichteren Bewuchs der Strauchschicht schließen. Diese Beobachtung ist deckungsgleich mit den Beobachtungen während der Vegetationsaufnahme. Während VAN 2 und 4 sowie VAN 3 und 5 jeweils in der Mitte (Nord – Süd) der Baumstreifen lagen, befand sich VAN 1 direkt und VAN 6 sehr nah an einem Ende der Baumstreifen. Im Gegensatz zu VAN 1 lag VAN 6 am nördlichen Ende des Baumstreifens. Demnach besteht die Möglichkeit, dass sich die Vegetationszusammensetzung (VZ) der Randbereiche in strukturreichen Baumstreifen allgemein von der VZ der mittig gelegenen Bereiche unterscheidet.

Die Ergebnisse der ökologischen Zeigerwerte nach Ellenberg (ZWE) geben Aufschluss über die abiotischen Standortansprüche der Artengemeinschaften in den beiden AFS (Di Biase, 2023). Das AFS Nord beherbergt demnach mehr schattentolerante und weniger nährstoffbedürftige Arten. Im AFS Süd hingegen finden sich mehr lichtbedürftige und nährstoffanspruchsvolle Arten. Diese Einordnung der Pflanzengemeinschaften bezüglich ihrer abiotischen Standortansprüche lässt Schlussfolgerungen über das ökologische Verhalten und die funktionellen Eigenschaften der Artengemeinschaften zu (Franzaring et al., 2007). Dabei zeigte Ling (2003), dass Arten mit hohen Stickstoffzahlen eine höhere Konkurrenzfähigkeit aufwiesen und Arten mit hohen Lichtzahlen eine geringe Stress Toleranz gegenüber Störungen zeigten. Die hohen Lichtzahlen im AFS Süd lassen also auf eine geringe Stress Toleranz der dort vorkommenden Arten schließen, während die Stickstoffzahlen eine hohe Konkurrenzfähigkeit dieser nahe legen. Nach Grime (2002) lassen sich Arten dieser Eigenschaften zu den Konkurrenz-Strategen zuordnen. Diese Arten kommen typischerweise an ressourcenreichen Standorten vor und können Stressoren, wie etwa Licht- und Nährstoffmangel, nur schlecht entgegentreten. Dazu gehören z.B. *Arrhenatherum elatius* und *Urtica dioica*, die auch im AFS Süd vorzufinden waren. Die niedrigeren Licht- und Stickstoffzahlen im AFS Nord lassen gegenteiliges vermuten. Die im AFS Nord vorkommenden Arten weisen demnach eine höhere Stress Toleranz und eine geringere Konkurrenzfähigkeit auf. Arten dieser Eigenschaften sind an dauerhaft ungünstige Umweltbedingungen, wie etwa Licht- oder Nährstoffmangel, angepasst und lassen sich nach Grime (2002) den Stress-Strategen zuordnen. Auch wenn diese Einordnung nicht direkt auf die im AFS Nord vorkommenden Arten zutrifft (Pierce, 2017), legen Elmendorf und Moore (2007) nahe, dass die Abnahme der Konkurrenz in Artengemeinschaften mit einer geringeren Nährstoffverfügbarkeit einhergeht. Außerdem ist anhand der geringeren Lichtzahlen im AFS Nord davon auszugehen, dass dort mehr schattentolerante

und demnach weniger konkurrenzstarke Arten vorkommen. Da Konkurrenz als wichtiger strukturierender Faktor in Pflanzengemeinschaften anerkannt wird (Bengtsson, 1994) und deren Abnahme in einem positiven Zusammenhang mit der Diversität von Artengemeinschaften steht (Whittaker, 1965), ist davon auszugehen, dass Artengemeinschaften geringerer Konkurrenz eine höhere Diversität aufweisen. Unter Berücksichtigung der Annahme, dass die Konkurrenz von Artengemeinschaften produktiver Systeme allgemein höher ist (Grime, 1979), lässt sich schlussfolgern, dass extensive ökologisch bewirtschaftete Agrarökosysteme ein höheres Potenzial bieten Pflanzengemeinschaften höherer Diversität hervorzubringen als intensiv bewirtschaftete Systeme.

Besonders im Hinblick auf den globalen Klimawandel wird die Förderung und der Erhalt der Biodiversität zunehmend wichtiger. Dies gilt sowohl für natürliche und naturnahe Ökosysteme als auch für Agrarlandschaften. In diesem Zusammenhang bietet vor allem die Erhöhung der Pflanzendiversität in landwirtschaftlichen Systemen ein großes Potential. Scherber et al. (2010) zeigten in ihrer Studie sogenannte „Bottom-up“ Effekte, also den positiven Einfluss einer höheren Pflanzendiversität auf die Diversität trophischer Beziehungen sowie auf die gesamte Biodiversität von Ökosystemen. Ebenso wiesen Isbell et al. (2017) in ihrer Studie auf die Vorteile einer höheren Pflanzendiversität für eine nachhaltige und langfristig wirtschaftliche Landwirtschaft hin. Sie zeigten, dass eine höhere Pflanzendiversität sowie eine höhere Strukturvielfalt landwirtschaftlicher Flächen eine Ergänzung, teilweise sogar einen Ersatz, für Düngemittel, Pestizide oder Bewässerung bieten können. Dabei nannten Sie explizit die Agroforstwirtschaft als wirksame Maßnahme. Weiterführend konnte bereits gezeigt werden (Vasiliev, 2020), dass biodiverse Ökosysteme eine höhere ökologische Resilienz aufweisen.

5 Methodenkritik

5.1 Vegetationsaufnahmen

Laut Tresp (2005) sei die Aufnahmemethode nach Braun-Blanquet leicht erlernbar und zeige auch bei mehreren Bearbeitern konsistente Ergebnisse in kurzer Zeit. Der Rückblick auf die praktische Durchführung bestätigt dies durchaus, zeigte allerdings auch eine gewisse Anfälligkeit der Präzision bei den Schätzungen auf. Aufgrund der mangelnden Erfahrung der BearbeiterInnen kam es bei der Arbeit mit dieser Methode zu unterschiedlichen Einstufungen der Deckungsgrade. Diese wurden teils nur nach der Skala „Artmächtigkeit“ (Abbildung 3), aber nicht nach den konkreten Deckungsprozenten eingestuft. Dies führte zu einer gewissen Unschärfe in der Einstufung der Deckungsgrade. Um genauere Ergebnisse des Shannon-Wiener Index und der ökologischen Zeigerwerte zu erzielen, ist die direkte Einstufung in Deckungsprozente sowie die Auswertung dieser ohne Transformation zu empfehlen. Außerdem kam es durch die geringe Erfahrung der BearbeiterInnen zu möglichen Fehlbestimmungen von Arten. Die Korrektheit der Artenbestimmungen von *Rosa agrestis* Savi, *Celastrus orbiculatus* und *Prunus japonica* wurden während der Datenauswertung angezweifelt. Da keine Bilder der bestimmten Arten gespeichert wurden, war eine Rückverfolgung und Überprüfung der Bestimmungen nicht möglich. Um die Genauigkeit von Vegetationsaufnahmen zu erhöhen und die korrekte Bestimmung von Arten zu gewährleisten, ist die Sicherung von Bildmaterial bis zum Ende der Auswertung zu empfehlen. Bei großer Unsicherheit während der Bestimmungen empfiehlt sich außerdem auch die Sicherung von Pflanzenmaterial, um dieses nachträglich von fachkundigen Personen oder mit entsprechender Fachliteratur zu prüfen.

5.2 Biodiversitätsindices

Da der SWI die Artenzahl und die Evenness der Arten in einer Vegetationsaufnahme berücksichtigt und somit lediglich ein Maß für die Ausgeglichenheit oder Gleichmäßigkeit der Artenverteilung ist (Tresp, 2005), kann dieser nur als ein Teil-Indikator für die Biodiversität in einem Areal angesehen werden. Er gibt zwar eine grobe Einschätzung, muss aber immer ganzheitlich, unter Berücksichtigung weiterer Diversitätsmaße, betrachtet werden. Andernfalls kann der SWI als alleinstehendes Diversitätsmaß zu groben Fehleinschätzungen führen. Frühere Studien zeigten bereits starke Unstimmigkeiten des SWI im wissenschaftlichen Diskurs auf. Während der SWI teilweise stark kritisiert als „dubioser Index“ ohne ökologische Interpretierbarkeit und auf Grund

„konzeptueller und statistischer Probleme“ als unbrauchbar angesehen wird, wird er ebenso als der „der tiefgreifendste und nützlichste aller Diversitätsindizes“ bezeichnet (Strong, 2016).

Bei der Betrachtung der Artenzahlen und des SWI der beiden AFS Gesamt (Tabelle 4) wird deutlich, dass der SWI nur eine begrenzte Aussagekraft hat. Für die beiden AFS liefert dieser einen nahezu gleichen Wert, während im AF Nord insgesamt 28 und im AF Süd lediglich 19 verschiedenen Arten auftreten. Diese Problematik verschärft sich bei zunehmend kleineren Probenzahlen. Außerdem unterliegen Pflanzenbestände den jahreszeitlichen Schwankungen, was die Aussagekraft, vor allem bei einmaliger Begehung der Aufnahmeflächen, zusätzlich schmälert (Trempe, 2005). Gleiches gilt für den Jaccard Index. Dieser berücksichtigt lediglich das Vorkommen oder Nicht-Vorkommen der Arten. Die Artenzahl stellt somit den alleinstehenden Faktor für dessen Ergebnisse dar. Da diese allerdings eine starke Fehleranfälligkeit aufweist ist auch der Jaccard Index dementsprechend ungenau. Besonders bei geringer Artenzahl zeigt er schnell hohe Kontraste zwischen VA auf (Landschaftsökologisch, 2020 c).

Allgemein ist das Vorkommen, die Abundanz oder das Fehlen einer Art in einem Areal von einer Vielzahl biotischer und abiotischer Faktoren abhängig, weshalb Bewertungen der vegetativen Diversität anhand vegetationsökologischer Analysen mittels Diversitätsindices immer ein gewisses Maß an Ungenauigkeit aufweisen und lediglich eine Momentaufnahme darstellen können. Dabei wird diese Ungenauigkeit maßgeblich durch das methodische Vorgehen beeinflusst. Regelmäßige Beobachtungen einer Aufnahmefläche zu verschiedenen Jahreszeiten, eine umfangreiche Artenkenntnis, viel Erfahrung mit den Aufnahme- und Analysemethoden sowie weiterführende Informationen über biotische und abiotische Faktoren fördern die Genauigkeit und Aussagekraft der Biodiversitätsbestimmung.

5.3 Ökologische Zeigerwerte

Obwohl die Zeigerwerte nach Ellenberg zwar ordinalskaliert sind, bilden Sie keine klare Rangfolge, weshalb die Bildung von Mittelwerten als stochastisch problematisch angesehen werden sollte. In der wissenschaftlichen Praxis findet dieses Vorgehen allerdings durchaus Anwendung, da die Ergebnisse dennoch gut interpretierbar sind. Außerdem kann diese Problematik bei der Darstellung der Zeigerwerte in Boxplots, durch den Fokus auf den Median, umgangen werden.

Bei der Interpretation ist zu berücksichtigen, dass die Zeigerwerte ausschließlich das Verhalten einer Art gegenüber einzelner abiotischer Faktoren repräsentieren und demnach rein qualitative Aussagen treffen. Demnach können sie Hinweise auf bestehende Standortbedingungen liefern, aber keine quantitativen Messungen von Umweltfaktoren ersetzen. Außerdem korrelieren die Zeigerwerte oftmals sehr stark untereinander, weshalb einem Zeigerwert bei isolierter Betrachtung keine direkte Wirkungsstärke zugeordnet werden kann (Landschaftsökologisch, 2020a).

6. Fazit und Ausblick

Diese Arbeit verdeutlicht wie unterschiedlich das Management, die Struktur und die ökologische Wertigkeit von Agroforstsystemen sein können. Es konnte gezeigt werden, dass sowohl das Management als auch die Vegetationsstruktur einen direkten Einfluss auf die Zusammensetzung und die Diversität der Ackerbegleitflora hat. Die vorliegenden Daten bestätigen zwar keine eindeutig höhere Pflanzendiversität im ökologisch bewirtschafteten und strukturreicheren AFS Nord, deuten allerdings darauf hin, dass die Unterschiede der Vegetationsstrukturen ausschlaggebend für die Unterschiede der Pflanzendiversität sind. Insgesamt deuten die durchgeführten Untersuchungen auf eine höhere Pflanzendiversität sowie ein höheres Diversitätspotential in ökologisch bewirtschafteten, strukturreichen und konkurrenzarmen Agroforstsystemen hin und zeigen besonders im Vergleich zu, für gewöhnlich strukturarmen, Reinkulturen eine klare Überlegenheit. Für die landwirtschaftliche Praxis bedeutet das, dass Agroforstsysteme allgemein und insbesondere extensiv bewirtschaftete und strukturell vielfältige Agroforstsysteme maßgeblich zur Förderung der Biodiversität in Agrarökosystemen beitragen und somit langfristig die Grundlage für eine ökonomisch nachhaltige sowie klimaresiliente Landwirtschaft bilden.

Vor dem Hintergrund aktueller Entwicklungen in Politik und Wissenschaft ist davon auszugehen, dass Agroforstsystemen in naher Zukunft eine zunehmend bedeutendere Rolle zugeschrieben wird. Da Agroforstsysteme die Möglichkeit bieten Produktions-, Biodiversitäts- und Klimaschutzziele miteinander zu vereinen, gelten sie als wichtige Umweltschutzmaßnahme und werden zunehmend als wirksames Instrument zur Förderung der Biodiversität sowie zur Stärkung der Klimaresilienz landwirtschaftlicher Produktionssysteme anerkannt. Im Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz (ANK) der Bundesregierung werden Agroforstsysteme explizit als Maßnahme zur Förderung

der Strukturvielfalt und der Kohlenstoffspeicherung in Agrarlandschaften genannt (BMUKN, 2025). Zusätzlich ist die Integration von Agroforstsystemen in die Gemeinsame Agrarpolitik der EU hervorzuheben, die eine Förderung über Direktzahlungen und Ökoregelungen ermöglicht (Deutscher Bundestag, 2021). Die konkrete Umsetzung erfolgt bislang überwiegend in Form dezentraler, häufig wissenschaftlich begleiteter Modell- und Pilotprojekte, die oftmals in Programme wie das Bundesprogramm „Biologische Vielfalt“ eingebettet sind (BfN, 2026b; DeFAF, 2024; DeFAF, 2026). Eine flächendeckende, staatlich koordinierte Implementierung von Agroforstsystemen gibt es bisher noch nicht (TAB, 2025).

Um den aktuellen Kenntnisstand der Biodiversität von Agroforstsystemen zu verbessern und somit auch den Prozess der Etablierung der Agroforstwirtschaft in Deutschland und Europa zu fördern, sind weiterführende wissenschaftliche Untersuchungen von Agroforstsystemen zu empfehlen. Dazu zählen bspw. die Untersuchung der Biodiversität sowie der Kohlenstoffspeicherkapazität, durch umfangreiche Monitoring Maßnahmen. Mehrjährige Wiederholungen von Vegetationsanalysen und Baummessungen könnten Aufschluss über die Entwicklung der Vegetationsbestände und ihrer ökologischen Relevanz erbringen. Da Agroforstsysteme standortspezifisch geplant und an die jeweiligen ökologischen und betrieblichen Rahmenbedingungen angepasst werden müssen, ergeben sich zwangsläufig strukturelle Unterschiede zwischen einzelnen Systemen. Diese Variabilität führt dazu, dass Agroforstsysteme jeweils unterschiedliche ökologische Vor- und Nachteile aufweisen. Ein großflächiger Ausbau von Agroforstsystemen in der Agrarlandschaft würde folglich die strukturelle Diversität auf Landschaftsebene erhöhen und sich positiv auf die Biodiversität sowie auf klimarelevante Ökosystemdienstleistungen auswirken.

Insgesamt zeigt diese Arbeit das **Potenzial von Agroforstsystemen** für eine **nachhaltige biodiversitätsfördernde und klimaangepasste** Gestaltung von **Agrarökosystemen**.

Eigenständigkeitserklärung

Ich versichere, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Alle Ausführungen, die anderen Schriften wörtlich oder sinngemäß entnommen wurden, sind kenntlich gemacht. Ich habe die Arbeit in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegt. Ich stimme zu, dass die vorliegende Arbeit mit einer Anti-Plagiatssoftware überprüft werden darf.

Gießen, 24.03.2026

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'J. Perle', written in a cursive style.

Literaturverzeichnis

- BARBIER, S., GOSSELIN, F., BALANDIER, P. (2008): Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved — A critical review for temperate and boreal forests. In: *Forest and Ecology Management*, Volume 254, 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.038>.
- BELLANGER, S., GUILLEMIN, J.P., BRETAGNOLLE, V., DARMENCY, H. (2012): *Centaurea cyanus* as abiological indicator of segetal species richness in arable fields. In: *Weed Research* 52 (2012), S. 551–563. doi: 10.1111/j.1365-3180.2012.00946.x.
- BENGTSSON, J., FAGERSTRÖM, T., RYDIN, H. (1994): Competition and coexistence in plant communities. In: *Trends in Ecology & Evolution*,9(7), 246-250. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(94\)90289-5](https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90289-5).
- BOINOT, S., FRIED, G., STORKEY, J., METCALFE, H., BARKAOUI, K., LAURI, P. E., MEZIERE, D. (2019): Alley cropping agroforestry systems: reservoirs for weeds or refugia for plant diversity?. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 284, 106584. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106584>.
- BRANDLE, J.R., HODGES, L., ZHOU, X.H. (2004): Windbreaks in North American agricultural systems. In: *Agroforestry Systems* 61, 65–78. <https://doi.org/10.1023/B:AGFO.0000028990.31801.62>.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) (2023): Pressemitteilungen, Bäume auf den Acker: 1,8 Millionen Euro für mehr Biodiversität – Bonn. In: <https://www.bfn.de/pressemitteilungen/baeume-auf-den-acker-18-millionen-euro-fuer-mehr-biodiversitaet> , 04.03.2026.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) (2026 a): Förderprogramm, Maßnahmen, Förderungsschwerpunkte – Bonn. In: <https://www.bfn.de/projektsteckbriefe/baeume-auf-den-acker> , 16.01.2026.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) (2026 b): Projektsteckbriefe, Bäume auf den Acker – Bonn. In: <https://www.bfn.de/projektsteckbriefe/baeume-auf-den-acker> , 03.01.2026.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2008): *Daten zur Natur 2008*. – Münster (Landwirtschaftsverlag): 10-11.SSYMANK, A. (1994): Neue Anforderungen im europäischen Naturschutz: Das Schutzgebietssystem Natura 2000 und die FFH-Richtlinie der EU. — *Natur und Landschaft* 69 (Heft 9): 395-406.
- BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (BGR) (2022): *Bodenatlas Deutschland, Die Böden Deutschlands in thematischen Karten*. – Kartenviewer. In:

<https://bodenatlas.bgr.de/mapapps4/resources/apps/bodenatlas/index.html?lang=de&tab=boedenDeutschlands> , 08.11.2025.

BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (2024): Broschüre, Förderprogramm Nachhaltige Erneuerbare Ressourcen – Berlin. In: https://foerderung.fnr.de/fileadmin/Projekte/2023/fpnr/downloads/FNR_Broschuere_Foerderprogramm_2024.pdf, 04.01.2026.

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMASCHUTZ, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT (BMUKN) (2025): Weiterentwicklung des Aktionsprogramms Natürlicher Klimaschutz – Vorschlag des BMUKN In: <https://www.bundesumweltministerium.de/download/bmukn-vorschlag-zur-weiterentwicklung-des-aktionsprogramms-natuerlicher-klimaschutz>, 22.03.2026.

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMASCHUTZ, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT (BMUKN) (2026): Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bundesprogramm Biologische Vielfalt – Bonn. In: <https://www.bfn.de/thema/bundesprogramm-biologische-vielfalt> , 03.01.2026.

BÜRO FÜR TECHNIKFOLGEN-ABSCHÄTZUNG BEIM DEUTSCHEN BUNDESTAG (TAB) (Hrsg.) (2025): BEHRENDT, S.; BLEADOW, N.; EVERS-WÖLK, M.; KAHLISCH, C.; KOLLOSCH, I.; UHL, A. RESILIENZ-DOSSIER: Wassermanagement in der Landwirtschaft – Berlin. In: <https://foresight.tab-beim-bundestag.de/wassermanagement-in-der-landwirtschaft/>, 22.03.2026.

DEUTSCHER BUNDESTAG (2015): Bericht des Ausschusses für Bildung, Forschung und Technikfolgenabschätzung (18. Ausschuss) gemäß § 56a der Geschäftsordnung - Inwertsetzung von Biodiversität. – Berlin In: <https://dserver.bundestag.de/btd/18/037/1803764.pdf>, 16.01.2026.

DEUTSCHER BUNDESTAG (2021): Bundestag tritt für eine Förderung der Agroforstwirtschaft ein. In: <https://www.bundestag.de/dokumente/textarchiv/2021/kw02-de-agroforstwirtschaft-814222>, 22.03.2026.

DEUTSCHER FACHVERBAND FÜR AGROFORSTWIRTSCHAFT (DeFAF) e.V. (2024): MODEMA - Aufbau eines Modell- und Demonstrationsnetzwerks für Agroforstwirtschaft in Deutschland – Cottbus. In: <https://agroforst-info.de/modema/#ergebnisse> , 04.01.2026

DEUTSCHER FACHVERBAND FÜR AGROFORSTWIRTSCHAFT (DeFAF) e.V. (Hrsg.) (2025a): Betriebssteckbrief – Gut Schuldenwede. In: <https://agroforst-info.de/wp-content/uploads/2025/03/DeFAF-Modema-LWB-Stephan.Roehrs.pdf> , 07.11.2025.

DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD) (2025a): Vieljährige Mittelwerte, Lufttemperatur: vieljährige Mittelwerte 1991 - 2020, Name der Station: Soltau, Stations_ID: 4745. In:

dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/mittelwerte/temp_9120_SV_html.html?view=nasPublication&nn=16102 , 07.11.2025.

- DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD) (2025b): Klimanormalwerte 1991–2020 – Jahresniederschlagssumme, Station: Bretten, Stations_ID: 710. In: dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/mittelwerte/temp_9120_SV_html.html?view=nasPublication&nn=16102 , 07.11.2025.
- DI BIASE, L., TSAFACK, N., PACE, L., FATTORINI, S. (2023): Ellenberg Indicator Values Disclose Complex Environmental Filtering Processes in Plant Communities along an Elevational Gradient. In: *Biology (Basel)*. 2023 Jan 19;12(2):161. 10.3390/biology12020161.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden ; 55 Tabellen, S. 224 – 236. – Ulmer , Stuttgart.
- DRACHENFELS, O. (2010): Überarbeitung der Naturräumlichen Regionen Niedersachsens. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 30, Nr. 4 (4/10): 249-252. Hannover.
- DÜWEL, O., SIEBNER, C.S., UTERMANN, J., KRONE, F. (2007): Bodenarten der Böden Deutschlands – Bericht über länderübergreifende Auswertungen von Punktinformationen im FISBo BGR.
- ELLENBERG, H. (1991): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus). – In: Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulissen, D.: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, *Scripta Geobotanica* 18 – Goltze, Göttingen.
- ELLENBERG, H. (2001): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus).– In: Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V. Werner, W.: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, *Scripta Geobotanica* 18, 3., durchges. Aufl. - Goltze, Göttingen.
- ELMENDORF, SARAH & MOORE-O'LEARY, KARA (2007): Plant competition varies with community composition in an edaphically complex landscape. In: *Ecology*, 88: 2640-2650. 10.1890/06-1155.1.
- FORSCHUNGSINSTITUT FÜR BIOLOGISCHEN LANDBAU (FiBL) (2022): Faktenblatt Nr. 1524, Landwirtschaft und Biodiversität – Auswirkungen unterschiedlicher Anbausysteme auf die biologische Vielfalt. – Frick, Schweiz.
- FRANZARING, J., FANGMEIER, A., HUNT, R. (2007): On the consistencies between CSR plant strategies and Ellenberg ecological indicator values. In: *Journal of Applied Botany and Food Quality* 81, 86 - 94. <https://www.researchgate.net/profile/Juergen->

Franzaring/publication/281663755_On_the_consistencies_between_CSR_plant_strategies_and_Ellenbergs_ecological_indicator_values/links/6398739be42faa7e75bd9648/On-the-consistencies-between-CSR-plant-strategies-and-Ellenbergs-ecological-indicator-values.pdf, 23.01.2026.

- GRIME, J. P. (1979): Plant strategies and vegetation processes. – John Wiley & Sons Ltd., Chichester [u.a.].
- GRIME, J.P. (2002): Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties, Second Edition, reprinted. – John Wiley & Sons Ltd., Chichester [u.a.].
- ISELL, F., ADLER, P. R., EISENHAUER, N., FORNARA, D., KIMMEL, K., KREMEN, C., LETOURNEAU, D. K., LIEBMAN, M., WAYNE POLLEY, H., QUIJAS, S., SCHERER-LORENZEN, M. (2017): Benefits of increasing plant diversity in sustainable agroecosystems. *Journal of ecology*, 105(4), 871-879. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12789>.
- JACOBS, S.R., WEBBER, H., NIETHER, W., GRAHMANN, K., LÜTTSCHWAGER, D., CARMEN SCHWARTZ, BREUER, L., BELLINGRATH-KIMURA, S.D. (2022): Modification of the microclimate and water balance through the integration of trees into temperate cropping systems. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 323, 109065. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2022.109065>.
- KLEIJN, D., KOHLER, F., BÁLDI, A., BATÁRY, P., CONCEPCION, E., CLOUGH, Y., DÍAZ, M., GABRIEL, D., HOLZSCHUH, A., KNOP, E., KOVACS, A., MARSHALL, E. J. P., TSCHARNTKE, T., VERHULST, J., KLEIJN, D., KOHLER, F., BÁLDI, A., BATÁRY, P., CONCEPCION, E., CLOUGH, Y., DÍAZ, M., GABRIEL, D., HOLZSCHUH, A., KNOP, E., KOVACS, A., MARSHALL, E. J. P., TSCHARNTKE, T., & VERHULST, J. (2008): On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society. In: Biological Sciences*, 276, 903-909. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.1509>.
- KÜHN, F. (1994): Naturschutz auf Agrarflächen – Veränderung der Unkrautflora von Mähren während der Entwicklung der Landwirtschaft. In: *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg Sonderheft 1*, 1994, S. 8-14.
- KUHN, T., DOMOKOS, P., KISS, R., RUPRECHT, E. (2021): Grassland management and land use history shape species composition and diversity in Transylvanian semi-natural grasslands. In: *Applied Vegetation Science*, 24(2), e12585. <https://doi.org/10.1111/avsc.12585>.
- KÜSTER, H. (1994): Naturschutz auf Agrarflächen – Vielfalt und Monotonie von Ackerstandorten und deren Auswirkungen auf die Unkrautflora. In: *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg Sonderheft 1*, 1994, S. 4-7.

- KUTNAR, L., ELER, K., MARINŠEK, A. (2015): Effects of different silvicultural measures on plant diversity-the case of the Illyrian *Fagus sylvatica* habitat type (Natura 2000). In: *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 9(2), 318. <https://doi.org/10.3832/ifer1587-008>.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG (LUBW) (2025): Kartendienst Landschaftsplanung, Daten und Kartendienst der LUBW, 02 Naturräumliche Einheiten – Die naturräumliche Gliederung von Baden-Württemberg im Maßstab 1:200.000 umfasst 13 Großlandschaften (naturräumliche Einheiten 3. Ordnung) und 66 Naturräumliche Haupteinheiten (4. Ordnung). In: <https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/natur-und-landschaft/kartendienst-landschaftsplanung> , 08.11.2025.
- LANDSCHAFTSÖKOLOGISCH (2020 a): Zeigerwerte (Pflanzen) nach Ellenberg: L, T, K, F, R, N + Bsp. | Berechnung & Anwendung | Grenzen, 16. Mai 2020. – In: YouTube - <https://www.youtube.com/watch?v=OF7rXaqeotk> , 17.01.2026.
- LANDSCHAFTSÖKOLOGISCH (2020 b): Shannon-Wiener-Index (Alpha-Diversitäts-Maß): Berechnung | Anwendung | Grenzen und viiiiele Beispiele, 6. Juni 2020. – In: YouTube - <https://www.youtube.com/watch?v=-FsRYC5Qwka> , 08.03.2026.
- LANDSCHAFTSÖKOLOGISCH (2020 c): Präsenz- und Massen-Gemeinschaftskoeffizienten (Beta-Diversitäts-Maße): Jaccard- und Gleason- Index, 11. Juni 2020. – In: YouTube - <https://www.youtube.com/watch?v=D0dwB8hA7lk> , 26.01.2026.
- LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NORDRHEIN-WESTFALEN (2025): Landschaftselemente – beihilfefähige Fläche. In: <https://www.landwirtschaftskammer.de/foerderung/direktzahlungen/landschaftselemente.htm> , 17.01.2026.
- LING, K.A. (2003): Using environmental and growth characteristics of plants to detect long-term changes in response to atmospheric pollution: some examples from British beechwoods. *Sci Total Environ.* 2003 Jul 1;310(1-3):203-10. 10.1016/S0048-9697(02)00640-X.
- MA, S., VERHEYEN, K., PROPS, R., WASOF, S., VANHELLEMONT, M., BOECKX, P., BOON, N., FRENNE, P. (2018): Plant and soil microbe responses to light, warming and nitrogen addition in a temperate forest. In: *Functional Ecology*, 32: 1293–1303. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13061>.
- MAHLERWEIN, G. (2020): Bundeszentrale für politische Bildung. Strukturwandel und Agarentwicklung seit 1880. In: <https://www.bpb.de/themen/umwelt/landwirtschaft/316059/strukturwandel-und-agarentwicklung-seit-1880/>, 20.11.2025.

- MANDERBACH, R. (2026): Deutschlands Natur – Der Naturführer für Deutschland, NATURA 2000. – In: <https://www.ffh-gebiete.de/> , 17.01.2026.
- MICROSOFT (2025): Microsoft Excel for Microsoft 365.
- MÜLLER, F., RITZ, C., WELK, E., UND WESCHE, K. (Hrsg.) (2021): Rothmaler, W. (2021): Rothmaler - Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Grundband 22. Auflage, 22nd ed. 2021. Springer. Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- OMAYIO, D., MZUNGU, E., KAKAMEGA, K. (2019): Modification of shannon-wiener diversity index towards quantitative estimation of environmental wellness and biodiversity levels under a non-comparative Scenario. In: *Journal of Environment and Earth Science*, 9(9), 46-57. <https://doi.org/10.7176/jees/9-9-06>.
- OTTO, S., VASILEIADIS, V. P., MASIN, R., ZANIN, G. (2012): Evaluating weed diversity with indices of varying complexity in north-eastern Italy. In: *Weed Research* 52, 373-382. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2012.00921.x>.
- PIERCE, S., NEGREIROS, D., CERABOLINI, B.E.L., KATTGE, J., DÍAZ, S., KLEYER, M., SHIPLEY, B., WRIGHT, S.J., SOUDZILOVSKAIA, N.A., ONIPCHENKO, V.G., VAN BODEGOM, P.M., FRETTE-DUSSAULT, C., WEIHER, E., PINHO, B.X., CORNELISSEN, J.H.C., GRIME, J.P., THOMPSON, K., HUNT, R., WILSON, P.J., BUFFA, G., NYAKUNGA, O.C., REICH, P.B., CACCIANIGA, M., MANGILI, F., CERIANI, R.M., LUZZARO, A., BRUSA, G., SIEFERT, A., BARBOSA, N.P.U., CHAPIN, F.S., III, CORNWELL, W.K., FANG, J., FERNANDES, G.W., GARNIER, E., LE STRADIC, S., PEÑUELAS, J., MELO, F.P.L., SLAVIERO, A., TABARELLI, M., TAMPUCCI, D. (2017): A global method for calculating plant CSR ecological strategies applied across biomes world-wide. In: *Funct Ecol*, 31: 444-457. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12722>.
- POSIT TEAM (2025): RStudio: Integrated Development Environment for R. Posit Software, PBC, Boston, MA. URL <http://www.posit.co/>.
- R Core Team, 2025. R: A Language and Environment for Statistical Computing.
- ROSCHWITZ, I., GABRIEL, D., TSCHARNTKE, T., & THIES, C. (2005): The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. In: *Journal of Applied Ecology*, 42, 873-882.
- ROTCHÉS-RIBALTA, R., BLANCO-MORENO, J.M., ARMENGOT, L., CHAMORRO, L., & SANS, F.X. (2015): Both farming practices and landscape characteristics determine the diversity of characteristic and rare arable weeds in organically managed fields. *Applied Vegetation Science*, 18, 423-431.
- SAWICKA, B., KROCHMAL-MARCZAK, B., BARBAŚ, P., PSZCZÓLKOWSKI, P., ĆWINTAL, M. (2020): Biodiversity of weeds in fields of grain in South-Eastern Poland. In: *Agriculture*, 10(12), 589. <https://doi.org/10.3390/agriculture10120589>.

- SCALES, B. R., MARSDEN, S. J. (2008): Biodiversity in small-scale tropical agroforests: a review of species richness and abundance shifts and the factors influencing them. In: *Environmental conservation*, 35(2), 160-172. <https://doi.org/10.1017/S0376892908004840>.
- SCHERBER, C., EISENHAUER, N., WEISSER, W. W., SCHMID, B., VOIGT, W., FISCHER, M., SCHULZE, E. D., ROSCHER, C., WEIGELT, A., ALLAN, E., BEBLER, H., BONKOWSKI, M., BUCHMANN, N., BUSCOT, F., CLEMENT, L. W., EBELING, A., ENGELS, C., HALLE S., KERTSCHER, I., KLEIN, A. M., KOLLER, R., KÖNIG, S., KOWALSKI, E., KUMMER, V., KUU, A., LANGE, M., LAUTERBACH, D., MIDDELHOFF, C., MIGUNOVA, V. D., MILCU, A., MÜLLER, R., PARTSCH, S., PETERMANN, J. S., RENKER, C., ROTTSTOCK, T., SABAIS, A., SCHEU, S., SCHUMACHER, J., TEMPERTON, V. M., TSCHARNTKE, T. (2010): Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *Nature*, 468(7323), 553-556.
- SHARAF, H. (2018): Vegetationsuntersuchungen in einem Agroforstsystem mit Wertholzproduktion: Analyse naturschutzfachlicher Potenziale verschiedener Einsaaten und Behandlungsmethoden sowie der Wechselwirkung zwischen Wertholz, Krautvegetation und landwirtschaftlich genutzten Flächen (Dissertation). – Freiburg: Albert-Ludwigs-Universität, Fakultät für Umwelt und natürliche Ressourcen.
- SHEN, G., TAN, S., SUN, X., CHEN, Y., LI, B. (2020): Experimental Evidence for the Importance of Light on Understory Grass Communities in a Subtropical Forest. In: *Front Plant Sci.* 2020 Jul 10;11:1051. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.01051>
- STOATE, C., BÁLDI, A., BEJA, P., BOATMAN, N., HERZON, I., VAN DOORN, A., DE SNOO, G., RAKOSY, L., & RAMWELL, C. (2009): Ecological impacts of early 21 st century agricultural change in Europe – A review. In: *Journal of Environmental Management* 91, S. 22-46. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.07.005>.
- STRONG, W. L. (2016): Biased richness and evenness relationships within Shannon–Wiener index values. In: *Ecological indicators*, 67, 703-713. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.043>.
- SZIGETI, N., BERKI, I., VITYI, A., & WINKLER, D. (2022): Soil mesofauna and herbaceous vegetation patterns in an agroforestry landscape. In: *Agroforestry Systems*, 96(4), 773-786. <https://doi.org/10.1007/s10457-022-00739-6>.
- VASILIEV, D. (2022): The role of biodiversity in ecosystem resilience. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 1072, No. 1, p. 012012). IOP Publishing. doi: 10.1088/1755-1315/1072/1/012012.
- WHITTAKER, R.H. (1965): Dominance and Diversity in Land Plant Communities. In: *Science*, 147, 250 - 260. <https://doi.org/10.1126/science.147.3655.250>.

WORLD WIDE FUND FOR NATURE (WWF) (2014): Zusammenfassung - Politikbarometer zur Biodiversität in Deutschland. – Berlin. In: <https://www.bundestag.de/resource/blob/362388/58733d0ff958f10207cc106fe43f15af/wwf1.pdf> , 03.01.2026.