

Aus dem Institut für Bodenkunde und Standortslehre  
Universität Hohenheim  
Fachgebiet Biogeophysik  
Prof. Dr. Thilo Streck

# Bedeutung der Stickstoffumsetzung und externer Stickstoffquellen für die Entwicklung von FFH-Mähwiesen in Baden-Württemberg

Dissertation

zur Erlangung des Grades eines Doktors  
der Agrarwissenschaften

vorgelegt

der Fakultät Agrarwissenschaften

von

Sina Louise Kukowski

aus Elmshorn

2023

Die vorliegende Arbeit wurde am 20.03.2023 von der Fakultät Agrarwissenschaften der Universität Hohenheim als "Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Agrarwissenschaften" angenommen.

Tag der mündlichen Prüfung: 12.04.2023

Dekan:  
Leiterin der Prüfung:  
Berichterstatter, 1. Prüfer:  
Mitberichterstatter, 2. Prüfer:  
weitere Berichte bzw. Prüfer:

Prof. Dr. Ralf Vögele  
Prof. Dr. Andrea Knierim  
Prof. Dr. Thilo Streck  
Prof. Dr. Hermann Jungkunst  
Prof. Dr. Torsten Müller

---

# Zusammenfassung

---

## Bedeutung der Stickstoffumsetzung und externer Stickstoffquellen für die Entwicklung von FFH-Mähwiesen in Baden-Württemberg

SINA LOUISE KUKOWSKI

1. ZIEL UND GEGENSTAND DER UNTERSUCHUNG. Der Zustand der artenreichen und schützenswerten mageren Flachland-Mähwiesen (Lebensraumtyp 6510) in Deutschland verschlechtert sich zunehmend. Eine Ursache für die Verschlechterung stellt u. a. das Angebot von reaktivem Stickstoff (N) dar. Um der fortschreitenden Verschlechterung entgegenzuwirken, ist es notwendig, die Beziehungen zwischen externen N-Einträgen (über die Atmosphäre und Düngung), interner N-Umsetzung im Boden, Pflanzenaufnahme und -wachstum sowie mögliche Zusammenhänge mit dem Erhaltungsgrad dieses Lebensraumtyps zu verstehen. Übergeordnetes Ziel dieser Dissertation ist es daher, zu einem besseren Prozessverständnis des N-Kreislaufs von FFH (Fauna-Flora-Habitat)-Mähwiesen beizutragen.

2. UNTERSUCHUNGSMETHODEN. Der interdisziplinäre Aufbau dieser Arbeit beinhaltet verschiedene Ansätze zur Untersuchung der Stickstoffproblematik. Bezüglich des N-Eintrags über den luftbürtigen Pfad wurde der Fokus v. a. auf die bis dato kaum untersuchten Zusammenhänge zwischen Ammoniak-Konzentration und bestimmten N-empfindlichen Artengruppen auf FFH-Mähwiesen gelegt. Diese wurden anhand generalisierter linearer Modelle (GLM) auf Basis landesweit verfügbarer Daten analysiert. Darüber hinaus wurden weitere Standortfaktoren mit maßgeblichem Einfluss auf den Erhaltungsgrad von FFH-Mähwiesen mittels GLM identifiziert. Zur Quantifizierung bodenbürtiger N-Umsetzungsprozesse und zur Erfassung der N-Dynamik wurde ein empirischer Ansatz gewählt, der die Bestimmung von Brutto-N-Umsatzraten mit der  $^{15}\text{N}$ -Isotopenverdünnungsmethode im Feldversuch beinhaltet. Hierfür wurde 2016 und 2017 ein intensives Monitoring der Brutto- und Netto-N-Flüsse (Mineralisierung, Nitrifizierung, Ammonium-Verbrauch, Nitrat-Verbrauch) in Böden aus unterschiedlichem Ausgangssubstrat und mit unterschiedlichem Erhaltungsgrad der FFH-Mähwiesen

durchgeführt. Die Zusammenführung der Ergebnisse erfolgte mit Hilfe eines prozessbasierten Agrarökosystemmodells (EXPERT-N), das für den Lebensraumtyp (LRT) 6510 an die erhobenen Daten angepasst wurde. Das angepasste Modell wurde auf weitere, landesweit verteilte Standorte des LRT 6510 in Baden-Württemberg übertragen, die der Untersuchung räumlicher und zeitlicher Muster der relevanten N-Flüsse über einen längeren Zeitraum (1996 bis 2012) dienten und ebenfalls boden- und vegetationskundlich charakterisiert worden waren.

3. ERGEBNISSE DER UNTERSUCHUNGEN. Die landesweiten Daten zeigen eine statistisch signifikante Abnahme von LRT-typischen Magerkeitszeigern und eine Zunahme von N-Zeigern mit zunehmender atmosphärischer Ammoniak-Konzentration auf mageren Flachland-Mähwiesen in Baden-Württemberg. Ob es sich dabei um eine Auswirkung der atmosphärischen Ammoniak-Konzentration handelt oder nicht vielmehr agrarstrukturelle Unterschiede die entscheidende Rolle spielen, konnte mit den verfügbaren Daten nicht geklärt werden.

Das intensive Monitoring auf ausgewählten FFH-Mähwiesen zeigt, dass sich die Brutto-Nitrifikationsraten in Böden aus kalkreichem Ausgangssubstrat (hoher pH-Wert) signifikant von denen in Böden aus entkalktem Substrat (niedriger pH-Wert) unterscheiden. Sowohl die Brutto-Mineralisation als auch die Brutto-Nitrifikation waren an allen Standorten durch eine hohe zeitliche Variabilität gekennzeichnet, die nicht durch die Messung der Bodentemperatur und des Bodenwassergehalts erklärt werden konnte. Die Bestimmung der Netto-N-Umsatzraten zeigte nahezu keine Variabilität und konnte nicht für Rückschlüsse auf die tatsächlichen Brutto-Umsatzraten im Boden herangezogen werden.

Das für den LRT 6510 angepasste N-Umsatzmodell war in der Lage, räumliche und zeitliche Muster auch über einen längeren Zeitraum abzubilden. Die Simulationsergebnisse zeigten eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität für die meisten Größen des N-Kreislaufs. Die Mineralisation von organischem N im Boden hat einen entscheidenden Einfluss auf den Anteil an pflanzenverfügbarem N und damit auch unmittelbare Auswirkungen auf den Ertrag und den N-Entzug. Auf stark tonigen Böden und Standorten mit hohem Anteil organischer Substanz zeigte sich eine Überschätzung der Mineralisation durch das Modell. Externe N-Einträge, etwa eine moderate organische Düngung oder atmosphärische N-Deposition, waren weniger ausschlaggebend für den Ertrag.

---

Ein zusätzlicher N-Eintrag ist kurzfristig immer ein treibender Faktor für den N-Umsatz im Boden. Bei bereits hohem Umsatzniveau steigen die N-Umsätze weiter an und damit steigt auch die Gefahr von Nährstoffungleichgewichten. Langfristig ist für den N-Haushalt der FFH-Mähwiesen entscheidend, ob die N-Zufuhr über der Abfuhr liegt, ob die mineralisierbaren organischen N-Pools damit erhöht werden oder ob ein Ausgleich zwischen Zufuhr und Abfuhr erreicht werden kann. Bei hohen bodeninternen N-Umsätzen, wie es auf einem Großteil der simulierten Flächen der Fall war, sollte eine längere Aushagerungsphase vorgeschaltet werden.

Diese Dissertation liefert einen Einblick in die Komplexität des N-Kreislaufs von FFH-Mähwiesen. Sie trägt mit unterschiedlichen Ansätzen (statistische Analysen, Feldversuche, Prozessmodellierung) dazu bei, die Rolle der Stickstoffumsetzung und externer Stickstoffquellen für die Entwicklung dieser Ökosysteme besser zu verstehen.

# Abstract

---

## Importance of nitrogen turnover and external nitrogen sources for the development of FFH meadows in Baden-Württemberg

SINA LOUISE KUKOWSKI

1. AIM AND OBJECTIVES OF THE STUDY. The condition of the species-rich lowland hay meadows (habitat type 6510) in Germany is increasingly deteriorating. One cause of the deterioration is the supply of reactive nitrogen (N). To counteract the ongoing deterioration, it is necessary to understand the relationships between external N inputs via the atmosphere and fertilization, internal N turnover in the soil, plant uptake and growth, as well as possible links to the conservation degree of this habitat type. The overall objective of this dissertation is therefore to contribute to a better process-based understanding of the complete N cycle of Fauna-Flora-Habitat (FFH) meadows.

2. MATERIAL & METHODS. The interdisciplinary structure of this thesis includes different approaches to study inputs, turnover and outputs of N. With respect to N input via the airborne pathway, the focus was primarily placed on the hitherto poorly studied relationships between ammonia concentration and specific N-sensitive species groups in FFH lowland hay meadows. These relations were analyzed by means of generalized mixed models (GLM) based on nationwide data. In addition, further site-specific factors with a significant influence on the conservation degree of FFH meadows were identified using GLM. For the quantification of soil-borne N turnover processes, an empirical approach was chosen, including the determination of gross N turnover rates using the  $^{15}\text{N}$  isotope dilution method. To record these N dynamics, an intensive monitoring of gross and net N fluxes (mineralization, nitrification, ammonium consumption, nitrate consumption) in soils from different primary substrate and with different meadow conservation degree was carried out in 2016 and 2017. The results were merged using a process-based agroecosystem model (EXPERT-N), which was adjusted for habitat type 6510 to the collected data. The adapted model was applied to other sites of habitat type 6510 distributed throughout the state of Baden-Württemberg, which served to investigate spatial and temporal patterns of

---

relevant nitrogen fluxes over an extended time period (1996 until 2012) and had been characterized in terms of soil and vegetation.

3. RESULTS. The nationwide data show a statistically significant decrease of habitat-typical low-nutrient indicator species and an increase of N indicator species with increasing atmospheric ammonia concentration on lowland hay meadows in Baden-Württemberg. Whether this is an effect of the atmospheric ammonia concentration or whether differences in agricultural land use structure play the decisive role could not be clarified with the available data.

The intensive monitoring on selected FFH lowland hay meadows showed that soil-borne gross nitrification rates on soils from calcareous parent substrate (high pH) differed significantly from those from decalcified substrate (low pH). Both gross mineralization and gross nitrification were characterized by high temporal variability at all sites, which could not be explained by measurements of soil temperature and soil water content. Determination of net N turnover rates showed almost no variability and could not be used to draw conclusions about actual gross turnover rates in soil.

The N-turnover model adapted for habitat type 6510 was able to represent spatial and temporal patterns over an extensive period of time. Simulation results showed high spatial and temporal variability for most N cycle variables. Soil organic N mineralization has a critical influence on the amount of plant-available N and thus has a direct impact on yield and N removal. On high clay-content soils and sites with high organic matter content, the model overestimated mineralization. External N inputs, such as moderate organic fertilization or atmospheric N deposition, were less crucial for yield.

Additional N input is always a driving factor for N turnover in soil in the short term. With already high turnover levels, N turnover continues to increase and thus the risk of nutrient imbalances also increases. In the long term, the decisive factor for the N balance of FFH lowland hay meadows is whether N supply exceeds removal, whether the mineralizable organic N pools are thus increased, or whether a balance between supply and removal can be achieved. If soil internal N turnover is high, as it was the case on most of the simulated sites, a longer depletion phase should be applied before.

In summary, this dissertation provides insight into the complexity of N cycling of FFH meadows. Using various approaches (statistical analyses, field trials, process-based modelling), it contributes to a better understanding of site-specific N turnover and the role of external N sources for the development of this ecosystem.



---

# Inhaltsverzeichnis

---

<b>Zusammenfassung</b>	<b>i</b>
<b>Abstract</b>	<b>iv</b>
<b>Inhaltsverzeichnis</b>	<b>vii</b>
<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>x</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>xiv</b>
<b>Abkürzungen</b>	<b>xvii</b>
<b>Definitionen</b>	<b>xix</b>
<b>Vorwort</b>	<b>xx</b>
<b>1. Einleitung</b>	<b>1</b>
1.1 Reaktiver Stickstoff in der Umwelt .....	1
1.2 FFH-Mähwiesen: Bedeutung, Erhaltungsgrad und Gefährdung.....	2
1.3 Stickstoff-Kreislauf von Grünland-Ökosystemen .....	6
1.3.1 Grundlegende Prozesse des N-Kreislaufs.....	6
1.3.2 Atmosphärische N-Einträge und N-Düngung .....	8
1.3.3 N-Transformationsprozesse im Boden .....	10
1.3.4 Prozessbasierte Modellierung des N-Haushalts .....	15
1.4 Zielsetzung, Fragestellungen und Aufbau der Arbeit .....	17
<b>2. Material und Methoden</b>	<b>20</b>
2.1 Landesweite Vegetationsaufnahmen und atmosphärische NH <sub>3</sub> -Konzentration ....	20

2.1.1	Datengrundlagen und Bezugsquellen .....	20
2.1.2	Statistische Analyse.....	24
2.2	Feld- und Laborstudien .....	26
2.2.1	Untersuchungsgebiete und Flächenauswahl .....	26
2.2.2	Bodenkundliche Standortcharakterisierung.....	33
2.2.3	Vegetationskundliche Standortcharakterisierung.....	44
2.2.4	Bewirtschaftung und Management.....	48
2.2.5	Bruttoraten des N-Umsatzes ( <i>in situ</i> Versuch auf Intensiv-Monitoringflächen) .....	49
2.2.6	Nettoraten des N-Umsatzes ( <i>in situ</i> Versuch auf Intensiv-Monitoringflächen) .....	56
2.2.7	Begleitende Messungen.....	57
2.3	Prozessbasierte Modellierung .....	58
2.3.1	Modellbeschreibung und -konfiguration.....	58
2.3.2	Initialisierung und Randbedingungen.....	59
2.3.3	Parametrisierung und Kalibrierung.....	62
2.3.4	Plausibilisierung.....	64
<b>3.</b>	<b>Einfluss atmosphärischer N-Einträge auf FFH-Mähwiesen</b>	<b>66</b>
3.1	Einleitung.....	66
3.2	Ergebnisse.....	67
3.2.1	Auswirkung der atmosphärischen NH <sub>3</sub> -Konzentration auf Magerkeits- und N-Zeiger .....	67
3.2.2	Einfluss weiterer Standortfaktoren .....	70
3.3	Diskussion.....	74
<b>4.</b>	<b>N-Dynamik und N-Umsatz in Böden unter FFH-Mähwiesen</b>	<b>77</b>
4.1	Einleitung.....	77
4.2	Ergebnisse.....	78
4.2.1	Bruttoraten des N-Umsatzes im Boden.....	78
4.2.2	Nettoraten des N-Umsatzes im Boden.....	80
4.2.3	Zeitliche Variabilität der Brutto- und Nettoraten während der Vegetationsperiode .....	81

---

4.2.4	Einfluss von Bodentemperatur und –feuchte auf die Bruttoreaten .....	84
4.3	Diskussion.....	87
4.3.1	Interpretation und Plausibilität der Bruttoreaten .....	87
4.3.2	Zeitliche Variabilität und Einfluss der Bodentemperatur und Bodenfeuchte.....	91
4.3.3	Standortspezifische Einflussfaktoren .....	96
<b>5.</b>	<b>Prozessbasierte Modellierung des N-Umsatzes von FFH-Mähwiesen</b>	<b>101</b>
5.1	Einleitung.....	101
5.2	Ergebnisse .....	103
5.2.1	Modellgüte.....	103
5.2.2	N-Dynamik und N-Umsatz auf FFH-Mähwiesen.....	111
5.3	Diskussion.....	123
5.3.1	Plausibilität der N-Bilanzgrößen und Ursachen für räumliche Unterschiede.....	123
5.3.2	N-Salden und ihre Bedeutung für die Trendentwicklung von FFH-Mähwiesen.....	130
<b>6.</b>	<b>Synthese</b>	<b>134</b>
6.1	Überblick der zentralen Erkenntnisse.....	134
6.2	Schlussfolgerung .....	139
	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>141</b>
	<b>Anhang</b>	<b>I</b>
	<b>Danksagung</b>	<b>XVI</b>
	<b>Curriculum Vitae</b>	<b>XVIII</b>

---

# Abbildungsverzeichnis

---

Abbildung 1-1: Der Stickstoff-Kreislauf.....	7
Abbildung 1-2: Vereinfachte Darstellung der Änderung der $^{15}\text{N}$ -Anreicherung [at % $^{15}\text{N}$ ] im markierten N-Pool während eines Isotopenverdünnungs-Experiments bei verschiedenen Szenarien der Umsatzraten.....	11
Abbildung 2-1: Verteilung der atmosphärischen $\text{NH}_3$ -Konzentration ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) und Standorte der Schnellaufnahmen für den Lebensraumtyp (LRT) 6510. ....	23
Abbildung 2-2: Lage der beiden Intensiv-Monitoringflächen am Standort Büchelberg.....	28
Abbildung 2-3: Lage der beiden Intensiv-Monitoringflächen am Standort Mistwiesen. ....	28
Abbildung 2-4: Braunerde-Terra fusca auf der Intensiv-Monitoringfläche Büchelberg A. ....	34
Abbildung 2-5: Braunerde-Pararendzina auf der Intensiv-Monitoringfläche Büchelberg C. ....	34
Abbildung 2-6: Braunerde-Pseudogley auf der Intensiv-Monitoringfläche Mistwiesen A (links).....	35
Abbildung 2-7: Pseudogley auf der Intensiv-Monitoringfläche Mistwiesen C (rechts).....	35
Abbildung 2-8: Körnungssummenkurven der Intensiv-Monitoringflächen.....	39
Abbildung 2-9: Körnungsdreieck mit Angaben zur Klassifizierung der analysierten Horizonte der Referenz- und Intensiv-Monitoringflächen.....	42
Abbildung 2-10: Beispiele für Standorte des LRT 6510.....	43
Abbildung 2-11: Beispiele für Standorte des LRT 6210.....	44

---

Abbildung 2-12: Schematische Darstellung möglicher Senkenterme für Ammonium. ....	52
Abbildung 2-13: Schematische Darstellung möglicher Senkenterme für Nitrat. ....	53
Abbildung 2-14: Stickstoffflüsse und mineralische N-Bilanz im Boden in EXPERT-N. ....	59
Abbildung 3-1: Regressionslinien und deren Vertrauensintervalle für die mittlere Anzahl an Magerkeitszeigern in Abhängigkeit von der atmosphärischen $\text{NH}_3$ -Konzentration ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) für den LRT 6510. ....	69
Abbildung 3-2: Regressionslinien und deren Vertrauensintervalle für die mittlere Anzahl an Stickstoffzeigern in Abhängigkeit von der atmosphärischen $\text{NH}_3$ -Konzentration ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) für den LRT 6510. ....	70
Abbildung 3-3: Ergebnisse zum Vergleich der signifikanten Kovariablen-Effekte auf die Anzahl der Stickstoffzeiger. ....	73
Abbildung 3-4: Ergebnisse zum Vergleich der signifikanten Kovariablen-Effekte auf die Anzahl der Magerkeitszeiger. ....	74
Abbildung 4-1: Zeitliche Verläufe von (a) täglich gemittelter Luft- (2 m) und Bodentemperatur (0,12 bis 0,15 m), (b) täglichem Niederschlag und Bodenfeuchte (0 bis 0,12 m), Bruttoreaten der (c) Mineralisation und (d) Nitrifikation, Nettoreaten der (e) Mineralisation und (f) Nitrifikation im Oberboden (0 bis 0,12 m) für Untersuchungsflächen mit unterschiedlichem Erhaltungsgrad (A, ausgezeichnet; C, schlecht) für den Standort Büchelberg. ....	82
Abbildung 4-2: Zeitliche Verläufe von (a) täglich gemittelter Luft- (2 m) und Bodentemperatur (0,12 bis 0,15 m), (b) täglichem Niederschlag und Bodenfeuchte (0 bis 0,12 m), Bruttoreaten der (c) Mineralisation und (d) Nitrifikation, Nettoreaten der (e) Mineralisation und (f) Nitrifikation im Oberboden (0 bis 0,12 m) für Untersuchungsflächen mit unterschiedlichem Erhaltungsgrad (A, ausgezeichnet; C, schlecht) für den Standort Mistwiesen. ....	83
Abbildung 4-3: Beziehung zwischen Brutto-Nitrifikationsraten und Bodentemperatur am Standort Büchelberg. ....	85

---

Abbildung 4-4: Beziehung zwischen Brutto-Nitrifikationsraten und Bodenfeuchte am Standort Büchelberg. ....	86
Abbildung 4-5: Zusammenfassende Darstellung der untersuchten Einflussgrößen auf die Brutto-N-Umsatzraten von Kalkstein- und Bundsandsteinböden mit Erhaltungsgrad (EG) A oder C der Vegetation ( $r_s$ = Spearman Korrelationskoeffizient). ....	100
Abbildung 5-1: Vergleich simulierter und gemessener Werte zum Ammonium- und Nitratgehalt im Boden (0 bis 0,3 m) und zum Bodenwassergehalt (0 bis 0,3 m). ....	105
Abbildung 5-2: Regressionslinie und 95 % Konfidenzintervall simulierter und gemessener jährlich kumulierter N-Entzüge ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) auf den Intensiv-Monitoringflächen nach Kalibration. ....	107
Abbildung 5-3: Vergleich gemessener und simulierter N-Entzüge über Ernte ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ) auf den Intensiv-Monitoringflächen für die Jahre 2016 bis 2018. ....	109
Abbildung 5-4: Vergleich simulierter und gemessener Werte zum Trockenmasse-Ertrag und prozentualem N-Gehalt in der Trockenmasse der Intensiv-Monitoringflächen. ....	110
Abbildung 5-5: Muster der simulierten netto N-Mineralisation, Nitrifikation, Ammonium- und Nitratgehalte im Boden (0 bis 0,3 m) auf 34 FFH-Mähwiesen Standorten. ....	112
Abbildung 5-6: Muster der simulierten N-Immobilisation, Denitrifikation und $\text{NH}_3$ -Volatilisation auf 34 FFH-Mähwiesen Standorten. ....	113
Abbildung 5-7: Muster der simulierten N-Erträge und N-Entzüge auf 34 FFH-Mähwiesen Standorten. ....	114
Abbildung 5-8: Muster der simulierten N-Auswaschung (aufsteigend geordnet), N-Konzentration im Sickerwasser und Sickerwassermenge an 34 FFH-Mähwiesen Standorten. ....	115
Abbildung 5-9: Simulierte interannuelle Variabilität verschiedener N-Bilanzgrößen unter FFH-Mähwiesen in Baden-Württemberg. ....	117

---

Abbildung 5-10: Simulierte mittlere Ammonium- und Nitratgehalte im Boden (0 bis 0,3 m) und deren Konfidenzintervalle im Zeitverlauf.....	119
Abbildung 5-11: Box-Whisker-Plot Darstellung zu Ertragsunterschieden zwischen Flächen der Trophiestufe 2 (keine Düngung) und Trophiestufe 3 (Rindermist).....	120
Abbildung 5-12: Simulierte Langzeitmittelwerte (1996 bis 2012) der mineralischen N-Bilanzgrößen auf 34 süddeutschen FFH-Mähwiesen im Vergleich. ....	122

# Tabellenverzeichnis

---

Tabelle 2-1: Verwendete landesweite Datensätze und Bezugsquellen. ....	22
Tabelle 2-2: Feldbodenkundliche Aufnahme der Intensiv-Monitoringflächen im Gelände. .....	29
Tabelle 2-3: Angaben zur N-Immissionssituation der ausgewählten Regionen für Referenzflächen (LRT 6510 und 6210). ....	32
Tabelle 2-4: Übersicht der Labormessgrößen und verwendete Methode. ....	33
Tabelle 2-5: Standort- und horizontspezifische bodenphysikalische, -biologische und - chemische Eigenschaften der Intensiv-Monitoringflächen.....	37
Tabelle 2-6: Kenngrößen der Wasserbindung der Intensiv-Monitoringflächen.....	40
Tabelle 2-7: Mittelwerte für ausgewählte Bodenkenngrößen (Laboranalyse) des Oberbodens (Ah-Horizont) der Untersuchungsflächen (Intensiv-Monitoringflächen und Referenzflächen, LRT 6510 und LRT 6210).....	41
Tabelle 2-8: Vegetationskundliche Standortcharakterisierung der Intensiv- Monitoringflächen.....	46
Tabelle 2-9: Mittlere Anzahl ( $\pm$ Standardfehler) kartierter Gesamtarten, Arten in der Schnellaufnahme, N- und Magerkeitszeiger für LRT 6510 und LRT 6210 in Abhängigkeit vom Erhaltungsgrad.....	47
Tabelle 2-10: Angepasste Parameter im N-Umsatzmodell für LRT 6510.....	64
Tabelle 3-1: Ergebnisse der statistischen Auswertung (GLM) unter Verwendung unterschiedlicher Selektionskriterien (AIC, BIC) für die Zielvariablen „Anzahl Magerkeitszeiger“ und „Anzahl Stickstoffzeiger“.....	71



---

Tabelle 3-2: Reihenfolge der Prädiktoren (nach BIC) für die Anzahl an Magerkeitszeigern. .....	72
Tabelle 3-3: Reihenfolge der Prädiktoren (nach BIC) für die Anzahl an Stickstoffzeigern.	73
Tabelle 4-1: Mittlere Bruttoreaten ( $\mu\text{g N g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ) ( $\pm$ Standardfehler) des N-Umsatzes für Untersuchungsflächen aus unterschiedlichem Ausgangssubstrat (Büchelberg: Kalkstein; Mistwiesen: Buntsandstein) und Erhaltungsgrad.....	79
Tabelle 4-2: Mittlere Verweilzeit von N im Ammonium- und Nitrat-Pool in Tagen am Standort Büchelberg (Kalkstein) und Mistwiesen (Buntsandstein) mit Erhaltungsgrad (EG) A (ausgezeichnet) und C (schlecht). .....	80
Tabelle 4-3: Netto Ammonium-N und Nitrat-N Mengen ( $\mu\text{g N g}^{-1}$ ) im Oberboden, kumuliert über die Messkampagnen 2016 und 2017 (156 und 177 Tage) an den Standorten Büchelberg und Mistwiesen mit unterschiedlichem Erhaltungsgrad (EG) A (ausgezeichnet) und C (schlecht).....	81
Tabelle 4-4: Spearman-Korrelationskoeffizienten zwischen den Bruttoreaten der Produktion und des Verbrauchs von N mit der Bodenfeuchte und -temperatur.....	84
Tabelle 4-5: Kennzahlen zum Einfluss der Bodentemperatur und der Bodenfeuchte auf die Brutto-Nitrifikation am Standort Büchelberg (Kalkstein). $r_s$ = Spearman Korrelationskoeffizient, p-Wert basierend auf F-Test, 5 %-Signifikanzniveau.....	86
Tabelle 4-6: Mittlere prozentuale Wiederfindung ( $\pm$ Standardabweichung) von injiziertem $^{15}\text{NH}_4^+\text{-N}$ und $^{15}\text{NO}_3^-\text{-N}$ zum Zeitpunkt $t_0$ (0,25 bis 0,5 Stunden nach der $^{15}\text{N}$ -Applikation) an Standorten aus unterschiedlichem Ausgangssubstrat (Kalkstein, Buntsandstein) und Erhaltungsgrad (A, ausgezeichnet; C, schlecht). .....	90
Tabelle 5-1: RMSE und Bias für verschiedene Zielvariablen der Intensiv-Monitoringflächen nach Kalibrierung. ....	106
Tabelle 5-2: Mittelwerte verschiedener N-Bilanzgrößen für alle Flächen ( $n = 34$ ) über den gesamten Simulationszeitraum (1996 bis 2012) differenziert nach Trophiestufe.....	118

Tabelle 5-3:Prozentuale Veränderung des N-Gehaltes im $N_{\text{org}}$ -Pool (Humus-, Streu- und organischer Düngepool, $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) der simulierten Flächen über den Zeitraum 1996 bis 2012, gruppiert nach Trophiestufe (siehe auch Anhang 10). .....	122
Tabelle 5-4: Vergleich des Bodenprofils zweier FFH-Mähwiesen mit unterschiedlichem Mineralisationsverhalten in der Modellberechnung. ....	128

---

# Abkürzungen

---

A	Erhaltungsgrad A (hervorragend)
AIC	Aikaike Informationskriterium
BB	Büchelberg
BIC	Bayes Informationskriterium
C	Erhaltungsgrad C (durchschnittlich oder beschränkt)
C:N	Verhältnis von organischem Kohlenstoff zu Gesamt-Stickstoff
CaCl <sub>2</sub>	Calciumchlorid
CaCO <sub>3</sub>	Calciumcarbonat
CAL	Calcium-Acetat-Laktat Auszug
C <sub>anorg</sub>	anorganischer Kohlenstoff
DOC	Dissolved Organic Carbon / gelöster organischer Kohlenstoff
EG	Erhaltungsgrad
Ellenberg-N	Ellenberg Zeigerwert für Stickstoff
ENZ	Enzkreis
EU	Europäische Union
EZ	Erhaltungszustand
FFH	Fauna-Flora-Habitat
FK	Feldkapazität
GLM	Generalisiertes Lineares Modell
GPV	Gesamtporenvolumen
INS	Institut für Navigation der Universität Stuttgart
K	Kalium
K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Kaliumsulfat
KA5	Bodenkundliche Kartieranleitung (5. Auflage)
KAK <sub>pot</sub>	Potentielle Kationenaustauschkapazität
KUEN	Landkreis Künzelsau
LK	Luftkapazität
LRT	Lebensraumtyp
LRT 6210	Lebensraumtyp Kalk-Magerrasen
LRT 6510	Lebensraumtyp Magere Flachland-Mähwiesen
LSM	least square means / kleinste quadratische Mittelwerte
MW	Mistwiesen
N	Stickstoff
nFK	nutzbare Feldkapazität

---

NH <sub>3</sub>	Ammoniak
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Ammonium
N <sub>min</sub>	mineralischer Stickstoff
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrat
N <sub>org</sub>	organischer Stickstoff
N <sub>t</sub>	Gesamt-Stickstoff
OAK	Ostalbkreis
P	Phosphor
SOM	Soil Organic Matter / Organische Bodensubstanz
TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
TM	Trockenmasse
TW	Totwasser
WRB	World Reference Base
X	Steinanteil
ZAK	Zollernalbkreis

# Definitionen

---

Büchelberg	Naturschutzgebiet im Enzkreis
Ammonium-Verbrauch	Ammonium-verbrauchende Prozesse im Boden (siehe: Kapitel 2.2.5)
Erhaltungsgrad	Zustand von Lebensraumtypen und Arten der Anhänge I und II FFH-RL auf der Ebene von FFH-Gebieten und / oder einzelner Vorkommen. Der Begriff wird in dieser Arbeit synonym zum Begriff „Erhaltungszustand“ verwendet. Ausprägung A (hervorragender Zustand), B (guter Zustand), C (durchschnittlicher oder beschränkter Zustand)
Erhaltungszustand	Zustand der Lebensraumtypen und Arten der Anhänge I und II FFH-RL auf Ebene der Bundesländer, der Mitgliedsstaaten und der biogeographischen Regionen (siehe auch: Erhaltungsgrad)
Ertrag	Trockenmasseertrag
FFH-Mähwiesen	Gemäß FFH-Richtlinie geschützte Lebensräume des LRT 6510 und LRT 6520; in dieser Arbeit wird der Begriff synonym für den LRT 6510 verwendet
Mistwiesen	Naturschutzgebiet im Enzkreis
Natura 2000	EU-weites Netz von Schutzgebieten zur Erhaltung gefährdeter oder typischer Lebensräume und Arten; umfasst Schutzgebiete der Vogelschutz-Richtlinie (Richtlinie 2009/147/EG) <sup>1</sup> und der FFH-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) <sup>2</sup>
Nitrat-Verbrauch	Nitrat-verbrauchende Prozesse im Boden (siehe: Kapitel 2.2.5)
(N-)Mineralisation	Ammonifikation (siehe: Kapitel 2.2.5)
Humus	Gesamtheit der abgestorbenen organischen Bodensubstanz
Standort	Meint im Zusammenhang mit den Intensiv-Monitoringflächen entweder Standort Büchelberg (BB) oder Standort Mistwiesen (MW) und umfasst jeweils die beiden Untersuchungsflächen mit A- und C-Bewertung
Untersuchungsfläche	Meint im Zusammenhang mit den Intensiv-Monitoringflächen eine einzelne Untersuchungsfläche an einem der Standorte mit Bewertung A oder C (BB-A, BB-C, MW-A, MW-C)

---

<sup>1</sup> EU (2009)

<sup>2</sup> EU (1992)

# Vorwort

---

Teile dieser Doktorarbeit sind im Rahmen bisher unveröffentlichter Projektberichte für das Teilprojekt CL3 („N-Umsatzmodell für Flachland-Mähwiesen - Begleitende Forschung für den IST-Zustand im Offenland“) des Verbundvorhabens StickstoffBW dokumentiert (Stand: 10.10.2022).

Kapitel 1.3.2, Kapitel 2.1, Kapitel 3 und Kapitel 6.1 dieser Arbeit enthalten Abschnitte, die z. T. vorab veröffentlicht wurden in

KUKOWSKI, S., SCHMIDT, P., PIEPHO, H.-P., RÖHL, M., HAUFFE, H.-K., STRECK, T., 2020. Auswirkungen atmosphärischer Stickstoffeinträge auf magere Flachland-Mähwiesen in Baden-Württemberg. *Natur und Landschaft*, 95. Jahrgang (2020), Heft 2, S. 58-67, DOI: 10.17433/2.2020.50153773.58-67.

Auszüge aus Kapitel 2.2 und Kapitel 4 sind zur Veröffentlichung vorgesehen und befinden sich zurzeit in Begutachtung, eingereicht bei Ecosphere unter der Manuskript-Nummer ECS22-0568 (Stand 10.10.2022):

KUKOWSKI, S., RUSER, R., PIEPHO, H.-P., GAYLER, S., STRECK, T., 2022. N dynamics of semi-natural grassland soils with differing habitat quality: high temporal resolution captures the details.

---

# Kapitel 1

## Einleitung

---

### 1.1 Reaktiver Stickstoff in der Umwelt

Der Überschuss reaktiver Stickstoff (N)-Verbindungen in natürlichen oder naturnahen Ökosystemen ist in den letzten Jahrzehnten zu einem der großen Umweltprobleme unserer Zeit geworden. Eine verstärkte Düngung und intensivere Flächennutzung, bedingt durch eine erhöhte Nachfrage nach Nahrungsmitteln, sowie die erhöhte Nachfrage nach Energie und die damit einhergehend gesteigerte Verbrennung fossiler Brennstoffe haben vermehrte Emissionen von reaktivem Stickstoff in die Umwelt zur Folge. Diese wirken sich negativ auf die Grund- und Oberflächenwasserqualität, die Luftqualität und die Artenvielfalt aus. Das hat nicht nur Folgen für die menschliche Gesundheit, sondern auch für die Lebensräume von Fauna und Flora. Nach STEFFEN ET AL. (2015) sind mittlerweile die planetaren Belastbarkeitsgrenzen für Stickstoff überschritten und der Schutz empfindlicher Ökosysteme wird in Anbetracht des voranschreitenden Artenschwunds immer bedeutender. Gleichzeitig ist Stickstoff auch ein wichtiger Makronährstoff für Pflanzen und elementarer Baustein von Organismen. Rückkopplungen und Zusammenhänge mit anderen Umweltthemen wie beispielsweise dem Klimawandel, welcher die Prozesse im Stickstoffkreislauf beeinflussen kann (z. B. durch den Temperaturanstieg und die damit verbundenen Auswirkungen auf den Stickstoffumsatz im Boden), machen die Stickstoffproblematik zu einem Schlüsselthema in Wissenschaft, Wirtschaft und Politik (ARGE STICKSTOFFBW, 2019).

Im Rahmen des Verbundvorhabens „StickstoffBW“ (Federführung: Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft [UM], Koordinierung Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg [LUBW]) werden der Stickstoffhaushalt und seine negativen Auswirkungen auf die Umwelt untersucht und Maßnahmen zur Reduktion der

Stickstoffüberschüsse entwickelt und geprüft (LUBW, 2022). Als Teil der Stickstoffstrategie des Landes Baden-Württemberg befasst sich die Arbeitsgruppe „Critical Levels und Critical Loads Baden-Württemberg 2020“ schwerpunktmäßig mit natürlichen und seminatürlichen Lebensraumtypen mit empfindlicher Vegetation, die durch den Eintrag von reaktivem Stickstoff hinsichtlich ihres Erhaltungsgrades besonders gefährdet sind.

Die vorliegende Arbeit wurde von der LUBW im Rahmen des StickstoffBW Projekts gefördert und befasst sich mit der aktuellen Situation des in Baden-Württemberg besonders stark verbreiteten und artenreichen Lebensraumtyps (LRT) 6510 „magere Flachland-Mähwiesen“. Der Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit liegt auf der Untersuchung des Stickstoffhaushalts dieses Lebensraumtyps und möglichen Zusammenhängen mit dem Erhaltungsgrad der Mähwiesen.

## **1.2 FFH-Mähwiesen: Bedeutung, Erhaltungsgrad und Gefährdung**

Weltweit ist der Erhalt von Artenvielfalt und Lebensräumen in der Agrarlandschaft im Laufe der letzten Jahrzehnte immer stärker ins Blickfeld der Forschung gerückt und mittlerweile zu einem wesentlichen Naturschutzziel geworden. Neben Wald und Ackerland ist Dauergrünland die dritte große Landnutzungsform und bedeckt mit knapp 4,8 Mio. ha mehr als ein Viertel der landwirtschaftlich genutzten Flächen in Deutschland (STATISTISCHES BUNDESAMT, 2021A, 2021B). In Deutschland beherbergt das Grünland im weiteren Sinne allein mindestens 52 % des gesamten floristischen Arteninventars und 55 % der Rote-Liste-Arten (BRIEMLE, 2007). Insbesondere Extensiv-Grünland ist im Hinblick auf die floristische und faunistische Artenvielfalt naturschutzfachlich bedeutsam und zählt zu den artenreichsten Biotopen Europas (BEINLICH & KLEIN, 1995; GEROWITT ET AL., 2013). Weitere wichtige ökologische Funktionen, die vom Grünland erfüllt werden, umfassen Boden-, Klima-, Hochwasser- und Grundwasserschutz (BENGTSSON ET AL., 2019). Durch die große Flächenausdehnung prägen Grünland-Ökosysteme zudem in vielen Regionen das Landschaftsbild und erfüllen als Erholungs- und Tourismusgebiet und als Kulturlandschaft auch soziokulturelle Leistungen.

Der Schutz der natürlichen und naturnahen Grünland-Lebensräume ist von gesellschaftlichem Interesse und wurde in der Europäischen Union mit der



Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, kurz FFH-Richtlinie, als europarechtliche Norm bereits 1992 verabschiedet (EU, 1992). Die FFH-Richtlinie hat zum Ziel, wildlebende Arten, deren Lebensräume und die europaweite Vernetzung dieser Lebensräume zu sichern und zu schützen (Natura 2000). Sie dient damit der von den EU-Mitgliedstaaten 1992 eingegangenen Verpflichtung zum Schutz der biologischen Vielfalt (CBD<sup>3</sup>, 1992). Im Anhang I der FFH-Richtlinie sind natürliche und naturnahe Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse aufgeführt, für deren Erhalt besondere Schutzgebiete im Natura 2000 Netzwerk ausgewiesen werden sollen. In die Kategorie „Natürliches oder naturnahes Grasland“ fallen beispielsweise Pfeifengraswiesen (LRT 6410), Borstgrasrasen (LRT 6230), Kalkmagerrasen (LRT 6210) und magere Flachland-Mähwiesen (LRT 6510). Vor allem letztere haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in Mitteleuropa.

In Deutschland befinden sich die Schwerpunktorkommen der FFH-Mähwiesen vor allem in Süddeutschland. FFH-Mähwiesen umfassen insgesamt zwei Lebensraumtypen: die planar bis submontan gelegenen mageren Flachland-Mähwiesen des Flach- und Hügellandes (LRT 6510) und die an sub- bis hochmontane Stufen angepassten Berg-Mähwiesen (LRT 6520). In der vorliegenden Arbeit bezieht sich der Begriff FFH-Mähwiesen nur auf den LRT 6510, da die Berg-Mähwiesen nicht weiter betrachtet werden. Im süddeutschen Raum haben die mageren Flachland-Mähwiesen des *Arrhenatherion*- bzw. *Brachypodio-Centaureion nemoralis*-Verbandes eine besondere Bedeutung. Die artenreichen, extensiv bewirtschafteten Glatthaferwiesen sind in Baden-Württemberg mit fast 59 % Flächenanteil der flächenmäßig bedeutsamste Offenland-Lebensraumtyp im Bundesland (Stand 02 / 2018; BRINKMANN ET AL., 2018). Baden-Württemberg weist nicht nur flächenmäßig bedeutende Vorkommen auf, sondern verfügt auch über besonders artenreiche Ausbildungen und hat daher im Hinblick auf deren Schutz eine besondere Verantwortung (RAUFER ET AL., 2015; LUBW, 2014).

Hinsichtlich ihres Flächenanteils und ihrer botanischen Qualität sind die Bestände artenreicher FFH-Mähwiesen, trotz des geltenden Verschlechterungsverbots für den Erhaltungsgrad der FFH-Lebensraumtypen (§33 BNatSchG, 2009), rückläufig. Sowohl der aktuelle Erhaltungsgrad als auch die Prognose für die Erhaltung der FFH-Mähwiesen und der Gesamttrend werden negativ eingeschätzt (ELLWANGER ET AL., 2020). In Baden-

---

<sup>3</sup> Convention on Biological Diversity

Württemberg befinden sich nur etwa 10 % der LRT-Flächen im Erhaltungsgrad A (hervorragender Zustand), etwa 50 % in B (guter Zustand) und knapp 40 % in C (durchschnittlicher oder beschränkter Zustand) (Stand 02 / 2018; BRINKMANN ET AL., 2018).

Der Gesamt-Erhaltungsgrad einer Fläche setzt sich nach der Kartieranleitung für Offenland in Baden-Württemberg (LUBW, 2016) aus den Bewertungsparametern „Arteninventar“, „Habitatstruktur“ und „Beeinträchtigungen“ zusammen. Für das Kriterium „Arteninventar“ wird mittels Schnellaufnahmen (10-minütige Aufnahme aller Farn- und Samenpflanzen auf einer 25 m<sup>2</sup> großen Fläche) geprüft, ob ein lebensraumtypisches Artenspektrum in Abhängigkeit vom natürlichen Standortpotential (z. B. basenreich oder basenarmer Standort) vorhanden ist. Neben wertgebenden Arten werden hierbei u. a. auch Störzeiger (z. B. Stickstoffzeiger) erfasst. „Habitatstrukturen“ umfassen neben der lebensraumtypischen Vegetationsstruktur beispielsweise auch Veränderungen des Reliefs oder des Nährstoff- oder Bodenwasserhaushalts. Unter „Beeinträchtigungen“ werden weitere relevante Einflussfaktoren (z. B. Bebauung, Verkehr u. v. m.) je nach Grad der Auswirkung („keine / gering“, „mittel“, „stark“) aufgelistet (LUBW, 2016). Die Zusammenfassung dieser drei Kriterien zu einem Gesamtwert ergibt die Qualität des Erhaltungsgrades der Erfassungseinheit: hervorragend (A), gut (B) oder durchschnittlich (C).

Die Ursachen für die Verschlechterung des Erhaltungsgrades sind vielfältig. Eine wesentliche Ursache für eine veränderte Bestandsentwicklung sind direkte Landnutzungsänderungen durch die Bewirtschaftung. Die Intensivierung der Grünlandbewirtschaftung in den vergangenen Jahrzehnten zum Beispiel durch Melioration (z.B. Entwässerungsmaßnahmen), Düngung, frühere erste Schnitte sowie die Technisierung der Ernte, führen auf allen Ebenen der Biodiversität zu erheblichen negativen Veränderungen (BOSSHARD, 2016; SCHOOF, 2019). Flächen, die nicht von einer Intensivierung betroffen sind, werden häufig aus der Bewirtschaftung genommen und damit in ihrer Entwicklung sich selbst überlassen, was am Ende zu einem Artenrückgang führen kann. Laut SCHOOF (2019) sind die heute noch vorhandenen Flächen des naturschutzfachlich hochwertigen Grünlandes bereits kurzfristig akut von (weiterer) Nutzungsaufgabe und Nutzungsänderung bedroht. Ein weiteres Problem in diesem Zusammenhang stellt der Wissensverlust in Bezug auf die extensive Grünland-Bewirtschaftung dar (vgl. SCHOOF ET AL., 2019, S. 20). Entscheidend dürfte aber sein, dass

---

sich der Aufwuchs von Extensivgrünland in der heutigen intensiven Tierhaltung kaum noch verwerten lässt (THUMM ET AL., 2020).

Neben der direkten Landnutzungsänderung stellt die Eutrophierung der Landschaft durch Stickstoffeinträge eine weitere Gefährdungsursache für die FFH-Mähwiesen dar. Übermäßiger Eintrag von Stickstoff, verursacht durch die landwirtschaftliche Düngung, sowie Einträge über den luftbürtigen Pfad, können zu Artenverschiebung und letztendlich zu einer Umwandlung in Intensivgrünlandgesellschaften führen. Das seit 1856 bestehende „Park Grass Experiment“ in Rothamsted (Großbritannien) zeigte eine starke Artenverarmung und die Dominanz von Gräsern wie *Holcus lanatus* (Wolliges Honiggras) oder *Agrostis*-Arten (Straußgräser) nach Stickstoffapplikation mit 48 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> als Ammoniumsulfat oder Natriumnitrat (LAI, 2012). STEVENS ET AL. (2004, 2010, 2011) wiesen die potenziell negativen Auswirkungen langfristiger N-Depositionen auf den Artenreichtum naturnaher Grünlandflächen in Europa nach und auch WÖRZ & THIV (2015) nennen den Stickstoffeintrag (aus der Landwirtschaft) neben anderen Faktoren als einen Haupteinflussfaktor auf die regionale Flora in Süddeutschland.

Veränderungen von Grünlandgesellschaften sind das Ergebnis zahlreicher interagierender Faktoren und können nur selten auf monofaktorielle Ursache-Wirkungs-Beziehungen zurückgeführt werden. Länderspezifische Fördermaßnahmen zur extensiven Landnutzung, etwa durch Maßnahmen der Landschaftpflegerichtlinie (LPR) und des Agrarumweltprogramms FAKT (Förderprogramm für Agrarumwelt, Klimaschutz und Tierwohl) in Baden-Württemberg, sind ein Ansatz zur Zustandsverbesserung der gefährdeten Lebensräume (MLR, 2017). Sie können dem negativen Trend einer Artenabnahme aber nur bedingt entgegenwirken. Für den zukünftigen Schutz und Erhalt der FFH-Mähwiesen ist ein besseres Prozessverständnis der wechselseitigen Beziehungen zwischen Boden, Pflanze, Atmosphäre und externen Faktoren, insbesondere im Zusammenhang mit dem Stickstoffkreislauf, dringend erforderlich.

## 1.3 Stickstoff-Kreislauf von Grünland-Ökosystemen

### 1.3.1 Grundlegende Prozesse des N-Kreislaufs

Stickstoff unterliegt im Boden ständigen Umwandlungen zwischen organischen und anorganischen Formen (z. B. HART ET AL., 1994B). Der Großteil des Bodenstickstoffs (> 90 %) liegt organisch gebunden vor und stammt aus Rückständen der Vegetation, Bodenorganismen sowie deren Stoffwechselprodukten. Die Gesamtheit der abgestorbenen organischen Bodensubstanz wird als Humus bezeichnet (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 2010) und in dieser Arbeit mit SOM (Soil Organic Matter / organische Bodensubstanz) abgekürzt. Die SOM ist heterogen und setzt sich aus einer Reihe von Pools zusammen, die hinsichtlich ihrer Umsetzungsgeschwindigkeit von aktiv bis passiv reichen (SCHIMEL ET AL., 1985).

Die Umsetzung von Humus ist immer auch mit der Umwandlung oder Freisetzung von N-Verbindungen verbunden. Je nach Stärke und Form der N-Bindung kann zwischen stabilen und labilen N-Pools im Boden unterschieden werden. Der labile N-Pool umfasst leicht abbaubare organische N-Formen (beispielsweise Proteine, pflanzliche Aminosäuren) und kann schnell in mineralische Formen umgewandelt werden. Stickstoff, der beispielsweise in Zwischenschichten der Tonminerale gebunden ist, ist weitestgehend vor einem Abbau geschützt (z. B. KUDEYAROV, 1981; NÔMMIK, 1981). Je nach Klimaregion, Nutzung und Bodentyp variieren die Anteile der verschiedenen organischen N-Verbindungen deutlich (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 2010).

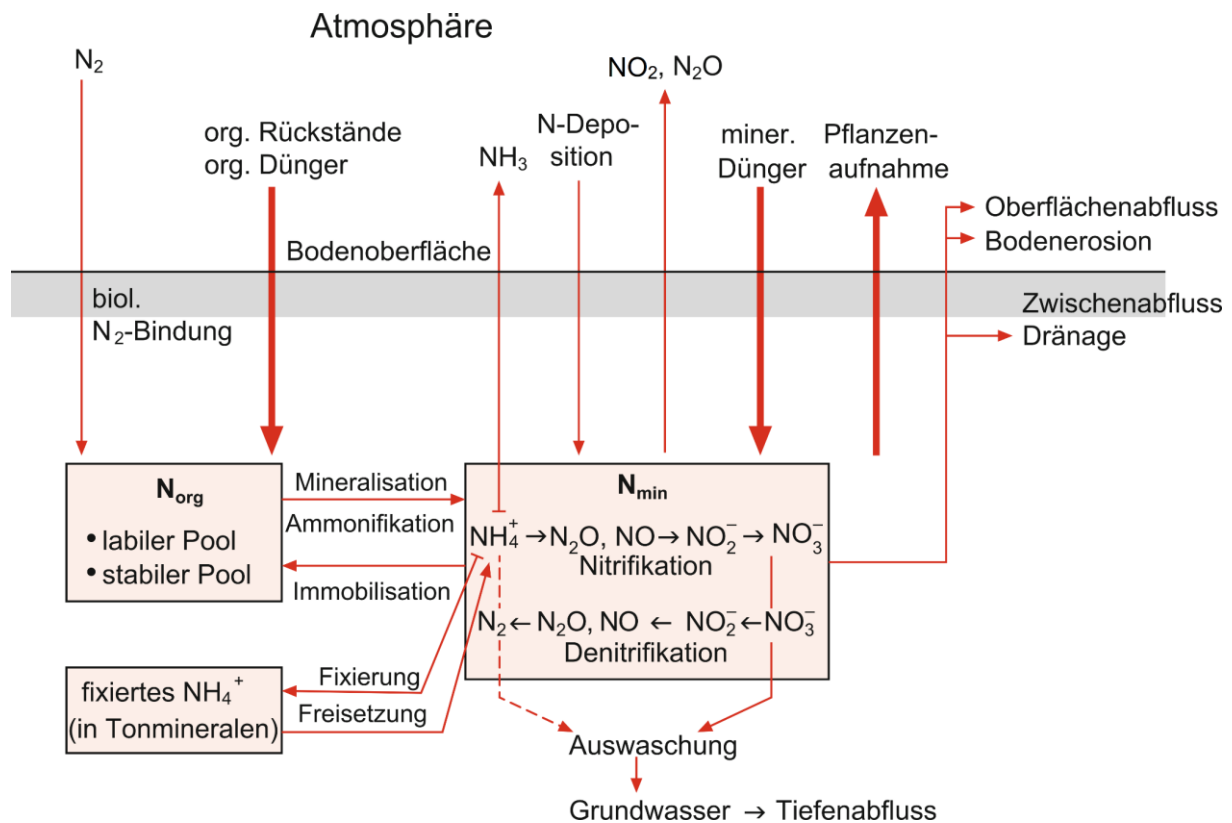


Abbildung 1-1: Der Stickstoff-Kreislauf. (Nach: SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 2010).

Durch Mineralisation (Ammonifikation) wird organischer Stickstoff von Mikroorganismen über mehrere Zwischenschritte in eine gut pflanzenverfügbare, mineralische Form ( $NH_4^+$ ) überführt. Die Mineralisationsleistung ist u. a. abhängig vom Boden-pH-Wert, Humusgehalt, Klima und Streuqualität (z. B. C:N-Verhältnis) (CHENG ET AL., 2013; FIGUEIREDO ET AL., 2016; ELRYS ET AL., 2021; FRANKENBERGER & ABDELMAGID, 1985; ENWEZOR, 1976). Das gebildete Ammonium wird von Pflanzen oder Mikroorganismen direkt aufgenommen (Assimilation), zumeist aber über die Nitrifikation weiter zu Nitrat ( $NO_3^-$ ) oxidiert (Nitrifikation). Ammonium kann auch in Tonmineralen fixiert werden (GOUVEIA & EUDOXIE, 2002; KUDEYAROV, 1981; NÔMMIK, 1981). Neben der autotrophen Nitrifikation durch chemoautotrophe Bakterien kann Nitrat auch durch säuretolerante, chemo-heterotrophe Organismen direkt aus Eiweißstoffen gebildet werden (heterotrophe Nitrifikation). Lange wurde angenommen, dass die Nitrifikation in sauren Böden relativ gering ist, da die Substratverfügbarkeit (Ammoniak) für die Ammoniak-Oxidierer begrenzt ist. Es gibt jedoch auch Hinweise auf autotrophe mikrobielle Gruppen (ammoniakoxidierende Archaeen), die an niedrige Substratkonzentrationen angepasst sind und für die Nitrifikation im weiteren Bereich saurer Grünlandböden verantwortlich sein könnten

(LI ET AL., 2018). Das gebildete Nitrat kann von Pflanzen oder Mikroorganismen aufgenommen werden oder aber unter anaeroben Bedingungen reduziert werden (Denitrifikation) oder der Auswaschung unterliegen.

Die Intensität des Abbaus der organischen Substanz ist abhängig von der Konstellation der Standortfaktoren. Neben der Bodentemperatur, der Durchlüftung bzw. dem Wassergehalt und dem pH-Wert (siehe auch SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 2010) wird die Mineralisation auch durch die Ausgangssubstanzen sowie deren Zusammensetzung beeinflusst (z. B. ENWEZOR, 1976; FIGUEIREDO ET AL., 2016).

### **1.3.2 Atmosphärische N-Einträge und N-Düngung**

Die Haupteintragspfade für Stickstoff in ein Ökosystem stellen atmosphärische Einträge (N-Deposition, biologische N<sub>2</sub>-Fixierung) und die N-Zufuhr über die Düngung dar (Abbildung 1-1). Magere Flachland-Mähwiesen werden im Vergleich zu Intensiv-Grünland nur mit organischen Düngern und zumeist wenig oder teilweise gar nicht gedüngt. Grundsätzlich ist hierbei, neben den Empfehlungen des Natura 2000 Infoblatts (MLR, 2016), die Bewirtschaftung den jeweiligen Standortgegebenheiten anzupassen. Die LAZBW<sup>4</sup> (2018) empfiehlt für Flachland-Mähwiesen eine Düngung von bis zu 100 dt ha<sup>-1</sup> in Form von Festmist als Herbstausbringung oder 20 m<sup>-3</sup> ha<sup>-1</sup> verdünnte Gülle (nicht zum ersten Aufwuchs) im Intervall von zwei Jahren auf Flachland-Mähwiesen. Eine P- und K-Düngung ist erlaubt. Grundsätzlich darf das FFH-Grünland hinsichtlich des Erhaltungsgrades durch die Bewirtschaftungsweise nicht beeinträchtigt werden. Je nach Standortgegebenheiten kann daher auch eine extensivere Nutzung notwendig sein. Bei Abweichung von den Bewirtschaftungsempfehlungen wird eine Abstimmung mit der unteren Naturschutzbehörde bzw. der unteren Landwirtschaftsbehörde empfohlen. Die N-Düngung hat einen großen Einfluss auf die Vegetation (z. B. ČOP & ELER, 2019) und führt in der Regel zu einer Zunahme von Stickstoffindikatorarten und hohen Obergräsern (z. B. Glatthafer) sowie zu einer Abnahme von Untergräsern (z. B. Rotschwingel) (ČÁMSKÁ & SKÁLOVÁ, 2012). Neben der Menge des verwendeten Düngers beeinflusst die Zusammensetzung der Nährstoffe - entweder einzelne Nährstoffe oder eine Kombination

---

<sup>4</sup> Landwirtschaftliches Zentrum für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Milchwirtschaft, Wild und Fischerei Baden-Württemberg

(N, P, K) - die Artenzusammensetzung und Produktivität von naturnahem Grünland (ZARZYCKI & KOPEĆ, 2020).

Der Düngbedarf einer Fläche wird durch standortspezifische Variablen, beispielsweise die Nährstoffgehalte im Boden, bestimmt. Eine zunehmende Belastung durch reaktiven Stickstoff aus der Luft wird hierbei zumeist nicht berücksichtigt. Dieser kann jedoch eine potentielle Gefährdung darstellen, insbesondere für Pflanzenbestände, die an magere Bodenverhältnisse angepasst sind. Seit 2009 nimmt die N-Deposition laut Berechnungen (vgl. UM, 2017) im Mittel um 2,2 % pro Jahr bei etwa konstanter NH<sub>3</sub> Emission ab (mittlere N-Gesamtdeposition, Stand 2016: 15 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) (UM, 2017). Trotzdem stellt die Belastung durch reaktiven N aus der Luft eine Gefährdung dar, auch für den LRT 6510. Die düngende Wirkung von luftbürtigem N in Form von Stickstoffoxiden (NO<sub>x</sub>) und NH<sub>3</sub> kann sich je nach Konzentration und Einwirkdauer v. a. auf nitrophile Arten wuchssteigernd auswirken. WÖRZ & THIV (2015) zeigten in ihrer Studie, dass sich die globalen Trends der Abnahme von seltenen einheimischen Arten und einer Zunahme von Neophyten auch in Südwestdeutschland wiederfinden.

Neben der düngenden Wirkung von luftbürtigem Stickstoff in Form von Stickoxiden und Ammoniak kann reaktiver Luftstickstoff weitere Auswirkungen auf die Vegetation haben, etwa in Form einer höheren Anfälligkeit gegenüber sekundären Stressfaktoren (BOBBINK ET AL., 1998). Bisher wurde N vor allem in Form der N-Gesamtdeposition betrachtet und nur wenige Untersuchungen befassen sich mit der Wirkung von NH<sub>3</sub> auf die Pflanzenarten der mageren Flachland-Mähwiesen (vgl. VAN DEN BERG ET AL., 2016). Studien zu Wirkungen von Ammoniak auf den Erhaltungsgrad betroffener LRT sind keine bekannt. In Baden-Württemberg weist die Verteilung der atmosphärischen NH<sub>3</sub>-Konzentration vor allem in den Tierhaltungsregionen (Oberschwaben, Ostalb, Hohenlohe) höhere Werte von > 6 bis 25 µg m<sup>-3</sup> auf (vgl. auch UM, 2017). Welche Wirkung die atmosphärische NH<sub>3</sub>-Konzentration hat, ist noch unklar. Die langfristige, aber nur schwer rekonstruierbare Nutzungsgeschichte kann ebenfalls die heutige Artenzusammensetzung beeinflusst haben (LUBW, 2008), Aussagen hierzu dürften aber mit Unsicherheiten behaftet sein. Beispielsweise merken RAUFER ET AL. (2015) an, dass Landwirtinnen und Landwirte sich stetiger, aber geringfügiger Veränderungen, die sich im Laufe der Zeit ergeben (z. B. beim Schnitttermin), nicht immer bewusst sind.

Um die Wissensdefizite in diesem Bereich zu klären, sind Untersuchungen zu Zusammenhängen zwischen der N-Deposition, v. a. aber mit der atmosphärischen  $\text{NH}_3$ -Konzentration, und N-empfindlichen Artengruppen auf FFH-Mähwiesen nötig. Es ist zu bewerten, ob diese einerseits statistisch signifikant und andererseits auch ökologisch relevant sind. Ferner ist unbekannt, welche weiteren Standortfaktoren einen maßgeblichen Einfluss auf empfindliche Artengruppen und somit den Erhaltungsgrad von FFH-Mähwiesen haben.

### **1.3.3 N-Transformationsprozesse im Boden**

#### **Methoden zur Erfassung von N-Umsetzungsprozessen**

Neben dem luftbürtigen Eintrag von Stickstoff-Verbindungen über Deposition und einem potentiellen Eintrag über Düngung wird Stickstoff auch durch die bodenbürtigen Umsatzprozesse (Mineralisation der organischen Bodensubstanz) in pflanzenverfügbare, reaktive Form umgewandelt. Die Änderung der Ammonium- und Nitrat-Konzentrationen im Boden in Abhängigkeit von der Zeit kann mit Hilfe der N-Umsatzraten beschrieben werden. Eine etablierte Methode zur Messung der Netto-Mineralisation und -Nitrifikation stellt die „buried bag“ Methode von ENO (1960) dar. Hierbei werden Bodenproben in Polyethylen-Beuteln über einen definierten Zeitraum (z. B. eine bis sechs Wochen) inkubiert und die Anfangs- und Endkonzentrationen an mineralischem Stickstoff ( $N_{\min}$ ) bestimmt. Die Vorteile der Bestimmung von Netto-Umsatzraten liegen in den geringen Kosten und dem geringen Aufwand für die Durchführung. Für ein besseres Verständnis der ökosystemaren Zusammenhänge ist es jedoch entscheidend, zwischen den einzelnen produzierenden und verbrauchenden Prozessen des N-Kreislaufs differenzieren zu können.

Mit Hilfe von Bruttoreaten können die produzierenden und verbrauchenden N-Umsetzungsprozesse in Böden (Mineralisation, Nitrifikation, Ammonium-Verbrauch und Nitrat-Verbrauch) getrennt quantifiziert werden (z. B. STARK, 2000). Damit liefern sie ein tieferes Verständnis der Mechanismen, die an der Reaktion des N-Kreislaufs im Boden beteiligt sind. Gegenüber der Methodik zur Bestimmung der Nettoreaten ist die Messung der Brutto-Umsatzraten jedoch kostenintensiver und aufwendiger in der Durchführung.



Die Standardmethode zur Bestimmung von Bruttoreaten ist die  $^{15}\text{N}$ -Pool-Verdünnungsmethode (KIRKHAM & BARTHOLOMEW, 1954; DAVIDSON ET AL., 1991). Für die Bestimmung der Produktionsraten wird der entsprechende N-Pool (Ammonium für die Mineralisation, Nitrat für die Nitrifikation), der zu > 99 % aus  $^{14}\text{N}$  besteht, mit dem schwereren  $^{15}\text{N}$ -Isotop angereichert. Nach Ablauf der Inkubationszeit wird die Verdünnung der  $^{15}\text{N}$ -Anreicherung durch Zufluss von unmarkiertem  $^{14}\text{N}$  berechnet. Der Zufluss von unmarkiertem N in den markierten N-Pool verändert somit das Verhältnis von  $^{14}\text{N}$  zu  $^{15}\text{N}$ , nicht aber die Gesamtmenge an  $^{15}\text{N}$ . Sämtliche verbrauchenden Prozesse stellen einen Abfluss aus dem betrachteten Pool dar und verändern somit die Gesamt-N-Menge ( $^{14}+^{15}\text{N}$ ) im Pool, nicht aber das Isotopenverhältnis von  $^{14}\text{N}$  zu  $^{15}\text{N}$ , sofern beide Isotope gleichmäßig verbraucht werden.

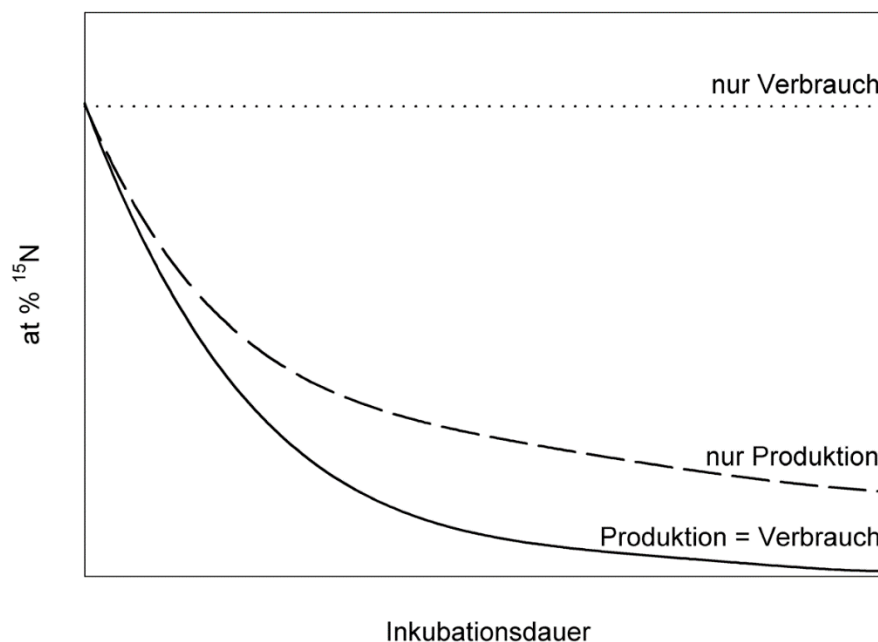


Abbildung 1-2: Vereinfachte Darstellung der Änderung der  $^{15}\text{N}$ -Anreicherung [at %  $^{15}\text{N}$ ] im markierten N-Pool während eines Isotopenverdünnungs-Experiments bei verschiedenen Szenarien der Umsatzraten. (Nach: STARK, 2000)

Die  $^{15}\text{N}$ -Pool-Verdünnungstechnik wurde insbesondere in Wald-Ökosystemen, aber auch in landwirtschaftlichen Systemen bereits weithin eingesetzt (BOOTH ET AL., 2005). Eine zunehmende Anzahl an Untersuchungen wurde auch im Grünland durchgeführt (DAVIDSON ET AL., 1990, DAVIDSON ET AL., 1991, LEDGARD ET AL., 1998, WATSON ET AL., 2000, CORRE ET AL., 2002, HOEFT ET AL., 2014, HU ET AL., 2019, ZHANG ET AL., 2019). Untersuchungen für

mitteleuropäische Grünlandstandorte, in denen Stickstoff ein limitierender Faktor ist, sind unterrepräsentiert. Im süddeutschen Raum herrschen andere Klima- und Bodenverhältnisse sowie Wuchsbedingungen für Grünlandgesellschaften, weshalb die Bruttoreaten aus anderen Regionen nicht ohne Weiteres auf die FFH-Mähwiesen-Standorte übertragbar sind oder die Übertragung zumindest mit hohen Unsicherheiten behaftet ist. Der interne Stickstoffumsatz im Boden kann auf extensiv bewirtschafteten Flächen und bei geringen atmosphärischen N-Einträgen einen entscheidenden Beitrag zur pflanzenverfügbaren N-Menge leisten (DAVIDSON ET AL., 1990; CORRE ET AL., 2002; ZHANG ET AL., 2016). Ein möglicher Zusammenhang zwischen den Bruttoreaten des internen Stickstoffumsatzes und der Zusammensetzung der Vegetation, bzw. dem Erhaltungsgrad eines LRT, wurde bis dato aber noch nicht untersucht.

### **Einflussfaktoren auf N-Umsetzungsprozesse im Boden**

Die Prozesse der N-Transformation werden hauptsächlich durch die Standortfaktoren und Bodeneigenschaften, die mikrobielle Biomasse und Aktivität sowie weitere Umweltfaktoren wie das Klima und die Witterung beeinflusst (ELRYS ET AL., 2021; BOOTH ET AL., 2005). Hinsichtlich der wechselseitigen Beziehung zwischen der organischen Bodensubstanz und den Mikroorganismen im Boden, spielt insbesondere die **Substratverfügbarkeit und -qualität** (C-, N-Konzentration und C:N-Verhältnis) eine entscheidende Rolle für die Geschwindigkeit der Brutto-N-Umsetzung (BOOTH ET AL., 2005). Dabei ist die Brutto-N-Mineralisierung meist positiv mit der mikrobiellen Biomasse und den C- und N-Konzentrationen im Boden korreliert und weite C:N-Verhältnisse wirken sich negativ auf die Brutto-N-Mineralisation aus (BOOTH ET AL., 2005; LAMA ET AL., 2020; FORNARA ET AL. 2011). LAMA ET AL. (2020) zeigten in einem Grünlandexperiment, dass weite Wurzel-C:N-Verhältnisse auch mit der Artenvielfalt in Zusammenhang standen und sich die Zusammensetzung einer Grünlandgesellschaft auf die Brutto-N-Mineralisierung und den mikrobiellen Ammonium-Verbrauch auswirken kann. Dabei hatten geringe Anteile an Leguminosen (enges C:N-Verhältnis) und eine hohe Abundanz an kleinen Kräutern (weites C:N-Verhältnis) sowie eine hohe Sprosshöhe mit zunehmender Artenvielfalt ein weites Wurzel-C:N-Verhältnis zur Folge, was den N-Umsatz auf den Flächen verlangsamte. Einzelne Pflanzenarten und -gesellschaften können den Stickstoffkreislauf im Boden durch viele Mechanismen beeinflussen, u. a. durch unterschiedliche Streuzusammensetzung (SCOTT & BINKLEY, 1997; STUMP & BINKLEY, 1993), durch Wurzelexsudate (MARSCHNER, 1995)

oder durch den Wurzelumsatz im Boden (AERTS ET AL., 1992). Das C:N-Verhältnis (im Boden, in den Wurzeln und in der Streu) ist demnach ein Schlüsselfaktor für den durch Mineralisierung im Boden freigesetzten Stickstoff. Bei ertragreichen Grünlandböden in Mitteleuropa mit einem C:N-Verhältnis von  $< 15$  im Oberboden (SCHEFFER /SCHACHTSCHABEL, 2010) ist hier überwiegend von günstigen Bedingungen für die Mineralisation auszugehen.

*„Der **pH-Wert** eines Bodens spiegelt dessen Entstehung und die daraus resultierenden chemischen Eigenschaften wider“* und ist deshalb *„[...] die wichtigste und aussagekräftigste Bodenkenngroße, die sich mit einfachen Mitteln bestimmen lässt.“* (SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 2010, S. 151). Er beeinflusst die mikrobielle Gesamtaktivität und bakterielle Wachstumsrate sowie die Zusammensetzung der Bakteriengemeinschaft (BÅÅTH & ARNEBRANT, 1994). Dabei kann er unterschiedliche Auswirkungen auf das Wachstum von Pilzen und Bakterien haben (ROUSK ET AL., 2009). Auch die Pflanzengemeinschaft wird durch den pH-Wert beeinflusst (PARTEL, 2002), die wiederum die mikrobielle Gemeinschaft stark beeinflusst (ZAK ET AL., 2003). Die Auswirkungen des pH-Werts unterscheiden sich demzufolge auch in Hinblick auf die unterschiedlichen N-Transformationsprozesse im Boden. Die (Netto-)Nitrifikation nimmt zumeist bei zunehmender Bodenacidität ( $\text{pH} < 5$ ) ab (SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 2010), bzw. wird vermehrt von Pilzen (ROUSK ET AL., 2009) oder chemolitho-autotrophen Bakterien (DE BOER ET AL., 2001) durchgeführt. Die Auswirkungen des pH-Werts auf die Netto-Mineralisierung sind, im Gegensatz zu denen auf die Netto-Nitrifikation, nur unzureichend verstanden. Zudem können sich die Auswirkungen auf die Bruttoreaten gegenüber denen auf die Nettoraten der N-Mineralisierung in Grünlandböden voneinander unterscheiden (CHENG ET AL., 2013). Trotz der Bedeutung für sämtliche mikrobielle Prozesse im Boden sind Zusammenhänge mit Bruttoreaten der N-Mineralisation nur wenig untersucht worden.

Die Randbedingungen für den N-Umsatz an einem Standort können sich je nach Witterung schnell ändern. Die **Bodenfeuchte und Bodentemperatur** haben einen großen Einfluss auf die N-Transformationsprozesse. Steigende Temperaturen erhöhen die mikrobielle Aktivität, die Mineralisierung und die N-Verfügbarkeit für Pflanzen (WANG ET AL., 2017; SHAW & HARTE, 2001). Auch die Nitrifikation steigt mit zunehmender Temperatur bei den im Feld üblichen Temperaturbereichen an, kann jedoch, wenn die Ammonium-Immobilisierung stimuliert wird (WANG ET AL., 2017), auch negativ auf einen Temperaturanstieg reagieren (BINKLEY ET AL., 1994). Auch die Auswirkungen der

Bodenfeuchte bzw. des Bodenwassergehalts auf die Brutto-Mineralisierung sind nicht immer eindeutig. Die Brutto-N-Mineralisierung war in einer Studie von WANG ET AL. (2001) unter aeroben Bedingungen nicht immer höher als unter wassergesättigten Bedingungen. CHENG ET AL. (2012) berichten, dass die Brutto-N-Mineralisierung und Brutto-Ammonium-Immobilisierungsraten durch die Bodenfeuchte nicht beeinflusst wurden, im Gegensatz zur Brutto-Nitrifikation. Grundsätzlich kann eine geringe Bodenfeuchte die mikrobielle Aktivität verringern (CHENG ET AL., 2014), was sich wiederum auf die Mineralisations- und Nitrifikationsprozesse auswirken dürfte.

Da sich die Reaktionsbedingungen für N-Transformationsprozesse in Hinblick auf den Bodenwassergehalt und die Bodentemperatur in Abhängigkeit von Standortbedingungen und Witterung schnell ändern können, sind entsprechende Untersuchungen aus Feldstudien häufig nicht einfach zu interpretieren. Um eine möglichst genaue Aussage über die N-Umsetzungsprozesse machen zu können, müssen die Messungen daher in hoher zeitlicher Auflösung und über einen ausreichend langen Zeitraum (mehrere Vegetationsperioden) durchgeführt werden. Erst dann lassen sich quantitative Aussagen zu den tatsächlichen Größenordnungen machen und auch die zeitliche Variabilität abschätzen.

Zusammenfassend besteht im Bereich der bodenbürtigen N-Umsetzungsprozesse für die FFH-Mähwiesen in Süddeutschland noch Forschungsbedarf in Bezug auf die tatsächlichen Brutto-N-Umsatzraten sowie deren Zusammenhänge mit verschiedenen Standortfaktoren, etwa dem pH-Wert oder den C:N-Verhältnissen im Boden. Insbesondere auch in Hinblick auf zeitlich hoch variable Umweltbedingungen, wie die Bodenfeuchte und -temperatur, bestehen noch Wissensdefizite. Die wenigen Studien mit hoher zeitlicher Auflösung zeigen, dass N-Transformationsprozesse eine hohe zeitliche Variabilität aufweisen (JAMIESON ET AL., 2014, WANG ET AL., 2016, HUE ET AL., 2019), was zu einer verzerrten Bewertung kumulativer Transformationsraten führen könnte, wenn die zeitliche Auflösung diese Variabilität nicht abdeckt. Der Schutz der FFH-Mähwiesen und die Entwicklung gezielter Maßnahmen gegen eine Verschlechterung des Erhaltungsgrades erfordert ein besseres Verständnis der tatsächlichen N-Umsetzungsprozesse. Ob ein Zusammenhang zwischen den N-Umsetzungsprozessen im Boden und dem Erhaltungsgrad der FFH-Mähwiesen besteht, ließ sich bislang nicht beantworten, da entsprechende Daten zur Brutto-N-Umsetzung in Böden an mitteleuropäischen Grünlandstandorten nicht vorliegen.

### 1.3.4 Prozessbasierte Modellierung des N-Haushalts

Veränderungen von Grünlandgesellschaften sind das Ergebnis zahlreicher interagierender Faktoren. Der Stickstoffkreislauf in Grünlandökosystemen ist auf Grund der hohen Dynamik der N-Umwandlungsprozesse im Boden (Kapitel 4) sowie der zahlreichen Wechselwirkungen zwischen Boden, Pflanzen und Pflanzenarten sowie atmosphärischen N-Einträgen (Kapitel 3) komplex. Da empirische Studien zwangsläufig räumlich und zeitlich begrenzt sind, bieten prozessbasierte Agrarökosystemmodelle ein wirksames Instrument zur Untersuchung räumlicher und zeitlicher Muster von Kohlenstoff- und Stickstoffflüssen. Dynamische, prozessbasierte Modelle ermöglichen die Betrachtung gekoppelter Transport- und Umwandlungsprozesse sowie die Analyse von Szenarien und spielen eine wichtige Rolle bei der Skalierung räumlicher Zusammenhänge auf unterschiedlichen Ebenen. Mittlerweile existiert eine Vielzahl an Modellen, mit denen der N-Transport und N-Umsatz im System Boden-Pflanze-Atmosphäre abgebildet werden kann (z. B. LEACHM [HUTSON & WAGENET, 1992], SOILN [JOHNSON ET AL., 1987], DAISY [HANSEN ET AL., 1990], CANDY [FRANKO ET AL., 1995], EXPERT-N [PRIESACK, 2006]). Die Modelle unterscheiden sich in ihrem konzeptionellen Ansatz und dem Grad ihrer Komplexität sowie den Anforderungen an die Eingabedaten. Eine Übersicht über prozessorientierte Simulationsmodelle wird von KERSEBAUM ET AL. (2007) gegeben.

Die umfangreichen Anforderungen an Input-Informationen für die Anpassung eines Modelles erschweren die Nutzung dieser als Forschungsinstrument. Beispielsweise werden Ertrags- und Boden- $N_{\min}$ -Daten benötigt, aber auch Daten zur Witterung und zu verschiedenen Bodeneigenschaften. Diese sind oftmals nur auf intensiv untersuchten Flächen verfügbar. Vor der Anwendung eines Modells steht zudem die Parametrisierung und die Kalibrierung sensitiver Modellparameter, für die zunächst ein plausibler Bereich definiert werden muss. In Bezug auf die Abbildung des N-Umsatzes im Boden sind beispielsweise die Ratenkonstanten der N-Umsetzungsprozesse zentrale Modellparameter (z. B. JUNG ET AL., 2010, MAHMOOD & TILLMAN, 2015). Sie werden jedoch nur selten experimentell bestimmt, da Messungen kostspielig und zeitaufwendig sind und über einen ausreichend langen Zeitraum durchgeführt werden müssen. Insbesondere die Anpassung und Anwendung auf naturnahe Ökosysteme (beispielsweise extensive FFH-Mähwiesen-Standorte) stellen eine Herausforderung dar, da die Parameterwerte aus anderen Systemen nicht ohne weiteres übertragbar sind.

Das Modellpaket EXPERT-N ist als Toolkit konzipiert, sodass der Nutzer die Wahl zwischen verschiedenen Modell-Ansätzen (z.B. für Bodenwasser, Evapotranspiration, Pflanzenwachstum und C-N-Umsatz) hat und je nach Forschungsschwerpunkt ein Ökosystemmodell erstellen kann, das sich im Detailgrad der beteiligten Prozesse unterscheiden kann. Es stellt sich die Frage, ob sich mit Hilfe dieses Modul-Baukastens auch ein valides Modell für magere Flachlandmähwiesen erstellen lässt.

In dieser Arbeit wurde EXPERT-N verwendet, um ein gekoppeltes Boden-Pflanzenmodell zur Simulation der N-Umsätze von mageren Flachland-Mähwiesen in Baden-Württemberg aufzusetzen, unter Verwendung des vorhandenen Datensatzes von vier Intensiv-Monitoringflächen und 30 Referenzflächen des LRT 6510. Die Ziele dieser Studie waren (i) die Kalibrierung des Graslandmodells HPM (THORNLEY, 1998) und des Boden C- und N-Umsatzmodells SOILN (JOHANSSON ET AL., 1987) für extensives Grünland wie den LRT 6510 sowie (ii) die Simulation der wichtigsten N-Bilanzgrößen von FFH-Mähwiesen in unterschiedlichen Regionen Baden-Württembergs und über längere Zeiträume. Dabei sollten die Simulationsergebnisse hinsichtlich ihrer räumlichen Variabilität und ihrer zeitlichen Dynamik der am N-Umsatz beteiligten wesentlichen Prozessgrößen und in Abhängigkeit der Randbedingungen Klima, Standorteigenschaften und Bewirtschaftung analysiert werden. Zusammenfassend sollen anhand der Ergebnisse die (iii) Möglichkeiten und Grenzen des in EXPERT-N gewählten Ansatzes abgeschätzt und die flächenspezifischen N-Salden sowie Bilanzgrößen hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Entwicklung der FFH-Mähwiesen bewertet werden.

## 1.4 Zielsetzung, Fragestellungen und Aufbau der Arbeit

Für den zukünftigen Schutz und Erhalt der FFH-Mähwiesen ist ein besseres Verständnis der Wechselwirkungen zwischen Boden, Pflanze, Atmosphäre und externen Faktoren erforderlich. Diese Aufgabe erfordert die Betrachtung der vielschichtigen Problematik aus verschiedenen Forschungsperspektiven. Diese Arbeit verfolgt daher einen interdisziplinären Ansatz zur Analyse zentraler Fragestellungen zum Stickstoffkreislauf von mageren Flachland-Mähwiesen und möglichen Zusammenhängen mit dem Erhaltungsgrad des FFH-Lebensraumtyps in Baden-Württemberg. Sie ist das Ergebnis einer Zusammenarbeit der Fachgebiete „Biostatistik“<sup>5</sup>, „Düngung und Bodenstoffhaushalt“<sup>6</sup> sowie „Biogeophysik“<sup>5</sup> der Universität Hohenheim und ist in enger Kooperation mit dem Institut für Landschaft und Umwelt der Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen (HfWU) und der Terra Fusca Ingenieure Partnergesellschaft entstanden. Übergeordnetes Ziel der Arbeit war es, zum Prozessverständnis des Stickstoff-Kreislaufs von FFH-Mähwiesen beizutragen. Um die aktuelle Situation der FFH-Mähwiesen und deren Entwicklung darzulegen, wurden unterschiedliche methodische Ansätze und thematische Schwerpunkte gewählt. Die wesentlichen Diskussionsschwerpunkte wurden dabei auf (i) den Einfluss externer, atmosphärischer N-Einträge, (ii) die N-Dynamik und den N-Umsatz im Boden und (iii) die prozessbasierte Modellierung des N-Haushalts von FFH-Mähwiesen gelegt.

Für die einzelnen Schwerpunkte ergeben sich entsprechend der in der Einleitung dargelegten bestehenden Wissensdefizite folgende zentrale Fragestellungen:

### **Einfluss atmosphärischer N-Einträge**

- (i) Besteht ein statistisch signifikanter und ökologisch relevanter Zusammenhang zwischen der atmosphärischen  $\text{NH}_3$ -Konzentration und bestimmten N-empfindlichen Artengruppen auf FFH-Mähwiesen?

---

<sup>5</sup> Institut für Bodenkunde und Standortslehre

<sup>6</sup> Institut für Kulturpflanzenwissenschaften

- (ii) Welche weiteren Standortfaktoren lassen sich identifizieren, die einen maßgeblichen Einfluss auf empfindliche Artengruppen und somit den Erhaltungsgrad von FFH-Mähwiesen haben?

### **N-Dynamik und N-Umsatz im Boden**

- (iii) Wie hoch sind die Netto- und Brutto-N-Umsatzraten (Mineralisation, Nitrifikation, Ammonium-Verbrauch, Nitrat-Verbrauch) im Boden unter FFH-Mähwiesen in Baden-Württemberg?
- (iv) Welche zeitliche Dynamik ist hinsichtlich dieser N-Umsetzungsprozesse zu beobachten? Ist die zeitliche Dynamik anhand der variierenden Bodenwassergehalte und Bodentemperatur erklärbar?
- (v) Gibt es Unterschiede bei den Bruttonraten zwischen kalkreichen und entkalkten Böden (unterschiedliche Ausgangssubstrate bzw. pH-Werte)?
- (vi) Gibt es Zusammenhänge zwischen den Bruttonraten im Boden mit dem Erhaltungsgrad der FFH-Mähwiesen, etwa höhere Bruttonraten und schnellerer N-Umsatz auf Flächen mit Erhaltungsgrad C?

### **Prozessbasierte Modellierung der N-Dynamik und des N-Umsatzes**

- (i) Kann das Modellpaket EXPERT-N unter Verwendung der im Rahmen des Monitorings erhobenen Daten ausreichend angepasst und für die Modellierung weiterer LRT 6510-Flächen in Baden-Württemberg valide eingesetzt werden?
- (ii) Welche räumliche Heterogenität und interannuelle Variabilität zeigen die zentralen Bilanzglieder des N-Kreislaufs von süddeutschen FFH-Mähwiesen und in welcher Größenordnung bewegen sie sich im langjährigen Mittel?
- (iii) Kann aus den Simulationsergebnissen eine Aussage zur Entwicklung der FFH-Mähwiesen abgeleitet werden?

Grundlage für die Beantwortung der Fragen sind die unterschiedlichen Datengrundlagen und methodischen Ansätze, die in dieser Arbeit zur Auswertung genutzt wurden und zu Beginn (Kapitel 2) ausführlich beschrieben sind. Dabei wurden für die Untersuchung des Stickstoffhaushalts des LRT 6510 im Wesentlichen drei verschiedene Datengrundlagen verwendet: Zunächst wurden bereits vorhandene, landesweite Datensätze zum Artvorkommen auf FFH-Mähwiesen in Baden-Württemberg statistisch ausgewertet.



---

Darüber hinaus wurde an vier ausgewählten Standorten in Baden-Württemberg ein intensives Monitoring im Feld durchgeführt, um die wichtigsten Prozesse des N-Umsatzes unter den Mähwiesen zu quantifizieren und zu bewerten. Der dritte Datensatz umfasst eine extensive Beprobung weiterer 60 Flächen des LRT 6510 und LRT 6210. Der Datensatz für die Anwendung eines prozessbasierten Modells setzt sich aus den zuvor erhobenen Datensätzen und Erkenntnissen zum LRT 6510 sowie weiteren frei verfügbaren Daten zusammen (beispielsweise Witterungs- und Literaturdaten).

Auf die Beschreibung der Datengrundlagen in Kapitel 2 folgt die Darstellung der Ergebnisse und die Diskussion der Schwerpunktthemen: Atmosphärische N-Einträge (Kapitel 3), N-Dynamik im Boden (Kapitel 4), Modellierung des N-Kreislaufs (Kapitel 5). Die zentralen Erkenntnisse der diskutierten Themen werden abschließend in Kapitel 6 zusammengeführt.

## Kapitel 2

# Material und Methoden

---

## 2.1 Landesweite Vegetationsaufnahmen und atmosphärische NH<sub>3</sub>-Konzentration

### 2.1.1 Datengrundlagen und Bezugsquellen

Im Rahmen der FFH-Berichtspflicht an die EU wird alle sechs Jahre über den Zustand der FFH-Mähwiesen berichtet. Basierend auf Wiederholungskartierungen wird, beispielsweise für die Erstellung von Managementplänen, die Veränderung des Erhaltungsgrads dokumentiert. Auf dieser Grundlage wurden zunächst die in Baden-Württemberg vorliegenden Daten zur Kartierung des LRT 6510, die sich für eine statistische Auswertung im Zusammenhang mit atmosphärischen N-Einträgen eignen, zusammengetragen. Die in der vorliegenden Arbeit verwendeten vegetationskundlichen Daten (2012 bis 2016) in Baden-Württemberg mit Angaben zum Arteninventar (Schnellaufnahmen; vgl. BREUNIG ET AL., 2016) und Erhaltungsgrad umfassen insgesamt 10.006 Erfassungseinheiten, die im Rahmen der Natura-2000-Managementplanung und Biotopkartierung erhoben wurden (Tabelle 2-1). Neben der Habitatstruktur und möglichen Beeinträchtigungen basiert die Festlegung des Erhaltungsgrads vor allem auf den Ergebnissen der Schnellaufnahmen der Arten. Für die Auswertungen wurde allein das Vorkommen bestimmter Arten herangezogen. Nach dem Handbuch zur Erstellung von Managementplänen für Natura-2000-Gebiete in Baden-Württemberg (dort Anhang XIV) wurde den einzelnen Arten die Eigenschaft „N-Zeiger“, „Magerkeitszeiger“ oder „bewertungsneutrale Art“ zugewiesen (LUBW, 2014). Aufgrund des unterschiedlichen Bearbeitungsstands der Managementpläne liegen Schnellaufnahmen noch nicht landesweit vor (vgl. Abbildung 2-1). Schwerpunkt der

---

bisherigen Bearbeitung waren Nordost-Württemberg, die Schwäbische Alb sowie das nördliche Oberrheintal.

Die Verteilung der N-Gesamtdeposition in der Landnutzungsklasse „Wiesen und Weiden“ (< 1-km-Raster) und der NH<sub>3</sub>-Konzentration in der Luft basiert auf einer nationalen Modellierung durch die TNO (Niederländische Organisation für Angewandte Naturwissenschaftliche Forschung), die für Baden-Württemberg korrigiert wurde (Thomas Gauger, INS, Universität Stuttgart). Die NH<sub>3</sub>-Konzentrationskarte (Abbildung 2-1) entspricht dem Bearbeitungsstand vom Mai 2018 (GAUGER & RIHM, 2018; vgl. HERMANN, 2018).

Tabelle 2-1: Verwendete landesweite Datensätze und Bezugsquellen.

<b>Datensatz</b>	<b>Erläuterung</b>	<b>Bezugsquelle</b>
Artenliste und Erhaltungsgrad (LRT 6510)	Vorkommen von Arten auf Arten-Ebene Gesamtbewertung des Erhaltungsgrads (A, B, C): basierend auf Einzelbewertungen zum Arteninventar, zu Habitatstrukturen und zu Beeinträchtigungen Kartierzeitraum 2012 bis 2016	FFH-Biotopkartierung und Managementplan-Kartierung (Offenland) in Baden-Württemberg (Datenstand: März 2016, LUBW)
Klimadaten	Mittlerer Jahresniederschlag [mm] und mittlere Jahrestemperatur [°C] der Erfassungseinheit Langjährige DWD Klimadaten Bezugszeitraum 1981 bis 2010	DWD 2019
Weitere Standortdaten	Angaben zu Höhe ü. NN [m], Inklination [°], Exposition [°], natürlicher Bodenfruchtbarkeit <sup>7</sup> , mittlerer nutzbarer Feldkapazität [mm] <sup>8</sup> , bodenkundlicher Feuchtestufe <sup>7</sup> , Karbonatgehalt <sup>7</sup> , Sonderstandort für naturnahe Vegetation (Standorte mit extremen Bedingungen, z. B. nass / trocken / nährstoffarm) <sup>7</sup>	Bodenkarte für Baden-Württemberg (Maßstab 1 : 50.000) Zusatztabelle Bodenfunktionen nach „Bodenschutz 23“ (LUBW, 2010; LGRB, 2015)
N-Gesamtdeposition	N-Gesamtdeposition [kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ] der Erfassungseinheit Bezugsjahr 2009	Thomas Gauger, INS, Universität Stuttgart Siehe auch: LUBW (2019)
Atmosphärische NH <sub>3</sub> -Konzentration	Atmosphärische NH <sub>3</sub> -Konzentration der Erfassungseinheit [µg m <sup>-3</sup> ] Bezugsjahr 2014 Provisorisches Ergebnis Stand Mai 2018	GAUGER & RIHM (2018) Thomas Gauger, INS, Universität Stuttgart Beat Rihm, Meteotest AG, Bern / CH Das Ergebnis erscheint auf der Webseite der LUBW, siehe auch LUBW (2019)

<sup>7</sup> Keine Einheit, da es sich um kategoriale Variablen handelt. Die Variablen „natürliche Bodenfruchtbarkeit“ und „bodenkundliche Feuchtestufe“ wurden aufgrund ihres quantitativen Charakters wie metrische Variablen behandelt.

<sup>8</sup> Pflanzenverfügbare Wassermenge, die ein grund- und stauwasserfreier Boden speichern kann (LGRB 2015).

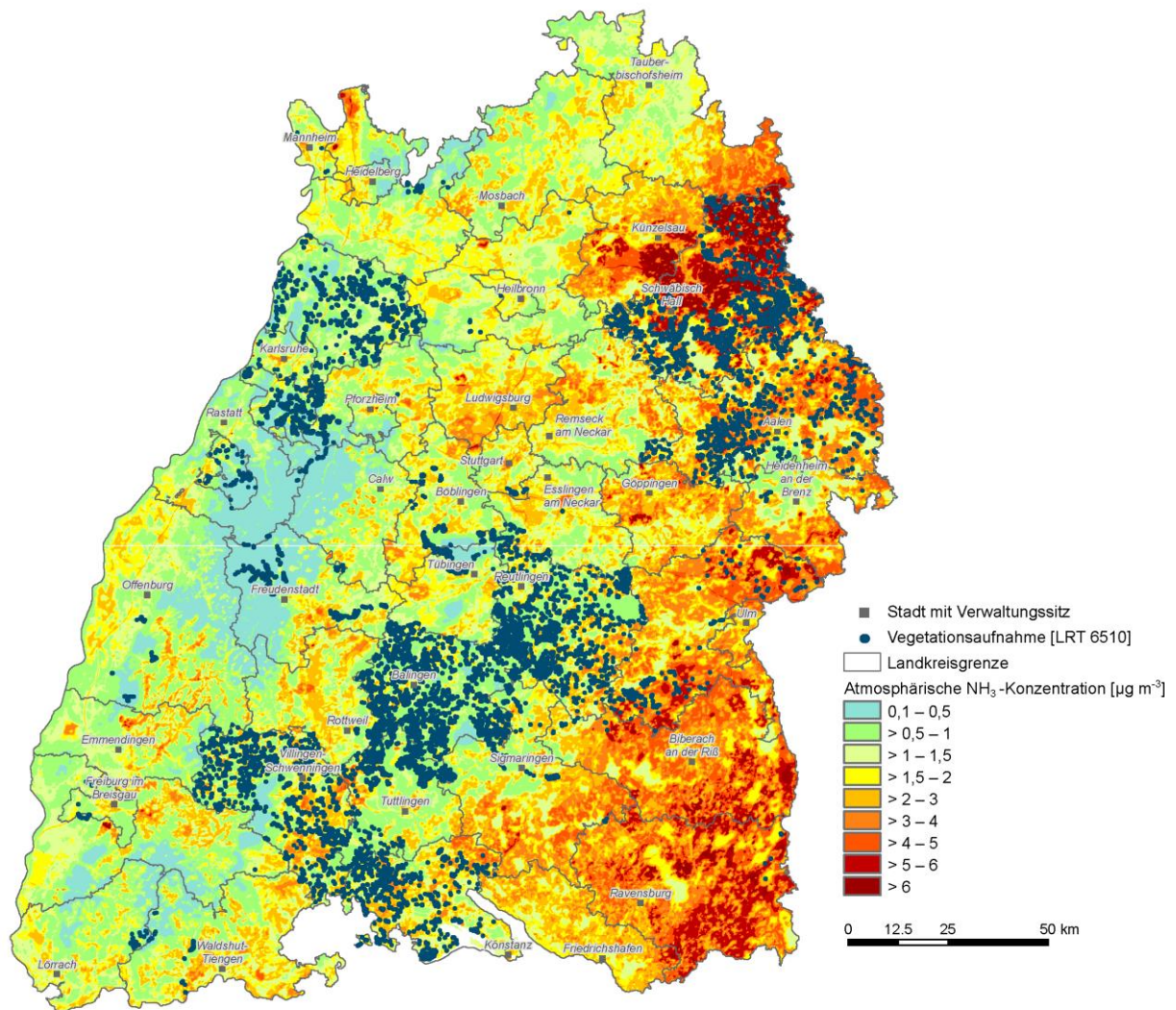


Abbildung 2-1: Verteilung der atmosphärischen  $\text{NH}_3$ -Konzentration ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) und Standorte der Schnellaufnahmen für den Lebensraumtyp (LRT) 6510. Daten: atmosphärische  $\text{NH}_3$ -Konzentration: GAUGER & RIHM 2018; GIS und Mapping: Beat Rihm, Meteotest AG, Bern / CH, Bezugsjahr 2014, Bearbeitungsstand Mai 2018, Nachbearbeitung durch Sina Kukowski; Vegetationsdaten: LUBW, Stand 2016 (siehe auch Tabelle 2-1).

## 2.1.2 Statistische Analyse

### Atmosphärische NH<sub>3</sub>-Konzentration

Zur Identifikation eines möglichen Zusammenhangs zwischen der atmosphärischen NH<sub>3</sub>-Konzentration und dem Erhaltungsgrad wurde zunächst der Einfluss der atmosphärischen NH<sub>3</sub>-Konzentration auf die Zielvariablen (Artenzahlen an Magerkeits- und N-Zeigern) analysiert (**Schritt 1**). Für die Zählraten wurde ein Generalisiertes Lineares Modell (GLM) mit Log-Link-Funktion und poissonverteilter Fehlerterm gewählt (STROUP, 2013). Um zu analysieren, wie die atmosphärische NH<sub>3</sub>-Konzentration die Anzahl der Magerkeits- und N-Zeiger in den jeweiligen Erhaltungsgraden (A, B, C) beeinflusst, wurde folgendes Modell angenommen (STROUP, 2013):

$$\log(\mu_{ij}) = \eta_{ij} = \mu_0 + \alpha_i + \beta_i \cdot x_j \quad (1)$$

wobei  $\mu_{ij}$  die erwartete Anzahl der N- bzw. Magerkeitszeiger des  $j$ -ten NH<sub>3</sub>-Wertes in der  $i$ -ten Stufe des Erhaltungsgrades ist. Die Effekte sind:  $\mu_0$  = Achsenabschnitt,  $\alpha_i$  = Effekt der  $i$ -ten Stufe des Erhaltungsgrades,  $\beta_i$  = Steigung der  $i$ -ten Stufe des Erhaltungsgrades für die lineare Regression auf den NH<sub>3</sub>-Wert,  $x_j$  =  $j$ -ter NH<sub>3</sub>-Wert. Der Term  $\eta_{ij}$  wird als linearer Prädiktor bezeichnet. Die Logarithmus-Funktion (Linkfunktion des Modells (1)) verknüpft den Erwartungswert mit dem linearen Prädiktor. Aufgrund von Überdispersion wurde die Varianzfunktion um den Skalierungsparameter  $\phi$  erweitert.

Der Term  $\beta_i \cdot x_j$  stellt die Wechselwirkungen zwischen NH<sub>3</sub>-Werten und Stufen des Erhaltungsgrades dar. Mittels F-Tests wurde das Modell (1) soweit reduziert, dass nur noch signifikante Effekte im finalen Modell verblieben. Die geschätzten Regressionsgeraden wurden auf die ursprüngliche, nicht-logarithmierte Skala rücktransformiert. Es ist zu beachten, dass die rücktransformierte lineare Beziehung auf der beobachteten Skala nicht-linear ist (Abbildung 3-1, Abbildung 3-2). Als Maß für die Güte des Modells bzw. der Modellvorhersagen wurde der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman ( $r_s$ ) zwischen den beobachteten und den vorhergesagten Werten berechnet.

## Kovariablen

Monofaktorielle Ursache-Wirkungsbeziehungen sind selten, sodass in weiteren Analyseschritten zusätzlich zur atmosphärischen  $\text{NH}_3$ -Konzentration Standortfaktoren, einschließlich der N-Gesamtdeposition, in die Auswertungen einbezogen wurden. Von diesen Kovariablen sollten jene mit hohem Erklärungspotenzial in Bezug auf die Zielvariablen Magerkeits- bzw. N-Zeiger identifiziert werden.

In **Schritt 2.1** wurde mittels GLM ermittelt, welche der Kovariablen für die Vorhersage des Auftretens von Magerkeits- oder N-Zeigern in den unterschiedlichen Erhaltungsgraden relevant sind. Entsprechend wurde eine Modellselektion mit den Haupteffekten der Kovariablen durchgeführt. Hierzu wurde das Verfahren der stufenweisen Selektion unter der Annahme einer negativen Binomialverteilung gewählt. Um Überdispersion durchgängig zuzulassen, wurde in diesem Schritt die negative Binomialverteilung als allgemeinere Form der Poissonverteilung verwendet. Selektionskriterium für das Auf- oder Herausnehmen von Variablen war der jeweilige p-Wert. Zur Bewertung der Modellgüte wurden Akaikes Informationskriterium (AIC) und das Bayessche Informationskriterium (BIC) berechnet (STROUP, 2013) und von allen evaluierten Modellen dasjenige mit der höchsten Güte gewählt.

In **Schritt 2.2** wurden die Standortfaktoren hinsichtlich positiver oder negativer Effekte sowie hinsichtlich der Effektstärke auf die Zielvariablen analysiert. Im Unterschied zu Schritt 2.1 wurden die metrischen Kovariablen vor der Variablenselektion standardisiert (NETER ET AL., 1989), um den Vergleich der Größe der geschätzten standardisierten Regressionskoeffizienten und somit der Relevanz jeder Kovariablen zu ermöglichen.

In **Schritt 2.3** wurde eine Reihenfolge der wichtigsten Kovariablen anhand der Änderung des BIC-Wertes im Vergleich zum vollen Modell ( $\Delta$  BIC) erstellt, um einerseits die Parameter mit dem höchsten Erklärungspotenzial zu ermitteln und andererseits zu überprüfen, ob eine stickstoffrelevante Variable im Modell bleibt oder ob deren Einfluss von anderen Variablen überlagert wird. Der  $\Delta$  BIC-Wert für die jeweilige Kovariable gehört entsprechend zu einem Modell, für dessen Variablenselektion alle Kovariablen außer der betrachteten zur Verfügung standen. Je größer der  $\Delta$  BIC-Wert im Vergleich zum vollen Modell ist, desto informativer ist die Kovariable. Auch hier wurde  $r_s$  zwischen den beobachteten und den vorhergesagten Werten für alle Modelle berechnet.

Die Auswertungen wurden mit dem Statistik-Paket SAS (Software Version 9.4) (SAS INSTITUTE INC., 2013) durchgeführt.

## 2.2 Feld- und Laborstudien

Die Ergebnisse der Feld- und Laborstudien dieser Arbeit sind in den Datensatz „Intensiv-Monitoringflächen“ und den Datensatz „Referenzflächen“ unterteilt. Die Intensiv-Monitoringflächen wurden mit dem Ziel ausgewählt, ein besseres Verständnis der N-Dynamik in unterschiedlichen Böden während der Vegetationsperiode zu erlangen. Die ausgewählten Flächen (n = 4) wurden entsprechend zeitlich höher und insgesamt umfangreicher untersucht als die Referenzflächen. Der Datensatz der Referenzflächen zeichnet sich hingegen durch eine höhere Anzahl an Untersuchungsflächen (n = 60) aus.

### 2.2.1 Untersuchungsgebiete und Flächenauswahl

#### Intensiv-Monitoringflächen

Es wurden zwei Standortpaare, bestehend aus jeweils einer Fläche mit A-Bewertung und C-Bewertung des Erhaltungsgrads, für ein intensives Monitoring Programm ausgewählt. Die jeweiligen Standortpaare (A, C) liegen räumlich nah beieinander (vgl. Abbildung 2-2 und Abbildung 2-3) und weisen ähnliche Bodenform und -eigenschaften auf. Bei der Auswahl wurden weiterhin folgende Kriterien zu Grunde gelegt:

- Lage innerhalb von Naturschutzgebieten und somit hohe Wahrscheinlichkeit, dass die aktuelle Art der Nutzung seit geraumer Zeit anhält und auch künftig gegeben ist,
- Verfügbarkeit von Informationen zum früheren und aktuellen Nutzungsregime, um die Erfüllung des ersten Kriteriums absichern zu können,
- Lage der beiden Flächenpaare auf je einem Standort mit silikatischem Ausgangsgestein und karbonatreichem Ausgangsgestein,
- Bewertung der Flächen mit hervorragendem Erhaltungsgrad („A-Flächen“) bei den verschiedenen Kartierungen (Erstkartierung 2003 bis 2006, Zweitkartierung zur Erstellung des Managementplans) konstant,



- Verfügbarkeit von Daten zur Vegetation und zum Boden aus früheren Untersuchungen.

Das Flächenpaar „Büchelberg“ (BB) liegt im gleichnamigen Naturschutzgebiet nordwestlich von Weil der Stadt im FFH-Gebiet „Calwer Heckengäu“ (Enzkreis). Das Flächenpaar „Mistwiesen“ (MW) liegt ebenfalls im gleichnamigen Naturschutzgebiet im Bereich des Oberen Buntsandsteins (Landkreis Karlsruhe) und gehört zum FFH-Gebiet „Bocksbach und obere Pfinz“. Beide Standortpaare liegen in Regionen mit unterdurchschnittlichen N-Hintergrunddepositionen (13 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> am Büchelberg, 15 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> in den Mistwiesen; bodennahe NH<sub>3</sub>-Hintergrundkonzentration: 1,1 µg m<sup>-3</sup> am Büchelberg, 0,7 µg m<sup>-3</sup> in den Mistwiesen). Die für Baden-Württemberg angegebene durchschnittliche N-Deposition beträgt 17,5 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (ARGE STICKSTOFFBW, 2016). Tabelle 2-2 gibt einen Überblick über die Standortaufnahme der Intensiv-Monitoringflächen.

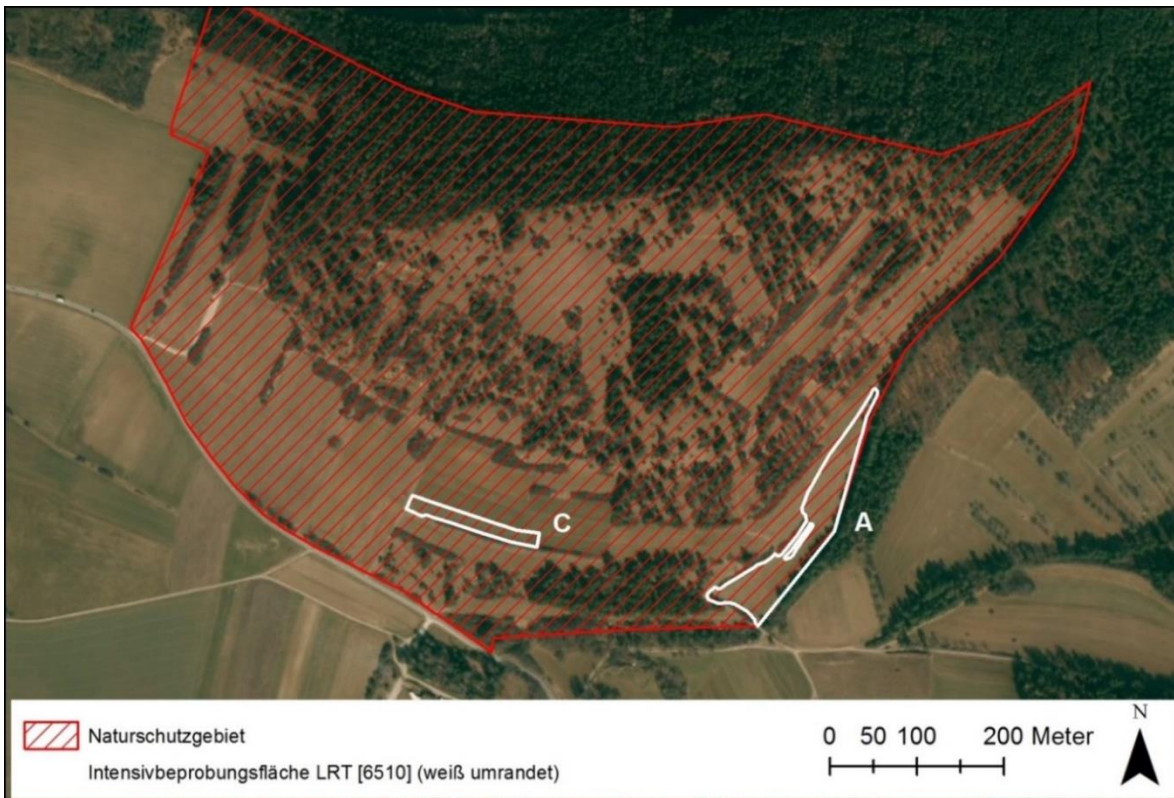


Abbildung 2-2: Lage der beiden Intensiv-Monitoringflächen am Standort Büchelberg. A: Erhaltungsgrad A, C: Erhaltungsgrad C (HFWU, 2016).

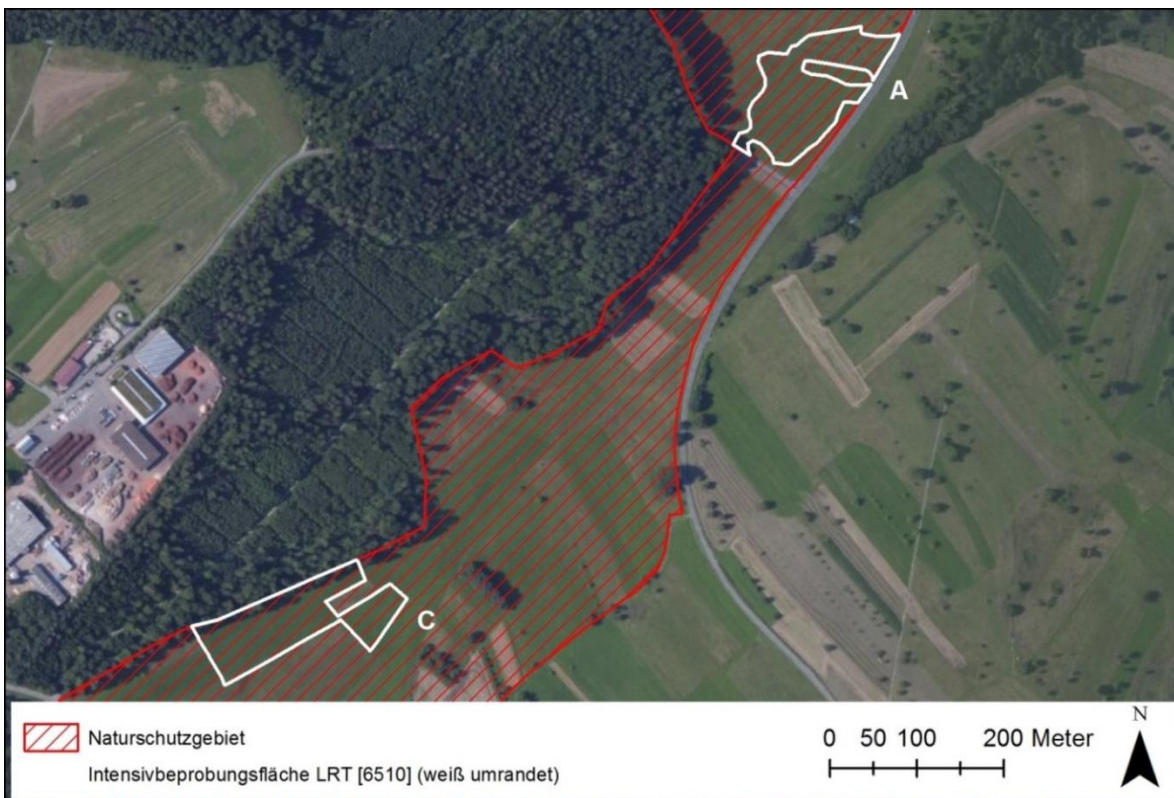


Abbildung 2-3: Lage der beiden Intensiv-Monitoringflächen am Standort Mistwiesen. A: Erhaltungsgrad A, C: Erhaltungsgrad C (HFWU, 2016).

Tabelle 2-2: Feldbodenkundliche Aufnahme der Intensiv-Monitoringflächen im Gelände. Nach KA5 [BGR, 2005]).

	<b>Büchelberg (A)</b>	<b>Büchelberg (C)</b>	<b>Mistwiesen (A)</b>	<b>Mistwiesen (C)</b>
FFH-Gebiet	Calwer Heckengäu	Calwer Heckengäu	Bocksbach & obere Pfinz	Bocksbach & obere Pfinz
Breiten- und Längengrad	48.781230° N, 8.811249° E	48.782116° N, 8.806856° E	48.857465° N, 8.497126° E	48.852237° N, 8.490237° E
Höhe (m ü. NN)	542	523	346	368
Aufnahmedatum	04.11.2016	04.11.2016	21.11.2016	21.11.2016
Witterung	sonnig, trocken	bewölkt, trocken	bewölkt, trocken	bewölkt, trocken
Nutzung	Mähwiese	Mähwiese	Mähwiese	Mähwiese
Vegetation	Glatthaferwiese	Glatthaferwiese	Glatthaferwiese	Glatthaferwiese
Reliefposition	Mittelhang	Mittelhang	verebneter Mittelhang	Mittelhang
Exposition	Süd-Ost	Süd	Süd-Ost	Ost
Inklination (%)	15	9	3	6
Gestein	Kalksteine des Oberen Muschelkalks	Kalksteine des Oberen Muschelkalks	Löss + Tonstein des Oberen Buntsandsteins	Löss + Sand-/ Schluffsteine des Buntsandsteins
Naturraum 3. Ordnung	Obere Gäue	Obere Gäue	Schwarzwald-Randplatten	Schwarzwald-Randplatten
Entwicklungstiefe (cm)	40	27	62	>100
Durchwurzelungstiefe (cm)	> 40	ca. 40	62	55
Hauptwurzelraum (cm)	0 - 40	0 - 27	0 - 27	0 - 55
Bodentyp	Braunerde-Terra fusca	Braunerde-Pararendzina	Braunerde-Pseudogley	Pseudogley
Varietät	kalkhaltig, flachgründig	kalkhaltig, flachgründig	schwach lessiviert, Löss über Buntsandstein, Verwitterungslehm, Fließerde	Norm-Pseudogley
Humusform	Mull	Mull	Mull	Mull-Moder

## Referenzflächen

Um basierend auf den Erkenntnissen der Intensiv-Monitoringflächen auch zu flächenhaften Aussagen zu kommen, wurden weitere Standort-Lebensraumtyp-Kombinationen in Baden-Württemberg ausgewählt. Der Auswahl lagen folgende Kriterien zugrunde:

- Offenland-LRT,
- N-empfindlicher LRT,
- LRT ist repräsentativ für Baden-Württemberg, d. h. Vorkommen in möglichst vielen Naturräumen,
- Landesweit verfügbare Datengrundlagen für diesen LRT sind aktuell,
- LRT ist nicht durch die Zufuhr von möglicherweise N-haltigem Grundwasser beeinflusst (wie z. B. Pfeifengras-Streuwiesen).

Auf Grundlage der Kriterien wurden die LRT „magere Flachland-Mähwiesen“ (LRT 6510) und „Kalk-Magerrasen“ (LRT 6210) ausgewählt. Der LRT 6210 (inkl. LRT 5130<sup>9</sup>) nimmt 4,3 % der gesamten bisher erfassten Lebensraumfläche bzw. 9 % der gesamten bisher erfassten Offenland-Lebensraumfläche in Baden-Württemberg ein (Stand 12/2017, BRINKMANN ET AL., 2018). Der Lebensraumtyp 6510 umfasst 27 % der gesamten bzw. 59 % der bisher kartierten Offenland-Lebensraumfläche in Baden-Württemberg. Die kennzeichnenden Pflanzenarten der ausgewählten LRT haben nach ELLENBERG & LEUSCHNER (2010) einen durchschnittlichen N-Zeigerwert von 2,2 (6210) und 3,1 (6510). Vor allem der erstgenannte LRT ist hinsichtlich des Eintrags von Nährstoffen sensibel. Die vom BMVBS<sup>10</sup> (2013) angegebene untere kritische Belastungsgrenze (Critical Load) für Stickstoff liegt für diesen LRT bei 12 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (vgl. auch Tabelle 5-1 im CL-Bericht 2019 [ARGE STICKSTOFFBW, 2019]).

Um die Ergebnisse statistisch absichern zu können, muss eine entsprechende Zahl an Wiederholungen innerhalb eines LRT untersucht werden. Daher wurden pro LRT je 30 Untersuchungsflächen festgelegt. Für die Auswahl der insgesamt 60 Untersuchungsflächen

---

<sup>9</sup> Wacholderheiden

<sup>10</sup> Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung

wurden zusätzlich zu den o.g. Bedingungen im nächsten Schritt folgende Kriterien zugrunde gelegt:

- Gebiete mit hohen oder geringen N-Hintergrunddepositionsraten in Baden-Württemberg (< 1 km Raster),
- Gebiete mit hohen oder geringen NH<sub>3</sub>-Hintergrundkonzentrationen in Baden-Württemberg (1 ha Raster),
- Informationen zum Nutzungsregime (aktuell und historisch; in der Regel auf Flächen mit Landschaftspflege-Vertrag gegeben),
- möglichst konstante Pflege über die letzten Jahre (LRT 6510: Mahd, LRT 6210: Beweidung),
- keine LRT-Flächen mit hohem Gehölzanteil,
- möglichst LRT-Flächen mit A- oder C-Bewertung (nicht B),
- Lage außerhalb von Überschwemmungsgebieten.

Aufgrund der räumlichen Verteilung dieser LRT in Baden-Württemberg konnten Regionen mit unterschiedlicher N-Gesamtdeposition und NH<sub>3</sub>-Konzentration bei der Auswahl berücksichtigt werden. Für die Raten der N-Gesamtdeposition wurden die Karten der Landnutzungsklassen „Wiesen & Weiden“ (für LRT 6510) sowie „semi-natürliche Vegetation“ (für LRT 6210) zugrunde gelegt. Auf dieser Grundlage wurden die in Tabelle 2-3 angegebenen Regionen ausgewählt. In den aufgelisteten Regionen wurden von der HfWU Nürtingen-Geislingen, mit Unterstützung der Umweltbehörden und der Landschaftserhaltungsverbände (LEV) in Baden-Württemberg, Flächen identifiziert und festgelegt, die die oben genannten Kriterien erfüllen. Im Ergebnis konnten für die entsprechenden LRT in jeweils drei Regionen je fünf Flächen mit A-Bewertung sowie C-Bewertung festgelegt werden.

Tabelle 2-3: Angaben zur N-Immissionssituation der ausgewählten Regionen für Referenzflächen (LRT 6510 und 6210).

<b>Region</b>	<b>LRT 6510</b>	<b>LRT 6210</b>	<b>NH<sub>3</sub>- Konzentra- tion (<math>\mu\text{g m}^{-3}</math>)</b>	<b>N-Deposition (Wiesen &amp; Weiden) (<math>\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}</math>)</b>	<b>N-Deposition (semi-nat. Vegetation) (<math>\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}</math>)</b>
Jagst- und Kochertal im Hohenlohekreis, Künzelsau (KUEN)	x	x	4,4 - 5,2 (hoch)	14 - 15 (hoch)	16 - 17 (hoch)
Albvorland im Zollernalbkreis (ZAK)	x		1,3 - 1,6 (gering)	11 - 12 (gering)	
Hohe Schwabenalb mit angrenzenden Bereichen im Landkreis Tuttlingen		x	1,4 - 1,7 (gering)		12 (gering)
Südwestlicher Teil des Ostalbkreises (OAK)	x		2,3 - 2,7 (gering)	16 - 17 (hoch)	
Ostalb im Landkreis Heidenheim		x	1,9 - 2,2 (gering)		15 - 16 (hoch)

NH<sub>3</sub>-Konzentration und N-Gesamtdeposition: T. Gauger, INS, Universität Stuttgart (siehe Tabelle 2-1).

## 2.2.2 Bodenkundliche Standortcharakterisierung

### Intensiv-Monitoringflächen

Auf allen Flächen wurden Profilaufnahmen gemacht und Bodenproben der einzelnen Horizonte entnommen, welche im Labor auf die in Tabelle 2-4 aufgeführten Messgrößen untersucht wurden.

Tabelle 2-4: Übersicht der Labormessgrößen und verwendete Methode.

Messgröße	Methode / Berechnung
Textur	Kombinierte Sieb- (Sand) und Pipettanalyse (Schluff und Ton)
Gesamt-Kohlenstoff ( $C_t$ ) und Gesamt-Stickstoff ( $N_t$ )	Dumas Verbrennungsmethode (Elementar Analyser Vario MAX CN)
Organischer Kohlenstoff ( $C_{org}$ )	Vermuffelung (550 °C), danach $C_t$ -Analyse
Anorganischer Kohlenstoff ( $C_{anorg}$ ), Carbonat	Gewichtsdifferenz $C_t - C_{org}$ , Scheibler-Analyse
Potentielle Kationenaustauschkapazität ( $KAK_{pot}$ ) und Basensättigung	nach Mehlich (pH = 8,1 gepufferte Bariumchloridlösung), siehe auch DIN ISO13536
pH-Wert	potentiometrische Messung mit Glaselektrode in 0,01 M $CaCl_2$ Lösung
Phosphat	Phosphor im CAL-Auszug nach VDLUFA (1991) und Phosphor im $NaHCO_3$ -Auszug nach VDLUFA (1991) / „Olsen-P“ (siehe auch OLSEN ET AL., 1954)
Kalium	Kalium im CAL-Auszug nach VDLUFA (1991)

Am Büchelberg haben sich kalkreiche Böden mit Lösseinfluss aus Muschelkalk gebildet, auf den Mistwiesen dominieren stauwassergeprägte Böden aus kalkfreiem Buntsandstein, ebenfalls mit Lössbestandteilen. Bei den beiden Versuchsflächen am Büchelberg handelt es sich um eine Braunerde-Terra fusca (BB-A, Abbildung 2-4) und eine Braunerde-Pararendzina (BB-C, Abbildung 2-5). Die Profilaufnahmen der Mistwiesen zeigen am Standort MW-A einen Braunerde-Pseudogley (Abbildung 2-6), am Standort MW-C einen Pseudogley (Abbildung 2-6). Detaillierte Angaben der bodenkundlichen Profilaufnahme im Feld (zu einzelnen Horizonten) sind im Anhang 1 aufgeführt.



Abbildung 2-4: Braunerde-Terra fusca auf der Intensiv-Monitoringfläche Büchelberg A.  
Foto: N. BILLEN (2016).



Abbildung 2-5: Braunerde-Pararendzina auf der Intensiv-Monitoringfläche Büchelberg C.  
Foto: N. BILLEN (2016).



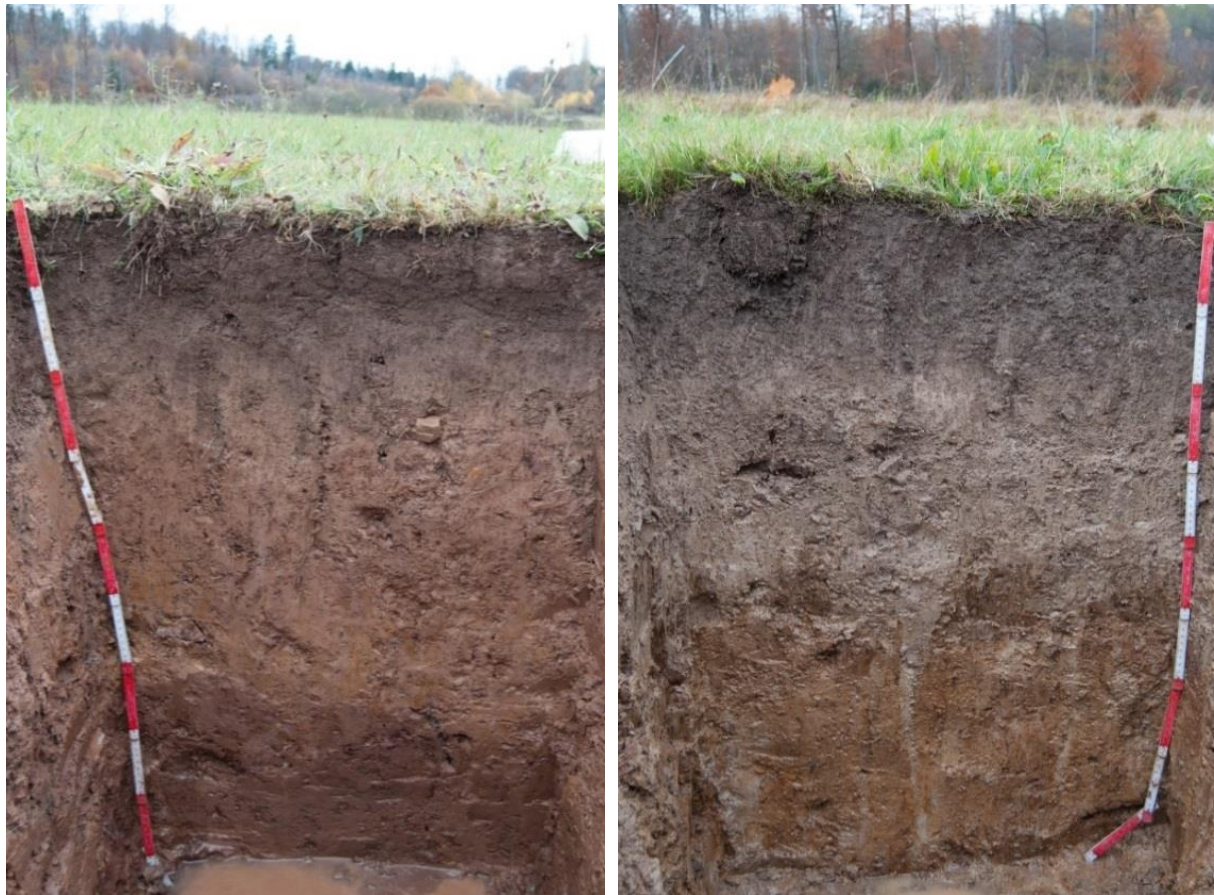


Abbildung 2-6: Braunerde-Pseudogley auf der Intensiv-Monitoringfläche Mistwiesen A (links). Abbildung 2-7: Pseudogley auf der Intensiv-Monitoringfläche Mistwiesen C (rechts). Fotos: N. BILLEN (2016).

Die Ergebnisse der bodenkundlichen Untersuchungen im Labor sind in Tabelle 2-5 aufgeführt. Die Böden aus Kalkstein (Büchelberg) sind relativ flachgründig. Sie weisen relativ hohe Steingehalte auf (5 bis 40 Vol. %). Auch die höheren Tongehalte (ca. 50 %) und höheren pH-Werte (pH 7,3) sind kennzeichnend für die beiden Standorte, wobei zwischen BB-A und BB-C erwartungsgemäß nur sehr geringe Unterschiede ermittelt wurden. Die Bodenbildung im Gebiet Mistwiesen ist auf Ausgangsmaterial des Buntsandsteins erfolgt. Die Standorte sind tiefgründiger, haben geringere Steingehalte (0 bis 2 Vol. %) und sie weisen deutlich geringere pH-Werte (pH 4,6) auf. In ihren Tongehalten (17 bis 22 %) unterscheiden sich die Mistwiesen-Standorte ebenfalls deutlich von den Böden aus Kalkstein (Ausnahme: Sw- und Sd-Horizont auf Untersuchungsfläche MW-A: 30 bzw. 50 % Ton).

Die Bodeneigenschaften ähneln sich auf den A- und C-Standorten desselben Ausgangsmaterials erwartungsgemäß. Dennoch sind auch hier Unterschiede, etwa beim

C:N-Verhältnis zu beobachten. Das C:N-Verhältnis ist im Oberboden auf C-Flächen enger (9,1 und 8,3) als auf A-Flächen (10,7 und 9,1). Der Kaliumgehalt des oberen Horizonts weist größere Unterschiede auf und reicht von mäßig bei den Böden aus Kalkstein ( $168 \text{ mg K kg}^{-1}$ ) bis niedrig bei den aus Buntsandstein entwickelten Böden ( $78 \text{ mg K kg}^{-1}$ ) (vgl. VDLUFA Gehaltsklassen). Die Phosphatgehalte zeigten den entgegengesetzten Trend und reichten von sehr niedrig ( $17 \text{ mg P kg}^{-1}$ ) bis niedrig ( $35 \text{ mg P kg}^{-1}$ ), wobei sich folgende Abfolge ergab: BB-A < BB-C < MW-A < MW-C.

Tabelle 2-5: Standort- und horizontspezifische bodenphysikalische, -biologische und -chemische Eigenschaften der Intensiv-Monitoringflächen.

Standort	BB-A			BB-C			MW-A					MW-C			
Bodentyp nach KA5 (BGR, 2005)	Braunerde-Terra fusca			Braunerde-Pararendzina			Braunerde-Pseudogley					Pseudogley			
Bodentyp nach WRB (IUSS Working Group WRB, 2015)	Leptic Cambisol (Vertic, Eutric)			Eutric Cambisol (Calcaric, Endoskeletal)			Luvic Planosol					Haplic Stagnosol			
Horizont	Ah	AhBv	Bv-T	Ah	Ah-cBv	cCv	Ah	AhBv	Bv	Sw	Sd	Ah1	Ah2	Bv-Sw	Swd
Mächtigkeit (cm)	15	25	40	13	27	70	11	20	27	62	100	10	20	55	100
dB (g cm <sup>-3</sup> )	1,07	1,37	1,40	1,19	1,48	1,56	0,92	0,92	1,41	1,61	1,56	0,90	1,09	1,54	1,60
X (Vol. %)	5	40	40	5	20	40	0	0	2	3	3	1	0	2	1
Sand (%)	4,6	11,3	5,3	6,6	9,5	5,6	17,8	19,2	18,3	16,1	7,0	13,2	14,0	18,0	10,9
Schluff (%)	40,6	39,7	41,5	42,0	40,2	33,7	63,7	62,6	64,2	53,9	35,3	64,1	62,4	64,2	71,9
Ton (%)	54,8	49,0	53,2	51,4	50,3	60,7	18,5	18,2	17,5	30,0	57,7	22,7	23,6	17,8	17,2
pH (CaCl <sub>2</sub> )	7,2	7,2	7,4	7,3	7,4	7,5	4,6	5,3	4,5	4,9	5,1	4,6	4,6	4,8	4,7
CAL-K (mg 100g <sup>-1</sup> )	16,8	9,2	6,6	15,8	9,5	5,1	10,1	5,5	5,5	5,2	5,7	7,8	5,1	4,1	6,3
CAL-P (mg 100g <sup>-1</sup> )	1,7	1,7	1,2	1,9	1,0	0,2	1,9	0,6	0,3	0,3	0,1	3,5	1,8	0,5	1,7
Olsen-P (mg 100g <sup>-1</sup> )	1,2	0,9	0,7	2,2	1,5	0,3	5,0	2,8	1,3	0,2	0,5	7,1	4,2	3,1	1,3
KAK <sub>pot</sub> (mmolc kg <sup>-1</sup> )	188	162	120	187	158	103	173	113	73	96	85	189	161	69	89
Basensättigung (%)	100	100	100	100	100	100	36	32	38	72	60	47	46	40	60
C <sub>t</sub> (%)	6,9	6,1	4,5	6,2	5,0	7,9	4,2	1,9	0,9	0,4	0,3	4,0	2,9	0,8	0,3
C <sub>org</sub> (%)	4,3	2,8	1,6	3,7	2,3	2,1	3,7	1,7	0,9	0,3	0,1	3,7	2,9	0,8	0,4
CaCO <sub>3</sub>	23,9	26,3	24,6	21,2	22,0	52,0	1,2	1,6	0,4	1,2	1,2	1,2	0,4	1,2	0,8
N <sub>t</sub> (%)	0,4	0,2	0,2	0,4	0,2	0,1	0,4	0,2	0,1	0,1	0,1	0,4	0,3	0,1	0,0
C:N	10,7	11,4	8,5	9,1	9,7	26,6	9,1	8,3	8,4	5,4	1,5	8,3	9,0	8,9	8,8

dB = Lagerungsdichte, BS = Basensättigung

Eine wichtige Größe, auch für die Modellierung des N-Umsatzes, stellt die **Korngrößenzusammensetzung** der Ober- und Unterbodenhorizonte dar, da sie wesentlich die ökologischen Eigenschaften der Böden bestimmt. Die Summenkurven für die einzelnen Horizonte sind in Abbildung 2-8 dargestellt. Die Böden am Standort Büchelberg sind aufgrund des Kalklösungsrückstandes erwartungsgemäß sehr tonreich (BB-A 53% und BB-C 55 % Ton, im Oberboden bei der Feldansprache geringfügig unterschätzt). Die Böden am Standort Mistwiesen enthalten etwa halb so viel Ton (MW-A 29 % und MW-C 20 % Ton) und entsprechend mehr Sand und Schluff (bis zu 65 % Schluff im MW-C). Lediglich der stauende Sd-Horizont am Standort Mistwiesen (A) hat mit 58 % den erwarteten hohen Tongehalt.

Weitere standortcharakterisierende, **bodenphysikalische Kenngrößen der Wasserbindung** sind in Tabelle 2-6 aufgeführt. Das Gesamtporenvolumen (GPV) ist erwartungsgemäß im Stauwasserbereich mit 40 Vol. % im Sw- und Swd-Horizont auf den Mistwiesen gering, in den Oberböden mit bis zu 66 Vol. % im Ah-Horizont (MW-A) hoch. Die Luftkapazitäten (LK) liegen überwiegend im mittleren Bereich. Lediglich am Standort Büchelberg (A) werden höhere Werte von bis zu 15 Vol. % erreicht. Im Bereich der nutzbaren Feldkapazität (nFK) ist der Oberboden der Mistwiesen als äußerst günstig einzustufen. Die teilweise sehr hohen Werte erreichen bis zu 41 Vol. % im Ah-Horizont (MW-A). Im Gegensatz dazu erreicht die nutzbare Feldkapazität am Standort Büchelberg lediglich geringe bis mittlere Werte. Erwartungsgemäß weisen der Sd-Horizont (MW-A) sowie die tonreichen Horizonte am Büchelberg einen sehr hohen Anteil an Totwasser (TW) auf.

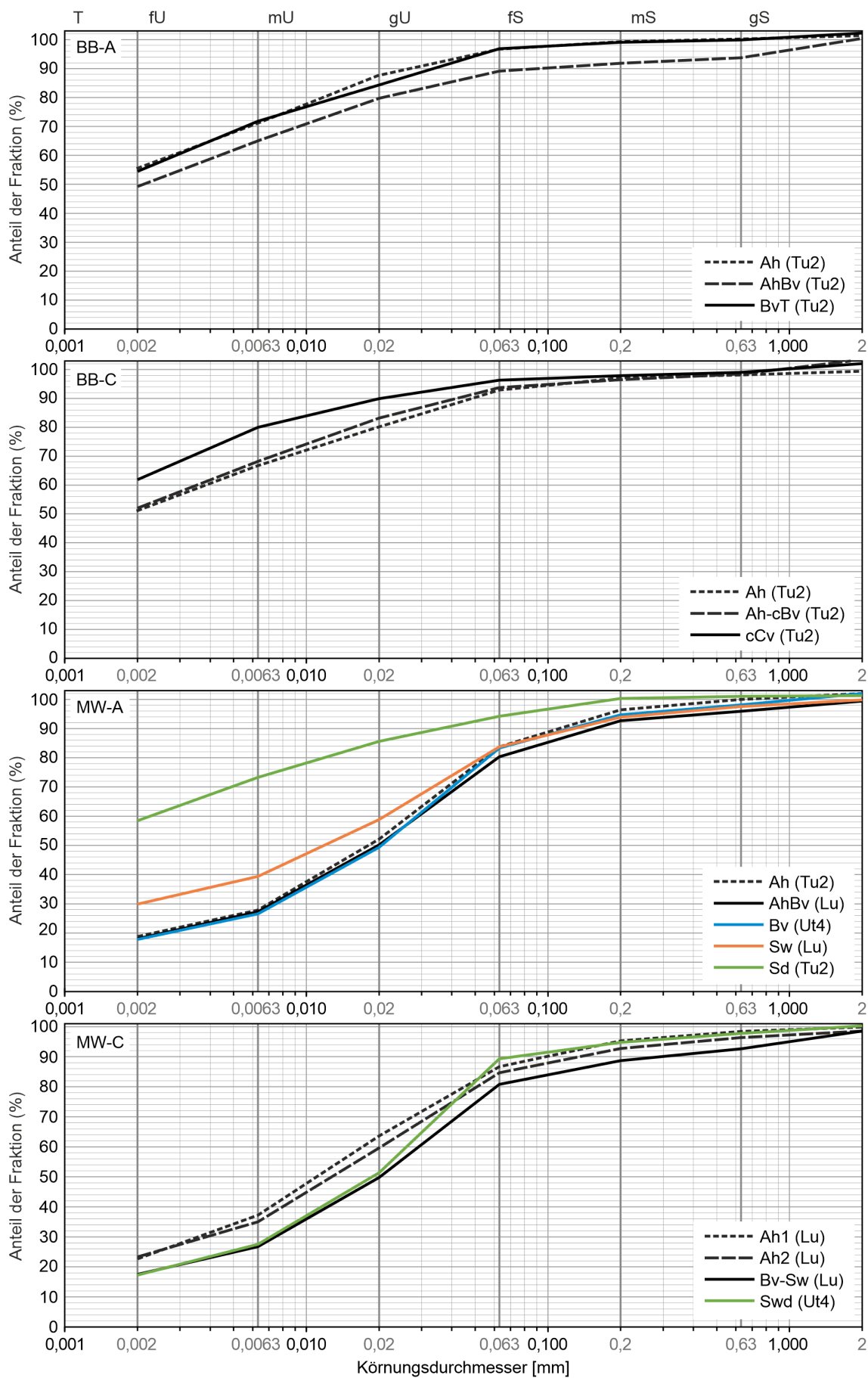


Abbildung 2-8: Körnungssummenkurven der Intensiv-Monitoringflächen.

Tabelle 2-6: Kenngrößen der Wasserbindung der Intensiv-Monitoringflächen.

Standort (EG)	Horizont	GPV	LK	nFK	TW
		Vol. %			
BB (A)	Ah	62	15	19	28
	Ah-Bv	51	13	6	32
	Bv-T	50	13	7	30
BB (C)	Ah	50	8	11	31
	Ah-cBv	49	8	10	31
	cCv	44	12	11	21
MW (A)	Ah	66	10	41	15
	Bv	44	6	22	16
	Sw	40	4	11	25
	Sd	44	3	< 1	41
MW (C)	Ah1	64	9	34	21
	Ah2	56	9	23	24
	Bv-Sw	43	5	14	24
	Swd	40	2	13	25

EG = Erhaltungsgrad, GPV = Gesamt-Porenvolumen, LK = Luftkapazität, nFK = nutzbare Feldkapazität, TW = Totwasser.

## Referenzflächen

Die bodenkundliche Standortaufnahme erfolgte in Zusammenarbeit mit Dr. Andreas Lehmann (freier Bodenkundler, Universität Hohenheim) im Zeitraum Mai bis Juli 2017 zeitgleich zur ersten Vegetationsaufnahme durch die HfWU Nürtingen-Geislingen. Die Daten aus den feldbodenkundlichen Erhebungen umfassen folgende nach Vorgaben der KA5 (BGR, 2005) aufgenommene Kenngrößen: Horizontmächtigkeit, Textur, Gesteinsanteil und -form, Humusanteil, Humusform, Karbonatanteil, Bodenfeuchte, Bodenfarbe, Aggregation, Konkretionen, Flächenanteil der Fe- und Mn-Flecken oder Konkretionen, Flächenanteil der Bleichung in der Profilansicht, effektive Lagerungsdichte, Angaben zu Wurzeln und Wurzelfilz sowie Horizontbezeichnungen. Zusätzlich wurden räumliche Koordinaten und das Datum der Profilaufnahme aufgenommen sowie Ausgangsmaterial der Bodenbildung in Anlehnung an die Angaben des LGRB Baden-Württembergs (BK 50), Reliefposition, Exposition, Hangneigung und Bodentyp bestimmt.

Analog zum Vorgehen bei den Intensiv-Monitoringflächen wurden auch auf den Referenzflächen gestörte, horizontbezogene Proben entnommen und anschließend im

Labor analysiert (siehe Tabelle 2-4). Die Ergebnisse für den Oberboden (Ah-Horizont) sind in Tabelle 2-7 für die beiden LRT, gegliedert nach Erhaltungsgrad, aufgeführt.

Tabelle 2-7: Mittelwerte für ausgewählte Bodenkenngrößen (Laboranalyse) des Oberbodens (Ah-Horizont) der Untersuchungsflächen (Intensiv-Monitoringflächen und Referenzflächen, LRT 6510 und LRT 6210).

Variable	Einheit	LRT 6210		LRT 6510	
		A	C	A	C
Sand	%	5,6	6,2	11,5	11,7
Schluff	%	40,2	35,1	37,5	36,6
Ton	%	54,2	58,7	51,0	51,7
Steine	Vol %	21,8	12,3	3,6	6,6
pH in CaCl <sub>2</sub>		7,1	6,9	6,6	6,7
CAL-K	mg 100 g <sup>-1</sup>	9,6	10,8	11,3	11,0
CAL-P	mg 100 g <sup>-1</sup>	4,7	7,8	5,6	7,9
Olsen-P	mg 100 g <sup>-1</sup>	1,3	1,6	2,6	2,9
KAK <sub>pot</sub>	(mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	203,2	223,4	208,5	195,8
Basensättigung	%	100	100	100	100
Mg	(mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	6,2	8,8	12,1	10,5
Na	(mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	1,1	1,3	1,4	1,3
Ca	(mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	312,8	331,8	280,3	270,8
C <sub>org</sub> /N <sub>t</sub>		11,1	10,7	10,6	9,7
N <sub>t</sub>	%	0,4	0,5	0,5	0,4
C <sub>t</sub>	%	8,1	6,6	6,3	5,8
C <sub>org</sub>	%	4,7	5,0	4,8	4,2
CaCO <sub>3</sub> (Scheibler)	%	24,9	10,7	10,9	15,4
Mächtigkeit (Ah-Horizont)	cm	13,9	12,9	11,7	12,8

n = 64

Hinsichtlich des für die Zersetzung organischen Materials und N-Mineralisierung wichtigen **C:N-Verhältnisses** unterscheiden sich sowohl die LRT als auch die Erhaltungszustände voneinander. Das engste C:N-Verhältnis weisen die C-Flächen des LRT 6510 auf (9,7), das weiteste Verhältnis die A-Flächen des LRT 6210 (11,1).

Die **Nährstoffsituation** auf den A- und C-Flächen hinsichtlich ihrer K- und P-Gehalte unterscheidet sich zunächst nicht besonders deutlich. Der LRT 6510 weist höhere P-Gehalte auf als der LRT 6210. Insgesamt liegen die Werte für Kalium im niedrigen Bereich (vgl. Gehaltsklassen VDLUFA, schwere Böden: < 17 mg 100g<sup>-1</sup>) und auch die P-Gehalte (CAL-Auszug) sind als gering einzustufen. Dagegen sind die Olsen-P Gehalte für den Unterschied zwischen den beiden LRT kennzeichnend. Die für alkalische Böden verwendete Bestimmung von Phosphor mittels NaHCO<sub>3</sub>-Auszug zeigt, dass im Mittel





Flächen), gefolgt von der Pararendzina, Terra-fusca Rendzina (jeweils 10 %) und kolluvialen Pararendzina (7 %). Die meisten Flächen haben eine südliche Ausrichtung, (56 % (LRT 6510) bzw. 60 % (LRT 6210) der Flächen). Die Flächenneigung beträgt im Mittel 9 °. Abbildung 2-10 und Abbildung 2-11 zeigen beispielhaft verschiedene Standorte des LRT 6510 und 6210.

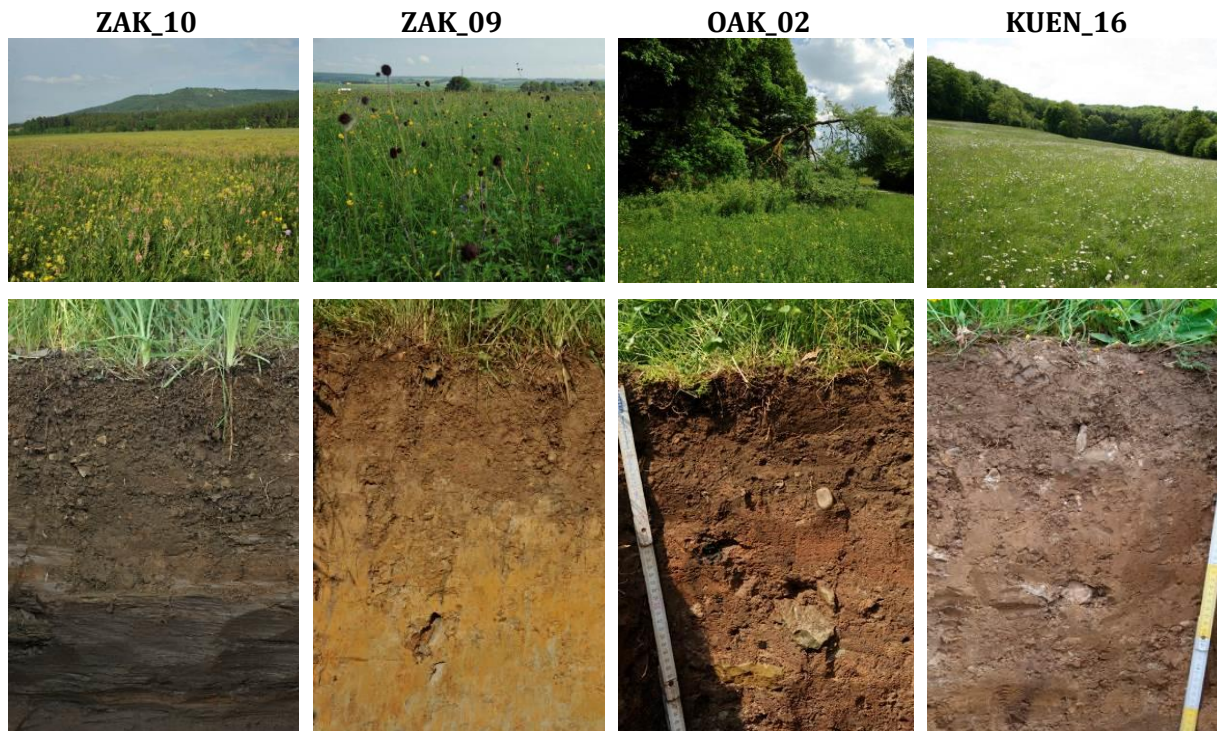


Abbildung 2-10: Beispiele für Standorte des LRT 6510. Von links nach rechts: Braunerde-Pelosol, Pseudogley, Pararendzina, Braunerde- Terra fusca (Fotos: A. LEHMANN, 2017).

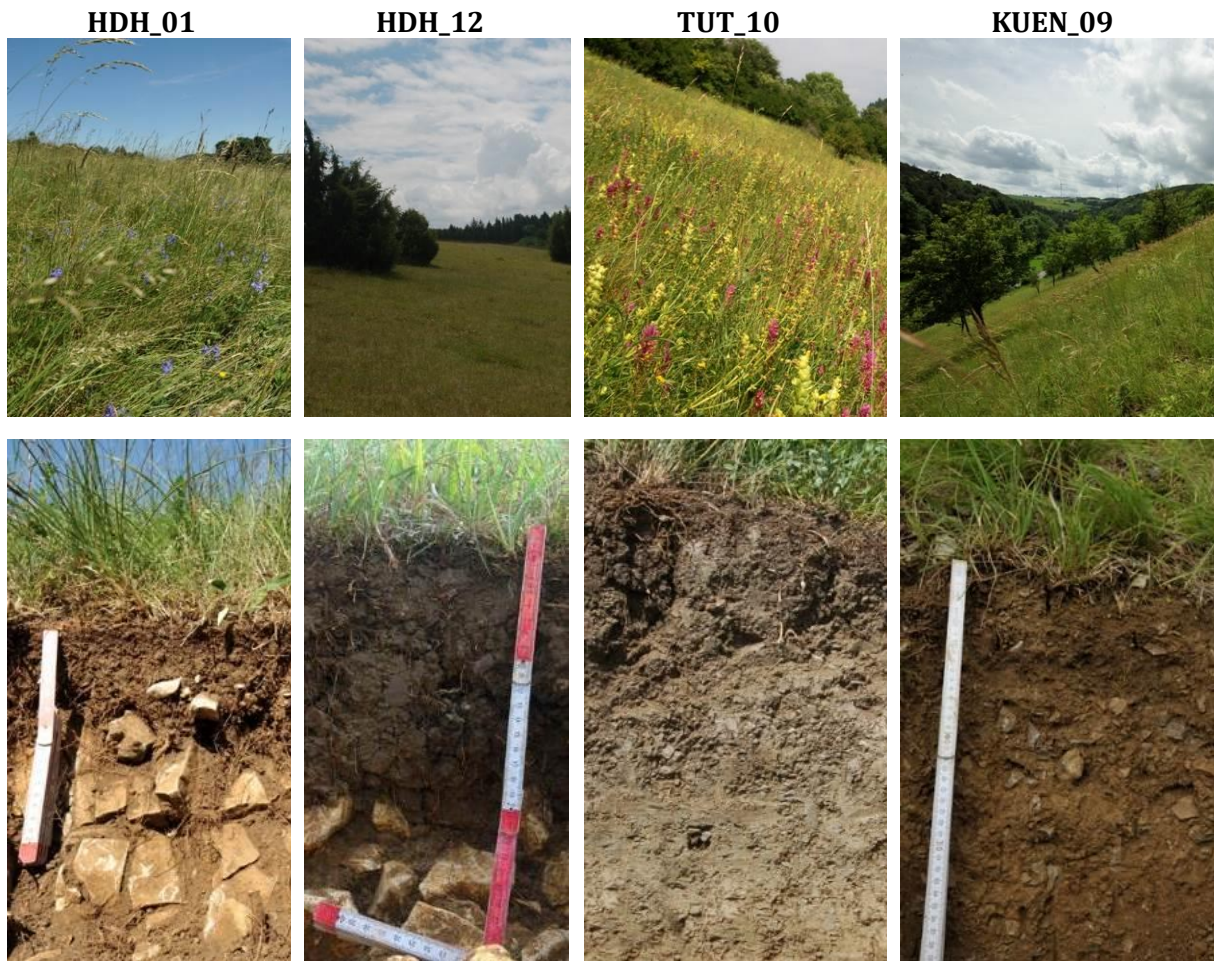


Abbildung 2-11: Beispiele für Standorte des LRT 6210. Von links nach rechts: Rendzina, Terra fusca-Rendzina, Pelosol, kolluviale Pararendzina-Braunerde (Fotos: A. LEHMANN, 2017).

## 2.2.3 Vegetationskundliche Standortcharakterisierung

### Intensiv-Monitoringflächen

Im Mai 2016 wurden von der HfWU Nürtingen-Geislingen auf jeder Fläche Vegetationsaufnahmen innerhalb einer repräsentativen Teilfläche von 25 m<sup>2</sup> durchgeführt. Gemäß der Vorgehensweise nach dem Handbuch zur Erstellung von Managementplänen für die Natura-2000-Gebiete in Baden-Württemberg (LUBW, 2014) wurden zunächst sogenannte Schnellaufnahmen durchgeführt. Dabei wurden auf einer quadratischen Stichprobenfläche von 5 m<sup>2</sup> alle in genau zehn Minuten erfassbaren Farn- und Samenpflanzen notiert und ihre Deckung geschätzt. Um ein umfassendes Bild der

Artenzusammensetzung zu erhalten, wurde im Anschluss die Kartierung fortgesetzt und alle bislang nicht aufgenommenen Arten mitsamt ihrer Deckung dokumentiert. Die Vegetationsaufnahmen wurden mittels globalem Positionsbestimmungssystem (Differential-GPS) verortet, um ggf. eine flächenscharfe Wiederholung der Aufnahmen zu einem späteren Zeitpunkt zu ermöglichen. Die prozentuale Schätzung der Deckungsgrade der einzelnen Pflanzenarten innerhalb der Aufnahme erfolgte nach der Methode von LONDO (1975) in einer 13-stufigen Skala. Die entsprechende Vegetationstabelle einschließlich der Kennzeichnung der grünlandtypischen Arten sowie der Bewertung der Arten nach Anhang XIV des Handbuchs zur Erstellung von Managementplänen für die Natura-2000-Gebiete in Baden-Württemberg (LUBW, 2014) sind in Anhang 4 zusammengestellt. Die aufgenommenen Arten wurden in eine Access-Datenbank (VegStore) überführt.

Die Bewertung des Erhaltungsgrades der Wiesen erfolgte auf der Grundlage des regionalen Kartierhandbuchs (LUBW, 2016; LUBW, 2014). Sie wurde erstmals in den Jahren 2012 und 2013 durchgeführt (NAIS-Datenbank der LUBW) und 2016 verifiziert. Eine vollständige Auflistung der vorkommenden Arten einschließlich der Zuordnung von Stickstoffindikatorarten, nährstoffarmen Indikatorarten und sonstigen Arten (z. B. Arten, die auf Beweidung hinweisen) zum Lebensraumtyp 6510 (LUBW, 2014) ist in den ergänzenden Daten enthalten (Anhang 4). Neben der Gruppierung nach dem regionalen Klassifizierungssystem wurde jeder Art ihr Ellenberg-N-Wert (ELLENBERG & LEUSCHNER, 2010) zugeordnet (sofern verfügbar). Arten mit einem Ellenberg N-Wert  $\leq 3$  gelten als nährstoffarme Indikatorarten, und Arten mit einem Ellenberg N-Wert  $\geq 6$  werden in dieser Arbeit als Stickstoffindikatorarten betrachtet (Tabelle 2-8). Eine Gruppierung in Gräser, Kräuter und Leguminosen wurde vorgenommen.

Die Ergebnisse der vegetationskundlichen Kartierung sind in Tabelle 2-8 zusammengefasst. Sie zeigen erwartungsgemäß eine höhere Anzahl an Gesamtarten auf den A-Flächen. Die höchste Gesamtartenanzahl ist auf der Fläche MW-A vorzufinden, die niedrigste am Standort BB-C. Hinsichtlich der Magerkeitszeiger unterscheiden sich die A-Flächen von den C-Flächen durch deutlich höhere Anzahlen. Der höchste Anteil an Gräsern ist auf der Fläche MW-C zu finden. Die A-Flächen weisen an beiden Standorten (BB und MW) einen deutlich höheren Kräuteranteil auf.

Tabelle 2-8: Vegetationskundliche Standortcharakterisierung der Intensiv-Monitoringflächen.

	Büchelberg		Mistwiesen	
Erhaltungsgrad	A	C	A	C
Arteninventar	A	C	B	C
Habitatstruktur	B	C	A	C
Beeinträchtigungen	A	B	A	A
Gesamtartenzahl (Farn- und Samenpflanzen)	39	34	43	40
Anzahl Magerkeitszeiger nach LUBW (2014)	19	12	25	16
Anzahl N-Zeiger nach LUBW (2014)	2	2	1	3
Anzahl Arten mit Ellenberg N-Wert $\leq 3$	10	6	13	4
Anzahl Arten mit Ellenberg N-Wert $\geq 6$	3	3	2	4
Mittlerer gewichteter Ellenberg N-Wert	3,2	4,0	2,8	3,0
Gräser: Kräuter: Leguminosen	25: 56: 19	39: 45: 16	33: 52: 15	50: 37: 13

Erhaltungsgrad (A, C): hervorragender Zustand / Kriterien erfüllt (A) oder schlechter Zustand / Kriterien nicht erfüllt (C), jeweils für die einzelnen Bewertungsparameter Arteninventar, Habitatstruktur, Beeinträchtigung und (Gesamt-)Erhaltungsgrad (siehe auch Kapitel 1.2 bzw. LUBW, 2016).

## Referenzflächen

Analog zu dem Vorgehen auf den Intensiv-Monitoringflächen wurden im Frühjahr / Frühsommer 2017 durch die HfWU Nürtingen-Geislingen auf den Referenzflächen die vegetationskundliche Kartierung durchgeführt. Die Daten zu den Artenaufnahmen und Erhaltungszuständen sind in einer Access-Datenbank (VegStore) der HfWU Nürtingen-Geislingen hinterlegt.

Auf den Referenzflächen des LRT 6510 mit Erhaltungsgrad A kamen durchschnittlich 37, auf den C-Flächen durchschnittlich 32 Pflanzenarten vor. Auf den A-Flächen der Kalk-Magerrasen (LRT 6210) wurden mit 40 Arten ebenfalls mehr als auf den C-Flächen kartiert (34 Arten). Die während der Schnellaufnahmen ermittelten Artenzahlen im LRT 6510 entsprechen weitgehend denjenigen der landesweiten Schnellaufnahmen. Für den LRT 6210 werden grundsätzlich keine Schnellaufnahmen durchgeführt; eine Einordnung der ermittelten Artenzahlen in eine landesweite Übersicht ist daher nicht möglich. Auf den A-

Flächen der untersuchten Kalk-Magerrasen wuchsen durchschnittlich 15 Magerkeitszeiger, rund zehn sind es auf den C-Flächen. Bei den mageren Flachland-Mähwiesen wurden durchschnittlich 16 Magerkeitszeiger (nach LUBW, 2014) auf den A-Flächen gefunden, auf den C-Flächen nur rund neun. Hingegen sind bei den N-Zeigern (nach LUBW, 2014) die Unterschiede zwischen den Erhaltungszuständen weniger deutlich, was mit der geringen Anzahl kartierter N-Zeiger zusammenhängt. Werden im Vergleich dazu die Arten mit Ellenberg N-Wert  $\geq 6$  herangezogen, kommen mit ca. vier Arten auf den A-Flächen und ca. fünf auf den C-Flächen im LRT 6510 etwas mehr nitrophile Pflanzenarten vor.

Ein Vergleich der beiden LRT (und Erhaltungszustände) zeigt, dass sich LRT 6510 und LRT 6210 hinsichtlich ihrer Gesamtartenzahl nicht voneinander unterscheiden. Bei Betrachtung der Anzahl an Arten mit Ellenberg N-Wert  $\leq 3$  sind hingegen deutliche Unterschiede erkennbar. Es zeigt sich eine deutliche Abnahme an Magerkeitszeigern in der Reihenfolge: 6210 (A) > 6510 (A) > 6210 (C) > 6510 (C).

Tabelle 2-9: Mittlere Anzahl ( $\pm$  Standardfehler) kartierter Gesamtarten, Arten in der Schnellaufnahme, N- und Magerkeitszeiger für LRT 6510 und LRT 6210 in Abhängigkeit vom Erhaltungsgrad.

Erhaltungsgrad	LRT 6510		LRT 6210	
	A	C	A	C
Gesamtartenzahl (Farn- und Samenpflanzen)	37,0 ( $\pm$ 1,03)	31,9 ( $\pm$ 1,03)	39,8 ( $\pm$ 1,19)	33,9 ( $\pm$ 1,10)
Arten Schnellaufnahme	32,1 ( $\pm$ 0,74)	27,2 ( $\pm$ 0,73)	-	-
Anzahl N-Zeiger nach LUBW (2014)	1,2 ( $\pm$ 0,20)	1,6 ( $\pm$ 0,25)	0,06 ( $\pm$ 0,05)	0 ( $\pm$ 0)
Anzahl Arten mit Ellenberg N-Wert $\geq 6$	3,7 ( $\pm$ 0,48)	4,5 ( $\pm$ 0,57)	0,7 ( $\pm$ 0,21)	0,9 ( $\pm$ 0,23)
Anzahl Magerkeitszeiger nach LUBW (2014)	14,6 ( $\pm$ 0,82)	9,4 ( $\pm$ 0,70)	15,3 ( $\pm$ 0,98)	9,6 ( $\pm$ 0,77)
Anzahl Arten mit Ellenberg N-Wert $\leq 3$	7,4 ( $\pm$ 0,75)	4,1 ( $\pm$ 0,60)	24,3 ( $\pm$ 1,03)	15,9 ( $\pm$ 0,83)

n = 30 pro LRT.

## 2.2.4 Bewirtschaftung und Management

Die Bewirtschaftung der Flächen ist für die Vegetation von entscheidender Bedeutung. Insbesondere Angaben zur Düngung und zur Ernte (Nährstoffexport aus der Fläche) spielen eine wesentliche Rolle bei einer ganzheitlichen Analyse des Stickstoffhaushaltes. Neben den Angaben des Landesamts aus den Landschaftspflegeverträgen (sofern verfügbar) wurden die jeweiligen Bewirtschafter der Flächen zusätzlich hinsichtlich der historischen und der aktuellen Nutzung der Flächen befragt. Für die Erfassung der Bewirtschaftungsinformationen auf den 60 Referenzflächen wurde ein Fragebogen erstellt und die Bewirtschafter kontaktiert. Auf Grund der geringen Rückmeldung sind die Daten nicht aussagekräftig und werden an dieser Stelle nicht weiter dargestellt. Die wenigen nicht repräsentativen Rückmeldungen bestätigen die oben beschriebene extensive Bewirtschaftung mit entweder keiner oder nur geringer N-Düngung.

### Intensiv-Monitoringflächen

Für die Fläche BB-A der Neckar- und Tauber-Gäuplatten lagen keine Angaben vom LEV zur Bewirtschaftung vor. Nach mündlicher Mitteilung des Bewirtschafters ist sie seit etwa einem Jahrzehnt durch eine extensive Bewirtschaftung geprägt und wird nicht gedüngt. Vor 2006 wurden zeitweise Rinder auf der Fläche gehalten und kurzzeitig auch organisch gedüngt (etwa zwei Jahre lang). Heute nutzen Wanderschäfer die Fläche zeitweise im Herbst. Die Fläche wird maximal zweimal gemäht und in der Regel wird das Schnittgut des ersten Schnitts ab Mitte Juni heute auf Grund des niedrigen Futterwerts als Pferdeheu genutzt. Bei der Heuwerbung werden nur wenige Bearbeitungsgänge (zwei bis maximal vier) durchgeführt, was die Bröckelverluste mindert. Zur Pflege wird die Fläche im Frühjahr in der Regel einmal abgeschleppt, eine Nachsaat wird nicht durchgeführt. Insgesamt ist die Fläche artenreich, mager, meist homogen und weist ein gutes Gras-Kräuter-Verhältnis auf (siehe Tabelle 2-8).

Die unweit gelegene Fläche BB-C wird nach Angaben der Bewirtschafterin seit Jahrzehnten nicht mehr gedüngt, war aber vor langer Zeit eine Ackerfläche. Die Fläche liegt auch in unmittelbarer Umgebung von Ackerflächen, welche gedüngt werden dürfen. Heute wird die Fläche als Mähweide mit einer Staffelmahd (drei Abschnitte im Abstand von mindestens zehn Tagen) und einer Nachbeweidung durch Schafe (vertraglich geregelt durch LPR)

genutzt. Pflegemaßnahmen werden nicht durchgeführt. Die Fläche ist mäßig nährstoffreich mit einem guten Gräser-Kräuter-Verhältnis (siehe Tabelle 2-8).

Bei der Fläche MW-A am Rande des Schwarzwalds handelt es sich um eine artenreiche, wechselfeuchte Glatthaferwiese mit teilweisen Übergängen zum LRT 6410 (Pfeifengraswiese). Nach mündlicher Mitteilung des Bewirtschafters wurde die Fläche zuletzt vor zehn Jahren mit Pferdemit gedüngt. In den Jahren 2015 / 2016 fand eine eintägige Beweidung mit Rindern statt. Diese Fläche wird heute ein- bis zweimal gemäht, wobei der erste Schnitt (Heunutzung) sehr spät erfolgt (Anfang / Mitte Juli). Der zweite Schnitt (Silagenutzung) wird in der Regel Anfang August durchgeführt, um eine zu starke Verfilzung der Grasnarbe zu vermeiden. Die Fläche wird regelmäßig abgeschleppt. Zum Teil waren Wildschweinschäden in den Jahren 2016 bis 2018 zu beobachten, welche mittels Kreiselegge bearbeitet wurden.

Die etwa 800 m Luftlinie entfernte Fläche MW-C wird von allen vier Flächen am intensivsten genutzt mit zwei Schnitten pro Jahr und einer regelmäßigen N-Düngung in Form von Rindermist (40 kg Gesamt-N ha<sup>-1</sup>) alle zwei Jahre (2016, 2018). Der erste Schnitt wird dabei möglichst früh angesetzt (15. Juni). Eine Beweidung findet nicht statt. Bei der Fläche handelt es sich um eine mäßig artenreiche bis artenreiche Flachland-Mähwiese mit Übergang von der Rotstraußgras-Rotschwingelwiese zur Glatthaferwiese. Auf Teilflächen sind ausgeprägt wechselfeuchte Standortverhältnisse vorhanden.

Laut Aussagen von Ortsansässigen sind die „Mistwiesen“ früher eher schlechte Flächen gewesen, auf denen Mist abgelagert wurde. Es kann daher vermutet werden, dass die Flächen am Standort Mistwiesen früher intensiver mit organischem Dünger versorgt worden sind, und sich der Humusaufbau und die N-Düngung auch heute noch auswirken.

## **2.2.5 Bruttonraten des N-Umsatzes (*in situ* Versuch auf Intensiv-Monitoringflächen)**

### **Probenahme und Laboranalytik**

Auf den vier Intensiv-Monitoringflächen wurden in den Jahren 2016 und 2017 in einem zweiwöchigen Zyklus von Mai bis November die Brutto-N-Mineralisationsraten

(Ammonifikation) und die Brutto-Nitrifikationsraten mit der  $^{15}\text{N}$ -Pool-Verdünnungsmethode an ungestörten Bodenproben (DAVIDSON ET AL., 1991) bestimmt.

Auf jeder der vier Untersuchungsflächen wurden drei Sets ungestörter Bodenproben mit jeweils fünf Wiederholungen in 0 bis 0,15 m Tiefe entnommen (Ah-Horizont). Die oberen 0,02 m (Grasnarbe und Wurzelfilz) wurden entfernt. Es wurden Stechzylinder aus Edelstahl mit einem Volumen von  $100\text{ cm}^3$  verwendet. In das erste Set wurde  $^{15}\text{N}$  angereicherte  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Lösung (im Folgenden  $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Lösung genannt) injiziert, um die Brutto-Mineralisierung und den Brutto-Ammonium-Verbrauch zu bestimmen. Das zweite Set wurde mit einer  $^{15}\text{N}$  angereicherten  $\text{KNO}_3$ -Lösung (im Folgenden  $\text{K}^{15}\text{NO}_3$ -Lösung genannt) beimpft, um die Brutto-Nitrifikation und den Brutto-Nitrat-Verbrauch zu quantifizieren. Jeder Stechzylinder erhielt fünf 1-ml-Injektionen mit  $29\text{ }\mu\text{g N ml}^{-1}$   $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  bzw.  $28\text{ }\mu\text{g N ml}^{-1}$  ( $\text{K}^{15}\text{NO}_3$ ), die mit 20 Atom-%  $^{15}\text{N}$  markiert waren. Die Injektion wurde im Feld mit einer Fünfloch-Spritze durchgeführt, um eine homogene Verteilung der  $^{15}\text{N}$ -Markierung in den Stechzylindern zu gewährleisten. Diese wurden in einem Polyethylen-Beutel (Dicke  $50\text{ }\mu\text{m}$ ) verschlossen und für eine 24-stündige *in situ* Inkubation in einer Bodengrube platziert ( $t_1$ -Proben). Während der Inkubation wurde die Bodentemperatur alle dreißig Minuten mit einem LogTag TRIX-16 Datenlogger (CiK Solutions; Karlsruhe, Deutschland) aufgezeichnet. Das dritte Set an Stechzylindern wurde in einer Kühlbox direkt ins Labor zurückgebracht ( $t_0$ -Proben). Im Labor wurde in diese Proben sowohl  $\text{K}^{15}\text{NO}_3$  (fünfmal 1 ml) als auch  $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  (fünfmal 1 ml) Lösung injiziert. Etwa 15 Minuten nach der  $^{15}\text{N}$ -Injektion wurde der Boden jeder markierten Probe aus dem Stechzylinder entnommen, homogenisiert und der Großteil (100 g) in eine Polyethylenflasche gefüllt. Es wurden 150 ml 0,5 molare  $\text{K}_2\text{SO}_4$ -Lösung als Extraktionsmittel zugegeben. Die Flaschen wurden eine Stunde lang geschüttelt. Die Extrakte wurden anschließend über vorgewaschene Filterpapiere (Whatman MN 617  $\frac{1}{4}$  und 619  $\frac{1}{4}$ ) filtriert und bis zur Analyse bei  $-18\text{ }^\circ\text{C}$  gelagert. Die inkubierten Bodenproben aus dem Feld ( $t_1$ -Proben) wurden am nächsten Tag analog extrahiert.

Ein Aliquot der Extrakte wurde mit einem Flowanalyser (3QuAAtro.AQ2.AACE, SEAL Analytical, UK) auf  $\text{NH}_4^+$ -N- und  $\text{NO}_3^-$ -N-Konzentrationen ( $\text{mg N l}^{-1}$ ) untersucht. Der gravimetrische Wassergehalt wurde an Teilmengen der homogenisierten Stechzylinderproben durch Trocknung bei  $105^\circ\text{C}$  bis zur Gewichtskonstanz bestimmt.



Die  $^{15}\text{N}$ -Anreicherung der Ammonium- und Nitrat-Pools wurde durch  $^{15}\text{N}$ -Diffusion nach einem modifizierten Diffusionsverfahren bestimmt, das auf dem von BROOKS ET AL. (1989) beruht. Dazu wurden Standardlösungen mit  $29 \mu\text{g N ml}^{-1}$   $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  und  $28 \mu\text{g N ml}^{-1}$   $\text{KNO}_3$  zusammen mit den Bodenextrakten in HDPE-Flaschen gegeben, um eine ausreichende Menge an mineralischem N für die weitere Analyse sicherzustellen. Eine 5-molare NaOH-Lösung wurde hinzugefügt, um die Extraktlösung zu alkalisieren und das  $\text{NH}_4^+$  quantitativ in Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) umzuwandeln. Es wurde ein mit  $\text{KHSO}_4$  angesäuerter Glasfaserfilter verwendet, der das aus der Lösung volatilisierte  $\text{NH}_3$  auffing. Um den Filter unter dem Deckel zu fixieren, wurde Polytetrafluorethylen (PTFE)-Band verwendet. Während der sechstägigen Diffusionszeit wurde die Lösung konstant in einer Rührbewegung gehalten. Anschließend wurden die Filter der  $\text{NH}_4^+$ -markierten Proben mit einem Vakuumkonzentrator (SpeedVac, Fa. Thermo Fisher) getrocknet und bis zur  $^{15}\text{N}$ -Analyse in einem Exsikkator gelagert. Bei  $^{15}\text{NO}_3^-$ -markierten Proben wurden die Filter nach der ersten Diffusionsrunde entsorgt und Devarda-Legierung hinzugefügt, um  $\text{NO}_3^-$  in  $\text{NH}_3$  umzuwandeln. Nach einer Diffusionszeit von weiteren sechs Tagen wurden die Filter getrocknet und analog der zuvor beschriebenen  $\text{NH}_4^+$ -markierten Proben gelagert. Vor der  $^{15}\text{N}$ -Analyse wurden die Filter in Zinnkapseln verpackt und mit einem Isotopenverhältnis-Massenspektrometer (EA-IRMS, Finnigan MAT, Bremen, Deutschland) auf ihre  $^{15}\text{N}$ -Häufigkeit untersucht.

### Begriffsdefinitionen

Da die Begriffe zu einzelnen Transformationsprozessen im Stickstoffkreislauf in der Literatur nicht immer einheitlich verwendet werden, und insbesondere die Definition der Brutto-Verbrauchsrate für Ammonium und Nitrat je nach experimentellem Design auch abweichen kann, werden die in dieser Arbeit verwendeten Begriffe im Folgenden noch einmal definiert. Die **Mineralisation** wird in diesem Zusammenhang als die mikrobielle Umwandlung von organischen N-Verbindungen zu  $\text{NH}_4^+$ -Ionen definiert. Die **Nitrifikation** bezeichnet den Prozess der Oxidation von Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) zu Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ). Der **Ammonium-Verbrauch** umfasst im Allgemeinen die Aufnahme durch Pflanzen,  $\text{NH}_3$ -Ausgasung, Assimilation durch Mikroorganismen, Nitrifikation, abiotische Bindung an die organische Bodensubstanz und in geringem Umfang auch die Auswaschung (Abbildung 2-12). In der vorliegenden Arbeit umfasst der Ammonium-Verbrauch in erster Linie die mikrobielle Assimilation und die Nitrifikation, da die anderen Pfade versuchsbedingt

größtenteils ausgeschlossen werden können: Durch die Verwendung von PE-Beuteln tritt keine Auswaschung auf; die abiotische Bindung wird zum Zeitpunkt  $t_0$  der Extraktion als abgeschlossen angenommen und während der Inkubation als konstant betrachtet; es erfolgt keine oder nur eine sehr geringe  $\text{NH}_3$ -Ausgasung, da die Boden pH-Werte  $< 8$  liegen; es kann keine Pflanzenaufnahme erfolgen, da die Grasnarbe entfernt wurde.

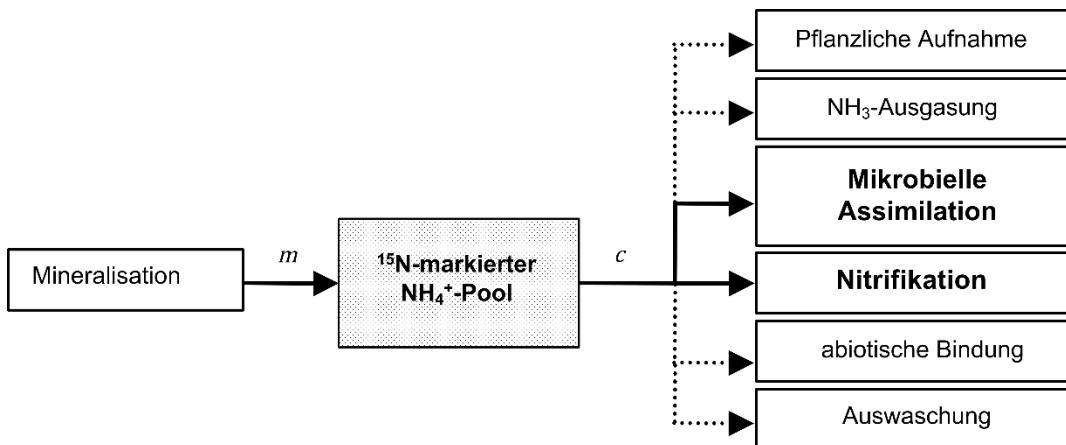


Abbildung 2-12: Schematische Darstellung möglicher Senkenterme für Ammonium.  $m$  = N-Produktion durch Mineralisation,  $c$  = N-Verbrauch durch verschiedene Senken. Gepunktete Linien zeigen Flüsse, die grundsätzlich auftreten können; durchgezogene Linien zeigen Flüsse, die in der vorliegenden Arbeit unter den gegebenen Versuchsbedingungen dominieren (nach DI ET AL., 2000).

Die potentiellen **Verbrauchsprozesse für Nitrat** umfassen die Aufnahme durch Pflanzen, Assimilation durch Mikroorganismen, Denitrifikation und Auswaschung (Abbildung 2-13). Auf Grund der Beprobung mittels Stechzylindern und Entfernung der Grasnarbe können für diese Arbeit wiederum pflanzliche Aufnahme und Auswaschung als verbrauchende Prozesse ausgeschlossen werden. Die Denitrifikation kann nicht vollständig ausgeschlossen werden, wird aber als gering angenommen, da die Proben zumeist gut durchlüftet waren.

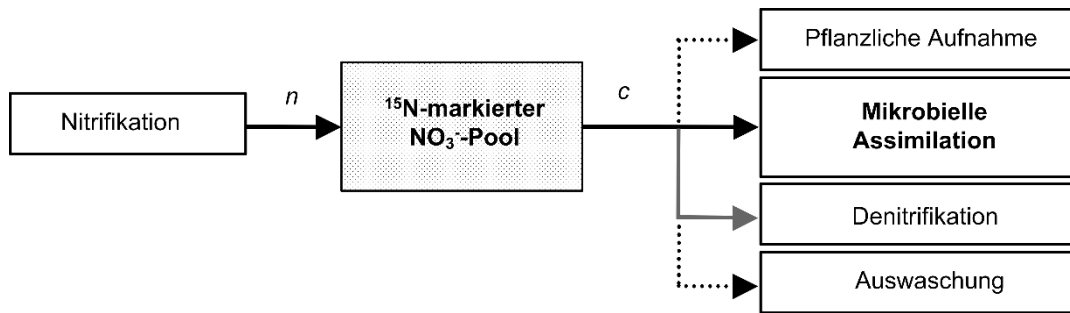


Abbildung 2-13: Schematische Darstellung möglicher Senkenterme für Nitrat.  $n$  = N-Produktion durch Nitrifikation,  $c$  = N-Verbrauch durch verschiedene Senken. Gepunktete Linien zeigen Flüsse, die grundsätzlich auftreten können; durchgezogene Linien zeigen Flüsse, die in der vorliegenden Arbeit unter den gegebenen Versuchsbedingungen dominieren (nach DI ET AL., 2000).

### Berechnung und Statistik

Die Raten der Brutto-Mineralisierung, Brutto-Nitrifikation sowie des Brutto-Verbrauchs an Ammonium und Nitrat wurden für jeden Probenahmezeitpunkt und jeden Probenahmestandort anhand der Gleichungen (2) und (3) berechnet, die auf den modifizierten Gleichungen von DAVIDSON ET AL. (1991) aus dem Modell von KIRKHAM & BARTHOLOMEW (1954) basieren:

$$m, n = \frac{M_0 - M_1}{t} * \frac{\log\left(\frac{H_0 M_1}{H_1 M_0}\right)}{\log\left(\frac{M_0}{M_1}\right)} \quad (2)$$

$$c = \frac{M_0 - M_1}{t} * \frac{\log\left(\frac{H_0}{H_1}\right)}{\log\left(\frac{M_0}{M_1}\right)} \quad (3)$$

wobei

$M_0$   $^{14+15}\text{N}$  Pool vor Inkubation ( $\mu\text{g N g}^{-1} \text{TM}$ )

$M_1$   $^{14+15}\text{N}$  Pool nach Inkubation ( $\mu\text{g N g}^{-1}\text{ TM}$ ) zum Zeitpunkt  $t$

$H_0$   $^{15}\text{N}$  Pool vor Inkubation ( $\mu\text{g N g}^{-1}\text{ TM}$ )

$H_1$   $^{15}\text{N}$  Pool nach Inkubation ( $\mu\text{g N g}^{-1}\text{ TM}$ ) zum Zeitpunkt  $t$

$m$  Brutto-Mineralisationsrate ( $\mu\text{g N g}^{-1}\text{ TM d}^{-1}$ )

$n$  Brutto-Nitrifikationsrate ( $\mu\text{g N g}^{-1}\text{ TM d}^{-1}$ )

$c$  Brutto-Verbrauchsrate ( $\mu\text{g N g}^{-1}\text{ TM d}^{-1}$ )

$t$  Zeit (d)

Bei Proben, die  $^{15}\text{NH}_4^+$  erhielten, sind  $M$  und  $H$  die  $\text{NH}_4^+$ -Pools. Bei Proben, die  $^{15}\text{NO}_3^-$  erhielten, sind  $M$  und  $H$  die  $\text{NO}_3^-$ -Pools.

HART ET AL. (1994A) schlagen die mittlere Verweilzeit (mean residence time / MRT) als Maß für die relative N-Dynamik vor, da sie nicht nur die Prozessrate abbildet, sondern auch Informationen über die Poolgröße liefert. Die MRT für  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NO}_3^-$  wurde durch Division des jeweiligen N-Pools ( $M_0$ ) durch die äquivalente Bruttoreate ( $m$  oder  $n$ ) ermittelt und wird in Tagen angegeben. Anstelle der Berechnung des Mittelwerts für jeden Standort über die beiden Vegetationsperioden wurde der Median berechnet, da dieser robuster gegenüber Ausreißern ist (sehr niedrige Werte für  $m$  oder  $n$  und sehr hohe Werte für  $M_0$  ergeben lange Verweilzeiten). Die Wiederfindung von injiziertem  $^{15}\text{N}$  wurde nach HART ET AL. (1994B) berechnet.

Die statistische Analyse wurde mit SAS (Software Version 9.4) durchgeführt (SAS INSTITUTE INC., 2013). Wie MURPHY ET AL. (2003) betonen, basiert die Berechnung der Brutto-N-Transformationsraten auf der zeitlichen Veränderung der Größe des N-Pools und der  $^{15}\text{N}$ -Anreicherung in zwei separaten, ungestörten Bodenproben. Da die Bodenproben nicht identisch sind, ist keine direkte Paarbildung möglich. Die Heterogenität in den einzelnen Wiederholungen kann somit zu einer hohen Variabilität in den Ergebnissen führen, und weniger zu stabileren Mittelwerten (WATSON ET AL., 2000). Aufgrund dieser Problematik wurde in einem ersten Schritt (i) ein bivariates gemischtes Modell (PROC GLIMMIX) verwendet, um für jede Untersuchungsfläche und jedes Messintervall die kleinsten quadratischen Mittelwerte (least square means / LSM) der verschiedenen Pools ( $M$ ,  $H$ ) zu

den beiden Zeitpunkten (0, 1) mit ihren jeweiligen Varianzen und Kovarianzen zu berechnen. Die Pools ( $M$ ,  $H$ ) gehen als zufällige Effekte in das Modell ein. Es wurde eine unstrukturierte Varianz-Kovarianz-Matrix verwendet. Auf Grundlage der LSM für  $M_0$ ,  $M_1$ ,  $H_0$  und  $H_1$  wurden  $m$  und  $c$  gemäß Gleichung (2) und (3) berechnet. Zur Schätzung der Varianz und der Standardfehler für  $m$  und  $c$  wurde die Deltamethode verwendet (JOHNSON ET AL., 1995). Hierfür wurden zunächst die partiellen Ableitungen der Gleichungen (2) und (3) berechnet, um die Deltamethode basierend auf den LSM und den Varianzen und Kovarianzen (GLIMMIX-Prozedur) anzuwenden.

Der Datensatz umfasst zwei Vegetationsperioden (insgesamt 22 Probenahmen in 2016 und 2017), zwei Ausgangssubstrate und zwei Erhaltungsgrade. Es wurde ein gemischtes Modell verwendet, um die Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen auf Signifikanz zu testen. In diesem zweiten Analyseschritt (ii) wurde die GLIMMIX-Prozedur gegenüber der MIXED-Prozedur in SAS gewählt, weil sie eine getrennte Analyse der LSM für eine Interaktion ermöglicht (SLICE Statement<sup>11</sup>). Dementsprechend sind die Zielvariablen  $m$ ,  $n$  oder  $c$  und die Prädiktoren das Ausgangssubstrat (*Substrat*: Kalkstein, Buntsandstein), der Erhaltungsgrad (*EG*: A, C) und das Jahr (*Jahr*: 2016, 2017). *Substrat*, *Erhaltungsgrad* und *Jahr* sowie ihre Interaktionsterme gehen als feste Effekte in das Modell ein. Das Datum jeder Probenahme wurde als Zufallseffekt definiert. Es wurde eine autoregressive Kovarianzstruktur erster Ordnung verwendet, um die zeitliche Autokorrelation zu berücksichtigen. Die Freiheitsgrade des Nenners wurden mit Hilfe der Kenward-Roger-Approximation (KENWARD & ROGER, 1997) berechnet. Der Kehrwert der Varianz (s. Deltamethode) von  $m$  bzw.  $c$  wurde als Gewicht im Modell angegeben. LSM mit Standardfehlern wurden für jede Kombination von *Substrat* × *Erhaltungsgrad* berechnet, gefolgt von einem paarweisen Vergleich aller Schätzungen mit  $\alpha = 0,05$ . Die F-Statistiken wurden berechnet, um die Signifikanz der Haupteffekte und der Interaktionsterme zu ermitteln. Es wurde eine getrennte Analyse durchgeführt, um die Signifikanz von *Erhaltungsgrad* in jeder Stufe des Effekts *Substrat* (Kalkstein, Buntsandstein) zu testen. Es wurden F-Tests für den Effekt *Substrat* durchgeführt und einfache Differenzen und p-Werte ( $\alpha = 0,05$ ) berechnet.

---

<sup>11</sup> Der Restfehler wird hierbei nach wie vor aus allen Beobachtungen geschätzt.

Im folgenden Schritt (iii) wurden die Auswirkungen der Bodenfeuchte und Bodentemperatur mit einer erweiterten Version des in Schritt (ii) angewandten gemischten Modells analysiert. Zwei zusätzliche Prädiktoren (*Bodenfeuchte* und *Bodentemperatur*) wurden dem Modell hinzugefügt. Um die Anzahl der Effekte überschaubar zu halten, wurden jedoch keine zusätzlichen Interaktionen mit diesen Variablen zugelassen. Es wurden F-Statistiken für die Haupteffekte (*Bodenfeuchte*, *Bodentemperatur*, *Erhaltungsgrad*, *Substrat* und *Jahr*) und Interaktionseffekte (zwischen *Erhaltungsgrad*, *Substrat* und *Jahr*) berechnet.

### **2.2.6 Nettoraten des N-Umsatzes (*in situ* Versuch auf Intensiv-Monitoringflächen)**

Die Netto-Mineralisationsraten (Ammonifikation) und Netto-Nitrifikationsraten wurden analog zu den Bruttoraten auf den vier Intensiv-Monitoringflächen in einem zweiwöchigen Zyklus *in situ* bestimmt. An jedem Untersuchungsstandort wurden fünf ungestörte Bodenproben (100 cm<sup>3</sup>) aus dem Oberboden (0 bis 0,15 m, Wurzelfilz wurde entfernt) entnommen und in Polyethylenbeuteln (Stärke 50 µm) verschlossen für zwei Wochen in der Bodengrube inkubiert. Die im Vergleich zu den Bruttoraten etwas längere Inkubationszeit wurde gewählt, um eine quantifizierbare Veränderung des mineralischen N-Gehalts sicherzustellen. Es wurde eine Mischprobe des gestörten Oberbodens an jedem Untersuchungsstandort entnommen ( $t_0$  Probe) und wie zuvor beschrieben direkt im Labor auf mineralischen Stickstoff (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) analysiert. Am Ende der zweiwöchigen Inkubationszeit wurden die inkubierten Bodenproben ( $t_1$ ) aus den Bodengruben entnommen und ebenfalls im Labor auf mineralischen Stickstoff untersucht. Die Bodentemperatur wurde während dieser zwei Wochen alle dreißig Minuten aufgezeichnet.

Die Netto-Mineralisationsraten und -Nitrifikationsraten wurden aus der Differenz der NH<sub>4</sub><sup>+</sup>- bzw. NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentration zu Beginn und am Ende der Inkubationszeit, dividiert durch die Inkubationszeit, für jeden Probenahmetermin berechnet. Auf dieser Grundlage wurde für jede Untersuchungsfläche die kumulativ mineralisierte bzw. nitrifizierte N-Menge über die jeweilige Vegetationsperiode (2016, 2017) berechnet.

## 2.2.7 Begleitende Messungen

### Mineralischer Boden-Stickstoff und Bodenwassergehalt

Von Ende 2016 bis Mitte 2018 wurden auf den vier Intensiv-Monitoringflächen im zwei- bis vierwöchigen Turnus Bodenproben mit einem Pürckhauer-Bohrstock genommen. Je nach standörtlichen Begebenheiten wurde eine Tiefe (Büchelberg: 0 bis 0,3 m) oder bis zu drei Tiefen (Mistwiesen: 0 bis 0,3; 0,3 bis 0,6; 0,6 bis 0,9 m) in jeweils fünffacher Wiederholung beprobt. Auf den Referenzflächen erfolgte die  $N_{\min}$ -Beprobung einmalig im Herbst 2017 in 0 bis 0,3 sowie 0,3 bis 0,6 und (wo möglich) bis 0,9 m Tiefe.

Alle Proben wurden zunächst eingefroren und später im Labor auf  $NH_4^+$ - und  $NO_3^-$ -Konzentrationen sowie Wassergehalte untersucht. Hierfür wurden, analog zu den Proben der Bruttoernten, 100 g Boden mit 150 ml 0,5 molarer  $K_2SO_4$ -Lösung versetzt. Nach einer Stunde Schütteln (225 UpM) wurden die Proben durch vorgewaschene Filterpapiere (Whatman MN 619  $\frac{1}{4}$ ) filtriert und die Extrakte bis zur Analyse am Flowanalyser (3QuAAtro.AQ2.AACE, SEAL Analytical, UK) eingefroren. Der Wassergehalt der Proben wurde an einem Aliquot über Trocknung bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz bestimmt.

### Oberirdische Biomasse, C- und N-Gehalte

Die Beprobung der oberirdischen Biomasse wurde auf jeder der vier Intensiv-Monitoringflächen in fünffacher Wiederholung auf einer definierten Fläche (0,36 m<sup>2</sup>) durchgeführt (planmäßig vor dem ersten Schnitt bzw. Weidegang). Auch auf den Referenzflächen wurde die Beprobung im Frühjahr 2017 und wiederholt in 2019 durch die HfWU Nürtingen-Geislingen durchgeführt.

Nach Wägung und Trocknung (60 °C) wurde die Trockenmasse bestimmt und anhand eines Aliquots wurden die C- und N-Gehalte (%) ermittelt (CN Elementar Analyzer, vario MAX CN, Elementar Analysensysteme, Hanau, Germany).

Die begleitenden Messungen zum Boden  $N_{\min}$ -Gehalt und zum Ertrag und N-Entzug der Intensiv-Monitoringflächen dienen in erster Linie der Modellkalibrierung.

## 2.3 Prozessbasierte Modellierung

### 2.3.1 Modellbeschreibung und -konfiguration

Für die Modellierung des Kohlenstoff-Stickstoffhaushalts wurde das Modellpaket EXPERT-N verwendet (PRIESACK, 2006). Bei diesem prozessbasierten Agrarökosystemmodell handelt es sich um einen „Modellbaukasten“, bestehend aus verschiedenen kombinierbaren Einzelmodellen, welche die wesentlichen Prozesse des Kohlenstoff-, Stickstoff-, Wasser- und Energiehaushalts im System Boden-Pflanze-Atmosphäre in täglicher Auflösung abbilden. Die untergeordneten Komponenten, welche Einzelprozesse wie beispielsweise die Evaporation beschreiben, können separat konfiguriert werden und der Anwender kann hierbei aus einer Auswahl verschiedener Berechnungsansätze wählen.

In dieser Arbeit wurden für die Simulation der N-Umsätze von mageren Flachland-Mähwiesen die Komponenten des Hurley Pasture Modells (HPM) zur Simulation von Pflanzenwachstum, Stickstoffentzug, Wurzelwasseraufnahme und Transpiration in Graslandsystemen (THORNLEY, 1998) mit dem 1D-Wassertransportmodell Hydrus (SIMUNEC ET AL., 1998), dem C- und N-Umsatzmodell SOILN (JOHANSSON ET AL., 1987), dem Stofftransportmodul aus LeachN (HUTSON & WAGENET, 1992) und dem Bodenwärmetransportmodul aus dem Modell DAISY (HANSEN ET AL., 1991) gekoppelt.



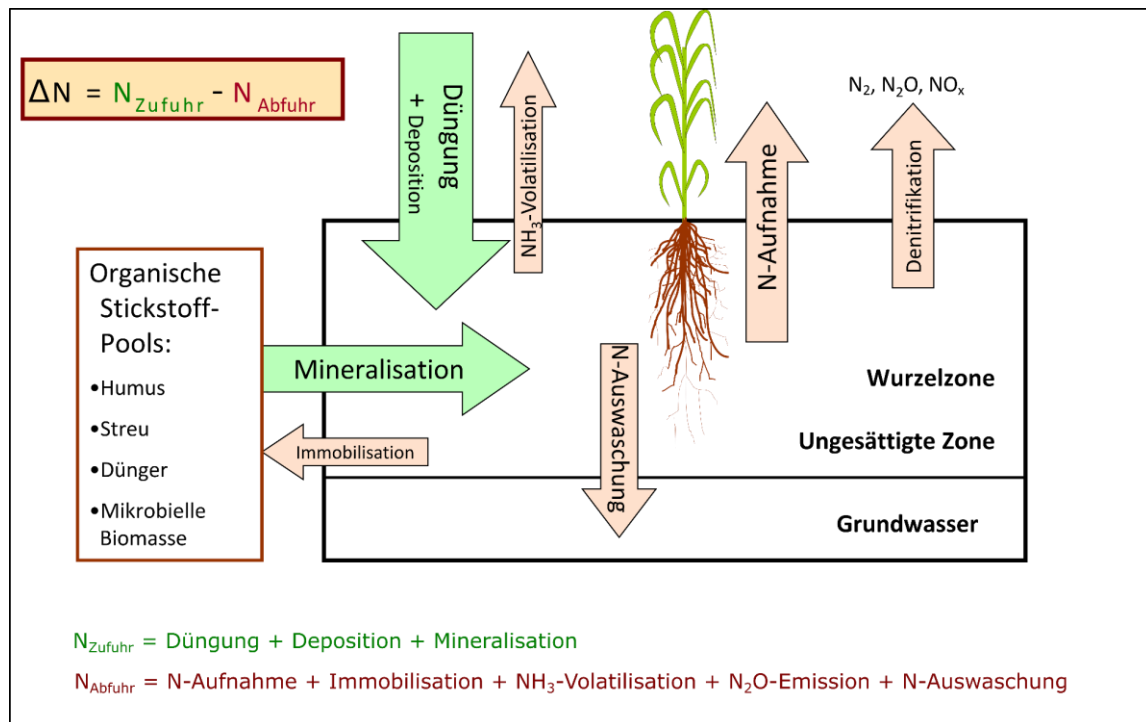


Abbildung 2-14: Stickstoffflüsse und mineralische N-Bilanz im Boden in EXPERT-N. (Abbildung angepasst aus: Expert-N Workshop, März 2015, Hohenheim).

## 2.3.2 Initialisierung und Randbedingungen

### Wetterdaten

Das Modell wird mit täglichen Wetterdaten angetrieben (Globalstrahlung, maximale, minimale und mittlere Lufttemperatur, Niederschlag, Windgeschwindigkeit, relative Luftfeuchte). Als Wetterinput wurden Daten der jeweils nächstgelegenen Wetterstation des Agrarmeteorologischen Dienstes verwendet. Für die Flächen am Büchelberg ist das die Station „Ihinger Hof“, für die Flächen auf den Mistwiesen die Station „Stupferich“, wobei an der Station „Stupferich“ existierende Datenlücken mit Daten der Station „Keltern“<sup>12</sup> aufgefüllt wurden. Für die Initialisierung des Modells wurden Anfangswerte der Bodenfeuchte, der Kohlenstoff- und Stickstoffpools im Boden sowie der ober- und unterirdischen Biomasse benötigt. Diese wurden anhand der im Untersuchungszeitraum

<sup>12</sup> Entfernung Station Stupferich – Station Keltern ca. 12,5 km

2016 bis 2018 gemessenen Daten festgelegt. Um mögliche Effekte der Startwerte auf die Simulationsergebnisse im Untersuchungszeitraum zu minimieren, wurden die Simulationen mit einem Spin-Up von zwei Jahren gestartet. Der Simulationszeitraum inklusive Spin-Up umfasst dadurch die Jahre 2014 bis 2018.

Für die spätere Übertragung des Modells auf weitere 30 Referenzflächen des LRT 6510 wurden Niederschlagsdaten aus einem 1 x 1 km<sup>2</sup> vorliegenden REGNIE (RAUTHE ET AL., 2013) Datensatz verwendet (CDC-opendata-Server; DWD, 2019b). Globalstrahlung, Temperatur, relative Luftfeuchte und Windgeschwindigkeit entstammen dem TRY-Datensatz, einem 1 x 1 km<sup>2</sup> Datenprodukt des Deutschen Wetterdienstes (KRÄHENMANN ET AL., 2018). Diese Daten liegen für den Zeitraum 1995 bis 2012 vor (CDC-opendata-Server; DWD, 2019b). Die Referenzflächen-Simulationen wurden mit einem Spin-Up von einem Jahr (1995) gestartet.

## **Bodendaten**

Die Bodeninformationen umfassen die Horizontierung des Bodens, die Textur und Lagerungsdichte, den Gehalt an organischem Material und die Umsatzraten für die organischen Kohlenstoff- und Stickstoffpools im Boden. Diese Bodendaten werden dem Modell getrennt für die verschiedenen Horizonte des jeweiligen Standorts zur Verfügung gestellt. Die benötigten Parameterwerte wurden im Rahmen der Messkampagnen an den Intensiv-Monitoring Flächen und an den Referenzflächen bestimmt. Allerdings wurden die Umsatzraten der organischen N-Pools lediglich auf den Intensiv-Monitoringflächen bestimmt (siehe Kapitel 4). Da die Auswertung dieser Daten signifikante Unterschiede zwischen Flächen mit sauren und neutral-alkalischen Boden pH-Werten zeigte, wurden die Umsatzraten entsprechend des pH-Wertes der Referenzflächen auf diese übertragen. Die für die Lösung der Richardsgleichung (Wassertransportmodell) benötigten hydraulischen Parameter wurden mit Hilfe von Pedotransferfunktionen (SCHAAP ET AL., 2004) aus den Texturdaten abgeschätzt. Am unteren Rand der Bodenprofile wurde für die Wasserflüsse jeweils eine „Free Drainage“ Randbedingung angenommen, für den Stofftransport eine „Cauchy“-Randbedingung.

---

## Stickstoffdeposition

Die jährlichen Stickstoffdepositionsraten in reduzierter ( $\text{NH}_4^+$ ) und oxidierter ( $\text{NO}_3^-$ ) Form wurden von Thomas Gauger (INS, Universität Stuttgart) für die verschiedenen Flächen zur Verfügung gestellt (Stand 2019; siehe auch Tabelle 2-1; GAUGER & RIHM, 2018).

## Management

In Anlehnung an die extensive Bewirtschaftung der Flächen werden zwei Grünschnitte pro Jahr angenommen. Diese erfolgen im Modell jeweils am 15. Juni und am 15. August. Die Schnitthöhe wurde dabei für den ersten Termin mit 10 cm und am zweiten Termin mit 7 cm vorgegeben. Düngetermine und Düngemengen wurden im Modell gemäß den mündlichen Mitteilungen der Bewirtschafter der untersuchten Intensiv-Monitoringflächen festgelegt (siehe Kapitel 2.2.4). Eine Beweidung findet im Modell nicht statt, es werden reine Mähwiesen simuliert.

Die Festlegung der Düngemenge und Höhe der natürlichen N-Fixierung auf den Flächen basiert auf ihrer Trophiestufe. Die Trophiestufe (Kategorien von 1 bis 3) gibt den Zustand des Nährstoffhaushalts einer Fläche in Bezug auf die Stickstoffversorgung für den idealtypischen „Soll“-Zustand wieder (LUBW, 2022, Stand 01 / 2022<sup>13</sup>). Die niedrigste Trophiestufe ist gekennzeichnet durch eine eher naturnahe Stickstoffversorgung; die höchste bezeichnet ein hohes Stickstoffangebot. Mittlere Trophiestufen nehmen eine Zwischenstellung ein. Die Trophiestufe eines Standorts gibt damit Auskunft darüber, wie die nutzungsabhängige Stickstoffversorgung über die Luft und den Boden der letzten Jahrzehnte war (LUBW, 2022, Stand 01 / 2022). Sie ist nicht mit dem Erhaltungsgrad identisch. Zur Ermittlung der jeweiligen Trophiestufe wurden empirisch ausgewählte Pflanzenarten als Indikator für die Trophiestufe eines Lebensraumes verwendet. Nach der Zuordnung der Indikatorarten des LRT 6510 zu einer Stufe wurde anhand der vollständigen Artenaufnahmen der Deckungsanteil der Arten aus Trophiestufe 1, 2, und 3 an der Gesamtdeckung der jeweiligen Fläche berechnet. Die Trophiestufe mit dem höchsten Anteil bestimmt die der Gesamtfläche. Rund 30 % der Flächen fallen in

---

<sup>13</sup> Eine Veränderung (z. B. im Rahmen einer Aktualisierung) der Indikatorarten-Listen hat ggf. auch eine veränderte Zuordnung der Flächen zu einer Trophiestufe zur Folge. Das Konzept der Trophiestufen befindet sich z. Z. in Bearbeitung durch AG Critical Loads, StickstoffBW (LUBW, 2022). In dieser Arbeit wurde der Stand 12 / 2021 verwendet.

Trophiestufe 2, 70 % in Trophiestufe 3, Trophiestufe 1 ist in dem Datensatz nach der beschriebenen Vorgehensweise nicht vertreten (Stand Januar 2022, siehe Seite 61, Fußnote 13). Die Düngung der Flächen sowie die Annahmen zur natürlichen N-Fixierung wurde an die aktuellen Empfehlungen im Projekt StickstoffBW angepasst (Stand Januar 2022): Flächen der Trophiestufe 2 erhalten keine Düngung im Sinne einer Bewirtschaftungsmaßnahme, aber eine organische N-Zufuhr von  $17,6 \text{ kg N ha}^{-1}$ , welche der angenommenen natürlichen N-Fixierung über Leguminosen entspricht. Flächen der Trophiestufe 3 erhalten auf Grund höherer Anteile an Leguminosen (und entsprechend höherer N-Fixierungsleistung) eine  $N_{\text{org}}$ -Zufuhr von  $23,4 \text{ kg N ha}^{-1}$  und alle zwei Jahre eine zusätzliche organische Düngung von  $35 \text{ kg N ha}^{-1}$  in Form von Rindermist (mineralischer Anteil:  $6,5 \text{ kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1}$ ).

### 2.3.3 Parametrisierung und Kalibrierung

Da das Graslandmodell (HPM) ursprünglich für gedüngtes Grünland und Weiden entwickelt wurde und die voreingestellten ökophysiologischen Parameter als repräsentativ für Deutsches Weidelgras (*Lolium perenne*, L.) beschrieben werden (THORNLEY, 1998), mussten zunächst einige Parameter des Modells an den LRT 6510 angepasst werden. Neben ökophysiologischen Pflanzenparametern betrifft dies insbesondere die Ratenkonstanten für Mineralisierung beim Abbau des organischen Materials im Boden sowie für Nitrifizierung und Denitrifizierung (Modell SOILN). Für die Optimierung des Pflanzenmodells wurden vier Parameter ausgewählt, die die größte Sensitivität<sup>14</sup> in Bezug auf das simulierte Pflanzenwachstum bzw. auf die Stickstoffaufnahme zeigten: Temperaturmaximum der lichtgesättigten Photosynthese bei  $350 \text{ ppm CO}_2$ , das Verhältnis Bestandshöhe / Blattflächenindex, der Stickstoffgehalt der strukturellen Biomasse (vgl. THORNLEY, 1998: S. 15 ff.) und die Absterberate des lebenden Pflanzenmaterials (Tabelle 2-10). Das Pflanzenmodell wurde ohne Unterscheidung des Standorts und des Erhaltungsgrades der Flächen parametrisiert, d.h. für alle vier Flächen wurden die gleichen Parameterwerte verwendet. Bei den Bodenparametern wurden die Messwerte aus Kapitel 4.2.1 zur Orientierung herangezogen. Da sich hier in den experimentell bestimmten

---

<sup>14</sup> In Anlehnung an die Sobol-Saltelli-Methode (GAN ET AL. 2014; SALTELLI, 2002) wurden mit der Latin-Hypercube-Methode (CARNELL, 2021) zwei anfängliche Parameterstichproben der Größe  $n = 100$  erstellt. Die globale Sensitivitätsanalyse auf der Grundlage dieser Stichprobe wurde dann mit der Lamboni-Methode (LAMBONI ET AL., 2018) durchgeführt.

Bruttoraten der Mineralisierung und der Nitrifikation z. T. signifikante Unterschiede gezeigt hatten, wurde auch in der Modellierung eine Differenzierung zwischen den Standorten Büchelberg und Mistwiesen vorgenommen. Die Hauptursache für die Unterschiede in der Nitrifikation liegt hierbei vor allem im pH-Wert, der auf den Flächen der Mistwiesen deutlich geringer ist und die Aktivität der an der Nitrifikation beteiligten Mikroorganismen reduziert (vgl. PAUL & DOMSCH, 1972).

Anhand verschiedener Zielgrößen wurden die Parameter durch Vergleich der simulierten mit gemessenen Daten von Hand kalibriert. Die veränderten Werte der im Rahmen der Modellanpassung optimierten Parameter gegenüber den Voreinstellungen zeigt Tabelle 2-10. Die Parameter wurden so gewählt, dass die Simulationsergebnisse möglichst nah an den Messwerten bzw. im Bereich der Standardabweichungen liegen. Als Messwerte wurden die von Herbst 2016 bis Sommer 2018 gemessenen Zeitreihen des Bodenwassergehaltes, des Nitrat- und Ammoniumgehalts in 0 bis 0,3 m Bodentiefe (jeweils  $n = 24$  Messzeitpunkte mit Wiederholungen) sowie des gemessenen Biomasse- und N-Entzugs (jeweils  $n = 5$  Messzeitpunkte mit Wiederholungen) der Intensiv-Monitoringflächen verwendet. Die Bewertung der Modellgüte erfolgte anhand der graphischen Übereinstimmung und die Berechnung verschiedener Gütekriterien:

Wurzel der mittleren quadratischen Abweichung bzw. Root mean square error (*RMSE*):

$$RMSE_k = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (P_{k,i} - O_{k,i})^2}$$

Bias:

$$Bias_k = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (P_{k,i} - O_{k,i})$$

wobei  $O_{k,i}$  die  $i$ -te Messung der  $k$ -ten Observablen ist und  $P_{k,i}$  für die Modellvorhersage für die  $k$ -te Observable zum Zeitpunkt der  $i$ -ten Messung steht.

Tabelle 2-10: Angepasste Parameter im N-Umsatzmodell für LRT 6510.

Parameter	Modul	Bedeutung	Einheit	Def.	Param. I	Param. II
Tmax350	HPM	Temperaturmaximum der lichtgesättigten Photosynthese bei 350 ppm CO <sub>2</sub>	°C	28	30	30
chcanlai	HPM	Verhältnis Bestandshöhe/Blattflächenindex	$\frac{m}{(m^2 m^{-2})}$	0,026	0,08	0,08
fnplx	HPM	Stickstoffgehalt der strukturellen Biomasse	$\frac{\%}{100}$	0,012	0,005	0,005
kturn20	HPM	Absterberate des lebenden Pflanzenmaterials	d <sup>-1</sup>	0,08	0,05	0,05
k <sub>min,lit</sub>	SOILN	Ratenkonstante für Mineralisierung von Streu	d <sup>-1</sup>	0,02	0,035	0,035
k <sub>min,man</sub>	SOILN	Ratenkonstante für Mineralisierung von org. Dünger	d <sup>-1</sup>	0,01	0,022	0,022
k <sub>min,hum</sub>	SOILN	Ratenkonstante für Mineralisierung von Humus	d <sup>-1</sup>	0,0001	0,000087	0,000115
k <sub>nit</sub>	SOILN	Ratenkonstante für Nitrifizierung	d <sup>-1</sup>	0,1	0,048	0,002
k <sub>den</sub>	SOILN	Ratenkonstante für Denitrifizierung	d <sup>-1</sup>	0,1667	0,2	0,2

Param. = Parametersatz; I für Flächen mit hohem pH (> 5); II für Flächen mit niedrigem pH (< 5). Def. = Default-Einstellung.

### 2.3.4 Plausibilisierung

Das an die Daten von den Intensiv-Monitoringflächen angepasste Modell wurde im nächsten Schritt verwendet, um für eine repräsentative Anzahl von mageren Flachland-Mähwiesen in Baden-Württemberg und über einen repräsentativen Zeitraum das Pflanzenwachstum und die Stickstoffflüsse abzuschätzen. Hierfür wurde der Datensatz der Referenzflächen des LRT 6510 genutzt (siehe 2.2.2). Flächen mit pH < 5 wurden die SOILN-Parameterwerte des Parametersatzes II zugeordnet; Böden mit pH > 5 entsprechend die des Parametersatzes I. Da der Simulationszeitraum sich von dem Zeitraum der Kalibrierung unterscheidet, wurden in diesem Schritt auch die vier Intensiv-Monitoringflächen mit einbezogen. Für die Einordnung und Bewertung der Simulationsergebnisse wurden Jahressummen und Langzeitmittelwerte (17 Jahre) der

---

Flächen für die wichtigsten Prozessgrößen des N-Kreislaufs berechnet und mit vorhandenen Literaturdaten abgeglichen.

## Kapitel 3

# Einfluss atmosphärischer N-Einträge auf FFH-Mähwiesen

---

### 3.1 Einleitung

Stickstoff ist einerseits ein Makronährstoff für Pflanzen, andererseits können erhöhte Einträge von N-Verbindungen zu Eutrophierung, Veränderung der Artenzusammensetzung sowie der Funktionalität einer Lebensgemeinschaft führen und diese dauerhaft beeinträchtigen (ELLENBERG, 1988; BOBBINK ET AL., 2010; ROTH ET AL., 2015). Auch eine zunehmende Belastung durch reaktiven Stickstoff aus der Luft kann eine potentielle Gefährdung, insbesondere für natürliche oder naturnahe Ökosysteme (z. B. den LRT 6510), darstellen. Die düngende Wirkung von luftbürtigem N in Form von Stickstoffoxiden ( $\text{NO}_x$ ) und  $\text{NH}_3$  kann sich je nach Konzentration und Einwirkdauer v. a. auf nitrophile Arten wuchssteigernd auswirken. Neben dem Düngeeffekt kann reaktiver Luftstickstoff weitere Auswirkungen auf die Vegetation, beispielsweise eine höhere Anfälligkeit gegenüber sekundären Stressfaktoren (BOBBINK ET AL., 1998), haben.

Bisher wurde N vor allem in Form der N-Gesamtdeposition<sup>15</sup> betrachtet und nur wenige Untersuchungen befassen sich mit der Wirkung von  $\text{NH}_3$  auf die Pflanzenarten (z. B. VAN DEN BERG ET AL., 2016). Studien zu Wirkungen von Ammoniak auf den Erhaltungsgrad betroffener LRT sind keine bekannt. In Baden-Württemberg weist die Verteilung der atmosphärischen  $\text{NH}_3$ -Konzentration vor allem in den Tierhaltungsregionen (Oberschwaben, Ostalb, Hohenlohe) höhere Werte von  $> 6$  bis  $25 \mu\text{g m}^{-3}$  auf (Abbildung

---

<sup>15</sup> Die N-Gesamtdeposition wurde im Rahmen dieser Studie ebenfalls analysiert. Die Ergebnisse zeigten keine signifikanten Effekte und sind nicht weiter dargestellt.



2-1; vgl. auch UM 2017). Welche Wirkung die atmosphärische  $\text{NH}_3$ -Konzentration haben kann, ist noch unklar. Sofern eine Wirkung vorhanden ist, müsste sich diese in einem ausreichend großen Datensatz auch unabhängig von der N-Düngung zeigen. Zunächst wurde in der vorgestellten Studie daher auf die Erhebung schlagspezifischer Daten zum Ernteentzug und zur Düngung verzichtet. Die langfristige, aber nur schwer rekonstruierbare Nutzungsgeschichte kann ebenfalls die heutige Artenzusammensetzung beeinflusst haben (LUBW, 2008), Aussagen hierzu dürften aber mit Unsicherheiten behaftet sein.

Ziel dieser Studie war, mögliche ökologisch relevante und statistisch signifikante Zusammenhänge zwischen bestimmten Artengruppen (N-Zeiger, Magerkeitszeiger) und atmosphärischer  $\text{NH}_3$ -Konzentration aufzuzeigen. Ferner sollen Standortfaktoren identifiziert werden, die Einfluss auf die Magerkeits- und N-Zeiger haben. Hierfür wurden Artenzusammensetzung, relevante Standortfaktoren und modellierte Stickstoffdaten von 10.006 Kartiereinheiten des LRT 6510 in Baden-Württemberg mittels Generalisierter Linearer Modelle analysiert. In den folgenden Kapiteln werden die Ergebnisse dieser statistischen Analyse dargestellt und diskutiert.

## 3.2 Ergebnisse

### 3.2.1 Auswirkung der atmosphärischen $\text{NH}_3$ -Konzentration auf Magerkeits- und N-Zeiger

Der Einfluss der atmosphärischen  $\text{NH}_3$ -Konzentration auf das Vorkommen von Magerkeits-, N-Zeigern und den Erhaltungsgrad des LRT 6510 ist in Abbildung 3-1 und Abbildung 3-2 dargestellt. Die Ergebnisse zeigen erwartungsgemäß signifikante Unterschiede zwischen den Erhaltungsgraden, die weitestgehend den in der Kartieranleitung niedergelegten Definitionen entsprechen. So enthalten C-Flächen durchschnittlich etwa halb so viele Magerkeitszeiger wie A-Flächen. Bei den N-Zeigern ist der Unterschied zwischen den Erhaltungsgraden geringer.

Die Regressionsanalyse zeigt, dass es einen statistisch signifikanten Anstieg an N-Zeigern bzw. eine Abnahme an Magerkeitszeigern mit zunehmender atmosphärischer  $\text{NH}_3$ -

Konzentration gibt (Abbildung 3-3, Abbildung 3-4). Bei einer geringen Konzentration von  $1 \mu\text{g m}^{-3}$  sind zwei bis vier Magerkeitszeiger mehr vorhanden als bei einer höheren Belastung von  $6 \mu\text{g m}^{-3}$ . Dabei gibt es keine signifikanten Wechselwirkungen zwischen  $\text{NH}_3$  und den Erhaltungsgraden (p-Wert = 0,719 bzw. 0,258), d. h. die relative Änderungsrate der Artenanzahl mit zunehmender  $\text{NH}_3$ -Belastung ist auf den A-, B- und C-Flächen gleich.

Der Anstieg an N-Zeigern mit zunehmender atmosphärischer  $\text{NH}_3$ -Konzentration ist signifikant, fällt aber gering aus. Die Modellgüte liegt im unteren Bereich ( $r_s = 0,3$ ), d. h. die atmosphärische  $\text{NH}_3$ -Konzentration als alleiniger Faktor (bzw. zusammen mit der Bewertung des Erhaltungsgrades) reicht für die Vorhersage der Anzahl nitrophiler Arten nicht aus. Hingegen prognostiziert derselbe Ansatz für die Gruppe der Magerkeitszeiger die Artenanzahl vergleichsweise gut ( $r_s = 0,6$ ).

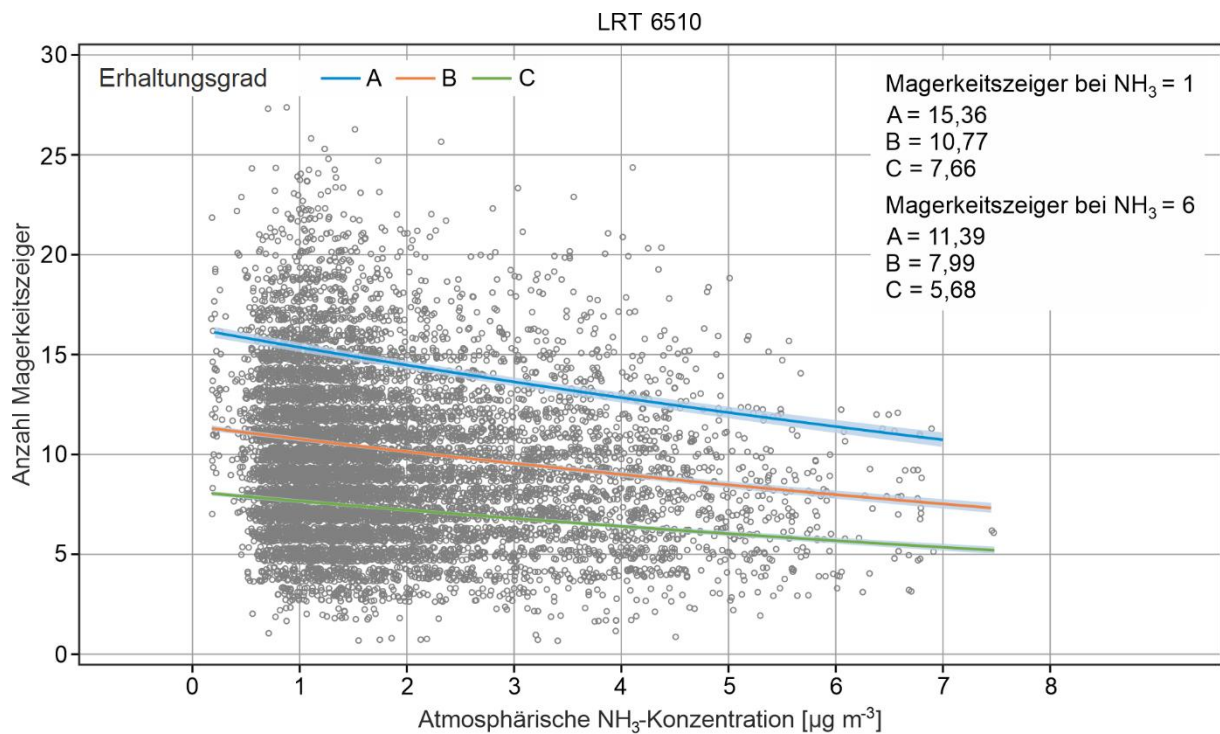


Abbildung 3-1: Regressionslinien und deren Vertrauensintervalle für die mittlere Anzahl an Magerkeitszeigern in Abhängigkeit von der atmosphärischen  $\text{NH}_3$ -Konzentration ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) für den LRT 6510. Magerkeitszeiger nach Handbuch zur Erstellung von Managementplänen für die Natura-2000-Gebiete in Baden-Württemberg (LUBW, 2014).  $n = 9877$ , Haupteffekte (atmosphärische  $\text{NH}_3$ -Konzentration, Erhaltungsgrad) signifikant mit  $p < 0,001$ , Wechselwirkungseffekt der beiden Haupteffekte (atmosphärische  $\text{NH}_3$ -Konzentration x Erhaltungsgrad) nicht signifikant mit  $p = 0,719$ , • = Erfassungseinheit. In der Abbildung sind die rücktransformierten Werte des finalen Modells (nur signifikante Effekte) ausgehend von Modell (1) dargestellt (für Details siehe Abschnitt 2.2.1). Es ist zu beachten, dass die rücktransformierte lineare Beziehung auf der beobachteten Skala nicht-linear ist. Daten: atmosphärische  $\text{NH}_3$ -Konzentration: GAUGER & RIHM (2018); Vegetationsdaten: LUBW, Stand 2016).

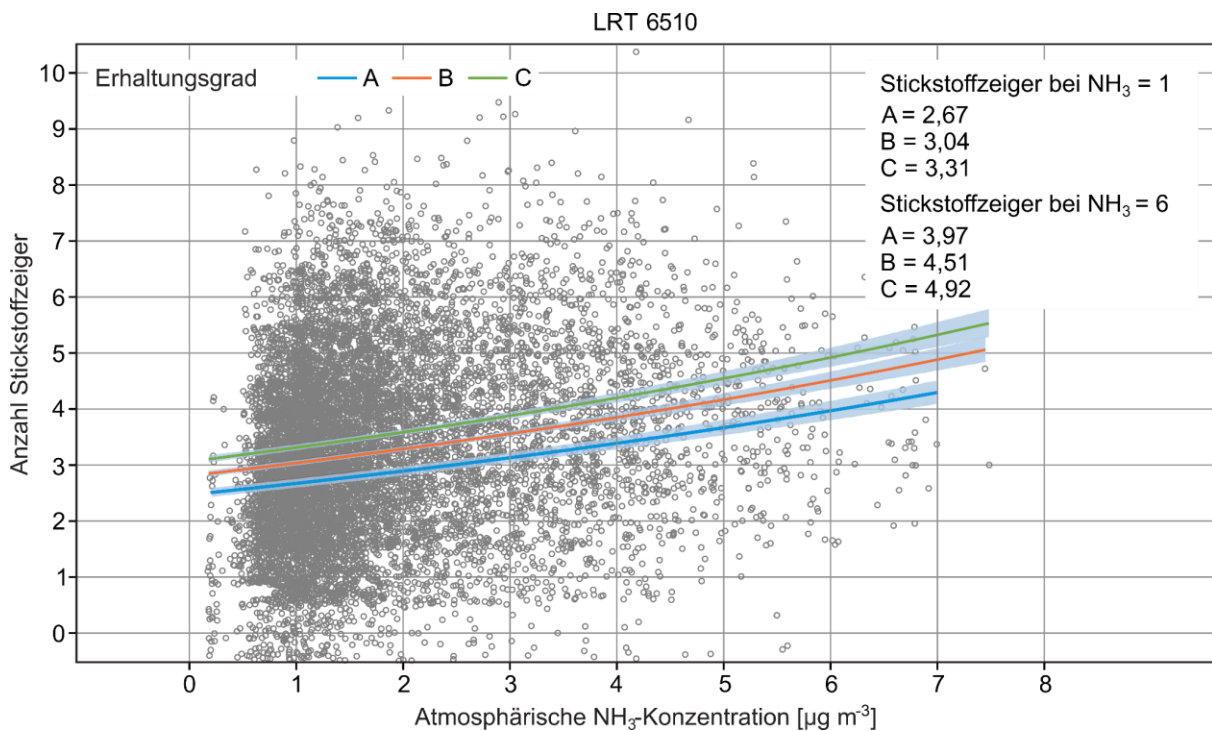


Abbildung 3-2: Regressionslinien und deren Vertrauensintervalle für die mittlere Anzahl an Stickstoffzeigern in Abhängigkeit von der atmosphärischen  $\text{NH}_3$ -Konzentration ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) für den LRT 6510. Stickstoffzeiger nach Handbuch zur Erstellung von Managementplänen für die Natura-2000-Gebiete in Baden-Württemberg (LUBW, 2014).  $n = 9877$ , Haupteffekte (atmosphärische  $\text{NH}_3$ -Konzentration, Erhaltungsgrad) signifikant mit  $p < 0,001$ , Wechselwirkungseffekt der beiden Haupteffekte (atmosphärische  $\text{NH}_3$ -Konzentration  $\times$  Erhaltungsgrad) nicht signifikant mit  $p = 0,258$ ,  $\bullet$  = Erfassungseinheit. In der Abbildung sind die rücktransformierten Werte des finalen Modells (nur signifikante Effekte) ausgehend von Modell (1) dargestellt (für Details siehe Abschnitt 2.2.1). Es ist zu beachten, dass die rücktransformierte lineare Beziehung auf der beobachteten Skala nicht-linear ist (Daten: atmosphärische  $\text{NH}_3$ -Konzentration: GAUGER & RIHM (2018); Vegetationsdaten: LUBW, Stand 2016).

### 3.2.2 Einfluss weiterer Standortfaktoren

Neben luftbürtigem N und der N-Zufuhr durch Düngung können Klima- und Bodenfaktoren ursächlich für Artenverschiebungen sein. Sie wurden daher ebenfalls als Wirkfaktoren (Kovariablen) in die Analyse einbezogen. Tabelle 3-1 gibt einen Überblick, welche Faktoren grundsätzlich ein Erklärungspotenzial für die Vorhersage von Magerkeits- oder N-Zeigern im LRT 6510 mit unterschiedlichen Erhaltungsgraden besitzen. Somit haben „Karbonatgehalt“, „Sonderstandort für naturnahe Vegetation“ oder „Exposition“ je nach

betrachteter Zielvariable und zugrunde gelegtem Selektionskriterium meist keinen Erklärungswert.

Die Ergebnisse zur Rolle der  $\text{NH}_3$ -Konzentration aus Kapitel 3.2.1 werden anhand der erstellten Reihenfolge der Kovariablen (Tabelle 3-2, Tabelle 3-3) bestätigt. Die atmosphärische  $\text{NH}_3$ -Konzentration, die Höhenlage (bzw. der Niederschlag) und die Inklination sind folglich die wichtigsten Prädiktoren für die Anzahl an Magerkeits- bzw. N-Zeigern. Die untersuchten Kovariablen haben einen Einfluss auf die ökologischen Artengruppen, besitzen aber keinen ausreichenden Erklärungswert (vgl.  $r_s$ ). Die  $r_s$ -Werte liegen beim vollen Modell mit  $r_s = 0,3$  (Magerkeitszeiger) und  $r_s = 0,4$  (N-Zeiger) im unteren bis mittleren Bereich.

Tabelle 3-1: Ergebnisse der statistischen Auswertung (GLM) unter Verwendung unterschiedlicher Selektionskriterien (AIC, BIC) für die Zielvariablen „Anzahl Magerkeitszeiger“ und „Anzahl Stickstoffzeiger“.

Zielvariable	Magerkeitszeiger		Stickstoffzeiger	
	AIC	BIC	AIC	BIC
Selektionskriterium				
n Variablen	11	9	10	6
$r_s$	0,32	0,32	0,40	0,41
n Beobachtungen	6471	6471	6471	6471
<b>Kovariablen</b>				
Exposition	✓	✓		
Bodenkundliche Feuchtestufe	✓	✓	✓	✓
Höhe ü. NN	✓	✓	✓	✓
Mittlere Jahrestemperatur	✓		✓	
Karbonatgehalt			✓	
Nutzbare Feldkapazität	✓	✓	✓	
Stickstoff-Gesamtdeposition	✓	✓		
Bodenfruchtbarkeit	✓	✓	✓	✓
Sonderstandort Vegetation	✓			
Inklination	✓	✓	✓	✓
Atmosphärische $\text{NH}_3$ -Konzentration	✓	✓	✓	✓
Mittlerer Jahresniederschlag	✓	✓	✓	✓

Daten: atmosphärische  $\text{NH}_3$ -Konzentration: GAUGER & RIHM (2018); Vegetationsdaten: LUBW, Stand 2016; Klimadaten: DWD (2019); Standortdaten: LUBW (2010), LGRB (2015); N-Gesamtdeposition: Thomas Gauger, INS, Universität Stuttgart. AIC = Akaikes Informationskriterium, BIC = Bayessesches Informationskriterium, n Variablen = Anzahl an Kovariablen mit Erklärungswert im Modell,  $r_s$  = Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman, n Beobachtungen = Anzahl an verwendeten Beobachtungen, ✓ = Kovariable hat einen Erklärungswert im GLM. Für einige Erfassungseinheiten ließen sich beispielsweise aufgrund der Flächenform oder -größe keine Werte für einzelne Standortfaktoren generieren, sodass sich der größte gemeinsame Datensatz für die Analyse der Kovariablen auf n = 6471 Erfassungseinheiten reduzierte.

Tabelle 3-2: Reihenfolge der Prädiktoren (nach BIC) für die Anzahl an Magerkeitszeigern.

Reihenfolge (nach BIC)	Kovariablen	$\Delta$ BIC	$r_s$	$\Delta$ AIC
1.	Atmosphärische NH <sub>3</sub> -Konzentration	87	0,302	110
2.	Inklination	63	0,311	55
3.	Höhe ü. NN	6	0,319	15
4.	Bodenkundliche Feuchtestufe	2	0,317	14
5.	Nutzbare Feldkapazität	2	0,317	13
6.	Exposition	2	0,323	9
7.	Stickstoff-Gesamtdeposition	1	0,318	10
8.	Bodenfruchtbarkeit	0	0,319	10
9.	Sonderstandort Vegetation	0	0,318	5
10.	Mittlere Jahrestemperatur	0	0,318	5
11.	Mittlerer Jahresniederschlag	0	0,319	5
12.	Karbonatgehalt	0	0,318	0
	Volles Modell	0	0,318	0

Daten: atmosphärische NH<sub>3</sub>-Konzentration: GAUGER & RIHM (2018); Vegetationsdaten: LUBW, Stand 2016; Klimadaten: DWD (2019); Standortdaten: LUBW (2010), LGRB (2015); N-Gesamtdeposition: Thomas Gauger, INS, Universität Stuttgart. BIC = Bayessches Informationskriterium,  $r_s$  = Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman, AIC = Akaikes Informationskriterium.

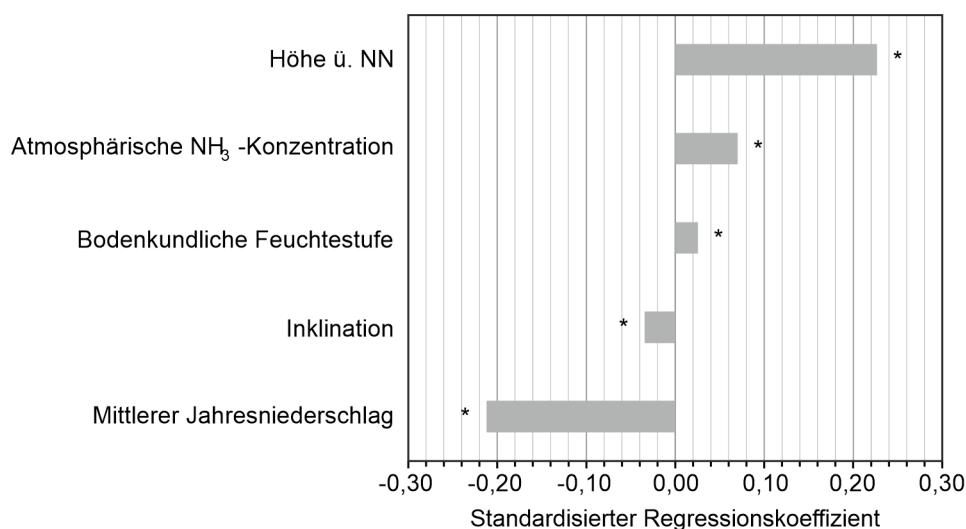


Abbildung 3-3: Ergebnisse zum Vergleich der signifikanten Kovariablen-Effekte auf die Anzahl der Stickstoffzeiger. Abgebildet sind die standardisierten Regressionskoeffizienten der Kovariablen. \* = signifikant mit  $p < 0,05$ ,  $n = 6471$  (Daten: atmosphärische NH<sub>3</sub>-Konzentration: GAUGER & RIHM (2018); Vegetationsdaten: LUBW, Stand 2016; Klimadaten: DWD (2019); Standortdaten: LUBW (2010), LGRB (2015); N-Gesamtdeposition: Thomas Gauger, INS, Universität Stuttgart).

Tabelle 3-3: Reihenfolge der Prädiktoren (nach BIC) für die Anzahl an Stickstoffzeigern.

Reihenfolge (nach BIC)	Kovariablen	$\Delta$ BIC	$r_s$	$\Delta$ AIC
1.	Mittlerer Jahresniederschlag	113	0,387	117
2.	Atmosphärische NH <sub>3</sub> -Konzentration	69	0,376	68
3.	Bodenfruchtbarkeit	10	0,392	16
4.	Inklination	8	0,386	19
5.	Bodenkundliche Feuchtestufe	2	0,393	18
6.	Höhe ü. NN	0	0,393	8
7.	Karbonatgehalt	0	0,396	9
8.	Mittlere Jahrestemperatur	0	0,394	4
9.	Nutzbare Feldkapazität	0	0,394	3
10.	Sonderstandort Vegetation	0	0,394	0
11.	Exposition	0	0,394	0
12.	Stickstoff-Gesamtdeposition	0	0,394	0
	Volles Modell	0	0,394	0

Daten: atmosphärische NH<sub>3</sub>-Konzentration: GAUGER & RIHM (2018); Vegetationsdaten: LUBW, Stand 2016; Klimadaten: DWD (2019); Standortdaten: LUBW (2010), LGRB (2015); N-Gesamtdeposition: Thomas Gauger, INS, Universität Stuttgart BIC = Bayessches Informationskriterium,  $r_s$  = Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman, AIC = Akaikes Informationskriterium.

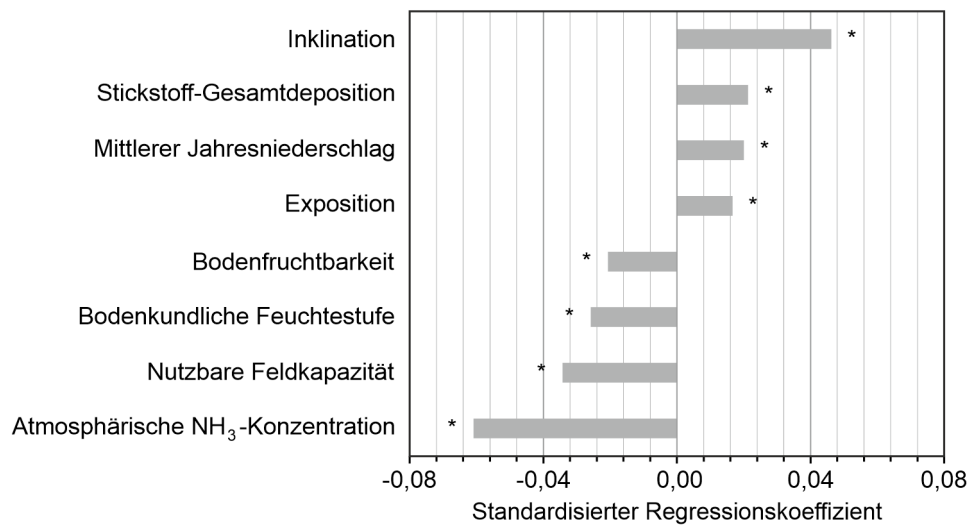


Abbildung 3-4: Ergebnisse zum Vergleich der signifikanten Kovariablen-Effekte auf die Anzahl der Magerkeitszeiger. Abgebildet sind die standardisierten Regressionskoeffizienten der Kovariablen. \* = signifikant mit  $p < 0,05$ ,  $n = 6471$  (Daten: atmosphärische NH<sub>3</sub>-Konzentration: GAUGER & RIHM (2018); Vegetationsdaten: LUBW, Stand 2016; Klimadaten: DWD (2019); Standortdaten: LUBW (2010), LGRB (2015); N-Gesamtdeposition: Thomas Gauger, INS, Universität Stuttgart).

### 3.3 Diskussion

Die in der monofaktoriellen Analyse festgestellte Abnahme an Magerkeitszeigern und Zunahme an N-Zeigern mit zunehmender atmosphärischer NH<sub>3</sub>-Konzentration wurde durch die Kovariablen-Analyse bestätigt (Abbildung 3-3, Abbildung 3-4). Aus Abbildung 3-3 wird deutlich, dass die Anzahl an Magerkeitszeigern nicht nur durch NH<sub>3</sub> signifikant negativ beeinflusst wird, sondern auch durch Bodenfruchtbarkeit und Bodenwasserhaushaltsgrößen wie die nutzbare Feldkapazität (nFK) und die Feuchtestufe. Böden mit hoher nFK neigen möglicherweise zu einer stärkeren N-Mineralisierung und weisen tendenziell weniger Magerkeitszeiger auf. Den größten positiven standardisierten Regressionskoeffizienten weist die Inklination (Hangneigung) auf. Je größer diese ist, desto mehr Magerkeitszeiger sind zu erwarten. Für die N-Zeiger weisen weniger Faktoren signifikante Einflüsse auf. Einen positiven Effekt hat neben der atmosphärischen NH<sub>3</sub>-



Konzentration auch die Höhenlage, während höherer Niederschlag und stärkere Inklination die Anzahl an N-Zeigern mindern. Steile Flächen werden ggf. seltener gedüngt, was die Aushagerung der Wiesen begünstigt. Höhere Niederschläge können zudem die Sickerwasserrate steigern, was wiederum die N-Auswaschung nach Nitrifikation von Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) zu Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) von diesen Flächen fördert und ungünstigere Bedingungen für N-Zeiger schaffen kann.

Andere Einflüsse, wie die Bewirtschaftung, können ebenfalls einen erklärenden Effekt haben. Die Bewirtschaftung ist standortspezifisch anzupassen. Sie hängt zudem vom Bewirtschaftenden ab und kann entsprechend variieren. Je nachdem, ob mit Festmist, Gülle, Gärresten und gegebenenfalls zusätzlich mit Phosphor und Kalium in mineralischer Form gedüngt wird, können sich unterschiedliche Pflanzengesellschaften etablieren (JANSSENS ET AL., 1998; BRIEMLE, 2006; SEITHER, 2017). In Baden-Württemberg kann auf standörtlich begünstigten FFH-Flächen bei eher intensiver Nutzung von einer N-Ausbringung von bis zu etwa  $80 \text{ kg N ha}^{-1}$  alle zwei Jahre (in Anlehnung an LAZBW, 2018; vgl. auch MLR, 2016) und N-Depositionen im Bereich von  $14 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (BRINKMANN ET AL., 2018, vgl. auch UM, 2017) ausgegangen werden. Standörtlich schwer zu bewirtschaftende und ertragsarme Flächen sind dagegen eher von der Nutzungsaufgabe bedroht, wodurch es sukzessive zum Verlust von FFH-Mähwiesen des LRT 6510 kommen kann (SCHRÖDER ET AL., 2008). Solche Flächen werden vermutlich weniger oder gar nicht gedüngt.

Auch wenn in Grünlandpflanzen ein Teil des Stickstoffs aus dem  $\text{NH}_3$  der Atmosphäre (WHITEHEAD & LOCKYER, 1987) bzw. der N-Gesamtdeposition stammt, ist der Beitrag im Vergleich zum Wirtschaftsdünger eher gering. Entsprechend ist auch kein statistischer Zusammenhang zwischen N-Gesamtdeposition und dem Vorkommen bestimmter Pflanzenarten erkennbar. Für den dennoch bestehenden statistischen Zusammenhang zwischen  $\text{NH}_3$ -Konzentration und dem Vorkommen bestimmter Pflanzenarten sind verschiedene Erklärungsansätze denkbar. Die höhere  $\text{NH}_3$ -Konzentration ist vermutlich eine Folge intensiver Tierhaltung, welche mit einem höheren Anfall von Wirtschaftsdünger und damit höherer N-Düngung der Graslandflächen einhergeht. Dadurch kommt es zu einer höheren Gesamt-N-Versorgung in diesen Regionen, die konkurrenzstarke Arten des Grünlands fördert und schließlich zu einer Verdrängung konkurrenzschwacher Arten führt. Eine direkte schädigende Wirkung der  $\text{NH}_3$ -Konzentration ( $< 25 \mu\text{g m}^{-3}$  bzw.  $6 \mu\text{g m}^{-3}$ ) ist nach gegenwärtigem Wissensstand äußerst unwahrscheinlich.

In der EU-Luftqualitätsrichtlinie gibt es derzeit keine hinreichenden Vorgaben für die  $\text{NH}_3$ -Konzentration in der Luft (EU, 2008; vgl. auch UBA, 2014). Laut Technischer Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft<sup>16</sup>) gilt in Deutschland aktuell eine Konzentration von  $10 \mu\text{g m}^{-3}$  als Grenzwert, bei dessen Einhaltung erhebliche Nachteile für die Vegetation als ausgeschlossen gelten. Im Rahmen der UNECE Genfer Luftreinhaltekonvention werden zum Schutz empfindlicher Vegetation deutlich geringere Konzentrationen von 1 bis  $4 \mu\text{g m}^{-3}$  im Jahresmittel empfohlen (z. B. CAPE ET AL., 2009; UBA, 2014).

Eine Schwierigkeit bei der Interpretation der Ergebnisse besteht in der ungleichen Verteilung der derzeit verfügbaren Vegetationsaufnahmen, denn nur wenige Flächen liegen in Gebieten mit höherer atmosphärischer  $\text{NH}_3$ -Konzentration ( $> 6 \mu\text{g m}^{-3}$ ) – vor allem im Südosten Baden-Württembergs (Abbildung 2-1). Ob daher ein Wirkungszusammenhang mit der atmosphärischen  $\text{NH}_3$ -Konzentration besteht oder ob vielmehr agrarstrukturelle Unterschiede – etwa eine intensivere Bewirtschaftung in den siedlungsnahen Gebieten mit hohen atmosphärischen  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen (Oberschwaben, Gäulandschaften) oder eine extensivere Bewirtschaftung im Schwarzwald – eine entscheidende Variable darstellen, kann zum jetzigen Zeitpunkt nicht abschließend bewertet werden. Die zusätzliche Anpassung eines räumlich korrelierten Fehlerterms (z. B. durch Geokoordinaten) könnte sich positiv auf die Modellanpassung auswirken. Diese möglichen Zusammenhänge sollten anhand ausgewählter Flächen mit detaillierten Angaben zur Bewirtschaftungsgeschichte und zum Mineralisationsvermögen untersucht werden. Auch räumlich differenziertere  $\text{NH}_3$ -Verteilungsmuster müssten untersucht werden.

---

<sup>16</sup> Stand 2020 (TA Luft von 2002)

---

## Kapitel 4

# N-Dynamik und N-Umsatz in Böden unter FFH-Mähwiesen

---

### 4.1 Einleitung

Neben der Düngung und der atmosphärischen Deposition liefert der interne Stickstoffumsatz im Boden auf extensiv bewirtschafteten Flächen einen entscheidenden Beitrag zur pflanzenverfügbaren N-Menge (DAVIDSON ET AL., 1990; CORRE ET AL., 2002; ZHANG ET AL., 2016). Trotz der Bedeutung sind die Brutto-N-Umsatzraten sowie deren Wechselwirkungen mit variierenden Bodenbedingungen (z. B. Feuchte, Temperatur) und Standortfaktoren (z. B. pH-Wert, C:N-Verhältnis) noch nicht vollständig verstanden. Je nach Klimaregion und Ökosystemtyp können sich die Bruttoreaten erheblich unterscheiden (BOOTH ET AL., 2005; ELRYS ET AL., 2021). Zeitlich hoch aufgelöste Studien über ausreichend lange Zeiträume zu Bruttoreaten der N-Transformationsprozesse sind notwendig, um die Prozesse des N-Kreislaufs zu verstehen (z. B. WU ET AL., 2012; HU ET AL., 2019), um sensitive Parameter prozessbasierter Modelle besser abschätzen zu können (z. B. MAHMOOD & TILLMANN, 2015) und um quantitative Aussagen zum tatsächlichen N-Umsatz und zur N-Dynamik in Böden machen zu können. Für FFH-Mähwiesen des LRT 6510 liegen für mitteleuropäische Verhältnisse bis dato keine Daten vor.

Die Ziele dieser Studie waren (i) die *in situ* Quantifizierung des Brutto- und Netto-N-Umsatzes (Mineralisation, Nitrifikation, Ammonium-Verbrauch, Nitrat-Verbrauch), (ii) die Analyse der zeitlichen Variabilität dieser Prozesse in hoher zeitlicher Auflösung und (iii) die Untersuchung der Unterschiede zwischen Standorten mit unterschiedlichem Ausgangsgestein (Kalkstein, Buntsandstein) und unterschiedlichem Erhaltungsgrad (ausgezeichnet, schlecht) von FFH-Mähwiesen in Südwestdeutschland. Hierzu wurde

während der Vegetationsperioden 2016 und 2017 im Feldversuch die  $^{15}\text{N}$ -Isotopenverdünnungsmethode nach DAVIDSON ET AL. (1991) mit ungestörten Bodenproben auf den vier Intensiv-Monitoringflächen angewendet. Gleichzeitig wurden Netto-N-Transformationsraten bestimmt und Bodentemperatur-, sowie Wassergehalte aufgezeichnet. In den folgenden Kapiteln werden die Ergebnisse dieser Feldstudie dargestellt und diskutiert.

## 4.2 Ergebnisse

### 4.2.1 Bruttonraten des N-Umsatzes im Boden

Aus der statistischen Analyse (Tabelle 4-1) geht hervor, dass sich die Brutto-Umsatzraten der untersuchten Böden aus Kalkstein (BB-A und BB-C) von den aus Buntsandstein entwickelten Böden (MW-A und MW-C) signifikant unterscheiden. Die p-Werte des Effekts *Substrat* reichen je nach Umsatzrate von  $< 0,001$  (Nitrifikation, Nitrat-Verbrauch) bis  $0,043$  (Mineralisation). Hinsichtlich der weiteren Effekte *Erhaltungsgrad*, *Jahr* sowie der Wechselwirkungseffekte gibt es keine signifikanten Unterschiede bei einem Signifikanzniveau von  $\alpha = 5\%$  (Tabelle 4-1).

Die mittleren **Brutto-Mineralisationsraten** sind in Tabelle 4-1 dargestellt. Diese waren auf der Fläche BB-A ( $1,03 \mu\text{g N g}^{-1} \text{d}^{-1}$ ) am niedrigsten, gefolgt von BB-C ( $1,41 \mu\text{g N g}^{-1} \text{d}^{-1}$ ). Höhere Raten wurden am Mistwiesen Standort festgestellt. Auch hier wurde auf der Fläche mit schlechtem Erhaltungsgrad (MW-C:  $2,82 \mu\text{g N g}^{-1} \text{d}^{-1}$ ) im Durchschnitt mehr N mineralisiert als auf der Fläche mit ausgezeichnetem Erhaltungsgrad (MW-A:  $1,93 \mu\text{g N g}^{-1} \text{d}^{-1}$ ). Die mittleren **Brutto-Nitrifikationsraten** variieren gegenüber den Mineralisationsraten etwas stärker zwischen den vier Flächen. Hohe Werte wurden in den Proben am Standort Büchelberg gemessen, die bei  $3,42 \mu\text{g N g}^{-1} \text{d}^{-1}$  (BB-A) und  $4,18 \mu\text{g N g}^{-1} \text{d}^{-1}$  (BB-C) liegen. Am Standort Mistwiesen mit niedrigem pH-Wert ist die Brutto-Nitrifikation deutlich geringer und reicht von  $0,70 \mu\text{g N g}^{-1} \text{d}^{-1}$  (MW-A) bis  $1,09 \mu\text{g N g}^{-1} \text{d}^{-1}$  (MW-C) (Tabelle 4-1).

Die durchschnittlichen **Brutto-Verbrauchsraten für Ammonium** liegen auf der Fläche MW-C bei  $3,52 \pm 0,47 \mu\text{g N g}^{-1} \text{d}^{-1}$ . Diese Werte unterschieden sich signifikant von denen der

anderen Untersuchungsflächen, welche durchschnittliche Raten von 1,38 bis 1,61  $\mu\text{g N g}^{-1} \text{d}^{-1}$  aufwiesen. Auf allen Flächen, mit Ausnahme von BB-C, waren die mittleren Ammonium-Verbrauchsrate im Jahr 2017 signifikant höher als im Jahr 2016 (p-Wert des Effekts *Jahr*: 0,033). Der **Brutto-Verbrauch von Nitrat** ist an den beiden Standorten unterschiedlich hoch, wobei die Untersuchungsflächen am Standort Büchelberg signifikant höhere Werte aufweisen als die Flächen am Standort Mistwiesen. Die Unterschiede zwischen den Jahren sind beim Brutto-Nitrat-Verbrauch nicht so ausgeprägt wie beim Ammonium-Verbrauch (Tabelle 4-1).

Tabelle 4-1: Mittlere Bruttoreaten ( $\mu\text{g N g}^{-1} \text{d}^{-1}$ ) ( $\pm$  Standardfehler) des N-Umsatzes für Untersuchungsflächen aus unterschiedlichem Ausgangssubstrat (Büchelberg: Kalkstein; Mistwiesen: Buntsandstein) und Erhaltungsgrad. Darunter p-Werte aus F-Statistiken für Haupt- (*EG, Substrat, Jahr*) und Wechselwirkungseffekte.

	EG	Brutto- Mineralisation	Brutto Ammonium- Verbrauch	Brutto- Nitrifikation	Brutto Nitrat- Verbrauch
Büchelberg (Kalkstein)	A	1,03 ( $\pm$ 0,39) <sup>a</sup>	1,55 ( $\pm$ 0,26) <sup>b</sup>	3,42 ( $\pm$ 0,48) <sup>a</sup>	4,73 ( $\pm$ 0,68) <sup>a</sup>
	C	1,41 ( $\pm$ 0,50) <sup>ab</sup>	1,38 ( $\pm$ 0,43) <sup>b</sup>	4,18 ( $\pm$ 0,62) <sup>a</sup>	4,61 ( $\pm$ 0,78) <sup>a</sup>
Mistwiesen (Buntsandstein)	A	1,93 ( $\pm$ 0,49) <sup>ab</sup>	1,61 ( $\pm$ 0,42) <sup>b</sup>	0,70 ( $\pm$ 0,26) <sup>b</sup>	1,00 ( $\pm$ 0,26) <sup>c</sup>
	C	2,82 ( $\pm$ 0,61) <sup>b</sup>	3,52 ( $\pm$ 0,47) <sup>a</sup>	1,09 ( $\pm$ 0,24) <sup>b</sup>	1,87 ( $\pm$ 0,33) <sup>b</sup>
<i>EG</i>		0,235	0,047	0,189	0,507
<i>Substrat</i>		0,043	0,015	< 0,001	< 0,001
<i>EG <math>\times</math> Substrat</i>		0,630	0,020	0,670	0,381
<i>Jahr</i>		0,310	0,033	0,642	0,764
<i>EG <math>\times</math> Jahr</i>		0,163	0,572	0,939	0,917
<i>Substrat <math>\times</math> Jahr</i>		0,877	0,340	0,080	0,160
<i>EG <math>\times</math> Substrat <math>\times</math> Jahr</i>		0,594	0,485	0,248	0,057
Büchelberg (Kalkstein)		0,556	0,908	0,340	0,742
Mistwiesen (Buntsandstein)		0,284	0,044	0,273	0,008

EG = Erhaltungsgrad (A: ausgezeichnet; C: schlecht); n = 22 Probenahmeterminen mit jeweils fünf Wiederholungen pro Standort; Mittelwerte mit demselben Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant voneinander (Student's t-Test, Signifikanzniveau 5 %).

Die Dynamik der N-Pools lässt sich anhand der **mittleren Verweilzeiten (MRT)** bewerten (Tabelle 4-2). Die MRT gibt die durchschnittliche Zeit an, die ein N-Atom in einem bestimmten Pool (bei gegebener Poolgröße) verweilt; eine niedrige MRT weist auf einen schnellen Umsatz und eine hohe Dynamik hin. Die Untersuchungsflächen am Büchelberg zeichneten sich durch eine hohe Dynamik des Nitrat-Pools aus, während auf den Mistwiesen Untersuchungsflächen der Ammonium-Umsatz schneller erfolgte (Tabelle

4-2). In der Tendenz wiesen die Untersuchungsflächen mit Erhaltungsgrad C einen etwas schnelleren N-Umsatz auf als die korrespondierenden Untersuchungsflächen mit Erhaltungsgrad A, wobei die Unterschiede zwischen A- und C-Flächen geringer sind als die zwischen den Standorten Büchelberg und Mistwiesen.

Tabelle 4-2: Mittlere Verweilzeit von N im Ammonium- und Nitrat-Pool in Tagen am Standort Büchelberg (Kalkstein) und Mistwiesen (Buntsandstein) mit Erhaltungsgrad (EG) A (ausgezeichnet) und C (schlecht).

	EG	Ammonium-Pool					Nitrat-Pool				
		Median	Std.	Min.	Max.	n	Median	Std.	Min.	Max.	n
Büchelberg (Kalkstein)	A	1,66	7,78	0,56	35,60	21	0,83	0,37	0,52	1,84	22
	C	1,30	8,09	0,64	38,23	21	0,65	0,50	0,42	2,52	22
Mistwiesen (Buntsandstein)	A	0,85	9,26	0,47	41,68	22	1,88	3,11	0,36	12,27	21
	C	0,80	0,50	0,46	2,22	22	1,17	2,86	0,40	9,32	21

Median, Standardabweichung, Minimum und Maximum an jedem Standort über die Vegetationsperiode 2016 und 2017, n = Anzahl der Probenahmeterminale mit jeweils fünf Wiederholungen.

## 4.2.2 Nettoraten des N-Umsatzes im Boden

Die Nettoraten der Mineralisation und Nitrifikation waren insgesamt leicht positiv und reichten für die Mineralisation von 0,05 bis 0,13  $\mu\text{g N g}^{-1} \text{d}^{-1}$  (BB-C bzw. MW-A) und für die Nitrifikation von 0,005 bis 0,04  $\mu\text{g N g}^{-1} \text{d}^{-1}$  (MW-A bzw. BB-C) (Abbildung 4-1 und Abbildung 4-2). Sie lagen deutlich unter den Größenordnungen der Bruttoraten. Die Ammonium-Fraktion dominierte je nach Standort und Termin mit 50 bis 94 % Anteil gegenüber der Nitrat-Fraktion. Die höchsten kumulativen Werte für Ammonium wurden auf der Untersuchungsfläche MW-C mit bis zu 30  $\mu\text{g N g}^{-1}$  während des 177-tägigen Probenahmezeitraums in 2017 erreicht. Die kumulierten Ammonium- und Nitratwerte waren im Jahr 2016 auf den meisten Flächen niedriger als 2017 (Ausnahme MW-A mit ähnlichen Werten in beiden Jahren).

Tabelle 4-3: Netto Ammonium-N und Nitrat-N Mengen ( $\mu\text{g N g}^{-1}$ ) im Oberboden, kumuliert über die Messkampagnen 2016 und 2017 (156 und 177 Tage) an den Standorten Büchelberg und Mistwiesen mit unterschiedlichem Erhaltungsgrad (EG) A (ausgezeichnet) und C (schlecht).

	EG	2016 n = 11		2017 n = 10	
		Ammonium-N	Nitrat-N	Ammonium-N	Nitrat-N
$\mu\text{g N g}^{-1}$					
Büchelberg (Kalkstein)	A	6,67	0,73	14,12	8,17
	C	6,71	2,27	14,26	14,20
Mistwiesen (Buntsandstein)	A	22,99	1,60	23,91	1,59
	C	6,00	2,90	30,33	9,62

n = Probenahmeterminale pro Jahr mit jeweils fünf Wiederholungen.

### 4.2.3 Zeitliche Variabilität der Brutto- und Nettoraten während der Vegetationsperiode

Die zeitliche Auflösung der Probenahmen zeigte auf allen Untersuchungsflächen eine starke Variation der Brutto-N-Umsatzraten von Mai bis November in beiden Jahren (Abbildung 4-1 und Abbildung 4-2). Maximale Brutto-N-Mineralisationsraten ( $11,39 \mu\text{g N g}^{-1} \text{ d}^{-1}$  / MW-C) traten Mitte Juni (2017) und erneut Mitte September (2017) auf, dann gingen die Raten in den Herbstmonaten allmählich zurück. Hier gab es einige Ausnahmen: Im Oktober 2016 am Standort MW-A oder im November 2017 auf der Fläche BB-C wurden gegenüber dem Vormonat höhere Raten bestimmt. Die niedrigsten Raten ( $0,03 \mu\text{g N g}^{-1} \text{ d}^{-1}$  / MW-A) wurden in den trockenen Sommermonaten (August 2016) sowie in den kühleren Monaten im Herbst (November 2016) und Frühjahr (Mai 2016) quantifiziert. Die Mineralisierungsmuster unterschieden sich am Standort MW-C leicht von denen der anderen Standorte, wobei dieser Standort in der ersten Hälfte der Messperiode 2016 (Mai bis August) konstant höhere Raten und 2017 große Schwankungen aufwies. Mit Zunahmen bei der Brutto-Mineralisationsrate von 3 auf  $11 \mu\text{g N g}^{-1} \text{ d}^{-1}$  binnen zwei Wochen im Juni 2017 stellt diese Fläche das extremste Beispiel für eine hohe zeitliche Variabilität der N-Umsatzung in der vorliegenden Studie dar. Die insgesamt großen Schwankungen, insbesondere im Sommer (Juli bis September) 2017 lassen keine klaren zeitlichen Muster erkennen. Im Vergleich dazu waren die Brutto-Nitrifikationsraten in beiden Jahren stabiler, und der Verlauf der Raten verlief zwischen A- und C-Flächen in den jeweiligen Gebieten annähernd synchron. Maximale Raten traten im Juni und erneut im September

(2016) / Oktober (2017) bei den Büchelberg-Flächen auf. Die Untersuchungsflächen am Standort MW erreichten im August Brutto-Nitrifikationsraten nahe Null (Abbildung 4-1 und Abbildung 4-2).

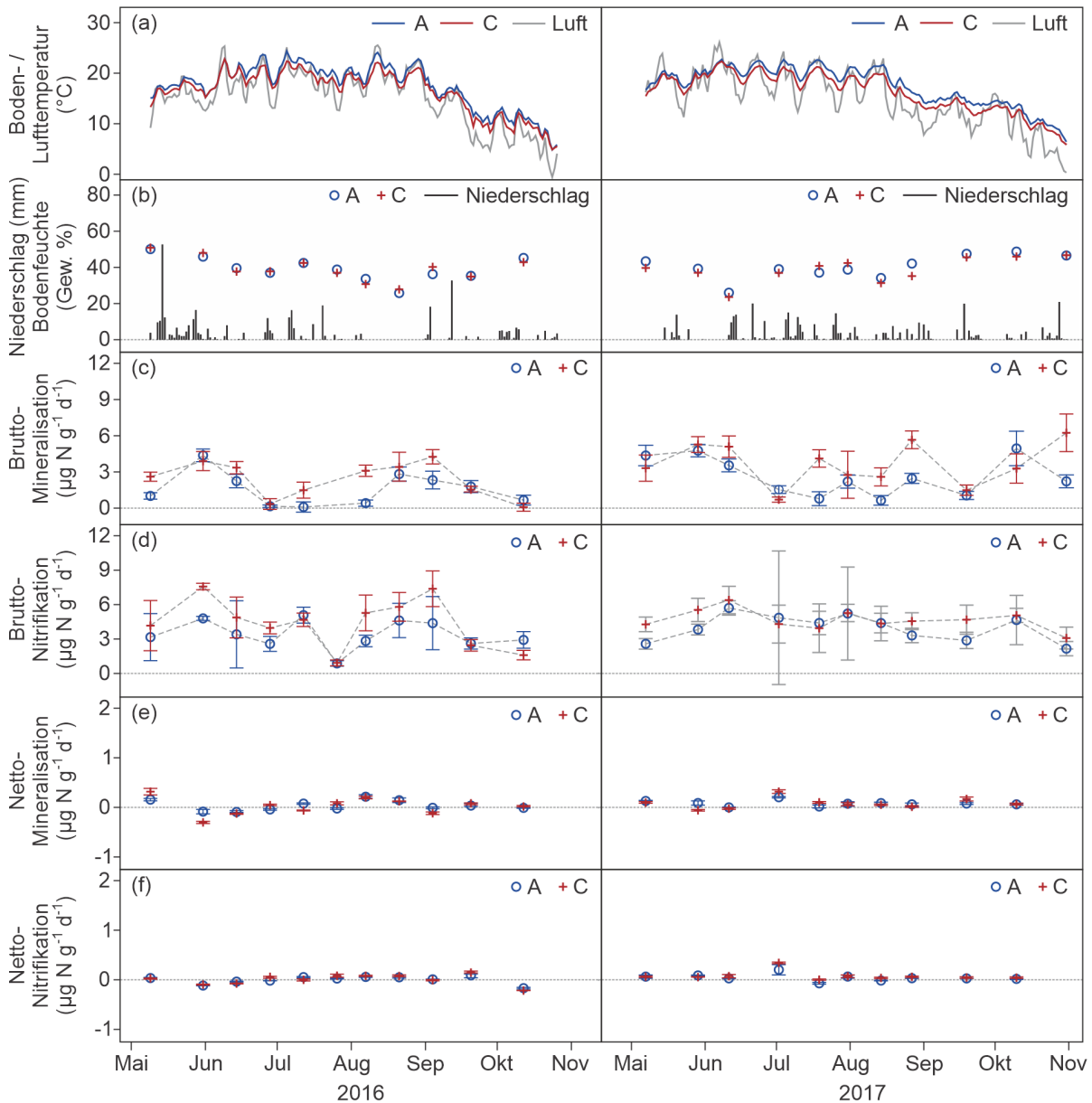


Abbildung 4-1: Zeitliche Verläufe von (a) täglich gemittelter Luft- (2 m) und Bodentemperatur (0,12 bis 0,15 m), (b) täglichem Niederschlag und Bodenfeuchte (0 bis 0,12 m), Bruttoreaten der (c) Mineralisation und (d) Nitrifikation, Nettoraten der (e) Mineralisation und (f) Nitrifikation im Oberboden (0 bis 0,12 m) für Untersuchungsflächen mit unterschiedlichem Erhaltungsgrad (A, ausgezeichnet; C, schlecht) für den Standort Büchelberg.



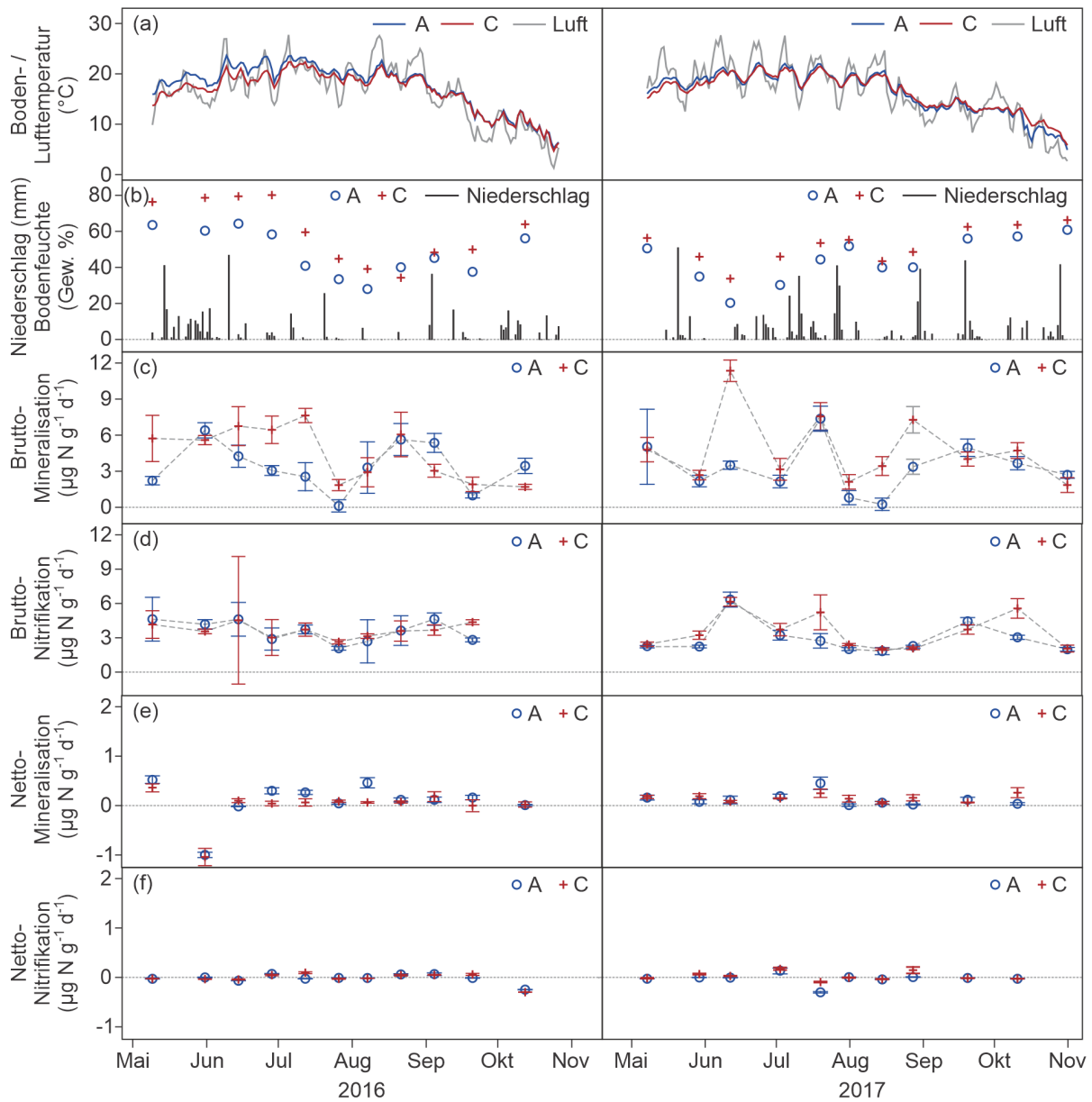


Abbildung 4-2: Zeitliche Verläufe von (a) täglich gemittelter Luft- (2 m) und Bodentemperatur (0,12 bis 0,15 m), (b) täglichem Niederschlag und Bodenfeuchte (0 bis 0,12 m), Bruttoreaten der (c) Mineralisation und (d) Nitrifikation, Nettoraten der (e) Mineralisation und (f) Nitrifikation im Oberboden (0 bis 0,12 m) für Untersuchungsflächen mit unterschiedlichem Erhaltungsgrad (A, ausgezeichnet; C, schlecht) für den Standort Mistwiesen.

#### 4.2.4 Einfluss von Bodentemperatur und -feuchte auf die Bruttonraten

Zur Klärung des Einflusses von Bodenfeuchte und Bodentemperatur auf die Brutto-Mineralisation und -Nitrifikation im Feld wurde ein gemischtes Modell genutzt. Für die Bodenfeuchte wurde der volumetrische Bodenwassergehalt verwendet, um auch die standortspezifische Lagerungsdichte zu berücksichtigen. Die Ergebnisse zeigen keine signifikanten Effekte bei einem Signifikanzniveau von 5 %. Der Effekt der Bodenfeuchte auf die Brutto-Nitrifikationsraten lag jedoch mit einem p-Wert von 0,0677 nur knapp unter der angelegten Signifikanzschwelle (siehe Anhang 7). Wurde nur der Standort Büchelberg in dem Modell berücksichtigt, war der Effekt der Bodenfeuchte (p-Wert = < 0,001,  $\hat{\beta} = 0,186 \pm 0,045$ ) und der Bodentemperatur (p-Wert = 0,019,  $\hat{\beta} = 0,233 \pm 0,093$ ) auf die Brutto-Nitrifikationsraten signifikant. Die Regressionsgeraden (Abbildung 4-3) und die berechneten Spearman-Korrelationskoeffizienten ( $r_s$ ) (Tabelle 4-4) zeigen, dass die Bodenfeuchte einen negativen ( $r_s = -0,1$ ) und die Bodentemperatur einen positiven Effekt ( $r_s = 0,4$ ) auf die Brutto-Nitrifikationsrate dieser Standorte hatte. Wurde nur der Standort Mistwiesen in dem Modell berücksichtigt, ergab sich kein signifikanter Effekt der Bodenfeuchte oder der Bodentemperatur.

Tabelle 4-4: Spearman-Korrelationskoeffizienten zwischen den Bruttonraten der Produktion und des Verbrauchs von N mit der Bodenfeuchte und -temperatur.

	Büchelberg (Kalkstein)		Mistwiesen (Buntsandstein)	
	Bodentemperatur	Bodenfeuchte	Bodentemperatur	Bodenfeuchte
Brutto-Mineralisation	-0,08	0,04	0,11	0,25
Brutto-Ammonium-Verbrauch	-0,18	-0,01	0,14	0,07
n	42	42	44	44
Brutto Nitrifikation	<b>0,40</b>	<b>-0,10</b>	0,11	0,14
Brutto-Nitrat-Verbrauch	0,52	-0,25	0,20	0,11
n	44	44	42	42

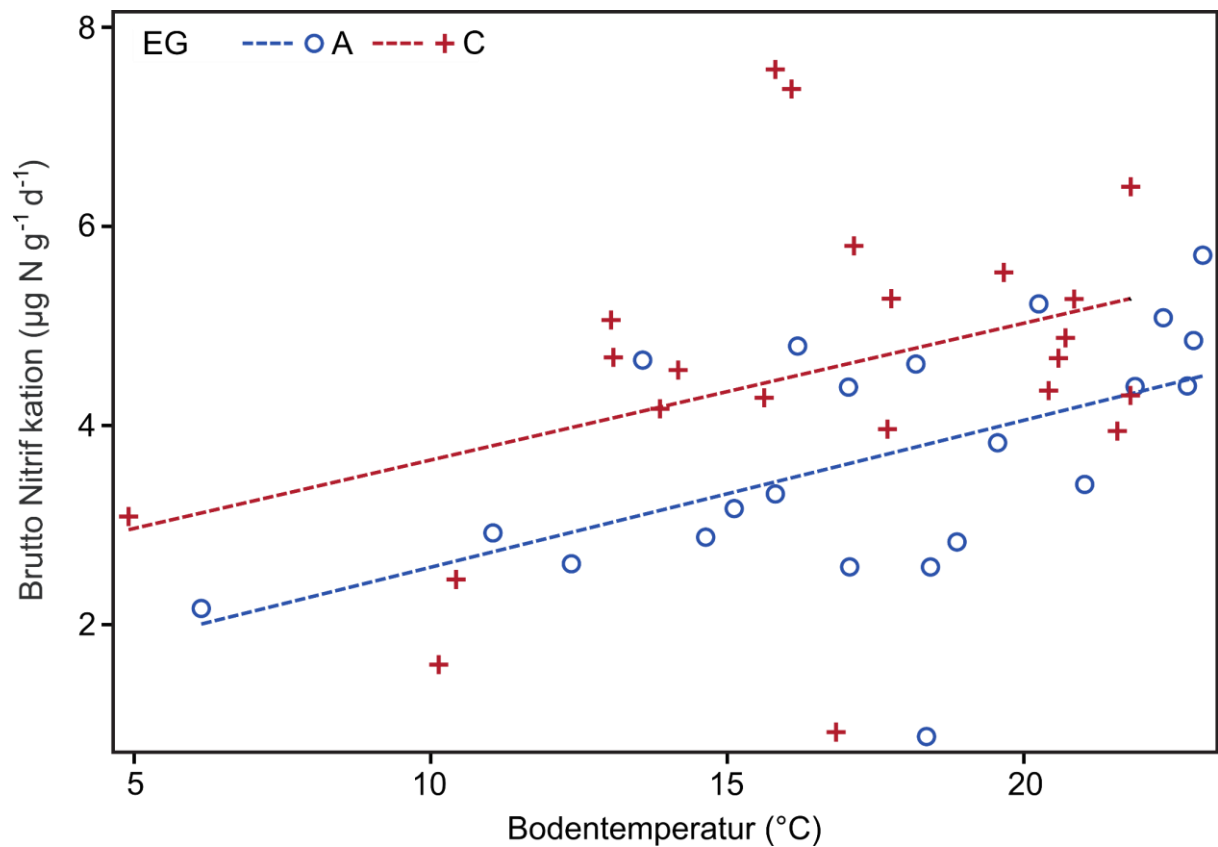


Abbildung 4-3: Beziehung zwischen Brutto-Nitrifikationsraten und Bodentemperatur am Standort Büchelberg.  $n = 44$ , Regressionsgeraden dargestellt für den Erhaltungsgrad (EG) A und C. Die Auswirkung der *Bodentemperatur* war mit  $p = 0,019$  ( $\hat{\beta} = 0,233 \pm 0,093$ ) signifikant (F-Test, 5 %-Signifikanzniveau).

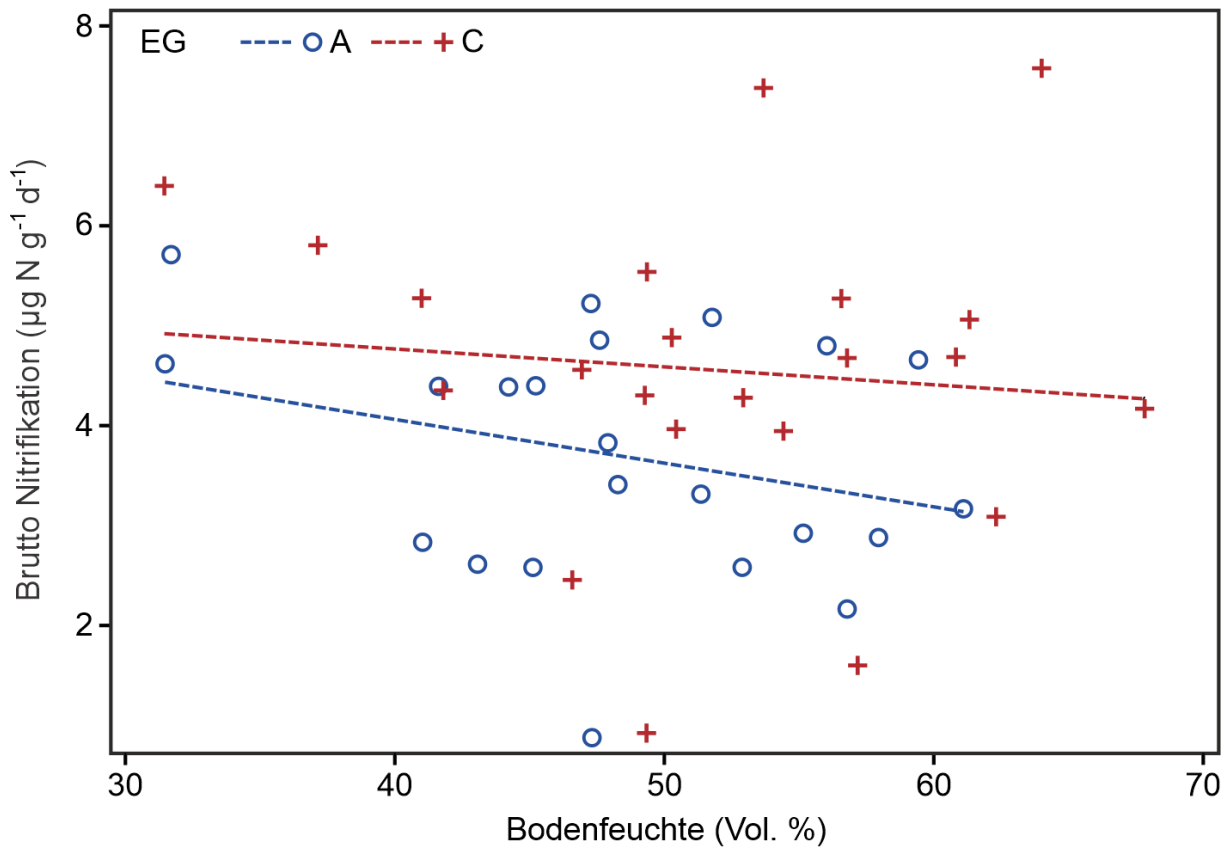


Abbildung 4-4: Beziehung zwischen Brutto-Nitrifikationsraten und Bodenfeuchte am Standort Büchelberg.  $n = 44$ , Regressionsgeraden dargestellt für den Erhaltungsgrad A (ausgezeichnet) und C (schlecht). Die Auswirkung der *Bodenfeuchte* war mit  $p < 0,001$  ( $\hat{\beta} = 0,186 \pm 0,045$ ) signifikant (F-Test, 5 %-Signifikanzniveau).

Tabelle 4-5: Kennzahlen zum Einfluss der Bodentemperatur und der Bodenfeuchte auf die Brutto-Nitrifikation am Standort Büchelberg (Kalkstein).  $r_s$  = Spearman Korrelationskoeffizient, p-Wert basierend auf F-Test, 5 %-Signifikanzniveau.

	p-Wert	$r_s$	Gleichung
Bodentemperatur	0,019	0,40	$Y_{BB-A} = 1,1 + 0,15 x$ $Y_{BB-C} = 2,28 + 0,14 x$
Bodenfeuchte	0,001	-0,10	$Y_{BB-A} = 5,81 - 0,05 x$ $Y_{BB-C} = 5,48 - 0,02 x$

## 4.3 Diskussion

### 4.3.1 Interpretation und Plausibilität der Bruttoreaten

Die Brutto-Mineralisationsraten ( $1,03$  bis  $2,82 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} \text{d}^{-1}$ ) der vier untersuchten FFH-Mähwiesen stimmen quantitativ mit denen anderer Studien zum N-Umsatz im Grünland sehr gut überein ( $0,36$  bis  $4,07 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} \text{d}^{-1}$ ) (ACCOE ET AL., 2004, BRAUN, 2016, HU ET AL., 2019, JAMIESON ET AL., 1999, MURPHY ET AL., 1999, ZHANG ET AL., 2019). Sie waren niedriger als die von DAVIDSON ET AL. (1990), HATCH ET AL. (2000) und CORRE ET AL. (2002) ermittelten Werte. Auch die Brutto-Nitrifikationsraten ( $0,70$  bis  $4,18 \mu\text{g NO}_3^-\text{-N g}^{-1} \text{d}^{-1}$ ) sind vergleichbar mit denen früherer Studien (ACCOE ET AL., 2004, CORRE ET AL., 2002, DAVIDSON ET AL., 1990). An allen Standorten war der extrahierbare Ammonium-Gehalt höher als der Nitrat-Gehalt. Dies könnte zwar teilweise auf die Wahl des in der vorliegenden Arbeit verwendeten Extraktionsmittels ( $0,5 \text{ M K}_2\text{SO}_4$ ) zurückzuführen sein, welches generell höhere Ammoniumausbeuten vor allem in tonreichen Böden mit sich bringt (als  $0,0125 \text{ M CaCl}_2$ ) (KUDERNA ET AL., 1992), wurde aber auch schon in anderen N-limitierten Grünlandssystemen festgestellt (CORRE ET AL., 2002, DAVIDSON ET AL., 1990, STIENSTRA ET AL., 1994).

Die Brutto-Verbrauchsrate von Ammonium und Nitrat waren insbesondere am Standort BB-A und MW-C teilweise höher als die entsprechenden Brutto-Mineralisations- und Nitrifikationsraten. Da Verbrauchsprozesse wie die Pflanzenaufnahme und Auswaschung methodisch bedingt ausgeschlossen werden können, ist die Diskrepanz zwischen Verbrauchsrate und Mineralisations- und Nitrifikationsrate unter der Annahme, dass gasförmige Verluste eine untergeordnete Rolle spielen, vor allem auf eine Immobilisierung von Ammonium (biotisch und abiotisch) und Nitrat (biotisch) zurückzuführen. Die Immobilisierung hätte eine Abnahme des Ammonium- und Nitrat-Pools im Boden während des Versuchszeitraums zur Folge und würde bedeuten, dass der N-Verbrauch in den meisten Fällen durch die Substratproduktion (also die Mineralisation bzw. die Nitrifikation) limitiert ist. Die Netto-Mineralisation mit um Null schwankenden Raten deutet auf einen stabilen Verlauf mit weitgehend ausgeglichenem Boden-N-Haushalt über die beiden Vegetationsperioden hin. Die berechneten Brutto-Verbrauchsrate, die sich auf alle verbrauchenden Prozesse von Ammonium oder Nitrat beziehen, sind methodisch

bedingt weniger zuverlässig als die Brutto-Mineralisations- und Nitrifikationsraten, da bei den Verbrauchsraten  $^{15}\text{N}$  zu dem jeweiligen Substrat-Pool hinzugefügt wird, wogegen bei der Brutto-Mineralisation und Nitrifikation die Produktkonzentration erhöht wird. Ein erhöhtes Substratangebot kann die mikrobielle Assimilation stimulieren, was möglicherweise zu einer Überschätzung der Verbrauchsraten führt.

Der umgekehrte Fall (höhere Brutto-Mineralisation als Ammonium-Verbrauch) trat auf der Fläche MW-A auf: Hier wurde mehr Ammonium produziert als von den Mikroorganismen assimiliert wird und auch die Nitrifikation ist auf dieser Untersuchungsfläche gering. Gegen eine Ammonium-Anreicherung im Boden sprechen die weitgehend stabilen Messwerte der Nettoraten, weshalb der mineralisierte Ammonium-Stickstoff, der nicht von den Mikroben aufgenommen wird, vermutlich im Feld direkt von den Pflanzen aufgenommen oder in Zwischenschichten der Tonminerale abiotisch gebunden wird. Ein nahezu ausgeglichener Zustand bzw. geschlossener N-Kreislauf zeigt sich auf der Fläche BB-A: Sowohl Ammonium-Verbrauch / Mineralisierung, als auch Nitrat-Verbrauch / Nitrifizierung waren in etwa gleich groß, was daraufhin deutet, dass neu mineralisierter oder nitrifizierter Stickstoff sofort von Mikroorganismen aufgenommen und für den Zellstoffwechsel verwendet oder nitrifiziert wurde.

DAVIDSON ET AL (1991) ("Isotopenverdünnungsmethode") berechnen aus der Differenz des Ammonium-Verbrauchs und der Nitrifikation die Ammonium-Immobilisation. HART ET AL. (1994A) berechnen diese Größe über die "Differenzmethode": Brutto-N-Mineralisation abzüglich Netto-N-Mineralisation (bzw. für Nitrat: Brutto-Nitrifikation abzüglich Netto-Nitrifikation). Berechnungen der Ammonium-Immobilisation, wie sie von DAVIDSON ET AL. (1991) oder HART ET AL. (1994A) vorgeschlagen wurden, würden auf dem Büchelberg Standort aufgrund **hoher Nitrifikationsraten und geringer Ammonium-Verbrauchsraten** in negativen Ammonium-Immobilisationsraten resultieren. Negative Brutto-Immobilisationsraten sind per Definition nicht möglich, wurden jedoch schon von verschiedenen Autoren beschrieben (z. B. HEIN, 2003; ACCOE ET AL., 2004, VERCHOT ET AL., 2002, WANG ET AL., 2001, WATSON UND MILLS, 1998). Eine mögliche Erklärung liegt in der Methodik, da die  $^{15}\text{N}$ -Isotopenverdünnungsmethode nicht zwischen heterotropher (Oxidation von organischem N) und autotropher (Oxidation von  $\text{NH}_4^+$ ) Nitrifikation unterscheidet. Die Ammonium-Verbrauchsraten nach Gleichung (3) (Kapitel 2.2.5) umfassen alle  $\text{NH}_4^+$  verbrauchenden Prozesse und berücksichtigen dementsprechend die

autotrophe Nitrifikation, nicht aber die heterotrophe Nitrifikation, da hier der organische N-Pool der Ursprung ist. Bei der Berechnung von Immobilisationsraten müsste daher die Brutto-Nitrifikationsrate zunächst um den Anteil der heterotrophen Nitrifikation korrigiert werden.

In der vorliegenden Studie traten potentiell negative Ammonium-Immobilisationsraten ausschließlich am Standort Büchelberg auf. Zwar wurde über heterotrophe Nitrifikation in Böden mit saurem oder nahezu neutralem pH-Wert berichtet (LAUGHLIN & STEVENS, 2002, MÜLLER ET AL., 2002), eine Dominanz der heterotrophen gegenüber der autotrophen Nitrifikation in den hier untersuchten Böden mit einem pH-Wert von  $> 7$  (BB) erscheint eher unwahrscheinlich, da heterotrophe Nitrifikation eher auf sauren (Wald-)böden beobachtet wird (LI ET AL., 2018). Zur Klärung des potentiellen Anteils der heterotrophen Nitrifikation an der gesamten Brutto-Nitrifikation müssten  $^{15}\text{NO}_3$ -Pool-Verdünnungsstudien in Kombination mit selektiven Nitrifikationsinhibitoren durchgeführt werden (BARRACLOUGH & PURI, 1995). Möglicherweise führt auch eine räumliche Überlappung von ammonifizierenden und nitrifizierenden Bakterien dazu, dass die beiden Prozesse nahezu simultan ablaufen und sich der Ammonium-Stickstoff im  $\text{NH}_4^+$ -Pool kaum nachweisen lässt.

Ferner wird eine schnelle Immobilisierung (und anschließende Remineralisierung) von Ammonium im Zusammenhang mit schneller Nitrifikation in verschiedenen Studien diskutiert (BRAUN ET AL., 2018, MÜLLER ET AL., 2004, TREHAN, 1996). In den durchgeführten Untersuchungen trat eine **geringe  $^{15}\text{NH}_4^+$ -Wiederfindung** vor allem in den tonigen Böden am Standort Büchelberg auf (Tabelle 4-6), was auf eine schnelle Fixierung in Tonmineralien schließen lässt. BRAUN ET AL. (2018) untersuchten den Verbleib von zugesetztem  $^{15}\text{NH}_4^+$  und berichteten über eine geringe Rückgewinnung von  $^{15}\text{N}$  (41 %) in einem Grünlandboden. Der Tongehalt war mit 26 % jedoch deutlich geringer als der der hier untersuchten Standorte mit teilweise  $> 50$  % Tonanteil. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass der rasche  $^{15}\text{N-NH}_4^+$ -Verbrauch größtenteils sowohl auf abiotische Fixierung (24 %) als auch auf biotische Prozesse, etwa Aufnahme durch Bodenmikroben (10 %) und Nitrifikation (13 %), zurückzuführen ist. Eine unvollständige Wiederfindung ist bei  $^{15}\text{N}$ -Isotopenstudien nicht ungewöhnlich (DAVIDSON ET AL., 1991, MÜNCHMEYER ET AL., 2000) und beispielsweise durch nicht gemessene N-Flüsse erklärbar. So wird beispielsweise der Verlust von  $^{15}\text{N}$  durch  $\text{NH}_3$ -Verflüchtigung meist als vernachlässigbar angesehen, könnte aber in Böden mit

hohem pH-Wert einen relevanten Anteil ausmachen. Die Fixierung von  $^{15}\text{N}$  in der mikrobiellen Biomasse würde ebenfalls zu einer geringeren Wiederfindung beitragen.

In Anbetracht der deutlich geringeren Wiederfindung in den  $t_0$ -Proben der tonhaltigen Böden (BB) fand höchstwahrscheinlich nach der  $^{15}\text{N}$ -Zugabe eine unmittelbare Fixierung von Ammonium in den Zwischenschichten der Tonminerale statt und / oder eine unmittelbare Nitrifizierung. Insgesamt spiegelt die geringe Wiederfindung wahrscheinlich eine Summe der diskutierten Punkte wider.

Tabelle 4-6: Mittlere prozentuale Wiederfindung ( $\pm$  Standardabweichung) von injiziertem  $^{15}\text{NH}_4^+$ -N und  $^{15}\text{NO}_3^-$ -N zum Zeitpunkt  $t_0$  (0,25 bis 0,5 Stunden nach der  $^{15}\text{N}$ -Applikation) an Standorten aus unterschiedlichem Ausgangssubstrat (Kalkstein, Buntsandstein) und Erhaltungsgrad (A, ausgezeichnet; C, schlecht).

	Kalkstein		Buntsandstein	
	A	C	A	C
Wiederfindung $^{15}\text{NH}_4^+$ -N	15 ( $\pm$ 9) (n = 204)	16 ( $\pm$ 13) (n = 210)	26 ( $\pm$ 20) (n = 216)	28 ( $\pm$ 15) (n = 220)
Wiederfindung $^{15}\text{NO}_3^-$ -N	67 ( $\pm$ 25) (n = 220)	65 ( $\pm$ 23) (n = 220)	58 ( $\pm$ 19) (n = 208)	54 ( $\pm$ 14) (n = 204)

In Hinblick auf die Beurteilung der Belastbarkeit der Daten ist auch die **räumliche Heterogenität** der Bodenproben zu nennen. Selbst auf kleinster Skala können die Gehalte an C, N oder Humus z. T. stark variieren (MARRIOTT ET AL., 1997), was bei der Probenahme von ungestörten Bodenproben mit Stechzylindern unweigerlich zu Unterschieden bei den  $t_0$  und  $t_1$  Proben führt, welche zur Berechnung der Raten herangezogen werden (siehe Kapitel 2.2.5). Dieser Unsicherheitsfaktor muss bei der Interpretation der Ergebnisse grundsätzlich bedacht werden. In der vorliegenden Arbeit wurde durch Anwendung des in Kapitel 2.2.5 (S. 53) beschriebenen statistischen Ansatzes der Einfluss der räumlichen Heterogenität zwischen den  $t_0$  und  $t_1$  Bodenproben minimiert.



### 4.3.2 Zeitliche Variabilität und Einfluss der Bodentemperatur und Bodenfeuchte

Die zweiwöchentlichen Messungen der Brutto-N-Umsatzraten unter FFH-Grünland zeigen an allen Standorten eine starke zeitliche Dynamik sowohl in Hinblick auf die Mineralisation als auch auf die Nitrifikation. Obwohl die  $^{15}\text{N}$ -Verdünnungsmethode eine etablierte Technik zur Quantifizierung von Bruttoreaten des N-Umsatzes ist, sind die meisten der durchgeführten Freilandstudien auf Grund des hohen Aufwands und der hohen Analysekosten in ihrer zeitlichen Auflösung eingeschränkt. Es liegen nur wenige zeitlich hoch aufgelöste Studien für naturnahe Grünlandökosysteme vor, die an ungestörten Bodenproben *in situ* durchgeführt wurden und zur Einordnung der vorliegenden Daten und zum direkten Vergleich herangezogen werden können (u. a. JAMIESON ET AL., 1999; WANG ET AL., 2016; HU ET AL., 2019).

Die zeitliche Auflösung in der Studie von JAMIESON ET AL. (1999) ist mit drei bis sechs Beprobungen pro Jahr über drei Jahre etwas geringer als die der vorliegenden Arbeit. Dennoch eignet sie sich gut zum Vergleich, da die Untersuchungen auf einem Kalkmagerrasen in Großbritannien durchgeführt wurden, der ähnliche Bodeneigenschaften wie die beiden Büchelberg Standorte dieser Studie vorweist (Rendzina aus Kalkstein, ähnlicher pH-Wert [7.5 bis 8.3], etwas höhere Gehalte an organischer Substanz [8,5 %]) und akzeptable Unterschiede in den klimatischen Bedingungen aufweist (GB, gemäßigt-maritimes Klima; B.-W., Übergang maritimes / kontinentales Klima). Auch hinsichtlich der Vegetation besteht eine gewisse Vergleichbarkeit, da Übergangsformen zwischen Kalkmagerrasen und mageren Flachlandmähwiesen in Süddeutschland nicht selten sind (LUBW, 2014). JAMIESON ET AL. (1999) betonen in ihrer Studie die starke Saisonalität der Brutto-Mineralisationsraten, welche auch im Winter und Frühjahr bei niedrigen Temperaturen noch hohe Werte aufwiesen und im Sommer vor allem durch Trockenheit begrenzt wurden. In dieser Studie wurden für die Büchelberg Standorte die höchsten Mineralisationsraten im Juni, September und November gemessen ( $> 5 \mu\text{g N g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ). Der von JAMIESON ET AL. (1999) beobachtete saisonale Trend lässt sich aus dem hier vorliegenden Datensatz nicht ableiten. Insgesamt übersteigen die maximalen Brutto-Mineralisationsraten in dieser Studie (BB-A: 4,9; BB-C: 6,2  $\mu\text{g N g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ) die von JAMIESON ET AL. (1999) maximal gemessenen Raten von knapp 2,4  $\mu\text{g N g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ . In der hier vorliegenden Studie wurde der Fokus v. a. auf die

Vegetationsperiode gelegt, sodass lediglich die erste Beprobung ins Frühjahr fiel und die letzten drei Beprobungen im Herbst, nicht aber im Winter stattfanden. Es wurden minimale mittlere Bodentemperaturen von knapp unter 5 °C als auch hohe Bodentemperaturen mit knapp 23 °C sowie trockene (MW: 20,5 Vol. %; BB: 22,5 Vol. % Wassergehalt) und feuchte (MW: 66,4 Vol. %; BB: 48,7 Vol. % Wassergehalt) Messperioden erfasst. Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen diesen Einflussfaktoren und der Brutto-Mineralisation ließ sich jedoch nicht ableiten, was teilweise mit fehlenden Messungen bei niedrigen Temperaturen (Winterhalbjahr) zusammenhängen könnte. JAMIESON ET AL. (1999) konstatieren, dass die Mineralisationsraten auf dem Kalkmagerrasen ab einer Bodenfeuchte von etwa 30 Gew. % eine hohe Variation aufzeigen, da ab einer ausreichenden Wasserverfügbarkeit andere Faktoren limitierend wirken, wie etwa die Verfügbarkeit von organischem Material.

WANG ET AL. (2016) untersuchten ein Berg-Grünland im Ammertal (Süddeutschland) in hoher zeitlicher Auflösung (zweiwöchig) über ein Jahr. Die  $N_t$ - und  $C_{org}$  Gehalte (0,8 % und 8,9 %) des Bodens liegen über denen der hier untersuchten Böden (Tabelle 2-5), der pH-Wert ist mit 7,1 ähnlich dem der Büchelberg Flächen. Der Versuchsaufbau unterscheidet sich methodisch etwas von der vorliegenden Arbeit, da hier intakte Pflanzen-Boden-Mesokosmen<sup>17</sup> genutzt wurden. Die Größenordnungen der Bruttoreaten (Mineralisation, Nitrifikation) bewegen sich dennoch in einem ähnlichen Rahmen. Die höchsten Bruttoreaten (ca. 7  $\mu\text{g N g}^{-1} \text{d}^{-1}$ ) und die größte Anzahl von  $\text{NH}_3$ -oxidierenden Bakterien wurden in deren Studie im gefrorenen Boden bei knapp unter 0 °C beobachtet. Die Autoren führen dies auf die physikalische Freisetzung organischer Substrate und deren schnellen Umsatz im ungefrorenen Bodenwasserfilm zurück. Aber auch im Juni / Juli und September wurden hier hohe Mineralisations- und Nitrifikationsraten von etwa 4  $\mu\text{g N g}^{-1} \text{d}^{-1}$  festgestellt, was in den Bereich der vorliegenden Studie fällt. Trotz der Abdeckung einer großen Spanne von sehr niedrigen Bodentemperaturen bis zu relativ hohen Bodentemperaturen von über 20 °C im Sommer wurden auch in dieser gut vergleichbaren Feldstudie keine signifikanten Zusammenhänge zwischen Bodentemperatur oder -feuchte und Brutto-Mineralisation oder -Nitrifikation gefunden. Der bestimmende Faktor, zumindest für die Mineralisation, war nach Auffassung der Autoren vielmehr der Gehalt an DOC (Dissolved Organic Carbon / gelöster organischer Kohlenstoff). Die Autoren schlussfolgern, dass der Anstieg

---

<sup>17</sup> Stechzylinder, Durchmesser 17 cm, Höhe 25 cm, Ober- und Unterseite offen

der Brutto-N-Mineralisierung nicht direkt durch Erwärmungseffekte auf die Enzymaktivitäten ausgelöst wurde, sondern wahrscheinlich durch eine erhöhte Verfügbarkeit von labilen organischen Substraten (organische Säuren, Aminosäuren, Saccharide).

HU ET AL. (2019) weisen mit einer wöchentlichen Messung der Bruttoreaten im Freiland bis dato die höchste Auflösung im Rahmen der gesichteten Literatur vor. Bei dem untersuchten Standort handelt es sich um eine alpine Staudenflur mit Schafbeweidung. Die Untersuchungen liefen über ein Jahr und unterscheiden sich methodisch von der vorliegenden Arbeit dadurch, dass die Bodenproben gesiebt und in PE-Flaschen über einen längeren Zeitraum (mit Vor-Inkubation) bebrütet wurden. Auch der pH-Wert von 8,3 ist vergleichsweise hoch. Auf Grund der Lage des Versuchsstandorts in der Qinghai Provinz in China und der Standorteigenschaften sind die N-Umsatzraten nur sehr bedingt mit den unter mitteleuropäischen Bedingungen ermittelten Raten vergleichbar.  $C_{org}$ - und  $N_t$ -Gehalte des Gelic Cambisols<sup>18</sup> sind mit 2,7 % und 0,3 % vergleichbar. Die höchsten Raten und Variation der Brutto-Mineralisation und Nitrifikation wurden während der Nicht-Frost-Periode festgestellt, zum Teil trat aber auch noch eine erhebliche kurzfristige Schwankung der Raten in der Übergangsperiode zur Frost- bzw. von der Frost-Tau-Periode auf und die Autoren betonen die hohe Empfindlichkeit des N-Umsatzes von den Temperaturschwankungen in diesen Perioden. Auch in den Untersuchungen von WU ET AL., (2012) in der Inneren Mongolei waren die Frost-Tau-Periode und die Vegetationsperiode für die Autoren die Schlüsselperioden zur Erfassung der Muster und Größenordnungen des Brutto-N-Umsatzes. Die Autoren schlussfolgern, dass Umsatz und Sukzession der mikrobiellen Biomasse des Bodens die Hauptantriebskraft für die Brutto-N-Flüsse sind und daher von herausragender Bedeutung für die Nährstoffspeicherung und -verfügbarkeit sind und den Nährstoffmangel in Dürreperioden der Vegetationsperiode abmildern können. Auch HU ET AL. (2019) nennen als Ursache für die saisonalen Schwankungen neben der Bodentemperatur und der Bodenfeuchte die Substratverfügbarkeit ( $NH_4^+$  und gelöste organische Substanz).

---

<sup>18</sup> Definition Qualifier „Gelic“ (ge): eine Bodentemperatur von höchstens 0 °C über mindestens zwei aufeinanderfolgende Jahre in einer Lage, die innerhalb von 200 cm unter der Bodenoberfläche beginnt; Bodengruppe „Cambisol“ entspricht nach deutscher Klassifikation den Braunerden (WRB, 2015)

Es ist allgemein anerkannt, dass die **Bodentemperatur und -feuchte** zu den wichtigsten Umweltfaktoren gehören, die das Gleichgewicht zwischen Mineralisation und Immobilisation im Boden beeinflussen können. Verschiedene Studien beschreiben einen positiven Zusammenhang zwischen höheren Temperaturen und mikrobieller Aktivität und N-Umsatzraten im Boden (DALIAS ET AL., 2002; GUNTIÑAS ET AL., 2012; WANG ET AL., 2017). In Bezug auf die Bodenfeuchte berichten verschiedene Autoren von eingeschränkten mikrobiellen Leistungen bei geringer Feuchte (BORKEN & MATZNER, 2009; CHENG ET AL., 2014) oder dass die Mineralisierung nur in begrenzten Bereichen (etwa bei einer Wasserhaltekapazität von 30 bis 90 %) begünstigt war (ZAMAN & CHANG, 2004; CHENG ET AL., 2014). Diese *ex situ* oder *in vitro* Experimente können einen Einblick in die Auswirkungen kontrollierter Faktoren auf die Brutto-Umsatzraten geben, sind aber nicht unbedingt auf Freilandversuche übertragbar. Sowohl die Untersuchungen von WANG ET AL. (2016) als auch Ergebnisse weiterer Studien (z. B. HEIN, 2003; ZHANG ET AL., 2019) sowie dieser Studie zeigen, dass die Wirkung von Bodentemperatur und -feuchte auf die Mineralisation nicht immer eindeutig und konsistent beschrieben sind.

In der vorliegenden Studie wurde auf den kalkhaltigen Böden der beiden Büchelberg-Untersuchungsflächen ein signifikanter Effekt der Bodentemperatur und der Bodenfeuchte festgestellt: Dabei handelt es sich um eine Zunahme der Brutto-Nitrifikationsraten mit steigender Bodentemperatur und eine Abnahme mit steigendem Wassergehalt (siehe Abbildung 4-3 und Abbildung 4-4). Für die Mineralisation wurde dieser Effekt nicht beobachtet. Dieses Ergebnis deckt sich mit den Untersuchungen von ZHANG ET AL. (2019) an kalkhaltigen und kalkfreien Böden, die berichteten, dass die Brutto-Nitrifikation in einem Laborexperiment eine höhere Temperaturempfindlichkeit aufwies als die Brutto-Mineralisation. Der Grund, warum der Temperatur- / Feuchte-Effekt auf die Brutto-Nitrifikation in der vorliegenden Arbeit nur in den kalkhaltigen Böden sichtbar war, könnte darin liegen, dass die Nitrifikationsraten an diesem Standort höher waren als am Standort Mistwiesen mit niedrigen pH-Werten (Tabelle 4-1).

Wenn der Analyse der gesamte Datensatz (BB und MW) zugrunde gelegt wurde, konnten die Temperatur- oder Feuchteveränderungen in zwei aufeinanderfolgenden Jahren die großen Schwankungen bei den Bruttoreaten insgesamt jedoch nicht erklären. Andere Faktoren, die im Laufe des Jahres variieren, etwa der N-Bedarf der Pflanzen, unterschiedliche Wachstumsperioden der Arten, Streuzersetzung etc., beeinflussen auch

kurzfristige Schwankungen der N-Umsetzungsprozesse und überdecken möglicherweise die Auswirkungen von Bodentemperatur und -feuchte. Die unterschiedlichen Ergebnisse deuten womöglich auch auf eine Standortabhängigkeit des zeitlichen Musters der N-Mineralisation im Boden hin (vgl. ZHANG ET AL., 2008).

Die Dynamik der N-Pools lässt sich auch anhand der **mittleren Verweilzeiten (MRT)** beschreiben (Tabelle 4-2). Die gefundene MRT deutet grundsätzlich auf einen sehr schnellen N-Umsatz im jeweiligen N-Pool und somit eine hohe Dynamik hin. Ähnliche Werte wurden auch von CORRE ET AL., 2002 und DAVIDSON ET AL., 1990 im Grünland gemessen. Insgesamt erfolgt bei den aus Kalkstein entwickelten Böden am Standort Büchelberg ein rascher Umsatz von  $\text{NO}_3^-$ , während die Dynamik des  $\text{NO}_3^-$ -Pools auf den Standorten Mistwiesen (Buntsandstein) gehemmt ist, trotz rascher Produktion und Verbrauch von Ammonium. Offenbar ist der niedrige pH-Wert für die Produktion von Nitrat hier ungünstiger als die neutrale bis sehr schwach alkalische Bodenreaktion auf den kalkhaltigen Böden des Büchelbergs. Dementsprechend könnten auf den sauren Böden der Mistwiesen auch andere Mechanismen für den Ammonium-Verbrauch verantwortlich sein, wie z. B. der Einbau in organisches Material oder die Fixierung in Zwischenschichten von Tonmineralen (GOUVEIA & EUDOXIE, 2002) und weniger die Aufnahme durch nitrifizierende Bakterien. Auch bei dem kleineren  $\text{NO}_3^-$ -Pool an diesem Standort war der Umsatz mit  $< 2$  Tagen relativ schnell. Das deutet darauf hin, dass allein die Größe des Pools nicht unbedingt die Bedeutung von Nitrat im Stickstoffkreislauf widerspiegelt (vgl. auch CORRE ET AL., 2002).

Die Brutto-Mineralisation und -Nitrifikation war im Vergleich zu den entsprechenden **Nettoraten** sowohl in dieser Studie als auch bei WU ET AL. (2012) oder LEDGARD ET AL. (1998) um ein Vielfaches größer. Die Nettoraten zeigten z. T. einen entgegengesetzten Trend zu den Bruttonraten, wobei die Nettoraten an Standorten mit Erhaltungsgrad A höher waren als an den entsprechenden Standorten mit Erhaltungsgrad C. Dies unterstreicht die Notwendigkeit von Bruttomessungen, da offenbar ein beträchtlicher N-Umsatz stattfindet, bei dem kaum Nettoveränderungen zu beobachten sind. Diese Ergebnisse decken sich auch mit den Schlussfolgerungen weiterer Studien (DAVIDSON ET AL., 1992; BOOTH ET AL., 2005; SCHIMEL & BENNETT, 2004). Insgesamt ist die Netto-Mineralisation der hier untersuchten Flächen mit denen anderer Grünlandflächen vergleichbar (RISCH ET AL., 2019).

### 4.3.3 Standortspezifische Einflussfaktoren

Neben den jahreszeitlich und witterungsbedingt variierenden Einflussfaktoren spielen auch zeitlich weitgehend konstante Standorteigenschaften, wie etwa der Gehalt an organischer Substanz, der pH-Wert oder der Tongehalt eine entscheidende Rolle für den N-Umsatz. ELRYS ET AL. (2021) schlussfolgern in einer Metastudie zu Mustern und Treibern der globalen Brutto-N-Mineralisation in Böden, dass die Mineralisationsraten direkt positiv mit der mikrobiellen Biomasse, dem Niederschlag (bzw. Bodenfeuchte) und der Lagerungsdichte zusammenhängen. Indirekt wird die Brutto-Mineralisierung den Autoren zufolge vor allem durch den Gehalt an  $C_t$ ,  $N_t$  (und den pH-Wert) beeinflusst, da diese Faktoren wiederum die mikrobielle Biomasse beeinflussen. Auch BOOTH ET AL (2005) betonen v. a. die Bedeutung der Substratverfügbarkeit und Substratqualität (**C:N-Verhältnis**) für die Brutto-Mineralisation. BJÖRSNE (2018) fand die höchsten Mineralisierungsraten an Standorten mit den niedrigsten C:N-Verhältnissen<sup>19</sup>. Dies war auch in der vorliegenden Studie der Fall, wenngleich die Unterschiede bei den C:N-Verhältnissen (8,3 bis 10,7) vergleichsweise gering waren. Enge C:N-Verhältnisse begünstigen in der Regel die Mineralisation. In der vorliegenden Arbeit wurde die niedrigste Mineralisationsrate am Standort BB-A bestimmt, welcher zugleich auch das weiteste C:N-Verhältnis aufweist. Zudem wurden auf dieser Fläche der höchste Gehalt an organischer Substanz und hohe Tongehalte gemessen. Diese könnten eine erhöhte  $NH_4^+$ -Fixierung an Tonmineralen oder eine Bildung von Ton-Humus-Assoziaten begünstigen und somit zu einer relativen N-Limitierung im System und insgesamt zu ungünstigeren Bedingungen für die Mineralisation führen. In ähnlicher Weise berichten ZHANG ET AL. (2019), dass die Brutto-N-Mineralisierungsraten in ihrer Studie negativ mit Ton, organischem Kohlenstoff und dem C:N-Verhältnis im Boden zusammenhängen.

Ein deutlicherer Unterschied zwischen den Standorten Büchelberg und Mistwiesen zeigt sich im **pH-Wert** des Bodens. Der pH-Wert wird wesentlich durch das Ausgangssubstrat bestimmt bzw. stark durch dieses beeinflusst. Er gilt als Hauptfaktor, der die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft und die mikrobiellen Wachstumsraten auf unterschiedlich genutzten Standorten beeinflusst (BÅÅTH UND ARNEBRANT<sup>20</sup>, 1994; ROUSK

---

<sup>19</sup> Untersuchung verschiedener (semi-)natürlicher Ökosysteme, u.a. Heide und Wald

<sup>20</sup> Untersuchungen in Waldökosystemen und auf Ackerland

ET AL., 2009, 2010). Optimale pH-Werte für die Mineralisation als auch die Nitrifikation liegen im Bereich von 5 bzw. 5,5 bis 8 (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 2010, S. 437). Zwischen den beiden in dieser Studie untersuchten Ausgangssubstraten gibt es deutliche Unterschiede bei den Brutto-N-Umsatzraten. Insbesondere die signifikanten Unterschiede (p-Wert < 0,001) bei den Brutto-Nitrifikationsraten mit höheren Werten im kalkhaltigen Ausgangssubstrat lassen sich mit den pH-Werten der unterschiedlichen Ausgangssubstrate erklären. Das erste Enzym in der Nitrifikationskette ist die Ammonium-Mono-Oxygenase (AMO), welche  $\text{NH}_3$  zu Hydroxylamin ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ) oxidiert. Bei höheren pH-Werten verschiebt sich das  $\text{NH}_4^+ / \text{NH}_3$ -Gleichgewicht stärker in Richtung  $\text{NH}_3$ , womit mehr Substrat für die Nitrifikation zur Verfügung gestellt wird. ZHANG ET AL. (2019) ermittelten ebenfalls in Kalksteingebieten unter Grünland höhere Brutto-Nitrifikationsraten im Vergleich zu Böden aus einem silikathaltigen Ausgangsgestein.

Die hohen Nitrat-Verbrauchsrate und kurzen Verweilzeiten zeigen, dass insbesondere am Standort Büchelberg nicht nur Nitrat produzierende, sondern auch die Nitrat verbrauchenden Prozesse (insbesondere mikrobielle Assimilation<sup>21</sup>) hoch sind und der Umsatz im Nitrat-Pool schnell erfolgt. Die kurze Verweilzeit (vgl. Tabelle 4-2) und die hohe mikrobielle Assimilation deuten darauf hin, dass der (potentielle) Nitrat-Verbrauch hier durch die Produktion limitiert ist. Da an diesem Standort die Bedingungen für die Nitrifikanten gut sind und auch die höchsten Nitrifikationsraten gemessen wurden, ist vermutlich schon die geringe Mineralisation dafür verantwortlich, dass nicht genügend Substrat für die autotrophe Nitrifikation geliefert wird. Dies könnte darüber hinaus bedeuten, dass auch die Pflanzenaufnahme in starker Konkurrenz zu der mikrobiellen Assimilation steht und die Vegetation hier wenig Gelegenheit hat, Nitrat aufzunehmen und in vegetatives Wachstum umzusetzen (vgl. CORRE ET AL., 2002, SCHIMEL ET AL., 1989).

Neben dem pH-Wert als wesentlichem Standortfaktor zur Differenzierung zwischen den Untersuchungsflächen unterscheiden sich die Flächen auch hinsichtlich der **Vegetation** (Erhaltungsgrad A oder C). A-Flächen weisen dabei eine andere Artenzusammensetzung auf als C-Flächen - beispielsweise mehr Magerkeitszeiger und weniger N-Zeiger und höhere Anteile an Kräutern (Tabelle 2-8). Es ist bekannt, dass die N-Dynamik und der N-Umsatz

---

<sup>21</sup> theoretisch auch Denitrifikation und dissimilatorische Nitratreduktion zu Ammonium [DNRA]; der Oberboden der Standorte ist gut durchlüftet, weshalb Denitrifikation und DNRA wenn, dann nur einen geringen Anteil haben dürften

im Boden durch Wechselwirkungen mit diversen Eigenschaften der Pflanzenarten beeinflusst wird, beispielsweise direkt durch die Zusammensetzung und Menge des Streuanfalls oder durch indirekte Effekte wie die Veränderung des Mikroklimas oder des bioverfügbaren C im Boden (EVINER ET AL., 2006; EVINER, 2004; EVINER & CHAPIN, 2003). Aber auch andere Mechanismen, wie Wurzelexsudate (MARSCHNER, 1995) oder Feinwurzel-Umsatz (AERTS ET AL., 1992) haben einen Einfluss auf den N-Haushalt im Boden. Dabei können sich die jeweiligen Effekte je nach betrachteter Art unterscheiden und saisonal in ihrer Relevanz schwanken (EVINER, 2006).

Auf den vier untersuchten Flächen wiesen die beiden C-Flächen grundsätzlich höhere mittlere Brutto-Umsatzraten (sowohl Mineralisation als auch Nitrifikation) auf als ihre korrespondierenden A-Flächen. Die Unterschiede in den Verweilzeiten sind gering, deuten tendenziell aber auch auf eine höhere Dynamik auf den C-Flächen im Vergleich zu den A-Flächen hin. Die Ergebnisse sind nicht signifikant (bei  $\alpha = 5\%$ ) und müssten durch eine erhöhte Flächenanzahl validiert werden. Denkbar ist jedoch, dass auf den produktiveren C-Flächen tendenziell mehr abgestorbenes Pflanzenmaterial anfällt, welches wahrscheinlich auch durch eine andere Streuqualität gekennzeichnet ist, z. B. geringere Ligninanteile auf Grund tendenziell früherer Schnitte auf den C-Flächen (CONE ET AL., 1999; RINNE ET AL. 1997). Höhere Brutto-Mineralisationsraten auf C-Flächen und günstige Streueigenschaften oder andere Effekte in der Artenzusammensetzung auf C-Flächen könnten einen positiven Einfluss haben: Eine schnelle Verfügbarkeit von mineralischem N begünstigt das Wachstum nitrophiler Arten, welche wiederum eine günstige Streuzusammensetzung für die mikrobielle Zersetzung liefern und so zu einer allmählichen Verschiebung der Arten und damit zu einer langsamen Verschlechterung des Erhaltungsgrades der mageren Flachland-Mähwiesen beitragen würden.

Die Mechanismen der Auswirkungen von Pflanzenarten auf den N-Haushalt der Böden und den Nährstoffkreislauf insgesamt sind jedoch sehr komplex (HOBBIE, 2015) und Veränderungen der Artenzusammensetzung von Grünlandstandorten sind das Ergebnis zahlreicher interagierender Faktoren. Wenngleich eine allgemeine Aussage auf Grund der geringen Stichprobe nicht möglich ist (weitere Studien sind erforderlich), sind die Ergebnisse ein Hinweis darauf, dass höhere Brutto-Produktionsraten von mineralischem Stickstoff mit einer geringeren Häufigkeit von N-empfindlichen Pflanzenarten (nährstoffarmen Indikatorarten) verbunden sein könnten.



Standortspezifische Unterschiede bei N-Umsetzungsprozessen sind nicht allein auf die bodenbildenden Prozesse während der Bodengenese beschränkt, sondern werden auch durch die **Bewirtschaftung** und die damit einhergehende **Nutzungshistorie** beeinflusst und müssen bei der Auswertung der Ergebnisse berücksichtigt werden. Unter diesem Aspekt fällt die Fläche MW-C insbesondere in Hinblick auf die Brutto-Mineralisationsraten auf. Der Verlauf ist durch stärkere Abweichungen und eine geringere zeitliche Synchronität zur korrespondierenden A-Fläche charakterisiert. Zudem weist die Fläche die höchsten Mineralisierungsraten und die geringste relative Abundanz von nährstoffarmen Indikatorarten auf. Dieser Standort war der einzige, der alle zwei Jahre N in Form von organischem Dünger erhielt ( $40 \text{ kg N ha}^{-1}$ ). Die organische Düngung führt in der Regel zu einer Anreicherung von Humus und damit auch N im Boden, was wiederum Mineralisationsprozesse begünstigt (WATZKA ET AL., 2006). In extensiv bewirtschaftetem Grünland mit geringer oder keiner N-Düngung sind außerdem die atmosphärische N-Deposition und die  $\text{N}_2$ -Fixierung durch Leguminosen wichtige externe N-Quellen. Die geringere Abundanz von Leguminosen am Standort MW-C könnte ein weiterer Indikator für eine höhere Brutto-N-Produktion (Mineralisierung) sein, da Leguminosen auf Standorten mit begrenzter N-Verfügbarkeit zunehmen (vgl. ZARZYCKI & KOPEĆ, 2020). Es ist jedoch zu beachten, dass die Unterschiede im Deckungsgrad der Leguminosen zwischen den Standorten nur gering ausfallen.

Da der Fokus auf der zeitlichen Auflösung lag, sind die Ergebnisse zu den räumlichen Unterschieden auf Grund der geringen Stichprobe (zweimal zwei Flächen) für eine generelle Aussage noch nicht ausreichend, sodass zunächst weitere Untersuchungen mit einer größeren Anzahl an Flächen und stärker ausgeprägten standörtlichen Gradienten durchgeführt werden sollten.

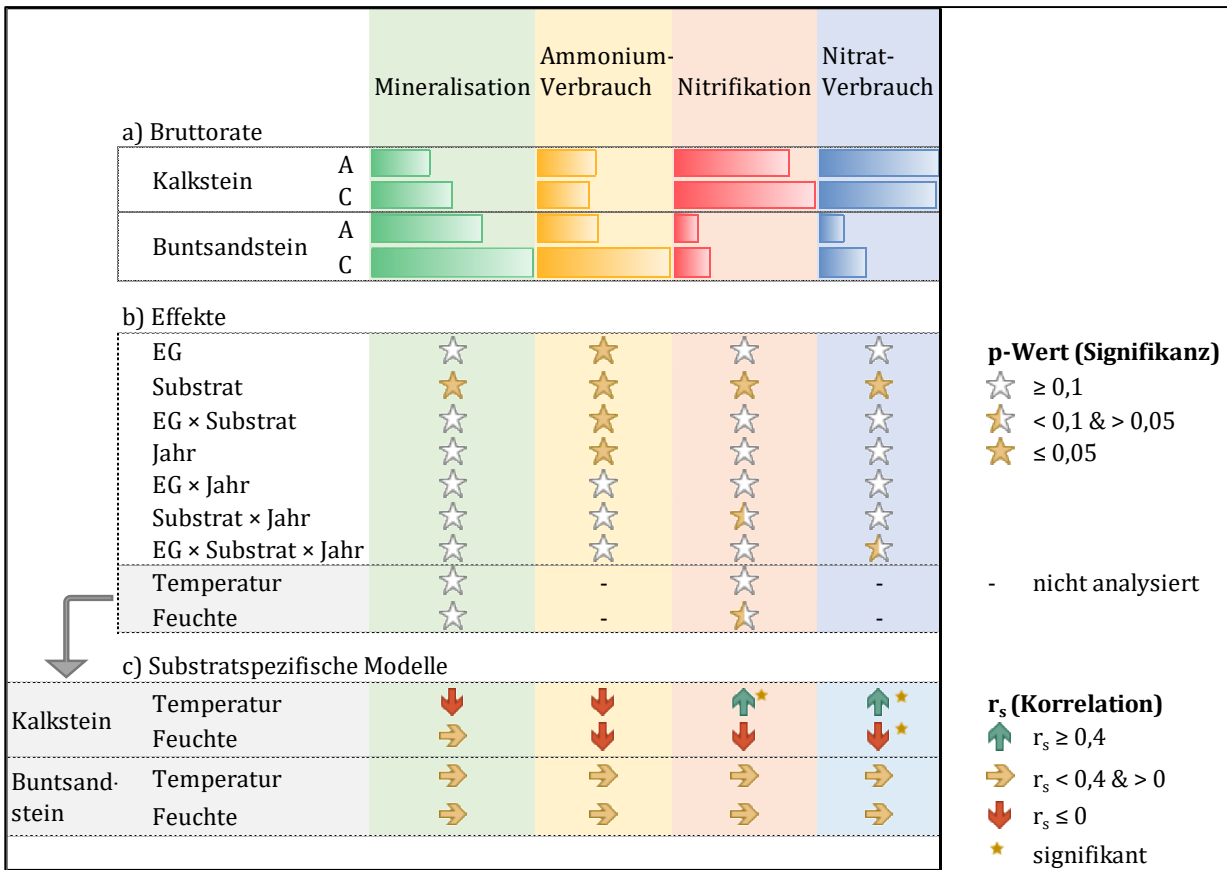


Abbildung 4-5: Zusammenfassende Darstellung der untersuchten Einflussgrößen auf die Brutto-N-Umsatzraten von Kalkstein- und Buntsandsteinböden mit Erhaltungsgrad (EG) A oder C der Vegetation ( $r_s$  = Spearman Korrelationskoeffizient).

## Kapitel 5

# Prozessbasierte Modellierung des N-Umsatzes von FFH-Mähwiesen

---

### 5.1 Einleitung

FFH-Mähwiesen des LRT 6510 kommen in allen biogeographischen Regionen (atlantisch, kontinental, alpin) Deutschlands vor. Auf Grund von naturräumlichen Unterschieden, unterschiedlichen Standortbedingungen und weiteren Umweltfaktoren sind die Ausprägungen des LRT 6510 vielfältig und reichen von frischen bis feuchten Wiesen bis hin zu trockenen Ausbildungen des LRT (z. B. Salbei-Glatthaferwiesen). Auch innerhalb der Pflanzengesellschaft variieren die Flächen, beispielsweise hinsichtlich ihrer Artenvielfalt, ihres Futterwerts und ihres Ertrags. Häufig kommen die vegetationskundlich wertvollen A-Flächen in unmittelbarer Umgebung von schlechter bewerteten C-Flächen vor. Neben den lokalen Unterschieden, die kleinräumig beispielsweise durch Bodenunterschiede bedingt sein können, verändern sich die FFH-Mähwiesen im Zeitverlauf durch den Einfluss verschiedener Umweltfaktoren, wie beispielsweise das Klima, oder Bewirtschaftungsweisen.

Veränderungen von Grünlandgesellschaften sind das Ergebnis zahlreicher interagierender Faktoren. Da empirische Studien zwangsläufig räumlich und zeitlich begrenzt sind, sind dynamische Agrarökosystemmodelle ein wirksames Instrument zur Untersuchung räumlicher und zeitlicher Muster von Stickstoffflüssen. Grundlage für die Modellierung sind hochaufgelöste Daten zu den Randbedingungen (Wetterdaten, Bodeneigenschaften, Bewirtschaftung) und den Untersuchungsgrößen (Stoffflüsse), um die Modelle mit standortspezifischen Informationen zu untermauern und um unsichere Modellparameter an die speziellen Bedingungen des jeweiligen Lebensraumtyps anpassen zu können.

Dazu wurde in dieser Arbeit mit dem Modellbaukasten EXPERT-N ein deterministisches N-Umsatzmodell aufgesetzt und dieses, gestützt auf ein umfangreiches Messprogramm, exemplarisch an die speziellen Bedingungen des LRT 6510 angepasst. Die Anpassung des N-Umsatzmodells erfolgte hierbei auf der Basis der umfangreichen Datensätze, die im Rahmen des Intensiv-Monitoring-Programms auf den vier Intensiv-Monitoringflächen erhoben wurden (Kapitel 2.2, S.26). Neben der Charakterisierung der Standorteigenschaften wurden u.a. über etwas mehr als zwei Jahre aufgenommene, hochaufgelöste Zeitreihen für Bodenfeuchte und Boden- $N_{\min}$  sowie für die Bruttoreaten des N-Umsatzes im Boden (Mineralisierung, Nitrifizierung) genutzt. Außerdem wurden Messdaten zu Biomasse- und Stickstoffentzug verwendet. In einem zweiten Schritt wurde das an den Intensiv-Monitoringflächen kalibrierte Modell verwendet, um auf der größeren Skala und für einen längeren Zeitraum (17 Jahre) die relevanten Stickstoffflüsse an weiteren über Baden-Württemberg verteilten Standorten des LRT 6510 zu simulieren (Kapitel 2.2, S. 30). Basierend auf diesen Simulationsergebnissen wurde eine Abschätzung der über einen längeren Zeitraum gemittelten Stickstoffumsätze unter Flachlandmähwiesen sowie deren räumliche und zeitliche Variabilität vorgenommen.

## 5.2 Ergebnisse

### 5.2.1 Modellgüte

In den folgenden Abschnitten werden zunächst die Simulationsergebnisse der Intensiv-Monitoringflächen ( $n = 4$ ) im Zeitraum 2016 bis 2018 beschrieben.

#### **Simulation des Ammonium-, Nitrat- und Wassergehaltes im Boden**

Die simulierten und gemessenen Ammonium-, Nitrat- und Wassergehalte der vier Intensiv-Monitoringflächen sind in Abbildung 5-1 dargestellt. Die Bodenwassergehalte stimmen größtenteils gut überein, was auch aus den berechneten Gütekriterien deutlich wird (Tabelle 5-1). Auf den Mistwiesen Flächen wird der Nitratgehalt vom Modell tendenziell besser getroffen, auf dem Büchelberg der Ammoniumgehalt. Die geringe Güte der Simulation des Ammoniumgehaltes auf den Mistwiesen ( $RMSE\ 11,93\ kg\ N\ ha^{-1}$ ) ist u. a. auf den simulierten Mineralisationsschub in 2018 auf der Fläche MW-C zurückzuführen. Zu dem Zeitpunkt liegen nur zwei Messungen vor, was bei der Bewertung und Interpretation berücksichtigt werden muss. Bei einer multi-kriteriellen Betrachtung werden unterschiedliche Zielgrößen der Kalibrierung gleichzeitig optimiert, was zu strukturellen Fehlern (hohen Bias Werten) führen kann. Trotz der vergleichsweise einfachen Kalibrierung des vorliegenden Modells weicht der Bias für alle Zielgrößen simultan nur geringfügig von Null ab, was für das Modell spricht.

Die Messwerte für Ammonium liegen auf allen Flächen im Bereich von 3 bis 36  $kg\ N\ ha^{-1}$ . Die simulierten Ammoniumgehalte variieren in einem ähnlichen Bereich (3 bis 48  $kg\ N\ ha^{-1}$ ). Die Nitratwerte der Mistwiesen-Flächen ( $pH\text{-Wert} < 5$ ) liegen auf einem deutlich niedrigeren Niveau als die der leicht alkalischen Büchelberg Flächen. Das gilt sowohl für die Messungen (0 bis 9  $kg\ N\ ha^{-1}$ ) als auch für die Simulationen (0 bis 5  $kg\ N\ ha^{-1}$ ) am Standort Mistwiesen gegenüber 2 bis 43  $kg\ N\ ha^{-1}$  (Messung) und 3 bis 45  $kg\ N\ ha^{-1}$  (Simulation) am Standort Büchelberg. Insgesamt zeigen die  $N_{min}$ -Messwerte, zumindest in 2017, weniger ausgeprägte saisonale Schwankungen als die simulierten Werte. Anfang 2017 ist ein leichter Anstieg und anschließender Abfall der Messwerte erkennbar, wobei der Peak auf allen Flächen im Januar bzw. Februar auftritt. Die z. T. hohen Standardabweichungen der Messungen, u. a. bedingt durch kleinräumige

Bodenunterschiede im Feld, überlagern ein eindeutiges Bild des Verlaufs. Im Vergleich bildet das Modell auf den Mistwiesen Flächen den Ammonium-Peak zeitlich etwas versetzt im April bzw. Mai ab. In diesem Zeitraum gehen die Messwerte bereits wieder zurück. Insgesamt werden die  $N_{\min}$ -Gehalte auf allen vier Flächen akzeptabel simuliert, wenngleich vom Modell ein eher idealisiertes, aber nachvollziehbares Verhalten (beispielsweise die Frühjahrsmineralisation nach Anstieg der Bodentemperaturen) den Verlauf charakterisiert. Die Unterschiede zwischen den kalkhaltigen, leicht alkalischen (BB) und entkalkten (MW) Böden mit pH-Werten  $< 5$  werden gut dargestellt.

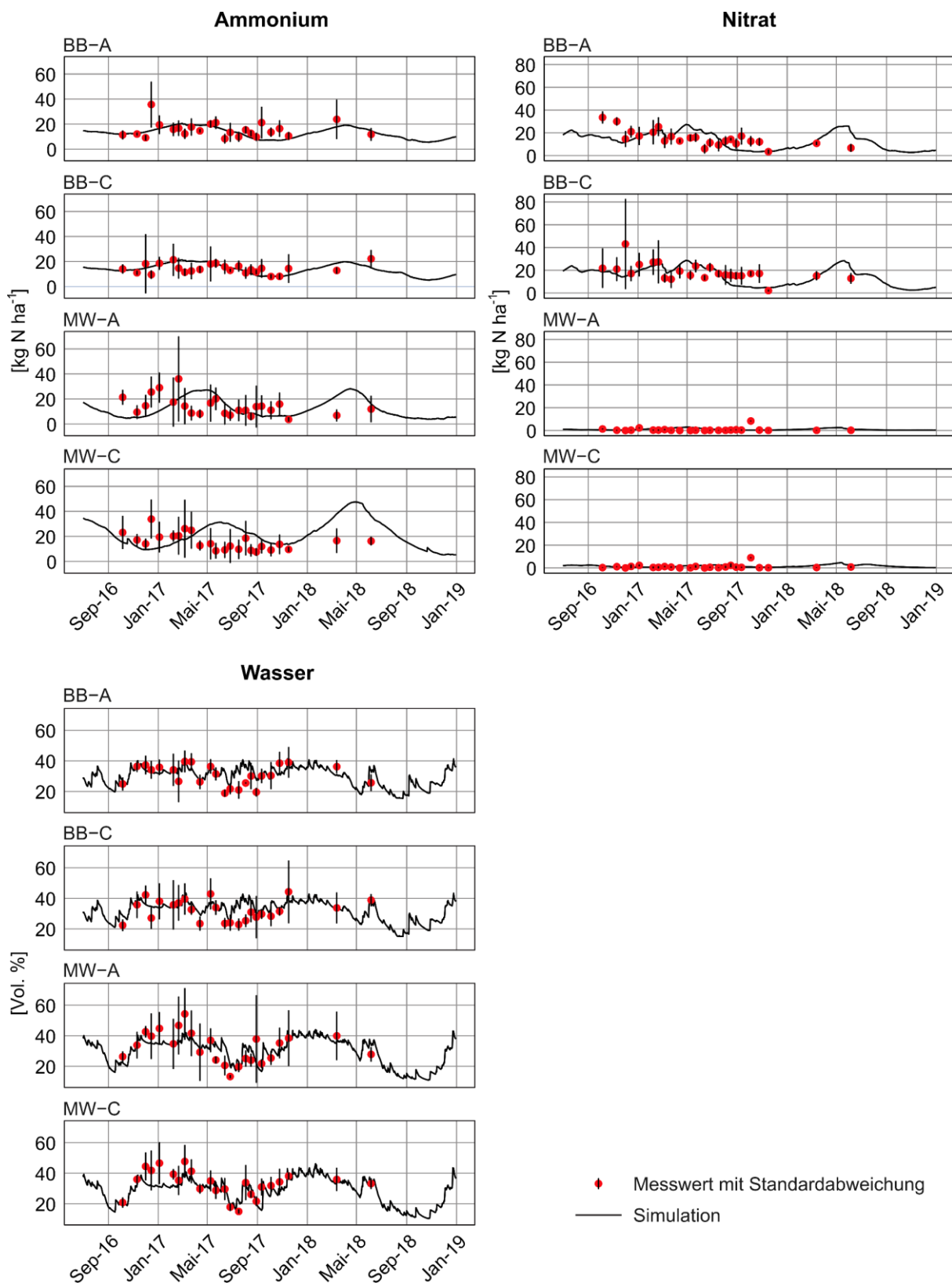


Abbildung 5-1: Vergleich simulierter und gemessener Werte zum Ammonium- und Nitratgehalt im Boden (0 bis 0,3 m) und zum Bodenwassergehalt (0 bis 0,3 m). Dargestellt sind Mittelwerte mit Standardabweichung (Messung) basieren auf jeweils fünf Replikaten.

Tabelle 5-1: RMSE und Bias für verschiedene Zielvariablen der Intensiv-Monitoringflächen nach Kalibrierung.

		Büchelberg	Mistwiesen
RMSE	NH <sub>4</sub> -N in 0-0,3 m (kg N ha <sup>-1</sup> )	5,65	11,93
	NO <sub>3</sub> -N in 0-0,3 m (kg N ha <sup>-1</sup> )	8,86	2,06
	Wassergehalt in 0-0,3 m (Vol. %)	6,12	7,03
	Ertrag (dt TM ha <sup>-1</sup> )		8
	N-Entzug (kg N ha <sup>-1</sup> )		11
Bias	NH <sub>4</sub> -N in 0-0,3 m (kg N ha <sup>-1</sup> )	-0,45	2,15
	NO <sub>3</sub> -N in 0-0,3 m (kg N ha <sup>-1</sup> )	-1,44	0,37
	Wassergehalt in 0-0,3 m (Vol. %)	2,36	-1,83
	Ertrag (dt TM ha <sup>-1</sup> )		-1
	N-Entzug (kg N ha <sup>-1</sup> )		-0,6

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Wassergehalt: zwei unterschiedliche SOILN-Parametersätze für Büchelberg und Mistwiesen (entsprechend unterschiedliche Werte bei den Gütekriterien); Ertrag und N-Entzug: einheitlicher HPM-Parametersatz für alle Flächen (entsprechend einheitliche Werte bei den Gütekriterien).

### Simulation des N-Entzugs und Ertrags

Der RMSE des N-Entzugs liegt bei 11 kg N ha<sup>-1</sup> und Abbildung 5-2 zeigt den Zusammenhang zwischen den simulierten und den beobachteten N-Entzügen. Insgesamt variieren die gemessenen N-Entzüge pro Schnitt von 16 bis 41 kg N ha<sup>-1</sup> und die simulierten von 10 bis 40 kg N ha<sup>-1</sup>. Zwei Wertepaare liegen deutlich außerhalb des Konfidenzintervalls der Regressionsgeraden und fallen durch eine größere Diskrepanz zwischen Simulation und Messwert auf (Jahr 2017, Standort Büchelberg).



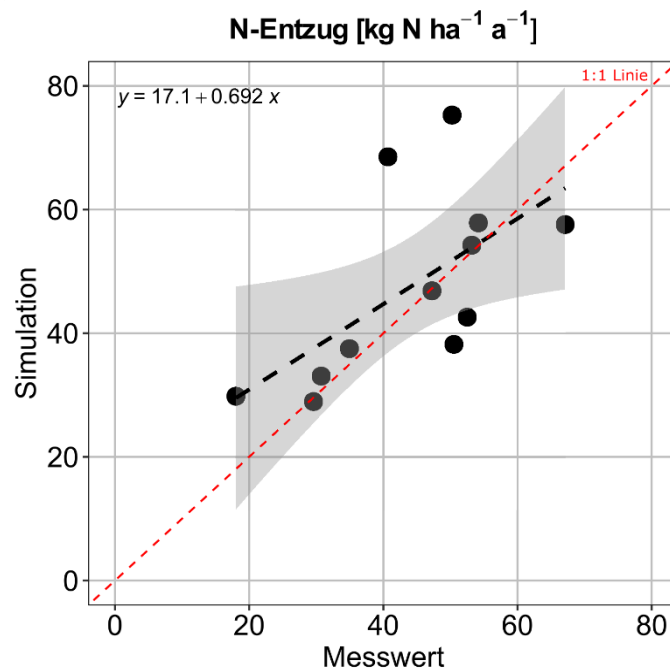


Abbildung 5-2: Regressionslinie und 95 % Konfidenzintervall simulierter und gemessener jährlich kumulierter N-Entzüge (kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) auf den Intensiv-Monitoringflächen nach Kalibration.

Bei differenzierter Betrachtung sind deutliche Unterschiede zwischen den Jahren und Flächen erkennbar (Abbildung 5-3). Im Jahr 2016 liegt beispielsweise der gemessene N-Entzug auf der Fläche BB-A deutlich unter dem simulierten Wert, da der Messwert des N-Gehalts im Schnittgut (1,03 % ± 0,06) deutlich niedriger war als der simulierte (1,48 %). In den Folgejahren lagen die Werte wieder jeweils höher (siehe auch Abbildung 5-4). Die simulierten Erträge stimmen in dem Jahr an allen Standorten gut mit den Messwerten überein. Im Folgejahr (2017) wird hinsichtlich des N-Entzugs v. a. der zweite Schnitt auf den Flächen am Büchelberg vom Modell höher vorhergesagt, was auf die höheren simulierten Erträge zurückzuführen ist und weniger auf den N-Gehalt. In der Regel fällt der zweite Schnitt im Grünland ertragreicher aus, insbesondere bei spätem ersten Schnitt. Eine ausgeglichene Witterung mit günstigen Niederschlags- und Temperaturverläufen kann, wie im Jahr 2017 simuliert, auch zu einem ertragreicheren zweiten Schnitt führen. Die Messwerte sind bezüglich der Anteile des ersten und zweiten Schnitts am Jahresertrag nicht eindeutig und zeigen vereinzelt ein eher diskrepantes Verhalten mit deutlich geringeren Erträgen beim ersten Schnitt (z. B. BB-C 2018, MW-A 2018, siehe auch: Abbildung 5-4). In 2018 weisen die Ergebnisse zum N-Entzug auf der Fläche MW-C eine vergleichsweise gute Übereinstimmung zwischen Simulation und Messung auf. Die

anderen Flächen fallen in diesem Jahr beim zweiten Schnitt wiederum durch die geringen simulierten N-Entzüge bzw. die höheren Messwerte auf.

Grundsätzlich bildet das Modell plausible Größenordnungen der Ertrags- und N-Entzugswerte für die vier Flächen ab und die simulierten Werte liegen in den meisten Fällen im Rahmen der gemessenen Standardabweichung. Das wärmere und trockenere Jahr 2018 wirkt sich negativ auf die Erträge aus, was sich auch in den Simulationen widerspiegelt. Auf den Mistwiesen sind die Ertragseinbußen erwartungsgemäß geringer, da der Standort grundsätzlich feuchter und ist und eine hohe nFK in den oberen Horizonten aufweist (Ah: 41 Vol. %, Bv: 22 Vol. %<sup>22</sup>). Insgesamt werden, sowohl in der Simulation als auch in den Messwerten, auf den wüchsigeren C-Flächen im Vergleich zu den korrespondierenden A-Flächen im Mittel höhere Erträge und N-Entzüge erzielt.

---

<sup>22</sup> Daten siehe Anhang 2

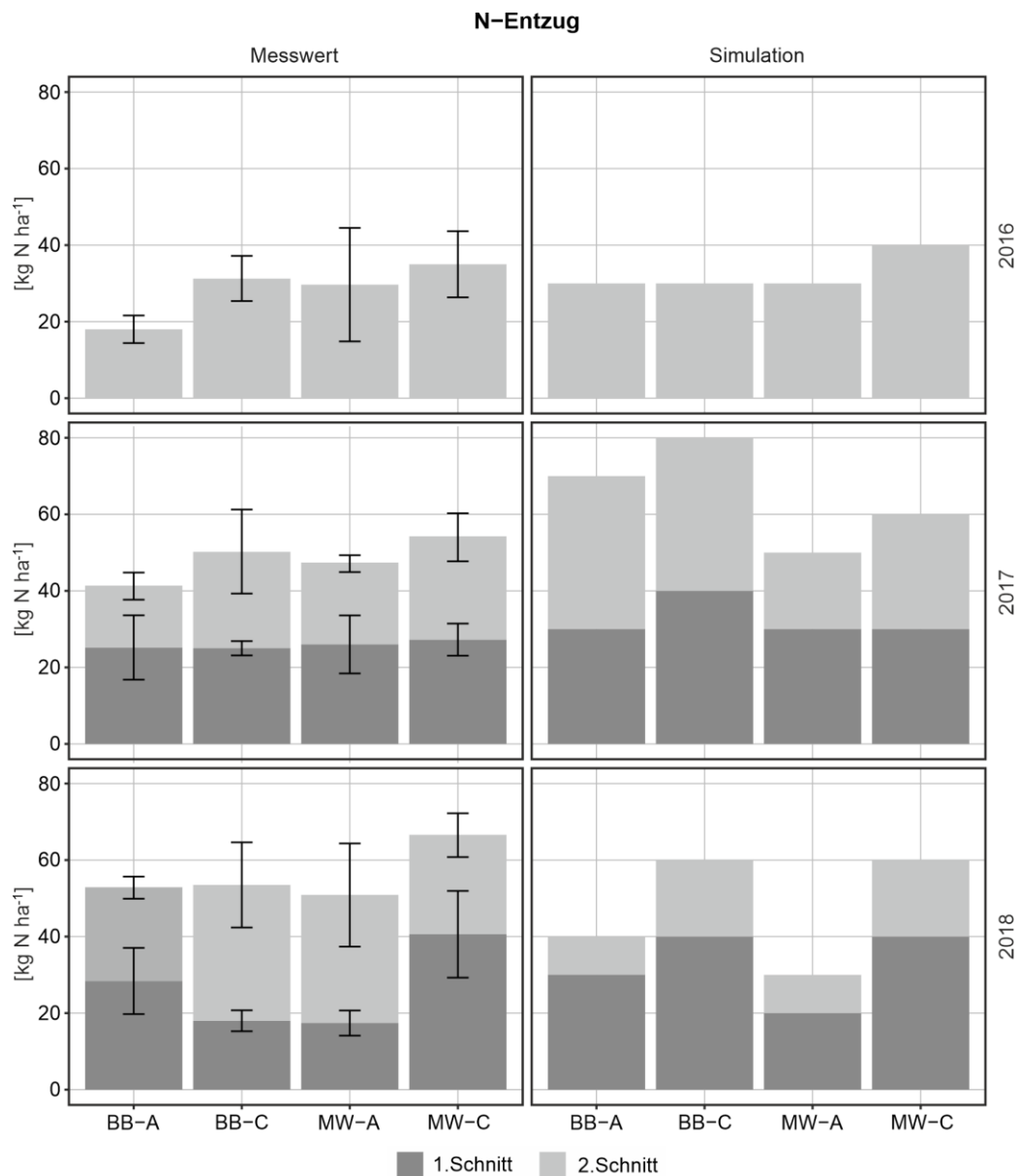


Abbildung 5-3: Vergleich gemessener und simulierter N-Entzüge über Ernte ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ) auf den Intensiv-Monitoringflächen für die Jahre 2016 bis 2018. Dargestellt sind Mittelwerte mit Standardabweichung (Messung) basierend auf jeweils fünf Replikaten.

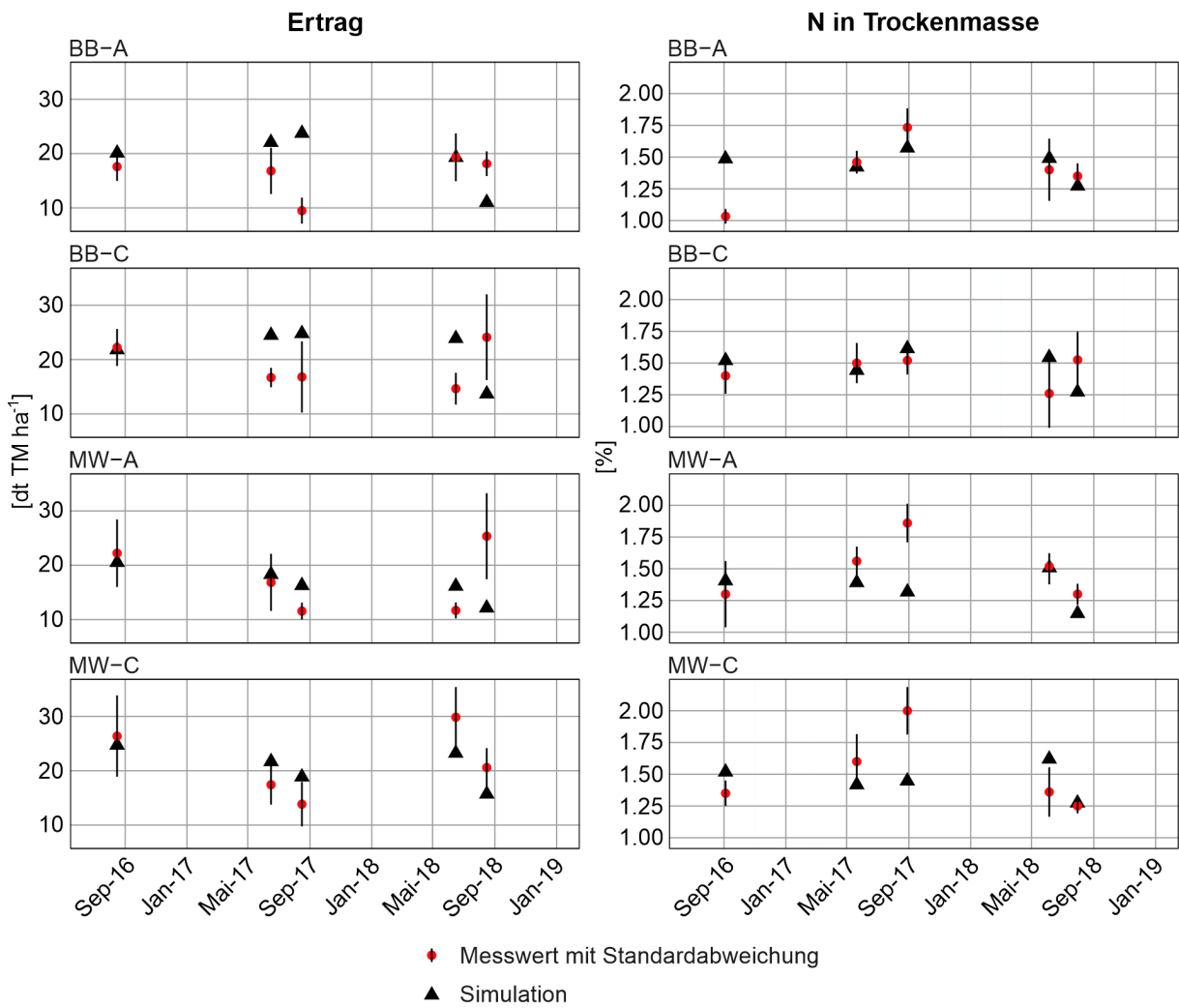


Abbildung 5-4: Vergleich simulierter und gemessener Werte zum Trockenmasse-Ertrag und prozentuaem N-Gehalt in der Trockenmasse der Intensiv-Monitoringflächen. Dargestellt sind Mittelwerte mit Standardabweichung (Messung) basierend auf jeweils fünf Replikaten.

## 5.2.2 N-Dynamik und N-Umsatz auf FFH-Mähwiesen

In den folgenden Abschnitten sind die Simulationsergebnisse nach Übertragung auf weitere FFH-Mähwiesen ( $n = 34$ ) und Zeiträume (1996 bis 2012) beschrieben.

### Räumliche Variabilität

In Abbildung 5-5 und Abbildung 5-6 sind ausgewählte Zielgrößen des N-Haushalts der einzelnen Flächen in Form von Box-Whisker-Plots dargestellt. Neben den standortspezifischen Unterschieden zwischen den Box-Whisker-Plots bildet jeder einzelne Plot auch die flächenspezifische zeitliche Variabilität über den Simulationszeitraum von 17 Jahren ab. Die Ergebnisse der Simulation zeigen für die meisten betrachteten Zustandsgrößen erhebliche räumliche Unterschiede zwischen den Flächen und auf einzelnen Flächen teilweise auch hohe zeitliche Schwankungen. So liegen etwa die Mediane der (netto) Mineralisierung an den verschiedenen Standorten zwischen knapp 107 (KUEN\_11) und 371 (ZAK\_03)  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Für die (netto) Nitrifizierung werden zwischen 6 (ENZ\_03) und 222 (ZAK\_03)  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  vom Modell prognostiziert, wobei Standorte mit Boden-pH Werten  $< 5$  (ENZ\_03, ENZ\_04, ZAK\_09, OAK\_01, OAK\_03, OAK\_05, OAK\_06) deutlich unter den Werten der Flächen mit leicht alkalischer Bodenreaktion liegen. Die höchsten Werte bezüglich der Erntemengen, N-Entzüge, aber auch hinsichtlich der N-Mineralisation und Nitrifikation werden für Flächen, die im Zollernalbkreis liegen, simuliert. Die Erträge erreichen hier bis zu 57 dt  $\text{ha}^{-1}$  im langjährigen Mittel. Die geringsten Erträge werden im Enzkreis mit  $< 20 \text{ dt ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  erreicht.

Die Ammonium- und Nitratgehalte im Oberboden schwanken überwiegend im Bereich 0 bis 10  $\text{kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1}$  bzw. 0 bis 5  $\text{kg NO}_3^-\text{-N ha}^{-1}$ . Im Zollernalbkreis und Ostalbkreis werden auch höhere Werte erreicht (Median OAK\_01: 18  $\text{kg N ha}^{-1}$ , Median ZAK\_10: 10  $\text{kg N ha}^{-1}$ ). Die geringsten Sickerwassermengen werden auf Flächen im Landkreis Künzelsau vom Modell prognostiziert ( $< 250 \text{ mm a}^{-1}$ , Abbildung 5-8). Die höchsten Sickerwasserraten treten im Ostalbkreis mit  $> 450 \text{ mm a}^{-1}$  (80 % der Flächen des Landkreises) auf. Auf den meisten Flächen (82 %) beträgt die durchschnittliche N-Fracht  $< 25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Einzelne Flächen erreichen auch Werte  $> 50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (ENZ\_02, ZAK\_03).

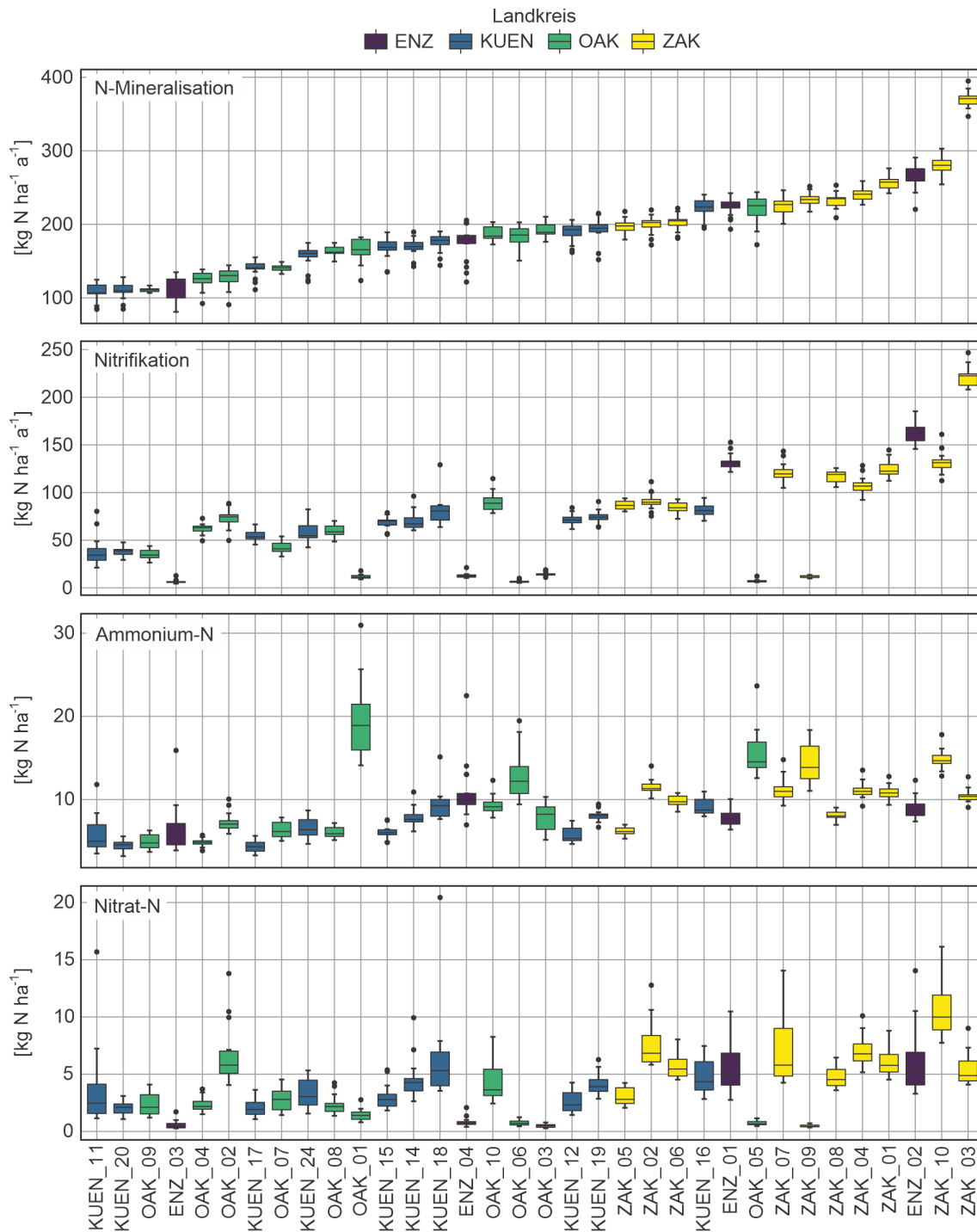


Abbildung 5-5: Muster der simulierten netto N-Mineralisation, Nitrifikation, Ammonium- und Nitratgehalte im Boden (0 bis 0,3 m) auf 34 FFH-Mähwiesen Standorten. Geordnet nach zunehmender mittlerer N-Mineralisation des Humus-, Streu- und Düngepools. Dargestellt sind Box-Whisker-Plots (Median, 25. und 75. Perzentil der Daten pro Fläche), basierend auf den jeweiligen Jahressummen (bzw. Jahresmittel für Ammonium- und Nitrat-N) des Simulationszeitraums 1996 bis 2012.

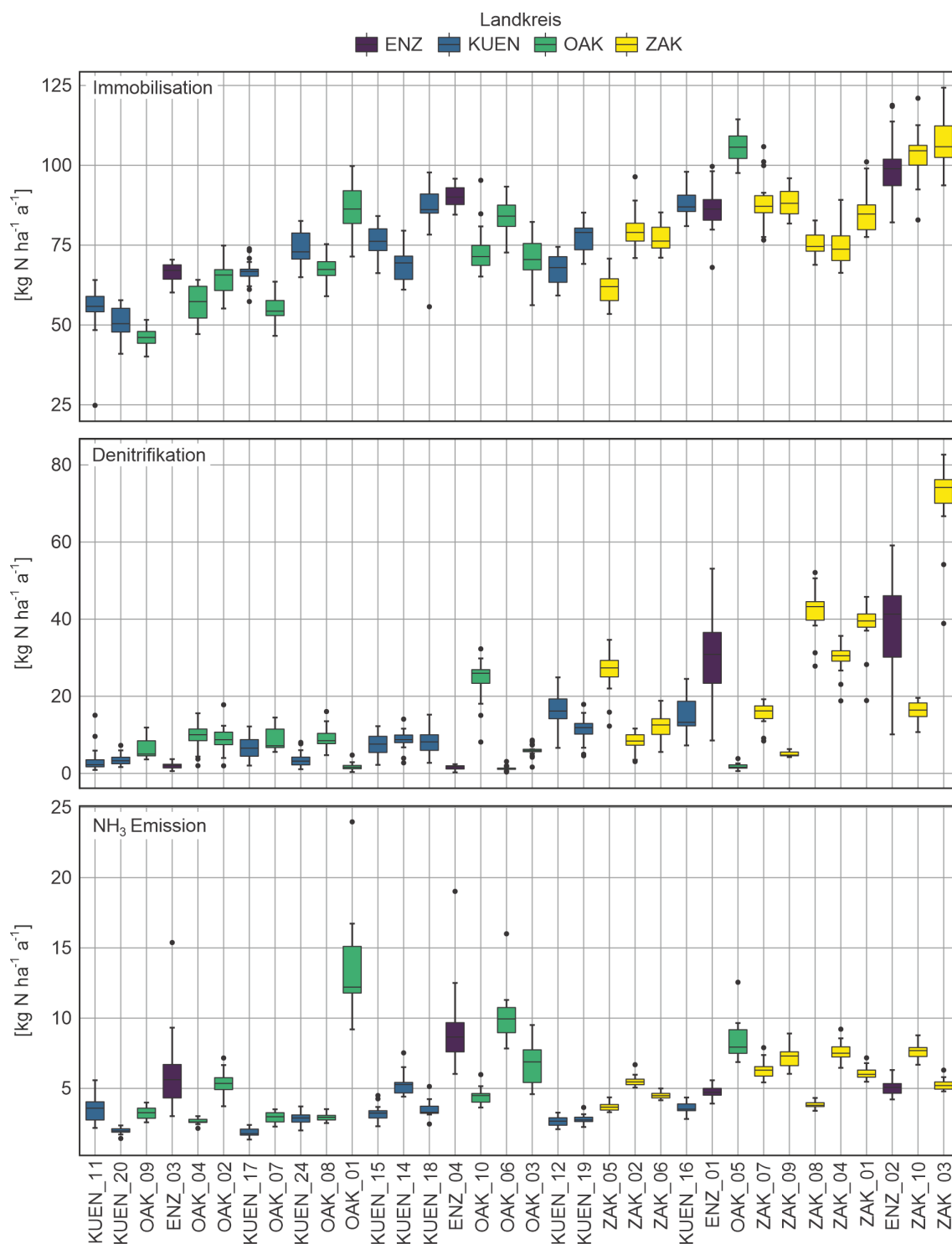


Abbildung 5-6: Muster der simulierten N-Immobilisation, Denitrifikation und NH<sub>3</sub>-Volatilisation auf 34 FFH-Mähwiesen Standorten. Geordnet nach zunehmender mittlerer N-Mineralisation des Humus-, Streu- und Düngepools (s. Abbildung 5-5). Dargestellt sind Box-Whisker-Plots (Median, 25. und 75. Perzentil der Daten pro Fläche), basierend auf den jeweiligen Jahressummen des Simulationszeitraums 1996 bis 2012.

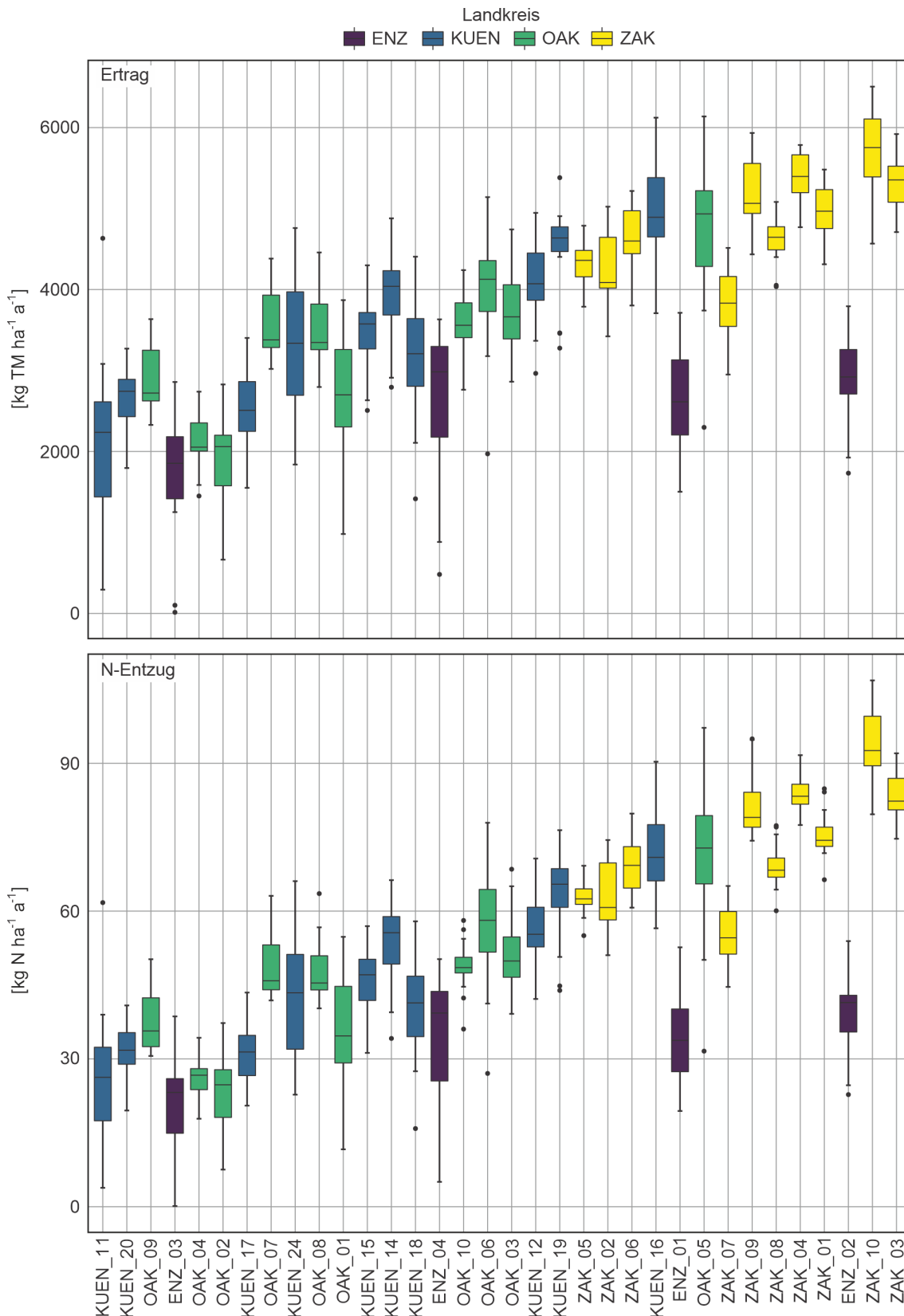


Abbildung 5-7: Muster der simulierten N-Erträge und N-Entzüge auf 34 FFH-Mähwiesen Standorten. Geordnet nach zunehmender mittlerer N-Mineralisation des Humus-, Streu- und Düngepools (s. Abbildung 5-5). Dargestellt sind Box-Whisker-Plots (Median, 25. und 75. Perzentil der Daten pro Fläche), basierend auf den jeweiligen Jahressummen des Simulationszeitraums 1996 bis 2012.



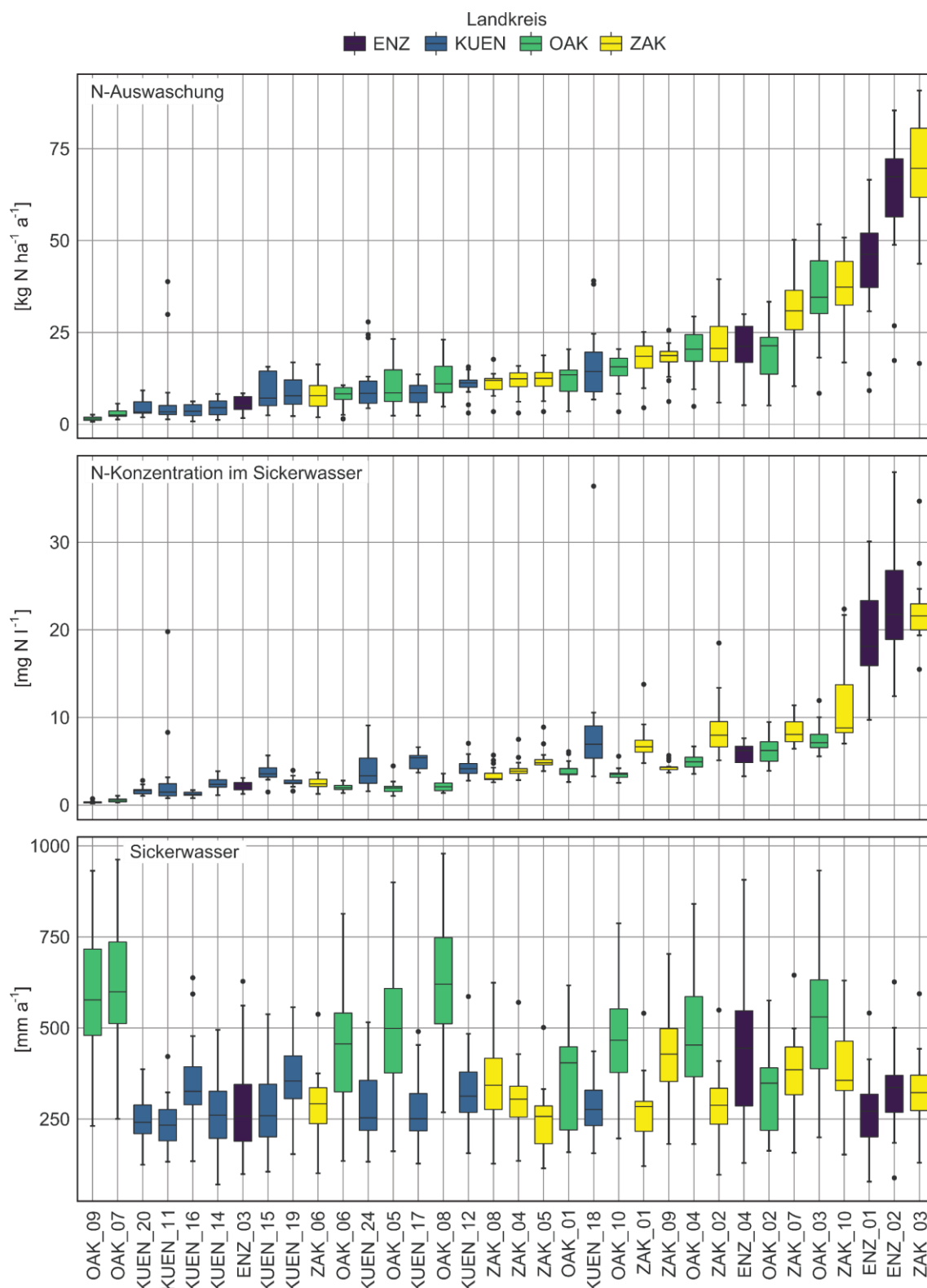


Abbildung 5-8: Muster der simulierten N-Auswaschung (aufsteigend geordnet), N-Konzentration im Sickerwasser und Sickerwassermenge an 34 FFH-Mähwiesen Standorten. Geordnet nach zunehmender mittlerer N-Auswaschung. Dargestellt sind Box-Whisker-Plots (Median, 25. und 75. Perzentil der Daten pro Fläche), basierend auf den jeweiligen Jahressummen (bzw. Jahresmittel für N-Konzentration) des Simulationszeitraums 1996 bis 2012.

### **Interannuelle Variabilität**

Abbildung 5-9 zeigt die über alle Flächen berechneten Mittelwerte und Standardabweichungen der simulierten Jahressummen zum Ertrag, N-Entzug sowie Jahresmittel der N-Mineralisierung, Nitrifizierung, Denitrifizierung, N-Immobilisierung,  $\text{NH}_3$ -Emission und N-Auswaschung aus dem Boden sowie der N-Konzentration in der Bodenlösung von 1996 bis 2012. Die Simulationsergebnisse zeigen insbesondere die Auswirkungen des Trockenjahrs 2003 auf nahezu alle Größen der N-Dynamik. So sind die niedrigen Erträge und die geringen N-Entzüge in 2003 hauptsächlich auf den Wassermangel zurückzuführen. Auch die reduzierte Mineralisation wirkt sich im Folgejahr 2004 negativ auf die pflanzenverfügbaren N-Mengen im Boden aus, was sich in der reduzierten N-Aufnahme und weiterhin niedrigen Erträgen zeigt. Die Nitrifikation ist weniger stark vom Wassermangel beeinflusst und steigt im Folgejahr (2004) an. Geringe Sickerwassermengen und dadurch aerobe Bedingungen reduzieren die Denitrifikation in 2003 stark. Die N-Konzentration im Sickerwasser ist nach dem Trockenjahr (2003) in 2004 erhöht, da das Nitrat und das Ammonium in Folge des Wassermangels 2003 nicht aufgenommen werden konnte und 2004 die Sickerwassermengen immer noch sehr gering sind, weil der Bodenvorrat erst langsam wieder aufgefüllt wird. Die N-Fracht ist entsprechend des geringen Sickerwasseranfalls im Trockenjahr 2003 minimal, steigt anschließend in Folge des im Boden verbliebenen Ammoniums und Nitrats und des langsam steigenden Sickerwasseranteils bis 2005 wieder deutlich an. Der hohe Anteil an  $\text{NH}_3$ -Verlusten im Jahr 2005 ist eine Folge der stark erhöhten Ammoniumgehalte (Abbildung 5-10) im Oberboden. Auch besonders niederschlagsreiche Jahre wie etwa 2002 bildet das Modell verlässlich ab. Dies spiegelt sich etwa in den Ergebnissen für die Grundwasserneubildung (Sickerwassermenge) wider.

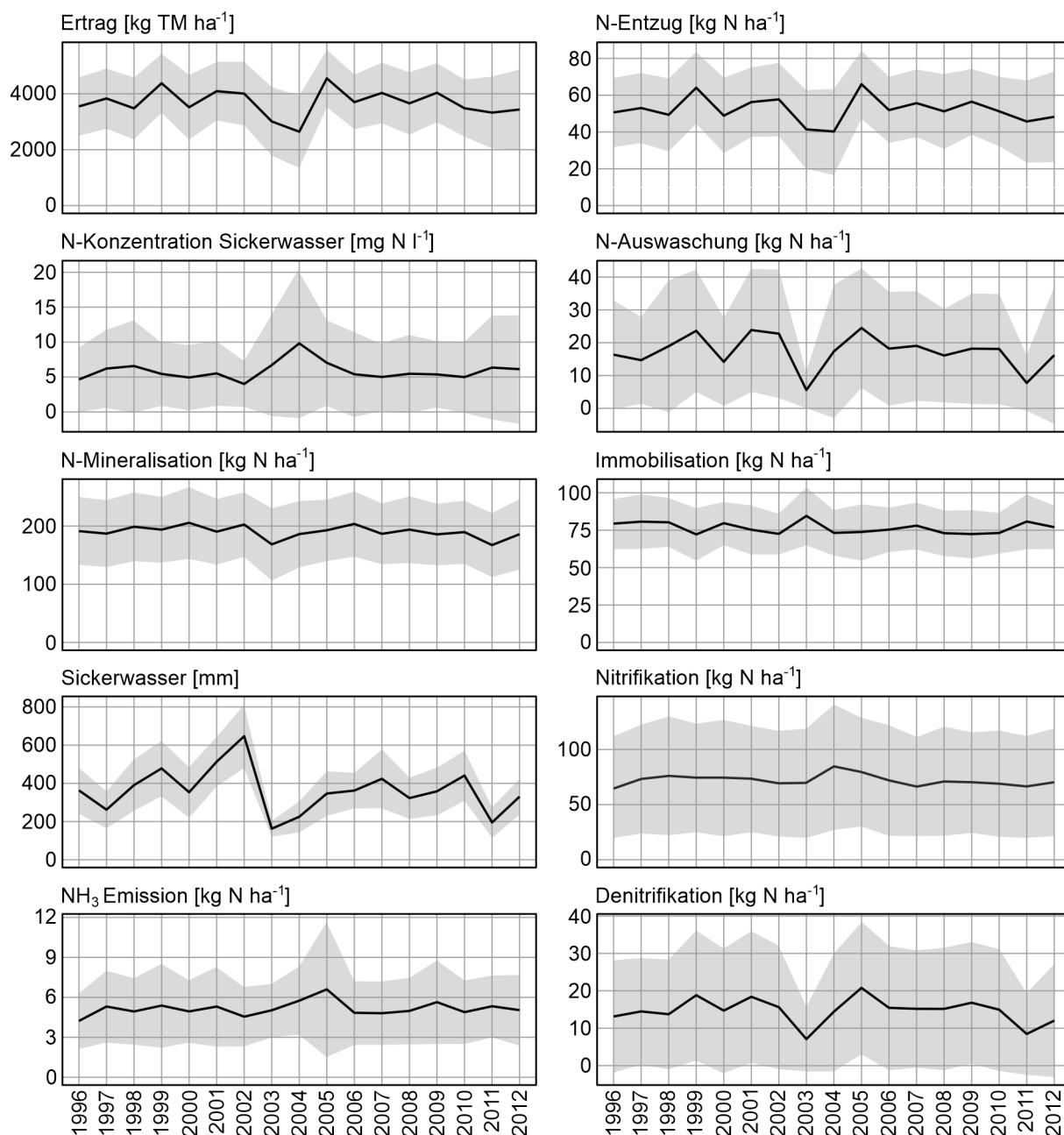


Abbildung 5-9: Simulierte interannuelle Variabilität verschiedener N-Bilanzgrößen unter FFH-Mähwiesen in Baden-Württemberg. Dargestellt sind Mittelwerte aller Flächen (n = 34) mit 95 % Konfidenzintervall pro Jahr.

### Unterschiedliche Stufen der N-Düngung

Abbildung 5-10 und Abbildung 5-11 zeigen die Simulationsergebnisse differenziert nach Trophie- bzw. Dünge­stufe. Für die Ammonium- und Nitratgehalte im Oberboden (Abbildung 5-8) sowie für weitere N-Haushaltsgrößen wie etwa die Mineralisation, Immobilisation etc. (nicht dargestellt) zeigen beide Gruppen im Wesentlichen denselben zeitlichen Verlauf und sind gleichermaßen durch die Witterung in den Jahren beeinflusst. Die gedüngten Flächen weisen grundsätzlich höhere Werte bezüglich der N-Bilanzgrößen auf.

Tabelle 5-2: Mittelwerte verschiedener N-Bilanzgrößen für alle Flächen (n = 34) über den gesamten Simulationszeitraum (1996 bis 2012) differenziert nach Trophiestufe.

	Trophiestufe	Mittelwert ± Std.	Variationsbreite
Ertrag	2	31,4 ± 10,8	61,1
(dt TM ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	3	39,5 ± 11,8	60,2
N-Entzug	2	41,7 ± 16,5	90,2
(kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	3	57,3 ± 20,9	101,8
Mineralisation	2	158,2 ± 41,4	161,5
(kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	3	205,2 ± 57	310,1
Nitrifikation	2	60,1 ± 32,1	148,2
(kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	3	77,7 ± 54,4	241,4
Denitrifikation	2	10,0 ± 9	52,5
(kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	3	16,9 ± 17,6	82,4
Immobilisation	2	68,7 ± 14,5	74,8
(kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	3	80,3 ± 16,1	83,3
N-Konzentration im Sickerwasser	2	4,7 ± 6,1	36,2
(mg N l <sup>-1</sup> )	3	6,4 ± 6,1	37,0
N-Auswaschung	2	11,2 ± 13	65,8
(kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	3	20,3 ± 18,2	89,6
N-Emission	2	13,4 ± 9,3	55,0
(kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	3	22,9 ± 17,2	84,1
NH <sub>3</sub> -Volatilisation	2	3,5 ± 1,5	14,0
(kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	3	6,0 ± 2,9	22,5

n = 11 Flächen (Trophiestufe 2), n = 23 Flächen (Trophiestufe 3); Std. = Standardabweichung.

Bezüglich des mineralischen Stickstoffs im Boden unterschieden sich die beiden Trophiestufen insbesondere bei den Ammoniumgehalten und weniger bei den Nitratgehalten, was auf den NH<sub>4</sub>-N Anteil in dem im Modell applizierten Dünger (Rindermist mit 6,5 kg NH<sub>4</sub>-N ha<sup>-1</sup>) zurückzuführen ist. Auch hier ist die Anreicherung des

Boden-N<sub>min</sub> nach dem Trockenjahr 2003 – als Folge mangelnder Pflanzen-N-Aufnahme – erkennbar (Abbildung 5-10).

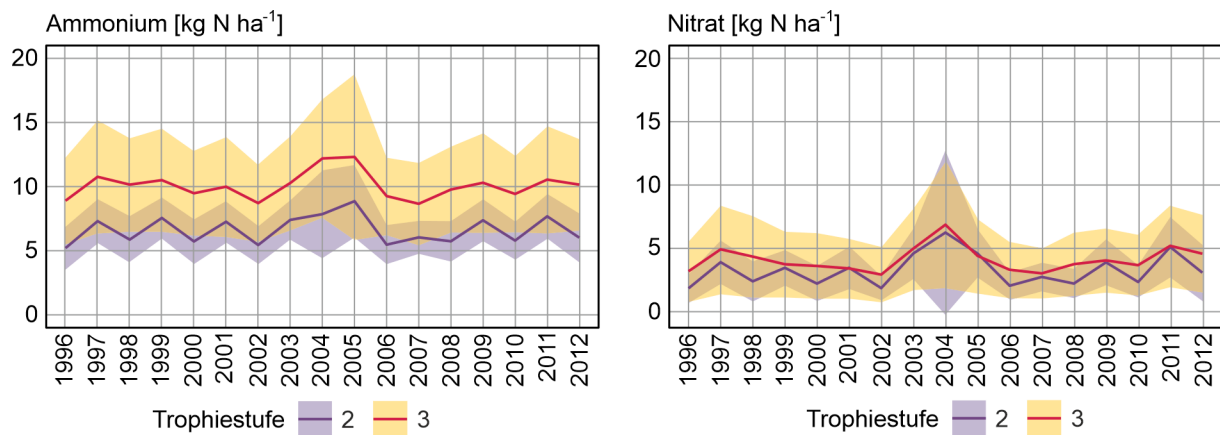


Abbildung 5-10: Simulierte mittlere Ammonium- und Nitratgehalte im Boden (0 bis 0,3 m) und deren Konfidenzintervalle im Zeitverlauf. Angaben in kg N ha<sup>-1</sup>, differenziert nach Trophiestufen.

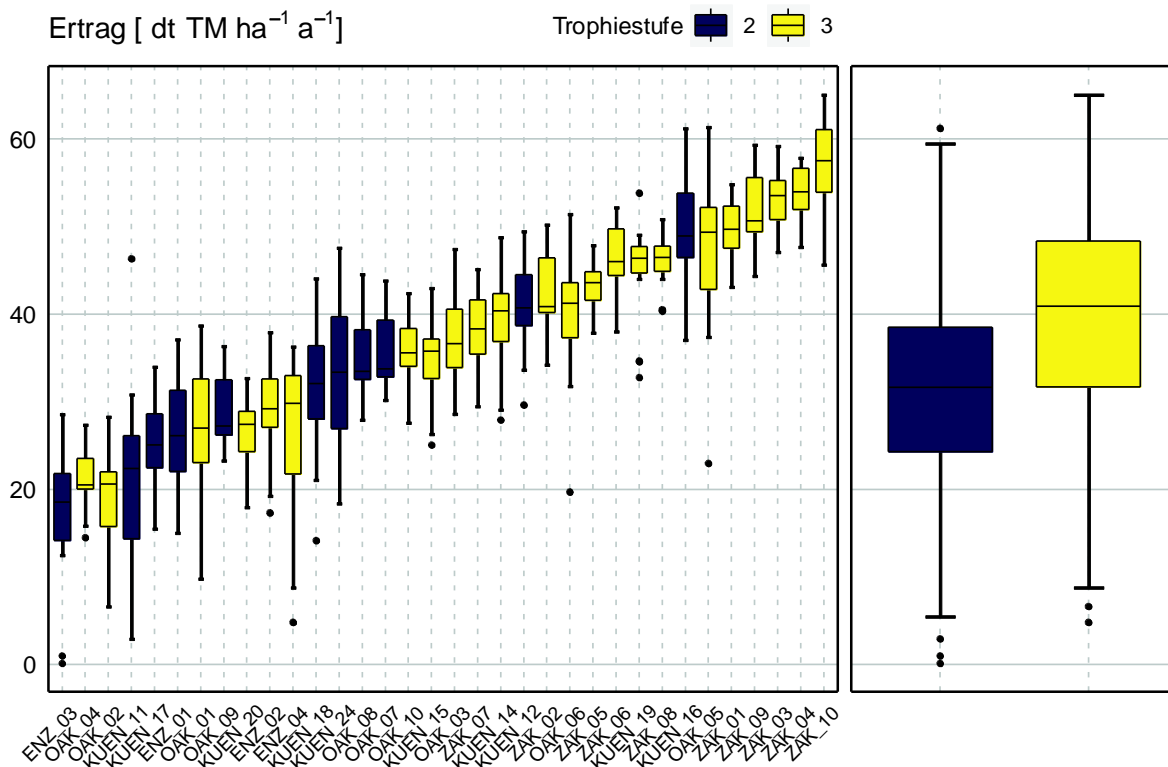


Abbildung 5-11: Box-Whisker-Plot Darstellung zu Ertragsunterschieden zwischen Flächen der Trophiestufe 2 (keine Düngung) und Trophiestufe 3 (Rindermist). Der linke Teil der Abbildung zeigt einzelne Flächen mit interannueller Variabilität; der rechte Teil der Abbildung zeigt grundsätzliche Ertragsunterschiede zwischen den Trophiestufen.

### Bilanzgrößen und N-Salden

Das N-Saldo der mineralischen N-Bilanz im Boden ergibt sich in EXPERT-N aus der Verrechnung der Zufuhrgrößen (Düngung, Deposition, Mineralisation) und Ausfuhrgrößen (Pflanzenaufnahme, Immobilisierung, Auswaschung, Emission) und entspricht der Vorratsänderung ( $\Delta N_{\min}$ ) im Boden. Die  $N_{\min}$ -Salden sind, abgesehen von kleineren Differenzen, erwartungsgemäß ausgeglichen und reichen von - 0,8 bis + 1,5 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Die Betrachtung des  $N_{\min}$ -Saldos der einzelnen Flächen über einen längeren Zeitraum (hier 17 Jahre) dient in erster Linie als Plausibilisierungsgröße für das Modell: Die geringfügige Abweichung von Null zeigt, dass auch über einen längeren Zeitraum keine Akkumulation von mineralischem N im Boden stattfindet. Vereinzelt kam es bei der Simulation noch zu

modellinternen Bilanzfehlern (siehe 5.3.2); diese  $N_{\min}$ -Salden sind entsprechend gekennzeichnet („\*“).

Die Vorratsänderung für  $N_{\text{org}}$  (= N im Humus + N in organischen Düngerresten + N in abgestorbenen Pflanzenresten) ergibt sich aus der Differenz der Bilanzglieder Aufbau (d. h. Immobilisierung, also mikrobielle Umwandlung von mineralischem zu organischem Stickstoff, Eintrag durch organische Düngung sowie Streufall und absterbende Wurzeln) auf der einen Seite und Mineralisierung auf der anderen Seite. Der jährliche Abbau von N im  $N_{\text{org}}$ -Pool des Bodens<sup>23</sup> beträgt im Mittel über alle Flächen -0,4 % (Spanne von -0,7 % auf KUEN\_20 bis +0,001 auf ZAK\_04). Der Unterschied zwischen gedüngten (Trophiestufe 3) und ungedüngten (Trophiestufe 2) Flächen ist dabei marginal (Tabelle 5-3).

Die in Abbildung 5-12 dargestellten Bilanzglieder der mineralischen Stickstoffbilanz verdeutlichen auch, dass die unterschiedlichen Bodeneigenschaften zu einer Variabilität der N-Umsatzgrößen auf den extensiven Grünlandflächen führen. Auffällig sind die insgesamt hohen Werte der Fläche ZAK\_03, insbesondere in Hinblick auf die Mineralisation, aber auch der hohe Anteil der N-Auswaschung und der Emission fallen auf der Ausfuhrseite bei dieser Fläche auf. Auf den anderen Flächen nehmen insbesondere die Immobilisation und die N-Aufnahme durch die Pflanze eine bedeutende Rolle in der Bilanz ein. Auf der Zufuhrseite überwiegt die Mineralisation gegenüber dem N-Eintrag über Düngung und Deposition an allen Standorten deutlich. Der bodeninterne Stoffumsatz ist bei der hier gegebenen extensiven Nutzung und der allenfalls nur geringen Düngung bedeutender als die N-Zufuhr über Düngung und Deposition.

---

<sup>23</sup> Berechnung:  $(N_{\text{org}}(t_1) - N_{\text{org}}(t_0)) / N_{\text{org}}(t_0) / 17 \text{ Jahre} * 100$

wobei  $N_{\text{org}}(t)$  der N-Gehalt im Humus-, Streu- und organischem Düngepool des gesamten Profils zum Zeitpunkt  $t$  ist und  $t_0$  und  $t_1$  für den Simulationsbeginn 1996 bzw. das Simulationsende 2012 stehen.

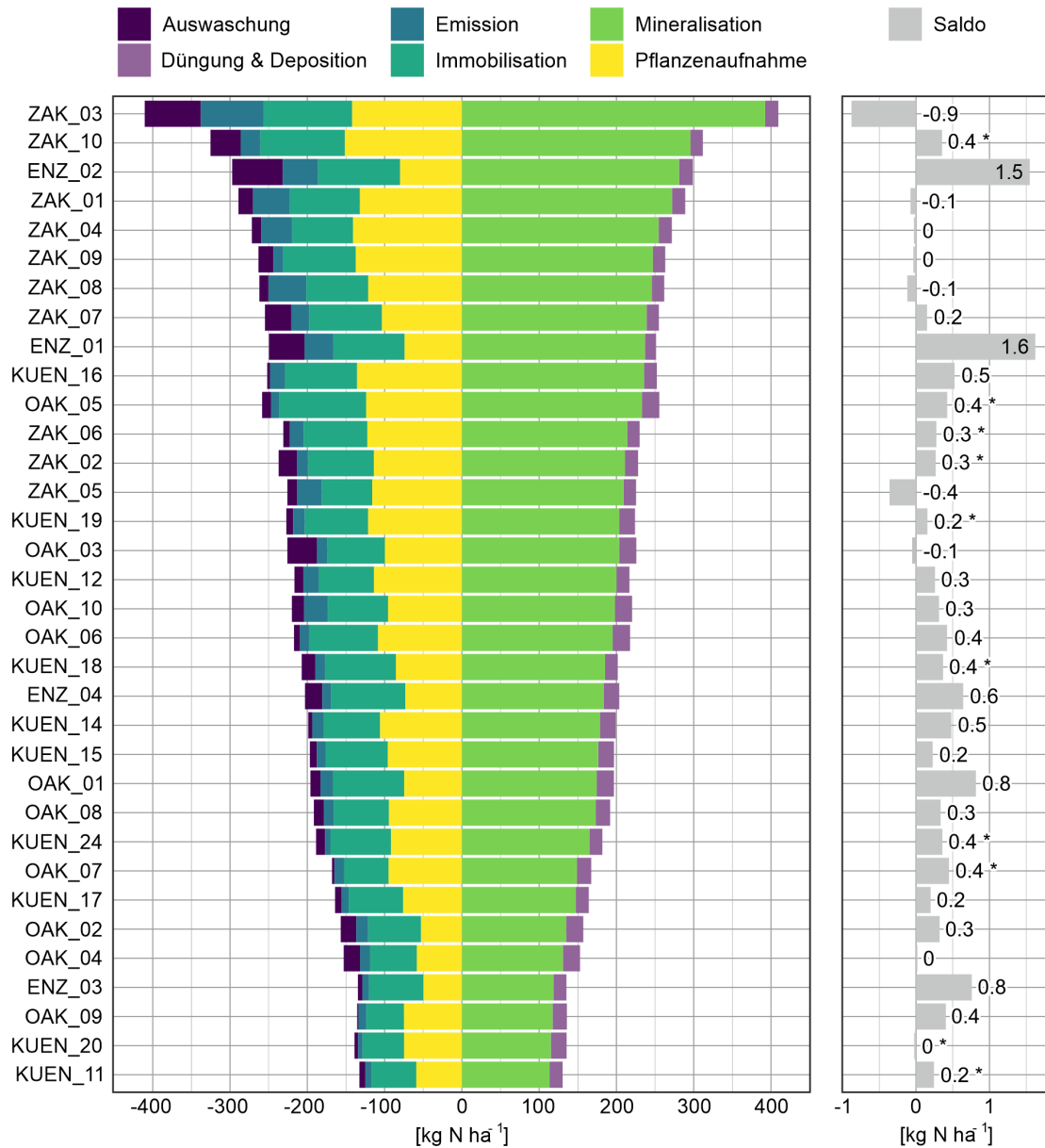


Abbildung 5-12: Simulierte Langzeitmittelwerte (1996 bis 2012) der mineralischen N-Bilanzgrößen auf 34 süddeutschen FFH-Mähwiesen im Vergleich. \* = N-Saldo korrigiert um Größenordnung des flächeninternen Bilanzfehlers.

Tabelle 5-3: Prozentuale Veränderung des N-Gehaltes im  $N_{org}$ -Pool (Humus-, Streu- und organischer Düngepool,  $kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}$ ) der simulierten Flächen über den Zeitraum 1996 bis 2012, gruppiert nach Trophiestufe (siehe auch Anhang 10).

	Mittelwert ( $\pm$ Std.)	Spannweite	
<b>Trophiestufe 2</b> (ungedüngt)	-0.374 ( $\pm$ 0.196)	-0.590	+0.060
<b>Trophiestufe 3</b> (gedüngt)	-0.406 ( $\pm$ 0.186)	-0.703	+0.006

Std. = Standardabweichung. Für Einzelwerte der Flächen siehe Anhang 10.



## 5.3 Diskussion

Für die Entwicklung der FFH-Mähwiesen in Hinblick auf ihre vegetationskundliche Qualität sind in den vorangegangenen Kapiteln atmosphärische N-Einträge sowie die organische Düngung und die unterschiedlichen Standortverhältnisse untersucht worden (Kapitel 3 und 4). Im Rahmen einer bilanziellen Betrachtung sind alle ermittelbaren N-Input- und N-Outputgrößen zu betrachten und gegenüberzustellen. Nachfolgend werden die Simulationsergebnisse zu den N-Bilanzgrößen diskutiert. Da die Beschreibung der zeitlichen (interannuellen) Variabilität ein plausibles und nachvollziehbares Verhalten des Modells zeigt (siehe Kapitel 5.2.2, S. 116), wird dieser Punkt nicht weiter diskutiert. Vielmehr liegt der Fokus auf der (i) Analyse und Plausibilisierung der räumlichen und flächenspezifischen Unterschiede sowie der Abschätzung der Eignung des gewählten Ansatzes für die Modellierung des N-Haushalts von FFH-Mähwiesen. Der erste Teil der Diskussion bildet die Grundlage für eine (ii) abschließende Bewertung der N-Umsatzgrößen und der Veränderung des organischen N-Pools in Hinblick auf potentielle Trendentwicklungen der FFH-Mähwiesen in Baden-Württemberg.

### 5.3.1 Plausibilität der N-Bilanzgrößen und Ursachen für räumliche Unterschiede

#### Simulation des N-Entzugs und weiterer Ausfuhrgrößen

Bei genutzten Biotopen des Offenlandes stellt der jährliche **N-Entzug** bzw. die Abfuhr über das Erntegut meist das quantitativ bedeutsamste Glied der N-Bilanz dar (ARGE STICKSTOFFBW, 2019). In Hinblick auf die Ausfuhrgrößen spiegelt sich diese Relevanz auch bei den Simulationsergebnissen auf den meisten Flächen dieser Studie wider. Trotz der großen Bedeutung sind flächenhafte Daten zu Grünlanderträgen und N-Gehalten von extensiv bewirtschafteten FFH-Mähwiesen oder vergleichbaren Standorten kaum veröffentlicht, wenngleich Einzelergebnisse aus Landschaftspflegeversuchen vorliegen. Nach DENTLER ET AL. (2019) zeigt das Ertragspotential unterschiedlicher Grünlandflächen in Baden-Württemberg eine große Variationsbreite. Auch die Simulation der 34 FFH-Mähwiesen zeigt in Abhängigkeit von Standort und Klima erhebliche Variationen in den Biomasseerträgen und N-Gehalten im Aufwuchs. In der Regel liegen die Erträge extensiver

Grünlandflächen im Bereich von 35 bis 70 dt TM ha<sup>-1</sup> (BRIEMLE, 2006). DENTLER ET AL. (2019) untersuchten im Jahr 2017 vergleichbare (FFH-)Flächen mit Erträgen von 22 bis 88 dt TM ha<sup>-1</sup>. Diese Spannen decken sich weitestgehend mit den langjährigen Mitteln der Simulationsergebnisse, wobei die in dieser Arbeit untersuchten FFH-Mähwiesen mit rund 19 bis 57 dt TM ha<sup>-1</sup> tendenziell eher im unteren Bereich der o. g. Erträge liegen.

Die simulierten Ertragsunterschiede sind zwischen ungedüngten und gedüngten Flächen mit etwa 9 dt TM ha<sup>-1</sup> Mehrertrag auf gedüngten gegenüber ungedüngten Flächen nur mäßig ausgeprägt. Dies liegt an den geringen Düngermengen (Rindermist: 51,9 kg N<sub>org</sub> ha<sup>-1</sup>, 6,5 kg NH<sub>4</sub>-N ha<sup>-1</sup>) und den verhältnismäßig großen Zeiträumen zwischen den Ausbringungsterminen (alle zwei Jahre). Auf ungedüngten Varianten wurden im Rahmen eines Grünland-Extensivierungsversuchs in Bayern rund 99 bis 135 kg N ha<sup>-1</sup> über das Schnittgut entzogen, was bei Erträgen von 63 bis 66 dt TM ha<sup>-1</sup> einer Konzentration von etwa 1,5 bis 2,1 % N im Pflanzenmaterial entspricht (LFL, 2022). Die in der vorliegenden Modellstudie simulierten N-Gehalte in der Trockenmasse unterscheiden sich nur geringfügig auf den einzelnen Flächen und liegen mit 1,2 % bis 1,6 % im unteren, aber noch plausiblen Bereich<sup>24</sup>. Die simulierte N-Abfuhr mit dem Schnittgut ist daher in erster Linie an die Biomasseproduktion gekoppelt, welche wiederum stark durch die N-Nachlieferung im Boden gesteuert wird (siehe auch folgender Abschnitt, S. 126). Die N-Aufnahme in der Bilanzbetrachtung beinhaltet im Vergleich zum N-Entzug (vgl. Kapitel 5.2.1) neben dem oberirdisch in der Biomasse gebundenen N auch den durch die Wurzelmasse gebundenen Stickstoff. Sie liegt daher mit 50 bis 151 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> über den Werten des N-Entzugs durch die Ernte (22 bis 93 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>).

Neben der N-Aufnahme spielt auch die **Immobilisierung** eine entscheidende Rolle als Outputgröße der mineralischen N-Bilanz. Vereinzelt hat sie sogar einen höheren Anteil als die Pflanzenaufnahme (ENZ\_01, ENZ\_02, ENZ\_03, ENZ\_04, OAK\_01, OAK\_02, OAK\_04, KUEN\_18), häufig ist sie gleichbedeutend (siehe Anhang 9). Die absoluten Werte der Immobilisation schwanken standortspezifisch zwischen 46 bis 108 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> und werden, wie die Mineralisation, von verschiedenen Randbedingungen wie beispielsweise Bodenfeuchte und -temperatur oder Menge und Qualität an frischer organischer Substanz

---

<sup>24</sup> Messdaten der HfWU Nürtingen-Geislingen aus 2017 und 2019 für die Referenzflächen liegen zwischen 1,4 bis 2,7 % N (Mittelwert 2,0 % N) (siehe KUKOWSKI ET AL., 2021); Messdaten der Intensiv-Monitoringflächen zwischen 1,0 bis 2,0 % N (Mittelwert 1,45 % N).

beeinflusst. Dabei erfolgt der Wechsel zwischen Mineralisation (Freisetzung) und Immobilisation (Festlegung) von N je nach Differenz des C:N-Verhältnisses der mikrobiellen Biomasse (konstant) und des aktuellen C:N-Verhältnisses im Humus (JOHNSON ET AL., 1987). Eine hohe Immobilisation tritt in Böden auf, die ein weites C:N-Verhältnis im Humus aufweisen oder einen Eintrag von neuem Material mit weitem C:N-Verhältnis in den Streu- oder Düngepool erhalten.

Mineralischer Stickstoff, der (vorübergehend) in der mikrobiellen Substanz festgelegt wird oder der von den Pflanzen aufgenommen wird, ist entsprechend vor Auswaschung geschützt. Die vom Modell abgebildete **N-Auswaschung** ist sehr variabel unter den extensiv bewirtschafteten Grünlandflächen und beträgt 1,5 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (OAK\_09) bis 36 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, in Ausnahmen auch > 40 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (ZAK\_03, ENZ\_01, ENZ\_02). Grundsätzlich ist anzunehmen, dass die N-Auswaschungsgefahr unter Dauergrünland mit extensiver Bewirtschaftung eher gering ist, da die geschlossene Pflanzendecke während des gesamten Jahres in der Lage ist, Nährstoffe aufzunehmen. KOLENBRANDER (zit. in: CZERATZKI, 1973) stellte eine N-Auswaschung von bis zu 13 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> unter Grünland fest. Knapp 60 % der simulierten Flächen fallen in diese Größenordnung oder lagen darunter. DIEPOLDER & RASCHBACHER (2008, 2011) weisen auf eine geringe Nitrat-Belastung des Sickerwassers unter Dauergrünland hin. Eine höhere Auswaschung ist bei extensiver Nutzung auf flachgründigen Böden (Ranker, Rendzina) und bei hohen Niederschlagsmengen möglich. Die hohe simulierte Auswaschung auf einzelnen Flächen steht in eindeutigen Zusammenhang mit hohen N-Konzentrationen im Sickerwasser (Abbildung 5-8) bzw. mit hohen Nitrat-Konzentrationen in den unteren Bodenschichten, welche wiederum auf die hohe N-Umsetzung durch Nitrifikation (und Mineralisation) in den Böden zurückzuführen ist. Für die standortspezifischen Unterschiede in den N-Frachten ist das N-Nachlieferungspotential der Böden bedeutender als die Sickerwassermengen.

Die **N-Emissionen**, die sich aus den Denitrifikationsprodukten N<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, NO<sub>x</sub>, sowie der NH<sub>3</sub>-Volatilisation zusammensetzen, spielen im Vergleich zur Immobilisation und Pflanzenaufnahme eine geringere Rolle, sind aber vereinzelt mit bis zu knapp 20 % Anteil an den Outputgrößen in der Bilanzbetrachtung nicht zu vernachlässigen. Auch bei den Emissionen sind deutliche Unterschiede zwischen den Flächen festzustellen. Ob der Anteil der Denitrifikationsprodukte (N<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, NO<sub>x</sub>) oder der NH<sub>3</sub>-Anteil überwiegt, hängt v. a. vom

Nitrat- / Ammoniumverhältnis im (Ober-)Boden ab, sowie vom Sauerstoffgehalt. Die  $\text{NH}_3$ -Verflüchtigung wird bei hohen Ammoniumgehalten in den oberen 10 cm und bei ausreichend Sauerstoff begünstigt, was sich auch in den Simulationsergebnissen zeigt. Grundsätzlich begünstigen auch hohe pH-Werte die Verschiebung des Gleichgewichts von  $\text{NH}_4$  zu  $\text{NH}_3$ , was zu erhöhten Verlusten führen kann. Ein Zusammenhang mit dem pH-Wert lässt sich anhand der Modellergebnisse jedoch nicht nachvollziehen, da die  $\text{NH}_3$ -Verflüchtigung eine Funktion der Volatilisierungsrate, des Wassergehalts und der Ammoniumkonzentration in der Bodenlösung ist und der pH-Wert im Modell nicht berücksichtigt wird. Bei hohem Gehalt an Nitrat und sauerstoffarmen Bedingungen im Boden können die Denitrifikationsverluste auf einzelnen Flächen über  $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  betragen (z. B. ZAK\_01, ZAK\_08, ENZ\_02). Die hohen Nitratgehalte dieser Flächen müssen wiederum in Zusammenhang mit den Bilanzgrößen der N-Zufuhr, insbesondere der Mineralisation (und Nitrifikation) betrachtet werden.

### **Simulation der N-Mineralisation und weiterer Zufuhrgrößen**

Die Zufuhr an mineralischem Stickstoff über die **Mineralisation** übersteigt die N-Zufuhr durch Düngung und Deposition deutlich und stellt in Hinblick auf die mineralische N-Bilanz die Größe mit der höchsten quantitativen Bedeutung dar. Der relative Anteil der Mineralisation an der Gesamtbilanz liegt ungeachtet der spezifischen Standorteigenschaften bei  $> 80 \%$ . Die z. T. doch erhebliche Variation dieser Bilanzgröße ( $107$  bis  $279$ , ZAK\_03 bis  $370 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) ist größtenteils auf bodenkundliche Standorteigenschaften zurückzuführen und weniger auf eine zusätzliche organische Düngung. So sind die Bedingungen für die N-Mineralisierung den Modellergebnissen zufolge auf den Flächen ZAK\_01, ZAK\_03 oder ENZ\_02 mit  $> 250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  besonders günstig. In der Regel beträgt die N-Mineralisation  $0,2$  bis  $2 \%$  des organischen N im Boden und Werte von  $< 10$  bis  $220 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  sind nicht unüblich (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 2010; S. 408). Diese Spanne wird bei den Simulationsergebnissen in zehn von 34 Fällen überschritten. Untersuchungen zur N-Mineralisation können grundsätzlich hohe saisonale, aber auch jährliche Schwankungen aufweisen und sind neben Standorteigenschaften (Bodenart) auch von Wassergehalten und Bodentemperaturen abhängig sowie von Wechselwirkungen und Interaktionen mit der Pflanze (Kapitel 4). Die Dynamik und die räumliche Variabilität des N-Umsatzes spiegelt sich grundsätzlich auch in den Simulationsergebnissen wider. Die Fläche ZAK\_03 fällt jedoch durch eine deutlich höhere



Mineralisierung auf ( $279 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ), weshalb diese Simulation hinsichtlich ihrer Plausibilität in Frage zu stellen ist.

Mit einem tiefgründigen (100 cm Mächtigkeit), homogenen Bodenprofil, sowie einem durchgängig relativ hohen Ton- und Schluffanteil (Tu3), kaum Steinen und hohen Gehalten an organischer Substanz (11,3 % SOM) im Oberboden werden auf der Fläche ZAK\_03 mit Abstand die höchsten Mineralisationsleistungen erreicht. Durch die alleinige Betrachtung der Humusgehalte im Oberboden lässt sich der Unterschied in der Mineralisation nicht erklären, da eine Vielzahl der Flächen ähnlich hohe Gehalte an SOM oder  $N_{\text{org}}$  im Oberboden aufweisen (z. B. ZAK\_01, KUEN\_16, ZAK\_09). Auch die klimatischen Bedingungen scheinen hier nicht der ausschlaggebende Faktor zu sein, welche auf der Fläche ZAK\_03 mit 878 mm Jahresniederschlag und  $8,7 \text{ }^{\circ}\text{C}$  Jahresdurchschnittstemperatur (1996 bis 2012) ausgeglichen sind, sich aber nicht grundlegend von der Witterung der anderen Flächen unterscheiden. Möglicherweise führt die hohe im Profil gespeicherte Humusmenge auf der Fläche ZAK\_03 im Modell zu hohen Mineralisationsleistungen, obwohl ein großer Teil des Humus eng an die Tonminerale gebunden ist und sich allenfalls nur langsam umsetzt. Die Fläche OAK\_09 weist beispielsweise trotz der ähnlichen Gehalte an SOM,  $N_{\text{org}}$  etc. im Oberboden mit  $113 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  im Vergleich zu ZAK\_03 eine deutlich geringere Mineralisationsleistung auf. Der Boden auf der Fläche OAK\_09 ist insgesamt jedoch flachgründiger und in den tieferen Schichten durch höhere Gesteinsanteile (40 %), und deutlich niedrigere SOM- und  $N_{\text{org}}$ -Anteile gekennzeichnet (Vgl. Tabelle 5-4), was die Unterschiede in der Mineralisation erklärt. Offensichtlich findet auf den Flächen auch in tiefen Schichten bei hohem Anteil organischen Materials noch eine erhebliche Mineralisation statt. Die Parametrisierung und Kalibrierung des SOILN Modells wurde v. a. anhand der in 0 bis 0,3 m vorliegenden  $N_{\text{min}}$ -Daten vorgenommen. Die Mineralisation in den unteren Schichten ist daher mit entsprechenden Unsicherheiten behaftet.

Es ist diskussionswürdig, ob in Böden (v. a. in solchen mit hohen Tongehalten und / oder SOM-Gehalt in den tieferen Bodenschichten) tatsächlich der gesamte Pool an organischer Substanz der Mineralisierung unterliegt. In anderen Modellen, wie z. B. DAISY (HANSEN ET AL., 1990) oder ROTHC (JENKINSON & COLEMAN, 2008), ist zusätzlich zu den langsam und schnell umsetzbaren Pools ein inerter Pool für die organische Substanz implementiert. Eine Erweiterung des Humus-Pools in dem Modell SOILN um einen weiteren inerten SOM-Pool (bzw. einen weiteren Pool mit sehr langsamen Umsatzraten der Mineralisierung)

könnte auf Flächen mit hohem SOM-Anteil im Gesamtprofil, wie der Fläche ZAK\_03, zu plausibleren Ergebnissen führen.

Tabelle 5-4: Vergleich des Bodenprofils zweier FFH-Mähwiesen mit unterschiedlichem Mineralisationsverhalten in der Modellberechnung.

		Schicht- mächtigkeit (cm)	Stein- anteil (%)	Lagerungs- dichte (g cm <sup>-3</sup> )	SOM (%)	SOM (kg ha <sup>-1</sup> )	N <sub>org</sub> (%)
<b>OAK_09</b> (Mächtigkeit 65 cm) 		10	0	1,1	8,4	92400	0,35
		10	1	1,2	1,8	21600	0,18
		5	40	1,3	0,5	3250	0,08
		20	0	1,4	0,1	2800	0,04
		20	0	1,4	0,07	1960	0,004
<b>ZAK_03</b> (Mächtigkeit 100 cm) 		10	1	1,2	11,3	135600	0,35
		35	1	1,3	4,5	204750	0,21
		30	1	1,4	4,6	193200	0,21
		25	1	1,5	3,0	112500	0,17

Da im Modell die Verfügbarkeit von Stickstoff im Boden in Form von Ammonium und Nitrat als stellvertretend für die Nährstoffversorgung der Pflanzen angenommen wird (andere mineralische Nährstoffe werden nicht explizit simuliert), wirken sich neben der Düngung auch die Humus-Mineralisierungsraten direkt auf das Pflanzenwachstum und auf die Biomasseabfuhr und damit verknüpft auf den N-Entzug durch Mahd aus. Schwankungen in der Mineralisierung aus der organischen Substanz im Boden und der Bodenfeuchte können in einzelnen Jahren zu einem Anstieg oder einer Abnahme der N-Konzentration in der Bodenlösung führen, die den Effekt der zusätzlichen Düngung oder N-Deposition deutlich

übersteigt (beispielsweise sinkt die Mineralisierung von 203 kg N ha<sup>-1</sup> im Jahr 2002 auf 169 kg N ha<sup>-1</sup> im Jahr 2003). Der aus der organischen Substanz des Bodens mineralisierte N leistet daher einen beträchtlichen Beitrag zur Stickstoffernährung der Pflanzen auf den FFH-Mähwiesen.

Die jährliche Abnahme des N<sub>org</sub>-Pools des Bodens beträgt im Mittel weniger als 1 % auf den Flächen. Dies erklärt, dass die Bestände einige Jahre und auch mehrere Jahrzehnte lang ohne N-Düngung einen nennenswerten Ertrag liefern können. Langfristig erfolgt aber eine Aushagerung der Böden, die naturschutzfachlich auch erwünscht sein kann, und die Erträge gehen zurück. Ab einem gewissen Punkt der Aushagerung kommt es aber auch zu einer floristischen Verarmung der Fläche, da sich einige wenige Gräser mit geringen Ansprüchen an die Nährstoffversorgung durchsetzen (*Holcus lanatus*<sup>25</sup>-*Festuca rubra*<sup>26</sup>-Dominanzstadien). Dem kann nur mit einer moderaten N-Düngung entgegengewirkt werden (BRIEMLE, 2005, 2007). Sofern eine Düngung erfolgen soll, muss aber die Höhe der Mineralisationsleistung bei der Bemessung einer standortgerechten Düngung berücksichtigt werden (vgl. z. B. ELSÄBER & OSCHWALD, 1995).

In Hinblick auf die Ertragsbildung scheint die N-Zufuhr über **Düngung und Deposition** auf den simulierten Flächen dagegen eine untergeordnete Rolle zu spielen. Andere Einflussfaktoren wie Boden- und Witterungsverhältnisse beeinflussen die Erträge räumlich (Mineralisation) und zeitlich (Trockenjahre) stärker. So können vereinzelt auch ungedüngte Flächen bei günstigen Boden-Witterungsverhältnissen höhere Erträge erreichen als gedüngte Flächen: Die Fläche KUEN\_16 (Trophiestufe 2, ungedüngt) liegt mit 50 dt TM ha<sup>-1</sup> über dem Langzeitmittelwert der Erträge der gedüngten Flächen (Trophiestufe 3: 40 dt ha<sup>-1</sup>, vgl. Tabelle 5-2). Diese Fläche zeichnet sich durch hohe N<sub>org</sub>-Gehalte (0,35 %) und organische Substanz (8 %) im Oberboden aus, sowie hohe Schluffgehalte (40 %) und einen geringen Sandgehalt (4 %). Ungünstigere Standorteigenschaften, wie etwa die sandigen Böden der Flächen OAK\_02 oder OAK\_04 (40 % bzw. 50 % Sand) mit geringen Gehalten an N<sub>org</sub> (0,1 % bzw. 0,2 %) können trotz einer

---

<sup>25</sup> Wolliges Honiggras

<sup>26</sup> Rotschwingel

N-Düngung unter den mittleren Erträgen ungedüngter Flächen liegen: 23 dt TM ha<sup>-1</sup> bzw. 26 dt TM ha<sup>-1</sup> im Vergleich zu durchschnittlich 31 kg N ha<sup>-1</sup> (vgl. Tabelle 5-2).

Insgesamt zeigt der gewählte Modellansatz mit EXPERT-N überwiegend plausible Ergebnisse für die untersuchten FFH-Mähwiesen in Baden-Württemberg, was für den Großteil der Flächen eine weitere Interpretation der N-Bilanzgrößen und der Veränderung des N<sub>org</sub>-Pools im nächsten Schritt ermöglicht.

Mögliche Änderungen, die sich positiv auf die Simulationsergebnisse auswirken könnten, sind beispielsweise:

1. Die Einführung eines mehr oder minder inerten Pools an organischer Substanz, um für stark tonige Böden oder solche mit hohem Anteil organischer Substanz in den unteren Bodenschichten die Mineralisation nicht zu überschätzen (vgl. DAISY oder RothC Modell).
2. Eine pH-abhängige Darstellung der NH<sub>3</sub>-Volatilisation, welche zukünftig auch in Hinblick auf unterschiedliche organische Düngevarianten (beispielsweise Gülle oder Gärreste) differenziertere Aussagen zu NH<sub>3</sub>-Verlusten zulässt.

### **5.3.2 N-Salden und ihre Bedeutung für die Trendentwicklung von FFH-Mähwiesen**

Der Großteil der Flächen weist über den Simulationszeitraum für den N<sub>min</sub>-Gehalt des Bodens erwartungsgemäß ausgeglichene oder nur leicht positive bzw. negative Salden auf. In Einzelfällen führte die Simulation noch zu Fehlern in der internen N-Bilanz (siehe Abbildung 5-12, mit „\*“ markierte Flächen). Die Ursache für diese Bilanzfehler liegt vermutlich in der Kombination besonders flachgründiger Bodenprofile und starkem Wurzelwachstum in EXPERT-N. Da die in dem HPM simulierte Wurzeltiefe eine Funktion der Wurzelbiomasse und Profiltiefe ist, kann es bei flachen Bodenprofilen dazu kommen, dass die modellierte Durchwurzelungstiefe über die Profiltiefe hinausreicht. Durch die Abgabe von Wurzelexsudaten entstehen auch außerhalb des Bilanzierungsraums N-Substratflüsse. Diese führen folglich zu Bilanzfehlern, da sie nicht zur Vorratsänderung im Bilanzierungsraum (Profiltiefe) beitragen bzw. hier fehlen. Der auf diesen Flächen berechnete negative Saldo wurde um die Größenordnung des Bilanzfehlers korrigiert; die



betroffenen Flächen werden auf Grund der damit verbundenen Unsicherheiten nicht weiter diskutiert.

Die meisten Flachland-Mähwiesen weisen negative  $N_{\text{org}}$ -Salden auf, die langfristig zu einer Aushagerung der Böden führen.

Möglichkeiten, den N-Haushalt einer Fläche und die Höhe des internen Stoffumsatzes zu beeinflussen, bieten sich nur über Reglementierungen der Düngung, da sich die N-Deposition nur begrenzt steuern lässt. Aus den Modellergebnissen lässt sich schließen, dass zumindest kurz- und mittelfristig die Bedeutung der N-Deposition und Düngung, insbesondere in Hinblick auf den Ertrag, weniger bedeutend ist als der bodeninterne N-Umsatz. Es handelt sich bei den FFH-Mähwiesen in Baden-Württemberg um noch vergleichsweise produktive Grünland-Standorte mit hohem N-Umsatz, auf denen eine geringfügige Düngung keine großen Effekte in Hinblick auf die Produktivität oder den N-Haushalt im Boden über den betrachteten Zeitraum hat. Der N-Zufluss aus der organischen Substanz durch Mineralisierung übertrifft die Deposition und Düngung in der Regel um einen Faktor von sechs bis 16 (Trophiestufe 2) bzw. bis zu 23 (Trophiestufe 3). Die in dieser Arbeit betrachteten FFH-Mähwiesenstandorte stellen keine Extremstandorte dar, wie sie möglicherweise bei Kalk-Magerrasen oder Borstgrasrasen vorzufinden sind. Der N-Umsatz in solchen Böden dürfte sich stark von den hier untersuchten Flächen unterscheiden.

Die beschriebenen N-Salden sind mit Blick auf die Trendentwicklung von FFH-Mähwiesen in zweierlei Weise bedeutsam:

- Höhe des internen N-Umsatzes,
- Veränderung des  $N_{\text{org}}$ -Pools.

Im Zollernalbkreis (ZAK) treten vermehrt Flächen mit **hohen internen N-Umsätzen** auf (ZAK\_03, ZAK\_05, ZAK\_08, ZAK\_01), die in Hinblick auf ihren Erhaltungsgrad auch als ungünstig eingestuft wurden (C-Flächen). Die Flächen sind durch vergleichsweise hohe N-Entzüge und Erträge gekennzeichnet und zählen zu den wüchsigeren Standorten der hier untersuchten FFH-Mähwiesen. Eine geringere Verfügbarkeit von mineralischem Stickstoff im Boden bzw. eine Abnahme des rasch mineralisierbaren  $N_{\text{org}}$ -Pools durch allmähliche Aushagerung (z. B. vollständiger Verzicht auf eine N-Düngung) könnte hier langfristig zu einer Verbesserung des Erhaltungsgrades der Flächen beitragen.

Der **N<sub>org</sub>-Saldo** einer Fläche (siehe auch Anhang 10 und Tabelle 5-3) zeigt grundsätzlich, wie sich der Gehalt an organischem Stickstoff im Bodenprofil über den betrachteten Zeitraum verändert. Auf Flächen mit einem positiven N<sub>org</sub>-Saldo ist die mittel- oder langfristige Eutrophierung eine Gefährdung, da sie zu einer Verschlechterung des Erhaltungsgrades durch Artverschiebungen hin zu einer Dominanz von nitrophilen Arten führen kann. Eine solche Eutrophierung ist bei einer N-Zufuhr zu erwarten, die deutlich über dem N-Entzug über die Biomasse liegt. Negative Salden können dahingehend interpretiert werden, dass die Flächen tendenziell aushagern. Je nach aktuellem Erhaltungsgrad kann dies ein gewünschter Effekt (beispielsweise Aushagerung einer C-Fläche zu einer B-Fläche) oder aber ein Risiko (Verarmung > Flächenaufgabe > Verlust des LRT) darstellen. Der N<sub>org</sub>-Saldo muss daher vor dem Hintergrund des jeweiligen Erhaltungsgrads betrachtet werden.

Auf den meisten Flächen ist ein leichter Abbau im N<sub>org</sub>-Pool zu verzeichnen, wobei sich die Flächen z. T. unterscheiden. Die Höhe des N<sub>org</sub>-Saldos hängt im Gleichgewichtszustand (nur geringfügiger Abbau oder Aufbau) in erster Linie von den Erträgen ab, die stark über die Niederschlagsverhältnisse gesteuert werden. Der N-Eintrag durch Düngung und Deposition mag langfristig noch unter dem Entzug liegen, er kann kurzfristig aber auch zu einer Störung des Gleichgewichts führen. Die o. g. Flächen mit dem höchsten N-Umsatz (ZAK) werden alle gedüngt (Flächen der Trophiestufe 3). Ein zusätzlicher N-Eintrag oberhalb der N-Abfuhr über die Biomasse ist kurzfristig immer ein treibender Faktor für den N-Umsatz im Boden. Bei bereits hohem Umsatzniveau steigen die N-Umsätze weiter an und damit steigt auch die N-Konzentration im Sickerwasser und die Gefahr von Nährstoffungleichgewichten. Dies kann zur Ausbreitung von Nährstoffzeigern und der Verdrängung von Magerkeitszeigern führen.

Langfristig ist entscheidend, ob die Zufuhr über der Abfuhr liegt und die organischen N-Pools (Streu, organischer Dünger, Humus), die potentiell mineralisiert werden können, damit erhöht werden. Mit Blick auf das Verschlechterungsverbot von FFH-Mähwiesen sollte langfristig ein Ausgleich zwischen Zufuhr und Abfuhr angestrebt werden, der nur durch eine moderate Düngung erreicht werden kann. Hierbei sind die N-Einträge über nasse und trockene Deposition zu berücksichtigen. Dies gilt allerdings nur, sofern der interne N-Umsatz sich auf niedrigem Niveau befindet und das Risiko von Nährstoffungleichgewichten gering ist. Bei hohen bodeninternen N-Umsätzen muss also

---

eine längere Aushagerungsphase vorgeschaltet werden. Eine dauerhafte Null-Düngung kann dann allerdings auch zu einer zu starken Aushagerung und damit zu einer Verschlechterung des Erhaltungsgrades führen.

Die oben angeführten Ergebnisse der Modellierungen haben gezeigt, dass sich ein Großteil der untersuchten Flächen noch in der Phase hoher interner N-Umsätze befinden und nur eine geringe Abnahme des organischen N-Pools stattfindet. Eine Null-Düngung ist daher auf diesen Flächen angemessen. In weiteren Untersuchungen wäre näher zu betrachten, ab wann eine kompensatorische N-Düngung auch aus naturschutzfachlicher Sicht wieder anzustreben wäre.

In der Studie wurde der Fokus auf den Stickstoffkreislauf gelegt. Schlussendlich ist dieser jedoch immer in Zusammenhang mit anderen Nährstoffkreisläufen zu interpretieren. So kann, je nach Anteil in der Pflanzengesellschaft, etwa die N-Fixierung durch Leguminosen einen beträchtlichen Beitrag zur N-Versorgung des Standorts beitragen. Voraussetzung für das Vorkommen von Leguminosen sind jedoch günstige Standortbedingungen wie etwa eine gute K- und P-Versorgung der Böden.

## Kapitel 6

# Synthese

---

Der gute Erhaltungsgrad der arten- und blütenreichen FFH-Mähwiesen in Süddeutschland ist zunehmend gefährdet. Die Ursachen für die Verschlechterung der Habitatqualität sind, wie in der Einleitung dargelegt, vielfältig. Einen wesentlichen Einflussfaktor können reaktive Stickstoffverbindungen darstellen, die zur Verschiebung des Artenspektrums und Schädigung der Funktionalität des Lebensraums führen können. Die vorliegende Arbeit befasst sich mit dem aktuellen Zustand und dem Stickstoffhaushalt der in Baden-Württemberg weit verbreiteten mageren Flachland-Mähwiesen. Anhand von bereits vorhandenen Datensätzen und neu erhobenen Daten wurden die Dynamik der Stoffumsetzung und deren Einflussfaktoren in diesem Lebensraumtyp analysiert und dadurch das Prozessverständnis vertieft. Darauf aufbauend wurde ein N-Umsatz-Modell für magere Flachland-Mähwiesen in Baden-Württemberg erstellt, mit dessen Hilfe die zeitliche und räumliche Dynamik der am N-Umsatz beteiligten Prozesse über längere Zeiträume und in Abhängigkeit verschiedener Randbedingungen (Klima, Standorteigenschaften, Bewirtschaftung) analysiert wurde und auch zukünftig weiter analysiert werden kann.

### 6.1 Überblick der zentralen Erkenntnisse

#### **Abnahme N-empfindlicher Pflanzenarten in Regionen mit hohen atmosphärischen NH<sub>3</sub>-Konzentrationen**

Im ersten Teil der interdisziplinären Betrachtung liegt der Fokus auf der Artenzusammensetzung der FFH-Mähwiesen in Baden-Württemberg und auf möglichen Beeinträchtigungen der Flora durch N-Einträge über den luftbürtigen Pfad. Es werden mögliche Zusammenhänge zwischen der atmosphärischen NH<sub>3</sub>-Konzentration und

ökologischen Artengruppen untersucht und Standortfaktoren identifiziert, die einen Einfluss auf die Artengruppen bzw. den Erhaltungsgrad des LRT 6510 haben.

Anhand der Ergebnisse lässt sich ein statistisch signifikanter Einfluss der atmosphärischen  $\text{NH}_3$ -Konzentration auf die Anzahl an Magerkeits- und N-Zeigern nachweisen. Es handelt sich dabei um eine Abnahme der Magerkeitszeiger und Zunahme der N-Zeiger mit zunehmender atmosphärischer  $\text{NH}_3$ -Konzentration. Weiterhin bestätigen die Ergebnisse die zu erwartenden Unterschiede zwischen den verschiedenen Erhaltungsgraden der mageren Flachland-Mähwiesen hinsichtlich der Anzahl wertgebender (Magerkeitszeiger) und wertmindernder Artengruppen (N-Zeiger). Eine Schwierigkeit bei der Interpretation der Ergebnisse besteht in der ungleichen Verteilung der derzeit verfügbaren Vegetationsaufnahmen, denn nur wenige Flächen liegen in Gebieten mit höherer atmosphärischer  $\text{NH}_3$ -Konzentration ( $> 6 \mu\text{g m}^{-3}$ ) – vor allem im Südosten Baden-Württembergs. Ob daher ein Wirkungszusammenhang mit der atmosphärischen  $\text{NH}_3$ -Konzentration besteht oder ob vielmehr agrarstrukturelle Unterschiede – etwa eine intensivere Bewirtschaftung in den siedlungsnahen Gebieten mit hohen atmosphärischen  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen (Oberschwaben, Gäulandschaften) oder eine extensivere Bewirtschaftung im Schwarzwald – eine entscheidende Variable darstellen, kann zum jetzigen Zeitpunkt nicht abschließend bewertet werden.

In Hinblick auf die zweite Fragestellung nach weiteren Standortfaktoren mit maßgeblichem Einfluss auf empfindliche Artengruppen stellte sich heraus, dass die betrachteten abiotischen Faktoren keinen ausreichenden Erklärungswert für eine sichere Prognose der tatsächlichen Zahl der Magerkeits- oder Stickstoffzeiger liefern. Das liegt möglicherweise an der fehlenden Verfügbarkeit von Bewirtschaftungsdaten zu den Flächen. Die Resultate verdeutlichen aber auch, dass sich die berücksichtigten Standortfaktoren in ihrem Erklärungswert für die Prognose des Auftretens von Magerkeits- und N-Zeigern unterscheiden und die atmosphärische  $\text{NH}_3$ -Konzentration, die Inklination und die Höhenlage den höchsten Informationswert liefern.

### **Stickstoffdynamik in Böden unter FFH-Mähwiesen: Hohe zeitliche Auflösung zeigt Details der Variabilität**

Die zweite Studie legt den Schwerpunkt auf die bodenbürtigen N-Umsatzprozesse unter FFH-Mähwiesen. An vier Standorten mit unterschiedlichem Erhaltungsgrad (A, C) und

unterschiedlichen Bodeneigenschaften (kalkhaltiges und entkalktes Ausgangssubstrat) wurden die Bruttonraten der N-Mineralisation und Nitrifikation im Boden über zwei Vegetationsperioden hinweg mittels der  $^{15}\text{N}$ -Isotopenverdünnungsmethode untersucht. Darüber hinaus wurden Nettoraten der N-Mineralisation sowie Bodentemperatur und -feuchte bestimmt. Neben der Quantifizierung der N-Umsatzraten wurden die zeitliche Variabilität sowie die Unterschiede zwischen den Flächen untersucht.

Aus den Daten für die Bruttonraten geht hervor, dass die kalkreichen Böden eine höhere Nitrifikation aufweisen ( $3,4$  bis  $4,2 \mu\text{g NO}_3\text{-N g}^{-1} \text{d}^{-1}$ ) im Vergleich zur N-Mineralisation ( $1,0$  bis  $1,4 \mu\text{g NH}_4\text{-N g}^{-1} \text{d}^{-1}$ ). In den entkalkten Böden war die Nitrifikation vermutlich auf Grund des niedrigen pH-Wertes gehemmt und die Mineralisation der dominierende Prozess ( $0,7$  bis  $1,1 \mu\text{g NO}_3\text{-N g}^{-1} \text{d}^{-1}$  vs.  $1,9$  bis  $2,8 \mu\text{g NH}_4\text{-N g}^{-1} \text{d}^{-1}$ ). Sowohl die Mineralisation als auch die Nitrifikation waren an allen Standorten durch eine hohe zeitliche Variabilität (v. a. für Ammonium) und kurze Verweilzeiten des Stickstoffs in den entsprechenden Pools gekennzeichnet ( $< 2$  Tage). Das verdeutlicht, dass während der Vegetationsperiode eine zeitliche Auflösung von zwei Wochen oder höher nötig ist, um die Variabilität der N-Mineralisationsmuster unter FFH-Mähwiesen zu erfassen. Die Bestimmung der Netto N-Umsatzraten zeigte nahezu keine Variabilität und eignet sich nicht dafür, Rückschlüsse auf die tatsächlichen Brutto-Umsatzraten im Boden zu ziehen.

Während der Vegetationsperiode zeigen die Daten keinen eindeutigen Zusammenhang zwischen Bodentemperatur und Brutto-N-Umsatzraten. Der Untersuchungsansatz dieser Studie berücksichtigt bei den N-Umsatzraten im Boden vor allem die Prozesse in der Vegetationsperiode und nicht so sehr die Wintermonate. Damit sind Daten zu auftretenden Frost-Tau-Perioden nicht ermittelt worden, wenngleich in der Literatur in mehreren Studien auch auf die Bedeutung dieser Zeitintervalle hingewiesen wird. Es wurde in der vorliegenden Arbeit jedoch davon ausgegangen, dass die Bruttonraten während des Winterhalbjahres tendenziell gering sind oder zumindest für die sich etablierende Vegetation keine hohe Bedeutung haben. Für die Ableitung von Mineralisationsmustern in extensivem Grünland könnten ereignisbezogene Beprobungen außerhalb der Vegetationsperiode (z. B. Frost-Tau-Zyklen im Winterhalbjahr) daher hilfreich sein. Neben der Erfassung der Bodentemperatur und -feuchte sollte idealerweise auch die Erfassung der mikrobiellen Biomasse sowie der gelösten organischen Substanz und der N-Entzug durch die Pflanze zeitlich hoch aufgelöst erfolgen.

Die *in situ* Messungen an ungestörten Bodenproben sind neben der zeitlichen auch durch räumliche Heterogenität beeinflusst. Die Ableitung einer Ratenkonstante für den Brutto-N-Umsatz einer Fläche ist stets vor dem Hintergrund der hohen zeitlichen und räumlichen Variation zu bewerten. Ein Zusammenhang zwischen unterschiedlichen Erhaltungszuständen und der Höhe der mittleren Brutto-N-Mineralisation ist in der Tendenz erkennbar (höhere Brutto-Mineralisation auf C-Flächen im Vergleich zu A-Flächen bei gleichem Ausgangssubstrat), konnte mit dem vorhandenen Datensatz aber nicht statistisch abgesichert werden. Für die Bewertung eines möglichen Zusammenhangs muss eine höhere Flächenanzahl untersucht werden.

Insgesamt ist die wechselseitige Abhängigkeit verschiedener direkter und indirekter Faktoren (Bodenwassergehalt, -temperatur, Substratverfügbarkeit, pH-Wert) auf die Zusammensetzung der mikrobiellen Biomasse bzw. die mikrobielle Aktivität mitentscheidend für die Variabilität der Bruttoreaten. Sobald ein Faktor limitierend wirkt, ändert sich vermutlich auch die Wirkung anderer Einflussfaktoren auf die mikrobielle Zusammensetzung. Die unter kontrollierten Bedingungen bereits schwer zu beschreibenden, vielschichtigen Zusammenhänge sind in Feldstudien aufgrund der Komplexität und der langen Betrachtungszeiträume häufig nicht bzw. nur annähernd reproduzierbar.

### **Modellgestützte Analyse der N-Dynamik und des N-Umsatzes: Mineralisierung als Schlüsselprozess**

Für ein besseres Verständnis der Zusammenhänge zwischen den bodenbürtigen Prozessen, den atmosphärischen N-Einträgen, variierenden Randbedingungen (Witterung, Standorteigenschaften, Bewirtschaftung), dem Pflanzenwachstum und dem Erhaltungsgrad von FFH-Mähwiesen wurde ein N-Umsatz-Modell für magere Flachland-Mähwiesen aufgesetzt. Die zeitliche und räumliche Dynamik der am N-Umsatz beteiligten Prozesse wurde über längere Zeiträume und in Abhängigkeit der Randbedingungen Klima, Standorteigenschaften und Bewirtschaftung analysiert.

Die Kalibrierung von dynamischen N-Umsatzmodellen im Boden ist maßgeblich von den Ratenkonstanten der N-Mineralisierung im Humuspool abhängig. Empirische Daten zu diesem Parameter liegen nur selten vor. In dieser Studie konnten Bruttoreaten aus den *in situ* Versuchen der vorhergehenden Studie zur Festlegung der Ratenkonstanten

herangezogen werden. Mittels zusätzlicher  $N_{\min}$ -Messungen und Daten zum Ertrag und N-Entzug über die Biomasse konnte eine, auch bei multi-kriterieller Betrachtung (simultane Abbildung des Boden-N-Haushalts, Pflanzenwachstums, N-Entzugs, Bodenfeuchtedynamik), akzeptable Kalibrierung erreicht werden.

Nach Anpassung ausgewählter Modellparameter an die speziellen Bedingungen des LRT 6510, wurden für 34 Flächen dieses LRT mehrjährige Simulationen durchgeführt (17 Jahre), um die Variabilität der N-Flüsse über verschiedene Standorteigenschaften und verschiedene Witterungsbedingungen zu analysieren. Die Simulationsergebnisse zeigen eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität für die meisten Größen des N-Kreislaufs. Die Mineralisation von organischem Stickstoff im Boden hat einen entscheidenden Einfluss auf den Anteil an pflanzenverfügbarem Stickstoff und damit auch unmittelbare Auswirkungen auf den Ertrag und N-Entzug. Die deutliche Variabilität der Ergebnisse berücksichtigt einerseits die standörtlichen und interannuellen Gegebenheiten, führt auf der anderen Seite aber auch zu Unsicherheiten bei der Interpretation der Ergebnisse. Eine Erweiterung des Datensatzes (Verteilung der Flächen, Bodeneigenschaften) wäre erforderlich, um die Ergebnisse zu konsolidieren. Eine Verbesserung der Simulationsergebnisse könnte auch durch die Einführung eines weitgehend inerten  $N_{\text{org}}$ -Pools erreicht werden, um für stark tonige Böden oder solche mit hohem Anteil organischer Substanz die Mineralisation nicht zu überschätzen.

### **Auswirkungen externer N-Einträge und Entwicklung der FFH-Mähwiesen**

Externe N-Einträge, etwa eine moderate organische Düngung oder atmosphärische N-Depositionen (vgl. auch Kapitel 3), waren weniger ausschlaggebend für den Ertrag. Ein zusätzlicher N-Eintrag ist kurzfristig aber immer ein treibender Faktor für den N-Umsatz im Boden. Bei bereits hohem Umsatzniveau steigen die N-Umsätze weiter an und damit steigt auch die Gefahr von Nährstoffungleichgewichten. Dies kann im Falle des LRT 6510 zur Ausbreitung von Nährstoffzeigern und der Verdrängung von Magerkeitszeigern führen.

Langfristig ist entscheidend, ob die N-Zufuhr über der Abfuhr liegt und die mineralisierbaren organischen N-Pools damit erhöht werden. Mit Blick auf das Verschlechterungsverbot von FFH-Mähwiesen sollte langfristig ein Ausgleich zwischen Zufuhr und Abfuhr angestrebt werden. Sofern sich der interne N-Umsatz auf niedrigem Niveau befindet und das Risiko von Nährstoffungleichgewichten gering ist, kann dieser



Zustand durch eine moderate Düngung erreicht werden, bei der auch die N-Einträge über nasse und trockene Deposition zu berücksichtigen sind. Bei hohen bodeninternen N-Umsätzen, wie es auf einem Großteil der simulierten Flächen der Fall war, sollte eine längere Aushagerungsphase vorgeschaltet werden. Eine dauerhafte Null-Düngung kann allerdings auch zu einer zu starken Aushagerung und damit zu einer Verschlechterung des Erhaltungsgrades führen.

Insgesamt bleibt festzuhalten, dass die drei unterschiedlichen wissenschaftlichen Untersuchungsansätze jeweils ihren eigenen Beitrag zum Verständnis der Entwicklung von FFH-Mähwiesen leisten. Das nötige Prozessverständnis folgt aber durch die Gesamtschau der Wirkungen und Auswirkungen von reaktivem Stickstoff auf die Fauna und Flora und die Funktionalität eines Lebensraumtyps.

## 6.2 Schlussfolgerung

Aus dieser Arbeit kann das Fazit gezogen werden, dass interdisziplinäre Ansätze notwendig sind, um die komplexen Funktionen und Prozesse von naturnahen Grünland-Ökosystemen zu untersuchen. Die Forschung sollte sowohl die externen Einträge und Quellen von Stickstoff als auch die fundamentalen physikalischen und chemischen Umsetzungsprozesse im Boden selbst und die wechselseitige Beziehung mit den Pflanzengesellschaften umfassen. Die Ergebnisse dieser Dissertation zeigen, dass (i) die atmosphärische Immission von Stickstoff, insbesondere in Form von Ammoniak, Auswirkungen auf Artenzusammensetzungen hat; dass (ii) die bodenbürtigen N-Umsetzungsprozesse einer hohen Dynamik unterliegen und die N-Mineralisation einen Schlüsselprozess in diesen Ökosystemen darstellt; und dass, (iii) Flächen mit hohen N-Umsätzen am stärksten durch eine zusätzliche N-Düngung oder N-Deposition gefährdet sind bzw. dass dadurch Nährstoffungleichgewichte entstehen.

Für weitergehende Untersuchungen des N-Haushalts unter Flachland-Mähwiesen in Zusammenhang mit dem Erhaltungsgrad lassen sich darüber hinaus folgende Schlüsse ziehen: Die Bestimmung der Bruttoreaten des N-Umsatzes im Vergleich zu Nettoreaten ist auf Grund der erzielten Versuchsergebnisse notwendig für das Prozessverständnis. Eine hohe zeitliche Auflösung dieser Messungen in der Vegetationsperiode (und möglicherweise auch im Winterhalbjahr) ist zur Erfassung der Variabilität und einer standortspezifischen

Abschätzung der mittleren N-Umsatzraten notwendig. Eine höhere Anzahl an Untersuchungsflächen mit unterschiedlichem Erhaltungsgrad kann die Ergebnisse statistisch absichern.

---

# Literaturverzeichnis

---

- Accoe, F., Boeckx, P., Busschaert, J., Hofman, G., Van Cleemput, O., 2004. Gross N transformation rates and net N mineralisation rates related to the C and N contents of soil organic matter fractions in grassland soils of different age. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 2075–2087. doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.06.006
- Aerts, R., Bakker, C., De Caluwe, H., 1992. Root turnover as determinant of the cycling of C, N, and P in a dry heath land ecosystem. *Biogeochemistry* 15, 175–190. doi.org/10.1007/BF00002935
- ARGE StickstoffBW, 2016. Beurteilung der Stickstoffdeposition in Baden-Württemberg – Kurzmitteilung 1/2016 für eine zwischen Bund und Ländern abgestimmte Stickstoffstrategie. Fachdokumentendienst Umweltbeobachtung, ID U10-S7-J16, Karlsruhe, 8 S. URL: [https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/35952-Beurteilung\\_der\\_\\_Stickstoffdeposition\\_in\\_\\_Baden-W%C3%BCrttemberg\\_-\\_Kurzmitteilung\\_1\\_2016\\_f%C3%BCr\\_eine\\_zwische.pdf](https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/35952-Beurteilung_der__Stickstoffdeposition_in__Baden-W%C3%BCrttemberg_-_Kurzmitteilung_1_2016_f%C3%BCr_eine_zwische.pdf) (aufgerufen am 23.07.2020).
- ARGE StickstoffBW, 2019. Ermittlung der Critical Levels und Critical Loads für Stickstoff - Methodik für die Neufassung der Belastungsgrenzen für in Deutschland vorkommende Vegetationseinheiten (CL Bericht 2019). ID Umweltbeobachtung U26-S7-N19. Karlsruhe.
- BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe), 2005. *Bodenkundliche Kartieranleitung - 5. Auflage*. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.
- Bååth, E., Arnebrant, K., 1994. Growth rate and response of bacterial communities to pH in limed and ash treated forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* 26, 995–1001. doi.org/10.1016/0038-0717(94)90114-7
- Barraclough, D., Puri, G., 1995. The use of <sup>15</sup>N pool dilution and enrichment to separate the heterotrophic and autotrophic pathways of nitrification. *Soil Biology and Biochemistry* 27, 17–22. doi.org/10.1016/0038-0717(94)00141-M
- Beinlich, B., Klein, W., 1995. Kalkmagerrasen und mageres Grünland: bedrohte Biotoptypen der Schwäbischen Alb. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg, 83, 283–310.
- Bengtsson, J., Bullock, J.M., Egoh, B., Everson, C., Everson, T., O'Connor, T., O'Farrell, P.J., Smith, H.G., Lindborg, R., 2019. Grasslands—more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere* 10. doi.org/10.1002/ecs2.2582

- Binkley, D., Stottlemeyer, R., Suarez, F., Cortina, J., 1994. Soil nitrogen availability in some arctic ecosystems in northwest Alaska: responses to temperature and moisture. *Ecoscience* 1, 64–70. doi.org/10.1080/11956860.1994.11682229
- Björnsne, A.K., 2018. The nitrogen cycle in soil - Climate impact and methodological challenges in natural ecosystems (Doctoral dissertation). University of Gothenburg, Gothenburg.
- BMVBS (Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung), 2013. Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope (FE 84.0102/2009). Forschung, Straßenbau und Verkehrstechnik 1099, Bonn, 362 S.
- Bobbink R., Hicks K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J-W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L., De Vries, W., 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20(1), 30–59. doi.org/10.1890/08-1140.1
- Bobbink, R., Hornung, M., Roelofs, J.G., 1998. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86, 717–738. doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.8650717.x
- Booth, M.S., Stark, J.M., Rastetter, E., 2005. Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: A synthetic analysis of literature data. *Ecological Monographs* 75, 139–157. doi.org/10.1890/04-0988
- Borken, W., Matzner, E., 2009. Reappraisal of drying and wetting effects on C and N mineralization and fluxes in soils. *Global Change Biology* 15(4), 808– 824. doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01681.x
- Bosshard, A., 2016. Das Naturwiesland der Schweiz und Mitteleuropas: mit besonderer Berücksichtigung der Fromentalwiesen und des standortgemässen Futterbaus. Bristol-Schriftenreihe 50. Haupt, Bern.
- Braun, J., 2016. Getting to the bottom of 15N isotope pool dilution technique - Revisiting gross N mineralization (Master thesis). Universität Wien, Wien. doi.org/10.25365/thesis.41693
- Braun, J., Mooshammer, M., Wanek, W., Prommer, J., Walker, T.W.N., Rütting, T., Richter, A., 2018. Full 15N tracer accounting to revisit major assumptions of 15N isotope pool dilution approaches for gross nitrogen mineralization. *Soil Biology and Biochemistry* 117, 16–26. doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.11.005
- Breunig T., Remke P., Wiest K., 2016. Vegetationskundliche Schnellaufnahmen zur Dokumentation des Erhaltungszustands von Mähwiesen in Baden-Württemberg – erste Auswertungen. *Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg* 78, 45-75. Karlsruhe.
- Briemle G., 2006. Höchste Artenvielfalt in Magerwiesen durch leichte Düngung. Auszug aus dem 35-seitigen Versuchsbericht – Teil 1. *Landinfo* 1, 19–25.

- Briemle, G., 2007. Empfehlungen zu Erhalt und Management von Extensiv- und Biotopgrünland. Landinfo 2, 16–22.
- Brinkmann S., Hauffe H.K., Linnemann K., 2018. Datengrundlagen. In: Hauffe H.-K., Reidl K. et al. Critical Levels und Critical Loads Baden-Württemberg 2020. Projektbericht der AG2 Critical Loads. ARGE StickstoffBW. Stand 02/2018. Unveröff.
- Brooks, P.D., Stark, J.M., McInteer, B.B., Preston, T., 1989. Diffusion method to prepare soil extracts for automated nitrogen-15 analysis. Soil Science Society of America Journal 53, 1007–1711. doi.org/10.2136/sssaj1989.03615995005300060016x
- Čámská, K., Skálová, H., 2012. Effect of low-dose N application and early mowing on plant species composition of mesophilous meadow grassland (Arrhenatherion) in Central Europe. Grass and Forage Science 67, 403–410. doi.org/10.1111/j.1365-2494.2012.00858.x
- Cape J.N., van der Eerden, L.J., Sheppard, L.J., Leith, I.D., Sutton, M.A., 2009. Evidence for changing the critical level for ammonia. Environmental Pollution 157(3), 1033–1037. doi.org/10.1016/j.envpol.2008.09.049
- Carnell, R., 2021. lhs Version 1.1.3. R-package. URL: <https://github.com/bertcarnell/lhs> (aufgerufen am 13.03.2022).
- CBD (Convention on Biological Diversity), 1992. Convention on biological diversity. United Nations, Rio de Janeiro, 28 S. URL: <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf> (aufgerufen am 18.06.2020).
- Cheng, Y., Cai, Z.C., Zhang, J.B., Lang, M., Mary, B., Chang, S.X., 2012. Soil moisture effects on gross nitrification differ between adjacent grassland and forested soils in central Alberta, Canada. Plant and Soil 352, 289–301. doi: 10.1007/s11104-011-0997-2
- Cheng, Y., Wang, J., Mary, B., Zhang, J-b., Cai, Z-c., Chang, S. X., 2013. Soil pH has contrasting effects on gross and net nitrogen mineralizations in adjacent forest and grassland soils in central Alberta, Canada. Soil Biology and Biochemistry 57, 848–857. doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.08.021
- Cheng, Y., Wang, J., Wang, S-Q., Zhang, J-b., Cai, Z-c., 2014. Effects of soil moisture on gross N transformations and N<sub>2</sub>O emission in acid subtropical forest soils. Biology and Fertility of Soils, 50(7), 1099–1108. doi.org/10.1007/s00374-014-0930-y
- Cone, J.W., Van Gelder, A.H., Soliman, I.A., De Visser, H., Van Vuuren, A.M., 1999. Different Techniques to Study Rumens Fermentation Characteristics of Maturing Grass and Grass Silage. Journal of Dairy Science 82, 957–966. doi:10.3168/jds.S0022-0302(99)75315-4
- Čop, J., Eler, K., 2019. Effect of fertiliser application and cutting regime on temporal differentiation of mesic semi-natural grassland vegetation. Italian Journal of Agronomy 14, 153–161. doi.org/10.4081/ija.2019.1405
- Corre, M.D., Schnabel, R.R., Stout, W.L., 2002. Spatial and seasonal variation of gross nitrogen transformations and microbial biomass in a Northeastern US grassland.

- Soil Biology and Biochemistry 34, 445–457. doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00198-5
- Czeratzki, W., 1973. Die Stickstoffauswaschung in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion. *Landbauforschung Völkenrode* 23, 1-18.
- Dalias, P., Anderson, J.M., Bottner, P., Couteaux, M.M., 2002. Temperature responses of net nitrogen mineralization and nitrification in conifer forest soils incubated under standard laboratory conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 34(5), 691-701. doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00234-6
- Davidson, E.A., Stark, J.M., Firestone, M.K., 1990. Microbial production and consumption of nitrate in an annual grassland. *Ecology* 71, 1968–1975. doi.org/10.2307/1937605
- Davidson, E.A., Hart, S.C., Shanks, C.A., Firestone, M.K., 1991. Measuring gross nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification by N-15 isotopic pool dilution in intact soil cores. *Journal of Soil Science* 42, 335–349. doi:10.1111/j.1365-2389.1991.tb00413.x
- Davidson, E.A., Hart, S.C., Firestone, M.K., 1992. Internal Cycling of Nitrate in Soils of a Mature Coniferous Forest. *Ecology* 73, 1148–1156.
- De Boer, W., Kowalchuk, G.A., 2001. Nitrification in acid soils: Micro-organisms and mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 853–866. doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00247-9
- Dentler, J., Kiefer, L., Bahrs, E., Elsässer, M., 2019. Standortbedingte Variation von Grünlandwachstum, Erträgen und Qualitäten in benachteiligten Regionen Baden-Württembergs – Perspektiven der Grünlandnutzung. *Jahrestagung Der Arbeitsgemeinschaft Grünland Und Futterbau, Aulendorf*, 73–76. URL: [https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/ipz/dateien/aggf\\_2019\\_dentler\\_et\\_al.pdf](https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/ipz/dateien/aggf_2019_dentler_et_al.pdf) (aufgerufen am 17.08.2021).
- Di, H.J., Cameron, K.C., McLaren, R.G., 2000. Isotopic dilution methods to determine the gross transformation rates of nitrogen, phosphorus, and sulfur in soil: A review of the theory, methodologies, and limitations. *Australian Journal of Soil Research* 38, 213–230. doi.org/10.1071/SR99005
- Diepolder, M., Raschbacher, S., 2008. Nitratkonzentration im Sickerwasser unter Dauergrünland bei Schnitt- bzw. extensiver Weidenutzung SuB. Heft 12/08. URL: [https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/nitratkonzentration\\_sickerwasser\\_gruenland.pdf](https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/nitratkonzentration_sickerwasser_gruenland.pdf)
- Diepolder, M., Raschbacher, S., 2011. Erträge, Futterqualität und Nährstoffgehalte des Sickerwassers bei unterschiedlicher Grünlanddüngung Versuchsergebnisse. SuB Heft 3-4/11. URL: [https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/sickerwasser\\_gruenlandduengung.pdf](https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/sickerwasser_gruenlandduengung.pdf) (aufgerufen am 12.03.2020).

- DWD (Deutscher Wetterdienst), 2019a. CDC (Climate Data Center). Langjährige Klimadaten für Deutschland (Bezugszeitraum 1981 – 2010). URL: [ftp://opendata.dwd.de/climate\\_environment/CDC/](ftp://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/) (aufgerufen am 15.10.2019).
- DWD (Deutscher Wetterdienst), 2019b. CDC (Climate Data Center), REGNIE Datensatz, TRY Datensatz (Zeitraum 1995-2012). URL: [ftp://opendata.dwd.de/climate\\_environment/CDC/](ftp://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/) (aufgerufen am 17.12. 2020).
- Ellenberg H., 1988. Floristic changes due to nitrogen deposition in Central Europe. In: Nilsson J., Grennfelt P. (Hrsg.): Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. Report from a Workshop in Skokloster, 19–24.3.1988. Miljörapport. Kopenhagen, 375–383.
- Ellenberg, H., Leuschner, C., 2010. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, 6. ed, Ulmer, Stuttgart.
- Ellwanger, G., Raths, U., Benz, A., Runge, S., Ackermann, W. & Sachteleben, J., 2020. Der nationale Bericht 2019 zur FFH-Richtlinie. Ergebnisse und Bewertung der Erhaltungszustände. Teil 2 – Die Arten der Anhänge II, IV und V. BfN-Skripten 584, 419 S.
- Elrys, A.S., Ali, A., Zhang, H., Cheng, Y., Zhang, J., Cai, Z.C., Müller, C., Chang, S.X., 2021. Patterns and drivers of global gross nitrogen mineralization in soils. *Global Change Biology* 27, 5950–5962. doi:10.1111/gcb.15851
- Elsässer, M., Oswald, M., 1995. Die Einbeziehung der Stickstofflieferung des Standortes bei der Berechnung der "ordnungsgemäßen " Düngung von Dauergrünland. *Das wirtschaftseigene Futter* 41(1), 43–60.
- Eno, C.F., 1960. Nitrate Production in the Field by Incubating the Soil in Polyethylene Bags. *Soil Science Society of America Journal* 24, 277. doi:10.2136/sssaj1960.03615995002400040019x
- Enwezor, W.O., 1976. The mineralization of nitrogen and phosphorus in organic materials of varying C:N and C:P ratios. *Plant Soil* 44, 237–240. <https://doi.org/10.1007/BF00016972>
- EU (Europäische Union), 1992. Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. Amtsblatt der Europäischen Union, L 206. URL: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:DE:PDF> (aufgerufen am 19.08.2020).
- EU (Europäische Union), 2008. Richtlinie 2008/50/EG des europäischen Parlamentes und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. Amtsblatt der Europäischen Union, L 152. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:02008L0050-20150918> (aufgerufen am 19.07.2020).
- EU (Europäische Union), 2009. Richtlinie 2009/147/EG des europäischen Parlamentes und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten. Amtsblatt der Europäischen Union, L 20. URL: <https://eur->

lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:02009L0147-20190626&from=EN (aufgerufen am 22.07.2020).

- Eviner, V.T., Chapin, F.S., 2003. Functional Matrix: A Conceptual Framework for Predicting Multiple Plant Effects on Ecosystem Processes. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34, 455–485. doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132342
- Eviner, V.T., 2004. Plant Traits That Influence Ecosystem Processes vary Independently among Species. *Ecology* 85(8), 2215–2229. doi.org/10.1890/03-0405
- Eviner, V.T., Chapin, S., Vaughn, C.E., 2006. Seasonal Variations in Plant Species Effects on Soil N and P Dynamics. *Ecology* 87(4), 974–986. doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[974:SVIPSE]2.0.CO;2
- Figueiredo, V., Enrich-Prast, A., Rütting, T., 2016. Soil organic matter content controls gross nitrogen dynamics and N<sub>2</sub>O production in riparian and upland boreal soil. *European Journal of Soil Science*, 67(6), 782–791. doi:10.1111/ejss.12384
- Fornara, D.A., Bardgett, R., Steinbeiss, S., Zak, D.R., Gleixner, G., Tilman, D., 2011. Plant effects on soil N mineralization are mediated by the composition of multiple soil organic fractions. *Ecological Research* 26, 201–208. doi.org/10.1007/s11284-010-0777-0
- Frankenberger, W.T., Abdelmagid, H.M., 1985. Kinetic parameters of nitrogen mineralization rates of leguminous crops incorporated into soil. *Plant Soil* 87, 257–271. https://doi.org/10.1007/BF02181865
- Franko, U., Oelschlägel, B., Schenk, S., 1995. Simulation of Temperature-, Water- and Nitrogen dynamics using the Model CANDY. *Ecological Modelling* 81, 213–222. doi.org/10.1016/0304-3800(94)00172-E
- Gan, Y., Duan, Q., Gong, W., Tong, C., Sun, Y., Chu, W., Ye, A., Miao, C., Di, Z., 2014. A comprehensive evaluation of various sensitivity analysis methods: A case study with a hydrological model. *Environmental Modelling and Software* 51, 269–285. doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.09.031
- Gauger T., Rihm B., 2018. NH<sub>3</sub>-Konzentration Jahr 2014. Vorläufiges Ergebnis, Stand Mai 2018. Bearbeitung (GIS und Mapping): Beat Rihm, Meteotest AG, Bern/CH.
- Gerowitt, B., Feindt, P., Dempfle, L., Engels, E.-M., Engels, J., Graner, A., Hamm, U., Heissenhuber, A., Herdegen, M., Janssen, A., Wedekind, H., Schröder, S., Schulte-Coerne, H., Wolters, V. & Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMELV, 2013. Biodiversität im Grünland – unverzichtbar für Landwirtschaft und Gesellschaft. Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. *Agra-Europe*, 54(48), Länderberichte Dokumentation, 1–10.
- Gouveia, G. & Eudoxie, G., 2002. Relationship between ammonium fixation and some soil properties and effect of cation treatment on fixed ammonium release in a range of



- Trinidad soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 33:11-12, 1751-1765. doi.org/10.1081/CSS-120004820
- Guntiñas, M.E., Leiros, M.C., Tsar-Cepeda, C., Gil-Sotres, F., 2012. Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: A laboratory study. *European Journal of Soil Biology* 48, 73-80. doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.07.015
- Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E., Svendsen, H., 1990. DAISY - Soil Plant Atmosphere System Model. NPO Report A10. The National Agency for Environmental Protection, Copenhagen, 272.
- Hart, S.C., Nason, G.E., Myrold, D.D., Perry, D.A., 1994a. Dynamics of gross nitrogen transformations in an old-growth forest : The carbon connection. *Ecology* 75, 880–891. doi.org/10.2307/1939413
- Hart, S.C., Stark, J.M., Davidson, E.A., Firestone, M.K., 1994b. Nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification. In: *Methods of Soil Analysis, Part 2: Microbial and Biochemical Properties*. Soil Science Society of America, Madison, 1152. doi.org/10.2136/sssabookser5.2.c42
- Hatch, D., Jarvis, S., Parkinson, R., Lovell, R., 2000. Combining field incubation with nitrogen-15 labelling to examine nitrogen transformations in low to high intensity grassland management systems. *Biology and Fertility of Soils* 30, 492–499. doi.org/10.1007/s003740050028
- Hein, M., 2003. Stickstoff-Umsätze in Humusaufgaben von Buchen- und Fichtenwäldern im Fichtelgebirge (NO-Bayern) und entlang eines europäischen Nord-Süd-Transekts. Dissertation, Universität Bayreuth, 141 S. URL: [https://epub.uni-bayreuth.de/960/1/Dissertation\\_MHein\\_Druckversion.pdf](https://epub.uni-bayreuth.de/960/1/Dissertation_MHein_Druckversion.pdf) (aufgerufen am 23.09.2019).
- Hermann A., 2018. Regelungsdefizite beim Schutz vor reaktivem Stickstoff (insbesondere für die Vollzugspraxis) am Beispiel Ammoniak. Fachgespräch „Rechtliche Regelungen“ am 20.9.2018, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. Berlin, 31 S. URL: <https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/Fachgespraech-Rechtl-Regelungen-Stickstoff-Vollzugspraxis-Ammoniak.pdf> (aufgerufen am 27.9.2018).
- HfWU (Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen), 2016. Bearbeitung N-empfindlicher Standort-Lebensraumtyp-Kombinationen. In: *Critical Levels und Critical Loads Baden-Württemberg 2020 - Erster Zwischenbericht des Forschungsprojekts AG2 Critical Loads, ARGE StickstoffBW*. Stand 05/2016. Unveröff.
- Hobbie, S.E., 2015. Plant species effects on nutrient cycling: revisiting litter feedbacks. *Trends in Ecology and Evolution* 30, 357–363. doi.org/10.1016/j.tree.2015.03.015
- Hoefl, I., Keuter, A., Quinones, C.M., Schmidt-Walter, P., Veldkamp, E., Corre, M.D., 2014. Nitrogen retention efficiency and nitrogen losses of a managed and phytodiverse

- temperate grassland. *Basic and Applied Ecology* 15, 207–218. doi.org/10.1016/j.baae.2014.04.001
- Hu, X., Liu, C., Zheng, X., Dannenmann, M., Butterbach-Bahl, K., Yao, Z., Zhang, W., Wang, R., Cao, G., 2019. Annual dynamics of soil gross nitrogen turnover and nitrous oxide emissions in an alpine shrub meadow. *Soil Biology and Biochemistry* 138, 107576. doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107576
- Hutson, J., Wagenet, R., 1992. LEACHM: leaching estimation and chemistry model-a process based model of water and solute movement, transformations, plant uptake, and chemical reactions in the unsaturated zone, Version 3. Cornell University, Ithaca.
- IUSS Working Group, 2015. World reference base for soil resources 2014, update 2015 - International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. *World Soil Resources Reports* 106. FAO, Rome. URL: <https://www.fao.org/3/i3794en/I3794en.pdf> (aufgerufen am 23.05.2020).
- Jamieson, N., Monaghan, R., Barraclough, D., 1999. Seasonal trends of gross N mineralization in a natural calcareous grassland. *Global Change Biology* 5, 423–431. doi.org/10.1046/j.1365-2486.1999.00232.x
- Janssens, F., Peeters, A., Tallowin, J.R.B., Bakker, J.P., Bekker, R.M., Fillat, F., Oomes, M.J.M., 1998. Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil* 202, 69–78. doi.org/10.1023/A:1004389614865
- Jenkinson, D.S. & Coleman, K., 2008. The turnover of organic carbon in subsoils. Part 2. Modelling carbon turnover. *European Journal of Soil Science* 59(2), 400-413.
- Johnson, N.L., Kotz, S., Balakrishnan, N., 1995. *Univariate Discrete Distributions*, 2. ed. Wiley, New York.
- Johnsson, H., Bergstrom, L., Jansson, P.E., Paustian, K., 1987. Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 18, 333–356. doi.org/10.1016/0167-8809(87)90099-5
- Jung, Y.W., Oh, D.S., Kim, M., Park, J.W., 2010. Calibration of LEACHN model using LH-OAT sensitivity analysis. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 87, 261–275. doi.org/10.1007/s10705-009-9337-9
- Kenward, M.G., Roger, J.H., 1997. Small sample inference for fixed effects from restricted maximum likelihood. *Biometrics* 53, 983–997. doi.org/10.2307/2533558
- Kersebaum, K.C., Hecker, J.M., Mirschel, W., Wegehenkel, M., 2007. Modelling water and nutrient dynamics in soil-crop systems. Springer, 272 S.
- Kirkham, D., Bartholomew, W.V., 1954. Equations for Following Nutrient Transformations in Soil, Utilizing Tracer Data. *Soil Science Society of America Journal*, 18, 33-34. doi.org/10.2136/sssaj1954.03615995001800010009x

- Krähenmann, S., Walter, A., Brienens, S., Imbery, F., Matzarakis, A., 2018. High-resolution grids of hourly meteorological variables for Germany. *Theoretical and Applied Climatology* 131, 899–926. doi.org/10.1007/s00704-016-2003-7
- Kuderna, M., Pötsch, E., Blum, W.E.H., 1992. Zur Wahl des Extraktionsmittels bei der Nmin-Bestimmung. *Bodenkultur* 44, 7–14.
- Kudeyarov, V.N., 1981. Mobility of Fixed Ammonium in Soil. In: *Terrestrial Nitrogen Cycles*. Clark, F.E., Roswall, T., (Eds.). *Ecol. Bull. (Stockholm)* 33, 281–290. URL: <https://www.jstor.org/stable/45128670> (aufgerufen am 17.09.2022).
- Kukowski, S., Schmidt, P., Piepho, H.P., Röhl, M., Hauffe, H.K., Streck, T., 2020. Auswirkungen atmosphärischer Stickstoffeinträge auf magere Flachland-Mähwiesen in Baden-Württemberg. *Natur und Landschaft* 95(2), 58-67. doi.org/10.17433/2.2020.50153773.58-67
- Kukowski, S., Ruser, R., Piepho, H.-P., Brinkmann, S., Linnemann, K., Röhner, S., Röhl, M., Lehmann, A., Hauffe, H. K., , 2021. Referenzflächen (LRT 6510 und LRT 6210). In: ARGE StickstoffBW, AG2 Critical Loads Baden-Württemberg, 2021. N-Umsatz-Modell für Flachland-Mähwiesen - Begleitende Feldforschung für den IST-Zustand im Offenland. Vorläufiger Abschlussbericht zum Projekt CL03 der AG2 Critical Loads. Stand 12/2021. Unveröff.
- LAI (Bund/Länder-AG Immissionsschutz), 2012. Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen. Leitfaden 1–82. Langfassung, Stand: 1. März 2012. URL: [https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/landwirtschaft/zulassung/pdf/LAI\\_N-Leitfaden\\_Ermittlung%20und%20Bewertung%20von%20Stickstoffeintragen\\_Langfassung\\_01.03.2012.pdf](https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/landwirtschaft/zulassung/pdf/LAI_N-Leitfaden_Ermittlung%20und%20Bewertung%20von%20Stickstoffeintragen_Langfassung_01.03.2012.pdf) (aufgerufen am 21.03.2021).
- Lama, S., Velescu, A., Leimer, S., Weigelt, A., Chen, H., Eisenhauer, N., Scheu, S., Oelmann, Y., Wilcke, W., 2020. Plant diversity influenced gross nitrogen mineralization, microbial ammonium consumption and gross inorganic N immobilization in a grassland experiment. *Oecologia* 193, 731–748. doi.org/10.1007/s00442-020-04717-6
- Lamboni, M., Monod, H., Makowski, D., 2018. multisensi: Multivariate Sensitivity Analysis. R-package. Version 2.1-1. URL: <https://cran.r-project.org/package=multisensi> (augerufen am 13.09.2019)
- Laughlin, R.J., Stevens, R.J., 2002. Evidence for fungal dominance of denitrification and codenitrification in a grassland soil. *Soil Science Society of America Journal* 66, 1540–1548. doi.org/10.2136/sssaj2002.1540
- LAZBW (Landwirtschaftliches Zentrum Baden-Württemberg ), 2018. FFH-Mähwiesen. Grundlagen – Bewirtschaftung – Wiederherstellung. LAZBW, Aulendorf, 72 S. URL: [https://lazbw.landwirtschaft-bw.de/pb/site/pbs-bw-new/get/documents/MLR.LEL/PB5Documents/lazbw\\_2017/lazbw\\_gl/Gr%C3%BCnlandwirtschaft\\_und\\_Futterbau/Gr%C3%BCnlandbewirtschaftung/Naturschutz/FFH\\_Schutzgebiete/FFH\\_Maehwiesen/Dokumente\\_FFH\\_Maehwiesen/2018\\_GL\\_](https://lazbw.landwirtschaft-bw.de/pb/site/pbs-bw-new/get/documents/MLR.LEL/PB5Documents/lazbw_2017/lazbw_gl/Gr%C3%BCnlandwirtschaft_und_Futterbau/Gr%C3%BCnlandbewirtschaftung/Naturschutz/FFH_Schutzgebiete/FFH_Maehwiesen/Dokumente_FFH_Maehwiesen/2018_GL_)

- lazbw\_FFH\_M%C3%A4hwiesen\_Grundlagen.pdf?attachment=true (aufgerufen am 23.04.2019).
- Ledgard, S.F., Jarvis, S.C., Hatch, D.J., 1998. Short-term nitrogen fluxes in grassland soils under different long-term nitrogen management regimes. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 1233–1241. doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00022-4
- LfL (Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft), 2022. Auswirkung der Grünlandextensivierung durch verringerte Nutzungshäufigkeit und Düngung auf einem oberfränkischen Standort. URL: <https://www.lfl.bayern.de/iab/gruenland/026100/index.php> (aufgerufen am 12.07.2022).
- LGRB (Landesamt für Geologie Rohstoffe und Bergbau), 2015. GeoFachdaten BW – Bodenkunde. Regierungspräsidium Freiburg Abt. 9 – LGRB, Ref. 93 Landesbodenkunde. LGRB, Freiburg, 16 S.
- Li, Y., Chapman, S.J., Nicol, G.W., Yao, H., 2018. Nitrification and nitrifiers in acidic soils. *Soil Biology and Biochemistry* 116, 290–301. doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.10.023
- Londo, G., 1975. De decimale schaal voor vegetatiekundige opnamen van permanente Kwadraten. *Gorteria* 7, 101–106.
- LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg), 2008. Vegetationsentwicklung im Grünland von 1985 bis 2006. ID Umweltbeobachtung U51-M31-J08. LUBW, Karlsruhe, 151 S. URL: [https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/79289-Vegetationsentwicklung\\_im\\_Gr%C3%BCnland\\_von\\_1985\\_bis\\_2006.pdf](https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/79289-Vegetationsentwicklung_im_Gr%C3%BCnland_von_1985_bis_2006.pdf) (aufgerufen am 08.07.2020).
- LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg), 2010. Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. LUBW, Karlsruhe, 32 S. URL: [https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/55861-Leitfaden\\_f%C3%BCr\\_Planungen\\_und\\_Gestattungsverfahren.pdf](https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/55861-Leitfaden_f%C3%BCr_Planungen_und_Gestattungsverfahren.pdf) (aufgerufen am 27.12.2021).
- LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg), 2014. Handbuch zur Erstellung von Managementplänen für die Natura 2000-Gebiete in Baden-Württemberg - Version 1.3.. LUBW, Karlsruhe, 476 S. URL: [https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/69643-Handbuch\\_zur\\_Erstellung\\_von\\_Managementpl%C3%A4nen\\_f%C3%BCr\\_die\\_Natura\\_2000-Gebiete\\_in\\_Baden-W%C3%BCrttemberg.pdf](https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/69643-Handbuch_zur_Erstellung_von_Managementpl%C3%A4nen_f%C3%BCr_die_Natura_2000-Gebiete_in_Baden-W%C3%BCrttemberg.pdf) (aufgerufen 08.03.2020).
- LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg), 2016. Kartieranleitung Offenland-Biotopkartierung Baden-Württemberg. 9. Aufl., Karlsruhe, 156 S. URL: [https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/85262-Kartieranleitung\\_Offenland-Biotopkartierung\\_Baden-W%C3%BCrttemberg.pdf](https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/85262-Kartieranleitung_Offenland-Biotopkartierung_Baden-W%C3%BCrttemberg.pdf) (aufgerufen am 23.09.2018).

- LUBW (Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg), 2019. Medienübergreifende Umweltbeobachtung. StickstoffBW. StickstoffBW-Karten. URL: <https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/medienuebergreifende-umweltbeobachtung/stickstoffbw> (aufgerufen am 15.10.2019).
- LUBW (Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg) 2022. Verbundvorhaben StickstoffBW. URL: <https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/medienuebergreifende-umweltbeobachtung/stickstoffbw> (aufgerufen am 01.09.2022).
- Mahmood, B., Tillman, R., 2015. Sensitivity of LEACHN Model Predictions to Changes in Nitrogen Transformation Rate Constants and Bulk Density. *Transactions of the ASABE* 58, 353–366. doi.org/10.13031/trans.58.10636
- Marriott, C.A., Hudson, G., Hamilton, D., Neilson, R., Boag, B., Handley, L.L., Wishart, J., Scrimgeour, C.M., Robinson, D., 1997. Spatial variability of soil total C and N and their stable isotopes in an upland Scottish grassland. *Plant and Soil* 196, 151–162. doi.org/10.1023/A:1004288610550
- Marschner, H., 1995. *Mineral Nutrition of Higher Plants*. Academic Press, London, UK.
- MLR (Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz), 2016. Infoblatt Natura 2000: Wie bewirtschafte ich eine FFH-Wiese?. MLR, Stuttgart, 2 S. URL: [https://foerderung.landwirtschaft-bw.de/pb/site/pbs-bw-mlr/get/documents\\_E-507794983/MLR.LEL/PB5Documents/fiona/2020/Merkblaetter/GA%20-%20Infoblatt%20Natura%202000%20fuer%202020.pdf?attachment=true](https://foerderung.landwirtschaft-bw.de/pb/site/pbs-bw-mlr/get/documents_E-507794983/MLR.LEL/PB5Documents/fiona/2020/Merkblaetter/GA%20-%20Infoblatt%20Natura%202000%20fuer%202020.pdf?attachment=true) (aufgerufen am 01.01.2021).
- MLR (Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz), 2017. Förderprogramm für Agrarumwelt, Klimaschutz und Tierwohl Baden-Württemberg (FAKT). Wahl-Druck GmbH, Aalen, 22 S. URL: [https://mlr.baden-wuerttemberg.de/fileadmin/redaktion/m-mlr/intern/dateien/publikationen/Landwirtschaft/2017\\_Fakt\\_Foerderprogramm\\_Agrarumwelt\\_Klimaschutz\\_Tierwohl.pdf](https://mlr.baden-wuerttemberg.de/fileadmin/redaktion/m-mlr/intern/dateien/publikationen/Landwirtschaft/2017_Fakt_Foerderprogramm_Agrarumwelt_Klimaschutz_Tierwohl.pdf) (aufgerufen am 13.12.2020).
- Müller, C., Martin, M., Stevens, R.J., Laughlin, R.J., Kammann, C., Ottow, J.C.G., Jäger, H.J., 2002. Processes leading to N<sub>2</sub>O emissions in grassland soil during freezing and thawing. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 1325–1331. doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00076-7
- Müller, C., Stevens, R.J., Laughlin, R.J., 2004. A <sup>15</sup>N tracing model to analyse N transformations in old grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 619–632. doi.org/10.1016/j.soilbio.2003.12.006
- Münchmeyer, U., Russow, R., Augustin, J., 2000. Net and gross nitrogen mineralization in drained and reflooded fen soils. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 36, 79–98. doi.org/10.1080/10256010008032934

- Murphy, D. V., Bhogal, A., Shepherd, M., Goulding, K.W.T., Jarvis, S.C., Barraclough, D., Gaunt, J.L., 1999. Comparison of <sup>15</sup>N labelling methods to measure gross nitrogen mineralisation. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 2015–2024. doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00125-X
- Murphy, D.V., Recous, S., Stockdale, E.A., Fillery, I.R.P., Jensen, L.S., Hatch, D.J., Goulding, K.W.T., 2003. Gross nitrogen fluxes in soil: Theory, measurement and application of <sup>15</sup>N pool dilution techniques. *Advances in Agronomy* 79, 69–119. doi.org/10.1016/S0065-2113(02)79002-0
- Neter, J., Wassermann, W., Kutner, M.H., 1989. Applied linear regression analysis. 2. Ed. IRWIN, Boston. 1127 S.
- Nômmik, H., 1981. Fixation and Biological Availability of Ammonium in Soil Clay Minerals. In: *Terrestrial Nitrogen Cycles*. Clark, F.E., Roswall, T., (Eds.). *Ecol. Bull. (Stockholm)* 33, 273–279. URL: <https://www.jstor.org/stable/45128669> (aufgerufen am 17.09.2022).
- Oberdorfer, E. (Hrsg.), 1993. *Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil 3: Wirtschaftswiesen und Unkrautgesellschaften*. 3. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag.
- Olsen, S., Cole, C., Watanabe, F.S., Dean, L.A., 1954. Estimation of Available Phosphorus in Soils by Extraction With Sodium Bicarbonate. USDA Circular Nr 939, US Gov. Print. Office, Washington, D.C.
- Partel, M., 2002. Local plant diversity patterns and evolutionary history at the regional scale. *Ecology* 83, 2361–2366. doi.org/10.2307/3071796
- Paul, W., Domsch, K.H., 1972. Ein mathematisches Modell für den Nitrifikationsprozeß im Boden. *Archiv für Mikrobiologie* 87(1), 77–92. doi.org/10.1007/BF00424780
- Priesack, E., 2006. Expert-N Dokumentation der Modellbibliothek. FAM - Bericht 60. Hieronymus, München. URL: <https://expert-n.uni-hohenheim.de/fileadmin/einrichtungen/expert-n/ExpertN-Modellbibliothek.pdf> (aufgerufen 28.07.2019).
- Raufer B., Seither M., Bauer, R., Thumm, U., Elsässer, M., 2015. Erhaltungszustand und derzeitige Situation von Mageren Flachland-Mähwiesen in Baden-Württemberg am Beispiel des Landkreises Esslingen. 59. Jahrestagung der AGGF, Aulendorf, 23–28.
- Rauthe, M., Steiner, H., Riediger, U., Mazurkiewicz, A., Gratzki, A., 2013. A Central European precipitation climatology - Part I: Generation and validation of a high-resolution gridded daily data set (HYRAS). *Meteorologische Zeitschrift* 22, 235–256. doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0436
- Rinne, M., Jaakkola, S., Huhtanen, P., 1997. Grass maturity effects on cattle fed silage-based diets. 1. Organic matter digestion, rumen fermentation and nitrogen utilization. *Animal Feed Science and Technology* 67, 1–17. doi:10.1016/S0377-8401(96)01141-8

- Risch, A.C., Zimmermann, S., Ochoa-Hueso, R., Schütz, M., Frey, B., Firn, J.L., Fay, P.A., Hagedorn, F., Borer, E.T., Seabloom, E.W., Harpole, W.S., Knops, J.M.H., McCulley, R.L., Broadbent, A.A.D., Stevens, C.J., Silveira, M.L., Adler, P.B., Báez, S., Biederman, L.A., Blair, J.M., Brown, C.S., Caldeira, M.C., Collins, S.L., Daleo, P., di Virgilio, A., Ebeling, A., Eisenhauer, N., Esch, E., Eskelinen, A., Hagenah, N., Hautier, Y., Kirkman, K.P., MacDougall, A.S., Moore, J.L., Power, S.A., Prober, S.M., Roscher, C., Sankaran, M., Siebert, J., Speziale, K.L., Tognetti, P.M., Virtanen, R., Yahdjian, L., Moser, B., 2019. Soil net nitrogen mineralisation across global grasslands. *Nature Communications* 10, 1–10. doi.org/10.1038/s41467-019-12948-2
- Roth, T., Kohli, L., Rihm, B., Amrhein, V., Achermann, B., 2015. Nitrogen deposition and multi-dimensional plant diversity at the landscape scale. *Royal Society Open Science* 2, 150017. doi.org/10.1098/rsos.150017
- Rousk, J., Brookes, P.C., Bååth, E., 2009. Contrasting soil pH effects on fungal and bacterial growth suggest functional redundancy in carbon mineralization. *Applied and Environmental Microbiology* 75, 1589–1596. doi.org/10.1128/AEM.02775-08
- Rousk, J., Brookes, P.C., Bååth, E., 2010. The microbial PLFA composition as affected by pH in an arable soil. *Soil Biology and Biochemistry* 42, 516–520. doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.11.026
- Saltelli, A., 2002. Making best use of model evaluations to compute sensitivity indices. *Computer Physics Communications* 145, 280–297. doi.org/10.1016/S0010-4655(02)00280-1
- SAS Institute Inc., 2013. *Base SAS® 9.4 Procedures Guide: Statistical Procedures*. Second Edition. SAS Institute Inc. Cary, NC.
- Schaap, M.G., Nemes, A., Genuchten, M.T., 2004. Comparison of Models for Indirect Estimation of Water Retention and Available Water in Surface Soils. *Vadose Zone Journal* 3, 1455–1463. doi.org/10.2136/vzj2004.1455
- Scheffer, F., Schachtschabel, P., 2010. *Lehrbuch der Bodenkunde* 12. Ed., Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Schimel, D.S., Coleman, D.C., Horton, K. a., 1985. Soil organic matter dynamics in paired rangeland and sropland toposequences in noth dakota. *Geoderma* 201–214. doi.org/10.1016/0016-7061(85)90002-3
- Schimel, J.P., Jackson, L.E., Firestone, M.K., 1989. Spatial and temporal effects on plant-microbial competition for inorganic nitrogen in a California annual grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 21, 1059–1066. doi.org/10.1016/S0367-326X(99)00140-9
- Schimel, J.P., Bennett, J., 2004. Nitrogen Mineralization: Challenges of a changing paradigm. *Ecology* 85, 591–602. doi.org/10.1890/03-8002
- Schoof, N., Luick, R., Ackermann, A., Baum, S., Böhner, H., Röder, N., Rudolph, S., Schmidt, T., Hötter, H., Jeromin, H., 2019. Auswirkungen der neuen Rahmenbedingungen der Gemeinsamen Agrarpolitik auf die Grünland-bezogene Biodiversität, BfN-

- Skripten 540, 234 S. URL: <https://www.bfn.de/sites/default/files/BfN/service/Dokumente/skripten/skript418.pdf> (aufgerufen 12.05.2020)
- Schröder E., Ssymank A., Vischer-Leopold, M., Ersfeld, M., 2008. Die Umsetzung der FFH-Richtlinie in der Agrarlandschaft. *Environ Sci Eur* 20, 264–274. doi.org/10.1007/s12302-008-0023-3
- Scott, N., Binkley, D., 1997. Foliage litter quality and annual net N mineralization: comparison across North American forest sites. *Oecologia* 111, 151–159. doi.org/10.1007/s004420050219
- Seither, M., 2017. Gärrest-Düngung auf FFH-Mähwiesen: geht das? *Landinfo* 2, 28–30. URL: [https://lel.landwirtschaft-bw.de/pb/site/pbs-bw-mlr/get/documents\\_E-335724225/MLR.LEL/PB5Documents/lel/Abteilung\\_1/Landinfo/Landinfo\\_extern/2017/02\\_2017/Seither\\_2-2017.pdf?attachment=true](https://lel.landwirtschaft-bw.de/pb/site/pbs-bw-mlr/get/documents_E-335724225/MLR.LEL/PB5Documents/lel/Abteilung_1/Landinfo/Landinfo_extern/2017/02_2017/Seither_2-2017.pdf?attachment=true) (aufgerufen 16.6.2020)
- Shaw, M. R., Harte, J., 2001. Response of nitrogen cycling to simulated climate change: differential responses along a subalpine ecotone. *Global Change Biology* 7(2), 193–210. doi.org/10.1046/j.1365-2486.2001.00390.x
- Simunek, J., Huang, K., Genuchten, M. Van, 1998. The HYDRUS code for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Research Report No. 144: US Salinity Laboratory, USDA, ARS.
- Stark J.M., 2000. Nutrient transformations. In: Sala O.E. et al. (eds) *Methods in Ecosystem Science*. Springer, New York, S. 215-234.
- Statistisches Bundesamt, 2021a. Bodenfläche insgesamt nach Nutzungsarten in Deutschland. [https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Flaechennutzung/Tabellen/bodenflaeche-insgesamt.html?view=main\[Print\]](https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Flaechennutzung/Tabellen/bodenflaeche-insgesamt.html?view=main[Print]) (aufgerufen 25.08.2022).
- Statistisches Bundesamt, 2021b. Landwirtschaftliche Bodennutzung nach ausgewählten Hauptnutzungsarten. [https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Feldfruechte-Gruenland/Tabellen/flaechen-hauptnutzungsarten.html;jsessionid=437B5EEB38E8C77C01E68674C876F3D5.live712?view=main\[Print\]](https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Feldfruechte-Gruenland/Tabellen/flaechen-hauptnutzungsarten.html;jsessionid=437B5EEB38E8C77C01E68674C876F3D5.live712?view=main[Print]) (aufgerufen 25.08.2022).
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., Vries, W. de, de Wit, Cynthia A, Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G. M., Persson, L. M., Ramanathan, V., Reyers, B. u. Sörlin, S., 2015. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science* 347(6223), 12598. doi.org/10.1126/science.1259855
- Stevens, C.J., Dise, N.B., Mountford, J.O., Gowing, D.J., 2004. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science* 303, 1876–1880. doi.org/10.1126/science.1094678



- Stevens, C.J., Dupr, C., Dorland, E., Gaudnik, C., Gowing, D.J.G., Bleeker, A., Diekmann, M., Alard, D., Bobbink, R., Fowler, D., Corcket, E., Mountford, J.O., Vandvik, V., Aarrestad, P.A., Muller, S., Dise, N.B., 2010. Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental Pollution* 158, 2940–2945. doi.org/10.1016/j.envpol.2010.06.006
- Stevens, C.J., Dupr, C., Dorland, E., Gaudnik, C., Gowing, D.J.G., Bleeker, A., Diekmann, M., Alard, D., Bobbink, R., Fowler, D., Corcket, E., Mountford, J.O., Vandvik, V., Aarrestad, P.A., Muller, S., Dise, N.B., 2011. The impact of nitrogen deposition on acid grasslands in the Atlantic region of Europe. *Environmental Pollution* 159, 2243–2250. doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.026
- Stienstra, A.W., Gunnewiek, P.K., Laanbroek, H.J., 1994. Repression of nitrification in soils under a climax grassland vegetation. *FEMS Microbiology Ecology* 14, 45–52. doi.org/10.1111/j.1574-6941.1994.tb00089.x
- Stroup W.W., 2013. *Generalized Linear Mixed Models: Modern Concepts, Methods and Applications*. CRC Press. Boca Raton, 529 S.
- Stump, L., Binkley, D., 1993. Relationships between litter quality and nitrogen availability in Rocky Mountain forests. *Canadian Journal of Forest Research* 23, 492–502. doi.org/10.1139/x93-067
- Thornley, J.H.M., 1998. *GRASSLAND DYNAMICS An Ecosystem Simulation Model*. CAB INTERNATIONAL, New York.
- Thumm, U., Boob, M., Elsässer, M., 2020. Wie lässt sich FFH- Schnittgut verwerten? *Top Agrar Südplus* 2, 28–30. URL: [https://www.topagrar.com/dl/3/7/3/3/2/6/0/TSP\\_028\\_030\\_02\\_20.pdf](https://www.topagrar.com/dl/3/7/3/3/2/6/0/TSP_028_030_02_20.pdf) (aufgerufen am 3.09.2021).
- Trehan, S.P., 1996. Immobilization of  $15\text{NH}_4^+$  in three soils by chemical and biological processes. *Soil Biology and Biochemistry* 28, 1021–1027. doi.org/10.1016/0038-0717(96)00085-5
- UBA (Umweltbundesamt), 2014. *Luftschadstoffe im Überblick: Ammoniak*. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/luftschadstoffe/ammoniak> (aufgerufen am 07.10.2017).
- UM (Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg), 2017. *Reaktiver Stickstoff in der Atmosphäre von Baden-Württemberg*. ID Umweltbeobachtung U46-S7-J16. UM. Stuttgart, 173 S. URL: [https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/29379-Depositionsbericht\\_2017.pdf](https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/29379-Depositionsbericht_2017.pdf) (aufgerufen am 10.03.2021)
- Van den Berg, L.J., Jones L., Sheppard, L.J., Smart, S.M., Bobbink, R., Dise, N.B., Ashmore, M.R., 2016. Evidence for differential effects of reduced and oxidised nitrogen deposition on vegetation independent of nitrogen load. *Environmental Pollution* 208, 890–897. doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.017

- Van Genuchten, M. TH., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. – *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44: 892–898.
- VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, 1991. *VDLUFA-Methodenbuch - Band I - Die Untersuchung von Böden*. 4. Auflage, VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
- Verchot, L. V., Groffman, P.M., Frank, D.A., 2002. Landscape versus ungulate control of gross mineralization and gross nitrification in semi-arid grasslands of Yellowstone National Park. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 1691–1699. doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00155-4
- Wang, W.J., Chalk, P.M., Chen, D., Smith, C.J., 2001. Nitrogen mineralisation, immobilisation and loss, and their role in determining differences in net nitrogen production during waterlogged and aerobic incubation of soils. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 1305–1315. doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00034-7
- Wang, C., Chen, Z., Unteregelsbacher, S., Lu, H., Gschwendtner, S., Gasche, R., Kolar, A., Schloter, M., Kiese, R., Butterbach-Bahl, K., Dannenmann, M., 2016. Climate change amplifies gross nitrogen turnover in montane grasslands of Central Europe in both summer and winter seasons. *Global Change Biology* 22, 2963–2978. doi.org/10.1111/gcb.13353
- Wang, J., Zhang, J., Müller, C., Cai, Z., 2017. Temperature sensitivity of gross N transformation rates in an alpine meadow on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Journal of Soils and Sediments* 17, 423–431. doi.org/10.1007/s11368-016-1530-2
- Watson, C.J., Mills, C.L., 1998. Gross nitrogen transformations in grassland soils as affected by previous management intensity. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 743–753. doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00179-X
- Watson, C.J., Travers, G., Kilpatrick, D.J., Laidlaw, A.S., O’Riordan, E., 2000. Overestimation of gross N transformation rates in grassland soils due to non-uniform exploitation of applied and native pools. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 2019–2030. doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00103-6
- Watzka, M., Buchgraber, K., Wanek, W., 2006. Natural <sup>15</sup>N abundance of plants and soils under different management practices in a montane grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 1564–1576. doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.11.007
- Whitehead D.C., Lockyer D.R., 1987. The influence of the concentration of gaseous ammonia on its uptake by the leaves of italian ryegrass, with and without an adequate supply of nitrogen to the roots. *Journal of Experimental Botany* 38(5), 818–827. doi.org/10.1093/jxb/38.5.818
- Wörz, A., Thiv, M., 2015. The temporal dynamics of a regional flora - the effects of global and local impacts. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 217, 99–108. doi.org/10.1016/j.flora.2015.09.013

- 
- Wu, H., Dannenmann, M., Wolf, B., Han, X.G., Zheng, X., Butterbach-Bahl, K., 2012. Seasonality of soil microbial nitrogen turnover in continental steppe soils of Inner Mongolia. *Ecosphere* 3(4), 1-18. doi.org/10.1890/es11-00188.1
- Zak, D.R., Holmes, W.E., White, D.C., Peacock, A.D., Tilman, D., 2003. Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: are there links? *Ecology* 84(8), 2042-2050. doi.org/10.1890/02-0433
- Zaman, M., Chang, S.X., 2004. Substrate type, temperature, and moisture content affect gross and net N mineralization and nitrification rates in agroforestry systems. *Biology Fertility of Soils* 39, 269–279. doi.org/10.1007/s00374-003-0716-0
- Zarzycki, J., Kopeć, M., 2020. The scheme of nutrient addition affects vegetation composition and plant species richness in different ways: results from a long-term grasslands experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 291, 106789. doi.org/10.1016/j.agee.2019.106789
- Zhang, X., Wang, Q., Li, L., Han, X., 2008. Seasonal variations in nitrogen mineralization under three land use types in a grassland landscape. *Acta Oecologica* 34(3), 322-330. doi.org/10.1016/j.actao.2008.06.004
- Zhang, J., Tian, P., Tang, J., Yuan, L., Ke, Y., Cai, Z., Zhu, B., Müller, C., 2016. The characteristics of soil N transformations regulate the composition of hydrologic N export from terrestrial ecosystem. *JGR Biogeosciences* 121(6), 1409-1419. doi.org/10.1002/2016JG003398
- Zhang, S., Zheng, Q., Noll, L., Hu, Y., Wanek, W., 2019. Environmental effects on soil microbial nitrogen use efficiency are controlled by allocation of organic nitrogen to microbial growth and regulate gross N mineralization. *Soil Biology and Biochemistry* 135, 304–315. doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.05.019



# Anhang

---

## Anhang 1: Feldbodenkundliche Aufnahme der Intensiv-Monitoringflächen nach KA5 (BGR, 2005).

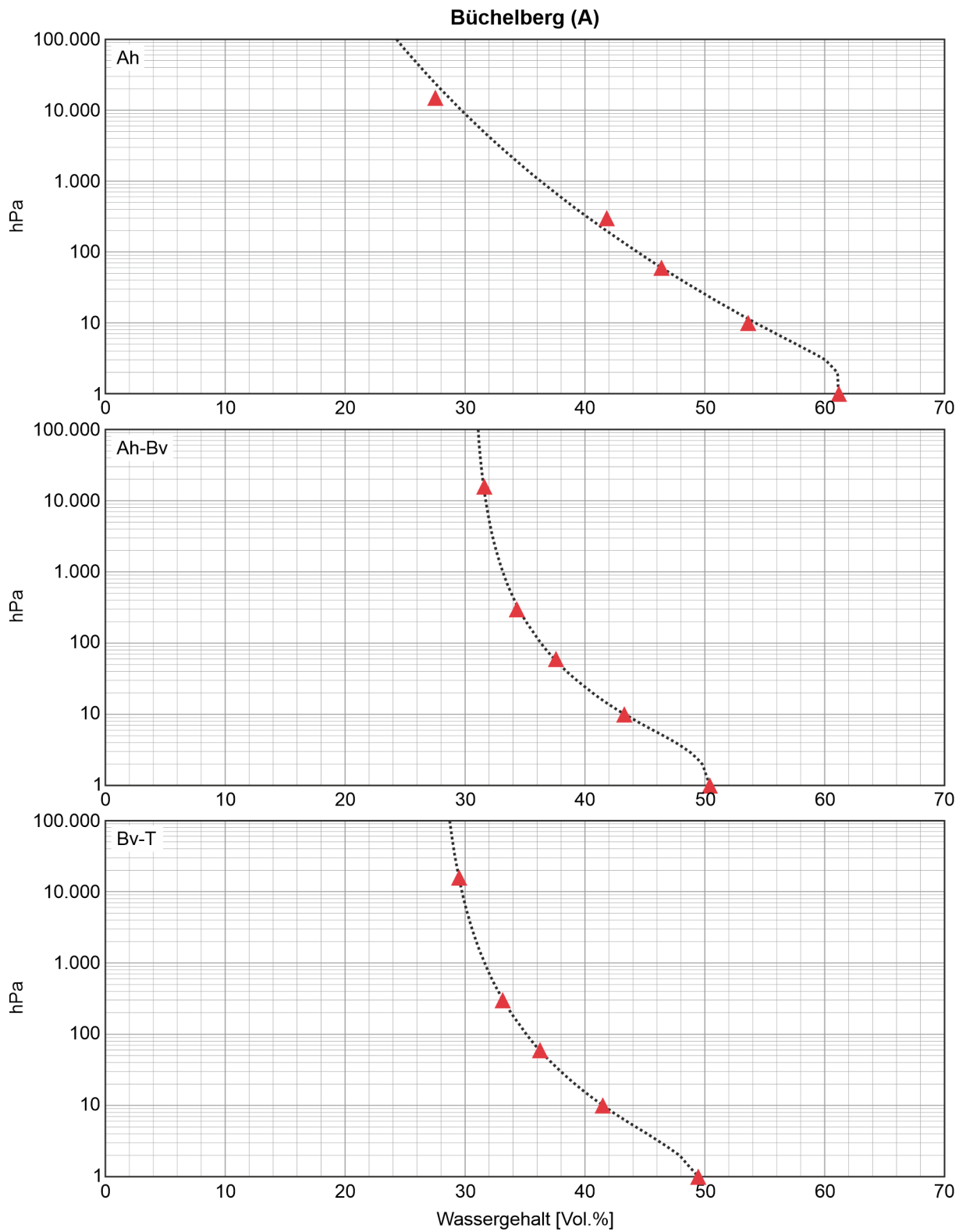
Profil	Tiefe [cm]	Bodenart	Kies+Steine [Vol%]	Bodenfarbe	Humusgehalt [Gew. %]	Carbonatgehalt [Gew. %]	aktuelle Feuchte pF	Gefügeform	Besonderheiten	Hohlräume	Lagerungsdichte [kg/dm <sup>3</sup> ]	Durchwurzelungsintensität	Lagengrenzen	Horizontbezeichnung
Büchelberg (A)	0-15	Lu (Tu3)	1-10	10YR 4\4	2-4	>25	frisch-feucht 2-3	Krümel-Subpolyeder	Vereinzelt Ziegelsteine (Indiz für Düngung mit Mist)	wenig	1,2-1,3	sehr stark (21-50)	Deutlich (eben)	Ah
	15-25	Lt3 (Tu2)	30-50	10YR 5\4	1-2	>25	frisch-feucht 2-3	Subpolyeder	Kleine Holzkohlereste	wenig	1,2-1,4	Mitte (6-10)	deutlich (wellig)	Ah Bv
	25-40	Tl	30-50	10YR 5\6	0	>25	frisch 2	Subpolyeder	-	wenig	1,4-1,6	Schwach (3-5)	n.b.	Bv T
	>40	n.b.	>75	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	Muschelkalk	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	cC
Büchelberg (C)	0-13	Lu	1-10	10YR 4/4	2-4	10-25	frisch-feucht 2-3	Krümel-Subpolyeder	vereinzelt Ziegelsteine, verzögertes Aufbrausen	wenig	1,2-1,4	sehr stark (21-50)	Deutlich (eben)	Ah
	13-27	Tu3	10-30	10YR 5/4	1-2	10-25	frisch 3	Subpolyeder	schwarze Steine	wenig	1,4-1,6	Mittel (6-10)	undeutlich (verzahnt)	Ah-cBv
	27-70	Tu2	30-50	2.5Y 5/6	0	25-50	trocken 4	Subpolyeder-Kohärent	Steine 1-20 cm groß, 45-70 cm mit Bohrstock	keine	1,6-1,8	Kaum (1-3)	n.b.	cCv

Profil	Tiefe [cm]	Bodenart	Kies+Steine [Vol%]	Bodenfarbe	Humusgehalt [Gew. %]	Carbonatgehalt [Gew. %]	aktuelle Feuchte pF	Gefügestufe	Besonderheiten	Hohlräume	Lagerungsdichte [kg/dm <sup>3</sup> ]	Durchwurzelungsintensität	Lagengrenzen	Horizontbezeichnung
Mistwiesen (A)	0-11	Lu	0	7.5YR 3/4	4	0	Feucht 2	Krümel (bis 2 mm)	Steinbedeckung, 0%Regenwurmgänge	n.b.	1,3	sehr stark 21-50	Eben ± 1 cm	Ah
	11-20	Tu3	0	7.5YR 4/3	2	0	Feucht 2	Krümel-Subpolyeder (bis 3 mm)	Holzkohle, Manganflecken 1%, Regenwurmgänge	n.b.	1,3	Stark 11-20	spaltenförmig (alte Wurzeln) ± 1 cm	Ah Bv
	20-27	Tu3	2 (bis 5 cm)	7.5YR 5/4	0.5-1	0	Feucht 2	Subpolyeder (bis 4 mm)	Marmorierung: Manganflecken 2%, Rostflecken 15%, Bleichflecken 5-10%, sehr schwache Tonbeläge Sandsteine Regenwurmgänge	n.b.	1,3	Mittel 6-10	Wellig ± 2 cm	(Sw-)Bv
	27-62	Tu2	3 (bis 20 cm)	5YR 5/6	0	0	feuchtnass 1-2	Subpolyeder Polyeder	Bleichflecken 2%, Slickensides Regenwurmgänge	n.b.	1,5	sehr schwach 1-2	± 1 cm	Sw
	>100	Tt	n.b.	5YR 4/6	0	0	Feucht 2	kohärent-Polyeder	mit Bohrstock beprobt	n.b.	1,6	sehr schwach 1-2		Sd

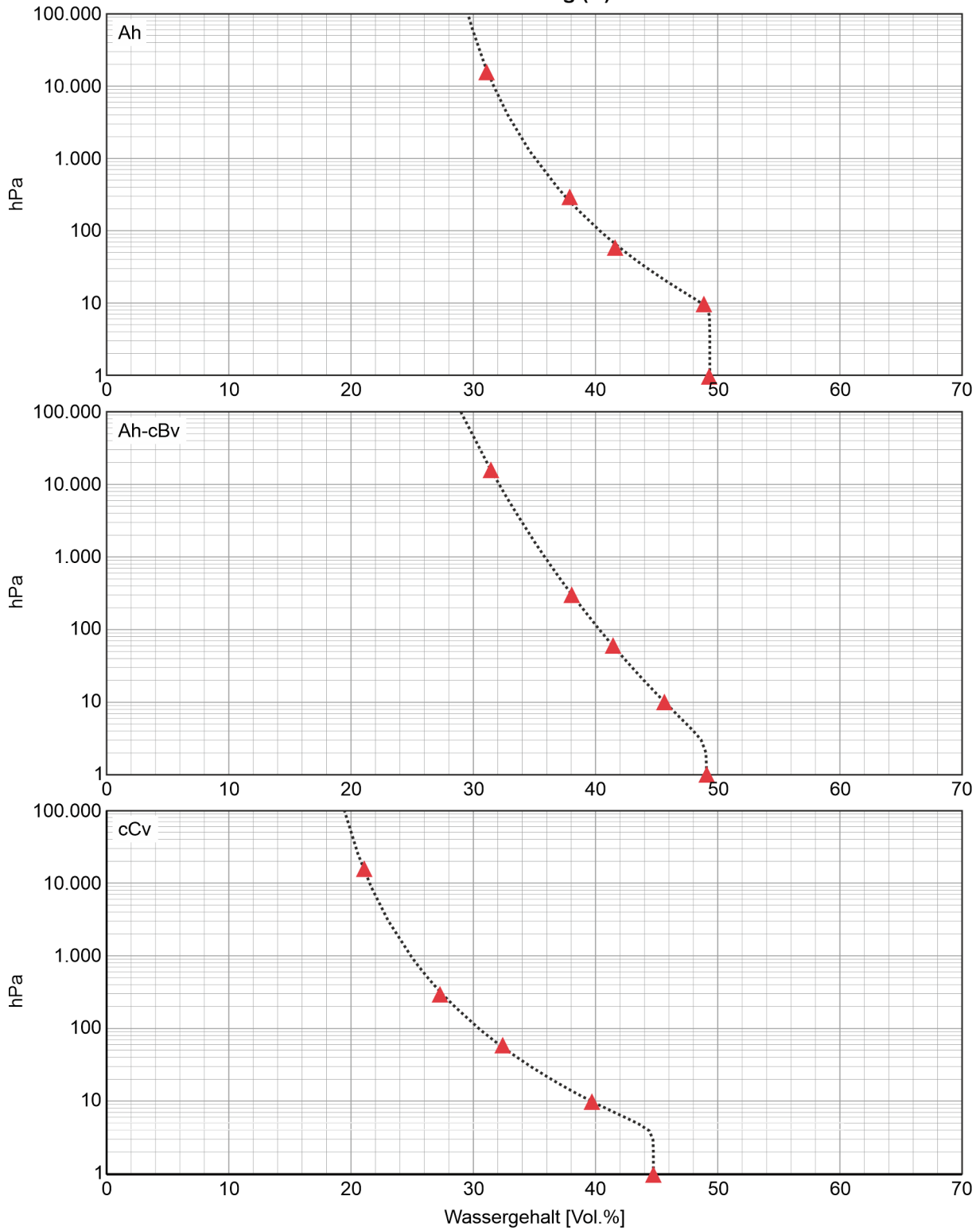
Profil	Tiefe [cm]	Bodenart	Kies+Steine [Vol%]	Bodenfarbe	Humusgehalt [Gew. %]	Carbonatgehalt [Gew. %]	aktuelle Feuchte pF	Gefügeform	Besonderheiten	Hohlräume	Lagerungsdichte [kg/dm <sup>3</sup> ]	Durchwurzelungsintensität	Lagengrenzen	Horizontbezeichnung
Mistwiesen (C)	0-10	Lu	0-1	7.5Y 3/3	5	0	feucht 2	Krümel (2 mm)	Steinbedeckung 0%, ein paar Meter weiter Oberboden deutlich humoser, viele Regenwürmer, viel Moos	n.b.	1,3	Stark 11-20	Eben ± 4 cm	Ah1
	10-20	Lu	0	7.5YR 4/2	3-4	0	feucht 2	Subpolyeder	Holzkohle	n.b.	1,3	Stark 11-20	Eben ± 3 cm	Ah2
	20-55	Lt2	2 (3 cm)	7.5YR 5/8 (Fe- Stellen 80%), 10YR 7/2 (gebleicht e Stellen 10%)	0	0?	nass 1	Subpolyeder	evtl. Carbonat („Knacken“) dort wo Wasser fließt, Fe- und Mn-Merkmale bei Lagengrenzen Eiskeilmuster, in horizontaler Sicht netzartige Struktur	n.b.	1,4	Mittel 6-10	Klüftig ± 1 cm	(Bv-) Sw
	>100	Ut4	1 (>10 cm)	7.5YR 5/8	0	0	feucht 2	Kohärent	Mn-, Fe-Anreicherung verhärtet, lagig/am Übergang (Raseneisenstein)	n.b.	1,6	Nicht 0		Swd

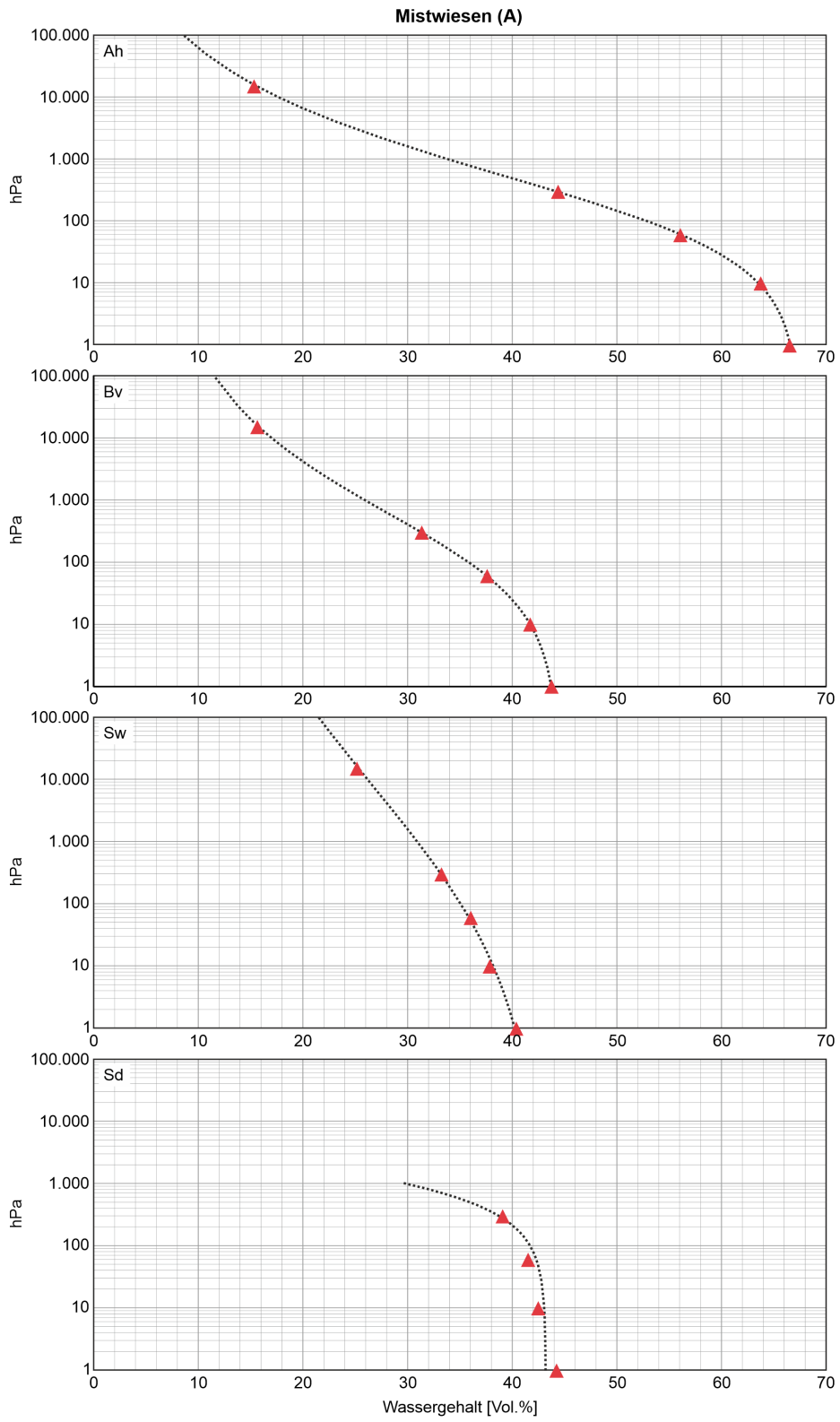


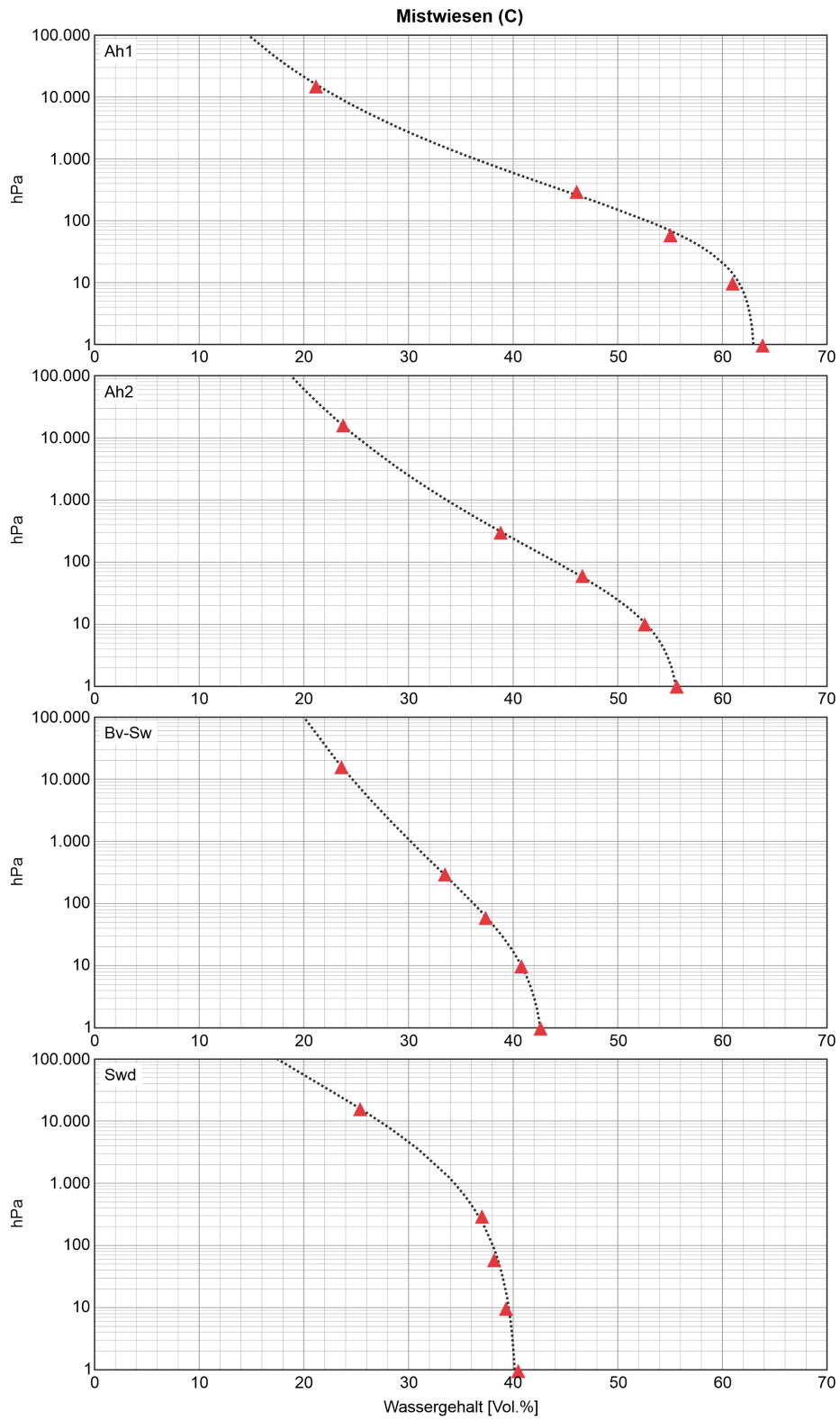
Anhang 2: Horizontbezogene pF-WG Kurven der Intensiv-Monitoringflächen.  
▲ = Messwert, ... =  $\theta(\psi)$ -Beziehung nach dem Model von VAN GENUCHTEN (1980).



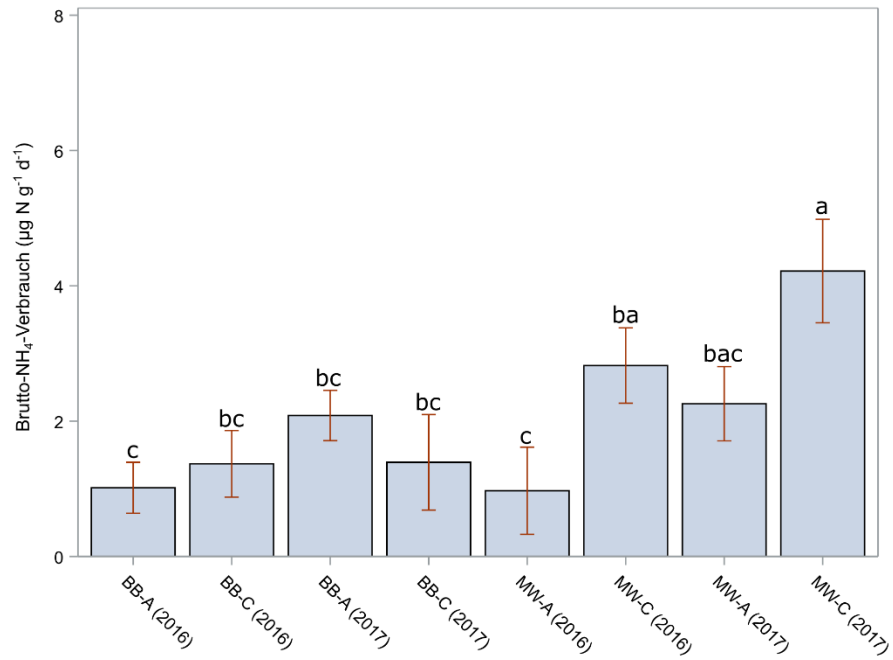
Büchelberg (C)







Anhang 3: Mittelwerte und Standardfehler der Brutto-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Verbrauchsrate (µg NH<sub>4</sub>-N g<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) der Feld-Bebrütungsversuche. Mittelwerte mit einem gemeinsamen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant voneinander (t-test, α = 5%). Da der Effekt „Jahr“ bei dieser Zielvariablen signifikant war, sind die Mittelwerte und Standardfehler jeweils für 2016 und 2017 angegeben.



Anhang 4: Vegetationsaufnahmen der Intensiv-Monitoringflächen (Zuordnung AC, VC, OC etc. nach OBERDORFER, 1993). Fett gedruckte Artnamen: kennzeichnende Pflanzenarten des LRT 6510 (magere Flachland-Mähwiesen) nach dem Handbuch zur Erstellung von Managementplänen für die Natura-2000-Gebiete in Baden-Württemberg (LUBW, 2014).

Aufnahme	1	2	3	4	Bewertungskategorien nach Anhang XIV MaP-Handbuch (LUBW 2014)					
					1a Stickstoffzeiger	1b Brachezeiger	1c Beweidungs- und Störungszeiger	1d Einsaatarten	2 bewertungsneutrale Art	3 Magerkeitszeiger
<b>Vegetation; Lebensraumtyp (LRT)</b>	Glatthaferwiese; LRT: Magere Flachland-Mähwiese	Glatthaferwiese; LRT: Magere Flachland-Mähwiese	Glatthaferwiese; LRT: Magere Flachland-Mähwiese	Glatthaferwiese; LRT: Magere Flachland-Mähwiese						
<b>Bewertung Lebensraumtyp</b>	A	C	A	C						
<b>Quelle: NAIS-Datenbank der LUBW</b>	A	C	A	C						
<b>Aufnahmedatum</b>	24.5.16	24.5.16	24.5.16	24.5.16						
<b>Ort</b>	<b>Büchelberg</b>	<b>Büchelberg</b>	<b>Mistwiesen</b>	<b>Mistwiesen</b>						
<b>Probefläche [m²]</b>	25	25	25	25						
<b>Höhe Krautschicht K [cm]</b>	70	70	40	80						
<b>Deckung Krautschicht K [%]</b>	90	90	90	100						
<b>Deckung Moosschicht [%]</b>	10	5	50	<5						
<b>Deckung Streuauflage [%]</b>	<5	10	<5	<5						
<b>Artzahl Farn- und Samenpflanzen</b>	39	34	43	40						
<b>AC Arrhenatheretum elatioris</b>										
<b>Arrhenatherum elatius</b>	.2	2	.2	1					x	
<b>Galium album</b>	1	2	1	2					x	
<b>VC Arrhenatherion elatioris</b>										
<b>Campanula patula</b>	.	.	.2	.2						x
<b>Crepis biennis</b>	.	2	.	.					x	
<b>VC Polygono-Trisetion</b>										
<b>Trisetum flavescens</b>	.2	3	.2	.					x	
<b>Phyteuma nigrum</b>	.	.	.	.1						x
<b>OC Arrhenatheretalia</b>										
<b>Dactylis glomerata</b>	.4	2	.1	.2					x	
<b>Helictotrichon pubescens</b>	.2	.2	.1	.1						x
<b>Knautia arvensis</b>	3	.1	1	.4						x
<b>Taraxacum sectio Ruderalia</b>	.2	1	.1	.1	(x)				x	
<b>Leucanthemum ircutianum</b>	2	.	2	.2						x
<b>Rhinanthus alectorolophus</b>	.4	1	.2	.						x
<b>Tragopogon orientalis</b>	.4	.	.4	.1						x
<b>Cynosurus cristatus</b>	.	.2	1	2					x	
<b>Veronica chamaedrys</b>	.	.1	.2	.4					x	
<b>Plantago media</b>	.4	.2	.1	.						x
<b>Achillea millefolium</b>	.4	3	.4	.					x	
<b>Leontodon hispidus</b>	3	1	2	.						x
<b>Lotus corniculatus</b>	1	2	1	.						x
<b>Trifolium repens</b>	.2	.2	.2	.					x	
<b>Daucus carota</b>	1	1	.	.						x
<b>Heracleum sphondylium</b>	.1	.	.	.1	(x)				x	
<b>Saxifraga granulata</b>	.	.	1	.1						x
<b>Vicia sepium</b>	.2	.	.	1					x	
<b>Bellis perennis</b>	.1	1	.	.					x	
<b>Alchemilla vulgaris agg.</b>	.	.	.	.1					x	
<b>Lolium perenne</b>	.	.1	.	.	x					x
<b>Prunella vulgaris</b>	.	.	.1	.					x	

Aufnahme	1	2	3	4	Bewertungskategorien nach Anhang XIV MaP-Handbuch (LUBW 2014)				
<b>KC Molinio-Arrhenatheretea</b>									
<i>Festuca rubra</i>	1	1	3	2					x
<i>Ranunculus acris</i>	1	1	1	1				x	
<i>Centaurea jacea</i>	2	1	2	.4					x
<i>Festuca pratensis</i>	.2	.2	.4	1				x	
<i>Plantago lanceolata</i>	1	1	1	2				x	
<i>Vicia cracca</i>	.	.2	.1	.1				x	
<i>Trifolium pratense</i>	1	1	1	2				x	
<i>Rhinanthus minor</i>	.1	.	.1	.1					x
<i>Poa pratensis</i>	.4	2	.	.				x	
<i>Rumex acetosa</i>	.	.	.4	1				x	
<i>Colchicum autumnale</i>	.	.	.2	.2					x
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	2	4				x	
<i>Sanguisorba officinalis</i>	.	.	1	.2					x
<i>Lathyrus pratensis</i>	.	.	.	.4				x	
<i>Cardamine pratensis</i>	.	.	.	.2				x	
<i>Alopecurus pratensis</i>	.	.	.	.2	(x)			x	
<i>Cerastium holosteoides</i>	.	.	.	.1				x	
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	.	.	.	.2					x
<i>Persicaria bistorta</i>	.	.	.	.1				x	
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	.	.1	.					x
<b>Arten der Submediterranen Trocken- und Halbtrockenrasen</b>									
<i>Bromus erectus</i>	4	3	.	.					x
<i>Ranunculus bulbosus</i>	.4	.2	.	.					x
<i>Carex caryophylla</i>	.4	.	.1	.					x
<i>Salvia pratensis</i>	3	.	.	.					x
<i>Galium verum</i>	.	.4	.	.					x
<i>Pimpinella saxifraga</i>	.	.	.2	.					x
<i>Scabiosa columbaria</i>	.	.	.2	.					x
<b>weitere Magerkeitszeiger</b>									
<i>Luzula campestris</i>	.1	.	.4	.4					x
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	.	1	3					x
<i>Briza media</i>	.4	.	.4	.					x
<i>Agrostis capillaris</i>	.	.	1	.					x
<i>Thymus pulegioides</i> agg.	.	.	.2	.					x
<b>Begleiter</b>									
<i>Medicago lupulina</i>	.2	1	.	.2				x	
<i>Agrimonia eupatoria</i>	.2	.4	.	.	(x)			x	
<i>Ajuga reptans</i>	.	.	.2	1				x	
<i>Potentilla reptans</i>	.1	.1	.	.	x	x			
<i>Viola spec.</i>	.2	.	.	.1					
<i>Betonica officinalis</i>	.	.	2	.					x
<i>Carex flacca</i>	.2	.	.	.					x
<i>Angelica sylvestris</i>	.	.	.	.1					x
<i>Prunus spinosa</i> juv.	.1	.	.	.					
<i>Rosa spec. juv.</i>	.	.1	.	.					

AC = Assoziations-Charakterart, VC = Verbands-Charakterart, OC = Ordnungs-Charakterart, KC = Klassen-Charakterart. Durchführung der Aufnahme: S. BRINKMANN & S. RÖHL, HfWU Nürtingen-Geislingen, 2016.

Anhang 5: Kennzahlen der deskriptiven Statistik für ausgewählte Bodenparameter (Laboranalyse) des Oberbodens der Intensiv-Monitoringflächen und Referenzflächen (LRT 6210 und LRT 6510).

Variable	Einheit	n	Mittelwert	Maximum	Minimum	Spannweite	Std.	Median
Sand	%	64	9,1	54,0	0,7	53,4	12,0	4,8
Schluff	%	64	38,4	64,9	19,1	45,8	9,4	38,2
Ton	%	64	55,4	80,3	13,8	66,6	15,0	57,1
Steine	Vol %	64	10,7	70,0	0,0	70,0	14,7	5,0
pH in CaCl <sub>2</sub>		64	6,8	7,5	4,6	2,9	0,7	7,1
CAL-K	mg 100 g <sup>-1</sup>	64	10,7	29,3	3,1	26,2	5,5	9,5
CAL-P	mg 100 g <sup>-1</sup>	64	6,4	22,1	0,5	21,6	5,3	5,0
Olsen-P	mg 100 g <sup>-1</sup>	64	2,2	6,0	0,5	5,5	1,2	1,8
KAK <sub>pot</sub>	(mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	64	208	306	101	205	43	211
BS	%	64	100	100	36	100	30	100
Mg	(mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	64	9,5	42,9	3,0	39,9	6,1	8,1
Na	(mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	64	1,3	3,1	0,6	2,5	0,5	1,2
Ca	(mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	64	296,0	454,1	55,0	399,1	85,1	327,6
C <sub>org</sub> /N <sub>t</sub>		64	10,5	14,7	7,9	6,8	1,3	10,1
N <sub>t</sub>	%	64	0,4	1,0	0,2	0,8	0,1	0,4
C <sub>t</sub>	%	64	6,6	12,4	2,5	9,9	2,5	6,2
C <sub>org</sub>	%	64	4,7	10,7	1,9	8,8	1,7	4,4
CaCO <sub>3</sub> (Scheibler)	%	64	14,9	61,5	0,0	61,5	18,1	4,2
Netto-N-Mineralisation	mg kg <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>	64	0,9	2,3	0,0	2,3	0,5	0,8
Mächtigkeit (A-Horizont)	cm	64	12,8	23,5	3,0	20,5	4,0	12,0

BS = Basensättigung, Std. = Standardabweichung



Anhang 6: Kennzahlen der deskriptiven Statistik für ausgewählte Bodenparameter (Laboranalyse) des Unterbodens der Intensiv-Monitoringflächen und Referenzflächen (LRT 6210 und LRT 6510).

Variable	Einheit	n	Mittelwert	Maximum	Minimum	Spannweite	Std.	Median
Sand	%	14	9,0	25,1	1,6	23,5	6,6	7,9
Schluff	%	14	41,4	67,7	17,3	50,4	16,2	39,6
Ton	%	14	54,9	86,6	17,4	69,2	21,3	54,4
Steine	Vol%	48	25,2	80,0	0,0	80,0	24,5	20,0
pH in CaCl <sub>2</sub>		48	7,0	7,6	4,5	3,1	0,8	7,4
CAL-K	mg 100g <sup>-1</sup>	48	6,5	16,3	2,3	14,0	2,3	6,8
CAL-P	mg 100g <sup>-1</sup>	48	6,6	18,2	0,0	18,2	5,3	6,2
Olsen-P	mg 100g <sup>-1</sup>	48	0,7	2,2	0,2	1,9	0,4	0,6
KAK <sub>pot</sub>	(mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	48	126	199	46	154	33	129
BS	%	48	100	100	50	100	39	100
Mg	(mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	48	7	28	1	27	6	5
Na	(mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	46	1	2	1	2	< 1	1
Ca	(mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	48	209	325	30	295	78	223
C <sub>org</sub> /N <sub>t</sub>		48	8,0	22,5	3,6	18,9	3,3	7,4
N <sub>t</sub>	%	48	0,1	0,3	0,0	0,3	0,1	0,1
C <sub>t</sub>	%	48	4,1	10,0	0,1	9,9	2,9	3,3
C <sub>org</sub>	%	48	1,3	7,5	0,1	7,4	1,1	1,1
CaCO <sub>3</sub> (Scheibler)	%	14	26,8	79,1	1,0	78,1	25,7	21,1
Mächtigkeit (untere Horizonte)	cm	48	41,7	77,5	20,0	57,5	12,9	41,0

BS = Basensättigung, Std. = Standardabweichung

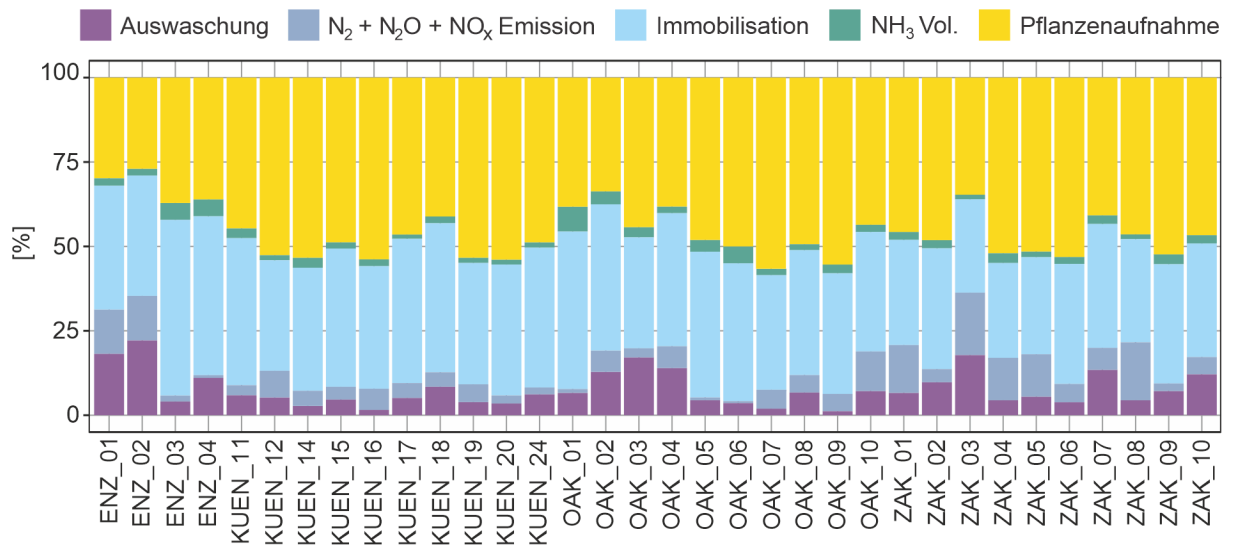
Anhang 7: p-Werte der Haupt- und Wechselwirkungseffekte EG, Substrat, Jahr, Temperatur, Feuchte für die Brutto-Nitrifikation und Brutto-Mineralisation für den gesamten Datensatz.

<b>Effekt</b>	<b>Brutto-Mineralisation</b>	<b>Brutto-Nitrifikation</b>
EG	0,194	0,260
Substrat x Jahr	0,014	0,000
EG	0,732	0,621
Jahr	0,241	0,641
EG x Jahr	0,156	0,833
Substrat x Jahr	0,573	0,069
EG x Substrat x Jahr	0,351	0,318
Temperatur	0,134	0,266
Feuchte	0,121	0,068

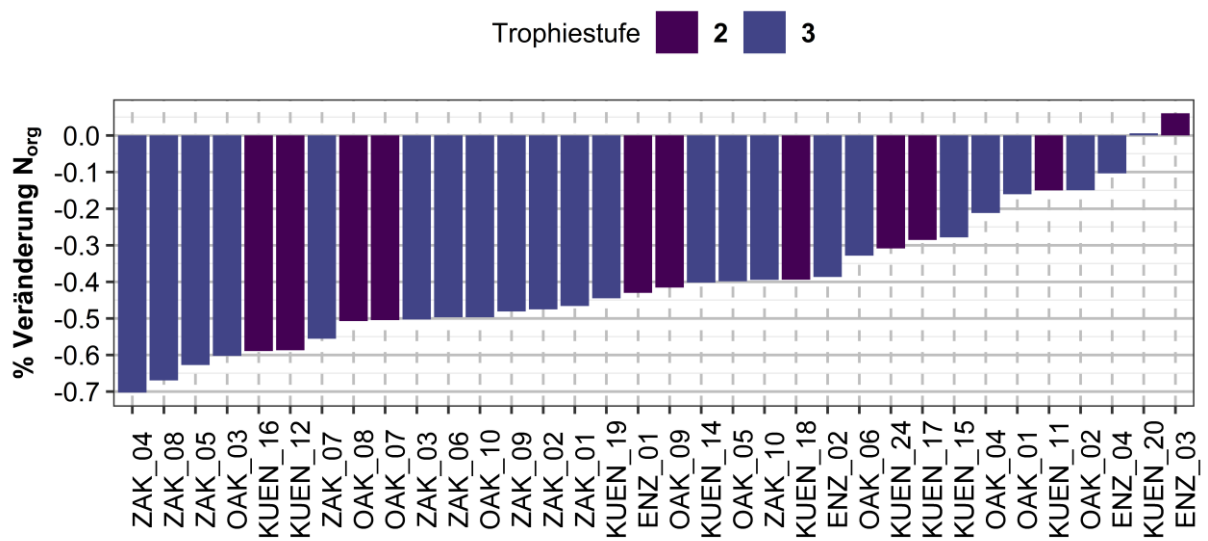
Anhang 8: Vergleich der mittleren Brutto- und Netto Umsätze (kg N ha<sup>-1</sup>) für eine Vegetationsperiode von 100 Tagen.

	<b>Brutto-Umsatz</b>		<b>Netto-Umsatz</b>	
	<b>kg N ha<sup>-1</sup></b>			
	<b>Mineralisation</b>	<b>Nitrifikation</b>	<b>Mineralisation</b>	<b>Nitrifikation</b>
BB-A	56	188	3	1
BB-C	85	251	3	3
MW-A	87	32	6	0
MW-C	127	49	4	1

Anhang 9: Relative Anteile der einzelnen Bilanzgrößen der Ausführseite.



Anhang 10: Prozentuale Veränderung des N<sub>org</sub>-Gehalts (Humus, Streu, organische Düngung, kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) einzelner Flächen im Simulationszeitraum von 1996-2012.



# Danksagung

---

Mein Dank gilt der LUBW für die Finanzierung dieses Promotionsprojektes im Rahmen des Verbundvorhabens „StickstoffBW“.

Ich möchte mich bei allen Gutachtern und Prüfern und den Vorsitzenden der Prüfungskommission bedanken. Besonders danke ich meinem Doktorvater Prof. Dr. Thilo Streck für die Betreuung und Begutachtung der Arbeit. Prof. Dr. Hermann Jungkunst und Prof. Dr. Torsten Müller danke ich für die Bereitschaft, als Gutachter und Prüfer dieser Arbeit zu fungieren.

Herrn Prof. Dr. Piepho danke ich für die fachliche Unterstützung und die geduldige Beantwortung sämtlicher statistischer Fragen.

Bei Reiner Ruser und Sebastian Gayler möchte ich mich ganz herzlich für die fachliche Betreuung bedanken und dafür, dass sie mich stets unterstützt, ermutigt und mir dabei geholfen haben, meine Ziele zu erreichen.

Norbert Billen und Andreas Lehmann danke ich für Ihre fachlichen Ratschläge im Bereich der Bodenkunde und die unkomplizierte Zusammenarbeit. Markus Röhl und seinem gesamten Team an der HfWU danke ich für die gemeinsame Bearbeitung sämtlicher vegetationskundlicher Fragestellungen.

Manfred Bathke danke ich ganz herzlich für seine fachliche Unterstützung und die in allen Themenbereichen außerordentlich hilfreichen Anmerkungen.

Allen Kollegen und Kolleginnen der Biogeophysik danke ich für die Unterstützung bei modell-technischen Problemen und bodenphysikalischen Fragen. Mein besonderer Dank gilt meiner Freundin Daniela Bendel dafür, dass sie mich immer unterstützt und an mich geglaubt hat.

Den Kollegen und Kolleginnen aus dem Fachgebiet Düngung und Bodenstoffhaushalt danke ich für die tolle Zusammenarbeit im Labor und das sehr angenehme Arbeitsklima. Mein

besonderer Dank gilt auch allen „Villa-Bewohnern“, insbesondere Lisa und Christoph. Danke für die gemeinsamen Kaffeepausen, für Nala, für eure guten Ratschläge und dafür, dass ich mit Abstand den ordentlichsten Schreibtisch hatte.

Ohne die vielen fleißigen Hände hätte ich meine Versuche im Feld und Labor nicht durchführen können. Für diese Unterstützung danke ich insbesondere Adelina, Rajina und Johannes.

Zuletzt möchte ich meinem Freund und meiner Familie, insbesondere meinem Vater, dafür danken, dass ihr mich stets unterstützt, ermutigt und immer an mich geglaubt habt!

# Curriculum Vitae

---

**Name** Sina Louise Kukowski

**Geburtsdatum** 03.01.1989

**Geburtsort** Elmshorn

**Staatsangehörigkeit** Deutsch

**Seit** **Wissenschaftliche Mitarbeiterin**  
**08/2020** am Thünen-Institut für Agrarklimaschutz  
Braunschweig

AG Ammoniak (Projektkoordination)

**Seit** **Promotion**  
**06/2016** am Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Fachgebiet  
Biogeophysik (Wissenschaftliche Mitarbeiterin)  
Universität Hohenheim

*Thesis: Bedeutung der Stickstoffumsetzung und externer Stickstoffquellen  
für die Entwicklung von FFH-Mähwiesen in Baden-Württemberg*

**10/2013 –** **Master of Science (1.5)**  
**06/2016** Environmental Protection and Agricultural Food Production  
Universität Hohenheim

*Thesis: Modellgestützte Analyse der Abhängigkeit der Nitratauswaschung  
aus landwirtschaftlichen Kulturflächen von Klima, Bewirtschaftung und  
Standorteigenschaften in Baden-Württemberg*

---

**10/2010 – Bachelor of Science (1.5)**

**10/2013** Agrarwissenschaften  
Christian-Albrechts-Universität  
Kiel

*Thesis: Untersuchung der Wasserqualität von drei verschiedenen  
Gewässertypen im Einzugsgebiet der Kielstau*

**2003 – Allgemeine Hochschulreife (2.5)**

**2009** Kaiser – Karl – Schule  
Itzehoe

Braunschweig, 10.10.2022

*Ort, Datum*



*Unterschrift*